

SZEMLE

A talaj ammónia kibocsátásából adódó környezetterhelés és annak monitorozási, mérési lehetőségei

¹TÓTH Eszter, ^{1*}DENCŐ Márton, ²PIRKÓ Béla, ¹BAKACSI Zsófia, ³KOÓS Sándor

¹ATK TAKI Talajfizikai és Vízgazdálkodási Osztály, ² ATK TAKI Talajkémiai és Anyagforgalmi Osztály, ³ ATK TAKI Környezetinformatikai Osztály, Budapest

Az ammónia környezeti hatásai

Az ammónia (NH₃) normál légköri hőmérsékleten és nyomáson légnemű, igen illékony. Könnyen reakcióba lép a vízzel, ezért a talajokba vagy vizekbe kerülő, elsősorban a szerves, illetve a műtrágyából származó NH₃ könnyen és gyorsan elillan, és a légkörbe kerül. Nedves talajfelszín vagy különböző oldatok esetében a folyékony fázis és a légkör között az NH₃ parciális nyomásának különbsége határozza meg az NH₃ párolgás/volatizáció mértékét (FRENEY & SIMPSON, 1983). Bár a légkörben az NH₃ csak néhány µg m⁻³ mennyiségben van jelen, ennek ellenére ez a kis koncentráció sem elhanyagolható, és napjainkban egyre nagyobb figyelmet kap környezeti terhelése miatt.

A tudományos érdeklődés már az előző évszázadban a különböző üvegházhatású gázok, így a szén-dioxid (CO₂), a dinitrogén-oxid (N₂O) vagy a metán (CH₄) felé fordult. Ennek oka e gázok légköri koncentrációjának növekedése és az egyre nyilvánvalóbbá váló emberi tevékenység okozta klímaváltozás. Az NH₃ légkörben betöltött szerepével, illetve a környezetre gyakorolt hatásával, nem üvegházhatású gázként, csak néhány évtizeddel ezelőtt kezdtek el foglalkozni. Ma már azonban a tudományos kutatások, az üvegházhatású gázokhoz hasonlóan, az NH₃ kipárolgásával és a környezetben betöltött szerepével is foglalkoznak. Ennek fő oka, hogy a légkörbe jutó NH₃ nem csak jelentős környezeti terhelést okozhat, de egészségkárosító hatásával is számolni kell. Az NH₃ könnyen reakcióba lép különböző savakkal, például kénsavval (H₂SO₄), salétromsavval (HNO₃), salétromos savval (HNO₂) vagy sósavval (HCl), mely reakció során ammónium sók keletkeznek (KRUPA, 2003). A légkörben az NH₃ és a kén-dioxid (SO₂) reakciójából ammónium-szulfát ((NH₄)₂SO₄) jön létre, ami az aeroszol részecskék fő komponense. Ezek mérete kisebb, mint 2,5 µm, így szerepet játszhatnak a ködképződésben, ronthatják a látási viszonyokat, de a tüdőben lerakódva légzőszervi problémákat, vagyis egészségkárosodást okozhatnak (SHAH & WESTERMAN, 2006). Az (NH₄)₂SO₄ kis méreténél fogva lassan ülepedik, így a forrástól számítva nagy távolságokra is képes eljutni. Ugyanígy, az NH₃-ból a légkörben kialakuló ammóniumion (NH₄⁺) a légköri folyamatok során messzire juthat és ily módon már nem csak a források közvetlen

*Levelező szerző: DENCŐ MÁRTON, ATK Talajtani és Agrokémiai Intézet, 1022 Budapest, Herman Ottó út 15.

E-mail: dencso.marton@atk.hu

közeliében fejt ki negatív hatását, hanem akár távolabbi helyeken is (FANGMEIER et al., 1994). Mégis, mivel az NH_3 légköri tartózkodási ideje maximum néhány napra tehető, magas légköri NH_3 koncentrációt rendszerint a kibocsátási hely közelében mérhetünk. Így az NH_3 hatása inkább regionális, de ennek ellenére, a fent említett okok miatt környezeti jelentősége vitathatatlan (BOUWMAN et al., 1997).

Eltérőek a vélemények arról, hogy az utóbbi évtizedekben a légkörbe jutó NH_3 mennyisége nőtt vagy csökkent (BEHERA et al., 2013; FERM & HELLSTEN, 2012), de kutatások bizonyítják azt, hogy a légköri NH_3 koncentráció nem csökkent (HORVÁTH et al., 2009). A légkörbe jutó NH_3 egy része ülepedés után visszajut a felszínre, hozzájárulva a talajok savanyodásához és a vizek eutrofizációjához (DENMEAD et al., 2016). Azokon a területeken, ahol a domborzati és éghajlati viszonyoknak köszönhetően a N ülepedés lehetősége fokozottan fennáll, sok esetben erdőpusztulást, biodiverzitás csökkenést vagy a talajok savanyodását figyelhetjük meg (ABER et al., 1989; FORRESTAL et al., 2015). Ugyanakkor nem elhanyagolható tény az sem, hogy a kiülepedett NH_3 kb. 1%-a mikrobiológiai folyamatok után a N_2O kialakulásának közvetlen forrása lehet. E folyamat során évente körülbelül 0,1-0,16 millió tonna N_2O -N kerül a légkörbe, hozzájárulva ezzel a globális klímaváltozáshoz (MARTIKAINEN, 1985; NI et al., 2015; PAN et al., 2016).

Ammónia források a mezőgazdaságban

Az antropogén eredetű N kibocsátások közül az NH_3 tekinthető a legjelentősebb N forrásnak. Évente megközelítőleg 43 millió tonna N kerül NH_3 formájában a légkörbe, ami összességében az antropogén kibocsátások 55%-át jelenti (OLIVIER et al., 1998). A háziállatok ürülékének bomlása, a műtrágya gyártás és felhasználás, illetve a biomassza égetése tekinthetők a legfontosabb antropogén eredetű NH_3 forrásoknak. Globálisan a légköri ammónia legjelentősebb forrása a mezőgazdaság, hiszen a légkörbe jutó NH_3 50%-a mezőgazdasági eredetű (SCHLESINGER & HARTLEY, 1992). Európában ez az arány még magasabb, hiszen a természetes eredetű NH_3 kibocsátások lényegében eltörpülnek az antropogén eredetű NH_3 kibocsátáshoz képest. Az antropogén források közül is kiemelkedik a mezőgazdaság, Európában ez a fő NH_3 kibocsátó szektor (MISSELBROOK et al., 2000).

1950 és 1986 között Európában a mezőgazdasági eredetű NH_3 kibocsátás megkétszereződött (ASMAN et al., 1988). Az európai országok közül Hollandiában és Németországban a legjelentősebb a mezőgazdaság NH_3 kibocsátása: az összes antropogén eredetű NH_3 kibocsátás 93-98%-a (FANGMEIER et al., 1994). Más európai országokban ez az arány valamelyest alacsonyabb. Magyarországon a légkörbe jutó NH_3 legjelentősebb forrása szintén a mezőgazdaság, mely összességében az antropogén eredetű NH_3 kibocsátás 90%-áért felelős. Az NH_3 emisszió forrásait összegezve elmondható, hogy Magyarországon jelentős mezőgazdasági kibocsátáson túl további 10% kibocsátásáért a nem ipari jellegű tüzelések (6%), a hulladékkezelés (2%), az ipar (1%) valamint a szállítás, illetve a közlekedés (1%) felelős.

A mezőgazdasági eredetű NH_3 az állattartás és növénytermesztés következtében juthat a légkörbe. Az állattartás és a trágyatárolás módja, a keletkezett trágya kijuttatásának körülményei, illetve a legeltetés egyaránt befolyásolják a légkörbe jutó NH_3 mennyiségét (VAN DER HOEK, 1998; MONTENY & ERSIMAN, 1998).

Az állattartó üzemek közül a legjelentősebb forrást a sertés és baromfi telepek jelentik, mivel ezekben az üzemekben lehet a legnagyobb állománysűrűséggel számolni (VOGT et al., 2013). Az ATK Talajtani és Agrokémiai Intézetben nem foglalkozunk az állattartás során a légkörbe jutó NH_3 veszteséggel, így jelen tanulmányban ennek részletesebb ismertetésétől eltekintünk.

Az állattartás mellett a növénytermesztés a másik jelentős NH_3 forrás a mezőgazdasági szektoron belül, hiszen a kijutatott szerves- vagy műtrágya jelentős része NH_3 formájában a légkörbe kerül. Az európai NH_3 kibocsátás hozzávetőlegesen 20%-a a növénytermesztésben használt trágyákból származik (PAIN et al., 1998). Becslések szerint a szerves trágyák N tartalmának 23%-a, a műtrágyák N tartalmának pedig 14%-a NH_3 -ként a levegőbe jut. Ez az arány az éghajlati viszonyok és a fejletlenebb kijuttatási technikák miatt a fejlődő országokban magasabb, míg az iparosodott országokban alacsonyabb (BOUWMAN et al., 2002). Jelenleg évente hozzávetőlegesen 110 millió tonna N tartalmú műtrágyát használnak fel, ami azt jelenti, hogy éves szinten kb. 10-15 millió tonna NH_3 kerül a légkörbe a műtrágyahasználat következtében (BEUSEN et al., 2008; PAN, 2016). Az elmúlt évszázadban a növekvő élelmiszerigény kielégítésére az intenzív (mű)tárgya használat volt a válasz. S bár vannak előírások és törekvések arra vonatkozóan, hogy a kijutatott műtrágya mennyiségét a növények igényeinek, illetve a talaj tápanyag szolgáltató képességének függvényében határozzák meg, mégis jelentős N veszteséggel kell számolnunk a műtrágyázás során. E feltételek ismeretén túl számos más olyan tényezőt is figyelembe kell venni, melyek kiaknázásával a N veszteség, így a légkörbe jutó NH_3 mennyisége is csökkenthető. Az NH_3 kibocsátás nagysága számos tényezőtől függ. Ezeket az alábbiak szerint foglalhatjuk össze:

a) A kibocsátás mértékét nagyban meghatározza a trágya mennyisége és fajtája. A kijutatott trágya mennyiségénél törekedni kell arra, hogy a lehető legkisebb környezeti terhelés mellett a lehető legnagyobb hozamot érjük el (tápanyag hatékonyság). A felhasznált műtrágya típusa nagymértékben függ a trágya beszerezhetőségétől és árától. A karbamid egy könnyen előállítható, szállítható és tárolható műtrágya, ami N egységre vetítve ráadásul az egyik legolcsóbb műtrágyának számít, hiszen N tartalma 46%, így világszerte széles körben használják. A kutatások rendszerint arról számolnak be, hogy a karbamid N tartalmának hozzávetőlegesen 15-40%-a kerül légkörbe az NH_3 volatilizáció során (LIGHTNER et al., 1985), de vannak, akik ennél magasabb, 60-65%-os veszteséget mutattak ki (ROCHETTE et al., 2009; NIKOLAISEN et al., 2020), ami komoly terhelést jelenthet a környezetnek. A karbamid alapú műtrágyák használata során jóval nagyobb mennyiségű NH_3 szabadul fel a többi műtrágyához viszonyítva, mivel a karbamid gyors hidrolízise a pH lokális emelkedését okozza. Miután a hidrolízis folyamata véget ér, a karbamid N tartalma elérhetővé válik a nitrifikációs és denitrifikációs folyamatok számára is. A kalcium-ammónium-nitrátot (CAN) szintén nagy mennyiségben használják tápanyag utánpótlás biztosítására (27% N tartalom), ugyanakkor használatakor, összehasonlítva a karbamiddal, hozzávetőlegesen 85%-kal kevesebb NH_3 jut a légkörbe (FORRESTAL et al., 2015). Mivel NH_3 jelentős

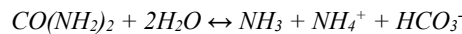
mennyiségben csak a karbamid típusú műtrágyákból kerül a légkörbe, a továbbiakban a műtrágyával kapcsolatos megállapításokat karbamidra vonatkoztatjuk.

b) A trágya kijuttatásának módja szintén hatással van az NH_3 volatilizáció mértékére. Nagymértékben csökkenthető az NH_3 emisszió mértéke, ha a tárgyat nem csak a felszínen terítik, hanem be is dolgozzák a talajba. ROCHETTE munkatársaival (2013) enyhén savanyú vályog talajba 0, 2,5, 5, 7,5 és 10 cm mélységben dolgoztak be karbamidot. A felszínre kijutatott karbamid N tartalmának 50%-a került a légkörbe NH_3 volatilizáció révén, míg a 7.5 cm-re vagy az annál mélyebbre kijutatott karbamidból a N veszteség lényegében elhanyagolható volt. FENN és munkatársai (1981) hasonló megállapításokat tettek, amikor laboratóriumi körülmények között, homokból készült talajoszlopok felszínére, valamint 2,5 és 5 cm-es mélységbe helyeztek, illetve jutattak be karbamidot. A felszínre helyezett műtrágya N tartalmának 66%-a, a 2,5 cm mélységbe jutott műtrágya N tartalmának 41%-a illant el, míg az 5 cm-re helyezett trágya N tartalmából nem tudtak NH_3 formájában emissziót kimutatni. A különböző kutatások eredményeiben vannak eltérések arra vonatkozóan, hogy az NH_3 volatilizáció mennyivel csökkenthető a karbamid talajba történő bedolgozásával, de abban megegyeznek az eredmények, hogy a talajba juttatás mélységével párhuzamosan a volatilizáció csökkenthető (OVERREIN & MOE, 1967; HOLCOMB et al., 2011.) Nem szabad azonban figyelmen kívül hagyni azokat a helyzeteket, amikor a trágya bedolgozása nem kivitelezhető, mint például a legelőkön, a zéró talajműveléssel hasznosított szántóföldeken vagy a már meglévő növényállományba történő műtrágya kijuttatás.

c) Az időjárási feltételek nagymértékben befolyásolják a légkörbe jutó NH_3 mennyiségét. HARPER és munkatársai (1983) egy ausztrál legeltetett gyepről karbamiddal történő trágyázása során megállapították, hogy a műtrágya kijuttatás után hullott 5 mm eső már jelentősen csökkentette az NH_3 volatilizációt. A műtrágya kijuttatás után hullott 8 mm csapadék akár 19-25%-kal is csökkentheti a volatilizáció miatt bekövetkező N veszteséget (BOUWMEESTER et al., 1985). A talaj hőmérsékletének növekedésével az NH_3 emisszió is növekszik, ez jól látszik az NH_3 emisszió napi menetéből is, mely jól követi a hőmérséklet napi változását (NATHAN & MALZER, 1994). Az NH_3 kibocsátás az egyes évszakokra vonatkozóan szezonális alapon becsülhető meg, az időjárási viszonyok általánosításával. Nagyobb kibocsátások várhatók meleg nyári napokon, szeles időben, míg alacsonyabb hőmérsékletnél kisebb kibocsátással számolhatunk (HARPER et al., 1983; KRUPA et al., 2003; LAUER et al., 1976). Ennek megfelelően az NH_3 kibocsátás csökkenthető a kijuttatás időpontjának optimalizálásával, pl. hideg, nedves talajkondíciók mellett, vagyis enyhe eső után, illetve szélecsendben juttatjuk ki a karbamid műtrágyát (REIDY & MENZI, 2007).

d) Egyes talajtulajdonságok (elsősorban a talaj mésztartalma, pH értéke, nedvesség tartalma és kationcsere kapacitása) szintén jelentősen befolyásolhatják az NH_3 volatilizáció mértékét (BOUWMEESTER et al., 1985) A karbamid a talajra történő

kijuttatása után rövid időn belül a hidrolízis folyamata során ammóniává, ammónium ionná és hidrogén-karbonáttá alakul az alábbi folyamat szerint:



A karbamid hidrolízise következtében a talaj pH értéke növekszik, ami az NH_3 volatilizáció mértékének emelkedéséhez vezet (FERGUSON et al., 1984; NIKOLAJSSEN et al., 2020). A folyamathoz a talaj nedvességtartalma biztosítja a szükséges vizet, ami azt is jelenti, hogy nagyon száraz talajállapotnál, ahol a talaj nedvességtartalma a hervadás pont alatt van, a hidrolízis folyamata, így az NH_3 kibocsátás is elmarad (SOMMER et al., 2004). MILLS munkatársaival (1974) fedetlen talajra kijutatott karbamid NH_3 -ként történő N veszteségét vizsgálták a pH növekedés függvényében. Megállapították, hogy 5,7 és 7,2 közötti pH esetén a volatilizáció során történt N veszteség nem haladta meg a 17%-ot, de 7,6 feletti pH-nál már a kijutatott N dózis fele NH_3 -ként távozott a légkörbe. Hasonló megállapítást tettek SOMMER és munkatársai (2004) is, miszerint amennyiben savanyú tartományból a bázikus tartomány felé mozdul a talaj pH értéke, az NH_3 kibocsátás mértéke megemelkedik.

A fent említett szempontoknak megfelelően a trágya kijuttatás során az optimális környezeti feltételek biztosítása az egyik legfontosabb stratégiai lépése lehet a rövid távú kibocsátás csökkentésnek. A kibocsátás lecsökkentése több szempontból is komoly jelentőséggel bír. A műtrágyából a légkörbe jutó N lényegében a műtrágya hatékonyságát csökkenti, így a kibocsátás csökkentésével a felhasznált műtrágyák hatékonysága növelhető lenne (MALHI et al., 2001). Emellett a légkörbe jutó ammónia jelentős környezeti terhelést okoz, kockázat a bioszféra szempontjából és egészségügyi kockázatot jelent az emberek számára, így a kibocsátás csökkentésével párhuzamosan a környezeti terhelések is csökkennének, csökkenne az egészségügyi szektor leterheltsége.

Az NH_3 kibocsátásának csökkentése tehát társadalmi, gazdasági érdek, illetve az egészséges környezetünk egyik alapvető feltétele. Ezért lehetőség szerint csökkenteni kell az állattartás különböző fázisaiban, illetve a mezőgazdasági termelés során a trágya kijuttatásakor az NH_3 emisszió mértékét. Ennek első lépése, hogy megismerjük azokat a folyamatokat, melyek az NH_3 volatilizációt befolyásolják, adott esetben csökkenthetik. Másik fontos kitétel, hogy a légkörbe jutó NH_3 mennyiségét minél pontosabban meg tudjuk határozni. Jelenleg az elérhető NH_3 emisszió adatok inkább becsléseken, mintsem valódi méréseken alapulnak, így az adatok hozzávetőlegesen 40%-os bizonytalanságot tükröznek (BUIJSMAN, 1987).

Az EU 2016-ban elfogadta azt a direktívát, amely alapján Magyarországon az NH_3 kibocsátást 2030-ig 32 %-kal kell csökkenteni (2016/2284/EEC), mely csökkentési kötelezettség a legnagyobb az európai országok között. Mivel Magyarországon, hasonlóan Európa többi országaihoz, az NH_3 kibocsátás közel 90%-áért a mezőgazdasági szektor felelős, így ez a cél nem érhető el a szerves- és műtrágyák hatékonyabb felhasználása, a precíz mérések és a különböző, NH_3 kibocsátást befolyásoló tényezők széles körű vizsgálata nélkül. Az ammónia kibocsátással kapcsolatos tényezők és ok-okozati kapcsolatok ismereteinek integrálásával

lehetőség nyílik a különbségek és lehetőségek részletesebb elemzésére, ezáltal pedig lehetővé válik a kibocsátás csökkentésének minimalizálása, optimalizálása.

Az ammónia emisszió mérés lehetőségei és módszerei

Az első légköri ammónia fluxus mérések csak az előző évszázad végén, az 1990-es években történtek (FAMULARI et al., 2005). Az 1980-as években BUIJSMAN és munkatársai (1987) bevezették az emisszió faktorok fogalmát, melyek segítségével az európai mezőgazdaság NH₃ kibocsátását lehetett becsülni. Az 1990-es és 2000-es években egyes európai országokban már ország specifikus emisszió faktorokat használtak az ammónia kibocsátás mértékének becslésére (MISSELBROOK et al., 2000). Valamelyest pontosabb becslést adhatunk az NH₃ kibocsátás mértékét illetően az úgynevezett folyamat alapú, matematikai modellek alkalmazásával. A matematikai modellek a kibocsátás becslése során figyelembe veszik azokat a folyamatokat, melyek a műtrágya használat során befolyásolják az NH₃ kibocsátás mértékét. A matematikai modellek használatának legfőbb korlátja, hogy a szerteágazó összefüggés láncolatok miatt nehézkes és konkrét mérések nélkül nem megoldott a modellek számára szükséges input adatok biztosítása (AVNIMELECH & LAHER, 1977). A mai napig a talaj-növény-légkör rendszerben az NH₃ dinamikájában hatalmas bizonytalanságok vannak, mert még mindig hiányoznak a közvetlen, megbízható fluxus mérések. Ez nagyrészt az NH₃ tulajdonságainak, illetve annak köszönhető, hogy igen reaktív vegyület és erős hidrogén kötésekkel kapcsolódik a vízhez, nehezítve ezzel a mérési lehetőségeket (FERRARA et al., 2012).

Talaj tömegmérésen alapuló módszer és izotóp technika

Az ammónia kibocsátás mértékét a növények trágyázásra adott válasza, másrészt a trágyakijuttatás után a talaj tömegének mérése alapján is lehet becsülni (MOAL et al., 1995; SOMMER et al., 2004). A növényi válaszreakciók nagyon megbízhatatlannak bizonyultak a veszteségek becslését illetően, ugyanis a növényi N felvételnél nem lehetett beazonosítani, hogy a N forrása a műtrágya vagy a talaj saját N készletei voltak-e. Továbbá ez a módszer nem vesz figyelembe más lehetséges N veszteség útvonalakat, mint a nitrát kimosódás vagy a nitrifikáció/denitrifikáció folyamatai. Felismerve a módszer hiányosságait, MORVAN és munkatársai (1999) sertés hígtrágya ammónium frakciójának ¹⁵N-el történt dúsításával becsülték az ammónia emissziót. Vizsgálataik kimutatták, hogy az izotóp technika jelentősen felülbecsüli az NH₃ kibocsátást. JANZEN és GILBERTSON (1994) kontrollált körülmények között zajló kísérletben kimutatták, hogy a felülbecslést az okozza, hogy jelentős ¹⁵N átvitel figyelhető meg a jelölt és a nem jelölt növények között. Mivel ezek a mérések nagy bizonytalanságot hordoznak, nem terjedtek el a gyakorlatban.

Szélcsatorna módszer

A módszert LOCKYER (1984) fejlesztette ki azzal a céllal, hogy kis kiterjedésű területek NH₃ kibocsátásának mérését anélkül lehessen megoldani, (szemben a

kamrás módszerekkel) hogy a felszín mikroklímájába beleavatkoznánk. A módszert azóta számos kutatás során sikerrel alkalmazták (BRASCHKAT et al., 1993; MANNHEIM et al., 1994). A mérés során egy mesterségesen előállított szélcsatornát használnak, melynek az oldalát és a tetejét átlátszó fólia fedi. A levegő függőlegesen áramlik be a csatornába, majd a csatorna kialakításának köszönhetően vízszintesen áramlik tovább, majd egy újabb 90°-os hajlítás után a csatornát függőlegesen hagyja el. A csatornán belül, a bemenet után egy úgynevezett nyugtató szakasz található, ahol a levegő lamellákon áramlik keresztül. Az NH₃ méréséhez a levegőt egy 0,0125 M-os H₂SO₄-val töltött palackon keresztül pumpálják át. A reprezentatív minta biztosítása érdekében a levegőt 8 helyen mintázzák a kimenetnél. Az NH₃-t, H₂SO₄-al csapdazzák, majd az NH₄⁺ tartalmat kolorimetrikusan határozzák meg. A csatornán kívüli besugárzást, léghőmérsékletet, szélesebességet és páratartalmat a mérés alatt folyamatosan rögzítik. Az NH₃ fluxus az alábbi összefüggés alapján számolható ki:

$$F = \frac{V}{A}(C_1 - C_2)$$

ahol:

V: a levegő átlagos áramlási sebessége;

A: a szélcsatorna által lefedett terület;

C₁: az NH₃ koncentráció a csatorna kimeneténél;

C₂: a levegőben lévő NH₃ háttér-koncentráció, amit a csatorna bemeneténél mérnek.

Mikro-meteorológiai módszerek

A mikro-meteorológiai módszerek alapelve az, hogy a levegő áramlása általában valamilyen örvénylő mozgás kíséretében zajlik a légkörben, hiszen a szél, turbulens mozgásánál fogva képes arra, hogy a víz-talajfelszín-légkör határretegéből az NH₃-t elmozdítsa. Az, hogy az ammónia erről a határról hogyan mozdul el, az a légköri turbulencia, a szélesebesség, illetve az légköri stabilitás mértékétől függ (DENMEAD, 1983). Mikrometeorológiai módszerekkel folytonos NH₃ emisszió méréseket lehet biztosítani a nagy kiterjedésű, nyílt területek felett. Emiatt kiegyenlítődik a terület térbeli heterogenitása és egy adott területről egységes képet kapunk az ammónia kibocsátást illetően. Ezek a módszerek nem alkalmasak azonban egy területen meglévő különbségek, például eltérő módon műtrágyázott parcellák emissziójában meglévő különbségek kimutatására, melyre a később bemutatásra kerülő kamrás mérések alkalmasak.

A mikro-meteorológiai módszerek alkalmazásával nem avatkozunk be egy adott területen a talaj-növény-víz rendszerébe, így nem befolyásoljuk azokat a környezeti folyamatokat, melyek hatással lehetnének az ammónia kibocsátás menetére. Ezeknek a módszereknek az alkalmazásával minimalizálni lehet a mintavételből eredő problémákat, melyekkel a kamrás módszerekkel számolni kell (BALDOCCHI et al., 1988). A mikro-meteorológiai mérések hátránya, hogy a légkörben viszonylag kis koncentrációban van jelen az NH₃, így a méréshez olyan mérőeszközökre van szükség, melyek alkalmasak ennek a kis koncentrációnak a nagyon pontos és gyors

mérésére. Gyakori, hogy pont emiatt nem lehet alkalmazni ezt a módszert, mert túl kis koncentrációban van jelen az NH_3 a légkörben (DENMEAD, 1983).

a) Tömegegyensúly módszere

A tömegegyensúly módszerét gáznemű anyagok emissziójának becslésére használhatjuk olyan esetben, amikor adott mérési periódus alatt jelentős anyag kicserélődés történik a talajfelszínen. Nem használható viszont olyan esetben, amikor a gáz kicserélődés aránya kicsi. Mivel a trágyázás során jelentős NH_3 volatilizációval számolhatunk, ez a módszer az egyik legelterjedtebb technika az ammónia emisszió mérésére, amit elsősorban a nagyobb, szerves- és/vagy műtrágyázott területeken alkalmaznak (SOMMERS et al., 2004). Ennek a módszernek szintén hátránya, hogy az egyes parcellák emissziója nem különíthető el, egy adott terület ammónia kibocsátásának mértékéről egy átlag értéket kapunk, így nem alkalmas különböző kezelések emissziójában megmutatkozó különbségek kimutatására. A módszer lényege, hogy az ammónia illékonyágát anélkül képes mérni, hogy túl sok vizsgálati területre vagy összetett meteorológiai műszerekre lenne szükség. Ehhez azonban legalább 5 különböző magasságban kell szélesebbesség, szélirány és NH_3 koncentráció méréseket végezni az eredmények megbízhatósága érdekében (MCINNES et al., 1985; YANG et al., 2018). Az ammónia kibocsátás számszerűsítése a kísérleti területen a felfelé és lefelé irányuló áramlásokban szállított gázmennyiség különbségei alapján határozzuk meg az alábbi összefüggés alapján (RYDEN & MCNEILL, 1984; HARPER, 2005):

$$F = \frac{1}{x} \int_{z_0}^{z_p} uc \, d$$

ahol:

F: az NH_3 fluxus;

x: mérések közötti távolság;

u: a pillanatnyi szélesebbesség;

c: pillanatnyi NH_3 koncentráció;

z: mérési magasság, ahol Z_0 jelenti azt a magasságot, ahol a szélesebbesség 0-ra, z_p pedig azt a magasságot, ahol az NH_3 koncentráció a légköri háttér koncentráció szintjére csökken;

d: kiszorítási magasság

b) Diffúziós gradiens megközelítés

A diffúziós gradiens módszer a gázmozgás gradiens diffúziós elvén alapul. Feltételezzük, hogy a vizsgálati terület felett van egy függőleges irányú NH_3 koncentráció gradiens. Az ammónia emisszió mértékét minimum két magasságban mért légköri emisszió koncentrációból és különböző meteorológiai paraméterekből számítjuk. Kevésbé elterjedt módszer, mint a tömegegyensúly módszere, de ezt is nagy kiterjedésű, viszonylag homogén mezőgazdasági területek felett használják. Az emisszió meghatározásához itt is olyan műszerekre van szükség, melyeknél a kimutatható határ kisebb, mint a mért ammónia koncentrációk közötti különbség (YANG et al., 2018).

Amennyiben egy összefüggő területen egységesnek tekinthető az NH₃ forrás, egy homogén koncentráció-gradiens alakul ki a terület feletti légkörben. Ha a feltételek időben állandók, akkor a felfelé irányuló NH₃ transzport a gradiens és a diffúziós együttható méréséből kiszámolható az alábbi egyenlet alapján:

$$F = K \frac{dc}{dz}$$

ahol:

F: az NH₃ fluxus;

K: az NH₃ diffúziós együtthatója;

c: a légköri NH₃ koncentráció;

z: az a magasság a felszín felett, ahol az NH₃ koncentrációt mérték.

Fenti egyenletet csak abban az esetben alkalmazhatjuk, ha a vízszintes légmozgás nem változik, a vízszintes koncentráció gradiens elhanyagolható, illetve ha a függőleges fluxus a magassággal egyenletesen változik (TODD et al., 2005).

Az emisszió meghatározásához érzékeny műszerekre van szükség (YANG et al., 2018). Az NH₃ koncentrációk mérésére, melyek alapján a fluxusok meghatározásra kerülnek, számos módszer ismeretes. Ezek egyike a Fourier-transzformációs infravörös spektroszkópia (FTIR) (GRIFFITH, 2000). A mérés során a mintára bocsátott fényt két nyalábra bontja egy Michelson-iterferométer, majd a fény egy álló és egy mozgó tükrőről visszaverődik, és a detektorra jut, mely annak intenzitását méri. A meghatározni kívánt gázok spektrumát a detektorra eső jel Fourier-transzformáltja adja.

Egy másik spektroszkópai eljárás, az üregrezonátoros lecsengési spektrometria (CRDS) (SHADMAN et al., 2016). Ennek során egy adott hullámhosszúságú, a sugárforrásból szakaszosan kibocsátott fénysugár nagy utat tesz meg a mintázni kívánt gázon át egy tükrörendszerrel szerelt cellában, a tükrök között nagy számban vissza verődve. A detektor a fény intenzitásának lecsengésének sebességét méri az idő függvényében, mely a mérendő gáz koncentrációjának függvénye.

A légköri NH₃ koncentrációt fotoakusztikus spektrometriával ugyancsak meg lehet határozni (DANG et al., 2019). Ekkor a mérőcellán át bocsátott lézer sugár gázmintában történő abszorpciója során keletkező hangjelenség, nyomáshullám kerül detektálásra nagy érzékenységgel mikrofonok vagy kvarcvillák segítségével. A kibocsátott hang függ a meghatározni kívánt anyag természetétől és koncentrációjától.

Az NH₃ koncentrációjának meghatározására elterjedt, nem spektroszkópai módszer a „DENuder for Long-Term Atmospheric sampling” (DELTA) (MACHON 2011; SUTTON et al., 2001). A DELTA rendszer lényege, hogy sorba kapcsolt üveg denudereken áramlik a levegőminta és a meghatározni kívánt NH₃ gáz bediffundál azok valamilyen savas anyaggal pl. citromsavval bevont belső felületére és ott megkötődik. A mintavétel végeztével a felületről való leoldás után nedves kémiai eljárásokkal határozzák meg az NH₄⁺ koncentrációját és következtetnek az NH₃ koncentrációra.

c) Eddy kovariancia

Az eddy kovariancia módszere az egyik legközvetlenebb NH₃ fluxus mérési lehetőség, mely egyben a legpontosabb mérési módszernek tekinthető. Az NH₃ fluxus meghatározása során nem alkalmazunk egyszerűsítő feltételezéseket, illetve stabilitási korrekciókat, hanem közvetlenül adjuk meg a mérési ponton mért függőleges fluxust. A mérés során az NH₃ gáz pillanatnyi függőleges fluxusát (F) egyszerűen a függőleges szélességnek (w), az ammónia keverési arányának kovariációjának és a levegő moláris sűrűségének ($\bar{\rho}_m$) szorzataként határozzuk meg az alábbi összefüggés alapján:

$$F = \rho_m \overline{\omega' \chi}$$

A függőleges szélességet általában ultraszónikus szélesség mérővel határozzák meg. A gáz koncentráció meghatározásánál nagyon fontos, hogy olyan szenzorokat használjunk, melyek nagy, legalább 10 Hz-es mérési frekvencián működnek. (SOMMERS et al., 2004).

Kamrás módszerek

Az úgynevezett kamrás módszereket egyaránt alkalmazhatjuk laboratóriumi, illetve szabadföldi körülmények között. A kamrát a talaj felszínére helyezve lényegében „körülzárjuk” a vizsgálati helyszín egy kis területét, lefedve azt (SOMMER et al., 2004). A kamrás módszereknél számolnunk kell azokkal a nehézségekkel, melyek az NH₃ gáz kémiai tulajdonságaihoz kapcsolódnak, nevezetesen, hogy az NH₃ gáz nagyon reakcióképes és könnyen oldódik vízben. Ezért a kamrás mérések során, amennyiben magas a talaj nedvességtartalma, és emiatt a kamrákban adott esetben magas páratartalom alakul ki, az NH₃ megtapadhat a kamra falán, illetve a mintázó, elvezető csövek felületén, majd bárhol lecsapódhat a rendszerben, befolyásolva ezzel a mérési eredményeket (DENMEAD, 1983).

A módszer során többféle technikát alkalmazhatunk, mint például a statikus vagy dinamikus kamrák használata. A talaj felszínére helyezett statikus kamrák esetében a kamra alatti térbe nem történik levegő beáramlás. Dinamikus kamrák esetében ventilátor vagy pumpa segítségével áramlik a levegő a kamrán keresztül. A kamrás módszerek nagy előnye az egyszerű kivitelezhetőség, így a széles körű felhasználási lehetőség. Hátrányuk a mikro-meteorológiai módszerekkel szemben, hogy a kamrás méréseknél megváltoztatjuk a mikro-klimatológiai feltételeket, a kamra alatti légtérben változik a nyomás, kizárjuk a légmozgást és a kamrák lehelyezésénél a talajfelszín is bolygatjuk. Ennek ellenére széles körben elterjedt a használatuk (HARPER et al., 2005). Ennek a fő oka az, hogy használatukkal lehetőség nyílik azonos környezeti feltételek mellett különböző kezelések összehasonlítására (LIVINGSTON & HUTCHINSON, 1995). A kamrák másik előnye, hogy könnyen hordozhatók, sokoldalúan felhasználhatók és akár házilag is elkészíthetők. Olyan kísérletes vizsgálatoknál van nagy jelentőségük, ahol többféle kezelés összehasonlítása a cél. Ezek kivitelezése megoldhatatlan lenne hagyományos mikro-meteorológiai módszerekkel, melyek csak nagy, összefüggő területen használhatóak.

További nagy előnye, hogy mivel a kamra alatti légtérben nagy koncentráció alakul ki, ezért akár két nagyságrenddel kisebb fluxus is kimutatható, mint a mikro-meteorológiai módszerekkel (DENMEAD, 1994). Nem hagyható azonban figyelmen kívül ezeknél a módszereknél, hogy a térbeli heterogenitás miatt a mért emisszió értékekben nagy szórás tapasztalható. A talaj emissziók tekintetében pár méteren belül is hatalmas különbségek lehetnek, így nagyon fontos a megfelelő ismétlésszám megválasztása egy adott parcellán belül (TÓTH et al., 2018).

a) Statikus kamrás módszer

Statikus kamra használatakor a gázfluxust (F) a kamra talajra helyezése után, a kamra alatti elzárt légtérben bekövetkező koncentráció változásból számolhatjuk ki, az alábbi képlet segítségével:

$$F = \frac{\left(\frac{V}{A}\right) dx}{dt}$$

ahol:

- F: a gázfluxus;
- V: a kamra alatti térfogat;
- A: a kamra alapterülete;
- x: gáz koncentráció;
- t: idő.

A gáz koncentráció növekedését statikus kamra használata esetén gyakran úgy mérik, hogy a kamrába valamilyen savas oldattal (kénsavval vagy foszforsavval) átitatott filtert tesznek (pl. glicerines vívő oldatban), melyen az NH_3 gáz abszorbeálódik. Az NH_3 koncentrációt később, laboratóriumi körülmények között a filterből kioldható az NH_4^+ mennyiségéből számolják vissza, így a mérési periódus ismeretében a fluxus kiszámolható. Fontos, hogy a kamra méretét és a mérési időintervallumot helyesen válasszuk meg és elkerüljük a negatív gáz diffúziót. A módszer egyik hátránya, hogy a laboratóriumi analízisek miatt relatíve munkaidő igényes, előnye viszont, hogy viszonylag kis beruházással, komoly műszerezettség nélkül is mérhető az NH_3 kibocsátás.

b) dinamikus kamrás módszer

A dinamikus kamrás módszer szintén használható laboratóriumban és szabadföldi kísérletekben is. A módszer során levegőt áramoltatnak a kamrán keresztül és az NH_3 emisszió (F) mértékét a levegőáramban feldúsult ammóniából számolják az alábbi egyenlet alapján (SVENSSON, 1994):

$$F = \frac{(NH_{3,o} - NH_{3,i})Q}{A}$$

ahol:

- $\text{NH}_{3,o}$: kijövő levegő NH_3 koncentrációja;

NH_{3,i}: bemenő levegő NH₃ koncentrációja;
Q: térfogatáram
A: a kamra által lefedett talajfelszín területe

A módszer előnye, hogy az NH₃ kibocsátás pillanatnyi értékét tudja mérni, így alkalmazásával az NH₃ kibocsátás dinamikáját rövid időintervallumokra is meg lehet határozni. A módszer, mindamelllett, hogy komoly, nagy értékű mérőműszer szükséges hozzá, még igen intenzív munkaidő ráfordítást is igényel, ennek ellenére kis parcellák NH₃ kibocsátásának napi dinamikájának meghatározásában az egyik legmegfelelőbb mérési technikának számít.

A kamrás mintavétel során legtöbbször in-situ gázanalizátort kötnek az inkubációs kamrára, vagy az elemzés később laboratóriumi körülmények között zajlik gázmintavételt követően. A mikrometeorológiai módszereknél taglalt különböző spektroszkópiai technikák mellett gázkromatográfiásan, például láng-termoionos (FTD) detektorral felszerelt kromatográfiás eljárásokkal lehet meghatározni az NH₃ koncentrációját (YAMAMOTO et al., 1994).

A Talajtani és Agrokémiai Intézetben végzett ammónia mérések bemutatása

Az Agrárminisztérium (korábban Földművelésügyi Minisztérium) támogatásával a Talajtani és Agrokémiai Intézetben immáron 6. éve, 2014 óta folynak kutatások „*Sertéságazati kutatási feladatok elvégzése*” címen, melynek során a NEC irányelvvel (2016/2284/EEC) összhangban az ammónia kibocsátás csökkentési kötelezettség mezőgazdaságra gyakorolt hatását vizsgáljuk. Ezek a kutatások kiterjednek a kijuttatási technikák légszennyező anyagok (ammónia, nitrogén-oxidok) kibocsátásának vizsgálatára, illetve a nitrát direktíva végrehajtásához kapcsolódóan a szerves trágyák talajra, talajvízre gyakorolt nitrát terhelésének meghatározására is. Ezen kutatások keretében a mű- és szerves trágya (növényi és állati) eredetű szennyezések lehatárolásához szükséges vizsgálati módszereket dolgoztunk ki, fejlesztettünk tovább, illetve a magyarországi nitrogén tápanyag-utánpótlási gyakorlat vizekre gyakorolt, esetlegesen terhelő hatásának elemzését végeztük el több szinten és megközelítést alkalmazva.

2019-ben elvégzett feladatokban célul tűztük ki, hogy megmérjük a sertés hígtrágya és a karbamid alapú műtrágya kijuttatása során fellépő NH₃ veszteség mértékét. A kísérleteket 2020-ban folytatjuk, így a több éves mérések alapján, a célzottan beállított szabadföldi kispárcellás, illetve laboratóriumi kísérletek eredményeire támaszkodva ajánlásokat tervezünk megfogalmazni az ammónia kibocsátás csökkentésére vonatkozóan. Mivel a NEC direktíva jelentős ammónia csökkentési (32%-os) kötelezettséget ír elő Magyarország számára a 2030-ig terjedő időszakra, méréseinket kiemelten fontosnak tartjuk. 2019. év során az ammónia kibocsátás mérésére sikerrel alkalmaztuk mind a statikus, mind a dinamikus kamrás módszert.

A ***statikus kamrás módszert*** szabadföldi körülmények között, egy kispárcellás kísérletben teszteltük az Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani és Agrokémiai Intézet (ATK TAKI)Órbottyáni kísérleti telepén. A kísérlet során a BASF Limus

Clear elnevezésű karbamid inhibitor vizsgáltuk szabadföldi körülmények között. A készítmény a karbamid hidrolízisét katalizáló ureáz-enzimek működését gátolja, vagyis lassítja annak hidrolízisét, jelentősen csökkentve ezzel az ammóniaképződést. Ez az elnyújtott feltáródás csökkenteni képes a N veszteséget (elillanó NH_3), hiszen időben meghosszabbítva képes a talajban tartani azt, a növények számára felvehető ammónium és/vagy nitrát formájában.

A kísérlet célja mindemellett az is volt, hogy nitrát rendeletben rögzített maximális nitrogén hatóanyagok, valamint az ezeknél magasabb új értékek alkalmazása esetén is számszerűsítsük ezt a hatást. A rendelet komplex határérték rendszerét a kísérleti helyre és a termesztett növényre (kukorica) adaptálva a jelenlegi jogszabály által megengedett legmagasabb nitrogén dózist - 150 kg ha^{-1} (N_{max}) - alkalmaztuk. A tervezett érték ezt 20 %-kal haladja meg, vagyis 180 kg ha^{-1} ($Új N_{\text{max}}$). Mivel a hétköznapi mezőgazdasági gyakorlatban a karbamidot a talajba forgatva és a felszínre kijuttatva is alkalmazzák, ezeket a kezeléseket is beépítettük a kísérletbe.

A kísérletben a következő kezeléseket alkalmaztuk: kezeletlen karbamid és inhibitorral kezelt karbamid; 150 kg ha^{-1} és 180 kg ha^{-1} N dózis kihelyezése kukorica tesztnövény alá; kijuttatás után nem alkalmazott beforgatás és a kijuttatás után közvetlenül alkalmazott beforgatás. A kezelés kombinációkat 4 ismétlésben állítottuk be, összesen 32 db 10×5 méteres kisparcellán.

A kísérlet beállításakor kihelyezésre került parcellánként 2-2 db 600 mm magas és 200 mm átmérőjű PVC (csatorna) cső (A cső és B cső). A cső lefedéséhez használt csőzáró kupakba egy 20 mm vastag, 23 kg m^{-3} sűrűségű és 190 mm átmérőjű szivacsréteg került. Erre a szivacsrétegre került rá 35 cm^3 , az ammónia csapdát jelentő ún. PG mix, mely 85%-os foszforsav és 87%-os glicerin megfelelő arányú keverékéből állt. A csövekben nem volt növény, vagyis a csövön belül a talaj csupasz volt. A PK trágyázás a kísérlet beállítása előtt megtörtént, a N trágya (karbamid) a beállítás napján, a csövek kihelyezése után közvetlenül került kijuttatásra. A csövekbe területarányosan szórtuk be a megfelelő mennyiségű műtrágyát, melyet aztán a kezeléseknél megfelelően a csupasz felszínen hagytunk, vagy kézzel bekevertük a talajba. A kísérlet során a kamrában nem mértünk egyéb paramétert (hőmérséklet, páratartalom, stb.).

A kihelyezést követően (2019. május 7) a csövekben két hetes intervallumokban történt a filter (PG mixszel átítatott szivacsréteg) cseréje és az ammónia kibocsátás meghatározása a 6 hetes intervallum alatt. Az A csöveket 2 hét elteltével cseréltük, a 6. héten bontottuk, míg a B csövet 4 hét elteltével bontottuk, nem cseréltük a szivacsot. A talajból molekuláris diffúzióval kikerülő ammónia a levegőnél kisebb fajsúlya miatt a cső felső részében halmozódik fel, ahol a savas adszorbens anyagon (PG mix) ammónium ionná alakulva megkötődik. Az inkubációs idő végén a cső felnyitáskor eltávolításra került az adszorbens, melyből laboratóriumban vízgőzdesztilláció utáni titrimetriás eljárással került meghatározásra az NH_4^+ tartalom, melyből a megkötött ammónia mennyisége becsülhető.

Mérési eredményeink előremutatóak, a vizsgált kezelések jól elkülönülnek, meg kell azonban jegyezni, hogy ezzel a módszerrel az NH_3 kibocsátás dinamikája nehezen mérhető, a viszonylag hosszúnak tekinthető mérési periódusok miatt.

A mérési eredményekről a pontos feldolgozásuk után egy következő cikkben számolunk be.

A ***dinamikus kamrás módszer*** két trágyázási kísérletben teszteltük. Mindkét kísérletet talajoszlopokon állítottuk be, hogy a kísérletet befolyásoló környezeti feltételek változását minimalizálni, illetve befolyásolni tudjuk. A mérésekhez Picarro G2508 gázanalizátort alkalmaztunk, mely különböző gázok, nevezetesen N_2O , CH_4 , CO_2 , NH_3 és vízgőz párhuzamos, precíz mérésére alkalmas. A műszer üregrezonátoros lecsengési spektroszkópia elvén működik és az NH_3 gáz koncentrációját 0-300 ppb között 3 ppb pontossággal képes mérni. A CO_2 kibocsátás meghatározására a PICARRO készülék mellett egy PPSYSTEM EGM5 gázanalizátort is használtunk.

Az első oszlopkísérlet célja egy olyan kísérleti tér kialakítása volt, melyben különböző csapadékviszonyok és eltérő tárgya kijuttatási technológiák alkalmazása mellett tudjuk meghatározni a főbb kimosódási és gáz kibocsátási folyamatokat. Ehhez 600 mm magas, 200 mm átmérőjű, bolygatott szerkezetű talajoszlopot készítettünk homoktalajból. Az oszlopokat az Örbottyáni telepen állítottuk fel 2019 áprilisában, fóliasátor alatt. Célunk a sertés hígrágya kijuttatás után bekövetkező nitrát kimosódás nyomon követése és legfontosabb üvegházhatású gázok, mint a szén-dioxid (CO_2) és dinitrogén-oxid (N_2O), valamint az ammónia (NH_3) légkörbe jutásának dinamikájának meghatározása volt. Két fő trágyakijuttatási mód hatását vizsgáltuk, ezek a terítés és az injektálás voltak. A tárgya kijuttatási módokat az oszlopokban úgy szimuláltuk, hogy a terítéssel kijuttatott módnál a hígrágyát a talajfelszínre juttattuk, az injektálásnál pedig egy kb. 10 cm-es vájatot készítettünk a talajfelszínen, melyet a trágya vájatba történő bejuttatása után a felső talajréteggel befedtünk. A terítés (T) és az injektálás (J) kijuttatási módot összesen 9-9 db oszlopon alkalmaztuk. Területarányosan, az egy oszlopra kijuttatott trágya mennyisége 300 cm^3 volt. A felhasznált hígtárgya a herceghalmi sertéstelep második istállójának külső trágyaaknájából származott, a trágya begyűjtése és felhasználása között eltelt 2 napban a trágyát hűvös helyen, zárt, légmentes körülmények között tároltuk.

Kijuttatási módonként 3-3-3 oszlopnál eltérő nedvességviszonyokat tartottunk fent a kísérlet során. A három kontroll (K) oszlop a kezdeti, telítésig történő belocsolást követően nem kapott további vizet.

Három-három extrém vízellátottságú (E) oszlopnál a mérés második napján három alkalommal $500\text{-}500\text{ cm}^3$, mindösszesen 1500 cm^3 vizet, a kísérlet 3., 5., 7. és 9. napján további $2 \times 500\text{ cm}^3$, összesen naponként 1000 cm^3 vizet adtunk. Ezek a mennyiségek az adott locsolási napokon $47,8\text{ cm}^3$, illetve $31,8\text{ cm}^3$ lehulló csapadéknak feleltek meg.

Az utolsó három-három, normál vízellátottságú (N) oszlopnál a 2., 3., 5., 7. és 9. mérési napon oszloponként 500 cm^3 – azaz 15,9 mm lehulló csapadéknak megfelelő – vizet juttatunk ki. Kísérletünkkel igazoltuk, a csapadékeseményekből adódó talajnedvesség, illetve a hígrágya kijuttatási módja egyaránt befolyásolja a NH_3 emissziót.

A második kísérletünket kisméretű ($h=100\text{ mm}$, $d=150\text{ mm}$), bolygatott szerkezetű, 2 mm-es szitán átszitált csernozjom talajjal feltöltött talajoszlopokon végeztük 2019 februárjában. Célunk az volt, hogy meghatározzuk különböző dózisu

műtrágyák hatását a talaj CO₂, N₂O és NH₃ emissziójára adott (jelen esetben 40%-os nedvességtartalom mellett.) Négy különböző műtrágya dózist vizsgáltunk (0; 40; 80; 160 és 240 kg ha⁻¹) kezelésenként három ismétlésben. Méréseink egyértelműen igazolták, hogy a magasabb dózisú műtrágyák használata esetén nagyobb volt az NH₃ emisszió.

Összességében elmondható, hogy a dinamikus kamrás módszer tesztelésére beállított kísérletek jó eredményeket hoztak, a kezelések ammónia kibocsátásai jól elkülönültek egymástól. Nem hagyhatjuk figyelmen kívül azonban azt a tényt, hogy a mérési eredményeket gyakran befolyásolta az, hogy az ammónia „beleragadt” a műszerbe. Emiatt a kísérleti eredmények feldolgozása során számos, az NH₃ emisszió becsléséhez használt fluxusértéket ki kellett szűrni az adatsorból. Az amúgy is igen intenzív munkát és hosszú munkaidőt igénylő mérések között eltelt időt nagymértékben megnöveli, ha a csöveket tiszta levegővel átöblítjük. Ez egyrészt növeli az egy mintához szükséges mérési időt, másrészt csökkenti a mérési intenzitást. Csökken annak a lehetősége, hogy az NH₃ kibocsátás dinamikáját pontosan meghatározzuk, ami a kisparcellás, trágya dózisosokra épülő kísérleteink egyik fő célja. Méréseink során a minták közötti néhány perces átmosási idő nem mindig bizonyult elegendőnek a műszer alkatrészein megkötött NH₃ gáz eltávolítására, így egyes esetekben a minták közötti holtidőben, majd a következő minta kezdeti koncentrációjának meghatározása során is a megemelkedett NH₃ koncentrációt mérte a műszer. A téma aktualitása miatt a kamrás mérések felfutóban vannak, így a mérésre alkalmas műszerek is folyamatos fejlesztés alatt állnak. Felismerve a problémát, melyet az NH₃ gáz reaktív tulajdonságai okoznak, specifikus, kifejezetten az NH₃-t mérő műszerek is megjelentek a piacon, melyeket már speciális teflonbevonatú csőrendszerrel és alkatrészekkel szerelnek fel.

A TAKI régóta foglalkozik a N ciklus bizonyos elemeivel (pl. nitrát lemosódás, bemosódás), de az itt bemutatott, újnak számító vizsgálatok révén egyre közelebb kerülünk ahhoz, hogy a N ciklus majd minden elemét mérni tudjuk, illetve összefüggéseiben értelmezni tudjuk azokat. Mérési adataink segítségével egyre pontosabb összefüggéseket tudunk feltárni a fenntartható mezőgazdálkodással és a talajok klímaváltozásban betöltött szerepével kapcsolatban.

Köszönetnyilvánítás

Jelen cikk elkészültét az Agrárminisztérium által támogatott *A karbamid-alapú műtrágyák termőhely-specifikus szabályozási lehetőségeinek vizsgálata* című és AGMF/61/2019 számú megállapodás támogatta. Köszönjük az Agrárminisztérium MgF/272-1/2018 számú megállapodáson alapuló „Sertéságazatot érintő agrár-környezetvédelmi indikátorok meghatározásával” foglalkozó kutatási programjának támogatását. A projekt a Széchenyi 2020 program keretében, Magyarország Kormánya és az Európai Regionális Fejlesztési Alap támogatásával GINOP-2.3.2-15-2016-00028 számon valósul meg. A kutatás az NKFIH OTKA PD-116084 számú pályázat támogatásával valósult meg.

Irodalom

- ABER, J. D., NADELHOFFER, K. J., STEUDLER, P., & MELILLO, J. M. 1989. Nitrogen Saturation in Northern Forest Ecosystems. *BioScience*. **39**. 378–386.
- ASMAN, W.A.H., DRUKKER, B., JANSSEN, A.J. 1988. Modelled historical concentrations and depositions of ammonia and ammonium in Europe. *Atmospheric Environment*. **22**. 725–735
- AVNIMELECH, Y., LAHER, M. 1977. Ammonia volatilization from soils: equilibrium considerations. *Soil Science Society of America Journal*. **41**. 1080–1084
- BALDOCCHI, D.D., HINCKS, B.B., MEYERS, T.P. 1988. Measuring biosphere-atmosphere exchanges of biologically related gases with micrometeorological methods. *Ecology*. **69**. 1331–1340
- BEHERA, S. N., SHARMA, M., ANEJA, V. P., & BALASUBRAMANIAN, R. (2013). Ammonia in the atmosphere: a review on emission sources, atmospheric chemistry and deposition on terrestrial bodies. *Environmental Science and Pollution Research*. **20**. (11) 8092–8131.
- BEUSEN, A.H.W., BOUWMAN, A.F., HEUBERGER, P.S.C., VAN DRECHT, G., VAN DER HOEK, K.W. 2008. Bottom-up uncertainty estimates of global ammonia emissions from global agricultural production systems. *Atmospheric Environment*. **42**. 6067–6077
- BOUWMAN, A.F., BOUMANS, L.J.M., BATJES, N.H. 2002. Estimation of global NH₃ volatilization loss from synthetic fertilizers and animal manure applied to arable lands and grasslands. *Global Biogeochemical Cycles*. **16**. 1–11
- BOUWMAN, A.F., LEE, D.S., ASMAN, W.A.H., DENTENER, F.J., HOEK, K.W., OLIVIER, J.G.J. 1997. A global high resolution emission inventory for ammonia. *Global Biogeochemical Cycles*. **11**. 561–588.
- BOUWMEESTER, R. J. B., VLEK, P. L. G., STUMPE, J. M. 1985. Effect of Environmental Factors on Ammonia Volatilization from a Urea-Fertilized Soil. *Soil Science Society of America Journal*. **49**. 376.
- BRASCHKAT, J., MANNHEIM, T., HORLACHER, D., MARSCHNER, H. 1993. Measurement of ammonia emissions after liquid manure application: I. Construction of a windtunnel system for measurements under field conditions. *Zeitschrift Für Pflanzenernährung Und Bodenkunde*. **156**. 393–396.
- BUIJSMAN, E, MAAS, J.F., ASMAN, W.A.H. 1987. Anthropogenic NH₃ emission in Europe. *Atmospheric Environment*. **21**. 1009–1022
- DANG, H., MA, Y., LIU, F., LU, J. 2019. Sensitive detection of ammonia based on quartz-enhanced photoacoustic spectroscopy. *Journal of Russian Laser Research*. **40**. 265–268
- DENMEAD, O. T. 1983. Micrometeorological methods for measuring gaseous losses of nitrogen in the field. In: FRENEY, J.R., SIMPSON, J.R. (eds.) *Gaseous Loss of Nitrogen from Plant-Soil Systems. Developments in Plant and Soil Sciences*, vol 9. Springer, Dordrecht. pp. 133–157

- DENMEAD O. T. 1994. Measuring fluxes of CH₄ and N₂O between agricultural systems and the atmosphere. In: MINAMI, K., MOSIER, A., SASS, R (eds.) CH₄ and N₂O: Global Emissions and Controls from Rice Fields and other Agricultural Industrial Sources. National Institute of Agro-Environmental Sciences, Tsukuba, Japan. pp. 209–234.
- DENMEAD, O. T., SIMPSON, J.R., FRENEY, J.R. 2016. Ammonia flux into the atmosphere from a grazed pasture. *Science, New series.* **185.** 609–610
- DIRECTIVE (EU) 2016/2284 on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants,
- FAMULARI, D., FOWLER, D., HARGREAVES, K., MILFORD, C., NEMITZ, E., SUTTON, M. A., & WESTON, K. 2005. Measuring eddy covariance fluxes of ammonia using tunable diode laser absorption spectroscopy. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus.* **4.** 151–158.
- FANGMEIER, A., HADWIGER-FANGMEIER, A., VAN DER EERDEN, L., JAGER, H.J. 1994. Atmospheric ammonia on vegetation – a review. *Environmental Pollution* **86.** 43–82
- FENN, L. B., MIYAMOTO, S. 1981. Ammonia Loss and Associated Reactions of Urea in Calcareous Soils1. *Soil Science Society of America Journal,* **45.** 537.
- FERGUSON, R.B., KISSEL, D.E, KOELIKER, J.K., BASEL. WES. 1984. Ammonia volatilization from surface-applied urea: effect of hydrogen ion buffering capacity. *Soil Sci Soc Am J.* **48.** 578-582
- FERM, M., & HELLSTEN, S. 2012. Trends in atmospheric ammonia and particulate ammonium concentrations in Sweden and its causes. *Atmospheric Environment.* **61.** 30–39.
- FERRARA, R. M., LOUBET, B., TOMASSI, P. DI, BERTOLINI, T., MAUGLIULO, 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.
- FORRESTAL, P. J., HARTY, M., CAROLAN, R., LANIGAN, G. J., WATSON, C. J., LAUGHLIN, R. J., RICHARDS, K. G. 2015. Ammonia emissions from urea, stabilized urea and calcium ammonium nitrate: insights into loss abatement in temperate grassland. *Soil Use and Management.* **32.** 92–100.
- FRENEY, J.R., SIMPSON, J.R. 1983. Volatilization of ammonia. In: FRENEY, J.R., SIMPSON, J.R. (eds.) *Gaseous Loss of Nitrogen from Plant-Soil Systems. Developments in Plant and Soil Sciences, vol 9.* Springer, Dordrecht. pp. 1–32.
- GRIFFITH, D. W. T., GALLE, B. 2000. Flux measurements of NH₃, N₂O and CO₂ using dual beam FTIR spectroscopy and the flux-gradient technique. *Atmospheric Environment.* **34.** 1087–1098
- HARPER LA. 2005. Ammonia: measurement issues. In: SADLER EJ., HAM JM., TANNER B., BAKER JM, HATFIELD JL., (eds.) *Micrometeorological Measurements in Agricultural Systemms.* Americal Society of Agronomy. Madison. pp. 345–379.
- HARPER, L.A., CATCHPOOLE, R., DAVIS, R., WEIR, K.L. 1983. Ammonia volatilization: Soil, Plant, and Microclimate effects on diurnal and seasonal fluctuations. *Agonomy Journal.* **75.** 212–218.

- HOLCOMB, J. C., SULLIVAN, D. M., HORNECK, D. A., CLOUGH, G. H. 2011. Effect of Irrigation Rate on Ammonia Volatilization. *Soil Science Society of America Journal*. **75**. 2341.
- HORVÁTH, L., Fagerli, H., SUTTON, M.A. 2009. Effect of Sulphur Dioxide Emission Change on Measured and Modelled Concentrations. In: SUTTON, M.A., REIS, S., BALER, S.M.H. (eds.) *Atmospheric Ammonia: Detecting emission changes and environmental impacts*. Springer Netherlands. pp.181–185.
- JANZEN, HH., GILBERTSON, C. 1994. Exchange of N-15 among plants in controlled environment studies. *Canadian Journal of Soil Science*. **74**.109–110
- KRUPA, SV. 2003. Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation: a review. *Environmental Pollution*. **124**. 179–221
- LAUER, D.A., BOULDIN, D.R., KLAUSNER, S.D. 1976. Ammonia volatilization from dairy manure spread on the soil surface. *Journal of Environment Quality*. **5**, 134.
- LIGHTNER, J. W., MENGEL, D. B., & RHYKERD, C. L. 1990. Ammonia Volatilization from Nitrogen Fertilizer Surface Applied to Orchardgrass Sod. *Soil Science Society of America Journal*. **54**. 1478–1482
- LIVINGSTON, GP., HUTCHINSON, GL. 1995. Enclosure-bases measurements of trace gas exchange: application and sources of error. In: Matson, PA., Harris, RC. (eds.) *Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions from Soil and Water*. Blackwell Science, Oxford. pp. 14–51.
- LOCKYER, D. R. 1984. A system for the measurement in the field of losses of ammonia through volatilisation. *Journal of the Science of Food and Agriculture*. **35**. 837–848.
- MACHON A. 2011. Egy tájleptékű füves ökológiai rendszer és a légkör közti nitrogén kicserélődés mértékének meghatározása mérések és modellszámítások alapján. Doktori értekezés. Szent István Egyetem, Gödöllő 2011.
- MALHI SS., GRANT CA., JOHNSON AM., GILL KS. 2001. Nitrogen fertilization management for no-till cereal production in the Canadian Great Plains: a review. *Soil and Tillage Research*. **60**. 1.
- MANNHEIM, T., BRASCHKAT, J., MARSCHNER, H. 1995. Measurement of ammonia emission after liquid manure application: II. Comparison of the wind tunnel and the IHF method under field conditions. *Zeitschrift Für Pflanzenernährung Und Bodenkunde*. **158**. 215–219.
- MARTIKAINEN, P.J. 1985. Nitrous oxide emission associated with autotrophic ammonium oxidation in acid coniferous forest soil. *Applied and Environmental Microbiology*. **50**. 1519–1525.
- MCINNES, M.J., KISSEL, D.E., KANEMASU, E.T. 1985. Estimating ammonia flux: a comparison between the integrated horizontal flux method and theoretical solutions of the diffusion profile. *Agronomy Journal*. **77**. 884 –889.
- MILLS, H. A., BARKER, A. V., MAYNARD, D. N. 1974. Ammonia Volatilization from Soils. *Agronomy Journal*. **66**. 355.
- MISSELBROOK, TH., VAN DER WEERDEN, TJ., PAIN, BF., JARVIS, SC., CHAMBERS, BJ., SMITH, KA., PHILLIPS, VR., DEMMERS, TGM. 2000. Ammonia emission factors for UK agriculture. *Atmospheric Environment*. **34**. 871–880.

- MOAL, J.F., MARTINEZ, J., GUIZIOU, F., COSTE, C.M. 1995. Ammonia volatilization following surface-applied pig and cattle slurry in France. *The Journal of Agricultural Science*. **125**. 245.
- MONTENY, G.J., ERISMAN, J.W. 1998. Ammonia emission from dairy cow buildings: a review of measurement techniques, influencing factors and possibilities for reduction. *Netherlands Journal of Agricultural Science*. **46**. 225–247.
- MORVAN, T., LETERME, P., ARSENE, G., MARY, B. 1997. Nitrogen transformations after the spreading of pig slurry on bare soil and ryegrass using ¹⁵N-labelled ammonium. *European Journal of Agronomy*. **7**. 181–188.
- NATHAN, M.V., MALZER, G.L. 1994. Dynamics of ammonia volatilization from turkey manure and urea applied to soil. *Soil Science Society of America Journal*. **58**. 985–990.
- NI, K., KÖSTER, J.R., SEIDEL, A., PACHOLSKI A. 2015. Field measurement of ammonia emissions after nitrogen fertilization—A comparison between micrometeorological and chamber methods. *European Journal of Agronomy*. **71**. 115–122.
- NIKOLAISEN, M.T., PACHOLSKI, A.S., SOMMER, S.G. 2020. Urea Ammonium Nitrate Solution Treated with Inhibitor Technology: Effects on Ammonia Emission Reduction, Wheat Yield and Inorganic N in Soil. *Agronomy*. 2020. **10**. 161.
- OLIVIER, J.G.J., BOUWMAN, A.F., VAN DER HOEK, K.W., BERDOWSKI, J.J.M. 1998. Global air emission inventories for anthropogenic sources of NO_x, NH₃ and N₂O in 1990. *Environmental Pollution* **102**. 135–148.
- OVERREIN, L.N., MOE, P.G. 1967. Factors Affecting Urea Hydrolysis and Ammonia Volatilization in Soil. *Soil Science Society of America Journal*. **31**. 57.
- PAIN, B.F., VAN DER WEERDEN, T.J., CHAMBERS, B.J., PHILLIPS, V.R., JARVIS, S.C. 1998. A new inventory for ammonia emissions from UK agriculture. *Atmospheric Environment*. **32**. 309–313.
- PAN, B., LAM, S.J., MOSIER, A., LUO, A., CHEN, D. 2016. Ammonia volatilization from synthetic fertilizers and its mitigation strategies: A global synthesis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. **232**. 283–289.
- REIDY, B., MENZI, H. 2007. Assessment of the ammonia abatement potential of different geographical regions and altitudinal zones based on a large-scale farm and manure management survey. *Biosystems Engineering*. **97**. 520–531.
- ROCHETTE, P., ANGERS, D.A., CHANTIGNY, M.H., MACDONALD, J.D., GASSER, M.O., BERTRAND, N. 2009. Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. *Nutr. Cycling Agroecosyst*. **84**. 71–80.
- ROCHETTE, P., ANGERS, D. A., CHANTIGNY, M. H., GASSER, M.O., MACDONALD, J. D., PELSTER, D. E., BERTRAND, N. 2013. Ammonia Volatilization and Nitrogen Retention: How Deep to Incorporate Urea? *Journal of Environment Quality*. **42**. 1635–1641.
- RYDEN, J.C., MCNEILL, J.E. 1984. Application of the Micrometeorological Mass Balance Method to the Determination of Ammonia Loss from a Grazed Sward. *Journal of the Science of Food and Agriculture*. **35**. 1297–1310.

- SCHLESINGER, WH., HARTLEY, AE. 1992. A global budget for atmospheric NH₃. *Biogeochemistry*. **15**.191–211.
- SOMMER, S., SCHJOERRING, JK., DENMEAD, OT. 2004. Ammonia emission from mineral fertilizers and fertilized crops. *Advances in Agronomy*. **82**. 557–622.
- SHADMAN, S., ROSE, C., & YALIN, A. P. 2016. Open - path cavity ring - down spectroscopy sensor for atmospheric ammonia. *Applied Physics B*. **122**. 1–9.
- SHAH, SB., WESTERMAN, PW. 2006. Measuring Ammonia Concentrations and Emissions from Agricultural Land and Liquid Surfaces: A Review. *Air & Waste Management Association*. **56**. 945–960
- SVENSSON, L. A New Dynamic Chamber Technique for Measuring Ammonia Emissions from Land-Spread Manure and Fertilizers. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil & Plant Science*. **44**. (1) 35–46.
- SUTTON, M.A., TANG, Y.S., MINERS, B., FOWLER, D. 2001. A new diffusion denuder system for long-term , regional monitoring of atmospheric ammonia and ammonium. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*. **1**. 145–156
- TODD, R.W., N.A. COLE, L.A. HARPER, T.K. FLESCHE, B.H. BAEK. 2005. Ammonia and gaseous nitrogen emissions from a commercial beef cattle feedyard estimated using the flux-gradient method and N:P ratio analysis. In NOWAK, P.J. (ed.), *Proc. State of The Science: Animal Manure and Waste Management, National Center for Manure and Animal Waste Management*. Jan. 5–7, 2005, San Antonio. pp. 1–8
- TÓTH, E., GELYBÓ, G., DENCŐ, M., KÁSA, I., BIRKÁS, M., HOREL, Á. 2018. Soil CO₂ Emissions in a Long-Term Tillage Treatment Experiment . In: Maria, Ángeles Muñoz; Raúl, Zornoza (szerk.) *Soil Management and Climate Change Cambridge (MA), Amerikai Egyesült Államok : Academic Press*. pp. 293–307.
- YAMAMOTO, N., NISHIURA, H., HONJO, T., ISHLKAWA, Y., SUZUKI, K. 1994. Continuous Determination of Atmospheric Ammonia by an Automated Gas Chromatographic System. *Analytical Chemistry*. **66**. 756–760.
- YANG, J., JIAO, Y., YANG, W.Z., GU, P., BAI, S.G., LIU, L.J. 2018. Review of methods for determination of ammonia volatilization in farmland. *Earth and Environmental Science*. **113**. 012022.
- VAN DER HOEK, K.W.1998. Estimating ammonia emission factors in Europe: summary of the work of the UNECE ammonia expert panel. *Atmospheric Environment*. **32**. 315–316.
- VOGT, E., DRAGOSITS, U., BRABAN, C.F., THEOBALD, M.R, DORE, A.J., VAN DIJK, N., TANG, Y.S., McDONALD, C., MURRAY, S., REES, R.M., SUTTON, M.A. 2013. Heterogeneity of atmospheric ammonia at the landscape scale and consequences for environmental impact assessment. *Environmental Pollution* **179**. 120–131.

Open Access nyilatkozat: A cikk a Creative Commons Attribution 4.0 International License (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0>) feltételei szerint publikált Open Access közlemény, melynek szellemében a cikk bármilyen médiumban szabadon felhasználható, megosztható és újraközölhető, feltéve, hogy az eredeti szerző és a közlés helye, illetve a CC License linkje és az esetlegesen végrehajtott módosítások feltüntetésre kerülnek. (SID_1)
