

TUDOMÁNYOS DIÁKKÖRI DOLGOZAT

Bordós Gábor

2011

**BUDAPESTI CORVINUS EGYETEM
KERTÉSZETTUDOMÁNYI KAR
BUDAPEST**

**A biodegradálhatónak jelzett műanyagfóliák lebomlásának vizsgálata talajba
ágyazott mintákon**

Bordós Gábor

Környezetgazdálkodási agrármérnöki BSc szak
IV. évfolyam

Készült a Talajtan és Vízgazdálkodás Tanszéken

Közreműködő tanszék: Budapesti Corvinus Egyetem, Élelmiszertudományi Kar,
Mikrobiológiai és Biotechnológiai Tanszék

Tanszéki konzulens: Juhos Katalin – egyetemi tanársegéd

Konzulens: Dr. Pomázi Andrea – egyetemi adjunktus

Budapest, 2011. november 11.

TARTALOMJEGYZÉK

1. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉS	5
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS.....	7
2.1. Műanyagok környezetre gyakorolt hatása.....	7
2.2. Műanyagfajták csoportosítása.....	9
2.2.1. Kémiai felépítés szerint	9
2.2.2. Lebomlásuk szerint	10
2.2.2.1. Le nem bomló műanyagok.....	10
2.2.2.2. Lebomló műanyagok.....	10
2.3. Lebomló műanyagok csoportosítása.....	11
2.3.1. Könnyen lebomló (readily degradable) műanyagok.....	11
2.3.2. Kontrolláltan lebomló műanyagok.....	11
2.3.3. Környezeti úton lebomló műanyagok.....	11
2.3.3.1. Biológiailag lebomló polimerek megújuló forrásból	11
2.3.3.2. Biológiailag lebomló műanyagok nem megújuló, petrokémiai forrásból	13
2.4. Lebomlási mechanizmusok	14
2.4.1. Abiotikus degradáció	14
2.4.1.1. Mechanikai degradáció.....	14
2.4.1.2. Termikus degradáció	15
2.4.1.3. Kémiai degradáció	15
2.4.1.4. Fotodegradáció.....	15
2.4.2. Biodegradáció	16
2.4.2.1. Fizikai biodegradáció.....	17
2.4.2.2. Kémiai biodegradáció	18
2.4.2.3. Enzimatikus biodegradáció	18
2.5. Mikroorganizmusok a talajban.....	19
2.6. A műanyagok lebomlásának vizsgálata a hazai és külföldi szakirodalomban....	20
3. ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK	24
3.1. A vizsgált műanyagfóliák.....	24
3.2. A biodegradációs kísérlet közegei, általános vizsgálatuk	24

3.3. A biodegradációs kísérlet összeállítása és a tömegcsökkenés mérése	25
3.4. Beágyazó közegek mikrobiológiai vizsgálatai	27
3.4.1. Felhasznált anyagok.....	27
3.4.2. A vizsgálat általános módszere	28
3.4.3. Összes élő csíraszám meghatározása.....	29
3.4.4. Baktériumok számának meghatározása	29
3.4.5. Gombák számának meghatározása.....	29
3.4.6. Keményítóbontó mikroorganizmusok kimutatása	29
3.4.7. Mikroorganizmusok tenyésztése a kukoricakeményítő alapanyagú fólia felületéről	30
3.4.8. Mikroszkópos vizsgálatok.....	30
3.5. Statisztikai módszerek	30
4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK	31
4.1. Anyagok kiválasztásának okai	31
4.2. A közegek jellemzői	32
4.3. A mintaanyagok tömegcsökkenésének értékelése	32
4.4. Beágyazó közegek mikrobiológiai jellemzői	36
4.4.1. Összes élő csíraszám.....	37
4.4.2. Baktériumok száma.....	37
4.4.3. Gombák száma	39
4.4.4. Keményítóbontó mikroorganizmusok.....	39
4.4.5. Mikroorganizmusok tenyésztése a kukoricakeményítő alapanyagú fólia felületéről	40
4.4.6. Mikroszkópos vizsgálatok.....	41
5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK	42
6. ÖSSZEFOGLALÁS.....	45
7. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	47
8. IRODALOMJEGYZÉK	48

1. BEVEZETÉS, CÉLKITÚZÉS

A műanyagok ember által szerves és szervetlen vegyületekből, kőolaj, kőszén vagy földgáz alapanyagból előállított, hosszú szénláncú polimer molekulák. Több mint fél évszázada kezdték el felváltani a természetes anyagokat az élet szinte minden területén. Ezek az alapműanyagok mindenféle mikrobiológiai hatásnak ellenállnak, hiszen ebben az – evolúciós léptékkal különösen rövidnek számító – időszakban a természet nem volt és nem is lehetett képes új struktúrájú enzimet, ezimeket létrehozni a műanyagok lebontására (SHAH et al. 2008).

A műanyagok tömegtermelése mellett a felhasználási módjuk a legjelentősebb probléma. A fogyasztói társadalom „vedd meg, használd és dobd el” szemléletébe tökéletesen illenek a költséghatékonyan, nagy mennyiségben előállítható polimerek. Evőeszközök, poharak, takarítóeszközök, zacskók, pipettahegyek, flakonok és borotvák; az egyszer használatos termékek sora a végtelenségig folytatható lenne. Ezek legtöbb esetben kizárólag a kényelmünket szolgálják, az adott feladatra létezik nem eldobható termék is.

Ha jobban belegondolunk, a csomagolóanyagok nagy részét sem használjuk újra (lehetőség vagy kedv hiányában); miután betöltötték egyszeri – védelmi, esztétikai vagy éppen tárolást és szállítást elősegítő – funkciójukat, hulladékká válnak. Jobb esetben ezek a homogén anyagok a szelektív hulladékgyűjtést lehetővé tevő hulladékgazdálkodási rendszerekben válogatás és bizonyos fokú feldolgozás után másodnyersanyagként újra betölthetik azt a szerepet, amire eredetileg megalkották őket. Kevésbé szerencsés esetben egy műszakilag szigetelt hulladéklerakóba kerülnek, mint az összes többi nem csomagolási műanyag hulladék. Utóbbiak szelektív gyűjtése nem – vagy csak nagyon szűk körben – megoldott, melynek oka a különböző alapanyagokból szinte végtelen számban előállítható, ismeretlen eredetű és összetételű keverékekből készített termékek. A lehető legrosszabb esetben pedig az elhasznált kerti ülőgarnitúra, műanyag locsolókanna vagy vödör, stb. nem a depóniába kerül több száz évre, hanem a település határában látjuk illegálisan lerakva vagy a zöldhulladékkal együtt égetve.

Néhány éve Magyarországon megszűnt a kemény falú, visszaváltható, műanyag üdítő flakonok használata, melyeket mosás után eredeti funkciójukban újrahasználtak. Ezzel szemben néhány európai országban (pl. Dániában) a vékony falú PET palackokra is betétdíjat számolnak eladáskor, hogy minél nagyobb visszagyűjtési arányt érjenek el. Magyarországon néhány üzletlánc fizet az összenyomott palackokért, de szó sincs kötelezően fizetendő (árba beépített) díjról, a visszaváltást még jobban ösztönző rendszerről.

A műanyagipar válasza a kialakult hulladékproblémára a biológiai úton lebomló műanyagokban rejlik. Magyarországon eleinte a nagyobb multinacionális vállalatok üzleteiben

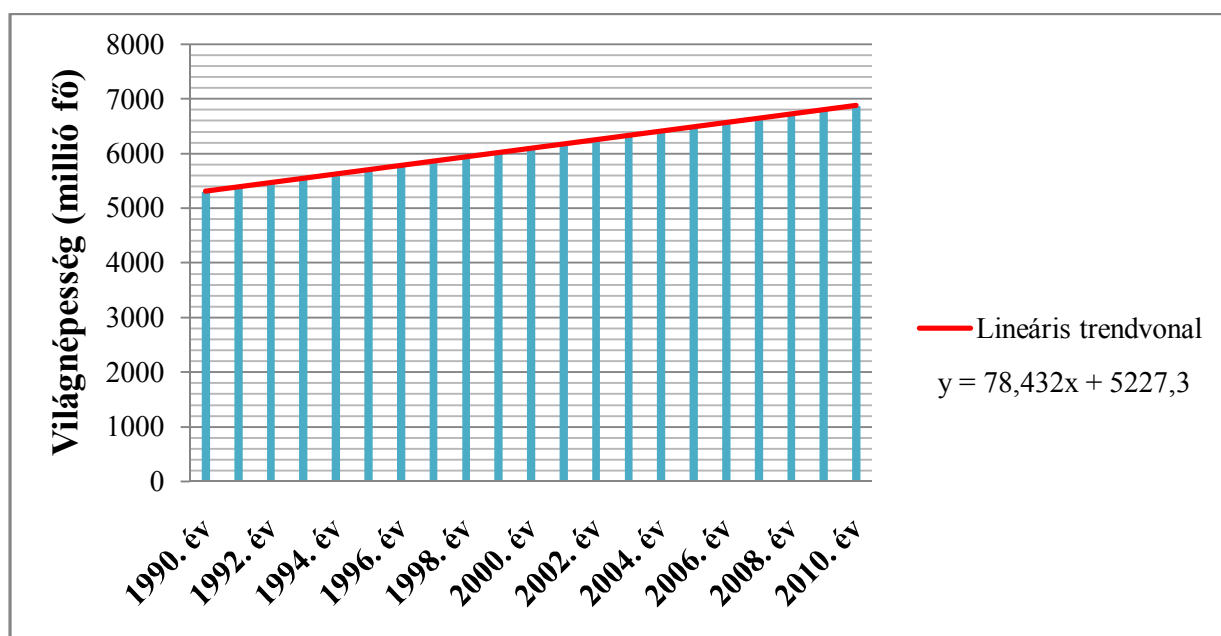
kezdték terjedni a természetes úton, rövid idő alatt lebomló, a környezetet kevésbé terhelő táskák. Manapság már csaknem minden vállalkozás ilyen (elvben) környezetbarát csomagolóanyagokat használ – melynek „zöld marketing” értéke is számottevő.

Jómagam is tapasztaltam már, hogy milyen apró darabokra képesek ezek a szatyrok szétesni. A kísérlet beállítása során arra szerettem volna fényt deríteni, hogy mindenféle szélsőséges (és mesterséges) körülménytől mentesen, a környezetbe kikerülve milyen mértékben bomlanak ezek az anyagok *mikroorganizmusok hatására*. A választott csomagolóanyagok a felhasználói tájékoztató alapján komposztálhatóak, ezért vizsgálataim célja volt a minták tömegének csökkenése révén nyomon követni lebomlásukat, ezzel jellemezve, hogy a fóliák nagyobb darabjai hogyan viselkednek aerob környezetben. A kísérlet időtartamát igyekeztem úgy megválasztani, hogy az a környezetbe való hosszabb kikerülést reprezentálja. Az irodalomból ismert kísérleti eredmények azt mutatták, hogy a lebomlónak jelzett fóliák néhány hét (7-20 hét) alatt lebomlanak (GREENE, 2007). Sok esetben magán a bevásárlótáskán fel van tüntetve a gyártó által a becsült, 12-16 hónapos lebomlási idő, így feltételeztem, hogy a 6 hónaposra beállított kísérleti idő alatt jelentős lebomlás lesz tapasztalható. Továbbá célom volt a kísérleti időszak végén a beágyazó közegek általános mikrobiológiai jellemzése is, hogy ezzel alátámasszam a biodegradációhoz szükséges feltételek meglétét.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. Műanyagok környezetre gyakorolt hatása

A világnépesség növekedésével (1. ábra, U.S Census Bureau, <http://www.census.gov>) a keletkező hulladékok mennyisége is arányosan nő, és várhatóan így lesz mindaddig, amíg az életszínvonal növekszik és a fogyasztási szokások nem változnak. A műanyag hulladékok részaránya az összes hulladékon belül nem fog csökkenni addig, amíg az újrahasználat és újrahasznosítás szélesebb körben, hatékonyabb ipari technológiákkal el nem terjed. További csökkenéshez vezethetne a fogyasztói magatartás változása és a kimerülő erőforrásból származó műanyaggyártáshoz használt alapanyagok árának drasztikus növekedése.



1. ábra: A világnépesség alakulása 1990 és 2010 között (U.S. Census Bureau, International Data Base).

A műanyagok környezetre gyakorolt hulladékgazdálkodással összefüggő problémáit a bevezetésben már érintettem. A megfelelő hulladékgazdálkodás a jövőben még fontosabb lesz, mert a világ éves műanyag termelése az 1989. évi 100 millió tonnáról 2009-re 230 millió tonnára, európai viszonylatban 1985. évi 25 millió tonnáról 2009-re 55 millió tonnára emelkedett. Meg kell jegyezni, hogy a valaha előállított évi maximum értékek kb. 10-20 millió tonnával magasabbak voltak és a 2008-as gazdasági válság előtti időszakra estek (PlasticsEurope, 2010, <http://www.plasticseurope.org>). Ha ez a rengeteg műanyag feleslegessé válik és kezelésük nem megfelelő, hulladékhegyek, tengereken úszó műanyagszigetek keletkeznek. Ilyen hatalmas hulladékhalom található az Észak-Csendes-óceánon a maga több százezer négyzetkilométeres méretével (<http://en.wikipedia.org>).

A széles körben elterjedt és használt petrokémiai alappolimerek (pl. polietilén, polipropilén) inert anyagok, a környezeti elemekkel nem kerülnek számottevő reakcióba. Az élővilágra azonban közvetett és közvetlen módon is hatást gyakorolhatnak. Ha egy úszó hulladéksziget példáját vesszük, akkor közvetett módon hat a fitoplanktonokra, hiszen a műanyagok korlátozzák a napfény bejutását már a víz felszíni rétegeinél is. Ezen túl gátolják a gázok vizekbe való be- és kioldódását is. Közvetlenül akkor hatnak az élővilágra, ha egy állat elfogyasztja a hulladékokat. Legrosszabb esetben az állatok tápcsatornájában felhalmozódva és azt eltömítve az egyedek pusztulását okozhatják. YOUNG et al. (2009) a Laysan albatroszok (*Phoebastria immutabilis*) különféle műanyaghulladékoktól elhullott fiókáit figyelte meg (2. ábra, www.plosone.org).



2. ábra: Műanyaghulladékoknak áldozatul esett Laysan albatrosz (YOUNG et al., 2009., www.plosone.org).

Magyarországon a hulladékgazdálkodásról szóló 2000. évi XLIII. törvény a jelenleg hatályos jogszabály, amely a gyártó kötelezettségeit felsorolja. Ez alapján a gyártónak fel kell tüntetnie a terméken és a csomagolásán azok hulladékgazdálkodási szempontból fontos tulajdonságait, illetve jól látható módon jelölni köteles azok hulladékszegény, tartós vagy újrafelhasználható voltát. A műanyag csomagolási termékeket előállítókra vonatkozó kötelezettségeket a környezetvédelmi termékdíjról szóló 2011. évi LXXXV. törvény tartalmazza. A

biológiai úton lebomló műanyagok nem állnak külön jogi szabályozás alatt, de lebonthatóságuk vizsgálatáról szóló szabványokat a Magyar Szabványügyi Testülettől lehet megvásárolni. A vonatkozó szabványok listáját az 1. táblázat tartalmazza (www.mszt.hu).

Külföldön számos szervezet (ASTM, ISO, DIN) kínál több szabványt a műanyagok lebomlásának vizsgálatára. Az EN 13432:2000 előírás egy európai norma, mely a komposztálható és biodegradálható csomagolóanyagokkal szemben támasztott követelményeket fogalmazza meg (<http://www.biobags.co.uk>). Ezzel a jelöléssel hazánkban is gyakran ellátják a különböző zacskókat.

1. táblázat: A Magyar Szabványügyi Testület biológiailag lebomló csomagolóanyagok vizsgálatára javasolt tesztek (www.mszt.hu).

Szabvány hivatkozási száma	Szabvány címe	Szabvány nyelve
MSZ EN 13432: 2002	Csomagolás. Komposztálással és biológiai lebomlással hasznosítható csomagolás követelményei. Vizsgálati program és a csomagolás végleges elfogadásának értékelési feltételei.	Magyar
MSZ EN 14045:2003	Csomagolás. Csomagolóanyagok szétmállásának értékelése célszerűen irányított vizsgálatokkal, előírt komposztálási feltételek mellett.	Angol
MSZ EN 14046:2003	Csomagolás. Csomagolóanyagok teljes aerob biológiai lebonthatóságának értékelése szabályozott komposztálási feltételek mellett. A szén-dioxid-kibocsátás elemzésén alapuló módszer.	Angol

2.2. Műanyagfajták csoportosítása

2.2.1. Kémiai felépítés szerint

A nyersolaj polimerizációs folyamattal műanyaggá történő átalakítása hatalmas áttörés volt a kémia és az anyagtudományok területén. Ez a kémiai folyamat megteremtette az egyik legsokoldalúbb anyagfajtát, melyet valaha gyártottak a világon (SIVAN, 2011). Körülbelül 20 különféle alpműanyagot különböztetünk meg. Mindegyiknek számos változata van speciális tulajdonságokkal a különböző alkalmazási módokhoz. Az öt legnagyobb volumenű műanyagcsaládba tartozik a polietilén (kis sűrűségű - (LD-PE), lineáris kis sűrűségű - (LLDPE) és nagy sűrűségű (HDPE) polietilén), a polipropilén (PP), a polivinilklorid (PVC), a polisztirol (PS) és a polietilén-tereftalát (PET) (PlasticsEurope, 2010., <http://www.plasticseurope.org>).

A polimereket eredetük szerint természetes (pl. poliszacharidok, polinukleotidok, proteinek) és mesterséges csoportokra oszthatjuk. A mesterséges polimereket kémiai felépítésük alapján négy csoportba soroljuk:

- szénláncúak: poliolefinok (más néven poliének; a szénláncban kettős kötés van), polidiének, polivinil származékok, polihalogénezett származékok, poliakrilátok
- szén-oxigén láncúak: poliacetátok, poliéterek, poliészterek, polianhidridek
- szén-nitrogén láncúak: poliamidok, poliuretánok, aminogyanták, poliimineket, poliimideket
- szén-kén láncúak: poliszulfidok (<http://koll1.chem.u-szeged.hu>).

2.2.2. Lebomlásuk szerint

A műanyagok megjelenésével olyan tulajdonságokat ötvöző lehetőségekre tett szert az ipar, mint a nagy szakítószilárdság, a rugalmasság, a kis tömeg és az alacsony előállítási költség (SIVAN, 2011). Az 1970-es évek táján nyilvánvalóvá vált, hogy ezek a technikai adottságok, melyek olyan használhatóvá tették őket, kiselejtezésük után a környezetben megjelenve hatalmas hátránnyá válnak (SCOTT, 2000). Ennek hatására megkezdődtek a kísérletek környezeti úton lebomló műanyagok előállítására, így a műanyagokat két csoportra oszthatjuk; le nem bomló és lebomló műanyagokra.

2.2.2.1. Le nem bomló műanyagok

A kialakult problémák ellenére egyes területeken – éppen a környezeti tényezőkkel szemben tanúsított kiváló ellenállóságuk miatt – használatuk nélkülözhetetlen. Rengeteg olyan felhasználási területük van, ahol akár több évtizedet is szélsőséges körülmények között ki kell bírniuk, gondoljunk csak a közmű csövekre. Az űrtechnikában használatos anyagoknak a lehető legspeciálisabb tulajdonságokkal kell rendelkezniük és hihetetlenül ellenállónak kell lenniük. Az elektrotechnika oly hatalmas iparában is jelentős szerepük van, például a vezetékek szigetelésében. Klasszikus le nem bomló műanyag a polietilén, a polipropilén és a polivinilklorid.

2.2.2.2. Lebomló műanyagok

A tudomány az 1980-as években kezdett el foglalkozni lebomló műanyagok előállításával a kialakult környezeti probléma megoldása végett. Amióta ezeket az anyagokat környezeti tényezők vagy kommunális és ipari hulladékkezelő rendszerek hatására lebomlónak tervezik, azóta új utak nyíltak meg a hulladékgazdálkodási stratégiák kialakításában (SHAH ET AL., 2008). A műanyagpiacon jelen lévő néhány fajta lebomló polimer részaránya egyelőre igen alacsony, de folyamatosan növekszik. Sajnos a rajtuk található jelzésekkel ellentétben ezeknek nem mindegyike biodegradálódik teljes mértékben (LITHNER et al., 2011).

2.3. Lebomló műanyagok csoportosítása

2.3.1. Könnyen lebomló (readily degradable) műanyagok

Használatuk után ezek az anyagok szabályozhatatlanul, lépcsőzetesen, de teljes mértékben lebomlanak. A lebomlási idő csak empirikus úton becsülhető, hiszen függ a hozzáadott stabilizáló anyagok mennyiségétől és fajtájától. Használatuk során többé vagy kevésbé veszítenek eredeti tulajdonságaikból, majd életidejük lejártá után apró darabokra esnek szét, melyek mikrobiológiai úton hasznosulhatnak, így ártalmatlan módon visszakerülve az ökoszisztémába. Amennyiben az anyag szerkezete ezt nem teszi lehetővé, az apró, törékeny fragmentumok a környezetben perzisztálva szennyezést okoznak, mely komoly ökotoxikológiai problémák kialakulásához vezethet (KYRIKOU és BRIASSOULIS, 2007).

2.3.2. Kontrolláltan lebomló műanyagok

A kontrolláltan (vagy programozottan) lebomló műanyagokat azzal a céllal hozták létre, hogy determinált használati idejük lejártá után speciális (alkalmazásukhoz illeszkedő) körülmények között degradálódjanak. A lebomlás időzítésének foka és a degradációs görbe alapján különböztethetjük meg ezeket az anyagokat a könnyen bomló műanyagoktól. A determináltság fotoszenzitív csoport vagy pro-oxidáns anyag polimerláncba építésével valósul meg (KYRIKOU és BRIASSOULIS, 2007).

2.3.3. Környezeti úton lebomló műanyagok

A környezeti úton lebomló polimerek sokféle folyamattal (fotolitikus, termikus, hidrolitikus, mechanikus, stb.) vagy azok kombinációjával degradálódhatnak, de a végső lépés mindig a mikrobák által végzett mineralizáció. Elengedhetetlen követelmény azonban hogy a lebomlási folyamat teljes legyen, bármiféle környezeti kockázatot jelentő összetevő felhalmozódása kizárt. Kémiai módosításokkal vagy anélkül állíthatók elő megújuló vagy meg nem újuló erőforrásokból (KRZAN et al., 2006).

2.3.3.1. Biológiai lebomló polimerek megújuló forrásból

Számos természetes eredetű polimer növényi alapanyagból készül. Ezen polimerek gyártásánál nagyon fontos, hogy szennyezett talajban termesztett növény nem használható fel, hiszen pl. a nehézfémek könnyen akkumulálódnak a növényi szövetekben és ez által a végtermék elszennyeződését okozná. A legjelentősebb növényi forrásból származó alapanyag a *cellulóz*. Lebontása könnyű, mert sok mikroorganizmus termel cellulázokat. Ezen enzimek katalizálják a cellulóz hidrolízisét, így cellobióz majd glükóz keletkezik a mineralizáció során. A második

legbősegebben rendelkezésre álló növényi eredetű alapanyag a *keményítő*. A teljes mértékben keményítóből gyártott polimerek vízállósága nagyon gyenge és maga az anyag is törékeny, ezért általában polietilénnel keverve állítanak elő belőle komposztálható szatyrokat, csomagoló anyagokat (DAVIS, 2003.).

Biotechnológiai úton (pl. szénhidrátok bakteriális fermentálása), de mezőgazdasági melléktermékekből is előállítható hőre lágyuló biopolimer. Hagyományos technológiákkal (pl. fűvás, fröccsöntés) könnyen feldolgozhatók, mechanikai tulajdonságaik hasonlítanak a poliolefinekéhez (BECZNER et al. 1997). Ilyen anyag a politejsav (PLA) is. A politejsav egy lineáris, nyílt láncú poliészter, melyet tejsavból állítanak elő. A tejsav a kukorica nedves őrlése után a keményítő erjedéséből keletkező melléktermék. A politejsav észter kötési mind abiotikus (kémiai) tényezőkből eredő, mind a mikroorganizmusok által kiválasztott enzimek okozta hidrolízis során felhasadhatnak. Sok esetben keverik keményítóből készült polimerekhez, hogy serkentsék azok lebomlását és csökkentsék a költségeket (SHAH et al. 2008).

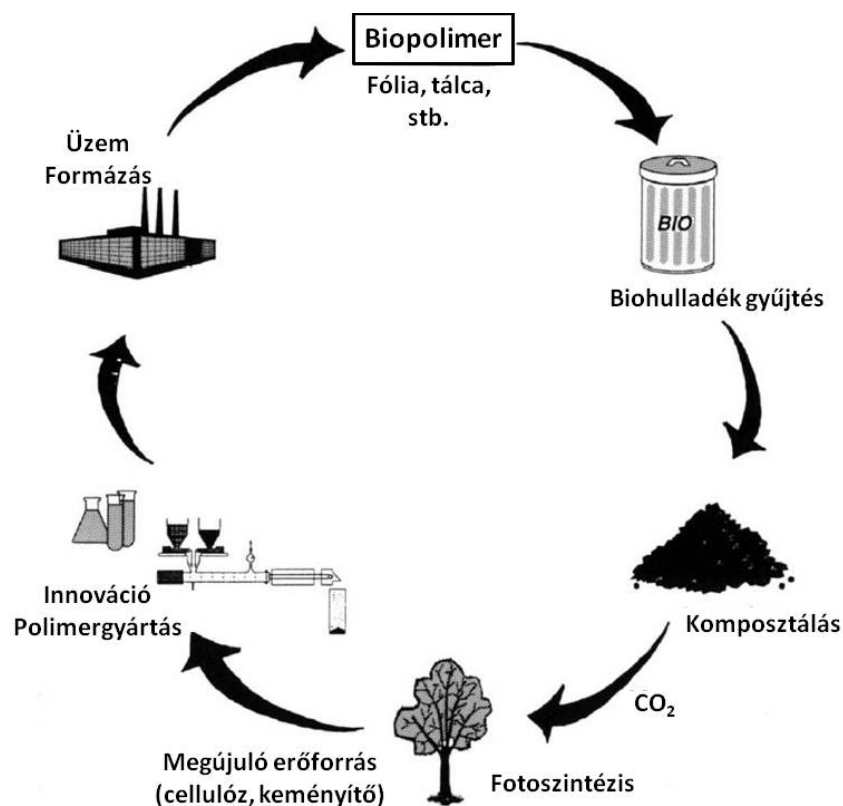
A növényi eredetű olajok és zsírok felépítése hasonló a petrokémiában használatos alapanyagokéhoz, így elvben hasonló módon alkalmazhatóak. Kiindulásképpen zsírsavakat állítanak belőlük elő. Az ilyen anyagok elterjedésének előfeltétele a vegyileg tiszta zsírsavak kedvező áron történő gyártása (BECZNER et al. 1997).

A növényi anyagok műanyagipari felhasználásánál ugyan az a probléma állhat elő, mint az üzemanyaggyártás céljából termesztett növényeknél. *Az ilyen megfontolásból termesztett növények népelelmezésre is használhatóak lennének, illetve az élelmiszer-növények termesztésétől vonnak el területet.*

A polihidroxialkanoátok (PHA) olyan természetben előforduló vegyületek, melyeket szacharidokból, alkoholokból vagy kis molekuláris tömegű zsírsavakból állítanak elő. Az agráriumban keletkező melléktermékekből (maltóz, melasz) is előállítható, amennyiben azok könnyen hozzáférhetőek és összetételük ismert, megbízható (DAVIS, 2003). A mikroorganizmusok extracelluláris hidroláz enzimek kiválasztásával képesek a polimert általuk felvehető monomerekre bontani (SHAH et al., 2008).

Ismeretes még a húsipari melléktermékként jelentkező, meleg vízben jól oldódó, biológiailag lebomló zselatin. A csomagoló-szer-gyártásban ablakos dobozokhoz fóliaként használják, de fröccsöntéssel is jól feldolgozható (BECZNER et al. 1997).

A bioműanyagok használatuk után teljes mértékben komposztálhatók. Lebomlásukkal beépülnek a természetes körforgásba, így fontos szerepet játszanak a kialakult hulladék-krízis és más környezeti problémák csökkentésében. A bioműanyagok életútját a 3. ábra mutatja be (LÖRCKS, 1998).



3. ábra: Komposztálható polimerek életútja (LÖRCKS, 1998 nyomán).

2.3.3.2. Biológiailag lebomló műanyagok nem megújuló, petrokémiai forrásból

A polivinil-alkohol (PVA, PVOH) olyan polimer, melynek a főláncában csak szénatomok kapcsolódnak egymáshoz. A gyárilag előállított vinil-polimerek közül a PVA az egyetlen olyan ismert, melyet a mikroorganizmusok mineralizálnak (SHIMAO, 2001). Különböző felhasználási területekre keményítóből és PVA-ból álló, különféle arányú keverékek igen elterjedtek (pl. orvostudományi, egészségügyi alkalmazásban). A keményítő adalékolásával fokozható a biodegradáció (SPIRIDON et al. 2008). A PVA vízdoldhatósága bizonyos esetekben megkérdőjelezheti a tényleges biodegradációt, illetve indokot adhat bizonyos jellegű felhasználások mellőzésére, mert gyors oldódásával a felszíni vizek elszennyeződését is okozhatja.

A szintetikus poliolefinok olyan szintetikus anyagok, melyeknek vázát csak szénatomok alkotta hosszú láncok adják. Ez a felépítés nem teszi őket elérhetővé a mikrobák számára. A polietilén is egy ilyen nagy molekuláris tömegű, hidrofób műanyag. Ahhoz, hogy lebonthatóvá váljanak, a kristályszerkezetük módosítása és a molekuláris tömegük csökkentése szükséges. Ez a hidrofób tulajdonság csökkentésével és/vagy a polimerlánc oxidációval történő rövidítésével érhető el. Keményítő hozzáadásával hidrofíllé tehető az anyag és így az amiláz enzim által hozzáférhető, mikroorganizmusok által hasznosítható. Oxidációt segítő anyagok (pl. fémek) adalékolásával csak fotodegradáció és/vagy kémiai degradáció után következhet be a biológiai lebomlás (SHAH et al. 2008).

2.4. Lebomlási mechanizmusok

Degradációnak hívunk minden olyan kémiai vagy fizikai változást egy anyag (jelen esetben polimer) szerkezetében, amely a környezeti tényezők (fény, hőmérséklet, nedvesség, kémiai állapot, biológiai aktivitás) hatására jön létre (SHAH et al., 2008). A degradációs folyamat két részre osztható: a szétesésre és a mineralizációra. Az első fázisban az anyag fizikai tulajdonságai változnak meg (pl. elszíntelenedés, rideggé válás, fragmentáció). A második fázisban a molekuláris méretűvé szétesett műanyagrészekből a végső átalakítást mikroorganizmusok végzik (KRZAN et al., 2006).

A fejezet ezekben a lebomlási folyamatokban jelentős abiotikus hatások és biológiai folyamatok bemutatására összpontosít. Fontos, hogy az *egyes hatások nem önmagukban érvényesülnek*, hanem egymás mellett hatva, szinergista módon eredményezik a szennyező anyagok lebomlását.

2.4.1. Abiotikus degradáció

Különböző környezeti hatásoknak (időjárás, eltemetés, öregedés) kitett polimerek fontosabb vagy kevésbé fontos változásokon mehetnek keresztül. Ezen mechanikai, kémiai, hő- és fényhatások révén változik meg a polimer anyag biológiai bonthatóságának potenciálja. A legtöbb esetben ezek az abiotikus hatások hozzájárulnak az anyag polimer-szerkezetének gyengüléséhez (LUCAS et al., 2008).

A biológiai úton lebomló műanyagok egyik csoportja eredendően biodegradálható; kémiai felépítésük közvetlen enzimatisz hozzáférést tesz lehetővé (pl. keményítő, cellulóz, kitin). A másik csoportba tartozó polimereknek a biológiai hozzáférhetőség kialakulásáig különböző környezeti hatásokra (pl. fény, hő) van szükségük (SIVAN, 2011), ezért fontos az abiotikus, lebomlásra ható tényezők vizsgálata.

2.4.1.1. Mechanikai degradáció

A mechanikai degradáció nyomás, feszülés vagy nyíró erők következtében jöhet létre. Ezen hatásoknak számos kiváltó okuk lehet; előállítás során fellépő korlátok, öregedés terhelés hatására, víz- és légáramlatok, hótakaró nyomása, madarak által okozott károk. A sérülések gyakran nem láthatók makroszkopikus szinten, de ennek ellenére a molekuláris szintű lebomlás elkezdődhetett. A mechanikai tényezők nem a legdominánsabbak a biodegradáció során, de beindíthatják vagy gyorsíthatják a folyamatot. A mechanikai stressz a többi abiotikus tényezővel (hőmérséklet, napsugárzás, kemikáliák) együttesen nagyobb hatást fejt ki a műanyagokra (LUCAS et al. 2008).

2.4.1.2. Termikus degradáció

A termikus degradáció olyan hőhatás során következik be, amikor a műanyag szilárd halmazállapotból folyékony halmazállapotba lép (olvadás). Az olvadáshoz szükséges hőmérséklet anyagfajtánként eltér. Általában a környezeti hőmérséklet alacsonyabb a hőre lágyuló műanyagok olvadáspontjánál (hiszen pl. az L-PLA anyag olvadáspontja 159-178 °C). Néhány hőre lágyuló műanyag azonban már környezeti viszonyokhoz közelebb álló hőmérsékleten (~60°C) is megolvad (LUCAS et al., 2008). A komposztálás első, termofil szakaszában is ilyen hőmérsékleti viszonyok uralkodnak, hiszen a szerves hulladék prizmába rakását követően egy héten belül 55-60°C-ra melegszik fel a halom. Ez a hőmérséklet 1-2 hétig jellemző a prizmára (HEYNITZ, 2006).

2.4.1.3. Kémiai degradáció

A kémiai átalakulás az egyik legfontosabb az abiotikus degradációt előidőző tényezők közül. A légszennyező anyagok illetve az agrokémiai szerek kölcsönhatásba léphetnek a polimerekkel, megváltoztatva azok makromolekuláris szerkezetét. Az anyagok degradációját kiváltó kémiai elemek között elsődleges az oxigén. A légköri oxigén (O₂; O₃) a kovalens kötéseket bontva a fotodegradációval (ld. 2.4.1.4.) együttesen (vagy azt követve) szabad gyököket hoz létre. Az oxidáció által kiváltott degradáció függ a polimer fajtájától, legfőképp a telítetlen kötések és az elágazó láncok számától (LUCAS et al. 2008).

A kémiai degradáció másik lehetősége a hidrolízis, mely függ a vízaktivitástól, az időtől, a hőmérséklettől és a kémhatástól is (LUCAS et al., 2008). A folyamathoz egyfelől a molekulában jelenlévő hidrolizálható rész (pl. észter, éter, anhidrid vagy amid csoport), másfelől víz szükséges. Ezek a keményítő, poliészter, polianhidrid, polikarbonát, poliamid vagy poliuretán anyagokban jelen lévő csoportok megkötik a vizet, és a polimerlánc vegyi anyagok vagy enzimek által kiváltott hidrolitikus hasadásához vezetnek (KRZAN et al., 2006).

2.4.1.4. Fotodegradáció

A műanyagok fényérzékenysége a troposzférikus napsugárzás káros részével hozható összefüggésbe, hiszen a közvetlen fotodegradációt az UV-B (~295-315 nm) és az UV-A (~315-400 nm) hullámhossz-tartományba eső sugárzások okozzák (SHAH et al., 2008).

A fotonok által hordozott energia különböző molekulákat gerjeszthet. Az energiatranszfer fotoionizáció, lumineszcencia, fluoreszcencia vagy hősugárzás révén valósulhat meg. Néha – önkéntelenül – az üzemekben jelenlévő szennyeződések belekerülnek az előállított anyagba így befolyásolva annak ellenállóságát. Más esetekben szándékosan kevernek bele fényérzékeny alkotókat, hogy fény hatására makromolekuláris degradációt érjenek el. Ezt a stratégiát gyakran

alkalmazzák a poliolefin termékek előállításához a műanyag szatyrok, csomagolások és mezőgazdaságban használt fóliák biodegradációjának fokozására (LUCAS et al., 2008).

Az ilyen fényérzékeny adalékkal kezelt műanyagokat *oxo-biodegradálható* polimereknek nevezik. Az alacsony sűrűségű polietilén (LDPE) és a polipropilén (PP) fóliák fotodegradációjához például fém-oxidokat használnak katalizátorként (SIVAN, 2011). Az oxo-biodegradáció két lépésben bontja a műanyagokat. Először UV fény hatására fotodegradáció, majd hőhatás és az eltelt idő következtében oxidáció megy végbe. Mindkét lépés során csökken az anyag molekuláris tömege (SHAH et al., 2008). Az oxidáció során a műanyag szerkezetében olyan funkciós csoportok keletkeznek, melyek oxigén atomot tartalmaznak (mint például karbonil-csoport). Az ilyen molekulákat a mikroorganizmusok könnyebben használják metabolizmusuk folyamán (SIVAN, 2011).

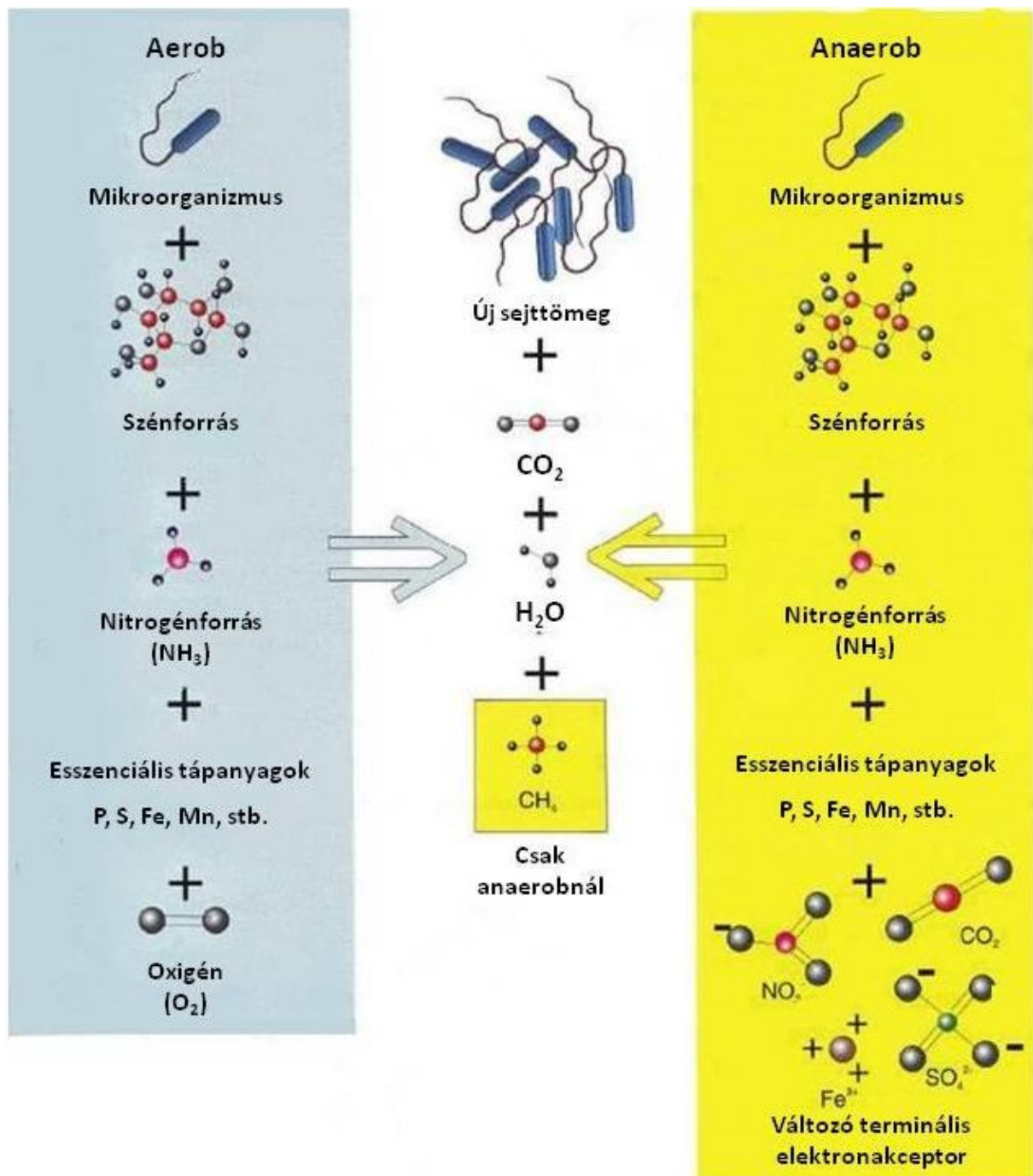
Fontos megjegyezni, hogy amennyiben a fotodegradációt nem követi mikroorganizmusok által végzett mineralizáció, hanem a műanyag-fragmentumok a környezetben maradnak, az több szinten jelentkező problémát okozhat. Egyfelől méretükből fakadóan a légáramlatok szállíthatják őket, sőt huzamosabb ideig is a légköri rendszerekbe kerülhetnek, azok elszennyeződését okozva. A szállított fóliadarabok megfelelő mértékű aprózódás után akár az emberi és állati légzőszervrendszerbe kerülve a nyálkahártyákhoz tapadva okozhatnak légúti betegségeket. A talajon vagy a vizekbe bekerülve azok gerinces élőlényeihez táplálékaihoz ragadva tápcsatornájukba kerülhetnek be. Jobb esetben változatlan formában kikerülnek, de felhalmozódva emésztőszervi megbetegedéseket is okozhatnak. Látható, hogy a pusztán abiotikus tényezőkből eredő degradáció komoly ökotoxikológiai problémákat hordozhat magában, ezért nagyon fontos a teljes biológiai átalakulás.

2.4.2. Biodegradáció

A biodegradáció egy szerves anyagnak olyan lebomlási folyamata, melyet az adott anyag felületén vagy belsejében élő és szaporodó mikroorganizmusok okoznak. A mikroorganizmusok mechanikai, kémiai és/vagy enzimatisz uton bontják a műanyagokat. A mikrobák fejlődését, szaporodását jelentősen befolyásolják a polimerek tulajdonságai, de a környezeti tényezők (páratartalom, időjárás, légszennyező anyagok) is fontosak. A biodegradációban részt vevő mikroorganizmusok nagyon változatosak; *baktériumok, gombák, algák, protozoák* közé tartozó élőlények végzik a lebontást. Ezek a mikroszervezetek ún. biofilmet hoznak létre a műanyagok felületén, komoly mértékben károsítják annak szerkezetét, mert szervezetük felépítéséhez ezek az anyagok szolgálnak szén- és nitrogénforrásként (LUCAS et al., 2008).

A mineralizáció folyamán a kiindulási anyag teljes oxidációjával végső soron víz és széndioxid keletkezik. A különböző anyagok (pl. egyszerű cukrok, növényi polimerek, vagy szennyező

anyagok) a mikroorganizmusok anyagcsere-tevékenysége révén hasonlóképpen degradálódnak. A több lépésben lejártszódó mineralizációs folyamat szénforráshoz és energiához juttatja a mikrobákat. A lebontás aerob és anaerob úton is megvalósulhat (4. ábra) (MAIER, 2009).



4. ábra: Szerves anyagok aerob (kék) és anaerob (sárga) mineralizációja (MEIER, 2009 nyomán).

2.4.2.1. Fizikai biodegradáció

Az élő szervezeteknek, mikrobáknak köszönhető mechanikai behatások hozzájárulhatnak az anyagok degradációjához. Ez többféle módon is megvalósulhat. Gyakori, hogy a különböző mikroorganizmusok egy speciális, poliszacharidokból és fehérjékből álló extracelluláris polimer

mátrix kiválasztásával erősen kötődnek egymáshoz és egy anyag felületéhez. Ez az ún. *biofilm* általában nedves környezetben jön létre (SANDRIN et al., 2009). Kialakulása után a biofilm megvédi a mikrobákat a számukra kedvezőtlen környezeti tényezőktől (pl. kiszáradás, UV sugárzás). A biofilm alkotói képesek beszivárogni a műanyagba, így megváltoztatva a pórusok méretét, eloszlását, illetve az anyag nedvességtartalmát és hőáramlási tulajdonságait. Fontos tényező az is, hogy a fonalas gombák és baktériumok hifáikkal behatolhatnak a polimer mélyebb struktúráiba, így törések alakulnak ki a molekulaláncokban, melyek gyengítik a polimer szerkezetét (LUCAS et al., 2008).

2.4.2.2. Kémiai biodegradáció

A fentebb említett, mikroorganizmusok által termelt szekrétum felületaktív anyagként viselkedve megteremti a hidrofób és hidrofíl részek közötti kapcsolatot, és lehetőséget ad újabb mikrobák megtelepedésére. Ezen kívül az általuk kiválasztott mátrixanyagba légszennyező anyagok is megkötődnek, amelyek mint tápanyagforrás elősegítik a mikroszervezetek fejlődését, gyorsítva ezzel a biodegradációt. A kemolitotróf baktériumok szervesen vegyületekből (pl. ammónia, nitrit-ion, kénhidrogén, elemi kén) nyerik az energiát. A folyamat melléktermékeként keletkezhet salétromossav (*Nitrosomonas spp.*), salétromsav (*Nitrobacter spp.*) vagy kénsav (*Thiobacillus spp.*). A kemoorganotróf baktériumok szerves anyagokból nyerik energiájukat. Melléktermékként szerves savak (pl. oxálsav, citromsav, oxálecetsav) keletkeznek. Ezeknek a savaknak köszönhetően minden egyes – a műanyag szerkezetébe benövő – mikrobacsoport elősegíti a kémiai deteriorációt (LUCAS et al., 2008).

2.4.2.3. Enzimatis biodegradáció

A polimerek kémiai kötéseinek felbomlása az élő szervezetek enzim-aktivitásával hozható összefüggésbe. A lebomlás minden egyes lépését speciális enzimek katalizálják (MAIER, 2009). A folyamatot jelentősen befolyásolja a közegben jelen lévő mikroorganizmusok száma és faji összetétele. A mikrobiális aktivitás a különböző környezeti tényezők és állapotjelzők (hőmérséklet, nedvességtartalom, kémhatás, C/N arány, jelenlévő oxigén mennyisége) mértékétől nagymértékben függ. A biológiai lebomlás folyamata egyrészt létre jöhet a sejten kívül (exo-biodegradáció), másrészt a sejten belül (endo-biodegradáció) vagy a két mechanizmus együtteseként (KRZAN et al., 2006).

Az enzimatis degradáció kétlépéses folyamat. Először az enzim megkötődik a polimer felületén, majd hidrolízis folyamán a szubsztrát hasadását katalizálja. A biodegradáció folyamán a mikroorganizmusok extracelluláris enzimeit a komplex polimert rövidebb láncokra vagy molekulákra bontják. A keletkező oligomerek, dimerek vagy monomerek méretükből adódóan már

képesek átjutni a baktérium külső szemipermeábilis hártáján (SHAH et al., 2008). A biodegradáció folyamata elakad, ha a polimer lebontásához szükséges bármely enzimkomponens hiányzik a rendszerből (MAIER, 2009).

A műanyagoknak ezt a fajta, mikroorganizmusok enzimkiválasztása által generált feldarabolódását biofragmentációnak nevezzük. A feldarabolódás után megkezdődik az asszimiláció, amelynek során a keletkező polimer-töredékek a műanyagból a mikroorganizmusok sejtjeibe épülnek. A mikroszervezetek ebben a folyamatban szerzik meg a szükséges energiát, elektronokat és tápelemeket (pl. szén, nitrogén, foszfor, kén, stb.) a sejtszerkezetük kialakításához. A felépítés révén növekednek és szaporodnak, miközben tápanyagokat használnak fel a környezetükből (pl. egy műanyagdarabból) (LUCAS et al., 2008).

A fentebb leírtak figyelembe vételével megállapítható, hogy a biodegradáció és biodegradálhatóság nem csak a vizsgált anyag kémiai összetételén és szerkezetén múlik, hanem szoros kapcsolatban áll a környezettel (KRZAN et al., 2006).

2.5. Mikroorganizmusok a talajban

A baktériumok, gombák, algák és protozoonok a talajlakó populációk által közösen alkotott *edafon* egy részét teszik ki. A talaj felszíni rétegében (0-2 cm) az UV sugárzás és az erősen változó hőmérsékleti és nedvességtartalom ingadozások következtében a mikroorganizmusok száma alacsonyabb. Az aerob körülményeket kedvelő élőlények száma a rétegmélység növekedésével arányosan csökken, míg az anaeroboké kb. 60 cm-es mélységig nő, majd folyamatosan csökken. Összességében a felszín alatti 15-25 cm rétegben található a legtöbb mikroba (FÜLEKY, 1999).

Az élőlények számáról általánosan elmondható, ahogy a méretük nő (baktériumtól a protozoáig), az egységnyi talajban jelen lévő egyedszám úgy csökken. A felszíni talajokban majdnem mindig a baktériumközösségek dominálnak. Teljes populációjuk 1 gramm talajban a 10^{10} sejtszámot is elérheti, ebből a tenyésztethető baktériumok száma 10^7 és 10^8 körül van. Természetesen ezt a talaj nedvességtartalma és hőmérséklete is befolyásolja (MAIER és PEPPER, 2009a). A különböző talajlakó baktériumok fajszaámát 100 és 10000 faj közé teszik (MAIER és PEPPER, 2009b).

A *Streptomyces* és *Actinomyces* nemzetségek sorolt mikrobák a baktériumokhoz tartoznak, de telepmorfológiájuk alapján a mikroszkopikus gombákhoz hasonlítanak. Számuk 1 gramm talajban 10^7 és 10^8 között változik. A mikroszkopikus gombák száma több nagyságrenddel elmarad az előzőektől, hiszen általában 1 gramm talajban 10^5 és 10^6 sejt található. A kémhatás csökkenésével a talajban a baktériumok és fonalas baktériumok szerepe egyre inkább visszaszorul, így ilyen esetben a gombák dominálnak (FÜLEKY, 1999).

Az algák fototróf élőlények, ezért a talaj azon (felső) rétegeiben találhatók meg, ahová a napfény képes behatolni. Számuk 1 gramm talajban 5000 és 10000 sejt között változhat. Az

algákkal, baktériumokkal és gombákkal táplálkozó, egysejtű eukarióta szervezetek a protozoonok. Ezen heterotróf élőlények mérete akár az 5,5 mm-es hosszúságot is elérheti. Nagy méretük és táplálkozási formájuk miatt a talaj azon 15-20 cm vastagságú rétegében vannak a legnagyobb számban jelen, ahol a táplálékforrásul szolgáló élőlények is a legnagyobb számban fordulnak elő. Számuk a legfőbb táplálékuk, a baktériumok számával korrelál; 10^5 - 10^6 sejt / 1 gramm talaj sűrűségben vannak jelen (MAIER és PEPPER, 2009a).

2.6. A műanyagok lebomlásának vizsgálata a hazai és külföldi szakirodalomban

A lebomlási vizsgálatok *szilárd* vagy *folyadék* közegben hajthatók végre, a vizsgált anyagot fólia vagy granulátum formában tesztelik. A folyadék közegű szabványos tesztek során a vizsgálati anyag lebomlását mikrobákkal beoltott, speciális összetételű – ásványi sókat tartalmazó, puffert – folyadék közegben követik nyomon, melyben a lebomló anyag az egyedüli szerves szén- és energiaforrás a mikroorganizmusok számára. A szilárd közegű szabványos teszteknel a tesztedényekben IV.-V. érettségi fokú komposztot használnak, ebbe keverik bele a vizsgált anyagot. Zárt rendszert alakítanak ki, melyet folyamatosan levegőztetnek és a keletkező CO₂ mennyiségét mérik. Szinte kizárólag a gázfejlődéssel követik nyomon a lebomlást, de a vizsgálatok kiegészülhetnek a teszt végén (általában 45 napot követően) a vizsgált anyag tömegcsökkenésének meghatározásával, valamint a minta szétesésének leírásával is. A kísérletet szabványtól függően állandó, vagy lépcsőzetesen váltakozó (de a szakaszokon belül állandó) hőmérséklet mellett hajtják végre (SZÁRAZ, 2003).

A komposztálás aerob folyamatainak modellezése szilárd közegű szabványos tesztekkel kevésbé életszerű, hiszen sem a tesztedények mérete, sem a vizsgált minta mennyisége, sem pedig az intenzív levegőztetés miatt nem felelhet meg annak. Ezt a problémát próbálják megoldani a nem szabványos, szilárd közegű laboratóriumi tesztek, amelyek a mintaedények és így a közegek mennyiségét növelik. A komposztálásban uralkodó hőmérsékleti viszonyokat nem mesterséges úton kívánják biztosítani, hanem az anyagok bomlásából felszabaduló hővel. Ennek az eléréséhez különböző szerves anyagokat (falevél, papír, konyhai hulladékok) aprítanak és kevernek össze, de még mindig csak összesen pár száz gramm mennyiségben. A vizsgált anyagot fólia formátumban (nem pedig porrá őrölve) tesztelik (SZÁRAZ, 2003).

Találhatunk példát tényleges komposztálási körülmények között, prizmában végrehajtott kísérletekre is. GREENE (2007) egy zöldhulladékot feldolgozó komposztüzemben végzett kísérletet, ahol a komposztálás heti több alkalommal, géppel átforgatott kb. 2,4 m magas és 3,9 m széles prizmákban történt. Politejsavból készült pohár, kés és tároló doboz lebomlását tesztelte, kontrollnak cellulózból és keményítőből készült termékeket használt. A vizsgálatra kiválasztott anyagot komposzttal együtt mezőgazdaságban használt, perforált műanyagzsákba helyezte. A

zsákot a prizmába rakta 20 hétre, de a komposzt átforgatása előtt mindig kivette, majd visszahelyezte azokat. A júliustól decemberig tartó kísérlet során hetente vagy kéthetente végezte el a vizsgált anyagok tömegcsökkenésének mérését. A komposztprizmából kiemelt zsákok tartalmát 2 mm lyukátmérőjű rostán áttörte, így választva el a vizsgált anyagot a komposzttól. A mintákra tapadt szennyeződést rázással távolította el a mérés előtt. A kísérlet eredményei alapján a kontrollként használt cellulóz fólia és a politejsavból készült pohár, kés és tároló doboz 7 hét alatt teljes mértékben lebomlottak. A szintén kontrollként használt nátrónpapír, a kukoricakeményítő alapú szemeteszsák és a cukornádból készült tányér 20 hét alatt 78-88%-ig bomlottak le.

A cikkből nem derül ki, hogy a prizmák milyen érettségi fokúak voltak és hogy a műanyag zsákokba milyen komposzt került a mintákkal együtt. A tömegcsökkenés mérésénél kérdéses, hogy csak rázással eltávolíthatóak-e a mintára tapadt szennyeződések, bár a szerző által tapasztalt mértékű és intenzitású lebomlásnál ennek nincs igazán jelentősége.

KALE et al. (2006) szintén ipari méretű komposztprizmában végeztek kísérleteket politejsav alapú élelmiszer-somagolásokkal (palack és ételhordó tálcák, -dobozok). 11,6 m³ tehéntrágyához 7,8 m³ faforgácsot kevertek, majd a keverékhez 2:1 arányban tehének etetéséből megmaradt takarmányt adtak. Három héten keresztül heti háromszor forgatva érlelték az anyagot, majd 6×24×3 méteres prizmába halmozták aszfaltozott felületre. A mintákat 0,6×0,3×0,1 méteres két rekeszből álló fadobozban helyezték el. Ezek belsejébe a minták köré komposztot raktak, majd a prizmában a talajfelszíntől számított kb. 1,2 méteres magasságban helyezték el. A dobozok alja 11 mm-es lyukátmérőjű rozsdamentes acélhálóból készült. A dobozok rekeszei 2 ismétléses vizsgálatot tettek lehetővé. Kiértékelést 1; 2; 4; 6; 9; 15 és 30 nap után végeztek. A lebomlás okozta változásokat vizuálisan értékelték; az anyagok színének, alakjának, textúrájának és kiterjedésének vizsgálatával. A kísérlet végére a vizsgált anyagok eredeti formái felismerhetetlenné váltak.

A teszt folyamán a prizma maghőmérséklete elérte a 60°C-t és a felhasznált politejsavból készült anyagok olvadáspontja 60-62°C körül van (KALE et al., 2006), ezért a kísérleti eredményeket nem lehet csupán a mikroorganizmusok által kiválasztott enzimeknek tulajdonítani, hanem a termikus degradációnak is jelentős szerep jut.

Laboratóriumi körülmények között végzett kísérletet BRIASSOULIS és DEJEAN (2010) talajmintát használva közegnek. A területen ahonnan a mintát gyűjtötték a mintavételezés időpontja előtti három évben gabonát termesztettek, előtte pedig hosszú ideig szőlőültetvény volt rajta. A talajmintát 2 mm-es lyukátmérőjű rostán homogenizálták. A vizsgált anyagok pro-oxidánsokkal adalékolt fekete, talajtakarásra használt polietilén (két féle), és kukoricakeményítővel adalékolt fóliák voltak 5×5mm-nél nem nagyobb darabokra vágva. A fóliák széntartalmát figyelembe véve 1 g szénhez 500 g talajt kevertek, a keveréket reaktorokba helyezték. Referenciának cellulóz fóliával kevert, illetve fólia nélküli talajt használtak. A kísérletet mindegyik anyagnál két-két ismétléssel

végezték 26°C-os hőmérsékleten. A nedvességtartalmat a talaj vízemelő kapacitásának 80%-án tartották a reaktorok súlyát követve. Az 1 évig tartó kísérlet alatt a keletkező CO₂ mennyiségét mérték. A pro-oxidánsokkal adalékolt fóliák esetében a biodegradáció mértéke 0% és mínusz 15% közötti értéket mutatott. Az adatok a fóliáktól mentes reaktorban keletkezett szén-dioxid mennyiségéhez voltak viszonyítva (tehát a PE-t tartalmazó reaktorokban kevesebb gáz képződött mint a fóliát nem tartalmazóban). A kukoricakeményítővel adalékolt anyagok 30-40%-os bomlást produkáltak, míg a kontrollként használt cellulóz 6 hónap után 70%-os bomlást ért el, majd stagnált. A kísérlet végeztével az anyagot kiöntvén láthatóvá vált, hogy a pro-oxidánsokat tartalmazó polietilén takarófólia makroszkopikusan nem változott a kiindulásihoz képest.

SZÁRAZ (2003) beágyazásos kísérleteket végzett, melyhez 5 mm-es lyukátmérőjű rostán homogenizált, zöldhulladék eredetű, Főkert Zrt. által előállított, érett komposztot használt. Analitikai mérlegen lemért, 20×20mm nagyságú, keményítőből és alifás poliészterből készült fóliamintákat ágyazott be kb. 80 g komposztot tartalmazó 100 ml-es főzőpoharakba. A mintákat 37°C-os termosztátba helyezte. Az elpárolgott víz mennyiségét naponta, csapvízzel pótolta. A 3 illetve 6 hetes vizsgálat után a mintákat desztillált vízzel alaposan leöblítve, azokat 105°C-on 24 óráig szárítva, majd szobahőmérsékletűre hűtve mérte le. Valamennyi anyagfajta vizsgálata 3 ismétléssel történt, a tömegcsökkenést a kiindulási tömeghez viszonyítva százalékos formában adta meg. Három különböző összetételű, de keményítő anyagú műanyagból 6 hét után kb. 12%; 28% és 64%, egy alifás poliészternél pedig kb. 29% tömegcsökkenést ért el.

Különböző kísérleteknél különböző méretű fóliamintákat használnak. SZÁRAZ (2003) respirométeres vizsgálataiban BRIASSOULIS és DEJEAN (2010) kísérletéhez hasonlóan csak 5×5mm nagyságúra vágta a fóliákat. SZÁRAZ (2003) beágyazásos kísérleteinél alkalmazott 20×20mm-es mintanagyság jobban modellezi a természetbe való kijutást, de a kísérlet még így sem eléggé életszerű, hiszen az anyagok használatuk után általában nem ilyen kis darabokban kerülnek ki a környezetbe, és a hőmérséklet sem állandó. Komposztálási folyamatot feltételezve azonban a 37°C-os termosztátba helyezés indokolt lehet. A beágyazáshoz használt közeg mennyisége nagyon kevés, és az expozíciós idő is rövid a természetben jelen lévő tényezőkhez képest. Ezek ismeretében kérdéses, hogy milyen mértékben lehet egy ilyen kísérletből a természetben lejátszódó folyamatokra következtetni.

Véleményem szerint a szén-dioxid termelésre alapozott kísérletek félrevezetőek lehetnek, ha nincs kontrollként használt, műanyag nélküli minta. A beágyazásos kísérletek elvégzése jóval egyszerűbb, kisebb az eszközigény is. Kulcsfontosságú a minták megfelelő azonosítása, hiszen a beágyazáskor képtelenség egyforma tömegű minták előállítása. A kitermeléskor a mintákra tapadt szennyeződés eltávolítása is nagyon fontos, a minél jobb hatás érdekében óvatos, kézzel történő mosás elengedhetetlen.

A Symphony Environmental Ltd. részére ANGOLD (2005) által készített vizsgálat célja az volt, hogy mikroorganizmusok kolonizációját vizsgálja a d₂wtm technológiával készült polietilén fóliatermékek felületén, valamint annak megállapítása, hogy az anyag a mikroorganizmusok számára tápanyagforrásként szolgálhat-e. Olyan mintákat használt a vizsgálathoz, melyekben már megindult az oxidatív lebomlás, és melynek eredményeképp az anyag felülete enyhén morzsalékoská vált. A morzsalékos anyag komposztal való keverése nem teszi lehetővé a tömegveszteség pontos mérését, ezért a mintákat és a felületükön megjelenő mikroorganizmusokat pásztázó elektronmikroszkóppal vizsgálták. A komposztot levágott fűből és egyéb kerti hulladékból állították össze. Az anyagokat egy dobozba rakták, ahol az magától 45°C-ig melegedett fel. A komposztot ezután a mintával (és egy nem lebomló kontroll anyaggal) összekeverve a kísérlet 30 napos időtartamára 45°C-os inkubátorba helyezték. A kitermeléskor desztillált vízzel öblítették le a mintákat. A mikroszkópos vizsgálat szerint egyértelműen megfigyelhető volt a biofilm kialakulása; a gombák és baktériumok hasznosították az anyagot, és abba részben belesüllyedtek. A műanyag gyengébb részein repedéseket figyeltek meg (ANGOLD, 2005). Ez a vizsgálat a fotodegradációt a biodegradáció előfeltételeként tekinti, nem vizsgálta, hogy a mikrobák képesek-e lebontani az anyagot ezen abiotikus környezeti tényező megléte nélkül.

3. ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK

3.1. A vizsgált műanyagfóliák

- „Symphony Environmental d₂wtm” adalékanyaggal ellátott, biológiai úton bonthatónak jelzett, nagy sűrűségű polietilénből (high density polyethylene – HDPE) készült ingvállas bevásárlótáska.
- „Symphony Environmental d₂wtm” adalékanyaggal ellátott, biológiai úton lebomlónak jelzett, nagy sűrűségű polietilénből készült szemeteszsák.
- „Symphony Environmental d₂wtm” adalékanyaggal ellátott, biológiai úton lebomlónak jelzett kis sűrűségű polietilénből készült (low density polyethylene – LDPE) szalagfüles bevásárlótáska.
- Kukoricakeményítő alapú, biológiai úton lebomlónak jelzett ingvállas műanyagtáska.
- Cora hipermarketben használt biológiai úton lebomlónak jelzett ingvállas bevásárlótáska
- nagy sűrűségű polietilénből készült, elektronikai cikk csomagolására használt fólia.
- kis sűrűségű polietilénből készült, elektronikai cikk csomagolására használt fólia.

A biológiailag lebomlónak jelzett műanyagfóliák (a Cora hipermarket által használt kivételével) a Poly-Pack Kiskunhalas Kft termékei, melyeket Rózsa Ferenc bocsájtott rendelkezésemre.

BRIASSOULIS és DEJEAN (2010) valamint SZÁRAZ (2003) respirométeres kísérleteikhez a vizsgált anyagokat 5×5mm nagyságúra vágták. SZÁRAZ (2003) beágyazásos vizsgálatához 20×20mm-es mintákat használt (ld. 2.6. fejezet). Én ennél is nagyobb felületű, 40×40mm-es mintákat vágtam a különböző fóliákból, mert a környezetbe kikerülő méret irányába szerettem volna elmozdulni. Az 5×5mm-es és a 20×20mm-es nagyság már inkább a fotodegradációt követő fragmentumok méretéhez közelít. Az analitikai mérleg tálcáján még a 60×60mm-es mintát is lehetne kezelni, de ekkora darabok beágyazásához már jóval nagyobb edények kellenének és ezek nem álltak rendelkezésemre, ezért is a 40×40mm-es méretet választottam, ami még így is legalább 4-szer akkora, mint az ismertetett kísérletekben.

3.2. A biodegradációs kísérlet közegei, általános vizsgálatuk

A fóliaminták beágyazása az alábbi közegekbe történt:

- Főkert Nonprofit Zrt. (1106 Budapest, Keresztúri út 130.) által parkfenntartási hulladékokból, nyitott, nagyprizmás technológiával előállított érett komposzt (<http://fokert.hu/komposzttelep>).

- Érett házi komposzt kerti és konyhai hulladékokból, silós komposztálási rendszerben előállítva.
- Kereskedelmi forgalomban kapható, 50 literes zsákban forgalmazott általános virágföld.

Az érett komposztokat 4 mm lyukátmérőjű drótrácson átrostáltam, így az esetlegesen jelen lévő idegenanyagoktól megtisztult, homogén közeg állt a rendelkezésemre.

A beágyazó közegek szárazanyag-tartalmának meghatározásához a mintákat 48 óra alatt légszárazsáig hagytam száradni. Ezután táramérlegen $\pm 0,01$ g pontossággal mértem ki belőlük az anyagot előre lemért tömegű edénybe. 105°C -on 24 órára szárítoszekrénybe helyeztem a mintákat. A szárítás után exsikkátorban hagytam szobahőmérsékletűre hűlni. Ezután lemértem az edények és tartalmuk tömegét, kiszámoltam a szárazanyag-tartalmat.

Az izzítási veszteség meghatározásához a légszáraz mintákból ismert tömegű porcelántégelyekbe mértem 2-4 gramm anyagot, majd 700°C -on 3 órán keresztül izzítottam őket. Ezután exsikkátorban hagytam szobahőmérsékletűre hűlni. A visszamaradt hamut táramérlegen visszamértem, a szárazanyag-tartalomra vonatkoztatva számítottam ki az izzítási veszteséget.

A közegek kémhatását és vezetőképességét elektróddal mértem. Ehhez 10 g átrostált légszáraz komposzthoz 50 ml desztillált vizet mértem, majd jól elkevertem. 24 óra állás után szűrőpapíron átszűrtem és elvégeztem a méréseket.

3.3. A biodegradációs kísérlet összeállítása és a tömegcsökkenés mérése

Az fentebb ismertetett módon előkészített beágyazó közegeket 1899 cm^3 űrtartalmú, kereskedelmi forgalomban kapható alumínium tálcákba helyeztem kb. 5 cm vastagon. A minták 2,5 cm mélyen kerültek beágyazásra az 5. ábrán látható elrendezésben. A kísérletet három ismétléssel végeztem. Minden egyes edénybe minden vizsgált polimer mintából egy darab került. Minden egyes mintaanyagot a beágyazás előtt analitikai mérlegen lemértem.



5. ábra: Fóliaminták elhelyezésének rendje a közegekben.

Az edényeket szám és betű felirattal láttam el. A betűk a közegekre vonatkoztak (F: főkert komposzt, H: házi komposzt, V: virágföld). A számok a kitermelés idejét és az ismétlés számát hivatottak jelölni.

Elhelyezésük egy lakás első emeletének egyik szobájában a padlón történt. A helyszín hőmérsékleti viszonyai az évszakok és időjárási tényezők alakulásának megfelelően változtak, de annál sokkal kiegyenlítettebbek voltak.

Az elpárolgott víz pótlása csapvízzel történt; az időjárás által okozott változékonyság miatt 4-6 naponta a közegek felületén kisméretű locsolókannával egyenletesen elosztatva 0,1-0,15 l-t.

Az 1-2 hét után kikelt gyomokat kézzel távolítottam el a közegekből. Két kelési hullám volt megfigyelhető az első két hónapban, aztán nem jelent meg több növény. Az esetlegesen kialakult deszikkációs repedéseket balkonládákhoz használt kis kézi gereblyével egyengettem el óvatosan a közegek felszínén.

A minták közegből való kisedése minden hónapban egyszer volt esedékes ugyanazon a naptári napon. Kitermeléskor az edényben való elhelyezkedésük alapján azonosítottam őket. A mintára tapadt szennyeződést kétszeri kíméletes, csapvízben kézzel végzett mosással távolítottam el. A mintákat itatóspapírra helyeztem, majd legalább 12 órát száradtak a légszárazság biztos eléréséig. *A tömegcsökkenés mérése a légszárazság elérése után analitikai mérlegen történt. A lebomlás időbeli tendenciáját így módon 6 hónapig követtem nyomon. A mintaanyagok havi kitermelhetőségét a kísérlet összeállításakor még nem sejthettem, úgyhogy minden egyes havi méréshez külön mintaanyagot ágyaztam be, és nem a már lemeríteteket helyeztem vissza. A tömegcsökkenést %-ban fejeztem ki.*

3.4. Beágyazó közegek mikrobiológiai vizsgálatai

3.4.1. Felhasznált anyagok

A mikrobiológiai vizsgálatokhoz a táptalajokat és oldatokat autoklávban 121°C-on túlnyomáson 20 percig steriliztem. Az így kezelt anyagokat steril fülke alatt használtam.

YEPD táptalaj

- élesztőkivonat 0,5%
- pepton 0,5%
- glükóz 1%
- agar 1,5%
- desztillált vízzel a kívánt térfogatra kiegészítve

YEPD táptalaj – antibiotikummal kiegészítve

Az YEPD táptalaj az előzőek szerint; az antibiotikumokat sterilizés után a lehűtött táptalajhoz adjuk az alábbiak szerint:

- 0,01% (10mg/100ml) *chloramphenicol* 10mg/ml koncentrációjú törzsoldatból. A törzsoldathoz a chloramphenicolt először pár csepp etanolban, majd a kívánt mennyiségű desztillált vízben feloldjuk. Az így elkészült oldatot steril kémcsőbe 0,4 µm pórusátmérőjű szűrővel sterilre szűrjük.
- 0,005% (5mg/100ml) *ampicilin* 10mg/ml koncentrációjú törzsoldatból. A törzsoldathoz az ampicillint a kívánt mennyiségű desztillált vízben feloldjuk, majd steril kémcsőbe sterilre szűrjük.

TGE táptalaj – nystatinnal

- élesztőkivonat 0,25%
- pepton 0,5%
- glükóz 0,1%
- agar 1,5%
- desztillált vízzel feltöltés a kívánt térfogatig

Sterilizés után a lehűtött táptalajhoz 0,01% (=10mg/100ml) *nystatint* adunk 10mg/ml koncentrációjú törzsoldatból. A törzsoldathoz a nystatint dimetil-szulfoxidban (DMSO) feloldjuk, majd steril kémcsőbe sterilre szűrjük.

Keményítő táptalaj (minimál táptalaj)

- (NH₄)₂SO₄ (ammónium-szulfát) 0,5%
- KH₂PO₄ (kálium-dihidrogénfoszfát) 0,1%
- MgSO₄×7 H₂O 0,05%

- vízoldható keményítő 1%
- agar 2,5%
- desztillált vízzel feltöltés a kívánt térfogatig
- vitaminoldat (sterilizés után) 1 ml/l

- folsav 0,2 mg
- biotin 0,2 mg
- calcium-pantotenát 40 mg
- inozit 200 mg
- nikotinsav 40 mg
- P-amino-beozoesav 20 mg
- piridoxin HCl 40 mg
- tiamin HCl 40 mg
- riboflavin 20 mg

A vitaminoldat összetevőit 100 ml desztillált vízben feloldjuk, majd sterilre szűrjük és kisebb adagokra osztjuk.

Pepton-víz (hígításhoz):

- 1 g pepton
- 8,5 g NaCl (nátrium-klorid)
- 1000 ml desztillált víz

3.4.2. A vizsgálat általános módszere

A közegek mikrobiológiai vizsgálatait tenyésztéssel végeztem. Ehhez átlagmintát vettem a közegekből a következőképpen:

- egyes közegek ismétléseit külön-külön összekevertem, homogenizáltam
- az így kapott anyagokból 3-3 random, egységnyi térfogatú mintát vettem
- ezeket még egyszer jól összekevertem, hogy megkapjam a végleges átlagmintát.

Az így kapott mintából 10 grammot mértem ki 90 ml pepton-vízhez, majd 3 percig Stomacher-készülékben homogenizáltattam. A törzshígításból 1 ml-t pipettáztam 9 ml hígító folyadékhoz, erősen elkevertem, majd az így elkészült első hígítási tagból is 1 ml-t mértem ki újabb 9 ml pepton-vízhez. Ezt a kívánt hígítási fok eléréséig folytattam. A hígítási sor tagjaiból 0,1 ml-t

pipettáztam a táptalajokra. A szuszpenzió a táptalaj felszínén szélesztő pálcával került elosztatásra. Végig sterilen, váltott pipettával és lelángolt üvegbottal dolgoztam.

A mikrobák kitenyésztése 28°C-os termosztátban történt.

A kinőtt telepek leszámlálását – táptalajtól függően – 1-6 nap után végeztem el. Az 1 g talajra vonatkoztatott mikrobaszám meghatározásának a következő képlettel való számítás az alapja:

$$\text{mikrobaszám (telepképző egység/1 g közeg)} = \text{számolt telep} \times \text{hígítás} \times \text{törzshígítás} \times 10.$$

A mikrobaszám meghatározásához a 30 és 300 közötti kinőtt telepszámú csészék értékeit használtam a két ismétlés eredményeit átlagolva, mert a relatív hiba ebben a tartományban a legkisebb.

3.4.3. Összes élő csíraszám meghatározása

Az összes élő csíraszám meghatározása mindenféle gátlóanyagtól mentes YEPD táptalajon történt. A hígítási sor 3-7. tagjából történt az oltás, melyet két ismétléssel végeztem. A kinőtt telepeket 24 és 48 óra után számoltam meg.

3.4.4. Baktériumok számának meghatározása

A baktériumok számának meghatározásához TGE+nystatin táptalajra oltottam ki 0,1-0,1 ml-t a hígítási sor 3-6. tagjából két párhuzamossal. A telepek számlálását 24 és 48 óra elteltével is elvégeztem.

A spórás baktériumok számának meghatározásához a törzshígításokat 80°C-os vízfürdőben 15 percig kezeltem, lehűtöttem, majd 3 tagú hígítási sort készítettem. Ezután nystatinnal adalékolt TGE táptalajra oltottam 0,1 ml-t. A kinőtt telepeket 24 óra eltelté után számoltam le.

3.4.5. Gombák számának meghatározása

A gombák számát chloramphenicol és ampicilin antibiotikumokkal kiegészített YEPD táptalajon határoztam meg. A kioltás a hígítási sor 3-7. tagjából történt két párhuzamossal. A kinőtt telepeket 4 nap elteltével számoltam le.

3.4.6. Keményítóbontó mikroorganizmusok kimutatása

A keményítóbontó mikroorganizmusok száma keményítő táptalajra oltással történt a hígítási sor 3-6. tagjából. A telepek leszámlálását 6 nap után végeztem, majd jóddal gőzölve a mikrobák amiláz-aktivitását ellenőriztem. A jód a keményítővel komplexet képezve kék színűre

festi a táptalajt. Ha a kinőtt telep körül feltisztulási zóna (el nem színeződött udvar) látható, akkor az a keményítőbontásra utal.

3.4.7. Mikroorganizmusok tenyésztése a kukoricakeményítő alapanyagú fólia felületéről

A keményítő alapú fólia esetén közvetlen módon is vizsgálni kívántam, hogy a felülethez tapadva jelen vannak-e mikrobák, illetve milyen számban vannak jelen a keményítő bontó mikroorganizmusok. Az utolsó (6.) havi kitermelésnél minden közegből 1-1 keményítő alapanyagú fóliát külön vettem, azokat nem mostam le, csak óvatos rázással eltávolítottam a gyengén rátapadt szennyeződések. A minták mikroszkópos vizsgálata után minden egyes fóliadarabot külön steril Petri-csészébe helyeztem és 10 ml pepton-vizet hozzáadva 100 percig 60 fordulat/perccel rázattam. Az így kapott törzshígításból 3 tagú hígítási sort képeztem, majd mindegyikből (a törzshígításból is) két ismétléssel keményítős táptalajra oltottam, végül 28°C-os inkubátorba helyeztem a csészéket. A kinőtt telepeket 4 nap után számoltam le.

A fentebb leírt módon eljárva az összes élő csíraszámot is meghatároztam azzal a különbséggel, hogy YEPD táptalajra történt az oltás.

Mivel a szuszpenziók előállításának módja nem tette lehetővé az 1 g közegre vonatkoztatott mikrobaszám megadását, ezért az ismert felületű ($2 \times 16 \text{ cm}^2$) fólia 1 cm^2 -re vonatkoztatva adtam meg az adatokat. A számításhoz a következő képletet használtam:

$$\text{mikrobaszám (telepképző egység/1 g közeg)} = (\text{számolt telep} \times \text{hígítás} \times \text{törzshígítás} \times 10) / 32.$$

3.4.8. Mikroszkópos vizsgálatok

Az utolsó (6.) havi kitermelésből minden közegből 1-1 keményítő alapanyagú fóliamintát sztereomikroszkóp alatt megvizsgáltam. A mintákról a szennyeződést nem mosással, hanem csak kíméletes rázással távolítottam el.

3.5. Statisztikai módszerek

A tömegcsökkenéskor analitikai pontossággal mért adatokból az SPSS programmal végeztem varianciaanalízis vizsgálatokat az ismétlések átlagolása nélkül. Ennek előfeltétele, hogy a tényezők alkotta csoportok közötti szórások nagyságrendileg megegyezzenek (szórás-homogenitás vizsgálat), és a mérési eredmények normál eloszlásúak legyenek, melyet Kolmogorov-Smirnov és Shapiro-Wilk teszttel vizsgáltam. Az ANOVA lefuttatását Post Hoc tesztel végeztem (Duncan) a differencia páronkénti összehasonlítása érdekében. A változó minden esetben a tömegcsökkenések százalékos értéke volt, a tényezőket pedig a műanyagfajták, a közegek és az idő adták.

4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELEÉSÜK

4.1. Anyagok kiválasztásának okai

Olyan – a hétköznapi életben rendszeresen használt – bevásárlótáskák vizsgálata volt a célom, melyek funkciójukból kifolyólag nagyon nagy mennyiségben keletkeznek, de életútjuk kifejezetten rövid. Ezeket a szatyrokat általában egyszer használják eredeti rendeltetésükre (vásárolt termékek szállítása), majd esetleg még 1-2-szer újrahasználgják vagy a házi szemetes edényt bélelik velük. A teszthez ismert anyagú fóliákra volt szükség, de mindenképpen egy hipermarket által használtat is ki akartam próbálni.

A fóliák alapanyaga az egyik leggyakrabban használt műanyag, a polietilén. Kis- és nagysűrűségű fajtáját egyaránt teszteltem. A Poly-Pack.Kiskunhalas Kft.-től több olyan terméket is kaptam, mely ugyan abból az alapanyagból készült. Nem használtam fel az összeset, de a nagy sűrűségű polietilénből kétféle termék mintáit is teszteltem. Ezt azért láttam célszerűnek, mert az egyik egy bevásárlótáska volt, a másik pedig egy sokkal vékonyabb anyagú szemeteszák (6. ábra). A szemeteszákot a vékonyabb anyaga miatt választottam, pedig ezek nagy valószínűséggel nem a komposztban végzik, hanem hulladéklerakóban, ahol egészen más körülmények uralkodnak. Összehasonlításképpen egy vékony anyagú, kukoricakeményítősz győgszertári bevásárlótáskát és egy-egy HDPE és LDPE csomagolóanyagot használtam. Az utóbbi két anyagra nem volt ráírva hogy bármilyen módon lebomlanának, a kukoricakeményítő alapanyagú fólián viszont fel volt tüntetve, hogy megfelel az EN 13432:2000 előírásnak.



6. ábra: Szemeteszák és a rajta látható tájékoztató felirat.

Fontos, hogy mindegyik lebomló zacskón fel van tüntetve az, hogy *biológiai* úton alakul át. Ezen túl a különböző fóliákra az is rá van nyomtatva, hogy komposztálható, vagy 12-16 hónap alatt a környezetbe kikerülve napfény, nedvesség, hő és mikroorganizmusok hatására lebomlik. Ez indokolja azt, hogy a mintákon semmilyen kezelést nem hajtottam végre. Ki akartam zárni a huzamosabb fényhatás okozta szétesést. A közegeket és benne a mintákat tartalmazó edények nem kerültek termosztátba, mert nem a komposztálási folyamat, hanem a természetbe kikerülés modellezése volt a célom. A vizsgálathoz használt érett komposztra már amúgy sem jellemző a túlzott felmelegedés. A vízutánpótlás nem rendszeres időközönként történt, hanem a talaj – aktuális hőmérsékleti tényezők által okozott – kiszáradásához alkalmazkodva. Nem hagytam kiszáradni a közegeket és nem is áztattam el azokat teljesen.

4.2. A közegek jellemzői

A vizsgálathoz használt közegek fizikai-kémiai tulajdonságait tekintve nem mondhatók egyformának. A vezetőképesség mértékéből kiderül, hogy a házi komposztban a legmagasabb a vízdoldható sók tartalma. A virágföld és a házi komposzt savas, míg a Főkert komposzt semleges kémhatású. A szárazanyag-tartalomban nincs kiugró eltérés a közegek között, azonban a többi közegnél nagyobb szervesanyag-tartalomra utal a Főkert komposzt 26,1%-os izzítási vesztesége (2. táblázat).

2. táblázat: A vizsgálathoz használt közegek jellemzői.

	Főkert komposzt	Házi komposzt	Virágföld
pH (1:5 vizes kivonatban)	7,01	5,5	5,8
Vezetőképesség [μS/cm] (1:5 vizes kivonatban)	1746	2800	2080
Szárazanyag-tartalom [%]	4,96	7,45	5,79
Izzítási veszteség [%]	26,13	21,9	20,38

4.3. A mintaanyagok tömegcsökkenésének értékelése

A hat hónapon keresztül mért tömegcsökkenés (%) adatokkal, mint változóval az ismétlések átlagolása nélkül egy- és többtényezős varianciaanalíziseket végeztem. A tényezők a közeg típusa, a műanyagok fajtája és a mérés időpontja voltak.

3. táblázat: A több tényezős ANOVA eredménye (General Linear Model/Univariate).

Tests of Between-Subjects Effects

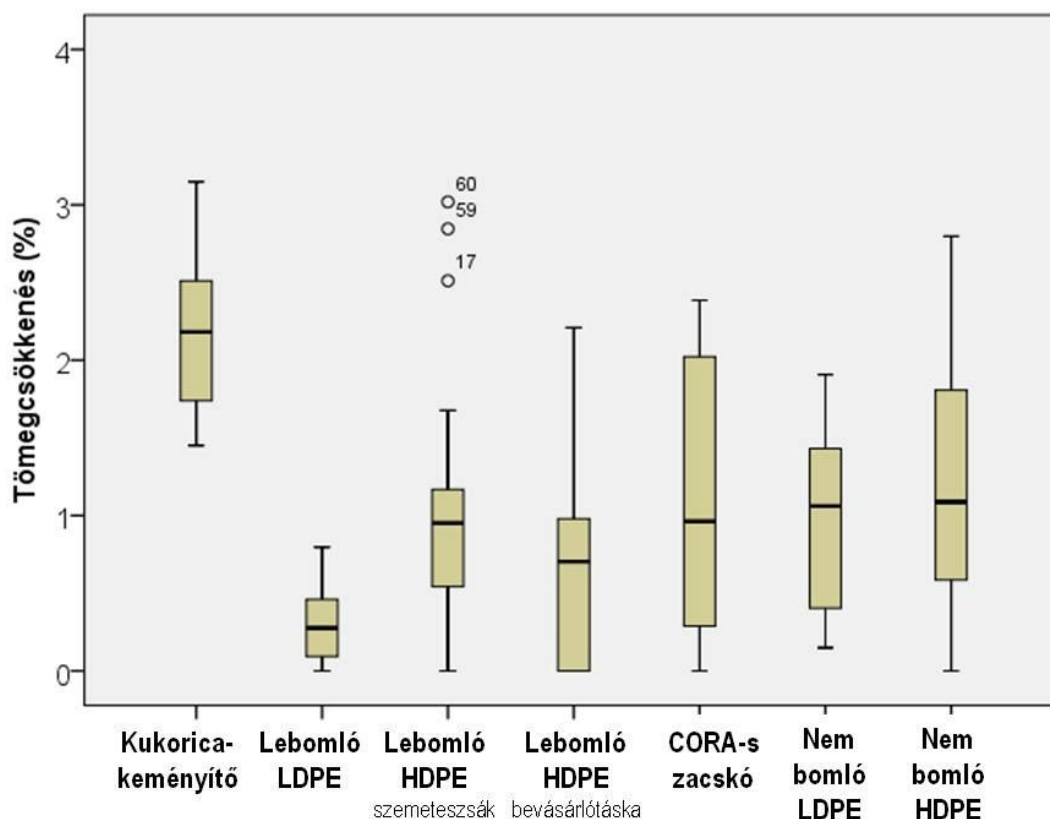
Dependent Variable: %

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	267,907 ^a	125	2,143	3,641	,000
Intercept	454,772	1	454,772	772,468	,000
műanyag	108,731	6	18,122	30,782	,000
közeg	2,950	2	1,475	2,506	,084
hónap	40,864	5	8,173	13,882	,000
műanyag * közeg	22,694	12	1,891	3,212	,000
műanyag * hónap	28,395	30	,947	1,608	,028
közeg * hónap	14,389	10	1,439	2,444	,008
műanyag* közeg * hónap	49,882	60	,831	1,412	,036
Error	148,359	252	,589		
Total	871,039	378			
Corrected Total	416,266	377			

a. R Squared = ,644 (Adjusted R Squared = ,467)

Az eredmények szerint az egyes közegek tömegcsökkenésre gyakorolt hatása nem szignifikáns (3. táblázat). Ez azt jelenti, hogy a közegek eltérő tulajdonságai (4.2. fejezet) nem befolyásolják a degradáció mértékét ezeknél az anyagoknál. Az egyes hónapokra és műanyagfajtákra vonatkozó mérési eredmények azonban szignifikáns különbségeket mutatnak. E tényezők tehát további vizsgálatokat indokolnak.

A különböző műanyagfajtákra mért tömegcsökkenéseket a 7. ábra szemlélteti.



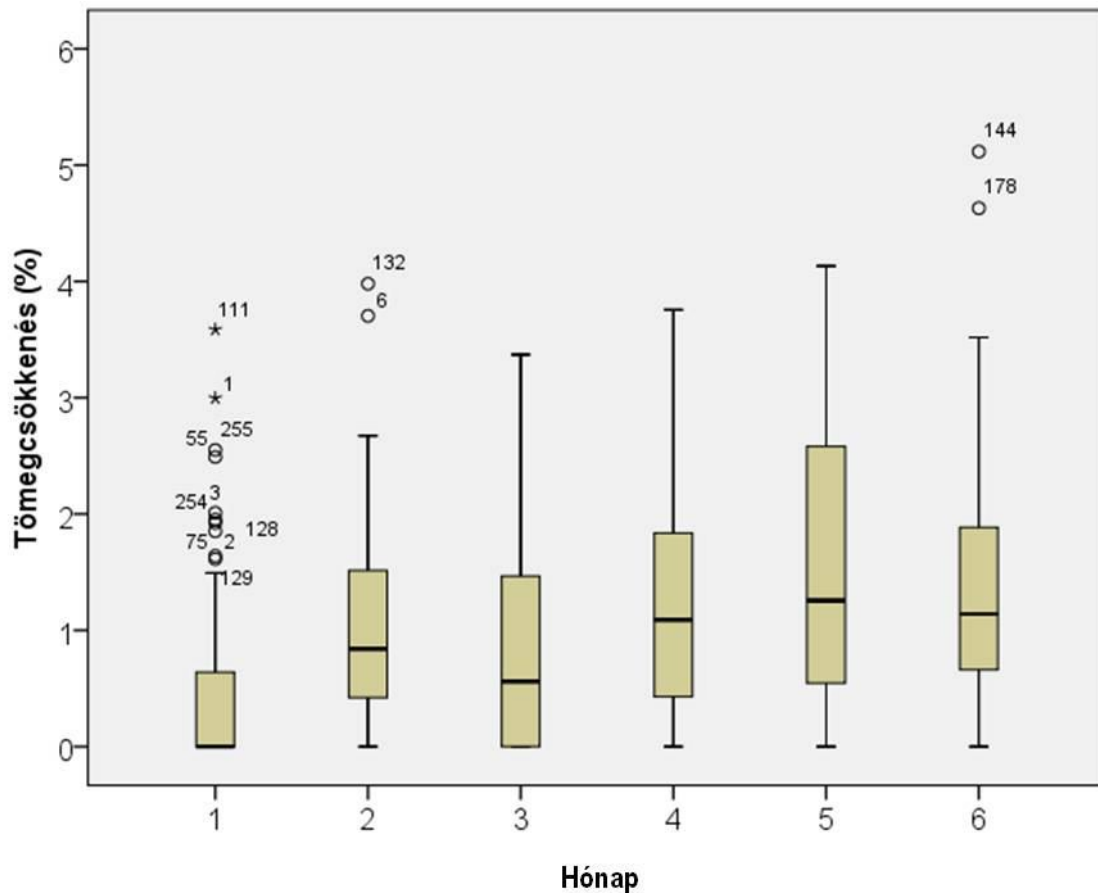
7. ábra: Műanyagfóliák tömegcsökkenései között mutatkozó különbségek.

Az egyes műanyagok páronkénti összehasonlításából (Post Hoc teszt) az derül ki, hogy a kukoricakeményítő és a lebomló kis sűrűségű polietilén volt a két szélsőség. Ez a tömegcsökkenési adatokat bemutató 7. ábrán is látható. A többi anyag a másik két köztes csoportba tartozik, a le nem bomló LDPE a két csoport határán helyezkedik el. Ezeket az eredményeket a 3. táblázat szemlélteti, a különböző csoportokba tartozó minták a többitől eltérő mértékű tömegcsökkenést produkáltak („a” = legnagyobb, „d” = legkisebb tömegcsökkenés).

4. táblázat: Műanyagfóliák közötti eltérés a tömegcsökkenésben, Pos Hoc teszt alapján.

Minták anyaga	Kukorica-keményítő	Lebomló LDPE	Lebomló HDPE szemeteszsák	Lebomló HDPE bevásárlótáska	CORA-s zacskó	Nem bomló LDPE	Nem bomló HDPE
Átlagos tömegcsökkenés [%]	2,189	0,307	1,124	0,685	1,146	1,002	1,222
Csoport	a	d	b	c	b	b; c	b

Ha az idő tényezőjét nézzük, akkor is szignifikáns különbségeket találunk az egyes havi mérési eredmények között. Az egyes hónapokban mért tömegcsökkenések a 8. ábrán láthatók. A Post Hoc teszt itt is négy csoportba sorolja az eredményeket (4. táblázat; „a” = legnagyobb, „d” = legkisebb tömegcsökkenés), de sokkal több az átfedés, a csoportok nem különülnek el egymástól olyan élesen, mint a műanyagfajtáknál. Az egymástól két legkülönbözőbb az 1. és az 5. havi kitermelés mérései.



8. ábra: Az egyes hónapokban mért tömegcsökkenések.

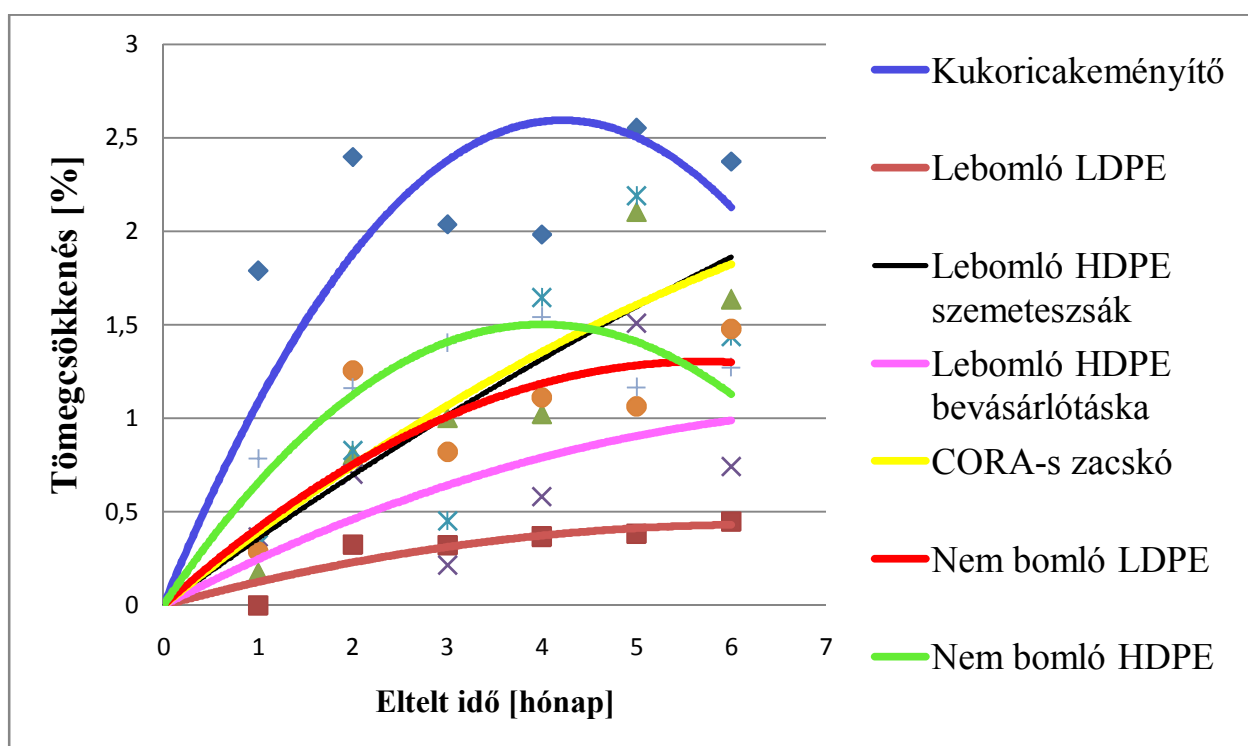
4. táblázat: A tömegcsökkenések a kitermelés időpontjaiban, Post Hoc teszt alapján.

Kitermelés ideje [hónap]	1	2	3	4	5	6
Átlagos tömegcsökkenés [%]	0,532	1,068	0,892	1,179	1,567	1,341
Csoport	d	c; b	c	c; b	a	a; b

A varianciaanalízis eredménye többé-kevésbé határozott időbeli tendenciát mutat, amelyet szükségesnek tartottam az egyes műanyagokra külön-külön megvizsgálni. A 9. ábrán az egyes

mintaanyagok adott havi tömegcsökkenésének (minden ismétlés és közegre vonatkozó) átlagértékeire illesztett másodfokú polinomiális trendvonalak láthatóak. Mivel minden hónapban más-más minták mérése történt (nem azt temettem vissza, amit már egyszer lemértem), a diagramon ábrázolt pontok folytonos vonallal való összekötését nem tartottam indokoltnak, az időbeli tendenciát trendvonallal fejeztem ki.

A 9. ábrán is leolvasható a statisztikában látott eredmény; a kukoricakeményítő és a lebomló LDPE a két egymástól legeltérőbb módon viselkedő anyag. Ha a Cora-s zacskó és a lebomló HDPE anyagból készült szemeteszsák közel lineáris trendvonalának meredekségét elfogadjuk a kísérlet hipotetikus folytatása során, akkor is egy év alatt összesen 4 $\frac{m}{m}$ % lenne a veszteség. Ez azt jelenti, hogy a 40*40mm-es fóliadarabok kb. 25 év alatt bomlanának el teljesen ilyen körülmények között.



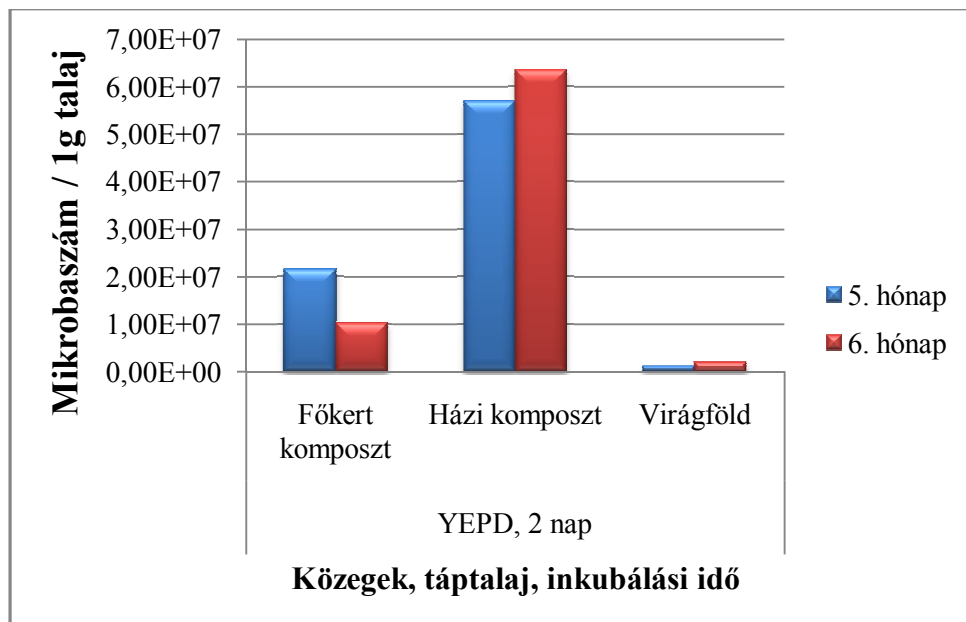
9. ábra: Egyes mintaanyagok tömegcsökkenésének időbeli trendje.

4.4. Beágyazó közegek mikrobiológiai jellemzői

A vizsgált minták tömegcsökkenése a 4. hónapban mért eredmények alapján is jelentősen elmaradt a szakirodalomban olvasottaktól (2.5. fejezet). Az 5. és 6. hónapban elvégeztem a beágyazó közegek általános mikrobiológiai vizsgálatait, hogy igazoljam a biológiai bontáshoz szükséges mikrobiológiai feltételek meglétét.

4.4.1. Összes élő csíraszám

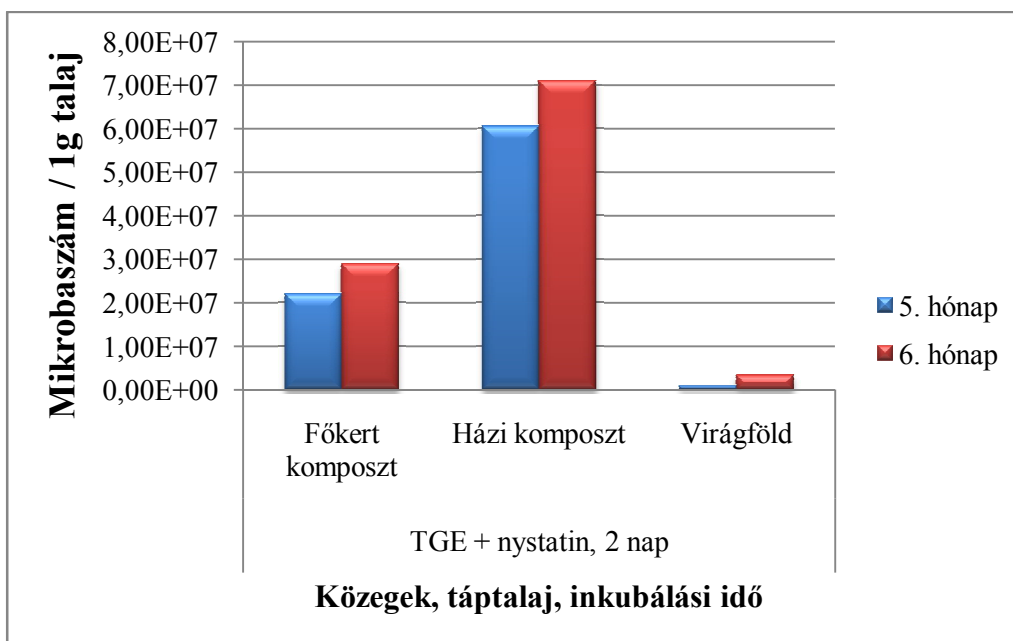
Az elvégzett számolások végeredményei alapján az derült ki, hogy a különböző közegek egymástól eltérő, de az 5. és a 6. hónapban önmagukhoz hasonló eredményeket mutatnak. A legaktívabbnak a házi komposzt mondható, a mikrobák száma kb. 6×10^7 értéket mutat egy gramm közegben. A Főkert komposzt is produkálja a 10^7 -es nagyságrendet, bár jóval elmaradva a házi komposzttól. A virágföld a másik kettőhöz képest kiugróan alacsony értéket mutat az átlagosan $1,5 \times 10^6$ grammonkénti mikrobaszámmal. Az összes élő csíraszámot a 10. ábra szemlélteti.



10. ábra: Összes élő csíraszám YEPD táptalajon az 5. és 6. hónapból származó közegeken 2 nap inkubálás után.

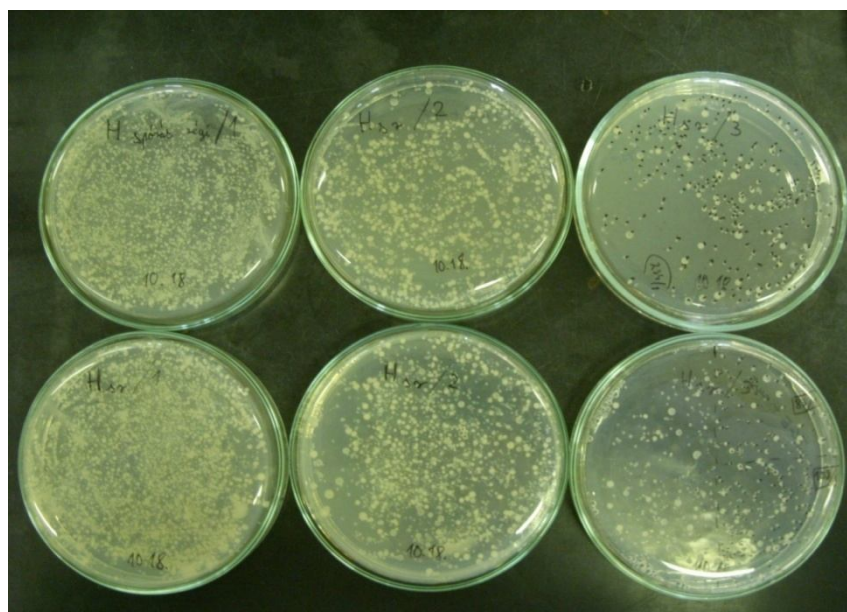
4.4.2. Baktériumok száma

A baktériumok száma az egyes közegek között ugyanúgy oszlik meg, mint az összes élő csíraszám. Mennyiségük is szinte azonos értékeket vesz fel, mint a YEPD táptalajon kinőtt mikroorganizmusoké. Ebből azt a következtetést vonhatjuk le, hogy a talajban jelen lévő mikrobák legnagyobb részét baktériumok teszik ki. Ezek az értékek megegyeznek, vagy csak 1 nagyságrenddel maradnak el MAIER és PEPPER (2009b) által közölt tenyésztendő mikrobák számától (2.5. fejezet) a házi- és a Főkert komposztnál. A virágföldben található baktériumok száma 1-2 nagyságrenddel van elmaradva a szakirodalomban közölt értékeknél. A baktériumok számát a 11. ábra mutatja be.



11. ábra: Baktériumok száma TGE + nystatin táptalajon az 5. és 6. hónaptól származó közegeken 2 nap inkubálás után.

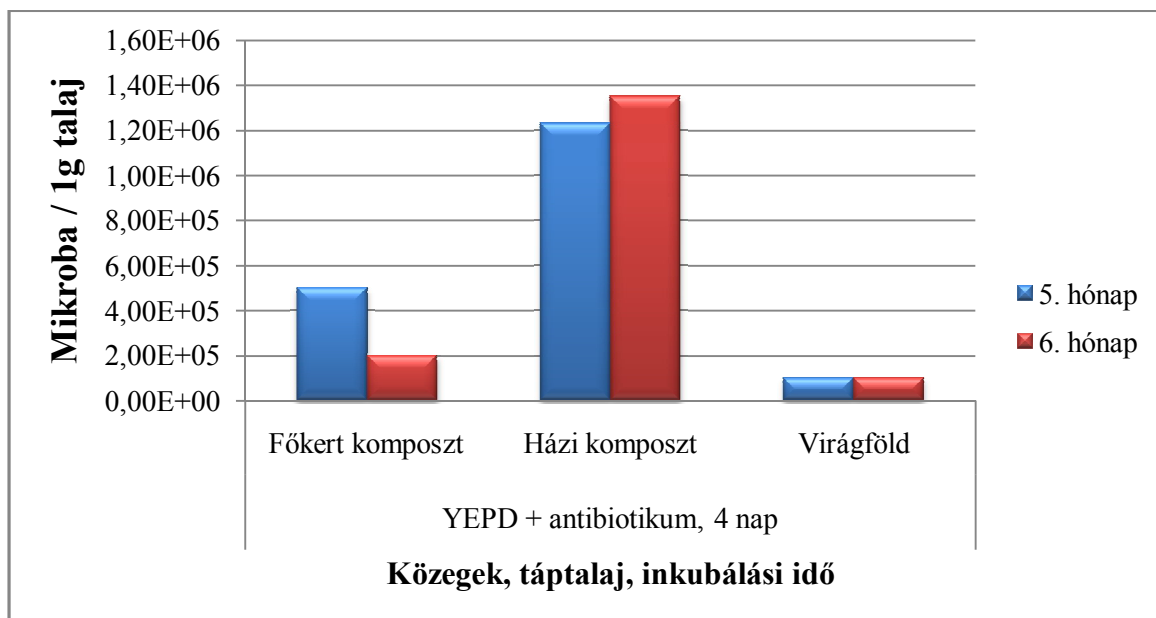
A spórás baktériumok nagyságrendje 1 g közegben hasonló értéket mutat a baktériumokéhoz, tehát a baktériumok nagy része spórás. A házi komposztban a két hónap eredményeit átlagolva $2,6 \times 10^7$ számban, míg a Főkert komposztban és a virágföldben egyaránt 10^5 -es nagyságrendben vannak jelen. A 12. ábra a házi komposztból származó hígítási sorból kinőtt spórás baktériumokat mutatja nystatinos YEPD táptalajon 24 óra inkubálás után.



12. ábra: Házi komposztból származó hígítási sorból kinőtt spórás baktériumok nystatinos YEPD táptalajon 24 óra inkubálás után.

4.4.3. Gombák száma

A táptalajon szemrevételezéssel látható volt, hogy a kétféle antibiotikum ellenére sem csak gombák, hanem baktériumok is kinőttek. Szabad szemmel és sztereomikroszkóppal vizsgálva telepmorfológiájuk alapján a gombák elkülöníthetőek, így csak ezek számát használtam fel a számolás során. 1 gramm Főkert komposztban és virágföldben 10^5 -es nagyságrendben vannak jelen a gombák, míg a házi komposztban hasonlóan a többi mikroba csoporthoz ez az érték egy nagyságrenddel nagyobb, azaz 10^6 (13. ábra).

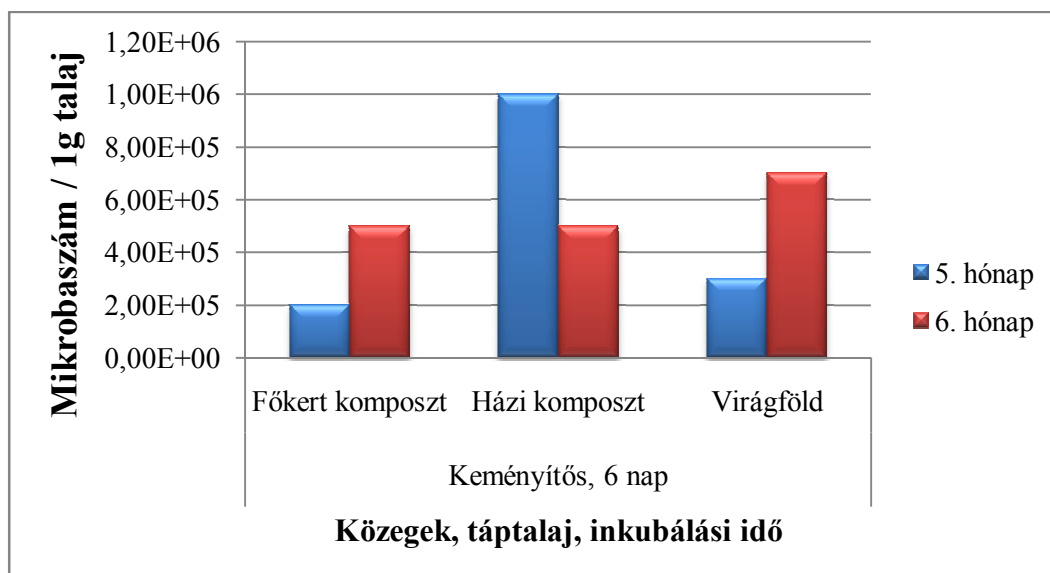


13. ábra: Gombák száma az 5. és 6. hónapból származó közegekben TGE + antibiotikum táptalajon, 4 nap inkubálás után.

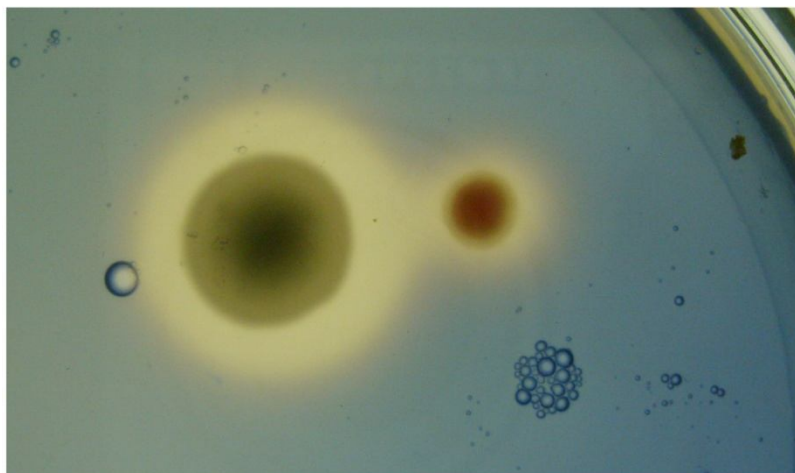
4.4.4. Keményítóbontó mikroorganizmusok

A keményítős táptalajon többféle telepmorfológiájú és méretű mikroorganizmus nőtt ki. A számoláshoz csak a keményítőt jobban hasznosító, nagyobb telepet képzőket vettem figyelembe. Ezek számában a közegek között nincsen túl nagy eltérés, átlagosan 10^5 -es nagyságrendben fordultak elő 1 gramm komposztban (14. ábra). A telepmorfológia alapján elmondható, hogy többnyire penészek nőttek ki.

A mikroorganizmusok amiláz-aktivitása igen csekélynek mondható, egy-két esetben volt kimutatható jódos gőzöléssel (15. ábra). Mivel más tápanyagforrás nincs a táptalajban, ezért biztosan képesek a keményítő bontására, csak viszonylag kis volumennel.



14. ábra: 5. és 6. hónapból származó közegek keményítős táptalajon kinőtt mikrobaszámai 6 nap inkubálás után.



15. ábra: Virágföldből származó szuszpenzió keményítőbontó mikrobáinak amiláz-aktivitása.

4.4.5. Mikroorganizmusok tenyésztése a kukoricakeményítő alapanyagú fólia felületéről

A szuszpenziók és hígítási sorok előállításának módja nem tette lehetővé az 1 g közegre vonatkoztatott mikrobák számának megadását, ezért a fóliaminta 1 cm²-re vonatkoztatva adom meg őket. A YEPD táptalajra történő oltás után a kinőtt mikrobák telepmorfológiájuk alapján nagymértékű diverzitást mutattak. A nagyságrendi különbségek a közegek között itt is megfigyelhetők; a házi komposzt 10⁵ mikroba/cm²-es értékei jelentősen meghaladják a virágföld és a Főkert komposzt kb. 2*10³-os eredményeit.

A keményítős tápagon végzett vizsgálatból kiderül, hogy a virágföldből és a Főkert komposztból származó mintán nagyjából ugyanannyi az egységnyi felületen előforduló keményítőbontó mikroba, míg a házi komposztból kitermelten ezek ötszöröse (16. ábra). A

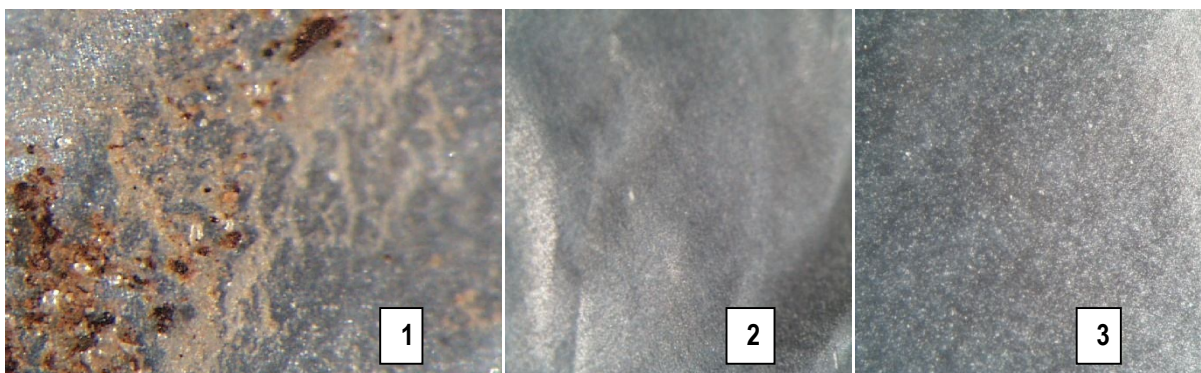
kifejlődött telepek körül azonban amiláz-aktivitásra utaló, udvar formájában megjelenő feltisztult táptalaj egyáltalán nem volt kimutatható (17. ábra).



17. ábra: A kukoricakeményítő alapanyagú fóliákról oltott minták mikroorganizmusainál hiányzik a fokozott amiláz-aktivitásra utaló feltisztulási zóna.

4.4.6. Mikroszkópos vizsgálatok

A sztereomikroszkóppal megfigyelt fóliák felületén mikroorganizmusok kolonizációjára egyértelműen utaló jel nem volt látható. A lemosás nélkül vizsgált mintán a rátapadt szennyeződések megfigyelhetők voltak, és ezekben biztosan megtalálhatók különböző mikroorganizmusok, ezt bizonyítják a 4.4.5. pontban leírt vizsgálatok. A 6 hónap beágyazás után vizsgált minta lemosott felülete nem mutat jelentős különbséget az eredeti, be nem ágyazott minta felületétől az adott nagyítással vizsgálva (18. ábra). Összességében elmondható, hogy nem tudtam megfigyelni egyértelmű biofilm kialakulását, a kitenyésztett mikrobák nem csak közvetlenül a fólia felületéről, hanem a ráragadt talajszemcsékből is származhattak.



18. ábra: Kukoricakeményítő fólia felülete sztereomikroszkóppal a 6. havi kitermelés után Főkert komposztból mosás előtt (1), mosás után (2), és a még be nem ágyazott fólia felülete (3).

5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

A biológiai úton bomlónak jelzett csomagolóanyagokkal sokféle vizsgálatot lehet végezni, hogy igazoljuk vagy cáfoljuk azok tényleges bomlását, megadjuk a degradáció mértékét, intenzitását. A vizsgálatok szabványosított vagy nem szabványos módon végezhetők. Az utóbbiaknak igen nagy szerepük van a vizsgálati módszerek fejlesztésében, hiszen a műanyagipari innováció révén igen sokféle műanyag van kereskedelmi forgalomban és egyre nő a lebomlók száma is. Természetesen minden anyag, illetve azok keveréke más-más módon viselkedik és bomlik, ezért indokolt a sokféle vizsgálat. A különböző vizsgálatokkal meg lehet állapítani, hogy megtörtént-e ténylegesen a mineralizáció, vagy csak valamilyen abiotikus degradáción esett át az adott polimer.

A lebomlási vizsgálatokat a jövőben célszerű lenne úgy elvégezni, hogy azok képesek legyenek a komposztálás aerob és a hulladéklerakók anaerob körülményeit modellezni nagyobb léptékben. Az első azért fontos, mert a gyártók komposztálhatónak tüntetik fel termékeiket, a második pedig azért, mert a csomagolási hulladékok nagy része egy hulladéklerakóban fejezi be életútját. Fontos lehet a környezetbe kikerülést modellező vizsgálatok fejlesztése is.

Kísérletem során legfontosabb szempont számomra a fotodegradáció kizárása volt, mert a pusztán ilyen úton bomló anyagok véleményem szerint többet ártanak mint használnak. A környezetben perzisztálva méretükből kifolyólag könnyen bekerülhetnek az állati és emberi légzőszervrendszerbe, tápcsatornába (ld. 2.4.1.4. fejezet). Fontos lenne a már ilyen úton szétesett anyagok további mikrobiológiai bomlásának vizsgálata. A tömegcsökkenés mérésével végzett vizsgálatok a technikai feltételek és a kísérleti módszerek fejlődésével a háttérbe szorultak, általában csak kiegészítő vizsgálatnak használják. Számomra mégis ez volt a legkézenfekvőbb, mert úgy gondoltam, hogy így kaphatok közvetlen információt a lebomlásról. Annak ellenére, hogy ez a fajta vizsgálat egyszerűnek tűnik, a kísérlet beállításától kezdve, a folyamatos locsoláson át a kitermelésig, valamint a minták méréséig igen körültekintő munkát, átgondolt kísérlettervezést és kiértékelést kíván. A mikrobiológiai vizsgálatok kiegészítő adatokkal szolgálhatnak a lebomlás feltételeinek meglétéről, illetve hozzájárulhatnak a lebomlási mechanizmus megértéséhez.

Összességében az állapítható meg, hogy a kísérlet időtartama alatt mért tömegcsökkenés nagyon kismértékű volt. Ha a mérési hibaszázaléknak nagyobb hangsúlyt adunk, akkor azt is mondhatjuk, hogy a lebomlónak jelzett LDPE, kétféle HDPE és Cora-s szatyor egyáltalán nem viselkedik másképp ilyen körülmények között, mint a le nem bomló fóliák. Egyedül a kukoricakeményítő alapanyagú zacskóról lehet elmondani, hogy a vizsgálatra jellemző körülmények között kismértékben bomlik.

A biológiai lebontáshoz szükséges mikrobiológiai feltételek pedig biztosan adottak voltak, ezt igazolják a tenyésztési vizsgálatok. A közegekben makroszkopikus élőlények is megfigyelhetők voltak; ugróvillások a kezdeti szakaszban jelentek meg, a kísérlet vége felé a kitermeléseknél pedig jó pár edényben – főleg a házi komposztot tartalmazóban, de a virágföldben és elvéve a Főkert komposztban is – jelen voltak földigiliszták. Egy edényben akár 10 példányt is lehetett találni. A rostálás során nem vettem észre egyet sem, ezért valószínűleg petéből keltek ki, nőttek és talán még szaporodtak is.

SZÁRAZ (2003) beágyazásos vizsgálata után a mintákat desztillált vízzel öblítette le, majd mérés előtt 105°C-on 24 óráig szárította. Ezt a módszert azért nem követtem, mert erre a célra a csapvíz is tökéletesen megfelel, nem befolyásolja a mérési eredményeket. A lemosás módjára viszont különös gondot fordítottam. Nem elégedtem meg a pusztán folyóvízzel való leöblítéssel, hanem két mosás során, óvatosan kézzel távolítottam el a mintára rakódott szennyeződéseket. Ha nem így tettem volna, akkor a tömegcsökkenési arányok egyrészt eltorzultak volna, másrészt a tényleges csökkenést esetleg nem lehetett volna mérni a szennyeződés tömege miatt.

A 105°C-on történő szárítást a kísérlet tervezésekor elvettem, mert tartottam attól, hogy nem a biodegradáció (hanem a termikus degradáció) által létrehozott változások keletkeznének a mintákban. A vártnál alacsonyabb mértékű tömegcsökkenés hatására az utolsó hónapban kitermelt mintákat a szokásos módon lemostam, majd itatós papíron légszárazsáig szárítottam a mérés előtt. A mérést követően a mintákat 24 órára 105°C-os szárítószekrénybe helyeztem, majd újból lemértem azokat. A két eredmény között nem tapasztaltam eltérést, termikus degradáció nem következett be, a minták makroszkopikus szerkezete változatlan maradt.

A tömegcsökkenés mérésénél ekkora tömegű fóliáknál a relatív hiba viszonylag nagy lehet. Ezért lehetne próbálkozni még nagyobb méretű mintákkal, illetve több, ugyan olyan kezelésnek alávetett minta egyszerre történő mérésével. A nagyobb minták akár a zacskók teljes eredeti méretét is jelenthetnék, mert ezzel lehetne igazán szimulálni a tényleges környezetbe kikerülést. Mivel nagyobb mennyiségű mintához nyilván nagyobb mennyiségű közegre is szükség van az arányok fenntartásához, ezért megvannak a kísérlet méretének laboratóriumi korlátai.

A vízutánpótlás szemrevételezés alapján történt. Hosszú távú kísérletnél nem is lehet helyes az a megoldás, hogy a kiinduláskor lemerített tömegig pótoljuk minden alkalommal a vizet, mert a mikrobák nem csak a fóliákból, hanem a talajból is felhasználják szerves anyagokat anyagcsere-folyamataikhoz. A fokozott mikrobiológiai aktivitás fokozott gázképződést is jelent, és a távozó gázok tömegét nem vonjuk le a vízutánpótlásnál. Saját kísérletemben is megfigyelhető volt a házi komposzt jelentős mértékű összeesése. A tenyésztési vizsgálatok során megerősítést nyert, hogy ez a fokozott aktivitás miatt történt, hiszen ebben a közegben jóval magasabb volt a mikrobák száma.

A csekély bomlást valószínűleg annak tudhatjuk be, hogy a „Symphony Environmental d₂w” adalékanyag egy fém-sókból álló pro-oxidáns, mely ebben a kísérletben nem tudta kifejteni hatását fény hiányában. BRIASSOULIS és DEJEAN (2010) hasonlóan UV-sugárzástól mentes körülmények között végzett kísérletében a pro-oxidánsokkal kezelt anyagok a kísérlet 1 éves időtartama alatt semmiféle lebomlást nem mutattak (2.6. fejezet). Célszerű lehet az oxidáció megindulása utáni mikrobiológiai bontás vizsgálata, ahogyan azt ANGOLD (2005) is tette.

Fontos lenne továbbá a gyártói felelősség, amit napjainkban a fogyasztásorientált és a gazdasági növekedést alapul vevő világunkban csak komoly jogi szabályozásokkal lehetne elérni. Szükséges lenne, hogy a komposztálhatónak nevezett, de a biológiai bontás megindulásához előzetes behatást (pl. UV-sugárzás, hőhatás) igénylő csomagolóanyagokon ne legyen feltüntetve komposztálható mivoltuk, hiszen olyan fénytől elzárt komposztkörülmények között nem indul meg nagymértékű degradáció, bár kísérletemben az ott jelentkező hőhatást nem teszteltem. A fotodegradáció miatti szétesésen is változtatni kell, mert nagyon apró darabokra bomlanak a polimerek, és így a talajba (és a lebontó szervezetek közelébe) jutásukat megelőzően erősen légszennyező anyagok lehetnek, melyek belélegezve közvetlenül ártalmasak az emberi (és állati) egészségre (ld. 2.4.1.4. fejezet).

Nem csak a gyártói felelősség fontos, hanem a fogyasztói szokások is. Amíg az emberek nem változtatnak hozzáállásukon és nem lesznek hajlandók pl. hátizsákkal vagy vászonszatyorral boltba járni, addig nem várhatjuk a műanyagtermékek és a környezetterhelés csökkenését.

A lebomló műanyagok megjelenése és elterjedése komoly hulladékgazdálkodási problémákat is felvet. A lakosok tájékoztatása a hulladékkezelés általánosabb területein is hiányos, ezért nem is várhatjuk el, hogy a biodegradálódó műanyagokról elégséges információkkal bírjanak. Előfordulhat az is, hogy a megtévesztő felirat következtében az egyébként környezettudatos, de nem eléggé tájékozott lakosok a házi komposztálójukba helyezik ezeket a fóliákat, ahol azok jó esetben lebomlanak és még szennyezést se okoznak. Azonban ha pro-oxidánsokkal adalékolt bevásárlótáskákat halmoznak fel, akkor azok fény hiányában talán még a szétesésig sem fognak eljutni, így a mikrobák számára minden bizonnyal nem lesznek elégséges mértékben hozzáférhetők. A szelektív hulladékgyűjtésbe bekerülő abiotikusan széteső műanyagok pedig kezelhetetlen problémát okozhatnak apró darabokra hullásukkal.

A ténylegesen lebomló műanyagok is egyszer használatos termékek, és előállításuk nem feltétlen olcsóbb, mint a le nem bomló műanyagoké, ennek ellenére jelentős szerephez juthatnának pl. a zöldhulladék gyűjtésben. Ha előállításuk nem olcsóbb és nem környezetkímélőbb a le nem bomló műanyagoknál, életútjuk végén a biogeokémiai körforgásokba visszakerülve nem szennyezik tovább a környezetet, nem terhelik fölöslegesen az amúgy is gyorsan telítődő hulladéklerakókat.

6. ÖSSZEFOGLALÁS

Munkám során a biológiai úton lebomlónak jelzett bevásárlótáskák vizsgálatát tűztem ki célul. A különböző komposztokba ágyazott, lebomlónak jelzett 40×40 mm-es polietilén minták vizsgálata során kontrollként nem lebomló polietilén- és kukoricakeményítő alapanyagú fóliát használtam. A degradációs kísérletet az alábbiak függvényében végeztem:

1. természetbe kikerülés szimulálása
2. fénytől elzárt aerob körülmények, folyamatos (de nem szabályos időközönként végzett) vízutánpótlás
3. tömegcsökkenés mérése, eredmények statisztikai értékelése
4. közegek mikrobiológiai vizsgálata.

Az eldobott, természetbe kikerült hulladék sorsát a kísérlet nem szemlélteti tökéletesen, hiszen nem természetes talajokat használ közegként, bár a komposztálódás folyamatai a természetben is megtalálhatóak és egyes talajok humuszos rétegeire érett komposztként is tekinthetünk (pl. barna erdőtalajok). Az egyenletes, kiszáradást megelőző vízutánpótlás se hasonlít az időben és mennyiségben változó csapadékhoz, de erre feltétlen szükség volt a mikroorganizmusok életközösségeinek fenntartásához.

A fénytől elzárt aerob körülmények a kísérlet teljes időtartama alatt fennálltak. A fény kizárásával az volt a célom, hogy abiotikus behatás nélkül vizsgáljam a mikroszervezetek által végzett lebontást. Az anaerob körülmények a kb. 5 cm vastagon rétegzett közegekben nem alakulhattak ki. A vízutánpótlás pontos mértékét nem indokolta a kísérlet jellege, csak a mikroorganizmusok számára szükséges intervallum fenntartása volt a cél. Ez a talaj kiszáradásának és túllöntözésének (anaerob körülmények) elkerülését jelentette.

A minták mérését kétszeri mosással, óvatos kézi dörzsöléssel végzett tisztítás és légszárazsáig történő szárítás után analitikai mérlegen végeztem. A kísérlet minden egyes beállítását 3 ismétléssel végeztem. Az így kapott százalékosan kifejezett tömegcsökkenés eredményeket átlagolás nélkül vizsgáltam egy utas varianciaanalízissel. Ennek eredménye azt mutatta, hogy a különböző ideig tartó kezelések hatásosak voltak, az eltéréseket nem a véletlen hozta létre. A különböző műanyagfajtákra vonatkozóan ugyanez az eredmény jött ki; kimutathatóak a különbségek, de vannak hasonlóan viselkedő anyagok is. A közegek hatása a lebomlásra viszont már nem volt szignifikáns; az eltérő tömegcsökkenést nem ezek hozták létre.

A közegek mikrobiológiai vizsgálatának célja az volt, hogy bebizonyítsam, a biológiai lebomlás feltételei adottak voltak, a mikrobák megfelelő számban a közegben populációjukat fenntartották. Az eredmények pozitívak voltak, a legtöbb esetben elérték a szakirodalomban leírt egyedszámot. A különböző közegek között mutatkozott némi eltérés mikrobaszámban és fizikai-

kémiai tulajdonságaikban, de ez nem volt statisztikailag összefüggésbe hozható a lebomlás mértékével.

A meggyőző statisztikai próbák ellenére is kérdéses maradt az, hogy a nem lebomló anyagok miért mutattak tömegcsökkenést, bizonyos esetben többet, mint azt a lebomlónak jelzett fóliáknál tapasztalni lehetett. A hat hónap alatt átlagosan elért $2-3\text{ m/m}\%$ csökkenés nem bizonyítja a műanyagok megfelelő mértékű bomlását a vizsgálat körülményei között. A mikrobiológiai vizsgálatok igazolták, hogy a közegekben a lebontást végző mikrobák megfelelő számban jelen voltak, így a lebomlás mikrobiológiai feltételei adottak voltak.

További vizsgálatokhoz szükséges lenne pontosan ismert összetételű anyagok beszerzése, azok feltételezett lebomlási mechanizmusainak ismerete. Ezekhez igazodva lehetne beállítani hasonló jellegű, de nagyobb volumenű, akár komposztprizmákban végzett kísérleteket is.

7. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Szeretném megköszönni konzulenseimnek Juhos Katalinnak és Dr. Pomázi Andreának, hogy idejüket és erejüket nem sajnálva segítettek munkámban, irányították azt. Köszönöm Juhos tanárnőnek, hogy felkarolta az ötletet, és létrejöhetett a kísérlet. Többek között segített annak tervezésében és statisztikai kiértékelésében is. Hálás vagyok Pomázi tanárnő támogatásáért is, hiszen az Élelmiszertudományi Karról nyújtott segítséget egy Kertészettudományi Karon tanuló diáknak, nélküle a mikrobiológiai vizsgálatok nem jöhettek volna létre.

Köszönöm a bizalmat mindkettőjüknek!

8. IRODALOMJEGYZÉK

ANGOLD, R. 2005. Mikroorganizmusok fejlődése lebomló fólián meghatározott környezeti feltételek mellett, különös tekintettel a Symphony Environmental d₂wtm technológiával készülő termékekre. Vizsgálati jelentés. Thame, Pyxis CSB Ltd.

BECZNER J., LAJOS J., VÁSÁRHELYINÉ P. K., KARDOS GY.-né, HAIDEKKER B., KERTÉSZ B. 1997. A biológiai úton lebomló csomagolóanyagok előállítás és felhasználási lehetőségének vizsgálata itthon és külföldön. Zöld belépő – EU csatlakozásunk környezeti szempontú vizsgálata. Magyarország az ezredfordulón. MTA Stratégiai Kutatások. Budapest. Budapesti Közgazdaságtudományi Egyetem, Környezetgazdaságtani és Technológiai Tanszék.

BRIASSOULIS, D., DEJEAN, C. 2010. Critical Review of Norms and Standards for Biodegradable Agricultural Plastics Part I., Biodegradation in Soil. *Journal of Polymers and the Environment*, 18. évf. 3. sz. p. 384-400.

DAVIS, G. 2003. Characterization and characteristics of degradable polymer sacks. *Material Characterization*. 51. évf. 2-3. sz. p. 147-157.

FÜLEKY GY. 1999. Élőlények a talajban. In: STEFANOVITS P., FILEP GY., FÜLEKY GY. 1999. Talajtan. Budapest. Mezőgazda Kiadó. p. 59-70.

GREENE, J. 2007. Biodegradation of Compostable Plastics in Green Yard-Waste Compost Environment. *Journal of Polymers and the Environment*. 15. évf. 4. sz. p. 269-273.

HEYNITZ, K. 2006. Kerti komposztálás. Budapest. Cser Kiadó

KALE, G., AURAS, R., SINGH, S.P. 2006. Degradation of Commercial Biodegradable Packages under Real Composting and Ambient Exposure Conditions. *Journal of Polymers and the Environment*. 14. évf. 3. sz. p. 317-334.

KRZAN, A., HEMJINDA, S., MIERTUS, S., CORTI, A., CHIELLINI, E. 2006. Standardization and certification in the area of environmentally degradable plastics. *Polymer Degradation and Stability*. 91. évf. 12. sz. p. 2819-2833.

KYRIKOU, I., BRIASSOULIS, D. 2007. Biodegradation of Agricultural Plastic Films: A Critical Review. *Journal of Polymers and the Environment*. 15. évf. 2. sz. p. 125-150.

LITHNER, D., LARSSON, A., DAVE, G. 2011. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Science of the Total Environment*. 409. évf. 18. sz. p. 3309-3324.

- LÖRCKS, J. 1998. Properties and applications of compostable starch-based materials. *Polymer Degradation and Stability*. 59. évf. 1-3. sz. p. 245-249.
- LUCAS, N., BIENAIME, C., BELLOY, C., QUENEUDEC, M., SILVESTRE, F., NAVA-SAUCEDO, J.-E. 2008. Polymer biodegradation: mechanisms and estimation techniques. *Chemosphere*. 73. évf. 4. sz. p. 429-442.
- MAIER, R. M. 2009. Microorganisms and Organic Pollutants. In: MAIER, R. M., PEPPER, I. L., GERBA, C.P. 2009. *Environmental Microbiology* (Second Edition). London. Elsevier Inc. p. 387-419.
- MAIER, R. M., PEPPER, I. L. 2009a. Earth Environments. In: MAIER, R. M., PEPPER, I. L., GERBA, C.P. 2009. *Environmental Microbiology* (Second Edition). London. Elsevier Inc. p. 57-81.
- MAIER, R. M., PEPPER, I. L. 2009b. Bacterium Communities in Natural Ecosystems. In: MAIER, R. M., PEPPER, I. L., GERBA, C.P. 2009. *Environmental Microbiology* (Second Edition). London. Elsevier Inc. p. 347-355.
- SANDRIN, T. R., DOWD, S. E., HERMAN, D. C., MAIER, R. M. 2009. Aquatic Environments. In: MAIER, R. M., PEPPER, I. L., GERBA, C.P. 2009. *Environmental Microbiology* (Second Edition). London. Elsevier Inc. p. 103-120.
- SCOTT, G. 2000. Green Polymers. *Polymer Degradation and Stability*. 68. évf. 1. sz. p. 1-7.
- SHAH, A. A., HASAN, F., HAMEED, A., AHMED, S. 2008. Biological degradation of plastics: A comprehensive review. *Biotechnology Advances*. 6. évf. 3. sz. p. 246-265.
- SHIMAO, M. 2001. Biodegradation of plastics. *Current Opinion in Biotechnology*. 12. évf. 3. sz. p. 242-247.
- SIVAN, A. 2011. New perspectives in plastic biodegradation. *Current Opinion in Biotechnology*. 22. évf. 3. sz. p. 422-426.
- SPIRIDON, I., POPESCU, M. C., BODARLAU, R., VASILE, C. 2008. Enzymatic degradation of some nanocomposites of poly(vinyl alcohol) with starch. *Polymer degradation and Stability*. 93. évf. 10. sz. p. 1884-1890.

SZÁRAZ L. 2003. Módszerfejlesztés biodegradálhatónak jelölt csomagolóanyagok biológiai bonthatóságának vizsgálatára. Budapest. Budapesti Közgazdaságtudományi és Államigazgatási Egyetem.

Internetes források:

<http://fokert.hu/komposzttelep>

<http://www.census.gov/population/international/data/idb/informationGateway.php>

http://en.wikipedia.org/wiki/Great_Pacific_Garbage_Patch

https://www.mszt.hu/mszt/portal/user/anon/page/default.psml/js_pane/03;jsessionid=8345746CE9C CCBE7ECAC064854370177?icsid=13.030.99

http://koll1.chem.u-szeged.hu/colloids/staff/zoli/Makromolekulas/eloadas_gepelt%20valtozat/1.ea.pdf

http://www.biobags.co.uk/resouces_certific/description.pdf

<http://www.plasticseurope.org/Document/plastics---the-facts-2010.aspx?Page=SEARCH&FoIID=2>
PlasticsEurope. 2010. Plastics – the Facts 2010. An analysis of European plastic production, demand and recovery for 2009.

<http://www.plosone.org/article/info%3Adoi%2F10.1371%2Fjournal.pone.0007623>

YOUNG, L. C., VANDERLIN, C., DUFFY, D. C., AFANASYEV, V., SHAFFLER, S. A. 2009. Bringing Home the Trash: Do Colony-Based Differences in Foraging Distribution Lead to Increased Plastic Ingestion in Laysan Albatrosses? PloS ONE. 4. évf. 10.sz. : e7623. doi:10.1371/journal.pone.0007623

Felhasznált jogszabályok:

2000. évi XLIII. törvény a hulladékgazdálkodásról

2011. évi LXXXV. törvény a környezetvédelmi termékdíjról