

Egyetemi doctori (PhD) értekezés tézisei

TALAJ KÁRMENTESÍTÉS ÉS AZ ÖKOSZISZTÉMA HELYREÁLLÍTÁSA
BIOTECHNOLÓGIAI MÓDSZERREL SZAPORÍTOTT OLASZNÁDDAL (*Arundo
donax* L.) MARGINÁLIS TERÜLETEKEN

Tarek Ali Ahmed Ibrahim Alshaal

Témavezető: Prof. Fári Miklós D.Sc.



DEBRECENI EGYETEM

KERPELY KÁLMÁN NÖVÉNYTERMESZTÉSI, KERTÉSZETI ÉS REGIONÁLIS
TUDOMÁNYOK DOKTORI ISKOLA

Debrecen

2013

1. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS

Az olasz nád (*Arundo donax* L.) egy évelő, rizómás fűféle (Poaceae család), mely Kelet-Ázsia édesvízi régióiban őshonos, de manapság világméretű elterjedésének okán már szub-kozmozopolita fajnak tekinthető. Természetes élőhelyei közé tartoznak a tavak, patakok, csatornák partjai és egyéb nedves területek.

Az *Arundo* nemzetség növényei a leggyorsabban növő szárazföldi növények közé tartoznak a 14 méteres magasságot is elérhetik, és 50 t ha^{-1} -nál nagyobb földfeletti biomasszát képesek produkálni. Magas és gyors biológiai produktójának köszönhetően az olasz nádat széleskörűen termesztik mint nem-élelmiszernövényt. Felhasználható energia és papírostermelésre, bioüzemanyagok és építőanyagok gyártásában. Emellett egyéb felhasználási lehetőségei is vannak, úgymint hangszerek (szára), gyógyszerek (gyökerek) készítése, rekultivációjával pedig a talajerózió szabályozható.

Az olasz nád egyedülálló fiziológiai tulajdonságokkal rendelkezik: Könnyen képes felvenni toxikus anyagokat a szennyezett talajból és koncentrálni azokat, anélkül, hogy növekedése és fejlődése érezhető kárt szenvedne. Egyike a nyomelemek bioakkumulátoraként alkalmazott növényeknek. Különösen a fitoremediáció során használják, mivel képes felvenni szennyező anyagokat, pl. fémeket, melyeket biológiai úton nehéz lebontani. Az olasz nád különböző körülmények – széles pH- tartományú, só- és nyomfém-tartalmú, aszályos – között megél anélkül, hogy stressz tünetei észlelhetők lennének rajta. Könnyen alkalmazkodik a különböző ökológiai feltételekhez, és minden típusú talajon nő. Nagy alkalmazkodóképessége miatt az olasz nádat világszerte invazív gyomnak is tekintik az ártéri élőhelyek szempontjából.

2010-ben egy magyarországi alumíniumgyár zagyártározójának gátja átszakadt, és a kiszabadult vörösiszap több települést elöntött. Legalább 10-en meghaltak, és több mint 150-en kórházban kerültek. A bauxit melléktermék gyakran hívják vörösiszapnak a bauxitban lévő vasoxidok színe miatt. A vörösiszapot a finomítás során elválasztják. Egy tonna timföld gyártása során egy-másfél tonna vörösiszap keletkezik. A vörösiszap mérgező a környezetre nézve, mert erősen lúgos, nagy a só- és fém-tartalma.

A talajminőség kifejezi a talajnak azt a képességét, ahogy az agronómiai és környezetvédelmi funkciókat képes ellátni. A talajminőség változásait, melyek pl. adódhatnak erdőtüzekből vagy a bauxitbányászat hulladékaiból (Bayer-módszer), fizikai, kémiai és biológiai indikátorok mérésével lehet követni. A kémiai indikátorok a

pH, elektromos vezetőképesség, szerves szén és foszfor felvehetőség, szennyezőtartalom, pl. nehézfémek, szerves vegyületek, radioaktív anyagok. Ezek az indikátorok határozzák meg a talaj-növényi eredetű szervezetek jelenlétét és a tápanyag felvehetőséget. A széleskörűen tanulmányozott biológiai indikátorok a szervezetek által termelt vegyületek és metabolitok, leginkább enzimek, (pl. cellulázok, aril-szulfatázok, foszfatázok, ureáz, dehidrogenáz.) melyek a a szerves N-, S- vagy P-vegyületek lebontásával vagy mineralizálásával függnek össze. A talaj enzimaktivitási vizsgálatok praktikusak, érzékenyek és integratívak, az ökoszisztéma minőségének lehetséges indikátorai, amolyan „biológiai ujjlenyomatai” a múltbéli talajgazdálkodásnak, a talajműveléssel és -szerkezettel összefüggésben.

A jelen munka egyik célkitűzése volt a Kolontárról származó vörösizsap Magyarország talajminőségére gyakorolt rövid- és hosszú távú hatásainak vizsgálata szomatikus embrió eredetű *A. donax* L. csíranövények használatával. A másik cél a vörösizsapnak az olasz nád csíranövények növekedésére és kémiai összetételére gyakorolt hatásának tanulmányozása volt, melyhez vörösizsapot, iszapszennyezett talajt, iszap/kontroll talajkeveréket és kontroll talajt használtunk. A csíranövények nyomfém-felvételét és -transzlokációját is vizsgáltuk.

Mindemellett célul tűztük ki az olasz nád a vörösiszappal kezelt talajra gyakorolt hatását különösképpen magas hőmérséklet kitettség után, hogy megfigyeljük a talaj mikrobiális közösségében és enzimaktivitásában bekövetkezett változásokat az olasz nád betelepítése után, összehasonlítva a hőkezelt és kontroll talajokat valamint a talaj hőkezelés hatásait az olasz nád növények növekedésére és biomassza-produkciójára tenyészedényes körülmények között.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

2.1. Mintavétel, a talajok és a vörösizsap előkészítése

2011 koratavasszal két átlag felső talajból (0-25 cm) vettünk mintát a Debreceni Egyetem bemutatókertjében (47° 32' 0" É; 21° 38' 0" K). Az első mintát (S1) 9 éve fűvel borított talajból vettük, az S2 mintát pedig olyan területről, ahol olasz nád ültetvény volt egy éve. A további két kompozit talajmintát és egy vörösizsap mintát (szintén 0-25 cm mélységből) a nyugat-magyarországi Kolontár településről (47° 5' 3.97" É, 17° 28' 30.08" K) hoztuk 2010 októberében, két héttel a timföldgyár katasztrófája után. A vörösizsapot egy elöntött gyepterületről hoztuk. Az S3 minta egy

kukorica-napraforgó-repce vetésváltású táblából származott Kolontár térségéből, ahova szennyeződés nem ért el. Az S4 pedig vörösiszap-szennyezett talajminta volt. Az S5-ös minta a vörösiszap és az S3 talajminta 1:1 arányú keverésével készült.

Mintavétel után a friss talajminta egy részét 8 mm-es szitán szitáltuk át és közvetlenül használtuk enzimaktivitás-vizsgálathoz és mikrobaszámlálásához. A maradékot 25 °C-on légszárítással szárítottuk, rozsdamentes acél zúzógépben őröltük, 2 mm-es szitával szitáltuk át, majd az elkövetkező kémiai elemzések számára műanyagzsákokban tároltuk, 25 °C-on.

2.2. Növényi anyag

A kísérletekhez szomatikus embrió-eredetű, Blossom ökotípusú olasz nád (*Arundo donax* L.) fiatal növényeket használtunk, melyek a University of South Carolina-ról származtak, és a Debreceni Egyetem Növényi Biotechnológiai Tanszékének Orsós Ottó Laboratóriumában szaporították. A szövettenyésztésben nevelt steril növények egy részét közvetlenül a hőkezelt (autoklávban sterilizáltuk 121 °C-on 20 percig, három egymást követő alkalommal) talajokba ültettük; a steril növények másik részét üvegházban akklimatizáltuk két hétig, majd autokláv kezelés nélküli talajmintákba ültettük.

2.3. Bioinokulum-kezelések

Két különböző bioinokulumot használtunk 2 nappal az ültetés után, hogy megnöveljük a bakteriális közösséget az olasz nád gyökérrendszere körül. Az egyik bioinokulum egy, a magyar kereskedelemben kapható termék (*Azotobacter croococcum* és *Bacillus megatherium*) volt, míg a másikat a rizoszférában és az olasz nád rizoplán frakcióiban élő baktériumokból extraháltuk. Utóbbi bioinokulum előállításához 1 éves olasz nád növények gyökerét használtuk, melyek a Debreceni Egyetem kísérleti telepén nőttek. Az extrakciót a Wieland és munkatársai (2001) által leírt módszer alapján hajtottuk végre. A rizoszféra és a rizoplán frakciók baktériumainak izolálása után a frakciókat steril desztillált vízben szuszpendáltuk 1×10^8 CFU (kolóniaképző egység)/ml baktériumsűrűséggel számolva.

2.4. Növényanalízis

Az olasz nád növényeket három hónappal az ültetés után takarítottuk be. A képződött új hajtások számát rögzítettük, majd mértük nedves illetve száraz tömeget, hajtás és gyökér hosszt.

Az NPK-tartalom meghatározása céljából 0,5 g mintát elroncsoltuk 10 ml kénsav és 1,0 ml perklórsav adásával. A szövet N-, P- és K-koncentrációját mind kolorimetriásan, mind lángfotométerrel meghatároztuk.

2.5. A talaj kémiai analízise

A felvehető N, P, K és talaj szerves szén (*soil organic carbon, SOC*) analíziseket három párhuzamos alkalmazásával végeztük minden kezelés esetén. A felvehető P-t kolorimetriásan, a felvehető N-t makro Kjeldahl-módszerrel, a felvehető K-t lángfotometriával, a SOC-t pedig módosított Walkley-Black-módszerrel határoztuk meg.

2.6. A talaj mikrobiológiai komponenseinek analízise

A nedves minták talaj mikrobiális aktivitását ültetés előtt és betakarítás után mértük. A mikrobaszámlálást sorozat hígítási módszerrel végeztük különböző szelektív táptalajokon (Allen, 1953). A foszfatázaktivitást Szegi (1979) módszere alapján mértük. A dehidrogenáz-, ureáz- és kataláz-aktivitások meghatározását Tabatabai (1994), Kandeler és Gerber (1988) illetve Guwy *et al.* (1999) módszereinek megfelelően végeztük.

2.7. Csírázásvizsgálat

A vörösiszapnak zöldségfélék csírázási százaléka gyakorolt hatásának megállapítására a következő csírázásvizsgálatot hajtottuk végre: 250-250 g S1, S2, S3, S4, S5 és vörösiszap mintát tettünk műanyag tenyészedényekbe, majd víztelítettségig csapvízzel öntöttük őket. Minden tenyészedénybe 30 szem retek- (*Raphanus sativus*), sárgarépa- (*Daucus carota*) és dohány (*Nicotiana tabacum*) magot ültettünk. A kicsírázott magvakat megszámláltuk. Ezt a munkafázist háromszor megismételtük.

2.8. Statisztikai analízis

Az adatokat (átlagértékek és standard deviáció) Microsoft Excel 2003 program segítségével elemeztük. Az olasz nádnek a kísérlet előtt és után a talajtulajdonságokra gyakorolt hatását páros t próbával analizáltuk. A hatást 5%-os szinten tekintettük szignifikánsnak. A háromutas, fix hatású varianciaanalízishez (ANOVA) SPSS 13.0 szoftvercsomagot (SPSS Inc., Chicago, IL) használtunk. A függő változókat normalitás és homoszkedaszticitás szempontjából vizsgáltuk, és szükség esetén transzformáltuk. A középértékek elemzését *post hoc* teszttel (Scheffe teszt) végeztük, és a szignifikáns

különbségeket $p < 0.05$ szinten fogadtuk el. Minden érték esetében transzformálatlan adatok közlésértéke és standard szórása kerül bemutatásra.

3. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉS

3.1. A bauxitból származó vörösiszap fitoremediációja

3.1.1. A vörösiszap jellemzése

A száraz vörösiszap lúgos, pH-ja 9,8, míg a félig szilárd vörösiszapé a kiömléskor 12 volt (Ruyters *et al.*, 2010). A katasztrófa helyszínéhez közeli kontroll talaj pH-ja 7,86 volt, mely érték az iszapszennyezés után drasztikusan megnőtt (8,24), miután a nedves vörösiszap több mint 10 cm-es rétegben betakarta. Ez idő alatt a vörösiszap be tudott hatolni a talajszelvénybe, ezáltal nagymértékben megváltoztatta annak pH-ját. A vörösiszap és az iszapszennyezett talaj elektromos vezetőképessége a vörösiszap magas Na-tartalma (Brunori *et al.*, 2005) miatt négy ($1,74 \text{ dS m}^{-1}$) illetve kétszerese ($0,91 \text{ dS m}^{-1}$) volt a kontroll talajénak (S3). A vörösiszap folyékony fázisának vezetőképessége 20 dS m^{-1} . Ruyters *et al.* (2010) szerint a száraz vörösiszap vezetőképessége $2,4 \text{ dS m}^{-1}$, azonban a folyékony fázisé $20,2 \text{ dS m}^{-1}$ volt. A vörösiszap szerves széntartalma is magas volt ($25,2 \text{ g kg}^{-1}$) a kontroll talajéval (S3) összehasonlítva ($21,6 \text{ g kg}^{-1}$). Mindemellett a vörösiszap felvehető N-, P- és K-tartalma is nagyobb volt, mint az iszapszennyezett (S4) és kontroll talajé (S3) (1. táblázat).

A legnagyobb baktériumszámot ($9,56 \times 10^7 \text{ CFU ml}^{-1}$) az iszapszennyezett talaj (S4) esetében mértük, és a vörösiszap is nagyobb számú baktériumot tartalmazott, mint a kontroll talaj (S3). Az *Azospirillum sp.*, *Azotobacter sp.* és spóraképző bacillusok külön nőttek, és mindegyiküket a vörösiszap tartalmazta legnagyobb számban. Ami a gombákat illeti, a vörösiszap 2,6-szor kevesebbet tartalmazott belőlük, mint a kontroll talaj (S3), valószínűleg amiatt, hogy a pH túl magas volt a gombák növekedése szempontjából. Emellett gyenge kapcsolat van a mikrobák teljes száma és a talaj enzimaktivitása között. Az 1. táblázat mutatja, hogy a mért talajenzimek közül a dehidrogenáz és az ureáz aktivitása magasabb volt a vörösiszap esetén, összehasonlítva a többi talajéval; ellenben a foszfatázé és a katalázé alacsonyabb volt a vörösiszapban, mint a többi talajban.

Table 1: Characterization of soils and red mud after *Arundo donax* L. plantation as affected by Arundo's root extraction (Ar. ex.) and commercial biofertilizers (CB)

Property	S3			S4			Red mud			S5		
	Cont.	Ar. ex.	CB	Cont.	Ar. ex.	CB	Cont.	Ar. ex.	CB	Cont.	Ar. ex.	CB
pH	8.33	8.38	8.30	9.03	9.04	8.97	9.70	9.66	9.70	9.30	9.23	9.30
EC (dS m ⁻¹)	0.35 ^{ab}	0.35 ^{ab}	0.32 ^{ab}	0.88 ^{ba}	0.87 ^{ba}	0.83 ^{ba}	1.27 ^{ca}	1.26 ^{cb}	1.39 ^{cc}	1.12 ^{da}	0.85 ^{bb}	0.99 ^{dc}
SOC %	26.3 ^{aa}	24.9 ^{aa}	24.6 ^{aa}	23.8 ^{aa}	24.9 ^{aa}	23.5 ^{aa}	23.1 ^{aa}	23.7 ^{aa}	24.6 ^{aa}	24.8 ^{aa}	24.7 ^{aa}	25.7 ^{aa}
NH ₄ ⁺ -N (mg kg ⁻¹)	10.8 ^{aa}	12.8 ^{aa}	13.2 ^{aa}	17.9 ^{ba}	17.1 ^{aba}	18.9 ^{ba}	16.8 ^{ba}	19.0 ^{ba}	18.2 ^{ab}	8.1 ^{aa}	6.0 ^{ca}	6.4 ^{ca}
Avail. P (P ₂ O ₅ g kg ⁻¹)	6.3 ^{aa}	6.8 ^{aa}	8.0 ^{aa}	9.0 ^{aba}	10.0 ^{aba}	7.6 ^{aa}	13.9 ^{ba}	11.8 ^{ba}	11.6 ^{aa}	10.2 ^{aba}	9.8 ^{aba}	9.6 ^{aa}
Avail. K (K ₂ O mg kg ⁻¹)	267 ^{aa}	367 ^{aa}	633 ^{aa}	367 ^{aa}	300 ^{aa}	367 ^{aa}	767 ^{aa}	733 ^{aa}	667 ^{aa}	400 ^{aa}	467 ^{aa}	467 ^{aa}
Dehydrogenase activity	105 ^{aa}	116 ^{aa}	126 ^{aa}	143 ^{aa}	108 ^{aa}	167 ^{aba}	161 ^{aa}	142 ^{aa}	216 ^{ba}	117 ^{aa}	119 ^{aa}	145 ^{aba}
Phosphatase activity	0.17 ^{aa}	0.17 ^{aa}	0.16 ^{aa}	0.18 ^{aba}	0.17 ^{aa}	0.16 ^{aa}	0.16 ^{aa}	0.14 ^{bb}	0.17 ^{aa}	0.19 ^{ba}	0.17 ^{ab}	0.21 ^{bc}
Urease activity	1190 ^{aa}	2247 ^{ab}	317 ^{ac}	1255 ^{aa}	1262 ^{ba}	1138 ^{ba}	2877 ^{ba}	732 ^{bb}	471 ^{abb}	1825 ^{aa}	744 ^{bb}	490 ^{abb}
Catalase activity	17 ^{aa}	14 ^{aa}	16 ^{aa}	106 ^{ba}	106 ^{ba}	108 ^{ba}	18 ^{aa}	15 ^{aa}	21 ^{aa}	41 ^{ca}	42 ^{ca}	46 ^{ca}

S3: Control soil, **S4:** Mud-polluted soil and **S5:** Mud/control soil mixture by ratio (1:1) by weight. **Ar. ex:** arundo' root extraction, **CB:** commercial biofertilizer, **Cont:** control. pH of 1:2.5 suspension red mud/ water or soil/ water, EC of 1:5 extraction red mud/ water or soil/ water

Different letters on the left show significant differences among the same treatment for the different soil types in same row. Different letters on the right show significant differences among the same soil types for the different treatments in same row.

Dehydrogenase activity in µg TPF g⁻¹ soil, phosphatase activity in mgP₂O₅/100g/2h, urease activity in NH₄⁺ mg/100 g and catalase in O₂ ml/ 2 min

3.1.2. Az *Arundo* növekedése és a vörösiszap

A legfőbb probléma a vörösiszappal, hogy magas a sótartalma, pH-ja és nyomfém-tartalma. Ruyters *et al.* (2010) írta le, hogy a vörösiszap 25%-kal csökkentette az árpa csíranövények hajtásnövekedését, miután normál talajhoz 5%-os koncentrációban adták. A biotechnológiai úton, tiszta vörösiszapon szaporított *A. donax* L. csíranövények nem mutattak mérgezési tüneteket. A növényi toxicitást, nyomfém-felvehetőséget és biomassza-produkciót vizsgáltuk *A. donax* L. esetében, vörösiszapon, iszapszennyezett (S4), iszap/kontroll talajkeveréken (S5) és kontroll talajon (S3).

Az *A. donax* L. vegetatív paramétereit a 2. táblázat mutatja a növényházi tenyészedényes kísérlet harmadik hónapja után. A természetes attenuáció elvének biztosítása érdekében, kísérleteinkhez olasz nád gyökeréből származó mikrobiális extraktumot (Ar. ex) használtunk és hasonlítottunk össze kereskedelemben kapható biotrágyával (CB). A kétutas ANOVA nem tárt fel szignifikáns különbségeket a növény nedves tömeg, növényhossz és új csírák számai között egyik kezelés esetében sem; azonban, a vörösiszap hatására szignifikáns különbségeket találtunk az olasz nád nedves tömege vizsgálatakor, miután a vörösiszap esetében mértük a legnagyobb nedves tömeget, összehasonlítva az iszapszennyezett (S4) és kontroll talajnál (S3) kapott értékekkel. Az iszap/kontroll talaj keverék (S5) az olasz nád növekedését serkentette a kontroll talajjal (S3) összehasonlítva; a növények sokkal sötétebb zöldek voltak (nem közölt adat) és nagyobb volt a nedves tömegük is. Ahogy fentebb írtam, bizonyosnak látszik, hogy az olasz nád tolerálja a vörösiszapot.

Az olasz nád potenciálisan hatással van a vörösiszap, az iszapszennyezett talaj (S4), az iszap/kontroll talaj keverék (S5) és a kontroll talaj (S3) kémiai tulajdonságaira. Három hónappal az olasz nád tenyészedényekbe ültetése után, a vörösiszap és a talajok legtöbb kémiai tulajdonsága pozitív irányban változott (1. táblázat). A talajok és a vörösiszap elektromos vezetőképességei ($EC\ dSm^{-1}$) csökkentek a kezdeti, ültetés előtti értékekhez képest, 24,9%-kal a vörösiszap, 18,1%-kal a kontroll talaj (S3) és 5,9%-kal az iszapszennyezett talaj (S4) esetében. Az olasz nád a vörösiszap és iszapszennyezett talaj (S4) vezetőképességeit 37 illetve 4%-kal csökkentette. Mindemellett, a kezeléseknek szignifikáns hatásuk volt a vezetőképességre, különösen a vörösiszap és az iszap/kontroll talaj keverék (S5) esetében. Ezen kívül a vörösiszap kísérlet előtti 9,80-os pH-ja a kísérlet végére 9,69-ra csökkent. A talaj minősége szempontjából a

betakarítás utáni szerves széntartalom (OC%) tekintetében biztató adatokat kaptunk az olasz nád fitoremediációs felhasználhatóságát illetően. A gyökér és a növényi maradványok mennyiségének erőteljes növekedésének köszönhetően az olasz nád növelte minden talaj szerves széntartalmát.

Table 2: Vegetative parameters and contents of Fe and Ni in giant reed (*Arundo donax* L.) grown on different soils and red mud using different biofertilizers

Treatments		Fresh weight (g plant ⁻¹)	Plant length (cm)	Number of new buds per plant	Fe (mg kg ⁻¹)		Ni (mg kg ⁻¹)	
					Shoot	Root	Shoot	Root
S3	Cont.	1.63 ^{a,a}	41.0 ^{a,a}	4.0 ^{a,a}	182 ^{a,a}	5022 ^{a,a}	49 ^{ab,a}	76 ^{a,a}
	Ar. ex.	1.49 ^{a,a}	34.3 ^{a,a}	4.0 ^{a,a}	206 ^{a,a}	5429 ^{a,a}	46 ^{a,a}	121 ^{a,b}
	CB	1.23 ^{a,a}	31.5 ^{a,a}	2.8 ^{a,a}	188 ^{a,a}	6461 ^{a,b}	28 ^{a,a}	156 ^{a,c}
S4	Cont.	1.87 ^{a,a}	30.3 ^{a,a}	4.8 ^{a,a}	779 ^{b,a}	11937 ^{b,a}	46 ^{ab,a}	99 ^{b,a}
	Ar. ex.	1.68 ^{a,a}	29.7 ^{a,a}	4.8 ^{a,a}	863 ^{b,b}	10142 ^{b,b}	67 ^{a,a}	97 ^{b,a}
	CB	1.70 ^{a,a}	28.9 ^{a,a}	4.3 ^{ab,a}	635 ^{b,c}	13422 ^{b,c}	61 ^{b,a}	103 ^{b,a}
Red mud	Cont.	2.97 ^{a,a}	34.0 ^{a,a}	6.0 ^{a,a}	899 ^{c,a}	36422 ^{c,a}	67 ^{a,a}	97 ^{bc,a}
	Ar. ex.	3.40 ^{a,a}	39.4 ^{a,a}	5.0 ^{a,a}	1199 ^{c,b}	48822 ^{c,b}	63 ^{a,a}	55 ^{c,b}
	CB	3.44 ^{a,a}	36.1 ^{a,a}	5.5 ^{b,a}	1262 ^{c,b}	50422 ^{c,c}	61 ^{b,a}	193 ^{c,c}
S5	Cont.	3.03 ^{a,a}	37.0 ^{a,a}	4.3 ^{a,a}	641 ^{d,a}	11622 ^{d,a}	37 ^{b,a}	88 ^a
	Ar. ex.	2.07 ^{a,a}	30.4 ^{a,a}	4.8 ^{a,a}	482 ^{d,b}	8182 ^{d,b}	67 ^{a,b}	79 ^{d,a}
	CB	2.67 ^{a,a}	33.4 ^{a,a}	4.5 ^{ab,a}	632 ^{b,a}	15122 ^{d,c}	51 ^{b,ab}	100 ^{b,b}

S3: Control soil, **S4:** Mud-polluted soil and **S5:** Mud/control soil mixture by ratio (1:1) by weight. **Cont:** control, **Ar. ex:** arundo' root extraction, **CB:** commercial biofertilizer.

Different letters on the left show significant differences among the same treatment for the different soil types in same column.

Different letters on the right show significant differences among the same soil types for the different treatments in same column

3.1.3. A talajenzimek aktivitása

A talajminőség a mezőgazdasági rendszerek fenntarthatósága szempontjából az egyik legnagyobb figyelmet kapó tényező. Mindemellett a talajenzimeket felhasználják a különböző emberi tevékenységek és természeti hatások által okozott károk felbecsülésére (Masto *et al.*, 2008). Ahogy a korábbiakban említettem, az olasz nád potenciálisan hat a talajminőség indikátoraira, például a talaj szerves széntartalmára. Ezen kívül, a foszfatáz enzim kivételével, mely csökkent a kísérlet előttihez képest, az összes talajenzim aktivitása jelentősen megnövekedett az ültetés után (1. táblázat). Az olasz nád nagy mennyiségű foszfort vett fel a talajból, ez okozhatta a foszfatáz aktivitásának csökkenését. Másfelől azonban a dehidrogenáz, ureáz és kataláz enzimek aktivitásaiban szignifikáns növekedés volt kimutatható. Gyökérrendszerének nagymérvű növekedése miatt az olasz nád a gyökere körüli mikroflóra növekedést indukálta. A légköri nitrogént fixáló szabadon élő baktériumok ilyen körülmények között jól tudnak nőni, így nagy mennyiségű nitrogén megkötésére lehet számítani azokban a talajokban, ahová olasz nádat ültettek. Korábbi, a felvehető nitrogén

mennyiségét tanulmányozó kísérletek, valamint az ureázon, dehidrogenázon és katalázon végzett vizsgálatok eredményei is alátámasztják ezt a magyarázatot.

3.1.4. Az *Arundo donax* L. nyomfém-felvétele, -eltávolítása és -transzlokációja

Több közlemény leírja, hogy az olasz nád nagy mennyiségben képes felvenni és különböző koncentrációkban akkumulálni nyomfémeket gyökerének és hajtásának szöveteiben (Balogh *et al.*, 2012; Papazoglou *et al.*, 2007; Tzanakakis *et al.*, 2009; Mirza *et al.*, 2011). Szennyezett területeken is tud növekedni mérgezés tüneteinek nélkül.

A felvétel mértéke függ ezen szennyezők koncentrációjától. Az olasz nád nyomfémekkel – Cd, Co, Pb, Ni és Fe – szembeni toleranciáját vizsgáltuk vörösiszap és különböző talajokon. Az első három fémet nem mutattuk ki sem az olasz nád gyökér-, sem hajtásmintáiban. Több ok is lehetséges, hogy miért nem lehetett kadmiumot, kobaltot és ólmot detektálni: (1) alacsony felvehető koncentráció a talajmintákban, (2) a vörösiszap, az iszapszennyezett talaj (S4) és az iszap/kontrol talaj keverék (S5) magas pH-értéke és (3) a vörösiszap magas foszfortartalma. Általában a talaj pH-ja a legfontosabb szabályozó tényezője a fémek felvételének. Az alacsony pH kedvez a Cd akkumulációjának, míg a foszfát és a cink csökkenti a Cd felvételét (Kirkham, 2006). A vörösiszap pH-ja 9,80 volt, mely lecsökkent 9,66-ra, így indukálódott az olasz nád gyökere általi Fe és Ni felvétele. A statisztikai analízisek azt mutatták, hogy szignifikáns különbségek voltak a Fe és Ni felvételekben a kezelések és talajok között. A legmagasabb vas- és nikkeltartalmakat a vörösiszap esetében mértük, mind a gyökérben, mind a hajtásban. A kereskedelemben kapható biotrágya adása szignifikánsan növelte ($P < 0.05$) a gyökerek Fe és Ni felvételét mind a talajok, mind a vörösiszap esetében. Másfelől, az iszap/kontrol talaj keverék (S5) a vastartalmat a kontrollnál (S3) jobban növelte, ez a hatás azonban a nikkelt esetében nem volt megfigyelhető (2. táblázat).

Három hónappal az olasz nád elültetése után a vizsgált nyomfémek felvehető koncentrációja csökkent a talajokban, azonban a kezelések és talajok között szignifikáns különbségek voltak (3. táblázat). A nyomfémek százalékos csökkenéseit a talajokban és vörösiszapban az alábbiakban szemléltetem, a csökkenések mértékének sorrendjében:

S3: Co (100) > Fe (80.4) > Cd (78.8) > Ni (57.8) > Pb (55.3)

S4: Co (100) > Cd (83.3) > Fe (74.8) > Ni (61.9) > Pb (60.4)

Vörösiszap: Pb (85.7) > Fe (79.1) > Cd (73.8) > Ni (25.3)

Table 3: Available concentrations using DTPA-extraction of trace metals (mg kg⁻¹) in soils and red mud after giant reed (*Arundo donax* L.) plantation using different biofertilizers

Treatments		Cd	Ni	Pb	Co	Fe
S3	Cont.	(0.22) 0.04 ^{a,a}	(1.20) 0.45 ^{a,a}	(1.46) 0.56 ^{a,a}	(0.64) nd	(52.0) 9.8 ^{a,a}
	Ar. ex.	0.06 ^{a,a}	0.60 ^{a,b}	0.84 ^{a,b}	nd	11.0 ^{a,b}
	CB	0.04 ^{a,a}	0.46 ^{a,a}	0.56 ^{a,a}	nd	10.0 ^{a,a}
S4	Cont.	(0.18) nd	(0.84) 0.28 ^{b,a}	(1.06) 0.36 ^{b,a}	(0.22) nd	(36.0) 8.3 ^{b,a}
	Ar. ex.	0.02 ^{b,a}	0.30 ^{b,a}	0.40 ^{bc,ab}	nd	8.9 ^{b,b}
	CB	0.06 ^{a,b}	0.38 ^{b,b}	0.50 ^{a,b}	nd	10.1 ^{a,c}
Red mud	Cont.	(0.28) 0.06 ^{c,a}	(0.50) 0.32 ^{c,a}	(3.44) 0.51 ^{a,a}	(nd) nd	(74.0) 14.1 ^{c,a}
	Ar. ex.	0.06 ^{a,a}	0.36 ^{b,a}	0.52 ^{b,a}	0.02	14.9 ^{c,b}
	CB	0.10 ^{b,b}	0.44 ^{ab,b}	0.44 ^{a,a}	0.02	17.2 ^{b,c}
S5	Cont.	(-) 0.06 ^{c,a}	(-) 0.38 ^{a,a}	(-) 0.36 ^{b,a}	(-) nd	(-) 10.1 ^{d,a}
	Ar. ex.	0.02 ^{b,b}	0.30 ^{b,b}	0.30 ^{c,a}	nd	7.7 ^{d,b}
	CB	0.02 ^{c,b}	0.30 ^{c,b}	0.26 ^{b,a}	nd	6.4 ^{c,c}

S3: Control soil, **S4:** Mud-polluted soil and **S5:** Mud/control soil mixture by ratio (1:1) by weight. **Cont:** control, **Ar. ex:** arundo' root extraction, **CB:** commercial biofertilizer.

Values in parentheses are data before the experiment, whereas the rest represents data after experimentation

Different letters on the left show significant differences among the same treatment for the different soil types in same column.

Different letters on the right show significant differences among the same soil types for the different treatments in same column.
nd: not detected.

3.1.5. Csírázási vizsgálat

A csírázási százalék vizsgálatának fő célja az volt, hogy megállapítsuk, hogy a tiszta vörösiszap és a vörösiszap-szennyezett talaj milyen hatással van az ehető növények termesztésére. Kontrollként talajt (S3) alkalmaztunk, és 30-30 retek-, sárgarépa- és dohánymagvat használtunk a kísérlethez. A 4. táblázat a különböző magvak csírázási százalékait mutatja különböző talajokban (S3, S4) és vörösiszapban az olasz nád ültetése előtt és vörösiszapban olasz nád ültetése után, hogy tanulmányozzuk az olasz nád reziduális hatását a tiszta vörösiszapra. Retek és répánál a legnagyobb százalékokat az S3 esetén tapasztaltuk, 76,7 illetve 56,7%-ot, míg a legkisebbeket vörösiszapban, 26,7 illetve 0,0%-ot. A dohánynál a legnagyobb százalék 96,7 volt az S4 minta, a legalacsonyabb pedig 16,7%, a vörösiszap esetén. Három hónapos termesztés után világossá vált, hogy az olasz nád mindhárom növény esetében indukálta a csírázást. A csírázási százalékok a következő mértékben növekedtek: 26,7-ről 46,7%-ra (retkek), 0,0-ről 46,7%-ra (sárgarépa) és 16,7-ről 60,0%-ra (dohány). Ezek az adatok alátámasztják az olasz nád azon képességét, hogy helyreállítja és megtisztítja a kontaminálódott talajokat olyan szennyezőktől, mint magas pH, sótartalom és nehézfémek (1. ábra).

Table 4: Germination percent (%) of some vegetable crops in red mud and mud-polluted soil

Sample	Radish	Carrot	Tobacco
S3	76.7	56.7	93.3
S4	60.0	40.0	96.7
Red mud before giant reed plantation	26.7	0.0	16.7
Red mud after giant reed plantation	46.7	46.7	60.0

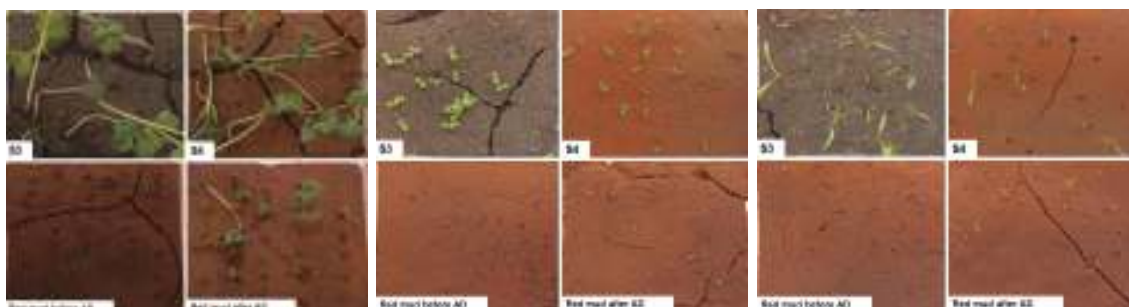


Fig. 1: Germinated seeds of radish (Left), tobacco (Middle) and carrot (Right) in different soils and red mud. (S3: Soil after maize, sun flower, and rapeseed rotation, S4: Mud-polluted soil and AD: giant reed)

3.2. A talajökoszisztéma olasz nád általi helyreállítása csökkentett mikrobaszámú talajban

3.2.1. Talajtulajdonságok

Az olasz nád ültetése 3 hónap után hatással volt néhány kémiai és biokémiai talaj-jellemzőre (5. táblázat). Például, a pH minden talajban 5-9%-kal nőtt a kísérlet végére, kivéve a vörösiszapot, melynek a pH-ját az olasz nád 1%-kal csökkentette (5. táblázat). Mind az autoklávozatlan, mind az autoklávozott talajok esetében az elektromos vezetőképesség ($EC\ dS\ m^{-1}$) 24-82%-kal, a vörösiszapé, melybe olasz nádat ültettünk pedig 63%-kal csökkent. Az olasz nád ültetésének a szerves széntartalomra (SOC) gyakorolt változó mértékű hatását tapasztaltuk 3 hónap után. Például, szerves műtrágyák adása nélkül a SOC kismértékben csökkent a legtöbb talajban, úgymint 11%-kal az S3-ban, azonban az S1-ben és S4-ben nőtt (2. ábra). A felvehető P tekintetében nagymértékű csökkenés volt megfigyelhető minden autoklávozott és nem-autoklávozott talaj esetében. A felvehető kálium mennyisége több mint 15-150%-kal növekedett a legtöbb talajban a kísérlet előtti szintekhez képest, azonban a kezelések között nem voltak szignifikáns különbségek.

Az olasz nád jelenléte mindegyik talajban jelentősen növelte a felvehető nitrogén mennyiségét (5. táblázat). Megfigyelhető volt, hogy az autoklávozatlan talajok esetében

sokkal nagyobb volt a felvehető nitrogén koncentrációja, mint az autoklávozottakban. Ezek az eredmények összhangban vannak Alshaal és munkatársai (2013) eredményeivel, melyek szerint az olasz nád növelte a felvehető nitrogén mennyiségét a vörösiszapban és iszapszennyezett talajban. Az autoklávozás hatása a labilis szerves foszfor remineralizációjára egyértelmű volt, az olasz nád az autoklávozott talajokban sokkal jobban nőtt, mint az autoklávozatlanokban. Kísérletünkben a P-koncentrációk 1,3 és 2,6% között voltak a hajtásokban, míg gyökerekben 0,7 és 1,7% között az autoklávozott talajok esetében. A növény által felvehető foszfor kritikus a növekedés szempontjából. Egyiptomban figyelték meg, hogy a legsűrűbb, legmagasabb olasz nád állományok, melyek patakok mellett és árterületeken nőnek, olyan ártereken találhatóak, melyek talajában nagy az oldható P koncentrációja. Mindemellett, az olasz nád volt az egyik leggyorsabban növekvő növény olyan földeken, melyeket szándékosan égettek le a növényzet szabályozása érdekében. Ezek az eredmények összhangban vannak Alshaal és munkatársai (2013) eredményeivel, melyek szerint az olasz nád növelte a felvehető NPK mennyiségét vörösiszapból és iszapszennyezett talajból származó mintákban.

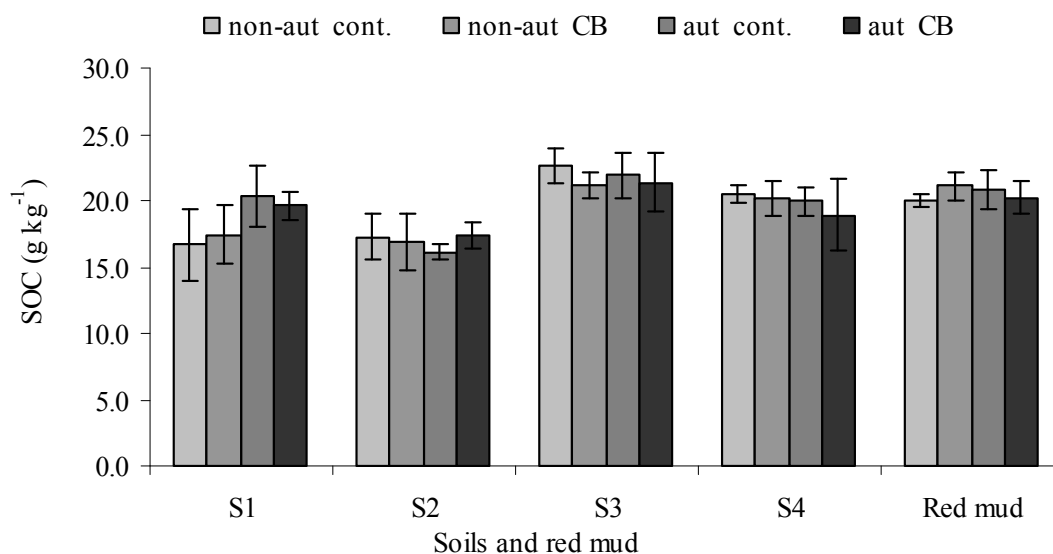


Fig 2: Soil organic carbon (SOC) content after giant reed grew in different soils and red mud with and without soil autoclaving. S1: soil after grass; S2: soil after giant reed; S3: soil after maize, sun flower, and rapeseed rotation; S4: mud-polluted soil, non-aut: non-autoclaved; aut: autoclaved; CB: commercial biofertilizer. *Vertical bars* represent the standard error (n=3)

Table 7: Soil chemical properties after giant reed cultivated in different soils treated by biofertilizer with and without autoclaving compared to before experiment

Soils	Treatment	pH*		EC* (dS m ⁻¹)		avail.N (mg kg ⁻¹)		avail.P (mg kg ⁻¹)		avail.K (mg kg ⁻¹)	
		non-aut	Aut	Non-aut	aut	non-aut	aut	non-aut	aut	non-aut	aut
S1	Control	(7.63) 8.26 ^{a,a,a}	8.52 ^{b,a,a}	(0.45) 0.34 ^{a,a,a}	0.43 ^{a,a,a}	(0.16) 12.2 ^{a,ab}	6.9 ^{a,a,a}	(1630) 21.8 ^{a,a,d}	26.2 ^{a,c}	(693) 333 ^{a,a,a}	300 ^{a,a,a}
	CB	8.25 ^{a,a,a}	8.49 ^{b,a,a}	0.34 ^{a,a,a}	0.40 ^{a,a,a}	16.7 ^{a,ab}	8.3 ^{b,a,a}	25.2 ^{a,c}	18.3 ^{a,b,b}	467 ^{a,a,a}	467 ^{a,a,a}
S2	Control	(7.93) 8.34 ^{a,a,a}	8.67 ^{b,ab}	(0.50) 0.34 ^{a,a,a}	0.35 ^{b,a,a}	(0.15) 16.6 ^{a,ab}	8.5 ^{b,a,a}	(1250) 19.6 ^{a,c,d}	11.2 ^{b,a,b}	(465) 400 ^{a,a,a}	500 ^{a,a,a}
	CB	8.35 ^{a,a,a}	8.57 ^{b,b,b}	0.36 ^{b,a,a}	0.34 ^{a,a,a}	11.0 ^{a,a,a}	7.7 ^{a,a,a}	17.9 ^{a,b,c}	13.8 ^{a,a,b}	400 ^{a,a,a}	533 ^{a,a,a}
S3	Control	(7.86) 8.33 ^{a,a,a}	8.54 ^{b,a,a}	(0.80) 0.35 ^{a,a,a}	0.40 ^{a,a,a}	(0.13) 10.8 ^{a,ab}	8.5 ^{a,a,a}	(170) 6.3 ^{a,a,a}	3.0 ^{a,a,a}	(280) 267 ^{a,a,a}	367 ^{b,a,a}
	CB	8.30 ^{a,a,a}	8.57 ^{b,a,a}	0.32 ^{a,a,a}	0.37 ^{a,a,a}	13.3 ^{a,ab}	8.1 ^{a,a,a}	8.0 ^{b,a,a}	4.5 ^{a,a,a}	633 ^{a,a,a}	400 ^{a,a,a}
S4	Control	(8.24) 9.03 ^{a,ab}	9.15 ^{b,ab}	(1.82) 0.88 ^{a,ab}	0.85 ^{b,ab}	(0.14) 17.9 ^{a,ab}	8.1 ^{b,a,a}	(130) 9.0 ^{a,ab}	5.6 ^{a,ab}	(213) 367 ^{a,a,a}	533 ^{a,a,a}
	CB	8.97 ^{a,ab}	9.09 ^{b,a,c}	0.83 ^{a,ab}	0.82 ^{a,ab}	18.9 ^{a,ab}	10.4 ^{b,a,a}	7.6 ^{a,a,a}	4.4 ^{a,a,a}	367 ^{a,a,a}	400 ^{a,a,a}
Red mud	Control	(9.80) 9.70 ^{a,c}	9.75 ^{a,a,c}	(3.44) 1.27 ^{a,c}	1.40 ^{b,a,c}	(0.21) 16.8 ^{a,ab}	9.9 ^{b,a,b}	(520) 14.0 ^{abc}	10.5 ^{a,ab}	(900) 767 ^{a,a,a}	733 ^{a,a,a}
	CB	9.70 ^{a,c}	9.76 ^{a,a,d}	1.39 ^{a,b,c}	1.29 ^{b,b,c}	18.2 ^{a,ab}	7.1 ^{b,a,a}	11.7 ^{a,ab}	10.7 ^{a,ab}	667 ^{a,a,a}	733 ^{a,a,a}

* Values in parentheses are data before the experiment, whereas the rest represents data after experimentation

* pH measured in soil:water suspension (1:2.5).

** Electrical conductivity(EC) measured in soil:water extract (1:5).

S1: soil after grass; S2: soil after giant reed; S3: soil after maize, sun flower, and rapeseed rotation; S4: mud-polluted soil. non-aut: non-autoclaved; aut: autoclaved; CB: commercial biofertilizer.

Different letters on the left show significant differences between the non-autoclaved and autoclaved treatment in case of the same soil type and control or the same soil type and commercial biofertilizer. Different letters in the centre show significant differences between the control and commercial biofertilizer treatment in case of the same soil type and non-autoclaved or the same soil type and autoclaved.

Different letters on the right show significant differences among soil types for the same treatment: non-autoclaved and control - autoclaved and control - commercial biofertilizer.

3.2.2. Autoklávozás és a talajenzimek aktivitásai

3.2.2.1. A talajenzimek aktivitásai

A talajenzimek jó indikátorai a talajminőségnek, mivel a) szoros kapcsolatban állnak a talaj szerves anyagával, fizikai jellemzőivel, mikrobiális aktivitásával és biomasszájával, b) korai információt szolgáltatnak a talajminőség változásairól, és gyorsan meg lehet őket határozni (Eldor, 2007).

3.2.2.1.1. Dehidrogenáz-aktivitás

A dehidrogenáz enzim aktivitásának nagymértékű növekedését tapasztaltuk minden talajtípusnál és a vörösiszapnál, miután összehasonlítottuk a kapott értékeket az olasz nád ültetése előttiéivel (3. ábra). Tizenkét hét az olasz nád elültetése után elég volt, hogy a dehidrogenáz aktivitása jelentősen növekedjen minden talajban és a vörösiszapban. A kezelés előtti értékekkel összehasonlítva a kapott adatokat, világossá vált számunkra, hogy az olasz nád indukálta az extracelluláris enzim (dehidrogenáz) aktivitását. Általánosságban, a dehidrogenáz-aktivitás 187-425%-kal emelkedett az autoklávozatlan talajokban, míg 262-705%-kal az autoklávozottakban. Az autoklávos kezelés és kezelés nélküli talajok között szignifikáns különbséget találtunk, előbbiekben a dehidrogenáz magasabb aktivitásokat mutatott. A kereskedelemben kapható biotrágya azonban nem befolyásolta szignifikánsan a dehidrogenáz-aktivitást.

A dehidrogenáz intracelluláris környezetet (életképes sejteket) igényel, hogy aktivitását ki tudja fejteni (Dick, 2000). Az olasz náddal beültetett talajokban nagyobb aktivitást találtunk, mint a kontroll esetén, mely azt mutatja, hogy növény gyökérrendszeréhez egy egyedülálló mikrobiális életközösség kötődik, amelyben, steril csíranövények használata után és autoklávozott mintákban nagyszámú baktériumot és gombát számoltunk meg, mely arra enged következtetni, hogy az olasz nád a gyökérrendszere körül indukálja egy mikrobiális életközösség növekedését.

3.2.2.1.2. Ureáz-aktivitás

Az ureáz-aktivitás érzékeny az autoklávozásra. Az enzim aktivitásának jelentős csökkenését tapasztaltuk az autoklávozás után vizsgált talajokban és a vörösiszapban, összehasonlítva a nem-autoklávozott talajokkal és vörösiszappal (3. ábra). Az olasz nád autoklávozatlan talajokba ültetése szignifikánsan növelte az ureáz aktivitását az ültetés előtti mértékhez képest. Az ureáz-aktivitás növekedése 191 és 951% között volt autoklávozatlan, míg -35 és 46% között autoklávozott talajok esetén. Hasonlóképpen

nem volt szignifikáns különbség a kontroll és a biotrágya között a talajok többségénél és a vörösiszapnál, akár autoklávozott, akár autoklávozatlan mintákról volt szó. Az ureáz gyakran használják a talajminőség talajkezeléssel összefüggő változásainak értékeléséhez. Az ureáz egy extracelluláris enzim, mely a talaj teljes aktivitásának 63%-át adja. Kimutatták, hogy az aktivitása függ a talaj mikrobiális életközösségétől, fizikai és kémiai tulajdonságaitól (Corstanje *et al.*, 2007).

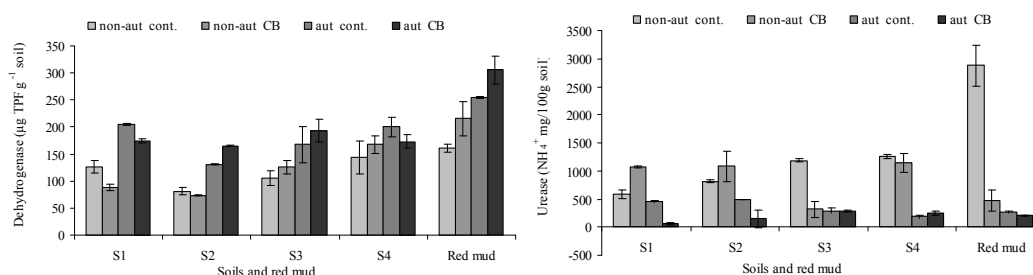


Fig 3: Soil dehydrogenase activity (Left) and urease activity (Right) in different soils and red mud cultivated by giant reed using commercial biofertilizer. S1: soil after grass; S2: soil after giant reed; S3: soil after maize, sun flower, and rapeseed rotation; S4: mud-polluted soil. non-aut: non-autoclaved; aut: autoclaved; CB: commercial biofertilizer. Vertical bars represent the standard error (n=3)

3.2.2.1.3. Alkalikus foszfatáz-aktivitás

Az alkalikus foszfatáz-aktivitás minden vizsgált talajban és a vörösiszapban is csökkent a kísérlet előtt mért értékekhez képest (4. ábra). A biotrágya sem az autoklávozatlan, sem az autoklávozott mintákban nem befolyásolta szignifikánsan az alkalikus foszfatáz-aktivitást. A foszfatáz aktivitásának 0,3-0,8-szeres csökkenését figyeltük meg az autoklávozott és autoklávozatlan talajokban. A foszfatázok olyan enzimek, melyek az észterek és a foszforsav-anhidridek hidrolízisét katalizálják. Extracelluláris enzimek, aktivitásukat kifejthetik, miközben kötődnek a talaj humuszfrakciójához vagy agyagtartalmához, de kötetlen formában a vizes fázisában is (Turner és Haygarth, 2005.) Turner és Haygarth (2005) vizsgálta a foszfatáz-aktivitást temperált füves területeken és szoros korrelációt találtak az enzimaktivitás és a talaj olyan tulajdonságai között mint pH, teljes N-, szerves P- és agyagtartalom. Az alkalikus foszfatáz aktivitásának jelentős csökkenése a vizsgált talajokban utalhat a felvehető P-mennyiség hiányára a kísérlet után. Az eredmények arra mutatnak rá, hogy az *A. donax* L. a talajegészség szempontjából megfelelő jelölt lehet a marginális és vizes élőhelyi talajok kialakításában.

3.2.2.1.4. Kataláz-aktivitás

Általánosságban, a kataláz-aktivitás változása minden talaj estében hasonló volt a dehidrogenáz-aktivitás alakulásához. A kataláz-aktivitás a vizsgált talajokban és a vörösiszapban 51-385 és 87-207%-kal nőtt az autoklávozatlan illetve autoklávozott talajokban az ültetés előtti értékekhez viszonyítva (4. ábra). Az autoklávos kezelés jelentősen befolyásolta a kataláz-aktivitást minden talajban a vörösiszap kivételével, mivel az autoklávozatlan vörösiszapban magasabb kataláz-aktivitást mértünk. Másfelől, a biotrágyának nem volt szignifikáns hatása a kataláz-aktivitásra, sem az autoklávozott, sem az autoklávozatlan minták esetében.

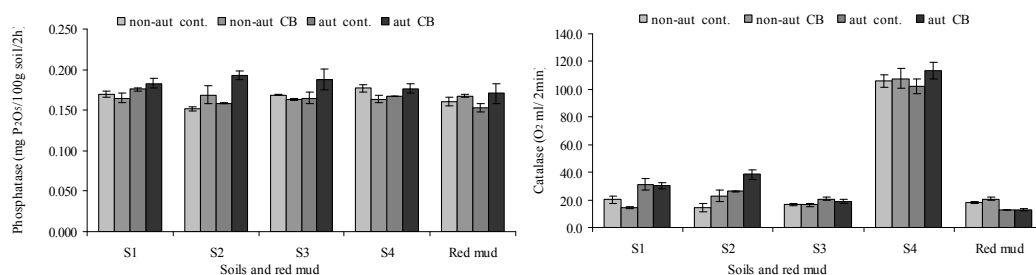


Fig 4: Soil phosphatase activity (Left) and catalase activity (Right) in different soils and red mud cultivated by giant reed using commercial biofertilizer. S1: soil after grass; S2: soil after giant reed; S3: soil after maize, sun flower, and rapeseed rotation; S4: mud-polluted soil. non-aut: non-autoclaved; aut: autoclaved; CB: commercial biofertilizer. Vertical bars represent the standard error (n=3)

3.2.2.2. Mikrobiális életközösségek

3.2.2.2.1. Teljes baktériumszám

Általánosságban, a teljes baktériumszám csökkent az olasz nád elültetése után, az értékek 29 és 93% között váltakoztak. A legnagyobb csökkenést az iszapszennyezett talaj (S4) esetében tapasztaltuk a vörösiszappal szennyeződés után kialakult kedvezőtlen körülmények miatt (5. ábra). A teljes baktériumszám növekedését találtuk az S3 talajban (kukorica, napraforgó, repce vetésváltás). Ezzel ellentétben, a teljes mikrobaszámot az autoklávozás pozitívabban befolyásolta mint mikor nem alkalmaztunk autoklávkezelést.

3.2.2.2.2. Teljes gombaszám

A teljes gombaszám az autoklávozott minták esetében nagyobb volt, mint az autoklávozatlanoknál (5. ábra). Általánosságban, az olasznáddal végzett kísérletek után a teljes gombaszám minden talaj esetén növekedett. A növekedés mértéke 45 és 136% között váltakozott, kivéve az S1 (9 éves gyep) és az S4 (iszapszennyezett) talajt.

Hasonlóan, a biotrágya nem befolyásolta a teljes gombaszámot sem az autoklávozott, sem az autoklávozatlan talajok, sem vörösiszap esetében.

A mikroorganizmusok kulcsfontosságú szerepet töltenek be a tápanyag-körforgásban és energiaáramlásban. A mikrobiális életközösségek reagálnak a környezeti stressz és az ökoszisztémát megzavaró hatásokra, befolyásolva a mikrobiális populációk számára energiát adó vegyületek felvehetőségét (Marinari *et al.*, 2007). A talajok autoklávozása nem befolyásolta szignifikánsan az olasz nád alatt növekvő mikrobiális közösségeket (pl. baktériumok, gombák és aktinomicéták száma), de az autoklávos kezelés esetén nagyobb mikrobaszámokat kaptunk, mint autoklávozás nélkül. Ennek oka valószínűleg az volt, hogy az autoklávozás nagyszámú baktérium számára lehetővé tette, hogy egy kevésbé diverz közösségben nőjön. Ezek az eredmények azt mutathatják, hogy az olasz nádnek speciális mikrobiális életközössége van, így ezen, a növény gyökérrendszeréhez kötődő közösségek további tanulmányozást igényelnek. A biotrágya nem befolyásolta szignifikánsan a teljes baktériumszámot.

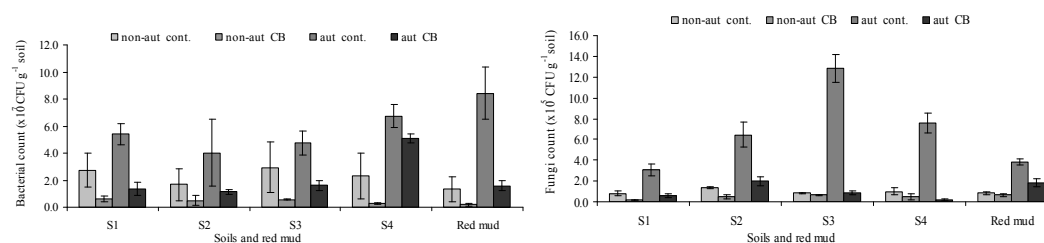


Fig. 5: Total bacterial (Left) and fungal (Right) counts after growing giant reed in different autoclaved soils and red mud under commercial biofertilizer. S1: soil after grass; S2: soil after giant reed; S3: soil after maize, sun flower, and rapeseed rotation; S4: mud-polluted soil. non-aut: non-autoclaved; aut: autoclaved; CB: commercial biofertilizer. Vertical bars represent the standard error (n=6)

3.2.3. Az *Arundo donax* L. növekedése

Az autoklávozott talajban növekvő olasz nád növények sokkal erőteljesebb gyökérrendszerrel (rövid, nagyon elágazó) rendelkeztek, mint az autoklávozatlan talajon termesztettek (hosszú, kevés elágazás), mely azt jelenti, hogy előbbieik NPK- és egyéb mikrotápanyag-felvételi képessége jobb volt. A hajtások és gyökerek nedves tömegei (6. ábra) és hosszúságai (7. ábra) autoklávkezelés esetén nagyobbak voltak, mint a kezelés nélkül. A szártömegek és -hosszak nagyobbak voltak a vörösiszappal szennyezett talajon nőve, mint a szennyezetlen talajokon termesztetteké, autoklávozástól függetlenül. A makrotápanyagok (NPK) koncentrációi a hajtásokban nagyobbak voltak, mint a gyökerekben (8-10. ábra), habár nem volt különbség az autoklávkezelések

tekintetében. Azonban, a legnagyobb nitrogénkoncentrációk a hajtásokban és gyökerekben 1,3 és 0,8%-osak voltak S4 (vörösiszap-szennyezett) illetve S2 talajokban. A legnagyobb foszforkoncentrációk értéke 3,4 és 2,5% volt hajtásokban és gyökerekben, S2 és S4 talaj esetén. Másfelől, a legmagasabb káliumkoncentrációkat hajtásokban és gyökerekben – 1,7 illetve 1,4% – az S1 talajban mértük.

A hőkezelés és/vagy autoklávozás talajtulajdonságokra gyakorolt hatásainak széles az irodalma (Neary *et al.*, 1999; Ketterings *et al.*, 2000). A melegítés a talajásványok tulajdonságait és minden valószínűség szerint más növényi tápanyagokkal való interakcióit befolyásolja. Több, mint 500 °C-ot meghaladó talajhőmérsékletek is előfordulhatnak tüzek esetén, mely sok hidroxilált talajásvány tulajdonságait és tápanyagtartó képességét megváltoztathatja (Anderson and Magdoff, 2005). A tűz során keletkező hő nem csak a talaj szerves anyagának oxidációját indukálja a szén- és nitrogénátalakulások megváltoztatásával, hanem potenciálisan hatást gyakorolhat a talaj mikrobiális életközösségeire is, mivel az 50 °C feletti hőmérséklet már elég ahhoz, hogy elpusztítsa a hőérzékeny mikrobákat, különösen a gombákat. A 70 °C feletti hőmérséklet pedig közvetlenül érinti a növénytakarót (Neary *et al.*, 1999; Ketterings *et al.*, 2000; Anderson és Magdoff, 2005). A hosszú időn át tartó magas hőmérsékletnek és nyomásnak kitétség a talaj ökológiájára negatív hatással van, mivel majdnem az összes enzimaktivitás megszűnik, és a mikrobacsoportok eltűnedeznek. Másfelől azonban olyan pozitív hatásairól is lehet beszélni, mint a tápanyagok, pl. a foszfor remineralizációja. Anderson és Magdoff (2005) írta le, hogy a talaj autoklávozása majdnem 60%-kal növelte a felvehető P mennyiségét az autoklávozatlan talajéval szemben; 78%-kal több ortofoszfát-monoészter, 60%-kal több ortofoszfát-diészter és 54%-kal több oldható szerves foszfát volt benne. Mindemellett azonban olyan tápanyagok, mint N és C elillanhatnak. Munkánk során azt tapasztaltuk, hogy az olasz nád sokkal erőteljesebben növekedett autoklávozott talajokon és vörösiszapon, mint autoklávozatlan talajokon és vörösiszapon. A legígéretesebb és legbiztatóbb eredmény az olasz nád nagyobb biomassza-produkciója volt a vizsgált autoklávozott talajokon, de különösen a tiszta vörösiszapban. Ezek a tapasztalatok azt mutatják, hogy magas hőmérséklet és vörösiszap-szennyezés (maró anyag magas elektromos vezetőképességgel és nyomfém-tartalommal) esetén az olasz nád hatékony megoldás lehet arra, hogy hamar visszaállítsa a talaj eredeti állapotát, és emellett még

jelentős biomasszát produkáljon. A gyökérrendszer felépítése szokatlanul más volt autoklávozott és autoklávozatlan talajokban fejlődve. Nem volt egyértelmű magyarázatunk arra, hogy miért voltak a gyökerek rövidek és sűrűbbek autoklávozott talajban, és miért hosszúak és ritkábbak autoklávozatlan talajban fejlődve. Mindenesetre gyökerének felépítése további vizsgálatokat igényel, hogy az olasz nádát marginális talajok helyreállító növényének nevezhessük. Az eredmény biztató az olasz nádak talajökoszisztémák helyreállításában felhasználhatóságának tekintetében hosszabb idejű magas hőmérsékletnek kitétség után.

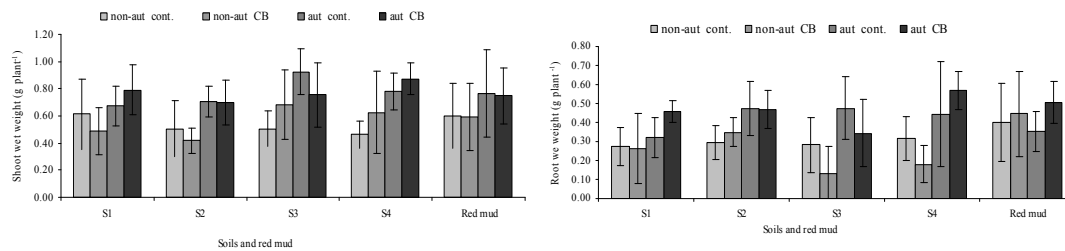


Fig. 6: Shoot and root wet weight of giant reed plants grew in different soils and red mud with and without soil autoclaving. S1: soil after grass; S2: soil after giant reed; S3: soil after maize, sun flower, and rapeseed rotation; S4: mud-polluted soil, non-aut: non-autoclaved; aut: autoclaved; CB: commercial biofertilizer. Vertical bars represent the standard error (n=8)

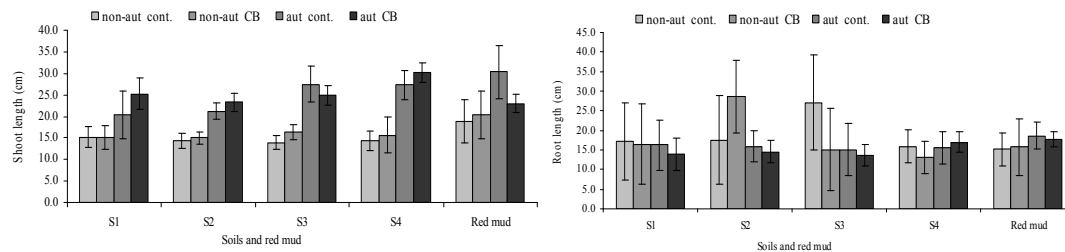


Fig. 7: Shoot and root length of giant reed plants grew in different soils and red mud with and without soil autoclaving. S1: soil after grass; S2: soil after giant reed; S3: soil after maize, sun flower, and rapeseed rotation; S4: mud-polluted soil, non-aut: non-autoclaved; aut: autoclaved; CB: commercial biofertilizer. Vertical bars represent the standard error (n=8)

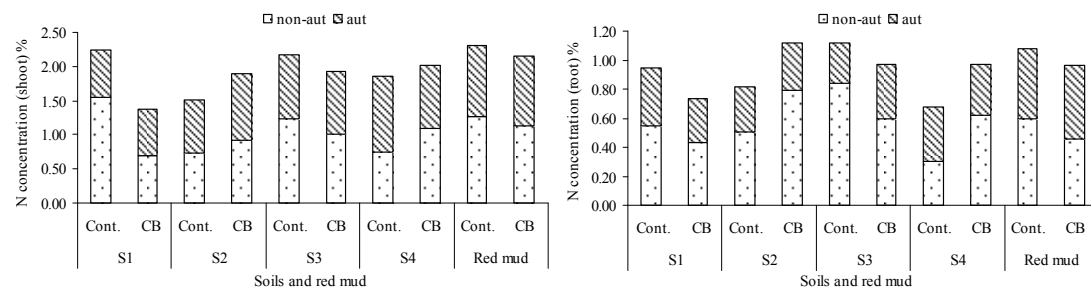


Fig. 8: Shoot and root nitrogen content of giant reed plants grew in different soils and red mud with and without soil autoclaving. S1: soil after grass; S2: soil after giant reed; S3: soil after maize, sun flower, and rapeseed rotation; S4: mud-polluted soil, non-aut: non-autoclaved; aut: autoclaved; CB: commercial biofertilizer

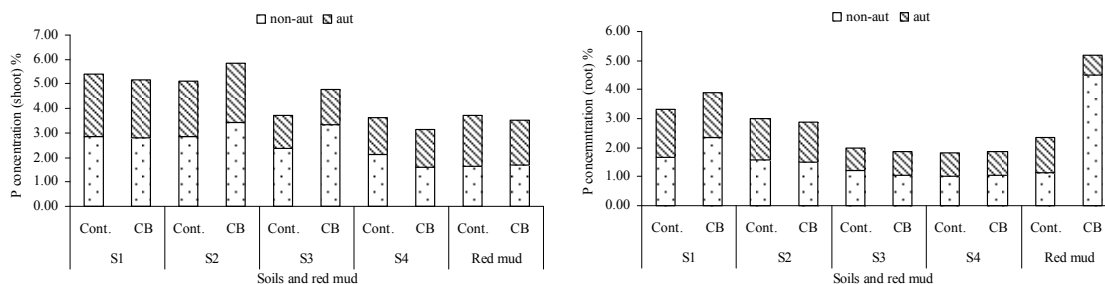


Fig. 9: Shoot and root phosphorous content of giant reed plants grew in different soils and red mud with and without soil autoclaving. S1: soil after grass; S2: soil after giant reed; S3: soil after maize, sun flower, and rapeseed rotation; S4: mud-polluted soil,. non-aut: non-autoclaved; aut: autoclaved; CB: commercial biofertilizer

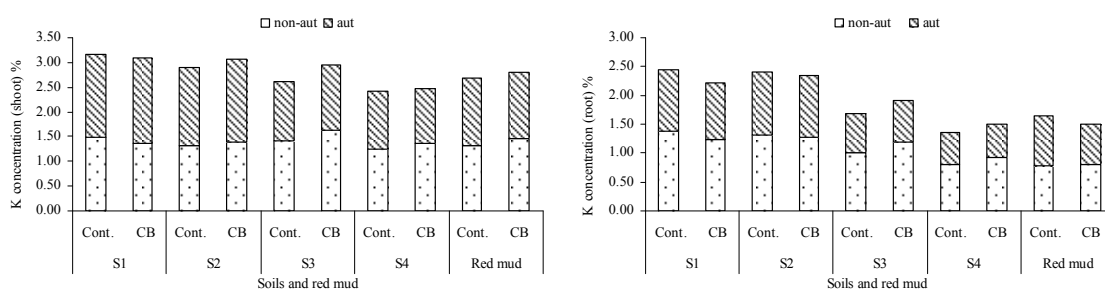


Fig. 10: Shoot and root potassium content of giant reed plants grew in different soils and red mud with and without soil autoclaving. S1: soil after grass; S2: soil after giant reed; S3: soil after maize, sun flower, and rapeseed rotation; S4: mud-polluted soil,. non-aut: non-autoclaved; aut: autoclaved; CB: commercial biofertilizer

3.2.4. A vörösiszap-szennyezett talajökoszisztéma *Arundo donax* L. általi helyreállítása

A bauxit-eredetű vörösiszap újrahasznosítása sürgető probléma ott, ahol évente nagymennyiségű vörösiszap keletkezik, mivel 1 t timföld előállításához 0,5-2,5 t iszap keletkezésével jár évente. A vörösiszapnak a talajjavításban történő felhasználásáról kevés adat van. Magas pH-ja miatt azonban a vörösiszapot a nyomfémek felvehetőségének csökkentésére használták bizonyos területeken (Brunori *et al.*, 2005). Ezenfelül, a foszfor kilúgozásának csökkenését figyelték meg, miután vörösiszapot adtak a talajhoz, a vörösiszap nagy finomrészesecske-visszatartó kapacitása és magas pH-ja miatt. Munkánk célja az volt, hogy megvizsgáljuk a vörösiszap felhasználhatóságát vizes élőhelyi és marginális talajokban, továbbá az olasz nád azon képességét, hogy helyre tudja állítani az iszapszennyezett talaj állapotát magas hőmérsékletnek kitettség után. Az adatok azt mutatták, hogy az olasz nád képes a talajminőség javítására hőkezelés és vörösiszap-szennyeződés után. Magyarországon, a mintavétel területén

nem voltak tüzesetek, de a világ más részein a bauxit bányászása során előfordulhatnak tüzek, így a vizsgálat eredményei alapján ezeken a területeken az olasz nádát fel lehetne használni a vörösiszap-tartalmú talajok rehabilitációjára (11-13. ábra).



Fig. 11: Giant reed plants growing on different non-autoclaved soils and red mud with using Arundo' root extraction (Ar ex.) and commercial biofertilizer (CB) compared to control . (S1: soil after grass; S2: soil after giant reed; S3: soil after maize, sun flower, and rapeseed rotation; S4: mud-polluted soil, S5: Mixture of red mud and S3 soil by ratio 1:1 by weight)



Fig. 12: Giant reed plants growing on different autoclaved soils and red mud with using Arundo' root extraction (Ar ex.) and commercial biofertilizer (CB) compared to control . (S1: soil after grass; S2: soil after giant reed; S3: soil after maize, sun flower, and rapeseed rotation; S4: mud-polluted soil, S5: Mixture of red mud and S3 soil by ratio 1:1 by weight)

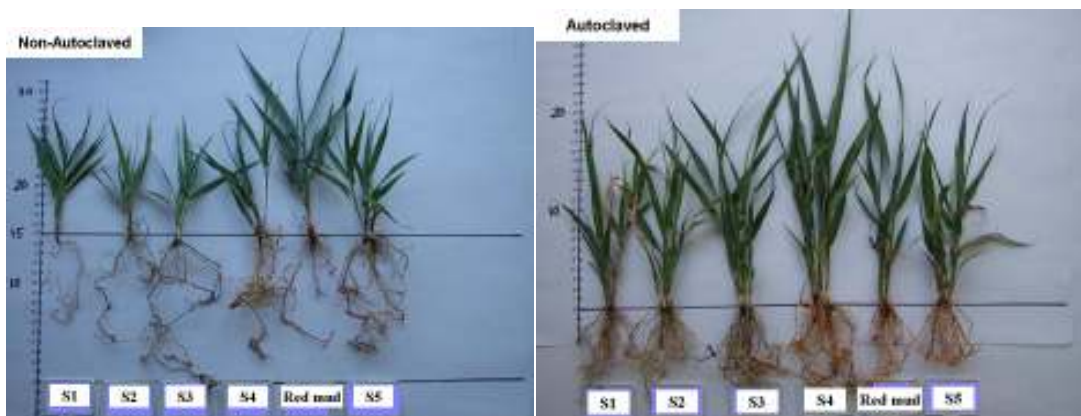


Fig. 13: Root structure of giant reed plants growing on different non-autoclaved and autoclaved soils and red mud. (S1: soil after grass; S2: soil after giant reed; S3: soil after maize, sun flower, and rapeseed rotation; S4: mud-polluted soil, S5: Mixture of red mud and S3 soil by ratio 1:1 by weight)

4. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

4.1. A vörösiszap hatásai a talajra és a növényekre

- Az olasz nád elültetése előtt a retek, sárgarépa és dohány növények nem tudtak csírázni tiszta vörösiszapon.
- Az olasz nád termesztésének harmadik hónapja után a fenti növények magvainak csírázási százaléka növekedtek, ami azt mutatja, hogy az olasz nád képes volt a vörösiszap helyreállítására és alkalmassá tette azt arra, hogy különböző zöldségnövények magvai kicsírázzanak benne.
- A vörösiszapnak a talajhoz keverése következtében a talaj tápanyagtartalma javult, különös tekintettel a foszfor- és káliumtartalomra.
- Habár a vörösiszap magas pH-ja és sótartalma ellenére az olasz nád nem csak képes volt a túlélésre tiszta vörösiszapban, hanem még nagyon jelentős biomasszát is produkált, nagyobb, mint szennyezetlen talajban.
- A tiszta vörösiszapban magas szerves széntartalmat, nagyszámú baktériumot, gombát, aktinomicétát, *Azotobacter sp-t* és *Azospirillum sp-t* találtunk.

A fent leírt információkból azt a következtetést lehet levonni, hogy a vörösiszapnak vannak előnyei és hátrányai. Egy olyan előkezelés, mely csökkenti magas pH-ját és sótartalmát, hasznos lehet talajjavítóként történő felhasználása tekintetében.

Az olasz nád használata környezetbarát és költségkímélő megoldás a vörösiszap rehabilitációjára.

4.2. Sterilizált talaj ökoszisztémájának helyreállítása

- A talaj melegítése, csakúgy, mint a természetes tüzek (erdőtüzek), majdnem a teljes élővilágát elpusztítja, és csaknem a teljes enzimaktivitása megszűnik.
- Az olasz nád hatékony és gyors megoldást jelenthet a mikrobiális életközösségek és a talaj enzimaktivitásának helyreállításában.
- Melegített és vörösiszap-szennyezett talajok esetében az olasz nád olyan hatását figyeltük meg, hogy a mikrobiális közösségeket gyorsan helyreállította.
- Az olasz nád három hónapot át tartó termesztése elég volt, hogy a hőkezelt talajok állapotát helyreállítsa.
- Az olasz nád potenciális növekedést és biomassa-produkciót mutatott autoklávozott talajokban az autoklávozatlanokhoz viszonyítva. Előbbi esetben az

olasznád növények gyökérrendszerei erősebbek és elágazóbbak voltak, azaz ezekben a talajokban jobb növekedésre volt képes.

Mindezek alapján javasoljuk az *Arundo donax* L. (olasznád) használatát vörösiszap-szennyezett talajok fitoremediációja, melegített és nedves élőhelyi talajok és területek helyreállítása során.

5. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

- Olasz nád használata vörösiszap-szennyezett területek dekontaminációjában.
- A vörösiszap lehetséges felhasználása talajjavítóként a foszfor kilúgozásának és a nyomfémek mobilitásának csökkentésére előkezelés után.
- Melegített talajok helyreállítása olasz nád használatával.

6. GYAKORLATBAN HASZNOSITHATÓ EREDMÉNYEK

- Az olasz nád növények mutatott jelentős effctets orvoslására a vörösiszap szennyezett talaj, ahol gaint nád csökkent pH, sótartalom tartalmát illetően, valamint a heavy metal tartalmát vörösiszap minta.
- a lehetőség, az olasz nád növények szikes talaj és a Na-érintett talaj, mert azt mutatta, hogy nagy a tolerancia a magas sótartalmú talajok.
- Az olasz nád tekinthető jó candiate helyreállítani a gőzölgő talaj, ahol fokozott a mikrobák szaporodása a mikrobiális-kimerült talaj.
- Az olasz nád nád a bioenergia növények, ahol képes jelentős biomassza-termelés, különösen a marginális talajban, ahol a segítségével az élelmiszer-növények nem lehetséges.

7. SZAKIRODALMI JEGYZÉK

Allen O. N. (1953): Experiment in soil bacteriology. Ins edn. Burgess Pulb, USA.

Anderson B. H. – Magdoff F. R. (2005): Autoclaving soil samples affects algal-available phosphorus. *Journal of Environmental Quality*. **34**. 6. 1958-1963. doi: 10.2134/jeq2005.0024.

Balogh E. – John M. – Herr Jr. – Czakó M. – Márton L. (2012): Defective development of male and female gametophytes in *Arundo donax* L. (Poaceae). *Biomass and Bioenergy Journal*. **45**. 265-269.

Brunori C. – Cremisini C. – Massanisso P. – Pinto V. – Torricelli L. (2005): Reuse of a treated red mud bauxite waste: studies on environmental compatibility. *Journal of Hazardous Materials*. **117**. 55–63. doi:10.1016/j.jhazmat.2004.09.010.

- Corstanje R. – Schulin R. – Lark R.* (2007): Scale-dependent relationships between soil organic matter and urease activity. *European Journal of Soil Science*. **58**. 5. 1087-1095. doi: 10.1111/j.1365-2389.2007.00902.x.
- Dick R.* (2000): Soil enzyme stability as an ecosystem indicator. Oregon, United States: http://cfpub.epa.gov/ncer_abstracts.
- Guwy A. J. – Martin S. R. – Hawkes F. R. – Hawkes D. L.* (1999): Catalase activity measurements in suspended aerobic biomass and soil samples. *Enzyme Microbial Technology*. **25**. 669–676.
- Kandeler E. – Gerber H.* (1988): Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination. *Biology and Fertility of Soil*. **6**. 68–72.
- Ketterings Q. M. – Bigham J. M. – Valerie L.* (2000): Changes in soil mineralogy and texture caused by slash and burn fires in Sumatra Indonesia. *Soil Science Society of American Journal*. **64**. 1108–1117.
- Kirkham M. B.* (2006): Cadmium in plants on polluted soils: effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendments. *Geoderma*. **137**. 19–32.
- Marinari S. – Liburdi K. – Masciandaro G. – Ceccanti B. – Grego S.* (2007): Humification-mineralization pyrolytic indices and carbon fractions of soil under organic and conventional management in central Italy. *Soil Tillage Research*. **92**. 10-7. doi: 10.1016/j.still.2005.12.009.
- Masto R. E. – Chhonkar P. K. – Purakayastha T. J. – Patra A. K. – Singh D.* (2008). Soil quality indices for evaluation of long-term land use and soil management practices in semi-arid sub-tropical India. *Land Degradation and Development*. **19**. 516–529.
- Mirza N. – Pervez A. – Mahmoud Q. – Shah M. M. – Shafqat M. N.* (2011): Ecological restoration of arsenic contaminated soil by *Arundo donax* L. *Ecological Engineering*. **37**. 12. 1949–1956.
- Neary D. G. – Klopatek C. C. – Debano L. F. – Ffolloitt P. F.* (1999): Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management*. **122**. 51-71
- Papazoglou E. G. – Serelis K. G. – Bouranis D. L.* (2007): Impact of high cadmium and nickel soil concentration on selected physiological parameters of *Arundo donax* L. *European Journal of Soil Biology*. **43**. 207-215.

- Ruyters S. – Mertens J. – Vassilieva E. – Dehandschutter B. – Poffijn A. – Smolders E.* (2010): The red mud accident in Ajka (Hungary): plant toxicity and trace metal bioavailability in red mud contaminated soil. *Environmental Science and Technology*. **45**. 4.1616–1622. doi: 10.1021/es104000m.
- Szegi J.* (1979): Talajmikrobiológiai vizsgálati módszerek. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, pp 250–256.
- Tabatabai M. A.* (1994): Enzymes. In: Weaver R. W. – Augle S. – Bottomly P. J. – Bezdicek D. – Smith S. – Tabatabai A. – Wollum A. (eds) *Methods of soil analysis. Part 2. microbial and biochemical properties. No. 5.* Soil Science Society of America, Madison. pp 775–833.
- Turner B. – Haygarth P.* (2005): Phosphatase activity in temperate pasture soils: potential regulation of labile organic phosphorous turnover by phosphodiesterase activity. *Science of the Total Environment*. **344**. 27-36. doi: 10.1016/j.scitotenv.2005.02.003.
- Tzanakakis V. A. – Paranychianakis N. V. – Angelakis A. N.* (2009): Nutrient removal and biomass production in land treatment systems receiving domestic effluent. *Ecological Engineering*. **35**. 10. 1485–1492.
- Wieland G. – Neumann R. – Backhaus H.* (2001): Variation of microbial communities in soil, rhizosphere, and rhizoplane in response to crop species, soil type, and crop development. *Applied and Environmental Microbiology*. **67**. 12.5849–5854

PUBLICATIONS OF THE SUBJECT OF PhD

Foreign languages, book chapters:

- El-Ramady H. – Alshaal T. – Amer M. – Domokos-Szabolcsy É. – Elhawat N. – Prokisch J. – Fári M.* (2013): Soil quality and plant nutrition. In: E. Lichtfouse (ed.), *Sustainable Agriculture Reviews Vol. 13.* doi 10.1007/978-94-007-4113-3 Springer Science + Business Media B.V. ISBN 978-3-319-00914-8.
- Alshaal T. – Abou El-Khir A. – Elhawat N. – El-Essawi T. – El-amady H.* (2013): Integrated nutrient management and soil quality. In: El-Ramady, H. R.; N. A. Abdalla and S. A. Shehata (Eds.), *Contemporary Environmental Readings:*

Towards sustainability for agriculture (Vol. 2). LAP LAMBERT Academic Publishing GmbH & Co. KG, Germany. ISBN: 978-3-659-34290-5.

El-Ramady, H. R., T. A. Alshaal, S. A. Shehata, É. Domokos-Szabolcsy, N. Elhawat, J. Prokisch M. Fári and L. Marton (2013): Soil science, plant nutrition and micro-farms. In: E. Lichtfouse (ed.), Sustainable Agriculture Reviews Vol. 14, Springer Science + Business Media B.V. (in press).

El-Ramady, H. R., T. Alshaal, É. Domokos-Szabolcsy, T. Shalaby, Y. Bayoumi, N. Elhawat, A. Sztrik, J. Prokisch and M. Fári (2013). Selenium and its role in higher plants. In: E. Lichtfouse (ed.), Environmental Chemistry for a Sustainable World Vol. 6, Springer Science + Business Media B.V. (in press)

Scientific article in foreign languages, national, peer-reviewed journals:

Alshaal T. – Domokos-Szabolcsy É. – Márton L. – Czakó M. – Kátai J. – Balogh P. – Elhawat N. – El-Ramady H. – Fári M (2013a): Phytoremediation of bauxite-derived red mud by giant reed (*Arundo donax* L.). Environmental Chemistry Letters. **11**, 295-302. doi: 10.1007/s10311-013-0406-6. ISSN: 1610-3653. (IF: 1.88).

Alshaal T. – Domokos-Szabolcsy É. – Márton L. – Czakó M. – Kátai J. – Balogh P. – Elhawat N. – El-Ramady H. – Gerócs A. – Fári M (2013b): Restoring soil ecosystems and biomass production of *Arundo donax* L. under microbial communities-depleted soil. Bioenergy Research. doi: 10.1007/s12155-013-9369-5. ISSN: 1939-1234. (IF: 4.25).

Foreign language peer-reviewed conference proceedings:

Alshaal T. – Domokos-Szabolcsy É. – Kátai J. – Márton L. – Fári M (2011): Evaluation of soil quality indicators for soil contaminated with red sludge in the Kolontar area. Agrisafe Final Conference, March 21-23, 2011, Budapest, Hungary. ISBN: 978-963-8351-37-1.

Alshaal T. – Domokos-Szabolcsy É. – Kátai J. – Márton L. – Fári M (2011): Microbiological and chemical status of Devecser-Kolontár red sludge

samples. XVII. Növénynevelési Tudományos Napok, April 27th. 2011, Corvinus University of Budapest, Hungary, p170.

Alshaal T. – Domokos-Szabolcsy É. – Márton L. – Fári M. – Kátai J. (2011): Phytoremediation potential of *Arundo donax* L. "SYN-PLANTS" growth in heavy metals contaminated soils. Pannonian Plant Biotechnology Workshops. May 16th-18th 2011, Tulln, Vienna, Austria. p. 30 (Poster).

Alshaal T. – Domokos-Szabolcsy É. – Márton L. – Kátai J. – Fári M. (2012): Sludge tolerance and remediation effects of *Arundo donax* L. "Syn-Plants". Pannonian Plant Biotechnology Workshops Debrecen, Hungary 2012. jun. 4-6. p. 6.

Márton L. – Czakó M. – Balogh E. – Domokos-Szabolcsy É. – Alshaal T. – Fári M. (2012): *Arundo donax*: A natural bioreactor system for environmental clean up and crop for biomass production. Pannonian Plant Biotechnology Workshops Debrecen, Hungary 2012. jun. 4-6. p. 21.

Hungarian language abstract:

Alshaal T. – Domokos-Szabolcsy É. – Márton L. – Kátai J. – Fári M. (2012): *Arundo donax* L. „szintetikus növények” remediációs potenciálja vörösiszappal szennyezett talajban. XVIII. Növénynevelési Tudományos Napok 2012. március 6. Budapest ISBN 978-963-98351-38-8. 32p.

Alshaal T. – Domokos-Szabolcsy É. – Márton L. – Kátai J. – Elhawat N. – Antal G. – Gerőcs A. – Fári M. (2013): Az olasz nád (*Arundo donax* L.) szomatikus növények talaj mikrobiális közösségei és szerepük a fitoremediációs folyamatokban. XIX. Növénynevelési Tudományos Nap 2013. március 7. Keszthely Pannon Egyetem, Georgikon Kar. ISBN 978-963-9639-50-8. 72p.

Elhawat N. – Domokos-Szabolcsy É. – Alshaal T. – Miklós M. – Gabriella A. – Márton L. – Fári M. (2013). Szomatikus embrió eredetű olasz nád (*Arundo donax* L.) klaszterek *in vitro* sóturése két ökotípus összehasonlításával. XIX. Növénynevelési Tudományos Nap 2013. március 7. Keszthely Pannon Egyetem, Georgikon Kar. ISBN 978-963-9639-50-8. 85p.