



MAGYAR AGRÁR- ÉS ÉLETTUDOMÁNYI EGYETEM
KÖRNYEZETTUDOMÁNYI DOKTORI ISKOLA

Vízborítottság hatása az egyes talajtulajdonságokra

DOKTORI (PhD) ÉRTEKEZÉS

SEBŐK ANDRÁS

Gödöllő

2023

A doktori iskola

megnevezése: Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem,
Környezettudományi Doktori Iskola

tudományága: Környezettudomány

vezetője: Csákiné Dr. Michéli Erika
Egyetemi tanár, PhD, DSc, MTA levelező tagja
Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem,
Szent István Campus,
Környezettudományi Intézet

Témavezető: Dr. Czinkota Imre
Egyetemi docens, PhD
Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem,
Szent István Campus,
Környezettudományi Intézet

Az iskolavezető jóváhagyása

A témavezető jóváhagyása

Tartalomjegyzék

Jelölések, rövidítések jegyzéke	5
1. Bevezetés	6
2. Célkitűzések	8
3. Irodalmi áttekintés.....	9
3.1. Belvizek	9
3.1.1. Belvizek kialakulásának típusai és feltételei.....	10
3.2. Magyarországi talajtípusok	14
3.2.1. Hazai talajosztályozási rendszer	15
3.2.2. Nemzetközi talajosztályozási rendszer (WRB).....	17
3.3. Reduktív és oxidatív körülmények, azok hatásai.....	19
3.4. Szemcseméret-eloszlás, aggregátum-stabilitás	22
3.4.1. Aggregátumstabilitás	23
3.5. Kolloidok	25
3.6. Pufferképesség, szorpció.....	29
3.7. Karbonátok.....	32
3.8. Humuszanyagok.....	33
3.9. Erózió, ülepedés	37
3.9.1 Koaguláció, aggregálás, diszpergálás	39
4. Anyag és módszer	40
4.1. A kiválasztott talajtípusok	40
4.1.1. Karcag, B - Réti szolonyec	40
4.1.2. Kápolnásnyék, A - Mészlepedékes csernozjom.....	41
4.1.3. Keszthely, A, B - Barnaföld, Ramann-féle barna erdőtalaj	41
4.1.4. Kisújszállás, A - Réti talaj, típusos réti talaj	41
4.1.5. Magyarszombatfa, B - Pszeudoglejes BET, pangó vizes BET	41
4.1.6. Paks, - Löss	41
4.1.7. Salföld, - Pannon kvarc homok.....	42
4.1.8. Várvolgy, A, B - Agyagbemosódásos barna erdőtalaj.....	42
4.2. Mérések leírása.....	42
4.2.1. Kémiai kivonások módszerei	42
4.2.2. Fizikai paraméterek vizsgálatai.....	44
4.2.3. Humuszminőség vizsgálata	45
4.2.4. Ülepedési vizsgálatok	46

5.	Eredmények	50
5.1.	A vizsgált területek általános tulajdonságai	50
5.2.	Keszthely, A szint (KA)	50
5.3.	Keszthely, B szint (KB).....	59
5.4.	Karcag, B szint (KR)	62
5.5.	Kápolnásnyék, A szint (KP).....	65
5.6.	Kisújszállás, A szint (KI)	67
5.7.	Magyarszombatfa, B szint (MA).....	72
5.8.	Paks (PA).....	75
5.9.	Salföld (SA).....	76
5.10.	Várvölgy, A szint (VA)	77
5.11.	Várvölgy, B szint (VB).....	81
5.12.	Koagulációs vizsgálatok	83
6.	Következtetések és tudományos eredmények.....	90
6.1.	Koagulációs vizsgálatok	90
6.2.	Kioldási vizsgálatok	90
6.3.	Humuszanyag vizsgálatok.....	91
6.4.	Szemcseméret-eloszlás vizsgálatok.....	91
6.5.	Aggregátum-stabilitási vizsgálatok	92
7.	Új tudományos eredmények.....	93
8.	Összefoglalás	94
9.	Summary	98
M1.	Irodalomjegyzék.....	102
M1.1	Internetes hivatkozások, szabványok	108
M2.	Melléklet.....	109
	Köszönetnyilvánítás	139

Jelölések, rövidítések jegyzéke

µm	mikrométer	km²	négyzetkilométer
0,5 M	0,5 Mól	KP	Kápolnásnyék, mészlepedékes csernozjom
A szint	szervesanyagban gazdag legfelső szint, genetikai talajvizsgálat	KR	Karcag, réti szolonyec
Al	alumínium	ln₂	természetes alapú logaritmus
anion	negatív töltésű ion	MA	Magyarszombatfa, pseudoglejes BET
ANOVA	Analysis of variance, varianciaanalízis	MASL	Metres Above See Level, tengerszint feletti magasság
B szint	felhalmozódási szint, genetikai talajvizsgálat	mg/l	koncentráció, milligramm/liter
BCR	Community Bureau of Reference	mikron	mikrométer
BET	barna erdőtalaj	ml	milliliter
C°	celsius fok	mm	milliméter
DMS	Degree:Minute:Second, Fok:Perc:Másodperc, koordinátarendszer	mm/h	beszivárgás mértékegysége
E4/E6	465 és 665 nm-en mért humuszminősítési módszer	Mn²⁺, Mn⁴⁺	mangánionok
EFA	Exponenciális illesztés módszere, humuszminősítési módszer	MSZ	Magyar Szabvány
E_h	redoxpotenciál, a környezet redukáló-oxidáló képessége, hidrogénelektroda reakciójához viszonyítva	mV	milliVolt
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations, Élelmezésügyi és Mezőgazdasági Világszervezet, az ENSZ szakosított szervezete	nm	nanométer
Fe²⁺, Fe³⁺	vasionok	O₂	oxigénmolekula
ha	hektár	PA	Paks, lész
ISO	International Organization for Standardization, Nemzetközi Szabványügyi Szervezet	pH	kémhatás, a hidrogénionok tízes alapú, negatív logaritmus
KA	Keszthely, A szint, barnaföld	redox	redukciós-oxidációs
kation	pozitív töltésű ion	SA	Salföld, pannon homok
KB	Keszthely, B szint, barnaföld	SOM	Soil Organic Matter, talaj szervesanyag
KI	Kisújszállás, réti talaj	USDA	United States Department of Agriculture, az Egyesült Államok mezőgazdasági minisztériuma
		VA	Várvölgy, A szint, agyagbemosódásos BET
		VB	Várvölgy, B szint, agyagbemosódásos BET
		WRB	World Reference Base for Soil Classification, Nemzetközi talajosztályozási rendszer
		zeta potenciál	kolloidok elektromos kettősrétegének nagysága

1. Bevezetés

Az emberiség és az élőlények jelenős része szorosan kötődik a talajokhoz. Ez az élőhelyünk, ez az élelemforrás, és a talaj biztosít kapcsolatot az időjárás és a kőzet között. mint a talaj definíciója is mutatja: „a talaj a földfelszín legfelső, mállott termékeny rétege” (Stefanovits et al., 2010). Állapota kritikus több szempontból is:

- a mezőgazdasági termelés hatékonysága
- az ökoszféra állapota miatt
- a szennyezésekkel szembeni ellenállóképesség
- a vízgazdálkodás lehetőségei miatt.

A víz nem kevésbé játszik fontos szerepet az élő és élettelen környezet alakításában – mennyisége lehet túl sok vagy épp túl kevés is. A víz fontos szereppel bír a környezet ki- és átalakításában. A felszínre érkező víz nagy része beszivárog a talajba, s ott a pórusokban, repedésekben, hidrát burkokban tározódik, fontos szereppel ruházva fel azt, mint potenciális víztározó közeget (Várallyay, 2005).

Az elmúlt évtizedekben a nemzetközi s hazai tapasztalatok is azt mutatják (http1; Gácsér et al., 2014), hogy hazánk területén az éves mért csapadékösszeg megváltozott, míg az eloszlása ritkábbá vált, a csapadékos napok száma csökkent. A rövid idő alatt leeső nagy mennyiségű csapadék gyakoribbá vált, amit rövidebb-hosszabb szárazabb idő követ. Ez a fluktuáció kedvez az árvizeknek, aszálynak, illetve a belvizes területek kialakulásának is (Baartman et al., 2013; Várallyay, 2008a).

A vízborítás nem kizárólag a belvizes területekre jellemző, egyéb területek is (lápok, mocsarak, telített talajok, összefoglaló néven vizes élőhelyek (angol nyelvű irodalomban „wetland”-ek)) előfordulnak ebben a kategóriában. Azonban ezekre az állandó vízborítottság jellemző, melyeket alaposan vizsgáltak, s rendelkezésre állnak ugyan adatsorok, de a vízborítás-kiszáradás váltakozását nem elemezték. Maga a vizes élőhely fogalma se egységes, nemzetközi vita van a körül, mely területeket sorolnak ebbe a kategóriába (Keddy, 2010).

Itt jegyezném meg, hogy a belvíz, mint fogalom és jelenség, jellemzően a Kárpát-medence, azon belül is a magyar terminológia és terület jellegzetessége. Hasonló jelenséget számon tart a külföldi irodalom is, de hatásaival, pontos kialakulásával elsősorban magyar források foglalkoznak, a kutatások elsősorban Magyarország specifikusak.

A csapadék önmagában (általában) nem elegendő a belvíz kialakulásához. A belvíz, mint probléma, gyakran geológiai okokra vezethető vissza. A talajok sajátosságairól, összetettségről már születtek meghatározó művek (Stefanovits et al., 2010). Számos más szerző pedig a belvíz kialakulásának okaival foglalkozik (Barta et al., 2011; Körösparti és Bozán, 2008; Kuti et al., 2013; Várallyay, 2008b; Vámosi, 2002), s ők így határozzák meg a belvíz kialakulásának okait:

- az éghajlati tényezők
- a terület morfológiai adottságai

- a geológiai adottságok (szedimentológia, szerkezeti felépítés, törésrendszerek)
- a talajtani adottságok (fizikai talajféleség, agyagtartalom)
- s legfőképpen a talajvíz-viszonyok

Az is jelzi a probléma aktualitását, hogy a témában 2015 áprilisában tartottak egy konferenciát, melyen a belvíz elleni védekezésre, és a belvízzel való elöntésből származó károk csökkentésére koncentráltak ([http2](#)). A konferencián részt vevő több száz fő, s több tucat szervezet is jelzi, a probléma aktuális, és azt, hogy az érdeklődés igen magas a lehetséges megoldások iránt.

Az időszakos vízborítás (belvíz, pangó víz, árhullám) kialakulását tekintve tehát egy összetett folyamat. A meteorológiai viszonyok (intenzív esőzés, fagyott talaj, árvíz) azonban csak a probléma egyik részét képezik. Fontos kiemelni, hogy a talajok állapota, tömörödöttsége legalább akkora tényező, ha nem nagyobb, mint a beérkező vízmennyiség. Épp emiatt fontos a problémát komplexen kezelni.

2. Célkitűzések

Jelen dolgozat célja, hogy feltérképezze, a tartósabb vízborítás milyen hatással van a talajok állapotára. A dolgozatban a magyarországi jellemző talajtípusokat veszem szemügyre, hogy egy átfogó képet kapjak a vízborítás hatásairól a talajok fizikai és kémiai paramétereire.

A dolgozatom során a következő célkitűzésekre adott válaszokat keresem:

- A különböző talajok esetében a vízborítás milyen fizikai változásokat okoz a vizsgált talajok szerkezetében és a mérhető paraméterekben.

Ehhez szükséges megvizsgálni a szemcseméretben és az aggregátum-stabilitásban bekövetkező esetleges változásokat. Ezek hatással vannak a kialakuló pórusokra, a talaj ellenállóképességére, és a nagyobb aggregátumok alakjára is. A vizsgálatok során tapasztalható mérettartomány-eltolódás alátámaszthatja az aggregátumok aprózódását vagy felépülését.

- A talajokon a kémiai változások nyomon követése, különösképpen az oldhatóság megváltozására a hosszan tartó vízborítás hatására bekövetkező változások következtében.

Itt elsősorban a talajok szemcséinek, alkotórészeinek felületén végbemenő dinamikus változások nyomon követése a cél. A megváltozott fizikai paraméterek megváltozott szorpciós tulajdonságokkal járhatnak együtt, míg az anyagszerkezetben végbemenő változások az anyagok oldódására, vagy fixálódására hathatnak. A kioldási vizsgálatok során tapasztalt koncentráció-változások segítenek megérteni, hogy az oldódás, vagy az anyagok beépülése irányába hatnak a folyamatok.

- A vizsgált talajtípusok szervesanyag minőségének megváltozása, és ezek lehetséges következményei a talajokra.

A vizsgált talajok esetében a kémiai paramétereken túl a szervesanyag érdemel kitüntetett figyelmet. A minősége és mennyisége választ adhat egyes kémiai vagy fizikai átalakulás okára. Szintén fontos szorpciós közeg a szervesanyag, mely mind környezetvédelmi, mind mezőgazdasági szempontból kiemelt jelentőségű, így ezt a frakciót is alaposabb vizsgálatnak kívánom alávetni. Mind mennyiségi, mind minőségi vizsgálatokat célszerű elvégezni, melyek segítségével megállapítható, a talajok kezdeti szervesanyag-tartalma miképpen változik a hosszabb ideig tartó vízborítások hatására.

3. Irodalmi áttekintés

3.1. Belvizek

Az általános definíció a belvízre: „Belvíz a sík vidék időszakos, de meglehetősen tartós és viszonylag nagy területre kiterjedő jelensége, sajátos vízfajtája” (Pálfai, 2004). A belvíz egyértelműen egy emberközpontú fogalom és arra a vízkészletre utal, amely már káros a civilizált ember számára (Vámosi 2002).

Fontosnak tartom kiemelni, hogy a mezőgazdaságilag megművelt területek jelentős része az árvíz vagy belvíz által veszélyeztetett területeken fekszik (Alföld területe jellemzően, Tisza-vízgyűjtő terület, Kis, 2011), így a belvizek által elöntött területek országos szinten a 600 ezer hektárt is elérhetik (1942-es elöntés). Az Alföld kétharmada belvíz veszélyeztetett területnek számít (Pálfai, 2004). Ez ahhoz vezethet, hogy a nem megfelelő agrárgazdálkodási gyakorlat jelentősen befolyásolja a terület vízgazdálkodását, s a meglévőnél nagyobbra emeli a belvíz megjelenésének kockázatát, valamint jelentős gazdasági s ökológiai veszélyt jelenthet (Kis, 2011; http3). A művelt talajok esetében pedig nem szabad figyelmen kívül hagyni az antropogén eredetű problémákat (jellemzően az eketalp kialakulása, illetve a tömörödés, szerkezeti leromlás – jellemzően agyagos textúrájú talajokon), melyek szintén elősegítik a vízborítottság kialakulását. Az eketalp esetén a K-tényező (szivárgási tényező) értéke 0,1 mm/h, ami szokatlanul alacsony, s utal a művelt területek problémájára, valamint a belvíz kialakulásának veszélyére, egyes kutatások szerint (Kun, 2011a).

A belvíz megjelenése pedig jelentős hatással van a magyar mezőgazdaság jelenlegi s jövőbeli teljesítőképességére, mind a hozamok, mind a talajerő-gazdálkodás szempontjából (Loch, 2006). Ha ezek a területek kezeletlenek maradnak, illetve nem megfelelően vannak kezelve, az természetvédelmi, ökológiai és gazdasági problémákhoz vezethet. Emiatt fontos, hogy a talaj különböző (fizikai és kémiai) paramétereiben bekövetkező változásokat megismerjük.

A vízelöntés (és azon belül is elsősorban a belvíz) okozta károk jelentős mennyiségű területet érintenek, egy nemrég készült tanulmány szerint: „Magyarország több mint 1100 településén, összesen mintegy 42 ezer km²-nyi területen (de a megművelt területeknek csaknem 60%-án) okozhat kisebb-nagyobb gondokat” (Rakonczai et al., 2011). Más forrás szerint a szélsőségesen nagy belvizek Magyarországon 4-5 ezer km²-es területen okoznak károkat 10-15 éves gyakorisággal (Pálfai, 2000). Bármelyik adatot fogadjuk el, a területek nagysága jelentős, országos méretekben is.

A belvíz hatásával kapcsolatban több tanulmány is született, mely a problémás területekkel foglalkozik. Ezeknek a jellemzője, hogy vagy a szikesedés problémáira kerestek megoldást (Rékási, 2007), vagy pedig egy-egy területre koncentráltak (Kun, 2011b). Szintén említésre kerül a vízzel borított területeken található redox potenciál megváltozása (Filep és Fülek, 2010), ami egyértelműen a vízborítás hatására vezethető vissza. Fontosnak tartom ezek után tisztázni, mik ezek a lényegi változások, s ezek milyen hatással lehetnek az anyagmérlegre.

Érdemes megemlíteni Bozán et al, (2008) munkásságát, ahol a belvíz-veszélyeztetett területeket a már meglévő talaj-adatok alapján próbálták meghatározni. Ehhez felhasználták a Várallyay-féle vízgazdálkodási kategóriákat és a Kreybig-féle talajtérkép-sorozatokat (fizikai és

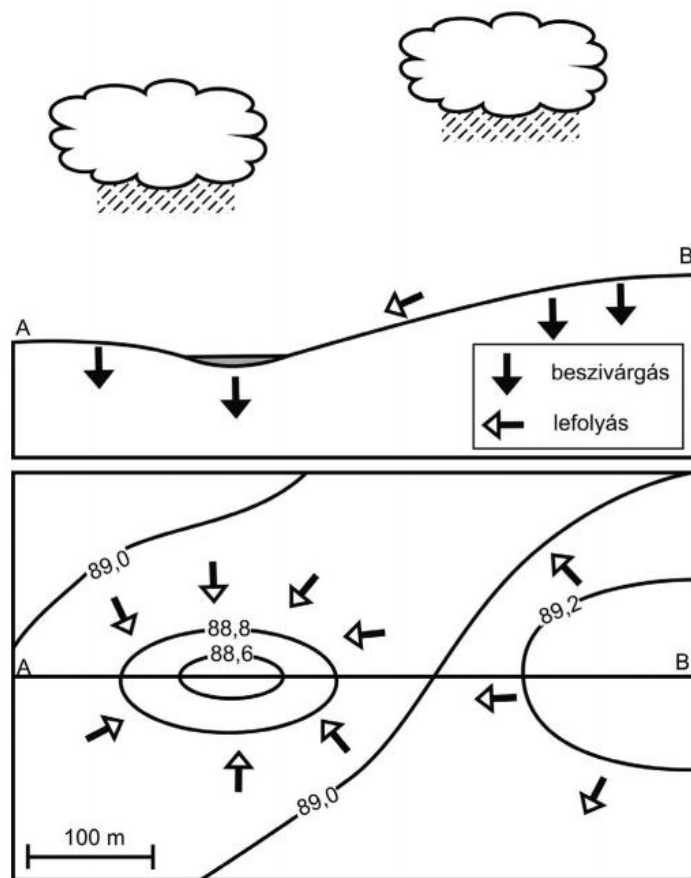
kémiai tulajdonságok, a mezőgazdálkodás szempontjából megközelítve). Ötvözték a két féle kategória rendszert, s belvív-veszélyességi osztályokat hoztak létre ezek alapján. Ezek az adatsorok felhasználhatóak a szükséges paraméterek kiválasztásai során is a jelen kutatásban.

3.1.1. Belvizek kialakulásának típusai és feltételei

A belvizek kialakulása több tényezőre vezethető vissza, és többféle módon történhet. Rakonczai (et al, 2011) egy mélyreható tanulmányt készített ezekről, sorra véve a különböző lehetőségeket. Ebből a tanulmányból röviden idézve szót ejthetünk:

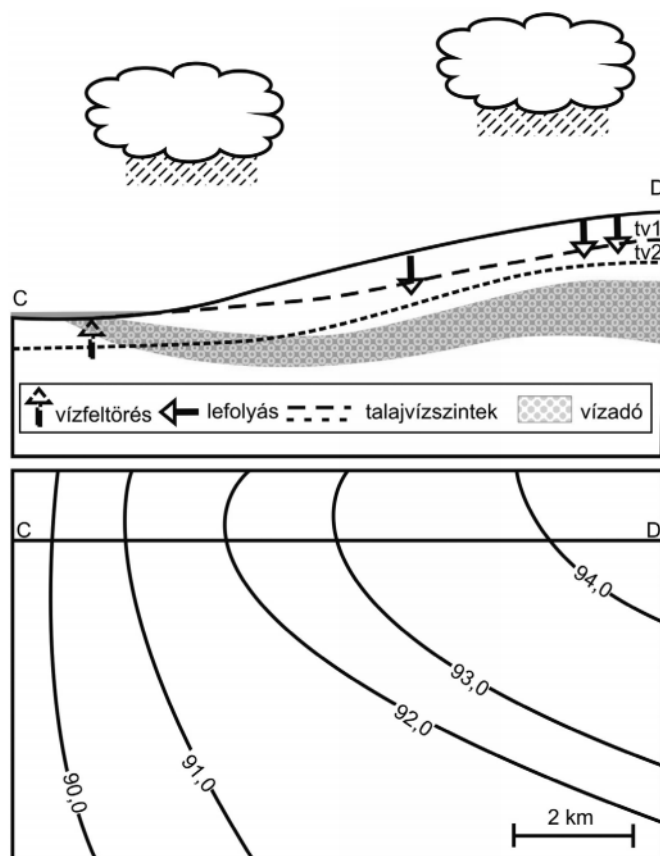
- összegyülekezési belvízről
- felszivárgó (vagy feltörő) belvizekről
- elvezetés okozta belvízről.

Az összegyülekezési belvizek típusa a legjellemzőbb. Ebben az esetben gravitációsan összegyűlik a csapadékvíz a felszín mélyedéseiben, illetve a magasabban elhelyezkedő felületekről is összefolyik a felszíni víztöbblet. Ennek fő oka az, hogy a felszínen megjelenő csapadék mennyisége meghaladja a felszíni beszivárgás és lefolyás összegét, tehát vízfelesleg alakul ki, mely gravitációsan elindul. Az ilyen típusú belvizek kialakulása gyakoribb azokon a területeken, melyek talaja leromlott és tömörödött állapotban van (függetlenül az azokat kiváltó tényezőktől, például a nem megfelelő agrotechnikai eljárásoktól). Ennek a folyamatát mutatja be az 1. ábra (Rakonczai et al. 2011).



1. ábra: Az összegyülekezési belvív kialakulásának sematikus ábrája, Rakonczai et al., 2011

A másik típus a felszivárgó, feltörő belvizek. Ez azt a jelenséget takarja, mikor a felszín alatti vizek (talajvizek) közvetlen kapcsolatban vannak a felszíni vizekkel (esetleg felszínre törtek). Ebben az esetben a talajtani okok épp ellentétesek az első típussal: a laza, egykori hordalékos folyómedrek, lerakódások helyein a vizek könnyen a felszínre juthatnak, azt elboríthatják (hasonlóan az árvizek idején kialakuló buzgárokhoz). Oldalirányú szivárgás miatt ez a típus igen hosszan fennmaradhat, hiszen utánpótlást kaphat csapadékszegény környezetben is. Az ilyen belvíz kialakulását, megjelenését mutatja be a 2. ábra (Rakonczi et al., 2011).



2. ábra: A feltörő belvíz kialakulásának sematikus vázlata (Rakonczi et al., 2011)

Az utolsó kategória a sorban állási, vagy feltorlódási belvíz. Itt földtani tényezők nem, vagy csak kevésbé játszanak szerepet a kialakulásban. Fő oka a belvíznek ebben az esetben az emberi tevékenység. A belvizek jelentős részénél a gyors elvezetést alkalmazzák, mint a probléma megoldása. Ha egy területen sok csatorna egy főcsatornába gyűjti a felesleges vizet, főleg a különösen nagy mennyiségű csapadék esetében, előfordulhat, hogy a csatorna alulméretezetté válik. Ebben az esetben a víz kiönt, elöntve a csatorna környékét, belvizet okozva. Magában a gyűjtőcsatornában (oldalcsatornában) is megrekedhet a víz, hiszen akadályozva van az elvezetése (Rakonczi et al., 2011).

Jelen dolgozat szempontjából ez a fajta áradás vagy belvíz nem számottevő, nagyon rövid ideig, erősen antropogén hatásoknak kitett (bolygatott, átalakított) talajokat érint csak, de előfordulhatnak ilyen jellegű problémák is.

A belvíz kialakulásának feltételei igen összetettek. Az antropogén hatásokat általában a belvíz értelmezésében nem egyértelműnek szokták tekinteni, különösen a területhasználat történeti jelentősége miatt: a napjainkban belvizesnek tekintett területek a 18-19. század vízrendezési munkáit megelőzően jelentős részben mocsarak, lápok és erdők voltak (Alföldi, 2000; Pinke, 2010), hidrológiai értelemben pedig jelenleg is nagyrészt regionális feláramlási területeknek tekinthetők (Kiss, 2012). Ezen gondolatmenet szerint a természeti környezet tulajdonságai miatt eleve belvízre hajlamosak ezek a területek. Ugyanakkor vannak ezzel ellentétes gondolatok is: a belvizek kialakulását befolyásoló antropogén tényezőket a következőkben határozzák meg (Bárdos és Muhoray, 2012):

- a területhasználat módja
- vízrendezési létesítmények
- agrotechnikai hiányosságok

A területhasználat során az antropogén hatások jelentős mértékben alakíthatják át a növénytakarót, mely akár teljesen el is tűnhet. Emiatt megváltozik a talaj hidrológiai adottsága, a növénytakaró átalakulásával a terület lefolyási és beszivárgási viszonya alapvetően változik meg, ami a beszivárgás révén a talaj vízkészletére is hatással van (Bárdos és Muhoray, 2012). Emiatt az ilyen típusú károk komolyan mérsékelhetőek az agráriumban alkalmazott változtatásokkal mind agrotechnikai szempontból, mind a kultúraváltás lehetőségével.

Vízrendezési létesítmények esetén, mint az árvízvédelmi töltések előterében, gyakran keletkeznek magas vízálláskor belvizek. Másik, antropogén létesítmény a többletvizek elvezetésére országosan épült, több ezer km csatorna. Ha a karbantartásuk nem megfelelő, előfordulhat a feliszapolódás, vagy a növényzet túlbujánzása, melyek esetében a vízszállító kapacitásuk csökkenése okozza a problémát (feltorlódási belvíz esete). A belvíz elleni védekezésként pedig számos területen végeztek drénezést, melyek a karbantartás hiányában eltömődnek és nem tudják betölteni vízelvezető funkciójukat (Rakonczai et al., 2011).

Az agrotechnikai hiányosságok esetén, a területen alkalmazott technológiák és eljárások nem felelnek meg az optimális művelési módnak. Emiatt a talajszerkezetben bekövetkező változások, mint a nehézgépek okozta talajtömörödés, vagy a rossz időpontban megválasztott szántás okozta eketalp réteg, belvíz kialakulásához vezet (a korlátozott vagy teljes mértékben akadályozott beszivárgás miatt). A réteg mélységétől függően gyorsabban (sekély rétegben kialakult eketalp) vagy lassabban (mélyebben kialakult eketalp) alakul ki a víz borította terület. Ez a fajta károkozás a tározott vízmennyiségben is komoly változásokat idézhet elő, hiszen a mélyebb rétegekbe nem jut le a víz, ezzel növelve az aszályveszélyeztetettséget is (Rakonczai et al., 2011; Csajbók, 2004).

Az emberi tényezők azonban (önmagukban) ritkán vezetnek belvíz kialakulásához. Egy (vagy több) természeti tényező is közrejátszik a kedvezőtlen hatás kialakulásához. Ilyen természeti tényezők lehetnek (Bárdos és Muhoray, 2012):

- hidrológiai
- meteorológiai
- domborzati tényezők

- természetes növénytakaró
- talajtani tényezők.

A hidrológiai tényezők közül a magas talajvíz érdemel figyelmet. Ez esetben a talaj vízbefogadóképessége lecsökken, szélsőséges esetben a felszínre is bukkanhat (feltörő belvív, Bárdos és Muhoray, 2012).

A meteorológiai tényezők közül a csapadék és a hőmérséklet érdemel kiemelt figyelmet. A nagy mennyiségű csapadék (a talajok jellemző, limitált beszivárgási képessége miatt) már rövid idő alatt is okozhat belvizet, míg a hosszú idejű csapadékhiány vízhiányos állapotot okozhat, melynek következtében az átlagos (területre jellemző) értéknél magasabb víztároló kapacitás jellemezheti a talajainkat. Ha fagyott (hó, jég) állapotban kerül a csapadék a területre, annak hirtelen olvadása is okozhat lokálisan problémákat a víztöbblet miatt. Ehhez társul a hőmérsékleti tényező, mert a talajfagy esetén a talajok vízbefogadó képessége közel nullára esik, és már kevés csapadék is azonnali hatásokat okoz a felszínen megrekedt víz formájában (Bárdos és Muhoray, 2012; Csajbók, 2004).

A domborzati és mikrodomborzati viszonyok hatását az összegyülekezési belvizek kialakulásánál már tárgyaltuk: a meredekebb domborzat gyorsabb hozzáfolyást eredményez, a mikrodomborzat medencét alkothat. A növénytakaró ezt a lefolyást mérsékelheti, az evapotranspiráción keresztül pedig a víztöbblet csökkenését is eredményezheti (Bárdos és Muhoray, 2012).

A talajtani tényezők alatt elsősorban a pedotranszfer kifejezéssel jellemzett tulajdonságokat szokták megemlíteni, azaz a talaj vízkapacitását, illetve a vízvezető képességét (mikro- és makropórusok által). A szemcseméret összetétele alapvetően befolyásolja ezeket a tulajdonságokat. Ha nagy szemcsék (homok frakció jellemző) találhatóak, magas a vízvezető képessége a talajnak, főleg a mély talajvíz esetén. Ennek ellenkezője azonban fokozottan érzékennyé teszi a belvízzel szemben. Erősen kötött vagy szikes talajok sokszor szinte vízzáróként viselkednek, ami kedvez a vízborítás kialakulásának (Bárdos és Muhoray, 2012; Csajbók, 2004).

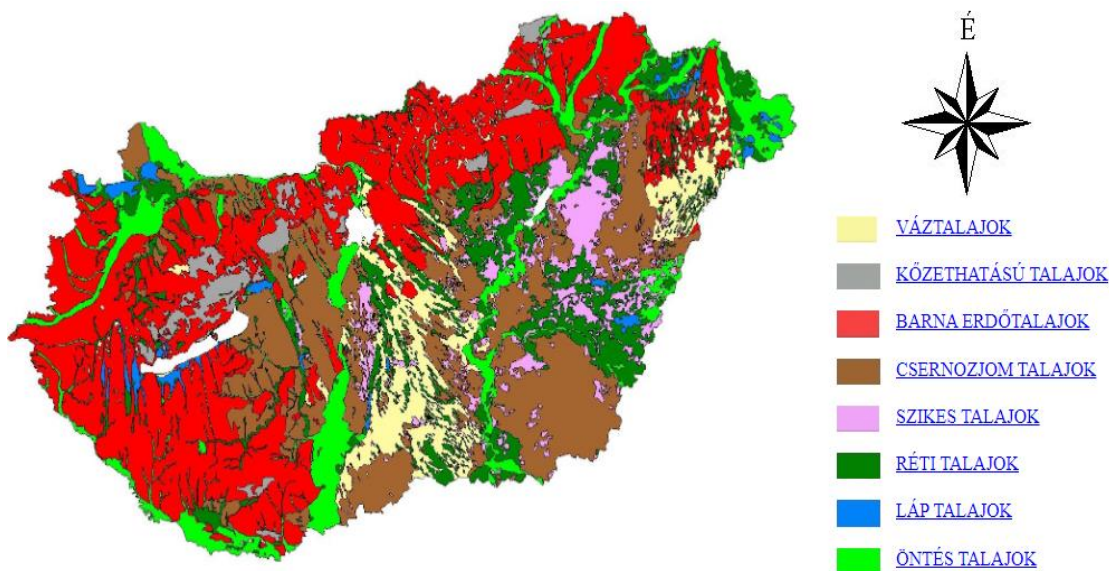
Csajbók (2004) szerint az elmúlt évtizedekben leromlott talajállapotok miatt a talajok vízbefogadó képessége csökken, és a kedvezőtlen vízháztartású talajok esetén a teljes szelvényben tapasztalható a negatív hatás. Emiatt már átlagos csapadékú évben is jellemző a belvív kialakulása ezeken a területeken.

3.2. Magyarországi talajtípusok

Hazánk területén a kialakuló talajtípusokat alapvetően befolyásolja a medence jelleg. Az ország a Kárpát-medence területén fekszik teljes terjedelmében, mely meghatározza a talajképző tényezőket. A vízzel gazdagon átszótt terület a hordalék, üledék, míg a szél a lösz kialakulásának kedvez. Az eróziós folyamatok erősek a térségben. A Pannon-tenger által lerakott meszes üledék kiváló forrása a mésznek, mészkonkrécióknak (http4).

Az éghajlatot tekintve az ország a nedves és a száraz kontinentális éghajlat határán fekszik. Az ország vízmérlege negatív, emiatt a felhalmozódás jellemző az anyagforgalomban. Az alföldi területeken jellemző negatív vízmérleg (elsősorban párolgás) nagymértékű szikesedéshez vezethet, ha nagy sótartalommal párosul. Az emberi tevékenység évszázadokon át jelentős szerepet játszik az ország területén, a mezőgazdaság gépesítésével pedig intenzívebbé és jelentősebbé vált (http4).

Magyarország taljai igen sokfélék (3. ábra). Köszönhetően a folyóinknak és erdeinknek, az erdőtalajok, öntéstalajok (kiegészülve a csernozjomokkal) alapvetően dominálják az ország területét, de az egyéb talajok (mint a szikes, a közethatású, vagy a réti talajok) is számottevők.



3. ábra: Magyarország talajtípusai (http5)

Ennek jobb megértéséhez érdemes pár szót ejteni a talajosztályozási rendszerekről.

3.2.1. Hazai talajosztályozási rendszer

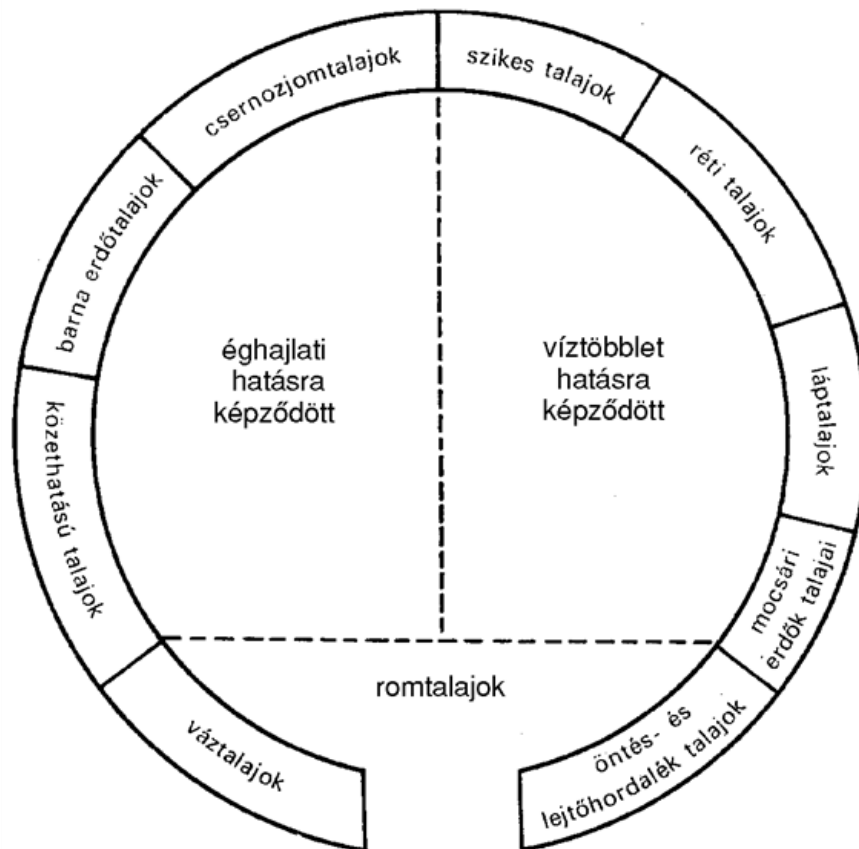
A magyarországi talajosztályozási rendszer az úgynevezett genetikai, talajföldrajzi osztályozási rendszeren alapul. Ennek lényege, hogy nem egy pillanatnyi állapotot mér fel, hanem figyelembe veszi a talajra ható környezeti tényezők, hatások eredményét, illetve a talaj „múltját” (a vizsgálatot megelőző időszakot). Ennek eredményeképpen a talajokban szinteket lehet meghatározni, melyek a talajokat fő- és altípusba sorolja, illetve csoportokra (Stefanovits et al, 2010).

Az osztályozás alapját a talajképző tulajdonságok alkotják. Ilyen folyamatpárok (Stefanovits et al, 2010):

- a szerves anyag felhalmozódása és lebomlása
- a talaj nedvességi állapota
- a kémiai elemek mozgásának iránya (felhalmozódás vagy kilúgzás)
- agyagosodás és az agyagok szétesése (podzol)
- az agyag vándorlása, annak iránya
- oxidáció-redukció
- savanyosodás-lúgosodás
- szerkezetképződés és rombolás
- erózió és szedimentáció

Ezek a meghatározó tényezők dinamikus egyensúlyban jelennek meg a talajok kialakulása, átalakulása folyamán. Attól függően, hogy a víz határozza meg, vagy a víztöbblet, esetleg egyéb, kialakulást gátló tényezők vannak jelen, három nagy kategória alakítható ki (Stefanovits et al, 2010).

A romtalajok (melybe a vázталajok és az öntés, lejtőhordalék talajok tartoznak) olyan talajok, melyek fejlődését valamilyen tényező gátolja. Általában magas szervesanyag-tartalmúak, melyekben a szervesanyag főleg lebomlatlan állapotban található meg. A víztöbblet (éghajlati eredetű, általában eső) okozta hatások a következő típusokra vannak hatással: csernozjom talajok, barna erdőtalajok, közethatású talajok. Végül a víztöbblet hatására kialakult talajok a szikes talajok, réti talajok, láptalajok, mocsári erdők taljai. Összefoglalóan ezekre a talajokra a víztöbblet (előntés vagy talajvíz okozta) jellemző, mely erősen reduktív környezetet alakít ki. Ez a szervesanyagok megjelenésére is hatással van, általában komplex formában (például vas-humát) találhatóak meg. Az 4. ábra ezt a felosztást mutatja be.



4. ábra: Magyarország talajtípusainak fő csoportjai (http5)

A típusok száma igen jelentős, általában egy-egy tulajdonságcsoporthoz sorolják be ezeket a fő típusok alá. Ilyen lehet (a teljesség igénye nélkül): mészlepedékes csernozjom, pangó vizes barna erdőtalaj, humuszos öntéstalaj, stb.

Ez az osztályozási rendszer bár genetikai alapú, sok szempontból tartalmaz diagnosztikai jellemzőket. Azonban a pontos besoroláshoz szükséges ismerni a vizsgált talaj kialakulásának körülményeit, valamint a talajt érő erőket. A nemzetközi talajosztályozási rendszerben diagnosztikai jellemzők alapján történik a besorolás, mely egzakta, könnyebb meghatározást tesz lehetővé (Michéli, 2005; Fuchs és Michéli, 2015).

Az elmúlt évtizedben elkezdődött a hazai rendszer átdolgozása. Fő szempont, hogy könnyen átjárhatóvá váljék a magyar meghatározási rendszer és a nemzetközi megfelelője. Ehhez a meghatározási kulcsokat diagnosztikai szemléletűvé kell tenni, illetve új kategóriák bevezetése is szükségessé válik. Számos konferencia és tanulmány témája jelenleg is a kérdés, folyamatosan napirenden van a kérdés. Ennek megfelelően érdemes a talajok WRB szerinti besorolását is alkalmazni a magyar mellett, a jobb (nemzetközi) összehasonlíthatóság érdekében (Michéli et al, 2006; Szabóné et al, 2006; Michéli et al, 2013).

3.2.2. Nemzetközi talajosztályozási rendszer (WRB)

A WRB (World Reference Base for Soil Classification) a FAO talajosztályozási rendszert váltja fel, az egyik legáltalánosabban elfogadott osztályozási rendszer (itt jegyezném meg, hogy a másik, sokak által alkalmazott nemzetközi rendszer a Soil Taxonomy, az Egyesült Államok talajosztályozási rendszere). A WRB rendszer szigorú kritériumok meghatározásával, diagnosztikai jellemzők alapján (szigorúan mérés alapú) sorolja be a talajokat. Több szintű rendszer, melyben 32 referencia csoportban (1. táblázat) 121 minősítővel kialakított rendszert használnak (<http://www.fao.org/soil/>).

1. táblázat: A WRB rendszer referenciacsoportjai, rövid leírásokkal (a WRB osztályozási rendszer fordítása, Novák, 2020)

Leírás	Referencia csoport neve	Kód
1., Vastag szerves réteget tartalmazó talajok	Histosol	HS
2., Erőteljes emberi tevékenység jeleit mutató talajok		
Hosszú és intenzív mezőgazdasági hasznosítással	Anthrosol	AT
Jelentős mennyiségű műtermék-tartalommal	Technosol	TC
3., Gyökérnövekedést korlátozó talajok		
Permafroszt által befolyásolt talajok	Cyrosol	CR
Vékony talaj vagy sok durvatörmelék	Leptosol	LP
Nagy kicserélhető nátrium tartalommal	Szolonyec	SN
Váltakozó nedvesség körülmények, duzzadó/zsugorodó agyagok	Vertisol	VR
Oldható sók nagy koncentrációja	Szoloncsák	SC
4., Fe/Al kemizmusok alapján elkülöníthető talajok		
Talajvíz által meghatározott, víz alatti	Gleysol	GL
Allofánok vagy Al-humusz komplexek	Andosol	AN
Humusz és/vagy oxidok felhalmozódása az altalajban	Podzol	PZ
Fe felhalmozódás	Plinthosol	PT
Kis ioncsere kapacitású anyagok, P megkötés	Nitisol	NT
Kaolinit és oxidok túlsúlya	Ferralsol	FR
Pangóvíz, éles textúra különbséggel	Planosol	PL
Pangóvíz, szerkezetbeli különbség	Stagnosol	ST
5., Szervesanyag felhalmozódása az ásványi feltalajban		
Nagyon sötét feltalaj, másodlagos karbonátok	Csernozjom	CH
Sötét feltalaj, másodlagos karbonátok	Kastanozem	KS
Sötét feltalaj, nincsenek másodlagos karbonátok, magas bázistelítettség	Phaeozem	PH
Sötét feltalaj, alacsony bázistelítettség	Umbrisol	UM
6., Mérsékeltén oldódó sók másodlagos felhalmozódása		
Másodlagos kovasav felhalmozódás, cementáltság	Durisol	DU
Másodlagos gipsz felhalmozódás	Gypsisol	GY
Másodlagos karbonát felhalmozódás	Calcisol	CL
7., Altalajukban agyagfelhalmozódásos talajok		
Durvább textúrájú, világosabb talajanyag hálózatos lehatolása sötétebb, finomabb rétegbe	Retisol	RT
Kis ioncserekapacitású (IEX) agyag, alacsony bázistelítettséggel	Acrisol	AC
Kis IEX agyag, magas bázistelítettséggel	Lixisol	LX

Nagy IEX agyag, alacsony bázistelítettséggel	Alisol	AL
Nagy IEX agyag, magas bázistelítettséggel	Luvisol	LV
8., Talajok csekély, vagy hiányzó szelvénydifferenciálódással		
Mérsékelten fejlett	Cambisol	CM
Homok textúrájú	Arenosol	AR
Rétegzett folyóvízi, tengeri és tavi üledékek	Fluvisol	FL
Nincs lényeges szelvényfejlettség	Regosol	RG

Az osztályozás második szintje a minősítők. Ezek olyan, a talaj tulajdonságaival kapcsolatban fontos jelzők, melyek az alaptulajdonságokat jelentősen befolyásolják. Általában a talaj hasznosítása szempontjából fontos jelzők (például stagnic tulajdonság, mikor a talaj elegendő ideig van/volt vízzel borítva, hogy reduktív körülmények alakuljanak ki benne). Ezek felsorolása a WRB leírásában részletesen jellemezve van, pontosan meghatározva, milyen tényezők teljesülése esetén lehet használni az adott jelzőt (Novák, 2020).

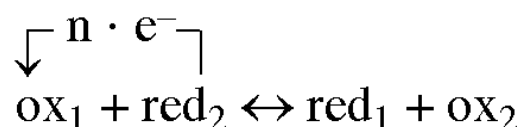
A talaj elnevezése is összetetté vált a WRB rendszerével. Egy példa elnevezés:

Albic Endostagnic Luvisol (Endoclayic, Cutanic, Differentic, Episiltic)

Ebből a *Luvisol* a referenciacsoport, az *Albic Endostagnic* a fő minősítők, a zárójelben jelzett *Endoclayic, Cutanic, Differentic, Episiltic* pedig azok a minősítők, amelyek megtalálhatóak az adott talajszelvényben. Fontos megjegyezni, hogy az eddigi terepi leírással szemben bizonyos tulajdonságok vagy minősítők csak laboratóriumi mérésekkel határozhatóak meg, melyek módszertana egységesíthető, tovább növelve az általános (nemzetközi) szinten alkalmazható rendszer megbízhatóságát és összehasonlíthatóságát (Novák, 2020).

3.3. Reduktív és oxidatív körülmények, azok hatásai

A redukció és oxidáció (röviden: redoxi folyamatok) elektronátadással járó folyamatok. A redukálódó anyag (ami egyben oxidálószer) elektront ad le, míg az oxidálódó anyag (ami egyben redukálószer) elektront vesz fel. Egy ilyen folyamat sematikus leírása az 5. ábra (Rácz, 2011). Ebben az esetben a magnézium redukálódik, míg az oxigén oxidálódik, azaz az oxigén elektront vesz fel a magnéziumtól.

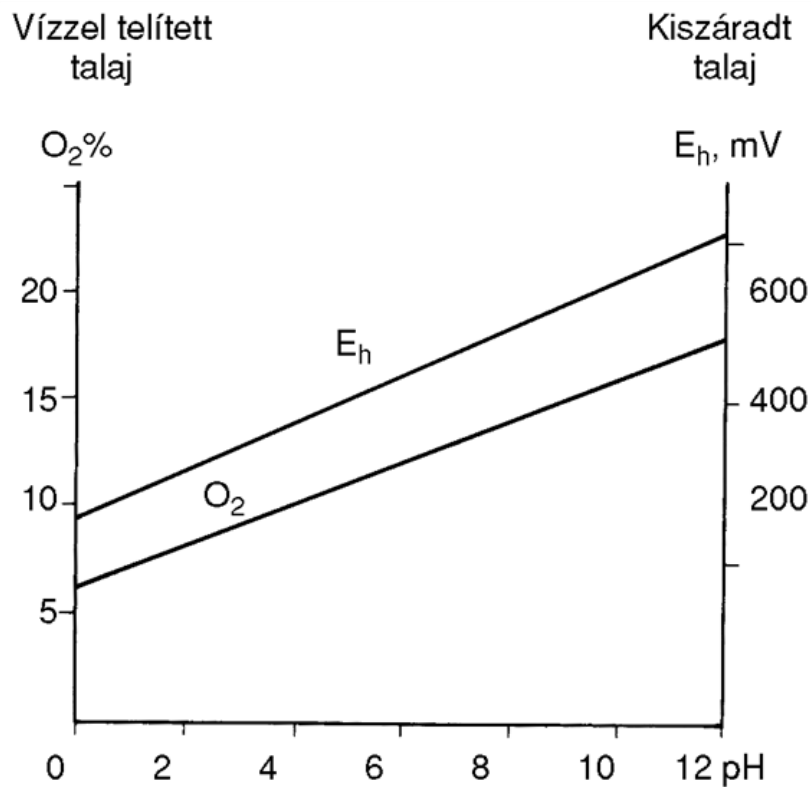


5. ábra: a redoxi reakció sematikus ábrája, az elektronleadás irányával (Stefanovits et al, 1999)

ahol ox_1 = az oxidálószer oxidált formája; red_2 = a redukálószer redukált alakja; red_1 = a redukálódott oxidálószer; ox_2 = az oxidálódott redukálószer jele; n = a redukció során leadott, ill. felvett elektronok száma. Az oxidálószer tehát elektronakceptorok, a redukálószer pedig elektrondonorok (Filep és Fülek, 2010).

A talajok általában tartalmaznak gáz frakciót. Ez azt jelenti, hogy a légkörrel összeköttetésben állnak, ahonnan folyamatos oxigén utánpótlást kaphatnak. Ha azonban ez nem áll fenn (a víz kitölti a réseket, és elzárja az oxigén gyors bejutásának lehetőségét), akkor a nagyságrendekkel lassabb diffúzió miatt kialakulnak a redukzív viszonyok. Az állandóan vízzel borított területek esetében a redukzív viszonyok kialakulnak, majd tartósan fennállnak, ami egy kémiai egyensúly beálltához vezet. Az anyagkörforgalom szempontjából viszonylag konstans területek. Ezzel szemben a belvív, vagy átmenetileg vízzel borított területek gyorsan, folyamatosan változó környezetet teremtenek, melyben ezek a kémiai átalakulások oda-vissza bekövetkeznek, állandó kémiai egyensúlyi helyzet nem jellemző, csak az arra törekedő folyamatok. A belvív hatásával kapcsolatban több tanulmány is született, mely a problémás területekkel foglalkozik. Ezeknek a jellemzője, hogy vagy a szikesedés problémáira kerestek megoldást (Rékási, 2007), vagy pedig egy-egy területre koncentráltak (Kun, 2011a). Szintén említésre kerül a vízzel borított területeken található redoxi potenciál megváltozása (Filep és Fülek, 2010), ami egyértelműen a vízborítás hatására vezethető vissza.

Kiemelkedő jelentősége van a redoxireakcióknak a talajok nedvesedése, száradása, esetleg vízborítása vagy vízzel való telítése esetében. Mivel a vízzel telített talajokban az oxigén diffúziója rendkívül lelassul, ezért utánpótlása a légkörből gyakorlatilag megszűnik, míg a szerves anyagok oxidatív lebomlása fogyasztja az oxigént. A talaj teljes átnedvesedését követő száradás hatását a talajlevegő oxigéntartalmára és redoxipotenciáljára jól mutatja a 6. ábra (Filep és Fülek, 2010).

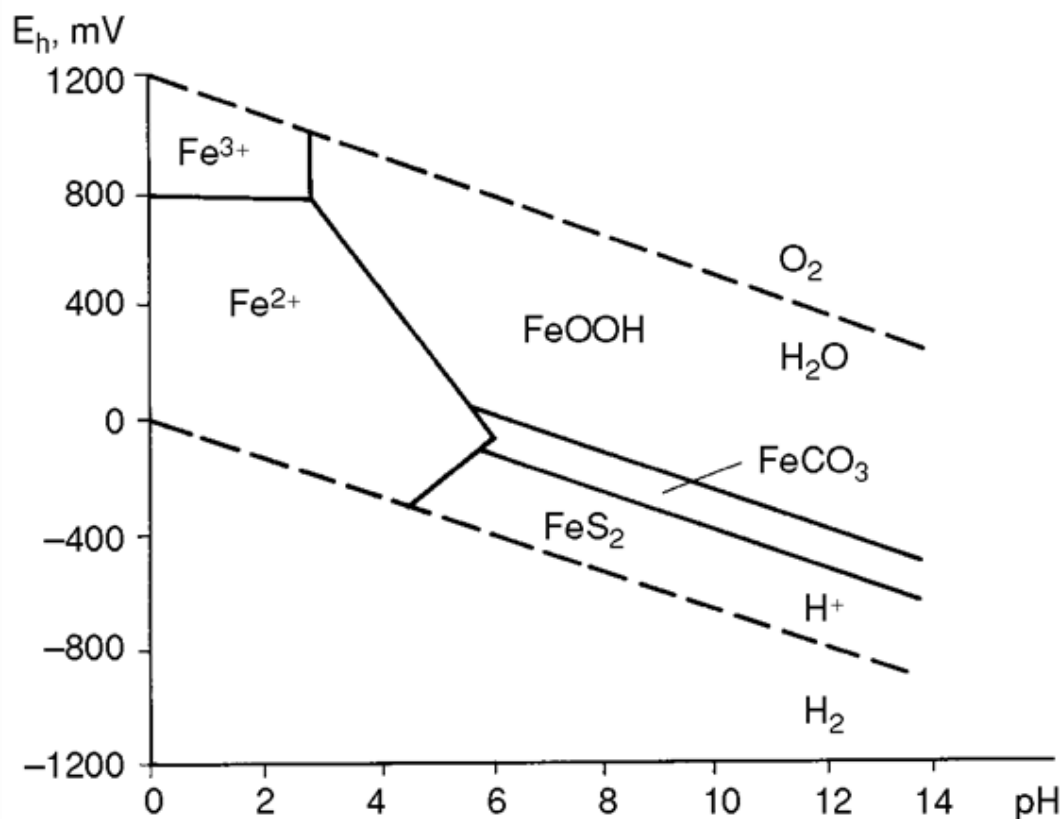


6. ábra - A talajlevegő O₂-tartalmának és a redoxipotenciálnak változása a talaj száradása során (Stefanovits et al, 2010)

Száraz körülmények között gyakran előfordul a Fe³⁺-vegyületek képződése és kicsapódása. Ez történik például a Fe³⁺-foszfát esetében is. A talaj vízzel való telítődése során, ahogy a körülmények redukttivá válnak, a Fe³⁺-ionok Fe²⁺-vé alakulnak, és vízdoldható Fe(II)-vegyületek képződnek. Ez egyúttal a foszfát felvehetőségének a megnövekedésével jár, ahogy a komplexek felbomlanak. Hasonló folyamat zajlik le a mangán esetében is, ahol a Mn⁴⁺ alakul át Mn²⁺-á, redukálódik, és válik vízdoldhatóvá (Filep és Füleky, 2010).

Ezzel ellentétben az a folyamat, amikor egy terület a felesleges víz eltávolítása után szárazzá, levegőzöttté válik, mely oxidatív környezetet teremt az eddigi redukttív helyett. Ilyen környezetben a FeS-üledék Fe₂(SO₄)₃-tá alakul (Filep és Füleky, 2010).

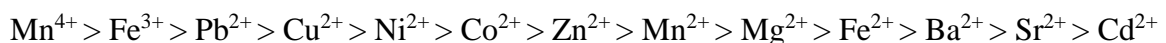
Ha a terület újra víz alá kerül a Fe³⁺ → Fe²⁺-vé, a SO₄²⁻ pedig szulfiddá redukálódik. Erre szemmel is jól látható nyomot szolgáltat a jellegzetes, az időszakosan vízzel telített talajoknál a glejes kékeszöld színt adó Fe²⁺-vegyületek jelenléte. Ha oxidatív a környezet, ezek a vaskonkréciók Fe(III)-oxid-hidroxidokká alakulnak, jellegzetes rozsdafoltok megjelenésével (Filep és Füleky, 2010). A fontosabb vasvegyületek kapcsolódó Eh-pH diagramja a 7. ábrán látható.



7. ábra - E_h -pH összefüggés vasionok és vasvegyületek esetén (Stefanovits et al, 2010)

A talajok redoxi-reakcióiban részt vevő legfontosabb kémiai elemek: C, N, O, S, Mn és Fe, ezen kívül pedig potenciálisan az. As, Se, Cr és Hg is szerepet játszhat, további elemekkel kiegészülve, komplex rendszert kialakítva. (Filep és Füleky, 2010).

Természetesen az eddig ismertett kémiai specieszek kialakulása önmagában nem magyarázza az eltérő viselkedési tulajdonságokat a talajban. Abban az esetben például, hogy a Fe(II) speciesz miért oldható jobban, mint a Fe(III) speciesz, arra a 8. ábrán látható komplexképződési sorrend ad magyarázatot. Látható belőle, hogy a fémek meghatározott sorrendben, oxidációs állapottól függően alkotnak komplexeket, melyek a formától függő erősséggel kötődnek. Így az oldatokba való oldódás esetén alapvető fontosságú, hogy az oxidációs állapotot ismerjük, és a redukzív állapot növeli az egyes fémek oldhatóságát.



8. ábra: Komplexek képződési sorrendje (http7)

3.4. Szemcseméret-eloszlás, aggregátum-stabilitás

A talaj szilárd fázisa különböző szemcseméretű alkotókból áll. Ezek elsősorban ásványi szemcsékből épülnek fel, de (elsősorban a kolloid tartományban) találhatóak szervesanyagok, agyagok, illetve hidroxidok is. Ezek sűrűsége, alakja eltérő, ráadásul méretük meglehetősen változatos. Az egyszerűbb kezelhetőség miatt osztályokba (frakciókba) szokták rendelni. Nemzetközileg több osztályozási rendszer is ismert, erről az USDA (http8) áttekintője ad részletes tájékoztatást (9. ábra).

USDA	FINE EARTH										ROCK FRAGMENTS												
	Clay		Silt				Sand				Gravel			Cob- bles	Stones	Boulders							
	fine	co.	fine	co.	v.fi.	fi.	med.	co.	v.co.	fine	medium	coarse											
millimeters:	0.0002	.002 mm	.02	.05	.1	.25	.5	1	2 mm	5	20	76	150	380	600 mm								
U.S. Standard Sieve No. (opening):			300	140	60	35	18	10	4	(3/4")	(3")	(10")	(25")										
International	Clay	Silt	Sand				Gravel	Stones															
millimeters:		.002 mm	.02		.20		2 mm		20 mm														
U.S. Standard Sieve No. (opening):							10		(3/4")														
Unified	Silt or Clay		Sand			Gravel		Cobbles	Boulders														
millimeters:			.074		.42	2 mm	4.8	19	76	300 mm													
U.S. Standard Sieve No. (opening):			200		40	10	4	(3/4")	(3")														
AASHTO	Clay	Silt	Sand		Gravel or Stones			Broken Rock (angular), or Boulders (rounded)															
millimeters:		.005 mm	.074	.42	2 mm	9.5	25	75 mm															
U.S. Standard Sieve No. (opening):			200	40	10	(3/8")	(1")	(3")															
phi #:	12	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0	-1	-2	-3	-4	-5	-6	-7	-8	-9	-10	-12
Modified Wentworth	← clay		silt				sand				pebbles		cobble		boulders →								
millimeters:	.00025	.002	.004	.008	.016	.031	.062	.125	.25	.5	1	2	4	8	16	32	64	128	256			4092 mm	
U.S. Standard Sieve No.:						230	120	60	35	18	10	5											

9. ábra: A nemzetközileg ismert, és használt szemcseméret-eloszlás kategóriák a különböző osztályozási rendszerekben, és ezek összehasonlítása. Az USDA gyűjtése, több szerző nyomán (http8): Soil Survey Staff, 1951; ASTM, 2011; AASHTO, 1997a, 1997b; Ingram, 1982

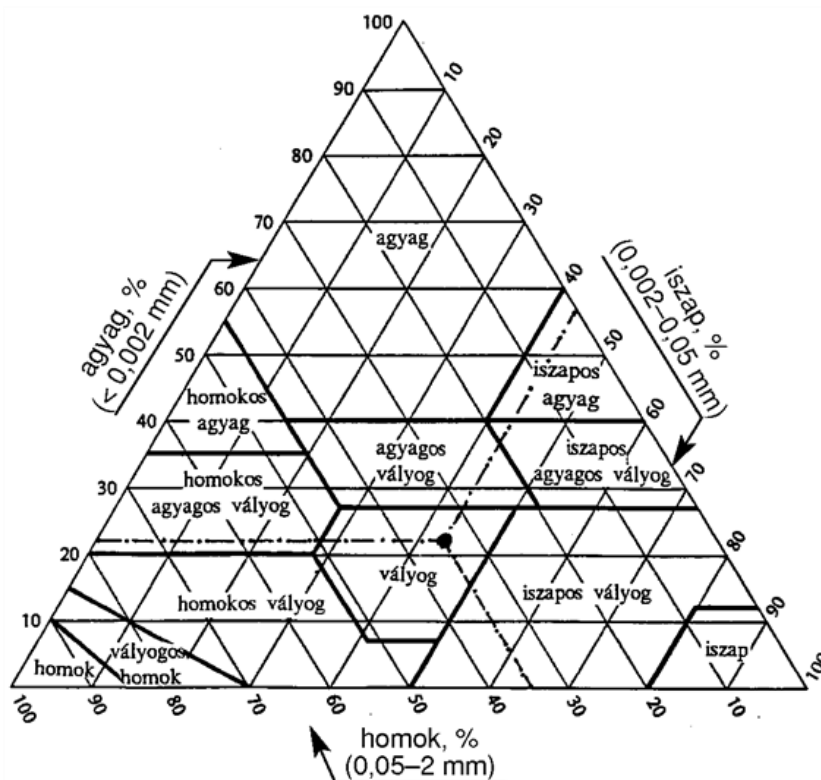
A szemcsék méretében fokozatos változás figyelhető meg, tulajdonságaikban azonban ugrásszerű változás következik be. Magyarországon a nemzetközileg elismert rendszer van használatban, mely alapján három nagy kategóriát szokás elkülöníteni, az agyag, az iszap, és a homok frakciókat (az ennél nagyobb, 2 mm feletti tartományok a kötőrmelék, illetve kő, általában eltávolításra kerül a talajok vizsgálata során). Ezek alapján a három frakció tulajdonságai (Stefanovits et al, 1999):

- **Homok:** Méretük: 20-2000 mikrométer. Anyagát tekintve elsősorban kvarc, földpát, egyéb anyagok elenyésző mértékben vannak jelen. Kis fajlagos felülete kevés víz megkötésére képes. Aggregátumokat nem alkotnak, a kis tapadóerő miatt, ami a nagyméretű részecskék közt felléphet. Tisztán homok jelenlétekor a szerkezet porózus, mely pórusokat levegő vagy víz tölt ki (Stefanovits et al, 1999).
- **Iszap:** Méretük: 2-20 mikrométer. Anyaguk inkább szekunderoxidok, kevesebb kvarccal. Kis mennyiségű földpát, agyagásvány is előfordulhat. Fajlagos felületük a homokfrakciónál nagyobb, aggregátumokat hajlamosabbak alkotni, de ezek könnyen szétesnek. Vízmegkötő-

képességük jobb a homokénál, de az agyagénál gyengébb. Kisebb méretük miatt kötöttebb talajokat tudnak alkotni (Stefanovits et al., 1999).

- **Agyag:** Méretük: 2 mikron alatt (jelentős részük a kolloid tartományba esik). Elsősorban agyagásványok alkotják, jelentős mennyiségű szekunder oxiddal. A legnagyobb fajlagos felülettel ez a csoport rendelkezik (mely a méret csökkenésével nő, egészen a kolloidokig), emiatt gyakran alkotnak stabil aggregátumokat. Pórusterük nagyon kicsi, egyes agyagfajták duzzadásra is hajlamosak, így víztartó képességük nagyon nagy. Tömör, kötött talajokat alkotnak (Stefanovits et al., 1999).

A három frakció alapján több alosztályba sorolhatók a talajaink, melyek a tulajdonságaikra is utalnak egyben. Erről az úgynevezett textúra-háromszög ad információt (10. ábra).



10. ábra: A talajok textúra alapú besorolása (Stefanovits et al, 1999)

A talajokból laza talajnak nevezik (vagy durva textúrájúnak) a homoktalajokat, a homokos vályog talajokat, és a vályogos homoktalajokat melyek jó vízvezető, de rossz víztartó tulajdonságúak. Közepes textúrájúak a vályogtalajok és az iszaptalajok, míg kötött talajok (vagy finom textúrájúak) az agyagtalajok, illetve az agyagos talajok, melyek rossz vízvezető, de nagyon jó víztartó képességűek (Stefanovits et al, 2010).

3.4.1. Aggregátumstabilitás

A talajban az aggregátumok képződése: a szerves és szervesen kötőanyagokkal az ásványi szemcsék mikro-aggregátumokat képeznek, majd ezekből a makro-aggregátumok. Ezek stabilitása a környezeti erőkkel szemben (mint az eső, mikrobiális hatások, kémiai átalakulások) igen fontos,

mivel az aggregátumok ellenállóképessége befolyásolja a talajok ellenállóképességét a talajdegradációs folyamatokkal szemben (beleértve az eróziót is). (http9; Nimmo 2005).

Az aggregátum-stabilitást befolyásolják a fizikai, kémiai, biológiai tényezők. Ezek komplex rendszert alkotnak egymással, gyakori, hogy több tényező egyszerre, de ellentétesen hathat egymással.

A szerves anyagok esetében gyakran szerkezetstabilizáló hatásról lehet beszélni. Ez a hatás az agyagásványok esetében kérdőjelezhető meg egyedül: Makó és munkatársai (Makó, 2017) szerint a duzzadó típusú agyagásványok jelenlétében a szervesanyagok diszperziós hatást váltanak ki a szerkezetben. Ugyanakkor fontos megjegyezni, hogy a helytelenül megválasztott agrotechnológia vagy művelési ág a talaj szervesanyag készletének gyors csökkenéséhez (illetve átalakulásához) vezethet, amelyek csökkentik a stabilitást az aggregátumok esetében (a kötőanyag eltűnésével).

A talajlakó baktériumok főleg a mikroaggregátumok képződésében vagy bomlásában játszanak szerepet, továbbá az általuk kibocsátott anyagok, végtermékek (például a széndioxid) karbonát-képződéshez vezethet, mely további fixációt idézhet elő a talajban, növelve az aggregátumok stabilitását (Nimmo 2005; Makó, 2017).

Végül az aggregátumokra a talajok nedvesedési-száradási periódusai is jelentős hatással vannak. A talajkémiai változások, melyet a nedvesség beindít, befolyásolják a mikrobiális aktivitást, a talaj ionjainak formáit és oldhatóságát, valamint az agyagásványok aktivitását, diszperzióját (Nimmo 2005; Makó, 2017).

3.5. Kolloidok

A talajadatok rendszerbe foglalása megtörtént hazai és nemzetközi szinten is (Waltner et al, 2012). A talajok szerkezetét a szakirodalom szintén részletesen leírta, kiemelve néhány problémát is az agyagtartalomra vonatkozóan (Michélie et al., 2005). Ez azért fontos, mert a legfontosabb frakció a kolloid (jellemzően agyag) tartományba eső, ugyanis (általában) az ionok ebbe a mérettartományba eső szemcsék felületén adszorbeálódnak jelentős mértékben (Filep és Fülek, 2010; Patzkó, 2010).

A kolloidika tudománya egy átmeneti tartománnyal foglalkozik. Átmeneti, mert határtartományt képez a szilárd és oldott anyagok közt, a kisméretű ásvány vagy nagyméretű fehérjékkel bezárólag. Alapvetően fizikai tulajdonságaik azok, melyek elkülönítésüket szükségessé teszik (2. táblázat) a többi rendszertől (Patzkó, 2010).

2. táblázat: A kolloid mérettartomány, és a tartományba eső részecskék fizikai viselkedése, Rácz (2011) nyomán

A részecske	Durva diszperz rendszer	Kolloid rendszer	Valódi oldat
Méretük:	> 500 nm	1-500 nm	1-0,1 nm
Láthatóságuk:	fénymikroszkóppal	ultra- vagy elektronmikroszkóppal	nem látható
Üledésük:	Üledésre hajlamos	Nem ülededik	Nem ülededik

A kolloid rendszerek a diszperz rendszerek és a valódi oldatok között helyezkednek el, ezt a tartományt a méretük, nem pedig az anyagminőségük határozza meg. Azonban még ez a mérettartomány se jól körülírható: egyes tanulmányok az 1-1000 nm-es tartományt tekintik kolloidnak (Moreno és Peinado, 2012). A talajok esetében a határ ennél is nagyobb: 2 mikrométert (2000 nm) fogadnak el felső határnak, az agyagásványok lemezes szerkezete miatt (Stefanovits et al, 2010).

A kolloidok alakjaitól függően tovább nehezítik a vizsgálatukat. A talajkolloidok esetében három formát különböztethetünk meg: a lamelláris, a fibrilláris, és a korpuszkuláris kolloidokat (Stefanovits et al, 2010).

- Lamelláris kolloid: olyan lemezes szerkezetű kolloidok, melyek a tér egy irányába nem érik el a kolloid tartomány felső határát (például montmorillonit, kaolinit)
- Fibrilláris kolloid: olyan fonalszerű kolloidok, melyek egy dimenzióban jelentős kiterjedésűek (például humuszkolloidok)
- Korpuszkuláris kolloid: a tér mindhárom irányába kolloid méretűek, alakjuk lehet szabályos (gömb), vagy szabálytalan (kvarc, csillám, földpátszemcsék)

Itt érdemes megjegyezni, hogy a talajkolloidok többsége (felületüket tekintve, például: agyagásványok, humuszkolloidok) negatív töltésű. Ennek oka, hogy az aprózódás során létrejövő felületek (strukturális felépítésük miatt) elektron többlettel rendelkeznek.

A talajkolloidokat lehet szerves és szervesetlen kategóriákra osztani. A szervesetlen kolloidok közé a következők tartoznak (Stefanovits et al, 2010):

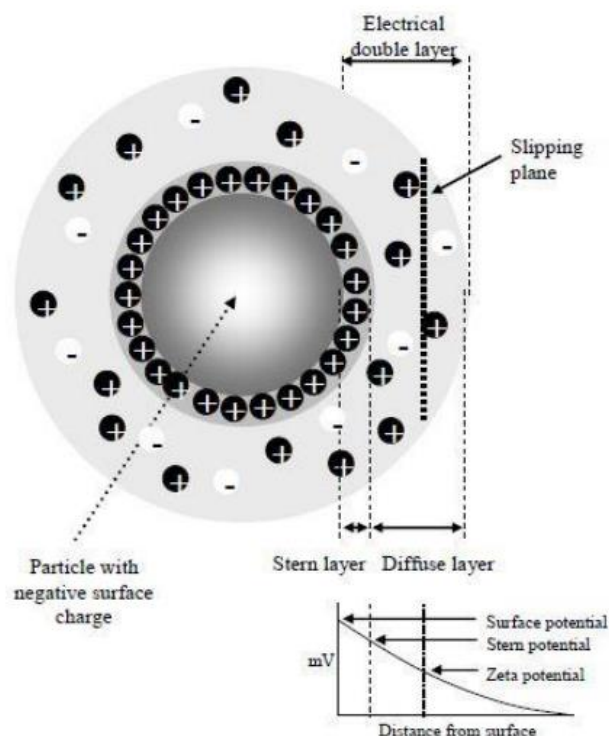
- Agyagásványok. A talajban, a mállás során képződő, az agyagfrakció legfontosabb összetevői.
- Kovasavak és Fe-, Al-hidroxidok. Gél formájában kiváló talajalkotók, melyek elsősorban az intenzív málláson átmenő talajok esetében jelentősek. Száraz körülmények közt folyamatosan növekedve elveszíthetik kolloid tulajdonságaikat.
- Ásványtörmelékek. Főleg kvarc- és csillámpor, a talaj fizikai mállása során felaprózódott, ellenálló részei.

A szerves kategóriába a következők tartoznak:

- Humuszkolloidok. Nagy molekulatömegű, nagyméretű, elágazó szerves molekulák, melyek képesek térben elcsavarodva csomókat képezni, nagyméretű, aktív felületet alkotva.
- Nem humusz jellegű szerves alkotórészes kolloidok. Jellemzően a humifikáción át nem esett fehérjék, poliszacharidok, melyek méretüknél fogva a kolloid tartományba esnek. Általában jelenlétük nem hosszú idejű, a talaj mikrobiális közössége hasznosítja és átalakítja, lebontja őket.

Előfordulhat, hogy a talaj szervesetlen alkotórészeit szerves burok veszi körbe, komplexumot alkotva. Ekkor az agyagásványok vagy vas, alumínium hidroxidok felületén humuszhártya alakul ki, vagy az agyagásványok felületén kovasav, hidroxidok kötődhetnek meg (nem szerves komplexum). Mindkét esetben az eredeti alkotórészek tulajdonságai jelentősen torzulhatnak (Stefanovits et al, 2010).

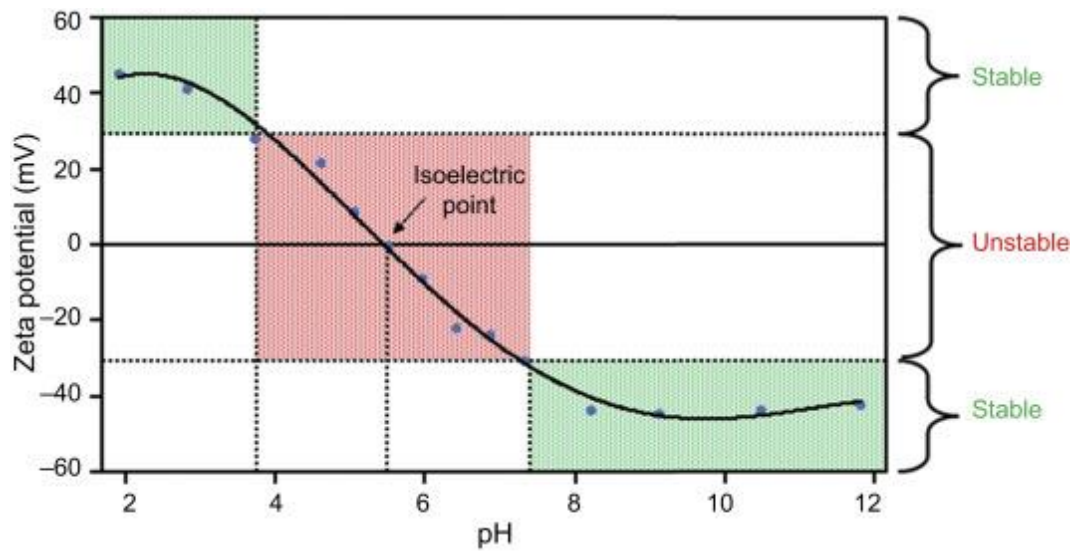
A kolloidok egy jellemző tulajdonsága a felületük töltése, illetve az ahhoz kötődő ionok mennyisége. Ez az elektromos kettősréteg (avagy Stern-féle réteg és a diffúz réteg együttesen, Sparks, 1999; Lyklema, 2015, 11. ábra). Ennek mérete meghatározza a kolloid viselkedését a vizes közegben – a nagy kiterjedésű elektromos kettősréteg taszító hatást fejt ki a kolloidra, míg a kis kiterjedésű elektromos kettősréteg közelebb engedi a kolloidokat egymáshoz.



11. ábra: A kolloid felületén kialakuló elektromos kettősréteg sematikus felépítése (Schellmann, 1977)

A kolloidok esetében a Stern-féle réteg erősen kötődik a kolloid felületéhez, elmozdítása nehéz. Más a helyzet a diffúz réteggel – ez másodrendű kötőerők segítségével kötődik az elsődleges réteghöz. Mérete erősen befolyásolható a környezet által. Ennek meghatározó értéke a zeta-potenciál. Ez definíció szerint a kolloid sugara a „merev” Stern réteg és a kolloidtól messzebb fellépő elektromos réteg között, mérése az erre kifejlesztett zeta-potenciál mérővel történik (Grumezescu, 1999).

A kolloidok természetes módon nem ülepednek ki: méretük miatt képesek ellenállni a gravitációs hatásnak (a Brown mozgások a gravitációval ellentétesen hatva, lebegtetve tartják ezt a mérettartományt), természetes módon nem ülepednek ki. Mivel az agyag tartomány jelentős része ebbe a kolloid mérettartományba esik, érdemes szót ejteni a kolloidok koagulációs hajlandóságáról. Ez a hajlandóság az úgynevezett izoelektromos pont környékén a legnagyobb (12. ábra). Ez a pont főleg a környezet kémhatásától (pH) és az elektromos kettősréteg állapotától függ. Ha az értékek a +/- 10 mV zeta-potenciál, és 4-7 pH érték közötti tartományba esnek, melyben a kolloid anyagok többsége hajlamos komplexeket képezni egymással, az ülepitésük lehetségessé válik (Pate és Safier, 2016).



12. ábra: A kolloidok zeta-potenciál értéke a környezet kémhatásának függvényében, az izoelektromos tartománnyal (Pate és Safier, 2016)

Természetesen az izoelektromos pont számára kedvező feltételek megteremtése komoly feladat. A szennyvízkezelésben alkalmazott technológiákban folyamatos kihívást jelent. Talajok esetében azonban a talajok pufferkapacitása segíthet az izoelektromos pont számára optimális tartományban tartani a pH értékét, míg a zeta-potenciált az oldott kationok mennyisége alapjaiban befolyásolja.

3.6. Pufferképesség, szorpció

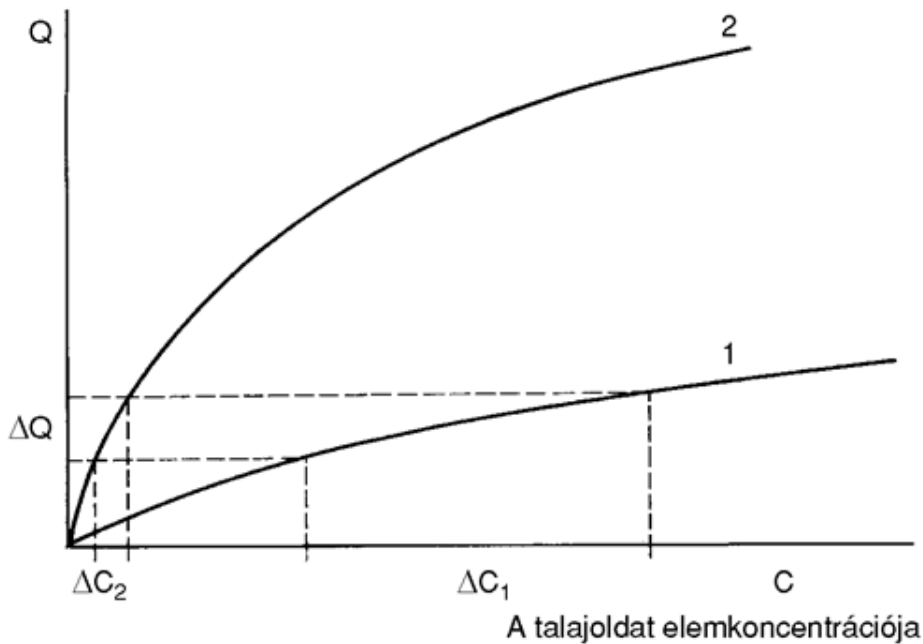
A talajokban a pufferkapacitás kiemelt szerepet tölt be. Ez a kémiai rendszer ellenállóságát jelenti a sav-lúg hatásokkal szemben. Mivel általában a talajokat az elsavasodás jellemzi, így főleg a savasodással szembeni ellenállóképességről (pufferkapacitásról) szokás beszélni. Ezt a savanyúságot okozhatja a légköri savasodás, vagy a műtrágyák savanyító tulajdonsága (Rékási és Filep, 2007). A talajban a pufferanyagoknak általában a következőt szokás tekinteni (Stefanovits et al, 2010):

- Karbonátok (CaCO_3): Ca- és Mg-karbonát formában jelenlevő komplexek, melyek savas környezetben CO_2 kiválásával bomlásnak indulnak, semlegesítve a szabad hidrogénionokat.
- Talajkolloidok: Főleg a humuszanyagok és az oxidok melyek részt vesznek a semlegesítő folyamatokban. Képesek a változó töltéseikkel a H^+ ionokat és az OH^- ionokat is közömbösíteni, megkötni.
- Agyagásványok: Az agyaghoz kötött Al-hidroxidok képesek polimerizálódni lúgos közegben, ezzel semlegesítve a lúg hatását, míg savas közegben depolimerizálódnak, közömbösítve a savakat. Ezt a teljes depolimerizálódásig képesek végrehajtani, akkor megszűnik a pufferelő képességük.
- Könnyen málló szilikátok: Mállás közben proton szabadul fel, míg képződésük protont köt meg. A szilikátok pufferképessége azonban lassú, gyakran irreverzibilis folyamatokhoz vezet.

A felsorolt anyagokon túl minden talajalkotó rendelkezik valamilyen adszorpciós képességgel. Mivel ez az adszorpció nagyon nagymértékben függ a felülettől, és a környezet kémhatásától, a talajok vizsgálatakor ezeket mindig egy adott pH értéken, adott talajra jellemzőként kell kezelni (Stefanovits et al, 2010).

A 13. ábra két elméleti lehetőséget mutat be. Az 1. számú talaj kis pufferkapacitással rendelkezik, míg a 2. számú talaj nagyobb. Megfigyelhető, hogy a 2-es talaj nagyságrenddel több anyagot képes megkötni, mint az egyes talaj. Ugyanakkor mindkét talaj esetében a görbe kezdeti, meredek szakasza a talaj elemkoncentrációjának növekedésével csökkenő tendenciát mutat, míg végül a konstans vízszinteshez közelít. Ez a szorpciós kapacitás miatt történik, mely véges megkötési helyet jelent a felületen (Stefanovits et al, 2010).

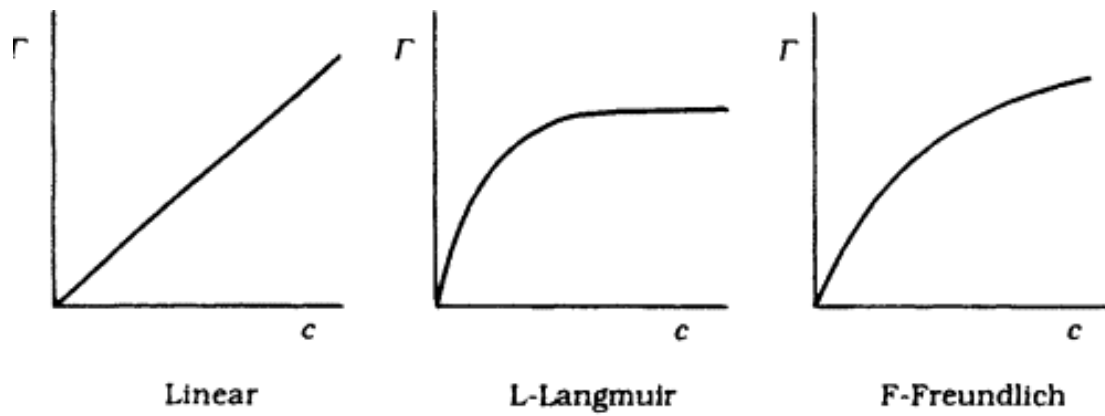
A talaj szilárd fázisához kötött
elemmennyiség



13. ábra: Két, teoretikus talaj pufferekapacitása (Stefanovits et al, 2010)

A pufferekapacitás tehát a szorpciós képességgel áll összefüggésben. Az adszorpciós izotermák leírására, a folyamat termodinamikai modellezésére az első, igazán használható izoterma modellt Langmuir (1918) vezette le, üres felületre történő gáz adszorpciót leíró egyenletével. Már ebben a cikkben előrevetíti azt a jelenséget (vagy problémát), hogy a felület különböző energiával képes kötni a molekulákat. Az azóta eltelt időben ezt megerősítették, emiatt lehet találkozni az irodalomban két vagy háromtagú izoterma alkalmazásával (Bache és Williams 1971, Holford et al. 1974, Syers et al. 1973).

A talajon történő megkötődési folyamatok vizsgálata esetén érdemes kiemelni, hogy csere adszorpció történik. A felület eredetileg nem üres, rajta az oldószer vagy az oldatban nagyobb koncentrációban levő anyag részecskéi (ionok, molekulák) vannak megkötve. Emiatt gyakran találkozhatunk az ilyen esetekre levezetett Freundlich izoterma alkalmazásával, azzal az elhanyagolással, hogy a kicserélt felület olyan kismértékű, hogy a deszorbeálódó anyaggal töltött felület változása elhanyagolható (Freundlich 1909).



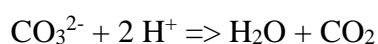
14. ábra: Adszorpciós izotermák (Jönsson, 1996).

A 14. ábra bemutatja az adszorpciós izotermák jellemző görbéit. A lineáris izoterma teoretikus: a koncentráció növekedésével egyenes arányban növekszik a megkötődött anyag. A Langmuir-izoterma esetén a megkötődésnek van egy elméleti maximuma, amely a koncentráció növelésével se léphető át. A Freundlich-izoterma pedig egy folyamatosan csökkenő, de jelen levő megkötődést feltételez, amely a koncentráció növelésével csökkenő mértékben, de további anyagot köt meg a felületen. Ezek az izoterma modellek egyrétegű megkötődést modelleznek matematikailag, a többrétegű (vagy lépcsős izotermák) további lehetőségeket rejtenek magukban.

3.7. Karbonátok

A kalcium és magnézium karbonátok formájában fontos szerepet tölt be a talajainkban. Eredete főleg a Pannon-tenger időszakára vezethető vissza, mikor üledékes formában mész rakódott le a jelenlegi magyarországi terület 90%-án. Fontos forrás a löszös üledék is. Talajképző kőzetként nagyon gyakori, így a talajaink nagy részében megjelenhetnek a karbonátok valamilyen formában.

A karbonátok primer forrásai a kalcit, dolomit és az aragonit. A karbonátok vízoldhatósága miatt (mely különösen az enyhe szénsav jelenlétében számottevő) az erősen kilúgzott talajok kalcium tartalma igen csekély (gyakran egyáltalán nem tartalmaz karbonátot), akárcsak a nagyon savanyú homoktalajokon (Stefanovits et al, 2010). A karbonát a savakkal az alábbi egyenlet alapján reagál:



Emiatt lehetséges, hogy a talajokat gyakran meszezik a savas pH megszüntetése céljából. A fenti egyenletből látható, hogyha a talaj pH értéke a csökkenés irányába tartana, akkor a benne lévő karbonát mennyisége csökkenni fog, pufferként semlegesítve a változást. Abban az esetben viszont, ha sok kalcium van jelen, CaCO_3 alakban kicsapódhat és pufferképességével növelheti a talaj ellenállóképességét a behatásokkal szemben. A CaCO_3 viszont vízben nem oldódik, csak CO_2 tartalmú (szénsavas) vízben. A talaj levegőjében lévő CO_2 mennyisége így alapjaiban határozza meg a karbonátok oldódását (Stefanovits et al., 2010).

Talajtanban ismeretes a szekunder karbonát fogalma. Ebben az esetben, a karbonát helyben, klimatikus viszonyok miatt (gyakran a vízgazdálkodási sajátosságok miatt) képződik, átrendeződve egy másik forrásból. A talajképző kőzet a nedvességviszonyok, a hőmérséklet, de még a kémhatás is komoly hatással van rá. Egyes vélekedések szerint a biogén eredet is komoly hatással lehet eredetében (http10).

Bármilyen forrásból is származzon, a karbonát jelenléte (vagy hiánya) komoly hatással van a vizsgált talajok elemháztartására, illetve tulajdonságaira is.

3.8. Humuszanyagok

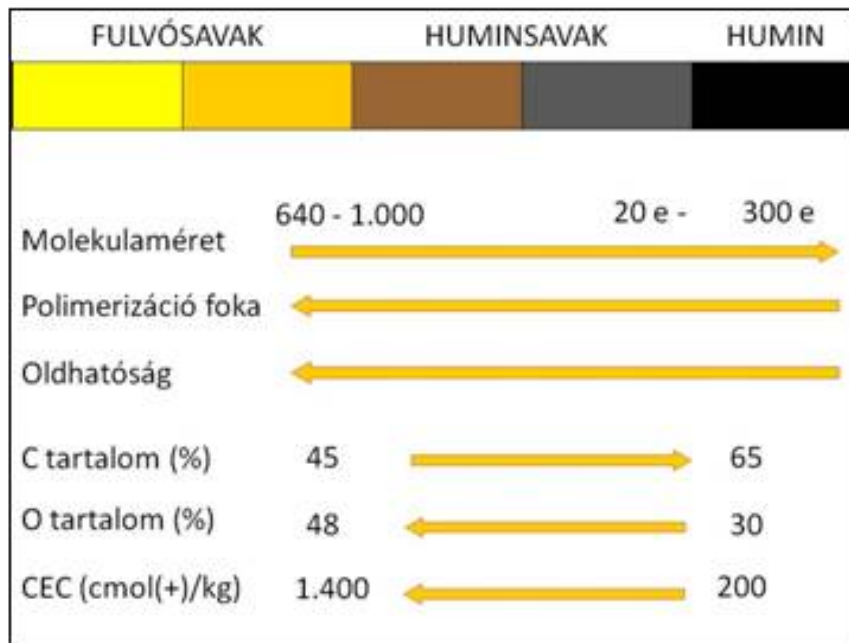
A talaj széntartalma a szerves és szervesetlen frakció közt oszlik meg. A szervesetlen frakciók, mint az ásványi formában megkötődött karbonátok, a széntartalom jelentős részéért felelősek, de kötött formákban van jelen. A másik frakciót, a szerves széntartalmat (Soil Organic Matter – SOM), főleg a növényi vagy állati maradványok, illetve a lebomlott formájú szerves molekulák alkotják. A humuszanyagok (a humusz a talajra jellemző, sötét színű, nagy molekulatömegű, amorf, kolloid természetű szerves anyagok keveréke) jellemzőn egy érzékeny és összetett folyamat eredményeként (mely magában foglalja a mineralizációt, a lebomlást, az addíciót, és a transzformációkat is (Horwath, 2015)). Ezek a folyamatok véletlenszerűek, azonban a kialakulás, krakkolódás, kondenzációs és degradációs folyamatok egy matematikai véletlenszerűséget követ (Földényi et al, 2017). Keletkezésének ideje igen kérdéses: függ a kiindulási anyagok minőségétől, mennyiségétől, függ a klimatikus viszonyoktól, és függ a környezeti hatásoktól, illetve a talajalkotók összetételétől. Annyi bátran kijelenthető: a humuszanyagok lebontásához néhány hét, vagy hónap is elegendő lehet, míg felépülésükhöz évekre (évtizedekre, évszázadokra) van szükség (Berg et al, 1995).

A talaj szerves alkotóit több nagyobb csoportra oszthatjuk (Micheli et al, 2015):

- Az élő szervezetek (biomassza)
- A talaj szerves anyagai

Ezen belül a talaj szerves anyaga két nagy kategóriára osztható: lebomlatlan, vagy lebomlott szerves anyagra, a lebomlott szerves anyag pedig nem valódi humuszanyagokra és valódi humuszanyagokra. A nem valódi humuszanyagok, olyan szerves molekulák, melyek meghatározott szerkezettel rendelkeznek, felszabadultak a lebomlás során, de nem indultak el a humifikáció útján. Jellemzően ilyenek lehetnek a zsírok, fehérjék, szénhidrátok (Micheli et al, 2015).

A humuszanyagok esetében a humifikáció következtében nagyméretű, sav karakterisztikával jellemezhető szerves polimerek alakulnak ki, melyek változatos méretűek és eltérő szerkezeti molekulával jellemezhetőek. Emiatt pontos kémiai szerkezetük nem meghatározható, jellemzően molekulásúlyról, vagy mérettartományokról szokás beszélni. A kategóriák se egy jól körülhatárolható szerkezettel rendelkező csoportot takarnak, mintsem egy tartományba eső molekulák összességét jellemzik. A meghatározásuk is jellemzően szétválasztásos módszerekkel (frakcionálással) történik, melynek során komoly változáson megy át a szerkezetük. Méretük és szerkezetük miatt kolloidként viselkednek, így jelentős szerepük van a talajkolloidok tulajdonságainak meghatározásában (Stefanovits et al, 2010; Micheli et al, 2015). A valódi humuszanyagok csoportosítását a 15. ábra mutatja be.



15. ábra: A valódi humuszanyagok frakcióinak csoportosítása, és azok tulajdonságai (Micheli et al, 2015).

Ezek alapján a három nagy csoport: Humin anyagok, Huminsavak, Fulvosavak. Ezeket a csoportokat vagy oldhatóság alapján lehet elválasztani egymástól, vagy a molekulaméretük szerint. Jellemzően a színben is eltérés tapasztalható köztük (Stefanovits et al, 2010).

- Huminanyagok

A humin a legkevésbé ismert humuszfajta. Nem oldódik vízben semmilyen pH-nál, nagyfokú stabilitás jellemzi. Színe fekete. A talaj ásványi részeihez igen erősen kötődik. A legnagyobb molekulamérettel rendelkezik a három frakció közül, polimerizációs foka alacsony (Galambos, 2006; Stefanovits et al. 1999).

- Huminsavak

A huminsavak sötétebb színűek, komplex képzésére hajlamos, nagy molekulatömegű frakció. Savas közegben, pH=2 alatt vízben nem oldódnak, de magasabb pH-nál oldhatóvá válnak. A különböző fémekkel (például a Ca, Na) alkotott sói (a humátok) vízben való oldhatósága különböző (jellemzően az egyértékű kationokkal alkotott sói oldódnak jól, például a Na-humát), anyagra jellemző (Galambos 2006; Stefanovits et al. 1999).

- Fulvosavak

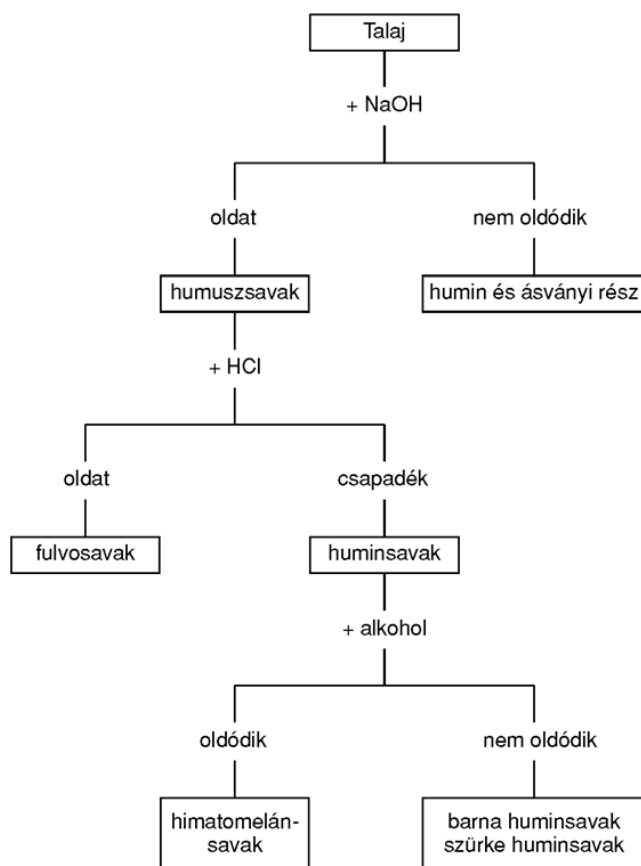
A fulvosavak világossárga színű, savas jellegű vegyületek. A vízben minden pH-nál oldódnak, de erősen lúgos környezetben kifejezetten hajlamosak rá. A molekulatömegük kicsi, polimerizációs fokuk a legnagyobb a felsorolt frakciók közül. Fémkomplexeik és a sóik (a fulvátok) jól oldódnak savakban, lúgokban és vízben. Redukáló hatású, könnyen oxidálódó anyagok (Galambos, 2006).

A felsorolt három nagy frakción kívül még szokás megemlíteni további három, kisebb frakciót is, melyekre a huminsavak feloszthatóak: himatomelánsavak, barna huminsavak, szürke huminsavak. A himatomelánsavak a huminanyagok legkisebb molekulatömegű frakciója, sárgásbarna, barna

színűek. A barna huminsavak nagyobbak náluk, sötétbarna színűek, jellemzőek az időszakosan túlnedvesedő talajokra. A szürke huminsavak pedig a legnagyobb mérettartományúak, színük szürkésfekete, kémiaiilag stabilak (Stefanovits et al, 2010).

A szervesanyagok mennyiségén kívül a minőségük is igen fontos. Több kísérletet is végzett Nriagu és Coker (1980), melyben megbizonyosodtak róla, hogy a fémek nagyobb arányban kötődnek a huminsav frakcióhoz, mint a fulvosavakhoz. Tyurin és Kononova (1951) szerint e két csoport felépítése igen hasonló, de a fulvosavak szerkezete jóval egyszerűbb. Ez okozhatja azt a tulajdonságukat is, miszerint eltérő erővel kötődnek a talaj ásványi részéhez, így a kisebb molekulatömegű fulvosavak könnyebben oldhatóak a talajból (Stefanovits et al, 2010).

A talajban jelenlevő szervesanyagok minőségi vizsgálata ezeket a tulajdonságokat használja ki. A 16. ábrán látható, hogy a többlépcsős (frakcionált) leválasztással hogyan különíthetők el egymástól a különböző szervesanyag frakciók.



16. ábra: A szervesanyag frakciók szakaszos elválasztása, Stevenson nyomán (Stefanovits et al, 1999)

Mivel a talajból közvetlenül kivonhatóak a humuszsavak (huminsavak és fulvosavak együttesen), lúgos közegben, így sok mérési módszer erre az eljárásra épül. Kelet-Európában a minőségi meghatározásra az E4/E6 értéken alapuló mérési módszer az elterjedt (a talajkivonatot spektrumanalízisnek alávetve a 465 és 665 nm-en mért intenzitást osztják egymással (17. ábra), és az

így kapott viszonyszám utal a talaj szervesanyagminőségére (Sellami et al, 2008, Wang és Hsich 2001, Chen et al. 2002).

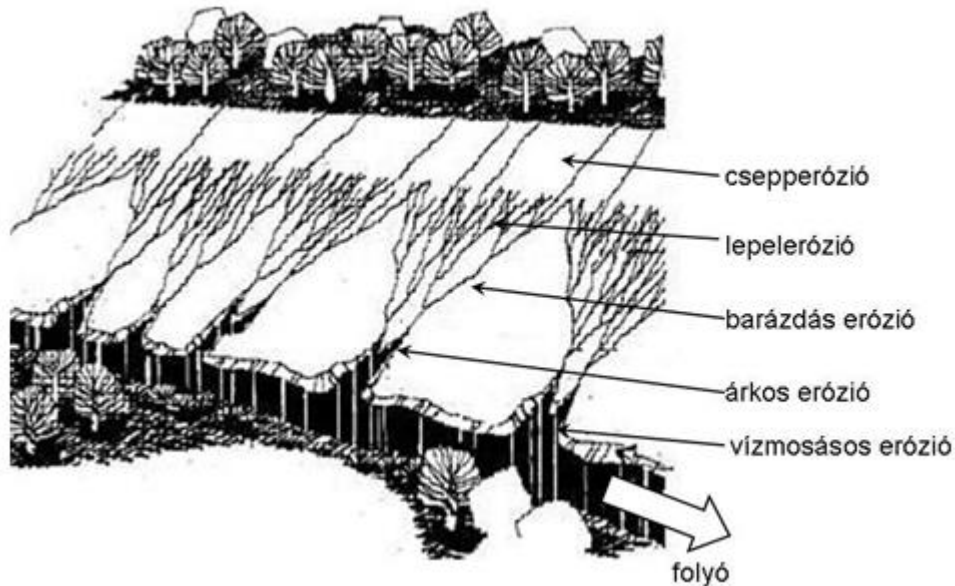
Ha ez az érték kicsi (3-5 körüli), akkor a huminanyagok dominálnak, ha nagy (7-8 vagy felette) akkor a kisebb molekulaméretű fulvosavak a dominánsabbak (Stefanovits et al, 2010). Hargitai (1955) már felvetette a további optikai elemzés lehetőségét, bár ő a lúgos lecsapatás mellett 1%-os NaF oldattal is kezelte a mintákat, és a két kivonatot több hullámhosszon megmérve stabilitási koefficiens számolt.

Sok szerző említi az aromás molekulák zavaró hatását, melyek módosíthatják az eredményeket és téves információt adnak a molekulák eloszlásáról (Hayase és Tsubota 1985, Yan et al. 2012). A hibák kiküszöbölését Yacobi et al. (2003) az exponenciális spektrum linearizálásával próbálták meg javítani, de ez számos nehézségbe ütközött. A linearizált tartomány számos hibát, egyenetlenséget is elrejt, mely téves következtetések levonását eredményezheti.

Az egyik ilyen hibaforrás az E4/E6 mérési módszerében rejlik, mivel a 665 nm-es hullámhosszon mért értékek rendszerint igen kicsik, alacsony szervesanyag-tartalmú talajok esetében közel van a fotométerek alsó mérési tartományához, emiatt a mérési hiba komolyan befolyásolja a mért értéket, százalékos mértékben kimutathatóan. Emiatt a vizsgálataim során a teljes spektrumot alapul véve a molekulaméret eloszlása alapján igyekeztem humuszminőséget számolni, párhuzamba állítva a hagyományos E4/E6 értékekkel (Sebők et al, 2018). Erről bővebben az anyag és módszer c. fejezetben írok.

3.9. Erózió, üledés

Erózió alatt a talaj felszínén (ritkábban a talajban) bekövetkező leromlást értik, víz hatására (különbséget kell tenni a szél okozta leromlás, pusztulástól, ami a defláció). A felszínen lefolyó víz okozta erózió mellett a lehulló esőcseppek romboló hatása (csepperózió) vagy a beszivárgó víz okozta oldódás következtében bekövetkező rombolás (oldódásos erózió) is számottevő (Kátai, 2011). Az eróziós formákat az 17. ábra mutatja be.



17. ábra: Az erózió megjelenési formái (Kátai, 2011)

- Csepperózió:
- Lepelerózió:
- Barázdás erózió:
- Árkos erózió:
- Vízmosásos erózió:

Mivel az eróziós talajvesztés a legtöbb esetben közvetlenül egy felszíni vízfolyásba érkezik, elsődleges szennyezőforrást jelentenek (Lundekvam és Skoien, 1998), melyek a nagy folyókon keresztül végül a tengerbe folynak, ahol a sós vízben végérvényesen elvesznek. Ennek megakadályozására vagy az eróziós veszteséget mérséklő agrotechnikai megoldásokat alkalmaznak (http11), vagy ülepítő-tavakat létesítenek (Uusi-Kamppa et al, 1998; Blankenberg et al, 2015). Mindkét megoldásnak megvan a maga hátránya: az agrotechnikai beavatkozások csak mérsékelik az eróziót, az ülepítőtavak hatásfoka pedig nagyban függ az őket érő terheléstől, mely az eltérő vízfolyamból származik (Braskerud et al, 2000; Sveistrup et al, 2008).

A fő problémát az eróziós veszteség esetén azt jelenti, hogy a tápanyagok a kisebb mérettartományú szemcsék felületén előszeretettel tapadnak meg (köszönhetően a nagyobb adszorpciós kapacitásuknak, mely a tömegükhöz viszonyítva relatív nagy értékű, Thao et al., 2007; Atalay, 2010; Zhang et al, 2015). Dong és munkatársai (1983) olyan megállapítást is tettek, hogy a foszfor több mint 50%-a a homok alsó határa alatti tartományban összpontosul.

Az agyagtartomány jelentős része a kolloid mérettartományba esik, ami azt jelenti, ülepedésre nem hajlamos, a Brown-mozgás lebegő állapotban tartja a szuszpenzióban (Ulén, 2004). A vizes közegben az ülepedést a Stokes-törvény határozza meg, mely az alábbi egyenlettel írható le (Stokes, 1851):

$$v = \frac{h}{t} = \frac{2r^2(\rho_s - \rho_f)g}{9\eta}$$

ahol: v: az ülepedő szemcse sebessége
h: az ülepedő szemcse által megtett út
t: az eltelt idő
r: az ülepedő szemcse átmérőjének fele (a sugár)
 ρ_s : az ülepedő szemcse sűrűsége
 ρ_f : a közeg sűrűsége
g: a gravitációs gradiens
 η : a közeg dinamikus viszkozitása

Mint a fenti képletből látható, azonos körülmények között a különböző átmérőjű szemcsék eltérően viselkednek, jellemzően a nagyobb átmérőjű szemcsék gyorsan, míg a kisebb átmérővel rendelkező szemcsék lassabban ülepednek (azonos sűrűség esetén). Az erózió esetén pont a kisebb szemcsék vannak kitéve veszélynek, hiszen a víz könnyebben kimossa a talajból (mobilisabb), és a vízfolyásokba, tavakba érve kevésbé hajlamosak a kiülepedésre, miközben komoly mennyiségű tápanyagot tartalmaznak.

A fő probléma, hogy a legtöbb talajalkotó, főleg kolloid, negatív felszíni töltéssel rendelkezik, melyek taszítják a hasonló szemcséket, így nem hajlamosak aggregátumokat képezve ülepedni. Ennek oka elsősorban a kolloidok fejezetben leírt elektromos kettősréteg (Lyklema, 2015), mely megakadályozza a szemcsék közel kerülését egymáshoz. A szennyvízkezelés esetében jól ismerik ezt a jelenséget, és kationok hozzáadásával csökkentik ezt a diffúz réteget, a könnyebb koagulálás, majd ülepedés miatt (Metcalf és Eddy, 2003).

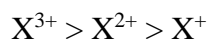
Számos szerző alátámasztja (Somasundaran, 2006; Raghu és Basha, 2007; Amoo és Amuda, 2007; Bratby, 2016; Tang et al, 2016), miszerint a pozitív töltésű kationok egyértelműen kedvező hatással vannak a koagulációs folyamatokra, s ezen keresztül az ülepedési hajlandóságra is. A kationok jelenlétében a talajszemcsék hajlamosabbak az összetapadásra, koagulációra, így erózióval szemben ellenállóbbá válnak. Sajnos az anionokról az irodalom ellentmondó: egyes szerzők (Wang et al, 2002) pozitív hatást tapasztaltak, míg más szerzők (Ge és Zhu, 2008) ennek ellenkezőjét. Emiatt szükséges az anionok vizsgálata is.

3.9.1 Koaguláció, aggregálás, diszpergálás

A talajokban, főleg vizes oldatban, az aggregálódás a kationok hatására következik be. Ez a folyamat rendkívül hasonló a szennyvízkezelésben már általánosan leírt folyamatokkal (Simándi, 2011):

- A szemcsék destabilizálódása, melynek során a kolloidok diffúz rétegének mérete csökken a kationok jelenléte miatt
- A flokkuláció (vagy koaguláció) melynek során gyenge szerkezetű pelyhek jönnek létre, és ha ez a folyamat folytatódik:
- Aggregáció, melynek folyamán erősebb, tömörebb szemcsék alakulnak ki

Ezek a folyamatok bizonyíthatóan reverzibilisek, a jelen levő kationok és anionok mennyisége, minősége határozza meg a folyamatok általános irányát (Cornforth, 1968; De-Campos et al, 2009). nagyságáról a Schulze-Hardy törvény ad tájékoztatás, mely általánosan megfogalmazva: a kationok koagulációs hatékonysága a töltésük számával arányosan nő (Nowicki és Nowicka, 1994):



A diszpergálási folyamat során a szilárd fázis aprózódni kezd, egészen a kolloid mérettartományig. Jellemzően talajok esetén az aggregátumok esnek szét alkotóelemeikre, azaz a diszpergálás során az aggregátumok aprózódnak kolloid tartományúra (Michéli et al, 2015).

Az anionok jelenléte diszpergáló hatású kellene, hogy legyen, az előző gondolatmenet alapján, azonban ez nem feltétlenül van így (Wang et al, 2002). Makó (2017) összefoglalója szerint az általános, diszpergálószerként használt anyagok lehetnek: Na-hexametafoszfát, Na-pirofoszfát, Na-hidroxid, Li-karbonát is. Ge és Zhu (2008) szerint a szulfátnak is van diszpergáló hatása a talajokra, vizes oldatban. Ennek az ellentétnek a feloldására kísérleteket végeztem, ezeket az eredmények fejezetben lehet olvasni.

4. Anyag és módszer

4.1. A kiválasztott talajtípusok

A vizsgálathoz kiválasztott talajmintáknál fontos szempont volt azoknak a használata, mely a magyarországi viszonyok közt létrejött, jellemző talajtípusokat hivatottak reprezentálni. Ehhez a TAMOP-4.2.1/B-09/1/KONV-2010-0003 kutatás során meghatározott kritériumok szerinti talajminták tűntek a legalkalmasabb választásnak. Ennek oka, hogy ez a kutatás a magyarországi körülmények közötti talajokból egy referencia adatbázist alakít ki, a lehető legsokoldalúbb talajtani tulajdonságok lefedésével. Így az itt használt talajok alkalmasak a magyarországi viszonyok széles körű, jellemző típusok kiválasztására. A 3. táblázat tartalmazza az alkalmazott talajok főbb jellemzőit:

3. táblázat: A kutatás során felhasznált talajok talajtani besorolásai, rövidítései

Minta neve	WRB besorolása	Hazai talajosztályozás szerinti besorolása
Karcag -KR	Vertic Stagnic Solonetz (Clavic)	Réti szolonyec
Kápolnásnyék - KP	Vermic Calcic Chernozem (Anthric, Siltic)	Mészlepedékes csernozjom
Keszthely – KA	Hortic Terric Cambisol (Dystric Siltic)	Barnaföld (vagy Ramann-féle barna erdőtalaj)
Keszthely - KB	Hortic Terric Cambisol (Dystric Siltic)	Barnaföld (vagy Ramann-féle barna erdőtalaj)
Kisújszállás - KI	Gleyic Vertisol (Clavic)	Réti talaj (vagy Típusos réti talaj)
Magyarszombatfa - MA	Vertic Gleyic Luvisol (Magniferric, Siltic)	Pszudoglejes barna erdőtalaj (vagy Pangó vizes barna erdőtalaj)
Paks - PA	Calcisol	Löss
Salföld – SA	Arenosol	Pannon homok
Várvölgy – VA	Cutanic Luvisol (Siltic)	Agyagbemosódásos barna erdőtalaj
Várvölgy - VB	Cutanic Luvisol (Siltic)	Agyagbemosódásos barna erdőtalaj

A kutatás során használt talajok általános talajtani jellemzői, talajonként és szintenként elkülönítve (Stefanovits et al., 2010), a magyar talajosztályozási rendszer szerinti besorolásokkal:

4.1.1. Karcag, B - Réti szolonyec

Kialakulásában jelentős szerepet játszik a lefelé irányuló vízmozgás. A könnyen oldható sótartalom (főleg nátriumionok) a szerkezet mélyebb rétegeibe mosódik, és ott felhalmozódik. Így a felsőbb rétegekben kevés oldható só található.

A legfelső, A szint vékony (kevesebb, mint 15 centiméter), poros, lemezes szerkezetű. A B szintben felhalmozódás jellemző, agyagos réteg, melyben gyakran vaskonkréciók, vasfoltok találhatóak. A mélyebb rétegekben előfordulhatnak mészkonkréciók is.

4.1.2. Kápolnásnyék, A - Mészlepedékes csernozjom

Jellemzően magas szervesanyag-tartalmú (3% körüli) talajok, melyben vastag meszes réteg is megtalálható, akár fizikailag is megjelenve (mészlepedék). Az A szint akár 30-70 cm vastag is lehet, megközelítőleg hasonlít a B szintre összetételben (a B szintje ezeknek a talajoknak fokozatosan csökkenő szervesanyag-tartalmat mutat, általában ebben a szintben nem jellemző a meszes feldúsulás).

E talajok esetében fontos, hogy igen jó a vízgazdálkodásuk, a víz hosszabb megrekedése csak a nem megfelelő agrotechnika miatt fordulhat elő (eketalp, barázdafenék).

4.1.3. Keszthely, A, B - Barnaföld, Ramann-féle barna erdőtalaj

E talajtípusra jellemző, hogy a kilúgzási és felhalmozódási szint is magas agyag tartalmú, különbségük kisebb, mint az erdőtalajok esetében megszokott. Jó pórusszerkezetű, humuszban gazdag talajok (humusztartalma nagyban függ a növényzettől: művelt talaj esteében az A szint 2% körüli, erdei növényborítás esetén ennek többszöröse is lehet).

4.1.4. Kisújszállás, A - Réti talaj, típusos réti talaj

Kialakulásában a növénytakaró és a vízhatás domináns szerepet játszanak, a genetikai szintek felépítésében is ez jelenik meg: a szervesanyagban gazdag A szint, melyet a fokozatosan csökkenő szervesanyag-tartalmú B szint követ. Ez a B szint azonban rövidebb, mint a hasonló csernozjom talajok esetében.

A talajképző kőzettől függően mésztartalma változó, konkréciók előfordulhatnak. A mélyebb, B szintben vasborsók is megjelenhetnek. Duzzadó agyagtartalma miatt mély repedések alakulhatnak ki, mely víz hatására bezárulnak.

4.1.5. Magyarszombatfa, B - Pszeudoglejes BET, pangó vizes BET

Ennek a talajtípusnak a jellegzetessége az erősen redutív környezet. Ez hatással van az agyagtartalomra is: nem csupán az erdőtalajok jellegzetes vándorlása, de az agyagásványok szétesése is jellemző e típusra. Vízgazdálkodásuk kedvezőtlen, elsősorban a pórusok elzáródása, a víz megrekedése a jellemző.

4.1.6. Paks, - Löss

A lösz kiváló talajképző kőzet, jellemzően nagyjából azonos összetételű (60–70% kvarcporból, 5–25% kalciumkarbonátból, 5–20% agyagos és egyéb járulékos ásványból áll). Porózus szerkezetű, állékony kőzetet alkot, mely mészben igen gazdag. Szemcsemérete jellemzően nagy, 0,01-0,05 mm közti (Barna et al, 2012). Megkülönböztethető folyóvízi eredetű glaciális, vagy szél által szállított lerakódásból eredőt (http12). A paksi lösz tipikus lösz, eolikus eredetű (szál által

szállított). Felső rétegeiben homogén, csak mély, 10 méternél mélyebben találhatóan jelennek meg egyéb szintek (Stefanovits et al, 1954). Szervesanyag tartalma csekély, 1% alatti jellemzően mely a kialakulási körülményekkel (szél általi szállításával) és lerakódásával (porviharokkal, porhullással) magyarázható.

4.1.7. Salföld, - Pannon kvarc homok

Tipikus jellegtelen homoktalajként jellemző a nagy szemcseméret (finom homokú talajok esetében 0,1-0,3 mm, durva homokú talajoknál nagyobb, mint 0,5 mm), valamint a változó humusztartalom (humuszban szegény talajok esetén 0,5% alatt, gyengén humuszos talajok esetén 1% körüliek). Tápanyagszolgáltató képességük rossz, felszínborítottság (állandó növénytakaró) nem jellemző.

4.1.8. Várölggy, A, B - Agyagbemosódásos barna erdőtalaj

Az agyagbemosódásos barna erdőtalajokra (agyagbemosódásos BET) jellemző a szintekre tagozódottság, melyet az agyagtartalom változása (az agyagvándorlás) hoz létre. Felső, A szintje relatív magas, 5-8%-os szervesanyagtartalommal rendelkezik, és sekély, pár tíz centiméter vastag.

A felhalmozódási, B szintben az agyagtartalom nagyobb, és ebben a szintben vaskiválások is előfordulhatnak. Lehetséges, hogy az A és B szint keveredik egymással (művelés következtében), ebben az esetben az A szint szervesanyagtartalma 2% körül mozoghat, és a markáns szint béli különbségek elmosódnak.

4.2. Mérések leírása

4.2.1. Kémiai kivonások módszerei

A kutatás a vízborítás hatását vizsgálta, illetve az így létrejövő változásokat a talajokban. Köszönhetően az igen változó környezeti körülményeknek, az in situ vizsgálatok nehézkesek, összehasonlíthatóságuk kérdéses. Ennek a problémakörnek a megoldására laboratóriumi körülmények kialakítása mellett döntöttem. Minden talajmintát ledaráltam, majd leőröltem 1 mm szemcseméret alá. A kiválasztott talajokból ugyanakkora mennyiséget (50 g) centrifugacsövekbe mértem, majd minden talaj kötöttségi értékének (Arany-féle kötöttségi érték) 60%-át desztillált vízből ráöntöttem, és homogenizáltam. Az így előkészített centrifugacsöveket lezártam, majd temperált (20 C°), fénymentes helységben tároltam. A centrifugacsövek 30, 60 és 90 nap után (1., 2. és 3. hónap mintái) felbontásra kerültek, a tartalmukat szárítószekrényben 60 fokon légszáraz állapotra szárítottam, hogy a víz kivonásával leállítsam a kémiai reakciókat.

A későbbi eredmények függvényében két talaj esetében ugyanezt az eljárást megismétltem, de ez esetben 3 naponta voltak felbontva a centrifugacsövek majd tartósítva szárítással, 30 napos perióduson át.

Az így előkészített, érlelt mintákból két féle kivonatot készítettem. Ez megfelel a magyar szabvány szerinti eljárásnak, ami célját tekintve nagyon hasonló a nemzetközileg alkalmazott BCR (Community Bureau of Reference) kivonáshoz.

Az MSZ 21470-50 (1998) magyar szabvány négy lépést különböztet meg:

A BCR ajánlás ezzel szemben lépésenkénti extrakciót ír	Extrahálószer	Információ
	Desztillált víz	Vízoldékony elemtartalom
	0,02 M EDTA vagy 0,5 M NH ₄ OAc	Felvehető elemtartalom (növények számára)
	HNO ₃ vagy H ₂ O ₂ roncsolás	Összes mobilizálható elemtartalom
	Királyvizes roncsolás	Összes elemtartalom

elő, melyeknél a minta továbbvitelre kerül a lépések közt. Ez roppantul időigényessé teszi az eljárást.

A BCR ajánlás lépései:

Az eljárás lépései	Kinyerhető információ
1. lépés: a minta és 0,11 M HOAc	Kicserélhető és karbonáthoz kötött elemtartalom
2. lépés: az előző lépés maradéka, valamint 0,1 M NH ₂ OH.HCL (pH=2)	Redukálható, (vas és mangán) oxidokhoz kötött elemtartalom
3. lépés: az előző lépés maradéka, valamint 6,6 M H ₂ O ₂ roncsolás, és 1 M NH ₄ OAc (pH=2)	Oxidálható (szulfátokhoz, szerves anyaghoz) kötött elemtartalom

Az MSZ 21470-50 (1998) szabvány eljárását követtem, két módosítással: A második lépésben alkalmazásra javasolt 0,5 M-os ammónium-acetát helyett 0,01 M-os CaCl₂ oldat került alkalmazásra. Ennek oka, hogy több ország ajánlása szerint (Hollandia, Franciaország (Rauret, 1998)), illetve több szerző szerint is ez a fajta kivonási módszer alkalmasabb a szerves anyagokhoz kötődő specieszek feltárására, valamint nem igényel pH pufferezt közeget. A másik előnye, hogy a szerves anyagokra érzékenyebb műszerekkel is lehetővé teszi a mérést (ez esetben az MP-AES készülék). Az alkalmazandó koncentrációk változhatnak a különböző szerzők esetén, így a debreceni egyetem kutatói által publikált 0,01 M-os CaCl₂ oldatot vettem iránymutatásnak, melyet különböző szerzők munkái is alátámasztanak a mobilizálható elemtartalom általános vizsgálatára (Bertáné et al, 2009; Houba et al, 2000).

A másik változtatás az alkalmazott salétromsav mennyisége. A 0,43 M HNO₃ (Westerhoff) rázatásos technika nemzetközi publikációk alapján legalább annyira hatékony, mint a magyar szabvány által előírt roncsolásos kivonás (Rauret, 1998; Peijnenburg et al, 2007;).

Ebből az eljárásból a vízzel mobilizálódó, könnyen és a nehezen oldható frakciót nem vizsgáltam (feltételezve, hogy a vízzel oldható frakció már távozott a talajokból a rendszeres csapadék hatására). A könnyen oldható frakció 0,01 M CaCl₂ oldat alkalmazásával, míg a nehezen mobilizálható frakció 0,43M HNO₃ oldat alkalmazásával került kivonásra: 2 gramm talajra 20 ml kivonószert helyeztem (1:10 arány), melyet rázatógépben 2 órán át rázattam (60 fordulat/perc). A

kapott szuszpenziót centrifugában leülepítettem (10 perc, 5000 rpm), majd a felúszó frakciót 0,45 µm szűrőpapíron átszűrtem. Az így kapott tisztított folyadékot Agilent MP-AES (Agilent, 2015) készüléken mértem az elemtartalmak meghatározásához.

A pH értéket a Buzás István (1988) által leírt módszer szerint, 1:2,5 arányú talajszuszpenzióból mértem. A pH értékeket KCl oldatból (1 M) és desztillált vízből készült szuszpenzióban is mértem. Ehhez 24 órát állni hagytam, majd utána a felrázott szuszpenziót egy Laboratory Digital pH-méter OP-211/2 Radelkis pH mérőn mértem le (elektród: OP 0808 P üvegelektród, minden 20. minta után ellenőrizve a kalibrációt). A vezetőképességet a desztillált vizes kivonatokból mértem, Jenway 4510 Conductivity Meter műszerrel.

4.2.2 Fizikai paraméterek vizsgálatai

A szóban forgó talajmintákon az alaptulajdonságokat az alábbi módszerekkel mértem:

A szemcseméret-eloszlás kétféle módszerrel történt. A fizikai féleségek szerinti szemcseméret-eloszlás (három frakció, homok, por, agyag, Melléklet, 1. táblázat) az MSZ-08.0205-78 szabvány szerinti pipettás módszerrel készült. Az MSZ módszer a 0,25 mm feletti durva homok frakciót szitálással választja le. A másik két frakció a részecskék ülepedési sebessége, illetve a pipettázási idők és mélységek meghatározása az MSZ szabvány szerint a talaj/üledékminták mérőlombikos eljárással meghatározott sűrűségek alapján történt. Az MSZ módszeres mechanikai összetétel vizsgálatok szobahőmérsékleten lettek elvégezve (23°C).

Az eredmények fejezetben ábrázolt szemcseméret-eloszlás függvények adatainak mérése (mechanikai összetétel adatok) egy Malvern Mastersizer 3000 készülékkel történt. A talajmintából egy kevés (1-5 gramm, műszerbeállítástól függően, megfelelő obscuration érték elérése miatt) légszáraz állapotban elkeverve diszpergálószerrel (Na-hexametafoszfát [33g] és Na-karbonát [7g] keveréke, 1 liter desztillált vízben feloldva, Calgon oldat) kerül a mintaelőkészítő egységbe (Hydro V), ahol összesen 25 cm³ Calgon oldat kerül az ioncserélt vízbe. Ezután 240 másodperces ultrahangos kezelés történik, és a műszert ezek után be kell állítani, hogy a mérési tartományba (5-20%) essen az obscuration (fénygyengítési mutató) értéke. Ezek után a műszer mintát vesz, és öt ismétlésben megméri a fényszóródást (lézerdiszfrakció), mely segítségével kiszámolja a minta szemcseméret-eloszlását (tartományonként, százalékos értékben). A Mastersizer szemcseméret analízátor mérési tartománya 0,02-2000 µm között van (Makó et al., 2017).

Az aggregátum-stabilitás ugyanezen Malvern eszközön került megmérésre, nagyon hasonló módon. A mintaelőkészítő egységbe a szemcseméret vizsgálattal megegyező mennyiségű talaj lett helyezve. Ellentétben a szemcseméret-eloszlás mérésével, itt se kémiai, se ultrahangos diszpergálás nem történt, hiszen a minta természetes változásainak mérése volt a cél. A Malvern készülék ioncserélt vízzel elkeverte a mintát, percenként készített méréseket, az első perc végétől a tizedik perc végéig. Ezek a mérési eredmények kerültek feldolgozásra az aggregátum-stabilitási értékeknél.

A talajok jellemzéséhez az egyéb adatok az alábbi módszerekkel készültek: karbonáttartalmuk a Scheibler-készüléken való bemérési módszerrel (Buzás, 1988), szervesanyagtartalmuk a Tyurin-

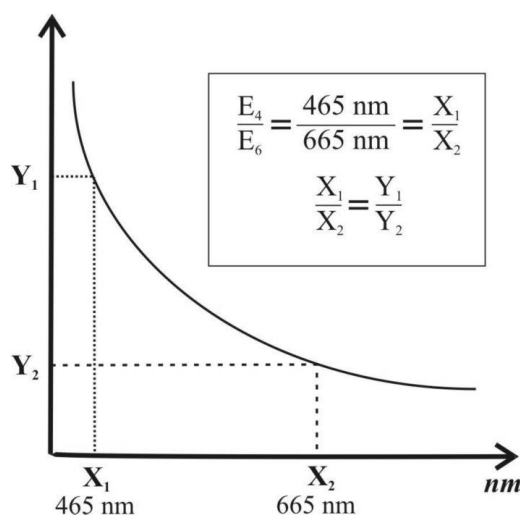
féle mérési módszerrel (Tyurin, 1937; Buzás, 1988), míg az Arany-féle kötöttségi szám (KA) érték szintén a talajvizsgáló módszertan szerint (Buzás, 1993).

4.2.3 Humuszminőség vizsgálata

A humuszminőség vizsgálatához a talajkivonatokat a módosított Stevenson (1982) módszer alapján (0,5 M NaOH and 0,1 M Na₄P₂O₇) készítettem (Baglieri et al. 2007). Minden talajmintához (5,0 g) 20 ml extrahálószerrel adtam, majd a mintákat négy órán keresztül rázattam, végül leszűrtem. Az elkészített kivonatokat szükség szerint az oldószerrel hígítottam (minden minta pH-ját megmértem, megbizonyosodva arról, hogy azok értéke 11 felett van, mert a mintákban 11-es pH alatt csapadék képződhet).

A teljes spektrumanalízist Horiba spektrofotométerrel végeztem 400–800 nm-es tartományban 1 nm-es felbontásban. A mérésből származó adatokra az exponenciális görbét a Microcal Origin 6.0 (Microcal Software Inc. 1991–1999) program segítségével illesztettem (EFA módszer, Sebők et al, 2018). Az E4/6 értékek meghatározásához két kitüntetett hullámhosszon mért abszorbancia értéket használtam fel. A 465 nm-en mért értéket elosztottam a 665 nm-en mért abszorbancia értékkel (Helms et al. 2008) mely eredményül az E4/6 értéket adja.

Ha a mintában kevés a nagy molekulatömegű szénlánc, akkor a meghatározása potenciálisan hibával terhelt. Ez a hibaforrás az E4/E6 mérési módszerében rejlik, mivel a 665 nm-es hullámhosszon mért értékek rendszerint igen kicsik, alacsony szervesanyag-tartalmú talajok esetében közel van a fotométerek alsó mérési tartományához, emiatt a mérési hiba komolyan befolyásolja a mért értéket, százalékos mértékben kimutathatóan. Emiatt a vizsgálataim során a teljes spektrumot alapul véve a molekulaméret eloszlása alapján igyekeztem humuszminőséget számolni, párhuzamba állítva a hagyományos E4/E6 értékekkel (Sebők et al, 2018). Az ilyen módon mért fényabszorbancia értékek egy exponenciális görbe által meghatározott spektrum-tartományt adnak (18. ábra):



18. ábra: Az E4/E6 értékek paraméterei, és a mért (humuszanyag által elnyelt) fényintenzitásra illesztett exponenciális görbe (Sebők et al, 2018)

Az összehasonlíthatóság érdekében az így kapott exponenciális görbe értékeiből levezethető az eredeti E4/E6 módszer által adott érték. Az exponenciális görbe egyenlete (paraméterekkel):

$$y_1 = A * e^{-\frac{x_1}{t}}$$

ahol: y_1 = a mért abszorbancia érték

A = a hígulási faktor

x_1 = a mért abszorbancia értékhez tartozó hullámhossz

t = az exponenciális görbe illesztési paramétere

Ez az egyenlet alkalmazható az E4/E6 két kiemelt hullámhossz értékére (465 és 665 nm), mely esetében a következő, leegyszerűsíthető egyenlet származtatható:

$$\frac{E_4}{E_6} = \frac{y_1}{y_2} = \frac{A * e^{-\frac{465}{t}}}{A * e^{-\frac{665}{t}}} = \frac{e^{-465/t}}{e^{-665/t}} = e^{-\left(\frac{-465}{t} - \frac{-665}{t}\right)} = e^{\frac{200}{t}}$$

Így az eredeti E4/E6 érték (azaz humuszminőségi viszonyszám) megadható az exponenciális görbe t értékéből. A méréseim során az eredeti és a származtatott értékeket is feltüntettem, az összehasonlíthatóság érdekében.

4.2.4. Ülepedési vizsgálatok

Az kolloid rendszerek stabilitását anionok, kationok is meghatározhatják, melyek elősegíthetik vagy gátolhatják az aggregátumok kialakulását vagy szétesését. Ennek meghatározására egy kísérletsorozatot terveztem (egy norvég kutatás részekét), melyben a következő kation-anion párokkal teszteltük az aggregálódási (és ülepedési) hatékonyságot (4. táblázat).

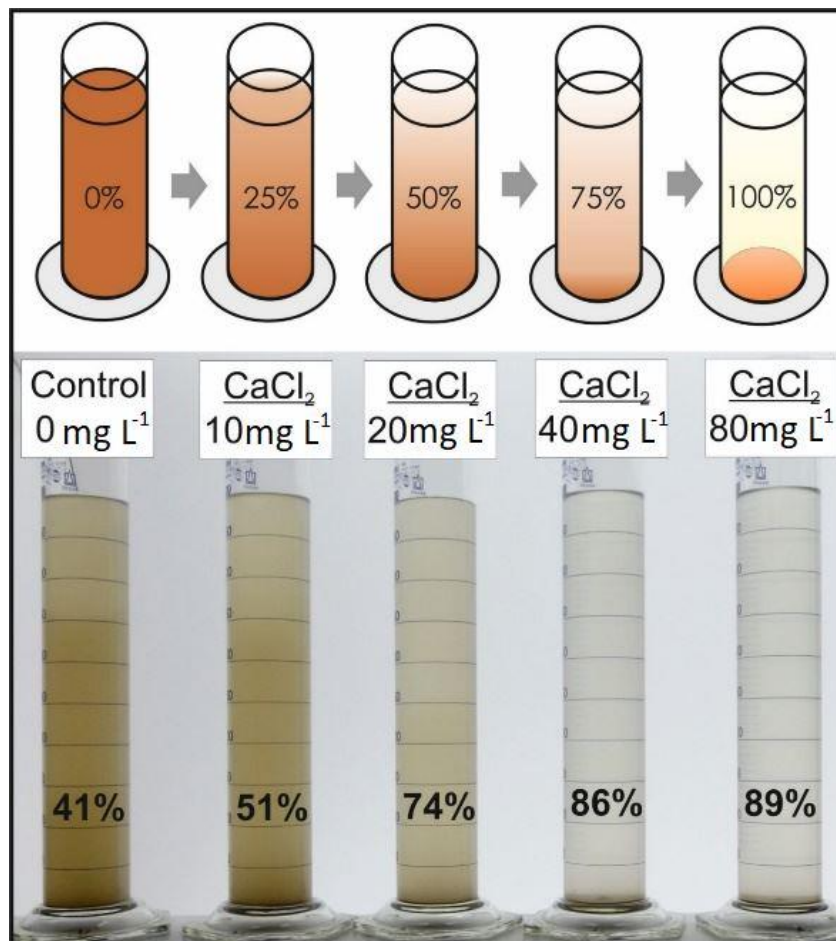
4. táblázat: Az ülepedési kísérletben alkalmazott anion-kation párosítások

	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	OH ⁻
Na ⁺	✓	✓	✓
Mg ²⁺	✓	✓	Nem oldható

Ca²⁺	✓	✓	✓
Fe³⁺	Nem vizsgált	✓	Nem vizsgált
Al³⁺	Nem vizsgált	✓	Nem vizsgált

A kísérlet során meghatározott mennyiségű talajt (2 gramm) kevertem el egy liter desztillált vízben. Az alkalmazott talaj egy norvég talajminta (Skuterud kísérleti terület, Ås városa mellett, délkelet Norvégia (DMS, szélesség N 59° 40' 12.652", hosszúság E 10° 50' 15.904", magasság 119 m MASL), melyet a SoilSpace Project (NFR Project #240663, Norway) keretében gyűjtöttek be. A vizsgálatok alapján a Kisújszállás-A talajához nagyon hasonló (WRB besorolása: Gleyic Stagnosol), szervesanyagtartalma 0,17%.

Minden kísérlet esetén 5 db üveghengerben a kiválasztott ionnal elkevert desztillált víz került, ebbe a keverékbe lett beleöntve a kimért talajminta. A kísérletben 0, 10, 20, 40, 80 mg/l-es kationkoncentrációt állítottam be. Az elkeverést követően fénykép készült az öt oszlopról, melyek hátulról voltak megvilágítva, majd három órás ülepitési időszak alatt minden 10. percben egy-egy fénykép (Fujifilm FinePix S8600 kamera manuális módban, 4608 x 2592 pixel beállítással (16:9, L, fine quality), zársebessége 60, és a rekeszértéke F2.9). Ennek jelentősége, hogy az alapötlet szerint az üveghengerben észlelhető színváltozás jelzi az ülepités hatékonyságát (a zavarosság mérésével párhuzamos módon (Grayson et al., 1996; Pavanelli és Bigi, 2005)). Az aggregátum-stabilitást befolyásoló koagulációs képességre a szemcseméretből lehet következtetni, mely meghatározza az ülepedés sebességét és a Stokes-törvény alapján számolható (a nagyobb szemcsék gyorsabban ülepednek, így hamarabb világosodik a talajszuszpenzió). Tehát a hatékonyabb koaguláció gyorsabb ülepedést, világosabb üveghengert jelent. Ez a folyamat követhető a 19. ábrán, ahol a 0% a kiindulási szuszpenziót jelöli, míg a 100% a teljesen kiülepedett talajt (ez a tökéletes hatékonyságot mutatja, mely nagyon nehezen érhető el, mivel a kolloid részecskék nem ülepednek ki a Brown-féle mozgások miatt, csak ha nagyobb aggregátumokat alkotnak).



19. ábra: Az ülepítés hatékonysága, és a kísérleti elrendezés. Az oszlopokon feltüntetett százalékok a kiülepedés hatékonyságát jelzi, ahol a 0% a kezdeti szuszpenzió zavarossági értéke

Az elkészült fényképek elemzése automatikusan, egy e célra írt programmal történt (spic.exe, mellékelt CD-n található). A program az üvegoszlop függőleges, középső harmadán végez elemzést (35 pixel szélességben), ahol soronként átlagolja az RGB színmélység értéket. Ezeket az értékeket oszloponként átlagolva (400 sornyi érték, melyekből az üveghenger rovátkáit ki kell hagyni) egy jellemző színmélységet ad. Minden oszlopról, minden fényképről lesz egy ilyen átlagolt adat (0-180 perc tíz percenként, így 19 fénykép, 19 adat/oszlop).

A háttér értékeket elemezve (ugyanilyen módszerrel) megállapítható a fényképező fókuszából, illetve a megvilágítás esetleges egyenetlenségeiből adódó eltérés. Ezekkel korrigálni kell, hasonlóképpen az üveg torzító hatásával. A vízzel telt oszlopokon mért adatok alapján a teljes fényerő 95,4%-a jön át az üvegoszlopon, így ezzel a háttérértékeket korrigálható az adatsor, hogy a tiszta, 100%-os állapotot mutassák.

Először tehát az üveg torzító hatásával fel kell szorozni az oszlop értéket, majd pedig az oszlophoz tartozó háttérértékekkel korrigálunk (a fényképező minimálisan, de eltérő fényereje miatt – a háttérértéket az oszlop melletti háttérből számolt színmélység-érték adja). Azaz: a (módosított) háttér, mínusz a mért érték. Nevezzük ezt AA értéknek. Így kapható 19 érték, melyek a háttérrel már korrigáltak. (AA értékek).

A kiindulási pontnak minden oszlop esetében az adott oszlop 0. időpillanati helyzetét tekintetem. Ezt a (már korrigált) értéket levonva minden időhöz tartozó értékből, így az origóból indítva megkapható a csökkenés mértéke, illetve a kezdeti ponthoz képest való változás (BB értékek). Ezeket az értékeket, ha elosztom az adott oszlop 0. időpillanati értékével (negatívban), akkor megkapom a relatív áteresztést az adott időpontban. A 0% a kezdeti, felkavart állapotot, míg a 100% az ioncserélt víz állapotát jelenti. Ezeket a pontokat függvényen (az idő függvényében) ábrázolom.

Az így kialakuló pontsorozatra exponenciális függvényt illesztettem, melyek t paramétere ($\ln 2$ -vel való szorzás esetén) megadja az adott oszlopra illesztett függvény felezési idejét, azaz mennyi idő alatt esik felére a pixelek sötétsége (világosodás, azaz áttetszőség mértéke). Ezeket az értékeket tüntettem fel az eredmények fejezetben.

A pH értékeket a 0. és 180. percben mértem minden oszlopban, egy hordozható Meinsberg TM40 pH mérő berendezéssel.

Az elemzésekben alkalmazott eltérő hatások igazolásához kétutas ANOVA analízist végeztem. Ennek eredményeit a mellékelt CD tartalmazza, excel formátumban.

5. Eredmények

Az eredmények fejezetben a vizsgált talajtípusokat külön-külön elemzem. Ez segít abban, hogy az egyes talajoknál tapasztalható eltérő viselkedést kontextusában vizsgálhassam, a magyarázatokat a vizsgálati eredmények is megerősítsék. Ugyanakkor az új tudományos eredmények bemutatásához szükséges egy rövid összefoglaló az egyes vizsgálati típusokról, melyet a fejezet végén tárgyalok. A nagyszámú vizsgálati ábrák, táblázatok a mellékletben, illetve a mellékelt cd-n találhatóak. Ennek megfelelően az első talaj esetében minden szükséges ábrát a megfelelő bekezdéshez mellékelek, de a továbbiakban csak azokat, melyek az adott minta esetében fontos az eredmények értékeléséhez (a többi ábra a mellékletben csatolva).

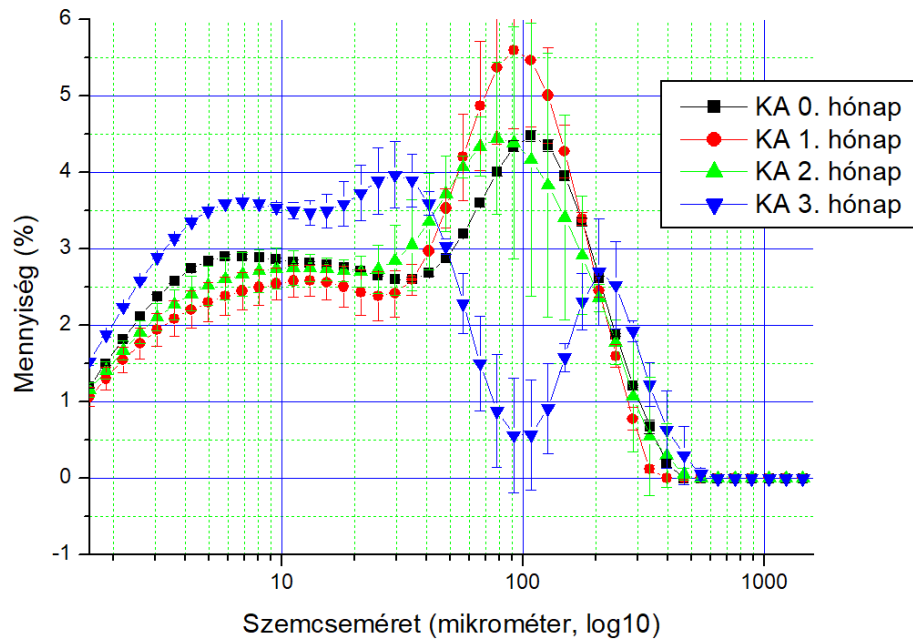
5.1. A vizsgált területek általános tulajdonságai

A melléklet Melléklet, 1. táblázata a vizsgált területek általános talajtani tulajdonságait tartalmazza. Ez alapján elmondható, hogy a vizsgált talajtípusok különböző paraméterei egymástól jól elkülönítik a mintákat – példaként említve Kápolnásnyék kiemelkedő (közel 10%-os) karbonáttartalmát, vagy a Karcag, Kisújszállás minták magas agyagtartalmát, vagy Magyarszombatfa savas (pH 5,7) talajtani közegét. A könnyebb követhetőség kedvéért a minták leírásánál röviden összefoglalom ezeket a jellemzőket.

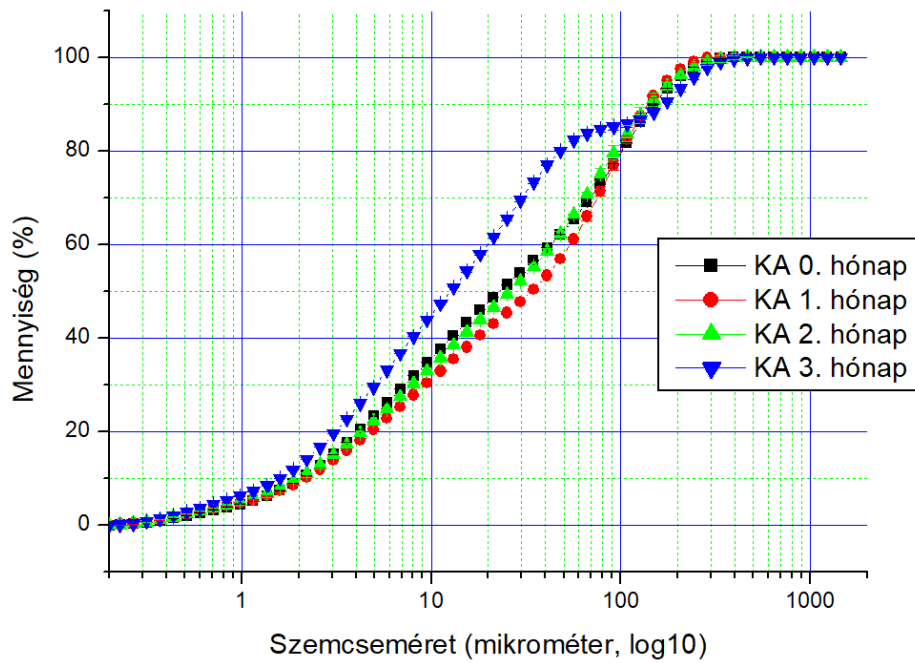
5.2. Keszthely, A szint (KA)

A keszthelyi barnaföldről (vagy Ramann-féle erdőtalajról) általánosan elmondható, hogy a fizikai paramétereit nem jellemzik szélsőséges értékek: semleges pH, egyenletes szemcseméret-eloszlás, közepes humusztartalom, valamint a nagyon kevés, de jelen levő karbonáttartalom.

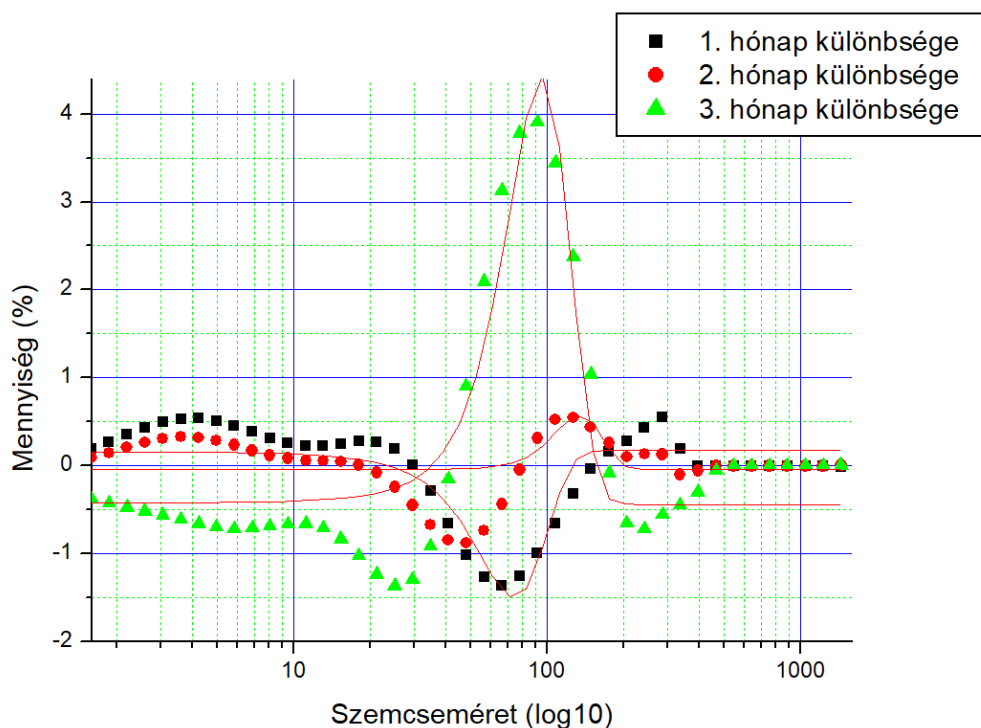
A felső, A szint esetében a szemcseméret-eloszlás (20. ábra) a kiindulási mintánál (0. hónap) egyenletes eloszlást mutat, a 100 mikronos tartomány esetében lokális csúccsal. Az ismételt mérések szórásaiból látható, hogy az 1. és 2. hónapos érlelt minták eredményei se térnek el szignifikánsan a kiindulási talaj eredményeitől, de a harmadik hónap esetében markáns különbség figyelhető meg. A 21. ábra is jól jelzi (mely folyamatosan kumulált módon jeleníti meg ugyanezt a szemcseméret adatot), hogy a 3. hónap mintájának esetében a 100 mikron körüli tartomány jelentősen lecsökken (megközelítőleg harmadára) az előzőekben mérteknek, míg a 30 mikron alatti mérettartományú szemcsék mennyisége jelentősen és egyenletesen megnő.



20. ábra: A Keszthely-A minta (Ramann-féle barna erdőtalaj) szemcseméret-eloszlása, az adott szemcseméret-tartomány százalékos értékével



21. ábra: A Keszthely-A minta (Ramann-féle barna erdőtalaj) szemcseméret-eloszlása, kumulálódó ábrázolásmóddal.



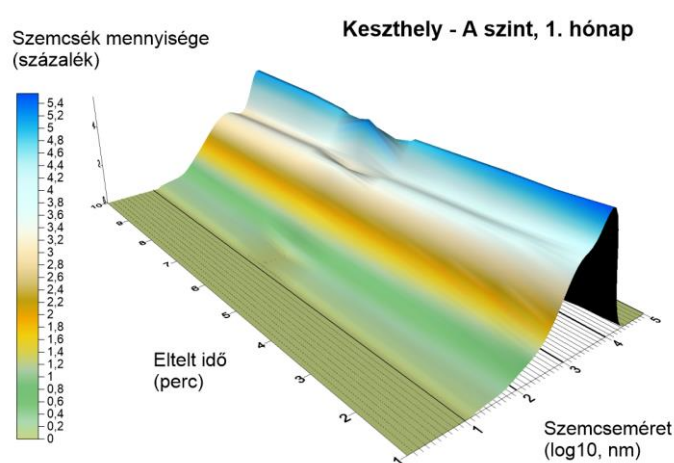
22. ábra: A Keszthely-A minta szemcseméret-eloszlásának különbsége a 0. hónap eredményéhez viszonyítva (abból kivonva), gauss illesztésű függvényekkel

A változások nyomon követésére a 0. hónap eredményéből kivonva az 1., 2. és 3. eredményeit megkapjuk azt a különbséget, mellyel a talajok megváltoztak. Ezekre az eloszlásokra haranggörbét illesztve megállapítható az a tartomány, ahol a változás történik, illetve az a középpont, amely a legnagyobb változást jelöli. A 22. ábra esetében az illesztett függvények paraméterei:

5. táblázat: Keszthely A szintjének szemcseméret-eloszlás különbségére illesztett Gauss-függvények paraméterei (22. ábra)

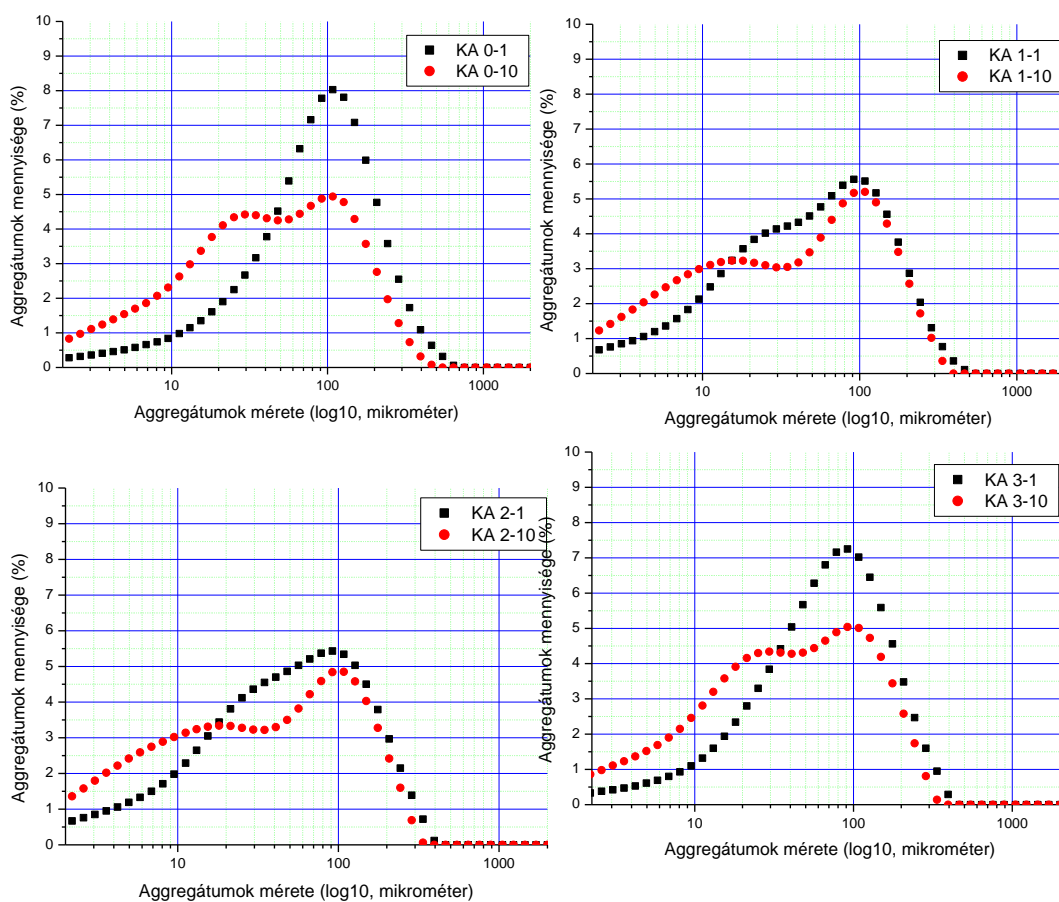
Minta	Chi ^2	R^2	Terület	Középpont	Szélesség	Offset	Magasság
KA, 1. hó	0,046	0,787	-100,6	74,6	47,8	+0,176	-1,678
KA, 2. hó	0,072	0,189	45,4	134,3	57,9	-0,038	+0,626
KA, 3. hó	0,202	0,865	335,3	95,3	54,9	-0,438	+4,872

Az 5. táblázat és az 22. ábra alapján a hónapokon át tartó érlelés hatására először a 70 mikrométer körüli szemcsék mennyisége növekszik meg, majd az alacsonyabb szemcseméretbe tartozók. Ezekkel a folyamatokkal párhuzamosan a 100 mikrométer feletti tartományokban az 1. és 2. hónap mintáin egy enyhe, a 3. hónapban pedig jelentős (4,8 %) csökkenés mutatkozik.



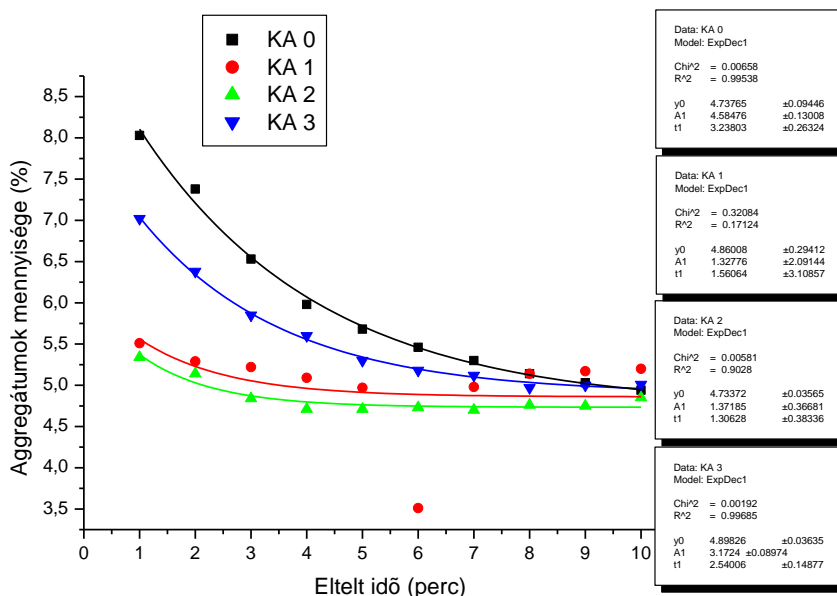
23. ábra: Az aggregátum-stabilitás változása idővel, 3D ábrán (Surfer 6.0)

A szemcseméret-eloszlás változása mellett szükséges volt az aggregátumok stabilitásának vizsgálata. Ehhez a mintákat 10 percen keresztül folyamatos (percenkénti) vizsgálatnak vettem alá. A 23. ábra egy ilyen vizsgálat eredményét mutatja, grafikailag 3D ábrán megjelenítve. A könnyebb elemezhetőség miatt az 1. és a 10. perc eredményeit is összevettem (mint a vizsgált periódus folyamatának elejét és végét), hogy megállapítsam a változásokat. Ezeket az eredményeket a 24. ábra tartalmazza.

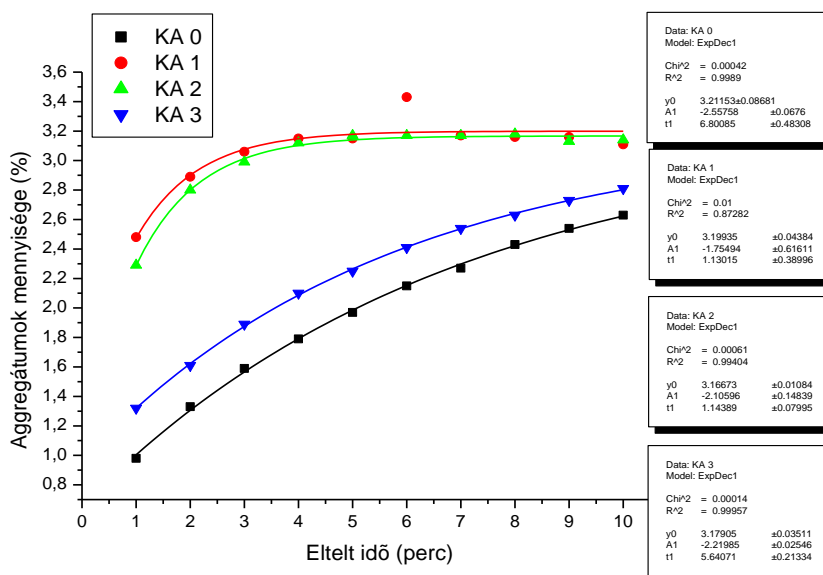


24. ábra: Az aggregátum-stabilitások értékei a 0-3. hónapok esetében, az 1. (fekete) és a 10. percben (piros) mért eredmények alapján

Ezek alapján a 100 mikron körüli mérettartományú szemcsék esetében figyelhető meg csökkenés, melyek elsősorban a 20 mikron alatti tartományban okoznak mennyiségi emelkedést, azaz a szemcsék az idő múlásával szétesnek. Érdekesség, hogy az ISO 14688-1 szabvány által közvetlenül leírt tartomány (0,2 – 0,002 mm közötti tartomány) az, melyben a változások jelentős része lezajlik, de az agyag (< 0,002 mm) tartományban is szignifikáns emelkedés figyelhető meg.



25. ábra: Az aggregátum-stabilitás alakulása az idő elteltével a 108 mikron tartományban



26. ábra: Az aggregátum-stabilitás alakulása az idő elteltével a 11,2 mikron tartományban

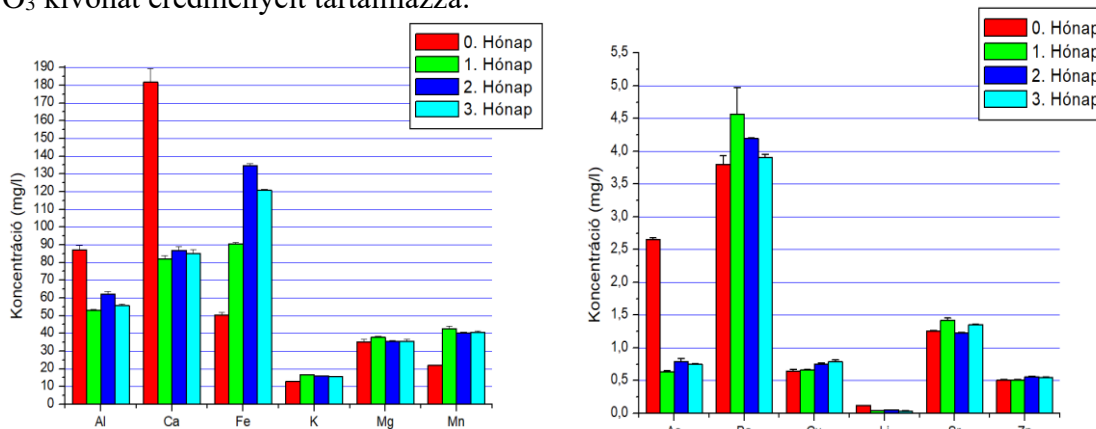
6. táblázat: a 108 mikron és 11,2 mikron tartomány illesztési paraméterei

	108 mikron				11,2 mikron			
	R ²	Chi ²	A1	t1	R ²	Chi ²	A1	t1
KA 0	0,995	0,0066	4,58	3,238	0,999	0,0004	-2,56	6,800
KA 1	0,171	0,321	1,33	1,561	0,873	0,010	-1,75	1,130
KA 2	0,903	0,0058	1,37	1,306	0,994	0,0006	-2,11	1,144
KA 3	0,997	0,0019	3,17	2,540	0,999	0,0001	-2,21	5,641

A 25. és 26. ábrák a 108 és 11,2 mikron tartományt ábrázolja az eltelt idő függvényében, míg az 6. táblázat az illesztett görbék paramétereit tartalmazza. Ez amiatt fontos, mert a legnagyobb változások (pozitív és negatív irányban) ezeken a területeken figyelhetők meg. Az eredményből megállapítható, hogy a 108 mikron tartományban a kezeletlen talaj (KA 0) határozott exponenciálisan csökkenő szétesésen megy át a percek elteltével. Ugyanakkor a kezelés (vízborítás, KA 1-3) mérsékeli ezt a szétesési hajlandóságot. Megvizsgálva a 11,2 mikron tartományt, hasonló, de ellentétes előjelű tendencia rajzolódik ki: A kezelt talajok esetén (különösen az 1. és 2. hónap mintái esetében) ez a tartománynövekedés gyorsan, az első pár percben lezajlik, utána már nem történik jelentős változás, míg a kezeletlen minta esetében egy lassú, egyenletes növekedés figyelhető meg az aggregátumok mennyiségében.

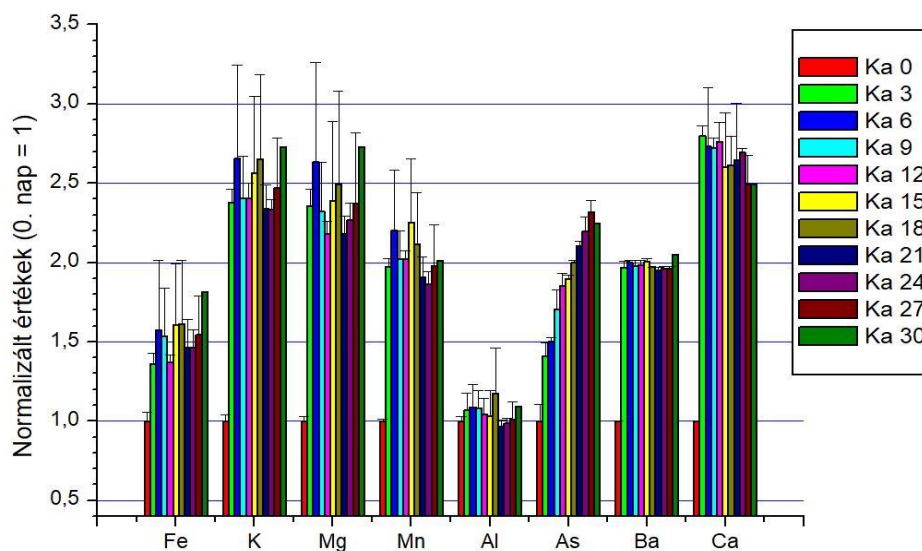
A lehetséges okok között a kötőanyagok mennyiségének, minőségének megváltozását emelném ki: a kezelt talajminták esetében már az indulások is egy leromlottabb talajszerkezet, alacsonyabb mennyiségű aggregátumot mutatnak a nagyobb mérettartományban, míg megnövekedett kiindulási mennyiségű aggregátumot a 11,2 mikronos tartományban. A vizsgált görbék paramétereiből a t1 értéket megnézve (mely az exponenciális görbe felezési idejéről ad tájékoztatást, ln2 értékkel szorozva, percben kifejezve) meglepő, hogy a kezeletlen minta és a leghosszabb borításnak kitett minta esetében nagyon hasonló eredményeket kaptam, míg a közepes hosszúságú (1 és 2 hónap kezelés) minták egymáshoz nagyon hasonlóan, de a másik két mintához viszonyítva jelentősen eltérnek. Az első és a második hónapban tapasztalható aggregátumszétesés (és ezzel együtt a szemcseméret tartomány eltolódása) magyarázható a szemcsék (és aggregátumok) közti kötőanyagok reduktív környezetben történő degradálódásával. A vas és az alumínium a kémiai mérések szerint oldódnak, ahogy a kalciumtartalom is, melyek az ilyen típusú kötőanyagok szétesésére utalnak. A humuszanyagok pedig lassú átalakuláson mennek keresztül. Azonban a harmadik hónap meglepő, visszamutató eredményeinek okai nem tisztázottak, de a vas gyors redukálódása és oldódása, majd lassú, feltehetően mikrobiális szereplők közvetítésével újra lekötődése, mint az aggregátumok közti kötőanyag újbóli megjelenése, magyarázhatja a jelenséget.

A kémiai elemek oldódásának vizsgálatához többféle kivonást is vizsgáltam: desztillált vizes, CaCl_2 oldat és HNO_3 oldat kivonószereként való alkalmazását is. Azonban ezek közül csak a salétromsavas kivonás adott értékelhető eredményt, a desztillált vizes és CaCl_2 -os kivonás esetében a minták egyetlen elem esetében se adtak mérés határ feletti eredményt. Így a 27. ábra csak a 0,43 M HNO_3 kivonat eredményeit tartalmazza:



27. ábra: A HNO_3 oldattal végzett talajextrakciós mérések eredményei, magas (balra) és alacsony (jobbra) koncentrációk

Az alumínium esetében már a legelső, egy hónapos kezelés hatására is lecsökken az adott elem oldhatósága, míg a vas, mangán és réz, valamint a cink esetében (de meg kell jegyezni, a réz és a cink igen közel van a statisztikai hibahatárhoz) lassú növekedés figyelhető meg az oldhatóságban. Ezeknek a fémeknek redukív környezetben megnövekszik az oldhatósága, így ez a viselkedés a vártak szerint alakul.

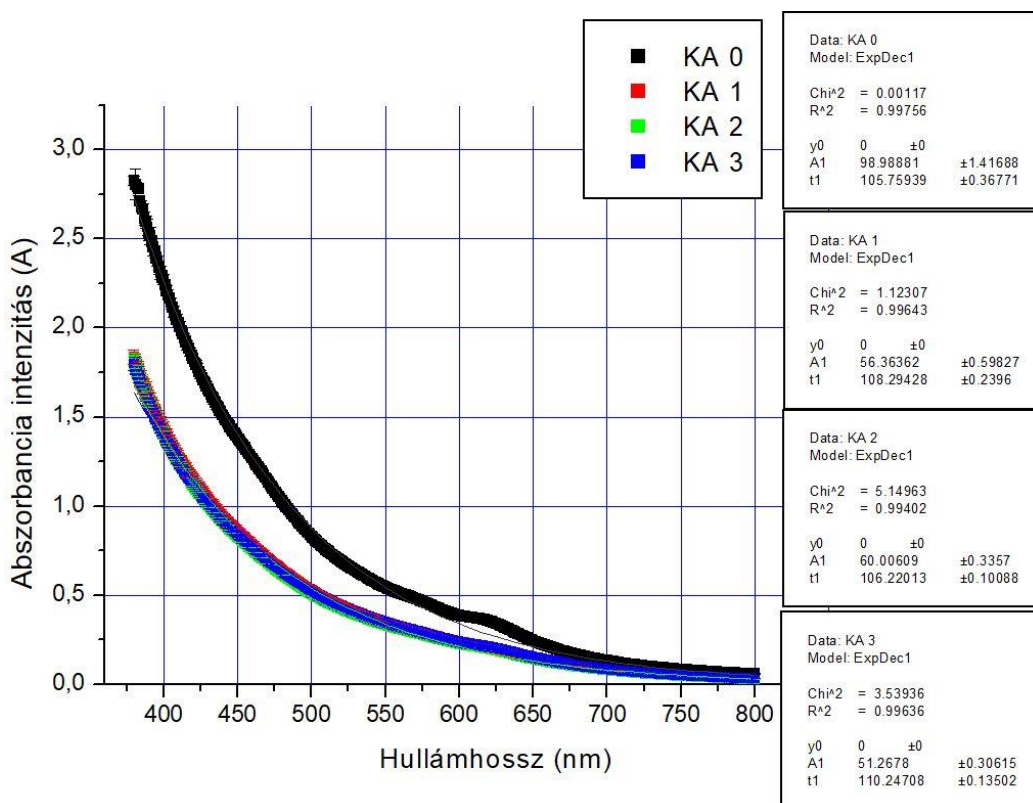


28. ábra: A talajextrakciós eredmények alakulása 30 napos érlelés (3 naponta mintavétel) esetében, a Keszthely-A mintán

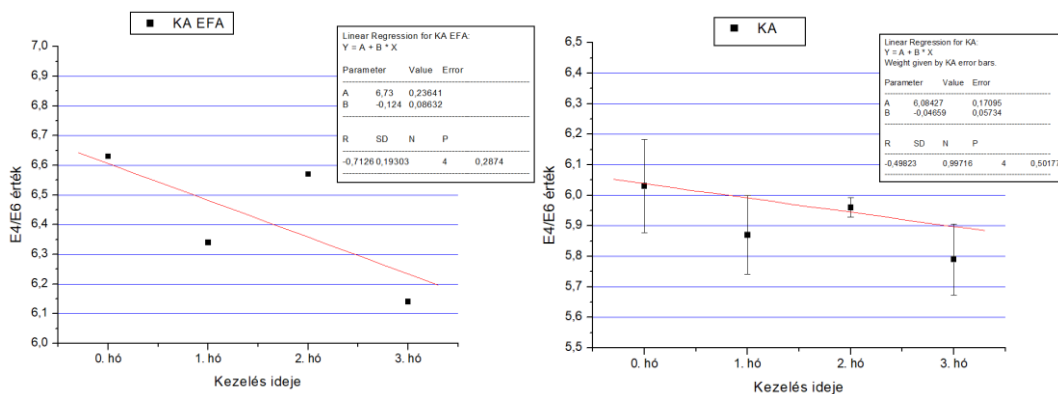
A kezelést megismételtem rövidebb időtartamra is, 30 napon át 3 naponkénti mintavételezéssel egy sokkal finomabb idősort tudtam felállítani (28. ábra). A könnyebb ábrázolhatóságért a kiindulási időpontra (0. nap, Ka 0) normalizált formában látható. Ezek alapján az alumínium és az arzén kivételével minden esetben már 3 nap alatt lezajlanak a folyamatok. Az

alumínium lassú, egy hónapos folyamat eredményeképpen nem meggyőző (magas szórású) folyamatot produkál, míg az arzén esetében egy jól leírható görbe mentén több, mint duplájára emelkedik az oldhatósága. A 27. ábrán szintén egy lassú emelkedés figyelhető meg: az arzén az egyetlen, mely esetében jelentős s hosszán ható folyamat indul be, ami 3 hónapon át tart, és fokozatos változáshoz (ebben az esetben emelkedéshez) vezet. Ez valószínűsíthetően a talajban jelen levő arzén oldhatatlan csapadék formájából a lassú redukció miatti felszabadulás miatt történik, ahogy az arzén a könnyebben oldható arzenitté alakul.

A humuszanyagok esetében a teljes látható spektrum elemzésre került. Az E4/E6 módszer (Helms et al, 2008) szerint csak két, kiemelt hullámhosszon kell megmérni (465 és 665 nm), a fényelnyelést, de az EFA módszer szerint (Sebők et al, 2018) a teljes spektrum (400-800 nm) vizsgálatra került (29. ábra).



29. ábra: A humuszkivonatok 380-800 nm közötti spektruma, és az ezeken a hullámhosszokon mért intenzitásértékek eltérő minták esetében



30. ábra: Az E4/E6 értékek EFA módszerrel (bal) és hagyományosan (jobb)

Az E4/E6 értékek értelmezéséhez fontos megjegyezni, hogy a nagy (7 feletti) érték esetén a gyengébb minőségű fulvosavak dominálnak, míg az alacsonyabb érték esetén (5 alatti) a jobb minőségűnek tartott huminsavak mennyisége jelentősebb. A 30. ábrák alapján mindkét módszer szerint ugyanaz állapítható meg: az érlelések hatására az értékek csökkentek, így a gyengébbnek tartott fulvosavak mennyisége valószínűleg kevesebb lett (bár a humuszanyagok felépülése nem tisztázott még, az kevésbé valószínű, hogy a huminanyagok épültek volna fel a minták számára biztosított körülmények között). Ennek valószínű oka, hogy a jelen levő mikrobiális élet a szervesanyagok közül a könnyebben feldolgozható, rövidebb szénláncú (fulvosavak kategóriájába tartozó) szervesanyagokat energiaforrásként hasznosították, így arányuk a mintákban csökkent. Szintén megállapítható az eredeti (29. ábra) spektrumokból, hogy minden érlelt mintában kevesebb a szervesanyag, mint a kiindulási mintában. Ez alátámasztja a mikrobiális hatást.

Összefoglalva az eddigieket, a Keszthely-A talajmintáról elmondható, hogy a szemcseméret-eloszlásban csak a hosszú, három hónapig tartó érlelés esetében figyelhető meg változás, míg az aggregátum-stabilitás esetében a rövidebb ideig tartó (1 és 2 hónapos) minták esetében van a kiinduláshoz képest eltérés. Ezeket a változásokat elsősorban a kémiai mállás (vas és alumínium oldódása, kalcium oldódása) illetve a humuszanyagok részleges eltűnése (főleg a könnyen oldható, kis molekulású frakcióban), melyek kötőanyagként szolgálnak. Figyelembe véve az aggregátum-stabilitásban megjelenő változást a harmadik hónap esetében, feltételezhető, hogy a mikrobiális hatás esetleg nagyobb molekulású szervesanyag-melléktermékeket állít elő, mely kötőanyagként szolgálhat az aggregátumok közt. A kémiai mérések megfelelnek az általánosan leírtaknak, azaz a redukív környezetben könnyen oldható formává alakuló vas, mangán, illetve kalcium, alumínium és arzén (bár változó időtartam alatt, de) oldhatósága megnő. A szervesanyag készletben pedig lassú változás történik, mind mennyiségi, mind minőségi területen. A szervesanyag készlet összességében csökken, összetétele pedig eltolódik a nagyobb molekulású frakciók felé.

5.3. Keszthely, B szint (KB)

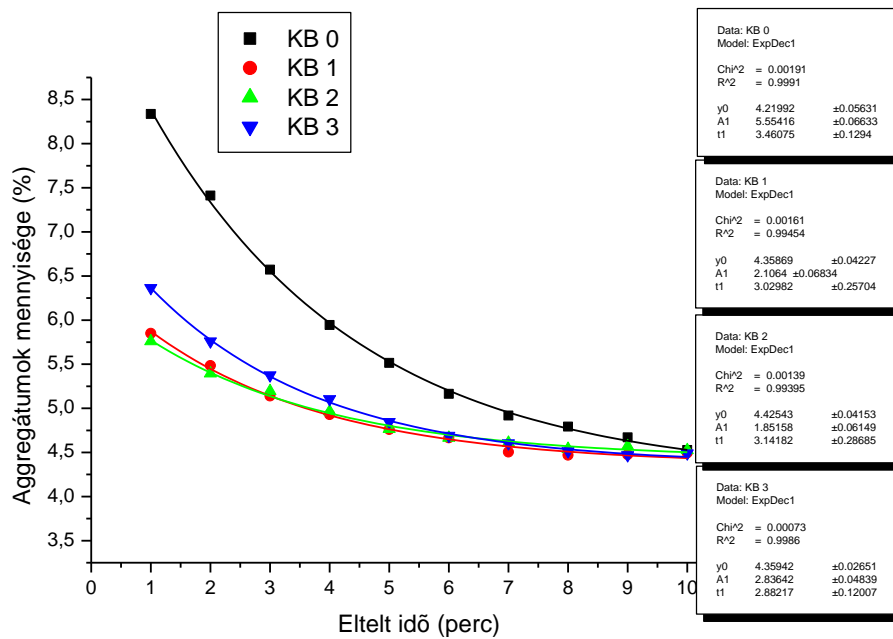
A Keszthely minta B szintjének általános jellemzése nagyon hasonlít az A szintre (előző fejezet). Szemcseméret-eloszlása egyenletes, közel azonos az A szinthez képest (Ramann-féle BET-re jellemző módon). Karbonáttartalom nem mérhető, pH értéke semleges (enyhén savas). Egyetlen számottevő különbség a (talajtaniilag indokolt) kevesebb szervesanyag, nagyságrendileg fele a felette elhelyezkedő A szintnek.

A szemcseméret-eloszlása a B szintnek megegyezik az A szinttel (Melléklet, 1. ábra). Ezen a kísérleti körülmények se változtattak, statisztikailag elhanyagolható a különbség a négy vizsgált időpont közt. A különbségfüggvényt megtekintve (Melléklet, 2. ábra), azokra gauss függvényt illesztve megfigyelhető, hogy a Keszthely A mintához képest sokkal kisebb eltérések jelentkeznek, hasonló tartományokban, mint az előző talajsintnél. A gauss paramétereiből (7. táblázat) kiolvasható, hogy a legnagyobb veszteség ismét a 110 mikron körüli tartományban tapasztalható, ahol 0,5-1,0 % mennyiségi változás figyelhető meg, de egy széles tartományban. Ez a veszteség a mérés hibahatárán belül van (Melléklet, 1. ábra), nem szignifikáns. Ezzel párhuzamosan egy, arányaiban hasonló mértékű növekedés figyelhető meg a 80 mikron tartomány értékeiben, mely ellensúlyozza ezt a csökkenést.

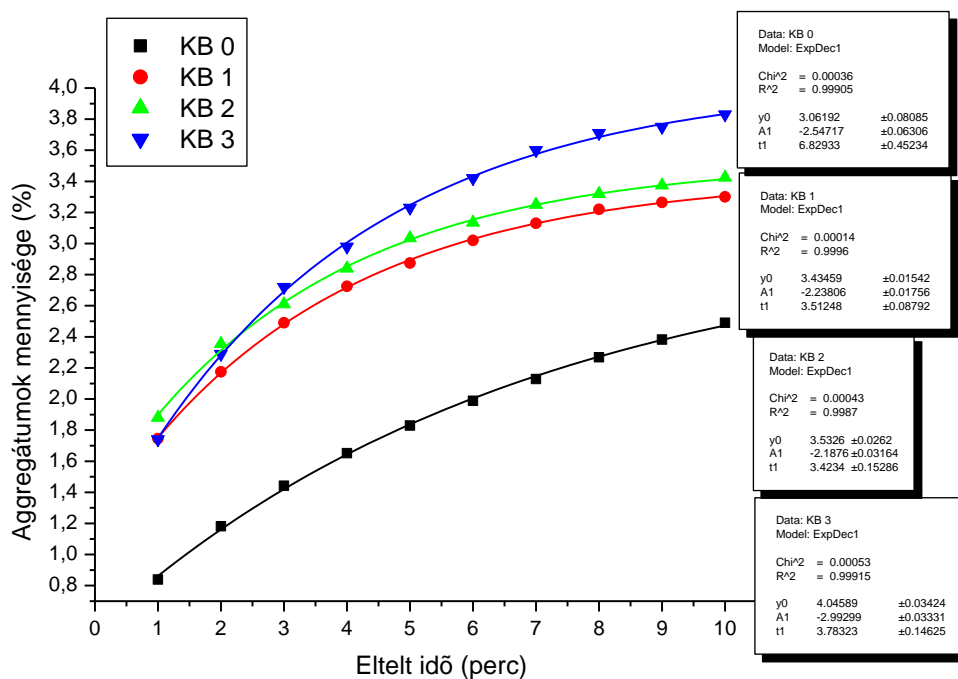
7. táblázat: Keszthely B szintjének szemcseméret-eloszlás különbségére illesztett Gauss-függvények paraméterei (Melléklet, 2. ábra)

Minta	Chi ^2	R^2	Terület	Középpont	Szélesség	Offset	Magasság
KB, 1. hó	0,007	0,845	-55,3	86,6	54,3	+0,083	-0,81
KB, 2. hó	0,029	0,830	-115,7	94,5	57,9	+0,157	-1,59
KB, 3. hó	0,037	0,264	79,8	285,6	105,99	-0,032	+0,60

Az aggregátum-stabilitás 1. és a 10. perceinek eredményeit elemezve (Melléklet, 3. ábra), megfigyelhető, hogy az előzőekben tapasztaltakhoz képest nagyon hasonló eredmény születik. Ez azt jelenti, hogy a 11,2 és 108 mikronos tartományok határozott változást mutatnak, így érdemes ismét kiemelni ezeknek a mérettartományoknak az időbeli alakulását. Ez a 31. és 32. ábrákon látható, az illesztett függvények paramétereit az 8. táblázatban kiemeltem.



31. ábra: Az aggregátum-stabilitás alakulása az idő elteltével a 108 mikron tartományban



32. ábra: Az aggregátum-stabilitás alakulása az idő elteltével a 11,2 mikron tartományban

8. táblázat: a 108 mikron és 11,2 mikron tartomány illesztési paraméterei

	108 mikron				11,2 mikron			
	R ²	Chi ²	A1	t1	R ²	Chi ²	A1	t1
KB 0	0,999	0,002	4,22	3,46	0,999	0,0004	-2,54	6,830
KB 1	0,995	0,002	4,36	3,03	0,999	0,0001	-2,24	3,512
KB 2	0,994	0,001	4,43	3,14	0,999	0,0004	-2,19	3,423
KB 3	0,999	0,001	4,36	2,88	0,999	0,0005	-2,99	3,783

A 108 mikronos tartományban mind a négy vizsgált minta esetén hasonló szétesési görbe tapasztalható (a t1 paraméter közel azonos, a kiindulásnál a legnagyobb, és egyenletesen csökken a kezelések hatására). Míg a kezeltlen minta esetében relatíve magas (~8,5%) mennyiségről indul, a többi minta esetében ez közel 20%-al kevesebb kiindulási anyagot jelent a mérettartományban. Ez azt jelenti, hogy a kezelt minták már leromlott állapotban vannak jelen, mely a mérés során nem fog jelentősen szétesni, ellentétben a kiindulási mintával (melyet a Melléklet, 3. ábra vizuálisan is igazol). Ezzel ellentétben a 11,2 mikronos tartományban egy drasztikusan magas t1 érték található a kiindulási hónap esetén a kezelésekhöz képest. Ez a meredekségi paraméter az exponenciális függvény esetében közel kétszer akkora, mint a többi vizsgált függvény esetében, azaz sokkal több idő kell, mire az aggregátumok mennyisége 50%-al megnő (Felezési idő $[t_{1/2}]$: $t_1 \cdot \ln(2)$).

Ez a viselkedés nagy hasonlóságot mutat a Keszthely-A minta viselkedésével. Az okok is hasonlóak lehetnek: a kezelés hatására megnőtt oldhatóságú vas, mangán távozásával stabilitásukat veszítik a nagyobb méretű aggregátumok, és szétesés következik be. Ellentétben a felső szinttel, az itt található humuszanyagok mennyisége csekély, később pedig látható, hogy a kezelés hatására összetételük nem változik számottevően. Tehát a talaj a vizes környezet hatására (aggregátumok szempontjából) szétesik, és ebben az állapotában változás már nem történik a későbbiekben sem, ellentétben a biológiailag aktívabb felső (és humuszanyagokban gazdagabb), A szinttel.

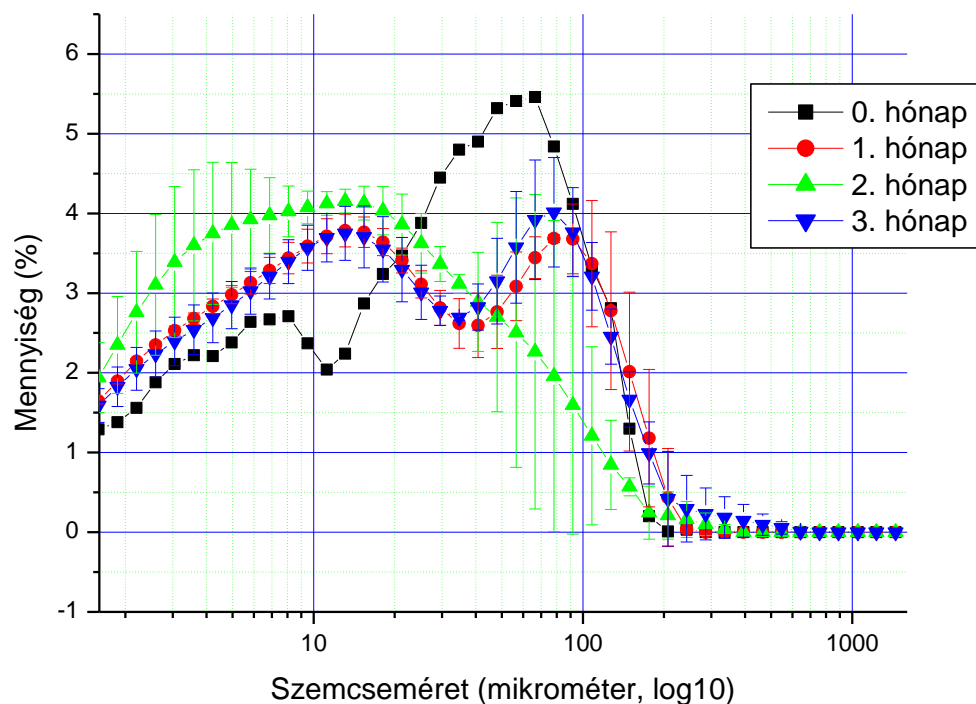
Az elemtartalom tekintetében az említett vas, mangán, és a báriumtartalom oldhatóságának emelkedése figyelhető meg (Melléklet, 4. ábra). A többi vizsgált elem (alumínium, kalcium, magnézium, réz, arzén, Melléklet, 5. ábra) esetében a kezdeti mintához képest megkötődés történik, oldhatóságuk jelentősen csökken. Ez magyarázható a széteső aggregátumok okozta aktív felület növekedésével (felületi adszorpció), mely minden olyan elemet leköt az egyensúlyi oldatban, melyek nem esnek át kémiai átalakuláson (Fe^{3+} -ból Fe^{2+} , vagy Mn^{4+} -ból Mn^{2+} redukciók), mely jelentősen eltolja az oldódás felé az egyensúlyi folyamatokat.

A szervesanyagtartalom minőségében bekövetkező változásról a kapott eredmények értelmében nem lehet beszélni. Se a görbesereg (Melléklet, 6. ábra), se a számolt értékek (Melléklet, 7. és Melléklet, 8. ábrák) nem utalnak semmilyen változásra a szervesanyagtartalomban. Ez alátámasztja azt a feltételezést, hogy a mikrobiális hatások a mélyebb szinten kevésbé érvényesülnek, illetve az általuk befolyásolt szervesanyag se játszik ezen a szinten szerepet.

5.4. Karcag, B szint (KR)

A karcagi minta egy réti szolonyec B szintje (az A szint egy vékony, leromlott állapotú, kevesebb mint 5 cm-es réteg, erősen kilúgzott állapotban, így nem került vizsgálat alá). Ez a szint nagyon magas agyagtartalmú, homok frakció gyakorlatilag nem található meg benne (kevesebb, mint 1%). Karbonáttartalma hasonló a Keszthelyi A szinthez, semleges pH-jú közeg. Humusztartalma 2% körüli, mérsékelten magasnak számít a vizsgált talajok közül.

Szemcseméret-eloszlását tekintve a mérések vegyes képet mutatnak. A szemcsék jelentős része a 60 mikron körüli tartományba esik, egy lokális csúccsal a 8 mikron körüli tartományban. De ez csak a kiindulási állapot: a kezelések hatására jelentősen módosul ez a kép (33. ábra). Mindhárom kezelés esetében szétesés figyelhető meg, azaz a szemcsék mérete elmozdul a kis, 10 mikron körüli tartomány irányába. Érdekes megfigyelni a 33. ábrán, hogy a relatív magas, 80 mikron körüli tartományban az érlelt minták egy jelentős, másodlagos csúcsot mutatnak. Ez a 34. ábrán ábrázolt különbségfüggvényeken is megmutatkozik.



33. ábra: A Karcag-B minta szemcseméret-eloszlása, az adott szemcseméret tartomány százalékos értékével



34. ábra: A Karcag-B minta (Réti szolonyec) szemcseméret-eloszlásának különbsége a 0. hónap eredményéhez viszonyítva (abból kivonva), gauss illesztésű függvényekkel

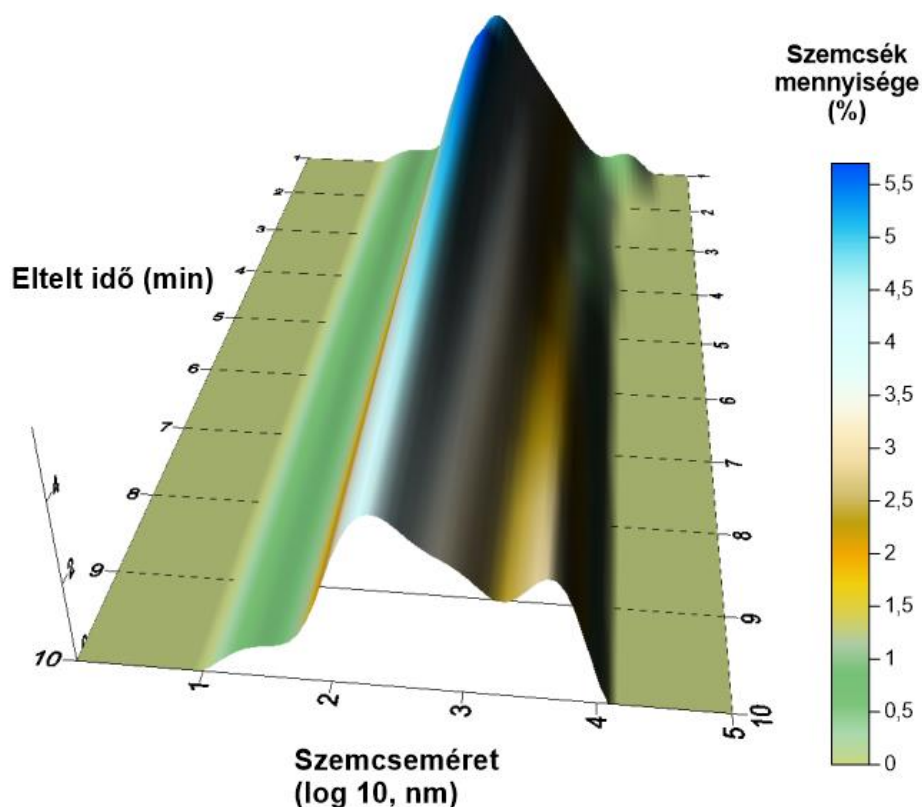
A 34. ábrán ábrázolt különbségfüggvényekre illesztett gauss függvények számszerűsítik ezeket a változásokat (9. táblázat). A legnagyobb csökkenés az 53, majd a 80 mikronos területen következik be, míg a legnagyobb növekmény a 10 mikronos tartományban. A magasságértékek alátámasztják, hogy a változás mértéke százalékos nagyságrendű, jelentősnek mondható.

9. táblázat: Karcag-B szintjének szemcseméret-eloszlás különbségére illesztett Gauss-függvények paraméterei (34. ábra)

Minta	Chi ^2	R^2	Terület	Középpont	Szélesség	Offset	Magasság
KR, 1. hó	0,218	0,745	141,1	52,8	34,8	-0,382	3,23
KR, 2. hó	0,572	0,666	320,1	81,2	62,0	-0,606	4,12
KR, 3. hó	0,096	0,827	112,2	50,1	32,2	-0,267	2,48

Az aggregátum-stabilitások alakulása a négyféle minta esetén az Melléklet, 9. ábrán láthatóak. Két, általános trend állapítható meg: az egyik, hogy a kiindulási aggregátum mennyiségek (első perc értékei) esetében a már említett eltolódás tapasztalható a nagyobb méret irányából (50 mikron feletti tartomány) a kis mérettartományba (20 mikron alatti tartományok). A másik, látványosabb változás, hogy az idő előrehaladtával nem csupán sima szétesés állapítható meg az aggregátumok esetében, mint a 0. hónap mintáján látható (egyenletes elmozdulás a kisebb mérettartományok felé), de a kezelések hatására a 110 mikronos mérettartományban egy felépülés is. Ennek folyamata látható a 35. ábrán is, ahol a 3D ábrán a szemcseméret változás (x tengely) mennyisége (z tengely) figyelhető meg az idő előrehaladtával (y tengely) az egy hónapos érlelt minta esetében. Jól szemlélteti az ilyen

ábrázolás a folyamatot, minek következtében lecsökken a kis mennyiségű szemcsék aránya, és egy lokális csúcs alakul ki 110 mikron környékén.



35. ábra: Az aggregátum-stabilitás változása idővel, 3D ábrán (Surfer 6.0)

A mérésekből kiderül, hogy ez a jelenség folyamatosan hat: okai közt a felszabaduló kalcium mennyisége, mint koaguláló anyag szerepelhet. Kísérleteim során sikerült igazolni, hogy a stabilizálódott talajszuszpenzióhoz adott kationok (elsősorban a több töltésű kationok, mint a vas, alumínium, kalcium, magnézium) az aggregálása irányába viszi el a folyamatokat, így a jelen levő ionok mennyisége alapvetően befolyásolhatja az aggregátumok viselkedését. Erről bővebben a koagulációs vizsgálatok fejezetben írok.

A mellékletben tárgyalt 108 és 8,07 mikronos tartományok ábráit elemezve (Melléklet, 10. és Melléklet, 11. ábrák) az előbbi megállapítások megerősítést nyernek: míg a kezeletlen talajminta esetében a nagy mérettartományban egy enyhe, de határozott csökkenés tapasztalható, addig a kezelések hatására mindhárom esetben (fokozódó mértékben) egy erőteljes növekedés történik (az összeálló aggregátumok az alacsony mérettartományból a kezelések időtartamával arányosan növelik a nagy aggregátumok mennyiségét).

A vizsgált ionok közül az oldható kalcium, alumínium, arzén (és lítium) mennyisége a kezeletlen talajhoz képest drasztikusan lecsökken, közel felére (Melléklet, 12. és Melléklet, 13. ábrák). Ez a szemcseméretbe bekövetkező, csökkenő tendenciának tudható be, mely megnöveli az aktív felületet (adszorpciós szempontból). A reduktív környezetben átalakuló ionok (vas, mangán) oldhatósága nő folyamatosan, ahogy a magnézium, réz, bárium esetében is.

Szervesanyag szempontból a Melléklet, 14. ábrán látható intenzitásértékek alapján nincs jelentős különbség a kivonható szervesanyag mennyiségében. Minőségét tekintve, a hagyományos E4/E6 módszer szerint (Melléklet, 15. ábra) a szervesanyagban az érlelés hatására enyhe minőségromlás tapasztalható, a gyengébb minőségű, alacsonyabb molekulatartomány felé tolódik el az arány. Az EFA módszer szerint is minőségromlás következik be (Melléklet, 16. ábra), de az eredmények sokkal nagyobb szórást mutatnak, s csak a hosszútávú, három hónapos érlelés esetén jelentős ez a romlás.

Összességében a Karcag mintáról elmondható, hogy a magas agyagtartalma a kezelések hatására felaprózódik, ha a szemcseméret tartományokat vesszük figyelembe. Ha az aggregátum-stabilitást is megmérjük, ott ellentétes folyamat figyelhető meg: a kioldódó kationok koaguláló hatásai miatt már percek alatt is jelentős mennyiségű szemcse aggregálódik, nagyobb mérettartományba tolva el a görbékét. A kémiai mérések is ezt támasztják alá: bár a szervesanyagban nem történik változás, a kalcium, alumínium jelentős része leköttődik (nem vihető oldatba), ami jelentősen befolyásolja az aggregálódási tulajdonságokat.

5.5. Kápolnásnyék, A szint (KP)

A kápolnásnyéki minta egy mészlepedékes csernozjom A szintje. Ezeket a talajokat magas szervesanyagtartalom jelzi, melyet a minta is jól reprezentál a 3,7%-os humusztartalommal, illetve a magas, közel 10%-os karbonáttartalommal. A B szintje ehhez képest fokozatosan csökkenő szervesanyagtartalommal, kisebb karbonáttartalommal rendelkezik, igen hasonlít a Keszthely-A mintához, így nem volt szükség külön megvizsgálni. Stefanovits et al. (2010) külön kiemeli, hogy a vízgazdálkodásuk igen jó, így csak nem megfelelő agrotechnikai gyakorlat esetén kerülhet hosszabb időre víz alá a legfelső, A réteg (vagy egy része). A kutatás így erre a területre koncentrálnak.

Szemcseméret-eloszlását tekintve ez a talaj egyenletes képet ad az alacsony szemcseméret tartományban. A homokfrakció egészen minimális, lokális csúcsa a 80 mikron körüli és 8 mikron körüli tartományokban van, de a 100 mikron alatt egységesnek tekinthető. A Melléklet, 17. ábra alapján ez az összetétel egy folyamatos, de kismértékű eltolódást mutat a nagyobb tartomány felé (90 mikronos tartomány, mint lokális csúcs). Megvizsgálva a különbségfüggvényeket, ez az eltolódás egyértelmű: a 10. táblázat alapján a legnagyobb veszteséget a 10 mikron körüli tartomány szenved el, a 100 mikron körüli tartomány pedig jelentős, 2% körüli értékkel gyarapszik, azaz a folyamatok az aggregálódás irányába hatnak. Ezt alátámasztja az egyre magasabb mennyiségű Ca^{2+} , Mg^{2+} ionok jelenléte az oldatban, mely erős koaguláló hatással rendelkeznek, elősegítve a nagyobb szemcseméret kialakulását.

10. táblázat: Kápolnásnyék A szintjének szemcseméret-eloszlás különbségére illesztett Gauss-függvények paraméterei (Melléklet, 18. ábra)

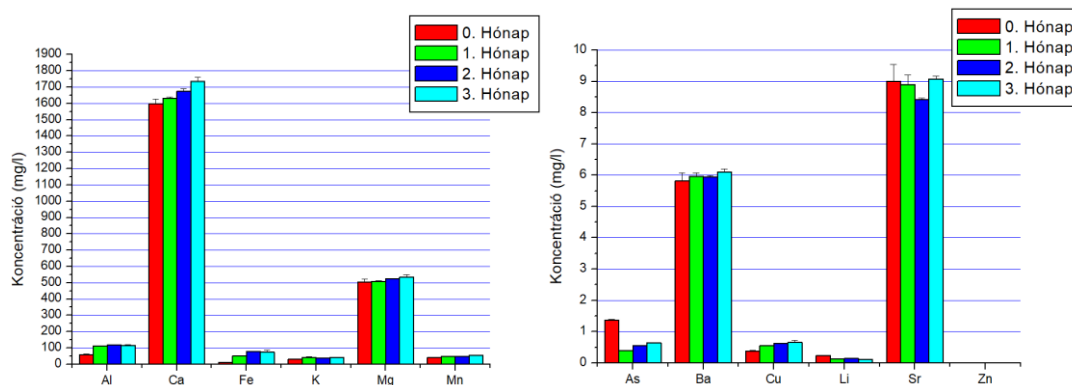
Minta	Chi ^2	R^2	Terület	Középpont	Szélesség	Offset	Magasság
KP, 1. hó	0,067	0,382	10,1	10,1	12,6	-0,175	0,64
KP, 2. hó	0,114	0,746	-204	104,1	70	+0,264	-2,33

KP, 3. hó	0,061	0,833	-177,6	101,2	61,5	+0,222	-2,31
-----------	-------	-------	--------	-------	------	--------	-------

Ennek egyértelmű eldöntésére érdemes kielemezni az aggregátum-stabilitási mérések eredményeit. A Melléklet, 19. ábrák tartalmazzák a kezeletlen minta és a kezelt minták aggregátum-stabilitási eredményeit. A 80 mikron környéki csúcsból lesz 40 mikron környéki csúcs, a kezelt minták esetében pedig 60 mikronból 40 mikron. Ez a változás minimális eltolódást jelent, mely az egész mérettartományban egy egyenes eltolódást (szétesést) mutat, melynek mértéke nem kiugró.

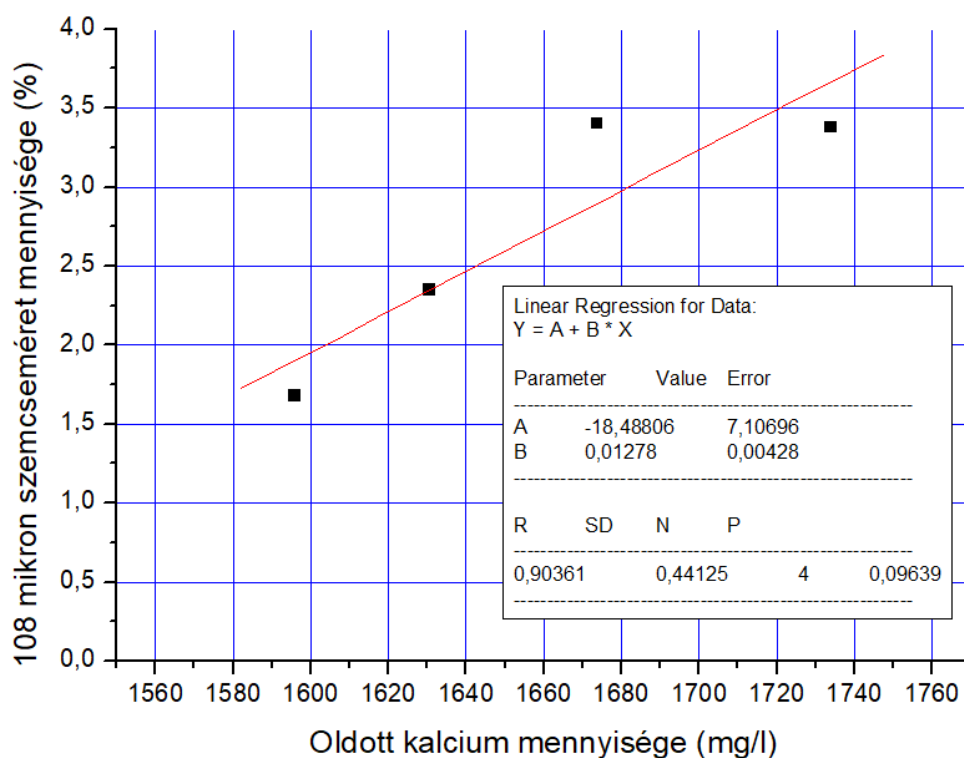
Az aggregátum-stabilitást megvizsgálva két tartományban, az tapasztalható, hogy a 40,8 mikronos (Melléklet, 20. ábra) tartományban a szemcsék egy átmeneti növekedés után a kezdeti szinthez közel stabilizálódnak – kivéve a kezeletlen talaj esetében, ahol jelentősen megnövekedett e tartomány mennyisége. Ezzel szemben a 78,1 mikronos tartomány (Melléklet, 21. ábra) mind a négy esetben egyértelmű csökkentést mutat, azaz szétesés következik be, az előzetes várakozások szerint. Az előzőekben megismert eredmények függvényében tehát a nagyobb mérettartomány egy mérsékelt szétesést mutat, míg az alacsony mérettartományokban a szemcsék stabilak, a magas karbonáttartalom stabilizálja a környezetet.

Érdekesebb ennél megvizsgálni a kémiai oldhatóság alakulását. Ennél a talajtípusnál (az arzént leszámítva) az összes vizsgált elem esetében az oldhatóság növekedése tapasztalható (36. ábra).



36. ábra: A HNO₃ oldattal végzett talajextrakciós mérések eredményei

Ezek az értékek nem túl magasak, de közel minden elemnél jelen vannak. A folyamat magyarázható ismét a szemcseméretben bekövetkező változással: a méret béli lassú eltolódás a nagyobb tartományok irányába az effektív adszorpciós felület csökkenésével jár, ami a kémiai egyensúlyi folyamatokat az oldódás irányába tolja el. Erre jó példa a kalcium, mely emelkedési üteme szoros képet ad a szemcseméret emelkedésének tapasztalt változásával (37. ábra). A vas, mangán a redukív környezettől elvártak szerint viselkedik, az arzén azonban épp ellentétesen: csökken az oldható mennyisége az idő előrehaladtával, mely a gyors csapadékképződés következménye lehet – az idő elteltével újra növekszik az oldható mennyiség, a lassú redukciónak köszönhetően.



37. ábra: A kalcium és a 108 mikron szemcseméret változásainak korrelációs összehasonlítása a négy vizsgált időpont (hónap) függvényében

A szervesanyag kérdésében mennyiségi változás nem figyelhető meg a vizsgált mintákban (Melléklet, 22. ábra). A minőséget tekintve mind a hagyományos (Melléklet, 23. ábra), mind az EFA módszer szerint (Melléklet, 24. ábra) a több hónapos kezelés során lassú elmozdulás figyelhető meg a humuszminőségben a kisebb molekulásúlyú tartomány irányába (nagyobb E4/E6 értékek). Ez mindenképpen a humuszanyagok átalakulásának következménye – a magas szervesanyag-tartalmú, felső szintre jellemző mikrobiális élet hatással van a környezetében található anyagokra.

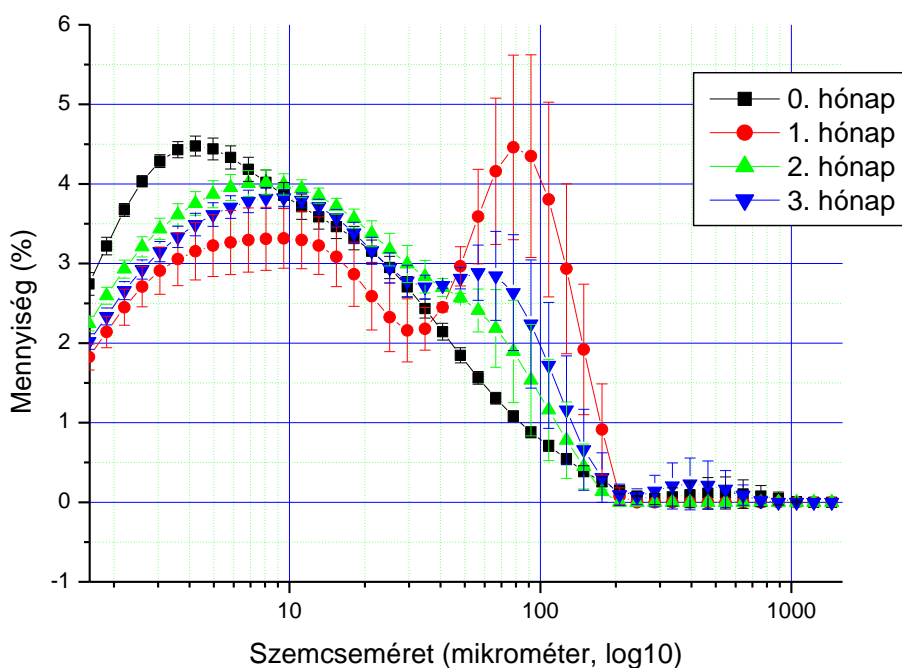
Összefoglalva a kápolnásnyéki mintát, a szemcseméret-eloszlás a kezelések hatására eltolódik a nagyobb tartományok felé, de ez az eltolódás nem kiugró. Ezzel párhuzamosan az aggregátum-stabilitási értékek azt mutatják, hogy a szemcsék a mérések során továbbra is szétesnek a nagyobb tartományokban, míg az alacsonyabb mérettartományban ez a hajlandóság nem mutatkozik. Feltehetően a karbonát jelenléte és a humusztartalom stabilizálja a szemcséket az alacsonyabb tartományban. A kémiai mérések szerint pedig a növekvő szemcseméret a kémiai egyensúly eltolásával növeli az oldható elemtartalmakat (csökken az adszorpciós kapacitás), tehát csökken a talaj pufferképessége. A humuszanyagokban is változás történik, a nagyobb molekulásúly irányába tart az átalakulás a kezelések hatására. Ez a talajtípus általában nem kerül vízborítás alá, a nagymértékű változások a szokatlan körülmények következményei.

5.6. Kisújszállás, A szint (KI)

A Kisújszállás-A egy réti talaj felső, A szintje. Ezekre a talajokra jellemző, hogy magas humusztartalommal rendelkeznek, mely az általam mért minták közül valóban a legnagyobb (közel 4%-os) humusztartalmat produkált. Kémhatása lúgos, karbonáttartalmat nem sikerült kimutatni.

Agyagtartalma az egyik legmagasabb, nagyon hasonló a karcagi mintához. A B szint jellemzően csökkenő agyagtartalommal és humuszmennyiséggel rendelkezik, igen hasonló a karcagi mintához, így ez a szint külön nem került mérésre.

A szemcseméret-eloszlást elemezve szembeötlő (38. ábra), hogy az egy hónapos, kezelt minta esetében egy éles, kiugró érték található a 90 mikron körüli tartományban. Az ismétlésekből azonban látható, hogy ez a mintasorozat sajnos igen nagy hibával mérhető csak, így fenntartásokkal kell kezelni a kapott eredményeket.



38. ábra: A Kisújszállás-A szemcseméret-eloszlása, az adott szemcseméret tartomány százalékos értékével

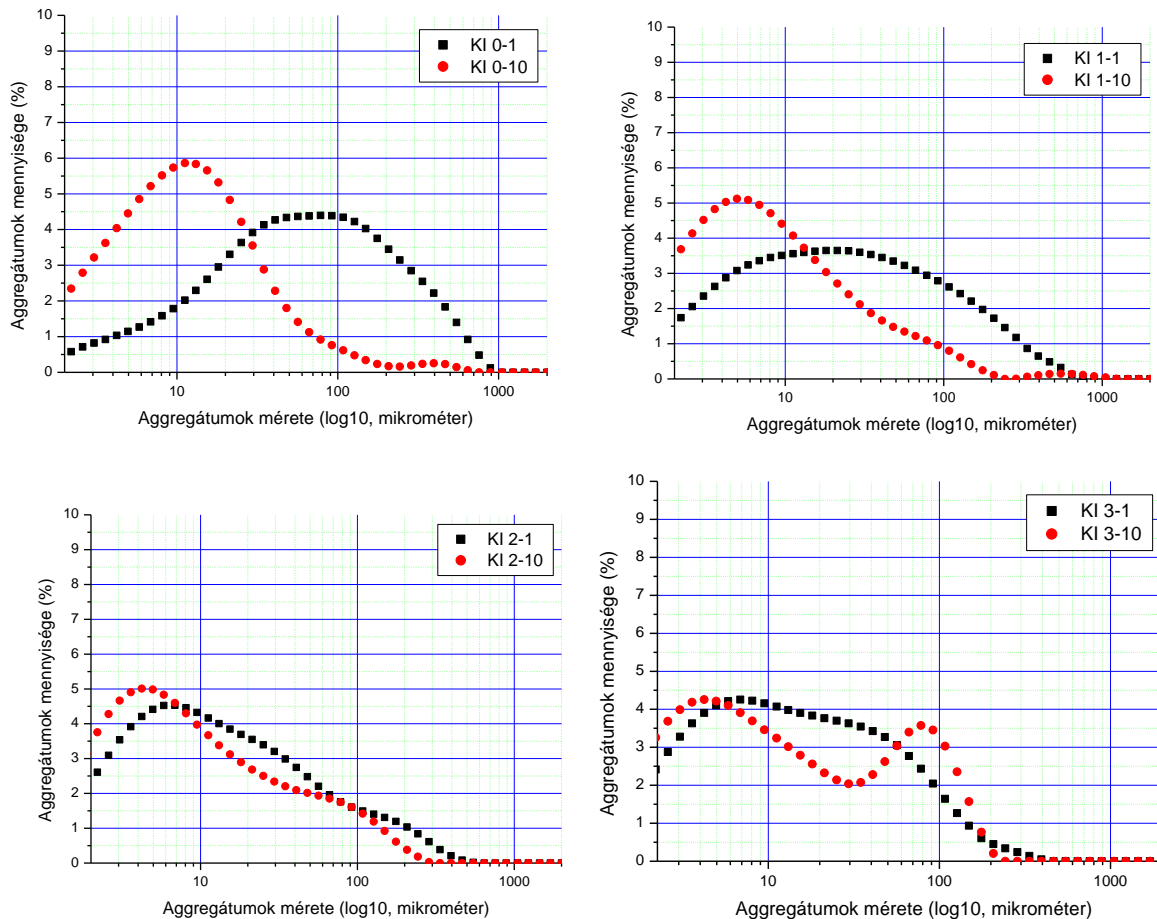
Az azonban így is kijelenthető, hogy az alacsonyabb méret tartományban egyértelmű csökkenés figyelhető meg a kezdeti értékekhez képest, míg a 90 mikron tartományban határozott növekedés (Melléklet, 25. ábra) tapasztalható. A különbségfüggvényekre illesztett Gauss görbe is ezt támasztja alá (11. táblázat).

11. táblázat: Kisújszállás A szintjének szemcseméret-eloszlás különbségére illesztett Gauss-függvények paraméterei (Melléklet, 25. ábra)

Minta	Chi ^2	R^2	Terület	Középpont	Szélesség	Offset	Magasság
KI, 1. hó	0,253	0,821	-354,6	99,0	64,6	+0,475	-4,378
KI, 2. hó	0,063	0,630	4,9	3,6	3,5	-0,203	1,117
KI, 3. hó	0,145	0,626	-141,8	81,5	58	+0,245	-1,944

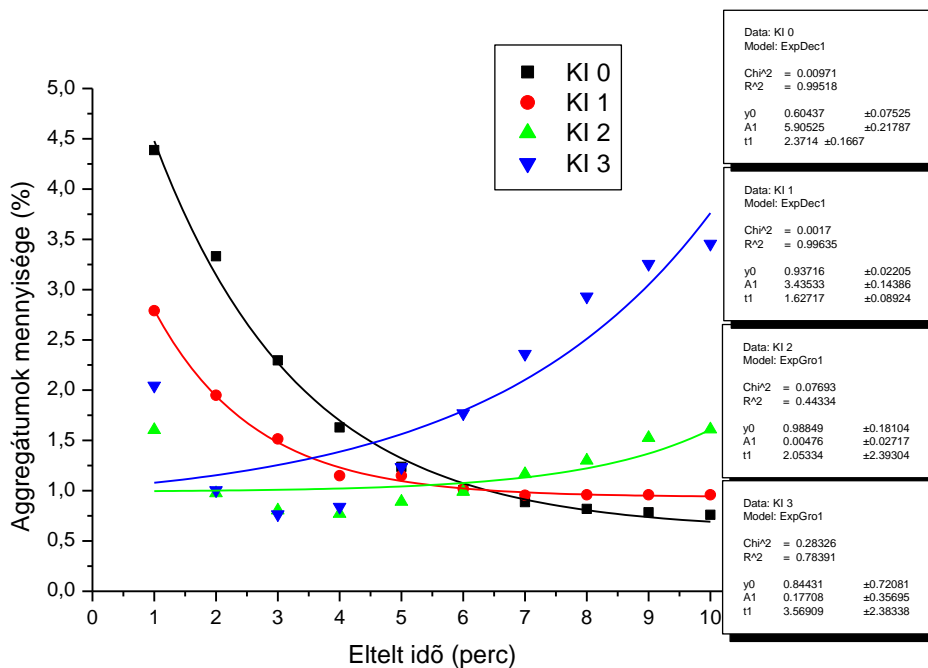
Az adatok szerint az első hónapban a 100 mikronos terület növekedése kiemelkedő, megközelítőleg 4%-os (ez duplája a kezeletlen minta szemcseméret mennyiségének ebben a

tartományban). Ezt az adatot azonban a magas mérési bizonytalanság miatt (38. ábra) fenntartásokkal kezelném, de az egyértelműen kitűnik, hogy jelentős, százalékos elmozdulás figyelhető meg a 2. és 3. hónap mintái esetében is (igaz, ezeknek a változásoknak a területe már inkább a 80 mikronos tartományban van). Ezzel párhuzamosan a 30 mikrométer alatti területeken a szemcseméret mennyisége csökkenést mutat (főleg a 10 mikron alatti mérettartományban).



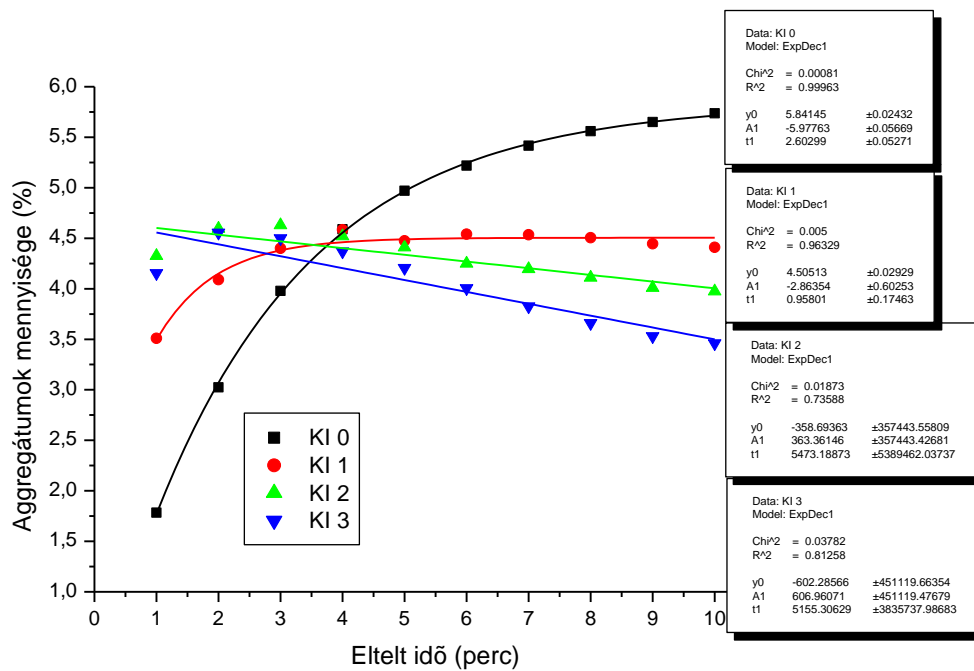
39. ábra: Az aggregátum-stabilitások értékei a 0-3. hónapok esetében, az 1. (fekete) és a 10. percben (piros) mért eredmények alapján

Az aggregátum-stabilitás vizsgálata (39. ábra) érdekes jelleget rajzol ki: míg kezdetben a kezeltlen minta esetében a 100 mikronos lokális csúcs (mely nagyon széles mérettartományt ölel fel) lassan a percek alatt el vándorolt a 10 mikron körüli tartományba, addig a kezelések hatására megváltozó talajban egy másodlagos csúcs jelent meg. A 3. hónap mintája már 10 mikron körüli tartományban levő csúccsal indult, és végül a néhány mikronos tartományban találhatóak a szemcsék túlnyomó mennyisége – azonban 90 mikron körül egy lokális csúcs is kialakul, mely tartomány fokozatosan épül fel a kezelések hónapjai során.



40. ábra: Az aggregátum-stabilitás alakulása az idő elteltével a 91,8 mikron tartományban

A nagyobb, 90 mikronos tartomány értékeit kiemelve (40. ábra) szembeszökő, mennyire megfordul a trend a kezelés hatására. Míg a kezeletlen minták esetében szétesés tapasztalható, az első hónapnál ez a szétesés már jóval kisebb mértékű, a második hónapnál egy kezdeti erőteljes szétesési szakaszt a negyedik perctől egy felépülési követ, és a három hónapos kezelés esetén ez a trend egy érdekes, hullámzó eredményt ad. A gyors szétesést követően a harmadik perctől egy annál erőteljesebb, a kezdeti értéket meghaladó felépülés történik, amely a 9. perc környékén csillapodik, és kezd beállni egy stabil szintre. A 9,5 mikronos tartományban ennek az ellenkezője figyelhető meg (41. ábra). A kezeletlen minta esetében folyamatos a kisméretű szemcsék mennyiségének növekedése, mely a kezelése hatására megfordul, és egyre növekvő mennyiségű csökkenést mutat, azaz a rendszerből kezdenek eltűnni a kisméretű aggregátumok (feltehetően a nagyobb méretűek felépülése miatt).



41. ábra: Az aggregátum-stabilitás alakulása az idő elteltével a 9,5 mikron tartományban

Ha a kémiai mérések eredményeit is figyelembe veszem, az erős kationok (kalcium, alumínium, arzén) oldható mennyisége drasztikusan lecsökken a kezelések hatására, ami összefüggésbe állítható a nagyobb szemcseméret tartomány növekedésével, mivel az aggregálódást ezek elősegítik, egyúttal oldhatóságuk lecsökken, a kötésbe vitt ionok miatt. Az aggregátum-vizsgálatoknál tapasztaltakat is magyarázza, ha a kapott eredményeket összevetjük a magas szervesanyag-tartalmú, karbonát-tartalmú kápolnásnyéki mintával: a kis mérettartományba eső szemcsék ugyanúgy viselkednek. Különbséget csak a nagyobb mérettartományban találunk, mely esetben fontos leszögezni: a kisújszállási talaj elenyésző karbonátot tartalmaz, de nagy mennyiségű szervesanyagot, szemben az előzőekben tárgyalt kápolnásnyéki vagy karcagi talajokkal. Így a felszabaduló kationok a szervesanyag felszínén lekötődhetnek, onnan lassan felszabadulva aggregálódásra készítve az idő előrehaladtával a szemcséket, anélkül, hogy a kémiai vizsgálatok során kiugró oldhatósági növekedés lenne tapasztalható.

A kémiai vizsgálatoknál a vas, mangán, réz, bárium oldhatósága a kezelés hatására nőtt (Melléklet, 26. és Melléklet, 27. ábrák), míg a kalcium, alumínium, arzén és lítium oldhatósága csökkent. Ez a szemcsék aggregálódásához felhasznált ionokkal magyarázható – ezek az ionok nem alakulnak át, így nem toródik el a kémiai egyensúly sem, szemben a vas, arzén, mangán átalakulásaival.

Szervesanyagtartalmat tekintve mennyiségben nem, csak minőségben változik (Melléklet, 29. ábra). Az E4/E6 értékek alapján (Melléklet, 29. és Melléklet, 30. ábrák) a humuszminőségben romlás következik be, mely egyenletes a kezelések során.

5.7. Magyarszombatfa, B szint (MA)

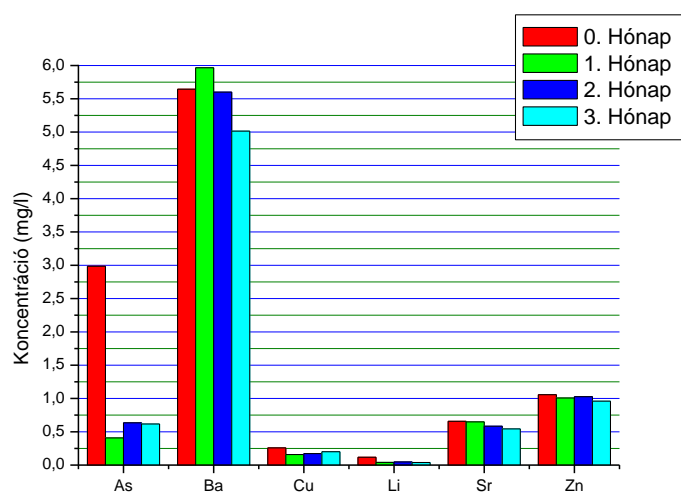
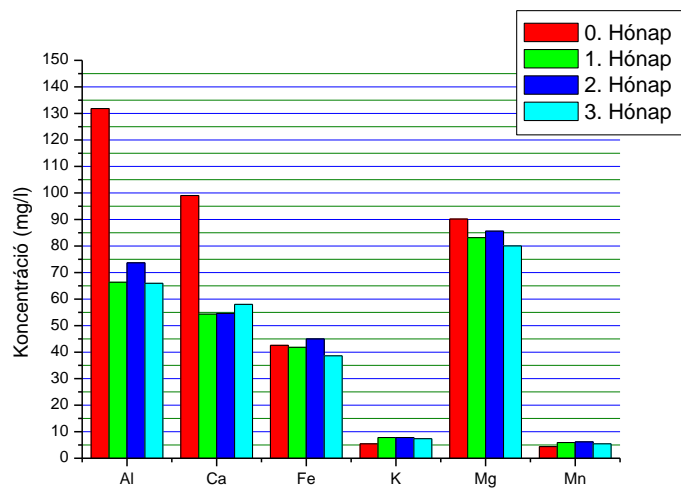
Magyarszombatfa B szintje pangóvízes BET. Jellegzetessége az erősen redutív környezet, melyre az agyagásványok szétesése is jellemző. Savas kémhatású talaj, minimális humusztartalommal (0,5 %), egyenletes szemcseméret-eloszlással. Arany-féle kötöttsége magas, csak a karcagi minta kötöttebb.

Szemcseméret-eloszlását tekintve (Melléklet, 31. és 32. ábra) a magyarszombatfai minta főleg a 100 mikron alatti tartományban található, egy erősebb csúccsal a 400 mikronos tartományban (mely a homokfrakció nagy mennyiségére ad magyarázatot). A kezelések hatására ezek a tartományok minimálisan elmozdulnak a nagyobb (100 mikron körüli) tartomány felé, de ez a változás ismét hibahatár környékén mozog, csak a harmadik hónapra jelenthető ki, hogy tényleges változás történt.

Az aggregátum-stabilitás terén a változások kizárólag a 100 mikron alatti területre koncentrálnak. A mérés során a tíz perces időszakban a 30 mikronos csúcs lassan ellaposodik, a kisebb tartományok felé (Melléklet, 33. ábra). Megvizsgálva a 25,1 és 78,1 mikronos tartományok időbeli alakulását (Melléklet, 34. és Melléklet, 35. ábrák), csak a kezeletlen talaj esetében történik határozott csökkenés (78 mikron) illetve növekedés (25 mikron) az aggregátumok mennyiségében. A kezelések hatására a nagyobb mérettartományú aggregátumok stabilizálódnak, míg az alacsonyabb mérettartományba esők csökkenést mutatnak. Ez a tartomány szétesik még kisebb tartományba.

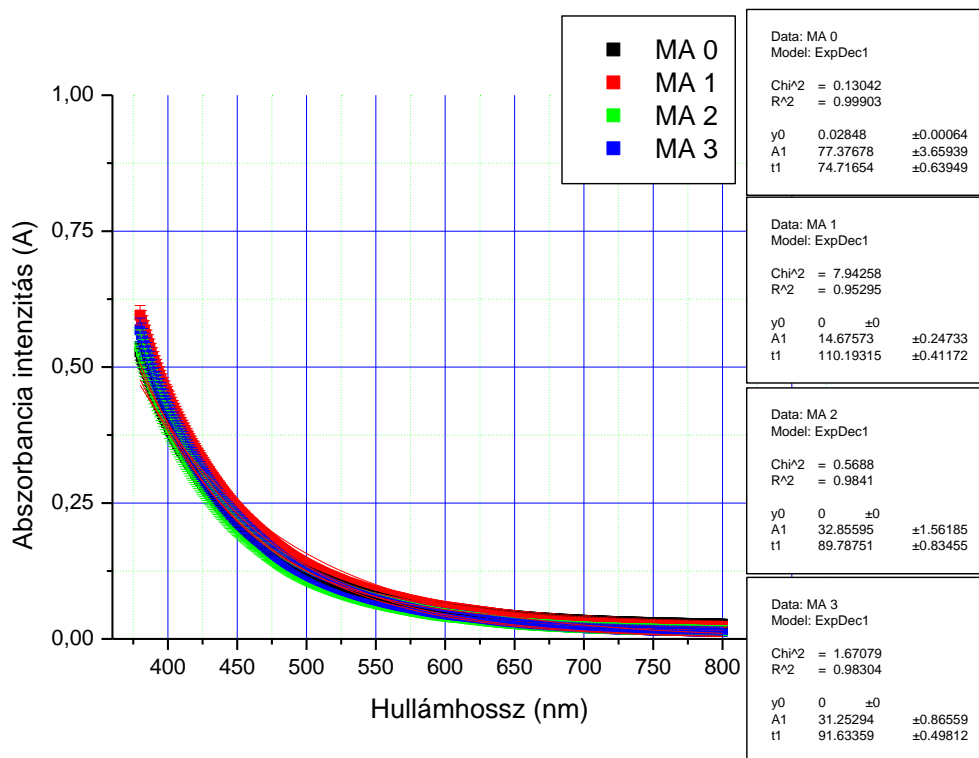
A kémiai változásokat tekintve (42. ábra) fontos kiemelni, hogy a kalcium, alumínium, és arzén esetében csökken az oldhatóság (melyek a szemcsék szétesése során kötődhetnek meg maradandóan a megnövekedett felületeken), minden más vizsgált elem mennyisége változatlan maradt. Ennek oka, hogy a minták már a kezelést megelőzően is redukív, vízzel telített környezetben voltak, így a kezelés további hatással nem volt rájuk. Érdekes, hogy a magnézium oldható mennyisége folyamatosan csökken, és a bárium is mutat ilyen irányú változásokat.

A kivonások során a kalcium mennyisége rendkívül alacsony. Ez a folyamatos vízborítás eredménye, mely a savas kémhatású közegben kimosta a talaj kalciumtartalmát. Valószínű ennek tudható be a nagyon alacsony mangántartalom is.

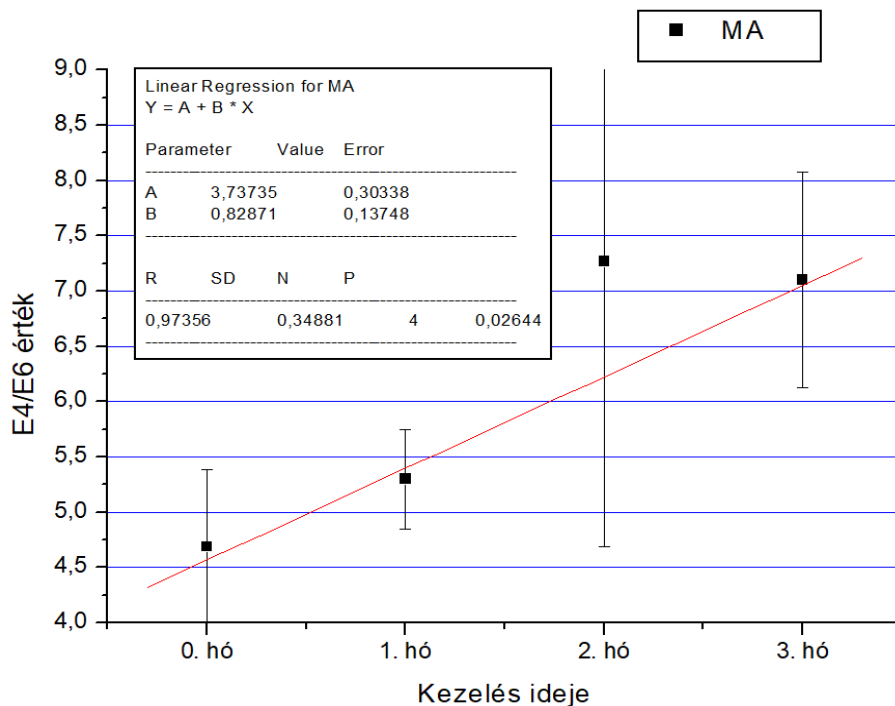


42. ábra: A HNO₃ oldattal végzett talajextrakciós mérések eredményei

A szervesanyag mennyisége rendkívül kevés, ami a talaj paramétereit figyelembe véve várható eredmény. A kezelés hatására nem változik a mennyiség, hígulás nem mutatható ki (43. ábra).



43. ábra: A humusz kivonatok 380-800 nm közötti spektruma, és az ezeken a hullámhosszokon mért intenzitásértékek eltérő minták esetében



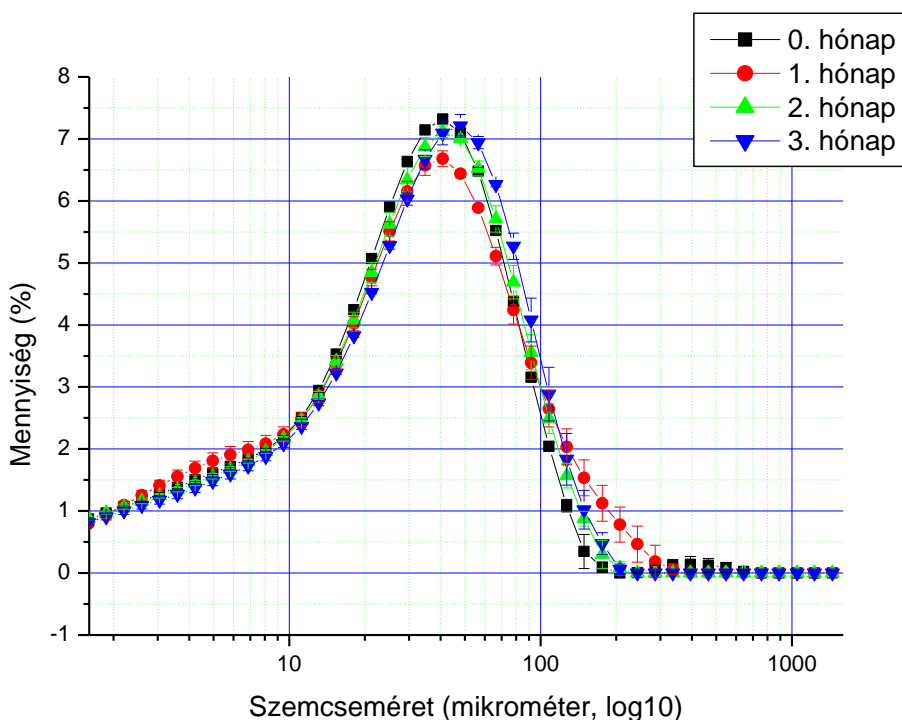
44. ábra: Az E4/E6 értékek

A szervesanyag minőségét vizsgálva a két módszer eltérő eredményt ad. A hagyományos E4/E6 értékek kiszámításával kapott eredmények (44. ábra) folyamatos minőségromlást mutat, de a hibahatárok elég nagyok (a 665 nm-en mért intenzitás igen kis értékei, számszerűsítve: 0,0154; 0,0291; 0,0342). Az EFA módszerrel kapott eredmények (Melléklet, 36. ábra) szerint ellenkező folyamat zajlik, a humuszanyagok a nagyobb molekulatömeg felé tolódnak el.

Összegezve a magyarszombatfai mintát: a kezelések során a nagyobb szemcseméret kialakulása jellemző (a kationok lekötődése miatt), illetve a kalcium mennyiségének igen alacsony (a minták közül a legalacsonyabb) mennyisége, és oldhatósága jellemző. Az aggregátum-stabilitás nem változik jelentősen, csak a nagyon kisméretű szemcsék (40 mikron alatt) darabolódnak tovább. Szervesanyag-tartalmában nem, minőségében változás áll be, de ennek a változásnak az iránya nem egyértelmű.

5.8. Paks (PA)

A paksi minta lösz, mely kiváló talajképző kőzet. Kiemelkedően magas karbonáttartalma (közel 30%) jó referenciaanyagként való hasznosítást jelent. Humusztartalma csekély, 0,5% körüli, kémhatása lúgos. Szemcseösszetételét tekintve a homok frakció dominál (50% feletti mennyiséggel), egyenletesen csökkenő tendenciával az agyag frakció irányába. Ez az összetétel nagyon hasonló a várvölgyi mintáknál mért szemcseméret-eloszlásokhoz.



45. ábra: A Paks minta szemcseméret-eloszlása, az adott szemcseméret tartomány százalékos értékével

A paksi minta esetében a szemcseösszetétel (45. ábra) stabilnak tűnik, a magas homok tartalmú mintákhoz hasonlóan kevésbé változik a kezelések hatására. A különbségfüggvényekre

(Melléklet, 37. ábra) illesztett Gauss eloszlások (12. táblázat) adatai alapján a legnagyobb növekedés a 120 mikron körüli tartományban tapasztalható, míg a 20 mikron tartomány esetén csökkent a szemcsék mennyisége a kezelések hatására. Ezek a változások azonban közel esnek az ismételt mérésekből számolt hibához, így nem jelenthető ki egyértelműen, hogy változás történt.

12. táblázat: Paks kezelt mintáinak szemcseméret-eloszlás különbségére illesztett Gauss-függvények paraméterei (Melléklet, 37. ábra)

Minta	Chi ^2	R^2	Terület	Középpont	Szélesség	Offset	Magasság
PA, 1. hó	0,049	0,65	-146,4	168,5	84,5	0,10	-1,38
PA, 2. hó	0,008	0,73	-56,0	128,5	69,6	0,05	-0,64
PA, 3. hó	0,037	0,68	-101,9	112,5	67,6	0,11	-1,20

Az aggregátum-stabilitási vizsgálatok minimális hatást mutattak ki a kezelések hatására (Melléklet, 31. ábra). Jellemzően a 30 mikron tartományba eső aggregátumok kismértékű szétesése figyelhető meg (Melléklet, 38. és Melléklet, 39. ábrák). A kezeletlen mintánál még nő ez a tartomány, de a kezelések hatására megfordul ez a trend, és mindhárom kezelés esetén egymáshoz igen hasonló, csökkenő mennyiség tapasztalható. A 8 mikronos tartomány esetében (Melléklet, 40. ábra) a kezeletlen minta esetében határozott növekedés, a kezelt minták esetében enyhébb növekedési erély tapasztalható az aggregátumok mennyiségében. Ez a jelentős mennyiségű karbonát jelenlétének tudható be, melyek Ca-humátot alkotva stabilizálják a szemcséket, de a kezelések hatására oldhatóvá válnak (emelkedő oldható Ca tartalom ennek a jele lehet). Így a nagyobb aggregátumok hajlamosabbak a szétesésre.

A kémiai vizsgálatok eredményeit elemezve (Melléklet, 41. és Melléklet, 42. ábrák) szembeötlő a kalcium hatalmas mennyisége (közel 3000 mg), mely a magas karbonáttartalom miatt nem meglepő. A kezelések hatására az oldható kalcium mennyisége nő, ugyanakkor a vas, mangán, réz, vagy más elem oldhatósága nem változik számottevően a kezelések során. A karbonáttartalom tehát stabilizálja a talajt a szélsőséges körülmények között is, megnöveli a talaj pufferkapacitását (a szakirodalomból ismert módon), és mérsékeli a talaj fizikai paramétereinek megváltozását a szélsőséges körülményeknek kitett minták esetében.

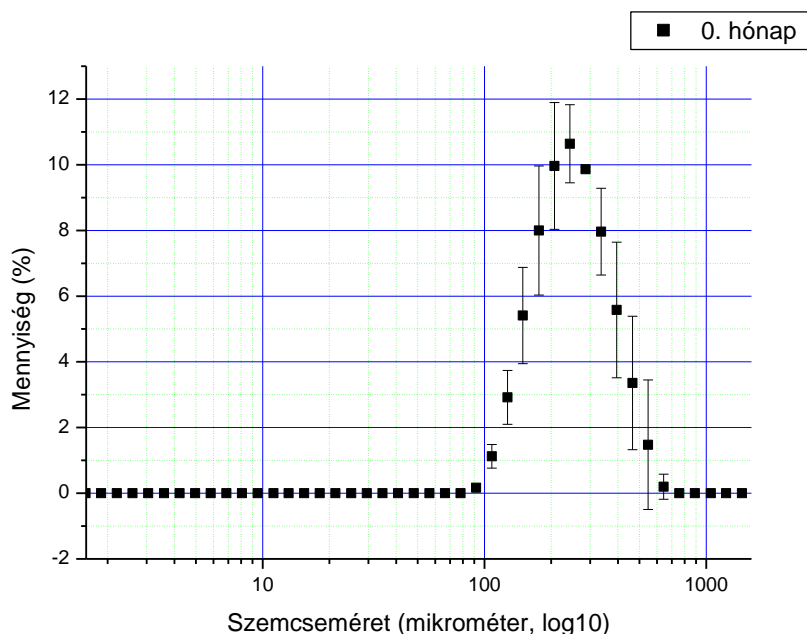
A szervesanyag mennyiségéről (a magas karbonáttartalom miatt) nincs mérés határ feletti eredmény.

Összességében a paksi minta viselkedése igen hasonló a karbonátos mintákéhoz, azoknál kisebb hajlandóságot mutat a szemcseméret megváltozására, vagy az aggregátum-stabilitási változásokra a hosszú vízborítás hatására. Elemtartalmában jelentős változás nem figyelhető meg, az oldható Ca ionok növekedésén kívül.

5.9. Salföld (SA)

A salföldi minta referenciaminta. Tipikus jellegtelen homoktalajként jellemző a nagy szemcseméret, 98%-a a homok frakcióba tartozik. Humuszban szegény, szervesanyag tartalmat nem sikerült kimutatni a mintában. Karbonáttartalma épp, hogy mérhető, enyhén lúgos kémhatású talaj.

A minta homoktartalma annyira stabil, hogy se a szemcseméret-eloszlásban (46. ábra) se az aggregátum-stabilitásban (Melléklet, 43. ábra) nem sikerült változást kimutatni a mérések során. A homok (kvarc) szemcsék magas fizikai-kémiai ellenállósága miatt erre a mintatípusra nincs hatással az általam alkalmazott kezelés.



46. ábra: A Salföld minta szemcseméret-eloszlása, az adott szemcseméret tartomány százalékos értékével

A kémiai elemek oldhatóságának változását vizsgáló mérésekkor (Melléklet, 44. és Melléklet, 45. ábrák) kizárólag az arzén, alumínium oldhatósága csökkent, míg a kalcium oldhatósága kis mértékben nőtt. Összességében a kémiai elemek többsége gyakorlatilag nincs jelen, oldhatóságuk nem változik.

Szervesanyag nem volt a mintában jelen mérhető mennyiségben.

Összességében a homok referenciaként alkalmazott minta jó tájékoztatást ad, mert a kezelésekre a talajfizikai paraméterek nem reagálnak, a kémiai paraméterei csak három elem esetében (az arzén és az alumínium lassan redukálódik, és oldhatatlan formában kötődik, míg a kalcium esetében a koncentrációváltozás az arzénnal alkotott csapadékképződés eredménye lehet. Így az ezeknél az ionoknál tapasztalt változások a kezelés hatására bekövetkező kémiai átalakulások következményei.

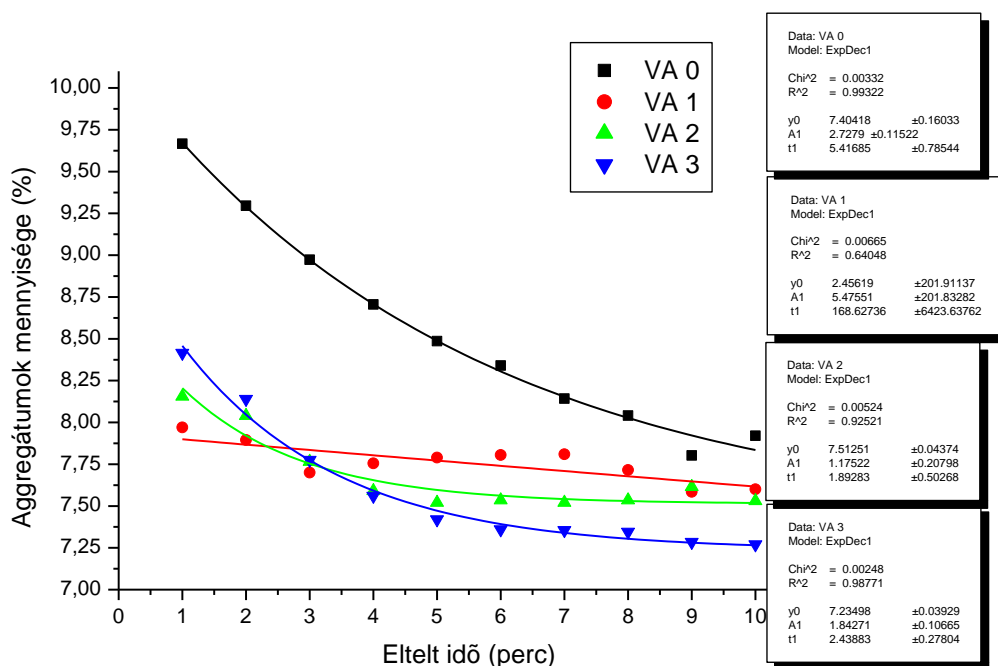
5.10. Várvölgy, A szint (VA)

A várvölgyi talaj egy tipikus agyagbemosódásos barna erdőtalaj (BET). Az agyagbemosódásos BETekre jellemző a szintekre tagozódottság, melyet az agyagtartalom változása (az agyagvándorlás) hoz létre. Felső, A szintje relatív magas, 5-8%-os szervesanyagtartalommal rendelkezik, és sekély, pár tíz centiméter vastag. Ugyanakkor lehetséges, hogy az A és B szint keveredik egymással (művelés következtében), ebben az esetben az A szint szervesanyagtartalma 2%

körül mozoghat, és a markáns szint béli különbségek elmosódnak. Ezt támasztja alá a közel 1,5%-os humusztartalom, illetve az A és B szint egymáshoz nagyon hasonló talajfizikai tulajdonságai. Kémhatásuk semlegeshez közeli, karbonáttartalom nem volt mérhető.

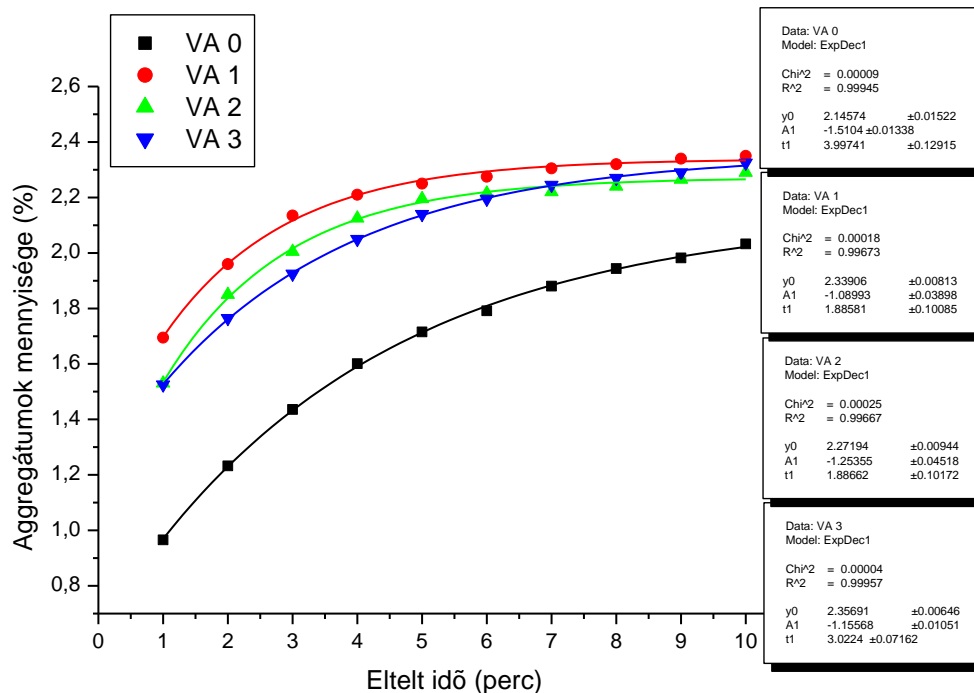
A szemcseméret-eloszlás a keszthelyi mintához hasonló képet mutat (Melléklet, 46. ábra). A kezeletlen talajhoz képest a kezelések hatására a nagy mérettartományú szemcsék mennyisége elmozdul a kisebb mérettartományok felé. Ez jellemzően a 200 mikron (és felette) található frakciót jelenti, míg a növekedés a 80 mikron körüli tartományban jelentős (Melléklet, 47. ábra). Érdekes megfigyelni, hogy egy kisebb, de mérhető csökkenés történik a 20 mikron körüli tartományban is.

Ezek után az aggregátum-stabilitás eredményeit is célszerű kielemezni (Melléklet, 48. ábra). A kezeletlen minta esetében a 80 mikron feletti tartomány határozott szétesést mutat a 80 mikron alatti tartomány irányába. Ez a hajlandóság azonban a kezelések hatására csökken (de nem tűnik el). A 100 mikron feletti tartományban már nem jellemző, itt azonos a szemcsék mennyisége a 10 perces kezelés során.



47. ábra: Az aggregátum-stabilitás alakulása az idő elteltével a 108 mikron tartományban

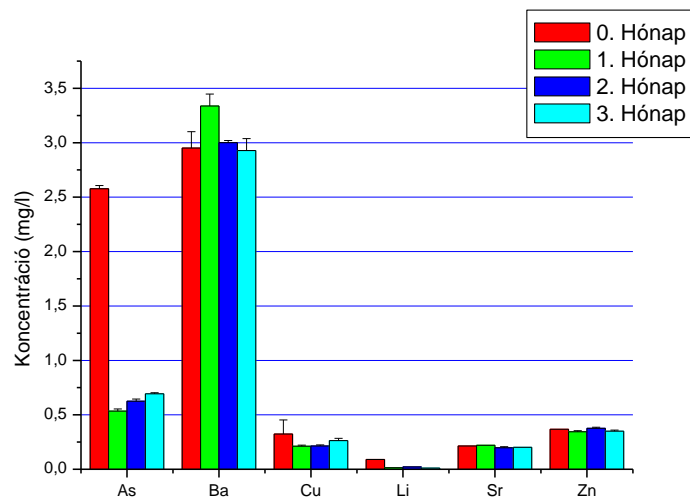
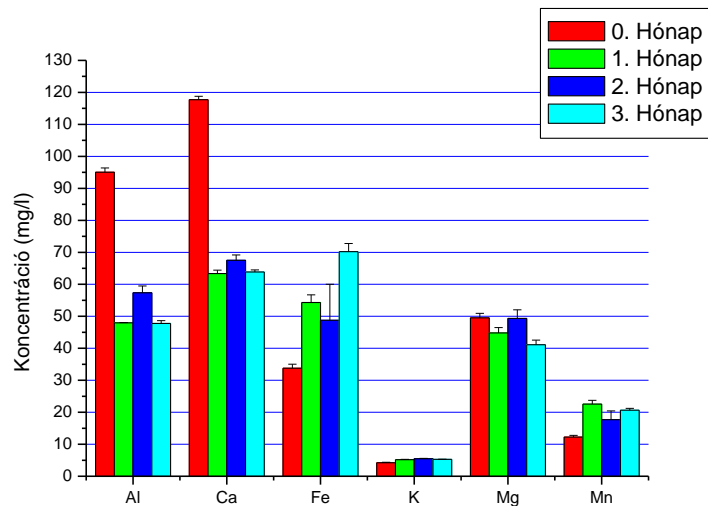
Kiemelve két tartományt, látható, hogy a 108 mikron esetében (47. ábra) a kezdeti, kezeletlen állapot sokkal hajlamosabb a szétesésre, mint a kezelésen átesett minták. A magas felezési idő (exponenciális egyenes t1 értéke, illesztési paraméter) számszerűen is bizonyítja, hogy a kezelt minták esetében sokkal lassabb folyamatról van szó. A 11,2 mikronos tartomány esetén (48. ábra) egy érdekesebb, hullámzó tulajdonság figyelhető meg. A 0. hónap és 3. hónap eredményei egészen hasonló matematikai modellt követ, melyek bár paramétereikben különböznek az (egymáshoz szintén hasonló) 1. és 2. hónaptól, de jellegét tekintve mind a négy esetben egy monoton növekvő aggregátum mennyiséget jelez.



48. ábra: Az aggregátum-stabilitás alakulása az idő elteltével a 11,2 mikron tartományban

Ennek okai között a már említett degradálódást, aggregátumok szétesését, a kötőanyagok kémiai átalakulását, és oldódását lehet megemlíteni. Ezt támasztja alá, hogy míg a nagyobb, 108 mikronos tartományban folyamatosan csökkennek a mennyiségi értékek, addig ennek pont ellenkezője, azaz mennyiségi növekedés található a 11,2 mikronos tartományban, mely a szétesésre utal.

A kémiai elemzést követően a kapott eredmények mind mennyiségi, mind viselkedési szempontból nagyon nagy hasonlóságot mutatnak a Keszthely-A minta eredményeivel. A hasonló felépítésű talaj igen hasonlóan viselkedik – a kalcium, alumínium, arzén esetében csökken a kezdeti oldhatóság (közel felére), a vas, mangán, kálium esetében nő, míg a többi vizsgált elem esetén nem mutatható ki szignifikáns változás (49. ábra).



49. ábra: A HNO₃ oldattal végzett talajextrakciós mérések eredményei

A talaj szervesanyagtartalmában mennyiséget tekintve nincs jelentős változás (Melléklet, 49. ábra). A minőséget tekintve azonban ellentmondásos eredményt hozott a hagyományos, és az EFA módszer. A hagyományos (Melléklet, 50. ábra) módszer szerint lassú eltolódás indult el a 3 hónapos kezelési idő alatt a rövidebb szénláncú vegyületek felé (a lineáris B értékét megvizsgálva rendkívül kis értéket lehet tapasztalni, mely esetén a hiba értéke nagyobb, mint a paraméter, így a meredekség iránya nem megállapítható). Az EFA módszer esetén (Melléklet, 51. ábra) egyértelmű csökkenés tapasztalható az E4/E6 értékében (negatív meredekségi együttható), ami a hosszabb molekulahosszúságú szerves vegyületek irányába történő elmozdulást jelzi. Ez párhuzamba állítható azzal a megállapítással, hogy a keszthelyi A mintánál a kis molekulatömegű (rövid szénláncú) vegyületek tápanyagként való hasznosítása miatt ez a frakció arányaiban csökken a mintákban.

Összességében a várvölgyi A szint esetében a tapasztaltak nagyon hasonlóak a keszthelyi mintához: a szemcseméret-eloszlásban a nagyobb mérettartományba esők csökkenését tapasztalni, míg az aggregátum-stabilitás esetén szintén a nagyobb mérettartomány szétesése figyelhető meg, de

az erre való hajlandóság a kezelések időtartamával fordítottan arányosan csökken. A kémiai összetételben bekövetkező változások megfelelnek az általánosan tapasztaltaknak: az alumínium, kalcium, arzén oldhatósága csökken, míg a vas, mangán oldható formába kerül. Szervesanyag készletét tekintve mennyiségi változás nem, de minőségi eltérés tapasztalható a négy minta közt: a kezelés időtartamával párhuzamosan a nagyobb molekulatömegű humuszanyagok dominánsabbá válnak.

5.11. Várvölgy, B szint (VB)

A Várvölgy-B szint két lényeges paraméterben tér el az A szinttől: míg agyagtartalma lényegesen nagyobb (agyagfelhalmozódás történik ebben a szintben), addig a szervesanyag mennyisége csak a fele az A szintnek (0,6%).

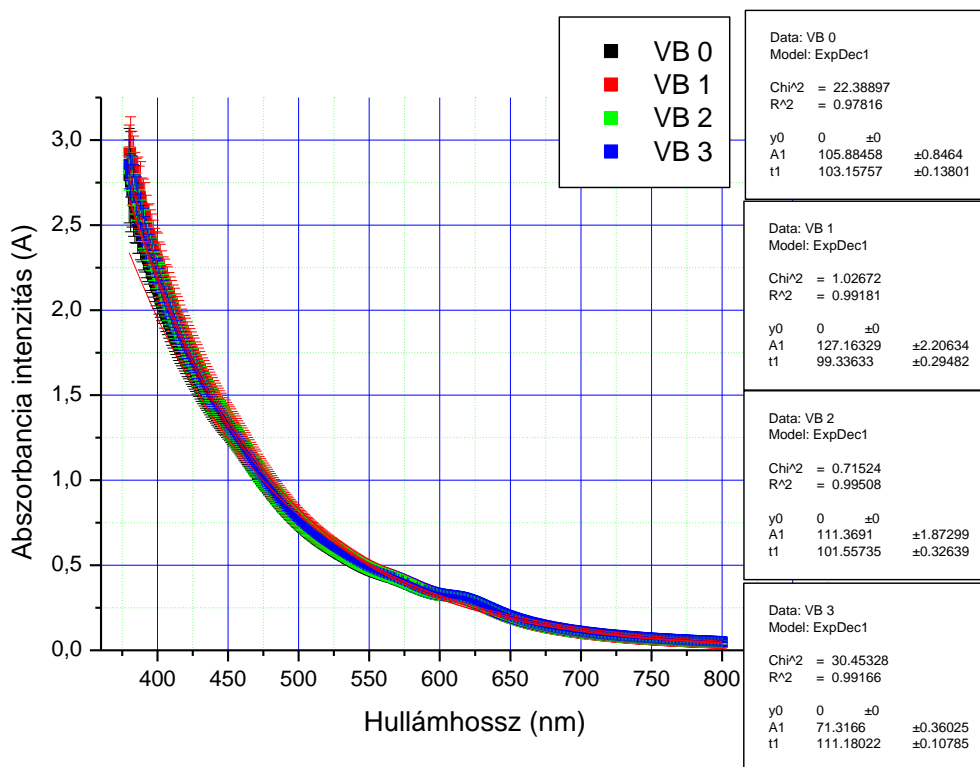
A szemcseméret-eloszlást tekintve a B szint ugyanolyan, mint a felette található A szint. Az agyag frakcióban mérhető százalékos többlet nem jelenik meg markánsan, de érzékelhető a szemcseméret mennyiségét mutató függvényen (Melléklet, 52. ábra). A különbségfüggvényt vizsgálva ismét a 80 mikronos tartomány növekedését lehet megfigyelni, miközben az előzőekben már leírt kettős leépülés tapasztalható: a 30 mikron és a 170 mikron tartományban (Melléklet, 53. ábra). Azonban ez a különbség egyrészt a kezelések hatására fokozatosan eltűnik, és a harmadik hónapra gyakorlatilag nem érzékelhető (visszaáll az eredeti állapot), másrészt az Melléklet, 52. ábrán látható, hogy az első és második hónap sorozatának mérése jelentős hibával terhelt, így egyértelműen nem jelenthető ki, hogy az észlelt változás a kezelések hatására történt.

Az aggregátum-stabilitási értékek (Melléklet, 54. ábra) alakulása hasonló az A szintéhez (és nagy hasonlóságot mutat a keszthelyi minták értékeihez is). Ennek megfelelően jellemző egy jelentősebb csökkenés a 100 mikron körüli tartományban (lokális csúcs), míg a 40 mikron alatti tartomány értékei (mennyisége) nő a 10. perc értékeiben (lokális csúcs 15 mikron körül). Ezt a 108 mikronos tartomány elemzése is megerősíti (Melléklet, 55. ábra), ahol a gyors felezési idejű 0. hónap adatait követően a kezelések hatására mérséklődik a felezési idő, azaz lassul az aggregátumok aprózódási üteme. Ezzel párhuzamos folyamat figyelhető meg a 11,2 mikronos tartomány vizsgálatakor: a kezeletlen mintához képest a kezelt minták meredeksége fokozatosan csökken, azaz a t_1 paraméter értéke 4,38-ról 2,98-ra csökken megnövelve a szükséges időt, míg 50%-al emelkedik az aggregátumok mennyisége (Melléklet, 56. ábra).

Az okok között ugyanaz a kémiai átalakulás a meghatározó, mely az A szint esetében. A szervesanyag szempontjából érdekes, hogy elmozdul a nagyobb mérettartományú molekulák irányába, de ennek hatása az aggregátum-stabilitásra nem egyértelmű. Valószínűleg a nagyobb, 170 mikron körüli szemcseméret megjelenése is ezzel magyarázható, míg az aggregátum-stabilitásban beállt változások is a humuszanyagok kötőanyagként való megjelenése magyarázhatja.

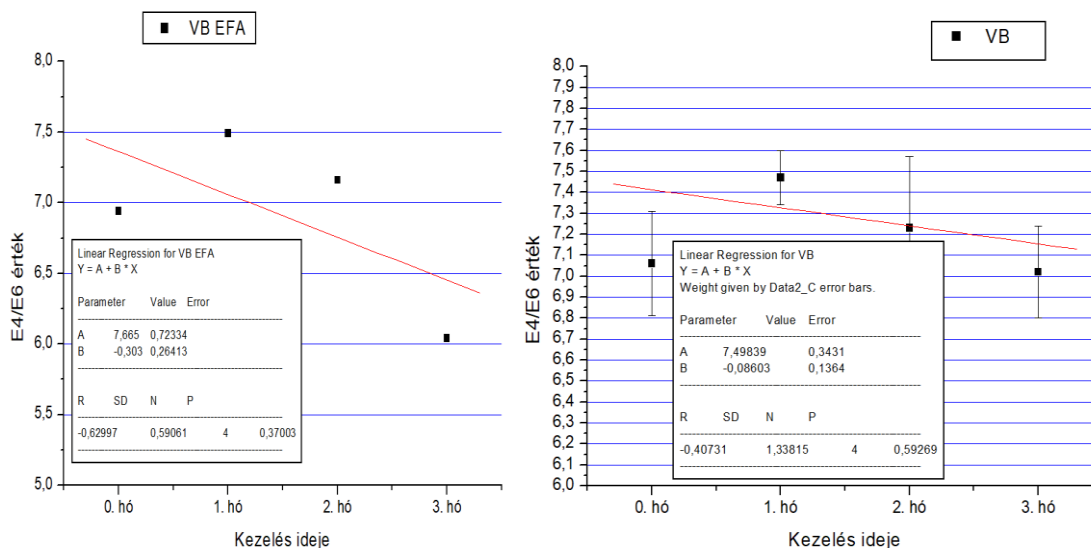
A kémiai elemzésnél megismételhető az A szintnél leírta. Ezek az eredmények mind mennyiségi, mind viselkedési szempontból nagyon nagy hasonlóságot mutatnak a Keszthely-A minta eredményeivel, valamint a Várvölgy-A szint eredményével. A hasonló felépítésű talaj igen hasonlóan viselkedik – a kalcium, alumínium, arzén esetében csökken a kezdeti oldhatóság (közel felére, arzén

esetén többszörös ez a csökkenés), a vas, mangán, kálium esetében nő, míg a többi vizsgált elem esetén nem mutatható ki szignifikáns változás (Melléklet, 57. ábra).



50. ábra: A humuszkivonatok 380-800 nm közötti spektruma, és az ezeken a hullámhosszokon mért intenzitásértékek eltérő minták esetében

A szervesanyag kérdéskörében mennyiségi változás nem észlelhető, azonban már az 50. ábrán is feltűnő a humuszminőség megváltozása (exponenciálisan leírható görbék meredeksége változik). Ha az E4/E6 értékek kiszámolása után függvényen ábrázolásra kerülnek, látható, hogy mind az EFA módszere, mind a hagyományos E4/E6 módszer szerint is változás történik, méghozzá egy görbe mentén (51. ábra). A lineáris regresszió megmutatja, milyen irányú a változás (mindkét esetben határozott elmozdulás látható a rosszabb minőségűnek tartott fulvosavak irányából a nagyobb molekulatömegű huminsav irányába). Azonban ez a változás először a kis mérettartományú szervesanyagok feldúsulását hozza (egy hónapos kezelés), majd ezt követően megfordul a trend, és a nagyobb molekulatömegű szervesanyagok aránya nő.



51. ábra: Az E4/E6 értékek EFA módszerrel

Ennek oka valószínűsíthetően a mikrobiális élet megváltozása, melyek a kis mérettartományú szervesanyagot táplálékforrásként felhasználva megváltoztatják az arányokat.

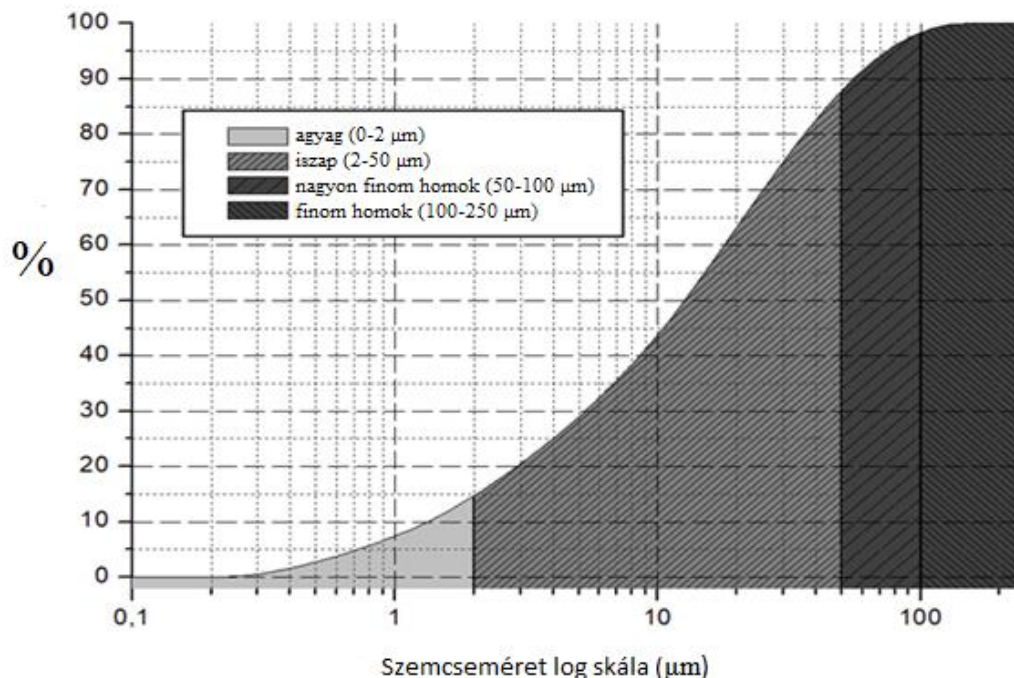
Összefoglalva a Várvölgy-B szintjét: A várvölgyi A szinthez hasonló viselkedést mutat, mind szemcseméret-eloszlás, mind aggregátum-stabilitás tekintetében. A tapasztalható különbségek (a kettős csúcs eltűnése a szemcsékben, illetve az aggregátum-stabilitási paraméterek finomabbá válása, a másodlagos csúcs megjelenése az aggregátum-stabilitási vizsgálat 10 mikron alatti tartományában) egyértelműen a szemcsefrakciók különbsége, illetve a kisebb szervesanyagtartalom miatt lehetséges: a szervesanyagok minőségének megváltozása megnöveli a Ca- és Fe-humátok, mint kötőanyagok kialakulását.

5.12. Koagulációs vizsgálatok

Az eddigiekben megállapított talajszerkezetben bekövetkezett változások eredményeképpen a talajok erózióra való hajlama növekszik. Mivel az elmúlt évtizedekben bekövetkezett klimatikus változások hatására az átlagos csapadék intenzitás növekszik, emiatt a víz okozta erózió fokozottan van jelen. Emiatt a talajaink megőrzése érdekében ülepítő berendezések létesítése, alkalmazása válik szükségessé.

A koaguláció vizsgálata Erasmus program keretében, a norvégiai As városában található NIBIO kutatóközpontjában történt. Ennek oka, hogy Norvégiában az elmúlt években egyre nagyobb hangsúlyt kapott az erózió okozta károk enyhítése, és az erózió okozta talajvesztés mérséklése, a talaj visszatartása és újrafelhasználása. Az e célra épített ülepítőtavak hatékonysága a nagy mennyiségű csapadék esetén nem kielégítő, ennek növelésére pályázatot írtak ki. Az általam mért összefüggéseket felhasználva a szemcsék koagulálását javasoltam (mely felgyorsítja az ülepedés sebességét), így szükségessé vált a különböző anionok és kationok hatásának pontos meghatározása talajok esetén. Az irodalmi áttekintés, illetve anyag és módszer részekben leírtam az elméleti és gyakorlati hátterét a kutatásnak, így most az eredményekre koncentrálok.

Az alkalmazott talaj szemcseméret-eloszlását az 52. ábra mutatja. Jól látható, hogy a szemcsék mérettartománya és eloszlása nagyon hasonló a kisújszállási minta talajához, bár maga az alkalmazott talaj As mellett, a Skuterund mintázási helyről származik (Soilspace project, NFR Project #240663, DMS: N 59° 40' 12,652", E 10° 50' 15,904", 119 MASL). Összetételét tekintve tengeri üledék, WRB besorolása Gleyic Stagnosol.



52. ábra: Skuterund talajminta szemcseméret-eloszlása

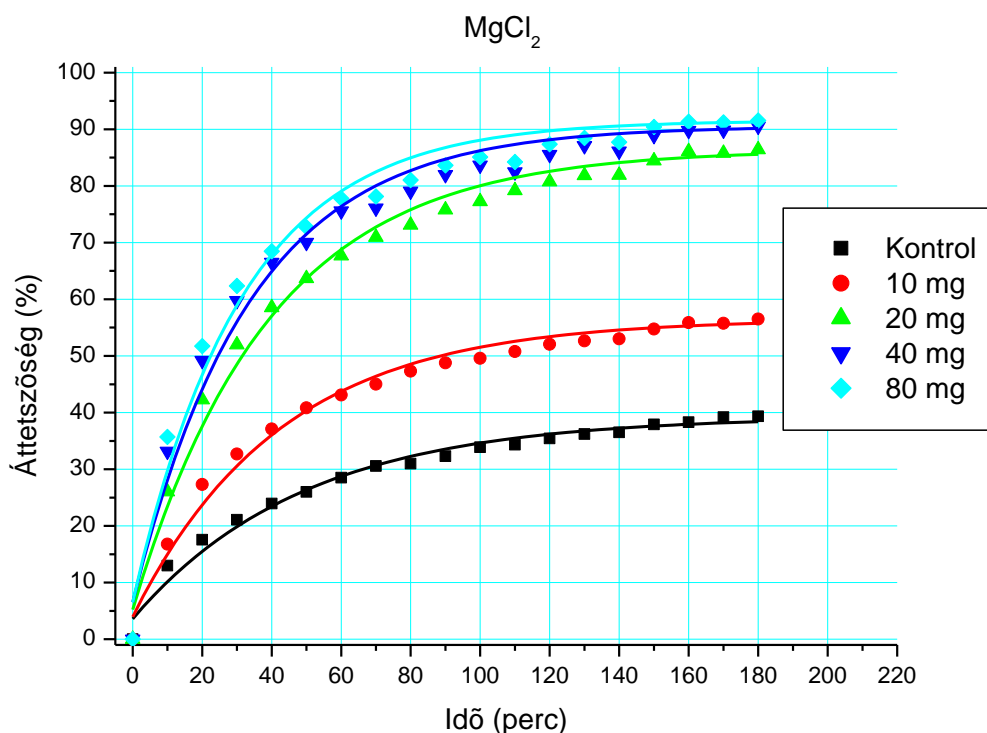
Az eljárás során az ülepitett talajról tíz percenként fénykép készült, majd a már ismertett háttérkorrekcióval letisztázott adatpontok ábrázolásra és összehasonlításra kerültek. Egy ilyen függvénysereget ábrázol az 56. ábra, ahol a $MgCl_2$ oldat különböző koncentrációi kerültek feltüntetésre az áttetszőség (vagy ülepedési hatékonyság, y tengely) és az idő (x tengely) függvényében. Jól megfigyelhető rajta, hogy mind az t koncentráció esetében egy határozott, exponenciális függvényt követ az ülepedés (világosodás).

3 óra után a kontroll (hozzáadott vegyszer nélküli) oldat 40% körüli ülepedést ért el, ehhez képest a minimális (10 mg/l) vegyszeradagolás is 55%-os eredményre javította az ülepedési hatékonyságot, a nagyobb koncentrációk pedig közel 90%-ra. Természetesen ez önmagában nem ad elegendő információt – a végpont nem árul el információt a dinamikáról. Így az illesztett függvények paramétereit megvizsgálva meghatározható a felezési idő az alábbi függvény szerint:

$$y=y_0+A1e^{(-x/t_1)}$$

ahol y a mért érték, y_0 az x tengelyhez való elmozdulás mértéke (az anyag és módszer fejezetben leírtak szerint ez az érték 0-ra korrigálva), A1 az amplitudó, t_1 az időkonstans.

$$\text{Felezési idő } (t_{1/2})= t_1 \cdot \ln 2$$



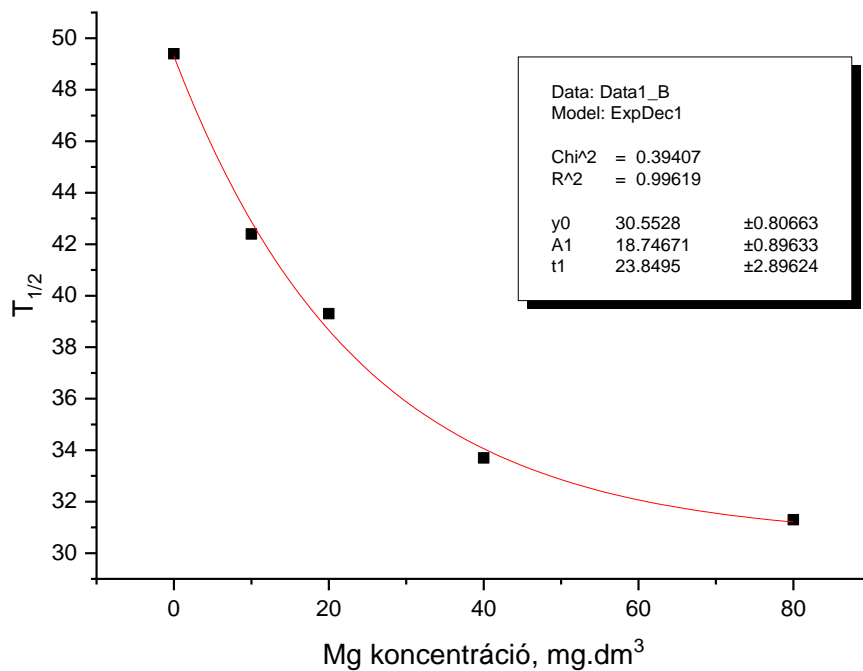
53. ábra: A MgCl₂ oldatok hatékonysága az ülepedésre, különböző koncentrációkban

13. táblázat: az 53. ábra illesztési paramétereit

mg L ⁻¹ kation (Mg ²⁺)	Chi ²	R ²	t _{1,2} (mins)
0	0.00021	0.981	49.4
10	0.00034	0.986	42.4
20	0.00066	0.988	39.3
40	0.00117	0.979	33.7
80	0.00125	0.978	31.3

A felezési időket elemezve (13. táblázat) jól látható, ahogy közel duplájára nő az a sebesség, mellyel kiülepszik a talaj a szuszpenzióból a megnövelt vegyszerkoncentráció hatására. Az alkalmazott koncentrációk hatása a felezési időre egy exponenciális görbe mentén helyezkedik el (54. ábra), mely alátámasztja, hogy az alkalmazott ionok mennyisége befolyásolja az ülepedés sebességét.

A hatás az elsőrendű kinetikával jellemezhető, vagyis megállapítható, hogy az ülepedés sebességi állandójának megváltozása arányos a fémion koncentrációjával, azaz $\frac{dt_{1,2}}{dc} = -k \cdot c$ egyenlettel leírható, és az ülepedési sebesség változásához felezési koncentráció rendelhető: $c_{\frac{1}{2}} = \frac{\ln 2}{k}$. Ez alapján megállapítható, hogy a fémion koncentráció változása növekvő koncentráció értékeknél egyre kisebb mértékben változtatja meg az ülepedés sebességét.



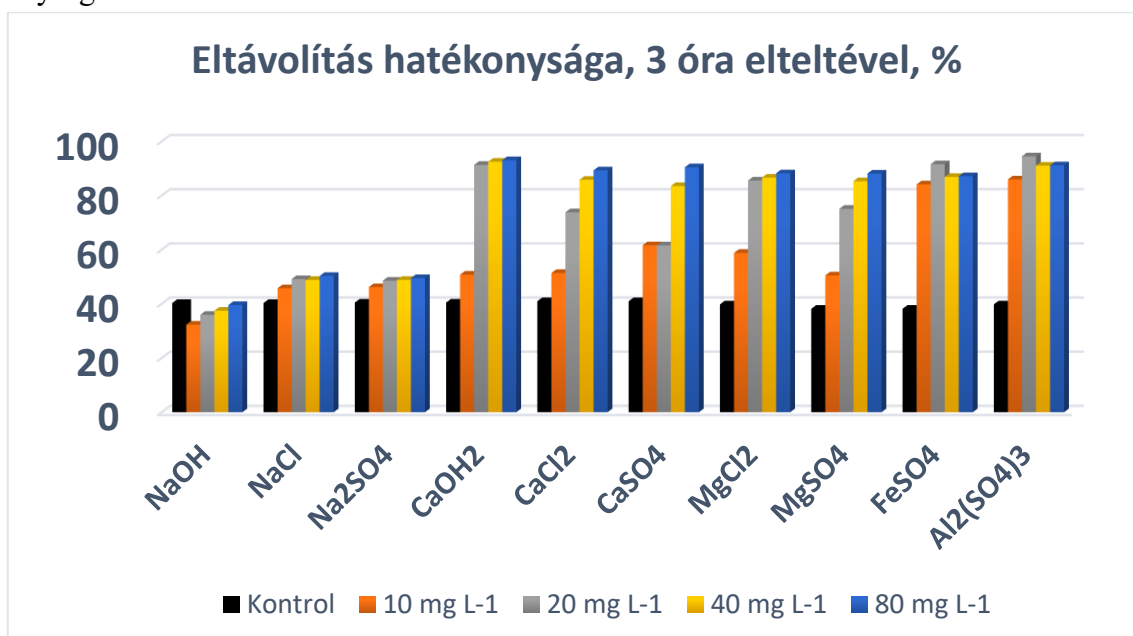
54.ábra: A Mg-ion koncentráció hatása az ülepedés felezési idejére

Ennek nyomán elkészült az összes kation és anion párosra a mérés. A kalcium és magnézium kiemelt szerepet kapott, mivel kétértékű kationként hatékonyabb a koagulációs hatásuk, mint bármely egyértékű anioné (például nátrium, kálium), és nem jelentenek olyan környezeti terheket, mint a vas vagy alumínium, ha oldott állapotban a vízbe kerülnek. Két mintás t próbával megpróbáltunk különbséget tenni a két kation között (ugyanolyan anionnal párosítva), de a kapott adatok ($t=0,26$ és $-0,0$, $t_{crit}=2,30$) alapján nem mutatható ki különbség a hatásuk szerint. Az anionok kérdéskörében a szakirodalom megoszló, a szulfátok esetében se pozitív, se negatív hatásukat nem bizonyították egyértelműen. Az 14. táblázatban ezért a klorid és szulfátionokat hasonlítom össze, illetve a kísérlet ismételhetségét vizsgálom.

14. táblázat: A magnézium és kalcium ionok anion párjainak összehasonlítása, a kísérlet ismételhetősége, és az ismétlésed szórása (SD)

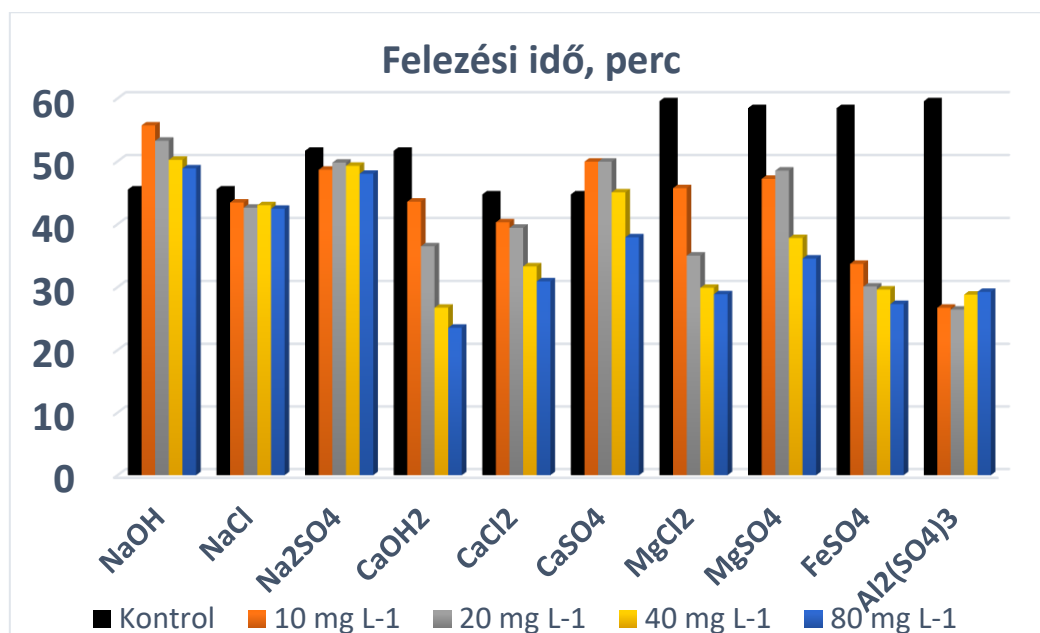
Eltávolítás, %		0 mg L (K)	10 mg L ⁻¹	20 mg L ⁻¹	40 mg L ⁻¹	80 mg L ⁻¹
MgCl ₂	1	39.8	58.8	85.5	86.6	88.2
	2	40.1	58.3	87.1	88.9	90.6
	3	39.3	56.5	86.4	90.5	91.5
	átlag (SD)	39.7 (0.3)	57.9 (1.0)	86.4 (0.7)	88.7 (1.6)	90.1 (1.4)
CaCl ₂	1	41.0	51.4	73.8	85.8	89.3
	2	40.1	52.5	75.9	87.5	90.9
	3	39.3	51.2	75.7	85.7	88.9
	átlag (SD)	40.1 (0.7)	51.7 (0.6)	75.1 (1.0)	86.3 (0.8)	89.7 (0.9)
MgSO ₄	1	38.2	50.5	75.1	85.3	88.1
	2	41.3	51.8	74.9	87.6	91.4
	3	42.1	55.7	78.3	85.7	88.9
	átlag (SD)	40.5 (1.7)	52.7 (2.2)	76.1 (1.6)	86.2 (1.0)	89.5 (1.4)
CaSO ₄	1	41.0	61.6	61.6	83.5	90.4
	2	41.3	50.3	65.5	85.2	91.5
	3	42.1	50.2	67.9	83.4	88.2
	átlag (SD)	41.5 (0.5)	54.0 (5.4)	65.0 (2.6)	84.1 (0.8)	90.0 (1.3)

Az eredményeket megnézve kijelenthető, hogy a kísérleti elrendezés alkalmas a kísérletek megismétlésére, a kapott eredmények alacsony szórásértékekkel rendelkeznek. A 20 mg/l koncentráció kivételével a kapott eredmények közel vannak egymáshoz, az anionok nem okoznak jelentős eltérést. Viszont a 20 mg/l-es koncentrációnál a szulfát ionok csökkentik a koaguláció hatékonyságát.



55. ábra: Az ülepedés hatékonysága a 3. óra végén, a vizsgált oldatok, és azok koncentrációi esetén.

A kapott eredmények alapján (55. ábra) az egyértékű kationok (nátrium) még a relatíve nagy koncentráció (80 mg/l) esetén sincs jelentős hatással az ülepedő szemcsékre, sőt, hidroxid anion párral kifejezetten gátló hatással rendelkezik. A kalcium, magnézium ionok esetében a már említett tendencia figyelhető meg – magasabb koncentrációban hatékonyabb az ülepités, míg a 20 mg/l-es koncentrációk esetében eltérő az eredményességük, anion-pártól függően. A vas, alumínium pedig alacsony, 10 mg/l-es koncentrációnál is nagy hatással van, nem véletlen, hogy az ipari megoldások esetén (pl szennyvízkezelés) ilyen típusú koaguláló szereket alkalmaznak. A 40 mg/l és 80 mg/l koncentrációk minden esetben hatékonyabbak voltak a kisebb koncentrációknál.



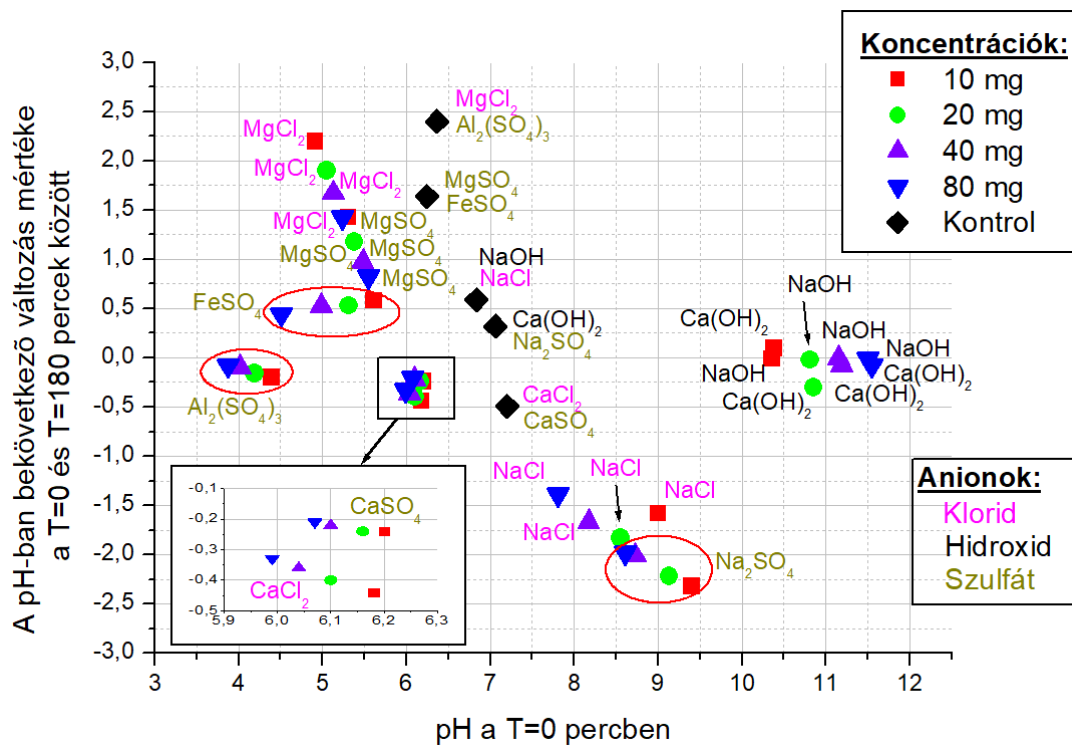
56. ábra: Az ülepedés sebessége a vizsgált oldatok, és azok koncentrációi esetén (felezési idők)

Az ülepedés sebessége elsősorban a gyakorlati alkalmazás miatt fontos. Az erózióknak kitett területek esetén a folyóvízbe jutott, majd az ülepitőtavakban felfogni kívánt szemcsék csak korlátozott időt töltenek el az adott ülepitő közegben, így a folyamatokat úgy kell beállítani, hogy legyen elég ideje az adott szemcseméretű aggregátumnak elérni az ülepitő alját.

Az 56. ábra alapján kijelenthető, hogy a kloridionok valamivel hatékonyabbak, mint a szulfid csoportok, illetve a háromtöltetű kationok hatékonyabbak, mint a kéttöltetű társaik, melyek szintén hatékonyabbak az egytöltetű kationoknál. A koncentrációk szintén jelentős hatással vannak az ülepedési gyorsaságra – a nagyobb koncentrációk mindig hatékonyabbnak bizonyultak, mind az alacsonyabbak.

Végezetül megmértem a pH értékeket a kísérlet elején (0. perc), illetve végén (180. perc). Ennek eredményeit a 57. ábra szemlélteti. Érdekes kiemelni, hogy a vas és alumínium esetében kifejezetten savas (5 illetve 4) pH értéken mozognak kezdetben, és a kísérlet során nem változik a pH jelentősen. A nátrium és kalcium esetében a hidroxid ionok okozta erős lúgos környezet (11-es pH érték körül) magyarázatot adhat arra, miért volt olyan rossz az ülepedés a nátrium esetében. A kalcium, magnézium kationok esetében az aniontól függően enyhén savas vagy lúgos környezetet

okoznak kezdetben, melyek minden esetben a semleges, 7-es pH érték körülire áll be a 3 órás kísérlet során. Ennek oka a talajszemcsék felületén való megtapadás lehet.



57. ábra: A kísérletben alkalmazott anion-kation párok kezdeti (x tengely) pH értékei, és a 3 óra elteltével ehhez képest az eltérés mértéke (y tengely)

6. Következtetések és tudományos eredmények

A vizsgált adatok alapján öt nagyobb csoportra különítem el az eredményeket. Míg az előző fejezetben célszerű volt a szemcseméret bemutatásával kezdeni, ennél a fejezetnél az egymásra épülése miatt megfordítom a sorrendet. Ennek megfelelően a koagulációs vizsgálatok eredményeivel kezdeném.

6.1. Koagulációs vizsgálatok

A kapott eredmények alapján megállapítható, hogy a Shulze-Hardy törvény maradéktalanul érvényesül a talajtani közegben is, azaz a kationok töltésével arányosan növekszik az ülepedésre gyakorolt hatása. Az 55. ábrán látható a százalékos eltávolítási hatékonyság (3 óra elteltével), mely alapján a magasabb pozitív töltésszámmal rendelkező kationok szignifikánsan hatékonyabbak az alacsonyabb töltéssel rendelkezőknél. Ez praktikusán azt jelenti, hogy a három töltéssel rendelkező ionok jelentősen segítik az aggregálódást. Ehhez mérten a kéttöltésű ionok is rendelkeznek ilyen tulajdonságokkal, csak az egyszerűen pozitívan töltött kationok esetében (pl nátrium, kálium) nem mutatható ki nagyságrendi eltérés a kontrollként alkalmazott, kezeletlen talajokhoz képest.

Az anionok, jelen esetben a szulfátionok és a kloridionok esetében, mint gyakori, a természetben is előforduló anion-párok, nem volt statisztikailag jelentős eltérés, habár a kloridionok igazolhatóan hatékonyabbak bizonyultak. Ezzel szemben a hidroxidionok már egyértelműen negatívan befolyásolták az aggregálódási hajlandóságot.

Tehát abban az esetben, ha magas a környezet kalcium vagy magnéziumtartalma, várható, hogy az aggregálódási hajlam erős lesz, nehezen esnek szét a talajt alkotó elemek, melynek oka egyértelműen a kémiai tartalomra vezethető vissza. Különösen erős ez a hatás a kolloid tartomány esetében, mint azt a kápolnásnyéki minta is megmutatta. Ugyanez nem mondható el a nátrium esetében, mely egyértékű kation, és a méréseim alapján nem gyakorol számottevő pozitív hatást a szemcsék aggregálódására.

6.2. Kioldási vizsgálatok

A kémiai vizsgálatok alapján általánosságban az fogalmazható meg, hogy a vas és mangán vegyületek oldhatóság a redukív kezelések hatására nő, míg a kalcium és magnézium oldhatósága csökken. Ez természetesen nem igaz a magyarországi minta esetében, mely eleve redukív környezetben volt jelen, így a kezelések hatása rá elhanyagolható.

Érdekes összevetni a tapasztaltakat a szemcseméretekkel. Ahogy a szemcseméret eltolódik a nagyobb mérettartomány felé, úgy az oldható ionok mennyisége általában nő. Ez legfőképpen az aktív felület (adszorpciós felület) megváltozásával magyarázható: a szemcseméretben bekövetkező növekedés az egységnyi tömegre jutó aktív felület nagyságának csökkenésével jár, ami jelentősen befolyásolja a talajok elemtartalmának kémiai oldhatóságát. Azaz: a felületi adszorpciónál tapasztaltak szerint a kisebb aktív felület kevesebb megkötött anyagot tartalmaz.

Az enyhe oldószerek (CaCl_2 , desztillált víz) a természeti hatásoknak kitett minták esetében (hacsak nincs valamilyen extrém hatás) nem oldanak ki mérhető mennyiségű vizsgált anyagot a mintákból, így az ilyen vizsgálatok nem vezettek eredményre a változások követésénél.

6.3. Humuszanyag vizsgálatok

A vizsgált talajok humuszmennyiségében nem történt változás a kiindulási állapothoz képest, csak a keszthelyi mintánál figyelhető meg egy csökkenés. Azonban mindegyik talaj esetében a vízborítás szimulálása változást okozott a humuszanyagok minőségi eloszlásában, azaz a molekulaméretekben. Különösen látványos (és nyomon követhető) ez a trend, ha a teljes spektrumtartományt elemezzük, nem csak a két, eredeti E4/E6 módszer által meghatározott hullámhosszokon való vizsgálatot.

A humuszminőséget tekintve két trend tapasztalható: az A szinttel jelölt minták esetében a hosszútávú hatás (3. hónap végére), hogy a humuszminőség eltolódik a nagyobb molekulású, jobb minőségűnek tartott anyagok felé, míg a mélyebb rétegek esetében épp az ellenkezője, a kisebb mérettartományú szervesanyagok domináns szerepe a jellemző. Ez alól két talaj kivétel: Várvölgy B szintje esetében az A szintre jellemző javulást mutat, mely a talaj keveredése miatt lehetséges (szántott réteg), míg a kisújszállási minta esetében romlás következik be, holott A szint a minta.

Ezen változások valószínű oka, hogy a talajok mikrobiális élete a kis molekulatömegű szénláncokat hasznosítja, de a mélyebb rétegekben ez a hatás csökken. Ott a humuszanyagok természetes darabolódása, leromlása a döntő folyamat. A kivételt képző talajok esetében egyrészt a talajforgatás megváltoztatja ezt a folyamatot, másrészt a kisújszállási minta esetében a nagy mennyiségű humuszanyag természetes bomlása ellensúlyozza a talajlakó mikrobiális élet hatását a kisebb molekulákra.

6.4. Szemcseméret-eloszlás vizsgálatok

Az előző fejezetek alapján a szemcseméret-eloszlásokat tekintve három nagy trend állapítható meg. Az első, melyben nem történik jelentős változás a kezelések hatására. Ez vagy a szerkezetileg erős (ásványi szemcséket tartalmazó), ellenálló, nagy stabilitású mikroaggregátumokkal rendelkező talajokat jelenti (Paks, Salföld.), vagy a magyaralföldi mintát, mely eleve reduktív (vízzel hosszan borított) környezetből származik.

A másik trend, mikor a 100 mikronos mérettartomány elkezd kisebb méretűre szétesni a kezelések hatására. Ez jellemzően Karcag talaját érinti, melyben az iszap frakció esik szét a vízborítás hatására.

A harmadik csoportba pedig azok a talajok tartoznak (Keszthely, Kápolnásnyék, Kisújszállás, Várvölgy), ahol a 100 mikron körüli tartományban aggregálódás történik, míg a kisebb, illetve nagyobb tartományban mennyiségi csökkenés (a nagyobb szétesik, a kisebb tartomány pedig aggregálódik). Ennek okai a kioldási vizsgálatok, illetve a koagulációs vizsgálatok esetén részletezett kationok megjelenése, melyek aggregálódásra készítik a kisebb méretű szemcséket.

6.5. Aggregátum-stabilitási vizsgálatok

Az aggregátum-stabilitási értékek esetén nem szabad figyelmen kívül hagyni azt a tényt, hogy a vizsgálatok minden esetben desztillált vizes környezetben történtek. Ez könnyen okozhatja azt a jelenséget, hogy a szemcsék és aggregátumok felületén kötésben tartott ionok egy része kiválik, és oldott állapotba kerül, egyensúlyi helyzetben. Így csökken a szemcséket összetartó erő, és széteshetnek egyes aggregátumok. Ennek tudható be, hogy mindegyik vizsgált talaj esetében az aggregátumok darabolódása irányába tartott a tíz perces mérési folyamat (kivéve Magyarszombatfa esetében, amely egészen enyhe hajlandóságot mutatott a változásra mind időben, mind a kezelések hatására. Ez köszönhető annak, hogy ez a talaj eleve egy reduktív környezetből származik.

A többi vizsgált talaj esetében szinte minden esetben csökkent a változás mértéke. Akár a kis, akár a nagy szemcseméret tartományokat vizsgáltam, a több hónapos reduktív környezet okozta kémiai átalakulások okozta szemcseméret változás egy stabilizációs folyamatot jelent, melynek hatására a 100 mikron körüli tartományban egy fixáció történik, és nem hajlandó a szemcsék többsége változni mennyiségileg. A kismértékű változást a desztillált víz okozta állapotváltozás okozhatta.

A kisebb, kolloid tartományban figyelhető meg egy jellemző mennyiségi növekedés, mely ugyanúgy magyarázható a kioldódó ionok okozta aggregátum-szététesésekkel.

Az aggregátumokra a szervesanyag mennyisége is hatással van, elsősorban a magas szervesanyag-tartalmú, illetve nagyobb molekulatömegű szervesanyagok azok, melyek segítik az aggregátumok kialakulását és megmaradását.

7. Új tudományos eredmények

I., A hosszú távú vízborítás megváltoztatja a kémiai összetételt. A szemcseméret vizsgálataim eredményei alapján ennek egyik lehetséges oka, hogy az adott ionra vonatkozó aktív adszorpciós felület megváltozik a szemcsék mérettartományának változásával. Ez alól kivételt a vas és a mangán képviselnek, melyek a redukció hatására válnak oldhatóvá, illetve a kalcium és az alumínium, melyek aggregáló anyagként vesznek részt a folyamatokban. Ezek mennyisége eltérhet a szemcseméret változás generálta koncentrációváltozás hatásától.

II., A növekvő kation koncentráció hatása az ülepedés sebességére elsőrendű kinetikával jellemezhető, vagyis megállapítható, hogy az ülepedés sebességi állandójának megváltozása arányos a fémion koncentrációjával. Ez alapján kimondható, hogy a fémion koncentráció változása növekvő koncentráció értékeknél egyre kisebb mértékben változtatja meg az ülepedés sebességét.

III., A hosszútávú vízborítás hatással van a szervesanyag minőségére, ha mennyiségére nem is. A szervesanyagban gazdagabb, és a mélyebb rétegekben a humuszanyagok darabolódásával kisebb molekulatömegű anyagok jönnek létre, míg a felszínhez közel ezek a kis molekulatömegű szerves anyag koncentrációja csökken. Feltételezhetően a mikrobák ezeket könnyebben hasznosítják, ez okozza a csökkenést.

IV., A szemcseméretben, hacsak nem különösen ellenálló, ásványi szemcsékről van szó, minden esetben egy szétesési folyamat indul el a hosszú távú vízborítás hatására. A szemcsék a jelen lévő kationokkal aggregálódva a 100 mikron körüli mérettartományban stabilizálódnak.

V., Az aggregátum-stabilitásra a hosszú távú vízborítás stabilizáló hatással van, mivel a kialakult, 100 mikron körüli szemcsék a felszabaduló (koaguláló hatású) anyagoknak köszönhetően ellenállóbbakká válnak a széteséssel szemben.

8. Összefoglalás

Dolgozatomban a víz hatásával foglalkoztam, mely a felszínen összefolyva ott hosszabb távon megreked, befolyásolva a talajt. Bár a felszínre érkező víz nagy része beszivárog a talajba, s ott a pórusokban, repedésekben, hidrát burkokban tározódik, mégis az figyelhető meg, hogy az elmúlt évtizedekben a hazánk területén mért éves csapadékösszeg megváltozott, míg az eloszlása ritkábbá vált. A rövid idő alatt leeső nagy mennyiségű csapadék gyakoribbá vált, amit rövidebb-hosszabb szárazabb idő követ. Ez a fluktuáció kedvez az árvizeknek, aszálynak, illetve a belvizes területek kialakulásának is.

Jelen dolgozat célja az volt, hogy meghatározza, a tartósabb vízborítás milyen hatással van a talajok állapotára. A dolgozatban a magyarországi jellemző talajtípusokat vettem szemügyre, hogy egy átfogó képet adjak az ilyen típusú vízborítás hatásairól. Célkitűzéseim a következők voltak:

- A különböző talajok esetében a vízborítás milyen fizikai változásokat okoz a vizsgált talajok szerkezetében és a mérhető paraméterekben.
- A talajokon a kémiai változások nyomon követése, különösképpen az oldhatóság megváltozására a hosszan tartó vízborítás hatására bekövetkező változások következtében.
- A vizsgált talajtípusok szervesanyag minőségének és mennyiségének megváltozása, és ezek lehetséges következményei a talajokra.

A vizsgálathoz kiválasztott talajminták a magyarországi viszonyok széles körű, jellemző lefedésére alkalmasak. Ezek tételesen:

Minta neve	WRB besorolása	Hazai talajosztályozás szerinti besorolása
Karcag -KR	Vertic Stagnic Solonetz (Clavic)	Réti szolonyec
Kápolnásnyék - KP	Vermic Calcic Chernozem (Anthric, Siltic)	Mészlepedékes csernozjom
Keszthely – KA	Hortic Terric Cambisol (Dystric Siltic)	Barnaföld (vagy Ramann-féle barna erdőtalaj)
Keszthely - KB	Hortic Terric Cambisol (Dystric Siltic)	Barnaföld (vagy Ramann-féle barna erdőtalaj)
Kisújszállás - KI	Gleyic Vertisol (Clavic)	Réti talaj (vagy Típusos réti talaj)
Magyarszombatfa - MA	Vertic Gleyic Luvisol (Magniferric, Siltic)	Pszeudoglejes barna erdőtalaj (vagy Pangó vizes barna erdőtalaj)
Paks - PA	Calcisol	Löss
Salföld – SA	Arenosol	Pannon homok
Várvölgy – VA	Cutanic Luvisol (Siltic)	Agyagbemosódásos barna erdőtalaj
Várvölgy - VB	Cutanic Luvisol (Siltic)	Agyagbemosódásos barna erdőtalaj

A felsorolt talajok inkubáción estek át: mindegyik talajtípusból (három ismétléssel) a kötöttség meghatározta nedvesség 60%-os nedvességtartalmára beállított, lezárt edényzetben történő

érlelés következett be, mely 1, 2 és 3 hónapokon át tartott. Az így kezelt minták reprezentálták a hosszútávú vízborítás hatásait.

A kutatás során ezekből a kezelt és kezeletlen talajokból készültek humusz kivonatok (0,1M NaOH kivonat) a szervesanyag változásainak meghatározásához. A talajkivonatok (salétromsavas kivonatosítás, 0,43M) a kémiai változások nyomon követéséhez készültek. Az enyhe oldószerek (CaCl_2 , desztillált víz) a természeti hatásoknak kitett minták esetében (hacsak nincs valamilyen extrém hatás) nem oldanak ki mérhető mennyiségű vizsgált anyagot a mintákból, így az ilyen vizsgálatok esetében méréshatár alatti értékeket kaptam. A szárított, összetört talajokból egy lézerdifraktrometrián alapuló készülékkel a szemcseméret vizsgálatok, valamint az aggregátum-stabilitás vizsgálatok készültek. Az érlelés során előforduló kémiai anyagok hatását (elsősorban a kationokét, mint koaguláló anyagok) egy ülepedési kísérlettel vizsgáltam, mely tartalmazta a legtöbb, természetben előforduló kation-anion párost.

A koagulációs vizsgálatok eredményei alapján megállapítható, hogy a magasabb pozitív töltésszámmal rendelkező kationok szignifikánsan hatékonyabbak az alacsonyabb töltéssel rendelkezőknél talajszuszpenzió esetében is. Ez praktikusán azt jelenti, hogy a három pozitív töltéssel rendelkező ionok jelentősen segítik az aggregálódást. Ehhez mérten a kéttöltésű ionok is rendelkeznek ilyen tulajdonságokkal, csak az egyszeresen pozitívan töltött kationok esetében (pl nátrium, kálium) nem mutatható ki nagyságrendi eltérés a kontrollként alkalmazott, kezeletlen talajokhoz képest. Ezzel párhuzamosan az anionok, jelen esetben a szulfácionok és a kloridionok esetében, mint gyakori, a természetben is előforduló anion-párok, nem volt statisztikailag jelentős eltérés, habár a kloridionok igazolhatóan hatékonyabbak bizonyultak. Ezzel szemben a hidroxidionok már egyértelműen negatívan befolyásolták az aggregálódási hajlandóságot. Sikertelen tehát megállapítani, hogyha magas a környezet kalcium vagy magnéziumtartalma, várható, hogy az aggregálódási hajlam erős lesz a talajok esetében, nehezen esnek szét a talajt alkotó elemek, melynek oka egyértelműen a kémiai tulajdonságokra vezethető vissza. Különösen erős ez a hatás a kolloid tartomány esetében, mint azt a kápolnásnyéki minta is megmutatta. Ugyanez nem mondható el a nátrium esetében, mely egyértékű kation, és a méréseim alapján nem gyakorol számottevő pozitív hatást a szemcsék aggregálódására (a kialakuló szolvátburok miatt).

A kémiai vizsgálatok alapján általánosságban az fogalmazható meg, hogy a vas és mangán vegyületek oldhatósága a redukív kezelésekre hatására nő, míg a kalcium és magnézium oldhatósága csökken. Ez természetesen nem igaz a magyarszombatfai minta esetében, mely eleve redukív környezetben volt jelen, így a kezelésekre hatása erre a mintára elhanyagolható. Érdekes összevetni a tapasztaltakat a szemcseméretekkel. Ahogy a szemcseméret eltolódik a nagyobb mérettartomány felé, úgy az oldható ionok mennyisége általában nő. Ez legfőképpen az aktív felület (adszorpciós felület) megváltozásával magyarázható: a szemcseméretben bekövetkező növekedés az egységnyi tömegré jutó aktív felület nagyságának csökkenésével jár, ami jelentősen befolyásolja a talajok elemtartalmának kémiai oldhatóságát. Azaz: a felületi adszorpciónál tapasztaltak szerint a kisebb aktív felület kevesebb megkötött anyagot tartalmaz.

A vizsgált talajok humusz mennyiségében nem történt változás a kiindulási állapothoz képest, csak a keszthelyi mintánál figyelhető meg egy csökkenés. Azonban mindegyik talaj esetében a kezelés változást okozott a humuszanyagok minőségi eloszlásában, azaz a molekulaméreteknél.

Különösen látványos (és nyomon követhető) ez a trend, ha a teljes spektrumtartományt elemeztem (EFA módszer), nem csak a két, eredeti E4/E6 módszer által meghatározott hullámhosszokon való vizsgálatot. A humuszminőséget tekintve e szerint két trend tapasztalható: az A szinttel jelölt minták esetében a hosszútávú hatás (3. hónap végére), hogy a humuszminőség eltolódik a nagyobb molekulású, jobb minőségűnek tartott anyagok felé, míg a mélyebb rétegek esetében épp az ellenkezője, a kisebb mérettartományú szervesanyagok domináns szerepe a jellemző. Ez alól két talaj kivétel: Várvolgy B szintje esetében az A szintre jellemző javulást mutat, mely a talaj keveredése miatt lehetséges (szántott réteg), míg a kisújszállási minta esetében romlás következik be, holott A szint a minta.

Feltételezésem szerint ennek a változásoknak valószínű okai, hogy a talajok mikrobiális élete a kis molekulatömegű szénláncokat hasznosítja, de a mélyebb rétegekben ez a hatás csökken. Ott a humuszanyagok természetes darabolódása, leromlása a döntő folyamat. A kivételt képző talajok esetében egyrészt a talajforgatás megváltoztatja ezt a folyamatot, másrészt a kisújszállási minta esetében a nagy mennyiségű humuszanyag természetes bomlása ellensúlyozza a talajlakó mikrobiális élet hatását a kisebb molekulákra.

A szemcseméret-eloszlásokat tekintve három nagy trend állapítható meg. Az első, melyben nem történik jelentős változás a kezelések hatására. Ez vagy a szerkezetileg erős (ásványi szemcséket tartalmazó), nagy ellenállással rendelkező talajokat jelenti (Paks, Salföld.), vagy a magyaralföldi mintát, mely eleve reduktív (vízzel hosszan borított) környezetből származik. A másik trend, mikor a 100 mikronos mérettartomány elkezd kisebb méretűre szétesni a kezelések hatására. Ez jellemzően Karcag talaját érinti, melyben az iszap frakció esik szét a vízborítás hatására. A harmadik csoportba pedig azok a talajok tartoznak (Keszthely, Kápolnásnyék, Kisújszállás, Várvolgy), ahol a 100 mikron körüli tartományban aggregálódás történik, míg a kisebb, illetve nagyobb tartományban mennyiségi csökkenés (a nagyobb szétesik, a kisebb tartomány pedig aggregálódik). Ennek okai a kioldási vizsgálatok, illetve a koagulációs vizsgálatok esetén részletezett kationok megjelenése, melyek aggregálódásra készítik a kisebb méretű szemcséket.

Az aggregátum-stabilitási értékek esetén nem szabad figyelmen kívül hagyni azt a tényt, hogy a vizsgálatok minden esetben desztillált vizes környezetben történtek. Ez könnyen okozhatja azt a jelenséget, hogy a szemcsék és aggregátumok felületén kötésben tartott ionok egy része kiválik, illetve oldott állapotba kerül, egyensúlyi helyzetben. Így csökken a szemcséket összetartó erő, és széteshetnek egyes aggregátumok. Ez magyarázhatja, hogy mindegyik vizsgált talaj esetében az aggregátumok darabolódásának irányába tartott a tíz perces mérési folyamat (kivéve Magyarzombatfa esetében, amely egészen enyhe hajlandóságot mutatott a változásra mind időben, mind a kezelések hatására. Ez köszönhető annak, hogy ez a talaj eleve egy reduktív környezetből származik).

A kezelések hatására a többi vizsgált minta esetében szinte minden esetben csökkent a változás mértéke. Akár a kis, akár a nagy szemcseméret tartományokat vizsgáltam, a több hónapos reduktív környezet okozta kémiai átalakulások okozta szemcseméret változás egy stabilizációs folyamatot jelentett, melynek hatására a 100 mikron körüli tartományban egy fixáció történik, és a szemcsék többsége nem változott mennyiségileg ezután. Az esetleg tapasztalható kismértékű változást a desztillált víz okozta állapotváltozás okozhatta. A kisebb, kolloid tartományban figyelhető

meg egy jellemző mennyiségi növekedés, mely ugyanúgy magyarázható a kioldódó ionok okozta aggregátum-szétesésekkel. Az aggregátumokra a szervesanyag mennyisége is hatással vannak, elsősorban a magas szervesanyag-tartalmú, illetve nagyobb molekulatömegű szervesanyagok azok, melyek segítik az aggregátumok kialakulását és megmaradását.

Ezek alapján általánosságban kijelenthető, hogy a hosszú távú vízborítás hatással van a talajainkra (kivéve az eleve reduktív környezetből származó talajt, illetve a váztalajainkat, melyek csak ásványi összetevőket tartalmaznak). Megváltoztatja a kémiai összetételt, valamint hatással van a szemcseméret-eloszlásra és aggregátum-stabilitásra is. Ezzel erősíti az erózióra való hajlamot, illetve talajszerkezet romlást okozhat. A szervesanyag készletben bekövetkező változások szintén hatással vannak a talaj szerkezetére, illetve tápanyag szolgáltató képességére. Emiatt fontos, hogy talajaink megőrzése érdekében elkerüljük a hosszú vízborítottság kialakulását.

9. Summary

In my dissertation, I was concerned with the effect of water, which confluences on the surface and stagnates there over time, affecting the soil. Although most of the water that reaches the surface infiltrates into the soil, where it is stored in pores, cracks and hydrate covers. However, it can be observed that in recent decades the annual precipitation amount measured in our country has changed, while its distribution has become more sparse. High rainfall over a short period of time has become more frequent, followed by shorter and longer drier periods. This fluctuation also favours floods, droughts and the development of inland wetlands.

The aim of this paper was to determine the impact of more persistent water cover on soil conditions. In this dissertation I looked at typical soil types in Hungary to give an overall picture of the effects of this type of water cover. My objectives were the following:

- Which physical changes in the structure and measurable parameters of the investigated soils are caused by water cover for different soils.
- To monitor the chemical changes in the soils, in particular the changes in solubility due to the effects of prolonged water cover.
- Changes in the organic matter quality and quantity of the soil types studied and their possible consequences for the soils.

The soil samples selected for the study are suitable for a broad, typical coverage of conditions in Hungary. They are these:

Sample name	WRB category
Karcag - KR	Vertic Stagnic Solonetz (Clavic)
Kápolnásnyék - KP	Vermic Calcic Chernozem (Anthric, Siltic)
Keszthely – KA	Hortic Terric Cambisol (Dystric Siltic)
Keszthely - KB	Hortic Terric Cambisol (Dystric Siltic)
Kisújszállás - KI	Gleyic Vertisol (Clavic)
Magyarszombatfa - MA	Vertic Gleyic Luvisol (Magniferric, Siltic)
Paks - PA	Calcisol
Salföld – SA	Arenosol
Várvölgy – VA	Cutanic Luvisol (Siltic)
Várvölgy - VB	Cutanic Luvisol (Siltic)

The soils listed were incubated: each soil type (three replicates) was matured in a sealed container at 60% moisture content, set at the moisture content determined by the binding, for 1, 2 and 3 months. Samples treated in this way were representative of the effects of long term water covering.

During the study, humic material extracts (0.1M NaOH extract) were prepared from these treated and untreated soils to determine changes in organic matter. Soil extracts (nitric acid extraction, 0.43M) were prepared to monitor chemical changes. Mild solvents (CaCl₂, distilled water) do not leach measurable amounts of test substance from samples exposed to natural conditions (unless there is some extreme effect), so values below the limit of quantification were obtained for these studies. Grain size tests and aggregate stability tests were performed on the dried, crushed soils using a laser diffractometry-based apparatus. The effect of the chemicals present during maturation (mainly cations as coagulants) was investigated by a sedimentation experiment containing most naturally occurring cation-anion pairs.

The results of the coagulation studies indicate that cations with higher positive charge numbers are significantly more effective than those with lower charge numbers in soil suspensions. This practically means that the ions with three positive charges significantly aid aggregation. In comparison, the two-charged ions also have such properties, only for the singly positively charged cations (e.g. sodium, potassium) no difference in magnitude is detected compared to untreated soils used as controls. In parallel, there was no statistically significant difference for anions, in this case sulphate ions and chloride ions, as common naturally occurring anion pairs, although chloride ions were shown to be more effective. In contrast, hydroxide ions had a clear negative effect on aggregation propensity. It was therefore concluded that if the calcium or magnesium content of the environment is high, it is to be expected that the aggregation tendency of soils will be strong, with the soil constituents not easily separating, the reason for this being clearly due to the chemical properties. This effect is particularly strong for the colloidal domain, as the Kápolnásnyék sample showed. The same cannot be said for sodium, which is a monovalent cation and, according to my measurements, does not have a significant positive effect on the aggregation of the grains (due to the formation of a solvated shell).

In general, the chemical studies show that the solubility of iron and manganese compounds increases with reductive treatments, while the solubility of calcium and magnesium decreases. This is of course not the case for the sample from Magyarszombatfa, which was already present in a reductive environment, so the effect of the treatments on this sample is negligible. It is interesting to compare the observed results with the grain sizes. As the grain size shifts towards the larger size range, the amount of soluble ions tends to increase. This is mainly due to a change in the active surface area (adsorption surface): an increase in grain size is associated with a decrease in the amount of active surface area per unit mass, which significantly affects the chemical solubility of the elemental content of soils. In other words, as observed for surface adsorption, a smaller active surface area means less bound material.

There was no change in the amount of humic material in the soils tested compared to the baseline, with only the Keszthely sample showing a decrease. However, in all soils the treatment caused a change in the qualitative distribution of humic substances, i.e. in molecular sizes. This trend is particularly striking (and traceable) when analysing the full spectral range (EFA method), not just the two wavelengths defined by the original E4/E6 methods. Accordingly, two trends in humus quality can be observed: for the A samples, the long term effect (by the end of month 3) is that the humus quality shifts towards higher molecular weight material considered to be of higher quality,

while for the deeper layers the opposite is true, with a dominance of organic material of smaller size range. There are two exceptions to this: level B in the Várköly sample shows an improvement typical of level A, which is possible due to soil mixing (ploughed layer), while the Kisújszállás sample shows a deterioration, although it is level A.

I think that the likely cause of these changes is that the microbial life of soils utilises low molecular weight carbon chains, but that this effect is reduced in deeper layers. There, the natural decomposition and degradation of humic matter is the decisive process. In the exception soils, this process is altered by soil rotation, and in the case of the sample from Kisújszállás, the natural decomposition of large quantities of humic matter counteracts the effect of soil-dwelling microbial life on the smaller molecules.

Three major trends in grain size distributions can be identified. The first is that there are no significant changes in response to treatments. This represents either structurally strong soils (containing mineral grains) with high resistance (Paks, Salföld), or the Hungarian lowland sample, which originates from an inherently reductive environment (long water cover). The other trend is when the 100 micron size range starts to break down into smaller sizes as a result of treatments. The third group includes soils (Keszthely, Kápolnásnyék, Kisújszállás, Várköly) where aggregation occurs in the 100 micron range, while the smaller and larger ranges show a quantitative decrease (the larger range breaks down and the smaller range aggregates). This is due to the appearance of cations, as detailed for leaching studies and coagulation studies, which cause aggregation of the smaller particles.

For the aggregate stability values, the fact that the tests were all performed in a distilled aqueous environment should not be ignored. This can easily cause the phenomenon that some of the ions bound on the surface of the particles and aggregates are precipitated or dissolved in equilibrium. Thus the force holding the grains together is reduced and some aggregates may disintegrate. This may explain the tendency of all the soils tested to undergo aggregate fragmentation during the 10-minute measurement process (except for the Magyarorszábatfa, which showed a very slight tendency to change both in time and in response to treatments. This is due to the fact that this soil is inherently from a reductive environment).

In almost all the other samples tested, the rate of change was reduced as a result of the treatments. Whether the small or large particle size ranges were investigated, the change in particle size caused by several months of chemical transformation in a reducing environment was a stabilisation process, with a fixation occurring in the 100 micron range, and most of the particles did not change quantitatively thereafter. The slight change that might have been observed could have been caused by a change in state due to distilled water. A typical quantitative increase is observed in the smaller, colloidal range, which can be explained in the same way by aggregate fragmentation caused by leaching ions. Aggregates are also affected by the amount of organic matter, especially organic matter with high organic matter content and higher molecular weight, which helps the formation and persistence of aggregates.

In general, these suggest that long-term water cover has an impact on soils (except for soils from reductive environments and soils in low development stage, which contain only mineral

aggregates). It changes the chemical composition and also affects particle size distribution and aggregate stability. This increases susceptibility to erosion and can cause soil structure degradation. Changes in organic matter stocks also affect soil structure and nutrient supply. For this reason, it is important to avoid long periods of waterlogging in order to preserve our soils.

M1. Irodalomjegyzék

- AASHTO (American Association of State Highway and Transportation Officials), (1997a): The classification of soils and soil-aggregate mixtures for highway construction purposes. AASHTO designation M145–91. In Standard specifications for transportation materials and methods of sampling and testing, Part 1: Specifications (18th ed.).
- AASHTO (American Association of State Highway and Transportation Officials), (1997b): Terms relating to subgrade, soil aggregate, and fill materials. AASHTO designation M146–91 (1995). In Standard specifications for transportation materials and methods of sampling and testing, Part 1: Specifications (18th ed.).
- AGILENT TECHNOLOGIES, (2015): Flame Atomic Absorption Spectrometry - Analytical Methods, Agilent Technologies, Mulgrave, Victoria, Australia, Twelfth edition
- ALFÖLDI L. (2000.): Árvíz, belvíz, talajvíz. *Magyar Tudomány* 45 (108)/6. 673-687 p.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM) (2011): Annual book of ASTM standards. Volume 04.08 Soil and Rock (I): D420-D5876.
- AMOO IA, AMUDA OS. (2007): Coagulation/flocculation process and sludge conditioning in beverage industrial wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*. 141(3): 778-783 p.
- ATALAY A. (2010): Variation in phosphorus sorption with soil particle size. *Soil and Sediment Contamination*. 10(3): 317-335 p.
- BAARTMAN J., TEMME A., VELDKAMP T, JETTEN V. G, SCHOORL J. M. (2013): Exploring the role of rainfall variability and extreme events in long-term landscape development. *Catena*, 109: 25-38 p.
- BACHE, B.W., WILLIAMS, E.G. (1971): A phosphate sorption index for soils. *J. Soil Sci.* 22:289-301 p.
- BAGLIERI, A, IOPPOLO, A, NÉGRE, M, GENNARI, M (2007) A method for isolating soil organic matter after the extraction of humic and fulvic acids. *Organic Geochem.* 38. 1: 140–150 p.
- BÁRDOS, Z. ÉS MUHORAY, Á. (2012.): A belvíz kialakulása és az ellene való védekezés lehetőségének vizsgálata. *Hadmérnök* 7.(1): 78-90 p.
- BARNA GY, MAKÓ A, DUNAI A (2012): Talajok víz- és olajvezető képességének összehasonlító mérése, *Acta Agr. Kapos*, Vol 16 No 2, 69-71.
- BARTA, K., SZATMÁRI, J., ÉS POSTA, Á. (2011): A belvízképződés és az autópályák kapcsolata, *Földrajzi Közlemények*, 2011. 135. 4: 379–387 p.
- BERG B., MCCLAUGHERTY C., VIRZO DE SANTO A, JOHANSSON M. J ÉS EKBOHM G (1995): Decomposition of litter and soil organic matter—can we distinguish a mechanism for soil organic matter buildup? *Scandinavian Journal of Forest Research* Volume 10, 1995 - Issue 1-4 108-119 p.
- BERTÁNÉ SZ. E, BERÉNYI S, LOCH J. (2009): A 0,01 M CaCl₂, a Baker–Amacher és az ammónium-laktát-ecetsav (AL) kivonószerekben oldható K-tartalom összehasonlítása. *Agrokémia és talajtan* (58): 45-56 p.
- BLANKENBERG A. G. B, HAARSTAD K, PARUCH A. M. (2015): Agricultural Runoff in Norway: The Problem, the Regulations, and the Role of Wetlands. In: Vymazal J. (ed.) *The Role of Natural and Constructed Wetlands in Nutrient Cycling and Retention on the Landscape*. Springer, Cham. 137-147 p.
- BOZÁN, CS., BAKACSI, ZS., SZABÓ, J., PÁSZTOR, L., PÁLFAI, I., KÖRÖSPARTI, J., ÉS TAMÁS, J. (2008): A belvíz-veszélyeztetettség talajtani összefüggései a Békés-Csanádi löszháton, *Talajvédelem különszám 2008* (szerk.: Simon L.)
- BRASKERUD B. C, LUNDEKVAM H, AND KROGSTAD T. (2000): The Impact of Hydraulic Load and Aggregation on Sedimentation of Soil Particles in Small Constructed Wetlands. *Journal of Environmental Quality*. 29(6): 2013-2020.
- BRATBY J. (2016): *Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment*, third edition. IWA publishing

- BUZÁS I. (1993): Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 1. A talaj fizikai, vízgazdálkodási és ásványtani vizsgálata, INDA 4231 Kiadó, Budapest. 155 p.
- BUZÁS, I. (Szerk.) (1988): Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 2. A talajok fizikai-kémiai és kémiai vizsgálati módszerei. Budapest: Mezőgazdasági Kiadó. 242 p.
- CHEN, J, GU, B, LEOBOEUF, E. J, PAN, H, DAI, S (2002): Spectroscopic characterization of the structural and functional properties of natural organic matter fractions. *Chemosphere*. 48: 59–68 p.
- CORNFORTH I. S. (1968): The effect of the size of soil aggregates on nutrient supply. *The journal of Agricultural Science*. 70(1): 83-85 p.
- CSAJBÓK J. (2004.): A növénytermesztési tér vízgazdálkodása. Debreceni Egyetem jegyzet, Debrecen, 161 p.
- DE-CAMPOS A, MAMEDOV A. I, HUANG C. H. (2009): Short-Term Reducing Conditions Decrease Soil Aggregation. *Soil Sci. Society of America*. 73(2): 550-559 p.
- DONG A, SIMSIMAN G. V, CHESTERS G. (1983): Particle-size distribution and phosphorus levels in soil, sediment, and urban dust and dirt samples from the Menomonee River Watershed, Wisconsin, U.S.A. *Water research*. 17(5): 569-577 p.
- FILEP, GY., ÉS FÜLEKY, GY. (2010): A talaj kémiai tulajdonságai, In: Stefanovits, P., Filep, Gy., és Füleky, Gy. (2010): Talajtan, Mezőgazda kiadó, Gödöllő, 86-130 p.
- FÖLDÉNYI, R., CZINKOTA, I., SEBŐK, A., ÉS MARTON, A. (2017): Huminanyagok UV-VIS spektruma és a Weisbull-féle sűrűségfüggvény, 6. Környezetkémiai szimpózium, Bakonybél, 2017. október 12–13., 16 p.
- FREUNDLICH, H (1909): Kapillarchemie, eine Darstellung der Chemie der Kolloide und verwandter Gebiete. Akademische Verlagsgesellschaft
- FUCHS M. ÉS MICHÉLI E., (2015): Javaslat a hazai genetikai talajszintek leírására a FAO irányelveknek megfelelő módosítására, *Agrokémia és Talajtan*. 64. 273–284 p.
- GÁCSER, V., LAKATOS, M., & MOLNÁR, Á. (2014): Változik-e éghajlatunk? Magyarországi trendek, szélsőségek, Iskolakultúra 2014/11–12. 13-27 p.
- GALAMBOS I. (2006.): Kútvizek huminsav- és arzénmentesítése. Doktori (PhD) értekezés, Corvinus Egyetem, Budapest, 148 p.
- GE F, ZHU L. (2008): Effects of coexisting anions on removal of bromide in drinking water by coagulation. *Journal of Hazardous Materials*. 151: 676-681 p.
- GRAYSON R. B, FINLAYSON B. L, GIPPEL C. J, HART B. T. (1996): The Potential of Field Measurement for the Computation of Total Phosphorus and Suspended Solids Loads. *Journal of Environmental Management* 47: 257-267 p.
- GRUMEZESCU A. M (1999): Nanomaterials for Drug Delivery and Therapy, Kiadó: Elsevier, USA, 551 p.
- HARGITAI L. (1955): Összehasonlító szervesanyag-vizsgálatok különböző talajtípusokon optikai módszerekkel. Agrártudományi Egyetem, *Agronómiai Kar kiadványa* 2, 1-27 p.
- HAYASE, K, ÉS TSUBOTA, H (1985): Sedimentary humic acid and fulvic acid as fluorescent organic materials. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 49: 159–163 p.
- HELMS, J. R, STUBBINS, A, RITCHIE, J. D, MINOR, E. C, KIEBER, D. J, MOPPER, K (2008): Adsorption spectral slopes and slope ratios as indicator of molecular weight, source, and photobleaching of chromophobic dissolved organic matter. *Limnol. Oceanogr.* (53)3: 955-969 p.
- HELMS, J. R, STUBBINS, A, RITCHIE, J. D, MINOR, E. C, KIEBER, D. J, MOPPER, K (2008): Adsorption spectral slopes and slope ratios as indicator of molecular weight, source, and photobleaching of chromophobic dissolved organic matter. *Limnol. Oceanogr.* 53. 3: 955–969 p.
- HOLFORD, I.C.R., WEDDERBURN, N.W.M., MATTINGLY, G.E.G. (1974): A Langmuir two surface equation as a model for phosphorus adsorption by soils. *J. Soil Sci.* 25: 242-255 p.

- HORWATH W. (2015): Carbon cycling: the dynamics and formation of organic matter. In: Paul EA, editor. Soil microbiology, ecology and biochemistry. 4th ed. New York: Academic Press; 339-382 p.
- HOUBA E J M, TEMMINGHOFF, G.A., GAIKHORST W., VAN VARK (2000): Soil analysis procedures using 0.01 M calcium chloride as extraction reagent *Communications in Soil Science and Plant Analysis* Volume 31, (9-10) 1299-1396 p.
- INGRAM, R.L. (1982): Modified Wentworth scale. In J.D. Walker and H.A. Cohen (eds.), 2007, The geoscience handbook: AGI data sheets. AGI data sheet 8.2, Grain-size scales. American Geological Institute, Alexandria, VA.
- JÖNSSON, J. A (1996): Encyclopedia of Separation Sci., Kiadó: University of Lund, Sveden, 4773 p.
- KÁTAI, J. (2011): Alkalmazott talajtan, Kiadó: Debreceni Egyetem, Nyugat Magyarországi Egyetem, Pannon Egyetem, 114 p.
- KEDDY, P. A. (2010): Wetlandecology – Principles and Conservation, Cambridge, United Kingdom. 514 p.
- KIS, L. (2011): Az aszály-veszélyeztetettség földtani okai a Tiszántúlon, Gödöllő, Szakdolgozat
- KISS, Á. (2012.): A környezettan alapjai. Eötvös Lóránt Tudományegyetem. 219 p.
- KÖRÖSPARTI, J., ÉS BOZÁN, CS. (2008): A földárjás területek vízgazdálkodási problémái, XXVI. Országos Vándorgyűlés - konferencia, A Magyar Hidrológiai Társaság, Miskolc , 2008. 07. 02-04.
- KUN, Á., (2011a): A belvízfoltok szerepe a talajdegradációban. Szeged, Diplomamunka
- KUN, ZS. (2011b): A felszíni pangóvizek hatása a talaj sótartalmára és néhány kémiai paraméterére gyakorolt hatásának vizsgálata, Debrecen, Szakdolgozat
- KUTI, L., MÜLLER, T., & BARSZ, I. (2013): A belvízveszély földtani okai, Mérnökgeológia-kőzetmechanika 2013 - konferencia, Budapest , 2013. 11. 06.
- LANGMUIR, I (1918): The Adsorption of Gases on Plane Surfaces of Glass, Mica and Platinum. *J. Am. Chem. Soc* 40(9), 1361-1403 p.
- LOCH, J. (2006): A talajvizsgálatok szerepe, jelentősége a tápanyag-gazdálkodásban és környezetvédelemben, *Agrártudományi Közlemények*, 2006/19: 3-8 p.
- LUNDEKVAM H, SKOIE S. (1998): Soil erosion in Norway. An overview of measurements from soil loss plots. *Soil Use and Management*. 14(2): 84-89 p.
- LYKLEMA J. (2015): Colloidal Models. A bit of History. *J. of Colloid and Interface Sci.* 446: 308-316 p.
- MAKÓ, A (2017): Új talajfizikai mérő- és becslőmódszerek kidolgozása vizes és nem-vizes folyadékfázist tartalmazó talajokra, MTA doktori értekezés, Budapest, 150 p.
- MAKÓ, A, VARGA, T, HERNÁDI, H, LABANCZ, V, BARNA, GY (2017): Talajminták lézeres szemcseanalízisének módszertani tapasztalatai, *Agrokémia és talajtan* 66 (1), 223–250 p.
- METCALF ÉS EDDY (2003): Inc. Wastewater Engineering: Treatment and reuse, Boston, McGraw-Hill; 2048 p.
- MICHÉLI E, FUCHS M, GÁL A, SIMON B, SZEGI T (2015): Talajvédelem, Kiadó: Szent István Egyetem, Gödöllő, 82 p.
- MICHÉLI E., FUCHS M., HEGYMEGI P., STEFANOVITS P. (2006): Classification of the Major Soils of Hungary and their Correlation with the World Reference Base for Soil Resources (WRB). *Agrokémia és Talajtan* 55 (1) 19-28. p.
- MICHÉLI E., FUCHS M., LÁNG V., SZABÓNÉ KELE G. (2013): Alapelvek, osztályozó kulcs. Vitaanyag a Magyar Talajtani társaság 2013. június 20-i ülésére. www.talaj.hu/magyar/szakosztalyok/Talajgenetika
- MICHÉLI, E., FUCHS, M., SZEGI, T., KELE, G. ÉSVAJDULÁK, M. (2005): A nagy agyagtartalmú talajok osztályozási problémái. *Talajvédelem Különszám*. Talajvédelmi Alapítvány, Budapest. 278-281 p.
- Microcal Origin 6.0: Mircocal Software. Inc. 1991–1999.
- MORENO, J, PEINADO, R (2012): Enological Chemistry, Kiadó: Elsevier, USA, 443 oldal
- NIMMO, J. R. (2005): Aggregation: Physical Aspects, in: Encyclopedia of Soils in the Environment, 3rd edition, edited by Hillel D, Rosenzweig C, USA. 613 p.

- NOVÁK, T. J. (2020): WRB - nemzetközi talajosztályozási rendszer talajok elnevezéséhez és talajtérképek jelmagyarozatának szerkesztéséhez, Kiadó: Magyar Talajtani Társaság, Budapest, 106 p.
- NOWICKI, W., NOWICKA, G. (1994): Verification of the Shulze-Hardy Rule: a Colloid Chemistry Experiment. *J. Chem. Educ.* 17: 624 p.
- NRIAIGU, J. O, ÉS COKER, R. D (1980) Trace Metals in Humic and Fulvic Acids from Lake Ontario Sediments, *American Chemical Society* Volume 14, Number 4, 443-446 p.
- PÁLFAI, I. (2004): Belvizek s aszályok Magyarországon – Hidrológiai tanulmányok, Közlekedési Dokumentációs kft, Budapest
- PÁLFAI, I. (2000): Az Alföld belvízi veszélyeztetettsége és aszályérzékenysége, Békéscsaba, A Nagyalföld Alapítvány Kötetek, VI: 206-219 p.
- PATE, K, ÉS SAFIER, P (2016): Chemical metrology methods for CMP quality, in *Advances in Chemical Mechanical Planarization (CMP)*, kiadó: Woodhead Publishing, 536 p.
- PATZKÓ, Á. (2010): A kolloidika alapjai, JATEPress, Szeged. 129 p.
- PAVANELLI, D, ÉS BIGI, A. (2005): Indirect Methods to Estimate Susp. Sediment Conc.: Reliability and Relations of Turbidity and S. Solids. *Biosystem Eng.* 90(1): 75-83 p.
- PEIJNENBURG, J. G. M, ZABLOTSKAJAA, M, VIJVERBA, M. G (2007): Frontier article Monitoring metals in terrestrial environments within a bioavailability framework and a focus on soil extraction, *Ecotoxicology and Environmental Safety* (67) 163–179 p.
- PINKE, ZS. (2010.): Adatok az Árpád-kori Hortobágy-Sárrét természetföldrajzához. I. *Helynévtörténeti tanulmányok* (5.), 201-208 p.
- RÁCZ, I. (2011): Vízkémia I., kiadó: Szent István Egyetem, Gödöllő, 179 oldal
- RAGHU, S, BASHA, C. A. (2007): Chemical or electrochemical techniques, followed by ion exchange, for recycle of textile dye wastewater. *Journal of Hazardous Materials.* 149(2): 324-330 p.
- RAKONCZAI, J., FARSANG, A., MEZŐSI, G., GÁL, N. (2011): A belvízképződés elméleti háttere, *Földrajzi közlemények*, 135, 4, 339-249 p.
- RAURET, G (1998): Extraction procedures for the determination of heavy metals in contaminated soil and sediment, *Talanta*, 46, 449–455 p.
- RÉKÁSI, M, FILEP, GY (2007): A talajok sav-bázis pufferkapacitásának értékelésére alkalmas módszer vizsgálata, *Agrokémia és talajtan*, 56 (1), 29-38 p.
- RÉKÁSI, F. (2007): Talajok sav-bázis érzékenységének értékelése, Debrecen, Doktori dolgozat
- SHELLMAN, J. A. (1977): Electrical double layer, zeta potential, and electrophoretic charge of double-stranded DNA. *Biopolymers.* 16, 7, 1415–1434 p.
- SEBŐK, A., CZINKOTA, I., NYIRI, B., BOSNYÁKOVICS, G., GULYÁS, M., DÁLNOKI, A. B. (2018): A talaj szervesanyag minőségének vizsgálata UV-VIS spektrumban – az Exponenciális Illesztés Módszere (EFA), *Növénytermelés*, Vol. 67 (4), 1-14 p.
- SELLAMI, F., HACHISHA, S., CHTOUROU, M., MEDHIOUB, K., AMMAR, E. (2008): Maturity assessment of composted olive mill wastes using UV spectra and humification parameters, *Bioresource Technology* 99: 6900-6907 p.
- SIMÁNDI, P. (2011): Szennyvíztisztítási technológiák alapjai I, Kiadó: Szent István Egyetem, Gödöllő, 222 p.
- SOIL SURVEY STAFF (1951): Soil survey manual. U.S. Department of Agriculture Handbook 18. Soil Conservation Service.
- SOMASUNDARAN, P. (2006): Encyclopedia of Surface and Colloid Science, Volume 2., CRC Press, New York, USA
- SPARKS, L. D. (1999): Soil physics, kiadó: CRC Press LLc, USA, 432 oldal
- STEFANOVITS, P, KLÉH, GY, SZÜCS, L (1954): A paksi löszfal anyagának talajtani vizsgálata, *Agrokémia és talajtan*, Tom 3, No 1, 397-404 p.

- STEFANOVITS, P, FILEP, GY, FIFIL FÜLEKY, GY (1999): Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 433 p.
- STEFANOVITS, P., FILEP, GY., ÉS FÜLEKY, GY. (2010): Talajtan, Mezőgazda kiadó, Gödöllő. 470 p.
- STEVENSON, F.J. (1982): Extraction, fractionation, and general chemical composition of soil organic matter. [In: Stevenson, F. J. (ed.) *Humus Chem. – Genesis, Composition, Reactions.*] John Wiley & Sons. N. Y. 26–54 p.
- STEVENSON, F.J. (1982): Extraction, fractionation, and general chemical composition of soil organic matter. [In: Stevenson, F. J. (ed.) *Humus Chem. – Genesis, Composition, Reactions.*] John Wiley & Sons. N. Y. 26–54 p.
- STOKES, G. G. (1851). "On the effect of internal friction of fluids on the motion of pendulums". Transactions of the Cambridge Philosophical Society. 9, part ii: 8–106. The formula for terminal velocity (V) appears on p. [52], equation (127)
- SVEISTRUP, T. E, MARCELINO, V. M, BRASKERUD, B. (2008): Aggregates explain the high clay retention of small constructed wetlands: A micromorphological study. *Boreal Environment Research*. 13(6): 275-284.
- SYERS, J K, BROWMAN, M G, SMILLIE, G W, COREY, R B (1973): Phosphate sorption by soils evaluated by the Langmuir adsorption equation *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 37: 358-363 p.
- SZABÓNÉ, K. G., FUCHS, M., HEGYMEGI, P., MICHÉLI, E. (2006): Javaslatok a csernozjom talajok osztályozásának módosítására. In: Bidló A., Varga B. (szerk.). Talajtani vándorgyűlés
- TANG, X, ZHENG, H, TENG, H, SUN, Y, GUO, J, XIE, W (2016): Chemical coagulation process for the removal of heavy metals from water: a review, *Desalination and Water Treatment*, 57:4, 1733-1748 p.
- THAO, H. T. B, GEORGE, T, YAMAKAWA, T, WIDOWATI, L. R. (2007): Effects of soil aggregate size on phosphorus extractability and uptake by rice (*Oryza sativa* L.) and corn (*Zea mays* L.) in two Ultisols from the Philippines. *Soil science and nutrition*. 54: 148-158 p.
- TYURIN, I. V. (1937): Organicszeskoe vescsesztvo pocsvü. Szelhozgiz. Moszkva
- TYURIN, I. V. , ÉS KONONOVA M M (1951): A new method for the comparative study of soil humus . *Trudy Pochvenrogo Instituta im V. V. Kokuchayeva Akad . Nauk . USSR*, Vol . 38 ,
- ULÉN, B. (2004): Size and Settling Velocity of Phosphorus-Containing Particles in Water from Agricultural Drains. *Water Air and Soil Pollution J.* 157: 331-343 p.
- UUSI-KAMPPA, J, BRASKERUD, B, JANSSON, H, SYVERSEN, N, UUSITALO, R. (1998): Buffer Zones and Constructed Wetlands as Filters for Agricultural Phosphorus. *J. of Env. Quality*. 29(1): 151-158 p.
- VÁMOSI, S. (2002.): A belvizek hatása az alföldi régiók fejlesztésére. Doktori (PhD) értekezés, Debreceni Egyetem, Debrecen, 108 p.
- VÁRALLYAY, GY. (2005): Magyarország talajainak vízraktározó képessége, *Agrokémia és Talajtan* (54) 5-24 p.
- VÁRALLYAY, GY. (2008a): Talaj–víz kölcsönhatások a klímaváltozás tükrében, *Talajvédelem különszám 2008* (szerk.: Simon L.)
- VÁRALLYAY, GY. (2008b): A talaj szerepe a csapadék-szélsőségek kedvezőtlen hatásainak mérséklésében, *Klíma 21 Füzetek*, 52: 57-72 p.
- WALTNER, I., FUCHS, M., MICHÉLI, E. ÉS LÁNG, V. (2012): Hazai archív talajadatok beillesztésének lehetőségei nemzetközi adatbázisokba, *Agrokémia és talajtan*, 61:(2) 263-276 p.
- WANG, D, TANG, H, GREGORY, J. (2002): Relative Importance of Charge Neutralization and Precipitation on Coagulation of Kaolin with PACI: Effect of Sulfate Ion. *Environmental Sci. Technol.* 36(8): 1815-1820 p.
- WANG, G. S. HSIEH, S. T. (2001): Monitoring natural organic matter in water with scanning spectrophotometer. *Environment International*. 26: 205–212 p.

- YACOBI, Y. Z, ALBERTS, J. J, TAKÁCS, M, MCELVAINE, M (2003): Adsorption spectroscopy of colored dissolved organic carbon in Georgia (USA) rivers: the impact of molecular size distribution. *J. Limnol.* 62. 1: 41–46 p.
- YAN, M, KORSHIN, G, WANG, D, CAI, Z (2012): Characterization of dissolved organicmatter using HPLC-SEC with a multiple wavelength absorbance detector. *Chemosphere.* 87: 879–885 p.
- ZHANG, L, LOÁICIGA, A. H, XU, M, DU, C, DU, Y. (2015): Kinetics and mechanisms of phosphorus adsorption in soils from diverse ecological zones in the source area of a drinking-water reservoir. *Int. J. Environ Res Public Health.* 12(11): 14312-14326 p.

M1.1 Internetes hivatkozások, szabványok

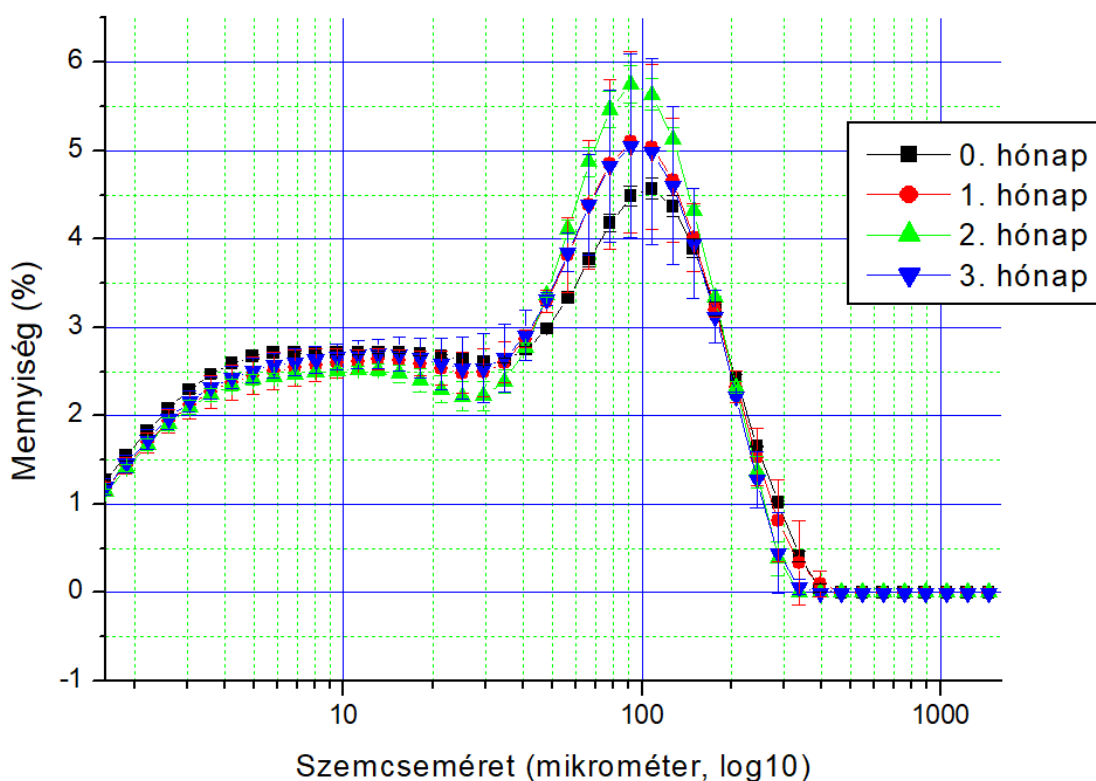
- http1: OMSZ, 2015: Átállítás az 1981-2010-es éghajlati normálra, http://www.met.hu/omsz/OMSZ_hirek/index.php?id=1308&hir=Atallas_az_1981%E2%80%932010-es_eghajlati_normalra (hozzáférés ideje: 2015. április 27.)
- http2:: SZARVAS (2015. ÁPRILIS 9.): Országos mezőgazdasági, vízgazdálkodási és belvízvédelmi konferencia, http://tudomany.szolportal.hu/images/konferencia_ajanlo/2015_04_09_szarvas_konferencia_meghivo.pdf (hozzáférés ideje: 2015. április 29.)
- http3: BM-OKF, 2015: Katasztrófatípusok–Belvíz, http://www.katasztrofavedelem.hu/index2.php?pageid=lakossag_kattipus_belviz (hozzáférés ideje: 2015. április 27.)
- http4: http://www.mtafki.hu/konyvtar/Magyarország/Magyarország_terkepekben_Talajok.pdf (letöltés ideje: 2020. 09. 28.)
- http5: <http://www.uni-miskolc.hu/~ecodobos/ktmcd1/terkep.htm> (letöltés ideje: 2020.09.28)
- http6: WRB talajosztályozási rendszer, 2015 <http://www.fao.org/3/i3794en/I3794en.pdf> (letöltés ideje: 2020. 09. 28.)
- http7: PAPP, S. (2008): Környezeti kémia, <http://mgk.oldportal.u-szeged.hu/download.php?docID=6650> (2017. 01. 30)
- http8: USDA, https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/ref/?cid=nrcs142p2_054253 (letöltés ideje: 2020. 09. 26.)
- http9: <https://agraragazat.hu/hir/talajszerkezet-es-aggregatum-stabilitas/> (letöltés ideje: 2020. 09. 26.)
- http10: <http://www.geochem.hu/gp/paleotalaj.htm> (letöltés ideje: 2020. 09. 29.)
- http11: Nemzeti Agrárgazdasági Kamara, <http://nak.hu/tajekoztatasi-szolgaltatas/kornyeztgazdalkodas/96722-a-vizerozio-elleni-vedekezes-muszaki-lehetosegei> (letöltés ideje: 2020. 09. 24.)
- http12: <https://www.arcanum.hu/hu/online-kiadvanyok/pannon-pannon-enciklopedia-1/magyarorszag-foldje-1D58/uj-modszerek-a-hazai-foldtudomanyokban-2E40/negyedidoszak-kutatas-kordos-laszloschweitzer-ferenc-3002/loszkutatas-loszstratigrafia-300C/> (letöltés ideje: 2021. 09. 28.)
- MSZ-08-0205:1978, A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata, http://www.mszt.hu/web/guest/webaruhaz;jsessionid=40F50C10671B31238F518EC00B9CC7C4?p_p_id=msztwebshop_WAR_MsztWAportlet&p_p_lifecycle=1&p_p_state=normal&p_p_mode=view&p_p_col_id=column-1&p_p_col_count=1&_msztwebshop_WAR_MsztWAportlet_ref=020041&_msztwebshop_WAR_MsztWAportlet_javax.portlet.action=search (hozzáférés ideje: 2015. május 04.)

M2. Melléklet

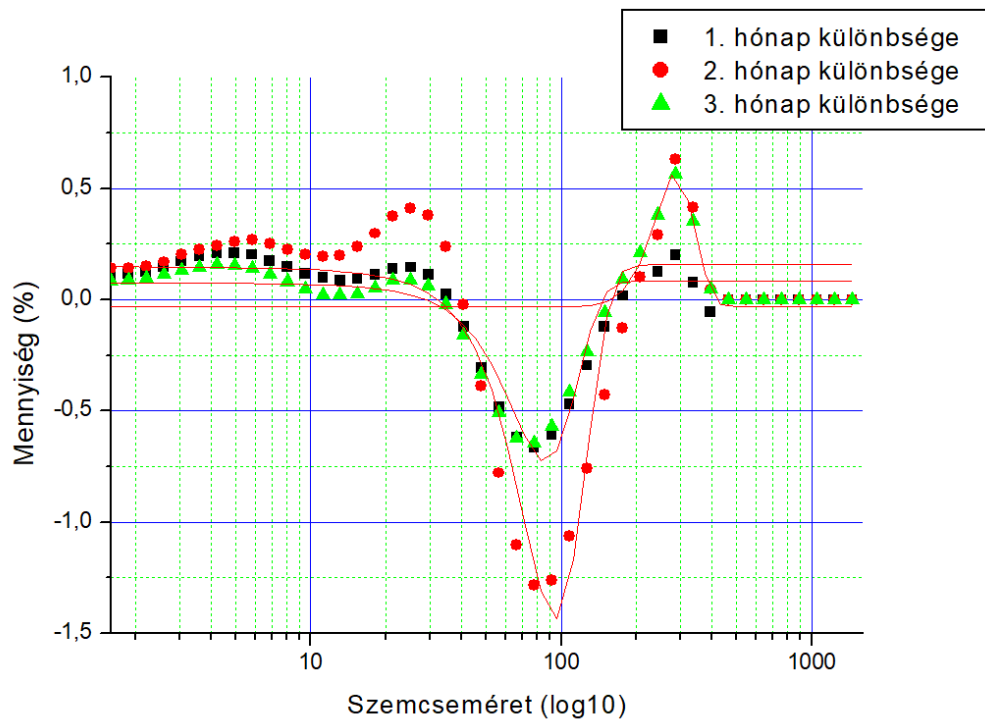
Melléklet, 1. táblázat: A vizsgált talajok talajtani tulajdonságai (a minták rövidítése megfelel az anyag és módszer fejezetben felsoroltak szerinti rövidítéseknek).

Minta neve	Genetikus szint jele, mélysége (cm)	Agyag + Vashidrátok (<0.002 mm) (%)	Por (0.002-0.05 mm) (%)	Homok (0.05-2 mm) (%)	Humusz (%)	CaCO ₃ (%)	Aranyféle kötöttség	pH (H ₂ O)
KR	B 5 - 30	51.09	45.90	0.88	2.00	0.13	90	6.9
KP	A 0 - 30	27.60	51.68	7.50	3.70	9.52	46	7.8
KA	A 0 -30	21.09	33.13	44.28	1.45	0.05	30	7.0
KB	B 30 - 50	22.90	33.87	42.29	0.93	0.00	36	6.8
KI	A 0 - 30	53.88	41.19	1.05	3.89	0.00	74	7.5
MA	B 20 - 50	38.96	25.93	34.61	0.49	0.00	59	5.7
PA	*	16.89	24.25	58.85	0.63	28.04	38	8.2
SA	*	1.31	0.05	98.64	0.00	0.02	29	7.4
VA	A 0 - 20	15.27	29.35	54.05	1.33	0.00	29	6.6
VB	B 20 - 50	22.30	26.56	50.49	0.65	0.00	38	6.6

*Paks, Salföld: karbonátos, illetve homok referenciaanyagként kerülnek felhasználásra

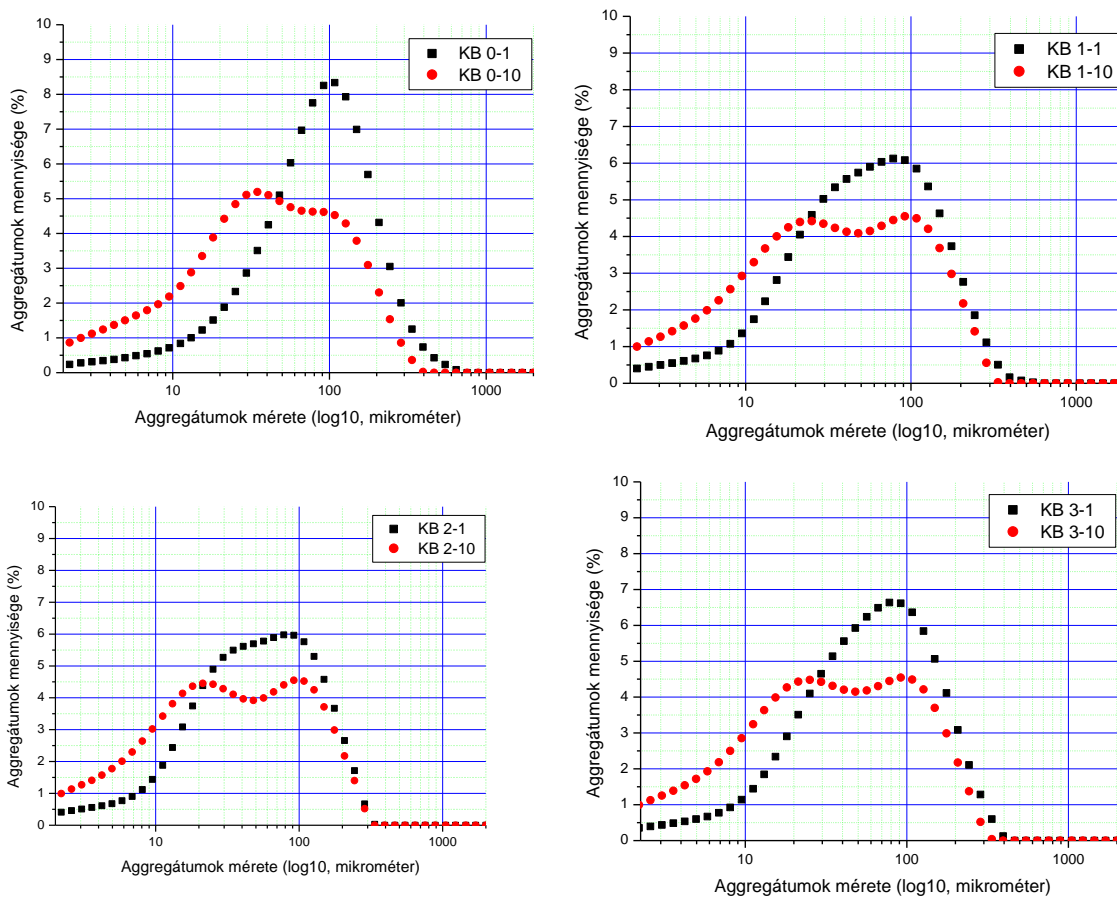


Melléklet, 1. ábra: A Keszthely-B minta szemcseméret-eloszlása, az adott szemcseméret tartomány százalékos értékével

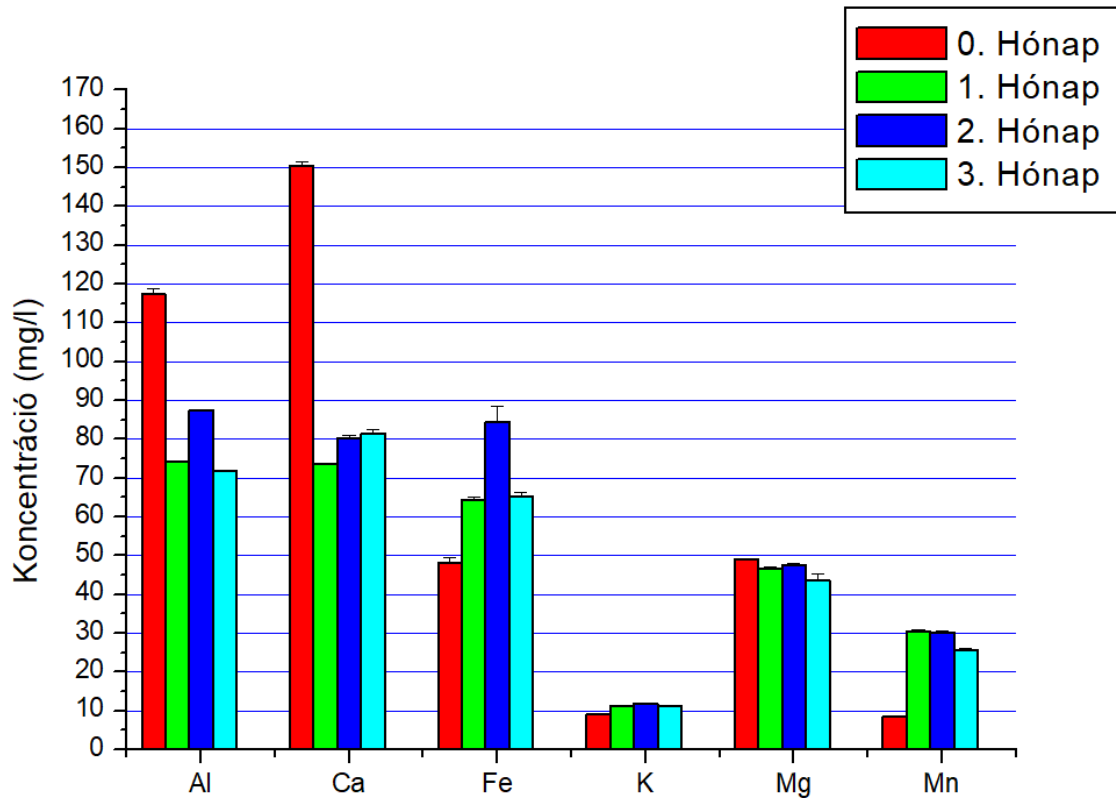


Melléklet, 2.

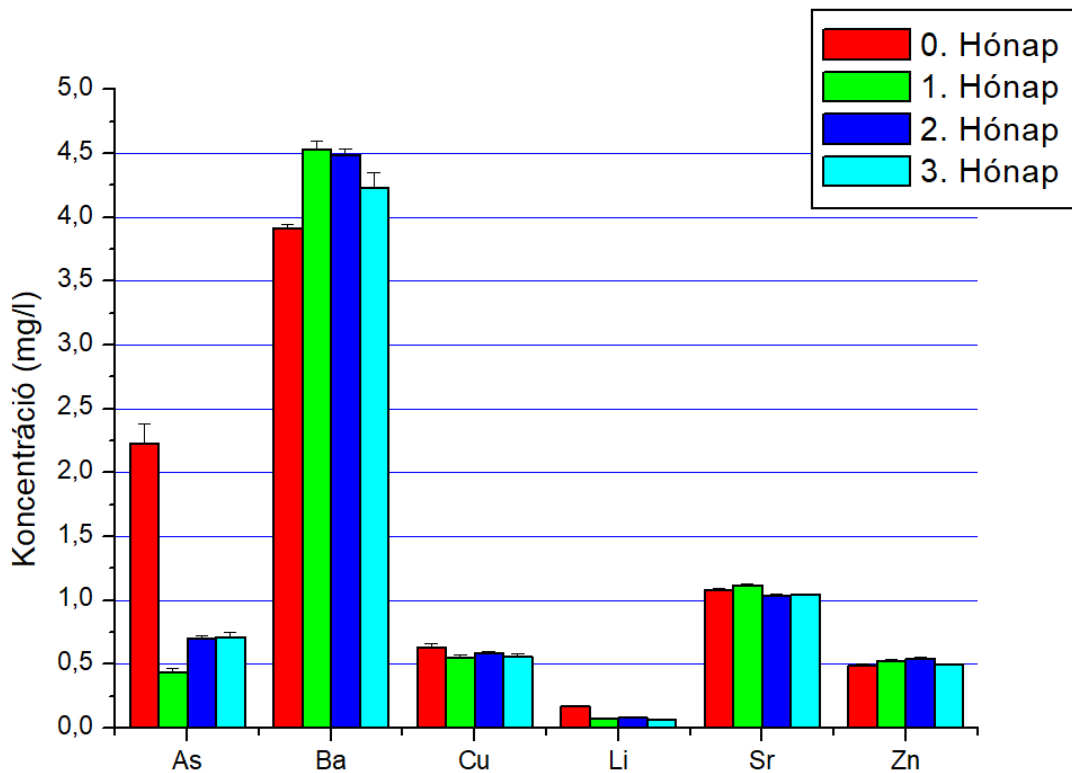
ábra: A Keszthely-B minta szecscseméret-eloszlásának különbsége a 0. hónap eredményéhez viszonyítva (abból kivonva), gauss illesztésű függvényekkel



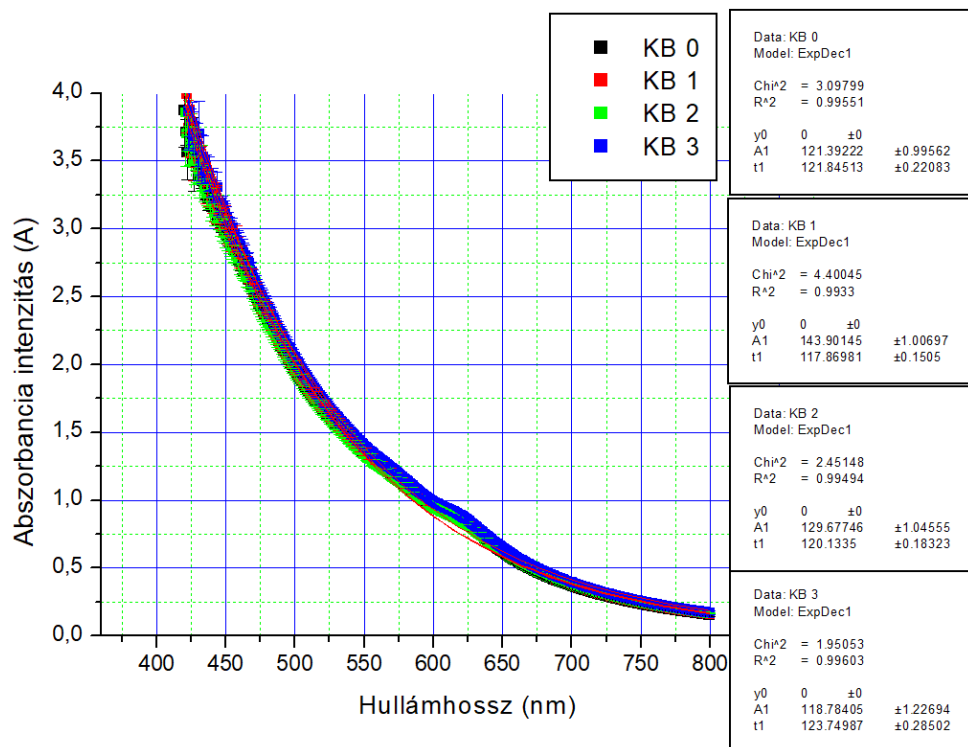
Melléklet, 3. ábra: Az aggregátum-stabilitások értékei a 0-3. hónapok esetében, az 1. (fekete) és a 10. percben (piros) mért eredmények alapján



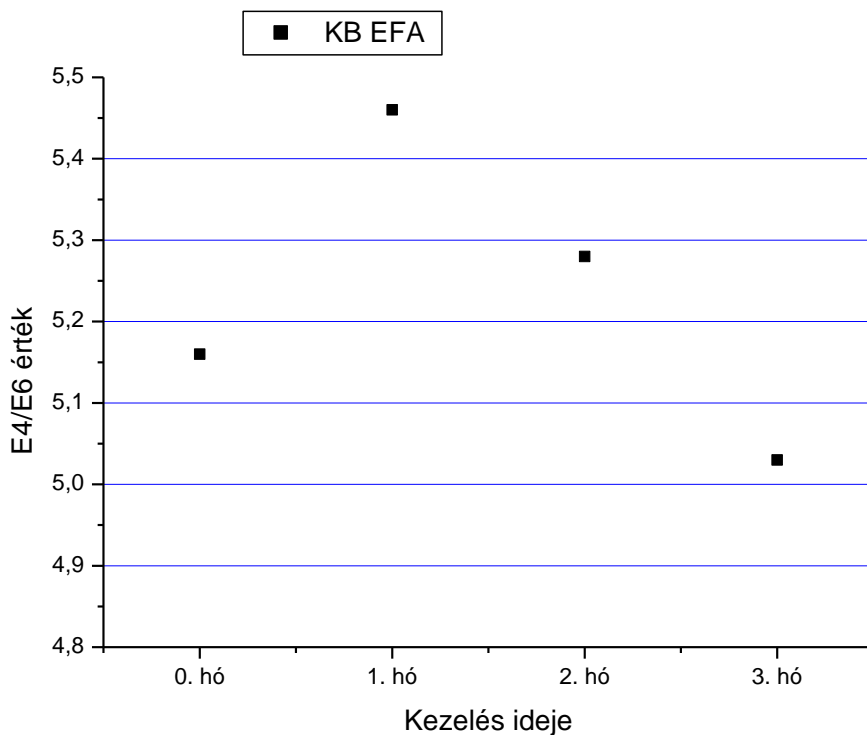
Melléklet, 4. ábra: A HNO₃ oldattal végzett talajextrakciós mérések eredményei, magas koncentrációk



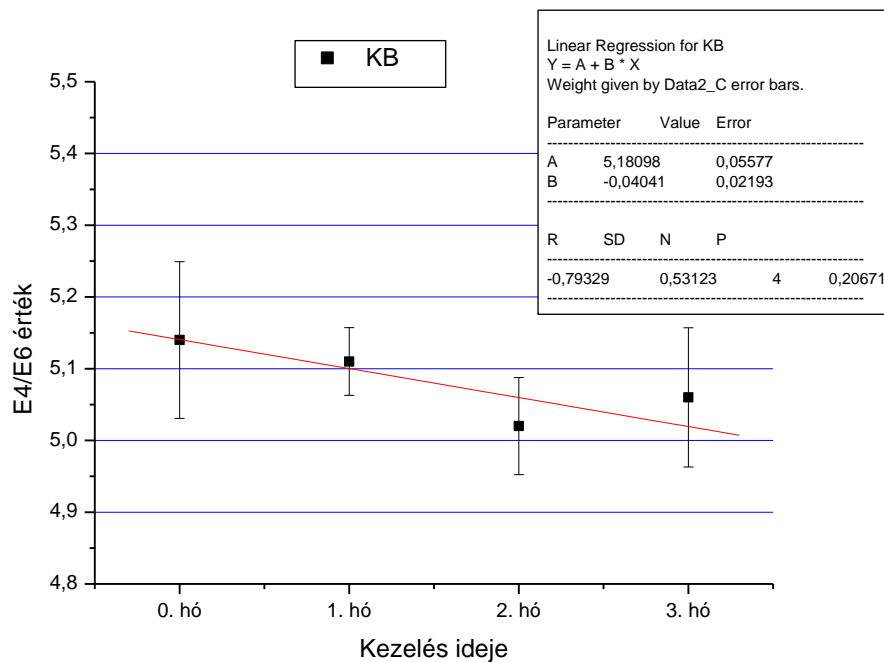
Melléklet, 5. ábra: A HNO₃ oldattal végzett talajextrakciós mérések eredményei, alacsony koncentrációk



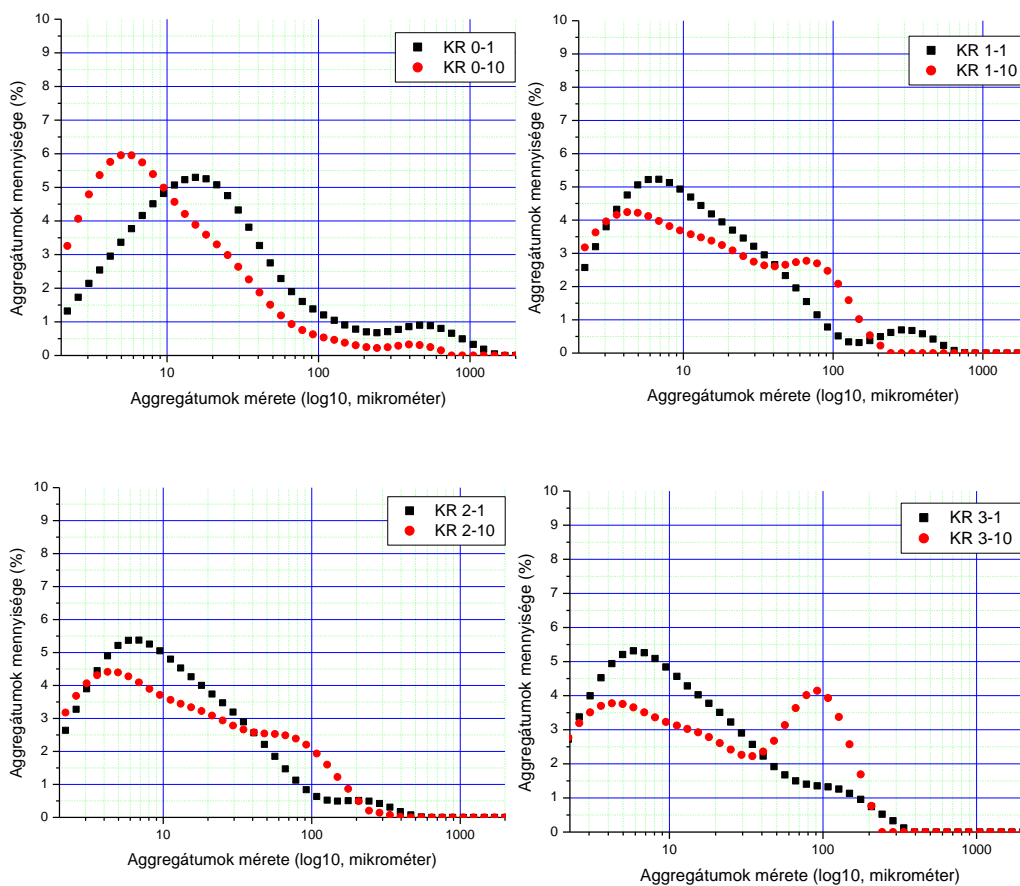
Melléklet, 6. ábra: A humuszkivonatok 380-800 nm közötti spektruma, és az ezeken a hullámhosszokon mért intenzitásértékek eltérő minták esetében



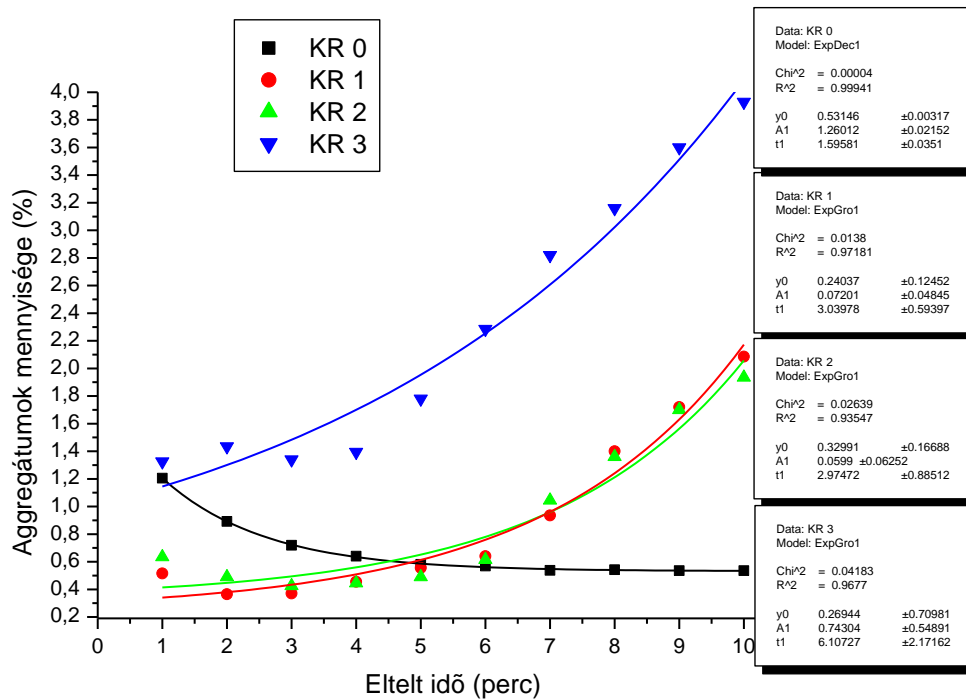
Melléklet, 7. ábra: Az E4/E6 értékek EFA módszerrel



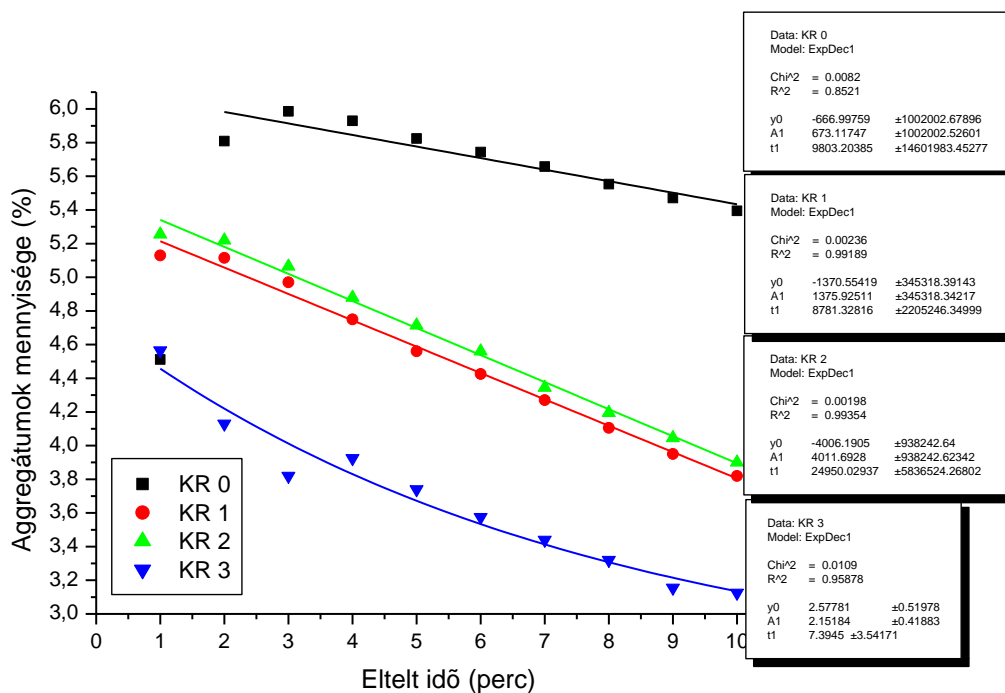
Melléklet, 8. ábra: Az E4/E6 értékek



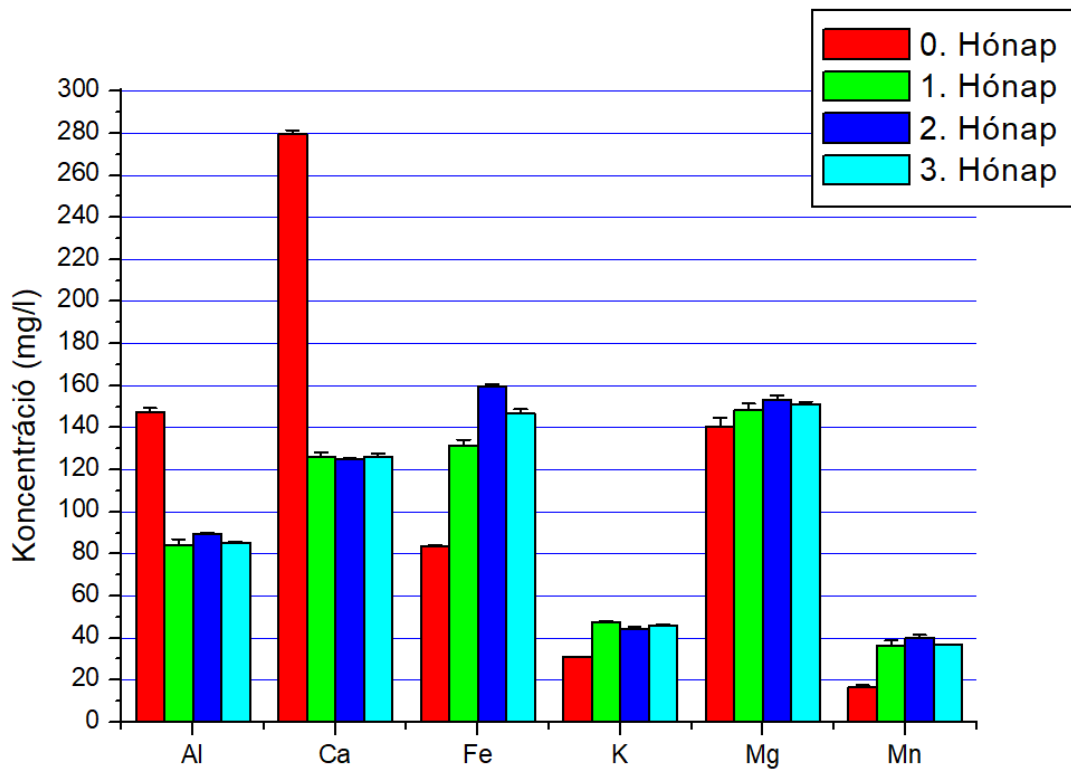
Melléklet, 9. ábra: Az aggregátum-stabilitások értékei a 0-3. hónapok esetében, az 1. (fekete) és a 10. percben (piros) mért eredmények alapján



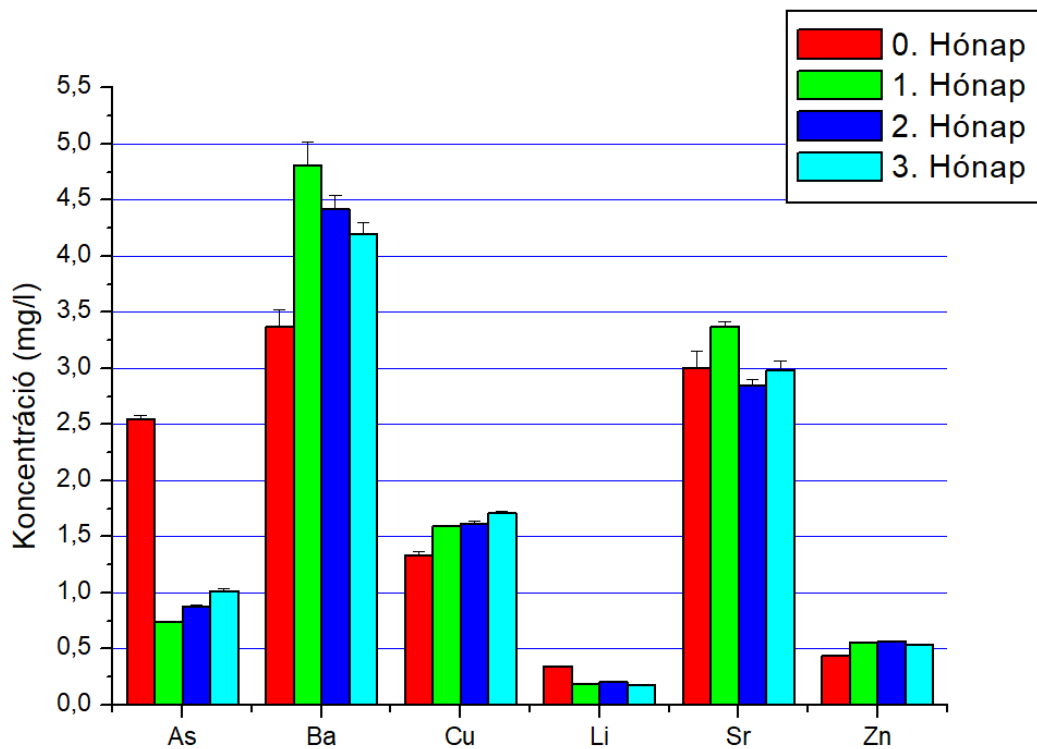
Melléklet, 10. ábra: Az aggregátum-stabilitás alakulása az idő elteltével a 108 mikron tartományban



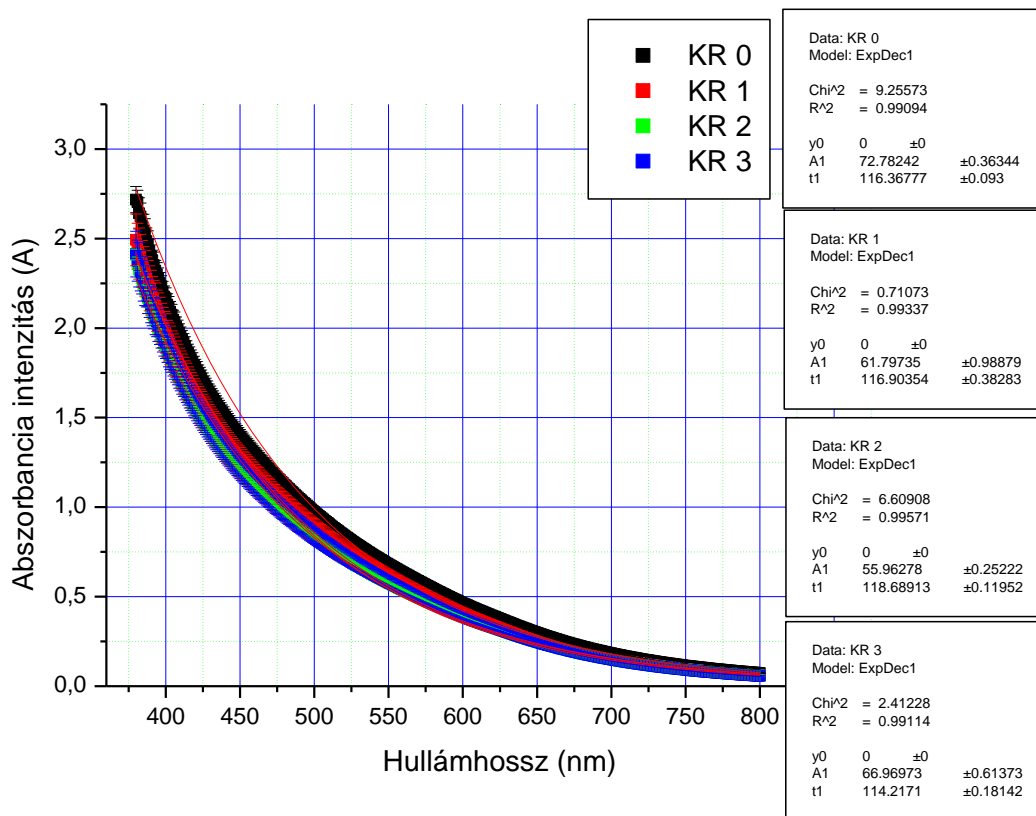
Melléklet, 11. ábra: Az aggregátum-stabilitás alakulása az idő elteltével a 8,07 mikron tartományban



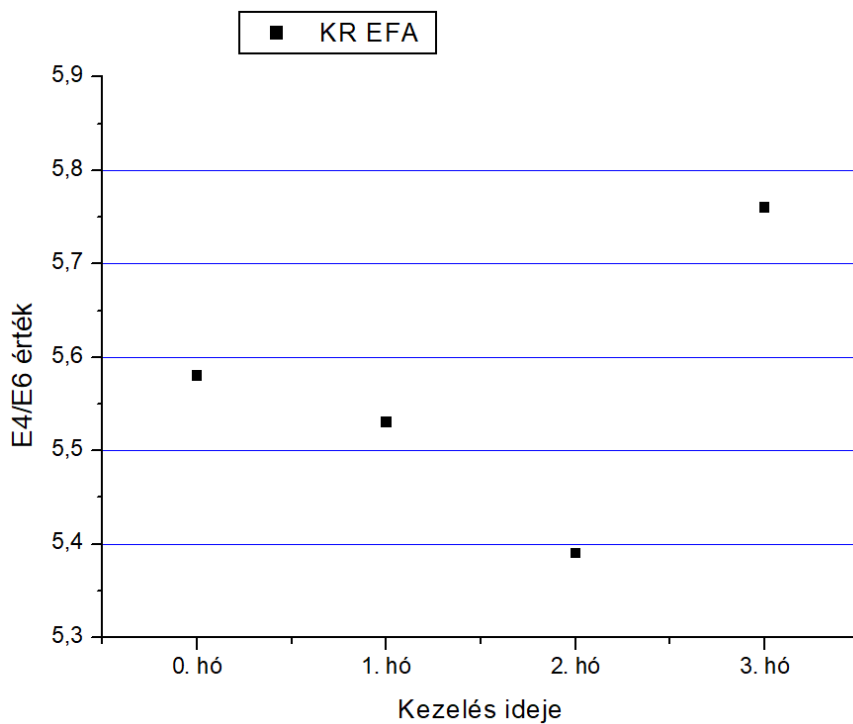
Melléklet, 12. ábra: A HNO₃ oldattal végzett talajextrakciós mérések eredményei, magas koncentrációk



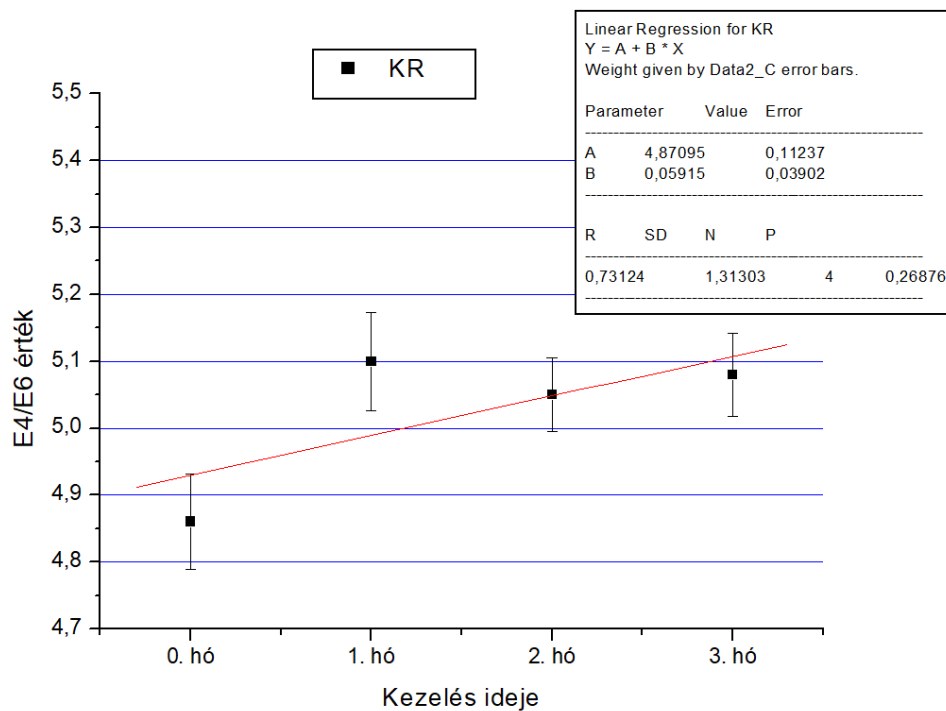
Melléklet, 13. ábra: A HNO₃ oldattal végzett talajextrakciós mérések eredményei, alacsony koncentrációk



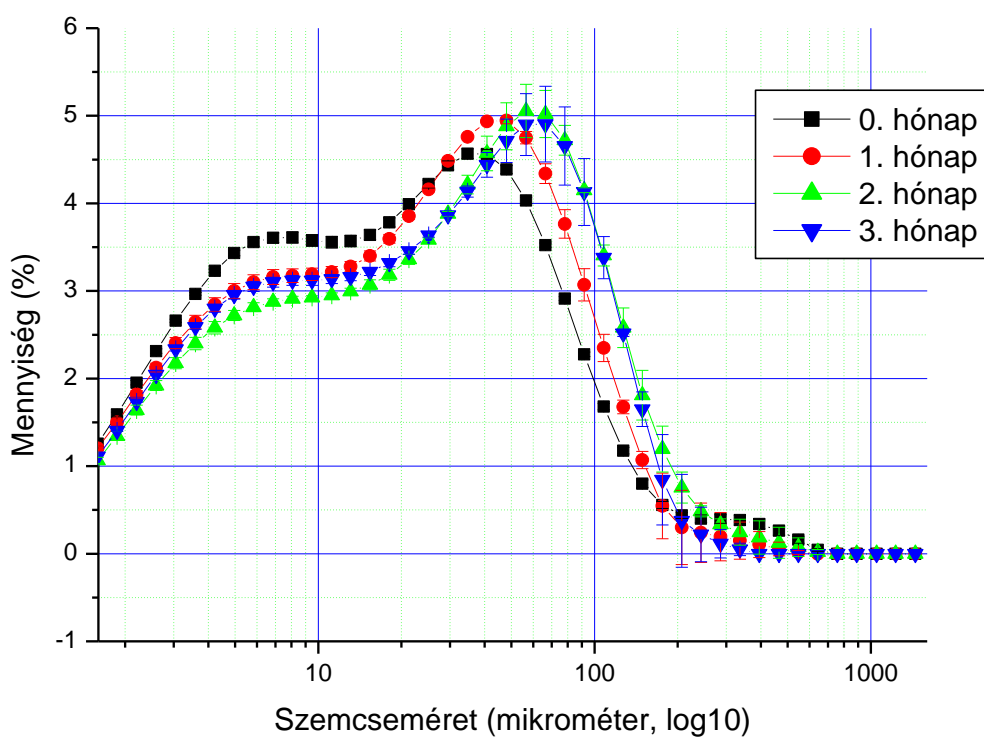
Melléklet, 14. ábra: A humuszkivonatok 380-800 nm közötti spektruma, és az ezeken a hullámhosszokon mért intenzitásértékek eltérő minták esetében



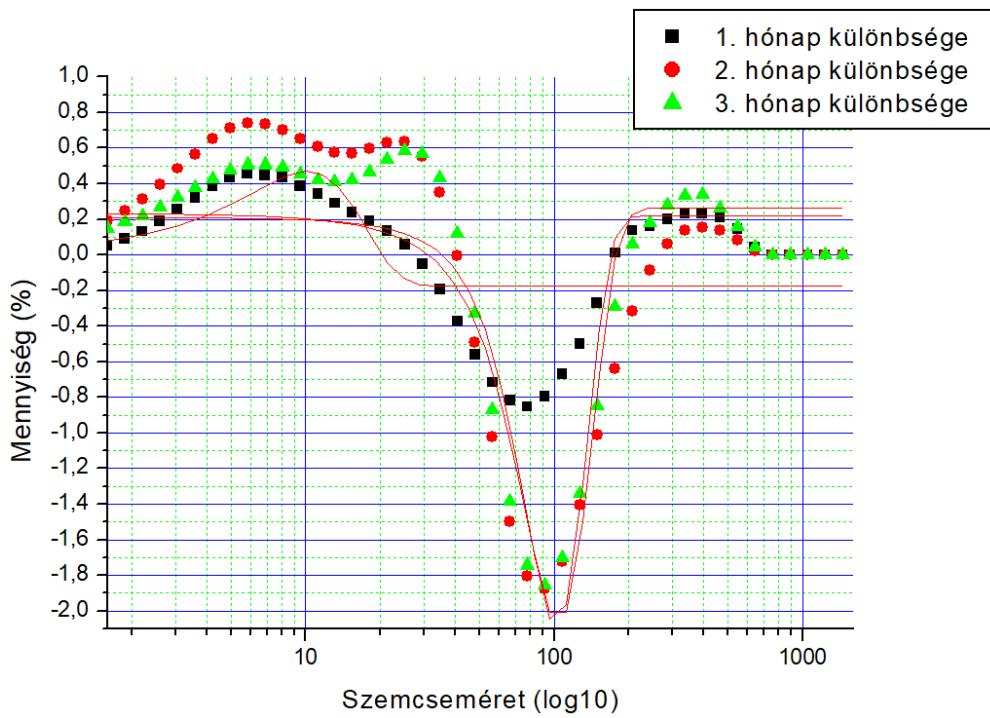
Melléklet, 15. ábra: Az E4/E6 értékek EFA módszerrel



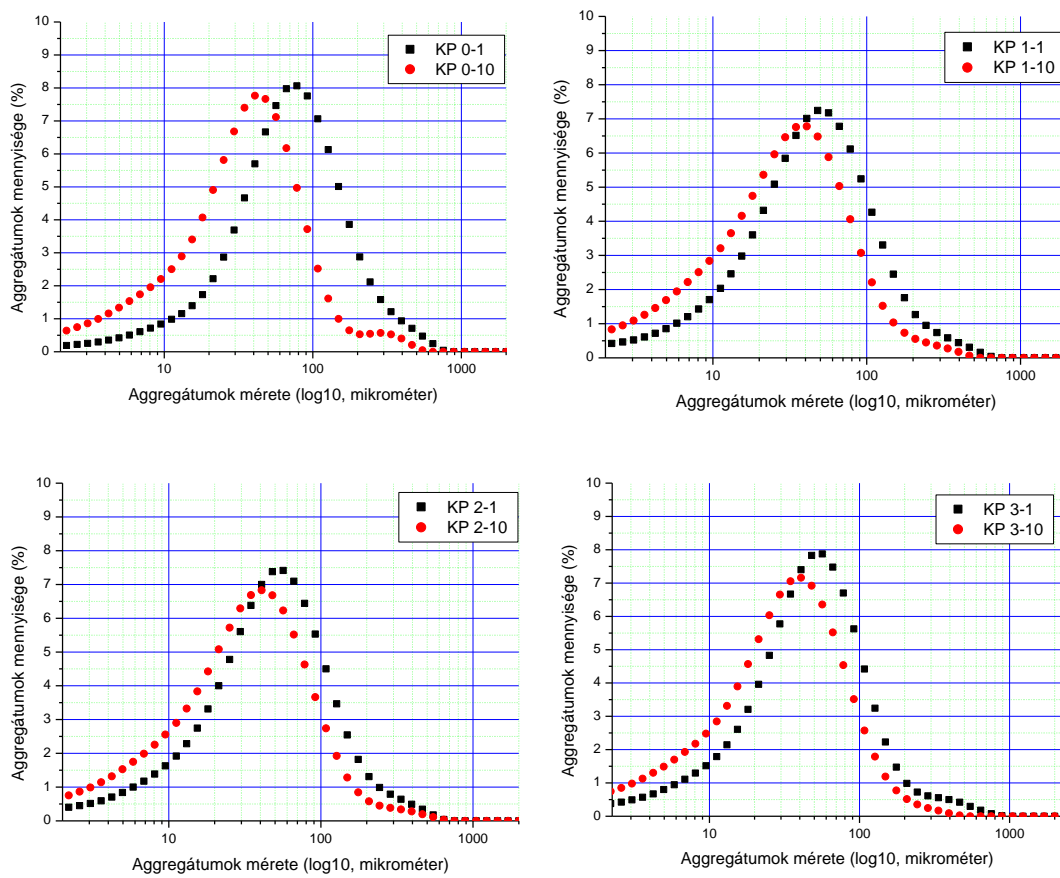
Melléklet, 16. ábra: Az E4/E6 értékek



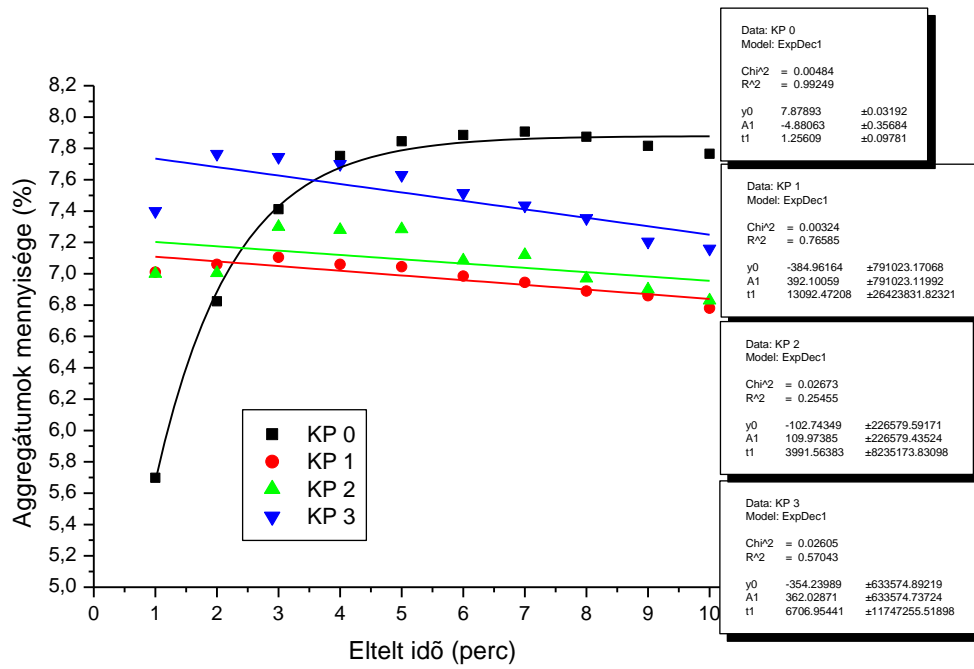
Melléklet, 17. ábra: A Kápolnásnyék-A minta szemcseméret-eloszlása, az adott szemcseméret tartomány százalékos értékével



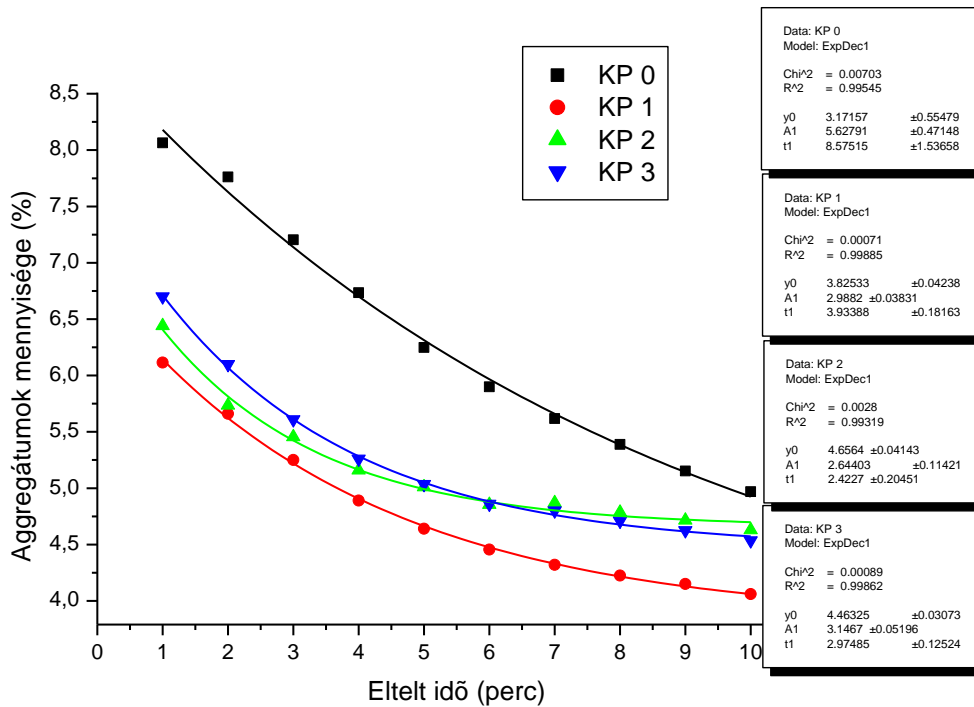
Melléklet, 18. ábra: A Kápolnásnyék-A minta szemcseméret-eloszlásának különbsége a 0. hónap eredményéhez viszonyítva (abból kivonva), gauss illesztésű függvényekkel



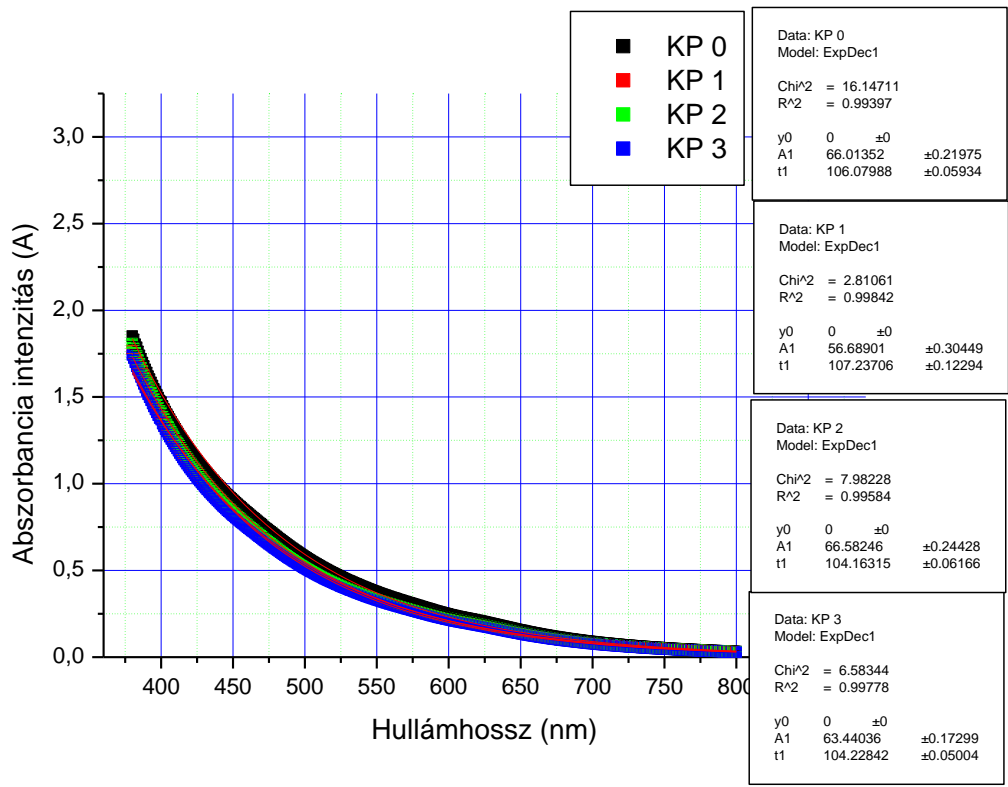
Melléklet, 19. ábra: Az aggregátum-stabilitások értékei a 0-3. hónapok esetében, az 1. (fekete) és a 10. percben (piros) mért eredmények alapján



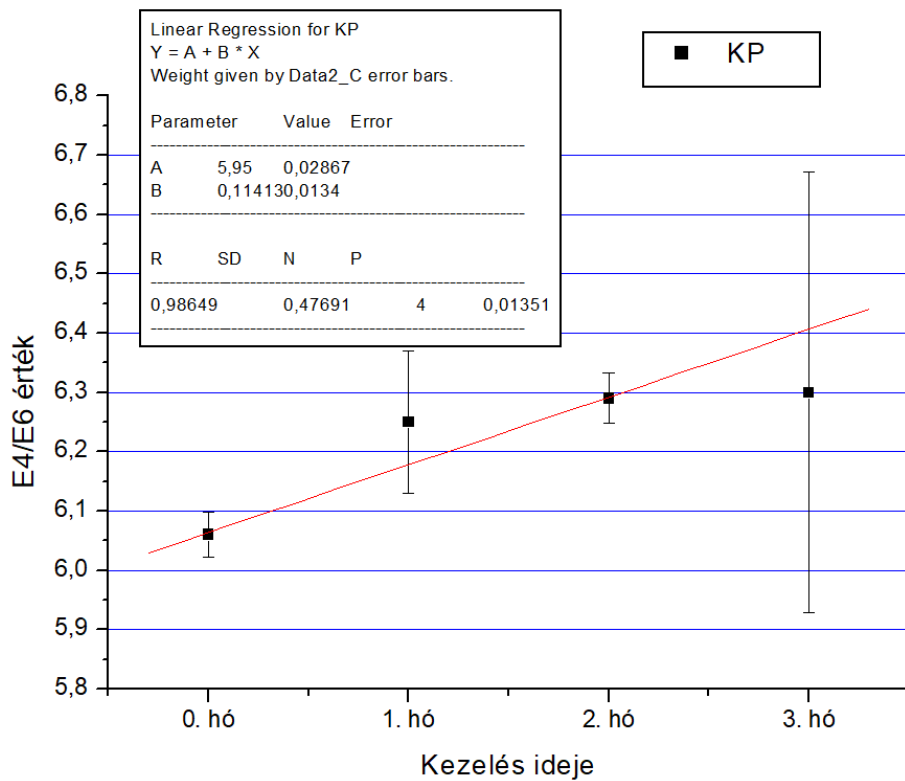
Melléklet, 20. ábra: Az aggregátum-stabilitás alakulása az idő elteltével a 40,8 mikron tartományban



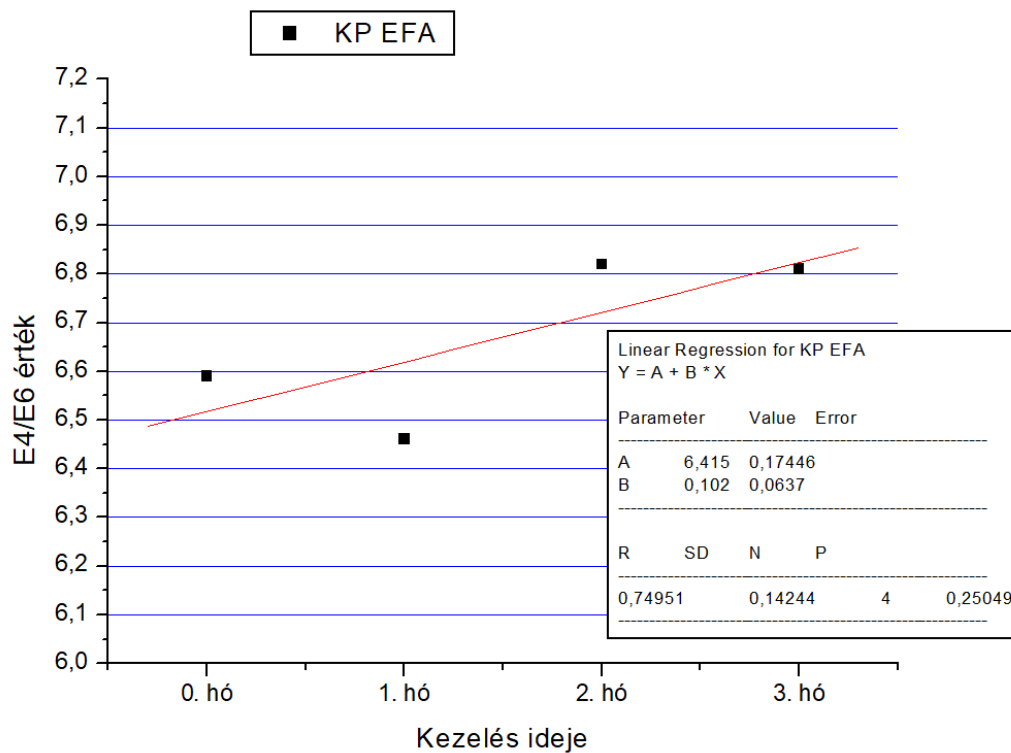
Melléklet, 21. ábra: Az aggregátum-stabilitás alakulása az idő elteltével a 78,1 mikron tartományban



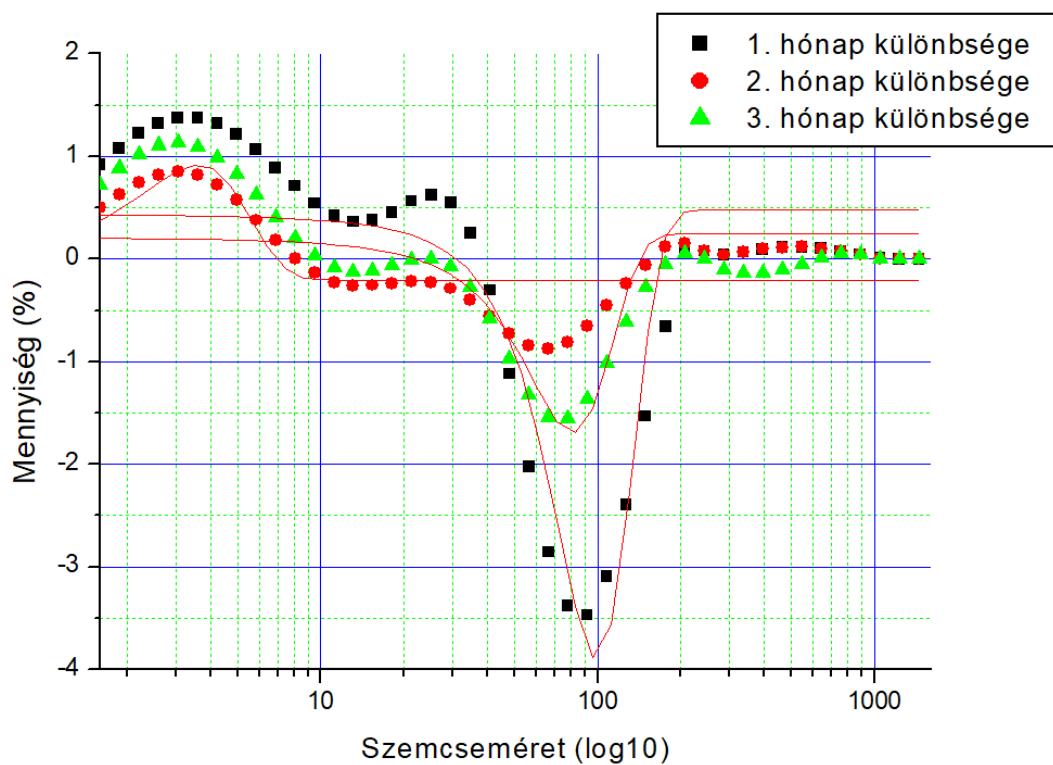
Melléklet, 22. ábra: A humuszkivonatok 380-800 nm közötti spektruma, és az ezeken a hullámhosszokon mért intenzitásértékek eltérő minták esetében



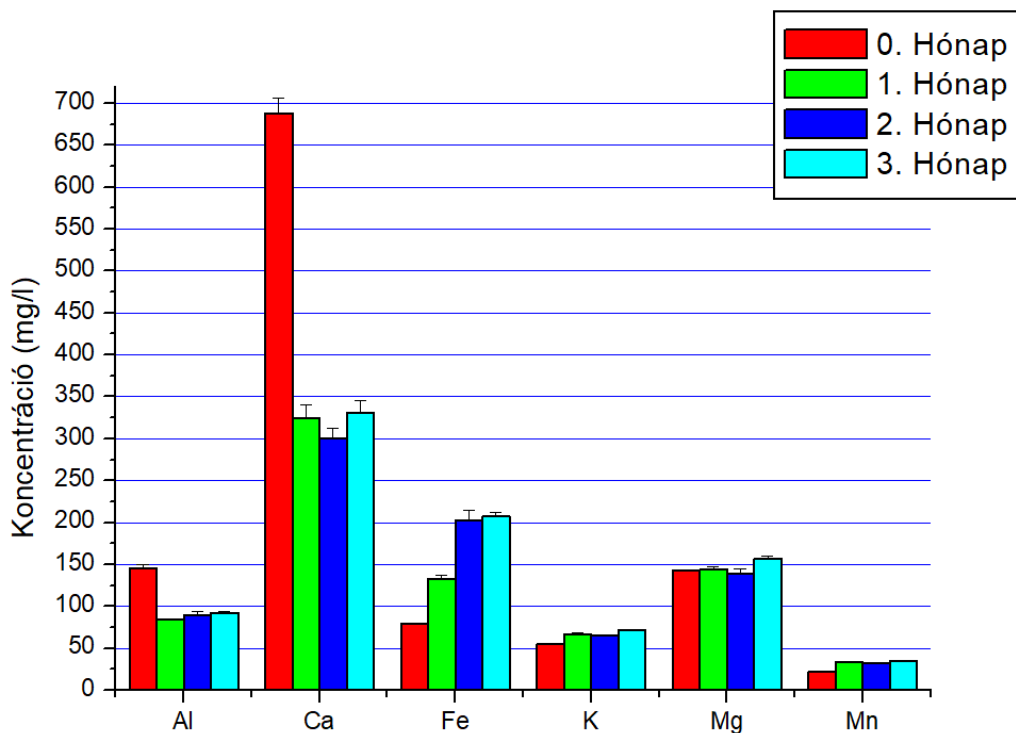
Melléklet, 23. ábra: Az E4/E6 értékek



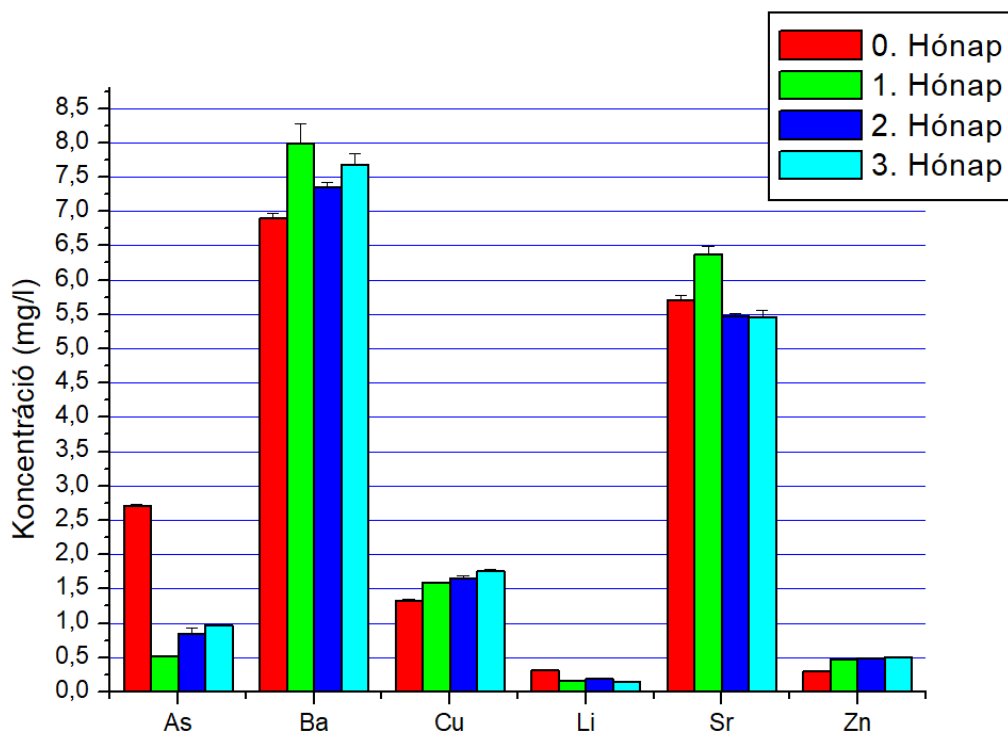
Melléklet, 24. ábra: Az E4/E6 értékek EFA módszerrel



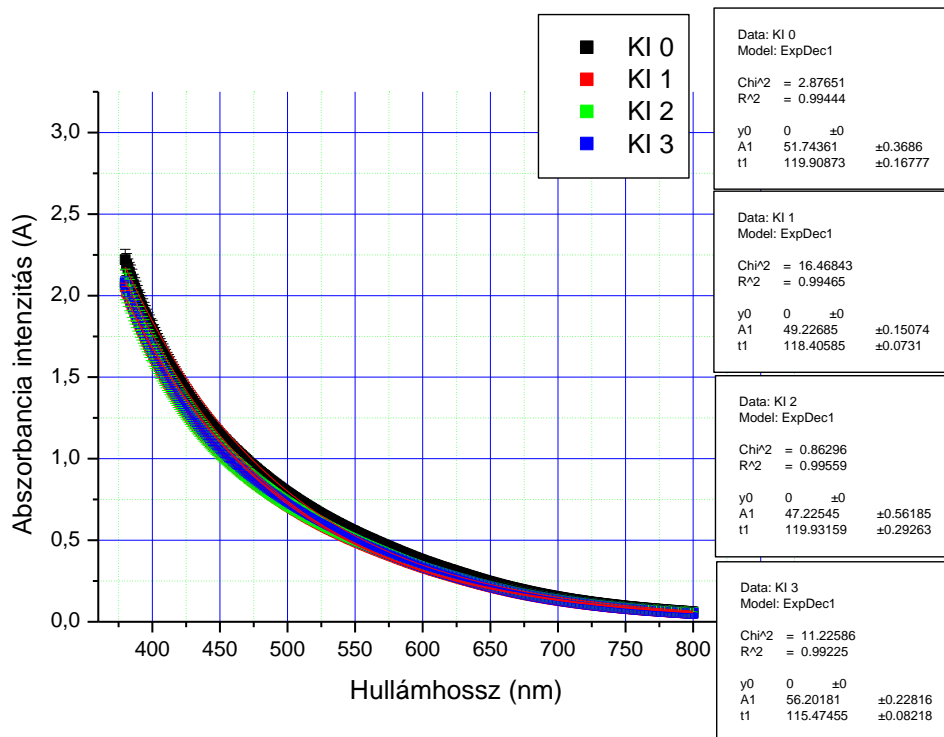
Melléklet, 25. ábra: A Kisújszállás-A szemcseméret-eloszlásának különbsége a 0. hónap eredményéhez viszonyítva (abból kivonva), gauss illesztésű függvényekkel



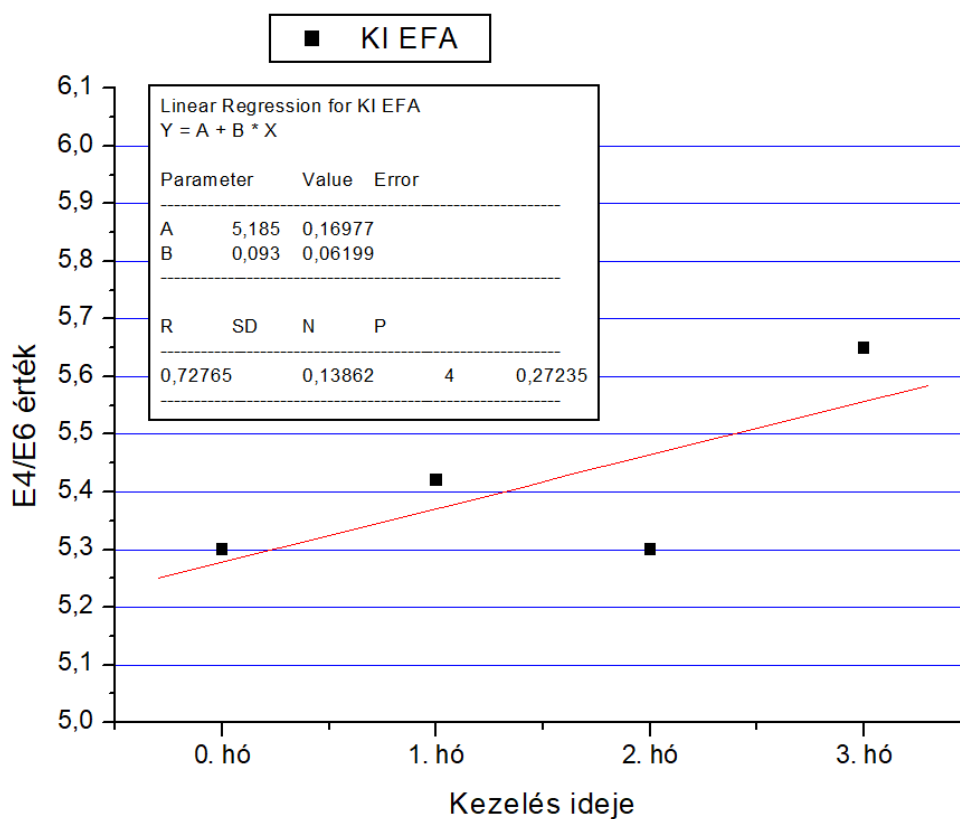
Melléklet, 26. ábra: A HNO₃ oldattal végzett talajextrakciós mérések eredményei, magas koncentrációk



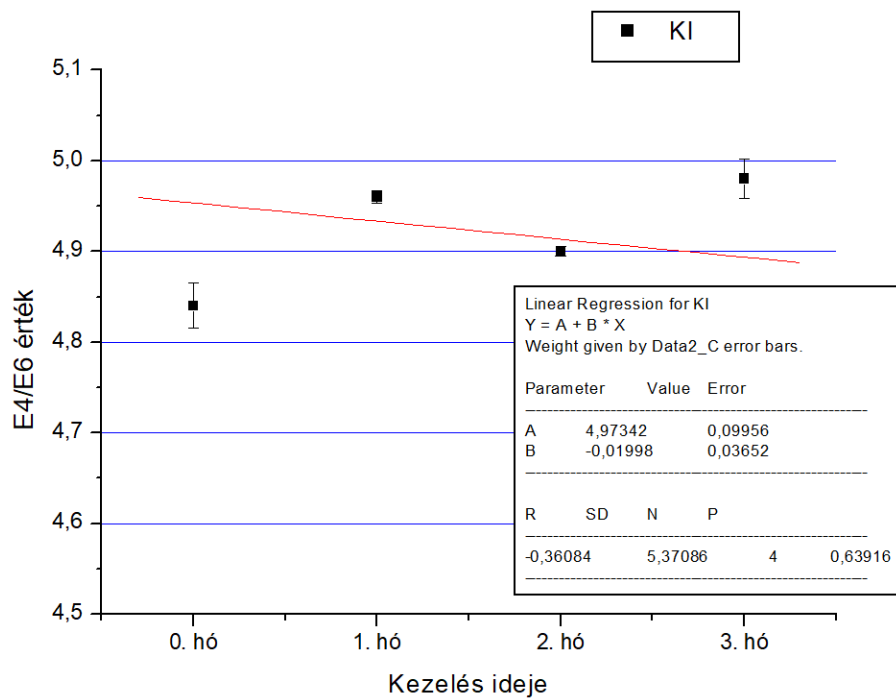
Melléklet, 27. ábra: A HNO₃ oldattal végzett talajextrakciós mérések eredményei, alacsony koncentrációk



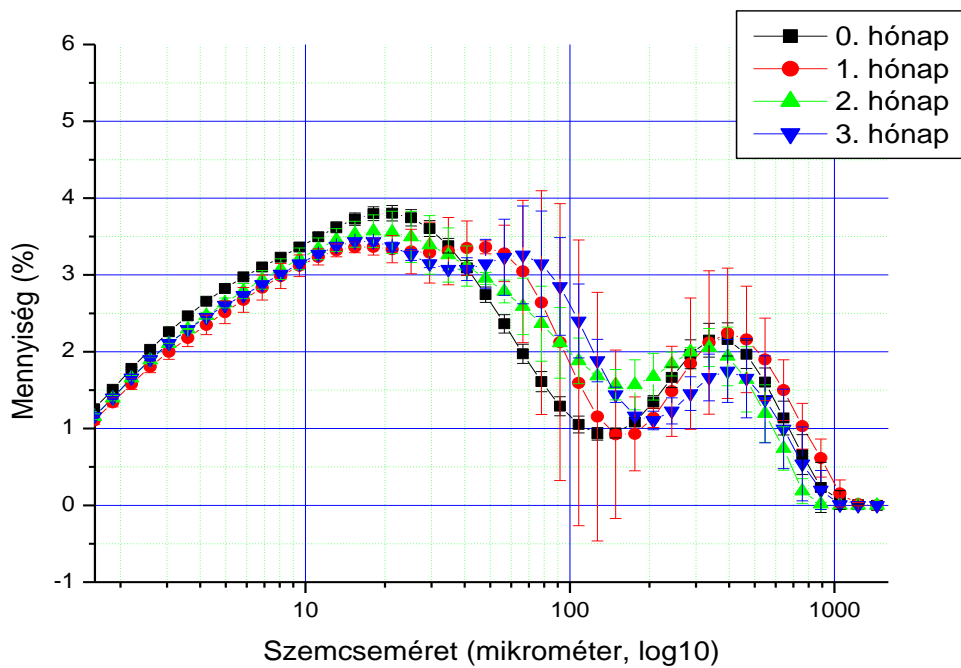
Melléklet, 28. ábra: A humuszkivonatok 380-800 nm közötti spektruma, és az ezeken a hullámhosszokon mért intenzitásértékek eltérő minták esetében



Melléklet, 29. ábra: Az E4/E6 értékek EFA módszerrel

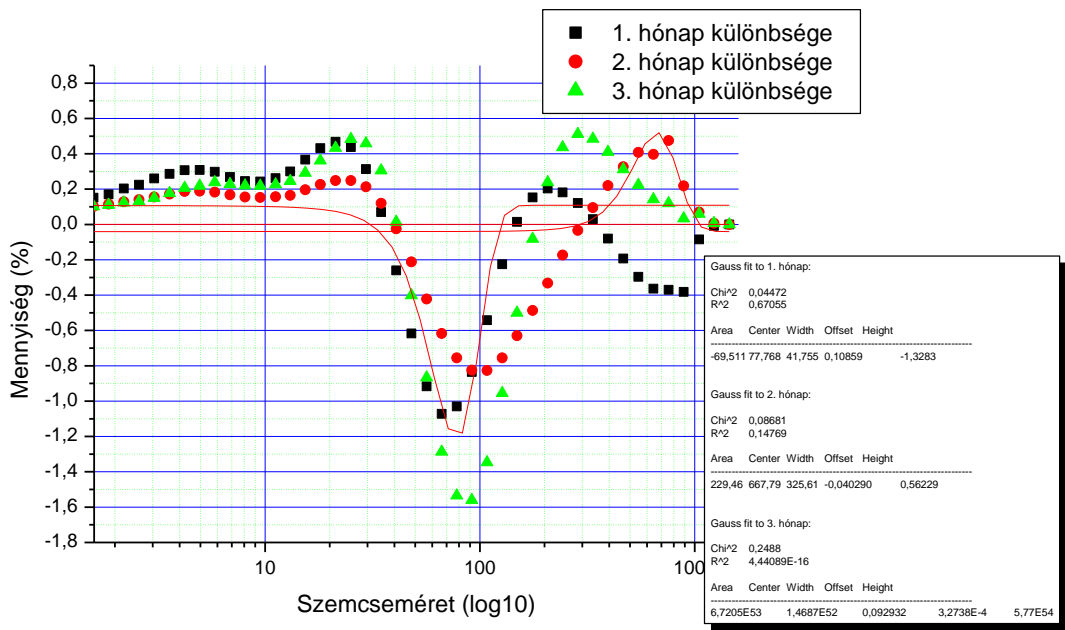


Melléklet, 30. ábra: Az E4/E6 értékek

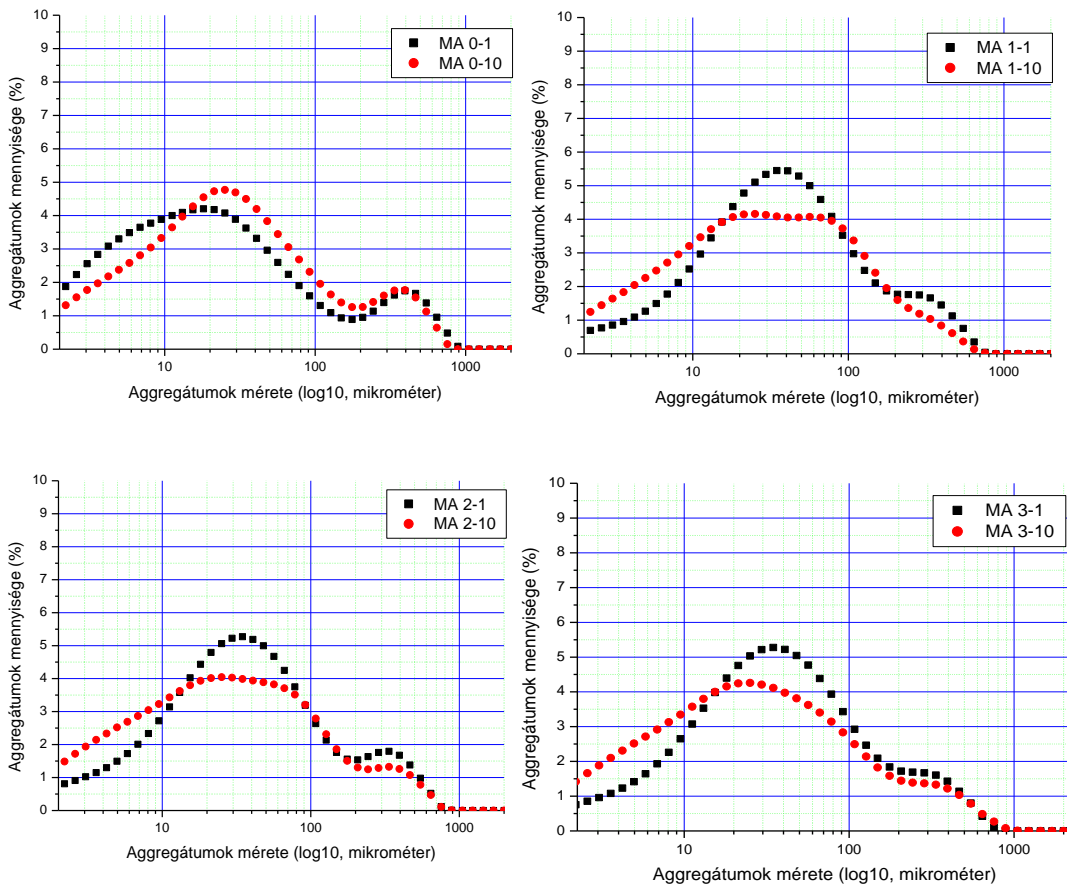


Melléklet, 31.

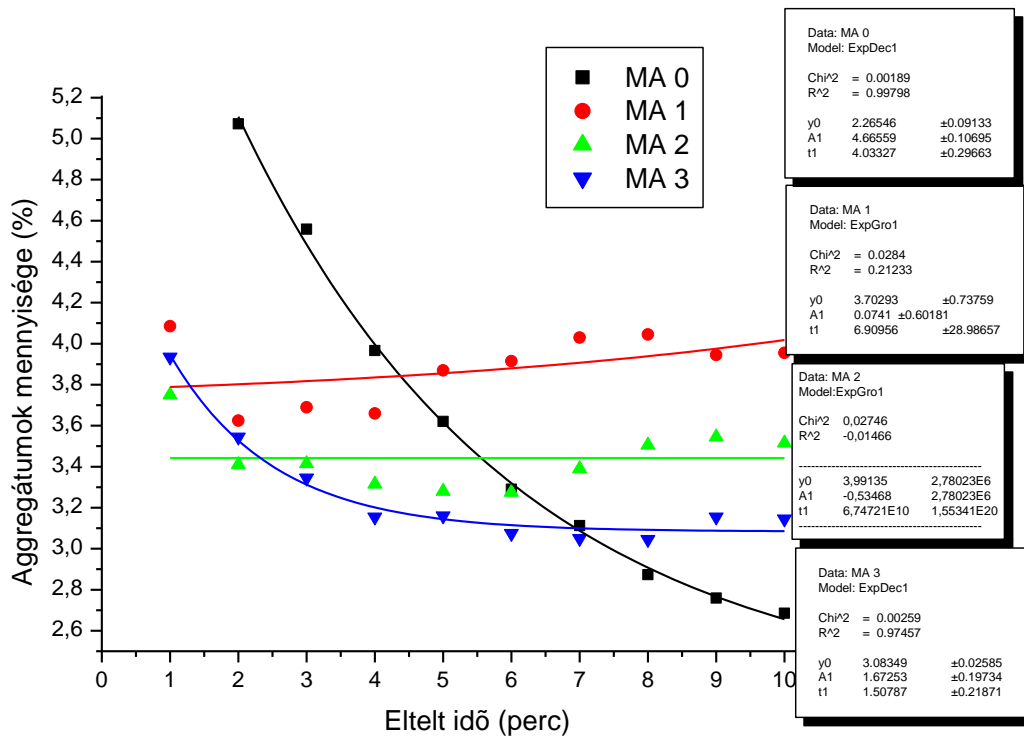
ábra: A Magyarszombatfa-B minta szemcseméret-eloszlása, az adott szemcseméret tartomány százalékos értékével



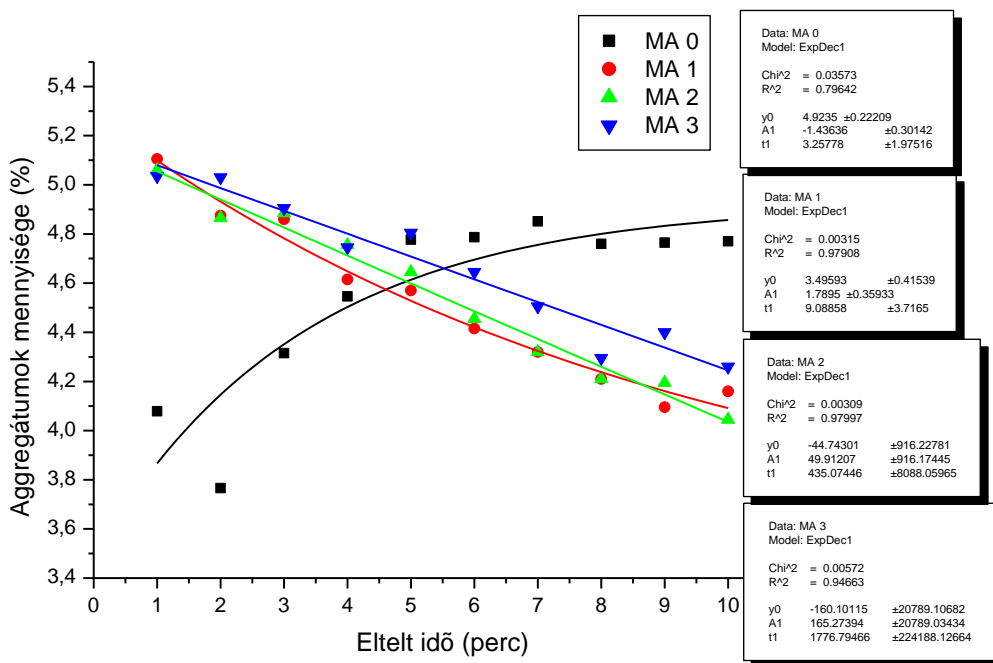
Melléklet, 32. ábra: A Magyarszombatfa-B minta szemcseméret-eloszlásának különbsége a 0. hónap eredményéhez viszonyítva (abból kivonva), gauss illesztésű függvényekkel



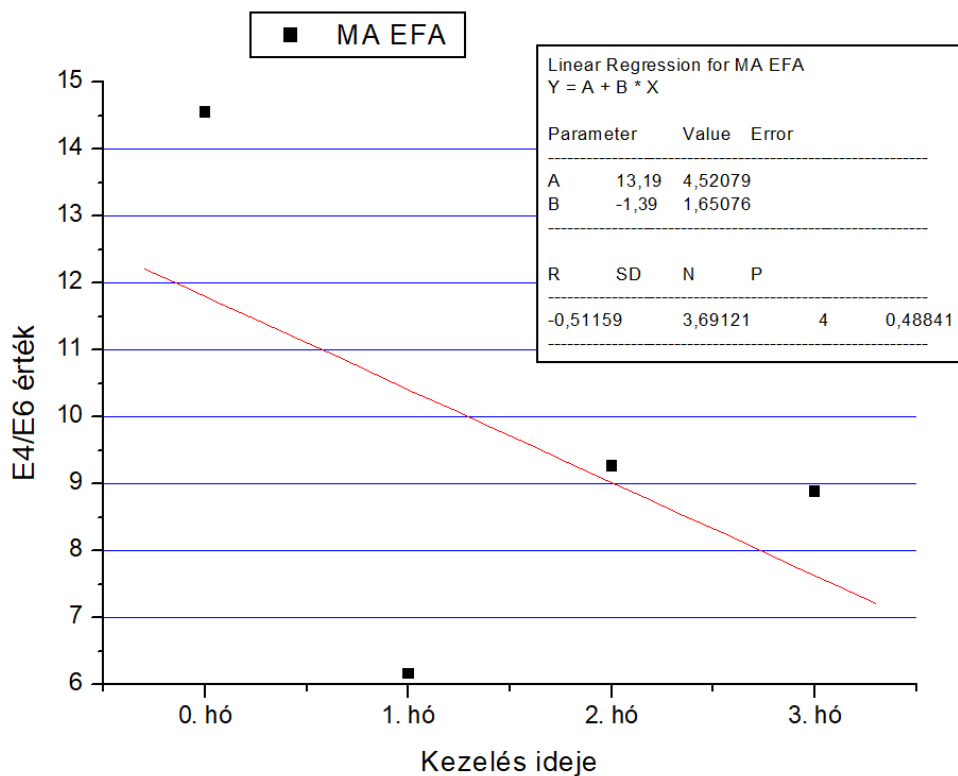
Melléklet, 33. ábra: Az aggregátum-stabilitások értékei a 0-3. hónapok esetében, az 1. (fekete) és a 10. percben (piros) mért eredmények alapján



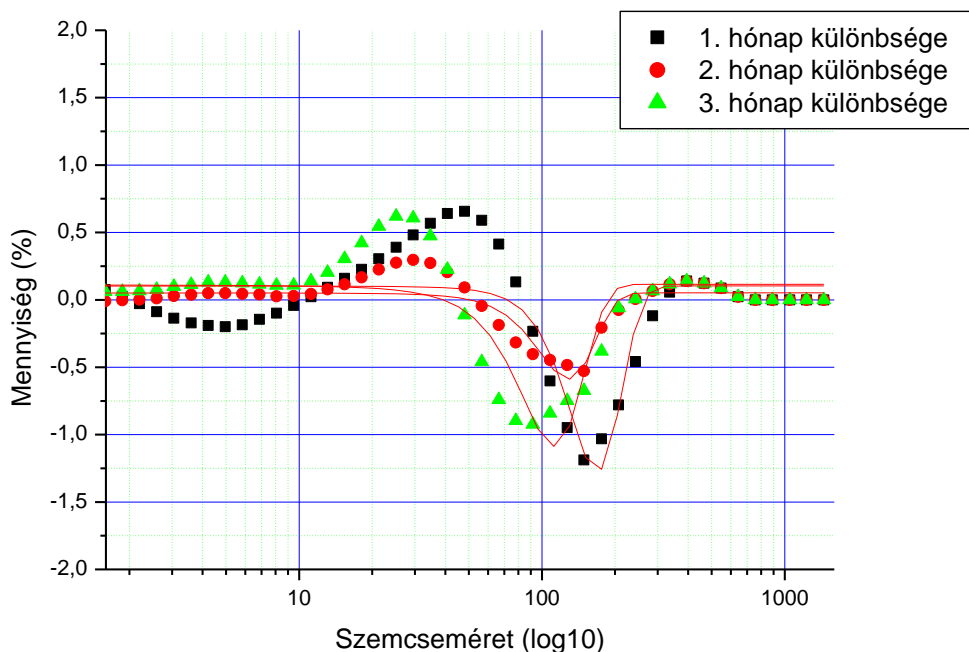
Melléklet, 34. ábra: Az aggregátum-stabilitás alakulása az idő elteltével a 78,1 mikron tartományban



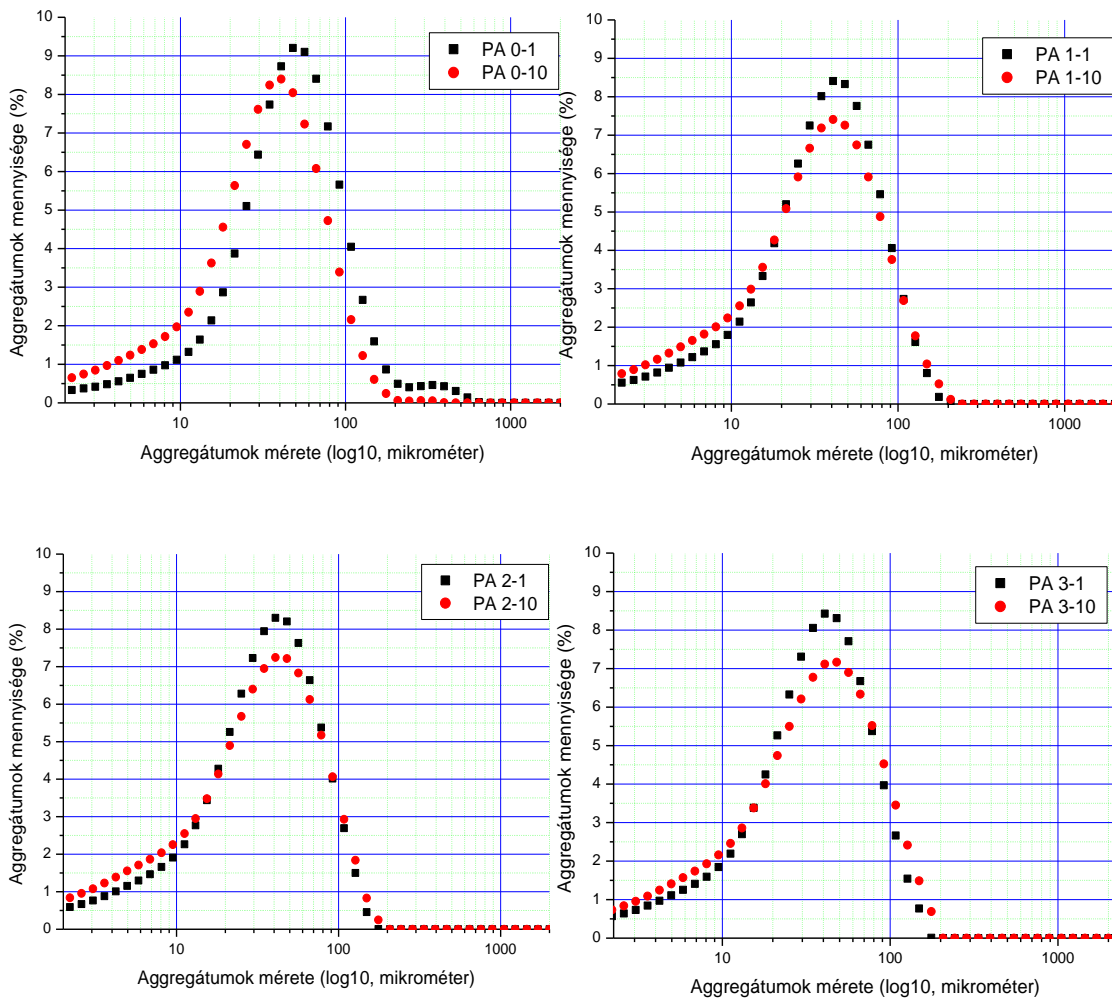
Melléklet, 35. ábra: Az aggregátum-stabilitás alakulása az idő elteltével a 25,1 mikron tartományban



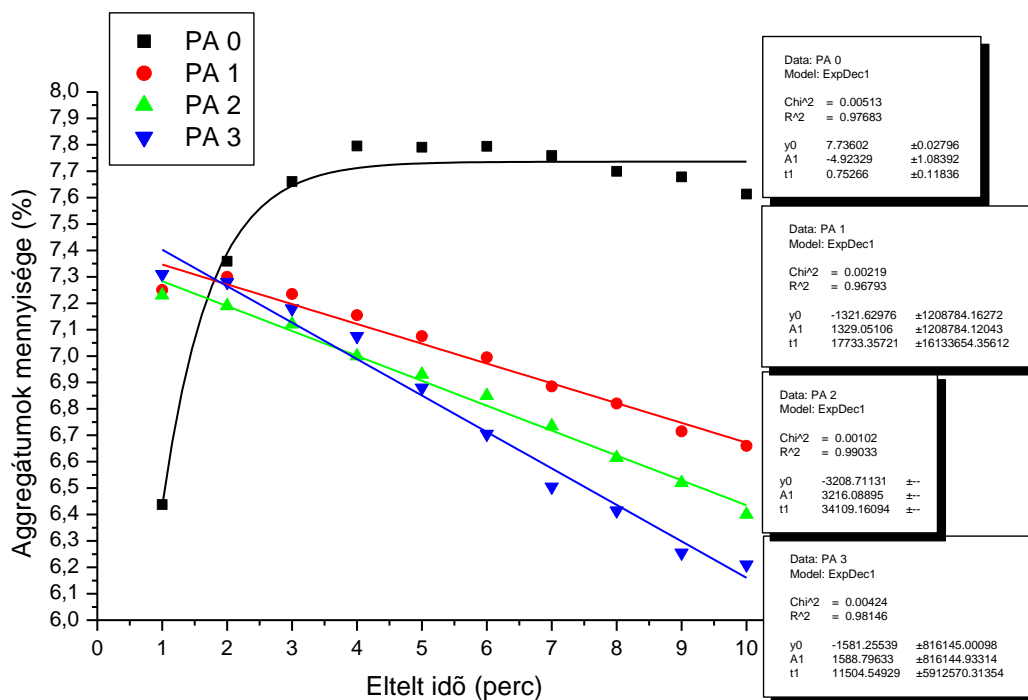
Melléklet, 36. ábra: Az E4/E6 értékek EFA módszerrel



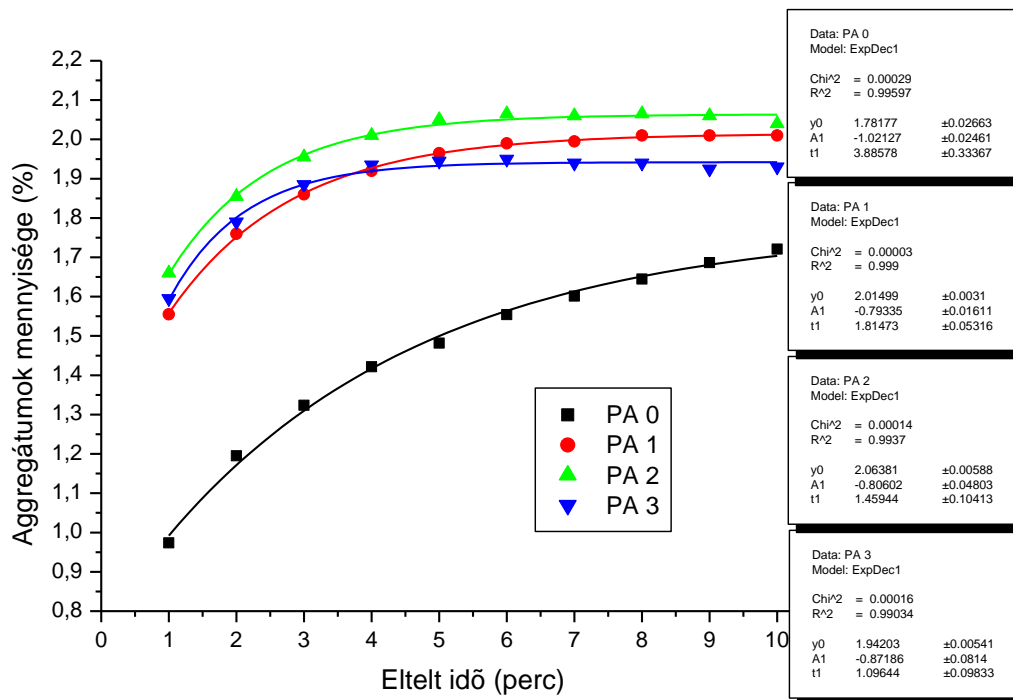
Melléklet, 37. ábra: A Paks minta szemcseméret-eloszlásának különbsége a 0. hónap eredményéhez viszonyítva (abból kivonva), gauss illesztésű függvényekkel



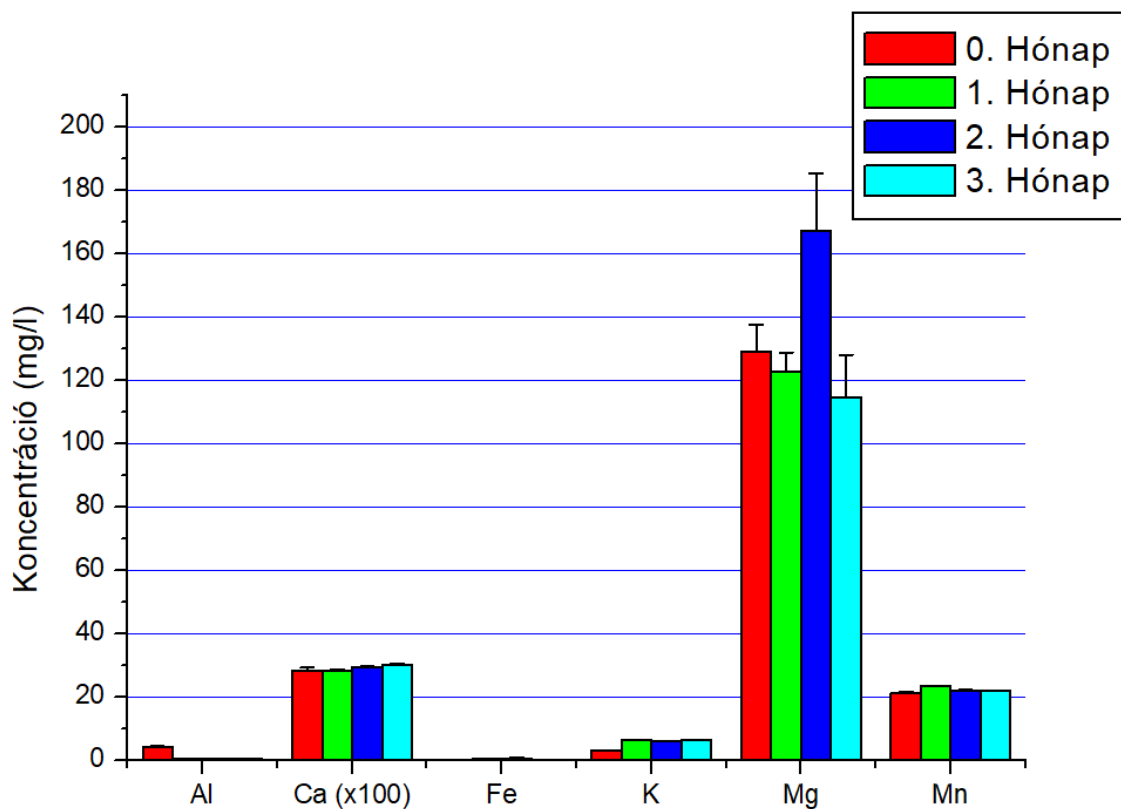
Melléklet, 38. ábra: Az aggregátum-stabilitások értékei a 0-3. hónapok esetében, az 1. (fekete) és a 10. percben (piros) mért eredmények alapján



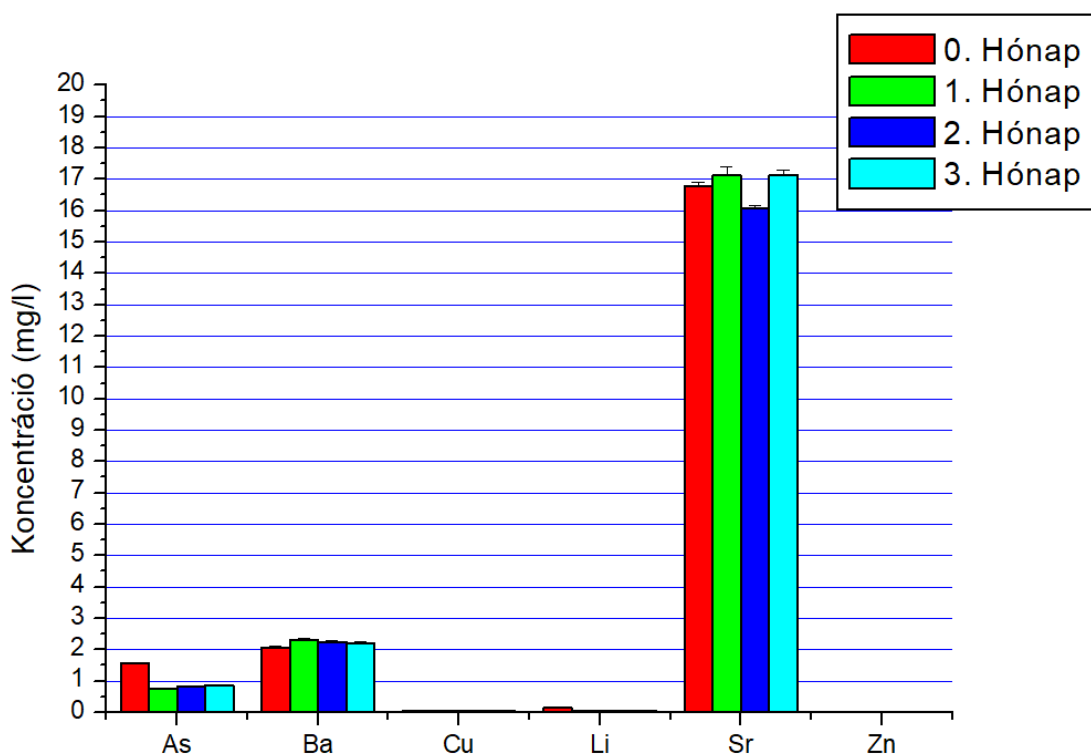
Melléklet, 39. ábra: Az aggregátum-stabilitás alakulása az idő elteltével a 29,5 mikron tartományban



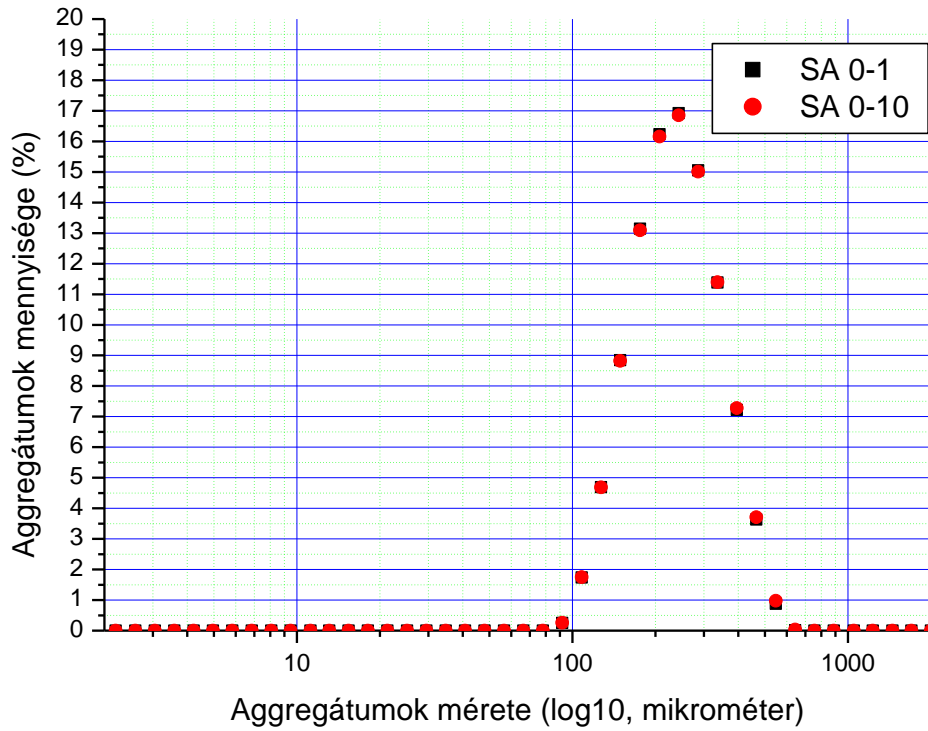
Melléklet, 40. ábra: Az aggregátum-stabilitás alakulása az idő elteltével a 8,07 mikron tartományban



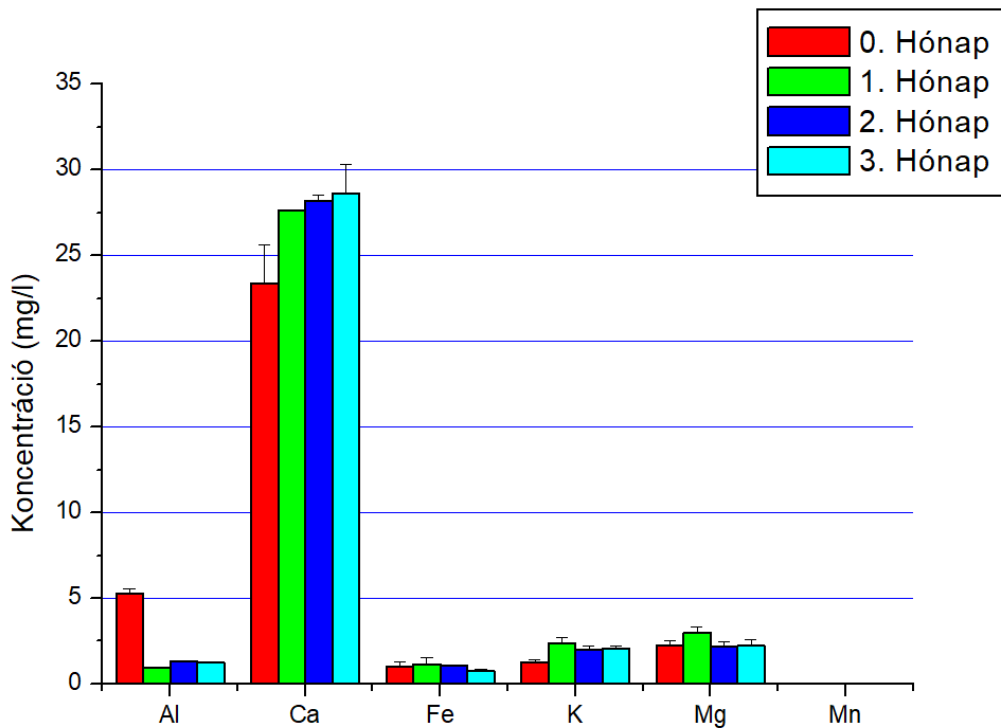
Melléklet, 41. ábra: A HNO₃ oldattal végzett talajextrakciós mérések eredményei, magas koncentrációk



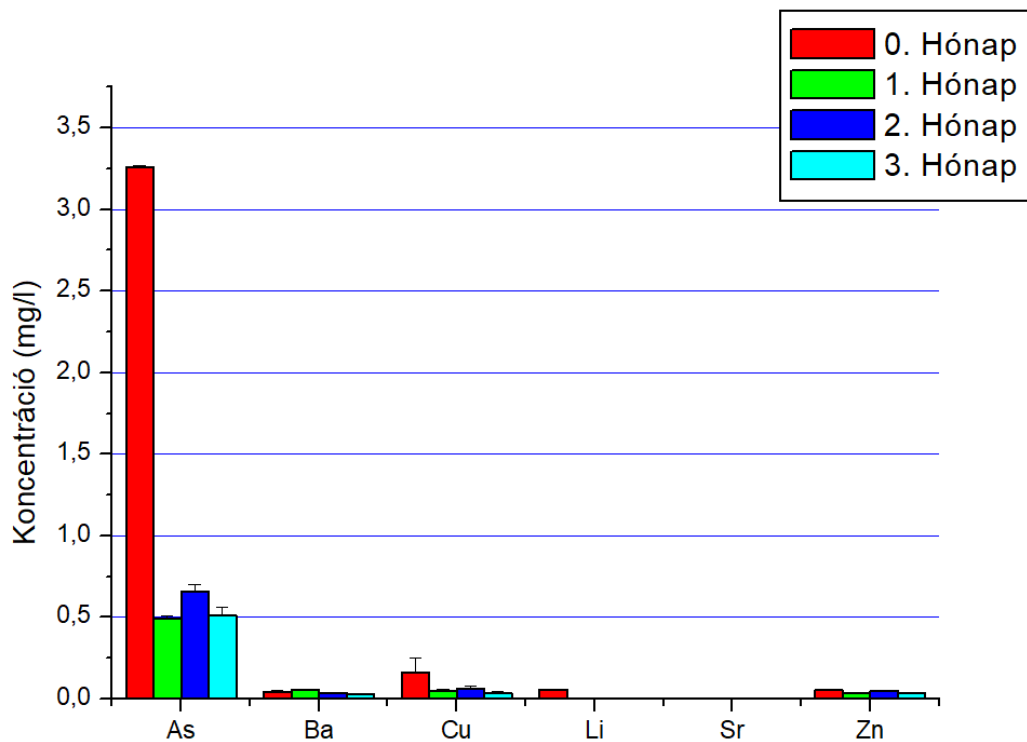
Melléklet, 42. ábra: A HNO₃ oldattal végzett talajextrakciós mérések eredményei, alacsony koncentrációk



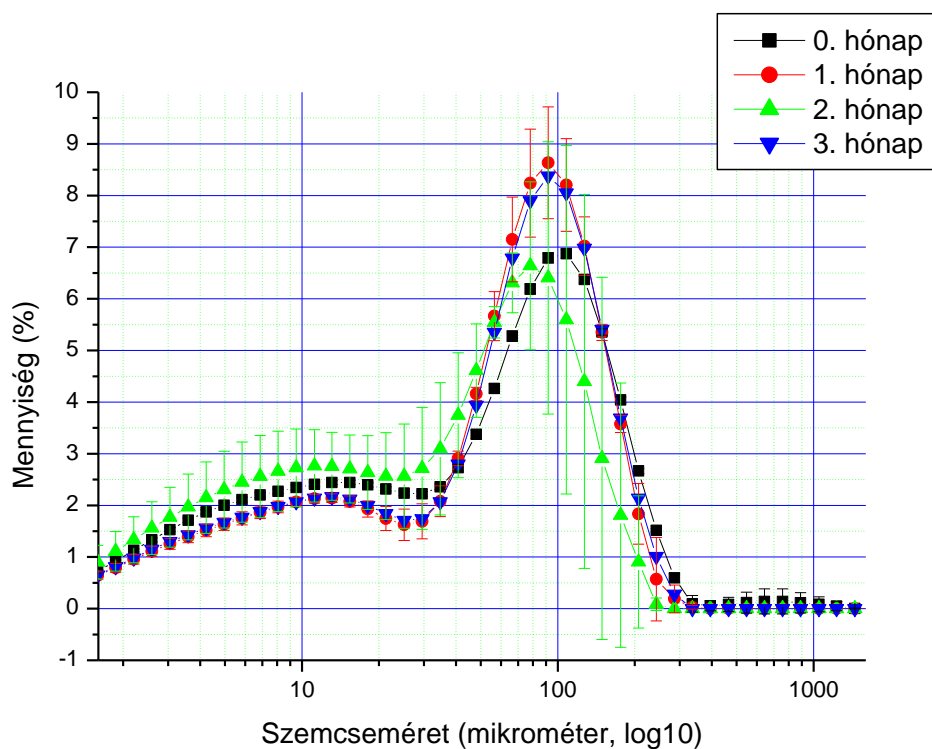
Melléklet, 43. ábra: Az aggregátum-stabilitások értékei a sal földi minta esetében, az 1. (fekete) és a 10. percen (piros) mért eredmények alapján



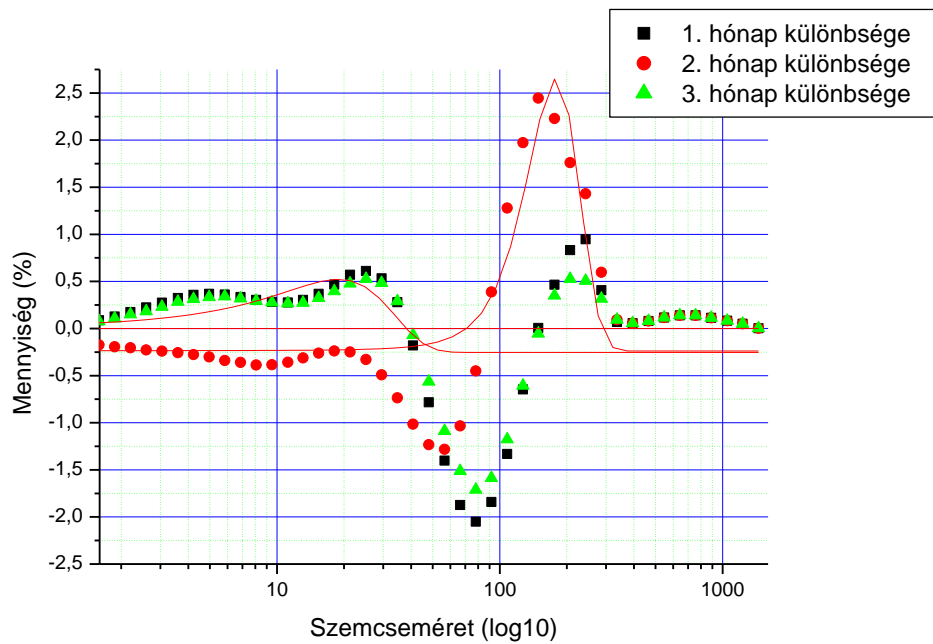
Melléklet, 44. ábra: A HNO₃ oldattal végzett talajextrakciós mérések eredményei, magas koncentrációk



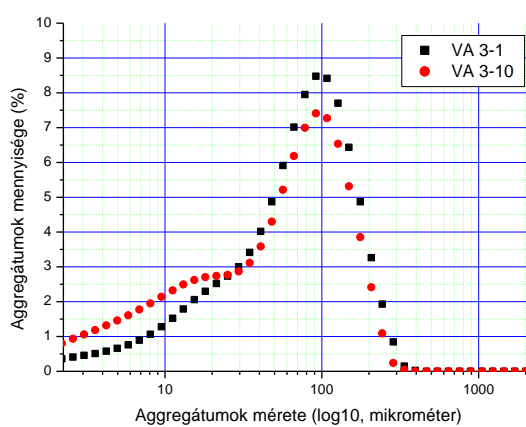
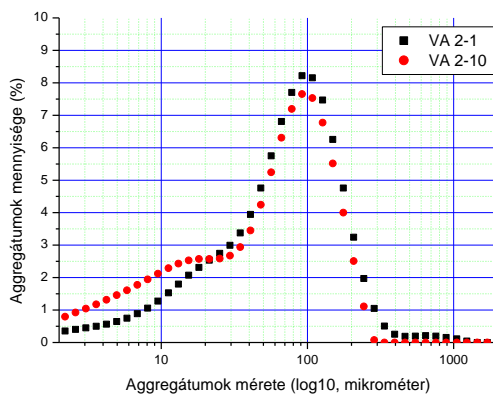
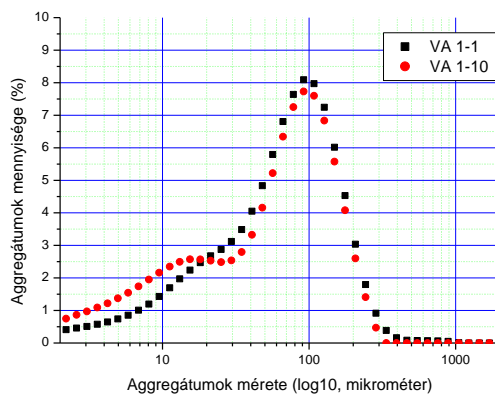
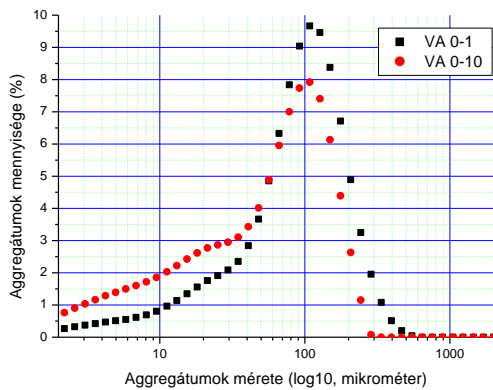
Melléklet, 45. ábra: A HNO₃ oldattal végzett talajextrakciós mérések eredményei, alacsony koncentrációk



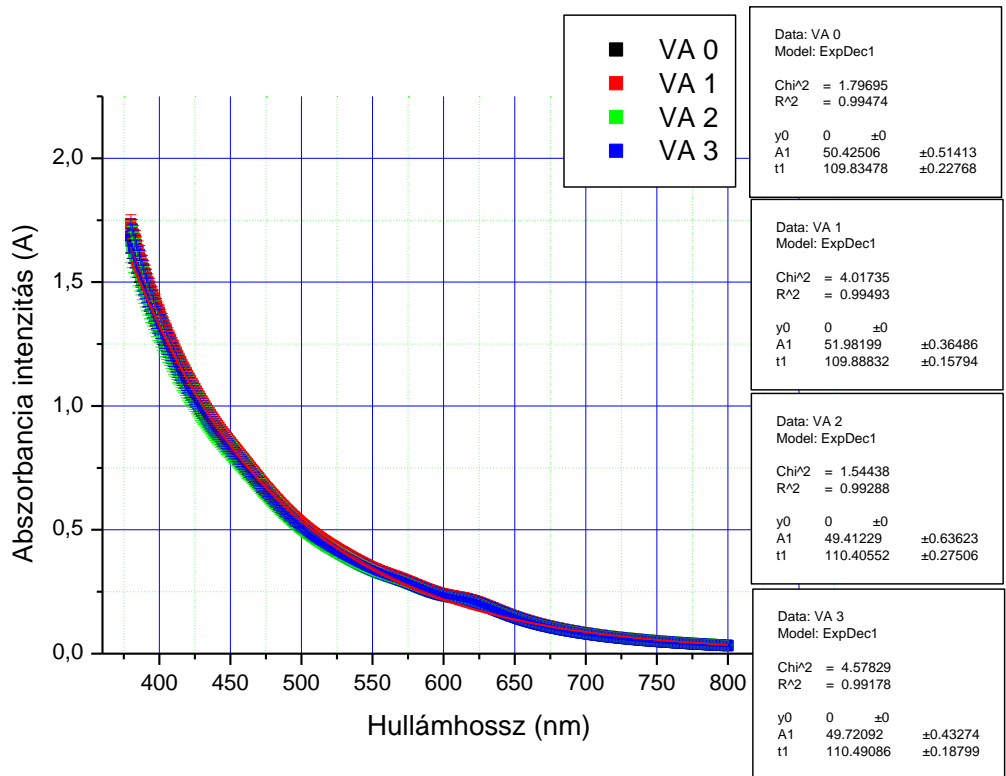
Melléklet, 46. ábra: A Várvölgy-A minta szemcseméret-eloszlása, az adott szemcseméret tartomány százalékos értékével



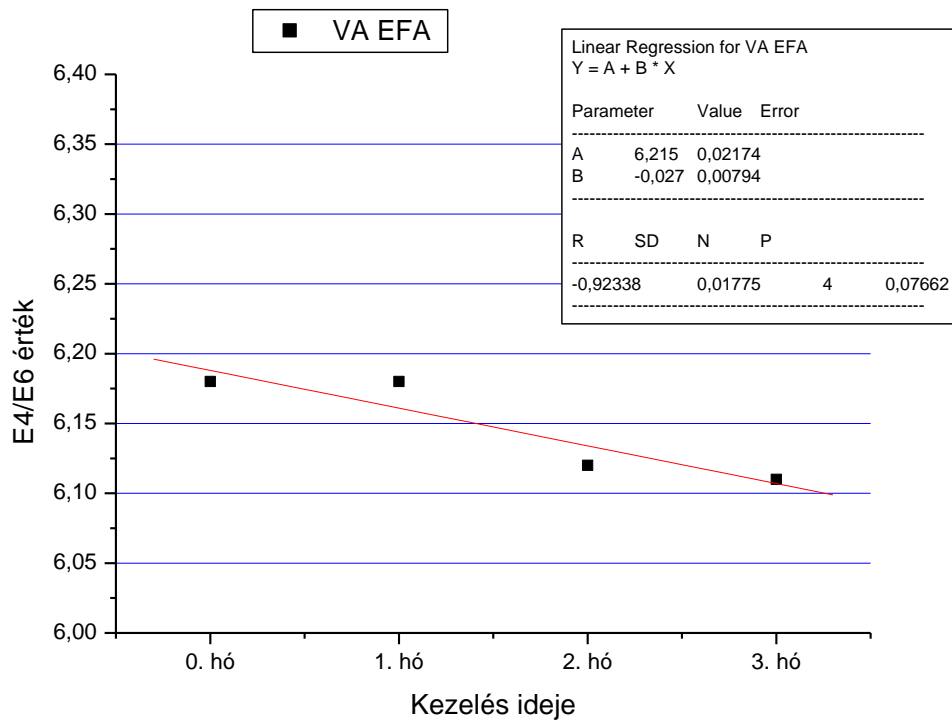
Melléklet, 47. ábra: A Várölgly-A minta szemcseméret-eloszlásának különbsége a 0. hónap eredményéhez viszonyítva (abból kivonva), gauss illesztésű függvényekkel



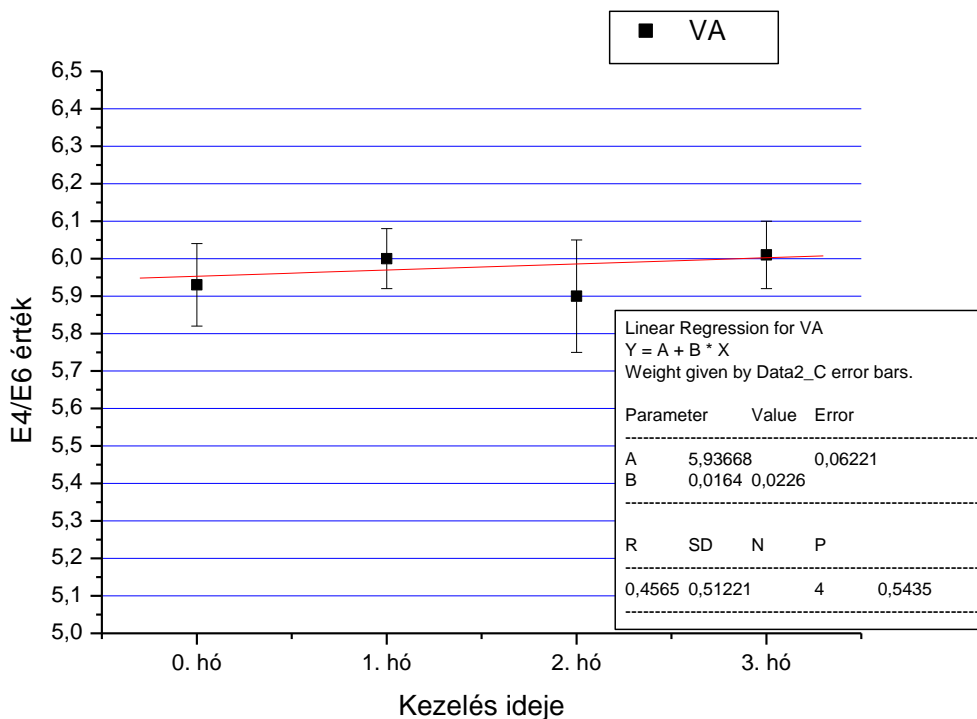
Melléklet, 48. ábra: Az aggregátum-stabilitások értékei a 0-3. hónapok esetében, az 1. (fekete) és a 10. percen (piros) mért eredmények alapján



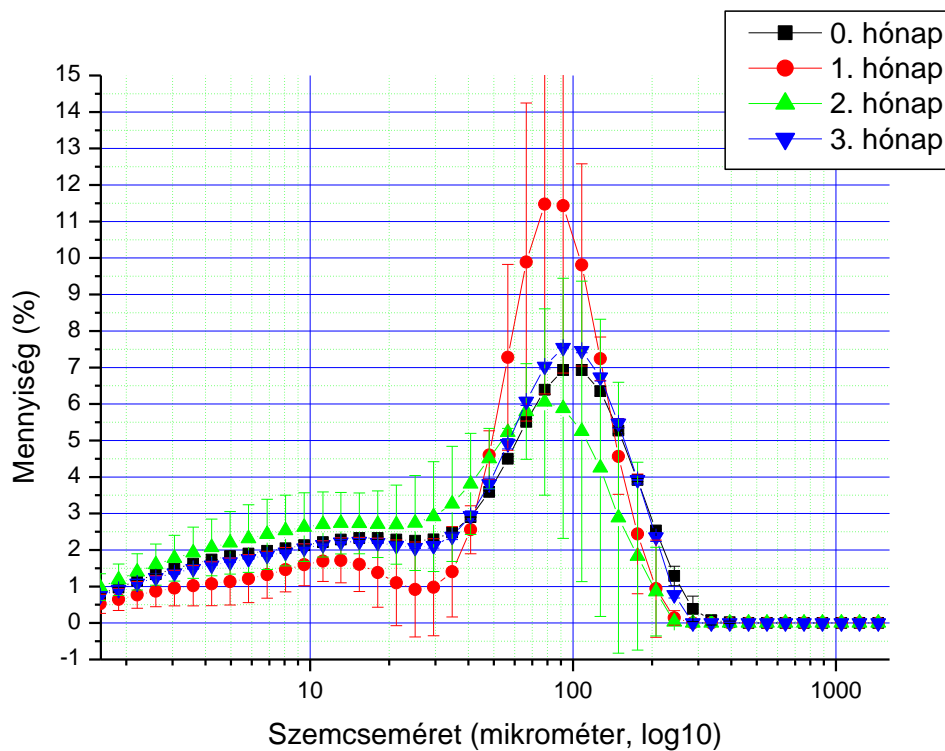
Melléklet, 49. ábra: A humuszkivonatok 380-800 nm közötti spektruma, és az ezeken a hullámhosszokon mért intenzitásértékek eltérő minták esetében



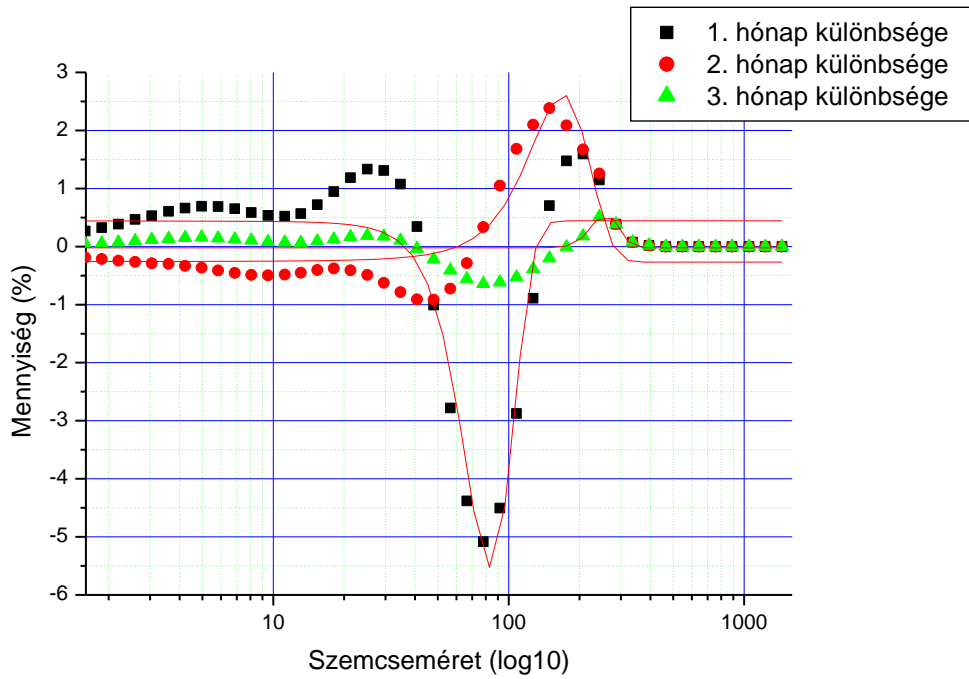
Melléklet, 50. ábra: Az E4/E6 értékek EFA módszerrel



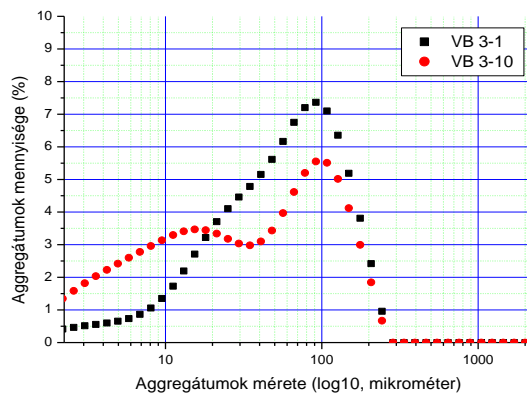
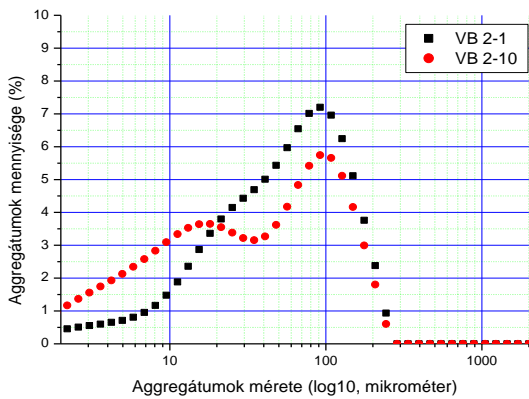
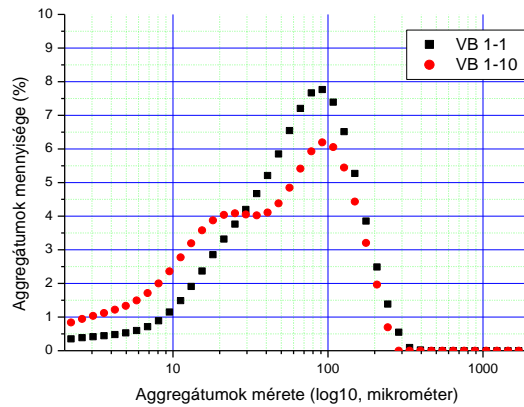
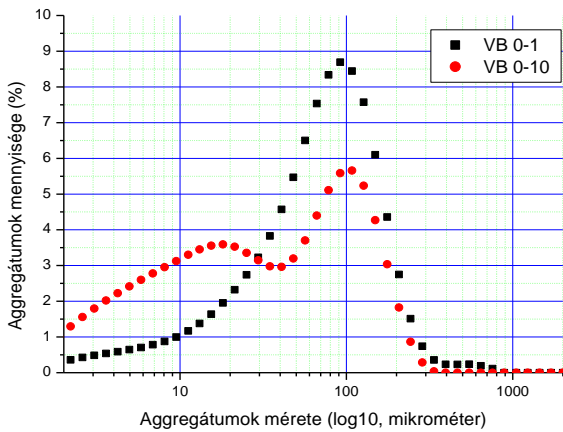
Melléklet, 51. ábra: Az E4/E6 értékek



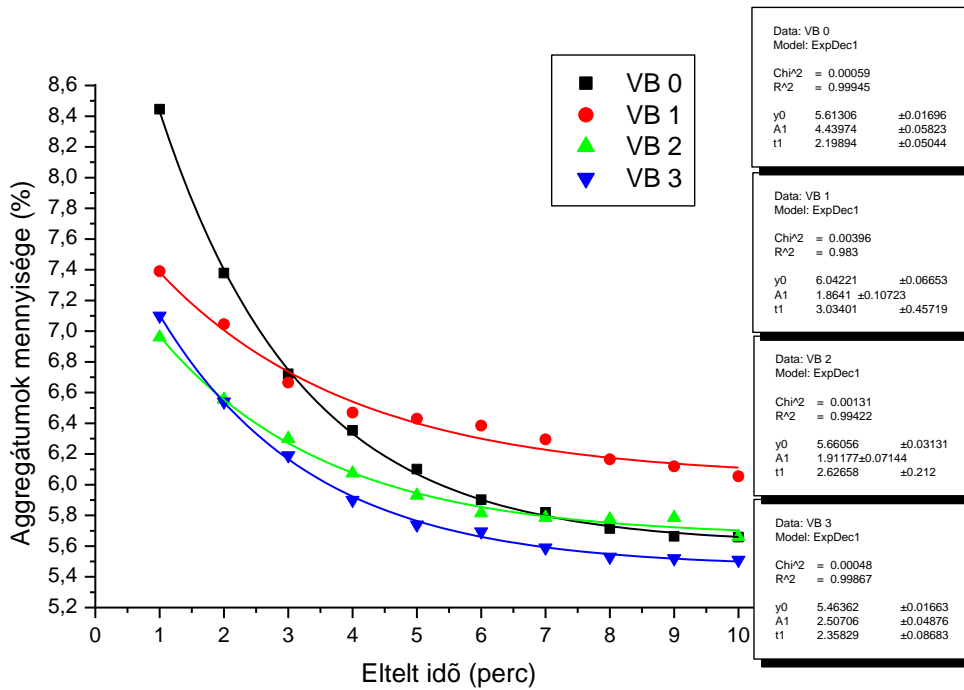
Melléklet, 52. ábra: A Várvölgy-B minta szemcseméret-eloszlása, az adott szemcseméret tartomány százalékos értékével



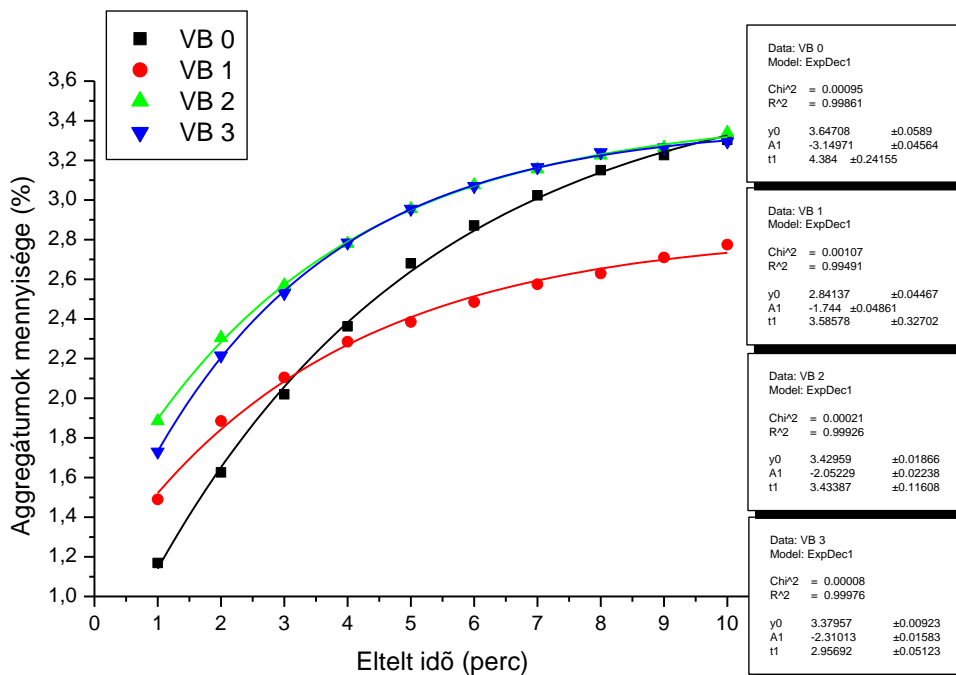
Melléklet, 53. ábra: A Várvolgy-B minta szecseméret-eloszlásának különbsége a 0. hónap eredményéhez viszonyítva (abból kivonva), gauss illesztésű függvényekkel



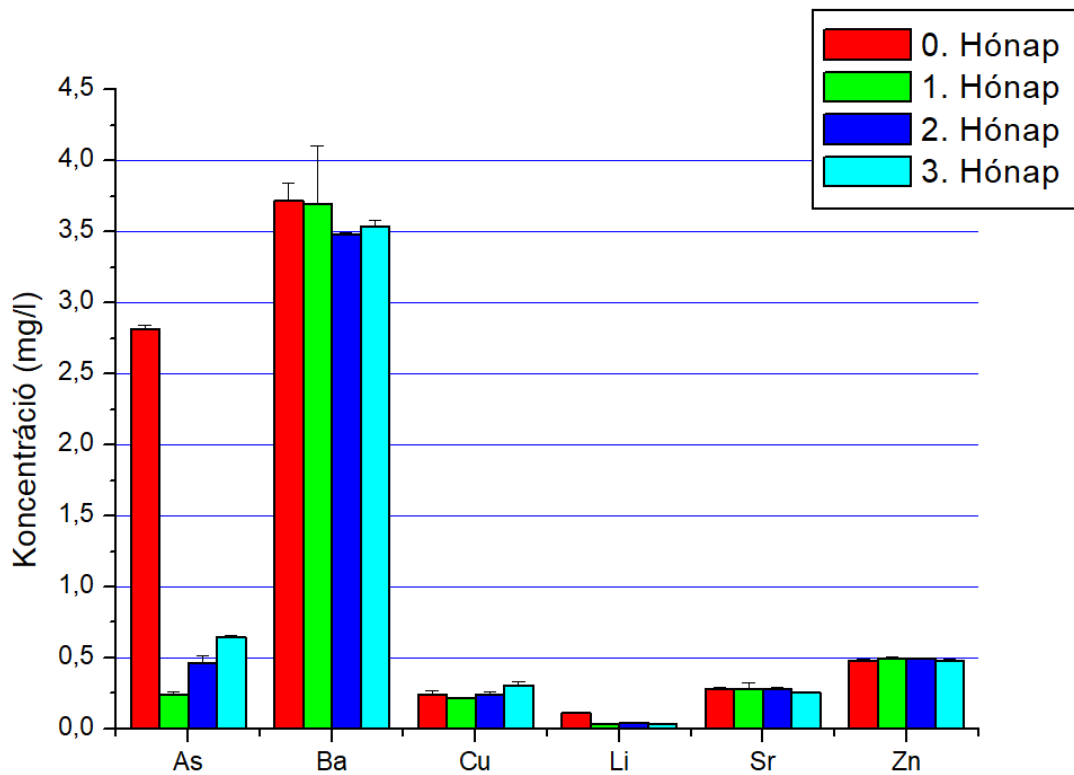
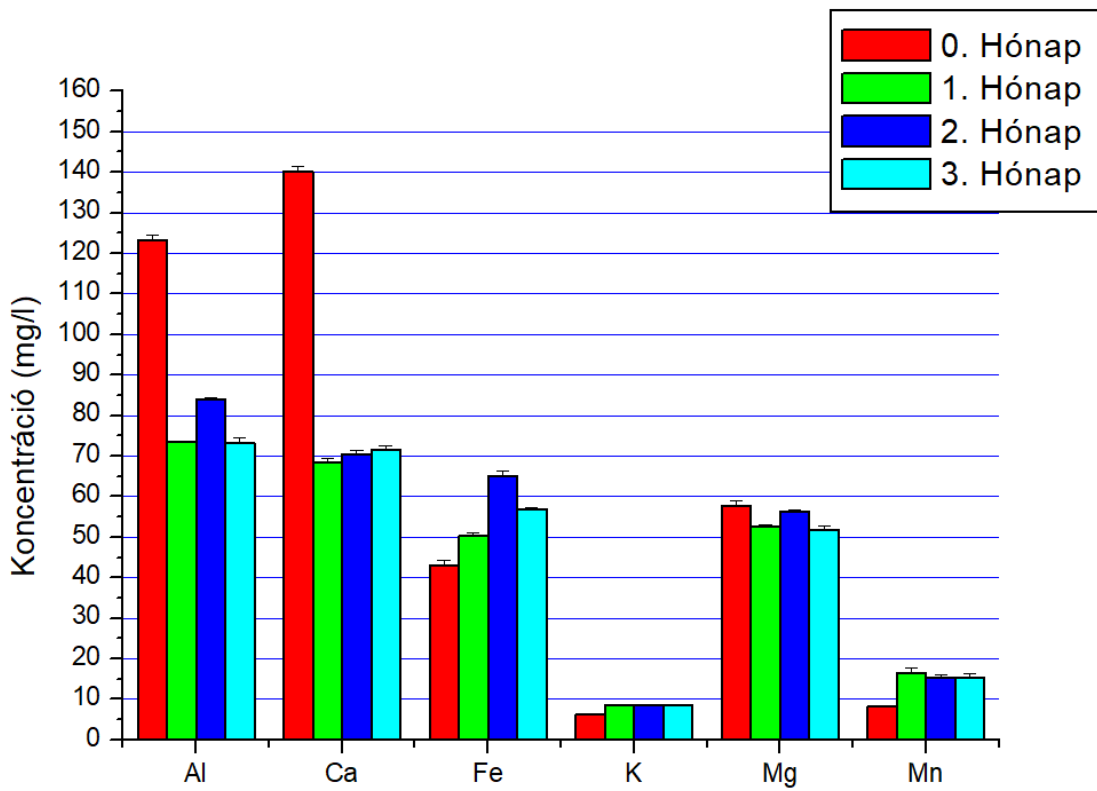
Melléklet, 54. ábra: Az aggregátum-stabilitások értékei a 0-3. hónapok esetében, az 1. (fekete) és a 10. percen (piros) mért eredmények alapján



Melléklet, 55. ábra: Az aggregátum-stabilitás alakulása az idő elteltével a 108 mikron tartományban



Melléklet, 56. ábra: Az aggregátum-stabilitás alakulása az idő elteltével a 11,2 mikron tartományban



Melléklet, 57. ábra: A HNO₃ oldattal végzett talajextrakciós mérések eredményei

Köszönetnyilvánítás

Szeretném kifejezni köszönetemet Dr. Czinkota Imrének, fáradhatatlan segítségéért és támogatásáért, melyet a munkám során adott. Szakmai tudása, felkészültsége sok esetben átlendített a nehézségeken.

Szeretném kifejezni hálámat a MATE KÖTI Talajtan tanszék munkatársainak, kik méréseim során segítettek, tanácsokkal láttak el.

Végül szeretném megköszönni Kis Brigittának, menyasszonyomnak, és Dorogi Péternek, barátomnak, akik segítettek a nehéz időszakokban.