

Különböző földhasználatú területek talajának nitrogénforgalmi vizsgálata változó hőmérsékleti értékeken

BAKLANOV Szandra, *HOREL Ágota, GELYBÓ Györgyi, TÓTH Eszter, DENCŐ Márton, UJJ Emese és POTYÓ Imre

MTA ATK Talajtani és Agrokémiai Intézet, Budapest
(Beérkezett: 2019.02.15.; Elfogadva: 2019.05.20.)

Bevezetés

Az elmúlt kétszáz évben az egyre fokozódó antropogén hatás számos ponton érinti a globális és lokális nitrogén (N) körforgalmat (GALLOWAY et al., 1995; HOWARTH et al., 1996), komoly hatást gyakorolva ezzel az egyes ökoszisztémák működésére (GALLOWAY & COWLING, 2002; HENRIKSEN & HESSEN, 1997). A különböző biogeokémiai ciklusok egyensúlyának megbomlása korunk egyik legfontosabb környezeti kérdése. A természetes nitrogén körforgalom megváltozásának komoly következménye lehet a dinitrogén-oxid (N_2O) gáz légköri koncentrációjának növekedése, mely a CO_2 -nál is nagyobb potenciálú üvegházhatású gáz. A légköri N_2O koncentráció növekedése mellett megemlítendő az ammónium-nitrátnak, mint jelentős nitrogén vegyületnek a csapadékban történő felhalmozódása, valamint ennek folytán a talajok, és víztestek kémhatásának csökkenése. A nitrogén vegyületek jelenléte következtében kialakulhatnak magas ammónia-, illetve nitrát tartalmú vízfolyások, melyek főleg a nagyobb esőzések következtében az érintett víztestek eutrofizációjához járulhatnak hozzá (HENRIKSEN & HESSEN, 1997).

Emberi tevékenység hatására – különös tekintettel az ipari és mezőgazdasági szektor közreműködésére – a természetes nitrogén körforgalom megváltozott. A különféle reaktív N formák pontszerű (ipari, városi pontforrások), illetve kiterjedtebb forrásokból (mezőgazdasági területekről való kimosódás, légköri ülepedés) kerülhetnek be a vízrendszerbe (BOUWMAN et al., 2005). Az ilyen vegyületek környezetbe történő kijutása olyan kockázatokat rejthet magában az eutrofizáció és a savasodás mellett, mint a biológiai sokféleség csökkenése (CARPENTER et al., 1998; VITOUSEK et al., 1997), valamint a légköri N_2O szint emelkedése (SEITZINGER & KROEZE, 1998).

Az édesvizekbe kerülő reaktív nitrogénformák (oldott szervesetlen nitrogén) az ammónia (NH_4^+), illetve nitrát (NO_3^-), melyek gyakran nitrogén vegyületekkel telített területekről (mezőgazdasági területek, legelők, erdők) származnak (GALLOWAY et al., 2003). Míg az erdős területeken kevésbé figyelhető meg a különböző nitrogén formák kimosódása a környező víztestekbe, addig a földhasználati területváltás (erdőirtás, erdőből szántóvá alakítás) felgyorsíthatja a kimosódási folyamatokat, elősegítve a környező vizek szennyeződését (HARRIS, 2001). Egy adott terület földhasználati módja jelentősen befolyásolja egy vízgyűjtő nitrogénforgalmát, illetve az alkalmazott művelési módokon keresztül az erózió

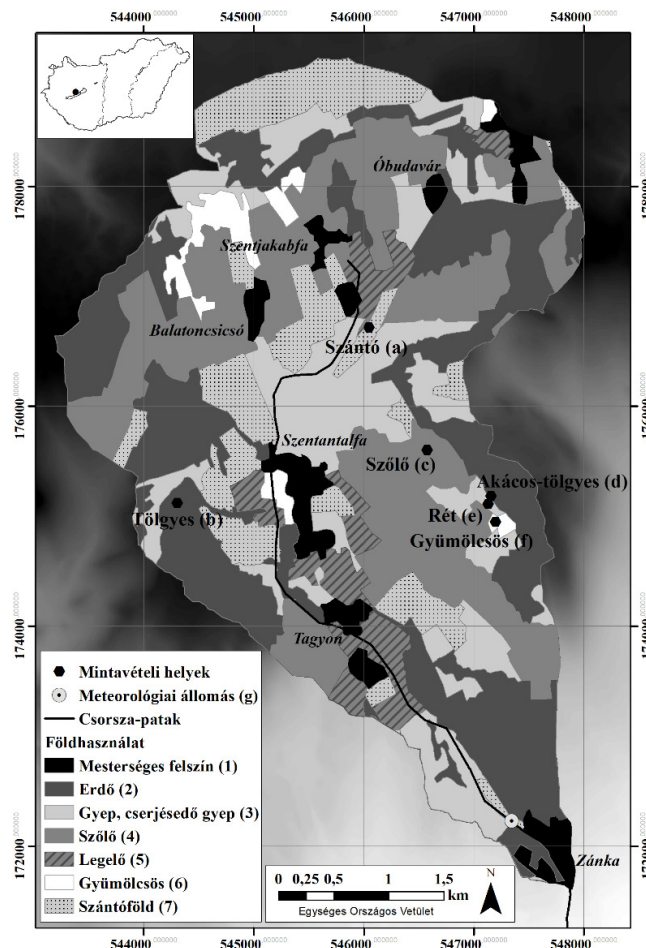
*Levelező szerző: HOREL ÁGOTA, MTA Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani és Agrokémiai Intézet, 1022 Budapest, Herman Ottó út 15.
E-mail: horel.agota@agrar.mta.hu

mértékére is hatással van (JAKAB et al., 2017; MADARÁSZ et al., 2016; POTYÓ et al., 2017). A talajművelés hatása a talaj mikrobiológiai összetételére, a fenntartható mezőgazdasági rendszerek kialakításának kulcskérdése (COOKSON et al., 2007). Azokon a területeken, amelyeken hosszú távon aktív földművelési tevékenység zajlik, a biogeokémiai folyamatok módosulhatnak. Ennek folytán a vizekbe jutó nitrogén vegyületek mennyisége is érintett. Számos, a nitrogén-utánpótlásra fókuszáló kutatás szerint az erdős területekről eredeztethető nitrátkimosódás a talajok nitrogén telítettségével magyarázható (ABER et al., 1997).

A talajok szén és nitrogéntartalma, valamint ezek aránya, egy adott talaj növényzete számára felvehető nitrogénmennyiségről ad információt. A szén és nitrogén mennyiségének változása erősen befolyásolja az adott terület nitrogén körforgalmi változását a talaj mikrobiális közösség szerkezetének és összetételének átalakulása következtében. A nitrogénforgalom vizsgálata fontos információt szolgáltat egy terület anyagforgalmi értelemben vett terheltségéről, a nitrogén tartalmú szerves szennyezőanyagok jelenlétéről. Vizsgálataink a nitrogén körforgalom talajban végbemenő egyes részfolyamatait érintik úgy, mint a nitrogénmegkötés, a nitrifikáció, illetve a denitrifikáció. A nitrogénkötés során a légköri nitrogén nagyrészt biokémiai folyamatok során kerül a talajba. Bizonyos mikroszervezetek a levegő nitrogén tartalmából közvetlenül képesek nitrogént hasznosítani. Tápanyagutánpótlás nélküli területeken ez az egyik legjelentősebb nitrogén beviteli folyamat, mely a talaj nitrogénkészletét növeli (NÉMETH, 1996). A nitrifikáció során az ammónium, nitrítan keresztül nitráttá történő mikrobiális átalakítása, leginkább kemoautotróf *Nitrosomonas spp.* és *Nitrobacter spp.* baktériumfajok segítségével történik (NÉMETH, 1996). A denitrifikáció olyan mikrobiális folyamat, amely a nitrátból gázalakú nitrogénformák, vegyületek (N_2 , NO, N_2O) képződését jelenti, oxigén jelenlétében, vagy annak hiányában (NÉMETH, 1996). A felsorolt folyamatok tanulmányozása közelebb visz bennünket egy terület víz, illetve anyagforgalmi mutatóinak meghatározásához. Fontos információkhoz juthatunk a talajok mikrobiális összetételével, illetve – a jelen tanulmány szempontjából elsődleges – mikrobiális aktivitásával kapcsolatban is (CIRMO & MCDONNELL, 1997).

A mintagyűjtést a Balaton-felvidéken elhelyezkedő kisvízgyűjtő területén végeztük, mely a Csorsza-patak vízkészletét szolgáltatja. Közvetlen kapcsolatban áll a Balatonnal, ezáltal kiemelt fontosságú a terület biogeokémiai változásának ismerete. A balatoni régió hazánk egyik legjelentősebb idegenforgalmi és természeti értéke (HOREL et al., 2017). A hirtelen kialakuló, nagy intenzitású csapadékesemények hatására egy terület talaj-átrendeződési mechanizmusaiban módosulások történhetnek. Ennek következtében biogeokémiai változások állhatnak be a víztestekben, valamint azok környezetében (NGUYEN et al., 2005). A talajok és vízrendszerek tanulmányozása elősegítheti a szárazföldi, és vízi ökoszisztémák jobb megértését, amely a mintaterület kiemelt jelentősége, és az előzőekben említett okok miatt nagy fontossággal bír (HOREL et al., 2017). A terület kiterjedése, behatároltsága, valamint a földhasználati rendszerek változatossága lehetővé teszi, hogy a vizsgálati adatok megfelelő összehasonlítási alapként szolgáljanak a bemutatott közleményben.

Jelen tanulmány célkitűzései között a mikrobiális folyamatok (denitrifikáció, nitrifikáció, nitrogénkötés) hőmérséklet függésének vizsgálata, valamint a mikrobiális folyamatok földhasználattól való függésének vizsgálata volt.



1. ábra

Balaton-felvidéki Csorsza-patak vízgyűjtő mintaterületen található mintavételi helyszínek (a-g), (alaptérkép: CORINE CLC50, 2006).

Vizsgálati anyag és módszer

Vizsgálatainkhoz a Veszprém megyei Balatoncsicsó és Szentantalfa községek környékéről gyűjtöttünk talajmintákat (1. táblázat; 1. ábra). A községek a Balaton-felvidék és kismedencéi kistáj délnyugati részén, a Csorsza-patak vízgyűjtőterületén (a patak hossza közel 8 km, a vízgyűjtő területe megközelítőleg 21 km²) helyezkednek el (1. ábra). A kistáj vízfolyásai többnyire időszakos jellegűek, vizük

meglehetősen szennyezett (DÖVÉNYI, 2010), lebegtetett hordalékkal időszakosan dúsult (POTYÓ et al., 2017). A Csorsza-patak Zánka térségénél a Balatonba torkollik, így közvetlen hatást gyakorol a tó vízminőségére (POTYÓ et al., 2017). A patak vízgyűjtőjéhez tartozó mezőgazdasági területekről származó nitrogén kimosódása hozzájárulhat a tó eutrofizációjához.

A Csorsza-patak vízgyűjtő területén döntően Ramann-féle barna erdőtalaj és agyagbemosódásos barna erdőtalaj fordul elő. Ezek termőrétege többnyire sekély, emiatt vízgazdálkodásuk szélsőséges, termékenységük alacsony (DÖVÉNYI, 2010; VÁRALLYAY, 1985).

1. táblázat

Talajtulajdonságok a vizsgált mezőgazdasági területeken, a felső 0-30 cm-es talajrétegből. n=3

Földhasználati terület (1)	Koordináták (2)		pH(H ₂ O)	Szerves szén (3)	N	NH ₄ -N	NO ₃ -N	C/N
	EOV X	EOV Y		%				
Akácós-tölgyes (4)	175182	547157	6,02	2,95	0,34	5,70	9,31	8,73
Tölgyes (5)	175119	544306	6,11	4,34	0,47	8,26	3,57	9,29
Szőlő (6)	175600	546577	7,62	2,56	0,33	7,99	12,19	7,76
Szántó (7)	176716	546048	7,75	2,04	0,27	6,68	9,26	7,52
Gyümölcsös (8)	174947	547198	7,59	1,65	0,19	6,49	1,91	8,79
Rét (9)	175111	547133	6,86	3,67	0,46	10,13	2,22	8,07

Alapvizsgálatok

A Csorsza-patak vízgyűjtő kísérleti területen 2018. október 30-án a felső 0-30 cm-es talajrétegből alapvizsgálatok céljából (pH, összes nitrogén, ammónium, nitrát és szerves szén) talajmintákat vettünk hat földhasználati területről (elegyes erdő – tölgyes-akácós, erdő – tölgyes, szőlő, szántó – őszi búza, gyümölcsös – sárgabarack és rét – kaszáló). A talajmintavételek időpontjában a levegő hőmérséklete 18 és 20,5 °C hőmérséklet között volt a vizsgált területen. A talajok szerves szén tartalmát a Tyurin módszerrel határoztuk meg. A vizsgálatok eredményeit az 1. táblázat összegzi. A kísérletet megelőzően a mintákat 4 °C hőmérsékleten tároltuk, nedves állapotban. Kivételt képez a glükózzal kezelt talajminták nitrogénkötés vizsgálata, mely során légszáraz talajból indultunk ki. A 20 és 30 °C hőmérsékleten végzett vizsgálatokhoz a talajokat szobahőmérsékleten mértük a vizsgálatot megelőző órákban, mielőtt az inkubátorba helyeztük volna adott hőmérsékleten.

A biológiai nitrogénkötés mérése

Mindhárom nitrogén-átalakulási folyamatot tanulmányozó laboratóriumi kísérlet a következő területekről származó mintákat tartalmazta: tölgyes-akácós, tölgyes, szántó, szőlő, gyümölcsös és rét.

A nitrogénkötés vizsgálata kétféle módszerrel történt. Az első kivitelezés során a potenciális nitrogénkötés mértékét az acetilén (C_2H_2) redukcióból képződő etilén (C_2H_4) mennyisége alapján számoltuk (HOREL et al., 2014; WELSH et al., 1996). 20 g nedves talajmintát használtunk, amit 120 ml-es fiolákba mértünk ki három ismétlésben. A kontroll minták nem tartalmaztak acetilént. Minden fiolába 25 ml desztillált vizet pipettáztunk mielőtt lezártuk a tetejüket, majd nagy tisztaságú nitrogén gázzal 10 percig öblítettük, hogy anoxikus környezetet biztosítsunk. A fiolákba 10 tf% C_2H_2 -t (9 ml) fecskendeztünk, és 24 órára sötét inkubátorba helyeztük adott hőmérsékleten. A különböző kezelésekből történő C_2H_4 képződést a fiolákból vett gázmintákból lángionizációs detektorral felszerelt gázkromatográf (GC-FID, FISONS 8000) mértük. A C_2H_4 mennyiséget átszámoltuk potenciális nitrogén megkötési rátává a $C_2H_2-N_2$ redukció alapján (CAPONE, 1993). A nedves talajmintából számított nitrogénkötés értékek a talajok aktuális állapotát tükrözik, ahol a jelenlévő nitrogénkötő mikroorganizmusok aktivitását vizsgáljuk.

A második, nitrogénkötés mértékét vizsgáló módszernél a légszáraz mintából 10 grammot mértünk be négy, 25 ml-es edénybe (HOREL et al., 2018). Hozzáadtunk 4 ml 50 g l^{-1} töménységű glükóz oldatot, majd vattadugóval lezártuk és termosztátba ($25\text{ }^\circ\text{C}$) helyeztük 24 órára. Az edényeket (3 ismétlésben) lezártuk és 5 tf% acetilént (1,5 ml) adtunk hozzá, mellyel párhuzamosan egy acetilén nélküli kontroll sorozatot is készítettünk. Egy óra múlva a fiolákból 1 cm^3 gázmintát vettünk gáztömör (teflondugattyús) fecskendővel, melynek gázkoncentrációját szintén gázkromatográf (GC-FID) mértük le. Glükóz hozzáadásával a talajban lévő nitrogénkötő mikroorganizmusok száma felszaporodik, így a maximális nitrogénkötő kapacitást becsülhetjük.

A GC-FID mérésnél az elválasztás (acetilén/etilén) 3 méter hosszú töltetes oszlopon történt (Porapak N, 80-100 mesh), ahol a termosztát hőmérséklete állandó volt ($80\text{ }^\circ\text{C}$). Az injektálás direkt módon, Hamilton teflondugattyús fecskendővel történt a gázkromatográfba. A gázkromatográfhoz használt gázok a következők voltak: nitrogén: $30\text{ cm}^3\text{ min}^{-1}$ (170 kPa); hidrogén: 50 kPa; szintetikus levegő: 100 kPa. A detektor hőmérséklete állandó volt ($100\text{ }^\circ\text{C}$). A kvantitatív meghatározás etilén standard koncentráció sorozatok mérése által, kalibrációs görbék szerkesztésével történt.

Nettó nitrifikáció mérése

A nitrifikációs mérések során 15 g nedves talajmintát helyeztünk 100 ml 1 mM foszfát puffer oldatba ($\text{pH}=7,2$), amely 1 mM ammónia oldatot is tartalmazott (NORTON & STARK, 2011). A talajmintákat kezelésként háromszori ismétlésben, három hőmérsékleten készítettük elő. A kezeléseket a talajmintát és a puffer oldatot tartalmazták. A talajminták vizsgálat előtti alacsony NO_3^- értéke alapján a mintákat eredeti állapotukban használtuk a kísérlet folyamán (NORTON & STARK, 2011). A mintákat aerob és sötét környezetben egy síkrázógépre helyeztük, amely $200\text{ fordulat min}^{-1}$ sebességgel biztosította a talaj szuszpenzió állandó keveredését és megakadályozta annak anaerobbá alakulását. NORTON & STARK

(2011) módszertanát követve, a szuszpenziókból $t=1$ óra és $t=24$ óra időpontokban nitrát tartalmat mértünk, amelyek különbségéből a nettó nitrifikáció értékeket számoltuk. A minták NO_3^- koncentrációját ion-szelektív elektróda segítségével határoztuk meg (Pro DSS, YSI Instruments). A nitrifikációs mérések 10, 20 és 30 °C hőmérsékleten történtek.

Potenciális denitrifikáció mérése

A potenciális denitrifikációs ráta meghatározása HOREL és munkatársai (2014) alapján történt, apró módosításokkal, acetilén blokk technikával. 20 g homogenizált, nedves talajmintához 25 ml 100 μM kálium-nitrát (KNO_3) oldatot, valamint 1 g kg^{-1} glükóz oldatot adtunk. A nitrogénkötés vizsgálatához hasonlóan a fiolákat lezártuk, és 10 percig nagy tisztaságú nitrogén gázzal átöblítettük, hogy oxigén mentes környezetet kapjunk. A nitrogén öblítést követően 10 tf% C_2H_2 -t adtunk a fiolák légtéréhez, annak érdekében, hogy a dinitrogén-oxid reduktáz (nosZ) képződését meggátoljuk. Így megakadályoztuk a N_2O kialakulását követő N_2 gáz képződését. Az ammónia monooxigenáz (AmoCAB) keletkezését szintén C_2H_2 hozzáadásával gátoltuk (YOSHINARI et al., 1977), ezáltal a jelen vizsgálat csak a denitrifikációs potenciál mérését szolgálta. A mintákat sötét környezetben egy síkrázógépre helyeztük, ami 200 fordulat min^{-1} sebességgel biztosította a talaj szuszpenzió állandó keverését. A gázmintákat egy óra elteltével kivákuumozott 20 ml-es fiolákba gyűjtöttük, és a N_2O koncentrációt egy elektronbefogási detektorral felszerelt gázkromatográfval határoztuk meg (GC-ECD, Perkin Elmer Clarus 500). A mérések során egy 3m hosszú töltött oszlopot használtunk (Porapaq Q), ahol a make up gáz nagy tisztaságú nitrogén (6,0) volt 20 ml min^{-1} áramlási sebességgel és az injektálás 10,0 PSSI (Programmable Split/Splitless injector) módban történt osztatlan módban. A kemence állandó hőmérséklete 39 °C, míg a detektor hőmérséklete 310 °C volt.

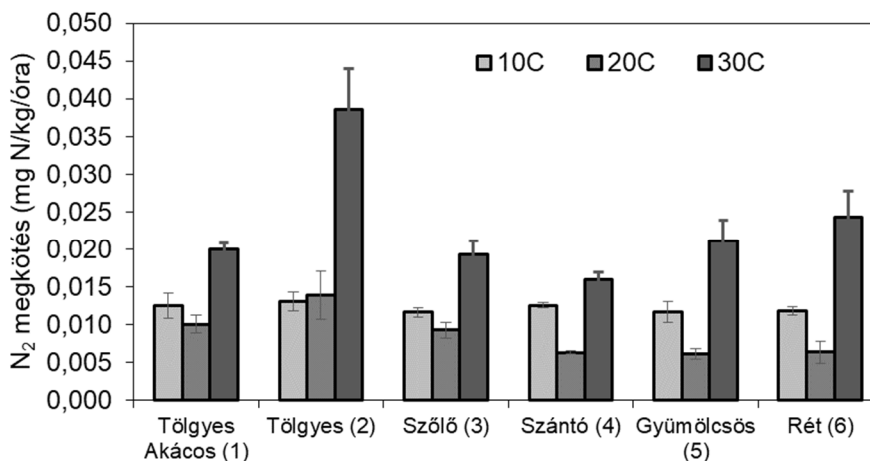
Statisztikai vizsgálatok

A statisztikai vizsgálatokhoz egytényezős varianciaelemzést (one-way ANOVA) használtunk az R statisztikai program segítségével. A csoportok páronkénti összehasonlítását Tukey honestly significant difference (HSD) függvényvel végeztük. A módszer alkalmazhatósági feltételeinek részletes vizsgálatát grafikus módszerekkel, a modell diagnosztikus ábráival állapítottuk meg, továbbá az adatok normalitását Shapiro-Wilkinson teszttel, a varianciák homogenitását pedig Levene-teszttel is ellenőriztük. Jelen tanulmányban a statisztikailag szignifikáns különbségeket a $p < 0,05$ alatti értékek képezik.

Vizsgálati eredmények és következtetések

Hőmérséklet és földhasználat hatása a talaj nitrogénkötő folyamataira

Glükóz hozzáadása nélkül vizsgáltuk a hat különböző földhasználati terület nitrogénkötési rátájának változását a hőmérséklet függvényében. Az egyes erdőállomány, tölgyes és szőlő mintáiban nem tapasztaltunk nagy eltéréseket a 10 és 20 °C fokon mért nitrogénkötési értékekben, azonban a szántó, gyümölcsös és rét esetében a 10-ről 20 °C-ra való hőmérséklet emelkedés hatására csökkent a talajok nitrogénkötő képessége (2. ábra). Minden földhasználati területnél 30 °C fokon jelentősen megnövekedett a talajok nitrogénkötése. Míg 10 °C fokon nem találtunk szignifikáns különbségeket a földhasználati területek között ($p = 0,51$), addig a 20 és 30 °C fokon mért adatok statisztikailag is különböző nitrogénkötést mutattak ($p < 0,017$).



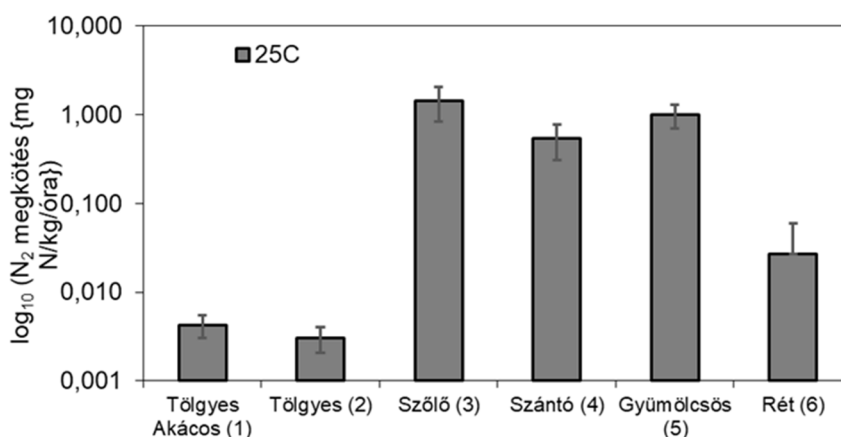
2. ábra

A talaj nitrogénkötési értékeinek változása különböző földhasználati területeken 10 °C, 20 °C és 30 °C hőmérsékleten. $n=3$; \pm SD.

A glükóz oldat hozzáadása nélküli, friss talajmintákon mért nitrogénkötési ráta 10 °C-on nagyon hasonlóan alakult a különböző földhasználati területeken, ahol a legnagyobb különbséget a tölgyes és a szőlő eredményei között tapasztaltuk (12,5%; 2. ábra). 20 °C-on egyedül a tölgyes talajminta mutatott növekedést a nitrogénkötési rátában a 10 °C-on mért értékekkel összehasonlítva (6,1%). 30 °C-on a legmagasabb értéket is a tölgyes mintáiban mértük a többi földhasználati mintákhoz viszonyítva ($p < 0,001$).

A glükóz talajjához való hozzáadása nagymértékben felszaporította a talajban jelen lévő nitrogénkötő mikroorganizmusokat, melyek nitrogénkötő potenciálja jól látható a 3. ábrán, ahol a potenciálok értéke akár százszorosa (szőlő) is lehet a

glükózzal nem kezelt talajokéval összevetve. Mivel a glükózzal nem kezelt talajoknál az aktuális nitrogénkötő mikroorganizmusok nitrogénkötő értékeit mértük, így elsődlegesen a mikroorganizmusok alacsony száma okozza a különbséget a glükózzal kezelt talajoknál mért értékhez képest.



3. ábra

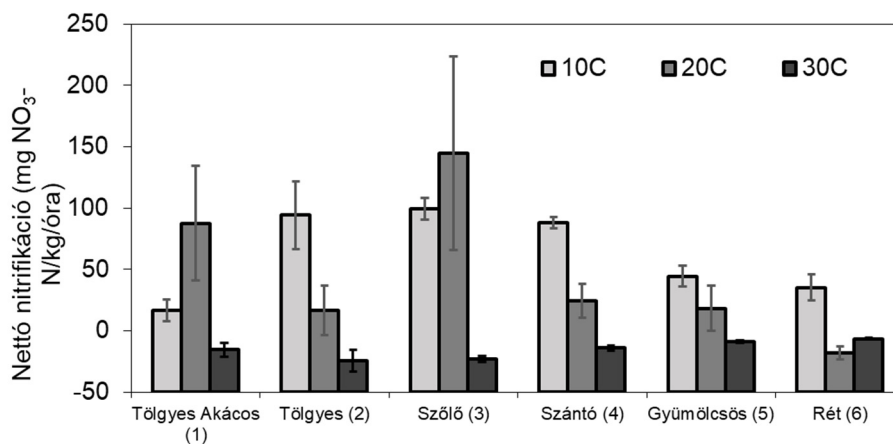
A különböző eredetű talajminták nitrogénkötési potenciáljának változása különböző földhasználati területeken 25 °C hőmérsékleten, hozzáadott glükózzal. n=3; \pm SD.

Glükóz hozzáadása a talajmintákhoz általában nagymértékben befolyásolta a nitrogénkötési értékeket. Az erdők talajmintáiban a nitrogénkötési eredmények nem mutattak nagy változást, hasonló, vagy alacsonyabb értékeket kaptunk, mint a friss mintáknál. A szőlő, szántó és gyümölcsös vizsgálatánál viszont jelentősen megemelkedett nitrogénkötési rátát tapasztaltunk. Mindhárom földhasználati terület magasan kiugró értékeinél talajművelés, továbbá rendszeres tápanyagutánpótlás jellemző. Ez a nitrogénkötő baktériumok sokféleségét, illetve mennyiségét növeli. A túlzott szerves trágyázás vagy túl intenzív földművelési gyakorlat viszont a nitrogénkötő baktériumok, és különösen a növény táplálásban kedvező hatású szimbióta mikroorganizmusok csökkenését eredményezheti (BIRÓ et al., 2012; GRAHAM & VANCE, 2000). Azon földhasználati területek mintái között, amelyeket glükózzal kezeltünk, szignifikáns különbségeket találtunk a mért értékekben ($p < 0,001$).

Hőmérséklet és földhasználat hatása a talaj nettó nitrifikációs folyamataira

A talajok nettó nitrifikáció változásának vizsgálata alapján az esetek döntő többségében úgy találtuk, hogy a hőmérséklet növekedése negatívan befolyásolta a nitrifikációs értékeket. A 10 és 20 °C fokon kapott eredmények nitrát növekedést, míg a 30 °C fokon mért értékek mind nitrát csökkenést mutattak (4. ábra). WAIDE

és munkatársai (1988) megfigyelései alapján 13,6 °C hőmérsékleten, bolygatatlan mérsékelt égvövi erdő 0-10 cm talajmélységből származó minta potenciális nitrifikációs rátája 1,2 $\mu\text{g g}^{-1}$. A hőmérséklet 25 °C-ra történő emelésével ez az érték 4,5 $\mu\text{g g}^{-1}$ -ra emelkedett, összhangban megfigyeléseinkkel. A földhasználati területek csoporton belüli különbséget vizsgálva szignifikáns különbségeket kaptunk mind a három hőmérsékleten mért nitrifikációs értékekben ($p < 0,01$).



4. ábra

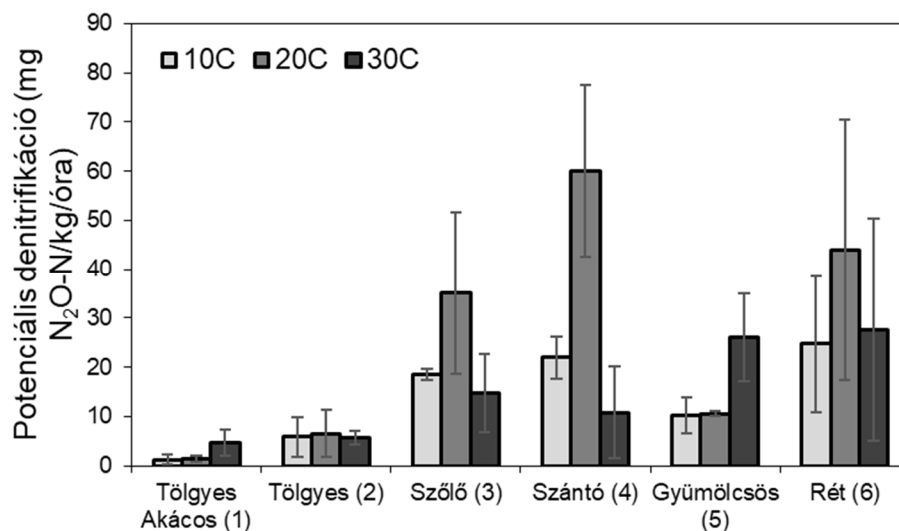
A talaj nettó nitrifikációs értékeinek alakulása különböző földhasználati területeken 10 °C, 20 °C és 30 °C hőmérsékleten. $n=3$; \pm SD

A talajok nettó nitrifikációs értékei alapján mind a 10, mind a 20 °C hőmérsékletnél a szőlőtalaj eredményei voltak a legmagasabbak, míg a rét mintáinál már a 20 °C-on is csökkent nitrát termelődést tapasztaltunk. A szántónál szignifikáns különbséget kaptunk mindhárom hőmérsékleten a nitrifikációs potenciálban ($p < 0,001$). Az elegyes erdőnél a 10 és 20 illetve a 20 és 30 °C fokon mért értékek mutattak szignifikáns eltérést ($p < 0,05$), míg a tölgyesnél és a rétnél a 10 °C fokon kapott eredmények mutattak statisztikailag is igazolt különbséget ($p < 0,0122$). A szőlő mintáknál a 10 és 30 °C, valamint a 20 és 30 °C fokon kapott eredmények, míg a gyümölcsösnél a 10 és 30 °C fokon mért értékek voltak szignifikánsak ($p < 0,05$).

Hőmérséklet és földhasználat hatása a talaj denitrifikációs folyamataira

A denitrifikációs potenciál vizsgálatánál általánosságban a 20 °C-on mért adatoknál tapasztaltuk a legnagyobb eltérést a 10 és 30 °C hőmérsékleten kapott eredményekhez viszonyítva (5. ábra). Az elegyes és tölgyes erdőkben gyűjtött talajmintáknál a denitrifikációs értékek alacsonyok voltak mindhárom vizsgált hőmérsékleten. Hasonló eredményt kaptak WAIDE és munkatársai (1988) is, ahol mérsékelt égvövi erdő esetében 10 $\text{nl N}_2\text{O g}^{-1}\text{hr}^{-1}$ denitrifikációs rátát kaptak 13,6 °C-on. A többi területen a 10 illetve 30 °C-on kapott értékek hasonlóan alakultak. 20

fokon kiemelkedően magas rátát mértünk. A gyümölcsös mintákban 30 °C-on a denitrifikációs potenciál jelentősen növekedett (252 %) a 10 és 20 °C-on kapott eredményekhez viszonyítva (5. ábra). A földhasználati területek csoporton belüli különbségeit vizsgálva szignifikáns eltéréseket tapasztaltunk a mindhárom hőmérsékleten mért denitrifikációs értékekben ($p < 0,05$).



5. ábra

A talaj potenciális denitrifikációs értékeinek változása különböző földhasználati területeken 10 °C, 20 °C és 30 °C hőmérsékleten. $n=3$; \pm SD.

A denitrifikációs mérések eredményei alapján jelentős különbségeket találtunk az egyes földhasználati módok talajai között. Az erdős területeken mértük a legkisebb értékeket, míg a nagyobbakat a szőlő, a szántó és a rét esetében. Az elegyes erdő, tölgyes, szőlő, gyümölcsös és a rét mintáiban nem találtunk szignifikáns különbségeket a mért denitrifikációs potenciálban a földhasználati területeken belül ($p > 0,05$). A szántó talajmintáiban azonban statisztikailag igazolt szignifikáns különbséget találtunk a különböző hőmérsékleten mért értékek között (csoporton belüli $p = 0,0049$).

A talajok nitrogén forgalmát befolyásoló tényezők

Jelen tanulmányban mind a hőmérséklet, mind a földhasználati mód erősen befolyásolták a talajban végbemenő nitrifikációs-, denitrifikációs- és nitrogénkötési folyamatokat. A hőmérséklet emelkedése nem minden esetben okozott növekedést a vizsgált paraméterekben. A növekvő hőmérséklet hatására több esetben inkább szignifikáns csökkenést tapasztaltunk (pl. denitrifikációs potenciál vagy a nettó nitrifikáció). A nitrifikációs értékeknek a hőmérséklet-növekedés hatására történő

csökkenését gyakran említi a szakirodalom. LANG és munkatársai (2010) erdős és réti talajminták nitrifikációs és nitrogén mineralizációs folyamatait hasonlították össze mind mérsékelt mind hideg éghajlatú területeken. Megfigyeléseik szerint az erdős területek nitrifikációs rátája csökkent a hőmérséklet 10 °C-ról 15 °C-ra történő emelkedésével a vizsgálat első napján. Ezt a folyamatot viszont nem tapasztalták a réti talajoknál, valamint a hosszabb távú, több mint 3 napig tartó megfigyelések során, amikor nitrifikációs növekedéseket mutattak ki (LANG et al., 2010). A hőmérséklet hatása mellett a földhasználati területek típusa is befolyásolja a nitrifikációs potenciálokat. Míg jelen tanulmányban a réti talajnál alacsony nitrifikációs értékeket kaptunk a többi földhasználati típus nagy részéhez viszonyítva, addig COOKSON és munkatársai (2007) épp a legmagasabb nitrifikációs értékeket kapták mind erdős területekhez, mind szántóföldi területekhez viszonyítva. Több kutatás során kiderült, hogy nemcsak a hőmérséklet, de a szubsztrát típus és talajnedvesség tartalom is erősen befolyásolhatja a talajok nitrifikációs rátáját (WANG et al., 2006; ZAMAN & CHANG, 2004). Jelen tanulmányban a talajok nedvességtartalma hasonlóan alakult a mintavétel időpontjában (13,95 és 24,38 tf% földhasználati területtől függően), ezért ennek hatását a nitrogén forgalomra nem vizsgáltuk. A talajok pH értékei nagy mértékben befolyásolhatják a nitrifikációs folyamatok eredményeit. Alacsony kémhatású talajokon a nitrifikációs folyamat is erősen limitált (DALIAS et al., 2002). A semleges pH-val jellemezhető talajoknál a nettó nitrifikáció optimális; a nitrifikációért felelős baktériumok ekkor a legaktívabbak (SKADSEN & SANFORD, 1996). A vizsgálatban a talajok pH értéke 6,02 és 7,75 között mozgott (1. táblázat), így a változó nitrifikációs eredmények a különböző pH értékekkel nem, vagy kevésbé magyarázhatók. A megfigyelt nitrifikációs ráták között a szőlő mutatta a legmagasabb értéket 20 °C-on, míg a szántónál hasonló értékeket kaptunk a tölgyes illetve a gyümölcsös talajokéhoz képest. Ezáltal a szerves trágya vagy műtrágya használata nem eredményezett egyértelmű hatást vizsgálatunkban. Ez az eredmény összhangban van STOCKDALE és munkatársai (2002) eredményeivel, ahol a talaj típusa jobban befolyásolta a talajok nitrifikációs rátáját, mint a talajhoz adott nitrogén mennyisége. Mivel a különböző intenzitású nitrifikációs folyamatok talajsavasodási eseményekhez vezethetnek, annak érdekében, hogy ezeket a jelenségeket jobban megértsük, szükség lehet e változások hosszabb távon történő vizsgálatára, valamint azok terepi körülmények közötti ellenőrzésére is.

A növények számára a nitrogén körforgalom rendkívül fontos eleme a légköri nitrogén felvehetővé válása. A nitrogénkötés mértéke a talaj nitrogénkötő mikroorganizmusainak típusától is függ, illetve a hőmérséklet is befolyásolja azok aktivitását (BELNAP, 2003). A hőmérsékleti optimum hazánkban, a mérsékelt égvön leginkább a 15-30 °C közötti tartományba esik (BELNAP, 2003; BORDELEAU & PRÉVOST, 1994).

A növények vegetációs ciklusa is befolyásolhatja a talajok nitrogénkörforgalmi értékeit (VON BÜLOW & DÖBEREINER, 1975). Meghatározó szempont ezért a talajmintavétel időpontja is. Munkánk során a mintavétel a vegetációs ciklus végén történt, ezért is fordulhattak elő a glükóz hozzáadása nélküli mintákban nagyon alacsony nitrogénkötési eredmények. Abban az esetben, amikor a talajok

pH értéke a pH=4-8 közötti tartományba esik, a nitrogénkötés még zavartalanul lezajlik (BORDELEAU & PRÉVOST, 1994). A pH=4 ugyanakkor már a szabadon élő nitrogénkötő baktériumok működési határa. Jelen vizsgálatban feltételeztük, hogy a nitrogénkötést a talaj pH értékei erősen nem befolyásolták. A nitrogénkötési folyamatok, főleg a hüvelyes növények termesztésénél, a nitrifikációs folyamatokhoz hasonlóan talajsavasodást eredményezhetnek mind rövid- mind hosszútávon (GRAHAM & VANCE, 2000). Az intenzíven művelt területek (szőlő és szántó) savasodási hajlama erősebb lehet (2. ábra) amennyiben a mikroorganizmusok számára felhasználható szén megfelelő mennyiségben található a talajban.

A denitrifikáció mértéke, hasonlóan a nitrifikációs és a nitrogénkötési folyamatokhoz, nagyban függ a talajok fizikai és kémiai paramétereitől úgy, mint a hőmérséklettől, talajtípustól, vagy a talajnedvesség tartalmától (MAAG & VINTHER, 1996). Esőzést követően a talajok denitrifikációs rátája is lényegesen megnő (EVANS & LANGE, 2003), hozzájárulva a talajban lévő nitrogén mennyiségének csökkenéséhez. Mivel a vizsgálat alatt a talajminták hasonló típusba tartoztak (agyagbemosódásos barna erdőtalaj), valamint a talajnedvesség értékek is hasonlóak voltak a mintavételek idején, így ezek a paraméterek feltételezésünk szerint nem befolyásolták nagymértékben a denitrifikációs értékeket. A hőmérséklet-változás viszont szignifikáns hatással volt a potenciális denitrifikációs aktivitásra. A legnagyobb értéket 20 °C-nál tapasztaltuk, míg 30 °C-nál csökkenést figyeltünk meg a legtöbb földhasználati módot figyelembe véve. HOLTAN-HARTWIG és munkatársai (2002) szintén megoszló eredményt kaptak: a N₂O képződés csökkent bizonyos talajtípusoknál 5 °C-ról 10 °C-ra történő hőmérséklet emelkedésnél, azonban csökkenést, és növekedést is tapasztaltak talajtól és inkubációs időtől függően, amikor 10 °C-ról 20 °C-ra, illetve 20 °C-ról 30 °C-ra változtatták a vizsgálati hőmérsékletet. A talajok tápanyagutánpótlása, és a kijuttatás ideje is jelentősen befolyásolhatja a denitrifikációs értékeket, ahogy azt a szántó esetében is tapasztaltuk (PAUL et al., 1993). 20 °C-on a szántónál mutattuk ki a legmagasabb denitrifikációs értékeket, melyhez hasonló eredményt MOGGE és munkatársai (1999) publikáltak. A szerzők szerves trágya hozzáadása után több, mint kétszeres denitrifikációt mértek szántónál, mint réti talajoknál (MOGGE et al., 1999).

Összefoglalás

Jelen tanulmányban megvizsgáltuk a nitrogén átalakulással kapcsolatos nitrogén forgalmi folyamatok módosulását a nitrogénkötés-, a denitrifikáció-, illetve a nitrifikációs aktivitás mérésével. A vizsgálatok alapanyagaként különböző földhasználati területekről származó talajmintákat használtunk fel. Az anyaggyűjtés helyszínéeként a Balaton-felvidéken elterülő 21 km² kiterjedésű vízgyűjtő terület szolgált. A talajmintákat hat földhasználati területről gyűjtöttük, úgy, mint tölgyes-akácus, tölgyes, szőlő, szántó, gyümölcsös és rét.

A nitrogén forgalommal kapcsolatos laboratóriumi kísérletek sötét, és szabályozott hőmérsékleti körülmények között kerültek kivitelezésre, három

hőmérsékleten (10 °C, 20 °C, 30 °C). Ennek célja az volt, hogy a vízgyűjtő területén előforduló hőmérsékleti körülményeket megfelelően tudjuk modellezni.

A potenciális nitrogénkötés vizsgálatánál pozitív korrelációt találtunk, vagy érdemi változást nem figyeltünk meg a hőmérséklet függvényében. A szántó, gyümölcsös illetve a rét talajmintáinál a nitrogénkötést mutató értékek csökkenését észleltük a hőmérséklet növelésével (10-20 °C). Az erdőből származó talajmintákban ugyanakkor nem tapasztaltunk változást. 30 °C hőmérsékleten szignifikáns növekedést kaptunk a nitrogénkötési potenciálok tekintetében ($p < 0,05$), a 10 °C, illetve 20 °C hőmérsékleten mért adatokkal összevetve.

A talajok nettó nitrifikációs potenciáljának vizsgálatokor negatív korrelációt figyeltünk meg magasabb hőmérsékleteken. A legnagyobb értékeket 10 °C hőmérsékleten, míg a legalacsonyabb eredményeket 30 °C hőmérsékleten mértük.

Az erdei talajok elemzése során nem jegyeztünk fel lényeges különbségeket a potenciális denitrifikációs folyamat különböző hőmérsékleteken mért eredményei között. A többi, eltérő földhasználati területről származó minták változó hőmérsékleten feljegyzett értékei között azonban jelentős eltéréseket tapasztaltunk ($p < 0,05$).

Összességében úgy találtuk, hogy egy terület művelési módja jelentősen befolyásolhatja a talaj nitrogén forgalmának alakulását, különösen azokban az esetekben, amikor tápanyagutánpótlás is történik. A jelen tanulmány adatai alapján megállapítottuk, hogy a vizsgált vízgyűjtőn az emberi behatásoknak kisebb mértékben kitett területek nitrogén körforgalmi folyamatai kevésbé érzékenyek a hőmérsékleti változásokra.

Kulcsszavak: nitrogén forgalom, nitrogén megkötés, nitrifikáció, denitrifikáció, hőmérséklet, földhasználati mód

Köszönetnyilvánítás

Munkánkat az OTKA PD-116157 kutatási projekt támogatta. Külön köszönet Dr. Szili-Kovács Tibornak, aki a műszerek rendelkezésre bocsátásában, valamint a mérések kivitelezésében nagymértékben segítette munkánkat.

Irodalom

- ABER, J.D., OLLINGER, S.V. & DRISCOLL, C.T. 1997. Modeling nitrogen saturation in forest ecosystems in response to land use and atmospheric deposition. *Ecological Modelling*. **101**. 61-78.
- BELNAP, J. 2003. Factors influencing nitrogen fixation and nitrogen release in biological soil crusts. In: *Biological soil crusts: structure, function, and management*. (eds. BELNAP, J. & LANGE, O.L.). Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg. 241-261.

- BIRÓ, B., MATICS, H., HORVÁTH, N. & CZAKÓ-VÉR, K. 2012. Talajok tápanyagkiegészítésének hatása néhány mezőgazdasági, környezetvédelmi funkcióra. Talajtani, vízgazdálkodási és növénytermesztési tudományos nap. In: Talaj-víz-növény kapcsolatrendszer a növénytermesztési térben. (ed. LEHOCZKY, É.). 65-68. MTA ATK TAKI, Budapest.
- BORDELEAU, L.M. & PRÉVOST, D. 1994. Nodulation and nitrogen fixation in extreme environments. *Plant and Soil*. **161**. 115-125.
- BOUWMAN, A.F., VAN DRECHT, G., KNOOP, J.M., BEUSEN, A.H.W. & MEINARDI, C.R. 2005. Exploring changes in river nitrogen export to the world's oceans. *Global Biogeochemical Cycles*. **19**. GB1002.
- CAPONE, D.G. 1993. Determination of nitrogenase activity in aquatic samples using the acetylene reduction procedure. In: Nitrogen in the marine environment. (eds. CARPENTER, E.J. & CAPONE, D.G.). Elsevier, New York, USA. 65-103.
- CARPENTER, S.R., CARACO, N.F., CORRELL, D.L., HOWARTH, R.W., SHARPLEY, A.N. & SMITH, V.H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*. **8**. 559-568.
- CIRMO, C.P. & MCDONNELL, J.J. 1997. Linking the hydrologic and biogeochemical controls of nitrogen transport in near-stream zones of temperate-forested catchments: a review. *Journal of Hydrology*. **199**. 88-120.
- COOKSON, W.R., OSMAN, M., MARSCHNER, P., ABAYE, D.A., CLARK, I., MURPHY, D.V., STOCKDALE, E.A. & WATSON, C.A. 2007. Controls on soil nitrogen cycling and microbial community composition across land use and incubation temperature. *Soil Biology and Biochemistry*. **39**. 744-756.
- DALIAS, P., ANDERSON, J.M., BOTTNER, P. & COÛTEAUX, M.M. 2002. Temperature responses of net nitrogen mineralization and nitrification in conifer forest soils incubated under standard laboratory conditions. *Soil Biology and Biochemistry*. **34**. 691-701.
- DÖVÉNYI, Z. 2010. Magyarország kistájainak katasztere (in Hungarian). MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, Hungary.
- EVANS, R.D. & LANGE, O.L. 2003. Biological soil crusts and ecosystem nitrogen and carbon dynamics. In: Biological soil crusts: structure, function, and management. (eds. BELNAP, J. & LANGE, O.L.). Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg. 263-279.
- GALLOWAY, J.N., ABER, J.D., ERISMAN, J.W., SEITZINGER, S.P., HOWARTH, R.W., COWLING, E.B. & COSBY, B.J. 2003. The nitrogen cascade. *BioScience*. **53**. 341-356.
- GALLOWAY, J.N. & COWLING, E.B. 2002. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*. **31**. 64-71.
- GALLOWAY, J.N., SCHLESINGER, W.H., LEVY II, H., MICHAELS, A. & SCHNOOR, J.L. 1995. Nitrogen fixation: Anthropogenic enhancement-environmental response. *Global Biogeochemical Cycles*. **9**. 235-252.
- GRAHAM, P.H. & VANCE, C.P. 2000. Nitrogen fixation in perspective: an overview of research and extension needs. *Field Crops Research*. **65**. 93-106.

- HARRIS, G.P. 2001. Biogeochemistry of nitrogen and phosphorus in Australian catchments, rivers and estuaries: effects of land use and flow regulation and comparisons with global patterns. *Marine and Freshwater Research*. **52**. 139-149.
- HENRIKSEN, A. & HESSEN, D.O. 1997. Whole catchment studies on nitrogen cycling: nitrogen from mountains to fjords. *Ambio*. **26**. 254-257.
- HOLTAN-HARTWIG, L., DÖRSCH, P. & BAKKEN, L.R. 2002. Low temperature control of soil denitrifying communities: kinetics of N₂O production and reduction. *Soil Biology and Biochemistry*. **34**. 1797-1806.
- HOREL, A., BAKACSI, Z., DENCŐ, M., FARKAS, C., GELYBÓ, G., KÁSA, I., TÓTH, E., MOLNÁR, S. & KOÓS, S. 2017. Eső hatása a Csorsza-patak vízgyűjtőjének téli hidrológiai folyamataira. *Agrokémia és Talajtan*. **66**. 61-77.
- HOREL, A., BERNARD, R. & MORTAZAVI, B. 2014. Impact of crude oil exposure on nitrogen cycling in a previously impacted *Juncus roemerianus* salt marsh in the northern Gulf of Mexico. *Environmental Science and Pollution Research*. **21**. 6982-6993.
- HOREL, A., POTYÓ, I., SZILI-KOVÁCS, T. & MOLNÁR, S. 2018. Potential nitrogen fixation changes under different land uses as influenced by seasons and biochar amendments. *Arabian Journal of Geosciences*. **11**. 559.
- HOWARTH, R.W., BILLEN, G., SWANEY, D., TOWNSEND, A., JAWORSKI, N., LAJTHA, K., DOWNING, J.A., ELMGREN, R., CARACO, N., JORDAN, T., BERENDSE, F., FRENEY, J., KUDEYAROV, V., MURDOCH, P. & ZHU, Z.L. 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. *Biogeochemistry*. **35**. 75-139.
- JAKAB, G., MADARÁSZ, B., SZABÓ, J., TÓTH, A., ZACHÁRY, D., SZALAI, Z., KERTÉSZ, Á. & DYSON, J. 2017. Infiltration and soil loss changes during the growing season under ploughing and conservation tillage. *Sustainability*. **9**. 1726.
- LANG, M., CAI, Z.C., MARY, B., HAO, X. & CHANG, S.X. 2010. Land-use type and temperature affect gross nitrogen transformation rates in Chinese and Canadian soils. *Plant and Soil*. **334**. 377-389.
- MAAG, M. & VINHER, F.P. 1996. Nitrous oxide emission by nitrification and denitrification in different soil types and at different soil moisture contents and temperatures. *Applied Soil Ecology*. **4**. 5-14.
- MADARÁSZ, B., JUHOS, K., RUSZKICZAY-RÜDIGER, Z., BENKE, S., JAKAB, G. & SZALAI, Z. 2016. Conservation tillage vs. conventional tillage: long-term effects on yields in continental, sub-humid Central Europe, Hungary. *International Journal of Agricultural Sustainability*. **14**. 408-427.
- MOGGE, B., KAISER, E.A. & MUNCH, J.C. 1999. Nitrous oxide emissions and denitrification N-losses from agricultural soils in the Bornhöved Lake region: influence of organic fertilizers and land-use. *Soil Biology and Biochemistry*. **31**. 1245-1252.

- NÉMETH, T. 1996. Talajaink szervesanyag-tartalma és nitrogénforgalma. MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete, Budapest, Hungary.
- NGUYEN, H.L., LEERMAKERS, M., OSÁN, J., TÖRÖK, S. & BAEYENS, W. 2005. Heavy metals in Lake Balaton: water column, suspended matter, sediment and biota. *Science of The Total Environment*. **340**. 213-230.
- NORTON, J.M. & STARK, J.M. 2011. Chapter fifteen - Regulation and measurement of nitrification in terrestrial systems. In: *Methods in Enzymology*. (ed. KLOTZ, M.G.). Academic Press. 343-368.
- PAUL, J.W., BEAUCHAMP, E.G. & ZHANG, X. 1993. Nitrous and nitric oxide emissions during nitrification and denitrification from manure-amended soil in the laboratory. *Canadian Journal of Soil Science*. **73**. 539-553.
- POTYÓ, I., KÁSA, I., FARKAS, C., GELYBÓ G., BAKACSI Z., DENCŐ, M., TÓTH, E. & HOREL, Á. 2017. Lebegtetett hordalékmérési módszerek összehasonlító vizsgálata balatoni részvízgyűjtőkön. *Agrokémia és Talajtan*. **66**. 317-332.
- SEITZINGER, S.P. & KROEZE, C. 1998. Global distribution of nitrous oxide production and N inputs in freshwater and coastal marine ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles*. **12**. 93-113.
- SKADSEN, J. & SANFORD, L. Year. Published The effectiveness of high pH for control of nitrification and the impact of ozone on nitrification control. In: *AWWA Water Quality Technology Conference* pp. 1-171996. American Water Works Association
- STOCKDALE, E., HATCH, D., MURPHY, D., LEDGARD, S. & WATSON, C. 2002. Verifying the nitrification to immobilisation ratio (N/I) as a key determinant of potential nitrate loss in grassland and arable soils. *Agronomie*. **22**. 831-838.
- VÁRALLYAY, G. 1985. Magyarország talajainak vízháztartási és anyagforgalmi típusai. *Agrokémia és Talajtan*. **34**. 267-299.
- VITOUSEK, P.M., ABER, J.D., HOWARTH, R.W., LIKENS, G.E., MATSON, P.A., SCHINDLER, D.W., SCHLESINGER, W.H. & TILMAN, D.G. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*. **7**. 737-750.
- VON BÜLOW, J. F. W. & DÖBEREINER, J. 1975. Potential for nitrogen fixation in maize genotypes in Brazil. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. **72**. 2389-2393.
- WAIDE, J. B., CASKEY, W. H., TODD, R. L. & BORING, L. R. 1988. Changes in soil nitrogen pools and transformations following forest clearcutting. In: *Forest Hydrology and Ecology at Coweeta*. (eds. SWANK, W.T. & CROSSLEY, D.A.). Springer New York, New York, NY. 221-232.
- WANG, C., WAN, S., XING, X., ZHANG, L. & HAN, X. 2006. Temperature and soil moisture interactively affected soil net N mineralization in temperate grassland in Northern China. *Soil Biology and Biochemistry*. **38**. 1101-1110.

- WELSH, D.T., BOURGUÉS, S., DE WIT, R. & HERBERT, R.A. 1996. Seasonal variations in nitrogen-fixation (acetylene reduction) and sulphate-reduction rates in the rhizosphere of *Zostera noltii*: nitrogen fixation by sulphate-reducing bacteria. *Marine Biology*. **125**. 619-628.
- YOSHINARI, T., HYNES, R. & KNOWLES, R. 1977. Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction and measurement of denitrification and nitrogen fixation in soil. *Soil Biology and Biochemistry*. **9**. 177-183.
- ZAMAN, M. & CHANG, S.X. 2004. Substrate type, temperature, and moisture content affect gross and net N mineralization and nitrification rates in agroforestry systems. *Biology and Fertility of Soils*. **39**. 269-279.

Effect of temperature on nitrogen cycling under different land use

SZANDRA BAKLANOV, *ÁGOTA HOREL, GYÖRGYI GELYBÓ, ESZTER TÓTH, MÁRTON DENCŐ, EMESE UJJ & IMRE POTYÓ

Institute of Soil Sciences and Agricultural Chemistry, Centre for Agricultural Research, Hungarian Academy of Sciences, Herman O. St. 15. Budapest 1022, Hungary

Abstract

The aim of the present study was to investigate the changes in (i) nitrogen (N₂) fixation, (ii) net nitrification, and (iii) denitrification potentials under different land uses in a small catchment (21 km²) area in the Balaton Upland region, Hungary. Soil samples were collected from the following six land use types in three replicates: mixed forest (oak and wattle), forest (oak), grapevine, arable land (winter wheat), orchard (apricot), and grassland. All nitrogen cycling experiments were carried out under dark conditions in a temperature-controlled laboratory environment. The investigations were implemented under three temperatures: 10, 20, and 30 °C to analyze the effects of temperature on the nitrogen cycling processes of the different land uses.

Potential nitrogen fixation was positively correlated with the increasing temperature, or no any changes could be observed. Rates decreased as temperature increased from 10 to 20 °C in the cases of arable, orchard, and grassland samples, while no any response was found in the forest soil samples. When the temperature increased to 30 °C, the nitrogen fixation potentials also increased significantly ($p < 0.05$) compared to 10 to 20 °C. When investigating the net nitrification of the soils, we found negative correlation with temperature increase. We retrieved the highest values at 10 °C, while the lowest at 30 °C. Potential denitrification values were the highest at 20 °C. Forest soils did not show substantial differences in potential denitrification rates while varying temperatures; however, within land uses all values retrieved at the investigated temperature were significantly different ($p < 0.05$). Overall, we found that land use types can significantly influence the

nitrogen cycling processes of the soil, especially for soils with higher anthropogenic disturbances such as arable and vineyard.

Key words: nitrogen fixation, nitrification, denitrification, nitrogen cycle, temperature, land use,

Tables and figures

Table 1. Summary of initial soil properties of the investigated land uses collected from the upper 30 cm soil layer. n=3 (1) land use types, (2) soil organic carbon (3) coordinates, (4) mixed forest, (5) oak forest, (6) vineyard, (7) arable, (8) orchard – apricot, (9) grassland.

Figure 1. Land use types and soil sampling points in the catchment area of the Csorsza stream, Balaton Uplands (1) artificial surface, (2) mixed forest, (3) grassland, (4) vineyard, (5) pasture, (6) orchard; (7) arable; sampling points: (a) arable, (b) oak forest, (c) vineyard, (d) mixed forest, (e) grassland, (f) orchard – apricot, (g) meteorological station (based on Corine Land Cover 1:50.000, 2006).

Figure 2. Potential nitrogen fixation changes in the soil samples at different temperatures. n=3; \pm SD (1) mixed forest, (2) oak forest, (3) vineyard, (4) arable, (5) orchard, (6) grassland.

Figure 3. Potential nitrogen fixation changes in the soil samples at 25 °C with glucose amendment. n=3; \pm SD. Note: see at figure 2.

Figure 4. Net nitrification changes in the soil samples at different temperatures. n=3; \pm SD. Note: see at figure 2.

Figure 5. Potential denitrification changes in the soil samples at different temperatures. n=3; \pm SD. Note: see at figure 2.

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)
