

Miskolci Egyetem Műszaki Földtudományi Kar

Nyersanyagelőkészítési és Környezeti Eljárástechnikai Intézet

**Települési szilárd hulladéklerakó aerob stabilizációjának
laboratóriumi kísérlete
TDK-Dolgozat**

Kiss János Máté

Előkészítéstechnikai mérnöki mesterszak (M.Sc.), másodéves

Általános eljárástechnikai modul

Konzulensek: Dr. Bokányi Ljudmilla egyetemi docens, PhD, C.Sc

Varga Terézia tudományos segédmunkatárs

*Miskolci Egyetem, Nyersanyagelőkészítési és
Környezeti Eljárástechnikai Intézet*

Beadás dátuma: 2013. január

Miskolc, 2013.

Tartalomjegyzék I.

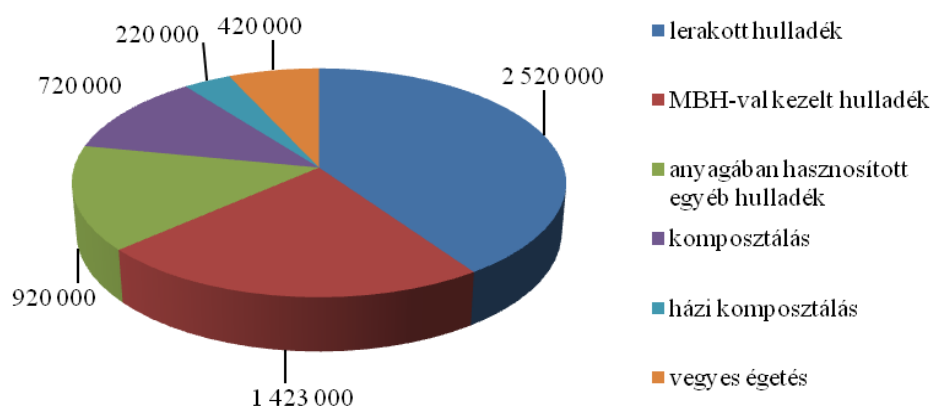
1	Bevezetés.....	1
2	Települési szilárd hulladéklerakóban lejátszódó folyamatok.....	3
3	Az in situ aerob stabilizációs eljárások	5
3.1	Aerob degradáció jellemzői	6
3.2	Nagynyomású levegőztetés	7
3.3	Kisnyomású levegőztetés	8
3.4	Semi-aerob koncepció	11
3.5	A levegőztetési eljárás befejezésének eldöntése	12
3.5.1	A Fekete Index és a Respirációs Index meghatározása.....	13
4	Hulladéklerakó levegőztetési eljárások alkalmazása a világon.....	15
4.1	Európa	15
4.2	USA és Kanada	16
4.3	Ázsia.....	17
5	In situ aerob stabilizálás terén végzett korábbi kutatások	17
5.1	Hulladéklerakót modellező reaktor	17
5.2	Liziméteres laboratóriumi kísérlet.....	19
5.3	Fémet és bomló műanyagot tartalmazó hulladékok stabilizációs kísérlete.....	20
6	Laboratóriumi kísérleti vizsgálatok a Miskolci Egyetem Nyersanyagelőkészítési és Környezeti Eljárástechnikai Intézetében.....	21
6.1	Kísérlet célja.....	21
6.2	A reaktorok összeállítása.....	22
6.3	A reaktorokba helyezett hulladék elemzése és összetétele.....	26
6.4	Laboratóriumi mérések első szakasza és eredményei	31
6.4.1	Hőmérséklet mérése	32
6.4.2	Gázösszetétel mérése.....	32
6.4.3	Csurgálékvíz mérése	34

Tartalomjegyzék II.

6.5	Laboratóriumi mérések második szakasza és eredményei	34
6.5.1	Hőmérsékletmérés	36
6.5.2	Gázösszetétel mérés	36
6.5.3	Csurgalékvíz képződés, elemzés	38
6.5.4	Tömörödés, felszínsüllyedés	40
7	Összefoglalás.....	41
8	Irodalomjegyzék.....	43
9	Ábrajegyzék	45
10	Táblázatjegyzék	47
11	Mellékletek	48
12	Mellékletek jegyzéke	50

1 Bevezetés

A technika gyors fejlődése, a növekvő népesség és az ebből következő nagyobb fogyasztással együtt jár az, hogy a lakosság egyre több maradékot, csomagoló anyagot dob ki, tehát nő a keletkező települési hulladékmennyiség. A hulladékgazdálkodásban a legkevésbé kívánatos megoldás a deponálás, azonban várhatóan Magyarországon még 2016-ban is a legnagyobb mennyiségű hulladék lerakásra fog kerülni, ahogy ezt az 1. ábra jól szemlélteti.



1. ábra: A települési szilárd hulladék várható mennyiségének alakulása a kezelés módja szerint 2016-ban (t)

[www.kvvm.hu/szakmai/hulladeggazd/hulladeggazdalkodas/TSZH_strategia.pdf]

A hulladéklerakásra vonatkozóan átfogó jogi szabályozás 2000-ig nem volt. Az 1995. évi LIII., a környezet védelmének általános szabályairól szóló törvény meghatározza a hulladék fogalmát, de még nem rendelkezik a depóniákról. A 2000-es évek előtt tehát a szilárd hulladékok ártalmatlanítására leggyakrabban alkalmazott eljárás a talajon, annak üregeiben, terepmélyedésekben vagy a talaj felszínén történő ellenőrizetlen lerakás volt. Ezeknek a régi lerakóknak stabilizációs ideje általában 13-35 év, tehát a bezárásukat követően évtizedek elteltével is képződik a szennyező csurgalékvíz és az üvegházhatású metán.

Korunk egyik égető problémája a globális felmelegedés. Az üvegházhatású gázok mennyiségének bármilyen változása befolyásolja a Föld-légkör rendszer energiamérlegét,

megváltoztathatja az éghajlatot. Egyes becslések szerint a szén-dioxid a természetes módon a légkörbe kerülő üvegházhatású gázok 9–26%-át jelenti, az emberi tevékenység miatti összes üvegházgáz-kibocsátásnak viszont mintegy 80%-át adja (Ritzkowski és Stegmann, 2009). Az ipari forradalom óta (18. század vége) folyamatosan nő a metánkibocsátás, az elmúlt 150 évben megháromszorozódott. Tanulmányok szerint 40-60 millió tonna származik régi hulladéklerakókból, ez kb. 11-12 %-a a globális antropogén metán emisszióknak, a rangsorban ez a harmadik a rizsföldek és a kérődző állatok metán kibocsátása után (Ritzkowski és Stegmann, 2009).

A régi hulladéklerakók káros emisszióinak kezelése és gazdaságos megoldása valósítható meg a világ több országában is sikeresen alkalmazott lerakó-stabilizálási eljárások segítségével. Depónia stabilizációjának gyorsítása érdekében két ígéretesnek mutató eljárás ismert:

- a hulladéklerakók utólagos nedvesítése, a vízháztartás szabályozása;
- a levegőztetés, aerob stabilizálás (Heyer és társai, 2005).

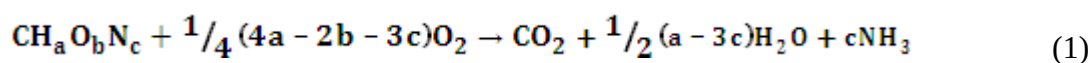
A hulladéklerakók utólagos nedvesítését elsősorban akkor lehet alkalmazni, ha a depóniában még jelentős mennyiségű hasznosítható metán van jelen, és a lerakó aljzat- és záró szigetelő rendszerrel is rendelkezik. Az aerob stabilizálást akkor célszerű alkalmazni, ha a lerakóban nincs már hasznosítható mennyiségben metán, de ugyanakkor még mindig jelentős környezeti veszélyt jelent. Hulladéklerakók aerob stabilizálásának fő célja a hulladéktest környezetszennyező hatásának, az utógondozás időtartamának és költségeinek csökkentése. A levegőztetéssel jelentősen csökken az üvegházhatású gázok kibocsátása, az eljárás során a keletkező gáz szén-dioxid, amely ez esetben a semleges üvegházhatású gáznak számít, mivel a szén természetes körforgásába kapcsolódik. Egyik legfontosabb jellemző, hogy aerob biológiai stabilizáció jelentősen rövidebb idő alatt megy végbe, mint az anaerob. Nem elhanyagolható, hogy az úgynevezett szén-dioxid kvóta rendszerre való tekintettel is előnyös az eljárás, mivel több ezer vagy néhány tízezer tonna CO₂ egyenérték spórolható meg vele (Heyer és társai, 2005; Szabó és társai, 2011; www.globalisfelmegedes.info.hu; hulladekonline.hu/files/172).

A TDK dolgozatom alapját a települési szilárd hulladéklerakók aerob stabilizációjának kísérleti vizsgálata képezi. A kísérleti vizsgálataim célja, amelyeket a Miskolci Egyetem Nyersanyagelőkészítési és Környezeti Eljárástechnikai Intézetben végzem, a levegőztetett és a nem levegőztetett települési szilárd hulladéklerakót modellező reaktorban végbemenő folyamatok (pl.: csurgalékvíz- és gáz-képződés) tanulmányozása, a levegőztetés hatásainak

figyelemmel követése, kiértékelése és összehasonlítása azért, hogy a valós régi hulladéklerakó stabilizációját intenzifikálni lehessen.

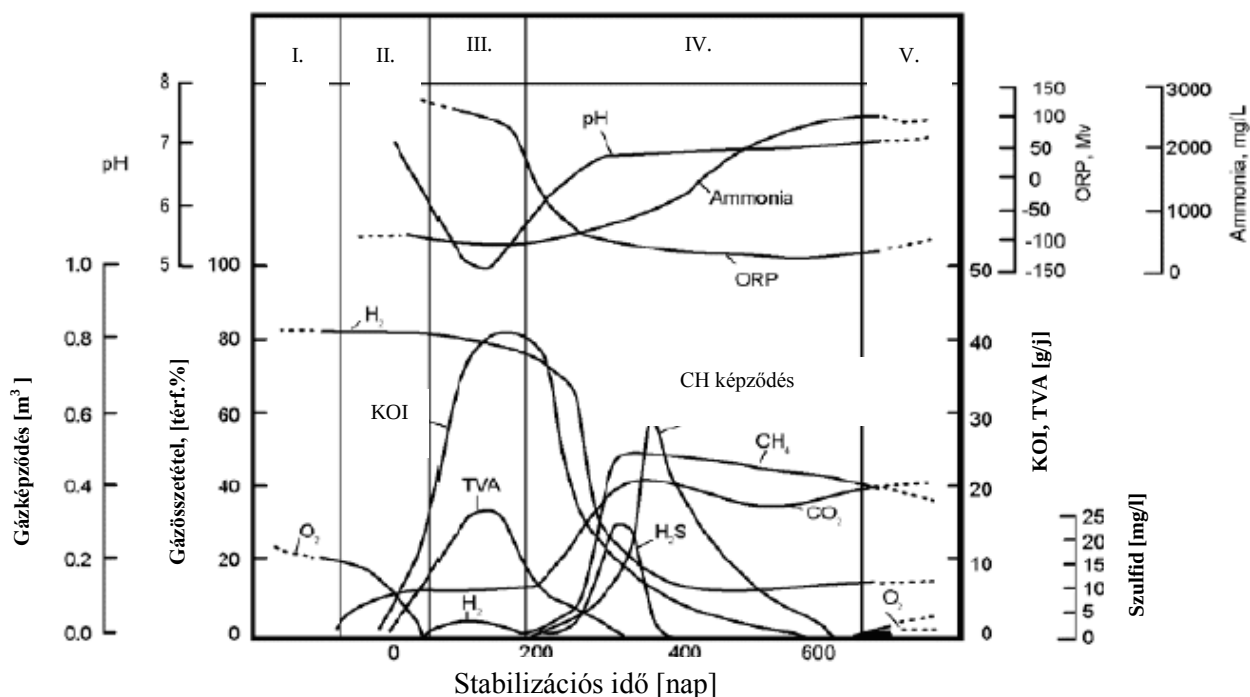
2 Települési szilárd hulladéklerakóban lejátszódó folyamatok

A települési szilárd hulladék lerakók stabilizációját öt különböző szakaszra lehet bontani: egy rövid aerob és négy anaerob fázisra. Az első, kiindulási rövid abiotikus szakaszban a még relatív bőségében jelenlévő oxigént felhasználva a hulladékban megtalálható mikroorganizmusok a szerves anyagok *aerob* lebontását végzik. A folyamatot a depóniában berekedt levegő, a felszín közelében pedig az atmoszférából beáramló oxigén táplálja. Fontos tényező a nedvesség, a mikroorganizmusok számára a 60 % az optimális. A nedvesség származhat a hulladékból vagy a depóniába beszivárgó csapadékból. Az aerob lebomlás exoterm folyamat, az átlagos hőmérséklet ebben a szakaszban 40-60 °C. A biológiai degradációs folyamat eredménye a szén-dioxid, víz és részben lebomlott szervesanyag (Zanetti, 2008):



A második, átmeneti szakaszban az oxigénhiány miatt az anaerob körülmények alakulnak ki a hulladéklerakóban. A fázis jellemzője, hogy az anaerob mikroorganizmusoknak nincs szüksége oxigénre a sejtlégzéshez, viszont felhasználnak más anyagokat, mint például nitrátokat, szulfátokat, mint elektron akceptorokat. Az anaerob lebomlás kezdeti szakaszában illékony zsírsavak, hidrogén és szén-dioxid keletkezik erjesztő és acetogén baktériumok hatására. A képződő gáz nitrogén tartalma lecsökken a szén-dioxid és hidrogénképződés következtében. Jellemzi még ezt a szakaszt az összes illó sav (angol rövidítése: TVA) és a kémiai oxigénigény (KOI) értékek növekedése a keletkező csurgalékvízben, valamint nagy koncentrációban fordulnak elő benne zsírsavak, kalcium, vas, nehézfémek és ammónia. A harmadik, savas szakaszban a metán koncentráció nő, a szén-dioxid, hidrogén és a zsírsavak koncentrációja pedig csökken, de a szulfátkoncentráció is tovább csökken. A folyamat során továbbra is szabadul fel ammónia, ami anaerob környezetben nem alakul át. A csurgalékvízben az összes illó sav képződés előbb a pH érték csökkenéséhez, majd növekedéséhez és a fémek mobilizációjához vezet, valamint a KOI eléri a maximum értékét a stabilizációs folyamat

során. A negyedik, metán fázist jellemzi a metán és a szén-dioxidképződés, ami a csurgalékvíz fém koncentrációjának csökkenését eredményezi. A metán koncentráció stabilizálódik az 50-60 % körüli értéken. Az utolsó, végső érési ötödik szakaszban a metánképződés csökken, koncentrációja olyan alacsony, hogy nitrogén jelenik meg a gázban légköri diffúzió miatt. Aerob zónák és a metánképződéshez túl magas redoxipotenciálú zónák jelennek meg a felső rétegekben (Zanetti, 2008; Vermes, 2005).



2. ábra: A települési szilárd hulladéklerakó stabilizációs szakaszai [Forrás: Zanetti, 2008]

A legfontosabb jellemzői tehát egy bezárt hulladéklerakónak a gáz és a csurgalékvíz termelődés. Ezek a tulajdonságok akkor válnak különösen jelentőssé, ha a depónia régi vagy ellenőrizetlen olyan szempontból, hogy nincs aljzatszigetelése és/vagy csurgalékvíz, valamint depónia-gáz gyűjtőrendszere. A depóniatest emissziói ezért valós kockázatot jelentenek a környezetre. A depónia-gázt lényegében metán (60-65%) és szén-dioxid (30-35%) alkotja. Különösen a metántartalom aggasztó, mivel az kb. 23-szor károsabb üvegházható gáz, mint a szén-dioxid. Továbbá robbanékony és gyúlékony, ha a koncentrációja a levegőben 5 és 15 % közötti. Tehát, ha a gázgyűjtő rendszer nem megfelelően van kiépítve vagy teljes mértékben hiányzik, a depónia-gáz a hulladéklerakóból kiszivárog az atmoszférába vagy a talajba, akár épületek alá, amely így könnyen robbanást idézhet elő. A másik fontos paraméter a csurgalékvíz képződése.

Jellemzője a pH, KOI és ammónia-nitrogén értéke. A csurgalékvíz a savas fázisban a legszennyezőbb, míg a stabilizációja a metán fázisban történik (Zanetti, 2008).

3 Az in situ aerob stabilizációs eljárások

A hulladéklerakók in situ levegőztetése következtében a depóniákban az anaerob lebomlást felváltja az aerob degradáció. A levegőztetés hatására megnövekvő szénátalakulás elősegíti a szerves anyagok gyorsabb stabilizálódását. Csak olyan szerves alkotók maradnak a depóniában, amelyek nehezen, vagy egyáltalán nem bonthatók le, így a metán-gáztermelés mértéke erősen visszaesik. A felgyorsuló biológiai lebomlás hatására a süllyedések is rövidebb idő alatt játszódnak le. A stabilizálás másik hatása a megnövekvő szén-dioxidképződés, valamint a hőmérséklet-emelkedés a hulladéktestben, 35-50 °C a jellemző. A csurgalékvíz jellemzőiben is változás történik az aerob degradáció során: a TOC, BOI₅ és KOI értékek, valamint a NH₄⁺ paraméterek értéke is csökken (Ritzkowski és Stegmann, 2012).

Gazdasági szempontból is költséghatékonyabb az in situ levegőztetési utógondozás, mint a hagyományos eljárás. A kiadások több tényezőtől függenek, mint például: a hulladék mennyiségétől, technikai igényektől, levegőztetés intenzitásától, rendelkezésre álló infrastruktúrától stb. A leggyakrabban igénybe vett ilyen eljárás a kisnyomású levegőztetés, 2010-es számítások szerint e módszer alkalmazásának költsége 1-3 €/lerakott hulladék m³. Összehasonlítva két azonos, bezárt hulladéklerakó utógondozási költségeit, amelyek közül az egyiket aerob módon stabilizálják, megállapítható a 2008-as adatokra támaszkodva, hogy nemcsak az utógondozási idő csökken le, hanem kb. 3,5-4 millió euró spórolható meg a módszer alkalmazásával (www.lth.se).

Egy kényszer-levegőztetett hulladéklerakó tipikus berendezései a legtöbb esetben levegőbeinjektáló és az elszívó berendezések. A levegő beinjektálása kis vagy nagy nyomáson történik folyamatosan vagy impulzív módon a levegőztető gázutakon keresztül, majd oszlatják szét a depóniatestben. Ha az off-gáz elszívást is alkalmazzák, akkor azt gázgyűjtő csöveken keresztül végzik. Az így elszívott gázt mielőtt kiengednék a légtérbe, előbb kezelik. Az off-gázt összetételétől függően tisztítják: ha a CH₄ koncentráció $\geq 0,6$ %, akkor regeneratív termikus oxidációval (RTO), ha a CH₄ koncentráció $\leq 0,6$ %, akkor biofilterrel kezelik. Az RTO alkalmazása esetén az elszívott gázban levő metán oxidációja történik magas hőmérsékleten (több mint 1000 °C-on) kerámia ágyon. Az ágyat elektromosan fűtik fel korábbi műveletek által nyert energiával, így nem szükséges további

energia hozzáadása az optimális hőmérséklet eléréséhez. Ez biztosítja az alacsony működtetési költségeket. Ezeken kívül a biomasás és az aktív szén adszorpció alkalmazása is lehetséges a fáradt gáz tisztítására. Számos, a hulladéklerakó levegőztetésére alkalmas injektálásos rendszert fejlesztettek ki és szabadalmaztattak az elmúlt években (Ritzkowski és társai, 2006).

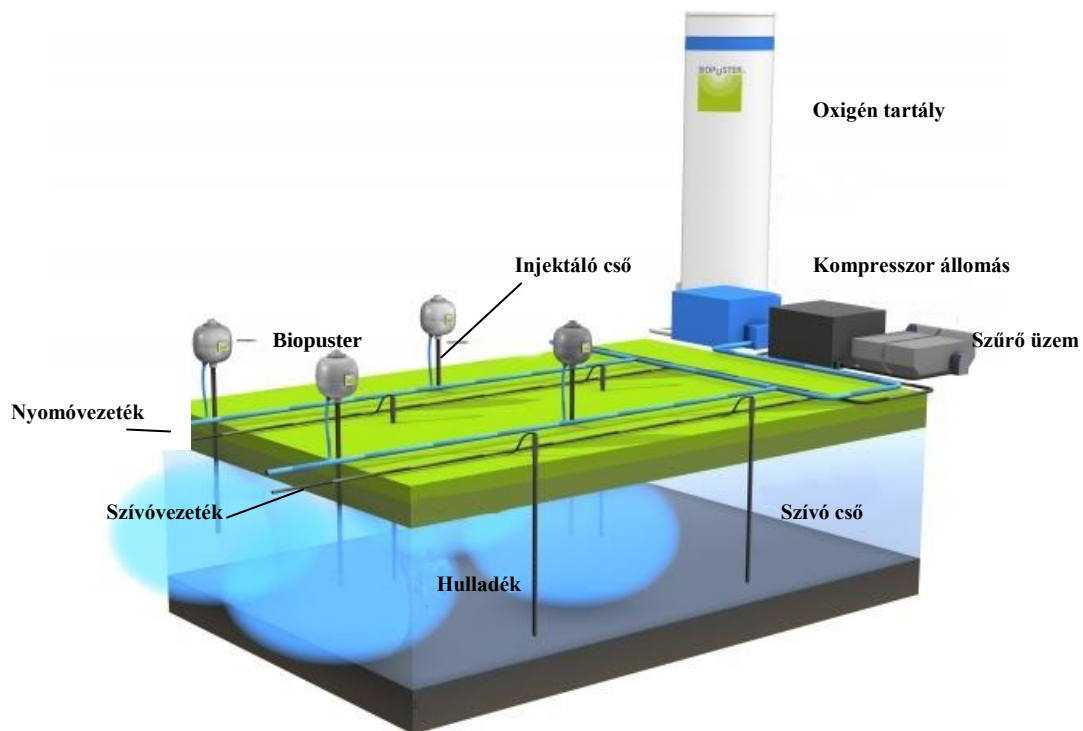
3.1 Aerob degradáció jellemzői

Az aerob lebomlás hatékonysága számos paramétertől függ, amelyeket pontosan kell figyelni, ismerni. A fő paraméterek a következők (Zanetti, 2008; www.unimiskolc.hu/~aramfb/html_o/doc/kornyezettechnika/Kornyezettechnika_04.pdf):

- Oxigén koncentráció: ha túl alacsony, az aerob lebomlás lelassul. A minimum koncentráció 5 %, az optimális azonban 10 % feletti.
- Hőmérséklet: az aerob lebomlás exoterm folyamat, tehát hőképződéssel jár. A hőmérséklet értéke elérheti az 50-60 °C-ot, míg néhány esetben a 80 °C-ot is. Ellenőrzött rendszernél az optimális hőmérséklet mezofil tartományba esik (15-40 °C).
- Nedvességtartalom: Az aerob degradációs folyamat megkívánja a nagy vízmennyiséget a mikrobiális tevékenység számára, megfelelő környezet és az alacsonyabb hőmérséklet biztosítása érdekében. A mikroorganizmusok aktivitása 15%-os nedvességtartalom alatt megáll. Az optimális érték 45-65 % között van. A mikroorganizmusok életműködése 45%-os nedvességtartalom felett nagyon lelassul, 65% felett pedig a víz kitölti a szabad pórusokat és az oxigén diffúziót korlátozza.
- pH érték: A hulladék lebomlása nem függ erősen tőle. Az optimális pH érték 6,5-8 között van, de a degradáció pH=5,5-9 között is megtörténik.
- Előnye az anaerob lebomlással szemben, hogy gyorsabban lezajló folyamat, illetve jelentős bűz- és szagképződés nélkül szén-dioxiddá és vízzé, nitrétkké és nitrátokká, szulfitokká és szulfátokká, valamint foszfátokká alakulnak (ásványosodás) a szerves anyagok.

3.2 Nagynyomású levegőztetés

A nagynyomású levegőztetést az úgynevezett Bio-Puster technológia alkalmazza. A levegőztetés során a nyomást lökésszerűen emelik meg (6-7 bar-ig) és csöveken vezetik be, valamint oxigénnel és tápanyaggal dúsíthatják a beáramló levegőt. A csöveket szeleppel szerelik fel, amit meghatározott időszakonként nyitnak meg, így szabályozzák a levegő beáramlását. Az eljárás sajátossága, hogy a levegőztetés pulzáló, a rendszer nem állandó nyomáson üzemel, ellentétben a hagyományos levegőztető rendszerekkel, így a levegő-oxigén keverék (az oxigén koncentráció elérheti a 35 %-ot az elegyben) a nagyobb tömörségű hulladékrészekbe is behatol. Az oxigén koncentráció növelésével érik el a sűrített levegő áramlási sebességének viszonylag alacsonyan tartását, így megakadályozzák a hulladék kiszáradását. Az off-gáz szabályozatlan kiáramlásának minimalizálása érdekében, a technológia egy elszívási rendszert is tartalmaz. Az elszívó áramlás rendszerint 30 %-kal nagyobb, mint az injekálás, azért, hogy megakadályozzák a gáz természetes áramlását az atmoszférába. Az ellenőrizetlen gázkibocsátások elkerülése érdekében a vizsgált területen folyamatosan történik a gázkinyerés. Az összegyűjtött off-gázt, mielőtt kiengednék a környezetbe, biofilterrel vagy aktív szenes adszorpcióval kezelik (Ritzkowski és Stegmann, 2012; [www.biopuster.at; cdm.unfccc.int/methodologies](http://www.biopuster.at;cdm.unfccc.int/methodologies)).



3. ábra: A Bio-Puster technológia berendezései és kisegítő épületei
[Forrás: www.biopuster.at]

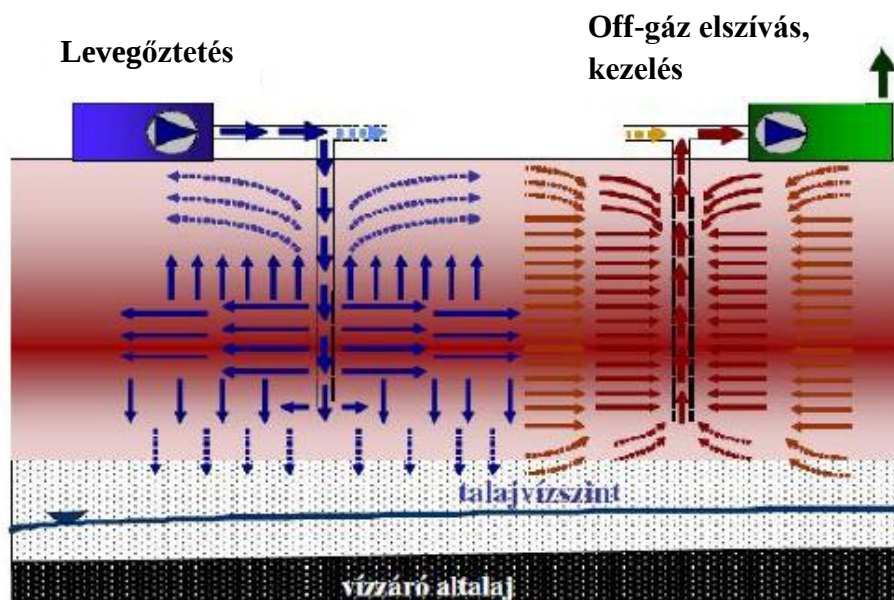
3.3 Kisnyomású levegőztetés

A kisnyomású levegőztetési megoldást alkalmazzák a legtöbb hulladéklerakó in situ biológiai stabilizációja során. A nyomás nem lépi túl a 0,3 bar-t, optimális esetben 20-30 mbar-t használnak. Az elmúlt 10-15 évben számos különböző variációt fejlesztettek ki (Ritzkowski és Stegmann, 2012).

a) Aktív levegőztetés off-gáz elszívással

Ahogy a nagynyomású megoldásnál, úgy itt is egy levegőztetési és elszívási műveletből áll a rendszer. Ezen a megoldáson alapul az AEROFlott, AIRFLOW és Smell-Well nevezetű alkalmazások. A környező levegőt gáz kutakon keresztül vezetik be folyamatosan a depóniatestbe. A levegő konvekció és diffúzió útján áramlik be a lerakóba, az off-gáz kitermelése a levegőztetéssel párhuzamosan történik elszívó kutakon keresztül. A párhuzamosan működő áramoltató és elszívó rendszer jelentős előnyökkel rendelkezik: a levegőt célzottan tudják bevezetni az oxigén hiányos zónákba és irányítani a légáramlást a megfelelő helyeken létesített levegőztető és gáz elszívó kutakkal. Az elszívott gázt a depónia mellett létesített kezelő állomáson tisztítják mielőtt a környezetbe visszaengednék azt. A metán emissziójának csökkentése fontos feladat a stabilizáció folyamán. Olyan

rendszerek, mint például a lángmentes nem-katalitikus termikus oxidáció képes ennek a problémának megoldására. A külső energia igény nagyon kicsi, mivel az oxidációs hőmérséklet (kb. 1100 °C) visszatartott a metán oxidációjából származó energiával. Ez az úgynevezett regeneratív termikus oxidáció (RTO) szerves részét alkotja az AEROflott rendszernek. Más alkalmazások biológiai úton kezelik az elszívott gázokat. A biológiai kezelés megvalósítható biofilterrel vagy a biofilter mosótoronnyal való kombinálásával. A legtöbb esetben ezek képesek nagymértékben a szagok csökkentésére is, azonban a metán oxidációját kevésbé hatékonyan végzik, mivel az off-gáz tartózkodási ideje a filterekben nagyon rövid. Csurgalékvíz-kezelés szempontjából is rendkívül hatékony eljárás, sikeresen képes annak szennyező hatását csökkenteni (Ritzkowski és Stegmann, 2012; www.ifas-hamburg.de).

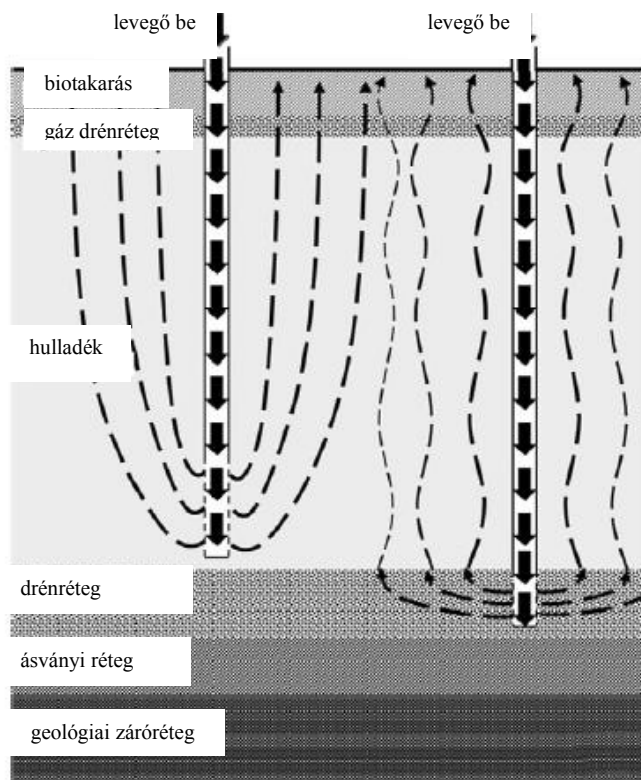


4. ábra: Aktív levegőztetés off-gáz elszívással
[Forrás: www.ifas-hamburg.de]

b) Aktív levegőztetés off-gáz elszívás nélkül

Ebben az esetben a levegőztetési rendszer off-gáz elszívás nélkül van kiépítve. A hulladéklerakó takaró szigetelése eredeti vagy felújított állapotában biológiai szűrőréteg szerepet tölt be, mely biológiai oxidációval csökkenti a metán koncentrációt. Ha a levegőztetést gázelszívás és fúrtgáz kezelés nélkül hajtják végre, a folyamatos működtetés könnyebben megvalósítható. Hátránya, hogy az emisszió csökkentő képessége kisebb hatásfokú. A levegőztetést két féle képpen is meg lehet oldani: függőleges gázutakkal, amelyek a depóniatestbe vezetik a levegőt vagy másik esetben a gázút a

hulladék alatti telítetlen zónába injektálja a levegőt. Ez utóbbi változat alkalmazásánál a talaj úgy működik, mint egy légelosztó réteg, a hulladékréteg aljától a tetejéig (Ritzkowski és Stegmann, 2012).

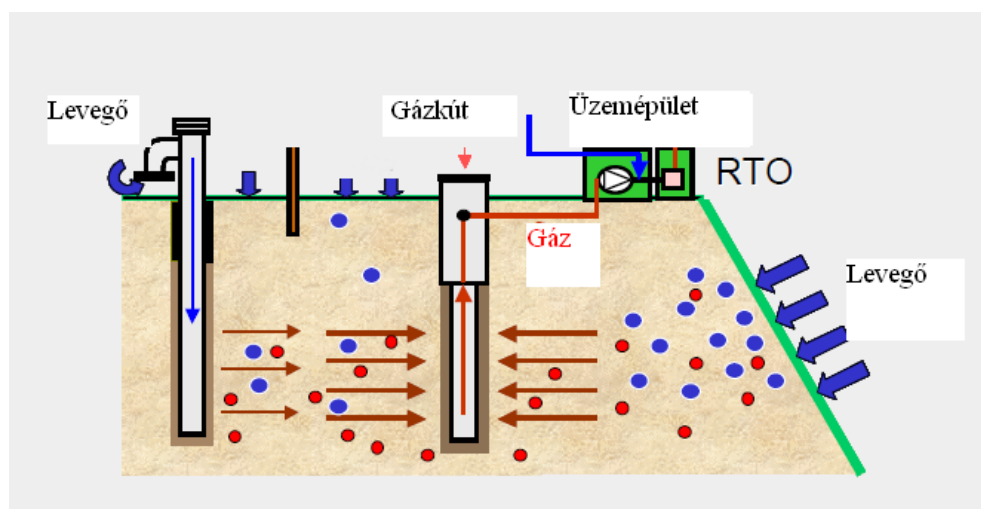


5. ábra: Aktív levegőztetés off-gáz elszívás nélkül
[Forrás: Ritzkowski és Stegmann, 2012]

c) Passzív levegőztetés (Szellőztető levegő)

A passzív levegőztetés alapkoncepciója a légtelenítés (a környező levegő bevezetése a lerakóba felszínen keresztül vagy pedig gázcsöveken keresztül történik), a levegő kitermelését szívással oldják. Ez a módszer Depo+ márkanév alatt ismert. A gázcsövek csak a hulladék mélyebb rétegeiben perforáltak, hogy a beáramló levegő, minél nagyobb mennyiségű hulladékot értsen és megakadályozza a rövid légáramkörök kialakulását a felszín közelben. Az elszívott gázt biofilter vagy RTO alkalmazásával kezelik. A légtelenítés kezdő szakaszában az elszívott gáz metán koncentrációja nagyobb, mint a hagyományos módon kitermelt depóniagázban. Ezért speciális gázkutakat terveztek, amelyeknek csak a vége rövid szakaszon perforált, valamint ezt egy jelentősen megnövelt elszívó térfogatárammal kombinálták. Így be tudják fogni a depóniagázt azokból a zónákból is, melyeket nem érint az elszívó rendszer. Csak a későbbi szakaszban csökken a

gáz metán koncentrációja a lerakó felszínén keresztül beszivárgó levegő eredményeként (Ritzkowski és Stegmann, 2012; cdm.unfccc.int/methodologies).



6. ábra: Passzív levegőztetési rendszer [Forrás: cdm.unfccc.int/methodologies]

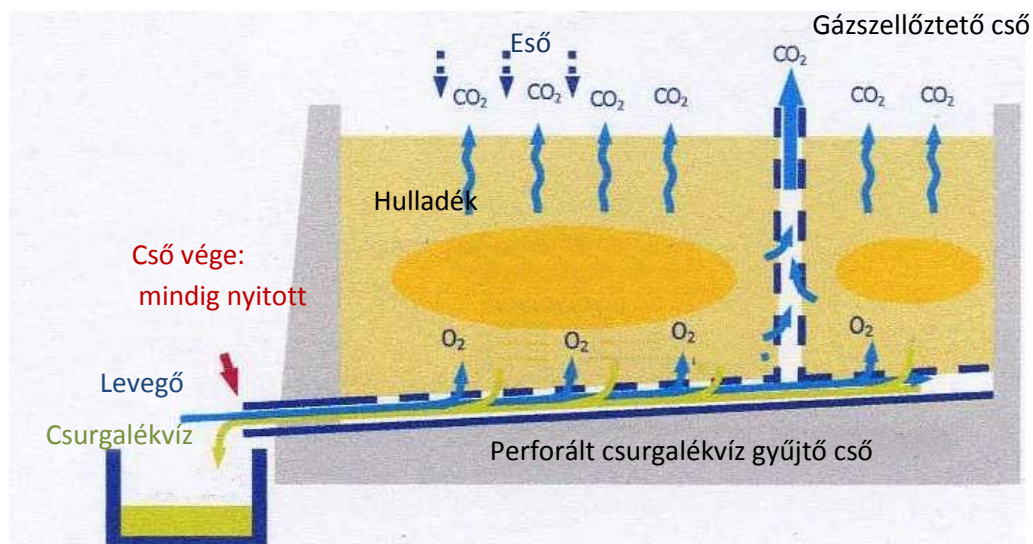
d/ Energetikailag önellátó hosszú időszakú levegőztetés

Ellentétben az aktív és passzív rendszerekkel, ezt hosszú időszakú levegőztetésre alkalmazzák. Átmeneti megoldást képeznek az „aktív” kényszerlevegőztetés és egy végső felszíni záró szigetelés kialakítása között, amely egy metánoxidáló réteggel van ellátva. Folyamatos alacsony levegőellátással lehet megelőzni a gáz termelődés újraindulását hosszú időszakon keresztül. Az energetikailag önellátó levegőztetési rendszer szélhajtott aszperátorokból, gázkutakból és pneumatikus légszivattyúkból áll, melyeket szélkerekek hajtanak. A sűrített levegőt közvetlenül vezetik be gázkutakba, amelyek így folyamatosan oxigénnel látják el a hulladéklerakót a stabilizáció során (Ritzkowski és Stegmann, 2012).

3.4 Semi-aerob koncepció

Ez a legrégebbi típusú hulladéklerakó levegőztetési módszer. Az első semi-aerob lerakót 1975-ben Japánban alakították ki. A depóniába aktív levegőztetés nélkül, speciálisan kialakított csőrendszeren keresztül áramlik be a levegő, így létrehozva a hulladéktestben semi-aerob környezetet. A rendszer függőleges és vízszintes perforált csövekből áll. A depóniákban található csurgalékvízgyűjtő rendszer, amely egy fő perforált gyűjtőcsőből és elágazó mellécsövekből áll. A csövek mosott kavicsrétegbe ágyazódnak be és megfelelő lejtéssel vannak kialakítva. A fő gyűjtőcső vége egy csurgalékvíz-gyűjtő tóba vezet. A csöveket úgy tervezték, hogy egynek csak harmad részét tölti ki folyadék. A

fő és mellékcsovek kereszteződésénél, valamint a mellékcsovek végénél függőleges gázszellőztető kutak vannak mosott kavicsrétegbe állítva. A levegő a csöveken keresztül áramlik be, amikor a csurgalékvíz szintje alacsony. Mivel a csőrendszer és a kutak összekapcsolódnak, a rendszerben áramló levegő és depóniagáz az egész hulladéklerakót alaposan átjárja. A hulladékban a hőmérséklet magasabb, így a gáz a depóniatestben emelkedni kezd és kiáramlik a kutakon keresztül, így generálódik egy elszívó hatás, ami még több levegőt húz be a csurgalékvízgyűjtő csövekbe. Feltételezve, hogy a csurgalékvízgyűjtő rendszer nem funkcionál már, valamint a vízszintje is megnőtt a csövekben és a levegő nem képes beáramlani, akkor passzív levegőztetést hajtanak végre a hulladéklerakó felszínén keresztül (Ritzkowski és Stegmann, 2012; [cdm.unfccc.int/methodologies; geocities.jp/ghd00070/JICA/tafaigata-panf/tafaigata00.htm](http://cdm.unfccc.int/methodologies/geocities.jp/ghd00070/JICA/tafaigata-panf/tafaigata00.htm)).



7. ábra: Semi-aerob hulladéklerakó

[Forrás: <http://www.geocities.jp/ghd00070/JICA/tafaigata-panf/tafaigata00.htm>]

3.5 A levegőztetési eljárás befejezésének eldöntése

A stabilizált állapot fő jellegzetességeinek meghatározása után dönthető el, hogy befejezhető-e a levegőztetés. A hulladéklerakókból fúrással vett mintákon szabványnak megfelelően, pl. elúciós tesztet végeznek, amelyhez demineralizált vizet használnak oldószerként. A kivonaton többféle vizsgálatot hajtanak végre: szerves komponensekre (KOI, BOI₅, TOC), ammónium-nitrogén koncentrációra és különböző só tartalomra

vonatkozó méréseket végeznek. A biokémiai oxigénigény a szerves anyag meghatározás egyik lehetősége, amely azt az adott idő alatt felhasznált oxigénmennyiséget jelenti, amelyet a mikroorganizmusok a szerves anyagok aerob biokémiai lebontásához felhasználnak. A mérést 20 °C-on végzik. Mintavételkor megméri az anyag oldott oxigén tartalmát, majd 5 nap múlva ismét. A két mérés között elfogyott oxigén mennyiségét nevezik a biológiai oxigénigénynek (BOI₅). A vízben lévő szervesanyag-tartalom meghatározása biológiai módszerrel jó információt nyújt annak lebonthatóságára, a lebontás időbeli lefolyására, de az oxidáció viszonylag „kíméletes” volta miatt, az összes szerves anyagnak csak hányadát méri. Különösen ipari szennyvizek, nagyobb molekulású vegyületek esetén a mért érték lényegesen eltér a tényleges szervesanyag-tartalomtól. A BOI-módszerek hibája miatt került előtérbe a kémiai úton történő, erélyesebb roncsolás, kémiai oxigénigény (KOI) mérése. Az elemzések során kapott eredményeket a határértékekkel szükséges összehasonlítani (Ritzkowski és társai, 2006; www.uni-miskolc.hu/~aramfb/html_o/doc/kornyezettechnika/Kornyezettechnika_04.pdf).

Többféle módszer ismert a hulladék biológiai stabilitásának becslésére [Zanetti, 2008]:

- összes illó szilárdanyag meghatározás;
- potenciálisan erjeszthető szilárdanyag meghatározás;
- visszamaradó biogáz képződési módszer;
- respirációs módszer;
- desztillált víz átadási teszt;
- fekete index meghatározás.

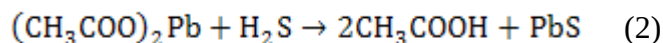
3.5.1 A Fekete Index és a Respirációs Index meghatározása

A biológiai stabilitás meghatározása céljából alkalmazandó vizsgálatokat nem önmagukban, hanem egymást kiegészítve ajánlatos elvégezni. Többféle módszer elvégzése után kaphatunk megbízható eredményt a hulladék stabilitásával kapcsolatban. A következőekben két gyakran alkalmazott, megbízható tesztet ismertetek bővebben:

a/ Fekete Index Teszt

A Fekete Index egy olyan paraméter, amelyet a Padua-i Egyetemen vezettek be azért, hogy a hulladék lehetséges változékonyságát, instabilitását megbecsüljék. Az index méri a hulladék H₂S termelődését anaerob körülmények között, amelynek kimutatására acetát

papírt használnak. Ez a papír H₂S jelenlétében elfeketedik. A lejátszódó reakció (Zanetti, 2008):



Ha a papír rövid idő alatt (pár óra) válik fekete színűvé, az azt jelzi, hogy a hulladék bizonyára instabil. Ha több idő szükséges az elszíneződéshez, vagy nem is lesz fekete a papír, az a hulladék stabilitását igazolja. A Fekete Index meghatározása azonban csak egy előzetes vizsgálat, amelyet további specifikus tesztek követnek (Zanetti, 2008).

b/ Statikus Respirációs Index

A Statikus Respirációs Index (SRI) jelzi az oxigén felhasználást a szerves anyag biológiai lebomlásakor. Jellemzője, hogy ha szilárd állapotú anyag indexét kell meghatározni, akkor a passzív oxigén diffúzió alacsony respirációs aktivitást eredményez. Ezért is szoktak a teszt elvégzése előtt a mintához vizet adagolni, hogy elérjék az 55%-os nedvességtartalmat. A folyékony állapot esetén kevesebb minta is szükséges a vizsgálathoz. A módszert azonban befolyásolja a vízben oldható frakciók. A teszthez szükséges eszközök: 6 db félliteres üveg tetőkkel együtt, amelyek úgynevezett lúgos csapdákon helyezkednek el. Az üvegek egy manométerrel vannak összekapcsolva. Az üvegbe helyezett hulladékban a mikroorganizmusok elfogyasztják az oxigént, és széndioxidot termelnek, amit befognak egy lúgos csapdával. Ez nyomáscsökkenéshez vezet az üvegben, amit manométerrel mérnek. A nyomás csökkenése kapcsolatban van az oxigénfogyással, így a manométer mutatja a mikroorganizmusok által elfogyasztott oxigént egy skálán. Az oxigén fogyása utal a hulladékminta összes szilárd anyag tartalom tömegére, melynek a mértékegysége: mgO₂/kgTS·h. A vizsgálathoz négy minta szükséges, amelyeket felosztják további négy részre és az így kapott összesen tizenhat minta elvégzése egyenként 72 óráig tart (Zanetti, 2008; ec.europa.eu/environment/waste/compost).

4 Hulladéklerakó levegőztetési eljárások alkalmazása a világon

4.1 Európa

Európán belül Németországban, Ausztriában, Olaszországban, Svájcban és Hollandiában valósították meg depónia-levegőztetési projekteket. A legtöbb projektet Németországban teljesítették kisnyomású levegőztetési módszereket alkalmazva. A projektek többségének célja a hulladéklerakók biológiai stabilizációjának felgyorsítása és a metán emisszió csökkentése volt. Aktív levegőztetést és vele párhuzamosan történő off-gáz elszívást/kezelést (AEROflott módszer) alkalmaztak Alsó-Szászországban (Kuhstedt hulladéklerakón), Baváriában (Amberg-Neumühle Hulladéklerakó) és Brandenburgban (Milnersdorf Hulladéklerakó) biológiai stabilizálás céljából. Mind a három esetben a visszamaradt biológiailag bomló szerves anyag több mint 90 %-a lebomlott és átalakult, főleg szén-dioxiddá. További hagyományos, régi hulladéklerakók stabilizációja pedig jelenleg is folyamatban van Észak-Rajna-Weszfáliában (Doerentrup és Halberbracht Hulladéklerakó), Alsó-Szászországban (Suepplingen Hulladéklerakó) és Szár vidéken. Passzív levegőztetési módszert alkalmaztak Schleswig-Holsteinben (Kiel-Drachensee, Schenefeld, Barsbüttel Hulladéklerakó). Ezeknek a depóniáknak területén a bezárás követően intenzív területhasználat kezdődött (pl.: lakó és kereskedelmi épületeket építettek). A cél tehát az volt, hogy a folytonos metánképződést elkerüljék és csökkentsék a jelenlegi és jövőbeli kockázatokat. További, még számos depónia levegőztetését oldották meg a passzív levegőztetési rendszerrel (DEPO+ módszer) az 2000-es és 2010-es években. Ezt a technológiát alkalmazták Schleswig-Holsteinben és Észak-Rajna-Weszfáliában.

Észak-Olaszországban három hulladéklerakón alkalmazták az aktív levegőztetési módszert off-gáz elszívással és kezeléssel (biofilter alkalmazása). Egyik legjelentősebb projektet a Modena-i hulladéklerakón végezték el 2003-2005 között, amelynek eredményeképpen 2 év után már 2% alá csökkent a metán koncentráció az elszívott gázban. Másik két észak-olasz depónia biológiai stabilizációját pedig 3 éves periódusokban hajtják végre 2005 óta.

Ausztriában a kisnyomású levegőztetési rendszer első fél-üzemi alkalmazására a Mannersdorfbán található régi hulladéklerakón került sort. A levegőztetéssel párhuzamosan történt az off-gáz elszívás és kezelés biofilterrel. A kísérlet sikeresen

lezajlott, így elkezdődhetett az egész depónia biológiai stabilizációja ugyanezzel a módszerrel, ami 2011-ben sem ért véget még. Továbbá a Tyrol-i hulladéklerakó levegőztetése 2008 óta 2011-ben szintén folyamatban volt még, de a kiáramló gáz befogása és kezelése még nem történt meg. Ebben az esetben a felfele áramló gázt a depónia takarószigetelése szűri meg, amely biológiai szűrőként funkcionál.

Összegezve megállapítható, hogy 1990-től 2011-ig több mint 12 hulladéklerakót stabilizáltak Ausztriában, hármat Németországban, kettőt Olaszországban és Csehországban, valamint egyet Hollandiában (Almere, Landgraafnagy) és Svájcban (Sass Grand) - nagy illetve kisnyomású levegőztetési rendszerrel (Ritzkowski és Stegmann, 2012; Ritzkowski és társai, 2006; lth.se/fileadmin/tvrl/files/waste/aeration_of_landfills.pdf; cdm.unfccc.int/methodologies).

4.2 USA és Kanada

Az Amerikai Egyesült Államokban az első kísérleti hulladéklerakó levegőztetést 1970-ben hajtották végre. A kísérletet egy depónia elkülönített cellájában végezték, amit friss települési szilárd hulladékkal töltöttek fel. A vizsgálat azonban csak időszakos levegőztetésből állt, csurgalékvíz recirkuláltatása, vagy friss víz hozzáadása nélkül. A levegőztetés során az egyre növekvő hőmérséklet (90°C-ig) a cellában, valamint a nedvességtartalom erős csökkenése is komoly problémát okozott, ezért a további projekteket elhalasztották egészen az 1990-es évek elejéig. Az első nagyléptékű kísérletre az évtized végén került sor Georgia-ban, Dél-Karolinában. A Baker Place Road-i hulladéklerakóba 18 hónapon keresztül vezették be a levegőt és a csurgalékvizet kutakon keresztül. A projekt eredményeként a degradáció mértéke 50 %-kal megnőtt, a csurgalékvíz BOI paramétere 65%-kal és a metánképződés 90%-kal csökkent. Ebben az időszakban már több mint 20 amerikai hulladéklerakó levegőztetését megkezdték. A cél a negatív környezeti hatások minimalizálása a felszíni és felszín alatti vizekben, csurgalékvíz mennyiségének, a metán koncentrációjának csökkentése, tehát a depónia stabilizációja, illetve a terület alkalmassá tétele további használat céljából. A leggyakrabban alkalmazott módszer a kisnyomású levegőztetés volt off-gáz elszívás és kezelés nélkül. A levegővel párhuzamosan folyadékot is beinjektáltak a depóniatestbe (legtöbbször kutakon keresztül, néhány esetben permetezéssel a felszínen keresztül), azért hogy szabályozzák a hőmérsékletet és csökkentsék a csurgalékvíz mennyiségét.

A legrégebben megvalósított úgynevezett aerob hulladéklerakót a világon, a kanadai Torontóban hozták létre 1978-ban. Passzív levegőztetési módszerrel valósították meg, hogy a hulladéklerakó aerob állapota fennmaradjon. Levegőt vezettek a depónia felszínén keresztül a hulladékba, ha a gázelszívás mértéke meghaladta a gázképződését. A cél az volt, hogy elkerüljék a metánképződést, azért hogy a lerakó környezetében levő épületek biztonságosabbak legyenek, csökkentsék a robbanásveszélyt (Ritzkowski és Stegmann, 2012; www.waste-management-world.com)

4.3 Ázsia

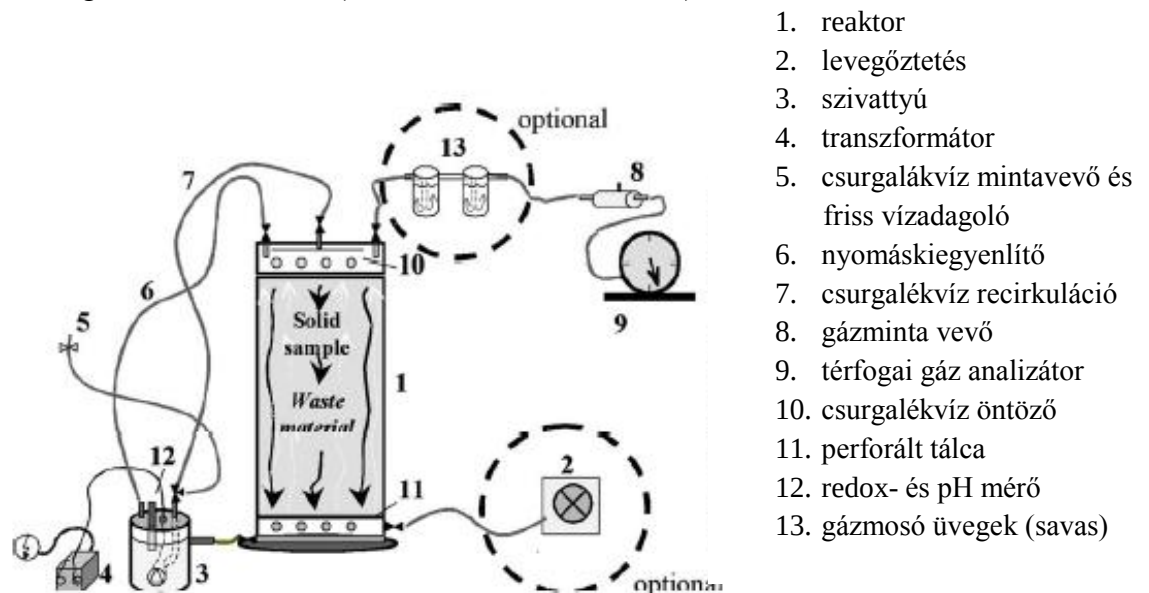
A legtöbb hulladéklerakó Japánban, Koreában, valamint néhány még Malajziában a semi-aerob módszernek megfelelően van kiépítve és irányítva. Ezek fő jellemzője, hogy hosszú időszakon keresztül csökkenti a metánképződést és javítja a csurgalékvíz minőségét. Azonban azáltal, hogy a levegőztetés mértéke korlátozott, mivel az természetes úton történik, anaerob gócok is megmaradhatnak, ami a stabilizációs időt elnyújtja. Az elmúlt években kezdték elismerni a semi-aerob módszert, mint hulladéklerakó kármentesítési eljárást. A japán Nakazono-i régi hulladéklerakón több mint 70 passzív gázkitermelő kutat létesítettek, melyek légtelenítő képességgel rendelkeznek, így megoldva a passzív levegőztetést. A levegő az úgynevezett kéményhatásnak köszönhetően áramlott be a depóniatestbe, melyet a hulladékban levő és a külső hőmérséklet közötti különbség indukált. A rendszer kiépítését követő három évben jelentős hőmérsékletemelkedést lehetett megfigyelni néhány kút közelében, miközben a metán koncentráció 5 % alá csökkent az elszívott gázban. Azonban a régi hulladéklerakók mélyebb rétegeiben alig volt befolyással a passzív levegőztetés, mivel azokon a pontokon még magas metánkoncentrációt lehetett mérni (Ritzkowski és Stegmann, 2012)

5 In situ aerob stabilizálás terén végzett korábbi kutatások

5.1 Hulladéklerakót modellező reaktor

A világon több laboratóriumi levegőztetési kísérletet is elvégeztek már. Egyik ilyen vizsgálatot Németországban végeztek a régi Kuhstedt-i hulladéklerakóról beérkező

mintákon. A mintákat a depónia különböző pontjaiból vették. Ezeket reaktorba töltötték, amelyeket állandó 35 °C-ra fűtötték fel. A reaktorok egy részét aerob, másik részét anaerob körülmények között üzemeltették. Az anaerob reaktorok (2 db) egy hagyományos régi hulladéklerakót modellezett és így mérték a különböző emissziókat. A kísérlet sokkal rövidebb ideig tartott, mint amennyi idő alatt lejátszódnak a folyamatok egy igazi depóniában. A reaktorokba vizet adagoltak a hulladékhoz a megfelelő kondíciók elérése és a csurgalékvíz recirkulációs rendszer érdekében. A recirkulációt és a levegőztetést kb. 3. hét után indították el. A levegő bevezetése közepes és folyamatos áramlással történt. A csurgalékvizet összegyűjtötték, majd naponta kétszer visszavezették, ami gyorsította a kioldódásokat a hulladékból. A képződő depóniagáz mennyiségét és az off-gáz mennyiségét dobgazmérővel mérték (Ritzkowski és társai, 2006).



8. ábra: Hulladéklerakót modellező reaktor [Forrás: Ritzkowski és társai, 2006]

Eredmények

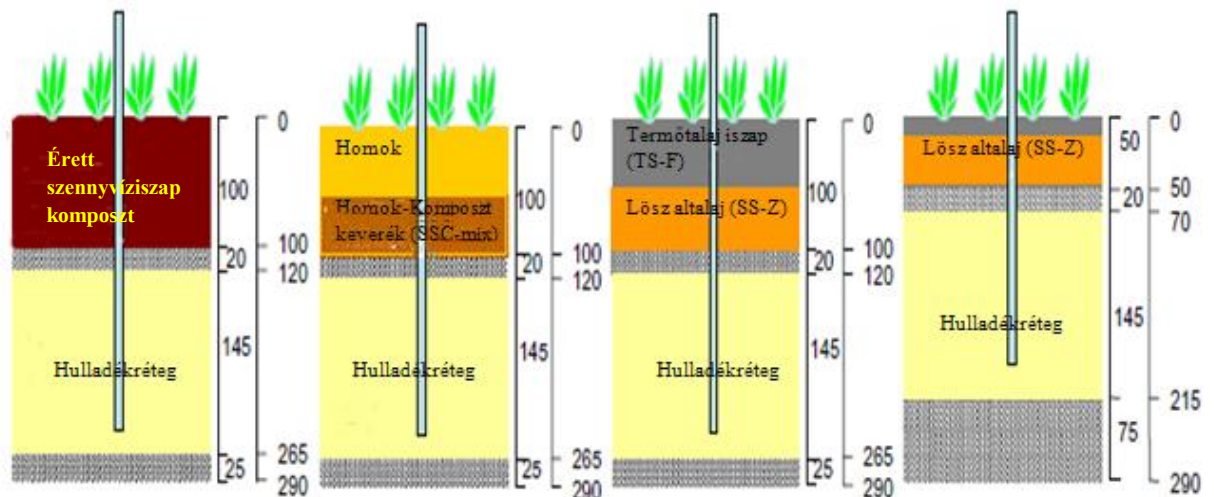
Különösen gyors és szignifikáns volt a TOC, KOI és BOI₅ értékek csökkenése. Az összes nitrogén tartalom (főleg NH₃) szintén csökkent a levegőztetés hatására a csurgalékvíz mintákban. A kísérletek befejezése után szilárd hulladék mintákon további vizsgálatokat végeztek el biológiai aktivitás meghatározása céljából. A hulladék biológiai stabilitását jelzi a respirációs index értékeinek 98%-os és a biogáz termelődési vizsgálat eredményeinek 98%-os csökkenése. A tényleges TOC csökkenés meghatározása céljából figyelembe kellett venni a gáz és folyadék fázisban távozó szén mennyiségét is. Az eredmények szerint a kezdeti széntartalom 32%-a lebomlott a levegőztetés hatására (Ritzkowski és társai, 2006).

5.2 Liziméteres laboratóriumi kísérlet

M. Hrad és társai egy osztrák régi hulladéklerakó levegőztetési projekt során a kísérleteket liziméterekben végezték el, amely során különböző biológiai záró szigeteléseket alkalmaztak. Biológiai takarás alkalmazása csökkentené a metán emissziót és szabályozná a víz beszivárgását a hulladéktestbe. Nem lenne szükség off-gáz elszívó rendszerre, tehát a költségek is csökkennének ezzel párhuzamosan (Hrad és társai, 2012).

Liziméter üzembe helyezése

A laboratóriumi kísérletekhez 4 darab (A-D jelzésű, 2 m² m³ m-es) lizimétert alkalmaztak, amelyekbe aprított települési szilárd hulladékot helyeztek el.



9. ábra: A, B, C és D jelzésű liziméterek [Forrás: Hrad és társai, 2012]

Az A-C jelű liziméterekbe 1 m vastag szuszbsztrát réteget terítettek a hulladékra, míg a D liziméterbe 0,5 m. Mindegyik takaró réteg alatt 0,2 m vastag gázelosztó réteg volt kialakítva 10/40 mm durva kvarc kavicsból. Ez a réteg szűrte meg a beszivárgó vizet. A berendezések középre egy levegőztető csövet állítottak, amely a hulladéktestbe vezette a környezetéből a levegőt. A légáramot egyszerű fojtószelepekkel szabályozták. A kísérlet tervezett ideje 1,5 év volt, amely során gázszondák és mobil gázanalizáló segítségével mérték a CO₂, CH₄ és O₂ térfogati koncentrációját. A hőmérsékletet, nedvességtartalmat és a kifolyó csurgalékvizet is mérték továbbá.

Eredmények

A kísérleteket 2008. februártól 2010. decemberig végezték. A metán képződés azonban a szilárd hulladék rétegben csak 2009 nyarától kezdődött el. A gyorsabb és intenzívebb biogáz képződés érdekében, vízzel öntözték 2009 nyarán és ősszel a hulladékot, melynek eredményeképpen a metán koncentráció enyhén megnőtt. 2010 szeptemberéig nem indították még el a levegőztetést, tehát a liziméterekben mért emissziós értékek 2010. július és 2010. december között voltak a legrelevánsabbak. A takaró rétegek nagy hatással voltak a levegő eloszlására a hulladéktestben. A vertikális gázáramlásnak leginkább a C jelű liziméternek a takaró borítása állt ellen és ebben az esetben oszlott el a legjobban a levegő a hulladéktestben. Az esőzések hatására vegetációk jelentek meg a takarórétegeken. A komposzt fedőréteg alkalmazása esetén dúsabb növényzet alakult ki, amelynek hatására kisebb mennyiségű csurgalékvíz keletkezett. A komposztált szennyvíziszap takarás biztosította a legmegfelelőbb környezetet a metanotróf baktériumoknak. Megőrizte az optimális nedvességtartalmat és hőmérsékletet, amit a metán oxidációja megkíván. Magas légáteresztő képességgel rendelkezik azonban, ami kedvez a gázok migrációjának, ellentétben a tömörebb, ásványos borításokkal. Összegezve megállapítható, hogy egyik takaróréteg sem felelt meg teljesen minden követelménynek a metán és csurgalékvíz mennyiségének csökkentése szempontjából. A legjobb megoldás ezeknek különböző anyagú biológiai takaró rétegeknek a kombinációja lehet annak érdekében, hogy egyensúlyban legyenek a megfelelő tulajdonságok. A megfelelő növények ültetésével pedig tovább lehet csökkenteni a csurgalékvíz képződését és növelni lehet a metán oxidációt (Hrad és társai, 2012).

5.3 Fémet és bomló műanyagot tartalmazó hulladékok stabilizációs kísérlete

4 féle biológiailag bomló műanyagot (BP), polihidroxibutirát és hidroxivalerát műanyagot (PHBV), keményítő és polivinil alkohol keverékű műanyagot (SPVA), polikaprolakton (PCL) és cellulóz acetát (CA) műanyagokat tartalmazó hulladékok bonthatóságát vizsgálták aerob és anaerob körülmények között működtetett hulladéklerakót modellező reaktorokban. Reaktorként 300 ml-es Erlenmeyer lombikokat használtak, amelyekbe 150g modell hulladékot helyeztek: udvari hulladék, konyhai hulladék, papírhulladék, száraz kutyaéledelem, víztelenített iszap és a talaj, melyet tömörítettek. A

levegőztetett reaktor aljának a közepén egy levegő beinjektáló csőrendszer lett kialakítva és vízzel is locsolták. A kényszer levegőztetett reaktorokba helyezett hulladékot polimer bontó mikroorganizmusokkal is beoltották. A lombikok mindegyikébe 50mm x 50mm-es műanyagfilmet helyeztek. A különböző BP hulladékok lebomlása fajtánként eltért aerob körülmények között. A PHBV műanyag esetében csak a levegőztetett reaktorokban történt hatékony lebomlás, az SPVA és CA estében a levegőztetés hatására nem gyorsult fel a lebomlás (Ishigaki és társai, 2003).

A fémtartalmú depóniák stabilizációjára irányuló kísérleteket is végeztek hulladéklerakót modellező levegőztetett és nem levegőztetett reaktorokban. Az anaerob körülmények között működtetett reaktor csurgalékvíz mintáinak fém koncentrációja mindig határérték alatt maradt. A másik reaktor mintáinak értékei az után kerültek a határértékek alá, hogy a depónia a stabilizációs folyamat során a metanogén szakaszba került. A fém precipitációja eredményezte a fém koncentráció csökkenését a csurgalékvizekben, míg a növekedését a szilárd hulladékban. A kísérlet eredményei azt mutatták, hogy a fémtartalom nem okoz komoly problémát a levegőztetett és a nem levegőztetett hulladéklerakók csurgalékvizeiben sem. Az előbbi esetében a hulladék gyorsabban stabilizálódott alacsonyabb fém koncentráció mellett (Bilgili és társai, 2006).

6 Laboratóriumi kísérleti vizsgálatok a Miskolci Egyetem Nyersanyagelőkészítési és Környezeti Eljárástechnikai Intézetében

6.1 Kísérlet célja

Magyarországon 2000 előtt kb. 3000 olyan hulladéklerakó működött (István, 2010), amelyek nem rendelkeztek a mai szabályozásoknak megfelelő aljzat- és záró szigeteléssel, gázgyűjtő és kezelő rendszerrel, de legtöbb esetben teljes egészében hiányoztak ezek. 2008-ig a működő depóniák száma 150, azonban 2009-től már csak 60 darab működhet [István, 2010]. A legnagyobb gondot az úgynevezett régi (2000 előtt létesített) hulladéklerakók jelentik, amelyek bezárása régen megtörtént, viszont megfelelő védelmi rendszer kiépítése hiányában tovább szennyezik a környezetet (elsősorban depónia-gáz és csurgalékvíz emisszió), és a termelődő gáz hasznosítása már nem gazdaságos. Ezeknek a

régi depóniáknak kb. 1 %-ának megoldott a rekultivációja (István, 2010). Jelen esetben a legfontosabb feladat a lerakott hulladék minél gyorsabb stabilizálása, ezáltal az utógondozási idő lerövidítése és a rekultiváció költségeinek csökkentése. E cél eléréshez megfelelő módszer a külföldi országokban már sikeresen alkalmazott in situ hulladéklerakó levegőztetés. Laboratóriumi kísérleteim célja, melyek során a hulladéklerakó fizikai modellezését végeztem, a levegőztetés hatására a hulladéktestben végbemenő változások megfigyelése, kiértékelése és az eredmények összehasonlítása egy anaerob kondíciók között stabilizálódó hulladéktesttel. A méréseket a Miskolci Egyetem Nyersanyagelőkészítési és Környezeti Eljárástechnikai Intézet Bioeljárástechnikai Laboratóriumában 2012. február 13-a óta végzem, amelyek tervezett időtartama 12 hónap. A vizsgálatok során két különböző típusú szilárd települési hulladéklerakót modellezek, melyek közül az egyiket egy kompresszor segítségével levegőzteték a hulladék biológiai tartalmának gyorsabb lebomlás érdekében, míg a másik esetben egy hagyományos, anaerob kondíciókkal rendelkező depóniát modellezek.

6.2 A reaktorok összeállítása

A kísérlethez reaktorokként 2 darab felülről nyitott 115 cm hosszú, 75 cm széles és 66,5 cm magas, valamint 111 cm hosszú, 70 cm széles és 66,5 cm magas műanyag tartályok szolgáltak, amelyeket egy műanyag, illetve fa talapzatra helyeztek és fém keret biztosította a stabilitásukat. A reaktorokba 2-2 darab PVC részcső függőlegesen állítottak be úgy, hogy azokat a reaktor alja fölött körülbelül 5-7 cm-rel bilincselték le. A csövek hulladék felszíne feletti részét ragasztószalaggal leragasztottam, hogy a kísérlet során várhatóan termelődő gáz ne tudjon kiszivárogni a réseken. A tartályok alján egy-egy leeresztő csap (11. ábra) található, ami a csurgalékvíz összegyűjtését hivatott szolgálni.



10. ábra: Települési szilárd hulladéklerakókat modellező reaktorok



11. ábra: Csurgalékvíz leeresztő csap az egyik reaktor alján

A települési szilárd hulladék 2012. február 13-án érkezett meg 2 darab big bag zsákban, amelyet az AVE Miskolc Kft. szállított a Miskolci Egyetemre. Első feladatomban a beérkező anyag homogenizálása volt. Ezt követően a hulladékot egyenletesen szétosztottam a két reaktorban, valamint átlagmintát vettem belőle további vizsgálatok céljából.



12. ábra: Reaktorokba töltött hulladék

A hulladékot műanyag zsákokból kialakított takarással fedtem le, amikbe kisebb lyukakat vágtam, amelyek a régi hulladéklerakók záró szigetelésében való hibákat utánozza. A zsákokra ezután köveket helyeztem, majd pedig kb. 3 cm kavicsréteggel borítottam be. Az egyik tartály egyik csövének vége speciálisan lett kialakítva, hogy egy kompresszort lehessen rákapcsolni. Ez a reaktor 2012. március 5-től legtöbbször napi 4 órán keresztül, hétvégék, ünnepnapok kivételével, levegőztetve van kompresszor segítségével. A szellőztetés a gyorsabb, aerob lebontás érdekében történik.



13. ábra: A reaktorokhoz felhasznált részcső típus



**14. ábra: Aerob reaktor levegőztetéséhez használt
Pneumair 85/15-A.P. típusú kompresszor**



15. ábra: Levegőztetett reaktor végső kialakítása

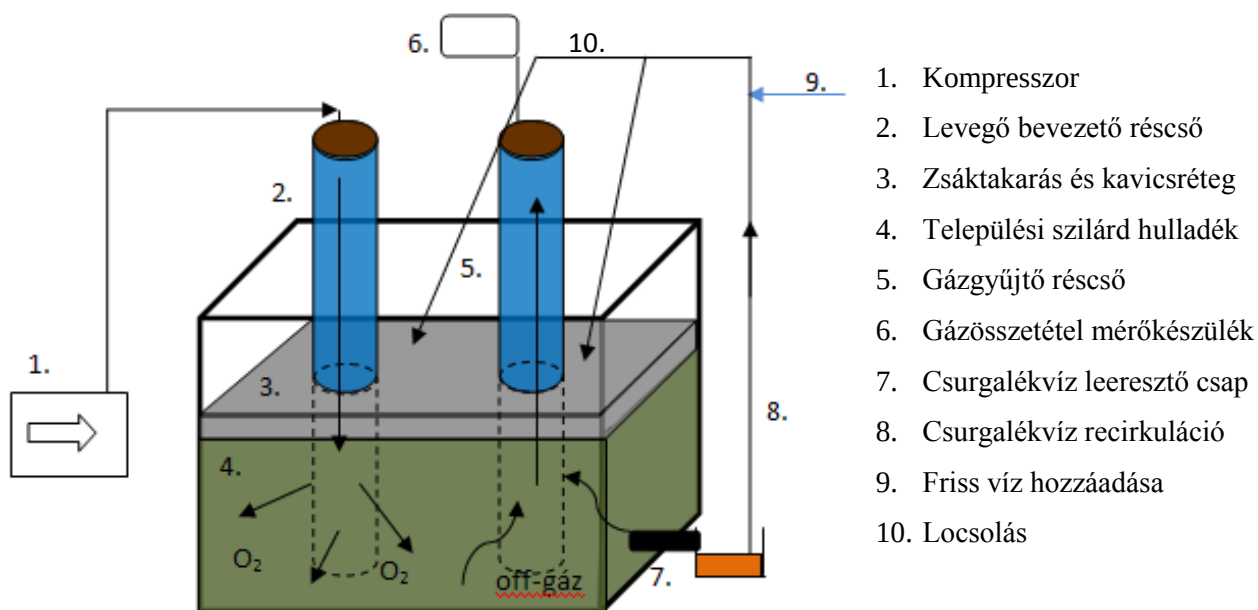
A következőekben meghatároztam a reaktorokban lévő anyag térfogatát:

- levegőztetett tartály: $0,42 \text{ m}^3$;
- nem levegőztetett tartály: $0,4 \text{ m}^3$. Közel azonos tehát a két reaktorba töltött hulladék térfogata.

A kísérlet során a következő vizsgálatokat végeztem el és paramétereket mértem:

- kísérlethez felhasznált települési szilárd hulladék elemzése;
- hőmérsékletmérés (kb. 15cm-rel a hulladék felszíne alatt);
- gázösszetétel mérés (metán és szén-dioxid);
- csurgalékvíz KOI és BOI_5 paraméterének meghatározása, pH mérés;

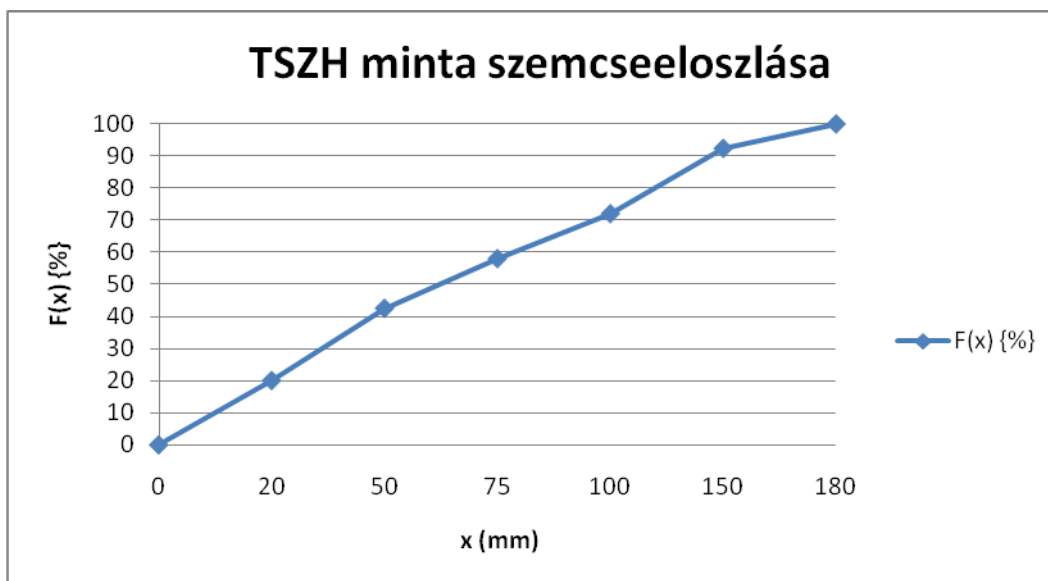
- hulladék tömörítés mérése.



16. ábra: A levegőztetett reaktor sematikus ábrája

6.3 A reaktorokba helyezett hulladék elemzése és összetétele

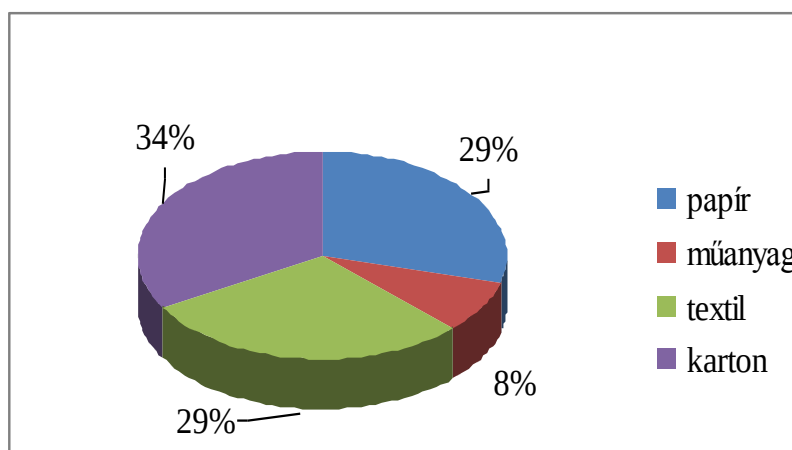
A reaktorokba helyezett hulladék szemcseméret szerinti eloszlásának meghatározása céljából átlagmintát vettem. A mintát először $1,2 \text{ m} \times 1 \text{ m}$ -es szitákra adtam fel. A szitálást a következő lyukátmérőjű szitákkal végeztem: 150 mm, 100 mm, 75 mm, 50 mm, 20 mm. Az osztályozás végén kapott szemcseméret-eloszlás:



17. ábra: A reaktorokba helyezett hulladékból vett átlagminta szemcseeloszlása

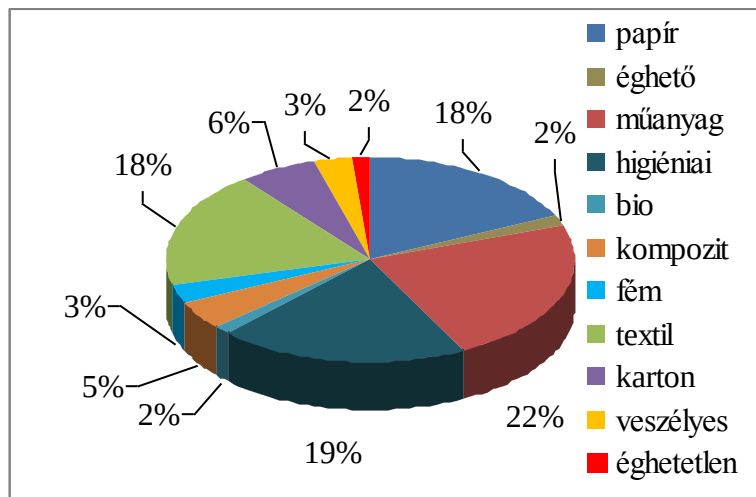
A 17. ábráról leolvasható, hogy a nevezetes szemcseméretetek $x_{50} \approx 62$ mm és $x_{80} \approx 120$ mm. Ezután elvégeztem az egyes méretfrakciók anyagkategóriák szerinti válogatását, amelyet kézzel, csipesszel és megfelelő védőfelszerelésben végeztem. A következő 12 anyagkategória szerint történt a válogatás: papír, karton, éghető, műanyag, higiéniai, bio, kompozit, fém, textil, veszélyes, éghetetlen, üveg.

A 18-22-es ábrák az egyes méretfrakciók anyagi összetételét ábrázolja, míg a 23-as a teljes átlagminta anyagi összetételét szemlélteti.



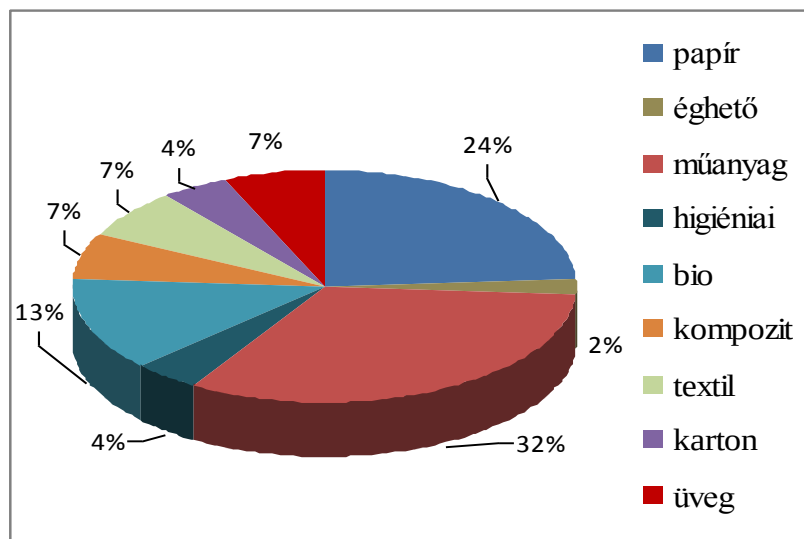
18. ábra: Az $x > 150$ mm frakció anyagi összetétele

A 18. ábra alapján a 150 mm feletti szemcseméret frakciót csupán 4 féle anyag alkotja a 12 kategóriából, legnagyobb mennyiségben, 34 %-ban karton van jelen. Ez a frakció biológiailag bomló anyagot nem tartalmaz.

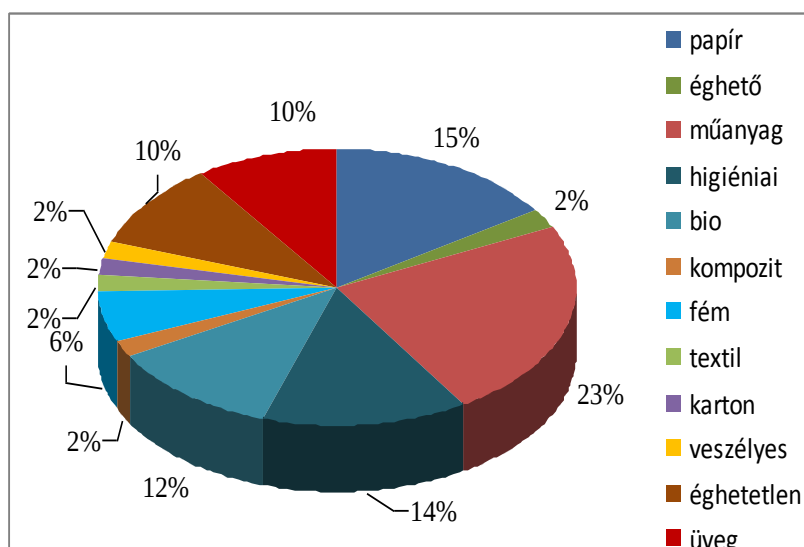


19. ábra: A 100 mm < x < 150 mm frakció anyagi összetétele

A 19. ábra szerint a 100 mm < x < 150 mm méret tartományban már jelentősen több anyagfajta előfordult. Legnagyobb mennyiségben műanyag (22 %), higiéniai (19 %), textil (18%) és papír (18%) hulladék található. A könnyen bomló biológiai hulladék mindössze elhanyagolható mennyiségben, 2%-ban jelenik meg. A biofrakciót főleg fenyőágak alkotják ebben a mérettartományban.

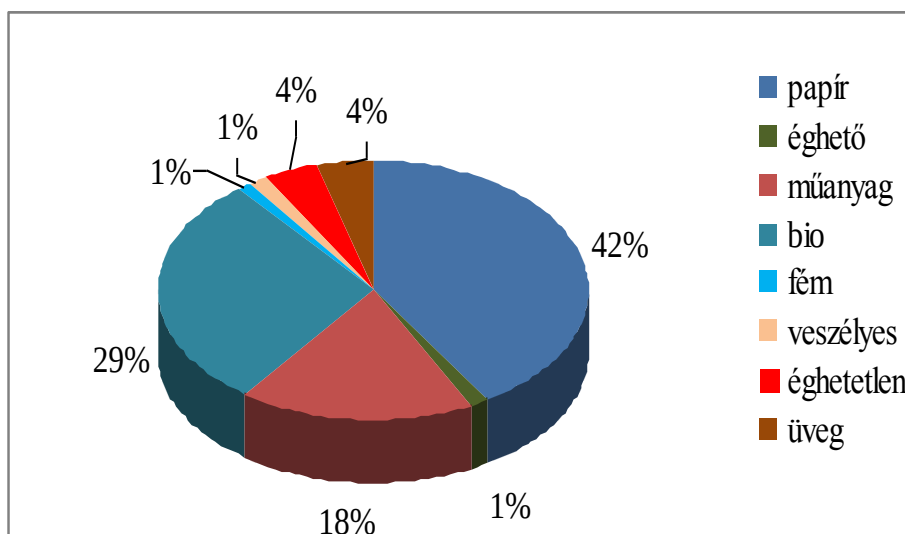


20. ábra: A 75 mm < x < 100 mm frakció anyagi összetétele



21. ábra: Az 50 mm < x < 75 mm frakció anyagi összetétele

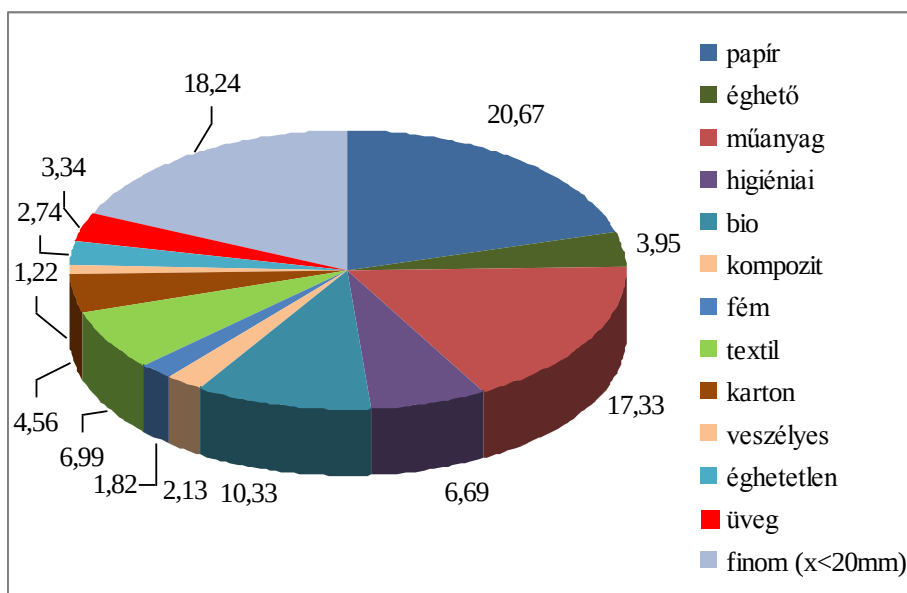
A 20. és 21. ábráról megállapítható, hogy a 75 mm < x < 100 mm és az 50 mm < x < 75 mm szemcseméret frakciókat a papír és műanyag hulladékfajta alkotja szignifikánsan. A harmadik legnagyobb mennyiségben 12-13 %-ban a biológiailag bomló alkotók találhatók. A biofrakcióban itt már a növényi ágak mellett zsemle és kenyérdarabkák is előfordultak.



22. ábra: A 20 mm < x < 50 mm frakció anyagi összetétele

A 22. ábra szemlélteti a még szétválogatott 20 mm < x < 50 mm szemcseméret tartomány válogatási eredményeit. A domináns alkotó a papír, amely 42%-ban jelenik meg. Az elemzett szemcseméret frakciók közül a hulladék bio összetevője ebben a frakcióban a legnagyobb (29%). Harmadik legnagyobb mennyiségben, 18%-ban műanyag fordult elő.

A x < 20 mm szemcseméret frakciót alkotórészek vonatkozásában nem vizsgáltam, mivel a kis méret és a hulladék nedvessége miatt azt nem tudtam elvégezni.

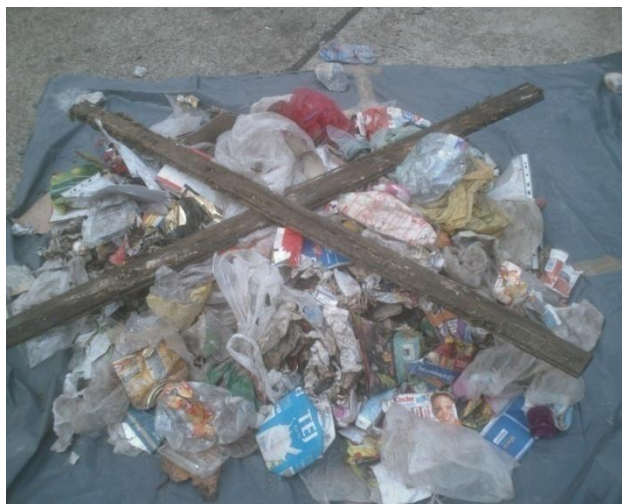


23. ábra: A teljes átlagminta anyagi összetétele

A teljes átlagminta anyagi összetételét szemléltető 23. ábráról jól leolvasható, hogy legnagyobb mennyiségben, 20,67%-ban a papír, 20 mm-től kisebb méretű finomfrakció (18,24%) és a műanyag frakció (17,33%) található a hulladékban. A biofrakció, ami a hulladék bomlása során képződő biogáz mennyiségére nagy hatással van, csupán 10,33% - át alkotja. A biológiailag bontható anyagok legnagyobb része 20-50 mm szemcseméret tartományba esik, amelynek lebomlása több időt vesz igénybe.



24. ábra: Az átlagminta szitálása



25. ábra: Negyedeléses mintakisebbités

A szitáláshoz vett átlagmintát megint homogenizáltam és negyedeléses mintakisebbités után függőleges tengelyű vágómalommal aprítottam. Az így kapott mintának a száraz anyag tartalmát, izzítási veszteségét, teljes szerves szén tartalmát, dikromátos kémiai oxigén igényét és összes nitrogén tartalmát az Észak-magyarországi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőségben határozták meg. A vizsgálat eredményeit az 1. táblázat tartalmazza.

1. Táblázat: A települési szilárd hulladék minta jellemzői

Száraz anyag tartalom [%]	61,15
Izzítási veszteség [%]	69
TOC [mg/kg sz. a.]	213390
Dikromátos kémiai oxigénigény [mg/kg sz.a.]	615300
Összes nitrogén [mg/kg]	12340

6.4 Laboratóriumi mérések első szakasza és eredményei

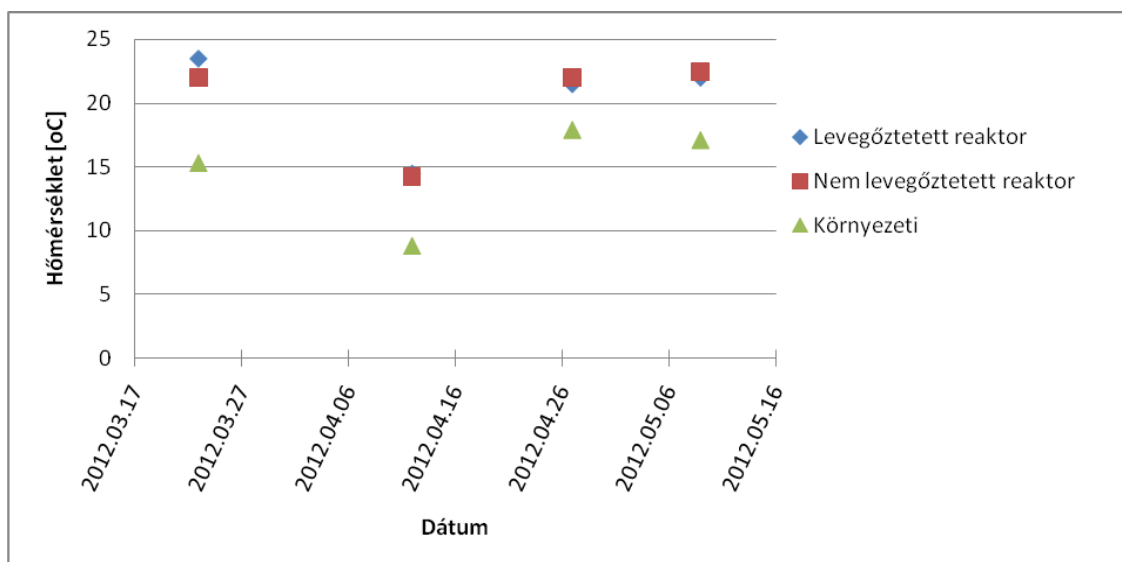
Az aerob körülmények között működtetett reaktor levegőztetését egy Pneumair 85/15-A.P. típusú kompresszorral végeztem, amely jellemzője a 14 bar-ral percenként kifűjt 40 liter levegő (2,4 m³/h). A levegőztetés ideje összesen 196 óra volt a mérések első

szakaszában, amely során 470,4 m³ levegő áramlott be a hulladéktestbe. A mérések első szakaszában a következő paramétereket mértem:

- hőmérséklet;
- gázösszetétel;
- csurgalékvíz képződés, pH.

6.4.1 Hőmérséklet mérése

A kísérlet során a hőmérséklet változását figyelemmel követtem egy ellenállás hőmérővel. A hőmérőt a kavicsrétegen keresztül a zsákokba vágott lyukakon keresztül szúrtam be kb. 15 cm-rel a felszín alatt a hulladéktestbe. A 26. ábrán látható a levegőztetett, nem levegőztetett reaktor és a reaktoron kívüli környezeti hőmérséklet változása.



26. ábra: Hőmérséklet változása a laboratóriumi kísérletek első szakaszában

A hőmérséklet mind két reaktorban 5-6 °C-kal magasabb volt, mint a reaktorokon kívüli, környezeti hőmérséklet. Különbséget azonban nem tapasztaltam a két reaktorban mérték között. Az aerob lebomlás hőképződéssel jár, azonban jelentős hőmérsékletemelkedést sem figyeltem meg, de ez magyarázható azzal is, hogy csupán a hulladék felszíne alatt kb. 15cm -rel volt megvalósítható a hőmérsékletmérés. Ugyanakkor az aerob lebomlás jelenléte bizonyos a hőmérséklet alakulása alapján.

6.4.2 Gázösszetétel mérése

A kísérlet során a termelődött gáz szén-dioxid és metán tartalmát mértem egy Drager X-am 7000 típusú gázérzékelő készülékkel. A Drager érzékelő technológiája széles

választékú elektrokémiai érzékelőkkel, katalitikus, infravörös és fotoionizációs készülék (PID) érzékelőkkel. A vizsgálatok megkezdése utáni harmadik hónapban sem termelődött metán és szén-dioxidból is elhanyagolhatóan kis mennyiség képződött egyaránt a levegőztetett és nem levegőztetett reaktorban. Különbséget nem tapasztaltam az aerob illetve anaerob körülmények között üzemeltetett reaktorok között a gázösszetétel mérésekor. Ezeknek az okai valószínűsíthetően a következők:

- kevés (kb. 10 %) a reaktorokba töltött hulladék biofrakciója, vagy
- biológiailag bomló alkotók nagyobb mérete, amik lebomlásához a három hónap nem volt elegendő, vagy
- nem voltak elég zártak a reaktorok, így anaerob kondíciók nem alakulhattak ki, illetve a takarásként használt zsákokba vágott lyukakon és egyéb réseken kiszivárgott a keletkező gáz, vagy
- a levegőztetett reaktor esetén a kompresszor a réseken, lyukakon keresztül kifújhatta a képződött gázt.

2. Táblázat: A gázösszetétel változása a laboratóriumi kísérletek első szakaszában

Gázösszetétel [térfogat %]		
<i>Dátum</i>	<i>Levegőztetett reaktor</i>	<i>Nem levegőztetett reaktor</i>
2012.03.05	0 % CO ₂	0 % CO ₂
2012.03.30	0,6 % CO ₂	0,4 % CO ₂
2012.04.13	0,8 % CO ₂	1,4 % CO ₂
2012.04.27.	3,6 % CO ₂	2 % CO ₂
2012.05.09.	2,4 % CO ₂	2 % CO ₂
2012.05.25.	2 % CO ₂	4 % CO ₂
2012.06.06.	2,8 % CO ₂	3,2% CO ₂
2012.06.14.	2,8% CO ₂	2,8 % CO ₂



27. ábra: Dräger X-am 7000 hordozható gázérzékelő készülék
[Forrás: www.draeger.com]

6.4.3 Csurgalékvíz mérése

A levegőztetett reaktorban nem képződött leválasztható csurgalékvíz, csak a nem levegőztetettben, melynek mennyisége 20 cm^3 volt, 2012.04.20-áig. A sűrűsége $1,053 \text{ g/cm}^3$, pH értéke 7 volt. 2012. június 4-én mindkét reaktorban levő hulladékot 3300 ml vízzel locsoltam meg reaktorokként a takarásként szolgáló zsákokba vágott lyukakon keresztül. Ezzel a talajon keresztül a depóniába beszivárgó esővizet szimuláltam, valamint a csurgalékvíz termelődését szolgálta mind két reaktorban, illetve így optimálisabb körülményt biztosítottam a mikroorganizmusoknak a degradációs folyamathoz. A csurgalékvizet összegyűjtöttem, és 2012. június 14-ig a levegőztetett reaktorból 270 ml-t tudtam leválasztani, míg a másik reaktorban nem képződött leválasztható csurgalékvíz, ami valószínűleg a levegőztetés szárítóhatásának köszönhető.

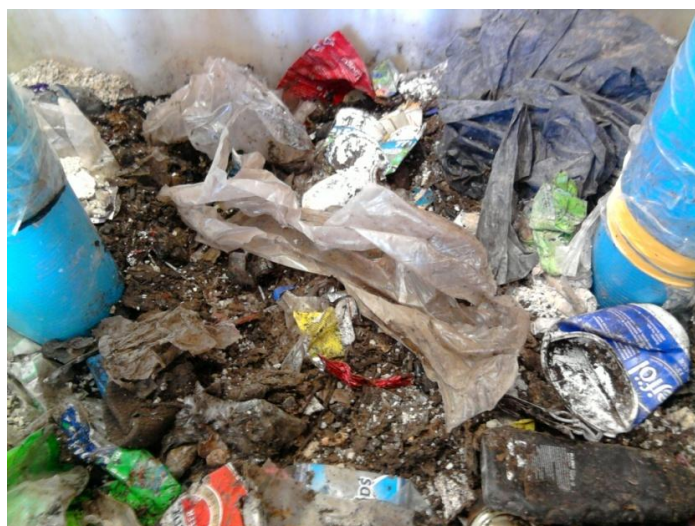
6.5 Laboratóriumi mérések második szakasza és eredményei

A hulladéklerakót modellező reaktoros kísérletek megkezdése utáni 4 hónapban sem tapasztaltam jelentős változást a folyamatokban. Ez többek között valószínűleg a már korábban említett csekély mennyiségű biofrakció miatt volt, valamint azok nagyobb mérete és a megfelelő körülmények hiánya miatt nem is állt rendelkezésre elég idő a lebomlásukhoz. A könnyen bomló biológiai tartalom növelése céljából 2012. június 20-án a reaktorokat felnyitottam: a takarásként használt köveket, kavicsréteget és zsákot leszedtem. A 28. és 29. ábrán is jól látható, hogy a papír és a műanyag frakció dominál ellentétben a biotartalommal a reaktorokban. A felnyitás után a Miskolci Egyetem Egyetemi Éttermének a konyhájáról származó konyhai maradékot ($11,25 \text{ kg/reaktor}$)

rétegesen, pontokban helyeztem el és a megfelelő nedvességtartalom biztosítása érdekében vízzel öntöztem meg (10 l/reaktor). Ezután a hulladék felszínét visszatakarta a zsákokkal, amire a köveket és a kavicsréteget is visszahelyeztem. Mind két reaktorból 1 óra elteltével 600 ml csurgalékvíz mintát (0. heti) választottam le, melyeknek az elemzését a Kis Analitikai Laboratóriumi Szolgáltató Kft. végezte el. Az elemzések kémiai oxigénigény (KOI) és biokémiai oxigénigény (BOI₅) vizsgálatára terjedtek ki.



28. ábra: A felnyitott levegőztetett reaktor



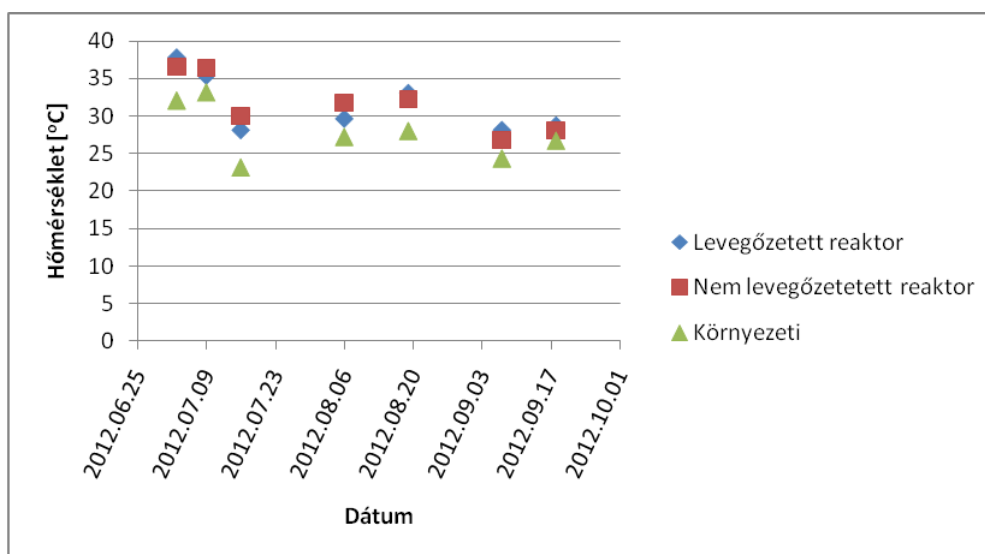
29. ábra: A felnyitott nem levegőztetett reaktor

Az aerob körülmények között működtetett reaktor levegőztetését most is egy Pneumair 85/15-A.P. típusú kompresszorral végeztem 2012. augusztus 31-ig. Ugyanez év szeptember 13-tól-20-ig viszont egy Elektra Beckum típusúval valósítottam meg a levegőztetést, amely 8 bar nyomással fűjt ki óránként 210 liter sűrített levegőt. A levegőztetési idő összesen 185 óra volt július 3 - szeptember 28. között, amely során

391,44 m³ levegő áramlott be a reaktorba. A mérések második szakaszában szintén mértem a hőmérsékletet, gázösszetételt, csurgalékvíz képződést és a felszínsüllyedést.

6.5.1 Hőmérsékletmérés

A hőmérsékletmérést az első szakaszban ismertetettek szerint végeztem. A hulladéktestekben mért értékekben a kísérlet e fázisában sem tapasztaltam releváns változást. A mérést továbbra is kb. 15 cm-rel a felszín alatt tudtam elvégezni, ennek is tulajdonítható, hogy reaktorokban mért hőmérséklet csupán 2-5 °C-kal volt magasabb, mint a környezeti.



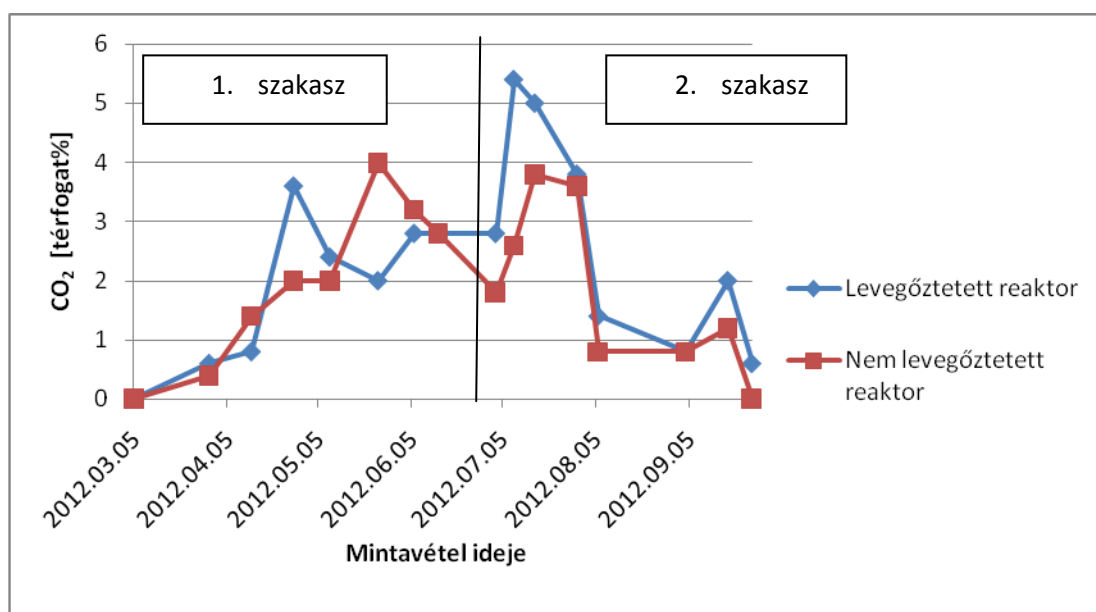
30. ábra: A hőmérséklet változása a laboratóriumi kísérletek második szakaszában

6.5.2 Gázösszetétel mérés

A gázösszetétel mérése során metán jelenlétét továbbra sem érzékelt a készülék. Széndioxidból az eddig mért legnagyobb érték 5,4 térfogat % volt. A levegőztetett reaktorban képződő gázban minimálisan, de nagyobb mennyiségben volt jelen, mint az anaerob reaktor esetén képződött gázban. Az összetétel mérésekor tapasztalt alacsony széndioxidtartalom, valamint a metán hiányának magyarázta megegyező lehet a kísérlet első szakaszában megállapítottakkal (pl.: nem eléggé zártak a reaktorok). Kijelenthető továbbá, hogy a hulladéktest beoltása konyhai maradékkal újabb lebontási csúcsot eredményezett a képződő gáz összetételének vonatkozásában.

3. Táblázat: A gázösszetétel változása a laboratóriumi mérések második szakaszában

Gázösszetétel [térfogat %]		
<i>Dátum</i>	<i>Levegőztetett reaktor</i>	<i>Nem levegőztetett reaktor</i>
2012.07.03.	2,8% CO ₂	1,8% CO ₂
2012.07.09.	5,4 % CO ₂	2,6 CO ₂
2012.07.16.	5 % CO ₂	3,8 % CO ₂
2012. 07.30.	3,8 % CO ₂	3,6 % CO ₂
2012. 08.06.	1,4 % CO ₂	0,8 % CO ₂
2012. 09.04.	0,8 % CO ₂	0,8 % CO ₂
2012. 09.18.	2 % CO ₂	1,2 % CO ₂
2012.09.26.	0,6% CO ₂	0% CO ₂



31. ábra: A kísérlet során képződött szén-dioxid mennyiség változása az idő függvényében

A 31. ábra jól szemlélteti, hogy a levegőztetett reaktorban képződött szén-dioxid mennyiség változását ábrázoló függvény 2012. 04. 27-én éri el a maximumpontot a laboratóriumi kísérleteim első szakaszában. A nem levegőztetett reaktorban termelődött szén-dioxid mennyiségét ábrázoló diagram esetén azonban időbeni fázis-eltolódást lehet megfigyelni, a maximumpontja egy hónappal későbbre (2012. 05. 25) tolik. A kísérletek második szakaszában a maximumpont már mind két esetben nagyobb értékre adódik, ez valószínűleg a konyhai maradékkal való beoltásnak köszönhető. A nem levegőztetett

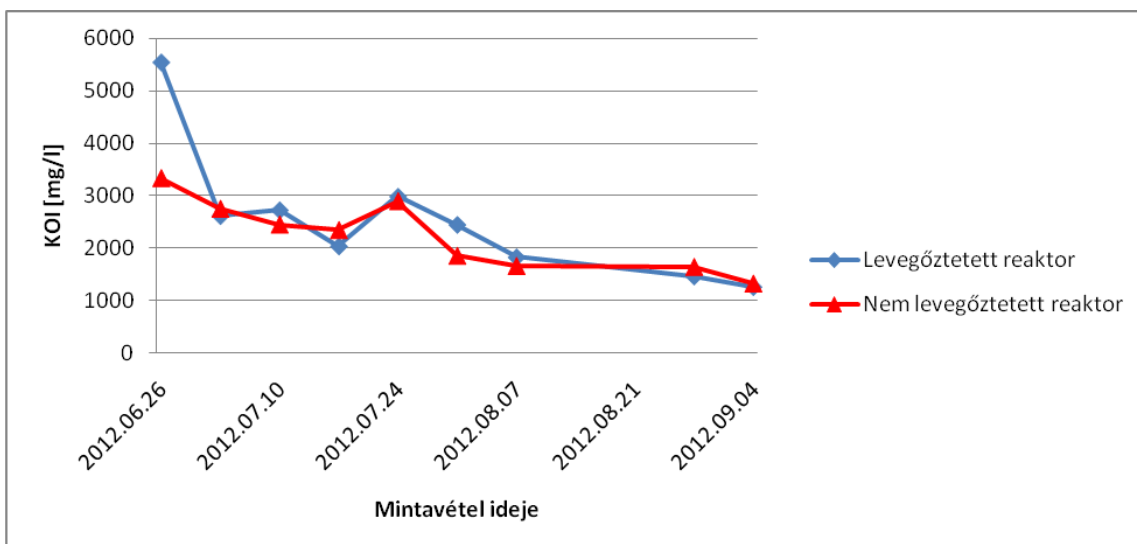
reaktorban ezúttal időben kevésbé eltolódva, egy héttel később, termelődött a legnagyobb mennyiségű szén-dioxid, mint a másik reaktor esetében. A konyhai maradék könnyen bomló szerves anyag, így a beoltást követően gyorsan, aerob módon lebomlott. Ezt követően már nem is képződött hasonlóan nagyobb mennyiségben szén-dioxid. Összegezve megállapítható, elsősorban a fázis-eltolásokból, hogy a levegőztetés intenzifikálja a lebomlást, a hulladék stabilizációja gyorsabban bekövetkezik.

6.5.3 Csurgalékvíz képződés, elemzés

A laboratóriumi kísérleteim második szakaszának kezdetén 2-3 hetente locsoltam 10 liter friss vízzel a hulladékot mind két reaktorban, azonban mivel meghatározó változás nem volt tapasztalható a képződő gáz összetételében azért, hogy a mikroorganizmusok számára optimálisabb, nedvesebb környezet biztosítva legyen 2012. 08. 27-től hetente öntöttem. Ekkortól viszont már 2,5 liter csurgalékvizet visszajárattam a rendszerben, mivel a reaktorok leeresztő csapjánál szivárogni kezdett a csurgalékvíz, valószínűleg azért, mert a reaktorok alján nagy mennyiségű folyadék gyűlt már össze. Legtöbbször hetente választottam le reaktoronként 600 ml mintát, amelynek a pH mérésére, $(\text{KOI})_k$ és BOI_5 paramétereinek meghatározására került sor. A csurgalékvíz minták elemzési eredményeit a 32. és 33. ábra szemlélteti, a pH érték minden esetben 7-esre adódott. A pH értékben változást valószínűleg azért nem tapasztaltam, mert a hulladéktest heti locsolásához nagyobb mennyiségben használtam friss vizet, mint recirkuláltatott csurgalékvizet.

Kémiai oxigénigény:

Ahogy a 32. ábra mutatja, a levegőztetett reaktorból származó csurgalékvíz KOI paramétere szignifikánsabb csökkenést mutat, mint a nem levegőztetett reaktorból vett mintáé. Előbbi esetén kb. 77,24 %-os csökkenés következett be az első heti mintához viszonyítva 2012. szeptember 4-ig, míg utóbbi esetében ez csupán 60 %-os.

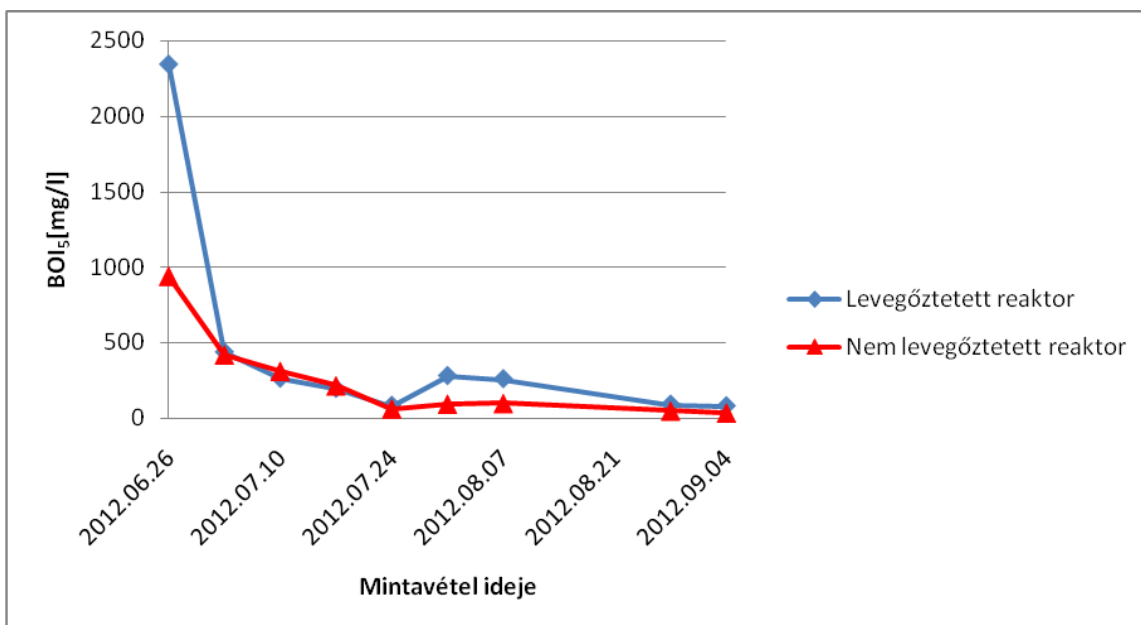


32. ábra: A reaktorokból leválasztott csurgalékvíz minták kémiai oxigénigénye

Összehasonlítva az elméleti 2. ábrával, amely a települési szilárd hulladéklerakók stabilizálódási szakaszaiban a KOI változását is szemlélteti, megállapítható, hogy 2012.06.26-tól a KOI harang alakú függvénye a maximumpontot elhagyva csökkenésnek indult. A levegőztetett és a nem levegőztetett reaktorok mintáinak elemzési eredményeit nem hasonlítom össze egymással, mivel az értékek már a kezdetben is (0. és 1. heti minták) rendkívül nagymértékben különböztek egymástól, mivel a csurgalékvíz leeresztő csapoknál behelyezett filcanyag különböző mértékben szűrte meg a kifolyó folyadékot. A csurgalékvíz minták elemzése alapján az is elmondható, hogy a levegőztetés hatással van a hulladék stabilizációjára, amit a KOI paraméter esetén mért több, mint 77 %-os (10 hét alatt) csökkenés támaszt alá.

Biokémiai oxigénigény:

A 32. ábra szemlélteti, hogy mind két reaktorból leválasztott csurgalékvíz minták esetén kb. 96 %-os csökkenés következett be a 11. hétre az 1. heti eredményekhez viszonyítva. A szerves anyag tartalmuk tehát jelentősen lecsökkent.



33. ábra: A reaktorokból leválasztott csurgalékvíz minták biokémiai oxigénigénye

A csurgalékvíz minták BOI₅ értékei a laboratóriumi kísérleteim második szakaszában szignifikánsan lecsökkentek, és 2012. szeptember elejére közel azonos értéket vettek fel. A csökkenés hasonló nagyságrendű (kb. 96%-os) mind két reaktorból származó minták esetén, így a BOI₅ paraméter változása esetén nem állapítható meg a stabilizáció gyorsaságával kapcsolatban különbség a levegőztetett és nem levegőztetett reaktor között.

6.5.4 Tömörödés, felszínsüllyedés

A levegőztetett reaktorba helyezett hulladék felszíne 2012. február 23-július 16. között kb. 15 cm-t süllyedt, míg az anerob reaktor esetében kb. 12 cm-t tömörödött a hulladék. Megállapítható tehát, hogy a jelentős felszínsüllyedések 6 hónap alatt lezajlottak mind két reaktorban.

7 Összefoglalás

Jelenünk egyik legnagyobb környezeti problémája a metán emisszió, amely a szén-dioxid mellett a másik jelentős üvegházhatású gáz. A régi hulladéklerakókból származó metán kb. 40-60 millió tonna, ez kb. 11-12 %-a a globális antropogén metán emisszióknak. Fontos feladat ezeknek a régi, megfelelő záró- és aljzatszigetelési rendszerrel, valamint gáz- és csurgalékvíz gyűjtő rendszerrel nem rendelkező hulladéklerakóknak a költséghatékony és gyors rekultiválása. E probléma megoldására megfelelő eljárás a már több országban is sikeresen alkalmazott in situ aerob depónia-stabilizálás, amely során levegőt juttatnak be a hulladéktestbe. A módszer alkalmazása elsősorban akkor indokolt, ha a már régi, bezárt hulladéklerakó még mindig termel biogázt, azonban annak hasznosítása már nem gazdaságos. A hulladéklerakók levegőztetésének hatására a depóniastabilizálódási idő és a metánképződés lecsökken, a szén-dioxid mennyisége megnő, a képződő csurgalékvíz szennyező hatása is lecsökken, megszűnik.

Laboratóriumi kísérletemhez kettő - települési szilárd hulladéklerakót modellező - reaktort alkalmaztam. Az egyik reaktorban a hulladéktestet kompresszor segítségével levegőztettem, míg a másikat a kényszerlevegőztetés nélküli körülmények között próbáltam meg üzemeltetni. A kísérlet során mértem a képződő gáz metán és szén-dioxid összetételét, a hőmérsékleteket a hulladéktestben, a felszínsüllyedést, a képződő csurgalékvíz KOI és BOI₅ paraméterét. A kapott eredményekből több következtetést is le lehet vonni. Megállapítható, hogy a hőmérséklet mérésekor kapott eredmények nem relevánsak, mivel technikailag sem volt megoldható a hőmérsékletváltozás optimális mérése. A levegőztetett reaktorban képződő gáz összetételének mérése során szén-dioxidból nagyobb mennyiséget mértem, mint a nem levegőztetett reaktor esetén. Az alacsony értékek oka valószínűsíthetően a mérésekhez felhasznált települési szilárd hulladék mindössze kb. 10 % biológiailag bomló frakciója. Metán nem termelődött. A képződő szén-dioxid mennyiségét szemléltető 31. ábráról megállapítottuk a hulladéklerakó stabilizációs fázis-eltolások alapján, hogy a levegőztetés intenzifikálja a lebomlást, tehát a depónia stabilizációja hamarabb következik be. A csurgalékvíz minták KOI paraméterei a kísérletem második szakaszában már a maximumpontot elhagyva csökkenésnek indultak, ez a csökkenés a levegőztetett reaktor esetén markánsabb volt (kb. 77%), ebből is megállapítható, hogy a stabilizáció gyorsabban lezajlott a levegőztetés hatására. A BOI₅ értékekben kb. 96%-os csökkenés következett be mind két reaktor csurgalékvíz mintáiban. A jelentős felszínsüllyedéssel kapcsolatban pedig megfogalmazható, hogy viszonylag

gyorsan, hat hónap alatt lezajlottak. Szignifikáns különbség nem volt tapasztalható a reaktorok között ilyen szempontból.

8 Irodalomjegyzék

- M. S. Bilgili, A. Demir, M. Ince és B. Özkaya (2007): Metal concentrations of simulated aerobic and anaerobic pilot scale landfill reactors, *Journal of Hazardous Materials* 145, 186–194.
- M. Hrad , M. Huber-Humer , B. Wimmer, és T. G. Reichenauer (2012): Design of top covers supporting aerobic in situ stabilization of old landfills – An experimental simulation in lysimeters, *Waste Management*, 1-12.
- K.-U. Heyer , K. Hupe , M. Ritzkowski és R. Stegmann (2005): Pollutant release and pollutant reduction – Impact of the aeration of landfills, *Waste Management* 25, 353–359.
- T. Ishigaki, W. Sugano, A. Nakanishi, M. Tateda, M. Ike és M. Fujita (2003): The degradability of biodegradable plastics in aerobic and anaerobic waste landfill model reactors, *Chemosphere* 54, 225–233.
- M. Ritzkowski és R. Stegmann (2012): Landfill aeration worldwide: Concepts, indications and findings, *Waste Management* 32, 1411-1419.
- M. Ritzkowski, K.-U. Heyer és R. Stegmann (2006): Fundamental processes and implications during in situ aeration of old landfills, *Waste Management* 26, 356–372.
- M. Ritzkowski és R. Stegmann (2009): Generating CO₂-credits through landfill in situ aeration, *Waste Management* 30, 702–706.
- Szabó I., Faur K. B. és Szabó A. (2011): Hulladéklerakók utógondozási idejének csökkentése átlevegőztetéssel, *A Miskolci Egyetem Közleményei, A sorozat, Bányászat*, 82 . kötet, 251-259.
- Vermes L. (2005): *Hulladékgazdálkodás, hulladékhasznosítás (Mezőgazda, Budapest, 2005)*
- M.C. Zanetti (2008): Aerobic Biostabilization of Old MSW Landfills, *American J. of Engineering and Applied Sciences*, 393-398.

István Zs. (2010.): Települési szilárd hulladékok kezelésének jogszabályi, logisztikai és környezeti életciklus háttere

www.uni-miskolc.hu/~aramfb/html_o/doc/kornyezettechnika/Kornyezettechnika_04.pdf, Környezettechnika, 2012. szeptember 6.

www.biopuster.at, Biopuster, 2012. szeptember 6.

www.ifas-hamburg.de/pdf/aeroflott_eng.pdf, AEROflott - Low pressure aeration for an accelerated biological in situ stabilization, 2012. augusztus 20.

ifas-hamburg.de/pdf/aeration03.pdf, The low pressure aeration of landfills: experience, operation and costs. 2012. augusztus 20.

cdm.unfccc.int, Clean Development Mechanism, 2012. augusztus 20.

www.geocities.jp/ghd00070/JICA/tafaigata-panf/tafaigata00.htm, Tafaigata Landfill Rehabilitation Project, 2012. augusztus 20.

www.globalisfelmelegedes.info, Globális felmelegedés, klímaváltozás, 2012. augusztus 20.

hulladekonline.hu/files/172/, Hulladékok ártalmatlanítása lerakással, 2012. augusztus 20.

www.lth.se/fileadmin/tvrl/files/waste/aeration_of_landfills.pdf, Aeration of landfills, 2012. augusztus 20.

www.waste-management-world.com, Waste management world, 2012. augusztus 20.

www.worldbank.org/urban/solid_wm/erm/CWG%20folder/uwp3.pdf, Observations of Solid Waste Landfills in Developing Countries: Africa, Asia, and Latin America, 2012. augusztus 20.

ec.europa.eu/environment/waste/compost/presentations/adani.pdf, Static and dynamic respirometric indexes, 2012. augusztus 20.

www.draeger.com, 2012. október 3.

www.kvvm.hu/szakmai/hulladekgazd/hulladekgazdalkodas/TSZH_strategia.pdf, 2012. szeptember 3.

9 Ábrajegyzék

1. ábra: A települési szilárd hulladék várható mennyiségének alakulása a kezelés módja szerint 2016-ban (t).....	1
2. ábra: A települési szilárd hulladéklerakó stabilizációs szakaszai.....	4
3. ábra: A Bio-Puster technológia berendezései és kisegítő épületei	8
4. ábra: Aktív levegőztetés off-gáz elszívással	9
5. ábra: Aktív levegőztetés off-gáz elszívás nélkül.....	10
6. ábra: Passzív levegőztetési rendszer	11
8. ábra: Hulladéklerakót modellező reaktor	18
9. ábra: A, B, C és D jelzésű liziméterek	19
10. ábra: Települési szilárd hulladéklerakókat modellező reaktorok	23
11. ábra: Csurgalékvíz leeresztő csap az egyik reaktor alján	23
12. ábra: Reaktorokba töltött hulladék	24
13. ábra: A reaktorokhoz felhasznált réscső típus	24
14. ábra: Aerob reaktor levegőztetéséhez használt Pneumair 85/15-A.P. típusú kompresszor.....	25
15. ábra: Levegőztetett reaktor végső kialakítása.....	25
16. ábra: A levegőztetett reaktor sematikus ábrája.....	26
17. ábra: A reaktorokba helyezett hulladékból vett átlagminta szemcseeloszlása	27
18. ábra: Az $x > 150$ mm frakció anyagi összetétele.....	27
19. ábra: A $100 \text{ mm} < x < 150 \text{ mm}$ frakció anyagi összetétele.....	28
20. ábra: A $75 \text{ mm} < x < 100 \text{ mm}$ frakció anyagi összetétele.....	28
21. ábra: Az $50 \text{ mm} < x < 75 \text{ mm}$ frakció anyagi összetétele	29
22. ábra: A $20 \text{ mm} < x < 50 \text{ mm}$ frakció anyagi összetétele.....	29
23. ábra: A teljes átlagminta anyagi összetétele.....	30
24. ábra: Az átlagminta szitálása.....	30
25. ábra: Negyedeléses mintakisebbités.....	31
26. ábra: Hőmérséklet változása a laboratóriumi kísérletek első szakaszában	32

27. ábra: Drager X-am 7000 hordozható gázérzékelő készülék.....	34
28. ábra: A felnyitott levegőzetett reaktor.....	35
29. ábra: A felnyitott nem levegőzetett reaktor.....	35
30. ábra: A hőmérséklet változása a laboratóriumi kísérletek második szakaszában	36
31. ábra: A kísérlet során képződött szén-dioxid mennyiség változása az idő függvényében.....	37
32. ábra: A reaktorokból leválasztott csurgalékvíz minták kémiai oxigénigénye.....	39
33. ábra: A reaktorokból leválasztott csurgalékvíz minták biokémiai oxigénigénye.....	40

10 Táblázatjegyzék

1. Táblázat: A települési szilárd hulladék minta jellemzői	31
2. Táblázat: A gázösszetétel változása a laboratóriumi kísérletek első szakaszában	33
3. Táblázat: A gázösszetétel változása a laboratóriumi mérések második szakaszában	37

11 Mellékletek

1. sz. melléklet: A csurgalékvíz minták kémiai oxigénigény értékei

Hét	Dátum	Levegőztetett reaktor	Nem levegőztetett reaktor
0.	2012.06.20.	16400	7300
1.	2012.06.26.	5550	3325
2.	2012.07.03.	2619	2742
3.	2012.07.10.	2729	2444
4.	2012.07.17	2040	2339
5.	2012.07.24.	2987	2889
6.	2012.07.31.	2450	1850
7.	2012.08.07	1831	1658
10.	2012.08.28.	1467	1640
11.	2012.09.04.	1263	1322

2. sz. melléklet: A csurgalékvíz minták biokémiai oxigénigény értékei

Hét	Dátum	Levegőztetett reaktor	Nem levegőztetett reaktor
0.	2012.06.20.	11200	4281
1.	2012.06.26.	2346	937
2.	2012.07.03.	437	417
3.	2012.07.10.	262	309
4.	2012.07.17	195	213
5.	2012.07.24.	83	61
6.	2012.07.31.	280	92
7.	2012.08.07	259	96
10.	2012.08.28.	90,5	46,5
11.	2012.09.04.	80	32,8

12 Mellékletek jegyzéke

1. sz. melléklet: A csurgalékvíz minták kémiai oxigénigény értékei	47
2. sz. melléklet: A csurgalékvíz minták biokémiai oxigénigény értékei	48

Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretném megköszönni **Dr. Bokányi Ljudmilla** egyetemi docensnek mindazt a segítséget és értékes tanácsot, amit munkám során nyújtott.

Köszönetet mondok még **Varga Terézia** tudományos segédmunkatársnak, aki a mérések során, valamint a TDK dolgozatom megszületésében is segített, valamint **Leskó Gábornak**, az Észak-Magyarországi Környezetvédelmi Kft. szennyvíztisztító üzemvezetőjének is köszönetet szeretnék mondani, amiért segítséget nyújtott a méréseim elvégzésében.

Végül, de nem utolsósorban pedig a Miskolci Egyetem **Hidrogeológiai-Mérnökgeológiai Intézeti Tanszéknek** és a **Mechanikai-Technológiai Tanszéknek**, amiért a méréseim elvégzése során rendelkezésemre bocsátották kompresszoraikat.

A tanulmány a TÁMOP-4.2.2/B-10/1-2010-0008 jelű projekt részeként - az Új-Magyarország Fejlesztési Terv keretében – az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg.

A tanulmány a TÁMOP-4.2.1.B-10/2/KONV-2010-0001 jelű projekt részeként – az Új Magyarország Fejlesztési Terv keretében – az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg.