

NYUGAT-MAGYARORSZÁGI EGYETEM
Kitaibel Pál Környezettudományi Doktori Iskola
Geokörnyezettudomány Program

DOKTORI (PhD) ÉRTEKEZÉS

**A FAHAMU ALKALMAZÁSI LEHETŐSÉGEI
A MEZŐGAZDASÁGBAN**

Készítette:
FÜZESI ISTVÁN

Témavezetők:
Dr. habil KOVÁCS GÁBOR
egyetemi docens

Dr. habil HEIL BÁLINT
egyetemi docens

SOPRON
2014.

A FAHAMU ALKALMAZÁSI LEHETŐSÉGEI A MEZŐGAZDASÁGBAN

Értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében

Írta:

Füzesi István

Készült a Nyugat-magyarországi Egyetem Kitaibel Pál Környezettudományi Doktori Iskola
K2 Geokörnyezettudomány programja keretében

Témavezető: Dr. habil Kovács Gábor
Dr. habil Heil Bálint

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

(aláírás)

A jelölt a doktori szigorlaton %-ot ért el,

Sopron,

.....
a Szigorlati Bizottság elnöke

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom (igen /nem)

Első bíráló (Dr.) igen /nem

(aláírás)

Második bíráló (Dr.) igen /nem

(aláírás)

Esetleg harmadik bíráló (Dr.) igen /nem

(aláírás)

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján %-ot ért el

Sopron,

.....
a Bírálóbizottság elnöke

A doktori (PhD) oklevél minősítése.....

.....
Az EDHT elnöke

TARTALOMJEGYZÉK

KIVONAT	6
ABSTRACT	7
1. BEVEZETÉS	8
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	10
2.1. A fahamu jellemzése	10
2.1.1. Fizikai tulajdonságok	10
2.1.2. A fahamu elemi összetétele	10
2.1.3. Szerves szennyezők	15
2.1.4. Fahamu formák	16
2.1.5. A hamu hozama és ásványtani tulajdonságai	19
2.1.6. Vízkapacitás	19
2.1.7. Lúgosság	20
2.2. A fahamu hatása az abiotikus talajtulajdonságokra	21
2.2.1. A talaj kémhatásában bekövetkező változások	21
2.2.2. Makroelemek	24
2.2.3. Mikroelemek	26
2.2.4. Nehézfémek	26
2.3. A fahamu alkalmazásának biológiai hatásai	29
2.3.1. Mezőgazdasági felhasználás	29
2.3.2. Talajmikrobiológiai hatások	32
2.3.3. Talajfauna	33
2.4. A fahamu mezőgazdasági felhasználásának jogi háttere	34
3. ANYAG ÉS MÓDSZER	36
3.1. Tenyészedényes kísérlet	36
3.2. Csírázásgátló és fitotoxikus hatás vizsgálata fehér mustárral	40
3.3. Szabadföldi kisparcellás kísérlet	41
3.3.1. A kísérlet tervezése, elrendezése, kitűzése	41
3.3.2. A kísérlet beállítása	43
3.3.3. A vizsgált paraméterek és vizsgálati módszerek	46
3.4. Az eredmények statisztikai kiértékelésének módszere	47
4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK	49
4.1. Üvegházi kísérletek	49
4.1.1. Az üvegházi kísérletekben bekevert fahamu tulajdonságai	49
4.1.2. Az üvegházi kísérletek talajának tulajdonságai	50
4.1.3. Csírázásgátló és fitotoxikus hatás vizsgálata	53

4.1.3.1.	A fahamu hatása a talaj kémhatására	53
4.1.3.2.	A fahamu hatása a tesztnövények kelésszámára a 3. napon	54
4.1.3.3.	A fahamu hatása a tesztnövények kelésszámára az 5. napon	55
4.1.3.4.	A fahamu hatása a tesztnövények magasságára	56
4.1.3.5.	A fahamu hatása a tesztnövények tőszámára	57
4.1.3.6.	A fahamu hatása a tesztnövények csírázásdinamikájára	58
4.1.3.7.	Fitotoxikus tünetek értékelése	58
4.1.4.	Tenyészedényes kísérlet	59
4.1.4.1.	A fehér mustár tesztnövények kelésszáma a 3. napon a tenyészedényes kísérletben	59
4.1.4.2.	A fehér mustár tesztnövények kelésszáma az 5. napon a tenyészedényes kísérletben	60
4.1.4.3.	A fehér mustár tesztnövények tőszáma a tenyészedényes kísérletben	61
4.1.4.4.	A fehér mustár tesztnövények magassága a tenyészedényes kísérletben	62
4.1.4.5.	A fehér mustár tesztnövények zöldtömege a tenyészedényes kísérletben	63
4.1.4.6.	Az angol perje tesztnövények magassága a tenyészedényes kísérletben	64
4.1.4.7.	Az angol perje tesztnövények zöldtömege a tenyészedényes kísérletben	65
4.1.4.8.	A fehér mustár tesztnövények talajának kémhatása a tenyészedényes kísérletben	66
4.1.4.9.	Az angol perje tesztnövények talajának kémhatása a tenyészedényes kísérletben	67
4.1.4.10.	A fahamu hatása a talaj tápelem- és nehézfém tartalmára a tenyészedényes kísérletben	68
4.1.4.11.	A hamukezelés hatása a fehér mustár tesztnövények elem tartalmára a tenyészedényes kísérletben	69
4.1.4.12.	Fitotoxikus hatás vizsgálata a tenyészedényes kísérletben	69
4.2.	Szabadföldi kisparcellás kísérlet	70
4.2.1.	A szabadföldi kísérletben bekevert fahamu tulajdonságai	70
4.2.2.	A szabadföldi kísérlet talajának tulajdonságai	71
4.2.3.	A szabadföldi kísérlet meteorológiai adatai	72
4.2.4.	A fehér mustár tesztnövények kelésszáma a 7. napon a szabadföldi kísérletben	73
4.2.5.	A fehér mustár tesztnövények tőszáma a szabadföldi kísérletben	74
4.2.6.	A fehér mustár tesztnövények magassága a szabadföldi kísérletben	75
4.2.7.	A fehér mustár tesztnövények zöldtömege a szabadföldi kísérletben	76
4.2.8.	Az angol perje tesztnövények magassága a szabadföldi kísérletben	77
4.2.9.	Az angol perje tesztnövények zöldtömege a szabadföldi kísérletben	78
4.2.10.	A talaj kémhatásának változása a kezelés hatására a szabadföldi kísérletben	79
4.2.11.	A fahamu hatása a talaj tápelem- és nehézfém tartalmára a szabadföldi kísérletben	80
4.2.12.	A hamukezelés hatása a fehér mustár tesztnövények elem tartalmára a szabadföldi kísérletben	81
5.	ÖSSZEFOGLALÁS	83
5.1.	Összegzés és a vizsgálati eredmények értékelése	83
5.2.	A kutatás jövőbeli irányai	85
6.	AZ ÉRTEKEZÉS LEGFONTOSABB EREDMÉNYEIT ÖSSZEFOGLALÓ TÉZISEK	87
	KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	89
	IRODALOM	90
	MELLÉKLETEK	102

KIVONAT**FÜZESI ISTVÁN
A FAHAMU ALKALMAZÁSI LEHETŐSÉGEI
A MEZŐGAZDASÁGBAN**

Napjainkban a növekvő energiaigény, és az energiaellátásban fellépő esetleges ellátási bizonytalanság a szén-dioxid-semleges és fenntartható energiaforrásokra irányította a figyelmet. Egyre elterjedtebb a biomassza energetikai célú felhasználása, így a fatüzelés jelentősége is megnőtt. A tüzelés mellékterméke a fahamu, mely a mezőgazdaságban talajjavítás és tápanyag-utánpótlás céljából hasznosítható.

Munkánk során vizsgáltuk a fahamu összetételét, a hamuval kevert talaj tápanyag-szolgáltató képességét, alkotórészeinek felvehetőségét. A kutatás céljából üvegházi tenyészedény-kísérletet és szabadföldi kisparcellás kísérletet állítottunk be. A tenyészedény-kísérletet 0, 1, 5, 10, 20 t/ha-nak megfelelő dózisú kezeletlen fahamuval, angol perje és fehér mustár teszt növényekkel, savanyú kémhatású, homokos vályog fizikai féleségű talajon végeztük. A vizsgálat 10 kezeléssel (2 teszt növény \times 5 hamuterhelés), 4 ismétlésben, 40 edénnyel történt. A szántóföldi kisparcellás kísérletet 0, 1, 2,5, 5, 10 t kezeletlen fahamu/ha-nak megfelelő dózissal, szintén angol perje és fehér mustár teszt növényekkel, gyengén savanyú kémhatású, agyagos vályog fizikai féleségű talajon állítottuk be. A vizsgálatot 10 kezeléssel (2 teszt növény \times 5 hamu), 4 ismétlésben, 40 parcellán végeztük. A szabadföldi kísérletben az üvegházitól csak csekély mértékben eltérő talajon tudtuk a hamu hatását vizsgálni.

Mind az üvegházi, mind a szabadföldi kísérletben a talaj vizes szuszpenzióban mért pH-értéke statisztikailag igazolhatóan növekedett a kezelések hatására. A hamu kijuttatásakor jelentősen emelkedett a talaj P_2O_5 - és a K_2O -tartalma. A kezelések növelték a termőtalaj magnézium- és kén tartalmát, valamint a mikroelemek közül a cink mennyiségét. A hamuadagok hatására a talajok nitrogéntartalma szignifikánsan nem változott. A két kísérletben a talaj toxikus nehézfém tartalmának növekedését csak egy esetben tapasztaltuk: a szabadföldi kísérletben az „összes” kadmiumtartalom értéke 0,3-ról 0,5 mg/kg-ra változott, de még ez a mennyiség sem magasabb annál, mint ami a szennyezetlen hazai talajokra jellemző.

A fahamu növényekre gyakorolt hatása a tenyészedényes kísérletben intenzívebben jelentkezett, 1-5 t/ha-os adagjai növelték a teszt növények kelésszámát, tőszámát, magasságát és zöldtömegét. A teszt növények tápanyag-ellátottsága már a kontrollnál optimális volt, ezért a kezelések hatására a talajban megnövekedő tápelemkínálat a növények tápanyagtartalmában első évben nem okozott változást. A kezelés hatására a teszt növényekben nem volt kimutatható a nehézfém tartalom növekedése és nem jelentkeztek toxikus tünetek sem.

ABSTRACT**ISTVÁN FÜZESI
POSSIBILITIES OF AGRICULTURAL UTILIZATION OF
WOOD ASH**

The present-day increasing energy demand and the uncertainties that may occur in energy supply have recently focused the attention to CO-neutral and sustainable energy sources. Application of biomass for energy purposes has become more and more common and has increased the significance of wood heating. The by-product produced during the wood combustion is the ash, which can effectively be used in agriculture for amelioration and fertilization purposes.

In our study we examined the composition of wood ash, the nutrient supplying capacities of the soil mixed with ash, as well as the availability of its constituents. For the research we set up both a pot experiment and an on-field small plot experiment. The pot experiment was performed on perennial ryegrass and white mustard as test plants, applying doses corresponding to 0, 1, 5, 10, 20 t/ha of wood ash to acidic soil with physical consistency of gritty adobe. The experiment included 10 treatments (5 ash-loads per 2 plants), in four repetitions, using 40 pots. The on-field small plot experiment was set up on a slightly acidic soil with clay adobe consistency, with application of doses corresponding to 0, 1, 2.5, 5, 10 t/ha of untreated wood ash, and also using perennial ryegrass and white mustard as test plants. The trial was performed with 10 treatments (5 ash loads per 2 test plants), in four repetitions and on 40 plots. During the on-farm experiment the effects of ash were examined on a soil only slightly different from the soil in the greenhouse.

Both in the greenhouse experiment and in the on-farm experiment the pH-value of the soil measured in suspension in the water increased in a statistically verifiable manner, as a result of the treatments. After the application of ash, the P₂O₅- and the K₂O-content of the soil significantly raised. The treatments increased the magnesium and sulphur content of the soil, and among the micro-elements, the zinc-content too. The nitrogen content of the soil treated with ash doses showed no significant modification. An increase of the toxic heavy metal content could be detected only in one of the two experiments: in the on-farm experiment the value of the total cadmium content changed from 0.3 to 0.5 mg/kg, which still did not exceed the value characteristics of the uncontaminated soils throughout Hungary.

Wood ash caused a more intense effect on test plants of the pot experiments: the applied doses of 1 to 5 t/ha wood ash increased the number of emergences, the number of bases, the height and the green mass of the test plants. The nutrition of test plants was optimal at the time of the control already, therefore the raised nutrient supply in the soil resulted by the treatments did not cause any change in the nutrient content of the plants during the first year. Besides, no increase in the heavy metal content was detected and no toxic symptoms in the test plants were observed.

1. BEVEZETÉS

Az emberiség táplálkozása szempontjából kiemelkedő a növényvilág jelentősége. A növények szervesen vegyületeket szerves anyagokká alakítanak át a fotoszintézis során. Az így keletkező szerves vegyületek képezik az alapját az ember és az állatok táplálkozásának.

A növények alapvető életfeltételei a fény, a hőmérséklet, a levegő, a víz és a tápanyagok. A jó termés eléréséhez elengedhetetlen az optimális életfeltételek biztosítása. A növények a szöveteik felépítéséhez szükséges tápanyagok nagy részét a talajból ásványi sók formájában veszik fel, ezért nagyon fontos, hogy a talaj tápanyagokkal megfelelően ellátott legyen.

A növények számára kedvező életkörülmények biztosítása szükségessé tette a trágyák és bizonyos esetekben a talajjavító anyagok alkalmazását. A mezőgazdaság kemizálódásával és intenzifikálódásával nagyobb mennyiségű és jobb minőségű termés állítható elő. A magasabb termésátlagok elérése mellett fontos szempont a természet gazdaságossága.

Az elmúlt évtizedekben a növények tápanyagellátásának legjellemzőbb módszerévé a műtrágyázás vált. A műtrágyák és a talajjavító anyagok drágulásával megnőtt azoknak az egyéb anyagoknak, mező- vagy erdőgazdasági melléktermékeknek a jelentősége, melyek a növénytermesztésben tápanyagpótlásra, talajjavításra használhatók. Ezek közé tartozik a fatüzelés melléktermékeként keletkező fahamu.

A fosszilis energiahordozók mennyiségének csökkenésével hazánkban előtérbe került a megújuló energiaforrások hasznosítása. A biomassza, ezen belül a dendromassza energetikai hasznosításának legfontosabb környezetvédelmi jelentősége, hogy eltüzelésekor nem növeli a légkör szén-dioxid-terhelését, mert elégetésekor körülbelül annyi CO₂ szabadul fel, mint amennyit termeszése során a légkörből leköt (*Ivelics 2006*).

Az elmúlt években a háztartások mellett több széntüzelésű erőműben (Pécs, Ajka) részben vagy egészben átálltak a fatüzelésre. Ezekben az erőművekben tűzifát, fűrészpont, erdészeti és faipari hulladékokat használnak fel a tüzelés alapanyagaként. A fakitermelési és fafeldolgozási hulladékoknak hazánkban jelenleg kb. 60%-a kerül energetikai célú felhasználásra (*Németh 2009*). A tüzelés mellékterméke a fahamu. Mivel az elégetett fa mennyisége fokozatosan növekszik, ezért a keletkezett hamu mennyisége is folyamatosan emelkedik. Az évente keletkezett hamu becsült tömege az elégetett fa mennyisége alapján Magyarországon 30-40 ezer tonna (*Tóth et al. 2012*). A hamu jelentős mennyiségben tartalmaz bizonyos növényi tápanyago-

kat, de mellette számos nehézfém is koncentrált formában előfordulhat benne. Ennek oka, hogy a faanyag elégetésekor csak a C, H, N és O távozik gázként, az ásványi tápelemek és a nehézfémek a hamuban visszamaradnak koncentrált formában. A fahamut leginkább hulladékként kezelik, korábbi bányajáratokat tömedékelnek el vele, vagy lerakással ártalmatlanítják. A lerakás növekvő költségei, és az újabb hulladéklerakók megnyitásával szembeni lakossági ellenállás a fahamu hasznosítására irányította a figyelmet. Ezek egyike a mezőgazdasági, erdészeti és kertészeti célú felhasználása talajjavító anyagként és tápanyag-utánpótlás céljából (Pitman 2006), melyre már évezredek óta hasznosítják kiskertekben.

E dolgozat fő célja, hogy

- áttekintse a kutatási témára vonatkozó hazai és nemzetközi szakirodalmat, ezáltal a kutatási problémát pontosan körülhatárolja, valamint elősegítse a megfelelő kutatási eszközök és módszerek kiválasztását;
- megvizsgálja a fahamu mezőgazdasági hasznosításának lehetőségét Nyugat-Magyarországon, ahol a savanyú talajok meliorációjában játszhatna szerepet;
- vizsgálja a talaj kémiai állapotára és tápanyag-szolgáltató képességére kifejtett hatását különböző hamudózisok esetén;
- vizsgálja tesztnövények segítségével a fahamuban koncentráltan jelentkező nehézfémek esetleges negatív hatásait a növényi növekedésre.

A téma kidolgozásához megfogalmazott hipotézisek az alábbiak:

1. Hazánkban a fatüzelésű erőművekben és fűtőművekben az égetés melléktermékeként nagy mennyiségben keletkezik fahamu. A hamu hasznosítása csak részben megoldott, jelentős mennyiséget hulladékként kezelnek és lerakással ártalmatlanítanak. A hamu számos makro- és mikroelemet tartalmaz, a toxikus nehézfémek koncentráltan jelennek meg benne.
2. A fahamut a szántóföldre kijuttatva megnöveli a talaj tápelem-ellátottságát, de emeli a nehézfémek talajbeli koncentrációját is. A kiszórt hamu a talajt lúgosítja.
3. A fahamu – különösen savanyú talajon alkalmazva – megfelelő dózis esetén pozitív hatást gyakorol a növények fejlődésére. Magas dózisok esetén a növények fejlődését gátolja, toxikus hatást fejt ki.
4. A hamukezelés hatására növekszik a tesztnövényekben bizonyos tápelemek koncentrációja. Ha jelentős a hamu nehézfém-tartalma, akkor ez a tesztnövényekben is megnöveli ezen elemek koncentrációját.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. A fahamu jellemzése

A fahamu tulajdonságai számos tényezőtől függenek, így többek között az elégetett növényfajtól, az elégetett növényi részekről (kéreg, fa, levelek), esetleges kombinációtól más tüzelőanyag forrásokkal, talaj és éghajlati feltételektől, az égetés, a begyűjtés és a tárolás körülményeitől (*Etiégni és Campbell 1991; Someshwar 1996*). A fahamu tulajdonságairól rendelkezésre álló adatok ebből következően nagyon változatosak (*Demeyer et al. 2001; Knapp és Insam 2011*).

2.1.1. Fizikai tulajdonságok

A fahamu több mint 80 %-a 1 mm-nél kisebb részecskékből áll, a fennmaradó rész a nem elégetett fa. A talajrészecskék méretével összehasonlítva megállapítható, hogy a hamuban található részecskék szemcsenagysága megfelel a durva homoktól az agyagig terjedő talajfrakciók méretének (*Demeyer et al. 2001*). Az égés során keletkező hamu sűrűsége $0,27 \text{ g/cm}^3$ -tól (*Huang et al. 1992*) $0,51 \text{ g/cm}^3$ -ig terjed (*Muse és Mitchell 1995*). A kisebb értéket tiszta fából származó, a nagyobb értéket papírpépből és papírhulladékból származó hamu esetén mérték. Az utóbbi nagyobb sűrűségét valószínűleg a papírgyártás során a cellulózhoz adagolt agyag és só okozza (*Demeyer et al. 2001*).

2.1.2. A fahamu elemi összetétele

A fahamu elemtartalmát jelentősen meghatározza az elégetett fa kémiai összetétele. A kezeletlen faanyag széntartalma 48,5-50,4%, oxigéntartalma 43,4-44,5% és hidrogéntartalma 5,8-6,3% között mozog. A faanyag nitrogéntartalma alacsony, 0,04-0,26% közötti. A fában megtalálható szerves összetevők jelentős része az életműködéshez szükséges makro- és mikrotápelemekből származik. A szerves összetevők mennyisége 0,1-0,55 %. A szerves rész 80 %-át alkáli- és alkáliföldfémek teszik ki (*Molnár 2000*). A kalcium mennyisége száraz fára számítva 800-1100 ppm értéket is elérhet, a káliumé 200-1000 ppm, a magnéziumé 100-200 ppm (*Szendrey 1981*). A többi elem koncentrációja 50 ppm alatt van, ezért ezeket nyom-

elemeknek is nevezik. A 12 legfontosabb nyomelem a Ba, Al, Fe, Zn, Cu, Ti, Pb, Ni, V, Co, Ag és Mo, melyeknek biokémiai folyamatokban van szerepe. Az előzőek mellett még több mint 50 elem megtalálható a fában, nagyon alacsony koncentrációban (*Németh 1997*).

A fahamu elemi összetételére jelentős hatással van az elégetett anyag minősége. A papír- ipar hulladékainak égésekor keletkező hamu összetétele jelentősen eltér a fa, vagy kéreg égésekor keletkező hamutól (*Campbell 1990; Muse és Mitchell 1995*). Befolyásolhatja a hamu elemkoncentrációját, ha pl. felületkezelt faanyag elégetésére kerül sor (*Németh 1987*). A felületkezelő anyagok töltőanyagai, színezékei, segédanyagai fémionokat tartalmazhatnak. A környezetszennyezés szintén hatással van a hamu elemi összetételére. A forgalmas utak melletti fák hamujában a szennyező anyagok koncentrációja magasabb, mint a kevésbé szennyezett erdők fáiában (*Németh 1997; Zimmermann et al. 2010*).

Az eltérő növényi szervekből származó hamu összetétele szintén különbözik. Az ágak és a gyökerek hamujának tápelem koncentrációja magasabb, mint a fa törzséé. A fa kérgének és leveleinek tápelem koncentrációja szintén lényegesen magasabb a törzsénél (*Hakkila 1989; Werkelin et al. 2005*). *Sano és mtsai. (2013)* magasabb Na-, Al-, Si- és V-koncentrációt tapasztaltak a kéregből készült hamuban, ezzel szemben a K mennyisége a törzsből készült hamuban volt több. Az egyes elemek koncentrációja függ a növény fejlettségi állapotától is. A vas-oxid és a mangán-oxid aránya növekszik a növény fejlődésével. A fák őszi leveleiből előállított hamuban ezen anyagok koncentrációja magasabb a tavaszinál. Hasonló a tapasztalat az egynyári növényeknél is (*Hill 2013*).

Az égés során keletkező hamu összetétele és mennyisége függ az elégetett fafajtól. Egy adott faj esetén a hamu tulajdonságainak változatosságát a különböző talajtulajdonságok és a különböző éghajlati viszonyok okozhatják. *Someshwar (1996)* amerikai szerzők adatait összegezte, hogy megmutassa a fafajösszetétel hatását az elégetéskor kapott hamu tulajdonságaira. Megállapította, hogy a keletkező hamuk makroelem-tartalma nagyon változatos. *Hakkila (1989)* összesítette a finn adatokat, a fákat két kategóriába sorolva: keményfák (pl. *Alnus incana, Betula sp, Populus tremula*) és puhafák (pl. *Picea abies, Pinus sylvestris*). *Hakkila* megállapította, hogy nagy a fajok közötti különbség az elemösszetételben, de általánosan elmondható, hogy a keményfák hamuja általában több káliumot és foszfort tartalmaz a puhafákéhoz viszonyítva, viszont Ca- és Si-tartalma alacsonyabb a keményfák hamujának. Az egyes fenyőfajok között akár két nagyságrendbeli különbség is lehet bizonyos elemek (Fe, Na és K) koncentrációjában. A nyár fajok hamujának Ca-tartalma alacsonyabb, mint a többi lomhulla-

tóé, így a tölgy fajokénak kétharmada, és fele a nyírnek és a juharnak. Ez a nyár hamujának alacsonyabb pH-ját okozhatja.

Az 1. táblázat áttekintést nyújt a hamuban található tápelemekről, szennyező anyagokról. Az egyes anyagok koncentrációi igen széles tartományban mozoghatnak. Feltűnő, hogy a nitrogén mennyisége minden vizsgálat esetén alacsony. A nitrogén az égés során gyakorlatilag elveszik (Demeyer et al. 2001).

A fahamu mennyisége és elemi összetétele szempontjából kulcsfontosságú az égési hőmérséklet szerepe. A tapasztalatok alapján jelentős különbségek figyelhetők meg a hamu összetételében a kisméretű házi kályhák és kazánok, valamint a nagy teljesítményű kazánok között. A háztartási fűtőberendezések égetési hőmérséklete általában nem éri el a 700°C-ot, ezzel szemben a nagy teljesítményű kazánok meghaladják azt (Zimmermann et al. 2010).

1. táblázat
Néhány fahamu „Összes elemkoncentrációja”

Elem	Fa és kéreg hamuja (mg/kg)		Fapép és papír hamuja (mg/kg)	
	Etiegni et al. (1991)	Huang et al. (1992)	Ohno és Erich (1993)	Muse és Mitchell (1995)
Szerves C	-	-	-	247000
N	600	900	-	4520
P	14000	6900	1800	3000
S	4455	6800	-	-
Ca	317400	109400	94900	120000
Mg	22500	16200	6500	7730
K	41300	28600	10300	13300
Na	3400	1600	6700	1410
Al	23650	13000	82100	12500
Fe	19500	3300	14300	6260
Mn	6693	3470	3300	2600
Ba	-	-	549	588
Zn	700	794	423	183
Cu	145	78	151	67
B	8	127	-	95
Mo	114	-	61	15
Pb	130	66	32	72
Ni	47	12	65	16
Cr	86	14	1036	75
Co	-	4	-	14
Cd	21	3	<1	2

Misra és mtsai. (1993) megfigyelték, hogy az égési hőmérséklet 500°C-ról 1300°C-ra emelésével a keletkező hamu tömege – fafajtól függően – 22,9-47,8%-kal csökkent. Míg 600°C-on a hamuban CaCO₃-ot és K₂Ca(CO₃)₂-ot mutattak ki, addig 1300°C-on CaO és MgO voltak a fő komponensek. A hevítés során a tömegvesztés 650°C felett fokozódott, és a vizs-

gálatok alapján két vagy több lépésben zajlott le. Kimutatták, hogy 700-900°C között a hamu kalcium-karbonát-tartalma, majd kb. 900°C-on a kálium-karbonát, valamint részben a kalcium- és kálium-szulfát bomlik el.

A hamu széntartalma, amely a nem elégetett szerves anyag mennyiségére utal, 7-49% között mozog közönséges kazánok esetén, átlagos értéke 26% (*Someshwar 1996*). A magasabb C-tartalmat a viszonylag alacsony hőmérsékleten zajló, tökéletlen égés okozhatja (*Santalla et al. 2011*). Az égetés technológiájának fejlesztésével a korszerű üzemekben keletkező hamu C-tartalma 5% alatti. A hamu C-tartalma gyakorlati jelentőséggel is bír, ugyanis 20%-ot meghaladó C-tartalom megzavarja a hamu kémiai megszilárdulásának a folyamatát (*Etiégni et al. 1991*).

Misra és mtsai. (1993) 5 különböző fafaj hamujában vizsgálták a makroelem-tartalmat az égetési hőmérséklet függvényében. A K-, S-, B-, Na- és Cu-tartalom a hőmérséklet emelésével csökkent az állandónak tekinthető kalciumtartalomhoz viszonyítva, de a változás az utóbbi két elemnél kevésbé határozott. A különböző fajok hamujában a kálium elillanása 800-900°C fölött, a bóré és a réz 1000°C körül, a kéné 1000-1200°C fölött következik be. 1300°C hőmérsékleten a K 63-90%-a, a S 7-55%-a elveszett. A Mg-, P-, Mn-, Al-, Fe- és Si-tartalom a legtöbb fafaj hamujában nem változott a hőmérséklet emelésével, ezzel szemben az amerikai rezgő nyár esetén a Si koncentrációja 800°C-ig nő, ezt követően viszont állandó.

A hamu összetételét erősen befolyásolja a Si, Mn, Fe és Al jelenléte, melyek savas oxidot képezhetnek és ilyen formában az alkalikus alkotórészek (pl. Ca, K és Mg) oxidjaival vegyülve kerámiaszerű lerakódást alkothatnak. Ezek az elemek szinergikus hatásúak lehetnek egymásra, például 900°C égési hőmérséklet felett az olvadt kálium-karbonát és -szulfát rátapad a hűvösebb fémfelületekre, ami csapdába ejthet egyéb szilárd részecskéket, mint például a kalcium- és magnézium-oxidot (*Misra et al. 1993*). A fentiek miatt kb. 900°C égési hőmérséklet alatt a legnagyobb a hamu makroelem koncentrációja, így K-tartalma, valamint ezen a hőmérsékleten csekély mennyiségű fémvegyület képződik, ezáltal a kazánokban a lerakódás minimalizálható (*Pitman 2006*).

A fahamuban található nyomelemek és nehézfémek koncentrációinak adatait *Someshwar (1996)* összegezte más amerikai szerzők hamuelemzéseinek alapján. A nehézfémek közül a cink és a mangán koncentrációját találta a legmagasabbnak, átlagos értékük meghaladta a 300 mg/kg-ot (2. táblázat). Amennyiben egyes vízdoldható nehézfémformák (pl. Cr-VI) mennyisé-

ge magas, és ez akadályozza a hamu hasznosítását, lehetséges kémiai úton ezek koncentrációját csökkenteni (Pohlandt-Schwandt 1999; Pohlandt-Schwandt et al. 2002).

2. táblázat

A fahamuban található nyomelemek és nehézfémek koncentrációi (mg/kg) (Someshwar 1996)

	As	B	Cd	Cr	Co	Cu	Pb	Mn	Mo	Hg	Ni	Se	Zn
Átlag	23,2	119,9	5,0	39,0	8,7	75,3	65,6	4370	14,9	0,4	23,5	0,10	443
Sd	20,5	71,2	4,9	30,1	5,1	44,5	40,2	2621	27,0	0,8	21,0	0,2	417

A tüzelőberendezés különböző részein képződő hamufrakciók összetétele jelentősen különbözhet. Az égéstér alján gyűlik össze a hamu fő tömege, ezzel szemben a pernye a hamutartalomnak az a finomszemcséjű része, amely a füstjáratokon a füstgázokkal együtt távozik. A hamuban gyakran található nagyobb mennyiségű homok, kisebb kövek. Ezek részben származhatnak az elégetett tüzelőanyagból, különösen, ha az kérget is tartalmazott, valamint cirkulációs-fluid tüzelőberendezésből (Zevenhoven 2001).

A kazánhamu műtrágyaként, talajjavító anyagként történő felhasználása sokkal célszerűbb, mint a szűrőrendszeren felhalmozott pernyéé. Ennek oka, hogy az égetés során, különösen magas hőmérsékleten a fémek elpárolognak, majd azt követően a hideg szűrőrendszeren lecsapódnak, ezért a pernye nehézfém-koncentrációja jelentős. A vizsgálatok szerint különösen magas a Cd, As, Mn, Cr, és Pb koncentrációja a pernyében, ezzel szemben a Zn koncentrációja a hamuban magasabb (Hakkila 1989; Niederberger 2002). Obernberger és mtsai. (1997) hasonló összefüggést írtak le K, Na, Cl és S esetén is. Más szerzők szerint a Zn is illékonyként viselkedik, és emiatt nagyrészt a pernyében található meg (Sano et al. 2013). A pernyét, mezőgazdasági szempontból előnytelenebb tulajdonságai miatt, a Skandináv országokban építkezéseken, útépitéseken hasznosítják (Mácsic 2006). Hjalmarsson és mtsai. (1999) vizsgálatai alapján a hamu és a pernye mennyisége valamint aránya jelentősen függ az égetés technológiájától, módszerétől (3. táblázat).

3. táblázat

A hamu és a pernye aránya az égetés technológiájának függvényében

Tüzelési eljárás	Hamu,%	Pernye,%
Fluidágyas égetőberendezés	~ 10	~ 90
Rostélykazán	70-80	20-30
Szállítóhevederes kemence	40-50	50-60
Porégő	5-20	80-95

A hazai fahamuk tulajdonságait többek között a forgalomba hozatali és felhasználási engedélyek kiadása kapcsán vizsgálták. A pécsi Pannongreen Kft. által forgalmazott „biohamu” fantázianevű termék kémiai tulajdonságai és összetétele eltér a fahamura jellemző értékektől (4. táblázat). A „biohamu” fluidágyas égetőberendezésből származik, ezért 40 tömeg % fahamu mellett 60 tömeg % fluidágy homokot is tartalmaz. Az így előállított hamu tápelem- és nehézfém tartalma alacsonyabb az erőműben szintén előállított fahamunál (SGS Hungária Kft. 2008).

4. táblázat
A Pannongreen Kft. által előállított fahamu és „biohamu” összetétele

Vizsgált paraméter	Mértékegység	Fahamu	Biohamu
P ₂ O ₅	mg/kg sz. a.	24400	6500
K ₂ O	mg/kg sz. a.	117000	30000
Ca	mg/kg sz. a.	247000	73200
Mg	mg/kg sz. a.	24900	7300
Al	mg/kg sz. a.	11300	8100
Na	mg/kg sz. a.	1857	1300
Cd	mg/kg sz. a.	4,41	0,69

2.1.3. Szerves szennyezők

A hamu szerves szennyezőanyag-tartalmának két fő oka van. Egyrészt a tökéletlen égés az el nem égett anyagok, pl. korom kibocsátásához, valamint a policiklusos aromás szénhidrogének (PAH) kialakulásához vezet. Másrészt a szerves szennyezőanyagok, mint pl. a dioxinok (PCDD) és furánok (PCDF) a szerves szén, oxigén és klór jelenlétében – mint melléktermékek – képződnek, és részben a hamuval, részben a füstgázzal hagyják el az égető-berendezést (Wunderli et al. 2000; Lavric et al. 2004). A szerves szennyezőanyagok a hamuban különösen veszélyesek, mivel mérgező, mutagén és karcinogén hatásúak (Enell et al. 2008).

Diebel és mtsai. (1992) vizsgálatai szerint a fahamuban két- és három gyűrűs PAH vegyületek találhatók, melyek a négy- és ötgyűrűs vegyületeknél kevésbé toxikusak. A leggyakoribb vegyületnek közülük a naftalint (1,6 mg/kg) találták. A fahamu mintákban elemezték a poliklórozott bifenilek (PCB) jelenlétét is. Sem a kazánhamuban, sem a pernyében nem lehetett kimutatni még nyomnyi mennyiségben sem ezeket a vegyületeket (Sommeshwar 1996)

Bundt és mtsai. (2001) vizsgálták a fahamukezelés hatását a PAH-ok és PCB-k koncentrációjára svájci erdők talajában. 8 t/ha-os fahamukezelést követően a talajban 20féle PAH-ot és 14féle PCB-t mutattak ki. A kezeléssel a talajba m^2 -enként 13,4 mg PAH- és 3 μg PCB-vegyületek kerültek. A hamu nem csak azért jelenthet kockázatot, mert közvetlenül szerves szennyezők kerülnek be vele a talajba, hanem azért is, mert az ismétlődő kezelések hatására nő a talaj pH-ja, amely elősegíti a PAH-ok és a PCB-k remobilizációját (*Bundt et al. 2001*).

A PCDD-k és PCDF-ek nagy valószínűséggel nem oldódnak ki a fahamából, mivel a hamu adszorbensként viselkedik és így a vegyületek immobilizálva vannak. A PCDD/F-tartalma mind a fatüzelésű kályhák, mind a hagyományos kazánok hamujának elhanyagolható (*Kuykendal et al. 1989*), viszont a kéményekben lerakódott koromban jelen vannak. (*Someshwar 1996*). Amennyiben nem tiszta fa kerül elégetésre, hanem hozzá hulladékokat kevernek (pl. cellulóz- és papírgyártás iszapja, műanyagtörmelék, karton) amelyek klórozott vegyületeket is tartalmaznak, akkor az égés során megnő a dioxinok keletkezési esélye (*Yamamura et al. 1999*). Szintén növeli a dioxinok képződésének valószínűségét, ha magas sótartalmú fát égetnek el (*Kuntz 2001*). A nyugat európai kazánok pernyéjében általában a PCDD/F koncentráció magasabb, összehasonlítva az USA-ból származó hamuval (*Pohlandt és Marutzky 1994*). Ez Nyugat-Európára jellemző óceáni éghajlaton termesztett fák nagyobb klorid-ion koncentrációjával indokolható (*Someshwar 1996*).

2.1.4. Fahamu formák

A környezetre gyakorolt hatás szempontjából fontos szerepe van a fahamu alkalmazási formájának. A hamunak 3 fő formáját lehet elkülöníteni: laza, stabilizált és granulált hamu.

A laza fahamu ömlesztett szerkezetű, a legtöbb környezetvédelmi probléma ehhez a változathoz tartozik. Kockázatot jelenthet az emberi egészségre, hiszen a nagy mennyiségű, finom szemcsés por bekerülhet a légutakba, és szilikózist okozhat (*Hakkila 1989*). Nehézkes az egyenletes kijuttatása (*Wilhoit és Qingyue 1996*). Ez a forma könnyen oldódik. A kijuttatást követően az erdőkben a mohákat, aljnövényzetet, cserjéket károsíthatja (*Kellner és Weibull 1998*).

A stabilizált fahamu a laza forma konszolidációjával képződik. Az égéstérből kikerült hamu nedvességtartalmát 30-40%-ra növelik, amely így természetes körülmények között né-

hány hét alatt megkeményedik (*Steenari és Lindqvist 1997; Nilsson és Lundin 1996; Korplahi et al. 1999*). A nedvesség hatására a hamuban számos kémiai reakció indul el, melyek eredményeként keletkező vegyületek oldhatósága alacsonyabb. Például a kalcium a hamuban jelentős mértékben CaO formájában található meg. Belőle a nedvesség hatására portlandit, azaz Ca(OH)₂, majd a levegő CO₂-tartalmának hatására kalcit, CaCO₃ keletkezik, amelynek az oldhatósága a CaO-nál lényegesen alacsonyabb. A karbonátosodás nem csak az oldhatóságot, hanem a hamu lúgosságát is csökkenti. A konszolidáció során kapott megszilárdult hamut zúzással, szitálással 5 mm-nél kisebb szemcsékké alakítják (*Steenari et al. 1998, Steenari et al. 1999*). A stabilizált fahamu sűrűsége 700-800 kg/m³ között változik, nedveségtartalma körülbelül 25%. Az így kezelt hamunak szintén lehet portartalma, ezért a kezeletlen hamuhoz hasonló problémákat okozhat a kijuttatása (*Korplahi et al. 1999*). Nagy mennyiségű hamu ilyen módon való stabilizálása lassú folyamat. A hamu halom felületén kialakuló záró karbonátréteg akadályozhatja a szén-dioxid és a víz bejutását a halom belsejébe, ezáltal a stabilizáció befejezetlen maradhat (*Steenari és Lindqvist 1997*). Megfelelő eredmény eléréséhez szükség lehet a hamu és a víz mechanikus elkeverésére (*Lindqvist 2000*).

A granulált hamu esetén a laza formát nedvesítik, miközben lejátszódik a természetes karbonizáció. 4-20 mm átmérőjű gömb alakú szemcséket formáznak egy speciális gép segítségével, majd ezt követően a víztartalmat szárítással 5% alá csökkentik (*Pitman 2006*). A granuláció során segédanyagokat (pl. cement, dolomit, kalcium-lignoszulfát) adagolhatnak a hamuhoz, hogy növeljék a granulátum szilárdságát (*Holmberg és Claesson 2001*). A granulált hamu sűrűsége 900-1000 kg/m³ (*Korplahi et al. 1999*). A hamuformák közül ennek a típusnak az előállítása a technikailag a legbonyolultabb és legköltségesebb (*Eriksson 1998a; Holmberg és Claesson 2001*).

A hamu kezelése hatással van a kapott termék elemi összetételére, mivel a víz az oldható komponensek egy részét kimoshatja. *Pitman (2006)* vizsgálatai alapján a kezeléssel a hamu Ca-tartalma csökken, P-tartalma nő.

Az egyes hamuformákból eltérő sebességgel történik a tápanyagok kioldódása a talajban. *Steenari és mtsai. (1988)* laboratóriumi kísérletekben, váltakozó nedves és száraz ciklust alkalmazva, vizsgálták a tápanyagok kioldódását különböző fahamu formáknál. A laza fahamu K- és Na-tartalmát elveszti egy évvel az alkalmazás után. A kis szemcseméretű stabilizált hamu gyorsabban veszítette el Ca- és K-tartalmát, mint a granulált forma, amely a 2 éves csapadék-szimulációt követően tömegének 90%-át megtartotta. Ennyi idő alatt viszont a stabili-

zált hamu nagyrészt feloldódott. *Eriksson (1998b)* 5 év csapadékhatását vizsgálta szimulációs kísérletben laza és különböző szemcseméretű stabilizált hamu esetén oszlopkísérletben. A laza hamu a szimuláció során gyorsan elveszítette kálium-, nátrium-, klorid- és szulfáttartalmát, ezzel szemben a stabilizált hamunál a veszteség lassabb volt. A finom frakció gyorsabban oldódott a durvánál, ezáltal előbbi egy azonnali meszező hatást biztosított a felszabaduló Ca és K – mint a legmobilabb elemek – révén. A nehézfémek megjelenése a kísérletben hasonló mértékű volt, mint ami a fenyőtűk bomlásakor képződik az erdei talajokon (*Laskowski és Berg 1993*).

Szabadföldi kísérletben *Eriksson (1998a)* megállapította, hogy podzolos talajon a granulált hamuval történő kezelés hatására növekszik a talaj kationcserélő kapacitása, bázis telítettség. A változás mértéke korrelált a kijuttatott hamu dóziséval, amely 1-6 t/ha között változott. *Steenari és mtsai. (1998)* megfigyelték, hogy a megszilárdult hamu Ca vesztese a talajban kezdetben gyors, majd néhány héten belül stabilizálódik. Egy év elteltével a laza hamu elveszti az eredeti kálium- és nátriumtartalmának 50-60%-át, míg a megszilárdult hamut kalcit, gipsz és ettringit alkotja. A frissen égetett hamu kalcium-oxid-tartalma a levegő nedvessége hatására kalcium-hidroxiddá (portlandit), majd kalcium-karbonáttá alakul. Ez a továbbiakban ettringitté ($\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3(\text{OH})_{12} \cdot 26 \text{H}_2\text{O}$) alakulhat át, így csökken a Ca kioldódása, valamint a hamu lúgossága. Az ettringitté alakulásnak speciális feltétele is van: a hamu alumíniumtartalmának (Al_2O_3 formában) magasabbnak kell lennie, mint a kéntartalmának. *Nieminen és mtsai. (2005)* megerősítették a nehézfémek alacsony oldhatóságát a megszilárdult és a granulált hamuban. Különösen a Pb, Ni és Cd mutatott alacsony mobilitást. A tápanyagok szintjét a szilárd, valamint a granulált hamuban 3 valamint 5 év után vizsgálták. A K, Na, B és S könnyen kimosódott a kétféle hamuból, bár a granulált hamu oldhatósága némileg alacsonyabb volt. A Ca-, Mg-, Zn- és Cr-tartalom csökkent a szilárd hamunál, viszont nem változott, esetleg nőtt a granulált hamunál. *Holmberg (2000)* vizsgálatai alapján a kijuttatást 7 hónappal követően a Na és a K közel 60 %-a kioldódott a granulált hamuból. A nyomelemek közé tartozó Mo, Sc, W, Y és Zr 20-60%-a oldódott ki ez idő alatt. A Ca és Mg kioldódása alacsony volt, mindössze 1-5% 7 hónap alatt. *Callesen és mtsai. (2007)* erdei szimulációs kísérletben tanulmányozták a granulált fahamu oldhatóságát. 7 év eltelté után a kalcium-, magnézium- és káliumveszteség kb. 35%-os, a foszforveszteség pedig 19%-os volt, függetlenül a talajtípustól és az erdőalkotó fajtától.

2.1.5. A hamu hozama és ásványtani tulajdonságai

A fahamu a fa ásványi anyagaiból képződik az égetés és az elgázosítás során. A hamu hozama a mérsékelt övezetben nőtt fáknak 0,1-1,0%, míg a trópusi fáknál elérheti az 5%-ot. A fakéreg 3-8% hamut képez (*Fengel és Wegener 1984*). Relatívén legnagyobbat tömegű hamu a fák leveleiből, tűleveleiből képződik (*Werkelin 2002*). A hamutartalom százalékos értéke függ a fafajtól és egy fafajon belül a geszt és szíjács arányától (*Németh 2009*).

A fahamu ásványtani összetétele meglehetősen összetett és heterogén. Scanning elektronmikroszkópos vizsgálatok alapján porózus részecskékből épül fel, melyek szénből és különböző szervetlen anyagokból állnak (*Etiégni és Campbell 1991*).

A röntgendiffrakciós és infravörös spektroszkópiás vizsgálati módszerek szerint a fahamu fő alkotórészei az alkálifémek és az alkáliföldfémek oxidjai, hidroxidjai és karbonátjai (*Etiégni és Campbell 1991; Ohno 1992*). Az égetés során a szerves anyagok mineralizálódnak, alkálifém- és alkáliföldfém-oxidok keletkeznek, melyek a lehűlést követően, a természetes konszolidáció során hidroxidokká, karbonátokká alakulnak át (*Holmberg és Claesson 2001*). Az oxidok közül a legjelentősebbek a kalcium-oxid, amely a hamu 40-70%-át alkotja, valamint a 10-30%-ban megtalálható kálium-oxid (*Ragland et al. 1991*). A granulált hamu ásványi fázisában kvarc, ettringit, kalcit, gehlenit és aphtitalite mutatható ki röntgendiffrakciós (XRD) módszerrel (*Mellbo et al. 2008*).

2.1.6. Vízkapacitás

A fahamu víztartó képessége egy viszonylag ritkán elemzett fizikai paraméter. Közismert, hogy a hamu alkalmazása hatással van a talaj vízmegtartó képességére, valamint a növények számára a talajból felvehető víz mennyiségére (*Campbell et al. 1983; Pathan et al. 2003*).

Etiégni és Campbell (1991) vizsgálta a fahamu strukturális szerkezetében bekövetkező változásokat nedves körülmények között. Megállapították, hogy a hamu hidrofil tulajdonságú, melyet részben a kapilláris hatás révén történő vízelnyelés és a vele párhuzamosan lejátszódó kémiai folyamat, az oxidok hidroxidokká alakulása, magyaráz. A fahamu scanning elektronmikroszkópos vizsgálata megmutatta, hogy a hamuban található szabálytalan alakú szervetlen részecskék kristályai rétegrácsos szerkezetűek, melyek víz hatására megduzzadnak, a

térfogatnövekedés elérheti a 12,5%-ot. Megszáradás után megmaradt a részecskék duzzadt térfogata, ezáltal tartósan növekedett a víztartó képesség. A duzzadásért felelős komponensek a kalcit, a kalcium-szilikát és a portlandit. Ez a hatás egyszerre lehet hasznos és káros a talajban. Míg az agyagtalajok kis pórusai könnyen eltömődnek a nedves hamutól, ezzel akadályozva a víz- és levegőgazdálkodást, addig a homoktalajoknál a megnövekedett víztartó képesség a növények számára hasznos lehet (*Zimmermann et al. 2010*).

2.1.7. Lúgosság

A fahamu oldékonysága csekély, viszont még kis mennyiségben is oldódva jelentősen lúgos a vizes oldata (*Tóth et al. 2012*). A fahamu pH-ja 8-13 között változik, a medián érték körülbelül 12 pH (*Augusto et al. 2008*).

A hamu lúgossága a mészkőhöz (100%) viszonyított hatással is kifejezhető és százalékosan megadható. *Vance (1996)* 18 fahamu mintát vizsgált, meszező hatásuk 13,2-92,4% között változott, a medián érték 48,1% volt. Ez azt jelenti, hogy a fahamu átlagos savsemlegesítő kapacitása fele a tiszta mésznek, ezáltal azonos mennyiségű sav közömbösítéséhez kétszer annyi fahamut kell használni, mint meszet (*Meiwes 1995*). *Hakkila (1989)* a tiszta fa égésekor keletkező hamu meszező hatásának 115%-ot, ezzel szemben a kéreg-hamu keveréknél 64%-ot állapított meg, azaz a kéreg szerepet játszhat a hamu lúgosságának csökkentésében. Nem csak az elégetett anyag tulajdonságai, hanem az égetés körülményei is befolyásolóak. *Pitman (2006)* vizsgálatai alapján tökéletlen égés esetén, amikor jelentős a hamu széntartalma, csökken a lúgosság.

Etiégni és Campbell (1991) egy fenyőfaj (*Pinus contorta subsp. murrayana*) hamujának lúgosságáért felelős vegyületeket vizsgálta. A lúgosságért 92%-ban a hidroxidok és 8%-ban az oxidokat találták felelősnek. Alacsonyabb hőfokon, 500°C alatti égetésnél a hamuban a karbonátok és hidrogénkarbonátok vannak túlsúlyban, ezzel szemben magas hőmérsékleten, 1000°C felett elsősorban oxidok képződnek. A tárolás során az oxidok hidrolizálnak, hidroxidokká alakulnak, amelyek a légkör szén-dioxid-tartalmával reagálva karbonátokká alakulhatnak tovább. Ezzel indokolható, hogy a tárolás körülményei, valamint a tárolás hossza szintén hatással vannak a hamu tulajdonságaira, állás közben csökken a hamu lúgossága.

Nogales et al. (2011) vizsgálatai szerint általában a hamu pH-értéke a pernyéhez viszonyítva kissé magasabb, bár a különbség nem szignifikáns a vizsgált hamuk nagy változatossága miatt.

2.2. A fahamu hatása az abiotikus talajtulajdonságokra

A hamu kijuttatásával elsősorban a talaj kémiai tulajdonságait befolyásolhatjuk, javíthatjuk. Emellett a hamu hatással van a talaj fizikai tulajdonságaira is, mivel módosítja a talaj textúráját, levegőzöttségét, víztartó képességét és sótartalmát, pl. a Ca-tartalma befolyásolhatja a talaj morzsalékosságát (*Demeyer et al. 2001*).

A fahamuval a talajba kijuttatott tápelemek felvehetőségéről talajvizsgálatokkal lehet tájékozódni. A vizsgálatok során a talajt valamilyen kivonószerrel elegyítik, ezt követően rázógéppel segítségével 1-2 órát rázatják, végül a kivonatot analizálják. Leggyakrabban csoportoldószereket alkalmaznak (pl. ammónium-laktát, AL a felvehető P és K vizsgálatára, EDTA (etilén-diamin-tetraecetsav) a mikroelemek analízisére), mivel ez a módszer a legalkalmasabb a sorozatvizsgálatokhoz. A kapott talajvizsgálati eredmények értelmezése segítséget nyújt a trágyázás-, tápanyagellátás irányelveinek kialakításához. A kapott eredmények egyik gazdasági jelentősége az, hogy összevethetők a növények számára megállapított felvehető tápanyag-ellátottsági szintekkel (*Sárdi 2011*).

2.2.1. A talaj kémhatásában bekövetkező változások

A fahamu alkalmazásának egyik nagy előnye, hogy jelentős savsemlegesítő kapacitással rendelkezik a Ca-, Mg-, K-hidroxid és -karbonát-tartalmának köszönhetően (*Vance 1996*). *Arvidsson és Lundkvist (2003)* fiatal lucfenyő ültetvény talajában megnövekedett pH-t tapasztalt 3 t/ha-os fahamudózis kijuttatását követően. *Ohno (1992)* vizsgálta a fahamu savsemlegesítő képességét rövidtávú laboratóriumi kísérletekben. A vizsgálatai alapján a pH-növekedés alacsony talaj pH és alacsony szervesanyag-tartalom esetén volt jelentős.

Naylor és Schmidt 1986-ban vizsgálta az örölt mészkő valamint a fahamu hatását két talajtípusra az USA-ban. A fahamut alacsony hőmérsékleten, háztartási körülmények között, keményfa kályhában történő égetésével állították elő. A kísérlethez a hamut a talajjal homogeni-

záltak, majd tenyészedényekbe töltötték az így előállított keverékeket. A kísérletet 6 féle kezeléssel: 0, 2,2, 4,5, 9,0, 17,9, és 35,9 tonna/ha-nak megfelelő dózissal, három ismétlésben végezték. Az edényeket 25°C-on tartották 60 napig, miközben rendszeresen öntözték őket, szimulálva a nedves és száraz időszakokat. A kísérlet végeztével többek között mérték a talaj pH-t és a kiextrahálható tápanyagok mennyiségét. A talaj pH-ja és a kiszórt hamumennyiség közötti összefüggés logaritmus függvénnyel írható le. A hamu semlegesítő képessége közel fele volt a mészkőének. Szintén a hamu lúgosító hatásáról számolt be *Mandre (2006)*. A fahamut 2,5-5 t/ha-nak megfelelő dózisban homokos talajra kijuttatva a talaj pH-ja a legfelső rétegben 0,3-0,8 pH-egységgel növekedett. A hamu hatása 3 év elteltével is kimutatható volt, bár akkor már kisebb volt a pH eltérés a kontrollterületekhez képest.

Saarsalmi és mtsai. (2005) egy kísérletben 1-5 t/ha dózisban juttattak ki fahamut egy erdei fenyves talajára és a kezelések hosszú távú hatásait vizsgálták. A 2,5 t/ha dózis esetén, a kijuttatást 12 évvel követően, a humuszszint pH-ja a kontroll 3,4-es értékéhez képest 1,3 pH-egységgel, az 5 t/ha-os dózis esetén pedig 2,5 pH-egységgel volt magasabb. Finnországban végzett hosszú távú vizsgálatok azt mutatják, hogy 16 évvel a kezelést követően 0,6-1,0 egységgel nagyobb a humuszréteg pH-ja, mint a kontroll talajon (*Saarsalmi et al. 2001*). Az ásványi talajrétegekben (kevesebb, mint 10 cm-es mélységben) a kezelés eltelt után 6 évvel nagyon kevés változás volt tapasztalható, viszont a későbbi vizsgálatok pH-növekedést mutattak ki. Az adatok alapján a talaj felső rétegéből a lefelé irányuló transzport nagyon lassan történik. Egy másik kísérletben *Saarsalmi és mtsai. (2006)* 5 t fahamu/ha dózisú kezelés hatásait vizsgálták több éven át. 9 évvel a kezelést követően a humuszszint pH-ja 2,1 egységgel, míg 23 év elteltével 0,9 pH-egységgel volt magasabb. *Jacobson és mtsai. (2004)* szintén magasabb pH-t figyeltek meg a humuszrétegben 5 év elteltével 3, 6, 9 t/ha dózisú stabilizált és 3 t/ha dózisú granulált hamuval kezelt területeken. Bár a két forma oldhatósága eltér, nem okoztak szignifikáns különbségeket a talaj kémiai tulajdonságaiban.

A hamu talaj pH-ra gyakorolt hatását befolyásolhatja a hamu formája is. A granulált hamuból a kalcium több éven keresztül, lassan szabadul fel, viszont a kezeletlen hamuból nagyon gyorsan (*Steenari et al. 1998*). Ezzel magyarázható utóbbinál a talaj átmeneti, nagymértékű, hirtelen pH emelkedése (*Ulery et al. 1993; Muse és Mitchell 1995*). A stabilizált és a granulált hamunál a pH-növekedés mérsékeltebb (*Arvidson és Lundkvist 2002; Egnell et al. 1998 in: Aronsson és Ekelund 2004; Gómez-Rey et al. 2013*).

Különböző tanulmányok kimutatják, hogy a hamukezelés hatására a talaj pH növekedésével csökken a kicserélhető Al-tartalom a savanyú talajokon. (*Etiégni et al. 1991; Huang et al. 1992*). *Lundström és mtsai. (2003)* Svédország déli részén vizsgálták a mész és fahamu hatását a talajra. Megállapították, hogy a hamu kijuttatását követően a szerves réteg pH-ja 0,1-2,4 egységgel, a kationcserélő kapacitás 0-15 mgeé/100 g-mal, a bázistelítettség 9-58%-kal nő. A kationcserélő kapacitás növekedésének magyarázata a szerves anyagok funkciócsoportjainak deprotonálódása, és a magas pH-jú hidroxidok jelenléte. Magas pH-n a protonok nem blokkolják a kötőhelyeket, ezért képesek kation cserére a szerves anyagok. A felső ásványi talajsztomban a pH -0,4-től +1,6 egységgel, a kationcserélő kapacitás -10-től +51 mgeé/100 g-mal és a bázistelítettség -0,3%-tól +46%-kal változott. *Eriksson és mtsai. (1998)* a talaj felső ásványi rétegében csökkenő pH-t és bázistelítettséget észleltek. Ennek oka lehet a fahamunak a mérszél nagyobb reakciókészsége. A fahamu alkalmazását követő gyors reakciók megnövelték a szerves réteg pH-ját és kationcserélő képességét, a talajoldat a protonokat az ásványi talajba szállítja, ahol a viszonylag magas Ca-, Mg-, és K-tartalom mellett is a talajoldat pH-jának kezdeti átmeneti csökkenését idézheti elő.

Ingerslev (1997) és *Högbom és mtsai. (2001)* hasonló megfigyelésekről számoltak be. 6 évvel a kezelést követően a 40-50 cm-es mélységben a pH 0,6 egységgel csökkent, miközben nőtt az alumínium koncentráció (akár 170 μM) a szomszédos kontroll területéhez képest.

Számos más tanulmány kimutatta, hogy a fahamu hatására a talajban a pH növekedés gyorsabb és erőteljesebb, de rövidebb ideig tart, mint a meszeztést követően. Ennek oka, hogy a hamut alkotó nátrium-, kálium-hidroxidok és -karbonátok, amelyek savsemlegesítő kapacitása jelentős, jól oldódnak és könnyen kimosódnak. Ezzel szemben a kalcium-karbonát kevésbé oldódik, és ezért a felső rétegben akár 3 évig is tartja az enyhén lúgos kémhatást (*Ohno 1992*). A hamu semlegesítő képessége függ a szemcsemérettől is. A finomszemcsés hamu sokkal gyorsabban és erőteljesebben reagál, mint a durva (*Nohrstedt 2001; Nieminen et al. 2005*).

A pH növekedésével nő a talaj biológiai aktivitása, így fokozódik a mineralizáció és a nitrifikáció, ami a talajban C, N és egyéb tápanyagok veszteségét idézheti elő, miközben csökken a savas pufferelés. Másrészt, ez a folyamat lehet pozitív is, ha elsősorban a szerves rétegre korlátozódik, és a növények számára felvehető ásványi nitrogén és egyéb tápanyagok felvételét biztosítja (*Meiwes 1995*).

A pH növekedés előnyös hatása a szennyező anyagok immobilizációja, ennek hatására csökken a kimosódásuk a talajból a befogadó vizekbe. Viszont ha a talaj kémhatása már nem a semleges, lúgos tartományban lesz, akkor szennyező anyagok, így nehézfémek kerülhetnek a talajba, amely folyamatot a természetes vagy antropogén eredetű savasodás tovább gyorsíthat (*Williams et al. 1996*).

2.2.2. Makroelemek

A biomassza égetéséből származó hamu a legrégebbi műtrágya. A fahamu gyakorlatilag nitrogénmentes, viszont tartalmaz foszfort és más a növények számára szükséges tápanyagokat (*Sander és Andrén 1997; Patterson et al. 2004*). *Naylor és Schmidt (1986)* a fahamu trágyázó hatását a műtrágyák N, P (P_2O_5) és K (K_2O) koncentrációjával hasonlította össze. Fatüzelésű kazánok hamujának az összetétele megfelel a 0 : 1 : 3 összetételű műtrágyáknak. Fatüzelésű kályhákban alacsonyabb az égési hőmérséklet, ezért a hamu káliumtartalma magasabb, a hamu összetétele 0 : 3 : 14 műtrágyának felel meg.

A fahamunak általában alacsony a nitrogéntartalma és ezért egy relatív nitrogénhiányt okozhat az alkalmazása. Ezen kívül esetlegesen kimosódási veszteségek is felléphetnek a fokozott nitrifikáció miatt (*Weber et al. 1985; Pitman 2006; Pietikäinen és Fritze 1995; Mandre 2006*). *Gómez-Rey és mtsai. (2012)* vizsgálatai szerint az összes- és az NH_4-N -tartalom kimosódásának növekedése leginkább a kijuttatást követő első hónapban jelentős, és fokozottan jelentkezik a kezeletlen fahamunál a granulált formához képest. Két évvel a kiszórást követően a kezeletlen és a kezelt hamunál egyaránt csökkent a N kimosódás, és növekedett a mikrobiális N biomassza. A fahamu trágyaként gyakorlatilag N-mentes, ezért használata indokolt lehet nagy N bevitel esetén a nagy N/P arány javítására (*Clarholm 1994; Mandre 2006*). Nitrogén szegény talajokban a fahamut N-műtrágyázással együtt célszerű alkalmazni, ezáltal ellensúlyozva a N immobilizációt (*Gómez-Rey et al. 2012*). Amennyiben a kiszórt hamu faszenet is tartalmaz, az ideiglenesen csökkentheti a N és a P rendelkezésre állását (*Santalla et al. 2011*).

A fahamu közvetlen forrása számos makroelemnek, így például a foszfornek, kalciumnak, magnéziumnak, káliumnak (*Unger és Fernandez 1990; Ohno 1992; Kahl et al. 1996; Mandre 2006*). A hamu tápanyagtartalmának rendelkezésre állása függ az egyes komponensek oldhatóságának mértékétől. A hamu különböző kationokat tartalmaz (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , stb), ezek

mindegyike képez oxidokat, hidroxidokat, karbonátokat, hidrogénkarbonátokat, melyeknek az oldhatósága eltérő (Erich és Ohno 1992; Ulery et al. 1993). A hamuban található tápelemek oldhatósága közül a legmagasabb a káliumé, közepes a magnéziumé és a kalciumé, a leggyengébb pedig a foszforé (Eriksson 1998b; Sano et al. 2013). Mandre (2006) kísérleteiben homoktalajon 5 t/ha-nak megfelelő kezelést követően a K-koncentráció 2-3-szoros, a Mg-koncentráció 5-szörös, valamint a Mn-koncentráció 9-szeres növekedését tapasztalta. Saarsalmi és mtsai. (2005) 2,5 és 5 t/ha dózisban juttatták ki a fahamut, melynek hatására mind a teljes, mind a kioldható Ca-koncentráció 4-szeresre és 9-szeresre növekedett. A K és Mg koncentrációja szintén nőtt. Mandre és mtsai. (2006) a kijuttatást követően már 10 nappal tapasztalták az emelkedő Ca-, K-, P-koncentrációt a talajban, de a Mg koncentráció növekedése csak egy év elteltével volt kimutatható. Brunner és mtsai. (2004) 8 t/ha dózisban juttattak ki fahamut eredi ökoszisztémában. Két év elteltével a kezelés megnövelte a talaj kicserélhető Ca- és Mg-tartalmát. Gómez-Rey és mtsai. (2013) hamukezelést követően a felső 0-5 cm-es rétegben megnövekedett kicserélhető Ca-, Mg-, P- és K-koncentrációt tapasztaltak. Az 5-10 cm-es rétegben már csak a kicserélhető K esetén figyeltek meg szignifikáns növekedést. Hasonló tapasztalatokról számoltak be Helmisaari és mtsai. (2009) valamint Saarsalmi és mtsai. (2010).

A kálium rendelkezésre állása egyenesen arányos a talajhoz adott hamu mennyiségével. A tápanyagok rendelkezésre állása a fahamuból eltér a műtrágyáktól. A kazánhamuból 18-35%, a fatüzelésű kályhák hamujából pedig kb. 50% az elérhető K a növények számára. A K többi része fizikai és kémiai folyamatok révén reverzibilisen immobilizálódik, ezáltal lassan, hosszabb ideig rendelkezésre áll a növényeknek. Ezzel szemben a műtrágyák K-tartalma 65-70%-ban rendelkezésre áll a növények számára. A K kioldódás sebességét a talaj tulajdonságai, így például kémhatása befolyásolhatja (Naylor és Schmidt 1986; Erich 1991; Ohno 1992).

A fahamu foszfortartalma 0,9-1,7% (Erich és Ohno 1992; Saarsalmi et al. 2001; Hytönen 2003). A fahamu foszfortartalmának rendelkezésre állását vizsgáló kísérletek eredményei változatosak, de általánosan megállapítható, hogy a hozzáférhetőség szintén alacsonyabb, mint a műtrágyáké (Erich és Ohno 1992). A rendelkezésre állást befolyásolják a talajtulajdonságok is. Etiégni és mtsai. (1991) vizsgálatai szerint a foszfor hozzáférhetősége a legmagasabb a 6,0-7,0 közötti pH-jú talajban, viszont 8,0-as pH felett már csökken. Savas talajokban a foszfor immobilizálódhat vas- és alumínium-foszfátok formájában (Ohno 1992). Fahamut használva meszező anyagként, savanyú talajokon fokozódik a foszfor hozzáférhetősége és

felvehetősége (Lickacz 2002). Jacobson és mtsai. (2004) a hamukezelést 5 évvel követően vizsgálták a P visszanyerhetőséget a talajból. Savanyúbb talajból a visszanyerés négyszer nagyobb volt, azaz a növények kevesebb foszfort vettek fel és/vagy kevesebb mosódott ki.

Clarholm (1994, 1998) izotópokkal tanulmányozta a foszfor sorsát a talajban, követve az útját a humuszban és a fák gyökereiben. Vizsgálatai alapján a fahamu foszfortartalma biokémiai úton, mikroorganizmusok közreműködésével válik elérhetővé. A mikroorganizmusok képesek átmenetileg tárolni a foszfort, amely később a növények számára felvehetővé válik.

Schiemenz és mtsai. (2011) vizsgálatai alapján a hamu P-tartalmának vízoldhatósága alacsony, viszont kb. a P 80%-a oldódott citromsavban. A hamu trágyázó hatása a foszfor szempontjából megfelel a jól oldódó foszforműtrágyáknak, hasonló a hármas szuperfoszfáéhoz. A kezelések hatására nőtt a talaj foszforellátottsága.

2.2.3. Mikroelemek

A fahamu nagy mennyiségben tartalmaz mikroelemeket, ezek részben tápelemek, részben szennyezők. A tápelemek közül a vas fordul elő benne a legnagyobb mennyiségben, majd a mangán, a cink, a réz, a bór és molibdén (Misra et al. 1993). A fahamu-kezelés hatására kezdetben csökken a Fe, Mn, Zn és Cu oldhatósága és elérhetősége, melyet a talaj növekvő pH-ja magyaráz (Lindsay 1979). Amikor a talaj pH-ja csökkenni kezd, nő ezen elemek oldhatósága és koncentrációja a talajban (Clapham és Zibilske 1992; Zhan et al. 1996).

2.2.4. Nehézfémek

A különböző eredetű fahamuknak a nehézfém-tartalma nagyon változatos. A mezőgazdasági talajokban a fahamu-kezelés utáni maximális elemkoncentrációkra sok esetben nincs külön szabályozás, ezért a szennyvíziszap-kezelés határértékeit veszik figyelembe a kijuttatásnál. Az EU előírások általában szigorúbbak, mint az USA-ban (5. táblázat). A nehézfémek közül a hamuban – a változatos összetétele miatt – a Zn, Cr, Ni és Cu mennyisége meghaladhatja a talajra előírt határértéket, ezzel szemben a Cd, As, Hg és Pb ritkán okoz problémát (Pitman 2006). Amennyiben felületkezelt fahulladékot, vagy tartósítószerrel kezelt fát is tartalmaz az elégetett anyag, akkor magas As, Cd, Cr, Pb, Zn és Cu koncentráció lehetséges a

hamuban. Tiszta fa elégetésekor a keletkező hamu rézkoncentrációja mérsékelt, ezzel szemben közlekedési utak melletti növényzet, valamint fafeldolgozó üzemek hulladékának elégetésekor keletkező hamu jelentős réztartalmú lehet (Krook et al. 2006).

5. táblázat
Mérgező elemek megengedhető koncentrációja talajokban (Kádár 2008)

Ország	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Hg
	mg/kg						
Európai Unió	1–3	50–140	100–150	30–75	50–300	150–300	1–1,5
Anglia ¹	3	135	400	75	300	300	1
Franciaország	2	100	150	50	100	300	1
Olaszország	3	100	150	50	100	300	–
Finnország	0,5	100	200	60	60	150	0,2
Németország ²	1,5	60	100	50	100	200	1
Spanyolország	1	50	100	30	50	150	1
Norvégia	1	50	100	30	50	150	1
Dánia	0,5	40	30	15	40	100	0,5
Svédország	0,5	40	30	15	40	100	0,5
Hollandia ³							
A-háttér	0,8	36	100	35	85	140	0,3
C-beavatk.	12,0	190	380	210	530	720	10,0
USA ⁴ EPA	13,0	500	1000	140	100	930	5,3
Magyarország ⁵	1	75	75	40	100	200	0,5
Kazánhamu (Hakkila 1989)	0,4-0,7	15-300	40-250	40-250	15-60	15-1000	0,1

Megjegyzés: ¹pH 6–7 közötti talajon; ²pH 6 felett. Ha pH 5–6, a Cd és Zn limit 1 és 150 mg/kg; ³Nem szennyvíziszappal kezelt területen (A – tiszta talaj, C – talajtisztítás szükséges); ⁴Maximális terhelés adataiból számolva (3 kg/ha = 1 mg/kg); ⁵Az 50/2001. (IV.3.) Kormányrendelet 3. számú melléklete alapján

Az Egyesült Államokban Vance (1996) és Campbell (1990) a fahamuval a talajba kijuttatott nehézfémek mennyiségét a szennyvíziszap nehézfémtartalmára megállapított határértékekkel hasonlították össze. Megállapították, hogy 10 t fahamu/ha kijuttatási dózis esetén a talaj megemelkedett nehézfém-koncentrációja az említett határérték alatt marad. Szerintük a hamu alkalmazását inkább a talaj erős pH-növekedése korlátozza. Ez viszont ellenőrizhető, a pH növekedést bizonyos mértékig lehet mérsékelni, valamint, idővel a pH csökken. Saarsalmi és mtsai. (2005) nem tapasztalták a Cd, Cr, Cu és Pb koncentrációjának növekedését a talajban a fahamu kiszórását követően hosszabb távon sem. Hasonló tapasztalatokról számoltak be Solla-Gullón és mtsai. (2006).

A hamuból származó nehézfémek adszorpciós és oldódási tulajdonságainak megértése – az emberi egészség védelme céljából – különösen fontos mezőgazdasági felhasználás esetén. A hamu ismételt kiszórásakor a nehézfémek a talajban felhalmozódnak. Magas pH esetén

alacsony az oldhatóságuk és így a koncentrációjuk, viszont a pH csökkenésével nő az oldhatóság, ami potenciális veszélyforrást jelent (*Zimmerman et al. 2010*).

A nehézfémek közül a Cd hatása a környezetre különösen fontos, mivel az egyik legmérgezőbb elem. A kadmiumra jellemző a bioakkumuláció, különösen az édesvízi szervezetek esetén (*Burger 2008*). A kadmium adszorpciójának a talajban a pH, a szervesanyag-tartalom és a víztartalmú oxidok jelenléte a legfontosabb szabályzó tényezők (*Smolders és Mertens 2013*). A hamu kijuttatásakor kicsi a Cd kimosódásának veszélye, mivel, a hamuban erősen kötődnek a hidratált magnézium-oxidokhoz, valamint a talaj hidratált vas-oxidjaihoz (*Pitman 2006*). *Perkiömäki és Fritze (2002)* egy éves szimulációs kísérletei alapján a hamu Cd-tartalma nem oldódik bele a humuszba még a savas eső hatására sem. Vizsgálataik alapján a fahamu, melynek Cd-tartalma 1-30 mg/kg, hasznosítható a talaj savanyúságának ellensúlyozására, anélkül, hogy bármiféle káros hatást okozna a Cd-tartalom a talajban.

A fahamu Zn-tartalma más nehézfémekhez képest magas, viszont a Zn mikroelemnek számít. A hamu Zn-tartalma nagyságrendileg hasonló a műtrágyákhoz, és kb. fele a szennyvíziszapénak (*Kiekens 1995*). A talaj nikkel- és krómtartalmát a hely geológiai adottságai határozzák meg elsősorban. *McGrath és Loveland (1992)* vizsgálatai alapján legnagyobb a koncentrációjuk durva agyagos, homokos és tőzeges talajokon. Feltételezhető, hogy a fahamu kijuttatásával nem lehetséges a természetes szintnél nagyobb mértékben a talajban felhalmozni ezeket a fémeket. A hamunak jelentős lehet a Mn-tartalma is, különösen, ha az fenyők tűleveléből lett előállítva (*Hakkila 1989*). Az egyes nehézfémek mozgékonyága jelentősen függ a talajtulajdonságoktól. Egyes nyomelemek (pl. Cu) a szerves anyagokkal a talajban komplexeket képeznek. A hamukezelés hatására emelkedik a talaj pH-ja, amely kedvez a szerves anyagok felbomlásának, emellett viszont a hamuban található sók elősegíthetik a szerves anyagok kicsapódását. Ezek a változások befolyásolják a szerves anyaghoz kapcsolódó fémek mobilitását is, szemben azon fémekkel (pl. Ni) amelyek nem képeznek szerves komplexeket (*Chirenje 2002*). Mérsékelt övi talajoknál nem valószínű, hogy a hamu adagolása toxicitáshoz vezetne, ugyanis kevés mérési eredmény van arról, hogy a hamu kijuttatásával át lehet lépni a talaj nehézfém-koncentráció határértékét (*Zimmerman 2010*).

2.3. A fahamu alkalmazásának biológiai hatásai

A fahamu növényzetre gyakorolt hatásait leginkább a skandináv országokban vizsgálták (*Silfverberg 1995; Olsson és Kellner 2002; Jacobson és Gustafsson 2001; Jacobson 2003, Ribbing és Bjurström 2011*). Széleskörűen tanulmányozták a hamu hatását a növények, különösen a fák növekedésére, mivel a hamu felhasználása elsősorban az erdőgazdálkodásban jelentős (*Eriksson et al. 1998; Ingerslev et al. 2001; Pitman 2006; Augusto et al. 2008*). Hazai alkalmazásra az erdőgazdálkodásban és a mezőgazdaságban elsősorban kísérleti jelleggel került sor. *Pagony és Prém* már 1969-ben többek között fahamuval növelték erdei fenyő csemeték talajának táperezjét. A kezelések hatására javult a csemeték egészségi állapota és nőtt az ellenálló képességük a tükarcgomba fertőzésével szemben.

A mezőgazdasági alkalmazás napjainkban még kevésbé elterjedt, de a felhasználás lehetőségeit már a 19. században elemezték hazánkban. *Benezo (1893)* akácfa hamujának trágyaértékét vizsgálta. Megállapította, hogy a hamunak különösen magas a foszfor- és káliumtartalma, ezáltal pedig alkalmas lehet mezőgazdasági és kertészeti felhasználásra, mint trágyázószer. *Csiha és mtsai. (2007)* bemutatják, hogy a régi magyar falusi gazdaságokban az istállótrágyára szórták ki a hamut, majd az azzal együtt került ki a szántóföldekre.

A fahamu növényekre gyakorolt hatásának elemzése céljából a talajvizsgálatok mellett elengedhetetlen a növényvizsgálatok elvégzése is. A növényvizsgálatokkal lehetőség van a talaj tápanyag-szolgáltató képességének meghatározására, a kiadott tápanyag hatásainak megállapítására, a tesztnövény tápláltsági állapota és produktivitása közötti kölcsönhatás tanulmányozása, valamint az esetleges tápelem-hiány meghatározására. A növényvizsgálatok eredményeinek értelmezéséhez szükséges a tápanyag-ellátottsági szintek ismerete. A fontosabb ellátottsági kategóriák: hiányos, kritikus, megfelelő (kielégítő), magas, túlzott (toxikus) (*Sárdi 2011*).

2.3.1. Mezőgazdasági felhasználás

Mind szabadföldi, mind üvegházi körülmények között a zöldség- és gyümölcsstermesztésben évszázadok óta ismert a fahamu hozamnövekedésre gyakorolt előnyös hatása. A fahamu értékes trágyaként vagy műtrágya kiegészítőként használható, mivel benne a létfontosságú mikroelemek koncentrációja optimumhoz közeli (*Knapp és Insam 2011*). A hagyományos meszezés emeli a talaj pH-ját, de a hatása korlátozott, ezzel szemben a fahamu jelentős táp-

anyag-utánpótlást is biztosít. Ez teszi lehetővé, hogy mészhelyett, vagy mikroelem trágyaként is alkalmazzák (Lévai *et al.* 2007). A hamuban található tápelemek növényi felvehetősége $K > Mg \approx Ca > P$ sorrendben csökken (Sano *et al.* 2013). Amerikai kutatók széles körben vizsgálták az egyes növények reakcióit a hamukezelésre. Vance (1996) szerint a mezőgazdaságban a hamu különösen azon növényeknél alkalmas trágyázásra, melyek a viszonylag magas pH-jú talajt kedvelik: fűfélék, köztük a gabonafajok (búza, kukorica), lucerna, zöldségek.

Nkana és mtsai. (1998) angol perje teszt növényekkel vizsgálták a fahamu hatását trópusi talajokon. A hamuval kezelt talajoknál nagyobb biomassza termelést lehetett mérni a kontrollhoz képest. A hamu hatására nőtt a talaj Ca- és K-tartalma, valamint csökkent az Al és Mn toxicitása.

Górecka és mtsai. (2006) toxicitási teszttel vizsgálták a fahamu retek csírázására kifejtett hatását. Megfigyelték, hogy a hamu mennyiségének a növelése hatással van a csírázási százalékra. Alacsony dózis esetén, 1-5%-ban alkalmazott fahamunál nem figyeltek meg kedvezőtlen hatást, a csírázási százalék 90% feletti volt. Magasabb, 6-8%-os dózis alkalmazásakor a csírázási százalék jelentősen, 20%-ra csökkent. Hasonló tapasztalatokról számoltak be Tóth és mtsai. (2012), a fahamu közvetlen adagolása 22%-ra csökkentette a retek teszt növények kelésszámát.

Lévai és mtsai. (2007) laboratóriumi körülmények között vizsgálták a fahamu hatását a kukorica és az uborka teszt növényekre. A kezelés hatására bekövetkező pH stressz fokozta az uborka gyökereinek szerves savkiválasztását. Az uborka csíranövények növekedését serkentette a talajukba kevert fahamu. A kukorica csíranövények gyökérképzését elősegítette, ha a tápoldatukhoz fahamu kiegészítést adtak. A kezelés hatására a gyökér szárazanyag tömege megduplázódott, és ennek következtében a hajtások növekedése is intenzívebb lett.

Patterson és mtsai. (2004) 12,5 és 25 t/ha dózisban fahamut alkalmaztak árpa és repce talajának műtrágyázására. A kezelést N műtrágyával kombinálták. A fahamu hatására jelentősen nőtt a repce olajtartalma, viszont a minősége valamelyest gyengült, mivel a glükoszínolátok mennyisége nőtt az olajban. A kísérleti területen korábban erdőművelés folyt, ezért a talaj pH-ja 6, vagy annál kisebb volt.

A fahamu jelentős alkotóeleme a kén. Patterson és mtsai. (2004) által végzett kísérletek alapján a hamu szulfáttartalma 1,7%. A növények kén ellátottsága és a magvak olajtartalma között szoros összefüggést mutattak ki.

Naylor és Schmidt (1989) savanyú talajon 0-50 t/ha dózisokban alkalmazták a fahamut, és annak meszező hatását, valamint a növények számára rendelkezésre bocsátott tápanyagok mennyiségét vizsgálták. A lucerna tesztnövény hozama és a széna minősége is javult a hamu hatására. A kísérletek alapján minimálisan 12 t/ha dózist javasoltak. *Lickacz (2002)* vizsgálatai alapján a termésnövekedés oka a hamuval történő kezelést követően a kén jobb elérhetősége. Hasonló tapasztalatokról számolt be a szintén magas kénigényű repcénél is.

Etiegni és mtsai. (1991) üvegházi körülmények között, többek között őszi búza tesztnövényvel vizsgálták a fahamu felhasználhatóságát trágyázószerként és meszező anyagként. Megállapították, hogy 40 t/ha dózis esetén 45 nap elteltével a tesztnövények biomasszája nagyobb volt, mint a kontroll talajban termesztett növényeké.

Krejsl és Scanlon (1996) zab és bab tesztnövényeken vizsgálta a hamu hatását a növekedésére és tápanyagfelvételére üvegházi kísérletben. 30, 40, 50 t/ha-nak megfelelő kezelésekkel a bab szárazanyag hozama 49, 57, 64%-kal növekedett. A 30 t/ha-os kezelés hatására a zab szárazanyag hozama 45%-kal emelkedett, viszont az 50 t/ha-os kezelés esetén kevesebb lett a biomassa. A biomassa csökkenését egyrészt a nagyobb dózis miatt kialakuló magasabb talaj pH okozhatta, ugyanis a pH növekedésével (>7,5) csökken a foszfor felvehetősége. Szintén csökkentheti a biomassa mennyiségét a nagy dózis miatt a talajban megemelkedő B- és K-szint által okozott inhibitor hatás (*Pitman 2006*).

Marozsán (2009) uborka tesztnövény esetén jelentős szárazanyag-csökkenést figyelt meg a fahamus kezelés hatására. A kedvezőtlen hatás a kétszikűek sajátos ionfelvételi mechanizmusával magyarázható. A kétszikűek jelentős proton-kiválasztással segítik saját tápanyagfelvételüket. A fahamu lúgosító hatásának kompenzálásához fokozott proton-kiválasztás szükséges, ami a növény anyagcseréjét leterheli, ezáltal jelentős veszteségeket okoz.

A hamu komposztadalékként is hasznosítható. Szerves hulladékhoz 8-16%-os arányban keverve pozitív hatással van a komposztálási eljárásra (hőmérséklet, mikrobiális tevékenység), valamint javítja a végtermék tápanyag-egyensúlyát, és csökkenti annak nehézfém-koncentrációját (*Kuba et al. 2008*). *Martin és Gershuny (1992)* előnyösebbnek találta a komposzt kezelésére a fahamu alkalmazását, mint a meszezést. A hamu fokozta a komposztálandó szerves anyagokban a mikrobiális életet, mivel a mikrobák számára tápelemeket biztosít. A keményfák hamujának alkalmazása előnyösebb volt a komposztokra, mivel az több káliumot tartalmazott, mint a puhafák hamuja.

Schiemenz és mtsai. (2011) vizsgálataik alapján úgy tapasztalták, hogy a hamu hatása függ a termesztett növénytől is. Jó eredményeket tapasztaltak facélia, hajdina és kukorica esetén. Amennyiben a biomassa hamu alacsony nehézfém és egyéb mérgező anyag tartalmú, akkor értékes trágyázószerként hasznosítható a mezőgazdaságban.

A fahamu nem csak az egyéves és többéves növénytermesztési ágazatokban, hanem az ültetvényes ágazatokban is jól hasznosítható. Energetikai ültetvények esetén a nagy tömegben hozzáférhető fahamut mint káliumtrágyát lehet hasznosítani (*Póliska 2012*).

2.3.2. Talajmikrobiológiai hatások

Számos vizsgálat keretében tanulmányozták a fahamu mikroorganizmusokra gyakorolt hatását, de az eredmények nem mindig egyértelműek. *Zimmermann és Frey (2002)* vizsgálatai alapján 8 t/ha-os dózis alkalmazásakor fokozódik a talajban a mikrobiális aktivitás és biomassa mennyisége. A szerzők ezt a talaj pH-jának növekedésével, a megnövekedett tápanyagmennyiséggel, valamint a szerves anyagok megnövekedett mineralizációjával magyarázzák, ugyanis ezek a hatások fokozzák a mikrobiológiai aktivitást.

Bååth és mtsai. (1995) ezzel szemben ellentétes hatást figyeltek meg, a fahamu hatására: csökkent a mikrobiológiai aktivitás és a biomassa mennyisége túlevelű erdők talajában. A hatás erőteljesebben jelentkezett a gombáknál a baktériumokhoz viszonyítva. A fahamu hatását a talaj mikrobiális aktivitására egyes vizsgálatok szerint hosszú távon is ki lehet mutatni. *Perkiömäki és Fritze (2002)* a kezelést 18 évvel követően is eltérést tapasztalt a kezeletlen talajhoz képest. Más vizsgálatok szerint nem mutatható ki hosszú távú szignifikáns hatás (*Fritze et al. 1993*).

Mahmood és mtsai. (2003) mikroorganizmus közösségeket vizsgáltak többek között a zsírsav-összetételt mérve. Ezzel a módszerrel egyértelmű különbséget mutattak ki a közösségek szerkezetében a hamuval kezelt területeken a kontrollhoz képest. A mikrobiális aktivitást a kezelt területen találták nagyobbak. A mikrobiális közösségek szerkezetében hasonló különbségeket fedezett fel *Frostegard et al. (1993)* és *Liiri et al. (2002a)*. *Perucci és mtsai. (2006)* megállapították, hogy a 20 t/ha-os kezelés a talaj biokémiai tulajdonságait negatív irányba befolyásolta. 5 t/ha-os kezelésnél nem ajánlanak többet mindaddig, amíg a talaj agrokémiai és fizikai tulajdonságait nem tanulmányozták. *Perkiömäki és Fritze (2003)* kadmium-

mal szennyezett hamu hatását vizsgálta a humusz mikroflórára. Az 1000 mg/kg-ra növelt Cd-tartalmú hamu esetén a szennyezetlenhez hasonló változások voltak a mikroflórában megfigyelhetők. *Fritze és mtsai. (2000)* vizsgálatai alapján a fahamu Cd-tartalma nincs hatással a mikrobiális aktivitására a talajban. A hamu megvédi a humusz mikroflóráját a Cd káros hatásától, feltételezhetően úgy, hogy magas pH-ja miatt a Cd nem mobilizálódik.

2.3.3. Talajfauna

Lundkvist 1998-ban vizsgálta a fahamu-kezelés hatását a talajban élő gyűrűs férgekre. A televényférgék (*Enchytraeida*) mennyiségében nem lehetett szignifikáns különbséget kimutatni a 8 t/ha dózissal kezelt és a kontroll parcellák között. A kezelést követően a televényférgék lefelé irányuló mozgását lehet megfigyelni, a felső 0-1 cm-es rétegből, melynek oka feltehetőleg a magas dózisú kezelés hatására a talaj megnövekedett sótartalma. *Lundkvist* vizsgálatai szerint az egyik domináns faj, a *Cognettia sphagnetorum* kadmium tartalma növekedett a kezelést követő évben, majd ismét csökkent a következő két évben, és elérte azt a szintet, mint a kontroll. *Liiri et al. (2001)* a szárazság és a fahamu negatív hatásairól számolt be a televényférgék esetén. *Liiri és mtsai. (2002b)* megfigyelték, hogy a *Cognettia sphagnetorum* faj biomasszájára nincs hatással a hamukezelés, de az egyedek száma csökken, mérete pedig nő a kezelt parcellákban. Ez a faj ivartalanul szaporodik, a nagy egyedméret a késleltetett szaporodásra utalhat.

Nieminen (2011) északi erdőkben vizsgálta a talajlakó állatok válaszreakcióját a hamukezelésre. A kezeletlen, laza fahamu csökkentette a televényférgék, ugróvillások, atkák populációját, ezzel szemben növelte a fonalférgékét. A vizsgálatok azt mutatják, hogy a televényférgékre gyakorolt negatív hatás erősen függ a szén elérhetőségétől. A szénhidrát kínálat enyhíti a hamu negatív hatását a televényférgék méretére és mennyiségére. Mivel a szén képes csökkenteni a negatív hatást, anélkül, hogy a pH-t megváltoztatná, azt mutatja, hogy a hamu hatása a talajlakó állatokra részben a megváltozott élelmiszerforrásokkal magyarázható. A hamu alkalmazását követően megnő a baktérium-gomba arány a talajban, és ennek a változásnak a televényférgék táplálkozására gyakorolt negatív hatásait ellensúlyozhatják a szénhidrátok.

Liiri és tsai. (2002a, 2002b) vizsgálatai azt mutatják, hogy egy erdeifenyő erdőben 3 t/ha fahamu dózis alkalmazása után, valamint egy 5 t/ha dózisú laboratóriumi kísérletben sem változott a mikroszkopikus ízeltlábúak összetétele a talajban. A kísérlet alapján ezek az ízeltlábúak

búák nagyon ellenállóképesek a pH-változással szemben. *Haimi és mtsai. (2000)* egy 5 t/ha-os kezelést követő évben a mikroízeltlábúak mennyiségének csökkenését tapasztalták. Az ugró-villások közösségének szerkezetében jelentős változásokat tapasztaltak. Három évvel a kezelés után nőtt a talajlakó állatok száma. Összességében a talajfauna nagyon ellenálló a hamu-kezelés hatásaival szemben, amelyet feltételezhetően a vastag humuszréteg fizikai és kémiai hatásokkal szembeni pufferképessége magyaráz

2.4. A fahamu mezőgazdasági felhasználásának jogi háttere

A fahamu a nem mezőgazdasági eredetű, nem veszélyes hulladékokhoz tartozik, ezáltal a mezőgazdasági területen történő hasznosítása engedélyhez kötött tevékenység. Az engedélyt kérelemre, mint szakhatóság, az illetékes megyei kormányhivatal Növény- és Talajvédelmi Igazgatósága adja ki. Az engedély kiadásában közreműködik ezen kívül a Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség, valamint az Állami Népegészségügyi és Tisztiorvosi Szolgálat (ÁNTSZ) is. Az engedély kiadásának törvényi alapját a *2007. évi CXXIX. törvény a termőföld védelméről* biztosítja. Az engedélyezésnél ezen kívül ágazati jogszabályokat is figyelembe kell venni, a Környezetvédelmi és Természetvédelmi Felügyelőség munkáját a *481/2013. (XII. 17.) Korm. rendelet a környezetvédelmi, természetvédelmi, vízvédelmi hatósági és igazgatási feladatokat ellátó szervek kijelöléséről* alapján, míg az ÁNTSZ az *50/2001. (IV.3.) Korm. rendelet a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól* alapján végzi.

Az engedélyezési eljáráshoz talajvédelmi tervet szükséges mellékelni, melyet csak regisztrált szakértő készíthet el. A talajvédelmi terv elkészítésének részletes szabályait a *90/2008. (VII. 18.) FVM rendelet* tartalmazza. A rendelet 2. mellékletének 2.11. pontja részletesen foglalkozik a nem mezőgazdasági eredetű nem veszélyes hulladékok termőföldön történő felhasználásához szükséges talajvédelmi terv elkészítésével. Eszerint az ilyen anyagok termőföldön történő felhasználása csak abban az esetben lehetséges, ha a termőföld minőségében negatív változás ezek kijuttatásának hatására nem következik be.

A tervnek többek között tartalmaznia kell:

- a kijuttatandó anyag felhasználható mennyiségét (t/ha, m³/ha), amit az anyag beltartalmi paraméterei, a talaj tápanyagtartalma, szükség esetén a talaj vízgazdálkodási tulajdonságai,

továbbá a természeteni kívánt vagy termesztett növény tápanyagigénye alapján kell meghatározni,

- a kijuttatás technológiáját,
- külön jogszabály szerinti területi érzékenység megjelölést.

A fahamu kijuttatható dózisát a legnagyobb arányban található tápelemtartalom, azaz fahamu esetén a káliumtartalom figyelembevételével állapítja meg a szakhatóság.

Az engedélyezési eljárást kérheti a termőföld tulajdonosa, használója, valamint a fahamu előállítója is. Utóbbi esetben a termőföld tulajdonosától, használójától hozzájáruló nyilatkozat melléklése szükséges. Az engedélyt maximálisan 5 évre adják meg. Az engedélyezési eljárás díjköteles. A szolgáltatás díja a szakhatóságnál 2013-ban 144 ezer Ft, ezenkívül a Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőségnél 14 ezer Ft, valamint az Állami Népegészségügyi és Tisztiorvosi Szolgálatnál 27700 Ft.

A kihelyezést a szakhatóságnál 3 nappal korábban be kell jelenteni, amely a kijuttatást ellenőrzi. A kijuttatandó fahamut minden évben be kell vizsgáltatni. Amennyiben az összetétele megváltozott, újra kell számolni a kijuttatandó anyag felhasználható mennyiségét. Az előző évi kijuttatásról legkésőbb március 31-ig az illetékes megyei kormányhivatal növény- és talajvédelmi igazgatóság részére kötelező megküldeni a naprakész nyilvántartás alapján az előző évi tevékenységére vonatkozó adatokat.

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1. Tenyészedényes kísérlet

A fahamunak az alkalmazott tesztnövényekre gyakorolt hatása nem volt pontosan ismert, ezért először viszonylag kisszámú növényen – jól ellenőrzött körülmények között – végeztünk kísérletet. Ilyen esetben viszonylag alacsony költséggel nagyszámú kezelés végezhető el tenyészedényes kísérlettel. 2009 tavaszán a Vas Megyei Kormányhivatal Növény- és Talajvédelmi Igazgatóságának tanakajdi üvegházában állítottuk be a kísérletet a fahamu talajra és növényzetre gyakorolt hatásának vizsgálatára. Ennek keretében vizsgáltuk a talajban és a termesztett növényekben bekövetkező változásokat. Elemeztük a fahamu összetételét, alkotórészeinek mobilizálhatóságát, tápanyag-szolgáltató képességét, valamint a növények válaszközpontját a kezelések hatására.

A kísérlethez két tesztnövényt választottunk: angol perjét és fehér mustárt. Az angol perje kitűnően alkalmas trágyahatás vizsgálatára, mivel a tápanyagra, a tápanyagok mennyiségének a változására intenzíven reagál, kezdeti fejlődése gyors, erősen sarjadzó. A fehér mustárral többek között jól vizsgálható a hamu csírázásgátló és esetleges toxikus hatása (*Olasz és Tőkés 1997*).

A tenyészedényes kísérleteknek egyik típusa a talajkultúra. Ez a módszer a talajok tápanyagviszonyainak és a várható trágyahatásoknak a tanulmányozására szolgál. A kísérletet szabványos, 6 dm³ térfogatú Mitscherlich-féle edényekben állítottuk be. A tenyészedények talajtartó felsőrésze 20 cm átmérőjű, 19 cm magas, alsó részén kötényrésszel, amely 24 cm átmérőjű és 7 cm magas lábasra tehető. Az átfolyt csapadékvíz ebbe a lábasba felfogható. A kezelések 0, 1, 5, 10, 20 t fahamu/ha talajterhelést jelentettek. Az edényekbe keverendő hamu tömegét úgy határoztuk meg, mint ha a hamut a talaj 0-25 cm-es szántott rétegébe dolgoztuk volna be. A kísérletet angol perje és fehér mustár tesztnövényekkel 10 kezeléssel (2 növény × 5 hamuterhelés), 4 ismétlésben végeztük 40 tenyészedényben.

A tenyészedény-kísérlethez felhasznált kezeletlen hamu a Szombathelyi Távhőszolgáltató Kft. 7 MW hőteljesítményű biomassza-tüzelésű kazánjából származik. A hamu begyűjtésére 2009 februárjában került sor. A kísérlet indításáig a hamut zárt műanyag zsákokban tároltuk. Mivel a hamu lúgosító hatása közismert, ezért a vizsgálathoz savanyú talajt választottunk, melyet a Vas megyei Pecöl község melletti mezőgazdasági terület szántott rétegéből vettünk. A talaj gyomirtószertől és más káros anyagtól való mentességét előzetesen ellenőriztük. A

felhasználás előtt talajanalízist végeztünk. A talajt az előkészületek során alaposan összekevertük, 0,5 cm-es lyukbőségű szitán átrostáltuk. A talajhoz a kezeletlen fahamut szárazon, por formában adagoltuk, mivel a homogenizálás így jóval tökéletesebb. A fahamut – az előzetesen kiszámított mennyiségben – táramérleggel kimértük, majd pedig hozzáadagoltuk a talajhoz, és betonkeverővel alaposan összekevertük (1. ábra). Homogenizálás után az edényeket – melyeket megelőzően tisztára mostunk és desztillált vízzel átöblítettünk – azonnal megtöltöttük. A töltést szakaszosan végeztük. Először 3-4 cm-es réteget helyeztünk az edényekbe, majd tömörítés után a fennmaradó talajmennyiséget az edénybe helyeztük egyenletesen tömörítve. A talaj felszíne mindegyik edény esetén az edény szélétől 2 cm magasságra lett beállítva. A helyes tömörítés és töltés érdekében a munkálatok előtt próbatöltést végeztünk, mellyel pontosan meg tudtuk határozni az edény megtöltéséhez szükséges talaj térfogatát. A megtöltött tenyészedényeket üvegházban helyeztük el.



1. ábra

A talaj összekeverése a fahamával betonkeverőben

A teszt növények elvetésére 2009 áprilisában került sor (6. táblázat) a Földművelésügyi Minisztérium módszertani összeállítása alapján (Olasz és Tőkés 1997). A fehér mustár esetén az előzetesen elsimított talaj felszínére vetőszablon segítségével helyeztük el a 40 db magot. Az angol perjénél 1000 csíráképes mag/dm² mennyiségben szórtuk egyenletesen a talaj felszínére a magokat. Az előzőleg kimért magokat kartonpapírra helyeztük, majd egyenletesen a talaj felszínére szórtuk. Magtakarásra 0,5 cm vastag rétegben mosott folyami homokot hasz-

náltunk. Vetés után a tenyészedenyeket a csírázásig fóliával takartuk a kiszáradás megakadályozása céljából. A fóliát csak a tömeges kelés után távolítottuk el (2. ábra). Kelés után az öntözés desztillált vízzel történt. Az első három hétben csak óvatosan, napi 100-120 cm³ vízzel végeztük az öntözést, majd miután a növények gyökerei a talajt átszötték, az öntözést a tenyészemény alján megjelenő átsurgó csepp megjelenéséig folytattuk.



2. ábra

A kikelt fehér mustár teszt növények a tenyészemény-kísérletben

6. táblázat

Az üvegházi tenyészeményes kísérletben alkalmazott agrotechnikai beavatkozások időrendi táblázata

Beavatkozás	Időpont
Fahamu mintavétele Szombathelyen	2009. február 24.
Kísérleti talaj vétele Pecölön	2009. március 9.
Kísérlet beállítása	2009. április 22.
Vetés	2009. április 29.
Mintavétel	2009. július 28.
Betakarítás	2009. július 28.
A kísérlet lebontása	2009. július 28.

A növények egészségi állapotát naponta vizsgáltuk. A kísérlet ideje alatt fertőzés, állati kártevők megjelenése nem történt, ezért növényvédőszeres permetezésre nem volt szükség.

A tenyésztedényes kísérletben vizsgált paraméterek:

- Üvegházi hajó hőmérséklete és relatív páratartalma: a kísérlet kezdetétől óránként TFA 30.3015 típusú adatgyűjtővel regisztráltuk.
- Vetés utáni kelésszám az első napokban: a kikelt összes fehér mustár növényt megszámláltuk.
- Növénymagasság: mm-es beosztású mérővel mértük a teljes növénymagasságot a betakarításkor. Fehér mustár esetén tenyésztedényenként véletlenszerűen kiválasztott 5 növény földfeletti magasságát, míg az angol perje esetén a tenyésztedény növényproduktumának átlagmagasságát határoztuk meg.
- Zöldtömeg: A növényeket a tenyésztedény felső részéhez igazodva – azonos magasságban – vágtuk le. A zöldtömeget a vágás után azonnal mérlegesen lemértük.
- Tőszám: Tenyésztedényenként kikelt fehér mustár növényeket számláltunk meg betakarításkor.
- Fitotoxicitás: A kísérlet ideje alatt folyamatosan követtük a növények fejlődését, feljegyeztük az esetleges fitotoxikus tüneteket.
- Növénymintavétel: A betakarítást követően mintákat vettünk a fehér mustár tesztnövényekből. Kezelésenként az ismétlésekből átlagmintákat képeztünk, majd azokat a Vas Megyei Kormányhivatal Növény- és Talajvédelmi Igazgatóságának Talajvédelmi Laboratóriumába szállítottuk vizsgálatra. A növények „összes” elemtartalma cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 roncsolást követően ICP készülékkel került meghatározásra.
- Talajmintavétel: A talajából reprezentatív mintát vettünk, mely kiterjedt a tenyésztedény egész talajmélységre. Vizsgálat előtt a talajmintákat megtisztítottuk a növény- és gyökérmaradványoktól. Az egyes tenyésztedények talajmintáinak kémhatás vizsgálatára a Nyugat-magyarországi Egyetem Földrajz és Környezettudományi Intézetének laboratóriumában került sor. A további vizsgálatokhoz – melyek a Vas Megyei Kormányhivatal Növény- és Talajvédelmi Igazgatóságának Talajvédelmi Laboratóriumában történtek – kezelésenként az ismétlésekből átlagmintákat képeztünk. Az „összes” elemtartalom cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 roncsolás után ICP készülékkel került meghatározásra. A talaj oldható tápelemtartalmának megállapítása az MSZ 20135:1999 módszer alapján történt.

- Hamuminta-vételezés: A fahamu laboratóriumi vizsgálatára szintén a Vas Megyei Kormányhivatal Növény- és Talajvédelmi Igazgatóság talajvédelmi laboratóriumában került sor. Az „összes” elemtartalom mérése cc. HNO₃ + cc. H₂O₂ roncsolást követően ICP módszerrel történt.

3.2. Csírázásgátló és fitotoxikus hatás vizsgálata fehér mustárral

A tenyészedenyes kísérletet megelőzően elvégeztük a fahamu csírázásgátló és fitotoxikus hatásának vizsgálatát az MSZ-08-0012/4-79 szabvány módosítása szerint. A vizsgálat eredményeit felhasználtuk a tenyészedenyes és a szabadföldi kísérleteknél a kezelések dózisainak meghatározására is. A kísérletben bekevert talaj és kezeletlen fahamu megegyezett a tenyészedenyes kísérletben alkalmazottal.

Tesztnövény: fehér mustár (*Sinapis alba*). Ismétlésszám: 4. Magszám: 25 db/edény (100 mag/kezelés). Talajtérfogat: 0,2 dm³/edény. Hőmérséklet: 22-27°C. Időtartam: 16 nap. Alkalmazott fahamu dózisok: 0 t/ha (kontrollkezelés), 5 t/ha, 10 t/ha, 20 t/ha, 40 t/ha, 80 t/ha. Talaj: 1 talajváltozatot vizsgáltunk.

A vizsgálandó, hamuval bekevert talajokat a kontroll talajjal együtt kezelésként 4 db 200 cm³-es műanyag edénybe helyeztük. A beöntözött talaj tetejére edényenként 25 db fehér mustármagot helyeztünk, majd ezt követően átlátszó üveglappal az egészet betakartuk a párolgás megakadályozása érdekében. Az edényeket természetes megvilágítás mellett 16 napig 22-27 °C hőmérsékleten üvegházban tartottuk. Az edényeket naponta öntöztük (7. táblázat).

7. táblázat

A csírázásgátló és fitotoxikus hatás vizsgálata során alkalmazott agrotechnikai beavatkozások időrendi táblázata

Beavatkozás	Időpont
Fahamu mintavétele Szombathelyen	2009. február 24.
Kísérleti talaj vétele Pecölön	2009. március 9.
Kísérlet beállítása	2009. március 30.
Vetés	2009. március 30.
Mintavétel	2009. április 15.
Betakarítás	2009. április 15.
A kísérlet lebontása	2009. április 15.

A teljes értékű csírázott (kikelt) növények számát a 3., az 5. és a 16. napokon följegyeztük. Az üveglapot akkor távolítottuk el, amikor a növények azt elérték, kb. a 3-4. napon. Az utolsó napon megmértük a növények magasságát edényenként 5 jellemző növény alapján és feljegyeztük az esetleges fitotoxikus tüneteket. Végül az edények talajából mintát vettünk, és meghatároztuk a pH-jukat.

3.3. Szabadföldi kisparcellás kísérlet

3.3.1. A kísérlet tervezése, elrendezése, kitézése

Az üvegházi tenyészedényes vizsgálatot követően – annak eredményét figyelembe véve – 2010 májusában szabadföldi kisparcellás kísérletet állítottunk be (Vasziné 2004). A szabadföldi kísérletek szerepe azért jelentős, mert természetes környezetben és éghajlat alatt, eredeti vízviszonyok között és természetes szerkezetű talajon végezhetők (Sárdi 2011).



3. ábra

A szabadföldi kisparcellás kísérlet területének elhelyezkedése
Jelmagyarázat: 1. A szabadföldi kísérlet területe

A kísérlethez felhasznált kezeletlen hamu begyűjtésére 2010 márciusában került sor. Ebben az időszakban a Szombathelyi Távhőszolgáltató Kft. biomassa-tüzelésű kazánja műszaki okokból nem üzemelt, ezért a hamu a körmendi ADA Hungária Bútorgyár Kft-ből származott, ahol a gyártás során keletkező kezeletlen fahulladékot égetéssel hasznosítják. A kísérlet kezdetéig a fahamut zárt, műanyag zsákokban tároltuk. A kísérletet Tanakajd községhez tartozó mezőgazdasági területen végeztük, ahol az üvegházitól csak csekély mértékben eltérő talajon történt a hamu hatásának a vizsgálata. A terület elhelyezkedését térképen ábrázoltuk (3. ábra).

A terület kiválasztása előtt a kijelölt táblarészt alaposan megismertük, bejártuk. A terület kiválasztásánál ügyeltünk a talaj homogenitására, mivel az eltérő talajfoltok a kísérletet zavarják. A kísérleti terület az országúttól kb. 300 m távolságra helyezkedik el, ezáltal az onnan érkező por-, füst- és egyéb szennyezések elhanyagolhatók. A területhez közelebb csak kis forgalmú mellékutak helyezkedtek el. A terület közelében nem volt erdő, épület vagy más, a vizsgálatot befolyásoló természetes vagy mesterséges tereptárgy. A talaj felszínén minimálisak voltak a szintbeli különbségek, ezáltal az esetleges nagyobb esőzésekből adódó belvízfoltokat, összefolyásokat el tudtuk kerülni. Ügyeltünk arra, hogy a talaj növényi és vegyszermaradványoktól mentes legyen.

A parcellákat úgy jelöltük ki, hogy a kísérlettel kapcsolatos műveleteket az időjárástól függetlenül el tudtuk végezni, és a területet a kísérlethez szükséges eszközökkel bármikor meg tudtuk közelíteni. A kiválasztott területen meszezés, szerves trágyázás, nagy adagú műtrágyázás, különleges művelési eljárás nem történt.

A kísérleti tervrajz alapján történt a terület kitűzése, kijelölése. A parcellák kitűzését mérőszalag, kitűzőkarók és zsinór segítségével végeztük. A parcellákat karók segítségével jelöltük meg. Az ismétléseket egymás mögött, blokk elrendezésben helyeztük el (4. ábra). Az ismétlések között és azok mentén közlekedőutakat hagytunk, ahonnan a megfigyelési, növényápolási és betakarítási munkák kényelmesen elvégezhetők voltak.

Fehér mustár I. ism.	1	2	3	4	5
Fehér mustár II. ism.	3	5	4	2	1
Fehér mustár III. ism.	5	1	2	3	4
Fehér mustár IV. ism.	2	4	5	1	3
Angol perje I. ism.	1	2	3	4	5
Angol perje II. ism.	3	5	4	2	1
Angol perje III. ism.	5	1	2	3	4
Angol perje IV. ism.	2	4	5	1	3

*4. ábra
A kísérlet elrendezési terve véletlen blokkalrendezésben*

3.3.2. A kísérlet beállítása

A talajkezelés előtt a beszerzett hamut átlapátolással homogenizáltuk. A parcellánként kiszórandó mennyiségek meghatározása a következő képlet szerint történt:

$$M = \frac{D * A}{10000}$$

Ahol M = a parcellára kiszórandó fahamu (kg)
D = a készítmény dózisa (kg/ha)
A = a parcella bruttó területe (m²)

A kezelések 0, 1, 2,5, 5, 10 t fahamu/ha dózissal feleltek meg. A kísérlet angol perje és fehér mustár tesztnövényekkel 10 kezeléssel (2 növény \times 5 hamuterhelés), 4 ismétlésben állítottuk be 40 parcellán, a Földművelésügyi Minisztérium módszertani összeállítása alapján (*Olasz és Tőkés 1997*).

A hamuadagok kimérését táramérleg segítségével, gramm pontossággal előre elvégeztük. A hamut műanyag zacskóba helyeztük, amelyben a kiszórásig tároltuk. A kiszórás napját úgy jelöltük ki, hogy a szükséges munkákat egy napon belül el tudjuk végezni, valamint az időjárás előrejelzés alapján váratlan helyzet, nagyobb szél ne zavarja a kijutást. A kiszórásakor minden egyes parcellához kikészítettük a megfelelő mennyiséget tartalmazó zacskót. A szórást kézzel végeztük úgy, hogy kb. fél méteres sávban haladtunk. A pontosabb adagolás érdekében a hamut két részletben – a parcellán keresztben, majd hosszában – juttattuk ki. Különösen figyeltünk a kis dózisú parcellákra, itt a szórást óvatosan, kis mennyiséggel kezdtük, hogy elegendő legyen a hamu a teljes parcellára. Amennyiben visszamaradt a szórás után kis mennyiségű hamu, azt egyenletesen kiszórtuk, illetve a szemmel láthatóan kevésbé szórt foltokat korrigáltuk vele. A hamu bedolgozása a kiszórás befejezése után azonnal kapával és gereblyével történt. Fokozottan figyeltünk arra, hogy a bedolgozás mélysége egyenletes legyen.

A tesztnövényeket 2010 májusában vetettük el (*8. táblázat*). Az 1 m²-es kisparcellákra a fehér mustár tesztnövények esetén 200 csíráképes mag/m² mennyiségben, 25 cm-es sortávolságra, 2-3 cm mélyen juttattuk ki a magvakat (*5. ábra*).

*8. táblázat
A szabadföldi kisparcellás kísérletben alkalmazott agrotechnikai beavatkozások időrendi táblázata*

Beavatkozás	Időpont
Fahamu mintavétele Körmenden	2010. február 8.
Talajminta vétele Tanakajdon	2010. március 22.
Terület kitézése, kijelölése	2010. április 26.
Magágykészítés	2010. május 3.
Vetés	2010. május 3.
Mintavétel	2010. augusztus 5.
Betakarítás	2010. augusztus 5.
A kísérlet lebontása	2010. augusztus 5.

Az angol perje tesztnövény magjait 40 g/m² mennyiségben szórtuk ki egyenletesen a talaj felszínére, majd a magvakat 1-2 cm mélyen bedolgoztuk (*6. ábra*).



*5. ábra
A fehér mustár tesztnövények parcellái a szabadföldi kísérletben*



*6. ábra
Az angol perje tesztnövények parcellái a szabadföldi kísérletben*

A növények vízigényét a csapadékos időjárás biztosította, öntözésre nem volt szükség. A kísérlet során a csapadékot, a középhőmérsékletet, valamint a hőmérsékleti minimumot és maximumot a Vas Megyei Kormányhivatal Növény- és Talajvédelmi Igazgatóságának tanakajdi mérőállomásán mért adatokkal folyamatosan nyomon követtük. A Lufft HP 100 mérőműszer légvonalban 250 m-re helyezkedik el a kísérleti területtől.

3.3.3. A vizsgált paraméterek és vizsgálati módszerek

- Időjárás alakulása a tenyészidő alatt: Mértük a levegő hőmérsékletét, a páratartalmat és a csapadék mennyiségét.
- Vetés utáni kelésszám az első napokban: a kikelt összes fehér mustár növényt megszámláltuk parcellánként a 7 napon.
- Növénymagasság mérése betakarítás előtt: Fehér mustár esetén parcellánként 5 véletlenszerűen kiválasztott növény magasságát mértük, míg angol perje esetén a parcella növényproduktumának átlagmagasságát határoztuk meg.
- Tőszám: A parcellánként kikelt fehér mustár tesztnövényeket számláltunk meg betakarításkor.
- Zöldtömeg: A növényeket töből levágtuk, a zöldtömeget ezt követően azonnal mérleggen meghatároztuk.
- Fitotoxicitás: A kísérlet ideje alatt folyamatosan követtük a növények fejlődését. A megfigyelt fitotoxikus tünetek:
 - Fejlődési stádium megváltozása: a növények kelésének vagy fejlődésének gátlása vagy késleltetése, fenológiai változások, bizonyos szervek meg nem jelenése.
 - Kiritkulás: Az egész növény pusztulása a nem megfelelő kelés következtében, valamint a kelés után.
 - Színváltozás: Az egész növény vagy növényi szervek elszíneződése (klorózis, kivilágosodás, barnulás, vörösödés, színintenzitás-változás). A növény nem pusztul el.
 - Nekrózis: Szövetek vagy szervek lokális elhalása. A levélen nekrotikus foltok keletkeznek, ezek kieshetnek a levéllemezből.

- Deformálódás: A növény vagy a növényi szervek morfológiai elváltozása (pl. levélfodrosodás, levélsodródás, satnyulás, megnyúlás, méret vagy terjedelem változás, hervadás).
- Növénymintavétel: A betakarítást követően mintát vettünk a fehér mustár teszt növényekből laboratóriumi vizsgálatra. Kezelésenként az ismétlésekből átlagmintákat képeztünk, majd azokat a Vas Megyei Kormányhivatal Növény- és Talajvédelmi Igazgatóságának Talajvédelmi Laboratóriumába szállítottuk. Az „összes” elemtartalom a teszt növényekben cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 roncsolást követően ICP készülékkel került lemérésre.
- Talajmintavétel: A talajmintavételre a fahamu kiszórása előtt, majd pedig betakarításkor került sor. A mintákat 0-10 cm mélységből, műanyag zacskóba vettük. A mintavételkor kezelésenként és ismétlésenként 1 mintát vettünk úgy, hogy parcellánként a két átló mentén 20 leszúrásból származó rész minta összekeveréséből kb. 1 kg-os mintát kaptunk. Az így kapott mintákból kezelésenként átlagmintát képeztünk. Minden egyes zacskóba talajminta-azonosítót helyeztünk. A talajvizsgálatok a Vas Megyei Kormányhivatal Növény- és Talajvédelmi Igazgatóságának Talajvédelmi Laboratóriumában zajlottak. Az „összes” elemtartalom cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 roncsolás után ICP készülékkel került meghatározásra. A talaj oldható tápelem tartalmának megállapítása az MSZ 20135:1999 módszer alapján történt.
- Hamuminta-vételezés: A fahamu laboratóriumi vizsgálata a Vas Megyei Kormányhivatal Növény- és Talajvédelmi Igazgatóság talajvédelmi laboratóriumában történt. Az „összes” elemtartalom mérése cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 roncsolást követően ICP módszerrel történt.

3.4. Az eredmények statisztikai kiértékelésének módszere

A kísérletek során kapott mérési adatok feldolgozásához egyrészt a Microsoft Excel 2010 program Analysis ToolPak bővítménnyel kiegészített változatát, másrészt a „StatSoft, Inc. (2012). STATISTICA (data analysis software system), version 11. www.statsoft.com” programot használtuk (Kemény 2005).

Az üvegházi kísérletek adatainak kiértékelését Sváb (1981) alapján egytényezős varianciaanalízis segítségével végeztük. A kisparcellás kísérlet adatait szintén egytényezős varian-

ciaanalízissel vizsgáltuk. A varianciaanalízis kettőnél több sokaság középértékeinek minta alapján történő összehasonlítására alkalmazható. Ezért a kétmintás t-próba általánosításának is nevezik. A nullhipotézis eldöntése a szórásnégyzetek (varianciák) összehasonlításán alapul, innen származik a varianciaanalízis elnevezés. Azoknál a problémáknál használható, ahol a valószínűségi változó értéke egy vagy több szisztematikus hatástól, valamint a véletlentől függ. Ha a varianciaanalízis szignifikáns különbségeket mutatott ki a kezelések között, megvizsgáltuk, hogy mely kezelések között van különbség. Erre a Dunnett-próbát alkalmaztuk, amely a kontrollhoz képest mutatja meg, hogy melyik kezelésnek van szignifikáns hatása. A pH-adatok feldolgozásánál regressziószámítást végeztünk, melynek célja oksági kapcsolat megállapítása a változók között (*Reiczigel et al. 2010*).

4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

4.1. Üvegházi kísérletek

4.1.1. Az üvegházi kísérletekben bekevert fahamu tulajdonságai

A fahamu csírázásgátló és fitotoxikus hatásának vizsgálatakor, valamint a tenyészedenyes kísérlet során alkalmazott fahamu kémiai tulajdonságait a 9. táblázat mutatja. A vizsgált hamu sűrűsége 0,605 g/cm³. A hamu kémhatása erősen lúgos, vizes szuszpenzióban mért pH-ja 12,8. A tápelemek közül a foszfor tömegszázalékos mennyisége 1,09%, a kalciumé 27,73%, a magnéziumé 1,89% és a káliumé 3,99%. A kísérletben alkalmazott fahamu vastartalma 9,34 g/kg. A mikroelemek közül a mangán és cink koncentrációja a legmagasabb, 5913 és 233 mg/kg. A Cu, B, Mo koncentrációja ennél alacsonyabb 77, 168 és 2,9 mg/kg. A nem esszenciális nyomelemek, így a szelén és a higany koncentrációja alatta van a kimutatási határnak. Az arzén, a kadmium és a kobalt relatíve alacsony koncentrációban található a hamuban (<10 mg/kg). Ennél magasabb az ólom, a króm és a nikkel mennyisége, melyek koncentrációja 11,9-31 mg/kg között mozog.

9. táblázat

Az üvegházi kísérletekben bekevert fahamu tulajdonságai és „összes” elemtartalma

Vizsgált paraméter	Mértékegység	Eredmény	Irodalmi érték (Etiégni és Campbell 1991)
pH (H ₂ O)	-	12,8	13,1 - 13,3
szárazanyag	m/m%	98,8	-
térfogattömeg	kg/dm ³	0,605	-
P	mg/kg sz. a.	10920	14000
S	mg/kg sz. a.	4688	4455
Ca	mg/kg sz. a.	277300	317400
Mg	mg/kg sz. a.	18850	22500
K	mg/kg sz. a.	39850	41300
Na	mg/kg sz. a.	2615	3400
Al	mg/kg sz. a.	17720	23650
Fe	mg/kg sz. a.	9343	19500
Mn	mg/kg sz. a.	5913	6693
Ba	mg/kg sz. a.	1209	-
Zn	mg/kg sz. a.	233	700
Cu	mg/kg sz. a.	77,0	145
B	mg/kg sz. a.	168	8
Mo	mg/kg sz. a.	2,94	114
Se	mg/kg sz. a.	<1,00	-
Hg	mg/kg sz. a.	<0,50	-
As	mg/kg sz. a.	1,42	-
Pb	mg/kg sz. a.	11,9	130
Ni	mg/kg sz. a.	31,0	47
Cr	mg/kg sz. a.	19,7	86
Co	mg/kg sz. a.	5,90	-
Cd	mg/kg sz. a.	2,71	21

A 9. táblázat adatait felhasználva kiszámítható, hogy 1 t/ha fahamuval a tápanyag-utánpótlás tekintetében hozzávetőleg 25 kg P₂O₅ hatóanyagú műtrágya és 48 kg K₂O hatóanyagú műtrágya helyettesíthető. Az aktuális *Műtrágya kiskereskedelmi árlista (2014)* alapján ezzel a foszfor esetén hektáronként és évente hozzávetőleg 10 ezer Ft, a kálium esetén pedig mintegy 12 ezer Ft megtakarítás érhető el.

4.1.2. Az üvegházi kísérletek talajának tulajdonságai

Az üvegházi kísérletek során bekevert talaj vizes pH-értéke 5,77, gyengén savanyú – savanyú kémhatást mutat (10. táblázat). A KCl-os pH érték 4,64, mintegy 1,1 pH egységgel alacsonyabb, mint a vizes pH, közepes nagyságú rejtett savanyúságot mutat. A talaj kémhatása a pH érték alapján kedvező a növények tápanyagfelvételére, -feltáródására, mivel ebben a kémhatás tartományban aktív a biológiai élet, nincsenek szélsőséges kémiai viszonyok a talajban, amelyek a szerves anyag mineralizációját jelentős mértékben csökkentenék. Ez mind a makro-, mind a mikrotápelemekre érvényes.

10. táblázat

Az üvegházi kísérletekben alkalmazott talaj főbb tulajdonságai a kísérlet beállításakor

Vizsgált paraméter	Eredmény
p(H) H ₂ O	5,77
p(H) KCl	4,64
Kötöttség (K _A)	34
Humusz %	1,74%
Szénsavas mész %	<0,10%
Kation adszorpció (T-érték) (1/z mmol/100 g talaj) ¹	10,06
S-érték (1/z mmol/100 g talaj) ¹	7,61

Megjegyzés: 1 - z – az egyes kationok vegyértéke

A kémhatásnak megfelelően szénsavas mész nincs a talajban. A talaj savanyúsága, amely a két pH-érték különbségeként becsülhető, közepes mértékű, meliorációs meszezés a sóoldatban mért pH 5,5-ig történő emeléséig javasolt.

A humusz mennyisége 1,74%, ami szerint a talaj N-ellátottsága közepesnek (határérték: 1,51-2,00%) mondható. A 11. táblázat adatai alapján a talaj felvehető foszforellátottsága gyengének (határérték: 31-60 mg/kg) és felvehető káliumellátottsága közepesnek (határérték: 101-160 mg/kg) számít (Antal et al. 1979).

11. táblázat
Az üvegházi kísérletekben alkalmazott talaj tápelem- és nehézfém tartalma
a kísérlet beállításakor

Vizsgált paraméter	Mértékegység	Módszer	Vizsgálati eredmény
NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻ -N	mg/kg	MSZ 20135:1999	6,88
P ₂ O ₅	mg/kg	MSZ 20135:1999	52,0
K ₂ O	mg/kg	MSZ 20135:1999	123
Na	mg/kg	MSZ 20135:1999	31,0
Cu	mg/kg	MSZ 20135:1999	3,06
Mg	mg/kg	MSZ 20135:1999	63,5
Mn	mg/kg	MSZ 20135:1999	143
SO ₄ ²⁻ -S	mg/kg	MSZ 20135:1999	5,15
Zn	mg/kg	MSZ 20135:1999	1,81
As	mg/kg sz. a.	MSZ 21470-50:2006	6,27
Cd	mg/kg sz. a.	MSZ 21470-50:2006	0,29
Co	mg/kg sz. a.	MSZ 21470-50:2006	11,1
Cr	mg/kg sz. a.	MSZ 21470-50:2006	28,7
Cu	mg/kg sz. a.	MSZ 21470-50:2006	15,6
Hg	mg/kg sz. a.	MSZ 21470-50:2006	<0,50
Mo	mg/kg sz. a.	MSZ 21470-50:2006	<1,50
Ni	mg/kg sz. a.	MSZ 21470-50:2006	21,8
Pb	mg/kg sz. a.	MSZ 21470-50:2006	23,6
Se	mg/kg sz. a.	MSZ 08-1933-18:1986	<1,00
Zn	mg/kg sz. a.	MSZ 21470-50:2006	57,2

A talaj fizikai félesége az Arany-féle kötöttség alapján homokos vályog, a mechanikai összetétel során meghatározott agyagmennyiség alapján azonban inkább homokos vályog – vályog, az agyagtartalom 20 %. A leiszapolható részek mennyisége meghaladja az 50%-ot, ami pedig jó vályog fizikai féleséget mutat.

Mivel az Arany-féle kötöttségi érték közvetett meghatározásra szolgál a fizikai talajféleség vonatkozásában, másrészt a humusztartalom annak értékét módosítja, ezért a talaj fizikai féleségének megállapításnál a közvetlen módszerből meghatározott agyag-, ill. leiszapolható rész mennyiségi értékeire hagyatkozunk. A szemcseméret jellemzően 20-200 µm, a köztük kialakuló pórustér elsősorban kapilláris, kapilláris-gravitációs pórustér. A fizikai féleség alapján a talaj vízvezető képessége közepes, víztartó képessége azonban jó, levegőháztartása kielégítő. Tápanyagtartalma a humusz koncentráció alapján jó.

A talaj kicserélhető kationjainak összegéből adódóan a teljes kationcsere kapacitás (T-érték) közepes, 10,1 1/z*mmol/100 g talaj. A közepes adszorpció mind a talajok agyagtartalmának, mind pedig humusztartalmának köszönhető. A talaj kolloidjai azok, amelyek vizet és

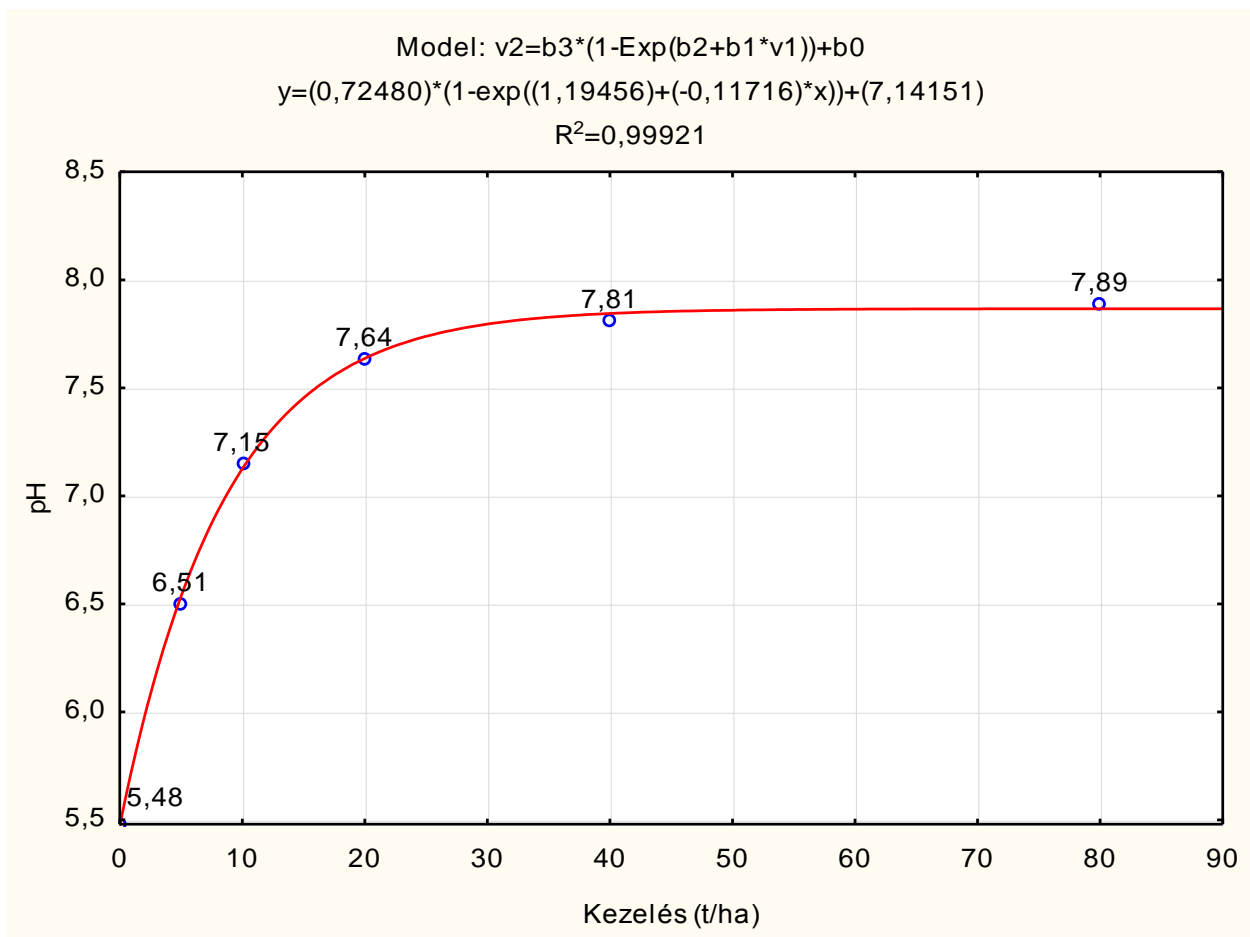
tápanyagot képesek megkötni, részben nagyságuk dönti el, hogy mennyi a felvezető formában tárolt víz a talajban (*Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden 2005*).

A bázistelítettség (V%) 76 %, ami alapján a talaj gyengén telítetlen (*Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden 2005*). Az adszorpciós komplexekben továbbra is a bázisionok a meghatározók, a savanyúságot okozó alumínium-, vas- és egyéb vegyületek a felületről leszorultak. Ez összességében azt jelzi, hogy a talaj adszorpciós képessége közepes, bázistelítettsége gyengén telítetlen, ami alapján a talaj jó pufferképességgel rendelkezik, továbbra is jó a vízmegkötő és tápanyagszolgáltató-képessége.

4.1.3. Csírázásgátló és fitotoxikus hatás vizsgálata

4.1.3.1. A fahamu hatása a talaj kémhatására

A kezelés hatással van a talaj kémhatására. A talaj pH-ja a kontroll 5,48-as értékéhez képest a 80 t/ha-os dózis esetén 7,89-re növekedett, így az eredetileg savanyú talaj kémhatása gyengén lúgossá változott. Az ennél kisebb dózisok esetén is jelentős növekedés volt megfigyelhető, már a legkisebb, 5 t/ha-os dózis esetén is a pH közel egy egységgel, szignifikánsan növekedett. A talaj pH-ját a hamudózis függvényében ábrázolva megállapítható, hogy a kettő közötti kapcsolat egy telítődési görbével írható le (7. ábra).

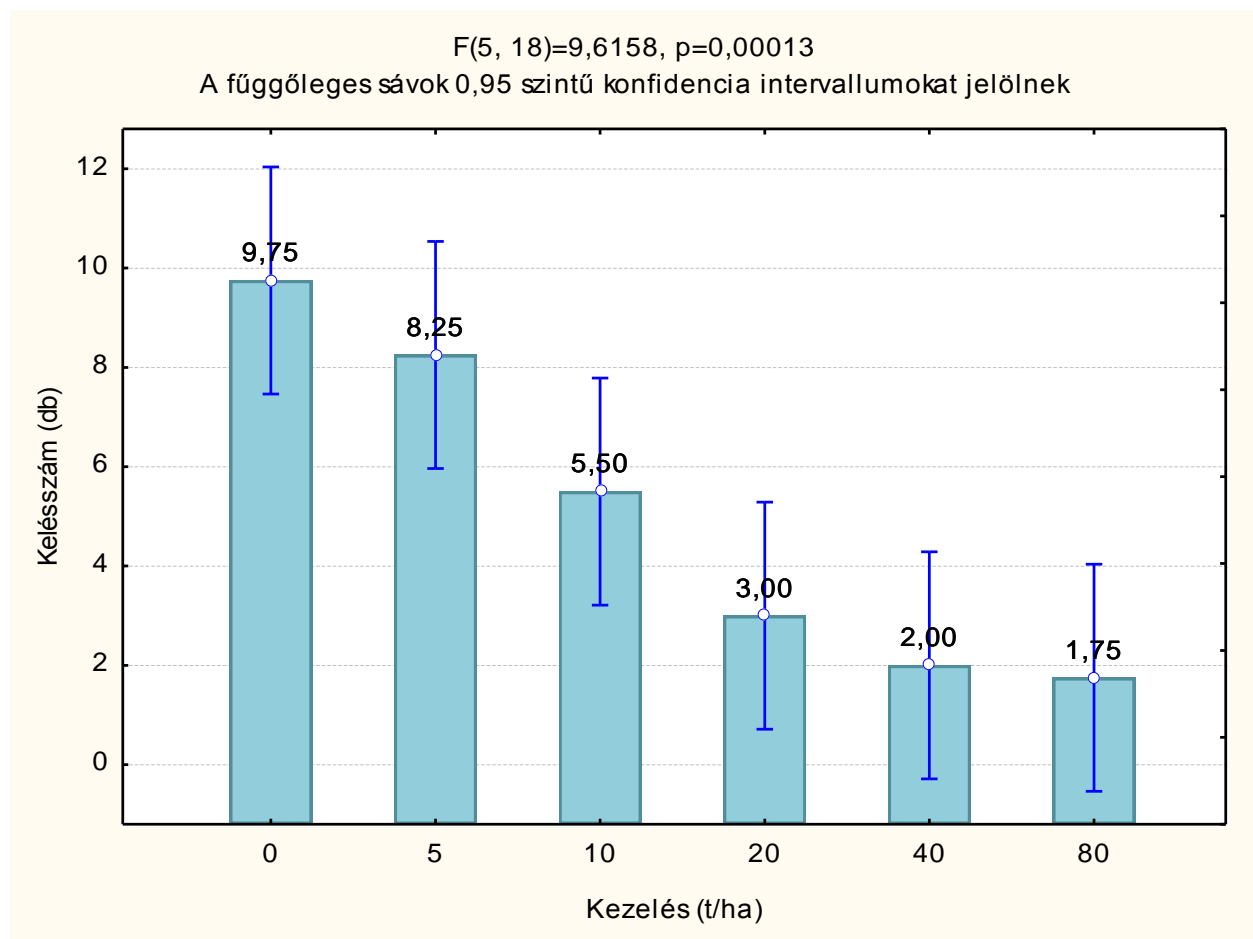


7. ábra

A fahamu-kezelés hatása a talaj pH-jára a csírázásgátló és fitotoxikus hatás vizsgálata során

4.1.3.2. A fahamu hatása a tesztnövények kelésszámára a 3. napon

A fehér mustár tesztnövények 3. napon megállapított kelésszámára hatással volt a hamu-kezelés (8. ábra). A kontroll talajban átlagosan 9,75 növény kelt ki. A hamu dózisának emelésével a kontrollhoz képest egyre kevesebb volt a kikelt növények száma. Az 5 t/ha-os kezelés hatására a kikelt növények száma a kontroll értékének 84,62%-át érte el. A Dunnett-próbával szignifikáns csökkenést a 10 t/ha dózis esetén és afölött tapasztaltunk. A 10 t/ha-os dózis esetén a kelésszám a kontroll 56,41%-ára, a 20 t/ha-os esetén 30,77%-ára, a 40 t/ha-os esetén 20,51%-ára esett vissza. A maximális dózis alkalmazásakor a kikelt növények átlagos száma edényenként kevesebb volt, mint 2, ami a kontroll értékének mindössze 17,95 %-a.

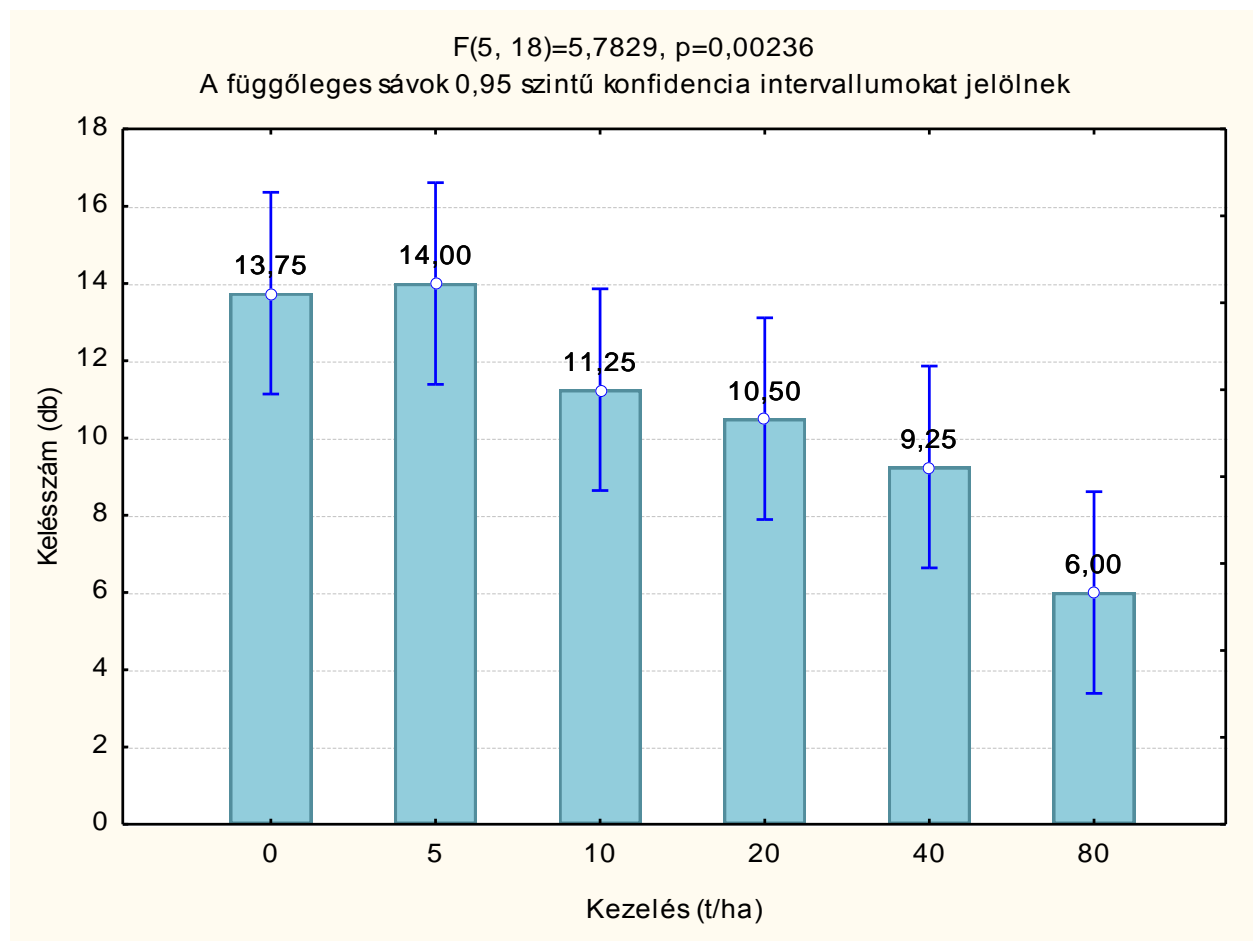


8. ábra

A fehér mustár tesztnövények kelésszáma a 3. napon a csírázásgátló és fitotoxikus hatás vizsgálata során

4.1.3.3. A fahamu hatása a tesztnövények kelésszámára az 5. napon

Az ötödik napon a kontroll talajban az átlagos kelésszám 13,75 növény edényenként. A kelésszámok tendenciája kis mértékben eltért a 3. napon kapott értékektől. A legkisebb – 5 t/ha-os – dózis esetén a kelésszám enyhén emelkedett, a kontroll értékének 101,82%-át érte el. A dózis további növelésekor a kelésszám mértéke csökkent (9. ábra). 10 t/ha dózissal megfelelő kezelés alkalmazásakor a kontroll 81,82%-a, 20 t/ha alkalmazásakor 76,36%-a, 40 t/ha alkalmazásakor pedig 67,27%-a volt a kelésszám. A Dunnett-teszt szignifikáns eltérést csak a 80 t/ha-os kezelésnél mutatott, ekkor edényenként átlagosan 6 növény kelt ki, amely a kontroll értékének 43,64%-a.

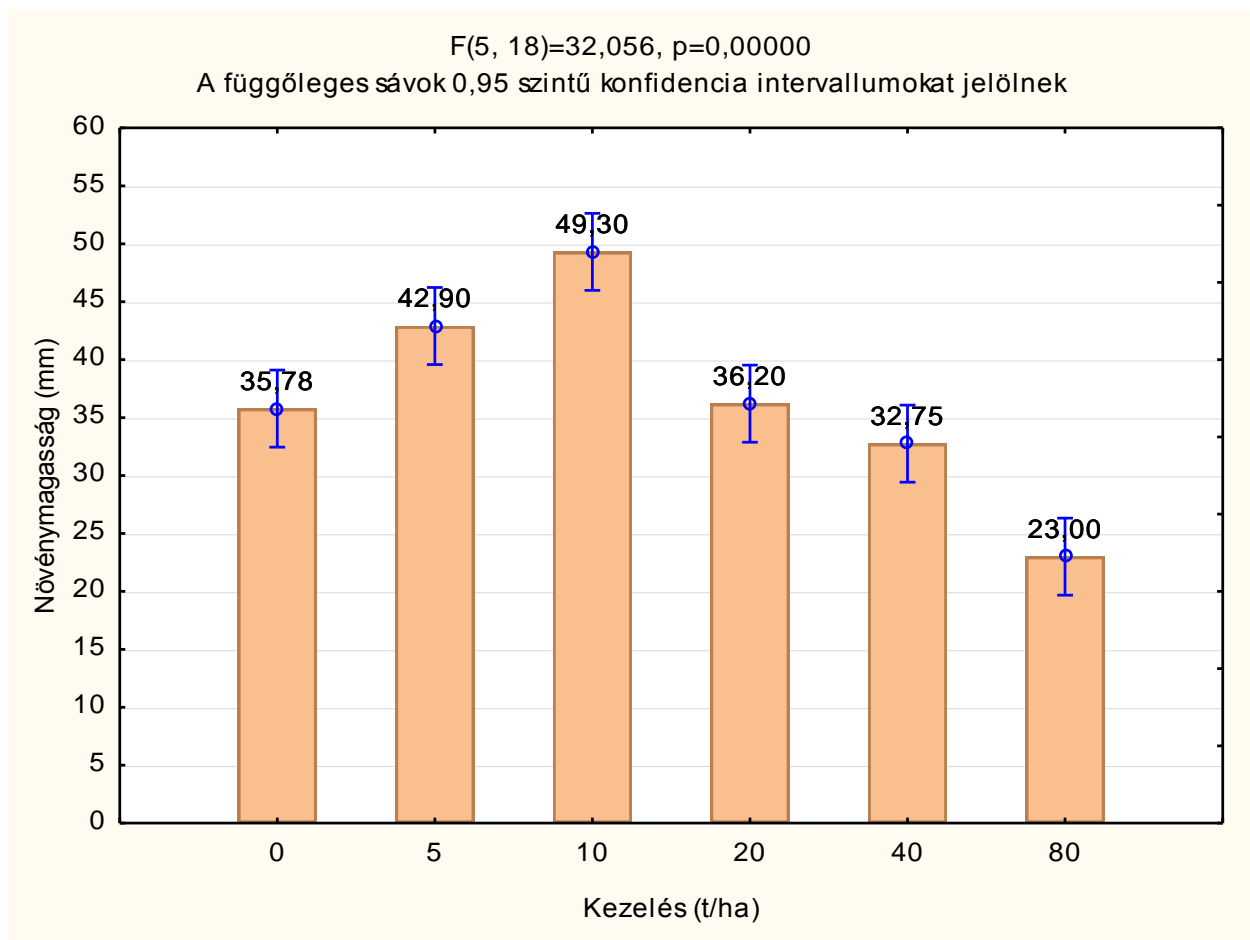


9. ábra

A fehér mustár tesztnövények kelésszáma az 5. napon a csírázásgátló és fitotoxikus hatás vizsgálata során

4.1.3.4. A fahamu hatása a tesztnövények magasságára

A tesztnövények a kontrollhoz képest statisztikailag igazolhatóan magasabbra nőttek az 5 és 10 t/ha-os kezelés esetén, előbbinél a kontroll értékének 119,92%-át, utóbbinál 137,81%-át érték el. A 20 t/ha-os dózis alkalmazásakor a növénymagasság minimálisan tért el a kontrolltól, annak 101,19%-a. A 40 és 80 t/ha dózis alkalmazásakor a magasság nem érte el a kezeletlen talajban fejlődő növényekét (10. ábra), a növények magassága a kontroll 91,54 és 64,29%-a. A legmagasabb dózissnál a csökkenés a Dunnett-próba alapján szignifikáns volt.

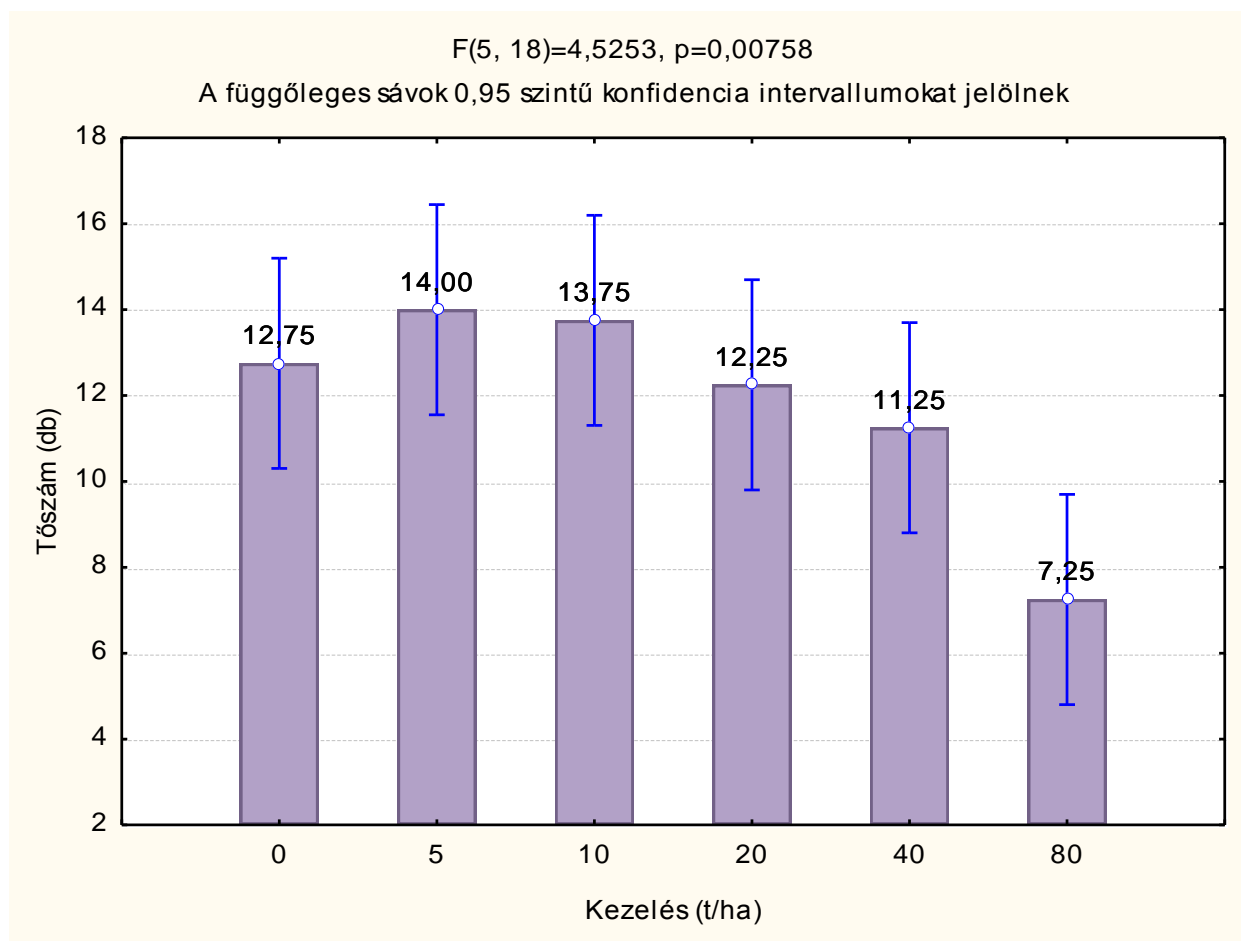


10. ábra

A fehér mustár tesztnövények magassága a 16. napon a csírázásgátló és fitotoxikus hatás vizsgálata során

4.1.3.5. A fahamu hatása a tesztnövények tőszámára

A kísérlet befejezésekor az 5 és 10 t/ha-os kezelés esetén magasabb tőszámot figyelhetünk meg a kezeletlen edényekhez képest (11. ábra), de az adatok növekedése nem volt szignifikáns. Előbbinél 9,80, utóbbinál 7,84%-kal volt több a kikelt növények száma. A 40 és 80 t/ha-os dózisok esetén viszont a tőszám alacsonyabb volt a kontrollhoz képest, a kikelt növények száma a kontroll értékének 96,08 és 88,24%-a volt. A legmagasabb dózisonál már statisztikailag igazolható a csökkenés, a kelésszám a kontroll értékének mindössze 56,86%-át érte el.

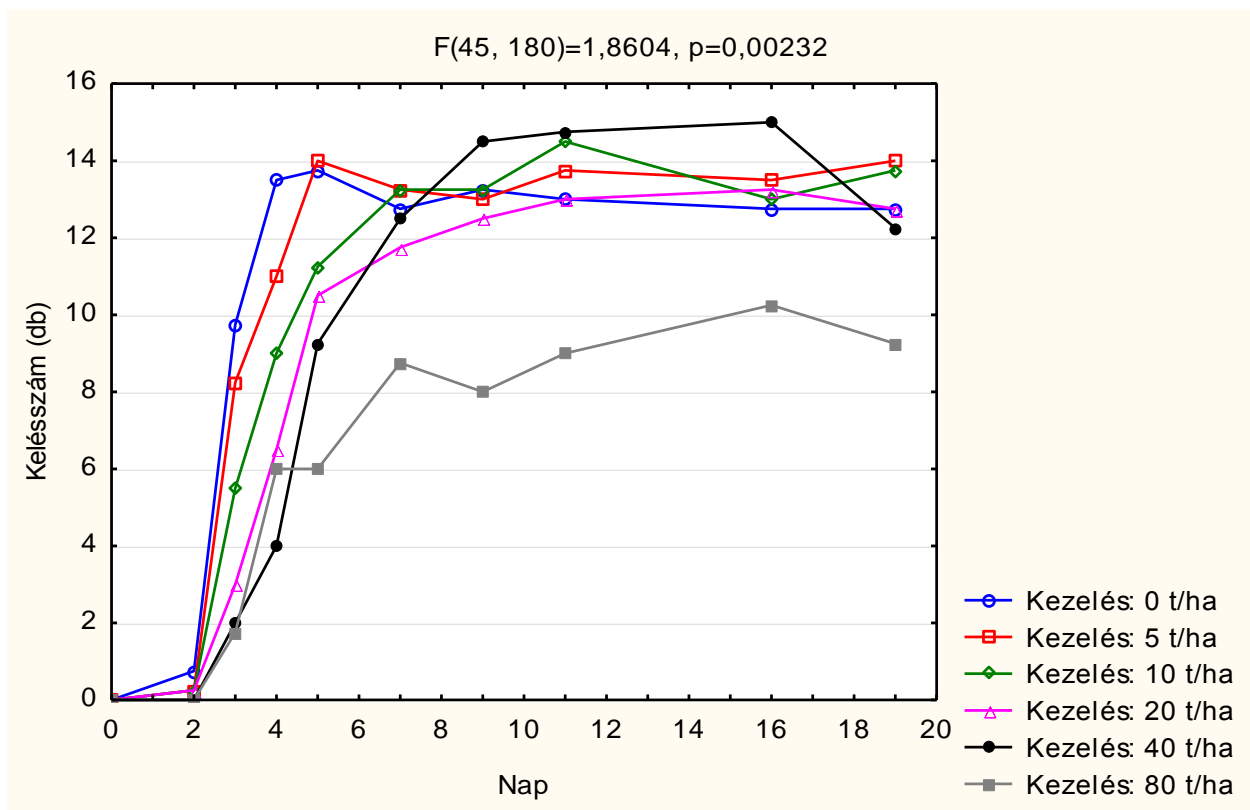


11. ábra

A fehér mustár tesztnövények tőszáma a 16. napon a csírázásgátló és fitotoxikus hatás vizsgálata során

4.1.3.6. A fahamu hatása a tesztnövények csírázásdinamikájára

A hamukezelés hatással van a fehér mustár tesztnövények csírázásdinamikájára is. A növekvő dózisok hatására a csírázás időtartama egyre inkább elnyúlt, azaz a dózis emelésével nőtt a gátló hatás. A 80 t/ha-os dózis esetén a legjelentősebb a gátlás, a kísérlet befejezésekor is kevesebb a kikelt növények száma, mint a kontroll talaj esetén (12. ábra). Alacsonyabb dózisok esetén nincs jelentős eltérés a kísérlet befejezésekor megállapított tőszámokban, de a görbék lefutásából látszik, hogy a kezeletlen talaj esetén a csírázás gyorsabb folyamat.



12. ábra

A tesztnövények csírázásdinamikája a csírázásgátló és fitotoxikus hatás vizsgálata során

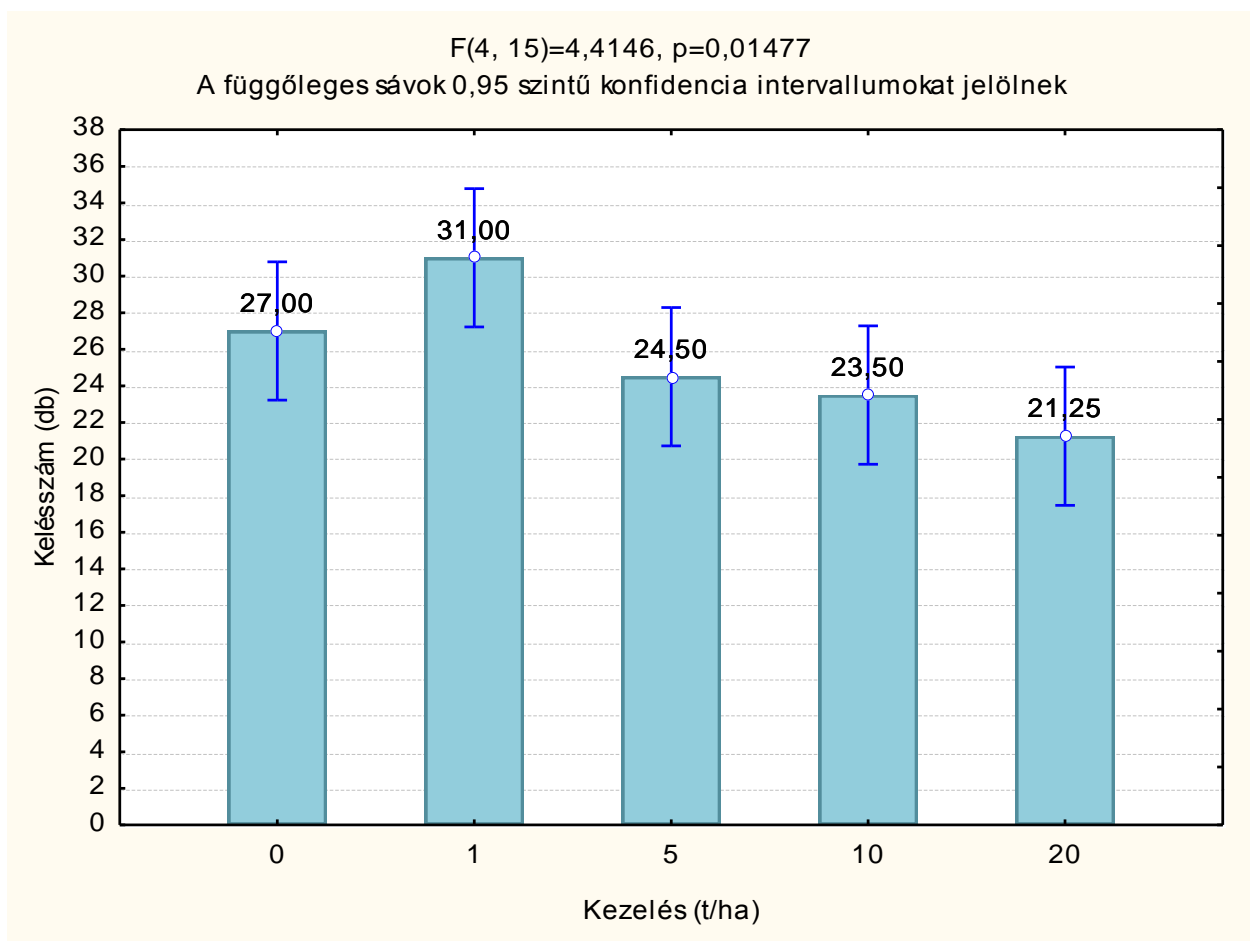
4.1.3.7. Fitotoxikus tünetek értékelése

A 40 és 80 t fahamu/ha-nak megfelelő kezelések esetén kismértékű kiritkulást tapasztaltunk a 16. nap után. A tesztnövényeknél még a magasabb dózisok esetén sem figyeltünk meg színváltozást, nekrozist vagy deformálódást.

4.1.4. Tenyészedényes kísérlet

4.1.4.1. *A fehér mustár tesztnövények kelésszáma a 3. napon a tenyészedényes kísérletben*

A fehér mustár tesztnövények esetén a kelésszám megállapítására első alkalommal a 3. napon került sor. A kontroll talajban az átlagos kelésszám 27 növény volt. Az 1 t/ha-os kezelés esetén a kelésszám a kezeletlen talajhoz képest 14,81%-kal növekedett, de a Dunnett-teszt alapján a változás nem volt szignifikáns mértékű. A hamu dózisának további növelésével csökkent a kikelt növények száma (13. ábra). Az 5 t/ha-os kezelés hatására a kontroll értékének 90,74%-át, a 10 t/ha-os kezelés hatására 87,04%-át érte el a kelésszám. A legnagyobb dózis alkalmazásakor a kikelt növények száma a 78,70%-a volt a kezeletlen talajban fejlődőkének.

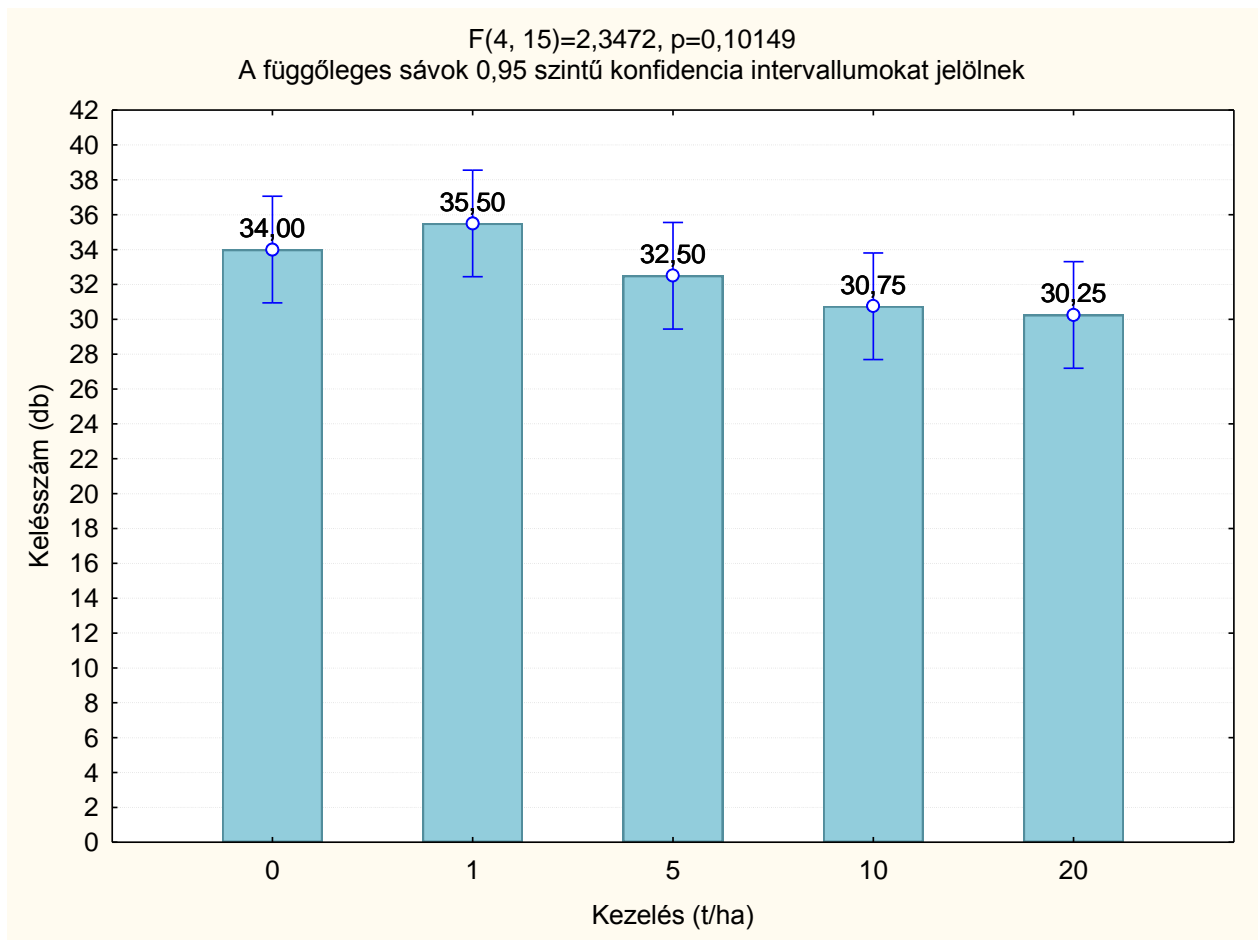


13. ábra

A fehér mustár tesztnövények kelésszáma a 3. napon a tenyészedényes kísérletben

4.1.4.2. *A fehér mustár tesztnövények kelésszáma az 5. napon a tenyészedényes kísérletben*

A kelésszám következő vizsgálatát az 5. napon végeztük. A kontroll talaj esetén átlagosan 34 növény kelt ki. A különböző hamudózisoknak nem volt statisztikailag igazolhatóan eltérő hatása, de az előző vizsgálathoz hasonlóan a legkisebb dózis esetén növekedett a kelésszám, a kontrollhoz viszonyítva 4,41%-kal. A nagyobb dózisok esetén viszont már csökkenő kelésszám volt megfigyelhető (14. ábra). Az 5 t/ha-os kezelés hatására 95,59%-ra, a 10 t/ha-os kezelés hatására 90,44%-ra és a legnagyobb dózis hatására 88,97%-ra esett vissza a kelésszám.

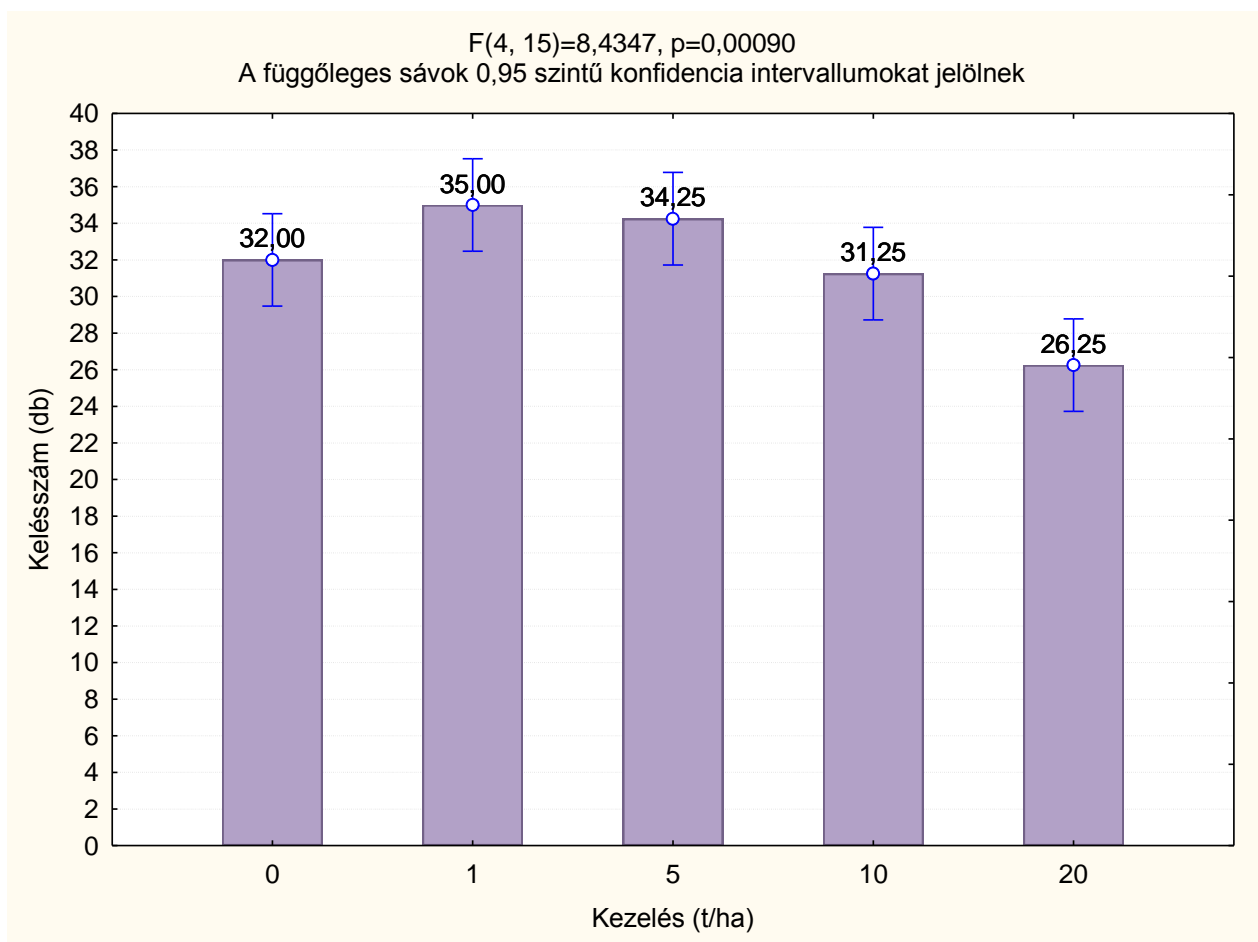


14. ábra

A fehér mustár tesztnövények kelésszáma az 5. napon a tenyészedényes kísérletben

4.1.4.3. A fehér mustár tesztnövények tőszáma a tenyészedényes kísérletben

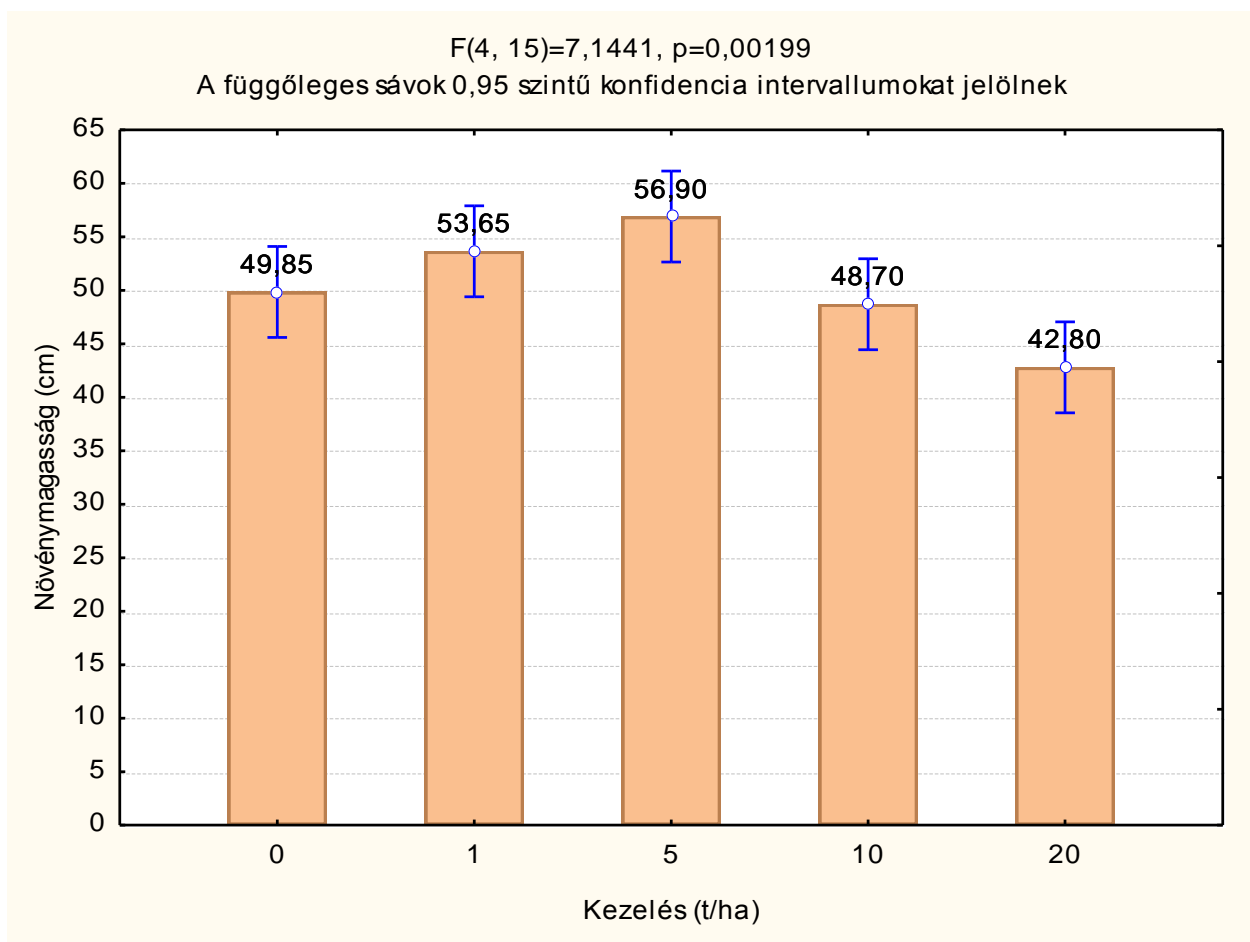
A kísérlet befejezésekor az 1 és 5 t/ha-os kezelések esetén magasabb tőszámot figyeltünk meg a kezeletlen edényekhez képest. A kontrollhoz viszonyítva előbbiben átlagosan 8,59%-kal, utóbbiban 7,03%-kal volt több a növények száma. A 10 t/ha-os kezelés esetén a tőszám minimálisan tért el a kezeletlen talajtól, annak 97,66%-a volt. A legmagasabb dózis a Dunnett-próba alapján szignifikánsan csökkentette a növények számát, 82,03%-a volt a kontrollénak (15. ábra).



15. ábra
A fehér mustár tesztnövények tőszáma a tenyészedényes kísérletben

4.1.4.4. A fehér mustár tesztnövények magassága a tenyészedényes kísérletben

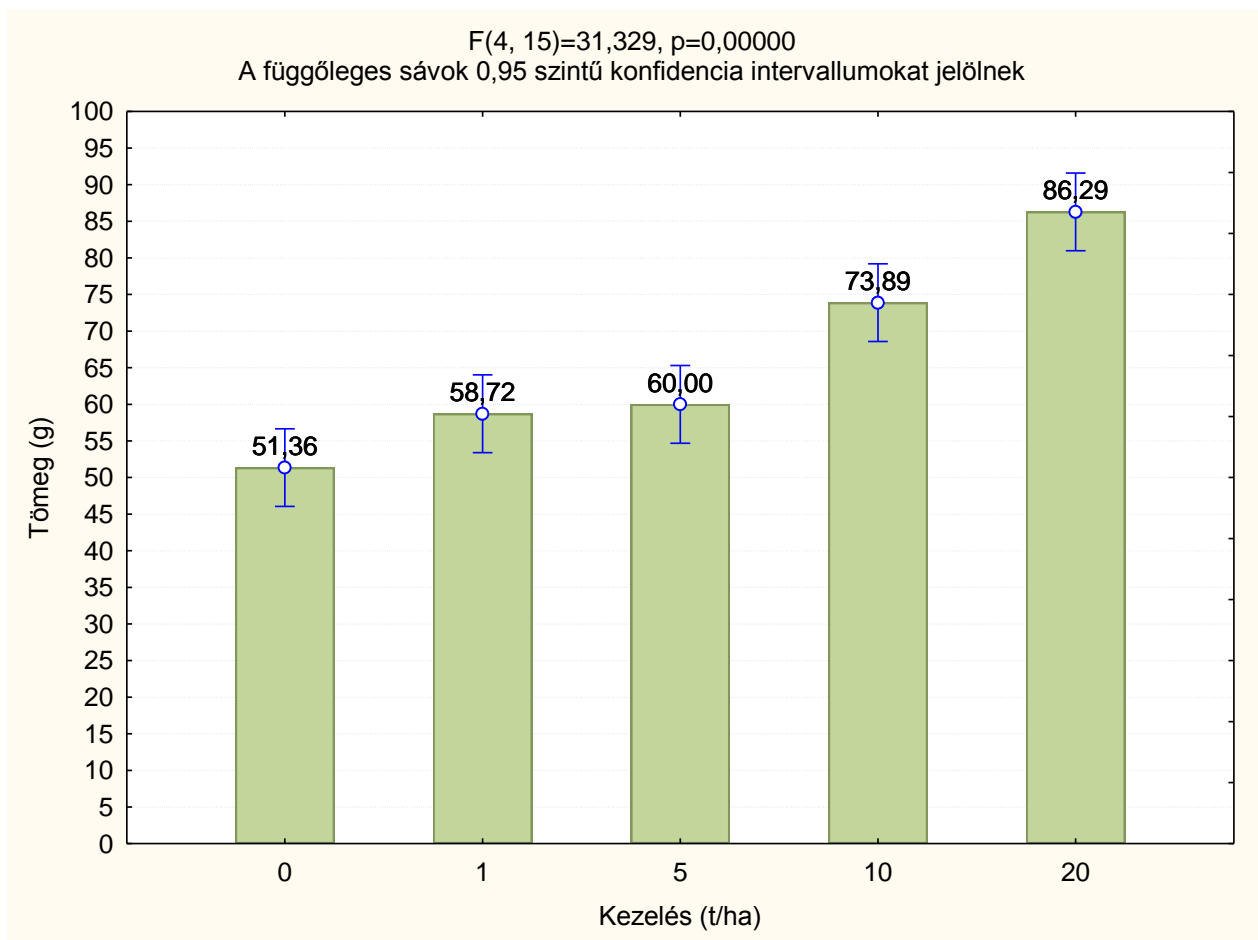
A fehér mustár tesztnövények átlagos magassága a kezeletlen talaj esetén 49,85 cm volt. Az 1 és 5 t/ha-os kezelés esetén a tesztnövények magasabbra nőttek, de a változás statisztikailag nem volt igazolható, a kontroll értékét 7,62 és 14,14%-kal haladták meg. A 10 t/ha-os kezelés hatására 2,31%-kal alacsonyabbra nőttek a növények a kontrollhoz viszonyítva. A 20 t/ha dózis alkalmazásakor a növények magassága a kezeletlen talajban fejlődő növények magasságának 85,86%-a volt (16. ábra), de ez a csökkenés sem volt szignifikáns.



16. ábra
A fehér mustár tesztnövények magassága a tenyészedényes kísérletben

4.1.4.5. A fehér mustár tesztnövények zöldtömege a tenyészedényes kísérletben

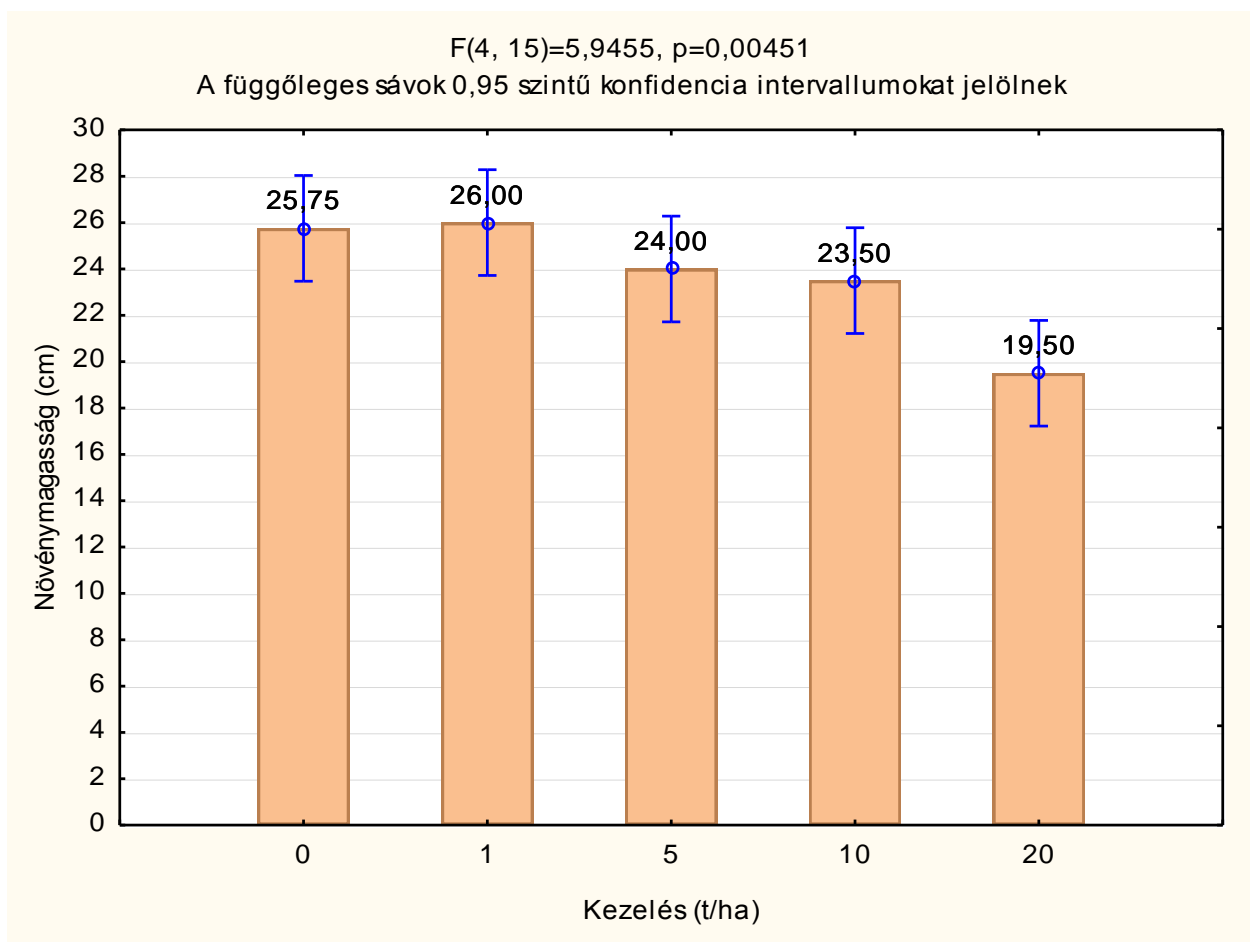
A kontroll tenyészedényekben fejlődő növények átlagos tömege 51,36 g volt. A fehér mustár zöldtömege a hamudózisok emelésével fokozatosan emelkedett (17. ábra). Az 1 és 5 t/ha dózisok hatására a növények zöldtömege 14,33 és 16,82%-kal növekedett. A Dunnett-próbával szignifikáns növekedést a 10 és a 20 t/ha-os kezeléssel lehetett kimutatni, ekkor a tesztnövények tömege 43,88 és 68,02%-kal haladta meg a kezeletlen talajban fejlődő növényekét.



17. ábra
A fehér mustár tesztnövények zöldtömege a tenyészedényes kísérletben

4.1.4.6. Az angol perje tesztnövények magassága a tenyészedényes kísérletben

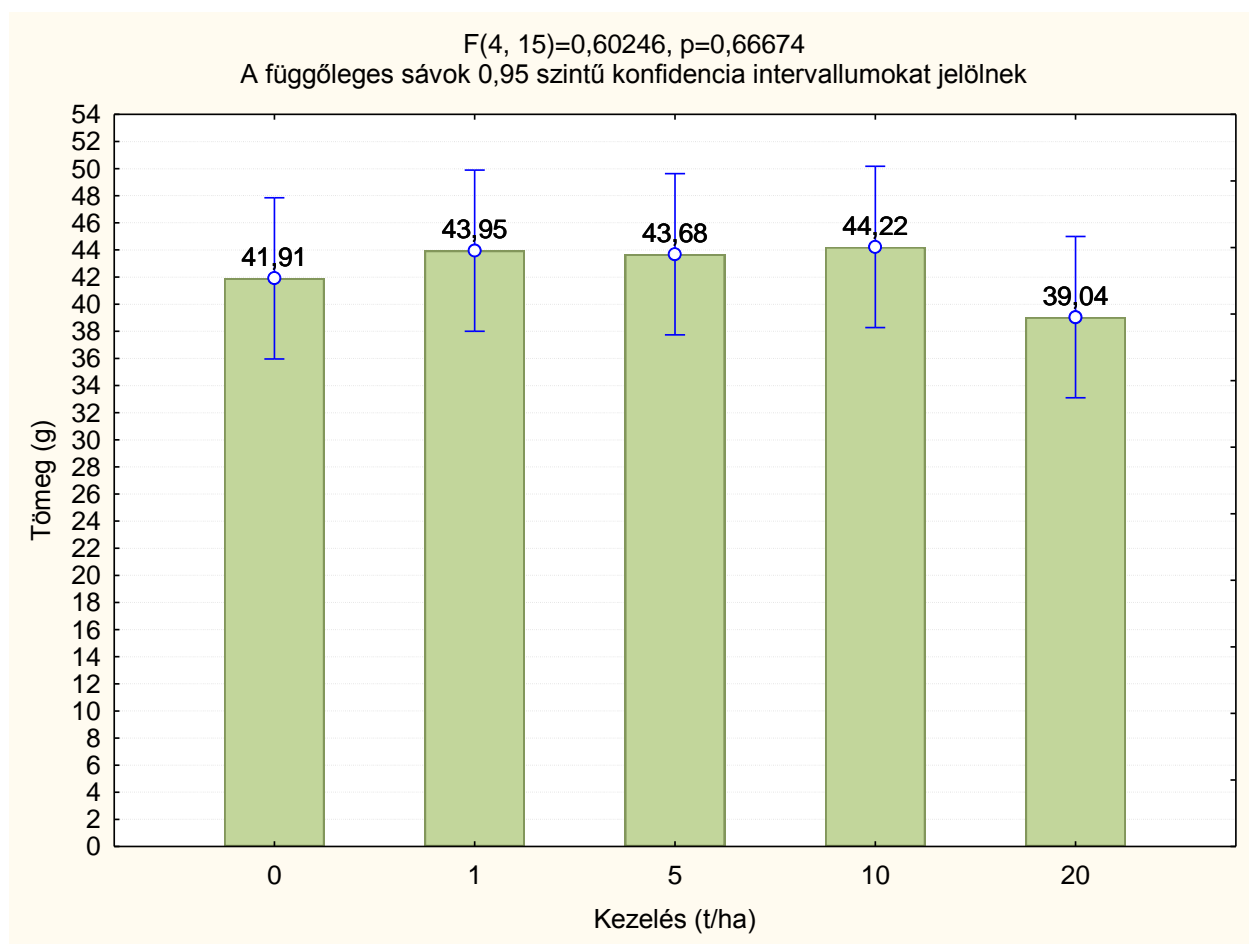
Az angol perje tesztnövények magasságát az 1 t/ha-os dózis gyakorlatilag nem befolyásolta, azt csak 0,97%-kal haladta meg. Nagyobb koncentrációk esetén a növények növekedése tendenciaszerűen elmaradt a kontrollhoz képest, 5 t/ha-os kezelés esetén annak 93,20%-át, 10 t/ha-os kezelés esetén pedig 91,26%-át érték el (18. ábra). A Dunnett-teszt alapján a 20 t/ha-os kezelés esetén szignifikáns csökkenés következett be, a növények magassága a 75,73%-a lett a kezeletlen talajban fejlődőkének.



18. ábra
Az angol perje tesztnövények magassága a tenyészedényes kísérletben

4.1.4.7. Az angol perje tesztnövények zöldtömege a tenyészedényes kísérletben

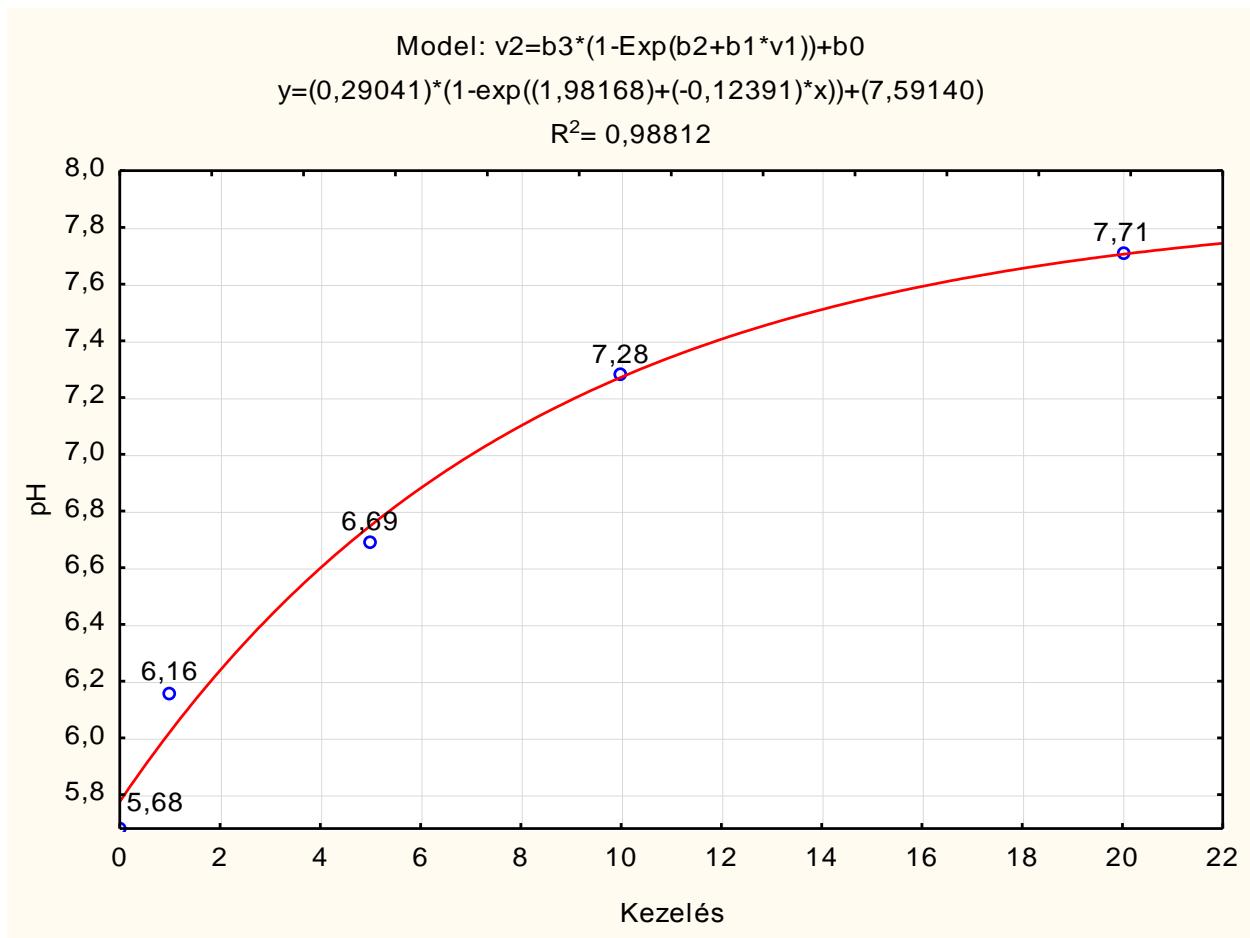
A kezeletlen talajban 41,19 g volt a tesztnövény edényenkénti zöldtömege. Az 1, 5 és 10 t/ha-os dózis esetén az angol perje tesztnövények zöldtömege nem szignifikánsan növekedett, a kontroll értékét 4,88, 4,24 és 5,33%-kal haladták meg. A 20 t/ha-os hamuadag alkalmazásakor nem szignifikánsan alacsonyabb értéket kaptunk, átlagosan 39,04 g volt a zöldtömeg, mely a kontroll értékének 93,17%-a (19. ábra).



19. ábra
Az angol perje tesztnövények zöldtömege a tenyészedényes kísérletben

4.1.4.8. A fehér mustár tesztnövények talajának kémhatása a tenyészedényes kísérletben

A hamukezelés hatására mindkét tesztnövény esetén szignifikánsan csökkent a talaj hidrogén-ion koncentrációja, azaz nőtt a talaj pH-ja. Fehér mustár esetén a talaj pH-ja a kontroll 5,7 értékéhez képest a maximális dózis esetén 7,7 értékre növekedett (20. ábra). A fahamu dózis és a talaj pH-ja közötti kapcsolat egy telítődési görbével írható le.

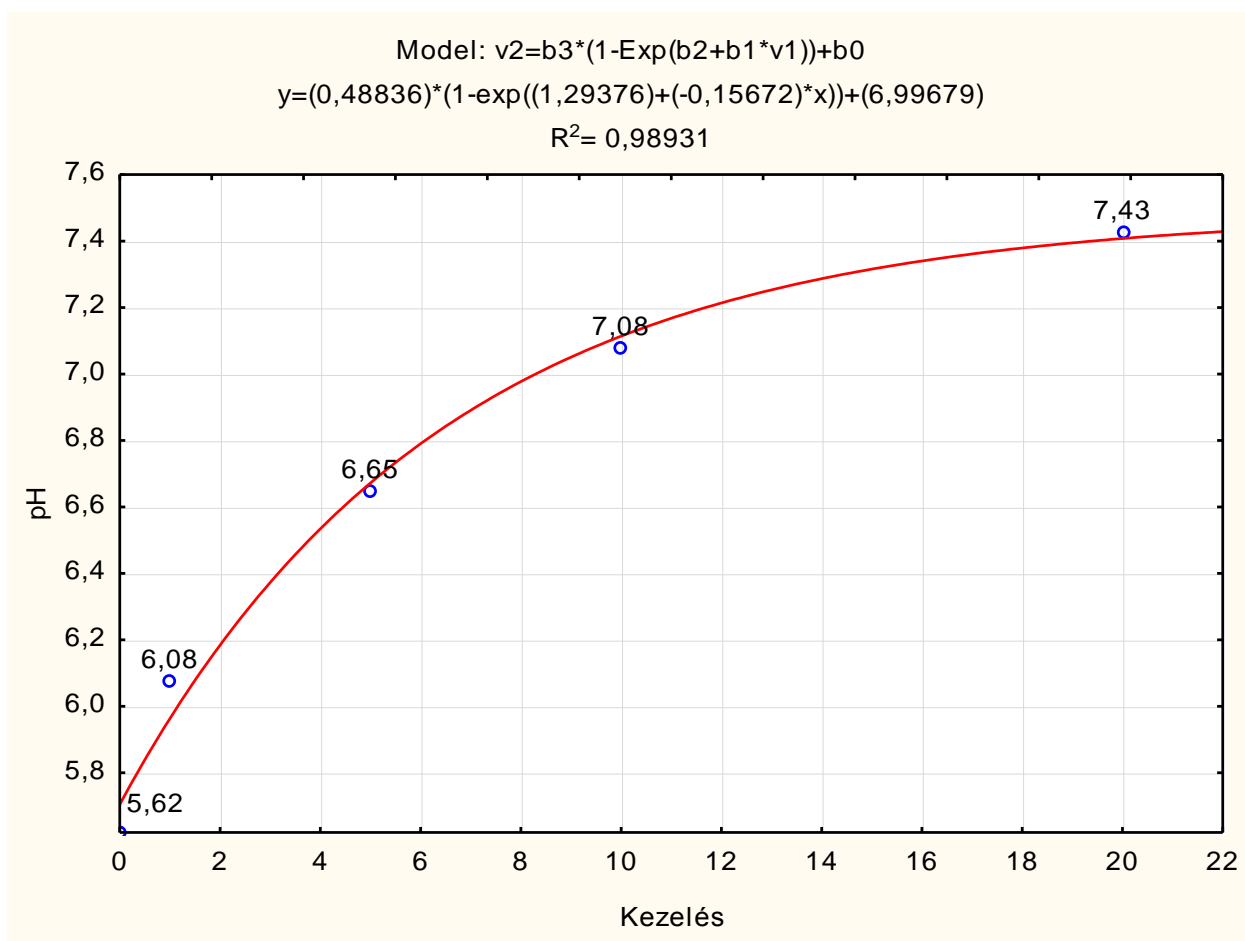


20. ábra

A fehér mustár tesztnövények talajának kémhatásváltozása a hamukezelés hatására a tenyészedényes kísérletben

4.1.4.9. Az angol perje teszt növények talajának kémhatása a tenyészedényes kísérletben

Az angol perje teszt növények talajának pH-ja hasonlóan változott. A kontroll 5,6-os értékéhez képest 7,4-re emelkedett a hamukezelések hatására. A pH változás értékeire egy telítődési görbe illeszthető (21. ábra).



21. ábra

Az angol perje teszt növények talajának kémhatásváltozása a hamukezelés hatására a tenyészedényes kísérletben

4.1.4.10. A fahamu hatása a talaj tápelem- és nehézfém-tartalmára a tenyészedényes kísérletben

A hamu alkalmazása a tápelemek közül a kálium, a foszfor, a kén és a magnézium mennyiségét változtatta meg. A fahamuval a maximális dózis esetén kihelyezett foszfor 500 kg P₂O₅ hatóanyagának felel meg hektáronként. A talaj P₂O₅-tartalma a maximális dózis esetén a kontroll 61,0 mg/kg értékéhez képest 173-ra változott, a közepes (határérték: 61-100 mg/kg) ellátottságú talaj foszfortartalma ez által igen jó (határérték: 161-360 mg/kg) lett. A kísérletben alkalmazott 20 t/ha fahamu kálium-tartalma megfelel 960 kg/ha K₂O hatóanyagának. A talaj AL-oldható K₂O-tartalma a kontroll 123 mg/kg értékéhez képest 247-re nőtt a 20 t/ha-os dózis alkalmazása esetén, ezáltal a káliumellátottság közepesről (határérték: 101-160 mg/kg) jóra (határérték: 161-250 mg/kg) módosult (Antal et al. 1979). A magnézium koncentrációja 20 t/ha-os kezelés esetén közel háromszorosára növekedett. A kén kezdeti 5,33 mg/kg-os koncentrációja 24,3 mg/kg-ra változott. A tápelemek közül a nitrogén koncentrációja gyakorlatilag nem módosult, amit a hamu minimális nitrogéntartalma magyaráz. A kezelések hatására a talajok nehézfém-tartalma szignifikánsan nem változott (12. táblázat).

12. táblázat

A fahamukezelés hatása a talaj tápelem- és nehézfém-tartalmára a tenyészedényes kísérletben

Vizsgált paraméter	Mértékegység	Hamuterhelés, t/ha talaj				
		0	1	5	10	20
NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻ -N	mg/kg	21,0	9,10	11,9	8,69	10,9
P ₂ O ₅	mg/kg	61,0	67,0	106	172	173
K ₂ O	mg/kg	123	146	186	227	247
Na	mg/kg	28,0	50,0	35,0	36,0	49,0
Cu	mg/kg	2,54	1,98	2,57	3,19	2,83
Mg	mg/kg	52,0	69,0	110	117	186
Mn	mg/kg	142	133	142	144	138
SO ₄ ²⁻ -S	mg/kg	5,33	4,87	5,85	11,3	24,3
Zn	mg/kg	9,74	1,49	1,74	2,25	2,91
Összes As	mg/kg sz. a.	6,38	6,33	7,24	6,58	5,88
Összes Cd	mg/kg sz. a.	<0,15	0,27	0,35	0,27	0,29
Összes Co	mg/kg sz. a.	11,3	11,2	11,5	11,4	12,1
Összes Cr	mg/kg sz. a.	29,3	28,6	28,7	27,8	27,9
Összes Cu	mg/kg sz. a.	16,8	15,7	16,5	16,0	16,3
Összes Hg	mg/kg sz. a.	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50
Összes Mo	mg/kg sz. a.	<1,50	<1,50	<1,50	<1,50	<1,50
Összes Ni	mg/kg sz. a.	21,9	21,5	22,6	22,1	21,6
Összes Pb	mg/kg sz. a.	22,8	23,6	24,6	23,6	23,8
Összes Se	mg/kg sz. a.	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00
Összes Zn	mg/kg sz. a.	69,3	56,7	57,7	57,3	57,9

4.1.4.11. A hamukezelés hatása a fehér mustár teszt növények elemtartalmára a tenyészedényes kísérletben

A fehér mustár teszt növény makroelem-tartalma a kezelések hatására statisztikailag nem változott. Feltételezhető, hogy már a kezeletlen talajban is elegendő tápanyagmennyiség volt a növények fejlődéséhez. A teszt növényekben a hamu dózisének emelésével nem nőtt, hanem csökkent a nehézfémek mennyisége. Ez a látszólagos ellentmondás azzal magyarázható, hogy a talaj pH-jának növekedésével csökken a nehézfémek oldhatósága a talajban és így a növényi felvehetőségük is (13. táblázat).

13. táblázat

A fahamukezelés hatása a fehér mustár teszt növények elemtartalmára a tenyészedényes kísérletben

Vizsgált paraméter	Mértékegység	Hamuterhelés, t/ha talaj				
		0	1	5	10	20
N	m/m% sz. a.	3,22	3,39	2,96	2,65	3,30
P	m/m% sz. a.	0,29	0,31	0,36	0,44	0,35
K	m/m% sz. a.	5,47	5,01	4,77	5,64	5,32
Na	m/m% sz. a.	0,13	0,13	0,10	0,11	0,08
Ca	m/m% sz. a.	2,47	2,23	1,92	2,08	1,79
Mg	m/m% sz. a.	0,34	0,32	0,28	0,26	0,22
Zn	mg/kg sz. a.	177	155	113	86,3	56,8
Cu	mg/kg sz. a.	25,5	10,0	8,16	8,04	7,39
Mn	mg/kg sz. a.	95,1	49,3	32,9	40,5	53,9
Pb	mg/kg sz. a.	4,71	<3,00	<3,00	<3,00	<3,00
Se	mg/kg sz. a.	<3,00	<3,00	<3,00	<3,00	<3,00
B	mg/kg sz. a.	31,5	51,6	36,9	34,1	32,5
Mo	mg/kg sz. a.	1,61	<1,50	<1,50	2,82	3,30
Al	mg/kg sz. a.	766	255	240	310	153
Cd	mg/kg sz. a.	6,57	3,00	1,97	1,88	1,18
Cr	mg/kg sz. a.	36,0	11,7	7,68	5,06	3,67
Fe	mg/kg sz. a.	12855	1605	1061	913	422
Hg	mg/kg sz. a.	<1,50	<1,50	<1,50	<1,50	<1,50
Co	mg/kg sz. a.	0,92	0,33	0,42	<0,30	<0,30
S	mg/kg sz. a.	7895	9190	14890	19440	16260
Ni	mg/kg sz. a.	9,03	<7,50	<7,50	<7,50	<7,50
As	mg/kg sz. a.	<0,75	<0,75	<0,75	<0,75	<0,75

4.1.4.12. Fitotoxikus hatás vizsgálata a tenyészedényes kísérletben

Sem a fehér mustár, sem az angol perje teszt növényeknél nem tapasztaltuk a fejlődési stádium megváltozását, valamint nem figyeltünk meg kiritkulást, nekrozist, deformálódást és színváltozást.

4.2. Szabadszíri kisparcellás kísérlet

4.2.1. A szabadszíri kísérletben bekevert fahamu tulajdonságai

A szabadszíri kísérlet során bekevert fahamu kémhatása erősen lúgos, pH-ja 13,00. Benne a foszfor tömegszázalékos összetétele 0,37%, a kalciumé 23,29%, a magnéziumé 2,68% és a káliumé 5,42%. Jelentős a hamu vastartalma is, 13,46 g/kg. Az előző évi kísérletben felhasznált hamuhoz hasonlóan magas a mangán mennyisége, 10400 mg/kg. A cink, a réz, a bór és a molibdén koncentrációja 496, 110, 168 és 3,70 mg/kg. A szelén és a higany a kimutatási arány alatti koncentrációban fordul elő ebben a hamuban. Míg az arzén a kadmium és a króm mennyisége 10 mg/kg alatti, addig a nikkell, a króm és az ólom szintje azt meghaladja (14. táblázat).

14. táblázat

A szabadszíri kísérletben bekevert fahamu tulajdonságai és „összes” elemtartalma

Vizsgált paraméter	Mértékegység	Eredmény
pH (H ₂ O)		13,00
szárazanyag	m/m%	99,9
térfogattömeg	kg/dm ³	0,926
P	mg/kg sz. a.	3721
S	mg/kg sz. a.	5184
Ca	mg/kg sz. a.	232900
Mg	mg/kg sz. a.	26850
K	mg/kg sz. a.	54160
Na	mg/kg sz. a.	5822
Al	mg/kg sz. a.	17610
Fe	mg/kg sz. a.	13460
Mn	mg/kg sz. a.	10400
Ba	mg/kg sz. a.	1052
Zn	mg/kg sz. a.	496
Cu	mg/kg sz. a.	110
B	mg/kg sz. a.	168
Mo	mg/kg sz. a.	3,70
Se	mg/kg sz. a.	<1,00
Hg	mg/kg sz. a.	<0,50
As	mg/kg sz. a.	<0,75
Pb	mg/kg sz. a.	85,0
Ni	mg/kg sz. a.	58,9
Cr	mg/kg sz. a.	182
Co	mg/kg sz. a.	8,52
Cd	mg/kg sz. a.	6,47

4.2.2. A szabadföldi kísérlet talajának tulajdonságai

A kísérlet során bekevert talaj mechanikai összetétele alapján agyagos vályog fizikai féleségű talaj, kémhatása gyengén savanyú, szénsavas meszet nem tartalmazó, 27,3%-os agyagtartalommal, 60%-ot meghaladó leiszapolható résszel (15. táblázat).

15. táblázat

A szabadföldi kísérletben bekevert talaj főbb tulajdonságai a kísérlet beállításakor

Vizsgált paraméter	Eredmény
pH (H ₂ O)	6,58
pH (KCl)	5,59
Kötöttség (K _A)	43
Humusz %	2,60%
Szénsavas mész %	<0,10%
Kation adszorpció (T-érték) (1/z mmol/100 g talaj) ¹	23,2
S-érték (1/z mmol/100 g talaj) ¹	17,1

Megjegyzés: 1 - z – az egyes kationok vegyértéke

A kísérletekben felhasznált talaj tápelemtartalmát a 16. táblázat mutatja. Az adatok alapján a talaj N-ellátottsága jó (határérték: 2,51-3,50 humusz %), felvehető foszfor ellátottsága igen jó (határérték: 161-360 mg/kg) felettinek és felvehető kálium ellátottsága igen jónak (határérték: 301-500 mg/kg) számított (Antal et al. 1979).

16. táblázat

A szabadföldi kísérletben alkalmazott talaj tápelem- és nehézfém tartalma a kísérlet beállításakor

Vizsgált paraméter	Mértékegység	Módszer	Vizsgálati eredmény
NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻ -N	mg/kg	MSZ 20135:1999	17,2
P ₂ O ₅	mg/kg	MSZ 20135:1999	627
K ₂ O	mg/kg	MSZ 20135:1999	313
Na	mg/kg	MSZ 20135:1999	35,0
Cu	mg/kg	MSZ 20135:1999	5,55
Mg	mg/kg	MSZ 20135:1999	98,7
Mn	mg/kg	MSZ 20135:1999	177
SO ₄ ²⁻ -S	mg/kg	MSZ 20135:1999	7,80
Zn	mg/kg	MSZ 20135:1999	5,29
As	mg/kg sz. a.	MSZ 21470-50:2006	10,5
Cd	mg/kg sz. a.	MSZ 21470-50:2006	0,37
Co	mg/kg sz. a.	MSZ 21470-50:2006	12,1
Cr	mg/kg sz. a.	MSZ 21470-50:2006	38,1
Cu	mg/kg sz. a.	MSZ 21470-50:2006	21,6
Hg	mg/kg sz. a.	MSZ 21470-50:2006	<1,50
Mo	mg/kg sz. a.	MSZ 21470-50:2006	<1,50
Ni	mg/kg sz. a.	MSZ 21470-50:2006	28,3
Pb	mg/kg sz. a.	MSZ 21470-50:2006	29,8
Se	mg/kg sz. a.	MSZ 08-1933-18:1986	<1,00
Zn	mg/kg sz. a.	MSZ 21470-50:2006	79,8

4.2.3. A szabadföldi kísérlet meteorológiai adatai

A kísérlet éve, 2010, bő csapadékelátottságú évnek tekinthető, mivel az évi csapadékösszeg értéke megközelítette a 650 mm-t. A csapadék tenyészidőszakban való eloszlása is kedvezően alakult, a kísérlet 95 napos időtartama alatt lehullott csapadék mennyisége meghaladta a 140 mm-t. A tesztnövényeket fejlődésük során nem volt szükséges öntözni, az egyenletes csapadékeloszlás biztosította a talaj kellő nedvességtartalmát. A havi csapadékatokat valamint az átlaghőmérsékleteket a 17. táblázat tartalmazza.

17. táblázat
A kísérlet évének havi csapadékmennyisége és átlaghőmérséklete

Hónap	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.
Csapadék (mm)	32,8	23,6	23,8	68,6	52,8	58,8	31,6	148,4	100,4	28,4	42,4	35,6
Átlaghőmérséklet (°C)	-3,6	-0,5	4,6	9,8	14,2	18,2	22,2	18,5	13,0	6,7	5,4	-3,3

Forrás: Vas Megyei Kormányhivatal Növény- és Talajvédelmi Igazgatóságának tanakajdi mérőállomása

A 18. táblázat a 2010-es év hőségnapjainak a számát tartalmazza havonkénti bontásban. A kísérlet során (2010. május 3. – 2010. augusztus 5.) 33 napon haladta meg a legmagasabb hőmérséklet a 30°C-ot, legtöbbször júliusban. A meleg, csapadékos időjárás kedvező feltételeket biztosított a tesztnövények fejlődésének.

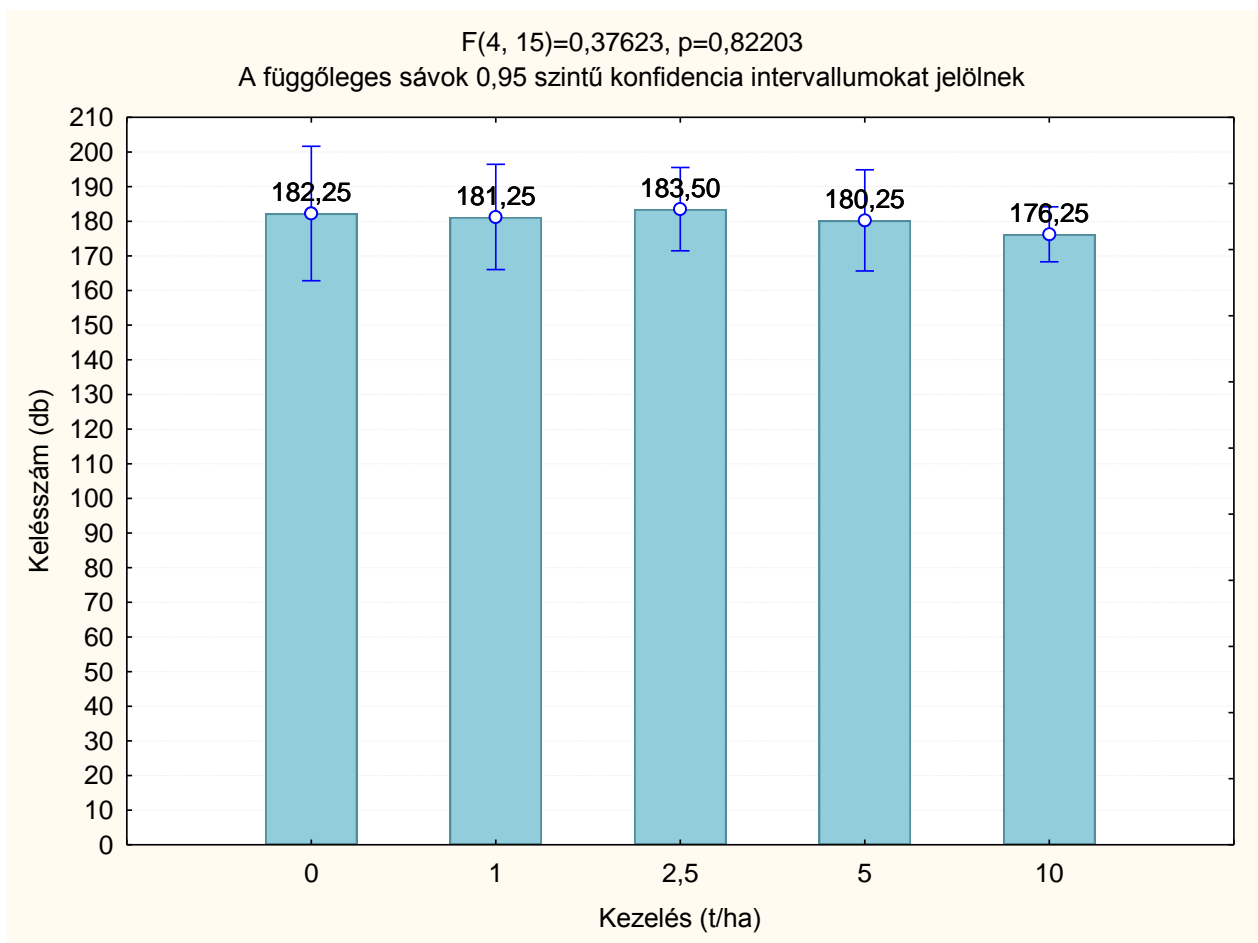
18. táblázat
A 2010. év hőségnapjainak havonkénti száma

Hónap	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.
Hőségnapok száma	0	0	0	0	1	9	20	9	0	0	0	0

Forrás: Vas Megyei Kormányhivatal Növény- és Talajvédelmi Igazgatóságának tanakajdi mérőállomása

4.2.4. A fehér mustár tesztnövények kelésszáma a 7. napon a szabadföldi kísérletben

A fehér mustár tesztnövények esetén a kelésszám megállapítására a 7. napon került sor. A kezeletlen parcellákban átlagosan 182,25 növény kelt ki. Statisztikailag igazolható változást egyik kezelés sem okozott (22. ábra). Az 1 t/ha-os kezelés esetén a kelésszám a kontroll 99,45%-a, 2,5 t/ha dózis esetén 100,69%-a, míg az 5 t/ha-os kezelés esetén 98,90%-a. A legalacsonyabb kelésszámot a legmagasabb dózisnál mértük, a kontroll értékének 98,35%-át.

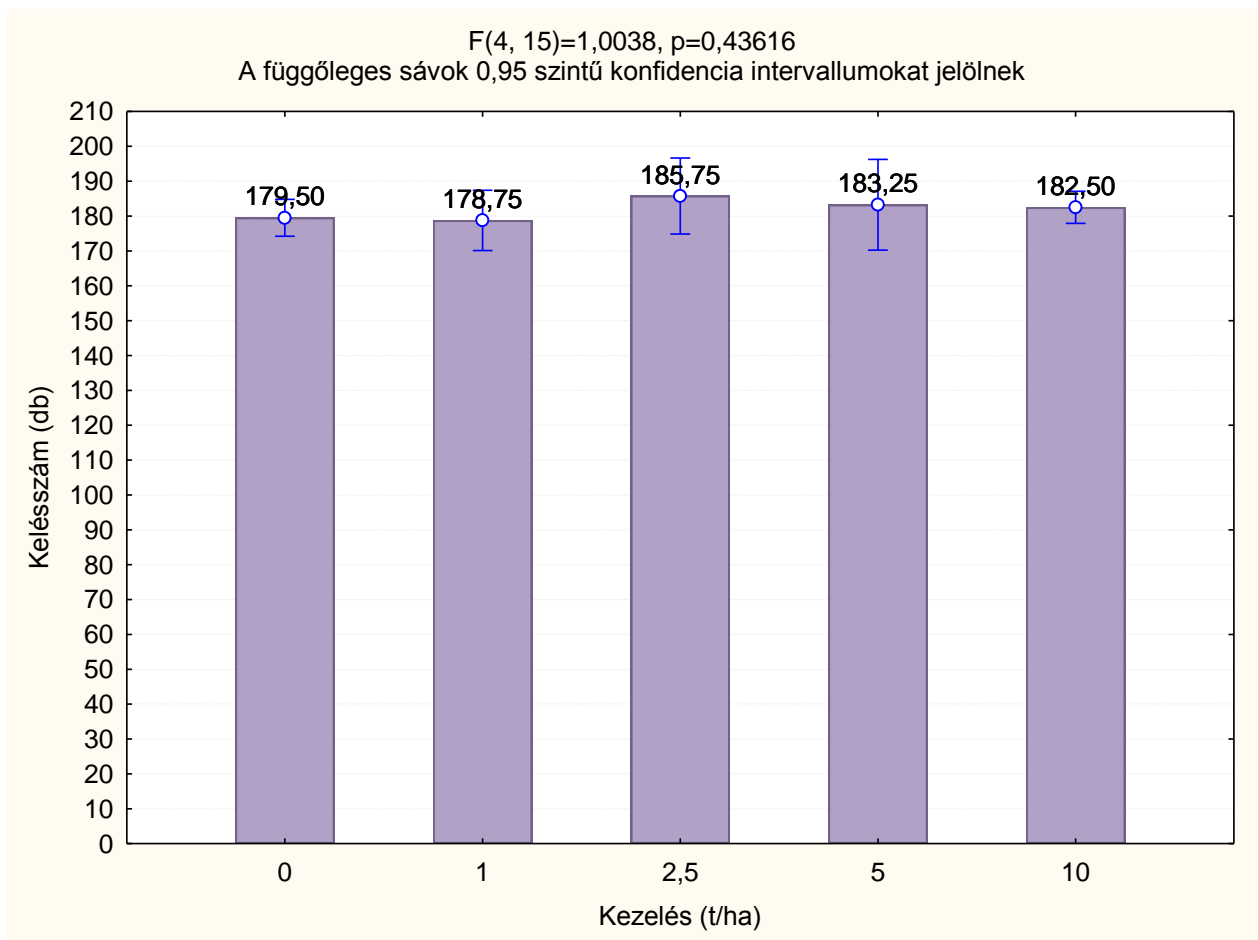


22. ábra

A fehér mustár tesztnövények kelésszáma a 7. napon a szabadföldi kísérletben

4.2.5. A fehér mustár tesztnövények tőszáma a szabadföldi kísérletben

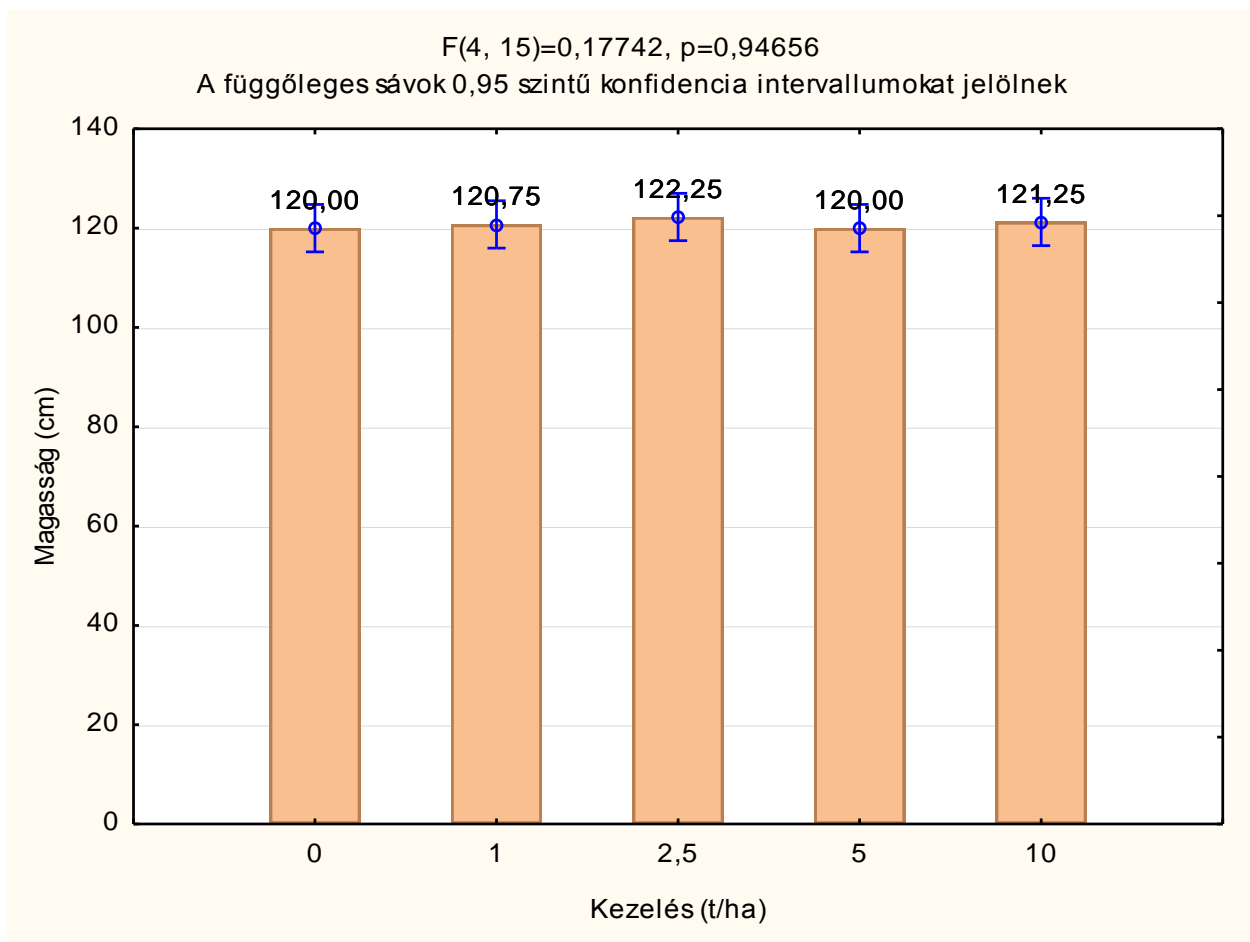
A kísérlet befejezésekor a parcellánkénti egyedszámban a kezelések nem okoztak statisztikailag igazolható eltérést. A kontroll parcellákban az átlagos kelésszám 179,50 növény volt. Az 1 t/ha-os kezelés hatására a kelésszám a kontroll értékének 99,86%-át érte el. A legnagyobb tőszámot a 2,5 t/ha-os kezelés esetén mértük, 3,48%-kal magasabb értéket, mint a kezeltlen parcellák esetén. Az 5 és 10 t/ha-os kezelések esetén a kikelt növények száma szintén meghaladta a kontrollét 2,09 és 1,67%-kal (23. ábra).



23. ábra
A fehér mustár tesztnövények tőszáma a szabadföldi kísérletben

4.2.6. A fehér mustár teszt növények magassága a szabadföldi kísérletben

A fehér mustár teszt növények magassága esetén nem mutatkoztak szignifikáns különbségek a parcellák között (24. ábra). A kontroll parcellákban az átlagos magasság 120 cm volt. Az 1 t/ha-os dózis esetén a növények magassága 0,63%-kal, 2,5 t/ha esetén 1,88%-kal haladta meg a kezeletlen növényekét. 5 t/ha dózis esetén megegyezett a kontrollal a növények magassága. A 10 t/ha-os kezelés esetén a magasság 1,04%-kal haladta meg a kontroll értékét.

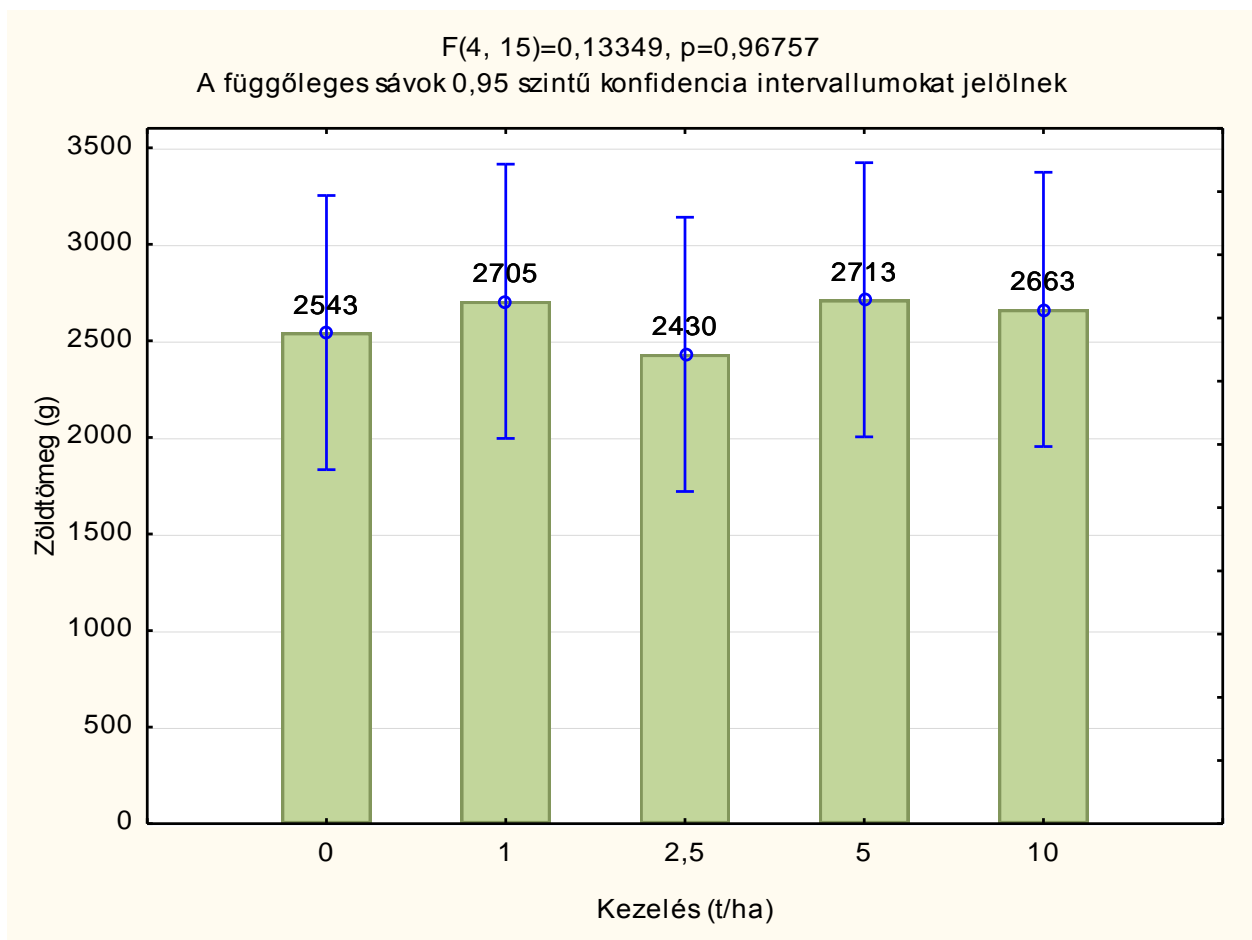


24. ábra

A fehér mustár teszt növények magassága a szabadföldi kísérletben

4.2.7. A fehér mustár tesztnövények zöldtömege a szabadföldi kísérletben

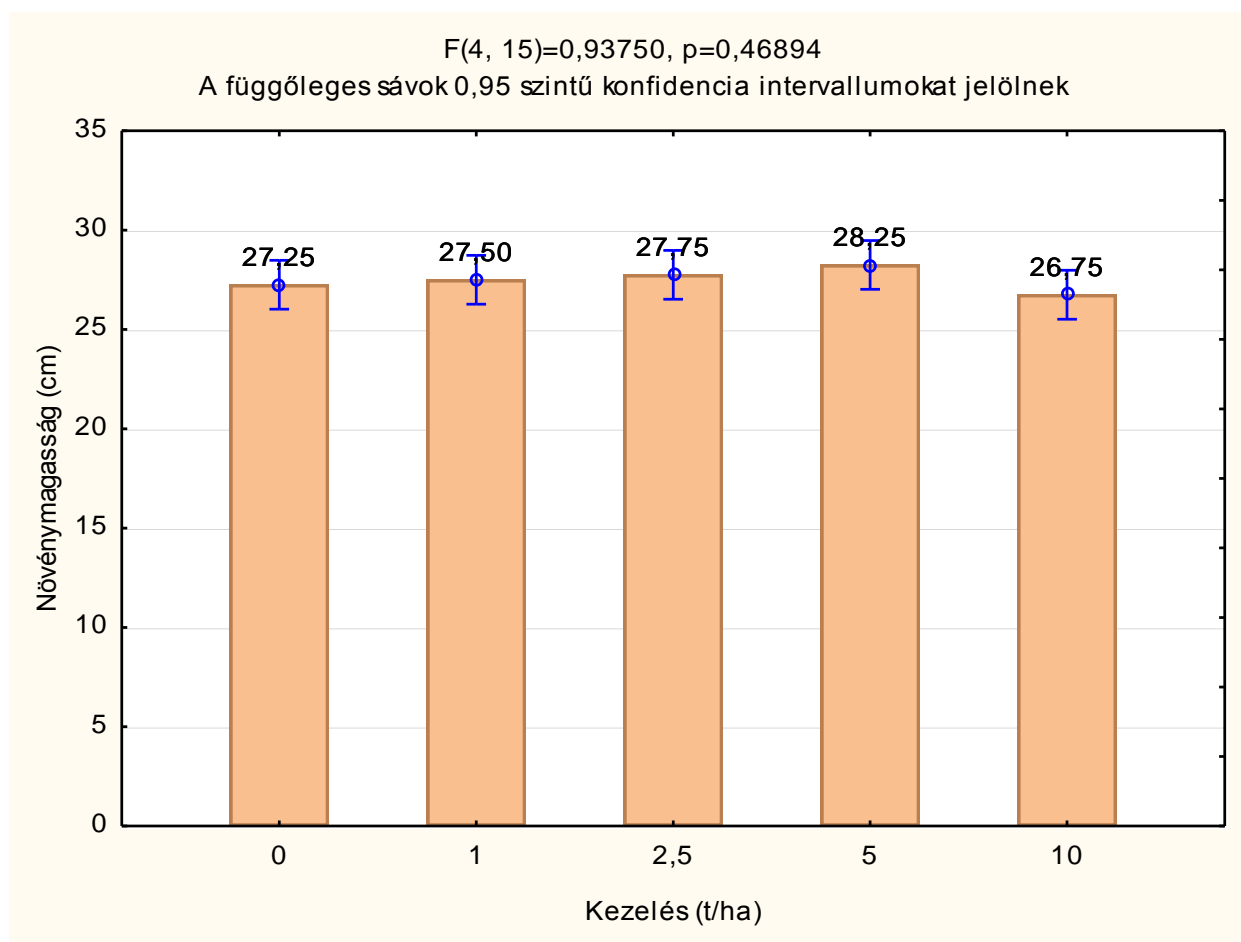
A fehér mustár tesztnövények zöldtömegében szintén nem mutatkozott statisztikailag igazolható eltérés a különböző dózisos kezelések hatására (25. ábra). A kezeletlen parcellákban a zöldtömeg átlaga 2543 g volt. 1 t/ha-os kezelés esetén 6,39%-kal mértünk nagyobb értéket. A 2,5 t/ha-os kezelésnél a kontrollhoz viszonyítva 96,58%, az 5 t/ha-os kezelésnél 106,69%, míg a legmagasabb dózisinál 104,72% volt a zöldtömeg.



25. ábra
A fehér mustár tesztnövények zöldtömege a szabadföldi kísérletben

4.2.8. Az angol perje teszt növények magassága a szabadföldi kísérletben

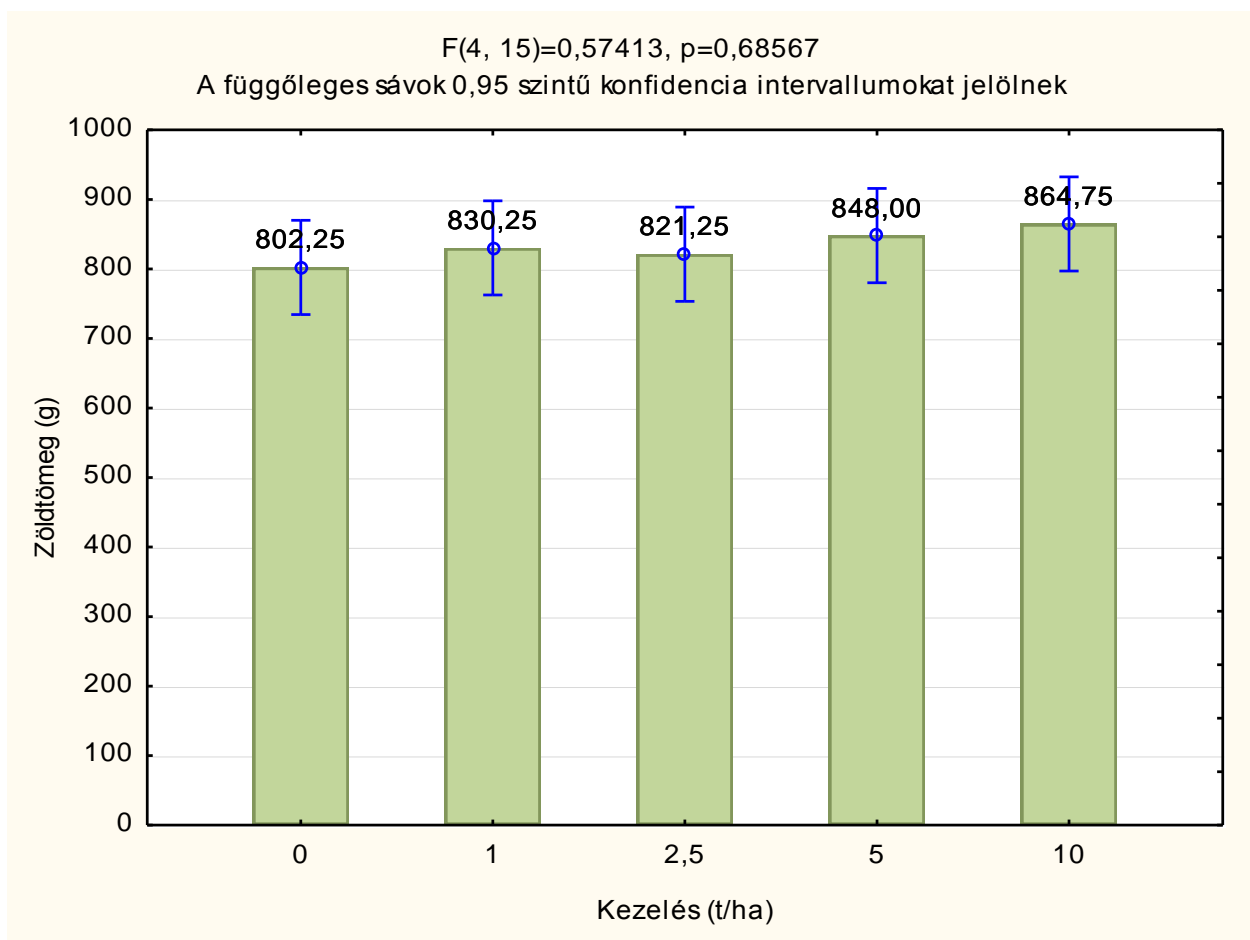
Az angol perje teszt növények magasságában egyik fahamu dózis sem okozott igazolható változást (26. ábra). A kezeltlen parcellákban a növények átlagos magassága 27,25 cm volt. Az 1, 2,5 és 5 t/ha- os kezelések hatására a növények magassága a kontroll értékét meghaladta 0,92, 1,83 és 3,67%-kal. A legmagasabb dózis esetén a kontrollhoz viszonyítva 1,83%-kal alacsonyabbra nőttek a növények.



26. ábra
Az angol perje teszt növények magassága a szabadföldi kísérletben

4.2.9. Az angol perje teszt növények zöldtömege a szabadföldi kísérletben

Az angol perje teszt növények zöldtömegében a kezelések hatására nem lehetett kimutatni statisztikailag igazolható eltérést (27. ábra). A kontroll parcellákban az átlagos zöldtömeg 802,25 g volt. Minden kezelésnél ennél magasabb értéket kaptunk. Az 1 t/ha-os dózis esetén a kontrollhoz viszonyítva 103,49%, a 2,5 t/ha esetén 102,37%, az 5 t/ha esetén 105,70% volt a növények zöldtömege. A legmagasabb dózis esetén a növények tömege 7,79%-kal haladta meg a kezeletlen parcellákban fejlődőket.

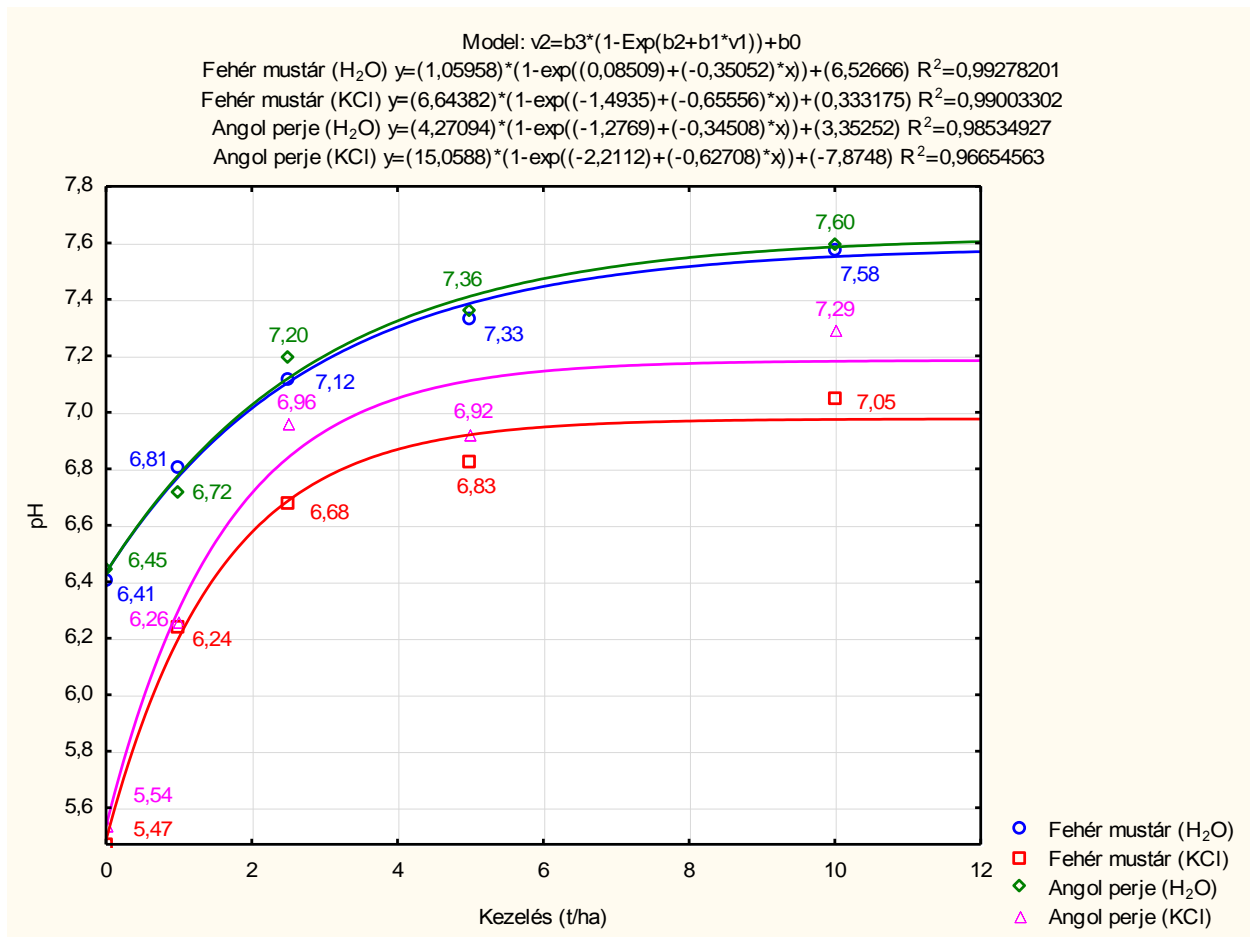


27. ábra

Az angol perje teszt növények zöldtömege a szabadföldi kísérletben

4.2.10. A talaj kémhatásának változása a kezelés hatására a szabadföldi kísérletben

A hamukezelés a talaj vizes szuszpenzióban mért pH-ját megnövelte. Fehér mustár esetén a talaj pH-ja a kontroll 6,41-es értékéről 7,58-ra, angol perje esetén 6,44-ről 7,59-re növekedett a 10 t/ha-os dózis kijuttatásakor. Az 1 mólos KCl-os szuszpenzióban mért pH-értékek követik a vizes pH változásait, a talaj pH-ja fehér mustár esetén a kezdeti 5,59 értékről a kezelés hatására 7,05-ra növekedett, míg angol perje esetén a pH 5,54 értékről 7,29-re nőtt (28. ábra). Mind a vizes, mind a kálium-kloridos szuszpenzióban mért pH-értékek telítődési görbét rajzolnak ki mindkét tesztnövénynél.



28. ábra

A tesztnövények talajának kémhatásváltozása a hamukezelés hatására a szabadföldi kísérletben

4.2.11. A fahamu hatása a talaj tápelem- és nehézfém tartalmára a szabadföldi kísérletben

A hamudózisok hatására növekedett a talaj szénsavas mésztartalma, valamint a tápelemek közül a kálium, a foszfor, a kén, a magnézium és a cink mennyisége. A mészhiányos talaj szénsavas mésztartalma a 10 t/ha kezelés hatására 0,8 tömegszázalékra emelkedett. A növekedést a fahamu jelentős mésztartalma magyarázza. A nitrogén mennyisége a kezelés hatására nem változott, mivel a fa égetése során ez a tápelem gyakorlatilag elillan.

A kísérletben alkalmazott 10 t fahamu káliumtartalma megfelel 653 kg K_2O hatóanyagnak hektáronként. Az AL-oldható K_2O -tartalom a kontroll 301 mg/kg értékéhez képest 792 mg/kg-ra módosult a legmagasabb dózis esetén a 0-10 cm-es rétegben, így a már eredetileg igen jó (határérték: 301-500 mg/kg) ellátottságú talaj káliumtartalma tovább növekedett.

A fahamuval kihelyezett foszfor mennyisége a maximális dózis esetén 85 kg P_2O_5 hatóanyag felel meg hektáronként. A P_2O_5 -tartalom a kezelés hatására a kontroll 760 mg/kg értékről 1144 mg/kg-ra változott a 0-10 cm-es rétegben, ezáltal az igen jó (határérték: 161-360) feletti ellátottságú talajban tovább emelkedett a foszfor mennyisége (Antal et al. 1979).

A 10 t/ha-os kezelés a felső réteg szulfáttartalmát jelentősen megnövelte, értéke 35,6 mg/kg-ra módosult a kontroll 11,9 mg/kg értékéhez képest. A hamukezelés hatására a jó (határérték: 100<) magnézium-ellátottságú talajban a magnézium mennyisége a kiindulási 141 mg/kg értékről 398 mg/kg-ra emelkedett (Buzás 1983). A kezelt talaj EDTA-oldható cinktartalma a fahamu hatására 5,29 mg/kg-ról 10,5 mg/kg értékre változott, ezáltal az ellátottság tovább javult. A réz és a mangán esetén nem volt megfigyelhető koncentráció növekedés.

A fahamu hatására az AL-oldható nátriumtartalom jelentősen nőtt, a kontroll 36,0 mg/kg-hoz képest elérte a 127 mg/kg értéket. A talaj magas AL-Na-tartalma már kedvezőtlen szikesedésre, szikességre utalhat. A nehézfémek közül a kadmium esetén volt növekedés megfigyelhető, a talajban a mennyisége 0,28 mg/kg-ról 0,50 mg/kg értékre változott (19. táblázat), de ez az érték is alatta marad a határértéknek (50/2001. (IV. 3.) Korm. rendelet). A kadmium-koncentráció emelkedése a kísérletben kijuttatott hamu kadmiumtartalmával magyarázható. A nehézfémek mobilitása viszont a pH növekedésével csökken, mivel ugrásszerűen nő a fémek szorpciója, megkötődése a huminsavakon.

Bár a tápelemek nagy részének mennyisége nőtt a talajban a hamukezelés hatására, a felvehetőségük viszont kis mértékben csökkenhetett. A tápelemeket a növények akkor tudják a legkönnyebben felvenni, ha a pH-érték 6,5. A talaj pH-ja 6,5-ről 7,5-re emelkedett a maximális dózis hatására, ez az érték viszont már kevésbé optimális a felvehetőségnek.

19. táblázat
A fahamukezelés hatása a talaj tápelem- és nehézfém-tartalmára a szabadföldi kísérletben

Vizsgált paraméter	Mértékegység	Hamuterhelés, t/ha talaj				
		0	1	2,5	5	10
NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻ -N	mg/kg	8,23	8,40	11,6	11,6	11,6
P ₂ O ₅	mg/kg	760	888	906	999	1144
K ₂ O	mg/kg	301	383	468	579	792
Na	mg/kg	36,0	56,0	71,0	95,0	127
Cu	mg/kg	6,40	5,86	6,16	6,18	5,76
Mg	mg/kg	141	148	237	305	398
Mn	mg/kg	193	184	190	191	167
SO ₄ ²⁻ -S	mg/kg	11,9	13,4	19,7	22,6	35,6
Zn	mg/kg	7,32	7,75	8,56	9,40	10,5
Összes As	mg/kg sz. a.	11,1	10,9	11,3	11,0	11,4
Összes Cd	mg/kg sz. a.	0,28	0,38	0,42	0,46	0,50
Összes Co	mg/kg sz. a.	12,3	12,7	12,5	12,4	12,6
Összes Cr	mg/kg sz. a.	37,2	38,5	38,2	38,2	40,1
Összes Cu	mg/kg sz. a.	21,5	22,5	22,8	23,3	23,3
Összes Hg	mg/kg sz. a.	<1,50	<1,50	<1,50	<1,50	<1,50
Összes Mo	mg/kg sz. a.	<1,50	<1,50	<1,50	<1,50	<1,50
Összes Ni	mg/kg sz. a.	25,7	27,1	26,5	25,8	27,3
Összes Pb	mg/kg sz. a.	28,9	30,4	30,7	30,8	31,8
Összes Se	mg/kg sz. a.	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00
Összes Zn	mg/kg sz. a.	82,7	87,5	89,0	90,6	93,3

4.2.12. A hamukezelés hatása a fehér mustár teszt növények elemtartalmára a szabadföldi kísérletben

A fehér mustár teszt növényekben a kezelés hatására nem nőtt egyik vizsgált elem koncentrációja sem. Az elemek közül tendenciaszerűen csökkent a kálium, a cink és a vas mennyisége, ezen kívül kismértékű csökkenés volt megfigyelhető a foszfor, a mangán és a réz esetén. Valószínűsíthető, hogy már a kezelt talajban is elegendő tápanyagmennyiség volt a növények fejlődéséhez, ezért nem okozott a kezelés a teszt növények tápelem-tartalmában változást. Az alumínium mennyisége alacsonyabb hamudózisok esetén nőtt, magasabb dózisok esetén csökkent a növényekben. Ez a csökkenés feltételezhetően azzal indokolható, hogy a pH növekedésével csökken a kicserélhető alumíniumkoncentráció a savanyú talajokon. A teszt-

növényekben nem volt kimutatható a nehézfémek mennyiségének változása a kezelés hatására (20. táblázat). Bár a talaj kadmiumtartalma növekedett a fahamu hatására, de a talaj pH-jának emelkedésével csökkent a nehézfémek oldhatósága és így a felvehetősége is.

20. táblázat
A fahamukezelés hatása a fehér mustár tesztnövények elemtartalmára a szabadföldi kísérletben

Vizsgált paraméter	Mértékegység	Hamuterhelés, t/ha talaj				
		0	1	2,5	5	10
N	m/m% sz. a.	2,59	1,96	2,25	1,56	1,49
P	m/m% sz. a.	0,30	0,27	0,31	0,21	0,17
K	m/m% sz. a.	2,12	2,06	1,97	1,92	1,62
Na	m/m% sz. a.	0,09	0,16	0,06	0,11	0,07
Ca	m/m% sz. a.	1,31	1,47	1,49	1,00	0,95
Mg	m/m% sz. a.	0,21	0,19	0,19	0,14	0,21
Zn	mg/kg sz. a.	31,8	36,1	34,1	24,9	21,0
Cu	mg/kg sz. a.	3,41	2,67	2,73	2,02	2,05
Mn	mg/kg sz. a.	13,0	12,4	11,9	17,2	8,23
Pb	mg/kg sz. a.	<3,00	<3,00	<3,00	<3,00	<3,00
Se	mg/kg sz. a.	<3,00	<3,00	<3,00	<3,00	<3,00
B	mg/kg sz. a.	16,1	18,8	18,9	15,0	13,2
Mo	mg/kg sz. a.	<1,50	<1,50	<1,50	<1,50	<1,50
Al	mg/kg sz. a.	118	166	155	137	86,2
Cd	mg/kg sz. a.	0,26	0,40	0,27	0,17	0,23
Cr	mg/kg sz. a.	<1,50	<1,50	<1,50	<1,50	<1,50
Fe	mg/kg sz. a.	84,1	50,3	52,6	54,8	34,9
Hg	mg/kg sz. a.	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50
Co	mg/kg sz. a.	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
S	mg/kg sz. a.	9175	7679	9508	6325	5362
Ni	mg/kg sz. a.	<7,50	<7,50	<7,50	<7,50	<7,50
As	mg/kg sz. a.	<0,75	<0,75	<0,75	<0,75	<0,75

Megjegyzés: a szürke kiemelés a hamukezelés hatására a tesztnövényekben csökkenő koncentrációjú elemeket jelöli

5. ÖSSZEFOGLALÁS

5.1. Összegzés és a vizsgálati eredmények értékelése

Napjainkban a növénytermesztés nem képzelhető el trágyázás nélkül. A trágyázásnak, mint a gazdálkodó által végzett tevékenységnek a szerepe a kezdetek óta állandó: egyrészt a tápanyagokkal kellően el nem látott talajok termőképessége növelhető, másrészt a termesztés egy adott szintjén a talajból kivont tápelemek pótolhatók.

Az egyre növekvő energiaigény, az energiaellátásban fellépő esetleges ellátási bizonytalanság az elmúlt években a megújuló energiaforrások felé irányította a figyelmet. Egyre elterjedtebb a biomassa energetikai célú felhasználása, így a fatüzelés jelentősége is megnőtt. A faanyag a fotoszintézis során átalakított napenergiát raktározza kémiai energia formájában. A háztartásokban és az erőművekben elégetett tűzifa, valamint erdészeti és faipari hulladékok elégetésekor visszamaradó termék a fahamu, mely makro- és mikroelem-tartalmának jelentős része ellenáll az égetésnek. Mivel a biomassa elégetése az egyik jelentős biomassa hasznosítási lehetőség, így számottevő mennyiségű hamu képződik. Annak ellenére, hogy a hamu különböző tápelemekben gazdag, megszokott gyakorlat a fahamunak a hulladéklerakókban történő elhelyezése. A lerakás egyre nehezebben megoldható, és jelentős költségeket jelent az erőművek üzemeltetői számára. Ezt a problémát észlelve vizsgáltuk a fahamu mezőgazdasági hasznosítási lehetőségeit mint talajjavító anyag és tápanyag-utánpótlás céljából, a környezetvédelmi szempontokat figyelembe véve.

A fahamu mezőgazdasági hasznosítási lehetőségeinek megismerése céljából üvegházi körülmények között vizsgáltuk a csírázásgátló és fitotoxikus hatást, valamint tenyészedenyes kísérletet állítottunk be a Vas Megyei Kormányhivatal Növény- és Talajvédelmi Igazgatóságának tanakajdi üvegházában. A kísérletek eredményeire alapozva szabadföldi, kisparcellás kísérletet végeztünk Tanakajdon.

2009 tavaszán, üvegházi körülmények között, angol perje és fehér mustár teszt növényekkel, 10 kezeléssel (2 növény \times 5 hamuterhelés), 4 ismétlésben 40 Mitscherlich-féle edényben véletlen blokk elrendezésű tenyészedenyes kísérletet állítottunk be, savanyú kémhatású, homokos vályog fizikai féleségű talajon. A kísérlet során vizsgáltuk a kezeletlen fahamu összetételét, alkotórészeinek mobilizálhatóságát, tápanyag-szolgáltató képességét, valamint a teszt növények csírázására, növekedésére gyakorolt hatását.

A talaj vizes szuszpenzióban mért pH-értéke a legnagyobb dózis hatására a kiindulási 5,7-es értékhez képest 2 pH-egységgel emelkedett. A vizsgált tápelemek közül a 20 t/ha-os adag esetén a P_2O_5 -tartalom 61-ről 173 mg/kg, a K_2O -tartalom 123-ról 247 mg/kg értékre nőtt, szintén emelkedett a magnézium és a kén összes mennyisége, ezzel szemben a N-tartalom szignifikánsan nem változott. A talaj nehézfém-tartalma a kezelés hatására szignifikánsan nem változott. A fahamu 1-5 t/ha-os adagjai növelték a teszt-növények kelésszámát, tőszámát, magasságát és zöldtömegét. A maximális dózis kijuttatásakor a növény-magasság mindkét teszt-növény esetén statisztikailag igazolhatóan csökkent. A kezelések hatására a talajban megnövekedő tápelem kínálatot a növények tápanyagtartalma nem mutatta, melyet a már a kontrollnál optimális tápanyag ellátottság indokolhat.

A fahamu csírázásgátló és fitotoxikus hatásának tanulmányozása céljából szintén 2009 tavaszán külön vizsgálatot végeztünk üvegházi körülmények között, fehér mustár teszt-növény-nyel. A kísérletet 6 kezeléssel (6 hamuterhelés), 4 ismétlésben 24 db, $0,2 \text{ dm}^3$ térfogatú műanyag edényekben állítottuk be, savanyú kémhatású, homokos vályog fizikai féleségű talajon. A talaj kémhatásának változása mellett vizsgáltuk a kelésszámot, tőszámot, növény-magasságot, valamint megfigyeltük az esetleges fitotoxikus tüneteket.

A 80 t/ha-nak megfelelő hamudózis hatására a talaj pH-ja jelentősen nőtt, a kiindulási 5,48-as értékről 7,89-re módosult. A hamu dózisának emelésével elnyúlt a csírázás időtartama, nőtt a csírázásgátló hatás. Mind a tőszám, mind a magasság szempontjából az 5-10 t/ha-nak megfelelő dózis volt a legkedvezőbb, ennél magasabb dózisok esetén csökkent a növények egyedszáma, magassága. A teszt-növényeken a 40 és 80 t/ha-os kezelések esetén megjelentek a fitotoxikus tünetek: kismértékű kiritkulást tapasztaltunk.

2010 tavaszán szabadföldi kisparcellás kísérletet állítottunk be 0, 1, 2,5, 5, 10 t fahamu/ha-nak megfelelő dózissal fehér mustár és angol perje teszt-növényekkel, gyengén savanyú kémhatású, agyagos vályog fizikai féleségű talajon. A vizsgálatot 10 kezeléssel (2 teszt-növény \times 5 hamuterhelés), 4 ismétlésben, 40 parcellán végeztük véletlen blokk elrendezésben.

A fehér mustár teszt-növények esetén sem a 7. napon megállapításra került kelésszámban, sem a kísérlet befejezésekor a parcellánkénti egyedszámban a kezelések nem okoztak statisztikailag igazolható eltérést. A fehér mustár és az angol perje teszt-növények zöldtömege és magassága esetén egyik fahamu dózis sem okozott igazolható változást.

A talaj vizes szuszpenzióban mért pH-értéke a kontroll 6,41-es értékéhez képest a legnagyobb dózis alkalmazásakor közel 1 egységgel emelkedett mindkét tesztnövénynél. A hamu-kezelés hatására a mészhiányos talaj szénsavas mésztartalma a 10 t/ha-os kezelés esetén 0,8 tömeg %-ra emelkedett. A vizsgált makroelemek közül a 10 t/ha-os adag esetén a P_2O_5 -tartalom 760-ról 1144 mg/kg-ra, a K_2O -tartalom pedig 301-ről 792 mg/kg értékre nőtt a 0-10 cm-es rétegben. Az adatok alapján a foszfortartalom már kezdetben is igen jó feletti, a káliumtartalom pedig igen jó ellátottságúnak minősíthető, ami a fahamu hatására tovább nőtt. Szintén emelkedett a talajban a magnézium-, a cink- és a kén-tartalom. A kezelt talaj nitrogén-tartalma szignifikánsan nem változott.

A fahamu hatására az „összes” kadmiumtartalom emelkedett, értéke 0,28-ról 0,50 mg/kg-ra változott a maximális dózis esetén. Más nehézfémeknél nem tapasztaltunk ekkora mértékű változást. A tesztnövények tápanyag-ellátottsága feltételezhetően már a kontrollnál optimális volt, ezért a kezelések hatására a talajban megnövekedő tápelemkínálat a növények hozamában, tápanyagtartalmában nem okozott változást. A kezelés hatására a tesztnövényekben nem volt kimutatható a nehézfém-tartalom növekedése. A tenyészedényes kísérlethez hasonlóan itt sem voltak a növényeken toxikus tünetek megfigyelhetők.

Mindezek alapján a savanyú talajok meliorációjában, illetve az ilyen talajokon folytatott mezőgazdasági termesztésben a fahamu alkalmazása tápanyag-utánpótlásra ökológiai és ökonomiai szempontból is javasolt.

1 t/ha fahamuval a tápanyag-utánpótlás tekintetében hozzávetőleg 25 kg P_2O_5 hatóanyagú műtrágya és 48 kg K_2O hatóanyagú műtrágya váltható ki, igaz a N utánpótlása a fahamu mellett is szükséges. Ezzel hektáronként körülbelül 22 ezer Ft megtakarítás érhető el. Évente hazánkban 30-40 ezer tonna fahamu keletkezik, melyet nagyrészt hulladékként kezelnek. A mezőgazdasági hasznosítással csökkenthető a hulladéklerakókba kerülő hamu mennyisége.

5.2. A kutatás jövőbeli irányai

Az Európai Unió és hazánk elkötelezett a megújuló energiaforrások alkalmazásának területén. Előreláthatólag a szilárd biomassa – és ezen belül a dendromassa – lesz a legnagyobb arányban hasznosított megújuló energiaforrás Magyarországon, ezért az évente keletkező fahamu mennyisége tovább fog növekedni. A témakör kutatása nem tekinthető lezárt folyamat-

nak, a vizsgálatok és az elért eredmények számos olyan problémára és feladatra mutatnak rá, melyeknek további vizsgálata javasolt.

A jövőre nézve a következő kutatási feladatok jelölhetők ki:

- További szabadföldi kísérleteket kell beállítani különböző tesztnövényekkel, eltérő talajváltozatokon. Nitrogénhiányos talajokon a hamu talajra és tesztnövényekre gyakorolt hatását célszerű megvizsgálni úgy, hogy a hamu kijuttatását N-műtrágyázással kombinálják. Tanulmányozni szükséges az elemantagonizmust, mivel feltételezhetően ennek hatása van a tesztnövények tápelemtartalmára.
- A szabadföldi kísérletekben növelni kell a parcellák méretét, ezáltal többek között vizsgálható, kidolgozható a kijuttatás technológiája.
- Vizsgálatokat javasolt végezni stabilizált és granulált fahamuval is. A különböző hamuformák környezetre gyakorolt hatásai eltérhetnek egymástól a mezőgazdasági hasznosítás során.
- A mezőgazdasági felhasználáskor tanulmányozni szükséges a fahamu hatását a mikroorganizmus közösségre és a talajfaunára.

6. AZ ÉRTEKEZÉS LEGFONTOSABB EREDMÉNYEIT ÖSSZEFOGLALÓ TÉZISEK

1. A talajvizsgálatok alapján a kihelyezett fahamu megnöveli a talaj vizes szuszpenzióban mért pH-ját. Az alkalmazott hamudózis és a talaj pH-ja közötti kapcsolat telítődési görbével írható le. Az 1 mol/dm^3 koncentrációjú KCl-os szuszpenzióban mért pH értéke követi a vizes pH változását.
2. Bebizonyosodott, hogy a fahamu kijuttatásakor a talaj P_2O_5 - és K_2O -tartalma jelentősen emelkedik. A fahamu növeli a termőtalaj magnézium- és kén tartalmát, valamint a mikroelemek közül a Zn mennyiségét. A humusz%, kötöttség (K_A), Na, Cu, Mn értékek változásából nem lehet messzemenő következtetéseket megállapítani. A fahamu gyakorlatilag nitrogénmentes, ezért kijuttatásakor a talaj ásványi nitrogéntartalma számottevően nem változik.
3. Amennyiben a kijuttatott hamu toxikus nehézfém tartalma átlagos, vagy az alatti, a talaj nehézfém tartalma statisztikailag igazolhatóan nem változik még 20 t fahamu/ha dózis kijuttatása esetén sem a vizsgált talajban. Ha a hamu nehézfém tartalma meghaladja az átlagot, a toxikus nehézfémek egy részének koncentrációja enyhén emelkedik a talajban 20 t fahamu/ha kezelés esetén, ennek azonban kimutatható káros hatása nem volt a teszt növények esetében.
4. A kísérletek eredményei bizonyítják, hogy 1-5 t/ha fahamu kijuttatásakor nő a fehér mustár teszt növények kelésszáma, tőszáma, magassága és zöldtömege. Az üvegházi tenyészedényes kísérletben szignifikáns különbségek voltak kimutathatók ezekben a paraméterekben a kezeletlen kontrollhoz képest. Megállapítható, hogy a hamukezelés nem növeli olyan mértékben a fehér mustár teszt növények toxikus elem tartalmát, hogy annak élettani hatásai jelentkeznének. A fehér mustár és az angol perje teszt növények a 20 t fahamu/ha kezelésig nem mutatnak toxikus tüneteket. Magasabb dózisok esetén a fehér mustár teszt növényeknél kismértékű kiritkulás tapasztalható.
5. Megállapítható, hogy a fahamu Nyugat-Magyarországon jó hatással alkalmazható a mezőgazdaságban meszezés helyett a talajok savanyodásának mérséklésére, valamint savanyú talajok javítására. Kalcium- és mésztartalma révén a szabadföldi kísérlet mészhányos

talajának szénsavas mésztartalma a 10 t/ha kezelés hatására 0,8 tömegszázalékra növekszik.

6. A vizsgálatok alapján kijelenthető, hogy a fahamu a mezőgazdaságban tápanyag-utánpótlás céljából hasznosítható. A hamut a vetés előtt kell kiszórni, és egyenletesen bekeverni a talaj felső rétegébe. Javasolt dózisa 1-5 t/ha, mert e fölötti mennyiségben már a növények kelésében, növekedésében jelentkezhetnek a káros hatásai. Nagyobb dózis esetén a talajban mért P_2O_5 és K_2O értékek jóval magasabbak az optimális értékeknél, emiatt a kijuttatott tápanyagok – megfelelő kolloid tartalom nélkül – kimosódhatnak a termőrétegből.
7. A hamu mezőgazdasági hasznosítása gazdasági szempontból is jelentős. A szántóföldre történő kijuttatással csökkenthetők a hulladékként történő lerakás költségei. A nagy tömegben rendelkezésre álló fahamu mezőgazdasági hasznosításával részben kiválthatók a költséges talajjavító anyagok és műtrágyák. 1 t fahamu tápanyagszolgáltató-képessége kb. 25 kg P_2O_5 hatóanyagú műtrágyával és 48 kg K_2O hatóanyagú műtrágyával egyenértékű. 1 t fahamu/ha kezelés ez alapján kb. 22 ezer Ft megtakarítást jelent.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Tisztelettel köszönetemet fejezem ki mindazoknak, akik a PhD disszertációm elkészítésében segítségemre voltak, hasznos tanácsaikkal hozzájárultak kutató munkám eredményességéhez.

Köszönettel tartozom a Nyugat-magyarországi Egyetem Savaria Egyetemi Központ Tudományos Bizottságának, a mérések megvalósításához nyújtott támogatásáért.

Külön köszönetet mondok témavezetőimnek, Dr. habil Kovács Gábor egyetemi docensnek és Dr. habil Heil Bálint egyetemi docensnek, akik kezdetektől támogatták kutatási témámat, a dolgozat elkészítése során értékes javaslataikkal segítették munkámat.

A disszertáció nem készülhetett volna el a Vas Megyei Kormányhivatal Növény- és Talajvédelmi Igazgatóságának közreműködése nélkül. Hasznos tanácsaival segítette munkámat Dr. Káldy János majd Szabó Levente igazgató, Dr. Németh Tamás laboratóriumvezető, Molnár Zsuzsanna osztályvezető, Farkas István osztályvezető és Ughy Péter növényvédelmi herbológus. Hálával tartozok Kondor Gábornak, Tanakajd község volt polgármesterének a kísérletek lebonyolításához nyújtott segítségéért.

Nagy tisztelettel gondolok kollégáimra, akik a Nyugat-magyarországi Egyetem Földrajz és Környezettudományi Intézetében folyamatosan támogatták törekvéseimet.

Végül, de nem utolsó sorban, köszönöm családomnak, hogy támaszaim voltak tanulmányaim során és biztosították a munkámhoz elengedhetetlen stabil háttérrel.

IRODALOM

2007. évi CXXIX. törvény a termőföld védelméről
http://njt.hu/cgi_bin/njt_doc.cgi?docid=111491.250781 (2014. 10. 10.)
- 50/2001. (IV.3.) Korm. rendelet a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól
http://njt.hu/cgi_bin/njt_doc.cgi?docid=56894.269599 (2014. 10. 10.)
- 481/2013. (XII. 17.) Korm. rendelet a környezetvédelmi, természetvédelmi, vízvédelmi hatósági és igazgatási feladatokat ellátó szervek kijelöléséről
http://njt.hu/cgi_bin/njt_doc.cgi?docid=165580.269547 (2014. 10. 10.)
- 90/2008. (VII. 18.) FVM rendelet a talajvédelmi terv készítésének részletes szabályairól
http://njt.hu/cgi_bin/njt_doc.cgi?docid=118594.240616 (2014. 10. 10.)
- Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung*, Hrsg.: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten – Hannover 2005.
<http://www.schweizerbart.de/pubs/isbn/bgr/bodenkundl-3510959205-desc.html> (2014. 07. 07.)
- ANTAL, J. – BUZÁS, I. – DEBRECZENI, B. – NAGY, M. – SIPOS, S. – SVÁB, J. – ELEK, É. – NYÍRI, L. – LOCH, J. – KERESZTÉNY, B. (1979): *A műtrágyázás irányelvei és üzemi számítási módszer* – MÉM NAK, Budapest. 66 p.
- ARONSSON, K.A. – EKELUND, N.G.A. (2004): Biological effects of wood ash application to forest and aquatic ecosystems. *J. Environ. Qual.* 33 (5): 1595-1605.
- ARVIDSSON, H. – LUNDKVIST, H. (2002): Needle chemistry in young Norway spruce stands after application of crushed wood ash. *Plant Soil* 238 (1): 159-174.
- ARVIDSSON, H. – LUNDKVIST, H. (2003): Effect of crushed wood ash on soil chemistry in young Norway spruce stands. *Forest Ecol Manage* 176 (1): 121-132.
- AUGUSTO, L. – BAKKER, M.R. – MEREDIEU, C. (2008): Wood ash applications to temperate forest ecosystems – potential benefits and drawbacks. *Plant and Soil* 306 (1): 181-198.
- BÅÅTH, E. – FROSTEGARD, A. – PENNANEN, T. – FRITZE, H. (1995): Microbial community structure and pH response in relation to soil organic matter quality in wood-ash fertilized, clear-cut or burned coniferous forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 27: 229-240.
- BENEZO, G. (1893): Az ákáczfahamuról, mint trágyaszerről. *Erdészeti lapok* 32 (5) 400-411.

- BRUNNER, I. – ZIMMERMANN, S. – ZINGG, A. – BLASER, P. (2004): Wood-ash recycling affects forest soil and tree fine-root chemistry and reverses soil acidification. *Plant and Soil* 267 (1): 61-71.
- BUNDT, M. – KRAUSS, M. – BLASER, P. – WILCKE, W. (2001): Forest fertilization with wood ash: effect on the distribution and storage of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs). *Journal of Environmental Quality* 30 (4):1296-1304.
- BURGER, J. (2008): Assessment and management of risk to wildlife from cadmium. *Science of The Total Environment* 389 (1): 37-45.
- BUZÁS, I. szerk. (1983): A növénytáplálás zsebkönyve. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest. 232 p.
- CALLESEN, I. – INGERSLEV, M. – RAULUND-RASMUSSEN, K. (2007): Dissolution of granulated wood ash examined by in situ incubation: effects of tree species and soil type. *Biomass and Bioenergy* 31 (10): 693-699.
- CAMPBELL, A.G. (1990): Recycling and disposing of wood ash. *Tappi Journal* 73 (9):141-146.
- CAMPBELL, D.J. – FOX, W.E. – AITKEN, R.L. – BELL, L.C. (1983) Physical characteristics of sands amended with fly ash. *Australian Journal of Soil Research* 21 (2): 147-154.
- CHIRENJE, T. – RIVERO, C. – MA, L.Q. (2002): Leachability of Cu and Ni in wood ash-amended soil as impacted by humic and fulvic acid. *Geoderma* 108 (1–2): 31-47.
- CLAPHAM, W.M. – ZIBILSKE, L.M. (1992): Wood ash as a liming amendment. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 23 (11-12): 1209–1227.
- CLARHOLM, M. (1994): Granulated wood ash and a „N-free” fertiliser to a forest soil – effects on P availability. *Forest Ecology and Management* 66 (1): 127-136.
- CLARHOLM, M. (1998): Wood ash to counteract potential phosphorus and potassium limitations in a Norway spruce forest subjected to air pollution. *Scandinavian Journal of Forest Research Suppl.* 2:67-75.
- CSIHA, I. – KESERŰ, ZS. – RÁSÓ, J. (2007): Energetikai fafelhasználás során keletkező fahamu talajjavító hatásának vizsgálata. In: AEE-Kutatói Nap, Tudományos eredmények a gyakorlatban. Szeged. 2007. 11. 08. 60-64.
- DEMEYER, A. – VOUNDI NKANA, J.C. – VERLOO, M.G. (2001): Characteristics of wood ash and influence on soil properties and nutrient uptake: an overview. *Bioresource Technology* 77 (3): 287-295.
- DIEBEL, J. – MCGINNIS, G. – PUGHANI, J. – SHETRON, S. – JURGENSEN, M. (1992): The environmental fate of wood ash applied to soils. In: *Proceedings of the Waste Wood Processing and Combustion for Energy, 5th Annual National Biofuels Conf.* Boston, M.A. 359-368

- EGNELL, G. – NOHRSTEDT, H.-Ö. – WESLIEN, J. – WESTLING, O. – ÖRLANDER, G. (1998) Miljökonsekvensbeskrivning av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensationer. Skogsstyrelsen, Rapport 1 (Swedish National Board of Forestry, Report 1). Jönköping. 170 pp.
- ENELL, A. – FUHRMAN, F. – LUNDIN, L. – WARFVINGE, P. – THELIN, G. (2008): Polycyclic aromatic hydrocarbons in ash: determination of total and leachable concentrations. *Environmental Pollution* 152 (2): 285–292.
- ERICH, M. (1991): Agronomic effectiveness of wood ash as a source of phosphorus and potassium. *Journal of Environmental Quality* 20 (3): 576-581.
- ERICH, M.S. – OHNO, T. (1992): Titrimetric determination of calcium carbonate equivalence of wood ash. *Analyst* 117 (6): 993-995.
- ERIKSSON J. (1998a): Dissolution of hardened wood ashes in forest soils: studies in a column experiment. *Scandinavian Journal of Forest Research* 0 (suppl. 2): 23-32.
- ERIKSSON, H.M. – NILSSON, T. – NORDIN, A. (1998): Early effects of lime and hardened and non-hardened ashes on pH and electrical conductivity of the forest floor, and relations to some ash and lime qualities. *Journal of Forest Research*. 0 (suppl. 2): 56-66.
- ERIKSSON, H.M. (1998b): Short-term effects of granulated wood ash on forest soil chemistry in SW and NE Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 0 (suppl. 2): 43-55.
- ETIÉGNI, L. – CAMPBELL, A.G. – MAHLER, R.L. (1991): Evaluation of wood ash disposal on agricultural land. I. Potential as a soil additive and liming agent. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 22 (3-4): 243-256.
- ETIÉGNI, L. – CAMPBELL, A.G. (1991): Physical and chemical characteristics of wood ash. *Bioresource Technology* 37 (2): 173-178.
- FENGEL, D. – WEGENER, G. (1984). *Wood: Chemistry, Ultrastructure, Reactions*. Walter de Gruyter & Co, Berlin. 613 p.
- FRITZE, H. – PERKIÖMÄKI, J. – SAARELA, U. –, KATAINEN, R. – TIKKA, P. – YRJALA, K. – KARP, M. – HAIMI, J. – ROMANTSCHUK, M. (2000): Effect of Cd-containing wood ash on the microflora of coniferous forest humus. *FEMS FEMS Microbiology Ecology* 32 (1): 43-51.
- FRITZE, H. – SMOLANDER, A. – LEVULA, T. – KITUNEN, V. – MÄLKÖNEN, E. (1993): Wood-ash fertilisation and fire treatments in a Scots pine forest stand: effects on the organic layer, microbial biomass and microbial activity. *Biology and Fertility of Soils* 17 (1): 57-63.
- FROSTEGARD, A. – BAATH, E. – TUNLID, A. (1993): Shifts in the structure of soil microbial communities in limed forests as revealed by phospholipid fatty-acid analysis. *Soil Biology and Biochemistry* 25 (6): 723-730.

- GERSHUNY, G. – DEBORAH L.M. (eds.) (1992): *The Rodale Book of Composting: Easy Methods for Every Gardener*. Rodale Press, Emmaus. 278 p.
- GÓMEZ-REY, M. – MADEIRA, M. – COUTINHO, J. (2012): Wood ash effects on nutrient dynamics and soil properties under Mediterranean climate. *Annals of Forest Science*; July 2012, Volume 69, Issue 5, pp 569-579
- GÓMEZ-REY, M. – MADEIRA, M. – COUTINHO, J. (2013): Soil C and N dynamics, nutrient leaching and fertility in a pine plantation amended with wood ash under Mediterranean climate. *European Journal of Forest Research* 132 (2): 281-295.
- GÓRECKA, H. – CHOJNACKA, K. – GÓRECKI, H. (2006): The application of ICP-MS and ICP-OES in determination of micronutrients in wood ashes used as soil conditioners. *Talanta* 70 (5): 950-956.
- HAIMI, J. – FRITZE, H. – MOILANEN, P. (2000): Responses of soil decomposer animals to wood-ash fertilisation and burning in a coniferous forest stand. *Forest Ecology and Management* 129 (1-3): 53-61.
- HAKKILA, P. (1989): *Utilisation of residual forest biomass*. Springer series in wood sciences. Springer Verlag, Berlin. 568 p.
- HELMISAARI, H. – SAARSALMI, A. – KUKKOLA, M. (2009): Effects of wood ash and nitrogen fertilization on fine root biomass and soil and foliage nutrients in a Norway spruce stand in Finland. *Plant and Soil* 314 (1-2): 121-132.
- HILL, J.F. (2013): Observations on the Ash of Plants. In: Saussure, T. (ed.): *Chemical Research on Plant Growth*. Springer, Heidelberg. 103-153.
- HJALMARSSON, A.K. – BJURSTRÖM, H. – SEDENDAHL, K. (1999): *Handbok för restprodukter från förbränning*. Fjärrvärmeföreningen, Stockholm. 65 p.
- HOLMBERG, S. (2000): *Chemical and mineralogical characterisation of granulated wood ash*. Earth Sciences Centre, Göteborg University. Göteborg. 57 p.
- HOLMBERG, S.L. – CLAESSON, T. (2001): Mineralogy of granulated wood ash from a heat plant in Kalmar, Sweden. *Environmental Geology* 40 (7): 820-828.
- HÖGBOM, L. – NOHRSTEDT, H.-Ö. – NORDLUND, S. (2001): Effects of wood-ash addition on soil solution chemistry and soil N dynamics at a *Picea abies* (L.) Karst. site in southwest Sweden. *Skogforsk*, Uppsala. 20 p.
- HUANG, H. – CAMPBELL, A.G. – FOLK, R. – MAHLER, R.L. (1992): Wood ash as a soil additive and liming agent for wheat. Field studies. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 23 (1-2): 25-33.
- HYTÖNEN, J. (2003): Effects of wood, peat and coal ash fertilization on Scots pine foliar nutrient concentrations and growth on afforested former agricultural peat soils. *Silva Fennica* 37 (2): 219–234.

- INGERSLEV, M. – MÄLKÖNEN, E. – NILSEN, P. – NOHRSTEDT, H.-Ö. – OSKARSSON, H. – RAULUND-RASMUSSEN, K. (2001): Main findings and future challenges in forest nutritional research and management in the Nordic countries. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16 (6): 488-501.
- INGERSLEV, M. (1997): Effects of liming and fertilization on growth, soil chemistry and soil water chemistry in a Norway spruce plantation on a nutrient-poor soil in Denmark. *Forest Ecology and Management* 92 (1-3): 55-66.
- IVELICS, R. (2006): Minirotációs energetikai faültetvények termesztés-technológiájának és hasznosításának fejlesztése. PhD értekezés. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Kitaibel Pál Környezettudományi Doktori Iskola. Sopron. 204 p.
- JACOBSON, S. – GUSTAFSSON, L. (2001): Effects on ground vegetation of the application of wood ash to a Swedish Scots pine stand. *Basic and Applied Ecology* 2 (3): 233-241.
- JACOBSON, S. – HÖGBOM, L. – RING, E. – NOHRSTEDT, H.-Ö. (2004): Effects of wood ash dose and formulation on soil chemistry at two coniferous forest sites. *Water, Air, and Soil Pollution* 158 (1): 113-125.
- JACOBSON, S. (2003): Addition of stabilized wood ash to Swedish coniferous stands on mineral soils – Effects on stem growth and needle nutrient concentrations. *Silva Fennica* 37 (4): 437-450.
- KÁDÁR, I. (2008): A talajszennyezés megítélése kutatói szemmel 2. *Agrokémia és Talajtan* 57 (1): 177-190.
- KAHL, J.S. – FERNANDEZ, I.J. – RUSTAD, L.E. – PECKENHAM, J. (1996): Threshold application rates of wood ash to an acidic forest soil. *Journal of Environmental Quality* 25 (2): 220-227.
- KELLNER, O. – WEIBULL, H. (1998): Effects of wood ash on Bryophytes and Lichens in a Swedish Pine Forest. *Scandinavian Journal Of Forest Research Supplement* 2:76-85.
- KEMÉNY, S. – DEÁK, A. – KOMKA, K. – VÁGÓ, E. (2005): Statisztikai elemzés a STATISTICA programmal. Műegyetemi Kiadó, Budapest. 352 p.
- KIEKENS, L. (1995): Zinc. In: Alloway, B. (ed.): *In Heavy Metals in Soils*. Blackie Academic and Professional, London. 284-303.
- KNAPP, B.A. – INSAM, H. (2011): Recycling of biomass ashes – current technologies and future research needs. In: INSAM, H. – KNAPP B.A. (eds.) *Recycling of biomass ashes*. Springer, Heidelberg. 1–16.
- KORPILAHTI, A. – MOILANEN, M. – FINÉR, L. (1999): Wood ash recycling and environmental impacts – State of the art in Finland. *New Zealand Forest Research Institute Bulletin* 211: 82-89.

- KREJSL, J.A. – SCANLON, T.M. (1996): Evaluation of beneficial use of wood-fired boiler ash on oat and bean growth. *Journal of Environmental Quality* 25 (5): 950–954.
- KROOK, J. – MÄRTENSSON, A. – EKLUND, M. (2006): Sources of heavy metal contamination in Swedish wood waste used for combustion. *Waste Management* 26 (2): 158–166.
- KUBA, T. – TSCHÖLL, A. – PARTL, C. – MEYER, K. – INSAM, H. (2008): Wood ash admixture to organic wastes improves compost and its performance. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 127 (1-2):43–49.
- KUNTZ, M. (2001): Hog Fuel Boiler/Wood Ash Action Plan: Technical Report. Department of Ecology, Washington (State). 41 p.
- KUYKENDAL, W. – LAMASON, W. – MILES, A. – KEATING, M. (1989): Ash data from combustion sources: Results of Tier 4 of the National Dioxin Study. *Chemosphere* 18 (1-6):1227-1234.
- LASKOWSKI, R. – BERG, B. (1993): Dynamics of some mineral nutrients and heavy metals in decomposing forest litter. *Scandinavian Journal of Forest Research* 8 (1-4): 446-456.
- LAVRIC, E.D. – KONNOV, A.A. – DE RUYCK, J. (2004): Dioxin levels in wood combustion – a review, *Biomass and Bioenergy* 26 (2): 115-145.
- LÉVAI, L. – VERES, S. – SZÉLES, É. (2007): A fahamu lehetséges szerepe a növények tápanyagellátásában. *Acta Agronomica Óváriensis* 49 (2): 501-505.
- LICKACZ, J. (2002): Wood ash – an alternative liming material for agricultural soils. Alberta Agriculture, Food and Rural Development, Edmonton. 6 p.
- LIIRI, M. – HAIMI, J. – SETALA, H. (2002a): Community composition of soil microarthropods of acid forest soils as affected by wood ash application. *Pedobiologia* 46 (2): 108-124.
- LIIRI, M. – ILMARINEN, K. – SETALA, H. (2002b): The significance of *Cognettia sphagnetorum* (Enchytraeidae) on nitrogen availability and plant growth in wood ash-treated humus soil. *Plant and Soil* 246 (1): 31-39.
- LIIRI, M. – SETALA, H. – HAIMI, J. – PENNANEN, T. – FRITZE, H. (2001): Influence of *Cognettia sphagnetorum* (Enchytraeidae) on birch growth and microbial activity, composition and biomass in soil with or without wood ash. *Biology and Fertility of Soils* 34 (3): 185-195.
- LIIRI, M. – SETALA, H. – HAIMI, J. – PENNANEN, T. – FRITZE, H. (2002): Soil processes are not influenced by the functional complexity of soil decomposer food webs under disturbance. *Soil Biology and Biochemistry* 34 (7): 1009-1020.
- LINDKVIST, L. (2000): Aska från biobränsle. Produktions- och kvalitetsaspekter beträffande näringskompensation och vitalisering av skogsmark. Skogsstyrelsen, Jönköping. 31 p.
- LINDSAY, W.L. (1979): *Chemical Equilibria in Soils*. John Wiley & Sons, New York. 449 p.

- LUNDKVIST, H. (1998) Wood ash effects on enchytraeid and earthworm abundance and enchytraeid cadmium content. *Scandinavian Journal Of Forest Research* 2: 86–95.
- LUNDSTRÖM, U.S. – BAIN, D.C. – TAYLOR, A.F.S. – VAN HEES, P.A.W. (2003): Effects of acidification and its mitigation with lime and wood ash on forest soil processes: A review. *Water, Air and Soil Pollution* 3: 5-28.
- MÁCSIC, J. (2006): Flygaska som förstärkningslager i väg. Värmeforsk Service AB, Stockholm. 91 p.
- MAHMOOD, S. – FINLAY, R.D. – FRANSSON, A.-M. – WALLANDER, H. (2003): Effects of hardened wood ash on microbial activity, plant growth and nutrient uptake by ectomycorrhizal spruce seedlings. *FEMS Microbiology Ecology* 43 (1): 121-131.
- MANDRE, M. (2006). Influence of wood ash on soil chemical composition and biochemical parameters of young Scot pines. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences: Biology, Ecology* 55 (2): 91-107.
- MAROZSÁN, M. (2009): Egy biotrágya és a fahamu lehetséges szerepének vizsgálata a növények tápanyagellátásában, tápoldatos kísérletben. *Agrártudományi közlemények – Acta Agraria Debreceniensis* 36: 87-95.
- MARTIN, D.L. – GERSHUNY, G. (1992): *The Rodale book of composting: Easy methods for every gardener.* Rodale Press, Emmaus. 278 p.
- MCGRATH, S. – LOVELAND, P. (1992): *The Soil Geochemical Atlas of England and Wales.* Blackie Academic and Professional, London. 112 p.
- MEIWES, K.J. (1995): Application of lime and wood ash to decrease acidification of forest soils. *Water Air & Soil Pollution* 85 (1): 143-152.
- MELLBO, P. – SARENBO, S. – STALNACKE, O. – CLAESSON, T. (2008): Leaching of wood ash products aimed for spreading in forest floors – Influence of method and L/S ratio. *Waste Management* 28 (11): 2235-2244.
- MISRA, M. – RAGLUND, K. – BAKER A. (1993): Wood ash composition as a function of furnace temperature. *Biomass and Bioenergy* 4 (2):103-116.
- MOLNÁR, S. szerk. (2000) *Faipari Kézikönyv I. Faipari Tudományos Alapítvány.* Sopron. 428 p.
- MUSE, J. – MITCHELL, C. (1995): Paper mill boiler ash and lime by-products as soil liming materials. *Agronomy Journal* 87 (3): 432-438.
- Műtrágya kiskereskedelmi árlista. <http://www.anthera.hu/arlista.html> (2014. 10. 10.)
- NAYLOR, L. – SCHMIDT, E. (1986): Agricultural use of wood ash as a fertiliser and liming material. *Tappi Journal* 69 (10):114-119.

- NAYLOR, L. – SCHMIDT, E. (1989): Paper mill wood ash as a fertilizer and liming material: field trials. *Tappi Journal* 72 (6): 199-206.
- NÉMETH, G. (2009): Fafeldolgozási hulladékok kezelése, felhasználhatósága. PhD értekezés. Nyugat-magyarországi Egyetem, Faipari Mérnöki Kar, Cziráki József Faanyagtudomány és Technológiák Doktori Iskola. Sopron. 199 p.
- NÉMETH, K. (1987): Faipari kémiai technológia II. Erdészeti és Faipari Egyetem. Sopron. 127 p.
- NÉMETH, K. (1997): Faanyagkémia. Kémiai szerkezet, reakciók. Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó. Budapest. 123 p.
- NIEDERBERGER, J. (2002): Holzaschequalität und technische Rahmenbedingungen bei der Verbrennung– Ergebnisse einer Betreiberbefragung. *Freiburger Forstliche Forschung* 43: 107–122.
- NIEMINEN, J.K. (2011): Wood ash effects on soil fauna and interactions with carbohydrate supply: a mini-review. In: INSAM, H. – KNAPP, B.A. (eds.): *Recycling of biomass ashes*. Springer, Heidelberg. 45-56.
- NIEMINEN, M. – PIIRAINEN, S. – MOILANEN, M. (2005): Release of mineral nutrients and heavy metals from wood and peat ash fertilisers: field studies in Finnish soils. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20 (2):146-153.
- NILSSON, T. – LUNDIN, L. (1996): Effects of drainage and wood ash fertilisation on water chemistry at a cutover peatland. *Hydrobiologia* 335 (1): 3-18.
- NKANA, J.C.V. – DEMEYER, A. – VERLOO, M.G. (1998): Chemical effects of wood ash on plant growth in tropical acid soils. *Bioresource Technology* 63 (3): 251-260.
- NOGALES, R. – DELGADO, G. – QUIRANTES, M. – ROMERO-HUELVA, M. – ROMERO, E. – MOLINA-ALCAIDE, E. (2011): Characterization of olive waste ashes as fertilizers. In: INSAM, H. – KNAPP, B.A. (eds.): *Recycling of biomass ashes*. Springer, Heidelberg. 57-68.
- NOHRSTEDT, H.-Ö. (2001): Response of coniferous forest ecosystems on mineral soils to nutrient additions: A review of Swedish experiences. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16 (6): 555-573.
- OBERNBERGER, I. – BIEDERMANN, F. – WIDMANN, W. – RIEDL, R. (1997): Concentrations of inorganic elements in biomass fuels and recovery in the different ash fractions. *Biomass and Bioenergy* 12 (3): 211-224.
- OHNO, T. – ERICH, M.S. – 1990: Effect of wood ash application on soil pH and soil test nutrient levels. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 32 (3-4): 223-239.

- OHNO, T. – ERICH, M.S. (1993): Incubation-derived calcium carbonate equivalence of papermill boiler-ashes derived from sludge and wood sources. *Environmental pollution* 79 (2):175-180.
- OHNO, T. (1992): Neutralisation of soil acidity and release of phosphorus and potassium by wood ash. *Journal of Environmental Quality* 21 (3): 433-438.
- OLASZ, ZS. – TÖKÉS, G. szerk. (1997): Hatósági regulátor és tápanyag vizsgálati módszertan. Földművelésügyi Minisztérium, Budapest. 246 p.
- OLSSON, B.A. – KELLNER, O. (2002): Effects of soil acidification and liming on ground flora establishment after clear-felling of Norway spruce in Sweden. *Forest Ecology and Management* 158 (1-3): 127-139.
- PAGONY, H. – PRÉM, J. (1969): A talaj tápereje és az erdeifenyő tükarcgomba fertőzésének mértéke közötti összefüggés. *Az Erdő* 104 (3): 130-132.
- PATHAN, S.M. – AYLMOORE, L.A.G. – COLMER, T.D. (2003): Properties of several fly ash materials in relation to use as soil amendments. *Journal of Environmental Quality* 32 (2): 687-93.
- PATTERSON, S.J. – ACHARYA, S.N. – THOMAS, J.E. – BERTSCHI, A.I.B. – ROTHWELL R.L. (2004): Barley biomass and grain yield and canola seed yield response to land application of wood ash. *Agronomy Journal* 96 (4):971–977.
- PERKIÖMÄKI, J. – FRITZE, H. (2002): Short and long-term effects of wood ash on the boreal forest humus microbial community. *Soil Biology and Biochemistry* 34 (9): 1343-1353.
- PERKIÖMÄKI, J. – FRITZE, H. (2003): Does simulated acid rain increase the leaching of cadmium from wood ash to toxic levels for coniferous forest humus microbes? *FEMS Microbiology Ecology* 44 (1):27-33.
- PERUCCI, P. – MONACI, E. – CASUCCI, C. – VISCHETTI, C. (2006): Effect of recycling wood ash on microbiological and biochemical properties of soils. *Agronomy for Sustainable Development* 26 (3): 157–165.
- PIETIKÄINEN, J. – FRITZE, H. (1995): Clear-cutting and prescribed burning in coniferous forest: comparison of effects on soil fungal and total microbial biomass, respiration activity and nitrification. *Soil Biology and Biochemistry* 27 (1): 101-109.
- PITMAN, R.M. (2006): Wood ash use in forestry – a review of the environmental impacts. *Forestry* 79 (5), 563-588.
- POHLANDT, K. – MARUTZKY, R. (1994): Concentration and distribution of polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDD) and polychlorinated dibenzofurans (PCDF) in wood ash. *Chemosphere* 28 (7): 1311-1314.
- POHLANDT-SCHWANDT, K. – SALTHAMMER, T. – MARUTZKY, R. (2002): Reduction of soluble chromate in wood ash by formaldehyde. *Biomass and Bioenergy* 22 (2): 139-143.

- POHLANDT-SCHWANDT, K. (1999): Treatment of wood ash containing soluble chromate, *Biomass and Bioenergy*, Volume 16, Issue 6, June 1999, Pages 447-462,
- PÓLISKA, Cs. (2012): Fás szárú energianövények szerepe kistelepülések hőenergia ellátásában. *Anyagmérnöki Tudományok*, 37 (1): 331–342.
- RAGLAND, K.W. – AERTS, D.J. – BAKER, A.J. (1991): Properties of wood for combustion analysis. *Bioresource Technology* 37 (2): 161–168.
- REICZIGEL, J. – HARNOS, A. – SOLYMOSSI, N. (2014): *Biostatistika nem statisztikusoknak*. Pars Kft., Nagykovácsi. 455 p.
- RIBBING, C.M. – BJURSTRÖM, H.G. (2011): The Swedish Ash Programme with Focus on Bioashes: Ashes Are a Resource in a Sustainable Society. In: INSAM, H. – Knapp B.A. (eds.) *Recycling of biomass ashes*. Springer, Heidelberg. 147-167.
- SAARSALMI, A. – DEROME, J. – LEVULA, T. (2005): Effect of wood ash fertilization on stand growth, soil, water and needle chemistry, and berry yields of lingonberry (*Vaccinium vitis-idaea* L.) in a Scots pine stand in Finland. *Forestry Studies* 42: 13-33.
- SAARSALMI, A. – KUKKOLA, M. – MOILANEN, M. – AROLA, M. (2006): Long-term effects of ash and N fertilization on stand growth, tree nutrient status and soil chemistry in a Scots pine stand. *Forest Ecology and Management* 235 (1): 116-128.
- SAARSALMI, A. – MÄLKÖNEN, E. – PIIRAINEN, S. (2001): Effects of wood ash fertilisation on forest soil chemical properties. *Silva Fennica* 35 (3): 355-368.
- SAARSALMI, A. – SMOLANDER, A. – KUKKOLA, M. – AROLA, M. (2010): Effect of wood ash and nitrogen fertilization on soil chemical properties, soil microbial processes, and stand growth in two coniferous stands in Finland. *Plant and Soil* 331 (1-2): 329-340.
- SANDER, M.-L. – ANDRÉN, O. (1997): Ash from cereal and rape straw used for heat production: liming effect and contents of plant nutrients and heavy metals. *Water, Air, and Soil Pollution* 93 (1-4): 93–108.
- SANO, T. – MIURA, S. – FURUSAWA, H. – KANEKO, S. – YOSHIDA, T. – NOMURA, T. – OHARA, S. (2013): Composition of inorganic elements and the leaching behavior of biomass combustion ashes discharged from wood pellet boilers in Japan. *Journal of Wood Science* 59 (4): 307-320.
- SANTALLA, M. – OMIL, B. – RODRIGUEZ-SOALLEIRO, R. – MERINO, A. (2011): Effectiveness of wood ash containing charcoal as a fertilizer for a forest plantation in a temperate region. *Plant and Soil* 346 (1): 63-78.
- SÁRDI, K. (2011): *Tápanyaggazdálkodás*. – Debreceni Egyetem, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Pannon Egyetem. 88 p.

- SCHIEMENZ, K. – KERN, J. – PAULSEN, H.M. – BACHMANN, S. – EICHLER-LÖBERMANN, B. (2011): Phosphorus fertilizing effects of biomass ashes. In: INSAM, H. – KNAPP, B.A. (eds.): Recycling of biomass ashes. Springer, Heidelberg. 17-31.
- SGS Hungária Kft. Kecskeméti talajvédelmi Laboratórium (2008): Vizsgálati jegyzőkönyv fluidhamu-homok keverék vizsgálatáról. K-4389-4391/2008 számú jegyzőkönyv
- SILFVERBERG, K. (1995): Forest regeneration on nutrient-poor peatlands: Effects of fertilization, mounding and sowing. *Siva Fennica* 29 (3): 205-215.
- SMOLDERS, E. – MERTENS, J. (2013): Cadmium. In: Alloway, B. (eds.) *Heavy Metals in Soils*. Springer Netherlands, Dordrecht, Netherlands; New York. 283-312.
- SOLLA-GULLON, F. – SANTALLA, M. – RODRIGUEZ-SOALLEIRO, R.J. – MERINO, A. (2006): Nutritional status and growth of a young *Pseudotsuga menziesii* plantation in a temperate region after application of wood-bark ash. *Forest Ecology and Management* 237 (1-3): 312-321.
- SOMESHWAR, A.V. (1996): Wood and combination wood-fired boiler ash characterization. *Journal Of Environmental Quality* 25 (5): 962-972.
- STEENARI, B.-M. – KARLSSON, L.G. – LINDQVIST, O. (1999): Evaluation of the leaching characteristics of wood ash and the influence of ash agglomeration. *Biomass and Bioenergy* 16 (2): 119-136.
- STEENARI, B.-M. – LINDQVIST, O. (1997): Stabilisation of biofuel ashes for recycling to forest soil. *Biomass and Bioenergy* 13 (1-2): 39-50.
- STEENARI, B.-M. – MARSIC, N. – KARLSSON, L.G. – TOMSIC, A. – LINDQVIST, O. (1998): Long-term leaching of stabilized wood ash. *Scandinavian Journal of Forest Research*. Supplement No. 2: 3-16.
- SVÁB, J. (1981): *Biometriai módszerek a kutatásban*. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest. 557 p.
- SZENDREY, I. (1981): *Faipari kémiai technológia I*. Erdészeti és Faipari Egyetem. Sopron. 159 p.
- TÓTH, B. – BOJTKO, K. – HANKOVSKY, G. – VERES, SZ. – LÉVAI, L. (2012): Bioenergetikai melléktermékek. A fahamu és szalmahamu hatása a kukorica fejlődésére. *Növénytermelés* 61 (2): 97-107.
- ULERY, A.L. – GRAHAM, R.C. – AMRHEIN, C. (1993): Wood-ash composition and soil pH following intense burning. *Soil Science* 156 (5): 358-364.
- UNGER, Y.L. – FERNANDEZ, I.J. (1990): The short-term effects of wood-ash amendment on forest soils. *Water Air Soil Pollut.* 49 (3-4): 299-314.
- VANCE, E.D. (1996): Land application of wood-fired and combination ashes: an overview. *Journal of Environmental Quality* 25 (5): 937-944.

- VASZINÉ, K. C. szerk (2004): Általános vizsgálati módszertan. Fölművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium, Budapest. 238 p.
- WEBER, A. – KARSISTO, M. – LEPPÄNEN, R. – SUNDMAN, V. – SKUJINS, J. (1985): Microbial activities in a Histosol: effects of wood ash and NPK fertilizers. *Soil Biology and Biochemistry* 17 (3): 291-296.
- WERKELIN, J. – SKRIFVARS, B.-J. – HUPA, M. (2005): Ash-forming elements in four Scandinavian wood species. Part 1: summer harvest. *Biomass and Bioenergy* 29 (6): 451-466.
- WERKELIN, J. (2002): Distribution of ash-forming elements in four trees of different species. Master's thesis. Åbo Akademi, Åbo. 65 p.
- WILHOIT, J.H. – QINGYUE, L. (1996): Spreader performance evaluation for forest land application of wood and fly ash. *Journal of Environmental Quality* 25 (5): 945-950.
- WILLIAMS, T.M. – HOLLIS, C.A. – SMITH, B.R. (1996): Forest soil and water chemistry following bark boiler bottom ash application. *Journal of Environmental Quality* 25 (5): 955-961.
- WUNDERLI, S. – ZENNEGG, M. – DOLEZAL, I.S. – GUJER, E. – MOSER, U. – WOLFENSBERGER, M. – HASLER, P. – NOGER, D. – STUDER, C. – KARLAGANIS, G. (2000): Determination of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzo-furans in solid residues from wood combustion by HRGC/HRMS. *Chemosphere* 40 (6): 641-649.
- YAMAMURA, K. – IKEGUCHI, T. – UEHARA, H. (1999): Study on the emission of dioxins from various industrial wastes incinerators. *Organohalogen Compounds* 41: 287–292.
- ZEVENHOVEN, M. (2001): The Utilisation of Biomass Ash. Abo Akademi, Abo. 58 p.
- ZHAN, G. – ERICH, M.S. – OHNO, T. (1996): Release of trace elements from wood ash by nitric acid. *Water, Air, and Soil Pollution* 88 (3-4): 297–311.
- ZIMMERMAN, S. – HÄSSIG, J. – LANDOLT, W. (2010): Literaturreview Holzasche – Wald. Bundesamt für Umwelt BAFU, Birmensdorf. 80. p.
- ZIMMERMANN, S. – FREY, B. (2002): Soil respiration and microbial properties in an acid forest soil: effects of wood ash. *Soil Biology and Biochemistry* 34 (11): 1727-1737.

MELLÉKLETEK

1. sz. melléklet

Csírázásgátló és fitotoxikus hatás vizsgálata

A talaj kémhatása a csírázásgátló és fitotoxikus hatás vizsgálatában

A talaj hidrogén-ion koncentrációja és pH-ja

Dózis t/ha	Ismétlések				Átlag	Kontroll %-ában	pH
	I.	II.	III.	IV.			
0	2,82E-06	2,4E-06	2,95E-06	5,01E-06	3,29507E-06	100,00	5,48
5	3,72E-07	3,8E-07	9,12E-08	4,07E-07	3,12576E-07	9,49	6,51
10	3,89E-08	6,46E-08	8,51E-08	9,33E-08	7,04773E-08	2,14	7,15
20	2E-08	2,63E-08	2,09E-08	2,45E-08	2,29238E-08	0,70	7,64
40	1,7E-08	1,48E-08	1,55E-08	1,45E-08	1,5429E-08	0,47	7,81
80	1,45E-08	1,1E-08	1,26E-08	1,32E-08	1,27978E-08	0,39	7,89

2. sz. melléklet

A fehér mustár tesztnövények kelésszáma a 3. napon a csírázásgátló és fitotoxikus hatás vizsgálatában

Eredménytáblázat

Sorszám	Kezelés	Dózis t/ha	Ismétlések				Átlag	Kontroll %-ában
			I.	II.	III.	IV.		
1	Kontroll	0	11	7	12	9	9,75	100,00
2	Fahamu	5	11	3	10	9	8,25	84,62
3	Fahamu	10	3	7	5	7	5,50	56,41
4	Fahamu	20	3	0	3	6	3,00	30,77
5	Fahamu	40	1	3	2	2	2,00	20,51
6	Fahamu	80	1	2	2	2	1,75	17,95

Variációtáblázat

Hatás (Effect)	Egyszempontos varianciaanalízis: Kelésszám a 3. napon				
	Eltérés négyzetösszeg SS (Sum Sq)	Szabadsági fok df	Átlagos eltérésnégyzetösszeg MS (Mean Sq)	Próbastatisztika F (F value)	p-érték p
Korrektív tényező (Intercept)	610,0417	1	610,0417	128,8065	0,000000
Kezelés (Treatment)	227,7083	5	45,5417	9,6158	0,000134
Hiba (Error)	85,2500	18	4,7361		

Dunnett-próba

Sorszám	Dunnett-próba: Kelésszám a 3. napon Post hoc-teszt (kétoldali) MS = 4,7361, df = 18,000	
	Kezelés	{1} 9,7500
1	0	
2	5	0,790105
3	10	0,049993
4	20	0,001602
5	40	0,000422
6	80	0,000309

3. sz. melléklet

A fehér mustár tesztnövények kelésszáma az 5. napon a csírázásgátló és fitotoxikus hatás vizsgálatában

Eredménytáblázat

Sorszám	Kezelés	Dózis t/ha	Ismétlések				Átlag	Kontroll %-ában
			I.	II.	III.	IV.		
1	Kontroll	0	13	11	16	15	13,75	100,00
2	Fahamu	5	16	8	18	14	14,00	101,82
3	Fahamu	10	9	13	10	13	11,25	81,82
4	Fahamu	20	12	8	9	13	10,50	76,36
5	Fahamu	40	8	9	10	10	9,25	67,27
6	Fahamu	80	6	6	8	4	6,00	43,64

Variánciatáblázat

Hatás (Effect)	Egyszempontos varianciaanalízis: Kelésszám az 5. napon				
	Eltérés négyzet-összeg SS (Sum Sq)	Szabadsági fok df	Átlagos eltérésnégyzetösszeg MS (Mean Sq)	Próbastatisztika F (F value)	p-érték p
Korrektív tényező (Intercept)	2795,042	1	2795,042	452,2315	0,000000
Kezelés (Treatment)	178,708	5	35,742	5,7829	0,002357
Hiba (Error)	111,250	18	6,181		

Dunnett-próba

Sorszám	Dunnett-próba: Kelésszám az 5. napon Post hoc-teszt (kétoldalú) MS = 6,1806, df = 18,000	
	Kezelés	1 13,750
1	0	
2	5	0,999969
3	10	0,495040
4	20	0,266387
5	40	0,074498
6	80	0,001529

4. sz. melléklet

A fehér mustár tesztnövények magassága a 16. napon a csírázásátló és fitotoxikus hatás vizsgálatában

Eredménytáblázat

Sorszám	Kezelés	Dózis t/ha	Ismétlések				Átlag	Kontroll %-ában
			I.	II.	III.	IV.		
1	Kontroll	0	36	34,3	33	39,8	35,78	100,00
2	Fahamu	5	45,2	36,4	42,6	47,4	42,90	119,92
3	Fahamu	10	49,8	47,4	52	48	49,30	137,81
4	Fahamu	20	33	35,8	33,6	42,4	36,20	101,19
5	Fahamu	40	31,8	34,6	33,6	31	32,75	91,54
6	Fahamu	80	20,8	25	22,4	23,8	23,00	64,29

Varianciátáblázat

Hatás (Effect)	Egyszempontos varianciaanalízis: Növénymagasság a 16. napon				
	Eltérés négyzet- összeg SS (Sum Sq)	Szabadsági fok df	Átlagos eltérésnégyzetösszeg MS (Mean Sq)	Próbastatisztika F (F value)	p-érték p
Korrektíós tényező (Intercept)	32759,87	1	32759,87	2824,837	0,000000
Kezelés (Treatment)	1425,39	5	285,08	24,582	0,000000
Hiba (Error)	208,75	18	11,60		

Dunnett-próba

Sorszám	Dunnett-próba: Növénymagasság a 16. napon Post hoc-teszt (kétoldalú) MS = 11,597, df = 18,000	
	Kezelés	1 35,775
1	0	
2	5	0,033493
3	10	0,000149
4	20	0,999925
5	40	0,604127
6	80	0,001070

5. sz. melléklet

A fehér mustár tesztnövények tőszáma a 16. napon a csírázásgátló és fitotoxikus hatás vizsgálatában

Eredménytáblázat

Sorszám	Kezelés	Dózis t/ha	Ismétlések				Átlag	Kontroll %-ában
			I.	II.	III.	IV.		
1	Kontroll	0	12	11	15	13	12,75	100,00
2	Fahamu	5	16	10	15	15	14,00	109,80
3	Fahamu	10	12	16	11	16	13,75	107,84
4	Fahamu	20	13	9	13	14	12,25	96,08
5	Fahamu	40	7	13	14	11	11,25	88,24
6	Fahamu	80	8	7	8	6	7,25	56,86

Varianciátáblázat

Hatás (Effect)	Egyszempontos varianciaanalízis: Tőszám a 16. napon				
	Eltérés négyzet- összeg SS (Sum Sq)	Szabadsági fok df	Átlagos eltérésnégyzetösszeg MS (Mean Sq)	Próbastatisztika F (F value)	p-érték p
Korrektíós tényező (Intercept)	3384,375	1	3384,375	623,2097	0,000000
Kezelés (Treatment)	122,875	5	24,575	4,5253	0,007578
Hiba (Error)	97,750	18	5,431		

Dunnett-próba

Sorszám	Dunnett-próba: Tőszám a 16. napon Post hoc-teszt (kétoldalú) MS = 5,4306, df = 18,000	
	Kezelés	1 12,750
1	0	
2	5	0,905363
3	10	0,958672
4	20	0,998013
5	40	0,828419
6	80	0,015161

6. sz. melléklet

Tenyészedényes kísérlet

Az üvegházi hajó átlagos hőmérséklete és relatív páratartalma a tenyészedényes kísérletben

Dátum	Átlag-hőmérséklet (°C)	Átlagos páratartalom (%)	Dátum	Átlag-hőmérséklet (°C)	Átlagos páratartalom (%)
2009. 4. 29.	19,8	63,0	2009. 6. 14.	22,6	52,6
2009. 4. 30.	20,2	54,8	2009. 6. 15.	24,5	62,1
2009. 5. 1.	22,6	59,6	2009. 6. 16.	23,4	65,3
2009. 5. 2.	22,4	62,3	2009. 6. 17.	21,5	66,1
2009. 5. 3.	20,8	58,3	2009. 6. 18.	23,5	59,7
2009. 5. 4.	19,7	64,9	2009. 6. 19.	26,2	55,2
2009. 5. 5.	19,3	55,2	2009. 6. 20.	20,5	65,8
2009. 5. 6.	18,4	55,6	2009. 6. 21.	19,2	63,7
2009. 5. 7.	18,3	59,4	2009. 6. 22.	17,4	69,4
2009. 5. 8.	18,9	58,4	2009. 6. 23.	15,3	87,0
2009. 5. 9.	20,1	53,2	2009. 6. 24.	16,8	93,0
2009. 5. 10.	20,8	52,1	2009. 6. 25.	19,2	84,6
2009. 5. 11.	20,6	64,3	2009. 6. 26.	20,6	79,8
2009. 5. 12.	23,1	65,2	2009. 6. 27.	21,2	78,1
2009. 5. 13.	22,3	59,8	2009. 6. 28.	21,2	81,3
2009. 5. 14.	22,8	55,4	2009. 6. 29.	21,2	82,2
2009. 5. 15.	22,9	52,6	2009. 6. 30.	22,7	77,0
2009. 5. 16.	24,3	58,7	2009. 7. 1.	24,6	71,4
2009. 5. 17.	24,6	59,6	2009. 7. 2.	24,9	69,6
2009. 5. 18.	23,1	58,5	2009. 7. 3.	25,3	68,7
2009. 5. 19.	24,8	63,2	2009. 7. 4.	25,9	66,0
2009. 5. 20.	24,9	62,1	2009. 7. 5.	24,3	72,0
2009. 5. 21.	25,0	62,0	2009. 7. 6.	23,7	73,5
2009. 5. 22.	25,2	61,9	2009. 7. 7.	23,5	69,8
2009. 5. 23.	22,0	62,9	2009. 7. 8.	21,3	75,1
2009. 5. 24.	22,3	63,1	2009. 7. 9.	20,5	71,1
2009. 5. 25.	24,3	62,0	2009. 7. 10.	19,2	78,5
2009. 5. 26.	26,4	55,2	2009. 7. 11.	18,8	69,5
2009. 5. 27.	22,1	63,9	2009. 7. 12.	20,7	64,9
2009. 5. 28.	20,3	51,0	2009. 7. 13.	22,9	69,4
2009. 5. 29.	18,0	54,0	2009. 7. 14.	25,6	69,1
2009. 5. 30.	14,4	67,0	2009. 7. 15.	27,5	67,4
2009. 5. 31.	14,2	70,3	2009. 7. 16.	26,7	69,0
2009. 6. 1.	16,5	73,0	2009. 7. 17.	27,4	64,6
2009. 6. 2.	16,9	67,2	2009. 7. 18.	23,2	68,7
2009. 6. 3.	18,7	60,8	2009. 7. 19.	20,9	69,0
2009. 6. 4.	18,6	52,2	2009. 7. 20.	22,5	65,1
2009. 6. 5.	18,6	62,0	2009. 7. 21.	24,6	66,4
2009. 6. 6.	21,1	67,8	2009. 7. 22.	26,9	61,8
2009. 6. 7.	20,4	70,8	2009. 7. 23.	28,1	59,5
2009. 6. 8.	21,1	65,5	2009. 7. 24.	28,2	55,1
2009. 6. 9.	24,5	55,9	2009. 7. 25.	24,2	63,5
2009. 6. 10.	23,3	55,4	2009. 7. 26.	22,5	58,8
2009. 6. 11.	21,2	63,6	2009. 7. 27.	21,6	64,6
2009. 6. 12.	20,4	56,8	2009. 7. 28.	23,0	63,6
2009. 6. 13.	20,6	56,3			

7. sz. melléklet

A fehér mustár tesztnövények kelésszáma a 3. napon a tenyészedényes kísérletben

Eredménytáblázat

Sorszám	Kezelés	Dózis t/ha	Ismétlések				Átlag	Kontroll %-ában
			I.	II.	III.	IV.		
1	Kontroll	0	28	27	30	23	27,00	100,00
2	Fahamu	1	32	33	31	28	31,00	114,81
3	Fahamu	5	24	29	23	22	24,50	90,74
4	Fahamu	10	25	28	24	17	23,50	87,04
5	Fahamu	20	23	26	20	16	21,25	78,70

Variációtáblázat

Hatás (Effect)	Egyszempontos varianciaanalízis: Kelésszám a 3. napon				
	Eltérés négyzet- összeg SS (Sum Sq)	Szabadsági fok df	Átlagos eltérésnégyzetösszeg MS (Mean Sq)	Próbastatisztika F (F value)	p-érték p
Korrektív tényező (Intercept)	12954,05	1	12954,05	1029,461	0,000000
Kezelés (Treatment)	222,20	4	55,55	4,415	0,014773
Hiba (Error)	188,75	15	12,58		

Dunnett-próba

Sorszám	Dunnett-próba: Kelésszám a 3. napon Post hoc-teszt (kétoldalú) MS = 12,583, df = 15,000	
	Kezelés	1 27,000
1	0	
2	1	0,350315
3	5	0,718387
4	10	0,460654
5	20	0,111939

8. sz. melléklet

A fehér mustár tesztnövények kelésszáma az 5. napon a tenyészedényes kísérletben

Eredménytáblázat

Sorszám	Kezelés	Dózis t/ha	Ismétlések				Átlag	Kontroll %-ában
			I.	II.	III.	IV.		
1	Kontroll	0	35	33	38	30	34,00	100,00
2	Fahamu	1	34	37	37	34	35,50	104,41
3	Fahamu	5	28	36	34	32	32,50	95,59
4	Fahamu	10	32	32	33	26	30,75	90,44
5	Fahamu	20	27	31	31	32	30,25	88,97

Variációtáblázat

Hatás (Effect)	Egyszempontos varianciaanalízis: Kelésszám az 5. napon				
	Eltérés négyzet- összeg SS (Sum Sq)	Szabadsági fok df	Átlagos eltérésnégyzetösszeg MS (Mean Sq)	Próbastatisztika F (F value)	p-érték p
Korrektív tényező (Intercept)	21255,20	1	21255,20	2581,603	0,000000
Kezelés (Treatment)	77,30	4	19,32	2,347	0,101487
Hiba (Error)	123,50	15	8,23		

Dunnett-próba

Sorszám	Dunnett-próba: Kelésszám az 5. napon Post hoc-teszt (kétoldalú) MS = 8,2333, df = 15,000	
	Kezelés	1 34,000
1	0	
2	1	0,870677
3	5	0,870677
4	10	0,346727
5	20	0,238078

9. sz. melléklet

A fehér mustár tesztnövények tőszáma a tenyészedényes kísérletben

Eredménytáblázat

Sorszám	Kezelés	Dózis t/ha	Ismétlések				Átlag	Kontroll %-ában
			I.	II.	III.	IV.		
1	Kontroll	0	32	33	35	28	32,00	100,00
2	Fahamu	1	35	37	35	32	34,75	108,59
3	Fahamu	5	33	37	34	33	34,25	107,03
4	Fahamu	10	34	32	31	28	31,25	97,66
5	Fahamu	20	27	28	27	23	26,25	82,03

Variánciatáblázat

Hatás (Effect)	Egyszempontos varianciaanalízis: Fehér mustár tőszám				
	Eltérés négyzet- összeg SS (Sum Sq)	Szabadsági fok df	Átlagos eltérésnégyzetösszeg MS (Mean Sq)	Próbastatisztika F (F value)	p-érték p
Korrektív tényező (Intercept)	20161,25	1	20161,25	3589,540	0,000000
Kezelés (Treatment)	189,50	4	47,38	8,435	0,000898
Hiba (Error)	84,25	15	5,62		

Dunnett-próba

Sorszám	Dunnett-próba: Fehér mustár tőszám Post hoc-teszt (kétoldalú) MS = 5,6167, df = 15,000	
	Kezelés	1 32,000
1	0	
2	1	0,260957
3	5	0,492717
4	10	0,974468
5	20	0,012610

10. sz. melléklet

A fehér mustár tesztnövények magassága a tenyészedényes kísérletben

Eredménytáblázat

Sorszám	Kezelés	Dózis t/ha	Ismétlések				Átlag	Kontroll %-ában
			I.	II.	III.	IV.		
1	Kontroll	0	47,80	50,80	50,60	50,20	49,85	100,00
2	Fahamu	1	57,20	55,20	52,20	50,00	53,65	107,62
3	Fahamu	5	48,60	57,40	64,20	57,40	56,90	114,14
4	Fahamu	10	44,60	50,60	54,40	45,20	48,70	97,69
5	Fahamu	20	41,20	42,60	41,40	46,00	42,80	85,86

Variánciatáblázat

Hatás (Effect)	Egyszempontos varianciaanalízis: Fehér mustár magasság				
	Eltérés négyzet- összeg SS (Sum Sq)	Szabadsági fok df	Átlagos eltérésnégyzetösszeg MS (Mean Sq)	Próbastatisztika F (F value)	p-érték p
Korrektív tényező (Intercept)	50762,89	1	50762,89	3187,823	0,000000
Kezelés (Treatment)	455,05	4	113,76	7,144	0,001988
Hiba (Error)	238,86	15	15,92		

Dunnett-próba

Sorszám	Dunnett-próba: Fehér mustár magasság Post hoc-teszt (kétoldalú) MS = 15,924, df = 15,000	
	Kezelés	1 49,850
1	0	
2	1	0,490205
3	5	0,076900
4	10	0,981705
5	20	0,076900

11. sz. melléklet**A fehér mustár tesztnövények zöldtömege a tenyészedényes kísérletben**

Eredménytáblázat

Sorszám	Kezelés	Dózis t/ha	Ismétlések				Átlag	Kontroll %-ában
			I.	II.	III.	IV.		
1	Kontroll	0	47,7	54,75	53	49,97	51,36	100,00
2	Fahamu	1	47,18	63,33	55,66	68,69	58,72	114,33
3	Fahamu	5	56,26	60,65	62,5	60,57	60,00	116,82
4	Fahamu	10	70,79	72,97	79,98	71,81	73,89	143,88
5	Fahamu	20	84,77	88,33	85,88	86,17	86,29	168,02

Varianciatáblázat

Hatás (Effect)	Egyszempontos varianciaanalízis: Fehér mustár zöldtömeg				
	Eltérés négyzet- összeg SS (Sum Sq)	Szabadsági fok df	Átlagos eltérésnégyzetösszeg MS (Mean Sq)	Próbastatisztika F (F value)	p-érték p
Korrektív tényező (Intercept)	87246,77	1	87246,77	3516,052	0,000000
Kezelés (Treatment)	3109,56	4	777,39	31,329	0,000000
Hiba (Error)	372,21	15	24,81		

Dunnett-próba

Sorszám	Dunnett-próba: Fehér mustár zöldtömeg Post hoc-teszt (kétoldalú) MS = 24,814, df = 15,000	
	Kezelés	1 51,355
1	0	
2	1	0,159673
3	5	0,083649
4	10	0,000049
5	20	0,000009

12. sz. melléklet

Az angol perje tesztnövények magassága a tenyészedényes kísérletben

Eredménytáblázat

Sorszám	Kezelés	Dózis t/ha	Ismétlések				Átlag	Kontroll %-ában
			I.	II.	III.	IV.		
1	Kontroll	0	23,00	24,00	27,00	29,00	25,75	100,00
2	Fahamu	1	22,00	25,00	28,00	29,00	26,00	100,97
3	Fahamu	5	23,00	23,00	24,00	26,00	24,00	93,20
4	Fahamu	10	23,00	24,00	23,00	24,00	23,50	91,26
5	Fahamu	20	18,00	22,00	19,00	19,00	19,50	75,73

Variánciatáblázat

Hatás (Effect)	Egyszempontos varianciaanalízis: Angol perje magasság				
	Eltérés négyzet- összeg SS (Sum Sq)	Szabadsági fok df	Átlagos eltérésnégyzetösszeg MS (Mean Sq)	Próbastatisztika F (F value)	p-érték p
Korrektív tényező (Intercept)	11281,25	1	11281,25	2461,364	0,000000
Kezelés (Treatment)	109,00	4	27,25	5,945	0,004509
Hiba (Error)	68,75	15	4,58		

Dunnett-próba

Sorszám	Dunnett-próba: Angol perje magasság Post hoc-teszt (kétoldalú) MS = 5,2333, df = 15,000	
	Kezelés	1 25,750
1	0	
2	1	0,999552
3	5	0,662242
4	10	0,463299
5	20	0,002123

13. sz. melléklet

Az angol perje tesztnövények zöldtömege a tenyészedényes kísérletben

Eredménytáblázat

Sorszám	Kezelés	Dózis t/ha	Ismétlések				Átlag	Kontroll %-ában
			I.	II.	III.	IV.		
1	Kontroll	0	34,61	40,86	55,55	36,6	41,91	100,00
2	Fahamu	1	39,27	47,08	46,27	43,18	43,95	104,88
3	Fahamu	5	46,19	46,25	43,17	39,11	43,68	104,24
4	Fahamu	10	40,49	49,50	46,52	40,38	44,22	105,53
5	Fahamu	20	43,72	42,07	36,60	33,78	39,04	93,17

Variánciatáblázat

Hatás (Effect)	Egyszempontos varianciaanalízis: Angol perje zöldtömeg				
	Eltérés négyzet- összeg SS (Sum Sq)	Szabadsági fok df	Átlagos eltérésnégyzetösszeg MS (Mean Sq)	Próbastatisztika F (F value)	p-érték p
Korrektív tényező (Intercept)	36227,07	1	36227,07	1163,875	0,000000
Kezelés (Treatment)	75,01	4	18,75	0,602	0,666743
Hiba (Error)	466,89	15	31,13		

Dunnett-próba

Sorszám	Dunnett-próba: Angol perje zöldtömeg Post hoc-teszt (kétoldalú) MS = 31,943, df = 14,000	
	Kezelés	1 41,905
1	0	
2	1	0,960588
3	5	0,975870
4	10	0,823417
5	20	0,884862

14. sz. melléklet

A fehér mustár tesztnövények talajának kémhatásváltozása a hamukezelés hatására a tenyészedényes kísérletben

A talaj hidrogén-ion koncentrációja és pH-ja, eredménytáblázat

Sorszám	Kezelés	Dózis t/ha	Ismétlések				Átlag	Kontroll %-ában	pH
			I.	II.	III.	IV.			
1	Kontroll	0	1,51E-06	2,19E-06	2E-06	2,69E-06	2,10E-06	100,00	5,68
2	Fahamu	1	7,41E-07	6,76E-07	6,76E-07	6,61E-07	6,89E-07	32,83	6,16
3	Fahamu	5	2,19E-07	2,24E-07	2E-07	1,66E-07	2,02E-07	9,63	6,69
4	Fahamu	10	4,79E-08	5,01E-08	5,5E-08	5,89E-08	5,30E-08	2,53	7,28
5	Fahamu	20	2,29E-08	1,38E-08	1,95E-08	2,14E-08	1,94E-08	0,93	7,71

Variációtáblázat

Hatás (Effect)	Egyszempontos varianciaanalízis: Hidrogénion-koncentráció				
	Eltérés négyzet-összeg SS (Sum Sq)	Szabadsági fok df	Átlagos eltérésnégyzetösszeg MS (Mean Sq)	Próbastatisztika F (F value)	p-érték p
Korrektíós tényező (Intercept)	0,000000	1	0,000000	156,3779	0,000000
Kezelés (Treatment)	0,000000	4	0,000000	63,5258	0,000000
Hiba (Error)	0,000000	15	0,000000		

Dunnett-próba

Sorszám	Dunnett-próba: Hidrogénion-koncentráció Post hoc-teszt (kétoldalú) MS = 0,00000, df = 15,000	
	Kezelés	1 0,00000
1	0	
2	1	0,000009
3	5	0,000009
4	10	0,000009
5	20	0,000009

15. sz. melléklet

Az angol perje tesztnövények talajának kémhatásváltozása a hamukezelés hatására a tenyészedényes kísérletben

A talaj hidrogén-ion koncentrációja és pH-ja, eredménytáblázat

Sorszám	Kezelés	Dózis t/ha	Ismétlések				Átlag	Kontroll %-ában	pH
			I.	II.	III.	IV.			
1	Kontroll	0	2,04E-06	2,45E-06	2,69E-06	2,51E-06	2,42E-06	100,00	5,62
2	Fahamu	1	9,12E-07	6,31E-07	8,91E-07	9,12E-07	8,37E-07	34,50	6,08
3	Fahamu	5	2,63E-07	1,78E-07	2,57E-07	2E-07	2,24E-07	9,25	6,65
4	Fahamu	10	8,32E-08	7,94E-08	7,94E-08	9,12E-08	8,33E-08	3,44	7,08
5	Fahamu	20	3,8E-08	3,63E-08	3,55E-08	3,8E-08	3,70E-08	1,52	7,43

Variációtáblázat

Hatás (Effect)	Egyszempontos varianciaanalízis: Hidrogénion-koncentráció				
	Eltérés négyzet- összeg SS (Sum Sq)	Szabadsági fok df	Átlagos eltérésnégyzetösszeg MS (Mean Sq)	Próbastatisztika F (F value)	p-érték p
Korrektív tényező (Intercept)	0,000000	1	0,000000	540,9931	0,000000
Kezelés (Treatment)	0,000000	4	0,000000	209,9855	0,000000
Hiba (Error)	0,000000	15	0,000000		

Dunnett-próba

Sorszám	Dunnett-próba: Hidrogénion-koncentráció Post hoc-teszt (kétoldalú) MS = 0,00000, df = 15,000	
	Kezelés	1 0,00000
1	0	
2	1	0,000009
3	5	0,000009
4	10	0,000009
5	20	0,000009

16. sz. melléklet**Szabadföldi kisparcellás kísérlet****A fehér mustár tesztnövények kelésszáma a 7. napon a szabadföldi kísérletben**

Eredménytáblázat

Sorszám	Kezelés	Dózis t/ha	Ismétlések				Átlag	Kontroll %-ában
			I.	II.	III.	IV.		
1	Kontroll	0	196	189	173	171	182,25	100,00
2	Fahamu	1	187	191	177	170	181,25	99,45
3	Fahamu	2,5	193	185	181	175	183,50	100,69
4	Fahamu	5	175	188	188	170	180,25	98,90
5	Fahamu	10	181	180	181	175	179,25	98,35

Varianciatáblázat

Hatás (Effect)	Egyszempontos varianciaanalízis: Kelésszám a 7. napon				
	Eltérés négyzet- összeg SS (Sum Sq)	Szabadsági fok df	Átlagos eltérésnégyzetösszeg MS (Mean Sq)	Próbastatisztika F (F value)	p-érték p
Korrektíós tényező (Intercept)	653049,8	1	653049,8	8042,485	0,000000
Kezelés (Treatment)	122,2	4	30,5	0,376	0,822028
Hiba (Error)	1218,0	15	81,2		

Dunnett-próba

Sorszám	Dunnett-próba: Kelésszám a 7. napon Post hoc-teszt (kétoldalú) MS = 81,200, df = 15,000	
	Kezelés	1 182,25
1	0	
2	1	0,999524
3	2,5	0,998848
4	5	0,992993
5	10	0,753802

17. sz. melléklet

A fehér mustár tesztnövények tőszáma a szabadföldi kísérletben

Eredménytáblázat

Sorszám	Kezelés	Dózis t/ha	Ismétlések				Átlag	Kontroll %-ában
			I.	II.	III.	IV.		
1	Kontroll	0	184,00	179,00	176,00	179,00	179,50	100,00
2	Fahamu	1	182,00	183,00	179,00	173,00	179,25	99,86
3	Fahamu	2,5	192,00	191,00	182,00	178,00	185,75	103,48
4	Fahamu	5	183,00	184,00	193,00	173,00	183,25	102,09
5	Fahamu	10	180,00	185,00	185,00	180,00	182,50	101,67

Variációtáblázat

Hatás (Effect)	Egyszempontos varianciaanalízis: Fehér mustár tőszám				
	Eltérés négyzet- összeg SS (Sum Sq)	Szabadsági fok df	Átlagos eltérésnégyzetösszeg MS (Mean Sq)	Próbastatisztika F (F value)	p-érték p
Korrektív tényező (Intercept)	662844,1	1	662844,1	21602,74	0,000000
Kezelés (Treatment)	118,7	4	29,7	0,97	0,454031
Hiba (Error)	460,3	15	30,7		

Dunnett-próba

Sorszám	Dunnett-próba: Fehér mustár tőszám Post hoc-teszt (kétoldalú) MS = 30,683, df = 15,000	
	Kezelés	1 179,50
1	0	
2	1	0,999995
3	2,5	0,349819
4	5	0,743765
5	10	0,856948

18. sz. melléklet

A fehér mustár tesztnövények magassága a szabadföldi kísérletben

Eredménytáblázat

Sorszám	Kezelés	Dózis t/ha	Ismétlések				Átlag	Kontroll %-ában
			I.	II.	III.	IV.		
1	Kontroll	0	120	128	119	113	120,00	100,00
2	Fahamu	1	125	115	118	125	120,75	100,63
3	Fahamu	2,5	122	126	116	125	122,25	101,88
4	Fahamu	5	118	120	123	119	120,00	100,00
5	Fahamu	10	125	120	123	117	121,25	101,04

Varianciatáblázat

Hatás (Effect)	Egyszempontos varianciaanalízis: Fehér mustár magasság				
	Eltérés négyzet- összeg SS (Sum Sq)	Szabadsági fok df	Átlagos eltérésnégyzetösszeg MS (Mean Sq)	Próbastatisztika F (F value)	p-érték p
Korrektív tényező (Intercept)	292094,5	1	292094,5	14496,00	0,000000
Kezelés (Treatment)	14,3	4	3,6	0,18	0,946561
Hiba (Error)	302,3	15	20,2		

Dunnett-próba

Sorszám	Dunnett-próba: Fehér mustár magasság Post hoc-teszt (kétoldalú) MS = 20,150, df = 15,000	
	Kezelés	1 120,00
1	0	
2	1	0,997629
3	2,5	0,885602
4	5	1,000000
5	10	0,983832

19. sz. melléklet**A fehér mustár tesztnövények zöldtömege a szabadföldi kísérletben**

Eredménytáblázat

Sorszám	Kezelés	Dózis t/ha	Ismétlések				Átlag	Kontroll %-ában
			I.	II.	III.	IV.		
1	Kontroll	0	2390	2420	2460	2900	2542,50	100,00
2	Fahamu	1	2460	2100	1970	4290	2705,00	106,39
3	Fahamu	2,5	1980	2930	2250	2560	2430,00	95,58
4	Fahamu	5	1740	2210	3290	3610	2712,50	106,69
5	Fahamu	10	2560	2630	3000	2460	2662,50	104,72

Varianciatáblázat

Hatás (Effect)	Egyszempontos varianciaanalízis: Fehér mustár zöldtömeg				
	Eltérés négyzet- összeg SS (Sum Sq)	Szabadsági fok df	Átlagos eltérésnégyzetösszeg MS (Mean Sq)	Próbastatisztika F (F value)	p-érték p
Korrektíós tényező (Intercept)	136294205	1	136294205	307,1107	0,000000
Kezelés (Treatment)	236970	4	59242	0,1335	0,967566
Hiba (Error)	6656925	15	443795		

Dunnett-próba

Sorszám	Dunnett-próba: Fehér mustár zöldtömeg Post hoc-teszt (kétoldalú) MS = 4438E2, df = 15,000	
	Kezelés	1 2542,5
1	0	
2	1	0,990037
3	2,5	0,997526
4	5	0,988236
5	10	0,996827

20. sz. melléklet**Az angol perje tesztnövények magassága a szabadföldi kísérletben**

Eredménytáblázat

Sorszám	Kezelés	Dózis t/ha	Ismétlések				Átlag	Kontroll %-ában
			I.	II.	III.	IV.		
1	Kontroll	0	26,00	29,00	27,00	27,00	27,25	100,00
2	Fahamu	1	28,00	26,00	28,00	28,00	27,50	100,92
3	Fahamu	2,5	27,00	27,00	28,00	29,00	27,75	101,83
4	Fahamu	5	27,00	28,00	29,00	29,00	28,25	103,67
5	Fahamu	10	29,00	26,00	26,00	26,00	26,75	98,17

Varianciatáblázat

Hatás (Effect)	Egyszempontos varianciaanalízis: Angol perje magasság				
	Eltérés négyzet- összeg SS (Sum Sq)	Szabadsági fok df	Átlagos eltérésnégyzetösszeg MS (Mean Sq)	Próbastatisztika F (F value)	p-érték p
Korrektíós tényező (Intercept)	15125,00	1	15125,00	11343,75	0,000000
Kezelés (Treatment)	5,00	4	1,25	0,94	0,468937
Hiba (Error)	20,00	15	1,33		

Dunnett-próba

Sorszám	Dunnett-próba: Angol perje magasság Post hoc-teszt (kétoldalú) MS = 1,3333, df = 15,000	
	Kezelés	1 27,250
1	0	
2	1	0,993617
3	2,5	0,926924
4	5	0,567750
5	10	0,926924

21. sz. melléklet

Az angol perje tesztnövények zöldtömege a szabadföldi kísérletben

Eredménytáblázat

Sorszám	Kezelés	Dózis t/ha	Ismétlések				Átlag	Kontroll %-ában
			I.	II.	III.	IV.		
1	Kontroll	0	850,00	795,00	766,00	798,00	802,25	100,00
2	Fahamu	1	703,00	815,00	939,00	864,00	830,25	103,49
3	Fahamu	2,5	920,00	802,00	745,00	818,00	821,25	102,37
4	Fahamu	5	812,00	915,00	802,00	863,00	848,00	105,70
5	Fahamu	10	861,00	875,00	820,00	903,00	864,75	107,79

Variációtáblázat

Hatás (Effect)	Egyszempontos varianciaanalízis: Angol perje zöldtömeg				
	Eltérés négyzet- összeg SS (Sum Sq)	Szabadsági fok df	Átlagos eltérésnégyzetösszeg MS (Mean Sq)	Próbastatisztika F (F value)	p-érték p
Korrektív tényező (Intercept)	13887778	1	13887778	3431,171	0,000000
Kezelés (Treatment)	9295	4	2324	0,574	0,685666
Hiba (Error)	60713	15	4048		

Dunnett-próba

Sorszám	Dunnett-próba: Angol perje zöldtömeg Post hoc-teszt (kétoldalú) MS = 4047,5, df = 15,000	
	Kezelés	1 802,25
1	0	
2	1	0,923074
3	2,5	0,979215
4	5	0,705117
5	10	0,464276