

DOKTORI (PhD) ÉRTEKEZÉS

GREFF BABETT

MOSONMAGYARÓVÁR

2021

**SZÉCHENYI ISTVÁN EGYETEM
MEZŐGAZDASÁG- ÉS ÉLELMISZERTUDOMÁNYI KAR
ÉLELMISZERTUDOMÁNYI TANSZÉK**

Wittmann Antal Növény-, Állat- és Élelmiszer- tudományi
Multidiszciplináris Doktori Iskola
Pulay Gábor Élelmiszertudományi Doktori Program

Doktori Iskolavezető:

Prof. Dr. Varga László, DSc
egyetemi tanár

Programvezető:

Prof. Dr. Varga László, DSc
egyetemi tanár

Témavezetők:

Prof. Dr. Szigeti Jenő, CSc
professor emeritus

Dr. Nagy Ágnes, PhD
egyetemi adjunktus

**EXTRAHÁLT GYÓGYNÖVÉNYI HULLADÉKOK
KOMPOSZTÁLHATÓSÁGÁNAK VIZSGÁLATA**

GREFF BABETT

Mosonmagyaróvár
2021

Extrahált gyógynövényi hulladékok komposztálhatóságának vizsgálata

**Írta:
Greff Babett**

**Készült
a Széchenyi István Egyetem
Mezőgazdaság- és Élelmiszertudományi Kar
Wittmann Antal Növény-, Állat- és Élelmiszertudományi
Multidiszciplináris Doktori Iskola
Pulay Gábor Élelmiszer-tudományi Doktori Programja keretében**

Témavezetők: Prof. Dr. Szigeti Jenő, CSC

Dr. Nagy Ágnes, PhD

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

(aláírás)

A jelölt a doktori szigorlaton.....%-ot ért el.

Mosonmagyaróvár,

.....

a Szigorlati Bizottság Elnöke

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom (igen/nem)

Első bíráló (Dr.) igen/nem

(aláírás)

Második bíráló (Dr.) igen/nem

(aláírás)

Esetleg harmadik bíráló (Dr.) igen/nem

(aláírás)

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján%-ot ért el.

Mosonmagyaróvár,

A Bírálóbizottság elnöke

Doktori (PhD) oklevél minősítése.....

Az EDT elnöke

TARTALOMJEGYZÉK

KIVONAT	7
ABSTRACT	9
1. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS	11
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	14
2.1. Gyógy- és aromanövények jelentősége, termesztése és piaca.	14
2.2. Aromás gyógynövények által termelt fontosabb másodlagos anyagcseretermékek.....	16
2.3. Aromát adó gyógynövényi hulladékok keletkezése és kezelése.....	22
2.4. Aromát adó gyógynövényi hulladékok komposztálása	26
2.5. Komposztálást befolyásoló kémiai és fizikai paraméterek..	28
2.5.1. C/N arány	29
2.5.2. pH	31
2.5.3. Hőmérséklet	32
2.5.4. Nedvességtartalom	33
2.5.5. Levegőztetés	35
2.5.6. Komposztálási paraméterek szabályozása	36
2.6. Komposztálás mikrobiológiája	38
2.7. Aromás gyógynövényekben visszamaradó főbb hatóanyagok mikroorganizmusokra gyakorolt hatása.....	42

2.8.	Aromát adó növényi hulladékok lebontása során a mikroorganizmusok és a hatóanyagok között fellépő interakciók .	47
2.9.	Gyógynövényhulladékok komposztálhatóságának javítása biológiai módszerekkel.....	52
3.	ANYAG ÉS MÓDSZER.....	59
3.1.	Extrahált gyógynövényhulladékok komposztálási előkísérletei.....	59
3.1.1.	Első komposztálási előkísérlet (1. kísérlet).....	59
3.1.2.	Második komposztálási előkísérlet (2. kísérlet).....	65
3.2.	Komposztálási kísérlet (3. kísérlet)	67
3.2.1.	Komposztálást gyorsító mikrobiológiai készítmény előállítás.....	67
3.2.2.	Komposztálandó anyagkeverék beállítása	68
3.2.3.	Mintavétel, mintaelőkészítés	69
3.2.4.	Vizsgált komposzttulajdonságok.....	70
3.3.	Alkalmazott statisztikai és ábrázolási módszerek	76
4.	EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK	77
4.1.	Komposztálási előkísérletek mikrobiológiai eredményei....	77
4.1.1.	Első komposztálási előkísérlet (1. kísérlet).....	77
4.1.2.	Második komposztálási előkísérlet (2. kísérlet).....	85
4.2.	Harmadik komposztálási kísérlet (3. kísérlet)	91
4.2.1.	Fizikai és kémiai paraméterek jellemzése	91
4.2.2.	Mikrobiológiai vizsgálati eredmények.....	100

4.2.3.	Komposztok <i>in vitro</i> fitotoxikus hatása	113
4.2.4.	Komposztok <i>in vitro</i> biopeszticid hatása	116
5.	KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK.....	119
6.	ÖSSZEFOGLALÁS.....	121
7.	ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK	124
	KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	125
8.	IRODALOMJEGYZÉK.....	127
	MELLÉKLETEK.....	162

KIVONAT

Extrahált gyógynövényi hulladékok komposztálhatóságának vizsgálata

Aromás gyógynövények illóolaj kinyerése világviszonylatban jelentős mennyiségű szilárd melléktermék keletkezésével jár. Ezek a szerves hulladékok talaj számára fontos tápanyagokat tartalmazhatnak, azonban a földeken történő közvetlen felhasználásra alkalmatlanok, ami az ismeretlen összetételüknek és a bioaktív anyagtartalmuknak köszönhető. A megfelelő technológiával kivitelezett komposztálás egy megbízható és hatékony módszer az így előállított biomassza stabilizására és hasznosítására.

Az elvégzett előkísérletek során az extrahált gyógynövényhulladék (30 és 60% w/w) alkalmasnak bizonyult szarvasmarhatrágyával és őszi árpa szalmával történő együttes komposztálásra. Az alkalmazott kereskedelmi forgalomban kapható, komposztálást segítő mikrobiológiai készítmények nem befolyásolták jelentős mértékben a komposztálás kimenetelét, ami szükségessé tette egy saját fejlesztésű mikrobiológiai készítmény előállítását.

A nagyobb mennyiségben (60%) hozzáadott gyógynövényhulladék pozitívan befolyásolta a termofil szakasz hosszát, a biodegradációs folyamatokat, illetve biopesticid hatást is biztosított a végterméknek, több növénypatogénnal szemben. Mindazonáltal negatív hatások is megfigyelhetők voltak, mint a nagyobb szén/nitrogén arány és a gyengébb csírázási index.

A *Cellulomonas flavigena* NCAIM B.01383 és a *Streptomyces viridosporus* NCAIM B.02369 baktériumok keverékét tartalmazó inokulum csökkentette a 60%-nyi extrahált gyógynövényhulladék komposztálási folyamatra gyakorolt negatív hatását, ezáltal hozzájárult a biodegradációs folyamatokhoz és nitrogéntartalom megőrzéséhez, ami pedig szignifikánsan kisebb ($p < 0,05$) szén/nitrogén arányt és jobb csírázási indexet eredményezett. Az érett komposztok potenciális enteropatogén baktériumoktól (*Salmonella* spp., *Escherichia coli*, fekéli *Streptococcus*) mentesek voltak.

ABSTRACT**Evaluation of compostability of post-extraction herbal waste**

Herb production generates large quantities of solid herbal residues. These organic wastes may contain important soil nutrients, but they are not suitable for direct land application because of their unknown composition and the remaining bioactive compounds in the plant tissues. Nevertheless, with an appropriate composting technology the extracted herbal biomass can be utilized effectively.

The main aim of this dissertation is to evaluate the compostability of distilled aromatic plant waste (stem, leaf, and/or flower residues of *Lavandula angustifolia* Mill., *Mentha x piperita* L., *Origanum vulgare* L., *Rosmarinus officinalis* L., *Salvia officinalis* L., *Melissa officinalis* L., *Thymus vulgaris* L., and *Coriandrum sativum* L.) supplemented with cattle manure and barley straw with or without microbial inoculants. During the composting period, the effect of herbal residues (30 and 60% w/w) and microbial inoculants on the conventional composting process, certain physicochemical parameters, and microbial density (i.e., viable counts of mesophilic and thermophilic microorganisms, cellulose-degrading bacteria, streptomycetes, fungi, etc.) were investigated. In addition, germination index, the presence or absence of potential enteropathogenic bacteria, and the biopesticide properties of the final compost were also determined to evaluate compost maturity.

The pre-experiments showed that herbal waste supplemented with cattle manure and barley straw was efficiently composted.

ABSTRACT

However, the addition of commercial microbial agents had no positive effect on the composting process. Thus, the subsequent composting experiment required the development of a new microbial inoculant.

During the third co-composting experiment, the use of higher amount of herbal waste (60%) influenced the composting process in a positive way by extending the thermophilic phase, accelerating the degradation of organic matter, and elevating the viable counts of useful microorganisms; however, adverse effects were also observed, including an increased carbon-to-nitrogen (C/N) ratio and a decreased germination index (GI). The mature composts containing herbal waste showed notable antibacterial and antifungal activities against four plant pathogen microorganisms (*Pectobacterium carotovorum* subsp. *carotovorum*, *Xanthomonas campestris*, *Sclerotinia sclerotiorum*, *Verticillium dahliae*).

Inoculation with the mixed culture of *C. flavigena* NCAIM B.01383 and *S. viridosporus* NCAIM B.02369 improved the efficiency of biodegradation and preserved the nitrogen content. The bacterial inoculant reduced the C/N ratio and enhanced the GI of the herbal compost. The *Salmonella*-, *Escherichia coli*, and fecal Streptococci-free final composting products were mature and stable.

1. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS

A gyógynövényeket már ősidők óta alkalmazzák gyógy- és aromás tulajdonságaik miatt, többek között a kozmetikai-, a gyógyszer- és az élelmiszeriparban is (Sánchez-Vioque et al., 2013; Semeniuc et al., 2017). Az elmúlt években megnövekedett termelés következtében a gyógynövény-feldolgozással foglalkozó iparágak a bioaktív összetevők kinyerése során nagy mennyiségű növényi hulladékot bocsátottak ki (Suthar és Singh, 2012). Ez többek között annak köszönhető, hogy a legtöbb gyógynövény illóolaj/hatóanyag tartalma nagyon kevés (Slavov et al., 2016), általában nem éri el a száraz biomassza 4-5%-át (de Elguea-Culebras et al., 2016).

A gyógynövényhulladékok kezelése mára már társadalmi kihívássá vált (Chen et al., 2018a), mivel nemcsak esztétikai, hanem környezetszennyezési szempontból is igen jelentős problémát jelenhetnek, ha a megfelelő ártalmatlanításuk nem történik meg (Singh és Suthar, 2012a). Mindazonáltal ezek az extrakció során keletkező növényi maradványok nagy mennyiségű, talaj számára fontos tápanyagot is tartalmazhatnak (Singh és Suthar, 2012b), de kezeletlen formában alkalmatlanok a földeken történő közvetlen felhasználásra, ismeretlen összetételüknek (kórokozók, toxikus összetevők, gyommagvak, stb.) köszönhetően (Ahmad et al., 2007).

A komposztálás megoldást nyújthat e típusú mezőgazdasági hulladékok kezelésére és újrahasznosítására (Greff et al., 2021), azonban az extrakciós eljárásokból visszamaradó gyógynövény - maradványok, különböző bioaktív komponensek potenciális

forrásaként, nehezen komposztálható anyagnak számítanak. Az illóolaj-kinyerés során a nem illékony összetevők (polifenolok, poliszacharidok, alkaloidok) (Celano et al., 2017; Slavov et al., 2016) és az illóolaj komponensek egy része, esetenként 50%-a is visszamaradhat a desztillált biomasszában (Vasileva et al., 2018; Zhou et al., 2016). Ezek a visszamaradó bioaktív anyagok gátolhatják a tápanyagok körforgását, lassíthatják a komposztálandó anyagok lebontását és negatív hatást gyakorolhatnak a növények csírázóképeségére (Guénon et al., 2017; Méndez-Tovar et al., 2015; Zhang et al., 2019). A gyógynövényhulladék komposztálásnak optimalizálása többféle módszerrel történhet, ezek közül is bizonyos biológiai eljárások (együttes komposztálás, mikrobiológiai inokulum alkalmazása) a leggazdaságosabbak (Fan et al., 2018b).

Előkísérleteim során célul tűztem ki annak a meghatározását, hogy az extrahált aromás gyógynövények alkalmasak-e a nagy mennyiségben adagolt, jól komposztálható mezőgazdasági hulladékokkal (szarvasmarhatrágya, őszi árpa szalma) történő együttes komposztálásra. Mivel normál körülmények között a komposztálás egy igen időigényes folyamat, ezért a négy kereskedelmi forgalomban kapható komposztálást gyorsító mikrobiológiai készítményt is alkalmaztam és vizsgáltam a komposztálás főbb mikrobiológiai paramétereire gyakorolt hatásukat.

Továbbá céлом volt még egy saját, komposztálást gyorsító mikrobiológiai készítmény fejlesztése is, ami hatékonyan alkalmazható az extrahált gyógynövényhulladékok komposztálásához. Kísérleteim során az extrahált aromás gyógynövényhulladékot tartalmazó

BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS

keverékhez előzetes vizsgálatok alapján kiválasztott komposztálást segítő baktériumokat kevertem és vizsgáltam a mikrobák lebontási folyamatokra és a végtermék mikrobiológiai, fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságaira gyakorolt hatását.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. Gyógy- és aromanövények jelentősége, termesztése és piaca

A gyógynövényeket már ősidők óta alkalmazza az emberiség, népszerűségük pedig még ma is töretlen (Pan et al., 2014; Semeniuc et al., 2017; Yaniv, 2014), mivel létfontosságú szerepet töltenek be az emberi egészség és -jólét fenntartásában (Arcury et al., 2007).

Gyógynövénynek azokat a növényeket nevezzük, melyek gyógyító tulajdonságokkal rendelkeznek, alkalmazásukkal megelőzhetők vagy kezelhetők bizonyos betegségek, és jótékony hatást képesek kifejteni az emberi vagy állati szervezetre (Namdeo, 2018; Saha és Basak, 2020). Az aromát adó növények ezen kívül egy külön osztályt alkotnak, melyeket elsősorban aromájuk és ízük miatt alkalmaznak, azonban számos tagjukat kizárólag gyógyászati céllal termesztik és használják (Saha és Basak, 2020). Ez utóbbiak az úgynevezett aromás gyógynövények, melyek pozitív megítélésüket elsősorban az illóolajtartalmuknak köszönhetik.

A gyógynövénytermesztés a mezőgazdaság gyorsan növekvő ágai közé tartozik (Kozłowska et al., 2018), mivel a növényi eredetű gyógyszerkészítmények és táplálékkiegészítők iránti kereslet folyamatosan nő (Ekor, 2014). A fejlődő országok lakosságának 80%-a, míg a világ lakosságának 60%-a rendszeresen alkalmaz gyógynövényeket (Mahajan et al., 2020).

Az International Union for Conservation and Nature and the World Wildlife Fund felmérései alapján jelenleg 50.000-80.000

növényt használnak fel világszerte gyógyászati célból, csak Európában több mint 1.300-féle gyógynövényt (Chen et al., 2016).

**1. táblázat: Termesztett növények és gyógynövények száma
(Namdeo, 2018)**

Ország	Növényfajok száma (db)	Gyógynövények (db)	%
Kína	26.092	4.941	18,9
USA	21.641	2.564	11,8
Franciaország	4.630	900	19,4
Bulgária	3.567	750	21,0
Magyarország	2.214	270	12,2
Világ	422.000	72.000	17,1

Európában az aromás gyógynövények termesztési területe meghaladja a 200.000 hektárt, melynek nagy része Franciaország (52.000 hektár), Lengyelország (30.000 hektár), Spanyolország (27.800 hektár), Bulgária (16.800 hektár) és Németország (13.000 hektár) között oszlik el. Azonban összehasonlítva egyéb haszonnövények termőterületével jól látható, hogy a gyógynövények termőterülete jelentősen kisebb, mivel a szárított gyógynövényi drogok jelentős része (90%-a) gyűjtésből származik, vagy EU-n kívüli forrásból importálják (Chen et al., 2016; EIP-AGRI, 2020). Az értékesített gyógynövény tömege átlagosan 400.000 tonna volt a 90-es években, 1,2 milliárd dollár értékben (Roosta et al., 2017). Egyes előrejelzések szerint a gyógynövény alapú termékek világpiaci értéke 2023 végére eléri majd

a 111 milliárd dollárt, ami éves szinten ~ 7,2%-os növekedést jelent 2017 és 2023 között (Reddy et al., 2020).

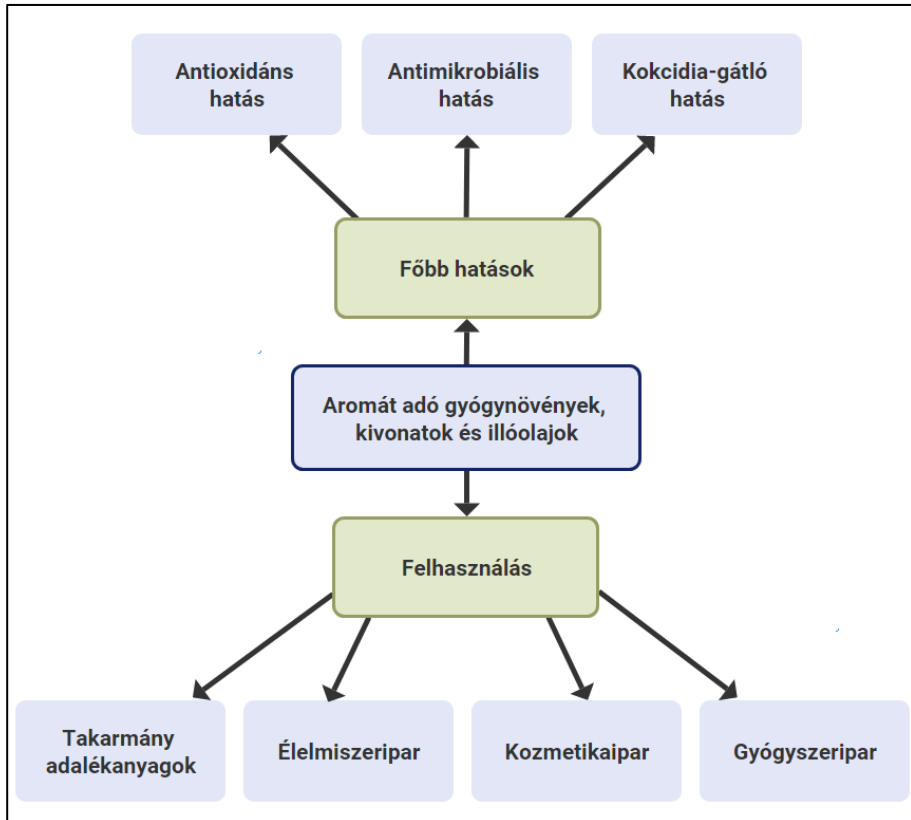
Napjainkban fél millió tonna szárított gyógy- és aromát adó növényt forgalmaznak nemzetközileg éves szinten, ezen belül is tizenkét ország adja a világ export és import piacának jelentős részét. A főbb piacok közé a fejlett országok tartoznak, míg a növények jelentős hányadát fejlődő országokból exportálják (Barata et al., 2016). Ázsiában Kína és India, Afrikában Egyiptom és Marokkó, Európában Lengyelország, Bulgária és Albánia, míg Dél-Amerikában Chile és Peru a főbb, ellátást biztosító országok (Roosta et al., 2017).

Magyarországon 2018-ban 5.540 hektáron termesztettek gyógy-, aroma- és fűszernövényeket, összesen 23.530 tonnát. 2019-ben a termelés nőtt, összesen 4.910 hektáron 26.300 tonna gyógy-, aroma- és fűszernövényt takarítottak be (Eurostat, 2019). Nagyobb területen történt a kamilla (480 hektár), a cickafark (198 hektár) és a levendula (158 hektár) termesztése (URL₁). Ezt még a vadon termelt és gyűjtött növények mennyisége egészítette ki: átlagosan a gyógynövényi anyagok 30-35%-a természetes forrásokból származik, ami körülbelül 10-15.000 tonna száraz biomasszát jelent (Bernáth és Németh, 2004).

2.2. Aromás gyógynövények által termelt fontosabb másodlagos anyagcseretermékek

A termelők, nagy általánosságban, az aromás gyógynövényeket nem közvetlenül a fogyasztónak értékesítik, mivel felhasználás előtt ezen növények ipari feldolgozást igényelnek (Eurostat, 2020). A begyűjtött gyógynövényekből illóolajat, gyógyszereket és növényi

alapú egészségügyi készítményeket, festékeket és színezőanyagokat, kozmetikumokat és higiéniai termékeket, növényvédőszeret, rovarirtót, étrendkiegészítőket, fűszereket és ételízesítőket, valamint tartósítószeret állítanak elő (Celano et al., 2017; Fornari et al., 2012; Lubbe és Verpoorte, 2011) (1. ábra).



1. ábra: Aromát adó gyógynövények felhasználása és főbb hatásai (Christaki et al., 2012)

A gyógynövények jelentőségüket és népszerűségüket másodlagos anyagcseretermékeiknek (alkaloidok, anthocianinok,

flavonoidok, kinonok, lignánok, szteroidok és terpenoidok) köszönhetik (Thakur et al., 2019), melyek többek között antimikrobiális (Anand et al., 2019; Gorlenko et al., 2020), antioxidáns, szívvédő és vérnyomáscsökkentő tulajdonságokkal rendelkeznek (Shafi és Zahoor, 2021).

Az alapvető másodlagos anyagcseretermékek három csoportra oszthatók bioszintézisük alapján: nitrogén-tartalmú vegyületekre (cianogén glikozidok, alkaloidok és glükozinolátok), fenolos vegyületekre (flavonoidok és fenilpropanoidok) és terpénekre (izoprenoidok) (Li et al., 2020).

Ezen összetevők közé tartoznak az illóolajok, melyek bizonyítottan antimikrobiális, antioxidáns, antivirális, antimikotikus, parazitaellenes és rovarölő hatással rendelkeznek (Falleh et al., 2020, Greff et al., 2021). Napjainkban körülbelül 3.000 különböző növényt hasznosítanak illóolajtartalmuk miatt, de csak 300-at alkalmaznak szélesebb körben (2. táblázat) (Perricone et al., 2015). Ezek közül az *Asteraceae*, az *Apiaceae*, a *Lamiaceae*, a *Lauraceae*, a *Liliaceae*, a *Mirtaceae*, a *Magnoliaceae*, a *Rutaceae* és a *Pinaceae* család tagjai rendelkeznek átlagosnál nagyobb olajtartalommal (Roldán et al., 2010).

A termelt illóolaj mennyisége széles határok között mozog: bizonyos illóolajok esetében a megtermelt mennyiség meghaladhatja a 32.000 tonnát évente (mezei menta és narancsolaj), míg más növényi illóolajokból alig pár kilogrammot állítanak elő (Schmidt, 2016).

2. táblázat: Pár főbb illóolaj a nemzetközi piacon
(Silvestre et al., 2019)

Illóolaj	Fajok
Narancs (Brazil)	<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck
Eukaliptusz (cineol típus)	<i>Eucalyptus globulus</i> Labill., <i>E. polybractea</i> R.T. Baker; <i>Eucalyptus</i> spp.
Citronella	<i>Cymbopogon winterianus</i> Jowitt e <i>C. nardus</i> (L.) Rendle
Borsmenta	<i>Mentha x piperita</i> L.
Koriander	<i>Coriandrum sativum</i> L.
Lavandin	<i>Lavandula intermedia</i> Emeric ex Loisel
Cédrus (Kína)	<i>Chamaecyparis funebris</i> (Endl.) Franco
Interdonato citrom	<i>Citrus limon</i> L. Burm. f. 'Interdonato'
Pacsuli	<i>Pogostemon cablin</i> (Blanco) Benth.

Világszerte több mint 100 ország foglalkozik illóolajok előállításával. A főbb illóolaj termelők közé tartozik Kína, India, Indonézia, és Brazília, míg az elsődleges felhasználók közé Franciaország, az Amerikai Egyesült Államok, Egyiptom, Olaszország, Marokkó és Madagaszkár tartozik (Govindasamy et al., 2013). Európában a termelés a Mediterrán-tenger környékére összpontosul (Olaszország, Spanyolország, Portugália, Franciaország, Görögország, Horvátország), de bizonyos közép-európai országok is említést érdemelnek, mint Bulgária, Románia, Ukrajna és Magyarország (Schmidt, 2016).

Illóolajok szintetizálásra szinte az összes aromás növényi szerv képes, a levelekből, a virágzatból, a termésből, a magokból, a rügyekből, a rizómákból, a gyökerekből és a kéregből nagy

mennyiségben kinyerhetők (Shaaban et al. 2012; Sánchez-Vioque et al. 2013). Azonban az előállított illóolaj összetételére, mennyiségére és biológiai aktivitására hatást gyakorolhatnak a termesztés körülményei (például a termesztés helye, az éghajlati viszonyok, az alkalmazott műtrágyák, a talaj összetétele, az évszakok változása, a növényt érő stresszviszonyok és a betakarítás évszaka, stb.). Befolyásoló tényezők továbbá a növény főbb tulajdonságai (ökotípusa és fajtája, tápanyag-ellátottsága, kora, felhasznált növényi rész), valamint a betakarítási folyamatokat követő szárítási, extrahálási és izolálási technikák (Do et al., 2015; Radaelli et al., 2016; Raut és Karuppaiyil, 2014).

Illóolaj kinyerés legelterjedtebb módszere a vízgőz-desztilláció, de más eljárásokat is előszeretettel alkalmaznak (például hidrodesztilláció, fermentáció, enfleurage, szerves oldószeres extrakció, hidegen sajtolás) (Burt, 2004; El Asbahani et al., 2015; Jayasena és Jo, 2013; Perricone et al., 2015; Raybaudi-Massilia et al., 2009; Tongnuanchan és Benjakul, 2014). Manapság egyre elterjedtebbek az új technológiák, melyek kevésbé módosítják az illóolajok összetételét. Ilyen a szuperkritikus folyadék-extrakció (Fornari et al., 2012), az ultrahangos extrakció, a mikrohullámmal támogatott extrakció, az oldószermentes mikrohullámú extrakció és a mikrohullámú vízgőzdesztilláció (El Asbahani et al., 2015).

Illóolajokon kívül az aromás gyógynövények olyan természetes antioxidánsok fontos forrásai, mint a polifenolok (fenolsavak, flavonoidok, lignánok és sztilbénok) (Kumar et al., 2019; Mabrouki et al., 2018; Proestos és Varzakas, 2017). 2015-ben a polifenolok világpiaci értéke elérte az 757 millió dollárt. 2016 és 2024 között ez a

szám előreláthatólag tovább fog nőni, mivel a polifenolok felhasználása élelmiszerekben, italokban, gyógyszerekben és kozmetikumokban is egyre jelentősebb. 2024 végére a polifenolok fogyasztás várhatóan eléri a 33.880 tonnát, ami 1,33 milliárd dollárnak felel meg (Adebooye et al., 2018).

Ezek a másodlagos anyagcseretermékek a sikimisav, a fenilpropanoid és/vagy a poliketid útvonalon keresztül képződnek (Tzima et al., 2018), és legalább egy aromás gyűrűvel rendelkeznek, melyhez egy vagy több hidroxil csoport kapcsolódik (Pereira et al., 2016). Általában vízoldható vegyületek (Proestos, 2005), de fizikai és kémiai tulajdonságaik eltérhetnek, ezért képződésüket különböző környezeti tényezők, mint a pH, a hőmérséklet, az oxigén, vagy a fény, befolyásolhatja (Aguilar-Veloz et al., 2020). Ma már több mint 8.000 különböző molekula tartozik ebbe a csoportba, de a természetben elsősorban észter és glikozidos formában fordulnak elő (Pereira et al., 2016). Szerepük, hogy különböző behatásokkal, többek között reaktív oxigén- és nitrogén szabadgyökökkel, UV sugárzással, patogénekkal, parazitákkal, felületi sérülésekkel és ragadozókkal szemben védik a növényeket (Mojzer et al., 2016; Trivellini et al., 2016; Tzima et al., 2018). Többféle növényi szövetben megtalálhatók (Sytar et al., 2018), azonban eloszlásuk nem egyenletes, mivel bizonyos esetekben a növények külső rétegei nagyobb mennyiségű polifenolt tartalmaznak, mint a belső szövetek (Brown et al., 2019).

Növényi szövetekből történő kivonásuk többféle eljárással történhet: macerációval, szerves oldószerekkel (például etanol, aceton,

hexán) ultraszónikus-, vagy akár nagynyomáson történő extrakcióval (Mabrouki et al., 2018; Milevskaya et al., 2017).

2.3. Aromát adó gyógynövényi hulladékok keletkezése és kezelése

A gyógynövények termelése, illetve a növényi anyag előkészítése, extrakciója és desztillációja nagy mennyiségű visszamaradó biomasszát eredményez (Ibrahim et al., 2017; Klein et al., 2011; Pavlić et al., 2017; Singh és Suthar, 2012a; Suthar és Singh, 2012). Összesítve az illóolaj kinyerés során keletkező hulladék mennyisége közel 200.000 tonna éves szinten (Saha és Basak, 2020): csak Franciaországban 20.000 tonna extrahált levendula- és lavandin-szárhulladék marad vissza (Lesage-Meessen et al., 2018). A nagy mennyiségű melléktermék elsősorban annak köszönhető, hogy a legtöbb gyógynövény illóolajtartalma igen alacsony (3. táblázat) (Slavov et al., 2016), általában kevesebb mint a száraz biomassza 4-5%-a (de Elguea-Culebras et al., 2016), tehát a termelt növényi anyagok nagy része felhasználatlan marad (Gavarić et al., 2015).

3. táblázat: Gyógynövények illóolaj hozama

Növényfaj	Illóolajhozam (%)	Forrás
<i>Melissa officinalis</i> L.	0,34 (w/w)	Abdellatif et al. (2014)
	1,00 (v/w)	Ehsani et al. (2017)
	0,40 (v/w)	Jalal et al. (2015)
<i>Origanum vulgare</i> L.	0,50 (v/w)	Elansary et al. (2018)
	1,70 (w/w)	Khan et al. (2018)
	2,30 (w/w)	Wijesundara és Rupasinghe (2018)
<i>Lavandula angustifolia</i> Mill.	0,90 (v/w)	Blažeković et al. (2018)
	4,57	Danh et al. (2013)
	2,32 (w/w)	Imane et al. (2017)
	0,74-2,87 (w/w)	Smigielski et al. (2018)
<i>Salvia officinalis</i> L.	1,20-2,80 (w/w)	Abu-Darwish et al. (2013)
	0,97 (w/w)	Adrar et al. (2016)
	1,00	Bouajaj et al. (2013)
	0,80-1,50 (w/w)	Cutillas et al. (2017)
	0,66 (v/w)	Khedher et al. (2017)
	0,65	Mehalaine et al. (2017)
	0,93 (w/w)	Radulović et al. (2017)
	2,10 (w/w)	Wijesundara és Rupasinghe (2018)

Megfelelő kezelési eljárások hiányában, a keletkezett gyógynövényi hulladékot általában hulladéklerakókban helyezik el, elégetik, vagy pedig a betakarítás után a földeken hagyják (Chen et al., 2018a; Klein et al., 2011; Tian et al., 2017), ami esztétikai és

környezetszennyezési szempontból is problémát jelenthet (Sing és Suthar, 2012a), mivel extrakció után visszamaradó biomassza bioaktív összetevők potenciális forrása (Ibrahim et al., 2017). Ez annak köszönhető, hogy a vízgőzdesztillációs eljárással az illó komponensek legnagyobb hányada ugyan kinyerhető, de jelentős mennyiség visszamarad (Vasileva et al., 2018), a növényi szövetekbe zárva (Omarini et al., 2016). Ezenkívül a keletkező melléktermékekben a nem illékony komponensek (polifenolok, poliszacharidok, alkaloidok) is kimutathatók (Celano et al. 2017, Slavov et al., 2016), mivel a hagyományos extrakciós módszerek hatékonysága hozzávetőlegesen 50% (Chen et al. 2018a; Zhou et al. 2018). Így a hasonló típusú hulladékok hagyományos kezelése nemcsak költséges és másodlagos környezetszennyezést okoz (vizek szennyezése, üvegházhatású gázok keletkezése), hanem erőforráspazarlásnak is minősül (Siles et al., 2016; Suthar és Singh, 2012; Tian et al., 2017).

Veličković et al. (2008) esetében a vízgőzdesztillációból visszamaradó *Salvia* szilárd hulladék olyan értékes bioaktív anyagokat tartalmazott, mint tujon, 1,8-cineol és 2,3-dihidrobenzofurán. Lesage-Meessen et al. (2018) 28 terpénszármazékot, laktont és fenolos vegyületet azonosítottak extrahált szilárd lavandin- és levendulahulladékban. Ezek közül τ -kadinol és β -kariofillén mindegyik mintában előfordult, míg terpének és terpenoidok közül hét volt jellemző a desztillált lavandinszárra és levendulavirágra: a β -mircén, a borneol, a cisz-geraniol, a geranil propionát, a germakrén D, az α -bizabolol és a kámfor. Két monoterpén (linalool és α -terpineol), négy terpén-észter (dihidrokarvil acetát, geranil acetát, linalil acetát, neril

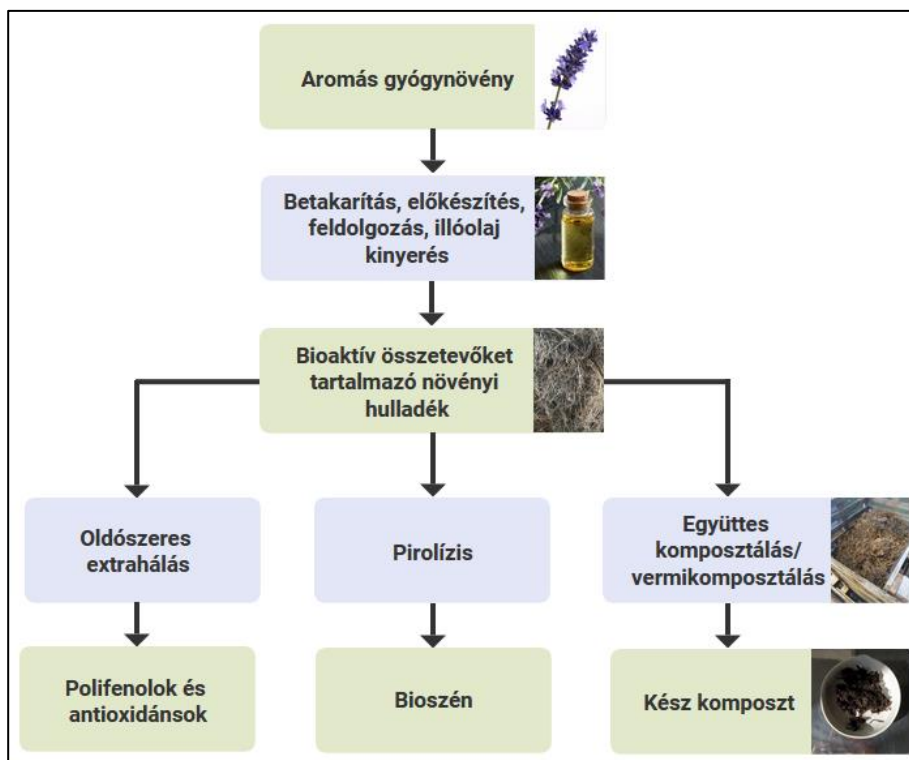
acetát) és egy szeszkviterpén (β -farnezen) a lavandin és levendula szárából is kimutatható volt. Moisa et al. (2018) vizsgálatai alapján az *Origanum vulgare* var. *aureum* és *Thymus vulgaris*, var. Doone Valley illóolaj extrakció után visszamaradó hulladékra gazdag volt polifenolokban: nagyobb mennyiségben mutattak ki pirokatechint, galluszsavat, p-kumarinsavat, kávéssavat, vanillinsavat, rutint és sziringinsavat a vizsgált mintákból. *Coriandrum sativum* L. biomasszából 17 illóolaj összetevőt sikerült azonosítani (Mohamed et al., 2018). Ezek közül a transz-anetol volt jelen a legnagyobb mennyiségben (29,29%), de emellett még linaloolt (20,06%), butánsavat, 2-metil, 2-metoxi-4(2-propenil)fenil észtert (14,17%), esztragolt (10,25%), longifolént (6,82%) és karvakrolt (5,10%) is kimutattak. Drinić et al., (2020) kísérletébe bevont *Origanum vulgare* L. spp. *hirtum* illóolaj kinyerés után visszamaradó extraktum összes fenoltartalma 9,34-17,74 μg GAE/g volt szárazanyagra vonatkoztatva. Fenolos vegyületek közül a rozmaringsavat mutatták ki legnagyobb mennyiségben, emellett még klorogénsavat, kávéssavat és luteolin-7-O-glükozidot is azonosítottak. Navarrete et al. (2011) rozmaring illóolaj vízgőzdesztillációval extrahált szilárd hulladékból rozmaringsavat (0,63 mg/g), karnozinsavat (0,70 mg/g), karnozolt (12,0 mg/g), kávéssavat (0,023 mg/g) és klorogénsavat (0,012 mg/g) azonosítottak.

2.4. Aromát adó gyógynövényi hulladékok komposztálása

Mióta az Európai Unió 1999/31/EK hulladéklerakókról szóló irányelve életbe lépett, az egész EU területére kiterjedő cél a biológiailag lebontható hulladékok lerakókban történő elhelyezésének csökkentése lett (Meyer-Kohlstock et al., 2013).

Az elmúlt években az újrahasznosítás, az újrafelhasználás és az erőforrások utólagos kinyerése egyre nagyobb teret nyert a gyógynövényi hulladékok kezelésében (2. ábra) (Singh és Suthar, 2012a), mivel feldolgozás után visszamaradó szilárd biomassza nagy mennyiségű, a talaj számára fontos tápanyagot tartalmazhat, ami a növénytermesztésben hatékonyan hasznosítható (Singh és Suthar, 2012b).

A komposztálás egy hatékony és környezetbarát módszert nyújt a növényi biomassza hasznosítására és stabilizálására (Lu et al., 2018; Zhang et al., 2011), ezért széles körben alkalmazzák a különböző mezőgazdasági hulladékok ártalmatlanításának (Yu et al., 2015), tápanyagok biztonságos visszanyerésének és a hulladékmennyiség csökkentésének céljából (Singh és Suthar, 2012b).



2. ábra: Gyógynövényi hulladékok főbb hasznosítási lehetőségei (Saha és Basak, 2020)

Maga a komposztálás egy olyan összetett biokémiai folyamat, melynek során kontrollált körülmények között mikroorganizmusok a szerves anyagokat stabil humusszá és kevésbé komplex anyagokká alakítják át (Ahmad et al., 2007; Ge et al., 2020; Suthar és Singh, 2012; Vakili et al., 2015). Az így előállított végtermék könnyen és biztonságosan kezelhető, tárolható, szállítható és alkalmazható a mezőgazdaságban (van Heerden et al., 2002). Az érett, tápanyagokban gazdag komposzt hozzájárulhat az „egészséges” talaj kialakításához: növelheti a talaj termékenységét, valamint segítheti a talajtápanyagok

és a víz visszatartását, felszívódását (Harindintwali et al., 2020). További előnye, hogy ha a komposztálási eljárást megfelelően végzik, a kiindulási anyagban jelenlévő patogén baktériumok, gombák, nematódák és a gyommagvak jelentős része elpusztul (Shepherd et al., 2007).

2.5. Komposztálást befolyásoló kémiai és fizikai paraméterek

A sikeres komposztálás több tényezőtől függhet (4. táblázat), melyek közvetve vagy közvetlenül hatással vannak a lebontó mikroorganizmusok fajszerkezeti összetételére és tevékenységére, ezáltal pedig befolyásolhatják a nehezen lebontható szerves anyagok (lignin, cellulóz, hemicellulóz) biodegradációját, az egész komposztálási folyamatot és a végtermék minőségét.

4. táblázat: A komposztálást befolyásoló főbb tényezők

Paraméter	Optimális érték	Forrás
Kezdeti C/N arány	25-35	Rastogi et al. (2020)
pH	6,0-9,0	Gou et al. (2017); Li et al. (2019)
Nedvességtartalom	40-65%	Akyol et al. (2019)
Szabad légtér	~ 30%	Gea et al. (2007)
Hőmérséklet	Termofil szakasz során legalább 55 °C három, egymást követő napig	Zeng et al. (2010); Zhong et al. (2018)
Részecskeméret	Kezdeti: 15 mm Végső: 0,25-2,00 mm-es részecskék magas aránya	Zhang és Sun (2014)
Oxigén koncentráció	> 5-7%	Gea et al. (2007)

Ilyen befolyásoló tényező többek között a kiindulási alapanyag minősége és összetétele, a komposztálandó anyag pH-ja, nedvességtartalma, hőmérséklete, oxigén ellátottsága, porozitása, részecskemérete, valamint a szén/nitrogén aránya (C/N) (Bhatia et al., 2013; Cerda et al., 2018; Chandna et al., 2013).

2.5.1. C/N arány

A lebontási folyamatok alatt a szén energiaforrásként szolgál, míg a megfelelő nitrogénellátás a mikrobák fejlődéséhez és szaporodásához elengedhetetlen, a fehérje szintézisben betöltött szerepe miatt (Zhou, 2017). Éppen ezért a komposztálandó anyag kiindulási szén/nitrogén aránya nagy jelentőséggel bír (Petróczki, 2004), mivel a lebontó mikroorganizmusok akkor aktívabbak, ha a szerves hulladékok kezdeti aránya 20:1 és 35:1 közé esik (Harindintwali et al., 2020; Rastogi et al., 2020), mivel az aerob komposztálás bizonyos szakaszai során a mikroorganizmusok 15-30-szor több szenet hasznosítanak, mint nitrogént (Azim et al., 2018). Ha a kezdeti C/N arány túl nagy (> 35), akkor a komposztálás ideje jelentősen megnőhet, mivel a mikroorganizmusoknak a többlet szenet is oxidálniuk kell, a nem megfelelő nitrogénellátás pedig gátolhatja a mikrobák szaporodását. Emellett a kisebb arány sem kedvező, mivel ebben az esetben túl sok nitrogén van a rendszerben, melynek következtében szervesetlen nitrogénvegyületek keletkezhetnek és szabadulhatnak fel, ezzel pedig jelentős nitrogénveszteség alakulhat ki (40-70%-a a kiindulási N tartalomnak).

Mindazonáltal a szén és a nitrogénveszteség elkerülhetetlen részét képezik a lebontási folyamatoknak: szervesanyag mineralizáció, nitrifikáció és denitrifikáció következtében ammónia- (NH_3) és üvegházhatású gázok (N_2O , CO_2 és CH_4) szabadulhatnak fel, melyek nemcsak a komposzt tápértékét csökkenthetik, hanem a környezetre gyakorolt pozitív hatását is. Ennek ellenére megfelelő kezdő paraméterek beállításával a veszteség minimalizálható (Bryndum et al., 2017; de Bertoldi et al., 1983; Hwang et al., 2020; Zhou, 2017). Zhang et al. (2020) vizsgálataik során megállapították, hogy a baromfitrágyát és kukoricaszárat tartalmazó komposzt esetében a 30:1 C/N arány eredményezte a legkisebb szén- és nitrogénveszteséget. Ezzel szemben Kumar et al. (2010) zöld- és élelmiszerhulladék együttes komposztálása során egy jóval kisebb, 19,6 C/N arányt talált optimálisnak, 60%-os nedvességtartalom mellett. Zhou (2017) a kezdeti 16,3 C/N arány esetén mérte a legnagyobb nitrogénveszteséget sertés trágya, gombahulladék és rizskorpa komposztálása során. Ő a 20-25 közötti arányt találta ideálisnak, csakúgy, mint Wu et al. (2017). Esetükben a 25:1 arányú komposzt elősegítette az ureáz enzimaktivitás csökkenését a fémionok mennyiségének befolyásolásával. Ezentúl a kezdeti C/N arány hatással lehet a patogén mikroorganizmusok redukciójára: Macias-Corral et al. (2019) vizsgálatai során a 22 C/N arányú szarvasmarhatrágyát és kukoricaszárat tartalmazó keverék bizonyult a leghatékonyabbnak. Komposztálás ideje alatt a *Salmonella* spp., a fekál kóliiform- és a humán parazita bélféreg peteszám is lecsökkent.

2.5.2. pH

Komposztálás ideje alatt a pH többször is változhat, de általánosan négy szakaszt különböztethetünk meg (Azim et al., 2018):

- Savtermelési (acidogenezis) szakasz: komposzt pH-ja csökken, mikroflóra nagy mennyiségű CO₂-t és szerves savat termel a korai termofil szakasz során.
- Alkalinizálási szakasz: baktériumok ammóniát állítanak elő fehérje- és szerves nitrogén hidrolízise során, melynek következtében a pH emelkedik.
- pH stabilizációs szakasz: a komposzt C/N aránya csökken, a lebontási folyamatok lelassulnak. A komposztból ammónia szabadul fel (főleg > 8 pH esetében), a nitrogént pedig a mikrobák humuszanyagok szintéziséhez használják fel.
- Stabil szakasz: komposzt érése során a pH közel neutrális marad végig.

De Bertoldi (1983) alapján a szerves anyagok komposztálása széles pH tartományban (3-11) kivitelezhető, azonban az optimális érték 5,5 és 8 között van. Éppen ezért a kezdeti pH beállítása jelentősen befolyásolhatja a komposztálás kimenetelét. Például Nakasaki et al. (1993) úgy tapasztalták, hogy a szervesanyag lebontása gyorsabban zajlik pH-kontrollált rendszerben. Vizsgálataik során a mikroorganizmusok szaporodásának és a fehérjék bontásának a 7-8 pH kedvezett, míg a glükóz gyors lebontásához a korai szakasz 6-9 közötti pH-ja járult hozzá.

Lei és VanderGheynst (2000) bizonyították, hogy a szőlő törköly és rizsszalma együttes komposztálása során a pH változtatása szignifikáns hatást gyakorolhat a mikrobiális közösség összetételére: esetükben a magasabb kezdeti pH (5,98) kedvezően befolyásolta a komposzt hőmérsékletét és megfelelő körülményeket teremtett a termofil baktériumok számára. Ezt támasztotta alá Sundberg et al. (2004) vizsgálata is: az alacsony pH gátolhatja a mikrobiális aktivitást a komposztálás kezdeti szakaszában.

2.5.3. Hőmérséklet

A megfelelő hőmérséklet biztosítása kritikus pontja a komposztálásnak, mivel az optimális hőmérséklet elérésével biztosítható a gyors lebontási folyamat és a humifikáció, valamint a komposzt patogén mikroorganizmusoktól való mentessége (Azim et al., 2018). A nedvességtartalomhoz és a levegőztetéshez hasonlóan a hőmérséklet is képes stimulálni a komposztban előforduló mikroorganizmusok szaporodását és anyagcseréjét (Rastogi et al., 2020).

Maga a hőmérséklet változása a komposztálási folyamat hatékonyságának egy valós idejű mutatója és a sikeres komposztálás indikátora (Azim et al., 2018; Tabrika et al., 2020). Folyamatos monitorozásával biztosítható a komposztálás megfelelő beindítása, végpontjának meghatározása, valamint információt nyújthat a biodegradációs folyamatok teljesítményéről (Bargougui et al., 2020).

A komposztálás egy természetes, önmelegedő folyamat, amely egy mezofil, egy termofil, valamint egy hűlési és érési szakaszból áll

össze, melyeket más-más mikroorganizmusok dominálnak (Harindintwali et al., 2020). Komposztálás kezdetén a növekvő biológiai aktivitás következtében hő termelődik, ami hatással van a komposztanyag hőmérsékletére, bizonyos esetekben a 65-85 °C-ot is elérheti termofil szakasz során (Sánchez et al., 2017). Mindazonáltal nemkívánatosnak tekinthető a túl magas (≥ 70 °C) hőmérséklet, mely gátolhat számos mikroorganizmust (Boulter et al., 2000), ezáltal lassíthatja a biológiai aktivitást és nemkívánatos kémiai változásokat idézhet elő a szervesanyagban, míg a túl alacsony hőmérséklet nem biztosítja a megfelelő komposzt-minőséget (Azim et al., 2018). Általánosan az optimális komposztálási hőmérséklet a komposztálandó anyag egyéb tulajdonságainak (C/N arány, porozitás, nedvességtartalom, komposzt elrendezése, oxigén mennyisége, stb.) beállításával érhető el (Harindintwali et al., 2020), de hatással van rá a környezet hőmérséklete is, ami ideális körülmények között 20-30 °C (Abdellah et al., 2021).

2.5.4. Nedvességtartalom

A víz megfelelő közeget biztosít a kémiai reakciókhoz, a tápanyagok transzportjához, valamint a mikroorganizmusok anyagcserefolyamataihoz és mozgásához (Agnew és Leonard, 2003). Bár a tápanyagok és a salakanyagok átadásának maximális sebessége folyékony környezetben, 100% nedvességtartalom mellett érhető el, szilárd hulladékok aerob komposztálása esetén ez nem biztosítható (Madejón et al., 2002). Komposztálás alatt általánosan 40-60% közötti nedvességtartalom szükséges a biológiai folyamatok fenntartásához és

a megfelelő minőségű végtermék biztosításához (Madejón et al., 2002; Thomas et al., 2020). Szervesanyag lebontása a komposzt hőmérsékletének emelkedésével és nedvességtartalmának csökkenésével jár. Éppen ezért a nedvességtartalom csökkenése tükrözi a lebontási folyamatok mértékét (Varma és Kalamdhad, 2015). A kezdeti nedvességtartalom ezenkívül hatással van a komposzt hőmérsékletére és a patogén mikroorganizmusok és a toxikus anyagok inaktiválására is (Li et al., 2021). Az alacsony kiindulási nedvességtartalom (< 30%) a komposzt korai kiszáradásához vezethet, ami gátolhatja a további biológiai folyamatokat (Azim et al., 2018; Onwosi et al., 2017). Az így kapott termék fizikailag stabil, azonban biológiailag nem megfelelő (de Bertoldi et al., 1983). Mindazonáltal a komposztálás végén az érett komposztnak kellően száraznak kell lennie, hogy tárolása és szállítása gazdaságos legyen (Madejón et al., 2002).

Emellett a túl nagy nedvességtartalom (> 60%) sem elfogadható, mivel csökkentheti a porozitást, anaerob körülményeket teremthet a komposztban (Azim et al., 2018; Petric et al., 2009), a jelentős mennyiségű víz pedig kitölti a pórustereket, ami az anyagmátrix tömörödéséhez vezethet. Ezenkívül a komposztban lévő szabad víz csurgalékvíz formájában távozhat, ami nagy mennyiségű nitrogént és foszfort, nehézfémet és ammónia nitrogént tartalmazhat, ez pedig tápanyagvesztéshez vezethet, és potenciális veszélyt jelenthet a talaj- és a környező felszíni vizekre (Agnew és Leonard, 2003; Li et al., 2021).

Li et al. (2021) esetében az 53%-os kiindulási nedvességtartalommal rendelkező baromfitrágyát, rizsszalmát, -korpát és mikrobiológiai inokulumot tartalmazó komposzt rendelkezett a legnagyobb tápanyagtartalommal. Thomas et al. (2020) baromfitrágya komposztálására irányuló kísérlete során az alacsony nedvességtartalmú (20%) keverékben az *E. coli* szám gyorsabb ütemben csökkent, mint nagyobb nedvességtartalom (40 és 60%) mellett. Mindazonáltal ez a nedvességtartalom 20:1 és 40:1 C/N arány esetén nem biztosította a megfelelő környezetet a mikrobiális aktivitáshoz. Zang et al. (2016) komposztálási kísérlete során a nedvességtartalom szignifikáns ($p < 0,001$) hatást gyakorolt a komposzt hőmérsékletére: a 75%-os kiindulási nedvességtartalommal rendelkező komposzt esetében lassabb lebontást tapasztaltak, ami kisebb hőtermeléssel járt.

2.5.5. Levegőztetés

A levegőztetés az egyik legfontosabb befolyásoló paraméter, mivel az aerob komposztálási folyamat 10-20-szor gyorsabb, mint az anaerob eljárás (Patwa et al., 2020). Megfelelő mennyiségű oxigén segíti a hatékony lebontást, szabályozza a komposzthőmérsékletet, valamint a víz- és nitrogénvesztéseket, így csökkentve az üvegházhatású gázok kibocsátását (Bryndum et al., 2017; Ge et al., 2020; Zhang et al., 2021). Az optimális lebontás 15-20%-os O_2 koncentráció mellett érhető el, míg túlzott vagy alacsony szintű levegőztetés csökkentheti a végtermék minőségét (Rastogi et al., 2020): a nem megfelelő levegőellátás anaerob körülményeket teremthet, a

túlzott levegőztetés pedig növelheti az eljárás költségét és lelassíthatja a komposztálást, hő-, nedvesség- és ammóniavesztés mellett (Topal et al., 2016). Megfelelő levegőztetés háromféle módszerrel biztosítható: természetes, passzív és aktív eljárások segítségével. Az aerob körülmények biztosítása céljából ezek a módszerek még kiegészíthetők a komposzt forgatásával, ami növeli a porozitást, a felszíni felületet, valamint segíti a gázok, a vízgőzök és a hő felszabadulását (Patwa et al., 2020). Smith és Hughes (2004) esetében a gyakori forgatás növelte a fluoreszcein diacetát hidrolízisét, nagyobb mennyiségben fordultak elő kis molekulatömegű humuszanyagok a komposzthalmokban, azonban néhány esetben gátolta a cellulózbontást. Soto-Paz et al. (2020) vizsgálatai során az intenzívebb forgatás (heti kétfő) minimalizálta a nitrogénvesztéséget (20-32%) és 13 nappal rövidebb érési időt biztosított a kontrollhoz képest. Ezzel szemben Coelho et al. (2013) 375 napos komposztálás alatt csak kétszer forgatta a komposztot (51. és 151. nap). A komposzthalmom alacsonyabb hőmérséklete és a forgatás kedvezett bizonyos mikroorganizmusok (heterotróf baktériumok és aktinomicéták) szaporodásának, a kapott végtermék pedig jó minőséggel, nagy szervesanyag-tartalommal, neturális pH-val, valamint kisebb cellulóz- és hemicellulóz-tartalommal rendelkezett.

2.5.6. Komposztálási paraméterek szabályozása

A komposztálás minőségére vonatkozóan jelenleg még nem rendelkezünk egész EU-ban általánosan elfogadott *standardekkel*, a tagállamok alapjaiban eltérő talajpolitikájának köszönhetően. Néhány EU tagországban, mint Németország, Ausztria, Franciaország és

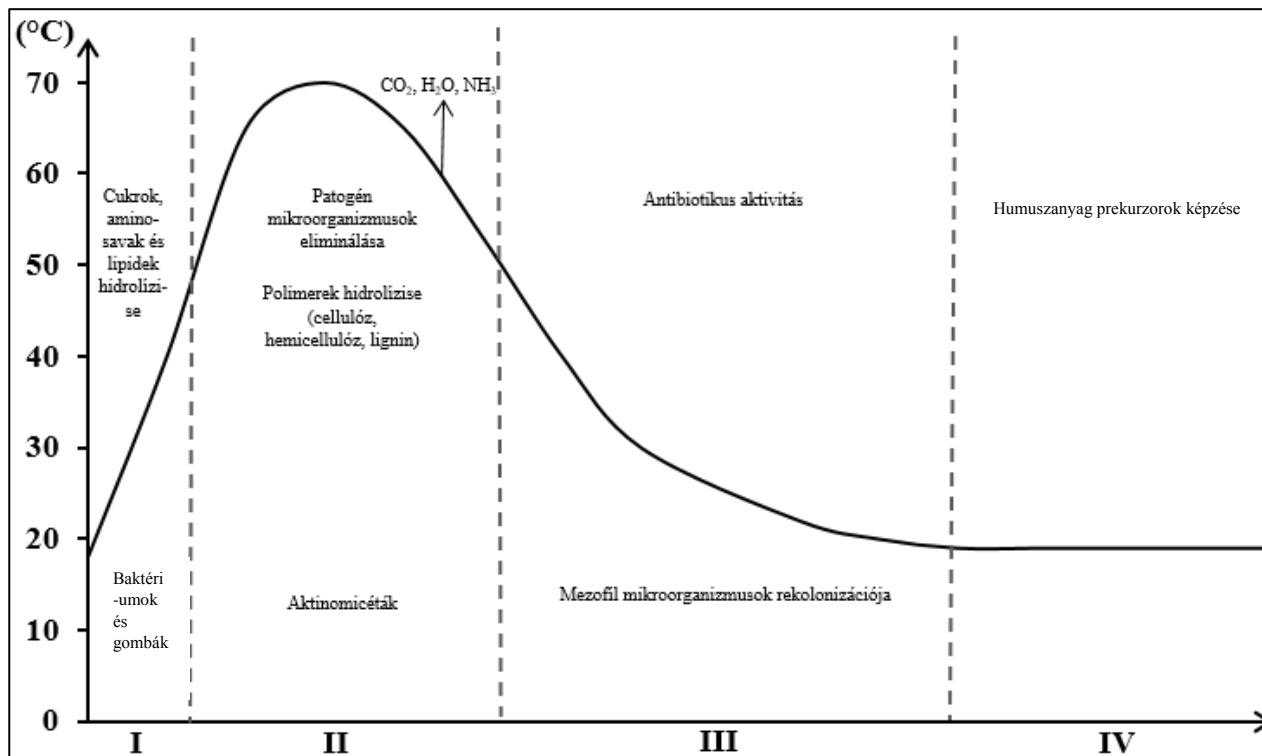
Olaszország, határozott és részletes szabályok vonatkoznak a végtermék minőségére. Ezzel szemben magára a stabilizációs folyamatra nem vonatkoznak olyan szigorú szabályok, mint a végtermék minőségére (Cesaro et al., 2015). Komposztálás végzése az ajánlott irányelvek figyelembe vétele nélkül negatív hatást gyakorolhat a komposzt minőségére, a toxikus vegyületek keletkezése, a kellemetlen szaganyagok felszabadulása és a patogén mikroorganizmusok túlélése által (Golueke és Forsberg, 1973; Shepherd et al., 2010). Továbbá az ajánlások elhagyásával kivitelezett komposztálási folyamat éretlen komposztot és nem megfelelően stabilizált szerves anyagokat eredményez, melyek hatással lehetnek a talajra és a termesztett növényekre (Siles-Castellano et al., 2020). Azonban azzal számolni kell, hogy az optimális körülmények között végzett komposztálás során is maradhatnak életképes kórokozók a komposztban (Erickson et al., 2010; Wichuk és McCartney, 2007), mivel a komposztálás nem egy sterilizációs folyamat (Pietronave et al., 2004).

Magyarországon a 23/2003. KvVM rendelet a biohulladékok kezeléséről és a komposztálás műszaki követelményeiről írja elő az optimális C/N arányt, illetve az egyes komposztálási módszerek esetében elérendő hőmérsékleti értékeket és forgatási gyakoriságot, a kezelési idő függvényében. A 36/2006-os a termésművelő anyagok engedélyezéséről, tárolásáról, forgalmazásáról és felhasználásáról szóló FVM rendelet pedig az érett komposzt minőségével szemben támasztott követelményeket (fizikai, kémiai, biológiai és mikrobiológiai tulajdonságok) foglalja össze.

2.6. Komposztálás mikrobiológiája

Komposztálás során különböző mikrobatársulások váltják egymást, a komposztálás fázisait uraló fizikai és kémiai paramétereknek megfelelően (3. ábra) (Onwosi et al., 2017).

A kezdeti szakaszt mezofil mikroorganizmusok szaporodása és aktivitása jellemzi, elsősorban baktériumok (*Caulobacteraceae*, *Comamonadaceae*, *Enterobacteriaceae*, *Erythrobacteraceae*, *Pseudomonadaceae* és *Streptomyetaceae* családok) vannak jelen a kiindulási nyersanyagban (Bhatia et al., 2013; Ryckeboer et al., 2003b; Sánchez et al., 2017). Ezek a mikrobák a könnyen hozzáférhető anyagokat bontják, megfelelő fizikai és kémiai környezetet kialakítva a másodlagos mikroorganizmusoknak, melyek a termelt anyagcseretermékeket képesek hasznosítani (Onwosi et al., 2017; Ryckeboer et al., 2003b). Ez a mezofil szakasz általában 1-2 napig tart, mivel a mikrobiális anyagcserefolyamatok hőt termelnek, ami a komposzt hőmérsékletének gyors emelkedéséhez vezet és akár 80 °C-ot is elérheti (Ahmad et al., 2007; Boulter et al., 2000; Sánchez et al.; 2017). A hőmérséklet emelkedésével a mezofil mikroorganizmusok inaktíválódnak, elpusztulnak és olyan termofil/termotoleráns baktériumok (főleg *Thermomonosporaceae*, *Thermoactinomycetaceae* és *Pseudonocardiaceae* család és *Bacillus*, *Clostridium* nemzetség tagjai) és gombák indulnak szaporodásnak, melyek képesek a komplexebb molekulák (fehérjék, cellulóz, hemicellulóz, lignin) lebontására (Partanen et al., 2010; Ryckeboer et al., 2003b; Sánchez et al., 2017).



3. ábra: Komposztálási folyamat szakaszai (I: mezofil szakasz; II: termofil szakasz; III Hűlési szakasz; IV: Érési szakasz) (Sánchez et al., 2017)

Az energiaforrások kimerülése után a komposzt 15-35 °C-ra hűl vissza, ami a mezofil mikroorganizmusok második kolonizációjához vezet. Az érési szakasz során a tápanyagok limitáló faktorrá válnak, humuszanyagok képződnek és a komposzt stabilizálódik (Onwosi et al., 2017; Ryckeboer et al., 2003b; Sánchez et al., 2017). Maga az érett komposzt is mezofil mikroorganizmusok nagy mennyiségét tartalmazza (Atif et al., 2020), azonban a jó biológiai tulajdonságokkal rendelkező végtermék potenciális patogén mikroorganizmusoktól mentes (Bohacz, 2019b).

Mivel a gyógynövényi hulladékok elsősorban szénben gazdag növényi rostokat tartalmaznak (5. táblázat), így komposztálásra is alkalmasak (Zhou et al., 2018).

5. táblázat: Desztillált levendulaszár és -virágzat szalmájának összetétele (% szárazanyagra vonatkoztatva) (Lesage-Meessen et al., 2018)

Összetétel (%)	Levendulaszár	Levendulavirág
Nedvességtartalom	7,15 ± 0,49	7,60 ± 0,49
Savban nem oldódó lignin	24,99 ± 0,34	29,22 ± 0,48
Hemicellulózok és pektinek	27,82 ± 0,19	26,84 ± 0,07
Cellulóz	17,49 ± 0,06	8,23 ± 0,46

Komposztálásuk mikrobiológiai folyamatainak megismerésével már többen foglalkoztak a nemzetközi szakirodalomban. Zhang et al. (2017) által végzett kísérletek során a predomináns baktériumtörzsek

közé a *Firmicutes*, az *Actinobacteria*, a *Proteobacteria* és a *Bacteroidetes* tartozott. Komposztálás során az *Actinobacteria* és *Firmicutes* törzsbe tartozó baktériumok száma 5,2 és 21,7%-kal csökkent, míg a *Bacteroidetes* és *Proteobacteria* baktériumok sűrűsége 5,5 és 7,0%-kal nőtt. Élelmiszer-, gyógynövényhulladék és fűrészpor 1:1:1 arányú keverékének (szárazanyagra vonatkoztatva) komposztálása során a főbb baktériumnemzetségek közé a *Clostridium*, a *Bacillus*, a *Streptomyces* és a *Flavobacterium* tartozott, kiegészülve a *Pseudomonas* spp.-vel a termofil szakasz alatt. A gyógynövényi hulladék gátló hatást gyakorolt bizonyos baktériumok szaporodására, mivel a *Streptomyces* és a *Clostridium* populációk száma nőtt az élelmiszerhulladék és fűrészpor hányadának növelésével (1:1:1 arány helyett 5:5:1 szárazanyag alapján) (Zhou et al., 2016). A domináns penészgombák közé az *Aspergillus*, a *Sporotrichum* és a *Talaromyces* spp. tartozott. Tian et al. (2017) lebontást segítő mikroorganizmusokkal inokulált gyógynövényhulladékok komposztálása során a gombák szukcesszióját vizsgálták, melynek során hat törzset tudtak azonosítani. A 0. napon bazídiumos- (*Basidiomycota*), tömlős- (*Ascomycota*), és azonosítatlan gombák uralták a nyersanyagot 23,6, 24,8 és 51,4%-ban. Termofil szakasz során a tömlősgombák száma szignifikáns mértékben emelkedett ($p < 0,01$) és az érési szakasz alatt is dominálták a komposztálandó anyagot. A vizsgálati idő alatt az *Aspergillus* spp. fordult elő a legnagyobb számban, minden komposztálási szakaszban (46,1%). Egyéb kimutatott nemzetségek közé tartozott a *Trichosporon*, a *Candida*, az *Ascobolus*, a *Coprinus*, a *Penicillium* és a *Fusarium*, melyek közül az *Aspergillus*, a *Fusarium*, a *Penicillium*, a *Coprinopsis*

és az *Ascobolus* spp. a cellulózt, míg a *Trichosporon* a lignocellulózt képes bontani, alacsony hőmérsékleten.

A komposztokban előforduló mikroorganizmusok antibiotikumrezisztencia-géneket is hordozhatnak, így a komposztálás és a baktériumközösségek összetételében bekövetkező változások hatással vannak az antibiotikumrezisztencia-gének mennyiségére és horizontális transzferrére (Su et al., 2015; Sun et al., 2017). Zhang et al. (2017) vizsgálták azt is, hogy kínai gyógynövényhulladék alkalmazása miképp befolyásolja az antibiotikumrezisztencia-gének mennyiségét sertésrágyával történő együttes komposztálás során. Kapott eredményeik alapján megállapítható, hogy a gyógynövényhulladék pozitívan hatott a mikrobiális közösség összetételére, ezáltal csökkentve a rezisztenciagén-szintet, valamint az antibiotikumrezisztencia-gének elterjedését mezőgazdasági felhasználás során.

2.7. Aromás gyógynövényekben visszamaradó főbb hatóanyagok mikroorganizmusokra gyakorolt hatása

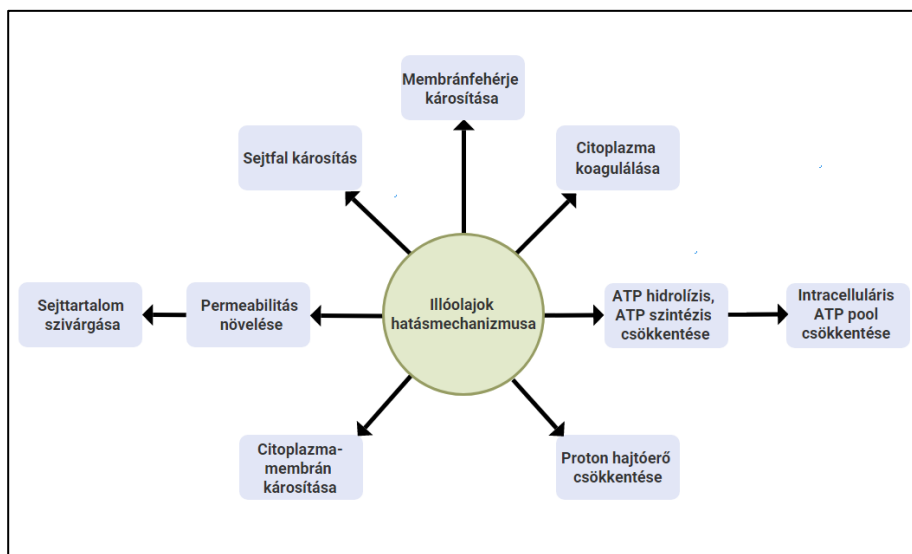
Bár az aromás gyógynövényi hulladékok komposztálása egy környezetbarát megoldást nyújthat, a növényi maradványokban visszamaradó biológiailag aktív vegyületek nehezíthetik a komposztálás folyamatát.

Az illóolajok és a mikrobák között fellépő kapcsolat igen bonyolult, mivel nemcsak gátló-, hanem stimuláló hatást is gyakorolhatnak bizonyos mikroorganizmusokra (Yadav et al., 2005). Antimikrobiális aktivitásukat, hasonlóan más természetes

extraktumokhoz, a kémiai összetételüknek és bizonyos mennyiségben jelenlévő komponenseknek köszönhetik (Nazzaro et al., 2013). A legtöbb esetben az illóolajok bioaktivitását egy vagy két főbb komponens (20-95%) határozza meg (Raut és Karuppayil, 2014, Shaaban et al., 2012), de kisebb mennyiségben jelen lévő komponensek is hozzájárulhatnak a gátló hatás kiváltásához (Ghabraie et al., 2016).

Az antimikrobiális hatással rendelkező főbb illóolaj alkotók közé a fenolos összetevők, a terpének, az alifás alkoholok, az aldehidek, a ketonok, a savak és az izoflavonoidok tartoznak (Tiwari et al., 2009). Azok az olajok, melyek elsősorban aldehideket és fenolokat (pl. fahéjaldehid, citrál, karvakrol, eugenol, timol) tartalmaznak, az eddig elvégzett kísérletek alapján, jóval hatékonyabbnak bizonyultak a többi illóolajhoz képest. Gyengébb hatást fejtenek ki a terpénalkoholokat nagy mennyiségben tartalmazó olajok, valamint a ketonok és az észteralkoholok (β -mircén, α -tujon, geranil acetát) is (Perricone et al., 2015). A terpén szénhidrogének általában hatástalanok (Bassolé és Juliani, 2012; Dhifi et al., 2016), ami összefüggésben állhat a rossz vízoldhatóságukkal (Gallucci et al., 2009).

Habár az illóolajok és komponenseik *in vitro* antimikrobiális aktivitásával már többen is foglalkoztak az irodalomban és hatásukat már számos mikroorganizmussal szemben demonstrálták különböző típusú diffúziós és dilúciós módszerekkel (1. melléklet) (Burt, 2004; Kloucek et al., 2012; Nedorostova et al., 2009), maga a hatásmechanizmusuk nem teljesen ismert (Kalemba és Kunicka, 2003; Radaelli et al. 2016).



4. ábra: Illóolajok különböző mikroorganizmusokra gyakorolt hatásai (Bhavaniramy et al., 2019)

Aktivitásuk, amit nem egyetlen mechanizmuson keresztül fejtenek ki (4. ábra), hanem a sejt egészét érintő reakciók útján. A hidrofób természetüknek köszönhetően az illóolajok képesek behatolni a sejtekbe és jelentős változásokat előidézni a szerkezetükben és a működésükben. Főbb antimikrobiális hatásuk a következőkben nyilvánulhat meg (Nazzaro et al., 2013; Nieto, 2017):

- Megzavarják a sejtek permeabilitását, károsítják a citoplazmamembránt, morfológiai és fiziológiai változásokhoz vezetnek,
- megzavarják a protonpumpa működését,
- csökkentik az ATP szintézisét és fokozzák a hidrolízist, ami az intracelluláris ATP-pool és a membránpotenciál csökkenéséhez vezet,

- gátolják az oldott anyagok H^+ -ion-függő áramlását a membránon keresztül és ezáltal megzavarják az intracelluláris pH-t,
- egyes esetekben pedig elpusztítják a sejt elektronszállító-rendszerét.

Az elektrontranszport gátlása, a proton hajtóerőnek, a sejtalkotók fehérjéinek transzlókációjának és a sejtalkotók szintézisének megzavarása mind olyan fiziológiai változások, melyek akár a sejt líziséhez és halálához vezethetnek (Nazzaro et al., 2013).

Az eddig megjelent tanulmányok jelentős része alapján az is megállapítható, hogy a vizsgált illóolajok aktívabbak a Gram-pozitív baktériumokkal szemben, míg a Gram-negatív baktériumok illóolajokkal szembeni érzékenysége kisebb a sejtfalukat körülvevő külső membránrétegnek köszönhetően. Míg a kisméretű, hidrofíl tulajdonságú oldott anyagok képesek áthatolni a külső membránréteg porin fehérjéin keresztül, addig a makromolekulák (> 600-1.000 Da) és a hidrofób vegyületek diffúziója gátolt (Dhifi et al., 2016; Gallucci et al., 2009; Helander et al., 1998). Ezzel szemben a Gram-pozitív baktériumok sejtfala 90-95%-ban peptidoglikánból épül fel, ami könnyedén átengedi a hidrofób molekulákat (Nazzaro et al., 2013). Ennek ellenére a külső membrán nem teljesen áthatolhatatlan a hidrofób molekulák számára sem, néhányuk képes a porin fehérjéken keresztül bejutni a sejtbe (Helander et al., 1998).

Gátlási mechanizmusukat tekintve a polifenolok hasonlóan az illóolajokhoz, fizikai, kémiai vagy biokémiai változásokat idéznek elő a mikroorganizmusokban (Aguilar-Veloz et al., 2020), azonban a pontos hatásmechanizmus még itt sem ismert (Bouarab-Chibane et al.,

2019), és kevésbé vizsgált (Moreno et al., 2006). Ez elsősorban annak köszönhető, hogy komplexitásuk következtében a különböző növényekre jellemző fenolos vegyületek összetétele és az összetevők mennyisége nehezen határozható meg (Proestos et al., 2005), valamint hatásuk, az illóolajokéhoz képest, általában gyengébb (Cid-Pérez et al., 2019; Gedikoğlu et al., 2019; Younsi et al., 2016). Mindazonáltal az illóolajokban is előforduló illékony fenolos vegyületek, mint a karvakrol, az eugenol és a timol, erős antibakteriális hatással rendelkeznek (Trivellini et al., 2016). Legfontosabb hatásmechanizmusuk az efflux pumpák működésének gátlása, de hozzájárulhatnak a sejt permeabilitásának és különböző intracelluláris funkciók megváltoztatásához is (Bouarab-Chibane et al., 2019; Khameneh et al., 2019; Olszewska et al., 2020). Többek között csökkenthetik a sejtfal integritását (Bouarab-Chibane et al., 2019), valamint interakcióba léphetnek a peptidoglikánnal és a létfontosságú enzimekkel (ureáz, szortáz A, dihidrofolát-reduktáz). Továbbá gátolhatják a DNS giráz enzimet (Khameneh et al., 2019) és a biofilm formációját (Gao et al., 2021).

Polifenolok között elsősorban a flavonoidok fejtenek ki erősebb antibakteriális hatást (Xie et al., 2017b), míg a nem-flavonoidok antimikrobiális hatása gyengébb (Daglia, 2012), azonban toxicitásukkal kapcsolatban ellentmondásos megállapítások találhatóak a nemzetközi szakirodalomban: egyes tanulmányok alapján az erősen oxidált, vagy több OH csoportot tartalmazó fenolok erősebb gátló hatást képesek kifejteni, valamint a több OH csoporttal rendelkező flavonoidok jobb antimikrobiális tulajdonságokkal rendelkeznek. Ezzel szemben,

vizsgálatok azt is bizonyították, hogy az olyan flavonoidok, melyek nem tartalmazzak OH csoportot a β -gyűrűjükön, erősebb membránzavaró hatással rendelkeztek (Othman et al., 2019). Ezenkívül több fenolsav (galluszsav, kávésav, ferulsav) bizonyítottan képes gátolni Gram-pozitív és Gram-negatív baktériumokat (Daglia, 2012). Sacco et al. (2015) vizsgálatai során a hidroalkoholos és a vizes *Rosmarinus officinalis* extraktumok gátló hatása a főbb összetevőknek (rozmaringsav és karnozol), valamint számos, kisebb mennyiségben jelen lévő flavonoidnak és karnozinsav származékoknak volt köszönhető. Ahmad és Matsubara (2020) vizsgálatai során a tiszta rozmaringsav és a kávésav hatóanyagok csökkentették a *Fusarium oxysporum* f. sp. *asparagi* számát a kontroll mintákhoz képest. Mindazonáltal a különböző mikrobák érzékenysége az alkalmazott polifenolokkal szemben függ a vizsgált baktériumtörzstől, a koncentrációtól, a fenolok tisztaságától és polifenol szerkezetétől, valamint a választott vizsgálati módszerektől (Cetin-Karaca és Newman, 2015).

2.8. Aromát adó növényi hulladékok lebontása során a mikroorganizmusok és a hatóanyagok között fellépő interakciók

A növények földalatti és -feletti szövetei másodlagos anyagcseretermékek széles körét, mint például nitrogén- és kén-tartalmú vegyületeket, benzenoidokat, fenilpropanoidokat és terpéneket bocsátanak ki, melyek rövid- vagy hosszútávú hatást gyakorolnak a velük kölcsönhatásba lépő mikroorganizmusokra (Junker és Tholl,

2013). A filoszféra baktériumpopulációja negatív korrelációban van a fenolos vegyületek koncentrációjával, míg az illóolajok hatása nem univerzális, sőt az epifita baktériumpopulációk méretét tekintve, az aromás növények általában jobban kolonizáltak, mint más fajok (Yadav et al., 2005). Ennek ellenére bizonyos humán kórokozók (például az *Escherichia coli* O157:H7, a *Salmonella* spp. és a *Campylobacter jejuni*) szignifikánsan kisebb számban fordulnak elő az aromás növények levelein, mint a rizoszférában (Brandl et al., 2004; Warriner és Namwar, 2010).

Degradációs folyamatok során a mikrobiológiai aktivitás eredményeként a növényi hulladék lebomlik és a kémiai összetétele megváltozik, ami pedig olyan specifikus mikroorganizmusoknak kedvez, melyek ehhez a környezethez képesek adaptálódni. (Prakash et al., 2015). Azonban az nem pontosan ismert, hogy például a monoterpének, melyek az illóolajok főbb összetevői, hogyan hatnak a lebontási folyamatokra (Wood et al., 1995). A gyógynövényi hulladékok biodegradációja során, aerob és anaerob mikroorganizmusok hatására terpének szabadulnak fel (Wang és Wu et al., 2008), aminek következtében ezen mikroorganizmusoknak meg kell küzdeniük a monoterpének toxikus hatásával (Marmulla és Harder, 2014). Emiatt a lebontást végző mikrobióta összetétele a monoterpénekkel szemben mutatott tolerancia alapján alakul át (Wood et al., 1995). Továbbá, lebontó környezetben bizonyos mikroorganizmusok nemcsak tolerálják az illóolajok jelenlétét, hanem képesek szén- és energiaforrásként hasznosítani őket (Chalkos et al., 2010; Vokou et al., 2002). Például illóolajban gazdag növényi hulladék

esetében az elsődleges kolonizálók az illóolaj lebontására és hasznosítására képes baktériumok, míg a későbbi kolonizálók közé olyan baktériumok tartoznak, melyeknek szaporodását gátolták ezek a toxikus vegyületek. A második csoport tagjai addig nem jelennek meg a hulladékban, míg az elsődleges kolonizálók le nem bontották az illóolaj-összetevőket (Vokou et al., 2002).

Mivel a baktériumok és a gombák is képesek átalakítani a monoterpéneket aerob úton (Misra et al., 1996), ezért a fontosabb aromás vegyületek (timol, kámfor, α -pinén, 1,8-cineol, limonén, p -cimén, citronellol, geraniol, nerol és linalool) lebontásával és átalakításával már széles körben foglalkoztak a szakirodalomban (Esmaeili et al., 2012; Marmulla és Harder, 2014). Daramwar et al. (2012) alapján, a talajban előforduló *Rhizophus oryzae* képes epoxidálni az aciklikus monoterpének (lavandulol és tetrahidrolavandulol) kettős kötéseit, hidroxilált származékokat előállítva. Bizonyos *Aspergillus* törzsek képesek a lavandulolt lavandulinsavvá biotranszformálni (Lesage-Meessen et al., 2015), míg egyes baktériumok alkalmasnak bizonyultak a monoterpének (α - és β -pinén, limonén, karén, p -cimén, és γ -terpinén) és az oxigenált vegyületek, mint a kámfor, bontására (Vokou et al., 2002). A *Pseudomonas* és a *Nocardia* nemzetségek tagjai képesek a hidrofób maradványok lebontására, míg egy *Arthrobacter* spp. az aromás szénhidrogéneket, mint szénforrást, hasznosítja (Hassiotis, 2010). Dimitrijević et al. (2017) tapasztalatai szerint bizonyos cellulózbontó baktériumok (*Streptomyces fulvissimus*, *Streptomyces microflavus*, *Streptomyces spororaveus*, *Bacillus altitudinis*, *Bacillus*

amyloliquefaciens subsp. *plantarum*, *Paenibacillus chitinolyticus* és *Hymenobacter* sp.) olyan agarlemezeken is képesek voltak a szaporodásra, melyek 1-10%-nyi kevert gyógynövényhulladékot tartalmaztak, míg a *Bacillus altitudinis*, a *Bacillus amyloliquefaciens* subsp. *plantarum* és a *Paenibacillus chitinolyticus* szaporodását még stimulálta is a növényi hulladékok jelenléte. Misra et al. (1996) kimutatták, hogy erdőtalajból izolált mikroorganizmusok kevert tenyésztete aerob körülmények között alkalmas volt a monoterpének bontására. Az α -terpineol és a linalool koncentrációja körülbelül az inkubáció negyedik napján a kimutatási határ alá csökkent, ami jelentősen rövidebb idő volt a terpén szénhidrogének bontásához képest (α -pinén, D-limonén, terpinolén és γ -terpinén). Továbbá a terpineol lassabb ütemben bomlott le más természetes szerves vegyületek jelenlétében, de a terpineol jelenléte nem befolyásolta jelentősen az egyéb oldott formában lévő szerves anyagok bomlásának mértékét vagy sebességét. Koçak és Darici (2016) vizsgálatai igazolták, hogy a talajmikrobák képesek voltak lebontani a *Laurus nobilis* levelét, hasznosítva a babérlevélben található jelentős mennyiségű 1,8-cineolt. Chand et al (2004) vizsgálatai során a szénben és nitrogénben gazdag desztillált *Mentha* hulladék tápanyagként szolgált a talajbaktériumoknak és serkentette a szaporodásukat. Svendsen et al (2018) 84 biogén illékony szerves vegyület emisszióját figyelték meg *Salix* spp. hulladék esetében. Az emissziót terpenoidok és benzenoidok uralták, de ezek közül is a cisz-linalool oxid volt a legnagyobb mennyiségben kibocsátott vegyület. A növényi hulladék lebontása során a bakteriális közösséget *Actinobacteria* szám növekedése

jellemezte és ezzel együtt a biogén illékony szerves vegyületek emissziójában is változást figyeltek meg: nevezetesen az alkánok és a benzenoidok kibocsátása csökkent, míg az alkéneké nőtt. Ez alapján megállapítható, hogy a kibocsátott biogén illékony szerves vegyületek profiljában fellépő változásokért különböző mikroorganizmusok voltak a felelősek. A terpéneket raktározó növények hulladékát, mint például a *Cassiope tetragonat*, jelentősebb mértékű illékony szerves vegyületek emissziója jellemezte összehasonlítva a *Salix* spp.-vel, ami nem képes ezen vegyületek tárolására (Svendsen et al., 2018). Az azonban nem mindig egyértelmű, hogy bizonyos, gyógynövényi hulladékkal kapcsolatba hozható illékony anyagok elsődleges vegyületek, azaz közvetlenül a gyógynövények sejtjeiből, vagy pedig mikrobiális transzformációból származó másodlagos anyagok (Stotzky és Schenck, 1976), mivel a terpének biotranszformációja általában metabolitok keverékének keletkezéséhez vezet és egyes reakciótermékek felhalmozódása igen ritka (van der Werf et al., 1997). Az sem pontosan ismert, hogy ezek az illékony vegyületek meddig maradnak fenn a hulladékokban (Wood et al., 1995), de mennyiségük nem azonnal kezd el csökkenni, mivel a monoterpének vízben oldhatatlanok (Kim et al., 2006).

A gombák szukcesszióját leíró tanulmányok szerint a gyógynövényi hulladékot elsődlegesen kolonizáló gombák olyan gazda-specifikus endofitákból alakulnak ki, melyek képesek lignin és cellulóz bontásához szükséges enzimek előállítására, ezáltal szapróbbá válnak a gazdaszövetek bomlása során (Promputtha et al., 2010). Lakkázokat választanak ki, illetve citokróm P450 mono- és dioxigenázt

expresszálnak ezáltal képesek transzformálni a monoterpéneket (Marmulla és Harder, 2014).

A bioaktív anyagokat tartalmazó növényi hulladék alkalmazása azonban negatívan is befolyásolhatja a komposztálás folyamatát: a keletkezett és felszabadult másodlagos anyagcseretermékek nemcsak a kórokozó mikroorganizmusokat gátolhatják, hanem a tápanyagkörforgásért és lebontásért felelős mikroorganizmusokat is (Zhang et al., 2019), vagyis a nagy mennyiségű növényi nyersanyag lelassíthatja a későbbi lebontási folyamatokat (Svendsen et al., 2018). A fenolos vegyületek képesek meggátolni a talajbaktériumok által végzett sejtfal-, szénhidrát- és fehérjebontást (Agrawal és Kumari, 2013), míg a monoterpéneket nagy koncentrációban gátolhatják a nitrogénvegyületek mineralizációját és jelentős mértékben csökkenthetik a nitrifikáció sebességét (Guénon et al., 2017).

2.9. Gyógynövényhulladékok komposztálhatóságának javítása biológiai módszerekkel

A lignocellulóiban gazdag biohulladékok komposztálása hagyományos módszerekkel idő- és munkaigényes folyamat és gyengébb minőségű komposztot eredményezhet, ha a komposztálási technológia és a lebontás mértéke nem megfelelő (Liu et al., 2020; Wei et al., 2019; Zhang és Sun, 2016). Polimer szerves vegyületek, mint a lignin (10-25%-a a lignocellulóz biomaszában) és a cellulóz (40-60%), mikroorganizmusok általi bontása nehézkes folyamat, azonban nélkülözhetetlen az optimális komposztálási folyamatok eléréséhez (López-González et al., 2015; Su et al., 2020). Ennek ellenére a nagy

mennyiségű lignocellulóz frakció jelenléte lassíthatja a biotranszformációs és a biodegradációs folyamatokat, limitálhatja a komposztálás folyamatát és megakadályozhatja a humuszképződést (Bohacz, 2019a; Liu et al., 2017). Megfelelő lebontás hiányában a komposzt minősége és stabilitása nem garantálható és az éretlen, instabil komposzt kijuttatása gátolhatja a természetett növények növekedését, a tápanyagok immobilizációjához vezethet és anaerob folyamatokat is előidézhet a talajban (Grgić et al., 2019; Ilani et al., 2016; Vargas-García et al., 2007).

Komposztálási folyamat optimalizálása többféle módszerrel történhet (6. táblázat), azonban ezek közül is a környezetbarát biológiai eljárások (együttes komposztálás, mikrobiológiai inokulum alkalmazása) bizonyultak a leggazdaságosabbnak (Fan et al., 2018b).

6. táblázat: Komposztálási folyamatok javítási stratégiái (Fan et al., 2018b)

Módszer	Optimalizációs stratégia	Példa
Fizikai	Kezdeti paraméterek beállítása	Mechanikai kezelés (darálás), hőkezelés (melegítés, autoklávozás), sűrűség-, pH-, nedvességtartalom-, elektromos vezetőképesség- és komposztálás méretének megválasztása
	Komposztálás során beállított paraméterek	Nedvességtartalom és hőmérséklet kontrollálása, levegőztetés/forgatás
Kémiai	Kezdeti paraméterek beállítása	Savas, vagy lúgos környezet biztosítása, megfelelő C/N arány beállítása
	Komposztálás során beállított paraméterek	Sav/lúg és egyéb adalékanyagok (tápanyag) hozzáadása
Biológiai	Kezdeti paraméterek beállítása	Együttes komposztálás, mikrobiológiai inokulum (izolált/inkubált baktériumok, gombák, konzorciumok) és enzimek alkalmazása
	Komposztálás során beállított paraméterek	Egyéb adalék és/vagy érett komposzt hozzáadása, mikrobiológiai inokulálási stratégia kidolgozása
Kombinált	Fizikai és biológiai paraméterek beállítása	Vermikomposztálás

Nagy C/N arányuk miatt a lignocellulóz tartalmú növényi biomasszát ritkán komposztálják magában, azonban a fellépő nitrogén deficit egyszerűen pótolható egyéb típusú hulladékok segítségével (például trágyával), amik a növényi maradványokkal szemben, nagy mennyiségben tartalmaznak nitrogént, így kisebb C/N aránnyal és nagyobb sűrűséggel rendelkeznek (Guerra-Rodriguez et al., 2006; Paradelo et al., 2013; Wu et al., 2019). Az együttes komposztálás egy világszerte elismert, népszerű módszer kettő vagy több mezőgazdasági és/vagy egyéb hulladék egyidejű kezelésére, minimalizálva a hagyományos komposztálási technológiák hiányosságait (Hwang et al., 2020). Gyógynövényhulladékkal történő együttes komposztálás esetében jobb komposztminőség és antipatogén hatás is elérhető (Zhou et al., 2018). Például Wu et al. (2010) gyógynövényhulladékot komposztáltak fűrészporral és szennyvíziszappal együtt, melynek során a hozzáadott növényi hulladék megnövelte a termofil szakasz hosszát, gyorsította az érési folyamatot és csökkentette a C/N arányát. Ennek következtében a gyógynövényt tartalmazó érett komposzt csírázási indexe 80% volt, habár a nagy mennyiségben hozzáadott gyógynövényi hulladék fokozta a nitrogénvesztést és csökkentette a komposzt minőségét. Zhang et al. (2017) kínai gyógynövényi hulladékot komposztáltak sertéstrágyával: a gyógynövény hozzáadása hozzájárulhatott a szerves anyagok lebontásához, valamint a végtermék antipatogén hatással rendelkező potenciális humán kórokozókkal szemben. Ali et al. (2012) szarvasmarhatrágya és gyógynövényhulladék 1:3 (w/w) arányú keverékét komposztálták sikeresen forgódobos reaktorban. A gyógynövényhulladék hozzáadása

pozitívan befolyásolta a komposztálás folyamatát (nedvesség, hőmérséklet, aerob környezet kialakítása) és a végtermék minőségét (nitrogéntartalom, érettség és stabilitás). Zhou et al. (2016) által készített komposzt élelmiszerhulladékot, fűrészport és gyógynövényhulladékot tartalmazott 1:1:1 (szárazanyagra vonatkoztatva) arányban. Az érett komposzt szervesanyag-tartalma 17,5 %-kal (szárazanyagra vonatkoztatva) nagyobb volt, mint a kontrollé, a csírázási indexe pedig elérte a 157%-ot. A gyógynövényhulladék hozzáadása javította a mikroorganizmusok lebontóképességét és a könnyen hozzáférhető, vízdoldható vegyületek gyorsították a komposzt érését. A komposztálás kezdetén a nagyobb gyógynövényhulladék arány azonban megnehezítette a baktériumok számára a szervesanyag mineralizációt, míg a gyógynövényhulladékot nem tartalmazó kontroll anyag egy jobb környezetet biztosított a lebontáshoz. Zameer et al. (2010) vizsgálatai során a fenolos vegyületek mennyisége csökkent, míg a csírázási index emelkedett. A végtermék fitotoxikus anyagoktól mentes volt és érett.

Növényi biomassza esetében különösen nagy nehézséget jelenthet a lignocellulóz frakciók lebontása, ami limitálhatja a komposztálási folyamatot (Yadav et al., 1982; Zhou et al., 2015). Jelenleg is többféle, komposztálást gyorsító mikrobiológiai készítmény elérhető a piacon (Fan et al., 2018a), valamint a komposztálás gyorsítása és a humifikációs folyamatok elősegítése érdekében (Wan et al., 2020) már számos hatékony mikroorganizmust vizsgáltak a nemzetközi szakirodalomban, melyek eltérő hatást

fejtték ki adott komposztálási módszerek és komposztálandó anyagok esetében (2. melléklet).

Bizonyos esetekben az alkalmazott mikroorganizmusok jótékony hatást gyakoroltak a komposzt hőmérsékletprofiljára, a mikrobiológiai összetételére, az enzimaktivitásra, a biológiai folyamatok kezdeti lag fázisának hosszára, a szaganyagok és illékony szerves vegyületek emissziójára, valamint a komposztálás idejére (Chi et al., 2020; Rastogi et al., 2020). Adott mikroorganizmusok adagolásával azonban nem mindig érhető el a kívánt eredmény (Xi et al., 2015), ezért fontos a megfelelő gondossággal kiválasztott inokulum, ami a kiindulási nyersanyaghoz hasznos lebontó mikroorganizmusokat biztosít. Tian et al. (2017) gyógynövényi hulladékot komposztált inokulumok alkalmazása mellett. Az alkalmazott mikroorganizmusok segítették az érési folyamatot és kisebb C/N arányt eredményeztek (14 alatt). Az érett komposzt csírázási indexe 110,22% volt, az összes cellulóztartalma pedig 41,4%-ról 27,82%-ra csökkent le. Dimitrijević et al. (2017) esetében a mezofil mikrobiológiai starter kultúra (*Bacillus*, *Paenibacillus*, *Hymenobacter*, és *Streptomyces*) gyorsította a gyógynövényhulladék lebontását. A kezdeti szakaszban a kontroll és az inokulált komposzt is fitotoxikus hatással rendelkezett, de a 164. napra a beoltott komposzt csírázási indexe 122%, 175%, 190% és 106% volt a *Fagopirum exculetnum*, a *Thymus vulgaris*, a *Cynara scolimus* és a *Lavandula officinalis* esetében. Ezzel szemben a kontroll komposzt gyengén gátolta a csírázást *Fagopirum esculentum* (75%) és *Lavandula officinalis* (70%) esetében.

Komposztálást gyorsító mikroorganizmusok alkalmazása esetén azt ugyancsak figyelembe kell venni, hogy a kiindulási nyersanyag összetételén és az alkalmazott mikrobákon kívül egyéb paraméterek is befolyásolhatják a komposztálás hatékonyságát, mint például az inokulálás időpontja (Zhou et al., 2015). Az enzimaktivitásra gyakorolt hatása alapján Zeng et al. (2010) úgy találták, hogy az inokulumot a második fermentációs szakasz ideje alatt érdemes a komposztálandó anyaghoz adni. Sarkar et al. (2010) az amilolitikus és a cellulolitikus enzimeket termelő termofil baktériumokat a termofil szakasz alatt adták a rizsszalmát és a marhatrágyát tartalmazó keverékhez. Ennek hatására a mikrobiális aktivitás nőtt, a C/N arány pedig gyorsabban csökkent a kontrollhoz képest. Varma et al. (2015) vizsgálataik során úgy találták, hogy a *Phanerochaete chrysosporium* termofil szakaszt követő hozzáadása a mezőgazdasági hulladékhoz hatékonyabbnak bizonyult, mint a kezdeti fázisban.

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

Komposztálási kísérleteimet Nagyszentjánoson (Győr-Moson-Sopron megye) végeztem 2018-2020 között, a Kisalföldi Mezőgazdasági Zrt. munkatársainak segítségével. A vizsgálatokra részben a helyszínen (hőmérséklet mérése, nedvességtartalom meghatározás) részben pedig a Széchenyi István Egyetem Mezőgazdaság- és Élelmiszertudományi Karának Élelmiszertudományi Tanszékén került sor.

3.1. Extrahált gyógynövényhulladékok komposztálási előkísérletei

A végzett komposztálási előkísérletek célja volt, hogy meghatározzam az extrahált aromás gyógynövényhulladék és a hozzáadott makrokomponensek (szarvasmarhatrágya, őszi árpa szalma) megfelelő kiindulási arányát, valamint többféle, kereskedelemben kapható komposztálást gyorsító mikrobiológiai készítményt is alkalmaztam és vizsgáltam a komposztálási folyamatokra gyakorolt hatásukat.

3.1.1. Első komposztálási előkísérlet (1. kísérlet)

Az 1. kísérletet 2018.07.-2018.10. között végeztem, Nagyszentjánoson. A kísérleti időszak alatt meghatározott időközönként vizsgáltam a komposztok főbb mikrobiológiai, fizikai és kémiai paramétereit.

3.1.1.1. A komposztálóedény kialakítása

A komposzt befogadásra kialakított öt komposztáló edény (5. ábra) oldallapjai raklapokból készültek, magasságuk, mélységük és szélességük is 1-1 m volt. Alulról és felülről vastag fólia határolta a komposztot, míg oldalról légáteresztő háló burkolatot kaptak a depók. Egy-egy edénybe ~ 250 kg előre bekevert komposztálandó anyagot mértünk be.



5. ábra: Kialakított komposztálóedények

3.1.1.2. Komposztálandó anyagkeverék beállítása

A komposztálandó anyagkeverék extrahálásból visszamaradt, aromát adó növényi hulladékot (*Salvia officinalis* L., *Coriandrum sativum* L., *Mentha x piperita* L., *Melissa officinalis* L., *Origanum vulgare* L.), szarvasmarhatrágyát és őszi árpa szalmát tartalmazott 30, 60 és 10%-ban. A kontroll depó (K₁) összetétele ugyanaz volt, mint a I₁, II₁ III₁ és IV₁ jelűé, de nem tartalmazott semmilyen komposztálást segítő mikrobiológiai készítményt (7. táblázat). A négy különböző komposztálást gyorsító mikrobiológiai készítményt (EM-1, GeoCell-1, BioeGO kétkomponensű készítmény, EM-BIO) a komposztálás 0. napján adtam a depókhoz, megfelelő arányban. Az alkalmazott készítményekre vonatkozó főbb információkat a 3. melléklet foglalja össze.



6. ábra: A komposztálandó anyagok bemérése és bekeverése

Keverőgép (Trioliet, Hollandia) segítségével bekevertük a makrokomponenseket, illetve vizet adagoltunk a megfelelő nedvességtartalom biztosítása céljából (6. ábra). Az anyagkeverékeket kilogramm pontossággal állítottuk össze és mértük ki. Az így a kapott komposzt kezdeti nedvességtartalma 65,0%, hőmérséklete pedig 46 °C volt.

7. táblázat: Komposztálandó anyagkeverékek összetétele

Depó jelölése	Depók összetétele	Hozzáadott adalék
K ₁		-
I ₁	Extrahált gyógynövény-	EM-1
II ₁	hulladék (30%), szarvasmarhatrágya	GeoCell-1
III ₁	(60%) és őszi árpa szalma (10%)	BioeGO kétkomponensű készítmény
IV ₁		EM-BIO

3.1.1.3. Mintavétel, mintaelőkészítés

2018 júliusa és októbere között összesen hat mintavétel történt. Az elvégzendő mikrobiológiai és kémiai vizsgálatokhoz öt mintavételi pontot jelöltem ki a depókban (egyet a depó középpontjában, négyet a szélétől ~ 20 cm-re), és a 0., a 7., a 14., a 28., az 56. és a 84. napokon a komposzthalmokból reprezentatív mintákat vettem, három mélységből (depó alsó-, középső- és felső harmadából). A vett minták mennyisége ~ 1 kg volt. A kapott részmintákat laboratóriumi körülmények között homogenizáltam (Ryckeboer et al., 2003a) és további vizsgálataimhoz az így kapott átlagmintát használtam fel.

3.1.1.4. Vizsgált kompozttulajdonságok

A kompozthalmok hőmérsékletének és nedvességtartalmának meghatározása a komposztálás helyszínén történt a mintavétellel egy időben, Pfeuffer HFM hő- és nedvességmérő berendezés (Pfeuffer, Németország) segítségével. A mért értékek alapján, víz hozzáadásával pótoltam a hiányzó nedvességtartalmat. A minták pH értékét, azok a mikrobiológiai vizsgálatához készített 10^1 -es homogenizált hígítási tagjából Voltcraft pH-100 ATC gyártmányú digitális pH-mérővel (Voltcraft, Svájc) mértem.

A friss, homogenizált mintákból 10 g-ot steril Stomacher tasakba (Biolab Zrt., Magyarország) mértem be és 90 ml 0,85%(w/v) steril NaCl oldatot hozzáadva BagMixer 400 (Interscience, Franciaország) típusú laboratóriumi homogenizálóval egyneműsítettem, majd a kívánt mértékig tízszeres hígítási sorozatot készítettem (10^{-1} - 10^{-9}). A megfelelő hígítási tagokból leoltásokat készítettem steril Petri-csészékbe (Biolab), majd steril, 45 °C visszahűtött táptalajjal lemezt öntöttem. A vizsgált mikroorganizmusok hagyományos lemezöntéssel történő élősejtszám meghatározásához a 8. táblázatban feltüntetett táptalajokat és inkubációs körülményeket alkalmaztam.

8. táblázat: Vizsgált mikroorganizmusok

Mikroorganizmus	Inkubációs körülmények			
	Táptalaj	Hőmérséklet (°C)	Idő (h)	Körülmény
Összes telepképző egységyszám	PC	30	72	Aerob
Élesztő- és penészgombaszám	YGC	25	120	Aerob
Cellulóz bontó mikroorganizmus-szám	CMC	30	120	Aerob

PC: Plate Count agar; YGC: Élesztő-Glükóz-Chloramphenicol agar; CMC: Dubos Salts agar karboximetil-cellulózzal kiegészítve

A cellulóz bontó mikroorganizmusok számának meghatározásához Dubos Salts agart alkalmaztam 10 g/L karboximetil-cellulózzal (Thermo Fisher Scientific GmbH, Németország) kiegészítve, Rajoka és Malik (1997) alapján (4. melléklet). A cellulóz bontó aktivitás megerősítése érdekében inkubáció után a lemezeket 0,1% (w/v) Kongóvíz oldattal (Merck KGaA, Németország) 30 percig festettem, majd 1 M NaCl oldattal átmostam.

Az esetleges megerősítő vizsgálatok után a kiértékelésbe csak azokat a lemezeket vontam be, amelyeken a tipikus telepek száma 10 és 300 közé esett. A telepképző egységyszámot az értékelésbe bevont lemezeken megszámlált telepszámok súlyozott átlagaként adtam meg a hígítási fok figyelembe vételével az alábbi képlet alapján:

$$\bar{c} = \frac{\sum c}{(n_1 + 0,1n_2) \times V \times d} \quad (1)$$

Ahol:

\bar{C} : a telepszám súlyozott középértéke,

$\sum c$: számításba bevont valamennyi lemez telepeinek összege (a legalacsonyabb és az azt követő kiértékelhető hígítási fokok),

n_1 : az első kiértékelhető hígítási fokhoz tartozó lemezek száma,

n_2 : a következő kiértékelhető hígítási fokhoz tartozó lemezek száma,

V : az első kiértékelt hígítási szint hígítási foka,

d : a lemezekre vitt inokulum mennyisége.

3.1.2. Második komposztálási előkísérlet (2. kísérlet)

A 2. kísérletet 2018.10. és 2018.11. között végeztem, Nagyszentjánoson. A kísérleti időszak alatt meghatározott időközönként vizsgáltam a komposztok főbb mikrobiológiai, fizikai és kémiai paramétereit.

3.1.2.1. A komposztálóedény kialakítása

Az alkalmazott komposztáló edények a 3.1.1.1. alfejezetben ismertetettek szerint épültek fel. Mivel a komposztálási kísérlet őszi-téli időszak alatt történt, a hőntartás biztosítása céljából a depók még egy külső, 10 cm-es hungarocell borítást kaptak.

3.1.2.2. Komposztálandó anyagkeverék beállítása

A komposztálandó anyagkeverék 60%-nyi, extrahálásból visszamaradt, aromát adó növényi hulladékból (*Salvia officinalis* L., *Mentha x piperita* L., *Melissa officinalis* L., *Rosmarinus officinalis* L., *Lavandula angustifolia* Mill., *Thymus vulgaris* L.), 30%-nyi szarvasmarhatrágyából és 10%-nyi őszi árpa szalmából állt össze. Az első előkísérlet során kapott eredmények figyelembevételével, az I₂ jelű

edényhez (9. táblázat) EM-1 nevű komposztálást segítő mikrobiológiai készítményt kevertem a komposztálás 0. napján. A bekevert nyersanyag depónkénti összömege ~ 250 kg volt.

9. táblázat: Komposztálandó anyagkeverékek összetétele

Depó jelölése	Depók összetétele	Hozzáadott adalék
K ₂	Extrahált gyógynövényhulladék (60%), szarvasmarhatrágya	-
I ₂	(30%) és őszi árpa szalma (10%)	EM-1

Keverőgép (Trioliet) segítségével bekevertük a makrokomponenseket, illetve vizet adagoltunk a megfelelő nedvességtartalom biztosítása céljából. Az anyagkeverékeket kilogramm pontossággal állítottuk össze és mértük ki. A bekevert kiindulási anyag hőmérséklete 34,3 és 36,5 °C, nedvességtartalma pedig 63,5 és 65,7% volt.

3.1.2.3. Mintavétel, mintaelőkészítés

2018 októbere és novembere között összesen öt mintavétel történt. Az elvégzendő mikrobiológiai és kémiai vizsgálatokhoz öt mintavételi pontot jelöltem ki a depókban (egyet a depó középpontjában, négyet a szélétől ~ 20 cm-re), és a 0., a 6., a 12., a 26. és a 48. napokon a két komposzthalomból reprezentatív mintákat vettem, három mélységből (depó alsó-, középső- és felső harmadából). A vett minták mennyisége ~ 1 kg volt. A kapott részmintákat

laboratóriumi körülmények között homogenizáltam és további vizsgálataim során az így kapott átlagmintát használtam fel.

3.1.2.4. Vizsgált komposzttulajdonságok

Az elvégzett kémiai, fizikai és mikrobiológiai vizsgálatok megegyeznek a 3.1.1.4. alfejezetben leírtakkal.

3.2. Komposztálási kísérlet (3. kísérlet)

A 3. kísérletet 2019.09. és 2020.02. között végeztem, Nagyszentjánoson. A vizsgálat során az extrahált aromás gyógynövényhulladékot tartalmazó keverékhez elővizsgálatok alapján kiválasztott komposztálást segítő baktériumtenyészetet kevertem és vizsgáltam a lebontási folyamatokra és a végtermék mikrobiológiai, fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságaira gyakorolt hatását.

3.2.1. Komposztálást gyorsító mikrobiológiai készítmény előállítása

A komposztálást gyorsító mikrobiológiai készítmény fejlesztéséhez *Cellulomonas flavigena* (NCAIM B.01383) és *Streptomyces viridosporus* (NCAIM B.02369) baktériumtörzseket alkalmaztam, melyeket a Szent István Egyetem Mezőgazdasági és Ipari Mikroorganizmusok Nemzeti Gyűjteményéből szereztem be, liofilezett formában. A törzseket tripton szója (TSA) ferdeagaron (Biolab) tartottam fenn. A komposztálandó anyag beoltása előtt a mikroorganizmusokat rázófürdőben (New Brunswick Scientific Co., Inc., USA) karboximetil-cellulózzal kiegészített Dubos Salts tápvelésben inkubáltam 30 °C-on 100 óráig (170 rpm): 500 ml steril

táptalajhoz 5 ml előzetesen elkészített baktérium szuszpenziót adtam. Az inkubáció végén meghatároztam a tenyészetek élősejtszámát hagyományos lemezöntéses módszerrel.

3.2.2. Komposztálandó anyagkeverék beállítása

A kialakított depók összetételét a 11. táblázat foglalja össze. A komposztálandó anyagkeverék 60%-nyi extrahálásból visszamaradó aromát adó gyógynövényi hulladékot (*Lavandula angustifolia* Mill.), 30%-nyi szarvasmarhatrágyát és 10%-nyi őszi árpa szalmát tartalmazott (10. táblázat).

10. táblázat: Komposztáláshoz felhasznált alapanyagok főbb kémiai tulajdonságai (szárazanyagra vonatkoztatva)

Paraméter	Extrahált levendula-hulladék	Szarvasmarhatrágya	Őszi árpa szalma
Nedvességtartalom (%) ¹	52,84 ± 5,27	73,43 ± 1,14	25,62 ± 7,54
Szárazanyag-tartalom (%) ¹	47,16 ± 5,27	26,57 ± 1,14	74,38 ± 7,54
Szervesanyag-tartalom (%) ¹	91,91 ± 0,69	84,12 ± 0,43	93,52 ± 0,11
Összes szerves széntartalom (%) ¹	51,06 ± 0,38	46,73 ± 0,24	51,96 ± 0,06
Összes nitrogéntartalom (%) ¹	1,37 ± 0,04	1,68 ± 0,08	0,55 ± 0,01
Szén/nitrogen arány	37,27	21,82	94,47

¹ Az adatok három párhuzamos átlag ± szórás értékeit jelölik

Kontrollként szarvasmarhatrágya (90%) és őszi árpa szalma (10%) keverékét alkalmaztam (K₃ jelű depó). A keverékekhez vizet adagoltam a megfelelő nedvességtartalom elérése érdekében. A

vizsgálat ideje alatt a depók tartalmát háromszor manuálisan átforgattam, ezzel biztosítva a megfelelő oxigénellátást és pórustérfogatot.

11. táblázat: Komposztálandó anyagkeverékek összetétele

Depó jelölése	Depó összetétele	Hozzáadott adalék
K ₃	Szarvasmarhatrágya (90%) és őszi árpa szalma (10%)	-
I ₃	Extrahált gyógynövényhulladék (60%), szarvasmarhatrágya (30%)	-
II ₃	és őszi árpa szalma (10%)	<i>Cellulomonas flavigena</i> + <i>Streptomyces viridosporus</i> (0,5-0,5 l)

A lebontási folyamatokat segítő mikroorganizmusokat a termofil szakasz végén, a komposztálás 8. napján adtam az anyagkeverékhez, húszszoros mennyiségű vízzel, ami a megfelelő nedvességtartalom beállítását biztosította. Így az inokulum végső koncentrációja 8% (v/w) volt a komposztban. A beoltás előtt a *C. flavigena* NCAIM B.01383 ($7,1 \times 10^8$ CFU/ml) és a *S. viridosporus* NCAIM B.02369 ($6,0 \times 10^7$ CFU/ml) tenyészeteket 1:1 arányban egységesítettem.

3.2.3. Mintavétel, mintaelőkészítés

A vizsgálat 0., 8., 15., 21., 42., 78. és 161. napján öt kijelölt helyről mintát vettem (egyét a depó középpontjából és négyet a szélétől ~ 20 cm-re), három mélységből (depó alsó-, középső- és felső

harmadából). A mintákat laboratóriumi körülmények között homogenizáltam és az így képzett átlagmintát (kb. 500 g) két részre osztottam. Az egyik felét frissen felhasználtam, míg a másik részét szárítást követően ledaráltam (~ 2mm rostaátmérő). Az így kapott mintát fénytől védett, hűvös helyen (4 °C) tároltam, légmentesen lezárt nylonzacskókban a vizsgálatok elvégzéséig.

3.2.4. Vizsgált kompozttulajdonságok

3.2.4.1. Fizikai és kémiai tulajdonságok vizsgálata

A komposzthalmok hőmérsékletének mérése beépített rozsdamentes acél hőmérők segítségével történt napi szinten, a komposztálóedény középpontjában. A komposztminták pH-értékét 1:10 vizes oldatban határoztam meg Jenway 3510 pH-mérővel (Keison Products, Egyesült Királyság). A minták nedvességtartalmának meghatározása szárítószekrényben történt, 105 °C-on tömegállandóságig szárítva. Az összes szervesanyag-tartalmat (OM%) az izzítási veszteségből számoltam Yeoh et al. (2011) alapján. Az OM%-ból az összes szerves széntartalmat (TOC%) és biodegradibilitási koefficiens (K_b) Kebibeche et al. (2019) és Rashad et al. (2010) alapján adtam meg:

$$\text{TOC}(\%) = \frac{\text{OM}(\%)}{1.8} \quad (2)$$

$$K_b = \frac{(\text{OM}_b - \text{OM}_e) \times 100}{\text{OM}_b \times (100 - \text{OM}_e)} \quad (3)$$

Ahol:

OM_b: szervesanyag-tartalom a komposztálás elején,

OM_e: szervesanyag-tartalom a komposztálás végén.

Az összes nitrogéntartalmat (TN%) Dumas-égetéses módszer elven működő Rapid N cube készülékkel (Elementar Analysensysteme, Németország) határoztam meg (Su et al., 2016). A kapott TOC% és TN% értékekből pedig kiszámoltam a minták C/N arányát. A TAPPI 222 om-02 (TAPPI T 222 om-02, 2002) módszer alapján a komposztminták savban nem oldódó lignin (Klason-lignin) tartalmát is meghatároztam, a kapott eredményeket pedig hamutartalomra korrigálva adtam meg.

3.2.4.2. Mikrobiológiai tulajdonságok vizsgálata

A minták és a decimális hígítási sorok előkészítése a mikrobiológiai vizsgálatokhoz a 3.1.1.4. alfejezetben leírtak szerint történt. Az élősejtszámot hagyományos lemezöntéses módszerrel határoztam meg, kivéve a *Salmonella* szerotípusok esetében, ahol jelenlét/hiány vizsgálatot végeztem. A vizsgált mikroorganizmusok tenyésztéséhez a 12. táblázatban feltüntetett táptalajokat és inkubációs körülményeket alkalmaztam.

12. táblázat: Vizsgált mikroorganizmusok

Mikroorganizmus	Táptalaj	Inkubációs körülmények		
		Hőmérséklet (°C)	Idő (h)	Körülmény
Összes telepkepző egységszám	PC	30	72	Aerob
		55	72	Aerob
Élesztő- és penészgombaszám	RBC	25	120	Aerob
		55	72	Aerob
Cellulóz-bontó baktériumszám	CMC ₁	30	120	Aerob
		55	72	Aerob
Cellulóz-bontó penészgombaszám	CMC ₂	25	120	Aerob
		55	72	Aerob
Streptomycetes-szám	Gauze's no. 1	30	120	Aerob
		55	72	Aerob
Fekál <i>Streptococcus</i>	KAA	44	24- 48	Aerob
<i>Escherichia coli</i>	CC	37	24- 48	Aerob
<i>Salmonella</i>	XLD	37	24	Aerob

PC: Plate Count agar; RBC: Bengálrózsa-kloramfenikol agar; CMC₁: Dubos Salts agar karboximetil-cellulózzal és cikloheximiddel kiegészítve; CMC₂: Dubos Salts agar karboximetil-cellulózzal és chloramphenicolal kiegészítve; KAA: Kanamycin-eszkulinazid agar; CC: Chromocult Coliform agar; XLD: Xilóz-lizin-dezoxikolat agar

A streptomycetes-szám meghatározásához használt Gauze's no. 1. táptalaj nem volt szelektív, ezért az értékelésbe csak azokat a telepeket vontam be, melyek légmicéliummal rendelkeztek (Ryckeboer et al., 2003a).

Az *Escherichia coli* számának meghatározásához Chromocult Coliform agart (Biolab) alkalmaztam. A kifejlődött *E. coli* telepek sötétkék színűek voltak. Megerősítésként a tipikus telepekkel indol próbát végeztem Kovács-féle reagens (Biolab) segítségével. A *Salmonella* jelenlét/hiány meghatározásához 25 g mintát adtam 225 ml pufferolt peptonvízhez (Biolab), majd 37 °C-on 18 óráig inkubáltam. Az elődúsított mintából 0,1 ml-t Rappaport Vassiliadis levesbe (Biolab) oltottam át és 41,5 °C-on 24 óráig továbbinkubáltam. A tenyészetből egy kacsnyit Xilóz Lizin Dezoxikolát (XLD) agaron (Biolab) szélesztettem, majd 37 °C-on további 24 óráig inkubáltam. A tipikus telepek (piros vagy rózsaszín áttetsző telepek, fekete középponttal és piros közeghátterrel) azonosítása szerológiai és biokémiai módszerekkel történt (ISO 6579-1, 2017).

Az inkubált lemezek kiértékelése a 3.1.1.4. alfejezetben leírtak szerint történt.

3.2.4.3. Komposzt fitotoxikus hatásának *in vitro* vizsgálata

Laboratóriumi körülmények között csírázási vizsgálatokat végeztem a végtermékek érettségének megállapítása céljából. 10 g friss komposzthoz 100 ml desztillált vizet mértem (1:10) és egy órán keresztül rázattam (200 rpm), majd Whatmann 1 szűrőpapíron (Sigma-Aldrich, USA) szűrtem. A nyert extraktumokból 5-5 ml-t Petri csészébe (9 cm átmérő) helyezett steril szűrőpapírra pipettáztam és arra 10-10 szem *Brassica rapa* subs. *chinensis* (Pak-choi kel) magot helyeztem, egyenletes elosztásban. Kontrollként desztillált vizet alkalmaztam. A Petri csészéket 25 °C-on 72 óráig sötétben inkubáltam WTB Binder

KB-53 típusú termosztátban (Binder GmbH, Németország). A méréseket három párhuzamos vizsgálatával végeztem. Az inkubációt követően az alábbi képletek alapján megadtam a relatív csírázási százalékot (RSG), a relatív gyökérhosszt (RRG) és a csírázási indexet (GI):

$$\text{RSG}(\%) = \frac{\text{Csírázott magok száma a komposzt extraktumban}}{\text{Kontroll csírázott magvak}} \times 100 \quad (4)$$

$$\text{RRG}(\%) = \frac{\text{Átlag gyökérhossz a komposzt extraktumban}}{\text{Kontroll átlag gyökérhossz}} \times 100 \quad (5)$$

$$\text{GI} = \frac{\text{Csírázott magok száma} \times \text{átlag gyökérhossz komposzt extraktumban}}{\text{kontroll csírázott magok száma} \times \text{átlag gyökérhossz}} \times 100\% \quad (6)$$

3.2.4.4. Komposztok biopeszticid tulajdonságának *in vitro* vizsgálata

A komposztminták antipatogén hatásának vizsgálatához a 161. napon vett mintákat és az extrahált *Lavandula angustifolia* Mill. szilárd hulladékot használtam fel. Az extraktumok elkészítéséhez 20 g friss mintát mértem be steril Erlenmeyer-lombikba, ehhez pedig 100 ml desztillált vizet adtam (1:5). A lombikokat vízfürdőben 24 óráig rázattam (200 rpm). Ezután a keveréket steril gézen szűrtem, majd a folyamatot még egyszer elvégeztem Whatman 1 szűrőpapírral is.

Az extraktumok biopeszticid hatásának meghatározásához az alábbi növény-patogén mikroorganizmusokat használtam, melyeket a Szent István Egyetem Mezőgazdasági és Ipari Mikroorganizmusok Nemzeti Gyűjteményéből szereztem be, liofilezett és aktív formában:

Sclerotinia sclerotiorum NCAIM F.00746, *Verticillium dahliae* F.00734, *Xanthomonas campestris* B.01466 és *Pectobacterium carotovorum* subsp. *carotovorum* B.01109. A vizsgálatokhoz szükséges tiszta tenyészetek törzsfenntartása PDA-, illetve Nutrient ferdeagaron (Sigma-Aldrich) történt.

A *Sclerotinia sclerotiorum* NCAIM F.00746 és a *Verticillium dahliae* F.00734 gátlóhatás vizsgálatához steril Petri-csészékbe ~ 20 g PDA táptalajt mértem ki. A lemezek megszilárdulását követően 10 mm-es átmérőjű, rozsdamentes acélból készült steril dugófűrőcsővel lyukakat fúrtam a táptalajba. A lyukakat 100 µl extraktummal töltöttem fel, a megszilárdult táptalaj közepére pedig egy-egy 10 mm átmérőjű, micéliummal átszőtt táptalajkorongot helyeztem. Kontrollként steril PDA lemezeket alkalmaztam. A kész lemezeket 25 °C-on inkubáltam, amíg a kontroll lemezeken a micélium szövedék el nem érte a Petri-csésze szélét.

A növénypatogén baktériumok (*Xanthomonas campestris* B.01466, *Pectobacterium carotovorum* subsp. *carotovorum* B.01109) vizsgálatához Nutrient táptalajt alkalmaztam (~ 20 g/Petri-csésze). Az előzetesen elszaporított tiszta tenyészetekből 0,5 McFarland optikai denzitású szuszpenziókat készítettem. 20 g steril táptalajhoz 1,0 ml baktériumszuszenziót kevertem, majd steril dugófűrővel lyukakat fúrtam a táptalajba. A lyukakba 100 µl extraktumot pipettáztam és a kész lemezeket 30-37 °C-on 24-48 óráig inkubáltam.

Az inkubációs idő letelte után a komposzt-extraktumok gátló hatásának megadásához a lyukak körüli gátlási zóna átmérőjét mértem (mm-ben).

3.3. Alkalmazott statisztikai és ábrázolási módszerek

Az eredmények feldolgozásához és statisztikai értékeléséhez a Microsoft Office Excel 2016 programját (Microsoft Corporation, USA) használtam. A különböző kezelések közötti eltérések statisztikai értékelését egytényezős varianciaanalízissel (ANOVA) végeztem, 95%-os szignifikancia szinten ($p < 0,05$).

4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

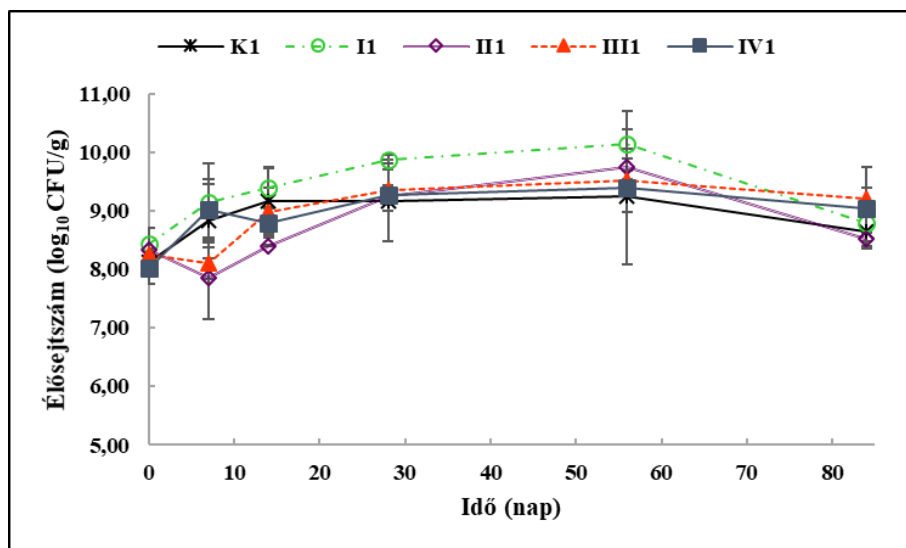
4.1. Komposztálási előkísérletek mikrobiológiai eredményei

A komposztálási előkísérleteket a 3.1. alfejezetben leírtak szerint végeztem. Céljuk az extrahálásból visszamaradt aromát adó gyógynövényhulladék komposztálhatóságának és a különböző komposztálást gyorsító mikrobiológiai készítmények hatásának vizsgálata volt. Az együttes komposztálás alkalmazhatóságának meghatározásához főbb mikrobiológiai paramétereket vizsgáltam két előkísérlet (1. és 2. kísérlet) során és a kapott eredmények alapján határoztam meg a komposztához adott inokulumok hatékonyságát is.

4.1.1. Első komposztálási előkísérlet (1. kísérlet)

Az összeállított anyagkeverékeket, melyek szarvasmarhatrágya (60%), őszi árpa szalma (10%), gyógynövényhulladék (30%) mellett még négy különböző összetételű, lebontást gyorsító mikrobiológiai készítményt is tartalmaztak, három hónapig komposztáltam félüzemi körülmények között. Adott időközönként mértem a komposztok hőmérsékletét, pH-ját (5. melléklet) és nedvességtartalmát, valamint nyomon követtem a mezofil aerob és fakultatív anaerob összes telepképző egység-, a mezofil élesztő- és penész-, valamint a mezofil cellulózbontó mikroorganizmusok számának alakulását (8. ábra). Erre elsősorban azért volt szükség, mivel a mikroorganizmusok élőszejszáma általában nem változik jelentős mértékben a lebontási folyamatok során, azonban a mikrobiális közösségek összetétele összefüggésbe hozható a komposztálás különböző szakaszaival (Ahmad et al., 2007).

A 7. ábra alapján megállapítható, hogy a komposztok összes telepképző egység száma általánosan 7,85-10,14 lgCFU/g között változott a komposztálás végéig, ami annak is köszönhető, hogy a kiindulási anyagkeverékek összes élősejtszáma 10^8 - 10^9 nagyságrendű volt már a 0. napon. Ennek ellenére a kezdeti szakaszban csak a K_1 , az I_1 és a IV_1 kezelésekből származó minták mutattak fokozott szaporodást, míg más kezelések esetében az élősejtszám lecsökkent, ami a gyors, 19-24 °C-os hőmérséklet-növekedésnek volt köszönhető. A 7. naptól a komposztok lassú hűlése megkezdődött, aminek hatására a 14. napra már mindegyik komposzthalom összes telepképző egység száma nagyobb volt, mint a 0. napon. Továbbá az I_1 komposztot nagyobb összes telepképző egység szám jellemezte, mint a II_1 komposztkeveréket. Ez elsősorban annak tudható be, hogy II_1 depóhoz hozzáadott Geocell-1 készítmény hatására a komposzt természetes mikroflórája megváltozott, a termotoleráns mikroorganizmusok kisebb koncentrációban voltak jelen és ennek következtében a mezofil összes telepképző egység szám jelentősen visszaesett a termofil szakasz során. Ezzel szemben az EM-1 készítmény adagolása pozitívan befolyásolta a mikrobaközösségek összetételét még a termofil szakasz alatt is. Éppen ezért legintenzívebbnek is az EM-1 adalékkal bekevert I_1 jelzésű depó bizonyult, ahol az összes telepképző egység száma 10,14 lgCFU/g volt az 56. napon. Az utolsó mintavételkor (84. nap) már mindegyik depó élősejtszáma csökkenő tendenciát mutatott.

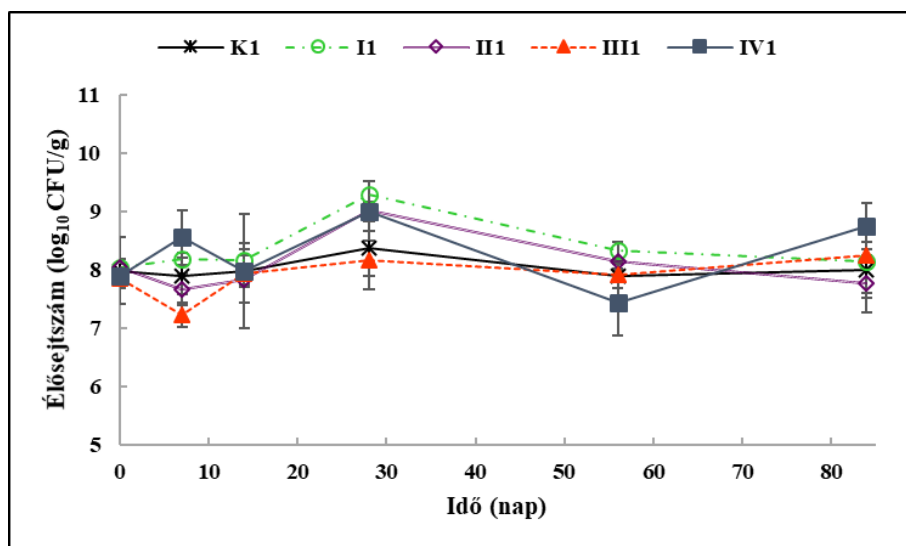


7. ábra: Komposztok mezofil összes telepképző egység-számának változása

(K₁: Kontroll; I₁: EM-1; II₁: Geocell-1; III₁: BioeGo; IV₁: EM-BIO)

A mezofil aerob és fakultatív anaerob cellulózbontó mikroorganizmusok mennyiségi alakulását tekintve (8. ábra), ezen mikrobák döntő szerepet játszottak a gyógynövényes komposzt átalakításában, mivel az élősejtszámuk $1,78 \times 10^7$ - $2,1 \times 10^9$ CFU/g volt végig a komposztálás ideje alatt, számuk pedig mindegyik depóban viszonylag egyenletesen alakult. Már a komposztok kiindulási sejtszáma is 10^7 - 10^8 nagyságrendű volt. Az aerob és fakultatív anaerob telepképző egység-számhoz hasonlóan a termofil szakasz hatására az I₁ és a IV₁ jelű depóban lévő komposztok cellulózbontó száma növekvő tendenciát mutatott az első hét nap során, míg a többi komposztban a sűrűségük stagnált (K₁) vagy csökkent. Ezen belül is az EM-1 és EM-

BIO komposztálást gyorsító szerek nagyobb mezofil cellulózbontó számot biztosítottak a III₁ depóhoz (GeoCell-1) képest. A termofil szakasz után a komposzthalmok fokozatos hűlésnek indultak, aminek következtében a 14. napot követően, a következő mintavételig (28. nap) az I₁, a II₁ és a IV₁ komposztok mezofil cellulózbontó száma közel egy nagyságrendnyivel emelkedett.



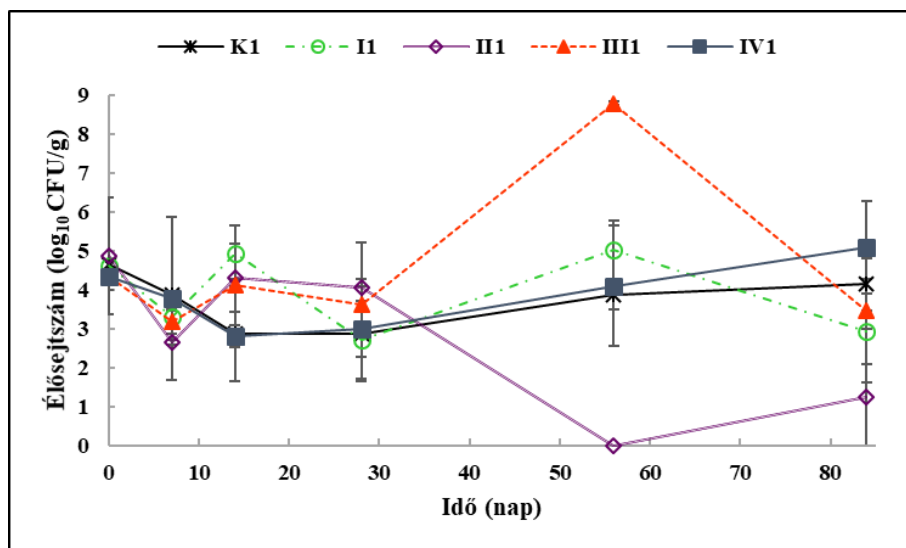
8. ábra: Komposztok mezofil cellulózbontó mikroorganizmus-számának változása

(K₁: Kontroll; I₁: EM-1; II₁:Geocell-1; III₁: BioeGo; IV₁: EM-BIO)

A legnagyobb mezofil cellulózbontó számot az I₁ jelű komposztmintában mértem a 28. napon ($2,1 \times 10^9$ CFU/g): ez szignifikánsan nagyobb ($p < 0,05$) volt a III₃ jelű depóhoz képest. Az I₁ és a II₁ komposztok esetében a cellulózbontó mikroorganizmusok száma a 28. naptól kezdődően fokozatosan csökkent, ami arra utalhat,

hogy az általuk bontott szubsztrát mennyisége lecsökkent a komposztálandó anyagban, míg a másik három komposztban az 56. és a 84. napi mintavétel között még növekvő tendencia mutatkozott. A 84 napos komposztok összes telepkepző egység- és mezofil cellulózbontók számának alakulását összegezve, jelentős eltérés nem volt megfigyelhető, vagyis az alkalmazott komposztálást segítő mikrobiológiai készítmények nem befolyásolták a komposzt mikrobiológiai minőségét.

Az élesztő- és penészgombák számának változását a 9-10. ábrákon tüntettem fel, egymástól elkülönítve, mivel a penészek cellulóz- és pektinbontás szempontjából lényegesebb szerepet töltenek be. Az élesztőgombák koncentrációja a depók többségében hőmérséklettől függően változott a lebontási folyamatok során. Számuk az utolsó mintavételre, a IV₁ komposzt kivételével, a kiindulási élősejtszám alá csökkent, bár a termofil szakasz követően a K₁ komposzt élesztőszáma a 14-28. naptól kezdődően folyamatos, növekvő tendenciát mutatott. Igen kiugró értéket a BioeGo és GeoCell-1 kultúrákkal inokulált depók esetében mértem, a komposzt érésének 56. napján: a hozzáadott adalék szignifikáns mértékben ($p < 0,05$) növelte a III₁ depóban, a II₁ komposztban pedig detektálási határ alá csökkentette az élesztőszámot.

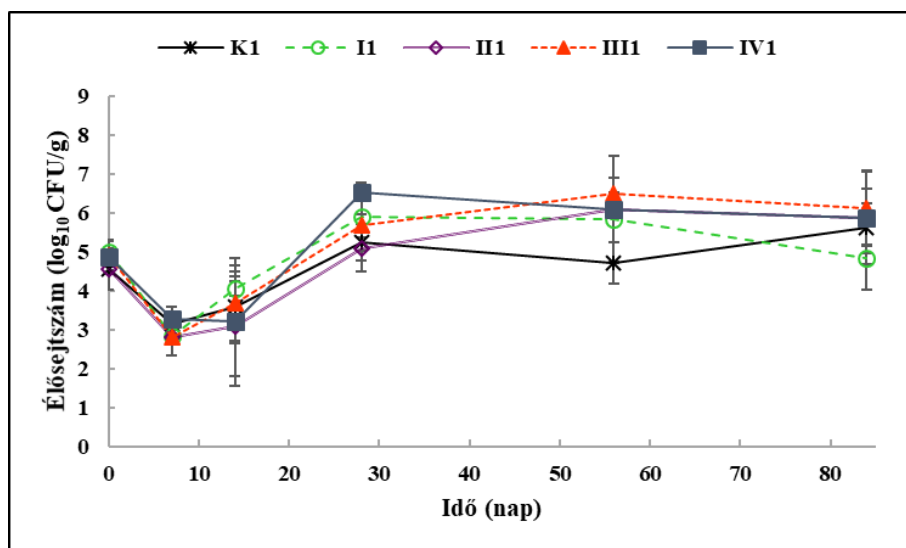


9. ábra: Komposztok mezofil élesztőgomba számának változása

(K₁: Kontroll; I₁: EM-1; II₁: Geocell-1; III₁: BioeGo; IV₁: EM-BIO)

A penészgombák száma átlagban a III₁ és IV₁ jelzésű depókban volt a legnagyobb az egész komposztálási folyamat alatt. A III₁ komposzt esetében ez az alkalmazott kétkomponensű, komposztálást gyorsító mikrobiológiai készítménynek (3. melléklet) is köszönhető. A penészgombák koncentrációja az első hét során 1-3 nagyságrendnyit csökkent a fellépő termofil környezet hatására. Számuk a komposzthalmok lehűlése során, a 7-14. nap után indult növekedésnek, azonban a kontroll komposzttal (K₁) összehasonlítva, a hasznos mikroorganizmusokkal történő kezelések nem növelték jelentős mértékben a depók mezofil penészsámát. Mindazonáltal az utolsó mintavételre már mindegyik kezelt komposzt penészgomba-élősejtszáma csökkenő tendenciát mutatott. Mivel a penészgombák fontos szerepet töltenek be az olyan anyagok lebontásában, mint a

cellulóz (Singh és Suthar, 2012b), ezért a kontroll depó esetében a 84. napon tapasztalt penész- és aerob cellulózbontók számának növekedése együttesen azt is jelezheti, hogy ebben a komposztban a cellulózbontás még nem fejeződött be teljesen, vagyis az alkalmazott mikrobiológiai készítmények, ha minimálisan is, de csökkentették komposztálás idejét, azonban az eltérések nem voltak jelentősek.



10. ábra: Komposztok mezofil penészgomba-számának változása
(K₁: Kontroll; I₁: EM-1; II₁: Geocell-1; III₁: BioeGo; IV₁: EM-BIO)

A kapott eredmények alapján megállapítható, hogy a vizsgált komposztálási eljárás alkalmas a szarvasmarhatrágyával és szalmával kevert extrahálásból visszamaradt gyógynövényi hulladékok hasznosítására. Az alkalmazott komposztálást gyorsító mikrobiológiai készítmények nem befolyásolták jelentős mértékben a komposztálás

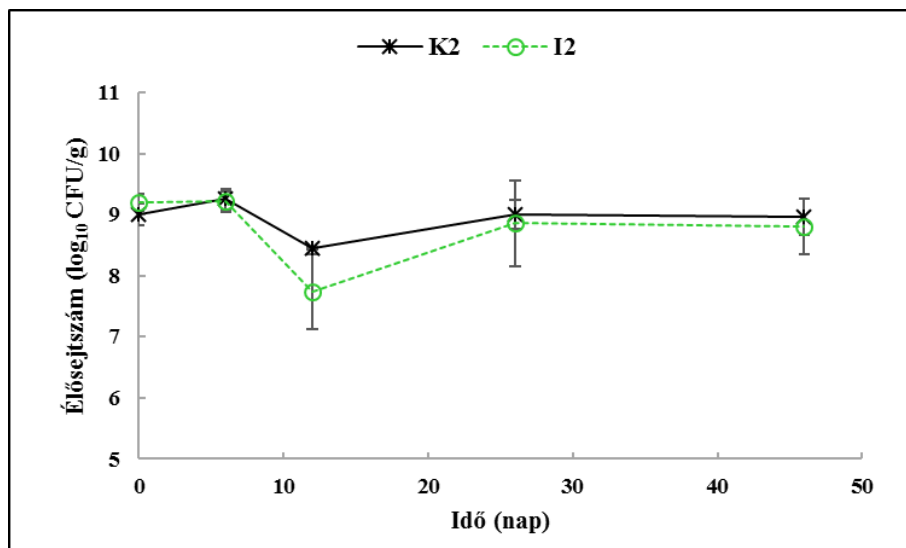
kimenetelét, mindazonáltal a kontroll depó esetében tapasztalt mezofil penész- és aerob cellulózbontó mikroorganizmus-szám növekedése együttesen azt is jelezheti, hogy e depó esetében a cellulózbontás és lényegében a komposztálási folyamat még nem fejeződött be a 84. napra, legalábbis ami a nehezen lebontható makromolekulákat illeti. A mikrobiológiai vizsgálati eredmények alapján az I₁ jelzésű, EM-1-gyel inokulált komposztban volt megfigyelhető a legjelentősebb mikrobiológiai növekedés. Az összes telepképző egység szám és a cellulózbontó mikroorganizmusok száma is átlagban ennek az adaléknak a hatására volt a legnagyobb, annak ellenére, hogy az EM (Effective Microorganisms/ Effektív Mikroorganizmusok) készítmények elsősorban a nehezen bontható anyagok lebontására kevésbé specializálódtak mikroorganizmusokat tartalmaznak (Fan et al., 2018b).

4.1.2. Második komposztálási előkísérlet (2. kísérlet)

A második komposztálási előkísérletbe csak az előzőleges vizsgálat során legjobban teljesítő, komposztálást gyorsító mikrobiológiai készítményt, az EM-1-et vontam be. A bekevert komposztálandó hulladékot, ami 60%-nyi gyógynövényhulladékot tartalmazott, közel két hónapig komposztáltam félüzemi körülmények között. Ez idő alatt meghatározott időközönként mértem a komposztok hőmérsékletét, pH-ját (6. melléklet), és nedvességtartalmát. Nyomon követtem az aerob és fakultatív anaerob összes telepképző egység-, az élesztő- és penész-, valamint a cellulózbontó mikroorganizmus-szám alakulását a komposztálás ideje alatt (11-14. ábra).

Az előző kísérlethez hasonlóan a kontroll (K_2) és az EM-1 adalékkal kiegészített komposzt (I_2) összes telepképző egység száma közel állandó volt a vizsgálati időszak végéig (10^7 - 10^9 CFU/g) (11. ábra). A kezdeti időszakban a hozzáadott mikrobiológiai készítmény miatt az I_2 élősejtszáma minimálisan nagyobb volt, mint a K_2 depóban lévő nyersanyagé. Ennek ellenére a hozzáadott inokulum nem gyakorolt jelentős hatást a mikrobaszaporodásra. A kezdeti mezofil szakaszt követően a mikroorganizmusok aktivitás növekedése következtében a komposztok maghőmérséklete hirtelen megnőtt, ami már nem kedvezett a komposztálandó anyagban előforduló mezofil mikroorganizmusoknak, ezért számuk a 12. napra visszaesett: számuk a K_2 komposztban $2,87 \times 10^8$ CFU/g, míg a kezelt komposztban (I_2) $8,50 \times 10^7$ CFU/g volt. A komposzthalmok hűlésével együtt a mezofil

mikroorganizmusok koncentrációja növekvő tendenciát mutatott a 26. napig, majd a 26. és a 48. nap között stagnált.

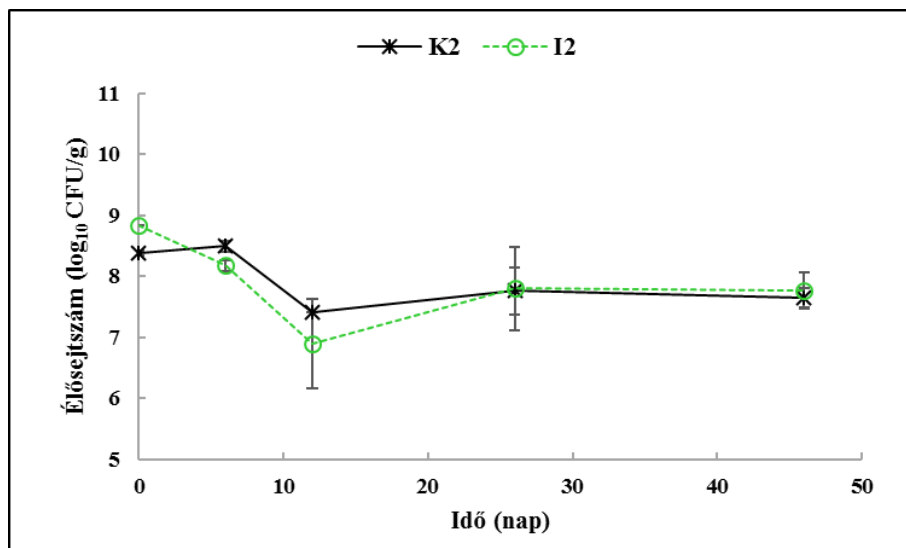


11. ábra: Komposztok mezofil összes telepképző egység-számának változása

(K₂: Kontroll; I₂: EM-1)

A mezofil cellulózbontó mikroorganizmusoknak kedvezett a 60%-nyi extrahált gyógynövényhulladékkal kiegészített alapanyag összetétele, mivel csíraszámuk a komposztálás végéig 10^7 - 10^8 CFU/g között alakult (12. ábra). A termofil körülmények következtében számuk a 0-6. naptól kezdődően csökkent, de a hűlési szakasz során közel egy nagyságrendnyit nőtt. Az utolsó mintavétel alkalmával megint kisebb sejtsűrűségben voltak kimutathatók a komposztált szervesanyagokban (K₂: 7,65 lgCFU/g; I₂: 7,76 lgCFU/g). Összességében elmondható, hogy mind a kontroll, mind pedig az

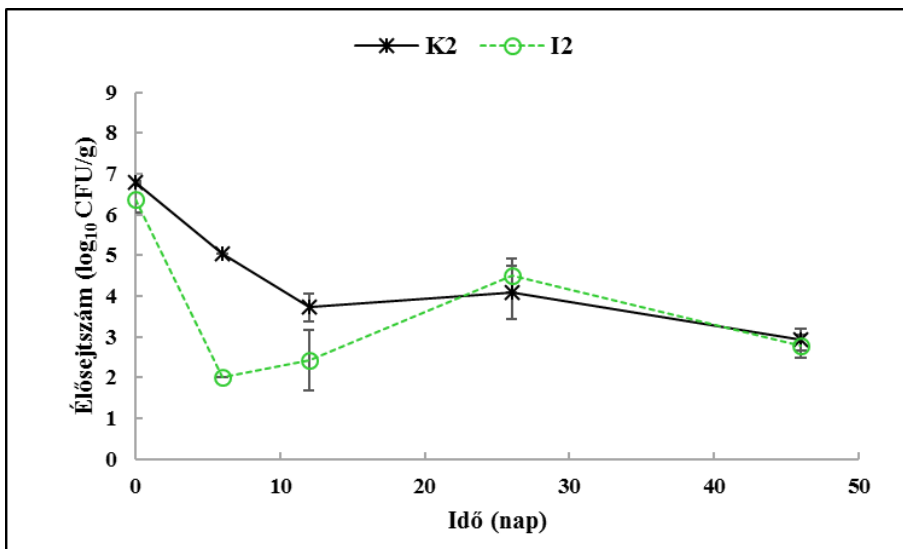
adalékanyaggal bekevert komposztalóm összes telepkepző egység- és összes cellulózbontó száma hasonlóan alakult.



12. ábra: Komposztok mezofil cellulózbontó mikroorganizmus-számának változása

(K₂: Kontroll; I₂: EM-1)

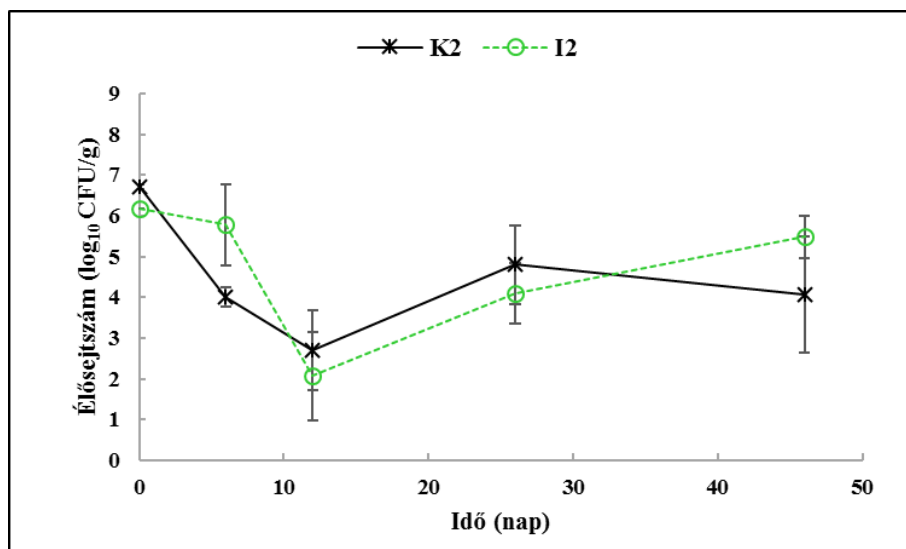
Az élesztő- és penészgombák számának változását a 13-14. ábra szemlélteti. Ez alapján elmondható, hogy a termofil környezet hatására a mezofil élesztő- és a penészgombák mennyisége is meredeken csökkent mindkét komposztban a 6-12. napig. Az EM-1 komposztálást gyorsító mikrobiológiai készítmény hozzáadása negatív hatást gyakorolt az összes élesztőszámra a komposztálás kezdeti fázisaiban, azonban a hőmérséklet csökkenését és az érési szakasz kezdetét követően az élesztőgombák rekolonizálták a komposztálandó anyagot, számuk pedig 1-2 nagyságrendnyit nőtt.



13. ábra: Komposztok mezofil élesztőgomba számának változása

(K₂: Kontroll; I₂: EM-1)

A korai termofil szakasz a penészgombák számát is negatívan befolyásolta mindkét komposzt esetében, azonban a kezdeti csökkenés az I₂ depó esetében enyhébb volt az első hét napban. Az érési szakasz végére (48. nap), a K₂ élesztő- és penész-, valamint a I₂ élesztőszáma is visszaesett, jelezve a lebontási folyamatok végét. Ez alól csak az EM-1-gyel bekevert komposztálandó anyag penészszáma volt a kivétel, ami még növekvő tendenciát mutatott (4,09 lgCFU/g-ról 5,49 lgCFU/g-ra).



14. ábra: Komposztok mezofil penészgomba-számának változása
(K₁: Kontroll; I₁: EM-1)

Összehasonlítva az első előkísérleti eredményekkel, a nagyobb mennyiségben alkalmazott gyógynövényhulladék (60%) pozitívan befolyásolta a komposztálás folyamatát: az összeállított anyagkeverék, ami 60%-nyi extrahált gyógynövényhulladékot tartalmazott, intenzívebb mikrobiológiai tevékenységet eredményezett a kezdeti mezofil szakasz során. Nagyobb mennyiségű gyógynövényhulladék alkalmazása a K₂ depó esetében a mezofil összes telepkepző egység számot, míg az I₂ depó esetében a mezofil cellulózbontó mikroorganizmusok számát növelte. Az élesztő- és penészgombák élősejtszáma mind a kontroll (K₂), mind a kezelt (I₂) komposztok esetében jelentősen nagyobb volt, mint az első előkísérlet során. Ennek következtében pedig a komposztok hőmérséklete, illetve a termofil szakasz hossza is pozitívan változott. A nagyobb mennyiségű kínai

gyógynövényhulladék alkalmazása Zhou et al. (2018) esetében is hosszabb termofil szakaszt eredményezett: az 1:1:1 arányú élelmiszerhulladékot, szennyvíziszapot és gyógynövényhulladékot tartalmazó komposzt hőmérséklete három héten keresztül meghaladta az 55 °C-ot. Ezzel szemben a gyógynövényhulladékot nem tartalmazó kontroll, valamint az 5:5:1 arányú keverék hőmérséklete mindössze két hétig érte el a termofil tartományt.

Kísérleteim során azonban a hosszabb termofil szakasz hatással volt a mezofil mikroorganizmusok számára is. Ennek eredményeként a második mezofil és az érési szakasz során a vizsgált mikroorganizmusok kisebb számban voltak kimutathatók. Az alkalmazott, kereskedelmi forgalomban is kapható komposztálást gyorsító mikrobiológiai készítmény, az EM-1, nem gyakorolt pozitív hatást a komposztálás folyamatára, illetve a komposzt mikrobiológiai minőségére. Ez feltehetően a relatíve megemelkedett, nehezen lebomló szerves vegyületek arányának volt köszönhető. Ez egyben felvetette azt a problémát is, hogy megkíséreljek egy új, komposztálást gyorsító mikrobiológiai készítményt előállítani a további komposztálási kísérletekhez.

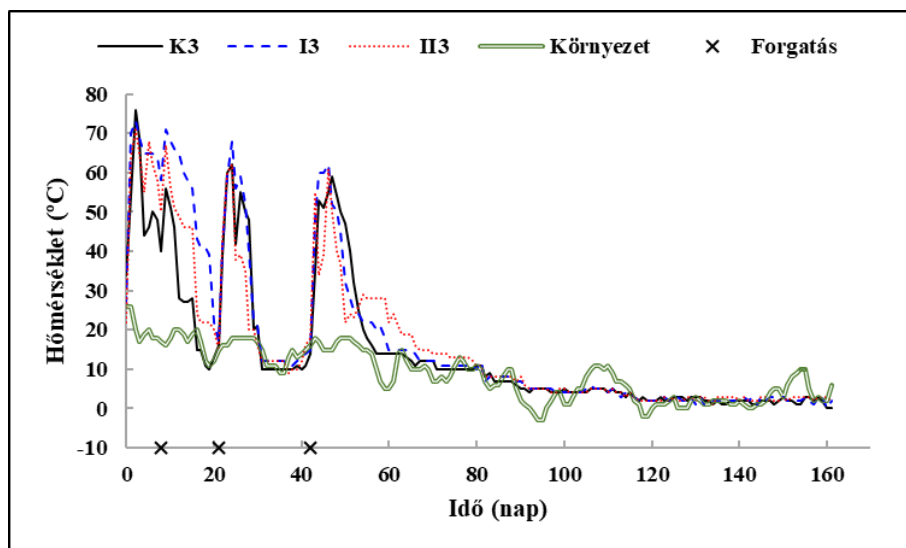
4.2. Harmadik komposztálási kísérlet (3. kísérlet)

Az összeállított anyagkeverékeket, ami extrahált gyógynövényhulladékot (60%), szarvasmarhatrágyát (30%) és őszi árpa szalmát (10%) tartalmazott, inokulum adagolása mellett (II₃) vagy anélkül (I₃), 161 napig komposztáltam félüzemi körülmények között. A kontroll (K₃) csak szarvasmarhatrágyát és őszi árpa szalmát tartalmazott. Az alkalmazott inokulum két, cellulóz- és/vagy ligninbontást segítő baktérium, a *Cellulomonas flavigena* NCAIM B.01383 és a *Streptomyces viridosporus* NCAIM B.02369, keverékéből állt.

4.2.1. Fizikai és kémiai paraméterek jellemzése

A három kísérleti komposzt hőmérsékletének változását a 15. ábra szemlélteti. Hőmérsékletük a bekeverést követően meredeken emelkedett, a termofil szakaszt (> 50 °C) egy napon belül elérte mindegyik depó. A hőmérséklet 60 °C felett maradt 3, 6 és 7 napig a K₃, a II₃ és az I₃ jelű depókban is, majd hirtelen csökkenésnek indult. A termofil szakasz hossza 15, 25 és 16 nap volt a K₃, az I₃ és a II₃ komposztok esetében. A legmagasabb hőmérsékletet a levendulahulladékot nem tartalmazó komposzt esetében mértem a 3. napon, de a I₃ és a II₃ komposztok hőmérséklete is 73 °C és 71 °C volt egyidejűleg. Mikor a környezet hőmérséklete 20 °C alá csökken a mikrobiális anyagcserefolyamatok jelentős mértékben lelassulhatnak vagy teljesen le is állhatnak, ami a komposzt kihűléséhez vezet (Xie et al., 2017a). Mivel a komposztálási kísérletek őszi-téli hónapok alatt folytak, ezért a környezeti hőmérséklet már a kezdeti fázisban 20 °C

alatt volt, aminek hatására a komposztok gyors hűlésnek indultak a termofil szakaszt követően. Emiatt a depók tartalmát három alkalommal átforgattuk és a hiányzó nedvességtartalmat pótoltuk, így a mikrobiális tevékenység fenntartható volt. A végső hűlési és érési szakasz az 50. napon kezdődött, aminek köszönhetően a komposzthalmok hőmérséklete 0-2 °C-ra csökkent vissza. Habár a depók szigetelve voltak, a komposztok gyorsan lehűltek, ami szintén az alacsony környezeti hőmérsékletnek volt köszönhető.



15. ábra: Komposztok hőmérsékletének változása

(K₃: Kontroll komposzt; I₃: Gyógynövényes kontroll komposzt;
II₃: Inokulált gyógynövényes komposzt)

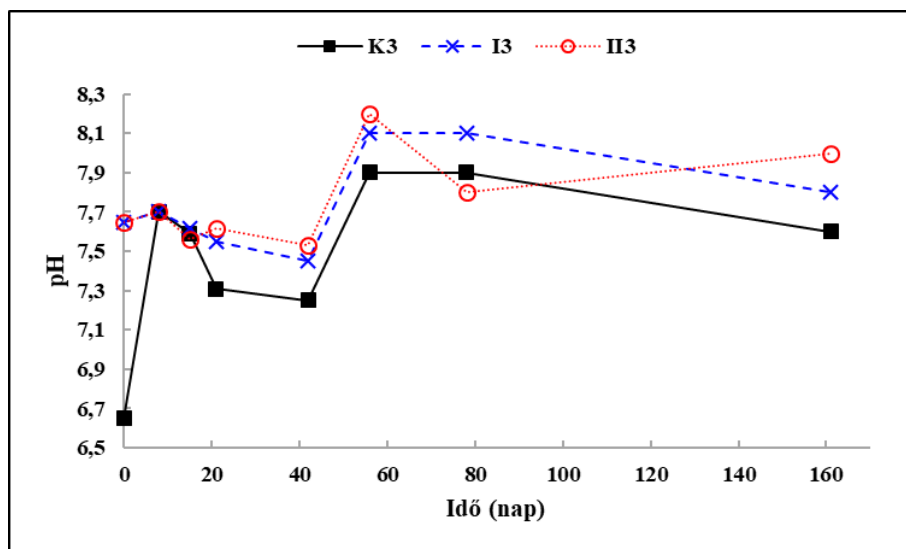
A komposztálás alatt tapasztalt hőmérsékleti változások szoros kapcsolatban állnak a mikroorganizmusok aktivitásával (Li et al., 2018). Habár több, külföldi kísérlet során az 50 °C-os

komposzthőmérsékletet sem sikerült elérni (Karnchanawong és Nissaikla et al., 2014; Xie et al., 2017a), a termofil szakasz a komposztálás egy kiemelkedően fontos része, mivel a cellulózt és egyéb fitotoxikus anyagokat is a termofil baktériumok bontják le (Zhong et al., 2018). Továbbá, ha a komposzt hőmérséklete meghaladja az 55 °C-ot legalább három, egymást követő nap, akkor az biztosíthatja a patogén mikroorganizmusok megfelelő inaktiválását (Zeng et al., 2010; Zhong et al., 2018). A kapott eredmények alapján megállapítható, hogy a gyógynövényi hulladékot nem tartalmazó kontroll komposzt (K₃) ennek az ajánlásnak nem felelt meg, míg a nagy mennyiségben hozzáadott, extrahált levendulahulladék megnövelte a termofil szakasz idejét az I₃ és II₃ depók esetében is. Mindazonáltal a baktériumokkal inokulált komposzt (II₃) termofil szakasza 9 nappal rövidebb volt, mint a mikrobiológiai szert nem tartalmazó (I₃) komposztté, ami azt mutatja, hogy a baktériumok hozzáadása nem volt képes pozitívan befolyásolni a komposztálási hőmérsékletet (*C. flavigena* és *S. viridosporus*) és ezáltal nem volt hatással a komposztálás idejére (Jiang et al., 2015).

A szakirodalom alapján a különböző összetételű mikrobiális inokulumok alkalmazása általában pozitívan hat a termofil szakaszra (Chi et al., 2020; Li et al., 2018; Rastogi et al., 2019; Selvamani et al., 2019; Zhou et al., 2015). E komposztálási kísérlet esetében, feltehetőleg a II₃ depóhoz hozzáadott baktériumok versengés útján gátolhatták a komposztálandó anyagban természetesen előforduló mikroorganizmusokat (Chen et al., 2019), ezáltal csökkentették a mikrobiológiai anyagcserefolyamatokat.

A mikrobiológiai aktivitást nagyban befolyásolja a komposztálási környezet pH-ja is, mivel a legtöbb mikroorganizmus, főleg a baktériumok számára, a neutrális pH az optimális (Pandey et al., 2009). Ezzel szemben a gombák a savas környezetet preferálják, de széles pH tartományt képesek tolerálni, kivéve a bazídiumos gombák (Basidiomycotina), melyek pH 7,5 felett nem képesek szaporodni (Tuomela et al., 2000).

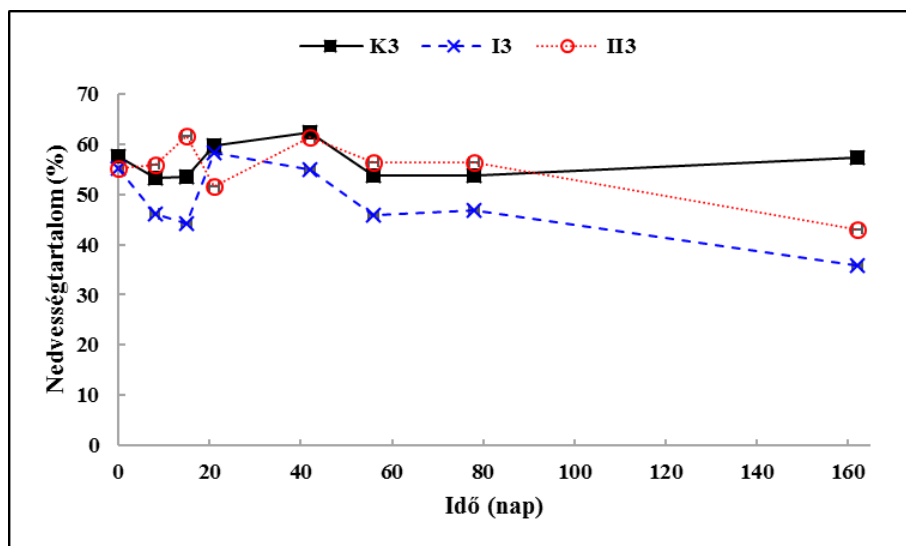
A három komposzt pH-ja 6,65 és 8,20 között változott a komposztálás egész ideje alatt (16. ábra). Az extrahált levendulahulladék hozzáadása növelte a kiindulási pH-t az I₃ és a II₃ komposzt esetében, de az első hét nap során a gyógynövényi hulladékot nem tartalmazó K₃ komposzt pH-ja is nőtt, 6,65-ről 7,70-re. Ez elsősorban az aminosavak és fehérjék lebontása során keletkező ammóniának volt köszönhető (Jiang et al., 2015). A 8. naptól kezdődően, a szerves anyag lebontásából származó CO₂ emisszióknak (Jiang et al., 2015), a nitrifikációnak és a kis molekulatömegű zsírsavak keletkezésének következtében (Gou et al., 2017) a komposztálás előrehaladtával a pH fokozatosan csökkent, azonban a depók pH-ja így sem ment 7,0 alá. A 21. naptól kezdődően a K₃ és az I₃ komposztok pH-ja hasonlóan alakult, az 42-56. nap között pedig már mindhárom komposzt pH-ja növekvő tendenciát mutatott, ami valószínűsíthetőleg a fehérjék mineralizációjának és a szerves savak lebontásának volt betudható (Voběrková et al., 2017). A mért változások összhangban vannak az irodalomban leírtakkal (Azim et al., 2018; Harindintwali et al., 2020; Nair és Okamitsu, 2010). A kész komposztok pH-ja 7,6 és 8,0 közé esett, ami megfelelt az ajánlott < 9 szintnek (Gou et al., 2017).



16. ábra: Komposztok pH-jának változása

(K₃: Kontroll komposzt; I₃: Gyógynövényes kontroll komposzt;
II₃: Inokulált gyógynövényes komposzt)

Komposztálás alatt a megfelelő nedvességtartalom biztosítása segít fenntartani a mikrobiológiai aktivitást és ezáltal hozzájárul a szervesanyagok lebontásához (Wan et al., 2020). A vizsgálati idő alatt a három komposzt nedvességtartalma 35,72 és 62,40% között változott (17. ábra). A kezdeti időszakban (első 42 nap) az intenzív mikrobiológiai aktivitás miatt a komposztok nedvességtartalmát 20-20 liter víz hozzáadásával kellett biztosítani 8., 21. és 42. napon, mikor a komposzthalmok átforgatása is megtörtént. Ezzel a három kísérleti komposzt nedvességtartalma az optimális tartományban (40-60%) (Guerra-Rodríguez et al., 2006) maradt közel a 78. napig. A gyógynövényhulladékot tartalmazó érett komposztok (I₃ és II₃) megfelelt az előírásoknak ($\leq 50\%$).



17. ábra: Komposztok nedvességtartalmának változása

(K3: Kontroll komposzt; I3: Gyógynövényes kontroll komposzt;
II3: Inokulált gyógynövényes komposzt)

Vizsgálataim alatt a szervesanyag-tartalom (OM), az összes szerves széntartalom (TOC), az összes nitrogéntartalom (TN), valamint a szén nitrogén (C/N) arány változását jelentősen befolyásolta a kiindulási nyersanyag összetétele (13. táblázat).

Komposztálás során a szerves anyagok átalakításáért speciális mikroba populációk enzematikus tevékenysége a felelős (Chowdhury et al., 2013). A lebontási folyamatok előrehaladtával a komposztok szervesanyag-tartalma szignifikáns mértékben ($p < 0,05$) lecsökkent. A kezdeti szervesanyag-tartalom 86,73-87,27% (szárazanyagra vonatkoztatva) között változott, míg a végtermék OM tartalma 76,19-80,90% volt. A szervesanyag-veszteség mértéke (Fornes et al., 2012) az II₃ komposzt esetében volt a legnagyobb ($47,56 \pm 1,03\%$), míg az I₃

komposzté $41,33 \pm 0,35\%$, a K_3 komposzté pedig $33,00 \pm 3,71\%$ volt. A gyógynövényhulladékot tartalmazó érett komposztok (I_3 és II_3) szervesanyag-tartalmuk alapján megfeleltek a 20,00-80,00%-os ajánlásnak (Gao et al., 2015).

13. táblázat: Komposztok főbb kémiai tulajdonságainak változása (szárazanyagra vonatkoztatva)

Paraméter	Idő (nap)	K_3	I_3	II_3
Szervesanyag-tartalom (%) ¹	0.	$86,73 \pm 0,99^a$	$87,27 \pm 0,14^a$	$87,27 \pm 0,14^a$
	161.	$80,90 \pm 0,46^a$	$78,74 \pm 0,19^b$	$76,19 \pm 0,23^c$
Összes szerves széntartalom (%) ¹	0.	$48,18 \pm 0,55^a$	$48,48 \pm 0,08^a$	$48,48 \pm 0,08^a$
	161.	$44,94 \pm 0,26^a$	$43,75 \pm 0,10^b$	$42,33 \pm 0,13^c$
Biodegradációs koefficiens (K_b)		0,35	0,46	0,53
Összes nitrogéntartalom (%) ¹	0.	$1,49 \pm 0,13^a$	$1,47 \pm 0,02^a$	$1,47 \pm 0,02^a$
	161.	$2,55 \pm 0,02^a$	$2,30 \pm 0,01^b$	$2,50 \pm 0,03^a$
Szén/nitrogén arány ¹	0.	$32,43 \pm 2,45^a$	$32,99 \pm 0,34^a$	$32,99 \pm 0,34^a$
	161.	$17,60 \pm 0,15^b$	$19,05 \pm 0,06^a$	$16,91 \pm 0,18^c$
Savban nem oldódó lignintartalom (%) ¹	0.	$15,05 \pm 0,58^a$	$15,60 \pm 0,74^a$	$15,60 \pm 0,74^a$
	161.	$14,09 \pm 0,33^{ab}$	$14,16 \pm 0,68^a$	$12,66 \pm 0,99^b$

K_3 : Kontroll komposzt; I_3 : Gyógynövényes kontroll komposzt; II_3 : Inokulált gyógynövényes komposzt

¹ Az adatok három párhuzamos átlag \pm szórás értékeit jelölik

^{a-c} A különböző betűk ugyanabban a sorban szignifikáns különbségeket jelölnek ($p < 0,05$).

Az összes szerves széntartalom (TOC) az OM tartalomhoz hasonlóan változott. Összességében a végső OM% és TOC% szignifikánsan kisebb volt a beoltott komposzt (II₃) esetében, a K₃ és az I₃ komposztokhoz hasonlítva. Ennek eredményeként a II₃ komposzt biodegradációs koefficiense volt a legnagyobb (0,53), amit a gyógynövényt tartalmazó kontroll (0,46) és a levendulahulladékot nem tartalmazó kontroll (0,35) követett.

Mivel a komposztban szerves és szervetlen formában előforduló nitrogén fontos szerepet tölt be, mint növényi tápanyag, ezért a komposztok elérhető nitrogéntartalma kiemelt fontossággal rendelkezik. Komposztálás során a szerves nitrogént mikroorganizmusok széles köre (baktériumok és gombák) képes bontani, melynek során ammónia keletkezik (Maeda et al., 2011). Az összes nitrogéntartalomra (TN) vonatkozólag, a komposztálás utolsó napján mért értékek szignifikánsan nagyobbak voltak, mint a kiindulás napján mérték, ami az említett szénveszteségnek (Gou et al., 2017) és a szerves anyag mineralizációjával járó tömegveszteségnek tudható be (Kausar et al., 2013). A végtermékek TN tartalmában is jelentős mértékű eltérés volt megfigyelhető, mivel az extrahált gyógynövényhulladék alkalmazása jelentősen csökkentette a nitrogén-koncentrációt az I₃ komposztban (2,30%), a K₃-hoz képest (2,55%). A legvalószínűbb magyarázat erre, hogy a levendulahulladékban visszamaradó monoterpén vegyületek gátolták a nitrogén mineralizációját és a nitrifikáció folyamatát (Guénon et al., 2017). Ennek ellenére a II₃ jelű komposzt végső összes nitrogéntartalma

szignifikánsan nagyobb ($p < 0,05$) volt a gyógynövényt tartalmazó kontrollhoz képest.

A C/N arány egy általánosan alkalmazott paraméter a komposzt érettségének meghatározásához (Jusoh et al., 2013). Mind a szén, mind pedig a nitrogén esszenciális része a mikroorganizmusok szaporodásának és anyagcseréjének komposztálás során, éppen ezért a komposztálás előrehaladtával a C/N arány jelentős mértékben változhat (Meng et al., 2018). A kiindulási komposztkeverék arányát 30-35 közé állítottam be (K_3 : 32,43; I_3 és II_3 : 32,99) az alkalmazott adalékok (szarvasmarhatrágya és őszi árpa szalma) segítségével. A 161. napra, a kezdeti C/N arány 45,7%, 42,3% és 48,7% százalékkal csökkent K_3 , I_3 és II_3 komposztok esetében. A legkisebb mért érték a baktériummal inokulált II_3 komposzthoz tartozott (16,91). Mindhárom komposzt esetében a kapott végső értékek megfelelnek az ajánlott < 25 C/N aránynak (Awasthi et al., 2020).

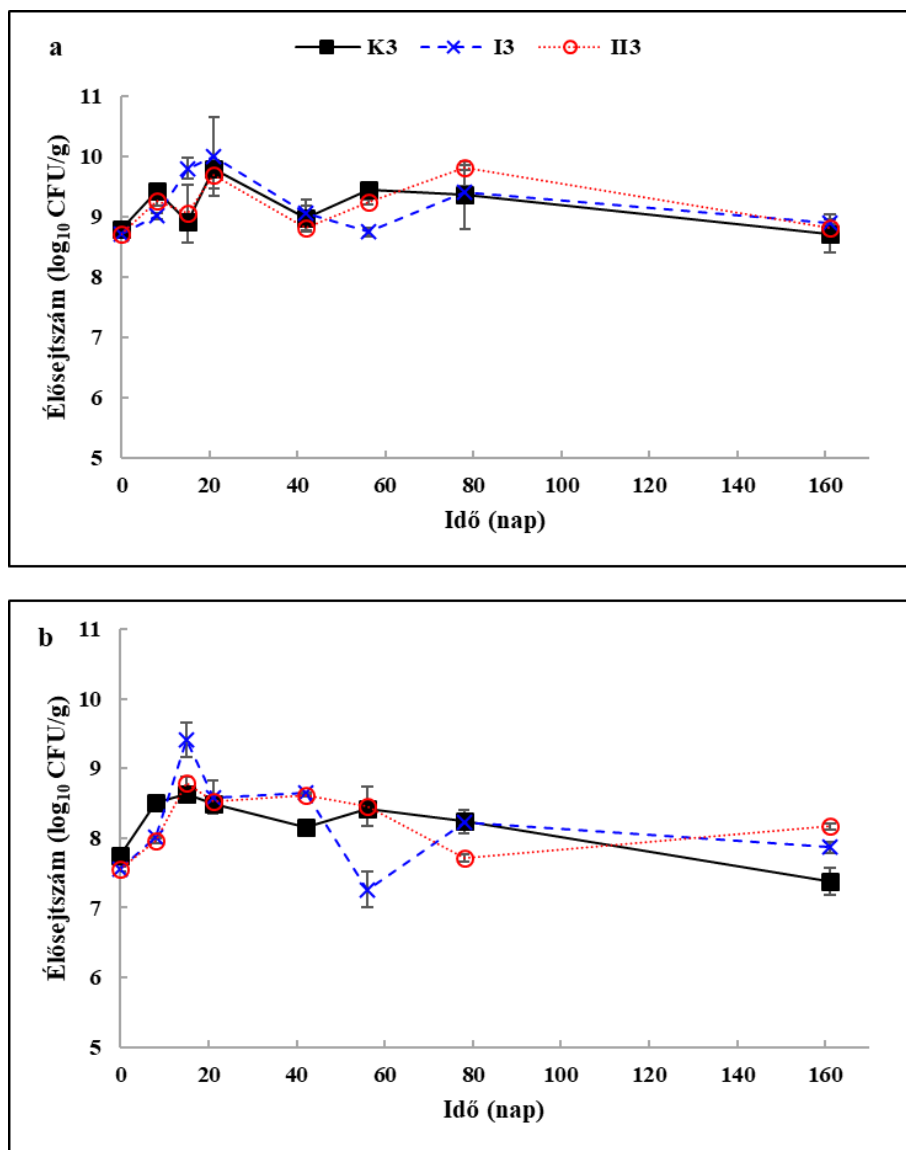
A lignin egy aromás fenol, ami a növényi sejtfal 15-35%-át teszi ki (Xu et al., 2018). Biodegradációja a komposztálás egy kritikus lépése, ami meghatározza a késztermék stabilizációját és humifikációját, valamint a komposztálási folyamat idejét is (Gou et al., 2017). Azonban amíg a cellulóz és a hemicellulóz mikroorganizmusok általi bontása egy egyszerűbb folyamat, addig a lignin lebontása jóval bonyolultabb, szerkezeti komplexitásának és oldhatatlanságának köszönhetően (García-Gómez et al., 2005; Pérez et al., 2002). Vizsgálataim során a komposztok savban nem oldódó lignintartalma 6,4-18,8%-kal csökkent a komposztálás végéig. A legnagyobb mértékű

csökkenést az inokulált II₃ komposzt esetében mértem, ami 12,66%-nyi savban nem oldódó lignint tartalmazott a 161. napon.

4.2.2. Mikrobiológiai vizsgálati eredmények

A lignocellulóz tartalmú hulladékok lebontásában baktériumok, aktinomicéták és gombák széles köre vesz részt (Atif et al., 2020; Varma et al., 2017). Ezek a mikroorganizmusok fontos szerepet töltenek be a szervesanyag stabil termékké történő átalakításában (Awasthi et al., 2018) és éppen ezért bizonyos mikrobák jelenléte az érési folyamat szakaszának és minőségének indikátoraként alkalmazható (Onwosi et al., 2017).

A relatív magas hőmérséklet ellenére a mezofil mikroorganizmusok élősejtszáma csak minimálisan változott a komposztálás ideje alatt (18a. ábra). Mindhárom komposzt esetében a 21. napon mértem a legnagyobb növekedést, mikor az élősejtszám 9,69-9,99 lgCFU/g volt.



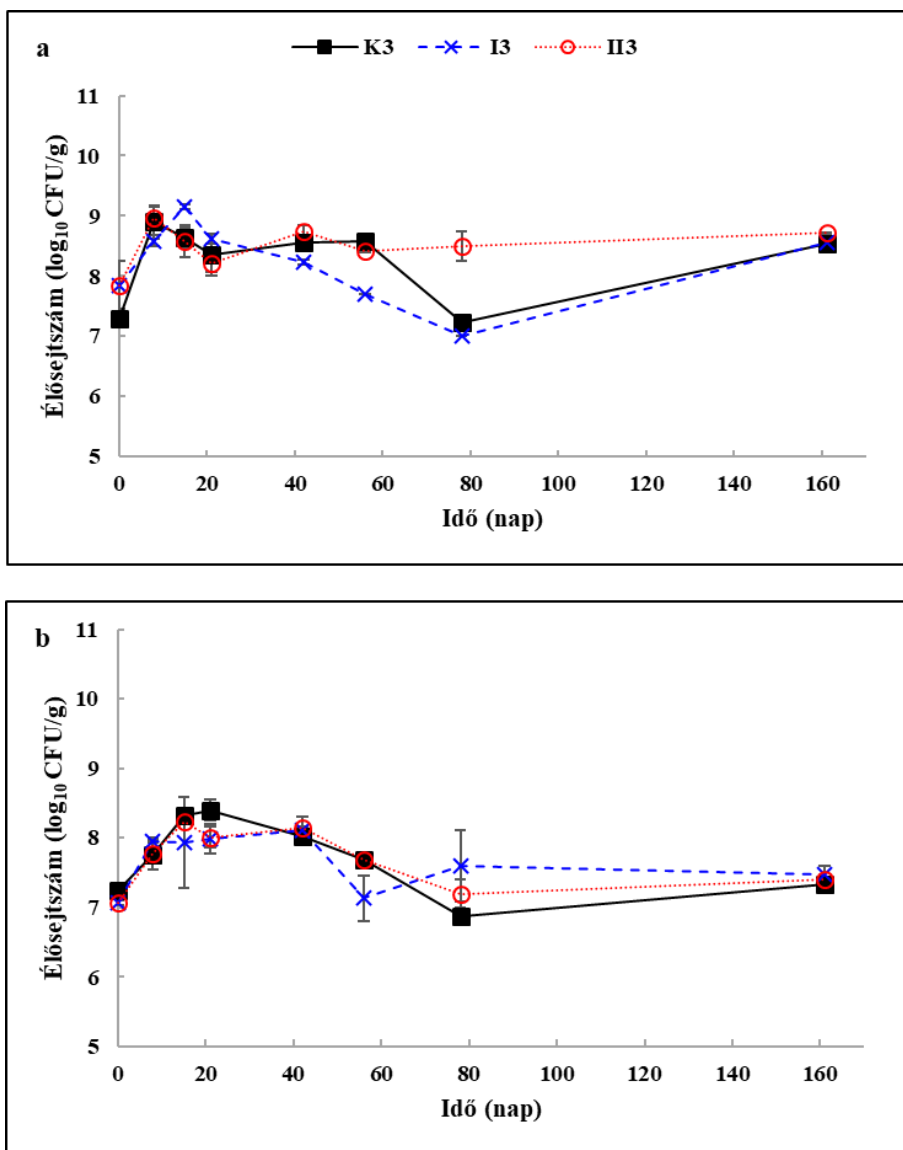
18. ábra: Komposztok mezofil (a) és termofil (b) összes telepképző egység-számának változása

(K₃: Kontroll komposzt; I₃: Gyógynövényes kontroll komposzt;
II₃: Inokulált gyógynövényes komposzt)

Ezzel szemben az eltérő kezelések hatással voltak a termofil mikroorganizmusok számára (18b. ábra). A kezdeti összes telepkepző egység számuk nagyobb volt a K₃ komposztban (7,75 lgCFU/g), mint a gyógynövényi hulladékot is tartalmazók esetében (7,55 lgCFU/g). Mindazonáltal, a jelentős hőmérsékletnövekedésnek köszönhetően, az első 15 nap során sűrűségük az I₃ komposztban is nőtt. A 161. napon $2,6 \times 10^7$ CFU/g, $7,4 \times 10^7$ CFU/g és $1,5 \times 10^8$ CFU/g termofil mikroorganizmus volt kimutatható a K₃, az I₃ és a II₃ komposztokból. A mezofil és termofil aerob és fakutatív anaerob mikroorganizmusok számát tekintve, a levendulahulladék alkalmazása pozitívan befolyásolta számukat a komposztálás bizonyos szakaszaiban

A komposztban nemcsak vízben oldódó szacharidok fordulnak elő, hanem cellulóz is, ami mikroorganizmusok számára nehezebben hasznosítható (Zhao et al., 2016). Habár a cellulózbontás elsődleges szereplői a gombák, néhány baktériumtörzs szintén képes kiválasztani cellulázt (Eida et al., 2012). Főbb képviselőik közé az *Achromobacter*, az *Angiococcus*, a *Bacillus*, a *Cellfalcicula*, a *Cellulomonas*, a *Cellvibrio*, a *Clostridium*, a *Cytophaga*, a *Polyangium*, a *Pseudomonas*, a *Sorangium*, a *Sporocytophaga*, a *Micromonospora*, a *Nocardia* és a *Vibrio* nemzetség bizonyos tagjai tartoznak (Krishna és Mohan, 2017). Vizsgálataim során a cellulózbontó baktériumok nagy mennyiségben voltak kimutathatók (10^7 - 10^8 CFU/g) már a bekevert kiindulási anyagokból is (19. ábra). Wang et al. (2011) eredményeihez hasonlóan a cellulózbontó baktériumok mennyisége fokozatosan nőtt a kezdeti szakaszban, ami a kevésbé komplex vegyületek kimerülésének és a cellulóz fokozott hozzáférhetőségének tudható be. Maximális mezofil

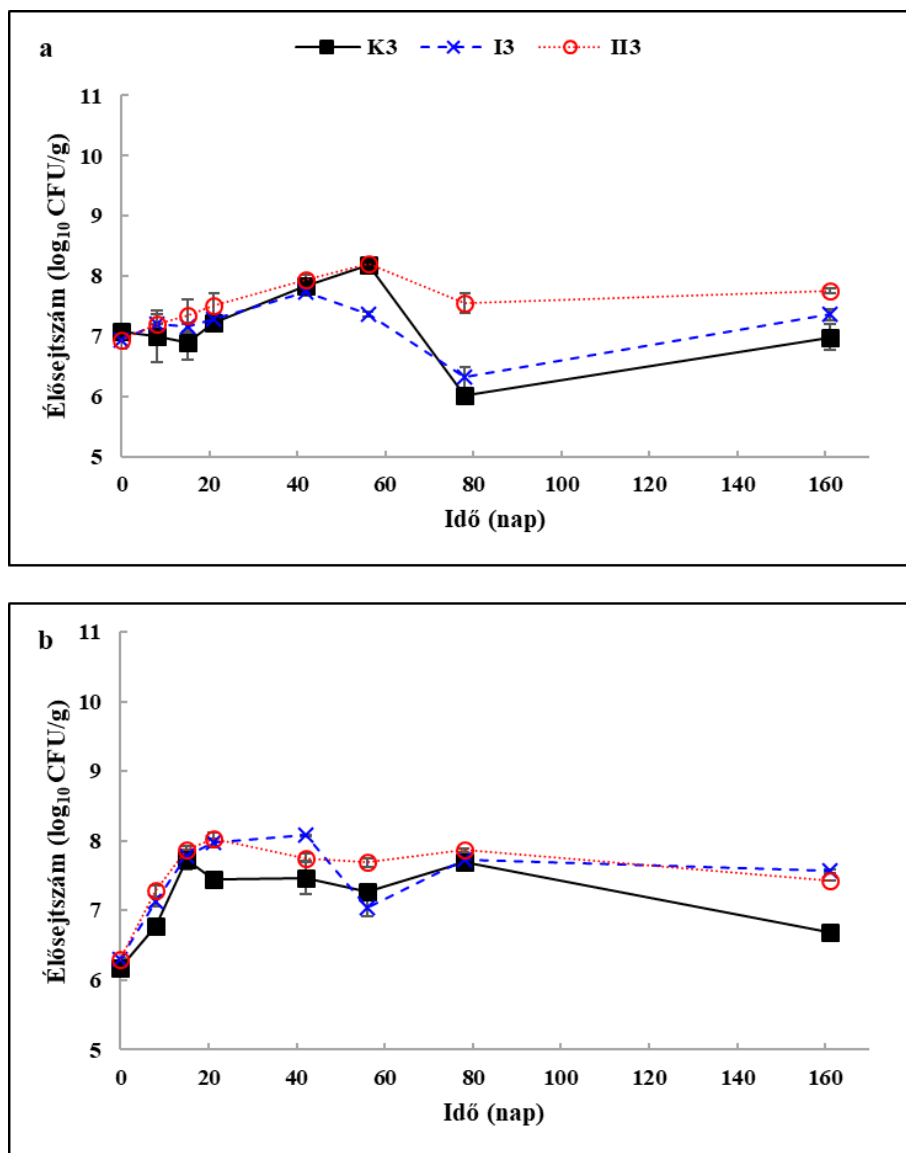
telepképző egység számot a K₃ és a II₃ komposztok a 8. napon, a I₃ minta pedig egy héttel később érte el. Ennek az az oka, hogy a cellulolitikus mikroorganizmusok főleg a termofil szakasz során szoktak nagyobb számban megjelenni, mivel a magas komposzthőmérséklet hozzájárul a cellulóz bontásához (Chroni et al., 2009). A *C. flavigena* NCAIM B.01383 és a *S. viridosporus* NCAIM B.02369 baktériumkultúrák alkalmazása II₃ komposzt esetében növelte a mezofil cellulózbontó baktériumok számát hűlési/érési szakasz során (56-161. nap), ezáltal biztosítva megfelelő környezetet a komposzt éréshez. A 42. naptól kezdődően a mezofil cellulózbontó baktériumok száma szignifikánsan kisebb ($p < 0,05$) volt a levendulahulladékot tartalmazó I₃ komposzt esetében, mint az inokulált II₃ komposztban. Vagyis az inokulum hozzáadása pozitívan befolyásolta a lebontásban részt vevő baktériumok számát és a komposzt érése során akár egy nagyságrendnyivel nagyobb élősejtszámot biztosított a kontroll komposztokhoz képest. Ezzel szemben a termofil cellulózbontók számának változása során ilyen jelentős eltérés nem mutatkozott a komposztok között (19b. ábra).



19. ábra: Komposztok mezofil (a) és termofil (b) cellulózbontó baktérium -számának változása

(K₃: Kontroll komposzt; I₃: Gyógynövényes kontroll komposzt;
II₃: Inokulált gyógynövényes komposzt)

A streptomiceták olyan Gram-pozitív fonalas szaprofita talajbaktériumok, melyek részt vesznek a nehezen bontható makromolekulák (pl. cellulóz, keményítő) biodegradációjában, valamint szerepet játszanak bizonyos növényi betegségek biológiai szabályozásában, míg spóráik akár a 70 °C-ot is képesek túlélni (Inbar et al., 2005; Rainisalo et al., 2011). Ahogy a 20a. ábrán is látható a mezofil streptomycetesek száma lassan emelkedett a komposztálás elején, majd a maximális telepképző egységszámot a 42. (I₃) és az 56. napon (K₃ és II₃) érték el. Legnagyobb számban a II₃ komposztban fordultak elő ($1,6 \times 10^8$ CFU/g), az 56. napon. A II₃ komposzt esetében a spórás, lignocellulózbontó *S. viridosporus* NCAIM B.02369 törzssel való inokulálás szignifikánsan nagyobb ($p < 0,05$) mezofil streptomycetes-számot eredményezett az érési és a hűlési szakasz során. Legkisebb mennyiségben, a termofil streptomycetes-számhoz hasonlóan, a K₃ komposztból voltak kimutathatók, majdnem mindegyik mintavétel időpontjában. Összességében az extrahált levendulahulladék és a baktériumtenyésztet alkalmazása pozitívan befolyásolta a streptomycetesek szaporodását is.

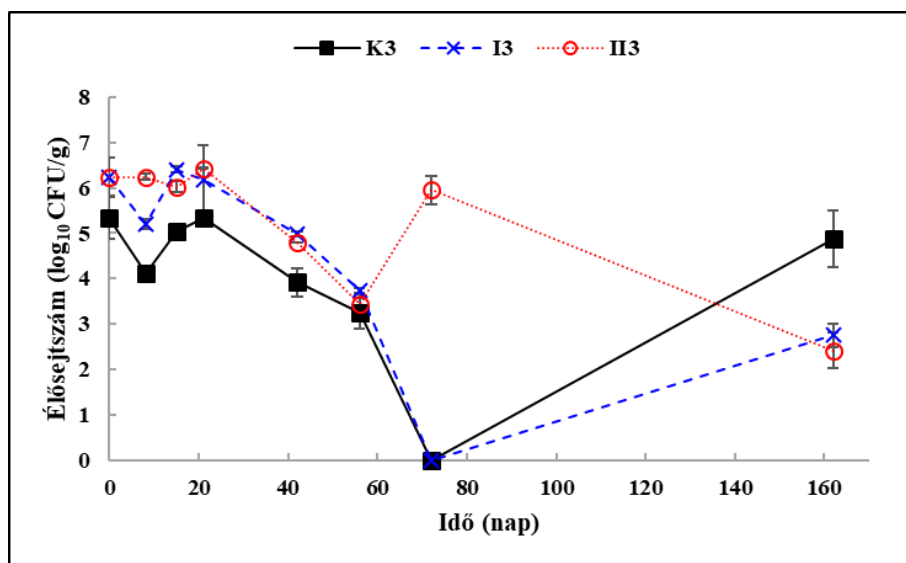


20. ábra: Komposztok mezofil (a) és termofil (b) *Streptomyces*-számának változása

(K₃: Kontroll komposzt; I₃: Gyógynövényes kontroll komposzt;

II₃: Inokulált gyógynövényes komposzt)

A mezofil élesztőgombák számának változását a 21. ábra szemlélteti. Az extrahált levendulahulladék hozzáadása jeletősen nagyobb élesztőszámot biztosított az I₃ és II₃ depók esetében. Az első 58 nap során mennyiségüket nagyban befolyásolta a komposzt hőmérsékletprofilja, a nedvességtartalom pótlása, illetve a komposztálandó anyagkeverék átforgatása is. Érési szakasz során a II₃ komposzt esetében alkalmazott inokulum meggátolta a jelentős mértékű sejtszámcsökkenést, sőt közel két nagyságrendnyi növekedést is tapasztaltam (78. nap).

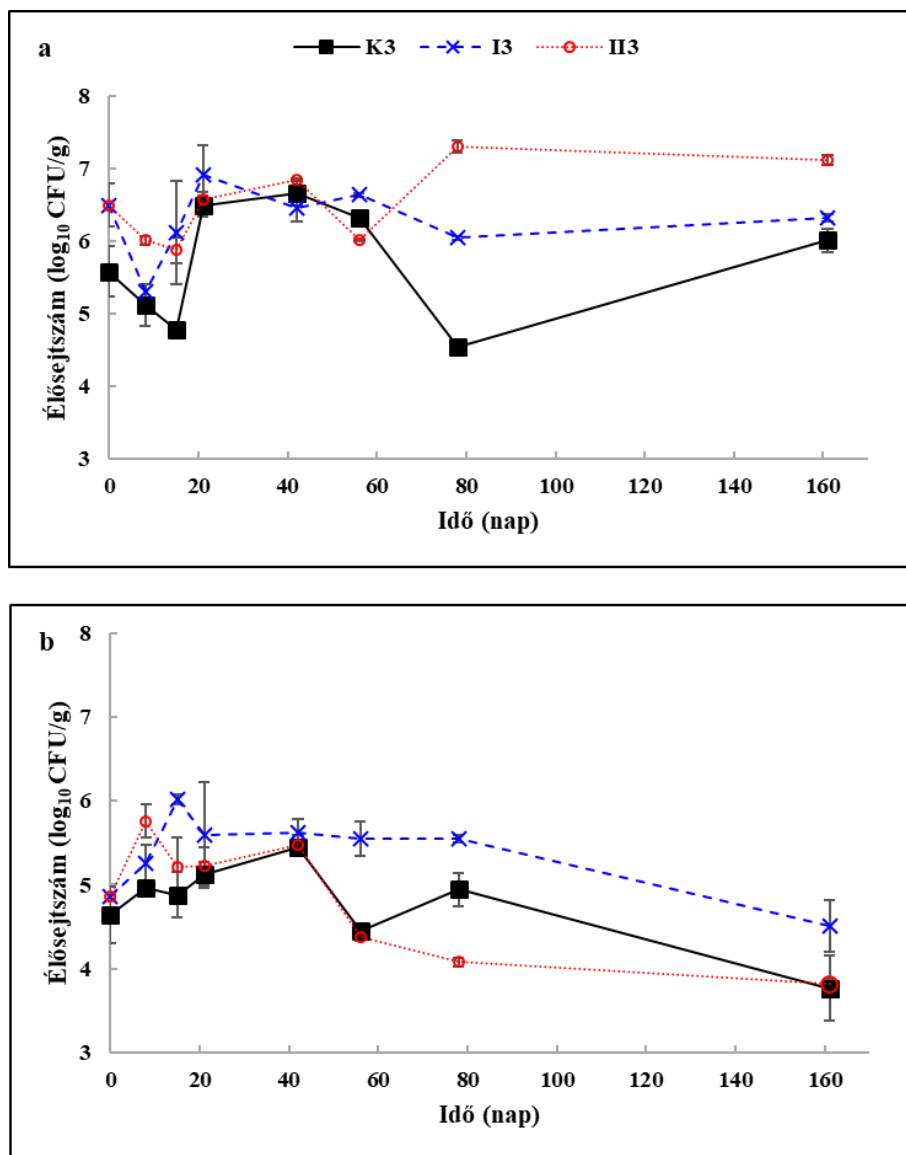


21. ábra: Komposztok mezofil élesztőszámának változása

(K₃: Kontroll komposzt; I₃: Gyógynövényes kontroll komposzt;
II₃: Inokulált gyógynövényes komposzt)

A komposztálás korai szakasza során a penészgombák sűrűségét elsősorban a hőmérséklet változása határozta meg, de a nyersanyagok összetétele ugyancsak hozzájárult a kezdeti penészszám alakulásához

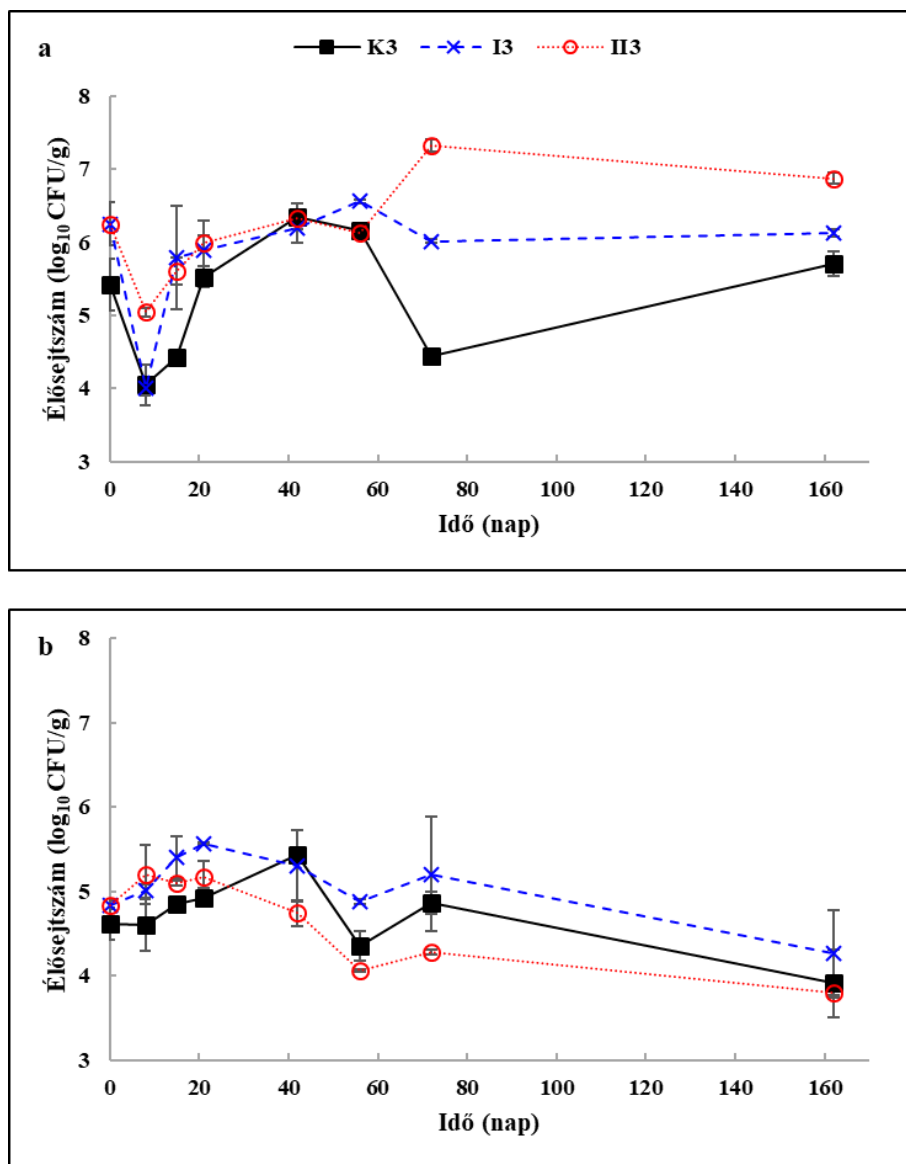
(22. ábra). A hozzáadott gyógynövényhulladék pozitív hatást gyakorolt a mezofil penészgombák számára, így az I₃ és a II₃ depók penészszáma szignifikánsan nagyobb ($p < 0,05$) volt, mint a K₃ kontroll depóé (22a. ábra). Azonban a kezdeti hőmérséklet-emelkedésnek köszönhetően, ezen mikroba élősejtszáma az első 8 (I₃) és 15 (K₃ és II₃) napban fokozatosan csökkent, míg az adott időintervallumban a termofil penészgombák száma növekvő tendenciát mutatott mindegyik komposztban. Mindazonáltal az extrahált levendulahulladék és az inokulum adagolásának mezofil penészgombákra gyakorolt jótékony hatása elsősorban a hűlési szakasz alatt mutatkozott meg (22a. ábra). Ezzel szemben a termofil penészek élősejtszáma az 56. naptól kezdve csökkenő tendenciát mutatott az I₃ és a II₃ komposztok esetében is, azonban az utolsó 105 napban már jóval nagyobb volt az I₃ komposztban, mint a II₃-ban. A tapasztalt csökkenés annak volt köszönhető, hogy a komposzthalmok maghőmérséklete jelentősen visszaesett.



22. ábra: Komposztok mezofil (a) és termofil (b) penészszámaának változása

(K₃: Kontroll komposzt; I₃: Gyógynövényes kontroll komposzt;
II₃: Inokulált gyógynövényes komposzt)

A mezofil és termofil cellulózbontó penészgombák száma az összes penészsámhoz hasonlóan változott (23. ábra). A gyógynövényhulladék és a komposztálást segítő baktériumok alkalmazása jótékony hatást gyakorolt a mezofil cellulózbontó penészgombák szaporodására: a komposztok kihűlését követően az érési szakasz során a II₃ komposzthoz hozzáadott inokulum jelentősen növelte ezen mikroorganizmusok sűrűségét a komposztban. Továbbá az extrahált levendulahulladékkal kiegészített I₃ komposzt élősejtszáma is nagyobb volt a 42. napot követően, mint a K₃ komposzté.



23. ábra: Komposztok mezofil (a) és termofil (b) cellulózbontó penészszámaának változása

(K₃: Kontroll komposzt; I₃: Gyógynövényes kontroll komposzt;
II₃: Inokulált gyógynövényes komposzt)

A komposztálandó nyersanyagban különböző kórokozók (penész- és élesztőgombák, baktériumok) fordulhatnak elő (Awasthi et al., 2019; Pietronave et al., 2004), melyek jelentős része fekáliás szennyezési forrásból származik (Avery et al., 2012). Éppen ezért a komposztálás elsődleges céljai közé tartozik egy kórokozószegény termék biztosítása. A komposztálandó anyagban előforduló kórokozók jelentős része már a termofil szakasz kezdetén azonnal elpusztul (Termorshuizen et al., 2005). Az inaktiváláshoz ezenkívül hozzájárulhat még a mikroorganizmusok között fellépő versengés, az inhomogén kiindulási anyag, a könnyen lebontható tápanyagok kimerülése, a keletkező melléktermékek toxicitása (ammónia, szulfidok, szerves savak és fenolos vegyületek), az enzimátikus lebontás, a természetes pusztulás, a nehézfém-tartalom és az antimikrobiális anyagok jelenléte is (Avery et al., 2012; Chen et al., 2018b; Erickson et al., 2014; Kaszab et al., 2011; Pahren és Clark, 1987; Wichuk et al., 2011). Mindazonáltal a komposztálás nem egy sterilizációs folyamat és a termotoleráns patogén mikroorganizmusok túlélhetik a termofil szakaszt és rekolonizálhatják a komposzthalmot az érési szakasz során (Pietronave et al., 2004; Shepherd et al., 2010).

Vizsgálataim során a komposztálás kezdetén mindegyik mintából kimutatható volt *Salmonella* spp. és *Escherichia coli* is, azonban a 161. napon mindhárom komposzt *E. coli* és *Salmonella* spp. száma a biztonságos határon belül volt (14. táblázat). Az extrahált gyógynövényhulladék és az inokulum hozzáadása nem befolyásolta ezen patogén mikroorganizmusok szaporodását/pusztulását a komposztálás ideje alatt. Ezzel párhuzamosan a fekál *Streptococcusok*

inaktiválása is megtörtént: a kiindulási anyagokban a számuk elérte a 10^5 nagyságrendet, azonban ez a 161. napra már a kimutatási határérték alá csökkent.

14. táblázat: Komposztokban vizsgált patogén baktériumok számának változása (CFU/g)

Vizsgált mikro-organizmus	Nap	K ₃	I ₃	II ₃
<i>Salmonella</i>	0.	pozitív/25 g	pozitív/25 g	pozitív/25 g
	161.	negatív/25 g	negatív/25 g	negatív/25 g
<i>Escherichia coli</i>	0.	$1,10 \times 10^3 \pm 0,14$	$1,20 \times 10^3 \pm 0,2$	$1,20 \times 10^3 \pm 0,2$
	161.	$< 1,0 \times 10^1 \pm 0,0$	$< 1,0 \times 10^1 \pm 0,0$	$< 1,0 \times 10^1 \pm 0,0$
Fekál <i>Streptococcus</i>	0.	$8,00 \times 10^5 \pm 0,90$	$9,7 \times 10^5 \pm 2,31$	$9,7 \times 10^5 \pm 2,31$
	161.	$< 1,0 \times 10^1 \pm 0,0$	$< 1,0 \times 10^1 \pm 0,0$	$< 1,0 \times 10^1 \pm 0,0$

K₃: Kontroll komposzt; I₃: Gyógynövényes kontroll komposzt; II₃: Inokulált gyógynövényes komposzt

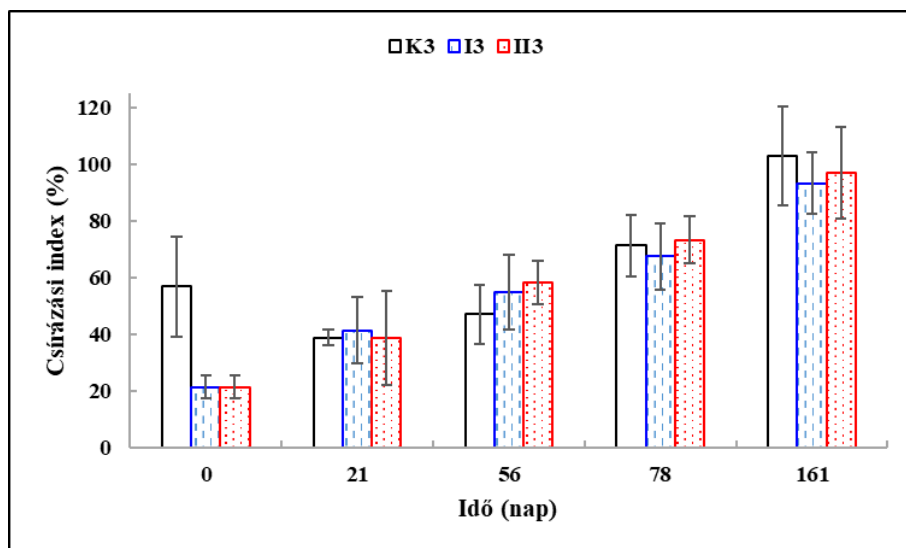
Az adatok három párhuzamos átlag \pm szórás értékeit jelölik

4.2.3. Komposztok *in vitro* fitotoxikus hatása

A komposzt minőségének ellenőrzése elengedhetetlen lépés a földeken történő alkalmazása előtt, mivel az éretlen komposzt negatívan hathat a magok csírázására, a növények növekedésére és a talaj környezetére is (Luo et al., 2018). A csírázási index (GI) meghatározása egy általánosan elvégzett teszt, amit a komposztálási végtermékek érettségének és fitotoxicitásának meghatározására használnak (Wan et al., 2020). A csírázási teszt sikeresnek tekinthető, ha a GI több mint 50%, vagyis a komposzt érett, azonban csírázásra

gátló hatást fejthet ki, fitotoxikus anyagok révén. 80% felett a komposzt már nem fejt ki semmilyen fitotoxikus hatást, 101% felett pedig javítja a csírázási paramétereket (Jagadabhi et al., 2018; Jiménez és Garcia, 1989; Tiquia et al., 1996). A kontroll komposzt csírázási indexe *Brassica rapa* subs. *chinensis* esetében már a 0. napon 50% feletti volt, ami a kiindulási nyersanyag összetételének (szarvasmarhatrágya és őszi árpa szalma) volt köszönhető. Ezzel szemben a komposztáláshoz felhasznált, gyógynövényhulladékot tartalmazó anyagkeverékek (I₃ és II₃) csírázási indexe jelentősen kisebb volt a K₃ komposzthoz viszonyítva (24. ábra), vagyis az extrahált levendulahulladék alkalmazása és a visszamaradt fitotoxikus anyagok jelenléte csökkentette a kiindulási biotomassza minőségét, ezáltal alkalmatlanná téve a közvetlen felhasználásra.

A komposztálás kezdeti szakaszában (első 21 nap) a gyógynövényhulladékot nem tartalmazó kontroll csírázási indexe csökkenő tendenciát mutatott, ami feltehetőleg a keletkező NH₃-nak, szerves savaknak, fenoloknak és egyéb vegyületeknek volt köszönhető (Liu et al., 2017). Mindazonáltal a komposzt érésével a GI-ek is fokozatosan nőttek: a 78. napon már mindhárom komposzt csírázási indexe 50% feletti volt, azonban még nem érték el a szükséges 80%-ot.



24. ábra: Komposztok csírázási indexének változása

(K₃: Kontroll komposzt; I₃: Gyógynövényes kontroll komposzt;
II₃: Inokulált gyógynövényes komposzt)

A 161 napos minták fitotoxikus hatásának vizsgálati eredményeit a 15. táblázat foglalja össze. A kapott csírázási indexek alapján a komposztok érettnak bizonyultak: a legnagyobb GI-vel a K₃ kontroll komposzt rendelkezett (103%), ami szerint az adott komposzt-extraktum alkalmazása pozitív hatást fejtett ki a *Brassica rapa* subs. *chinensis* csírázására. Az extrahált levendulahulladékot tartalmazó kontroll komposzt csírázási indexe kisebb volt (93,4%). Ezzel szemben a II₃ komposzt jobb csírázási képességgel rendelkezett, ami bizonyára a megnövekedett TN- és kisebb OM-koncentrációnak volt köszönhető. Ez alapján az alkalmazott inokulum pozitívan befolyásolta a komposzt minőségét és érettségét.

15. táblázat: Érett komposzt-extraktumok csírázási vizsgálata

Komposzt	Csírázott magok száma	Relatív csírázás (%)	Gyökérhossz (cm)	Relatív gyökérhossz (%)	Csírázási index (%)
K ₃	9,0 ± 0,0	100 ± 0,0	1,8 ± 0,3	103,0 ± 16,7	103,0 ± 16,7
I ₃	8,6 ± 0,9	95,6 ± 8,9	1,7 ± 0,3	98,5 ± 14,7	93,4 ± 10,8
II ₃	8,6 ± 1,1	95,6 ± 11,3	1,8 ± 0,1	101,4 ± 8,5	97,1 ± 16,2

K₃: Kontroll komposzt; I₃: Gyógynövényes kontroll komposzt; II₃: Inokulált gyógynövényes komposzt

Az adatok három párhuzamos átlag ± szórás értékeit jelölik

4.2.4. Komposztok *in vitro* biopeszticid hatása

Adott komposztok mikrobiotája képes kedvezőtlen környezeti körülményeket teremteni a talajlakó kórokozóknak, ezáltal javítva a talaj minőségét és a növények egészségét. Komposztálandó anyagból kimutatható mikroorganizmusok közé is tartoznak bizonyos biokontroll baktériumok (*Bacillus*, *Paenibacillus* és *Pseudomonas*), aktinomicéták (*Streptomyces*), élesztők (*Saccharomycetes*), oomicéták (*Pythium*), zigomicéták (*Rhizopus*) és fonalas gombák (*Trichoderma*, *Fusarium*, *Gliocladium*, *Aspergillus* és *Penicillium*) (De Corato, 2020). Ezek az antagonista mikrobák, másodlagos anyagcseretermékek kiválasztása révén, képesek kedvezőtlen környezeti körülményeket teremteni a talajlakó kórokozóknak, ezáltal javítva a talaj minőségét (Abdallah et al., 2015; Ballardo et al., 2020; De Corato et al., 2020; Hadar és Mandelbaum, 1992). Emellett a komposztok antipatogén hatására más

tényezők is hathatnak, ilyenek például a komposztálandó anyagban előforduló antimikrobiális tulajdonságokkal rendelkező metabolitok (fenolos vegyületek, terpenoidok) (Rai et al., 2021).

Vizsgálataim során friss komposzt extraktumokat alkalmaztam, hogy meghatározzam, a visszamaradó bioaktív anyagok és a biológiai anyagok (mikroorganizmusok) együttes hatását különböző növény- és talajpatogén mikroorganizmussal szemben (*Sclerotinia sclerotiorum* NCAIM F.00746, *Verticillium dahliae* F.00734, *Xanthomonas campestris* B.01466, *Pectobacterium carotovorum* subsp. *carotovorum* B.01109). Az elkészített komposzt-extraktumok változó hatást fejtettek ki a vizsgált növényi kórokozókkal szemben (16. táblázat).

16. táblázat: Érett komposztok antimikrobiális hatásának vizsgálata gátlási zóna (mm) meghatározásának segítségével

Vizsgált mikroorganizmus	Gátlási zóna (mm)			
	Lev	K ₃	I ₃	II ₃
<i>Pectobacterium carotovorum</i> subsp. <i>carotovorum</i> B.01109	2,17 ± 0,29 ^c	-	10,67 ± 0,29 ^b	15,33 ± 1,15 ^a
<i>Xanthomonas campestris</i> B.01466	-	-	15,50 ± 2,00 ^a	12,33 ± 1,89 ^a
<i>Sclerotinia sclerotiorum</i> NCAIM F.00746	13,00 ± 2,00 ^a	-	11,33 ± 1,53 ^a	14,67 ± 2,08 ^a
<i>Verticillium dahliae</i> F.00734	20,33 ± 1,53 ^b	20,00 ± 1,73 ^b	23,67 ± 1,15 ^{ab}	27,33 ± 3,06 ^a

Lev: Extrahált levendulahulladék; K₃: Kontroll komposzt; I₃: Gyógynövényes kontroll komposzt; II₃: Inokulált gyógynövényes komposzt

Az adatok három párhuzamos átlag ± szórás értékeit jelölik

^{a-c} A különböző betűk ugyanabban a sorban szignifikáns különbségeket jelölnek ($p < 0,05$).

A levendulahulladékot nem tartalmazó komposzt (K₃) egyedül a *V. dahliae* esetében mutatott gátlást (gátlási zóna: 20,00 mm), a másik három mikroorganizmus szaporodását nem befolyásolta. Ezzel szemben az extrahált levendulahulladék és a gyógynövényhulladékot tartalmazó komposztkivonatok esetében 2,17 és 27,33 mm közötti gátlási zónákat mértem a vizsgált növényi patogénekkal szemben. Legérzékenyebb a *V. dahliae* volt, míg a baktériumokkal és a *S. sclerotiorum*mal szemben mutatott hatás enyhébbnek bizonyult. Az I₃ jelű komposzt esetében az antimikrobiális hatás erőssége a következőképp alakult: *V. dahliae* > *X. campestris* > *S. sclerotiorum* > *P. carotovorum* subsp. *carotovorum*. Ezzel szemben az II₃ komposzt-extraktum erősebb hatást gyakorolt *P. carotovorum* subsp. *carotovorum* és *S. sclerotiorum* kórokozókra, mint a *X. campestris*re. A *S. viridosporus* és *C. flavigena* baktériumokkal kezelt komposzt három növénypatogén esetében is erősebb gátlást fejtett ki, mint a levendulahulladékot tartalmazó kontroll komposzt. Ezzel összefüggésbe hozható az is, hogy az aktinomicéták, kiváltképp a *Streptomyces* fajok, mint biokontroll mikroorganizmusok, antipatogén hatással rendelkeznek (Shen et al., 2021).

5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

Az első előkísérlet alapján elmondható, hogy az extrahált gyógynövényhulladék (30%) alkalmasnak bizonyult szarvasmarhatrágyával és őszi árpa szalmával történő együttes komposztálásra, bár az alkalmazott, kereskedelmi forgalomban is kapható komposztálást gyorsító mikrobiológiai készítmények (EM-1, GeoCell-1, BioeGo kétkomponensű készítmény, EM-BIO) nem befolyásolták jelentős mértékben a komposztálás kimenetelét. A kapott mikrobiológiai vizsgálati eredmények alapján az I₁ jelzésű anyagkeverékhez hozzáadott, EM-1 komposztálást segítő szer bizonyult a leghatékonyabbnak az alkalmazott készítmények közül: termofil szakasz alatt pozitívan befolyásolta a komposztálandó anyag mikroflóráját, valamint az összes telepképző egységszám és a cellulózbontó mikroorganizmusok száma is átlagban ebben a depóban volt a legnagyobb.

A második előkísérlet során a megemelt gyógynövényhányaddal kiegészített szarvasmarhatrágya és őszi árpa szalma keveréke ugyancsak alkalmasnak bizonyult a komposztálásra. A hozzáadott extrahált gyógynövényhulladék jobb mikrobiológiai összetételt biztosított a komposztálás kezdeti fázisában, ami hatással volt a termofil szakasz hosszára is. Mindazonáltal az alkalmazott, kereskedelmi forgalomban is kapható komposztálást gyorsító mikrobiológiai készítmény, az EM-1 nem gyakorolt pozitív hatást a komposztálás folyamatára, illetve a komposzt mikrobiológiai

minőségére. Ez feltehetően a komposztált anyagkeverék 60%-os extrahált gyógynövényhulladék-tartalmának volt köszönhető.

A harmadik komposztálási kísérlet során kapott fizikai, kémiai és mikrobiológiai vizsgálati eredmények alapján megállapítható, hogy az extrahált levendulahulladék alkalmazása pozitívan befolyásolta a termofil szakasz hosszát, a lebontási folyamatokban résztvevő, hasznos mikroorganizmusok számát és gyorsította a szervesanyag lebontását. Az érett komposztok antimikrobiális hatást mutattak mind a négy növénypatogénnel szemben. Ezzel együtt azonban negatív hatások is megfigyelhetők voltak: a nagy mennyiségű gyógynövényhulladék növelte a végső szén/nitrogén arányt, míg a végtermék nitrogéntartalmát és csírázási indexét csökkentette. A *Cellulomonas flavigena* NCAIM B.01383 és a *Streptomyces viridosporus* NCAIM B.02369 baktériumok alkalmazása hozzájárult a biodegradációs folyamatok hatékonyságához, csökkentette az érett komposzt szén/nitrogén arányát és fokozta a csírázás hatékonyságát. A 161. napon a végtermékek érettek és stabilnak bizonyultak, valamint nem tartalmaztak *Escherichia colit*, *Salmonella* spp.-t és fekély *Streptococcusokat* sem.

6. ÖSSZEFOGLALÁS

Dolgozatomban az extrahált aromás gyógynövényhulladékok egyéb mezőgazdasági hulladékokkal és mikrobiológiai inokulummal történő együttes komposztálásával foglalkoztam. Az első előkísérletem során beállítottam az extrahált gyógynövényhulladékok és a hozzáadott makrokomponensek (szarvasmarhatrágya, őszi árpa szalma) kiindulási arányát (30%, 60% és 10%), ami biztosította a még megfelelő együttes komposztálás alapfeltételeit. A komposztálandó anyagkeverékekhez többféle, kereskedelemben kapható komposztálást gyorsító mikrobiológiai készítményt is adagoltam, azonban ezek a szerek nem befolyásolták jelentős mértékben a komposztálás kimenetelét, kivéve az EM-1 készítményt, ami adott gyógynövényhulladék alkalmazása mellett növelte a hasznos mikroorganizmusok számát.

Hulladékhasznosítási szempontból előnyös, ha a kiindulási anyagkeverékben a gyógynövénymaradványok részarányát megnöveljük, mivel a gyógynövényfeldolgozással foglalkozó iparágban az egyéb típusú hulladékok elérhetősége korlátozott. Ez indokolta a második félüzemi előkísérlet elvégzését, melynek során az extrahált gyógynövényhulladék mennyiségét 60%-ra emeltem, a szarvasmarhatrágya kiegészítést pedig 30%-ra csökkentettem, 10%-nyi őszi árpa szalmával. Ez az összetétel bizonyos mikroorganizmusok esetében nagyobb élősejtszámot biztosított a komposztálás kezdeti fázisában, a fokozott anyagcserefolyamatok pedig pozitívan befolyásolták a termofil szakasz hosszát. Ezen vizsgálat során is az EM-1 nevű szert alkalmaztam, azonban ebben az összetételben már nem

gyakorolt pozitív hatást a komposztálás folyamatára, illetve a komposzt mikrobiológiai minőségére. Ez feltehetően a relatíve megemelkedett, nehezen lebomló szerves vegyületek arányának volt köszönhető.

A harmadik komposztálási kísérlethez két kontroll depót állítottam össze: a K₃ negatív kontroll 90%-nyi szarvasmarhatrágyát és 10%-nyi őszi árpa szalmát, míg az I₃ pozitív kontroll 60%-nyi *Lavandula angustifolia* Mill. szár-, levél-, és virágmaradványt, 30%-nyi szarvasmarhatrágyát és 10%-nyi őszi árpa szalmát tartalmazott. A harmadik depó (II₃) összetétele megegyezett az I₃ pozitív kontrolléval, azonban a komposztálás 8. napján saját fejlesztésű starterkészítményt (*Cellulomonas flavigena* NCAIM B.01383 és a *Streptomyces viridosporus* NCAIM B.02369) adtam az anyagkeverékhez. A kísérlettel szemben támasztott elvárás az volt, hogy az adott inokulummal a negatív kontroll minőségéhez minél jobban közelítő gyógynövénytartalmú komposztot sikerüljön előállítani. Elvárásaim a 161 napos komposztálás során teljesültek, mivel a hozzáadott, mikrobiológiai inokulum a hülési és érési szakasz során fokozott mikrobiológiai szaporodást biztosított, ami pedig egy jó minőségű, kisebb szén/nitrogén arányú, közel hasonló csírázási indexszel rendelkező, potenciális kórokozóktól mentes, antipatogén hatású érett komposztot eredményezett.

Összefoglalóan megállapítható, hogy az extrakció után visszamaradó aromás gyógynövénymaradványok alkalmasak más mezőgazdasági hulladékokkal (szarvasmarhatrágya és őszi árpa szalma) történő együttes komposztálásra, valamint az általam ajánlott mikroba keveréktenyészet egyértelműen alkalmas a

ÖSSZEFOGLALÁS

gyógynövénytartalmú komposztok degradációs folyamatainak elősegítésére.

7. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. A gyógynövényhulladékok szarvasmarhatrágya és őszi árpa szalma adagolása mellett biztonságosan komposztálhatók.
2. 60%-nyi gyógynövényhulladék esetén a kereskedelmi forgalomban is kapható, komposztálást gyorsító mikrobiológiai készítmény hatástalannak bizonyult.
3. Nagy mennyiségben adagolt extrahált gyógynövényhulladék (60%) pozitívan befolyásolta a termofil szakasz hosszát, a vizsgált hasznos mikroorganizmusok kezdeti számát és a biodegradációs folyamatokat, azonban csökkentette a komposzt nitrogéntartalmát és csírázási indexét, ezáltal a végtermék minőségét.
4. Az extrahált gyógynövényhulladék komposztja négy vizsgált növénypatogén mikroorganizmussal (*Pectobacterium carotovorum* subsp. *carotovorum* B.01109, *Xanthomonas campestris* B.01466, *Sclerotinia sclerotiorum* NCAIM F.00746, *Verticillium dahliae* F.00734) szemben biopeszticid tulajdonsággal rendelkezett.
5. A kifejlesztett, új mikroorganizmus-keverék kedvezően befolyásolta a biodegradációs folyamatokat, és az így előállított komposzt a 161. napon érettnek és potenciális enteropatogénektől mentesnek bizonyult.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton szeretném köszönetemet kifejezni témavezetőimnek, Prof. Dr. Szigeti Jenőnek és Dr. Nagy Ágnesnek, hogy szaktudásukkal és iránymutatásukkal segítették a kutatómunkám végzését és hozzájárultak a disszertációm elkészítéséhez.

Köszönettel tartozom Prof. Dr. Varga László egyetemi tanár úrnak, aki idejét és energiáját nem kímélve segítette a publikációs tevékenységemet.

Továbbá hálával tartozom Hanczné Dr. Lakatos Erika tanszékvezető asszonynak is, aki biztosította számomra a munkavégzéshez szükséges feltételeket és segítette szakmai fejlődésemet.

Köszönet illeti még a Széchenyi István Egyetem Mezőgazdaság- és Élelmiszertudományi Kar Élelmiszertudományi Tanszék és Állattudományi Tanszék munkatársait, akik hozzájárultak a laboratóriumi vizsgálatok kivitelezéséhez.

Külön köszönöm Sáhó Andrásnak és a Kisalföldi Mezőgazdaság Zrt. munkatársainak, a komposztálási kísérletek tervezésében és kivitelezésében nyújtott segítségüket.

És végül szeretném megköszönni a családomnak és a páromnak, akik mindvégig támogattak és segítettek a tanulmányaimat. Külön köszönettel tartozom nagyszüleimnek, akik nemcsak kiváló példaként állnak előttem, de Nélkülük mindez nem valósulhatott volna meg.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Az alábbi kutatás az ÚNKP-18-4-3-SZE-9, az ÚNKP-20-3-II-SZE-16, az EFOP-3.6.3-VEKOP-16-2017-00008 és a GINOP-2.2.1-15-2016-00022 azonosítószámú projektek támogatásával jöhetett létre.

8. IRODALOMJEGYZÉK

1. Abdallah, R.A.B., Jabnoun-Khiareddine, H., Mejdoub-Trabelsi, B., Daami-Remadi, M. (2015). Soil-borne and compost-borne *Aspergillus species* for biologically controlling post-harvest diseases of potatoes incited by *Fusarium sambucinum* and *Phytophthora erythroseptica*. *Journal of Plant Pathology & Microbiology*. 6:10.
2. Abdallah, Y.A.Y., Li, T.Z., Chen, X., Cheng, Y., Sun, S.S., Wang, Y., Jiang, C., Zang, H.L., Li, C.Y. (2021). Role of psychrotrophic fungal strains in accelerating and enhancing the maturity of pig manure composting under low-temperature conditions. *Bioresource Technology*. 320:124402.
3. Abdellatif, F., Boudjella, H., Zitouni, A., Hassani, A. (2014). Chemical composition and antimicrobial activity of the essential oil from leaves of Algerian *Melissa officinalis* L. *EXCLI Journal*. 13:772-781.
4. Abdel-Rahman, M.A., El-Din, M.N., Refaat, B.M., Abdel-Shakour, E.H., El-Din Ewais, E., Alrefaey, H.M.A. (2016). Biotechnological application of thermotolerant cellulose-decomposing bacteria in composting of rice straw. *Annals of Agricultural Science*. 61:135-143.
5. Abu-Darwish, M.S., Cabral, C., Ferreira, I.V., Gonçalves, M.J., Cavaleiro, C., Cruz, M.T., Al-bdour, T.H., Salgueiro, L. (2013). Essential oil of common sage (*Salvia officinalis* L.) from Jordan: Assessment of safety in mammalian cells and its antifungal and anti-inflammatory potential. *BioMed Research International*. 2013:1-9. doi:10.1155/2013/538940.
6. Adaszyńska-Skwirzyńska, M., Szczerbińska, D. (2018). The antimicrobial activity of lavender essential oil (*Lavandula angustifolia*) and its influence on the production performance of broiler chickens. *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition*. 102:1020-1025.
7. Adebooye, O.C., Alashi, A.M., Aluko, R.E. (2018). A brief review on emerging trends in global polyphenol research. *Journal of Food Biochemistry*. 42:12519.
8. Adrar, N., Oukil, N., Bedjou, F. (2016). Antioxidant and antibacterial activities of *Thymus numidicus* and *Salvia officinalis* essential oils alone or in combination. *Industrial Crops and Products*. 88:112-119.

9. Agnew, J.M., Leonard, J.J (2003). The physical properties of compost. *Compost Science & Utilization*. 11:238-264.
10. Agrawal, S.B., Kumari, R. (2013). Assessment of litter degradation in medicinal plants subjected to ultraviolet-B radiation. *Journal of Environmental Biology*. 34:739-745.
11. Aguilar-Veloz, L.M., Calderón-Santoyo, M., Gonzáles, Y.V., Ragazzo-Sánchez, J.A. (2020). Application of essential oils and polyphenols as natural antimicrobial agents in postharvest treatments: Advances and challenges. *Food Science & Nutrition*. 8:2555-2568.
12. Ahmad, H., Matsubara, Y.I. (2020). Antifungal effect of *Lamiaceae* herb water extracts against *Fusarium* root rot in Asparagus. *Journal of Plant Diseases and Protection*. 127:229-236.
13. Ahmad, R., Jilani, G., Arshad, M., Zahir, Z. A., Khalid, A. (2007). Bio-conversion of organic wastes for their recycling in agriculture: An overview of perspectives and prospects. *Annals of Microbiology*. 57:471-479.
14. Akyol, Ç., Ince, O., Ince, B. (2019). Crop-based composting of lignocellulosic digestates: Focus on bacterial and fungal diversity. *Bioresource Technology*. 288:121549.
15. Ali, M., Duba, K.S., Kalamdhad, A.S., Bhatia, A., Khursheed, A., Kazmi, A.A., Ahmed, N. (2012). High rate composting of herbal pharmaceutical industry solid waste. *Water Science & Technology*. 65:1817-1825.
16. Anand, U., Jacobo-Herrera, N., Altemimi, A., Lakhssassi, N. (2019). A comprehensive review on medicinal plants as antimicrobial therapeutics: Potential avenues of biocompatible drug discovery. *Metabolites*. 9:258.
17. Arcury, T.A., Grzywacz, J.G., Bell, R.A., Neiberg, R.H., Lang, W., Quandt, S.A. (2007). Herbal remedy use as health self-management among older adults. *The Journals of Gerontology: Series B*. 62:142-149.
18. Atif, K., Haouas, A., Aziz, F., Jamali, M.Y., Tallou, A., Amir, S. (2020). Pathogens evolution during the composting of the household waste mixture enriched with phosphate residues and olive oil mill wastewater. *Waste and Biomass Valorization*. 11:1789-1797.

19. Avery, L.M., Booth, P., Campbell, C., Tompkins, D., Hough, R.L. (2012). Prevalence and survival of potential pathogens in source-segregated green waste compost. *Science of the Total Environment*. 431: 128-138.
20. Awasthi, M.K., Chen, H.Y., Duan, Y.M., Liu, T., Awasthi, S.K., Wang, Q., Pandey, A., Zhang, Z.Q. (2019). An assessment of the persistence of pathogenic bacteria removal in chicken manure compost employing clay as additive via meta-genomic analysis. *Journal of Hazardous Materials*. 366:184-191.
21. Awasthi, M.K., Duan, Y., Awasthi, S.K., Liu, T., Zhang, Z. (2020). Effect of biochar and bacterial inoculum additions on cow dung composting. *Bioresource Technology*, 297:122407.
22. Awasthi, S.K., Wong, J.W.C., Li, J., Wang, Q., Zhang, Z.Q., Kumar, S., Awasthi, M.K. (2018). Evaluation of microbial dynamics during post-consumption food waste composting. *Bioresource Technology*. 251:181-188.
23. Azim, K., Soudi, B., Boukhari, S., Perissol, C., Roussos, S., Alami, T.I. (2018). Composting parameters and compost quality: a literature review. *Organic Agriculture*. 8:141-158.
24. Ballardo, C., Vargas-García, M.D.C., Sánchez, A., Barrena, R., Artola, A. (2020). Adding value to home compost: Biopesticide properties through *Bacillus thuringiensis* inoculation. *Waste Management*. 106:32-43.
25. Barata, A.M., Rocha, F., Lopes, V., Carvalho, A.M. (2016). Conservation and sustainable uses of medicinal and aromatic plants genetic resources on the worldwide for human welfare. *Industrial Crops and Products*. 88:8-11.
26. Bargougui, L., Guergueb, Z., Chaieb, M., Mekki, A. (2020). Co-composting of olive industry wastes with poultry manure and evaluation of the obtained compost maturity. *Waste and Biomass Valorization*. 11:6235-6247.
27. Bassolé, I.H.N., Juliani, H.R. (2012). Essential oils in combination and their antimicrobial properties. *Molecules*. 17:3989-4006.
28. Bernáth, J., Németh, É. (2004). Perspectives and achievements in genetic conservation of medicinal and aromatic plants in Hungary. In: Baričević, D., Bernáth, J. Maggioni, L., Lipman, E. (comp) *Report of a Working Group on*

Medicinal and Aromatic Plants. International Plant Genetic Resources Institute. Italy.

29. Bhatia, A., Madan, S., Sahoo, J., Ali, M., Pathania, R., Kazmi, A.A. (2013). Diversity of bacterial isolates during full scale rotary drum composting. *Waste Management*, 33:1595-1601.
30. Bhavaniramy, S., Vishnupriya, S., Al-Aboody, M.S., Vijayakumar, R., Baskaran, D. (2019). Role of essential oils in food safety: Antimicrobial and antioxidant applications. *Grain & Oil Science and Technology*. 2:49-55.
31. Blažeković, B., Yang, W.F., Wang, Y., Li, C., Kindl, M., Pepeljnjak, S., Vladimir-Knežević, S. (2018). Chemical composition, antimicrobial and antioxidant activities of essential oils of *Lavandula × intermedia* 'Budrovka' and *L. angustifolia* cultivated in Croatia. *Industrial Crops and Products*. 123:173-182.
32. Bohacz, J. (2019a). Changes in mineral forms of nitrogen and sulfur and enzymatic activities during composting of lignocellulosic waste and chicken feathers. *Environmental Science and Pollution Research*. 26:10333-10342.
33. Bohacz, J. (2019b). Composts and water extracts of lignocellulosic composts in the aspect of fertilization, humus-forming, sanitary, phytosanitary and phytotoxicity value assessment. *Waste and Biomass Valorization*. 10:2837-2850.
34. Bouajaj, S., Benyamna, A., Bouamama, H., Romane, A., Falconieri, D., Piras, A., Marongiu, B. (2013). Antibacterial, allelopathic and antioxidant activities of essential oil of *Salvia officinalis* L. growing wild in the Atlas Mountains of Morocco. *Natural Product Research*. 27:1673-1676.
35. Bouarab-Chibane, L., Forquet, V., Lantéri, P., Clément, Y., Léonard-Akkari, L., Oulahal, N., Degraeve P., Bordes C. (2019). Antibacterial properties of polyphenols: characterization and QSAR (Quantitative Structure-Activity Relationship) models. *Frontiers in Microbiology*. 10:829.
36. Boulter, J.I., Boland, G.J., Trevors, J.T. (2000). Compost: A study of the development process and end-product potential for suppression of turfgrass disease. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*. 16:115-134.

37. Brandl, M.T., Haxo, A.F., Bates, A.H., Mandrell, R.E. (2004). Comparison of survival of *Campylobacter jejuni* in the phyllosphere with that in the rhizosphere of spinach and radish plants. *Applied and Environmental Microbiology*. 70:1182-1189.
38. Brown, N., John, J.A., Shahidi, F. (2019). Polyphenol composition and antioxidant potential of mint leaves. *Food Production, Processing and Nutrition*. 1:1.
39. Bryndum, S., Muschler, R., Nigussie, A., Magid, J., de Neergaard, A. (2017). Reduced turning frequency and delayed poultry manure addition reduces N loss from sugarcane compost. *Waste Management*. 65:169-177.
40. Burt, S. (2004). Essential oils: Their antibacterial properties and potential applications in foods-a review. *International Journal of Food Microbiology*. 94:223-253.
41. Celano, R., Piccinelli, A.L., Pagano, I., Roscigno, G., Campone, L., De Falco, E., Russo, M., Rastrelli, L. (2017). Oil distillation wastewaters from aromatic herbs as new natural source of antioxidant compounds. *Food Research International*. 99:298-307.
42. Cerda, A., Artola, A., Font, X., Barrena, R., Gea, T., Sánchez, A. (2018). Composting of food wastes: Status and challenges. *Bioresource Technology*. 248:57-67.
43. Cesaro, A., Belgiorno, V., Guida, M. (2015). Compost from organic solid waste: Quality assessment and European regulations for its sustainable use. *Resources, Conservation and Recycling*. 94:72-79.
44. Cetin-Karaca, H., Newman, M.C. (2015). Antimicrobial efficacy of plant phenolic compounds against *Salmonella* and *Escherichia coli*. *Food Bioscience*. 11:8-16.
45. Chalkos, D., Kadoglidou, K., Karamanoli, K., Fotiou, C., Pavlatou-Ve, A.S., Eleftherohorinos, I. G., Constantinidou, H.A., Vokou, D. (2010). *Mentha spicata* and *Salvia fruticosa* composts as soil amendments in tomato cultivation. *Plant and Soil*. 332:495-509.

46. Chand, S., Anwar, M., Patra, D.D., Khanuja, S.P.S. (2004). Effect of mint distillation waste on soil microbial biomass in a mint-mustard cropping sequence. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 35:243-254.
47. Chandna, P., Nain, L., Singh, S., Kuhad, R.C. (2013). Assessment of bacterial diversity during composting of agricultural byproducts. *BMC Microbiology*. 13:99.
48. Chen, S.L., Yu, H., Luo, H.M., Wu, Q., Li, C.F., Steinmetz, A. (2016). Conservation and sustainable use of medicinal plants: problems, progress, and prospects. *Chinese Medicine*. 11:37.
49. Chen, Y.R., Chen, Y.N., Li, Y.P., Wu, Y.X., Zeng, Z.P., Xu, R., Wang, S., Li, H., Zhang, J.C. (2019). Changes of heavy metal fractions during co-composting of agricultural waste and river sediment with inoculation of *Phanerochaete chrysosporium*. *Journal of Hazardous Materials*. 378: 120757.
50. Chen, Y.X., Chang, S.K.C., Chen, J., Zhang, Q., Yu, H.Y. (2018a). Characterization of microbial community succession during vermicomposting of medicinal herbal residues. *Bioresource Technology*. 249:542-549.
51. Chen, Z., Kim, J., Jiang, X. (2018b). Survival of *Escherichia coli* O157:H7 and *Salmonella enterica* in animal waste-based composts as influenced by compost type, storage condition and inoculum level. *Journal of Applied Microbiology*. 124: 1311-1323.
52. Chi, C.P., Chu, S.H., Wang, B., Zhang, D., Zhi, Y.E., Yang, X.J., Zhou, P. (2020). Dynamic bacterial assembly driven by *Streptomyces griseorubens* JSD-1 inoculants correspond to composting performance in swine manure and rice. *Bioresource Technology*. 313:123692.
53. Chowdhury, A.K.M.M.B., Akratos, C.S., Vayenas, D.V., Pavlou, S. (2013). Olive mill waste composting: A review. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 85:108-119.
54. Christaki, E., Bonos, E., Giannenas, I., Florou-Paneri, P. (2012). Aromatic plants as a source of bioactive compounds. *Agriculture*. 2:228-243.

55. Chroni, C., Kyriacou, A., Georgaki, I., Manios, T., Kotsou, M., Lasaridi, K. (2009). Microbial characterization during composting of biowaste. *Waste Management*. 29:1520-1525.
56. Cid-Pérez, T.S., Ávila-Sosa, R., Ochoa-Velasco, C.E., Rivera-Chavira, B.E., Nevárez-Moorillón, G.V. (2019). Antioxidant and antimicrobial activity of mexican oregano (*Poliomintha longiflora*) essential oil, hydrosol and extracts from waste solid residues. *Plants*. 8:22.
57. Císarová, M., Tančinová, D., Medo, J., Kačániová, M. (2016). The *in vitro* effect of selected essential oils on the growth and mycotoxin production of *Aspergillus* species. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*. 51:668-674.
58. Coelho, L., Reis, M., Dionísio, L. (2013). Variation in microbial population during composting of agro-industrial waste. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 97:4179-4186.
59. Cutillas, A.B., Carrasco, A., Martinez-Gutierrez, R., Tomas, V., Tudela, J. (2017). *Salvia officinalis* L. essential oil from Spain: Determination of composition, antioxidant capacity, antienzymatic, and antimicrobial bioactivities. *Chemistry & Biodiversity*. 14:1700102.
60. Daglia, M (2012). Polyphenols as antimicrobial agents. *Current Opinion in Biotechnology*. 23:174-181.
61. Danh, L.T., Han, L.N., Triet, N.D.A., Zhao, J., Mammucari, R., Foster, N. (2013). Comparison of chemical composition, antioxidant and antimicrobial activity of lavender (*Lavandula angustifolia* L.) essential oils extracted by supercritical CO₂, hexane and hydrodistillation. *Food and Bioprocess Technology*. 6:3481-3489.
62. Daramwar, P.P., Rincy, R., Niloferjahan, S., Krithika, R., Gulati, A., Yadav, A., Sharma, R., Thulasiram, H.V. (2012). Transformation of (±)-lavandulol and (±)-tetrahydrolavandulol by a fungal strain *Rhizopus oryzae*. *Bioresource Technology*. 115:70-74.
63. de Bertoldi, M., Vallini, G., Pera, A. (1983). The biology of composting: A review. *Waste Management & Research*. 1:157-176.

64. De Corato, U. (2020). Disease-suppressive compost enhances natural soil suppressiveness against soil-borne plant pathogens: A critical review. *Rhizosphere*. 13:100192.
65. de Elguea-Culebras, G.O., Sánchez-Vioque, R., Santana-Méridas, O., Herraiz-Peñalver, D., Carmona, M., Berruga, M.I., (2016). *In vitro* antifungal activity of residues from essential oil industry against *Penicillium verrucosum*, a common contaminant of ripening cheeses. *LWT*. 73: 226-232.
66. de Rapper, S., Kamatou, G., Viljoen, A., van Vuuren, S. (2013). The *in vitro* antimicrobial activity of *Lavandula angustifolia* essential oil in combination with other aroma-therapeutic oils. *Evidence-Based Complementary and Alternative Medicine*. 2013:1-10. doi:10.1155/2013/852049
67. Dhifi, W., Bellili, S., Jazi, S., Bahloul, N., Mnif, W. (2016). Essential oils' chemical characterization and investigation of some biological activities: A critical review. *Medicines*. 3:25.
68. Dimitrijević, S.M., Radanović, D.S., Antić-Mladenović, S.B., Milutinović, M.D., Rajilić-Stojanović, M.D., Dimitrijević-Branković, S.I. (2017). Enhanced fertilization effect of a compost obtained from mixed herbs waste inoculated with novel strains of mesophilic bacteria. *Hemjska Industrija*. 71:503-513.
69. Do, T.K.T., Hadji-Minaglou, F., Antoniotti, S., Fernandez, X. (2015). Authenticity of essential oils. *Trends in Analytical Chemistry*. 66:146-157.
70. Drinić, Z., Pljevljakušić, D., Živković, J., Bigović, D., Šavikin, K. (2020). Microwave-assisted extraction of *O. vulgare* L. spp. *hirtum* essential oil: Comparison with conventional hydro-distillation. *Food and Bioproducts Processing*. 120:158-165.
71. Duan, M.L., Zhang, Y.H., Zhou, B.B., Qin, Z.L., Wu, J.H., Wang, Q.J., Yin, Y.A. (2020). Effects of *Bacillus subtilis* on carbon components and microbial functional metabolism during cow manure-straw composting. *Bioresource Technology*. 303:122868.
72. Ehsani, A., Alizadeh, O., Hashemi, M., Afshari, A., Aminzare, M. (2017). Phytochemical, antioxidant and antibacterial properties of *Melissa officinalis*

- and *Dracocephalum moldavica* essential oils. *Veterinary Research Forum*. 8:223-229.
73. Eida, M.F., Nagaoka, T., Wasaki, J., Kouno, K. (2012). Isolation and characterization of cellulose-decomposing bacteria inhabiting sawdust and coffee residue composts. *Microbes and Environments*. 27:226-233.
74. EIP-AGRI Focus Group (2020). Plant-based medicinal and cosmetic products: Final report. European Commission. <https://ec.europa.eu/eip/agriculture/en/publications/eip-agri-focus-group-plant-based-medicinal-and>
75. Ekor, M. (2014). The growing use of herbal medicines: issues relating to adverse actions and challenges in monitoring safety. *Frontiers in Pharmacology*. 4:177.
76. El Asbahani, A., Miladi, K., Badri, W., Sala, M., Aït Addi, E.H., Casabianca, H., El Mousadik, A., Hartmann, D., Jilale, A., Renaud, F.N.R., Elaissari, A. (2015). Essential oils: From extraction to encapsulation. *International Journal of Pharmaceutics*. 483:220-243.
77. Elansary, H.O., Abdelgaleil, S.A.M., Mahmoud, E.A., Yessoufou, K., Elhindi, K., El-Hendawy, S. (2018). Effective antioxidant, antimicrobial and anticancer activities of essential oils of horticultural aromatic crops in northern Egypt. *Complementary and Alternative Medicine*. 18:214.
78. El-Haddad, M.E., Zayed, M.S., El-Sayed, G.A.M., Hassanein, M.K., El-Satar, A.M.A. (2014). Evaluation of compost, vermicompost and their teas produced from rice straw as affected by addition of different supplements. *Annals of Agricultural Science*. 59:243-251.
79. Erickson, M.C., Liao, J., Boyhan, G., Smith, C., Ma, L., Jiang, X.P., Doyle, M.P. (2010). Fate of manure-borne pathogen surrogates in static composting piles of chicken litter and peanut hulls. *Bioresource Technology*. 101:1014-1020.
80. Erickson, M.C., Liao, J., Jiang, X., Doyle, M.P. (2014). Inactivation of pathogens during aerobic composting of fresh and aged dairy manure and different carbon amendments. *Journal of Food Protection*. 77:1911-1918.

81. Esmaeili, A., Khodadadi, A., Safaiyan, S. (2012). Biotransformation of thymol by *Aspergillus niger*. *Chemistry of Natural Compounds*. 47:966-968.
82. Európai Unió 1999/31/EK irányelve (1999). Council Directive 1999/31/EC on the landfill of waste. *Official Journal of the European Communities*. 182.
83. Eurostat (2019). Crop production. Metaadat. <https://ec.europa.eu/eurostat/web/agriculture/data/database>
84. Eurostat (2020). Annual crop statistics handbook https://ec.europa.eu/eurostat/cache/metadata/Annexes/apro_cp_esms_an1.pdf
85. Falleh, H., Jemaa, M.B., Saada, M., Ksouri, R. (2020). Essential oils: A promising eco-friendly food preservative. *Food Chemistry*. 330:127268.
86. Fan, Y.V., Lee, C.T., Klemeš, J.J., Chua, L.S., Sarmidi, M.R., Leow, C.W. (2018a). Evaluation of Effective Microorganisms on home scale organic waste composting. *Journal of Environmental Management*. 216:41-48.
87. Fan, Y.V., Klemeš, J.J., Lee, C.T., Ho, C.S. (2018b). Efficiency of microbial inoculation for a cleaner composting technology. *Clean Technologies and Environmental Policy*. 20:517-527.
88. Fornari, T., Vicente, G., Vázquez, E., García-Risco, M.R., Reglero, G. (2012). Isolation of essential oil from different plants and herbs by supercritical fluid extraction. *Journal of Chromatography A*. 1250:34-48.
89. Fornes, F., Mendoza-Hernández, D., García-de-la-Fuente, R., Abad, M., Belda, R.M. (2012). Composting versus vermicomposting: A comparative study of organic matter evolution through straight and combined processes. *Bioresource Technology*. 118:296-305.
90. Gaind, S. (2014). Effect of fungal consortium and animal manure amendments on phosphorus fractions of paddy-straw compost. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 94:90-97.
91. Gaind, S., Nain, L., Patel, V.B. (2009). Quality evaluation of co-composted wheat straw, poultry droppings and oil seed cakes. *Biodegradation*. 20:307-317.
92. Gallucci, M.N., Oliva, M., Casero, C., Dambolena, J., Luna, A., Zygadlo, J., Demo, M. (2009). Antimicrobial combined action of terpenes against the food-

- borne microorganisms *Escherichia coli*, *Staphylococcus aureus* and *Bacillus cereus*. *Flavour and Fragrance Journal*. 24:348-354.
93. Gao, H., Zhou, C.B., Wang, R.S., Li, X.X. (2015). Comparison and evaluation of co-composting corn stalk or rice husk with swine waste in China. *Waste and Biomass Valorization*. 6:699-710.
94. Gao, X.Z., Xu, Z.J., Liu, G.T., Wu, J. (2021). Polyphenols as a versatile component in tissue engineering. *Acta Biomaterialia*. 119:57-74.
95. García-Gómez, A., Bernal, M.P., Roig, A. (2005). Organic matter fractions involved in degradation and humification processes during composting. *Compost Science & Utilization*. 13:127-135.
96. Gavarić, N., Kladar, N., Mišan, A., Nikolić, A., Samojlik, I., Mimica-Dukić, N., Božina, B. (2015). Postdistillation waste material of thyme (*Thymus vulgaris* L., *Lamiaceae*) as a potential source of biologically active compounds. *Industrial Crops and Products*, 74:457-464.
97. Ge, M.S., Zhou, H.B., Shen, Y.J., Meng, H.B., Li, R., Zhou, J., Cheng, H.S., Zhang, X., Ding, J.T., Wang, J., Wang, J.R. (2020). Effect of aeration rates on enzymatic activity and bacterial community succession during cattle manure composting. *Bioresour. Technol.* 304:122928.
98. Gea, T., Barrena, R., Artola, A., Sánchez, A. (2007). Optimal bulking agent particle size and usage for heat retention and disinfection in domestic wastewater sludge composting. *Waste Management*. 27:1108-1116.
99. Gedikoğlu, A., Sökmen, M., Çivit, A. (2019): Evaluation of *Thymus vulgaris* and *Thymbra spicata* essential oils and plant extracts for chemical composition, antioxidant, and antimicrobial properties. *Food Science & Nutrition*. 7:1704-1714.
100. Ghabraie, M., Vu, K.D., Tata, L., Salmieri, S., Lacroix, M. (2016). Antimicrobial effect of essential oils in combinations against five bacteria and their effect on sensorial quality of ground meat. *LWT-Food Science and Technology*. 66:332-339.
101. Giovannini, D., Gismondi, A., Basso, A., Canuti, L., Braglia, R., Canini, A., Mariani, F., Cappelli, G. (2016). *Lavandula angustifolia* Mill. essential oil exerts

- antibacterial and anti-inflammatory effect in macrophage mediated immune response to *Staphylococcus aureus*. *Immunological Investigations*. 45:11-28.
102. Golueke, C.G., Forsberg, F.J. (1973). Critical review of the literature on solid waste management. *Critical Reviews in Environmental Control*. 3:261-301.
103. Gorlenko, C.L., Kiselev, H.Y., Budanova, E.V., Zamyatnin, A.A., Jr., Ikryannikova, L.N. (2020). Plant secondary metabolites in the battle of drugs and drug-resistant bacteria: new heroes or worse clones of antibiotics? *Antibiotics*. 9:170.
104. Gou, C.L., Wang, Y.Q., Zhang, X.Q., Lou, Y.J., Gao, Y.H. (2017). Inoculation with a psychrotrophic-thermophilic complex microbial agent accelerates onset and promotes maturity of dairy manure-rice straw composting under cold climate conditions. *Bioresource Technology*. 243:339-346.
105. Govindasamy, R., Arumugam, S., Simon, J.E. (2013). An assessment of the essential oil and aromatic plant industry with a focus on Africa. In: Juliani, H.R., Simon, J.E., Ho, C.T. (eds) *African Natural Plant Products Volume II: Discoveries and Challenges in Chemistry, Health, and Nutrition*. Oxford University Press. American Chemical Society. USA.
106. Greff, B., Lakatos, E., Szigeti, J., Varga, L. (2021). Co-composting with herbal wastes: Potential effects of essential oil residues on microbial pathogens during composting. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 51:457-511.
107. Grgić, D.K., Domanovac, M.V., Domanovac, T., Šabić, M., Cvetnić, M., Bulatović, V.O. (2019). Influence of *Bacillus subtilis* and *Pseudomonas aeruginosa* BSW and clinoptilolite addition on the biowaste composting process. *Arabian Journal for Science and Engineering*. 44:5399-5409.
108. Guénon, R., Day, T.A., Velazco-Ayuso, S., Gros, R. (2017). Mixing of Aleppo pine and Holm oak litter increases biochemical diversity and alleviates N limitations of microbial activity. *Soil Biology & Biochemistry*. 105:216-226.
109. Guerra-Rodríguez, E., Alonso, J., Melgar, M.J., Vázquez, M. (2006). Evaluation of heavy metal contents in co-composts of poultry manure with barley wastes or chestnut burr/leaf litter. *Chemosphere*. 65:1801-1805.

110. Guo, H.H., Gu, J., Wang, X.J., Nasir, M., Yu, J., Lei, L.S., Wang, Q.Z. (2020). Elucidating the effect of microbial inoculum and ferric chloride as additives on the removal of antibiotic resistance genes from chicken manure during aerobic composting. *Bioresource Technology*. 309:122802.
111. Hadar, Y., Mandelbaum, R. (1992). Suppressive compost for biocontrol of soilborne plant pathogens. *Phytoparasitica*. 20:113-116.
112. Harindintwali, J.D., Zhou, J.L., Yu, X.B. (2020). Lignocellulosic crop residue composting by cellulolytic nitrogen-fixing bacteria: A novel tool for environmental sustainability. *Science of the Total Environment*. 715:136912.
113. Hassiotis, C.N. (2010). Chemical compounds and essential oil release through decomposition process from *Lavandula stoechas* in Mediterranean region. *Biochemical Systematics and Ecology*. 38:493-501.
114. Helander, I.M., Alakomi, H.L., Latva-Kala, K., Mattila-Sandholm, T., Pol, I., Smid, E.J., Gorris, L.G.M., von Wright, A. (1998). Characterization of the action of selected essential oil components on gram-negative bacteria. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 46:3590-3595.
115. Hwang, H.Y., Kim, S.H., Kim, M.S., Park, S.J., Lee, C.H. (2020). Co- composting of chicken manure with organic wastes: characterization of gases emissions and compost quality. *Applied Biological Chemistry*. 63:3.
116. Ibrahim, M.K., Mattar, Z.A., Abdel-Khalek, H.H., Azzam, Y.M. (2017). Evaluation of antibacterial efficacy of anise wastes against some multidrug resistant bacterial isolates. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*. 10:34-43.
117. Ilani, T., Herrmann, I., Karnieli, A., Arye, G. (2016). Characterization of the biosolids composting process by hyperspectral analysis. *Waste Management*. 48:106-114.
118. Imane, M.M., Houda, F., Amal, A.H.S., Kaotar, N., Mohammed, T., Imane, R., Farid, H. (2017). Phytochemical composition and antibacterial activity of Moroccan *Lavandula angustifolia* Mill. *Journal of Essential Oil Bearing Plants*. 20:1074-1082.

119. Inbar, E., Green, S.J., Hadar, Y., Minz, D. (2005). Competing factors of compost concentration and proximity to root affect the distribution of streptomycetes. *Microbial Ecology*. 50:73-81.
120. ISO 6579-1 (2017). Microbiology of the food chain - Horizontal method for the detection, enumeration and serotyping of *Salmonella* - Part 1: Detection of *Salmonella* spp. International Organization for Standardization (ISO), Geneva, Switzerland.
121. Jagadabhi, P.S., Wani, S.P., Patil, M., Vemula, A.K., Rathore, A. (2018). Physico-chemical, microbial and phytotoxicity evaluation of composts from sorghum, finger millet and soybean straws. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*. 8:279-293.
122. Jalal, Z., El Atki, Y., Lyoussi, B., Abdellaoui, A. (2015). Phytochemistry of the essential oil of *Melissa officinalis* L. growing wild in Morocco: Preventive approach against nosocomial infections. *Asian Pacific Journal of Tropical Biomedicine*. 5:458-461.
123. Jayasena, D.D., Jo, C. (2013). Essential oils as potential antimicrobial agents in meat and meat products: A review. *Trends in Food Science & Technology*. 34:96-108.
124. Jiang, J.S., Liu, X.L., Huang, Y.M., Huang, H. (2015). Inoculation with nitrogen turnover bacterial agent appropriately increasing nitrogen and promoting maturity in pig manure composting. *Waste Management*. 39:78-85.
125. Jiménez, E.I., Garcia, V.P. (1989). Evaluation of city refuse compost maturity: A review. *Biological Wastes*. 27:115-142.
126. Junker, R.R., Tholl, D. (2013). Volatile organic compound mediated interactions at the plant-microbe interface. *Journal of Chemical Ecology*. 39:810-825.
127. Jusoh, M.L.C., Manaf, L.A., Latiff, P.A. (2013). Composting of rice straw with effective microorganisms (EM) and its influence on compost quality. *Iranian Journal of Environmental Health Sciences & Engineering*. 10:17.
128. Kačániová, M., Vukovič, N., Horská, E., Šalamon, I., Bobková, A., Hleba, L., Mellen, M., Vatňák, A., Petrová, J., Bobko, M. (2014). Antibacterial activity against *Clostridium* genus and antiradical activity of the essential oils from

- different origin. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*. 49:505-512.
129. Kalemba, D., Kunicka, A. (2003). Antibacterial and antifungal properties of essential oils. *Current Medicinal Chemistry*. 10:813-829.
130. Karnchanawong, S., Nissaikla, S. (2014). Effects of microbial inoculation on composting of household organic waste using passive aeration bin. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*. 3:113-119.
131. Kaszab, E., Szoboszlay, S., Dobolyi, C., Háhn, J., Pék, N., Kriszt, B. (2011). Antibiotic resistance profiles and virulence markers of *Pseudomonas aeruginosa* strains isolated from composts. *Bioresource Technology*. 102:1543-1548.
132. Kausar, H., Ismail, M.R., Saud, H.N., Othman, R., Habib, S. (2013). Use of lignocellulolytic microbial consortium and pH amendment on composting efficacy of rice straw. *Compost Science & Utilization*. 21:121-133.
133. Kebibeche, H., Khelil, O., Kacem, M., Harche, M.K. (2019). Addition of wood sawdust during the co-composting of sewage sludge and wheat straw influences seeds germination. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 168:423-430.
134. Khameneh, B., Iranshahy, M., Soheili, V., Bazzaz, B.S.F. (2019). Review on plant antimicrobials: a mechanistic viewpoint. *Antimicrobial Resistance & Infection Control*. 8:118.
135. Khan, M., Khan, S.T., Khan, N.A., Mahmood, A., Al-Kedhairi, A.A., Alkhatlan, H.Z. (2018). The composition of the essential oil and aqueous distillate of *Origanum vulgare* L. growing in Saudi Arabia and evaluation of their antibacterial activity. *Arabian Journal of Chemistry*. 11:1189-1200.
136. Khedher, M.R.B., Khedher, S.B., Chaieb, I., Tounsi, S., Hammami, M. (2017). Chemical composition and biological activities of *Salvia officinalis* essential oil from Tunisia. *EXCLI Journal*. 16:160-173.
137. Kim, J.H., Hwang, J.Y., Jo, G.G., Kang, H.N. (2006). Monoterpenoids concentration during decomposition and their effect on *Polysphondylium violaceum*. *Journal of Ecology and Field Biology*. 29:337-342.

138. Klein, E., Katan, J., Gamliel, A. (2011). Combining residues of herb crops with soil heating for control of soilborne pathogens in a controlled laboratory system. *Crop Protection*. 30:368-374.
139. Kloucek, P., Smid, J., Frankova, A., Kokoska, L., Valterova, I., Pavela, R. (2012). Fast screening method for assessment of antimicrobial activity of essential oils in vapor phase. *Food Research International*. 47:161-165.
140. Koçak, B., Darici, C. (2016). Priming effects of leaves of *Laurus nobilis* L. and 1,8-cineole on carbon mineralization. *Chilean Journal of Agricultural Research*. 76:100-104.
141. Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium (2006). 36/2006. (V. 18.) FVM rendelet a termélnövelő anyagok engedélyezéséről, tárolásáról, forgalmazásáról és felhasználásáról. *Magyar Közlöny (Official Journal of the Republic of Hungary)*. 62(59): 4784-4808.
142. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium (2003). 23/2003. (XII. 29.) KvVM rendelet a biohulladék kezeléséről és a komposztálás műszaki követelményeiről. *Magyar Közlöny (Official Journal of the Republic of Hungary)*. 59(158):13503-13508.
143. Kot, B., Wierzychowska, K., Piechota, M., Czerniewicz, P., Chrzanowski, G. (2019). Antimicrobial activity of five essential oils from *Lamiaceae* against multidrug-resistant *Staphylococcus aureus*. *Natural Product Research*. 33:3587-3591.
144. Kozłowska, W., Wagner, C., Moore, E.M., Matkowski, A., Komarnytsky, S. (2018). Botanical provenance of traditional medicines from Carpathian mountains at the Ukrainian-Polish border. *Frontiers in Pharmacology*. 9:295.
145. Krishna, M.P., Mohan, M. (2017). Litter decomposition in forest ecosystems: A review. *Energy, Ecology and Environment*. 2:236-249.
146. Kumar, M., Ou, Y.L., Lin, J.G. (2010). Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. *Waste Management*. 30:62-609.
147. Kumar, V., Sharma, A., Kohli S.K., Bali, S., Sharma, M., Kumar, R., Bhardwaj, R., Thukral, A.K. (2019). Differential distribution of polyphenols in plants using multivariate techniques. *Biotechnology Research and Innovation*. 3:1-21.

148. Lei, F., VanderGheynst, J.S. (2000). The effect of microbial inoculation and pH on microbial community structure changes during composting. *Process Biochemistry*. 35:923-929.
149. Lesage-Meessen, L., Bou, M., Ginies, C., Chevret, D., Navarro, D., Drula, E., Bonnin, E., del Río, J.C., Odinet, E., Bisotto, A., Berrin, J.G., Sigoillot, J.C., Faulds, C.B., Lomascolo, A. (2018). Lavender- and lavandin-distilled straws: An untapped feedstock with great potential for the production of high-added value compounds and fungal enzymes. *Biotechnology for Biofuels*. 11:217.
150. Lesage-Meessen, L., Bou, M., Sigoillot, J.C., Faulds, C.B., Lomascolo, A. (2015). Essential oils and distilled straws of lavender and lavandin: A review of current use and potential application in white biotechnology. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 99:3375-3385.
151. Li, C.N., Li, H.Y., Yao, T., Su, M., Ran, F., Han, B., Li, J.H., Lan, X.J., Zhang, Y.C., Yang, X.M., Gun, S.B. (2019). Microbial inoculation influences bacterial community succession and physicochemical characteristics during pig manure composting with corn straw. *Bioresource Technology*. 289: 121653
152. Li, M.X., He, X.S., Tang, J., Li, X., Zhao, R., Tao, Y.Q., Wang, C., Qiu, Z.P. (2021). Influence of moisture content on chicken manure stabilization during microbial agent-enhanced composting. *Chemosphere*. 264: 128549.
153. Li, S.Y., Li, J.J., Yuan, J., Li, G.X., Zang, B., Li, Y.Y. (2017). The influences of inoculants from municipal sludge and solid waste on compost stability, maturity and enzyme activities during chicken manure composting. *Environmental Technology*. 38:1770-1778.
154. Li, Y., Gu, J., Zhang, S.Q., Shi, L.X., Sun, W., Qian, X., Duan, M.L., Yin, Y.N., Wang, X.J. (2018). Effects of adding compound microbial inoculum on microbial community diversity and enzymatic activity during co-composting. *Environmental Engineering Science*. 35:270-278.
155. Li, Y.Q., Kong, D.X., Fu, Y., Sussman, M.R., Wu, H. (2020). The effect of developmental and environmental factors on secondary metabolites in medicinal plants. *Plant Physiology and Biochemistry*. 148:80-89.

156. Liu, H.J., Huang, Y., Wang, H., Shen, Z.Z., Qiao, C.C., Li, R., Shen, Q.R. (2020). Enzymatic activities triggered by the succession of microbiota steered fiber degradation and humification during co-composting of chicken manure and rice husk. *Journal of Environmental Management*. 258:110014.
157. Liu, N., Zhou, J.L., Han, L.J., Huang, G.Q. (2017). Characterization of lignocellulosic compositions' degradation during chicken manure composting with added biochar by phospholipid fatty acid (PLFA) and correlation analysis. *Science of the Total Environment*. 586:1003-1011.
158. López-González, J.A., Suárez-Estrella, F., Vargas-García, M.C., López, M.J., Jurado, M.M., Moreno, J. (2015). Dynamics of bacterial microbiota during lignocellulosic waste composting: Studies upon its structure, functionality and biodiversity. *Bioresource Technology*. 175:406-416.
159. Lu, Q., Zhao, Y., Gao, X.T., Wu, J.Q., Zhou, H.X., Tang, P.F., Wei, Q.B., Wei, Z.M. (2018). Effect of tricarboxylic acid cycle regulator on carbon retention and organic component transformation during food waste composting. *Bioresource Technology*. 256:128-136.
160. Lubbe, A., Verpoorte, R. (2011). Cultivation of medicinal and aromatic plants for specialty industrial materials. *Industrial Crops and Products*. 34:785-801.
161. Luo, Y., Liang, J., Zeng, G.M., Chen, M., Mo, D., Li, G.X., Zhang, D.F. (2018). Seed germination test for toxicity evaluation of compost: Its roles, problems and prospects. *Waste Management*. 71:109-114.
162. Mabrouki, H., Duarte, C.M.M., Akretche, D.E. (2018). Estimation of total phenolic contents and *in vitro* antioxidant and antimicrobial activities of various solvent extracts of *Melissa officinalis* L., *Arabian Journal for Science and Engineering*. 43:3349-3357.
163. Macias-Corral, M.A., Cueto-Wong, J.A., Morán-Martínez, J., Reynoso-Cuevas, L. (2019). Effect of different initial C/N ratio of cow manure and straw on microbial quality of compost. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*. 8:357-365.

164. Madejón, E., Díaz, M.J., López, R., Cabrera, F. (2002). New approaches to establish optimum moisture content for compostable materials. *Bioresource Technology*. 85:73-78.
165. Maeda, K., Hanajima, D., Toyoda, S., Yoshida, N., Morioka, R., Osada, T. (2011). Microbiology of nitrogen cycle in animal manure compost. *Microbial Biotechnology*. 4:700-709.
166. Mahajan, M., Kuiry, R., Pal, P.K. (2020). Understanding the consequence of environmental stress for accumulation of secondary metabolites in medicinal and aromatic plants. *Journal of Applied Research on Medicinal and Aromatic Plants*. 18:100255.
167. Marmulla, R., Harder, J. (2014). Microbial monoterpene transformations: A review. *Frontiers in Microbiology*. 5:346.
168. Martucci, J.F., Gende, L.B., Neira, L.M., Ruseckaite, R.A. (2015). Oregano and lavender essential oils as antioxidant and antimicrobial additives of biogenic gelatin films. *Industrial Crops and Product*. 71:205-213.
169. Mehalaine, S., Belfadel, O., Menasria, T., Messaili, A. (2017). Chemical composition and antibacterial activity of essential oils of three medicinal plants from Algerian semi-arid climatic zone. *Phytothérapie*. doi:10.1007/s10298-017-1143-y
170. Méndez-Tovar, I., Herrero, B., Pérez-Magariño, S., Pereira, J.A., Asensio-S.-Manzanares, M.C. (2015). By-product of *Lavandula latifolia* essential oil distillation as source of antioxidants. *Journal of Food and Drug Analysis*. 23:225-233.
171. Meng, X.Y., Liu, B., Xi, C., Luo, X.S., Yuan, X.F., Wang, X.F., Zhu, W.B., Wang, H.L., Cui, Z.J. (2018). Effect of pig manure on the chemical composition and microbial diversity during co-composting with spent mushroom substrate and rice husks. *Bioresource Technology*. 251:22-30.
172. Meyer-Kohlstock, D., Hädrich, G., Bidlingmaier, W., Kraft, E. (2013). The value of composting in Germany - Economy, ecology, and legislation. *Waste Management*. 33:536-539.

173. Milevskaya, V.V., Temerdashev, Z.A., Butyl'skaya, T.S., Kiseleva N.V. (2017). Determination of phenolic compounds in medicinal plants from the *Lamiaceae* family. *Journal of Analytical Chemistry*. 72:342-348.
174. Misra, G., Pavlostathis, S.G., Perdue, E.M., Araujo, R. (1996). Aerobic biodegradation of selected monoterpenes. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 45:831-838.
175. Mohamed, M.A., Ibrahim, M.E., Wahba, H.E. (2018). Flavoring compounds of essential oil isolated from agriculture waste of coriander (*Coriandrum sativum*) plant. *Journal of Materials and Environmental Sciences*. 9:77-82.
176. Moisa, C., Copolovici, L., Bungău, S., Pop, G., Imbrea, I., Lupitu, A., Nemeth, S., Copolovici, D. (2018). Wastes resulting from aromatic plants distillation - Bio-sources of antioxidants and phenolic compounds with biological active principles. *Farmacia*. 66:289-295.
177. Mojzer, E.B., Hrnčič, M.K., Škerget, M., Knez, Ž., Bren, U. (2016). Polyphenols: Extraction methods, antioxidative action, bioavailability and anticarcinogenic effects. *Molecules*. 21:901.
178. Moreno, S., Scheyer, T., Romano, C.S., Vojnov, A.A. (2006). Antioxidant and antimicrobial activities of rosemary extracts linked to their polyphenol composition. *Free Radical Research*. 40:223-231.
179. Nair, J., Okamitsu, K. (2010). Microbial inoculants for small scale composting of putrescible kitchen wastes. *Waste Management*. 30:977-982.
180. Nakasaki, K., Yaguchi, H., Sasaki, Y., Kubota, H. (1993). Effects of pH control on composting of garbage. *Waste Management and Research*. 11:117-125.
181. Namdeo, A.G. (2018). Cultivation of medicinal and aromatic plants. In: Mandal, S., Mandal, V., Konoshi, T. (eds) *Natural Products and Drug Discovery*, 1st Edition. Elsevier.
182. Navarrete, A., Herrero, M., Martín, A., Cocero, M.J., Ibáñez, E. (2011). Valorization of solid wastes from essential oil industry. *Journal of Food Engineering*. 104:196-201.
183. Nazzaro, F., Fratianni, F., De Martino, L., Coppola, R., De Feo, V. (2013). Effect of essential oils on pathogenic bacteria. *Pharmaceuticals*. 6:1451-1474.

184. Nedorostova, L., Kloucek, P., Kokoska, L., Stolcova, M., Pulkrabek, J. (2009). Antimicrobial properties of selected essential oils in vapour phase against foodborne bacteria. *Food Control*. 20:157-160.
185. Nieto, G. (2017). Biological activities of three essential oils of the *Lamiaceae* family. *Medicines*. 4:63.
186. Olszewska, M.A., Gędas, A., Simões, M. (2020). Antimicrobial polyphenol-rich extracts: Applications and limitations in the food industry. *Food Research International*. 134:109214.
187. Omarini, A., Dambolena, J.S., Lucini, E., Mejía, S.J., Albertó, E., Zygadlo, J.A. (2016). Biotransformation of 1,8-cineole by solid-state fermentation of *Eucalyptus* waste from the essential oil industry using *Pleurotus ostreatus* and *Favolus tenuiculus*. *Folia Microbiologica*. 61:149-157.
188. Onwosi, C.O., Igbokwe, V.C., Odimba, J.N., Eke, I.E., Nwankwoala, M.O., Iroh, I.N., Ezeogu, L.I. (2017). Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. *Journal of Environmental Management*. 190:140-157.
189. Othman, L., Sleiman, A., Abdel-Massih, R.M. (2019). Antimicrobial activity of polyphenols and alkaloids in Middle Eastern plants. *Frontiers in Microbiology*. 10:911.
190. Pahren, H.R., Clark, C.S. (1987). Microorganisms in municipal solid waste and public health implications. *Critical Reviews in Environmental Control*. 17:187-228.
191. Pan, S.Y., Litscher, G., Gao, S.H., Zhou, S.F., Yu, Z.L., Chen, H.Q., Zhang, S.F., Tang, M.K., Sun, J.N., Ko, K.M. (2014). Historical perspective of traditional indigenous medical practices: The current renaissance and conservation of herbal resources. *Evidence-Based Complementary and Alternative Medicine*. 2014: 525340.
192. Pandey, A.K., Gaiind, S., Ali, A., Nain, L. (2009). Effect of bioaugmentation and nitrogen supplementation on composting of paddy straw. *Biodegradation*. 20:293-306.

193. Paradelo, R., Moldes, A.B., Barral, M.T. (2013). Evolution of organic matter during the mesophilic composting of lignocellulosic winery wastes. *Journal of Environmental Management*. 116:18-26.
194. Partanen, P., Hultman, J., Paulin, L., Auvinen, P., Romantschuk, M. (2010). Bacterial diversity at different stages of the composting process. *BMC Microbiology*. 10:94.
195. Patwa, A., Parde, D. Dohare, D., Vijay, R., Kumar, R. (2020). Solid waste characterization and treatment technologies in rural areas: An Indian and international review. *Environmental Technology & Innovation*. 20:101066.
196. Pavlič, B., Teslić, N., Vidaković, A., Vidović, S., Velićanski, A., Versari, A., Radosavljević, R., Zeković, Z. (2017). Sage processing from by-product to high quality powder: I. Bioactive potential. *Industrial Crops and Products*. 107:81-89.
197. Pereira, E., Pimenta, A.I., Calhelha, R.C., Antonio, A.L., Verde, S.C., Barros, L., Santos-Buelga, C., Ferreira, I.C.F.R. (2016). Effects of gamma irradiation on cytotoxicity and phenolic compounds of *Thymus vulgaris* L. and *Mentha x piperita* L. *LWT - Food Science and Technology*. 71:370-377.
198. Pérez, J., Muñoz-Dorado, J., de la Rubia, T., Martínez, J. (2002). Biodegradation and biological treatments of cellulose, hemicellulose and lignin: an overview. *International Microbiology*, 5:53-63.
199. Perricone, M., Arace, E., Corbo, M.R., Sinigaglia, M., Bevilacqua, A. (2015). Bioactivity of essential oils: A review on their interaction with food components. *Frontiers in Microbiology*. 6: 76.
200. Petric, I., Šestan, A., Šestan, I. (2009). Influence of initial moisture content on the composting of poultry manure with wheat straw. *Biosystems Engineering*. 104:125-134.
201. Petróczki, F. (2004). Kommunális szennyvíziszapból készült komposzt hatása a növényi fejlődésre és beltartalomra. Disszertáció. Veszprémi Egyetem Georgikon Agrártudományi Kar. Keszthely.

202. Pietronave, S. Fracchia, L., Rinaldi, M., Martinotti, M.G. (2004). Influence of biotic and abiotic factors on human pathogens in a finished compost. *Water Research*. 38:1963-1970.
203. Prakash, C.P., Thirumalai, E., Rajulu, M.B.G., Thirunavukkarasu, N., Suryanarayanan, T.S. (2015). Ecology and diversity of leaf litter fungi during early-stage decomposition in a seasonally dry tropical forest. *Fungal Ecology*. 17:103-113.
204. Proestos, C., Chorianopoulos, N., Nychas, G.J.E., Komaitis, M. (2005). RP-HPLC analysis of the phenolic compounds of plant extracts. investigation of their antioxidant capacity and antimicrobial activity. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 53:1190-1195.
205. Proestos, C., Varzakas, T. (2017). Aromatic plants: Antioxidant capacity and polyphenol characterization. *Foods*. 6:28.
206. Promputtha, I., Hyde, K.D., McKenzie, E.H.C., Peberdy, J.F., Lumyong, S. (2010). Can leaf degrading enzymes provide evidence that endophytic fungi becoming saprobes? *Fungal Diversity*. 41:89-99.
207. Radaelli, M., da Silva, B.P., Weidlich, L., Hoehne, L., Flach, A., da Costa, L.A.M.A., Ethur, E.M. (2016). Antimicrobial activities of six essential oils commonly used as condiments in Brazil against *Clostridium perfringens*. *Brazilian Journal of Microbiology*. 47:424-430.
208. Radulović, N.S., Genčić, M.S., Stojanović, N.M., Randjelović, P.J., Stojanović-Radić, Z.Z., Stojiljković, N.I. (2017). Toxic essential oils. Part V: Behaviour modulating and toxic properties of thujones and thujone-containing essential oils of *Salvia officinalis* L., *Artemisia absinthium* L., *Thuja occidentalis* L. and *Tanacetum vulgare* L. *Food and Chemical Toxicology*. 105:355-369.
209. Rai, R., Singh, R.K., Suthar, S. (2021). Production of compost with biopesticide property from toxic weed *Lantana*: Quantification of alkaloids in compost and bacterial pathogen suppression. *Journal of Hazardous Materials*. 401:123332.
210. Rainisalo, A., Romantschuk, M., Kontro, M.H. (2011). Evolution of clostridia and streptomycetes in full-scale composting facilities and pilot drums equipped

- with on-line temperature monitoring and aeration. *Bioresource Technology*. 102:7975-7983.
211. Rajoka, M.I., Malik, K.A. (1997). Cellulase production by *Cellulomonas biazotea* cultured in media containing different cellulosic substrates. *Bioresource Technology*. 59:21-27.
212. Rashad, F.M., Saleh, W.D., Moselhy, M.A. (2010). Bioconversion of rice straw and certain agro-industrial wastes to amendments for organic farming systems: 1. Composting, quality, stability and maturity indices. *Bioresource Technology*. 101:5952-5960.
213. Rashed, M.M.A., Tong, Q., Nagi, A., Li, J.P., Khan, N.U., Chen, L., Rotail, A., Bakry, A.M. (2017). Isolation of essential oil from *Lavandula angustifolia* by using ultrasonic-microwave assisted method preceded by enzymolysis treatment, and assessment of its biological activities. *Industrial Crops and Products*. 100:236-245.
214. Rastogi, M., Nandal, M., Khosla, B. (2020). Microbes as vital additives for solid waste composting. *Heliyon*. 6:e03343.
215. Rastogi, M., Nandal, M., Nain, L. (2019). Additive effect of cow dung slurry and cellulolytic bacterial inoculation on humic fractions during composting of municipal solid waste. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*. 8:325-332.
216. Raut, J.S., Karuppaiyl, S.M. (2014). A status review on the medicinal properties of essential oils. *Industrial Crops and Products*. 62:250-264.
217. Raybaudi-Massilia, R.M., Mosqueda-Melgar, J., Soliva-Fortuny, R., Martín-Belleso, O. (2009). Control of pathogenic and spoilage microorganisms in fresh-cut fruits and fruit juices by traditional and alternative natural antimicrobials. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*. 8:157-180.
218. Reddy, P.R.K., Elghandour, M.M.M.Y., Salem, A.Z.M., Yaraswini, D., Reddy, P.P.R., Reddy, A.N., Hyder, I. (2020). Plant secondary metabolites as feed additives in calves for antimicrobial stewardship. *Animal Feed Science and Technology*. 264:114469.

219. Roldán, L.P., Díaz, G.J., Durringer, J.M. (2010). Composition and antibacterial activity of essential oils obtained from plants of the *Lamiaceae* family against pathogenic and beneficial bacteria. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 23:451-461.
220. Roosta, R.A., Moghaddasi, R., Hosseini, S.S. (2017). Export target markets of medicinal and aromatic plants. *Journal of Applied Research on Medicinal and Aromatic Plants*. 7:84-88.
221. Ryckeboer, J., Mergaert, J., Coosemans, J., Deprins, K., Swings, J. (2003a). Microbiological aspects of biowaste during composting in a monitored compost bin. *Journal of Applied Microbiology*. 94:127-137.
222. Ryckeboer, J., Mergaert, J., Vaes, K., Klammer, S., De Clercq, D., Coosemans, J., Insam, H., Swings, J. (2003b). A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes. *Annals of Microbiology*. 53:349-410.
223. Sacco, C., Bellumori, M., Santomauro, F., Donato, R., Capei, R., Innocenti, M., Mulinacci, N. (2015). An *in vitro* evaluation of the antibacterial activity of the non-volatile phenolic fraction from rosemary leaves. *Natural Product Research*. 29:1537-1544.
224. Saha, A., Basak, B.B., (2020). Scope of value addition and utilization of residual biomass from medicinal and aromatic plants. *Industrial Crops and Products*. 145:111979.
225. Sánchez, Ó.J., Ospina, D.A., Montoya, S. (2017). Compost supplementation with nutrients and microorganisms in composting process. *Waste Management*. 69:136-153.
226. Sánchez-Vioque, R., Polissiou, M., Astraka, K., de los Mozos-Pascual, M., Tarantilis, P., Herraiz-Peñalver, D., Santana-Méridas, O. (2013). Polyphenol composition and antioxidant and metal chelating activities of the solid residues from the essential oil industry. *Industrial Crops and Products*. 49:150-159.
227. Sarkar, S., Banerjee, R., Chanda, S., Das, P., Ganguly, S., Pal, S. (2010). Effectiveness of inoculation with isolated *Geobacillus* strains in the thermophilic stage of vegetable waste composting. *Bioresource Technology*. 101:2892-2895.

228. Schmidt, E. (2016). Production of essential oils. In: Baser, K.H.C., Buchbauer, G. (eds) *Handbook of essential oils: Science, technology, and applications*. Second edition. CRC Press. Taylor & Francis Group. USA.
229. Selvamani, K., Annadurai, V., Soundarapandian, S. (2019). Improved co-composting of poultry manure with complementary consortium of indigenous *Bacillus* spp.. *3 Biotech*. 9:215.
230. Semeniuc, C.A., Pop, C.R., Rotar, A.M. (2017) Antibacterial activity and interactions of plant essential oil combinations against gram-positive and gram-negative bacteria. *Journal of Food and Drug Analysis*. 25:403-408.
231. Shaaban, H.A.E., El-Ghorab, A.H., Shibamoto, T. (2012). Bioactivity of essential oils and their volatile aroma components: Review. *Journal of Essential Oil Research*, 24:203-212.
232. Shafi, A., Zahoor, I. (2021). Metabolomics of medicinal and aromatic plants: Goldmines of secondary metabolites for herbal medicine research. In: Aftab, T., Hakeem, R. (eds) *Medicinal and Aromatic Plants: Expanding their Horizons through Omics*. Academic Press. Elsevier.
233. Shen, T., Lei, Y.H., Pu, X.D., Zhang, S.Y., Du, Y.H. (2021). Identification and application of *Streptomyces microflavus* G33 in compost to suppress tomato bacterial wilt disease. *Applied Soil Ecology*. 157:103724.
234. Shepherd, M.W., Jr., Liang, P.F., Jiang, X.P., Doyle, M.P., Erickson, M.C. (2007). Fate of *Escherichia coli* O157:H7 during on-farm dairy manure-based composting. *Journal of Food Protection*. 70:2708-2716.
235. Shepherd, M.W., Jr., Singh, R., Kim, J.K., Jiang, X.P. (2010). Effect of heat-shock treatment on the survival of *Escherichia coli* O157:H7 and *Salmonella enterica* Typhimurium in dairy manure co-composted with vegetable wastes under field conditions. *Bioresource Technology*. 101:5407-5413.
236. Sienkiewicz, M., Łysakowska, M., Kowalczyk, E., Szymańska, G., Kochan, E., Krukowska, J., Olszewski, J., Zielińska-Bliźniewska, H. (2017). The ability of selected plant essential oils to enhance the action of recommended antibiotics against pathogenic wound bacteria. *Burns*. 43:310-317.

237. Siles, J.A., Vargas, F., Gutiérrez, M.C., Chica, A.F., Martín, M.A. (2016). Integral valorization of waste orange peel using combustion, biomethanisation and co-composting technologies. *Bioresource Technology*. 211:173-182.
238. Siles-Castellano, A.B., López, M.J., López-González, J.A., Suárez-Estrella, F., Jurado, M.M., Estrella-González, M.J., Moreno, J. (2020). Comparative analysis of phytotoxicity and compost quality in industrial composting facilities processing different organic wastes. *Journal of Cleaner Production*. 252:119820.
239. Silvestre, W.P., Livinalli, N.F., Baldasso, C., Tessaro, I.C. (2019). Pervaporation in the separation of essential oil components: A review. *Trends in Food Science & Technology*. 93:42-52.
240. Singh, D., Suthar, S. (2012a). Vermicomposting of herbal pharmaceutical industry solid wastes. *Ecological Engineering*. 39:1-6.
241. Singh, D., Suthar, S. (2012b). Vermicomposting of herbal pharmaceutical industry waste: Earthworm growth, plant-available nutrient and microbial quality of end materials. *Bioresource Technology*. 112:179-185.
242. Slavov, A., Panchev, I., Kovacheva, D., Vasileva, I. (2016). Physico-chemical characterization of water-soluble pectic extracts from *Rosa damascena*, *Calendula officinalis* and *Matricaria chamomilla* wastes. *Food Hydrocolloids*. 61:469-476.
243. Smigielski, K., Prusinowska, R., Stobiecka, A., Kunicka-Styczyńska, A., Gruska, R. (2018). Biological properties and chemical composition of essential oils from flowers and aerial parts of lavender (*Lavandula angustifolia*). *Journal of Essential Oil Bearing Plants*. 21:1303-1314.
244. Smith, D.C., Hughes, J.C. (2004). Changes in maturity indicators during the degradation of organic wastes subjected to simple composting procedures. *Biology and Fertility of Soils*. 39:280-286.
245. Soto-Paz, J., Oviedo-Ocaña, E.R., Manyoma, P.C., Marmolejo-Rebellón, L.F., Torres-Lozada, P., Barrena, R., Sánchez, A., Komilis, D. (2020). Influence of mixing ratio and turning frequency on the co-composting of biowaste with

- sugarcane filter cake: a mixture experimental design. *Waste and Biomass Valorization*. 11:2475-2489.
246. Stotzky, G., Schenk, S. (1976). Volatile organic compounds and microorganisms. *CRC Critical Reviews in Microbiology*. 4:333-382.
247. Su, J.Q., Wei, B., Ou-Yang, W.Y., Huang, F.Y., Zhao, Y., Xu, H.J., Zhu, Y.G. (2015). Antibiotic resistome and its association with bacterial communities during sewage sludge composting. *Environmental Science and Technology*. 49:7356-7363.
248. Su, P., Brookes, P.C., He, Y., Wu, J.J., Xu, J.M. (2016). An evaluation of a microbial inoculum in promoting organic C decomposition in a paddy soil following straw incorporation. *Journal of Soils and Sediments*. 16:1776-1786.
249. Su, T., Zhao, D.Y., Khodadadi, M., Len, C. (2020). Lignocellulosic biomass for bioethanol: Recent advances, technology trends, and barriers to industrial development. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*. 24:56-60.
250. Sun, W., Qian, X., Gu, J., Wang, X.J., Zhang, L., Guo, A.Y. (2017). Mechanisms and effects of arsanilic acid on antibiotic resistance genes and microbial communities during pig manure digestion. *Bioresource Technology*. 234:217-223.
251. Sundberg, C., Smårs, S., Jönsson, H. (2004). Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresource Technology*. 95:145-150.
252. Suthar, S., Singh, D. (2012). Phytotoxicity of composted herbal pharmaceutical industry wastes. *Environmental Science and Pollution Research*. 19:3054-3059.
253. Svendsen, S.H., Priemé, A., Voriskova, J., Kramshøj, M., Schostag, M., Jacobsen, C.S., Rinnan, R. (2018). Emissions of biogenic volatile organic compounds from arctic shrub litter are coupled with changes in the bacterial community composition. *Soil Biology and Biochemistry*. 120:80-90.
254. Sytar, O., Hemmerich, I., Zivcak, M., Rauh, C., Brestic, M. (2018). Comparative analysis of bioactive phenolic compounds composition from 26 medicinal plants. *Saudi Journal of Biological Sciences*. 25:631-641.

255. Tabrika, I., Azim, K., Mayad, E.H., Zaafrani, M. (2020). Composting of tomato plant residues: improvement of composting process and compost quality by integration of sheep manure. *Organic Agriculture*. 10:229-242.
256. TAPPI T 222 om-02 (2002). Acid-insoluble lignin in wood and pulp. TAPPI Test Methods. Technical Association of the Pulp and Paper Industry (TAPPI) Press, Atlanta, GA.
257. Termorshuizen, A.J., Moolenaar, S.W., Veeken, A.H.M., Blok, W.J. (2005). The value of compost. *Reviews in Environmental Science & Bio/Technology*. 3:343-347.
258. Thakur, M., Bhattacharya, S., Khosla P.K., Puri, S. (2019). Improving production of plant secondary metabolites through biotic and abiotic elicitation. *Journal of Applied Research on Medicinal and Aromatic Plants*. 12:1-12.
259. Thomas, C., Idler, C., Ammon, C., Amon, T. (2020). Effects of the C/N ratio and moisture content on the survival of ESBL-producing *Escherichia coli* during chicken manure composting. *Waste Management*. 105:110-118.
260. Tian, X.P., Yang, T., He, J.Z., Chu, Q., Jia, X.J., Huang, J. (2017). Fungal community and cellulose-degrading genes in the composting process of Chinese medicinal herbal residues. *Bioresource Technology*. 241:374-383.
261. Tiquia, S.M., Tam, N.F.Y., Hodgkiss, I.J. (1996). Effects of composting on phytotoxicity of spent pig-manure sawdust litter. *Environmental Pollution*. 93:249-256.
262. Tiwari, B.K., Valdramidis, V.P., O'Donnell, C.P., Muthukumarappan, K., Bourke, P., Cullen, P.J. (2009). Application of natural antimicrobials for food preservation. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 57:5987-6000.
263. Tongnuanchan, P., Benjakul, S. (2014). Essential oils: Extraction, bioactivities, and their uses for food preservation. *Journal of Food Science*. 79:1231-1249.
264. Topal, E.I.A., Ünlü, A., Topal, M. (2016). Effect of aeration rate on elimination of coliforms during composting of vegetable-fruit wastes. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*. 5:243-249.
265. Trivellini, A., Lucchesini M., Maggini, R., Mosadegh, H., Villamarin, T.S.S., Vernieri, P., Mensuali-Sodi, A., Pardossi, A. (2016). *Lamiaceae* phenols as

- multifaceted compounds: bioactivity, industrial prospects and role of “positive-stress”. *Industrial Crops and Products*. 83:241-254.
266. Tuomela, M., Vikman, M., Hatakka, A., Itävaara, M. (2000). Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. *Bioresource Technology*. 72:169-183.
267. Tzima, K., Brunton, N.P., Rai, D.K. (2018). Qualitative and quantitative analysis of polyphenols in *Lamiaceae* plants-A review. *Plants*. 7:25.
268. Vakili, M., Rafatullah, M., Ibrahim, M.H., Salamatinia, B., Gholami, Z., Zwain, H.M. (2015). A review on composting of oil palm biomass. *Environment, Development and Sustainability*. 17:691-709.
269. van der Werf, M.J., de Bont, J.A.M., Leak, D.J. (1997). Opportunities in microbial biotransformation of monoterpenes. *Advances in Biochemical Engineering / Biotechnology*. 55:147-177.
270. van Heerden, I., Cronjé, C., Swart, S.H., Kotzé, J.M. (2002). Microbial, chemical and physical aspects of citrus waste composting. *Bioresource Technology*. 81:71-76.
271. Vargas-García, M.C., Suárez-Estrella, F., López, M.J., Moreno, J. (2007). Effect of inoculation in composting processes: Modifications in lignocellulosic fraction. *Waste Management*. 27:1099-1107.
272. Varma, V.S., Das, S., Sastri, C.V., Kalamdhad, A.S. (2017). Microbial degradation of lignocellulosic fractions during drum composting of mixed organic waste. *Sustainable Environment Research*. 27:265-272.
273. Varma, V.S., Kalamdhad, A.S. (2015). Evolution of chemical and biological characterization during thermophilic composting of vegetable waste using rotary drum composter. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 12:2015-2024.
274. Varma, V.S., Ramu, K., Kalamdhad, A.S. (2015). Carbon decomposition by inoculating *Phanerochaete chrysosporium* during drum composting of agricultural waste. *Environmental Science and Pollution Research*. 22:7851-7858.

275. Vasileva, I., Denkova, R., Chochkov, R., Teneva, D., Denkova, Z., Dessev, T., Denev, P., Slavov, A. (2018). Effect of lavender (*Lavandula angustifolia*) and melissa (*Melissa officinalis*) waste on quality and shelf life of bread. *Food Chemistry*. 253:13-21.
276. Veličković, D.T., Milenović, D.M., Ristić, M.S., Veljković, V.B. (2008). Ultrasonic extraction of waste solid residues from the *Salvia* sp. essential oil hydrodistillation. *Biochemical Engineering Journal*. 42:97-104.
277. Voběrková, S., Vaverková, M.D., Burešová, A., Adamcová, D., Vršanská, M., Kynický, J., Brtnický, M., Adam, V. (2017). Effect of inoculation with white-rot fungi and fungal consortium on the composting efficiency of municipal solid waste. *Waste Management*. 61:157-164.
278. Vokou, D., Chalkos, D., Karamanlidou, G., Yiangou, M. (2002). Activation of soil respiration and shift of the microbial population balance in soil as a response to *Lavandula stoechas* essential oil. *Journal of Chemical Ecology*. 28:755-768.
279. Wan, L.B., Wang, X.T., Cong, C., Li, J.B., Xu, Y.P., Li, X.Y., Hou, F.Q., Wu, Y.Y., Wang, L.L. (2020). Effect of inoculating microorganisms in chicken manure composting with maize straw. *Bioresource Technology*. 301:122730.
280. Wang, H.Y., Fan, B.Q., Hu, Q.X., Yin, Z.W. (2011). Effect of inoculation with *Penicillium expansum* on the microbial community and maturity of compost. *Bioresource Technology*. 102:11189-11193.
281. Wang, X.M., Wu, T. (2008). Release of isoprene and monoterpenes during the aerobic decomposition of orange wastes from laboratory incubation experiments. *Environmental Science & Technology*. 42:3265-3270.
282. Warriner, K., Namvar, A. (2010). The tricks learnt by human enteric pathogens from phytopathogens to persist within the plant environment. *Current Opinion in Biotechnology*. 21:131-136.
283. Wei, Y.Q., Wu, D., Wei, D., Zhao, Y., Wu, J.Q., Xie, X.Y., Zhang, R.J., Wei, Z.M. (2019). Improved lignocellulose-degrading performance during straw composting from diverse sources with actinomycetes inoculation by regulating the key enzyme activities. *Bioresource Technology*. 271:66-74.

284. Wichuk, K.M., McCartney, D. (2007). A review of the effectiveness of current time-temperature regulations on pathogen inactivation during composting. *Journal of Environmental Engineering and Science*. 6:573-586.
285. Wichuk, K.M., Tewari, J.P., McCartney, D. (2011). Plant pathogen eradication during composting: A literature review. *Compost Science & Utilization*. 19: 244-266.
286. Wijesundara, N.M., Rupasinghe, H.P.V. (2018). Essential oils from *Origanum vulgare* and *Salvia officinalis* exhibit antibacterial and anti-biofilm activities against *Streptococcus pyogenes*. *Microbial Pathogenesis*. 117:118-127.
287. Wood, S.E., Gaskin, J.F., Langenheim, J.H. (1995). Loss of monoterpenes from *Umbellularia californica* leaf litter. *Biochemical Systematics and Ecology*. 23:581-591.
288. Wu, D.L., Liu, P., Luo, Y.Z., Tian, G.M., Mahmood, Q. (2010). Nitrogen transformations during co-composting of herbal residues, spent mushrooms, and sludge. *Journal of Zhejiang University-Science B (Biomedicine & Biotechnology)*. 11:497-505.
289. Wu, S.H., Shen, Z.Q., Yang, C.P., Zhou, Y.X., Li, X., Zeng, G.M., Ai, S.J., He, H.J. (2017). Effects of C/N ratio and bulking agent on speciation of Zn and Cu and enzymatic activity during pig manure composting. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 119:429-436.
290. Wu, Y.P., Chen, Y.X., Shaaban, M., Zhu, D.W., Hu, C.X., Chen, Z.B., Wang, Y. (2019). Evaluation of microbial inoculants pretreatment in straw and manure co-composting process enhancement. *Journal of Cleaner Production*. 239:118078.
291. Xi, B.D., He, X.S., Dang, Q.L., Yang, T.X., Li, M.X., Wang, X.W., Li, D., Tang, J. (2015). Effect of multi-stage inoculation on the bacterial and fungal community structure during organic municipal solid wastes composting. *Bioresource Technology*. 196:399-405.
292. Xie, X.Y., Zhao, Y., Sun, Q.H., Wang, X.Q., Cui, H.Y., Zhang, X., Li, Y.J., Wei, Z.M. (2017a). A novel method for contributing to composting start-up at low temperature by inoculating cold-adapted microbial consortium. *Bioresource Technology*. 238:39-47.

293. Xie, Y.X., Chen, J., Xiao, A.P., Liu, L.L. (2017b). Antibacterial activity of polyphenols: Structure-activity relationship and influence of hyperglycemic condition. *Molecules*. 22:1913.
294. Xu, R., Zhang, K., Liu, P., Han, H.W., Zhao, S., Kakade, A., Khan, A., Du, D.L., Li, X.K. (2018). Lignin depolymerization and utilization by bacteria. *Bioresource Technology*. 269:557-566.
295. Xylia, P., Chrysargyris, A., Botsaris, G., Tzortzakis, N. (2017). Potential application of spearmint and lavender essential oils for assuring endive quality and safety. *Crop Protection*. 102:94-103.
296. Yadav, K.S., Mishra, M.M., Kapoor, K.K. (1982). The effect of fungal inoculation on composting. *Agricultural Wastes*. 4:329-333.
297. Yadav, R.K.P., Karamanoli, K., Vokou, D. (2005). Bacterial colonization of the phyllosphere of Mediterranean perennial species as influenced by leaf structural and chemical features. *Microbial Ecology*. 50:185-196.
298. Yaniv, Z. (2014). Introduction: Medicinal plants in ancient traditions. In: Yaniv, Z., Dudai, N. (eds) *Medicinal and aromatic plants of the Middle-East. Medicinal and Aromatic Plants of the World*. Volume 2. Springer, Dordrecht.
299. Yeoh, C.Y., Chin, N.L., Tan, C.S., Ooi, H.S. (2011). Acceleration effects of microbial inoculum on palm oil mill organic waste composting. *Compost Science & Utilization*. 19:135-142.
300. Younsi, F., Trimech, R., Boulila, A., Ezzine O., Dhahri, S., Boussaid, M., Messaoud, C. (2016). Essential oil and phenolic compounds of *Artemisia herba-alba* (Asso.): Composition, antioxidant, antiacetylcholinesterase, and antibacterial activities. *International Journal of Food Properties*. 19:1425-1438.
301. Yu, M., Zhang, J.C., Xu, Y.X., Xiao, H., An, W.H., Xi, H., Xue, Z.Y., Huang, H.L., Chen, X.Y., Shen, A.L. (2015). Fungal community dynamics and driving factors during agricultural waste composting. *Environmental Science and Pollution Research*. 22:19879-19886.
302. Zameer, F., Meghashri, S., Gopal, S., Rao B. R. (2010). Chemical and microbial dynamics during composting of herbal pharmaceutical industrial waste. *E-Journal of Chemistry*. 7:143-148.

303. Zang, B., Li, S.Y., Michel, F., Jr., Li, G.X., Luo, Y., Zhang, D.F., Li Y.Y. (2016). Effects of mix ratio, moisture content and aeration rate on sulfur odor emissions during pig manure composting. *Waste Management*. 56:498-505.
304. Zeng, G.M., Yu, M., Chen, Y.N., Huang, D.L., Zhang, J.C., Huang, H.L., Jiang, R.Q., Yu, Z. (2010). Effects of inoculation with *Phanerochaete chrysosporium* at various time points on enzyme activities during agricultural waste composting. *Bioresource Technology*. 101:222-227.
305. Zhang, J.C., Zeng, G.M., Chen, Y.N., Yu, M., Yu, Z., Li, H., Yu, Y., Huang, H.L. (2011). Effects of physico-chemical parameters on the bacterial and fungal communities during agricultural waste composting. *Bioresource Technology*. 102:2950-2956.
306. Zhang, L., Gu, J., Wang, X.J., Sun, W., Yin, Y.A., Sun, Y.X., Guo, A.Y., Tuo, X.X. (2017). Behavior of antibiotic resistance genes during co-composting of swine manure with Chinese medicinal herbal residues. *Bioresource Technology*. 244:252-260.
307. Zhang, L., Sun, X.Y. (2014). Effects of rhamnolipid and initial compost particle size on the two-stage composting of green waste. *Bioresource Technology*. 163:112-122.
308. Zhang, L., Sun, X.Y. (2016). Improving green waste composting by addition of sugarcane bagasse and exhausted grape marc. *Bioresource Technology*. 218:335-343.
309. Zhang, S.C., Wang, J.L., Chen, X., Gui, J.X., Sun, Y., Wu, D.L. (2021). Industrial-scale food waste composting: Effects of aeration frequencies on oxygen consumption, enzymatic activities and bacterial community succession. *Bioresource Technology*. 320:124357.
310. Zhang, W.M., Yu, C.X., Wang, X.J., Hai, L. (2020). Increased abundance of nitrogen transforming bacteria by higher C/N ratio reduces the total losses of N and C in chicken manure and corn stover mix composting. *Bioresource Technology*. 297:122410.

311. Zhang, X.X., Wang, B.Y., Liu, Z.W. (2019). Impacts of plant secondary metabolites from conifer litter on the decomposition of *Populus purdomii* litter. *Journal of Forestry Research*. 30:2237-2245.
 312. Zhao, Y., Lu, Q., Wei, Y.Q., Cui, H.Y., Zhang, X., Wang, X., Shan, S., Wei, Z.M. (2016). Effect of actinobacteria agent inoculation methods on cellulose degradation during composting based on redundancy analysis. *Bioresource Technology*, 219:196-203.
 313. Zhong, Z.K, Bian, F.Y., Zhang, X.P. (2018). Testing composted bamboo residues with and without added effective microorganisms as a renewable alternative to peat in horticultural production. *Industrial Crops and Products*. 112:602-607.
 314. Zhou, C., Liu, Z., Huang, Z.L., Dong, M., Yu, X.L., Ning, P. (2015). A new strategy for co-composting dairy manure with rice straw: Addition of different inocula at three stages of composting. *Waste Management*. 40:38-43.
 315. Zhou, J.M. (2017). The effect of different C/N ratios on the composting of pig manure and edible fungus residue with rice bran. *Compost Science & Utilization*. 25:120-129.
 316. Zhou, Y., Selvam, A., Wong, J.W.C. (2016). Effect of Chinese medicinal herbal residues on microbial community succession and anti-pathogenic properties during co-composting with food waste. *Bioresource Technology*. 217:190-199.
 317. Zhou, Y., Selvam, A., Wong, J.W.C. (2018). Chinese medicinal herbal residues as a bulking agent for food waste composting. *Bioresource Technology*. 249:182-188.
-
1. URL¹: <https://mezohir.hu/2020/01/06/gyogy-fuszer-es-aromanovenyek-piaci-korkepe/>

MELLÉKLETEK

1. melléklet: *Lavandula angustifolia* illóolajának antimikrobiális hatása

Felhasznált növényi rész	Származási hely	Főbb illóolaj összetevők (%)	Gátolt mikroorganizmusok	Forrás
<i>Lavandula angustifolia</i> Mill. / <i>Lavandula officinalis</i> Chaix ex Vill.				
Száritott virágzat	Ausztrália	Linalool (52,59), linalil acetát (9,27), kámfor (8,79), borneol (7,50), α -terpineol (3,03)	<i>Staphylococcus aureus</i> , <i>Enterococcus faecalis</i> , <i>Escherichia coli</i> , <i>Candida albicans</i>	Danh et al. (2013)
Friss virágzat	Horvátország	Linalool (53,97), linalil acetát (11,56), lavandulol (6,63), terpinén-4-ol (3,70), lavandulil acetát (3,67), borneol (3,17)	<i>Staphylococcus aureus</i> , <i>Listeria monocytogenes</i> , <i>Enterococcus faecalis</i> , <i>Bacillus cereus</i> , <i>Escherichia coli</i> , <i>Pseudomonas aeruginosa</i> , <i>Klebsiella oxytoca</i> , <i>Klebsiella pneumoniae</i> , <i>Proteus mirabilis</i> , <i>Salmonella</i> Enteritidis, <i>Yersinia enterocolitica</i> , <i>Candida albicans</i> , <i>Candida tropicalis</i> , <i>Aspergillus fumigatus</i> , <i>Aspergillus niger</i> , <i>Fusarium oxysporum</i>	Blažeković et al. (2018)
Illóolaj	Lengyelország	Linalool acetát (46,25), linalool (35,17)	<i>Staphylococcus aureus</i> , <i>Escherichia coli</i> , <i>Pseudomonas aeruginosa</i> , <i>Salmonella</i> Enteritidis, <i>Salmonella</i> Typhimurium, <i>Candida albicans</i>	Adaszyńska-Skwirzyńska és Szczerbińska (2018)

MELLÉKLETEK

Illóolaj	-	Linalil acetát (36,7), linalool (31,4), terpinén-4-ol (14,9)	<i>Staphylococcus aureus</i> , <i>Enterococcus faecalis</i> , <i>Pseudomonas aeruginosa</i> , <i>Klebsiella pneumoniae</i> , <i>Candida tropicalis</i> , <i>Candida albicans</i>	de Rapper et al. (2013)
Száritott virágzat	Kína	Linalool (25,31), linalil anthranilát (18,35), lavandulil acetát (11,14), <i>cis</i> -linalool oxid (5,51), <i>transz</i> -linalool oxid (3,94), α -terpinol (3,25), (-)- β -kariofillén epoxid (3,21), lavandulol (3,12)	<i>Staphylococcus aureus</i> , <i>Bacillus subtilis</i> , <i>Escherichia coli</i> , <i>Shigella dysenteriae</i> , <i>Salmonella enterica</i>	Rashed et al. (2017)
Virágzat	Olaszország	Linalil acetát (3,13-44,01), β -linalool (38,8-39,0), kámfor (0,48-11,97), 1,8-cineol (0,91-10,54), 5-terpineol (1,25-7,01), <i>transz</i> - β -ocimén (0,37-6,37), borneol (3,21-4,3), kariofillén (0,98-3,25)	<i>Staphylococcus aureus</i>	Giovannini et al. (2016)
Száritott föld feletti részek	Ciprus	1,8-cineol (75,50), kámfor (8,01), borneol (4,11)	<i>Staphylococcus aureus</i> , <i>Listeria monocytogenes</i>	Xylia et al. (2017)
Illóolaj	Szlovákia	Linalil acetát (25,00-46,00), linalool (20,00-45,00), terpinén-4-ol (0,1-6,00)	<i>Aspergillus flavus</i> , <i>Aspergillus parasiticus</i>	Cíсарová et al. (2016)
Illóolaj	Szlovákia	Linalil acetát (46,00), linalool (26,00), α -terpineol (4,00), lavandulil acetát (3,00)	<i>Clostridium perfringens</i>	Kačániová et al. (2014)

MELLÉKLETEK

Szárított virágzat	Lengyelország	Linalool (16,8), linalil acetát (15,7), 1,8-cineol (9,8)	<i>Staphylococcus aureus</i>	Kot et al. (2019)
Szárított virágzat	Marokkó	Linalool (21,81), 1,8-cineol (18,07), kámfor (11,89), linalil acetát (9,78), borneol (8,47), α -terpineol (5,00), γ -muurolén (4,92), α -bisabolol (3,75)	<i>Staphylococcus aureus</i> , <i>Escherichia coli</i> , <i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Imane et al. (2017)
Friss/szárított föld feletti részek és virágzat	Lengyelország	α -linalool (26,5-34,7), linalil acetát (19,7-23,4), β -ocimén (2,9-10,7), α -terpineol (2,8-5,1), lavandulil acetát (0-4,6), terpinén-4-ol (2,0-4,9), kariofillén (1,0-4,0), α -limonén (0,6-3,8), kadinol (0-3,7), okt-1-én-3-il acetát (0,9-3,6), 1,8-cineol (0,2-3,4)	<i>Staphylococcus aureus</i> , <i>Bacillus subtilis</i> , <i>Escherichia coli</i> , <i>Pseudomonas aeruginosa</i> , <i>Candida</i> spp., <i>Aspergillus niger</i>	Smigielski et al. (2018)
Szárított levelek és virágzat	Argentína	Linalool (53,50), kámfor (8,40), terpinén-4-ol (7,60), 1,8-cineol (6,80), borneol (4,70), linalil acetát (4,20)	<i>Staphylococcus aureus</i> , <i>Escherichia coli</i>	Martucci et al. (2015)
Illóolaj	Lengyelország	Linalool (34,1), linalil acetát (33,3), lavandulil acetát (3,2), β -ocimén (3,2)	<i>Staphylococcus aureus</i> , <i>Enterococcus faecalis</i> , <i>Escherichia coli</i> , <i>Acinetobacter baumannii</i> , <i>Klebsiella pneumoniae</i> , <i>Enterobacter cloacae</i>	Sienkiewicz et al. (2017)

2. melléklet: Együttes komposztálást gyorsító mikrobiológiai inokulumok és hatásuk

Nyersanyag	Komposztálás mérete és módszere	Komposztálás ideje (nap)	Alkalmazott komposztálást segítő mikroorganizmus	Hatás	Forrás
Marhatrágya és rizsszalma	368 kg Komposzthalom	117	<i>Bacillus licheniformis</i> , <i>Bacillus sonorensis</i>	Gyorsabb felmelegedés Kisebb végső TOC tartalom Nagyobb végső TN tartalom Kisebb végső C/N arány	Abdel-Rahman et al., 2016
Marhatrágya és búzaszalma (1:5 szárazanyagra vonatkoztatva)	Komposzt reactor	42	Szintetikus baktérium konzorcium	Kisebb végső TOC tartalom Nagyobb végső TKN tartalom Kisebb végső C/N arány Nagyobb teljes N:P:K tartalom	Awasthi et al., 2020
Marhatrágya és búzaszalma (2:1)	9 kg Komposzt reactor	26	<i>Bacillus subtilis</i>	Hosszabb termofil szakasz Kisebb végső TOC tartalom Kisebb végső C/N arány Vízben oldódó szén mennyisége gyorsabb ütemben csökkent	Duan et al., 2020
Marhatrágya és rizsszalma (1:2)	Komposzthalom	112	<i>Trichoderma harzianum</i> , <i>Phanerochaete chrysosporium</i> (1:1)	Kisebb végső C/N arány Nagyobb nedvességtartalom	El-Haddad et al., 2014
Baromfitrágya és búzaszalma	60 kg Komposzthalom	60	<i>Aspergillus awamori</i> , <i>Aspergillus nidulans</i> ,	-	Gaind et al., 2009

MELLÉKLETEK

		<i>Trichoderma viride,</i> <i>Phanerochaete</i> <i>chrysosporium</i> (1:1:1:1)			
Különböző mezőgazdasági trágyák és rizsszalma (85 és 15%)	10 kg Komposztáló edény	120	<i>Aspergillus niger,</i> <i>Aspergillus flavus,</i> <i>Trichoderma harzianum</i>	Kisebb végső OM tartalom Nagyobb végső TKN tartalom Kisebb végső C/N arány Gyorsabb humifikáció	Gaind, 2014
Marhatrágya és rizsszalma	23,8 kg Komposzt reaktor	54	<i>Brevundimonas diminuta,</i> <i>Flavobacterium glaciei,</i> <i>Aspergillus niger,</i> <i>Penicillium commune</i> (1:1:1:1)	Kisebb végső TOC tartalom Nagyobb végső TN tartalom Kisebb végső C/N arány Jobb végső GI Fokozott lignocellulóz-bontás	Gou et al., 2017
Baromfitrágya és búzaszalma	16 kg Komposzt reaktor	44	<i>Bacillus megaterium</i>	Hosszabb termofil szakasz Antibiotikumrezisztencia-gének csökkentése	Guo et al., 2020
Baromfitrágya és rizsszalma (1:1)	4 kg Komposztáló edény	42	<i>Trichoderma viride,</i> <i>Aspergillus niger</i>	Gyorsabban felmelegedés Hosszabb termofil szakasz Kisebb végső C/N arány Fokozott cellulózbontás	Kausar et al., 2013
Baromfitrágya és kukoricaszár	Prízma komposztálás	53	Mikrobiológiai szuszpenzió szilárd kommunális hulladékból/ kommunális hulladék iszapjából	Gyorsabb felmelegedés Hosszabb termofil szakasz Nagyobb OM veszteség Kisebb végső C/N arány	Li et al., 2017

3. melléklet: Alkalmazott komposztálást gyorsító mikrobiológiai készítmények összetétele

Termék neve	Összetevők	Gyártó
EM-1	Több mint nyolcvan válogatott növénytápláló és talaj-termékenység növelő gomba- és baktériumtörzs	Sym-Bio-Tech Kft., Magyarország
BioeGo kétkomponensű készítmény	<i>Trichoderma asperellum</i> , <i>Trichoderma harzianum</i> , <i>Azotobacter vinelandii</i> , <i>Streptomyces albus</i>	BioeGO Kft., Magyarország
Geocell-1	<i>Pseudomonas fluorescens</i> , <i>Cellvibrio vulgaris</i>	Geosan Környezetvédelmi Kft., Magyarország
EM-BIO	Fotoszintetizáló, nitrogénkötő és tejsavbaktériumok, sugár- és élesztőgombák	EM Technology Hungary Kft., Magyarország

4. melléklet: A kísérletekben használt tápközegek**1. Hígítófolyadék a decimális hígítási sor elkészítéséhez**

Fiziológiás sóoldat (0,85%)	
Összetevő	Mennyiség
NaCl (Biolab)	8,50 g
Ioncserélt víz	1000 ml

Végső pH: $7,0 \pm 0,2$ (25 °C-on)Kiszérelés: a decimális hígítási sorhoz kémcsövekbe kiadagolva (9 cm³/kémcső)**2. Komposztminták mikrobiológiai megítéléséhez felhasznált tápoldat, tápleves és táptalajok**

Pufferolt peptonvíz	
Összetevő	Mennyiség
Kazein hidrolizátum	10,00 g
NaCl	5,00 g
di-Nátrium-hidrogén-foszfát	3,50 g
Kálium-dihidrogén-foszfát	1,50 g
Ioncserélt víz	1000 ml

Plate Count agar	
Összetevő	Mennyiség
Tripton	5,00 g
Élesztőkivonat	2,50 g
Glükóz	1,00 g
Agar	15,00 g
Ioncserélt víz	1000 ml

Chloramphenicol-glükóz agar	
Összetevő	Mennyiség
Élesztőkivonat	5,00 g
Glükóz	20,00 g
Chloramphenicol	0,20 g
Agar	14,80 g
Ioncserélt víz	1000 ml

Bengálrózsa-chloramphenicol agar	
Összetevő	Mennyiség
Pepton	5,00 g
Glükóz	10,00 g
Magnézium-szulfát	0,50 g
Chloramphenicol	0,10 g
Bengálrózsa	0,05 g
Pufferek	1,00 g
Agar	14,40 g
Ioncserélt víz	1000 ml

Gauze's no. 1 agar	
Összetevő	Mennyiség
Vízoldható keményítő (Biolab)	20,00 g
KNO ₃	1,00 g
NaCl	0,50 g
MgSO ₄ ×7 H ₂ O	0,50 g
K ₂ HPO ₄	0,50 g
FeSO ₄ ×7 H ₂ O	0,01 g
Agar	15,00 g
Ioncserélt víz	1000 ml

Dubos Salts agar karboximetil-cellulózzal	
Összetevő	Mennyiség
NaNO ₃	0,50 g
K ₂ HPO ₄	0,50 g
MgSO ₄ ×7 H ₂ O	0,50 g
KCl	1,00 g
FeSO ₄ ×7 H ₂ O	0,01 g
Élesztőkivonat	2,00 g
Karboximetil-cellulóz (Thermo Fisher GmbH, Németország)	10,00 g
Agar	15,00 g
Ioncserélt víz	1000 ml

ChromoBio Coliform agar	
Összetevő	Mennyiség
Pepton	3,00 g
Triptofán	1,00 g
Szorbit	1,00 g
NaCl	5,00 g
Nátrium-piruvát	2,00 g
Kromogén szubsztrát	0,40 g
Tergitol 7	0,15 g
Pufferek	4,90 g
Agar	13,55 g
Ioncserélt víz	1000 ml

Kanamycin-eszkulin-azid agar	
Összetevő	Mennyiség
Peptonok	25,30 g
Nátrium-klorid	5,00 g
Nátrium-citrát	1,00 g
Ammónium ferrocitrát	0,50 g
Nátrium-azid	0,15 g
Eszkulin	1,00 g
Kanamycin	0,02 g
Ioncserélt víz	1000 ml

Rappaport Vassiliadis leves	
Összetevő	Mennyiség
Szójapepton	4,50 g
NaCl	8,00 g
Magnéziumklorid×6H ₂ O	29,00 g
Malachitzöld	0,036 g
Káliumfoszfát monobázikus	0,60 g
Káliumfoszfát dibázikus	0,40 g
Ioncserélt víz	1000 ml

Xilóz-lizin-dezoxikolát agar	
Összetevő	Mennyiség
Élesztőkivonat	3,00 g
Xilóz	3,50 g
Laktóz×1 H ₂ O	7,50 g
Szacharóz	7,50 g
L-lizin	5,00 g
Nátrium-dezoxikolát	2,50 g
Nátrium-klorid	5,00 g
Nátrium-tiosulfát	6,80 g
Vas(III)-ammónium-citrát	0,80 g
Fenolvörös	0,08 g
Agar	15,30 g
Ioncserélt víz	1000

3. Komposztálást gyorsító mikrobiológiai készítmény előállításához táptalaj és tápleves

Trypton-szója agar	
Összetevő	Mennyiség
Trypton	17,00 g
Szójapepton	3,00 g
Glükóz	2,50 g
NaCl	5,00 g
Pufferek	2,50 g
Agar	15,00 g
Ioncserélt víz	1000 ml

Dubos Salts tápleves karboximetil-cellulózzal	
Összetevő	Mennyiség
NaNO ₃	0,50 g
K ₂ HPO ₄	0,50 g
MgSO ₄ ×7 H ₂ O	0,50 g
KCl	1,00 g
FeSO ₄ ×7 H ₂ O	0,01 g
Élesztőkivonat	2,00 g
Karboximetil-cellulóz	10,00 g
Ioncserélt víz	1000 ml

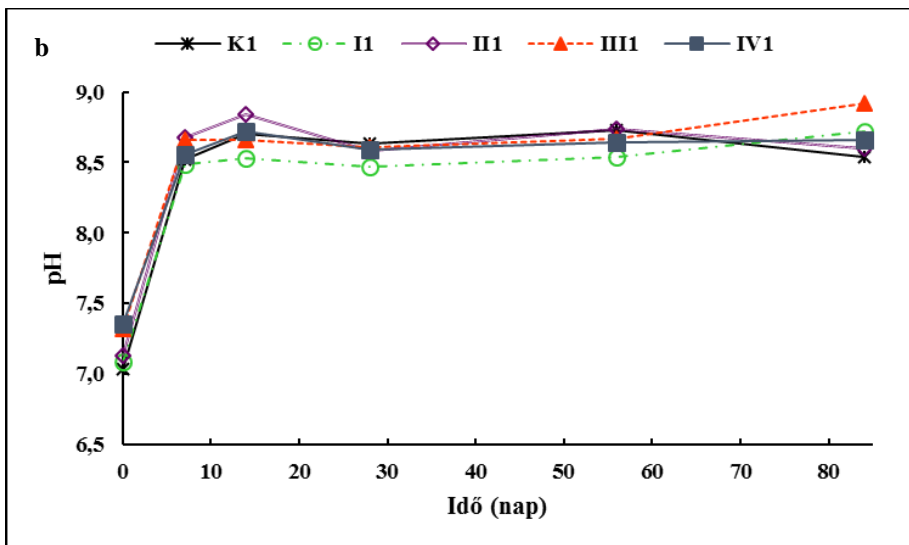
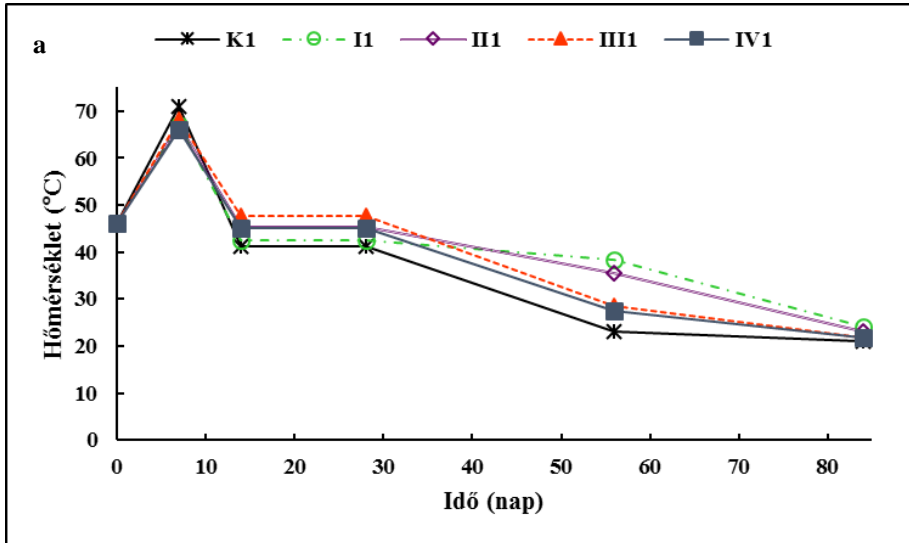
4. A komposztminták *in vitro* biopeszticid hatásának vizsgálatához felhasznált táptalajok

Burgonya-dextróz agar	
Összetevő	Mennyiség
Burgonya kivonat	4,00 g
Dextróz	20,00 g
Agar-agar	15,00 g
Ioncserélt víz	1000 ml

Nutrient Agar	
Összetevő	Mennyiség
Húskivonat	1,00 g
Pepton	5,00 g
NaCl	5,00 g
Élesztőkivonat	2,00 g
Agar-agar	15,00 g
Ioncserélt víz	1000 ml

5. melléklet: Első komposztálási előkísérlet fizikai és kémiai vizsgálati eredményei

(a: Hőmérséklet; b: pH; K₁: Kontroll; I₁: EM-1; II₁: Geocell-1; III₁: BioeGo; IV₁: EM-BIO)



6. melléklet: Második komposztálási előkísérlet fizikai és kémiai vizsgálati eredményei

(a: Hőmérséklet; b: pH; K₂: Kontroll; I₂: EM-1)

