



**SZEGEDI TUDOMÁNYEGYETEM**  
UNIVERSITAS SCIENTIARUM SZEGEDIENSIS  
**MÉRNÖKI KAR**

***SZENNYVÍZISZAPOK ANAEROB LEBONTHATÓSÁGÁNAK  
FOKOZÁSA ÉS NYOMON KÖVETÉSE***

***ENHANCING AND MONITORING THE ANAEROBIC  
DIGESTION OF WASTEWATER SLUDGE***

**TDK DOLGOZAT**

***Csatordai Viktória***

*IV. évfolyamos Biomérnök alapszakos hallgató*

*Témavezető:*

***Dr. Lemmer Balázs***  
*adjunktus*

*Konzulens:*

***Jákói Zoltán Péter***  
*tudományos segédmunkatárs*



**SZEGED**  
**2022.**

## TARTALOMJEGYZÉK

|          |                                                            |           |
|----------|------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>1</b> | <b>BEVEZETÉS.....</b>                                      | <b>3</b>  |
| <b>2</b> | <b>CÉLKITŰZÉS.....</b>                                     | <b>5</b>  |
| <b>3</b> | <b>SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS .....</b>                       | <b>6</b>  |
| 3.1      | Szennyvizek és tulajdonságaik .....                        | 6         |
| 3.1.1    | <i>Szennyvizek tisztítása .....</i>                        | <i>6</i>  |
| 3.2      | Szennyvíziszapok .....                                     | 7         |
| 3.2.1    | <i>Általános összetétel .....</i>                          | <i>8</i>  |
| 3.2.2    | <i>Szennyvíziszap típusok.....</i>                         | <i>9</i>  |
| 3.2.3    | <i>Szennyvíziszapok kezelése .....</i>                     | <i>9</i>  |
| 3.3      | Előkezelési módszerek .....                                | 11        |
| 3.3.1    | <i>Kémiai, biológiai és fizikai előkezelések .....</i>     | <i>11</i> |
| 3.3.2    | <i>Mikrohullámú előkezelés .....</i>                       | <i>13</i> |
| 3.3.3    | <i>Mikrohullámú sugárzás jellemzői.....</i>                | <i>13</i> |
| 3.3.4    | <i>Mikrohullámú sugárzás hatásai és alkalmazása.....</i>   | <i>15</i> |
| 3.3.5    | <i>Szennyvíziszap hasznosítása.....</i>                    | <i>16</i> |
| 3.4      | Dielektromos tulajdonságok .....                           | 17        |
| 3.5      | Kiegészítő anyagok a szennyvíziszap előkezelésben .....    | 19        |
| 3.6      | Biogáz előállítása szennyvíziszapból .....                 | 20        |
| 3.6.1    | <i>Anaerob fermentáció .....</i>                           | <i>21</i> |
| 3.6.2    | <i>A biogáz képződésének folyamata .....</i>               | <i>22</i> |
| 3.6.3    | <i>A biogáz termelődését befolyásoló paraméterek .....</i> | <i>24</i> |
| 3.7      | Fermentációs közegek viszkozitása .....                    | 25        |
| <b>4</b> | <b>ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK.....</b>                           | <b>26</b> |
| <b>5</b> | <b>EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK .....</b>                     | <b>31</b> |
| 5.1      | Biogáz-hozam és viszkozitás .....                          | 32        |
| 5.2      | Dielektromos tulajdonságok .....                           | 34        |
| 5.3      | Ko-fermentációs kísérletek .....                           | 39        |
| <b>6</b> | <b>ÖSSZEFOGLALÁS.....</b>                                  | <b>42</b> |
| <b>7</b> | <b>IRODALOMJEGYZÉK.....</b>                                | <b>44</b> |
| <b>8</b> | <b>KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS .....</b>                           | <b>50</b> |

## 1 BEVEZETÉS

Korunk egyik ökológiailag jelentős problémáját képezi az egyre nagyobb teret kapó iparosodás és népesség növekedés eredményezte jelentős mennyiségű hulladék. A szilárd halmazállapotú hulladékfajták mellett a különböző eredetű szennyvizek is a hulladékok egy csoportját képezik. A hulladékok megfelelő kezeléseknak történő alávétése a hulladékokban található értékes komponensek visszanyerésére és a környezetkárosító hatások minimalizálására adnak lehetőséget (Lachassagne, et al., 2015).

Az egyre gyarapodó gazdasági igényeket kielégíteni igyekvő ipar egyre nagyobb léptékű hulladék és szennyezőanyag termelését eredményezi, amelyekkel hosszútávon a hagyományos hulladékégető és szennyvíztisztító módszerek már nem lesznek képesek lépést tartani. A szennyvíztisztítási folyamatok során keletkező hulladékmaradvány a vízfázistól elválasztott sűrű fázis, a szennyvíziszap. A szennyvíziszap mennyisége az Európai Unió országaiban fokozatosan növekszik, azonban 1990 óta fókuszpontban áll a szennyvíztisztítási módszerek modernizálása és fejlesztése. A gazdasági potenciál szerint a megoldás a hagyományos hulladékkezelési módszerekkel kapcsolatos költségek és a megfelelő hulladékkezelés eredményezte egészségügyi költségek csökkenésében, valamint a biogáz és egyéb, a fosszilis tüzelőanyagokat helyettesítő bioüzemanyagok felhasználásában rejlik, ezzel redukálva az energiaköltségeket. E célok elérése érdekében a szennyvízkezelési műveletek a szennyvíziszap gondos kezelését is igénylik (Zsirai, 2011).

A szennyvíztisztítási technológiák korszerűsödésének, valamint hatékonyságának növekedése a kibocsátott tisztított víz minőségi paramétereinek folyamatos javulását eredményezi. A vízminőség javulásával és a tisztított szennyvíz hányadának növekedésével egyidejűleg azonban az ipari szennyvíztisztítók és a kommunális szennyvíztisztító létesítmények gyakorta szembesülnek a keletkező szennyvíziszapok kezelésének - ártalmatlanítás, tárolás, szállítás, hasznosítás - nehézségével. A szennyvíztisztító telepek számára a szennyvíziszap kezelése kritikus lépésnek minősül az ásványi anyagok kinyerése, a tiszta víz, valamint a bioenergia előállításának vonatkozásában (Song, et al., 2019). A szennyvíziszap kezelés költségességének mivoltából fakadóan a szennyvíziszap kezelése és hasznosítása az iparban és a kutatás-fejlesztés területén egyre meghatározóbb szerepet tölt be.

A megújuló energia és a szerves anyagok iránti egyre fokozódó globális kereslet növekedésének kielégítésére a szerves hulladékok, köztük a szennyvíziszapok is kiváló alternatívaként szolgálnak. Ezen források a hőenergia előállításának alapját képezik mind a hagyományos, mind pedig a fejlődő technológiák szempontjából is. Mindemellett a szennyvíziszapok a talaj javítására, valamint remediációjára is használhatók, amennyiben az alkalmazott technológia lehetővé teszi a termék megfelelő minőségének fenntartását. A szennyvíziszap ilyen jellegű újrafelhasználása a hagyományos hulladékkezeléshez és

hulladéklerakáshoz képest gazdaságilag praktikusabb utat biztosít, illetve környezeti szempontból is fenntarthatóbb (Kacprzak, et al., 2017).

Az Európai Biogáz Szövetség statisztikai jelentésének 11. kiadásában elemezte a biogázban rejlő lehetőségeket. A jelentés alapján az európai biogáz-termelés ma már az Európai Unió igényének 4,6%-át fedezheti. Az ütemterv szerint - a növekvő gázigények figyelembevételével - 2050-re a biogáz-termelés a földgázigény 30-40%-át nyújthatja. 2020-ban Európában például a biogáz-termelés 191 TWh-nak adódott. Az elmúlt évtizedben a biogáz-termelés meredeken növekvő tendenciákat mutatott, 2020-ban már kétszerese volt a 2019-es növekedésnek. A riport alapján megállapítható, hogy a közeljövőben az ipari eredetű szennyvizek meghatározó alapanyagként szolgálnak majd biogáz-termelés szempontjából. A biogáz végfelhasználói alkalmazását tekintve az elmúlt évtizedben megfigyelhető volt, hogy a közlekedési szektorban nagyfokú kereslet tapasztalható a biogáz iránt. Egyre több ország tesz javaslatot a biogáz bio-LNG-ként vagy bio-CNG-ként történő felhasználására a közlekedési ágazatban (<https://www.europeanbiogas.eu>).

Magyarországi viszonylatban az eredeti tervek menetrendje szerint a hazai biogáz-potenciál 2030-ra a földgázfogyasztásunk 1%-nak kiváltására ad reális lehetőséget, ami számszerűen évi 85 millió m<sup>3</sup>-nek felel meg. A prognózis alapján a biogáz-termelésben még számottevőbb növekedés is várható, a termelés felfuttatásával a fosszilis-földgázimportunk akár 25%-a is kiváltható lesz (<https://klimapolitikaiintezet.hu>).

A témaválasztásom oka a környezetvédelmi kérdések iránti érdeklődésem volt, ugyanis a szennyvíziszapok lebontása során termelődő biogáz potenciális alternatívaként szolgálhat a kimerülő félben lévő fosszilis energiahordozók felhasználásának csökkentésére. Mindemellett a jelenlegi világviszonylatban jellemző energiaválság olyan ajtókat nyithat a megújuló energiaforrások kiaknázására, amelyekben a biogáz, mint alternatíva, elsődleges szerepet kaphat.

## 2 CÉLKITŰZÉS

Kutatásom céljául tűztem ki, hogy a biológiai kezelések csoportjába tartozó anaerob fermentáció szennyvíziszapra gyakorolt hatását vizsgálom. Az emésztési folyamat folyamatos felülvizsgálata és adott pillanatbeli állapotának feltérképezése kiemelten hangsúlyos szerepet tölt be a lebontás sikerességnek elérése érdekében. Ebből kifolyólag kutatásom során két olyan monitorozási technikát vizsgáltam, amely potenciálisan alkalmas lehet az emésztési folyamat ellenőrzésére. Mindezt, a fermentációs közegben lejátszódó dielektromos paraméterek - úgymint a dielektromos állandó és a dielektromos veszteségi tényező -, valamint a dinamikai viszkozitás értékek megváltozásán keresztül monitoroztam az anaerob fermentáció különböző szakaszai során. Vizsgálataimat húsipari eredetű szennyvíziszap minták anaerob lebontásával végeztem.

Sok élelmiszeripari szennyvíziszap (így az általam vizsgált is) biogáz-termelés szempontjából előnytelen C/N aránnyal rendelkezik, amelynek javítása céljából magas lignocellulóz tartalmú növényi melléktermék (kukoricacsutka-őrlemény) bekeverését alkalmaztam.

A tradicionális hőközlési eljárások alternatívájaként az elmúlt évtizedekben egyre elterjedtebbé vált a mikrohullámú energiaközléses műveletek vizsgálata. Széles körben való elterjedésének oka, hogy gyors, hatásos és intenzív módszer, ezért a szennyvíziszap-előkezelésekben is hatékony alternatíva lehet. Mindezek figyelembevételével kutatásom egy másik célkitűzése az élelmiszeripari eredetű szennyvíziszap mikrohullámú előkezelésének vizsgálata volt. A vizsgálatok során arra kerestem a választ, hogy a mikrohullámú besugárzás milyen mértékben befolyásolja a biogáz-kihozatal mutatóit, valamint a fermentációs közeg dielektromos paramétereit és reológiai tulajdonságait.

### 3 SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS

#### 3.1 Szennyvizek és tulajdonságaik

Az elmúlt 30 év során a víz kémiai és biológiai szennyezettségével kapcsolatos környezetvédelmi kérdések a társadalom, az állami hatósági szervek és az ipar számára is meghatározó szerepet töltenek be. Az ipari és háztartási felhasználásra szánt szintetikus szerves vegyszerek gyártása drámaian megnövekedett, amely párhuzamba állítható a szennyvizekben és szennyvíziszapokban tapasztalható szerves szennyeződések előfordulásának és koncentrációjának növekedésével, amely a szerves anyagok lebonthatóságát nehezíti (Crini, et al., 2018).

A szennyvíz a víz szennyezett formája, amelyet kategorizálva beszélhetünk lakossági szennyvízről, ipari és mezőgazdasági tevékenységből származó szennyvízről, valamint a csapadékvizet szennyező, törmeléket, szemcsés anyagokat és különböző vegyszereket tartalmazó szennyvízről. A szennyvíz mennyiségét és minőségét több tényező határozza meg. Eredettől és minőségtől függően számos szennyezőt tartalmazhatnak, amelyek mennyisége és koncentrációja szintén a forrásuktól függ. Gyakori szennyezőanyagok a baktériumok, vírusok, egysejtűek, szerves hulladékok (trágya, biológiailag lebomló szerves anyagok), szervesetlen anyagok (sók, savak, nehézfémek), szervesetlen növényi tápanyagok (nitrátok, foszfátok), szerves vegyületek (olajok, kőolajszármazékok, mosószerek, növényvédőszer, rovarirtószer, hordalékanyagok, talajrézecskek, homok) (Mogens, et al., 2008).

##### 3.1.1 Szennyvizek tisztítása

A szennyvizek tisztítása kulcsfontosságú szerepet tölt be az élőlények és a környezet szempontjából egyaránt. A szennyvizek tisztításának egyik fókuszpontjában a szennyvíz szennyezőanyag-tartalmának csökkentése áll a természetbe történő visszavezetése előtt, nagymértékben hozzájárulva ezzel az állóvizek és folyóvizek védelméhez. A folyóvizek tisztaságának megőrzése az ivóvízellátás akadálymentesítését is lehetővé teszi. A természetes vizek öntisztuló képességének korlátozottságából kifolyólag a szennyvizek tisztítása tehát ökológiai védelmet biztosít, valamint a mérgező komponensek, gyógyszermaradványok, nehézfémek és a szennyvizekben megtalálható egyéb szennyezőanyagok koncentrációjának csökkentése az élővilág biztonságához is hozzájárul. Mindemellett a tisztítási folyamatok eredménye a nemkívánatos fertőzések és a bűzképződés megelőzése. Mindezek megvalósulásának okán a szennyvíztisztító telepek célja a nyers szennyvíz elfogadható minőségű kifolyó vízzé alakítása több lépésen keresztül, illetve a többlépcsős fokozatokban eltávolított szilárd anyagok megfelelő módon történő ártalmatlanítása (<https://miviz.hu/>).

Az első lépés az elsődleges tisztítás, amely során a szennyvíz mechanikai tisztítása történik, melynek során a lebegő és az ülepedni képes szerves- és szervesetlen anyagok kerülnek eltávolításra a szennyvízből. Lehetséges módszert jelenthet a durvarácsos tartályon történő

átengedés, valamint a szűrés, amely 60-70 százalékát képes eliminálni a szennyvízben jelenlévő szennyezőknek (Haandel, et al., 2019).

Az elsődleges tisztítás végeredményeként a részlegesen megtisztított szennyvíz a biológiai tisztítási fázisba kerül át, ahol mikroorganizmusok közreműködésével történik meg a szennyvízben oldott formában előforduló szerves szennyezőanyagok eltávolítása. A tisztításra kevertetett és levegőztetett medencék állnak rendelkezésre, amelyeknek részét képezik a fakultatív- és obligát aerob medencék. Lényegük, hogy míg a fakultatív rendszer szolgálhat anaerob reaktorként az igényeknek megfelelően, addig az obligát aerob tartály csak levegőztetés mellett üzemképes. A biológiai kezelések hatására keletkezett, aktivált állapotú fölös iszap levegőztetett tartályba kerül, ahol további mikroorganizmusok segítségével az iszapban lévő szennyezőanyagok lebontásra kerülnek. Az így kapott iszap jelenti azt a szennyvíziszapot, amely később biogáz-termelésre felhasználható (Antoine, 2018).

A szennyvíztisztítás harmadlagos fázisában a már organikus anyagoktól megtisztított víz kémiai tisztítási folyamatoknak történő alávetése következik, ahol derítószer (például klór) alkalmazásával, majd a megtisztított víz szűrő- és fertőtlenítő tankokon keresztüli átvezetésével újrafelhasználható kifolyóvíz keletkezik (Antoine, 2018).

A konvencionális szennyvíztisztító rendszerek mellett egyre elterjedtebbek azok a változatok, amelyek a szennyvízkezelés valamely specializált módjára képesek. Ezek előnye, hogy növelhető a szennyvíztisztítás hatékonysága azáltal, hogy emberi beavatkozás által megváltoztatják a beérkező szennyvíz áramát vagy a levegőztető rendszerek működését. A membrános bioreaktorok szintén szennyvíztisztítási alternatívaként szolgálhatnak csakúgy, mint a nitrátok és a foszforvegyületek eltávolítására specializálódott rendszerek (Haandel, et al., 2019).

### **3.2 Szennyvíziszapok**

A szennyvízkezelési folyamatok során melléktermékként keletkező, vízfázistól elválasztott sűrű fázist iszapnak nevezzük. A hagyományos szennyvíztisztító telepeken a szennyvíz kezelése során, két helyen történik szennyvíziszap leválasztás. Nyers iszap leválasztása történik az előülepítőből, és fölös iszap eltávolítás zajlik az utóülepítőből (Barótfi, 2000). A szennyvíztisztítás során az elsődleges kezelés után visszamaradt iszapot primer szennyvíziszapnak nevezzük, amelynek túlnyomó részét szilárdanyag építi fel, mely gravitációsan ülepszítható (Pál és Andó, 2000). A másodlagos kezelés eredményeként létrejövő iszapot szekunder szennyvíziszapnak nevezzük, ami a lebegő és az oldott szerves anyagok biokémiai lebontása során keletkezik (Henze, et al., 1997).

Az iszap kezelése a szennyvíztisztítás egyik lényegi eleme, ugyanis a szennyvíziszapban található patogén mikroorganizmusok és toxikus szennyezők potenciális veszélyforrást jelentenek mind az élő szervezet, mind pedig a környezet szempontjából. A szennyvíziszap

ártalmatlanítására biológiai, fizikai és kémiai kezelések is egyaránt alkalmazhatóak. A modern szennyvíztisztítási eljárásoknak köszönhetően a szennyvíziszapokban jelenlévő szennyezőanyagok a kiindulási értékek töredékére csökkennek, azonban a szerves anyag tartalom továbbra is magas marad, ezért jól hasznosítható például a mezőgazdaság számára. A szennyvíziszap kezelések célja az iszap térfogatának, víztartalmának és fertőzőképességének csökkentése, mielőtt a környezetbe kerülnének újrafelhasználásra, hulladéklerakóba vagy hulladékégetőbe. Ezen műveletek elvégzésére szolgáló berendezések költsége a tisztítótelep teljes beruházásának körülbelül egyharmada. Az iszapkezelés a működési problémák megközelítőleg 90 százalékáért felelős, ezért elengedhetetlen a megfelelően megtervezett és hatékonyan működtetett iszapkezelési folyamat és ártalmatlanítás (Ruffino, et al., 2015).

### **3.2.1 Általános összetétel**

A szennyvíztisztító telepek által a tisztítási folyamatok során generált szennyvíziszap meglehetősen veszélyes hulladék. A szennyvíziszap jelentős hányadát víz képezi, amely az iszap összetételének 80-90 százalékát adja, ezért vizes rendszerről beszélhetünk. Emellett tartalmazhat nehézfémeket, patogén mikroorganizmusokat, vírusokat, gyógyszermaradványokat és egyéb szennyezőket is, az iszap forrásától függően, tehát a szennyvíziszap összetétele a szennyvíz összetételétől, valamint az alkalmazott tisztítási eljárásoktól függően jelentősen eltér (Dai, et al., 2007). Legfőbb szerves felépítő elemei a nitrogén, foszfor, kálium, kalcium és a magnézium. Mindemellett számos nyomelem is a részét képezi, úgymint a fémes elemek és a szerves vegyi nyomelemek (Sommer, 1977). Egy közelmúltbeli tanulmány szerint a szennyvíziszapból származó nitrogéntartalmú anyagok a vizek partjai mentén évente körülbelül 6,2 millió tonna, amely szignifikánsan hozzájárul a káros algavirágzásokhoz, az eutrofizációhoz, valamint az óceánok holt zónáinak létrejöveteléhez (Mowbray, 2022). Mindemellett a nitrogén eltávolításának célja a szennyvíziszapból visszanyerhető energia-visszanyerés maximalizálása.

A szennyvíziszapok pontos alkotóelemeinek meghatározására elengedhetetlen az analitikai vizsgálatok elvégzése, ugyanis felépítő komponenseik koncentrációja az adott iszap származási helyének függvénye. Ebből kifolyólag pedig a tisztítás céljából meghatározó, egy-egy kiemelt paraméter vizsgálatával összehasonlítási alapot kaphatunk. Ilyen meghatározó paraméter lehet többek között a tápanyag komponensek (például nitrogén, kálium, foszfor) vagy a nehézfémek koncentrációjának meghatározása. Amennyiben a végcél ezen paraméterek feldolgozása és eltávolítása a szennyvíziszapból, akkor a paraméterek az iszapban megtalálható formájának felvételére alkalmas mikroorganizmusok vagy akár nehézfémek felvételére alkalmas növények megválasztásával véghez vihető (Panepinto és Genon, 2014).

A szennyvizek és iszapok heterogén összetétele miatt azok egy-egy összetevőre való vizsgálata igen összetett, számos esetben idő-és költségigényes folyamat, így a gyakorlatban és

a jogi szabályozásokban a különböző összegparaméterek használata vált elterjedté, ilyen összegparaméter a kémiai oxigénigény (KOI), a teljes szerves széntartalom (TOC), valamint a biokémiai oxigénigény (BOI). A KOI értékét erélyes oxidálószer segítségével határozzák meg, tehát minden oxidálható elem befolyással van az értékére (Dai, et al., 2019). A KOI-val szemben a TOC csak a szerves komponensek széntartalmát adja meg, így anaerob rothasztás esetén relevánsabb érték lehet (Cossu, et al., 2017). A BOI a mikrobák által felhasznált oxigén mennyiségét adja meg, így az aerob bonthatóság szempontjából különösen releváns paraméter (Zheng, et al., 2020).

### **3.2.2 Szennyvíziszap típusok**

A szennyvíziszapok igen változatos összetételéből fakadóan nem minden komponens esetében találhatók törvényi előírások azok kibocsátásának határértékére. A szennyvíziszapban lévő számos vegyület – például nehézfémek – összetartalma nem megbízható indikátora a toxicitásnak, ezért a rendszeres ellenőrzés alapvető fontosságú a mérgező komponensek ökoszisztémába való kibocsátásának korlátozása érdekében. A legjelentősebb szennyvíziszap-termelő helyek a szennyvíztisztító telepeken kívül, a mezőgazdaság, gyógyszer- és vegyipar, valamint az állattenyésztési-, és feldolgozási telepek. A lakossági és ipari tevékenységből származó szennyvíziszapok összetételében szélsőséges eltérések nem tapasztalhatóak. Ezen iszapok már jellemzően a levegő szennyezőanyagaival, valamint az egyre fokozódó mennyiségű tisztítószer használat miatt mérgező komponensekkel dúsítottak. A leglényegesebb veszélyforrást a nehézfémek mennyisége jelenti, amelyek tisztítása és kinyerése is körülményes. A nehézfémek ugyanis nehezen immobilizálhatóak, azaz nehezen köthetőek meg az iszaptól, ezért ezek tisztítása és kinyerése esetében speciális berendezések használatára, vagy például növények és gombák közreműködésével bioremediáció alkalmazására van szükség (Janas, et al., 2018). Előfordulnak azonban olyan szennyvíziszapok is, amelyek kimagasló veszélyforrást jelentenek, ugyanis jelentős mennyiségben tartalmaznak biodegradációval nem, vagy csak kismértékben lebontható vegyületeket - mint például a bányászati tevékenységből származó bányaiszapok (Fijalkowski, et al., 2017).

Kiemelkedő veszélyességű iszapok az olajipar által generált veszélyes hulladékok, az olajiszapok, valamint a bányászati tevékenység során keletkező bányaiszapok. Az olajiszap mennyisége évente körülbelül 160 millió tonna, és több mint 1 milliárd tonna halmozódik fel világszerte. Az olajiszapok főként vízből, üledékekből, kőolajból és nehézfémekből épülnek fel. Az olajiszapok kezelése a fizikai-kémiai és biológiai kármentesítésre összpontosít (Ramirez, et al., 2021).

### **3.2.3 Szennyvíziszapok kezelése**

A keletkező szennyvíziszapok tulajdonságai, valamint környezetvédelmi és közegészségügyi kockázatai szoros korrelációban állnak az alkalmazott kezelés módszerével.

A kezelési eljárás helyes megválasztásához figyelembe kell venni a szennyvíztisztítási technológia legkritikusabb tényezőjét, a szennyvíziszap elhelyezésének és hasznosításának lehetőségeit, illetőleg az adott szennyvíziszap forrásának tekinthető szennyvíz összetételét. A szennyvíziszap kezelésének célja az iszap nedvességtartalmának csökkentése, vízteleníthetőségének javítása, a bűzterhelés és fertőzőképesség mérséklése vagy teljes megszüntetése (Juhász, 1990). Az iszapkezelési eljárások során kinyert vegyületek újrafelhasználhatóak, azonban ezen vegyületek szennyvíziszapból történő kinyerése sokszor körülményes, komplikált és speciális berendezéseket igénylő folyamat. A szennyvíziszapok ártalmatlanítására, valamint az újrafelhasználható vegyületek kinyerésére léteznek kevésbé speciális, egyszerűbben elérhető kezelési eljárások is.

A szennyvíziszap kezelése előtt szükség van az iszap stabilizálására. Az iszapstabilizálás aerob és anaerob folyamat révén is egyaránt lejátszódhat. Mindkét rendszer sajátossága, hogy a baktériumok az iszapot a kezelés, illetve a végső elhelyezés előtt tovább stabilizálják, egyszerűbb vegyületekké modifikálják. Nagyobb hatásfokú iszapstabilizálás elérése érdekében lehetőség van különféle stabilizátorok alkalmazására, amelyek lehetnek szerves vagy szervetlen anyagok, de a kettő kombinálása is potenciális lehetőséget biztosít a stabilizálás eredményességének elérésében. A stabilizátorok legtöbb esetben olyan szilárd anyagok, amelyek költséghatékonyan, viszonylag egyszerű úton elérhetőek. Stabilizátornak minősíthető a fafeldolgozó ipar által nagymennyiségben termelt melléktermék, a fűrészpor. További stabilizátor lehet még a cementpor, de akár a hamu is (Sharma és Reddy, 2004).

Az iszapkezelés egyik fontos eljárása az iszapsűrítés. A sűrítés célja a kezelendő iszap térfogatának csökkentése, az iszap víztartalmának redukálásával. A sűrítés technológiai elemei közé tartozik a gravitációs sűrítés, a flotációs sűrítés és a dinamikai sűrítés is. Az ipari gyakorlatban a gravitációs és a flotációs sűrítés alkalmazása terjedt el széles körben, a dinamikai sűrítés jellemzően csak speciális esetekben kerül előtérbe. A gravitációs sűrítés természetes úton történő lezajlása során tölcséres sűrítőket applikálnak. Ezenfelül a mesterséges úton történő gravitációs sűrítésnél beépített keverő berendezéseket működtetnek. Gyakran alkalmazott eljárás a keverés, ugyanis eredményeként az iszap nem tapad fel az oldalfalra és a részecskék közötti nyírófeszültség csökken. Előnye, hogy nem igényel szerteágazó szakértelmet, valamint alacsony üzemeltetési költsége miatt a kisebb szennyvíztisztító telepek számára ideális megoldást kínál. A flotációs sűrítés alapját a finombuborékos eljárás adja. Ennek lényege, hogy levegőbevitel hatására a levegőbuborékok a koagulált, majd a flokkulált iszaprészekhez tapadnak, amelyek a tartály felszínére kerülnek, majd onnan leföldrözéssel eltávolításra kerülnek. A dinamikus iszapsűrítés vázát képezheti valamilyen külső vibrációs hatás, centrifugálás, valamint membránszűrés is (Barótfi, 2001).

### 3.3 Előkezelési módszerek

A biogáz-termelésre felhasználható, magas szerves anyag tartalmú iszapok a Föld biomassza tömegének részét képezik. Számos olyan, biomassza előkezelési eljárás létezik, amely a biomassza energetikai célú hasznosításának, így az anaerob rothasztás hatékonyabbá tételére is alkalmas. A következőkben ezen módszereket szeretném bemutatni.

A szennyvíziszap előkezelések az iszap szerkezetének megváltoztatására, a biológiai úton nehezen bontható vegyületek bontására irányulnak a mikrobiális sejtszerkezetek és egyéb komplex anyagok szerkezetének felszakítása által, amely eredményeként az intracelluláris sejtnedv kiszabadul és a szerves anyagok felszabadulnak. Ennek köszönhetően az iszap nedvességtartalmának eltávolítása egyszerűbb lesz, valamint a biológiai ártalmatlanítási és egyéb iszapkezelési eljárásokban az értékes komponensek így hasznosíthatóvá válnak, azaz megnövelik a biológiai bonthatóságot (Antoine, 2018).

Az iszapok előkezeléséhez hasonlóan az egyéb biomassza alapú anyagok előkezelésének pozitív hatása a kezelni kívánt anyag szerkezetének megbontásán, a jobb hozzáférhetőség biztosításán alapszik (Deepanraj, et al., 2017). A Szegedi Tudományegyetem Mérnöki Karán számos kutatás folyt már a lignocellulóz tartalmú anyagok előkezelésével kapcsolatban (Beszédes, et al., 2011; Varlı, et al., 2020). A lignocellulóz alapú melléktermékek és hulladékok felhasználhatóak kiegészítő tápanyagként is az iszapok anaerob rothasztása során. Ilyen módon a rothasztás során alkalmazott kedvezőbb C/N aránynak köszönhetően magasabb biogáz-hozam érhető el (Mao, et al., 2015). Lehetőség van a kiegészítő tápanyag előkezelésére is, ez történhet önmagában, vagy a kezelni kívánt iszaphoz hozzáadva is egyaránt.

Az előkezelés módszerének, valamint az előkezelni kívánt anyag gondos megválasztása mellett számos eljárás létezik a lebontó folyamatok hatékonyságának növelésére is. Egyes módszerek molekuláris szinten változtatják meg a lebontani kívánt anyagok kémiai felépítését és növelik komponensek hozzáférhetőségét. Másoknál a célkitűzés nem a felhasznált alapanyagok strukturális átalakítása, hanem a lebontó folyamatokban résztvevő mikroorganizmusok működésének közvetlen befolyásolása. Általánosságban azonban elmondható, hogy az összes módszer által kiváltott hatás nem csak a kezelt reakciókomponensre lesz befolyással, hanem a mikroorganizmusokra és azok működésére is, akár serkentő, akár gátló hatásról legyen szó (Mirmohamadsadeghi, et al., 2021).

#### 3.3.1 Kémiai, biológiai és fizikai előkezelések

A szennyvíziszapon végzett kémiai előkezelések sav, illetve lúg adagolásával a pH megváltoztatásán keresztül a sejtek roncsolására, valamint a hidrolízis elősegítésére összpontosítanak. A kémiai előkezelések csoportjába tartoznak még a nagyhatékonyságú oxidációs eljárások is, amelyek egyes iszapkomponensek vagy sejtfalak oxidációs átalakítására

fókuszálnak. Az előkezelések sikerességét nagymértékben befolyásolja a kezelt anyag milyensége és a reakciókörülmény (Ruffino, et al., 2015).

A kémiai előkezelések egyik fajtája a savas előkezelés. Savas előkezelés során a gyakorlatban legáltalánosabban a sósav (HCl) és a kénsav (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) használata terjedt el. Savas előkezelést lignocellulózban gazdag biotomassza kezelése esetén is érdemes alkalmazni, ugyanis a savak nagyobb affinitást mutatnak a szerves anyagok felé, mint a lúgos reagensek. Savas előkezelés alkalmazásával jó hatékonysággal bontható a lignocellulóz, azonban számításba kell venni, hogy a kezelés elősegíti a toxikus vegyületek képződését is. Ilyen például a furfurool, amely a fermentációt végző mikrobák számára erős inhibitorként hat. Másrészt a savas kezelés árnyoldalát adja, hogy alacsony, akár pH=2 kialakulását is eredményezheti, amely a fémekre nézve erősen korrozív. Mindezek figyelembevételével a gyakorlatban a savas előkezelések alkalmazása csak indokolt esetben célszerű a pH szigorú monitorozása és szinten tartása mellett (Devlin, et al., 2011).

A kémiai előkezelések egy másik csoportját a lúgos előkezelések képviselik, melyek szintén hatékonyak lehetnek mind az iszap, mind pedig a lignocellulóz előkezelésében. Lúgos előkezelések során általában nátrium-hidroxidot (NaOH) használnak, amely hatását azáltal fejti ki, hogy elősegíti a ligninek lebontását, ezáltal pedig elérhetőbbé téve a ligninben található polimereket. Ezenkívül a lúgok pufferként történő használata elősegíti a mikroorganizmusok optimális pH szükségletének fenntartását. Ezzel szemben kísérletek alátámasztják, hogy a hőmérséklet és a pH növekedésének mértékétől függően nagymennyiségű NaOH lúg használata nem fokozza, hanem gátolja a ligninlebontási folyamatot (Behera, et al., 2014).

A Fenton-oxidáció például egy olyan nagyhatékonyságú oxidációs eljárás, amely a sejtalkotók és az iszapban kötött állapotban lévő víz felszabadítására kiválóan használható hidrogén-peroxid és vasionok jelenlétében, mint katalizátorok. A vas, mint katalizátor költséghatékonyan hozzáférhető, nem toxikus és a környezetben általánosan előforduló fém, ezért is lehet közkedvelt a gyakorlatban (Zhen, et al., 2017). Az ózonos előkezelés szintén egy népszerű nagyhatékonyságú oxidációs eljárás, amely különlegességét az képezi, hogy az eljáráshoz nincs szükség vegyszerekre. Az ózonos előkezelés célja a szerves anyagok részleges oxidációja és hidrolízise. A kezelés során a nagyobb molekulák kisebbekre esnek szét, ezáltal a nehezebben lebomló vegyületek könnyebben bomló vegyületekké alakulnak át (Behera, et al., 2014).

A biológiai előkezelések célja a sejtfaának vagy annak bizonyos komponenseinek lebontása a mikroorganizmusok saját enzimeinek, vagy hozzáadott enzimek/mikroorganizmusok alkalmazásával. A biológiai előkezelések során alkalmazott mikroorganizmusok metabolitjainak felhasználásával a biotomasszából etanol állítható elő,

amely egy ígéretes módszer, ugyanis környezetbarát, valamint kisebb vegyszerigényű eljárás (Ferdes, et al., 2020).

A lignocellulóz biológiai előkezelésének molekuláris célja a lignin eltávolításának maximalizálása, valamint a cellulóz kristályos szerkezetének megbontása annak érdekében, hogy hozzáférhetőbbé váljanak az enzimek és mikroorganizmusok számára. Ezen előkezelések - a biogáz termelés mutatóinak javítása tekintetében - enzimek, gombatörzsek és mikrobapopulációk alkalmazására fókuszál aerob és anaerob körülmények között egyaránt (Ferdes, et al., 2020).

A fizikai előkezelések csoportjába tartoznak a homogenizálók, ultrahangos, vagy olyan egyéb aprítóberendezések, amelyekkel a sejtfalak integritása csökkenthető. A mechanikai eljárások esetében a sejtek szétroncsolásához szükséges energiát nyomási, transzlációs vagy forgási energia formájában biztosítják. Az iszapban jelenlévő szilárdanyagokat feszültség alá helyezve a szilárdanyagok deformációja, majd kisebb komponensekre történő szétesése következik be. A mikroorganizmusok sejtfalának integritása mindaddig ellenáll az alkalmazott feszültségnek, ameddig a feszültség kisebb, mint a sejtfal szilárdsága. Mechanikai előkezelésre használható aprítóberendezések lehetnek például a kevertetett golyósmalmok, nagynyomású homogenizátorok vagy az ultrahangos dezintegrátorok (Müller, 2001).

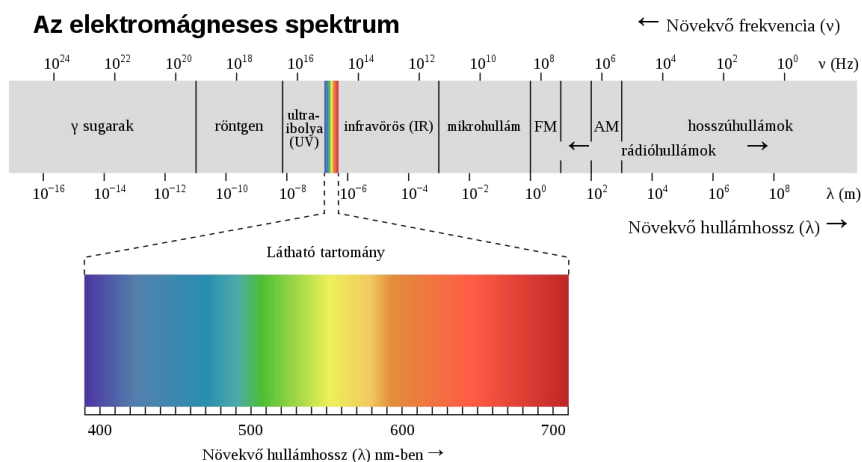
### **3.3.2 Mikrohullámú előkezelés**

Az előforduló kezelési eljárások közül a termikus módszereket alkalmazzák a legszélesebb körben. A termikus iszapkezelés és előkezelés témakörében rendelkezésre álló több évtizedes tapasztalatok igazolják az eljárás hatékonyságát. A termikus kezelések fókuszpontjában az iszap lebonthatóságának fokozása, valamint bűzterhelésének és mikrobiális kockázatának mérséklése áll. A konvencionális hőkezelési eljárások alternatívájaként az utóbbi néhány évtizedben egyre elterjedtebbé vált a mikrohullámú energiaközléses módszerek vizsgálata. A molekulák váltakozó elektromágneses mező hatására bekövetkező dipólusos forgása következtében hőfejlődés valósul meg, amely a sejtekben lévő folyadékot forráspontig melegíti. A hőhatás létrejötte és átadása függ a kezelt anyag strukturális felépítésétől, ezért az energia disszipációja az atomok és a molekulák dielektromos jellemzőinek függvénye. Mindezek figyelembevételével megállapítható, hogy a melegítés szelektívvé tehető. Mindez különbözik a hagyományos termikus hőkezelési módszerektől, a kondukció és a konvekció hatásmechanizmusától (Antonio, et al., 2005).

### **3.3.3 Mikrohullámú sugárzás jellemzői**

A mikrohullámú sugárzás az elektromágneses spektrum azon tartománya, amelynek frekvenciája 0,3 GHz és 300 GHz, hullámhossza 1 mm és 1 m között helyezkedik el (3.1 ábra). A teljes elektromágneses spektrumot tekintve a mikrohullám a rádiófrekvenciás- és az infravörös sugárzás között található. A mikrohullámú energiaközlésen alapuló háztartási- és

ipari készülékek használata manapság már nagyon széles körben elterjedt, ennek oka pedig a mikrohullámú hőeltés eredményezte számos előnyös tulajdonság. Ezen tulajdonságok a hullámterjedési jellegzetességeire vezethetők vissza (Antoine, 2018).



**3.1. ábra** A mikrohullámú sugárzás elhelyezkedése az elektromágneses spektrumon

A laboratóriumi kísérletekhez leggyakrabban használt mikrohullámú berendezések által generált mikrohullám frekvenciatartománya (2450 MHz vagy 945 MHz) nem hordoz elegendő energiát az elsődleges kémiai kötések felszakításához. Ennek ellenére az iszapkezelésben ígéretes előkezelési alternatívaként szolgál a biológiai lebonthatóság hatékonyabbá tételére (Zhang, et al., 2003). Kutatások igazolták, hogy a mikrohullám az eleveniszap dezintegrációjára hatékonyan alkalmazható, az iszap fizikai-kémiai tulajdonságainak megváltoztatásán keresztül (Damm, et al., 2012). A mikrohullámú sugárzásnak továbbá befolyása van a szerves savak koncentrációjának mértékére is az anaerob fermentáció savképző szakaszában. Mindemellett csökkenti a fermentációs közeg abszolút viszkozitását, fokozza az iszap vízteleníthetőségét és a szerves komponensek oldódását is, amely a mikroorganizmusok számára az esszenciális vegyületek biohasznosulását segíti elő (Ahn, et al., 2009). Ezzel szemben a mikrohullámú besugárzás csökkentheti a mikroba-tartalmat, ezért evidens és feltétlenül szükséges a megfelelő besugárzási paraméterek beállítása.

A mikrohullám előkezelésként történő alkalmazása elősegíti a szerves molekulák, így a lignin és a cellulóz közötti kötések felhasadását is. A kezelés alaptétele, hogy a mikrohullám szelektíven a poláros molekulákra gyakorol számottevő hatást a váltakozó elektromágneses tér révén (Kim és Dale, 2004). A biomassza- és így a szennyvíziszap-előkezelés tekintetében ez kifejezetten előnyös, ugyanis az iszap elegendő vizet tartalmaz ahhoz, hogy hatásosan melegedjen, a víz erősen poláros tulajdonságának köszönhetően. A biomasszát alkotó vízmolekulák, a biomasszában lévő egyéb molekulákkal szemben nagyobb mértékben abszorbeálják a sugárzást. Ennek oka, hogy a mikrohullámú sugárzás sejtkomponens szintű

abszorpciója következtében a sejttálmány víztartalma halmazállapot-változáson megy keresztül, ami a sejtfalra ható nyomásnak egy kritikus szintet meghaladó értéke esetén a sejtfal integritásának megszűnéséhez vezet (Zhao, et al., 2017).

Az anyagokat attól függően, hogy milyen viselkedést mutatnak mikrohullámú besugárzás hatására, három csoportba sorolhatjuk. Vannak az elnyelők - dielektrikumok, abszorbeálók -, mint például a víz. Az áteresztők csoportját képezik a transzparens anyagok, úgymint például a teflon. A harmadik nagy csoportba a visszaverők tartoznak, ezeket reflektáló anyagoknak nevezzük, ilyen tulajdonságúak például a fémek. Az anyagok sugárzást elnyelő-, és visszaverő képessége legfőképp a dielektromos tulajdonságaiktól függ, ezért a dielektrikumok magas, az áteresztő anyagok alacsony dielektromos veszteségi tényezővel rendelkeznek. Ennek következtében a magas dielektromos veszteségi tényezővel rendelkező komponensek abszorbeálják a mikrohullámmal besugárzott energiát, azaz szelektív melegítés jön létre. Ezzel szemben az alacsony dielektromos veszteségi tényezőjű komponenseken a mikrohullámú sugárzás kis elnyelődéssel, vagy elnyelődés nélkül keresztülhatol (Leadbeater, 2011).

A mikrohullámú energiaközlés gyors és intenzív módszer, hiszen, rövid idő alatt magas hőmérséklet érhető el. Az élelmiszeripari szennyvíziszap esetében például önmagában a mikrohullámú előkezelés is nagy hatékonysággal alkalmazható, de különböző előkezelési módszerekkel kombinálva a kezdeti energiaigénye jelentősen csökkenthető (Park, et al., 2004). Két vagy több előkezelés kombinálásának hátránya viszont, hogy ezek egyidejű alkalmazása bonyolult művelet, mert a különböző előkezelési módok kiválasztását több tényező is befolyásolja. Szemléltetésül, a biológiai előkezelés hatékony, azonban sok időt vesz igénybe; a mikrohullámú besugárzással rövid idő alatt magas hőmérséklet generálható, a térfogategységbe nagy energiaáram vihető be, viszont nagy energiaigényű és képes gátolni az iszapban jelenlévő aerob és anaerob mikroorganizmusokat; az ultrahangos előkezelés során maga az ultrahang effektíven képes megbontani a sejtek falát, növelni az iszap oldhatóságát, ezáltal csökkentve a szagproblémákat, viszont rendkívül magas energia-, és költség-igénye van (Antoine, 2018).

#### **3.3.4 Mikrohullámú sugárzás hatásai és alkalmazása**

Mikrohullámú előkezelés során maga a mikrohullám párhuzamosan kétféle hatást - termikus és nem termikus - gyakorol a kezelt anyagra, ezért hatékonysága is erőteljesebben mutatkozik meg, mint a konvencionális előkezelési eljárások esetében. Ezen okból kifolyólag például egy egyszerű termikus előkezelést alkalmazva alacsonyabb hatékonysággal érhető el a sejtek falának degradációja, mint az ugyanolyan mértékű hőkezelés mikrohullámmal megvalósított változata.

A nem termikusnak nevezett típusú sejtroncsolás esetén a mikrohullám szelektív felmelegítő képességének köszönhetően lokálisan nagy felmelegedés történhet az anyag egyes

pontjain, úgy, hogy az átlaghőmérséklet nem növekszik nagymértékben. Ilyenkor a sejtekben lévő hidrogénkötések felszakadnak, a fehérjetermészetű molekulák pedig denaturálódnak a sejtben, ezzel akár alacsony hőmérsékleten el is pusztítva a mikroorganizmusokat. A nem termikus típusú sejtroncsolást tehát elektromágneses változások okozzák. (Antonio, et al., 2005). Kutatások igazolják, hogy az 50-96 °C hőmérséklet-tartományban végzett mikrohullámú besugárzás a sejtek membránjának és az iszapelyhek struktúrájának változását eredményezték alacsonyabb hőmérsékleten, mint a mikroorganizmusok termikus hőmérséklet-tartományba eső pusztulását eredményező hőmérséklet. Továbbá a sejtek hidrolízise intenzifikálódott, ezáltal megnövelve a szennyvíziszapok biológiai lebonthatóságának eredményességét (Eskicioglu, et al., 2007).

A legtöbb előkezelési eljárás - köztük a mikrohullámú besugárzás is – nagy energiaigényt követel, de ha az előkezelést követő iszap stabilizálást például anaerob fermentációval végezzük, akkor a befektetett energia megtérülhet. Az anaerob fermentáció során biogáz-termelődés tapasztalható, amelynek hozamát az egyes előkezelési eljárások akár 40%-kal is képesek megnövelni (Park, et al., 2004).

A mikrohullámú előkezelés során a mikrohullámú térben nagyfrekvenciával változó polaritást tapasztalhatunk, amelyben a vízmolekulák rotációja révén a hidrátburok részlegesen felbomlik, a zeta-potenciál - a szilárd anyagok és a folyadékok közötti fázishatárok közti potenciális különbség – értéke csökken, így az iszapszerkezet destabilizálódik. A mikrohullám hatására a biológiai lebontásnak ellenálló szerves anyagok, az intenzív felmelegedés és sejtszerkezet roncsolása révén az anaerob mikroorganizmusok számára könnyebben hozzáférhetővé és ezzel együtt egyszerűbben lebonthatóvá válnak (Kuglarz, et al., 2013).

A mikrohullámú besugárzást, mint előkezelési módszert egyre szélesebb körben alkalmazzák, elsősorban olyan esetekben, ahol gyors felmelegítésre van szükség. A konvencionális kondukciós és konvekciós hőtranszporton alapuló hőkeltési eljárások esetében a hőenergia a külső érintkezési felület felől a belső felé halad. A mikrohullámú kezelések során azonban a hőfejlődés a behatolási mélységen belül, az anyag belsejében történik, melyhez nincs szükség közvetítő közegre (Szabó, et al., 1998).

### **3.3.5 Szennyvíziszap hasznosítása**

A szennyvíztisztítás kulcsfontosságú és nélkülözhetetlen eleme a szennyvíziszapok kezelése. A szennyvíztisztító üzemekbe beérkező, különböző területekről származó és eltérő minőségű szennyvíziszapok felhasználása azonban körülményes lehet, ugyanis a felhasználható szennyvíziszap mennyisége az iszapban lévő nitrogén-, mérgező elem-, és káros anyag tartalom függvénye. A szennyvíziszap hasznosításának legfontosabb alternatívái a mezőgazdasági és a termikus hasznosítás (Szabó, et al., 1998).

A szerves hulladékok csoportjába tartozó szennyvíziszapok megfelelő kezelését követően kijuttathatók a mezőgazdasági területekre talajok szervesanyag-utánpótlásának céljából. A szennyvíziszap-kezelés azért is képezi a szennyvíztisztítási folyamat centrális elemét, mert a kezelés módszerének megválasztása nagymértékben befolyásolja a kezelt iszap tápanyagtartalmának mennyiségét. A jó minőségű, megfelelően kezelt iszap magas szervesanyag-tartalommal rendelkezik, amely révén alkalmas a talaj szervesanyag-tartalmának növelésére és a talajdegradációs folyamatok csökkentésére. Mezőgazdasági szempontból a szennyvíziszap legfontosabb tápanyag-komponensei a nitrogén, foszfor, kálium és a nyomelemek. Hasznosításkor fontos a tápanyagok növények számára felvehető formájának biztosítása, például az iszapnak a foszfort oldott foszfátként kell tartalmaznia ahhoz, hogy a növények számára hasznosítható legyen. Az anaerob módon kezelt iszapok rendelkeznek a legmagasabb nitrogén-, foszfor-, és kálium-tartalommal (Breda, et al., 2020).

A szennyvíziszapok korlátlan és teljes körű mezőgazdasági felhasználására jelenleg még nincs lehetőség, az iszapokban jelenlévő és körülményesen eltávolítható szennyezőanyagok miatt. A szennyvíziszap ártalmatlanítására és térfogatának csökkentésére a termikus kezelések a legalkalmasabbak, úgymint az elégetés, pirolízis, elgázosítás. Ezen műveletek során az iszap energiatartalma hőenergiaként hasznosul, amely után számos területen felhasználhatóvá válik. A módszerek hátránya, hogy a folyamat során felszabaduló égés-, illetve melléktermékek levegőszennyező tulajdonsággal rendelkeznek. A szennyvíziszapok hasznosításának kiváló alternatívája a termikus hasznosítás, azonban az elégetés, pirolízis vagy elgázosítás során keletkező füstgáz tisztítása vagy a keletkező hamu elhelyezése költséges eljárás és az iszap magas víztartalma miatt nehezen elégethető (Szabó, et al., 1998).

### **3.4 Dielektromos tulajdonságok**

A különböző anyagok és közegek eltérőképpen reagálnak a velük érintkezésben lévő elektromos, mágneses vagy elektromágneses tér hatására. Az alkalmazott tér alapvető tulajdonságain (télerősség, frekvencia, stb.) felül az azzal kölcsönhatásban lévő anyag elektrodinamikai sajátságai határozzák meg, hogy az adott anyag miképpen fog viselkedni, ezek a sajátságok pedig nagymértékben függenek az anyag fizikai, kémiai, biológiai struktúrájától. Az úgynevezett dielektrikumok olyan anyagok, amelyek képesek a közölt elektromos/elektromágneses energia valamilyen mértékű adszorpciójára, illetve a tárolt energia bizonyos részének más energiaféleséggé való transzformációjára (Antoine, 2018). A dielektrikumokat feloszthatjuk aszerint, hogy milyen molekulák alkotják az adott anyagot, s hogy ezek a molekulák miképpen reagálnak az alkalmazott elektromágneses térre. A poláros dielektrikumokban a részecskék aszimmetrikusak, vagyis a molekulát alkotó atomok elektronegativitása nem azonos. Ezek a típusú részecskék mindig az alkalmazott

elektromágneses tér polaritását igyekeznek követni különféle mechanizmusokkal (rotáció, vibráció, konvekció, stb.). A nempoláros dielektrikumokban a töltéseloszlás egyenletes, vagyis nincsen bennük aszimmetrikus kovalens kötés, ezáltal dipólusmomentumuk sincs. Ilyen anyag például a hidrogén, oxigén, nitrogén, vagy számos szilárd anyag (üveg, műanyagok, fémoxidok, stb.) (Jákói, et al., 2018).

A különféle anyagok dielektromos viselkedését, vagyis a tér és az anyag közötti kölcsönhatást az elektrodinamikai tulajdonságaik definiálják és több tényező is befolyásolja. Ilyen tényezők például az anyag mátrixának fizikai-kémiai tulajdonságai, szerkezete, hőmérséklete, valamint az alkalmazott elektromágneses tér frekvenciája ( $\omega$ ) és erőssége ( $E$ ).

$$\frac{D}{E} = \varepsilon \quad (1)$$

Egy anyag abszolút permittivitása ( $\varepsilon$ ) az elektromos vagy elektromágneses tér erősségének ( $E$ ) és az elektromos eltolásnak ( $D$ ) a hányadosa. Anyagi minőségre jellemző állandó, izotróp rendszerekben lineáris skalármennyiségként definiálható, anizotróp közegekben viszont másodrendű vektor-vektor leképezésként, azaz tenzorként. Az abszolút permittivitás azt mutatja meg, hogy az adott anyag milyen mértékű „választ” ad az elektromágneses térre. Mivel a valós anyagokban a dielektromos eltolás nem azonnal történik meg, hanem időben késleltetve, ezért ez az eltolódás tulajdonképpen fáziskésésként is értelmezhető. A fázist és annak nagyságát egzakt módon komplex számokkal lehet kifejezni, ezért a permittivitást (statikus elektromágneses terek esetén) célszerű a tér frekvenciájának komplex függvényeként felírni:

$$\varepsilon = f(\varepsilon_c(\omega)) \quad (2)$$

Mint minden komplex függvény, a komplex permittivitás is szétválasztható a valós és a komplex (képzetes) részére:

$$\varepsilon_c = \varepsilon'(\omega) - i\varepsilon''(\omega) \quad (3)$$

Az abszolút permittivitás ( $\varepsilon$ ) magába foglalja mindazon jellemzőket, amelyek meghatározzák az elektromos / elektromágneses energia anyagon belüli adszorpcióját, és azt az energiaveszteséget, amely az elektromágneses hullám anyagon belüli elnyelődése után következik be. A függvény valós része  $\varepsilon'$ , amely a dielektromos állandót jelöli és az anyag elektromos energiatároló képességét jelzi, míg az  $\varepsilon''$  a teljes dielektromos veszteséget foglalja magába, és megmutatja, hogy a tárolt elektromos energia mekkora része transzformálódik más energiafeleséggé (például hővé vagy mozgási energiává). Az úgynevezett veszteséges közegekre (mint amilyenek a magas víztartalmú rendszerek is) és anyagokra a teljes dielektromos veszteség felírható matematikai alakban is:

$$\varepsilon'' = \frac{\sigma}{2\pi f \cdot \varepsilon_0} + \varepsilon_d'' \quad (4)$$

Az egyenlet jobb oldalának első fele az effektív vezetési veszteséget jelenti, vagyis amikor a permanens töltéssel rendelkező részecskék (pl. ionok), illetve az indukált dipólusok az elektromágneses tér polarizációjának megfelelően „vándorolnak”, ez utóbbi jelenséget ionos vezetésnek hívjuk. Alapanyagtól függően természetesen másféle vezetési mechanizmusok, pl. elsőfajú vezetés vagy átvezetési jelenségek is előfordulhatnak; ezek összessége adja az effektív vezetési veszteséget. Az  $\varepsilon_d''$  az úgynevezett dielektromos vagy disszipációs veszteség – ez a tag foglalja magába az indukált és permanens dipólussal rendelkező részecskék dielektromos relaxációja során fellépő, a rotáció és vibráció miatt előidézett súrlódási jelenségekből származó hőveszteséget. Ugyan az egyenlet matematikai megfogalmazása érvényes ezekre a közegekre, a valóságban a két mechanizmus (a vezetés és a disszipáció) nem választható el egymástól és mérésekkel külön-külön nem határozhatóak meg, éppen ezért a gyakorlatban a teljes dielektromos veszteség meghatározása történik meg (Antoine, 2018).

Az anyag dielektromos tulajdonságainak mérése gyors, roncsolásmentes és vegyszermentes módszer, és mivel meglehetősen érzékeny a fizikai-kémiai és strukturális változásokra, ezért kiváló lehetőséget nyújt az anaerob fermentáció folyamatának nyomon követésére. Különböző tanulmányok rávilágítottak, hogy a dielektromos mérések számos tudományos és ipari területen effektíven alkalmazhatóak, például erdőgazdálkodásban a fa nedvességtartalmának meghatározására (Salas, et al., 1994), enzimatis és kémiai reakciók detektálására (Lievonon, et al., 2003), valamint a szerves anyagok eltávolításának eredményességének ellenőrzésére ipari eredetű szennyvíziszapok esetében (Jákói, et al., 2018).

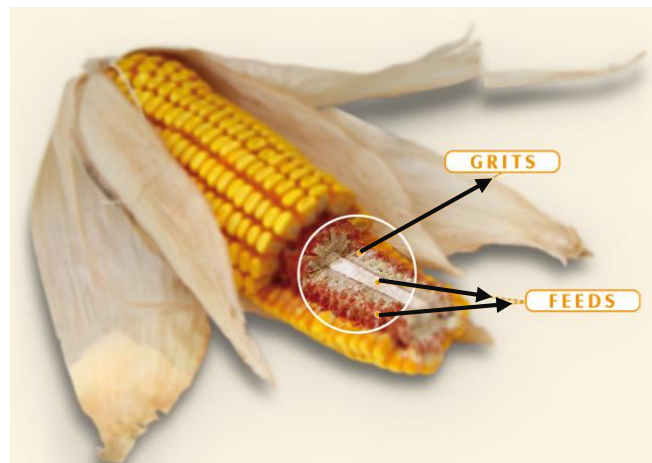
### 3.5 Kiegészítő anyagok a szennyvíziszap előkezelésben

Az ipari viszonylatban lejátszódó folyamatok, reakciók hatásossága annak függvénye, hogy stabilan fenntarthatók-e. A szennyvíziszap-kezelésre effektív megoldást nyújt, ha az iszapot anaerob körülmények között fermentáljuk. A fermentáció stabilitásának fenntartásához nélkülözhetetlen a megfelelő mennyiségű szerves-anyag biztosítása a lebontást végző mikroorganizmusok számára. Ennek nyomon követésére nyújt alternatív megoldást a rendszer C/N arányának folyamatos monitorozása a fermentáció során. A szennyvíziszap-előkezelés egyik legnagyobb kihívását a megfelelő kiegészítő tápanyag (rendszerint szénforrás) és az optimális előkezelési feltételek megválasztása jelenti, annak érdekében, hogy a biogáz termelésben jobb mutatók legyenek elérhetőek (Elalami, et al., 2019).

A kiegészítő tápanyagot plusz tápanyagforrásként adjuk a rendszerhez az anaerob rothasztást végző mikroorganizmusok számára. Kiegészítő tápanyagként különféle anyagok szolgálhatnak, de a legpraktikusabb a magas szervesanyag-tartalommal és ezáltal magas tápanyagtartalommal rendelkező növényi eredetű szubsztrátok alkalmazása, amelyek termeltethetőek kifejezetten erre a célra, de származhatnak akár mezőgazdaságilag már hulladéknak minősített forrásból is. Kézenfekvő választás a cukornövények szubsztrátként

történő alkalmazása, mint például a burgonya, cukorrépa, kukorica, valamint ezeknek a mezőgazdasági tevékenységek során visszamaradó részei. Mindemellett használhatóak a fűfélék, fűrészpör, szalma és a faforgács is egyaránt (Cheng, 2009).

Az általam alkalmazott szerves szénben gazdag, Cobex Hungária Kft. által gyártott kukoricacsutka-őrlemény 100%-ban növényi eredetű, hozzáadott anyagot nem tartalmazó és teljes mértékben lebomló. A Cobex Hungária Kft. az őrleményeit aszerint differenciálja, hogy a kukoricacsutka mely részéből és milyen szemcseméretben készülnek. Ez alapján a két fő termékcsoporthoz a Feeds és a Grits, amelyeket a 3.2. ábra szemléltet. A Feeds nevű termékek a kukoricacsutka belső, szivacsos illetve szélső részéből nyert, ezért e termékek alacsony sűrűségű, lágyabb, nagyon magas nedvszívó képességű termékek, amelyek szén-tartalma meghaladja a 44,80 %-ot. A Grits nevű termékek a kukoricacsutka fás részéből származnak, amelyekre jellemző a nagyfokú keménység, magasabb sűrűség és a magas abszorpciós képesség, szén-tartalmuk pedig eléri a 43,50 %-ot. A Feeds és a Grits termékek esetében is a szemcseméret egészen a 4 mm-es nagyságtól a finom porig terjed (<https://www.cobexhungaria.hu>).



**3.2. ábra** A Grits és a Feeds termékeket képező kukoricacsutka részek

### 3.6 Biogáz előállítása szennyvíziszapból

A szerves anyagok levegőtől elzárt, anaerob lebomlása során keletkező gázelegyet biogáznak nevezzük. A biogáz a biológiai energiahordozók csoportjába tartozik, megújuló energiaforrásnak minősül, valamint a felhasznált hulladékok mennyisége és az energiakörforgás kihasználása miatt környezetbarát tulajdonságokkal rendelkezik. A biogáz fő alkotóeleme a metángáz, amely 50-70 százalékát fedi le a termelt, nyers gázelegynek (Antoine, 2018). A metángáz mellett a szén-dioxid is szintén jelentős hányadát képezi a biogáznak, ugyanis 30-40 százalékban tartalmazza a gázelegy. Mindemellett néhány százalékban tartalmaz nitrogént, hidrogént, oxigént, ammóniát és kénhidrogént (Cheng, et al., 2015).

A biogáz-termelés során a biomasszában tárolt kémiai energia nyerhető ki metán formájában. Mivel a biogáz többféle típusú és összetételű biomasszából termeltethető, ezért

ezen okból kifolyólag a gázelegy felépítő komponenseinek aránya ettől függően változhat. A metángázon kívül a többi komponens eltávolítása szükségszerű, ugyanis megfelelő tisztítást és kéntelenítést követően a biogáz, mint energiahordozó felhasználható például hőtermelésre, gázmotorokban áram és hőtermelésre, gázhálózatba történő betáplálásra vagy üzemanyagként (buszok, egyéb járművek hajtására). Biogáz előállítására leginkább a kommunális területeken és az élelmiszeriparban keletkezett szerves anyagok alkalmasak, hiszen biogáz-termelés szempontjából adalékanyag összetevők lehetnek a keményítő-, cukor-, zsírtartalmú-, és fehérjetartalmú alapanyagok. Ezen alapanyagok megfelelő arányának megválasztása jelentősen növelheti a kihozatali mutatókat. A biogáz fűtőértéke  $6 \text{ kWh/m}^3$ ,  $1 \text{ m}^3$  biogáz 0,6 liter fűtőolajat képes helyettesíteni (Kapoor, et al., 2019).

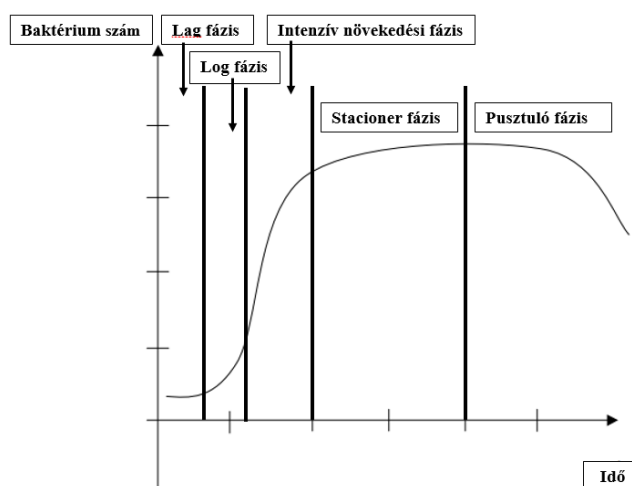
### 3.6.1 Anaerob fermentáció

Az anaerob fermentáció a szennyvíziszapok stabilizálására szolgáló eljárás. A folyamat során a szerves anyagok anaerob körülmények között, több lépcsőben bomlanak le és alakulnak biogázzá. A gyakorlati technológiáknál rothasztás történhet pszichrofil ( $10\text{-}25^\circ\text{C}$ ), mezofil ( $30\text{-}40^\circ\text{C}$ ) vagy termofil ( $50\text{-}60^\circ\text{C}$ ) tartományban, amelyek jellemzőit a 3.1. táblázat reprezentálja. A három hőmérsékleti tartományban eltérő mikroba közösségek működnek hatékonyan. Az anaerob fermentáció során az iszap szerves anyag-tartalma jelentős mértékben, 60-65 százalékkal lecsökken, valamint tömege és térfogata is a töredékére redukálódik (Stolze et al., 2015).

**3.1. táblázat** Az anaerob fermentáció tulajdonságai eltérő hőmérséklettartományokban  
(Kapoor, et al., 2019)

| Lebontás típusa | Hőmérséklettartomány [ $^\circ\text{C}$ ] | Lebontáshoz szükséges idő [nap] | Biomassza biológiai lebontásának mértéke | Toxicitási tolerancia |
|-----------------|-------------------------------------------|---------------------------------|------------------------------------------|-----------------------|
| TERMOFIL        | 50-60                                     | 12                              | Magas                                    | Alacsony              |
| MEZOFIL         | 30-40                                     | 25-30                           | Közepes                                  | Közepes               |
| PSZICHROFIL     | 10-25                                     | >50                             | Alacsony                                 | Magas                 |

Attól függően, hogy a felhasznált alapanyag mekkora szárazanyag hányaddal rendelkezik, beszélhetünk száraz-, illetve nedves fermentációról. Száraz fermentáció esetén a szárazanyag-tartalom 15-35% között mozog, kiegészítő anyagként pedig célszerű olyan anyagot választani kiegészítő tápanyagként, amely eleve kis nedvességtartalommal rendelkezik, mint például a kommunális szerves hulladékok. Ezzel szemben nedves fermentáció alkalmával a szárazanyag-tartalom meglehetősen kicsi, általában kevesebb, mint 10 százalék. Ebben az esetben érdemes olyan kiegészítő tápanyagforrás választása, amely magas nedvesanyag-tartalommal bír, úgymint például a cukorcirok (Stolze, et al., 2015).



**3.3. ábra** Mikrobiális növekedési görbe a szakaszos fermentáció során

Az anaerob mikroorganizmusok mikrobiális növekedésében négy fő szakasz különböztethető meg, amelyet a 3.3. ábra szemléltet. Az első néhány napban, bizonyos esetekben az első néhány órában a sejtszám jelentősen nem változik, ebben az időszakban a mikroorganizmusok alkalmazkodnak környezetükhöz – ezt a szakaszt adaptációs vagy lag fázisnak nevezzük. A lag fázis végén a környezetükhöz adaptálódott sejtek szaporodásnak indulnak, a sejtszámban exponenciális növekedés tapasztalható, amelyet a log és az intenzív növekedési fázissal jellemezhetünk. Az egyre inkább fogyó szén- és nitrogénforrás és/vagy a mikrobiális anyagcsere folyamatok során keletkező és felhalmozódó mérgező vegyületek miatt a növekedés fokozatosan lelassul – ez a szakasz a stacioner fázisként regisztrálható. Az utolsó szakaszban, a hanyatló/pusztuló fázis során a rendelkezésre álló energiaforrások kimerülnek, a mikrobiális anyagcsere folyamatok fokozatosan megszűnnek és végül a sejtek pusztulásnak indulnak (Ramaraj és Dussadee, 2015).

A lakossági szennyvízből származó, biogáz termeltetés céljából történő szennyvíziszap anaerob fermentációnak történő alávetése széles körben elterjedt, ugyanis kedvező biokémiai környezetet biztosít az anaerob fermentációhoz a mikrobiom számára. Ezzel szemben az ipari tevékenység során generált szennyvíziszap szervesanyag-tartalmának lebontása nehézségeket jelenthet. Ez elsősorban azzal magyarázható, hogy az iszapok eltérő összetételű, általában nem homogén anyagösszetétellel rendelkeznek, valamint a toxikus vegyületek jelenléte és bizonyos komponensek biológiailag korlátozott hozzáférhetősége megnehezíti azok szervesanyag-tartalmának lebontását. Ezen okból kifolyólag gyakran egy vagy akár több kezelési/előkezelési eljárás szükséges az anaerob fermentáció megfelelő hatékonysággal történő lejátszódásához (Dohányos, 2004).

### 3.6.2 A biogáz képződésének folyamata

A biogáz-termelés hatékonyságának egyik alappillére az előkészítő fázis, amely során a biomassza homogenizálása zajlik, ezzel hozzáférhetőbbé téve azokat a mikroorganizmusok

számára. Az egyenletes biogáz-fejlődés és kihozatal érdekében elengedhetetlen a fermentorban lévő biotömegtérfogat - hidraulikus vagy mechanikus – kevertetésének biztosítása, valamint az optimális kiegészítő tápanyag megválasztása. Az anaerob fermentációban szerepet játszó anaerob mikroorganizmusok egyik legjelentősebb előnye, hogy a mérgező vegyületekkel és nehézfémekkel szemben jelentős mértékű ellenállást mutatnak (Cheremisinoff, 1997).

Biogáz-termelődésre csak anaerob körülmények között van lehetőség, amelyben az anaerob mikroorganizmusoknak kulcsfontosságú szerepük van. Ennek ellenére a fermentorban előfordulhat néhány fakultatív aerob mikroorganizmus is, amelyek megnehezíthetik az optimális reakciókörülmények kialakítását. A szerves anyagok lebontásáért nem egyetlen mikroorganizmus felel, ahogyan azt a 3.2 táblázat is szemlélteti, hanem a baktériumok meghatározott sorrendben, összehangoltan végzik a rájuk jellemző lebontó folyamatot. Ennek köszönhetően egy metabolikus lánc alakul ki, ahol minden mikroorganizmus szubsztrátjául használja az előző mikroba által létrehozott végterméket. A folyamat azt eredményezi, hogy a metabolikus láncon egyre lejjebb haladva egyre kisebb molekulák jönnek létre, míg végső soron már csak egyetlen mikrobafaj tudja szubsztrátként felhasználni a rendelkezésre álló molekulákat. A biogáz-termelés négy mikrobiológiai tevékenységre vezethető vissza, amelyek tehát egymásra épülnek és természetes körülmények között nem elválaszthatóak (Refai, et al., 2014).

### 3.2. táblázat A biogáz képződésének lépéseiben résztvevő mikrobafajok

(Refai, et al., 2014)

| Polimerbontó baktériumok | Ecetsavképző baktériumok | Acetogén baktériumok           | Metanogén baktériumok   |
|--------------------------|--------------------------|--------------------------------|-------------------------|
| <i>Bacteroides</i>       | <i>Peptococcus</i>       | <i>Syntrophobacter wolinii</i> | <i>Methanosarcina</i>   |
| <i>Clostridia</i>        | <i>Lactobacillus</i>     | <i>Syntrophomonas wolfei</i>   | <i>Methanosaeta</i>     |
|                          | <i>Clostridia</i>        | <i>Morella</i>                 | <i>Methanobacterium</i> |
|                          | <i>Desulfobacter</i>     | <i>Desulfovibrio</i>           |                         |

Az első mikrobiológiai tevékenységre visszavezethető folyamat a hidrolízis, amely a mikroorganizmusok által termelt enzimek révén lejátszódó folyamat. A folyamat során polimerbontó baktériumok közreműködésével a nagy szerves molekulákban található fehérjék, zsírok, keményítők, cellulózok hidrolízises lebontása történik meg egyszerűbb organikus monomereikre. A biogáz-termelésre jelentős hatást gyakorol a hidrolízis fázis sebessége, tehát ez a folyamat sebességmeghatározó lépése, ugyanis a polimerbontó baktériumok ebben a lépésben képesek lebontani a szubsztrát molekulákat, viszont ezzel saját anyagcsere-szükségeiket is fedezik (Amani, 2010).

A hidrolízist követően, az egyszerűbb szerves vegyületek a savképző fázisban szerves savakká, úgymint az ecetsav vagy vajsav, alkohollá, aldehiddé, illetve hidrogénné bomlanak le ecetsavképző baktériumok által. Ezt követően az acetogén fázisban acetogén baktériumok közreműködésével az ecetsavképző baktériumok által létrehozott vegyületekből acetátot, hidrogént és szén-dioxidot hoznak létre. Végző soron az utolsó szakaszban a metanogenezis keretein belül metanogén mikroorganizmusok az acetátot metánná, vízzé és szén-dioxiddá alakítják, valamint a hidrogén és szén-dioxid felhasználásával szintén metán előállítására képesek. A folyamat egyensúlyban marad mindaddig, ameddig az acetogén baktériumok képesek annyi szerves savat termelni, ami a metanogenezis fenntartásához szükséges (Amani, 2010).

### **3.6.3 A biogáz termelődését befolyásoló paraméterek**

A biogáz képződésének előfeltétele az oxigéntől elzárt körülmények, állandó hőmérséklet, metanogén és ecetsavképző baktériumok jelenléte, illetve a folyamatos kevertetés. A biogáz termeltetésének hőmérsékleti tartományai tág határok között mozognak. Az eltérő hőmérsékleti tartományokban más-más metanogén törzsek működnek hatékonyan. Egy adott hőmérsékleti tartományon végezve az anaerob fermentációt, a fermentáció során arra a hőmérsékleti tartományra jellemző mikroorganizmusok fognak megjelenni, ezért hangsúlyos az állandó hőmérséklet fenntartása. A hőmérséklet emelésével az acetogén baktériumok csak kis mértékben termelnek több savat, a metanogén mikroorganizmusok azonban rohamos tempóban képesek növekedni. Ez azonban nem jelenti azt, hogy minél magasabb a hőmérséklet, annál jobb hatásfok érhető el a biogáz-termelésben, ugyanis a termofil hőmérsékleti tartományon belül végzett anaerob lebontás magasabb ammónia képződéssel jár, amely a pH megváltoztatásának révén képes gátolni a metanogén baktériumok működését. Ezzel összevetve a pszichrofil hőmérsékleti tartományba végzett anaerob lebontást elmondható, hogy jó minőségű biogáz állítható elő vele, azonban jellemzően túl lassú a folyamat a profitáló biogáz-termelés elvégzéséhez. A két hőmérsékleti tartomány közé eső mezofil reakciók alkalmazása a legelterjedtebb, ugyanis ezen hőmérséklettartomány választásával érhető el a legstabilabb reakció (Cheng, 2009).

Az anaerob fermentáció kezdetén lehetőség van a kémhatás beállítására, azonban a folyamat során végbemenő mikrobiológiai folyamatok során ez folyamatos fluktuációt mutat, ezért célszerű a rendszer folyamatos monitorozása és szabályozása. A polimerbontó és a metanogén baktériumok számára legkedvezőbb kémhatás a semleges közeli pH, ami 6-8 között mozog, ugyanis a baktériumok többségének életműködése 6-os pH alatt már jelentősen csökken. A hőmérséklet hirtelen változásának vagy a toxikus vegyületek felszabadulásának következtében előfordulhat a pH értékének változása. Ennek kiküszöbölésére például bázikus anyagok vagy karbonát-sók rendszerhez történő adagolása megoldásként szolgálhat. Túl magas

hőmérsékleten fokozódik az ammónia képződés, ezért a kémhatás eltolódhat lúgos irányba, amely viszont akadályozza a megfelelő metánképzést. A savképző szakaszban a zsírsav, úgymint például a vajsav vagy a propionsav intermedierek felhalmozódása jó indikátorként szolgál valamely paraméter nem megfelelő irányba történő eltolódására (Kouzi, et al., 2020).

### 3.7 Fermentációs közegek viszkozitása

A reológiai tulajdonságok, mint például a dinamikai viszkozitás, az anaerob fermentáció folyamatának monitorozására kiváló alternatívát biztosít. A dinamikai, más néven abszolút viszkozitás ( $\eta$ ) a folyadékok belső súrlódásával arányos tényező. Változásának nyomon követésével összképet kaphatunk a fermentációs folyamat adott időpillanatbeli állapotáról. Mind önállóan az érték, mind pedig az értékben történő változás különböző tényezők függésében áll, úgymint a szennyvíziszap szilárdanyag-tartalma, hőmérséklete, illetve az erjesztési rendszer jellemzői. Az anaerob fermentáció fázisaiban számos molekuláris biológiai és biokémiai változás történik, ezért a fermentációs közeg abszolút viszkozitás értékének változása várhatóan bekövetkezik (Cheng, et al, 2015).

A reológia a testek deformációjával foglalkozó tudományterület. A deformáció és a deformációt létrehozó feszültség összefüggését, valamint a deformáció időbeli változását vizsgálja. A deformációnak két határesetét különböztethet meg, a rugalmas deformációt, valamint a folyás. Rugalmas deformáció esetén a deformáció a feszültség ráadásakor pillanatszerűen következik be, és a feszültség megszűnésekor teljes mértékben visszaalakul. A deformáció ( $\varepsilon$ ) arányos az azt létrehozó feszültséggel ( $\sigma$ ), és az arányossági tényező a rugalmassági modulus ( $E$ ), amely a test deformációval szemben mutatott ellenállását jellemzi:

$$\sigma = E \cdot \varepsilon \quad (5)$$

Nyíróerők hatására a folyadékokban állandó sebességű deformáció, folyás alakul ki, amely a rugalmas deformációval ellentétben nem reverzibilis.

$$\tau = \eta \cdot \dot{\gamma} \quad (6)$$

A 6. egyenlet a newtoni folyástörvény, amely szerint a folyás során nem a feszültség és a deformáció arányos egymással, hanem a feszültség és a deformáció-sebesség ( $\tau$ ), az arányossági tényező pedig a deformálódó test ( $\dot{\gamma}$ ), illetve folyadék viszkozitása ( $\eta$ ). A newtoni folyadékok viszkozitása anyagi állandó, az a nyíróerő, amely az anyag belsejében az alakváltozással szemben hat. Belső súrlódásként is tekinthető (Herout, et al., 2011). A dinamikai viszkozitás ( $\eta$ ) az az erő, amely ahhoz szükséges, hogy egymástól egységnyi távolságban levő, egységnyi felületű folyadékrétegeket egységnyi relatív sebességgel mozdítsunk el. A dinamikai viszkozitás és a sűrűség összefüggését az úgynevezett kinematikai viszkozitás ( $\nu$ ) adja meg. A kinematikai viszkozitás a dinamikai viszkozitás és a sűrűség hányadosa (Herout, et al., 2011):

$$\nu = \eta \cdot \rho \quad (7)$$

#### 4 ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK

Az anaerob fermentációnak alávetni kívánt kísérletekhez élelmiszeripari technológiában keletkező szennyvíziszap szolgált alapanyagul, amelynek paramétereit a 4.1. táblázat reprezentálja. A szennyvíziszap a húsipari tevékenységet folytató Pick Szeged Zrt. szegedi telephelyéről származott. A húsipari szennyvíziszap karakterisztikáját standard analitikai módszerekkel határoztam meg.

**4.1. táblázat** A kísérletekhez használt szennyvíziszap natív jellemző paramétereit

| PARAMÉTER                   | ÉRTÉK            | MÉRTÉKEGYSÉG |
|-----------------------------|------------------|--------------|
| Teljes szárazanyag-tartalom | $11,09 \pm 0,7$  | m/m%         |
| Kémhatás (pH)               | $6,3 \pm 0,2$    | -            |
| Teljes kémiai oxigénigény   | $514,2 \pm 7,2$  | g/l          |
| Biokémiai oxigénigény       | $34,24 \pm 2,4$  | g/l          |
| Összes szerves széntartalom | $7,46 \pm 0,2$   | gC/100 ml    |
| Teljes nitrogéntartalom     | $0,22 \pm 0,015$ | gN/100 ml    |
| C/N arány                   | 10:1             | -            |

A kísérletek során referenciaként szolgáló kontroll kísérlet esetén plusz tápanyagforrás nem került hozzáadásra a szennyvíziszap mintákhoz. A kontroll mintákkal párhuzamosan kukoricacsutka-örleménnyel kevert minták is készültek, amely tartalmazta mind a kukoricacsutka belső, mind pedig a külső részét. A kukoricacsutka-örlemények a Cobex Hungária Kft-től érkeztek. Az örlemények szennyvíziszaphoz történő keverésével egyfelől plusz tápanyagforrást tudtam biztosítani az anaerob fermentációban résztvevő mikroorganizmusok számára, másfelől a rothasztás sikerességének szempontjából kiemelkedően fontos szén-nitrogén (C/N) arányt a megfelelő mértékben be tudtam állítani. A kevert kísérleti minták esetében a kukoricacsutka-örleményből 20 gramm került hozzáadásra a szennyvíziszap mintákhoz, amely 40:1 C/N arány elérését tette lehetővé; ez a szakirodalmi eredményekkel összevetve, valamint az előzetes kísérleti eredmények alapján optimálisnak tekinthető. Az anaerob mikroorganizmusok esetében hangsúlyos szerepet tölt be a megfelelő mennyiségű szén-forrás biztosítása, amelyre a kukoricacsutka-örlemény kiváló alternatívát jelent, hiszen lignocellulóz-tartalma kiemelkedően magas. Az üvegreaktorokba az anaerob környezet biztosítása érdekében a fermentáció előtt nitrogéngázt fecskendeztem 3-4 percen keresztül, ezáltal tehát oxigénmentes környezet kialakulását tettem lehetővé.

Az anaerob fermentációt 250 cm<sup>3</sup>-es térfogatú üveg fermentorokban végeztem, amelyek PTFE szeptummal ellátott kupakkal voltak lezárva (4.1. ábra). Az anaerob inkubáció előtt a kontroll mintákhoz 10 cm<sup>3</sup> oltóiszap-kultúrát adtam, hogy biztosítsam az anaerob fermentáció sikeres és hatékony lejárásához szükséges mikrobiális környezetet, azaz a megfelelő mikrobamennyiséget. A reaktorokban a mintákat 100 cm<sup>3</sup> végtérfogatban készítettem el, 90 cm<sup>3</sup> húsipari szennyvíziszap és 10 cm<sup>3</sup> oltóiszap arányban. A mikrohullámmal besugárzott

mintákhoz a kezelést követően adtam hozzá a  $10 \text{ cm}^3$  oltóiszapot, a mikrobiális sejtek esetleges inaktivációjának elkerülése végett.



**4.1. ábra** Kukoricacsutka-örleménnyel kevert szennyvíziszapminta

Kutatásom kiterjedt a mikrohullámú besugárzás eredményezte hatások vizsgálatára is az anaerob fermentáció során. A mikrohullámú kezeléseket Labotron 500 típusú, szakaszos üzemű, multimódusú mikrohullámú kezelő berendezéssel végeztem (4.2. ábra), amely 2,45 GHz-es elektromágneses hullámokat képes generálni, és 250 W valamint 500 W teljesítménylépcsőkkel rendelkezik. A berendezés folyamatosan sugárzó magnetronnal adja le az előre beállított teljesítményt. A vizsgálódások során a szennyvíziszap mintákat 250 W teljesítménnyel 720 másodpercig kezeltem szakaszos üzemmódban, azaz 30-30 másodperces ki/bekapcsolási ciklusokkal a jobb hőmérséklet homogenitás elérése céljából, valamint a túlmelegedés elkerülése érdekében. Ez azt jelenti, hogy a hatékony besugárzási idő 360 másodperc, és a teljes közölt fajlagos mikrohullámú energia  $0,936 \text{ kJ/cm}^3$  volt. A mikrohullámú kezeléseket mind a natív iszapon, mind a ko-fermentációs alapanyagon (iszap és kukoricacsutka-örlemény keveréke) elvégeztem.



**4.2. ábra** Labotron 500 laboratóriumi minőségű szakaszos mikrohullámú készülék

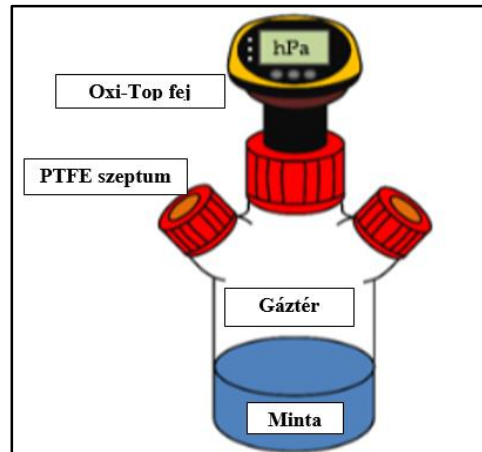
A laboratóriumi üvegreaktorok tetejére automatikus működésű WTW Oxi-Top IDS/B manometrikus mérőfejeket helyeztem (4.3. ábra és 4.4. ábra), amelyek a reaktorokban uralkodó abszolút gáznyomás értékének detektálására alkalmas. A kapott nyomásértékekből az ideális gáztörvény módosított változatával a biogáz-termelődé mértéke meghatározható:

$$V_{biogáz} = \frac{P_r \cdot V_r \cdot T_n}{P_{atm} \cdot T_f} \quad (8)$$

A  $P_r$  a mért nyomást, a  $V_r$  a fermentációs közeg feletti gázteret, a  $T_n = 20$  Celsius-fok, a normál hőmérséklet,  $P_{atm}$  az atmoszférikus nyomást, a  $T_f = 38$  Celsius-fok, a fermentációs hőmérséklet.



4.3. ábra Oxi-Top manometrikus mérőfej



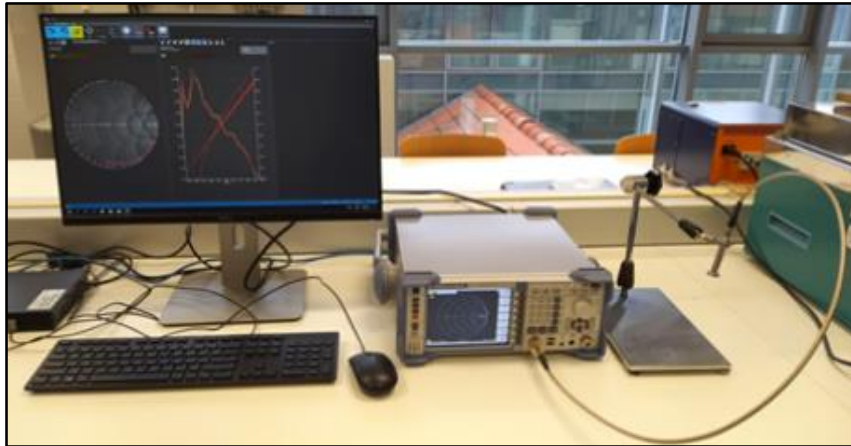
4.4. ábra Laboratóriumi üvegreaktor elrendezésének sematikus ábrája

A mérőfejek a gáznyomás értékeket előre meghatározott időintervallumig tárolják, amely jelen esetben 24-48 óra volt. A korlátozott gáztér, a mérőfejek mérési határának limitáltsága, valamint a szakaszos működésű rendszer mivoltából kifolyólag a termelődő biogázt 48 óra elteltével kiengedtem akkor, amikor a dielektromos és a reológiai mérések is megtörténtek. Ezt követően a reaktorokba ismételtén nitrogéngázt fecskendeztem az anaerob körülmények biztosítása és fenntartása érdekében.



4.5. ábra Az anaerob fermentáció színteréül szolgáló fermentor inkubációja

Az injektálás után az üvegreaktorokat termosztatikus szekrénybe helyeztem inkubáció céljából, amellyel a hőmérséklet állandó,  $38 \pm 0,5$  Celsius-fokon történő szinten tartását szolgáltattam. A termosztatikus szekrényben (4.5. ábra) az anaerob fermentáció alatt a mintákat mágneses keverővel, folyamatosan kevertetem a minta homogén állapotának eléréséhez, majd fenntartásához.



**4.6. ábra** A nyitott végű koaxiális mérőszenzor, a ZVL-3 vektorhálózat-analizátor és a SPEAG DAK elemző szoftver

A dielektromos paraméterek – dielektromos állandó ( $\epsilon'$ ) és dielektromos veszteségi tényező ( $\epsilon''$ ) – monitorozását 48 óránként végeztem az anaerob fermentáció során DAK 3.5 (SPEAG, Svájc) nyitott végű koaxiális dielektromos mérőszenzorral rendelkező, 200-2400 MHz frekvenciatartományban vizsgálódásokat lehetővé tévő, ZVL-3 (Rhode&Schwarz, Németország) vektorhálózat-elemző műszerhez csatlakoztatott készülékkel végeztem (4.6. ábra). A kapott adatok feldolgozását a SPEAG DAK adatgyűjtő és elemző szoftver biztosította, ahol minden kapott érték átlagosan 30 konzekvens mérést reprezentál. Mivel a dielektromos paraméterek az anyag hőmérsékletétől függenek, ezért a fermentációs folyadékot a mérés során vízfürdő segítségével 38 Celsius-fokon tartottuk, és a kalibrációt is ezen a hőmérsékleten végeztük. A dielektromos mérőszenzor fermentációs folyadékba történő merülési mélysége minden esetben 15 mm volt.

A fermentációs folyadék abszolút viszkozitásának változását az anaerob fermentáció során Trade Raypa RP1 rotációs viszkoziméterrel (4.7. ábra) követtem nyomon, amely  $20\text{--}13 \cdot 10^6$  mPas viszkozitási tartományban nyújt lehetőséget vizsgálatokra. 6 különböző orsóval és 19 sebességfokozattal rendelkezik. Kutatásom során a fermentációs folyadék abszolút viszkozitásának monitorozására az anaerob fermentáció különböző fázisaiban minden esetben R6-os orsóval (20-10000 mPas), 200 fordulatszám/perc mellett végeztem, és a fermentációs közeg hőmérsékletét folyamatosan 38 Celsius-fokon tartottam.



**4.7. ábra** Trade Raypa RP1 rotációs viszkoziméter

## 5 EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

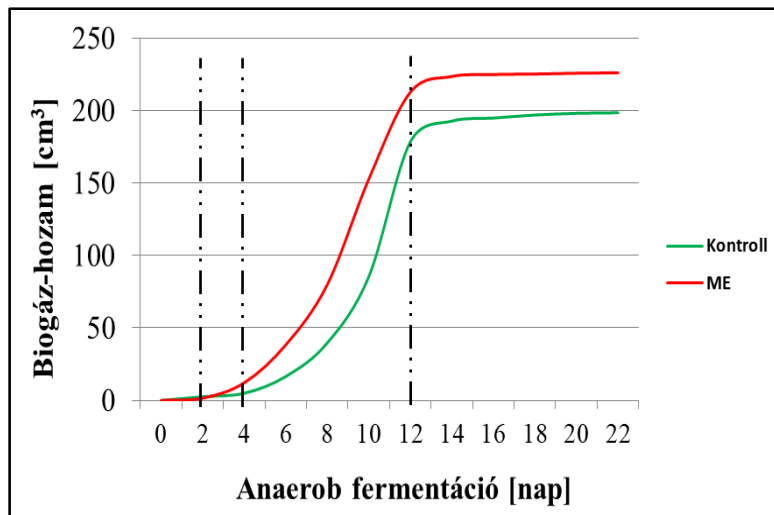
A kísérleteim első részében két monitorozási módszert vizsgáltam – nevezetesen a dielektromos paraméterek és az abszolút viszkozitás fermentációs közegben tapasztalható változásának nyomon követését az anaerob fermentációs folyamat során – annak érdekében, hogy rálátást kapjak a módszerek alkalmazhatóságára, azaz az anaerob fermentáció különböző fázisainak meghatározására és a fermentációs folyamat adott pillanatbeli állapotának jellemzésére. Ezen módszerek alternatív monitorozási technikákat biztosíthatnak az általánosan használt monitorozási technikákhoz képest, mint például a GC, HPLC, spektrometria vagy a mikrobiális analízis. A két monitorozási módszer lehetőségeinek kiaknázása azért fontos, mert hasznos információkat nyújthat a teljes fermentáció állapotáról, valamint jelezheti az esetleges beavatkozások szükségességét váratlan változások, körülmények kialakulása esetén. Ilyen váratlan változás, körülmény lehet például a nem megfelelő mikrobiális növekedés vagy ha a biogáz-termelődés mértéke drasztikusan a váratlan szint alá esik. A reológiai tulajdonságok kihasználhatóságának lehetősége ellenére a tudományos folyóiratokban jelenleg igen kevés tanulmány foglalkozik az abszolút viszkozitás fermentációs közegben történő változásának vizsgálatával az anaerob fermentáció során, ezért célkitűzéseim között szerepelt a fermentációs rendszer reológiai szempontból történő megközelítése, valamint az abszolút viszkozitás változásában tapasztalható értékek közötti kapcsolatrendszer felállítása.

A kísérletek második felében azt vizsgáltam, hogy a mikrohullámú besugárzás, mint szennyvíziszap-előkezelési metódus, hogyan befolyásolja az anaerob fermentáció folyamatát, valamint milyen hatása lehet a vizsgált paraméterekre – dielektromos tulajdonságok, abszolút viszkozitás, biogáz-hozam –, amelyekkel jellemezni szeretném az anaerob fermentáció adott pillanatbeli állapotát.

Mivel a kukoricacsutka-őrleményekkel bekevert minták esetében a megnövekedett szilárd lebegőanyag-tartalom mind a dielektromos, mind a reológiai vizsgálatok esetén - az alkalmazott mérési metódus sajátosságai miatt – nagymértékben torzította az eredményeket, így a ko-fermentációs kísérleti eredmények bemutatása jelen dolgozatban csak a biogáz-hozamra, illetve a gázfejlődési dinamikára korlátozódik. Későbbi kutatómunkám során azonban a módszerek optimalizálásával, illetőleg a bekevert növényi melléktermék megfelelő előkészítési műveleteivel mindenképpen további vizsgálatokat kívánok végezni, hogy a ko-fermentációs rendszerek reológiai és dielektromos tulajdonságairól is megfelelő, hasznosítható eredményeket kapjak.

### 5.1 Biogáz-hozam és viszkozitás

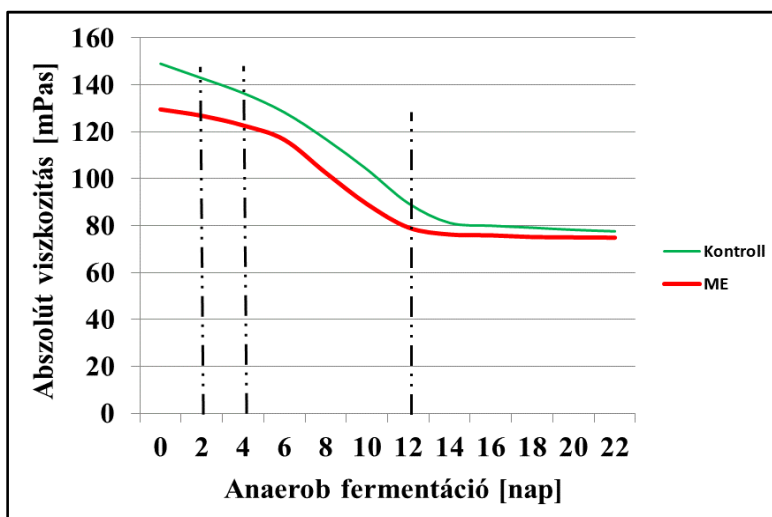
Kísérleteim ezen részében a reológiai mérések alkalmazhatóságát vizsgáltam mind a kontroll (natív), mind a mikrohullámmal előkezelt iszapminták esetében. A vizsgálatok továbbá kiterjedtek a biogáz-termelődés kinetikájának lefutásában tapasztalható, mikrohullámú besugárzás eredményezte változások megfigyelésére is.



**5.1. ábra** A felhalmozódó biogáz mennyisége az anaerob fermentáció során a kontroll (Kontroll) és a mikrohullámmal előkezelt (ME) minták esetében

Az 5.1. ábra az anaerob fermentáció során termelődött biogáz mennyiségét reprezentálja a kontroll (Kontroll) és a mikrohullámú előkezelést (ME) kapott minták esetében is egyaránt. Látható, hogy a biogáz-termelődés dinamikája követi a 3.3. ábra esetén feltüntetett fázisokat, ezért megfelel a szakirodalomban fellelhető mikroba növekedési görbének. Kivételt képez ez alól a hanyatló fázis, ugyanis jelen esetben a fermentációs periódus időszaka 20 nap volt, valamint a hanyatló fázisban már csak minimális mennyiségű biogázhozam-növekedés szokott rendszerint előfordulni a legjobb esetben is. Egy meglehetősen rövid lag fázis után (2 nap) egy könnyen azonosítható log fázis figyelhető meg a 2-4. napon, majd egészen a fermentációs folyamat 12-13. napjáig egy intenzív növekedési fázis detektálható, majd a 12-13. napra tehető a stacioner fázis kezdete. A mikrohullámú előkezelés hatására a teljes fermentációs folyamatra vonatkoztatva magasabb volt a biogáz-hozam az előkezelt minták esetében, és a maximálisan elérhető gáztérfogat körülbelül 14%-kal volt magasabb a kontroll minták esetében tapasztalható biogáz-termelődés mennyiségéhez képest. Ez szám szerint azt jelenti, hogy míg a kontroll minták esetében tapasztalható maximális biogáz-hozam  $198,5 \text{ cm}^3$  volt, addig a mikrohullámmal előkezelt minták maximális biogáz-hozama  $226,1 \text{ cm}^3$  volt. Megfigyelhető, hogy a mikrohullámú előkezelés a lag és a log fázis 1-2 nappal megrövidítette, vagyis a mikroorganizmusok egyszerűbben tudtak adaptálódni a fermentációs környezethez, és a

szaporodási ráta is észrevehetően magasabb volt, mint a kontroll minták esetében. Ennek lehetséges oka az lehet, hogy a mikrohullámú sugárzás, annak ellenére, hogy nem hordoz elegendő energiát a fermentációs közeg kémiai módosításához, szerepe van a szennyvíziszap alkotóelemeinek dezintegrációjában, ami növeli a folyadékfázis szervesanyag-tartalmát. Ez a fermentációt végző mikrobák szempontjából előnyösebb biohasznosíthatóságot jelent, vagyis könnyebben hozzáférhetőek a szerves tápanyagok a lebontást végző mikrobák számára. Ezzel is magyarázható, hogy a maximálisan elérhető biogáz-hozam miért csak 14%-kal volt magasabb – a kémiai összetétel alapvetően azonos volt a kontroll és a mikrohullámmal előkezelt minták esetében is, de a komponensekhez való hozzáférhetőség a mikrobák számára a mikrohullámmal előkezelt minták esetében egyértelműen jobb volt, ezért a lebontás is hatékonyabb volt. A lag és a log fázis időszakának lerövidítése ipari méretekben is kedvező, ugyanis csökkenthető az inkubációs idő, ezáltal pedig a fenntartáshoz szükséges költségek is redukálhatóak.



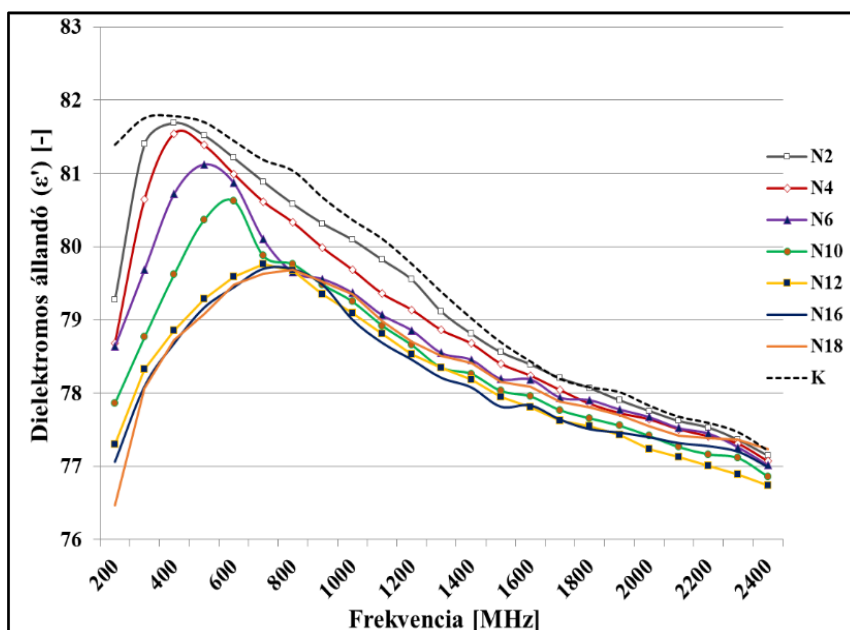
**5.2. ábra** Az abszolút viszkozitás változása a mikrohullámmal előkezelt (ME) és a kontroll (Kontroll) minták esetében az anaerob fermentáció során

Az 5.2. ábra mutatja az abszolút viszkozitás értékeinek változását jellemző értékeket az anaerob fermentációs folyamat során. Észrevehető, hogy mind a kontroll, mind pedig a mikrohullámú előkezelést kapott minták esetében az abszolút viszkozitás értékében fokozatos csökkenés tapasztalható, és 4 különböző fázis különíthető el, amely nagyfokú hasonlóságot mutat a biogáz-hozamot jellemző görbék tendenciájával. Ez azt jelenti, hogy az abszolút viszkozitás értékének csökkenésében szintén megjelenik a lag, log, exponenciális és a stacioner fázis is egyaránt. A lag és a log fázis alatt kismértékű csökkenés tapasztalható az abszolút viszkozitás értékében, majd a fermentáció 5-6. napjától kezdve exponenciális csökkenés figyelhető meg a fermentációs közeg abszolút viszkozításában. Az exponenciális ereszkedés

egészen a fermentáció 12-14. napjáig tart, amely – az 5.2-es ábra alapján – a stacioner fázis kezdetét jelzi. A stacioner fázisban az abszolút viszkozitás értékei szinte állandóvá válnak. Ez azt bizonyítja, hogy az anaerob fermentáció különböző szakaszaiban bekövetkező molekuláris biológiai és biokémiai változások szoros korrelációban állnak az abszolút viszkozitás értékével a teljes fermentációs folyamat során. A mikrohullámú előkezelés hatásai a reológiai tulajdonságokban is megjelennek, ugyanaz a tendencia tapasztalható az abszolút viszkozitás értékeinek változásában, mint a biogáz-termelődés dinamikájában. Amíg a mikrohullámú előkezelés növelte a maximális biogáz-hozamot, addig a fermentációs közeg abszolút viszkozitását csökkentette a kontroll mintákhoz viszonyítva, megközelítőleg 13%-kal. A besugárzott mikrohullámú energia okozta strukturális változások a fermentációs közeg viszkózusságát csökkentette, feltehetően a kötött víztartalom egy részének felszabadításával, valamint az iszappelyhek és patogén mikroorganizmusok szétesésének előidézése révén. Ezen okból kifolyólag a szennyvíziszap-minta homogénebbé vált, a fermentációs közeg keverhetősége javult, amely szintén hozzájárulhatott bizonyos komponensek egyszerűbb hozzáférhetőségéhez az anaerob lebontást végző mikrobák számára.

## 5.2 Dielektromos tulajdonságok

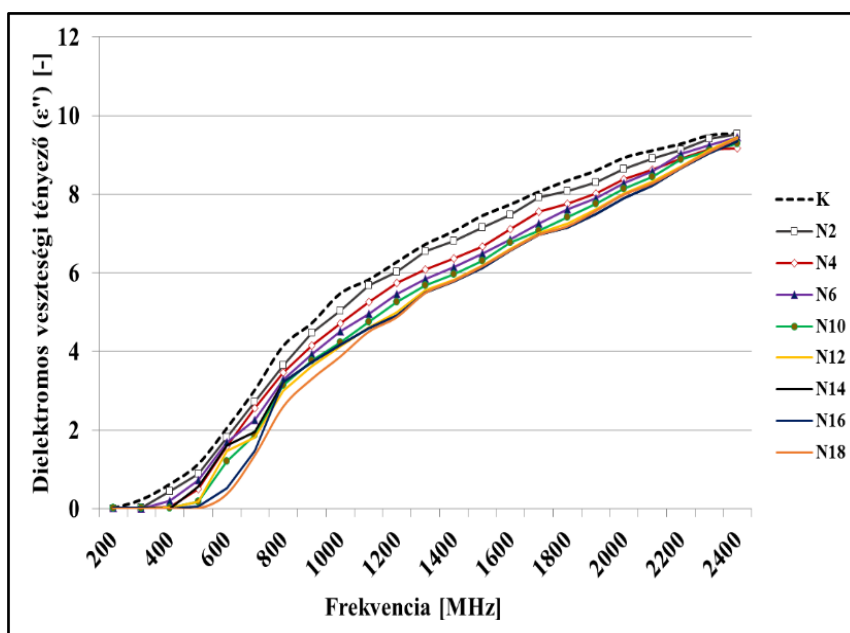
Az anaerob fermentáció során bekövetkező biogáz-hozam és az abszolút viszkozitás változásának nyomon követése mellett célkitűzéseim között szerepelt a fermentációs közeg dielektromos viselkedésének vizsgálata is az anaerob fermentáció különböző fázisaiban. Célom volt a dielektromos állandó ( $\epsilon'$ ) és a dielektromos veszteségi tényező ( $\epsilon''$ ) meghatározása a lebontási folyamat minden második napján. A dielektromos tulajdonságok megállapításának célja egy átfogó kép kialakítása volt arra vonatkozóan, hogy ezen dielektromos paraméterek változásának tendenciái korrelációban állnak-e a biogáz-termelés dinamikájával és/vagy a fermentációs közegben bekövetkező abszolút viszkozitás változásának tendenciáival. Az ábrákon az  $N_x$  (ahol „x” 2; 4; 6; stb.) a fermentációs folyamat azon napját jelöli, amikor a dielektromos mérés megtörtént. A „K” jelenti a kontroll mintát, azaz az anaerob fermentáció előtti, 0. napos szennyvíziszap mintát.



**5.3. ábra** A kontroll (kezeletlen) minták dielektromos állandójának tendenciái az anaerob fermentáció során

Az 5.3. ábra reprezentálja a dielektromos állandó változásának trendvonalait a kezeletlen minták esetében az anaerob fermentáció során. Jól megfigyelhető, hogy a dielektromos állandó értékei fokozatosan csökkennek az alacsonyfrekvenciás tartományban az anaerob fermentációs folyamat előrehaladtával, egészen a fermentáció 12. napjáig. Továbbá, a lebontási folyamat időbeni előrelépésével, a maximális dielektromos állandóval összefüggésben lévő frekvencia-érték növekszik, tehát a maximális  $\epsilon'$  egyre magasabb frekvenciákon detektálható a fermentációs folyamat során, egészen a fermentáció 12. napjáig. Például a második napon mért maximális  $\epsilon'$  értéke 400 MHz-en, míg a hatodik napon mért maximális érték 500 MHz frekvencián lépett fel. A fermentációs folyamat 12. napját követően a dielektromos állandó tendenciáinak különbségei (és maga a dielektromos állandó értéke is) elkezdenek csökkenni, és a magasabb frekvenciatartományban (1600-2400 MHz) a fermentáció 12. napján tapasztalható fermentációs közeg dielektromos állandója veszi fel a legalacsonyabb értéket. Ezen megfigyelések azt igazolják, hogy amikor a lebontási folyamat eléri a stacioner fázist és így a biokémiai környezet eléri az egyensúlyi állapotot, valamint jelentős anyagszerkezeti változás már nem következik be a mintákban, a dielektromos állandó különbségei is elkezdenek megszűnni. Ebből arra következtethetünk, hogy a dielektromos állandó változásának nyomon követésével detektálható az intenzív növekedési fázis vége – amely alatt a legnagyobb mennyiségű biogáz-termelődés volt tapasztalható –, és a stacioner fázis kiindulópontja. Ez arra is utal, hogy ez a nyomon követési technika alkalmas az anaerob fermentáció ellenőrzésére, és a várttól eltérő viselkedésének megállapítására (például a

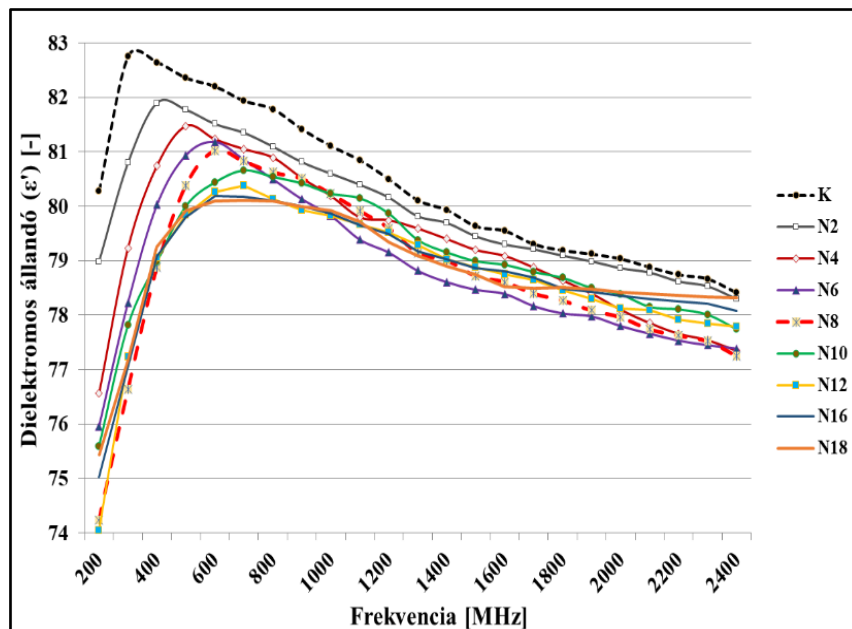
dielektromos állandó értéke szignifikánsan nagyobb vagy kisebb egy adott napon a fermentáció során, mint az elméletileg várt érték).



**5.4. ábra** A kontroll (kezeletlen) minták dielektromos veszteségi tényezőinek tendenciái az anaerob fermentáció során

Kutatásom során a dielektromos veszteségi tényező ( $\epsilon''$ ) tendenciáit is nyomon követtem, és méréseket szintén kétnaponta végeztem a teljes fermentációs folyamat során. Az 5.4. ábra mutatja a dielektromos veszteségi tényezőre vonatkoztatott tendenciákat a kezeletlen (kontroll) minták esetében. Megfigyelhető, hogy a kezdeti (0. napos, „K”) minta rendelkezik a legnagyobb dielektromos veszteségi tényezővel a teljes frekvenciatartományon, amely azt jelzi, hogy a kezdeti minta kémiai összetétele és struktúrája rendelkezett a legmagasabb energia transzformációs képességgel, tehát az elnyelt energia jelentős mennyisége hővé vagy mozgási energiává alakult a dielektromos relaxáció és / vagy az effektív vezetési veszteségek hatására a mérés során. Az anaerob fermentációs folyamat előrehaladtával a dielektromos veszteségi tényező egyre alacsonyabb értéket vesz fel minden mérési ponttal egészen a fermentáció 12. napjáig. A lebontó folyamat 12. napjától kezdve a különbségek elkezdnek megszűnni, akárcsak a dielektromos állandó esetében. Ez azt jelenti, hogy a dielektromos veszteségi tényező változásai hasonló tendenciákat mutatnak, mint az abszolút viszkozitás és a dielektromos állandó értékeinek változásában tapasztaltak esetén, ezért feltételezhetően korrelációban állnak a biogáz-termelődés kinetikájával. Így tehát a dielektromos veszteségi tényező változásának nyomon követése is alkalmas az anaerob fermentáció szakaszainak azonosítására, és az esetleges közbeavatkozások szükségességének reflektálására. Az is látható, hogy a dielektromos veszteségi tényező értékei egy adott, jól meghatározható

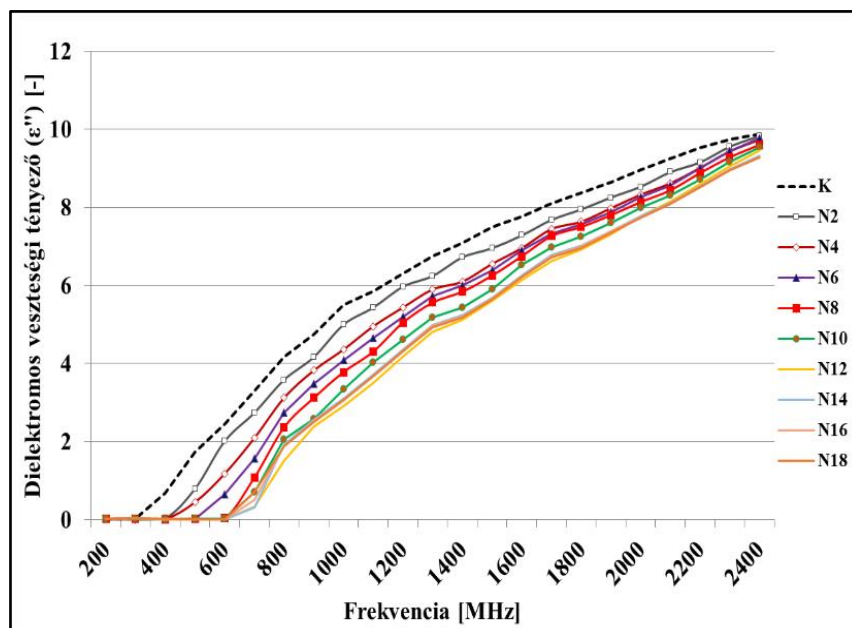
frekvenciaértéktől kezdve elkezdnek növekedni, amely érték a fermentáció folyamat előrehaladtával, a napok tekintetében eltérő frekvenciákon tapasztalható. Például a 0. napon 300 MHz, a 2. napon 400 MHz, a 6. napon 500 MHz. Ennek oka az anaerob fermentáció során fellépő fizikai-kémiai változások – az összetett szénhidrátok, lipidek és fehérjék kisebb molekulákká alakulnak, amelyeknek pedig a polarizációs vagy gerjesztési frekvenciája magasabb, mint a kiindulási anyagoké, tehát a különböző veszteségi mechanizmusok csak magasabb frekvencián kezdenek el számottevő mértékben megjelenni. Brodie, et al., (2014) kutatásai során szintén hasonló következtetésre jutottak azaz, hogy a dielektromos veszteségi tényező értékei folyamatosan csökkennek a fermentációs folyamat előrehaladtával, és egy adott mérési napon egyre magasabb frekvenciákon lépnek fel, melynek oka az oldott komponensek koncentrációjának fokozatos növekedése, tehát az összetett molekulák fokozatosan kisebbekké történő alakulása.



**5.5 ábra** A mikrohullámmal előkezelt minták dielektromos állandójának tendenciái az anaerob fermentáció során

Kísérleteim során a mikrohullámmal előkezelt minták dielektromos állandójának változását is monitoroztam az anaerob fermentáció során, annak megállapítására, hogy a mikrohullámú besugárzás okozta változások detektálhatóak-e ezen monitorozási technikával. Az 5.5. ábra mutatja a mikrohullámmal előkezelt minták dielektromos állandójának tendenciáit a fermentációs folyamat során. A kezeletlen mintákkal történő összehasonlításban megállapítható, hogy a mikrohullámmal előkezelt minták esetében a maximális dielektromos állandóval összefüggésben lévő értékek általánosságban véve magasabbak minden mérési pont esetében. Egyes szerves molekulák szolubilizálásával, az iszapban lévő kötött víztartalom egy

részének felszabadításával a nedves-szilárd fázis arány eltolódik, és ez a dielektromos állandó értékeinek változásában is megmutatkozik. Ha összehasonlítjuk a kezeltlen mintákat a mikrohullámmal előkezelt mintákkal, láthatjuk, hogy a teljes frekvenciatartományra vonatkoztatva hasonló tendenciákat figyelhetünk meg – a dielektromos állandó inflexiós pontja a magasabb frekvenciák felé tolódik el minden egyes mérési ponttal az anaerob fermentáció előrehaladtával egészen a fermentáció 12. napjáig, a stacioner fázis beálltáig, akárcsak a kezeltlen minták esetében. Antunes és munkatársai 2018-ban vizsgálták a mikrohullámú besugárzás hatását a dielektromos állandóra, és azt tapasztalták, hogy a dielektromos állandó értéke folyamatosan csökken a fermentációs folyamat előrehaladtával, valamint a mikrohullámú besugárzás frekvenciájának növelésével is folyamatos csökkenés volt tapasztalható a dielektromos állandó értékében (Antunes et al., 2018). Brodie és munkatársai 2014-ben szintén kutatták a mikrohullámú energiaközlés okozta dielektromos állandóbeli eltéréseket többféle szennyvíziszap minta esetében, és azt tapasztalták, hogy jellemzően az alacsonyfrekvenciás tartományban jelentkezik a maximális dielektromos állandóval összefüggésben lévő érték, viszont ez nagymértékben függ a szennyvíziszap minta eredetétől (Brodie et al., 2014). Antunes és munkatársai, valamint Brodie és munkatársai eredményeit összehasonlítva a kutatásom során általam kapott eredményekkel elmondható, hogy hasonlóság fedezhető fel, annyi különbséggel, hogy az általam végzett kutatásban egyetlen forrásból származó élelmiszeripari szennyvíziszap szolgált alapanyagul. A jövőben azonban célkitűzéseim között szerepel többféle élelmiszeripari eredetű szennyvíziszap anaerob fermentációnak történő alávetése és vizsgálata, mint például a tejipari szennyvíziszap.



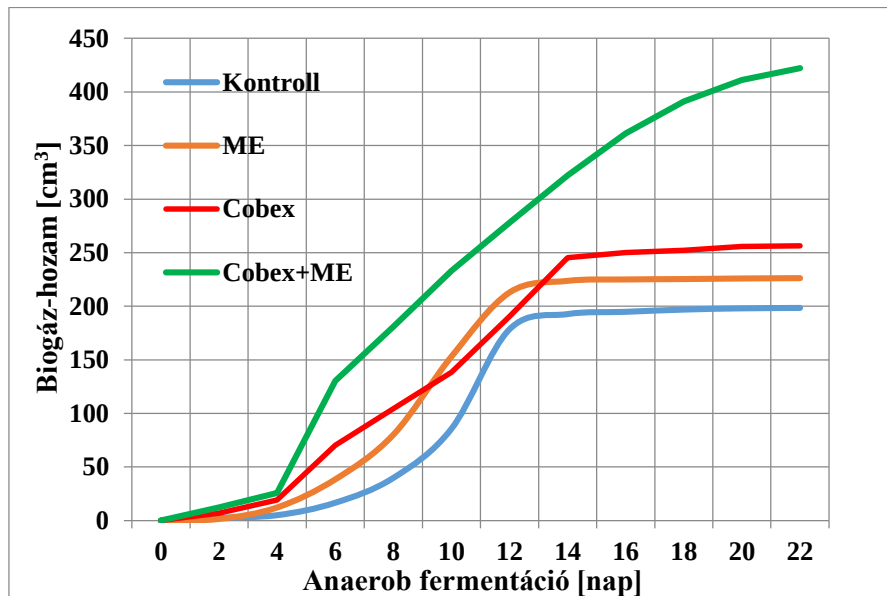
**5.6. ábra** A mikrohullámmal előkezelt minták dielektromos veszteségi tényezőinek tendenciái az anaerob fermentáció során

Az 5.6. ábrán láthatóak a mikrohullámú előkezelést kapott minták dielektromos veszteségi tényezőinek tendenciái az anaerob lebontás során. Megállapítható, hogy bizonyos frekvenciatartományokban a dielektromos veszteségi tényező értékei általánosságban magasabbak, mint a kezeletlen minták esetében, különösen az alacsonyfrekvenciás tartományban, valamint a fermentációs napok közötti különbségek jobban megfigyelhetők. Ennek oka szintén a mikrohullámú energiaközlés indukálta fizikai-kémiai és strukturális változásokkal magyarázható a fermentációs közegben. Az oldott komponensek koncentrációjának megváltozása, valamint az eltolódott nedves-szilárd fázis arány miatt a dielektromos veszteségi tényező értéke növekvő tendenciát mutat minden egyes mérési pont esetén. A fermentációs környezet egyre intenzívebb homogenizálása révén a gerjesztési frekvenciák közötti különbségek lényegesen szembetűnőbbek. Ezek a tényezők magyarázatot adnak arra is, hogy a dielektromos veszteségi tényező értékeinek növekedése miért lépnek fel egyre magasabb frekvenciákon a kezeletlen mintákhoz képest, az anaerob fermentáció előrehaladtával. Például a 6. napon a mikrohullámmal előkezelt minták esetében a dielektromos veszteségi tényező értéke 500 MHz környékén, míg a kezeletlen minták esetében 300-350 MHz-en kezd el növekedni. A mikrohullámmal előkezelt minták esetében azonban hasonló tendenciák tapasztalhatóak a kezeletlen mintákhoz viszonyítva, nevezetesen, hogy a dielektromos tulajdonságok különbségei kiemelkedőbbek az alacsonyfrekvenciás tartományban (200-600 MHz). A veszteségi tényező értékei csökkenek a lebontási folyamat előrehaladtával, egészen a fermentáció 12. napjáig – ez azt jelzi egyrészt, hogy a mikrohullámú besugárzás az anaerob fermentáció fázisait, sem annak általános tendenciáit nem változtatta meg. Másrészt megállapítható, hogy a dielektromos mérési technika alkalmas az anaerob fermentáció monitorozására előkezelt minták esetében is.

### 5.3 Ko-fermentációs kísérletek

Mivel az általam alkalmazott natív húsipari szennyvíziszap C/N aránya a biogáz-fermentáció szempontjából nem bírt különösebben kedvező értékkel (10:1), így a kutatásaim során arra is kíváncsi voltam, hogy ha az iszapmintákhoz szerves szénben gazdag növényi mellékterméket keverek, s ezzel egy jóval kedvezőbb C/N arányt alakítok ki, akkor az mennyiben tudja megnövelni a maximálisan kitermelhető biogáz mennyiségét, illetőleg hatást gyakorol-e a fermentáció dinamikájára. Továbbá a mikrohullámú besugárzást, mint előkezelést ezekre a rendszerekre is kiterjesztettem, hogy megvizsgáljam, a megfelelően beállított 40:1-es C/N arány, illetve a mikrohullámú előkezelés hatásai additíve tovább növelik-e a folyamat hatékonyságát. Az 5.7 ábrán az Anyagok és módszerek fejezetben említett Cobex kukoricacsutka-örleménnyel kevert (Cobex), illetőleg a kevert fermentációs közegen végzett

mikrohullámú előkezelésen átesett minta (Cobex+ME) biogáz-termelődési görbéi láthatóak a kontroll, illetve a csupán mikrohullámú kezelést kapott iszapminta (ME) mellett.



**5.7 ábra** A mikrohullámmal előkezelt (ME), a kukoricacsutka őrléménnyel kiegészített (Cobex), valamint a kukoricacsutka-őrléménnyel kiegészített és mikrohullámmal előkezelt (Cobex+ME) minták biogázhozama

A hozamgörbék alapján egyértelműen kijelenthetjük, hogy a Cobex őrlémény bekeverésével beállított, optimális 40:1 C/N arány kedvezően befolyásolta a maximálisan elérhető biogáz mennyiségét, amely a kezeletlen keverék esetén megközelítőleg 257 cm<sup>3</sup>-nek adódott. A biogáz termelődésének üteme hasonlóságot mutat a kontroll és az ME mintákkal, ugyanakkor a kezdeti lag fázis hossza egy minimálisan megnőtt ez utóbbi kettőhöz képest. Ennek feltételezhetően az az oka, hogy a mikrobák rendelkezésére álló nagyobb mennyiségű szerves szubsztrát, illetve a megváltozott fizikokémiai struktúra miatt a mikroorganizmusoknak több időre volt szüksége, hogy adaptálódjanak a környezetükhöz. A lag fázis után egy, a kontroll és ME mintához hasonló meredekségű, de 2-3 nappal hosszabb log fázis következett, a stacioner fázis pedig a 14. nap környékén kezdődött. Ezek a különbségek egyértelműen magyarázhatóak azzal, hogy a ko-fermentációs kísérleteknél alkalmazott alapanyag esetén a nagyobb szerves tápanyag-mennyiség, illetve a kedvezőbb C/N arány miatt az egyes folyamatokban lejárvó biokémiai változások kicsit elnyújtottabban zajlottak le. Ugyanakkor a teljes folyamat szempontjából a keverék alkalmazása mindenképpen pozitív hatással bír, hiszen a rendszerben felhalmozódó biogáz mennyisége a 13. naptól kezdődően magasabb volt a kontroll, és a csak mikrohullámú kezelést kapott iszapmintákhoz képest is.

A ko-fermentációs rendszeren végzett mikrohullámú kezelés mind a maximálisan elérhető biogáz mennyiség, mind a termelődési ütem szempontjából is radikális különbségeket

eredményezett. A mikrohullámú kezelés valószínűsíthetően az alapvetően bekeverés után is magas víztartalmú rendszerekben olyan mértékű dezintegrációt okozott, hogy a melléktermék őrleményből is nagy mennyiségű szerves anyag tudott a vizes fázisba jutni. Így a fermentációt végző mikroorganizmusok számára ennél a kezelt rendszernél állt a legnagyobb mennyiségben rendelkezésre szerves, oldott szubsztrát. Ennek hatására egy 2-3 napos lag fázis után egy igen meredek emelkedésű log fázis kezdődött meg; a fermentáció 11. napjától kezdve ennél a mintánál mindegyik másik mintához képest magasabb volt a kitermelt biogáz mennyisége. A többi mintához képest kifejezetten magas, biológiailag hozzáférhető szervesanyag-tartalom miatt a log fázis egészen a 20-21. napig tartott, ezután kezdett látszódnia a stacioner fázis kezdete. A kevert rendszeren alkalmazott mikrohullámú kezelés a teljes folyamatot tekintve nagymértékben megnövelte a maximális biogáz-hozamot, a natív iszaphoz képest több, mint kétszeresére növelve azt (vö.  $198,5 \text{ cm}^3$  és  $422 \text{ cm}^3$ ). Így megállapíthatjuk, hogy a vizsgált rendszerek közül a legmagasabb kitermelési hatékonyság akkor érhető el, ha a növényi melléktermék bekeverésével az optimális C/N arányt létrehozuk, majd ezen a kevert rendszeren mikrohullámú intenzifikáló műveletet alkalmazunk.

## 6 ÖSSZEFOGLALÁS

Kutatásom egyik alappillérét két monitorozási technika vizsgálata képezte - a dielektromos tulajdonságok és az abszolút viszkozitás nyomon követése -, annak megállapítására, hogy ezen technikák alkalmasak-e azonosítani és nyomon követni a húsipari eredetű szennyvíziszap anaerob lebontásának különböző fázisait. Munkám másik alappillére a mikrohullámú besugárzáson alapuló előkezelés vizsgálata volt a biogáz-hozamra, a biogáz-termelés dinamikájára, valamint a fermentációs közeg reológiai és dielektromos tulajdonságaira gyakorolt hatásának megfigyelése volt a lebontási folyamat során. A kutatási eredményeim alapján a főbb megállapításaim a következők:

A felhalmozódó biogáz térfogatra kapott eredmények alapján kijelenthető, hogy a biogáz-termelés kinetikája követi az anaerob fermentáció tipikus fázisait (lag, log, exponenciális, stacioner fázis), mind a kezeletlen, mind pedig a mikrohullámmal előkezelt minták esetében a lebontási folyamat során.

Konklúzióként megállapítható, hogy a mikrohullámú besugárzás fokozhatja a maximálisan elérhető biogáz-hozamot 14%-kal, és ez némileg képes lerövidíteni az anaerob fermentáció lag fázisát 1-2 nappal.

Az abszolút viszkozitás mérésén alapuló vizsgálatok igazolták, hogy a fermentációs közeg abszolút viszkozitásában bekövetkező változások erős hasonlóságot mutatnak a biogáz-termelődinamikájával, azaz a viszkozitás értékének csökkenése az anaerob fermentáció lag, log, exponenciális és stacioner szakaszainak mentén történik. Ebből kifolyólag a reológiai vizsgálatok képesek azonosítani és monitorozni a lebontási folyamat egyes fázisait akár a kezeletlen, akár a mikrohullámmal előkezelt mintákban esetében. A mikrohullámú energiaközlés nem változtatja meg az abszolút viszkozitás értékeiben tapasztalható általános tendenciákat, de az előkezelés hatására bekövetkező sejtkomponens-szétválás és degradáció miatt, a mikrohullámmal előkezelt minták esetében alacsonyabb volt az abszolút viszkozitás értéke.

Bebizonyosodott, hogy a dielektromos állandó ( $\epsilon'$ ) változásának nyomon követésével az anaerob fermentáció monitorozható mind a kezeletlen, mind pedig az előkezelt minták esetében. Az alacsonyfrekvenciás tartományban a dielektromos állandó ( $\epsilon'$ ) értékei fokozatosan csökkenő tendenciákat mutatnak a lebontási folyamat előrehaladtával, egészen a fermentáció 12. napjáig – ami egybeesik az abszolút viszkozitás esetében tapasztalható stacioner fázis megjelenésével is. Továbbá, a maximális dielektromos állandóval összefüggésben lévő érték egyre magasabb és magasabb frekvenciákon lép fel az anaerob fermentáció során, egészen a lebontó folyamat 12. napjáig. Ez azt jelenti tehát, hogy a fermentációs folyamat exponenciális fázisának vége – amely során a legnagyobb mennyiségű biogáz-termelődinamika tapasztalható –, és stacioner fázisának kezdete azonosítható ezzel a mérési módszerrel.

A dielektromos veszteségi tényező ( $\epsilon''$ ) változásának vizsgálatával lehetőség nyílik az anaerob fermentáció folyamatának monitorozására – a lebontási folyamat előrehaladtával a dielektromos veszteségi tényező értéke minden mérési nappal fokozatosan csökken, egészen a fermentáció 12. napjáig, amely után már jelentős anyagszerkezeti változás nem következik be a fermentációs közegben és a stacioner fázis kiindulópontja detektálható.

A mikrohullámú besugárzás eredményezte eltérések a dielektromos állandó és a dielektromos veszteségi tényező értékeiben, a fermentációs közeg fizikai-kémiai és strukturális változásának következménye. Ennek magyarázata a fermentációs közegben elnyelt mikrohullámú energia hatása, ámbár a pontos molekuláris mechanizmus megértéséhez további vizsgálatok szükségesek.

A ko-fermentációs kísérletek eredményei alapján kijelenthető, hogy a növényi melléktermékkel kevert iszapmintáknál a 40:1-es C/N arány beállítása fokozza a maximálisan kitermelhető biogáz mennyiségét. A kevert rendszereken alkalmazott mikrohullámú előkezelés a folyamat hatékonyságát még tovább tudja növelni, az ilyen minták esetében a kezeletlen, natív iszaphoz képest az elérhető hozam több, mint kétszeresére növekedett, vagyis a C/N arány javítása, és a mikrohullám, mint intenzifikáló művelet hatásai egyértelműen additívak.

## 7 IRODALOMJEGYZÉK

- Ahn, J., H.; Shin, S.G.; Hwang, S. (2009). Effect of microwave irradiation on the disintegration and acidogenesis of municipal secondary sludge. *Chemical Engineering Journal* , 153, 145-150.
- Amani, T., Nosrati, M., & Sreekrishnan, T. R. (2010). Anaerobic digestion from the viewpoint of microbiological, chemical, and operational aspects — a review. *Environmental Reviews*, 18(NA), 255–278.
- Antoine Prandota Trzcinski, (2018). Advanced biological, physical and chemical treatment of waste activated sludge CRC Press; 1st edition.
- Antonio, H., Angel D.-O., Andres M., (2005). Microwaves in Organic Synthesis. Thermal and Non-Thermal Microwave Effects, *Chemical Society Reviews*, vol. 34, pp 164-178.
- Antunes, E., Jacob, M., Brodie V. G., & Schneider, P. A. (2018). Microwave pyrolysis of sewage biosolids: Dielectric properties, microwave susceptor role and its impact on biochar properties. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 129, 93–100.
- Barótfi, I., (2001): Környezettechnika, Mezőgazda kiadó, fejezetek: 1.5.3.; 3.7.; 5.11.2.1-3.
- Barótfi, I., (2000): Környezettechnika, Mezőgazda kiadó, 3. fejezet
- Behera, S., Arora, R., Nandhagopal, N., & Kumar, S. (2014). Importance of chemical pretreatment for bioconversion of lignocellulosic biomass. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 36, 91–106.
- Beszédes, S.; Ábel, M.; Szabó, G.; Hodúr, Cecilia; László, Zs., (2011). Enhanced enzymatic saccharification of agrifood solid wastes by microwave. *ANNALS of Faculty Engineering Hunedoara*, 3. , pp. 453-458.
- Brodie, G., Destefani, R., Schneider, P. A., Airey, L., & Jacob, M. V. (2014). Dielectric Properties of Sewage Biosolids: Measurement and Modeling. *Journal of Microwave Power and Electromagnetic Energy*, 48(3), 147–157.
- Carlos, C., B., Matheus B., S., Renan F., R., T., Douglas G., V., Onã F., Aline R., P., Denise M., R., C., T., Iraê Amaral Guerrini, (2020) Successive sewage sludge fertilization: Recycling for sustainable agriculture, *Waste Management* 109, 38-50.
- Cheng, J., (2009). Biomass to renewable energy process, CRC Press; 1st edition.
- Cheng, Y., C.; Li, H., (2015). Rheological behavior of sewage sludge with high solid content. *Water Science and Technology*, 71, 1686-1693.
- Cheremisinoff, N., P., (1997). Biotechnology for waste and wastewater treatment, Noyes Publications.
- Chunlan, M., Yongzhong F., Xiaojiao W., Guangxin R.,, (2015) Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 45, 540-555.

- Cossu, R., Fantinato, G., Pivato, A. & Sandon, A., (2017). Further steps in the standardization of BOD5/COD ratio as a biological stability index for MSW. *Waste Management*, 68. , pp. 16-23.
- Crini, G., & Lichtfouse, E. (2018). Advantages and disadvantages of techniques used for wastewater treatment. *Environmental Chemistry Letters*.
- Dai, J., Xu, M., Chen, J., Yang, X., & Ke, Z. (2007). PCDD/F, PAH and heavy metals in the sewage sludge from six wastewater treatment plants in Beijing, China. *Chemosphere*, 66(2), 353–361.
- Dai, Z. D., Heidrich, E. S., Dolfing, J. & Jarvis, A. P., (2019). Determination of the Relationship between the Energy Content of Municipal Wastewater and Its Chemical Oxygen Demand. *Environmental Science Technology Letters*, 6. , pp. 396-400.
- Damm, M.; Nussold, C.; Cantillo, D.; Rechberger, G.N.; Gruber, K.; Sattler, W.; Kappe, C.O. (2012). Can electromagnetic fields influence the structure and enzymatic digest of proteins? A critical evaluation of microwave-assisted proteomics protocols. *Journal of Proteomics*, 75, 5533-5543.
- Deepanraj, B., Sivasubramanian, V., & Jayaraj, S. (2017). Effect of substrate pretreatment on biogas production through anaerobic digestion of food waste. *International Journal of Hydrogen Energy*, 42(42), 26522–26528.
- Devlin, D., C.; S., R., R., Esteves, R., M., Dinsdale, A., Guwy, J., (2011). The effect of acid pretreatment on the anaerobic digestion and dewatering of waste activated sludge, *Bioresource Technology*, Vol. 102., Issue 5, pp 4076-4082.
- Dohányos, M., Zábranská, J., Kutil, J., & Jeníček, P. (2004). Improvement of anaerobic digestion of sludge. *Water Science and Technology*, 49(10), 89–96.
- Elalami, D., Carrere, H., Monlau, F., Abdelouahdi, K., Oukarroum, A., & Barakat, A. (2019). Pretreatment and co-digestion of wastewater sludge for biogas production: Recent research advances and trends. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 114, 109287.
- Eskicioglu, C., Terzian, N., Kennedy, K., Droste, R., & Hamoda, M., (2007). Athermal microwave effects for enhancing digestibility of waste activated sludge. *Water Research*, 41(11), 2457–2466.
- Ferdeş, M., Dincă, M. N., Moiceanu, G., Zăbavă, B. Ștefania, & Paraschiv, G. (2020). Microorganisms and Enzymes Used in the Biological Pretreatment of the Substrate to Enhance Biogas Production: A Review. *Sustainability*, 12(17), 7205.
- Fijalkowski, K., Rorat, A., Grobelak, A., & Kacprzak, M. J. (2017). The presence of contaminations in sewage sludge – The current situation. *Journal of Environmental Management*, 203, 1126–1136.

- Haandel, A., Lubbe, J., (2019) Anaerobic sewage treatment: Optimization of process and physical design of anaerobic and complementary processes, IWA Publishing.
- Henze, M, Harremoes, P, Arvin, E, and La Cour Jansen, J. (1997). Wastewater treatment. Biological and chemical processes; 2. rev. ed.. Germany: N. p., Web.
- Herout, M., Malat'ák, J., Kučera, L., & Dlabaja, T., (2011). Biogas composition depending on the type of plant biomass used. *Research in Agricultural Engineering*, 57(No. 4), 137–143.
- Jákó, Z.; Hodúr, C.; László, Z.; Beszédes, S., (2018). Detection of the efficiency of microwave–oxidation process for meat industry wastewater by dielectric measurement. *Water Science and Technology*, 78, 2141-2148.
- Janas, M., Zawadzka, A. & Cichowicz, R., (2018). The influence of selected factors on leaching of metals from sewage sludge. *Environmental Science and Pollution Research* Vol. 25, 33240–33248.
- Juhász, E., (1990). A szennyvíziszap-kezelés és –elhelyezés általános kérdései. *Hidrológiai Közlöny*, 70 (4) 206-210. p.
- Kacprzak, M., Neczaj, E., Fijałkowski, K., Grobelak, A., Grosser, A., Worwag, M., ... Singh, B. R., (2017). Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. *Environmental Research*, 156, 39–46.
- Kapoor, R., Ghosh, P., Kumar, M., & Vijay, V. K., (2019). Evaluation of biogas upgrading technologies and future perspectives: a review. *Environmental Science and Pollution Research*. Vol 26. pp 11631- 11661.
- Kim, B., Dale, S., (2004). Global potential bioethanol production from wasted crops and crop residues. *Biomass and Bioenergy*, 64(4), pp. 361-375.
- Kouzi, A., Puranen, M., & Kontro, M., H., (2020). Evaluation of the factors limiting biogas production in full-scale processes and increasing the biogas production efficiency, *Environmental Science and Pollution Research*, Vol 27, pp 28155–28168.
- Kuglarz, M., Karakashev, D. & Angelidaki, I., (2013). Microwave and thermal pretreatment as methods for increasing the biogas potential of secondary sludge. *Bioresource Technology*, 134. kötet, pp. 290-297.
- Lachassagne, D., Soubrand, M., Casellas, M., Gonzalez-Ospina, A., & Dagot, C., (2015). Impact of sludge stabilization processes and sludge origin (urban or hospital) on the mobility of pharmaceutical compounds following sludge landspreading in laboratory soilcolumn experiments. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(21), 17135–17150.
- Leadbeater, N.,E., (2011) Microwave heating as a tool for sustainable chemistry. CRC Press.

- Lievonen, S., M.; Roos Y., H., (2003). Comparison of dielectric properties and non-enzymatic browning kinetics around glass transition. *Innovative Food Science and Emerging Technologies*, 4, 297-305.
- Mirmohamadsadeghi S., Keikhosro K., Reza A., Laleh P. Y., Irini A., Abdul-Sattar N., Rajeev B. , Kavya D., Virendra K. V., Mortaza A. , Vijai K. G., M., (2021). Tabatabaei, Pretreatment of lignocelluloses for enhanced biogas production: A review on influencing mechanisms and the importance of microbial diversity, *Renewable and Sustainable Energy Reviews* Vol. 135.
- Mogens, H., Loosdrecht, M., Ekama, G., Brdjanovic, D., (2008). *Biological Wastewater Treatment Principles, Modelling and Design*, Cambridge University Press, 33-34.
- Mowbray, S., (2022) The thick of it: Delving into the neglected global impacts of human waste. *Mongabay Series: Covering the Commons, Oceans, Planetary Boundaries* (2022.10.28)
- Müller, J. A., (2001). Prospects and problems of sludge pre-treatment processes. *Water Science and Technology*, 44(10), 121–128.
- Pál, K., – Dr. Andó, J., (2000). Nehézfémetek eltávolítása a szennyvíziszapból mezőgazdasági felhasználás előtt, Kiadó: Elgoscár-2000 Környezettechnológiai és Vízgazdálkodási Kft, p. 43-51.
- Panepinto, D., & Genon, G., (2014). Wastewater sewage sludge: the thermal treatment solution. *DIATI Department, Politecnico di Torino, Italy* Vol. 180.
- Park, B., Ahn, J.-H., Kim, J., & Hwang, S., (2004). Use of microwave pretreatment for enhanced anaerobiosis of secondary sludge. *Water Science and Technology*, 50(9), 17–23.
- Ramaraj, R.; Dussadee, N., (2015). Biological Purification Processes for Biogas Using Algae Cultures: A Review. *Int. J. Precis. Eng. Manuf. Green Technol.*, 4, 20–32.
- Ramirez, D., Shaw, L., J., & Collins, C., D., (2021). Oil sludge washing with surfactants and cosolvents: oil recovery from different types of oil sludges. *Environmental Science and Pollution Research* Vol. 28., pp 5867-5879.
- Refai, S., Wassmann, K., & Deppenmeier, U., (2014). Short-term effect of acetate and ethanol on methane formation in biogas sludge. *Applied Microbiology and Biotechnology*, Vol. 98, pp 7271–7280.
- Ruffino, B., Campo, G., Genon, G., Lorenzi, E., Novarino, D., Scibilia, G., & Zanetti, M., (2015). Improvement of anaerobic digestion of sewage sludge in a wastewater treatment plant by means of mechanical and thermal pre-treatments: Performance, energy and economical assessment. *Bioresource Technology*, 175, 298–308.

- Salas, W., A.; Ranson. J., K.; Rock. B., N.; Smith. K.,T., (1994). Temporal and spatial variations in dielectric constant and water status of dominant forest species from New England Remote Sensing of Environment, 47, 109-119.
- Sharma, H.,D., Reddy, K.,R., (2004). Geoenvironmental engineering: site remediation, waste containment and emerging technologies. Wiley; 1st edition.
- Sommers, L., E., (1977). Chemical Composition of Sewage Sludges and Analysis of Their Potential Use as Fertilizers<sup>1</sup>. Journal of Environment Quality, 6(2), 225.
- Song, C., Li, R., Ziai, Y., L, R., Ma, D., & Kansah, Y., (2019). Assessment of four sewage sludge treatment routes with efficient biogas utilization and heat integration. Process Safety and Environmental Protection, 126, 205–213.
- Stolze, Y., Zakrzewski, M., Maus, I., Eikmeyer, F., Jaenicke, J., Rottmann, N., Siebner, C., Pühler, A., Schüler, A., (2015). Comparative metagenomics of biogas-producing microbial communities from production-scale biogas plants operating under wet or dry fermentation conditions, Biotechnology for Biofuels, Vol. 8.
- Szabó, G., Rajko, R., Hodúr, C., (1998). Combined energy transfer by microwave-convective drying of agriculture materials. Hungarian Agricultural Engineering 11, 23-25.
- Udo, W., In S., C., (2007). Eva-Maria D., Fundamentals of biological wastewater treatment Wiley-VCH; 1st edition, p. 27-28.
- Varlı, M., E., G., E., Jákó, Z., Hodúr, C., Beszédes S., (2020). Intensification of cellulose enzymatic hydrolysis by microwave pretreatment. *Analecta \_Technica Szegedinensia* 14(1).
- Zhang, X., L.; Hayward, D., O.; Mingos, D., M., P., (2003) Effects of microwave dielectric heating on heterogeneous catalysis. *Catalysis Letters*, 88, 33-38.
- Zhao, B.-H., Chen, J., Yu, H.-Q., Hu, Z.-H., Yue, Z.-B., & Li, J. (2017). Optimization of microwave pretreatment of lignocellulosic waste for enhancing methane production: Hyacinth as an example. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 11(6).
- Zhen, G., Lu, X., Kato, H., Zhao, Y., Li, y., (2017). Overwiev of pre-treatment strategies for enchancing sewage sludge disintegration and subsequent anaerobic digestion: Current advances, full-scale application and future perspectives, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. Vol. 69., pp 559-577.
- Zheng, Y; Hu, Z.; Tu, X.; Wu, K.; C., G.; Chai, X.-S., (2020). In-situ determination of the observed yield coefficient of aerobic activated sludge by headspace gas chromatography. *Journal of Chromatography A*, 1610. , pp. 460-560.
- Zsirai, I., (2011). Sewage Sludge as Renewable Energy. Vice President, Global Supply Chain, GE Power & Water, Water & Process Technologies, Trevoze, US

**Internetes hivatkozások:**

<https://www.klimapolitikaiintezet.hu> (2022.10.23)

<https://www.europeanbiogas.eu/eba-statistical-report-2021/> (2022.11.15)

<https://miviz.hu/rolunk/szennyviz-es-csatornaszolgaltatas/szennyvizisztito-telep-bemutatasa>  
(2022.11.15)

<https://www.cobexhungaria.hu/hu/termek> (2022.11.20.)

## **8 KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS**

Ezúton szeretném köszönetemet kifejezni témavezetőimnek Dr. Lemmer Balázsnak és Jákói Zoltán Péternek, akik szakértelmükkel, hasznos tanácsaikkal, a kutatási munkám során nyújtott elengedhetetlen segítségükkel és elméleti, valamint gyakorlati útmutatásaikkal lehetővé tették szakdolgozatom elkészülését.

Hálával tartozom a Szegedi Tudományegyetem Mérnöki Karán belül a Biológiai Rendszerek Műszaki Intézetének munkatársai felé, akik támogatásukkal és segítőkészségükkel hozzájárultak kutatási munkám sikeres elvégzéséhez.