



SZENT ISTVÁN EGYETEM

KÖRNYEZETTUDOMÁNYI DOKTORI ISKOLA

**A komposztálás folyamatának nyomonkövetése új
vizsgálati módszer alkalmazásával**

DOKTORI ÉRTEKEZÉS

KOVÁCS DÉNES

Gödöllő

2019

A doktori iskola

megnevezése: Szent István Egyetem Környezettudományi Doktori Iskola

tudományága: Környezettudomány

vezetője: Csákiné Dr. Michéli Erika

egyetemi tanár

SZIE, Mezőgazdaság-, és Környezettudományi Kar,

Környezettudományi Intézet

Témavezető: Dr. Fülekgy György†,

professzor emeritus

SZIE, Mezőgazdaság-, és Környezettudományi Kar,

Környezettudományi Intézet

Az iskolavezető jóváhagyása

A témavezető jóváhagyása

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés, célkitűzések	7
1.1. Célkitűzések	8
2. Irodalmi áttekintés	9
2.1. Szervesanyag átalakulás a természetben, talajban.....	9
2.1.1. A talaj szervesanyag.....	9
2.1.2. A humuszanyagok szerkezete.....	9
2.1.3. Humuszanyagok képződése a talajban	10
2.2. A szervesanyagok átalakulása a komposztálás során	12
2.3. Humuszanyagok képződése a komposztálás során	13
2.4. A komposztálás meghatározása.....	15
2.4.1. A komposztálás szakaszai	16
2.5. A szén és a szervesanyag átalakulása, humifikáció a komposztálás során.....	18
2.5.1. Vízoldható szén (WSC).....	18
2.5.2. Vízoldható szervesanyag C tartalma	19
2.5.3. Humifikáció és a komposzt érettsége közötti összefüggés.....	19
2.6. Szénhidrátok.....	24
2.6.1. A szénhidrátok átalakulása.....	24
2.6.2. A szénhidrátok lebontása.....	24
2.6.3. Szénhidrátok meghatározása	26
2.6.4. Hidrolizálható szénhidrátok változása a komposztálás során.....	27
2.7. Spektroszkópiai módszerek a szervesanyagok vizsgálatában	29
2.7.1. UV abszorpciós spektroszkópia	31
2.7.2. IR spektroszkópia	31
2.7.3. UV VIS spektroszkópia.....	31
2.7.4. E_4/E_6	32
2.7.5. $SUVA_{254}$	34
2.8. Spektroszkópiai módszerek a komposztok vizsgálatában	34
2.9. A fontosabb elemek átalakulási folyamatai a komposztálás során.....	36
2.9.1. A nitrogén átalakulása a komposztálás során.....	36
2.9.2. Foszfor- és káliumtartalom változása a komposztálás során.....	39
2.9.3. Potenciálisan toxikus elemek	40
2.10. A forróvizes kivonás kifejlesztése.....	42
2.11. Komposztálási technológiák az irodalomban.....	44

2.11.1.	Levegőztetett prizmakomposztálás	44
2.11.2.	Félig zárt rendszerek.....	45
3.	Anyag és módszer	47
3.1.	A vizsgált komposzt előállításához használt nyersanyagok	47
3.2.	A vizsgált komposzt előállításának módszere	47
3.2.1.	Komposztáló reaktor (1. kísérlet).....	47
3.2.2.	Takart, levegőztetett komposztáló prizma (2. kísérlet)	48
3.3.	Mintavétel.....	49
3.3.1.	Mintavétel módja.....	49
3.3.2.	Mintavétel időpontjai	49
3.4.	Minták előkészítése a vizsgálathoz (1, 2 kísérlet)	49
3.5.	Különböző vizsgálati paraméterek meghatározása	50
3.5.1.	Nedvességtartalom (1, 2 kísérlet)	50
3.5.2.	Szervesanyag tartalom (2. kísérlet)	50
3.5.3.	Kémhatás (2. kísérlet).....	50
3.5.4.	Redox potenciál (2. kísérlet).....	50
3.5.5.	Ammónium-N, Nitrát-N tartalom meghatározás (2. kísérlet)	50
3.5.6.	Könnyen felvehető foszfor meghatározása (2. kísérlet)	51
3.5.7.	A könnyen felvehető kálium meghatározása (2. kísérlet)	51
3.5.8.	Elektromos vezetőképesség meghatározás (2. kísérlet)	52
3.5.9.	Alkálifémek, potenciálisan toxikus és toxikus nehézfémek meghatározása (2. kísérlet) 52	
3.5.10.	Humusz összetevők meghatározása (2. kísérlet)	53
3.6.	Forróvízes kivonási eljárás (1, 2 kísérlet).....	54
3.6.1.	A komposzt kilúgzására használt berendezés leírása	54
3.7.	Forróvízes kivonatból meghatározott komponensek	58
3.7.1.	Cukrok mennyiségi meghatározása Schoorl-módszer alapján (1. kísérlet).....	58
3.7.2.	Forróvízes oldatok fényelnyelésének vizsgálata (2. kísérlet).....	59
3.7.3.	Alkalmazott statisztikai és ábrázolási módszerek.	59
4.	Eredmények	60
4.1.	A komposzt vizsgált paramétereinek változása a folyamat során	60
4.1.1.	Cukor tartalom.....	60
4.1.2.	Szervesanyag tartalom.....	62
4.1.3.	Ammónium nitrogén	63

4.1.4.	Kalcium tartalom.....	66
4.1.5.	Foszfor tartalom	67
4.1.6.	Kálium tartalom.....	69
4.1.7.	Redox potenciál	71
4.1.8.	Kémhatás (KCl).....	74
4.1.9.	Szinergizmus – antagonizmus, K-Ca	77
4.1.10.	pH-H ₂ O - pH-KCl.....	78
4.1.10.	Fe –Ba, Sr regresszió	80
4.2.	Lúgos kivonatok optikai vizsgálata	82
4.2.1.	Lúgos kivonatok spektrumainak elemzése	82
4.2.2.	A komposztok E ₄ /E ₆ arányának alakulása	84
4.2.3.	Az alapanyagok (0. napos minták) spektrumainak összehasonlítása	87
4.2.4.	Az 56 napos komposztok spektrumainak összehasonlítása	89
4.3.	A forróvízes kioldás optikai vizsgálata a teljes spektrum adatai alapján	95
4.3.1.	Az alapanyagok hatásának vizsgálata	95
4.3.2.	A 28 napos kezelések összehasonlítása	97
4.3.3.	Az 56 napos kezelések összehasonlítása	99
4.4.	A komposztálás hatásának vizsgálata.....	101
4.4.1.	A komposztálás hatása marhatrágya minta esetén	101
4.4.2.	A komposztálás hatása zöldhulladék minta esetén.....	102
4.5.	A forróvízes kioldás kinetikájának optikai vizsgálata	104
5.	Következtetések, javaslatok.....	116
5.1	Új tudományos eredmények.....	116
5.2.	Javaslatok a további kutatásokhoz.....	117
6.	Összefoglalás	118
7.	Summary.....	121
8.	Köszönetnyilvánítás.....	123
9.	Irodalomjegyzék	124

Rövidítések

AL-ammónium laktát ecetsav	NIR-közeli infravörös sugárzás
ASP-levegőztetett prizmakomposztálás	NMR-mágneses magrezonancia
BPC-bio-oxidatív fázis	OM-szervesanyag
CAT-folyamatos levegőztetésű komposztálás	SUVA-specifikus UV abszorbancia
CEC-kationcsere kapacitás	SWIR-rövid hullámhosszú infravörös
CFA-fulvosav széntartalma	TOC-összes szerves szén
CHA-huminsav széntartalma	UV-VIS-Ultraviola-látható spektrum
CWE-hidegvízzel kivonható	VOM-volatilizálható szervesanyag
DOM- oldható szervesanyag	WEOM-vízoldható szervesanyag
EEM-gerjesztési emissziós mátrix	WSC-vízoldható szén
FA-fulvosav	WSN-vízoldható nitrogén
FIMS-befecskendezéses higanymérő rendszer	ZH-zöldhulladék
FTIR-Fourier tranzformációs infravörös spektroszkópia	
GPC-gélkoromatorográfia	
HA-huminsav	
HDR-hidrogendonor rendszer	
HI-humifikációs index	
HR-humifikációs ráta	
HWE-forróvízzel kivonható	
HWP-forróvízes kivonás	
IR-infravörös	
MSW-kommunális szilárd hulladék	
MT-marhatrágya	
NAR-nitrogén aktiváló rendszer	
NIRA-közeli infravörös analízis	

1. Bevezetés, célkitűzések

A hulladéklerakókban előírt szervesanyag tartalom csökkentés, a talajok tápanyaghiánya és szerkezetének romlása, az egyes tápanyagok beszerezhetőségének szűkössége és a biológiai eljárással kezelhető hulladékok körének bővülése komoly lehetőséget és potenciált ad a komposztáló telepek kialakításához, üzemeltetéséhez és az ott előállított komposzt felhasználásához. A jogszabályi háttér meghatározza a komposztálás folyamatát (http 1.) és a komposzt termésként történő felhasználását (http 2). Több ágazatnak (hulladékgazdálkodás, élelmiszeripar, állattenyésztés, stb.) fontos és jelentős a komposztálás, mint biohulladék kezelési eljárás és hasonlóan számos területen (kertészet, mezőgazdaság, stb.) van igény a komposzt felhasználására is (Jakusné Sári Sz. – Forró E. 2006).

A komposztálással, komposzt előállítással párhuzamosan szükséges az abban végbemenő folyamatok minél szélesebb körű megismerése. A felhasználás szempontjából fontos tulajdonságok közé tartozik az érettség (Brewer és Sullivan, 2001). és a stabilitás, (Butler et al., 2001., The Composting Association, 2001., Stentiford, 2002.) amelyek nagymértékben meghatározzák a kijuttatás feltételeit, korlátot vagy lehetőséget adva az alkalmazáshoz. Ezeknek meghatározására számos - fizikai, kémiai, biológiai - módszer (Kovács, Füleky, 2016) és paraméter kínálkozik és sok esetben már határértékeket is meghatároztak, ilyen például a C/N arány (Jiménez és Garcia, (1989); Bernal et al., (1998); vagy a Dewar teszt (LAGA, 1984).

A komposztált alapanyagok (hulladékok, melléktermékek) szervesanyag tartalma átalakul és belőle (többek között) mineralizálódott tápanyagok és humusz-szerű anyagok képződnek (Bannick és Ziechmann, 1991). Ezeknek a folyamatoknak a nyomonkövetése lehetőséget teremt a komposztálás alaposabb megismerésére, ami a hulladékhasznosítás és a talajvédelem szempontjából is hasznos.

A spektrális vizsgálatokat számos tudományterületen alkalmazták már sikerrel, de a komposztálás folyamatának tanulmányozására kevés módszert használnak ezen belül tudományos megalapozottsággal (E₄/E₆) (Sellami et al., (2008), SUVA254 Said-Pullicino et al., (2007). A különböző hullámhosszokon, hullámhossz-

tartományokban végzett vizsgálatokat, elemzéseket csak a közelmúltban kezdték el (Xi et al., 2012; Song et al., 2015).

Munkám során kettő alapanyag esetén követtem nyomon a tápanyagtartalom és egyéb kémiai paraméterek valamint a forróvizes (HWP) kivonatból a monoszacharid és redukáló diszacharid tartalom változását illetve fotométerrel határoztam meg a fényelnyelési tulajdonságokat több tényező függvényében lúgos és HWP kivonatból.

1.1. Célkitűzések

- A komposztálás során végbemenő cukortartalom változásának vizsgálata a forróvizes kioldással (HWP) nyert oldatok könnyen oldható mono- és oligoszacharidok koncentrációjának meghatározása segítségével.
- A komposztálás során létrejövő humusz jellegű anyagok keletkezése, azok egymásba alakulásának nyomon követése, a komposztban végbemenő fény abszorpciós tulajdonságok vizsgálata spektrofotometriával.
- A humuszminőség paraméterek, pl. E_4/E_6 értékek változásának vizsgálata a komposztmintákon, a kiindulási alapanyagok és a komposztálási idő, mint hatótényezők függvényében a komposzt minőség meghatározása érdekében.
- Tápelem-tartalom és egyes fizikai tulajdonságok változásának nyomon követése és elemzése a komposztálás során az alapanyagok és az idő függvényében.
- A komposztmintákon folyamatosan átengedett forróvizzel nyert kivonatok átfolyós küvettán történő optikai vizsgálata és a spektrumok matematikai elemzése. A mért spektrumok idő függésének elemzése a forróvizes kioldás feltételezett folyamatainak matematikai leírásával. A feltételezett függvény alkalmazása a mért adatokra történő nemlineáris illesztéssel, majd a kapott paraméterek elemzése, ami módot ad a komposztálás során végbemenő folyamatok értelmezésére.

2. Irodalmi áttekintés

2.1. Szervesanyag átalakulás a természetben, talajban

2.1.1. A talaj szervesanyag

Stefanovits (1992) a talaj szerves anyagát mint a benne található biológiai folyamatok anyag- és energia tartalékként, valamint ezen folyamatok salakanyagaiként és melléktermékeiként jellemzi. A talajban található élőlények képzik a „vitális részt” és a humusz a „posztmortálisat”. Scheffer és Schachtschabel (1988) szerint a talaj szerves anyagát az elpusztult növényi és állati részek illetve ezen anyagok átalakulási, lebomlási termékei alkotják. Kuntze et al. (1988) a talaj szerves anyagát nem humusz- és humuszanyagokra osztják fel. A nem humuszanyagok az elpusztult növény és állati szervezetekből és ezek bomlástermékeiből állnak. A humuszanyagok viszont stabil nagy molekulaméretű szerves vegyületek. Schroeder (1983) a humuszanyagokat $2\mu\text{m}$ -nél kisebb, amorf szerkezetű szerves kolloidokként írja le. Jellemző tulajdonságuk a nagy fajlagos felület és az a képességük, hogy vízmolekulákat és ionokat képesek reverzibilisen megkötni. Jelentős szerepük van a talajszerkezet kialakításában, a tápanyagok adszorpciójában, ill. a talajok víz- és hógazdálkodásában, illetve fizikai és kolloidkémiai tulajdonságainak kialakításában (Ziechmann és Müller-Wegener, 1991). Híg lúggal és savakkal szembeni viselkedésük alapján a humuszanyagokat három nagy csoportba sorolhatjuk (Kononova, 1966; Schnitzer és Kahn, 1978; Stevenson, 1982):

- savban és lúgban oldódnak a fulvósavak (pH 2,5-re savanyított oldatból sem válnak ki);
- savban nem, de lúgban oldhatók a huminsavak;
- hideg lúgban és savban oldhatatlanok a huminok.

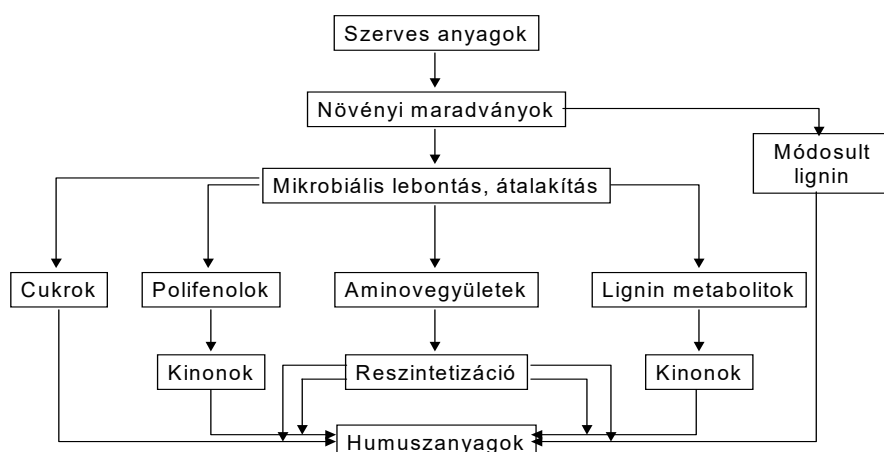
2.1.2. A humuszanyagok szerkezete

A humusz szerkezete nem egységes csak komplex vegyület csoportként lehet jellemezni (Kononova, 1966; Gisi et al., 1990;). A humuszanyagok olyan makromolekulák (Kuntze et al., 1988), amelyek Scheffer és Ulrich (1960) szerint alapelemekből és monomerekből felépülő polimerek. A monomerek magokból, hidakból és funkciós csoportokból állnak. Alapvázukat egyszerű aromás vegyületek alkotják, melyek alkán, észter, éter, vagy imino hidakon keresztül kapcsolódnak

egymáshoz. Az aromás vázak egy vagy több funkciós csoportot tartalmaznak (főként karboxil és hidroxil csoportokat). A funkciós csoportok lehetnek savas tulajdonságúak (pl. karboxil, hidroxil csoport) és alkalikus tulajdonságúak (pl. metoxil, amin-nitrogén csoportok). Ezen csoportok reakcióképessége biztosítja a humuszanyagok kémiai úton történő képződését (Kuntze et al., 1988). A funkciós csoportok körül hidrátburok alakul ki. (Gisi et al., 1990).

2.1.3. Humuszanyagok képződése a talajban

A humuszanyagok képződésének a talajban különböző módjai lehetségesek. Kononova (1966) szerint a humusz képződés első lépése a szövetek szétesése egyszerű alkotó elemekre, második lépésként a humuszanyagok szintézise következik. Stevenson (1982) a humusz képződés több lehetséges útját írja le (1. ábra).



1. ábra A humuszanyagok lehetséges keletkezése (Stevenson, 1982)

A ligninnek különösen nagy jelentősége van a humuszanyagok szintézisében (Haider, 1986; Flaig, 1988), mivel azok nagyrészt a lignin bomlástermékeinek kondenzációjával és polimerizációjával képződnek. (Grabbe és Schuardt, 1993). Kögel (1987) Stevenson (1982) elméletéből kiindulva a humuszanyagok képződésének a következő lehetséges útjait írta le:

- Lignin elmélet: a humuszanyagok módosult ligninből keletkeznek, úgy hogy az elveszti a metoxil csoportjait, és oxidáció útján az aromás vázkon hidroxil

csoportok, az oldalláncokon karboxil csoportok képződnek (Flaig 1966, Spiteller 1985)

- Polifenol elmélet: A növényi sejtek mikrobiális bomlása során keletkező termékek és a mikrobiális anyagcsere melléktermékei polimerizálódnak humuszanyagokká. A sejt falban található lignin oxidatív úton elbomlik és polifenilpropanil monomerek szabadulnak fel. Ezek további bomlása során az oldalláncok lehasadnak, és az aromás gyűrűk elvesztik metoxil csoportjaikat. A folyamatban keletkező polifenolok kinonokká oxidálódnak. A kinonok később pl. aminosavakkal reagálva kondenzációs termékeket hoznak létre. A humusz képződés kiindulási vegyületei a polifenolok, melyek származhatnak a mikroba sejtek anyagcseréjéből, és a sejtek autolíziséből.
- Melanoid elmélet: A melanoidok szacharidokból és aminosavakból képződnek. Ezt a reakciót „Maillard-reakciónak” nevezik. Elsősorban a víz alatti humuszanyagok képződésékor figyelhető meg. Breburda (1969) a Maillard-reakciót a poliszacharidok és fehérjék bomlástermékeinek együttes átalakulásaként írja le, és a keletkező termék a melanoid.

Humuszanyagok mikroorganizmusok révén is keletkezhetnek (biokémiai szintézis) (Scheffer és Ulrich, 1960), ez is többféleképpen lehetséges:

- Bizonyos mikroorganizmusok sejtjében humuszanyagok képződnek
- A sejtek autolízise során különböző mikrobiális festékanyagok átalakulásával
- Élő mikroorganizmusok ektoenzimjeik segítségével oxidálják a szubsztrátban található aromás vegyületeket.
- Humusz képződés a sejtek autolízis termékeiből

Spiteller (1985) szerint a szerves anyagok biológiai humifikációjában a mikroorganizmusok fontos szerepet töltenek be. Ennek magyarázata a mikroorganizmusok nagy populáció sűrűsége és a magas anyagcsere intenzitásuk. Scheffer és Schachtschabel (1989) biotikus és abiotikus humuszanyag képződést definiáltak. A biológiai humifikáció neutrális pH és erős mikrobiális hatás esetén viszonylag gyorsan lezajlik. Az abiotikus humifikációban a mikroorganizmusok csak

a folyamat kezdetén vesznek részt. Később a folyamat lassan, savanyú kémhatás mellett zajlik.

Az első szakaszban a mikroorganizmusok aktívak. A radikális szakasztól kezdve a két utolsó szakaszig a mikroorganizmusoknak nincs szerepük. A folyamatok egymást követve zajlanak le, azonban rövidebb-hosszabb időre a folyamat le is állhat. A humuszanyagok képződése a talajok mellett mindenhol megtalálható, ahol a szükséges feltételek (nedvesség-tartalom, mikroorganizmusok) rendelkezésre állnak.

2.2. A szervesanyagok átalakulása a komposztálás során

A szervesanyag (OM) csökkenésnek három egymástól eltérő fázisa van, ami kapcsolatban van a hőmérséklet alakulásával: 1. fázisban a veszteség kismértékű (10-15%), de folyamatos növekedése egybeesik a kezdeti mezofil periódussal, ami kapcsolatban lehet az elégtelen levegőztetéssel, különösen a keverék kezdeti magas víztartalmával (kb 65%). 2. fázisban az OM nagyobb arányú csökkenése figyelhető meg, amely leginkább a termofil fázis alatt történik, és a 3. fázis, amelyet a progresszív stabilizáció tükröz. Ez a nyersanyag magas lignin koncentrációjának köszönhető, ami csökkenti a szerves anyag biodegradációját. (Lynch, 1993; Vikman et al., 2002).

A volatilizálható szerves anyag (VOM) tartalom minden komposzt keverékben csökken a komposztálás során. A VOM csökkenése a komposztálás során tisztán mutatja, hogy a labilisabb szerves anyag frakciót a mikroorganizmusok mineralizálják, ezek energiaforrásként használják fel a szerves anyagban lévő összetevőket (Garcia et al., 1991). A VOM tartalom csökkenése legfőképp a szerves anyag mikrobiális mineralizációjának köszönhető (Huang et al., 2004; Mena et al., 2003). Az érés első 10-14 napja alatt történik a szerves anyag legnagyobb mértékű átalakulása (Aldag és Rochus, 1981). A szerves anyag tartalom jól jellemzi a komposztálás folyamatát (De Nobili és Petrusi, 1988). Az érett komposzt szerves anyaga nagyon heterogén, mivel összetevői eltérő humifikációs fokot mutatnak, illetve különböző alapanyagokból (hulladékokból) tevődnek össze (Golueke, 1981). A komposzt szervesanyagának a jellemzőit a komposztált szerves anyag Ayuso et al.,(1996) természete és a komposztálás során bekövetkező változások határozzák meg (Golueke, 1981). A komposztálás során a szerves anyag stabilizálódása figyelhető meg, mineralizáció és a humifikáció során a mikrobiális metabolitokból, stabil homogén végtermék keletkezik (Gray et al. 1971; Viel et al., 1987). A komposztálás talaj-biológiai

szempontból a szerves anyagok korhadásával azonosítható, így a talajban végbemenő kedvező folyamatok közé sorolható (Szabó, 1986). Teoretikusan minden szerves anyag lebomlik és CO₂ ill. víz képződik, ebben az esetben a kész komposztnak csak hamut kellene tartalmaznia. Ez nem így van és a visszamaradó stabil szerves frakció hasznos a talajnak és a növénynek, ez adja a komposztálás egyik értékét (Brinton, 1979; Rynck, 1992). A komposztálás során a szervesanyag mennyiségében és minőségében bekövetkező változások jelentőségei a következők:

- A jól irányított folyamat során stabilizált szervesanyag jön létre, amely ellenáll a mikrobiális lebomlásnak. A komposzt tárolása a szervesanyag stabilitása miatt csekély közegészségügyi kockázatot jelent, ellentétben a nyers szervesanyagokkal.
- A talajba kijuttatva nem indukál kedvezőtlen talajbiológiai folyamatokat (rothadást).
- A bekövetkező minőségi változások hatására (szín, adszorpciós viszonyok, polimerizáltság) javítják a talajok fizikai, kémiai tulajdonságait (Aleksza-Dér, 2001).

2.3. Humuszanyagok képződése a komposztálás során

Bannick (1988) szerint a komposztálás a humifikáció egy különös formája. Egy olyan szabályozható folyamat, ahol a szerves anyagok kémiai, biokémiai és biológiai lebontó és átalakító folyamaton mennek keresztül aerob környezetben és az érés (korhadás) során humuszanyagok képződnek (Bannick, 1988). A komposztálás során posztmortális szerves anyagok (humuszanyagok) képződnek (Riess és Klages-Haberkern, 1993). Rochus (1978) kimutatta, hogy a humuszképződés az érés elején megkezdődik. A fulvósav tartalom a komposztálás második szakaszában eléri a maximumát, és a folyamat végére jelentősen csökken a fulvósav tartalom. A termofil fázisban nagymértékű huminsav képződés figyelhető meg 106 napos érés után a komposzt 1,76 % fulvosavat és 1,83 % huminsavat tartalmazott. Grabbe és Haider (1971) a komposztálás során a huminsavak erős átalakulását és a huminsavak abszolút mennyiségi növekedését figyelték meg. A komposztálás során fellépő magas hőmérséklet miatt az átalakulások sokkal gyorsabbak, mint a talajban. Bannick és Ziechmann (1991) megállapították, hogy a humuszanyagok legnagyobb mennyiségben a termofil szakaszban képződnek. Minél előrehaladottabb az érés, annál több humuszanyag található a komposztban, de egy bizonyos hőmérséklet felett (55

°C), a humifikáció folyamata leáll. Ez a jelenség humuszsav képződés és mikroorganizmus aktivitás közötti szoros összefüggéssel támasztható alá. Inbar et al. (1989) marhatrágya komposzt érés vizsgálata során kimutatták, hogy az összes kivonható humuszanyag illetve huminsav a komposztálás 90. napjáig nő, időközben a rövid molekulájú szerves anyag (nem humuszanyagok, fulvósavak) tartalom a 40 naptól konstans. Ebből arra következtetnek, hogy az alacsony molekulatömegű szerves anyagok a komposztálás elején, míg a nagyobb molekulatömegűek később bomlanak le. A kivont huminsavakat a tőzeg és a talajokban található fiatal humuszanyagokkal azonosítják. A komposztálás során keletkező humin- és fulvósavak mennyisége, alapja lehet a komposzt érettségi állapotának megállapításának, mivel ezek az érés alatt folyamatosan alakulnak át. Párhuzamosan a mikrobiális aktivitással nő a huminsav előanyagok mennyisége. Az érés során folyamatosan nő a savban oldhatatlan huminsavak mennyisége és a fulvósavak mennyisége az érés 40 napjáig nő, majd ezután csökken.

A komposztálás során a szerves anyag frakciónak nemcsak mennyiségi változása történik, de a minősége is átalakul. Inbar et al. (1990, 1991) NMR és FTIR adatokkal támasztják alá a minőségi változásokat. Az érés során a fenolos, aromás, és karboxil csoportok mennyisége nő, metoxi, és az alkil csoportok száma csökken.

Schiedt (1989) szerint, a humifikáció a komposztok minőségi osztályozásakor egy fontos paraméter. A biohulladék komposzt huminsav tartalma magasabb, mint fenyőrétegből készülté, és a biohulladék komposzt huminsav minősége is magasabb kategóriába sorolható. A komposztokban található huminsavak összetétele és szerkezete jobban hasonlít a víz alatti huminsavakhoz, mint a szárazföldiekhez. Ezt a képződés különböző folyamataival magyarázza.

Riess és Klages-Haberker (1993) szerint a komposztok minőségének megítélésakor elengedhetetlen azok humuszanyag tartalma és annak frakciói (HA/FA). A komposztok előnyös tulajdonságai (talajszerkezet stabilizálás, nitrogén utánpótlás stb.) mindenképp előtt a humuszsavaknak köszönhető.

2.4. A komposztálás meghatározása

A komposztálás egy olyan, ember által irányított folyamat, amely során a szervesanyagok a talaj-mikroorganizmusok segítségével, levegő jelenlétében lebomlanak, átalakulnak, majd belőlük az érés során nagy molekulájú humin vegyületek épülnek fel (Dunst, 1991) a hulladék szerves frakciója humusszá és ennek különböző formáivá alakul (Golueke, 1981; Schnitzer és Kahn, 1987). A komposztálás tehát a különféle szerves hulladékok biológiai és kémiai oxidációja, amely a szerves anyagok természetes bomlásának gyors formája. A komposztálás talaj trágyázószer és talajjavító anyag (Lopez-Real és Baptista, 1996; Sequi, 1991) készítésére alkalmas eljárás a képződő szerves hulladékok kezelésével. A komposztálás alatt fontos fiziko-kémiai változások történnek, amik a térfogatot, tömeget, térfogattömeget és a szubsztrát víztartalmát befolyásolják (Albuquerque et al., 2004). A komposztálás a tápanyagok körforgása és a szerves anyag illetve a talaj fizikai tulajdonságainak fenntartása, megőrzése szempontjából is fontos a mezőgazdasági területeken (McConnell et al., 1993; Guisquiani et al., 1995; Shiralipour et al., 1992).

A biohulladék kezeléséről és a komposztálás műszaki követelményeiről szóló 23/2003. (XII. 29.) KvVM rendelet a következőképp definiál:

„Komposztálás: az elkülönítetten gyűjtött biohulladék ellenőrzött körülmények között, oxigén jelenlétében történő autotermikus és termofil biológiai lebontása, mikro- és makroorganizmusok segítségével;

Komposzt: a biohulladék komposztálással történő hasznosításával keletkező – külön jogszabályban (36/2006 (V.18.) FVM rendelet) meghatározott - termésművelő anyag, amely a növények tápanyagellátásának, illetve a talaj tápanyag-szolgáltató képességének javítására szolgál. (http 1.)

A hivatkozott rendelet szerint a „Komposzt: a növények tápanyagellátásának, illetve a talaj tápanyag-szolgáltató képességének javítására szolgáló, szerves, szervesetlen és ásványi eredetű anyagokból külön jogszabály előírásainak megfelelő komposztálás útján előállított termésművelő anyag.” (http 2.)

Az érettség a komposzt alkalmassága a felhasználás szempontjából, ami kapcsolatban van a komposztálási folyamattal (Brewer és Sullivan, 2001). A megfelelés számos tényezőtől függ, mint például a lebomlás foka, a növekedési

potenciál, (Lee, 1977; Lynch, 1977; De Vleeschauwer et al., 1981) a fitotoxikus összetevők – mint az ammónia, a fenolsav és a volatilizálható szerves savak – szintje (Zucconi et al., 1981; Jourdan, 1988; Manios, 1989; Ianotti et al., 1993; Ianotti, 1994; Kirchmann és Widén, 1994; Brewer és Sullivan, 2003). Amennyiben a komposzt nem kellőképpen érett, akkor nem alkalmas annak a célnak a betöltésére, amire szánják. Még a termofil fázisban lévő, de már higiénikus komposzt talajrehabilitációs, mulcsoszási célra felhasználható, de érzékeny kultúrák tápanyag és szervesanyag-pótlására nem alkalmazható, mert a sótartalma, a pH értéke, az ammónium-tartalma nagy, így jelentős a csírázásgátló hatása és növekedési depressziót okoz (Kovács és Füleky, 2016).

A stabilitás gyakorlati szempontból fontos fogalom, amely hasonló az érettséghez. A stabilitás leírható a mikrobiális aktivitás fokaként (Butler et al., 2001), illetve lehet a komposztálás alatt bekövetkezett szervesanyag dekompozíciónak a foka (The Composting Association, 2001), vagy állapota (Stentiford, 2002), amely kapcsolatban van a megmaradt szerves összetevők típusával és az ebből származó biológiai aktivitással (CCQC, 2001). Amennyiben a komposzt nem stabil, akkor az utókezelés (rostálás), tárolás és felhasználás során megváltoznak egyes tulajdonságai (pl. melegszik, bűzös szagokat termel, penészesedik). Egy stabil komposzt már tekinthető szubsztrát-érettnek, szubsztrát komposztnak, ami lehetővé teszi például ültetőközegként történő felhasználását. Az érettség eléggé tág meghatározás, mert valamilyen felhasználás szempontjából tekinthető érettnek az anyag, ami lehet rekultiváció, talajjavítás, szántóföldi-, kertészeti felhasználás, míg a stabil komposzt vizsgált paraméterei egy bizonyos értékhatárt értek függetlenül a kiindulási nyersanyagtól, a folyamat állapotától vagy az alkalmazott technológiától (Kovács és Füleky, 2016).

2.4.1. A komposztálás szakaszai

Az érés folyamán végbemenő hőmérséklet-változás alapján három illetve, négy szakaszt különíthetünk el:

Az első, rövid, bevezető (iniciális) szakaszban az optimális körülmények közé kerülő mikroorganizmusok nagy sebességgel szaporodni kezdenek. A hőmérséklet az intenzív anyagcsere hatására gyorsan termofil tartományba emelkedik. A bevezető szakasz hossza általában néhány, esetleg 24-36 óra lehet (Gottschall, 1990).

A lebomlási vagy termofil szakasz kezdetén a szerves anyag lebontásáért a mezofil mikroorganizmusok felelősek, melyeknek a hőmérsékleti optimuma 25-30°C. Intenzív anyagcseréjüknek köszönhetően a hőmérséklet folyamatosan emelkedik (Jäger, 1989; Glathe et al., 1985; Bilitewski et al., 1990; Jörgensen et al., 1988). A mezofil mikroszervezetek száma 45 °C eléréséig növekszik, 50 °C felett már nagy számban pusztulnak el, és 55 °C felett csak hőmérsékletre rezisztens tartós formáik maradnak fenn (Niese, 1985). A mezofil mikroflóra pusztulásával egy időben gyorsan szaporodni kezdenek a termofil mikroorganizmusok, amelyek hőmérsékleti optimuma 50-55 °C között található, azonban egyes fajok még 75°C -on is aktívak maradnak (Müller, 1965).

75 °C felett a mikrobiológiai folyamatok intenzitása jelentősen csökken, és az elpusztult sejtekből kiszabaduló enzimek által katalizált ellenőrizetlen biokémiai - autooxidatív és pirolitikus- folyamatok jellemzőek (Bilitewski et al., 1990; Sattler és Emberger, 1990; Emberger, 1993).

Az átalakulási szakasz (mezofil fázis) akár több hétig is eltarthat (Jäger, 1989). Ebben az érési szakaszban a hőmérséklet jelentősen csökken. A mikroorganizmusok elkezdik a nehezen átalakítható lignin bontását, mely során mono-, di-, és trifenol vegyületek keletkeznek. Ezek kondenzációjából képződnek a humuszanyagok (Schuttig, 1990). A komposztálás utolsó szakasza az érés, amit a szerves anyag humifikálódása jellemez, amely a komposzt sötét színét eredményezi (Schuttig, 1990). Ekkor a komposzt hőmérséklete tovább csökken (Jäger, 1989), a szervesanyag stabilizálódik (Brouillette et al., 1996). Az érésben elsősorban pszikrofil baktériumok és penészgombák működnek közre, melyek hőmérsékleti optimuma 15-20°C. Ezen kívül jelentősen nő a sugárgombák száma, ami a komposztérettség indikátora lehet (Bilitewski et al., 1990). Hellmann et al., (1997) vizsgálatai során a 30-ik nap után a hőmérséklet 5-10 °C-ot emelkedett, ami a gombák szaporodásának az eredménye, melyek a kezdeti magas hőmérséklet során inaktiválódtak. A komposztálás olyan eljárás, ahol az idő előrehaladtával a mikrobák változása követi a legtöbb szerves anyag degradációját. Azonos mennyiség, nedvességtartalom és relatív azonos összetétel mellett a hőmérsékleti különbség az eltérő biológiai aktivitást jelzi. (Haug, 1980).

2.5. A szén és a szervesanyag átalakulása, humifikáció a komposztálás során

A komposztálás során a szervesanyagok lebomlása, beépülése a mikrobaszervezetekbe és az új anyagok felépülése párhuzamosan zajló folyamatok. Mindezekhez az energiát a szervesanyagok oxidációjából nyeri a rendszer. Az energiát szolgáltató széntartalmú anyagok O_2 jelenlétében CO_2 -dá oxidálódnak (Aleksza-Dér, 2001).

2.5.1. Vízoldható szén (WSC)

A vízoldható szén az egyik leglabilisabb frakciója a szerves anyagnak, ezt nagyon könnyen bontják a mikroszervezetek és hozzájárul a mikrobaaktivitás magas fokának fenntartásához (Garcia et al., 1991). Ez a frakció a komposztálás előrehaladtával progresszíven csökken (Zbytniewski és Buszewski, 2005; Castaldi et al., 2005, Chen et al., 1998), ami azt jelenti, hogy a mikroorganizmusok szénforrásként fogyasztják a vízoldható komponenseket és a saját szervezetüket építik fel belőlük, módosítják az egyéb, ellenállóbb szénfrakciót, jelezve a készkomposzt szerves anyagának nagyobb stabilitását (Hernández et al., 2006). A komposztálás alatt mikrobiális eredetű új, vízoldható szénkomponensek szintetizálódnak (Eviazi és Zakaria, 1993; Charest et al., 2004). A vízoldható szén a legkönnyebben aktivizálódó biológiai paraméter a komposztban, mivel az éretlen komposzt vizes kivonata cukrokat, hemi-cellulózokat, fenol anyagokat, amino savakat, peptideket és más könnyen bontható összetevőket tartalmaz (Hsu és Lo, 1999). A komposztálás elején a vízoldható szén (1630 és 1400 mg/L) 160 nap után a 38%, illetve 16%-ra csökkent a nyersanyag-összetétel függvényében. A vízoldható széntartalom a szerves anyagtól és a folyamat hosszától függ, ez a könnyen metabolizálható szerves anyagot mutatja meg (Goyal et al., 2005; Benitez, et al., 1999; Charest et al., 2004). Különböző komposztok vizes kivonatában a széntartalom kevesebb volt, mint 5 % (Hirai et al., 1985). A WSC koncentráció fokozatosan emelkedik 14. napig (32,9 %) (Castaldi et al. 2004). Ez alatt a két hét alatt az egyszerű szerves komponensek felszabadulása nagyobb mértékű, mint ezek degradációja. A 2. hét után a WSC koncentrációja rohamosan csökken a 42. napig mert nagy aránya van a könnyen bontható szerves komponensekben (cukor, amino savak, peptidek, stb.), az érési fázisban értéke állandó marad és eléri végső értéket 0,31-2,04 % sra. Az érett komposztok WSC értéke közel esik az 1,05% középértékhez $sd=0.34$. $WSC < 1,7\%$, jól érett komposztot jelöl. Dilling és Kaiser (2002) szerint az aktív fázisban a szerves C tartalom csökkenése különösen a hidrofil frakció

mineralizációja miatt következik be, így megelőzhető általa a mikrobiális hanyatlás. A WSC koncentrációja szignifikáns korrelációt mutat az idővel, amely lehetővé teszi, hogy a komposzt érettségi fokának indikátoraként használhassuk. A legkisebb széntartalmat a folyamat végén lehetett mérni, ami jól mutatja a komposzt érettségét (Castaldi et al., 2004). Hue és Liu (1995) 10g WSC/kg szá értéket ajánl a stabil komposzt határértékeként. Sok paraméter mellett a WSC is használatos a komposztált anyagok érettségének meghatározására.

2.5.2. Vízoldható szervesanyag C tartalma

A WEOM (vízoldható szervesanyag) szerves C tartalma szignifikánsan csökken 250 napos komposztálási periódus alatt a kezdeti 6 mg/L-ről 1,5 mg/L-re (Bernal et al., 1998, Chefetz et al., 1998, Zmora-Nahum et al., 2005). A spektroszkópikus adatok azt mutatják, hogy a WEOM szignifikáns kémiai átalakuláson megy keresztül.

2.5.3. Humifikáció és a komposzt érettsége közötti összefüggés

A komposztok minőségi osztályozásakor a humifikáció mértéke, a komposztok humuszanyag-tartalma és annak frakciói fontos paraméterek (Schiedt, 1989; Riess és Klages-Haberkern, 1993). A huminsav-tartalom a komposzt nyersanyagok függvényében változó lehet. A komposzt érése során a kivonható huminsav (HA) mennyisége nő, míg a fulvosavé (FA) csökken (Sugahara és Inoko 1981; Han et al., 2008), így a humifikációs fok elfogadható érettségi kritériumként (Harada és Inoko, 1980; Jouraiphy et al., 2005). Levi-Minzi et al. (1986) szerint a HA és FA tartalom alapján egy érettségi indexből is meghatározható az érettség. A humusz kivonhatósága ugyanakkor annak kora vagy érettsége alapján változik, befolyásolhatja továbbá az agyagásványok és a fémek jelenléte – amelyekkel oldhatatlan formákat képezhet. A kivonható humusz mennyisége ezáltal nem minden komposzt esetén jó indikátora a komposztérettségnek (Schnitzer és Kahn, 1972; Stevenson, 1982; Morel et al., 1985). A teljes szénmennyiség százalékában kifejezett kivonható humusz szén mennyiségét extrakciós aránynak hívják (Estrada et al., 1987), értéke a nyersanyag érettségétől függ.

A C_{HA}/C_{FA} és a CEC/TOC indexek tűnnek a legérzékenyebbeknek, amivel a humifikáció folyamatát nyomon lehet követni. Mindkettő index növekszik a komposztálás alatt, korábban ajánlották az érettség indikátoraként (Roig et al., 1988; Jiménez és García,

1992). A 35. és a 45. nap között a FA/HA arány 4:1, egyéves komposztnál ez az arány 1:1-re csökken (Sachse és Ziechmann, 1969). Általában a friss és a nyers komposzt kevés HA-t és sok FA-t tartalmaz ellentétben az érett komposzttal (Han et al., 2008). Estrada et al. (1987) eredményei alapján a humuszszerű frakciók (C_{HA}) és a humifikációs index (HI) növekszenek a komposztálás alatt, jelezve a humifikáció irányát. A humusz HA + FA frakciói a teljes szerves szénmennyiség arányában növekednek a komposzt érettségével. A C, a HA/C_{FA} arányban növekszik, és megbízhatóan alkalmazható érettségi indexként mindenfajta hulladék esetén. C_{HA}/C_{FA} arány növekedése a polimerizáció fokaként ismert. A C_{HA} jelzi a komplex molekulák kialakulását és a C_{FA} és az FA frakció a nem humusz komponensek csökkenését. A polimerizáció foka az érés során 0,65-ről 1,86 és 2,00 közé emelkedik, az érett anyagban 0,74 és 3,07 között változik. Ezek jól jelzik a polimerizáció mértékét – ezáltal a komposzt érettségét is, illetve nagyon közel állnak a Jiméneez és García (1992) által javasolt 1,9 érettségi indexhez. A C_{FA} értéke azonban széles tartományban mozoghat 1,2–3,85%, ami nem teszi lehetővé a komposztérettség index létrehozását. A C_{FA}/C_{HA} arány túl nagy eltéréseket mutathat a nyersanyagok függvényében (Estrada et al., 1987).

A komposzt érettségének jellemzésére Roletto et al. (1985) a következő paraméterek számítását javasolták:

- Humifikációs ráta (HR) amely a teljes kivonható huminsav széntartalmának (C_{ext}) és a teljes szerves széntartalomnak (C_{org}) a százalékban kifejezett aránya: $HR = (C_{ext}) \cdot (100 \cdot C_{org}^{-1})$
- Humifikációs index (HI), amely az izolált huminsav széntartalmának (C_{HA}) és a szerves széntartalomnak (C_{org}) a százalékban kifejezett aránya (a nem humifikálódott szén és a humusz széntartalmának aránya az NaOH + Na₄P₂O₇ kivonatban): $HI = (C_{HA}) \cdot (100 \cdot C_{org}^{-1})$
- Humifikációs fok: az egyes humuszkomponensek stuktúrális (lignin, fenol) változásának szintje.

Hargitai feltételezte, hogy híg NaOH-os kezeléssel a könnyebben oldható, gyengébb minőségű humuszkomponenseket lehet kivonni a talajból, a jó minőségű szerves anyagokat viszont 1%-os NaF-dal lehet oldatba vinni. Így a fenti két kivonószerezrel kapott humuszoldat fényelnyelése is felhasználható a humusz

minőségének jellemzésére. A humuszanyagok stabilitását kifejező stabilitási koefficiens (K) úgy kapjuk, hogy a NaF-os oldat extinkcióját (E_{NaF}) osztjuk a NaOH-os szűrlet extinkciójának (E_{NaOH}) és a talaj humusztartalmának ($\text{Hu}\%$) szorzatával (Hargitai, 1961): $K = E_{\text{NaF}}/E_{\text{NaOH}} \cdot \text{Hu} \%$

Ez a K -val jelzett érték nem mutat a komposztoknál jól elkülöníthető értéket, mivel a szervesanyag tartalom mindig nagy. A Q -val jelzett extinkciós érték hányadossal azonban jól jellemezhetőek a komposztok, és egyéb szervesanyagok, számszerűen is, egyszerűen, gyors helyszíni vizsgálattal is (Jakusné – Forró, 2006). A hargitai-féle humusz stabilitási szám (Q) a NaF és a NaOH-os szűrletnek a látható tartomány meghatározott hullámhosszain mért abszorbancia arányából számolható (Buzás, 1988).

Paraméter	Hivatkozás
FTIR (transzformációs infravörös spektroszkópia)	Inbar et al.,(1990).
¹³C NMR	Castaldi et al., (2005).
NIRS (infravörös közeli spektrofotometria)	Joffre et al., (1992); Gillon et al., (1993); Couteaux et al., (1995); Ben-Dor et al., (1997); Stevenson, (1982).
TG , (thermogravimetria)	Blanco és Almendros, (1994); Dell'Abate et al., (2000).
Dewar módszer	Laga, (1984); BGK (Bundesgütegemeinschaft Kompost)
Oxigénfogyasztás és a széndioxid termelés	Zucconi és De Bertoldi, (1987).
Respirációs arány	Hue és Liu, (1995).
DRI (dinamikus légzésintenzitás index)	CEC, (2001).
BOI₅ (biológiai oxigén igény)	Usui et al., (1985).
KOI (kémiai oxigén igény)	Mathur et al., (1993); Papadimitriou és Balis, (1996); Lasaridi és Stentiford, (1997).
SOUR (specifikus oxigén felvételi sebesség)	Barrena et al., (2005).
DSOUR (szárazanyagra vetített specifikus oxigénfelvételi sebesség)	Barrena et al., (2005).
AT₄ érték	Iannotti et al., (1993); CEC, (2001).
Sugárgombák száma	Bilitewski et al., (1990)
Mikrobiális aktivitás	Chefetz et al., (1998); Zmora-Nahum et al., (2005); Said-Pullicino et al., (2007).
Mikrobiális biomassa	Lynch és Wood, (1985).
T érték (redoxpotenciál)	Muller, (1939); Harada és Inoko, (1980); Levi-Minzi et al., (1986).
EC (elektromos vezetőképesség)	Raviv et al., (1987); Wong et al., (2001).
CEC/TOC (kationcsere képesség/teljes szerves szén tartalom)	Roig et al., (1988),; Jiménez és Garcia, (1992)
NH₄/NO₃ aránya	Aparna et al., (2008); Egawa, (1975); Katayama et al., (1987).
Nitrát-N tartalom	Bernal et al., (1998); Zucconi és De Bertoldi, (1987); Finstein és Miller, (1985).
Cow/Nor (vízoldható szén / teljes nitrogén tartalom)	Hue és Liu, (1995), Bernal et al., (1998).
Cow/Now (vízoldható szén / nitrogén tartalom)	Chanyasak és Kubota, (1981)
Cw/N_{org} (vízoldható szén / szerves nitrogén tartalom)	Hirai et al., (1985); Chanyasak és Kubota, (1981); Jiménez és Garcia,

	(1992); Hue és Liu, (1995); Bernal et al., (1998)
C/N arány	Jiménez és García, (1989); Bernal et al., (1998); Chanyasak et al., (1982); Hirai et al., (1985); (Hue és Liu, (1995).
TOC/TN (teljes szerves széntartalom/teljes nitrogén tartalom)	Bernal et al., (1998).
C_{org} (szerves szén)	Hue és Liu, (1995); Bernal et al., (1998); Chefeetz et al., (1998).
TOC (teljes szerves szén), TEC (összes kivonható szén), nem humuszosodott C-tartalom	Ciavatta et al., (1990, 1993)
Vízoldható humusz	Sellami et al., (2008).
Vízoldható C	Mathur és Farnham, (1985).
HA/FA, humifikációs fok	Sugahara és Inoko. (1981); Han et al., (2008); Harada és Inoko, (1980); Jouraiphy et al., (2005).
C_{HA}/C_{FA}	Roig et al., (1988); Jiménez és García, (1992).
C_{FA}/C_{HA}	Estrada et al., (1987).
Érettségi faktor f=(C/N érés végén)/(C/N érés kezdetén)	Senesi. (1989).
Humifikációs ráta (HR) HR=(C _{ext})(100/C _{org}) Humifikációs index (HI) HI=(C _{HA}) (100/C _{org}) Humifikációs fok	Roletto et al., (1985)
Humifikációs index (HI) HI=NHF/(HA+FA) Humifikációs arány 1 (HR1) HR1=HA/FF Humifikációs arány 2 (HR2) HR2=HA/FA	Inbar et al., (1990)
E4/E6	Sellami et al., (2008).
SUVA₂₅₄	Said-Pullicino et al., (2007)
Monoszacharid-tartalom	Koivula és Hänninen, (2001)

1. táblázat A komposzt érettségére javasolt paraméterek

2.6. Szénhidrátok

2.6.1. A szénhidrátok átalakulása

A sejtek fő tápanyagainak, különösen a poliszacharidoknak, a lipideknek és a proteineknek a lebontása számos egymást követő enzimreakció során megy végbe. A biológiai bomlás során a poliszacharidok hexózokká és pentózokká alakulnak, a lipidek zsírsavakká, glicerinné és más komponensekké, a proteinek a felépítésükben résztvevő aminosavakká bomlanak (Benedek, 1990).

A komposztálás során a kiindulási anyagok között a legnagyobb tömegben előforduló poliszacharid a cellulóz és a hemicellulóz. A szerves hulladékok nagy molekulatömegű polimereket tartalmaznak, melyek többségében vízoldhatatlanok. A lebontó mikroorganizmusok a talajban vagy a komposztban nem tudják abszorbálni a nagy polimereket a sejtfalukon keresztül. Ezért depolimerizáló, hidrolitikus enzimeket választanak ki a komposzt oldat fázisába. Ezek az exoenzimek degradálják a polimereket, mint a cellulózokat, hemicellulózokat és a keményítőt vízoldható formájú, kis molekulatömegű oligomerekké, dimerekké és monomerekké. A komposztálás alatt ezek a monomerek metabolizálódnak és többségében alifás savak, poliszacharidok, mikrobasejt összetevők és másodlagos termékek alakulnak ki belőlük illetve széndioxiddá és vízzé mineralizálódnak vagy a humusz képződéshez szükséges összetevőkké alakulnak (Mathur, 1991).

A szerves komponenseknek változó a biodegradálhatósága. Például a cukor alapú összetevők, beleértve a poliszacharidokat általában sokkal könnyebben lebonthatóak és tökéletesebben mineralizálódnak CO₂-á és vízzé, mint a polifenolok, pl. a lignin. (Morel et al., 1985). Lossin (1970) javasolta a poliszacharidok, mint a keményítő tényleges komposztálhatóságának meghatározását a komposztban.

2.6.2. A szénhidrátok lebontása

A szénhidrátok között az energiát szolgáltató glükóz főként a keményítőtől, a hemicellulózból és a cellulózból származik. A szénhidrátok a legfőbb C és energia forrásai a mikroorganizmusoknak, ezek a fajta molekulák jobbra a degradációban vesznek részt és szerepük, a humuszanyagok szintézisében a mikrobiális szövetrel egyesülve komplex szerkezetet eredményeznek (Marstorp 1996; Sánchez-Monedero et al., 1999). A cukrok, a poliszacharid tartalom, különösen a cellulóz és a hemicellulóz a lebomlás első fázisában degradálódik, bár a vízoldhatatlan cellulóz bomlása

hosszabb ideig tart. (Morel et al., 1985; Inbar et al., 1989) ezt követi a lignin frakciójának bomlása az utolsó lépésben. (Brouillette et al., 1996). Egyes szerzők szerint ezeknek a komponenseknek a koncentrációja nem változik a 3 hét alatt, mutatva a komplexebb polimerek hidrolízisének eredményeként kialakult kompenzációt és a szerepüket, a mikroorganizmusok energiaforrásaként. (Sánchez-Monedero et al., 1999). A hemicellulóz és a cellulóz tartalom 20 és 40 %-al csökkent a komposztálás első 60 napjában, aztán egy kisebb mértékű csökkenés volt megfigyelhető. Ellentétben, ugyanebben az időszakban a lignin tartalom, majdnem lineárisan, kb. 50 %-al növekedett a szervesanyagban, majd a növekedés lassult. A cellulózbontó mikroorganizmusokat mezofil és termofil baktériumok ill. gombák alkotják. Számuk folyamatosan emelkedik a komposztálás 60 napjáig, majd aktivitásuk fennmarad a komposztálás során (Riffaldi et al., 1986). A vízdoldható szerves szén és a szénhidrátok csökkenése már a komposztálás első 4 hetében is jelentkezett, mindkét paraméter 30 és 10 g/kg körüli értéket ért el, jellemző volt még a felvehető OM frakciónak a mikrobiológiai lebontása (Alburquerque et al., 2004). A keményítő mikrobiológiai lebomlását amiláz és glükózidáz enzimek katalizálják. Ezen enzimek nem fajspecifikusak, szinte minden gombánál megtalálhatók, a baktériumok amiláz enzime viszont erősen szubsztrát specifikus (Beck, 1968). A cellulóz bontását számos ökológiai faktor befolyásolja, melyek közül az egyik legfontosabb a rendelkezésre álló nitrogén mennyisége (Szegi, 1979). A cellulózt a gombák aerob körülmények között gyorsan, míg a baktériumok lassan bontják (Schlegel, 1972).

A cellulóz és a hemicellulóz az MSW-t tartalmazó keverékekben erősen degradálódik, a bomlás 85%-ot ért el. A bomlás a termofil fázisban nagyobb volt, a kezdeti érték 70%-a bomlott el. A komposztálás fennmaradó részében nagyon kicsi változás volt kimutatható. A cellulóz és hemicellulóz polimerek hidrolízisének eredményeként kevésbé polimerizálódott frakció mutatható ki. A vízdoldható szénhidrátok meghatározására használt módszer leginkább hexózt és pentózt mutatott ki, a vízdoldható szerves szénnek ez a frakciója a leglabilisabb és érzékenyebb a biokémiai átalakulásokra (Brink et al., 1959). A szénhidrát koncentráció nem mutatott egyértelmű tendenciát a komposztálás alatt, 0,3-0,8 % között volt az értéke. Ezekből az eredményekből megállapítható, hogy a legtöbb szénhidrát a cellulóz és hemicellulóz hidrolíziséből keletkezik, amiket a mikrobák azonnal hasznosítanak is. Kompenzáció van a mikroba aktivitás által eredményezett degradációs folyamatok és a cellulóz ill.

hemicellulóz degradációjának eredményeként kapott szénhidrátok kialakulása között (Sánchez-Monedero et al., 1999). A cellulóz tartalom forgatásos komposztálás esetén 18,8 g/100g szá-ról drasztikusan lecsökkent 2,9-re. Levegőztetett komposztálás esetén 21,2 –es érték 8,8-ra illetve 7,9-re csökkent le. A hemicellulóz és a cellulóz frakció degradálódása a komposztálás során megemeli a labilisabb szubsztrát mennyiségét. Van Bochove et al. (1996) szerint szarvasmarhatrágya komposztálásának termofil szakaszában megnövekedett a poliszacharidok aránya, növekedett a mikroba aktivitás, és a cellulóz, hemicellulóz és a lignin depolimerizációja. A pentózok és hexózok mennyisége, illetve a cellulóz és hemicellulóz tartalom illetve a C tartalom csökken a redukáló cukorban és a teljes szénmennyiségben a komposztálás során (Harada et al., 1980). A komposztálás során keletkező szénhidrátok nagy mennyiségben kapcsolódnak kovalens kötések útján a különböző huminsav és fulvósav struktúrákhoz (Hänninen et al. 1995). A nyersanyagok és az érett komposzt vizes kivonatának poliszacharid tartalma általában hasonló különbséget mutat (Chanyasak et al., 1982 és Hirai et al., 1985).

Nem volt kimutatható korreláció az oldható szénhidrát frakció és a legfontosabb humifikációs indexek között, valószínűleg azért, mert a szénhidrátok a legfontosabb C forrásai a degradációért felelős mikroflorának. Az oldható szénhidrátok részvétele a humifikációs folyamatokban rejtett (Sánchez-Monedero et al., 1999). A szénhidrátok mennyiségének növekedése a komposztálás során a mikrobiológiai aktivitás és a szintézis eredménye, csakúgy, mint a cellulóz és a hemicellulóz depolarizációja.

2.6.3. Szénhidrátok meghatározása

A tömegspektrofotométeren a pentózt, a legjellemzőbb jelet a cellulóz alegységét az aldohexózt lehet kimutatni. A legerősebb jelet a dimer lignin adja, a jel kitűnően mutatja a szénhidrátok, monomer és dimer ligninek jelenlétét. Egy keverék tömegspektruma a 6. és a 17. napon feltűnően kiugró csúcsot jelzett a szénhidrátok jelenlétének köszönhetően, a jelet a monomer és dimer lignin maradványok okozták. A spektrum a 17. napig emelkedett, az alifás szénvegyületek további csökkenését mutatva, de az aromás szénvegyületek intenzitásában növekedést lehetett kimutatni (Marchea et al., 2003).

Az FTIR spektruma a komposztálás alatt a poliszacharidok erőteljes átalakulását mutatta különösen a karboxil és az észter csoportokban. A legnagyobb csúcsok intenzitása közötti arány trendje hangsúlyozza a poliszacharidok degradációját és/vagy az aromás polimerek szintézisét a folyamat alatt (Castaldi et al., 2004).

2.6.4. Hidrolizálható szénhidrátok változása a komposztálás során

A hidrolizálható szénhidrátok mennyisége csökken a komposztálás ideje alatt. A csökkenés az első 13 napban több, mint 42 % volt a kiindulási nem cellulóz alapú poliszacharid tartalomnak. Aztán a hidrolizálható szénhidrátok mennyisége növekedett az érési fázis kezdeti szakaszában (28 nap) ami a mikrobiális cellulóz és hemicellulóz degradációnak köszönhető. A cellulóz biodegradáció lassulása kapcsolatban van a cellulózon a lignin által alkotott burokkal, ami egy kémiai inhibíció (Pichler és Kögel-Knabner, 2000; Tuomela et al., 2000; Komlis és Ham, 2003). A hidrolizálható szénhidrát mennyiségének növekedése arányos a lignin eredetű fenol csökkenésével. Az érési fázis végére a hidrolizálható szénhidrátok mennyisége a kiindulási érték 62%-ra csökkent. Degradációs arányuk a komposztálás során nagyobb, mint az ellenállóbb polimer szénhidrátok teljes degradációs aránya.

A WEOM minták hidrolizálható szénhidrát tartalma szintén csökkent a komposztálás előrehaladtával, kivéve a kezdeti növekedést az első 6 napban. A komposztálás során a nem cellulóz eredetű poliszacharidok mennyiségét különböző ellentétes folyamatok befolyásolhatják: a mineralizáció, mivel az oldható szénhidrátok kitűnő energia és C források, 2. a növényi eredetű polimerek leépülése során képződő cukrok oldékonysága, így hatással van a mikrobiális eredetű poliszacharid termelődésre. Ezen folyamatok eredménye megváltoztatja a komposztálás idejét, a nettó csökkenés megerősíti azt, hogy ezek az összetevők a leglabilisabb C forrás részét képezik. A WEOM minták hidrolizálható szénhidrát tartalmának analízise megerősítette a C13 NMR spektroszkópia eredményeit.

A hidrolizálható szénhidrátok átalakulása a komposztban és a WEOM mintákban jobban megérthető az egyszerű szacharidok áttekintésével. A hexózok a legnagyobb arányát képezik a teljes neutrális cukroknak (57-77%) minden mintában a glükóz volt a legnagyobb mennyiségű. Bár a pentózt tekintik a legkisebb arányú komponensnek az összes neutrális cukor között, az arányuk növekedett a komposztálás

folyamata során különösen a xilózé és az arabinózé. A WEOM mintákban a hexózok 78-94 %-os aránya volt kimutatható a teljes neutrális cukrok között a komposztálás ideje alatt. A glükóz koncentrációja drasztikusan lecsökkent a komposztálás ideje alatt, miután galaktóz, mannóz és ramnóz maradt vissza, ez a legnagyobb mennyiségben kimutatható neutrális cukor a folyamat végén. (Guggenberger et al., 1994).

A hexózok és pentózok aránya információt ad a lehetséges szénhidrát forrásokról, mert a növényi poliszacharid komponensek feldúsulnak a pentózban, ilyen az arabinóz és a xilóz míg a mikrobiális biomassza nagyobb arányú hexóz mennyiséggel jellemezhető, ilyenek a galaktóz és a mannóz, illetve deoxicukrok, mint a ramnóz és a fukóz (Kaiser et al., 2001). Mivel a glükóz a növényekből és a mikrobákból származik a mannóz és a galaktóz arányát, illetve a xilóz és az arabinóz arányát (Man+Gal, Xyl+Ara) széleskörben használják a legtöbb növényi eredetű és mikrobiális eredetű szénhidrát megkülönböztetésére, aminek az értéke $<0,5$ növényi poliszacharidok esetén és >2 , mikrobiális eredetű poliszacharidok esetén (Aoyama., 1991). A WEOM minták eredményei alapján a hexóz és pentóz arányának növekedését lehet látni, amiből a mikrobák jelentős hatását lehet kimutatni az oldható szerves frakcióban. A komposztálás vége felé haladva a WEOM minták nagyon hiányosak növényi eredetű szacharidokban.

A szénhidrátok, így pl. a monoszacharid koncentráció csökkent a komposztálás során, a frakcionálatlan komposztban és a HA frakcióban egyaránt (Hänninen et al., 1995). Koivula és Hänninen (2001) tapasztalatai alapján a D-glükóz mennyisége csökkent, ugyanakkor a D-xilóz, D-mannóz és D-galaktóz mennyisége növekedett a biohulladék komposzt HA frakciójában a humifikáció alatt. A xilóz és a mannóz mennyisége nőtt a komposztálás 23 hete után. Az 1, 23 és 36 hetes komposztok monoszacharid koncentrációja között szignifikáns különbség volt. A monoszacharid koncentrációja szignifikánsan magasabb volt az FA frakcióban, mint a HA-ban ($p = 0,041$). A monoszacharidok koncentrációja a komposzt huminsavában 52–101 mg·g szervesanyag⁻¹ volt.

A poliszacharid-tartalmat nem lenne praktikus dolog a komposztérettség meghatározására használni. Nem bomlik az összes poliszacharid egyforma gyorsasággal, sőt számos mikroorganizmus poliszacharidokat szintetizál a komposzt érési fázisában. A szénhidrátok átalakulásának nyomonkövetése információkat ad a

mikrobiológiai metabolizmus változásáról a komposztálás idejének függvényében, de nem lehet azonosítani általa azokat a biokémiai folyamatokat, amelyek a komposzt stabilitásához és érettségéhez vezetnek (Morel et al., 1985).

A vízdíszíthető szénhidrát tartalom és a fenol frakció között nem mutatható ki szignifikáns differencia. A vízdíszíthető szénhidrátokat és a fenol frakciót a mikroba flóra preferáltan bontja, amit C és energia forrásként használ fel, bár szerepük, mint prekursor csökken a humifikációs folyamatban. Nem lehet korrelációt kimutatni az idő és a vízdíszíthető szénhidrát tartalom, ill. a humifikációs indexek között (Sánchez-Monedero et al., 1999).

2.7. Spektroszkópiái módszerek a szervesanyagok vizsgálatában

A spektroszkópiás módszer hasznos eszköze a környezetvédelmi analíziseknek a komplex szerves összetevők szerkezetének meghatározására (Wang et al. 2013). FTIR spektroszkópia fontos mennyiségi módszer a szervesanyag kémiai csoportjainak jellemzéséhez, ami széles körben alkalmazott a talaj szervesanyag, szerves hulladék és a belőlük készült komposzt vizsgálatára (Tseng et al., 1997; Carballo et al., 2008); az UV-vis még gyakrabban használt eljárás az aromás vagy telítetlen összetevők jellemzőinek vizsgálatára (Fuentes et al., 2005; Sellami et al., 2008; Li et al., 2010); GPC UV 254 detektorral kombinálva a DOM (oldható szerves anyag) különböző molekulatömegű szerves anyagai vizsgálhatók számos kísérletből (Prudent et al., 1995; Outmane et al., 1999; Gul et al., 2003; El Hajjouji et al., 2007); EEM (gerjesztési emissziós mátrix) fluoreszcensz spektrum olyan szerves komponensek vizsgálatára alkalmasak, amelyeknek van fluoreszcensz tulajdonsága, mint a fehérje, humin és fulvosavak (Marhuenda-Egea et al., 2007; Tian et al., 2012). Ezek a spektroszkópiás technikák megvalósítható megközelítést biztosítanak a DOM kémiai összetételének és szerkezetének mennyiségi vizsgálatához a komposztálás során vett szennyvíziszap komposzt mintákból. NIR analízist évtizedekkel ezelőtt fejlesztették ki a gabonák gyors nedvesség meghatározására (Ben-Gera and Norris, 1968). A NIRA elfogadott és széleskörben használt más tudományterületeken is (Davies and Grant, 1987, Norris, 1988). A módszer gyorsaságáról, megfelelőségéről, egyszerűségéről, pontosságáról és az egy időben végezhető több összetevő elemzéséről ismert (Stark et al., 1986). A módszer nem igényel magasan képzett kezelői képesítést és a nagy mintaszám sem korlátozó (Wetzel, 1983). Alapvetően a NIRA módszer azt feltételezi, hogy a kapott összetevők koncentrációjának számos abszorpciós funkcióval lineáris kombinációja

van. A módszer empirikus és nincs szükség hozzá sem fizikai sem kémiai tényezőkre vagy feltételezésekre. A talaj anyagának spektrális funkciói a NIR spektrumban (1-2,5 mikrométer) kapcsolatban van a funkciók csoportok vibrációs módjaival. Ezek a módok az alapok kombinációja és felülvizérlés az IR tartományban. A talajásványoknak különböző spektrális ujjlenyomatai vannak a NIR tartományban a felülvizérlés relatív erős abszorpciója és az OH, SO₄, CO₃ csoportok kapcsolódási módjai miatt (Hunt és Salisbury, 1970). A szervesanyagnak szintén különböző ujjlenyomatai vannak, melyek a szerves összetevőkben található számos funkciók csoporttal vannak kapcsolatban (karboxil, hidroxil és amin) (Bowers és Hanks, 1965; Al-Abbas et al., 1972).

A talajok ásványi és szerves összetevőit is vizsgálták már NIRA megközelítéssel. Ben-Dor és Banin (1990) kimutatta, hogy a karbonátok koncentrációja kikövetkeztethető a NIRA módszerrel arid talajokon, ha a talajt előhevítik 600 fokra 8 óráig a spektroszkópos méréshez. Megállapították, hogy az előkezeléssel az OH csoportok (a szervesanyaggal és az agyagásványokkal együtt) abszorpciós funkciója eltüntethető és a CO₃ csoportokat fokozza. Ben-Dor és Banin (1990) használta a NIRA stratégiát az agyagásványok kémiai meghatározására. Azt állapították meg, hogy az összes Fe, Al, Mg és kóvasav meghatározható a szemkít ásványok csoportjaiból NIRA stratégiát használva előkezelés nélkül. A szervesanyag és annak összetevői (C, N) szintén meghatározhatók ezzel az eljárással a talajban. Dalal and Henry (1986) megállapították, hogy a NIRA eljárással a szerves C, az össz N és a talaj nedvességtartalma kikövetkeztethető ausztráliai talajokon. Megállapították, hogy a NIRA rutin tesztmódszerként használható, ha további tapasztalatokat kapunk a berendezésről és az adatkezelésről. Morra et al. (1991) a NIRA segítségével vizsgálta a talaj C és N tartalmát relatív homogén talaj csoportban (12 talaj és azok kémiailag kezelt részhalmozai). A módszer nagyon ígéretes ezeknek az összetevőknek a meghatározására és talajvizsgálatokra. Ben-Dor és Banin (1990), bemutatták, hogy a NIRA módszer használható a funkció nélküli spektrális összetevők kimutatására a talajban interkorrelációban a talaj tulajdonságaival, melyek a NIR tartományban aktívak.

2.7.1. UV abszorpciós spektroszkópia

Az UV abszorpciós spektroszkópiát általánosságban használják különböző tulajdonságú szerves anyagok tanulmányozására (Beznosikov és Lodygin 2009). A humuszanyagok fényelnyelése nő, ha:

- nő a vegyületekben lévő aromás gyűrűk kondenzációjának mértéke (Kononova, 1966);
- nő az aromás vázak „magok” szén tartalmának és az alifás oldalláncok szén tartalmának aránya (Kasatochkin et al., 1964)
- vagy nő a teljes széntartalom és a molekuláris tömeg.

Általában a humuszanyagok nem adnak jellemző színeképet az UV és a látható tartományban. A huminsavak és a fulvosavak lúgos és semleges vizes oldatainak, valamint az fulvosavak savas vizes oldatainak abszorpciós színeképe jellegtelen, nincs se maximuma se minimuma, az optikai sűrűség általában csökken, ahogy a hullámhossz növekszik.

2.7.2. IR spektroszkópia

Az IR spektrum visszatükröződik az oxigén tartalmú funkciós csoportok túlsúlya esetén, ami CO_2 , H_2O és a $\text{C}=\text{O}$ a humusz anyagokban. A humuszanyagok IR spektruma hasznos információt biztosít a funkciós csoportok eloszlásában, ami a humusz szerkezet kémiai struktúráját jelzi (Schnitzer és Kahn, 1978).

- Fluoreszcens spektroszkópia
- Fluoreszcens spektroszkópia egy egyszerű eszköz az egyszerű és a komplex szerves összetevők és humuszanyagok kémiai viselkedésének tanulmányozására (Coble, 1996; De Souza Sierra et al., 1994). Emisszió, gerjesztés és szinkron scan spektroszkópiát használnak a humin és fulvosavak és a különböző eredetű humuszanyagok megkülönböztetésére (Senesi, 1990; Senesi et al., 1991).

2.7.3. UV VIS spektroszkópia

- UV VIS spektroszkópia lehet abszorpciós és reflexziós spektroszkópia is. Ez azt jelenti, hogy olyan fényt használnak, ami a látható és annak szomszédos

tartományában van (near UV és near IR). Az abszorpcióra és a tükröződésre a látható tartományban közvetlenül hatással van a kémiai anyag érzékelt színe. Az elektromágneses spektrum régiójában a molekulák elektronikus átalakuláson mennek át. Ez a technika a fluoreszcens spektroszkópia kiegészítője, ebben a fluoreszcenciában az átalakulással foglalkoznak a gerjesztett állapottól az alapállapotig, mivel az abszorpció méri az átalakulást az alapállapottól és gerjesztett állapotig.

- A molekulák tartalmaznak π elektronokat és nem kötött elektronokat (n-elektronok), amelyek képesek abszorbeálni az energiát UV vagy látható fény formában, hogy gerjessék ezeket az elektronokat egy magasabb kötés nélküli molekuláris pályára. A könnyebben gerjesztett elektronok a fény magasabb hullámhosszain képesek abszorbeálódni.
- UV/VIS spektroszkópiát rutinszerűen használják az analitikai kémiában a különböző anyagok mennyiségi meghatározására, mint az erősen kapcsolódott szerves összetevők és a biológiai makromolekulák. A meghatározást általában oldatból végzik.
- A szerves összetevők, különösen amelyekben erős kötések vannak abszorbeálják a fényt az elektromágneses spektrum UV és látható régiójában. Az oldószerek ehhez a meghatározáshoz általában víz a vízoldható összetevőkhöz,

UV VIS alkalmazása talaj szervesanyag tanulmányozására

- A humusz összetevők jellemzése UV VIS spektroszkópiával is elvégezhető. A humusz összetevők általában erős abszorbanciát mutatnak az UV VIS tartományban (190-800 nm), különösen az UV tartományban, az aromás kromofórok és/vagy szerves összetevők jelenléte miatt (Schnitzer és Kahn, 1972). Az UV abszorbanciát általánosan használják a szervesanyag aromás tartalmának meghatározásához (Chen et al., 2002).

2.7.4. E₄/E₆

Talajtannal foglalkozó szakemberek az optikai sűrűség vagy az oldat 465 és 665 nm-en mért abszorbanciájának arányát használják a vizes humin vagy fulvosav (E₄/E₆) anyagoknak a jellemzésére (Chen et al., 1977; Helms et al., 2008; McDonald et al. 2004; Yang és Xing, 2009). A nagyobb molekulatömeg és az aromás gyűrűk kondenzációjának magasabb fokát alacsonyabb E₄/E₆ arány mutatja. A huminsavnak

magasabb az aránya, amennyiben humifikáltabb vagy idősebb a vizsgált anyag. Ez az arány független a humuszösszetevők koncentrációjától, de jól jellemzi a különböző eredetű szervesanyag frakciók és humusz összetevők közötti különbséget.

A huminsav és fulvosav tartalmú vizes oldatok 465 és 665 nm hullámhosszon mért optikai sűrűségének, azaz abszorbanciájának aránya széles körben használt a talajok tulajdonságainak jellemzésére. Chen et al. (1977) szerint huminsavak és fulvosavak E_4/E_6 aránya:

- főleg a részecske mérettől függ (vagy részecske- illetve molekula tömeg);
- hatással van rá a pH;
- összefüggésben van a szabad gyökök koncentrációjával, az O, C, CO₂H tartalommal és a teljes savassággal, figyelembe véve, hogy ezek a paraméterek is a részecskeméret, részecske vagy molekula tömeg függvényei;
- gyakorlatilag közvetlenül nincs kapcsolatban a kondenzált aromás gyűrű koncentrációjával;
- függetlenek a humin- és fulvosav koncentrációtól, legalábbis a 100-500 ppm tartományban.

Az E_4/E_6 arány tehát független a humuszanyagok koncentrációjától, de értéke talajtípustól függően változik. A különböző talajtípusokból izolált huminsavak E_4/E_6 aránya 3,0-5,0 között, míg a fulvosavaké 6,0-8,5 között változik. Inbar et al. (1991) szerint a komposztokból izolált huminsav E_4/E_6 aránya sokkal magasabb ($E_4/E_6=7,3$) mint a talajokból kivont huminsavaké. A HA E_4/E_6 aránya általában kisebb, mint 5. Az FA aránya 6-8 között mozog (Chen et al., 1977).

Az alacsony E_2/E_3 arány magas átlagos molekulatömeget mutat. A talaj HA alacsony E_4/E_6 vagy E_2/E_3 arány erősen befolyásolja az abszorpciót az aromás C=C funkciós csoportok által. Az aromás gyűrűk magas fokú kondenzációja és a talaj HA nagy molekula tömege váltja ki feltételezések szerint a relatív nagy abszorpciót látható tartományban. A kondenzációs lánc hosszának, a molekulaméret növekedésével az abszorpció jel a nagyobb hullámhosszak felé tolódik (batokrom eltolódás) (Földényi et al., 2017.) Az E_4/E_6 arány meghatározása gyors és egyszerű analitikai folyamat,

amely nem igényel komplex felszerelést és fejlett technikai szaktudást, de mégis értékes információt ad a talaj szerves anyagairól (Schnitzer és Kahn, 1989).

2.7.5. SUVA₂₅₄

Specifikus UV abszorbancia (SUVA) L/mg/m), ami az UV abszorbancia 254 nm-en mért értékének és az oldott szerves C (mg/L) aránya, használható az oldott szerves C jellemzésére (Said-Pullicino et al., 2007).

2.8. Spektroszkópiai módszerek a komposztok vizsgálatában

A humifikáció előrehaladásának és a növekvő kondenzációs fok (illetve molekulatömeg) közti fordított arányosság jellemzésére az egyszerű fizikai-kémiai módszerek közül elterjedt az E₄/E₆ arány (465 nm-en és 665 nm-en mért abszorbancia) meghatározása. Az E₄/E₆ arányt régóta a humusz aromás magjainak kondenzációs foka vagy a humuszérettséget jellemző mutatóként veszik figyelembe (Aparna et al., 2008). A komposztálás előrehaladtával az E₄/E₆ arány szignifikánsan csökken. Feltételezhető, hogy a szénhidrátok és a kinonok oxidálódtak és összekapcsolódtak a metoxil csoportokkal és/vagy alifás láncokkal a humusz anyagokban. A komposztálás végén az érettség és stabilitás megfelelő foka alacsonyabb E₄/E₆ arány mellett érhető el (Sellami et al., 2008).

A spektrális analízis azt mutatja, hogy a mikrobiális melléktermék anyagok dekompozíciója és a humusz-szerű szerves anyagok alakulása az aktív fázisban zajlik le és a nagyobb molekulák a karbonsavakkal és az aromás struktúrák az érési fázisban alakulnak ki (Wang et al. 2013).

Kimutatható, hogy a komposztálás kezdeti szakaszában (0-60 nap) a paraméterek nagymértékben összefüggenek a dekompozíciós aktivitással. A VIS-NIR-SWIR nagyon érzékeny eszköze a finom változások monitoringozásának. NIR analízis rámutat, hogy az OH és a C-H csoportok jól korrelálnak a komposztálási idővel. Megállapítható, hogy a visszaverődési spektrum a VIS-NIR-SWIR régióban ígéretes eszköz a komposztálás folyamatának vizsgálatára (Ben-Dor, et al., 1997).

Minden szervesanyag spektrumból (friss, száraz, komposztált hulladék) következtetni lehet az idő tényezőre, amit McLellan et al. (1991) ismertetett a hulladékok korának felhasználásával 11-2500 nm tartományban.

A komposzt anyagok visszaverődési spektruma a VIS-NIR-SWIR spektrális tartományában sok értékes információt tartalmaz. Feltételezhető, hogy a VIS görbék használatával végzett szervesanyag értékelések esetén a paraméterek több, mint valószínű eltérnek a szervesanyag érettségi állapotától, így nem használható megbízhatóan, hibát eredményez a szervesanyag becslésében. A spektrális származtatás fokozza a rejtett információkat, mint a szignifikáns spektrális váltás 1450 nm-nél a korrallal (az öregedéssel) és kimutatja a kisebb spektrális változásokat. A többszörös regresszió-analízissel megtalálható a megbízható egyenlet, amivel megmagyarázható a komposzt korában kimutatható legtöbb változás. Az OH és az alifás C-H csoportok korrelálnak legszorosabban a komposztálás idejével. Bár hasonló analíziseket nem végeztek más komposzt tulajdonságokra, erősen feltételezhető az összefüggés a komposzt kora és kémiája között, ami hasonló vagy néha jobb eredményeket hoz. Több minta vizsgálata szükséges egy általános multiterm egyenlet megalkotásához, amivel becsülhető az ismeretlen komposzt minta. Megállapítható, hogy a VIS-NIR-SWIR spektrum nem csak egy ígéretes eszköz a komposzt folyamat vizsgálathoz, de egy validált technika, amelyben fontos és új információk vannak a szervesanyag koráról (Ben-Dor, et. al. 1997).

Said-Pullicino és munkatársai (2007) vízdoldható szervesanyag-minták UV abszorbanciáját mérték 254 nm-en a komposztálás során. A mért abszorbanciát normalizálták a kioldódott szerves szén koncentrációjával, így egy speciális UV abszorpciót kapva (SUVA₂₅₄), ami a szervesanyag aromás jellegének indikátoraként használható. A vízdoldható szerves anyagból nyert SUVA₂₅₄ értékek állandóak voltak a komposztálás első 28 napjában 0,97 l·(mg·m)⁻¹ átlagos értékkel, de a mutató értéke később folyamatosan növekedett 1,77, illetve 3,02 l·(mg·m)⁻¹ értékig a 90. és a 250. napra. A szerves oldat UV abszorpciója közvetlenül arányos volt annak aromás összetételével, így az eredmények tisztán mutatták az aromás összetevők relatív növekedését a komposztálás előrehaladtával.

A komposztok forró vizes kivonatainak UV (200-400 nm) tartományban végzett mérések elemzésével a komposztálás során a szerves anyagokban végbemenő változások nyomon követhetők (Dér, 2003).

Az UV-VIS spektrum felhasználható a szervesanyag molekula szerkezetének jellemzésére (Xi et al., 2012). Különböző DOM tartalmú komposztok UV-VIS

spektruma a hullámhossz függvényében csökkenő abszorbanciával, míg a komposztálás előrehaladtával az abszorpciós értékek emelkedésével volt jellemezhető (Song et al., 2015). Az aromatisáltság foka és a DOM molekula tömege szoros korrelációt mutat az UV (250-280 nm) moláris abszorbanciával és megbízhatóan meghatározható a 250-280 nm-en mért abszorbanciával (Chin et al., 1997). A 30. napon mért DOM tartalom és a DOM 250-280 nm között mért abszorbanciájának sorrendje megegyezett. Nishijima és Jr. Speite (2004) arról számolt be, hogy a $SUVA_{254}$ emelkedése az aromatisáltság magasabb fokát és a nagyobb molekulatömeget jelzi. A DOM polikondenzációjának és molekulatömegének az értéke emelkedett a komposztálás bio-oxidatív fázisa (BPC) után, míg He et al., 2011 eredményei szerint konstans volt ez az érték. A BPC után a $SUVA_{254}$ értékek emelkedtek. Westerhoff és Anning (2000) szerint a $SUVA_{280}$ felhasználható az aromás összetevők értékének indexeként. A $SUVA_{280}$ értékek emelkedtek a komposztálás után, a minták esetén ugyanolyan sorrendben, mint a vízoldható szerves összetevők sorrendje a komposztálás után. (Song et al., 2015). A 250 és 365 nm közötti abszorbancia arányát gyakran használják a molekulatömeg, az aromatisáltság és a szerves molekulák polikondenzációs fokának jellemzésére (Santos et al., 2009). Ez az arány csökkent a komposztálás előrehaladtával, ami a szervesanyag molekulatömegének és az aromatisáltság fokának fordított arányát mutatja. A humifikáció foka és a DOM molekulatömege növekedett (Li et al., 2010). Vieyra et al., (2009) szerint az alacsony E_{253}/E_{203} arány az aromás gyűrűk szűkös helyettesítésével vagy az alifás csoportok helyettesítésével van kapcsolatban, míg a magas arány a poláris funkciós csoportok jelenlétét jelzi az aromás gyűrűben. Ebben a munkában ugyanez volt megfigyelhető. A biodegradáció alatt hidroxil, karbonil és karboxil csoportok képződnek az aromás gyűrűkben, amely az E_{253}/E_{203} arány növekedését eredményezi (He et al., 2013)

2.9. A fontosabb elemek átalakulási folyamatai a komposztálás során

2.9.1. A nitrogén átalakulása a komposztálás során

A komposztálás során az egyes szerves anyagokban található nitrogén különböző mikroba csoportok egymást követő tevékenysége révén stabilabb és komplex szerves anyagokká alakulnak át, amely biológiailag a humuszanyagokra hasonlít. Paré et al., 1998).

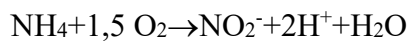
A nitrogén szerves és szervetlen vegyületek egész sorát képezi, melyek a komposztban, mint biológiai rendszerben lejátszódó kémiai reakciók szempontjából nagyon fontosak. A komposztálható hulladékok nitrogéntartalma nagymértékben ingadozik. A kommunális biohulladékok összetétele az évszak, a települési struktúra és a gyűjtési rendszer függvényében is jelentős eltéréseket mutat. (Krogmann, 1994).

A komposztálás folyamán az első fontos folyamat a szerves nitrogénvegyületek mineralizációja, melynek első lépéseként az ammonifikáció során heterotróf mikroorganizmusok a nitrogént ammónium formájában szabadítják fel.

Aminosavakból az ammónia eltávolítása dezaminálással történik. Ennek két változatát ismerjük: 1. a transzaminálás kombinációja a glutamát oxidatív dezaminálásával: 2. direkt oxidatív dezaminálás.

A második fontos folyamat a nitrifikáció, az ammónia biológiai oxidációja, amelyet tipikus kemolitotróf autotróf szervezetek, vagyis aerob légző baktériumok végeznek el. Ezek a mikróbák a redukált szervetlen vegyületek (NH_3 és NO_2) kémiai oxidációs energiáját hasznosítják, ATP-szintézisre fordítják és a levegő CO_2 -vel, mint egyedüli szénforrással szénautotróf életmódot folytatnak.

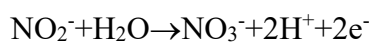
Az ammónia nitritté oxidálása legalább két lépésben történik.



A köztes termék hidroxil-amin, amely után az első, nem stabil köztes termék a nitroxil (NOH), amely nitritté oxidálódik, vagy N_2O képzésben vesz részt.



A nitrit nitráttá oxidálása egy lépésben megy végbe.



A harmadik jelentős redoxfolyamat a légköri N_2 biológiai fixációja, amelyet a nitrogenáz enzimrendszer szintetizálni képes, kizárólag prokarióta szervezetek végeznek el.

A nitrogént a fixáció során először aktiválni kell, ami egyenlő a molekuláris nitrogénnek két szabad nitrogénatomra hasításával. Ezután az endergonikus folyamat után következik a tényleges fixációs lépés, melynek során a nitrogén két atomja 3-3 atom hidrogénnel kapcsolódik, miközben két mól ammónia keletkezik. A nitrogénfixációs rendszer, mely szigorú anyagcserekontroll alatt áll, minden erre képes mikróbában két bonyolult alrendszert tartalmaz:

- hidrogéndonor rendszer (HDR)
- nitrogénaktiváló rendszer (NAR)

Az ammonifikáció után kialakuló $\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{NH}_4 + \text{OH}^-$ egyensúly a termofil fázisban uralkodó magas hőmérséklet és alkalikus kémhatás mellett az ammónia keletkezésének irányába tolódik el, amelynek jelentős része gáz formában eltávozik a rendszerből (Gottschall, 1990).

Magas hőmérsékleten és alkalikus kémhatás mellett az ammóniumionok ammóniává alakulnak és gázformában eltávoznak a rendszerből. Növekvő pH mellett az $\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$ átalakulás az ammónia irányába tolódik el. Csökkenő pH értéken és hőmérsékleten ammónium irányába tolódik el az egyensúly. Az alacsonyabb hőmérsékletű második mezofil fázisban az ammónia számára három nitrogén-átalakulási út válik lehetővé.

- Az ammóniumion megkötődik a duzzadó rácsú agyagásványok, elsősorban montmorillonit, illit és a vermikulit egymástól eltávolodott rácsai között.
- Nitrifikáció.
- A nitrogén a huminanyagok felépítésében vesz részt.

Az említett folyamatokban felhasznált nitrogén jelentős része a termofil fázis mikrobatömegének mineralizációjából származik. Ezt a reasszimilációt Grabbe (1975) a beépített fehérjenitrogén 50-100 %-ra teszi. A komposzt az érés első heteinek magas hőmérsékletű fázisának kivételével kitűnő szubsztrát az aszimbióta nitrogénkötéshez.

A külső zónában, illetve a termofil fázis befejeződésével a prizma egészében optimálisak a feltételek, hiszen a nitrogénkötő baktériumoknak nagy mennyiségű szervesanyagra van szükségük. A komposztálás során a könnyen felvehető szénforrást

a nitrogénkötő mikroorganizmusok számára a cellulóz és a hemicellulóz jelenti, de a baktériumok kiválasztási termékei is sok élesztőt (inulint, dextringet stb.) tartalmaznak (Müller, 1965). Az *Azotobakter*, sőt a *Clostridium* fajok is képesek különböző cellulózbontó törzsekkel történő együttműködésre. A szimbiózis lényege, hogy a nitrogénkötők cellobiózt, glükózt és szerves savakat kapnak, cserébe fehérjegyazdag termékeket szállítanak a cellulózbontókhöz.

A nitrogén-megkötésnél jelentős szerepe van a komposztban lévő könnyen felvehető nitrogénvegyületek mennyiségének is, hiszen mind a baktériumoknál, mind az algáknál, csak akkor történik nitrogénkötés a levegőből, ha a könnyen felvehető formák hiányoznak.

A WSN 30-46%-al csökkent az érés során és szoros korrelációt mutatott az érési idővel, de nem mutatott szignifikáns korrelációt a humifikációs paraméterekkel. Ez megerősíti azt a feltevést, hogy a mikrobiális biomassza tápanyagokat köt meg, ide értve az oldható N-t, amit az anyagcseréhez használnak fel a komposztálás során (Grigatti et al., 2004).

2.9.2. Foszfor- és káliumtartalom változása a komposztálás során

A foszfor és a kálium komposztálás alatti átalakulásával kapcsolatban még sok kérdés tisztázatlan. A szűk C/P arányú ($C/P < 200:1$) istállótrágyában a szerves kötésben lévő foszfor mineralizálódik. A különböző mikroorganizmusok képesek a növényekben lévő fitin foszfortartalmát feltárni. A mikroorganizmusok nukleinsav foszforja könnyebben mineralizálható, mint a fitin. Más kutatások szerint a mikrobiológiai aktivitás és a makrofauna hatására, a komposztálás során a foszfor szerves kötésekben fixálódik (Aleksza–Dér, 2001).

Egyes kutatók megállapították, hogy a szűk C/P arányú (50-200) istállótrágya terméshatása jobb, mint a tágabb C/P arányú trágyáké (200 felett). A szerves foszfor mineralizációja a szűk C/P arányú szerves trágyáknál magas könnyen oldható foszfortartalmat eredményez. Több kutatás bizonyította, hogy a komposztokban több a könnyen oldható foszfor, mint a kiindulási friss trágyában.

Összességében megállapítható, hogy a nehezen hozzáférhető tápanyagok, mint a foszfor és a kálium a komposztálás során a növények számára könnyen hozzáférhető

formájúvá alakulnak át. A közetlisztekben található kálium és egyéb tápanyagok a komposztálás során feltáródnak.

A komposztálás folyamatának nyomonkövetésére, és tápanyagszolgáltató képességének vizsgálatára több, egymástól esetleg eltérő módszer használatos.

Ammónium-laktát oldható kálium (AL-K): (Egner et al., 1960). A talajt ecetsavas ammónium-laktát oldattal rázatjuk. A felületen kötött káliumot az ammónium ionok cserélik le. Az oldószer tömény pufferrendszer, ami a növény gyökere által kibocsátott savakat modellezi. A közeg nem erősen savanyú, de minden talaj felületét az oldószer által beállított megfelelő pH értéknek megfelelő állapotba hozza.

Ammónium-laktát oldható foszfor (AL-P): (Egner et al., 1960). A talajt ecetsavas ammónium-laktát oldattal rázatjuk. A felületen kötött foszfát ionok egy része a savas közegben is lecserélődik. A kalciummal vízben oldhatatlan csapadékot alkotó foszfát vegyületek egy része a savas közeg miatt oldódik. Az AL módszerrel kapott eredményeket, mivel több talajtulajdonságtól is függenek, a növénykísérletekkel összehasonlítva pontosítani lehet. A tenyészedény kísérletek eredményeit összegezve megállapítható, hogy a csontliszttel, illetve a komposzttal talajba juttatott foszfor tápelem közel azonosan hasznosult az angolperje növények számára. A komposztokban lévő foszfortartalom valószínűleg a lassabb feltáródás miatt a növények számára hosszabb ideig hozzáférhető. Az angolperje által felvett foszformennyiség alapján megállapíthatjuk, hogy csontok komposztálásával kedvező foszfor szolgáltató képesség érhető el. (Kovács et al., 2007).

2.9.3. Potenciálisan toxikus elemek

A komposztálás során nem szabad a szennyező anyagok jelenlétét figyelmen kívül hagyni. Kémiai tulajdonságaik alapján szervetlen és szerves szennyező anyagokat különböztetünk meg. A szervetlen szennyező anyagok a potenciálisan toxikus elemek, a kadmium (Cd), a króm (Cr), a réz (Cu), a higany (Hg), a nikkel (Ni), az ólom (Pb) és a cink (Zn). Mennyiségük viszonylag alacsony, viszont már kis mennyiségben is mérgezőek lehetnek, a komposztálás során nem bomlanak le és visszakerülve a talaj-növény-állat-ember táplálékláncba akkumulálódnak, az emberi fogyasztásra kerülő termékekben egészségre káros koncentrációt érhetnek el. Az emberi környezetben

mindenhol megtalálhatók, de a határértéket betartva elkerülhető káros hatásuk (Aleksza- Dér, 2001).

A nehézfémek nem csak, hogy nem biodegradálhatóak, de egy bizonyos szint felett toxikusak is, sőt akkumulálódnak a táplálékláncban, ahol az ember az utolsó láncszem (Dudka and Miller, 1999; Amir et al., 2005). Az összes nehézfém meghatározása nem biztosít hasznos információt a biológiai hasznosulás kockázatáról, a toxicitásról és a nehézfémek remobilizációjáról a környezetben (Fernández et al., 2000; Kunito et al., 2001). A nehézfémek kémiai speciációja (elemnek, nyomelemnek különböző vegyérték- és kötésállapotú kémiai formáinak vizsgálata) előrejelzi a biológiai hasznosulást is, ami kapcsolatban van annak különböző természetével, beleértve a kötések erősségét, a szabad vasformákat vagy a szervesanyaggal komplex formákat vagy a minta ásványi frakciójának egyesülését (Amir et al., 2005).

Számos szerző beszámolt az szennyvíziszap-komposzt vagy a nyers szennyvíziszap nehézfém speciációra gyakorolt hatásáról a talajban (Sims and Skline, 1991; Pichtel and Anderson, 1997; Kunito et al., 2001), azonban kis figyelmet szenteltek a komposztálás során vizsgált paraméterek nehézfém speciációra gyakorolt hatására. A komposztálás fizikai, kémiai és biológiai hatásokat eredményezett, és ezek a reakciók a pH megváltozásához, a szervesanyag mineralizációjához és a humuszformák kialakulásához vezettek (Hsu és Lo, 1999; Zorpas et al., 2003). Ezek a változások hatást gyakoroltak a fémek eloszlási viselkedésére és azok speciációjára a komposztált szennyvíziszapban.

A 300 órás, CAT (folyamatos levegőztetésű komposztálás) során kimutatható volt a Zn, Cu, Ni, Pb, Cd és Cr koncentrációjának növekedése. A szervesanyag tartalom fokozatosan csökkent 62,5%-ról 59,7%-ra, a pH érték 7.00-ról 6,75-re csökkent. A komposztálás alatt a Zn-RESI, a Pb RESI és a Cd-RESI csökkent, de a Ni-RESI és a Cr-RESI emelkedett; a ϕ értéke szignifikánsan emelkedett 0,38-ról 0,92-re Zn esetén és 0,51-ről 0,78-ra Pd esetén; míg a Cu és a Ni ϕ értéke csak 0,84-0,88-ra, illetve 0,5-ről 0,6-ra emelkedett. A komposztálás folyamata többé-kevésbé megemeli a fémek összes mobil frakciójának értékét.

$$C(T)=C(a)+C(5)$$

$$\phi=C(a)/C(T)$$

$$C(a)=C(1)+C(2)+C(3)+C(4)$$

C(1)= EXCH (nehézfémek kicserélhető frakciója)

C(2)=CARB (nehézfémek karbonát kötésű frakciója)

C(3)= FeMnOX (nehézfémek redukálható vas és mangán kötésű frakciója)

C(4)= OMB (nehézfémek szerves kötésű frakciója)

C(5)= RESI (nehézfémek visszamaradó frakciója)

C(T)=összes nehézfém tartalom

Az eredmények azt mutatják, hogy a komposztálás alatt a visszamaradó Cu mennyisége majdnem konstans volt. A Zn és a Pb összes mobil frakciójának tartalma szignifikánsan emelkedett, de a Cu és a Zn emelkedése nem volt figyelemre méltó; szignifikáns csökkenés volt kimutatható a nehézfémek és az egyes komposztálási paraméterek (pH, hőmérséklet, szervesanyag) változása közötti korrelációban. Az összes mobil Zn, Ni, Cd és Cr meghatározása során az r^2 érték szignifikánsan növekedett, beleértve a pH, a hőmérséklet és a szervesanyag tartalmat.

A statisztikai értékelés eredményei azt mutatják, hogy a nehézfémek speciációjának eloszlása a komposztálás alatt nem csak az összes nehézfém tartalomtól független, hanem a komposztálás folyamatának paramétereitől, mint a hőmérséklet, pH és szervesanyag tartalom. Csak az összes, mobil Cu frakció értéke értékelhető a teljes tartalomból (Yangsheng et al., 2007)

2.10. A forróvizes kivonás kifejlesztése

A forróvíz oldható szervesanyag tartalom nem mutat egyértelmű tendenciát. A kivont komponensek értéke majdnem változatlan maradt 5 hét után és azután is csak keveset változott (Harada et al., 1980). A CWE OM (hidegvíz oldható szerves anyag) thermogramja a szerves anyag volatilizációjának nagy arányát jelezte 400 °C-on. CWE szervesanyag termálisan stabilabb volt, mint a HWE szervesanyaga. A szénhidrátok, a fenolok és a lignin monomerek tömegspektrumában a HWE intenzívebb, mint a CWE. Abszolút és relatív intenzitás jelezte, hogy több szénhidrát, fenol és lignin monomer oldható a minták forralásával. Sőt a HWE OM (forróvíz oldható szerves

anyag) több heterociklikus N tartalmú komponenst és peptidet tartalmaz, mint a CWE (Landgraf et al., 2006). Guggenberger et al. (1994) az oldható anyagban 25-33% szerves anyagot mutatott ki. A forróvíz oldható teljes N tartalom, a hamu, és a lignin tartalom növekszik a komposztálás során (Harada et al., 1980). A HWE C és N tartalom mindig magasabb volt, mint a CWE kivonásé. A C/N arány HWE esetén szélesebb volt, mint CWE esetén. A HWE széntartalom koncentrációja 14 és 27 g/kg között változott (Landgraf et al., 2006).

A CWE kivonásnál erősebb a mikrobák és a mikrobiális folyamatok hatása, a hosszú idejű inkubáció miatt (Kalbitz et al., 2003). E miatt a CWE hasonlónak válik a HWE-hez. Ezt megfordítva szignifikáns mikroba közreműködés mutatható ki a CWE szervesanyagában. Gregorich et al. (2003) nagyobb biodegradálhatóságot mutatott ki a HWE-ben, mint a CWE-ben. A HWE C korrelált a mikrobiális biomassza C tartalmával (Sparling et al., 1998; Ghani et al., 2003) mert ez kivonja a mikrobiális bomlástermékeket és a dekompozíciós termékeket is. A másik jelentős különbség a CWE és a HWE között a nagyobb tömegarány. A Py-FIMS elég érzékeny, hogy megmutassa a különbségeket az átalakuló szilárd szerves anyag összetételében és az oldott szerves anyag kivonatban, ami hideg vagy forróvízzel készül. A C és N tartalmú HWE frakció könnyebben bontható, mint a szénhidrát, fenol és lignin monomer összetevőket tartalmazó HWE frakció és a szerves N komponensek valószínűleg jobban jelzik a könnyen lebontható szerves anyagokat, mint a CWE (Landgraf, 2006).

A különböző kivonószerek minél több tápanyagot vonnak ki a talajból, annál erősebben módosítják kémiai, kolloid kémiai a talaj állapotát. A tápanyagutánpótlással foglalkozó szakemberek régóta szükségesnek látták egy új, rutinszerűen használható talajkivonási eljárás megalkotását a víz segítségével. A kísérletekben a vizet használták fel a talaj hozzáférhető tápelemtartalmának a meghatározására, amelyet a múlt század közepe óta használnak, de az elemek analízise nehézkes volt a talajok alacsony vízdoldhatósága és a kivont oldat kis elemkoncentrációja miatt. Többen próbálkoztak a vizes kivonatok töményítésére magas hőmérsékletű extrakciós módszereket kidolgozni, szerves anyagoknál ez sikerrel is járt. Az utóbbi évtizedekben számos módszert vezettek be, hogy javítsák a hatékonyságot és gyorsítsák a folyamatot. Hot water percolation (HWP) forróvízes kivonás: Egy új, gyors talajkivonási eljárás (Füleky és Czinkota, 1993). Egy új, könnyen alkalmazható talajextraháló rendszert fejlesztettek ki a kávéfőző átszűrő

elvéből kiindulva. A forróvízes kivonási rendszert 36 talajon próbálták ki különböző vizsgálatokkal. A forróvízes kivonás ideje alatt a rendelkezésre álló, deszorbeálható, könnyen oldódó elemeket oldották ki 102-105 °C-os vízzel, 120-150 kPa nyomáson. Az átlagos idő egy extrakcióhoz 2,6 perc. Ez lehetőséget ad az értékek kinetikai elemzésére is. Ezzel a módszerrel majdnem minden tápelem kivonható, mérhető nagyságrendben. A folyamat variációs koefficiense (CV%) átlagosan 11%. Az eredmények szoros korrelációban vannak a hagyományos talajvizsgálati eljárások eredményeivel, valamint a napraforgó és az angolperje, mint kísérleti növények növénykísérleti eredményeivel. A pH, elektromos vezetőképesség és a kation csere kapacitás eredményei azt bizonyítják, hogy a perkolációs módszer értékes eszköze lehet a tápanyagellátás szintjének meghatározásához (Marfa et al., 2002). A HWP módszert sikerrel használják a komposztokban végbemenő anyag-átalakulási folyamatok nyomonkövetésére és a végtermékek analízisére.

2.11. Komposztálási technológiák az irodalomban

2.11.1. Levegőztetett prizmakomposztálás

A levegőztetett prizmakomposztálás (*ASP- Aerated static pile*) elmélete az aerob mikroorganizmusoknak azon az igényén alapul, hogy életműködésükhöz a prizmán belül állandó szinten tartott oxigénmennyiségre van szükségük.

A levegő bejuttatására többféle megoldás létezik, de a leggyakrabban perforált merev csöveket ágyaznak be, vagy levegőztető csatornákat süllyesztenek be a komposztprizmába. A levegőt egy ventilátor vagy egy pumpa segítségével juttatják be, amely a komposztálás folyamatát percről-percre szabályozhatóvá teszi. Az ASP rendszereknél a visszacsatolást a komposzt hőmérséklete vagy oxigéntartalma jelenti, ennek alapján történik a ventilátorok automatikus be- és kikapcsolása.

Ennél a módszernél a halom összerakásán és előzetes keverésen kívül más beavatkozásra (átforgatásra, mozgatásra) nincs szükség.

A levegőztetett prizmakomposztálás újszerű változata a szemipermeábilis membrántakaróval zárttá tett komposztálási rendszer, amely 3 fontos elemből áll.

- aktív levegőztető egység
- membrántakaró
- megfelelő hőmérséklet és oxigéntartalom

Az aktív levegőztető egység a komposztálásban közreműködő mikroorganizmusokat látja el oxigénnel. A levegőztetést az érő anyagban mért hőmérséklet és oxigéntartalom alapján, folyamatosan, visszacsatolással szabályozza. A komposztálás zárt rendszerű megvalósulását egy speciális membrántakaró biztosítja.

Ennél a technológiánál a prizmákat 2-3,5 méter magasra rakják, a prizmák szélessége 6-12 méter, hossza 18-48 méter között változtatható. A 4 hetes érési időtartam alatt a levegőztetés a hőmérsékleti és oxigéntartalmi határértékek alapján számítógépes irányítástechnikával működik.

A szemipermeábilis membrán megszünteti a korábbi levegőztetett rendszerek több hiányosságát azáltal, hogy a membrán miatt a prizmában enyhe túlnyomás uralkodik, ezért anaerob zónák nem keletkeznek. A membrán biztosítja a gázcserét, de a szaganyagokat, a nedvességet és a hőt visszatartja (Aleksza-Dér, 2001.).

2.11.2. Félig zárt rendszerek

A komposztálás vízszintes silófolyosók belsejében történik, amelyek perforált csövekből vagy levegőztető csatornából álló levegőztető rendszerrel és beépített forgatóval vannak ellátva.

Az éghajlati hatások kiküszöbölése érdekében a silófolyosókat gyakran csarnokokban, fólia- vagy üvegházakban helyezik el. A keletkező gázokat és az esetleg termelődő kellemetlen szagokat biofilterek segítségével fogják fel (Aleksza-Dér, 2001.).

Összefoglalásként megállapítható, hogy a szerves hulladékok komposztálására a környezetvédelmi, gazdasági és üzemeltetési szempontból is legalkalmasabb technológia a szemipermeábilis membránnal takart, levegőztetett prizmakomposztálás, mert nincs szükség átforgatásra, mozgatásra, mivel a membrán miatt a komposztban enyhe túlnyomás uralkodik, így nem keletkeznek anaerob zónák.

A membrán biztosítja a gázcserét, de a szaganyagokat, a nedvességet és a hőt visszatartja. Továbbá a technológia nem igényel drága műtárgyakat, nincsenek bonyolult, folyamatosan ellenőrzésre szoruló technológiai folyamatok, és a rendszer jó hatásfokkal működik.

A komposztálás folyamatát több kutató is vizsgálta már hazánkban is. Aleksza László doktori munkájában a nitrogén mineralizáció és transzformáció folyamatait vizsgálta a komposztálás és a felhasználás során (Aleksza, 2002). Dér Sándor a komposztálás során bekövetkező szerves anyag átalakulást vizsgálta forró vizes kivonatok felhasználásával. Többek között megállapította, hogy a forró vizes kivonás alkalmas módszer a komposztálás során a könnyen oldható szerves anyagok kivonására. A forró vizes kivonatokban végzett különböző hullámhosszokon (254, 410, 465, 665 nm) végzett abszorbancia vizsgálatok jó korrelációt mutatnak a kivonatok szén tartalmával. Az UV tartományban végzett abszorbancia mérések megfelelő kalibráció mellett alkalmasak a forró vizes kivonatok szén tartalmának mérésére (Dér, 2003). Az abszorpciós spektrofotometriával végzett komposzt kutatások dinamikusan fejlődnek, eredményeik előre mutatóak. Ezért tűztem ki dolgozatom legfőbb céljaként a komposztálás folyamatának nyomonkövetését a fényelnyelő képességgel rendelkező szervesanyagok vizsgálatával.

3. Anyag és módszer

3.1. A vizsgált komposzt előállításához használt nyersanyagok

1. kísérlet

Felhasznált alapanyag:

Lakossági gyűjtésből származó kerti zöldhulladék, amely vágott fűvet, fás és lágyszárú növénymaradványokat tartalmazott

1. kísérlet

Felhasznált alapanyag:

Lakossági gyűjtésből származó kerti zöldhulladék, amely vágott fűvet, fás és lágyszárú növénymaradványokat tartalmazott. Jele: ZH

Kifutóból származó, friss szarvasmarhatrágya. Jele: MT

Mindkét (1,2) kísérlet esetén felhasznált zöldhulladékban elindultak a biológiai lebontó, átalakító folyamatok, ugyanis a hulladék képződése és a komposztálás megkezdése között a következő dolgok történnek a hulladékkal.

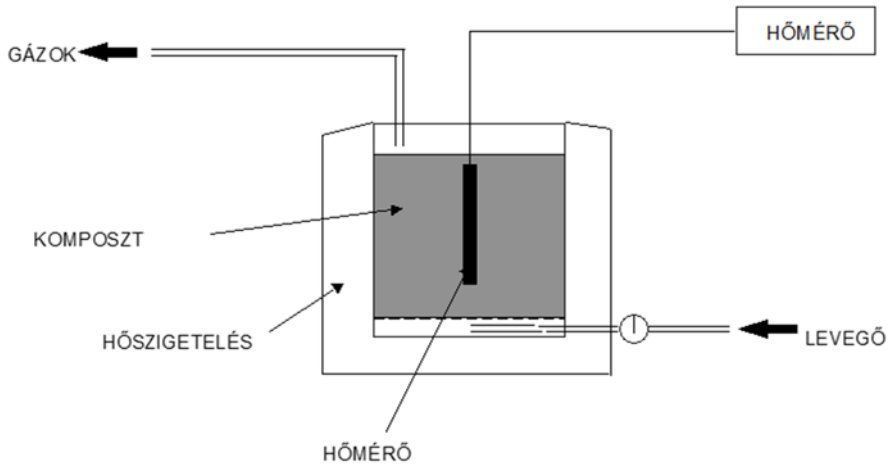
- Lakosság által végzett gyűjtés, gyűjtőedénybe helyezés
- Elszállítás a szolgáltató által (2-3 hetente)
- Beérkezés a komposztáló telepre, előtárolás
- Előkezelés (zsák és kéve bontás, aprítás, nedvesítés)
- Levegőztetett, intenzív komposztálás megkezdése

3.2. A vizsgált komposzt előállításának módszere

3.2.1. Komposztáló reaktor (1. kísérlet)

A komposztálást adiabatikus reaktorban végeztem el, ahol a környezeti hőmérséklettől izoláltam az anyagot és állandó levegőellátást biztosítottam egy kompresszor segítségével. A levegő mennyiségének szabályozását rotaméterrel oldottam meg. Az áthaladó levegő mennyisége 40 liter/perc volt. A levegőt alulról juttattam be a reaktorba, amely egy 50 literes műanyag hordóból került kialakításra. A hordó alját és a komposztot egy perforált rács választotta el, amely egyrészt a levegő egyenletes eloszlását tette lehetővé, másrészt a képződött csurgaléklének teremtett helyet.

A hőmérséklet mérését platina-platina-iridium ötvözetből készült termopár (termoelem) hőmérővel oldottam meg, mely egy regisztrálóval összekötve a mért adatokat folyamatosan rögzítette. A mérőpálcát, mely 30 cm hosszú a komposzt közepében helyeztem el, így reálisan mérte az éppen aktuális hőmérsékletet.



2. ábra Az adiabatus komposztáló reaktor elvi ábrája

3.2.2. Takart, levegőztetett komposztáló prizma (2. kísérlet)

A vizsgálathoz a mintákat komposztáló telepen vettük. Itt GORE COVER takaróanyaggal zárt, nyomott rendszerű levegőztetett prizmakomposztálást alkalmaznak. A levegőztetést a prizmában mért hőmérsékleti és oxigén tartalom értékek alapján visszacsatolással szabályozza egy irányítástechnikai rendszer.

A zöldhulladékot kalapácsos aprítóval készítettük elő a komposztáláshoz, homlokrakodó segítségével raktuk azt prizmába és a telepen összegyűlt csurgaléklével állítottam be az optimális nedvességtartalmát.

A marhatrágyát osztályozott faaprítékkal ($\geq 20\text{mm}$) kevertük össze 2:1 (apríték:trágya) térfogat arányban. A szarvasmarhatrágya C/N aránya a komposztáláshoz megfelelő arányú, de nem elég struktúrált, rossz a szerkezete és magas a nedvességtartalma, ezért a gyakorlatban is alkalmazott faaprítékkal kevertem össze a komposztáláshoz. A keveréket a fent említett zöldhulladék prizma egyik részébe építettük be és a levegőztetése az azzal megegyező módon történt 18/3 perc. 18 percenként 3 percet működött a ventilátor.

Prizmaméret: 8 méter széles, 3 méter magas, 20 méter hosszú, összesen 300 m^3

3.3. Mintavétel

3.3.1. Mintavétel módja

A mintavétel módja a komposztból adiabatikus komposztáló reaktor esetén (1.kísérlet)

A mintavétel az anyag homogenizálásával kezdődött, ami annyit jelent, hogy a komposzt különböző mélységeiből pontmintákat vettem, ezeket összekevertem és átlagmintát képeztem, amely kb. 3 liter volt. A szimulátorban a komposzt minden pontja azonos fázisban volt, így a keverés nem befolyásolta a mintavétel pontosságát. A keverés a tömörödés miatti különböző levegőáteresztést volt hivatott kivédeni, különösen a komposztálás későbbi fázisaiban.

A mintavétel módja a komposztból nyitott, kisprizmás és üzemi (takart, levegőztetett) komposztálás esetén (2. kísérlet)

A mintavétel az (MSZ 08-0014-78), a szervestrágyákra vonatkozó mintavétel szabványnak megfelelően történt. A mintavétel során a komposzt különböző mélységeiből pontmintákat vettem, ezeket összekevertem és átlagmintát képeztem, amely kb. 3 liter volt. Mivel az esetben alkalmazott zárt rendszerű komposztprizmában eltérő rétegek jelentkeztek, ezért a keverés nagymértékben meghatározta a mintavétel pontosságát.

3.3.2. Mintavétel időpontjai

1. kísérlet

A mintavételre hetente került sor, először a 0. napon 8 hétig

2. kísérlet

A mintavételre 2 naponta került sor a 12. napig, utána a 28., 42. majd az 56. napon.

3.4. Minták előkészítése a vizsgálatához (1, 2 kísérlet)

A megfelelő mennyiségű minta megvétele után azokat jól szellőző, meleg helyen, vékony rétegben szétterítettem. Légszáraz állapotban terménydarálóban ledaráltam, aminek 2 mm volt a rostaátmérője. Az előkészített mintákat napfénytől védett, hűvös helyen, lezárt nylonzacskókban tároltam a vizsgálatok megkezdéséig.

3.5. Különböző vizsglati paraméterek meghatározása

3.5.1. Nedvességtartalom (1, 2 kísérlet)

A komposztok nedvességtartalmát szárítószekrényben határoztam meg, 105°C-on súlyállandóságig szárítva a mintákat.

3.5.2. Szervesanyag tartalom (2. kísérlet)

Az összes szervesanyag tartalmat az izzítási veszteségből számoltam. Az előzőleg szárítószekrényben 105 °C-on 3 óráig szárított mintákat a mérések között exsziátorban tároltam, majd 700 °C-on 5 órán keresztül égettem. Mivel az előzetes sósavas próba nem utalt nagy mésztartalomra, az izzítási veszteségből kapott eredményeket megbízhatónak ítéltam meg.

3.5.3. Kémhatás (2. kísérlet)

A KCl-os kémhatás megállapításához 2,5 g komposztot és 12,5 ml 1 M KCl-ot pH csőbe mértem, összeráztam, 1 napig állni hagytam, majd a pH mérést direkt potenciometriás módszerrel végeztem el. A méréshez Radelkis, OP-211/2 műszert használtam, OP-0808P üvegelektóddal. A megfelelő kalibrálás után 1N KCl-ból készült szuszpenziót használtam.

A vizes kémhatás megállapításához a fentivel megegyező eljárást alkalmaztam csak a KCl helyett desztillált vizet használtam.

3.5.4. Redox potenciál (2. kísérlet)

A kémhatás meghatározásához készített oldat felhasználásával határoztam meg a következő elven. A redoxpotenciál egyensúlyi elektródpotenciál, amelyet egy inert fémelektrod (platina) az említett redoxrendszerrel érintkezve felvesz. A redoxpotenciált egy referencia elektródhoz viszonyítva méri és millivoltban (mV) fejezi ki. Az alkalmazott műszer ADWA AD14 pH/ORP volt.

3.5.5. Ammónium-N, Nitrát-N tartalom meghatározás (2. kísérlet)

A minták könnyen felvehető nitrogén vegyületeit (NH_4^+ , NO_3^-) 1 %-os káliumkloridos kivonatban határoztam meg 10 g komposztot 100 ml 1%-os KCl-al 1 órahosszáig rázattam, majd a szuszpenzióból szűrletet készítettem. Kálium-kloridos kivonatból vizsgált ammónium és nitrát (Houba és mtsai. 1987) Az adszorbeált ammónium és nitrát ionokat kálium illetve klorid ionokra cseréljük a talaj felületén. A

nitrátionok könnyen és gyorsan oldatba kerülnek és rövid rázatás után már kialakul a deszorpciós egyensúly (Kameron és Haynes, 1986, Kinjo és munkatársai 1971).

A szűrletből 10 ml mintát veszünk ki. Parnass-Wagner készülékkel vízgőzdesztilláció segítségével először ammónium, majd redukálás után az előállított ammónium+nitrát-nitrogénnek megfelelő ammónia mennyiséget határozzuk meg. A készülékben a tömény lúg hatására felszabaduló ammóniát bórsavban felfogva, indikátor jelenlétében kénsavval titrálva vizsgálható a minta nitrogén tartalma. A titráláshoz 6 ml NaOH-t, illetve az ammónium-nitrát tartalom meghatározásához 10 ml vas szulfátot és 1 ml réz-szulfátot használunk fel. A titráláshoz 0,01 n H₂SO₄-et használunk fel.

3.5.6. Könnyen felvehető foszfor meghatározása (2. kísérlet)

2,5 g komposzt mintát 250 cm³-es rázóedénybe mérünk be. Ráöntünk 50 cm³ ammónium-laktát-acetát (AL) oldatot és két órán át körben mozgó rázógépből 20±2 °C hőmérsékleten rázatjuk. Ráztatás után azonnal K és P mentes szűrőpapíron leszűrjük. A szűrletből 5 cm³-t 50 cm³-es lombikba pipetázunk. Hozzáadunk 20 cm³ kénsavas ammonium-molibdenátot, majd 2 cm³ aszkorbinsavas ónkloridot és desztillált vízzel jelig töltjük. 1 óra múlva 660 nm hullámhosszon mértük.

Standart sort készítek 1 mg P₂O₅-K₂O/ ml törzsoldatból. Kiveszünk belőle 0,1; 0,2; 0,5; 1; 1,5; 2 ml ezt az 50 ml-es lombikba töltjük, adunk hozzá 10 ml vanadát-molibdátot, majd jelig töltjük. A foszfort kolorimetriásan a foszfor és a kénsavas ammónium-molibdenát által alkotott komplex extinciójának meghatározásával mértem. Az alkalmazott műszer a SPEKOL-221 (Carl Zeiss Jena) spektrofotométer volt.

3.5.7. A könnyen felvehető kálium meghatározása (2. kísérlet)

A foszfor esetében alkalmazott kivonással, ugyanabból az oldatból mérhető. A szűrletből 10 cm³-t pipetázunk 25 cm³-es lombikba, majd oxálsavval jelig töltjük. 1 éjszakán át történő állás után a leülepedett csapadék feletti tiszta oldat K₂O tartalmát lángfotométerrel mérjük.

Standart sort készítek 1 mg P₂O₅-K₂O/ ml törzsoldatból. Kiveszünk belőle 0,1; 0,2; 0,5; 1; 1,5; 2 ml ezt az 50 ml-es lombikba töltjük, adunk hozzá 10 ml vanadát-molibdátot, majd jelig töltjük. A kálium mérésére fénykibocsájtáson (emisszió)

alapuló lángfotometriás eljárást alkalmaztam. A műszer FLAMOM-B lángfotométer volt.

3.5.8. Elektromos vezetőképesség meghatározás (2. kísérlet)

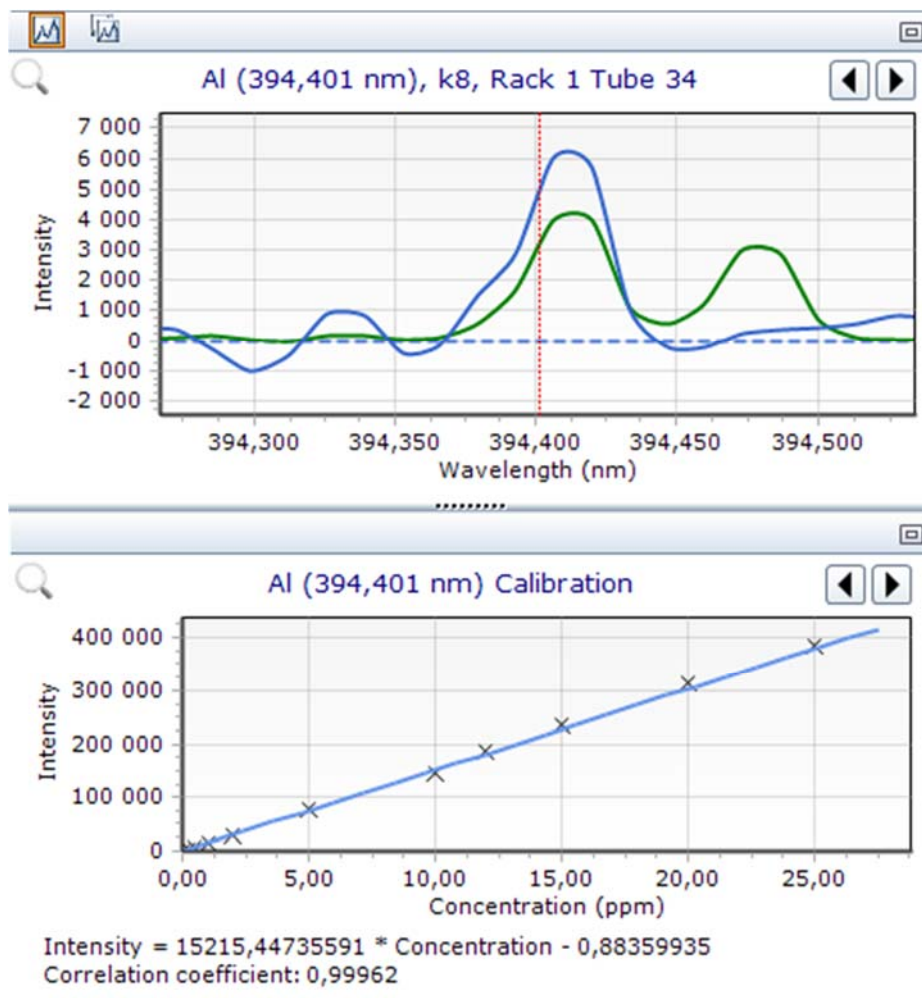
Az elektromos vezetőképességet a kémhatás méréséhez készített oldat felhasználásával, konduktometriás módszerrel határoztam meg JENWAY 4510 Conductivity Meter készülékkel. A vezetést az oldatban jelenlévő, elektromos erőterben elmozduló töltéshordozók (elektronok, ionok) hozzák létre.

3.5.9. Alkálifémek, potenciálisan toxikus és toxikus nehézfémek meghatározása (2. kísérlet)

Minden kompoztmintából 5 g-ot vettem ki, majd 50 ml 2 mólos salétromsavat töltöttem rá. Ezt követően rázattam 24 órán keresztül, majd centrifuga és szűrés segítségével az oldatot elválasztottam a szilárd fázistól, majd tízszeresére hígítottam azokat a salétromsav által kioldott nagy mennyiségű sók és szerves anyag miatt. Az előkészített minták elemtartalmát mikrohullámú plazma atomemissziós spektrometria (MP-AES-sel) mértem le. A mért elemek a következők voltak: Zn, Cd, V, Sr, Ca, Fe, Ba, Cu, B, Pb, Co, Y, Li, K, Rb, Mg, Cr, Al, Na.

A műszert multielem spektroszkópiára alkalmazzák. Elsőként a műszer a vizsgálni kívánt oldatot a plazmába porlasztja, ahol a mintában található molekulák atomjaira bomlanak és gerjesztett állapotba kerülnek. A gerjesztett állapot megszűnésével az atomok a rájuk jellemző karakterisztikus hullámhosszúságú sugárzást bocsátják ki, melyet a műszerben lévő detektor mér. Az emittált fény hullámhossza alkalmas az elem azonosítására, míg az intenzitás arányos az elem atomjainak számával.

A mérést elsőként a standardizálással kezdtem, amelynél az ismert elemkoncentrációjú oldatokat a mikrohullámmal gerjesztett plazmába porlasztja a műszer, majd az oldatokból az adott elemre jellemző hullámhosszon vizsgálja a fényintenzitás változását az adott koncentráció függvényében az elemzőprogram. A standardizálást követően a mintákat vizsgáltam. A 3. ábrán látható az egyik kompoztminta alumínium mérési eredménye. A kép felső részén látható az intenzitás nagysága az alumínium esetében (394,401 nm), míg alsó képen az adott elem kalibrációs egyenes látható.



3. ábra A mikrohullámú plazma atomemissziós spektrometria mérési képe

3.5.10. Humusz összetevők meghatározása (2. kísérlet)

A humusz összetevők analíziséhez és a humin sav és fulvosav meghatározásához a szárított, örölt komposzt mintát $0,1 \text{ molL}^{-1}$ (0,1 N) NaOH-al vittem oldatba 1/10 komposzt/oldószer arány mellett. Az oldatot 2 óráig rázattam majd 25 percig $5000 \text{ rpm}\cdot\text{min}^{-1}$ fordulatszámon centrifugáltam. Az oldatot a spektrofotométer küvettájába töltve végeztem el a mérést az Ocean View 1.6.7 spektrofotométerben. A berendezésben az abszorpciós (fényelnyelési) funkciót használtuk. A detektált adatokat a fotométer 400-900 nm között (VIS tartományban) rögzítette. A rögzített adatokat Origin 7.5 (Microcal) programmal ábrázoltam, értékeltem.

3.5.10.1. E_4/E_6 arány meghatározása

A humuszérettség meghatározásának egyik módja a 465, illetve 665 nm-nél leolvasott abszorbancia értékek hányadosának megadása. Egy másik eljárás szerint a 400 és 900

nm közötti hullámhosszakra mért spektrumra illesztett függvény 465 illetve 665 nm-nél leolvasott függvényértékekre illesztett $y = y_0 + A_1 \cdot e^{-\frac{x}{\tau_1}}$ függvényből számítható $e^{\frac{200}{\tau_1}}$ képlettel (Sebők et al. 2018) is megadható sokkal, kisebb hibával.

3.6. Forróvizes kivonási eljárás (1, 2 kísérlet)

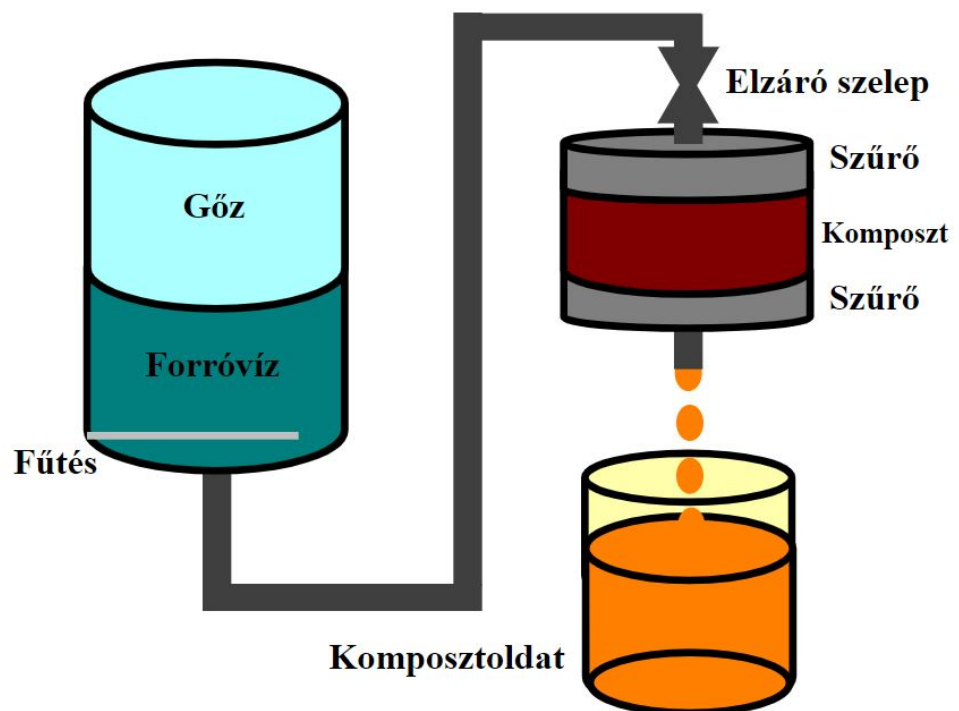
3.6.1. A komposzt kilúgzására használt berendezés leírása

A komposztok forróvizes kilúgzásához a Füleky György - Czinkota Imre - Tolner László - Horváth István: „Eljárás talajok tápelemtartamának meghatározására, valamint berendezés az eljárás fogantatására” című, 205994 lajstromszámú szabadalom alapján szerkesztett készüléket használtam (4. ábra). A komposztmintát egy oldalt zárt, alul perforált rozsdamentes acélból készült 30 cm^3 térfogatú fémedény foglalja magába. A komposztszemcsék kisodródásának megakadályozása érdekében a minta és az edény alja közé 589³-as szűrőpapírt teszünk. Mivel az extrakciót és a szűrést egy lépésben hajtjuk végre, az oldatot már semmilyen szilárd anyag nem szennyezheti. A mintatartó cella tetejét nyomásálló gumitömítéssel ellátott perforált rozsdamentes acéllemez zárja hermetikusan. A fedőlemez és a minta között szintén szűrőpapír korong található. A felső papír a befolyó víz áramlásának elzárásakor akadályozza meg a lebegő komposztszemcsék víztérbe jutását, amelyeket az előzőleg a nagy sebességgel áramló víz szuszpendálhat és felületi töltésük tart lebegő állapotban. A befolyó víz szennyezése esetén a következő mintára kapott eredmények hamisak lehetnek, mert tartalmazzák a lebegő komposztszemcsék felületéről leoldott anyagokat is. A mintatartó edény egy forróvíz tartállyal van összekötve egy szelep közbeiktatásával, amellyel a víz áramlását lehet szabályozni. A tartály elektromos fűtőberendezéssel van ellátva. A fűtést egy nyomáskapcsoló szabályozza. A kapcsoló szabályozási tartománya 100 és 150 kPa között van. Ez az egyensúlyi vízgőzteniő megfelel 103 és 105 °C egyensúlyi vízhőmérsékletnek. A forróvizes tartály el van látva egy ellensúllyal működő biztonsági szeleppel is az elektromos nyomáskapcsoló meghibásodása esetén bekövetkező veszélyes nyomásnövekedés megakadályozására.

A mintavételek között lemostam a készüléket, nehogy az esetlegesen ottmaradt komposztrészek a későbbi, következő extrakció eredményét befolyásolják.

A komposztmintákat bemérés előtt alaposan homogenizáltam. A mintatartó cellákba először szűrőpapír került, majd kvarzhomokot szórtam a szűrőpapírra. Erre helyeztem a szárított, darált, 2 mm-es szitán osztályozott minta és kvarzhomok keverékét. Amennyiben a minta térfogattömege már nagyobb volt a kiindulási mintáéhoz képest, abban az esetben kvazhomokkal equalizáltam a mintatartóban a behelyezett mennyiséget, hogy a forróvíz ne tudja összekeverni, majd osztályozni a mintát és a homokot. A mintatartó felhelyezésénél törekedtem a befogadóedények azonos mértékű megszorítására. A felhelyezés után kis adagokban engedtem forró desztilláltvizet a berendezés tartályából a mintákra, amíg a felfogóedény alján meg nem jelent egy-két csepp folyadék. Ezután 3 perc időtartamig duzzadt a komposzt, ezzel is hitelesebbé téve az extrakció idejéhez tartozó deszorpciót. A duzzasztási várakozási idő után indítottam meg a forróvíz folyását.

1. kísérlet esetén a kívánt mennyiség elérésekor állítottam le a víz folyását. Miután szobahőmérsékletre kihűlt a felfogott anyag lemértem a térfogatát és zárható üvegben tároltam a vizsgálatokig. Ha a vizsgálat nem azonnal követte a levételt, akkor hűtőben helyeztem el a mintáimat.



4. ábra A komposzt kilúgzására használt berendezés vázlata

Komposztmintánként kettő egymás után következő (100cm³) frakciót fogtam fel. Minden komposztminta kilúgzását három ismétlésben végeztem el, a módszer megbízhatóságának ellenőrzése érdekében.

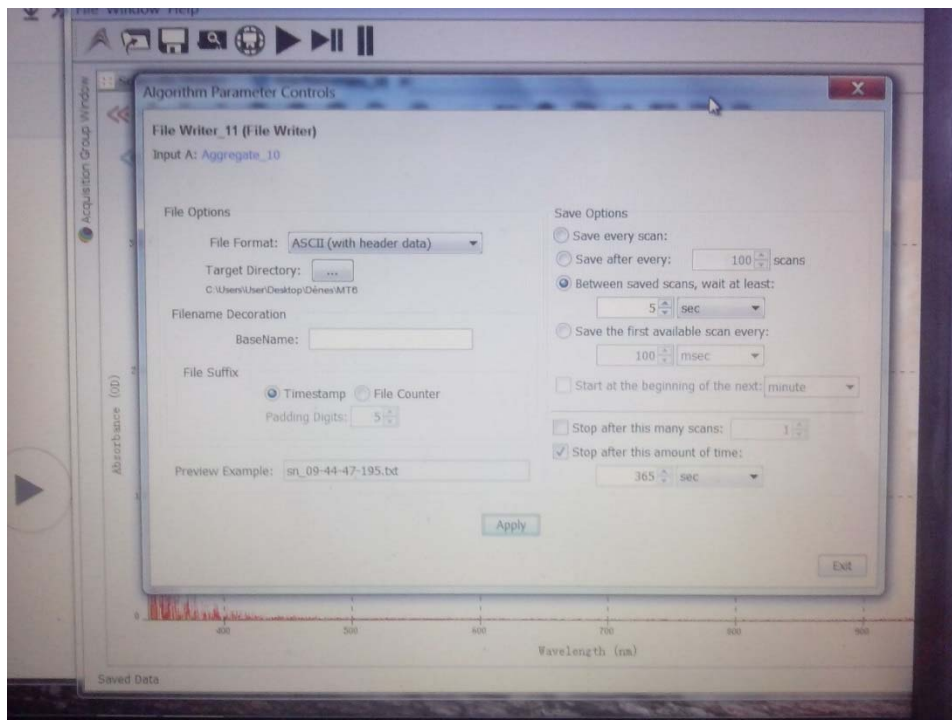
2. kísérlet alkalmával a HWP berendezésből kijövő komposzt oldatot buborékmentes állapotba kellett hozni, hogy azok ne zavarják a mérést. Az így előkészített komposzt oldatot a mérőberendezés küvettájába vezettem (5., 6. ábra).



5. ábra A forróvizes kivonáshoz használt berendezés és a spektrofotométer küvettája



6. ábra A spektrofotométer küvettájából a jelet üvegszállal továbbítottuk a berendezésbe



7. ábra A spektrofotométer mérési paramétereinek beállítására szolgáló képernyő-felület

3.7. Forróvizes kivonatból meghatározott komponensek

3.7.1. Cukrok mennyiségi meghatározása Schoorl-módszer alapján (1. kísérlet)

A monoszaharidok és a redukáló diszacharidok a Cu^{2+} -ionokat Cu^+ ionokká redukálják. Lúgos közegben KNa-tartarát komplexképző jelenlétében a Cu^{2+} -ionok oldatban tarthatók, míg a Cu^+ -ionok 2 CuO csapadék formájában kiválnak az oldatból (lásd Fehling-próba). A feleslegben maradó Cu^{2+} ionok jodometriásan meghatározhatók, s ebből közvetve a redukción előidézhető szénhidrát mennyisége kiszámítható.

A nem redukáló diszacharidokban mindkét cukormolekula glikozidos OH csoportja részt vesz a glikozidos kötésben. A diszacharid tehát nem tartalmaz glikozidos OH-t éppen ezért nem redukál.

A HWP oldatok monoszaharid és redukáló diszacharid tartalmát meghatároztam hidrolizálás után és a nélkül is. A hidrolizálás során 10 ml HWP oldathoz 2 ml sósavat töltöttem és 1 órahosszáig $100\text{ }^\circ\text{C}$ -on végeztem el annak kezelését.

Szükséges anyagok

- Fehling-I reagens ($69,28\text{ g/dm}^3\text{ CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$)
- Fehling-II reagens (346 g/dm^3 kálium-nátrium-tartarát + $100\text{ g/dm}^3\text{ NaOH}$)
- KI
- 25% H_2SO_4 oldat
- 0,1M $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ oldat
- 1% keményítő oldat

Az eljárás leírása

200 cm^3 -es Erlenmeyer lombikba 10,0 cm^3 Fehling I. oldatot, 10,0 cm^3 Fehling II. oldatot mérünk be és 20,0 cm^3 -t az ismeretlen töménységű cukoroldatból (HWP oldat). A lombikba egy kis tölcserű teszünk és vasháromlábba helyezzük azbesztes dróthálóra. A folyadékot erős lánggal lehetőleg 3 perc alatt forrásig hevítjük, majd további két percre egyenletes, gyenge forrásban tartjuk. Lehűtés után a folyadékhoz 3,0 g szilárd kálium-jodidot adunk, majd 20,0 cm^3 25 %-os kénsavoldattal megsavanyítjuk. A redukálatlanul maradt kupri (Cu^{2+}) ionok mennyiségével egyenértékű jódot megtitráljuk 0,1 M nátriumtioszulfát oldattal. Indikátorként néhány csepp 1 %-os keményítő oldatot használunk.

Ugyanilyen módon, de a cukoroldat elhagyásával vakpróbát is végzünk. A vakpróbához és a cukor meghatározásához fogyott nátriumtioszulfát oldat

mennyiségének különbsége jelzi a kupro-oxidá 2 (Cu O) redukálódott kupri (Cu²⁺) ionok mennyiségét, tehát a cukor mennyiségét, amit függelékben lévő táblázatból lehet kikeresni, a 0,1 M Na₂S₂O₃ oldat fogyásának ismeretében.

3.7.2. Forróvizes oldatok fényelnyelésének vizsgálata (2. kísérlet)

A spektrofométer küvettájába vezetett oldaton egy 12 V-os 5W-os fényforrás fényét bocsátottam át, aminek az abszorpciós jeleit az Ocean View 1.6.7 spektrofotométerbe vezettem üvegszálon keresztül. A berendezésben az abszorpciós (fényelnyelési) funkciót használtam. A detektált adatokat a fotométer 400-900 nm között (VIS tartományban) rögzítette, az átfolyás 365 mp-en(sec) át, 5 mp (sec)-ként (7. ábra).

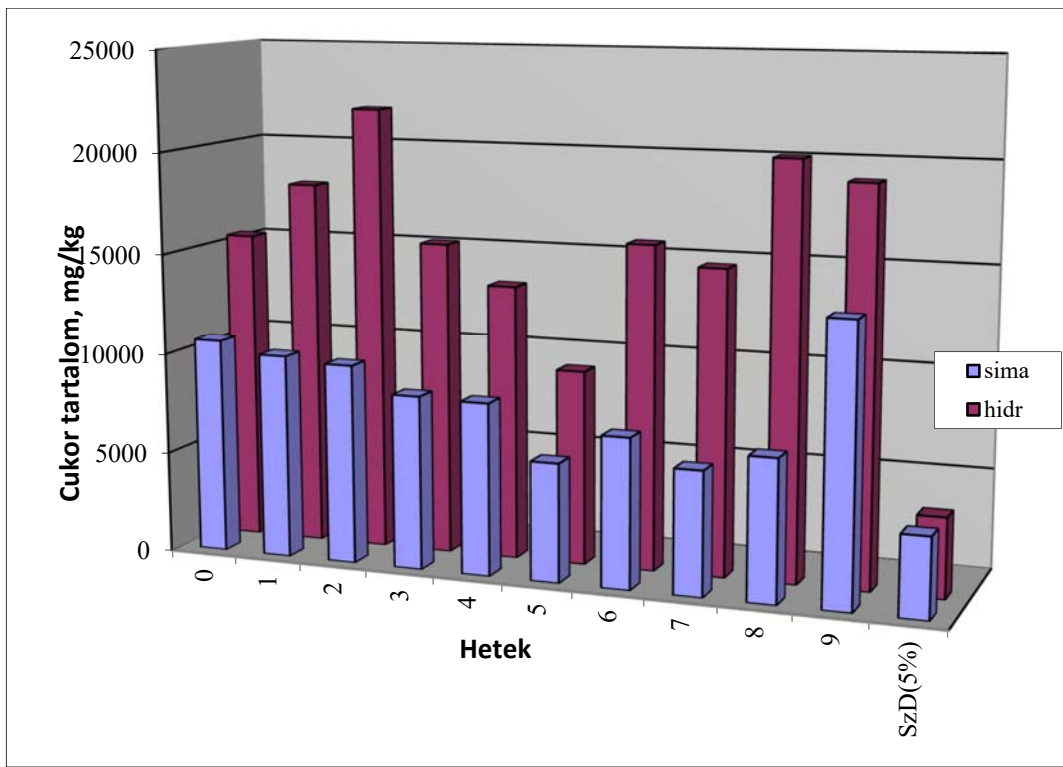
3.7.3. Alkalmazott statisztikai és ábrázolási módszerek.

A rögzített adatokat Origin 7.5 (Microcal), illetve a Surfer 12 (Golden) programmal ábrázoltam, értékeltem.

4. Eredmények

4.1. A komposzt vizsgált paramétereinek változása a folyamat során

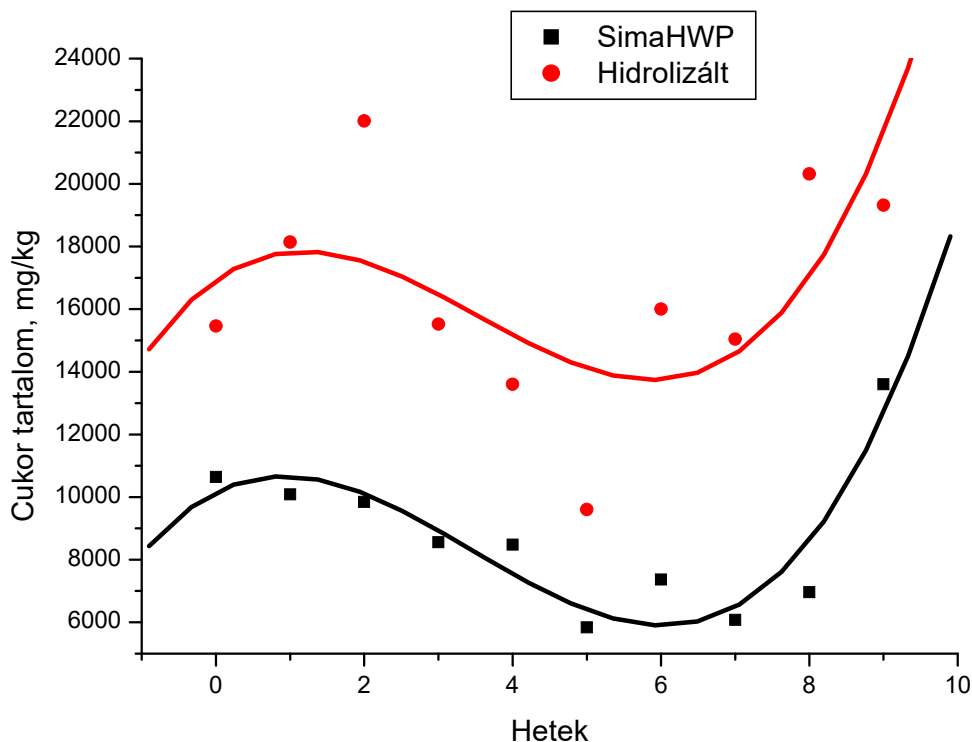
4.1.1. Cukor tartalom



8. ábra A monoszacharid és a redukáló diszacharid változása a komposztálás előrehaladtával hidrolizált HWP és hidrolizálás nélküli HWP minták esetén.

A mikrobiális bomlás beindulása után a heti mintavétel alapján folyamatosan csökken a ténylegesen rendelkezésre álló (hidrolizálás nélküli) HWP oldható monoszacharid és redukáló diszacharid tartalom, de szignifikáns differencia nincs az egyes mintavételek között.

A minták hidrolizálása után kapott redukáló cukortartalom értékek szignifikánsan eltérnek több esetben egymáshoz képest is és legtöbb esetben a sima HWP kivonás eredményeitől is (8. ábra). A HWP oldható redukáló cukortartalom és a HWP oldható monoszacharid tartalom értékeit a nyersanyag (komposzt), ezáltal annak szénhidrát összetétele befolyásolja. Tendenciáját tekintve mindkettő diagram lefutása azonosnak mondható.



9. ábra A monoszacharid és a redukáló diszacharid változása a komposztálás előrehaladtával hidrolizált HWP és hidrolizálás nélküli HWP minták esetén

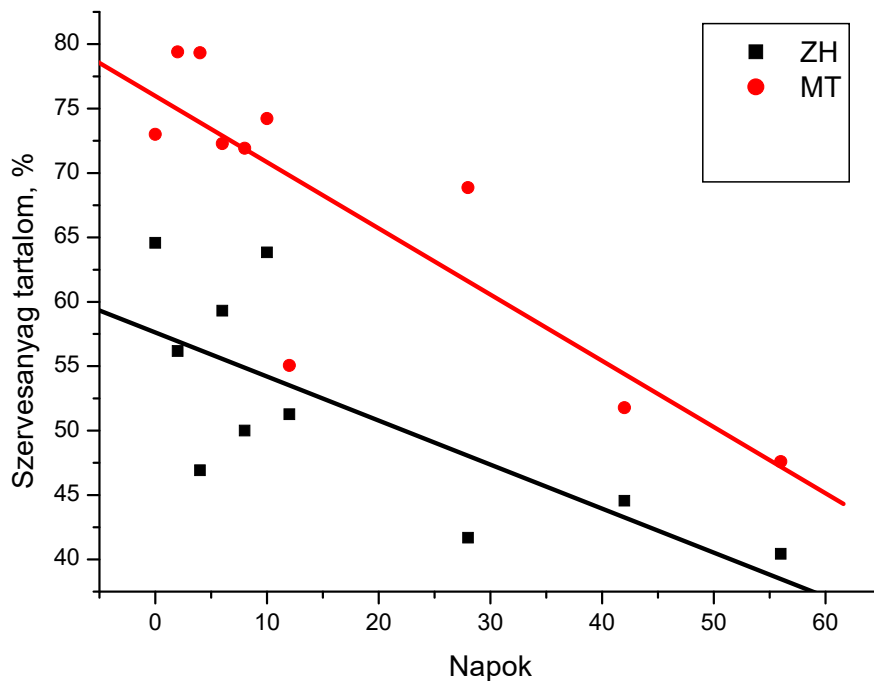
A vizsgált anyag (zöldhulladék) komposztálása során a monoszacharid és a redukáló diszacharid tartalom hasonló módon, de eltérő nagyságrendben változik a sima forróvízes (HWP) kivonás és a hidrolizálás után kapott minták vizsgálata esetén. Mindkét esetben leírható a folyamat polinomiális függvényvel (9. ábra).

A minták hidrolizálása után kapott monoszacharid és redukáló diszacharid mennyisége a termofil szakaszban megemelkedett, amit a megnövekedett mikroba aktivitás hatása segíthetett elő a cellulóz, hemicellulóz és a lignin depolimerizációja/hidrolízise által (Van Bochove et al., 1996), aminek jelentős részét a mikrobák azonnal hasznosították energia formájában és a szerkezetük felépítéséhez is, így csökkenő tendenciát mutatott az értéke a 4-5-6 mintavétel alkalmával (Sánchez-Monedero et al., 1999). A csökkenést eredményezhette a cellulóz biodegradáció lassulása, ami kapcsolatban áll a cellulózon a lignin által alkotott burokkal (Pichler és Kögel-Knabner, 2000; Tuomela et al., 2000 és Komlis és Ham, 2003). A szénhidrátok további csökkenését eredményezhette az a folyamat, miszerint a komposztálás során keletkező szénhidrátok nagy mennyiségben kapcsolódnak kovalens kötések útján a különböző

huminsav és fulvósav struktúrákhoz (Hänninen et al., 1995). Az oldható szénhidrátok kitűnő energia és C források, másfelől a növényi eredetű polimerek leépülése során képződő cukrokból mikrobiális eredetű poliszacharidok is képződhetnek. A mikroba szervezetébe beépült szénhidrát csak annak elpusztulása után szabadul fel ismét. A diagram emelkedő fázisában 7-8-9 mintavétel a mikrobiális eredetű szacharidok megjelenése vélelmezhető.

A glükóz koncentrációja drasztikusan lecsökken a komposztálás ideje alatt, de galaktóz, mannóz és ramnóz marad vissza, mint a legnagyobb mennyiségű neutrális cukor a folyamat vége felé haladva. (Guggenberger et al., 1994).

4.1.2. Szervesanyag tartalom



10. ábra A vizsgált komposztok szervesanyag tartalom változása a komposztálási idő függvényében.

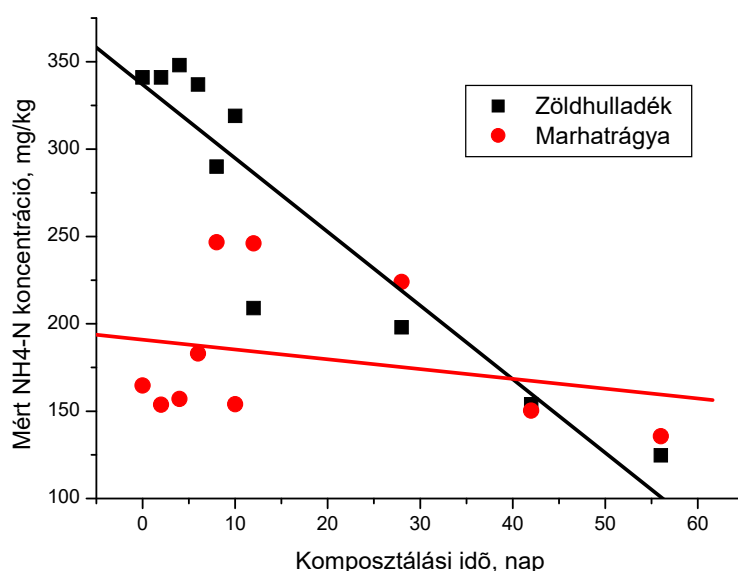
*ZH-zöldhulladék, MT-marhatrágya

	Tengelymetszet	Hiba	Merekség	Hiba	Korreláció
Zöldhulladék	57,62	2,72	-0,341	0,110	-0,7365
Marhatrágya	75,97	2,85	-0,513	0,115	-0,8429

2. táblázat A vizsgált komposztok szervesanyag tartalmára illesztett függvények elemzése

Jól látható a 10. ábrán bemutatott függvényeken és az egyenesek paraméterein (2. táblázat), hogy a marhatrágya esetén a szervesanyag tartalom nagyobb értéket mutat a komposztálás kezdetekor és intenzívebb a csökkenése, mint a zöldhulladéké. Szoros korrelációval csökken az idő függvényében. Zöldhulladék esetén kisebb a kiindulási anyag szervesanyag tartalma és annak csökkenése sem olyan intenzív. Kevésbé szoros a korrelációja az idővel. Az eltérő értékeket az alapanyagok minősége eredményezte, hiszen a marhatrágya teljesen friss volt a komposztálás kezdetén, míg a zöldhulladékban már elindultak a lebomlási folyamatok. Ennek okát az anyag és módszer fejezetben részleteztem.

4.1.3. Ammónium nitrogén



11. ábra A vizsgált komposztok ammónium-nitrogén tartalmának változása a komposztálási idő függvényében

	Tengelymetszet	Hiba	Merekség	Hiba	Korreláció
Zöldhulladék	337,04	14,82	-4,218	0,602	-0,9271
Marhatrágya	190,94	18,55	-0,561	0,754	-0,2544

3. táblázat A vizsgált komposztok ammónium-nitrogén tartalmára illesztett függvények elemzése

A zöldhulladékok N tartalma irodalmi adatok szerint 0,3-2%, míg a szarvasmarha trágyáé 0,6% (Aleksza-Dér, 2001). Jól látható az ábrázolt függvényeken (11. ábra) és az egyenesek paraméterein (3. táblázat), hogy a redukált formájú, ammónium nitrogén az oxidatív érlelés során, a zöldhulladék esetén igen szoros korrelációval jellemezhető csökkenést mutat a komposztálási idővel, míg érdekes módon a marhatrágya esetében nem találtam értékelhető korrelációt.

A két anyagféleség (zöldhulladék, marhatrágya) közötti ammónium-nitrogén tartalom változásának különbségét az okozhatta, hogy a zöldhulladék az intenzív (mintavételezett) komposztálás megkezdéséig számottevő időt töltött „kezelés” nélkül, de optimális komposztálási kondíciói miatt a biodegradáció bizonyos lépései már elkezdődtek benne. Így lehetséges, hogy az első (0. napi) mintavétel is relatív magas ammónium-nitrogén tartalmat mutat, ami a vizsgálat végére szignifikánsan lecsökken. Itt egy felgyorsult oxidációról van szó, aminek a végén megjelenik a nitrát-N forma is.

A szarvasmarha trágya komposztálását gyakorlatilag a kifutóból frissen kitermelt anyaggal kezdtük, így abban a nitrogén mineralizáció valóban a komposztálás nulladik (0.) napjáról indul, így a vizsgált időtartam alatt sokkal kisebb változás volt kimutatható.

Az ammónium-nitrogén tartalom szoros korrelációt mutatott a következő paraméterekkel:

	Paraméter	r^2 (ZH)
NH ₄ -N	napok	-0,9271
NH ₄ -N	Ca	-0,8641
NH ₄ -N	pH H ₂ O	-0,8101
NH ₄ -N	NO ₃ -N	-0,8735
NH ₄ -N	Al-K ₂ O	0,8063

4. táblázat Az ammónium tartalommal szoros korrelációt mutató paraméterek és azok nagysága zöldhulladék (ZH) komposztálása esetén

Szoros (negatív, pozitív) korrelációt csak a zöldhulladék komposztálásának folyamata során mért paraméterekből tudtam megállapítani (4. táblázat)

A vizsgálat napjaival az ammónium ion tartalom negatívan korrelál, tehát csökken.

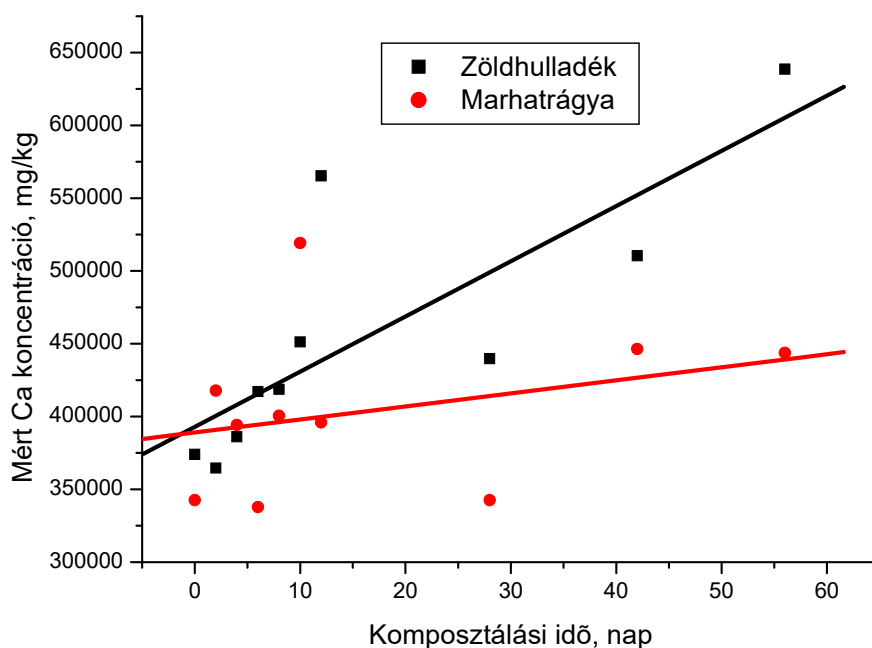
Az ammónium ion tartalom csökkenésével párhuzamosan az ammónium ionok oxidációjának eredményeként elkezdett emelkedni a nitrát nitrogén szintje. Ez okozta a negatív korrelációt a két érték között.

Az ammónium ion és az AL oldható kálium közötti szoros pozitív korrelációt a kálium humuszvegyületekkel alkotott, az ammónium-laktát számára oldhatatlan sóivá történő alakulás okozta relatív csökkenés eredményezhette.

A vizsgált folyamat vége felé az ammónium tartalom csökkent és csökkenő tendenciát mutatott, de a kémhatásban ez még nem érzetette a hatását egyértelműen, hiszen az ammónium ion tartalom csökkenése a pH érték csökkenését idézi elő, de ez a kémhatás tendenciájában még nem volt érezhető.

A salétromsavas kivonással a feltáródott és még oldható állapotban található kalcium is oldatba kerül, amely mérhető és a biodegradáció révén értéke emelkedő tendenciát mutat, így a csökkenő tendenciájú ammónium ion tartalommal negatív korrelációt mutat.

4.1.4. Kalcium tartalom



12. ábra A vizsgált komposztok kalcium tartalmának változása a komposztálási idő függvényében.

	Tengelymetszet	Hiba	Merekség	Hiba	Korreláció
Zöldhulladék	392882,425	24232,53	3791,81	985,36	0,80576
Marhatrágya	389009,325	24841,56177	896,56756	1010,12008	0,29941

5. táblázat A vizsgált komposztok kalcium tartalmára illesztett függvények elemzése

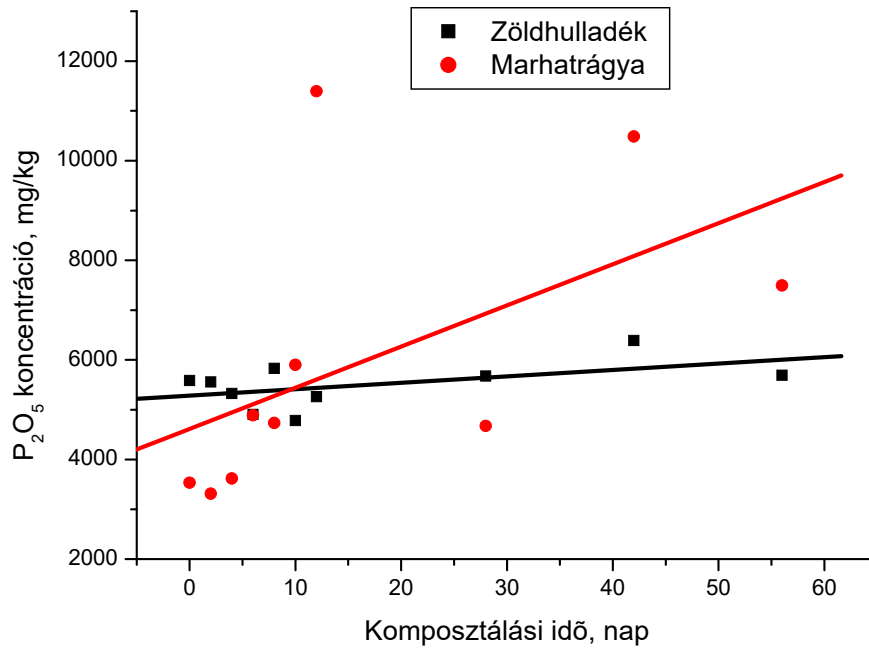
A zöldhulladékok CaO tartalma irodalmi adatok szerint 0,4-12%, míg a szarvasmarha trágyáé 0,6%. Szervestrágya komposztálása során kalcium tartalom (Ca) 6%-al növekedett (Eneji et al., 2001.)

Jól látható az ábrázolt függvényeken (12. ábra) és az egyenesek paraméterein (5. táblázat), hogy a salétromsav oldható, kalcium ion koncentrációja az oxidatív érlelés során a zöldhulladék esetén igen szoros korrelációval jellemezhető növekedést mutat a komposztálási idővel, míg érdekes módon a marhatrágya esetében nem találunk

értékelhető korrelációt. Ennek oka az lehet, hogy az oxidatív érlelés során szulfát ionná oxidálódó kén oldhatatlan csapadékot CaSO_4 képez az említett kationnal.

A Ca-nak az ammónium ionnal van szoros negatív korrelációja zöldhulladék esetén illetve a kémhatásokkal szoros, pozitív korrelációja a két minta együttes elemtartalma esetén, amit az adott paramétereknél részleteztem.

4.1.5. Foszfor tartalom



13. ábra A vizsgált komposztok Al oldható P_2O_5 tartalmának változása a komposztálási idő függvényében

	Tengelymetszet	Hiba	Merekség	Hiba	Korreláció
Zöldhulladék	5284,50208	180,89305	12,85583	7,35556	0,52567
Marhatrágya	4616,39167	1114,71858	82,58383	45,32725	0,54153

6. táblázat: A vizsgált komposztok foszfor tartalmára illesztett függvények elemzése

A zöldhulladékok P_2O_5 tartalma irodalmi adatok szerint 0,1-2,3%, míg a szarvasmarha trágyáé 0,4% (Aleksza-Dér, 2001)

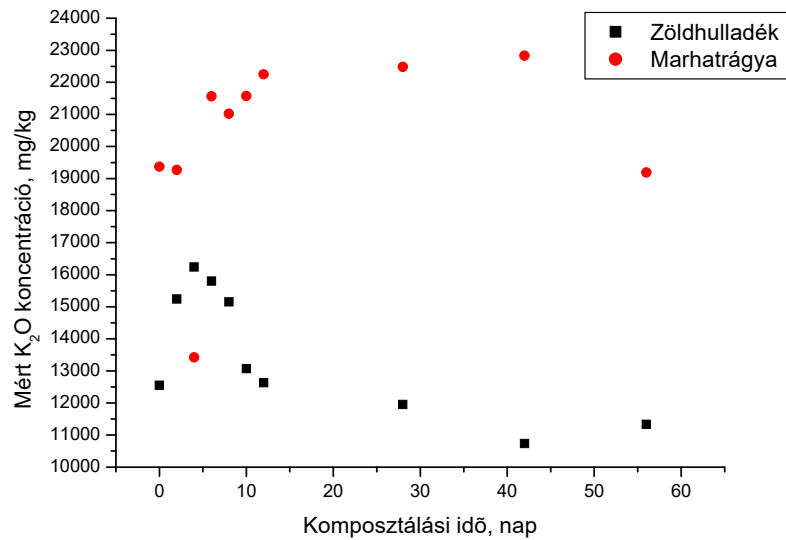
A FIBL (Forschungsinstitut für Biologischen Landbau) intézetben végzett kutatási eredmények alapján arra a következtetésre juthatunk, hogy a nehezen hozzáférhető tápanyagok (foszfor) a komposztálás során a növények számára könnyen hozzáférhető formába alakulnak át. A kőzetlisztekben található tápanyagok a komposztálódás során feltárodnak (Eneji et al., 2001). A különböző mikroorganizmusok képesek a növényekben lévő fitin foszfortartalmát feltárni. Más kutatások szerint a komposztálás során a foszfor szerves kötésben fixálódik. Több kutatás bizonyította, hogy a komposztokban több a könnyen oldható foszfor, mint a kiindulási friss trágyában (Aleksza-Dér, 1998). Szervestrágya komposztálása során a foszfor (P) 31%-al növekedett (Eneji et al., 2001). A trágyakazalból származó csurgaléklé megemelkedett koncentrációjú oldható foszfort tartalmazhat (Eghball and Gilley, 20019).

A zöldhulladék esetében szignifikánsan igazolható, hogy gyakorlatilag nem változik a foszfor koncentráció, a marhatrágya oldható foszfortartalma emelkedik (13. ábra), de nagyon nagy a mért adatok szórása (6. táblázat), mely a mineralizálódó szerves foszforvegyületek oldhatóságával függhet össze.

A marhatrágyában található tápelemek, így a foszfor is már egy biológiai és enzimátikus átalakuláson is átesett, többségük a nukleinsavakban kötve található így a foszfor a zöldhulladékhoz képest egy könnyen felvehető formában található meg a kiindulási anyagban, így annak felvétele, oldódása sokkal intenzívebb, ezért korrelálhatott jobban az idővel (Nagy et al., 2008). Mindehhez társul egy intenzívebb szervesanyag csökkenés, ami a foszfor tartalom relatív feldúsulását fokozza.

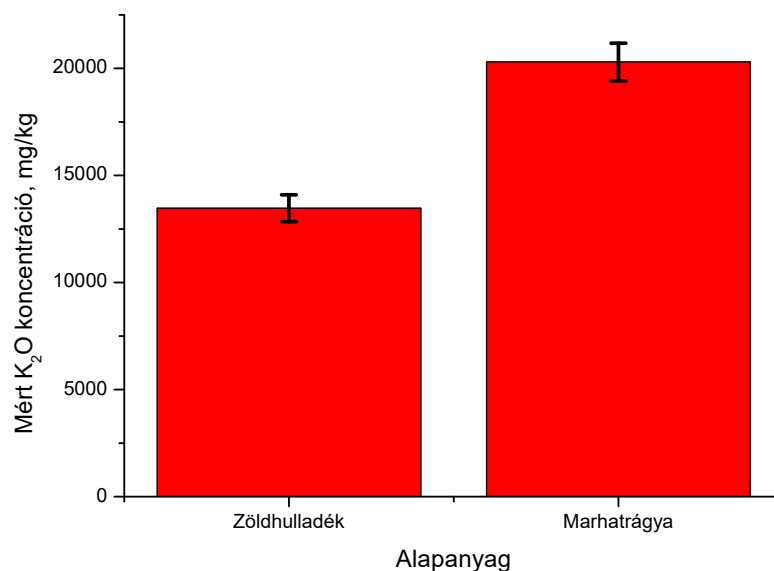
Az AL oldható P_2O_5 tartalomnak egyik paraméterrel sincs szoros korrelációja.

4.1.6. Kálium tartalom



14. ábra A vizsgált komposztok AL K₂O tartalmának változása a komposztálás időtartamának függvényében

A 14. ábrán látható, hogy az AL oldható kálium tartalom nem változik szignifikánsan az komposztálás során, azonban a két komposzt típus között szignifikáns különbséget találtunk, amit a következő ábrán mutatok be.



15. ábra A vizsgált komposztok AL oldható átlagos K₂O tartalma az alapanyag függvényében

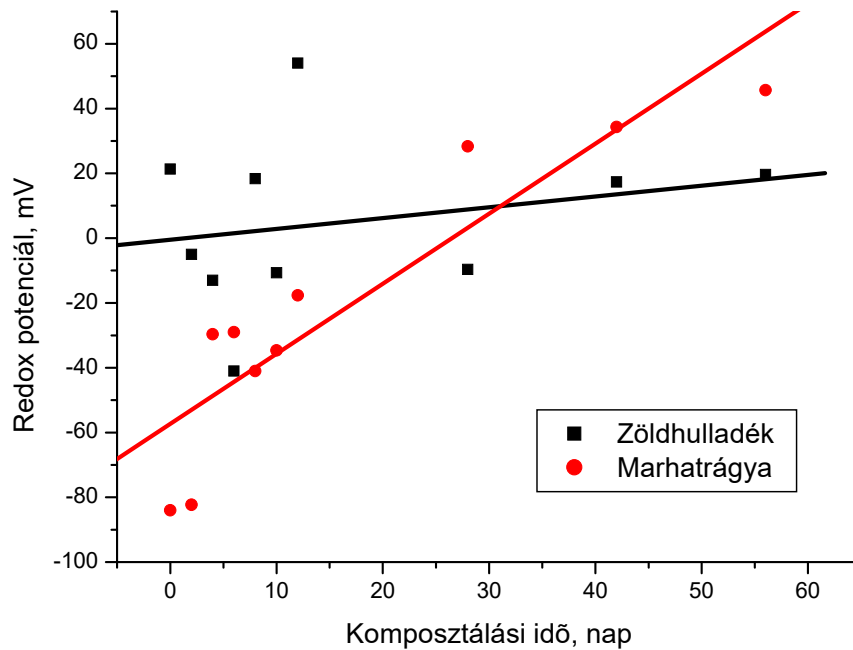
A zöldhulladékok K_2O tartalma irodalmi adatok szerint 0,4-3,4%, míg a szarvasmarha trágyáé 0,7%. Szervestrágya komposztálása során a kálium (K) 12%-al növekedett (Eneji et al., 2001). A FIBL (Forschungsinstitut für Biologischen Landbau) intézetben végzett kutatási eredmények alapján arra a következtetésre juthatunk, hogy a nehezen hozzáférhető tápanyagok (kálium) a komposztálás során a növények számára könnyen hozzáférhető formába alakulnak át. Összességében megállapítható, hogy a nehezen hozzáférhető tápanyagok, mint a kálium a komposztálás során a növények számára könnyen hozzáférhető formájúvá alakulnak át. A közetlisztekben található kálium és egyéb tápanyagok a komposztálás során feltárodnak.

A marhatrágyában található tápelemek, így a kálium is már egy biológiai és enzimatisz átalakuláson is átesett, így a kálium a zöldhulladékhoz képest könnyen felvehető formában található meg a komposztban, így annak felvétele, oldódása szinte már a folyamat kezdetétől szinte maximális értéket mutat.

A zöldhulladék érettebbnek mondható, mint a szarvasmarhatrágya és a beltartalmi összetevőinek köszönhetően a humusz-jellegű anyagok képződése is hatékonyabb lehet, így a feltárodott K nagy eséllyel tud megkötődni a fulvo- vagy a huminsavakon. E miatt nem mutatható ki emelkedés az AL oldható K mennyiségében (15. ábra).

Az Al oldható K_2O -nak csak az ammónium ionnal van pozitív szoros korrelációja, amit az ammóniumnál ismertettem.

4.1.7. Redox potenciál



16. ábra A vizsgált komposztok redox potenciáljának változása a komposztálási idő függvényében.

	Tengelymetszet	Hiba	Meredekség	Hiba	Korreláció
Zöldhulladék	-0,47222	11,71342	0,33366	0,4763	0,24041
Marhatrágya	-57,33681	8,81836	2,16291	0,35858	0,9054

7. táblázat A vizsgált komposztok redoxpotenciáljára illesztett függvények elemzése

Minél több az oxidált alkotórész a rendszerben, annál nagyobb a redoxipotenciál értéke. A redoxipotenciált alapvetően a levegőellátottság szabja meg. Az Eh értéket a közeg kémhatása is jelentősen módosíthatja: pH egységenként mintegy 55-65 mV-al változik a redoxipotenciál. A pH csökkenése (a közeg savanyodása) növeli az adott rendszer Eh-ját. Ennek okán a mért Eh értékeinket a következő képlet alapján átszámoltuk rH értékre (Stefanovits, 1981).

$$rH = \frac{Eh \text{ (milliVolt)}}{28,9} + 2pH$$

A komposzt érettségének és instabilitásának szemléltetésére számos vizsgálat folyt (Reinikainen és Herranen, 2000; Karjomaa et al., 2002). Ilyen vizsgálat például a redoxi potenciál változás is. Spohn (1978) egy gyorseszteszt során a redoxipotenciált határozza meg, ami alapján következtetni lehet a komposzt érettségére. Az alacsony redoxipotenciál H₂S-t termel (Spohn, 1969), ezt a csökkenő O₂ tartalom jelzi. A H₂S vagy az O₂ mint az érettség indikátorainak mérését hasonló limitáló tényezők befolyásolják, mint a redoxi potenciál (Eh) mérését a komposzt prizmában. Muller (1939) szerint akkor tekinthető a komposzt érettnak, amikor a komposzt prizma magjának redoxi potenciálja kevesebb, mint 50 mV, és periferiájánál még alacsonyabb. Ezt a módszert a következők határolják be: a: a megfelelő redox potenciál mérést nehéz elvégezni, b: több tényező, mint a pH is befolyásolja a redox potenciált, c: az oxigén diffúziót, ezáltal a komposzt közepének mikroba aktivitását a komposzt prizma mérete és a külső hőmérséklet befolyásolja. Minden olyan teszttel, ami mikroba aktivitáson alapul, az Eh (redox potenciál) félrevezető eredményt adhat, ha a mikroba aktivitást elnyomja az átmeneti korlátozó tényező (Stefanovits, 1981).

A redox potenciál növekedése a komposztálás során mindkét esetben kimutatható, marhatrágya komposzt esetében igen jó korrelációval jelentős növekedést mértünk az oxidációs érlelés során, azonban a zöldhulladék esetében jelentősen kisebb meredekséget találtunk és a korreláció sem volt szoros. Az 16. ábrán levő pontokból jól látszik, hogy a zöldhulladék esetében a kezdeti fázisban a minta heterogenitása okozhatja ezt a jelenséget.

A két anyagféleség (zöldhulladék, marhatrágya) közötti redoxipotenciál érték különbséget az ammónium-ion tartalom ismertetésénél leírt komposztkészítési részletekkel tudom megmagyarázni. Így lehetséges, hogy zöldhulladék esetén az első (0. napi) mintavétel is relatív magas redoxipotenciált mutat. A szarvasmarha trágya komposztálását gyakorlatilag a kifutóból frissen kitermelt anyaggal kezdtük, amiben a magas nedvességtartalom miatt anaerob részek is lehettek, ez okozhatta az alacsony redoxipotenciált a folyamat elején. A redoxipotenciál változás sokkal számottevőbb változást mutatott a vizsgálat ideje alatt (7. táblázat).

A redoxipotenciál szoros korrelációt mutatott a következő paraméterekkel:

	Paraméter	r^2 (MT)
redox	napok	0,9054
redox	Na	0,8042
redox	pH _{H₂O}	0,9581
redox	pH _{KCl}	0,9283
redox	Sr	-0,8286
EC	redox	-0,8844

8. táblázat A redoxpotenciállal szoros korrelációt mutató paraméterek és annak nagysága

Szoros (negatív és pozitív) korrelációt csak marhatrágya esetén tudtam kimutatni minden bizonnyal a friss kiindulási anyag miatt észlelhető, az idővel jól korreláló paraméterváltozások miatt.

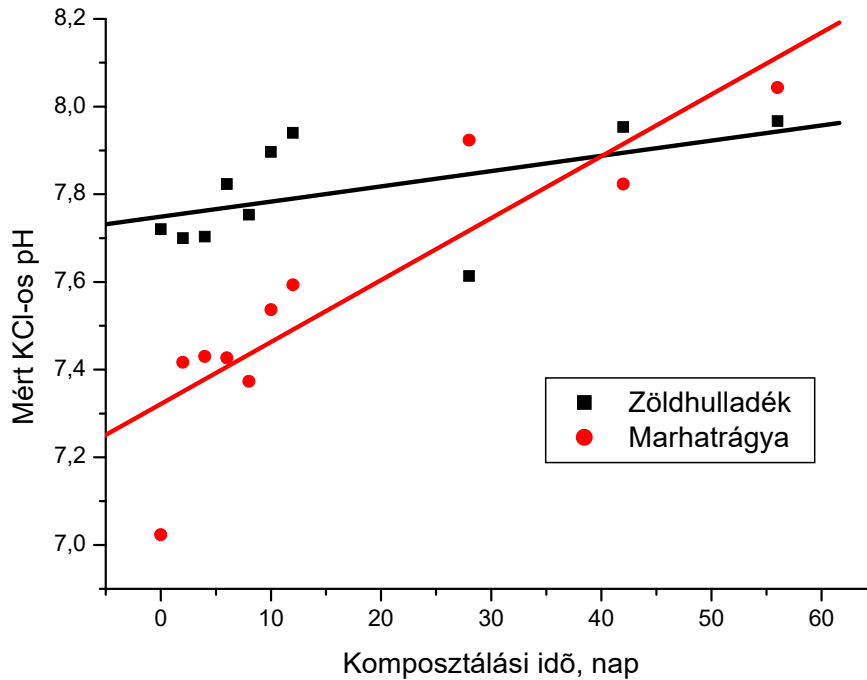
A vizsgálat napjaival a redoxipotenciál pozitívan korrelál, tehát növekszik. A Na tartalom szervesanyag csökkenéssel együtt járó relatív dúsulása okozza a redoxpotenciállal a pozitív szoros korrelációt.

A redoxipotenciál és a kémhatás közötti szoros pozitív korreláció a pH emelkedéssel együtt járó redoxipotenciál emelkedéssel támasztható alá.

A Sr marhatrágya esetén oldhatatlan csapadékká alakul a képződő szulfát ionnal, így relatív csökken a mennyisége, ezért mutatható ki szoros negatív korreláció.

Minél oxidáltabb egy rendszer, annál nagyobb a redoxipotenciálja és annál kisebb az elektromos vezetőképessége.

4.1.8. Kémhatás (KCl)



17. ábra A vizsgált komposztok KCl-os pH-jának változása a komposztálási idő függvényében

	Tengelymetszet	Hiba	Meredekség	Hiba	Korreláció
Zöldhulladék	7,74868	0,04942	0,00347	0,00201	0,52126
Marhatrágya	7,32184	0,06347	0,01412	0,00258	0,88826

9. táblázat A vizsgált komposztok kémhatására illesztett függvények elemzése

A pH érték trágyákból, növényi részekből készült komposztok esetében gyengén lúgos, vagy semleges lesz. Fanyesedékből, fűrészporból készült komposztok esetében az enyhén savas értéktől erősen savas értékig ($\text{pH} < 6$) változhat (Aleksza-Dér, 1998). A mezofil szakaszban a pH fokozatosan csökken, amelynek oka az ammónia képződés csökkenése, illetve a nitrifikációs folyamatok felerősödése (Aleksza-Dér 1995). A pH-érték befolyásolja az érést. A folyamat kezdetén a semleges, vagy gyengén lúgos pH-érték kedvező. A komposztálásban közreműködő mikroorganizmusok pH optimuma

eltér egymástól. A baktériumok a semleges kémhatást kedvelik, a gombák gyengén savas pH-viszonyok mellett fejlődnek legjobban. (De Bertoldi et al., 1984).

A pH értékre (különösen a szarvasmarhatrágya esetén) a vizsgálatomban jellemző a komposztálás elején történő gyors emelkedés, a szabaddá váló alkáli- és alkáliföldfém ionok és szerves savak biológiai értékesítése, valamint a szervesanyag bomlásának eredményeképpen bekövetkező ammonifikáció miatt. A kész komposzt semleges vagy lúgos kémhatású lehet (Gottschall, 1990). Esetemben az ötvenhatodik napon a pH érték gyengén lúgos tartományban volt, így elmondható, hogy a kémhatást figyelembe véve még nem tekinthető teljesen érettnek a komposzt (17. ábra).

A marhatrágya esetében a komposztálás során szignifikáns pH emelkedést tapasztaltunk, míg a zöldhulladéknál nem észleltünk statisztikailag igazolható mértékű lúgosodást. A marhatrágyában eredetileg fellelhető szerves savak a komposztálás közben széndioxidra és vízre oxidálódnak, így gyengébb savakat kapunk, vagyis a rendszer lúgosodik. A zöldhulladék esetében eredetileg kevesebb savas jellegű vegyület található az alapanyagban, így a változás is kisebb mértékű, az alapanyag jellege miatt nem szignifikáns (9. táblázat).

A minták eredete és a komposztálás kezdetekor a biodegradáltságot tekintve eltérő állapota a marhatrágyában az ammónium-ion tartalom emelkedése, változása, tendenciája a pH érték szignifikáns emelkedését idézi elő, míg a zöldhulladék esetében az ammónium ion szignifikáns csökkenő tendenciája a kémhatásnak csak enyhe emelkedését, szinte stagnálását idézi elő.

A kémhatás szoros korrelációt mutatott a következő paraméterekkel:

	Paraméter	r^2 (ZH)	r^2 (MT)	r^2 (ZH-MT)
pH H ₂ O	Na	-0,8372		
pH H ₂ O	napok		0,8733	
pH H ₂ O	K			0,9393
pH H ₂ O	Ca			0,8128
pH KCl	napok		0,8883	
pH KCl	pH H ₂ O		0,9766	0,9960
pH KCl	K			0,9475
pH KCl	Ca			0,8175
pH H ₂ O	EC		-0,9060	
pH KCl	EC		-0,8521	

10. táblázat A kémhatással szoros korrelációt mutató paraméterek és azok nagysága

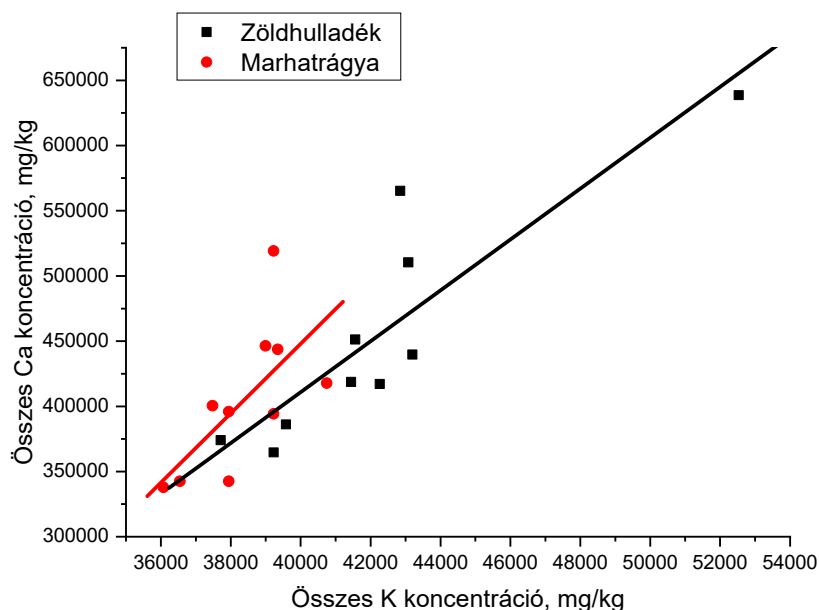
A vizsgálat napjaival a kémhatás pozitív korrelációt mutatott, tehát növekedett.

A kémhatás és Na tartalom közötti szoros, negatív korrelációt zöldhulladék esetén a rendszer előrehaladottabb állapota miatt a Na sók oldhatatlan formába történő kicsapódása, megkötődése okozhatta miközben a pH enyhén ugyan, de emelkedik.

A két különböző minta együttes elemtartalmának kation, tápelem (K, Ca) értéke relatív növekszik (dúsul) a szervesanyag bomlása miatt, miközben a komposztálás vizsgált időtartama alatt a szubsztrát kémhatása emelkedik, így a kettő paraméter között pozitív, szoros korreláció mutatható ki.

A pH és az elektromos vezetőképesség marhatrágya esetén kimutatható szoros, negatív korrelációját valószínűsíthetően a tápanyagionok oldhatatlan ásványi sók formájában történő kicsapódása és vízdoldhatatlan humuszsavhoz kapcsolódásával alkotott komplexekké átalakulása, így relatív csökkenése okozhatja a kémhatás emelkedése mellett (10. táblázat).

4.1.9. Szinergizmus – antagonizmus, K-Ca



18. ábra A vizsgált komposztok kalcium koncentrációja a kálium koncentráció függvényében

	Tengelymetszet	Hiba	Merekség	Hiba	Korreláció
Zöldhulladék	-369748,87937	157587,6064	19,51482	3,7066	0,88093
Marhatrágya	-617575,10311	402364,89859	26,63814	10,48467	0,66825

11. táblázat A vizsgált komposztok kalcium-kálium összefüggésére illesztett függvények elemzése

Jól látható 18. ábrán és a 11. táblázatban, hogy mindkét alapanyag esetében a salétromsavval extrahált kálium és kalcium egymással lineáris kapcsolatban van, vagyis a komposztálás során e két elem egymással arányos mértékben oldódott ki a komposztból.

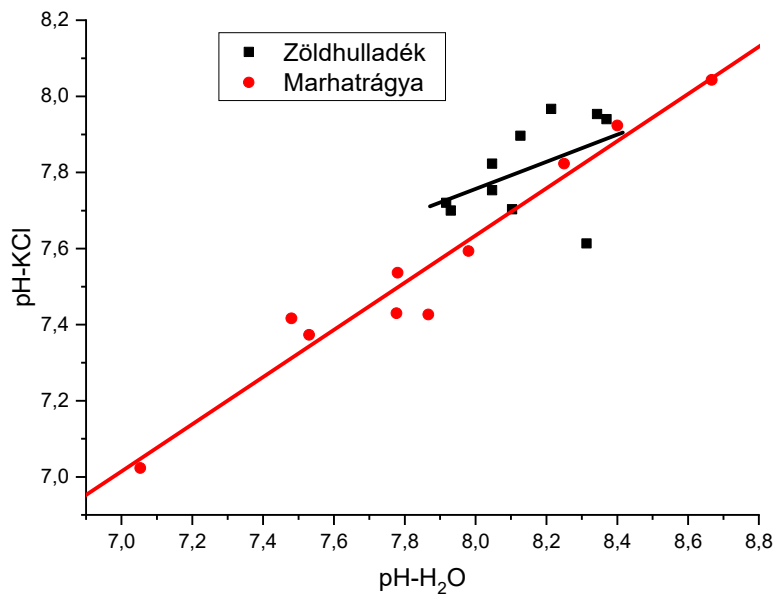
A Ca és az összes K tartalom közötti összefüggés

		r^2 (ZH)	r^2 (MT)	r^2 (ZH-MT)
Ca	K	0,8809	-	0,9159

12. táblázat A Ca és a K közötti korrelációk és azok nagysága egyes minták esetén

Zöldhulladék esetében a Ca és a K feltáródása és oldódása (oldhatósága) szoros, pozitív korrelációt mutat. A két különböző minta együttes Ca és K tartalma között szintén szoros, pozitív korrelációt lehet kimutatni (12. táblázat).

4.1.10. pH-H₂O - pH-KCl



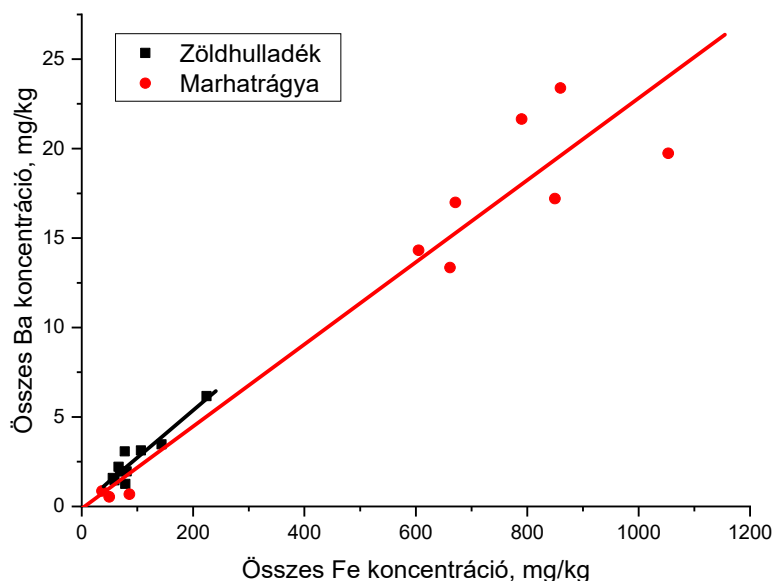
19. ábra A vizsgált komposztok KCl-os pH-jának változása a vizes pH függvényében

	Tengelymetszet	Hiba	Meredekség	Hiba	Korreláció
Zöldhulladék	4,90485	1,95815	0,35649	0,24049	0,4642
Marhatrágya	2,67604	0,38042	0,6198	0,04821	0,97664

13. táblázat A vizsgált komposztok kémhatásainak összefüggésére illesztett függvények elemzése

A két pH érték összehasonlításánál igazából a meredekséget (b paraméter) érdemes elemezni, a talajon és komposztokban ez az érték utal a rejtett savanyúságra. Ez zöldhulladék esetén nem értékelhető, mivel a pontok nagyon kis területen zsúfolódnak (19. ábra), azaz gyakorlatilag nem változik a pH a komposztálás során. Azonban a marhatrágya esetében kiszámított 0,61-es meredekség (13. táblázat) arra utal, hogy van rejtett savanyúság a komposztszemcsék felületén, melyet a kálium ionok képesek lecserélni. Rejtett savanyúság esetében a savanyú közegben ($\text{pH} < 5,5$) megnő a kolloidok felületén adszorbeált H, Fe, Al ionok mennyisége, melyek a körülmények megváltozásával a kolloidokról deszorbeálva megjelenhetnek az oldatban is, növelve annak savanyúságát. A potenciális savanyúság akár több 10000-szerese is lehet az aktuális savanyúságnak (Stafanovits, 1981).

4.1.10. Fe –Ba, Sr regresszió



20. ábra A vizsgált komposztok Fe tartalmának változása a Ba, Sr függvényében

A vizsgált komposztok Fe –Ba,Sr tartalom változásának korrelációja.

	Tengelymetszet	Hiba	Meredekség	Hiba	Korreláció
Zöldhulladék	0,09407	0,36463	0,02638	0,00338	0,94027
Marhatrágya	-0,10913	1,61458	0,02293	0,00242	0,95828

14. táblázat A vizsgált komposztok Fe és Ba, Sr tartalmának összefüggésére illesztett függvények elemzése

Nagyon szoros lineáris kapcsolatot találtam a vas és bárium koncentrációk között. Feltételezhetően, ezen ionok oldhatósága, extrahálhatósága a komposztálás során egymással párhuzamosan változott (20. ábra, 14. táblázat), bár két különböző kémiai okot feltételezhetünk. A vas az oxidáció során az eredeti két pozitív töltésű állapotból három pozitív töltésű állapotba oxidálódik, és az Fe^{3+} ionok megkötődése, adszorpciója jelentősen nagyobb, így oldhatósága jelentősen kisebb, mint a Fe^{2+} ionoké. Bárium és a vele analóg kémiai viselkedésű stroncium esetében, melyek csak két pozitív töltésű állapotban lehetnek a komposztban azt feltételezhetjük, hogy az

eredetileg szerves molekulákban található kén a komposztálás során szulfát ionná oxidálódik, és oldhatatlan csapadékot képez az említett kationokkal. A hasonlóan viselkedő kalcium ionokkal nem mutattunk ki szoros kapcsolatot, mivel a CaSO_4 oldhatósága vízben és híg salétromsavban sokkal nagyobb, közel 5000 mg/l.

Paraméter	Paraméter	r^2 (ZH)	r^2 (MT)	r^2 (ZH-MT)
Fe	Sr	0,8090	0,9385	0,9328
Ba	Sr	0,8033	0,9588	0,9520
Ba	Fe	0,9403	0,9583	0,9762

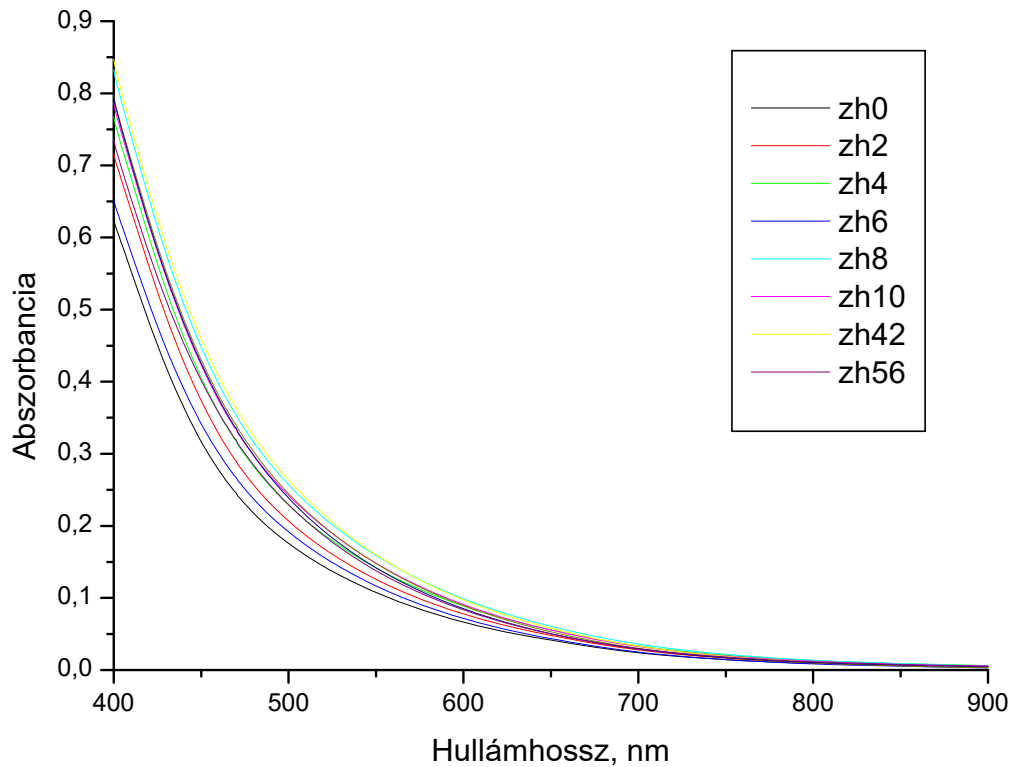
15. táblázat A Ba, Sr és Fe közötti korrelációk értéke

4.2. Lúgos kivonatok optikai vizsgálata

4.2.1. Lúgos kivonatok spektrumainak elemzése

Az anyag és módszer fejezetben leírt módon előállított komposztok lúgos kivonatainak spektrumait vizsgálva a következő eredményeket kaptuk.

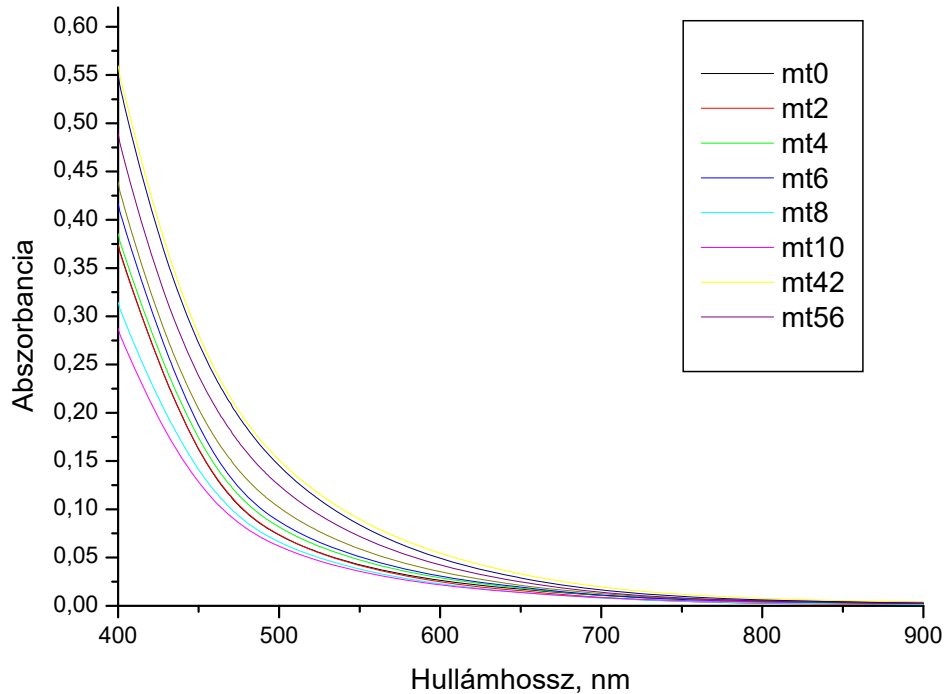
A **zöldhulladék** komposzt esetében az alábbi spektrumokat kaptuk:



21. ábra A vizsgált zöldhulladék komposztok abszorpciós spektrumai a komposztálás során (lúgos kivonatból)

*ZH-zöldhulladék, ZH0-0. napi minta, ZH2-2. napi minta, ZH4-4. napi minta, ZH6-6. napi minta, ZH8-8. napi minta, ZH10-10. napi minta, ZH42-42. napi minta, ZH56-56. napi minta

Marhatrágya komposzt esetében az alábbi spektrumokat kaptuk:



22. bra A vizsgált marhatrágya komposztok abszorpciós spektrumai a komposztálás során (lúgos kivonat)

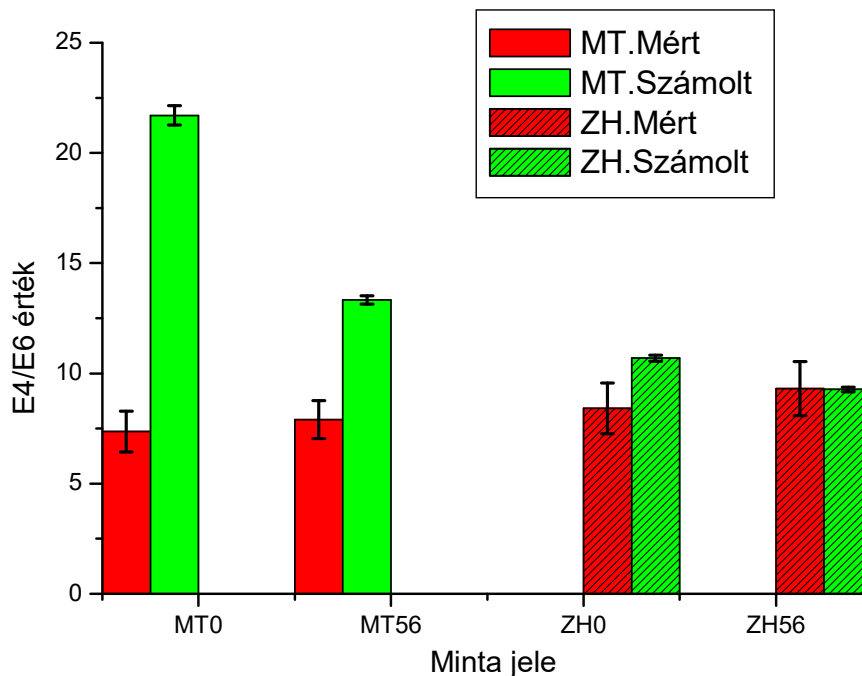
*MT-marhatrágya, MT0-0. napi minta, MT2-2. napi minta, MT4-4. napi minta, MT6-6. napi minta, MT8-8. napi minta, MT10-10. napi minta, MT42-42. napi minta, MT56-56. napi minta

Mindkét spektrumon látszik (21, 22 ábra), hogy folyamatosan csökken az abszorpció a növekvő hullámhossz függvényében. A két alapanyag esetében a görbék nagysága és lefolyása különbözik. Marhatrágya esetében a komposztálás hatása nagyobb mértékű az egyes fázisokban mért értékek között, hiszen teljesen friss volt az alapanyag a vizsgálat kezdetekor, így az átalakulás nagyobb mértékű volt. A 21. 22. brát összehasonlítva jól látszik, hogy az egyes anyagféleségekhez tartozó görbecsoportok nem térnek el jelentős mértékben egymástól, azaz a görbék alakjából nem tudunk az alapanyag komposztálás során bekövetkező minségvltozására következtetni.

A zöldhulladék minták abszorbanáciája magasabb, mint a marhatrágya minták értékei. A 400 nm-en mért abszorbanca értékek nem korrelálnak szorosan a napokkal (Marhatrágya esetén az r^2 értéke: 0,5949; zöldhulladék esetén: 0,28119).

Ismerve, hogy a zöldhulladékban már előrehaladott degradációs folyamatok voltak és feltételezhetően több volt a fényelnyeléssel rendelkező humusz-jellegű anyag a mintavétel kezdetekor a marhatrágyában pedig „nyers” szervesanyag alátámaszthatók a magasabb abszorbanca értékek a zöldhulladéknál. A vízdoldható szervesanyag mennyisége alapanyagfüggő (Bernal et al., 1998; Sánchez-Monedero et al, 2001).

4.2.2. A komposztok E_4/E_6 arányának alakulása



23. ábra Az egyes minták mért és számolt E_4/E_6 értékei a komposztálási idő függvényében

*MT-Marhatrágya, ZH-zöldhulladék, Mért-465 és 665 nm-en mért abszorbanca átlagából meghatározott E_4/E_6 arány, Számolt- $e^{\frac{200}{\tau}}$ képlettel számolt E_4/E_6 arány

Scheffer, 1954; Welte, 1955; Chen et al., 1977 által mért E_4/E_6 arányban kimutatható csekély mértékű csökkenés statisztikailag nem volt szignifikánsan igazolható. E_4/E_6 arány független a HA koncentrációjától. A bomló szerves anyagokból felszabaduló könnyen oldható szerves vegyületek (cukrok, aminosavak, polipeptid stb.) jelentős

része a mikroba populációkba épül be, majd a komposztálás előre haladásával a változó környezeti tényezők következtében tömegesen elpusztulva más mikroba populációk veszik át helyüket ilyenkor nő a szubsztrát könnyen oldható szerves anyag tartalma (Sánchez-Monedero et al., 2001).

Jól látható, hogy várakozásaink ellenére az 56 napig tartó komposztálás egyik alapanyag esetében sem befolyásolja jelentős mértékben a minták lúgos kivonatából mért spektrumok alapján meghatározott E_4/E_6 (465/665 nm) értékeket.

Ebből azt a következtetést vonhatjuk le, hogy (56 nap alatt) a mért E_4/E_6 értékek meghatározásával nem követhető a komposztálás folyamatának előrehaladása, vagyis ez a paraméter nem használható a komposzt érésének indikátoraként. Az $e^{\frac{200}{t-1}}$ képlettel számolt E_4/E_6 arány viszont egyértelmű csökkenést mutat marhatrágya esetén 21,7-13,3, de zöldhulladék esetén is csökkent 10,69-9,27. (23. ábra).

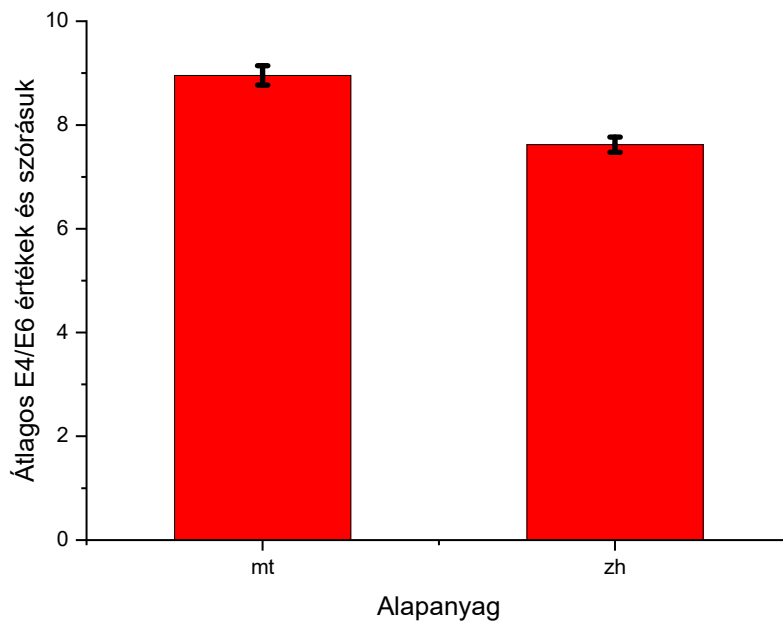
A komposztálás egyes mintáinak mért E_4/E_6 értékei jelentős eltérést mutatnak a két alapanyag tekintetében, ezért elvégeztem egy kéttényezős variancia analízist a mért értékeken és a következő eredményeket kaptam:

Minta	Középérték	Szórás	Mintaszám
MT	8,957	0,18694	10
ZH	7,62071	0,14677	10
F = 53,51037	p = 8,55705E-7		

16. táblázat Az egyes minták E_4/E_6 értékeinek variancia analízise

*ZH-Zöldhulladék, MT-Marhatrágya, F-F próba, p-p próba

A variancia analízis eredményeiből látható, hogy szignifikáns különbséget találtam a kétféle alapanyag mért E_4/E_6 átlagainak értéke között (24. ábra).



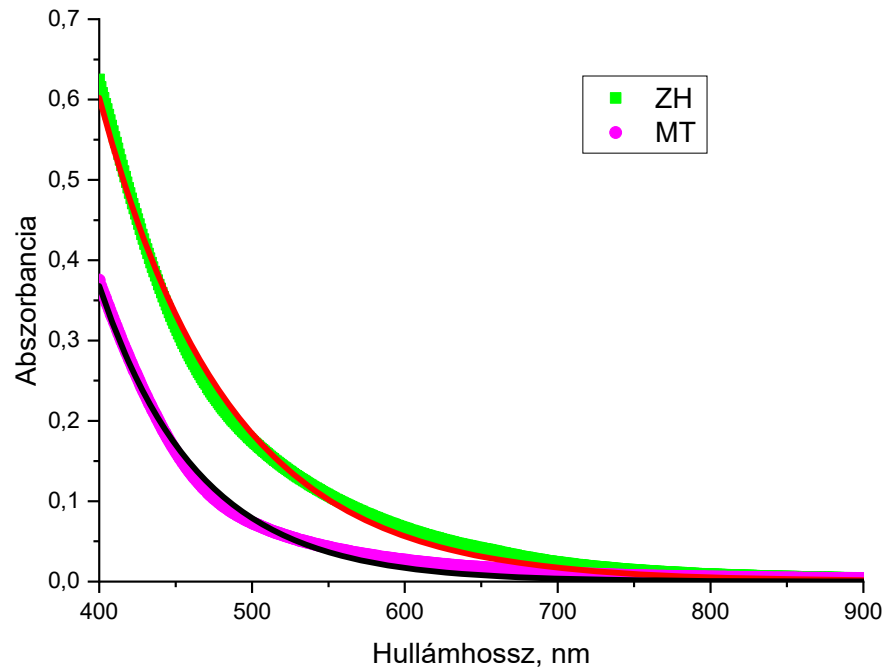
24. ábra Az átlagos mért E_4/E_6 értékek és a szórás értékeik az összes minta átlagában.

*mt-marhatrágya, zh-zöldhulladék

A 24. ábra megerősíti, hogy a marhatrágya sokkal frissebb anyag volt, mint a zöldhulladék, így a kis molekulatömegű szervesanyagok, humusz-jellegű anyagok (fényelnyeléssel rendelkező szervesanyagok) nagyobb arányban voltak jelen benne, mint a nagyobb molekulatömegű alkotóelemek, így volt már a folyamat kezdetén is magasabb az érték és maradt is az a komposztálás során. Továbbá a marhatrágya már egyszer átkonvertált anyag, így a szervesanyagok átalakulása előrehaladottabb állapotban van, ha a humifikáció nem is.

4.2.3. Az alapanyagok (0. napos minták) spektrumainak összehasonlítása

A 25. ábrán az alapanyagok lúgos kivonatából mért látható abszorpciós spektrumok és a rájuk illesztett exponenciális görbék láthatóak.



25. ábra Az alapanyagok lúgos kivonatából mért látható abszorpciós spektrumok és a rájuk illesztett exponenciális görbék alapanyagok szerint

*ZH-Zöldhulladék, MT-Marhatrágya

A 17. és 18. táblázatban láthatók az illesztett adatok és a t_1 paraméterből az $e^{\frac{200}{t_1}}$ képlettel számított E_4/E_6 értékek. Az illesztett függvény képlete a következő:

$$Y = y_0 + A_1 \cdot e^{-\frac{x}{t_1}}$$

Paraméterek az egyenletben:

x: hullámhossz, y: az abszorbancia értéke a hullámhosszon, A: szorzótényező, mely a hígítás mértékétől függ, t: illesztési paraméter

Zöldhulladék

Paraméter	Érték	Szórás		
y0	0	0		
A1	68,87669	1,62372	R ²	0,99612
t1	84,3975	0,37845	E ₄ /E ₆	10,69

17. táblázat A 0 napos zöldhulladék komposzt abszorpciós spektrumára illesztett
exponenciális görbe értékelése

*y0-háttérabszorbancia, A1-szorzóteényező, amely a higitástól függ, t1-illesztési paraméter

Marhatrágya

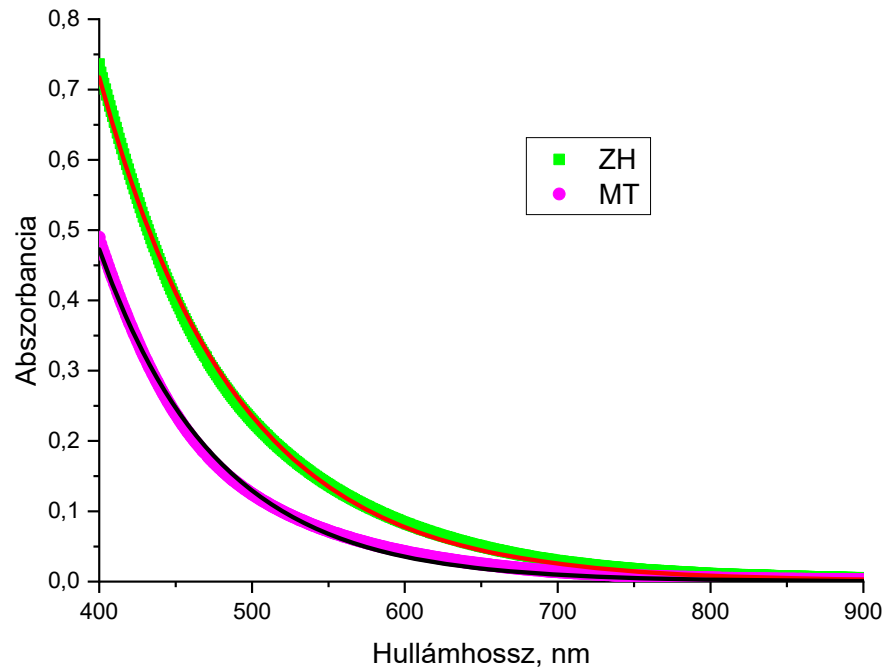
Paraméter	Érték	Szórás		
y0	0	0		
A1	173,29653	7,57586	R ²	0,99237
t1	64,98894	0,4262	E ₄ /E ₆	21,70

18. táblázat A 0 napos marhatrágya komposzt abszorpciós spektrumára illesztett
exponenciális görbe értékelése

*y0-háttérabszorbancia, A1-szorzóteényező, amely a higitástól függ, t1-illesztési paraméter

4.2.4. Az 56 napos komposztok spektrumainak összehasonlítása

A 26. ábrán az 56 napos komposztok lúgos kivonatából mért látható abszorpciós spektrumok és a rájuk illesztett exponenciális görbék láthatóak.



26. ábra Az 56 napos komposztok lúgos kivonatából mért látható abszorpciós spektrumok és a rájuk illesztett exponenciális görbék

*ZH-Zöldhulladék, MT-Marhatrágya

A 19. és 20. táblázatban láthatók az illesztett adatok és a t_1 paraméterből az $e^{\frac{200}{t_1}}$ képlettel számított E_4/E_6 értékek. Az illesztett függvény képlete a következő:

$$Y = y_0 + A_1 \cdot e^{-\frac{x}{t_1}}$$

Zöldhulladék

Paraméter	Érték	Szórás		
y0	0	0		
A1	61,68199	0,70549	R ²	0,99896
t1	89,80821	0,20653	E ₄ /E ₆	9,27

19. táblázat Az 56 napos zöldhulladék komposzt abszorpciós spektrumára
illesztett exponenciális görbe értékelése

*y0-háttérabszorbancia, A1-szorozótényező, amely a hígítástól függ, t1-illesztési paraméter

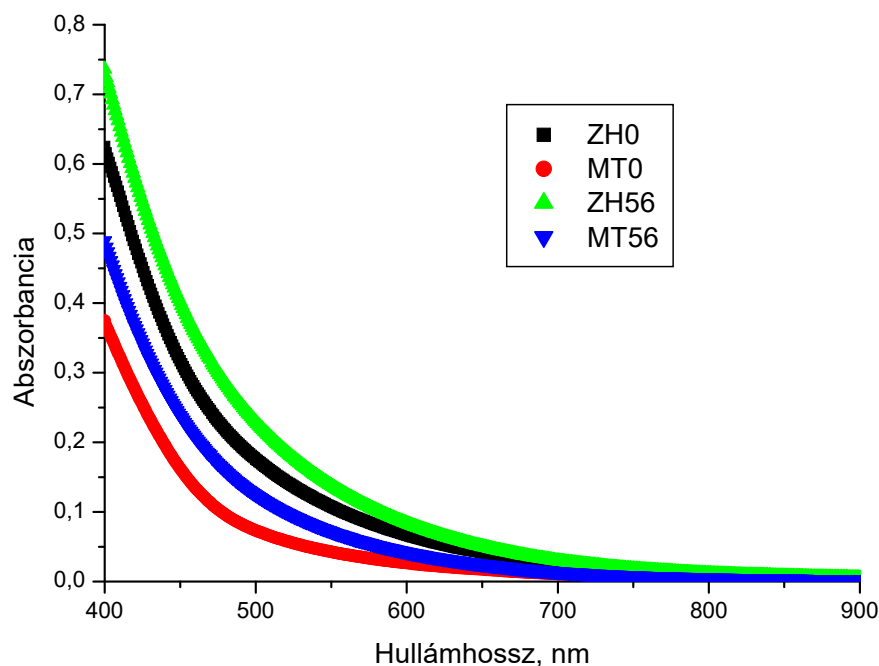
Marhatrágya

Paraméter	Érték	Szórás		
y0	0	0		
A1	83,96993	1,70243	R ²	0,99766
t1	77,21723	0,27486	E ₄ /E ₆	13,33

20. táblázat Az 56 napos marhatrágya komposzt abszorpciós spektrumára
illesztett exponenciális görbe értékelése

*y0-háttérabszorbancia, A1-szorozótényező, amely a hígítástól függ, t1-illesztési paraméter

A 0. és az 56. napon vett minták spektrumait együtt ábrázolva a következő ábrát kapjuk.



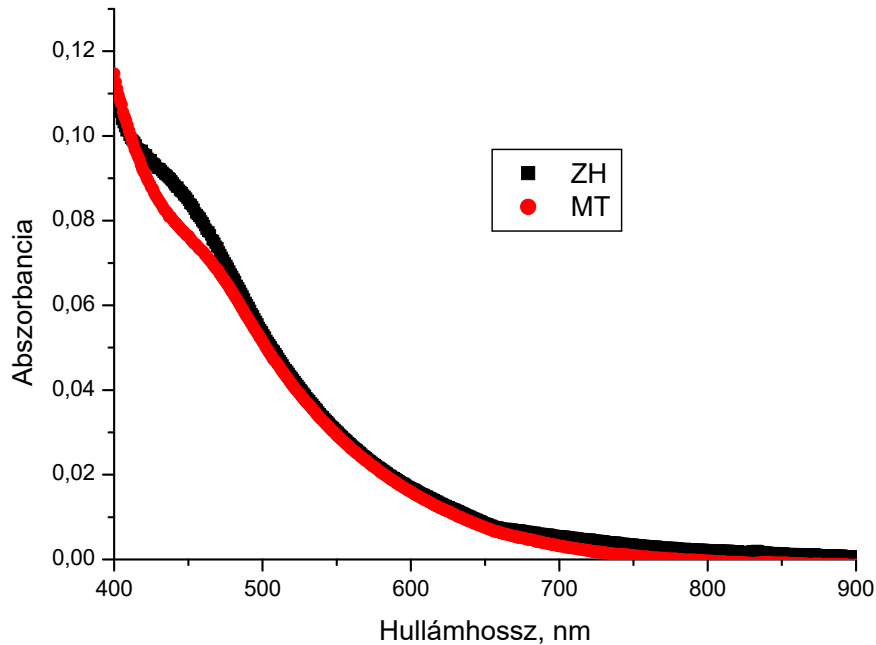
27. ábra Az alapanyagok és az 56 napos komposztok lúgos kivonatára mért látható abszorpciós spektrumok alapanyagok szerint

*ZH-Zöldhulladék, MT-Marhatrágya, 0-0. napon vett minta, 56-56. napon vett minta

Jól látszik a fenti három (25, 26, 27) ábrán, hogy a spektrumok a humuszanyagokra jellemző exponenciális csökkenést mutatják a hullámhossz függvényében, a korrelációs koefficiens minden esetben nagyobb 0,99-nél.

A komposztálás hatására a spektrumok (abszorbancia értékei) szignifikánsan felfelé mozdulnak (a paraméter), azaz a fényelnyelés a komposztálás alatt növekszik minden hullámhosszon. Az illesztési (t_1) paramétereket összevetve látható, hogy a komposztálás során az szignifikánsan növekedett minden alapanyag esetében, vagyis a hullámhosszal kevésbé csökkent a fényelnyelés. A humusz-jellegű anyagok építőelem-kondenzációjának elindulása okozhatta a nagyobb hullámhosszon kimutatható magasabb abszorpciós értéket. Irodalmi adatok szerint 40 napig növekszik a fulvosavak mennyisége a komposztálás során utána stagnál vagy csökken és a huminsavak mennyisége kerül túlsúlyba (Inbar et al., 1989).

Amennyiben a komposztálás hatására bekövetkező abszorbancia eltérést, vagyis az alapanyag és az 56 napos komposzt spektruma közötti különbségeket ábrázoljuk, látható hogy a rövid hullámhosszú, két tartományban észlelhető kis különbségen kívül a két görbe megegyezik egymással, vagyis a komposztálás során a változás azonos a két minta esetében.

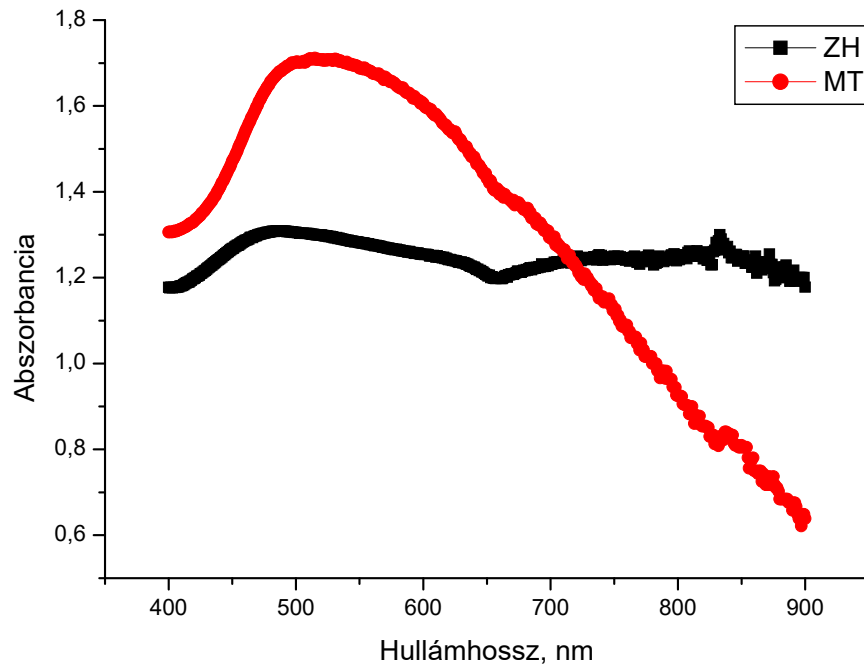


28. ábra A komposztálás elején és végén mérhető abszorbanciák különbsége alapanyagokként

*ZH-Zöldhulladék, MT-Marhatrágya

A 28. ábra alapján kimutatható, hogy a két alapanyag oxidatív átalakulása során bekövetkezett változásban a rövid hullámhosszú régióban mért adatok esetén van különbség.

Ugyanezt megtehetjük a két spektrum hányadosával is, ami tulajdonképpen a hullámhossz függvényében a fényelnyelések arányát mutatja, és a következő spektrumot kapjuk.

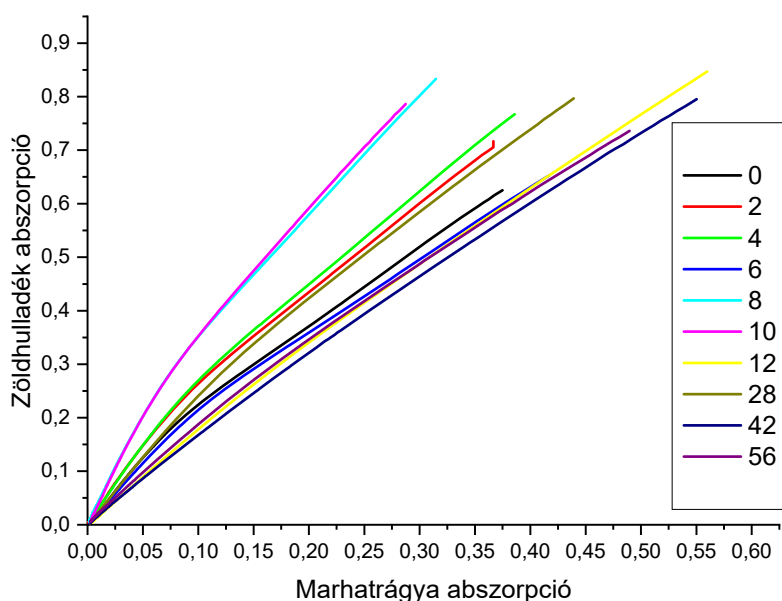


29. ábra A komposztálás elején és végén mérhető abszorbanciák hányadosa alapanyagokként

*ZH-Zöldhulladék, MT-Marhatrágya

Jól látható a 29. ábrán, hogy a zöldhulladék esetében a spektrumok hányadosa állandó, 1,2 körüli érték, azaz a komposztálás során a zöldhulladék fényelnyelésért felelős anyagai azonos arányban változtak, és az átalakulás során a fényelnyelés hullámhossztól függetlenül 1,2 szorosára növekedett. Azonban a marhatrágya esetében azt találjuk, hogy egy maximummal rendelkező görbe mentén változik a fényelnyelések aránya a hullámhossz függvényében. A görbéből leolvasható, hogy 500-550 nm környezetében maximális az abszorbancia arány, vagyis ebben a tartományban változik legnagyobb mértékben a fényelnyelés a komposztálás hatására, 1,7 szorosára. Míg folyamatos csökkenéssel ez a tendencia megfordul kb. 750 nm-nél, és az infravörös tartományban 0,6 szorosára, azaz közel felére csökken a fényelnyelés.

A zöldhulladék komposztra mért abszorpció értékeit a marhatrágyánál mért értékek függvényében ábrázolva a következő görbét kapjuk:



30. ábra A kétféle alapanyag komposztálása során mért abszorbancia értékek közötti összefüggés

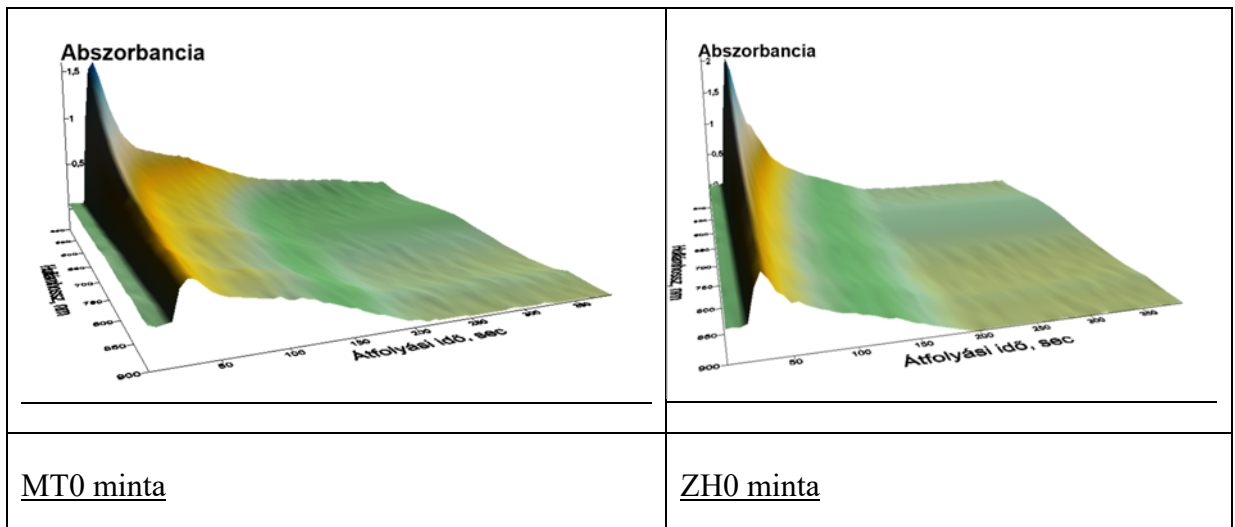
*0-0. napi minta, 2-2. napi minta, 4-4. napi minta, 6-6. napi minta, 8-8. napi minta, 10-10. napi minta, 12-12. napi minta, 28-28. napi minta, 42-42. napi minta, 56-56. napi minta

A 30. ábrán látható, hogy nagy abszorpció értékeknél lineáris összefüggést találtunk a kétféle alapanyagánál mért értékek között. A kisebb abszorpció értékeknél azonban több esetben is nemlineáris az összefüggés. A különböző érlelési idők nem okoznak szignifikáns változást, azonban az alapanyag hatása szignifikáns, amint látszik a 1,5 körüli meredekség értékekből. A zöldhulladék esetében mért magasabb abszorbancia értékek a 30. ábrából is bizonyítást nyertek. Kezdeti abszorbancia értékek átlaga zöldhulladék esetében 0,75; marhatrágya esetében 0,41.

4.3. A forróvizes kioldás optikai vizsgálata a teljes spektrum adatai alapján

4.3.1. Az alapanyagok hatásának vizsgálata

A 0 napos kezelések összehasonlítása

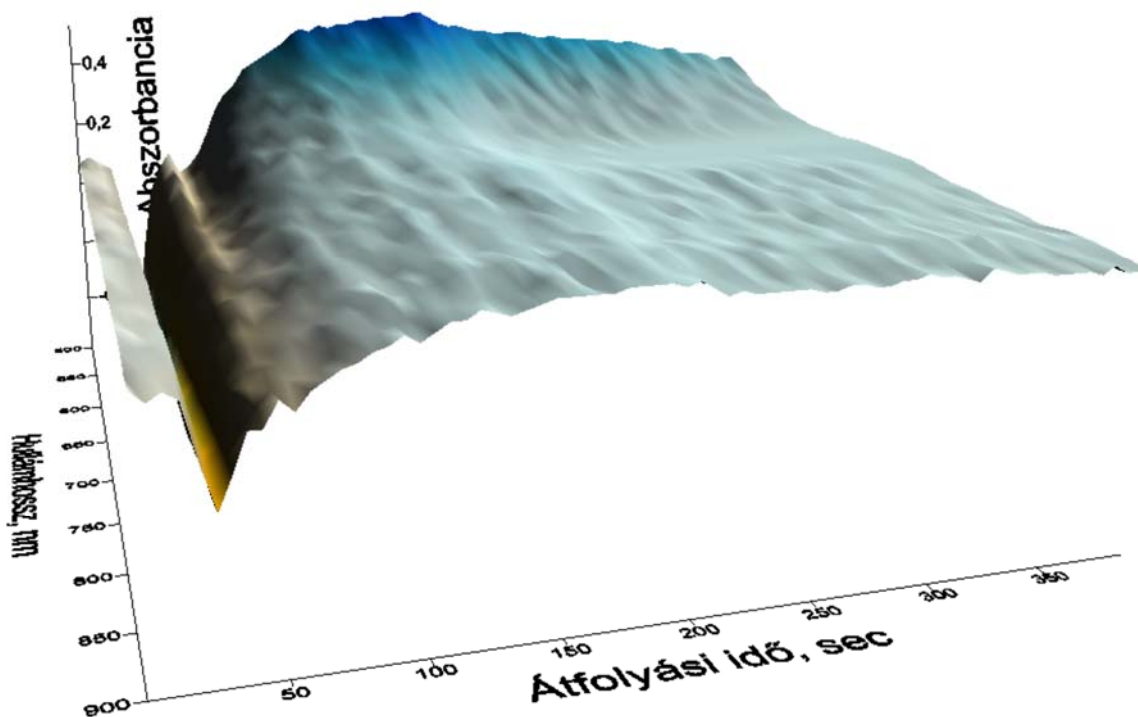


31. ábra MT0 és ZH0 minta forróvizes kivonatának fényelnyelése a kifolyási idő és a hullámhossz függvényében

*MT0-Marhatrágya 0. napi mintája, ZH0-Zöldhulladék 0. napi mintája

Az átfolyási és fényelnyelési ábrákat összevetve (31. ábra) látható, hogy a hullámhossz tengely mentén a vizsgált hullámhossz tartományban a fényelnyelés monoton módon és egyenletesen csökken. Ez a tendencia az összes vizsgált átfolyási görbére igaz, és egyezik a Sebők et al. (2018) által megállapított exponenciális csökkenéssel leírható összefüggéssel. A későbbiekben ezt alaposabban, függvényillesztéssel is megvizsgálom egyes példák esetében.

Az idő tengely mentén szintén monoton csökkenést láthatunk, azonban nem egyenletes a csökkenés, a csökkenés mértéke 100-150 másodperc környékén szemmel láthatóan kisebb mértékű, mint a szabályos egyenletes változástól várnánk.

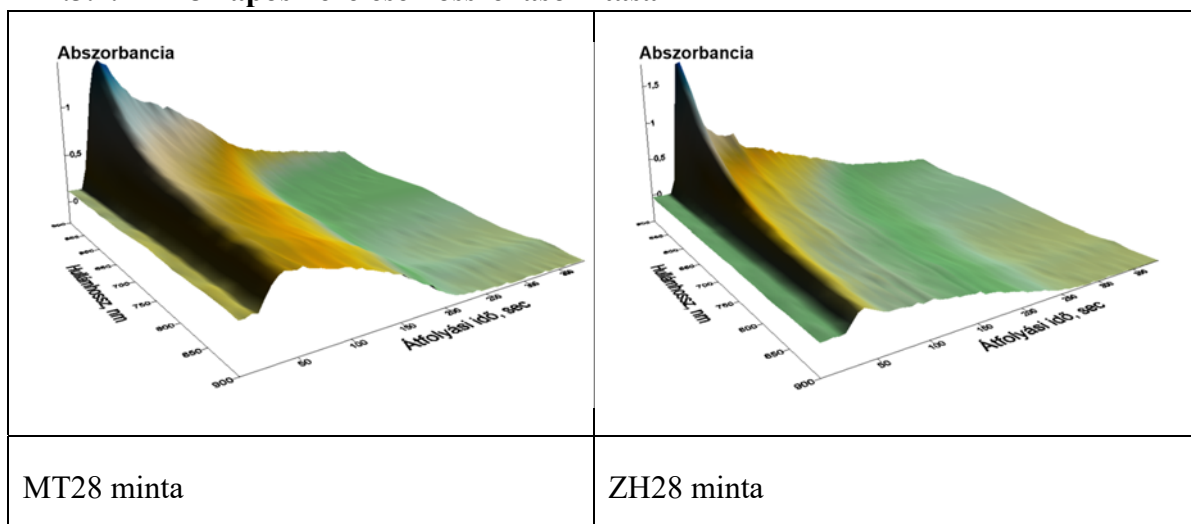


32. ábra MT0 és ZH0 minta forróvizes kivonatának fényelnyelésének különbsége az átfolyási idő és a hullámhossz függvényében

*MT0-Marhatrágya 0. napi mintája, ZH0-Zöldhulladék 0. napi mintája

A két alapanyag közötti eltérés vizsgálatára alkalmas a harmadik ábra mely úgy készült, hogy a marhatrágya komposzt spektrum-idő összefüggéséből kivontuk a zöldhulladék megfelelő pontjait, majd ezt a különbséget ábráztuk a 3D ábrán. Jól látható a 32. ábrán, hogy a legnagyobb eltérés abban a tartományban található, ahol a legnagyobb mértékben tér el a spektrumok időbeli lefutása a hígulásnak megfelelő exponenciális csökkenéstől, de más tartományban is találtam eltérést. A marhatrágya minta fényelnyelése mindig felülmúlta a zöldhulladék mintájét, ez azt jelenti, hogy a marhatrágya alapanyag forróvíz oldható fényelnyelő, színes szerves anyag tartalma nagyobb, mint a zöldhulladéké. Ezt a jelenséget matematikailag modellezem a következő részben, és a modell alapján igyekszem megmagyarázni a különbséget. Kis hullámhosszúságú tartományban volt kimutatható a legnagyobb a különbség a marhatrágya és a zöldhulladék fényelnyelése között.

4.3.2. A 28 napos kezelések összehasonlítása



33. ábra MT28 és ZH28 minta forróvizes kivonatának fényelnyelése a kifolyási idő és a hullámhossz függvényében

*MT28-Marhatrágya 28. napi mintája, ZH28-Zöldhulladék 28. napi mintája

A 33. ábra alapján a hullámhossz függvényében vizsgálva az közepesen érett, 28 napos komposztok forróvizes oldatának fényelnyelését a hullámhosszak függvényében, az alapanyagokkal azonos módon változik a fényelnyelés, vagyis az exponenciális jellegű csökkenés itt is jellemző a mintára, mint azt a következő részben matematikailag, függvényillesztéssel is igazolom.

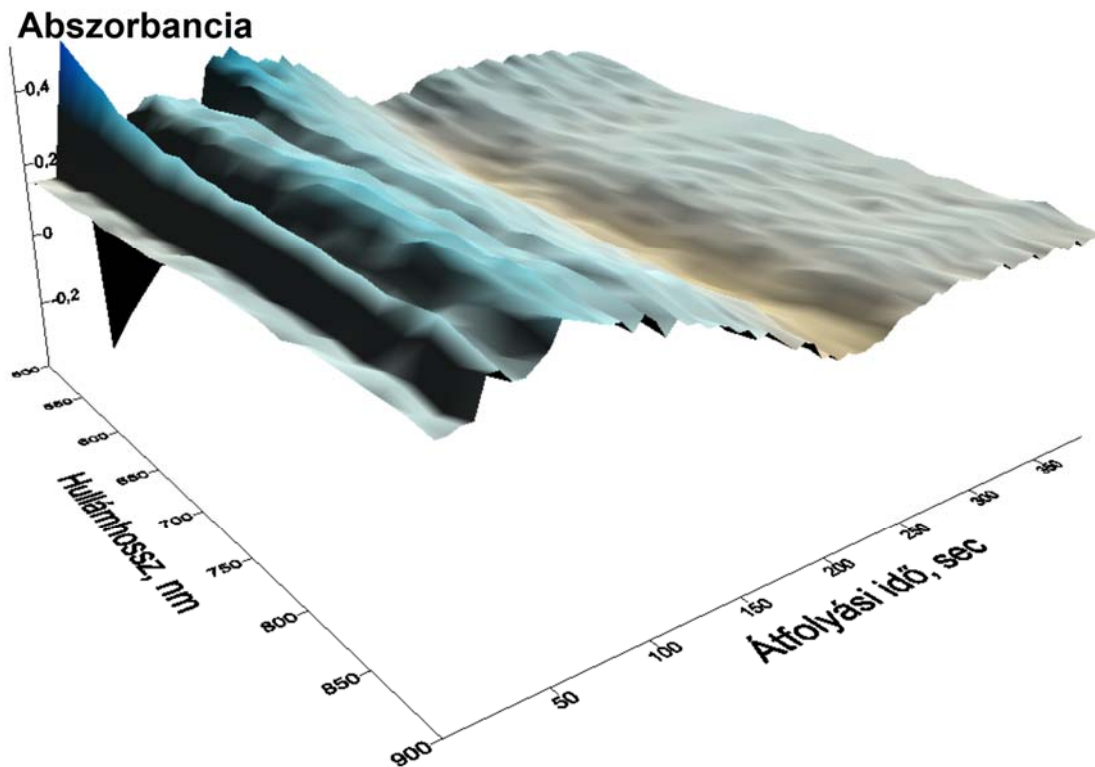
A kifolyási idő függvényében vizsgálva a görbét azt láthatjuk, hogy a közepesen érett komposztmintákból kioldódó szerves anyag hosszabb időn, azaz több átfolyt forróvíz esetén is nagyobb koncentrációban jelen van, tehát az lassabban ürül ki a rendszerből. Ez már a humusz-jellegű anyagok kondenzációjának megindulására is utalhat.

Zöldhulladék esetében a hullámhossz irányában haladva a görbén megjelenik a kifolyási időtől független, azzal nem változó módon, egy növekvő rész a 600-700 nm környékén. Ez az anyagi minőség változására utal a mintákban.

Ebben az esetben is kiszámítottam a kioldódás során mért spektrumok különbségét, a 34. ábrán ez látható. A görbék lefutása nagy léptékben hasonló az alapanyagok esetében kiszámított különbség görbéhez, azonban elsősorban a kifolyás kezdeti szakaszában nagymértékű, és periódikus jellegű különbséget tapasztaltam, melyek az eredeti görbék lefutásán nem feltűnőek. Ennek lehetséges magyarázata, hogy a kioldás

során bekövetkező kismértékű kioldási különbségeket a differencia képzése jelentősen felnagyítja.

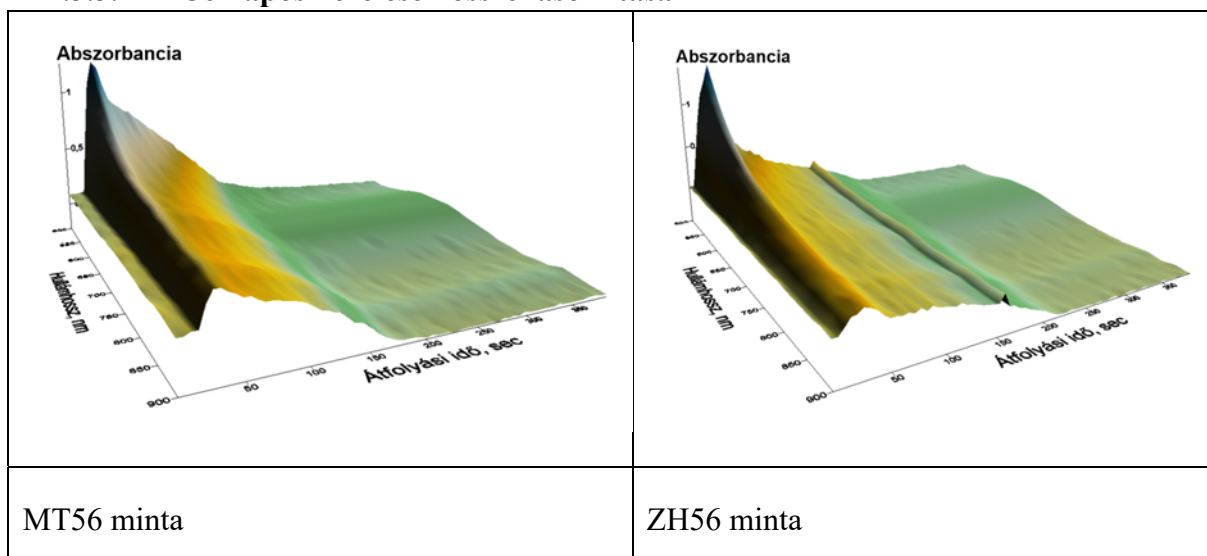
Jól látható a 34. ábrán, hogy a legnagyobb eltérés abban a tartományban található, ahol a legnagyobb mértékben tér el a spektrumok időbeli lefutása a hígulásnak megfelelő exponenciális csökkenéstől, de más tartományban is találtam eltérést. A marhatrágya minta fényelnyelése legtöbb esetben felülmúlta a zöldhulladék mintáét, ez azt jelenti, hogy a közepesen érett marhatrágya forróvíz oldható fényelnyelő, színes szerves anyag tartalma nagyobb, mint a zöldhulladéké. Ebben a fázisban is a kis hullámhosszú tartományban voltak kimutathatók a legnagyobb a különbségek a marhatrágya és a zöldhulladék fényelnyelése között.



34. ábra MT28 és ZH28minta forróvízes kivonatának fényelnyelésének különbsége a kifolyási idő és a hullámhossz függvényében

*MT28-Marhatrágya 28. napi mintája, ZH28-Zöldhulladék 28. napi mintája

4.3.3. Az 56 napos kezelések összehasonlítása



35. ábra Az MT56 és ZH56 minta forróvizes kivonatának fényelnyelése a kifolyási idő és a hullámhossz függvényében

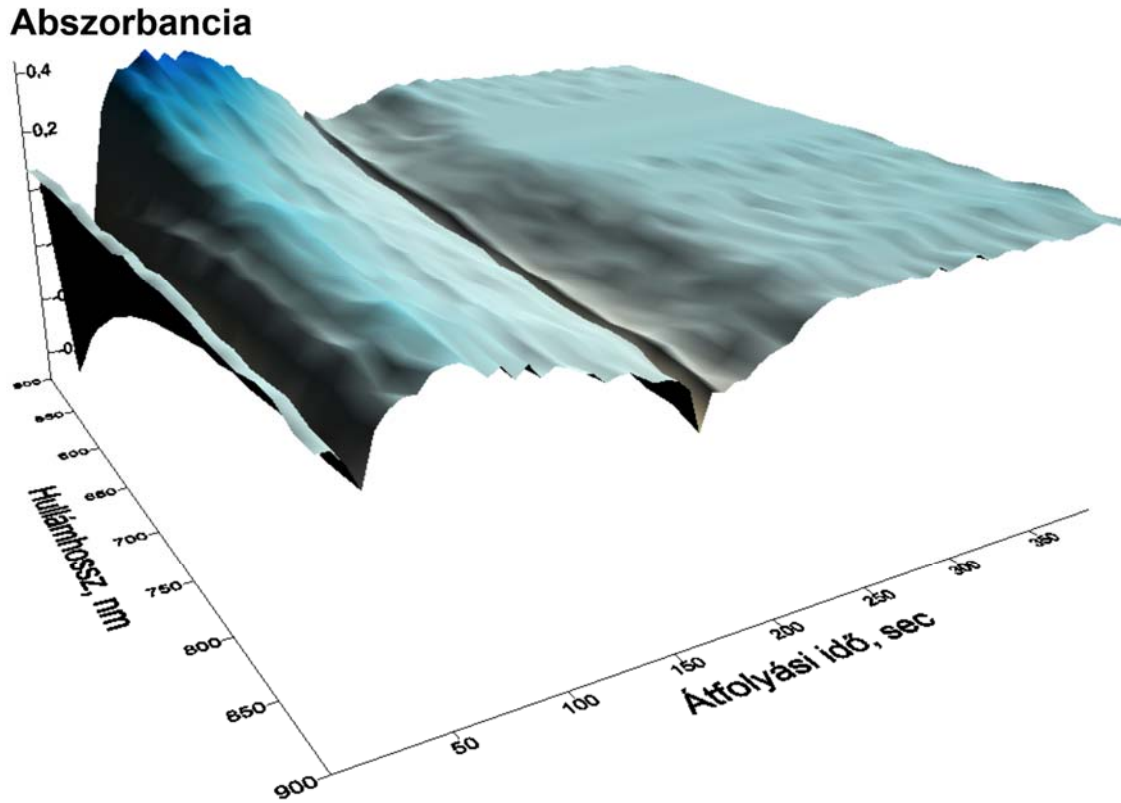
*MT56-Marhatrágya 56. napi mintája, ZH56-Zöldhulladék 56. napi mintája

A 35. ábra alapján a hullámhossz függvényében vizsgálva az érett, 56 napos komposztok forróvizes oldatának fényelnyelését a hullámhosszak függvényében megállapítható, hogy az alapanyagokkal és a közepesen érett komposztokhoz hasonlóan változik a fényelnyelés, vagyis az exponenciális jellegű csökkenés itt is jellemző a mintákra. Azonban a hullámhossz irányában haladva a görbén megjelenik a kifolyási időtől független, azzal nem változó módon, egy növekvő rész a 600-700 nm környékén. Ez az anyagi minőség változására utal a mintákban, ami a humusz-jellegű anyagok kondenzációjának a jele.

Ebben az esetben is elmondható, hogy komposztmintákból kioldódó szerves anyag hosszabb időn, azaz több átfolyt forróvíz esetén is nagyobb koncentrációban jelen van, azaz lassabban ürül ki a rendszerből.

A kifolyási idő függvényében vizsgálva a görbéket az látható, hogy az érett komposztmintákból kioldódó szerves anyag nagyjából azonos idő alatt, az alapanyaggal körülbelül azonos módon ürül ki a rendszerből.

A ZH56 mintán 170 másodpercnél látható hirtelen növekedés, minden hullámhosszon, mérési hiba.



36. ábra Az MT56 és ZH56 minta forróvizes kivonatának fényelnyelésének különbsége a kifolyási idő és a hullámhossz függvényében

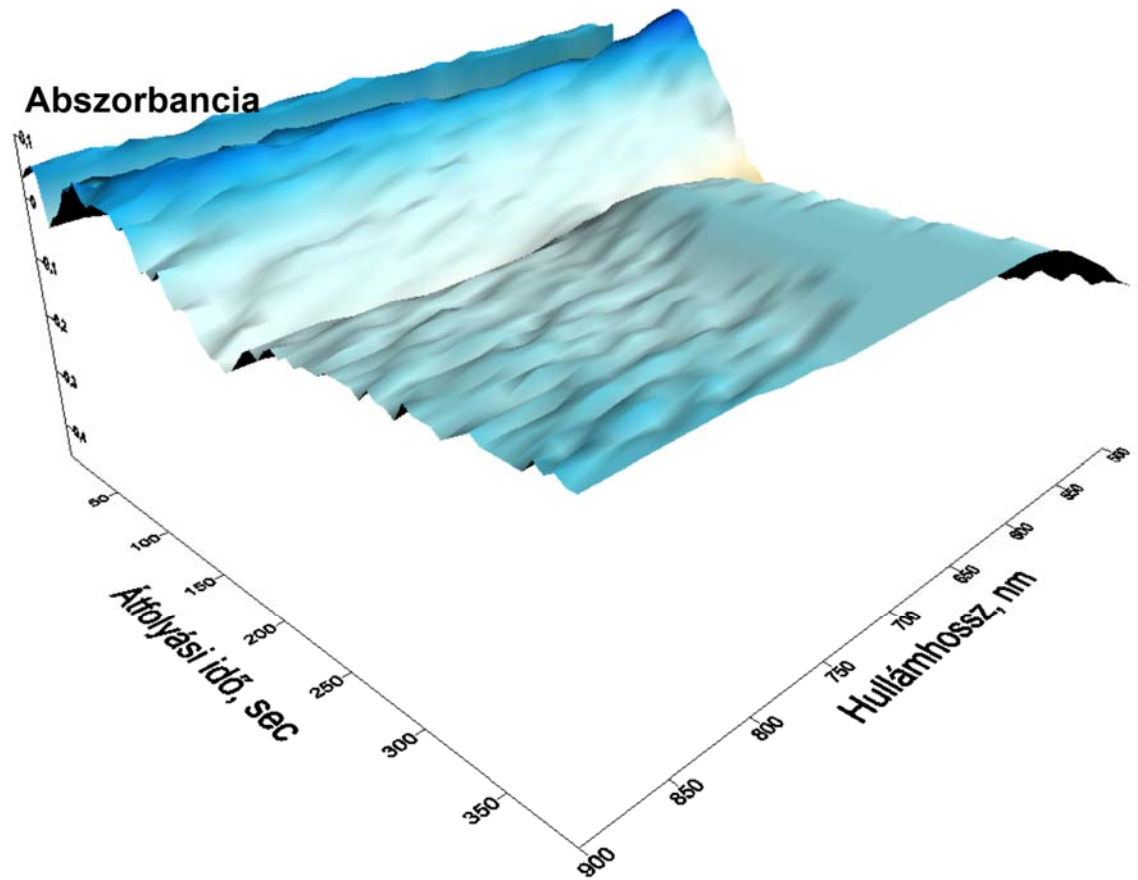
*MT56-Marhatrágya 56. napi mintája, ZH56-Zöldhulladék 56. napi mintája

Ebben az esetben is kiszámítottam a kioldódás során mért spektrumok különbségét, a 36. ábrán ez látható. A görbék lefutása úgy 70 másodpercnél mutat maximumot és 170 másodpercnél minimumot, érdekes módon a mérési hiba helyén, de a görbe lefutásából látszik, hogy valóban egy minimum látható ebben az átfolyási idő tartományban. Ennek alapján jól látható, hogy az érett komposztok forróvíz oldható fényelnyelő szervesanyag tartalmában van kimutatható különbség a vizsgált alapanyagok között.

Az érett komposztok forróvíz oldható, fényelnyelő szervesanyag tartalma között különbséget lehet kimutatni a teljes spektrum optikai vizsgálata alapján alapanyagok szerint. Elsősorban a kioldás kezdetén és rövid hullámhosszak esetén.

4.4. A komposztálás hatásának vizsgálata

4.4.1. A komposztálás hatása marhatrágya minta esetén



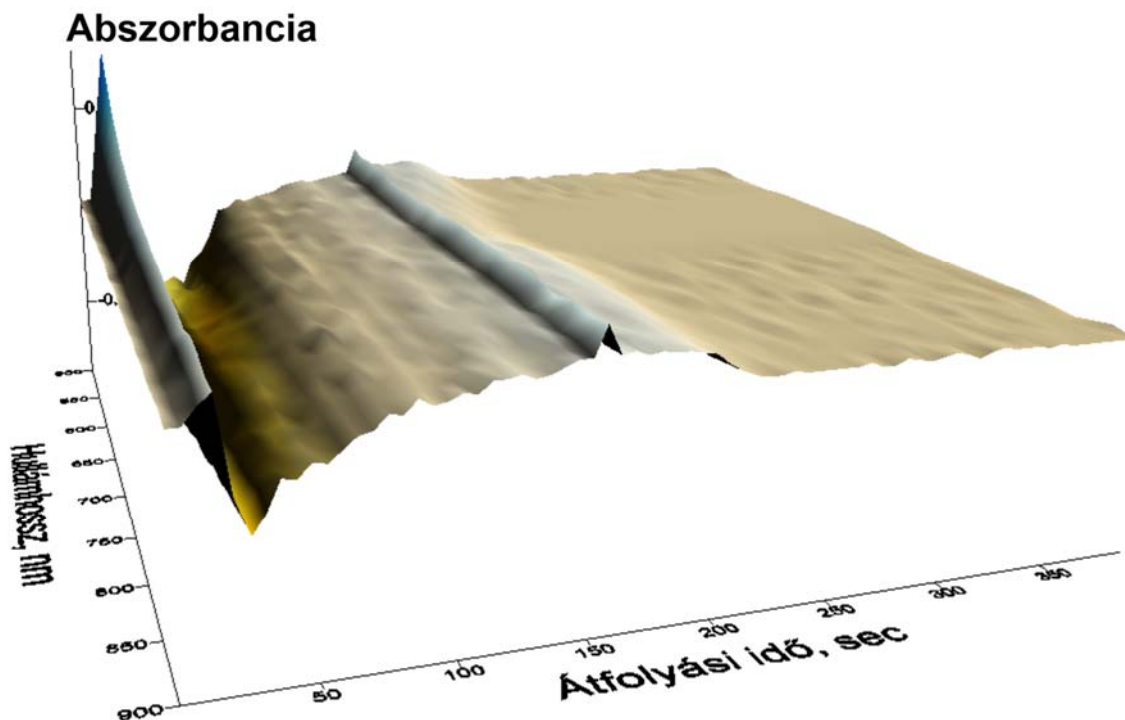
37. ábra Az MT56 és MT0 minta forróvízes kivonatának fényelnyelésének különbsége a kifolyási idő és a hullámhossz függvényében

*MT56-Marhatrágya 56. napi minta, MT0-Marhatrágya 0. napi minta

A komposztálás során bekövetkező eltérés vizsgálatára alkalmas a 37. ábra, mely úgy készült, hogy a marhatrágya alapanyag spektrum-idő összefüggéséből kivontam a marhatrágya komposzt (56. nap) megfelelő pontjait, majd ezt a különbséget ábrázoltam a 3D ábrán. Jól látható az ábrán, hogy hullámhossz függvényében vizsgálva a spektrumot egy maximum található az 550 és 650 nm közötti tartományban. Ez érdekes módon a kifolyási idő 100-150 sec-től indul és tart egészen a perkolációs idő végéig. Ez feltételezhetően az áramoltatott oldószer (forróvíz) megfelelő mennyiségének elérése után indult el, azért jelent meg csak később ez a jel.

A kifolyási idő függvényében vizsgálva a folyamatot, azt találjuk, hogy a kifolyás kezdeti szakaszában van egy periódikus jellegű eltérés a komposzt és az alapanyag között, később gyakorlatilag nem különbözik a két görbe. Ebből arra következtethetünk, hogy a fényelnyelésbeli különbséget a komposztálás hatására bekövetkező gyorsan kioldódó szervesanyagok változása okozza marhatrágya esetén!

4.4.2. A komposztálás hatása zöldhulladék minta esetén



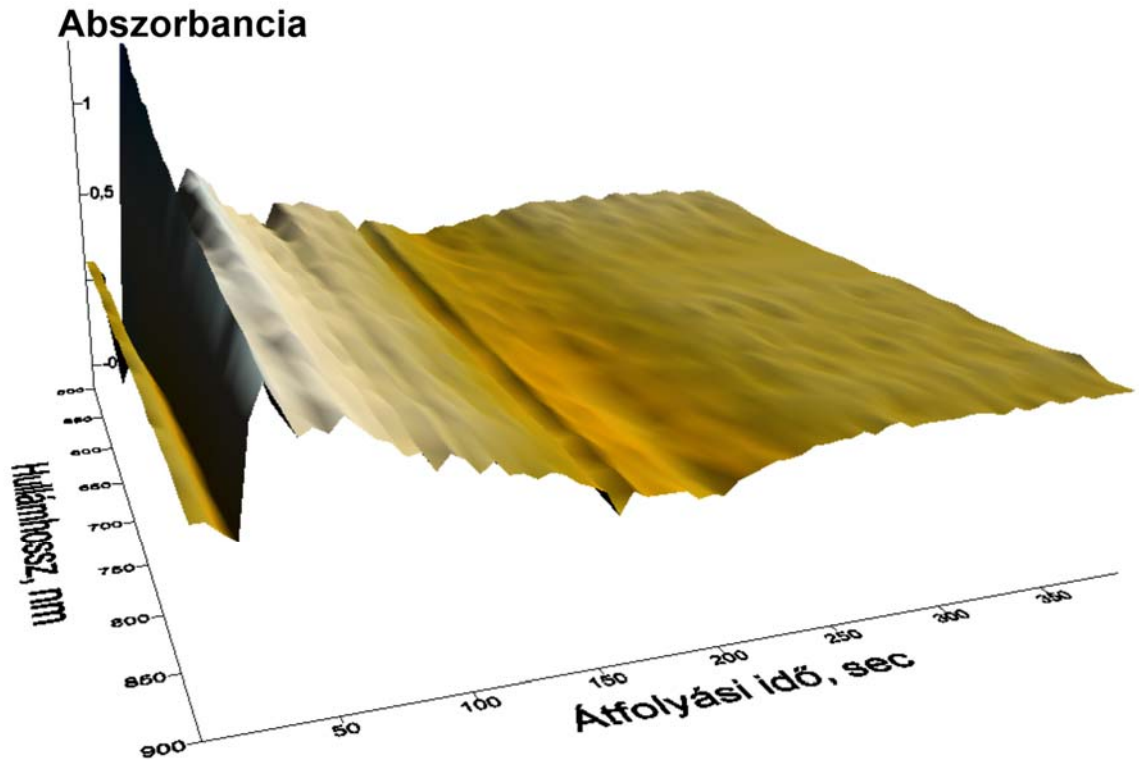
38. ábra A ZH56 és ZH0 minta forróvizes kivonatának fényelnyelésének különbsége a kifolyási idő és a hullámhossz függvényében

*ZH56-Zöldhulladék 56. napi minta, ZH0-Zöldhulladék 0. napi minta

Ebben az esetben is kiszámítottam a kioldódás során mért alapanyag és az érett komposzt közötti spektrumok különbségét, a 38. ábrán ez látható. A görbék lefutása azt mutatja, hogy szemben a marhatrágya komposztnál tapasztalttal, a kezdeti szakaszban, vagyis a kioldási folyamat elején a komposzt kisebb fényelnyelés értékeket mutat, mint az alapanyag, ez az érettebb komposzt és alapanyag szervesanyagainak kioldásához szükséges időtartam eltérével támasztható alá. Egy enyhe növekedés következik a kioldási időtartam középső részén. Ez után a kétféle érettségű anyag között mérhető optikai különbségek fokozatosan eltűnnek.

A fenti különbségeket észelve adódik a folytatás, hogy kiszámítsam a különbséget a két alapanyag komposztálása során bekövetkező kioldásos-spektrális eredményeiből és ezt ábrázolva megmutassam, hogy a két alapanyag komposztálása során bekövetkező változások között milyen különbségek találhatók.

4.4.3. A változások összehasonlítása



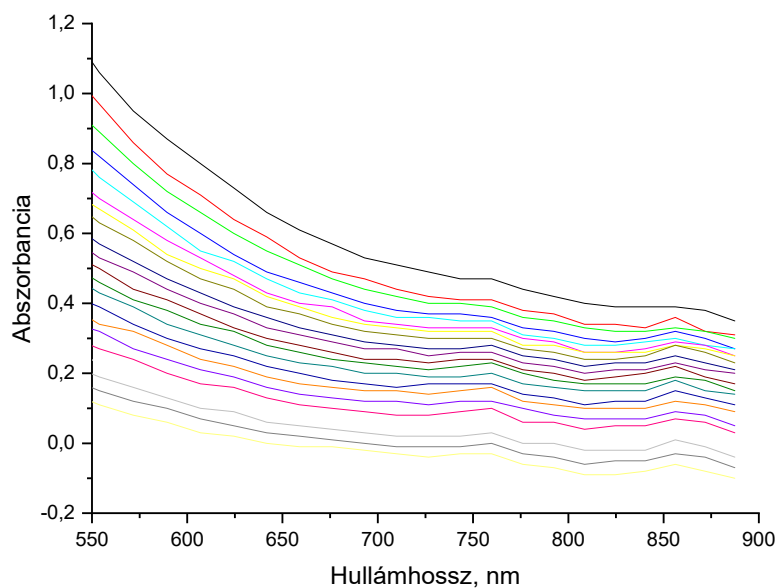
39. ábra A marhatrágya és zöldhulladék komposztálási folyamata közben mért változások különbsége

A két alapanyag komposztálása során bekövetkező forróvizes kivonatból meghatározott spektrumváltozások közötti különbségeket megfigyelve (39. ábra) azt a következtetést vonhatjuk le, hogy a kis hullámhosszok, kisebb mint 550 nm, kivételével az eltérés a hullámhossztól független. Az átfolyási idő függvényében értékelve a grafikont az látszik, a kis átfolyási idők esetében jelentkezik nagyobb mértékű különbség, míg a nagyobb átfolyási idő (nagyobb mint 200 másodperc) azaz nagyobb átfolyt forróvíz mennyiség esetében ez a különbség eltűnik. A kisebb átfolyási időnél jól látható, hogy a marhatrágya komposztnál jelentősen nagyobb különbséget találtunk a komposztálás hatására.

4.5. A forróvízes kioldás kinetikájának optikai vizsgálata

A vizsgálatokat a folyamatosan átfolyó forróvíz fényelnyelés-változásának vizsgálatával végeztem. Az optikai vizsgálat fejezetben láthattuk a hullámhossz függvényében elemezve a kioldott anyagok fényelnyelését. Ebben a részben szintén a fényelnyelést vizsgáljuk, azonban az átfolyási idő, közvetve az átfolyó forróvíz mennyiségének függvényében.

A 40. ábrán látható a 250 másodperces átfolyási időnél mért abszorbancia változása a hullámhossz függvényében. A 250 másodperc, azaz kb. 4 perc (3 perc duzzadás+ 1 perc kifolyás) jelenti a kezdetét a mérésnek, ugyanis eddig tart, amíg a minta egyenletesen átnedvesedik, és az áramlás egyenletessé válik olyan mértékben, hogy értékelni lehessen az átfolyás kinetikáját.



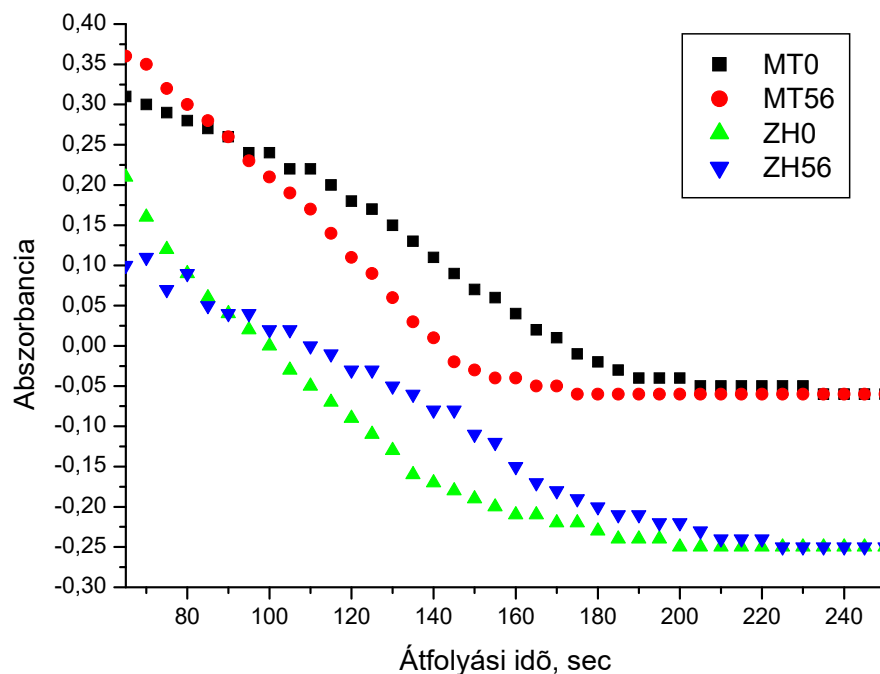
40. ábra A 250 másodperces átfolyási időnél mért abszorbancia változása a hullámhossz függvényében az összes minta esetén

Látható, hogy a vizsgálatokat gyakorlatilag minden mért hullámhosszon elvégezzük, és egymáshoz hasonló lefutású, de eltérő nagyságú lefutást kapunk az abszorbanciában a hullámhossz függvényében.

Láthatósági és terjedelmi korlátok miatt itt csak a 660 nm-es hullámhosszon elemezzük a fényelnyelés változását a folyamat során. A 460 nm-es tartományban sajnos a mérés hibája igen nagy volt a rövidhullámú fényt jól elnyelő mikrobuborékok miatt, melyek a forróvíz kompozton történő átfolyása során keletkeztek, és a fotométer küvetájában jelentős véletlenszerű hibát okozott a fényszórásuk.

A vizsgálatokat minden mintavételi napon vett mintával megoldhatjuk, de jelen esetben az alapanyag és a teljesen érett 56 napos komposzt elemzésével mutatom be.

A 41. ábrán a vizsgált komposztok (illetve nyersanyagok) abszorbancia – idő grafikonjait mutatom be 660 nm-en.



41. ábra A vizsgált komposztok (illetve nyersanyagok) abszorbancia változása az idő függvényében 660 nm-en

*MT-Marhatrágya, ZH-Zöldhulladék, 0-0, napon vett minta, 56-56. napon vett minta

A 41. ábrán látható, hogy a görbék lefutása egymáshoz hasonló, azonban egymástól különböznek, ami alapján megállapíthatjuk, hogy mind az alapanyag, mind a komposztálás befolyásolja a forróvízzel kioldható anyagok fényelnyelését.

A komposzt érettség meghatározására a szerves-anyag átalakulás számos fizikai, kémiai, biológiai, biokémiai és humifikációs tulajdonsága közül a vízoldható szervesanyag a legfontosabb, hiszen ez a frakció vesz részt a legtöbb biokémiai folyamatban. A szervesanyag átalakulás mértéke és a vízoldható szerves vegyületek képződése függvénye a kiindulási anyagok minőségének is. A komposztálás során a szerves-anyag mikrobiológiai bomlása és az egyszerű szerves molekulákból humuszanyagok szintézise egyidejűleg megy végbe (Bernal et al., 1998; Sánchez-Monedero et al., 2001).

Elméletileg ezeknek a görbéknek egy exponenciális csökkenést kellene mutatnia, ugyanis amennyiben egy véges mennyiségű oldható, fényelnyelő összetevőt tartalmazó bármely anyagot folyamatosan kilúgozunk, azt a folyamatot elsőrendű kinetikai, vagyis exponenciális függvénnyel lehet leírni (Czinkota, 1994).

Jelen esetben azonban látszik, hogy bár a görbék monoton csökkennek, de nem mutatják a tisztán elsőrendű kinetika lefutását. Fel kell tételeznünk valamilyen másik folyamatot, mely befolyásolja a kilúgozást. Feltételeztem, hogy egy olyan folyamat zajlik le a kilúgozással párhuzamosan, mely esetben hosszabb idejű főzés hatására keletkezik valamilyen fényelnyelő anyag, melynek ráadásul igen hasonló fényelnyelési görbéje van, mint a humuszjellegű anyagoknak, melyek létét igazoltam a lúgos kivonatok fényelnyelési görbéje és a talajból kivont humuszanyagok fényelnyelési görbéjének hasonlósága alapján. Erre például az lehet a magyarázat, hogy a szemcsék, vagy nyersebb komposztok esetében elsősorban az eredeti rostok belsejében levő ilyen típusú, fulvosav jellegű anyagok csak akkor tudnak kioldódni, ha már kellő mértékben megduzzadt a tartalmazó szemcse vagy rost. Nyilván a szemcsék és rostok mérete nem egyforma, viszont feltételezem, hogy a szemcsék mérete a Gauss féle normális eloszlást követik, mivel természetes körülmények és aprítás útján keletkeztek. Ennek alapján feltételezhető, hogy a szemcseméretetek a szemcsék teljes duzzadását, vagyis a belül levő anyagok oldhatóságát is befolyásolják, vagyis egy Gauss függvény segítségével leírhatjuk ezeket a folyamatokat.

Ennek alapján a teljes folyamatot a szabad és oldható szerves molekulák exponenciálisan csökkenő kioldásának és a duzzadó szemcsék belsejéből, Gauss függvénnyel leírható módon kioldódásának összegével tudjuk leírni.

Az alkalmazott függvény a következő egyenlettel írható le:

$$Y = y_0 + \frac{A1}{w \cdot \sqrt{(\pi/2)}} \cdot e^{-2 \cdot \left(\frac{x-x_c}{w}\right)^2} + A2 \cdot e^{-k \cdot x}$$

Ahol:

Y: a kioldott anyag koncentrációja, illetve jelen esetben az ezzel arányos abszorbanca

y₀: a háttér abszorbanca, vagyis az átlátszó, szervesanyag mentes oldat fényelnyelése

A₁: a Gauss görbe maximuma, vagyis a maximális szemcséből kioldódó koncentráció

w: a Gauss görbe szórása, vagyis a kioldási idő eltérésének a várható értéke, alapvetően a minta szemcséből történő kioldhatóság heterogenitását jellemzi

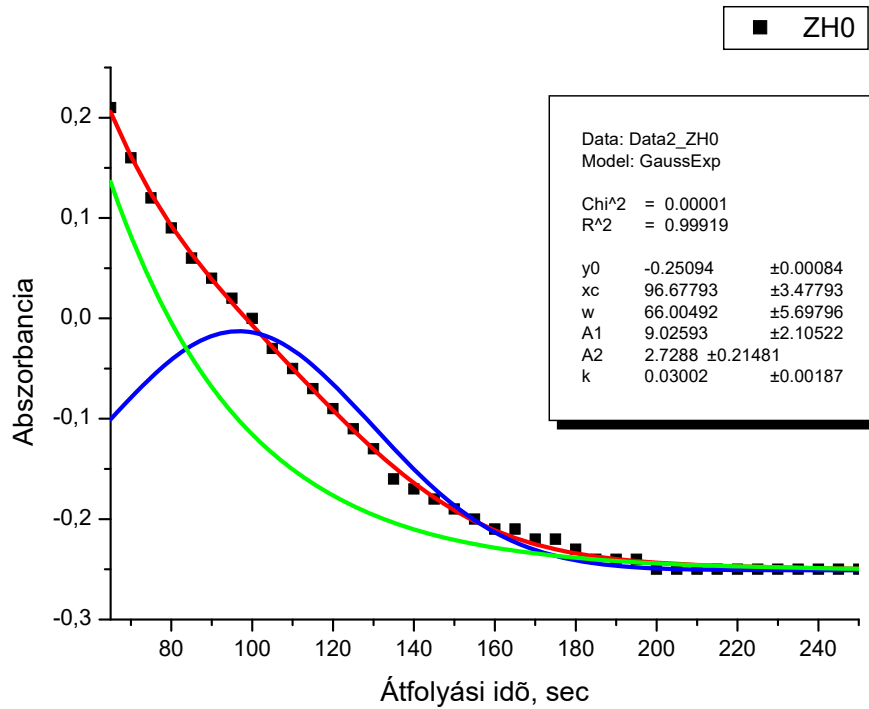
x_c: a Gauss görbe maximumának helye, vagyis maximális kioldáshoz szükséges idő,

A₂: az exponenciális görbe tengelymetszete, arányos az összes szabadon oldható anyag koncentrációjával

k: az exponenciális görbe időállandója, az oldhatóság sebességét jellemzi, a felezési idővel fordítottan arányos

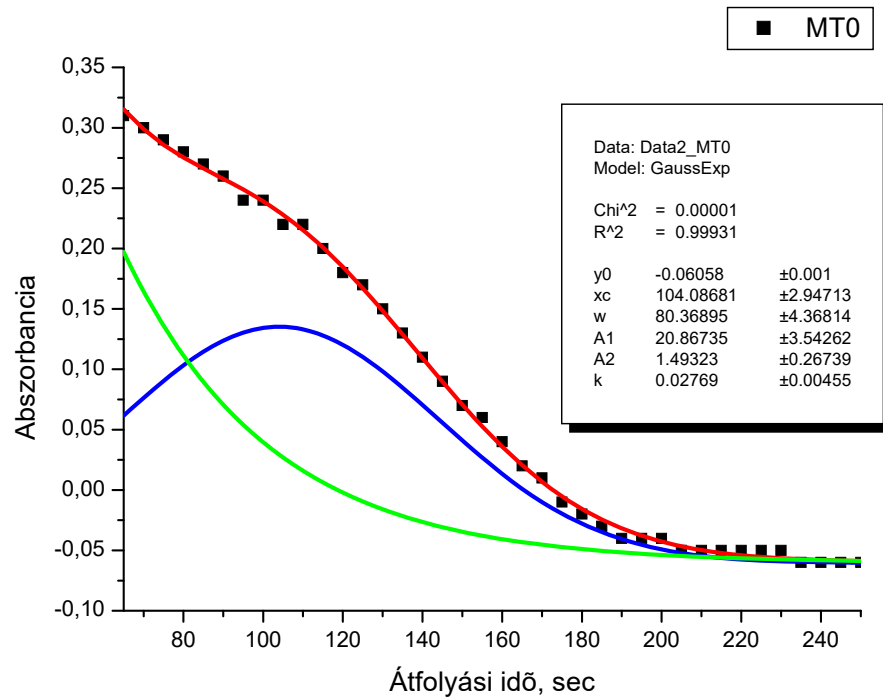
A fenti függvényt a (42, 43, 44, 45) ábrákon láthatjuk grafikusán, az eredeti mért pontokat feketével, a teljes függvényt pirossal, és komponenseit, a Gauss jellegű függvényt kézzel, az exponenciálisat zölddel jelölve.

A következő ábrákon a vizsgált mintákra kapott görbék láthatók:



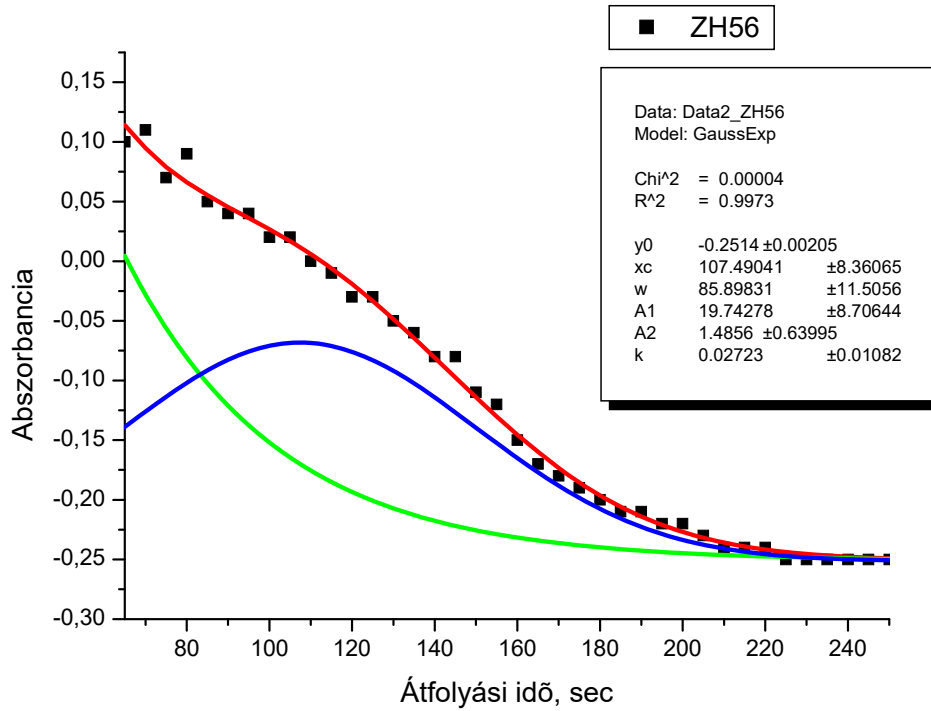
42. ábra Az eredetileg mért pontokra illesztett exponenciális függvény és Gauss féle oldódási függvény, illetve ezek összegéből készült illesztett függvény ZH0 minta esetén, 660 nm-en.

*ZH0-0. napon vett zöldhulladék minta



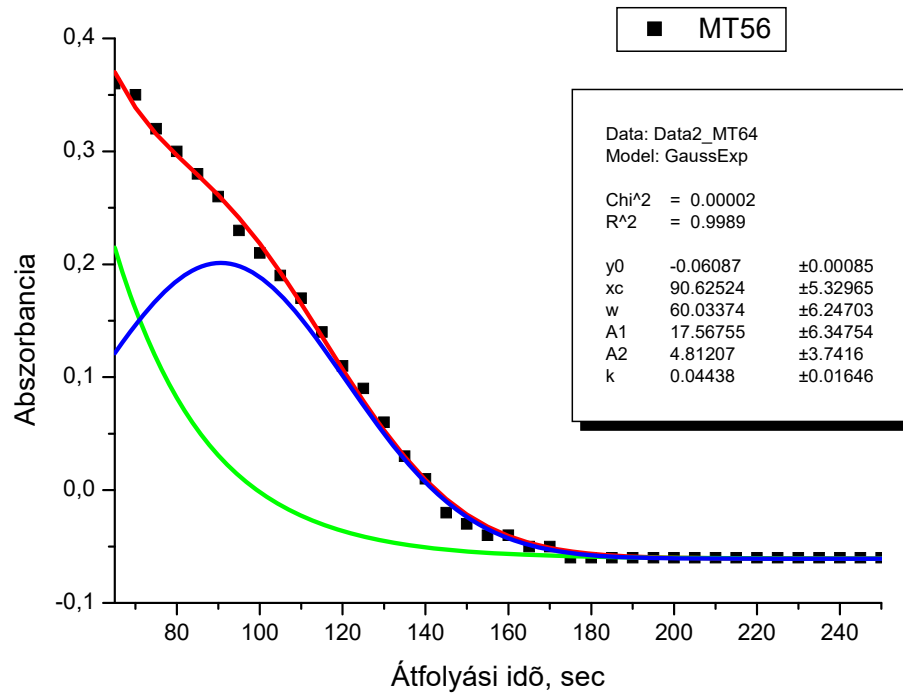
43. ábra Az eredetileg mért pontokra illesztett exponenciális függvény és Gauss féle oldódási függvény, illetve ezek összegéből készült illesztett függvény MT0 minta esetén, 660 nm-en.

*MT0-0. napon vett marhatrágya minta



44. ábra Az eredetileg mért pontokra illesztett exponenciális függvény és Gauss féle oldódási függvény, illetve ezek összegéből készült illesztett függvény ZH56 minta esetén, 660 nm-en.

*ZH56-56. napon vett zöldhulladék minta

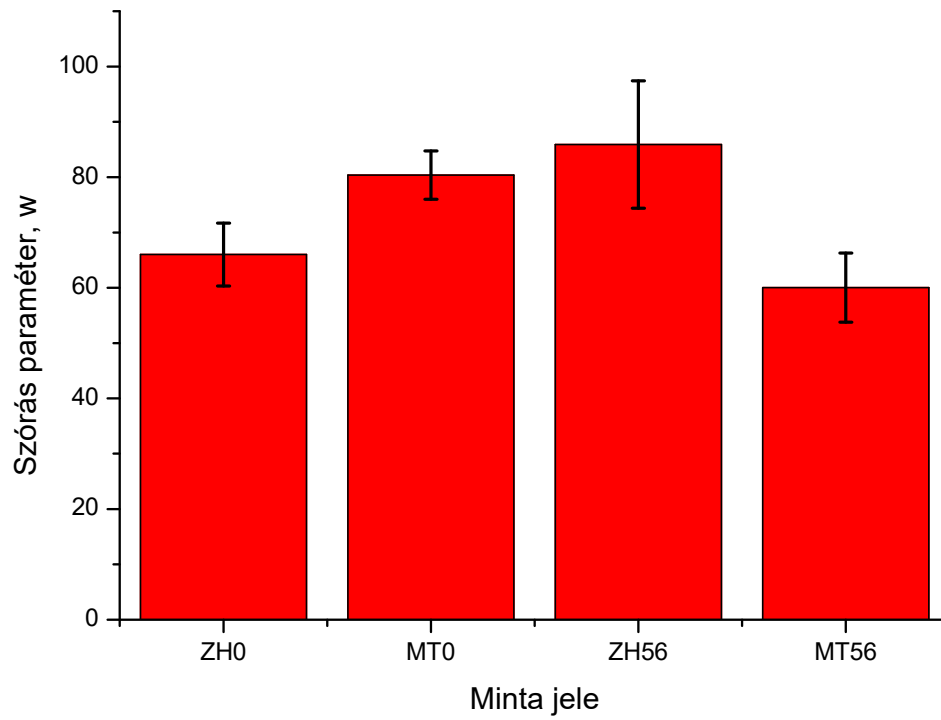


45. ábra Az eredetileg mért pontokra illesztett exponenciális függvény és Gauss féle oldódási függvény, illetve ezek összegéből készült illesztett függvény MT56 minta esetén, 660 nm-en.

*MT56-56. napon vett marhatrágya minta

Megvizsgálva az illesztési paramétereket azt találtam, hogy az alapanyag és a komposztálás az exponenciális függvény paramétereiben nem okozott szignifikáns eltérést, ami azt jelenti, hogy a könnyen oldható szervesanyag frakció nem függ sem a komposztálástól sem az alapanyagtól.

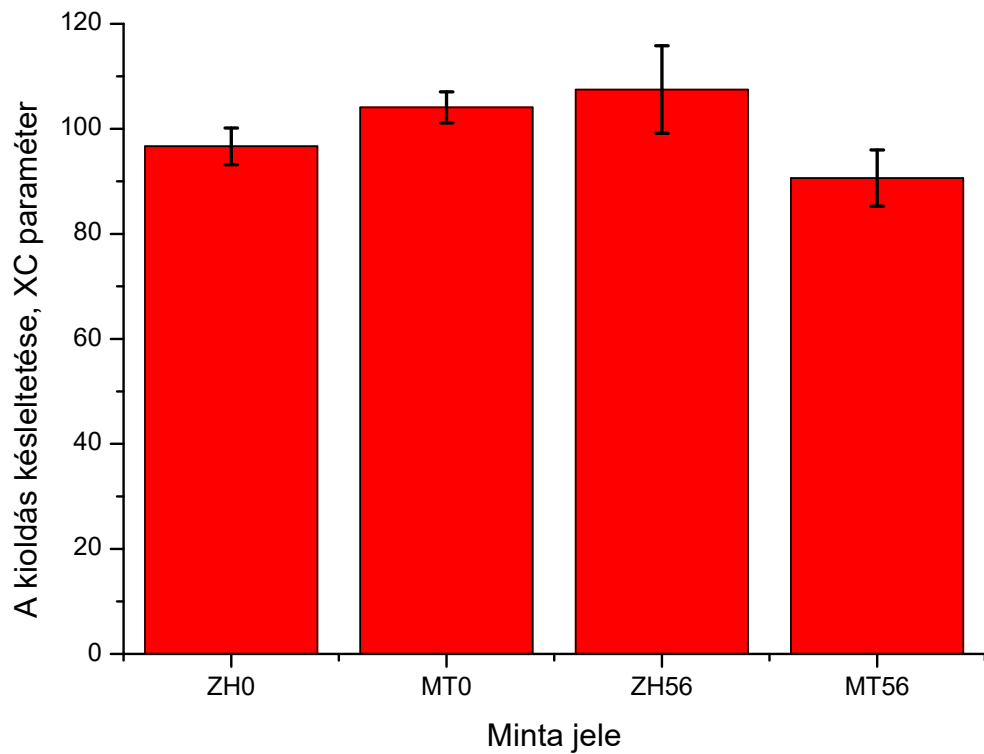
A Gauss függvény paraméterei azonban mutatnak szignifikáns különbségeket. A 46. ábrán a w , szórásparamétert ábrázoltam az illesztési hibával együtt. Az ábrát értékelve látható, hogy a marhatrágya nyersanyag és az érlelt zöldhulladékra kapott értékek egymással megegyeznek, és szignifikánsan nagyobbak a zöldhulladék alapanyag és érlelt marhatrágyánál számított értékénél, melyek nem térnek el szignifikánsan egymástól. Megállapítható, hogy a duzzadás, a kioldódás időbeli elhúzóda érdekes módon a zöldhulladék alapanyag és marhatrágya érett komposzt esetén hasonló, és fordítva a marhatrágya alapanyag és zöldhulladék komposzt hasonlít egymásra, és szignifikánsan eltérnek a másik csoporttól.



46. ábra Az egyes minták kioldási görbéjére illesztett Gauss görbe szórásparaméterének (w) értékelése

*MT-Marhatrágya, ZH-Zöldhulladék, 0-0. napon vett minta, 56-56. napon vett minta

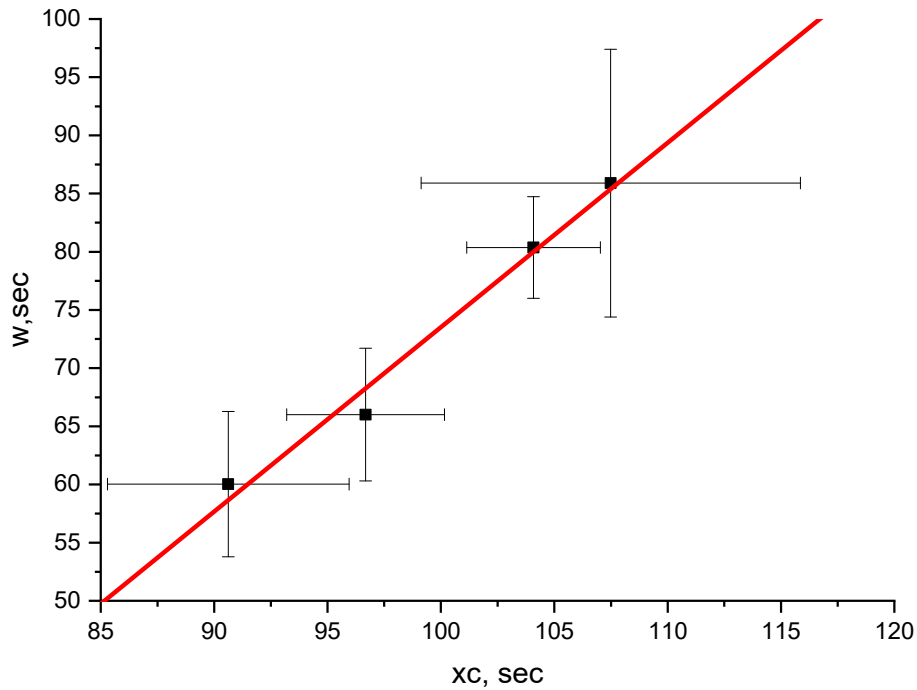
Összehasonlítva az xc paramétert, vagyis a kioldás késleltetését hasonló eredményt kapunk, csak az eltérések kevésbé szignifikánsak a nagyobb illesztési hiba miatt.



47. ábra Az egyes minták kioldási görbéjére illesztett Gauss görbe xc paraméterének értékelése

*MT-Marhatrágya, ZH-Zöldhulladék, 0-0, napon vett minta, 56-56. napon vett minta

A két grafikon hasonlatossága alapján adódik, hogy egymással regresszióanalízissel elemezzük az értékeket. Ennek eredménye látható a 48. ábrán.



48. ábra Az egyes minták kioldási görbéjére illesztett Gauss görbe w és x_c paraméterének regressziója

* x_c -Gauss görbe kioldási késleltetés értéke, w -Gauss görbe szórásértéke

$$Y = A + B * X$$

Paraméter	Érték	Hiba
A	-84,92885	14,62153
B	1,58449	0,14631
R^2	0,99158	

21. táblázat Az egyes minták kioldási görbéjére illesztett Gauss görbe w és x_c paramétereiből számolt korreláció értékelése.

*A-tengelymetszet, B-meredekség

Jól látható a 48. ábrán és a paraméterek értékein (21. táblázat), hogy igen szoros a korreláció a mért Gauss paraméterek között, azaz minél nagyobb az oldódás

késleltetése, annál nagyobb a szórása is. A 0,99-es korreláció igen szoros, és az 1.58-as meredekség azt fejezi ki, hogy kb. másfélszeres szórás változáshoz tartozik egységnyi várakoztatás.

5. Következtetések, javaslatok

A zöldhulladék és a marhatrágya komposztálási folyamatának vizsgálata során meghatározott (klasszikus és fotometriai) paraméterekből megállapítható, hogy azok az alapanyagtól és a komposztálási időtől egyaránt függenek, de eltérő módon.

Hazánkban csak néhány kutató foglalkozott a komposztok fotometriai elemzésével, a meghatározott folyamatok kinetikai értékelésével, matematikai modellezésével. Külföldön is csak bizonyos részterületeit érintették a témának.

Kutatásaim során 2 különböző alapanyag esetében vizsgáltam a komposztálás folyamatát, az alaptulajdonságok nyomonkövetése mellett lúgos, illetve forróvízes HWP kivonatból határoztam meg azok spektroszkópiai tulajdonságainak változását.

5.1 Új tudományos eredmények

1. Az egyes anyagok 0. és 56. napon vett mintáiból lúgos kivonással készített spektrumok a humuszanyagokra jellemző exponenciális csökkenést mutatják a növekvő hullámhossz (400-900 nm) függvényében. Az illesztés korrelációs koefficiense minden esetben nagyobb 0,99-nél. A komposztálás hatására nő az abszorbancia.

2. A spektrumból az $e^{\frac{200}{\tau_1}}$ képlettel számolt E_4/E_6 arány az elvárt csökkenő tendenciát mutatja a komposztálás előrehaladtával, míg a közvetlen mérési adatokból osztással számoltaknál ez a szabályszerűség nem figyelhető meg.

3. Az egyes komposztok 0. és 56. napos forróvízzel kivont mintájának 660 nm-en mért abszorbanciájából megállapítható, hogy mind az alapanyag, mind az oxidatív érlelés befolyásolja a forróvízzel kioldható anyagok fényelnyelését.

4. A forróvízes kivonás 660 nm-en, a kifolyási időben mért abszorbancia görbéjének leírására kidolgoztam egy függvényt, amely exponenciális görbével jellemzi a könnyen oldható HWP frakciót és Gauss függvénnyel a kioldás során az átalakulás hatására bekövetkező oldódást. A függvény r^2 értéke minden esetben nagyobb, mint 0,99, ami szoros korrelációra utal. Az exponenciális függvény illesztési paramétereiben sem az alapanyag sem a komposztálás nem okoz szignifikáns eltérést, ami szerint a könnyen oldható szervesanyag frakció nem függ sem a folyamatától sem

az alapanyagtól, míg a Gauss függvény paraméterei (w , x_c) szignifikáns különbségeket mutatnak. Igen szoros a korreláció (0,99) a fenti paraméterek között. Ez azt mutatja, hogy az alapanyag elsősorban a HWP során oldhatóvá váló szerves anyag frakciót befolyásolja.

5.2. Javaslatok a további kutatásokhoz

A forróvízes (HWP) és a lúgos kivonással kapott oldatok spektrofotometriai elemzését érdemes lenne elvégezni egyéb anyagfélések (állati eredetű melléktermék, élelmiszeripari hulladék, szennyvíziszap, kommunális, vegyes hulladék szerves frakciója, stb.) komposztálása során nyert mintákból.

A folyamatos HWP kivonás elemzését tökéletesíteni lehetne az extrakció során képződő és a mérést zavaró, mikrobuborékok képződének megelőzésével vagy a minta ennek érdekében tett utókezelésével. Ennek érdekében a forróvízzel készített oldatot bizonyos szakaszon nyílt rendszerben kellene vezetni és a küvettába érkezésig jelentősen le kellene csökkenteni annak hőmérsékletét. Ezáltal alacsonyabb (pl. 440 nm) hullámhosszokon is értékelhető mérést lehetne végezni.

Érdemes lenne a vizsgálatához alkalmazott hullámhosszak spektrumának szélesítése is.

A spektrofotometriai módszer mellett hasznos információkat lehetne nyerni a minták más, korszerű analitikai módszerekkel végzett vizsgálatával (GC, HPLC). Így akár a módszer validálása is elvégezhető lenne.

6. Összefoglalás

A komposztálás reneszánszát éli napjainkban. Nem csak a komposztálással hasznosított hulladékok/melléktermékek mennyisége, hanem azok köre is bővül. Egyre nagyobb igény mutatkozik az előállított komposztok termélnövelő anyagként történő felhasználására. A termék minősége jelentősen függ a nyersanyagok minőségétől, összetételétől. Ezt az alapanyagbeli különbséget próbáltam munkámban megtalálni különböző kivonási, vizsgálati és elemzési módszerek felhasználásával. Munkám során lakossági gyűjtésből származó, kerti zöldhulladék és szarvasmarhatelep kifutójában képződő, almos szarvasmarhatrágya komposztálási folyamatát elemeztem. Kísérleti körülmények között végzett zöldhulladék komposztálása során a könnyen oldható mono és oligoszacharidok változását vizsgáltam, forróvizes kivonatból, 9 hét alatt. A szakirodalmi kutatásaim alapján feltételeztem, hogy a hidrolizálás hatására a forróvizes kioldással (HWP) nyert oldatok monoszacharid és redukáló cukortartalma szignifikánsan változik.

Üzemi körülmények között végeztem el zöldhulladék és marhatrágya komposztálását, külön-külön, 56 napig. Vizsgáltam a tápelemtartalom és egyes fizikai tulajdonságok változását a komposztálás során. A folyamat során végbemenő fény abszorpciós tulajdonságokat spektrofotometriával határoztam meg lúgos kivonatból. A kivonatok optikai elemzésével a komposztálás során létrejövő humusz jellegű anyagok változását vizsgáltam. A lúgos kivonatokon mért spektrumokból különböző módon számított E_4/E_6 értékek változását hasonlítottam össze.

A mintákból készített forróvizes kivonatok optikai tulajdonságait a komposztból folyamatosan kinyert oldat átfolyós küvettán végzett átvezetésével, adott időnként felvett spektrumainak elemzésével végeztem a hullámhossz és az átfolyási idő függvényében. Az így nyert hullámhossz-idő teljes adatbázisokat háromdimenziós ábrázolással, illetve egyes változók szerinti metszeteit egydimenziós nemlineáris függvényillesztéssel vizsgáltam. A mért spektrumok idő függésének elemzését is elvégeztem a forróvizes kioldás folyamatainak matematikai leírásával.

A vizsgálatok eredményei bebizonyították, hogy a hidrolizálás hatására a forróvizes kioldással (HWP) nyert oldatok monoszacharid és redukáló cukortartalma szignifikánsan változik. A hidrolizálás nélkül a komposztálás során nincs különbség az egyes mintavételi napok között, kivéve az utolsó alkalmat.

Az egyes anyagok 0. és 56. napon vett mintáiból lúgos kivonással készített spektrumok a humuszanyagokra jellemző exponenciális csökkenést mutatják a növekvő hullámhossz (400-900 nm) függvényében. Az illesztés korrelációs koefficiense minden esetben nagyobb 0,99-nél. A spektrumok lefutását az alapanyag és a komposztálás ideje is befolyásolja. A komposztálás hatására a spektrumok szignifikánsan felfelé mozdulnak, a fényelnyelés a komposztálás alatt növekszik minden hullámhosszon. A t_1 paraméterek a komposztálás során szignifikánsan növekednek minden alapanyag esetében, a hullámhosszal kevésbé csökkent a fényelnyelés. A spektrumból az $e^{\frac{200}{t_1}}$ képlettel számolt E_4/E_6 arány az elvárt, csökkenő tendenciát mutatja a komposztálás előrehaladtával, míg a közvetlenül mért, osztással számoltaknál ez a szabályszerűség nem figyelhető meg. A vizsgált tápelemek koncentrációja függ az alapanyagtól és a komposztálás időtartamától egyaránt, azonban a különböző elemeknél eltérő módon. A vizsgált komposztok alapanyagának és 56. napon vett forróvizes mintájának 660 nm-en mért abszorbanciájából megállapítható, hogy az alapanyag és a komposztálás is befolyásolja a forróvízzel kioldható anyagok fényelnyelését. A forróvizes kivonás 660 nm-en, a kifolyási időben mért abszorbancia görbéjének leírására kidolgoztam egy függvényt, amely exponenciális görbével jellemzi a könnyen oldható forróvíz oldható frakciót és Gauss függvénnyel a kioldás következtében végbement átalakulás hatására bekövetkező oldódást. Ennek alapján a teljes folyamatot a két függvény összegével tudjuk leírni. A korrelációs koefficiens minden esetben több, mint 0,99. Az alkalmazott függvény a következő egyenlettel írható le:

$$Y = y_0 + \frac{A1}{w \cdot \sqrt{(\pi/2)}} \cdot e^{-2 \cdot \left(\frac{x-xc}{w}\right)^2} + A2 \cdot e^{-k \cdot x}$$

Az illesztési paramétereket megvizsgálva megállapítható, hogy az alapanyag és a komposztálás az exponenciális függvény paramétereiben nem okozott szignifikáns eltérést, ami azt jelenti, hogy a könnyen oldható szervesanyag frakció nem függ sem a komposztálástól, sem az alapanyagtól.

A Gauss függvény paraméterei (w , xc) szignifikáns különbségeket mutatnak. A fenti paraméterek között igen szoros a korreláció (0,99). Ez azt mutatja, hogy az alapanyag elsősorban a HWP során oldhatóvá váló szerves anyag frakciót befolyásolja.

Az egyes komposztok 0. és 56. napos forróvízzel kivont mintájának 660 nm-en mért abszorbanciájából megállapítható, hogy az alapanyag és a komposztálás is befolyásolja a forróvízzel kioldható anyagok fényelnyelését. A forróvízes kivonás 660 nm-en a kifolyási időben mért abszorbancia görbéjének leírására kidolgoztam egy függvényt, amely exponenciális görbével jellemzi a könnyen oldható forróvíz oldható frakciót és Gauss függvénnyel a kioldás hatására végbement átalakulás hatására bekövetkező oldódást. Az illesztési paramétereket vizsgálva megállapítható, hogy az alapanyag és a komposztálás az exponenciális függvény paramétereiben nem okozott szignifikáns eltérést, ami szerint a könnyen oldható szervesanyag frakció nem függ sem a komposztálástól, sem az alapanyagtól. A Gauss függvény paraméterei (w , x_c) szignifikáns különbségeket mutatnak. Megállapítottam, hogy igen szoros a korreláció (0,99) a fenti paraméterek között. E szerint az alapanyag elsősorban a HWP során oldhatóvá váló szerves anyag frakciót befolyásolja.

7. Summary

Composting is experiencing a renaissance nowadays. Not only the quantity of composted wastes/by-products expands but also their varieties. There is an increasing demand of using compost products as fertilising products. However, the quality of this product heavily depends on the quality and composition of the raw materials. Thus, I intended to find these differences within the raw materials by using various extraction and analysis methods. During my work I have monitored the composting of garden green waste (from residential collection) and cattle manure/litter (from cattle farm paddock). I have also examined the alterations of easily soluble mono – and oligosaccharides during green waste composting by using hot water extraction under laboratory conditions (for 9 weeks). According to my literature review I assumed that the effect of hydrolysis with hot water percolation (HWP) results significant differences in the solutions' monosaccharide and reducing sugar content.

I have carried out the composting of green waste and cattle manure in separate batches under operating conditions for 56 days. I also studied the changes of nutrient content and physical parameters during composting. At the time of process I have determined the light absorption properties by spectrophotometry from alkaline extraction. I have used optical analysis of the extracts to determine the modification of humus-like substances formed during composting. I compared the changes of calculated E_4/E_6 values obtained from the spectra of alkaline extracts.

The optical properties of the hot water extracts from the samples were determined by passing the continuously extracted solution from the compost on a flow cuvette by analyzing the spectra of the given time intervals depending on the wavelength and flow time. The wavelength-time-full databases obtained in this way were analyzed with three-dimensional representations and sections of the variables according to one-dimensional nonlinear fitting. I also analyzed the time dependence of the measured spectra with the mathematical description of the hot water extraction processes.

The results of the tests proved that the solutions obtained by hydrolysis with hot water percolation (HWP) results in the significant change of monosaccharide and reducing sugar content. The lack of hydrolysis results no alterations between each sampling day during maturation, except for the last occasion.

The samples' (taken on the 0. and 56. day) spectra made with alkaline extraction shows the typical characteristics of humic substances which results exponential decrease as a function of increasing wavelength (400-900 nm). The correlation coefficient of the fit is always greater than 0.99. The run of the spectra is dependent on the raw material and composting time. Due to the maturation the spectra significantly moving upwards and light absorption during maturation increases at all wavelengths. The t1 parameters are significantly increasing during the composting in case of all raw material, light absorption has shown less decrease with the wavelength. The E₄/E₆ ratio calculated from the spectra by the formula $e^{\frac{200}{t_1}}$ shows the expected decreasing tendency as the composting progresses, while in the case of direct measures and division calculations this regularity is not observed. The concentration of examined nutrients depends on both the raw material and composting time, however it varies within the different materials. The raw materials of examined composts were sampled on the 56. day with hot water percolation and it can be noted that absorption measured at 660 nm implies that both raw material and composting have an influence on the light absorption of hot water soluble materials.

In case of hot water extraction at 660 nm I have developed a function to describe the absorption curve measured at the flow time, which defines the dissolution of the easily soluble hot water soluble fraction with an exponential curve and with the Gaussian function as a result of the dissolution due to the effect of the conversion. Accordingly the whole process can be defined by the sum of the two functions. The correlation coefficient is always greater than 0.99. The applied function can be described as:

$$Y = y_0 + \frac{A1}{w \cdot \sqrt{\pi/2}} \cdot e^{-2 \cdot \left(\frac{x-xc}{w}\right)^2} + A2 \cdot e^{-k \cdot x}$$

By examining the fitting parameters can be concluded that the raw material and composting have not resulted significant differences in the parameters of the exponential function which means that the easily soluble organic fraction does not depend neither on the composting nor the raw material.

The Gaussian function parameters (w, xc) have shown significant differences. There is a close correlation (0.99) between the upper parameters. This fact shows that the raw material primarily influences the organic fraction that becomes soluble during the HWP.

8. Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretném köszönetemet kifejezni témavezetőmnek, Füleky Györgynek, aki nem érthette meg ennek a dolgozat a véglegesítését, hogy tanácsaival és folyamatos biztatásával ösztönzött munkám elkészítésére.

Hálával tartozom Czinkota Imre munkájáért, aki Professzor úr távozása után felkarolt és elvezetett a dolgozat befejezéséig.

Aleksza László és Dér Sándor kollégáim gyakorlati és elméleti háttere nagyban segítette az előrehaladásomat. Köszönöm!

Köszönöm Tolner László tanácsait és a statisztikai elemzésekhez nyújtott segítségét, Gulyás Miklós kollégám szakmai tanácsai mellett a dolgozat operatív és adminisztratív lépéseiben segédkezett. Köszönöm!

Dálnoki Boglárka és Sebők András doktorandusztársaim a mindennapi munkában nyújtottak nagy segítséget. Köszönöm!

Rétháti Gabriella objektív és higgadt iránymutatása sok pillanatban fontos volt a munkám során. Köszönöm!

A labormérésekben nyújtott segítségért köszönettel tartozom az Agrokémia labor dolgozóinak, Prókainé Nemes Ágnesnek, Egyháziné Tamás Évának és nem utolsó sorban Vejzer Tibornénak.

Szüleim sose hagyták, hogy elfeledkezzek róla, amit elkezdek, azt be is kell fejezni. Bízató szeretetük, aggodalmuk egy fő pillére a munkámnak.

Köszönöm Feleségem és Gyermekeim türelmét is, akik mindig megértették, ha nélkülözniük kellett testben vagy lélekben.

Köszönöm a Környezettudományi Intézet valamennyi dolgozójának segítségét, megértését, és támogatását.

Végül, de nem utolsó sorban szeretném megköszönni az EDHT munkatársainak a mindennapokban nyújtott rengeteg segítséget.

9. Irodalomjegyzék

1. Agryropoulos, D. S. & Menachem, S.B., (1997): Lignin. *Biotechnology in the Pulp and Paper Industry*, 127-158.
2. Al-Abbas, H.H., P.H. Swain, and M.F. Baumgardner. (1972): Relating organic matter and clay content to the multispectral radiance of soils. *Soil Sci.* 114:477-485.
3. Albuquerque, J.A., González, J., García, D., Cegarra, J. (2004): Agrochemical characterisation of „alperujo”, a solid by-product of the two-phase centrifugation method for olive oil extraction. *Bioresource Technology* 91, 195-200.
4. Aldag, R., And W. Rochus. (1981): Menge und Verteilung des Stickstoff in Fulvo-, Humin-, und Kiselsäure eines Müll-Klärschlammkompostes. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkund.* 144:587-596
5. Aleksza L. (2002): A nitrogén mineralizáció és transzformáció elemzése a komposztálás folyamata és a végtermék felhasználása sorá. Doktori értekezés. Gödöllő
6. Aleksza L., Dér S. (1995): Állati eredetű veszélyes hulladékok komposztálása. Diploma dolgozat, GATE Talajtani és Agrokémiai Tanszék, Gödöllő, 75 p.
7. Aleksza L., Dér S. (2001): Szakszerű komposztálás, elmélet és gyakorlat. Szakkönyv. Gödöllő, 264 p.
8. Amelung, W., (2001): Methods using amino sugars as markers for microbial residues in soil. In: R. Lal, J.M.Kimble, R.F. Follett and B.A. Stewart, Editors, *Assessment Methods for Soil Carbon*, Lewis Publishers, Boca Raton, FL (2001), pp. 233-272.
9. Amir, S., Hafidi, M., Merlina, G., Revel, J.C., (2005): Sequential extraction of heavy metals during composting of sewage sludge. *Chemosphere* 59: 801-810.

10. Aoyama, M. (1991): Properties of fine and water-soluble fractions of several composts. II. Organic forms of nitrogen, neutral sugars, and muramic acid in fractions, *Soil Sci. Plant Nutr.* 37 (1991), pp. 629-637.
11. Aparna, C., Saritha, P., Himabindu, V. & Anjaneyulu, Y., (2008): Techniques for the evaluation of maturity for composts. *Waste Management.* 28. 1773–1784.
12. Ashbolt N.J., Lime M.A. (1982): A bench scale system to study the composting of organic wastes. *Journal of Environmental Quality*, 11, 405-408.
13. Ayuso, M., Hernández, T., García, C., & Pascual, J. A. (1996): Biochemical and chemical-structural characterization of different organic materials used as manures. *Bioresource Technology* 57, 201–207.
14. Baader. F. (1986): Unification of Idempotent Semigroup is of Type Zero. *Journal of Automated Reasoning* 2, 283-286.
15. Bach, P.D., Shoda, M. & Kubota, H. (1984): Rate of Composting of Dewatered Sewage Sludge in Continuously Mixed Isothermal Reactor. *Journal of fermentation technology* 62, 285-292.
16. Banfield, J.F., Barker, W.W., Welch, S.A., Taunton, A. (1999): Biological impact on mineral dissolution: application of the lichen model to understanding mineral weathering in the rhizosphere. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 96., 3404-3411.
17. Bannick, C.G. (1988): Untersuchungen über den Stickstoffeinbau in die Huminstoffmatrix während der Kompostierung in einem Laborkomposter. *Mitteln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 56:119-123
18. Bannick, C.G. Und W. Ziechmann (1991): Huminstoffbildung während der Kompostierung. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkund.* 154:233-236.
19. Barrena Gómez, R., Vázquez Lima, F., Gordillo Bolasell, M. A., Gea, T., Ben-Dor, E., Inbar, Y. & Chen, Y., (2005): The reflectance spectra of organic matter in the visible near-infrared & short wave infrared region (400–

- 2 500 nm) during a controlled decomposition process. *Remote Sensing of Environment*. 61:1–15.
20. Beck, T. (1968): *Mikrobiologie des Bodens*. Bayerischer Landwirtschaftsverlag. München-Basel-Wiem. 364 p.
21. Begemann, W. (1982): Der konstruktive Einsatz von humustragenden Kompoststoffen. *Das Gartenamt, Zeitschrift für Umweltgestaltung, Friedlandplanung, grünflächen- und Sportstättenbau*. Patzer Verlag GmbH. Hannover. 31:744-748.
22. Ben-Dor, E., and A. Banin. (1990): Near infrared reflectance analysis of carbonate concentration in soils. *Appl. Spectrosc.* 44:1064-1069.
23. Ben-Dor, E., and A. Banin. (1990): Diffuse reflectance spectra of smectite minerals in the near infrared and their relation to chemical composition. *Sci. Geol. Bull.* 43(2-4): 117-128.
24. Ben-Dor, E., Inbar, Y., and Chen, Y., (1997): The reflectance spectra of organic matter in the visible near-infrared and short wave infrared region (400-2500 nm) during a controlled decomposition process. *Remote sens. Environ.* 61:1-15.
25. Benedek, P. (1990): *Biotechnologiai a környezetvédelemben*. Műszaki Könyvkiadó. Budapest. 258.
26. Ben-Gera, I., And K.H. Norris (1968): Determination of moisture content in soybeans by direct spectrophotometry. *Isr. J. Agric. Res.* 18:124-132.
27. Benitez, E., Nogales, R., Elvira, C., Masciandaro, G. és Ceccanti, B. (1999): *Bioresour. Technol.* 67. pp. 297-303.
28. Bernal, M. P., Navarro, A. F., Sánchez-Monedero, M. A., Roig, A. és Cegarra, J., (1998): Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. *Soil Biology and Biochemistry.* 30: (3) 305–313.

29. Beznosikov V, Lodygin E. (2009): Characteristics of the structure of humic substances of podzolic and peaty podzolic gleyey soils. *Russian Agricultural Sciences*. 35: 103-105.
30. Bidlingmayer W. (1983): Das Wesen der Kompostierung von Siedlungsabfällen. In: Müll – Handbuch, 5305, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 134-145 p.
31. Bilitewski, B., G. Härdtle, K. Marek. (1990): *Abfallwirtschaft*. Springer Verlag. Stuttgart.
32. Blanco, M. J. és Alemendros, G., (1994): Maturity Assessment of wheat straw compost by thermogravimetric analysis. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 42. 2454–2459.
33. Bowers, S.A., and R.J. Hanks. (1965): reflection of radiant energy from soils. *Soil Sci*. 100:130-138.
34. Breburda, J., (1969): *Kleines Lehrbuch der Bodenkunde*. DLG-Verlag. Frankfurt am Main. 176 p.
35. Brewer, L. J. & Sullivan, D. M., (2001): A quick look at quick compost stability test. *Biocycle*. 42. 53–55.
36. Brewer, L. J. & Sullivan, D. M., (2003): Maturity and stability evaluation of composted yard trimmings. *Compost Science and Utility*. 11. 96–112.
37. Brink, R.H., Jr., Dubach, P., Lynch, D.L. (1959): Measurement of carbohydrates in soil hydrolyzates with anthrone. *Soil Science* 89, 157-166.
38. Brinton, W. (1979): Effects of Different Compost Amendments on Soil Humus Quality. *Compost Science/Land Application*. Emmaus PA Fall Issue
39. Brouillette M., Trepanier, L., Gallichand J. And Beauchamp, C. (1996): Composting paper mill deinking sludge with forced aeration. *Canadian Agricultural Engineering*, 38. 115-122.

40. Butler, T. A., Sikora, L. J., Steinhilber, P. M. & Douglass, L. W., (2001): Compost age and sample storage effects on maturity indicators of biosolids compost. *Journal of Environmental Quality*. 30. 2141–2148.
41. Buzás István, (1988): *Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv*. Budapest. 242.
42. Carballo, T., Gil, M.V., Gomez, X., Gonzalez-Andres, F., Moran, A., (2008): Characterization of different compost extracts using fourier-transform infrared spectroscopy (FTIR) and thermal analysis. *Biodegradation* 19: 815-830.
43. Carnes, R.A. and Lossin, R.D. (1970): Investigation of the pH characteristics of compost. *Food and agricultura organization of the united nations*. 18-21.
44. Castaldi, P., Alberti G., Merella, R. and Melis, P. (2004): Thermal Analysis for the Evaluation of the Organic Matter Evolution during Municipal Solid Waste Aerobic Composting Process. *Thermochimica Acta*. 413. 209-214.
45. Castaldi G. Alberti, R. Merella and Melis, P. (2005): Study of the organic matter evolution during municipal solid waste composting aimed at identifying suitable parameters for the evaluation of compost maturity, *Waste Manage.* 25. pp. 209-213.
46. CCQC (California Compost Quality Council) (2001): *Compost Maturity Index. Technical Report*.
47. CEC, (2001): *Working document on biological treatment of biowaste 2nd Draft. ENV.A.2./LM*
48. Chanyasak, V. & Kubota, H., (1981): Carbon/organic nitrogen ratio in water extract as measure of compost degradation. *Journal of Fermentation Technology*. 5. 215–219.

49. Chanyasak, V., Hirai, M. & Cubota, H., (1982): Changes of chemical components and nitrogen transformation in water extracts during composting of garbage. *Journal of Fermentation Technology*. 60. 439–446.
50. Charest, M.H., Antoun, H. & Beauchamp, C. S. (2003): Dynamics of water-soluble carbon substances and microbial populations during the composting of de-inking paper sludge. *Bioresources Technology* 91. 53-67.
51. Charest, M.H., Antoun, H. & Beauchamp, C.S. (2004): *Bioresour. Technol.* 91. pp. 63-67.
52. Chefetz, B., Adani, F., Genevini, P., Tambone, F., Hadar, Y. & Chen, Y., (1998): Humic-acid transformation during composting of municipal solid waste. *J. Environ.* 27. 794-800.
53. Chen, Y., N. Senesi, And M. Schnitzer (1977): Information provided on humic substances by E₄/E₆ ratios. *Soil Sci. Am. J.* 41:352-358 p
54. Chen, Y., Chefetz, B., Adani, F., Genevini, P.L., Hadar, Y. (1998): Organic matter transformation during composting of municipal solid waste. In: Drozd, J., Gonet, S.S., Semesi, N., Weber, J. (eds.), *The Role of Humic Substances in the Ecosystems and in Environmental Protection*. PTSH, Wroclaw, Poland, pp. 155-182.
55. Chen J, Gu B, LeBoeuf EJ, Pan H, Dai S. (2002): Spectroscopic characterization of the structural and functional properties of natural organic matter fractions. *Chemosphere*. 48:59-68.
56. Chin, Y., Aiken, G.R., Danielsen, K.M., (1997): Binding of pyrene to aquatic and commercial humic substances: the role of molecular weight and aromaticity. *Environ. Sci. Technol.* 31, 1630-1635.
57. Chrometzka, P. (1985): Zur Biologie der Klärschlammkompostierung. In: Thome-Kozmiensky, K. J. 1985. *Kompostierung von Abfällen*. EF-Verlag für Energie und Umwelttechnik GmbH. Berlin.

58. Ciavatta, C., Govia, M., Antisaria, V. L. & Sequi, P. (1990): An enzymatic approach to the determination of the degree of stabilization of organic carbon fertilizers. *Fertilizer Research*. 25. 167–174.
59. Ciavatta, C., Govia, M., Simoni, A. & Sequi, P., (1993): Evaluation of heavy metals during stabilization of organic matter in compost produced with municipal solid wastes. *Bioresource Technology*. 43. 147–153.
60. Clark, C. S., Clark, R. H., Charbonneau, R. (1978): Laboratory scale composting: studies. *Journal of the Environmental Engineering Division*, 1978, Vol. 104, Issue 1, Pg. 47-59.
61. Coble, P. G. (1996): Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy. *Marine Chemistry*, 51. 325-346.
62. Couteaux M. M., Bottner P. és Berg B., (1995): Litter decomposition, climate and litter quality. *Tree*. 10. 63–66.
63. Czinkota I. (1994): A talajok forróvízes extrakciója. Egyetemi doktori értekezés. Gödöllő.
64. Davies, A. M. and A. Grant. (1987): Review: Near infra-red analysis of food. *Int. J. Food Sci. Technol.* 22: 190-207.
65. Dalal, R. C., and R.J. Henry. (1986): simultaneous determination of moisture, organic carbon, and total nitrogen by near infrared reflectance spectroscopy. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50:120-123.
66. De Bertoldi, M. Vallini, G., Pera, A. And Zucconi, F. (1984): Comparison of three windrow composting system. In *managing Sludge by Composting* 315-322.
67. Dell'Abate, M. T., Benedetti, A. és Sequi, P., (2000): Thermal methods of organic matter maturation monitoring during a composting process. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*. 61. 389–396.
68. Dell'Agola, G., Nannipieri, P., Nardi, S. (1993): Sostanza organica e molecole umiche. In: *Ciclo della Sostanza Organica nel suolo: Aspetti*

Agronomici, Chimici, Ecologici e Selvicolturali. Nannipieri, P. (Ed.), Patron Editore, Bologna, 21-39.

69. De Nobili, M, and Petrusi, F. (1988): Humification index (HI) as evaluation of the stabilization degree during composting. *J. Ferment. Tech.* 66(5):577-583

70. De Suoza Sierra M, Donald O, Lamotte M, Belin C, Ewald M. (1994): Fluorescence spectroscopy of coastal and marine waters. *Marine Chemistry.* 47: 127-144.

71. Deschamps, A.M., Henno, D., Pernelle, C., Caignault, L. & Lebeault, J.M. (1979): Bench-Scale reactors for composting research. *Biotechnology letters.* 1. 239-244.

72. De Vleeschauwer, D., Verdonck, O., Van & Assche P., (1981): Phytotoxicity Of Refuse Compost. *Biocycle.* 22. 44–46.

73. Dér, S. (2003): A komposztálás során bekövetkező szerves anyag átalakulás vizsgálata forró vizes kivonatok felhasználásával, Doktori értekezés, Gödöllő

74. Dignaca, M.-F. Houotb, S., Francoub, C. & Derenned. S. 2005. Pyrolytic study of compost and waste organic matter. *Organic Geochemistry,* 36. 1054-1071.

75. Dilling, J. And Kaiser, K. (2002): Estimation of the hydrophobic fraction of dissolved organic matter in water samples using UV photometry, *Water Res.* 36 (2002), pp. 5037-5044.

76. Dudka, S., Miller, W.P., (1999): Accumulation of potentially toxic elements in plants and their transfer to human food chain. *J. Environ. Sci. Health, B* 34: 681-708.

77. Dunst, G. (1991): Kompostierung. Leopold Stocker Verlag. Graz – Stuttgart.

78. Egner H., Riehm H. & Domingo W. (1960): Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden. II. Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor und Kaliumbestimmung. Kungl. Lantbrukshögsk. Ann. 26.199-215 p.
79. El Hajjouji, H., Fakharedine, N., Baddi, G.A., Winterton, P., Bailly, J.R., Revel, J.C., Hafidi, M., (2007): Treatment of olive mill waste-water by aerobic biodegradation: an analytical study using gel permeation chromatography, ultraviolet-visible and fourier transform infrared spectroscopy. *Bioresource Technology* 98: 3513-3520.
80. Emberger, J. (1993): Kompostierung und Vergärung Bioabfall, Pflanzenabfall, organische Produktionsrückstände. Vogel Buchverlag, Würzburg. 1. Auflage
81. Eneji, Egrinya, A., Sadahiro Yamamoto, Toshimasa Honna & Akihiro Ishiguro (2001) Physico-chemical changes in livestock feces during composting, *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, Volume 32, 477-489.
82. Egawa, T., (1975): Utilization of organic fertilizers in Japan. In *Organic Materials as Fertilizers*. FAO Soil Bulletin. 27. 253–271.
83. Eghball, B and Gilley, J.E., (2001): Phosphorus risk assessment index evaluation using runoff measurements, *Journal of soil and water conservation*. 56: 202-206.
84. Estrada, J., Sana, J., Cequeil, R.M. & Cruanas, R., (1987): Application of a new method for CEC determination as a compost maturity index. In: *Compost: Production, Quality and Use*. (Eds.: De Bertoldi, M., Ferranti, M. P., L'Hermite, P. and Zucconi, F.) 334–340. Elsevier Applied Science. London. UK.
85. Eviazi, F. & Zakaria, A. (1993): β -glucosidase activity in soils amended with sewage sludge. *Agric. Ecosyst. Environ.* 43, 155–161.

86. Farkasdi G. (1966): Die mikrobiologischen Vorgänge bei der Kompostierung. *Organischer Landbau*, 4/66, 357-365 p.
87. Fernández, A., Pérez-Cid, B., Fernández E., Falqué, E., (2000): Comparison between sequential extraction procedures and single extractions for metal partitioning in sewage sludge samples. *Analyst*. 125: 1353-1357.
88. Filep, Gy. (1988): *Talajkémia Akadémiai Kiadó Budapest*
89. Finstein, M. S. & Miller, F. C., (1985): Principles of composting leading to maximization of decomposition rate, odor control, & cost effectiveness. In: *Composting of Agricultural and Other Wastes*. (Ed.: GASER, J. K. R.) 13–26. Elsevier Applied Science Publisher. Barking. Essex.
90. Flaig, W. (1966): The use of isotopes in soil organic matter studies. Pergamon, New York, 103-127.
91. Flaig, W. (1988): Beteiligung des Lignins an der Struktur der Humunsäure. In: *Organische Inhaltsstoffe des Bodens*. Wolfgang Ziechmann zum 65. Geburtstag. Herausgeber Ulrich Müller-Wegener. Göttingen. 167-174 p.
92. Földényi R.; Czinkota I.; Sebők A. (környezettudomány) Marton A. (2017): Huminanyagok UV-VIS spektruma és a Weibull-féle sűrűségfüggvény In: Salma Imre (szerk.) 6. Környezetkémiai Szimpózium. 50 p. Magyarország, Bakonybél: 2017. p. 16. 1 p.
93. Fuentes, M., Gonzalez-Gaitano, G., Garcia-Mina, J.M., (2005): The usefulness of UV-visible and fluorescence spectroscopies to study the chemical nature of humic substances from soils and composts. *Organic Geochemistry* 37: 1949-1959.
94. Garcia C., Hernandez T. And Costa F. (1991): Changes in carbon fractions during composting and maturation of organic wastes. *Environ. Manage.*, 15, 433-439.
95. Ghani, A., Dexter, M. & Perrott, K. W., (2003): Hot-water-extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of

- fertilisation, grazing and cultivation. *Soil Biology and Biochemistry*. 35. 1231–1243.
96. Gillon, D., Joffre, R. & Dardenne, P., (1993): Predicting the stage of decay of decomposing leaves by near infrared reflectance spectroscopy. *Canadian Journal of Forest Research*. 23. (12) 2552–2559.
97. Gisi, U., R. Schenker, R. Schulin, F.X. Stadelmann, H. Sticker. (1990): *Bodenökologie*. Thieme Verlag. Hamburg. 363 p.
98. Glathe, H., E. Küster, G. Niese Und A. Von Klopotek. (1985): *Biologie der Rotteprozesse bei der Kompostierung von Siedlungsabfälle*. In Hösel, Schenker, Schnurer (Hrsg): *Handbuch für Müll- und Abfallbesetzung*. Berlin. 145-170 p.
99. Godden, B., And Pennick, M. (1987): *Biochemistry of manure composting*. In *Compost: Production, Quality and Use*, (M. De Bertoldi, M. P. Ferranti, P. L’Hermite and F. Zucconi, eds), pp. 238-244-Elsevier Applied Science; London, U.K.
100. Golueke, C. G. (1981): *Biogasification of wastes. Biogas and alcohol fuels production II*. 9-23.
101. Gottschall, R. (1990): *Kompostierung: Optimale Aufbereitung und Verwendung organischer Materialien im ökologischen Landbau*. 4. Auflage. Verlag C.F. Müller, Karlsruhe.
102. Goyal, S., Dhull, S. & Kapoor, K. (2005): *Bioresour. Technol.* 96. pp. 1584-1591.
103. Grabbe, K. und K. Haider. (1971): *Die Huminstoffbildung und der Stickstoffumsatz bei der Bereitung des Kultursubstrates und während des Wachstum von *Agricus Disporus**. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkund.* 129:216-226.
104. Grabbe, K., Thaer, R., Ahlers, R. (1975): *Investigations on the procedure and the turn-over of organic matter by hot fermentation of liquid cattle manure*. *Food and agriculture organization of the united nation*. 3d 506-509.

105. Grabbe, K., und F. Schuardt. (1993): Grundlagen der Kompostierung. In: Kompostierung und landwirtschaftliche Kompostverwertung. Arbeitspapier 191. Hrsg. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTLB). Darmstadt
106. Gray, K.R., Sherman, K. & Biddlestone, A.J. (1971): Review of composting. II. The practical process. *Process Biochemistry* 6(10):22-28.
107. Gregorich, E. G., Beare, M. H., Stoklas, U., & St-Georges, P. (2003): Biodegradability of soluble organic matter in maize-cropped soils. *Geoderma*. 113. 237–252.
108. Grigatti, M., Ciavatta, C. & Gessa, C., (2004): Evolution of organic matter from sewage sludge and garden trimming during composting. *Bioresource Technology*. 91. 163–169.
109. Guggenberger, G., Christensen, B.T., Zech, W., (1994): Land-use effects on the composition of organic matter in particle-size separates of soil: I. Lignin and carbohydrate signature. *European journal of soil science*. 54. 449-458.
110. Guisquiani, P.L., Pagliai, M. Gigliotti, G. Businelli, D. & Benetti, A. (1995): Urban waste compost: Effects on physical chemical and biochemical soil properties. *J. Environ. Qual.* 24:175–182.
111. Gul, S., Abbt-Braun, G., Frimmel, F.H., (2003): Use of the gel permeation chromatography to characterize the changes in natural organic matter through oxidative treatments. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 83: 761-768.
112. Haider, K. (1986): Biochemische Reaktionen bei Umwandlung von Pflanzenrückständen in die Huminstoffe des Bodens. *Mitteln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 45:67-71.
113. Han J.Ko; Ki Y.Kim; Hyeon T.Kim; Chi N.Kim; M.Umeda. (2008): Evaluation of maturity parameters and heavy metal contents in composts made from animal manure. *Waste Management*. Volume 28, Issue 5, Pages 813-820.

114. Haninen, K. & Lilja, R. (1994): Humification during the composting of slaughter wastes. In *Humic Substances in the Global Environment and Implications on Human Health*. Senesi, N., Miano, T. (Eds.), Elsevier Science, Berlin, 1265-1272.
115. Hänninen I.K., Kovalainen J.T, Korvola, J. (1995): Drum composting of bio sludges and solid biowaste. *Compost Sci. & Utilization* 3: 51-68.
116. Harada, Y. és Inoko, A., (1980): The measurement of the cation exchange capacity of composts for the estimation of the degree of maturity. *Soil Science and Plant Nutrition*. 25. 127–134.
117. Hargitai L. (1961): Humuszanyagok optikai tulajdonságai és nitrogéntartalmuk közötti összefüggés. *Keszthelyi Mezőgazdasági Akadémia Kiadványai. Mezőgazdasági Kiadó*
118. Harper, S.H.T. és Lynch, J.M. (1981): The chemical components and decomposition of wheat straw leaves, internodes and nodes, *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 32, 1057-1062.
119. Haug, R.T. (1980): *Compost Engineering Principles and Practice*. Ann Arbor-Science, Ann Arbor, MI.
120. Hayes, M. H. B. (1975): A comparison of extractants and of properties of extract. *Geoderma*. 13:231-245.
121. He, X.S., Xi, B.D., Wei, Z.M., Guo, X.J., Li, M.X., An, D., Liu, H.L., (2011): Spectroscopic characterization of water extractable organic matter during composting of municipal solid waste. *Chemosphere* 82, 541-548.
122. He, X.S., Xi, B.D., Jiang, Y.H., He, L.S., Li, D., Pan, H.W., Bai, S.G., (2013): Structural transformation study of water-extractable organic matter during the industrial composting of cattle manure. *Microchem. J.* 106, 160-166.
123. Hellmann, R., Dran, J.C., & Dellamea, G. (1997): The albite-water system. III. Characterization of leached and hydrogen-enriched layers formed

at 300 degrees C using MeV ion beam techniques. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 61, 1575–1594.

124. Helms JR, Stubbins A, Ritchie JD, Minor EC, Kieber DJ, Mopper K. (2008): Absorption spectral slopes and slope ratio as indicators of molecular weight, source, and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography*. 53: 955-969.

125. Hernández, T.; Masciandaro, G.; Moreno, J.I.; García, C. (2006): Changes in organic matter composition during composting of two digested sewage sludges. *Waste Management* 26: 1370-1376.

126. Hirai, M. F., Chanyasak, V. & Kubota, H., (1985): Measuring for compost maturity: Using the organic-carbon/organic-nitrogen ratio in water extract. In: *Managing Sludge by Composting*. (Eds.: The Staff of Biocycle) 221–225. JG Press Inc. Emmaus. USA.

127. Houba V.J.G., Novozamsky I., Uittenbogaard J., Van Der Lee J.J (1987): Automatic determination of "total soluble nitrogen" in soil extracts *Landw. Forsch.* 40, 295-302.

128. Hsu, J.H., Lo, S-L., (1999): Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformations during composting of pig manure. *Environ. Pollut.* 104: 189-196.

129. Huang, G.F., Wong, J.W.C. Wu, Q.T. & Nagar, B.B. (2004): Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. *Waste Management* . 24. 805–813.

130. Hue, N. V. & Liu, J., (1995): Predicting compost stability. *Compost Science and Utilization*. 3. 8–15.

131. Hunt, G.R., és Salisbury J.W., (1970): Visible and near infrared spectra of minerals and rocks: I: Silicate minerals. *Mod. Geol.* 1: 283-300.

132. Ianotti, D. A., Pang, T., Toth, B. L., Elwell, D. L., Keener, H. M. & Hoitink, H. A. L., (1993): A quantitative respirometric method for monitoring compost stability. *Compost Science and Utilization*. 1. 52–65.

133. Iannotti, D. M., Grebus, M. E., Toth, B. L., Madden, L. V. & Hoitink, H. A. J., (1994): Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted municipal solid waste. *Environmental Quality*. 23. 1177–1183.
134. Inbar, Y.,Y. Chen, Y. Hadar. (1989): Solid-state carbon-13 nuclear magnetic resonance and infrared spectroscopy of composted organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. J.*53:1695-1701.
135. Inbar, Y., Chen, Y. és Hadar, Y., (1990): Humic substances formed during the composting of organic matter. *Soil Science Society of America Journal*. 54. 1316–1323.
136. Inbar, Y.,Y. Chen, Y. Hadar. (1991): Carbon-13 CPMAS NMR and FTIR spectroscopic analysis of organic matter transformations during composting of solid wastes from wineries. *Soil Science*. 152(4): 272-282.
137. Jakusné Sári Sz. – Forró E. (2006): Composted and natural organic materials as potential peat-substituting media in green pepper growing. *International Journal of Horticultural Science* 12 (1): 31-35.
138. Jeris, J.S. & Regan, R.W. (1973): Controlling environmental parameters for optimum composting, Food and agriculture organization of the united nations. 16-22.
139. Jäger, B. (1989):. Abfallverwertung in der BRD. Bundesministerium für Forschung und Technologie. Bonn. 128 p.
140. Jiménez, E. I. & Garcia, V. P., (1989): Evaluation of city refuse compost maturity. A Review. *Biological Wastes*. 27. 115–142.
141. Jiménez-Iglesias, E. és Garcia-Perez, V., (1992). Composting of domestic refuse and sewage sludge. II. Evolution of carbon and some „humification”indexes. *Resources, Conservation and Recycling*. 6: 243–257.
142. Joffre, R., Gillona, D., Dardenneb, P., Agneessensb, R. és Bistonb, R., (1992): The use of near-infrared reflectance spectroscopy in litter decomposition studies. *Annals of Forest Science*. 49. (5) 481–488.

143. Jourariphy, S., Amir, M., El Gharous, J., Revel, C. és Hafidi, M., (2005): Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformation during composting of sewage sludge and green plant waste. *International Biodeterioration and Biodegradation*. 56: 101–108.
144. Jourdan, B., (1988): Zur Kennzeichnung des Rottesgrases von Müll- und Müll klarschlammkomposten. Erich-Schmid Verlag. Stuttgart.
145. Jörgensen, R. G., Müller, T. & Meyer, B. (1988): Spezifische Zellkomponenten von Organismen in der Substanz als Indikator der Zersetzung und Bestimmung der Biomasse, Anwendung auf eine Kompostierung von Weizenstroh. *Mitteln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 56:191-196
146. Kalbitz, K., Schesig, D., Schmerwitz, J. Kaiser, K., Haumaier, L., Glaser, B., Ellerbrock, R. & Leinweber, P., (2003): Changes in dissolved organic matter properties induced by biodegradation. *Soil Biology and Biochemistry*. 35. 1129–1142.
147. Kameron, K. C., & Haynes, R. J. (1986): Mineral Nitrogen in the Plant-soil System, ed. R. J. Haynes, K. C. Cameron, K. N. Goh and R. R. Sherlock, Academic press, 166 p.
148. Kaiser, K., Guggenberger, G., Haumaier, L. & Zech, W. (2001): Seasonal variations in the chemical composition of dissolved organic matter in organic forest floor layer leachates of old-growth Scots pine (*Pinus Sylvestris* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) stand sin northeastern Bavaria, Germany, *Biogeochemistry* 55: pp. 103-143.
149. Kasatochkin, V.I., Kononova, M.M., Larina, N. K, And Egorova, O.I., (1964): *Trans Int. Congr. Soil Sci.* 8 th. Bucharest. III, 81-86 p.
150. Katayama, A., Kerr, K.C., Hirai, M., Shoda, M. & Kubota, H., (1987): Stabilization process of sewage sludge compost in soil. In: *Compost: Production, Quality and Use*. (Eds.: De Bertoldi, M., Ferranti, M. P., L'hermite, P. & Zucconi, F.), 341–350. Elsevier Applied Science. London. UK.

151. Kinjo T., Pratt P.F., & Page A.L., (1971): Nitrate adsorption: III Desorption Movement and Distribution in Andepts. *Soil. Sci. Soc. Amer. Proc.* vol 35: 728-731.
152. Kirchmann, H. & Widén, P., (1994): Separately collected organic household wastes. *Swedish Journal of Agricultural Research.* 24. 3–12.
153. Koch, T., J. Seeberger. (1984): *Ökologische Müllverwertung.* Verlag C. F. Müller. Karlsruhe. 186.
154. Kocsis I. (2005): *Komposztálás.* Szaktudás Kiadó Ház. Budapest.
155. Koivula, N. & Hänninen, K., (2001): Concentrations of monosaccharides in humic substrates in the early stages of humification. *Chemosphere.* 44: 271–279.
156. Komlis, D.P. & Ham, R.K. (2003): The effect of lignin and sugars to the aerobic decomposition of solid wastes, *Waste Manage.* 23. 419-423.
157. Kononova, M. M. (1966): *Soil organic matter.* Pergamon Press. Oxford. 554 p.
158. Kovács, D. és Fülekgy Gy., (2016): A komposztérettség és meghatározásának módszerei, *Szemle. Agrokémia és Talajtan.* 65. 135-160.
159. Kögel, I. (1987): *Organische Stoffgruppen in Waldhumusformen und ihr Verhalten Während der Streuzersetzung und Humifizierung.* Bayreuther Bodenkundl. Ber. 1, 1-113.
160. Krogmann, U. (1988): *Kompostierung als Abfallentsorgungsverfahren von Biomüll.* *Wasser und Boden.* 9/1988: 34-41.
161. Krogmann, U. (1994): *Kompostierung – Grundlagen zur Einsammlung und Behandlung von Bioabfällen unterschiedlicher Zusammensetzung.* *Hamburger Berichte.* 7. Economica Verlag. Bonn. 1-437.
162. Kunito, T., Saeki, K., Goto, S., Hayashi, H., Oyaizu, H., Matsumoto, S., (2001): Copper and zinc fractions affecting microorganisms in long-term sludge-amended soils. *Bioresour. Technol.* 79: 135-146.

163. Kuntze, H., Roeschmann, G. & Schwerdtfeger, G. (1988): *Bodenkunde*. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart. 398 p.
164. Kuwatsuka, S. & Shindo, H. (1973): Behavior of phenolic substances in the decaying process of plants. Identification and quantitative determination of phenolic acids in rice straw and its decayed product by gas chromatography, *Soil Science and Plant Nutrition*, 19: 219-227.
165. Laga, (1984): *Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost aus Müll und Müllklarschlamm*. (Quality criteria and application recommendations for compost from waste and sludge) Merkblatt 10 der Landerarbeitsgemeinschaft Abfall. Erich Schmidt Verlag. Berlin.
166. Lahl, U. (1991): *Hat die Biomüllkompostierung als abfallwirtschaftliche Instrument eine Zukunft?* Druckschrift zum Symposium Abfall und Wirtschaft. Materialien zur Veranstaltungen in Dresden 13.-15.11.1991. Umweltschutz wie? Kristen Guttke Verlag
167. Landgraf, D., Leinweber, P. & Makenschin, F., (2006): Cold and hot water-extractable organic matter as indicators of litter decomposition in forest soils. *Plant Nutrition and Soil Science*. 169. 76–82.
168. Lasaridi, K. & Stentiford, E., (1997): *Respirometric techniques and seed bioassays for compost stability evaluation: a comparative study*. ORBIT 97 Conference on Organic Recovery and Biological Treatment, 3–5 September 1997. Harrogate. UK. 303–310.
169. Lee, R. B., (1977): Effects of organic acids on the loss of ions from barley roots. *Journal of experimental Botany*. 28. 578–587.
170. Lemaire, F. (1997): The problem of the biostability in organic substances. *Acta Hortic*. 450: 63-70.
171. Levi- Minzi, R., Riffaldi, R. & Saviozzi, A., (1986): Organic matter and nutrients in fresh and mature farmyard manure. *Agricultural Wastes*. 16. 225–236.
172. Li, M., He, X., Liu, J., Xi, B., Zhao, Y., Wei, Z., Jiang, Y., Su, J., Hu, C., (2010): Study on the characteristic UV absorption parameters of dissolved

organic matter extracted from chicken manure during composting. *Spectrosc. Spectr. Anal.* 30, 3081-3085.

173. Li, M.X., He, X.S., Liu, J., (2010): Study on the characteristic UV absorption parameters of dissolved organic matter extracted from chicken manure during composting. *Spekctroscopy and spectral analysis* 30: 3081-3085.

174. Loch J. (2000): *Agrokémia. DATE. Egyetemi jegyzet*

175. Lopez-Real, J. & Baptista, M. (1996): A preliminary comparative study of three manure composting systems and their influence on process parameters and methane emissions *Compost Science and Utilization*, 4, 3 71-82.

176. Lossin, R. D. (1970): *Compost Stidies. Compost Science*, 11. 16.

177. Lynch, J. M., (1977): Phytotoxicity of acetic acid produced in the anaerobic decomposition of wheat straw. *The Journal of Applied Bacteriology*. 42. 81–87.

178. Lynch, J. M. & Wood, D. A., (1985): Controlled microbial degradation of lignocellulose: the basis for existing and novel approaches to composting. In: *Composting of Agricultural and Other Wastes*. (Ed.: Gasser, J. K. R.) 183–193. Elsevier Applied Science, London.

179. Lynch, J. M. (1993): Substrate availability in the production of composts. In: Hoitink, H.A.J., Keener, H.M. (Eds.), *Science and Engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects*. Renaissance Publications, Ohio, pp. 24-35.

180. Manios, V. I., Tsikalas, P. E., & Siminis, H. I. (1987): Phytotoxicity of olive tree leaf compost. In *Compost: Production , Quality and Use*, (M. De Bertoldi, M. P. Ferranti, P. L’Hermite, and F. Zucchini, eds.), pp. 296-301. Elsevier Applied Science; London, U. K.

181. Manios, V. I., Tsikalas, P. E. & Siminis, H. I., (1989): Phytotoxicity of olive tree compost in relation to organic acid concentration. *Biological Wastes*. 27. 307–317.

182. Marchea, T., Schnitzerb, M., Dinelb, H., Pare' B, T., Champagnea, P., Schultenc, H. R. & Faceyd G., (2003): Chemical changes during composting of a paper mill sludge–hardwood sawdust mixture. *Geoderma*. 116. 345–356.
183. Marco, G., Claudio, C. & Carlo, G. (2004): Evolution of organic matter from sewage sludge and garden trimming during composting, *Bioresource Technology*, 91. pp. 163-169.
184. Marfa, O., Lemaireb, F., Caceresa, R., Giuffridac, F. & Guerin, V. (2002): Relationships between growing media fertility percolate composition and fertigation strategy in peat substitute substrates used for growing ornamental shrubs. *Scientia Horticulturae*. 94. 309–321.
185. Marhuenda-Egea, F.C., Martinez-Sabater, E., Jorda, J., Moral, R., Bustamante, M.A., Paredes, C., Perez-Murcia, M.D., (2007): Dissolved organic matter fractions formed during composting of winery and distillery residues: evaluation of the process by fluorescence excitation-emission matrix. *Chemosphere* 68: 301-309.
186. Marstorp, H. (1996): Influence of soluble carbohydrates, free amino acids, and protein content on the decomposition of *Lolium multiflorum* shoots. *Biol. Fertil. Soils*, 21: 257-263.
187. Martins, O. & Kowald, R. (1990): Einfluß der Rottedauer auf die Nährstoff und Schwermetallgehalte eines Müllkompostes. *Forum Städte-Hygiene*.1990 Mai/Juni. 41:144-149.
188. Mathur, S.P. (1969): Microbial use of podzol Bh fulvic acids. *Canadian Journal of Microbiology*, 15: 677-680.
189. Mathur, S. P. & Farnham, R. S., (1985): Geochemistry of humic substances in natural and cultivated peatlands. In: *Humic Substances in Soil, Sediment and Water*. (Eds.: Aiken, G. R., Mcknight, D. M., Warshaw, R. L. & Maccarthy, P.) 53–85. John Wiley. NY.

190. Mathur, S.P. (1991): Composting Processes. In *Bioconversion of Waste Materials to Industrial Products*, (A. M. Martin, ed.), pp. 147-186. Elsevier; Lndon, New York.
191. Mathur, S. P., Owen, G., Dinel, H. & Schnitzer, M., (1993): Determination of Compost Biomaturity. Literature Review. *Biological Agriculture and Horticulture*. 10. 65–85.
192. Mathur, S. P. & Paul, E. A. (1967): Microbial utilization of soil humic acids. *Canadian Journal of Microbiology*, 13: 573-580.
193. McConnell, D.B., Shiralipour, A. & Smith, W.H. (1993): Compost application improves soil properties. *Food and Agriculture Organization of the united nations*, 34: 61-63.
194. McDonald S, Bishop AG, Prenzler PD, Robards K. (2004): Analytical chemistry of freshwater humic substances. *Anal Chimi Acta*. 527: 105-124.
195. McLellan, Toni, M., John D. Aber, Mary E. Martin, Jerry M. Melillo, and, Knute J. Nadelhoffer. (1991): Determination of nitrogen, lignin, and cellulose content of decomposing leaf material by near infrared reflectance spectroscopy. *Canadian Journal of Forest Research*, 21(11): 1684-1688
196. Mena, E. Garrido, A. And Hernandez, T. (2003): Bioremediation of sewage sludge by composting. 34: 957-971.
197. Morra, M.J., M.H. Hall, and L.L. Freeborn. (1991): Carbon and nitrogen analysis of soil fractions using near-infrared reflectance spectroscopy. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55: 288-291.
198. Morel, J. L., Colin, F., Gernon, J. C., Godin, P. & Juste, C., (1985): Methods for evaluation of the maturity of municipal refuse compost. *AGRIS*. 2013. 56–72.
199. Mote, C. R. & Griffis, C. L. (1979): A system for studying the composting process. *Agricultural wastes*, 1, 3, 191-203.

200. Mustin, M. (1987): *Le compost – gestion de lamatière organique*. Editions François Dubusc – Paris. 954 p.
201. Muller, J. F., (1939): Some observations on base exchange in organic materials. *Soil Science*. 25: 229–237.
202. Müller, G. (1965): *Die Bodenbiologie*. Gustav Fischer Verlag. Leipzig.
203. Nagy, P. T., Kátai, J., Szabó, Z., Nyéki, J. (2008): A talaj felvehető nitrogén-, foszfor- és káliumkészletének változása integrált almaültetvényben beállított talajtakarásos kísérletben, *Talajvédelem különszám* 481-488.
204. Nakasaki, K., Sasaki H., Shoda, M. & Kubota, H. (1985): Change in microbial numbers during thermophilic composting of sewage sludge with reference to CO₂ evolution rate. *Applied and Environmental Microbiology*, 49: 37-41.
205. Niese, G. (1985): *Biologische Grundlagen für die Kompostierung*. Vorlesungsskript für WS 1985/86. Institute für Mikrobiologie der Universität Gießen
206. Nishijima, W., Speitle Jr., G.E., (2004): Fate of biodegradable dissolved organic carbon produced by ozonation on biological activated carbon. *Chemosphere* 56, 113-119.
207. Norris, K.H. (1988): History, present state and future prospects for near-infrared spectroscopy. p. 3-9. In C.S. Creaser and A.M.C. Davies (ed.) *Analytical application of spectroscopy*. R. Soc. Chem., London.
208. Ouattmane, A., Dorazio, V., Hafidi, M., (1999): Elemental and spectroscopic characterization of humic acids fractionated by gel permeation chromatography. *Agronomie* 20: 491-504.
209. Papadimitriou, E. K. & Balis, C., (1996): Comparative study of parameters to evaluate and monitor the rate of a composting process. *Compost Science and Utilization*. 4. (4) 52–61.

210. Paré, T. Dinel, H., Schnitzer, M. & Dunontet, S. (1998): Transformations of carbon and nitrogen during composting of animal manure and shredded paper. *Biol Fertil Soils*. 26: 173-178.
211. Pichtel, J., Anderson, M., (1997): Trace metal bioavailability in municipal solid waste and wevage sludge composts. *Bioresour. Technol*. 60: 223-229.
212. Pichler, M. & Kögel-Knabner, I. (2000): Chemolytic analysis of organic matter during aerobic and anaerobic treatment of municipal solid waste, *J. Environ. Qual*. 29 (2000), pp. 1337-1344.
213. Plat, J. Y., Sayag, D. And Andre, L. (1984): High-rate composting of wool industry wastes. *Biocycle*,
214. Poincelot R.P. (1972): *The Biochemistry and Methodology of Composting*. The Connecticut Agricultural Experiment Station, New Haven, Bulletin. 311 p.
215. Prudent, P., Domeizel, M., Massiani, C., Thomas, O., (1995): Gel chromatography separation and UV spectroscopic characterization of humic-like substances in urban composts. *Science of the Environment* 172: 229-239.
216. Raviv, M., Tarre, S., Geler, Z. & Shelef, (1987): Changes in some physical and chemical properties of fibrous solids from cow manure and degested cow manure during composting. *Biological Wastes*. 19. 309–318.
217. Reinikainen, O. & Herranen, M. (2001): Different methods for measuring compost stability and maturity. *Acta Horticulturae*. 549. 99-104.
218. Riess. P., S. Klages-Haberkern. (1993): Qualitätskriterien für Kompost. *Entsorgungspraxis Spezial* 9/1993
219. Rochus, W. (1978): Die Ausbildung des Humuskomplexes im Verlauf der Verrottung von Siedlungsabfälle. *Mitteln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch*. 27:79-86.

220. Roig, A., Lax, A., Cefarra, J., Costa, F. & Hernández, M. T., (1988): Cation exchange capacity as a parameter for measuring the humification degree of manures. *Soil Science*. 146: 311–316.
221. Roletto, E., Barberis, M., Consignlid M. & Jodice R., (1985): *Biocycle*. March. 46–48.
222. Rynck, R. (Editor). (1992): *On-farm Composting Handbook*. NRAES-54. Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Cooperative, Extension. Ithaca, N. Y.
223. Sachse, B., W. Ziechmann. (1969): Eigenschaften und Verteilungen von Huminstoffen als Kriterien von Rottevorgängen in Müllkomposten. *Kali Briefe Fachgebiet 8*: 7/1969.
224. Said-Pullicino, D., Kaiser, K., Guggenberger, G. & Gigliotti, G., (2007): Changes in the chemical composition of water-extractable organic matter during composting: Distribution between stable and labile organic matter pools. *Chemosphere*. 66. 2166–2176.
225. Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Cegarra, J. & Bernal, M.P. (1999): Relationship between water-soluble carbohydrate and phenol fractions and the humification indices of different organic wastes during composting, *Bioresource Technol.* 70: pp. 193-201.
226. Sánchez-Monedero, M. A., Roig, A., Paredes, C. & Bernal, M. P., (2001): Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology*. 78: (3) 301–308.
227. Santos, P.S., Duarte, R.M., Duarte, A.C., (2009): Absorption and fluorescence properties of rainwater during the cold season at a town in Western Portugal. *J. Atmos. Chem.* 62, 45-57.
228. Sattler, K. & Emberger. J. (1990): *Behandlung fester Abfälle*. Vogel Buchverlag Würzburg. 2. Auflage.

229. Scheffer, F., (1954): Neuere erkenntnisse in der humusforschung. Congr.
230. Scheffer, F. & Schachtschabel, P. (1988): Lehrbuch der Bodenkunde. 12. Auflage. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart. 235 p.
231. Scheffer, F. & Schachtschabel, P. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Auflage. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
232. Scheffer, P. & Ulrich, B. (1960): Lehrbuch der Agrikulturalchemie und Bodenkunde III. Teil Humus und Humusdüngung. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
233. Scheffer, P. & Ulrich, B. (1960): Humus und Humus diingung. Stuttgart, Ferdinandenke Verlag.
234. Schiedt, M. (1989). Über die Humusqualität verschiedener Komposte. Mitteln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 59:465-470.
235. Schlegel, H. G. (1972): Allgemeine Mikrobiologie. Georg. Thieme Verlag. Stuttgart. 367 p.
236. Schnitzer, M. & Khan, S. U., (1972): Humic substances in the environment. Marcell Dekker. NY.
237. Schnitzer, M. (1978): Humic Substances: Chemistry and reaction. In: Schnitzer, M. and S.U. Kahn (eds.). Soil Organic Matter. Elsevier, Amsterdam, pp.1-64.
238. Schnitzer, M. & Kahn, M. (1978): Soil Organic Matter. Elsevier Science Ltd, New York. 319.pp.
239. Schnitzer, M. & Kahn, M. (1987): Humic Substances in the Environment. Marcel-Dekker Publ. NY
240. Schnitzer, M. And S. U. Kahn. (1989): Soil organic matter. 4. Impressum. Elsevier Scientific. Amsterdam. 319 p.

241. Schroeder, D. (1983): *Bodenkunde in Stichworten*. Ferdinand Hirt Verlag. Berlin. 328 p.
242. Schuttig, A. (1990): *Umwelt Biotechnologie*. Aulis Verlag Deubner & Co KG. Köln. 298 p.
243. 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* 67. 59-71.
244. 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.
245. Senesi, N. (1989): Composted materials as organic fertilizers. *The Science of the Total Environment* 81/82:521-542.
246. Senesi N. (1990): Molecular and quantitative aspects of the chemistry of fulvic acid and its interactions with metal ions and organic chemicals: Part II. Tje fluorescence spectroscopy approach. *Analytica Chimica Acta*. 232:77-106.
247. Senesi N, Miano T, Provenzano M. (1991): Fluorescence spectroscopy as a means of distinguishing fulvic and humic acids from dissolved and sedimentary aquatic sources and terrestrial sources. *Humic Substances in the Aquatic and Terrestrial Environment*. 31: 63-73.
248. Sequi, P., Ciavatta, C. & Antisari, L. V. (1991): "Organic fertilizers and humification in soil." *Organic substances and sediments in water* 1. 351-367.
249. Shiralipour, A., Dennis B. McConnell & Wayne H. Smith. (1992): Uses and benefits of MSW compost: A review and an assessment, 3: 267-279.
250. Sikora, L. J., Ramirez, M. A. & Troeschel, T. A. (1983): Laboratory Composter for Simulation Studies. *Soil science society of America*, 12: 219-224.

251. Sikora L.J. & Sowers H. A. (1985): Effect of temperature control on the composting process. *Journal of Environmental Quality*, 14: 434-439 p.
252. Sims, J.T., Skline, J.S., (1991): Chemical fractionation and plant uptake of heavy metal in soil amended with co-composted sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 20: 387-395.
253. Solano. M. L., Iriarte, F., Ciria, P. & Negro, M. J. (2001): Performance characteristics of three aeration systems in the composting of sheep manure and straw. *Journal of Agricultural Engineering Research*. 79: 317-329.
254. Song C., Li M., Xi B., Wei Z., Zhao Y., Jia X., Qi H., (2015): Characterisation of dissolved organic matter extracted from the bio-oxidative phase of co-composting of biogas residues and livestock manure using spectroscopic method. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 103. 38-50.
255. Sparling, G. P., Vojvodic-Vukovic, M. & Schipper, L. A. (1998): Hot-water soluble C as a simple measure of labile soil organic matter: the relationship with microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*. 30. 1469–1472.
256. Spiteller, M. (1985): Beiträge zur Struktur und Dynamik von Huminstoffen. *Göttinger Berichte* 84.
257. Spohn, E., (1978): Determination of compost maturity. *Compost Science/Land Utilization*. May-June. 26–28.
258. Stefanovits, P. (1981): *Talajtan. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest*
259. Stentiford, E., (2002): The Specific Oxygen Uptake Rate (SOUR) – the English practice. In: *The Biological Treatment of Biodegradable Waste – Technical aspects*. April 8–April10. Brussels.
260. Stevenson C. J. (1982): *Humus- Chemistry, Genesis, Composition, Reactions*. John Wiley. New York.

261. Sugahara, K. & Inoko, A., (1981): Composition analysis of humus and characterization of humic acid obtained from city refuse compost. *Soil Science and Plant Nutrition*. 27: 213–224.
262. Suler, D. J & Finstein, M, S. (1977): Effect of temperature, aeration and moisture on CO₂ formation in bench-scale, continuously thermophilic composting of solid waste. *Applied and environmental microbiology*. 33: 345-350.
263. Stark, E., K. Luchter and M. Margoshes. (1986): Near-infrared analysis (NIRA): A technology for quantitative and qualitative analysis. *Appl. Spectrosc. Rev.* 22: 335-399.
264. Szabó, I. M. (1986): *Az általános talajtan biológiai alapjai*. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
265. Szegi, J. (1979): *Talajmikrobiológiai vizsgálati módszerek*. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest. 274.
266. Tate Iii, R.L. (1987): *Soil Organic Matter. Biological and Ecological Effects*. John Wiley and Sons. Inc. USA.
267. The Composting Association, (2001): *Large-Scale Composting. A practical manual for the UK*.
268. Thome-Kozmiensky, K. J. (1985): *Kompostierung von Abfällen*. EF-Verlag für Energie und Umwelttechnik GmbH. Berlin. 398.
269. Tian, W., Li, L.Z., Liu, F., (2012): Assessment of the maturity and biological parameters of compost produced from dairy manure and rice chaff by excitation-emission matrix fluorescence spectroscopy. *Bioresource Technology* 110: 330-337.
270. Tomati, U., Galli, E., Pasetti, L. & Volterra, E. (1995): *Bioremediation of olive-mill wastewater by composting*. *Waste management and Research* (in press).

271. Topp, W. (1981): *Biologie der Mikroorganismen*. UTB Verlag. Berlin. 289 p.
272. Tseng D.Y., Vir, R., Traina, S.J., (1997): A fourier-transform infrared spectroscopic analysis of organic matter degradation in a bench.scale solid substrate fermentation (composzing) system. *Biotechnology and Bioengineering* 52: 661-671.
273. Tuomela, M., Vikman, M., Hatakka, A. & Itavaara, M. (2000): Biodegradation of lignin in a compost environment: A review, *Bioresourca Technol.* 72 (2000), pp. 169-183.
274. Usui, T., Shoji, A. & Yusa, M., (1985): Measuring for compost maturity: A test for oxygen consumption. In: *Managing Sludge by Composting*, (Eds.: The Staff of Biocycle) 226–231. JG Press. Emmaus. USA.
275. Van Bochove, E., Couillard, D., Schnitzer, M. & Schulten, H. R. (1996): Pyrolysis-field ionization mass spectrometry of the four phases of cow manure composting. *Soil science society of America journal.* 60: 1781-1786.
276. Viel, M., Sayag, D., Peyre, A. & André, L. (1987): *Biol. Wastes*, 20: 167-185
277. Vieyra, F.E.M., Palazzi, V.I., Pinto, M.S., Borsarelli, C.D., (2009): Combined UV-vis absorbance and fluorescence properties of extracted humic substances-like for characterization of composting evolution of domestic solid wastes. *Geoderma* 151, 61-67.
278. Vikman, M., Karjomaa, S., Kapanen, A., Wallenius, K., & Itavaara, M., (2002): The influence of lignin content and temperature on the biodegradation of lignocellulose in composting conditions. *Applied Microbiology and Biotechnology* 59 (4-5), 591-598.
279. Wang Ke, Weiguang Li, XuJin Gong, Yunbei Li, Chuandong Wu, Nanqi Ren (2013): Spectral study of dissolved organic matter in biosolid during the composting process using inorganic bulking agent: UV-vis, GPC, FTIR and EEM. *International Biodeterioration and Biodegradation.* 85:617-623.

280. Welte, E., (1955): Neuere Ergebnisse der Humusforschung. *Angewandte Chemie*. 67: 153-155.
281. Westerhoff, P., Anning, D., (2000): Concentrations and characteristics of organic carbon in surface water in Arizona: in fluence of urbanization. *J. Hydrol.* 236, 202-222.
282. Wetzal, D.L. (1983): Near-infrared reflectance analysis: Sleeper among spectroscopic techniques. *Anal. Chem.* 55:1165A-1176A.
283. Wong, J. W. C., Fang, Li K. & Su, M., (2001): Toxicity evaluation of sewage sludges in Hong Kong. *Environment International*. 27. (5) 373–380.
284. Xi, B.D., He, X.S., Wei, Z.M., Jiang, Y.H., Li, M.X., Li, D., Li, Y., Dang, Q.L., (2012): Effect of inoculation methods on the composting efficiency of municipal solid wastes. *Chemosphere* 88, 744-750.
285. Yang K, Xing B. (2009): Adsoption of fulvic acid by carbon nanotubes from water. *Environmental pollution*. 157: 1095-1100.
286. Yangsheng Liu, Lanlan Ma, Yaqiung Li, Liting Zheng. (2007): Evolution os heavy metal speciation during the aerobic composting process of sewage sludge. *Chemosphere*. 67: 1025-1032.
287. Zorpas, A.A., Arapoglou, D., Panagiotis, K., (2003): Waste paper and clinoptilolite as a bulking material with dewatered anaerobically stabilized primary suwage sludge (DASPSS) for compost production. *Waste Manage.* 23: 27-35.
288. Zbytniewski, R. & Buszewski, B. (2005): *Bioresour. Technol.* 98: pp. 1067-1076.
289. Zhang, X. & Amelung, W. (1996): Gas chromatographic determination of muramic acid, glucosamine, mannosamine and galactosamine in soils, *Soil Biol. Biochem.* 28: pp. 1201-1206.
290. Ziechmann, W. Und Müller-Wegener, U. (1991). *Bodenchemie*. BI Wissenschaft. Mannheim-Wien-Zürich. 402 p.

291. Zmora-Nahum, S., Markovitch, O., Tarchitzky, J. & Chen, Y., (2005): Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biology and Biochemistry*. 37. 2109–2116.
292. Zucconi, F., Pera, A., Forte, M. & De Bertoldi, M., (1981): Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle*. March/April. 54–57.
293. Zucconi, F. és De Bertoldi, M., (1987): Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid wastes. In: *Compost: Production, Quality and Use*. (Eds.: De Bertoldi, M., Ferranti, M. P., L'hermite, P., Zucconi, F.) 30–50. Elsevier. London.
294. http1. <https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=a0300023.kvv>
Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: 23/2003 kvvm Lekérdezés időpontja: 2019.02.11.
295. http2. <https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=A0600036.FVM>
Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: 36/2006 fvm Lekérdezés időpontja: 2019.02.11.