

A BIO-DEGRADÁCIÓS HULLADÉKTÁROLÁS

ABSTRACT

Az ún. biodegradációs hulladéktárolási módszer a közelmúltban alakult ki. Lényege, hogy - főként a hulladék nedvesség-tartalmának beállításával - gyorsítják/szabályozzák a szerves anyag anaerob bomlását. A közlemény egy induló kutatás lehetséges irányait mutatja be irodalmi áttekintés alapján.

1 BEVEZETÉS

A hulladéktárolás tervezéséhez – a létesítmény építőmérnöki munkálatai mellett - szükséges lehet a hulladékban lejátszódó folyamatok ismerete is. Így például fontos a stabilizáláshoz szükséges időtartam becslése, a várható térfogatcsökkenés megállapítása, a fejlődő gáz, hő és csurgalékvíz mennyiségének becslése.

A hulladéktárolás hatékonysága elsősorban azzal az időtartammal jellemezhető, ami a hulladék stabilizálásához szükséges, de fontos tényező a káros mellékhatások csökkentése, esetleges kiküszöbölése illetve előnyössé fordítása is.

A biodegradációs hulladéktárolás alap gondolata, hogy a stabilizálásához szükséges idő csökkenthető, a fejlődő gáz, hő és csurgalékvíz kezelése előnyösen megoldható, ha szabályozzák/gyorsítják a szerves anyagok bomlását.

A szerves anyag szabályozott bomlása kétféle lehet, azaz kétféle „bioreaktor” létezik: aerob és anaerob. Az anaerob reaktor – amelyhez csak nedvesség szükséges – lassabb, nem kíván jelentős infrastruktúrát, és a keletkező metán hasznosítható. Mivel többszöri atmoszással jár, a nehézfémek a hulladékból elvileg kinyerhetők.

Az aerob bomlás gyorsabb, exoterm és nem keletkezik metán. Nem csupán nedvesség, hanem levegő bejuttatása is szükséges. Az aerob eljárás esetén a nehézfémek a stabilizált hulladékban maradnak, és később kimosódhatnak.

A biodegradációs eljárás esetén a szerves anyag bomlása döntően anaerob (szemben a hazánkban is alkalmazott biológiai talaj-tisztítással, ahol a szerves anyag bomlása aerob). A biodegradációs hulladékgazdálkodás során a szerves anyag anaerob bomlását döntően a nedvességtartalmon keresztül szabályozzák (Yuen, 1999). Ez elsősorban a csurgalékvíz megfelelően szabályozott visszatáplálásával (recirkuláció) érhető el.

2 A LEJÁTSZÓDÓ FOLYAMATOK

2.1 Folyamatok, baktériumok

A szerves anyag anaerob bomlása négy folyamattal jellemezhető (1. ábra):

- A **hidrolízis** során a szilárd szerves anyag aprózódik és oldhatóvá válik (pl. a karbohidrátok cukorrá, a fehérjék aminosavvá és a zsírok glicerinné illetve hosszú láncú zsírsavakká alakulnak).
- A **savas erjedés** alatt az oldott szerves anyag elsősorban illékony zsírsavakká (VFA) erjed, keletkezik még alkohol, hidrogén és széndioxid.
- Ezt követően **acetátok** keletkeznek, a hosszú láncú zsírsavak és az alkohol acetátokká (legrövidebb láncú zsírsavakká), hidrogénné és széndioxiddá alakulnak.
- A **metánfejlődés** során az acetátok metánná és széndioxiddá; hidrogén és széndioxid metánná alakul.

A négy folyamatban a következő baktériumok játszanak fontos szerepet. A hidrolízist és a savas erjedést az erjesztő baktériumok enzimeit segítik elő. Ezek különböző csoportjai vagy teljesen vagy időszakosan anaerob környezetben élnek. Az acetát-képződést az ún. acetátképző baktériumok segítik. A metánképző baktériumoknak két csoportja van: az acetofil baktériumok (acetátot metánná és széndioxiddá alakítják), és a hidrogenofil baktériumok (a hidrogént és széndioxidot alakít metánná alakítják). Mindkét csoport kizárólag anaerob környezetben él, és érzékeny az oxigénre illetve a környezeti pH értékre (Christensen and Kjeldsen, 1989; Aragno, 1988).

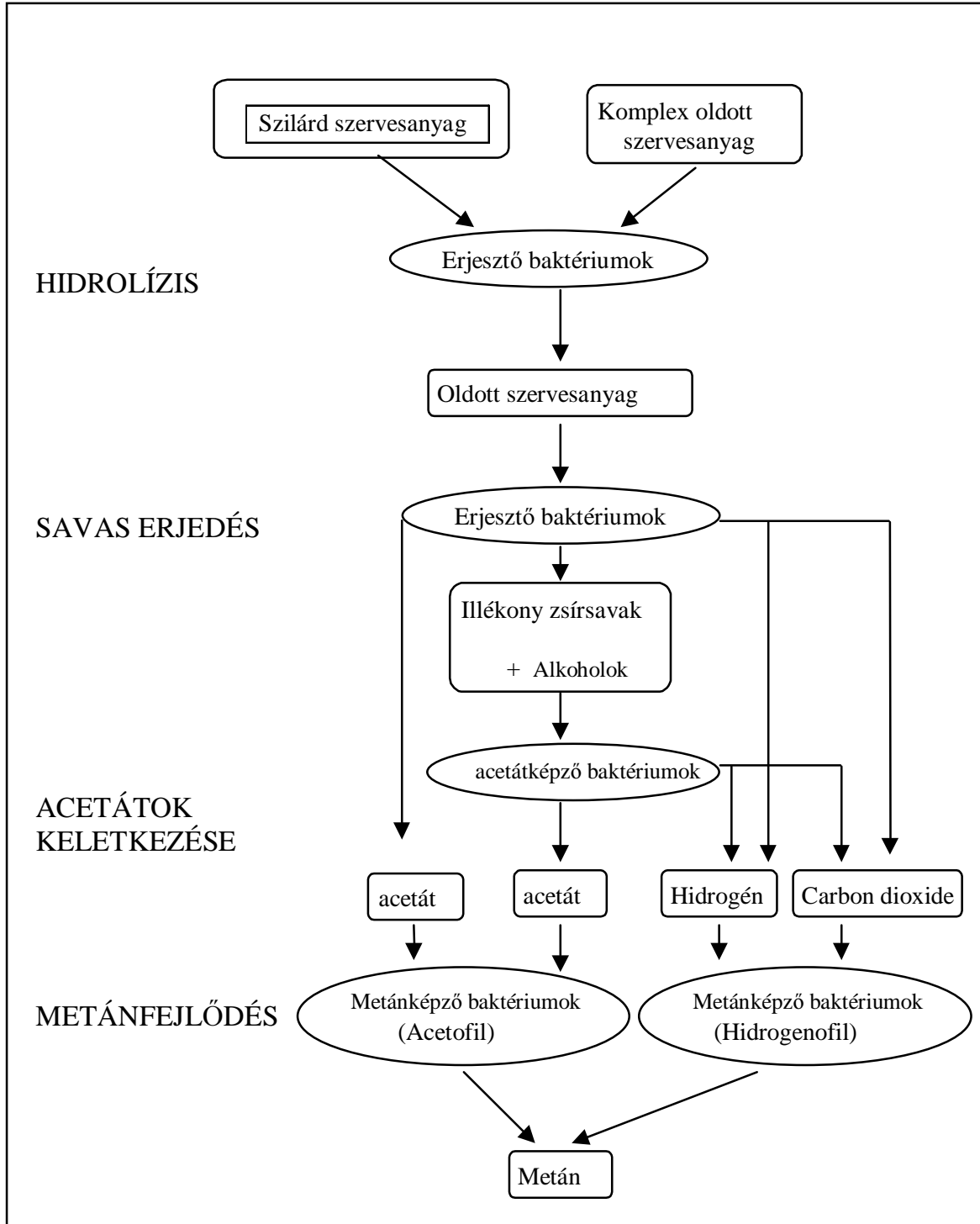
2.2 A biodegradáció főbb szakaszai

A városi hulladék stabilizálódása - a gázfejlődés és a csurgalék összetétele alapján - öt szakaszra bontható, ahogy az a 2. ábrán is látható (Farquhar - Rovers (1973), Ehrig (1983), Chian és társai (1985), Christensen - Kjeldsen (1989)).

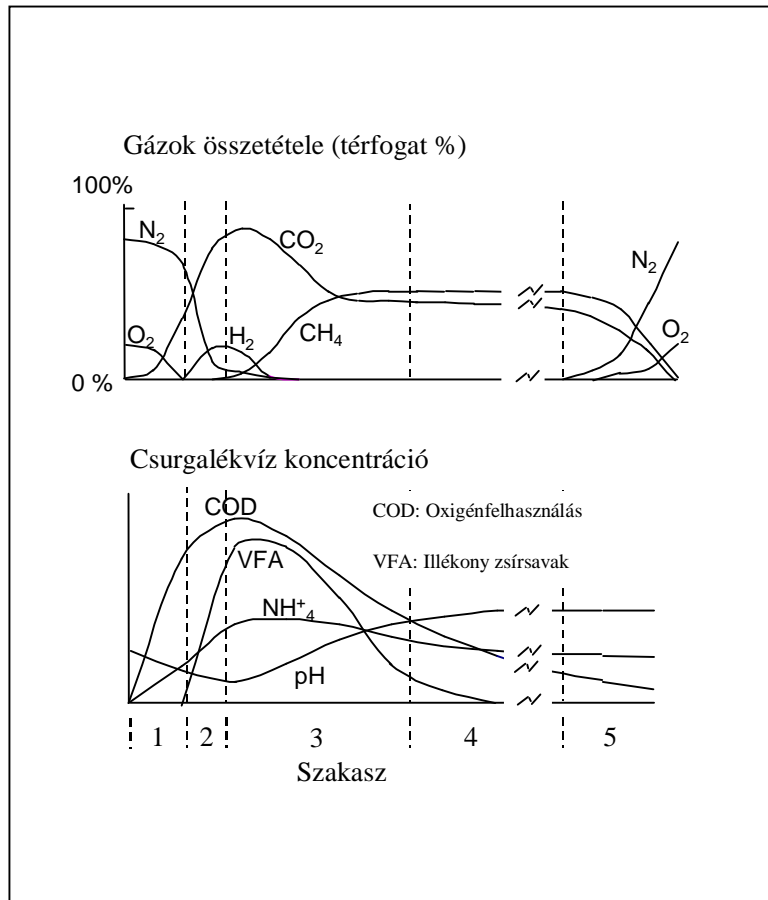
- Az első szakasz a rövid kezdeti **aerob** bomlás, ekkor kevés csurgalékvíz képződik.
- A második szakaszban savas erjedés okoz azonnali anaerob bomlást és acetát keletkezést. A két szakaszt együtt gyakran **savprodukciónak** nevezik. Az illékony zsírsavak koncentrációja csúcserőtelmet ér el, a csurgalékvíz pH értéke pedig minimumot. A szerves ionok kimosódnak a savas környezetben, így a csurgalékvíz elég tömény. A nitrogén koncentrációja a hulladék-gázban csökken, helyette nő a hidrogén és széndioxid mennyisége.
- A harmadik szakasz **átmenet** a metánképződési szakaszba a metánképző baktériumok folyamatos szaporodásával. Ezeket a kezdeti savas környezet eddig fékezte, és lassan válnak dominánssá. A metán koncentrációja nő, a hidrogéné és a széndioxidé csökken. A redox potenciál csökken, a nitrátok és szulfátok ammóniává és szulfidokká alakulnak.
- A negyedik szakasz a **metánképződési** szakasz, amikor a metánképző baktériumok dominánsak, és a metánképződés folyamatos. Ez alkotja a fejlődő gázok 50 - 60

térfogatszázalékát, a többi széndioxid. A csurgalékvíz közel semleges pH-jú, kisebb koncentrációjú.

- Az ötödik a **metánképződés utáni** időszakról keveset tudunk, feltehetően a bomlás ismét döntően aerob jellegű. A tároló lezárási módjától feltehetően sok függ.



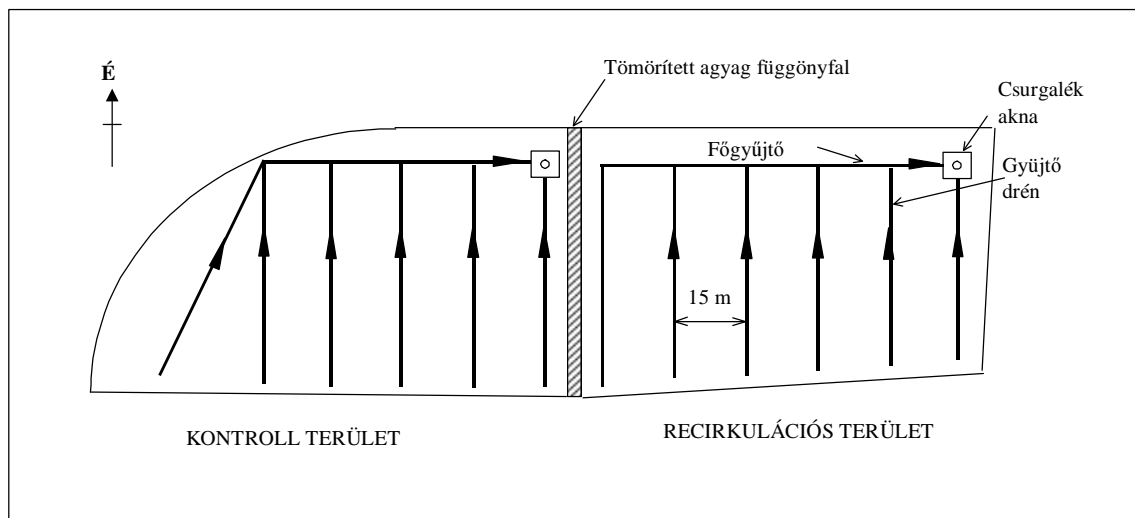
1. ábra A szervesanyag bomlás fiziko-bio-kémiai folyamatai, baktériumok (Yuen, 1999).



2. ábra A hulladék-stabilizálódás szakaszai (Yuen, 1999).

1. Táblázat A lyndhursti tárolópár beépítési ütemterve (Yuen, 1999).

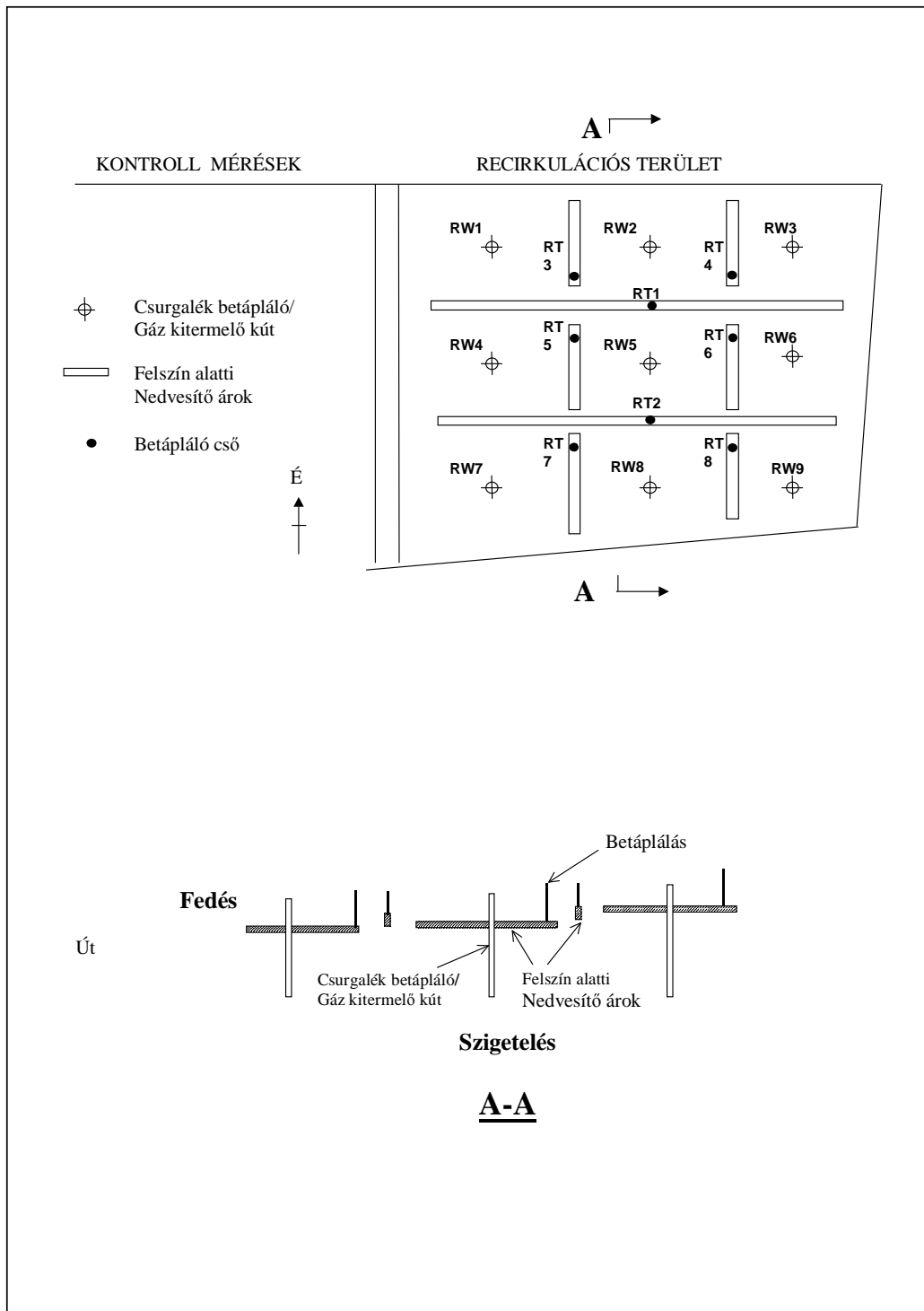
Esemény	1994												1995												1996												1997											
A szigetelés & csurgalékgyűjtő rendszer befejezése	▽																																															
Feltöltés																																																
Végző lezárás																								■																								
Gáz kutak, Recirkulációs rendszer & mérőeszközök elh.																								■																								
Csurgalék recirkuláció																								■																								



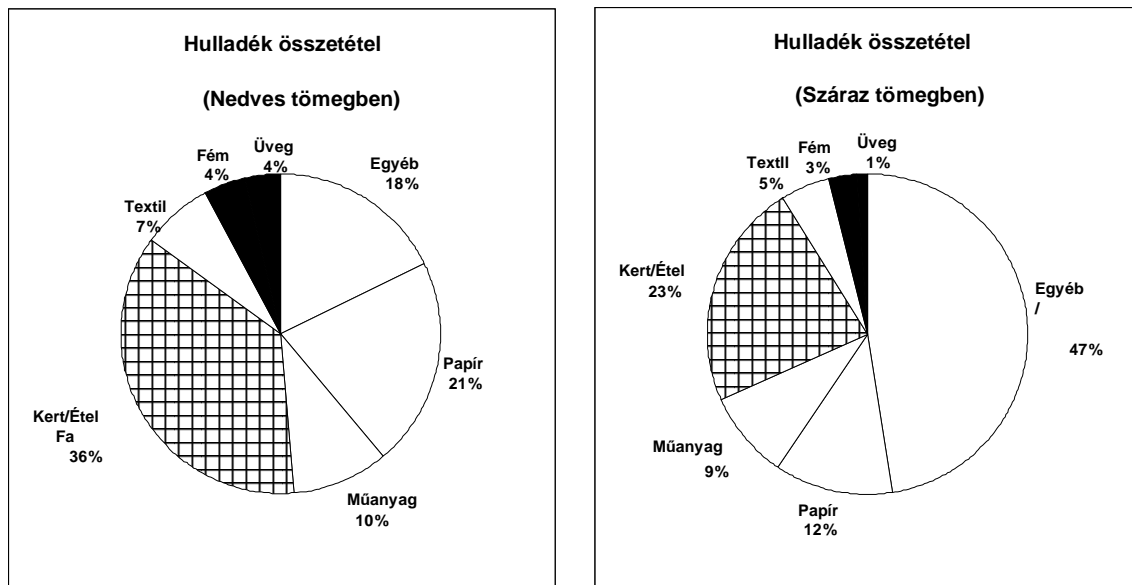
3. ábra A lyndhursti tárolópár alaprajza a csurgalék-gyűjtő rendszerrel (Yuen, 1999).

2. Táblázat Helyszíni mérések a lyndhursti tároló esetén (Yuen, 1999).

Mért mennyiség	Mérési módszer
Víztartalom szelvény	utólag elhelyezett csövön neutron szondával
Klimatikus adatok	Automatikus meteorológia állomás
Felszínen lefolyó csapadék	Felszíni gyűjtőrendszer/automatikus érzékelő
Süllyedés	Süllyedésmérő lemezek
Hőmérséklet	Bimetál áramkör
Csurgalék-szint	Kútban elhelyezett érzékelő
Csurgalék-mennyiség	Részben ultrasonikus vízhozammérővel, részben tartályos mérésel
Csurgalék-összetétel	Kutakból és aknákból vett minta
Hulladék-gáz összetétel	Hordozható infravörös adszorpció gáz-elemző, hordozható gázkromatográf (GC)
Hulladék-gáz mennyiség	Előregyártott mérőlap
Talajvíz-minőség	A környező területeken végzett fúrásokból vett minta



4. ábra A lyndhursti recirkulációs tároló nedvesítési megoldása (Yuen, 1999).



5. ábra A lyndhursti hulladék összetétele (Yuen, 1999).

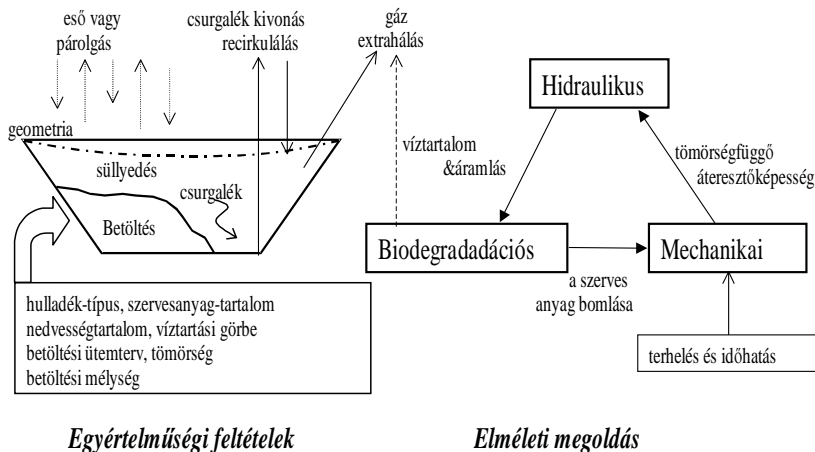
3 PÉLDA, HELYSZÍNI MÉRÉSEK

Két olyan biodegradációs tároló ismert, ahol folyamatos helyszíni méréseket végeztek/végeznek, a lyndhursti tároló Melbourne-ben, Ausztráliában (Yuen, 1999) és a recifei tároló Braziliában (Monteiro - Juca, 2001).

A lyndhursti helyszínen egy felhagyott homokbányában egymás mellett két tároló került kialakításra, az egyiket a kontroll, a másikat pedig a biodegradációs mérésekre használták. Ezeket 1 m vastag tömörített agyag szigetelés választja el a környezettől és egymástól. A megvalósítási ütemterv az 1. táblázatban, a mért mennyiségek és mérési módszerek listája a 2. táblázatban látható.

A betárolás előtt csurgalék-gyűjtő rendszert építettek (3. ábra). A nedvesítést részben árkokkal oldották meg (4. ábra), részben pedig az utólag kialakított kutakat használták erre. A kutak többcélúak, gázgyűjtésre és a neutron szondás helyszíni nedvességtartalom-mérésre is használják. A kutak fúrása során mintát vettek, és a hulladék összetételét laborvizsgálatokkal meghatározták (5. ábra).

A recifei helyszínen a süllyedést a hulladék tetején lapokkal, belsejében speciális mágneses horgonyokkal mérik. A kutak fúrása során SPT-t is végeznek, és a továbbiakban az itt létesített üreget béléscsővezve mérik a csurgalékvízszintet (Monteiro & Juca, 2001).



6. ábra A kapcsolt modell vázlata (McDougall-Pyrah, 1999).

4 GEOTECHNIKAI TERVEZÉS, MODELLEZÉS

4.1 A hulladék süllyedése

A hulladék süllyedését az önsúly és a lebomlás (biodegradáció) okozza. A teljes süllyedés a töltés magasságának 25-50 %-át is kiteheti, ennek fele „másodlagos” hatásból származik (Wall-Zeiss, 1995).

A legegyszerűbb süllyedésszámítási modell a hagyományos elsődleges-másodlagos konszolidációs modell. Ezzel azonban nem becsülhető a csurgalékvíz mennyisége (amelyet meghatároz a hulladék víztartási görbéje, Blight és társai, 2001), a biodegradációs süllyedés, valamint a gáz és hő-kibocsátás stb.

A legfejlettebb modell a McDougall - Pyrah (1999) által javasolt modell, amely jelenleg is fejlesztés alatt áll. Ez egy hidraulikus, egy mechanikus és egy biodegradációs rész-modellből áll. A modell elvi vázlata a 6. ábrán látható.

A hidraulikus rész-modell egy „nem kapcsolt” telítetlen vízáramlási modell, amely a beszivárgási hatások és a víztartási görbe ismeretében leírja az áramlást, lehetővé teszi a keletkező csurgalék mennyiségének becslését, megadja a nedvességtartalmat.

A biodegradációs rész-modell megadja a nedvességtartalom függvényében lejátszódó tömegcsökkenést, amely a mechanikai modell bemenő adata. Ezt a rész-modellt a közegészségügy által használt szennyvízlebomlási modell továbbfejlesztésével alakították ki, figyelembe véve, hogy a kisebb víztartalom és nagyobb szilárdanyag tartalom miatt az enzimikus hatások fontosabbak. Két független részből áll, az egyik az illékony zsírsavak (VFA) koncentrációját, a másik a metánképző biomassza mennyiségét (MB) írja le.

A mechanikai rész-modell egy dupla pórusszerkezetű, telítetlen, bio-viszko-elasztikus anyagmodell alapján, kis elmozdulások és alakváltozások figyelembe vételével készült. A következő másodlagos hatások szerepelnek benne: a hagyományos értelemben vett

kúszás, a tömörödés miatti előterhelési feszültség növekedés és a biodegradációs tömegcsökkenés.

A városi hulladék víztartási és kompresszibilitási jellemzői önsúly hatására ugyanis olyanok, mint a dupla pórusszerkezetű telítetlen talajoké. A szilárd szervesanyag-tartalom egy relatív állandó aggregátumon belüli víztartalmat jelent, az alakváltozás az aggregátumok közötti pórusrendszer rovására történik. A mechanikai rész-modell eredménye információt ad a fázisos összetétel megváltozásáról, és ezen keresztül az áteresztőképesség és a víztartási jellemzők változásáról.

4.2 A McDougall - Pyrah biodegradációs rész-modell szimulációs eredményei

A McDougall-Pyrah rész-modellel végzett - kétfázisú anaerob bioreaktort leíró - szimuláció célja a hagyományos és a biodegradációs hulladéktárolás kvalitatív összehasonlítása volt (McDougall-Pyrah, 2001). 0-100 nap közötti beépítést, egyenletes kezdeti víztartalom eloszlást és a 201. naptól recirkulációt feltételeztek.

A vizsgálat kiterjedt a rendszer egy kezdeti acidogenic állapotára, amikor az illékony zsírsavak (VFA) koncentrációja magas; és a metánképződéses szakaszra, amikor metánképző biomassa (MB) képződik és az illékony zsírsavak (VFA) koncentrációja csökken.

A 7. ábrán látható eredmények szerint a recirkuláció nélküli eset is. A recirkulációs hulladéktárolás esetén az MB képződés és SOF (szilárd szervesanyag) bomlás sebessége nagyobb, a VFA csúcs lassabban alakul ki és lassabban csökken.

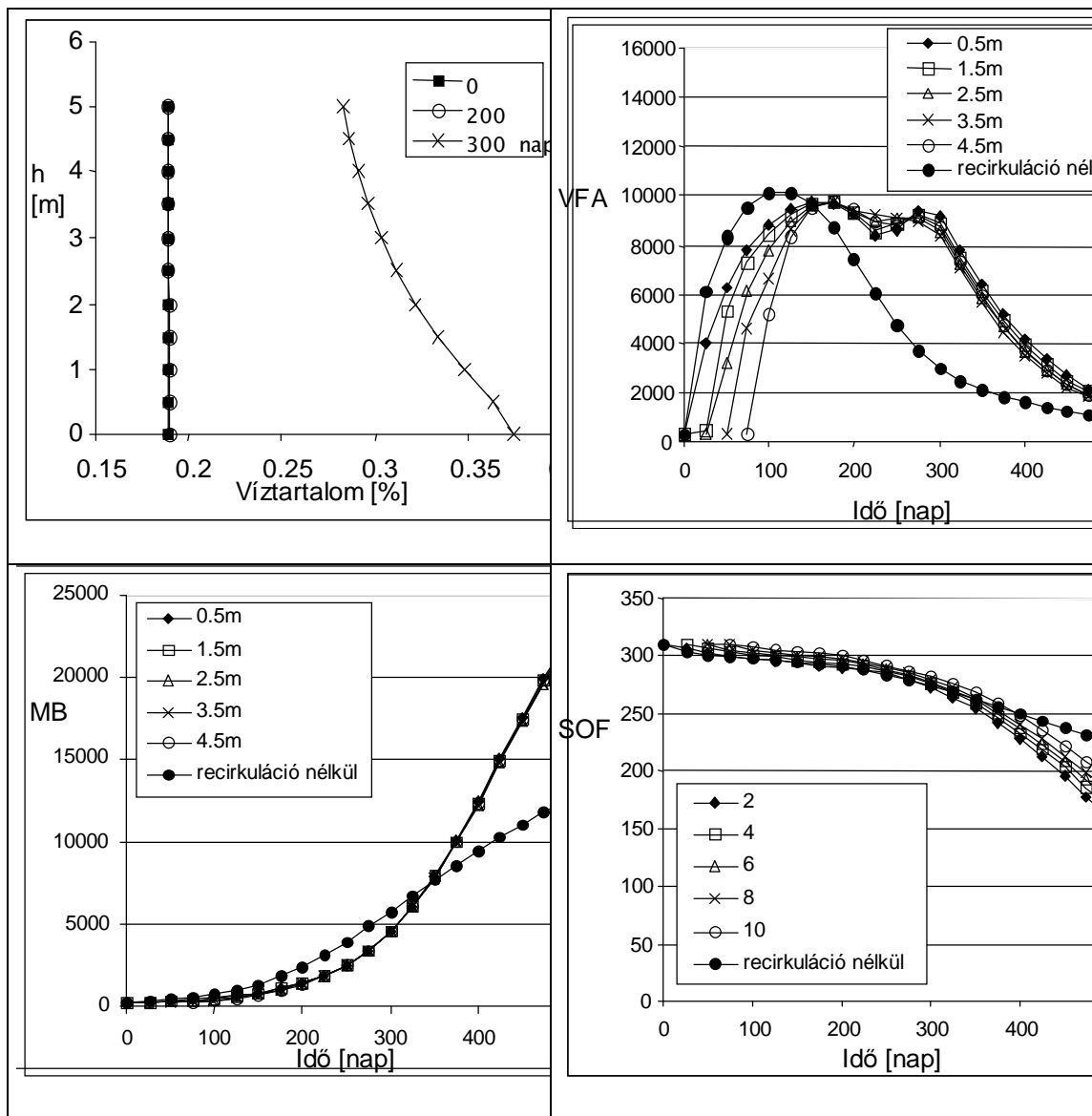
4.3 Egyéb geotechnikai tervezési, modellezési problémák

A hulladéktároló szigetelésének tervezése, a hulladéktároló körül a telítetlen talajban lejátszódó vízáramlás modellezése szintén geotechnikai jellegű feladat, amellyel a telítetlen talajmechanika foglalkozik. E témakört itt csak egy résztema felvillantásával érintjük: a kapilláris szigetelési eljárás alapelveinek bemutatásával.

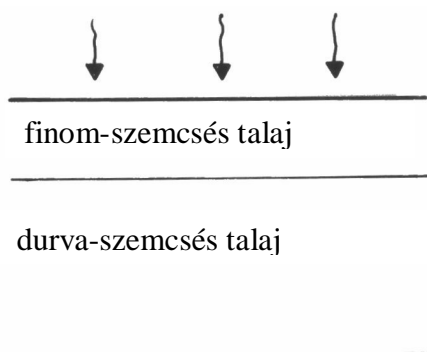
A kapilláris szigetelés, a közelmúlt egyik – a telítetlen talajmechanikából származó – ötlete, amely ma már számos helyen nyert alkalmazást. Legegyszerűbb formájában egy kétrétegű fedő-rendszer, felül finomabb, alul durvább rétegből áll (8. ábra). Mivel egyensúlyi állapotban mindkét rétegben azonos a szívás, a talajfüggvények eltérése alapján könnyen kimutatható, hogy a felső réteg (a gyakorlati szempontból érdekes szívás értékeknél) több vizet tart meg. Ezért áteresztőképessége is nagy, és könnyen kivezethető belőle a víz, ha túl sok a csapadék (9. ábra).

4.3 Input adatok

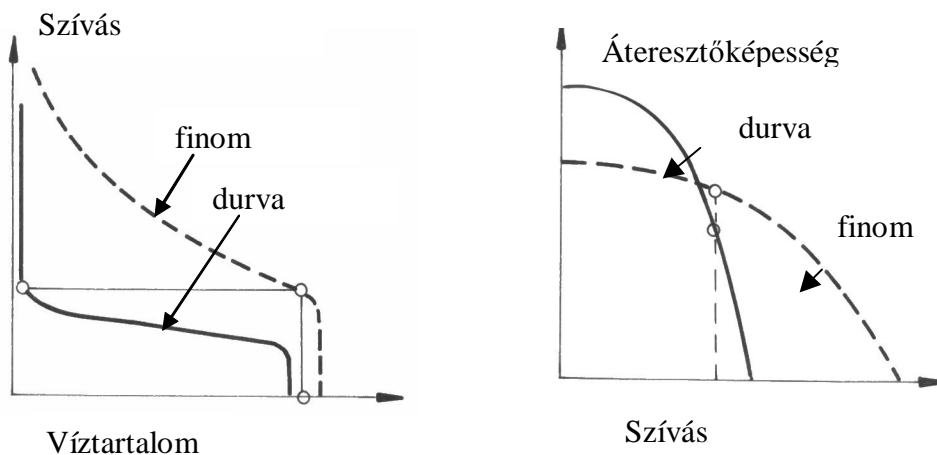
A telítetlen vízáramlási modellek alkalmazásához szükséges anyagfüggvények (áteresztőképesség-szívás, víztartás-szívás) ismerete - mind a környező talajban, mind a hulladékban. Ezek méréssel történő megállapítása különleges feladat, különösen hulladék esetén. Irodalmi adatok alapján készült a 10. ábra, amelyen városi hulladék víztartási görbéi láthatók.



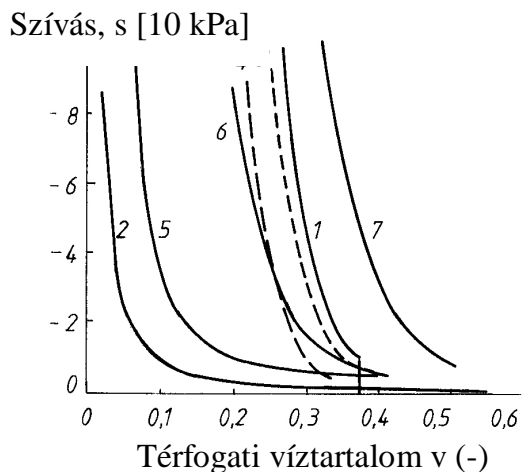
10. ábra Szimuláció a biodegradációs modellel (McDougall-Pyrah, 2001).



8. ábra A kapilláris szigetelés tipikus rétegsora



9. ábra A kapilláris szigetelés alapelve



10. ábra. A hulladék víztartási görbéje mérések alapján. 1. Straub & Lynch (1982). 2. Korfiatis at al (1984). 3. Demetracopoulos és társai (1986). 4. Demetracopoulos & Sehayek és társai H. (1986). 5. Miller & Wright (1988). 6. Ahmed és társai (1992). 7. Williams és társai (1983).

5 ÖSSZEFOGLALÁS, TERVEK

A főbb kutatási célok a következőkben foglalhatók össze.

- A hulladék nedvesítésének megoldására nem ismert általánosan elfogadott eljárás, mivel az egyenletes nedvesítés problémája nem tekinthető megoldottnak. Ennek oka a hulladék dupla pórusszerkezete. Egy olyan eljárást kellene kidolgozni, amivel sikerül egyenletesebb nedvességeloszlást és így jobb nedvesítést elérni, azaz sikerül elkerülni, hogy a csurgalékvíz azonnal átfolyjon a nagy áteresztőképességű pórusokon.
- Az anaerob bomlás szabályozásának révén lehetővé válik, hogy speciális anyagokat lebontó baktériumokat adnak a csurgalékvízhez visszacirkulálás előtt. E téma jelentősége igen nagy, külön kutatási szakterületnek tekinthető a témán belül.

- A McDougall - Pyrah modell leírja a telítetlen hulladékban lejátszódó vízáramlást, a biodegradációt és a süllyedést, de még nem végleges, és jelenleg is vizsgálják helyességét. Továbbfejlesztése során a mechanikai részben a nagy alakváltozások és elmozdulások figyelembe-vételével célszerű lenne.
- A modell igazolásához jó minőségű helyszíni mérési adatok (pl. víztartalom, süllyedés, fázisos összetétel a mélység függvényében) szükségesek. Ehhez célszerű lenne egymással párhuzamosan egy biodegradációs és hagyományos hulladéklerakó folyamatos, mélységre kiterjedő, folyamatos megfigyelése. Ennek megtervezéséhez csak az ismert vizsgálati módszerek átfogó elemzése és értékelése alapján lehetséges.

HIVATKOZÁSOK

Ahmed, S., Khanbilvardi, R.M., Fillos, J, & Gleason, P.J. (1992). Two dimensional leachate estimation through landfill. *J Hydr. Eng., Am. Soc. Civ. Eng.* **118**, No.2 , 306-322.

Aragno, M. (1988). The Landfill Ecosystem : A Microbiologist's Look Inside a "Black Box". In P. Baccini (Ed.), *The Landfill - Reactor and Final Storage*. Swiss Workshop on Land Disposal of Solid Wastes, Gerzensee: Springer-Verlag.

Blight, G. E., Novella, P. H., Stow, J. G. (2001). Increasing the field capacity of a landfill to retain leachate. *Proc. of the Int. Conference on In Situ Measurement of Soil Properties and Case Histories*. Bandung, Indonesia. 277-283.

Chian, E. S. K., & DeWalle, F. B. (1976). Sanitary Landfill Leachate and their Treatment. *Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE*, v.102(EE2), p.411.

Chian, E. S. K., Pohland, F. G., Chang, K. C., & Harper, S. R. (1985). *Leachate Generation and Control at Landfill Disposal Sites*. Paper presented at the International Conference New Directions and Research in Waste Treatment and Residuals Management, University of B.C. Vancouver, Canada.

Christensen TH, Cossu R & Stegmann R, CISA, Cagliari, Vol. 3, pp 481-90.

Ehrig, H. J. (1983). Quality and quantity of sanitary landfill leachate. *Waste Management and Research*, 1, 53-68.

Christensen, T. H., & Kjeldsen, P. (1989). Basic Biochemical Processes in Landfills, *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*: Academic Press.

Christensen, T.H. Cossu, R. & Stegmann, R., CISA, Cagliari, Vol.1, 59-66

McDougall, J.R. & Pyrah, I.C. (2001). Settlement in landfilled waste: extending the geotechnical approach. In *Proc. Sardinia 2001, 8th Intl. Waste Man. & Landfill Symp.* Eds.

Demetracopoulos, A.C., Korfiatis, G.P., Bourodimos, E.L. & Nawy, E.G. (1986). Unsaturated flow through solid waste landfills: model and sensitivity analysis. *Water Resources Bulletin, Am. Water Resources Assoc.* **22**, No.4, 601-609.

Demetracopoulos, A.C., Sehayek, L. & Erdogan, H. (1986). Modelling leachate production from municipal landfills. *J Env. Eng., Am. Soc. Civ. Eng.* **112**, No.5, 849-866.

Farquhar, G. J., & Rovers, F. A. (1973). Gas Production During Refuse Decomposition. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2(1973), 483-495.

M. V. Khire, C. H. Benson, P. Bosscher (1999): Field data from a Caspillary Barrier and Model Predictions with Unsat-H. *J. of Geot. and Env. Eng.* June:518-526.

Korfiatis, G.P., Demetracopoulos, A.C., Bourodimos, E.L. & Nawy, E.G. (1984). Moisture transport in a solid waste column. *J Env. Eng., Am. Soc. Civ. Eng.* **110**, No.4, 780-796.

Korfiatis, G.P., & Demetracopoulos, A.C. (1986). Flow characteristics of landfill leachate collection systems and liners. *J Env. Eng., Am. Soc. Civ. Eng.* **112**, No.3, 538-550.

McDougall, J.R. & Pyrah, I.C. (1999) Moisture effects in a biodegradation model for waste refuse. Sardinia '99, Proc. Sardinia '99 Seventh Waste Management and Landfill Symp. Eds

Miller, C.J. & Wright, S.J. (1988). Application of variably saturated flow theory to clay cover liners. *J. Hydr. Engr., Am. Soc. Civ. Engrs.* **114**, No.10, 1283-1300

Monteiro, V. E. D & Juca, J. F. T; (2001). Municipal Solid Waste Landfill Behavior Using Geotechnical Instrumentation. Proc. of the XV. ICSMGE, Istanbul, 2001, August. Vol.

Straub, W.A. & Lynch, D.R. (1982). Models of landfill leaching: moisture flow and inorganic strength. *J Env. Eng., Am. Soc. Civ. Eng.* **108**, EE2, 231-250.

Yuen S.T.S (1999) Bioreactor landfills promoted by leachate recirculation: A full scale study. PhD Thesis, University of Melbourne, Australia.

Wall, D.K. & Zeiss, C. (1995) Municipal landfill biodegradation and settlement. *A.S.C.E. J. Env. Eng.*, Vol. 121 No.3, 214-223

Williams, J. Prebble, R.E., Williams, W.T. & Hignett, C.T. (1983). The influence of texture, structure and clay mineralogy on the soil moisture characteristic. *Aust. J Soil Research* **21**, 15-32.

