Homokpusztagyepek természetvédelmi restaurációja a talaj-nitrogén immobilizációjával
2. Szabadföldi kísérletek

[1] SZILI-KOVÁCS TIBOR, [1] TÓTH TIBOR, [2] TÖRÖK KATALIN és [2] HALASSY MELINDA

[1] MTATalajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest és
[2] MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, Vácrátót

Felhagyott területeken a másodlagos szukcesszió gyakran lassan megy végbe és hosszabb–rövidebb ideig különböző gyomnövények dominanciája figyelhető meg. Az Alföld területén gyakran találkozhatunk elgyomosodott, felhagyott szántóterületekkel, amelyek egy része megfelelő élőhelyet biztosíthat az őshonos homokpusztagyepek (*Festucetum vaginatae danubiale*) számára. Ezeken az alacsony termékenységű talajokon a szántóföldi növénytermesztés jövedelmezősége kicsi, és így természetesen adódik az igény ezen területek konzervációs célú hasznosítására, az eredeti társulások restaurációjára. A homokpusztagyepek spontán másodlagos szukcessziós folyamatainak megismerése lehetőséget adhat arra, hogy e területek restaurációja céljából különböző beavatkozásokkal a természetes folyamatokat irányítsuk. Ezen bolygatott területek regenerációját számos tényező befolyásolja. Az abiotikus tényezők közül elsősorban a felvehető tápanyagok mennyisége és minősége a meghatározó, a biotikus tényezők közül a propagulumok jelenléte, a kompetíció és a szimbiotikus kölcsönhatások (pl. mikorrhiza) különösen fontosak. A propagulumok betelepülését elősegítik a közeli természetes élőhelyek. Az egyik régóta megfigyelt jelenség, hogy a talajok tápanyagtartalma befolyásolja a növénytársulások összetételét és a szukcesszió menetét (PIGOTT & TAYLOR, 1964; TILMAN, 1986; 1987). A szukcesszió sebességét a növényi tápanyagok közül elsősorban a felvehető nitrogén mennyisége határozza meg (CARSON & BARRETT, 1988; KLEIN et al., 1996; MCLENDON & REDENTE, 1991, 1992ab; PASCHKE et al., 1996; TILMAN, 1984, 1986; ZINK & ALLEN, 1998). A felvehető N mennyisége – számos megfigyelés szerint – fordított összefüggést mutat a szukcesszió késői stádiumát jellemző növényfajok gyakoriságával. A megnövekedett felvehető N mennyisége szemiarid körülmények között gátolta a szukcesszió menetét, a lágyszárú egyéves fajok kicserélődését az évelőkre (MCLENDON & REDENTE, 1991, 1992ab; PASCHKE et al., 1996; TRENT et al., 1992). A vegetációcserélő-

dés mechanizmusát a gyors növekedésű, intenzív tápanyagfelvételt igénylő, és elsősorban egyéves gyomok irányítják (ZINK & ALLEN, 1998). A nitrogén transzformációja a talajban nagymértékben mikrobiális kontroll alatt van. Számos vizsgálat alátámasztja a talaj felvehető-N-tartalmának csökkenését szénforrás-adagolás hatására (ANTAL et al., 1988; GULYÁS & FÜLEKY, 1994).

A szukcessziós folyamat gyorsulását figyelték meg a mikrobiális aktivitás megnövekedése révén néhány szénforrás – mint pl. a szalma és faapríték – hatására (ZINK & ALLEN, 1998), illetve szacharóz (répacukor) alkalmazásakor (MCLENDON & REDENTE, 1992ab; KLEIN et al., 1996). Szénforrás talajba juttatásának hatására a mikroorganizmusok aktivitása megnő, a *de novo* biomassza szintézisükhöz megfelelő mennyiségű nitrogénre is szükségük van. N-igényüket legegyszerűbben a talajban lévő ásványi-N-készletből, továbbá a szerves anyagokból szerezhetik be, illetve egyes fajok képesek a légköri nitrogén megkötésére is. Így a mikroorganizmusok N-felvételükkel ideiglenesen erősen lecsökkentik a talaj felvehető-N-tartalmát. A kísérlet célja a szénforrás-adagolásnak a talaj mikrobiális aktivitására, s ezen keresztül a N-immobilizációra gyakorolt hatásának megfigyelése volt. Tanulmányozni kívántuk továbbá azt is, hogy a talajok sajátságaiban és a vegetációban mutatkozó különbségek hogyan befolyásolták a kezelés hatékonyságát.

Anyag és módszer

A kísérleti terület a Duna-Tisza közén, a Kiskunsági Nemzeti Park területén, a Fülöpháza melletti Fabóktanyán található (46°52'88"É, 19°24'55"K). A terület természetvédelmi jelentőségét az itt található egyedülálló homokpusztagyepi élővilág adja, számos endemikus fajjal.

A tanya határán belül három helyet jelöltünk ki a szabadföldi kísérlet céljára. A művelést a tanya egyik részén 1991-ben, a másikon 1995-ben hagyták fel. A három hely eltérő térszínen helyezkedik el, a legmélyebben fekvő helyen (R = rét) régebben réti jellegű vegetáció lehetett; a következő, magasabb térszínű terület egy buckaközi mélyedésnek felel meg (Bk = buckaköz); a harmadik pedig egy buckatető (Bt = buckatető) (1. táblázat). A növényzet jellegzetes eltérést mutat a buckatetői legszárazabb és legalacsonyabb termőképességű (Bt) helytől a közbenső (Bk) és a legnedvesebb és legnagyobb termőképességű (R) élőhelyek között.

A növényzet összes borítási adatai követik a talajnedvességben megnyilvánuló eltéréseket (Bt = 28 %, Bk = 42 %, R = 39 %). A „buckatető" helyen mértük a legmagasabb talajfelszíni hőmérsékletet, nyilvánvalóan az alacsony szervesanyag-tartalom és a gyér vegetáció miatt.

A kísérleti terület vegetációját az életformák (egynyári/évelő), valamint a fajok relatív ökológiai indikátorértékei (talajnedvesség és N-igény), továbbá természetvédelmi értékkategóriák alapján jellemeztük (HORVÁTH et al., 1995). A vegetációban jelentős különbségek mutatkoztak a referencia gyep és az összes

1. táblázat.
A kísérleti területek jellemzése (1998)

(1) Jellemző	(2) Kísérleti terület		
	R	Bk	Bt
a) Tengerszint feletti magasság (m)	105	106	107
b) Művelés felhagyásának időpontja (év)	1991	1995	1995
c) Átlagos durva homok a 0–30 cm-es rétegben (%)	56,0	46,3	55,3
d) Finomszemcsés réteg felbukkanása (cm)	140	70	> 200
e) Szerves-C-tartalom (%)	0,44	0,26	0,12
f) Átlagos (ápr.–jún.) talajnedvesség (%)	5,6	5,2	3,4
g) Felszíni talajhőmérséklet, okt. (°C)	21	20	23

Megjegyzés: R = rét; Bk = buckaköz; Bt = buckatető

kísérleti hely között. A referencia gyep a nyílt homokpusztagyepre jellemző fajokkal, köztük sok védett és endemikus fajjal volt jellemezhető. A természetes gyepben az évelő fajok dominanciája, míg a felhagyott szántókon az egyévesek nagyobb aránya volt megfigyelhető. A „buckaközi" helyet az egyévesek túlsúlya jellemezte, a „réti" helyen (amelyen 7 éve hagytak fel a művelést) az évelő és egynyári fajok aránya kiegyensúlyozott volt. A „buckatető" kísérleti helyen az évelők kerültek túlsúlyba a csillagpázsit (*Cynodon dactylon)* rendkívül magas, 60 %-os borításának köszönhetően. A nedvességigény kategóriák (W) egybeesnek a területre jellemző talajnedvesség gradienssel (2. táblázat).

A kísérlet beállítása során figyelembe vettük a területre jellemző közösségi szintű heterogenitást.

Az 1998-ban beállított szabadföldi kísérletben szacharózt és keményfa fűrészport alkalmaztunk, mint a laboratóriumi inkubációs kísérlet eredményei alapján a leghatékonyabbnak bizonyult szénforrás-kombinációt (SZILI-KOVÁCS et al., 2000). A három területen (R, Bk és Bt) 6 kezelt és 6 kontrollparcellát (10 x 10 m) jelöltünk ki random elrendezésben. A laboratóriumi kísérletek eredményei alapján összesen 700 kg C/ha/év szénforrást juttattunk ki a kezelt parcellákra. Ennek a megoszlása 1300 kg szacharóz/ha/év és 300 kg fűrészpor/ha/év volt.

A szacharózt a vegetációs időszak alatt négyszer, míg a fűrészport egyszer juttattuk ki a parcellákra. Az alkalmazott kezelések és a mintavételek időzítését a 3. táblázatban közöljük.

A talajmintákat a kísérleti parcellák felső 20 cm-es rétegéből 7 pontból vettük. Kis átmérőjű botfúrót használtunk a terület bolygatásának elkerülésére.

A talaj fő jellemzőinek a meghatározásához a három hely (R, Bk és Bt) egy–egy pontján 2 m-es mélységig lefúrtunk és 20 cm-es magmintákat vettünk. A talajnedvességet gravimetrikusan, 105 °C-on történő szárítást követően határoztuk meg. A talaj felvehető-N- (ammónium+nitrát) tartalmát vízgőzdesztillációval (BREMNER, 1965) mértük meg. A mikrobiális biomassza-C-tartalmat a friss

2. táblázat

A domináns kategóriába tartozó növényfajok relatív gyakorisága a kísérleti területeken (R, Bk, Bt) és a referencia területen (G)

(1) Terület	(2) Egynyári/ évelő arány	(3) Domináns W-kategóriák*		(4) Domináns N-kategóriák**		(5) Domináns természetvédelmi érték típusok***
		száma	%	száma	%	
R	0,79	5	32,6	5	34,9	a) gyomok (53,4 %)
		2	24,5	7	21,0	
Bk	6,35	2	46,5	1	34,8	b) pionírok (46,3%)
				4	24,4	a) gyomok (41,0 %)
Bt	0,29	3	79,6	5	61,5	c) természetes zavarástűrők (61,5 %)
G	0,06	2	65,7	2	49,9	d) társulásalkotók (36,2 %)
		1	20,0	1	35,0	e) védett faj (26,7%)

* *W = talajnedvesség-igény* (a 12 lépcsős skála BORHIDI (1956) szerint, in HORVÁTH et al., 1995): 1: erősen szárazságtűrő, 2: szárazságjelző, 3: alkalmilag üde termőhelyeken is előforduló szárazságtűrő, 5: félüde termőhelyek növényei.

** *Ásványi-N-igény* (9 lépcsős skála): 1: szélsőségesen tápanyagszegény, 2: erősen tápanyagszegény, 4: szub-mezotróf, 5: mezotróf, 7: tápanyagban gazdag termőhelyek növényei.

*** *A Simon-féle természetvédelmi kategóriákba* tartozó domináns fajok relatív gyakorisága (in HORVÁTH et al., 1995) tükrözi a vegetáció természetességét, illetve degradáltsági fokát

talajmintából kloroform fumigációs extrakciós módszerrel (VANCE et al., 1987) határoztuk meg. A dekompozíció sebességét in-situ cellulóz szitazacskós módszerrel vizsgáltuk (szitaméret = 1 mm) 2,5 g cellulóz szűrőpapírral (UNGER, 1960), amelyet a talaj felső 5–8 cm mélységében helyeztünk el és időszakonként cseréltünk. A felszíni talajhőmérsékletet a Teletemp Corp. AG 42 típusú termométerrel mértük. A statisztikai értékelést egytényezős variancia-analízissel végeztük el.

Eredmények

A mikrobiális biomassza-C a három helyen szignifikánsan különbözött egymástól ($P < 0,05$) (4. táblázat). Az érték az R helyen volt a legmagasabb, míg a Bt helyen volt a legalacsonyabb (átlagosan 269 ill. 108 µg/g talaj). Ezek az értékek követik az abiotikus tényezőkben fellelhető különbségeket (1. táblázat). A

3. táblázat

A szabadföldi kísérlet kezelési és mintavétel időpontjai (1998. április 16.–szeptember 29.)

április 16.	április 29.	május 27.	június 23.	június 29.	július 15.	szeptember 1.	szeptember 29.
			A. Kezelés				
a) szacharóz (300 kg/ha) b) fűrészpor (300 kg/ha)	a) szacharóz (300 kg/ha)	–	a) szacharóz (300 kg/ha)	–	–	–	a) szacharóz (400 kg/ha)
			B. Meghatározás				
c) nedvesség d)felvehető N e) mikrobiális biomassza-C	c) nedvesség d)felvehető N	c) nedvesség d)felvehető N e) mikrobiális biomassza-C	–	c) nedvesség d)felvehető N e) mikrobiális biomassza-C	–	–	–
			C. Cellulóz teszt				
f) 1. kihelyezés (41 nap)	–	g) 2. kihelyezés (49 nap)	–	–	h) 3. kihelyezés (56 nap)	–	–
			D. Vegetáció				
–	–	i) cönológiai felvételezés	–	–	–	i) cönológiai felvételezés	–

4. táblázat

A vizsgált tényezők átlagértékei a mintavétel időpontja, a terület és a kezelés szerint

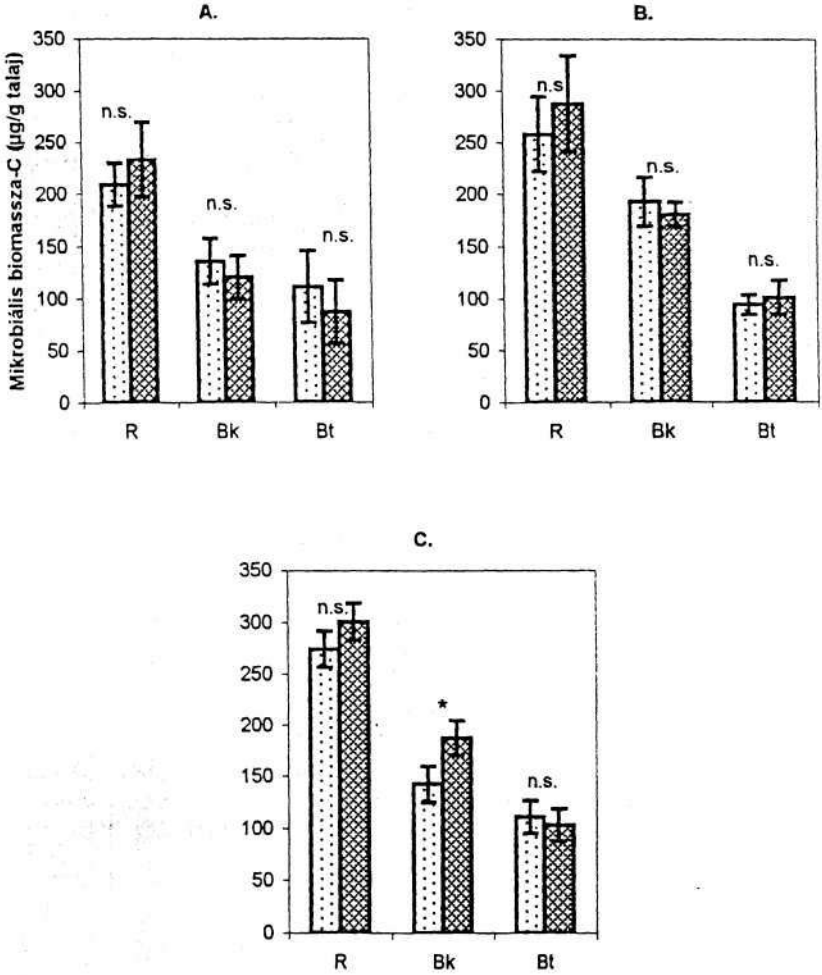
(1) Faktor	(2) Mintavétel időpontja				(3) Terület			(4) Kezelések	
	ápr. 16.	ápr. 29.	máj. 27.	jún. 29.	R	Bk	Bt	(5) Ø	(6) kezelt
a) Megfigyelések száma	36	36	36	36	48	48	48	72	72
b) Talajnedvesség (w%)	5,4a	3,9b	5,6a	4,2b	5,6a	5,2a	3,4b	4,7a	4,8a
c) Mikrobiális biomassza-C, μg/g talaj	175a	–	183a	187a	269a	167b	108c	179a	184a
d) NH_4-N, mg/kg talaj	5,1a	2,9b	3,1b	4,0c	3,7a	4,1a	3,5a	3,8a	3,8a
e) NO_3-N, mg/kg talaj	1,1a	1,2a	1,4a	3,4b	2,4a	1,8a	1,1b	2,3a	1,2b
f) NH_4+NO_3-N, mg/kg talaj	6,2a	4,2a	4,5a	7,3b	6,1a	6,0a	4,6b	6,1a	5,0b

Megjegyzés: Az átlagok mögötti különböző betűk a szignifikáns eltéréseket jelzik ($P < 0,05$)

térszín magassága, a talajnedvesség és a szerves anyag átmenet a „rét"-től a „buckatető"-ig idézhették elő a mikrobiális biomassza-C-ben megnyilvánuló különbségeket. A szénforráskezeléseket követően nem tapasztaltunk eltérést a kontrollhoz képest, kivéve a harmadik kezelést követően a Bk-jelű helyen, amelyik talajtulajdonságait tekintve átmeneti helyet foglal el az R és a Bt helyek között (1. ábra).

A cellulóz lebomlási sebessége (2. ábra) összefüggésben volt a mikrobiális biomassza-C kísérleti helyek között megnyilvánuló különbségeivel. Minél kisebb volt a mikrobiális biomassza-C, annál lassúbb a cellulóz dekompozíciója: átlagosan 27,1; 20,9 és 7,0 mg/g cellulóz/nap az R, Bk és Bt helyeken, a 144 napos időszakot figyelembevéve. A cellulózlebomlás sebessége az első két időszakban nagyjából azonos volt (I.: ápr. 16.–máj. 27.; II.: máj. 27.– júl. 15.) de a harmadik időszakban jelentősen lecsökkent (III.: júl. 15.–szept. 7.).

A kezelések hatására néhány esetben megfigyeltük, hogy a cellulózlebontás mértéke lecsökkent. Ez azzal magyarázható, hogy a kezelés miatt megnövekedett hasznosítható szénforrás fokozta a mikroorganizmusok N-felvételét, ami a felvehető N csökkenéséhez vezetett. Feltehetően az alacsonyabb ásványi-N-tartalom okozta a cellulózlebomlás sebességének csökkenését.



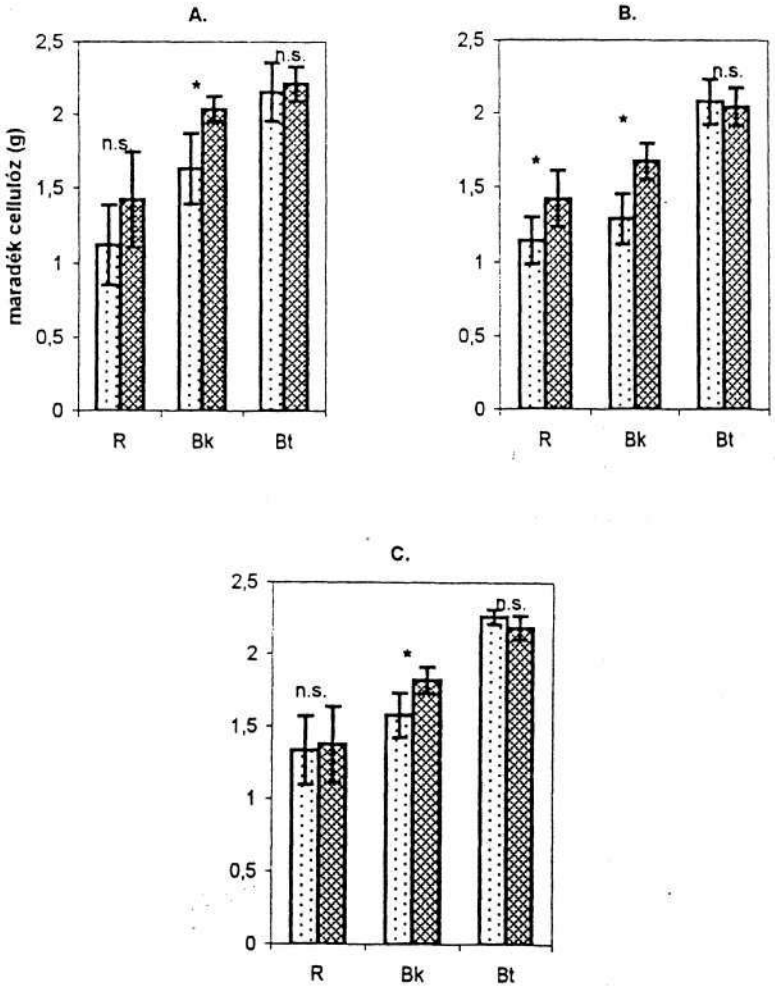
1. ábra

A mikrobiális biomassza-C értékei a szabadföldi kísérletben a három vizsgált területen (R, Bk és Bt). A. Az 1. kezelés előtt. B. 1 hónappal a 2. kezelés után. C. 1 héttel a 3. kezelés után. A középértékek 95%-os megbízhatósági tartományát vonal jelzi. Megjegyzés: Pontozott oszlop = kontroll, sraffozott oszlopok = kezelt

A három hely a felvehető N tekintetében szintén különbözik egymástól (3. ábra és 4. táblázat). Az R és a Bk helyeken a felvehető N átlagai megegyeztek (6,1 és 6,0 mg/kg talaj), csak az ammónium+nitrát-N mennyiségében

mutatkozott kismértékű eltérés. A Bt-jelű helyen a talaj felvehető-N-tartalma szignifikánsan alacsonyabb volt (4,6 mg/kg talaj).

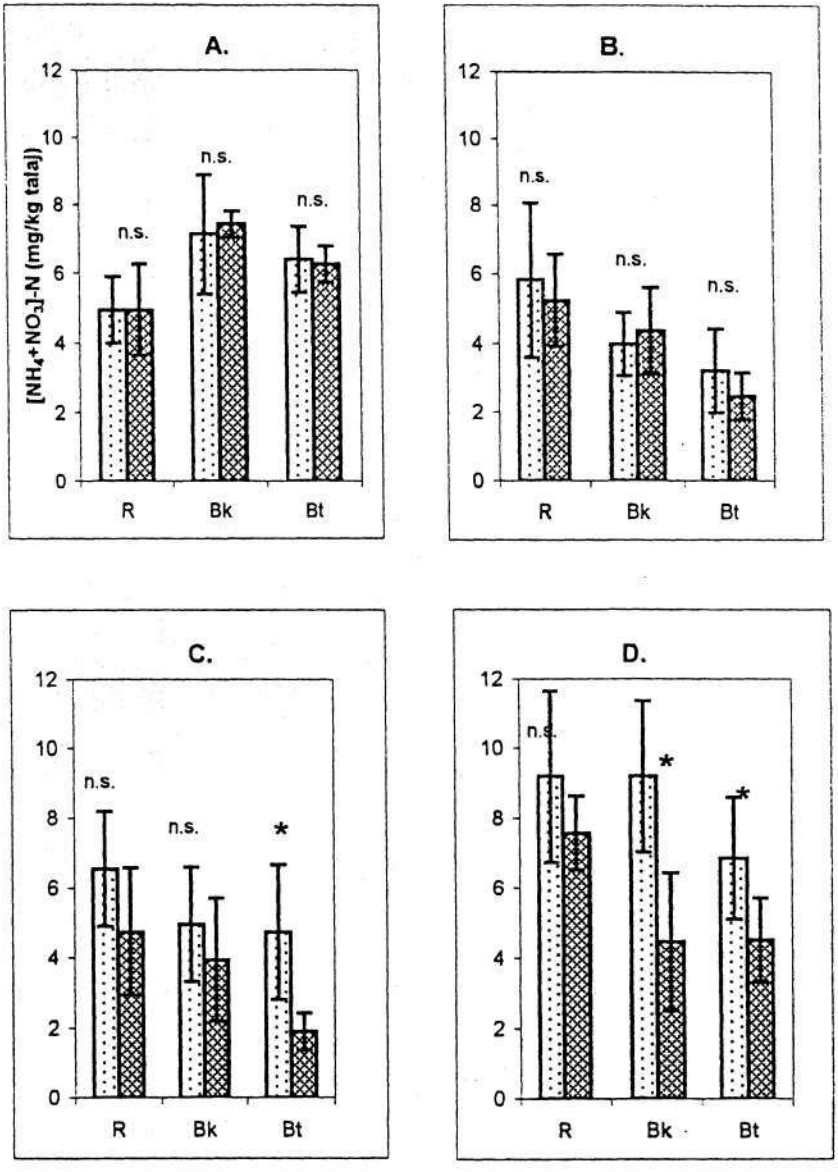
A felvehető N viszonylag magas volt kora tavasszal az első kezelés előtt (6,2 mg/kg talaj), feltehetően az őszi és téli dekompozíció és mineralizáció



2. ábra

A maradék (lebomlatlan) cellulóz mennyisége a vizsgált időszakban a három területen (R, Bk és Bt). A. ápr. 16.–máj. 27. B. máj. 27. –júl. C. júl. 15.–szept. 19.

Megjegyzés: **A kiindulási cellulóz mennyisége 2,5 g volt. A középértékek 95%-os megbízhatósági tartományát vonal jelzi. Pontozott oszlop = kontroll, sraffozott oszlop = kezelt**



3. ábra

A felvehető N változása a kontroll- és kezelt talajokban a szabadföldi kísérlet három területén (R, Bk és Bt). A. Az 1. kezelés előtt. B. Az 1. kezelés után 2 héttel. C. A 2. kezelés után 1 hónappal. D. A 3. kezelés után 1 héttel. Megjegyzés: lásd 1. ábra

eredményeként. A vegetációs időszak során a felvehető-N-tartalomban mutatkozó eltérések elsősorban az ammónium-N változásának tudhatók be, kivéve a június végi mintavételt, amikor a nitrát-N is jelentősen megnőtt.

A szénforráskezelés hatására összességében csökkent a talaj felvehető-N-tartalma, de ez csak a nitrát-N esetében bizonyult szignifikánsnak (4. táblázat). A kezelés hatására a Bk- és Bt-jelű területeken figyeltünk meg csökkenést. Az R-jelű területen nem csökkent a felvehető-N-tartalom egyetlen mintavételnél sem (3. ábra). Ez azzal magyarázható, hogy ennek a talajnak a legnagyobb a biológiai aktivitása és a szervesanyag-tartalma, és az alkalmazott szénforrás mennyisége nem tudta visszaszorítani a mineralizációból származó ásványi-N-t.

Az eredmények megvitatása

Számos korábbi vizsgálat mutatja, hogy szénforrás talajhoz történő hozzáadása után a mikrobiális aktivitás és a biomassza növekszik, mivel a biomassza felépítéséhez nitrogén is szükséges, és az jelentős mértékben immobilizálódik (KLEIN et al., 1996; PASCHKE et al., 1996; ZINK & ALLEN, 1998; MARY et al., 1996). A mikroorganizmusok ilyen módon történő aktiválásának nagy a jelentősége a rekultivációs, restaurációs módszerek területén (SANTRUCKOVA, 1992; BIRÓ et al., 1993). Ennek a lényege az, hogy a talaj viszonylag alacsony felvehető-N-szintje mellett az egynyári r-stratégista növények (melyek kevésbé hatékonyak a szűkös N-forrásokért folyó küzdelemben) alulmaradnak a természetes évelő növényekkel szemben (MCLENDON & REDENTE, 1992a,b; WHITFORD et al., 1988).

Jelen tanulmányban a művelés alól kivett területek restaurációjának elősegítésére, a talajok N-forgalmi dinamikájának szabályozásán alapuló módszert próbáltunk ki.

A laboratóriumi kísérletek alapján tesztelt szénforrásokat alkalmaztuk a szabadföldi kísérletekben a talaj felvehető-N-tartalmának csökkentése céljából. A szabadföldi kísérletben a felvehető N csökkenése nem volt olyan jelentős, mint laboratóriumi körülmények között, mivel azt a vegetációban és a talajtulajdonságokban megnyilvánuló heterogenitás és egyéb abiotikus és biotikus tényezők is befolyásolták. Szignifikáns csökkenés mutatkozott a szénforrások egymást követő többszöri alkalmazása esetén a felvehető-N-tartalomban, míg a mikrobiális biomassza-C növekedését csak néhány esetben tapasztaltuk. A cellulózlebontás sebessége is jelentősen különbözött a három helyen, bizonyos mértékig összefüggést mutatva a biomassza-C-nel, de valószínűleg elsősorban a talaj nedvességtartalmától függött. A kezelés hatására a „buckaközi" helyen mindhárom vizsgált időszakban a cellulózlebontás kisebb mértékű volt a kontrollhoz képest, feltételezésünk szerint az alacsonyabb felvehető-N-tartalom miatt. Az adott időpontokban mért felvehető N adatok ezt nem erősítik meg, feltehetően azért, mert a cellulózteszt alkalmazása során, a kb. másfél hónapos időszak alatt jelentős fluktuációk történhettek a felvehető-N-tartalomban a talaj

időszakos kiszáradása, majd újranedvesedése következtében. Az ásványi tápanyagok (így a nitrogén) talajba juttatása növeli a cellulózlebontás sebességét (SZEGI et al., 1985; GULYÁS et al., 1990; KÁTAI, 1999), így feltételezhető, hogy a talaj felvehető-N-tartalma a cellulózlebontás limitáló tényezője.

Az eredményekből kitűnik, hogy a szénforráskezelések hatása az alacsony szervesanyag-tartalmú és szárazabb helyeken jobban érvényre jut. A talaj szerves anyaga jelenti a legfontosabb forrást a felvehető N számára, így elsősorban a talaj szerves-N-mineralizációjának a sebességétől függ a talaj felvehető-N-tartalma. Ez alapján feltételezhető, hogy a nagyobb szervesanyag-tartalmú talajoknál nagyobb mennyiségben kell alkalmazni szénforrást a felvehető-N-tartalom csökkentéséhez. MARY és munkatársai (1996) laboratóriumi inkubációs feltételek között szoros összefüggést találtak a szénforrás mennyisége és a N-immobilizáció mértéke között. A maximális nettó N-immobilizáció 61 mg N/g C (szacharóz) és 27 mg N/g C (kukoricaszalma) volt ebben a kísérletben. Laboratóriumi kísérletünkben 34,5 mg N/g C (szacharóz) és 14 mg N/g C (fűrészpor) volt a maximális nettó N-mineralizáció értéke. Ez az eltérés magyarázható az eltérő talajtulajdonságokkal és a kísérleti körülmények különbözőségével (pl. hőmérséklet, talajnedvesség). Eredményeink azt mutatják, hogy a szénforrás-adagolás mennyiségét és gyakoriságát illetően figyelembe kell venni a talajok szervesanyag- és nedvességtartalmát is. A talaj felvehető-N-tartalmának a nyomon követésével a kezelések hatékonysága rendszeresen ellenőrizhető.

A homokpusztagyepre jellemző, hogy a gyors kiszáradás miatt viszonylag rövid, de rendkívül intenzív biológiai aktivitás váltakozik hosszabb inaktív időszakokkal. A N-transzformáció helyi dinamikája összefüggésben van a vegetáció szezonális dinamikájával is. A tavaszi egynyári efemerek és az évelők hatással vannak a N-dinamikára intenzív N-felvételük révén, amely május végéig tart. Ekkor kiszáradnak és a felvehető nitrogén szintje a talajban ismét megnő (LHOTSKY, 1998). Tavasszal gyorsan növekvő fajokat mindhárom területünkön megtalálhatjuk. A *Poa bulbosa*, *Bromus tectorum* és *Secale sylvestre* relatív gyakorisága az R-jelű területen 13,8%, a *B. tectorum* és *Secale sylvestre* 14,2% a Bk-jelű területen és a két utóbbi faj 16 %-os relatív gyakoriságú a Bt-jelű területen.

A restaurációs módszer kimunkálása során a következő lépés a szénforráskezelések vegetációra gyakorolt hatásának az elemzése lesz, amely néhány évet vesz igénybe. ZINK és ALLEN (1998) a természetes évelő fajok elterjedését már hároméves kezelés után tapasztalta a vizsgált tengerparti cserjés területen. A Colorado-i (USA) rövid füvű prérin szintén hároméves szénforráskezelési időszak után tapasztaltak változást a vegetáció összetételében az évelő, természetes társulásalkotó fajok javára (PASCHKE et al., 1996).

A felhagyás időpontja, a felhagyott területek kora szintén fontos tényezőnek látszik a restauráció eredményességét illetően, mivel rövid idő alatt kisebb az esélye az évelő klonális gyomok elterjedésének. Amennyiben ezek dominánssá

válnak egy területen, akkor hosszú időre leállítják a szukcesszió természetes folyamatát (OBORNY & BARTHA, 1995).

Összefoglalás

Hazánkban jelentős nagyságú területen megszűnt a növénytermesztés a rendszerváltást követően, részben a tulajdonviszonyok megváltozása, részben pedig a kedvezőtlen ökonómiai hatások miatt. Ezeket a területeket gyomtenger borítja. Alacsony termőképességű területeken, mint például a Duna–Tisza közi homoktalajokon, az egyik ésszerű megoldás lehet a természetvédelmi célú hasznosítás. Ehhez azonban ismernünk kell azokat a tényezőket, amelyek a degradált élőhely közösségi szintű struktúrális és funkcionális folyamatait befolyásolják.

Kísérletet állítottunk be a kiskunsági endemikus homokpusztagyepek (*Festucetum vaginatae danubiale*) másodlagos szukcessziójának gyorsítására egy felhagyott szántó területén. A restauráció egyik lehetséges módja a felvehető nitrogén mikrobiális biomasszában történő immobilizációjának elősegítése, amely megvalósítható szénforrás adagolásával.

A kísérleti területen három felhagyott helyet választottunk ki, amelyek jellegzetesen eltértek egymástól. Az egyes helyek között a hozzávetőlegesen 1–1 m-es szintbeli eltérés a talajnedvességben, szervesanyag-tartalomban és produktivitásban is eltéréseket okozott. A terepkísérlet során két szénforrást (szacharóz és fűrészpor) alkalmaztunk a talaj felvehető-N-tartalmának mikrobiális úton történő csökkentésére.

A két alacsonyabb szervesanyag-tartalmú talajjal jellemezhető területen a szénforrás-adagolás hatására a mikrobiális aktivitás és a N-immobilizáció mértéke megnövekedett. A vegetáció strukturájában azonban nem tudtunk változást kimutatni a kezelés hatására.

Jelen kutatás a TÉT Magyar–Amerikai Közös Alap (JF No. 639) és az OTKA tudományos (T 25739) és műszer (C 0090) támogatásával folyt.

Irodalom

ANTAL, M. et al., 1988. Effect of C-sources and urea on the available N content and urease activity of a calcareous sandy soil. Zentralbl. Microbiol. **143.** 317–321.

BIRÓ, B. et al., 1993. Symbiont effect of Rhizobium bacteria and vesicular arbuscular mycorrhizal fungi on Pisum sativum in recultivated mine spoils. Geomicrobiology Journal. **11.** 275–284.

BORHIDI, A., 1956. Die Steppen und Wiesen im Sandgebiet der Kleinen Ungarischen Tiefebene. Acta Bot. Hung. **2.** 241–274.

BREMNER, J. M., 1965. Inorganic forms of nitrogen. In: Methods of Soil Analysis. Part 2. Agronomy 9. (Eds.: BLACK, C. A. et al.). 1179–1237. Am. Soc. of Agron. Madison, Wisconsin.

CARSON, W. P. & BARRETT, G. W., 1988. Succession in old-field plant communities: Effects of contrasting types of nutrient enrichment. Ecology. **69.** 984–994.

GULYÁS, F. et al., 1990. Effect of NPK fertilization and organic matter on the respiration dynamics and microbial N transformation processes of the soil. Agrokémia és Talajtan. **39.** 423–429.

GULYÁS, F. & FÜLEKY, GY., 1994. C- and N-transformation dynamics in the soil. Die Bodenkultur. **45.** 313–318.

HORVÁTH F. et al., 1995. Flóra adatbázis. 1.2. Vácrátót.

KÁTAI J., 1999. Talajmikrobiológiai jellemzők változása trágyázási tartamkísérletben. Agrokémia és Talajtan. **48.** 348–359.

KLEIN, D. A. et al., 1996. Nitrogen availability and fungal-bacterial responses in successional semi-arid steppe soils. Arid Soil Research and Rehabilitation **10.** 321–332

LHOTSKY B., 1998. Az évelő nyílt homokpusztagyep néhány jellegzetes faja gyarapodásának vizsgálata időben és térben. Szakdolgozat. Eötvös Loránd Tudományegyetem. Budapest.

MARY, B. et al., 1996. Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soils. Plant and Soil. **181.** 71–82.

MCLENDON, T. & REDENTE, E. F., 1991. Nitrogen and phosphorus effects on secondary succession dynamics on a semi-arid sagebrush site. Ecology. **72.** 2016–2024.

MCLENDON, T. & REDENTE, E. F., 1992a. Effects of nitrogen limitation on species replacement dynamics during early secondary succession on a semiarid sagebrush site. Oecologia. **91.** 312–317.

MCLENDON, T. & REDENTE, E. F., 1992b. Role of nitrogen availability in the transition from annual-dominated to perennial-dominated seral communities. In: Proc. Symp. Ecology, Management, and Restoration of Intermountain Annual Rangelands. U.S. Forest Service, Intermountain Research Station. Gen. Tech. Rep. INT-GTR-313, (Eds.: MONSON, S. B. & KITCHEN, S. G.) 352–362. Ogden. Utah.

OBORNY, B. & BARTHA, S., 1995. Clonality in plant communities: an overview. In: Clonality in Plant Communities. (Eds.: OBORNY, B. & BARTHA, S.) Abstracta Botanica. **19.** Reprinted as Special Features in Vegetation Science 11. 115–127. Opulus Press. Uppsala.

PIGOTT, C. D. & TAYLOR, K., 1964. The distribution of some woodland herbs in relation to the supply of nitrogen and phosphorus in the soil. J. Ecol. Supplement. **52.** 175–185.

PASCHKE, M. W. et al., 1996. Effects of nitrogen availability on plant and soil communities during secondary succession on a shortgrass steppe. Bull. Ecol. Soc. Amer. **77.** 342.

SANTRUCKOVA, H., 1992. Microbial biomass, activity and respiration in relation to secondary succession. Pedobiologia. **36.** 341–350.

SZILI-KOVÁCS T. et al., 2000. Homokpusztagyepek természetvédelmi restaurációja a talaj-nitrogén immobilizációjával. 1. Laboratóriumi inkubációs vizsgálatok. Agrokémia és Talajtan. **49.** 491–504.

SZEGI, J., GULYÁS, F. & FÜLEKY, GY., 1985. Some soil biological questions of intensive fertilization. Agrokémia és Talajtan. **34.** 60–64.

TILMAN, D., 1984. Plant dominance along an experimental nutrient gradient. Ecology. **65.** 1445–1453.

TILMAN, D., 1986. Nitrogen-limited growth in plants from different successional stages. Ecology. **67.** 555–563.

TILMAN, D., 1987. Secondary succession and the pattern of plant dominance along experimental nitrogen gradients. Ecol. Monographs. **57.** 189–214.

TRENT, J. D., YOUNG, J. A. & BLANK, R. R., 1992. Potential role of soil microorganisms in medusahead invasion. In: Proc. Symp. Ecology, Management, and Restoration of Intermountain Annual Rangelands. U.S. Forest Service, Intermountain Research Station. Gen. Tech. Rep. INT-GTR-313. (Eds.: MONSON, S. B. & KITCHEN, S. G.) 140–142. Ogden. Utah.

UNGER, H., 1960. Der Zellulosetest, eine Methode zur Ermittlung der zellulolytischen Aktivitat des Bodens in Feldversuchen. Z. Pflanzenernhr., Dung., Bodenkunde **91.** 44–52.

VANCE, E. D., BROOKES, P. C. & JENKINSON, D. S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. Soil Biology and Biochemistry. **19.** 703–707.

WHITFORD, W. G. et al., 1988. Effects of organic amendments on soil biota on a degraded rangeland. J. Range Managemn. **42.** 56–60.

ZINK, T. A. & ALLEN, M. F., 1998. The effects of organic amendments on the restoration of a disturbed coastal sage scrub habitat. Restoration Ecology. **6.** 52–58.

Érkezett: 2000. április 3.

Restoration of Sandy Grasslands Through the Immobilization of Soil Nitrogen
2. Field Experiments

[1] T. SZILI-KOVÁCS, [1] T. TÓTH, [2] K. TÖRÖK and [2] M. HALASSY

[1] Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry of the Hungarian Academy of Sciences, Budapest and [2] Research Institute for Ecology and Botany of the Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót (Hungary)

Summary

An experiment was set up on an endemic sandy grassland (*Festucetum vaginatae danubiale*) in the Kiskunság region to accelerate secondary succession on arable land no longer cultivated. One possible means of restoration is to promote the immobilization of available nitrogen in the form of microbial biomass, which can be achieved through the addition of carbon sources.

Three abandoned sites were chosen on the experimental area, which differed considerably from each other. The approximately 1 m differences in height between the various sites also led to differences in soil moisture, organic matter content and productivity. Two carbon sources (sucrose and sawdust) were used in the experiment to reduce the available N content of the soil microbially.

On two areas where the soil had a low organic matter content the addition of carbon sources led to an increase in microbial activity and N immobilization. No changes could be demonstrated in the vegetation structure, however, as the result of the treatment.

Table 1. Characterization of the experimental areas (1998). (1) Characteristic. a) Height above sea level, m; b) date when cultivation was discontinued, year; c) mean % of coarse sand in the 0–30 cm layer; d) appearance of layer containing fine particles, cm; e) organic C content, %; f) mean (Apr.–Jun.) soil moisture, %; g) surface soil temperature, Oct., °C. (2) Experimental area. Note: R = meadow; Bk = between sand dunes; Bt = on the top of sand dunes.

Table 2. Relative frequency of dominant plant species on the experimental areas (R, Bk, Bt) and the reference area (G). (1) Area. (2) Annual/perennial ratio. (3) Dominant W categories. (4) Dominant N categories. (5) Dominant nature protection value types. Note: *W = soil moisture requirement (on a 1–12 scale according to BORHIDI (1956) in HORVÁTH et al., 1995): 1: intensely drought-tolerant, 2: drought indicator, 3: drought-tolerant, sometimes found on moist growing sites, 5: plants characteristic of semi-moist growing sites. **Mineral N requirement (1–9 scale): plants suitable for sites 1: extremely poor in nutrients, 2: very poor in nutrients, 4: sub-mesotrophic, 5: mesotrophic, 7: rich in nutrients. ***The relative frequency of dominant species belonging to Simon's nature protection categories (in HORVÁTH et al., 1995) reflects the naturalness or degradation of the vegetation.

Table 3. Treatments and sampling dates in the field experiment (April 16–September 29, 1998). A. Treatment. a) Sucrose; b) sawdust, kg/ha. B. Determination. c) moisture; d) available N; e) microbial biomass C. C. Cellulose test. f) 1st placement

(41 days); g) 2nd placement (49 days); h) 3rd placement (56 days). D. Vegetation. i) coenological scoring.

Table 4. Mean values of the factors analysed at each sampling date and for each area and treatment. (1) Factor. a) No. of observations; b) soil moisture (w%); c) microbial biomass C, μg/g soil; d) NH_4-N, mg/kg soil; e) NO_3-N, mg/kg soil; f) NH_4+NO_3-N, mg/kg soil. (2) Sampling date. (3) Area. (4) Treatments: (5) Control. (6) Treated. Note: Letters following the means show significant differences ($P > 0.05$).

Fig. 1. Values of microbial biomass C on the three areas tested (R, Bk and Bt) in the field experiment. A. Prior to the 1st treatment. B. A month after the 2nd treatment. C. A week after the 3rd treatment. The line shows the range over which the means are significant at P = 5%. Note: Dotted column = control, hatched column = treated.

Fig. 2. Quantity of remaining (undecomposed) cellulose on the three areas (R, Bk and Bt) during the period tested. A. Apr. 16–May 27. B. May 27–July 15. C. July 15–Sep. 19. Note: The initial quantity of cellulose was 2.5 g. The line shows the range over which the means are significant at P = 5%. Note: Dotted column = control, hatched column = treated.

Fig. 3. Changes in available N in control and treated soils on three areas (R, Bk and Bt) in the field experiment. A. Prior to the 1st treatment. B. Two weeks after the 1st treatment. C. A month after the 2nd treatment. D. A week after the 3rd treatment. Note: see Fig. 1.