

AGROKÉMIA ÉS TALAJTAN
68 (2019) 1, 155-175DOI: 10.1556/0088.2019.00024
© Szerző(k) 2019

Talajmikrobiológiai paraméterek változása szántóként és rétként hasznosított réti szolonyec talajokban

¹GANGWAR Ravi Kumar, ^{2*}MAKÁDI Marianna, ¹FUCHS Márta, ¹CSORBA Ádám,
¹MICHÉLI Erika, ²DEMETER Ibolya, ³TÁNCICS András, ¹SZEGI Tamás

¹SZIE MKK Talajtani és Agrokémiai Tanszék, Gödöllő

²Debreceni Egyetem AKIT Nyíregyházi Kutatóintézet, Nyíregyháza,

³SZIE Regionális Egyetemi Tudásközpont, Gödöllő

(Beérkezett: 2018.10.17.; Elfogadva: 2019.04.17.)

Bevezetés

A szikes talajok hazánk jellegzetes talajképződményei, területének körülbelül 10%-át foglalják el. A réti szolonyecok területi kiterjedése megközelítően 2700 km², így a legkiterjedtebb szikes talajok (TÓTH & SZENDREI 2006). A területhasználati módok közül történelmileg a rét-legelő művelési ág a legelterjedtebb, ám az 1950-es évek elején sok esetben a gyepeket feltörték és szántó művelési ágba vonták (JASSÓ et al. 1989).

A mikroorganizmusok jelentős szerepet játszanak a talajok anyag- és energiaforgalmában. Gyorsan reagálnak a talajban bekövetkező fizikai és kémiai változásokra (PANKHURST et al. 1995), sőt a mikrobiális paraméterekben bekövetkező változások gyakran a degradációs hatások okozta talajfizikai és talajkémiai változások előtt megjelennek (POWLSON et al. 1987). A talajok mikrobiológiai állapota a mikrobiális aktivitással és biomasszával, valamint a mikrobiális közösség összetételével, illetve annak változásával jellemezhető (SZILI-KOVÁCS et al. 2011).

A mikrobiális aktivitás nyomon követhető a talajenzimek aktivitásának, a talajlégzés intenzitásának mérésével. Szikes talajokon a talajlégzést befolyásolja a szervesanyag mennyisége és minősége (NELSON & OADES, 1998), a só koncentrációja (RIETZ & HAYNES 2003) és típusa (LI et al. 2012), az agyagfrakció mennyisége és minősége (NELSON et al. 1997). A talajenzimekre jelentős hatása van a talaj kémhatásának egyrészt az extracelluláris enzimekre való közvetlen biokémiai hatása miatt, másrészt áttételesen a tápanyagok felvehetőségén, a szervesanyagok minőségén, valamint a mikrobaközösség összetételén keresztül (SINSABAUGH et al. 2008). A növekvő nátrium adszorpciós arány (Sodium Adsorption Ratio: SAR) és az aggregátumokból a sók diffúziója a talajoldatba fokozza az agyagásványok szétesését (RENGASAMY et al. 1984), ezáltal az extracelluláris enzimek védtelenné válnak a denaturációval szemben. A növekvő, telítési kivonatan mért elektromos vezetőképesség hatására a különböző extracelluláris enzimek, eltérő mértékben inaktíválódnak. Az inaktíválódás mértékét

*Levelező szerző: MAKÁDI MARIANNA, Debreceni Egyetem AKIT Nyíregyházi Kutatóintézet, 4400 Nyíregyháza, Westsik Vilmos u. 4-6.
E-mail: makadim@gmail.com

befolyásolja a só minősége és koncentrációja is (FRANKENBERGER & BINGHAM 1982).

A mikroorganizmusok sejthártyájában található foszfolipid zsírsavak (Phospholipid Fatty Acid, PLFA) összetett lipidek, melyek a biológiai membránok fő alkotórészei. A mikrobák mennyiségi és bizonyos mértékig minőségi meghatározására azért használhatóak fel, mert egyes PLFA molekulák csak bizonyos mikroba csoportokra (pl. Gram-pozitív baktériumok) jellemzőek. A sejt pusztulása és a membrán szétesése után a PLFA molekulák gyorsan lebomlanak (HALBRITTER & UZINGER 2005), ezáltal a PLFA analízis alkalmas a talajban a mintavétel időpontjában élő állapotban (aktív vagy inaktív formában) jelen lévő mikroorganizmusok mennyiségének becslésére. A PLFA-n alapuló mikrobiális közösségi összetétel eredményeit felhasználták, pl. a talajhasználat (ARUNKUMAR et al. 2013; HELGASON et al. 2010; JANGLID et al. 2011), a sótartalom (ELMAJDOUB & MARSHNER 2015), a szervesanyag (MOESKOP et al. 2012) és a hulladék-felhasználás (NAKATANI et al. 2012), valamint a trágyázás (YU et al. 2013) talajmikrobákra gyakorolt hatásának a vizsgálatára.

Hazai szikes területeink talajmikrobiológiai vizsgálatára ezidáig kisebb hangsúly helyeződött, mint a talajkémiai vizsgálatokra. Szikes területeken az arbuskuláris mikorrhiza gombák (AMF) aktivitását a szezonális klimatikus változások mellett a szárazság is jelentősen befolyásolja (FÜZY et al. 2008). A sótartalom növekedésével csökken a mikrobák, elsősorban a nitrogénkötők száma, kivéve a növekvő mennyiségben jelen lévő aktinobaktériumokat (BIRÓ et al. 2002). KHALIF és munkatársai (2005) a növekvő sókoncentráció hatását tanulmányozták bab rhizoszféra enzimaktivitására és mikrobaszámára. MUCSI és munkatársai (2017) a lebontó aktivitás vizsgálatára helyezték a hangsúlyt.

GANGWAR és munkatársai (2018) Nádudvar környéki szántó és gyepek művelési ágba tartozó szolonyec talajok biológiai és kémiai tulajdonságait hasonlították össze. A két művelési ágba tartozó területen egy-egy talajszelvényt tártak fel, melynek laboratóriumi vizsgálati adatai az 1. és 2. táblázatban találhatóak. A szelvény körüli 60 m-es sugarú körben nyolc darab 10 x 10 m-es mintavételi területről egyenként tíz leszúrásból átlagmintákat gyűjtöttek be a felső 15 cm-es rétegből. Eredményeik szerint a rét művelésű minták esetében az összes mért biológiai paraméter (mikrobiális biomassza széntartalom (MBC), dehidrogenáz és lúgos foszfatáz aktivitás, talajlégzés) statisztikailag nagyobb értéket mutat a szántó mintákhoz képest.

Munkánk során a GANGWAR és munkatársai (2018) által vizsgált mindkét művelési ágba tartozó területről a legmagasabb és a legalacsonyabb mikrobiális biomassza széntartalmú területeket mintáztuk meg (S1, S2, R1, R2). Az MBC a mikrobaközösség jellemzésére szolgáló általános paraméter (BROOKES, 2001). Feltételezésünk szerint, ha a két művelési ágban mért szélső értékek különböznek egymástól, akkor a két művelési mód közötti különbséget igazolni tudjuk.

Munkánk célja, hogy a két művelési ágot jellemző, szélső értékekkel rendelkező mintavételi pontok részletesebb vizsgálatával megállapítsuk, hogy van-e statisztikailag igazolható különbség a szántó és rét művelésű talajok kémiai, fizikai, továbbá mikrobiológiai aktivitásában, biomasszaértékében, illetve foszfolipid

zsírsavai (PLFA) tulajdonságaiban. A kapott eredmények birtokában kísérletet tettünk annak a megállapítására, hogy mely vizsgálati csoport(ok), talajtulajdonság(ok), - abiotikus: pH, elektromos vezetőképesség, szerves szén, E4/E6, AL-P₂O₅, AL-K₂O, AL-Mg, AL-Ca, AL-Na, K_A, nedvességtartalom; biotikus: dehidrogenáz aktivitás, lúgos foszfatáz aktivitás, alap talajlégzés, mikrobiális biomassza szén, általános baktérium PLFA, Gram-pozitív baktérium PLFA, Gram-negatív baktérium PLFA, Aktinobaktérium PLFA, gomba PLFA, összes PLFA - alapján különíthető el a két művelési ágú terület. Összefüggéseket kerestünk az elvégzett talajkémiai és talajfizikai vizsgálatok eredményei és a talajbiológiai eredmények között a vizsgált területeken.

Feltételeztük, hogy a szántó művelésű minták esetében a rendszeres talajművelés és tápanyag-gazdálkodás miatt magasabb tápanyag- és alacsonyabb szervesanyag-tartalmat mérünk. Hasonló eredményeket vártunk a kémhatás esetében is, részben a műtrágyahasználat, illetve a művelés során bekövetkező mélyebb, nagyobb Na⁺ és sótartalmú szolonyeces „B” szint hozzákeverése miatt. A rét esetében az állandó növényborítottság és feltételezhetően a magasabb gyökértömeg következtében vártunk nagyobb szervesanyag-tartalmat, illetve biológiai mutatókat. Feltételeztük ezek alapján, hogy a két terület (szántó, rét) mind abiotikus, mind biotikus tulajdonságaiban szignifikánsan elkülönül egymástól.

Anyag és módszer

Mintaterület, mintavétel

A mintavételi eljárás során a GANGWAR és munkatársai (2018) által leírt területeken és módszerekkel gyűjtöttünk mintákat 2017 júniusában, esős idő után a talaj felső 15 cm-es rétegéből. A kukorica veteményben a sorközökből, míg a gyepben a növényállománnyal borított talajból vettük a mintákat. A két talajszelvény GPS koordinátái a következők: szántó (S) N 47.458999° és E 21.195950°, rét (R) N 47.468497° és E 21.172774°.

A feltárt talajszelvény helyszíni morfológiai, kémiai, fizikai tulajdonságai, valamint a laboratóriumi eredmények alapján a talaj típusa “Réti szolonyec (240)”, míg altípusa “Mély Réti Szolonyec (243)” a szántó (1. táblázat), és “Kérges Réti Szolonyec (241)” a rét művelési ágú területen (2. táblázat) (JASSÓ et al. 1989).

1. táblázat
A szántó területen feltárt talajszelvény kémiai és fizikai tulajdonságai
(GANGWAR et al., 2018 nyomán)

Szint jele (1)	Mélység (2)	pH _{H₂O}	Ca CO ₃	Szer ves szén (3)	Homok (4)	Agyag (5)	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	T (6)	Na	Só tartalom (7)
	cm		%	%	%	%	cmol kg ⁻¹					S%	%
Ap1	0-18	7,8	<0,1	2,18	14,56	28,78	17,7	4,0	1,1	1,5	26,8	4,2	0,07
Ap2	18-40	7,9	0,3	2,31	10,18	29,18	17,8	3,8	2,0	1,3	27,9	7,2	0,08
Bthng	40-70	8,9	0,2	2,24	13,86	27,58	18,7	5,9	9,0	0,5	35,1	25,7	0,20
2Bthng	70-100	9,2	0,6	1,15	6,17	42,91	11,4	5,4	12,0	0,3	30,2	39,9	0,32
3BCl	100-130	9,4	<0,1	0,57	8,81	39,81	8,9	5,1	12,2	0,3	27,4	44,4	0,35
3Ckl	130-150	9,5	10,2	0,46	6,96	35,71	10,9	5,2	11,9	0,2	28,3	42,0	0,29

2. táblázat
A rét területen feltárt talajszelvény kémiai és fizikai tulajdonságai
(GANGWAR et al., 2018 nyomán)

Szint jele (1)	Mélység (2)	pH _{H₂O}	Ca CO ₃	Szer ves szén (3)	Homok (4)	Agyag (5)	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	T (6)	Na	Só tartalom (7)
	cm		%	%	%	%	cmol kg ⁻¹					S%	%
Oi	-2-0	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm
A	0-5	5,9	1,9	3,45	12,05	15,23	6,8	2,2	3,6	0,2	15,3	23,6	0,10
Btng	5-15	7,7	<0,1	0,95	7,84	42,54	7,2	5,3	13,4	0,6	30,8	43,4	0,35
Bthng	15-40	9,2	<0,1	0,84	4,96	45,07	10,3	5,2	14,5	0,7	32,6	44,5	0,61
Bthkn	40-55	9,7	18,3	0,51	7,36	40,16	9,0	6,2	21,1	0,6	37,3	56,4	0,88
BCk	55-100	10,1	19,9	0,40	5,73	35,63	11,2	4,6	18,2	0,3	34,3	53,2	0,90
Ck	100-120	10,2	15,2	0,23	10,23	30,96	9,8	4,8	17,5	0,3	32,4	54,1	0,86

nm = nem meghatározható

A szántó területen (S) kukoricát termesztettek termesztése folyt, 400 kg ha⁻¹ NPK (18:7:7) műtrágya dózissal, 30 cm-es művelési mélységgel. A rét (R) zárt fűves növénytakaróval volt jellemezhető, melyben a következő gyepalkotó fajok kerültek leírásra: sziki csenkesz (*Festuca pseudovina* L.), sziki káka (*Bolboschoenus maritimus*), közönséges tarackbúza (*Agropyron repens*), illetve nagyobb kiterjedésű foltokban a közönséges cickafark (*Achillea millefolium*) és aprószulák (*Convolvulus arvensis*).

Talajkémiai, talajfizikai vizsgálatok

A mintavételi pontokban 3 ismétlésben gyűjtött, jól összekevert átlagmintákból a kémiai talajvizsgálatok előtt a talajt 2 mm-es szitán átszitáltuk, majd szobahőmérsékleten hagytuk megszáradni. A vizsgálatokhoz légszáraz talajt használtunk.

A talaj kémhatását talaj:desztillált víz 1:2,5 arányú keverékében, míg az elektromos vezetőképességet (EC) talajpasztában mértük BUZÁS (1988) szerint. A talajminták szerves széntartalmát (OC %) WALKEY & BLACK (1934), a humuszanyagok minőségét PAGE et al. (1982) E4/E6 módszerével határoztuk meg. A talaj összes karbonáttartalmának (szénsavas mész) meghatározását Scheibler-módszerrel végeztük (BUZÁS 1988). Az AL (ammonium-laktát)-P₂O₅, AL-K₂O, magnézium (Mg²⁺), kalcium (Ca²⁺) és nátrium (Na⁺) tartalmat EGNER et al. (1960) módszere szerint mértük. Meghatároztuk a talajminták szódalugosság értékeit is (BALLENEGGER & DI GLÉRIA 1962). A talaj nedvességtartalmát gravimetriás módszerrel, míg fizikai talajféleségét a talaj Arany-féle kötöttségi számából (KA) határoztuk meg (BUZÁS, 1993).

Talajmikrobiológiai vizsgálatok

A talajmikrobiológiai vizsgálatokhoz a növényi maradványokat szintén 2 mm-es szitán távolítottuk el a talajmintákból, majd a mérésig -20 °C-on tároltuk.

A MBC mennyiségét kloroform fumigációs-extrakciós módszerrel mértük (VANCE et al., 1987; BROOKES et al., 1985). Az alap talajlégzést (ATL) 60% szántóföldi vízkapacitás értéken, a képződő CO₂ mérése alapján határoztuk meg (CARTER 1993; CHENG et al., 2013). A lúgos foszfatáz aktivitás (LFA) mérésére TABATABAI & BREMNER (1969) módszerét alkalmaztuk. A dehidrogenáz (DHA) aktivitását a 2,3,5-trifenil tetrazolium kloridból (TTC) képződő 1,2,5-trifenil formazán (TPF) mennyiségével jellemeztük (CASIDA et al., 1964).

A PLFA extrakciót WHITE et al. (1979) módszere alapján végeztük el. A PLFA molekulák szeparációja és meghatározása GC-MS készülékkel (GC 6890N és MS 5975, Agilent, Santa Clara, CA, USA) történt 100 m Supelco SP-2560 oszlopon, ionszelektív és scan módban (50-350 amu). Az azonosított foszfolipid-zsírsav molekulák mennyiségét nmol PLFA/g száraz talaj egységben adtuk meg. Belső standardként metil-nonadekaonátot használtunk. A C14:0, C16:0, C17:0 és C18:0 telített, elágazásmentes PLFA-kat általános bakteriális markerekként használtuk (ELMAJDOUB & MARSCHNER 2015). A Gram-pozitív baktériumokat a telített, elágazó iC15:0, aC15:0, iC16:0, iC17:0, aC17:0 PLFA molekulákkal jellemeztük (MOESKOPS et al. 2012), míg a Gram-negatív baktériumok jellemzésére, az egy darab kettős kötést tartalmazó láncokat, illetve egy ciklikus szerkezetű PLFA-t használtuk: C16:1n7c, C16:1n5c, C18:1n9c, cyC19:0 (XUE et al. 2008; ZAK et al. 2000). Az Aktinobaktériumokat a metilcsoportot tartalmazó 10MeC16:0 és 10MeC17:0 molekulák reprezentálják (MOESKOPS et al. 2012; ZELLES, 1999). A mikroszkópikus gombákat a C18:2n6c, C18:3n3 és C18:3n6

többszörösen telítetlen molekulákkal jellemeztük (ARUNKUMAR et al. 2013; ZAK et al. 2000).

Statisztikai analízis

A mintavételi pontok jellemzésére és a három ismétlésben mért mintavételi pontok átlagainak összehasonlítására egytényezős ANOVA-t, majd Tukey-tesztet használtunk. A területhasználati módok (szántó – rét) összehasonlítását ANOSIM módszerrel végeztük, Euklidészi távolság számítást alkalmazva. Ez a módszer az összes változót kombinálja és így nézi meg a csoportok elkülönülését, ezáltal ki tudjuk mutatni, hogy az általunk vizsgált változó kombinációk mennyire megbízhatóan választják szét a csoportokat, illetve jellemzik az egyes csoportokat. A kémiai és mikrobiológiai paraméterek közötti kapcsolat feltárására Pearson korrelációt használtunk. A statisztikai értékeléseket SPSS 21.0 és Past 3.0 programok segítségével végeztük 95%-os szignifikancia szinten.

Eredmények

A mintateretek talajkémiai tulajdonságai

Szódalúgosság nem volt kimutatható a mintákban. A mintázott talajok fizikai félesége az S jelű minták esetében agyagos vályog, míg az R jelű minták esetében vályog volt (3. táblázat). A talaj kémhatása a szántón semleges (6,97 – 7,10), míg a réten semleges, gyengén savanyú tartományban volt (6,13 - 6,77). Az elektromos vezetőképesség (EC) nagyon változatos a mintateretek között, legalacsonyabb értéket az R2 (46 $\mu\text{S cm}^{-1}$), míg legmagasabbat az R1 (165 $\mu\text{S cm}^{-1}$) mintaterében mértünk. A szántó művelési ágban az S1 terület vezetőképessége 136 $\mu\text{S cm}^{-1}$, míg az S2 területé 108 $\mu\text{S cm}^{-1}$. A szerves széntartalom (OC) esetében az S minták statisztikailag igazolhatóan kisebb eredményt mutattak a réthez képest, ugyanakkor művelési ágon belül nem különböztek statisztikailag. Az E4/E6 értékek a szántóterület S1 (4,17) és S2 (4,23) parcellájában hasonlóak voltak. Náluk nagyobb értékeket kaptunk az R1 (5,17) és R2 (6,7) parcellákban. A szénsavas mésztartalom az összes mintázott parcellában hasonló 0,3-0,4% körüli, köztük szignifikáns különbség nem volt kimutatható.

A felvehető foszfor (AL- P_2O_5)-tartalom a szántóföldön kisebb, mint a réten mért értékek, a szántóföldön az eredmények között nincs szignifikáns különbség, míg a réten kialakított parcellák között van. A legnagyobb értéket az R2 esetében mértük (650 mg kg^{-1}). A felvehető kálium (AL- K_2O)-tartalom esetében a kisebb értékeket a rét művelési ágon mértük, melyek között szignifikáns különbség nem volt kimutatható, míg a szántón kapott eredmények között igen. A legnagyobb értéket az S2 területen mértük (471,67 mg kg^{-1}). A magnézium (AL-Mg), a kalcium (AL-Ca) és nátrium (AL-Na) tartalomban a két terület mintapontjai között statisztikai különbség nem volt kimutatható. A legalacsonyabb nedvességtartalmat az R2, míg a legnagyobb nedvességtartalmat az S2 parcellából származó minták esetében mértük.

3. táblázat

A szántó (S1 és S2) és rét (R1 és R2) hasznosítású szikes talajokon kialakított mintaterék kémiai tulajdonságai és a talaj nedvességtartalma (n=3, zárójelben a minimum-maximum értékek)

Paraméter (1)	Mértékegység (2)	S1	S2	R1	R2
pH		6,97 (6,90-7,00) ^c	7,00 (6,90-7,10) ^c	6,77 (6,70-6,80) ^b	6,13 (6,10-6,20) ^a
Elektromos vezetőképesség (3)	μS cm ⁻¹	136,36 (135,30-137,20) ^c	108,33 (101,20-112,50) ^b	156,87 (144,00-165,10) ^d	48,10 (46,10-49,90) ^a
Szerves szén (4)	%	3,48 (3,37-3,60) ^a	3,52 (3,34-3,74) ^a	7,51 (7,25-7,76) ^b	7,82 (7,79-7,86) ^b
E4/E6		4,17 (4,1-4,2) ^a	4,23 (4,2-4,3) ^a	5,17 (5,1-5,2) ^b	6,70 (6,5-6,9) ^c
CaCO ₃	%	0,3 (0,2-0,4) ^a	0,4 (0,4-0,4) ^a	0,3 (0,3-0,3) ^a	0,3 (0,2-0,4) ^a
AL-P ₂ O ₅	mg kg ⁻¹	420,33 (407-441) ^a	410,00 (401-426) ^a	545,00 (515-590) ^b	650,00 (643-655) ^c
AL-K ₂ O	mg kg ⁻¹	367,67 (361-401) ^b	471,67 (454-499) ^c	303,67 (291-311) ^a	298,33 (289-313) ^a
AL-Mg	mg kg ⁻¹	44,23 (32,1-52,1) ^a	42,33 (29,0-54,7) ^a	34,2 (24,5-43,8) ^a	37,2 (29,3-45,0) ^a
AL-Ca	mg kg ⁻¹	1495,00 (1112-1883) ^a	1411,67 (1168-1743) ^a	1843,00 (1433-2298) ^a	1859,33 (1317-2343) ^a
AL-Na	mg kg ⁻¹	350,00 (279-441) ^a	271,33 (229-320) ^a	237,67 (203-280) ^a	227,00 (195-274) ^a
K _A (5)		44,33 (44-45) ^b	43,67 (43-44) ^b	40,33 (40-41) ^a	39,67 (39-40) ^a
Talajnedvesség (6)	%	26,93 (24,03-29,83) ^{ab}	31,27 (24,45-38,09) ^b	23,85 (18,25-29,46) ^{ab}	16,79 (14,96-18,61) ^a

Az eltérő betűvel jelölt mintaterék átlagai statisztikailag különböznek egymástól (Tukey-teszt, p<0,05).

A mintaterék talajmikrobiológiai tulajdonságai

A talaj mikrobiológiai tulajdonságainak jellemzéséhez az aktivitás (ATL, DHA és LFA), a biomassza és a közösségi struktúrát jellemző PLFA értékeket (általános baktérium PLFA, Gram-pozitív és Gram-negatív baktérium PLFA, Aktinobaktérium PLFA és mikroszkopikus gomba PLFA, összes PLFA) vizsgáltuk (4. táblázat). Az általános mikrobiológiai aktivitás jellemzésére használható DHA, valamint a foszfor mobilizálásában szerepet játszó LFA egyaránt egy nagyságrenddel nagyobb a rét hasznosítású területen. A szintén az általános aktivitást jellemző ATL erős területi változatosságot mutat: értéke az

S1<R1=R2<<S2 sorrendben nő. A MBC mennyisége a réten mintegy kétszer nagyobb, mint a szántón.

4. táblázat

A szántó (S1 és S2) és rét (R1 és R2) hasznosítású szikes talajokon kialakított mintaterék mikrobiológiai tulajdonságai (n=3, zárójelben a minimum-maximum értékek)

Paraméter (1)	Mértékegység (2)	S1	S2	R1	R2
Dehidrogenáz aktivitás (3)	μg formazán/g talaj/24 óra	39,42 (39,37-39,52) ^a	82,36 (82,11-82,63) ^b	282,39 (281,81-283,13) ^d	152,14 (150,78-153,18) ^c
Lúgos foszfatáz aktivitás (4)	μmol PNP/g talaj/h	0,089 (0,09-0,09) ^a	0,090 (0,09-0,09) ^a	0,271 (0,27-0,27) ^c	0,239 (0,24-0,24) ^b
Alap talajlélegzés (5)	μg CO ₂ /g talaj/h	1,59 (1,38-1,93) ^a	5,13 (4,49-6,14) ^b	2,78 (2,57-3,03) ^a	2,78 (2,57-3,03) ^a
Mikrobiális biomassza szén (6)	μg C/g talaj	197,51 (166,87-214,49) ^a	182,09 (166,17-213,38) ^a	493,14 (407,46-536,24) ^b	414,36 (407,86-417,85) ^b
Általános baktérium PLFA (7)	nmol/g talaj	4,72 (4,57-4,90) ^a	4,72 (4,66-4,80) ^a	10,83 (10,73-10,91) ^b	14,64 (14,54-14,72) ^c
Gram-pozitív baktérium PLFA (8)	nmol/g talaj	5,33 (5,13-5,51) ^a	6,19 (6,04-6,30) ^b	13,70 (13,64-13,77) ^c	16,70 (16,57-16,94) ^d
Gram-negatív baktérium PLFA (9)	nmol/g talaj	1,57 (1,48-1,68) ^b	1,33 (1,31-1,35) ^a	3,06 (3,04-3,07) ^c	3,91 (3,88-3,92) ^d
Aktinobaktérium PLFA (10)	nmol/g talaj	1,94 (1,89-1,98) ^a	2,10 (2,07-2,13) ^b	3,49 (3,44-3,54) ^c	4,41 (4,36-4,45) ^d
Gomba PLFA (11)	nmol/g talaj	0,51 (0,50-0,52) ^b	0,36 (0,36-0,36) ^a	1,48 (1,47-1,48) ^c	1,51 (1,50-1,51) ^d
Összes PLFA (12)	nmol/g talaj	14,07 (13,57-14,59) ^a	14,70 (14,44-14,95) ^a	32,56 (32,44-32,70) ^b	41,16 (40,84-41,46) ^c

Az eltérő betűvel jelölt mintaterék átlagai statisztikailag különböznek egymástól (Tukey-teszt, p<0,05).

A PLFA tartalom vizsgálatával a talaj mikrobaközösségének mennyiségi és minőségi összetételéről kapunk információt. Az eredmények alapján megállapítható, hogy a mikrobaközösség jóval nagyobb a rétként hasznosított területen: itt az összes PLFA mennyisége kb. 2,5-szerese a szántón mértnek. Ez az arány a különböző baktériumcsoportokat (általános baktérium, Gram-pozitív baktérium, Gram-negatív baktérium, Aktinobaktérium) jelző PLFA mennyiségekre igaz, ellenben a gombák esetében még jelentősebb a különbség: a szántón mért

0,51 és 0,36 nmol PLFA/g talaj értékkel szemben a réten vett talajmintákban 1,48 és 1,51 nmol PLFA/g talaj értékeket mértünk, ami 3-4-szeres különbséget jelent.

A területhasználati módok talajjellemzőinek összehasonlítása

A szántó és réti területeket az összes mért talajparaméter (kémiai, fizikai és mikrobiológiai is), valamint az abiotikus (kémiai és fizikai), az összes mikrobiológia, a mikrobiológiai aktivitás (dehidrogenáz, foszfatáz, MBC) és a mikrobiológiai közösségi (PLFA) paraméterek alapján hasonlítottuk össze. Az eredményeket az 5. táblázatban foglaltuk össze.

5. táblázat

A szántó és réti hasznosítású szikes talajok összehasonlítása ANOSIM módszerrel, a mért paraméterek különböző csoportjai alapján (n=6). A szignifikanciaszinteket 95%-os valószínűségi szinten adtuk meg. „-” egymásnak nem megfeleltethető csoportok

szántó (2) réti (1)	abiotikus paraméterek (3)	mikro- biológiai aktivitás (4)	közösségi összetétel (5)	mikrobiológiai paraméterek (6)	összes mért talaj- tulajdonság (7)
abiotikus paraméterek (3)	0,1582	-	-	-	-
mikrobiológiai aktivitás (4)	-	0,0036	-	-	-
közösségi összetétel (5)	-	-	0,0025	-	-
mikrobiológiai paraméterek (6)	-	-	-	0,0022	-
összes mért talajtulajdonság (7)	-	-	-	-	0,1515

Az 5. táblázat eredményeiből látható, hogy a két területhasználati mód az összes és az abiotikus paraméterek tekintetében nem különbözik egymástól (a táblázatban közölt szignifikancia értékek nagyobbak 0,05-nál). Ezzel szemben a két terület a mikrobiológiai tulajdonságokban jelentősen eltér egymástól, mivel az analízis szerint minden szignifikancia érték 0,05 alatt van. Ezek az eredmények szintén ráirányítják a figyelmet a mikrobiológiai paraméterek érzékenységre a külső környezeti tényezőkben (jelen esetben a talajkémiai és fizikai paraméterek) bekövetkező változásokra.

A talajkémiai és talajmikrobiológiai paraméterek összefüggése

A talajkémiai és talajmikrobiológiai tulajdonságok közötti kapcsolatot Pearson korrelációval vizsgáltuk (6. táblázat). Eredményeink szerint a talajkémiai paraméterek közül a pH erős negatív kapcsolatban van a talajok összes mért PLFA

tulajdonságával, valamint közepesen erős negatív kapcsolatot találtunk a pH és a lúgos foszfatáz aktivitás között. A talajok szerveszén-tartalma az alap-talajlégzésen kívül az összes vizsgált talajbiológiai paraméterrel erős pozitív kapcsolatban áll, míg az E4/E6 értékek szoros összefüggést mutatnak a PLFA eredményekkel, a lúgos foszfatáz aktivitással és az MBC-vel. A vizsgált makroelemek közül a felvehető foszfor (AL-P₂O₅)-tartalom szoros pozitív kapcsolatban van a PLFA értékekkel, illetve az MBC, a lúgos foszfatáz és a dehidrogenáz aktivitással. Ezzel szemben a felvehető kálium (AL-K₂O)-tartalom az alap talajlégzésen kívül valamilyen erősségű, de negatív korrelációt mutat minden mikrobiológiai paraméterrel. A felvehető nátrium (AL-Na)-tartalom gyenge negatív kapcsolatban van a lúgos foszfatáz aktivitással, valamint az általános baktérium PLFA, a Gram-pozitív baktérium PLFA, az Aktinobaktérium PLFA, illetve az összes PLFA eredményeivel. Az Arany-féle kötöttségi szám (KA) az alap-talajlégzésen kívül az összes vizsgált talajbiológiai paraméterrel erős, de negatív kapcsolatban áll. A talaj nedvességtartalma szintén negatív kapcsolatot mutat a legtöbb mért talajmikrobiológiai paraméterrel.

6. táblázat

A talajkémiai és talajmikrobiológiai paraméterek közötti korreláció erőssége (n=6)

A talajkémiai és talajmikrobiológiai paraméterek közötti kapcsolat (1)	Dehidrogenáz aktivitás (2)	Lúgos foszfatáz aktivitás (3)	Alap talajlégzés (4)	Mikrobiális biomassza szén (5)	Általános baktérium PLFA (6)	Gram + baktérium PLFA (7)	Gram - baktérium PLFA (8)	Aktinobaktérium PLFA(9)	Gomba PLFA (10)	Összes PLFA (11)
pH	ns	-0,660*	ns	ns	-0,916**	-0,871**	-0,900**	-0,913**	-0,767**	-0,892**
Elektromos vezetőképesség (12)	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CaCO ₃ %	ns	ns	0,685*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Szerves szén (13)	0,822**	0,980**	ns	0,931**	0,961**	0,982**	0,966**	0,960**	0,992**	0,975**
E4/E6	ns	0,763**	ns	0,690*	0,968**	0,939**	0,953**	0,967**	0,848**	0,953**
AL-P ₂ O ₅	0,581*	0,849**	ns	0,813**	0,980**	0,963**	0,978**	0,975**	0,915**	0,973**
AL-K ₂ O	-0,643*	-0,848**	0,617*	-0,836**	-0,826**	-0,817**	0,871**	-0,801**	-0,904**	-0,831**
AL-Mg	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
AL-Ca	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
AL-Na	ns	-0,580*	ns	ns	-0,585*	-0,619*	ns	-0,613*	ns	-0,600*
K _A (14)	-0,778**	-0,937**	ns	-0,901**	-0,947**	-0,966**	-0,941**	-0,948**	-0,947**	-0,958**
Talajnedvesség (15)	ns	-0,612*	ns	-0,597*	-0,762**	-0,725**	-0,772**	-0,742**	-0,700*	-0,746**

Pearson korreláció: * Szignifikáns kapcsolat 0,05 szinten. ** Szignifikáns kapcsolat 0,01 szinten.

Az eredmények értékelése

A réti szolonyecen található szántó és rét művelési ágú területek kémiai és mikrobiológiai tulajdonságait június hónapban vett talajminták elemzésével hasonlítottuk össze, amikor a talajok mikrobiológiai aktivitása az évszakos dinamikának megfelelően még igen erőteljes.

A talaj kémhatása az egyik legalapvetőbb, a talajban zajló folyamatokat meghatározó kémiai paraméter (MCBRIDE 1994). Feltételezésünknek megfelelően a szántó és rét terület pH értékei szignifikáns különbséget mutattak: míg a szántón semleges, 7 körüli értéket mértünk, addig a réten valamivel alacsonyabb, gyengén savanyú kémhatást. A rét terület két mintavételi pontja is szignifikánsan különbözött egymástól. Ezen a területen a növényborítottság miatt a gyökerek által kiválasztott savas anyagcseretermékek is (a mintavétel a gyökerekkel sűrűn átszótt felső 15 cm-es talajrétegből történt) csökkenthetik a talaj kémhatását (HINSINGER et al. 2003). A másik magyarázat a kémhatásban talált különbségekre, hogy a szántóföldi művelés során a szolonyeces lúgos B-szint talajanyaga összekeveredett az alacsonyabb kémhatású felszíni szintekkel. A művelés és a mintázás mélységével magyarázható, hogy míg a szántóföldi területen a szántás, talajművelés által összekevert felső szintek kémhatásában szignifikáns statisztikai különbséget nem tudtunk kimutatni, addig a réten a mikrodomborzat változásából, illetve a szolonyeces B szint megjelenési mélységéből adódóan a mintázott R1 és R2 területek között szignifikáns statisztikai különbség volt. Az elektromos vezetőképességben a négy mintaterület szignifikánsan különbözött egymástól. A legkisebb (R2) és a legnagyobb (R1) értékeket is a rét művelési ágú területen mértük. STEFANOVITS (1992) leírásai alapján a réti szolonyec talajok felső szintjének kémhatása lehet gyengén savanyú vagy semleges, esetleg gyengén lúgos, illetve kevés oldott só-t tartalmaz (SZABOLCS et al. 1966).

Eredeti feltételezésünkkel összhangban a mintázott területeken szignifikánsan nagyobb szervesanyag-tartalmat mértünk a rét művelési ágú területen, ezen eredmény összecseng ÁBRAHÁM & GINÁL (1967) megállapításaival, akik sztyeppesedő réti szolonyec esetében szignifikáns szervesanyag-tartalom-csökkenésről számoltak be a művelés hatására. Hasonló eredményekre jutott DOUGLAS & GOSS (1982), akik Dél-Angliai talajokon vizsgálták a különböző talajművelési rendszerek hatását 4-6 év időintervallumban. A legnagyobb szervesanyag-tartalmakat a gyeppel borított területeken mérték. Ennek számos oka lehet, de legkézenfekvőbb a művelés hatására bekövetkező forgatás során a talaj szerves széntartalmának oxidációja, illetve a betakarítással jelentős biomassza-kivétele a természetes szervesanyag-körforgásból.

A szervesanyag-stabilitását jelző E4/E6 paraméter nagyobb értékei szerint a szántóterület szervesanyag-tartalmát a huminsavak jellemzik, míg a rét művelési ágú terület esetében a kisebb molekulaméretű fulvosavak dominálnak (STEVENSON, 1994).

A minták összes karbonát-tartalma 0,3-0,4% körül volt mérhető, STEFANOVITS (1992) szerint a réti szolonyec talajok „A” szintje karbonátmentes.

ÁBRAHÁM & GINÁL (1967) vizsgálatai szerint a művelés hatására nem változik, növekszik szignifikánsan a laktátoldható foszfortartalom, bár növekedésről számolnak be vizsgálataik alapján. A káliumtartalom esetében eredményeik szerint kevesebb, nem szignifikáns változás volt mérhető a foszfor változásához képest. Előzetes feltevésünkkel és az idézett cikkel ellentétben, esetünkben a rét minták szignifikánsan nagyobb foszfortartalmat mutattak, kálium esetében pedig az R minták szignifikánsabb alacsonyabb eredményeket mutattak. A felvehető Ca, Mg, Na-tartalom esetében az S és az R területek eredményei között szignifikáns különbség nem volt kimutatható. LIEBIG et al. (2004) szerint a konvencionális művelés általában növeli a felső talajréteg tápanyagtartalmát.

A mikrobacsoportok összetételét regionális szinten az alkalmazott agrotechnikai módszerek (talajművelés, öntözés, stb.) hatására a talaj nedvességtartalmában bekövetkező különbség határozza meg (DRENOVSKY et al. 2010). Helyi szinten azonban a talaj pH a leggyakoribb hatótényező (LABUER et al. 2009; ROUSK et al. 2010). A mikrobacsoportok belüli kémhatás egyensúlyának fenntartása a változó külső pH-n energiaigényes folyamat. A baktériumok semleges pH körüli növekedési maximumának egyik oka, hogy az ATP szintézis (és az azt működtető protonpumpa) a sejtmembránhoz kötött, míg az eukarióta gombák ATP szintézise a mitokondriumokban megy végbe, a külső környezettől jobban elhatárolva. Ez a folyamat ezért érzékenyebbé teszi a baktériumokat a külső környezet pH változásaira, mint a gombákat (SZENTIRMAY, 1996). Valószínűleg ez magyarázza, hogy a semleges körüli pH-n erőteljes baktérium kompetíció a savas tartományban lecsökken és a gombák szaporodása válik erőteljesebbé. ROUSK et al. (2010) szerint a baktériumok és gombák együttes jelenléte esetén a baktériumpopulációk növekedésének maximuma pH 6,5-8,0 között volt, a pH csökkenésével jelentősen csökkent a növekedésük, míg a gombák növekedési maximuma pH 4,5-5,5 közötti tartományban volt, azonban a baktériumok növekedését gátolva a gombák a semleges körüli pH tartományban is erőteljesen növekedtek, ami a baktérium kompetíciót igazolja. Az eredmények nem szikes talajról származnak (Rothamsted). Kísérleti helyszínünkön a pH tartomány egyértelműen a baktériumok szaporodásának kedvez, az összes PLFA-n belül a gomba PLFA aránya 3,5% a szántón és 4,5% a réten.

Korábbi eredmények szerint (FRANKENBERGER & BINGHAM 1982) az emelkedő sókoncentráció hatására csökken a talajenzimek aktivitása. Eredményeink szerint nincs statisztikailag igazolható korreláció az EC és az enzimaktivitások között, feltételezhetően az alacsony mért EC értékek miatt. Azt azonban megállapíthatjuk az eredményekből, hogy az alacsonyabb EC átlagértékkel rendelkező réti talajmintákban (S: 122,35 $\mu\text{S cm}^{-1}$; R: 102,48 $\mu\text{S cm}^{-1}$) egy nagyságrenddel magasabb volt a dehidrogenáz és lúgos foszfatáz aktivitás, de ezt a növekedést az egyéb kémiai paraméterekben mérhető különbségek is okozhatják. A korrelációs eredmények szerint az enzimaktivitásokban mért különbséget a szervesanyag-tartalom mennyisége és minősége, a makroelemek (AL-P és AL-K), az AL-Na, a kötöttség és a talajnedvesség közötti különbség eredményezi.

Hipotézisünket igazolta, hogy a magasabb szervesanyag-tartalom nagyobb biológiai aktivitást és biomasszamennyiséget eredményezett, ami összhangban van

ARUNKUMAR et al. (2013) eredményeivel is. A talaj szervesanyag-tartalma nem csak az enzimek szubsztrátjaként játszik szerepet, de - az agyagásványokhoz hasonlóan - az enzimek a szervesanyaghoz kapcsolódva a külső környezeti hatásoktól védettebben, a szabad enzimeknél hatékonyabban tudnak működni (RAO et al. 2000). A mikrobasejtek gazdaságos működése miatt a sejt enzimszintézisét az enzim végtermékének a talajoldatban való jelenléte gátolja. Ennek megfelelően a lúgos foszfatáz aktivitása is a felvehető P mennyiségétől függ (SINGH et al., 2016; ALLISON et al. 2011), azonban ezt az általános szabályt a pH és a mikrobapopuláció összetétele befolyásolja (ALLISON et al. 2011), ami esetünkben magyarázhatja az AL-P-ral való pozitív korrelációt. A réti művelési ágba tartozó talaj magasabb szervesanyag-tartalma a bolygatás (talajművelés) hiánya mellett a tartós növényborítás eredménye is. A gyökerekkel sűrűn átszőtt talajokban általában magasabb a talajmikrobák száma, aminek növekedését a növényi gyökerek exudátumai is elősegíthetik.

A dehidrogenáz intracelluláris enzim, így aktivitásának növekedése a rétként hasznosított területen az ott tapasztalt magasabb mikrobiális biomassza értékeknek megfelelően magasabb volt.

A különböző talajmikrobiológiai paraméterek – enzimaktivitások, a biomassza mennyiségét és minőségét jellemző paraméterek - nem azonos módon és mértékben változnak a természetes és antropogén hatások eredményeként, de PONDER & TARDOS (2002) és YU et al. (2013) szerint a PLFA molekulák minősége és mennyisége érzékenyen reagál a földhasználati és talajművelési módokra. Ezt a megállapítást a saját eredményeink is alátámasztják, mert minden vizsgált mikrobacsoport nagyobb számmal volt jelen a rét, mint a szántó területen. DRENOVSKY et al. (2010) szerint a gombák és Gram-pozitív baktériumok mennyisége csökken a bolygatott területeken.

Eredményeink szerint a szántó művelési ág eredményezte bolygatás a rét művelési ághoz képest, minden vizsgált mikrobacsoport esetében kisebb biomasszamennyiséget eredményezett. Hasonló mértékben (körülbelül a felével) kisebb volt az MBC-vel mért biomassza mennyisége is a szántóterület felső, mintázott talajsintjeiben. VAN LEEUWEN et al. (2017) szerint is ez a hatás csak a felső talajsintben érvényesül.

A vizsgálatok kezdetekor feltételeztük, hogy a rét és a szántó művelési ág talajai mind a kémiai és fizikai, mind a mikrobiológiai aktivitás és mennyiségi-minőségi paraméterek, valamint az összes vizsgált paraméter tekintetében szignifikánsan különböznek lesznek. Eredményeink alapján megállapíthatjuk, hogy a kémiai és fizikai tulajdonságok együttes hatása alapján nincs szignifikáns hatása a két művelési módnak, míg a talajmikrobiológia tulajdonságok minden csoportosításban szignifikánsan elkülönítik a két területet egymástól (5. táblázat). Ezen eredményeink igazolják PANKHURST et al. (1995) és POWLSON et al. (1987) megállapítását, miszerint a talajok mikrobiológiai paraméterei gyorsabban jelzik a bekövetkező, esetleges kedvezőtlen változásokat.

Következtetések

Réti Szolonyec talajtípuson az eltérő földhasználat – szántó, illetve rét művelési ágak – a talajtulajdonságokban megmutatkozó különbséget eredményezett.

Talajkémiai és talajfizikai paraméterek tekintetében egyértelműen a talaj szervesanyagtartalma, E4/E6 aránya, továbbá a laktát-oldható (AL)-K₂O tartalma a rét esetében statisztikailag nagyobb értékeket képviselt. Az összes CaCO₃ tartalom, az AL- Mg, Ca, Na esetében igazolható statisztikai különbség nem volt kimutatható a mintaterületek között. A szódalúgosság a mintázott felső 15 cm-ben egyik területen sem volt kimutatható. A vizsgált talajbiológiai mutatók közül a rét művelési ágból származó minták esetében a dehidrogenáz aktivitás, lúgos foszfátáz aktivitás, mikrobiális biomassza szén, általános baktérium PLFA, Gram-pozitív baktérium PLFA, Gram-negatív baktérium PLFA, Aktinobaktérium PLFA, gomba PLFA, összes PLFA esetében nagyobb értékeket mértünk.

A vizsgált réti szolonyec talajon legalább 30 év eltérő talajhasználat után a talajkémiai paraméterek együttes hatását vizsgálva még nem különbözik egymástól a rét és szántó hasznosítású terület, azonban a vizsgált talajmikrobiológiai paraméterek már statisztikailag igazolhatóan különböznek a két művelési ág talajmintáiban. Ez az eredményünk megerősíti, hogy a mikrobiológiai aktivitás és a biomassza mennyisége és minősége gyakran gyorsabban reagál a talajokat érő hatásokra, mint a talajkémiai tulajdonságok.

A rét művelési ágú terület talajának mikrobiális aktivitása és a mikroba biomassza mennyisége mintegy kétszerese a szántón mérteknek a vizsgált júniusi mintavétel időpontjában. Ennek okai lehetnek: a talajművelés és növényápolás (pl. növényvédőszer) okozta bolygatás/zavarás a talaj művelt rétegében, a szántóterületen a pontszerű vegetáció, a réten az állandó növényborítottság eredményezte aktívabb rhizoszféraközösség kialakulásának lehetősége. A felsorolt okok valószínűleg együttesen alakítják ki a talaj mikrobiológiai tulajdonságaiban tapasztalt különbségeket, de vizsgálataink alapján az egyes okok hozzájárulásának konkrét mértéke nem meghatározható. A művelt területnek a réthez képest csökkent mikrobiális aktivitása és biomasszája is felhívja a figyelmet a talajok sérülékenységre.

Összefoglalás

A hazánk területének megközelítően 10%-át fedő szikes talajokban zajló talajkémiai folyamatok részletes vizsgálatával ellentétben, a talajmikrobiológiai folyamatokról és állapotokról kevesebb ismerettel rendelkezünk. Munkánkban ezért egy réti szolonyec talaj kémiai, fizikai és mikrobiológiai tulajdonságait vizsgáltuk szántó és rét hasznosítású területen.

Munkánk célja a rét és szántó művelési ág talajkémiai, -fizikai és -mikrobiológiai tulajdonságainak megállapítása, a kémiai és mikrobiológiai tulajdonságok közötti kapcsolatok feltárása réti szolonyec talajon, ahol a korábbi vizsgálatok elsősorban a talajkémiai változásokra koncentráltak.

A szántó és rét művelési ág talaja egyes kémiai és mikrobiológiai paraméterekben szignifikánsan különbözött egymástól. A talaj mikrobiológiai aktivitása, a talajban élő mikrobák mennyisége egyaránt nagyobb volt a rétként hasznosított területen. Eredményeink felhívják a figyelmet a minél hosszabb ideig tartó növényborítás biztosításának fontosságára a talaj szervesanyag-tartalmának megőrzésében, növelésében, és az ehhez szorosan kapcsolódó aktívabb talajéletfenntartásában.

A művelési ág hatása olyan erőteljes a talaj vizsgált mikrobiológiai változóira, hogy azok statisztikailag elkülönítették a szántó és rét művelési ágakat annak ellenére, hogy a korábbi mintavételi terület két-két, a területekre jellemző mikrobiális biomassza szén szélsőértéket mutató pontjaiból vettük a talajmintákat. Ugyanakkor a vizsgált kémiai, fizikai változók csoportja még nem igazolta a két művelési ág talajmintáinak statisztikai különbségét. Eredményeink tehát igazolják, hogy a talajok mikrobiológiai paraméterei gyorsabban jelezhetik a talajokban bekövetkező, esetleges negatív változásokat, mint a kémiai és/vagy fizikai paraméterek.

Kulcsszavak: réti szolonyec, művelési ág, talajkémiai tulajdonságok, mikrobiális aktivitás, foszfolipid zsírsavak (PLFA)

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük a Tempus Közalapítvány Stipendium Hungaricum doktori ösztöndíj programjának Ravi Kumar Gangwar PhD tanulmányainak támogatását, az Agridron Kft, továbbá az EMMI Intézményi Kiválósági Program (1783-3/2018/FEKUTSTRAT) a Szent István Egyetem vízzel kapcsolatos kutatások tématerületi programja keretében és az OTKA 113171 sz. program támogatását, valamint Mészáros Gábornak, a KITE ZRt munkatársának, a kísérleti területeken a mintavétel engedélyezését és a művelési adatok átadását.

Irodalom

- ALLISON, S.D., WEINTRAUB, M.N., GARTNER, T.B., WALDROP, M.P. 2011. Evolutionary economic principles as regulators of soil enzyme production and ecosystem function. In: Soil Enzymology, Shukla, G. & Varma, A. (eds). Springer: Berlin, Germany; pp. 229–243.
- ÁBRAHÁM, L. & GINÁL I. 1967. Szolonyec talajok néhány jellemző tulajdonságának változása szántóföldi művelés hatására. *Agrokémia és Talajtan*. **16**. 57–66.
- ARUNKUMAR, K., SINGH, R.D., PATRA, A.K., SAHU, S.K., 2013. Probing of microbial community structure, dehydrogenase and soil carbon in-relation to different land uses in soils of Ranichauri (garhwal Himalayas). *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*. **2**. 325-338.

- BALLENEGGER, R. & DI GLÉRIA, J., 1962. Talaj- és Trágyavizsgáló Módszerek. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. p.: 231-233.
- BIRÓ, B., VILLÁNYI, I. & KÖVES-PÉCHY, K. 2002. Abundance and adaptation level of some soil microbes in salt-affected soils. *Agrokémia és Talajtan*. **51**. 99–106.
- BROOKES, P. 2001. The soil microbial biomass: concept, measurement and applications in soil ecosystem research. *Microbes and Environments*. **16**. 131-140.
- BROOKES, P.C., LANDMAN, A., PRUDEN, G., JENKINSON, D.S. 1985. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method for measuring microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biology and Biochemistry*. **17**. 837–842.
- BUZÁS I. 1988. Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 2. A talajok fizikai-kémiai és kémiai vizsgálati módszerei. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- BUZÁS I. 1993. Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 1: A talaj fizikai, vízgazdálkodási és ásványtani vizsgálata. INDA 4231 Kiadó. Budapest.
- CARTER, M.R. 1993. *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Lewis Publishers. Toronto.
- CASIDA, L.E. JR., KLEIN, D.A., SANTORO, T. 1964. Soil dehydrogenase activity. *Soil Science*. **98**. 371-376.
- CHENG, F., PENG, X., ZHAO, P., YUAN, J., ZHONG, C., CHENG, Y., CUI, C., ZHANG, S. 2013. Soil microbial biomass, basal respiration and enzyme activity of main forest types in the Qinling Mountains. *PLoS One*. **8**. e67353.
- DOUGLAS, J.T., GOSS, M.J. 1982. Stability and organic matter content of surface soil aggregates under different methods of cultivation and in grassland. *Soil & Tillage Research* **2**. 155-175.
- DRENOVSKY, R.E., STEENWERT, K.L., LOUISE E. JACKSON, L.E., SCOW, K.M. 2010. Land use and climatic factors structure regional patterns in soil microbial communities. *Global Ecology and Biogeography*. **19**. 27-39.
- EGNER, H., RIEHM, H., DOMINGO W. 1960. Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden II. Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor- und Kaliumbestimmung. *Kungl. Lantbrukshögsk. Ann.* **26**. 199–215.
- ELMAJDOUB, B., MARSCHNER, P., 2015. Response of microbial activity and biomass to soil salinity when supplied with glucose and cellulose. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*. **15**. 816-832.
- FRANKENBERGER, W.T., BINGHAM, F.T. 1982. Influence of salinity on soil enzyme activities. *Soil Science Society American Journal*. **46**. 1173–1177.
- FÜZY, A., BIRÓ, B., TÓTH, T., HILDEBRANDT, U., BOTHE, H., 2008. Drought; but not salinity determines the apparent effectiveness of halophytes colonized by arbuscular mycorrhizal fungi. *Journal of Plant Physiology*. **165**. 1181–1192.
- GANGWAR, R.K., MAKÁDI, M., FUCHS, M., CSORBA, Á., MICHÉLI, E., DEMETER, I., SZEGI, T. 2018. Comparison of biological and chemical properties of arable and pasture Solonetz soils. *Agrokémia és Talajtan* **67**. 61-77.

- HALBRITTER, A., UZINGER, N., 2005. A talaj-mikrobióta vizsgálata foszfolipidek alapján. I. Szükségesség és alkalmazási lehetőségek. *Agrokémia és Talajtan*. **54**. 517-534.
- HELGASON, B.L., WALLEY, F.L., GERMIDA, J.J., 2010. Long-term no-till management affects microbial biomass but not community composition in Canadian prairie agroecosystems. *Soil Biology & Biochemistry*. **42**. 2192-2202
- HINSINGER, P., PLASSARD, C., TANG, C., JAILLARD, B. 2003. Origins of root-mediated pH changes in the rhizosphere and their responses to environmental constraints: A review. *Plant and Soil*. **248**. 43-59.
- JANGLID, K., WILLIAMS, M.A., FRANZLUEBBERS, A.J., SCHMIDT, T.M., COLEMAN, D.C., WHITMAN, W.B., 2011. Land-use history has a stronger impact on soil microbial community composition than aboveground vegetation and soil properties. *Soil Biology & Biochemistry*. **43**. 2184-2193.
- JASSÓ, F., HORVÁTH, B., IZSÓ, B., KIRÁLY, L., PARÁSZKA, L., SZABÓNÉ KELE G. 1989. Útmutató a nagyméretarányú országos talajtérképezés végrehajtásához '88 mellélet. AGROINFORM, Budapest
- KHALIF, A. A., ABDORHIM, H., BAYOUMI, H., HOSAM, A. F., OLDAL B., KECSKÉS M. 2005. Mikrobaszám és enzimaktivitás változás a szárazbabfajták (*Phaseolus vulgaris* L.) rizoszférájában sóterhelés hatására. *Agrokémia és Talajtan*. **54**. (3-4). 451-464.
- LAUBER, C.L., HAMADY, M., KNIGHT, R., FIERER, N. 2009. Pyrosequencing-based assessment of soil pH as a predictor of soil bacterial community structure at the continental scale. *Applied and Environmental Microbiology*. **75**. 5111-5120.
- LI, M., JIANG, L., SUN, Z., WANG, J., RUI, Y., ZHONG, L., WANG, Y., KARDOL, P. 2012. Effects of flue gas desulfurization gypsum by-products on microbial biomass and community structure in alkaline-saline soils. *Journal of Soils and Sediments*. **12**. 1040-1053.
- LIEBIG, M.A., TANAKA, D.J., WIENHOLD, B.J. 2004. Tillage and cropping effects on soil quality indicators in the northern Great Plains. *Soil and Tillage Research*. **78**. 131-141.
- MCBRIDE, M.B. 1994. *Environmental chemistry of soils*. Oxford University Press, Inc., New York.
- MOESKOPS, B., BUCHAN, D., VAN BENEDEN, S., FIEVEZ, V., SLEUTEL, S., GASPER, M.S., D'HOSE, T., DE NEVE, S., 2012. The impact of exogenous organic matter on SOM contents and microbial soil quality. *Pedobiologia – International Journal of Soil Biology*. **55**. 175-184.
- MUCSI M., CSONTOS P., BORSODI A., KRETT G., GAZDAG O., SZILI-KOVÁCS T., 2017. A mikrorespirációs (MicroResp™) módszer alkalmazása apajpusztai szikes talajok mikrobaközösségeinek katabolikus aktivitás mintázatának vizsgálatára. *Agrokémia és Talajtan*. **66**. (1). 165-179.
- NAKATANI, A.S., NOGUEIRA, M.A., MARTINES, A.M., DOS SANTOS, C.A., BALDESI, L.F., MARSCHNER, P., CARDOSO, E.J.B.N., 2012. *Applied Soil Ecology*. **61**. 92-99.

- NELSON, P.N., BARZEGAR, A.R., OADES, J.M. 1997. Sodicity and clay type: influence on decomposition of added organic matter. *Soil Science Society of America Journal*. **61**. 1052–1057.
- NELSON, P.N. & OADES, J.M. 1998. Organic matter, sodicity and soil structure. In *Sodic soils: distribution, properties, management and environmental consequences*. Topics in sustainable agronomy, Sumner ME, Naidu R (eds). Oxford University Press: New York, USA. 51–75.
- PAGE, A.L., MILLER, R.H., KEENEY, D.R. (eds.). 1982. *Methods of Soil Analysis*. Part 2 (2nd ed.). Agronomy Monograph 9. ASA and SSSA. Madison. WI. pp. 591-592.
- PANKHURST, C. E. et al., 1995. Evaluation of soil biological properties as potential bioindicators of soil health. *Australian Journal of Experimental Agriculture*. **35**. 1015–1028.
- PONDER, F., TADROS, M. 2002. Phospholipid fatty acids in forest soil four years after organic matter removal and soil compaction. *Applied Soil Ecology*. **19**. 173-182.
- POWELSON, D. S., BROOKES, P. C. & CHRISTENSEN, B. T. 1987. Measurements of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biology & Biochemistry*. **19**. 159–164.
- RAO, M.A., VIOLANTE, A., GIANFREDA, L.. 2000. Interaction of acid phosphatase with clays, organic molecules and organo-mineral complexes: kinetics and stability. *Soil Biology & Biochemistry*. **32**. 1007–1014.
- RENGASAMY, O., GREENE, R.S.B., FORD, G.W., MEHANNI, A.H. 1984. Identification of Dispersive Behaviour and the Management of Red-brown Earths. *Australian Journal of Soil Research*. **22**: 413-31.
- ROUSK, J., BROOKES, P.C., BÅÅTH, E. 2010. The microbial PLFA composition as affected by pH in an arable soil. *Soil Biology & Biochemistry*. **42**. 516-520.
- RIETZ, D.N. & HAYNES, R.J. 2003. Effects of irrigation-induced salinity and sodicity on soil microbial activity. *Soil Biology & Biochemistry*. **35**. 845–854.
- SINGH, K. 2016. Microbial and enzyme activities of saline and sodic soils. *Land Degradation and Development* **27**. 706–718.
- SINSABAUGH, R.L., LAUBER, C.L., WEINTRAUB, M.N., AHMED, B., ALLISON, S.D., CRENSHAW, C., ZEGLIN, L.H. 2008. Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale. *Ecology Letters*. **11**. 1252–1264.
- STEFANOVITS, P. 1992. *Talajtan, Mezőgazda Kiadó*, 4. kiad. Budapest. pp. 242.
- STEVENSON, F. J. 1994. *Humus Chemistry* 2nd Edition John Wiley & Sons Inc.
- SZABOLCS, I. (SZERK) 1996. *A Genetikus Űzemi Talajterképezés Módszerkönyve*, OMMI Budapest. pp. 201
- SZENTIRMAY, A. 1996. *A mikrobiológia alapjai*. Egyetemi jegyzet. Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen. pp. 89-90, 348-351.
- SZILI-KOVÁCS, T., KÁTAI, J., TAKÁCS, T. 2011. Mikrobiológiai indikátorok alkalmazása a talajminőségértékelésében. *Agrokémia és Talajtan*. **60**. 273-286.
- TABATABAI, M.A., BREMNER, J.M. 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biology & Biochemistry*. **1**. 301-307.

- TÓTH T. & SZENDREI 2006. A hazai szikes talajok és a szikesedés, valamint a sófelhalmozódási folyamatok rövid jellemzése *Topographia Mineralogica Hungariae* Vol. **IX**. 7–20. Miskolc.
- VANCE, E.D., BROOKES, P.C., JENKINSON, D.S. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology & Biochemistry*. **19**. 703–707.
- VAN LEEUWEN, J.P., DJUKIC, I., BLOEM, J., LEHTINEN, T., HEMERIK, L., DE RUITER, P.C., LAIR, G.J. 2017. Effects on land use on soil microbial biomass, activity and community structure at different soil depth in the Danube floodplain. *European Journal of Soil Biology*. **79**. 14–20.
- WALKLEY, A. & BLACK, I.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*. **37**. (1). 29–38.
- WHITE D. C., DAVIS W. M., NICKELS J. S., KING J. D., BOBBIE R. J., 1979. Determination of the sedimentary microbial biomass by extractible lipid phosphate. *Oecologia* **40**. 51–62.
- XUE, D., YAO, H-Y., GE, D-Y., HUANG, C-Y., 2008. Soil microbial Community Structure in Diverse Land use systems: A comparative study using Biolog, DGGE, and PLFA analyses. *Pedosphere*. **18**. 653–663.
- YU, W-T., BI, M-L., XU, Y-G., ZHOU, H.Z., MA, Q., JIANG, C-M., 2013. Microbial biomass and community composition in a Luvisol soil as influenced by long-term land use and fertilization. *Catena*. **107**. 89–95.
- ZAK, D.R., PREGITZER, K.S., CURTIS, P.S., HOLMES, W.E., 2000. Atmospheric CO₂ and the composition and function of soil microbial communities. *Ecological Applications*. **10**. 47–59.
- ZELLES, L., 1999. Fatty acid patterns of phospholipids and lipopolysaccharides in the characterisation of microbial communities in soil: a review. *Biology and fertility of Soils*. **29**. 111–129.

Changes of soil microbial parameters of salt-affected Solonetz soils under arable and pasture land use

¹R.K. GANGWAR, ^{2*}M. MAKÁDI, ¹M. FUCHS, ¹Á. CSORBA, ¹E. MICHÉLI,
²I. DEMETER, ³A. TÁNCSICS, ¹T.SZEGI

¹ Department of Soil Science and Agricultural Chemistry, Faculty of Agriculture and Environmental Sciences, Szent István University, Gödöllő,

² Research Institute of Nyíregyháza, IAREF, University of Debrecen, Nyíregyháza,
³ Regional Knowledge Transfer Center, Gödöllő

Summary

The geographical coverage of Solonetz soils is approximately 10% in Hungary. The microbiological properties of salt-affected soils were not as widely investigated in Hungary as the chemical and physical properties. Thus, the chemical, physical and microbiological properties were investigated under arable and pasture land uses.

The aim of our work was to determine the chemical, physical and microbiological properties of Solonetz soils considering the relationship between the biotic and abiotic properties of cultivated (arable) and non-cultivated (pasture) Solonetz soils. Our results showed that significant differences were observed in some soil chemical (pH, EC, OC, AL-P₂O₅, AL-K₂O, KA - upper limit of plasticity, soil moisture) and some investigated microbiological properties in the two investigated land use types, arable and pasture. The soil microbiological activity and the amount of microbes were also higher in the pasture land. The results of this study draw the attention to the importance of prolonged vegetation cover, enhancing and preserving the soil organic matter content, conserving the related microbiological parameters and the biological activity of soils.

The two land use types could be significantly separated based on the microbiological properties, despite that the samples were collected from each site characterized by the lowest and highest microbiological biomass carbon according to our previous study. However, the statistical difference between the two land use types could not be confirmed based on chemical and physical properties. Our results proved that the microbiological properties of the soils reflect often, frequent changes in soils, more effectively, than the chemical and/or physical ones.

Keywords: Solonetz soils, land use, soil chemical properties, microbiological activity, phospholipid fatty acid (PLFA)

Tables and figures

Table 1. Chemical and Physical properties of the soil profile on the arable site (according to Gangwar et al. 2018). (1) Soil horizon, (2) Depth, (3) Organic carbon content, (4) Sand, (5) Clay, (6) CEC, (7) Salt content

Table 2. Chemical and Physical properties of the soil profile on the pasture site (according to Gangwar et al. 2018). (1) Soil horizon, (2) Depth, (3) Organic carbon content, (4) Sand, (5) Clay, (6) CEC, (7) Salt content

Table 3. Chemical properties and soil moisture content of the sampling plots on arable and pasture Solonetz soils (n=3, minimum-maximum values in brackets). (1) Parameter, (2) Unit, (3) Electrical conductivity, (4) Organic carbon content, (5) Upper limit of soil plasticity, (6) Soil moisture content

Table 4. Microbiological properties of the sampling plots on arable and pasture Solonetz soils (n=3, minimum-maximum values in brackets). (1) Parameter, (2) Unit, (3) Dehydrogenase activity, (4) Alcalic phosphatase activity, (5) Basic soil respiration, (6) Microbial biomass carbon, (7) General bacterial PLFA, (8) Gram positive bacterial PLFA, (9) Gram negative bacterial PLFA, (10) Actinobacteria PLFA, (11) Fungi PLFA, (12) Total PLFA

Table 5. Results of ANOSIM analysis of arable and pasture Solonetz soils (n=6) at 95% significance level (1) Pature, (2) Arable, (3) Abiotic parameters, (4) Microbiological activity, (5) Microbial community, (6) All microbiological parameters, (7) All measured soil parameters

Table 6. Correlation table of soil chemical and microbiological properties (n=6). (1) Relationships between soil chemical and microbiological parameters, (2) Dehydrogenase activity, (3) Alcalic phosphatase activity, (4) Basic soil respiration, (5) Microbial biomass carbon, (6) General bacterial PLFA, (7) Gram positive bacterial PLFA, (8) Gram negative bacterial PLFA, (9) Actinobacteria PLFA, (10) Fungi PLFA, (11) Total PLFA, (12) Electical conductivity, (13) Organic carbon content, (14) Upper limit of soil plasticity, (15) Soil moisture content

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)
