



**INNOVATÍV TALAJJAVÍTÁS HULLADÉKKAL
SZABADFÖLDI KÍSÉRLETEK VÖRÖSISZAPOS TALAJ
HASZNOSÍTÁSÁT CÉLZÓ TALAJJAVÍTÁSI TECHNOLÓGIA
KIDOLGOZÁSÁRA**

TDK DOLGOZAT

Készítette: Csernyánszky Vera

Témavezető: Dr. Molnár Mónika

egyetemi adjunktus

Belső konzulens: Ujaczki Éva, doktoráns

BUDAPESTI MŰSZAKI ÉS GAZDASÁGTUDOMÁNYI EGYETEM

VEGYÉSZMÉRNÖKI ÉS BIOMÉRNÖKI KAR

ALKALMAZOTT BIOTECHNOLÓGIA ÉS ÉLELMISZERTUDOMÁNYI TANSZÉK

Környezeti Mikrobiológia és Biotechnológia Kutatócsoport

2014

TARTALOMJEGYZÉK

1.	BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS.....	4
2.	IRODALMI ÁTTEKINTÉS	5
2.1.	A talaj	5
2.1.1.	Az egészséges talaj	5
2.1.2.	A talaj fizikai, kémiai és biológiai jellemzői.....	5
2.2.	A talajok romlása	7
2.2.1.	Talajszennyezés.....	7
2.2.2.	Talajdegradáció	8
2.3.	Talajjavítás	8
2.4.	Hulladékok hasznosítása talajjavításra	9
2.4.1.	Környezeti kockázatmenedzsment	10
2.5.	Technológiaverifikáció.....	12
3.	ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK.....	14
3.1.	Szabadszíves kísérletek és elrendezésük	14
3.2.	Fizikai és kémiai paraméterek vizsgálata	16
3.2.1.	Kémhatás mérése.....	16
3.2.2.	Vízretartóképesség mérése	16
3.2.3.	Szárazanyagtartalom	17
3.3.	A talajok biológiai aktivitásának vizsgálata.....	17
3.3.1.	Aerob heterotróf baktérium- és gombaszám meghatározása	17
3.3.2.	Mikrobiológiai szubsztát-hasznosítás vizsgálata Biolog® rendszerrel.....	17
3.3.3.	Zárt palack teszt	18
3.4.	A talaj toxicitásának jellemzése ökotoxikológiai tesztekkel.....	19
3.4.1.	<i>Aliivibrio fischeri</i> lumineszcencia gátlási teszt	19
3.4.2.	<i>Bacillus subtilis</i> növekedésgátlási teszt agar diffúziós módszerrel.....	20
3.4.3.	<i>Sinapis alba</i> gyökér- és szár növekedés gátlási teszt	21
3.4.4.	<i>Triticum aestivum</i> gyökér- és szár növekedés gátlási teszt	22
3.4.5.	<i>Folsomia candida</i> letalitási teszt	23
4.	EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉS	23
4.1.	Fizikai és kémiai jellemzők változása a talajokban	24
4.1.1.	Arany-féle kötöttség változása	24
4.1.2.	A kémhatás változása	25

4.1.3.	Víztartóképesség változása.....	26
4.1.4.	A talajok tápanyag-ellátottságának alakulása	27
4.1.5.	A toxikus fémtartalom változása.....	29
4.2.	A talajok biológiai aktivitásának változása	31
4.2.1.	Aerob heterotróf baktérium- és gombaszám változása	31
4.2.2.	Mikrobiális szubsztráthasznosítás alakulása	33
4.2.3.	A talajlégzés változása	34
4.3.	A toxicitás alakulása a szabadföldi kísérlet során	35
4.3.1.	<i>Aliivibrio fischeri</i> lumineszcencia gátlási teszt eredményei.....	35
4.3.2.	<i>Bacillus subtilis</i> növekedésgátlási teszt eredményei	37
4.3.3.	Toxicitás alakulása <i>Sinapis alba</i> szár- és gyökérnövekedése alapján.....	37
4.3.4.	Toxicitás alakulása <i>Triticum aestivum</i> szár- és gyökérnövekedése alapján.....	39
4.3.5.	<i>Folsomia candida</i> letalitási teszt eredményei	41
4.4.	Az innovatív talajjavítási technológia verifikációja	42
4.4.1.	Technológiai hatékonyság felmérése	43
4.4.2.	Kockázatbecslés	43
4.4.3.	Költséghatékonyság elemzés.....	44
4.4.4.	SWOT elemzés.....	45
5.	ÖSSZEFOGLALÁS	47
6.	IRODALOMJEGYZÉK.....	49

1. Bevezetés és célkitűzés

A talaj értékes kincsünk, melynek megóvása elsődleges fontosságú, hiszen a talajdegradáció és a talajszennyezés következtében egyre csökken talajaink tápanyagtartalma, szűrő- és detoxikáló képessége. A talaj védelme mellett az emberiség másik fontos feladata az egyre nagyobb mennyiségben keletkező hulladékok kezelése és hasznosítása. TDK dolgozatom e két problémakörre épül. Az ajkai vörösiszap katasztrófa területéről származó vörösiszapos talaj hasznosíthatóságát vizsgáltam és demonstráltam szabadföldön, leromlott, rossz tápanyagellátottságú talaj javítását célozva.

Az előzetes laboratóriumi technológiai kísérletek léptéknövelt folytatásaként, 2012. novemberében kisparcellás szabadföldi kísérletsorozat összeállítására került sor az .A.S.A. gyáli hulladéklerakóján, a szorítótöltést alkotó tápanyaghiányos, rossz minőségű altalaj javítását célozva. A kísérleti területen beállított 24 db 10 m²-es parcella közül - kutatómunkám során - nyolc parcellán a vörösiszappal kevert talaj szabadföldi elhelyezhetőségét vizsgáltam az altalajra terítve termékeny takaróanyagként, valamint a leromlott talajba különböző (5, 10, 20, 50 ^w/_w %) koncentrációkban bekeverve. A szabadföldi demonstráció során három mintavétel történt: a kísérlet indításakor, 5 hónappal valamint 1 évvel a kísérlet indítását követően. A vörösiszapos talaj hatásának kockázatközpontú felméréséhez és nyomon követéséhez integrált metodikát alkalmaztam mely magában foglalta fizikai, kémiai, biológiai és ökotoxikológiai módszerek használatát is. A leromlott, tápanyaghiányos talaj tulajdonságainak változása alapján időben követve tanulmányoztam és értékeltem a bekevert hulladékok hatását. A fizikai-kémiai paraméterek közül vizsgáltuk a talaj textúráját, víztartóképességét, kémhatását, humusz- és tápanyagtartalmát, valamint a teljes és kioldható toxikus elemtartalmát. A biológiai aktivitás vizsgálatára szolgáló monitoring része volt az aerob heterotróf baktérium- és gombaszám meghatározása, továbbá a mikrobiális szubsztráthasznosítás és a talajlégzés vizsgálata. A hulladékokkal javított talajok ökotoxikológiai vizsgálatára bakteriális, növényi és állati tesztorganizmusokat alkalmaztam.

Dolgozatom egyik fő célja volt, hogy a szabadföldi technológiai kísérlet követésével, kockázatközpontú, problémára specifikus komplex metodika alkalmazásával mérjem fel a vörösiszappal kevert talaj alkalmazhatóságát a hulladéklerakó talajminőségének feljavítására. A konkrét szabadföldi demonstráció eredményeinek komplex – különböző technológiai alternatívákkal összevetett – értékelésével vizsgáltam a vörösiszappal kevert talaj alkalmazhatóságát hulladéklerakók letakarására mind környezeti, mind technológiai és gazdasági hatékonyság szempontjából.

2. Irodalmi áttekintés

2.1. A talaj

2.1.1. Az egészséges talaj

A talaj a litoszféra, az atmoszféra, a bioszféra és a hidroszféra találkozásánál található termékeny réteg a földkéreg felszínén. Egy nyílt ökológikus rendszer, mely magába foglal egy élettelen abiotikus és egy élő biotikus alrendszert (Szabó, 1986). A talaj fizikailag tekintve egy háromfázisú diszperz rendszert alkot. A szilárd fázisa ásványi és szerves részből áll, a szilárd részecskék pórusai közt pedig lég- és gáznemű fázist tárol, melyeknek a talajra jellemző tulajdonságai lehetnek (Szendrei, 1998). Az „egészséges” talaj fontos kapocs a környezet különböző elemei között, mivel itt találkozik a légkör, a Föld ásványi alapköze, a levegő, a vízháztartás, és a bioszféra (Várallyay, 2002). Ennek a találkozásnak a közegét alakítja a talaj, és funkcióin keresztül fenntartja az élővilágot mozgásban tartó folyamatok alapjait. Egy leromlott, degradálódott talaj elveszítheti a képességét, hogy bizonyos funkciókat betöltsön, ekkor az ökoszisztéma egyensúlyának megdőlésére lehet számítani az adott környezetben.

A talaj funkciói: a természeti erőforrások felvevője, átalakítója; a bioszféra primér tápanyagforrása; környezeti erőforrások raktározója, körforgásának fenntartója; szennyezőanyagok szűrése; pufferkapacitás; gén-rezervoár; történelmi örökségek és épített környezet hordozója; nyersanyagforrás (Barótfi, 2002).

2.1.2. A talaj fizikai, kémiai és biológiai jellemzői

A funkciók betöltésére a talaj fizikai-kémiai tulajdonságai révén lesz képes, ezért fontos ezeknek a jellemzőknek a nyomon követése a kísérlet során. Ezeknek köszönhetően tudja fenntartani a hő-, víz-, és levegőháztartását magában a talaj.

Fizikai jellemzők (Kátai, 2011)

Szemcsézettség → A talaj szemcseösszetételével tudjuk jellemezni azt, hogy a benne milyen arányban találhatóak az egyes szemcseméretek. A szemcseeloszlás meghatározhatja a talaj minőségét, mivel minden szemcseméret frakció más szerepet tölt be.

Permeabilitás → A talaj átjárhatóságát jellemzi a permeabilitás a levegő, víz és más viszkozus folyadékok számára. A mértéke fordított arányban függ a pórustérfogattól és a talaj nedvességtartalmától. Nagyban befolyásolhatja a talajszennyezés terjedésének mértékét.

A talaj pórustere → A talajt alkotó különböző méretű szemcsék közötti szabad teret nevezzük pórustérnek, melyben a talajvíz és a légfázis található. A pórusvolumen a talaj térfogatában található pórusok térfogatának aránya. A vízszállítás, víztározás és levegőztetés körülményeit meghatározhatja a pórusok mérete, vagyis a szemcsék távolsága egymástól.

A talaj vízkapacitása → Azt jelenti, hogy a talaj adott állapotában milyen mennyiségű vizet képes befogadni, illetve visszatartani. Hatással van rá a kapillárisrendszer vízvisszatartó képessége, az ásványi formákban kötődő vízmennyiség és a talaj fizikai adottságai. Értelmezése az, hogy a talaj pórustereinek mekkora részét tölti ki a talaj által felvett víz.

Kapillaritás → A talaj pórusainak mérete meghatározza a talaj kapillárisrendszerét. A kis szemcsetávolság és pórusátmérő a víz felszívásában és tárolásában segíthet a kapillárisok által. A kapillárisban való mozgások sebessége a pórusátmérőtől függ fordított arányban.

Kémiai jellemzők (Stefanovits és mtsai, 1999)

A talaj kémiai tulajdonságai meghatározzák a talajba kerülő anyagok, szennyezőanyagok viselkedését, ezért fontos vizsgálatuk a kísérlet során is.

Kémhatás → A talaj pH-ja alapján megtudhatjuk a talaj relatív savasságának, vagy lúgosságának mértékét. Meghatározza többek között különböző elemek: tápanyagok, fémek és más szennyezőanyagok mobilitását, ezáltal a felvehetőségét.

Sótartalom → A talajvízben oldott és kicsapódó sótartalom negatív hatással van a növények tápanyagfelvételére, emiatt függ tőle a növényzet fejlődése. Emellett a mikroorganizmusok szaporodását is gátolhatja.

Talajkolloidok → A kis mérettel és nagy felülettel leírható talajkolloidok tulajdonságait meghatározza a kolloid részecske mérete. Jellemző még rájuk a felületi polaritása, a részecskék elkülönültsége, vagy koaguláltsága, és a részecskék alakja.

Pufferkapacitás → A talaj pufferképessége azt jellemzi, hogy az őt érő szennyező hatásokat milyen mértékben tudja befogadni és ellensúlyozni (Láng, 2002). Két ilyen fontos ellensúlyozó hatás a sav-bázis pufferképesség és a talaj tápelemre, valamint toxikus anyagokra vonatkozó megkötő képessége.

Biológiai jellemzők (Stefanovits és mtsai, 1999)

A talajban élő baktériumok és gombák bontják a szerves anyagokat, alakítják át a többi élőlény számára is felvehető formájává. Meg kell említeni a talajlakó magasabb rendű állatok szerepét is, ezek többnyire a talaj fizikai tulajdonságait alakítják. Mozgásukkal lazítják, szellőztetik a talajt. A talaj élőlényeinek komplex összetételű közössége az *edafon*.

Ennek biomasszájában kiemelt jelentőségűek a talaj mikroorganizmusai, melyeknek a tevékenységei meghatározó a talaj biológiai folyamataiban, és a humuszképződésben is.

Humusz a talajban

Az ember számára a talaj fontos jellemzője termelékenység, melyet humusztartalma biztosít. A humusz a humifikáció során keletkező, lebontott szerves anyag, a növények számára felvehető vegyületek keveréke. A humusz a talajba bejutó holt szerves anyagból fizikai-kémiai folyamatok eredményeképpen képződő kolloid anyag, melyet nagy fajlagos felület, nagy ionmegkötő és ioncserélő kapacitás jellemez. A talaj elem-körfolyamataiban, a tápanyagellátásában és a talaj szerkezetének kialakításában egyaránt fontos szerepet játszik. Ugyanakkor a talajok humusztartalmának csökkenése a talaj tápanyag-ellátottságát, szerkezetét, stabilitását rontja. Megnöveli a talaj kilúgzásának, egyensúlyvesztésének, funkciói elvesztésének és végső tönkremenetelének kockázatát.

2.2. A talajok romlása

A talajképződés folyamatában nemcsak a termőföld kedvező tulajdonságai alakulnak ki, hanem a kedvezőtlenek is, amelyek következménye a talajpusztulás. A szakemberek nagy része a talajromlási folyamatokat két nagy csoportra osztja: a talajdegradációra, mint például az erózió különböző formái, és a talajszennyezésre. Mindkét folyamat vezethet visszafordítható és visszafordíthatatlan változásokhoz, leromlott talajállapotokhoz, melyek után a talaj nem képes betölteni eredeti funkcióját.

2.2.1. Talajszennyezés

A talajszennyezés lényege, hogy toxikus anyag jelenik meg tartósan a talajban. Ez járhat új fázis megjelenésével is, például rossz oldódású, nem biodegradálható mennyiségű szerves oldószerrel a talajban. Ez jellemző az ipari talajszennyezésekre pl. olajszármazékok megjelenésekor. A legnagyobb mértékű, gyorsuló talajromlást okozó hatások az ember okozta környezetszennyezések.

A szennyezések jelentős része a levegőből a talajfelszínen keresztül kerül a talaj mélyebb rétegeibe, vagy a természetes vizek hordásával a talajvizeken keresztül, sok szennyező pedig nagyobb részecskékhez kötődve jut el a talajhoz. A talajszennyezések ártalmatlanítására, eltávolítására különféle talajremediációs technológiák alkalmazhatóak a szennyezés jellegétől függően (Gruiz, Körinfo).

2.2.2. Talajdegradáció

Különböző kémiai, biológiai és fizikai folyamatok vezethetnek talajdegradációhoz, melyek természetes, vagy antropogén hatások eredményei lehetnek. Ezek általában a talajfelszínen jelennek meg először (Stefanovits, 1992), de nagy kihatásuk van később az egész talajban jelenlévő szervesanyag-tartalomra és humusztartalomra.

A talajdegradáció formái (Szaktudás Kiadó Ház Zrt., 2010):

- A **fizikai erózió** két formája: vízerózió, ami a természetes csapadék, felszín alatti és feletti vizek hatása, illetve defláció, ami a szél elhordása által okozott talajdegradációt jelenti,
- Súlyos **pH elváltozás**, savasodás, lúgosodás és ezeknek következményei,
- **Szikesedés**, nagymértékű só felhalmozódás,
- A talaj **vízgazdálkodásának** kedvezőtlen irányú **megváltozása**, kiszáradás, eláradás,
- **Talajtömörödés**, levegőtlen talajviszonyok,
- **Biológiai degradáció**: biológiai aktivitás, biodiverzitás romlása, kedvezőtlen mikrobiológiai folyamatok beindulása,
- A talajban lévő kinyerhető **tápanyagmennyiség lecsökkenése**,
- A talaj pufferkapacitásának lecsökkenése, **toxikus anyagok felhalmozódása**.

A fent felsorolt talajdegradáció típusok mind előfordulhatnak természetes folyamatok hatására, de az emberi tevékenységek, egyes területeken a földművelés, máshol a városi életmód és ipari termelés okozta hatások nagyban felgyorsítják ezeket a folyamatokat.

2.3. Talajjavítás

Talajjavítás alatt az olyan kémiai, fizikai, biológiai, vagy műszaki beavatkozásokat értjük, melyek során a talaj minőségének, termelékenységének fokozása érdekében annak bizonyos tulajdonságait tartósan és lényegesen megváltoztatjuk. Célja lehet például a növények ökológiai igényeinek biztosítása, a talajtermékenység fenntartása, a talajt érő stresszhatások mérséklése, valamint a talaj biológiai tevékenységének, aktivitásának megfelelő biztosítása.

A talaj termelékenységét gátló legfontosabb tényezők a savanyú kémhatás, a szikesség, a túlzottan nagy agyagtartalom, az erős vízhatás, a nagy homoktartalom és a velejáró kolloidszegénység, a felszínhez közeli tömör képződmények megléte és a talajpusztulás. Ezen adottságok sajnos nem csak önmagukban jelentkezhetnek, hanem egyszerre is, megnehezítve ezzel az eredményes beavatkozást. Ilyenkor a hatékony javításhoz a különböző eljárások komplex alkalmazása szükséges. (Stefanovits és mtsai, 1999)

A talajjavítási beavatkozások során sor kerül az érintett területen a területrendezésre, vízrendezésre és a talajdegradáció elleni védekezésre is. A különböző mértékben és minőségben leromlott talajok javítására számos kísérletet végeztek különböző hulladékok felhasználásával, ezek közül néhányat a következő fejezetben ismertetek.

2.4. Hulladékok hasznosítása talajjavításra

A mai helyzetben a hulladékok kezelési módjai közül főleg az égetés és a lerakás dominál, melyek az anyagokhoz a nem fenntartható módon való hozzáállást tükrözik. Előnyösebb hozzáállás lenne, ha a hulladékok használhatóságát és másodnyersanyagként való hasznosíthatóságát tekintenénk elsődlegesnek, és nem véges életutat szánnánk egy anyagnak, hanem újraforgatnánk és láncolatokat képeznénk az anyagok életciklusából.

A hulladékhasznosítás a hulladék olyan módon történő feldolgozását jelenti, mely során a termelési folyamatba való visszakerülés valamilyen módon megvalósul. Ez történhet közvetett, eredeti állapotában használva, vagy közvetlen módon, átalakítást követően, más néven visszaforgatással, vagy újrahasznosítással (Barótfi, 2002). A hulladékhasznosítás célja, hogy csökkentse a hulladékokkal való környezetszennyezés mértékét, emellett csökkentse a természetes erőforrások felhasználását új termékek előállításához, illetve energia megtakarítást is jelent egyben, mivel a hulladékokból való újraképzett termék és másodnyersanyag előállítása többnyire kisebb energiabefektetést igényel, mint az új nyersanyag előállítása és feldolgozása (Barótfi, 2002).

Dolgozatom témájához kapcsolódik a vörösiszap hasznosíthatósága, melyet nemzetközi szinten már hosszú ideje vizsgálják, de Magyarországon csak az ajkai vörösiszap katasztrófa óta indultak kezdeményezések a hasznosíthatóságának vizsgálatára talajjavítási célokkal.

A vörösiszap többféle fémvegyület elegye, egy ipari melléktermék, a timföld alumíniummá történő feldolgozása során keletkezik. Nevét az iszapszerű állagáról és a színéről kapta, amit a benne lévő vas-oxid okoz. Lúgos kémhatása miatt a fokozottan veszélyes hulladékok osztályába tartozik (OKIR, 2011). Leggyakoribb felhasználási területei: a cementgyártás, a vegyiparban katalizátorokban, az agráriparban általános talajadalék, továbbá a talaj pH értékének optimalizálója és a fémiparban acélgyártás, illetve mikrokomponensek kinyerése (Agrawal és mtsai, 2004). Környezettechnológiai eljárásokban a vörösiszapot kisebb mennyiségekben sikerrel alkalmazzák például savanyú talajok javítására, vagy akár talajremediációban is.

Használható a nehézfémekkel szennyezett területeken a nehézfémek immobilizálására (Agrawal és mtsai, 2004; Giovanni és mtsai, 2007; Li és mtsai, 2013; Simó, 2013; Zhen és mtsai, 2012).

Számos környezetvédelmi követelmény irányul a hulladékhasznosítás felé. A legfontosabb követelmények, hogy sem a hulladék, sem a hasznosítás módja nem károsíthatja az emberi egészséget és a természetes közegeket, mint például a természetes vizeket, a talajt és a levegőt (Simó, 2013). Ezen feltételeknek való megfelelés érdekében folyamatos kockázatelemzés és területspecifikus kockázatmenedzsment alkalmazása ajánlott, hogy nyomon lehessen követni az adott hulladék alkalmazásának kockázatát az adott környezetben.

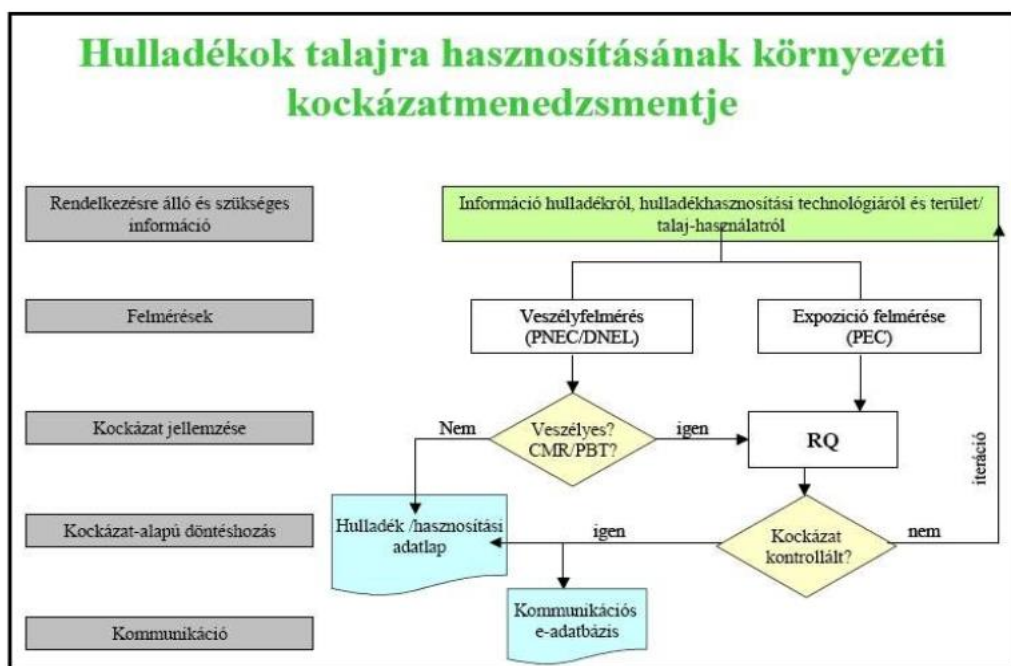
Veszélyesség kontra kockázat

A hulladékok talajjavításra, vagy egyéb célra való felhasználását megnehezíti az a jelenleg elfogadott protokoll, mely szerint a hulladékokat veszélyesség alapján kategorizálják, mely alapján szigorúan megszabják a későbbi kezelés, szállítás és elhelyezés kereteit. Szükségünk lenne egy, a hulladékok széleskörű felhasználását érintő, átfogó menedzsment koncepcióra és döntéstámogatási rendszerre (Böröndi, 2013). Megoldást jelenthetne, ha a hulladékok környezeti kockázatát vizsgálnák a veszélyesség helyett, tehát nem az alapértelmezett veszélyességét (*default hazard*) ítélnék meg a hulladéknak, hanem terület-specifikusan a felhasználáshoz tartozó hulladék használati kockázatát határoznák meg. Ennek alapja az, hogy ugyanaz a hulladék egy adott területen jelenthet nagy kockázatot, míg egy másféle területhasználat során kockázata elhanyagolhatóvá válik. (Gruiz és mtsai, 2010; Gruiz és Vaszita, 2010). A környezeti kockázatmenedzsment eszközeivel összehasonlíthatjuk a hulladékok nem megfelelő elhelyezéséből és kezeléséből, valamint a hulladékok talajra való hasznosításának kockázatait számszerűsítve. A hulladékok talajjavításra való további hasznosságát ezek mellett technológiai, társadalmi és gazdasági eszközökkel is meghatározhatjuk.

2.4.1. Környezeti kockázatmenedzsment

A környezeti kockázat meghatározásán alapuló gyakorlat integrálásához szükségünk van a társadalmi hozzáállás megváltoztatására is, mely hozzácsokolt a veszélyességgel való megítéléséhez egy hulladéknak. Például a vörösiszappal szennyezett hulladéktalaj veszélyessé nyilvánításával társadalmilag elfogadottnak tűnhet az, hogy ez a hazánkban nagy mennyiségben megjelent hulladék megfelelő kezelése legyen az izolált elhelyezés, holott ásványianyag tartalma miatt használható lenne akár talajjavításra is (Ujaczki, 2011).

A kockázatértékelésen alapuló szabályozással lehetőségünk nyílna a ma még veszélyesnek minősített anyagok felhasználására is. E során fel kell mérni a talajjavítási tervezés részeként az adott területhez tartozó kockázatát a hulladék felhasználásának, ahol elsődleges szempont ilyenkor a vízbázisokat és ökoszisztémákat érintő védelem, illetve számításba kell venni az embereket érintő kockázatot is. Ezek alapján a megítéléshez a várható kapott értéket kell összevetnünk a várható kockázattal. A fentiek alapján vázolni tudjuk a hulladékok talajjavításra való hasznosításának környezeti kockázatmenedzsmentjének folyamatábráját (1. ábra).



1. ábra: Hulladékok talajra hasznosításának környezeti kockázatmenedzsmentje (Gruiz és mtsai, 2010)

Ahhoz, hogy **környezethatékonyan** tudjuk végrehajtani a hulladékok hasznosítását, szükségünk van hiteles információkkal való alátámasztásra, majd fel kell állítanunk a lehetséges kockázati scenáriót a kockázat számításához. Ennek első lépése az adott hulladékban található vegyi és egyéb veszélyes anyagok veszélyességének leírása, mely során megállapítjuk a környezetet még éppen nem károsító koncentráció értékét (PNEC érték), melyet az emberre is meg szoktak határozni (*Derived No Effect Level*, azaz DNEL). Ezeket az értékeket össze tudjuk hasonlítani a hulladék hasznosítása alatt érintett környezeti elemek előre jelezhető környezeti koncentrációjával (PEC), melyhez meg kell ismernünk a hulladék összetevők viselkedését a talajban (Gruiz és mtsai, 2001; Klebercz és mtsai, 2010).

A következő lépés, a kockázatjellemezés folyamán felhasználhatjuk az információk éves átlagát és meghatározhatjuk a várható kockázati tényezőt (*Risk Quotient*, RQ) a PEC/PNEC hányados meghatározásával. (Gruiz és mtsai, 2001)

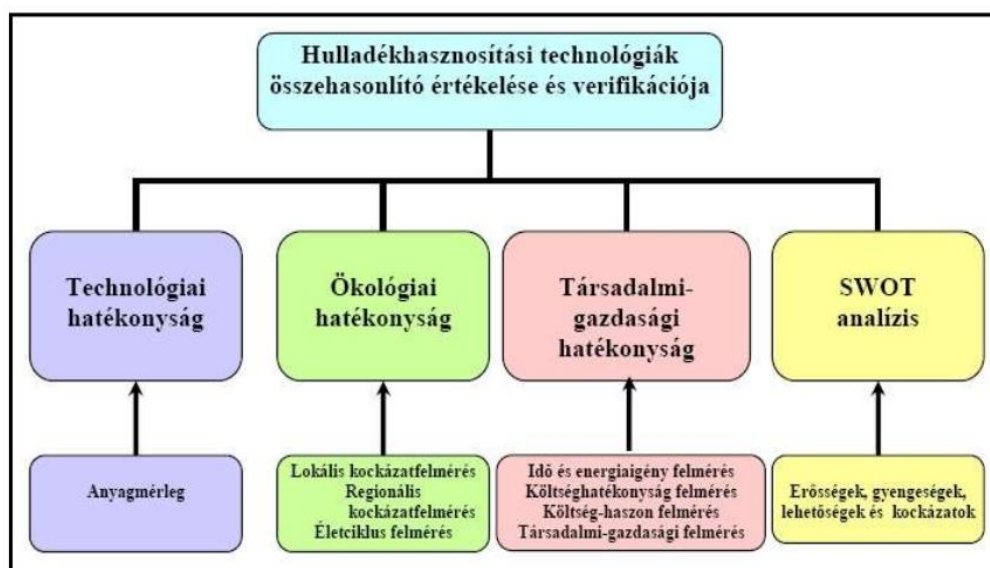
Ha a hulladék kockázati tényezői nem haladják meg az $RQ=1$ értéket, akkor a kockázat mértéke elfogadható és az adott területen környezethatékonyan használható (Gruiz és mtsai, 2010). A hulladékhasznosítás kockázatközpontú menedzsmentjének elsődleges feladata a különböző hulladékok hasznosításához megfelelő talajjavítási technológiák összehasonlító elemzése és verifikációhoz, azaz igazolásához megfelelő metodikák kidolgozása.

2.5. Technológiaverifikáció

Egy újonnan alkalmazott technológia hatékonyságát szükséges igazolnunk, és ellenőriznünk, hogy az elvárásoknak mennyire felelt meg (Gruiz és mtsai, 2008). Ennek metodikáját adja a verifikáció, amivel a vörösiszapos talaj talajjavításra való alkalmazhatóságát is elemezzük technológiai, környezeti és gazdasági hatékonyság szempontjából. A hulladékok talajjavításra való hasznosításának technológiai verifikálását célszerű olyan demonstrációs projektekkel elvégezni, melyek alkalmazzák a lehető legjobb technológiák mellett integrált technológia- és környezetmonitoring módszerét is (Gruiz és mtsai, 2010).

A technológia verifikációjának elemei a 2. ábrán vannak szemléltetve. Az ábrán láthatjuk, hogy a technológia verifikálása négy nagyobb részfeladatra bomlik (Gruiz és mtsai, 2008). Az első, technológiai hatékonyság megállapításához anyagmérlegeket kell felmérnünk, melyekre visszavezethetjük a talajban lejátszódó pozitív vagy negatív irányú változásokat. Ezek mellett vizsgálnunk kell a technológia ökológiai hatékonyságát is, melyhez a lokális kockázatokat (pl. patakra) ki kell terjesztenünk regionális (pl. vízgyűjtő terület) és akár globális (pl. vízkészletek csökkenése) szintű kockázatokig is (Böröndi, 2013). A verifikáció része a társadalmi és gazdasági hatások értékelése is. Ilyenek a pénzben kifejezhető értékek, költségek, erőforrások és az olyan hatások, melyek nehezebben fejezhetők ki pénzben, például az esztétikusság kérdése, vagy a munkaerőforrás-igény megnövekedése. A verifikáció negyedik része az ún. SWOT analízissel megismerhető erős és gyenge pontok, további lehetőségek és a veszélyek felmérése (Klebercz és mtsai, 2010).

Egy körültekintően megalapozott környezeti kockázatközpontú hulladékhasznosítási megoldás eredményezheti a hulladék kis kockázattal járó hasznosításának megvalósítását a nagy kockázattal és költségekkel járó különböző hulladékkezelési eljárások alternatívájaként. Ahhoz, hogy a megfelelő döntést hozzuk meg, olyan környezeti, gazdasági és társadalmi értékelésre van szükségünk, mely figyelembe veszi a hulladék használatának összes alternatíváját, emellett magában foglalja a rövid és hosszú távú hatásokra való értékelést is.



2. ábra: Hulladékhasznosító technológiák verifikációja (Gruiz és mtsai, 2010)

Egy új technológia megjelenésétől kezdve a piacon való alkalmazásig hosszú utat tesz meg, ennek egyik lépése, mely a laboratóriumi, félüzemi, szabadföldi kísérletek, és a technológia monitoringja után következik, a verifikálás. (Gruiz, Mokka)

Anyagmérleg → A technológia verifikációjához, azaz igazolásához szükséges felállítani a szennyezéshez kapcsolódó anyagmérlegeket, a környezeti kibocsátás mértékét

Kockázatbecslés → A kvantitatív kockázatbecslés során a területen előre jelezhető környezeti kockázat megjelenése becsülhető meg a technológia alkalmazásával.

Költséghatékonyság elemzés → A technológia alternatíváinak összehasonlítását jelenti azonos cél eléréséhez viszonyítva. Ez alapján fajlagos költségekre tudunk jutni, ami elősegítheti a döntést a technológiák közti választáskor. A fajlagosságot viszonyíthatjuk a szennyezett terület nagyságához, a szennyezett talajtérfogathoz, vagy a kezelt talajmennyiséghez.

SWOT → Ez a típusú analízis megfelelő arra, hogy áttekintsük a technológia erősségeit (*Strengths*), gyenge pontjait (*Weaknesses*), további lehetőségeit (*Opportunities*) és az alkalmazásban rejlő veszélyeit (*Threats*).

Ez az elemzés olyan mátrixot alkalmaz, mely egyaránt alkalmas a kezelés az azon kívüli körülményekbe való beilleszkedés esélyeit elemezni, illetve a technológia alkalmasságát magában, így külső és belső eredetű hatásokat is figyelembe vesz. A fent felsorolt négy elemzéssel kaphatunk összefogó képet az adott technológia verifikációjára, amely akár talajremediációs, akár hulladékhasznosítást célzó talajjavítási technológiai is lehet.

3. Anyagok és módszerek

TDK dolgozatomhoz kapcsolódó kutatómunkám fő célkitűzése volt a hulladék, azaz az ajkai vörösiszap katasztrófa területéről származó vörösiszapos talaj talajjavítást célzó hasznosíthatóságának vizsgálata volt szabadföldi parcellás kísérletekben, majd a technológia komplex értékelése és verifikációja.

3.1. Szabadföldi kísérletek és elrendezésük

A dolgozatom témájául szolgáló szabadföldi kísérletsorozatnak egy, a BME ABÉT Környezeti Mikrobiológia Csoportjának korábbi munkája volt az alapja, ennek léptéknövelt vizsgálataként jöhetett létre. A kísérletsorozat szabadföldi helyszínét az .A.S.A. Magyarország Kft. gyáli hulladéklerakó telepe adta. A hulladéklerakó leszigetelt és talajjal lefedett depóniarészein korábban volt próbálkozás növényzet telepítésére, de a rossz minőségű takarótalaj miatt sikertelenek maradtak ezek a próbálkozások. A talaj növényzettel való betelepítése előnyös lenne a további talajerózió elkerülése érdekében.

A bekevert hulladékok közé tartozik az ajkai vörösiszap katasztrófa után felkotort szennyezett felső talajrétegből származó talaj, melyre a továbbiakban vörösiszapos talajként fogok utalni. Vizsgáltuk emellett a vörösiszapos talajjal együtt bekevert, az .A.S.A. Magyarország Kft.-től kapott gipsz öntőforma zúzalékát is, ezen kívül a MAL Zrt.-től kapott, füstgáz kéntelenítéséből kapott gipszet. A hulladéklerakó területén kialakított sík terepen 24 darab parcella lett elkerítve, melyek közül a dolgozatom keretében hét parcellán vizsgáltam különböző kezelési módszereket vörösiszapos talaj és gipszhulladékok alkalmazásával. Továbbá vizsgáltam egy kontrollként szolgáló kezelés nélküli talajt tartalmazó parcellát is. A vizsgált parcellákat és az alkalmazott kezelést az 1. táblázat foglalja össze.

1. táblázat Az egyes parcellákba bekevert hulladékok

Parcella	Összetétel	Használt rövidítés
P1	Kontroll ASA altalaj	ASA altalaj
P18	5% vörösiszapos talaj ASA talajba bekeverve	5 % VIKT
P19	10% vörösiszapos talaj ASA talajba bekeverve	10 % VIKT
P20	20% vörösiszapos talaj ASA talajba bekeverve	20 % VIKT
P21	50% vörösiszapos talaj ASA talajba bekeverve	50 % VIKT
P22	100% vörösiszapos talaj ASA talajba bekeverve	100 % VIKT
P23	20% vörösiszapos talaj + 2% ASA gipsz ASA talajba bekeverve	20 % VIKT + 2% G
P24	20% vörösiszapos talaj + 2% MAL-os gipsz ASA talajba bekeverve	20 % VIKT + 2% KG

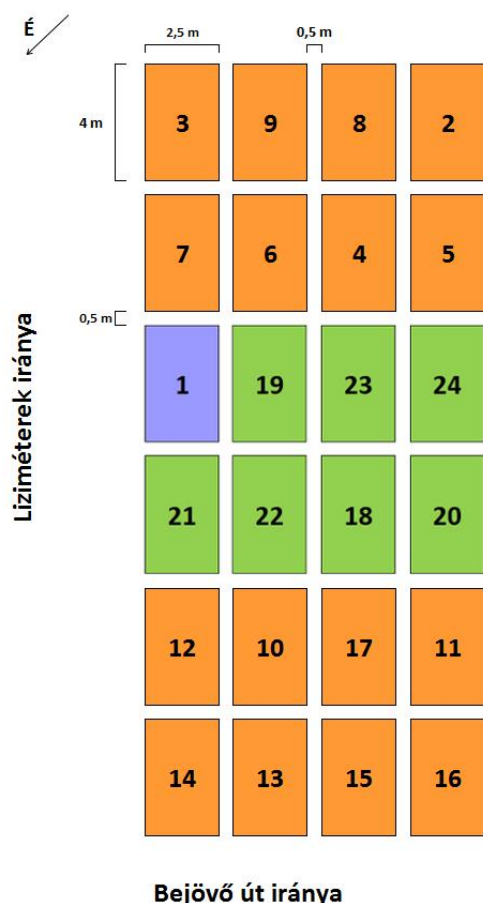
Megjegyzés: A megjelenített százalékok tömegszázalékban vannak kifejezve. Az ASA altalaj az .A.S.A. Magyarország Kft. depóniájának altalaját jelenti. A dolgozat további részében ezt a rövidítést használom.

A dolgozat tárgyát képező hét parcellában a 2. táblázatban található arányokban voltak bekeverve az adott hulladékok. Ezen arányok alkalmazását a kísérletsorozat léptéknövelés előtti eredményei indokolták.

2. táblázat: A parcellákba bekevert hulladékok aránya

Hulladék	Bekevert mennyiség [m/m%]						
	P18	P19	P20	P21	P22	P23	P24
Porított gipsz öntőforma	0	0	0	0	0	2	0
MAL-nál használt gipsz	0	0	0	0	0	0	2
Vörösiszapos talaj	5	10	20	50	100	20	20

Ezek a 10 m² területű parcella talajának felső, körülbelül 20–25 cm talajmélységéig lettek bekeverve. Az egyes parcellák elhelyezése a területen véletlenszerű volt. A parcellák kísérleti elrendezése a következő ábrán (3. ábrán) látható.



3. ábra A parcellák elhelyezkedése

minták komplex vizsgálata fizikai-kémiai, biológiai és környezettoxikológiai módszereket magában foglaló integrált metodikával történt.

Az első két mintavétel mintáinak laboratóriumi vizsgálata és kiértékelése a saját kutatómunkám volt, az utolsó mintavételnél csak az eredmények értékelésében vettem részt.

A parcellák felállítása során a SOILUTIL projekt többi parcelláival véletlenszerű sorrendben lettek a különböző vizsgált hulladékok bekeverve az ASA talajába. Az 1. számú parcella alatt nem kevertünk be hulladékot, ez szolgált kontroll parcellaként.

A mintavételezések minden esetben azonos módszerrel történtek. Az első mintavételezés (2012. november) során 2–2 kg átlagmintát vettünk a kiindulási parcellákból (hulladék-bekeverés előtt és után) a talaj felső 10–20 cm-es rétegéből, valamint a még bekeveretlen hulladékokból is.

A kiindulási talajmintákat 5 pontból vettük, a parcellák összes területének négy sarkából és egyet a közepéből azonos módszerrel, mintavevő zacskókba.

A második mintavételezésre 2013. áprilisban, az utolsó mintavételre 2013 októberében került sor. A

3.2. Fizikai és kémiai paraméterek vizsgálata

A talajok fizikai és kémiai tulajdonságainak vizsgálatának elvégzésében a szabványok szerint lezajló rutinvizsgálatokat az MTA ATK Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézetének (TAKI) laboratóriuma végezte. A következő táblázatban találhatóak az így elvégzett vizsgálatok, illetve a használt szabványok (3. táblázat):

3. táblázat: A talajok fizikai-kémiai vizsgálatának módszerei (MTA ATK TAKI)

Vizsgálat neve	Vizsgált elemek, tulajdonságok	Használt szabvány, szabványok
Teljes- és oldható elemtartalom királyvizes és desztillált vizes feltárás után	Al, As, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, Se, Sn, Sr, Zn és S tartalomra	MSZ 21470-50:2006
Általános fizikai talajjellemzők meghatározása	pH és humusztartalom meghatározása	MSZ 21470-2:1981
	Szervesanyag-tartalom meghatározása	MSZ-08-0012-6:1987
	CaCO ₃ és teljes sótartalom meghatározása	MSZ-08-0206-2:1978
	Arany-féle kötöttség meghatározása	MSZ 21470-51:1983
	Összes nitrogéntartalom meghatározása	MSZ-08-0012-10:1987
	Összes foszfor és összes kálium meghatározása	MSZ 21470-50:2006
Vezetőképeség		
Anion- és kicserélhető kation tartalom	CO ₃ ²⁻ , HCO ₃ ⁻ , Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , Ca ²⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺ ionokra	MSZ-08-0214-1:1978; MSZ-08-0214-2:1978

A további méréseket a BME Alkalmazott Biotechnológia és Élelmiszertudományi Tanszék Környezeti Mikrobiológia és Biotechnológia Kutatócsoportjának laborjában végeztem a SOILUTIL projektben részt vevő hallgatókkal és oktatókkal közös munkában.

3.2.1. Kémhatás mérése

A talajok desztillált vizes oldatának pH mérését potenciometriás elven működő készülékkel az MSZ 21470/2-81:1982 magyar szabvány szerint végeztem.

3.2.2. Vízretartóképeség mérése

A vízgazdálkodási tulajdonságok vizsgálata azért fontos, mert információkat ad a talaj szerkezeti stabilitásáról. A talajok vízretartóképeségének vizsgálatára - egyik végén hálóval befedett - hengereket használtam. Mindegyik mintából 25 g-t mértem be egy-egy ilyen hengerbe, majd üvegcádba helyezve vízbe állítottam a hengereket.

Egy óra várakozási idő után a nedves mintákat homokfürdőben 3 órát hagytam állni, ezek után a mintákból 2 g-ot vettem és 105°C-on súlyállandóságig szárítva meghatároztam a tömegkülönbségek használatával a talajok nedvességtartalmát. A víztartókéesség, azaz WHC (*Water Holding Capacity*) kvantifikálásának képlete:

$$\text{WHC (\%)} = \frac{m_{\text{nedves}} - m_{\text{száraz}}}{m_{\text{száraz}}} * 100$$

WHC : a talaj víztartókéességének értéke [%]; m_{nedves} : nedves talaj tömege [g];
 $m_{\text{száraz}}$: száraz talaj tömege [g].

3.2.3. Szárazanyagtartalom

A talajok szárazanyagtartalmát az MSZ 21470/2-81 (1982) környezetvédelmi talajvizsgálatokra érvényes szabvány szerint végeztem.

3.3. A talajok biológiai aktivitásának vizsgálata

3.3.1. Aerob heterotróf baktérium- és gombaszám meghatározása

A talajban található aerob heterotróf baktériumok és gombák száma tájékoztatást ad a talajok biológiai aktivitásáról és felmérhető belőle a talaj károsodásának mértéke.

Vizsgálat menete:

Egy steril Erlenmeyer lombikba 1 g talajmintát mértem és 10 ml steril víz hozzáadása után 30 percig rázattam 200 rpm-en. Ezután héttagú tízszeres hígítási sort készítettem belőle steril vízzel. Az előzetesen becsült élőcsíra- és gombaszám alapján várható sejtszámnak megfelelő tagokat használtam lemezöntéshez. Petri-csészékbe 100—100 µl-t pipettáztam a hígítási sor egyes tagjaiból, és ráöntöttem a felolvasztott, kb. 45°C-ra visszahűtött húslé (baktériumszám meghatározásához) illetve maláta (gombaszám meghatározásához) agarokat. Homogenizálás után a Petri-csészéket fejfel lefele fordítottam és 2 napig 30°C-on inkubáltam. A kinőtt telepeket 48 óra elteltével megszámoltam, a különböző megfelelő hígításokból kapott eredményeket átlagolva kiszámoltam a baktérium- illetve gombaszámot. Az eredményeket (db telepképző sejt)/(g talaj) mértékegységben adtam meg. (Gruiz és mtsai 2001).

3.3.2. Mikrobiológiai szubsztráthasznosítás vizsgálata Biolog® rendszerrel

A BiologTM módszerrel való biológiai szubsztráthasznosítás vizsgálat alapját az adja, hogy a hígított talajmintákban a különböző szubsztráttípusok, szénforrások hasznosítását követjük nyomon.

A teszt során egy 96 cellás mikrotitrátor lemezben, más-más szubsztrátkombinációkat tartalmazó cellákban mérjük a mikroorganizmusok metabolizmusát. A méréseimnél *Eco-mikrolemez*t alkalmaztam, ami környezeti minták mikroflórájának szénforrás hasznosítás-méréséhez használatos. A használt indikátor tetrazólium-só, melynek színváltozása színtelentől erős lilás szín megjelenéséig megy végbe, amit a mikrobiális szubsztráthasznosítás folytán keletkező NADH redukált koenzim vált ki. A lemezeken 3 párhuzamos mérésben van elrendezve 31 féle szénforrás, illetve mindegyik méréshez egy cellában kontrollként víz van bemérve, így összesen 96 cella van. A leolvasásokat DIALAB EL800 típusú Microplate Reader nevű műszerrel végeztem 0, 24, 48, 72, 96, 120, 144 és 168 óra elteltével, melyet egy KC Junior nevű program vezérelt számítógépről. Az intenzitásváltozást négy hullámhosszon követtem: 405, 450, 490 és 630 nm-en.

Eredmények kiértékelése:

A kiértékelés során a kék és ibolya színeknek megfelelő 490 nm-en mért adatokat használtam, Microsoft Excel programmal dolgozva. A párhuzamos mérések eredményeit átlagoltam, majd mindegyik adatból kivontam a vízzel mért kontroll cellák átlagintenzitását. A 0. napon mért alapintenzitással korrigáltam az értékeket és szubsztrátonként külön gyűjtöttem. Ezeket az adatokat az idő függvényében grafikonon felvettem minden parcellához, és a görbe alatti területet kiszámoltam minden szubsztráthoz, amiből megkapható az AWCD érték, azaz az átlagos cella színfejlődés értéke (*Average Well Color Development*), ami a talajmintára jellemző mikrobák általi szubsztráthasznosítási képességet jellemzi. Emellett az AWCD érték segítségével kiszámoltam a biológiai diverzitást leíró Shannon-indexet is minden parcella mintájára. Ehhez a következő összefüggést használtam:

$$H' = - \sum_{i=1}^n p_i \cdot \ln p_i$$

H' – a Shannon-index,

n – a forrás fajok száma

és p_i - az i -edik egyedek aránya ($i = 1, 2, 3, \dots, n$) az összeshez képest.

Jelen esetben a Shannon-index az ökológiában használt fajok diverzitása helyett a funkcionális diverzitásról ad információt (Boshoff és mtsai, 2014).

3.3.3. Zárt palack teszt

A talajmikroflóra aktivitásának jellemzésére, nyomon követésére használják az úgy nevezett zárt palack vizsgálatot is, mely a talajlégzést jellemzi és méri zárt rendszerben. A mintában található élő mikroorganizmusok aerob légzése során felhasznált oxigén fogyását, és az ezzel arányosan növekvő, kilélegzett szén-dioxid mennyiségét követi nyomon a rendszer.

Vizsgálat menete:

100 g talajmintát mérünk 250 ml űrtartalmú üveg reaktorokba és 2 g szilárd NaOH-ot mérünk ki majd a NaOH tartó edényébe helyezzük. A palack fedőjét alaposan rászorítjuk az üvegre, és bekapcsoljuk a műszert és egy Control Panel nevezetű távirányító segítségével a beállítjuk mérési módját, az 5 nap időtartamú nyomásmérést. Ezután elindítjuk a mérést. A nyomás méréshatára 200 hPa. A mérés időtartama alatt állandó 25 °C hőmérsékletet biztosítunk a reaktorokat termosztátba helyezve.

Eredmények kiértékelése:

A változásokat az idő függvényében rögzíti a készülék. A mért nyomásértékeket az adatátviteli vezeték segítségével letöltjük a számítógépre egy, a készülékhez tartozó számítógépes szoftver segítségével. A görbe lineáris szakaszára egyenest illesztünk és a kapott meredekségi adat segítségével (-hPa/min) – amit légzésintenzitásnak neveztek el – jellemezhetjük a talajban zajló folyamatokat.

3.4. A talaj toxicitásának jellemzése ökotoxikológiai tesztekkel

3.4.1. *Aliivibrio fischeri* lumineszcencia gátlási teszt

A vizsgálat célja az *Aliivibrio fischeri* Gram-negatív baktérium biolumineszcenciájának mérése. Ennek a tengeri mikroorganizmusnak különleges tulajdonsága, hogy a környezeti adottságoktól függő mértékben lumineszcens fényt emittál, mely intenzitásának csökkenése megfigyelhető és luminométerrel mérhető a baktérium számára nem ideális körülmények között. A mérés eredményeiből dózis-válasz görbét veszünk fel, az organizmus számára okozott gátlás mértékéről a dózis függvényében. Erről a szigmoid görbéről ezután leolvashatók az ED20, illetve ED50 értékek, azaz azok az effektív dózisok, melyek hatása alatt az egyedek 20, illetve 50 %-ában megfigyelhető változás.

Vizsgálat menete:

A liofilezett baktérium ampullájából lombikban 24 órás rázatással, állandó 28°C-on, 125 rpm-en inokulumot készítettem *Photobacterium Broth* tápoldattal. Az így készült szuszpenzióból 100 µl-t kivettem és tovább szaporítottam a baktériumtörzset 2 órán át egy 30 ml-es tápoldat beoltásával. Az így előállított tenyészetet alkalmaztam a mérés során. A szárított, porított talajokból öttagú hígítási sort készítettem 2%-os NaCl-oldattal. Az eredeti talajminta szuszpenziójából 5x-ös, 10x-es, 20x-os és 50x-es hígítási tagokat készítettem.

A mérési eredmény rézegyenértékben történő megadásához rézkalibrációs eljárást alkalmaztam, egy standard réz hígítási sor gátlásának mérésével. A hígítási sorhoz egy 4000 ppm-es $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ törzsoldatot használtam, melyet szintén 2%-os NaCl oldattal hígítottam. Az így elkészült hígítási sor tagjai tehát sorban: 1x-es, 10x-es, 20x-os, 40x-es, 80x-os és 160x-os hígításnak felelnek meg.

A lumineszcencia méréséhez LUMAC Biocounter M1500 P típusú hordozható luminométert használtam. A mintáknak megfelelő küvetákba egyenként 0,2 ml *Aliivibrio fischeri* sejtuszpenziót mértem és először a teljes sorozatnál végigmértem a minta hozzáadása nélkül a lumineszcencia-intenzitását (I_0), az úgynevezett alap beütésszámot. Ezután minden küvetta tartalmához 0,05 ml-t mértem be a mérendő mintákból, majd a minta hozzáadása után homogenizáltam és rögtön lemértem a lumineszcencia-intenzitást (I_5). Végül 30 perc eltelte után újra megmértem az egész sorozat lumineszcencia-intenzitását.

Eredmények értékelése

A kiértékelés célja a lumineszcencia korrigált intenzitáscsökkenésének meghatározása %-os arányban (H %), melyet Microsoft Excel programmal végeztem. A kapott gátlási % értékeket ezután Origin 8.5 nevű program segítségével a bemért minta tömegének függvényében ábrázoltam, és szigmoid görbét illesztettem rá. A kapott görbéről így leolvasható volt az ED20 és ED50 értéke, vagyis a 20%-os és az 50%-os gátlást okozó talajdózis értéke. Ezekből az értékekből ki tudtuk fejezni az ekvivalens réz koncentrációt is, vagyis a talaj rézegyenértékét (ΣCu).

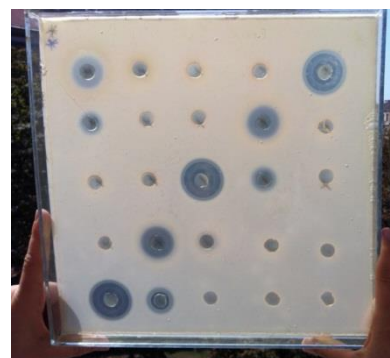
$$\Sigma Cu_{20} = \frac{ED20_{Cu}}{ED20_{minta}} \cdot 10^6$$

$$\Sigma Cu_{50} = \frac{ED50_{Cu}}{ED50_{minta}} \cdot 10^6$$

3.4.2. *Bacillus subtilis* növekedésgátlási teszt agardiffúziós módszerrel

A *Bacillus subtilis*, más néven szénabacilus egy, a növények szárán és a talajban megtalálható pálca alakú, Gram-pozitív baktérium, toxikus fémekre mérsékelten érzékeny faj.

A módszer alapja, hogy az agaros táptalajban egyenletesen elosztatott és lemezként kiöntött *B. subtilis* szaporodását, a lemez felületére elhelyezett agarral szilárdított mintakorong, toxicitásától függően gátolja (4. ábra). A mintában levő anyagok baktériumra gyakorolt hatása a mintakorong körül gyűrű-alakban jelenik meg, melynek háromféle elkülöníthető ún. zónája a serkentés, a gátlás és a kioltás.



4. ábra A *Bacillus subtilis* agardiffúziós teszt

Vizsgálat menete:

Szilárd alapanyagú mintakorong elkészítéséhez 3,5 cm átmérőjű edénykébe 1,0 g száraz, porított talajt mértem, amit homogenizáltam 2,0 ml megolvasztott steril, vizes agar-aggal, majd megvártam, míg megszilárdult teljesen. Az érzékenység vizsgálatához a réz és kadmium oldatokból hígítási sort készítettem, majd ezek 0,2 ml-es részletét bemértem ugyanolyan edénykébe, és 1,8 ml megolvasztott steril, vizes agar-agart adtam hozzá. A megszilárdult agaros rétegekből steril 15 mm átmérőjű dugófúróval formáltam meg a korongokat.

A *Bacillus subtilis* törzset 20 ml húslé tápoldatban szaporítottam 24 órán át, 28 °C-on folyamatos rázatás alatt. Ezek után 200 ml megolvasztott, kb. 50 °C-os steril húsléaggal összekeverve egy 30x30 cm-es steril üvegtálcára öntöttem és eloszlattam a baktériumot is tartalmazó húsléagart. Az üvegtálcát lefedtem steril üvegfedőjével, majd vízszintes felületre helyezve megvártam, míg megszilárdul teljesen az agar. A korongokat 5x5-ös mátrixban, eltervezett felosztásban helyeztem a tálcákra egymás között 3,75 cm-es üres felületet hagyva, majd lefedtem és 30 °C-on inkubáltam a tálcát.

Eredmények leolvasása és értékelése

A tálcákat 48 órán át tartottam a termosztátban és 24 óránként olvastam le a gyűrűk külső átmérőjét lemérve vonalzóval. A leolvasott gyűrűátmérőkből a standard oldatsor esetén a gátlási, illetve kioltási zónák átmérője arányos a szennyezőanyag koncentrációjával, hozzáférhetőségével. Ezzel ellentétben a talajmintáknál több vegyi anyag együttes hatása érvényesül, amik egymásra is hatással vannak és függenek az egyéb talajösszetevőktől, emiatt a talajmintáknál kvantitatív következtetéseket nem tudunk levonni, viszont a talajok toxicitását jól mutatja a teszt.

3.4.3. *Sinapis alba* gyökér- és szárnövekedés gátlási teszt

A tesztet az MSZ 21976-17:1993 szabvány alapján a BME MGKT-n szilárd fázisú mintára, direkt érintkeztetésre kidolgozott módszer alapján végeztem el (Feigl, 2008). A gyökér-, illetve a szárhosszak mérése alapján becsülhető a toxikus hatás mértéke. Három féle kontrollt használtam: csapvizet, ASA hulladéklerakó altalaját és erdőtalajt.

Vizsgálat menete:

A vizsgálandó talajokat levegőn súlyállandóságig szárítottam, majd dörzsmozsárban porítottam és szitáltam. Ezután 5 g-ot bemértem Petri-csészékbe, egyenletesen eloszlattam, és a mintákat víztartó képességig nedvesítettem kb. 3,5 ml csapvízzel. Minden Petri-csészébe 20 db mustármagot helyeztem, egyenletesen elosztatva. A mintákat 72 órán át 23 °C -on sötétben termosztáltam.

Eredmények kiértékelése:

A kiértékelés során vonalzóval megmértem a gyökér- és szárhosszakat. A teszt eredményét a csapvizes kontrollhoz képest gyökér- és szárnövekedés-gátlás százalékában adtam meg, az alábbi módon:

$$x = \frac{K - M}{K} \cdot 100$$

Ahol:

X – a gyökér-, illetve szárnövekedés gátlás %-ban kifejezett értéke;

K – a kontroll csapvizes szűrőpapíron csírázott magvak gyökér-, ill. szárhossza;

M – a vizsgált talajokon csírázott magvak gyökér-, ill. szárhossza.

A gyökér a szennyezett talaj, a szennyezőanyagok elkerülésére gyakran a gyökerek abnormális megnyúlásával reagál. Ezt a fajta „gyökérnövekedést” meg lehet különböztetni a valódi gyökérnövekedéstől, mert a kényszerűségből meghosszabbodott gyökerek vékonyabbak. A gyökerek ilyenkor kemotaxisal igyekeznek kikerülni a szennyezett szemcséket. Ugyanakkor a szárak kicsire nőnek, hiszen nem jut nekik elegendő tápanyag. Ezt a kemotaxis-jelenséget igyekszik figyelembe venni egy új mutató, a szár/gyökér arány.

Az alacsony szár/gyökér arány az egészségtelenül fejlődő növényekre jellemző. A 0,7 alatti szár/gyökér aránynál már nagy valószínűséggel "menekülő" gyökerekkel állunk szemben, és ekkor a gyökérnövekedés-gátlás már nem ad a talajszennyező anyag hozzáférhető koncentrációjával arányos értéket. Ilyen esetben a szár/gyökér arány megadása sokkal komplexebben jellemzi a talaj toxicitását (Klebercz, 2009).

3.4.4. *Triticum aestivum* gyökér- és szárnövekedés gátlási teszt

A *Sinapis alba*-hoz hasonlóan végeztem *Triticum aestivum*mal, azaz a közönséges búzával is az ökotoxikológiai tesztet. A búza csírájának jellegzetessége, hogy három gyökérszárat ereszt, ami mellett egy szár hajt ki. Ugyanúgy, mint a fehér mustármagnál, egy 9 cm átmérőjű Petri-csészébe bemértem 5 g szárított, porított, átszitált talajmintát, majd ezt nedvesítettem. A Petri-csészékbe most egyenként 16 db magot tettem, majd ugyanúgy termosztáltam. A kihajtott gyökerek hosszát külön-külön mértem vonalzóval, illetve a szárhosszt is. Az eredmények kiértékelésénél a mért három gyökérhosszt összeadtam és a gyökérhosszokat átlagoltam az egyes talajmintákon, majd a *Sinapis alba*-nál is használt képlettel számoltam a kontrollhoz viszonyítva a gyökér- és szárnövekedés-gátlási százalékot.

3.4.5. *Folsomia candida* letalitási teszt

Az ökotoxikológiai felmérések során számos ugróvilla fajt használnak talajok toxicitásának vizsgálatára, ilyen például a *Folsomia candida*. A Folsomia-teszt nemzetközileg szabványosított teszt módszer (ISO/TC 190SC4, WG2). Az állatkák a toxikus fémekre nem jellemzően, hanem többnyire a szerves szennyezőanyagokra, azok közül is az illékony, bőrön át a szervezetbe jutó szennyezőanyagokra érzékenyek. Fenntarthatóak laboratóriumi körülmények között gipszből és aktív szénből készített mesterséges aljzaton, táplálékukként pedig sütőélesztő szolgálhat (Szabó, 2011). A kísérlethez azonos korú, 14 napos állatokat kell használni.

Vizsgálat menete:

A teszt elvégezhető hagyományos 200 ml-s befőttes üvegekben. Az üvegekbe 10–10 g légszáraz talajmintát mértem be. A talajokat 5–5 ml vízzel megnedvesítettem és 2–2 mg élesztőt szórtam a tetejükre. Az üvegekbe 20–20 db állatkát helyeztem el. Végül az edényeket lefedtem, és 7 napig 20–25°C-on, sötét helyen tároltam. A teszt edényekben lévő mintát vízzel felfuszpendáltam, majd óvatosan megkevertem, hogy az életben maradt állatkák feljuthassanak a víz felszínére. Ezután megszámoltam a felszínen úszó állatkákat.

Eredmények kiértékelése:

Az életben maradt állatok számából következtetni tudunk a vizsgált minta toxicitására. A toxicitást gátlási százalékban (H%) fejeztem ki (Gruiz és mtsai, 2001), hasonlóan a *Sinapis alba* gyökér- és szárnövekedés kísérletnél már ismertetett módon.

4. Eredmények és értékelés

TDK dolgozatomhoz kapcsolódó kutatómunkám során az ajkai katasztrófa területéről származó, hulladékként kezelt vörösiszappal kevert talaj hasznosíthatóságát tanulmányoztam az .A.S.A. Magyarország Kft. gyáli hulladéklerakóján található leromlott talaj javítására, szabadföld technológiai kísérletekben. A talajdegradációs folyamatokat kompenzáló és egyben hulladékhasznosítást célzó innovatív technológia kidolgozása és alkalmazása során problémáspecifikus integrált metodikát alkalmaztam mind a talaj és hulladékok jellemzésére, mind a kísérletek (technológia) követésére és értékelésére.

Az eredmények feldolgozásakor két szempont szerint értékeltem. Először is azt tartottam szem előtt, hogy a kontroll parcellához, vagyis a hulladéklerakó eredeti tápanyagszegény talajához képest milyen eredményeket mutatnak a talajminták, illetve megfigyeltem a mintavételek közt eltelt idő alatti változást is az egyes parcellák talajainak minőségében.

Az általam áttekintett mintavételek időpontjai: 1. mintavétel: 2012. november (kiindulás); 2. mintavétel: 2013. április (5 hónap) és 3. mintavétel: 2013. október (1 év).

A három mintavétel közül az első kettő saját kutatási munkám volt, a harmadik mintavétel laboratóriumi vizsgálatait másik hallgató végezte. Csak a szabadföldi technológia teljes időtartamának komplex értékelése miatt szerepeltetem és használok fel ezeket az eredményeket a dolgozatban. Így lehetőségem nyílt saját eredményeimet összehasonlítani kísérlet végén, 1 év elteltével vett talajminták eredményeivel, ezáltal egy teljes képet kapunk a hulladékok hatásáról, hasznosíthatóságáról.

4.1. Fizikai és kémiai jellemzők változása a talajokban

Az előzetes vizsgálatok során az MTA TAKI laborjában felmért bekeverendő hulladékok, és az ASA altalajának főbb fizikai-kémiai tulajdonságai a következő táblázatban vannak összefoglalva (4. táblázat táblázat). Ezek a szabadföldi talajkezelés áttekintése előtt kiinduló pontot adnak az egyes tulajdonságok jellemzésével.

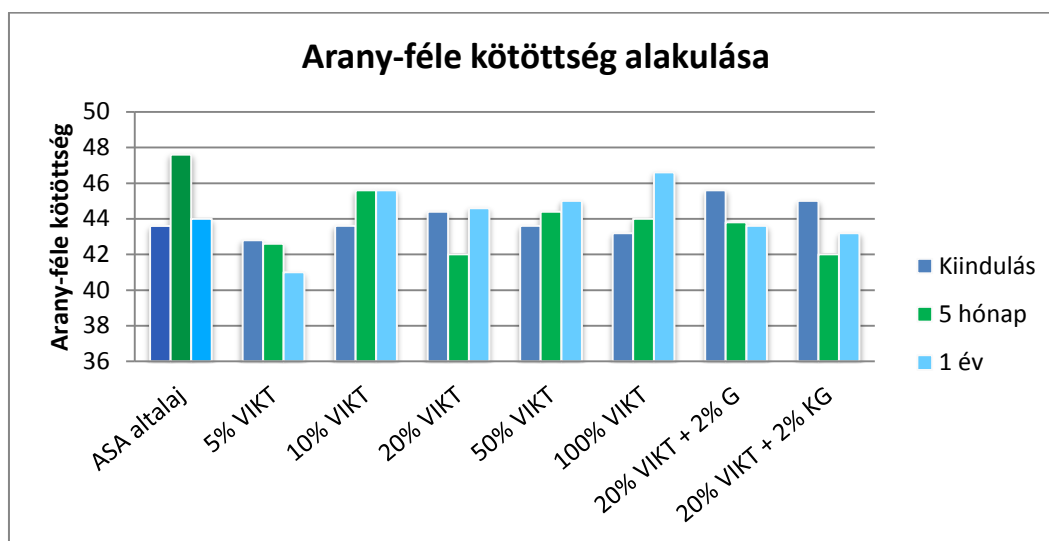
4. táblázat: A kiindulási anyagok főbb fizikai és kémiai paraméterei

Hulladék/talaj	pH-H ₂ O	EC (μS/cm)	K _A	NH ₄ -N (mg/kg)	NO ₃ -N (mg/kg)	Össz-N (m/m%)	Szervetlen só(m/m%)	CaCO ₃ (m/m%)
ASA talaj	8,37	1293	46	8,93	4,76	0,107	0,08	17,1
Vörösiszapos talaj	8,63	1658	47	13,33	65,54	0,257	0,10	13,7
ASA gipsz	8,65	-	-	3,22	5,91	0,033	2,18	-
MAL gipsz	7,77	-	-	6,48	1,85	0,027	1,98	-

4.1.1. Arany-féle kötöttség változása

Az Arany-féle kötöttség, melynek vizsgálatát az MTA TAKI kutatócsoportja végezte el, definíció szerint annak a víznek a mennyiségét jelenti, amit a légszáraz talaj képlékennyé válásáig felvesz. Értéke rámutathat a talaj kolloid tartalmára, illetve a talaj vízmegkötő képességére.

Az 5. ábra megfigyelhető, hogy az alap kezeletlen altalaj kötöttségi értékéhez képest a bekeverés után (Kiindulási állapot után) javulás figyelhető meg a vörösiszapos talajt tartalmazó parcellákban.



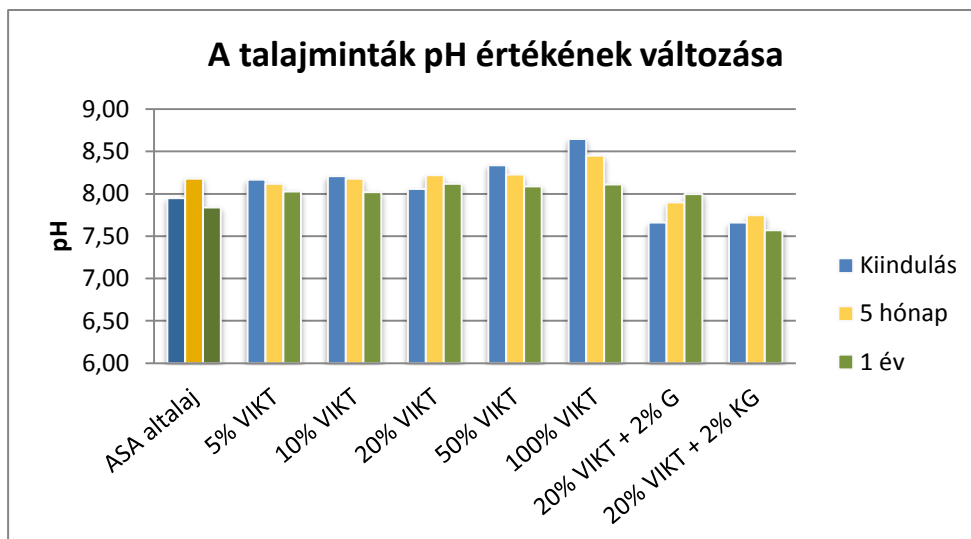
5. ábra Az Arany-féle kötöttség változása a kísérlet során
(Ahol: VIKT= vörösiszappal kevert talaj; G=ASA gipsz; KG= kénes gipsz)

Megfigyelhető továbbá, hogy 1 év elteltével a kontroll ASA altalajához képest javított a kötöttségi állapoton a vörösiszapos talaj bekeverése 10 m/m% fölötti arányban bekeverve, viszont a gipsz hulladék hozzáadása nem javít különösen ezen a tulajdonságon.

A Stefanovits-féle talajfizikai jellemzők leírása szerint (Stefanovits, 1999) az eredeti ASA altalaj az agyagos vályog csoportba tartozik, mely az optimális vízkötöttségi állapot tartományában található, és ebben a kategóriában maradt szinte minden bekevert parcella is az Arany-féle kötöttségi szám alapján. Egyedül az 5 m/m% vörösiszapos talajt tartalmazó parcella marad a 'vályog' kategórián belül tartósan, de ez is a megfelelő vízháztartás határain belül van még Stefanovits szerint.

4.1.2. A kémhatás változása

A vörösiszapos talajjal való munkánk során kiemelten fontos kérdés a talaj kémhatásának változása, a vörösiszaptól eredő erősen lúgos kémhatásból kiindulva. Ezen várakozás ellenére a kiindulási adatok a használt anyagokról (4. táblázat) azt mutatják, hogy az eredeti altalaj kémhatása nem lényegesen alacsonyabb az alkalmazott vörösiszapos talajénál.



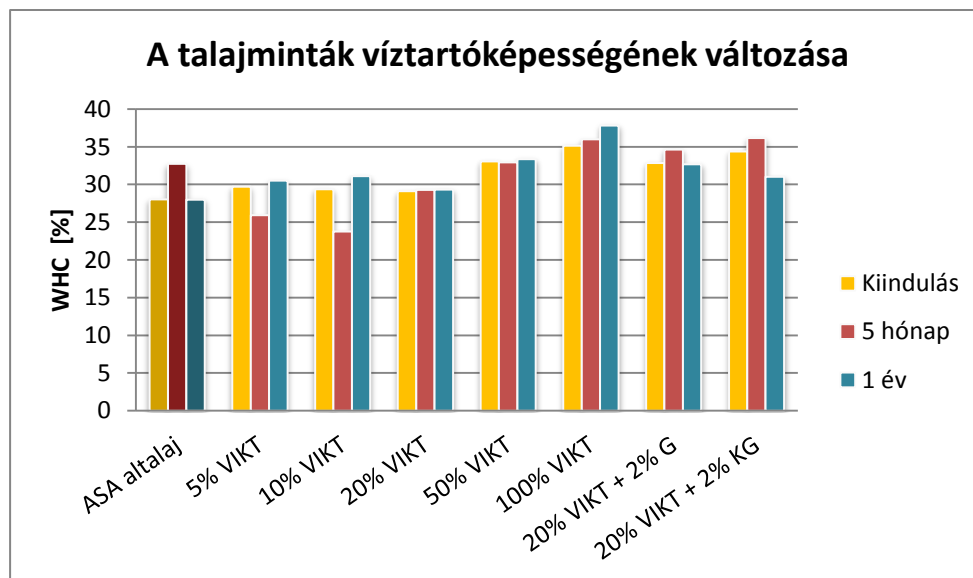
6. ábra A parcellák pH értékének változása
(Ahol: VIKT= vörösiszappal kevert talaj; G=ASA gipsz; KG= kénes gipsz)

A kísérlet során vizsgált parcellák pH értékei a három mintavétel között a 6. ábraán bemutatott módon változtak. Az értékekből látható, hogy a vártaknak megfelelően a vörösiszappos talaj bekeverési arányát növelve a talaj kémhatása egyre nőtt, és bár az altalaj eleve lúgosságot mutatott, minden esetben a kontroll eredeti altalajénál lúgosabb értéket vett fel. Megfigyelhető továbbá, hogy az idő elteltével a pH csökkenő tendenciát mutatott a parcellák többségében. Ugyanakkor a vörösiszappos talaj mellett gipsz hulladék bekeverésével a semlegeshez közelebb eső kémhatást érthettünk el mindhárom mintavétel eredményei alapján, így ezek alkalmazása javasolt lehet a megfelelő kémhatás eléréséhez.

4.1.3. Vízretartóképesség változása

A talajok vízgazdálkodása fontos tényező a termelékenység szempontjából. A talajminták vízretartóképességének vizsgálata képet ad a talaj szerkezetéről és a talaj vízgazdálkodásának működéséről, mely a növényzet telepítésekor fontos szempont lehet. A jobb vízretartóképesség a növények számára könnyebben elérhető, kisebb ingadozású vízkészlet biztosítását engedheti meg, ezért a magasabb érték a teszt során kedvezőbb lehet.

A WHC (Water Holding Capacity) értéke azt a vízmennyiséget jelzi (tömegszázalékban kifejezve), amit a talaj száraz tömeg egysége standard körülmények között megtart. A kísérlet során a minták vízretartóképességének változása a 7. ábrán látható.



1. ábra A parcellák víztartókéességének változása
(Ahol: VIKT= vörösiszappal kevert talaj; G=ASA gipsz; KG= kénes gipsz)

Az ábra alapján megállapíthatjuk, hogy a talaj víztartókéességét a vörösiszapos talaj bekeverése javítja, de nagyobb mértékű növekedés a kontroll kezeletlen talajhoz képest csak az 50%-os bekeverés fölött tapasztalható. A legnagyobb javulást a kontroll parcella értékéhez képest a 100%-os vörösiszapos talajtakaró alkalmazásával értünk el, ezt minden mintavétel eredménye megerősíti. A gipszhulladékok - az eredményeik alapján - szintén javítottak a víztartókéesség alakulásán, a 20% vörösiszapos talajt tartalmazó parcellával összehasonlítva. Bár a 20 %-os bekeverés önmagában nem mutatott jelentős javulást, a gipszhulladékokkal együtt már egyértelmű volt a víztartókéesség növekedése a kezeletlen altalajhoz képest.

4.1.4. A talajok tápanyag-ellátottságának alakulása

A hulladéklerakó jövőbeli növényesítésének további fontos feltétele a talaj megfelelő elérhető tápanyagkészlete. Míg a hulladéklerakó fedőtalaja hiányosnak mutatkozott e tekintetben, a vörösiszapos talaj jobb minőségű talajból ered, ezért az oldott tápanyag mennyisége a kiindulási bekeverendő hulladéknak is magasabb volt.

A talajok tápanyagtartalmának megismeréséért vizsgáltuk a minták nitrogén, kálium és foszforellátottságát és ennek időbeli változását a kísérlet alatt az MTA TAKI eredményei alapján (6. táblázat). A nitrogénháztartáson belül vizsgáltuk az elérhető ammónia és nitrát készletet a talajokban, és ennek megoszlását az összes nitrát tartalom viszonylatában (7. táblázat). A 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet alapján a felszín alatti vizekre érvényes foszfát, nitrát, illetve ammónium határértékek alatt maradt az összes érték.

6. táblázat A parcellák oldható kálium- foszfor- és nitrogéntartalma a kísérlet során
(Ahol: VIKT= vörösiszappal kevert talaj; G=ASA gipsz; KG= kénes gipsz)

	AL-K ₂ O			AL-P ₂ O ₅			Össz-N		
	[mg/kg]			[mg/kg]			[mg/kg]		
	Kiindulás	5 hónap	1 év	Kiindulás	5 hónap	1 év	Kiindulás	5 hónap	1 év
ASA altalaj	205,3	203,5	261,3	34,4	44,0	33,0	699,8	666,5	766,4
5% VIKT	217,2	232,0	275,4	58,9	55,8	47,4	566,5	666,5	599,8
10% VIKT	206,7	218,7	201,1	87,6	81,9	63,7	933,1	833,1	933,1
20% VIKT	254,1	251,7	216,9	86,9	103,0	73,0	899,7	1033,0	766,4
50% VIKT	224,2	259,6	227,3	128,7	128,7	105,0	1133,0	1299,6	999,7
100% VIKT	304,9	293,7	256,4	205,1	216,1	188,6	1599,5	1799,5	1732,8
20% VIKT + 2% G	204	217	218	122	111	88,4	1000	966	1133
20% VIKT + 2% KG	204	229	233	104	128	88,7	833	1166	1066

Az eredmények egyértelműen azt szemléltetik, hogy a vörösiszapos talaj bekeverése a koncentráció növekedésével javítja a talaj elérhető kálium-, foszfor-, és nitrogén készletét. A mintavételek közti különbségek eredhetnek az évszakos változásokból, a talajban található mikroflóra tápanyag hasznosításából és a megváltozott mobilitási viszonyokból. A második és végső mintavétel eredményei alapján látható, hogy a kálium- és foszforellátottság a vörösiszapos talaj koncentrációjával nő. A 20 m/m% vörösiszapos talajt és 2 m/m% gipszet tartalmazó parcellák közül a foszfor- és nitrogéntartalom magasabb volt a kontrollnál mindkét parcella esetében. A 7. táblázat alapján az elérhető ammónia esetében a kontroll ASA altalaj értékéhez képest az 50 és 100 m/m% vörösiszapos talajréteget tartalmazó parcellák eredménye volt kiemelkedő.

A talajban lévő nitrogénformák mennyiségét nagyon sok tényező befolyásolja, köztük a talaj szellőzőtsége, kémhatása, a talajban élő mikroorganizmusok száma és aktivitása is.

A nitrogénháztartás a mintavételek során szemmel láthatóan megváltozott, mivel kisebb arányban tartalmaznak nitrátot a talajminták később, az idő folyamán minden parcellában csökkent az értéke. Ennek oka egyrészt a talajban található denitrifikáló baktériumok tevékenysége lehet. A növények tápanyaghasznosítása szempontjából is nagyon fontos tényező az adott talaj nitrogénmérlege, azaz, hogy az egyes formák milyen arányban vannak jelen. Az ammónium és a nitrát is a növények számára felvehető, ebből a nitrát ion a növények számára a legkedvezőbb nitrogénforma.

A tervezett növényesítés során a nagyobb nitrát arány előnyösebb lehet, mivel a növények számára a nitrát a könnyebben felvehető forma.

A 7. táblázat alsó két részében láthatjuk, hogy a nitrát aránya az összes nitrogén tartalomhoz viszonyítva az első mintavétel során még a nagyobb vörösiszapos talaj tartalom esetén javult, de a második és harmadik mintavételre ez az állapot megváltozott, és a nitrát aránya az 5 m/m% vörösiszapos talajt tartalmazó parcellában volt a legmagasabb.

7. táblázat A parcellák oldható ammónium- és nitrát tartalma a kísérlet során
(Ahol: VIKT= vörösiszappal kevert talaj; G=ASA gipsz; KG= kénes gipsz)

	NH ₄ -N			NO ₃ -N		
	[mg/kg]			[mg/kg]		
	Kiindulás	5 hónap	1 év	Kiindulás	5 hónap	1 év
ASA altalaj	8,9	6,2	10,1	2,4	1,9	1,8
5% VIKT	8,0	4,6	9,8	4,9	4,0	1,1
10% VIKT	6,1	4,6	7,2	14,4	4,0	1,1
20% VIKT	7,8	5,2	9,5	7,8	2,3	1,2
50% VIKT	7,2	6,1	10,9	18,3	6,1	1,7
100% VIKT	9,4	5,9	10,4	40,1	9,1	5,2
20% VIKT + 2% G	18,3	5,2	9,2	14,5	5,2	2,3
20% VIKT + 2% KG	7,0	4,7	6,7	10,2	2,1	1,7
	NH ₄ -N/össz-N			NO ₃ -N/össz-N		
	[%]			[%]		
	Kiindulás	5 hónap	1 év	Kiindulás	5 hónap	1 év
ASA altalaj	1,3	0,9	1,3	0,3	0,3	0,2
5% VIKT	1,4	0,7	1,6	0,9	0,6	0,2
10% VIKT	0,6	0,6	0,8	1,5	0,5	0,1
20% VIKT	0,9	0,5	1,2	0,9	0,2	0,2
50% VIKT	0,6	0,5	1,1	1,6	0,5	0,2
100% VIKT	0,6	0,3	0,6	2,5	0,5	0,3
20% VIKT + 2% G	1,8	0,5	0,8	1,5	0,5	0,2
20% VIKT + 2% KG	0,8	0,4	0,6	1,2	0,2	0,2

A 20 m/m% vörösiszapos talaj mellett 2 m/m% porlasztott gipszöntőformát tartalmazó parcellák eredményeiben látható, hogy a nitráttartalomban javulást érhetünk el a kontroll talajhoz képest.

4.1.5. A toxikus fémtartalom változása

A vörösiszap, lévén ásványi érc eredetű melléktermék, magas toxikus fémtartalommal bírhat, mely az állati és növényi élőlényekre is veszélyes lehet, ha a talajon keresztül a vízkészletekbe kerül. Mivel a vörösiszappal szennyezett talajokra jellemző, hogy a kémhatás megváltoztatásával a fémek mobilizálhatósága is változik, ezért fontos szempont a talajjavításra való alkalmazhatóság és a kockázat kérdésében a toxikus fémtartalom.

Bár a vörösiszap nehézfém-tartalma általában magasabb, szennyezett talajokon használható fémmegkötésre erős lúgos kémhatása miatt, mely bizonyos fémek mozgékonyágát csökkenti (Feigl és mtsai, 2012), így korlátozza a felvehetőségét az élőlények számára.

A kísérlet során minden mintavételkor vizsgáltuk arzén, kadmium, összes króm, réz, molibdén, nikkel, ólom és cink megjelenését a mintákban. Vizsgáltuk királyvizes, desztillált vizes és lúgos kioldódással is ezen fémek mennyiségét. Az eredmények alapján általánosságban elmondható, hogy a vörösiszapos talaj arányát növelve nőtt az oldott fémek mennyisége, és a 100 m/m% vörösiszapos talajtakaróval ellátott parcellában volt a legmagasabb érték szinte minden esetben.

Az összes fémtartalom jellemzésére leginkább a királyvizes kioldás adatai adnak információt, a továbbiakban ezekkel az adatokkal foglalkozom. A másik két kivonási eljárás során elhanyagolható fémmennyiség oldódott ki. A 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet alapján összehasonlítottam a Magyarországon hatályos földtani közeg és felszín alatti vízben található toxikus fémek határértékeivel az egyes fémek/félfémek mennyiségét a mintákban.

A parcellák eredményei közt határértéket meghaladó érték csak két elem vizsgálatakor volt található, az arzén és a nikkel esetében (8. táblázat). Arzén esetén már a 20 m/m%-os vörösiszapos talaj bekeverése is határérték feletti fémtartalmat okozott, viszont a porlasztott gipsz öntőforma bekeverése csökkentette a kioldható fémmennyiséget. Az összes króm vizsgálatakor egy esetben, a 100%-os vörösiszapos talajtakaró parcellájában volt mérhető a határértékhez közeli érték.

A kockázatközpontú szemlélet alapján a 20 m/m%-os vörösiszapos talaj bekeverésig elfogadható a hasznosítás, illetve a 20m/m%-os alkalmazás is gipszhulladék együttes alkalmazásával.

8. táblázat A parcellák toxikus fémtartalmának változása a királyvíz oldás eredményéből és a 2014-ben hatályos határérték a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM szerint
(Ahol: VIKT= vörösiszappal kevert talaj; G=ASA gipsz; KG= kénes gipsz)

	As [mg/kg]			Cr [mg/kg]			Ni [mg/kg]		
	Kiindulás	5 hónap	1 év	Kiindulás	5 hónap	1 év	Kiindulás	5 hónap	1 év
ASA altalaj	10,3	12,6	10,9	44,0	43,4	48,7	32,1	31,4	32,4
5% VIKT	8,94	12,0	10,6	38,54	39,6	54,0	30,0	33,8	36,3
10% VIKT	13,9	13,7	16,7	46,2	46,9	49,7	34,4	35,7	36,2
20% VIKT	12,7	16,8	14,1	41,4	51,1	49,0	31,2	36,6	33,7
50% VIKT	14,5	18,1	16,9	52,8	57,3	59,6	35,5	40,0	38,8
100% VIKT	18,3	21,5	18,8	68,3	72,2	68,4	43,3	45,5	41,7
20% VIKT + 2% G	13,6	13,9	14,8	43,3	47,7	49,9	34,1	34,4	33,3
20% VIKT + 2% KG	12,9	16,9	13,9	39,1	53,4	52,3	29,8	35,5	32,0
Határérték	15			75			40		

Réz és cink vizsgálatokor megfigyelhető volt az a jelenség, hogy a vörösiszapos talaj koncentrációjának növelésével a fém koncentrációja csökkent a talajban (9. táblázat). A cink esetében ez magyarázható azzal is, hogy a mérések alapján a vörösiszapos talaj önmagában alacsonyabb cink tartalommal bír, mint az ASA altalaja. Emellett mind a cink, mind a réz esetében ismert, hogy ezek a fémek a pH növekedésével kisebb mobilitást mutatnak a talajban. Hatással lehet ezen fémek mozgékonyására a vörösiszapos talaj magasabb foszfát-tartalma, mely az oldott fémek mozgékonyágát korlátozhatja (Stefanovits, 1999).

9. táblázat A parcellák réz és cinktartalmának változása királyvizes oldás után
(Ahol: VIKT= vörösiszappal kevert talaj; G=ASA gipsz; KG= kénes gipsz)

	Cu [mg/kg]			Zn [mg/kg]		
	Kiindulás	5 hónap	1 év	Kiindulás	5 hónap	1 év
ASA altalaj	22,2	22,8	22,6	73,9	82,0	70,7
5% VIKT	17,81	20,7	18,9	91,39	76,9	64,1
10% VIKT	20,4	22,4	21,8	68,9	77,9	70,4
20% VIKT	18,6	19,9	18,5	65,2	70,3	60,5
50% VIKT	20,5	21,2	20,9	64,9	70,6	65,2
100% VIKT	18,2	18,8	17,2	53,2	59,2	52,3
20% VIKT + 2% G	23,4	21,0	19,9	65,5	71,2	59,6
20% VIKT + 2% KG	19,7	21,3	19,3	65,1	76,6	63,9

4.2. A talajok biológiai aktivitásának változása

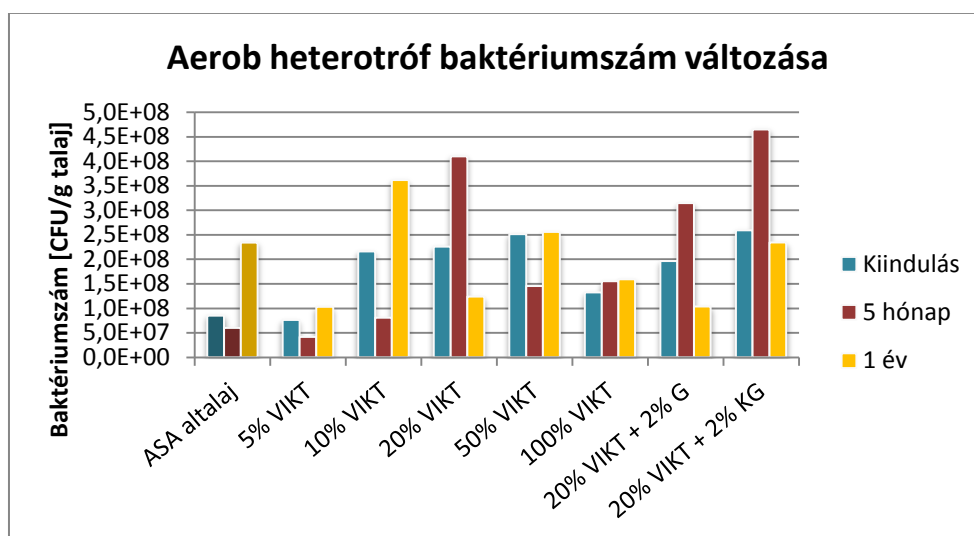
A talaj biológiai állapotának vizsgálatokor mind a benne élő mikroorganizmusokat, mind pedig ezen mikroorganizmusok működését jelző enzimeket mérhetjük. A parcellák talajainak biológiai aktivitását több módszerrel is nyomon követtem a kísérlet során. Vizsgáltuk az aerob heterotróf baktérium- és gombaszámot, a talaj mikroflórájának szubsztráthasznosítását, illetve a talajlégzést.

4.2.1. Aerob heterotróf baktérium- és gombaszám változása

Az aerob heterotróf baktériumszám meghatározásához a húsléagaron telepet alkotó egyedek száma átlagosan a három mintavétel során a 8. ábra szerint változott. Az ábra alapján megfigyelhető, hogy a vörösiszapos talaj bekeverése az első mintavételnél egyértelműen növelte a kapott baktériumszámot, már 10 m/m%-os mennyiséggel is, a vörösiszapos talaj bekeverésének mértékével arányosan, bár a 100 m/m% vörösiszapos talaj parcellája már nem mutatott nagyobb értéket.

A második és harmadik mintavétel idejére azonban megváltoztak ezek a körülmények, és az látszott, hogy a kontroll parcella eredményéhez képest fejlődést leginkább a 10 m/m% vörösiszapos talajt tartalmazó parcellával értünk el, de az utolsó mintavétel idejére javulást

mutatott az 50 m/m% vörösiszapos talaj tartalmú parcella is. Észrevehetően mindegyik mintavétel alatt kisebb sejtszámot mutatott az 5 és 100 m/m% vörösiszapos talajt tartalmazó két parcella. A 20 m/m% vörösiszapos talajos parcella a második mintavétel ideje alatt a legkiemelkedőbb serkentést mutatta, a végső mintavétel idején azonban ez az érték meglehetősen lecsökkent. Az egyedül 20 m/m%-os vörösiszapos talajt tartalmazó parcella eredményéhez képest, az emellett gipszet is tartalmazó két parcella eredményeit értékelve észrevehetjük, hogy mindegyik mintavétel esetén nagyobb sejtszámmal jelent meg a kénes gipszet tartalmazó parcella (20% VIKT + 2% KG) és kissé alacsonyabb eredményt mutatott az ASA gipszet tartalmazó parcella (20% VIKT + 2% G).

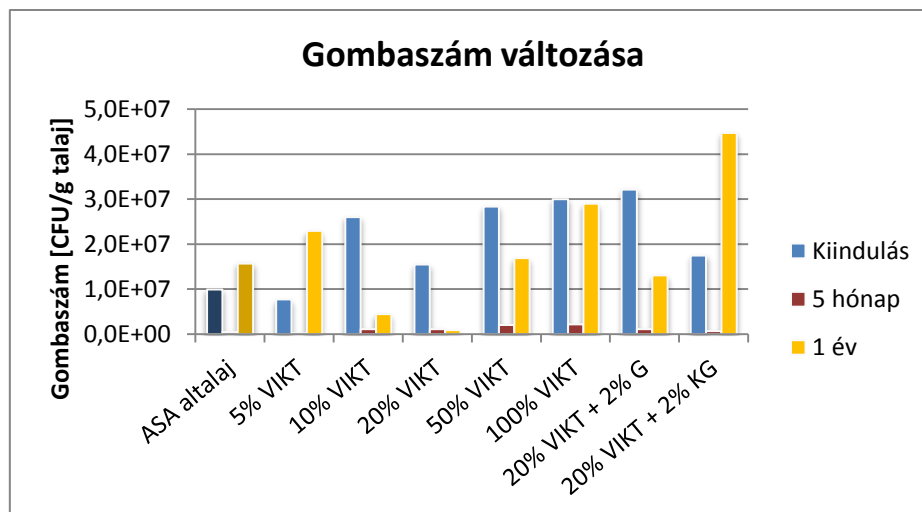


8. ábra Az aerob heterotróf baktériumok száma a kísérlet során
(Ahol: VIKT= vörösiszappal kevert talaj; G=ASA gipsz; KG= kénes gipsz)

A talajminták gombaszámának változását a 9. ábra foglalja össze. Az ábra megfigyelésekor azt vehetjük észre, hogy a kiindulási és harmadik mintavétel alatt minden parcella egy nagyságrenddel nagyobb gombaszámot mutatott, mint a második mintavételkor.

Ennek több oka is lehet, az egyik a két mintavétel körülményeinek megváltozása, tehát a környezeti állapotok, éghajlat, hőmérsékleti jellemzők, illetve a másik magyarázat a lecsökkent elérhető tápanyagmennyiség lehet egyes alkotókból.

Ennek ellenére az egyes mintavételek kapott eredményeket összehasonlíthatjuk a kontroll ASA altalaj eredményével. Az első mintavételkor azt láthatjuk, hogy javulást egyedül az 5 m/m% vörösiszapos talajt tartalmazó parcella nem mutatott, és a 100 m/m% vörösiszapos talajos parcella eredménye mutatott jelentős javulást, illetve a 20 m/m% vörösiszapos talaj mellett 2 m/m% gipszöntőforma hulladékot tartalmazó parcella eredménye volt a legmagasabb.



9. ábra A gombaszám alakulása a kísérlet alatt
(Ahol: VIKT= vörösiszappal kevert talaj; G=ASA gipsz; KG= kénes gipsz)

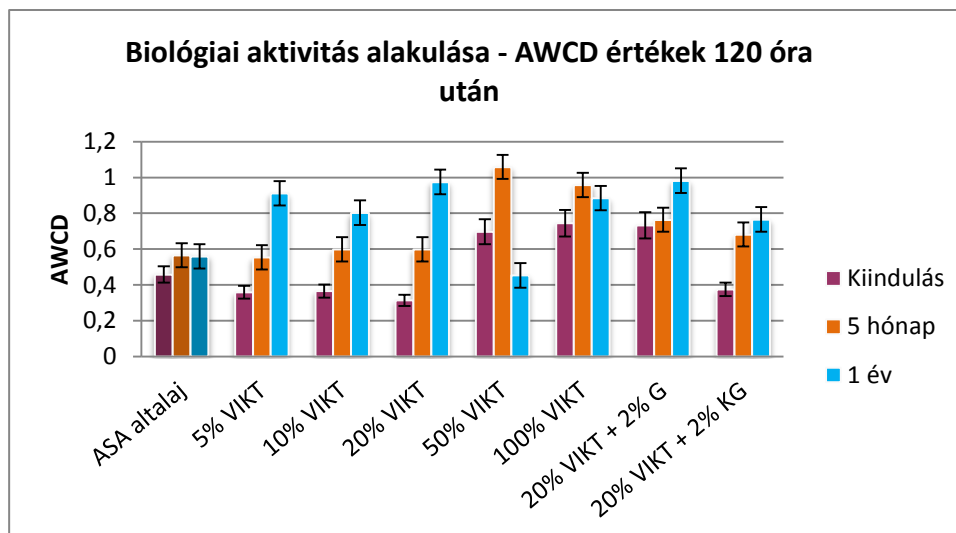
A második mintavétel idején a parcellák hasonló tendencia szerint mutattak telepkepző gombaszám fejlődést: 10 m/m% és afeletti koncentrációban mindegyik parcella fejlődést mutatott a kontroll ASA talajához képest, a legkiemelkedőbb javulást itt a 100 m/m% vörösiszapos talaj tartalmú parcella mutatta. A harmadik mintavétel idejére a legnagyobb gombaszám növekedést a 20 m/m% vörösiszapos talajt és 5 m/m% kénes gipszet tartalmazó parcellán láthattuk, de az idő elteltével javulás volt megfigyelhető az 5 m/m%-os vörösiszapos talaj esetén is.

Az eredmények arra engednek következtetni, hogy a vörösiszapos talaj bekeverése nagy koncentrációkban is serkentette a talaj gombaszámát a kontroll talajhoz viszonyítva.

4.2.2. Mikrobiális szubsztráthasznosítás alakulása

A mikrobiális szubsztráthasznosítást Biolog Ecoplate lemez segítségével vizsgáltam a talajokban különböző szénforrások tekintetében. Az indukált színváltozás alapján az abszorbancia értékekből megkaphattuk egyes parcellák átlagos cella színfejlődési értékét, az AWCD értéket az idő függvényében a mérés 7 napjának átlagából számolva. Ezek az értékek jól jellemzik a talajmikroflóra aktivitását az egyes parcelláknál. Mivel a minták értékei általában az idő előrehaladtával váltak szét egymástól, ezért a 120 óra után kapott eredményeket értékelem, melyet a 10. ábra szemléltet.

Az AWCD értékekből Shannon-indexet is számoltam, ennek eredményei közt 120 óra elteltével viszont nem volt jelentős eltérés egyik mintavétel alkalmával sem.



10. ábra A biológiai aktivitás alakulása az átlagos színfejlődés értékek alapján BIOLOG rendszerrel (Ahol: VIKT= vörösiszappal kevert talaj; G=ASA gipsz; KG= kénes gipsz)

A színfejlődés indexek alapján egyértelműen látható, hogy a biológiai aktivitásra serkentő hatással volt a vörösiszapos talaj bekeverése, és a kísérlet elindítása után 5 hónappal és 1 évvel is megnövekedett szubsztráthasznosítást lehet felfedezni a kezelt parcelláknál. Valószínűsíthetően a megnövekedett biológiai aktivitás eredményezte a NO_3 csökkenést is az idő folyamán ezek alapján. A kísérletek végén a legkiemelkedőbb eredményt a 20 m/m% vörösiszapos talajos, illetve a 20 % vörösiszapos talajt és 2 m/m% gipszöntőformát tartalmazó parcella mutatta. De az 50 m/m% vörösiszapos talaj parcelláját leszámítva mindegyik kezeléssel javulást lehetett elérni a kontroll talajhoz képest.

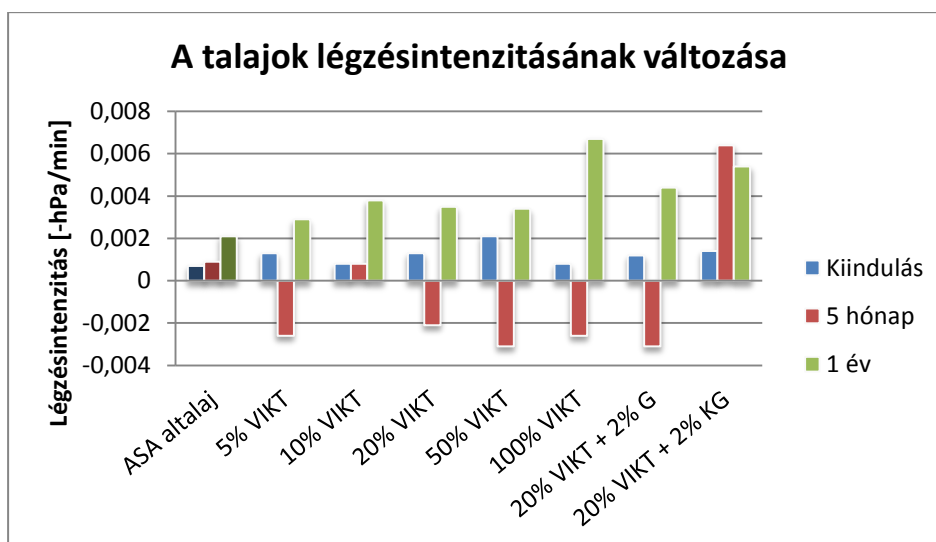
A vörösiszapos talaj mellett gipszhulladékot is hasznosító kezelés során hasonlóan jó eredményt értünk el; a gipszöntőforma bekeverésével (20% VIKT + 2% G) is jobb volt a biológiai aktivitás, és kisebb mértékű javulást kaptunk a kénes gipsz bekeverésével (20% VIKT + 2% KG).

4.2.3. A talajlégzés változása

A talaj légzésintenzitása, vagyis a talajban található mikroorganizmusok aktivitásának alakulása képet adhat a talaj állapotáról. A zárt palackban mért nyomásváltozások alapján felvett egyenesek meredekségéből számolt légzésintenzitást pedig a 11. ábra mutatja.

Látható, hogy a légzésintenzitás értékek az első mintavétel után merően megváltoztak, az 5 hónap elteltével mért szabadföldi minták eredményeinél pedig anomália fedezhető fel, ugyanis a talajmintáknál nyomáscsökkenés helyett nyomásnövekedés következett be a palackokban.

Ennek oka lehet, hogy az oxigéntartalom elfogyasztása után a kisebb energetikai hatékonysággal működő az anoxikus mechanizmusok is beindulnak, melyek különböző gázok (H_2S , NO_2) termelésével járhatnak (Grady és mtsai, 1999). De a kezdeti és végső mintavétel eredményei jól szemléltetik a vörösiszapos talaj bekeverésének hatására bekövetkező aktivitásnövekedést. A nagyobb kezdeti meredekség intenzívebb biológiai aktivitásra enged következtetni. Ez alapján megállapítható, hogy vörösiszapos talajjal kezelt parcellákban a kontroll talaj aktivitásához képest serkentés fedezhető fel a kiindulás és a végső mintavétel során is. A kísérletek vége felé általánosságban elmondható, hogy a talajlégzés intenzitása megnövekedett a kiinduláshoz képest. A legnagyobb serkentést a 100% vörösiszapos talaj tartalmú és a 20 % vörösiszapos talaj és 2 % kénes gipsz tartalmú parcelláknál érték el.



11. ábra A légzésintenzitás értékek alakulása a kísérlet alatt

Ezek az eredmények összhangban vannak a mikrobiális szubsztráthasznosítás eredményeivel is.

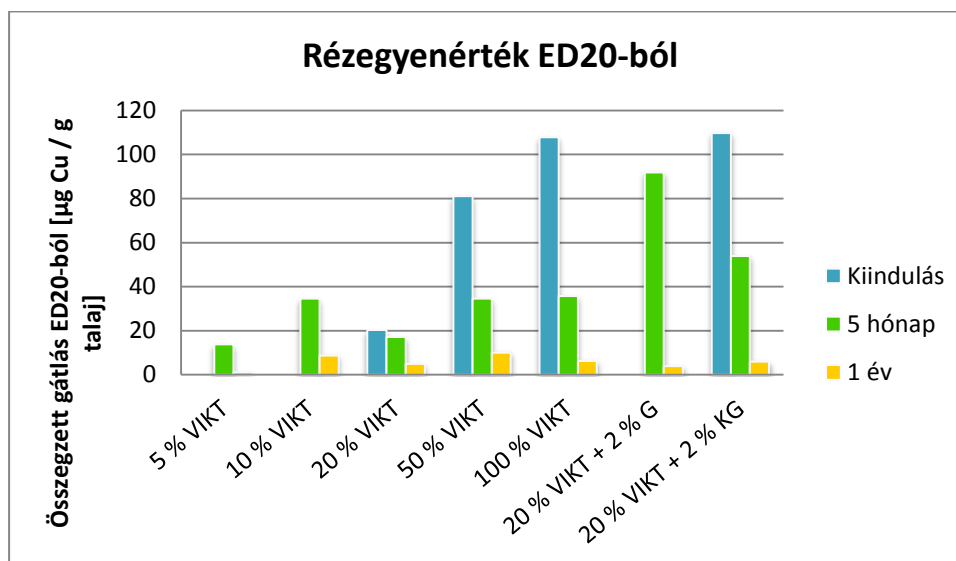
4.3. A toxicitás alakulása a szabadföldi kísérlet során

Az ökotoxikológiai módszerekkel a talajok/hulladékok toxikus hatásait vizsgáljuk kiválasztott tesztorganizmusok alkalmazásával. Ezek a módszerek a környezeti kockázatelemzés másik oldalát, a környezeti hatás vizsgálatát támogatják.

4.3.1. *Aliivibrio fischeri* lumineszcencia gátlási teszt eredményei

A kísérlet során vizsgáltuk a környezet toxicitására érzékenyen reagáló baktériumot, az *Aliivibrio fischeri*-t. Az *Anyagok és módszerek* fejezetben bemutatott módszer alapján dolgoztam fel a baktérium biolumineszcencia-gátlásának eredményeit, melyet az ED20 (azaz

effektív dózis) értékekből számolt rézgyenértékben adok meg. Az eredményeket a 12. ábra tartalmazza.



12. ábra Az *Aliivibrio fischeri* biolumineszcencia gátlása alapján meghatározott rézgyenértékek a kísérlet során
(Ahol: VIKT= vörösiszappal kevert talaj; G=ASA gipsz; KG= kénes gipsz)

Mivel a kiértékelés során a számolások végzésekor a kontroll parcella (.A.S.A. altalajának) eredményeit használtam faktorként, ezért az altalajra nincs értelmezve ezzel a módszerrel rézgyenérték. Bizonyos parcellák eredményeinél pedig nem volt számítható a rézgyenérték, mivel a kontroll talajhoz viszonyítva nem okozott gátlást, és negatív értékre nem volt illeszthető az ED értékek leolvasásához szükséges görbe. A felfedezett serkentő hatások felmérésére ez a kiértékelési módszer nem alkalmazható. Mivel az 50-os gátláshoz tartozó ED50 értékek leolvasása több parcellánál nem volt véghezvihető, ezért csak az ED20-hoz tartozó eredményeket értékelem ki a következőkben, melyek alapján a toxikusság jellemzéséhez a következő táblázat ad segítséget (Molnár és Gruiz, 2007).

A kezdetben vett minták eredményeiből kiderül, hogy a vörösiszap koncentráció növekedésével nőtt a gátlás, így a minták toxicitása is. Viszont egy év elteltével már egyik minta sem mutatott toxikus hatást, minden minta a 10. táblázatban bemutatott toxikus határ (80 µg Cu/g talaj) alatt volt.

10. táblázat *Aliivibrio fischeri* lumineszcencia gátlás alapján kapott rézgyenértékek jellemzése

Összegzett gátlás ED20 alapján [µg Cu / g talaj]	Jellemzés
< 80	Nem toxikus
80 - 250	Enyhén toxikus
250 - 400	Toxikus
> 400	Nagyon toxikus

Az ED20 alapján kapott eredményekből megállapítható, hogy a bekeverés utáni első mintavétel során még enyhe toxicitást mutatott a vörösiszapos talaj koncentráció növelésével a teszt, ez a már a második mintavételre is lecsökkent, és a harmadik mintavételre az eredmények alapján a nem toxikus kategóriába volt besorolható minden parcella. A legkisebb rézegyenértéket az 5 m/m% vörösiszapos talajos parcella adta 5 hónap és 1 év elteltével is.

A vörösiszapos talaj melletti gipszes hulladékok bekeverése esetén azt fedezhetjük fel, hogy a toxicitást a gipszes kezelés növelte az *Aliivibrio fischeri* számára az első és második mintavétel alapján, viszont a harmadik mintavételre elhanyagolható toxicitása volt már ezeknek a parcelláknak.

4.3.2. *Bacillus subtilis* növekedésgátlási teszt eredményei

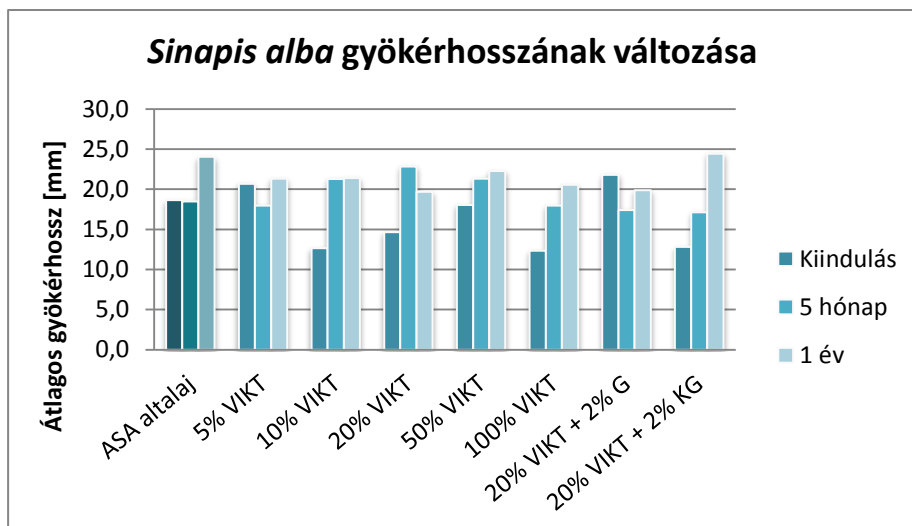
Az agardiffúziós teszt során az első két mintavétel talajmintáit vizsgáltam. Mivel a parcellák mintái közül a standard, gátlást okozó nehézfém mintákhoz képest nem volt elkülöníthető hasonló mértékű gátlás, inkább serkentés volt, ezért nem tudjuk megfeleltetni, kvantitatív mértékbe szabni (pl. rézegyenérték) a minták toxicitását ezzel a vizsgálattal.

Ezek az eredmények arra engednek következtetni, hogy a vizsgált parcellák talajai, tehát a hulladéklerakó talajába kevert vörösiszapos talajmennyiségek és gipszmennyiségek egyike sem jelent gátló hatást a szénabacilus fajára, sőt jelenléte kismértékben serkentő hatással van rá. Ugyanakkor ezek az eredmények is tükrözik, hogy a toxicitás vizsgálatára ebben a tesztben alkalmazott tesztorganizmus nem érzékeny kis mennyiségben jelenlevő fém hatásának kimutatására.

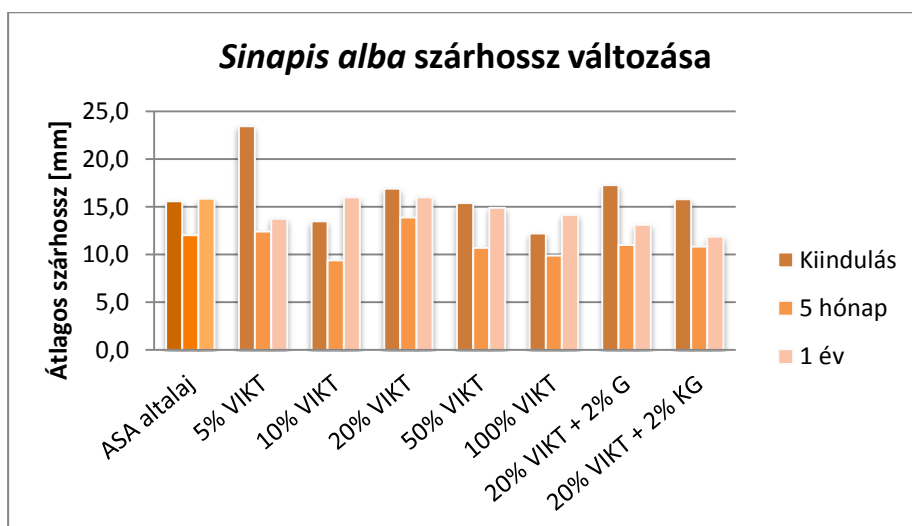
4.3.3. Toxicitás alakulása *Sinapis alba* szár- és gyökérnövekedése alapján

A növényesítés előzetes vizsgálatának egyik fontos jelzője lehet a növényi tesztorganizmusokkal végzett ökotoxicitás teszt. Ezek közül gyakran használt a *Sinapis alba*, másnéven fehér mustár vizsgálata. A 25 darab fehér mustármagból kicsírázott egyedek gyökér- és szárhosszának átlagát vizsgáltuk, melyek eredményét a 13. és 14. ábra mutatja be.

Megállapítható, hogy a bekeverés után a gyökérnövekedésre nem hatott jelentős gátlással a vörösiszapos talajos kezelés, illetve a 20 m/m%-os vörösiszapos talajt és 2 m/m% kénes gipszet tartalmazó parcella talaja serkentőleg hatott a kontroll parcellához képest.



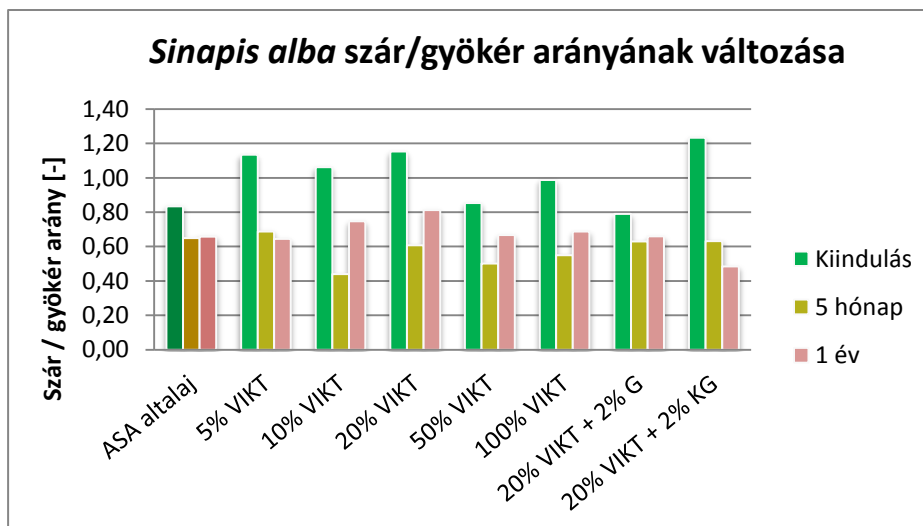
13. ábra Fehér mustár gyökerének átlagos hossza a kísérlet során a talajokban (Ahol: VIKT= vörösiszappal kevert talaj; G=ASA gipsz; KG= kénes gipsz)



14. ábra Fehér mustár szárának átlagos hossza a kísérlet alatt a különböző talajokban (Ahol: VIKT= vörösiszappal kevert talaj; G=ASA gipsz; KG= kénes gipsz)

A szárnövekedés esetében pedig serkentő hatása volt a 10 és 20 m/m% vörösiszapos talaj parcellájának, viszont itt a gipsz bekeverése nem mutatott javító hatást az eredeti altalajhoz képest.

A fehér mustár jellegzetes tulajdonsága, hogy csírázaskor kedvezőtlen minőségű talajban hosszabb gyökeret és rövidebb szárat ereszt, megfelelőbb talajrész után kutatva (Klebercz, 2009). E jelenség alapján vizsgáltuk meg a szárhossz és gyökérhossz arányát az egyes minták eredményeiből (15. ábra). A szárhossz/gyökérhossz arány az 1 körüli és afeletti értékek esetén mutat egészséges növényegyedekre, illetve 0,7 alatti értékek pedig a gyökerek túlzott megnyúlását jelezheti.



15. ábra Fehér mustár szár/gyökér arányának változása a kísérlet során a különböző talajokban (Ahol: VIKT= vörösiszappal kevert talaj; G=ASA gipsz; KG= kénes gipsz)

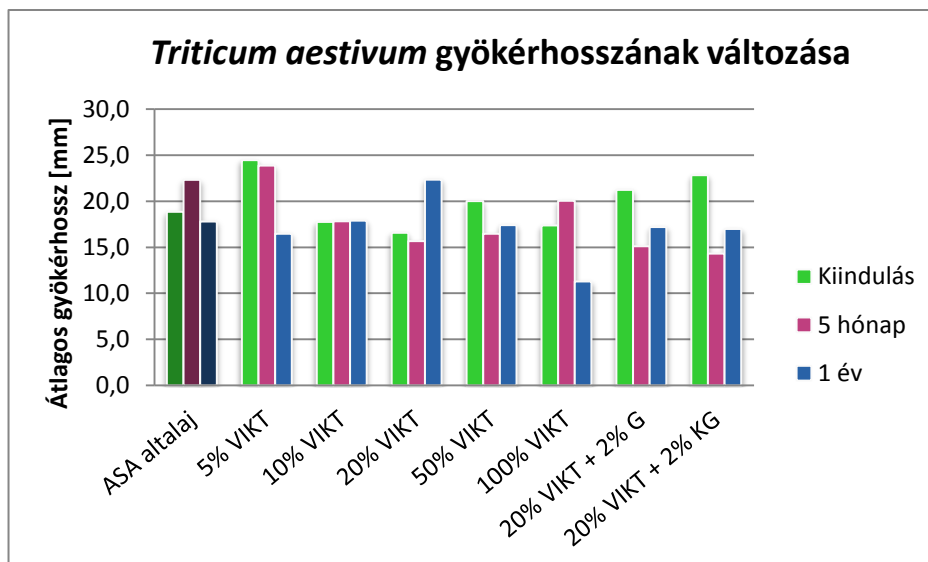
Az ábra adataiból láthatjuk, hogy a bekeverés után a kiindulási állapotban, minden esetben jóval nagyobb értékeket mértünk, mind a későbbiekben. A kísérlet végére az vehető észre, hogy a 10 és 20 m/m%-os bekeverés mind jelentős javulást mutattak a talaj toxicitásában a kontroll ASA talaj parcellájához képest.

A vizsgált kezelések közül egyedül a gipsz hulladékkal bekevert parcellák mutattak a kísérlet végén a kontroll parcellához viszonyított kedvezőtlenebb szár/gyökér arányt. Ezt a két parcellát leszámítva a vörösiszappal kezelt talajok mindegyike a kísérlet végén a csíranövekedésnek megfelelőbb 0,7 érték körül vagy afelett maradt.

4.3.4. Toxicitás alakulása *Triticum aestivum* szár- és gyökérnövekedése alapján

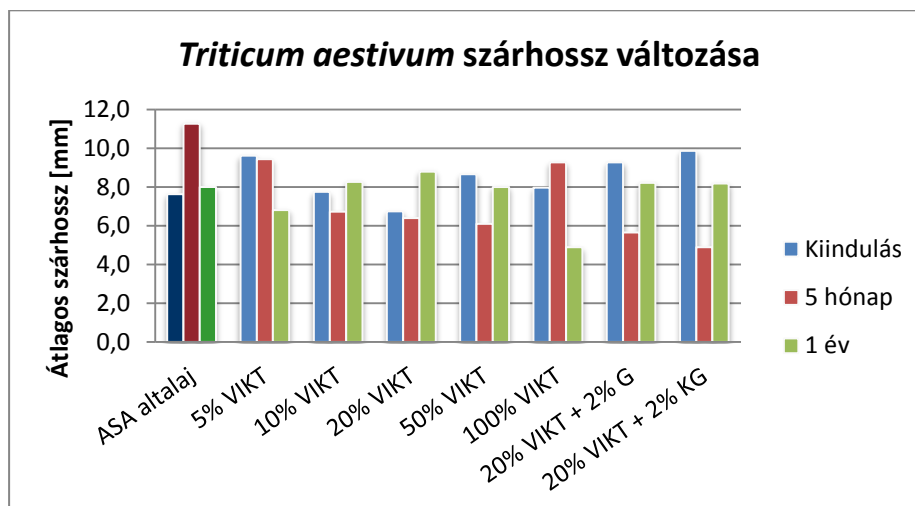
A fehér mustárvizsgálatához hasonlóan végzett *Triticum aestivum*-mal, azaz közönséges búzával végzett ökotoxicitás teszt eredményeit mutatom be a következőekben.

A növények gyökérhosszának átlagát a kísérlet során a 16. ábra foglalja össze. Az eredmények segítségével megtudhatjuk, hogy a közönséges búza esetében a gyökérnövekedést a leginkább a 20 m/m% vörösiszappos talaj tartalmú parcella serkentette a kísérlet végén, és enyhe serkentést okozott a 10 m/m% bekeverés is.



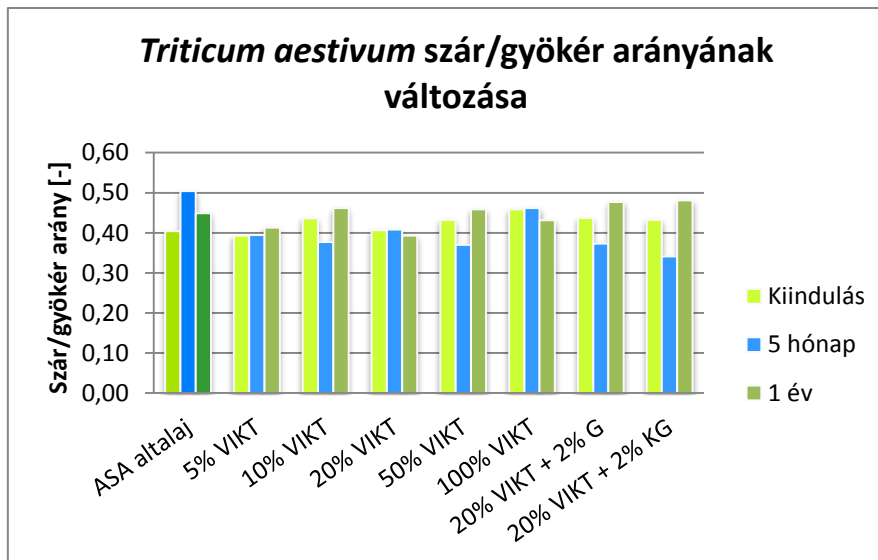
16. ábra Közönséges búzacsíra gyökerének átlagos hossza a kísérlet során a különböző talajokban (Ahol: VIKT= vörösiszappal kevert talaj; G=ASA gipsz; KG= kénes gipsz)

A kísérlet során a szárhosszak változását a 2. ábrán láthatjuk. A szárnövekedésben az volt észrevehető, hogy a második mintavétel idejében a kontroll ASA altalaját tartalmazó parcella szárhosszának átlaga megnövekedett, ehhez képest nem tudott egyik parcella sem javulást mutatni. Az egy év eltelte után vett minták alapján viszont megállapítható, hogy a szárnövekedést serkenti a 10 és 20 m/m% vörösiszapos talaj bekeverése, illetve enyhén serkenti a 20 m/m% vörösiszapos talaj és a kétféle gipszes hulladék bekeverése (20% VIKT + 2% G és 20% VIKT + 2% KG jelzésű minták).



2. ábra Közönséges búzacsíra szárának átlagos hossza a kísérlet során a különböző talajokban (Ahol: VIKT= vörösiszappal kevert talaj; G=ASA gipsz; KG= kénes gipsz)

A fehér mustár hasonlóan a búza esetében is vizsgálhatjuk a szár és gyökérhosszak hányadosát (3. ábra).



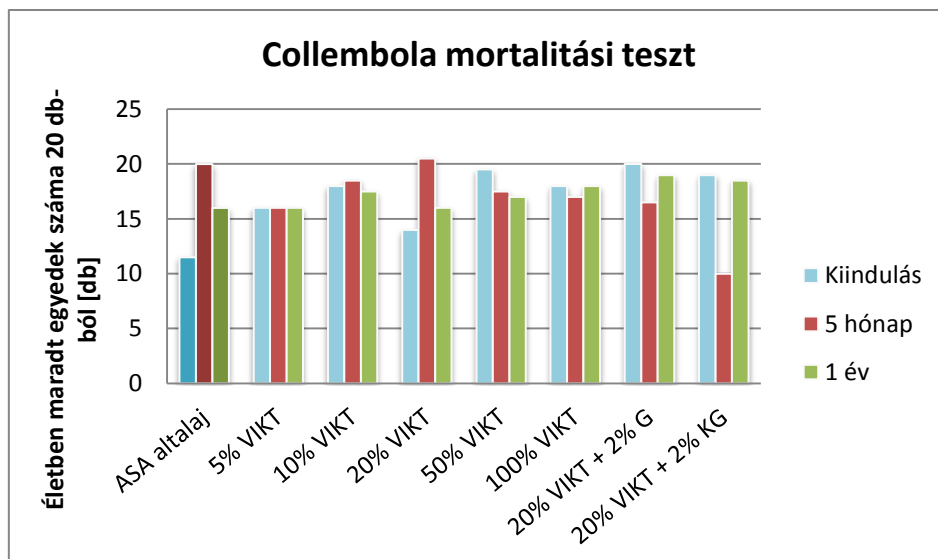
3. ábra Közönséges búzacsíra szár/gyökér arányának változása a kísérlet során a különböző talajokban (Ahol: VIKT= vörösiszappal kevert talaj; G=ASA gipsz; KG= kénes gipsz)

Megfigyelhetjük, hogy itt nem olyan elkülönülő eredményeket kapunk, mint a *Sinapis alba* esetében. Az ábra alapján megállapítható, hogy bár a kontroll ASA altalajhoz képest a második mintavételre egyik parcella eredménye sem mutatott javulást, 1 év elteltével ez a tendencia javult, és a 10 és 50 m/m% vörösiszapos talajt tartalmazó parcellán csírázott növények, illetve a 20 m/m% vörösiszapos talajt és 2 m/m% kénes gipszet, vagy gipszöntőformát tartalmazó parcellák is megfelelőbb arányra mutatnak.

4.3.5. *Folsomia candida* letalitási teszt eredményei

A *Folsomia candida*-val, másnéven Collembola-val végzett kísérletek során azt vizsgáltuk, hogy 20 darab egyedből hány maradt életben a talajmintákban. Az eredményeket a 19. ábra foglalja össze. Az eredmények azt mutatják, hogy bár az eredeti altalaj toxicitása is merően változott a kísérlet ideje alatt, a végső mintavétel idejében a kontrollhoz képest nem mutatott nagyobb toxicitást egyik kezelt parcella sem, még a 100 % vörösiszapos talajtakaróval kezelt parcella sem. A két gipsszel bekevert 20 m/m%-os vörösiszapos talajos parcella mutatta a legkisebb toxicitást a kísérlet végén, a 20 m/m% vörösiszapos talajénál kisebb toxicitással, tehát a gipsz bekeverése előnyös lehet ebből a szempontból.

Ez az eredmény arra enged mutatni, hogy a kezeléshez használt hulladék közege kisebb toxicitással járt a tesztorganizmus számára, mint a kezeletlen ASA altalaj.



19. ábra Átlagos életben maradt Collembola egyedek számának változása (Ahol: VIKT= vörösiszappal kevert talaj; G=ASA gipsz; KG= kénes gipsz)

4.4. Az innovatív talajjavítási technológia verifikációja

A talajjavítási technológia hatékonyságát, – kiváltképp, ha egy újonnan kifejlesztett technológiáról beszélünk – azt, hogy a tervezett elvárásokat teljesítette-e a valóságban bizonyítani szükséges, melyre legmegfelelőbb módszernek az eddig ismeretek alapján, a verifikáció bizonyult. A verifikáció előre meghatározott szempontok és egységes metodika alapján, a számított értékek és az elvárások összevetésével, képes a technológia jóságának értékelésére.

Mivel a vörösiszappos talajjal, mint hulladékkal történő talajjavítási módszer innovatív technológia, ezért kiemelten szükséges a technológia megfelelőségének és hatékonyságának ellenőrzése, összehasonlítása más alternatívákkal, és áttekintése gazdasági, környezeti és technológiai hatékonyság szempontjából. Az elemzésben segítenek a technológia monitoring eredményei, melyekkel az időbeli változást követhetjük nyomon a szabadföldi kísérletek során. A kísérletek elsődleges célja volt a hulladéklerakó talajának alkalmassá tétele a növényesítésre.

A verifikáció során több alternatív technológiát tekintünk át, hogy a legoptimálisabb megoldáshoz való döntést elősegítsük. Az esetünkben ez a négy technológia a hulladéklerakó talajának javítása céljából a következő:

- A hulladéklerakó talaján nem végzünk javító célzatú kezelést.
- Humuszban gazdag termőfölddel való letakarása a hulladéklerakó talajának.

- Vörösiszappal keveredett talaj alkalmazása a hulladéklerakó altalajába 10%-os arányban bekeverve
- Vörösiszappal keveredett talaj 20%-os és porított gipszöntőforma 2%-os koncentrációban való bekeverése az altalajba.

4.4.1. Technológiai hatékonyság felmérése

A technológia környezeti hatékonyságának vizsgálatakor a jelen esetben az anyagmérleg felállítása nem tud megfelelő információval szolgálni számunkra a hatékonyságról, mivel adottak voltak az anyagmennyiségek a kísérlet indításától kezdődően, és nem szennyezőanyag eltávolítását figyeltük meg. Ezért a különböző talajjellemzők minőségének alakulását értékelem a következőkben.

Az eredmények alapján a 10% vörösiszapos talaj és a 20% vörösiszapos talaj és 2% gipsz alkalmazása is javított a talaj biológiai aktivitásán. Az ökotoxikológiai tesztek során arra jutottam, hogy jelentős toxicitást nem mutattak a talajok, és mindkét technológia esetén serkenthető a növényi növekedés, és a toxikus fémtartalom sem jelenthet kockázatot ezen két alkalmazás esetén.

A tápanyag-ellátottság javulását mindkét technológiával elértük, de a gipszhulladék alkalmazásával kedvezőbb eredményeket kaptunk. A víztartókéesség javításában is eredményes volt mindkét kezelés, de a gipszhulladék itt is nagyobb mértékben javított a minőségen. Ez alapján mindkét kezelés technológiai szempontból is hatékonynak mutatkozott.

Bár kis különbségek mutatkoztak csak egy-egy jellemző értékelése során a 10% vörösiszapos talajt alkalmazó technológia és a 20% vörösiszapos talajt és 2% porított gipszöntőformát alkalmazó között, az utóbbi pár esetben jobb eredményeket mutatott.

4.4.2. Kockázatbecslés

A környezeti hatékonyság felmérése során a különböző technológia alternatívákat a környezeti kockázat szempontjából vizsgáljuk.

- A hulladéklerakó talaján nem végzünk javító célzatú kezelést.

A kezelés elmulasztása sok kockázattal járhat, mivel ha a talajt védő növényzet nem alakul ki, hiányában erózió léphet fel, ami környezeti kockázatot jelent. Emellett egészségügyi kockázatot is jelenthet, mivel a talaj porzásából a levegő porterhelése indulhat meg.

- Humuszban gazdag termőfölddel való letakarása a hulladéklerakó talajának.

Nagy energia- és időigénye lehet a technológia alkalmazásának nagyobb területeken, ami környezetileg kevésbé hatékony. Emellett a szükséges energia előállítása és a szállítás során kibocsátások keletkeznek, amik szintén a környezetet terhelik. A terület, ahol pedig a kezelésre alkalmazott humuszos talajt kitermelik, így szegényedik humusztartalmában, ami szintén nem hatékonyságra mutat.

- Vörösiszappal keveredett talaj alkalmazása a hulladéklerakó altalajába 10%-os arányban bekeverve, valamint vörösiszappal keveredett talaj 20%-os és porított gipszöntőforma 2%-os koncentrációban való bekeverése az altalajba.

A szállításra és bekeverésre vonatkozó energiaigények itt is fellépnek. Viszont csökkentjük a környezet terhelését azáltal, hogy az alkalmazott hulladék lerakását elkerüljük. Mivel a kezeléshez a talajt ideiglenes tározóból szerezzük, ezért innen nem nyerünk ki az ott maradt talaj kárára anyagokat, így egyensúly maradhat fenn a használt talaj forrásának minőségében. Felmerülhet az alkalmazott vörösiszapos talaj környezetbe juttatásának környezeti kockázata, de a dolgozatom korábbi részében az adott hulladéklerakó talaján megcáfoltam ezt a felvetést, ugyanis nem jelent környezeti kockázatot a vizsgált koncentrációkban.

4.4.3. Költséghatékonyság elemzés

A technológia kísérleti jellege miatt egyelőre csak előzetes gazdasági hatékonyságot tudunk becsülni.

- A hulladéklerakó talaján nem végzünk javító célzatú kezelést

A hulladéklerakó talajának leromlott minőségben hagyása az idő elteltével von csak költségeket maga után, mivel itt effektíve a „technológia”, pontosabban a technológia hiánya nem jár költséggel. Viszont a kezeletlen terméketlen talaj erózióveszélyt hordoz magában. Az idő előrehaladtával a növényzet hiányában egyre erősebben jelentkezhet az erózió, ami a terület állapotának további romlásához vezethet, mely komolyabb intézkedéseket igényelhet. Emellett a rekultivációs kötelezettségnek sem felel meg a terület, ami bírsággal járhat. A terület kihasználatlanságát is figyelembe kell vennünk, így haszontól esünk el. A hulladéklerakó nagy területére tekintettel, mely 1 hektár körüli becsléssel 500 millió forint körüli értéket vehet fel ez a technológia költségeiben.

- Humuszban gazdag termőfölddel való letakarása a hulladéklerakó talajának

Amennyiben a talajt közepes minőségű humuszos talajtakaróval szeretnénk lefedni, a mindenképpen szükséges 1 m mélységű takaróval és 1 hektár területtel számolva összesen 10 000 m³ talajra lesz szükségünk, ami körülbelül 16 000 tonna talajnak felel meg. A humuszos talaj vásárlásakor 2000 és 5000 Ft/t árakkal találkozhatunk, ami alapján a vásárlás költsége 32–80 millió Ft között lehet, vagy az átlaggal számolva 56 millió Ft. Ilyen mennyiségű talajnál továbbá a szállítási költségeket is figyelembe kell venni, főleg, hogy a hulladéklerakó környékén nem érhető el ilyen mennyiségben humuszos talaj. Ha 60 km-nek vesszük a megtett távolságot 25 Ft/km/t egységárral számolva 24 millió forint a szállítás költsége, így ennek a technológiának összesen 80 millió forint lehet a költsége

- Vörösiszappal keveredett talaj alkalmazása a hulladéklerakó altalajába 10%-os arányban bekeverve

A szállítási költségekre itt is kell gondolnunk, mivel a vörösiszappal keveredett talajt Ajka közelében tárolják, mely Gyáltól 175 km úttávolságra van. Megint a fajlagos 25 Ft/km/t árral számolva tonnánként körülbelül 2000 Ft költséget jelent, ami az 1 hektárra szükséges 600 tonna vörösiszapos talajjal számolva összesen 2,7 millió forint költséget jelent. Mivel a vörösiszapos talaj hulladéknak számít, így a beszerzésére költött összeg elhanyagolható lehet, emellett a felhasználásával megszüntetjük a veszélyes hulladék tárolásának és elhelyezésének költségeit.

- Vörösiszappal keveredett talaj 20%-os és porított gipszöntőforma 2%-os koncentrációban való bekeverése az altalajba

Ha az előző technológia költségeit megszorozzuk kettővel, akkor ennek az opciónak az összköltsége a gipsz hulladék költségeivel különbözik csak. Mivel a porított gipszöntőforma az ASA Magyarország Kft. tulajdonában áll, és viszonylag kis mennyiségben van rá szükség, ezért ebben az esetben ennek szállítási és beszerzési költségeit elhanyagolhatjuk.

Viszont ennek a hulladéknak is megszüntetjük a jövőbeli kezelési, elhelyezési és ideiglenes tárolási költségeit, ezért ennek a technológiának alacsonyabb költsége lehet, mint a csupán vörösiszapos talajt alkalmazó technológiának. Ezzel együtt a becsült költség 5,3 millió forint körül lesz.

4.4.4. SWOT elemzés

A SWOT analízis során áttekintem a technológia erősségeit (*Strengths*), gyenge pontjait (*Weaknesses*), lehetőségeit (*Opportunities*) és veszélyeit (*Threats*).

Az analízist 2x2-es mátrixban szokás ábrázolni, amivel megfeleltethetők az oszlopok hasznos és a cél elérését akadályozó tulajdonságoknak, illetve a sorok a külső, és belső eredetű tulajdonságoknak. A következő táblázat (11. táblázat) foglalja össze az analízist.

11. táblázat: SWOT elemzés

Erősségek	Gyenge pontok
– A tápanyagban szegény talaj termőképességének feljavítása. – Hulladékok újrahasználása által a nyersanyagigény minimalizálása. – A tárolt, lerakott hulladék mennyiségének csökkentése. – Benővényesítés lehetővé tétele, ami környezeti és esztétikai szempontból előnyös. – Környezeti kockázatot nem jelent. – Fenntartási költsége, karbantartási igénye elhanyagolható. – Más hulladékokkal való kezeléssel jól lehet kombinálni.	– Nagy mennyiségű talaj mozgatását igényli. – Az alkalmazott hulladék minőségében és tartalmában nem mindig homogén. – A technológia még folyamatos monitoringot igényel. – Bizonyos koncentrációkban alkalmazva határértéket meghaladó fémkoncentrációk jelennek meg.
Lehetőségek	Veszélyek
– A hazánkban jellemző savanyú talajok kezelésére megfelelő technológia lehet. – A hazánkban másik jellemző talajtípus, a homokos talajok víztartókéességét növelheti. – Költségben hatékony, jó gazdasági választás lehet. – Hulladék újrahasznosítás elvével zöld technológia. – A kezelt terület értéke növekedhet.	– A lúgos talajokon való alkalmazása még tovább növelheti a pH-t. – Az alkalmazott hulladékok veszélyes volta nehezítheti az engedélyeztetést.

5. Összefoglalás

TDK dolgozatom napjaink környezeti kockázatmenedzsmentjének két jelentős problémakörére épül: talajvédelem/talajjavítás és hulladékhasznosítás. Kutatómunkám fő célja az volt, hogy vörösiszapos talajjal való kezelés hatékonyságát bizonyítsam az .A.S.A. Kft. gyáli regionális hulladéktelepének leromlott talaján, ahol termesztőközeg előállítását céloztuk a rossz minőségű, tápanyaghiányos altalajból.

A hulladéklerakó területén kialakított sík terepen 24 darab parcella lett elkerítve, melyek közül a dolgozatom keretében nyolc parcellán vizsgáltam különböző kezelési módszerek hatékonyságát vörösiszapos talaj és gipszhulladékok alkalmazásával, 1 év időtartamú technológiai kísérletsorozatban. A parcellákba a hulladéklerakó eredeti altalajába vörösiszapos talaj lett bekeverve különböző koncentrációkban, illetve két parcella esetében gipsz hulladékkal kombinálva. A parcellák talajaiból 3 alkalommal történt mintavétel az egy év alatt, amit a talajminták komplex vizsgálata követett.

A technológia követésére és értékelésére integrált monitoring módszeregyüttest alkalmaztam, mely fizikai-kémiai, biológiai és ökotoxikológiai módszereket is magában foglal. Dolgozatom a SOILUTIL projekthez kapcsolódva készült a BME VBK Alkalmazott Biotechnológia és Élelmiszertudományi Tanszékével és a Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézetével közös munkában.

A hulladékhasznosítást célzó talajjavítási technológia megalapozásának értékelése során kitüntetett figyelemmel kell kezelni a talaj tápanyag-ellátottságának változását, a toxikus fémtartalmát, a talaj biológiai aktivitását, valamint a talaj és az adalékok együttes (öko)toxicitását. Az eredményeket együttesen értékelve és összehasonlítva valós képet kaphatunk a talajban zajló folyamatokról és a hulladékok hatásairól, esetleges kockázatokról, ami hasznosíthatóságuk tekintetében nélkülözhetetlen.

A talaj fizikai-kémiai tulajdonságainak vizsgálata során a talajok tápanyagtartalmát, toxikus fémtartalmát, szóranyagtartalmát, víztartó képességét, kémhatását és Arany-féle kötöttséget, illetve ezek változását követtem és értékeltem.

Az eredmények alapján megállapítható volt, hogy a leromlott altalaj víztartó képességét növelte a kezelés, a vörösiszapos talaj bekeverés arányával egyenes arányban, a gipszes hulladékkal is bekeverve pedig még nagyobb mértékben. A talaj pH-ját a vörösiszapos talaj beverése a lúgos tartomány felé eltolta, viszont a gipszes hulladék használatával semlegesebb pH-t érhattünk el. A tápanyagellátottságban is javulást értünk el kálium, foszfor és nitrogéntartalom növelésével az 5% feletti arányú bekeveréssel.

A vörösiszapos talaj melletti gipsz hulladék bekeverése előnyös volt a tápanyagellátottságra, különösen a porított gipszöntőforma esetében. A királyvíz oldható toxikus fémtartalom elemzésénél arra jutottam, hogy 20% és afeletti arányban alkalmazva a vörösiszapos talaj bekeverését, elérheti és meghaladhatja a határértéket talaj arzén és nikkel tartalma.

A talajok biológiai aktivitásának tanulmányozása során a baktériumszám és gombaszám értékelése azt mutatta, hogy a vörösiszapos talaj bekeverése kedvező hatású a mikroorganizmusok növekedésére az ASA talajában. Legnagyobb mértékben a 10% vörösiszapos talaj bekeverése és a 20% vörösiszapos talaj és 2% kénes gipsz bekeverése javított, melyek a talajlégzés intenzitását is növelték. A mikrobiális szubsztráthasznosítás vizsgálatokor azt láthattuk, hogy az 5 és 20% vörösiszapos talajt, illetve a 20% vörösiszapos talajt és 2% gipszöntőformát tartalmazó talajokon volt a legnagyobb mértékű szubsztráthasznosítás, azaz a mikrobiális aktivitás.

Az ökotoxikológiai jellemzők meghatározása a kockázatközpontú metodikában fontos szereppel bír, hiszen ezek eredményei mutatják a bekevert hulladékok, és a kezelt talajok valódi hatását az ökoszisztémára. Az *Aliivibrio fischeri* lumineszcencia gátlásának vizsgálata azt tükrözte, hogy a legkisebb toxicitású az 5% vörösiszapos talajos kezelés, és az idő előrehaladtával a gipszhulladék bekeverése is csak kis gátló hatással bír. A *Sinapis alba* és *Triticum aestivum* növekedésgátlási teszt alapján láthattuk, hogy a 10 és 20 %-os vörösiszapos talaj bekeverése kedvezett a legjobban a növényi növekedésnek. A *Collembola* mortalitási kísérlet során is jó eredményeket mutatott a 10% vörösiszapos talajos kezelés, valamint a 20% vörösiszapos talaj kombinálása a gipszhulladékokkal.

Végezetül dolgozatom részeként az innovatív technológia komplex és átfogó értékelésére előzetes verifikációt végeztem. A technológia verifikációjára egy egyszerű környezeti-, gazdasági- és technológiai hatékonyság elemzést, illetve SWOT analízis végeztem. A verifikáció során a kifejlesztett talajjavítási technológia megfelelőnek mutatkozott mind költséghatékonyság, mind anyagmérleg és kockázat szempontjából.

Összegzésként megállapítható, hogy a vörösiszapos talaj bekeverésével javítani lehet a hulladéklerakó talajának minőségét; mind fizikai-kémiai, mind biológiai és ökológiai szempontból megfelelő technológiának mutatkozott a kísérlet során. A növényesítés előkészítésére a talaj kezelésére az 5–10% vörösiszapos talaj bekeverését ajánlanám, illetve a 20% vörösiszapos talaj és 2% porított gipszöntőforma bekeverését, mivel ezek gazdasági, technológiai és környezeti szempontból is megfelelőnek mutatkoztak a kívánt cél, a talajminőség javulásának eléréséhez.

6. Irodalomjegyzék

- Jogtár, Hatályos Jogszabályok Gyűjteménye: 6/2009. (IV. 14.) **KvVM-EüM-FVM** együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről
http://www.complex.hu/jr/gen/hjegy_doc.cgi?docid=A0900006.KVV
Letöltve: 2014.09.18.
- **Agrawal, A., Sahu, K.K., Pandey, B.D.** (2004) Solid waste management in non-ferrous industries in India. *Resources, Conservation and Recycling Journal* 42, pp. 99–120
- **Barótfi, I.** (2002) Környezettechnika, Mezőgazda Kiadó
- **Böröndi, T.** (2012) Talajjavítás hulladékokkal - Szabadföldi kísérletek természetközeli kialakítására a gyáli regionális hulladéklerakó rézsűin, Diplomamunka, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Alkalmazott Biotechnológia és Élelmiszertudományi Tanszék, Budapest
- **Boshoff, M., De Jonge, M., Dardenne, F., Blust, R., Bervoets, L.** (2014) The impact of metal pollution on soil faunal and microbial activity in two grassland ecosystems, Department of Biology, University of Antwerp, Antwerp
- **Feigl, V., Anton, A., Uzing, N., Gruiz, K.** (2012) Red mud as a chemical stabilizer for soil contaminated with toxic metals, *Water, Air & Soil Pollution*, Budapest, 223 (3), pp. 1237-1247
- **Giovanni, G., Paola, C., Laura, S., Pietrino, D., Pietr, M.** (2007) Influence of red mud, zeolite and lime on heavy metal immobilization, culturable heterotrophic microbial populations and enzyme activities in a contaminated soil. *Geoderma* 142 (1-2), pp. 47–57
- **Grady, C.P.L. Jr.; Daigger, G. T.; Lim, H. C.** (1999) Biological wastewater treatment, Second edition, Marcel Dekker Inc., New York
- **Gruiz, K.**: Talajremediáció - A természetes szennyezőanyag-csökkentési folyamatok felhasználására és intenzifikálására alkalmas technológiák áttekintése, internetes tananyag, Körinfo
http://enfo.agt.bme.hu/drupal/sites/default/files/NA%C3%A9sremedgruiz_0.pdf
Letöltve: 2013.11.25.
- **Gruiz, K.**: Technológia-verifikáció, internetes tananyag, Mokka
http://enfo.agt.bme.hu/drupal/sites/default/files/verifikacioj%C3%B3_0.pdf
Letöltve: 2014.10.04.
- **Gruiz, K., Horváth, B., Molnár, M.** (2001) Környezettoxikológia – Vegyi anyagok hatása az ökoszisztémára, Műegyetem Kiadó, Budapest
- **Gruiz, K., Feigl, V., Vaszita, E., Klebercz, O., Ujaczki, É. and Atkari, Á.** (2010) An integrated approach for the utilization of waste on soil – innovative management and technologies TNO Conference on Management of Soil, Groundwater & Sediment, "CONSOIL 2010", 22-24 September 2010, Salzburg, Austria
- **Gruiz, K., Molnár, M. and Fenyvesi, É.** (2008): Evaluation and Verification of Soil Remediation, In: Gruiz K, Molnár M, Fenyvesi É G V Kurladze (szerk.) *Environmental Microbiology Research Trends*. New York, USA: Nova Science Publishers Inc. pp. 1-57.

- **Gruiz, K.** és **Vaszita, E.** (2010) Talajjavítás hulladékokkal (SOILUTIL) – I. munkaszakasz eredményeinek összefoglalása – www.soilutil.hu
- **Kátai, J.** (2011) Alkalmazott talajtan, Debreceni Egyetem, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Pannon Egyetem
- **Klebercz, O.** (2009) Toxikus fémekkel szennyezett talaj stabilizációja –Szabadszabódi kísérletek, Diplomamunka, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Alkalmazott Biotechnológia és Élelmiszertudományi Tanszék, Budapest
- **Klebercz, O., Gruiz, K., Feigl, V., Anton, A.** (2010) Introducing the project SOILUTIL <http://www.soilutil.hu/node/98> Letöltve: 2013.11.22.
- **Láng, I.** (2002) Környezetvédelmi lexikon., *Akadémiai Kiadó*, Budapest, pp. 1256
- **Li, Y., Wang, J., Su, Y., Peng, Y., Liu, J., Luan, Z.** (2013) Evaluation of chemical immobilization treatments for reducing arsenic transport in red mud. *Environmental Earth Sciences* 70, pp. 1775–1782
- **Molnár, M., Gruiz, K.** (2007) Interaktív Környezettoxikológiai Tesztek Talajra, Mokka Konferencia, Budapest
- **OKIR** (2011) Országos Környezetvédelmi Információs Rendszer, <http://okir.kvvm.hu/hir/design/vhjewe.html> Letöltve: 2013. 12. 20.
- **Simó, Zs.** (2013) Innovatív talajjavítás hulladékokkal – laboratóriumi mikrokozmosz kísérletek hulladékok hasznosítására talajban, *Diplomamunka*, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Alkalmazott Biotechnológia és Élelmiszertudományi Tanszék, Budapest
- **Stefanovits, P.** (1992) Talajtan, Harmadik kiadás, *Mezőgazda Kiadó*, Budapest
- **Szabó, A.** (2011) Az ajkai vörösiszap-szennyezés hatása a talajra, talaj oszlopkísérlet, Diplomamunka, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Budapest
- **Szaktudás Kiadó Ház Zrt.** (2010) "A" Tételű modul – Környezetvédelem, pp. 38
- **Szabó, I. M.** (1986) Az általános talajtan biológiai alapjai. *Mezőgazdasági Kiadó*. Budapest
- **Szendrei, G.** (1998) Talajtan. Egyetemi jegyzet, ELTE, *Eötvös Kiadó*, Budapest
- **Ujaczki, É.** (2011) Vörösiszap talajra gyakorolt hatásának vizsgálata mikrokozmosz kísérletekben, Diplomamunka, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Alkalmazott Biotechnológia és Élelmiszertudományi Tanszék, Budapest
- **Várallyay, Gy.** (2002): A mezőgazdasági vízgazdálkodás talajtani alapjai, Budapest, pp 5
- **Zhen, L., Xianjia, P., Zhaokun, L.** (2012) Immobilization of Cd, Zn and Pb in sewage sludge using red mud. *Environmental Earth Sciences* 66, pp. 1321–1328