



Szent István Egyetem

Egy tájléptékű füves ökológiai rendszer és a légkör
közti nitrogén kicserélődés mértékének
meghatározása mérések és modellszámítások alapján

Doktori értekezés tézisei:

MACHON ATTILA

Gödöllő

2011.

A doktori iskola

megnevezése: Biológia Tudományi Doktori Iskola

tudományága: Biológia tudományok

vezetője: PROF. DR. BAKONYI GÁBOR
Intézetvezető egyetemi tanár, az MTA doktora
SZIE, Mezőgazdaság és Környezettudományi Kar
Állattani Alapok Intézet

Témavezető: PROF. DR. HORVÁTH LÁSZLÓ
Címzetes egyetemi tanár, az MTA doktora
Országos Meteorológiai Szolgálat,
Levegőkörnyezet Elemző Osztály

Társtémavezető: PROF. DR. TUBA ZOLTÁN †
Intézetvezető egyetemi tanár, az MTA doktora
SZIE, Mezőgazdaság és Környezettudományi Kar
Növénytani és Ökofiziológiai Intézet

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
A témavezető jóváhagyása

ELŐZMÉNYEK ÉS CÉLKITŰZÉSEK

Az elemek közül a nitrogén rendelkezik az egyik legkomplexebb elemciklussal, ezért számos átalakulási folyamat, illetve az azokat befolyásoló tényező még nincsen teljes részletességgel feltérképezve, feltárva a bioszférában. Noha megjelent néhány összefoglaló tanulmány a globális léptékű N-forgalomról, a biomok N-mérlegének, illetve N-emissziójának bizonytalansága továbbra is igen nagy, mert viszonylag kevés számú megfelelő (mind labor, mind terepi) mérés áll rendelkezésre. Az viszont biztos állítható, hogy az emberi tevékenység, a természetes nitrogénforrások mellett, azzal összemérhető mennyiségű nitrogénvegyületet juttat a légkörbe, mely nitrogéntöbblet – új forrást jelentve – megzavarhatja a nitrogén ciklus dinamikáját, de egyben kényes egyensúlyát. A nitrogén körforgalmát nagymértékben tudják befolyásolni az antropogén tevékenység (nem mindig ismert) hatásai, melyek a légkörkémiailis folyamatokon, valamint az állatok, a növények és a különféle mikroorganizmusok anyagcsere folyamatainak keresztül a különböző oxidált és redukált nitrogénformák koncentrációjára, terjedésére, mennyiségére és arányára stb. is hatással vannak.

A környezeti állapot leírásában a koncentráció alapú mérőszámok mellett Magyarországra is megjelentek az anyagmérlegeken alapuló tanulmányok. A nyomanyagok felszín–bioszféra–légkör közötti kicserélődése a meteorológiai elemek, koncentrációk mellett nagyban függ az adott terület ökoszisztémájától és a talaj fizikai tulajdonságaitól. Ez adja a különböző ökoszisztémák feletti mérések fontosságát és szükségességét.

Az intenzíven nem művelt szárazföldi ökológiai rendszerek nitrogénmérlegét elsősorban a légkör – felszín közti kicserélődés határozza meg. Nem trágyázott területeken az ökoszisztémák fő nitrogén-bevételi forrása a légkör, de nem szabad megfeledkezni a hüvelyesek arányától függően a nitrogén megkötésről sem. Ugyanakkor a bioszféra is jelentős mennyiségű nitrogént és nitrogénvegyületet bocsát ki. A kicserélődés tehát kétirányú, az ülepedési és kibocsátási folyamatok eredője az úgynevezett nettó fluxus.

A nitrogénvegyületek kibocsátása részben a talajból, részben a növényzet légzőnyílásain keresztül történik. A talajban a nitrogénvegyületek széles oxidációs-skálán fordulnak elő, az ammóniumtól (-3) a nitrátig (+5). A talajban végbemenő nitrifikációs és denitrifikációs folyamatok alapvetően befolyásolják a talaj nitrogénmérlegét, mivel ezekben a folyamatokban gázhalmazállapotú köztitermékek: nitrogén-monoxid (NO), dinitrogén-oxid (N₂O) és elemi nitrogén (N₂) keletkeznek és jutnak ki a légkörbe.

A bioszféra a növényzeten keresztül is bocsáthat ki nitrogénvegyületeket, elsősorban ammóniát (NH₃). (A talaj ammónia kibocsátása csak bázikus kémhatású talajoknál figyelhető meg.) Az ammónia gáz szerepe a

troposzférában, az ökológiai rendszerek nitrogén terhelésében, illetve tápanyag-ellátásában közismert.

Vannak olyan nitrogénvegyületek, amelyeknek fluxusai csak negatív irányúak lehetnek (ülepedés) a légkör és az ökológiai rendszerek között, a talaj és növényzet nem bocsátja ki őket. Ezek közül legfontosabbak a gázhalmazállapotú nitrogén-dioxid, a salétromsav (gőz), valamint a finom és durva aeroszol részecskék formájában jelenlévő légköri ammónium és nitrát. A légköri gázok és részecskék két módon jutnak a felszínhez; részben a felhőképződéskor és a csapadékhullás során mosódnak ki (nedves ülepedés), részben a felszín közeli turbulens mozgásokkal érkeznek a növény és talaj felszínére (száraz ülepedés), ahol részben megkötődnek (a molekuláris, lamináris mozgások határfoka három nagyságrenddel kisebb). Általában a száraz és a nedves ülepedés aránya összemérhető mértékű.

A fent vázolt folyamatok és komponensek határozzák meg az ökológiai rendszerek, így a füves táj feletti légkör–felszín közti nitrogén mérlegét. Az emberi tevékenység számos közvetett és közvetlen módon hozzájárul a N-ciklus módosulásához. A különböző N-vegyületek az órától egészen az évszázados nagyságrendű élettartammal rendelkeznek, ennek függvényében a hatásuk is széles időskálájú a közvetlen impakttól egészen az éghajlatváltozásig.

Ezen változások nyomon követése tehát nélkülözhetetlen, hogy meghatározhassuk a szennyezőanyag kibocsátások és a kedvezőtlen hatások jelenlegi és jövőbeli összefüggését. Bár ezekről a folyamatokról sok esetben elégséges információkkal rendelkezünk, mégis sok még a bizonytalan tényező. Több európai kutatási program (pl. GRAMINAE, GreenGrass, NOFRETETE, NitroEurope) foglalkozott, illetve foglalkozik a különböző szárazföldi ökológiai rendszerek nitrogénforgalmával.

A kutatás célkitűzései

Ezidáig számos nitrogén fluxus mérést végeztek különböző tudományos közösségekben és különböző vizsgálati céllal (pl. légszennyezettség, üvegházhatás, vízszennyezettség, növényi tápanyagok mérése stb.), míg a teljes N- mérleg mérésére tájleptékben az összes számottevő ki- és bejövő N-fluxust részletezve, ritkán került sor.

A 2006-ban indult Európai Unió kutatási projekt (NitroEurope IP FP-VI.) célja, hogy európai léptékben meghatározzák a nitrogénvegyületek ciklusát és a N-mérleget különböző szárazföldi felszínek (erdő, szántó, gyepek) felett. Doktori munkám alapvetően e programmal kapcsolatos magyarországi részvizsgálatokat érinti. A projekt egyik fő munkaprogramja a nitrogénvegyületek fluxusának mérésén és modellezésén alapuló nitrogén-mérleg meghatározását tűzte ki célul. Természetesen a mérési tevékenység

időben és térben is behatárolt, ráadásul rendkívül költségigényes. A táj, illetve nagyobb léptékben történő nitrogénmérleg meghatározása csak a mérési és modellezési tevékenység együttes alkalmazásával lehetséges. Az EU-VI. projektekben résztvevő kutatók több modellt dolgoztak ki ezzel kapcsolatban, mely a pont-skálától a kontinensnyi léptékig terjed. A modellezés és modellfejlesztés leglényegesebb lépése az úgynevezett "upscaling", azaz a kisebb léptékű modellek nagyobb léptékre történő alkalmazása.

A doktori munkám tehát ezekhez a vizsgálatokhoz kapcsolódik, mely részben mérési, részben modellezési tevékenységben nyilvánul meg, szoros kapcsolatban a nemzetközi projektekkel, azok eredményeit is felhasználva. Célom volt a nitrogénmérleg meghatározása egy adott ökológiai rendszer (homoki legelő) és a légkör határán, megállapítva mind a légköri bevételt, mind a talaj, illetve növényzet kibocsátását. Célom volt továbbá az EU kutatási keretprogramok kapcsán kidolgozott nitrogénmérlegre vonatkozó modell alkalmazása, illetve a modell hazai viszonyokra való adaptálása. A modell alkalmazásával mérési eredményeink nagyobb léptékben, nagyobb területekre is általánosíthatók lesznek.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A mérőhely leírása

A N-mérleg mérés és modellezés helyszínéül a Kiskunsági Nemzeti Park területén található Bugacpusztát választottuk (46,69°N, 19,60°E,), (115 m t.sz.f.). A terület löszös-homokon képződött talaja enyhén bázikus. A táj alapvető éghajlati karaktere meleg és száraz, melyet részben a kontinentális éghajlat, részben a sajátos helyi földrajzi, mikroklimatikus viszonyok alakítanak. Az évi középhőmérséklet 10,4 °C, átlagos csapadék 550 mm. A kistérség mezőgazdasági szempontból kedvezőtlen adottságainak köszönhetően jelentős természeti értékek maradtak fenn.

A denitrifikációs-dekompozíciós (DNDC) modell leírása

A DNDC (DeNitrification–DeComposition) modell a talaj szén- és nitrogénmérlegét számolja biológiai, kémiai, meteorológiai, valamint talajfizikai összefüggések alapján. A modell a talaj C- és N biogeokémiai folyamatait, valamint a növényi fejlődést egyesítve lehetővé teszi mind a növény-, mind a talajdinamika egyidejű leírását. A modellfejlesztés célja volt az ökológiai hajtóerők és a környezeti változók közötti kapcsolatok felállítása. A modell előnyei közé tartozik, hogy elérhető a világhálón. Európa- és világszerte, a hasonló témában dolgozó kutatócsoportok egy része is ezt

használja, így mára rendkívül nagy tapasztalat és irodalom áll rendelkezésre a működéséről. Kezelése viszonylag egyszerű, jól parametrizálható a szükséges adatbázis áttekinthető és használható. Az eredményeket jól és egyszerűen feldolgozható táblázatok formájában kapjuk.

A modell két fő komponenset tartalmaz. Az első komponens tartalmazza a talajklímát, növényi fejlődést és a bomlási almodelleket. Kiszámítja a talajhőmérsékletet, talajnedvességet, redoxpotenciált és a szubsztrát koncentráció profilokat, melyeket az ökológiai hajtóerők irányítanak (klíma, talaj, vegetáció és antropogén tevékenység). A második komponens tartalmazza a nitrifikációs, denitrifikációs és fermentációs almodelleket, amelyek leírják az NO, N₂O, N₂, NH₃, CH₄, CO₂ fluxusokat a talaj környezeti faktorai alapján. A klasszikus fizikai, kémiai, biológiai törvények mellett a laboratóriumi kísérletek alapján empirikus egyenleteket is alkalmaz a modell, így a legtöbb specifikus geokémiai, vagy biokémiai reakció parametrizálható. A modell hidat képez a szén és nitrogén biogeokémiája, a növényi fejlődés, valamint az alapvető ökológiai tényezők és hajtóerők között. A teljes modellt négy fő ökológiai hajtóerő mozgatja, nevezetesen a meteorológiai változók, a talaj fizikai tulajdonságai, a vegetáció és az antropogén tevékenység. Három fő bemenő adat szükséges a pontfuttatás folyamatához: (1) hely- és időjárás-információk, (2) talajinformációk, (3) gazdálkodási gyakorlat információi.

Száraz nitrogén ülepedés meghatározása „inferential” módszer alapján

A NO₂, NH₃ és HNO₃ gázokat, valamint a részecske fázisú NH₄⁺ és NO₃⁻ száraz ülepedését az úgynevezett inferential módszerrel határoztuk meg az EMEP hálózatban használt NILU típusú háromfokozatú szűrős módszerrel mért koncentrációkból.

Minden komponens esetén a kimutatási határkoncentráció 0,1 µg N m⁻³ volt. A mintavétel és a mérések relatív hibája 10%. Az ülepedési sebességeket a szakirodalom tanulmányozása alapján határoztam meg. Az ammónia fluxusa kétirányú a légkör és a talaj-növény rendszer között. Az ülepedéseket a koncentrációk és az ülepedési sebességek szorzataként kaptam.

A nedves nitrogén ülepedés meghatározása

A NO₃⁻ és NH₄⁺ ionok nedves ülepedését a napi csapadékmintákban mért koncentrációkból határozzuk meg. A NO₃⁻ és NH₄⁺ ionokat ionkromatográfiás, illetve indofenol-kék spektrofotometriás módszerekkel határoztuk meg. A kimutatási határ 0,05 mg L⁻¹ mindkét ion esetén. A módszerek relatív hibája 5% alatti. A csapadékgyűjtés és koncentrációmérés számolt együttes hibája 10% körüli.

Légköri ammónia gáz, salétromsav gőz és az aeroszol ammónium, nitrát koncentrációjának mérése DELTA denuderrel

A DELTA (DENuder for Long Term Atmospheric sampling) denuder – melyet hazánkban mi alkalmaztunk először – egy viszonylag új, olcsó mintavevő rendszer, mely eredetileg az NH_3 és az NH_4^+ hosszú távú mintavételére fejlesztették ki, de a savas hatású gázok (HNO_3 , HNO_2 , HCl , SO_2) és aeroszol részecskék (NO_3^- , NO_2^- , Cl^- , SO_4^{2-} tartalom) hosszú idejű mintavételére is alkalmas. A nyomgáz mintavétel egyszerű üveg denuderek sorba kapcsolásán alapul. A lamináris légáram áthalad a denuderen, melynek belső üvegfala citromsavval van bevonva. Az NH_3 diffúzióval a cső falához jut, és megkötődik a savas közegben (ezt később a laboratóriumban leoldják), míg az aeroszol részecskék tehetetlenségüknél fogva áthaladnak a denuder csövön, és megkötődnek egy külön aeroszol szűrőn. Az ammónium aeroszol elválasztása az NH_3 gáztól azáltal valósul meg, hogy a gázok gyorsabban diffundálnak a cső falához, mint a részecskék. A savas gázok, mint pl. HNO_3 viszont alkáli (K_2CO_3) bevonatú denuderrel lettek gyűjtve. A mintavételi térfogatáram $0,3\text{--}0,4 \text{ L perc}^{-1}$, melyet nagy érzékenységű gázmérővel mérünk. A módszer előnye az impaktoros (szűrős) mintavétellel ellentétben, hogy az NH_4NO_3 disszociációja elhanyagolható mértékű.

A talaj dinitrogén-oxid kibocsátásának mérése statikus (zárt) kamrával

A talaj és a légkör közti dinitrogén-oxid nyomgáz fluxus mérésére a zárt, vagy statikus kamrát használtam. Ez lényegében egy doboz, mely lefedi a talajfelszín kis részét, így a nyomgázok akkumulálódnak a zárt kamrában. A gázkoncentráció növekedésének menete idővel telítési görbe szerint változik, de a mérés időtartamát úgy választottam meg (a kamramagasság függvényében), hogy a koncentrációnövekedés mindig közel lineáris legyen. A N_2O talajfluxus mintavétele heti rendszerességgel, párhuzamosan 8 kamrát használva történt. A mintákat a lefedést követő 0 és 30 perc után vettük fecskendővel vákuum csőbe.

A koncentráció- különbség HP 5890 II gázkromatográfhoz kötött elektron befogásos detektorral (GC-ECD) lett meghatározva.

A talaj NO kibocsátásának mérése dinamikus kamrával

A talaj NO kibocsátását dinamikus sötét kamrával határoztuk meg. Egyszerre két párhuzamos, paralell kamrát használtunk folyamatosan 12 darab, különböző helyen a talajba süllyesztett kereten. A kamrákat minden héten áthelyeztük a következő két keretre, elősegítve azt, hogy a vízháztartás, illetve a növényzet regenerálódjon a korábbi pontokon. Az NO instabil gáz, ezért

fontos, hogy a fluxusát olyan módon határozzuk meg, hogy a légköri kémiai reakcióját is figyelembe vegyük. A talajfluxus számolásánál ezért figyelembe vettük az O_3 és az NO között lejátszódó gyors kémiai reakciót. HORIBA típusú (APNA 350 és APOA 350) gázmonitorokat használtunk, hogy megállapítsuk a kamrát elhagyó levegő NO és O_3 koncentrációját. Az adatokat óránként adatgyűjtőbe mentettük. A dinamikus kamrában a levegő térfogatárama $1,5 \text{ L perc}^{-1}$. A fluxus a tömegmérleg egyenlet integrálásával számolható, ahol a falhatás elhanyagolható, mivel a levegő tartózkodási ideje a kamrában rövid.

EREDMÉNYEK

A talajkibocsátás függése a talajhőmérséklettől

A kémiai és/vagy enzimatis folyamatok sebessége általában exponenciálisan növekszik a hőmérséklettel mindaddig, amíg egyéb tényezők (hőstressz, szubsztrát hozzáférés vagy nedvesség) azt nem korlátozzák. Bugac esetében NO -ra – mely a talaj jól átszellőzött felső rétegében képződik nitrifikációval – 20°C körül van. A talaj alsóbb rétegében képződő N_2O viszonylag nagy talajfluxusa 5°C alatt annak a következménye lehet, hogy a téli (általában fagyott) időszakot követő olvadás nagy emissziós csúcsot eredményez, noha a hőmérséklet alacsony marad. A fagyott talajfelszín megakadályozza a molekuláris diffúziót a talaj felső rétege és a légkör között, így az első olvadáskor az addig a talaj alsóbb, melegebb rétegében termelődött nyomgázok egyszerre távoznak a légkörbe.

A dinamikus kamrákkal párhuzamosan mért NO talajemisszióbeli eltérés abból adódik, hogy kis léptékben is igencsak változhatnak a talaj tulajdonságai (pl.: hozzáférhető szubsztrátok), valamint a növényzet, illetve a csőben lévő rovarok és/vagy vízcseppek is okozhatnak zavaró hatásokat. Meg kell jegyezni, hogy a talaj hőmérséklete gyakran nem magyarázza meg az NO fluxus szezonális eltérését. Úgy tűnik, hogy több esetben az NO és N_2O -kicserélődés rövid távú változását a talaj hőmérséklete modulálja, míg a biogén kibocsátás nagyságát elsősorban más tényezők kontrollálják, különösen a talajnedvesség.

A talajkibocsátás függése a talaj víztartalmától

Az optimális talajnedvesség NO esetében $20\text{--}30\%$, míg N_2O esetében $40\text{--}50\%$ körüli tartományba esik. A háromfázisú talajrétegben (az a felszín közeli réteg, ahol talaj–víz–levegő egyaránt jelen van) a pórusvíz-tartalom magas értéke ($WFPS > 70\%$) ritkán volt megfigyelhető, így a N -gázok függése a talajnedvességtől nem teljes, de a korábbi tanulmányok alapján arra lehet számítani, hogy mindkét gáz kibocsátása folyamatosan csökken a magasabb

WFPS tartományok mellett. Az optimális talajnedvesség vegetációs időszakban csak 2010-ben fordult elő, ekkor az N_2O emissziója is jelentősen nagyobb volt az előző évekhez képest.

A talaj N_2O és NO emissziójának mértékét a talajban élő mikroorganizmusok klimatikus hatásokra adott válasza határozza meg. A két legfontosabb tényező a talaj nedvességtartalma és hőmérséklete. A legeltetés hatása az N_2O emisszióra kicsi, illetve nem mutatható ki.

A mérések és a környezeti paraméterek (hőmérséklet, talaj relatív víztartalma) függvényében a dinitrogén-oxid emisszió az alacsonyabb talajnedvesség tartalomnál nagyobb volt az előzetes tanulmányok alapján várt értéknél. Ennek egyik oka lehet, hogy a dinitrogén-oxid ebben az esetben ammóniából keletkezik.

Egy holland kutatócsoport inkubációs technikával oxigén-és nitrogénizotóp nyomjelzőket alkalmazva vizsgálta a bugaci talajmintákban az oxigén kicserélődést a víz és a biológiai N transzformáció köztes termékei között. Ezzel a viszonylag új eljárással kimutatták, hogy nitrifier denitrifikációs folyamatok (ammóniaoxidáló baktériumok nitritet képesek tovább redukálni, így ammóniából N_2O képződhet), akár jelentős mértékben hozzájárulhat az N_2O képződéshez, vagyis a N_2O képződhet kisebb talajnedvesség tartalom mellett is. Ez a jelenség magyarázhatja a magasabb emissziós rátát alacsonyabb víztartalom esetén.

A nitrogén komponensek fluxusai és az anyagmérleg

Az ülepedési adatok elemzésénél az alábbi következtetésekre lehet jutni. Ismerve az egyes években lehullott csapadék mennyiségét (pl.: 2007-ben 446 mm 2010-ben 967 mm) azt feltételeznék az ember, hogy a kiülepedett száraz/nedves nitrogén arányát befolyásolja az éves csapadék mennyisége, hiszen több csapadékkal több N-vegyület mosódhat ki. Ez csak részben igaz, hiszen az esősebb években valamivel nagyobb a csapadék által kiülepedő N mennyisége, de – az előzetesen vártakkal ellentétben – ez lényegesen nem változtat a száraz/nedves ülepedési arányon. A száraz és nedves ülepedés aránya 1,5–2,3 között változik.

A sokéves mérések alapján, Bugacon a csapadék átlagos NO_3^- tartalma $2,84 \text{ mg L}^{-1}$, míg az NH_4^+ tartalma $0,78 \text{ mg L}^{-1}$. A 2006-os évtől eltekintve az ammónium átlagosan 55%-ban, míg a nitrát 45%-ban járul hozzá a csapadékkal kiülepedő N mennyiségéhez.

A NitroEurope együttműködési program keretében szervesanyag-tartalomra elemezték a bugaci 2008. október és 2009. február közötti csapadék mintákat. Az eredmények alapján a csapadék teljes N-tartalmának 16%-át teszi ki a szerves frakció. A téli félévi, rövid mintavételi periódus nem tekinthető reprezentatívnak, csak durva becslésnek.

A nitrogénvegyületek többévi száraz ülepedését tanulmányozva megállapítható, hogy a redukált vegyületek 55%-ban, míg az oxidált N-vegyületek 45%-ban járulnak hozzá a száraz ülepedéshez, vagyis általában a redukált forma ülepedése a nagyobb. Ez megegyezik más európai mérési területek eredményeivel, igaz ott az eltérések valamivel nagyobbak.

A száraz ülepedés mértékét alapvetően az ammónia és a salétromsav határozza meg. Szembetűnő az is, hogy a kiülepedő N-gázok (NH_3 , HNO_3 , NO_2) 83–89 %-ban, míg a részecskék (NH_4^+ , NO_3^-) mindössze 11–17 %-ban járulnak hozzá a szárazon ülepedő nitrogén mennyiségéhez.

Magyarországon elsőként alkalmaztuk a DELTA denuder módszert, ezért szükségesnek tartottam az ismert és elfogadott EMEP technikával történő összehasonlítást. Ami a gazdasági szempontoknál előnyt jelent a DELTA denuder esetén, az az adatok elemzésénél hátrányt képez, vagyis a havonkénti mintavétel ugyan olcsóvá teszi a rendszert, de a napi koncentrációváltozásokat, extrémum értékeket stb. nem lehet vele nyomon követni, hiszen csak havi átlagkoncentrációk mérését teszi lehetővé ez a technika, így az esetleges eltérések okának feltárására így nem nyílik lehetőség. A havi adatok összehasonlítása az EMEP technikával viszonylag jó korrelációkat mutat, 1–1 hónapot leszámítva, amikor ellentétes menetek figyelhetők meg, ami a korrelációt is jelentősen lerontja. Az eltérés további oka lehet, hogy a két mérőhely néhány km-re volt egymástól. Az is kérdés, hogy a denudercső belső falára felvitt abszorbeáló anyagok pontosan milyen határfokkal (90–100% között) nyelik el a mérni kívánt molekulákat (esetünkben NH_3 , HNO_3 , stb.). Az NO_3^- fluxus éves menetében a téli hónapokban mutatkoznak az ülepedési maximumok, míg nyáron jelentősen lecsökken a fluxus. A két mérési módszer összevetése jó egyezést mutat ($r = 0,69$), még úgy is, hogy egyes időszakokban a menetek ellentétes irányúak. Az EMEP és az olcsó, de csak havi átlag adatot szolgáltató DELTA denuder módszer még viszonylag jó korrelációt ($r = 0,56$) mutat az ammóniumnál is. Természetesen itt is megfigyelhető a téli és nyári évszakok ülepedése közötti különbség. Ez arra vezethető vissza, hogy a NH_4NO_3 a hőmérséklet és a relatív nedvesség függvényében disszociál, vagyis télen inkább NH_4NO_3 formájában van jelen. Elméletben a hosszú tartózkodási idejű szennyezőknél, mint az aeroszol részecskék jobb egyezést vártunk volna el, mint a helyi és rövid tartózkodási idejű ammóniánál. Az ammónia ülepedés éves menete is évszagos változást mutat. Ellentétben az ammóniummal az ammónia száraz ülepedése nyáron a legnagyobb és télen a legkisebb. Az NH_3 fluxusnak van napi menete is, mely a növényzet kompenzációpont-koncentrációjával van kapcsolatban. Éjszaka nagyobb az ülepedés, mint nappal, amikor a légzőnyílások nyitva vannak, de ezt esetünkben egyik mérési technikával sem lehetett kimérni, mivel napi és havi koncentrációkat mértünk.

A két mérési módszer a salétromsav gőz esetén mutatta a legkisebb korrelációt ($r = 0,36$). A fotokémiai aktivitás miatt ($\text{HO}\cdot + \text{NO}_2 + \text{M} \rightarrow \text{HNO}_3$

+ M) a salétromsav gőz koncentrációja is nyáron nagyobb, de ez az éves menetekben kevésbé figyelhető meg.

Az N_2O talajkibocsátás mérési eredményeink éves átlaga (noha az egyes évek között nagy eltérések lehetnek) $0,67 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$, megközelíti az európai fűfelszínre vonatkoztatott átlagos emissziót ($0,93 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$), melyet kilenc európai vizsgálati terület eredményei alapján határoztak meg. Az általunk mért alacsonyabb N_2O kibocsátási szint a kiskunsági terület hőmérséklet- és csapadék viszonyaival, valamint a homokos talaj kedvezőtlen vízgazdálkodási jellemzőivel, a csekély N-bevétellel, illetve az enyhén bázikus talaj pH-val magyarázható. Jelentős különbség van az extrém száraz 2007-es (éves csapadék összeg: 446 mm) és az extrém csapadékos 2010-es (967 mm) évek kibocsátása között.

A nem legelt területen, mezőgazdasági művelés hiányában, a nitrogénmérleg bevételi tagja egyrészt a pillangós virágú növények által megkötött nitrogén, ami bár nem elhanyagolható, mivel részarányuk 8–17% körüli, de mérésekkel nem tudtunk meghatározni. Másrészt bevételi forrás a légkörből érkező száraz és nedves ülepedés, melynek értéke $11\text{--}15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$. Ennek mintegy 2–10 %-a a talajból visszakerül a légkörbe üvegház hatású dinitrogén-oxid formájában, illetve 5–13 %-a nitrogén-monoxid formájában. A talajban akkumulálódott N_r a produktivitás növekedéséhez, illetve biodiverzitás csökkenéséhez vezethet. A műtrágyázással és/vagy legeltetéssel is nő a N_r mennyisége, amely emittálódhat a légkörbe, pl. NH_3 formájában vagy N_2O formájában, így a valamilyen kezelés alatt álló területeken a N tartózkodási ideje potenciálisan kevesebb, mint kezelés alatt nem álló gyepterületeken.

Hozzávetőlegesen egy nagyságrenddel több N ülepszik a füves felszínre, mint amennyit a talaj kibocsát. Ha kevesebb légköri N ülepszik le, akkor kevesebb ásványi N fog lejutni a talaj felső rétegeibe, így a nitrifikáció/denitrifikáció folyamatán keresztül kevesebb nyomgáz fog képződni. Ahogy az előzetes tanulmányokból várni lehetett a bugaci NO emisszió is 1 kg N ha^{-1} körül mozgott a vizsgált időszak minden évében. A kiskunsági füves táj a mezőgazdasági (műtrágyázott és öntözött) területeknél jóval kevesebb, de az erdőknél valamivel több NO-t bocsát a légkörbe. A mért NO talajfluxus a szárazabb években 4–5-ször nagyobb, összehasonlítva az N_2O fluxussal, ami a száraz talaj következménye. A jól szellőzött száraz talaj nedvességtartalma az NO képződés optimumára esik.

A finom szerkezetű talajokból származó N_2O -kibocsátások általában meghaladják a durvább talajok emisszióját, míg ennek az ellenkezője igaz a NO-kibocsátásra. Vagyis az NO kibocsátás agyagos talajokban alacsony, viszont az N_2 -kibocsátás jelentőssé válhat. Fizikai és kémiai szempontból ezek az eredmények nagyon valószínűek, hiszen a durvább (homok) talajok nagyobb átteresztő (permeabilitási) képességgel rendelkeznek, mint a finomszerkezetű

(agyag) talajok. Továbbá, a homokos talaj fontosságát növeli az advektív transzport, mely többszörösére növeli a talaj-légkör közti csere potenciálját összehasonlítva a molekuláris diffúzióval. Következésképpen, homokos talajból az NO nagyobb eséllyel kerül ki, még mielőtt részt venne valamilyen reakcióban és/vagy mikrobiális anyagcsere során elfogy. A talajból való kijutás hatékonyságának fizikai útja fontosabb az NO-nál, mint az N₂O-nál, mert a kémiai reaktivitása az NO-nak sokkal nagyobb.

Az enyhén bázikus talaj felett végzett méréseink is igazodnak azon eredményekhez, miszerint a savanyú talajokban denitrifikációval nagyobb arányban képződik N₂O, mint semleges, vagy bázikus pH-jú talajokban, hiszen az <1 kg N ha⁻¹év⁻¹ N₂O kibocsátás alacsonynak tekinthető más mérési területek mérési eredményeihez képest.

Modellezési tevékenység

Ahhoz, hogy megállapítsam, hogy a modell által használt egyenletek milyen mértékben írják le jól a természeti folyamatokat, illetve mennyire veszik figyelembe az időben folyamatosan változó, vagy éppen nem változó paramétereket, érzékenységi vizsgálatot végeztem. Az igen nagyszámú bemenő paramétereket egyenként, illetve komplexen is vizsgáltam.

A DNDC szignifikáns változást mutatott az agyagtartalom, mikrobiális tevékenység nagysága, a felszíni szerves szén és a pH változtatása esetén. A N-formák emissziójának változása általában arányban volt a változtatás nagyságával. Ugyanakkor nem volt közvetlen összefüggés az emisszió aránya és a hőmérséklet között, hiszen a hőmérséklet számos talajfolyamatot is befolyásol. A 0–25%-os csapadék és a ±2 °C tartományban történő hőmérsékletváltoztatásokra nem lineáris válaszokat kaptunk; gázkomponensektől függően 5–44% közötti eltérés volt tapasztalható. A modell nem mutatott jelentősebb változást a talaj kezdeti nitrát és/vagy ammónium tartalom változtatására, valamint a csapadékból a talajba bemosódó ammónium és nitrát tartalom változtatására sem, de ezen hiányosság kiküszöbölésén a fejlesztők már dolgoznak. Jelentős mértékben befolyásolja az emissziós adatokat, hogy van-e legeltetés az adott területen, vagy nincs. Az állatok száma az ammónia kibocsátást befolyásolja leginkább, alig befolyásolja az NO és nem befolyásolja a N₂ kibocsátást.

Validáció és a modellezési eredmények összehasonlítása a mért adatokkal

A modell validációjához összehasonlítottam a szimulált NO és N₂O talajfluxus adatokat és a C/N arányt a mérési eredményekkel. A statikus és dinamikus kamrákkal mért, valamint a szimulált havi fluxusok jó egyezést mutatnak 1%-os szignifikancia szint mellett: $r = 0,74$ ($p < 0,01$) N₂O-ra és $r =$

0,83 ($p < 0,01$) NO-ra. A téli hónapokban rosszabb egyezés tapasztalható, ennek számos oka lehet i) a hó, vagy fagy miatt kevesebbet mértünk a téli időszakban, ezért egy-egy mérésnek megnőtt a súlya, ii) lehet, hogy a modell rosszul kezeli a 0°C körüli kondíciókat (hó vagy eső, fagyott a talaj vagy sem stb.). A DNDC szisztematikusan alábecsli a magas NO emissziós csúcsokat, ugyanakkor a havi kibocsátások jó egyezést mutatnak. A modellezett napi N₂O talajfluxus jól követi a csapadék eseményeket, ellentétben a méréseinkkel, mivel a heti egyszeri mintavétellel feltehetőleg lemaradtunk számos N₂O kibocsátási csúcsról. Az éves N₂O emisszióinak a jelentős része (tundrán akár 40–70%-a) az alacsony talajhőmérsékletnél képződik (télen), és olvadáskor, amikor a felső réteg felenged, nagy emissziós csúcsot okozhat. Ennek több oka is van:

- i) ősszel sokminden elhal a talajban (mag, rhizoma, talajlakó állatok stb.), melyek plusz tápanyagot (szerves C és N forrást) jelentenek a talajlakó mikroorganizmusoknak,
- ii) a talajbaktériumok egy részének az optimális működése alacsonyabb hőmérsékleten van,
- iii) a baktériumok diverzitása (fajsám és megoszlás) fontos tényező a képződő nyomgázok arányára nézve.

Az N₂O és az NO talajemissziójának évszakos változása figyelhető meg mind a mért, mind a modellezett értékeknél. Ennek magyarázata, hogy a nyári hónapokban a talajhőmérséklet növekedésével egyaránt nő a denitrifikációért és a nitrifikációért felelős mikroorganizmusok aktivitása. Sokéves átlag alapján a DNDC alábecsüli az N₂O és NO-emissziókat, de a mért éves adatok szórása is jóval nagyobb a szimulált értékeknél. A DNDC-vel kapott átlagos N₂O emissziós szint 0,47 kg N ha⁻¹ év⁻¹ (mely viszonylag jó egyezést mutat a méréseinkkel), egy nagyságrenddel alul marad az IPCC módszerrel, számos európai területre meghatározott 5,6 kg N ha⁻¹ év⁻¹ átlagértéknél, igaz abban a munkában a művelt szántóföldi területek is benne vannak, melyeknél általában nagyobb az N₂O emisszió és a növényi N felvételi igény a műtrágyázás miatt. Az európai füves területekre DNDC modellel már végeztek durva becslést és N₂O-ra 1,01 kg N ha⁻¹ év⁻¹ átlagos kibocsátást állapítottak meg, mely viszonylag jó egyezést mutat az általunk mért és modellezett átlagos éves értékekkel, ha figyelembe vesszük, hogy a homokos talaj jól levegőzött száraz területe nem kedvez az anaerob denitrifikációnak.

Csak a modelleredményekre támaszkodva megállapítható, hogy a bugaci talaj az éves N-kibocsátásának mértéke viszonylag szűk tartományban változik, átlag 2,0±0,44 kg N ha⁻¹ évente. Viszont jelentős eltérések vannak a N-komponensek évek közötti arányaiban, melyet a meteorológiai változók befolyásolnak.

A talaj által kibocsátott N_2 és NH_3 mennyiségét nem mértük, mert mérésük bonyolult és költséges lett volna, így a modellezéssel kapott N_2 és NH_3 kibocsátás validálása nem volt lehetséges. Ha figyelembe vesszük a mért és szimulált NO és N_2O adatok jó egyezését, akkor hasonló kapcsolatot feltételezve durva becslést tehetünk az N_2 és NH_3 fluxusokra is, megjegyezve, hogy ezek bizonytalansága nagyobb, mint a többi komponensé.

A DNDC több éves szimuláció átlaga alapján legeléssel 372 ± 87 kg C és $20,8 \pm 4,8$ kg N szállítódik el hektáronként, mely nagyon jó egyezést mutat a számolt adatokkal. A legeléssel ideiglenesen távozó nitrogén a trágyával gyakorlatilag vissza is pótlódik, leszámítva azt a nitrogén mennyiséget, amit a szarvasmarhák beépítenek szervezetükbe (~ 4 kg N ha^{-1} $év^{-1}$). A szimulációval még egyéb paraméterekre vonatkozó értékeket is kaptam, melyeket – mérés hiányában – nem tudtam összehasonlítani, validálni és bemutatni.

Összességében elmondható, hogy a szimulációval általában megközelítjük a mérési eredményeket havi szinten, de egyes esetekben a fluxust fölé-, vagy alábecsli a modell. Nem szabad elfeledkeznünk az ökoszisztéma térbeli (akár méteres nagyságrendű) heterogenitásáról (ezért mértünk több helyen párhuzamosan). A mikrobiális aktivitás gyakran sokkal gyorsabban reagál a környezeti változásokra, mint a biomasza, de az utóbbi egy fontos jelleg marad.

A modellezett fő nyomgáz-kibocsátási események gyakran rövid idejűek és hajtóerejük a:

- meteorológiai extrém események (hő- és víz stressz, fagyás – olvadás),
- száradás – újra nedvesedés (nitrifikáció–denitrifikáció),
- gazdálkodás (legelés/tarvágás/műtrágyázás stb.)

Új tudományos eredmények

1. Mérésekkel és modellszámításokkal számszerűsítettem egy féltermészetes homoki füves területre a száraz és nedves ülepedéssel bejutó N-komponensek, valamint a talajbiológiai folyamatok által termelődő és onnan felszabaduló N-nyomgázok fluxusait különböző években. Antropogén N-bejuttatás hiányában az ammónia száraz ülepedése (35–40%) a legfőbb N-forrása a területnek. A salétromsav gőz száraz ülepedése (20–25%) és a nedves ülepedés (30–35%) is jelentős. A terület N-gáz emissziója ($2,0 \pm 0,4$ kg N ha^{-1} $év^{-1}$) európai viszonylatban nem tekinthető jelentősnek, igaz műtrágyázás hiányában a bejutó nitrogén is jóval kevesebb.

2. Igazoltam, hogy az eltérő időjárású évek csapadék ellátottsága, annak eloszlása és az éves középhőmérséklet alakulása milyen irányban befolyásolja mind a N-komponensek ülepedését, mind a N-gázok egymáshoz viszonyított talajemisszióját. Az éves csapadék mennyisége (az előzetes várakozással ellentétben) nem befolyásolja jelentős mértékben a nedves ülepedés arányát (mely minden évben 30–40% között mozog) a teljes ülepedéshez viszonyítva.
3. Leírtam a talajhőmérséklet és talajnedvesség, valamint az NO és az N₂O talajfluxus közti összefüggést homokos talajtípus esetére, mely kis mértékben, de eltér az eddig vizsgált talajokétól. A talajhőmérséklet növekedésével a biológiai aktivitás (nitrifikáció és denitrifikáció), és így a nyomgáz kibocsátás intenzitása is nő, egészen addig (~20°C), amíg más tényezők (szubsztrát hozzáférés, vagy nedvességtartalom) azt nem korlátozza. Az NO képződés a 20–30%-os, míg az N₂O képződés a 40–50%-os talajnedvesség tartalom mellett a legintenzívebb. A homokos talaj tulajdonságai miatt általában a nitrifikáció dominál, amely az NO képződésének kedvez. A talaj csak az esőzést követő rövid időszakban válik anaerobbá, vagyis a denitrifikáció során képződő N₂O és N₂ jelentős emissziós csúcsa ezen időszakokban figyelhető meg. Az N₂O/N₂ képződés aránya függ a WFPS-től, vagyis a csapadék mennyiségétől. Alacsonyabb nedvességtartalom mellett főleg az ammóniát oxidáló baktériumok alternatív anyagcsere folyamata (nitrifier denitrifikáció) határozza meg az N₂O képződést, ami alacsonyabb víztartalmaknál másodlagos csúcsot eredményez.
4. Mérések és modellszámítások alapján megbecsültem a bugaci táj nitrogénmérlegét különböző (száraz és nedves) években. A bugaci természetvédelmi terület a kicsi légszennyezettségi szint és helyi N-források (műtrágyázás stb.) hiányában a háttérértékhez közeli nitrogén fluxusokat reprezentál régiós léptékben is. A bugaci füves felszínre nettó $13 \pm 2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{év}^{-1}$ nitrogénvegyület ülepszik és $2,0 \pm 0,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{év}^{-1}$ távozik a sokéves átlag alapján, így a nettó fluxus 9–13 kg N ha⁻¹év⁻¹ között változik az egyes évek időjárási viszonyaitól függően. Az állatok általi nettó N-kivétel a területről 4–10 kg N ha⁻¹ év⁻¹ körül mozog, ami összevethető a nettó (légkör-talaj) N-kicserélődéssel, vagyis a táj N-körforgalma közel egyensúlyban van, enyhe N-nyelőnek tekinthető.
5. Az ökológiai modell által használt bemeneti klíma-, talaj- és egyéb paramétereket felhasználó adatbázis felépítését követően Magyarországon először adaptáltam és validáltam a DNDC modellt a Bugacon mért adatok segítségével.

6. Szimuláltam a homoki legelő talajfolyamatait a különböző években és az eredményeket összehasonlítva a mért talajfluxusok éves összegével, illetve a talaj és növényzet C/N aránnyal, jó egyezést kaptam. A mért és modellezett NO és N₂O talajfluxusok havi adatai $r = 0,8$ és $0,7$ korrelációt mutatnak. A méréssel és szimulációval kapott talaj, valamint növényzet átlagos C/N aránya rendre: 14,3 és 12,6 valamint 20,6 és 19,0.

KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

A bugaci területen az üvegházgáz hatású N₂O kibocsátása nem jelentős ($<1 \text{ kg N ha}^{-1}\text{év}^{-1}$) az intenzíven kezelt füves területek nagyobb mennyiségű N₂O-t bocsátanak ki. A klímaváltozással bekövetkező talajszárazodás következménye lehet, hogy kisebb lesz az N₂O emisszió. A GWP-n keresztül a csökkenő N₂O kibocsátás potenciálisan negatív visszacsatolást jelent a klímaváltozásra nézve. Másrészt a növényzet nettó CO₂ forrássá válhat az extrém száraz években (mint pl. 2003. és 2007.), és ez pozitív visszacsatolást jelent a klímaváltozásra nézve. E két ellentétes hatás arányát pontosan nem ismerjük (a pozitív, vagy a negatív dominál, lehet, hogy a két hatás kiegyenlíti egymást). A hatások mértéke nem elhanyagolandó, ha figyelembe vesszük a fűvel borított területek nagyságát, illetve azt, hogy a szárazodással a füves területek aránya nőni fog.

A magyarországi éghajlat szárazodásával, illetve rendszertelenebb csapadékellátottságával arányosan gyakrabban előfordulhatnak majd természetes tüzek a száraz homoki legelőkön (Kiskunság, Hortobágy). A tűz általi N_r veszteség hozzávetőlegesen megegyezik, vagy akár meg is haladhatja a légköri ülepedésből származó nitrogén mennyiségét.

A táj N-körforgalma közel egyensúlyban van, inkább N-nyelőnek tekinthető. Az intenzíven kezelt területekhez képest lassabb az N-kicserélődés üteme. Mivel az Alföldön a csapadék, és ezáltal a felszíni/felszín alatti elfolyás kicsi, a légkörbe való kibocsátás a fontosabb tényező. A jelenlegi gazdálkodási forma mellett mesterséges N-tápanyag pótlásra nincs szükség.

A NitroEurope projekt más területeinek eredménye alapján megállapítható, hogy (egy finn fenyves területtel együtt) Bugac – közel természetes terület révén – tekinthető egy kontinentális háttérszennyezetszerű tájnak, hiszen intenzív gazdálkodás nem történik és a szennyező forrásoktól távol esik.

Magyarországon egy eddig még nem alkalmazott ökológiai modell sikeres validálása és alkalmazása után N nyomgáz fluxus becslést tudunk végezni füves területre.

A DNDC modell segítségével a kibocsátási scenáriók alapján jó becslést tudunk adni a magyarországi füves területek N háztartásáról és annak változásáról. A DNDC ökológiai modell alkalmazásával becslést tudunk adni olyan területekre is, ahol nincs, vagy hiányos a mérési adatbázis, illetve olyan

paramétereket, talajfolyamatokat is tudunk szimulálni, melyek mérése terepi és/vagy laboratóriumi körülmények között nehézkes és/vagy drága. A GIS adatok alkalmazásával elsőként tudunk üvegház- és egyéb nyomgáz fluxus becslést adni Magyarországon teljes területére. A DNDC-vel kapott eredményekkel esetleg finomítani lehetne az IPCC durva becslésen alapuló N_2O (+ CO_2 és CH_4) emisszió adatokat. Az IPCC módszer országos szintű statisztikai adatokat (műtrágya felhasználás, haszonállatok száma) használ, illetve néhány könnyen megadható/számszerűsíthető faktoriall dolgozik, de nem tudja figyelembe venni a regionális különbségeket, illetve az N_2O becslésénél a részletes nitrogénciklust is elhanyagolja. A DNDC modell, (noha több bemenő adatra van szüksége) az összes folyamatot szimulálja, illetve reprezentálva vannak a fizikai-kémiai és mérési alapösszefüggések és függvények, melyek az IPCC metodikából hiányoznak.

Összesen a tápanyagok jelentős része (az éves N szükséglet akár 50%-a) a rizómákba/tarackba visszamentésre kerülhet, ebből fakadóan a fűvek N és P szegény száraz szénája lassan bomlik, vagyis viszonylag kicsi a nem legeltetett fűvek N-vesztesége. A talajban akkumulálódott N_r a produktivitás növekedéséhez, illetve biodiverzitás csökkenéséhez vezethet. A műtrágyázással és/vagy legeltetéssel is nő a N_r mennyisége, amely kikerül a légkörbe, pl. NH_3 formájában, vagy N_2O formájában, így a valamilyen kezelés alatt álló területeken a N tartózkodási ideje potenciálisan kevesebb, mint kezelés alatt nem álló gyepterületeken.

A homoki gyepek vegyszerezése, műtrágyázása csak időlegesen vezet hozamnövekedéshez, az eredeti vegetációt azonban visszavonhatatlanul tönkretesz. A homokterületeken további gyeppálmányokat feltörni nem szabad, a természetközeli állapotú állományok mindenütt védendők. Kaszálni a nyílt homokpuszta gyepeket nem érdemes. A legelő állatfaj megválasztása fontos, hiszen minden faj egyes növényfajokat előnyben, másokat hátrányban részesít. Az optimális állatlétszámmal (0,6–0,8 állat ha^{-1}) végzett legeltetés biztosítja a folyamatos, kismértékű zavarást, amely szükséges a fátlan állapot és a fajdiverzitás fenntartásához. Legeltetés/túllegeltetés hatására a nitrogén az állati ürülékben és vizeletben könnyen mobilizálható formában kerül vissza a talajba, illetve lesz jelen, így hamarabb és gyorsabban fogja a biokémiai folyamatokon keresztül a N-ciklus más szintjét elérni. Az állati taposás miatt tömörödött felső talaj levegőtlenebbé válik, hiszen veszít a porozitásából, így a denitrifikálók aktivitása nőhet, mely megnövekedett N-veszteséghez vezethet. Ezért nagyon fontos a megfelelő legelési nyomás (legelő állat/ha) megválasztása. Túllegeltetésnél a tüskés-tövisek fajai eluralkodhatnak (a nem tövisesek kompetíciós hátrányba kerülhetnek), illetve a gyepek cserjéssé válhatnak, ahol a cserjék ásványi tápanyag „szigeteket” képezhetnek.

TUDOMÁNYOS KÖZLEMÉNYEK AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉBEN

Angol nyelvű impakt faktorral rendelkező tudományos közlemények:

Machon, A., Horváth, L., Weidinger, T., Pintér, K., Grosz, B., Nagy, Z., and Führer, E., 2011: Weather induced variability of N-exchange between the atmosphere and a grassland in the Hungarian Great Plain, *Időjárás (bírálattal)* (Impakt faktor: 0,548-2010-ben)

Machon, A., Horváth, L., Weidinger, T., Grosz, B., Pintér, K., **Tuba, Z.** and Führer, E., 2010: Estimation of net nitrogen flux between the atmosphere and a semi-natural grassland ecosystem in Hungary, *European Journal of Soil Sciences*, **61**, 631–639 (Impakt faktor: 2,131)

Horváth, L., Grosz, B., **Machon, A.**, **Tuba, Z.**, Nagy, Z., Czóbel, Sz., Balogh, J., Péli, E., Fóti, Sz., Weidinger, T., Pintér, K., Führer, E. 2010: Estimation of nitrous oxide emission from Hungarian semi-arid sandy and loess grasslands; effect of grazing, irrigation and application of fertilizer. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **139**, 255–263 (Impakt faktor: 3,13)

Kugler, Sz., Horváth, L. and **Machon, A.** 2008: Estimation of nitrogen balance between the atmosphere and Lake Balaton and a semi natural grassland in Hungary, *Journal of Environmental Pollution* **154**, 498–503 (Impakt faktor: 3,135)

Horváth, L., Grosz, B., **Machon, A.**, Balogh, J., Pintér, K. and Czóbel, Sz. 2008: Influence of soil type on N₂O and CH₄ soil fluxes in Hungarian grasslands. *Community Ecology* 9 (Suppl): 75-80 (Impakt faktor: 0,604)

Független hivatkozások száma: 4

Angol nyelvű tudományos könyvrészek:

Horváth, L., Weidinger, T., **Machon, A.**, Tuba, Z., Nagy, Z., Grosz, B., Führer, E., Kugler, Sz., Pogány, A., Huszár, H., 2011: Hungary, Section 3, Chapter 8.8: National Contribution to the assessment of nitrogen In: *Assessing and managing nitrogen fluxes in the atmosphere-biosphere system in Europe, COST Action 729 – Final Report*, Albert Bleeker and Jan Willem Erisman (Eds.), Wageningen Academic Publisher, ECN on behalf of COST. Pp. 130–138. ISBN: 978-90-817039-1-8.

Farkas, Cs., Alberti, G., Balogh, J., Barcza, Z., Birkás, M., Czóbel, Sz., Davis, K., Führer, E., Gelybó, Gy., Grosz, B., Kljun, N., Koós, S., **Machon, A.**

- Marjanović, H., Nagy, Z., Peresotti, A., Pintér, K., Tóth, E., Horváth, L., 2011: Measurements and estimations of biosphere-atmosphere exchange of greenhouse gases. Part II, Chapter 5: Methodologies. In: *Atmospheric Greenhouse Gases: The Hungarian Perspective*, Haszpra, L. (Ed.), Springer Dordrecht, Heilderberg, London, New York. pp. 65-90. ISBN: 978-90-481-9949-5, e-ISBN: 987-90-481-9950-1, DOI: 10.1007/978-90-481-9950-1.
- Nagy, Z., Barcza, Z., Horváth, L., Balogh, J., Hagyó, A., Káposztás, N., Grosz, B., **Machon, A.**, Pintér, K., 2011: Measurements and estimations of biosphere-atmosphere exchange of greenhouse gases. Part II, Chapter 6: Grasslands In: *Atmospheric Greenhouse Gases: The Hungarian Perspective*, Haszpra, L. (Ed.), Springer Dordrecht, Heilderberg, London, New York. pp. 91-120. ISBN: 978-90-481-9949-5, e-ISBN: 978-90-481-9950-1, DOI: 10.1007/978-90-481-9950-1.
- Somogyi, Z., Hidy, D., Gelybó, Gy., Barcza, Z., Churkina, G., Haszpra, L., Horváth, L., **Machon, A.**, Grosz, B., 2011: Modeling of biosphere-atmosphere exchange of greenhouse gases. Part III, Chapter 9: Models and their adaptation. In: *Atmospheric Greenhouse Gases: The Hungarian Perspective*, Haszpra, L. (Ed.), Springer Dordrecht, Heilderberg, London, New York. pp. 201-228. ISBN: 978-90-481-9949-5, e-ISBN: 987-90-481-9950-1, DOI: 10.1007/978-90-481-9950-1.
- Hidy, D., **Machon, A.**, Haszpra, L., Nagy, Z., Pintér, K., Churkina, G., Grosz, B., Horváth, L., Barcza, Z., 2011: Modeling of biosphere-atmosphere exchange of greenhouse gases. Part III, Chapter 10: Grasslands. In: *Atmospheric Greenhouse Gases: The Hungarian Perspective*, Haszpra, L. (Ed.), Springer Dordrecht, Heilderberg, London, New York. pp. 229-252. ISBN: 978-90-481-9949-5, e-ISBN: 987-90-481-9950-1, DOI: 10.1007/978-90-481-9950-1.
- Grosz, B., Gelybó, Gy., Churkina, G., Haszpra, L., Hidy, D., Horváth, L., Kern, A., Kljun, N., **Machon, A.**, Pásztor, L., Barcza, Z., 2011: Modeling of biosphere-atmosphere exchange of greenhouse gases. Part III, Chapter 12: Arable lands. In: *Atmospheric Greenhouse Gases: The Hungarian Perspective*, Haszpra, L. (Ed.), Springer Dordrecht, Heilderberg, London, New York. pp. 263-294. ISBN: 978-90-481-9949-5, e-ISBN: 987-90-481-9950-1, DOI: 10.1007/978-90-481-9950-1.
- Barcza, Z., Bondeau, A., Churkina, G., Ciais, Ph., Czóbel, Sz., Gelybó, Gy., Grosz, B., Haszpra, L., Hidy, D., Horváth, L., **Machon, A.**, Pásztor, L., Somogyi, Z., Van Oost K., 2011: Modeling of biosphere-atmosphere exchange of greenhouse gases. Part III, Chapter 13: Model Based Biospheric Greenhouse Gas Balance of Hungary In: *Atmospheric Greenhouse Gases: The Hungarian Perspective*, Haszpra, L. (Ed.), Springer Dordrecht, Heilderberg, London, New York. pp. 295-330. ISBN: 978-90-

481-9949-5, e-ISBN: 987-90-481-9950-1, DOI: 10.1007/978-90-481-9950-1.

Weidinger, T., Pogány, A., Horváth, L., **Machon, A.**, Bozóki, Z., Mohácsi, Á., Pintér, K., Nagy, Z., Gyöngyösi, A.Z., Istenes, Z. and Bordás, Á., Concentration gradient measurements and flux calculation of atmospheric ammonia over grassland (Bugac-puszta, Hungary) In: *Advances in Environmental Modeling and Measurements*. Eds: Dragutin T. Mihailovic and Branislava Lalic, pp.159–170 2010 Nova Science Publishers, Inc. Hauppauge NewYork, Chapter 15,

Angol nyelvű konferencia kiadványok, konferencia összefoglalások:

Machon, A., Horváth, L., Weidinger, T., Pintér, K., Grosz, B., Nagy, N., 2011: Effects of climate perturbations on the N-exchange within atmosphere and semi natural grassland in Hungary, NitroEurope 6th General Assembly and Open Science Conference, Reactive Nitrogen and the European Greenhouse Gas Balance. April 11-14, 2011, Edinburgh, Scotland. Book of abstracts: S11/8.

Ammann, C., Horváth, L., Jones, S.K., Anderson, M., Coyle, M., Helfter, C., Kindler, R., **Machon, A.**, Neftel, A., Siemens, J., Simmons, I., Skiba, U., Sutton, M.A., 2011: Synthesis of nitrogen and greenhouse gas budgets of NitroEurope grassland sites, NitroEurope 6th General Assembly and Open Science Conference, Reactive Nitrogen and the European Greenhouse Gas Balance. April 11-14, 2011, Edinburgh, Scotland. Book of abstracts: S11/5.

Skiba, U., Drewer, J., Tang, Y. S., van Dijk, N., Helfter, C., Nemitz, E., Twigg, M., Famulari, D., Owen, S., Jones, S.K., Pihlatie, M., Vesala, T., Korhonen, J., Pumpanen, J., Larsen, K. S., Carter, M. S., Ambus, P., Ibrom, A., Beier, C., Hensen, A., Frumau, A., Brüggemann, N., Butterbach-Bahl, K., Gasche, R., Neftel, A., Spirig, C., Ammann, C., Horvath, L., Freibauer, A., Kutsch, W., Don C., Cellier, P., Laville, P., Loubet, B., Magliulo, E., Bertolini, T., diTommasi, P., Seufert, G., Andersson, M., Manca, G., Meijide, A., Laurila, T., Aurela, M., Lohila, A., Zechmeister-Boltenstern, S., Kitzler, B., Schaufler, G. Siemens, J., Flechard, C., **Machon, A.**, Weidinger, T. and Sutton, M.A., 2011: Nitrogen and greenhouse gas budgets from European soil ecosystems, synthesis of the Level-3 site measurement network, NitroEurope 6th General Assembly and Open Science Conference, Reactive Nitrogen and the European Greenhouse Gas Balance. April 11-14, 2011, Edinburgh, Scotland. Book of abstracts: S11/6

Weidinger, T., Horváth, L., Takács, Z., **Machon, A.**, Pogány, A., Bozóki, Z., Pintér, K., Nagy, Z., Istenes, Z., Gyöngyösi, A.Z., Eredics, A., Bordás, Á.,

- 2011: Concentration gradient measurements of trace gases (O_3 -NO-NO_x) for flux calculation; results and uncertainties, NitroEurope 6th General Assembly and Open Science Conference, Reactive Nitrogen and the European Greenhouse Gas Balance. April 11-14, 2011, Edinburgh, Scotland. Book of abstracts: S10
- Machon, A.**, Horváth, L., Grosz, B., Weidinger, T., Pintér, K., Nagy, N., Pogány, A., Mohácsi, Á. and Bozóki, Z., 2010: Summary of the flux measurement and budget estimation over a grassland in Hungary (Bugac L3 site), NitroEurope 5th General Assembly and Open Science Conference, Reactive Nitrogen and the European Greenhouse Gas Balance. February 3-4, 2010, Solothurn, Switzerland,. Book of abstracts p.15.
- Weidinger, T., Pogány, A., Horváth, L., Bozóki, Z., Mohácsi, Á., Pintér, K., Nagy, Z., **Machon, A.** and Gyöngyösi, A.Z., 2009: Concentration gradient measurements and flux calculation of atmospheric ammonia over grassland (Bugac-puszta Hungary), Workshop on modelling and measuring aspects of some environmental issues in European Union and national projects, Novi Sad, Serbia, April 27-29,
- Weidinger, T., Horváth, L., **Machon, A.**, Pintér, K., Barcza, Z., Gyöngyösi, A.Z, Nagy, Z., Tuba, Z., 2008: Uncertainties in the calculation of NO-NO_x-O₃ fluxes by the gradient and the profile method, NitroEurope 3rd General Assembly and Open Science Conference, Ghent, Belgium, 2008 February 16-22. Konferencia kiadvány, p. 53.
- Machon, A.**, Horváth, L., Grosz, B., Weidinger, T., Pintér, K. and Tuba, Z., 2008: Measurement and modelling of fluxes of nitrogen compounds above a semi-natural grassland ecosystem in Hungary, NitroEurope 3rd General Assembly and Open Science Conference, Ghent, Belgium, 2008 February 16-22. Konferencia kiadvány, p. 65
- Grosz, B, Horváth, L., **Machon, A.**, 2008: Modelling soil fluxes of greenhouse gases (CO₂, CH₄, N₂O) for Hungary, NitroEurope 3rd General Assembly and Open Science Conference, Ghent, Belgium, 2008 February 16-22. Konferencia kiadvány, p. 75.
- Machon, A.**, Grosz, B., Horváth, L., Pintér, K., Tuba, Z., 2008: Non-CO₂ greenhouse gas flux measurement above a nature reserve grassland in Kiskunság in an unusual year, *Cereal Research Communications*. **36**, Suppl. 1. 203-206. (Impact factor: 1.19)
- Grosz, B., Horváth, L., **Machon, A.**, 2008: Modelling soil fluxes of nitrogen and carbon gases above a semi arid grassland in Hungary. *Cereal Research Communications* **36**, Suppl. 3. 1523-1526. (Impact factor: 1.19)
- Weidinger, T., Bordás, Á., Mihailovic, D. T., Gyöngyösi, A. Z., **Machon, A.**, Pintér, K. and Horváth, L., 2007: Uncertainties in surface layer flux calculations using gradient and profile methods, First Serbian Congress on

Theoretical and Applied Mechanics, Kopaonik, Serbia, April 10-13, 2007. Proceedings, Editors: Sumarac, D and Kuzmanovic D., 267-274.

Weidinger, T., Gyuró, Gy., Orgoványi, A., Döri, I., Kalapos, T., Victor, A., Juhász, I., Tóth, P. and **Machon, A.**, 2007: The GLOBE program in the Hungarian environmental education, Geophysical Research Abstracts, Vol. 9, EGU2007-A-09451, ES3-1TH5P-0005.

Bordás, Á., Weidinger, T., Horváth, L., Pintér, K., **Machon, A.** and Gyöngyösi, A. Z., 2007: Uncertainties in gradient and profile method for trace gas flux calculations Geophysical Research Abstracts, Vol. 9, EGU2007-A-08917, AS2.01-1WE4P-0094.

Magyar nyelvű tudományos közlemények:

Machon, A., Horváth, L., Grosz, B., Weidinger, T., Pintér, K., Nagy, Z. és Tuba, Z. (2008): Tájéleptékű nitrogénmérleg meghatározása mérések és a DNDC modell alapján. In: (ed.: Sáhó Á.) A levegőkörnyezet állapota: ökológiai kölcsönhatások és egészségügyi kockázatok. A 33. Meteorológiai Tudományos Napok 2007 kiadványa.

[www.met.hu/pages/seminars/metnapok/33 MTN 2007.pdf](http://www.met.hu/pages/seminars/metnapok/33_MTN_2007.pdf) , 58-62.

Grosz, B., Horváth, L., **Machon, A.**, Hidy, D. és Tuba, Z. (2008): Légköri üvegházhatású gázok mérlegének meghatározása mezőgazdasági területek és erdők felett Magyarországon DNDC modellel. In: (ed.: Sáhó Á.) A levegőkörnyezet állapota: ökológiai kölcsönhatások és egészségügyi kockázatok. A 33. Meteorológiai Tudományos Napok 2007 kiadványa.

[www.met.hu/pages/seminars/metnapok/33 MTN 2007.pdf](http://www.met.hu/pages/seminars/metnapok/33_MTN_2007.pdf) , 45-49.

Horváth, L., Kugler, Sz., **Machon, A.**, 2006: Légkör és szárazföldi/vízi ökológiai rendszerek közti nitrogéncsere vizsgálata Magyarországon, VII. Magyar Ökológus Kongresszus, Budapest, 2006 szeptember 4-6, Előadások és poszterek összefoglalói.

Pintér, K., Nagy, Z., Balogh, J., Barcza, Z., Kristóf, D., Weidinger, T., Grosz, B., **Machon, A.**, Horváth, L. és Tuba, Z., 2006: A tájleptékű szén- és nitrogénmérleg összetevői, mikrometeorológiai mérése, 32. Meteorológiai Tudományos Napok, Felhő fizika és mikrometeorológia (szerk.: Weidinger, T. és Geresdi, I.), Országos Meteorológiai Szolgálat, 161–168. MTA, Budapest

Machon, A., 2004: A légköri aeroszol tömegkoncentrációjának összehasonlító vizsgálata Budapesten. IX. Országos Felsőoktatási Környezettudományi Diákkonferencia, Budapest