



**A SZENNYVÍZ HATÁSA A NÖVÉNYEK FEJLŐDÉSÉRE,
ELEMFELVÉTELÉRE ÉS GÁZKIBOCSÁTÁSRA (CO₂, N₂O, NO)**

DOKTORI (PHD) ÉRTEKEZÉS

SZANISZLÓ ALBERT

**GÖDÖLLŐ
2020**

A doktori iskola

megnevezése: Környezettudományi Doktori Iskola

tudományága: Környezettudomány

vezetője: Csákiné Dr. Michéli Erika, D.Sc.
az MTA levelező tagja, intézetigazgató, egyetemi tanár
SZIE, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Környezettudományi Intézet, Talajtani és Agrokémiai Tanszék

Témavezető: Dr. Mészárosné Dr. habil. Bálint Ágnes
egyetemi docens
OE, Rejtő Sándor Könnyűipari és Környezetmérnöki Kar,
Környezetmérnöki és Természettudományi Intézet

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

Dr. Mészárosné Dr. Bálint Ágnes

.....
A témavezető jóváhagyása

1. TARTALOMJEGYZÉK

2.	Bevezetés és célkitűzés.....	5
2.1	A téma aktualitása és jelentősége.....	6
2.2	Problémafelvetés.....	7
2.3	Célkitűzések.....	8
3.	Irodalmi áttekintés.....	9
3.1	A biomassa előállítása Magyarországon.....	9
3.2	Az energianád (<i>Miscanthus spp.</i>).....	11
3.3	Szennyvíz fizikai, kémiai biológiai tulajdonságai.....	16
3.3.1	A kommunális szennyvíz, fő jellemzői, tápanyagtartalom, hatásai a környezetre .	16
3.4	A szennyvizek fajtái, keletkezésük.....	20
3.5	Az eleveniszapos szennyvíztisztítás és tervezése.....	22
3.5.1	Egy iszapkörös eljárások.....	22
3.5.2	Az eleveniszapos rendszer négy alapvető jellemzővel rendelkezik:.....	22
3.5.3	Két iszapkörös eljárások.....	24
3.5.4	Egyiszapkörös rendszerek szén, nitrogén és foszforeltávolítása.....	24
3.5.5	Speciális fejlesztési irányok az eleveniszapos szennyvíztisztításban.....	25
3.5.6	Technológiai és mikrobiológiai ismeretek.....	27
3.6	A vizes élőhelyek.....	33
3.7	Az üvegházhatású gázemisszió vizsgálati módszerei.....	38
3.8	Gázkromatográfiás elemzés.....	39
3.8.1	Oszloptípusok, injektálási technikák.....	39
3.9	A bioreaktor működési mechanizmusának meghatározása.....	43
4.	Anyag és módszer.....	45
4.1	A vizsgálati módszerek.....	45
4.1.1	A növénytelepítés művelete.....	46
4.2	A mintavételi terület ismertetése.....	48
4.2.1	Félüzemi kísérlet (Telki Ökotechnológiai Fejlesztő Központ).....	48
4.3	A mintavételi folyamat bemutatása.....	51
4.3.1	A kaszkád rendszer szimulációja, tesztelése.....	51
4.3.2	A termesztő modulal kialakított vizes élőhely (CW) kialakítása.....	51
4.3.3	Gázmintavétel.....	51
4.3.4	Gázminta analízis.....	52
4.4	A minták elemzése.....	54
4.4.1	Az üvegházhatású gázemisszió mintavétel.....	54
4.4.2	Elemanalízis.....	56
4.4.3	A növényi mintavétel (energianád).....	60
4.4.4	A kínai nád növekedésének vizsgálata.....	60
4.4.5	A növénytartók és a beillesztés eszközei.....	61
4.4.6	Statisztikai elemzés.....	61
5.	Eredmények és értékelésük.....	64
5.1	A növényi hozam alakulása.....	64
5.1.1	A laboratóriumi (üvegház körülmények) vizsgálata.....	64

5.1.2	Növekedés-vizsgálat	68
5.2	Analitikai vizsgálatok.....	70
5.2.1	Az induktív csatolású plazma (ICP) analízis	70
5.2.2	Neutron Aktivációs Analízis (NAA).....	71
5.2.3	Vízkémiai vizsgálatok, kiegészítő mérések	78
5.2.4	Gázkromatográfiás (GC) analízis.....	79
5.2.5	A N ₂ O képződés értékelése (a részletes vizsgálattal megállapított)	83
5.2.6	A CO ₂ keletkezés mértéke (a részletes vizsgálattal megállapított).....	85
5.2.7	A NO kibocsátás előfordulása (a részletes vizsgálattal megállapított)	87
5.2.8	A növényi minták C/N aránya	90
5.2.9	A vizes élőhely és a gyeptársulás gázkibocsátás dinamikája.....	92
5.2.10	A kaszkád rendszerű szennyvíztisztítás (FCR System) fejlesztés	99
5.3	Új tudományos eredmények	104
6.	Következtetések és javaslatok	106
6.1	Eredményekből levonható következtetések	106
6.2	Az elvégzett vizsgálatok alapján megfogalmazott javaslatok	108
7.	Összefoglalás	109
8.	Summary.....	112
9.	Köszönetnyilvánítás.....	113
10.	Mellékletek	114
1.	Melléklet – Az FCR reaktor műszaki paraméterei és méretezése.....	114
2.	Melléklet – A növénytartó méretezése	115
3.	Melléklet – Statisztikai analízis.....	116
4.	Melléklet – Irodalomjegyzék.....	132

2. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS

„Ezen a világon az ember egyetlen biztosítéka a tudása, tapasztalata és tehetsége.” (Henry Ford)

Napjainkban a légköri üvegházhatású gázok vizsgálatának jelentősége, hogy megismerjüka környezeti problémák ok-okozati összefüggéseit és az éghajlatot befolyásoló folyamatok metodikáját. Felgyorsult, fejlődő világunkban az ipari és mezőgazdasági tevékenységekből származó veszélyes, mérgező anyagok globálisan is egyre nagyobb koncentrációban jelennek meg. Sajnos ezzel előidéztek azt, hogy ezek az anyagok koncentráltan megjelennek a környezetben. Ezek a szennyező anyagok (légszennyezők, porszennyezők, vízszennyezők, talajszennyezők stb.) lokálisan és globálisan is hatással vannak a környezetünkre (Shahid et al. 2018). Az üvegházhatású gázok légköri koncentrációjának növekedése nagymértékben befolyásolja a légköri folyamatokat és ezzel összefüggésben az esetlegesen fellépő éghajlatváltozást. Különböző tudományterületek kutatói és a klímakutatók egyetértésben arra a következtetésre jutottak, hogy a jövőben jelentős éghajlatváltozás várható, melynek folyamata már napjainkban elkezdődött (Nain et al. 2019). Ennek kiváltó oka jelentős részben a légköri üvegház hatású gázok koncentrációinak növekedése, amit az Éghajlat-változási Kormányközi Testület (Intergovernmental Panel on Climate Change– IPCC) jelentése évente felülvizsgál (IPCC 2013; Gerber 2013). A légkörben számos természetes eredetű üvegházhatású gáz megtalálható, amelyek közül legjelentősebb hatással a vízgőz bír. Emellett az utóbbi évtizedek, évszázadok során az antropogén hatás (emisszió) olyan mértékben növelte az üvegházhatású gázok koncentrációját, hogy a Föld-légkör sugárzási mérlegében nagymértékű változás következett be. Az ipari, erőművi, közlekedési gázkibocsátás folyamata relatíve könnyen becsülhető, míg a mezőgazdasági területekről származó kibocsátások aránya bizonytalan. Egyre több olyan ipari és technológiai kialakítása van fejlesztés alatt, amelyek mérsékelik a különböző káros emisszió és a keletkező melléktermék (hulladékok) mennyiségét. Napjainkra ezek a törekvések már nem elegendők a kétezres évek elején kitűzött célokhoz képest. A legújabb előrejelzések alapján (IPCC 2018), ha az üvegházhatású gázok kibocsátása a jelenlegi ütemben folytatódik, 2040-ig világszerte súlyosabbá váló szárazság, ezáltal drasztikus jóléti életszínvonalcsökkenés várható, a tengerpart menti területeket pedig elönti a tenger. A legfrissebb IPCC jelentés alapján vázolt jövőképet egyre súlyosbodó élelmezési válság, pusztító erdőtüzek jellemzik. Az eddigi évszázad helyett már 2040-es évekre várható a korallzátonyok szinte teljes kipusztulása. Megoldást azok a természetközeli és ökoipari fejlesztések jelenthetik, ahol elérhető az ökológiai rendszerekhez hasonló zártság (energia- és anyagáram). Ezt alátámasztandó a jelentésben sürgető a szén alapú gazdaság mihamarabbi lecserélése a megújuló erőforrásokra alapozott gazdasági rendszerre. Ennek a megvalósításának elengedhetetlen feltétele az ipari folyamatok és tevékenységek felülvizsgálata, valamint azok minél természetközelibb továbbfejlesztése.

2.1 A téma aktualitása és jelentősége

A természetes környezetünk komplex rendszerét a talaj-, növény- és vízrendszerek alkotják. A víz az élet létfontosságú eleme, a talaj pedig tápanyagokkal látja el a növényeket, amelyek nélkül bolygónk élehetlenné válna. Ezek a folyamatok alapjaiban határozzák meg a légkört, ezért fontos megértenünk az ott lezajló folyamatokat. Az emberi tevékenység főként öt vegyület, illetve vegyületcsoport koncentrációját változtatta meg a légkörben, amelyek relatív hatása a sugárzásmérlegre: szén-dioxid 53 %, troposzférikus ózon 13 %, halogénezett szénhidrogének 12 %, dinitrogén-oxid 5 %, metán 17 %, ami jól mutatja az adott komponens relatív üvegházhatást befolyásoló hatását is (IPCC 2014).

A jövőben a globális változások egyik fontos területe az éghajlatváltozás és közvetve az üvegházhatást okozó gázok kibocsátásának (ÜHG – CO₂, CH₄, N₂O, CFC, NO) csökkentése. Ezen gázok kibocsátásának egyik legnagyobb mennyiségét a mezőgazdaság és a közlekedés adja, azonban mennyiségük csökkentésében nagy jelentősége lehet az ipari technológiák hatáskörnövelésének. Az ICPP legújabb jelentése azt valószínűsíti, hogy az eddig prognosztizált, az iparosodás előtti szinthez képesti 1,5 °C-os átlag hőmérsékletemelkedés jó esetben is 2 °C-ra korlátozza a felmelegedést. Ez azt jelenti, hogy a korábban prognosztizált 1,5 °C-os emelkedés szigorú korlátozások és intézkedések ellenére is be fog következni, illetve a már legalább 2 °C-os átlag hőmérsékletemelkedést fog okozni. A kibocsátás-csökkentési forgatókönyvek alapján két fő ágazati területet jelöl meg (Ipar és Energetika) a szén-dioxid kibocsátás ágazati bontásban és az összes nem-CO₂ üvegházhatású gáz (Kiotói gázok) ágazatközi kibocsátása a bázisértéken CO₂-eq (ekvivalens) koncentrációt 2100-ra (IPCC 2014).

A tanulmányok szerint rövid és középtávon a leggyorsabb és legolcsóbb eredményt az épületek energiahatékonysága terén lehet elérni. Hosszútávon viszont az ipar és az energiatermelés területén minél szélesebb körben kellene használni a hatékonyabb, energiatakarékos és a megújuló energiahordozókon alapuló technológiákat.

A széndioxidnyelők bővítésére már nem elegendő csak az erdőirtás csökkentése, valamint erdőtelepítés lehetősége. A társadalom mellett az ipari szereplők körében is jelentős szemléletváltásra, a fogyasztói és ipari szokások megváltoztatására van szükség.

Az új jelentés szerint (IPCC 2018) egyébként már a jóval kisebb mértékű, másfél fokos felmelegedés is elegendő a drámai következményekhez. Ha elérjük a 2 fokos melegedést, ami a várakozások szerint 22 éven belül bekövetkezik, addigra az a bolygónk élehetlenségét jelentené. Jelenleg már a 1,5 °C-os emelkedés kétharmadánál járunk, ami tapasztalhatóan is elég volt az extrém időjárási jelenségek gyakoribb megjelenéséhez.

Ahhoz, hogy ezt a hőmérsékletnövekedést ne érjük el, legkésőbb 2020-ban tetőznie kellene a szén-dioxid-kibocsátásnak, a hátralévő években 2030-ig a 2010-es szinthez képest 45 százalékkal kell

csökkenteni az üvegházhatású gázok kibocsátását. 2050-ig pedig teljes csökkenést, tehát nettó zero közeli értéket kellene elérni. Napjainkban az elektromos energia jelentős részét szén-erőművek termelik (~40%), 2050-re ennek maximum 7 %-ra kellene szűkülnie. Az egyre sürgetőbb gazdasági paradigmaváltás a szakértői csoportok szerint elvileg lehetséges, politikailag azonban eléggé valószínűtlen. A szén-dioxid-kibocsátást lehetséges megoldási eshetőség lehetne például magas adókkal vagy árakkal visszaszorítani a komponens emisszióját.

2.2 Problémafelvetés

A mezőgazdaságban és az iparban, az energiatermelők és felhasználók felelősek a világ földi és légtéri szennyezettségének jelenlegi kritikus helyzetéért. Ezekben a szektorban jellemző a nagyarányú anyag- és energiaigényes felhasználás. Jellemző az energiapazarló technológiák felhasználása mind a termelési, mind a fogyasztási oldalon egyaránt. Ezen folyamatok során az input források nagy része haszontalan hulladékként (hő, por, folyadék vagy szilárd stb.) kerül ki a környezetbe. Az emberi tevékenységek során elhasznált és ez által kibocsátott fosszilis energiahordozók eltűnésekor keletkező káros emisszió – ami a talajt, a vizet és a levegőt együttesen és külön-külön egyaránt szennyez – csökkentenünk kell ahhoz, hogy a jelenlegi másfélszeres föld eltartó képességének felhasználását szinten tartsuk, optimális esetben csökkentenünk kell ahhoz, hogy a minket követő nemzedéknek is legyen hol élni, egy élhető Földön.

Ezen problémák egyik kulcspontja az energiafogyasztás, ami napjainkra a téma középpontjába került és elkezdődött a most használt fosszilis energiahordozók alternatíváinak keresése, alkalmazhatóságuk kidolgozása. Az Európai Unió ilyen irányú célkitűzése az volt, hogy 2010-ig a megújuló energia felhasználásának arányát az energiaforrásokon belül 12%-ra, az összes áramtermelésen belül pedig 22%-ra növelje. Magyarországon a megújuló energiák részaránya 3,6%, amelyből körülbelül 2,8% biomassza (főleg tűzifa). Kötelezettség vállalásunk keretében a megújuló energia részarányát 2010-ig 7,2%-ra, 2015-ig pedig 12%-ra kellett volna növelnünk (Mikó 2007). Ennek okán Európában és hazánkban is előtérbe kerül a biomassza, mint alternatív környezetbarát energiaforrás. Ehhez nagyszámú lehetőség mutatkozik, mint például a szántóföldi melléktermékek hasznosítása vagy az energianövényként alkalmazható növények előtérbe helyezése. Európában ennek nagy a potenciálja, mivel a mezőgazdaságban alapanyag túltermelés mutatkozik, és ez a probléma biomassza termesztéssel és hasznosítással megoldhatónak tűnik. De mindezekkel szemben felvetődik annak a ténynek a problémája, hogy mennyire lehet ez az irány követendő. Miként befolyásolja az élelmiszer előállítását, az élelmiszerek árát (Chunping et al. 2010).

2.3 Célkitűzések

A fent említett problémák megoldásának keresése és kidolgozásának lehetősége során tanulmányoztam a szennyvíztisztítás folyamatait és a vizes élőhelyek működését. Ezt követően tűztem ki célként, hogy egy olyan „területet” keressek az energianád termesztésére, ami a fent említett negatívumok mellett optimális alternatívát jelenthet a jövőben. Célom továbbá az energianád termesztés egy még ismeretlen alternatívájának elméleti és gyakorlati kidolgozása, összevetése a jelenlegi kutatási és fejlesztési területekkel. Annak vizsgálata, hogy ezen területen miként tudna alkalmazkodni, teljesíteni a jelen mezőgazdasági és energetikai trendek mellett. Miként tudna sikeresen adaptálódni egy, a mai napig folyamatosan fejlődő (biológiai szennyvíztisztítás) tisztítási technológiában és akár egy új alternatív környezetkímélő, energia- és klímahatékony technológiává válni. Kutatásom célja a szennyvíztisztítás folyamatában vizsgálni azokat a lehetséges megoldásokat, amely ezen iparág természetközeli technológia fejlesztését eredményezi. Az üvegházhatású emisszió miként jelentkezik a szennyvíz kezelés folyamatában. Kiemelt kutatási cél az esetleges biológiai tisztításban hasznosítható növények integrálása, a növényi fejlődés vizsgálata, azok elemfelvételében és a gáz kibocsátásában bekövetkezett változások elemzése, értékelése. Kutatásom során kiemelt célként:

- vizsgálom a cascade rendszerű szennyvíztisztítás folyamatát;
- elkészítem az élőgépes szennyvíztisztítási folyamat fejlesztésének lehetőségét, a vizes élőhelyek koncepciója alapján;
- vizsgálom a különböző flóra elemek beilleszthetőségét (szaporító anyagok alkalmazhatóságának hatékonyságát, a biomassa mennyiségének alakulásának optimalizálását);
- összevetem a legjobbnak bizonyult növényi elem tisztítási folyamatban betöltött szerepét (biofilm felület és mennyiség, oldott oxigéntartalom, szerves- és szervetlen elem komponensek) a szennyvíztisztításban mért fontos paraméterekben bekövetkezett változásokat;
- vizsgálom a növényi biomassa növekedési tényezőit, valamint a szennyvízből mobilizált elemek arányát a növényi részekben;
- vizsgálom a vizes élőhely specifikus átalakítását, lehatárolom a természetközeli termesztés lehetőségeit;
- meghatározom a hagyományos technológiához viszonyított tisztítási intenzitás mértékét;
- becslést végzek a technológia alkalmazhatóságának lehetőségéről, valamint mérlegelem az energetikai és gazdasági előnyöket;
- meghatározom az energianáddal kialakított vizes élőhely Food Chan Reactor (FCR) szennyvíztisztítási rendszerben generált hatásait, illetve bizonyítom az ökológiai rendszer előnyeit.

3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

3.1 A biomassza előállítása Magyarországon

A világ eddigi erőművei a mindennap egyre csak növekvő energiaigény kielégítésében kevésnek bizonyulnak az energia szolgáltatás során. Vannak, akik úgy gondolják, hogy növelni kell az erőművek számát, mások pedig az a véleményt preferálják, hogy a figyelmet a globális felmelegedéssel együtt kell kezelni. Azt mondják, hogy a CO₂ kibocsátás felel az üvegházhatásért, ezért olyan irányba kell fejleszteni, hogy az üvegházhatás ne erősödjön. Ez megoldható lenne az atomenergia hasznosításának bővítésével, de az emberek az egyre szaporodó balesetek, a vele járó veszélyek és természetkárosítás miatt elzárkóznak ettől a megoldástól. A másik felhasználható energiatípus a megújuló energia.

Az élő lágyszárú fűfélék energiaipari felhasználását a 1980-as évek közepétől vizsgálják. Amerikában a fűféléket találták a legalkalmasabbnak, miközben Európában a kínai nádfajok (*Miscanthus spp.*) mutatkoztak a legproduktívabbnak (Lewandowski és Heinz 2003; Heaton et al. 2004). A *Miscanthus* fajok Délkelet-Ázsia területén őshonosak. A biomassa termesztésére alkalmasnak ígérkező fajták többsége a *Miscanthus sinensis*-től származik (Beale és Long 1997). Hazájában a meleg trópusi és szubtrópusi éghajlaton él, azonban a méréselt övi klímához alkalmazkodva víz- és hőmérsékletigénye alacsonyabbá vált (Percze et al. 2009).

A *Miscanthus* nem különösebben igényes a talajra, irodalmi adatok szerint szinte minden talajon, tapasztalatok szerint már a 10 aranykoronás talajokon is sikeresen termesztendő. Terméshozamát nem elsősorban a talaj típusa, hanem a terület csapadékellátottsága határozza meg. A csapadékellátottság szempontjából igényei a kukoricához hasonlítanak, vagyis jelentősen csökkentjük a termesztés kockázatát, ha olyan termőhelyet választunk, ahol az éves csapadék eléri vagy meghaladja a 600 mm-t (Gyuricza 2010). Emellett a szabadföldi termesztés után az ültetvények felszámolása nehézkes, ha jól érzi magát nehéz a rizómák kiirtása.

A biomassza energiacélú felhasználása

A biomassza a megújuló energiatípusok közül az egyik legsokoldalúbb, legkomplexebb legellentmondásosabb energiaforrás. Ez annak tudható be, hogy az energiatermelésre felhasználható alapanyagok mellett, az energiatermelő technológiák is széles körű változatosságot biztosítanak. Fontos még, hogy az egyes technológiák mindig számos negatív kritériummal társulnak. Magyarország ennek ellenére jól áll, hiszen az erőműi faapríték tüzelésének köszönhetően már 2005-ben teljesíteni tudta az Európai Unióhoz csatlakozáskor vállalt 2010-ig teljesítendő célt, miszerint a teljes villamos energia felhasználásban a megújuló energia arányát növeli. A gyors teljesítés két fő tényezőnek volt köszönhető: egyrészt a vállalt célértéket nem a magyarországi viszonyokhoz választottuk, másrészt a hazai támogatási rendszer sikerességének. A bevezetett piaci

árat meghaladó kötelező átvételi ár bevezetése két megújuló technológia elterjedését segítette, ami a szélenergia és a biomassa volt (Gögös 2009).

A biomassa energetikai célú hasznosításának a nemzetgazdaságon belül többféle oka lehet:

- befektetői igények kielégítése,
- üvegház hatású gázok kibocsátásának csökkentése,
- a külföld nyersanyaggal való ellátása,
- behozatal függőség kiváltása,
- export bevételek növelése,
- önellátási képesség növelése,
- a mezőgazdasági termelés jövedelmezőségének növelése.

Energetikai célú biomassa és energianövények

A mezőgazdaságban előállított primer biomassa közül energetikai célra elsősorban a nagy tömegű mellékterméket adó növények vehetők számításba. Gabonaszalmából átlagos körülmények között évente 4-5 millió tonna keletkezik, amelyből az állattartás és az ipar 1,5-2 millió tonnát hasznosít. A fennmaradó 2-3 millió tonna gabonaszalma energiatermelésre felhasználható és évente 30-35 PJ energia előállítása biztosítható lenne.

Magyarországon jelenleg a megfelelő tüzelőberendezések hiányában a szalmát energetikai célra gyakorlatilag alig használják. A legnagyobb mennyiségben jelentkező szántóföldi növénytermelési melléktermék a kukoricaszár, ami évente a 10 millió tonna mennyiséget is elérheti, ebből 4-5 millió tonna hasznosítható energetikai céllal, ami 48-60 PJ/év energiát lenne képes szolgáltatni. Jelenleg azonban hazánkban a tüzelési technológia nem áll rendelkezésre a nagy nedvességtartalmú kukoricaszár optimális határfokon történő eltüzelésére. A növénytermelés melléktermékei közül említésre méltó mennyiségben keletkezik a napraforgószár és a repceszalma is, amelyek tüzelési célra felhasználva 5-6 PJ/év hőenergia előállítására lehetnének alkalmasak, amennyiben rendelkezésre állnának a megfelelő technológiák. A szőlő- és gyümölcsstermelés fás szárú növényi melléktermékeiből (szőlővenyigéből és gyümölcsfa-nyesedékből) évente megközelítőleg 400 ezer tonna keletkezik, amely 5-6 PJ energiát tudna szolgáltatni. Tüzelésükre kísérletek történtek, de alkalmazásuk csak a szőlőtermelő gazdaságokban saját célra lehet gazdaságos (Gögös 2009; Chunping et al. 2010).

Magyarországon az energetikai célra nagy területen termelhető növények közül elsősorban a „Szarvasi” energiafű és az energetikai faültetvények vehetők számításba az energianád konkurenciájaként. Az évelő energiafű termesztésére gépesített technológia alakult ki, amely könnyen adaptálható és alkalmazható a *Miscanthus*-nál is. De az energiafű tüzelésénél jelenleg még gondot okoz a magas ásványi anyag (különösen a szilícium) tartalma, melynek révén viszonylag

alacsony hőmérsékleten (600-700 °C-on) olvad meg a hamuja. Ez sajátos tűzterű kazánok vagy tüzelési technológia alkalmazását igényli. A „Szarvasi” energiatüzelés biztonságosan, éveken át 10 t/ha bálázható száraz tömeget képes biztosítani, amely 110-120 GJ/ha energiatartalommal rendelkezik. Az energiatüzelés jól pelletálható, hektáronként 6-7 tonna pellet előállítására alkalmas, amely hatékonyabb a tüzelési tulajdonságait tekintve kisebb teljesítményű kazánokban, mint a hőerőművekben. Ezért inkább a lakossági igények kielégítésére ideális. Amennyiben alkalmazása a lakosság körében szélesebb körben elterjed, rövid idő alatt akár több 10 ezer hektáron termesztendő lenne (http1).

Magyarország biomassza potenciálja

Hazánk a kiváló földrajzi elhelyezkedésének és agroökológiai adottságainak köszönhetően Európában kivételesen jó helyzetben van. Szükségleteinek kielégítésére mind mezőgazdasági termékek mind biomassza előállítás terén lehetősége nyílik. A magyar mezőgazdaság hosszú távon is képes az élelmezési és takarmány igényeket meghaladóan többlet, energetikai célra felhasználható biomassza fenntartható, versenyképes áron történő előállítására (Göögös 2009).

A biomassza energetikai felhasználása nem egyszerűen energetikai kérdés, hanem a vidék többtényezős fejlesztésének az egyik eszköze, egyben a vidék kitörési pontja is. A biomassza energetikai alkalmazását emiatt új alapokra kívánják helyezni. Nagy erőműi teljesítőképesség helyett a helyi hőenergia-termelésre történő felhasználást, villamos energia tekintetében a kis-és közepes kapacitású, lokális erőművek létesítését tervezik támogatni. A cél, hogy a biomassza lehetőség szerint a keletkezési helyhez közel kerüljön felhasználásra, az új erőművek a kistérségi szereplők szoros együttműködésével kerüljenek kialakításra.

Mindezekkel az elérni kívánt szándék az, hogy a vidéki szereplők a biomassza energetikai hasznosításának kétséget kizáró kedvezményezettjei legyenek, az energiatermelésben elérhető üzleti előnyök (a haszon) egy része megjelenjen a jövedelmükben. Emellett kiemelten fontosnak tartják a pozitív energiamérleg biztosítását, és a környezetterhelés csökkentését (Göögös 2009).

3.2 Az energianád (*Miscanthus spp.*)

Az energianád története

Először az Egyesült Államokban, majd Európában (1980-as évek közepe) kezdték tanulmányozni az élő lágyszárú fűfélék energetikai célú felhasználását. Az európai kutatások eredményeként a 20 élő fűféle vizsgálatából csupán 4 fajta tulajdonságai feleltek meg energiaipari célokra, melyek a következők voltak:

- **kínai nádfajok** (*Miscanthus spp.*),
- **olasznád** (*Arundo donax L.*),
- **zöld pántlikafű** (*Phalaris arundinacea L.*),

- **vesszős köles** (*Panicum virgatum L.*).

A fent említett növények éghajlati igényük szerint túlon túl különböznek. Az Európában őshonos olasz nád és zöld pántlikafű C₃-as fotoszintézist folytató mérsékelt égövi növény. A kínai nád és a vesszős köles viszont a jóval produktívabb C₄-es fotoszintézissel állítja elő zöld tömegét. Általánosan megfigyelhető, hogy a C₃-as növények csak hidegebb éghajlaton hoznak magasabb biomassza hozamot, míg a C₄-es növények sikeresebben termesztethők a mérsékelt és szubtrópusi éghajlati övekben. Tulajdonképpen a C₄-es növények anyagcsere folyamata akkor hatékonyabb, ha a széndioxid elsődleges megkötésének helyén (a mezofillumban) a széndioxid-koncentráció túl alacsony, amely oka jellemzően a szárazság vagy magas hőmérséklet miatt a sztómákat hosszú ideig zárva kell tartani. Az elsődlegesen kötött széndioxid átszállítódik a nyalábhüvely-sejtekbe (ahol ugyanúgy a Calvin-ciklusban hasznosul, mint a C₃-as növényeknél), ezen mechanizmus (ún. Hatch-Slack ciklus) viszont további ATP-t igényel (amit a fotoszintézis fénytől függő szakasza állít elő). Ezért a C₄-es növények jellemzően száraz, meleg, napfényes, széndioxid-, illetve nitrogénhiányos élőhelyeken vannak előnyben (a mérsékeltövi szennyvíztisztítás nem feltétlenül tartozik ide, viszont az ilyen célra való alkalmasság nyilván nem csak a széndioxid elsődleges megkötésének módjától függ). A lágyszárú növények fotoszintézisük szempontjából C₃-asok és C₄-esek lehetnek. Megállapítható, hogy a lágyszárú növények közül a C₄-es növények alkalmasabbak a tüzeléssel történő energia előállítására, mivel magasabb potenciális biomassza hozammal rendelkeznek (Pósa et al. 2011). Egyszóval a C₄-es növényeken kívül nem termesztethők gazdaságosan más nagy hozamú fűfélék Közép-Európában. A *Miscanthus* átlagos biomassza hozama több mint kétszerese a vesszős kölesének, valamint míg a vesszős köles hozama leginkább a nitrogén utánpótlástól függ, addig a kínai nádé a vízmennyiségtől (Gögös 2009).

Hamar kiderült tehát, hogy gazdaságosabb termesztősége miatt a jövőben a *Miscanthusnak* lesz nagyobb létjogosultsága, ennek következtében az európai kutatások középpontjába már csak ez az egy növény került. Magyarországon az energetikai és egyéb ipari célú kutatások a *Miscanthus* (energianád) mellett még a C₃-as fotoszintézisű zöld pántlikafűvel és a magas tarackbúzával (*Elymus elongatus (Host Runemark)*) is foglalkoznak (Gögös 2009).

Ahogy Jávorka és Csapody (1962) is leírta a *Miscanthus* őshazája Délkelet-Ázsia, ezért szereti a meleg, trópusi és szubtrópusi éghajlatot, ahol egész évben egyenletes mennyiségű és eloszlású csapadék hull. Ez a növény enyhe hőmérsékleti körülmények és megfelelő mennyiségű csapadék mellett tud optimálisan növekedni (Gögös 2009).

A *Miscanthus* termesztése

A *Miscanthus* fényigényét leginkább a fényhasznosítási képességének alakulásával lehet szemléltetni. A *Miscanthus* C₄-es fotoszintézissel rendelkező trópusi növény, ezért 40%-kal hatékonyabban tudja átalakítani az általa felfogott fényt biomasszává, mint a C₃-as fotoszintézissel rendelkező mérsékelt égövi növények. A fényelnyelés hatékonyságát és a levelek fejlődését a fajta, a hőmérséklet és a nyári csapadék határozza meg. Magyarországon a mérsékelt éghajlati viszonyok között jól termesztethető (Gögös 2009).

A C₄-es növények hátránya, hogy érzékenyebbek az alacsonyabb hőmérsékletre, így nagymértékben csökkenhet a biomassza termelésük. A *Miscanthus* fő előnye a többi energianövénnel szemben, hogy hidegebb klímájú területen is viszonylag nagyobb mennyiségű biomasszát tud előállítani. Termeszthetőségének hőmérsékleti tartománya nagyon tág, de talán a kukorica igényeihez áll a legközelebb. A kínai nád 25 °C-on és 12 °C -on mért fotoszintetikus aktivitása teljesen egyforma a többi Nyugat-Európában nemesített C₄-es növénnel. Ez az aktivitás a hőmérséklet 8 °C-ra történő süllyedése esetén is csupán a felére esik vissza. Fejlődési hőmérsékletének alsó értéke 5 °C -tól 7,7 °C -ig terjed. Az alacsonyabb küszöbérték hosszabb vegetációs időszakot, és az állomány gyorsabb záródását jelenti, amely alapvető a gyomnövények elleni védekezés szempontjából. A kínai nád növekedése az utolsó tavaszi fagyok után indul meg, amikor a talaj hőmérséklete eléri a 10 °C -ot. A vegetációs időszak végét pedig az első őszi fagyok határozzák meg. Növekedési időszaka során a –5 °C alatti hőmérsékleten elpusztul (Gögös 2009).

Beale és Long (1997) kutatásaiból kitűnik, hogy az öntözés nélkül termesztett *Miscanthus x giganteus* (a *Miscanthus sinensis* és *Miscanthus sacchariflorus* hibridje) vízhasznosítási határfoka – amellyel kimagaslik a többi energianövény közül – 18 %-kal magasabb, mint az öntözött társaié. Tehát ez alátámasztja az öntözés nélküli, kisebb hozamot produkáló termesztését (Gögös, 2009).

A *Miscanthus*-nak nincsenek magas igényei a talajjal szemben, szinte minden művelhető talajtípuson termesztethető. Az optimális növekedéshez 5,5-7,5 közötti pH értékű, sötétebb színű, tehát könnyebben felmelegedő talaj szükséges. Hotz et al. (1996) az alábbiakban határozták meg a *Miscanthus* talajigényét (Gögös 2009):

- A kukoricatermesztésre alkalmas talajokon termesztethető.
- A termesztésére leginkább a porózus, jó víztartó képességű és nagy szervesanyag-tartalmú, laza szerkezetű homokos-vályogtalajok alkalmasak.
- A hosszú száraz nyarú éghajlaton lévő sekély talajon sikeresen megtelepedhet, de maximális hozamra nem képes.
- A vízzel telített talajokon, például az agyagtalajokon sokkal kisebb hozamot produkál.
- Az alacsony vízkészletű homoktalajokon is alacsony a hozama.

Telepítés előtt nagyon fontos, hogy a terület teljesen meg legyen tisztítva az évelő gyomoktól, és mélyen fel legyen szántva. Mivel az évelő *Miscanthus* gazdasági indokok miatt csak 10-15 év után kerülhet le a területről, ezért csak vetésforgón kívül lehet termesztani (Fogarassy 2001).

A biomasszának termesztett energianövények legfontosabb tápanyaga a nitrogén, amely a zöldtömeg gyarapodását eredményezi. A kínai nád szárait a nyugalmi időszakban aratják, amikor a szárak viszonylag szárazak és nagyon alacsony a tápanyagtartalmuk (körülbelül 6 mg nitrogén grammonként). Ezért a szárak eltávolításával kevés tápanyagot vonunk ki a területről, valamint elégetésük során kevesebb környezetkárosító gáz képződik.

A *Miscanthus* föld feletti részeinek nitrogéntartalma a vegetációs idő kezdetén a legmagasabb, majd fokozatosan csökken egészen a visszaszáradásig. A júniustól szeptemberig nagymértékben csökkenő nitrogénszinttel párhuzamosan fokozatosan nő a szár szárazanyag-tartalma.

A rizóma nitrogéntartalma a kihajtástól nyár közepéig csökken, majd ezután egészen a következő év februárjáig emelkedik. A betakarítás idején a rizómában a növény összes nitrogéntartalmának körülbelül 60%-a van jelen, tehát ezt a mennyiségű nitrogént tudja biztosítani a következő évi kihajtáshoz és fejlődéshez (Beale és Long 1997).

Christian és Riche (1997) angliai mérései során a *Miscanthus*-ban fellelhető nitrogén eloszlását és forrását vizsgálták. A *Miscanthus x giganteus* föld feletti részeinek nitrogéntartalma csupán 15-30%-a a búzáénak, illetve 20-50%-a a kukoricáénak, amelyet a hatékony belső nitrogén újrahasznosításának köszönhet. Tehát a talaj nitrogénkészletét egy magas biomassza-hozam elérése érdekében viszonylag kis mennyiségű nitrogénnel kell évente kiegészíteni, amelynek egy része a természetes mineralizációból, illetve a légköri nitrogénből származhat. Amint a gyökérszet eléri maximális méretét, egyre kevesebb nitrogén-kiegészítésre lesz szüksége a növénynek, és a területről csupán a szárakkal elvitt nitrogént kell pótolni. A kihajtás utáni kezdeti fejlődésnél a növény elsősorban a rizóma nitrogéntartalmát hasznosítja, ezért a kora tavasszal kijuttatott műtrágya nagy része kimosódik, mielőtt azt felvonná a növény.

A *Miscanthus* telepítésénél elterjedt módszer a rizómák felosztásával nyert rizóma darabok ültetése. Az összefonódott rizómák a föld alatt 10-15 cm-re találhatóak. A 2-3 éves anyatelep rizómáit novemberben szedik fel, és 8-10 cm hosszú szaporítóanyagokra darabolják. A rövidebb rizóma darabok télállósága rosszabb. Az így betakarított rizóma darabok -1 és +1° C között jól tárolhatók. A fiatal ültetvény áttelelési esélye akkor a legnagyobb, ha a legalább 20 cm hosszú, rügyekben gazdag rizómát legalább 20 cm mélyre ültetik (Pepó és Tóth 2005).

A rizómák tárolása rontja a kihajtási képességüket, ezért jobb, ha a tavasszal felszedett rizómák szétdarabolás után azonnali kiültetésre kerülnek. Egy kutatás szerint a betakarítás után rövid időn belül elültetett rizómák kihajtása 70-95%-os volt, míg a hosszútávon tárolt rizómák csupán fele indult fejlődésnek a kiültetés után. Az eredmények alapján jól látható, hogy a kínai nád rizómával

történő telepítésének sikerességét: a rizóma mérete, az ültetés mélysége és az ültetés előtti tárolása befolyásolja. A mikroszaporított példányokkal ellentétben pedig magas növekedési erélyű, jó télállósági, magas szárazanyag-tartalmú növényeket kapunk (Pepó és Tóth 2005).

Mikroszaporításból származó palántával történő szaporítás rendkívül előnyös, mert ezzel a legrövidebb idő alatt a legnagyobb számú növény állítható elő. A mikroszaporítással előállított palánták növekedésük során általában sok, de gyenge hajtást hoznak, amelyek nem tudnak rendszeren kifejlődni a téli fagyokig. A *Miscanthus* hajtásainak felső 50-90 millimétere tartalmazza a csúcsmerisztémát és a még fejletlen virágzatot. Ezeket a növényi részeket vágják le, és fertőtlenítés után – növekedési hormonnal kevert – enyhén savas pH értékű táptalajra teszik. Pepó és Tóth (2005) kísérletében a mikroszaporítás során hormonos táptalajra helyezett csúcsrügy 36 nap alatt fejlesztette ki a hajtásait, majd egy további, gyökereztető hormonnal kevert táptalajon 14 nap alatt hozott gyökereket, és cserépbe ültethető növénypalántává fejlődött. Ötven napra volt szükség ahhoz, hogy a szövetdarabból hajtatóházi nevelésre alkalmas növény fejlődjön. A mikroszaporítás magas költségei ellenére a nagyszámú palánta létrehozása miatt gazdaságosan alkalmazható (Pepó és Tóth 2005).

A dugványok szedésének legmegfelelőbb ideje augusztustól szeptember elejéig tart. Az ezután szedett dugványok kisebb mértékben képesek meggyökeresedni. A dugványnak fejlett rügyekkel kell rendelkeznie, amire a kínai nád szárának alsó rügyeit tartalmazó dugványok a legalkalmasabbak. Egy szárról legfeljebb 5-6 dugványt lehet szedni, de a szár felső részéről szedett dugványok lassabban gyökeresednek, mivel a rügyek a nyárvégi időszakban a virágzatlétrehozási-, nem pedig a gyökérbésképzési állapothoz állnak közelebb. Ezen differenciálódás miatt a legalsó rügyek könnyebben gyökeresednek. Pepó (2005) szerint a nagyobb átmérőjű dugványok sikeresebben megerednek, így az öt évesnél idősebb növényről szedett dugványokkal jobb eredményt lehet elérni, mint a fiatal növényről. Ezen szempontok szerint szedett dugványok 80-100%-a gyökeresednek, és 4-6 hét elteltével fiatal növénné válnak. Az így kapott növények kevés, de erős hajtással rendelkeznek, és a rizómával szaporított növényekhez hasonlóan fejlődnek. A nyári dugványozással fejlődött növényeket fagymentes helyen (pl. fűtetlen üvegház) kell tartani a tél folyamán (Pepó és Tóth 2005).

Az energianád növekedési vizsgálatának tanulmányozása

Miscanthus rügyaktivitásának vizsgálata

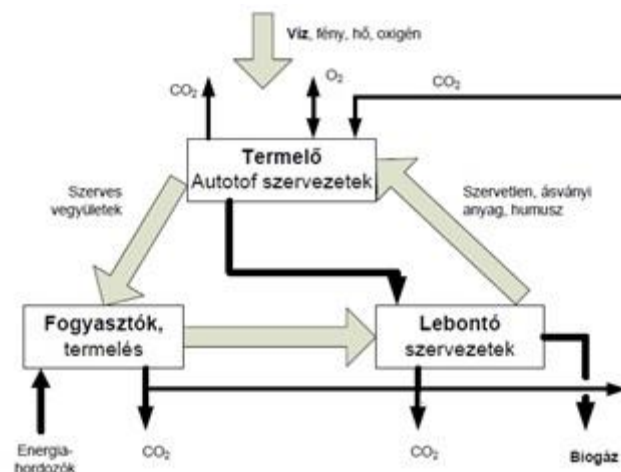
Március végén, április elején a rizómák csúcsrügyeinek növekedése dinamikusabb, egyidejűleg az axilláris rügyek gátlása sokkal nagyobb mértékben érvényesült. A *Miscanthus* növekedéseinek kutatása főként a termőhely tápanyag utánpótlására és a csapadék, öntözés hatásaira irányul (Pósa et al. 2012).

A termesztési kísérletek alapjainak vizsgálatát Percze Attila többéves kutatómunkája alapozta meg, ebből is a rizómák regenerálódási képességének vizsgálata. Percze kutatásai alapján, a *Miscanthus* apex és axilláris rügyeinek növekedése eltér egymástól. A hajtásokból kiinduló zöld tömeget a hajtások oldalhajtásai adják (Percze 2010, 2012). Az axilláris hajtások aktivizálódása az apex növekedésére negatív hatással vannak (Percze et al. 2009).

Május végén a rizómák regenerálódó képessége kiemelkedő. A rizómák hajtásnövekedése a csapadékon és a hőmérsékleten kívül függ a telepítés idejétől és a talaj állapotától. Kiemelkedően jó a rizóma-regenerálódási képesség március végén, valamint július második felében. A legkisebb rügyaktivitást a március elején és június második dekádjában gyűjtött mintaanyagoknál lehetett mérni (Percze et al. 2009; Pósa et al. 2011).

3.3 Szennyvíz fizikai, kémiai biológiai tulajdonságai

A víz a tápanyag körfolyamnak (3.3.1. ábra), és a különböző technológiai folyamatnak is fontos közege, része. Az előfordulási körülményei, a felhasználási jelleg meghatározza kémiai összetételét, a szennyezett víz befogadókra (különböző víztestekre, talajra) gyakorolt veszélyességét, káros hatását (Takács 2013).



3.3.1. ábra – A víz szerepe a tápláléklánban (Takács 2013)

Az élet fenntartása során keletkező ún. kommunális szennyvíz tisztítás nélkül komoly egészségügyi és környezeti problémát jelent a nagy mennyisége, és összetétele miatt. A szennyezői tulajdonképpen a tápláléklánba bekerült szerves és szervetlen anyagok és mikroorganizmusok (Takács 2013).

3.3.1 A kommunális szennyvíz, fő jellemzői, tápanyagtartalom, hatásai a környezetre

Az ember élettevékenysége során sokféle anyaggal találkozik, melyek a kommunális szennyvízben megjelenhetnek. A sokrétősége miatt a szennyvíz legfontosabb jellemzői a következők:

- **Fizikai jellemzők:**

- hőmérséklet,
- szilárdanyag tartalom,
- szag.

- **Kémiai jellemzők:**

- pH: 6,5-8 közötti.
- KOI (kémiai oxigénigény), a kémiailag oxidálható anyagokra utal, átlagos koncentrációja az aerob biológiai úton bontható szerves anyagok átalakítása során a mikroorganizmusok tevékenységéhez szükséges oxigénmennyiség, átlagos: KOIk = 500-600 mg/l BOI (biológiai oxigénigény), értéke: BOI5 = 200-300 mg/l.
- Szerves szén (C), a szerves anyagok széntartalma, kommunális szennyvíz esetén átlagos értéke 50-150 mg/l. Nitrogén (N); mint szerves nitrogén, ammónia vagy ezek lebontása után nitrit, nitrát formában fordul elő. Átlagos össz-N tartalom 40-50 mg/l. Megfelelő szén, foszfortartalom esetén a befogadó eutrofizációjához vezethet.
- Foszfor (P) tartalom a táplálkozás, mosás eredménye, tápanyag a termelő szervezetek számára, minimumfaktor, 20 mg/m³ fölött az élővízben az eutrofizációt beindítja.
- Mérgezőanyag-tartalom, nehézfémek (Ni, Cd, Cu, Zu, Pb, Hg, Cr), peszticidek stb.
- Higiéniai paraméter: a szennyvízben levő kórokozó baktériumok típusait, ill. azok mennyiségeit jellemzi. A kommunális szennyvízben leggyakrabban előforduló mikroorganizmusok: *Coli*, *Streptococcus faecalis*, *Enterialis patogén* baktériumok, paraziták és egyéb betegséget okozó mikroorganizmusok.

A lakossági életvitel következtében a szennyvízbe bejutó fajlagos szennyezőanyag mennyiség a fejlett országokban viszonylag kis szórással állandónak tekinthető (ezzel szemben a fajlagos vízfelhasználás, a keletkező szennyvíz mennyisége elég nagy szórást mutat: 60-250 dm³/fő/nap). Ebből kifolyólag a szennyvíz fajlagos szennyezőanyag koncentrációja is jelentősen eltérhet (pl. a KOI érték figyelembe véve 2000 - 480 mg/l, míg a BOI értéke 1000 – 240 mg/l között ingadozik a szennyvízhozam függvényében). Emiatt általában tervezéskor a lakosegyenértékeket veszik figyelembe. A kedvezőtlen hatások miatt a szennyvizet megfelelő hatásfokú tisztításnak kell alávetni. Az első időkben a tisztítás mértékét annak hatásfokával jellemezték, majd ez követően a 28/1978 M.T. rendelet és a 3/1984 (II.7.) OVH számú rendelet rendelkezett a befogadóba vezethető tisztított víz szennyezőanyag koncentráció határértékéről a befogadó területi besorolása szerint (Takács 2013).

Az Európai Unióban 1991-től a 91/271 EGK Irányelv a meghatározó a tisztított szennyvíz befogadóba való bevezetésének feltételeként. A magyar és az EU-s követelmények eltértek

egymástól. A magyar előírás területi kategóriánként, míg a 91/271 Irányelv a szennyvíztisztító telep kapacitása függvényében határozta meg a szükséges tisztítás mértékét (a kibocsátható szennyezőanyag koncentrációt). A hazai előírások EGK Irányelvhez történő harmonizációja eredményeként született meg a 28/2004. (XII.25.) KvVM rendelet, mely a vízszennyező anyagok kibocsátásaira vonatkozó határértékekről és alkalmazásuk egyes szabályairól szól. A rendelet többek között a települések szennyvízelvezetésre és –tisztítására vonatkozó technológiai határértékeket is tartalmazza a kiépített terhelési kapacitás függvényében. A rendelet határértékek mellett tisztítási hatásfokot is elfogadhatónak tart (Takács 2013).

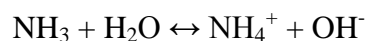
A 10 000 LE alatti telepek a kibocsátható tápanyagtartalomra egyedi határértéket kaphatnak.

A szennyvizek tisztítása a szennyvíz mennyiségétől (LE), szennyezettség mértékétől, (szennyezőanyag típus, koncentráció), a befogadó tulajdonságaitól függ, azaz az említett paraméterek befolyásolják a betervezhető technológiákat, technológiai lépcsőket. Ezek közül a gazdaságosságot is figyelembe véve kell az alkalmazható tisztítási technológiát kiválasztani.

A klasszikus kommunális szennyvíztisztítási technológia elsősorban a könnyen lebomló szerves anyagok ártalmatlanítását biztosítja. A szennyezők között az egyik legnagyobb probléma a szennyvízben lévő kolloid és oldott szerves anyag tartalom. A víznek ezek a komponensei a táplálékláncban szereplő úgynevezett lebontó mikroorganizmusok segítségével biokémiai úton ártalmatlaníthatók, bonthatók le. Ez a folyamat a biológiai reaktorban megy végbe, amelyet 10 000 LE kapacitású telepeken ki kell egészíteni a tápanyag-eltávolítással azaz a nitrogén, illetve foszfor leválasztásával, eltávolításával (Takács 2013).

A nitrogén tartalom és környezeti hatásai

A kommunális szennyvízben, mint szennyező anyag a nitrogén a következő formákban fordulhat elő: szerves-, nitrit- és nitrát-nitrogén, illetve ammónium-ion. Az ammónia a szerves nitrogénvegyületek bomlástermékeként kerül a szennyvízbe, jelenléte egyértelműen indikálja a bomló szerves anyagok jelenlétét. A vízben ammónia, illetve ammónium-ion van egyensúlyban, amely a pH függvénye:



Savas közegben az ammónium-ion van túlsúlyban, míg lúgos körülmények között az ammónia (Takács 2013). Az ammóniát a nitrifikáló baktériumok oxidálják, eközben oxigént fogyasztanak, nitriteket és nitrátokat hoznak létre (*Nitrosomonas* hatására NO_2^- , *Nitrobacter* hatására NO_3^-). A lejátszódó biokémiai oxidáció következtében a szerves anyagokhoz hasonlóan oxigénfogyasztó "terhelést" jelent a szennyvizekben, kis koncentrációban is. Az ammónia a víz által könnyen kerülhet a különböző élő szervezetekbe, amelyekre méregként hat. Meghatározott feltételek mellett sejtmeleg, az ember esetében gyomorba kerülve kiválasztó rendszeri, szervi megbetegedéseket,

fájdalmakat okozhat, illetve a halogénekkal rákkeltő anyag keletkezéséhez vezethet. A vizek nagy nitrit-nitrát tartalma (a foszfortartalommal együtt) a vízínövények, algák túlburjánzását okozzák (eutrofizáció). A szennyvizek nitrit-nitrát tartalma, mint oldott szennyező, átkerül az ivóvízbe, s ott csecsemőknél methemoglobéniát, esetenként csecsemőhalált okozhat. A környezetre gyakorolt káros hatásai miatt a szennyvíztisztítás fő feladata az ammónia (vagy ammónium-ion) jó hatásfokú ártalmatlanítása, illetve a koncentrációjának egy megadott érték alá való csökkentése. Az ivóvízben megengedhető mennyisége 2001 októbertől az EU-s szabályozással összhangban 0,5 mg/l. A szennyvizek esetében a szennyvíztisztító telep kapacitása, illetve a szennyvíz eredeti koncentrációja, az esetleges utótisztítás jellege határozza meg az ammónia-mentesítés mértékét (Chumping et al. 2010; Takács 2013).

A foszfor tartalom és hatása a környezetben.

Az élőlények egyik építőeleme. A csontképzésben a kalcium mellett a foszfor is jelentős szerepet játszik. Csontok, kötőszövetek védelmét szolgálja. Az emberi kiválasztás naponta, személyenként körülbelül 2g foszfort, ezen felül a hagyományos mosószerek további 2 g foszfort juttatnak a vizekbe. Az erőteljes műtrágyázás is folyamatos foszfor-kimosódást okoz. A természetben kőzetek mállásterméke bomlásaként is keletkezhet oldható foszfor.

A foszfor (foszfátion) természetes vizekben nagyon kis mennyiségben van jelen foszfát tartalmú kőzetek mállásából, gerinces állatok csont szövetéből. A talaj a foszfort igen nagymértékben adszorbeálja. Megjelenési formája a vízben PO_4^{3-} , H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , ez utóbbi kettő semleges pH körülmények között ortofoszfátok. A növények ezt képesek asszimilálni. Kationokkal oldhatatlan vegyületeket képez semleges pH tartományban, pl. $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$, mely vegyületek a pH megváltozására visszaoldódhatnak (Takács 2013).

A foszfor nem mérgező, de a vizek nagy aktív foszfortartalma a növények, algák túlburjánzását (eutrofizációt) eredményezi és ezért káros. A vízben 10 mg/m³ koncentrációig nincs jelentős biológiai produkció. 20 mg/m³ felett a fotoszintézis felgyorsul elegendő tápanyag jelenlétében (CO_2 , NO_3^- , PO_4^{3-} , →protoplaszma). Az algák ideális tevékenységének tápelem felvételei aránya C: N: P = 106: 16: 1. A szükséges tápanyagok közül elsősorban a foszfor mennyisége szabályozható (a vízből kicsapatható), ezért ez limitáló tényezőként kezelhető. A vízben jelenlévő nagymennyiségű tápanyag jelenlét az algák gyors növekedését, a víz szagának, ízének, szépségének romlását, a napsugarak vízbe való behatolási mélységének csökkenését okozza, illetve az algák pusztulása, bomlása a víz oldott oxigéntartalmát csökkenti, az anaerob lebomlás következtében pedig kellemetlen gázképződéshez vezethet (Takács 2013).

A nyers, kezeletlen kommunális szennyvíz 5-20 mg/l összes foszfor tartalmának 15-20%-a az aktív. A klasszikus biológiailag tisztítás után a kommunális szennyvíz foszfor tartalma ezzel szemben 3-10 mg/l-re csökken, melynek 50-90%-a ortofoszfát formában van jelen.

Kellemetlen hatásai miatt a hagyományos kommunális szennyvíz tisztítási technológiákat ki kell egészíteni, át kell alakítani olyan technológiai fokozatokkal, amelyek optimális paraméterek mellett biztosítani tudják a 28/2004. (XII.25.) KvVM rendelet szerinti határértékeket, az ember és a természet védelméért (Takács 2013).

3.4 A szennyvizek fajtái, keletkezésük

A szennyvíz fogalma nehezen definiálható, de hétköznapi értelemben szennyvíznek tekinthető minden szennyezett víz. Napjainkban a szennyvizek fő forrása a lakosság, beleértve minden szolgáltató és ipari tevékenységet is. Ez alatt értendő a lakásokban, intézményekben, üzemekben keletkező úgynevezett „szociális szennyvíz”, az utóbbi a lakossági ellátó ipari tevékenységükhöz felhasznált, s annak során elszennyezett víz. Ebbe tulajdonképpen a mezőgazdaság termékfeldolgozásának a szennyvizeit is bele kell érteni.

Az állattartás, azon belül a legnagyobb jelentőségű sertés- és marhatartás trágya termelése kapcsán keletkező híg és szalmás szennyvizek, de a trágyát nem tekintjük szennyvíznek.

A fogalom igaz a szennyvíztisztító telepre beszállított különböző települési folyékony hulladékokra, elterjedtebb nevén a szippantott szennyvizekre is. A hasonló, emberi eredetű koncentrált táplálkozási maradék, vizelet és széklet ezzel szemben döntő hányadában a szennyvízbe kerül. Ezért is jelent a szennyvíz fertőzésveszélyt, potenciális betegségforrást az emberiségre (Nancy et al. 1983).

A lakossági (kommunális) szennyvíz olyan összetett rendszer, amelyben egyidőben megtalálhatók a mikroorganizmusok, valamint a növekedésükhöz szükséges tápanyagok is.

Ráadásul a rendszerben kialakuló környezet (pH, hőmérséklet stb.) is ideális a mikroorganizmusok szaporodásának. Ezzel szemben az ipari szennyvizekből az élő szervezetek legtöbbször hiányoznak, vagy csak kis részarányban vannak jelen. Általában fizikai sajátosságuk miatt a mikroorganizmusok elszaporodására alkalmatlanok lehetnek (Nancy et al. 1983).

Lakossági szennyvizek

A lakossági eredetű vízszennyezők többféle anyag keverékei. Egyedi és különböző vegyületekhez tartozó komponenseket igen nagy számban tartalmaznak. Az utóbbiakat illetően az emberek által elfogyasztott tápanyag eredeti szerves anyag tartalmának mintegy a negyede kerül a szennyvízbe, többé-kevésbé átalakított formában. A tápanyag szénhidrát (cukor, keményítő és rostanyag), fehérje és zsírtartalma a szervezetben eltérő formában hasznosítható, s a nehezen, vagy

a szervezetben egyáltalán nem hasznosuló anyagrészek, illetőleg a lebontás melléktermékei kerülnek végül a szennyvízbe. Ide jut a táplálékok előkészítése során keletkező vízben oldódó, diszpergálódó, emulgeálódó anyagrész (oldódást elősegítő mosó, tisztítószerrel) is.

A szennyvizek tisztítása, a víz szerves anyagoktól és a növényi tápanyagoktól (N és P) történő mentesítése rendszerint a lakossági szennyvíztisztító telepeken történik. Onnan a tisztított víz a természetes vizekbe, befogadókba (folyókba, állóvizekbe, tengerekbe) kerül. Kisebb részük kerül csak újrafelhasználásra öntözéses hasznosítással (Koppe et al. 1999).

Csapadékmentes időjárási körülmények közt a lakossági szennyvíz a lakosság öblítővízzel eltávolított hulladékait tartalmazza. Ez a háztartásokból az öblítésből, a fürdésből, zuhanyozásból, kézmosásból, tisztálkodásból, főzésből, valamint az edények mosogatásából, ruhaneműk mosásából származik. A magas népsűrűségű térségekből ezeket a lakossági szennyvizeket a gyűjtésükre, szállításukra kiépített közcsatornán juttatják el a települések külterületén épített szennyvíztisztítóba (védőtávolság alkalmazásával - higiénés biztonság).

A lakóházak szennyvizein felül a közcsatornába kerülnek a közintézmények hasonló szennyvizei is, amelyek biológiailag jól bonthatók, és a szennyvíztisztítás szempontjából semmilyen veszélyt nem jelentenek a lakossági szennyvíztisztítóra. A szállodák, éttermek, bárók, kórházak szennyvizei, hasonló módon kerülnek tisztításra. Gyűjtésük szintén a közcsatorna hálózatban történik. Az éttermek, kifőzdék esetében általában zsírfogó beépítése kötelező, amivel a zsír-részeket eltávolítják a közcsatornába történő csatlakozás előtt (Koppe et al. 1999).

A lakossági szennyvíz és a belőle keletkező szennyvíziszap állandó keletkezése a biológiai szennyvíz tisztítását kívánatosá teszi, egyben műszakilag és gazdaságilag is vonzóbb. Sajnos hazánkban az erre irányuló, nagy mennyiségben termelődő iszap mennyiségre nincs számottevő kereslet. Probléma az iszapmaradék mezőgazdasági kihelyezésénél, hogy kizárólag a vegetációs időszakokon kívül lehetséges, ami jelentős tárolási költséget generál. Az emberi tevékenységből kevés olyan termék keletkezik, melynek a mennyisége megközelíti a szennyvizét, ami folyamatosan keletkezik, és feldolgozandó (Koppe et al. 1999; Kárpáti 2001).

A lakosságot a gyakorlatban az ember és környezetének higiéniai kívánalmi kényszerítették a szennyvizek tisztítására, ami a 20. század elejétől iparszerűvé vált. Az első próbálkozások fizikai és kémiai módszerekkel történtek, pedig a megoldást a természet a vizek öntisztulásával félreérthetetlen módon mutatta a példászerű biológiai tisztítási módszert. Viszont az elmúlt század kezdetéig a biológiai módszerek mégsem terjedtek el. A múlt század elejétől indult csak fejlődésnek a biológiai technikák rohamléptű fejlesztése. Erre példát elsőként talán az Emscher-ülepítő adott, ami csepegtetőtestek mellett eleveniszapos medencékkel végezte a tisztítási folyamatokat. Az eleveniszapos és biofilmes megoldások mikrobiológiai ismeretei ezek tapasztalatait

továbbfejlesztve jöttek létre és váltak napjainkra a szennyvíztisztítás gyakorlatában meghatározóvá (Forstner 1993).

3.5 Az eleveniszapos szennyvíztisztítás és tervezése

3.5.1 Egy iszapkörös eljárások

Az élővizek oxigénellátását és öntisztulását intenzifikáló, levegőztetéssel történő szennyvíztisztítás 1910 körül kezdődött Angliában (Emde 1971). Ardern és Lockett (1914) Manchesterben is ilyen tisztítást végzett, de a levegőztetés szakaszos volt, leállítást után hagyták ülepedni a rendszert. A tiszta részt dekantálták, majd friss szennyvízzel töltötték fel a levegőztető teret, és újra és újra ismételték ezeket a műveleteket. Hatórás levegőztetési ciklusok mellett (tartózkodási idő), megfelelő iszapkoncentráció kialakulása után teljes nitrifikációt értek el. A leülepedett iszapot „*eleven iszapnak*” nevezték. Az első gyakorlati berendezés ennek megfelelően egy olyan betáplálási és tisztított víz elvételi ciklusokkal működő eleveniszapos rendszer volt, melyet napjainkban *szakaszos betáplálású rendszernek* (*Sequencing Batch System - SBR*) neveznek. Mivel abban az időben a vezérlés fejletlensége miatt csakis manuális működtetés volt lehetséges, ebből kifolyólag nagyon sok üzemeltetési gond jelentkezett. Ezért döntöttek akkor a levegőztető folyamatos betáplálása mellett, s alakították ki a napjainkban hagyományosnak tekinthető eleveniszapos szennyvíztisztítási megoldást (John 2015).

3.5.2 Az eleveniszapos rendszer négy alapvető jellemzővel rendelkezik:

- megfelelő oxigénbevitellel rendelkező eleveniszapos medencét tartalmaz, melyben a biomassza keverését a levegőbevitel és a folyadék betáplálása biztosítja,
- utóüleptítővel rendelkezik, melyben a biomassza kiülepedik a kezelt szennyvízből (esetleg más megoldással kerül szeparálásra),
- utóüleptítő fenékteréből az iszapot recirkuláltatják a levegőztető medencébe (többnyire folyamatos áramban),
- a keletkező iszap megfelelő hányadát (főlősiszap) rendszeresen eltávolítják a rendszerből, biztosítva a levegőztető medence megfelelő iszapkoncentrációjának a fenntartását.

Előüleptítés nem szükségszerű az eleveniszapos tisztításnál. Az előüleptítőket rendszerint gazdasági megfontolásból építették, vagy építik ki a technológiában. A kezdeti időszakban az eleveniszapos medencéket finombuborékos levegőztetéssel látták el (kerámia diffúzorok), amit a gyakori eltömődése miatt hamar felváltottak az akkoriban kifejlesztésre került és széleskörűen elterjedt felületi levegőztetők. Bolton 1921-ben használt először függőleges tengelyű felületi levegőztetőt. 1965-től kezdődően ez a levegőztető típus világszerte széles körben elterjedt kis és nagy telepeken egyaránt. Hollandiában 1925-ben Kessener készítette az első vízszintes tengelyű

keverőlapátos levegőztetőt (Kessener kefe), melyet körcsatornás, finombuborékos levegőztetővel ellátott rendszerbe telepítettek (Emde 1971). Az ilyen típusú felszíni levegőztetők ugyancsak a '60-as években kerültek nagy számban beépítésre a nagyterhelésű eleveniszapos tisztítóknál az oxigénellátás növelésére. Pasveer (1958) a Kessener-kefét a levegőztetés, valamint a folyadék keverésének az egyidejű biztosítására építette be egy oxidációs árokba. 1965-től kezdődően azután mintegy egy méter átmérőjű, vízszintes mamutrotorok beépítésére is sor került a zárt cirkulációjú oxidációs árkokba, medencékbe. Más levegőztetési lehetőség nyílt meg a függőleges tengelyű levegőztetők beépítésével és a folyadék propellerekkel történő kényszerkonvekciójának biztosításával (Zeper és Man 1970). Mindkét rendszert a mai napig alkalmazzák és használják kis és nagy szennyvíztisztítóknál egyaránt.

A membrán levegőztetők 1970 körüli ugrásszerű fejlődése után ez a megoldás vált ismét közkedveltté. Optimális hozadék, ha a levegőztetéssel kellő turbulencia biztosítható az iszaprészek kiülepedésének megakadályozására.

Hogy az energiaigényt a levegőztetésnél minimalizálja, Imhoff már 1924-ben kis terhelésű eleveniszapos rendszereinek vízszintes tengelyű keverőt épített be a levegőztető medencébe a finombuborékos levegőztetésnél. Miután Pasveer és Sweeris (1962) megállapította, hogy vízszintes folyadékaramba történő levegőbevitel esetén az oxigénátadás javítható, Danjes olyan megoldást épített ki, melynél a diffúzorok egy mozgó hídra voltak rögzítve (Scherb 1965). Válaszképpen erre a megoldásra 1970 körül a Menzel-cég kis sebességű propellereket épített be egy finombuborékos diffúzorokkal levegőztető körmedencébe. Napjainkban a hengeres medencekialakítás vagy körbezárt csatornarendszer esetén a membrán-diffúzorok alkalmazása a keverőkkel történő vízszintes irányú folyadékmozgatás kombinálásával népszerű, különösen a hatásosabb ciklikus levegőztetés révén jobb hatásfokú denitrifikációra (nitrogéneltávolítás) tervezett rendszereknél.

Az ipari szennyvizek tartalmazhatnak olyan anyagokat is, melyek a kerámia vagy gumi membrándiffúzorokon kiválnak, kikristályosodnak. Tartalmazhatnak ezek a szennyvizek a membránok felületét eltömítő zsírokat, vagy olyan anyagokat, melyek a membrán anyagát is károsíthatják. Az ilyen szennyvizek tisztításánál a felületi vagy durva buborékos levegőztetés sztatikus keverőkkel kombinálva jobb megoldás. Mélyebb levegőztetőmedencéknél a centrifugál szivattyús, vagy turbinás levegőztetés igen kedvező. Ez a durva buborékos levegőztetés és intenzív nyíróhatás olyan kombinációja, amely a nagy buborékokat apró méretű buborékokká aprítja. A vízszűrőszivattyú elven működő levegőztetés hasonlóan elterjedt, különösen az Egyesült Államokban. Ennél is igen finom buborékok keletkeznek a fellépő nagy nyíró hatás eredményeként.

Mivel a szerves anyagok döntő részét az eleveniszap viszonylag rövid keveredési, levegőztetési idő alatt eltávolítja a vizes fázisból, az Egyesült Államokban az ún. „bioszorpció”

vagy „kontakt stabilizációs” eljárás is számos nagyüzemben bevezetésre került (Ullrich és Smith, 1951). Ennél a megoldásnál a recirkuláltatott iszapot 2-4 órás levegőztetés során „regenerálják”, melynek során az iszap oxidálja, asszimilálja a szerves anyagokat a tulajdonképpeni eleveniszapos medencébe történő visszavezetését megelőzően, ahol azután már 0,5-2 órás levegőztetés (hidraulikus tartózkodási idő) elegendő.

3.5.3 Két iszapkörös eljárások

1955-ben Imhoff alkotta meg az első két iszapkörös eleveniszapos szennyvíztisztítót Németországban. Az ilyen megoldás két sorba kapcsolt, egymástól független eleveniszapos tisztítóból tevődik össze. Az első lépcső ilyenkor nagy relatív iszapterheléssel (F/M) működik, F/M az egységnyi iszaptömeg napi tápanyag-ellátottsága. A második lépcső, vagy iszapkör ezzel szemben meglehetősen kis relatív iszapterhelést kap. A második iszapkör fölősiszajját rendszerint az első lépcsőre vezetik vissza. Az AB eljárás, melyet Böhnke (1978) alakított ki és szabadalmaztatott, olyan két iszapkörös (két lépcsős) eleveniszapos rendszer, mely nem alkalmaz előülepítőt. Ennél a megoldásnál a második lépcső fölősiszajját nem kell visszavezetni az első lépcsőbe.

A kétlépcsős eleveniszapos tisztításnak számos előnye van. A káros szennyezők az első lépcsőben eltávolíthatók, ami az ipari szennyvizek tisztításánál különösen fontos lehet. A második lépcsőben azután a nagy iszapkör eredményeként azok a mikroorganizmusok is adaptálódhatnak, melyek a nehezen bontható szerves anyagok vagy az ammónia oxidációját hivatottak biztosítani. Ezen túl az iszapduzzadás is ritka jelenség a kétlépcsős tisztítóknál. Hátránya a megoldásnak, hogy ennél kétszer annyi ülepítő kapacitás kell, mint az egyiszapos megoldásnál. Hatékony nitrogén- és foszfor eltávolítás sem várható a második lépcsőben a szerves tápanyag hiánya miatt, melyet az első lépcső már döntően eltávolított a szennyvízből (Böhnke 1978).

3.5.4 Egyiszapakörös rendszerek szén, nitrogén és foszforeltávolítása

A 1960-as évek elején a nitrogén eltávolítására három különböző megoldást alkalmaztak az eleveniszapos tisztítóknál:

- utódenitrifikáció (Bringmann 1961; Wuhrmann 1964),
- elődenitrifikáció (Ludzack és Ettinger 1962),
- szimultán denitrifikáció (Pasveer 1964).

Az utódenitrifikáció további külső tápanyag-adagolás nélkül nem elég hatékony vagy túlzottan nagy térfogatot igényel. Bringmann (1961) megpróbálta egy megkerülő ágon történő nyers

szennyvíz bevezetéssel javítani a denitrifikációt, de ilyenkor az utóülepítő elfolyóvizében arányosan nagyobb mennyiségű ammónia maradt.

Az első üzemi méretű elődenitrifikáló megoldást Németországban, a Stuttgart-i Egyetem kísérleti telepén építették ki (Kienzle 1971). Barnard (1973; 1974) sikeres félüzemi kísérletei után az első nagyüzemi elődenitrifikációs, ugyanakkor biológiai többlet foszfor eltávolítással (EBPR) kiegészített üzem 1974-ben építették ki Dél-Afrikában.

Németországban az első nagyüzemi elődenitrifikáció csak 1988-ban került üzembehelyezésre (Krauth és Staab 1998).

A megépítésekor nagyinak és korszerűnek számított Bécsi szennyvíztisztító telep 300 000 lakosegyenérték (LE) kapacitással 1969-ben átadásra került (Emde 1971). Két 6000 m³ víztérfogatú levegőztetett oxidációs árok épült ott meg, sorba kapcsolva, egyenként hat iker mamutrotor beépítésével, szimultán denitrifikációt biztosítva az oxidációsárok nem levegőztetett térfogataiban (Matsche 1972).

Ebben az időben ez volt a legnagyobb egyiszapkörs eleveniszapos szennyvíztisztító a világon, amely a nitrogéneltávolítást külső szénforrás adagolása nélkül oldotta meg.

Thomas (1962) alapvető munkája nyomán a foszfor szennyvíztisztítás során történő szimultán kicsapatása könnyen tervezhető. Barnard (1973) egy anaerob teret illesztett a technológiába a biológiai reaktor elé biológiai többletfoszfor eltávolítás érdekében. Napjainkban a legtöbb új üzem már ilyen megoldással kerül kiépítésre.

3.5.5 Speciális fejlesztési irányok az eleveniszapos szennyvíztisztításban

Tiszta oxigén eleveniszapos szennyvíztisztítás

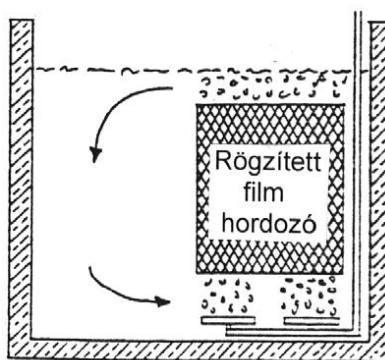
A rossz levegőellátás miatt az USA-ban korábban sok eleveniszapos üzemet kis iszapkoncentrációval (1-2 kg/m³ MLSS) és hosszú levegőztetési idővel (5-8 órás HRT a levegőztetőben) működtettek, kizárólagosan a szerves anyag eltávolítás esetén is. A tiszta oxigén eleveniszapos szennyvíztisztításnál, amely az 1970-es évek körül kezdett terjedni, az oxigénátadás nem limitáló tényező. Ilyenkor az iszapkoncentráció a medencében akár 5 kg/m³ érték fölé is növelhető és a levegőztetési idő lerövidíthető 2 órára, miközben 90 % körüli BOI eltávolítást lehet a tisztításnál elérni (Kulpberger és Matsch 1977).

Napjainkban néhány hagyományosan levegőztetett eleveniszapos rendszerben a csúcsterhelések áthidalására adagolnak tiszta oxigént. Ezeknél a levegőztető medencék fedetlenek és oxigénrecirkuláció sincs. A tiszta oxigén bevitele speciális finombuborékos gázbekeverőrendszerrel vagy folyadéksugaras levegőztető rendszerrel történik (John 2015).

Rögzítettfilmes egységek beépítése az eleveniszapos medencékbe

A levegőztető medence iszapkoncentrációjának megnövelése, s a nitrifikáció hatásfokának javítása érdekében, az eleveniszapos medencébe biofilm kialakítására alkalmas rögzített hordozót helyeztek. Először a csepegtető testek műanyag töltetéhez hasonló töltetet használtak erre a célra (Lang 1981) (3.5.1. ábra).

Úgy gondolták, hogy a hordozón a nitrifikálók jobban elszaporodhatnak. Schlegel (1986) azonban kimérte, hogy a kialakuló filmben alig találhatók nitrifikálók, ellenben protozoák igen nagy számban. Megállapította, hogy az ilyen üzemekben a nitrifikáció javulása éppen a protozoák nagyobb mennyiségű jelenléte eredményeként jelentkező kisebb iszapprodukciónak eredménye. Ez a jobb iszapülepedési hajlam (kis iszapindex) következtében nagyobb iszapkoncentráció tartását teszi lehetővé.



3.5.1. ábra – Biofilm kialakítására alkalmas hordozó beépítése az eleveniszapos rendszer levegőztető medencéjébe (metszeti rajz)

Más hordozóval is kísérleteztek a levegőztető medencékben, mint például vékonyabb szálú műanyaghaló, csomózott, hurkolt kivitelű műanyag spárpa, illetőleg függesztett műanyag szalag (Lessel 1991). Kellemetlen az ilyen rendszereknél a legyek protozoákhoz hasonló nagy tömegű elszaporodása (Heinz et al. 1996).

A LINPOR eljárásnál porózus műanyag hab kockák kerülnek a levegőztető medencébe, annak 10-30 %-át kitöltve. A biofilm kialakulása eredményeként a biomassza koncentrációja a medencében így is jelentősen növelhető, s mivel annak egy része folyamatosan a medencében marad, az utóüleptető sem válik túlterheltté (Morper 1994). Japánban az ANDP eljárás hasonló megoldás, ahol az aerob tér mintegy 40 %-át műanyag golyókkal (műanyag testekkel, 4 mm átmérőjű, 5 mm hosszúságú polipropilén darabkákkal) töltötték meg, s azon alakították ki biofilmet a nitrifikálók immobilizálására (Takahashi és Suzuki 1995). Ezeket a lebegő iszapot és biofilmet egyaránt beépítő megoldásokat hibrid rendszereknek nevezik.

Nagy terhelésű reaktorok

Az ilyen tisztítók nagy fajlagos térfogati terheléssel, mintegy 10-60 kg KOI / m³ / nap, s ennek megfelelően nagy fajlagos térfogati oxigén-felhasználással működnek. Az ilyen tisztítást általában zárt cirkulációs körű reaktorokban valósítják meg. Az ICI kútbiológiája, valamint a HRC reaktor (Vogelpohl 1996) ilyen berendezések. A „Hubstrahl” reaktorban nagyszámú perforált lemez oszcillál vertikális irányban nagy frekvenciával, javítva ezzel a mikroorganizmusok jó tápanyagellátásához elengedhetetlen oxigénátadást és turbulenciát (Brauer 1996).

Membrán-szeparációval ellátott eleveniszapos rendszerek

Miután a membrán-szeparációt előbb sikeresen alkalmazták minták előkészítésénél (folyamatos monitoring rendszerek), Kayser és Ermel (1984), valamint Krauth és Staab (1998) olyan csőmembrános rendszert alakítottak ki, melyben az utóülepítést membránszeparációval helyettesítették. A membrán ezeknél a megoldásoknál még atmoszférikusnál nagyobb nyomással működött. A megoldás „biomembrat” néven került forgalomba. A membrántechnika gyors fejlődése eredményeként ma már számos ipari megvalósítása is működik ennek a megoldásnak, melyek speciális membránnal történő mikroszűrést végeznek (Kayser 1997).

Ma már a modern ultraszűrőkkel a fázisszétválasztás túlnyomás nélkül is biztosítható. Még mindig hátrány a membrán kis fajlagos felületi terhelhetősége (folyadékáram). Maga a membrán még mindig elég drága és így csak speciális esetekben, speciális tisztítási igény esetén alkalmazható az ilyen kiépítés (Kayser 1997).

3.5.6 Technológiai és mikrobiológiai ismeretek

A szennyvíz jellemzői

A tisztítandó szennyvíz tartalmazhat egyetlen oldott szerves tápanyagot (például valamilyen alkoholt), de lehet oldható szerves anyagok keverékét vagy szilárd szerves anyagok és többféle szerves anyag elegyét tartalmazó folyadék is. Legtöbb ipari szennyvíz azonban oldott és lebegő szerves anyagok és oldott szervesetlen sók keveréke. A lakossági szennyvizek és legtöbb élelmiszeripari szennyvíz a felhasznált ivóvíz sótartalmán túl döntően oldott és lebegő szerves anyagokat tartalmaz.

A szerves szennyezők mikrobiológiai eltávolítása, vagy ami azzal egyenértékű, a mikroorganizmusok sejtanyagának az abból történő kiépítése a makro és mikro-tápanyagokat (nitrogént, foszfort, kalciumot, nátriumot, magnéziumot, vasat és más alapvető nyomelemeket) meghatározott mennyiségi arányban igényli. Az ipari szennyvizeknél a hiányzó tápanyagokat (elemeket) adagolni kell a szennyvízhez. Mivel a lakossági szennyvíz a szervesanyaghoz képest valamennyi szükséges elemet feleslegben tartalmazza, kedvező lehet az ipari és a lakossági szennyvizek együttes tisztítása, ha az ipari elfolyó víz a mikroorganizmusok tevékenységét egyebekben nem korlátozza (mérgezés) (Begert 1985).

A szerves anyagok koncentrációja a szennyvízben a biológiai oxigénigény (BOI_5 vagy BOI_{20} - az inkubációs idő 5 vagy 20 nap, nitrifikáció kizárásával), a kémiai oxigénigény (KOI), vagy az összes szerves széntartalom (TOC) mérésével jellemezhető. A nyers lakossági szennyvíz esetén ezeknek a paramétereknek az aránya a következő tartományba esik (Begert 1985):

$$\text{KOI/TOC: } 3,2 - 3,5$$

$$\text{KOI/BOI}_5: 1,7 - 2,0$$

$$\text{BOI}_5/\text{TOC: } 1,7 - 2,0$$

Mivel a BOI csak a biológiailag bontható anyagmennyiséget reprezentálja, a KOI és TOC ugyanakkor a biológiailag nem bontható szerves anyagot is méri, a fenti komponensek aránya egy jól tisztított lakossági szennyvíz ($\text{BOI} = 10\text{-}20 \text{ mg/l}$) esetén a fentiekől már lényegesen eltérő (Begert 1985):

$$\text{KOI/TOC: } 3,0 - 3,5$$

$$\text{KOI/BOI}_5: 3,0 - 6,0$$

$$\text{BOI}_5/\text{TOC: } 0,5 - 1,0$$

A BOI_5 (vagy Skandináviában BOI_7) mértéke eddig a szennyvíz legjellemzőbb paraméterének számított. A BOI előnye, hogy csak a biológiailag bontható szerves anyag mennyiségét reprezentálja. Hátránya, hogy a BOI_5 a biológiailag bontható szerves anyagoknak csak egy részét jelenti. A 20 napos lebontási vizsgálattal (BOI_{20}) jellemzőbb érték lenne biztosítható. Ilyen időtartamú vizsgálat azonban a gyakorlat szempontjából hasznosíthatatlan. A TOC mikrobiológiai tekintetben kedvezőnek tűnne, de jelenleg a minták lebegőanyagtartalma még analitikai problémát jelent. A KOI mérésének egyszerűsítése után napjainkra általánosan felhasznált jellemzővé vált. A KOI alapján megfelelő tömegmérleg készíthető és így a biológiai folyamatok modellezésében is széles körben alkalmazzák (Henze et al. 1987, 1995).

Denitrifikáció

A feltételezések szerint a mezőgazdasági eredetű CO_2 emisszióhoz a talaj mikrobiális folyamatai, valamint a gyökérlégzés járulnak hozzá jelentősen. A talajban azonban számos olyan folyamat is lezajlik, amelyekben N_2O termelődik: például autotróf (Poth és Focht 1985) és heterotróf (Schimelet al. 1984) nitrifikáció, nitrit ammóniává történő redukciója, enzimatis denitrifikáció (Firestone et al. 1979; Paul és Clark 1989; Ungvári és Fülöp 2019), asszimilációs denitrifikáció (Paul és Clark 1989; Yuting et al. 2016), disszimilációs denitrifikáció (Paul és Clark 1989), nitrifikáló denitrifikáció (Kool et al. 2011), „anammox” (anaerob ammónia oxidáció) (Ye és Thomas 2001) és más, nem biológiai reakciók (Hecke et al. 1990) során. A NO és N_2O emisszió esetében azonban általában a mikrobiálisan meghatározott nitrifikációt és denitrifikációt tekintik elsődleges fontosságúnak (Davidson et al. 1986; Russow et al. 2000; Davidson et al. 2002; Stange

és Döhling 2005). Bár a denitrifikáció a nitráttartalom csökkentésével a nitrátkimosódásból eredő káros hatásokat képes csökkenteni, a fokozott N₂O és CO₂ emisszió környezetszennyezése szintén jelentős (Szili-Kovács és Németh 2006). Az elsősorban nitrifikációs eredetű NO és a denitrifikációs eredetű N₂O arányát a nitrifikáció és a denitrifikáció viszonylagos fontosságának jellemzésére használják. Így laboratóriumi vizsgálatokban azt tapasztalták, hogy a nitrifikációs folyamatok dominanciájakor a gázemisszió NO/N₂O aránya egyhez van közel, viszont denitrifikálók túlsúlya esetén az arány egynél kisebb. A szántóföldi körülményekre való extrapoláláshoz kellő körültekintés kell, de az uralkodó folyamat bizonyos mértékű előrejelzésére a hányados alkalmas lehet (Global 2001; Scheer et al. 2009). A hasonló N₂/N₂O arány rendkívüli mértékben függ a felhasználható szén- és nitrát (NO₃⁻)-forrástól, valamint a nedvességtartalomtól (Mathieu et al. 2006; Yuting et al. 2016).

Az enzimikus denitrifikáció során specifikus reduktáz enzimek irányítása alatt a nitrát (NO₃⁻) nitritté (NO₂⁻), majd gázalakú N₂O-dá, valamint nitrogénné (N₂) redukálódik. A denitrifikációt legnagyobb részt heterotróf baktériumok végzik, amelyek összetett szerves nitrogén- és szénvegyületeket kívánnak meg az anyagcseréjük során zajló szintézisekhez. A rendelkezésre álló szerves szubsztrát szolgáltatja az elektronokat is, amelyeket oxigén hiányában a NO₃⁻-N vesz fel a mikrobiális növekedés folyamán. A szerves anyag lebomlása CO₂-t termel és az O₂-szintet csökkentve a denitrifikáció számára kedvező anaerob körülményeket teremt. Átmeneti termékként NO₂⁻-ből NO is kialakulhat. Végül a redukció változó arányban N₂O-ban, illetve N₂-ben fejeződik be (Paul és Clark 1989; Granli és Bøckman 1994; Yuting et al. 2016).

A példaként áttekintett reakció:



lépésenként megy végbe:



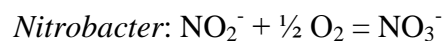
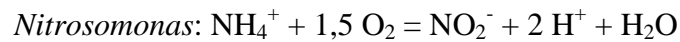
A különböző környezeti tényezők, a talaj fizikai és kémiai tulajdonságai, a jelenlévő nitrogénformák és mikroorganizmusok, esetlegesen jelenlévő nehézfém vegyületek (Szmirnov és Pedisusz 1974) az alkalmazott műtrágyázás és a termelt növényfajták stb. mind-mind befolyásolják a denitrifikációt és részesedésének mértékét a talaj teljes N₂O emissziójában.

A nitrogéneltávolítás kiépítése nitrifikáció/denitrifikáció érdekében

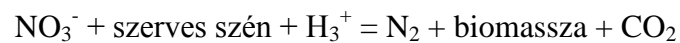
Az eleveniszapos rendszerek tisztítási folyamatában a heterotrófok (szerves anyag hasznosítók) iszapszaporulatába a redukált nitrogén egy része beépül, s így kerül eltávolításra a vízből. Az így iszapba kerülő nitrogén mennyisége az iszaphozammal arányos. Az iszaphozam a BOI terhelésből és a relatív iszaphozamból, vagy iszapkorból számolható. Az egy lakostól eredő szerves anyag terhelés (60 g BOI5/fő*nap) átalakítása során, mint már másutt említésre került,

fajlagosan 0,6-1 g iszap szá. /g BOI5 keletkezik. Átlagos terhelésű (<0,15 kg BOI5/kg iszap szárazanyag *nap esetben) $0,8 \times 60 = 48$ g/fő*nap iszap keletkezik a napi szerves anyag mennyiségéből. Ez 6% nitrogéntartalomnál mintegy 3 g/fő*nap nitrogén beépítését jelenti a főliszapba. A tisztítóba érkező redukált-N terhelésből (13 g/fő*nap) így átlagosan 10 g/fő*nap nitrifikációjára, majd 8 g/fő*nap nitrit-, vagy nitrát-N denitrifikációjára lesz szükség a nitrogéneltávolításhoz. A nitrifikációt autotróf, a denitrifikációt heterotróf szervezetek végzik az alábbi egyenleteknek megfelelően:

Két lépcsőben történő nitrifikáció:



A nitrát, vagy nitrit oxigénjét a szerves szén oxidáló sokféle heterotróf mikroorganizmus faj (mintegy a résztvevők 60 %-a) végzi a következő egyenlettel leírhatóan:



Már az egyenletből is látható, hogy a teljes nitrogén eltávolítás mindeképpen savtermeléssel jár. Minden redukált nitrogénatom eltávolítása egy hidrogénion keletkezésével jár. A folyamatnál a rendszer savasodása tehát egyértelmű (Yuting et al. 2016).

A nitrifikálók fajlagos szaporodási sebessége azonban, mint már utalás történt arra, egy nagyságrenddel kisebb a heterotrofokénál. Ezen túl a fajlagos iszaphozamuk is csak mintegy harmada a heterotrofokénak. Ahhoz tehát, hogy az adott mennyiségű ammónium-iont egy vegyes eleveniszap oxidálni tudja, az autotrofoknak a szennyvíz összetételének és az iszaphozamoknak megfelelő részarányban kell elszaporodni az iszapban. Egyébként az adott arány alatti hozammal szaporodók folyamatosan kiszorulnak, kimosódnak a rendszerből, illetőleg az iszaphozamokból. Ezért kell a nitrifikáció eléréséhez karbonlimitált eleveniszappal dolgozni. Mivel alapvetően mindegyik faj a feldolgozott tápanyagmennyiséggel arányosan szaporodik, nagy szerves tápanyag ellátottságnál az autotrofoknak nem lehet esélye a teljes nitrifikációra. A karbon limitált rendszerben az iszaphozamot a tápanyaghiány okozta mikroorganizmus elhalás (s az elhalt sejtek tovább feldolgozható szerves anyagának a felemésztése) is befolyásolja. Kellő szerves anyag limitáció (iszapterhelés csökkentés) esetén tehát a két csoport mégis megfelelő egyensúlyba kerülhet. Ehhez az iszap fajlagos szerves tápanyag ellátottságának csökkentése, nagyobb iszapkor kell a nitrifikáló autotrof szervezetek hátrányának kiegyenlítésére (Henze és Grady-Lim 1987; Henze et al. 1995; Yuting et al. 2016).

A nitrifikáció mellett a denitrifikációt a szerves anyagot oxidáló heterotróf mikroorganizmusok végzi. Feltétele azonban, hogy ne jussanak elegendő oxigénhez, melyet egyébként jobban preferálnak. Ha oxigénhiányban szenvednek, igen rövid időn belül átállnak a nitrátból történő oxigénhasználásra. Ezt speciális enzim termelésével tudják végrehajtani. Az oxigén azonban azt

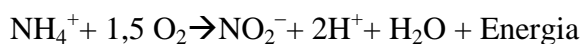
az enzimet mérgezi le, ami a folyamat szabályozója. A denitrifikáció sebessége azonban az oxigénen túl a szerves tápanyag által is befolyásolt folyamat. Minden gramm nitrát nitrogénre mintegy 4,3 g KOI szükséges. Könnyen felvehető tápanyag hiányában a denitrifikáció a sejtlízis révén felszabaduló tápanyaggal sokkal kisebb sebességgel következik csak be. A sejtlízis /iszapelhalás/ révén keletkező tápanyaghoz képest a nyersvíz biológiailag nehezen bontható szerves tápanyaga másfélszeres, míg a könnyen bontható része tízszeres redukciós sebességet tesz lehetővé (Dold et al. 1980; Henze et al. 1995; Yuting et al. 2016). Ennek megfelelően a tápanyag minősége befolyásolja a denitrifikáció relatív térfogatigényét is. Denitrifikációra előbb a klasszikus, folyamatos betáplálású, időben állandósult üzemű rendszereket fejlesztették ki, majd később a levegőztetés és betáplálás ciklizálásával, s a medencék válaszfalakkal történő változatos kialakításával igen sokféle megoldás megvalósításra került. Az utóbbiak rendszerezését az is komplikálja, hogy a szakaszos betáplálás analógiájára a levegőztető medencék, vagy azok egy részének ülepítőként történő ciklikus igénybevételére is hasonlóan sor került. Azoknál az eleveniszapos telepeknél, ahol a levegőztető medence mellett külön anoxikus reaktortér is kiépítésre került, egy rendszerben, kellő hatásfokkal biztosítható a nitrifikáció és a denitrifikáció is, azaz a nitrogénformák megfelelő hatásfokú eltávolítása (Flechard et al. 2005; Yuting et al. 2016).

Szerves tápanyag hiánya a denitrifikációt speciális esetekben lehetlenné is teheti. Ilyen lehet egy biofilmes utódenitrifikációt követő ugyancsak biofilmes denitrifikáció, ami például a dél-pesti szennyvíztisztítóban került kiépítésre. Ilyenkor több különféle szerves tápanyag adagolása is elképzelhető a denitrifikációhoz, viszonylagos olcsósága miatt a metanolt találták arra leginkább alkalmasnak. A cellulóz-acetát ugyan jobb lenne, de a denitrifikáció metanollal is kellő sebességgel végrehajtható. Mivel azonban a metanol is viszonylag drága, olyan rendszereket célszerű tervezni, építeni, melyeknél a denitrifikáció szerves tápanyag igényét a szennyvíz eredeti szerves anyagából, s az abból keletkező biomassza szerves anyagból is fedezni lehet (Domokos 2013; Yuting et al. 2016).

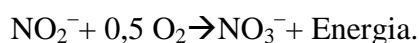
Nitrifikáció

Aerob helyeken nitrifikáció és a NO_2^- kémiai lebomlása szintén végbemegy különböző nitrogénoxidokat és nitrogént termelve. A nitrifikáció tehát olyan aerob folyamat, amelyben autotróf és heterotróf szervezetek az ammóniumionokat (NH_4^+) nitritté (NO_2^-), illetve NO_3^- -tá alakítják át. Az autotróf nitrifikálók CO_2 -t használnak szén-forrásként és energiájukat az NH_4^+ -ok oxidálásából nyerik. A folyamat két lépésben megy végbe.

Az első lépésben az NH_4^+ oxidálódik NO_2^- -té:



A másodikban pedig a NO_2^- továbbalakul NO_3^- -tá:



N_2O akkor képződhet, ha az oxigénellátottság alacsony, így az ammóniumion-oxidálók NO_2^- -t használnak alternatív elektron akceptorként és az első lépés átmeneti termékei vagy a nitrit-ionok maguk kémiai elbomlanak N_2O -dá. Bár a heterotróf nitrifikálók szerepe a N_2O képződésében még nem eléggé tisztázott (Paul és Clark 1989; Granli és Bøckman 1994; Yuting et al. 2016), szántóföldi vizsgálatok tanúsága szerint igen gyakran alakulhatnak ki olyan körülmények, amikor a N_2O képződésért elsősorban a nitrifikáció a felelős (Chen és Huang 2006; Yuting et al. 2016; Wendeborn 2019).

Azok a tényezők, amelyek hatással vannak a denitrifikációra, befolyásolják a nitrifikációra is, azonban a talaj levegővel való ellátottságát, valamint szerves anyag tartalmát szükséges még kiemelni. Bár a magasabb széntartalom fokozza a mikrobiális aktivitást aerob körülmények között, a megnövekvő oxigénfogyasztás anaerob feltételeket eredményezhet csökkentve az autotróf nitrifikációt (Paul és Clark 1989; Granli és Bøckman 1994; Wendeborn 2019). Nitrifikációs inhibitorok alkalmazásával az ásványi nitrogén NH_4^+ formában szintén visszatartható a talajban elkerülve a talajból való kimosódásnak inkább kitett NO_3^- -tá történő átalakulását (Chaves et al. 2006; Wendeborn 2019).

A környezeti tényezők: éghajlat, időjárás, hőmérséklet, csapadékmennyiség hatása a denitrifikációra

Az alapvető környezeti tényezők, amelyek a mikrobiális események mértékét meghatározzák a klimatikus viszonyok: ezen belül a talajnedvesség és a hőmérséklet, valamint a felvehető C és N mennyisége (Ruser et al. 2006; Mathieu 2006; Ma et al. 2007; Guo és Zhou 2007; Chu et al. 2007; Uchenna et al. 2020).

A talajhőmérséklet a denitrifikációt befolyásolja közvetlenül, hatást gyakorolva a mikrobiális aktivitásra, és közvetetten; mivel az oxigén oldhatósága és vízben való diffúziója egyaránt függ a hőmérséklettől. Bár Paul és Clark (1989) szerint a denitrifikációhoz minimálisan szükséges hőmérséklet $5\text{ }^\circ\text{C}$ körül van, vannak olyan pl. Koppern et al. (2004), Ludwig et al. (2006), Mørkved et al. (2006) Hellebrand et al. (2008) által végzett vizsgálatok, amelyek a víz fagyásának és a hóolvadásnak a N_2O -emisszióra gyakorolt lehetséges hatását tanulmányozták. A talaj nedvességtartalma befolyásolja az oxigén diffúzióját a mikrobiális aktivitás helyszíneire, azaz ha a megnövekedett víztartalom meggátolja a levegő diffúzióját, a denitrifikáció fokozódása tapasztalható. Általánosságban megállapítható, hogy a talaj vízkapacitása 60 %-ánál alacsonyabb nedvességtartalomnál, illetve 50-80 (60-90) %-ban vízzel telt pórustérű talajnál (Water Filled Pore Space, WFPS) szárazabb talajban a denitrifikáció nem számottevő (Paul és Clark 1989; Global 2001). Zheng et al. (2000) „robbanásszerű” N_2O emissziót tapasztalt rizstermesztő agro-ökoszisztémából mintegy 110 %-os vízkapacitásnál. Néhányan az együttes hatásokat is

tanulmányozták. Például Kiese és Butterbach-Bahl (2002) azt tapasztalta, hogy a talaj nedvességtartalma a N₂O emissziót erőteljesebben befolyásolja, mint a CO₂ emissziót. Azt is megfigyelték, hogy a nedvességtartalomban bekövetkező változások nagyobb hatást gyakoroltak a gáz kibocsátásra, mint a hőmérsékletváltozások (Zahid et al. 2018).

A szén nitrogén (C/N) arányt befolyásoló tényezők

A talaj összetétele és a benne rendelkezésre álló szerves vegyületek mennyisége (Russow et al. 2008) befolyásoló tényezőként hatnak a denitrifikáció mértékére. Huang et al. (2004) összefüggést talált a talaj N₂O és CO₂ emisszió és oldható szerves széntartalma között, továbbá a növényi maradványok C/N aránya között. Kiemelten tanulmányozták különböző talajok mikrobiális környezetét (Kravchenko és Yu 2006; Jung et al. 2011), a különböző szerves tápanyagutánpótlás (Chantigny et al. 2002; Dalal et al. 2010) és műtrágyázás (Huang et al. 2004, 2011; Chu et al. 2007; Guo és Zhou 2007; Hellebrand et al. 2008; Allen et al. 2010), a növénytermesztés (Guo és Zhou 2007; Fernández-Luqueño et al. 2009) hatásait, és a talajlakók (Parkin és Berry 1999; Rizhiya et al. 2007; Chapuis-Lardy et al. 2010), valamint e tényezők mikrobiális folyamatokra gyakorolt hatását.

A kémhatás szintén befolyásoló tényező a redoxipotenciál kialakulására, ellenben a mikrobiális tevékenység számára is szelektáló hatása van. Egyes pH-tartományok ideálisak, míg némelyik tartomány kizárja a mikrobiális aktivitást. A legtöbb denitrifikáló baktérium semlegeshez közeli pH értékeknél fejlődik a legjobban. Az alacsonyabb pH csökkenti a CO₂ és a N₂O termelődést (Ellis et al. 1998; Sessitsch 2013).

A talaj összetétel és az abban fellelhető növény és annak maradványai – a felhasználható szerves vegyületek mennyisége (Russow et al. 2008) – is hatnak a denitrifikáció ütemére. Huang et al. (2004) összefüggést talált a talaj N₂O és CO₂ emissziója, a talaj oldható szerves széntartalma, és a különböző növényi maradványok C/N aránya függvényében. A fentiekén túl az eltérő talajokban részletesen vizsgálták a mikrobaszámot (Kravchenko és Yu 2006; Jung et al. 2011), a trágyázást (Chantigny et al. 2002; Dalal et al. 2010) és a műtrágyázást (Huang et al. 2004, 2011; Chu et al. 2007; Guo és Zhou 2007; Hellebrand et al. 2008; Allen et al. 2010), a növénytermesztést (Guo és Zhou 2007; Fernández-Luqueño et al. 2009),

3.6 A vizes élőhelyek

Az utóbbi években egyre fontosabbá válik a környezeti monitoring, a szennyezések megelőzése és a tiszta ivóvíz előállítása. Az ökoszisztémákban természetesen előforduló kémiai elemek kétharmadát azonban rendszerint nem vizsgálják, bár nincs bizonyítékunk semlegességükre, vagy hogy azok toxicitása kevésbé veszélyes (Tölg 1989; Markert 1991 a,b). Környezetszennyezési szempontból az elemek nem kritikus, mérgező és viszonylag hozzáférhető csoportokba sorolhatóak, azon belül is

elkülöníthetünk mérgező, de oldhatatlan vagy nagyon ritkán oldódó elemeket (Wood 1974; Uchenna et al. 2020).

A felszíni vizek 96% -a Magyarország határain kívülről érkezik Magyarországra, amit a magyar mezőgazdasági, ipari és hazai emisszió források is szennyeznek. A városi szennyvíz jelentős mértékben hozzájárul a felszín alatti vizek szennyezettségéhez. Az ivóvízellátás több mint 90% -át felszín alatti vízkészletek biztosítják, ezért védelmük stratégiai fontosságú (KVM 2006).

Figyelembe véve a szennyvízkezelés lehetőségeit, az elmúlt évtizedben számos áttekintést tettek közzé (Öllös 1991; Sedlak 1992; Czakó 1993; Sorensen és Jorgensen 1993; Kárpáti 2002; Seviour et al. 2002; Uchenna et al. 2020). E tanulmányok alapján megállapítható, hogy a szennyvízkezelés 90% -át a nagy népsűrűségű fejlett országokban működő tisztítóknak végzik. Bár a különböző változatok számos lehetőséget biztosítanak, a legfejlettebb technológiák az élő növényeket alkalmazó kaszkád típusú élőlényrendszerekből állnak (Kárpáti 2002). Félig természetes növényi rendszerek alkalmazhatók szennyvíztisztításra természetes vizes élőhelyeken, pl. a mocsarakban és a megtervezett vizes élőhelyeken (CW-k), amelyek különböző kialakításúak, áramlási és botanikai jellemzőkkel bírnak (Seviour et al 2002). A különböző vizes élőhelyek (pl. felszíni vagy felszín alatti, függőleges vagy vízszintes vízáramlás), működési mód (például folyamatos, szakaszos vagy időszakos), betöltési arány és szennyvíz jellemzők függvényében, a vízinövényeknek számos különböző követelménynek kell megfelelniük (Liu et al. 2007; Lesage 2007; Vincenze et al. 2018).

Ökológiai tűrőképesség, a helyi éghajlati viszonyok, a kártevők, a betegségek, a szennyező anyagok és a vizes körülmények közötti szaporodás, nagy szennyezőanyag-eltávolító képesség akár közvetlen asszimilációval és tárolással, akár közvetett módon a mikrobiális transzformációk fokozásával, mint pl. nitrifikáció (gyökérszónás oxigén felszabadulása) és denitrifikáció (szénsubstrátok előállításánál révén), amik a megtervezett vizes élőhelyek (CW) rendszerekhez alkalmas növények legfontosabb jellemzői (Suduan 2019). E rendszerek segítségével további célokat (például esztétikai, rekreációs és gazdasági) is elérni lehet (Tanner 1996; Maddison 2009). A gyökérszónák olyan helyeket biztosítanak, ahol a növények, mikroorganizmusok, talaj és szennyező anyagok fizikai-kémiai és biológiai kölcsönhatása (Stottmeister et al. 2003) lezajlanak, mint amilyen a fém eltávolítása. A vizes élőhelyekben a fémvegyületek az üledékekhez és a talajhoz való kötődéssel kiküszöbölhetők, mivel az oldhatatlan sók (főként a szulfidok és oxihidroxidok), valamint bakteriális és növényi felvétel (Kadlec 1996, 2009) szűréssel, adszorpcióval és kationcserével (Liu et al. 2007) képződnek. A vizes élőhelyekben (CW) alkalmazott különböző növényfajok speciális nehézfém eltávolítási és felhalmozási kapacitással rendelkeznek (Tanner 1996; Liu et al. 2007; Lesage 2007).

Ilyen és ehhez hasonló folyamatok figyelhetők meg a kínai nádnál (*Miscanthus sinensis*), amire jellemző a szennyezőanyag-eltávolító képesség. Meg kell vizsgálni funkcióját, mint természetes

mikrobás hordozó, mivel a *Gramineae* fajok gyakran előfordulnak nehézfémekkel szennyezett területeken (Liu et al. 2007; Bulc et al. 2008), ezért feltételezhető a növény szennyezőanyag-toleranciája (Brooks 1979).

A kínai nád egy olyan alternatív energianövény, amelynek termesztési technológiáját napjainkig is vizsgálják. Bár a megfelelő tápanyagellátási kapacitással rendelkező területeken a növény termesztési lehetősége kiváló, a rizómák felszámolása nehézségeket okoz az újonnan termesztett területek esetén. A kevésbé termékeny parcellákon a növények további vizet és tápanyagellátást igényelnek, amelyet a szennyvíziszap hozzáadásával és a szennyvízzel történő öntözéssel biztosítható (Percze et al. 2009). Ennek következtében feltételezhető a növények vízállás tűrése is (Zahid et al. 2018). A szokásos nem ipari szennyvíztisztítás során a nehézfém szennyezés jelenlétét és immobilizálódását nem vizsgálják, mivel a háztartási szennyvizekben a fémek koncentrációja alacsony (pl. a háztartási szennyvíz) (Lesage et al. 2007). Ennek ellenére számos kutatás rámutat arra, hogy a szennyvíz nehézfém tartalma a mesterséges szennyvizekben egyre magasabb (Cheng et al. 2002; Liu et al. 2007) és egyre több a horizontális felszín alatti vízáramlású (HSSF) vizes élőhelyek (CW) alkalmazása a háztartási szennyvíz kezelése esetében is (Lesage et al. 2007; Zhang et al. 2010).

A mikrobiális élet hagyományos rhizoszféra-helyszínén kívül a vizes élőhelyeket (CW-eket) általában mesterségesen kialakított hordozókkal egészítik ki, hogy növeljék a belső szilárd felületeket, amelyek a mikrobák biofilmjei kialakulnak, amik a működési körülmények között ideiglenesen stabil és optimális környezetet biztosítanak számukra. Különböző méretű és formájú hordozók lehetnek fából, kőből, műanyagból stb. (Oldal 2006).

Az épített vizes élőhelyek (Constructed Wetlands – CWs)

Az ipari kibocsátások számos olyan szennyező anyagot tartalmaznak, amelyek komoly veszélyt jelentenek az ártalmatlanítás során az ökoszisztémák minőségére.

A szövetgyártás során keletkező szennyvizet az egyik leginkább szennyezett ipari szennyvíznek tekintik, mivel számos kémiai vegyület létezik, beleértve a színezékeket, detergenset, pigmenteket, sókat, nehézfémeket, szulfátokat, kloridokat, olajokat és zsírokat stb. Rákkeltő és mutagén természetűek, ezek a vegyi anyagok mérgezőek mind az állat-, mind a növényvilág számára, amelyek magas koncentrációjuknak vannak kitéve (Bafana et al. 2009, 2011). Továbbá a színezékek és pigmentek jelenléte az effluensben csökkenti a bejutó víztestekben a fénybehatolást, ami végső soron csökkenti a fotoszintetikus aktivitást, és ezáltal az oldott oxigénkoncentrációkat bennük (Pearce et al. 2003; Waranusantigul et al. 2003; Sarayu és Sandhya 2012;).

Az épített vizes élőhelyek (CWs) olyan mesterséges rendszerek, amelyeket az ipari szennyvizek sokféleségének kezelésére terveztek. Alacsony tőkebefektetés és minimális működési költségek

teszik a technológiát megvalósíthatóvá és alkalmazhatóvá a szennyvíztisztítás és az ipari szennyvíz helyreállítására a fejlődő országokban (Vymazal 2009; Vymazal és Kröpfelová 2009; Wu et al. 2014).

Egy tipikus CW rendszerben a növényeket egy olyan áteresztő közegben növesztik, amely talajból, homokból és kavicsból áll, amely lehetővé teszi a szennyvíz átjutását önmagában (Davies et al. 2006; Kabra et al. 2012, 2013; Rane et al. 2016; Zhang et al. 2018), miközben közvetlen kapcsolatot létesítenek a növényi gyökerekkel és a mikrobiális biofilm-termesztéssel a víz alatti CW komponensek gyökerén és felszínén (Schröder et al. 2008; Saleem 2018; Rehman et al. 2019). Ez a kölcsönhatás a szennyvíz sokféleségének eltávolítását eredményezi a szennyvíztisztítás és a degradációs mechanizmusok miatt, amelyek a növények és a hozzájuk tartozó mikrobiális közösségeken belül következnek be (Weyens et al. 2009; Khandare et al. 2013b; Afzal et al. 2014). A növények kiterjedt gyökérrendszeren keresztül a táplálékok és nehézfémek (Alemu et al. 2017; Bharathiraja et al. 2018; Hussein és Scholz 2018) fizikai csapdába esnek (szűrés), míg az endophytic baktériumok, az interierek kulcsfontosságú szerepet játszanak a légi növényi szövetekben áttelepülő szennyezők degradációjában (Weyens et al. 2009; Kabra et al. 2012; Khan et al. 2013; Afzal et al. 2014).

A CW-k jelentős korlátozottsága - függetlenül attól, hogy képesek-e hatékonyan eltávolítani a szennyvizet és a mérgező vegyületeket a szennyvízből - a növényi fejlődés, a mikrobiális proliferáció és a szennyezőanyag-lebomlás lehetséges gátlása (Khandare et al. 2013b; Saleem et al. 2018; Shehzadi et al. 2014). Ezeknek a korlátoknak a leküzdésére javasolták a CW-k szennyezőanyag-lebontó és növényi növekedést elősegítő baktériumok fokozását (Shehzadi et al. 2014; Rehman et al. 2019). Ezeket az augmentált baktériumokat úgy választják meg, hogy bizonyos gének és anyagcsere-aktivitások jelen vannak, amelyek lehetővé teszik számukra, hogy a szennyezőket hatékonyabban lebontják, mint a bennszülött mikroorganizmusok (Davies et al. 2006; Kabra et al. 2013; Vincenze et al. 2018; Khadeeja et al. 2019).

Ezen túlmenően a megnövelt baktériumok növények növekedését elősegítő tulajdonságai segítenek csökkenteni a szennyezők okozta stresszt és növelni a növény növekedését és fejlődését (Yousaf et al. 2011; Fatima et al. 2015, 2016; Shehzadi et al. 2016). Következésképpen a növekvő növény-növekedés és a mikrobiális populáció a CW-k különböző komponenseiben javítja az ipari szennyvíz helyreállítását (Arslan et al. 2017; Beans 2017; Hussain et al. 2018a, 2018b).

A halofitikus növények, különösen a halotoleráns helófiták, jelentős mértékben hozzájárulnak az ökoszisztémák különböző fiziológiai és / vagy biokémiai folyamatokkal történő kijavításához (Wiessner et al. 2006; Syranidou et al. 2017).

Ez a következőket foglalja magában:

- (1) a mikrohabitat megváltoztatása annak érdekében, hogy megfelelő legyen a szennyező anyagok eltávolítására,
- (2) a légkörbe helyezett oxigén átvitelét a növényi rizoszférába, amely segíti a bakteriális közösségeket, biofilmeket,
- (3) a szuszpendált részecskék szűrése / befogása a későbbi lebomláshoz, és
- (4) lehetővé téve az endofitikus baktériumok számára a szennyeződések lebontását a növény által (Syranidou et al. 2017).

A mesterséges vizes élőhelyek

A megépített vizes élőhelyek (CW) mesterséges vizes élőhelyek, amelyek a települési- vagy ipari szennyvíz, vagy a csapadékvíz elvezetésére szolgálnak. Alkalmazható egyes tevékenységeknél talajjavításra, vagy a talajvesztésekkel, erózióval érintett természeti területek károsításának enyhítésére (Shahid et al. 2018).

Az épített vizes élőhelyek olyan mesterséges rendszerek, amelyek természetes funkciókat használnak a növényzet, a talaj és a szennyezett vizek kezelésére. A szennyvíz típusától függően a felépített vizes életterek kialakítását ennek megfelelően kell módosítani. Az épített vizes területek mind a központi, mind a helyszíni szennyvíz kezelésére használható. Az elsődleges kezelés akkor ajánlott, ha nagy mennyiségű szuszpendált szilárd anyagot vagy oldható szerves anyagot (BOD és COD) tartalmaz (Hoffmann et al. 2011).

A természetes vizes élőhelyekhez hasonlóan a megépített vizes élőhelyek biofilterként működnek, és eltávolíthatnak számos szennyező anyagot (például szerves anyagot, tápanyagokat, kórokozókat, nehézfémeket) a vízből (Chumping et al. 2010; Hussain et al. 2018a; Zahid et al. 2018). Az épített vizes élőhelyek olyan tisztítási technológia, amely nem kifejezetten a kórokozók eltávolítására lett kifejlesztve, hanem hogy eltávolítsák az egyéb vízminőségű összetevőket, mint például a szuszpendált szilárd- és szerves anyagokat, valamint a tápanyagokat (nitrogén és foszfor). A kórokozókat típustól függetlenül (azaz baktériumokat, vírusokat, protozoonokat és helminteket) várhatóan bizonyos mértékig megsűrűzheti egy épített vizes terület. A felszín alatti vizes élőhelyek nagyobb kórokozó-eltávolítást biztosítanak a felszíni vizes élőhelyeknél (Maiga et al. 2017; Hussain et al. 2018b; Zahid et al. 2018).

Kialakítás tekintetében két fő épített vizes élőhely típust különíthetünk el, mint a felszín alatti áramlású és a felszíni áramlású élőhely. Az ültetett növényzet fontos szerepet játszik a szennyező anyagok eltávolításában, azonban a homokból és kavicsból álló szűrőágy ugyanolyan fontos szerepet játszik (Hoffmann et al. 2011; Hussain et al. 2018a, Hussain et al. 2018b; Zahid et al. 2018). Megemlítendő, hogy az épített vizes élőhelyek másodlagosan élettert biztosíthatnak vadon

élő állatok számára. A felszín alatti áramlással kialakított vizes élőhelyek legfőképpen abban különböznek, hogy a vízszintes vagy függőleges vízáramlással rendelkeznek. A függőleges áramlási rendszerek kisebb helyigénnyel rendelkeznek, mint a vízszintes áramlási rendszerek (Zahid et al. 2018; Suduan et al. 2019; Khadeeja et al. 2019).

3.7 Az üvegházhatású gázemisszió vizsgálati módszerei

Az elmúlt évek alatt különböző kísérleti módszereket fejlesztettek ki annak érdekében, hogy a közvetlen emberi tevékenységek, azon belül is elsősorban a mezőgazdaság miként és milyen arányban járul hozzá a mesterséges üvegházhatású gázok légköri koncentrációjához. A különböző módszerek célja, hogy mérni lehessen az üvegházgázhatású gázemissziót, ilyen módszerek pl. az izotópos nyomjelzési technikák, kamra módszerek, a talaj N₂O koncentrációjának mérése és mikrometeorológiai módszerek (Smith és Arah 1992; Clayton et al. 1994; Christensen et al. 1996; Koponen et al. 2004; Csutora és Harangozó 2019).

A **kamra módszer** elsősorban a szabadföldi alkalmazásra szolgál. A módszer rendeltetése a talajok reprezentatív felmérése a különböző elrendezésű mintavételben (Győri et al. 1998), a minta véletlenszerű, egyszerű, rétegzett, szisztematikus mintavétel. A mintavétellel vizsgálható a szükséges mennyiségű minta (Petersen és Calvin 1986; Global 2001). A mintavételi pontban legtöbbször fém vagy műanyag keretekre helyezett fedél rögzítése után különböző időtartamokban vesznek gázmintát a lehatárolt térfogathoz (Granli és Bøckman 1994; Loecke és Robertson 2009; Aaltonen et al. 2011; Jassal et al. 2011; Kampfl 2013).

A nagyobb méretű kamrák alkalmazásának legnagyobb előnye, hogy képesek kiegyenlíteni / elfedni a térbeli változatosság hatását a parcellán belüli, ezért az ismétlésszám is csökkenthető (Global 2001). A mintavételi pont fölötti gáztérből származó mintavétel technikája szerint két típusú kamrát alkalmazhatunk, a természetes gázkibocsátást mérő (felhalmozott) és az átáramlásos (eltávozó) rendszereket. A felhalmozott és átáramlásos módszerek legnagyobb előnye, hogy kis fluxusok is mérhetőek az alkalmazásukkal, könnyen elkészíthetőek, telepíthetőek és eltávolíthatóak. Fenntartásuk nem jelentős beavatkozást okoz a parcella környezetében. Hátrányai, hogy számolnunk kell a (kamra méretéből adódó) korlátozott belső térfogattal, amiben kialakulhatnak olyan koncentráció viszonyok, amelyek akadályozhatják vagy gátolhatják a gázkibocsátást. Esetenként a természetestől eltérő viszonyok között a nyomás-, nedvesség- és hőmérséklet ingadozásoktól változó gázemissziót detektálhatunk. Az átáramlásos kamrák pontosan ezeket a változásokat nem produkálják. Előnyként értékelhető, hogy használatukkal a természeteshez közeli állapot vizsgálható, így alkalmazásuk hosszabb idejű (több évig tartó) gázfluxus monitorozás során ajánlott (Global 2001).

Az üvegházgáz-emisszió vizsgálatának gázkromatográfiai analitikai eljárásai.

Az analitikai módszereket áttekintve, az üvegházgázok elemzésében a gázminták esetében széles körben elterjedten alkalmazott eljárás a gázkromatográfiai mérés. Hagyományosan három detektortípus alkalmazása a legelterjedtebb, azok közül is elektronbefogási detektort (ECD) és hővezetőképesség-mérő detektort (TCD), vagy lángionizációs detektort (FID) használnak a gázfázisú minták összes N₂O és CO₂ koncentrációjának meghatározására (Nriagu 1992; Granli és Bøckman 1994; Wang et al. 2010), valamint kemilumineszcens detektort a NO mérésére (Global 2001).

A 3.7.1. táblázatban összegezve található a végigtekintett szakirodalomban fellelhető – a gázkromatográfiai üvegházgáz-emisszió mérések tekintetében – releváns információk.

A szakirodalom áttekintésekor jellemzően megállapítható, hogy egyes szerzők nem közölnek adatokat a gázmérések részleteire vonatkozóan, esetleg csak hivatkoznak már korábban publikált forrásokra, mint Wever et al. (2002), Khalil et al. (2002). Többsége azonban csak hiányosan adja meg a mérési módszerrel járó (pl.: oszlop hossz, oszlop típus, detektálási hőmérséklet, vivőgáz típus, vivőgáz áramlási sebesség) paramétereket.

3.7.1. táblázat Az üvegházgáz-emisszió vizsgálata során alkalmazott detektorok

Jellemzési szempont/Név	Hővezetőképességi (Thermal Conductivity) detektor	Lángionizációs (Flame Ionisation) detektor	Elektronbefogási (Electron Capture) detektor	Tömegspektrométer (Mass Spectrometer) detektor
Jel	TCD	FID	ECD	MS
Detektálható vegyületek	univerzális	szerves vegyületek (Kivéve: H ₂ CO, HCOOH)	nagy elektronvonzó képességű atomokat tartalmazó vegyületek	univerzális
Linearitás	ált. öt-hat nagyságrend	10 ⁷ , igen széles	10 ⁻² – 10 ³ mg/l	
Legkisebb detektálható mennyiség	viszonylag nagy érték	Átlagosan három nagyságrenddel kisebb, mint adott vegyület TCD-re mért értéke	10 ⁻¹² – 10 ⁻¹³ g/s	kis érték
Működési elv	A detektorban két konstans hőmérsékletű és ellenállású fémzárlat található. A vizsgálandó vegyület által hűtött, megváltozott ellenállást az elektronika összehasonlítja a vivőgáz által hűtött fémzárlat továbbra is konstans ellenállásával.	A szerves vegyületek a 2000-2500 K hőmérsékletű hidrogén-levegő lángba jutva szétbontódnak és egy részük ionizálódik. A kollektorra jutva az anyagmennyiséggel arányos ionáram keletkezik.	A β-sugárforrás (katód) által kibocsátott, a vivőgáz által lelassított elektronokat a nagy elektronegativitású atomok befogják. A kisebb mozgékonyaság miatt az anódon az alapáram lecsökken.	Az ionforrásban a vegyületek szétbontódnak és részben ionizálódnak az analizátorban tömeg/töltés viszonyaiknak megfelelően elkülönülnek és a detektorban intenzitásukkal arányos jelet adnak.
Üvegházgáz-emisszió vizsgálata során detektált vegyület	CO ₂	CO ₂ metánná redukálás után	N ₂ O	Elsősorban nyomjelzett vegyületek detektálására pl. ¹⁵ N ₂ O, ¹⁵ N ₂ O, ¹³ CO ₂

3.8 Gázkromatográfiai elemzés

3.8.1 Oszloptípusok, injektálási technikák

A gázkromatográfiai elemzési módszerek célja, hogy egy mindkét végén nyitott csőben áramló úgynevezett vivőgázba adott térfogatú gázelegyet juttatunk, amely komponenseinek egymáshoz viszonyított áramlási sebessége az oszlopban lévő anyaggal való adszorpciós vagy

abszorpciós kölcsönhatás következtében megváltozik, következésképp az egyes komponensek egymástól elkülönítve jutnak az érzékelőkbe (Hargittay 1978).

Az oszlopokban különböző anyagokat (töltet) helyeznek el, ami lehet szilárd anyag, valamilyen folyadékkal átitatott szilárd hordozó és kizárólag megosztó folyadék. Első esetben gáz-szilárd, utóbbi két esetben gáz-folyadék kromatográfiáról beszélhetünk. A szilárd töltet jelenléte a gázanalitikában előszeretettel használt rövidebben (2-3 m hosszú, 2-4 mm átmérőjű) töltött oszlopokra, a megosztó folyadék egyedüli alkalmazása pedig a hosszabb (10-150 m hosszúságú, 0,1-0,8 mm átmérőjű) kapilláris kolonnákra jellemző (Kristóf 2000). A gázkromatográfiás rendszer első egységében a vivőgáz nyomáscsökkentő szelepek és áramlásszabályozókon áthaladva jut el az injektorba, majd a hőmérsékletszabályzott oszloptérben lévő kb. 15 cm átmérőjű tekerccsé alakított analitikai oszlopra. A minta az injektorba adagolva kerül szintén az oszlopra. Az adagoláshoz teflondugattyús mikrofecskendőt, gázadagoló csapot (Hargittay 1978), vagy gázbemérő hurkot (Kremmer et al. 2005) használunk. Töltetes és ún. félkapilláris (0,53 mm átmérőjű) oszlopok esetén a direkt injektálás során a minta közvetlenül, teljes mennyiségében az oszlopra jut. A kis belső átmérőjű kapilláris oszlopok kisebb mintakapacitása nem teszi lehetővé a minta teljes mennyiségének az oszlopra juttatását, eszerint úgynevezett split, illetve splitless injektálással csak a split arány által megszabott pl. 100:1 arányban, azaz 1 %-ban kerül az analitikai oszlopra. A fentiekén kívül létezik még pl. „cool on column”, programozható hőmérsékletű és pirolízist lehetővé tevő injektor is (Kremmer et al. 2005; Kovács et al. 2011).

A kromatogram kialakulása okai

A kromatográfiás oszlopon adott úgynevezett retenciós idő (visszatartási idő) alatt áthaladó mintakomponensek által a detektorban keltett elektromos jel intenzitása az idő függvényében ábrázolva szolgáltatja a kromatogramot. Az állófázissal kölcsönhatásba nem lépő komponens retenciós ideje a holtidő. Az oszlophossz és a holtidő hányadosa adja adott komponens vagy a mozgó fázis lineáris áramlási sebességét. A kromatogramon két egymást követő csúcs helyzetét, azaz az elválasztás hatékonyságát az egyes anyagok megoszlási hányadosaiból meghatározott szelektivitási tényezővel, valamint a felbontással jellemezhetjük. Adott csúcspár esetén a felbontás függ az állófázistól, a hőmérséklettől, valamint az oszlop méretviszonyaitól.

A retenciós idő növekedésével párhuzamosan megfigyelhető a csúcshévesedés, amely értelmezését a tényérelmélet és a sebességi elmélet segíti. A tényérelméletben a desztillációs folyamatot tekintik mintának, ahol az elválasztás egyensúlyi fokozatok sorozatán keresztül valósul meg. A terminológia szerint az elméleti tényérhossz a desztillációs oszlop azon szakasza, ahol a két fázis egyensúlyba jut. Bár a kromatográfiás elemzés során egyensúly nem alakul ki az álló és a mozgó fázis között,

adott oszlop adott komponensre vonatkozó hatékonyságának (csúcscsökkentő hatásának) jellemzésére célszerűnek látszott alkalmazni az elméleti tányérszám fogalmát, amely a relatív csúcscsökkentés, azaz a retenciós időre eső csúcscsökkentés reciprokának a négyzetével arányos. Az oszlophossz és az elméleti tányérszám hányadosa az elméleti tányérhossz (Kremmer et al. 2005), vagy más néven az egy elméleti tányérral egyenértékű magasság (Height Equivalent to a Theoretical Plate, HETP) (Balla 2006) határozza meg. Mivel a tányérelmélet nem tárja fel a HETP és az azt befolyásoló tényezők (pl. áramlási sebesség) összefüggéseit, így bevezetésre került egy elméleti modell. A van Deemter által kifejlesztett sebességi elmélet már figyelembe veszi a mintakomponensek oszlopon való áthaladásakor fellépő hosszirányú diffúziót és az anyagátadással szembeni ellenállást:

$$HETP = A + \frac{2qD_m}{u} + \frac{8}{\pi^2} \frac{k}{(k+1)^2} \frac{d_f^2}{D_s} u,$$

ahol:

A	a töltet szemcseméretére, alakjára jellemző állandó
q	a szemcsék közötti holt térre jellemző állandó
D_m	a komponens diffúziós állandója a mobil fázisban
k	a retenciós tényező
d_f	az állófázis filmvastagsága
D_s	a komponens diffúziós állandója az állófázisban.

Amint az összefüggésből látható a mozgófázis lineáris áramlási sebességétől nagymértékben függ az elválasztás hatékonysága. Adott oszlop-mintakomponens rendszer esetén az elválasztás leghatékonyabb egy adott minimális HETP értéknél, ugyanis az ehhez tartozó optimális lineáris áramlási sebességnél kisebb sebességeknél a hosszirányú diffúzió (az egyenlet második, ún. diffúziós tagja) okoz jelentős csúcscsökkentést, lényegesen nagyobb sebességeknél pedig az anyagátadással szembeni ellenállás – ami az adszorpció / abszorpció folyamatok és a deszorpció időigényéből adódik – okozza a csúcscsökkentést (Kremmer et al. 2005; Balla 2006). Mivel viszont ennek a folyamatnak a hatása nem ugyanolyan nagymértékben rontja az elválasztás hatékonyságát, mint a diffúzió miatti csúcscsökkentés, így esetenként az elemzési idő csökkentése érdekében az optimálisnál nagyobb áramlási sebességnek köszönhető kisebb mértékű hatékonyság csökkenés is választható (Balla 2006).

A gáz-emisszió mérése során alkalmazott detektorok

A gázkromatográfiában alkalmazott detektorok az adott oszlop által elválasztott komponens anyagmennyiségével vagy koncentrációjával arányos elektromos jelet szolgáltatnak. Jellemzésükre a linearitási tartományt, az érzékenységet és szelektivitást használjuk. A detektor jelintenzitása egy bizonyos ún. dinamikus tartományban függ a koncentrációtól, amelyen belül a linearitási

tartományban az összefüggés lineáris. Bár az érzékenység elméletileg a jelintenzitás mintamennyiség függvény meredeksége, a gyakorlatban általában az elektronikus alapzaj háromszorosaként meghatározott legkisebb detektálható mennyiséget értjük érzékenységen. A detektor szelektivitása arra a jelenségre vonatkozik, hogy a vegyületek bizonyos csoportjára kiemelkedő érzékenységet mutat (Kremmer et al. 2005). Az előbbieken a 3.7.1. táblázatban az üvegházgázemisszió vizsgálata során alkalmazott detektorok legfontosabb tulajdonságai (Kristóf 2000; Kremmer et al. 2005; Balla 2006) láthatóak. Magyarországon vannak hagyományai a talaj agro-ökoszisztémákban végbemenő nitrogén átalakulásai tanulmányozásának ^{15}N izotópos nyomjelzéses technikával (Pártay et al. 1992; Heltai et al. 1998), valamint végeztek a műtrágyázás és a gázemisszió kapcsolatát feltáró kísérleteket is (Debreczeni et al. 1997; Nótás et al. 2002). Az UFZ-ben szintén hosszú ideje tanulmányozzák a talaj C-N ciklusaiból származó gázemissziót a ^{15}N izotópos nyomjelzési technika alkalmazásával. Ennek részeként a talaj N-gázainak a kialakulását, elválasztását és mennyiségi meghatározásának lehetőségeit vizsgálják azért, hogy megfigyelhessék a talaj-légkör rendszerekben lévő komplex kapcsolatokat (Sich és Russow 1999; Wolf és Russow 2000; Stange és Döhling 2005; Spott et al. 2006; Russow et al. 2008, 2009). Tevékenységük során különböző modelleket is alkotnak a tápanyag-ciklusok és a talaj szerkezete közötti viszonyok kvantitatív leírására (Franko 1995; Stange 2001; Vogel et al. 2002; Pihlatie et al. 2004; Stange és Döhling 2005).

A gázkromatográfias elemzés hatékonyságát zavaró tényezők kiküszöbölése

Amint az a 3.7.1. táblázatban is megfigyelhető a gázkromatográfias elemzést zavaró problémák és azok megoldásáról az üvegházgáz-emisszióval foglalkozó irodalmi források nagy része nem számol be. A szakirodalomban csak néhány cikk tesz említést az elemzés során alkalmazott olyan CO_2^- vagy vízeltávolító technikákról, amelyekben a felhasznált anyagok jellemzően szilárd adszorbensek pl. aszkarit CO_2 , és magnézium-perklorát víz esetén. Többek között Helmig (1999), valamint Akimoto et al. (2005) beszámolnak egy másik lehetséges módszer, az ún. backflush technika alkalmazásáról, amely során az elemzést károsan befolyásoló zavaró mintakomponens analitikai oszlopra vagy detektorra kerülését elkerülő segédoszlopra való lefuvatással oldják meg. A növekvő igényeket jelzi, hogy sor került speciális, az üvegházgázok közül pl. a N_2O , a CO_2 és a CH_4 mérését egy injektálásból lehetővé tevő gázkromatográfok kifejlesztésére (Laan 2009; Bruker 2010).

A gázkromatográfias elemzési módszerekkel foglalkozó cikkek közül néhány kitér pl. az ECD-t zavaró víz kromatográfias rendszerből való kivezetésének szükségességére és lehetséges megoldásként (a backflush technika, valamint a szilárd adszorbensek pl. Drierite alternatívájaként) a Nafion szemipermeabilis membrán alkalmazására (Kolb 1999; Hylton és Mitra 2007). Különösen halogéntartalmú (Wang és Wu 2002; Brown és Emmert 2006), valamint kis szénatomszámú

szénhidrogének vizsgálatakor van elterjedőben az alkalmazása (Dewulf 2002), de kezd megjelenni a mezőgazdasági eredetű üvegházgáz-emisszió tanulmányozása során felhasznált analitikai módszerek között is (Snider et al. 2009). A Nafion a tetrafluor-etilén (Teflon®) és a perfluoro-3,6-dioxa-4-metil-7-oktén-szulfonilsav kopolimere és vízeltávolításra nagy hatékonysággal, valamint szelektivitással alkalmazható, olyannyira, hogy a vízmolekulákon kívüli esetleges CO₂, illetve N₂O eltávolító hatásáról nincs tudomásunk (Nafion 2007).

A vízpára üvegházgáz-elemzéseket zavaró hatásán kívül Wang et al. (2010) számolt be a gázminták CO₂ tartalmának az ECD működését károsan befolyásoló hatásáról megoldásként a tiszta N₂ vivőgáz helyett az argon-metán vivőgáz alkalmazási lehetősége mellett a N₂-CO₂ és a N₂-CH₄ keveréket javasolva. És bár a Drewer et al. (2011) által ismertetett, a NitroEurope felkérésére 16 laboratórium (köztük két magyar) által elvégzett azonos standardok elemzése nem erősítette meg a másik kutatócsoport által vázolt problémát, a kérdés megnyugtató lezárására még valószínűleg várni kell.

3.9 A bioreaktor működési mechanizmusának meghatározása

A káros üvegházhatású gázok, különösen az N₂O, a CO₂ és a CH₄ (El-Fadel és Massoud 2001), légköri koncentrációja 1800 óta drámaian megnőtt. Ez a növekedés vélhetően a fő tényezője a komoly kihívást jelentő éghajlatváltozásnak (Ashrafi et al. 2013). A szennyvíztisztító eljárás, amely a legtöbb esetben biológiai eljárás alapul, főként N₂O-t, CO₂-t és CH₄-t termel a tisztítás során, és az üvegházhatást okozó gázok kibocsátásának egyik fontos forrásaként azonosították (Kampschreur et al. 2009; Liu et al. 2014; Ashrafi et al. 2018).

Az összes biológiai szennyvíztisztító eljárás teljesítménye (illetve ÜHG kibocsátás hozzájárulása) a mikrobiális közösségek összetettségén alapul. Kimutatták, hogy az ammónium-oxidáló baktériumok, nitrit-oxidáló baktériumok és a nitrogén eltávolításában résztvevő denitrifikáló baktériumok nitrifikációs és denitrifikációs folyamatai a dinitrogén-oxid (N₂O) közvetlen kibocsátásának fő forrásai az biológiai szennyvíztisztítóknál (Sahely et al. 2006; Kong et al. 2013). Az elmúlt két évtizedben számos kutatást végeztek az N₂O, CO₂ és CH₄ kibocsátásának vizsgálatára a szennyvíztisztítóknál, és számos olyan kibocsátást befolyásoló tényezőről számoltak be, mint például az oldott oxigén (DO), a befolyó szén/nitrogén (C/N) arány, kémiai oxigénigény (KOI) / összes nitrogén (TN), szénforrás, nitrit és pH (Itokawa et al. 2001; Noda et al. 2003; Zhao et al. 2009; Hu et al. 2013a, 2013b; Merlin et al. 2014). Különösen a befolyásoló C/N arányt jelölik meg az egyik fontos tényezőnek, amely drasztikusan befolyásolhatja a szennyvíztisztító eljárás széndioxid- (CO₂) és metán-kibocsátását (CH₄) (Yan et al. 2012). Hu et al. (2013a, 2013b) és Sun et al. (2013) egyaránt rámutattak, hogy az alacsonyabb befolyású C/N arány magasabb N₂O-kibocsátást okozhat a szennyvíztisztító eljárásokból, ami jelentősen befolyásolja a nitrifikációs és

denitrifikációs folyamatot (Nain et al. 2019). Korábban megvizsgálták az üzemi méretű A/A/O (anaerob/aerob/oxid) bioreaktor rendszerek N_2O , CO_2 és CH_4 kibocsátását, és meghatározták a fő kibocsátási forrásokat (Wang et al. 2011a, 2011b; Yan et al. 2014; Liu et al. 2014). Legjobb tudomásunk szerint más üvegházhatású gázokat nem bocsátanak ki szignifikánsan és közvetlenül az A/A/O bioreaktor rendszerekből a települési szennyvíz kezelésekor. A gyakorlatban a szennyvíz befolyásoló C/N aránya az üzemi méretű szennyvízkezelő művekben általában nagymértékben változik, és következésképpen befolyásolja az N_2O , CO_2 és CH_4 kibocsátást Ashrafi et al. 2013.

Wang et al. (2011b) vizsgálták a C/N arány N_2O képződést és kibocsátást befolyásoló hatását az A/A/O bioreaktor rendszerekben. Véleményük szerint az oxigéntartályok intenzív levegőztetése volt a fő oka annak, hogy a szennyvízkezelő rendszerből az oldódott N_2O -kibocsátás indukálódik.

Hu et al. (2011) szerint a levegőztetési sebesség fontos tényező, amely befolyásolja az aerob fázisból származó N_2O -kibocsátást. A C/N arány befolyásoló hatással van a CO_2 képződésre és az A/A/O bioreaktor rendszerek kibocsátására. A befolyó szénterhelés nagyobb hatással van a CO_2 -kibocsátásra, mint a beáramló nitrogénterhelés. Megállapították, hogy az oxigéntartályokban a CO_2 -kibocsátás mértéke jóval magasabb volt, mint az anaerob tartályban. A beáramló oldott CO_2 magas koncentrációja, különösen magasabb kezelésnél azt jelentette, hogy a szennyvízben oldott bőséges szerves anyag óriási mennyiségű CO_2 -t eredményezne a mikroba közösség általi szennyvízkezelő rendszerben (Yangang et al. 2015).

4. ANYAG ÉS MÓDSZER

4.1 A vizsgálati módszerek

Az előzőekben sorra vettem az energetikai, gazdasági, és klímakockázati problémákat, valamint a szennyvíztisztítás oldaláról jelentkező vagy várható technológiai kérdéseket. Halványan kirajzolódott, hogy az emberi tevékenység hatására kialakuló problémák globálisan jelentkeznek, amelyek miatt változtatni kell a jelenlegi gazdasági irányokon. Ennek köszönhetően az alternatív és megújuló energia hasznosításában rejlő lehetőségek előtérbe kerülnek mind globálisan, mind lokálisan.

Az eddigi vízionált problémák mostanra alapkérdésekké váltak. Sürgető megoldásra váró problémák: az élelmiszerellátás, az energiaellátás, a klímaváltozás, a vízkészletgazdálkodás, a vízszükséglet kielégítés, a népesség alakulás (egyben a társadalmi különbségek), erőforrás elosztás, biodiverzitás fenntartása. Az energiaszektor térnyerésével az élelmiszerellátás biztosításához felhasznált mezőgazdasági termőterületek beszűkülnek.

Ezen gondolatmenet mentén kezdtem el keresni azokat a lehetőségeket, amelyek enyhíthetik, vagy részlegesen megoldást biztosíthatnának a fent kifejtett folyamatra. Megoldást elsősorban a környezetbarát technológiák nyújthatnak, amelyek kidolgozása napjainkban még kezdetleges, vagy kutatási fázisban van. Mindenek ellenére számos példa mutatja ezek hasznosságát, mint gazdasági, társadalmi vagy ökológiai oldalról is. Kiváló példa erre az élőgépes szennyvíztisztítás, ami ötvözi a hagyományos szennyvízkezelési technológiát az ökológiai öntisztuló rendszerének előnyeivel, amivel kisebb területen, kevesebb energiaigénnyel (alacsonyabb üzemeltetési költséggel) és nagyobb tisztulási határfokkal rendelkezik. Kutatásomat is ez az innovatív technológia inspirálta.

A fejlesztési munkám során azt tapasztaltam, hogy számos olyan terület van, amivel tovább lehetne fejleszteni és további technológiai elem beillesztésével komplexebbé lehetne tenni a tisztítási rendszert. Elvégeztem a keletkező üvegházhatású gázok és a szennyvízkezelés kapcsolatának összehasonlítását, majd megvizsgáltam és kidolgoztam annak a lehetőségét, hogyan alkalmazható az ökológiai szemlélet a szennyvíztisztításban. Célom a növények alkalmazhatóságának megteremtése a tisztítási folyamaton belül, valamint az ökológiai szemlélettel további funkció bővülés elérése.

Megvizsgáltam, hogy miként változik az élőgépes szennyvíztisztítási folyamaton belül az üvegházhatású gázkibocsátás, illetve milyen változásokat okoz egy ökológiai rendszer (vizes élőhely) a különböző tisztítási folyamatok esetében. Különböző paraméterek vizsgálatával arra kerestem a választ, hogy a szennyvíztisztítási folyamatban a növények milyen szerepet tölthetnek be. Különböző növény típusokat elemeztem, amik alkalmazhatóak lehetnek a szennyvíztisztítási folyamatban, majd megvizsgáltam a növényekben létrejövő (pl. hajtás aktivitás, hajtás hossz,

nehézfék akkumuláció stb.) változásokat. A leghatékonyabb növényre kidolgoztam alkalmazhatóságának eszközrendszerét, amit egy félüzemi tisztító berendezésben félüzemi körülmények között teszteltem. Ezt követően elvégeztem az így használt növények elemanalízisét, továbbá az eredmények értékelésével megítéltem az ökológiai rendszer (termesztő modul, vizes élőhely) hatásait (Mohamed et al. 2018).

4.1.1 A növénytelepítés művelete

Az energianád (*Miscanthus*) telepítést 2013. március hónapban végeztem a Telki Ökotechnológiai Fejlesztői Központban, az ott működő kísérleti biológiai szennyvíztisztító rendszerbe kialakított termesztő modulba. A telepítés hűtött rizómákkal történt. Két osztályba sorolt rizómával (A és B), mint egy kisparcellás kísérletben párhuzamosan (körülbelül 1 m² felületen), üvegházi körülmények között 2 ismétlésben állítottam be (2 (A és B) x 10 db rizóma, 4 db reaktor) (4.1.1. táblázat).

A rizómákat az alábbi szempontok alapján osztályoztam:

- (A) 3-5 cm hosszú gyökerek, maximum 3 rügy
- (B) 6-10 cm hosszú gyökerek, maximum 5 rügy.

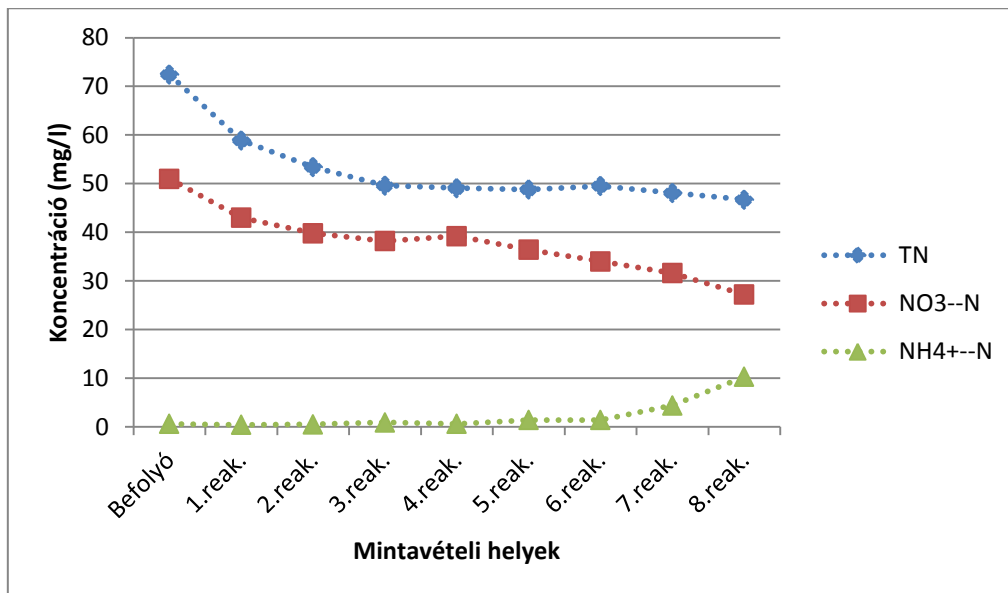
4.1.1. táblázat - A kísérleti parcellák helye és az elhelyezett növények darabszáma

Beállítás	Kísérlet helye	1. ismétlés (rizóma szám)	2. ismétlés (rizóma szám)
Kontroll	Gödöllő	10 db	10 db
2. reaktor	Telki	10 db	10 db
4. reaktor	Telki	10 db	10 db
6. reaktor	Telki	10 db	10 db
8. reaktor	Telki	10 db	10 db

A rizómákat tartalmazó termesztő modulokat az előzetes vizsgálatoknál a rendelkezésre álló 8 reaktorból minden másodikba helyeztem el, amit a részletes vizsgálatnál az összes kaszkád elemre kiterjesztettem. Az elhelyezés az acél növénytartó rácsokra történt, ahol a termesztő modul a vízfelszínre lett helyezett. A modull enkamat hálójával összetartott, négyzet alakú keramzit ágyas kialakítású parcellaként került elhelyezésre.

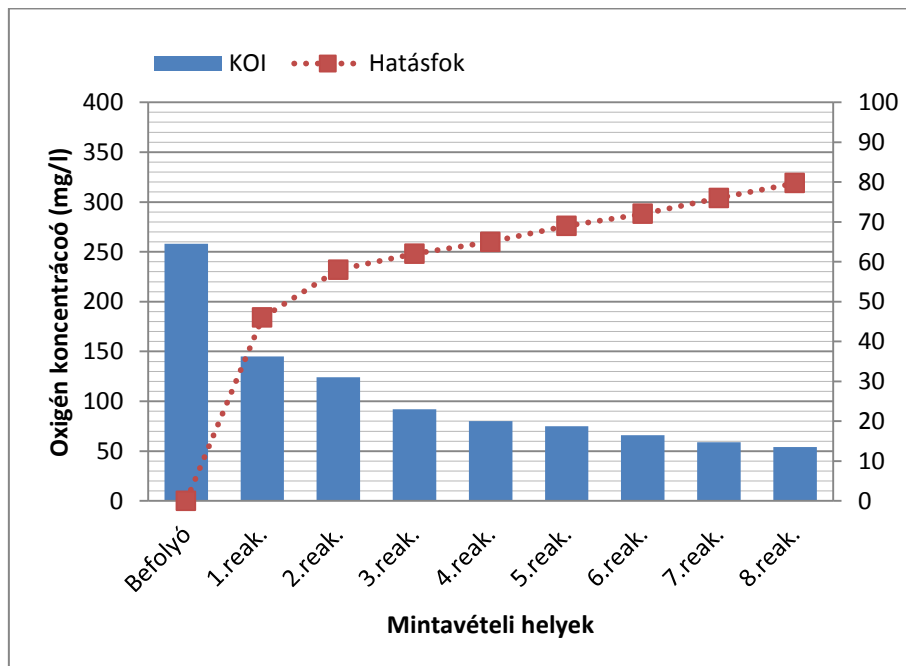
Növényvédelem, tápanyag utánpótlás

Növényvédelemre nem volt szükség, mivel az állományban nem jelentkezett semmiféle kórokozó, sem kártevő. A tápanyag utánpótlása a reaktorokban a beérkező szennyvízben fellelhető vegyületek és szerves anyag tartalom (4.1.1. ábra). A kontroll növényeket a természetes csapadék és esetenként a helyi vízhálózatból származó vízzel öntöztem.



4.1.1. ábra – A Nitrogén-vegyületek koncentrációja az egyes mintavételi helyeken

A kémiai oxigén igény (KOI) könnyen mérhető paraméter, ami a kémiai lebontás folyamatát jellemzi. Az oldott oxigén koncentrációváltozás a szennyvízben végbemenő lebontási folyamat hatékonyságát megmutatja, valamint esetünkben a biológiailag nem bontható szerves anyagok változását is, ami a reaktorok növényei számára igen fontos komponens lehet. A 4.1.2. ábrán a befolyó szennyvíz szűrletéből mért értékeket, és az ez alapján kapott eltávolítási hatásfokok százalékos értékei kerülnek bemutatásra.



4.1.2. ábra – A KOI_{szűrt} koncentrációk és KOI eltávolítási hatásfok (%)

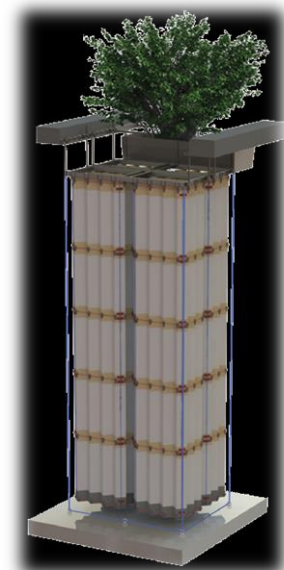
4.2 A mintavételi terület ismertetése

4.2.1 Félüzemi kísérlet (Telki Ökotechnológiai Fejlesztő Központ)

A termesztés és a mintavétel az Organica Zrt. által üzemeltetett Telki Ökotechnológiai Fejlesztői Központban, az ott működő többlépcsős kísérleti biológiai szennyvíztisztító rendszeren történt. A módszer során a hagyományos technológiát és az élő organizmusokat kombinálva alkalmazzák. A kísérleti rendszer Telki község kommunális szennyvizét használja. A technológia egyesíti az eleveniszapos, biofilmes és a gyökérszűrő tisztítási eljárásokat, amely egymás után kapcsolt reaktorokban valósul meg. A biofilm reaktorokba helyezett mesterséges hordozókon kialakuló biofilmmel történik a szervesanyag lebontás, illetve a szennyvíz tisztítása. A reaktorokat növénytartókkal fedik le, amelyekbe mocsári növényeket, valamint trópusi és dísnövényeket telepítenek. A növények lezárják a szennyvíz felületét, amellyel mesterséges zöldfelületet hoznak létre, azonban főként csak a szaghatást befolyásolják. A növények gyökerei belelőghatnak a szennyvízbe, így természetes biofilm hordozóként funkcionálhatnak (kezdetleges mechanikai terhelés esetén). A tápanyagok eltávolításában a növényzetnek nincs jelentős szerepe, a szerves anyagok és a növényi tápanyagok lebontását a hordozó felületen kialakult mikroorganizmusok végzik (Organica 2014).

Előnyei:

- Mesterséges komplex ökoszisztéma,
- többszintű tápláléklánc alakul ki → fölösiszap hozamának csökkenés és rendszer stabilitást,
- nincs zaj-és szag emisszió (alacsony),
- üde (zöld) növényfelület,
- a többlépcsős élőgépes biológiai tisztítórendszer a szerves anyag eltávolítást és nitrogénvegyület tartalom csökkenést tekintve egyaránt jó hatásfokkal működik,
- a biofilterek, fontos szerepet játszanak a létesítmény illatszabályozásában.

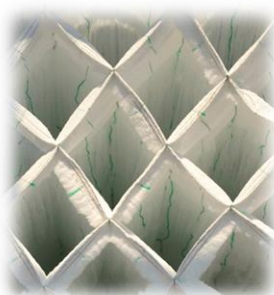


4.2.1. ábra – Kísérleti biofilm rendszer (Organica 2013)

A **biomodul** egy mesterséges struktúra, ami a gyökér struktúrát helyettesíti – mind a természetes növényi gyökereket, mind az Organica által szabadalmaztatott bioszál hordozó közeget –, amely elősegíti a rájuk növekvő rögzített (fix) ágyas biofilm (4.2.1. ábra) kialakulását. A gyökérszerkezetek ideális élőhelyet biztosítanak a nagyobb ökoszisztéma fejlődéséhez (biológiai), sokkal kisebb fizikai lábnyomot és alacsonyabb építési költségeket eredményezve. Ennek eredményeként egy jellegzetes önszabályozó ökoszisztéma fejlődik ki, amely működési

rugalmassággal és nagy ellenálló képességgel rendelkeznek a váratlan befolyási ingadozásokkal és sokterheléssel szemben. Ezen kívül – mivel a biomodulok támogatják ezt az egyedülálló biofilmet, amely a gyökérszerkezeteken és a hordozón rögzítve van – képes alacsonyabb szuszpendált szilárd anyag tartalom elérésére a vízben, ami viszont javítja az oxigénátviteli hatékonyságot, és legalább 30% -os energiamegtakarítást eredményez (Organica 2014).

A **hordozó** a mesterséges gyökérstruktúrákat (4.2.2. ábra), az Organica szabadalmaztatott biofibrid közegét kifejezetten a természetes növényi gyökerek fizikai tulajdonságainak utánozására fejlesztették ki. A szabadalmaztatott forma 50,6 m² felülettel biztosítja a bioszálás táptalaj egységét, ezáltal hatalmas élőhelyként szolgál a rögzített ágyú biofilm növekedéséhez (Organica 2013).



4.2.2. ábra – Biofilm hordozó (Organica 2014)

Kísérleti biológiai szennyvíztisztító berendezés egységei és működése:

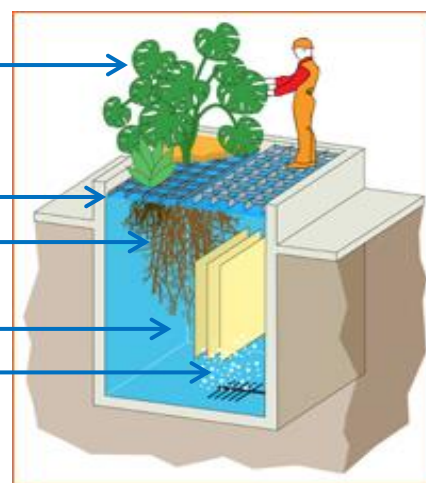
- mechanikai rácsos szűrő,
- folyamatos táplálás, gravitációs átfolyás,
- 8 db egyenként 2 m³-es kaszkád elem üzemel,
- 24 óra hidraulikus tartózkodási idő,
- aerob, finombuborékos levegőztetők,
- kaszkád elemekbe merített mesterséges hordozók,
- a rendszer első három reaktora a szerves anyag tartalom eltávolításában (4.2.3. – 4.2.5. ábra), a további
- reaktorok főként a nitrifikációban játszanak szerepet.



4.2.3. ábra – Telki, Kísérleti biológiai szennyvíztisztító rendszer

A kaszkád elem felépítése:

- alkalmazott növények, _____
(pl. trópusi növények, valamint vizipálma – *Cyperus alternifolius*,
leander- *Nerium oleander*)
- növénytartó rács, _____
- gyökérszóna, „természetes hordozó” _____
- mesterséges „biofilm” hordozó _____
- finombuborékos mélylevegőztetés. _____



4.2.4. ábra – Kísérleti biológiai szennyvíztisztító kaszkád eleme (Organica 2014)

4.3 A mintavételi folyamat bemutatása

4.3.1 A kaszkád rendszer szimulációja, tesztelése

A félüzemi tesztelést megelőzően laboratóriumi körülmények között egy előzetes vizsgálatot végeztem, ahol különböző növények alkalmazását modelleztem. Megterveztem a lehetséges teszt növények alkalmazhatóságának feltételeit és monitoroztam azok víz- és szennyvíztoleráló képességét. A vizsgálatokat a gödöllői Szent István Egyetem, Növénytudományi Intézetének üvegházában végeztem, ahol hasonló feltételeket tudtam kialakítani, mint amilyenek a Telki fejlesztő telep körülményei. A vizsgált növények esetében arra kerestem a választ, hogy a különböző szaporító anyagot hogyan lehet eredményesen használni. Továbbá a növényekkel kialakított ökológiai rendszer (élőhely, termesztő modul) alkalmazásával miként lehet a kaszkád (cascad) rendszerű szennyvíztisztító reaktorokat sikeresen tovább fejleszteni.

A vizsgálatokra két eltérő típusú reaktort állítottam össze, amelyeket a kereskedelemből könnyen beszerezhető műanyag edényekkel és az akvarisztikában alkalmazott berendezésekkel alakítottam ki. Kezdetben vezetékes csapvizet használtam a teszt reaktorokban, majd később a Telki és Dél-Pesti tisztítóból hoztam tisztított és nyers szennyvizet, amellyel a tényleges szennyvíztisztító feltételeit, körülményeit tudtam szimulálni.

4.3.2 A termesztő modulal kialakított vizes élőhely (CW) kialakítása

Hasonlóan az állattenyésztés példájához, a szennyvíztisztítási technológiákon belül is a kezelések alternatíváival jelentősen csökkenthető az éghajlatváltozást okozó gázokhoz való hozzájárulás. Az állattenyésztéshez hasonlóan a különböző élőhelyek (gyepes területek) használata az adott pedoklimatikus és tenyésztési rendszerekben csökkenthetik a bevált alkalmazások emissziós tényezőit (Narayan et al. 2018; Renáta et al. 2018).

4.3.3 Gázmintavétel

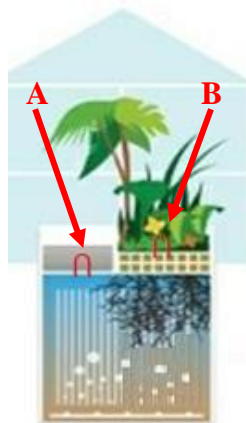
A szennyvíz- és gázmintákat egy biofilm alapú félüzemi FCR (Food Chan Reactor system) rendszerből gyűjtöttem össze az Organica K+F Központjában (Telki). A félüzemi rendszer 8 egyforma reaktorból áll, amelyek lineárisan kapcsolódnak egymáshoz, és mindegyik reaktor 2 m^3 térfogatú, illetve az utolsóból (8. reaktor) az első reaktorba (1. reaktor) belső recirkulációt építettek ki. Minden reaktorba mesterséges biofilm hordozót telepítettek. A szennyvíz betáplálási sebessége $0,9 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ volt a mintavételi időszak alatt. A 4.3.1. ábra a reaktor vázlatos tervét mutatja. A szennyvíz felszínére 220 cm^3 térfogatú üveg gázcsapdákat helyeztem, és a 10 cm^3 térfogatú gázmintákat Hamilton fecskendővel meghatározott időközönként vettem minden egyes reaktorból.

A mintavételt egy előzetes feltáró, valamint egy részletes vizsgálattal végeztem. Az előzetes vizsgálat célja a gázemissziók mennyiségi feltárása, valamint a mintavétel feltételrendszerének és a mérési módszernek a kidolgozása volt. Az előzetes mintavétel három 10 perces, egy 20 perces és

egy 30 perces intervallummal történt. A mérések célja a szennyvíztisztító reaktorok kibocsátásának és gázkomponenseinek feltárása, valamint a reaktorok közötti eltérések megfigyelése volt. A 10 perces mérési periódusokkal a gázkibocsátás intenzitását, az intenzitás jellegét, állandóságát (kitartását, stabilitását) és a gázcsapda működését vizsgáltam. A hosszabb periódusokkal az időbeli változás különböző gázkomponensenkénti leírását és a gázcsapdákon belüli változások feltárását kívántam jellemezni.

Az injektált mintákat 12 cm³-es üvegedénybe (Fiola: Labco Exetainer®, 0RK8W) szállítottam a gázkromatográfiás laboratóriumba (SZIE, Gödöllő), melyek a mintavételt megelőzőleg tisztítottam és vákuumoztam. Az Enkamat® hálók a termesztő modul vázát, támasztását szolgálták. A gáz összegyűjtésére 2 gázcsapdát alkalmaztam (lásd a két mintavételi pontot a 4.3.1. ábrán: „A” - növények nélkül, vízfelszínről, „B” – növényekkel, vizes élőhelyen) reaktoronként, amelyeket 250 ml-es csiszolatos üvegedényekből alakítottam ki, 4 mm-es szeptummal ellátott műanyag zárófedéllel (4.3.1. ábra).

A részletes mintavétel időtartamát az előzetes felmérésben kapott eredmények alapján tovább bontottam 0, 10, 20, 30, 60, 70 perces szakaszokra, míg a mintavételi metódus nem változott (fecskendő, mintavételi hely). A mérést három ismétlésben végeztem.



4.3.1. ábra – Gázcsapdák az FCR reaktorban: növények nélkül „A”; és „B” növényekkel

4.3.4 Gázminta analízis

A gázkromatográfiás rendszert a különböző gázkomponensek (CO₂ és N₂O) teljes hatékonyságú elválasztása jellemezte. Méréseimet a HP 5890 Series II gázkromatográf segítségével végeztem, ami a Simarmata et al. (1993) által alkalmazott és Kovács (1996), valamint Kriszt (1996) munkájában ismertettek szerint működött. A 4.3.2. táblázat a Kovács (1996) által bemutatott főbb paramétereiket tartalmazza. Az egyetlen eltérés az ECD 250 °C hőmérsékleten történő üzemeltetésben volt. A 250 ml-es gázmintákat Hamilton fecskendő manuális mintavétellel injektáltam a HP 5890 Series II GC-ba.

Az integrálást a HP 3390 Series II integrátorral, valamint a HP ChemStation szoftverrel végeztem. Az együtt eluálódó vegyületek egyértelmű azonosítása és a halogének esetleges zavaró hatásának kizárása érdekében a Kovács (1996) által leírtakhoz hasonlóan telített NaOH-oldatot, CO₂-ot, 99,5 %-os tisztaságú N₂O gázt használtam, esetenként megváltoztatva a kalibráló gáz áramlási sebességét is.

A „víz” zavaró hatásának kiküszöbölése

A gázkromatográf analóg és digitális jelkimenetéről detektor segítségével fogadjuk a jeleket. A rendszer képes a CO₂ és a N₂O időben közel párhuzamos mérésére, amivel a mérési idő körülbelül a felére csökken. Két injektor, két Porapak Q oszlop (az ECD ágban nátronmeszes előtétoszloppal) és két integrátor szolgáltatta az emissziós mérések technikai háttérét. Méréseim során a víz 28 °C hőmérsékleten sem jelentett zavaró hatást az elválasztásban és a csúcsazonosításban sem. A GC mérőrendszerben a környezeti minták analízise során az alapvonal nagymértékű ingadozását (a mérési idő haladásával enyhén növekvő alapvonal magasság) és növekvő vízcsúcsok megjelenését tapasztaltam, amely vízelnyelő anyag alkalmazását tette szükségessé. Vízelnyelő anyagként Horváth (2008) javaslata alapján egy MD-050-12-S-2 Nafion (Perma Pure LLC. USA) szárítómembránt alkalmaztam előtétoszlopként (4.3.2. ábra), ami az injektor és az analitikai oszlop között vízleválasztást okoz a gázkromatográfban. A vízleválás segítségével kiküszöbölhető a minták vagy a vivőgázból származó vízfelhalmozódás, ami az analitikai oszlop telítődését, valamint a detektor jelzavarását okozná a rendszerben (Kampfl 2013).

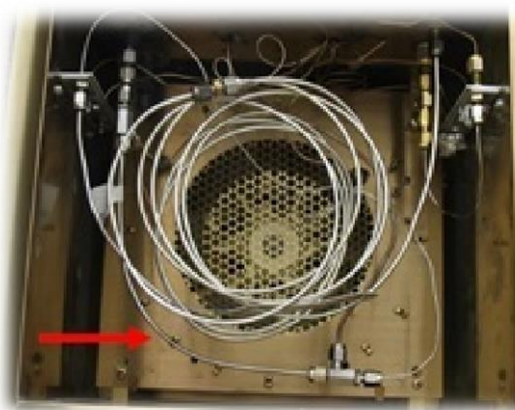
4.3.2. táblázat – Az alkalmazott HP 5890 Series II GC-rendszer főbb paraméterei

Az egyes egységek	Működési körülmények CO ₂ , O ₂ és N ₂ mérés során	Működési körülmények N ₂ O mérés során
Oszlopok	CO ₂ : 1,82 m-es 80/100 mesh szemcseméretű Porapak Q O ₂ és N ₂ : 1,82 m-es 60/80 mesh szemcseméretű Molecular Sieve	1,82 m-es 80/100 mesh szemcseméretű Porapak Q
Detektorok	TCD	ECD
Vivőgázok	40 ml/min áramlási sebességű 5.5-ös tisztaságú He	40 ml/min áramlási sebességű 4.5-ös tisztaságú N ₂
Hőmérsékletek	injektor: 70 °C, oszloptér: 50 °C, TCD: 150 °C	injektor: 70 °C, oszloptér: 50 °C, ECD: 300 °C
Retenciósidők:		
CO ₂	1,2 – 1,4 min (Porapak Q)	1,3 – 1,4 min (Porapak Q)
N ₂ O	2,02 min (Porapak Q)	1,2 – 1,4 min (Porapak Q)
O ₂	1,3 min (Molecular Sieve)	
N ₂	3,0 – 3,2 min (Molecular Sieve)	

Nafion alkalmazása előtétoszlopként

A Nafion membránszűrőbe beinjektált mintából kivezetett vízmolekulákat a membránt körülvevő acélcsőben ellenáramban mozgó N_2 szárítógáz juttatja ki a rendszerből (Kampfl 2013).

A membrán beépítésével megváltozott az egész gázkromatográfiás rendszer összeállítása, hiszen az ECD-nek a nem destruktív TCD utáni sorba kötése (Buffington és Wilson 1991) szabaddá tette az egyik Porapak Q oszlopot, amit így a másikkal sorba kapcsolva növeltem az analitikai oszlophosszúságot. Így a kétszer hosszabb analitikai oszlop a CO_2 és a N_2O tökéletes elválasztását eredményezte. A fejnnyomások változtatásával az előzőekben megállapított elválasztáshoz ideális áramlási sebességeket alkalmaztuk (Kampfl 2013).



4.3.2. ábra – Az előtét- (Nafion) és az analitikai oszlopok

A méréseket zavaró direkt analitikai problémák (főleg a víz és vízgőz) kiküszöbölése után optimalizálni kellett a rendszert (gáznyomás, hőmérséklet), a folyamatok rögzítése mellett foglalkozva a gázemisszió változás és intenzitás rögzítésével (Kampfl 2013).

4.4 A minták elemzése

4.4.1 Az üvegházhatású gázemisszió mintavétel

A gázmintákat az erre a célra kialakított fecskendővel (Hamilton fecskendő) vettem és közvetlenül a mintavétel után egy üveg fiolába (Labco Exetainer®, 0RK8W) injektáltam. Az egy pontos lineáris kalibráláshoz levegőt (21 V/V % O_2 , 78 V/V % N_2), valamint 7,9 ppmv N_2O és 9,7 V/V % CO_2 (Messer Hungarogáz Kft.) tartalmú kalibráló gázt alkalmaztam. Az integrálás során a csúcs alatti területeket a kalibráló gáz adatai segítségével V/V %, illetve ppmv egységekbe, majd a Drewes (1973) által ismertettek szerint $\mu g/dm^3$ egységre számoltam át.

A gázcsapdás emisszió mérés

A mintákat a gázkromatográfiás mérésekig a zavaró tényezők kizárásával (vízgőz, beszivárgás, hőmérséklet, nyomáskülönbség), hűtés nélkül tároltam, ez más hasonló minták esetében sem jelentett eltérést a mérési eredmények esetében (Koncz 2017; Narayan 2018; Renáta 2018).

A mérést egy előzetes mintavétellel kezdtem, azért, hogy feltárjam a tisztítási folyamatban keletkező gázok mennyiségét és a tisztítási folyamaton belüli eloszlását, valamint a mérési metódust, a mérőeszközök alkalmazhatóságát, mivel ezelőtről nem találtam információt arra, hogy az ilyen típusú gázok analizálhatóak-e a hagyományos gázmintavételhez hasonlóan a gázkromatográfiás rendszerekkel.

Előzetes vizsgálat:

Mivel a szennyvíztisztítók esetében a vízkémiai paraméterek alapján számítják a CO₂, N₂O és CH₄ emissziók arányát, ezért előzetesen még nem vizsgálták ilyen típusú (ezen belül a cascád elrendezésű rendszerek) ÜHG kibocsátásokat. Az előzetes vizsgálatoknál elsőként a minták azonosíthatósága, a gázkromatográfiás módszerrel történő analízis és a méréssel kapcsolatos problémák feltárása volt a cél. Ennek okán azonosítási céllal először a lehetséges folyamatból származó gázemissziót, valamint a méréssel kapcsolatos problémák (mintavétel, eszközrendszer, térbeli és időbeli fluxus eloszlás) feltárását végeztem. Feltételezésem szerint a különböző reaktorban kialakuló sajátos környezet és tápanyag átalakulási folyamatok más emisszióval járnak majd, mint a hagyományos szennyvíztisztításban. A mérés során két eltérő megközelítéssel és két helyről (4.3.1. ábra) vettem a mintát a különböző reaktorok esetén. A speciálisan erre a célra kialakított üveg gázcsapdák segítségével a szennyvíz felületéről és az enkamat-tal rögzített keramzit golyók felületéről vettem a gázmintákat. A mintákat párhuzamosan azonos időben egymástól függetlenül vettem. A mérési ciklusokat 0, 10, 20 és 30 perces intervallumokban határoztam meg. Ismétlésre nem volt lehetőség az üvegcsapdák száma miatt, de cél a gázcsapda telítődési idejének megállapítása, a gáztömörség tesztelése és a tároló fiolák alkalmazásának megismerése volt. Az ismétléseket a részletes vizsgálatnál történt.

Részletező vizsgálat:

Az előzetes felmérésből megállapítható volt, hogy a mintavételeknél a legnagyobb különbség a tisztítási folyamat közepén és végén volt jellemző. Emellett a gázmennyiségeknél a rövid és a hosszabb mérési periódusoknál a különböző kibocsátási arányokat nagy változékonyság jellemezte. A mérési intervallumtól függetlenül a kezdeti és a végső mérésben is voltak eltérések.

Az előzőek alapján mindenképp szükséges a párhuzamos, egymást követő és a 10 perces intervallumú, valamint a 30 percnél hosszabb ideig tartó emisszió részletezése, külön kitérve a rövid

időintervallumok (10, 20 és 30 perces) fluxus változásainak leírására. Új irány volt az azóta telepített növényi ökoszisztémával együttesen, az azzal párhuzamosan a szennyvíz felületéről vett mintavétel elvégzése. Az előzetes vizsgálat tapasztalatai alapján a mérési ciklusokat 0, 10, 20, 30, 40 és 70 perces gázcsapdázási egységekre bontva, megszakítás nélküli és egymást követő intervallumok ismétléssel végeztem az összes reaktor tekintetében.

4.4.2 Elemanalízis

Energianád (*Miscanthus spp.*) telepítése és analízise

A kísérletben (reaktoronként $\sim 1 \text{ m}^2$) 3-5 cm hosszú, legfeljebb 3 rügyet (A) és 6-10 cm hosszú, legfeljebb 5 rügyet tartalmazó (B) hűtött rizómát telepítettem, reaktoronként 10-15 darabot. A létesítési folyamat során reaktoronként legfeljebb 15 rizómát tartalmazó energianáddal betelepített élőhelyet, ültetvényt hoztam létre. A reaktorokban a növényi szaporítóanyag (rizóma) sorai közötti távolság egyenletesen 15 cm volt.

A szennyvízes reaktorokba elhelyezett, természetű növényi biomasszát elemanalízisnek is alávettem. Ennek egyik fő oka a hagyományos szántóföldi termesztéssel való összevethetőség és a termelési eltérések feltárása. Az összevetésből következtethetünk, hogy a speciális környezet mennyire befolyásolja a kiválasztott növény vegetációs és biomassza képző ciklusát. Másik fontos tényező volt, hogy a hagyományos szántóföldi növényekhez képest a nehézfém koncentráció miként változik a növényben.

A nehézfémek általában a víziközmű hálózatból, használati tárgyakból, kozmetikumok és gyógyszerekből kerül a lakossági szennyvízbe. Ezeknek az eltávolítását is jelentené a szennyvíztisztítás folyamatában. Ezért fontos volt a növények hagyományos roncsolással (ICP-OS/AES/OES/MS, FAAS, GF-AAS; amely előnye az egyidejű, frekvenciált, többparaméteres elemzés, azonban hátránya a hosszadalmas mintaelőkészítés és a koncentráció hígulás) és a ritkább, speciális roncsolásmentes feltárással (XRF, NAA, MR, CT; előnye a részletes és alacsony koncentrációk feltárása, hátránya a mérési speciációk korlátossága) történő elemanalízise. A tápanyagfelvétel szempontjából külön vizsgáltam a növények szén és nitrogén arányának alakulását (Frankowski et al. 2011; Pavlov et al. 2016; Ricardo et al. 2020).

A nádban megjelenő nehézfém elemanalitikai módszeres vizsgálat roncsolásos előkészítés esetén: ICP-AES (*Inductive-coupled Plasma Atomic-Emission Spectrometer*)

A vizsgálat a roncsolásos előkészítést követően főként a nehézfém komponensek detektálására terjedt ki. A meghatározásra a HORIBA Jobin Yvon ACTIVA-M ICP-OES spektrométert alkalmaztam, amely a teljes pásztázó CCD detektálással képes rögzíteni az UV-VIS teljes spektrumtartományát (Odile 2007; Frankowski et al. 2011). A növényi mintákat induktív

csatolású plazma atomemissziós spektrométerrel mértem (ICP-AES Jobin-Yvon 24; Ricardo et al. 2020).

Műszaki paraméterek (Odile 2007; Frankowski et al. 2011):

Generátor: rádiófrekvenciás, szilárdtestes, 40,68 MHz, vízhűtéses, 800-1550 W teljesítményű.

Plazma: teljesen leszerelhető fáklya (3 mm belső átmérőjű, alumínium-oxid befeckendező) szoftverrel vezérelt gázáramlás-rendszerrel. A gázáramok úgy állíthatók be, hogy a keresztáramú névleges kapacitások a szelepek között átkapcsolhatóak (4.4.1. táblázat).

4.4.1. táblázat – A spektrométer gázáram paraméterei

Plazma gázáram:	P1: 12 l/perc	P2: 16 l/perc	
Hüvely gázáram:	G1: 0,3 l/perc	G2: 0,5 l/perc	G3: 0,7 l/perc
Kiegészítő gázáram:	KI: 0,1 l/perc	BE: 0,6 l/perc	
Porlasztó gáznyomás:		2,86 bar	

Minta bevezetése: koncentrikus üvegporlasztó, ciklonikus üveg permetezőkamra, 3 csatornás perisztaltikus pumpa). Aeroszol szállítás a hüvely segítségével (szabadalmaztatott HORIBA Jobin Yvon rendszer).

Optikai rendszer: hőszabályozott, 0,64 méteres fókusztávolság, kettős egymáshoz illeszkedő rácsok, 4343 g/mm és 2400 g/mm, első sorrendben felhasználva, optikai felbontással <10 pm 120-430 nm és <18 pm a 430-800 nm.

Hullámhossz-tartomány: 120–800 nm, a felhasználó által beállított referenciavonal (C 193,026 nm vagy Ar 404,442 nm).

Detektálás: hátsó vékonyítottan megvilágított CCD, 2048x512 pixel (13,5x13,5 µm), Peltier hűtő.

A kalibrációs oldatok elkészítéséhez MERCK CertiPUR ICP 1.11355.0100 többelemes standard oldatot használtam (Frankowski et al. 2011; Ricardo et al. 2020).

A nádban megjelenő nehézfém elemanalitikai módszeres vizsgálat roncsolásmentes előkészítés esetén:

a.) A Neutron Aktivációs Analízis (NAA)

A Neutron Aktivációs Analízis (NAA) vizsgálatokat az oroszországi Dubna városában a Közös Nukleáris Kutató Intézet (Joint Institute for Nuclear Research – JINR) Frank Neutronfizikai Osztályának laboratóriumában végeztem. Az intézet célzottan a nehézfémek és más elemek légköri lerakódásának környezeti felméréseit (biomonitoringját) vizsgálja az 1990-es évek óta. Ebben az időszakban telepítették biofigyelőként a különböző moha fajokat, amelyeket napjainkig folyamatosan mintavételeznek. Az országszerte begyűjtött mintákat felhasználva következtetnek a légköri és az abból kiülepedő elemkoncentráció változásokra. Kiegészítve más országok moha és

más élőhelyekről származó mintákkal (alga, kőzet, talaj) monitorozzák a mikroelemek változásait, a felhalmozódás okait és folyamatait (Frontasyeva 2008; Pavlov et al. 2016; Frontasyeva et al. 2019). Az előkészítő lépések során 0,5 g - 2 g porított növényi anyagot mértem be, amit a minta besugárzási idejétől függően műanyag vagy alumínium fólia dobozokba helyeztem. A kisméretű lemezeket speciális tartályokba helyeztük, amiket a besugárzási csatornába szállított egy egyszerű, sűrített levegővel működtetett pneumatikus szállítócső.

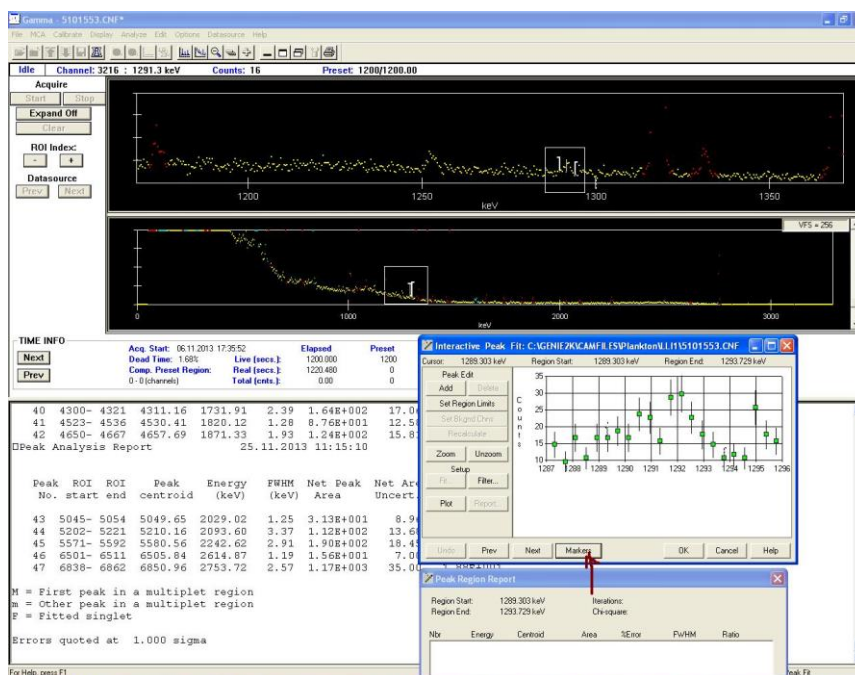
Az „Импульсный быстрый реактор” („ИБР-2” / IBR-2, gyors impulzusú reaktor) biztosította a hasadási neutronokat az ultrahideg (10^{-7} eV) és a gyors (20 MeV) között. Az epitermális és a gyors neutronokat három különböző besugárzási időintervallumban alkalmaztuk: 3 perc, 0,5 óra és 1 óra, amely megfelelő neutron fluxust adott a különböző magok aktiválási folyamatához. Kalibrálás céljából egy időben a mintákkal együtt IAEA standard referenciaanyagokat is besugároztattuk. Nagy tisztaságú germániumdetektorokat alkalmaztak nagy érzékenységgel és felbontással, hogy megfigyelhetővé váljon a vizsgált elemek radioaktív bomlásából kibocsátott gammasugár-spektrum. A mintákat ezt követően monitoroztuk, és a bomlásból származó gammasugár-spektrumot rögzítettük. A megfelelő számlálási idő eltelt (besugárzási időtől függően, körülbelül 2 óra) után a spektrumokat elmentettük, és az aktivált mintákat speciális tárolóhelyiségekben helyeztük el aktivitásuk csökkentése érdekében (Frontasyeva and Pavlov 2000; Frontasyeva 2008; Pavlov et al. 2016; Frontasyeva et al. 2019).

A rövid élettartamú izotópokat (short-lived isotopes) - mint az Al, V, Mn és I izotópok - meghatározásához 0,5 g tömegű mintákat csomagoltunk polietilén tasakokba, és 3 percig besugárzásra helyezték őket a besugárzási csatornában, $1,3 \cdot 10^{12}$ $\text{ncm}^{-2}\text{s}^{-1}$ neutronáram-sűrűséggel. Az indukált aktivitás gammaspektrumát kétszer 3 percig mértük, bomlás után 5–7 percig és 12–15 percig (Pavlov et al. 2016; Frontasyeva et al. 2019).

A hosszú élettartamú izotópokat (long-lived isotopes) - mint a Sc, Fe, Co, Ni, Zn, As, Br, Rb, Sr, Ag, Sb, Cs, Ba, Th és U - kadmiumszűrő csatornában epitermális neutronok felhasználásával, $1,6 \cdot 10^{12}$ $\text{n cm}^{-2}\text{s}^{-1}$ fluxussűrűség mellett sugároztuk be. A hosszabb besugárzási módszer alatt a mintákat 90 órán át besugározták, újracsomagoltuk, majd kétszer megmértük. Először 4–5 napos bomlás után 45 perces időszakban rögzítettük a kisugárzott spektrumot, majd 20 napos bomlási idő után 2,5–3 óra időtartam alatt végeztük a vizsgáltot (Frontasyeva et al. 2019).

A mintákból származó gammaspektrumok feldolgozásához és az elemek koncentrációjának a kiszámításához Genie szoftvert (Genie-2000) használtam, amelyet az FLNP JINR-ben fejlesztettek ki (Dimitriev és Pavlov 2013). A program segítségével a teljes gammasugár-spektrumon manuálisan azonosítottam a sugárzási csúcsokat, amelyeket a referencia minta értékeivel összevetve elem-komponensenként azonosítottam be. Az elemek azonosítását követően a referencia elemek

retenciója függésében meghatároztam a minta csúcsterületéhez integrálható területegységet, amely alapján a program számította az elemre vonatkozó koncentráció értéket (4.4.1. ábra).



4.4.1. ábra – A Gamma-spektrum csúcsazonosítása a Genie programmal

A minőség-ellenőrzést az SRM 1632c (TE szénben, NIST), SRM 1633c (TE növényben, NIST) és SRM 1566b (növényi levél, NAÜ) szabványos referenciaanyagok felhasználásával végeztük, azonos körülmények között besugározva a vizsgált mintákkal (Pavlov et al. 2016; Frontasyeva et al. 2019). A vizsgálat során három szabványos referenciaanyag felhasználásával, az SRM 1632c (TE szénben, NIST), SRM 1633c (TE növényben, NIST) és SRM 1566b (növényi levél, NAÜ) történt a minőség ellenőrzése, azonos besugárzási körülmények között, a vizsgálandó mintákkal együtt (Pavlov et al. 2016.).

b.) A Szén és Nitrogén (C/N) arány meghatározása

A C és N arány meghatározását indokolta, hogy Huang et al. (2004, 2011) összefüggést talált a N₂O és CO₂ emisszió tekintetében az oldható szerves széntartalom és a növények C/N aránya között (Yangang et al. 2015). A minták összes C és N tartalmának meghatározását az Carlo Erba NA 1500 NC S típusú Szén-Nitrogén Analizátor (Olaszország) használatával végeztem el. A mintákat alumínium csomagolásban 2-10 g közötti minta mennyiségben készítettem elő. A méréseket az EAGER200 programcsomagban található elemzési programmal, a C/N analizátor programjával végeztem. A mérések során a mintákhoz hasonlóan 2-8 g mennyiségű standard anyagokat használtam a kalibrálás során. A blank érték meghatározása üresen csomagolt mintával történt, amely az illesztési pont kijelölését adta. A mérés során meg kellett adni a csomagolt minta pontos tömegét, a kapszulába csomagolt minta típusát, mert a szoftver ezen adatok alapján integrálja és

kalkulálja (lineáris, k-faktor, és quadratik fit szerint – automatikus) minden esetben az 5 g-ra korrigált C/N arányt. A kalibrálás során Sigma-Aldrich Acetanilide (AC) és Atropin (AT) analitikai standard anyagot használtam. Az atropinos ellenőrző minta ideális esetben a standard anyaghoz mellékelt leírásban megadott 70,56 % C és 4,84 % N értéket adja. Az acetanilid ellenőrző minta ideális esetben a feltüntetett 70,95 % C és 10,35 % N értéket kell, hogy mutasson.

c.) A gázminták gázkromatográfiás gázminták (N₂O, CO₂) és nitrogén-monoxid (NO) emisszió meghatározása

A Telki Organica félüzemi kísérleti rendszerében különböző tisztítási folyamatban résztvevő reaktorok feletti gáztérből a dinitrogén-oxid (N₂O) és a széndioxid (CO₂) tartalmat mértem a gázkromatográf (GC), továbbá a nitrogén-monoxid (NO) mennyiségét is NO-analizátor használatával kézi injektálással végeztem, külső standardokat és egy pontos lineáris kalibrálást alkalmazva.

A már ismertetett módon Hamilton fecskendő segítségével végeztem a mintavételt, valamint kézzel injektáltam a 0,25 cm³-es gázmintákat a HP 5890 Series II gázkromatográf (Kina) és tartozékaiból álló, az irodalmi feldolgozás fejezetben ismertetett N₂O és CO₂ emisszió mérésére alkalmas rendszerbe, illetve a kemilumineszcens detektorral felszerelt ANTEK 7050 NO-analizátorba (USA). A NO mérés során 1 ppmv-s NO kalibráló gázt (Linde Gáz Magyarország Zrt.) használtam az egy pontos lineáris kalibráláshoz. A mérési adatok statisztikai elemzését a Hammer et al. (2001) által ismertetett kéttényezős Anova tesztek használatával a Past 3.0 program segítségével végeztem.

4.4.3 A növényi mintavétel (energianád)

A Telki félüzemi szennyvíztisztító reaktor rendszerben májust követően telepítettem a vizsgált növényeket, amiket folyamatosan 6 hónapig vizsgáltam. A különböző növények esetében a telepítés módjait, a megmaradást és a növekedési szakaszokat (3 alkalommal) monitoroztam. A legjobb eredményeket az energianád (*Miscanthus sinensis*) mutatta, amit további elemanalízisnek is alávettem (2 mintavétel). A különböző reaktorokban termelt növényi biomasszát a vizsgálati ciklus közepén visszavágtam és eltávolítottam a reaktorokból. A nádmintákat a növényi részek és a származásuk (reaktor szám) alapján elkülönítve zárt műanyag edényekben tároltam. A vizsgálatok előtt a mintákat 20 °C-on szárítottam és műanyag tasakokban szállítottam.

4.4.4 A kínai nád növekedésének vizsgálata

A rügyaktivitási, regenerálódás-dinamikai vizsgálatok Telkiben, a Fejlesztő központban 2013. március és május közötti időszakban, hetente történtek. A telepítés után (termesztő modulban) 6 napon kezdtem a rizómák vizsgálatát és 10 ciklusra bontottam. Egy-egy vizsgálati ciklus 22 napig

tartott, ezen belül több alkalommal végeztem a méréseket, amelyek a rügyek aktivitásának (oldalsó rügyek megjelenését) és az axilláris hajtások hosszúságának (cikluson belüli hajtás/szár hosszúság) megállapítására vonatkoztak. A rügyaktivitási vizsgálatokat a módszertani leírásokban rögzítettek szerint, kontrollált körülmények között, illetve párhuzamosan termosztátban, $20\pm 1^\circ\text{C}$ -on végeztem (Pósa és Percze alapján).

A szántóföldön Angliából származó szaporítóanyagot (rizóma) használtam, amely összehasonlító kísérletként történő telepítését hasonlóan végeztem el (Gödöllőn), mint a telki kísérlet.

A kísérlet során a termesztést és a hozamot befolyásoló feltételrendszerek közül három, szerintem lényeges és a magyarországi kutatásokban szereplő szempontot figyeltem meg.

Ezek a következők:

- hajtási arány (a telepítés után meginduló hajtások száma),
- rügyaktivitás (axilláris rügyek hossza (mm) éves ciklusban),
- a termesztési feltételek kialakítása.

4.4.5 A növénytartók és a beillesztés eszközei

A biofilm alapú félüzemi FCR rendszerben – a növények alkalmazása esetén – figyelembe kellett venni a reaktorok méretét és a hasznosítandó terület sajátosságait. Az előzetes teszteléstől eltérően felmerülő probléma volt, hogy a reaktorokban folyamatos levegőztetés, valamint erős feláramlás uralkodik. A különböző tisztítási lépéseknél a reaktorokban eltérő kémiai- (pH, tápanyag, vezetőképesség, oldott oxigén tartalom, hőmérséklet stb.) és fizikai paraméterek (áramlási sebesség, felúszó anyag tartalom, szemcseméret), illetve egyéb befolyásoló tényezők (átlátszóság, mikrobiális aktivitás, szerves anyag koncentráció, vízszintváltozás) jelentkeztek.

A szennyvíz felületére való illesztés megoldása az alkalmazott növények típusától, fajtájától, sajátos igényétől, víztűrő képességétől és a fenti paraméterek toleranciájától függött. Az előzetes laboratóriumi tesztelések során a kiválasztott növényeket alapvetően két csoportra osztottam. Egyikbe a hagyományos szántóföldi hasznosítású (gyökeres) növények, míg a másikba az úszó vízi (gyökérszőrös) növények tartoztak. A reaktorokba illesztés ennek megfelelően két eltérő módszer szükségességét vetette fel. A kiválasztott növény típusoktól függően a reaktorban a vízszintingadozást szabadon követő és fixen rögzített növénytartókon elhelyezett termesztő modul (vizes élőhely) eszközrendszerének fejlesztésére került sor.

4.4.6 Statisztikai elemzés

A statisztikai analízist a **Two-way Anova** tesztek alkalmazásával a Past 3.0 program segítségével végeztem (Hammer et al 2001). A többszemponos teszt független, összefüggő és kevert mintás elrendezések, szempontok közötti összefüggés vizsgálatát tette lehetővé a „Simple effects”

(egyszerű hatások) teszteléssel (Hammer et al 2001). A program varianciaanalízis esetén vizsgálja a normál eloszlást (R^2 , MSE) és a szóráshomogenitást („prcntil”). Az Anova teszt alkalmazhatóságának alapfeltétele, hogy az adatok normál eloszlásúak legyenek, valamint a szóráshomogenitás is fennálljon. Ezenkívül az adatok még függetlenek is legyenek (khi2 teszt). Az output ablakban megjelenő táblázatban láthatjuk, hogy hány választ vizsgált meg a program. A második táblázatban a változó statisztikai paraméterei láthatóak, a harmadikban pedig a Kolmogorov-Smirnov és Shapiro-Wilk teszt eredményt. Amennyiben egyik teszt sem szignifikáns ($p > 0,05$), akkor a változót tekinthetjük normál eloszlásúnak. Ezt követően elvégezhetjük a t-próbát. A statisztikai programok egy jelentős része teszteli az adatok megfelelőségét, amennyiben megfelelnek a feltételeknek, csak akkor végzik el a variancia analízist. Van olyan szoftware, amely (pl Cogstat), amely egymás után elvégzi automatikusan a teszteléseket és végül azt az elemzést hajtja végre, amely megfelelő.

Az ANOVA esetében, ha teljesen nem is felel meg a feltételek az adatsor, mivel ez egy robusztus módszer akkor is elvégezhető, anélkül, hogy téves következtetéseket vonnánk le.

Az egyirányú **MANOVA** (többváltozós varianciaanalízis) az egyváltozós ANOVA többváltozós változata, amely azt vizsgálja, hogy két vagy több csoport rendelkezik-e ugyanazzal a többváltozós átlaggal.

Az **ANOSIM** elemzés egy, két vagy több csoport közötti szignifikáns különbség nem paraméteres tesztje, bármely paraméter közötti eltérés mérése alapján (Clarke 1993; Buttigieg et al. 2014).

Az ANOSIM-et rendszerint a taxonok, mintákra vonatkozó adatokhoz használják, ahol a mintacsoportokat kell összehasonlítani. A tételek sorokban haladnak, a változók oszlopokban vannak, és a csoportokat a szokásos módon csoportokkal és oszlopokkal kell meghatározni (Hammer et al 2001; Buttigieg et al. 2014).

Az **ANOVA**-val való teszt a durva analógiában a csoportok közötti eltérés és a csoporton belüli összes eltérés összehasonlításán alapul. Ahol r_b a csoportok közötti eltérések átlagos rangsora, és r_w a csoportokon belüli összes eltérések átlagos rangsora. Az R vizsgálati statisztika ez alapján definiálható:

$$R = \frac{r_b - r_w}{N(N-1)/4}.$$

A magas pozitív R értéke (legfeljebb 1) a csoportok közötti különbséget jelzi. Az egyoldalú szignifikancia kiszámítása a csoporttagság permutációjával történik, 9999 replikációval (változtatható).

Az összes csoportpár közötti páros ANOSIM-eket post-hoc tesztként végezhetőek. Az opcionális Bonferroni-korrekción megsokszorozza a „p” értékeket az összehasonlítások számával. Ez a

korrekció nagyon konzervatív (nagy p értékeket eredményez) – hasonlóan, mint az utólagos analízis, ahol páronkénti vizsgálódás (post hoc analízis) is elfogadott, például Tukey-féle (Tamhane-próba) – eljárás. A post hoc analízis jelzi, hogy mely mintapárok átlagai közötti eltérés szignifikáns. A szekvenciális Bonferroni opció nem adja ki a korrigált „p” értékeket, de a szignifikanciát a lépcsőzetes Bonferroni alapján határozhatjuk meg, amely valamivel erősebb, mint az egyszerű Bonferroni eljárás. Hiányzó adatoknál a páros törlés szubvencionált (Hammer et al 2001; Buttigieg et al. 2014).

Az **NPMANOVA** (nem-paraméteres MANOVA, más néven PERMANOVA) egy két vagy több csoport közötti szignifikáns különbség nem paraméteres tesztje, bármely összefüggés mérés alapjául szolgálhat (Anderson 2001).

Az NPMANOVA-t általában a mintákban található együttes tér idő összefüggő adatainak feldolgozására használják, ahol össze kell hasonlítani a mintasorokat, de felhasználhatók általános, nem paraméteres MANOVA-ként is. A tételek sorokban haladnak, a változók oszlopokban vannak, és a csoportokat egy csoport oszlopával kell meghatározni. Az NPMANOVA az „F” értéket az ANOVA-hoz hasonlóan számítja ki. Valójában egyváltozós adatkészletek és az euklideszi eltérés mérés esetében az NPMANOVA egyenértékű az ANOVA-val, és ugyanazt az „F” értéket adja. A szignifikancia kiszámítása a csoporttagság permutációjával történik, 9999 replikációval (változtatható) (Hammer et al 2001; Buttigieg et al. 2014).

5. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

Az eredmények bemutatását a növény típusok szelektáló folyamatának rövid értékelésével kezdem. Ezt követően a kiválasztott növényfaj (kínai nád) növekedés-vizsgálatát részletezem, amely bemutatja a tisztítási folyamatban a tesztnövény tolerancia reakcióit. A vizsgálatnál kontrollként azonos szaporító anyag használatával hagyományos szántóföldi körülmények között termesztett növényi anyagot hasonlítottam össze a szennyvíztisztító telepen előállított biomasszával. A növekedés-vizsgálattal párhuzamba kívántam állítani a növény esetleges negatív reakcióit a reaktorban lezajló termesztés eredményeivel. A növekedés-vizsgálat eredményéből következtethetünk a reaktorokban előállítható biomassza produktumra a tesztnövények hagyományos termesztés során előállított biomassza mennyiségéhez viszonyítva.

A növekedés-vizsgálat részletezése után az előállított növények elemanalízisét ismertetem roncsolásos és roncsolás nélküli elemanalitikai módszer eredményeinek bemutatásával. Az elemanalízis értékelését követően az üvegházhatású gázok mérése során szerzett tapasztalatokkal folytatom. Ezt követően bemutatom a félüzemi körülmények közötti FCR technológiába való illesztésre kialakított és alkalmazott berendezések tulajdonságait. A különböző gázkomponensek fluxusának változásait a hagyományos (a vizes élőhelyhez legközelebb álló) élőhelyek folyamataival vetem össze, amiből következtethetünk a vizes élőhely tisztító rendszerben betöltött szerepéről, valamint a tisztítási folyamat befolyásolásáról.

5.1 A növényi hozam alakulása

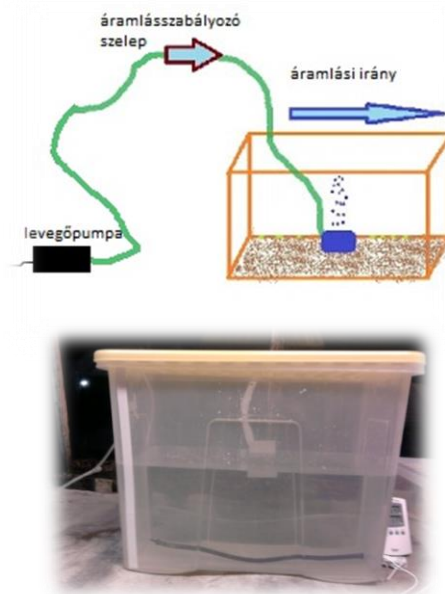
5.1.1 A laboratóriumi (üvegház körülmények) vizsgálata

Az Organica FCR rendszer egyik eleme a tisztító telep berendezéseinek üvegházzal való fedettsége, ezért az előzetes vizsgálatokat is hasonló környezetben kellett végezni. A laboratóriumi tesztelésnél különböző növények alkalmazását vizsgáltam, valamint megterveztem a lehetséges növények rögzítésének feltételeit, illetve felmértem a tesztnövények víz- és szennyvíztolerancia képességét.

A fás szárú növények közül a jó víztűrő képességű nyár (szürke nyár – *Populus canescens*) és fűzféléket (fehér fűz – *Salix alba*, Oszlopos nyárfasövény, *Express energiafűz* – *Salix alba Express*) vizsgáltam. Szaporító anyag szerint csemete és sarjzattatásos módszerrel előállított növényeket telepítettem. A csemetét a „Gödöllői kertészet” -ből szereztem be, a sarjzattatást növényládákban a kísérleti telepen végeztem.

Lágy szárú növények közül a szántóföldön ismert takarmány lucernát (*Medicago sativa*) és a kínai nádat (*Miscanthus sinensis*) vizsgáltam, amelyeket magról és ültetvényről áttelepítve szereztem be. A vízi növényeket szintén a „Gödöllői kertészet” -ből, kifejlett példányok beszerzésével majd szaporításával oldottam meg. Vízi növényként a vízfelszínen úszó vízijácintot (*Eichhornia*

crassipes) és a vízi salátát (*Pistia stratiotes*) teszteltem. A vízi növények használata lehetőségének kidolgozását és meghatározását követően értékeltem, mint lehetséges alternatívát. A vizsgálatokra két fajta reaktort állítottam össze a kereskedelemből könnyen beszerezhető műanyag edényekkel és az akvarisztikában alkalmazott berendezésekkel. Kezdetben vezetékes csapvízzel teszteltem a kísérleti reaktorokat, majd később a Telki és Dél-Pesti tisztítóból hoztam tisztított és nyers szennyvizet.



5.1.1. ábra. – A kísérleti reaktor kialakítása és felépítése

A kísérleti reaktor felépítése (5.1.1. ábra): a laboratóriumi teszteléshez a reaktorok helyettesítésére áttetsző (80 l) és színes (30 l) műanyag edényeket használtam. A levegőztetést Sera Air 110 Plus membrános levegőpumpa segítségével oldottam meg. A kísérleti reaktorba a levegőztetést kezdetben porlasztókővel, majd a rendszer fejlesztésével gumírozott flexibilis porlasztócső segítségével alakítottam ki. A levegő porlasztás a porlasztókő esetén 50 l/perc, a porlasztócső esetében kezdetben 100 l/perc, majd 200 l/perc áramlási sebességgel végeztem.

A növénytartókat a teszt reaktorokban 40 cm-es színes növényládákkal helyettesítettem, amiket kezdetben a víz- és a levegőáramlás miatt 15 darab 1 cm-es furattal láttam el. A rendszer fejlesztésével a ládákat teljesen nyitottá tettem alulról, amit háztartási rovarhálóval fedtem le, majd keramzit töltőanyaggal (agyag granulátum) töltöttem fel, így a levegőztetés az elvárt hatékonysággal üzemelt.

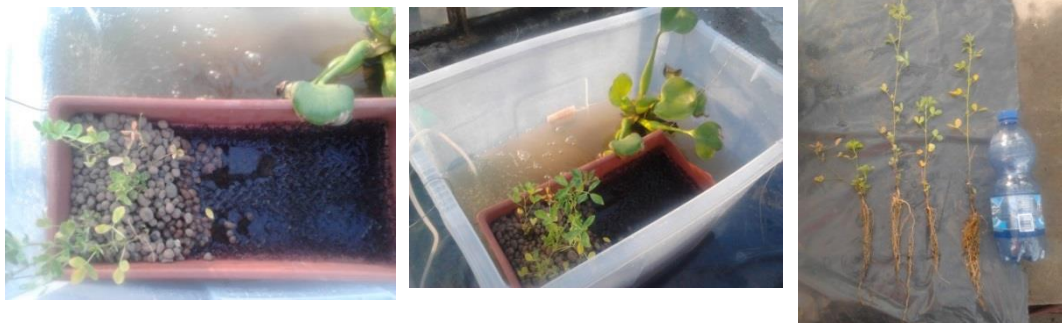


5.1.2. ábra. Lucerna teszt növény előállítása a különböző vizes körülményekben

A vizsgált növények:

- szürke nyár – *Populus canescens*,
- fehér fűz – *Salix alba*,
- oszlopos nyárfasövény,
- express energiafűz – *Salix alba 'Express'*,
- lucerna – *Medicago sativa*,
- kínai nád – *Miscanthus sinensis*,
- vízjácint – *Eichhornia crassipes*,
- vízi saláta – *Pistia stratiotes*.

A rendszer laboratóriumi feltételeinek alkalmazása során a szaporító anyagok előállítása és használata (rendszerbe illesztése) először vizes közegben, majd települési szennyvíz alkalmazásával történtek. A próba és kísérleti lehetőségekből adódó reakciókat, valamint a laboratóriumi edényekben zajló folyamatokat naponta kétszer monitoroztam. Folyamatosan rögzítettem a hőmérsékleti adatokat, a vízszintváltozást, a víz oldott oxigén tartalmát, a „reaktorvíz” és levegő hőmérsékletét, a páratartalmat és a tényezők változásait. A szaporító anyagok közvetlen vizes közegbe, nedvesített hordozó felületre, talajba és keramzit rétegbe történő elhelyezés lehetőségét vizsgáltam, valamint ezek kombinációit (5.1.2. ábra).



5.1.3. ábra. A lucerna tesztelésének folyamatai

Megállapítható volt, hogy a szaporító anyag módja, az elhelyezett közeg, továbbá a növény típusa nagymértékben befolyásolta a laboratóriumi reaktor rendszerbeni alkalmazhatóságát. Szaporító anyag tekintetében a fás szárú növények csak a talajban történő szaporítást tolerálták. A vizes közegét csak már jól fejlett és előrehaladott, kifejlett gyökérrel rendelkező egyedek viselték el. Hosszú távon (2-3 hét) csak a nedvesített keramzitos, a nedves talajhoz hasonló (vízborítás nélküli) környezetet viselték el. A teszt növény növekedése nagyobb volt a szennyvíz esetén, mint a víznél, ami egységesen az összes növényre jellemző volt.

Szaporító anyag tekintetében a lágy szárú növények a talaj és a vizes közegben történő szaporítás esetén hasonló ütemű növekedést mutattak. A vizes és szennyvizes közegét kezdetben jól tolerálták, de a lucerna a csírázási, kezdeti hajtási fázist követően hiánybetegség jeleit (levél száradás, sárgulás, foltos levélfelület – tápanyag hiány, anyagcsere gátlás) mutatta. A fejlett és előrehaladott, kifejlett gyökérrel rendelkező egyedek ezzel szemben jól viselték a nedves közegét, azonban hosszú távon (2-3 hét) csak a nedvesített keramzitos, a nedves talajhoz hasonló (vízborítás nélküli) környezetet viselték el (5.1.3. ábra). A növekedés a szennyvíz használatánál volt egységes az összes teszt növény esetében.



5.1.4. ábra – A vízjácint szaporítása és szennyvizes kezelése

A víz növény típusú fajták esetén a szaporító anyag tekintetében csak sarjztatással és vizes közegben történt a megfigyelés. A vizes közegben történő szaporítás hasonló ütemű növekedést mutatott mindkét növénynél (víziszaláta, vízjácint). A vizes és szennyvizes közegét a megfigyelés teljes ideje alatt jól tolerálták, a melegebb időszakban a növekedés intenzitása mindkét esetben nőtt. A fejlett és előrehaladott, kifejlett gyökérrel rendelkező egyedek kiválóan viselték a nedves közegét, azonban a keramzitos, rögzített elhelyezést hosszú távon (2-3 hét) nem tolerálták. A növekedés a szennyvíz esetén volt egységes az összes teszt növény esetében, illetve a gyökereken a biofilm képződés a vízjácint esetében 24 órán belül megtörtént (5.1.4. ábra).

Egyéb tényező volt a késő tavaszi, nyári időszakban (26 °C feletti levegő- és 20-21 °C feletti víz hőmérséklet) a reaktorok falán az eutrifikáció eredményeként megjelenő zöld algaréteg, ami vízminőségi problémát okoz. A foszforterhelés (napsugárzás következményeként) hatására az algák

azonnal reagáltak, amit az oldott oxigén azonnali visszaesése jelzett. A felhabzás egyik reaktor típusnál sem lépett fel, a lebegő anyag tartalom hőmérséklettől függően 3-5 nap időszakra ülepedett ki (szennyvíz közeg esetén).

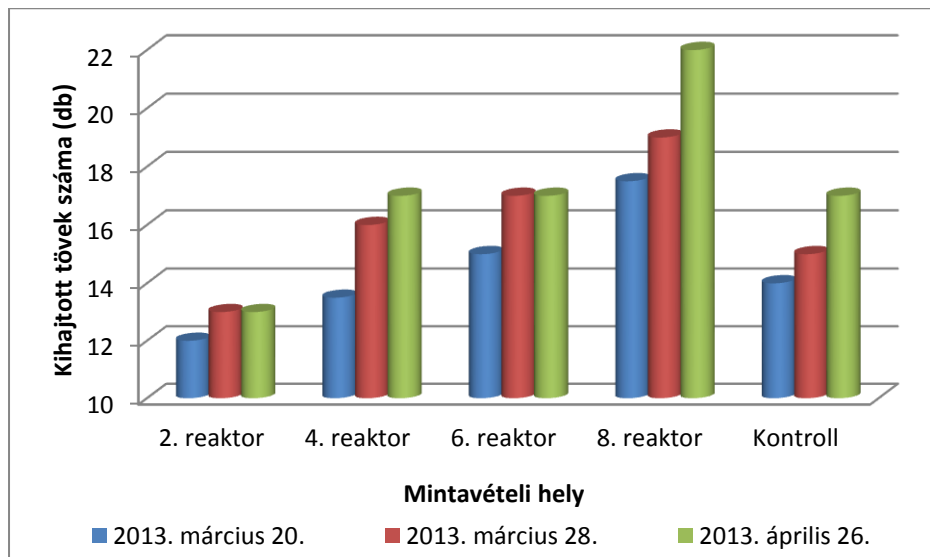
A laboratóriumi következtetések alapján a félüzemi körülményekhez és a FCR rendszerbe illeszthetőség (szaporító anyag, méret, biomassa produktivitás, tolerancia képesség, növekedési arány) tekintetében a vízijácint és a kínai nád használata javasolt a Telki félüzemi kísérlethez. Az eredmények alapján megállapítható, hogy a kezelhetőség miatt kizárható a fás száru növények alkalmazása az FCR technológiában a rossz víztűrés, nehéz rögzíthetőség, reaktorokon belüli kezelhetőség, és a hordozók károsítása miatt. A kiválasztott két növény esetében a félüzemi körülmények és a technológiába illesztés feltételei adottak voltak, azonban a részletes vizsgálatok csak a komplex élőhely reaktoronkénti használatára orientálódtak.

5.1.2 Növekedés-vizsgálat

Mindkét kiválasztott tesztnövény esetében a félüzemi kísérleteknél a technológiába illesztés a telepítést követő 2-3 napban megoldódott. Azonban a növekedés-vizsgálat csak a kínai nád esetén volt indokolt, mert a vízijácint esetében az előzetes tapasztalat az volt, hogy a növekedést több olyan tényező is befolyásolta (telepek mérete, életsiklus hossz, vízhőmérséklet), ami a félüzemi reaktorsornál nem mérhető, azonban befolyásolható tényező lett volna. Továbbá a szaporítóanyag sajátossága miatt nem volt kivitelezhető a viszonyítási (kontroll – párhuzamos előállítás) minta megállapítása. A kínai nád esetén a biomassa produktum mérése egy éves periódusban előállított növényi tömeg előállításának becslését jelenti. A hagyományos termesztés hajtásarány (rügyaktivitás) és növekedési ütem (hajtás hossz) alapján összevethető a várható termesztő modul növényeinek eredményeivel. A szántóföldi termesztés eredményéből (t/ha) következtethetünk a termelő modul területegységével arányos t/ha (várható) biomassa előállításra.

5.1.2.1 Az energianád, kínai nád növekedés-vizsgálata

A növekedés-vizsgálati eredményeim közül a hozamnövekedés aktivitást és az ezt követő hajtás aktivitást mutatom be. Az energianád a termőhelyre történő kihelyezés után a hajtások megjelenésével mutatja legjobban, hogy mennyire optimális számára az adott környezet. Ennek érdekében vizsgáltam a hajtások megjelenését, mellyel kapcsolatos eredményeimet a 5.1.5. ábra mutatja.



5.1.5. ábra. – A kínai nád rizómák hajtási arányának vizsgálata

A hajtásokat a több szakaszos kísérleti biológiai szennyvíztisztító rendszer négy pontján vizsgáltam. Ennek egyik oka, hogy az így kapott eredményekből következtethettem arra, hogy a szennyvíz tisztulási szakaszaiból melyiket tolerálják a *Miscanthus*ok, és melyik szakasz az optimális számukra.

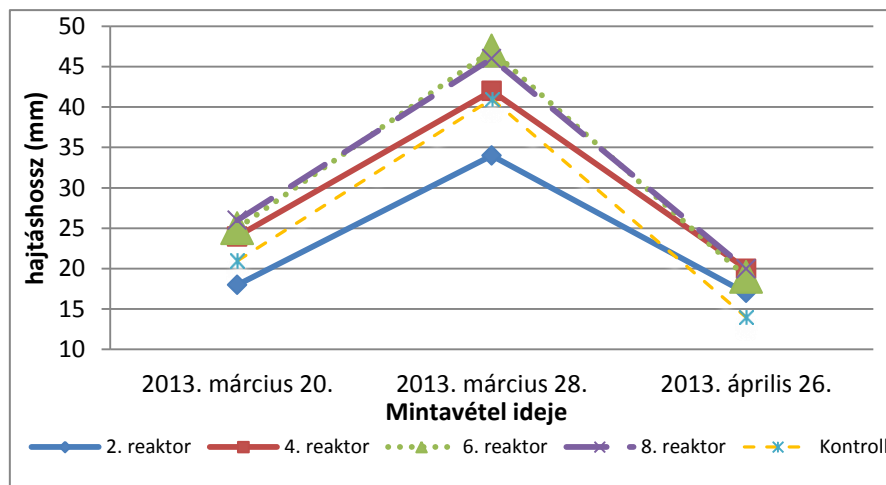
A **második reaktorba** helyezett növények eredményei a kontrolltól jól láthatóan elmaradtak mind a kezdeti, mind a későbbi kezelési szakaszban. A hajtások alacsony számából következhet, hogy a rizómák számára nem teljesen felel meg a nyers szennyvízhez hasonló összetételű közeg, de valószínűleg ezt a víz még viszonylag alacsony hőmérséklete is befolyásolta. Ezenkívül ebben a reaktorban sajnálatos módon meghibásodás következett be (vízszintingadozás és időnkénti felhabzás), ami nemkívánatos stressz hatásként jelentkezhetett.

A **négyes reaktorba** telepített növények már jobb eredményt hoztak, de a kezdeti időszakban, még itt is a kontrolltól elmaradtak a hajtások számai. A növények későbbi vizsgálata során azonban már a kontrollt meghaladó hajtásszámot észleltem. Itt a magasabb ammónia és alacsonyabb KOI már pozitív hatást gyakorolt a növekedésre.

A **hatodik reaktorba** telepített szaporító anyagok, már a kezdeti időszakban is felülmúlták a kontroll növényeket. Jól látható, hogy a szervesanyagok biológiai bontásának ezen szakaszában a csökkenő oxigénigény és a megnövekedő mikrobiológiailag nem bontható szerves anyagok aránya a rügyek aktivitására pozitívan hatott.

A **nyolcadik reaktorban** indultak a legjobban növekedésnek a rizóma rügyei. A kezdeti magas hajtásszám a harmadik mintavételre elérte a teljes kihajtást. A betelepített összes rizóma legalább egy hajtást nevelt. A hajtásszám a kontrollhoz képest már a kezdeti időszakban megközelítőleg 25 %-kal magasabb volt. Ez arra enged következtetni, hogy az energianövény hajtásának az ebben a

reaktorban kialakult körülmények voltak optimálisak, mivel a rizómák itt hajtottak ki a legnagyobb arányban, aminek köszönhetően a kontrollhoz képest is jelentős (pozitív) különbséget mutatott a hajtások száma és a növekedésük üteme tekintetében. A hajtásszámok mellett megfigyeltem a hajtások növekedésének mértékét is, amit a keramzit feletti hosszváltozással mértem (5.1.6. ábra).



5.1.6. ábra – A *Miscanthus* rügy (axilláris) növekedésének eredményei

A hajtások növekedése a hajtások számától nem függött. A hajtások megközelítőleg a reaktorra jellemző növekedési mértéket mutatták. A reaktorokban az előző hajtásarány vizsgálatban (5.1.5. ábra) megfigyelhető tendenciák mutatkoztak ebben a vizsgálati módszerben is. A kedvezőbb (hőmérséklet, szervesanyag tartalom magasabb) adottságú reaktorokban a rügyek nagyobb növekedési rátát értek el. A kettes reaktor kivételével az összes többi reaktor meghaladta a kontroll növények hajtás hosszát az első két mintavételi időpontban, azonban a harmadik mintavételnél már a kettes reaktor hajtásai is túlszárnyalták a kontroll növényekét.

A legjobb növekedést a hatos (6. reaktor) és a nyolcas (8. reaktor) reaktor nádajtásai mutatták. A minták mindegyikére igaz volt azonban, hogy a kezdeti gyors növekedés a harmadik mintavételre (április 26) visszaesett. Ennek több oka is lehet, de legfőképp a csapadékos időjárás (ami hígító hatással lehet a szennyvíz koncentrációjára), a hasznosítható napfény mennyiségének csökkenése (üvegházban) vagy együttes hatásuk is okozhatta. A kontroll növényeknél március és szeptember elején tapasztaltam rügy aktivitást, ami a természet modulumban nem érvényesült. Ez az aktivitás nem volt jelentős, illetve a környezeti hőmérséklettel csökkenésben bekövetkező hirtelen, rövid ideig tartó növekedés okozta.

5.2 Analitikai vizsgálatok

5.2.1 Az induktív csatolású plazma (ICP) analízis

Az ICP-OES, amely 23 elem, köztük az ólom (Pb) meghatározására is alkalmas. A szennyvízben általában magasabb koncentrációban előforduló elemek a nehézfémek, ezért a növényi mintákban ezek felhalmozódásának lehetőségét vizsgáltam. A vizsgált 9 nehézfémről (Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn,

Ni, Pb, Zn) 4 elem (Al, Fe, Mn, Zn) esetén sikerült az ICP-OES kimutatási határát meghaladó koncentrációt mérni. A többi elemnél a megengedett értékhatár (kimutatási) alatti volt az elem koncentráció (5.2.1. táblázat).

5.2.1. táblázat – Az ICP elemanalízis koncentráció eredményei (mg/kg sz.t.)-ben megadva

Elemek ($\mu\text{g g}^{-1}$)	kontroll	2. reaktor	4. reaktor	6. reaktor	8. reaktor
Al	16,44±0,16	93,67±0,93	11,72±0,11	1,49±0,01	4,74±0,04
Cd	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15
Cr	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70
Cu	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50
Fe	96,45±3,56	111,13±4,11	43,40±1,60	27,35±1,01	6,55±0,24
Mn	236,59±16,08	107,16±7,28	100,49±6,88	104,76±7,17	34,84±2,36
Ni	<0,55	<0,55	<0,55	<0,55	<0,55
Pb	<5,00	<5,00	<5,00	<5,00	<5,00
Zn	141,33±11,44	21,43±1,73	61,53±4,98	84,61±6,85	1,19±0,096

Az 5.2.1. táblázat eredményeiből jól látható, hogy a detektált nehézfémek közül az alumínium (Al) koncentrációja a 2. reaktorban jelentősen meghaladja a kontroll mintáét, a többi reaktorban (4. reaktortól →8. reaktorig) elmarad a kontroll mintához képest. A kontroll minta vas (Fe) koncentrációja szintén alacsonyabb a 2. reaktorban mérttől, továbbá megállapítható, hogy az elemkoncentráció a 8-as reaktor felé (a tisztítási folyamat mentén) folyamatosan csökken a növényi mintákban. A mangán (Mn) koncentráció a kontroll esetén a legmagasabb, és a Fe-hoz hasonlóan folyamatosan csökken a 8. reaktor irányába.

Az előző elemektől eltérően a cink (Zn) koncentráció a 2. reaktorhoz viszonyítva a 6. reaktorig folyamatosan emelkedik, azonban az utolsó reaktorban jelentősen kisebb. A legmagasabb Zn koncentráció a kontroll mintában volt.

Az alacsony elemkoncentrációk miatt szükségessé vált egy eltérő elemanalitikai módszer alkalmazása (roncsolásmentes előkészítésű analízis, további előny, hogy nincs higulás a mintában), amely az ICP kimutatási határ alatti koncentrációk kimutatására is alkalmas, továbbá részletesebb információkat ad a tesztnövény elemfelvételéről.

5.2.2 Neutron Aktivációs Analízis (NAA)

A referenciaanyagok (standard) NAA-analízis segítségével mért és hitelesített értékeit az 5.2.2. táblázat tartalmazza. A referencia anyagok értékei megadják az adott mérési ciklus és a reaktor sugárzási értékeinek eltérését, amelyet a növényi minták koncentrációjának meghatározásánál is figyelembe kell venni.

5.2.2. táblázat – A tanúsított referenciaanyagok elemzése: tanúsított értékek és a visszamért értékek átlaga (átlag ± szórás, $\mu\text{g g}^{-1}$ száraz tömegben)

Elem	SRM 1632c $\mu\text{g g}^{-1}$ száraz tömeg		SRM 1633c $\mu\text{g g}^{-1}$ száraz tömeg		SRM 1566b $\mu\text{g g}^{-1}$ száraz tömeg	
	hitelesített	visszamért	hitelesített	visszamért	hitelesített	visszamért
Al	9510 ± 147	9550 ± 197	73,000±5,83	74,15 ± 7,14	77,10 ± 7,72	78,80 ± 8,70
Sc	2,97 ± 0,03	3,10 ± 0,04	12,00 ± 3,40	11,70 ± 0,90	15,16 ± 4,98	17,20 ± 0,43
V	23,80 ± 0,62	25,80 ± 0,68	111,00 ± 5,54	129,00 ± 9,30	161,00 ± 2,38	169,00 ± 8,06
Mn	13,30 ± 0,54	13,40 ± 0,44	527,00 ± 18,2	561,00 ± 22,13	315,00 ± 3,17	310,00 ± 5,24
Fe	7342 ± 100	7349 ± 244	35,000 ± 1,099	33,600±1,52	40,800 ± 4,18	40,900 ± 1,44
Co	3,47 ± 0,21	3,94 ± 0,23	13,14 ± 0,70	13,70 ± 0,80	12,90 ± 0,16	12,90 ± 0,13
Ni	9,33 ± 0,51	10,70 ± 3,32	87,00 ± 5,12	81,00 ± 9,70	39,70 ± 0,4	37,00 ± 3,80
Zn	12,11 ± 1,31	11,21 ± 1,80	106,00 ± 2,97	107,00 ± 5,34	101,00 ± 1,010	101,00 ± 3,09
As	6,17 ± 0,27	6,24 ± 0,35	17,40 ± 0,80	19,52 ± 0,90	18,91 ± 0,25	21,80 ± 1,54
Br	17,70 ± 0,38	17,90 ± 0,50	18,20 ± 0,33	17,10 ± 0,54	67,20 ± 7,84	64,41 ± 7,60
Rb	7,51 ± 0,33	7,52 ± 1,20	94,00 ± 27,80	91,40 ± 17,40	100,00 ± 8,50	103,00 ± 16,70
Sr	62,80 ± 1,40	62,40 ± 5,30	230,00 ± 2,08	222,00 ± 19,20	302,00 ± 3,11	302,00 ± 17,10
Ag	0,10 ± 0,03	0,07 ± 0,03	0,51 ± 0,03	0,49 ± 0,19	0,13 ± 0,04	0,13 ± 0,04
Sb	0,46 ± 0,03	0,46 ± 0,04	8,10 ± 0,60	8,26 ± 0,30	1,91 ± 0,04	1,93 ± 0,05
I	–	–	5,00 ± 1,50	5,60 ± 1,23	0,30 ± 0,05	0,6 ± 0,23
Cs	0,61 ± 0,01	0,60 ± 0,03	5,20 ± 1,59	4,66 ± 0,45	6,30 ± 0,26	6,77 ± 0,41
Ba	40,90 ± 1,50	38,30 ± 3,70	967,00 ± 37,70	1011,00 ± 1,10	264±18	260±13,3
Th	1,42 ± 0,03	1,40 ± 0,04	11,00 ± 3,10	8,56 ± 0,56	9,77±0,27	9,79±0,31
U	0,50 ± 0,01	0,53 ± 0,03	3,20 ± 0,90	2,87 ± 0,68	2,44 ± 0,22	2,52±0,12

A továbbiakban a növényi mintákban felhalmozódott elemek NAA módszerrel mért koncentrációit értékelem az elemek különböző toxicitási csoportjai szerint (Wood 1974).

Az alapvető vízkémiai paraméterek értékeit az 5.2.7. táblázat tartalmazza, amelyben a vízkémiai paraméterek csökkenése jól látható a tisztítási folyamat során (2-6. reaktor; „5.2.7. Vízkémiai vizsgálatok, kiegészítő mérések” fejezet). Ez a paraméter csökkenés nem befolyásolta a reaktorokban levő növényeket (5.1.5 és 5.1.6. ábra). Vízkémiai szempontból a legfontosabb nitrogén vegyületek (pl.: $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$), amelyek tápanyagként jelennek meg a reaktorokban (növényi és mikrobiális aktivitás miatt).

A reaktorok növényi biomasszáinak gammaspektrumaiból meghatározott koncentrációk bizonytalanságai (eltérései) az 5–15% és 30% vagy annál nagyobb tartományban voltak azoknál az elemeknél (pl. Ag), amelyek koncentrációja a mintákban közel esett a kimutatási határhoz. A nem roncsolásos minta előkészítési technika és az alacsonyabb kimutatható koncentráció (MDC) miatt az NAA a vizsgált 46 elem egyszerre detektálható (5.2.3. táblázat). Wood (1974) alapján a kémiai elemek toxicitásuk és hozzáférhetőségük szerint négy osztályba sorolhatók.

5.2.3. táblázat – A növényminták elemkoncentrációi a vizsgált FCR reaktorokban

Elem toxicitási kategória (Wood 1974)	Elem	NAA mérés eredményei				
		Minta / Koncentráció átlag, ($\mu\text{g g}^{-1}$ száraz anyagra)				
		kontroll*	2. reaktor	4. reaktor	6. reaktor	8. reaktor
Nem kritikus	Al	79,2±0,23	142±0,41	82,35±0,24	94,35±0,27	110±0,32
	Br	38±0,04	5,45±0,006	4,435±0,005	3,49±0,003	4,09±0,004
	Ca	3230±12,4	6010±23,1	5345±20,5	4500±17,2	6390±24,5
	Cl	15300±49,3	13800±44,5	9750±31,4	9880±31,8	12000±38,7
	Fe	159±1,01	179±1,13	142,5±0,9	124,5±0,79	74,5±0,47
	K	47000±198,9	17600±74,5	20100±85,1	31300±132,5	38000±160,8
	Mg	2880±4,18	6560±9,5	4330±6,28	3290±4,77	4750±6,89
	Na	96,1±0,16	1191±2,2	811,25±1,36	133,5±0,22	154,25±0,25
	Rb	13,2±0,11	12,1±0,1	10,625±0,08	20,4±0,16	20,9±0,17
	S	1790±33,09	1910±35,3	3270±60,4	3075±56,85	2640±48,8
	Sr	9,71±0,04	21,3±0,1	21±0,1	15,65±0,07	20,3±0,09
Nagyon toxikus és viszonylag hozzáférhető	Ag	1,51±0,03	0,255±0,006	0,491±0,01	0,267±0,006	0,068±0,001
	As	0,416±0,001	0,747±0,002	0,365±0,001	0,25±0,005	0,242±0,0005
	Cd	0,103±0,002	0,037±0,001	0,03±0,0005	0,026±0,004	0,273±0,004
	Co	0,2±0,002	0,087±0,001	0,169±0,001	0,164±0,0012	0,093±0,0007
	Cu	8,71±0,34	14,4±0,056	14,73±0,57	6,385±0,25	8,82±0,34
	Hg	0,037±0,002	0,046±0,002	0,057±0,002	0,039±0,0016	0,022±0,0009
	Ni	4,53±0,03	0,929±0,006	7,575±0,05	7,72±0,05	3,95±0,02
	Pb	–*	–*	–*	–*	–*
	Sb	0,033±0,000	0,071±0,001	0,03±0,000	0,013±0,000	0,031±0,000
	Sb-122	0,027±0,000	0,052±0,000	0,022±0,000	0,011±0,000	0,009±0,000
	Se	0,251±0,002	0,23±0,002	0,215±0,001	0,183±0,001	0,216±0,001
	Sn	0,299±0,005	0,665±0,01	0,561±0,01	0,288±0,005	0,46±0,008
	Zn	31,9±0,15	109±0,51	46,6±0,21	59,25±0,27	95,7±0,44
Nagyon mérgező, de nagyon oldhatatlan, vagy nagyon ritka	Ba	22±0,21	6,79±0,06	11,775±0,11	5,29±0,05	17,1±0,16
	Ce	0,376±0,008	0,367±0,008	0,752±0,01	0,294±0,006	1,38±0,02
	Dy	0,081±0,003	0,332±0,01	0,143±0,0046	0,023±0,000	0,028±0,000
	Eu	0,092±0,001	0,092±0,001	0,088±0,001	0,084±0,001	0,113±0,001
	Hf	0,019±0,000	0,072±0,001	0,038±0,000	0,015±0,000	0,043±0,000
	La	0,092±0,001	0,088±0,001	0,045±0,000	0,016±0,000	0,034±0,000
	Lu	0,006±0,000	0,002±0,000	0,002±0,000	0,002±0,000	0,125±0,001
	Nb	0,338±0,015	0,326±0,01	0,158±0,006	0,25±0,01	0,083±0,003
	Nd	0,445±0,019	1,48±0,06	0,154±0,006	0,349±0,01	0,773±0,03
	Sm	0,003±0,000	0,017±0,000	0,006±0,000	0,005±0,000	0,005±0,000
	Ta	0,004±0,000	0,005±0,000	0,004±0,000	0,004±0,000	0,005±0,000
	Tb	0,005±0,000	0,005±0,000	0,005±0,000	0,005±0,000	0,006±0,000
	Th	0,01±0,000	0,03±0,000	0,01±0,000	0,011±0,000	0,016±0,000
	U	0,016±0,000	0,046±0,001	0,016±0,000	0,006±0,000	0,006±0,000
Yb	0,082±0,001	0,092±0,001	0,084±0,001	0,085±0,001	0,109±0,001	
Zr	3,47±0,11	5,92±0,20	4,71±0,16	2,335±0,07	2,65±0,09	
Egynél több kategóriába illeszkedik	I	1,66±0,04	0,424±0,01	0,376±0,009	0,558±0,01	0,38±0,009
	Mn	236,59±0,81	107,162±0,36	100,492±0,34	104,766±0,35	34,848±0,11
Wood osztályozásá ból kihagyva	Cr	11,02±0,06	3,69±0,021	17,17±0,09	16,75±0,09	6,6±0,03
	Cs	0,027±0,000	0,194±0,001	0,114±0,000	0,119±0,000	0,117±0,000
	Mo	0,786±0,013	0,527±0,009	0,434±0,007	0,847±0,01	1,8±0,02
	Sc	0,011±0,000	0,029±0,000	0,013±0,000	0,013±0,000	0,013±0,000
	V	0,327±0,011	0,219±0,007	0,277±0,008	0,287±0,009	0,053±0,001
*A kontroll növény csapvízzel öntözött						
– nem mérhető, n.d.: nem detektálható (Pb)						

Nem kritikus elemek csoportja (Wood 1974):

A növényminták nem kritikus elemek NAA eredményei alapján megállapítható, hogy a kontroll növények K, Cl, Br és Rb tartalma magasabb volt, mint ezen elemek koncentrációja CW növényekben.

A különféle reaktorok esetében általában a 2. kaszkádelemből származó növényekben mértük a legmagasabb elemkoncentrációt, amely a befolyó (nyers) szennyvizzel közel azonos tisztítatlan vizet tartalmazott. Ezek a magas koncentrációk általában a szennyvíztisztító reaktorsor végén fokozatosan csökkennek, bár a 8. reaktorban enyhe növekedés figyelhető meg. Ellenkezőleg, a K koncentrációja folyamatosan növekedett a kaszkádsorban, elérve a maximális értéket a 8. reaktorban lévő növényeknél. Az S és Fe tartalom egy ellentétes tendencia szerint változott, és az elemek mobilitása folyamatosan csökkent, aminek eredményeként minimális koncentrációja következett be a 8. reaktorban élő növényekben (5.2.4. táblázat).

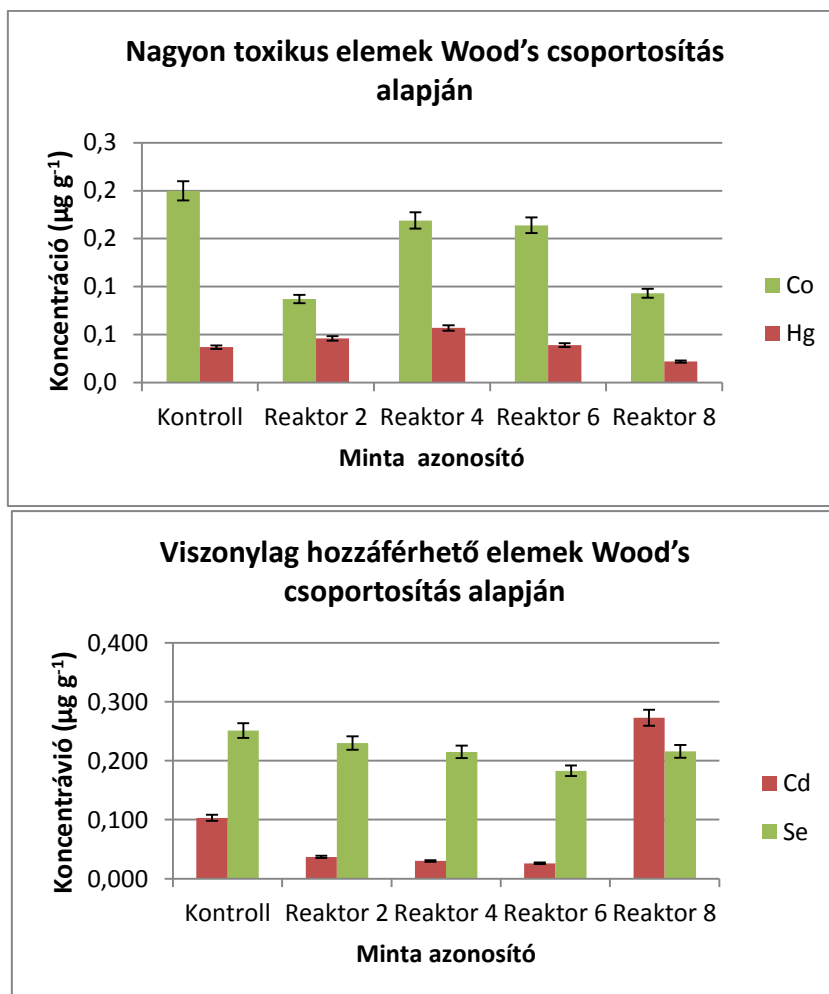
Nagyon mérgező és viszonylag hozzáférhető elemek csoportja (Wood 1974):

A növényi minták nagyon mérgező és viszonylag hozzáférhető elemeinek NAA eredménye felfedte, hogy a kontroll növények Ag, Co és Se tartalma magasabb volt, mint a CW reaktorokban. A növényekben két tendencia figyelhető meg az elemek koncentrációváltozásban attól függően, hogy melyik reaktorban voltak elhelyezve.

Az egyik típusú elem (például As és Cs) koncentrációja a 2. reaktortól a 8. reaktorig csökken. Ezek az elemek erősen kötődnek a növényekhez, ezért a kezdeti reaktorokban magas a koncentrációjuk. A növényekhez való erős kötés csökkenti ezen elemek koncentrációját a szennyvízben. A szennyvízben ezen elemek koncentrációja csekély lesz a folyamat során, ezért ezek az elemek adszorbeált mennyisége szintén csökken a sorban lévő reaktor rendszerben. Egyes elemek (például Cd és Se) kötési tulajdonságai hasonlóak a Co-téhoz, de koncentrációik váratlanul magasak a 8. reaktorban (5.2.2. ábra). Az ilyen elemek koncentrációjának a 8. reaktorban történt váratlan növekedésére nem találtam magyarázatot. A másik tendencia az, hogy az elemek (például Hg és Co) koncentrációi növekednek a 2. reaktortól a 4. reaktorig.

A 4. reaktor után a koncentrációk a folyamat mentén csökkennek (5.2.2. ábra). Ezek az elemek kevésbé szívódnak fel, mint az előző csoport tagjai. A 2. reaktorban a receptorok (kötési helyek) többségét az erősen abszorbeáló elemek foglalják el, ezért nincs elég szabad receptor a kevésbé erősen kötő elemekhez. Az erősen kötő elemek koncentrációi alacsonyabbak a 4. reaktorban, mint a 2. reaktorban. Ezért a 4. reaktorban kevésbé erősen kötő elemekre maradnak szabadabb kötőhelyek, mint a 2. reaktorban (5.2.2. ábra).

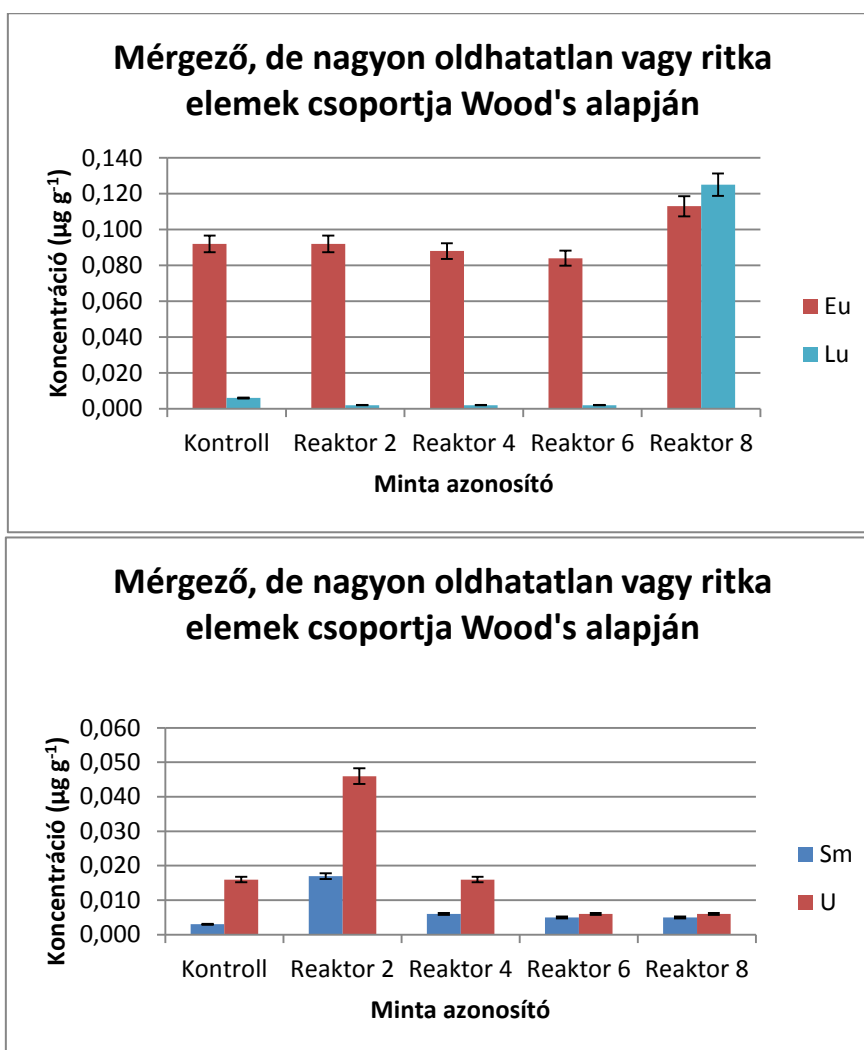
A vizes élőhely (CW) hatékonyabb szennyvíztisztító rendszert eredményez az erősen abszorbeált elemek megkötésének tekintetében. Az elemek abszorpciós tulajdonságainak megfigyelései megmutatják, mely elemek eltávolítására javasolható a CW-vel történő tisztítási rendszer.



5.2.2. ábra – A nagyon mérgező és viszonylag elérhető elemek csoportjának különböző tendenciái

Mérgező, de nagyon oldhatatlan vagy nagyon ritka elemek (Wood 1974):

Figyelembe véve a mérgező, de nagyon oldhatatlan vagy nagyon ritka elemek NAA eredményeit, megállapítható, hogy a kontroll növényi minták a Ba, a Nb és a La tartalma magasabb volt, mint ezen elemek koncentrációja a szennyvízkezelő reaktorokban. Az is kijelenthető, hogy a 2. reaktor növényeiből általában magasabb koncentrációkat detektáltam, mint a 4. és a 6. reaktorban élő növényekből. A víztisztítási folyamatának végén lévő 8. reaktorban koncentráció-növekedés történt. Hasonló tendencia mutatható ki a Ba, Nb és Ce esetében is, bár a növekedés a 4. vagy a 6. reaktoron kezdődött. Az U és Sm koncentrációját tekintve koncentrációik folyamatosan csökkentek az egész vízkezelő vonalon (5.2.3. ábra).



5.2.3. ábra – A toxikus, de nagyon oldhatatlan vagy oldhatatlan elemek csoportjának tipikus tendenciái

Azok az elemek, amelyek nem tartoznak a Wood osztályozásához, vagy egynél több kategóriába illeszkednek (Wood 1974):

Ezen elemek NAA eredményeinek vizsgálatával megfigyelhető, hogy a kontroll növények Cs, Cr és Mo koncentrációi hasonlóak voltak a CW rendszer növényeiben mért elemkoncentrációkhoz. A 2. reaktor növényeiből általában magas elemtartalmat mértem, amely az egymást követő reaktorokban fokozatosan csökkent. Emellett a V és Sc koncentrációk a 8. reaktorban minimális értékre csökkentek. A I esetében a folyamatos csökkenés sorozatában a 6. reaktorban a növények több elemet halmoztak fel, mint a 4. és 8. reaktor növényei, ahol a helyi maximális koncentráció értéke megmutatkozott (5.2.4. táblázat).

5.2.4. táblázat – Wood osztályozásból kihagyott vagy több kategóriába illeszkedő elemek koncentrációja

Elem	Minta neve / Átlag koncentráció, ($\mu\text{g g}^{-1}$ száraz anyagra)				
	kontroll	2. reaktor	4. eaktor	6. reaktor	8. reaktor
I	1,66±0,04	0,424±0,01	0,376±0,009	0,558±0,01	0,38±0,009
Mn	236,59±0,81	107,162±0,36	100,492±0,34	104,766±0,35	34,848±0,11
Cr	11,02±0,06	3,69±0,021	17,17±0,09	16,75±0,09	6,6±0,03
Cs	0,027±0,000	0,194±0,001	0,114±0,000	0,119±0,000	0,117±0,000
Mo	0,786±0,013	0,527±0,009	0,434±0,007	0,847±0,01	1,8±0,02
Sc	0,011±0,000	0,029±0,000	0,013±0,000	0,013±0,000	0,013±0,000
V	0,327±0,011	0,219±0,007	0,277±0,008	0,287±0,009	0,053±0,001

A mérések alapján arra a következtetésre jutottam, hogy a kínai náddal (*Miscanthus sinensis*) telepített vizes élőhellyel kiegészített szennyvíztisztítás (FCR rendszer) hatékonyan képes csökkenteni a szennyvíz tápanyagterhelését. A kínai náddal telepített reaktorok a szennyvíz nehézfém tartalmát is csökkentik. Az elemek többségének (pl. Zn, Cu, Cd, Na, Cl) esetén a növények elem koncentrációja a kaszkád kezelés különböző lépéseiben csökkennek az 1. reaktortól a 6. reaktorig. Az adott helyeken felmerülő eltérések a növények adszorpciós képességével – szabad receptor felületek konvergenciájával – okozza.

Másrészt egyes elemek koncentrációja növekszik a növényben a kaszkád sor mentén (pl. K, S, Fe). Egyes elemek (pl. Co, Ni, Ag és Hg) koncentrációi a 4. reaktor növényeiben mutatják a maximális koncentrációkat. A vizsgált minták többségében az elemek koncentrációja nagyobb volt (pl. Eu, Hf, Sm, U, Cd, Hg, Cr, Mo, Cs, Sc), mint a kontrollban (5.2.5. táblázat). Ez a különbség alátámasztja a vizes élőhely indokoltságát, valamint megerősíti az FCR rendszer hatékonyságát.

Az elem nagyobb feldúsulási folyamatának lehetséges magyarázata, hogy a növények receptorain az elemek adszorpciós szilárdsága eltérő. A növények csak korlátozott adszorpciós képességgel és receptor felülettel rendelkeznek. Az erős adszorpciós tulajdonságokkal rendelkező elemek kötődnek a receptor aktív pontjaihoz, ezért koncentrációjuk csökken a szennyvízben. Ez csökkenti a vízben oldott elemek koncentrációját, és a növényekben való megkötődés okán csökken az elem koncentráció a kaszkád sor mentén. Másrészt az erősen adszorbeált elemek blokkolják a receptor helyek többségét az első (kiinduló) reaktorokban, ezért a gyengén adszorbens elemek nem képesek adszorbeálódni ezeken a helyeken. A gyengén adszorbeált elemek adszorbeálódhatnak, ha az erősen adszorbeált elemek koncentrációja csökken, és adszorpcióikhoz elegendő szabad aktív receptor hely marad. Ezekben az esetekben a gyengén adszorbeáló elem koncentrációja növekszik a növényekben a kaszkád sor mentén. A közepes adszorpciós tulajdonságokkal rendelkező elemek megmutatják a maximális koncentrációkat a 4. reaktorban. Megállapítható, hogy a kínai nád sikeresen illeszthető a

kaszád rendszerű szennyvíztisztításban. Noha a reaktorok száma megfelelőnek tűnik a vizsgált szennyvízkezelési eljáráshoz, ezek további növényekkel történő kiegészítése növelheti a víztisztítási hatékonyságot. További vizsgálatokra van szükség módszerem előnyeinek teljes skálán történő értékeléséhez a valós, üzemi körülmények között.

Az eddigi eredmények összevetése során megállapítható, hogy a roncsolásos és roncsolásmentes elemzés eredményeinek összehasonlítása nem teljes mértékben lehetséges, mivel az alacsony koncentrációk miatt a mérési tartomány csak néhány elem esetén esik egybe (5.2.5. táblázat). Az eredmények közül csak két elem (Mn és Cr) értékei hasonlíthatók össze, amelyek Mn esetén nagyságrendileg azonos értékeket eredményeztek.

5.2.5. táblázat – Az ICP és az NNA analízis eredményének összehasonlítása

	kontroll	2. reaktor	4. reaktor	6. reaktor	8. reaktor
Mn (NAA)	236,5933	107,1624	100,4925	104,766	34,84809
<i>Mn (ICP)</i>	<i>200</i>	<i>122</i>	<i>122,5</i>	<i>105,15</i>	<i>72,7</i>
Cr (NAA)	11,2	3,69	17,17	16,75	6,6
<i>Cr (ICP)</i>	<i><0,7</i>	<i><0,7</i>	<i><0,7</i>	<i><0,7</i>	<i><0,7</i>

5.2.3 Vízkémiai vizsgálatok, kiegészítő mérések

Az elemanalitikai folyamatok részletezéséhez néhány hagyományos vízkémiai paraméter meghatározás végztem el, hogy teljes képet kapjunk a tisztítási folyamatról. Nanocolor®-fotometrikus vízanalízis gyorseszteket alkalmaztam a vízminták alapvető paramétereinek helyszíni becslésére minden reaktorban, valamint a befolyónál és a szennyvízáramban hetente háromszor meghatározásra került a kémiai oxigénigény (KOI), összes nitrogén (TN), összes szuszpendált szilárd anyag (TSS), ammónium-nitrogén (NH₄+N), nitrit-N (NO₂--N) és nitrát-N (NO₃--N) tartalom. A szennyvízminták pH és hőmérsékleti értékeit az SG78 - SevenGo Duo pro™ hordozható pH mérő készülékkel rögzítettem. A minták oldott oxigén (O₂) tartalmának mérésére OptiOx optikai érzékelőt használtam.

A kiegészítő vízkémiai adatokat (5.2.7. ábra) az 5.2.6. táblázat eredményeivel összevetve általánosságban megállapítható, hogy a vizsgált elemek koncentrációját (5.2.3. táblázat) befolyásolta a kiegészítő vízkémiai paraméterek koncentrációja (5.2.6. táblázat). A különböző oldott N-vegyületek, a pH és a víz oldott oxigén (O₂) tartalma együttesen befolyásolja a növények növekedését és ennek következményeként szennyezőanyag-eltávolító képességüket.

5.2.6. táblázat: A kiegészítő mérések során kimutatott szennyvízminták alapvető jellemzői

	nyers szennyvíz	1. reaktor	2. reaktor	3. reaktor	4. reaktor	5. reaktor	6. reaktor	7. reaktor	8. reaktor
COD _{total} (mg/l)	677	378	341	325	320	247	264	202	190
TN (mg/l)	74	55	55	54	51	48	48	45	43
TSS (mg/l)	449	270	263	288	265	203	202	171	130
NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	41	38	41	42	38	39,2	37,1	35,5	34,4
NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	0,1	0	0,1	0,1	0,1	1,0	0,0	1,3	1,8
NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	0,096	0,035	0,028	0,2	0,3	0,8	1,00	1,5	1,8
pH	7,937	7,933	7,93	7,901	7,871	7,719	7,59	7,934	8,077
O ₂ (mg/l)	8,32	8,23	7,66	5,26	4,57	2,96	1,67	0,03	0,002
°C	23,8	23,6	23,3	23,2	23	22,7	22,2	21,8	21,2

5.2.4 Gázkromatográfias (GC) analízis

A N₂O és CO₂ gázemisszió meghatározást két részletben végeztem. Az előzetes vizsgálatok célja a mérési eszközök meghatározása, a mérhetőség feltárása és a kibocsátási arányok (vákuum hatás, edénytelítődés, időbeli változás) meghatározása volt. A mérések eredményei alapján megállapítható, pontosítható a gázmintavétel optimális feltételrendszere, a gázkomponensek mennyisége, és a kaszkád sor gáz fluxusa feltételének meghatározása. Fontos tényező a mérhetőségénél a víz és vízgőz hatása a mintákra és a mérőrendszerre.

A mérések alapján megállapítható, hogy a félüzemi kísérletek között – rövid tartózkodási idő esetén – eltérés mutatkozik az ÜHG gázok kibocsátában (5.2.4 ábra).



5.2.4. ábra – A gázmintavételi pontok és a gázcsapdák

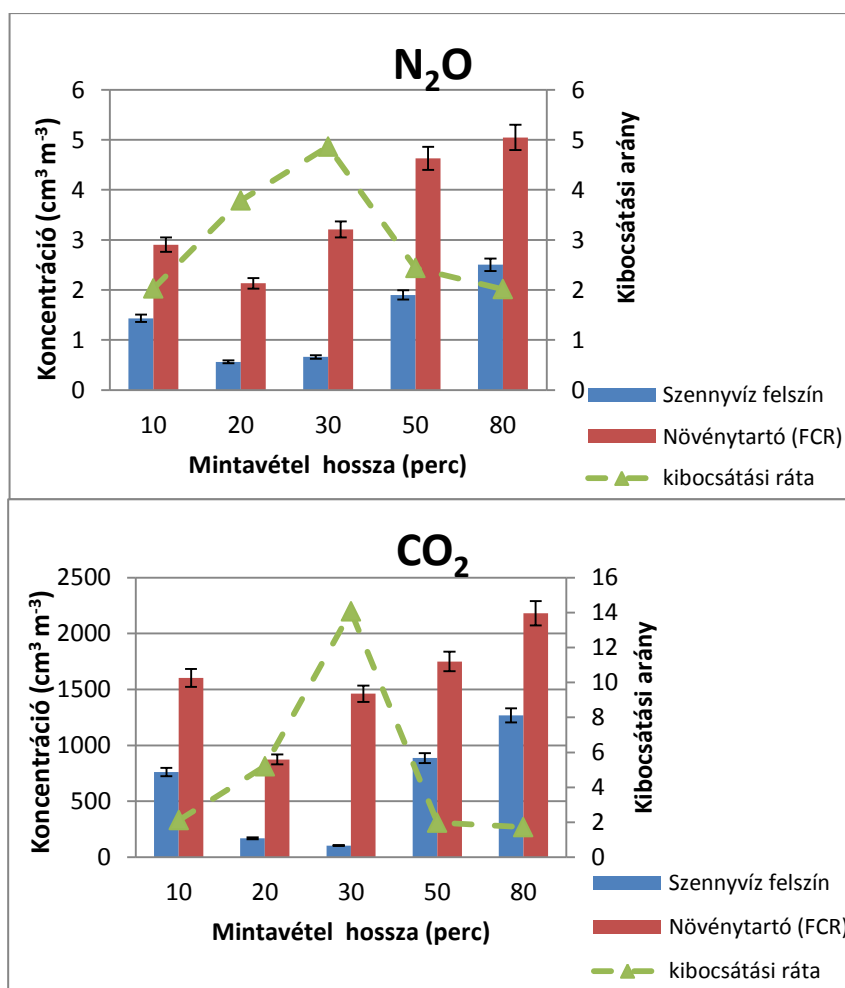
Az átfogó, valamint a részletesebb vizsgálatoknál a különböző fluxusintervallumok kibocsátás intenzitás változékonyságának meghatározásakor és a reaktorok közötti változások monitorozása, valamint a tisztítási folyamatokon belüli emissziós eltérések feltárása volt a cél.

Az ÜHG gázkomponensek (N₂O, CO₂) előzetes felmérése

Az előzetes felmérés célja, hogy meghatározzam a kaszkád rendszer gázkibocsátásának mennyiségét és dinamikáját. Az általam ismert szakirodalomban hagyományos szennyvíztisztítóknál becsülték a kibocsátást, közvetlen a szennyvíz felületéről mért emissziós eredménnyel nem találkoztam (Zeng et al. 2009; Diksha és Singh 2015, Yassine et al. 2019). A méréseknél egy 80 perces időintervallum alatt egy üveg gázcsapda (5.2.4. ábra) segítségével fogtam fel a gáz komponenseket a különböző reaktorokban, a kaszkád sorok mentén.

A kísérlet kezdetén a szennyvíz felszínéből származó N₂O kibocsátás $1,43 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3} \pm 0,13 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$ volt, míg az utolsó mintavétel során elérte a $2,5 \pm 0,11 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$ értéket. Az N₂O koncentráció ingadozását a vizsgált időszakban az 5.2.5. ábra mutatja.

A „Keramzit” mintavételi pont a kialakított vizes élőhely N₂O kibocsátását mutatja, ahol a reaktorba növényeket telepítettem. A mért koncentrációs értékek alapján megállapítható, hogy az N₂O kibocsátás kétszer nagyobb a szennyvíz felszínén mért koncentrációhoz képest, azonban a kibocsátás tendenciája hasonló (5.2.5. ábra). A vizsgált időszak alatt a N₂O koncentráció csaknem kétszeresére nőtt a kísérlet elején mért koncentrációhoz viszonyítva.



5.2.5. ábra – A N₂O és a CO₂ előzetes vizsgálatának eredményei

A vízfelszín CO₂ kibocsátása $760 \pm 15,44 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$ koncentrációjú volt a kezdeti időszakban. Ezután egy csökkenést következett be, amely később alacsonyabb koncentrációt eredményezett ($103,94 \pm 7,7 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$). Ezt követően folyamatosan növekedett. Ezt a tendenciát az 5.2.5. ábra szemlélteti. A másik mintavételi pont (kialakított vizes élőhely) esetében hasonló ingadozást mértem. A kezdeti (10 perces) érték ($1603,76 \pm 21,53 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$) szerint kijelenthető, hogy a gázkoncentráció a fenti gázcsapdában telepítést követő első 10 perc alatt hirtelen növekedtek a háttérkoncentrációhoz képest. A 20. percben mért kibocsátás megközelítőleg 25% -kal kevesebb volt, mint az előző intervallumú mintavétel CO₂ koncentrációja. Összehasonlítva a mintavételi pontok értékeit, a vizes élőhelyeken rögzített gázcsapdában (5.2.5. ábra) a kibocsátás átlagosan körülbelül $1300 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$ volt, kivéve a hosszab csapdázási idők esetén. A gázkomponensek kibocsátása mellett megvizsgáltam annak arányát is, amelynek meghatározására **egy kibocsátási ráta értéket határoztam** meg. A kibocsátási ráta az adott időpontban a két mintavételi pont közötti emisszió arány adja meg az adott gázkomponensre. A ráta alapján látható (5.2.5. ábra), hogy a 10. perctől a 30. percig ez az arány folyamatosan emelkedett mindkét komponens esetében, majd a hosszabb csapdázási időponttal jelentősen visszaesett. A teljes kibocsátás ezzel szemben a 10 perces mérések esetén az első időszakban, arányaiban a legmagasabb értéket mutatott. A kibocsátási ráta a 20 és 30 perces időszakban folyamatosan nőtt. A két gázkomponens esetében az emissziós értékek alapján szignifikáns különbséget tapasztaltam. Ennek oka a gázcsapda kezdeti lefedéséből adódó környezeti érték magas koncentrációja, valamint a vizes élőhely (CW) kiemelkedő fluxusa.

Az eredmények értékelése alapján a tisztítási folyamat különböző szakaszait a reaktorok emissziós eredményei követik. Ezeket a mikrobiológiai folyamatok hozták létre, amelyek célja a nitrogénformák átalakítása a vízterhelés csökkentése érdekében. A növényekkel ellátott élőhely és a vízfelszíni vizsgálati pontok közötti emisszió különbsége alapján arra lehet következtetni, hogy a szennyvíztisztító telepek folyamatait a vizes élőhelyek megkönnyítik a tisztítási eljárásban, de egyúttal magasabb gázkibocsátást eredményeznek.

A vizsgált időszak alatt mindkét esetben jelentős összefüggés tapasztalható a CO₂ és az N₂O kibocsátásban, a komplex mikrobiológiai eljárásoknak köszönhetően. Így a rendszerben bekövetkező minden változás, például a hígulás, a vízszennyezés eltérő mértéke instabilitást eredményez a kibocsátásban, amelyet figyelembe kell venni. Ezek a befolyásoló hatások a növények jelenlétével (vizes élőhelyek alkalmazásával – CW) stabilizálódnak”

Az N₂O növekedése általában a CO₂ növekedését is magába foglalja. A N₂O koncentráció különbsége a két mintavételi pont között (4.3.1. ábra „A” és „B” pont) átlagosan 61 % volt, amely a CO₂ koncentráció különbsége esetén átlagosan 71% volt, azonban a kezdeti, kiindulási koncentráció körülbelül azonos. Ezek alapján a gázcsapda kezdeti lefedésének fluxus értéke nem azonos a környezeti gázemisszióval, mivel azt általában egy magasabb koncentráció jellemezte.

Az előzetes eredmények alapján a részletes méréseknél a hosszabb időszakra meghatározott csapdázást és a párhuzamos, egymást követő mérések alkalmazását kell kivitelezni. Az egymást követő intervallumu és ismétlődő mérések ezáltal időbeli változásokat és emissziós mintázatot is feltárják.

Az ÜHG gázkomponensek (N₂O, CO₂, NO) részletes vizsgálat

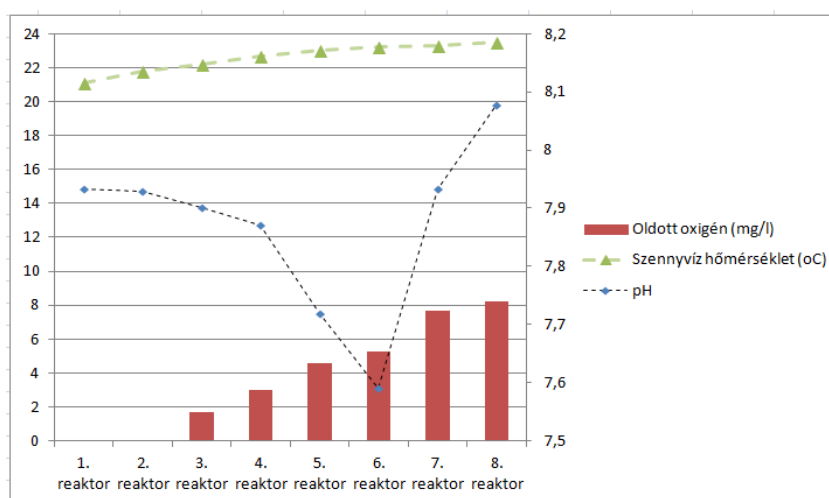
A részletes vizsgálatot az előzetes vizsgálatokkal ellentétben egy későbbi (7 hónap – 2013 szeptember) időpontban, valamint részletesebben a teljes reaktorsorban végeztem, amely így már egy fejlettebb vizes élőhellyel és faunával történt. A mérések párhuzamosan 10, 20, 30, 40, 70 perces mintavételi időszakokban (intervallumokkal) lettek csapdázva, majd a gázcsapdákból (5.2.6. ábra) 250 cm³-es Hamilton fecskendővel – az említett időközönként – párhuzamosan 3 ismétlésben mintáztam.



5.2.6. ábra – A gázmintavételi pontok és a gázcsapdák

A kiegészítő vízkémiai paraméterek meghatározása

A kiegészítő vizsgálatokat WTW Multi 3430 multiméter (anyag és módszer) segítségével rögzítettem a reaktorok oldott oxigén tartalmát, a kémhatásukat és a hőmérsékletüket. A mérés folyamán a levegő kezdeti hőmérséklete 30,1 °C –ról a mérés végére 31,5 °C-ra emelkedett. A kiegészítő adatokat az 5.2.7. ábra tartalmazza.



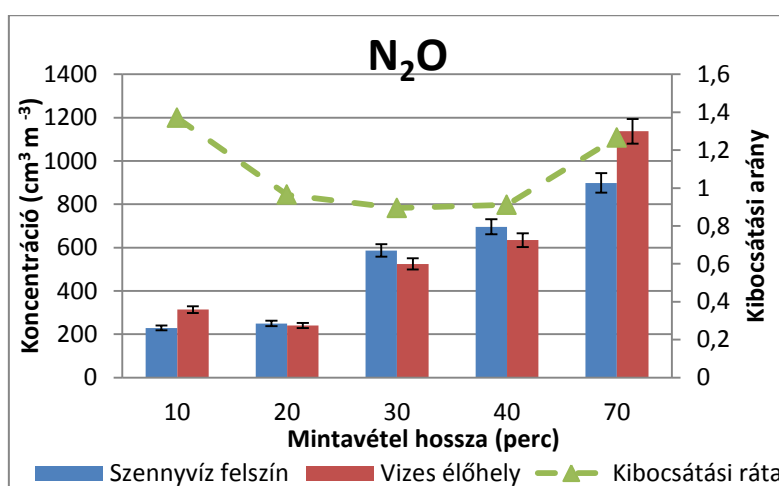
5.2.7. ábra – A részletes vizsgálat kiegészítő paraméter értékei

A szennyvíz hőmérséklete a mérés folyamán 21°C-ról 23,7 °C-ig emelkedett. A kezdeti reaktorban (1. reaktor) volt a legalacsonyabb, és a reaktorsorban folyamatosan emelkedett, a legmagasabb érték az utolsó (8. reaktor) reaktorban jelentkezett. Az oxigén (O₂) tartalom a levegőztetés miatt állandónak tekintendő. Az oldott oxigén tartalom a tisztulási folyamat során annál nagyobb mértékű, minél kevesebb oxigén felhasználás szükséges a mikrobiális lebontáshoz. Az O₂ felhalmozódás a 3. reaktorban jelentkezik (7,46 mg/l) és a reaktorsorban folyamatosan emelkedik. A maximumot a 7. és 8. reaktorban éri el az O₂, ami körülbelül 7,734 mg/l értékű.

A pH alakulása a kezdeti reaktor sorban (1-4. reaktorig) az átlagosan 7,9 körüli volt, ami a 4. reaktorban csökkenő tendenciát mutat. A legalacsonyabb (7,6) értéket a 6. reaktorban éri el, amelyet követően a pH érték újra az átlagosra emelkedik a 7. reaktorban. Az utolsó, végső 8. reaktorban ez az érték kis mértékben növekszik és eléri a 8-as pH értéket.

5.2.5 A N₂O képződés értékelése (a részletes vizsgálatnál megállapított)

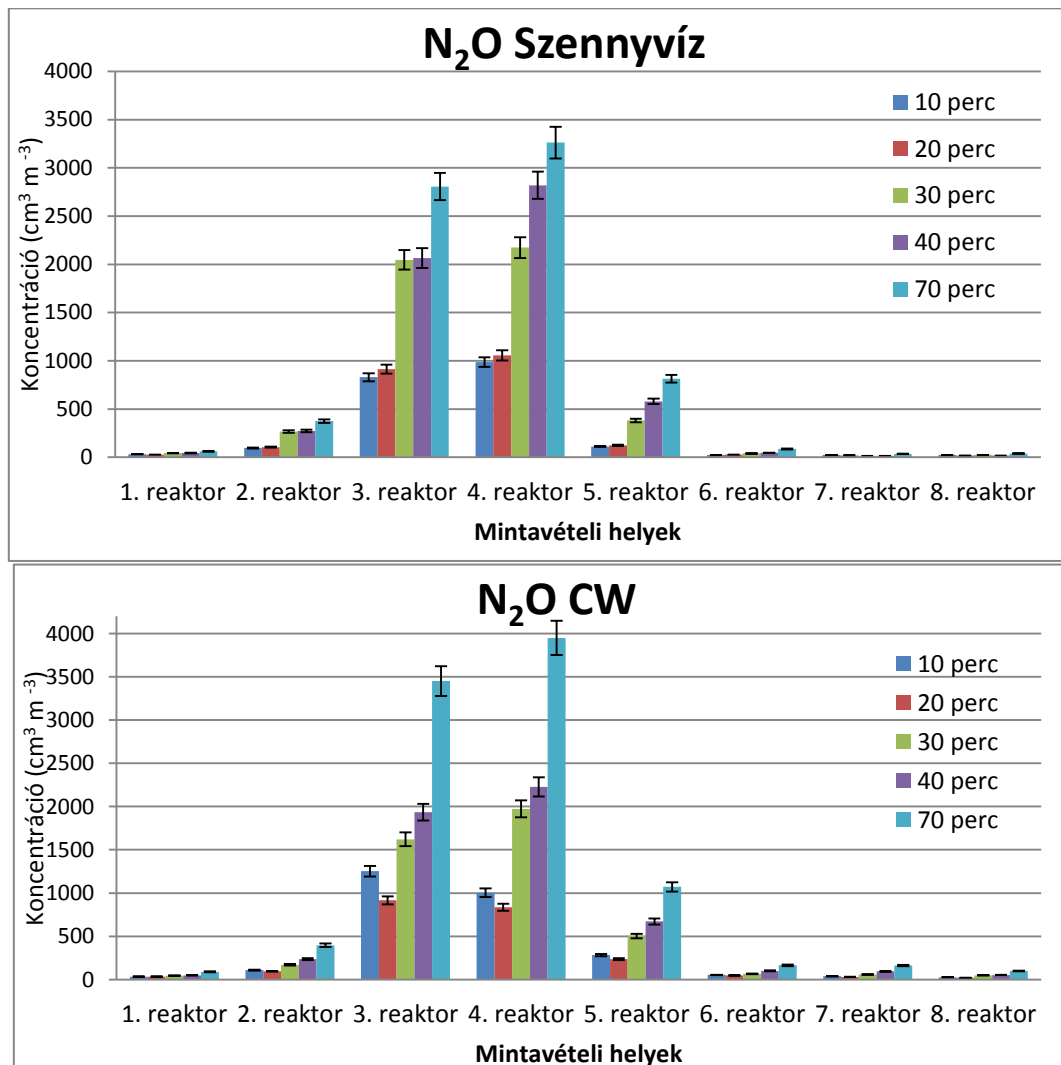
A részletes vizsgálatoknál külön értékeltem a kibocsátások időbeli eltérését, valamint azok egymáshoz viszonyított arányát. Az N₂O esetén a 10 perc alatt gyűjtött gáztömeg esetén a vizes élőhelyen vett minta megközelítőleg 40%-kal volt magasabb az ugyanazon időszakban mért vízfelszíni kibocsátáshoz képest. Eltérő tendencia jellemezte a leghosszabb mérési periódust. A 20, 30 és 40 perces kibocsátás nagyságrendileg azonos mértékű volt a teljes tisztítási folyamatot illetően. Az 5.2.8. ábra alapján is jól látható, hogy összességében a legrövidebb 10 perces és a leghosszab 70 perces mintavételi időszakban volt a legnagyobb eltérés a két mintavételi hely teljes N₂O értékében.



5.2.8. ábra – Az N₂O fluxus értékei a mintavételi intervallumokra vetítve

A 5.2.9. ábra az eltérő mintavételi helyek teljes átlagos N₂O kibocsátást mutatja be. Az eltérő intervallumokban külön vizsgáltam az emissziós arányt. A szennyvíz felszínén vett gázminták eredményei alapján jól látható, hogy a különböző mintavételi időszakok és a reaktorok ÜHG kiválasztása eltérő tendenciát és kibocsátási arányt mutat. Az emissziós értékekből megállapítható,

hogy a szennyvíz felületén mérhető N_2O komponensképződés a kezdeti, nyers szennyvíz esetében alig kimutatható, ami a tisztítási folyamat végén szintén jellemző a 6. reaktortól kezdődően. Megállapítható, hogy a mikrobiális lebontás a 2. reaktorban kezdődik, és az 5. reaktorban zárul. A legnagyobb mértékű gázemissziót a 3. és 4. reaktorban tapasztaltam. A csapdázási időszaktól függően folyamatosan növekedett a kibocsátott N_2O mennyisége.



5.2.9. ábra – A részletes vizsgálat N_2O eredményei a két mintavételi helyen (vízfelszín –szennyvíz – és a kialakított vizes élőhely (CW))

A 3 reaktorban vett mintákat jellemezte, hogy a 10 és 20 perces mérések esetén, valamint a 30 és 40 perces időszakban az emissziós értékek csak kis mértékben tértek el, amelynek oka a kiegyenlített lebontó folyamat, illetve a nagymértékű szerves anyag jelentléte lehet.

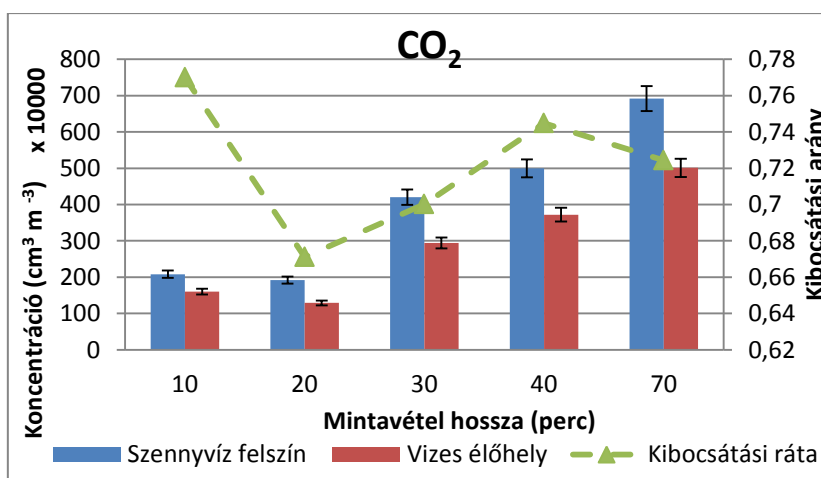
A vizes élőhely (CW) a szennyvíz felszínhez képest sokkal dinamikusabb, és magasabb kibocsátással rendelkezett. A lebontási folyamatok hasonlóan a 3-as és 5-ös reaktorterekben zajlottak. A reaktorokban mért kibocsátásnál megfigyelhető volt, hogy arányaiban a legnagyobb kibocsátás a legrövidebb, 10 perces időszagnál jelentkezett. Ennek oka, a vizes élőhely mikrobiális variabilitása, illetve hogy az intenzív kibocsátás ideiglenesen (időben) visszaesik. Ez a jelenség az

összes reaktor esetén és a gáz csapdázás hosszától függetlenül jellemezte a N₂O kibocsátást. Az eredményekből megállapítható, hogy a vizes élőhely N₂O kibocsátását a szennyvízhez képest arányaiban egyharmadával nagyobb emisszió jellemezte mérési helytől és hosszától függetlenül. Továbbá megállapítható, hogy a kiegészítő paraméterek közül egyik tényező sem befolyásolja a N₂O emissziót.

A N₂O emisszió szennyvíztisztító rendszerre gyakorolt hatásának statisztikai elemzése azt mutatja, hogy a vizes élőhely kibocsátása a szennyvízhez képest szignifikánsan (P <0,001) magasabb (3. melléklet: M.2.1. és M.2.2. táblázat). Hasonlóan a reaktorok közötti, valamint az időszakokon belüli kibocsátásra szignifikáns (P <0,001) hatás volt jellemző. Az ismétlésnek nincs hatása, valamint 0,1 % hibavalószínűségi szinten állítható, hogy a vizes élőhely emissziója a szennyvízhez képest nagyobb arányú (M.2.2. táblázat).

5.2.6 A CO₂ keletkezés mértéke (a részletes vizsgálattal megállapított)

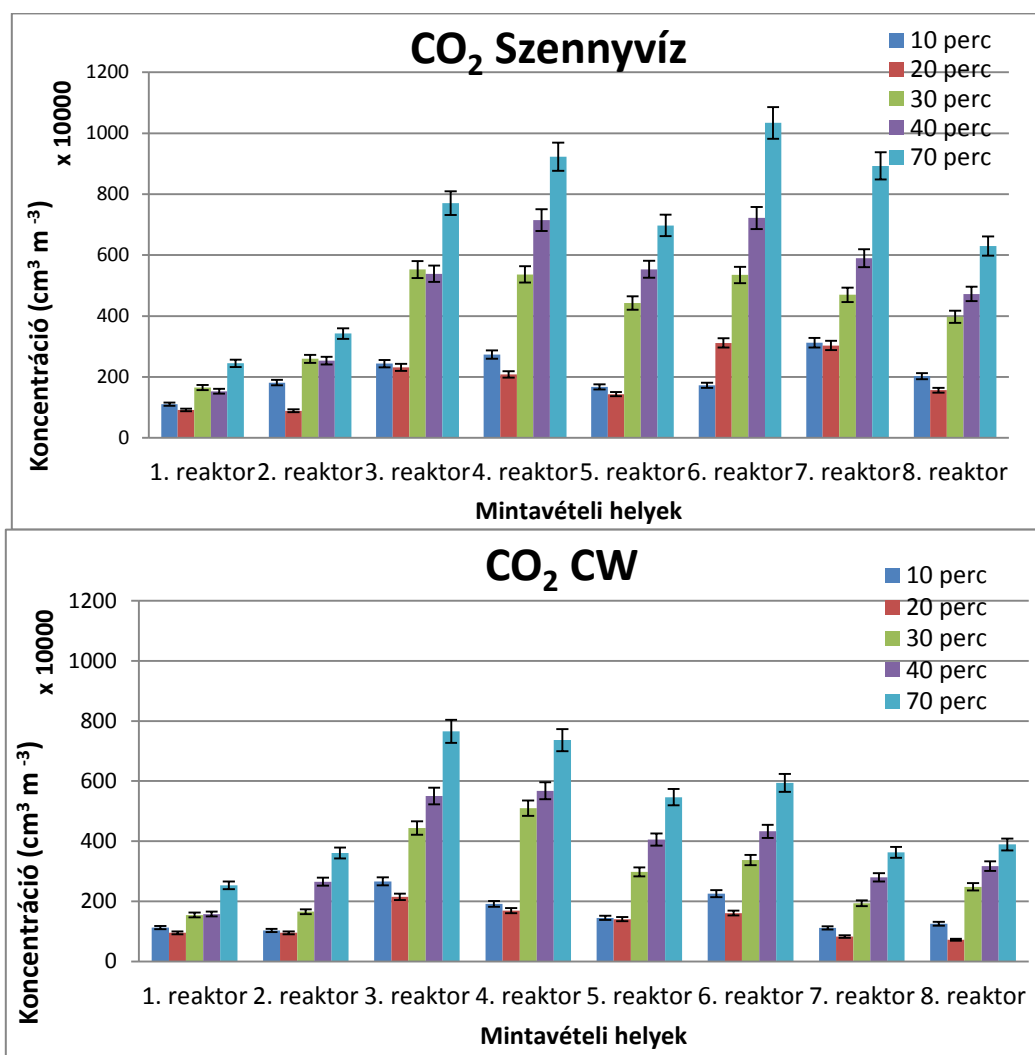
A részletes vizsgálatoknál külön értékeltém a kibocsátások időbeli eltérését, valamint azok egymáshoz viszonyított arányát. A N₂O-tól eltérően a CO₂ emissziónál a teljes fluxus esetén a szennyvízről vett minták megközelítőleg 30%-kal magasabbak voltak, az ugyanazon időszakban mért vizes élőhely (termesztő modul) képződéshez képest. Hasonló tendencia jellemezte a leghosszabb mérési periódust. A 20 perces intervallumú csapdázásnál tapasztaltam a legnagyobb arányú eltérést, ami 43% volt. A teljes tisztítási folyamatot illetően magasabb volt a CO₂ komponensképződés a szennyvíz felületéről vett mintákban. A 5.2.10. ábra alapján is jól látható, hogy összességében a legrövidebb 20 perces mintavételi időszakban volt a legnagyobb eltérés a két mintavételi hely CO₂ kibocsátásában. A legnagyobb CO₂ koncentráció a leghosszabb – 70 perces – időszakban jelentkezett.



5.2.10. ábra – A CO₂ fluxus értékei a mintavételi intervallumokra vetítve

A 5.2.11. ábra az eltérő mintavételi helyek CO₂ kibocsátási értékeit mutatja be a reaktor soron mért értékekkel. A szennyvíz felszínén és a kiegészített vizes élőhelyen vett gázminták eredményei

alapján megállapítható, hogy a különböző mintavételi időszakok és a reaktorok kibocsátása hasonló tendenciát és kibocsátási arányt mutat. Az emissziós értékekből következtethető, hogy a szennyvíz felületén mérhető CO₂ kibocsátás a kezdeti, nyers szennyvíz esetében a legalacsonyabb. A tisztítási folyamat végén szintén jellemző, a 7. reaktortól kezdődően, hogy visszaesik az összes mérési periódusban a CO₂ emisszió. Megállapítható, hogy a kibocsátási intenzifikálódási folyamat a 2. reaktorban kezdődik, és a 6. reaktorban mérséklődik. A legnagyobb mértékű gázemissziót a 3. és 4. reaktorban tapasztaltam. A csapdázási időszaktól függően folyamatosan növekedett a kibocsátott CO₂ koncentrációja. A reaktorban vett mintákat általánosságban jellemezte, hogy a 10 és 20 perces mérési időszakban az emissziós értékek kis mértékben visszaestek, amelynek oka a nagymértékű szerves anyag jelentléte lehet.



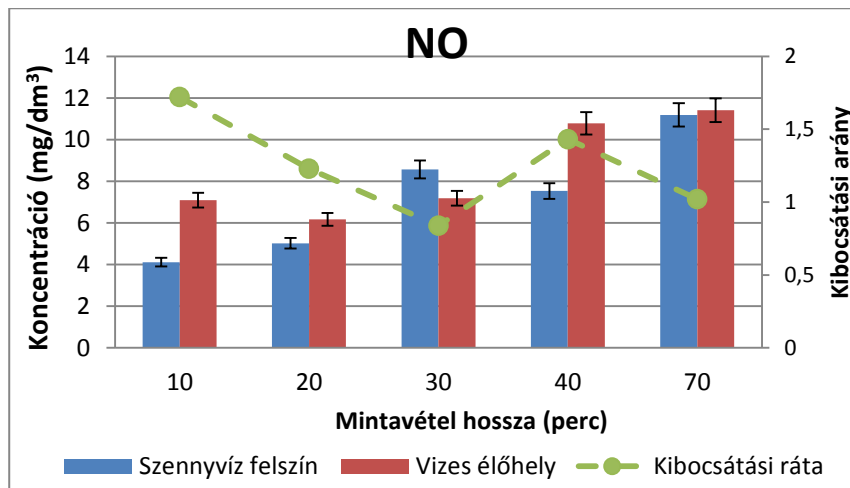
5.2.11. ábra – A részletes vizsgálat CO₂ eredményei a két mintavételi helyen (vízfelszín –szennyvíz – és a kialakított vizes élőhely (CW)

A szennyvíz felszíni minták a vizes élőhelyhez (CW) képest hasonló tendenciával és magasabb kibocsátással rendelkeztek. A lebontási folyamatok a 2. reaktortól az utolsó reaktorig zajlottak. A reaktorokban mért emisszióknál megfigyelhető, hogy a vizes élőhelyeken (CW) vett minták alacsonyabbak CO₂ tartalmúak, mint a szennyvíz felszíni emissziók. Arányaiban a legnagyobb

mértékű fluxus a középhosszú – 30 perces – időszaknál jelentkezett. A 10 perc hosszúságú emisszió a legtöbb reaktornál magasabb koncentrációt mutatott, mint a 20 perces mérésnél (kivétel a 6-os és 7-es reaktor). Az eredményekből megállapítható, hogy a vizes élőhely CO₂ képződés a szennyvízhez képest arányaiban alacsonyabb, amit az összes reaktor esetében nagyobb emisszió jellemzett mérési helytől és hosszától függetlenül, amelynek oka, hogy a vizes élőhely CO₂ megkötőként csökkentette a kibocsátás mértékét ennél a gázkomponensnél. A CO₂ emisszió FCR rendszerre gyakorolt hatásának statisztikai elemzése azt mutatja, hogy a vizes élőhely kibocsátása a szennyvízhez képest szignifikánsan ($P < 0,001$) alacsonyabb (3. melléklet: M.3.1. és M.3.2. táblázat). Amennyiben az eléggé eltérő fluxus hatását hasonlítottam össze az adott időszakra, akkor azt tapasztaltam, hogy az időszakokon belüli kibocsátásra is szignifikáns hatással bír ($P < 0,001$) a gáz komponens képződése. Az ismétlésnek nincs hatása, valamint 0,1 % hibavalószínűségi szinten állítható, hogy a vizes élőhely emissziója a szennyvízhez képest alacsonyabb arányú (M.3.2. táblázat).

5.2.7 A NO kibocsátás előfordulása (a részletes vizsgálattal megállapított)

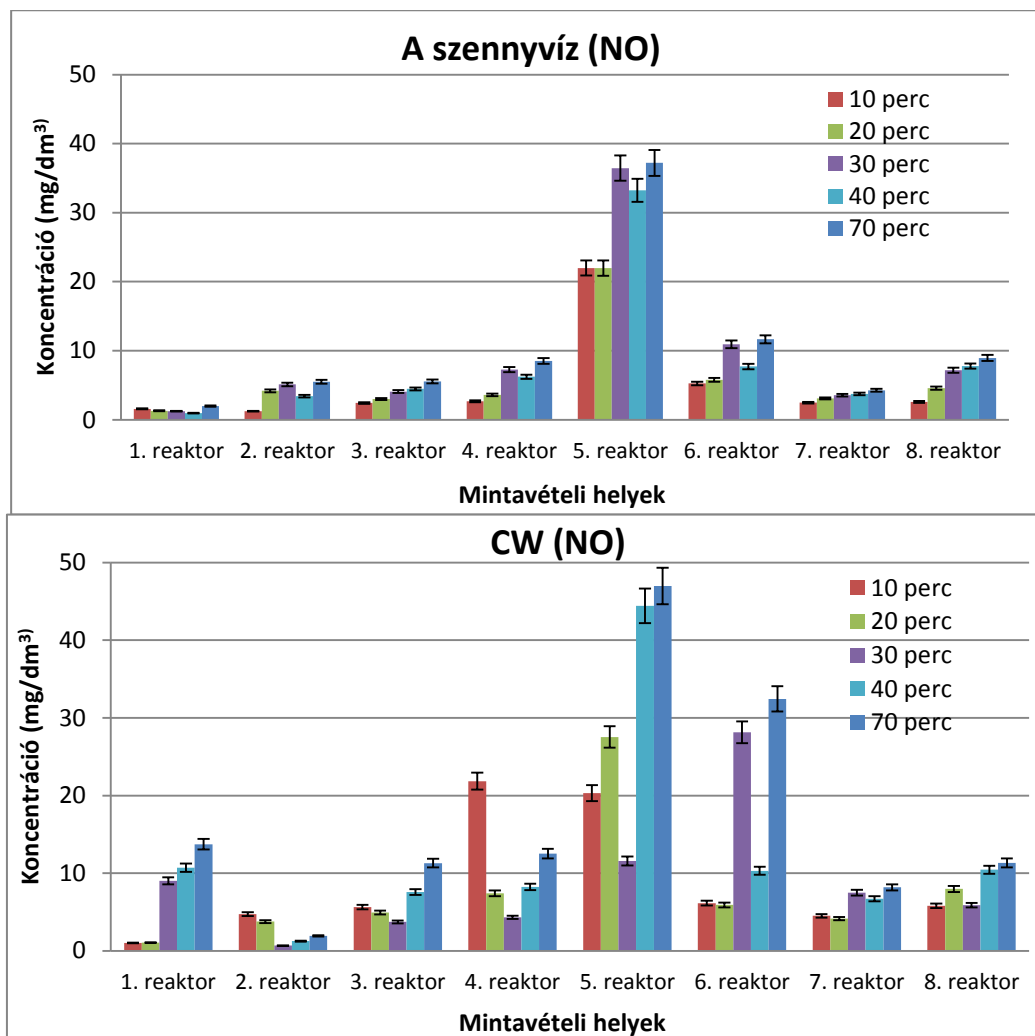
A részletes, NO vizsgálatoknál külön értékeltem a komponens képződések időbeli eltérését, valamint az emissziók egymáshoz viszonyított arányát. A NO kibocsátásnál, eltérően az N₂O-tól és a CO₂-től, a 10 perc alatt mért koncentrációk esetén a vizes élőhelyen vett minta megközelítőleg 70 %-kal magasabb volt az ugyanazon időszakban mért szennyvízfelszínen mért értékekhez képest. Eltérően ettől, a leghosszabb mérési periódusban ez az érték megközelítőleg 2 % volt, amely esetben volt a legkisebb arányú az eltérés. A 30 perces periódusban mért kibocsátásnál a szennyvíz felszínéről vett minta magasabb emisszióval rendelkezett a vizes élőhelyhez (CW) képest. A tisztítási folyamatot illetően csak a 40 perces mintavételi intervallumban volt magasabb a NO kibocsátás a vizes élőhelyen vett mintákban. Az 5.2.12. ábra alapján is jól látható, hogy összeségében a legrövidebb 10 perces mintavételi időszakban volt a legnagyobb arányú az eltérés a két mintavételi hely NO kibocsátásában. A legnagyobb NO koncentráció a leghosszabb – 70 perces – időszakban jelentkezett.



5.2.12. ábra – A NO emisszió értékei a mintavételi intervallumokra vetítve

Az 5.2.13. ábra az eltérő mintavételi helyek NO emisszió értékeit mutatja be a reaktorokon belüli változásokkal. A szennyvíz felszínén vett gázminták eredményei alapján jól látható, hogy a különböző mintavételi időszakok és a reaktorok kibocsátása eltérő tendenciát és arányt mutat. Az emissziós értékekből jól látható, hogy a szennyvíz felületén mérhető NO fluxus a kezdeti, nyers szennyvíz esetében alig kimutatható. Megállapítható, hogy a gázemisszió aktivitása a 2. reaktorban kezdődik, és a reaktorsorban megközelítőleg azonos arányban intenzifikálódik, kivétel ezalól az 5. reaktor. A legnagyobb mértékű gázemissziót az 5. és 6. reaktorban tapasztaltam.

A csapdázási időszaktól függően folyamatosan növekedett a képződött NO mennyisége. Nagymértékű, a reaktorsortól eltérő NO koncentráció csak az 5. reaktorban volt megfigyelhető. Az 5. reaktorban vett mintákat jellemezte, hogy a 10 és 20 perces mérések esetén, valamint a 30 és 40 perces időszakban az emissziós értékek csak kis mértékben tértek el, amelynek oka a reaktor kémhatásának csökkenése lehet, illetve szennyvíz oldott oxigén tartalmának növekedése.



5.2.13. ábra – A NO eredményei a két mintavételi helyen (vízfelszín –szennyvíz – és a kialakított vizes élőhely (CW))

A vizes élőhely (CW) mintavételi pontja a szennyvíz felszínén vett mintákhoz képest eltérő dinamikájú NO emissziót eredményez. A vizes élőhely (CW) mintavételi pontjaiban magasabb kibocsátást tapasztaltam, mint a vízfelszínen mért kibocsátás, kivétel ezalól az 5. reaktor 30 perces mintái. A vízfelszíntől eltérően a vizes élőhelyen vett minták azt mutatják, hogy a NO termelődés már előbbi tisztítási folyamatban megkezdődik és tovább is tart, mert az már a 4-es, 5-ös és 6-os reaktorterekben is zajlott. A reaktorokban mért koncentrációknál megfigyelhető volt, hogy arányaiban a legnagyobb fluxus a rövidebb – 10 és 20 perces – időszaknál jelentkezett. Ennek oka a vizes élőhely komplexebb, fajgazdagabb élővilágának következtében zajló lebontás (férgek, rovarok, mikrobák). Az eredményekből megállapítható, hogy a vizes élőhely NO komponens képződése a szennyvízhez képest arányaiban egyharmadával nagyobb emisszió jellemezte mérési helytől és hosszától függetlenül (Russow et al. 2008; Scheer et al. 2009).

A NO emisszió félüzemi rendszerre gyakorolt hatásának statisztikai elemzése azt mutatja, hogy a termesztő modul (vizes élőhely) kibocsátása a szennyvízhez képest szignifikánsan ($P < 0,001$) magasabb (3. melléklet: M.4.1. és M.4.2. táblázat). Hasonlóan a reaktorok közötti, valamint az

időszakokon belüli kibocsátásra szignifikáns ($P < 0,001$) hatás volt jellemző. Az ismétlésnek nincs hatása, valamint 0,1 % hibavalószínűségi szinten állítható, hogy a vizes élőhely emissziója a szennyvízhez képest nagyobb mértékű (M.4.2. táblázat).

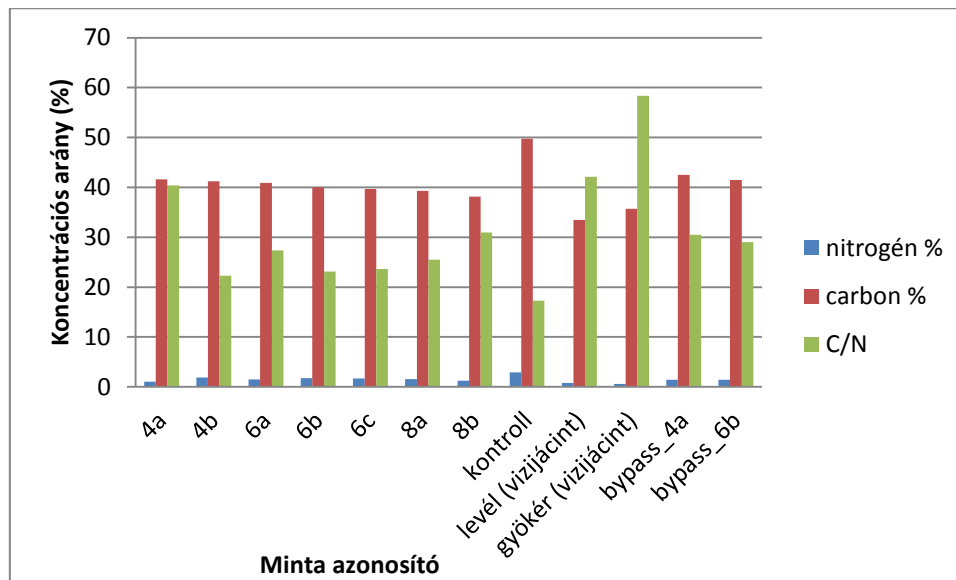
5.2.8 A növényi minták C/N aránya

A félüzemi FCR szennyvíztisztítóban kialakított vizes élőhely (termesztő modul) növényeiből vett növényi minták C/N analízise (elégetése) során megtudhatjuk a szén és nitrogén (C/N) arányának változását a növényben. A különböző C/N arányból következtethetünk az eltérő reaktorokban a teszt növények C és N felhasználására, amelyek befolyásolhatják a reaktorokban zajló folyamatokat (gáz fluxus, reaktorok C tartalma). A felhalmozódás arányából következtethetünk a növények számára rendelkezésre álló tápanyagok mennyiségére, valamint meghatározhatjuk a növényekben való hasznosulás arányát. Ebből következtethetünk arra, hogy melyik tisztítási folyamatban optimálisabb az oldott C és N jelenlét (CO_2 és N_2O gázemisszió befolyásoló tényező).

A vizsgálat során a 4-es, a 6-os és a 8-as reaktorból vett növényi mintákat vizsgáltam, mert ezek a tisztítási lépések szakaszolt elemei. A kezdeti szakaszt (1-es és 2-es reaktor) nem tudtam mintázni, mert egy technológiai hiba miatt a mintavétel idején a méréshez nem volt elegendő mintázható növényi biomassza.

A 5.2.1. ábra mutatja a mért C/N arányokat, ahol az elemzési sorrendnek megfelelően először a standardokat (4 minta), majd a kontroll növényt (1 átlagminta) vizsgáltam. A reaktorok közül a 4-es („a” kezdeti és „b” kifejezett növényi minta), a 6-os („a” kezdeti, „b” kifejezett és „c” másodlagos növényi minta), és a 8-as („a” kezdeti és „b” kifejezett növényi minta) reaktorok nád mintáit vizsgáltam, valamint a vízijácint (gyökér és levél) mintáit. Végül ellenőrzés céljából két bypass (kitérő véletlen) mintával zártam a mérést.

Az atropinos standard minták átlag értéke 70,509 % C és 4,303 % N értéket mutatott, amely $\pm 1\%$ -os hibahatáron belül volt a standard anyagra megadott értékekhez képest. Az acetanilid standard minták átlagértéke 70,091 % C és 10,366 % N, amely $\pm 1\%$ -os hibahatáron belüli értékek a mellékelt leírásban feltüntetettekhez viszonyítva.



5.2.1. ábra – A növényi minták C és N tartalma, ahol: 4-es reaktorból származó növényi minta („a” kezdeti és „b” kifejllett növény), a 6-os reaktorból származó növényi minta („a” kezdeti, „b” kifejllett és „c” másodlagos növény), és a 8-as reaktorból származó növényi minta („a” kezdeti és „b” kifejllett növény); bypass (kitérő véletlen) növényi minta a 4-es és a 6-os reaktorból

A kontroll minta átlag értéke 49,73 % C és 2,87 % N, amely C esetén 21%-kal, a N esetében 41%-kal magasabb érték a reaktorok átlagértékéhez képest. A vízijácint levélminták átlagértéke 33,47 % C és 0,794 % N, a gyökér minták átlagértéke 35,68 % C és 0,611 % N. A visszamért minták (bypass) $\pm 5\%$ -os hibahatáron belüli eltérést eredményeztek.

A mérések alapján megállapítható, hogy a nád esetében a hagyományos szántóföldi termesztésű (kontroll) növény magasabb C és N tartalommal rendelkezett. A kínai nád tekintetében elmondható, hogy a nádminták esetében a kifejllett (második generációs) növényekben magasabb a C mennyisége a kezdeti (első generációs) mintákhoz képest, valamint a 4. reaktortól folyamatosan csökken. Ezzel szemben az N tartalom a 4. reaktorban a kezdeti nádmintában 44%-kal magasabb, mint a fejlettebben, amely a 6. reaktorban már csak 22%. A 8. reaktorban viszont már 24%-kal magasabb a kifejllett növény N tartalma a kezdeti növényi mintához képest (Zhao et al. 2009; Yangang et al. 2015).

A nád minták esetében a C és N mennyiség tekintetében a reaktorok hatásának statisztikai elemzése azt mutatja, hogy eltérő reaktorokból származó minták ($P < 0,001$) C és N mennyiségében szignifikáns különbség van (3. melléklet: 10.3.6.1. és 10.3.6.2. táblázat). Amennyiben viszont reaktoronként C és N arányát hasonlítjuk össze egymással, akkor azt tapasztaljuk, hogy a C és N koncentráció reaktoronkénti eltéréseinek különbsége kevésbé jellemző ($P < 0,05$). Az ismétlésnek nincs hatása, azonkívül 0,1 % hibavalószínűségi szinten állítható, hogy a különböző modulok mintái egymáshoz viszonyítva kimutatható eltérést mutatnak (3. melléklet: M.5.1. és M.5.1. táblázat). A növények C és N tartalmának felhalmozódásából következtethető, hogy a reaktorok C

és N telítettsége miként változik. A C és N tartalom pedig közvetlenül befolyásolja a N_2O és CO_2 kioldódás mértékét és ütemét, közel állandó oldott oxigén tartalom mellett. Megállapítható, hogy a kontroll mintához képest a C és N koncentráció mindkét mintavételhez képest egyaránt csökken, valamint a növény fejlettségi szintjével növekedik a N arány. A növény N aránya a 6. reaktorban mutat maximumot, ami a C és N befolyásolásnak megfelelően a legnagyobb N_2O és CO_2 kibocsátás intenzifikálást jelenti a tisztítási folyamatban (Zhao et al. 2009; Yangang et al. 2015).

5.2.9 A vizes élőhely és a gyep társulás gáz kibocsátás dinamikája

Az ipari ÜHG kibocsátásokhoz hasonlóan más ágazatok üvegházhatású gázemisszióinak hozzájárulása jelentősen befolyásolható a különböző kezelések (technológiai kivitelezés, ütemezés, felhasználás módja, hulladékkezelés, újrahasználat, kiegészítő lépés) alkalmazásával. Nem elegendő csak az időszakos kibocsátást értékelni, hanem a különböző megkötésekkel és ciklikusságokkal is számolni kell. Ezek aránya jelenti a tényleges éghajlatváltozás befolyásolásban való részvételt, amelyet a kezeléseken belüli alternatívák nagymértékben befolyásolhatnak. A szennyvíztisztításban a vizes élőhelyek alkalmazása a különböző kezelésekkel eltérően járulhat hozzá a teljes éghajlatváltozáshoz. Ebben nem csak a nettó gázemisszió, hanem a folyamatok teljes nettó hozzájárulását kell figyelembe venni. Hasonlóan az állattenyésztéshez, egy ágazatot nemcsak fenyegethet az éghajlatváltozás (Nardone et al. 2010; IPCC 2013; Gerber 2013), hanem egyben 10-25%-kal járul hozzá az üvegházhatást okozó gázok teljes kibocsátásához (Steinfeld et al. 2006; IPCC 2007; Schwarzer 2012). Az éghajlatváltozás időszakában az állattartásnak továbbra is támogatnia kell a lakosság élelmiszerigényének várható 20% -os növekedését 2002 és 2050 között (Steinfeld et al. 2006; Foley et al. 2011), amely a vízkészletgazdálkodást is érinti.

Ez a szennyvíztisztításban és a vízkészletgazdálkodásban is szoros összefüggésként érvényesül, és a klimatikus tényezők hasonló hatással vannak, illetve releváns igényeket támasztanak az ipari- és gazdasági szereplőkre. Ezért fontos alkalmazkodni minden iparágnak az éghajlatváltozáshoz és csökkentenie kell az üvegházhatású gázok (ÜHG) hozzájárulását. Az üvegházhatást okozó gázok kibocsátásának (CO_2 , CH_4 , N_2O) csökkentését és az állattenyésztési rendszerek fokozott szén-dioxid-megkötését több célzott irányítási technológiával (mint legeltetés vagy kaszálás) lehet elérni (Ripple et al. 2014; Koncz et al. 2014, 2015, 2017), amelyhez hasonlóan a szennyvízhasznosítási folyamatok is kínálhatnak megoldásokat (az élőhelyek) az éghajlatváltozás elleni küzdelemben.

A CO_2 a szennyvíztisztítási- és az állattenyésztési rendszerek egyik legfontosabb üvegházhatású gáz komponense. Az állattenyésztésben a CO_2 -t a gyep növényei (bruttó elsődleges termelés, GPP) kötik meg, és az ökoszisztéma légzésével (Reco) visszajuttatják a légkörbe. A bruttó elsődleges termelés és az ökoszisztéma légzése közötti különbség az ökoszisztéma nettó szén-dioxid-nyeresége (Net Ecosystem Exchange, NEE). A szén-dioxid veszteség a talaj légzésével (R_s) 47–100%

visszanyerést teszi ki a kontinentális, száraz gyepekben (Franzluebbers et al. 2002; Lenhart 2008; Geng és Lou 2011). A gyökerek, a mikorrhizák, a mikrobák és a talajfauna légzése magában foglalja az alom miatti CO₂-kibocsátást és a talaj szervesanyag-bomlását (Lou és Zhou 2006). Ha az ökoszisztéma légzése meghaladja a növények elsődleges termelését, akkor az ökoszisztéma szén veszít. A szén elvesztése az ökoszisztéma nem megfelelő gazdálkodását jelenti, amelyet okozhat a túllegeltetés (Smith et al. 2008), a degradáció (Pintér et al. 2010; Zhang et al. 2011), vagy a földhasználat változása (Soussana et al. 2004). Általában azonban megfigyelték, hogy a gyepek nettó széndioxid-elnyelőként funkcionálnak (Oliphant 2012, Koncz et al. 2017; Fóti et al. 2018).

A nedvességtartalom az éghajlati tényezőktől függ, elsősorban nemcsak a csapadék utánpótlástól (Jaksic et al. 2006; Nagy et al. 2007), hanem a talaj tulajdonságaitól (Gilmanov et al. 2007), valamint a kezelési típusoktól (Soussana et al. 2010). Az állandó gyepek 0,01–0,3 Gt széndioxidot kötnek meg, amely potenciálisan ellensúlyozza a világ üvegházhatást okozó gázkibocsátásának mintegy 4% -át (Soussana 2008). A gyepek állapota, hasonlóan a vizes élőhelyekhez, az éghajlati tényezők, elsősorban a csapadék utánpótlás, valamint a talaj tulajdonságai (Gilmanov et al. 2007), illetve a szennyvíztisztítás tekintetében a szennyvíz típusától, tulajdonságától és összetételétől függ. Mint minden ágazatban itt is jelen vannak a másodlagos, oldalirányú szénáramok. A teljes CO₂ mérleg meghatározásánál az NEE (ökoszisztéma nettó szén-dioxid-nyeresége) mellett az oldalsó szénáramot is figyelembe kell venni (Chapin et al. 2006). Az állattenyésztésben oldalirányú szénkivitelnek tekinthető a széna (Allard et al. 2007). A gyepek potenciálisan további szénvesztéseket szenvedhetnek tűz, kimosódás, erózió és illékony szerves vegyületek kibocsátása révén (Stuart et al. 2002). A másodlagos szénáramok a különböző ökoszisztémák CO₂ mérleg meghatározásánál kettős befolyásoló tényezőként érvényesülnek. A vizes élőhelyek ökoszisztémájának éghajlatbepolyásoló hozzájárulása (ÜHG emisszió) elsősorban emisszió megkötőként kibocsátás elmaradást, illetve a megkötést követő áthelyezéssel további emisszió hasznosulást okozhat. Így a tényleges ökoszisztéma nettó szén-dioxid-nyeresége a közvetlen kibocsátástól nagymértékben eltérhet és realisabb fluxus mérleget jelenthet. A szennyvíztisztítás tényleges ÜHG hozzájárulásának megítélésében eltérő arányokat kaphatunk, ha az összes kibocsátást az oldalirányú szénáramok létrehozásával, feltárásával kiegészítjük. A vizes ökoszisztémákkal való kiegészítés befolyásolása ezért nemcsak az elsődleges (kontroll mintától való eltérés) hozzájárulásban történő emisszió változást, hanem a másodlagos fluxus elmaradásban, illetve a globális szénáramban való részesedésben is kifejti hatását (Balogh et al. 2015).

A N₂O az ágazatok harmadik legfontosabb üvegházhatású gázkomponense, amelyet a talajból nitrifikációs folyamatok útján bocsátanak ki (Velthof és Oenema 1997). A talaj N₂O-kibocsátása az abiotikus tényezőktől (talajhőmérséklet, talajvíz-tartalom, pH), biotikus tényezőktől (szubsztrát elérhetőség, talaj széntartalma, talajbaktériumok) és kezelési típusoktól függ (Horváth et al., 2010;

Soussana et al. 2010). A talaj N_2O -kibocsátása fokozódik viszonylag oxigénmentes, közepes nedves talajokban, ahol rendelkezésre állnak szubsztrátumok (szervesanyag maradványok) (Horváth et al. 2008). A talaj a denitrifikációs folyamatok révén a N_2O fluxus csökkenést (N_2 termelő az N_2O reduktázon keresztül), így a nettó N_2O kibocsátás a forrás és a víztartalom egyensúlyától függ (Chapuis-Lardy et al. 2007). A CW a talajt helyettesítő funkciójában hasonlóan részt vehet a denitrifikációs folyamatban. A N_2O fluxus változása a gázkomponens képződés intenzitásának növekedésével, az átalakulási folyamat felgyorsulásával és a képződésének növekvő arányával jelentkezik (5.2.9. ábra). Az ugyanazon körülmények közt és időben mért koncentráció eltérés ezen három tényező hatásaként érvényesül. Az FCR reaktorokban ezt alátámasztja, hogy a szennyvíz közvetlen N_2O kibocsátása elmarad a CW-vel kiegészített kezelésétől. A nagyobb gázemisszió bizonyítja, hogy a mesterségesen létrehozott ökoszisztéma rendszer a denitrifikációs folyamatok hiányában a N_2O kibocsátás emelkedését okozhatja, így a nettó N_2O kibocsátás a forrás és a baktériumok (hordozó felületen megtapadva) oxidációs és redukációs tevékenységétől függ.

A talaj széndioxid (CO_2) és dinitrogén-oxid (N_2O) fluxusai az üvegházhatású gázok ciklusainak két fő alkotóeleme, és növekvő légköri koncentrációjuk jelentős hatással van a globális felmelegedésre (IPCC 2014). Mivel az üvegházhatású gázok fluxusára vonatkozó becslésekkel kapcsolatosan bizonytalanság jelentkezik, ezen fluxusok térbeli variabilitását és mintázatait széles körben tanulmányozták (pl. Kosugi et al. 2007; Knohl et al. 2008; Rodeghiero és Cescatti 2008; Herbst et al. 2009; Porcar- Castell et al. 2015). Ennek ellenére még mindig hiányos a tudásunk arról, hogyan és miért változnak a fluxusok térbeli eltérései.

A fluxusok térbeli mintázatainak feltárására irányuló kutatások gyakran geostatistikai eszközöket (variográfia és kriging) használnak. Viszonylag kevés olyan vizsgálat áll rendelkezésre, amely a gyepek N_2O térbeli mintázatait tanulmányozza (pl. Yao et al. 2009; Imer et al. 2013), szemben az alaposabban megfigyelt művelt és szántóterületekkel (Röver et al. 1999; Yanai et al. 2003; Konda et al. 2008, 2010; Li et al. 2013). Ezért a térbeli változékonysággal kapcsolatos tanulmányok értékes információkat szolgáltathatnak.

Az élőhelyek CO_2 és N_2O fluxusa térbeli mintázatainak időbeli változékonyságának leírása és annak felmérése nehéz feladat. A fluxusok változása különböző indikátorokra vezethető vissza, ilyen módosító hatás tulajdonítható a különböző gazdálkodási rendszereknek, a gyepek esetén például a legeltetés és a kaszálás hatásainak, illetve a szennyvíztisztítás tekintetében az ökoszisztéma rendszer meglétének.

A fluxus mintázat

A talajokokkal ellentétben a (Fóti et al. 2016, 2017; Koncz et al. 2017; Fóti et al. 2018) a vizsgált szennyvíz és a reaktorok felületén nem található felületi egyenlőtlenségek, évszakos ciklikusság,

ami fluxus mintázatot idézhetne elő. A szennyvíz felszín, mint egyenletes felület miatt ingadozásmentes eloszlású fluxus feltételezhető. Azonban a különböző áramlási viszonyok a reaktor testen belül, vagy a mesterséges élőhelyen, a különböző mélyedésekben felhalmozódó szerves anyagok, illetve a hozzá kapcsolódó biológiai aktív felületek eltérő fluxus mintázottságot eredményezhetnek. Ezen tényezők hatása szabályozhatja a vizes élőhely légzését és N_2O fluxusát, amelyek várhatóan nagyobbak lehetnek az ilyen mélyedésekben, göcpontokban, mivel a vizsgált ökoszisztéma állandó nedvességtartalommal és szubsztátummal, valamint jellemzően állandó hőmérsékletű környezettel rendelkezik (5.2.7. ábra). Pozitív eltérésbeli összefüggéseket tapasztaltam a N_2O fluxus mintázatában adott rögzítési pontban (mintavételi pont, gázcsapda). Chumping (2010) és társai kutatták a biológiai szűrés során a fizikai, kémiai vagy biológiai módszerekbe besorolt, a biomassza feleslegének szabályozására szolgáló stratégiákat. Ezen megközelítések kombinációjára általában szükség van az ésszerűen egyenletes eloszlás fenntartása és a biomassza felhalmozódásának minimalizálása céljából a gázsűrőkben (Chumping et al. 2010), ahol biomassza gázkomponens eltérő megkötését tapasztalták.

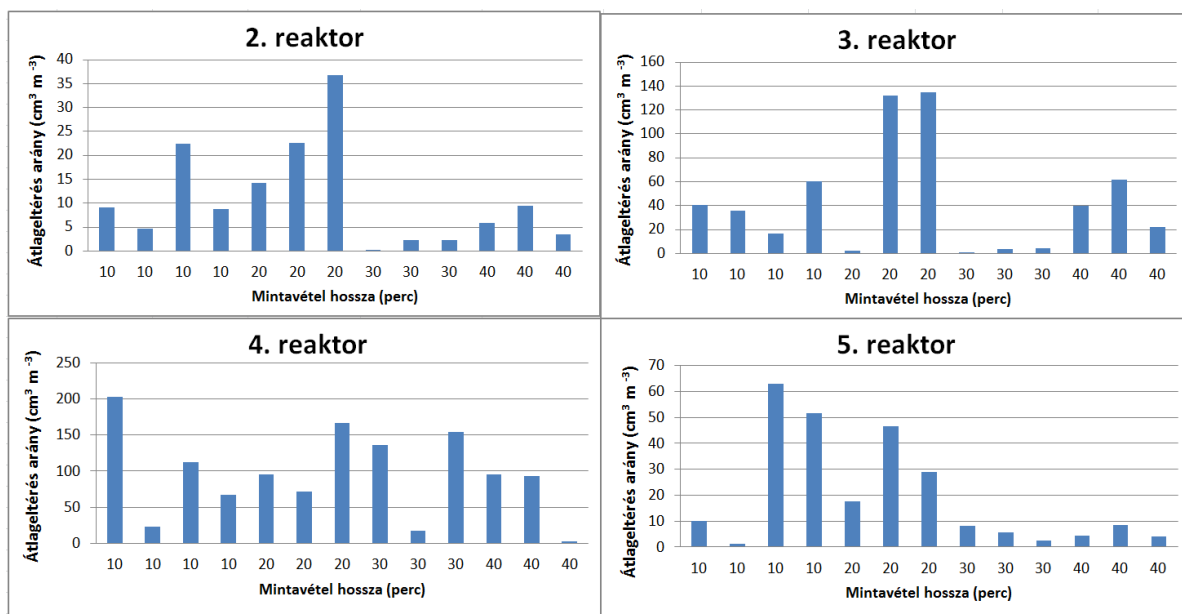
A N_2O mintázat korrelációja pozitívnak bizonyult a vizes élőhelyen és az eltérő reaktorok révén. A szennyvíznél nem találtam robusztus térbeli összefüggéseket, ezért vizes élőhely időtartam eltéréseinek összevetése, mintázatának feltárása volt indokolt.

A fluxus időbeni variabilitását a különböző mérési időtartamokban 10, 20, 30, 40 percnél, CO_2 -ra és N_2O -ra kiugró értékek jellemezték. Az átlagérték kimagasló eltérései a mintavételi pontok variabilitását okozták, ami a vizes élőhely fluxus eltérő mintázatát feltételezi (a kaszkád soron a 2-5. reaktorig és a 10, 20, 30 és 40 perces mérési intervallomoknál vizsgáltam a mintázottságot, mert a gázkomponensek emissziós értékei ezeken a mintavételi helyeken voltak jelentősek az átfogó vizsgálati periódusban; 5.2.9. ábra). A gázemisszió komponensek mérésénél az átlagos kibocsátást az átlagtól való eltéréssel vettem össze, hogy egy esetleges fluxus mintázat meglétét igazoljam a különböző reaktorok esetében. Az eltérő komponenseknél a kiugró értékek csak a vizes élőhelyen és a tisztítási folyamat középső szakaszán jelentkezett, a folyamaton belül is a 2. és az 5. reaktoroknál. Ennek oka, hogy a biológiai aktivitás, valamint a szerves anyagok lebontása jellemzően ebben a szakaszban történik, ezért a térbeli eltérésnek a lehetőségét is itt vizsgáltam. A 20 és 40 perces mintavételnél mindkét komponensnél eltérő variabilitást, illetve magas koncentrációt mértem a 3-as és 5-ös reaktorok esetén (5.2.14. és 5.2.15. ábra).

A N_2O emisszió időtartamok mérésénél az átlagos eltérés arányok reaktoronként más más mintázatot jelentettek, ami a kialakult ökoszisztéma biológiai göcpontjait, valamint a gödrökben felhalmozódott biofilm aktivitást monitorozta.

A N_2O komponens esetében a 2. reaktorban a 10 és 20 perc intervallumú gázcsapdázásnál a harmadik mérés átlagtól való eltérése mutatott heterogén, nem várt indukáltan magasabb emissziót.

A hosszabb intervallumnál minden esetben az átlagtól való eltérés aránya 5% alatti volt. A 3. reaktorban csak a 20 perces intervallumú gázcsapdázásnál a második és harmadik mérésnél tapasztaltam az átlagtól való magasabb eltérést, amely megközelítőleg azonos mértékű volt. Ez az eltérés mutatta a mintázaton belüli időbeli aktivitás eltérését, amely a mérési átlagtól magasabb emissziót eredményez. A hosszabb intervallumnál minden esetben az átlagtól való eltérés aránya 5% alatti volt (5.2.14. ábra).



5.2.14. ábra – A N₂O mintázat reaktoronkénti változása

A N₂O komponens esetében a 4. reaktorban a 10 perces intervallumú gázcsapdázásnál a legelső mérés átlagtól való eltérése kiugróan magas volt. A 20 és 30 perces intervallumnál hasonlóan legalább egy, az átlagtól lényegesen eltérő arány jelentkezett.

Az 5. reaktorban a 10 perces intervallumú gázcsapdázásnál a harmadik és negyedik mérésnél tapasztaltam az átlagtól való magasabb eltérést, amely megközelítőleg azonos mértékű volt. A 20 perces intervallumú gázcsapdázásnál a második és harmadik mérésnél tapasztaltam hasonlókat. Ez az eltérés mutatta a mintázaton belüli időbeli aktivitás jelentőségét, amely a mérési átlagtól magasabb emissziót eredményez. A hosszabb intervallumnál (30, 40 és 70 percnél) minden esetben az átlagtól való eltérés aránya 5% alatti volt. Az 5.2.14 ábra eredményei alapján kijelenthető, hogy a N₂O fluxus térbeli eltéréseit, illetve mintázatát időbeli variabilitás jellemezheti, amit mindenképp figyelembe kell venni, mind a nettó emisszió számításánál, mind a tisztítási folyamatok jellemzésénél (5.2.14. ábra).

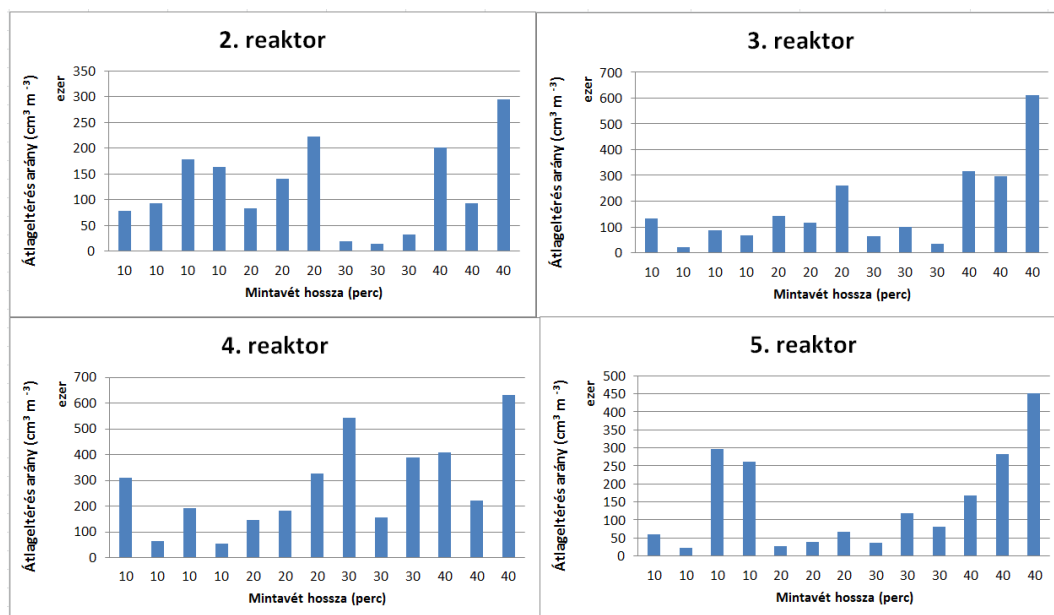
A vizes élőhely N₂O emisszió eltérések mintázata tekintetében az adott mintavételi időszak fluxus eltérései hatásának statisztikai elemzése azt mutatja, hogy az azonos időszakok között szignifikáns (P < 0,00175) hatása van a kibocsátásra (3. melléklet: M.1.3. és M.1.4. táblázat). A reaktorok közötti adott időszakok esetén, az azonos időszakon belüli emisszióban kevésbé meghatározó, szignifikáns

($P < 0,051$) eltérés volt jellemző (3. melléklet: M.1.4. táblázat M.1.4. táblázat). Ez a hatás mind az adott mintavételi időszakokra, mind a mintavétel hosszánál szignifikáns hatással bír. Továbbá ez a hatás függött a reaktoroktól (3. és 5. reaktor), és a mintavétel helyétől is. Az ismétléseknek nincs hatása, valamint 0,1 % hibavalószínűségi szinten állítható, hogy a vizes élőhely fluxus azonos időszakok között eltérő arányúak (3. melléklet: M.1.4. táblázat).

A CO_2 emisszió időtartamok vizsgálatánál az N_2O komponenshez hasonlóan az átlagos eltérési arányok reaktoronként más-más mintázatot, térbeli eltérést mutattak, ami a kialakult ökoszisztéma biológiai gócpontjait, valamint a gödrökben felhalmozódott biofilm aktivitást monitorozta. A mintázat ennél a gázkomponensnél is várható volt, mivel előzetesen már bizonyítottá vált (3.12. fejezet) a két gázkomponens közötti (CO_2 és N_2O) szignifikáns kapcsolat.

A CO_2 komponens esetében a 2. reaktorban a 10 és 20 perc intervallumú gázcsapdázásnál a harmadik mérés átlagtól való eltérése mutatott indukált, magasabb emissziót. A 30 perces intervallumnál minden esetben az átlagtól való eltérés aránya 5% alatti volt. A 40 perces intervallumnál az első és a harmadik mintavétel – az átlagtól – lényeges eltérést mutatott.

A 3. reaktorban csak a 40 perces intervallumú gázcsapdázásnál és a harmadik mérésnél tapasztaltam az átlagtól való magasabb eltérést, az azt megelőző mintavételeket megközelítőleg azonos mértékű fluxus jellemezte. Ez az eltérés mutatta a mintázaton belüli időbeli aktivitás jelenségét, megjelenését és azonos arányát (mennyiségét), amely a mérési átlagtól magasabb emissziót eredményez. A 40 perces mintavételtől eltérő intervallumoknál minden esetben az átlagtól való eltérés aránya 5% alatti volt (5.2.15. ábra).



5.2.15. ábra – A CO_2 mintázat reaktoronkénti változása

A CO_2 komponens esetében a 4. reaktorban a 10 perces intervallumú gázcsapdázásnál a legelső mérési átlagtól való eltérés kiugróan magas különbözőséget mutatott (hasonlóan az N_2O

komponenshez). A 20, 30 és 40 perces intervallumoknál hasonlóan legalább egy, az átlagtól való kiugró különbség aránya mutatkozott, eltérő időbeli variabilitással jelentkezve (5.2.15. ábra).

Az 5. reaktorban a 10 perces intervallumú gázcsapdázásnál a harmadik és negyedik mérésnél tapasztaltam az átlagtól való magasabb eltérést, amely megközelítőleg azonos mértékben jelentkezett. A 20 és 30 perces intervallumú gázcsapdázás esetében az átlagtól való eltérés aránya 5% alatti volt. Ez az eltérés mutatta a mintázaton belüli időbeli aktivitás jelentkezését, amely a mérési átlagtól magasabb emissziót eredményez. A 40 perces intervallumnál a három mérésnél folyamatosan emelkedő fluxus jelentkezett, amely a harmadik mérésnél a legnagyobb eltérési arányt jelentette. Az 5.2.15. ábrán bemutatott összefüggések alapján kijelenthető, hogy a CO₂ fluxus mintázatát időbeli variabilitás jellemezheti, amit mindenképpen figyelembe kell venni, mind a nettó emisszió számításnál, mind a tisztítási folyamatok jellemzésénél. A CO₂ és N₂O komponensek térbeli változékonysága esetén reaktoronként azonos, hasonló összefüggés tapasztalható. Ahol a CO₂ térbeli mintázata intenzifikációt mutat, ott a N₂O mintázatában jellemzően ellentétes térbeli eltérési arány jelentkezik. A reaktoronként eltérő gáz komponensek időbeli és térbeli mintázata között bizonyítható kapcsolat van (5.2.15. ábra).

A mérések közül jellemzően elkülöníthető 3 típusú térbeli mintázat:

- az egyszeri, az átlagot nagymértékben meghaladó,
- a párhuzamos azonos mértékű,
- és a folyamatos intenzitásemelkedéssel járó mintázat.

A komponensek fluxus mintázatait és a térbeli mintázatok időbeli változékonyságát az 5.2.14. és 5.2.15. ábra mutatja. A térbeli mintázatban nem sikerült észlelni a perzisztenciát (fennmaradás, kitartás, tartósság). Csak két, időben egymástól távol eső és különböző komponenseknél elvégzett mérési alkalommal nem tudtam kimutatni általános együtmintákat és azok időbeli kitartását.

Átfogó eredményeim, amelyek összhangban vannak az előzetes feltételezéssel (hipotézissel), azt mutatták, hogy a térbeli különbségek, a minimumok és a maximumok mintái elsődleges fontossággal bírnak a vizsgált élőhelyek térbeli mintázatainak kialakításában. Ugyanakkor azt is megállapítottam, hogy a várt térbeli kapcsolatok időbeni lefolyásban módosultak, és a különféle kezelési rendszerek fontos hatással lehetnek rájuk.

A vizes élőhely CO₂ emisszió eltérése tekintetében az adott mivételi időszak fluxus eltérései hatásának statisztikai elemzése azt mutatja, hogy az azonos időszakok között szignifikáns ($P < 0,001$) hatása van a kibocsátásra (3. melléklet: M.1.1. és M.1.2. táblázat). A reaktorok közötti adott időszakok esetén, az azonos időszakon belüli emisszióban szignifikáns ($P < 0,001$) eltérés volt jellemző a reaktorok mintázatát tekintve. Az ismétléseknek nincs hatása, valamint 0,1 %

hibavalószínűségi szinten állítható, hogy a mitavélti időszak emisszió eltérései azonos időszakok között eltérő arányúak (3. melléklet: M.1.2. táblázat).

Megállapítható, hogy a térbeli különbségek, bármennyire kicsik is, elsődleges jelentőséggel bírnak a vizsgált élőhely térbeli mintázatának kialakulásában, ahol a biológiai aktivitás gyakori, valamint a biofilm képződések, illetve felhalmozódások előfordulnak. A legfontosabb háttér-tényezők az ökoszisztéma légzés és N_2O fluxus, amelyek különféle mértékben követik a depressziók és a maximumok mintáit. Kijelenthető azonban, hogy a térbeli minták és a köztük lévő összefüggések dinamikusan változó tulajdonságokkal rendelkeznek. Az ökoszisztéma rendszerek eltérő szintű heterogenitást / homogenitást hozhatnak létre, amelyek szerkezetének a térbeli mintázatokra gyakorolt szabályozó hatása a vizes élőhelyeken (CW) volt jelen. A térbeli minták időbeli kintartása szintén dinamikus jelenség volt.

5.2.10 A kaszkád rendszerű szennyvíztisztítás (FCR System) fejlesztés

A természető modulal kialakított vizes élőhely (CW) kialakítása

A növények telepítésének alapvető feltétele volt, hogy a meglévő FCR reaktorsorba beilleszthetővé váljanak a növények (Mohamed 2018). Erre az Organica egy fix fém növénytartó rácsot (5.2.16. ábra) fejlesztett, ami elsősorban a reaktorterek lefedésére, „zöld környezetű” megjelenés biztosítására szolgált. Legnagyobb előnye a bűzhatást csökkentő funkciója, illetve esztétikusabb, környezetközeli megjelenésű tisztítást eredményezett a városi szennyvíztisztó telepeken. Használata az irodai környezetben jól megszokott talaj nélküli dísznövény felhasználásán alapul. A növénytartókat anyaggyókkal (keramzit) feltöltötték, amibe környezetre igénytelen növényeket telepítettek. Ez adta az ötletet, hogy keresünk olyan növényeket, amik tartósabban, akár hosszabb ideig is beilleszthetők az FCR rendszerbe, valamint akár a tisztítási folyamatokban is szerepet vállalnak.

A gázkromatográfiás mérések (előzetes és részletes vizsgálat; 5.2.4. fejezet) alapján megállapítható volt, hogy a CW-k a beillesztést követően nagymértékű pozitív befolyásoló (emisszió, tisztulási hatékonyság növekedés) hatást eredményez a tisztítási folyamatban. A kialakított keramzitos élőhely (előzetes) és a CW (részletes) közötti vizsgálat ÜHG gázemissziók kimutatható módon változtak. Megközelítőleg 24%-os növekedést eredményezett a fluxusok esetén (CO_2 , N_2O) összehasonlítva az előzetes és részletes vizsgálati időszakot.

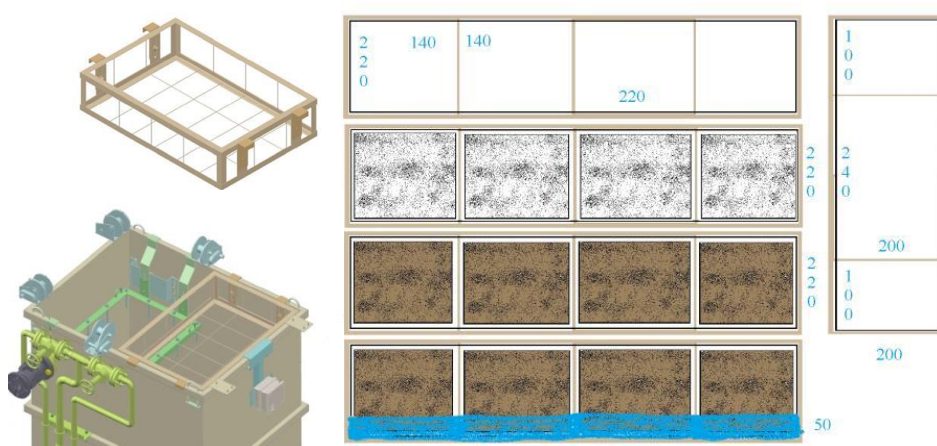


5.2.16. ábra – Az FCR reaktor vízi növényekkel és a párnás növénytartó kialakítás

A fix rögzítésű növénytartókat a laboratóriumi tesztek tapasztalatai alapján és a kiválasztott növény igényeinek figyelembevételével módosítottam. A módosításoknak köszönhetően az előzőekben ismertetett előnyökkel sikeresen alkalmaztam a félüzemi FCR rendszerben.

A fix növénytartók alkalmazása

A fix rögzítésű növénytartókat a laboratóriumi tesztek tapasztalatai alapján az adott reaktor átlag vízszintjéhez viszonyított 50 mm-rel lejjebb rögzítettem. A meglévő tartókat egy fekete „Enkamat” hálóval bélelem, amiket keramzittal töltöttem fel. A kínai nád rizómákat a felnedvesedő keramzit réteg fölé (20 - 30 mm) helyeztem, amit további 140-150 mm keramzittal fedtem be. A kialakítás és a telepítés ütemét az 5.2.17. ábra mutatja.



5.2.17. ábra – Az FCR reaktor és a tartó kialakítása, illetve a beállítás lépései, paraméterei

A fix rögzítésű növénytartók a laboratóriumi tesztek tapasztalatai alapján jól alkalmazhatóak voltak a vizinövények telepítésénél is, azonban a félüzemi rendszerben az erősebb levegőzető rendszer és áramoltatás, illetve magasabb vízhőmérséklet és az időszakos felhabzás miatt problémákba ütközött (5.2.18. ábra).



5.2.18. ábra – Az FCR reaktor növény telepítésének problémái (áramlás, felhabzás)

A kiválasztott vízinövények folyamatosan elúsztak a helyükről, valamint könnyen sérültek. A kiválasztott vízinövények és a technológia igényeinek figyelembevételével egy párnás növénytartót (modult) alakítottam ki (5.2.19. ábra). A fejlesztés segítségével kiküszöbölhetővé váltak az előzőleg tapasztalt problémák, valamint sikeresen megtörténhetett a második (későbbi időpontbani) telepítés.

A párnás növénytartó (modul) alkalmazása



5.2.19. ábra – Az FCR reaktor vízinövényeihez fejlesztett keramzit párna

Az 5.2.19. ábrán jól látható, hogy a kifejlett vízi növények rögzítésére egy keramzit töltetű párnát alakítottam ki, amely két 920 x 470 mm-es „Enkamat” háló összevarrásával és keramzit feltöltésével állítottam elő. A növények levélfelület méretének megfelelő 20 x 40 mm-es nyílást készítettem, amelyet folyamatosan szűkülő nyílással rögzítettem. A növény elhelyezését követően a száraknál és a levelek alatt további keramzit feltöltést végeztem a szükséges 100 mm-es vastagság eléréséhez. Az így kialakított tartót a növénytartó rácsra helyeztem az 5.2.17. ábrának megfelelően. Látható, hogy az ilyen módszerrel történő telepítéssel kiküszöbölhető lett az áramlás, a felhabzás és a felúszás problémája.

Az energianád alkalmazásának vizsgálata

Az eredményes termesztés feltétele az átgondolt telepítés (szántóföldi körülményeknél talajművelés), a megfelelő szaporítóanyag kiválasztása, a jól időzített telepítés, és a 90% (9000 tő/ha vagy 9 tő/m²) feletti beállottság elérése a harmadik tenyészévre.

A beállított kísérletek és termelési tapasztalatok alapján az energianád termesztése a mezőgazdasági területek elfoglalása nélkül is potenciális alternatíva lehet. A kísérlet szerinti termesztés lehetősége gazdasági előnyei mellett a környezetvédelemben is jelentős pozitívumokat jelent.

Környezetvédelmi jelentőségei az ÜHG emisszió csökkentése mellett a szennyvíztisztításban is jelentős potenciállal bírhat.

A félüzemi kísérletek eredményei alapján beigazolódott, hogy az energianád beilleszthető a biológiai szennyvíztisztításba. A növekedési mutatók eredményei szerint a növényi produktum tekintetében azonos eredményt lehetne elérni a megfelelő gépesítés kidolgozásával, mint a hasonló szántóföldi termőhelyen történő termesztéssel.

Eddigi eredmények alapján, ha egy budapesti szennyvíztelep ilyen irányú átalakítását javasolnám az üzemi körülmények előnyeinek feltárásához. Az Észak-pesti szennyvíztelep alkalmas lenne erre a technológiáját és a jelenlegi kapacitását figyelembe véve. Ha az ottani biológiai tisztítás levegőztetett medencés (27 000 m²) szakaszának felületével számolnánk, akkor az ott kialakítható energianád területe körülbelül 2,7 hektárt adna ki. A felsőpetényi energianád kísérlet adatait tekintve (Percze et al., 2009), a kontroll területen (50 m²-en) 123,4 kg össztermésátlagot értek el. Ez a 2,7 hektáron 66,64 tonna termést jelentene, 24 tonna/hektár feletti termésátlaggal. Ha a jelenlegi árakat nézzük, az energianád tonnánkénti ára 15 000 forint. Ez megközelítőleg egymillió forint árbevételt jelentene évente. Levonva a 120 ezer forint termelési költséget, az éves bevétel meghaladhatná a 800 ezer forintot (Percze et al. 2009). Az átalakítási költségekkel természetesen nem számoltam, és nem állítom, hogy a meglévő és működő telepek ilyen irányú átalakítása szükséges, de egy újonnan kialakított szennyvíztelep, vagy egy meglévő technológia korszerűsítésénél, rekonstrukciójánál (alga projektek tesztelése helyett) gazdaságos alternatívát nyújthatna.

Érvek szennyvízre alapozott energianád termesztése mellett:

- Egy nagy terméspotenciállal rendelkező C₄-es növény, amely képes alkalmazkodni a szennyvíztisztításban felmerülő körülményekhez.
- Olyan energia ültetvény alakítható ki, amely legalább 15-20 évig terem, csökkenő ráfordítások mellett.
- Nem vesz igénybe talajt, így nem hódít el termőhelyet egyéb élelmiszer növényektől.
- Természet közeli élőhelyet biztosít, mellyel növeli a biológiai diverzitást, amely hatékonyabb tisztítást eredményez, így pozitívan befolyásolja a szennyvíztisztítási folyamatokat.
- Tápanyag utánpótlás nélkül nagy biomassza tömeg (20-25 t/ha) előállítására alkalmas.
- Kórokozó és kártevőtől mentes növény, a termesztés lehetősége nem igényel növényvédelmi problémát.
- Növénytermesztés diverzifikálása (energiacélú növény, nem befolyásolja az élelmiszer és takarmánynövények piacát).

- Magyarország energiafüggőségének mérséklésére irányuló törekvések érdekében piacképes technológia lehet, valamint hozzájárulhat a klímaváltozás mérséklésére tett vállalások teljesítéséhez.
- Saját és lakossági célú felhasználással (hőelőállítás) kiemelt haszon érhető el, a légkör ÜHG terhelésének csökkentése mellett (Zöld Energia).
- Már meglévő technológiai eszközökkel megoldható a termesztés, a betakarítása minimális gépesítéssel, de kézi betakarítással is megoldható.
- A betakarítási munkák gyorsan elvégezhetőek, kevés többletmunkát igényel.
- Bővíti a szennyvíztisztító telepek profilját, továbbá stabil bevételi forrást jelenthet.
- Csökkenti a tisztítók bűz szennyezését, természetközelibb környezetet biztosít a szennyvíztelep számára.

A felesleges hőenergia (biogáz termelés, gázmotor, szennyvíziszap rothasztás, komposztálás stb.) az üvegház fűtésére fordítható, ami a folyamatos termelést és a mikrobiológiai folyamatok stabilizálását jelentheti. A különböző mezőgazdasági, ipari tevékenységek és természetes folyamatok mellett számos olyan tevékenység létezik, amelyek jelentősen befolyásolják az üvegházhatást.

A növényi ökoszisztémák alkalmazása a szennyvíztisztításban és azok fejlődésének vizsgálatán kívül munkám másik jelentősége a szennyvizek ÜHG kibocsátásának meghatározása. A gázcsapdákból származó mért gázkibocsátási adatok segítenek becsülni a gázkibocsátást a szennyvíztisztító eljárás során, ezért ez a technika hosszabb vizsgálati periódussal lehetővé teszi, hogy felvázolja a kezelés hozzájárulását az üvegházhatású gáz-kibocsátáshoz. Az energianáddal kialakított ökoszisztéma (CW) rendszerek a hagyományos FCR rendszerben a CO₂ fluxus visszaesését okozták, ami így ÜHG emisszió elmaradását (megkötést) jelentette.

5.3 Új tudományos eredmények

Az FCR szennyvíztisztítási technológia fejlesztésének érdekében végzett vizsgálatok, elemzések és a félüzemi biológiai reaktor rendszer optimalizálása érdekében a célkitűzéseim között szereplő **szennyvizek hatása növények fejlődésére, elemfelvételére és gázkibocsátására (CO₂, N₂O, NO) témában** – az alkalmazott analitikai módszerekkel és vizsgálatokkal elért – új tudományos eredménynek tekintem:

1. Meghatároztam a szennyvíz hatását egy energianövény (a kínai nád) fejlődésére, valamint feltártam az ökológiai rendszerbe illesztett termesztő modul (vizes élőhely) szennyvíztisztítás folyamatában előidézett szennyezőanyag lebontást fokozó hatását, amely N₂O és CO₂ emisszió növekedést okoz. Analitikai módszerek segítségével kimutattam a félüzemi FCR szennyvíztisztítási rendszerbe illesztett növény elemfelvételét és gázkibocsátást befolyásoló hatását.
2. Meghatároztam egy 8 elemes kaszkád rendszerben a különböző elemcsoportok – 45 elem, 5 elemcsoport (Wood szerint) – növényben történő koncentrálódási pontjait, annak okait, illetve hogy az elemkoncentráció a kaszkád sorban, melyik reaktorban, melyik elem koncentrálódik. Az elemek akkumulációja a növényekben a szennyvízből történő eltávolítást is jelent. A tisztítási folyamatban három típusú: egységes csökkenő, a 4-6. reaktorban jellemző és az utolsó (8. reaktor) kaszkádban koncentráció felhalmozódást mutattam ki a reaktorsorban.
3. Megállapítottam, hogy a termesztő modulba telepített kínai náddal kialakított vizes élőhely milyen módon és melyik reaktorban befolyásolja a CO₂, N₂O és NO gázemissziót, valamint, hogy a növények növekedésére a szennyvíztisztítóban kialakított vizes élőhelyen a szennyvíznek a kontrollhoz képest nincs negatív hatása – a vegetációs időszakban az összes kaszkád elembe meghaladja –, illetve kimutatható a biológiai aktivitás növekedése a reaktorsorban.
4. Az FCR rendszerben kialakított vizes élőhely (termesztő modul) a tisztítási hatékonyság növelését fokozza, és a teszt növény intenzifikálja a tisztítási folyamatot. A termesztési feltételek a szennyvízen kialakított CW-ben hasonló biomassza előállítás eredményez, mint egy hagyományos szántóföldi termesztés.
5. A különböző gázkomponensek kibocsátásából következtethetünk a kaszkád reaktor rendszerek mikrobiális aktivitására, amit a CO₂ gázkomponens eredményei bizonyítanak. A növénytartó és a vizes élőhely kialakulása során olyan mikrobák is megjelentek, amik közvetlen CO₂-t kötnek meg, így a csökkentve a CO₂ kibocsátást. A vizes élőhely segítségével fokozható a biológiai aktivitás (tisztítási felület, biofilm növelés, rovarok,

férgek), amelyek intenzívebbé tehetik a lebontási folyamatokat – a N_2O képződés átlagosan 70,4 %-kal volt magasabb a CW-nál –, ezáltal a szennyvíz szervesanyag eltávolítását, illetve a tisztítási hatékonyságot. Meghatároztam a biológiai szennyvíztisztításban a vizes élőhely (CW) CO_2 nyelő funkcióját, amellyel bizonyítottan mérsékelhető a szennyvíz ágazat ÜHG kibocsátása. Átlagosan 21,4 %-kal kevesebb a kibocsátás, amely arányaiban magasabb értéknek kellene lenni – C és N tartalom alapján –, hasonlóan a N_2O gázkomponens kibocsátáshoz.

6. Összefüggést tártam fel a gyepes és a vizes élőhely (CW) fluxus mintázottságában. A gyeptársuláshoz hasonlóan időszakos, intenzitás eltérést mutattam ki az emissziós koncentrációk értékei alapján. Átfogó eredményeim azt mutatták, hogy a térbeli különbségek, a minimum és a maximumok mintái elsődleges fontossággal bírnak a vizsgált élőhelyek térbeli mintázatainak kialakításában. Ugyanakkor azt is megállapítottam, hogy a várt térbeli kapcsolatok időbeni lefolyásban módosultak, és a különféle kezelési rendszerek fontos hatással lehetnek rájuk, amellyel jellemeztem a szennyvízben alkalmazható vizes élőhelyek gázkomponenseinek térbeli és időbeli variabilitását.

6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

6.1 Eredményekből levonható következtetések

A mérések alapján arra a következtetésre jutottunk, hogy a kínai nádra (*Miscanthus sinensis*) alapozott szennyvíztisztítás (FCR) jelentős előnyökkel járhat. A roncsolásmentes neutronaktivációs analízis (NAA) alkalmas módszer mintegy 46 elem koncentrációjának mérésére. Megállapítható, hogy rendkívül alacsony meghatározási határral és nagy szelektivitással rendelkezik a fémekkel szemben (az Pb meghatározása nem lehetséges).

A vizes élőhelyekkel (CW) kiegészített szennyvíztisztító eljárás hatékonyan képes csökkenteni a szennyvíz tápanyagterhelését, amit azt eredmények is alátámasztanak, valamint a rendszer használatával megújuló energiát biztosító biomasszát adhat az energianád előállítás, ami így nem foglal el hagyományos termőterületet (szántóföldet).

A kínai nád beillesztése a kaszkád rendszerű szennyvíztisztításba hatékonyabbá teszi a tisztítási folyamatokat, valamint a szennyvíz nehézfém tartalmát is csökkenti (Cr, Zr, Zn, Hg, As, Fe, As, Al). A növények nehézfém koncentrációja (pl. Zn, Cu, Cd) a kaszkád kezelés különböző lépéseiben csökken. Másrészt jónéhány elem koncentrációja a kaszkád rendszer mentén növekszik a növényben (pl. K, S, Fe). Egyes elemek (pl. Co, Ni, Ag és Hg) koncentrációja a 4. reaktor növényeiben mutatják a legmagasabb koncentrációkat. A minták többségében az elemek koncentrációja nagyobb volt (pl. Eu, Hf, Sm, U, Cd, Hg, Cr, Mo, Cs, Sc), mint a kontroll növényben. Ez a különbség a rendszer hatékonyságát jelzi. Megállapítható, hogy az erősen adszorbeált elemek blokkolják a receptor helyek többségét az első reaktorokban, ezért a gyenge felületi megkötésre képes elemek nem tudnak adszorbeálódni ezeken a helyeken. A gyenge kötődésű tulajdonságú elemek adszorbeálódhatnak, ha az erősen felületi megkötésre alkalmas elemek koncentrációja csökken, és adszorpcióikhoz elegendő szabad aktív receptor hely marad. Ezekben az esetekben a gyengén adszorbeáló elem koncentrációja növekszik a növényekben a kaszkádsor mentén.

A hazai és nemzetközi kutatások, termesztési tapasztalatok és energetikai vizsgálatok alapján az energianád a jövőben fontos szerepet kaphat a szennyvíztisztításban. A megfelelő termesztési technológiával gazdaságosan és klímataudatosan hasznosíthatjuk ezen energianövényünket. Magyarország kedvező természeti adottságából adódóan nagy mennyiségű biomasszát tud előállítani, amelynek energetikai célú felhasználásában potenciális lehetőségek vannak. Az energianád szaporítására egyaránt megfelel a palánta és a rizóma, melyek közül az utóbbi szaporító anyag használatát tartottam optimálisnak.

Az energianád telepítése elsősorban olyan területekre pozícionálható, ahol nem jelent konkurenciát az élelmiszernövényeknek. Ilyen terület lehet a szennyvíztisztítás.

Az eredményekből megállapítható, hogy a vizsgált gázkomponensek (CO₂, NO, N₂O) esetén a CW alkalmazásával intenzívebb kibocsátás érhető el. A gázkibocsátás mintegy egyharmaddal növekedett a kaszkád rendszerben, amit az előzetes vizsgálatok igazolnak.

A N₂O fluxus intenzitás a hagyományos kaszkád rendszerhez viszonyítva nem változott, mert a kibocsátás mindkét esetben a 2. és 5. reaktoroknál zajlott le. A kibocsátás mértéke a CW alkalmazásával jelentősen növekedett, a kibocsátás a 3. és 4 reaktorokban koncentrálódik. A kibocsátás a 10 és 20 perces mérési időszakban volt a legnagyobb mértékű.

A CO₂ fluxus intenzitás a hagyományos kaszkád rendszerhez viszonyítva nem változott, mert a gázkomponens képződés mindkét esetben a teljes reaktorsoron zajlott le (1-8. reaktor). A kibocsátás mértéke a hagyományos FCR növénytartók alkalmazásával jelentősen növekedett az elvártaknak (Huang et al. 2004; Kravchenko és Yu 2006; Jung et al. 2011) megfelelően, azonban a kiegészített termesztő modul (vizes élőhely) esetében a szennyvíz emissziótól alacsonyabb koncentrációban (átlagosan 21%) képződött. A szennyvíznél a kibocsátás jellemzően 3-6. reaktorban volt nagyobb mértékű, azonban a vizes élőhelynél a 3-8. reaktorig, amely aránya a 10 perces mérési intervallumban volt a legnagyobb mértékű.

A NO fluxus intenzitás a hagyományos kaszkád rendszerhez viszonyítva nem változott, a gázkomponens képződés mindkét esetben a teljes reaktorsoron zajlott le (1-8. reaktor). A NO koncentráció mértéke a CW alkalmazásával növekedett, a szennyvíznél a kibocsátás jellemzően az 5. és 6. reaktorban volt nagyobb mértékű, azonban a vizes élőhelynél ez már hamarabb jelentkezett (1-6. reaktorig). A NO fluxus aránya a 10 és 40 perces mérési időszakban volt a legnagyobb arányú. A szennyvíz gázkibocsátásának vizsgálata mellett feltártam a termesztő modulul kialakított vizes élőhely CO₂ gázkomponensnyelő funkcióját. A fluxus mérések alapján reaktoronkénti emisszió mintázottságot tapasztaltam. A gázkomponens emissziós mintázottsága, térbeli és időbeli variabilitása meghatározza a vizes élőhely (CW) fluxus dinamikáját. A jelenség hasonló a gyeptársulások térbeli emisszió mintázottságához. A kibocsátás dinamikája nagy jelentőséggel bír a vizsgált CW térbeli mintázatának kialakulásában, ahol a biológiai aktivitás gyakori vagy biofilm felhalmozódás képződik. A legfontosabb háttér-tényező az ökoszisztéma légzés és az N₂O fluxus, amelyek eltérő mértékben követik a depressziók és a maximumok mintáit. A térbeli minták és a köztük lévő összefüggések dinamikusan változó tulajdonságokkal rendelkeznek. Az ökoszisztéma rendszerek eltérő szintű heterogenitást vagy homogenitást hozhatnak létre, amely szerkezetének a térbeli mintázatokra gyakorolt szabályozó hatása csak a vizes élőhelyeken (CW) volt tapasztalható. A térbeli minták időbeli kitartása szintén dinamikus jelenség volt.

6.2 Az elvégzett vizsgálatok alapján megfogalmazott javaslatok

Az eredmények alapján további vizsgálatok javasolt a növény (kínai nád) nehézfém megkötésével kapcsolatban, mind a gázkibocsátással kapcsolatban. Fontos lenne, hogy a végső reaktorban megnövekedett nehézfém koncentrációértékek okának megismerésre kerüljön a további akkumuláció lehetősége.

A gázkibocsátás esetén javasolt lenne az üzemi körülmények vizsgálata, valamint további növények alkalmazásának feltárása. A fluxus feltárások alapján megállapítható lenne a tényleges szennyvízágyazat ÜHG hozzájárulásának meghatározása. Az ágazat nettó üvegházgázkibocsátás részesedésének meghatározásáért javasolt lenne összevetni a szántóföldi eredményekkel, különös tekintettel a különböző műtrágya használatokkal. Javasolt lenne további gázkomponensek vizsgálata, mint a metán (CH_4), és a nagyobb térfogatú gázcsapdák alkalmazása. Mindenképpen elengedhetetlen tényező a reaktoronkénti fluxus mintázat-vizsgálata, a perzisztencia összefüggések feltárása.

A 8 kaszkád elemes FCR berendezés esetén a reaktorok száma a tisztítási paraméterek tekintetében megfelel a vizsgált szennyvízkezelési eljáráshoz, javasolható azok számának felülvizsgálata, ezek további növényekkel történő kiegészítése növelheti a víztisztítási hatékonyságot. További vizsgálatokra van szükség a módszer előnyeinek teljes értékeléséhez a valós (üzemi) körülmények között, illetve a további fejlesztési alternatívák feltárásához, mint a CW kialakításának struktúrája.

A kísérleti eredmények alapján javaslom az FCR szennyvíztisztító rendszer nettó ÜHG emissziójának folyamatos meghatározását, illetve ez alapján a teljes szennyvízágyazat nettó ÜHG mérlegének elkészítését.

Eredményeim alapján (fluxus mintázat, CO_2 megkötő hatás) javasolt lenne egy részletező vizsgálat elvégzése, amiben a teljes reaktor felületet egységekre bontva és folyamatos (24 óra) emisszió mintázással vizsgálánk. Ezzel leíró jelleggel is megállapítható lenne a fluxusok térbeli és időbeli változásainak feltárása, amivel teljes képet kaphatnánk a vizes élőhelyek szennyvíztisztításba betöltendő pozitív hatásáról.

7. ÖSSZEFOGLALÁS

A szennyvízágazatban a mai környezetvédelmi elvárásoknak a három fokozatos víztisztítók felelnek meg. Első fokozatban a mechanikai tisztítás zajlik, ahol a szennyvíztisztító telepeken először rácsokkal szűrik ki a nagyobb méretű szilárd anyagokat, majd eltávolítják a homokszerű szennyeződések és a zsiradékokat. Ezt követi a második fokozat, a biológiai tisztítás, amely során a természetben is előforduló aerob baktériumok segítségével eltávolítják a szennyvízből a szerves anyagokat. Harmadik fokozat a foszfor- és nitrogénvegyületek eltávolítása, amik – közvetlenül felvehető növényi tápanyagok – eltávolítását anaerob baktériumok vagy vegyszerek segítségével történhet. A legutolsó tisztítási fázis a fertőtlenítés, melynek célja a fennmaradó fertőzésveszély megszüntetése. A tisztítási folyamat során hulladékként keletkező szennyvíziszapot első lépésben vízteleníteni kell, az így kapott szennyvíziszapot komposztálják, és a mezőgazdaságban (szigorú feltételek mellett, bizonyos növényféléseknél, mint például az energiaültetvényeknél, csonthéjasoknál) hasznosítják. Magyarországon ez a hulladék egyre nehezebben kezelhető, ezért rohamtempóban terjednek a speciális, fölösizap keletkezés nélkül üzemelő biológiai tisztítók. Ilyen technológia az általam is vizsgált kaszkád rendszerű (FCR) szennyvíztisztítási technológia, amely alacsonyabb energia és iszapmérleggel üzemeltethető.

A globális klímaváltozás napjainkban egyre sürgetőbb és intenzívebb kedvezőtlen hatásai szükségessé teszik a mezőgazdasági eredetű üvegházgáz-emissziókon felüli kibocsátások tanulmányozását. Üvegházgáz-emissziót az ipari, a közlekedés és az állattenyésztés, valamint a szennyvíz ágazat idézi elő.

„A szennyvíz hatása a növények fejlődésére, elemfelvételére és gázkibocsátásra (CO₂, N₂O, NO)” címmel végzett kutatómunkám célja elsősorban a szennyvízben oldott nehézfémek növényekkel történő megkötésének feltárása, és a nitrifikációs és denitrifikációs eredetű gázemisszió meghatározása, illetve az FCR szennyvíztisztítás eszközrendszerének továbbfejlesztése volt. A vizsgált szennyvíz (települési szennyvíz, Telki agglomeráció), a teszt növények fejlődésében nem okozott negatív változást. A denitrifikációt és a nitrifikációt befolyásoló tényezők, valamint a szennyvíz fizikai és kémiai tulajdonságai az üvegházgáz-emisszió nagyfokú tér- és időbeli heterogenitását okozzák. A folyamatok és a pontos okok feltárása különböző vizsgálati módszereket igényel szabadföldi, üvegházi és laboratóriumi nagyságban.

A szennyvíztelepen félüzemi körülmények között alkalmazott módszerek lehetővé teszik a szennyvíz és a szennyvíztisztítás hatásainak meghatározását. A szennyvíznek a növények fejlődésére gyakorolt hatását általában szabadföldi kis- és nagyparcellás kísérletekben vizsgálják, amelyek során leggyakrabban a növény növekedését és fajtajelleget határoznak meg. A nehézfém

akkumulációt különböző elemanalitikai módszerekkel (ICP-AES, NAA) mértem. A vizsgálandó nehézfémek kimutatását zavarhatja a minta előkészítésének módja, az alacsony koncentráció, illetve vegyületeik oldhatósága, amelyeket a hatékony feltárást elősegítő eszközök vagy anyagok alkalmazásával lehet kiküszöbölni. A gázemisszió elemzésére általában gázkromatográfias analitikai eljárásokat alkalmaznak, amelyek során leggyakrabban TCD-vel a CO₂, és ECD-vel a N₂O emissziót határoznak meg. A vizsgálandó komponensek elválasztását azonban zavarhatja a mintában – esetleg nagy koncentrációban – jelenlévő CO₂ és vízgőz, amit a hatékony elválasztást elősegítő eszközök vagy anyagok alkalmazásával lehet kiküszöbölni.

Kutatómunkámban a szennyvíztisztítás FCR eszközrendszer fejlesztésének részeként a vizes élőhely (CW) kialakításával és alkalmazásával hatékonyabbá tettem a szennyvíztisztítási folyamatot. Feltártam a szennyvízből az alkalmazott energia növény nehézfém akkumuláló hatását, valamint a CO₂, N₂O és NO kibocsátásának folyamatát. A szennyvíztisztító kaszkád rendszerébe telepített vizes élőhellyel növeltem a reaktorok hatékonyságát és a gázemisszió intenzitását.

A növények oxigénnel és szerves savakkal segítik a mikrobiális lebontást, valamint gyökerei természetes biofilm hordozóként való alkalmazása nagy fajlagos felületet biztosít, mint biofilm hordozó felület. A kínai náddal végzett kísérletek során a szennyvíz eredetű nehézfém, valamint CO₂ és N₂O kibocsátás tanulmányozásakor felhívtam a figyelmet a két gáz koncentrációviszonyait növelő tényezőre és a mikrobiális folyamatok együttes hatásának szerepére, illetve nehézfém akkumuláló hatására. Új növénytartó eszközrendszer (termesztő modul) fejlesztése során lehetővé tettem a növények alkalmazását a kaszkád rendszerű biológiai szennyvíztisztításban a különböző üzemeltetési zavaró hatások kiküszöbölésével, ami lehetőséget biztosított az energianád és a vízijárcint használatára, valamint a CW-k és az üvegházgáz-emisszió kapcsolatának egyes kérdéseinek hazai tanulmányozására.

A laboratóriumi mérések fontosak ahhoz, hogy segítsenek azonosítani a legfontosabb növény fajokat a hatékony növényi-baktérium-partnerségben a szennyezőanyag eltávolításhoz. Sok idő szükséges még e partnerségek kifinomult kiaknázására, és a kutatók és a gyakorlati szakemberek közötti kommunikációs szakadék áthidalására a fitoremediáció hatékony alkalmazásához. Hasonlóképpen további vizsgálatokra van szükség más típusú CW-k, valamint különböző típusú növények és bakteriális fajok esetében (Beans 2017).

A gázemisszió mérési eredmények alapján megállapítottam a vizes élőhely CO₂ gázkomponensnyelő funkcióját. A N₂O és CO₂ fluxus mérések alapján feltártam a reaktoronkénti emisszió mintázottságot. A gázkomponensek térbeli és időbeli variabilitása alapján meghatároztam a vizes élőhely (CW) fluxus dinamikáját, amit összehasonlítottam a gyeptársulások térbeli emisszió mintázottságával.

Méréseim felhívták a figyelmet a vizes élőhelyek (speciálisan kialakított termesztő modulok) szennyvíztisztításba történő alkalmazásuk fontosságára, valamint rámutatnak a biológiai szennyvíztisztítás eddig kevésbé ismert klímabefolyásoló jelentőségére. Bizonyítható, hogy a mesterségesen kialakított vizes élőhelyekben létrejövő ökoszisztémák pozitív hatással bírhatnak az ember által használt (elszennyezett) természeti erőforrások megújulásában. A kiegészítő vizsgálatok további, a CW-ben lezajló folyamatok azonosításában segítenek, mint a növényi nehézfémmegekötés vagy a gázemissziós parametrikus meghatározása a biológiai szennyvíztisztításban.

8. SUMMARY

The adverse effects of global climate change are becoming more common and intense these days. There is a need to study emissions beyond agricultural greenhouse gas emissions. In addition to transport aspects, the study of the waste water sector for industrial greenhouse gas emissions is also of importance. The aim of my research program entitled „Effect of wastewater on plant development, battery uptake and gas emission (CO₂, N₂O, NO)” is to fix the content of heavy metals dissolved in wastewater with plants. It is important to study the gas emission from nitrification and denitrification. Further improvements are needed to the FCR wastewater treatment system. Wastewater causes changes in the plant's development, nitrification factors and wastewater's physical and chemical properties. GHG emissions cause spatial and temporal heterogeneity. The methods used at the wastewater treatment plant under semi-operational conditions allow a representative assessment of the effects of wastewater and wastewater treatment. The heavy metal accumulation was measured by two elemental analytical methods (ICP-OES, NAA). Detection of the components to be tested is disturbed by the low concentration of samples. Gaseous emissions are usually analyzed by gas chromatographic analytical techniques, most often using TCD to measure CO₂ and ECD to measure N₂O emissions. Component separation in the sample may be disturbed by CO₂ and water vapor. In my research work, as part of the development of the FCR system of wastewater treatment, the creation of a wetland habitat is of relevance. The aim was to use the habitat in wastewater treatment. I revealed the heavy metal accumulation effect of the applied energy plant from the wastewater. I have examined the CO₂, N₂O and NO emissions. With the water habitat installed on the wastewater treatment reactors, I have increased the reactor efficiency and the gas emission intensity. During the experiments with Chinese reeds I studied the heavy metal from wastewater content and the emission of CO₂ and N₂O. I determined the effect of increasing the concentration of two gases and the role of microbial processes. In addition have also determined, heavy metal accumulating effect. The development of new tools has proven the use of plants in wastewater treatment. I have published about some of the issues related to the relationship between CW's and GHG emissions in Hungary. Laboratory measurements showed a plant-bacterial partnership in contaminant removal. Further studies are needed for other types of CW's and different types of plants. My measurement results highlighted the importance of applying wetlands to wastewater treatment and additional studies. These may also be of importance in determining the heavy metal bonding and gas emission parameters.

9. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton szeretném köszönetemet kifejezni témavezetőmnek **Dr. Mészárosné Dr. habil. Bálint Ágnes**-nek, hogy az elmúlt jó pár év folyamán nemcsak segített a dolgozat megírásában, hanem végtelenül türelmes is volt, támogatott a dolgozat elkészítéséhez vezető úton. Sok éves tapasztalatával hozzájárult, hogy összefüggéseiben tudjam látni a folyamatokat.

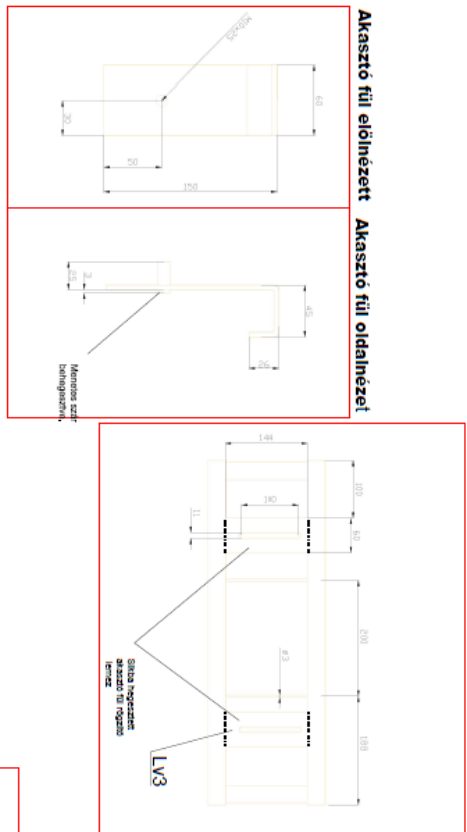
Köszönettel tartozom az **Organica Zrt. munkatársainak**, akik biztosították számomra az FCR rendszer használatát és nyitottak voltak a fejlesztés tesztelésére. Szakmai és műszaki támogatással segédkeztek a kutatásom megvalósulásában.

Köszönöm továbbá családomnak a végtelen türelmüket, barátaimnak, hogy bíztak benne egyszer papírra vetem a több éven át tartó munkámat és a hozzá kapcsolódó kutatást, fejlesztő tevékenységem.

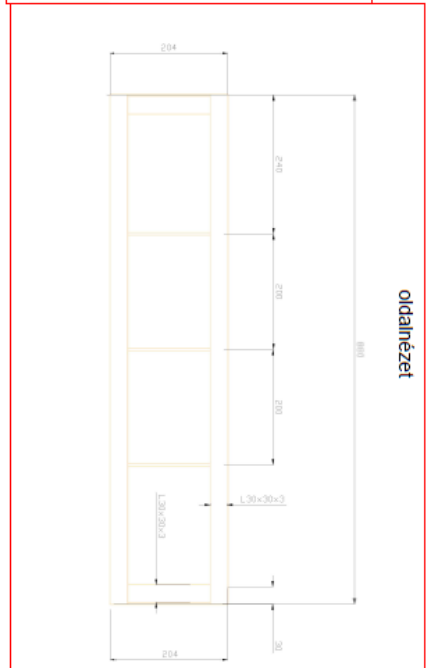
Köszönetemet szeretném kifejezni a Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola korábbi vezetőjének **Dr. Heltai György** professzor Úrnak, és jelenlegi elnökének **Csákiné Dr. Michéli Erika** professzor Asszonynak.

Köszönetet szeretnék mondani segítségükért: **Dr. Füleky György**-nek, valamint a Szent István Egyetem, Mezőgazdasági és Környezettudományi Karának Kémia és Biokémia Tanszékének minden munkatársának, kiemelten **Dr. Kampfl Györgyi**-nek, aki a mérések területén szakmai támogatásán felül tanácsaival és iránymutatásaival is mindenben segítette az egyetemen végzett munkámat.

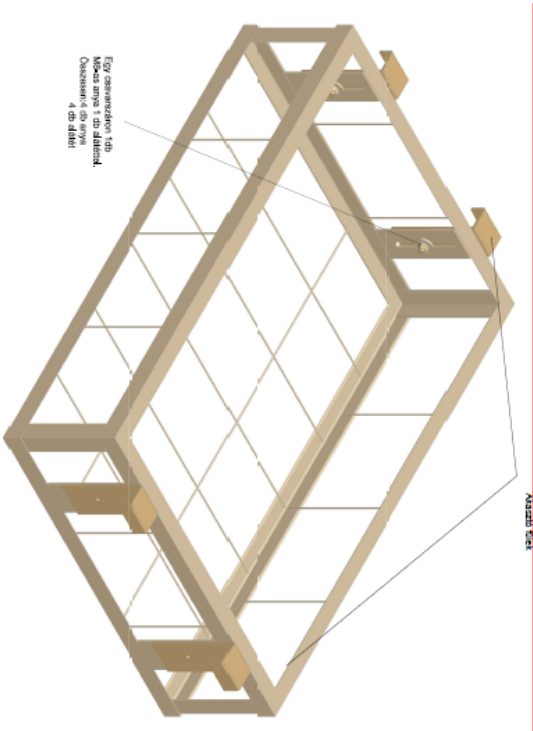
Előnézet



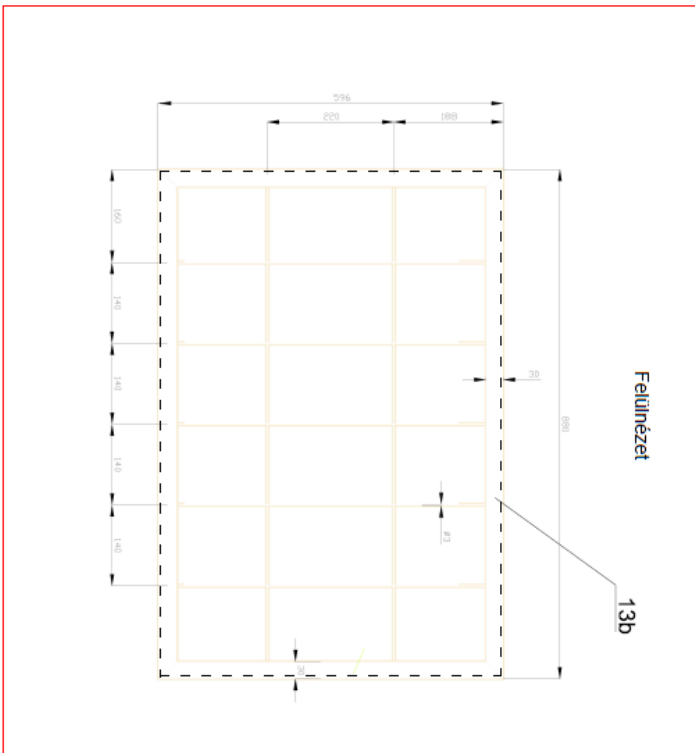
oldalnézet



Akasztó tül összerakítási Axonometria



Felülnézet



2. Melléklet – A növénytartó méretezése

3. Melléklet – Statisztikai analízis

M.1. Mintázottság statisztikai elemzése Two-way ANOVA tesztel

M.1.1. táblázat – Test for equal means (CO₂)

Test for equal means					
10 minutes					
	Sum of sqrs	df	Mean square	F	p (same)
Rows:	4,07941E10	3	1,3598E10	1,617	0,2531
Columns:	1,73591E10	3	5,78637E09	0,6881	0,5817
Error:	7,56864E10	9	8,4096E09		
Total:	1.3384E11	15			

Test for equal means					
20 minutes					
	Sum of sqrs	df	Mean square	F	p (same)
Rows:	3.27744E10	2	1.63872E10	12.15	0.007772
Columns:	4.91646E10	3	1.63882E10	12.15	0.005844
Error:	8.09554E09	6	1.34926E09		
Total:	9.00345E10	11			

Test for equal means					
30 minutes					
	Sum of sqrs	df	Mean square	F	p (same)
Rows:	9.55531E09	2	4.77765E09	0.3937	0.6908
Columns:	2.17791E11	3	7.2597E10	5.983	0.03099
Error:	7.28059E10	6	1.21343E10		
Total:	3.00152E11	11			

Test for equal means					
40 minutes					
	Sum of sqrs	df	Mean square	F	p (same)
Rows:	1.69786E11	2	8.4893E10	13.44	0.006075
Columns:	9.86759E10	3	3.2892E10	5.208	0.04156
Error:	3.78943E10	6	6.31572E09		
Total:	3.06356E11	11			

M.1.2. táblázat – MANOVA (Multivariate Analysis of the Variance) CO₂ eltérés minázat:

Overall statistics	
R2:	0.304
MSE:	1.633E10
MANOVA	
Wilks' lambda:	0.4099
F:	5.278
df1:	3
df2:	11
p(regr):	0.01689

Variable	Slope	Error	Intercept	Error	r	p
C (3. reac.)	1.3856	0.36567	1467.8	53213	0.72444	0.0022534
D (4. reac.)	0.55034	0.55665	2.1084E05	81003	0.26445	0.34087
E (5. reac.)	0.9876	0.34583	24618	50324	0.62089	0.013507

M.1.3. táblázat – Khi2 teszt CO₂ mintázat estében, az adatok függetlenségre vonatkozó teszt

Case Processing Summary

	Cases					
	Valid		Missing		Total	
	N	Percent	N	Percent	N	Percent
time * CO2minta	96	80,0%	24	20,0%	120	100,0%
place * CO2minta	96	80,0%	24	20,0%	120	100,0%

Chi-Square Tests (idő szerinti mintavétel adatai)

	Value	df	Asymptotic Significance (2-sided)
Pearson Chi-Square	288,000 ^a	285	,439
Likelihood Ratio	266,169	285	,782
Linear-by-Linear Association	13,946	1	,000
N of Valid Cases	96		

a. 384 cells (100,0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 0,25. Az idő szerint (mennyi ideig történik a gázminta vétele) nem szignifikáns a gázkoncentráció és a hely közötti kapcsolat 2 teszt szerint. Ezért függetlennek tekinthetők az adatok.

Chi-Square Tests (hely szerint, melyik reaktorban történt a mintavétel)

Chi-Square Tests

	Value	df	Asymptotic Significance (2-sided)
Pearson Chi-Square	672,000 ^a	665	,417
Likelihood Ratio	399,253	665	1,000
Linear-by-Linear Association	2,428	1	,119
N of Valid Cases	96		

a. 768 cells (100,0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 0,13.

A hely szerint (melyik reaktorban történt a mérés) nem szignifikáns a gázkoncentráció és a hely közötti kapcsolat 3 teszt szerint. Ezért függetlennek tekinthetők az adatok.

M.2.1. táblázat – Test for equal means (N₂O)

Test for equal means					
10 minutes					
	Sum of sqrs	df	Mean square	F	p (same)
Rows:	5342.66	3	1780.89	0.9822	0.4435
Columns:	18155.8	3	6051.92	3.338	0.06984
Error:	16319.2	9	1813.24		
Total:	39817.6	15			

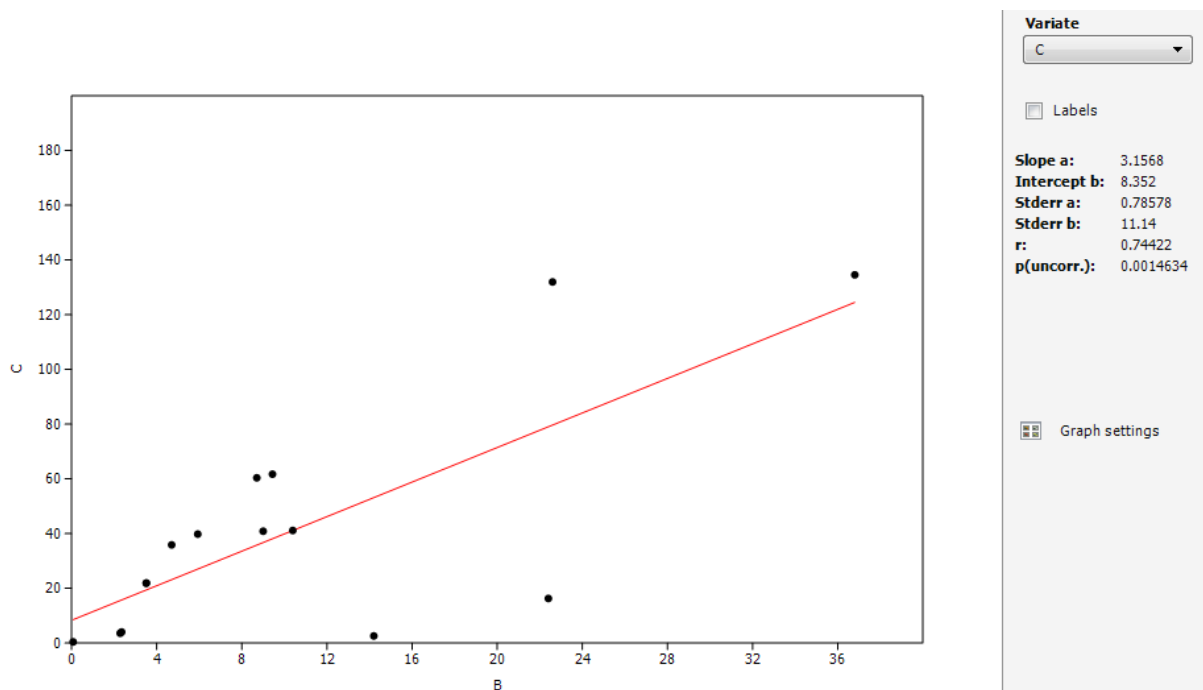
Test for equal means					
20 minutes					
	Sum of sqrs	df	Mean square	F	p (same)
Rows:	7160.67	2	3580.34	2.185	0.1937
Columns:	16616.4	3	5538.82	3.38	0.0953
Error:	9830.95	6	1638.49		
Total:	33608.1	11			

Test for equal means					
30 minutes					
	Sum of sqrs	df	Mean square	F	p (same)
Rows:	2638.67	2	1319.34	0.944	0.4401
Columns:	22285	3	7428.35	5.315	0.03984
Error:	8385.56	6	1397.59		
Total:	33309.3	11			

Test for equal means					
40 minutes					
	Sum of sqrs	df	Mean square	F	p (same)
Rows:	4112.19	3	1370.73	2.302	0.1457
Columns:	5755.69	3	1918.56	3.222	0.07542
Error:	5359.16	9	595.462		
Total:	15227	15			

M.2.2. táblázat – MANOVA N₂O:

Overall statistics	
R ² :	0.2842
MSE:	1504
MANOVA	
Wilks' lambda:	0.267
F:	10.06
df1:	3
df2:	11
p(regr):	0.001742



Variable	Slope	Error	Intercept	Error	r	p
C (3. reac.)	3.1568	0.78578	8.352	11.14	0.74422	0.0014634
D (4. reac.)	2.2436	1.5616	65.292	22.139	0.37017	0.17443
E (5. reac.)	1.3024	0.42183	4.7477	5.9802	0.65044	0.0086513

M.2.3. táblázat – Test for equal means (N₂O)

Case Processing Summary (idő szerinti mintavétel adatai)

	Valid		Cases Missing		Total	
	N	Percent	N	Percent	N	Percent
time * N2Ominta	96	100,0%	0	0,0%	96	100,0%
place * N2Ominta	96	100,0%	0	0,0%	96	100,0%

Chi-Square Tests (idő szerinti mintavétel adatai)

	Value	df	Asymptotic Significance (2-sided)
Pearson Chi-Square	288,000 ^a	285	,439
Likelihood Ratio	266,169	285	,782
Linear-by-Linear Association	1,913	1	,167
N of Valid Cases	96		

a. 384 cells (100,0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 0,25.

Az idő szerint (mennyi ideig történik a gázminta vétele) nem szignifikáns a gázkoncentráció és a hely közötti kapcsolat 3 teszt szerint. Ezért függetlennek tekinthetők az adatok.

Chi-Square Tests Tests (hely szerint, melyik reaktorban történt a mintavétel)

	Value	df	Asymptotic Significance (2-sided)
Pearson Chi-Square	672,000 ^a	665	,417
Likelihood Ratio	399,253	665	1,000
Linear-by-Linear Association	5,628	1	0,018
N of Valid Cases	96		

a. 768 cells (100,0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 0,13.

A hely szerint (melyik reaktorban történt a mérés) nem szignifikáns a gázkoncentráció és a hely közötti kapcsolat 3 teszt szerint. Ezért függetlennek tekinthetők az adatok.

M.2. Átfogó mérések statisztikai elemzése Two-way ANOVA teszttel

M.2.1. táblázat – Átfogó mérések N₂O komponens

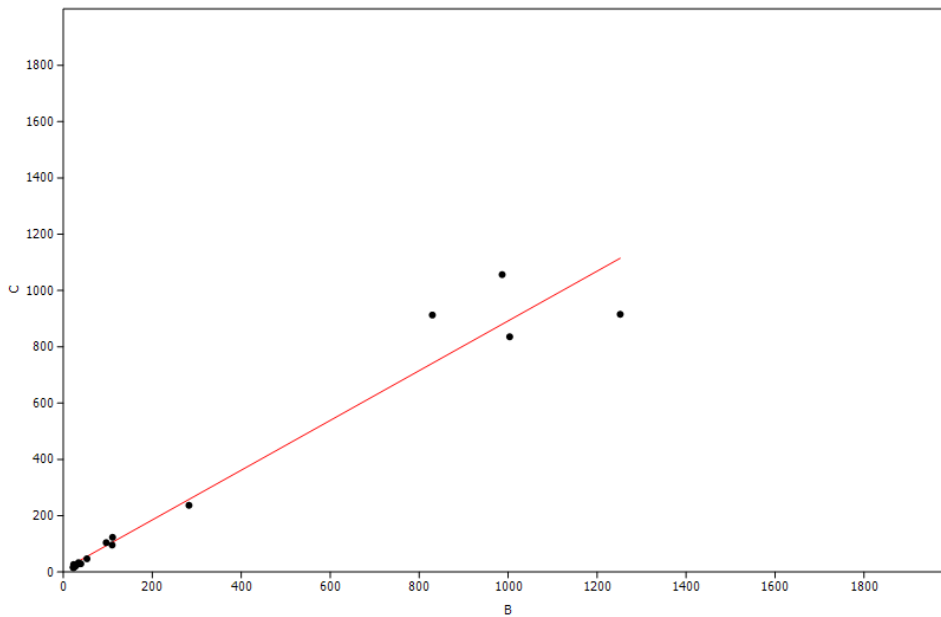
Test for equal means					
water					
	Sum of sqrs	df	Mean square	F	p (same)
Rows:	2.43805E07	7	3.48293E06	20.38	2.002E-09
Columns:	2.68425E06	4	671063	3.926	0.01184
Error:	4.78585E06	28	170923		
Total:	3.18506E07	39			

Test for equal means					
ökosystem					
	Sum of sqrs	df	Mean square	F	p (same)
Rows:	2.39116E07	7	3.41594E06	14.53	8.043E-08
Columns:	4.01127E06	4	1.00282E06	4.265	0.00806
Error:	6.58295E06	28	235106		
Total:	3.45058E07	39			

Test for equal means					
gas component					
	Sum of sqrs	df	Mean square	F	p (same)
Rows:	4.8321E07	15	3.2214E06	16.62	5.037E-16
Columns:	6.43692E06	4	1.60923E06	8.304	2.126E-05
Error:	1.16274E07	60	193790		
Total:	6.63853E07	79			

M.2.2. táblázat – MANOVA N₂O:

Overall statistics	
R2:	0.9432
MSE:	5.578E04
MANOVA	
Wilks' lambda:	0.0003851
F:	7786
df1:	4
df2:	12
p(regr):	2.284E-20



Variate
C

Labels

Slope a: 0.88385
Intercept b: 8.4202
Stderr a: 0.049093
Stderr b: 24.857
r: 0.97763
p(uncorr): 1.4397E-11

Graph settings

Variable	Slope	Error	Intercept	Error	r	p
C (20 min)	0.88385	0.049093	8.4202	24.857	0.97763	1.4397E-11
D (30 min)	1.8259	0.14448	27.068	73.155	0.95611	2.1233E-09
E (40 min)	2.1247	0.16929	42.869	85.718	0.95554	2.3359E-09
F (70 min)	3.2242	0.15648	55.819	79.232	0.98279	2.0492E-12

M2.3 Átfogó mérések statisztikai elemzése Khi2 teszt: adatok függetlenség (N₂O komponens vizsgálata)

Case Processing Summary

	Cases					
	Valid		Missing		Total	
	N	Percent	N	Percent	N	Percent
ujido * N ₂ Ogazviz	120	100,0%	0	0,0%	120	100,0%
reaktor * N ₂ Ogazviz	120	100,0%	0	0,0%	120	100,0%

Chi-Square Tests (idő szerinti mintavétel adatai)

	Value	df	Asymptotic Significance (2-sided)
Pearson Chi-Square	480,000 ^a	328	,000
Likelihood Ratio	386,265	328	,015
Linear-by-Linear Association	10,989	1	,001
N of Valid Cases	120		

a. 415 cells (100,0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 0,20.
Az idő szerint (mennyi ideig történik a gázminta vétele) szignifikáns a gázkoncentráció és a hely közötti kapcsolat 3 teszt szerint. Ezért nem tekinthetők függetlennek az adatok. Viszont a kísérleti beállítás függetlennek tekinthető.

Chi-Square Tests (hely szerint, melyik reaktorban történt a mintavétel)

	Value	df	Asymptotic Significance (2-sided)
Pearson Chi-Square	789,333 ^a	574	,000
Likelihood Ratio	481,017	574	,998
Linear-by-Linear Association	6,174	1	,013
N of Valid Cases	120		

a. 664 cells (100,0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 0,13.
A hely szerint (melyik reaktorban történt a mérés) nem szignifikáns a gázkoncentráció és a hely közötti kapcsolat 1 teszt szerint. Ezért nem tekinthetők függetlennek az adatok. Viszont a kísérleti beállítás függetlennek tekinthető.

M2.4. Átfogó mérések statisztikai elemzése Khi2 teszt: adatok függetlenség (N₂O komponens vizsgálat növényekkel borított felszínről)

Case Processing Summary

	Valid		Cases Missing		Total	
	N	Percent	N	Percent	N	Percent
ujido * N ₂ Ogaznov	120	100,0%	0	0,0%	120	100,0%
reaktor * N ₂ Ogaznov	120	100,0%	0	0,0%	120	100,0%

Chi-Square Tests (idő szerinti mintavétel adatai)

	Value	df	Asymptotic Significance (2-sided)
Pearson Chi-Square	480,000 ^a	332	,000
Likelihood Ratio	386,265	332	,021
Linear-by-Linear Association	14,343	1	,000
N of Valid Cases	120		

a. 420 cells (100,0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 0,20. Az idő szerint (mennyi ideig történik a gázminta vétele) szignifikáns a gázkoncentráció és a hely közötti kapcsolat 3 teszt szerint. Ezért nem tekinthetők függetlennek az adatok. Viszont a kísérleti beállítás függetlennek tekinthető.

Chi-Square Tests (hely szerint, melyik reaktorban történt a mintavétel)

	Value	df	Asymptotic Significance (2-sided)
Pearson Chi-Square	840,000 ^a	581	,000
Likelihood Ratio	499,066	581	,994
Linear-by-Linear Association	5,420	1	,020
N of Valid Cases	120		

a. 672 cells (100,0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 0,13.

Az idő szerint (hely szerint, melyik reaktorban történt a mintavétel) szignifikáns a gázkoncentráció és a hely közötti kapcsolat 1 teszt szerint. Ezért nem tekinthetők függetlennek az adatok. Viszont a kísérleti beállítás függetlennek tekinthető.

M2.5. Növénnyel borított és szennyvíz felszínéről vett gázminták összehasonlítása páros t-tesztel

Paired Samples Statistics

		Mean	N	Std. Deviation	Std. Error Mean
Pair 1	N ₂ Ogazviz	599,6525	120	996,92041	91,00597
	N ₂ Ogaznov	621,2624	120	980,84029	89,53806

Paired Samples Correlations

		N	Correlation	Sig.
Pair 1	N ₂ Ogazviz & N ₂ Ogaznov	120	,975	,000

		Paired Samples Test								
		Paired Differences						t	df	Sig. (2-tailed)
		Mean	Std. Deviation	Std. Error Mean	95% Confidence Interval of the Difference					
					Lower	Upper				
Pair 1	N2Ogazviz - N2Ogaznov	-21,60987	221,90415	20,25698	-61,72072	18,50098	-1,067	119	,288	

A páros t teszt szignifikancia értéke azt mutatja, hogy a gáz felett és növényt borított felületen vett gáztérfogatok N₂O gáz esetében nem szignifikánsak.

M.3. Átfogó mérések statisztikai elemzése Two-way ANOVA tesztel (CO₂ komponens vizsgálat)

M.3.1. táblázat – Átfogó mérések CO₂ komponens vizsgálat

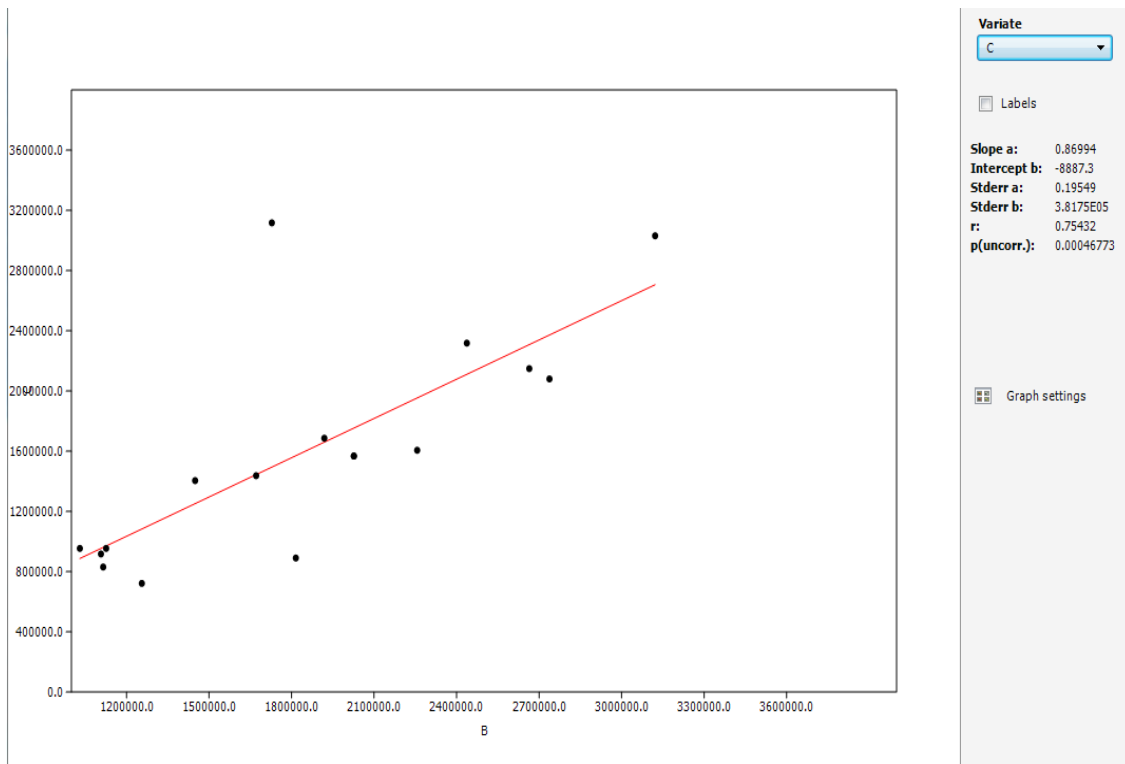
Test for equal means					
water					
	Sum of sqrs	df	Mean square	F	p (same)
Rows:	7.58183E13	8	9.47729E12	10.11	6.62E-07
Columns:	1.55414E14	4	3.88534E13	41.47	3.156E-12
Error:	2.9983E13	32	9.3697E11		
Total:	2.61215E14	44			

Test for equal means					
ökosystem					
	Sum of sqrs	df	Mean square	F	p (same)
Rows:	4.36546E13	7	6.23637E12	14.69	7.168E-08
Columns:	7.52712E13	4	1.88178E13	44.32	1.009E-11
Error:	1.18872E13	28	4.24543E11		
Total:	1.30813E14	39			

Test for equal means					
gas component					
	Sum of sqrs	df	Mean square	F	p (same)
Rows:	1.44007E14	16	9.00044E12	12.23	7.768E-14
Columns:	2.2547E14	4	5.63675E13	76.62	1.088E-23
Error:	4.7085E13	64	7.35704E11		
Total:	4.16562E14	84			

M.3.2. táblázat – MANOVA CO₂

Overall statistics	
R2:	0.572
MSE:	1.317E12
MANOVA	
Wilks' lambda:	0.2302
F:	10.03
df1:	4
df2:	12
p(regr):	0.0008354



Variable	Slope	Error	Intercept	Error	r	p
C (20 min)	0.86994	0.19549	-8887.3	3.8175E05	0.75432	0.00046773
D (30 min)	1.7329	0.36169	3.8464E05	7.0628E05	0.77768	0.00023802
E (40 min)	2.0265	0.48899	6.267E05	9.5486E05	0.73062	0.00086508
F (70 min)	2.8964	0.63473	6.1781E05	1.2395E06	0.76242	0.00037322

M3.3. táblázat: Átfogó mérések statisztikai elemzése Khi2 teszt: adatok függetlenség (CO₂ komponens vizsgálat növényekkel borított felszínről)

Case Processing Summary

	Cases					
	Valid		Missing		Total	
	N	Percent	N	Percent	N	Percent
ujido * CO ₂ konc	120	100,0%	0	0,0%	120	100,0%
reaktor * CO ₂ konc	120	100,0%	0	0,0%	120	100,0%

Chi-Square Tests (CO₂ mintavételi időtartam szerint)

	Value	df	Asymptotic Significance (2-sided)
Pearson Chi-Square	288,000 ^a	285	,439
Likelihood Ratio	266,169	285	,782
Linear-by-Linear Association	1,913	1	,167
N of Valid Cases	96		

a. 384 cells (100,0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 0,25.

Az idő szerint (mennyi ideig történik a gázminta vétele) nem szignifikáns a gázkoncentráció és a hely közötti kapcsolat 3 teszt szerint. Ezért függetlennek tekinthetők az adatok.

Chi-Square Tests (mintavételi hely szerint, melyik reaktorban történt a mintavétel)

	Value	df	Asymptotic Significance (2-sided)
Pearson Chi-Square	840,000 ^a	833	0,426
Likelihood Ratio	499,066	833	1,000
Linear-by-Linear Association	7,581	1	0,006
N of Valid Cases	120		

a. 960 cells (100,0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 0,13.

A mintavételi hely szerint (mely reaktorból történt a gázminta vétele) nem szignifikáns a gázkoncentráció és a hely közötti kapcsolat 2 teszt szerint. Ezért függetlennek tekinthetők az adatok.

M.4. Átfogó mérések statisztikai elemzése Two-way ANOVA tesztel (NO komponens vizsgálat)

M.4.1. táblázat – Two-way ANOVA_ Test for equal means summary (NO)

water	B	C	D	E	F
N	8	8	8	8	8
Min	1.226943	1.285418	1.240838	0.9659972	1.97
Max	21.9866	21.96342	36.45376	33.23149	37.21
Mean	5.024504	5.931836	9.475523	8.439707	10.4525
Std. error	2.459775	2.336398	3.989424	3.634341	3.968778
Variance	48.40395	43.67004	127.324	105.6675	126.0096
Stand. dev	6.957295	6.608331	11.2838	10.27947	11.2254
Median	2.526145	3.893384	6.141189	5.348181	7.025
25 prcntil	1.787311	3.023933	3.678929	3.487218	4.5825
75 prcntil	4.607809	5.470797	10.01615	7.758852	10.975
Skewness	2.671236	2.607888	2.467056	2.54516	2.432371
Kurtosis	7.287208	7.091982	6.45354	6.83916	6.337644
Geom. mean	3.131482	4.236158	6.095367	5.358988	7.347425
Coeff. var	138.4673	111.4045	119.0836	121.7989	107.3944

ökosystem	B	C	D	E	F
N	8	8	8	8	8
Min	1.012064	1.05355	0.6665999	1.253621	1.920221
Max	21.85229	27.53333	28.14515	44.42758	46.99
Mean	8.748936	7.835725	8.846696	12.45094	17.29851

Std. error	2.753232	2.917282	3.00071	4.695103	5.241272
Variance	60.64229	68.08426	72.0341	176.352	219.7675
Stand. dev	7.787316	8.251319	8.48729	13.27976	14.82456
Median	5.720655	5.412722	6.675618	9.259063	11.92163
25 prntil	4.566527	3.862928	3.871727	6.916769	8.951143
75 prntil	16.76732	7.820984	10.92314	10.6366	27.7675
Skewness	1.257071	2.434764	1.995009	2.5121	1.442419
Kurtosis	-0.07815083	6.43139	4.643128	6.821834	1.460731
Geom. mean	6.102513	5.447504	5.853929	8.478501	12.30474
Coeff. var	89.00872	105.3038	95.93741	106.6566	85.69848

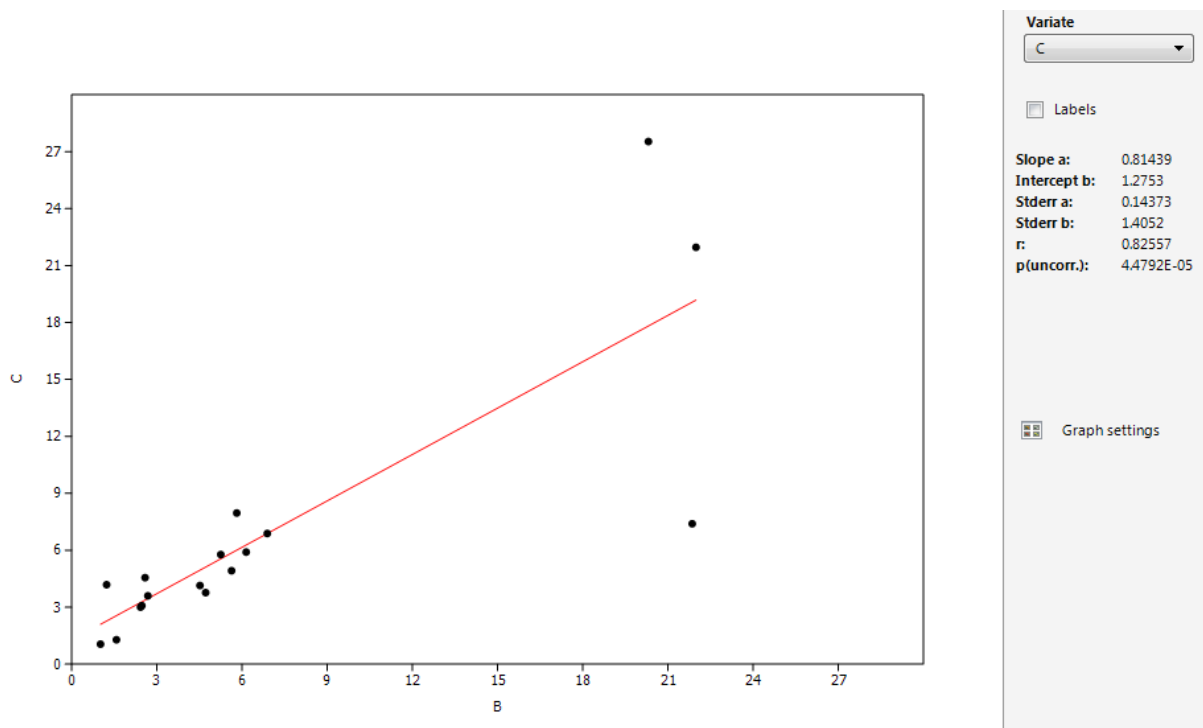
M.4.2. táblázat – Two-way ANOVA Test for equal means summary (NO)

Test for equal means					
water					
	Sum of sqrs	df	Mean square	F	p (same)
Rows:	3003.29	8	375.412	71.37	3.293E-18
Columns:	196.289	4	49.0722	9.329	4.092E-05
Error:	168.327	32	5.26021		
Total:	3367.91	44			

Test for equal means					
ökosystem					
	Sum of sqrs	df	Mean square	F	p (same)
Rows:	2680.28	7	382.897	7.158	6.197E-05
Columns:	491.892	4	122.973	2.299	0.08373
Error:	1497.88	28	53.4958		
Total:	4670.05	39			

M.4.3. táblázat – MANOVA NO:

Overall statistics	
R2:	0.4936
MSE:	57.74
MANOVA	
Wilks' lambda:	0.2837
F:	7.576
df1:	4
df2:	12
p(reg):	0.00276



Variable	Slope	Error	Intercept	Error	r	p
C (20 min)	0.81439	0.14373	1.2753	1.4052	0.82557	4.4792E-05
D (30 min)	0.63169	0.29521	4.8108	2.8863	0.4836	0.049216
E (40 min)	1.1945	0.26617	2.2189	2.6023	0.75707	0.00043361
F (70 min)	1.2783	0.32155	5.0722	3.1439	0.71628	0.0012188

M4.4. táblázat Khi2 teszt (adatsorok függetlensége): Minták függetlenségének vizsgálata (NO)

Case Processing Summary

	Cases					
	Valid		Missing		Total	
	N	Percent	N	Percent	N	Percent
timeNO * NO	120	100,0%	0	0,0%	120	100,0%
reaktorNO *	120	100,0%	0	0,0%	120	100,0%
NO						

Chi-Square Tests (a mintavételi idő tartama szerint)

	Value	df	Asymptotic Significance (2-sided)
Pearson Chi-Square	480,000 ^a	468	,341
Likelihood Ratio	386,265	468	,998
Linear-by-Linear Association	5,162	1	,023
N of Valid Cases	120		

a. 590 cells (100,0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 0,20.

A mintavételi idő szerint nem szignifikáns a gázkoncentráció és a mintavétel idő közötti kapcsolat 2 teszt szerint. Ezért függetlennek tekinthetők az adatok.

Chi-Square Tests (melyik reaktorban történt a mérés)

	Value	df	Asymptotic Significance (2-sided)
Pearson Chi-Square	824,000 ^a	819	,444
Likelihood Ratio	493,521	819	1,000
Linear-by-Linear Association	4,233	1	,040
N of Valid Cases	120		

a. 944 cells (100,0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 0,13.

A mintavétel hely szerint (melyik reaktorban történt a mintavétel a gázminta vétele) nem szignifikáns a gázkoncentráció és a hely közötti kapcsolat 2 teszt szerint. Ezért függetlennek tekinthetők az adatok.

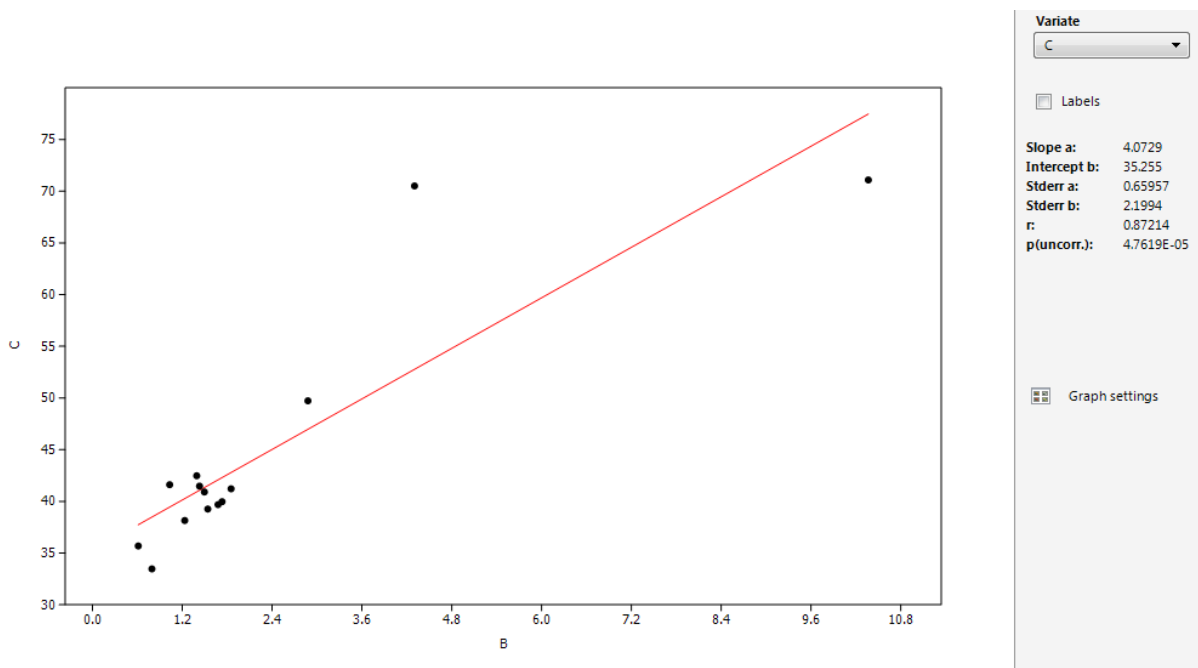
M.5. Átfogó mérések statisztikai elemzése Two-way ANOVA tesztel (C és N mennyisége)

M.5.1. táblázat – Two-way ANOVA, Test for equal means (C és N mennyisége)

Test for equal means					
C és N					
	Sum of sqrs	df	Mean square	F	p (same)
Rows:	1253.54	13	96.4265	2.111	0.09565
Columns:	12555.8	1	12555.8	274.9	3.99E-10
Error:	593.801	13	45.677		
Total:	14403.2	27			

M.5.2. táblázat – MANOVA C és N mennyisége:

Overall statistics	
R2:	0.7606
MSE:	35.23
MANOVA	
Wilks' lambda:	0.2394
F:	38.13
df1:	1
df2:	12
p(regr):	4.762E-05



Variable	Slope	Error	Intercept	Error	r	p
C (carbon)	4.0729	0.65957	35.255	2.1994	0.87214	4.7619E-05

M.5.3. táblázat Khi2 teszt (adatsorok függetlensége): Minták függetlenségének vizsgálata (C tartalom)

Case Processing Summary

	Cases					
	Valid		Missing		Total	
	N	Percent	N	Percent	N	Percent
növény * szén	22	100,0%	0	0,0%	22	100,0%

Chi-Square Tests (C tartalom)

	Value	df	Asymptotic Significance (2-sided)
Pearson Chi-Square	242,000 ^a	231	,296
Likelihood Ratio	108,280	231	1,000
N of Valid Cases	22		

a. 264 cells (100,0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 0,05.

A Chi2 teszt nem szignifikáns, ez azt jelenti, hogy a 2 változó független.

M.5.3. táblázat Khi2 teszt (adatsorok függetlensége): Minták függetlenségének vizsgálata (N tartalom)

Case Processing Summary

	Valid		Missing		Total	
	N	Percent	N	Percent	N	Percent
növény * nitrogén	22	100,0%	0	0,0%	22	100,0%

Chi-Square Tests

	Value	df	Asymptotic Significance (2-sided)
Pearson Chi-Square	242,000 ^a	231	,296
Likelihood Ratio	108,280	231	1,000
N of Valid Cases	22		

a. 264 cells (100,0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 0,05.

A Chi2 teszt nem szignifikáns. ez azt jelenti, hogy a 2 változó független.

M5.4. táblázat- Páros összehasonlítás

T-Test

Paired Samples Statistics

	Mean	N	Std. Deviation	Std. Error Mean
Pair 1 szén	1,5227	22	,63695	,13580
nitrogén	40,1531	22	4,27846	,91217

Paired Samples Correlations

	N	Correlation	Sig.
Pair 1 szén & nitrogén	22	,723	,000

Paired Samples Test

		Paired Differences		95% Confidence Interval of the Difference		t	df	Sig. (2-tailed)
	Mean	Std. Deviation	Std. Error Mean	Lower	Upper			
Pair 1 szén - nitrogén	-38,63034	3,84303	,81934	-40,33425	-36,92644	-47,148	21	,000

Mivel szignifikáns a páros összehasonlítás szignifikánsan különbözik a szén és nitrogén tartalom.

4. Melléklet – Irodalomjegyzék

- AALTONEN H., PUMPANEN J., PIHLATIE M., HAKOLA H., HELLÉN H., KULMALA L., VESALA T., BÄCK J. (2011): Boreal pine forest floor biogenic volatile organic compound emissions peak in early summer and autumn. *Agricultural and Forest Meteorology* 151. 682- 691. p.
- AFZAL, M., KHAN, Q.M., SESSITSCH, A., (2014): Endophytic bacteria: prospects and applications for the phytoremediation of organic pollutants. *Chemosphere* 117, 232–242.
- AKIMOTO F., MATSUNAMI A., KAMATA Y., KODAMA I., KITAGAWA K., ARAI N., HIGUCHI T., ITOH A., HARAGUCHI H. (2005): Cross-correlation analysis of atmospheric trace concentrations of N₂O, CH₄ and CO₂ determined by continuous gas-chromatographic monitoring. *Energy* 30. 299-311. p.
- ALEMU, T., MEKONNEN, A., LETA, S., (2017): Post-treatment of tannery wastewater using pilot scale horizontal subsurface flow constructed wetlands (polishing), *Water Sci. Technol.* wst
- ALLARD, V., SOUSSANA, J. F., FALCIMAGNE, R., BERBIGIER, P., BONNEFOND, J. M., CESCHIA, E., D'HOOR, P.D., HÉNAULT, C., LAVILLE, P., MARTIN, C., PINARÈS-PATINO, C. (2007): The role of grazing management for the net biome productivity and greenhouse gas budget (CO₂, N₂O and CH₄) of semi-natural grassland. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121(1-2), 47–58. p.
- ALLEN D.E., KINGSTON G., RENNENBERG H., DALAL R.C., SCHMIDT S. (2010): Effect of nitrogen fertilizer management and waterlogging on nitrous oxide emission from subtropical sugarcane soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 136. 209-217. p.
- ANDERSON, M.J. (2001): A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral*
- ARDERN, E., LOCKETT, T. (1914): Experiments on the oxidation of sewage without the aid of filters. *J. Soc. Chem. Ind* 33. 523-529.
- ARSLAN, M., ULLAH, I., MÜLLER, J.A., SHAHID, N., AFZAL, M., (2017): Organic micropollutants in the environment: ecotoxicity potential and methods for remediation. In: Naser, A., Saravjeet, G., Narendra, T. (Eds.), *Enhancing Cleanup of Environmental Pollutants*. Springer, Berlin, pp. 65–99.
- ASHRAF, S., AFZAL, M., NAVEED, M., SHAHID, M., AHMAD ZAHIR, Z., (2018): Endophytic bacteria enhance remediation of tannery effluent in constructed wetlands vegetated with *Leptochloa fusca*. *Int. J. Phytoremediation* 20, 121–128.
- ASHRAFI O., YERUSHALMI L., HAGHIGHAT F. (2013): Greenhouse gas emission by wastewater treatment plants of the pulp and paper industry-modeling and simulation. *Int J Greenhouse Gas Control* 17:462–472
- BAFANA A., DEVI S.S., CHAKRABARTI T., (2011): Azodyes: past, present and the future. *Environ. Rev.* 19, 350–371. p.
- BAFANA A., JAIN M., AGRAWAL G., CHAKRABARTI T., (2009): Bacterial reduction in genotoxicity of Direct Red 28 dye. *Chemosphere* 74, 1404–1406.
- BALLA J. (2006): A gázkromatográfia analitikai alkalmazásai. Budapest: Edison House.
- BALOGH J, FÓTI S, PINTÉR K, BURRI S, EUGSTER W, PAPP M, NAGY Z. (2015): Soil CO₂ efflux and 12 production rates as influenced by evapotranspiration in a dry grassland. *Plant and Soil* 388:157–13 73.14
- BARNARD J. L. (1973). Biological denitrification. *Water Pollut. Control* 72. 705-720.
- BARNARD J. L. (1974). Cut P and N without chemicals, *Water Wastes Eng.* 11. 33-36.
- BARTHOLY J, PONGRÁCZ R. (2007): Regional analysis of extreme temperature and precipitation indices for 18 the Carpathian Basin from 1946 to 2001. *Global and Planetary Change* 57:83–95.
- BEALE C. V. – LONG S.P. (1997.): Seasonal dynamics of nutrient accumulation and partitioning in the perennial C₄-grasses *Miscanthus x giganteus* and *Spartina cynosuroides*. In: Bullard, M.J. et al. (szerk.): *Biomass and Bioenergy Crops. Aspects of Applied Biology*, 12: 419-428.
- BEANS C., (2017): Core concept: phytoremediation advances in the lab but lags in the field. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 114, 7475–7477.
- BEGERT, A. (1985): Summen- und Gruppenparameter für organische Stoffe von Wasser und Abwasser. *Wiener Mitt. Wasser, Abwasser, Gewässer* 57. G1-G29.
- BHARATHIRAJA B., JAYAMUTHUNAGAI J., PRAVEENKUMAR R., IYYAPPAN J., (2018): Phytoremediation techniques for the removal of dye in wastewater. In: Varjani, S.J., Kumar, A.A., Edgard, G., Baskar, G. (Eds.), *Bioremediation: Applications for Environmental Protection and Management*. Springer, pp. 243–252.
- BÖHNKE B. (1978): Möglichkeiten der Abwasserreinigung durch das Adsorptions-Belegungsverfahren. *Gewässerschutz – Wasser – Abwasser RWTH Aachen* 25. 437-466.
- BRAUER H. (1996): Aerobe und anaerobe biologische Behandlung von Abwässern, im Hubstrahl-Bioreaktor, in: *Behandlung von Abwässern, Handbuch des Umweltschutzes und der Umweltschutztechnik*, Vol 4., pp. 414-504. Berlin: Springer-Verlag.

- BRINGMANN G. (1961): Vollständige biologische Stickstoffeliminierung aus Klärwässern im Anschluß an ein Hochleistungsnitrifikationsverfahren. *Ges. Ing.* 82. 233-235.
- BROWN M.A., EMMERT G.L. (2006): Online monitoring of trihalomethane concentrations in drinking water distribution systems using capillary membrane sampling-gas chromatography. *Analytica Chimica Acta* 555. 75-83. p.
- BRUKER GREENHOUSE GAS ANALYZER (2010): ©Bruker Daltonics Inc.
- BUFFINGTON R., WILSON K. (1991): Detectors for Gas Chromatography. Avondale: Hewlett Packard. 1-45. p.
- BULC, T., OJSTRSEK, A., (2008): The use of constructed wetland for dye-rich textile wastewater treatment. *J. Hazard Mater.* 155, 76–82. Cheng, S., Grosse, W., Karrenbrock, F., Thoennesen, M., 2002. Efficiency of constructed wetlands in decontamination of water polluted by heavy metals. *Ecol. Eng.* 18
- BUTTIGIEG, PIER LUIGI; RAMETTE, ALBAN (2014): "A guide to statistical analysis in microbial ecology: a community-focused, living review of multivariate data analyses". *FEMS Microbiology Ecology*. 90 (3): 543–550. doi:10.1111/1574-6941.12437
- CHANTIGNY M.H., ANGERS D.A., ROCHETTE P. (2002): Fate of carbon and nitrogen from animal manure and crop residues in wet and cold soils. *Soil Biology és Biochemistry* 34. 509-517. p.
- CHAPIN F.S., WOODWELL G.M., RANDERSON J.T., RASTETTER E.B., LOVETT G.M., BALDOCCHI D.D., CLARK D.A., HARMON, M.E., SCHIMEL D.S., VALENTINI R., WIRTH C., ABER J.D., COLE J.J., GOULDEN M.L., HARDEN J.W., HEIMANN M.R., HOWARTH W., MATSON P.A., MCGUIRE A.D., MELILLO J.M., MOONEY H.A., NEFF J.C., HOUGHTON R.A., PACE M.L., RYAN M.G., RUNNING S.W., SALA O.E., SCHLESINGER W.H., SCHULZE E.D. (2006): Reconciling carbon-cycle concepts, terminology, and methods. In: *Ecosystems*, 9, 1041–1050. doi:10.1007/s10021-005-0105-7
- CHAPUIS-LARDY L., BRAUMAN A., BERNARD L., PABLO A.L., TOUCET J., MANO M.J., WEBER L., BRUNET D., RAZAFIMBELO T., CHOTTE J.L., BLANCHART E. (2010): Effect of the endogenic earthworm *Pontoscolex corethrurus* on the microbial structure and activity related to CO₂ and N₂O fluxes from a tropical soil (Madagascar). *Applied Soil Ecology* 45. 201-208. p.
- CHAPUIS-LARDY L., WRAGE N., METAY A., CHOTTE J.-L., BERNOUX M. (2007): Soils, a sink for N₂O, A review. In: *Global Change Biology*, 13(1), 1–17. p. doi:10.1111/j.1365-2486.2006.01280.x
- CHAVES B., DE NEVE S., BOECKX P., VAN CLEEMPUT O., HOFMAN G. (2006): Influence of nitrification inhibitors on soil N dynamics after incorporation of vegetable crop residues: a field study. *Cereal Research Communication* 34. 115-118. p.
- CHENG SHUIPING. WOLFGANG GROSSE. FRIEDHELM KARRENBROCK. MANFRED THOENNESSEN. (2002), Efficiency of constructed wetlands in decontamination of water polluted by heavy metals. *Ecological Engineering* 18. 317-325.
- CHRISTENSEN S., AMBUS P., ARAH J.R.M., CLAYTON H., GALLE B., GRIFFITH D.W.T., HARGREAVES K.J., KLEMEDTSSON L., LIND A.-M., MAAG M., Scott A., SKIBA U., SMITH K.M., WELLING M., WIENHOLD F.G. (1996): Nitrous oxide emission from agricultural field: comparison between measurements by flux chamber and micrometeorological techniques. *Atmospheric Environment* 30. (24), 4183-4190. p.
- CHRISTIAN D.G. – RICHE A.B. -YATES N.E. (1997): Nitrate leaching under *Miscanthus* grass. In: van der Bilj, G.; Biewingo, E.E. (szerk.): *Proceedings of Conference on the Environmental Impact of Biomass for Energy*. May, 1997, CLM, Utrecht, The Netherlands, 69-70. p.
- CHU H., HOSEN Y., YAGI K. (2007): NO, N₂O, CH₄ and CO₂ fluxes in winter barley field of Japanese Andisol as affected by N fertilizer management. *Soil Biology and Biochemistry* 39. 330-339. p.
- CLARKE, K.R. (1993): Nonparametric multivariate analysis of changes in community structure.
- CHUNPING YANG, HONG CHEN, GUANGMING ZENG, GUANLONG YU, SHENGLIAN LUO., (2010): Biomass accumulation and control strategies in gas biofiltration, *Biotechnology Advances* 28, 531–540
- CLAYTON H., ARAH J.R.M., SMITH K.A. (1994): Measurement of nitrous oxide emissions from fertilized grassland using closed chambers. *Journal of Geophysical Research* 99. (D8), 16, 599-16, 607. p.
- CSUTORA MÁRIA ÉS HARANGOZÓ GÁBOR (2019): Széndioxid-elszámolás a hálózati gazdaságban / Carbon accounting in the network economy. *Vezetéstudomány - Budapest Management Review*, 50 (9). pp. 26-39. DOI <https://doi.org/10.14267/VEZTUD.2019.09.04>
- CZAKÓ L., MIHÁLTZ P. (1993): Trendek és szemléletváltás a szennyvíztisztításban. *Magyar Kémikusok Lapja*. XLVIII. (10-11) 453-462.
- DALAL R.C., GIBSON I., ALLEN D.E. MENZIES N.W. (2010): Green waste compost reduces nitrous oxide emissions from feedlot manure applied to soil *Agriculture, Ecosystems and Environment* 136. 273-281. p.
- DAVIDSON E.A., WAYNE T.S., PERRY T.O. (1986): Distinguishing between nitrification and denitrification as source of gaseous nitrogen production in soil. *Applied and Environmental Microbiology* 52. 1280-1286. p.

- DAVIDSON EA, SAVAGE K, VERCHOT L., NAVARRO R. (2002): Minimizing artifacts and biases in chamber-31 based measurements of soil respiration. *Agricultural and Forest Meteorology* 113:21–37. 32
- DAVIES L., FERREIRA R., CARIAS C., NOVAIS J., (2009): Integrated study of the role of *Phragmites australis* in azo-dye treatment in a constructed wetland: from pilot to molecular scale. *Ecol. Eng.* 5, 961–970.
- DAVIES L., PEDRO I., NOVAIS, J., MARTINS-DIAS S., (2006): Aerobic degradation of acid orange 7 in a vertical-flow constructed wetland. *Water Res.* 40, 2055–2063.
- De WEVER H., MUSSEN S., MERCKX R. (2002): Dynamics of trace gas production following compost and NO_3^- amendments to soil at different initial TOC/NO_3^- ratios. *Soil Biology és Biochemistry* 34. (11), 1583-1591. p.
- DEBRECZENI K., FISCHL K., HELTAI Gy., BÁLINT Á. (1997): Effect of N fertilization on the N-containing gases of the soil. *Acta Agronomica Hungarica* 45 (2). 163-172. p.
- DEWULF J., van LANGENHOVE H. (2002): Analysis of volatile organic compounds using gas chromatography. *Trends in Analytical Chemistry* 21. (9-10) 637-645. p.
- DIMITRIEV. A.YU. PAVLOV. S.S. (2013): Automated quantitative determination of elements in samples by neutron activation analysis at the IBR-2 at LNP JINR. *Phisika elementarnikh chastits i atomnogo yadra* 10 (1).
- DIKSHA GUPTA AND S.K. SINGH (2015): Energy use and greenhouse gas emissions from wastewater treatment plants, *Int. J. Environmental Engineering*, Vol. 7, No. 1, pp. 1-10
- DOLD G.A. Ekama, G.v.R. Marais A. (1980): The general model for the activated sludge process. *Prog. Wat. Technol.*, 12 (1980), pp.
- DREWER J., SKIBA U.M., BUTTERBACH-BAHL K. (2011): Effect of CO_2 on N_2O analysis by GC-ECD. *Nitrogen és Global Change - Conference Proceedings*. Edinburgh, April 11 – 15,
- DREWES G. (1973): *Taschenbuch Technische Gase*. Leipzig: VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie. 88-89. p.
- E. LESAGE. D.P.L. ROUSSEAU. E. MEERS. F.M.G. TACK. N. DE PAUWC (2007): Accumulation of metals in a horizontal subsurface flow constructed wetland treating domestic wastewater in Flanders. *Belgium. Science of the Total Environment* 380. 102-115
- EL-FADEL M, MASSOUD M. (2001): Methane emissions from wastewater management. *Environ Pollut* 114:177–185
- ELLIS S., HOWE M.T., GOULDING K.W.T., MUGGLESTONE M.A., DENDOOVEN L. (1998): Carbon and nitrogen dynamics in a grassland soil with varying pH: effect of pH on the denitrification potential and dynamics of the reduction enzymes. *Soil Biology és Biochemistry* 30. (3), 359-367. p.
- FATIMA, K., AFZAL, M., IMRAN, A., KHAN, Q.M., (2015): Bacterial rhizosphere and endosphere populations associated with grasses and trees to be used for phytoremediation of crude oil contaminated soil. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 94, 314–320.
- FATIMA, K., IMRAN, A., AMIN, I., KHAN, Q., AFZAL, M., (2016) Plant species affect colonization patterns and metabolic activity of associated endophytes during phytoremediation of crude oil-contaminated soil. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 6188–6196.
- FERNÁNDEZ-LUQUEÑO F., REYES-VARELA V., MARTÍNEZ-SUÁREZ C., REYNOSOKELLER R.E., MÉNDEZ-BAUTISTA J., RUIZ-ROMERO E., LÓPEZ-VALDEZ F., LUNA-GUIDO M.L., DENDOOVEN L. (2009): Emission of CO_2 and N_2O from soil cultivated with common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) fertilized with different N sources. *Science of the Total Environment* 407. 4289-4296. p.
- FIRESTONE M.K., FIRESTONE R.B., TIEDJE J.M. (1979): Nitrous oxide as an intermediate in denitrification: Evidence from nitrogen-13 isotope exchange. *Biochem. Biophys. Res. Commun.* 91. 10-16. p.
- FLECHARD CR, NEFTEL A, JOCHER M, AMMANN C, FUHRER J. (2005): Bi-directional soil/atmosphere N_2O exchange over two mown grassland systems with contrasting management practices. *Global Change Biology* 11:2114–27.
- FOGARASSY CS. (2001.): *Energianövények a szántóföldön*. Szent István Egyetem Gazdaság- és Társadalomtudományi Kar Európai Tanulmányok Központja, Gödöllő 10., 119-126. p.
- FOLEY J.A., RAMANKUTTY N., BRAUMAN K.A., CASSIDY E.S., GERBER J.S., JOHNSTON M., MUELLER N.D., O'CONNOR CH., DEEPAK L., RAY, K., WEST P.C., BALZER CH., BENNETT E. M., CARPENTER S.R., HILL J., MONFREDA CH., POLASKY S., ROCKSTROM J., SHEEHAN J., SIEBERT S., TILMAN D., ZAKS D.P.M., (2011): Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478, 337–342.
- FORSTNER, U. (1993): *Környezetvédelmi technika, Szennyvíz*, Springer Hungarica, pp. 155-156.
- FÓTI S, BALOGH J, HERBST M, PAPP M, KONCZ P, BARTHA S, ZIMMERMANN Z, KOMOLY C, SZABÓ G, MARGÓCZI K, ACOSTA M, NAGY Z. (2016): Meta-analysis of field scale spatial variability of 8 grassland soil CO_2 efflux: Interaction of biotic and abiotic drivers. *Catena* 143:78–89.

- FÓTI SZ., BALOGH J., PAPP M., KONCZ P., HIDY D., CSINTALAN ZS., KERTÉSZ P., BARTHA S., ZIMMERMANN Z., BIRÓ M., HOVÁTH L., MOLNÁR E., SZANISZLÓ A., KRISTÓF K., KAMPFL GY., NAGY Z. (2017): Temporal variability of CO₂ and N₂O flux spatial patterns at a mowed and a grazed grassland, *Ecosystems* volume 21, pages 112–124 (2018)
- FRANKO U., OELSCHLAGEL B., SCHENK S. (1995): Simulation of Temperature, Water and Nitrogen Dynamics Using the Model Candy. *Ecological Modelling* 81. 213-222. p.
- FRANKOWSKI MARCIN, U., ANETTA ZIOŁA-FRANKOWSKA, IWONA KURZYCA, KAREL NOVOTNÝ, TOMAS VACULOVÍČ, VIKTOR KANICKÝ, MARCIN SIEPAK AND JERZY SIEPAK (2011): Determination of aluminium in groundwater samples by GF-AAS, ICP-AES, ICP-MS and modelling of inorganic aluminium complexes, *Environmental Monitoring and Assessment* volume 182, pages 71–84
- FRANZLUEBBERS K., FRANZLUEBBERS J., JAWSON M. D. (2002): Environmental controls on soil and whole-ecosystem respiration from a tallgrass prairie. In: *Soil Science Society of America Journal*, 66(1), 254. p. doi:10.2136/sssaj2002.2540
- GENG, Y., and LUO, G. (2011): Influencing factors and partitioning of respiration in a *Leymus chinensis* steppe in Xilin River Basin, Inner Mongolia, China. In: *Journal of Geographical Sciences*, 21(1), 163–175. p. doi:10.1007/s11442-011-0836-7
- GERBER P.J., STEINFELD H., HENDERSON B., MOTTET A., OPIO C., DIJKMAN J., FALCUCCI A., TEMPIO G., (2013): Tackling Climate Change Through Livestock: A Global Assessment of Emissions and Mitigation Opportunities. FAO, Rome.
- GILMANOV T. G., SOUSSANA J. F., AIRES L., ALLARD V., AMMANN C., BALZAROLO M., BARCZA Z., BERNHOFER C., CAMPBELL C. L., CERNUSCA A., CESCATTI A., CLIFTON-BROWN J., DIRKS B.O.M., DORE S., EUGSTER W., FUHRER J., GIMENO C., GRUENWALD T., HASZPRA L., HENSEN A., IBROM A., JACOBS A.F.G., JONES M.B., LANIGAN G., LAURILA T., LOHILA A., MANCA G., MARCOLLA B., NAGY Z., PILEGAARD K., PINTER K., PIO C., RASCHI A., ROGIERS N., SANZ M.J., STEFANI P., SUTTON M., TUBA Z., VALENTINI R., WILLIAMS M.L. WOHLFAHRT G. (2007): Partitioning European grassland net ecosystem CO₂ exchange into gross primary productivity and ecosystem respiration using light response function analysis. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121 (1-2), 93–120. p.
- GLOBAL (2001): Global estimates of gaseous emissions of NH₃, NO and N₂O from agricultural land. Rome: International Fertilizer Industry Association.
- GÖGÖS ZOLTÁN (2009): Biomassza potenciál és hasznosítása Magyarországon
- GRANLI T., BØCKMAN O.C. (1994): Nitrous Oxide from Agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 12. 7-128. p.
- GUO J., ZHOU C. (2007): Greenhouse gas emissions and mitigation measures in Chinese agroecosystems. *Agricultural and Forest Meteorology* 142. 270-277. p.
- GYŐRI D., Palkovics M., MATUSNÉ S.K. (1998): Helyszíni és laboratóriumi talajvizsgálatok. Keszthely: Agrártudományi Egyetem
- GYURICZA CS. (2010): Energia alapanyagok termesztése I, *Mezőgazda* kiadó
- HARGITTAY E. (1978): Gázok műszeres elemzése. Budapest: Műszaki Könyvkiadó.
- HAMMER ØYVIND, DAVID A.T. HARPER, AND PAUL D. RYAN (2001): Paleontological statistics software package for education and data analysis.
- HEATON E., VOIGT T., LONG S.P. (2004): A quantitative review comparing the yields of two candidate C₄ perennial biomass crops in relation to nitrogen, temperature and water. *Biomass and Bioenergy* 27:1. 21-30.
- HEINZ, A., RÖTHLICH, H., LEESEL, T., KOPMANN, T. (1966): Erfahrungen mit ringlace Festbettreaktoren in der kommunalen Abwasserreinigung. *Wasser Luft Boden* 40. No. 4. 18-20.
- HELLEBRAND H.J., SCHOLZ V., KERN J. (2008): Fertiliser induced nitrous oxide emissions during energy crop cultivation on loamy sand soils. *Atmospheric Environment* 42 (36), 8403- 8411. p.
- HELMIG D. (1999): Air analysis by gas chromatography. *Journal of Chromatography A* 843.(1-2), 129-146. p.
- HELTAI GY., DEBRECZENI K., BÁLINT Á., NÓTÁS E., TARR ZS., JÓZSA T. (1998): Analytical and methodological development of ¹⁵N tracer technique for soil nitrogen transformation studies. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 29. 1875-1890. p.
- HENZE M., GRADY C. P. L., Jr., GUJER W., MARAIS G. v. R., MATSUO T. (1987): Activated Sludge Model No. 1. *IAWPRC Scientific and Technical Reports No. 1*. London: IAWPRC.
- HENZE M., GUJER W., MINO T., BAISUO T., WENTZEL M. C., MARAIS G. v. R. (1995): Activated Sludge Model No. 2. *IAWQ Scientific and Technical Report No. 3*. London IAWQ.
- HERBST M, PROLINGHEUER N, GRAF A, HUISMAN JA, WEIHERMÜLLER L, VANDERBORGHT J. (2009): 24 Characterization and understanding of bare soil respiration spatial variability at plot scale. *25 Vadose Zone Journal* 8:762

- HOFFMANN, H., PLATZER, C., VON MÜNCH, E., WINKER, M. (2011): Technology review of constructed wetlands – Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, Eschborn, Germany
- HORVÁTH L., GROSZ B., MACHON A., TUBA Z., NAGY Z., CZÓBEL SZ., BALOGH J., PÉLI E., FÓTI SZ., WEIDINGER T. (2010): Estimation of nitrous oxide emission from Hungarian semi-arid sandy and loess 28 grasslands; effect of soil parameters, grazing, irrigation and use of fertilizer. *Agriculture, Ecosystems és Environment* 139:255–63. 30
- HORVÁTH L., GROSZ B., CZÓBEL SZ., NAGY Z., PÉLI E., SZERDAHELYI T., SZIRMAI O., TUBA Z. (2008): Measurement of methane and nitrous oxide fluxes in 10.14751/SZIE.2016.02499 Bodrogköz, Hungary; preliminary results. In: *Acta Biologica Szegediensis*, 52(1), 119–122. p.
- HU Z, ZHANG J, XIE H, LIANG S, LI S. (2011): Identifying sources of nitrous oxide emission in anoxic/aerobic sequencing batch reactors (A/O SBRs) acclimated in different aeration rates. *Enzym Microb Technol* 49(2): 237–245
- HU Z, ZHANG J, XIE H, LIANG S, LI S (2013a) Minimization of nitrous oxide emission from anoxic-oxic biological nitrogen removal process: effect of influent COD/NH₄ + ratio and feeding strategy. *J Biosci Bioeng* 115:272–278
- HU Z, ZHANG J, LI S, XIE H (2013b) Impact of carbon source on nitrous oxide emission from anoxic/oxic biological nitrogen removal process and identification of its emission sources. *Environ Sci Pollut Res* 20 (2):1059–1069
- HUANG X, GRACE P, MENGERSEN K, WEIER K. (2011): Spatio-temporal variation in soil derived nitrous oxide emissions under sugarcane. *The Science of the total environment* 409:4572–8. 32
- HUANG Y., ZOU J., ZHENG X., WANG Y., XU X. (2004): Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C/N ratios. *Soil Biology and Biochemistry* 36. 973-981. p.
- HUSSAIN, Z., ARSLAN, M., MALIK, M.H., MOHSIN, M., IQBAL, S., AFZAL, M., (2018/a.): Treatment of the textile industry effluent in a pilot-scale vertical flow constructed wetland system augmented with bacterial endophytes. *Sci. Total Environ.* 645, 966-973.
- HUSSAIN, Z., ARSLAN, M., MALIK, M.H., MOHSIN, M., IQBAL, S., AFZAL, M., (2018/b): Integrated perspectives on the use of bacterial endophytes in horizontal flow constructed wetlands for the treatment of liquid textile effluent: phytoremediation advances in the field. *J. Environ. Manag.* 224, 387-395.
- HUSSEIN, A., SCHOLZ, M., (2018): Treatment of artificial wastewater containing two azo textile dyes by vertical-flow constructed wetlands. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 6870–6889.
- HYLTON K., MITRA S. (2007): Automated, online membrane extraction. *Journal of Chromatography A*. 1152. 199-214. p.
- IMER D, MERBOLD L, EUGSTER W, BUCHMANN N. (2013): Temporal and spatial variations of soil CO₂, CH₄ and N₂O fluxes at three differently managed grasslands. *Biogeosciences* 10:5931–45. 35
- IMHOFF, K. (1955). Das zweistufige Belebungsverfahren für Abwasser. *gwf Wasser Abwasser* 96. 43-45.
- IPCC, Climate Change, 2013: Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Ed.: Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia.), Cambridge, New York: Cambridge University Press, 1535 p
- IPCC, Climate Change, 2007. Summary for Policy Makers. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Cambridge Univ Press, New York, pp. 1–18.
- IPCC, Climate Change, 2013. Climate change 2013: the physical science basis. In: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y. (Eds.), *Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, New York, pp. 1–1535.
- IPCC, Climate Change, 2018: Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield (eds.)]. In Press.
- IPCC, Climate Change, 2014. *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change*. Contribution of Working Group III 36 to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. (Edenhofer 37 O, Pichs-Madruga R, Sokona Y, Farahani E, Kadner S, Seyboth K, Adler A, Baum I, Brunner S, 38 Eickemeier P, Kriemann B, Savolainen J, Schlömer S, Stechow C von, Zwicker T, Minx JC, 39 editors.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 40
- ITOKAWA H, HANAKI K, MATSUO T (2001): Nitrous oxide production in high-loading biological nitrogen removal process under low COD/N ratio condition. *Water Res* 35:657–664
- JAKSIC V., KIELY G., ALBERTSON J., OREN R., KATUL G., LEAHY P., and BYRNE K. (2006): Net ecosystem exchange of grassland in contrasting wet and dry years. In: *Agricultural and Forest*

- JASSAL R.S., BLACK T.A., Roy R., ETHIER G. (2011): Effect of nitrogen fertilization on soil CH₄ and N₂O fluxes, and soil and bole respiration. *Geoderma* 162. 182-186. p.
- JOHN Koumoukellis (2015): Change COMBINING THE USE OF ENGINEERED AND NATURAL PLANTS IN ACTIVATED SLUDGE SYSTEMS in Hydroflux Pty Ltd., WIOA NSW Water Industry Operations Conference and Exhibition Orange PCYC, 1008-1004. p., 2015 marcius 24-26
- JUNG J., YEOM J., KIM J., HAN J., SOO LIM H., PARK H., HYUN S., PARK W. (2011): Change in gene abundance in the nitrogen biogeochemical cycle with temperature and nitrogen addition in Antarctic soils. *Research in Microbiology* 162. 1018-1026. p.
- KABRA A.N., KHANDARE R.V., GOVINDWAR S.P., (2013): Development of a bioreactor for remediation of textile effluent and dye mixture: a plant–bacterial synergistic strategy. *Water Res.* 47, 1035–1048.
- KABRA A.N., KHANDARE R.V., WAGHMODE T.R., GOVINDWAR S.P., (2012): Phytoremediation of textile effluent and mixture of structurally different dyes by *Glandularia pulchella* (Sweet) Tronc. *Chemosphere* 87, 265–272.
- KADLEC R.H. R.L. KNIGHT. (1996): *Treatment wetlands* CRC Press. Boca Raton. FL (1996) 893 pp.
- KADLEC R.H., (2009): Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands. *Ecol. Eng.* 35 (2), 159–174.
- KAMPFL GYÖRGYI (2013): Mikrokozmosz kísérleti rendszer optimalizálására talaj szén-nitrogén ciklusok gázalakú (NO, N₂O, CO₂) formáinak vizsgálatához, Doktori értekezés
- KAMPSCHREUR MJ, TEMMINK H, KLEEREBEZEM R, JETTEN MSM, VAN LOOSDRECHT MCM (2009): Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Res* 43:4093–4103
- KÁRPÁTI A. (2001): Lakossági szennyvizek es eleveniszapos tisztításuk. 1-18. Szerk.: Kárpáti, A., Lakossági szennyvizek aerob tisztítása eleveniszapos es más módszerekkel. Ismeretgyűjtemény No. 3. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki es Kémiai Technológia Tanszék, pp. 95.
- KÁRPÁTI. Á. (2002): Az eleveniszapos szennyvíztisztítás fejlesztésének irányai. I-II. (Eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek es ellenőrzése. Ismeretgyűjtemény No. 2. Szerk.: Kárpáti. Á) VE. Környezetmérnöki es Kémiai Technológia Tanszék. Veszprém. 1-26.
- KAYSER, R. (1997): A 131 – Quo vadis. *Wiener Mitt. Wasser, Abwasser, Gewässer* 114. 149-166.
- KAYSER, R., ERMEL, G. (1984): Control of simultaneous denitrification by a nitrate controller. *Water Sci. Technol.* 16. No. 10-12. 143-150.
- KENYERES I. (2018): Where Water is reborn, Living Technology Alliance, London december 03.
- KHALIL M.A.K., RASMUSSEN R.A., SHEARER M.J. (2002): Atmospheric nitrous oxide: patterns of global change during recent decades and centuries. *Chemosphere* 47. 807-821. p.
- KHADEEJA REHMAN, ASMA IMRAN, IMRAN AMIN, MUHAMMAD AFZAL (2019): Enhancement of oil field-produced wastewater remediation by bacterially-augmented floating treatment wetlands, *Chemosphere* 217 (2019) 576-583
- KHAN S., AFZAL M., IQBAL S., KHAN Q.M., (2013) Plant-bacteria partnerships for the remediation of hydrocarbon contaminated soils. *Chemosphere* 90, 1317–1332.
- KHANDARE, R., KABRA, A., AWATE, A., GOVINDWAR, S., (2013a): Synergistic degradation of diazo dye Direct Red 5B by *Portulaca grandiflora* and *Pseudomonas putida*. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 10, (2013a):1039–1050.
- KHANDARE, R.V., KABRA, A.N., KADAM, A.A., GOVINDWAR, S.P., (2013): Treatment of dye containing wastewaters by a developed lab scale phytoreactor and enhancement of its efficacy by bacterial augmentation. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* (2013b)78, 89–97.
- KIENZLE, K. H. (1971): Untersuchungen über BSB, und Stickstoffelimination in schwachbelasteten Belebungsanlagen mit Schlammstabilisation. *Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft*, Vol. 47. München: R. Oldenbourg.
- KIESE R., BUTTERBACH-BAHL K. (2002): N₂O and CO₂ emissions from three different tropical forest sites in the wet tropics of Queensland, Australia. *Soil Biology and Biochemistry* 34. 975- 987. p.
- KNOHL A, SØE ARB, KUTSCH WL, GÖCKEDE M, BUCHMANN N, SOE A, GÖCKEDE M. (2008): Representative 1 estimates of soil and ecosystem respiration in an old beech forest. *Plant and Soil* 302:189–202. 2
- KOLB B. (1999): Headspace sampling with capillary columns. *Journal of Chromatography A* (842). 163-205.p.
- KONCZ P, BALOGH J, PAPP M, HIDY D, PINTÉR K, FÓTI S, KLUMPP K, NAGY Z. (2015): Higher soil 3 respiration under mowing than under grazing explained by biomass differences. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 103:201–15. <http://link.springer.com/10.1007/s10705-015-9732-3> 5
- KONCZ P, BESNYÓI V, CSATHÓ AI, NAGY J, SZERDAHELYI T, TÓTH Z, PINTÉR K, BALOGH J, NAGY Z, BARTHA S. (2014): Effect of grazing and mowing on the microecological composition of

- KONCZ PÉTER; PINTÉR KRISZTINA; BALOGH JÁNOS; PAPP MARIANNA; HIDY DÓRA; CSINTALAN ZSOLT; MOLNÁR ERIK; SZANISZLÓ ALBERT; KAMPFL GYÖRGYI; HORVÁTH LÁSZLÓ (2017): Extensive grazing in contrast to mowing is climate-friendly based on the farm-scale greenhouse gas balance, *AGRICULTURE ECOSYSTEMS és ENVIRONMENT* 240 pp. 121-134., 14 p.
- KONDA R, OHTA S, ISHIZUKA S, ARAI S, ANSORI S, TANAKA N, HARDJONO A. (2008): Spatial structures of N_2O , CO_2 , and CH_4 fluxes from *Acacia mangium* plantation soils during a relatively dry season 10 in Indonesia. *Soil Biology and Biochemistry* 40:3021–30. 11
- KONDA R, OHTA S, ISHIZUKA S, HERIYANTO J, WICAKSONO A. (2010): Seasonal changes in the spatial 13 structures of N_2O , CO_2 , and CH_4 fluxes from *Acacia mangium* plantation soils in Indonesia. 14 *Soil Biology and Biochemistry* 42:1512–22. 15
- KONG Q, ZHANG J, NGO HH, NI SQ, FU RS, GUO WS, GUO N, TIAN L (2013): Nitrous oxide emission in an aerobic granulation sequencing batch airlift reactor at ambient temperatures. *Int Biodeterior Biodegrad* 85:533–538
- KOOL D.M., DOLFING J., WRAGE N., WILLEM VAN GROENIGEN J. (2011): Nitrifier denitrification as a distinct and significant source of nitrous oxide from soil. *Soil Biology és Biochemistry* 43. 174-178. p.
- KOPONEN H.T., FLÖJT L., MARTIKAINEN P.J. (2004): Nitrous oxide emission from agricultural soils at low temperatures: a laboratory microcosm study. *Soil Biology and Biochemistry* 36. 757-766. p.
- KOPPE, P. - STOZEK, A. - NEITZEL, V. (1999): *Municipal Wastewater and Sewage Sludge*. 161-190. Rehm, H. J. and Reed G.: *Biotechnology*, V. 11a. Viley-VCH
- KOSUGI Y, MITANI T, ITOH M, NOGUCHI S, TANI M, MATSUO N, TAKANASHI S, OHKUBO S, RAHIM NIK A. (2007): Spatial and temporal variation in soil respiration in a Southeast Asian tropical rainforest. *Agricultural and Forest Meteorology* 147:35–47. 23
- KOVÁCS Á., MÖRTL M., KENDE A. (2011): Development and optimization of a method for the analysis of phenols and chlorophenols from aqueous samples by gas chromatography-mass spectrometry, after solid-phase extraction and trimethylsilylation, *Microchemical Journal* Volume 99, Issue 1, September 2011, Pages 125-131
- KOVÁCS K. (1996): Mikroszervezetek denitrifikációs tevékenységének nyomkövetése gázkromatográfiás módszerrel. Gödöllő: Gödöllői Agrártudományi Egyetem
- KRAUTH K., STAAB K. F. (1998): Substitution of the final clarifier by membrane filtration within the activated sludge process; initial findings, *Desalination* 68. 179- 189.
- KRAVCHENKO I.K., YU K. (2006): Relationship between major soil properties and culturable microorganisms affecting CH_4 and N_2O dynamics in rice soils. *Archives of Agronomy and Soil Science* 52. 607-615. p.
- KREMMER T., TORKOS K., SZÓKÁN GY. (2005): *Elválasztástechnikai módszerek elmélete és gyakorlata*. Budapest: Eötvös Loránd Tudományegyetem
- KRISTÓF J. (2000): *Kémiai analízis II*. Veszprém: Veszprémi Egyetemi Kiadó.
- KRISZT B., SZOBOSZLAY S., DOBOLYI CS. (1996): A *Sreptomycetes nitrosporeus* N_2O termelésének (aerob denitrifikáció) vizsgálata. *Agrokémia és Talajtan* 45. (3-4), 315-324. p.
- KULPBERGER R. J., MATSCH L. C. (1977): Comparison of treatment of problem wastewater with air and high purity oxygen activated sludge systems, *Prog. Water, Technol.* 8. No. 6. 141-151.
- KVM - Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium (2006): *TÁJÉKOZTATÓ; Magyarország településeinek szennyvízelvezetési és – tisztítási helyzetéről. a Települési szennyvízkezelésről szóló 91/271/EGK irányelv Nemzeti Megvalósítási Programjáról*
- LANG H. (1981): Nitrifikation in biologischen Klärstufen mit Hilfe des Bio-2-Schlamm-Verfahrens, *Wasserwirtschaft* 71. 166-169.
- LENHART K. (2008): The effects of long-term Free Air CO_2 Enrichment (FACE) on soil aggregation, soil carbon input, and ecosystem CO_2 dynamics in a temperate grassland ecosystem. Gießen: Justus-Liebig-Universität, 134 p. Available at: <http://geb.uni-giessen.de/geb/volltexte/2009/6821/>
- LESSEL T. H. (1991): First practical experiences with submerged rope-type biofilm reactors, *Water, Sci. Technol.* 23. 825-834.
- LEWANDOWSKI I. – HEINZ A. (2003): Delayed harvest of *Miscanthus* - influences on biomass quantity and quality and environmental impacts of energy production. *European Journal of Agronomy*, 19: 1. 45-63.
- LI Y, FU X, LIU X, SHEN J, LUO Q, XIAO R, LI Y, TONG C, WU J. (2013): Spatial variability and distribution of N_2O emissions from a tea field during the dry season in subtropical Central China. *Geoderma* 193–194:1–12.
- LIN Y, HONG M, HAN G, ZHAO M, BAI Y, CHANG SX. (2010): Grazing intensity affected spatial patterns 30 of vegetation and soil fertility in a desert steppe. *Agriculture, Ecosystems és Environment* 31 138:282–92.
- LIU JIANGUO. DONG YUAN. XU HAI.WANG DEKE. XU JIAKUAN (2007): Accumulation of Cd. Pb and Zn by wetland plant species in constructed wetland; *Journal of Hazardous Materials* 147 (2007); 947-953

- LIU Y, CHENG X, LUN XX, SUN DZ (2014) CH₄ emission and conversion from A₂O and SBR processes in full-scale wastewater treatment plants. *J Environ Sci* 26:224–230
- LOECKE T.D., ROBERTSON G.P. (2009): Soil resource heterogeneity in terms of litter aggregation promotes nitrous oxide fluxes and slows decomposition. *Soil Biology és Biochemistry* 41. 228-235. p.
- LOU Y. and ZHOU X. (2006): *Soil respiration and the environment*. Amsterdam: Elsevier. 316 p.
- LUDWIG B., TEEPE R., DE GERENYU V.L., FLESSA H. (2006): CO₂ and N₂O emissions from gleyic soils in the Russian tundra and a German forest during freeze–thaw periods—a microcosm study. *Soil Biology és Biochemistry* 38. 3516-3519. p.
- M. V. FRONTASYEVA, S.S. PAVLOV (2000): Analytical investigations at the IBR-2 reactor in Dubna; Proceedings 2000 Workshop. Nuclear Data Production and Evaluation. Pohang Accelerator Laboratory. Pohang. Korea August 25-26.
- M. V. FRONTASYEVA, HARMENS H, UZHINSKIY A AND THE PARTICIPANTS OF THE MOSS SURVEY (2019) Mosses as biomonitors of air pollution: 2015/2016 survey on heavy metals, nitrogen and POPs in Europe and beyond. UNECE ICP Vegetation. JINR Publishing Department, Dubna, R. ISBN 978-5-9530-0508-1. 2019, pp 80
- MA W.K., SCHAUTZ A., FISHBACK L-A.E., BEDARD-HAUGHN A., FARRELL R.E., SICILIANO S.D. (2007): Assessing the potential of ammonia oxidizing bacteria to produce nitrous oxide in soils of a high arctic lowland ecosystem on Devon Island, Canada. *Soil Biology és Biochemistry* 39. 2001-2013. p.
- MADDISON MARTIN, KAIDO SOOSAAR, TÕNU MAURING, ÜLO MANDER (2009): The biomass and nutrient and heavy metal content of cattails and reeds in wastewater treatment wetlands for the production of construction material in Estonia. *Desalination* 246. (2009) 120-128
- MAIGA, Y., VON SPERLING, M., MIHELICIC, J. (2017): *Constructed Wetlands. Part 4 (Management Of Risk from Excreta and Wastewater)* Michigan State University, E. Lansing, MI, UNESCO.
- MARKERT B. (1991): Multi-element analysis in plant materials - analytical tools and biological questions. in: Adriano. D. C. and Page. A.: Trace elements in waters. soils. plants. and animals. in press. 1991 a
- MARKERT B.(1991): Multi-element analysis in plant material. in: Esser. G. and Overdieck. D.. (eds.). *Modern ecology. basic and applied aspects*. Elsevier. Amsterdam. London. New York. Tokio. 275-288. 1991 b
- MATHIEU O., LÉVÊQUE J., HÉNAULT C., MILLOUX M.-J., BIZOUARD F., ANDREUX F. (2006): Emissions and spatial variability of N₂O, N₂ and nitrous oxide mole fraction at the field scale, revealed with 15N isotopic techniques. *Soil Biology and Biochemistry* 38. 941-951. p.
- MATSCHÉ, N. F. (1972). The Elimination of nitrogen in the treatment plant of Vienna- Blumental. *Water Res.* 6. 485-486.
- MERLIN CHRISTY P, GOPINATH LR, DIVYA D (2014): A review on anaerobic decomposition and enhancement of biogas production through enzymes and microorganisms. *Renew Sust Energ Rev* 34:167–173
- MIKÓ P. (2007): Energetikai és egyéb ipari célokra termesztett kínai nád (*Miscanthus spp.*) magyarországi kutatása. Budapesti Corvinus Egyetem Kertészettudományi Kar, Budapest, p 68.
- MOHAMED MOUNIR SAGGÁI, ABDELKADER AINOUCHE, MARK NELSON, FLORENCE CATTIN, ABDELHAK EL AMRANI (2018): Long-term investigation of constructed wetland wastewater treatment and reuse: Selection of adapted plant species for metaremediation, *Journal of Environmental Management* 201 (2017) 120e128.
- MØRKVED P.T., DÖRSCH P., HENRIKSEN T.M., BAKKEN L.R. (2006): N₂O emissions and product ratios of nitrification and denitrification as affected by freezing and thawing. *Soil Biology és Biochemistry* 38. 3411-3420. p.
- MORPER, M. R. (1994): Upgrading of activated sludge systems for nitrogen removal by application of the LINPOR® process, *Water Sci. Technol.* 29. No. 12. 107-112.
- NAFION (2007): Physical and Chemical Properties <http://www.permapure.com/tech-notes/key-concepts/nafion-physical-and-chemical-properties>/Nemzetközi Statisztikai Évkönyv (2004) 238-240. p.
- NAIN TARA, MUHAMMAD ARSLAN, ZAHID HUSSAIN, MAZHAR IQBAL, QAISAR MAHMOOD KHAN, MUHAMMAD AFZAL (2019): On-site performance of floating treatment wetland macrocosms augmented with dye-degrading bacteria for the remediation of textile industry wastewater, *Journal of Cleaner Production*, 217, 541-548. p.
- NARAYAN KUMAR SHRESTHA, BEN W. THOMAS, XINZHONG DU1, XIYING HAO, JUNYE WANG, (2018): Modeling nitrous oxide emissions from rough fescue grassland soils subjected to long-term grazing of different intensities using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT), *Environmental Science and Pollution Research* <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2719-2>
- NAGY, Z., PINTÉR, K., CZÓBEL, Sz., BALOGH, J., HORVÁTH, L., FÓTI, Sz., BARCZA, Z., WEIDINGER, T., CSINTALAN, Zs., DINH, NQ., GROSZ, B., TUBA, Z. (2007): The carbon budget of semi-arid grassland in a wet and a dry year in Hungary. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121(1-2), 21–29. p. doi: 10.1016/j.agee.2006.12.003
- NANCY, A. R. AND WILKINS, J. R. (1983): Multivariate statistical relationships between routine water plant

- data and trihalomethane levels. Implications for studies of human health *Water Research*, V. 17 (12)
- NARDONE, A., RONCHI, B., LACETERA, N., RANIERI, M.S., BERNABUCCI, U., (2010): Effects of climate changes on animal production and sustainability of livestock systems. *Livest. Sci.* 130, 57–69.
- NODA N, KANEKO N, MIKAMI M, KIMOCHI Y, TSUNEDA S, HIRATA A, MIZUOCHI M, INAMORI Y (2003): Effects of SRT and DO on N₂O reductase activity in an anoxic-oxic activated sludge system. *Water Sci Technol* 48:363–370
- NÓTÁS E., DEBRECZENI K., FISCHL K., HELTAI GY. (2002): Transformation of nitrogen fertilizers in greenhouse experiments. *Agrokémia és Talajtan* 51. 147-156. p.
- NRIAGU J.O. (1992): Gaseous pollutants. New York: Wiley. 106-111. p.
- ODILE HIRSCH (2007): User Manual ACTIVATM Family, HORIBA Jobin Yvon Reference 31 088 536
- OLDAL BÁLINT (2006): Rizoszféra-Baktériumok és magasabb rendű növények interakciójának ökológiai értékelése, Gödöllő, Szent István Egyetem (doktori értekezés) 34-44 p.
- OLIPHANT, A. J. (2012): Terrestrial ecosystem-atmosphere exchange of CO₂, water and energy from FLUXNET; review and metaanalysis of a global in-situ observatory. In: *Geography Compass*, 12,
- ORGANICA (2014): Organica Products and Services. Organica Biomodule.
- ORGANICA MODUL KATALÓGUS (2013): <http://www.organicawater.com/wp-content/uploads/2012/04/Organica-Biomodule.pdf> (2018.06.)
- ÖLLŐS G. (1991): K+F eredmények. II. Szennyvíztisztítás. AQUA Kiadó. Budapest. p. 1299.
- PARKIN T.B., BERRY E.C. (1999): Microbial nitrogen transformations in earthworm burrows. *Soil Biology and Biochemistry* 31. 1765-1771. p.
- PÁRTAY G., NÉMETH T., BUZÁS I., LUKÁCS A. (1992): A gázfázis vizsgálata bolygatatlan szerkezetű talajoszlopban, kvadrupol tömegspektrométerrel. *Agrokémia és Talajtan* 41. (3-4), 299-321.
- PASVEER, A. (1958): Abwasserreinigung im Oxidationsgraben, *Bauamt und Gemeindebatt* 31. 78-85.
- PAUL E.A., CLARK F.E. (1989): *Soil Microbiology and Biochemistry*, Academic Press, Inc. San Diego. 133-164.
- PAVLOV SS, DMITRIEV AY, FRONTASYEVA MV (2016) Automation system for neutron activation analysis at the reactor IBR-2, Frank Laboratory of Neutron Physics, Joint Institute for Nuclear Research, Dubna, Russia. *J Radioanal Nucl Chem* 309:27–38
- PEARCE, C., LLOYD, J., GUTHRIE, J., (2003): The removal of colour from textile wastewater using whole bacterial cells. *Dyes Pigments* 58, 179–196.
- PEPÓ P. – TÓTH SZ. (2005.): The role of nitrogen and phosphorous source in *Miscanthus* in vitro cultures. *Cereal Research Communications*, 33 (2-3): 549-552.
- PEPÓ P. (2005.): Olaj- és ipari növények. In: Antal J. (szerk.): *Növénytermesztés II. 2.: Gyökér- és gumós növények, Hüvelyesek, Olaj- és ipari növények, Takarmánynövények*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 347-348. p.
- PERCZE A., PÓSA B., SINGH M. K. (2009): The effect of the drought stress on the planting of *Miscanthus sinensis*. *Cereal Research. Communications*. 37: 273-276.
- PERCZE ATTILA (2012): A kínai nád – *Miscanthus sinensis*, Biowatt
- PERCZE ATTILA (2010): A kínai nád (*Miscanthus sinensis*) termesztési tapasztalatai, *Agrofórum június*, p.75-78.
- PERCZE ATTILA, POSA BARNABAS, SINGH MAHESH KUMAR. (2009): The effect of drought stress on the planting of *Miscanthus sinensis*. *CEREAL RESEARCH COMMUNICATIONS* 37: pp. 273-276
- RENÁTA SÁNDOR, FIONA EHRHARDT, LORENZO BRILLI, MARCO CAROZZI, SYLVIE RECOUS, PETE SMITH, VAL SNOW, JEAN-FRANÇOIS SOUSSANA, CHRISTOPHER D. DORICH, KATHRIN FUCHS, NUALA FITTON, KATE GONGADZE, KATJA KLUMPP, MARK LIEBIG, RAPHAËL MARTIN, LUTZMERBOLDK, PAUL C.D. NEWTON, ROBERTM. REES, SUSANNE ROLINSKI, GIANNI BELLOCCHI (2018): The use of biogeochemical models to evaluate mitigation of greenhouse gas emissions from managed grasslands, *Science of the Total Environment* 642 (2018) 292–306
- PETERSEN R.G., CALVIN L.D. (1986): Sampling. 33-51.p. In: KLUTE A.: *Methods of soil analysis*. Madison, American Society of Agronomy.
- PIHLATIE M., SYVASALO E., SIMOJOKI A., ESALA M., REGINA K. (2004): Contribution of nitrification and denitrification to N₂O production in peat, clay and loamy sand soils under different soil moisture conditions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70. 135. p.
- PINTER K, BALOGH J, NAGY Z. (2010): Ecosystem scale carbon dioxide balance of two grasslands in 10 Hungary under different weather conditions. *Acta Biologica Hungarica* 61:130–5. 11
- PORCAR-CASTELL A, MAC ARTHUR A, ROSSINI M, EKLUNDH L, PACHECO-LABRADOR J, ANDERSON K, BALZAROLO M, MARTÍN MP, JIN H, TOMELLERI E, CERASOLI S,

- SAKOWSKA K, HUENI A, JULITTA T, NICHOL CJ, VESCOVO L. (2015): EUROSPEC: at the interface between remote-sensing and ecosystem CO₂ flux measurements in Europe. *Biogeosciences* 12:6103–24. 15
- PÓSA B, SALLAI A, PERCZE A (2011): Study on the optimal growing time, bud activity and climatic factors of the chinese silver grass (*miscanthus sinensis*) in hungary. In: A Celkova (szerk.) Bratislava, Szlovákia, Bratislava: Institute of Art History of SAS, pp. 656-659
- PÓSA BARNABÁS, ANDRÁS SALLAI, ÁGNES FEKETE, SZILVIA SURÁNYI, BALÁZS GYÖRGY KULIN, (2012): Examinatons on chinese silver grass (*Miscanthus sinensis*) (rhisomes with different qualities in small plot experiments, Növénytermelés 61. pp.: 199- 202
- POTH M., FOCHT D.D. (1985): ¹⁵N kinetic analysis of N₂O production by Nitrosomonas europea: an examination of nitrifier denitrification. *Appl., Environ. Microbiol.*, 49. 1134-1141. p.
- R.R. BROOKS (1979): Indicator Plants for mineral prospecting – A Critique. *Journal of Geochemical Exploration*. 12. 67-78
- RANE, N.R., PATIL, S.M., CHANDANSHIVE, V.V., KADAM, S.K., KHANDARE, R.V., JADHAV, J.P., GOVINDWAR, S.P., (2016): Ipomoea hederifolia rooted soil bed and Ipomoea aquatica rhizofiltration coupled photoreactors for efficient treatment of textile wastewater. *Water Res.* 96, 1–11. Rehman, K., Imran, A., Amin, I., Afzal, M., 2018. Inoculation with bacteria in floating treatment wetlands positively modulates the phytoremediation of oil field wastewater. *J. Hazard Mater.* 349, 242–251.
- REHMAN, K., IMRAN, A., AMIN, I., AFZAL, M., (2019): Enhancement of oil field-produced wastewater remediation by bacterially-augmented floating treatment wetlands. *Chemosphere* 217, 576e583.
- RICARDO CHAGAS, MARTIN GERICKE, RICARDO B. FERREIRA, THOMAS HEINZE, LUÍSA M. FERREIRA (2020): Synthesis and characterization of dicarboxymethyl cellulose, *Cellulose volume 27*, pages1965–1974
- RIPPLE, W.J., SMITH, P., HABERL, H., MONTZKA, S., MCALPINE, C., BOUCHER, D.H., (2014): Ruminants, climate change and climate policy. *Nat. Clim. Change* 4, 2–5. doi: <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate2081>.
- RIZHIYA E., BERTORA C., VAN VLIET P.C.J., KUIKMAN P.J., FABER J.H., VAN GROENIGEN J.W. (2007): Earthworm activity as a determinant for N₂O emission from crop residue. *Soil Biology és Biochemistry* 39. 2058-2069. p.
- RODEGHIERO M, CESCATTI A. (2008): Spatial variability and optimal sampling strategy of soil respiration. *Forest Ecology and Management* 255:106–12. 27
- RÖVER M, HEINEMEYER O, MUNCH JC, KAISER E. (1999): Spatial heterogeneity within the plough layer: high variability of N₂O emission rates. *Soil Biology and Biochemistry* 31:167–73. 29
- RUSER R., FLESSA H., RUSSOW R., SCHMIDT G., BUEGGER F., MUNCH J.C. (2006): Emission of N₂O, N₂ and CO₂ from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting. *Soil Biology és Biochemistry* 38. 263-274. p.
- RUSSOW R., SICH I., NEUE H.U. (2000): The formation of trace gases NO and N₂O in soils by the coupled processes of nitrification and denitrification: results of kinetic ¹⁵N tracer investigations. *Chemosphere - Global Change Science* 2. 359-366. p.
- RUSSOW R., SPOTT O., STANGE C.F. (2008): Evaluation of nitrate and ammonium as source of NO and N₂O emissions from Black Earth soils (Haplic Chernozem) based on ¹⁵N field experiments. *Soil Biology and Biochemistry* 40. 380-391. p.
- RUSSOW R., STANGE C.F., NEUE H.-U. (2009): Role of nitrite and nitric oxide in the processes of nitrification and denitrification in soil: Results from ¹⁵N tracer experiments. *Soil Biology and Biochemistry* 41. 785-795. p.
- SALEEM H., REHMAN K., ARSLAN M., AFZAL M., (2018): Enhanced degradation of phenol in floating treatment wetlands by plant-bacterial synergism. *Int. J. Phytoremediation* 20 (7), 692e698.
- SAHELY HR, MACLEAN HL, MONTEITH HD, BAGLEY DM (2006) Comparison of onsite and upstream greenhouse gas emissions from Canadian municipal wastewater treatment facilities. *J Environ Eng Sci* 5
- SALEEM, H., ARSLAN, M., REHMAN, K., TAHSEEN, R., AFZAL, M., (2018): *Phragmites australis*—a helophytic grass—can establish successful partnership with phenol-degrading bacteria in a floating treatment wetland. *Saudi J. Biol. Sci.*
- SARAYU K., SANDHYA S. (2012): Current Technologies for Biological Treatment of Textile Wastewater – A Review. *Appl Biochem Biotechnol* 167, 645–661 (2012).
- SCHEER C., WASSMANN R., BUTTERBACH-BAHL K., LAMERS J.P.A., MARTIUS C. (2009): The relationship between N₂O, NO, and N₂ fluxes from fertilized and irrigated dryland soils of the Aral Sea Basin, Uzbekistan. *Plant Soil* 314. 273-283. p.
- SCHERB K. (1965): Vergleichende Untersuchungen über das Sauerstoffeintragsvermögen verschiedener Belüftungssysteme auf dem Münchener Abwasserversuchsfeld. *Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie* 12. 330-350.
- SCHIMEL J.P., FIRESTONE M.K., KILLHAM K.S. (1984): Identification of heterotrophic nitrification in a Sierran forest soil. *Appl. Environ. Microbiol.* 48. 802-806. p.

- SCHLEGEL, S. (1983): Nitrifikation und Denitrifikation in einstufigen Belebungsanlagen: Betriebsergebnisse der Kläranlage Lüdinghausen. *gwf Wasser Abwasser* 124, 428- 434.
- SCHLEGEL, S. (1986): Der Einsatz von getauchten Festbettkörpern beim Belegungsverfahren. *gwf Wasser Abwasser* 127, 421-428.
- SCHRÖDER, P., DAUBNER, D., MAIER, H., NEUSTIFTER, J., DEBUS, R., (2008): Phytoremediation of organic xenobiotics–Glutathione dependent detoxification in Phragmites plants from European treatment sites. *Bioresour. Technol.* 99, 7183–7191.
- SCHWARZER, S., (2012): Growing greenhouse gas emissions due to meat production. UNEP GEAS Releases Alert on GHG Emissions from Meat Consumption. UNEP GEAS Bulletin, October, 1–40 p.
- SEDLAK R. (1992): Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater - Principles. and Practice 2nd ed.. Lewis Publisher. New York. p. 240.
- SESSITSCH, A., KUFFNER, M., KIDD, P., VANGRONSVELD, J., WENZEL, W.W., FALLMANN, K., PUSCHENREITER, M., (2013): The role of plant-associated bacteria in the mobilization and phytoextraction of trace elements in contaminated soils. *Soil Biol. Biochem.* 60, 182–194.
- SHEHZADI, M., AFZAL, M., KHAN, M.U., ISLAM, E., MOBIN, A., ANWAR, S., KHAN, Q.M., (2014): Enhanced degradation of textile effluent in constructed wetland system using *Typha domingensis* and textile effluent-degrading endophytic bacteria. *Water Res.* 58, 152–159.
- SEVIOUR. R.J. - LINDREA. K.C. - GRIFFITH. P.C. - BLACKALL. L.L. (2002): Az eleveniszapos szennyvíztisztítás mikrobiológiája. (Eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek és ellenőrzése. Ismeretgyűjtemény No. 2. Szerk. Kárpáti. Á) VE. Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék. Veszprém. 27-45.
- SHAHID, M.J., ARSLAN, M., ALI, S., SIDDIQUE, M., AFZAL, M., (2018): Floating wetlands: a sustainable tool for wastewater treatment. *Clean. - Soil, Air, Water* 46 (10). <https://doi.org/10.1002/clen.201800120>.
- SHEHZADI, M., FATIMA, K., IMRAN, A., MIRZA, M., KHAN, Q., AFZAL, M., (2016): Ecology of bacterial endophytes associated with wetland plants growing in textile effluent for pollutant-degradation and plant growth-promotion potentials. *Plant Biosyst.* 150, 1261–1270.
- SICH I., RUSSOW R. (1999): ^{15}N analysis of nitric oxide and nitrous oxide by cryotrap enrichment using a gas chromatograph quadrupole mass spectrometer and its application to ^{15}N -Tracer investigations of $\text{NO}/\text{N}_2\text{O}$ formation in soil. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 13 (13). 1325-1328. p.
- SIMARMATA T., BENCKISER G., OTTOW J.C.G. (1993): Effect of an increasing carbon: nitrate-N ratio on the reliability of acetylene in blocking the N_2O -reductase activity of denitrifying bacteria in soil. *Biology and Fertility of Soils* 15. 107-112. p.
- SMITH K.A., ARAH J.R.M. (1992): Measurement and modelling of nitrous oxide emissions from soils. *Ecol. Bull.* 42. 116-123. p.
- SMITH P., MARTINO D., CAI Z., GWARY D., JANZEN H., KUMAR P., MCCARL B., OGLE S., O'MARA F., RICE C., SCHOLLES B., SIROTKENKO O., HOWDEN M., MCALLISTER T., PAN G., ROMANENKOV V., SCHNEIDER U., TOWPRAYOON S., WATTENBACH M., SMITH J. (2008): Greenhouse gas mitigation in agriculture. In: *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 363(1492), 789–813. p. doi:10.1098/rstb.2007.2184
- SNIDER D.M., SCHIFF S.L., SPOELSTRA J. (2009): $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ and $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ stable isotope ratios of nitrous oxide produced during denitrification in temperate forest soils. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 73. 877-888. p.
- SORENSEN B. H., JORGENSEN S. E. (1993): The Removal of Nitrogen Compounds from Wastewater. Elsevier. Amsterdam. p.443.
- SOUSSANA JF, ALLARD V, PILEGAARD K, AMBUS P, AMMAN C, CAMPBELL C, CESCHIA E, CLIFTON-BROWN J, CZOBEL S, DOMINGUES R, FLECHARD C, FUHRER J, HENSEN A., HORVATH L, JONES M, KASPER G, MARTIN C, NAGY Z, NEFTEL A., RASCHI A., BARONTI S, REES RM, SKIBA U, STEFANI P, MANCA G, SUTTON M, TUBA Z, VALENTINI R, CLIFTONBROWN J, CZOBEL S, DOMINGUES R. (2007): Full accounting of the greenhouse gas (CO_2 , N_2O , CH_4) budget of nine European grassland sites. *Agriculture, Ecosystems és Environment* 121:121–34.
- SOUSSANA, J. F. (2008): The role of the carbon cycle for the greenhouse gas balance of grasslands and of livestock production systems. 12-15. In: ROWLINSON, P., STEELE, M., NEFZAUI, A. (Eds.): Proceedings of the international conference on livestock and global climate change of the british society of animal science. Hammamet, 12–15. p.
- SOUSSANA, J. F., LOISEAU, P., VUICHARD, N., CESCHIA, E., BALESSENT, J., CHEVALLIER, T., ARROUAYS, D. (2004): Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. In: *Soil Use and Management*, 20(2), 219–230. p. doi: 10.1079/SUM2003234
- SOUSSANA, J. F., TALLEC, T., BLANFORT, V. (2010): Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. In: *Animal: An International Journal of Animal Bioscience*, 4(3), 334–50. p. doi:10.1017/S1751731109990784

- SPOTT O., RUSSOW R., APELT B., STANGE C.F. (2006): A ^{15}N -aided artificial atmosphere gas flow technique for online determination of soil N_2 release by using the zeolite K strolith SX6 . Rapid Communications in Mass Spectrometry 20 (22). 3267-3274. p.
- STANGE C.F. (2001): Entwicklung und Anwendung eines prozeßorientierten Modells zur Beschreibung der N_2O und NO -Emissionen aus Böden temperater Wälder. Schriftenreihe des Fraunhofer Institut für atmosphärische Umweltforschung 69. Shaker Verlag.
- STANGE F., D HLING F. (2005): ^{15}N tracing model SimKIM to analyse the NO and N_2O production during autotrophic and heterotrophic nitrification in soils. Isotopes in Environmental and Health Studies 41 (3)
- STEINFELD, H., GERBER, P., WASSENAAR, T., CASTEL, V., ROSALES, M., DE HAAN, C., (2006): Livestock's Long Shadow: Environmental Issues and Options. Rome, FAO.
- STOTTMEISTER U. WIESSNER A. KUSCHK P. KAPPELMEYER U. KÄSTNER M. BEDERSKI O. M LLER R.A. MOORMANN H. (2003): Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. Biotechnology Advances 22 (2003). 93-117
- SUDUAN GAO, AILEEN HENDRATNA, ZEJIANG CAI, YINGHUA DUAN, RUIJUN QIN, AND REBECCA TIRADO-CORBAL (2019): Subsurface Drip Irrigation Reduced Nitrous Oxide Emissions in a Pomegranate Orchard, International Journal of Environmental Science and Development, Vol. 10, No. 3, March 2019,
- SUN SC, CHENG X, SUN DZ (2013) Emission of N_2O from a full-scale sequencing batch reactor wastewater treatment plant: characteristics and influencing factors. Int Biodeter Biodegr 85:545–549
- SUTTON, S., (2011): Measurement of microbial cells by optical density. J. Validation Technol. 17, 46–49.
- SYRANIDOU, E., CHRISTOFILOPOULOS, S., KALOGERAKIS, N., (2017): Juncus spp.- the helophyte for all (phyto) remediation purposes N. Biotech. 38, 43–55.
- SZILI-KOVÁCS T., NEMETH T. (2006): Denitrification of Three Hungarian Soils Treated With Ammonium Nitrate at Different Moisture Level. Cereal Research Communications 34 (1) 315-318. p.
- SZMIRNOV P.M., PEDISUSZ R.K. (1974): Gazoobraznije potyeri azota udobrenij iz pocsvi pri razlicnih uslovijah. Dokladi Tszha. Vipuszk 203. Agrohimiija Fiziologija Rasztyenij Pocsvoedenije. 5-23. p.
- TAKÁCS JÁNOS (2013): KOMMUNÁLIS SZENNYVIZEK TPANYAGTARTALMNAK CS KENTESI LEHET SGE, ISSN 2062-9133 hulladkOnline elektronikus foly irat 4. vfolyam 1. szm
- TAKAHASHI, M., SUZUKI, Y. (1995): Biological enhanced phosphorus removal process with immobilized microorganisms. *Ver ffentlichungen des Instituts f r Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität Hannover* 92. 22/1- 22/12.
- TANNER CHRIS C. (1996): Plants for constructed wetland treatment systems — A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. Ecological Engineering 7; (1996) 59-83
- TEIXEIRA DDB, PANOSSO AR, CERRI CEP, PEREIRA GT, SCALA N LA. (2011): Soil CO_2 emission estimated 1 by different interpolation techniques. Plant and Soil 345:187–94. 2
- THILO THIELKE (2008): *Die gr ne Pest*. Spiegel (de) 2/9/2008, accessed 2/9/2008.
- THOMAS, E. A. (1962): Verfahren zur Entfernung von Phosphaten aus Abwässern. *Swiss Patent* No. 361 543.
- T LG G. (1989): Analytical chemistry and the quality of life. Kontakte. Darmstadt. 20-29.
- UNGVRI L. S F L P Z. (2019): Reducing the use of chemical for biological wastewater treatment by technological modification. International Journal of Engineering and Management Sciences (IJEMS) Vol. 4. (2019). No. 2 DOI: 10.21791/IJEMS.2019.2.13.
- UCHENNA OKEREAFOR, MAMOOKHO MAKHATHA, LUKHANYO MEKUTO, NKEMDINMA UCHE-OKEREAFOR, TENDANI SEBOLA, VUYO MAVUMENGWANA (2020): Toxic Metal Implications on Agricultural Soils, Plants, Animals, Aquatic Life and Human Health, Int J Environ Res Public Health., 2020 Mar 25;17(7):2204.,doi: 10.3390/ijerph17072204.
- VAN DER LAAN S., NEUBERT R.E.M., MEIJER H.A.J. (2009): A single gas chromatograph for accurate atmospheric mixing ratio measurements of CO_2 , CH_4 , N_2O , SF_6 and CO . Atmospheric Measurement Techniques Discussions 2. 1321-1349.
- VAN HECKE K., VAN CLEEMPUT O., BAERT L. (1990): Chemodenitrification of nitrate-polluted waters. Environ. Poll. 63. 261-274. p.
- VINCENZE A. RIGGIO, BARBARA RUFFINO, GIUSEPPE CAMPO, ELENA COMINO, CLAUDIO COMOGLIO, MARIACHIARA ZANETTI (2018): Constructed wetlands for the reuse of industrial wastewater: A case-study, Journal of Cleaner Production 171 (2018) 723e732
- VELTHOF, G. L., and OENEMA, O. (1997): Nitrous oxide emission from dairy farming systems in the Netherlands. In: Netherlalnds Journal of Agricultural Science, 45, 347–360. p.
- VOGEL H.J., COUSIN I., ROTH K. (2002): Quantification of pore structure and gas diffusion as a function of scale. European Journal of Soil Science 53. 465-473. p.
- VOGELPOHL. A. (1996): Hochleistungsverfahren und Bioreaktoren für die biologische Behandlung

- hochbelasteter industrieller Abwässer. in: *Behandlung von Abwässern Handbuch des Umweltschutzes und der Umweltschutztechnik*. Vol. 4. (BRAUER, H., Ed.). pp. 391-413. Berlin: Springer-Verlag.
- VON DER EMDE, W. (1971): Die Kläranlage Wien Blumental. *Oesterr. Wasserwirtsch.* 23. 11-18.
- VYMAZAL, J., (2007): Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Total Environ.* 380, 48–65.
- VYMAZAL, J., (2009): The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecol. Eng.* 35, 1–17.
- VYMAZAL, J., KRÖPFELOVÁ, L., (2009): Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: a review of the field experience. *Sci. Total Environ.* 407, 3911–3922. Waranusantigul, P., Pokethitiyook, P., Kruatrachue, M., Upatham, E., 2003. Kinetics of basic dye (methylene blue) biosorption by giant duckweed (*Spirodela polyrrhiza*). *Environ. Pollut.* 125, 385–392.
- WANG J.-L., WU C.-H. (2002): Construction and validation of a cryogen free gas chromatography-electron-capture detection system for the measurement of ambient halocarbons. *Analytica Chimica Acta* 461. 85-95. p.
- WANG JH, ZHANG J, WANG J, QI PY (2011): Nitrous oxide emissions from a typical northern Chinese municipal wastewater treatment plant. *Desalin Water Treat* 32 (2011b): 145–152
- WANG JH, ZHANG J, XIE HJ, QI PY, REN YG, HU Z (2011): Methane emissions from a full-scale A/A/O wastewater treatment plant. *Bioresour Technol* 102 (2011a): 5479–5485
- WANG WJ, ZU YG, WANG HM, HIRANO T, TAKAGI K, SASA K, KOIKE T. 2005. Effect of collar insertion 7 on soil respiration in a larch forest measured with a LI-6400 soil CO₂ flux system. *Journal of Forest Research* 10:57–60. 9
- WARANUSANTIGUL P. POKETHITIYOOK, M. KRUATRACHUE, E.S. UPATHAM. (2003): Kinetics of basic dye (methylene blue) biosorption by giant duckweed (*Spirodela polyrrhiza*) *Environmental Pollution*, Volume 125, Issue 3, October 2003, Pages 385-392
- WANG Y., WANG Y., LING H. (2010): A new carrier gas type for accurate measurement of N₂O by GC-ECD. *Advances in Atmospheric Sciences* 27. (6), 1322-1330.
- WEYENS N., VAN DER LELIE D., TAGHAVI S., VANGRONVELD J., (2009) Phytoremediation: plant–endophyte partnerships take the challenge. *Curr. Opin. Biotechnol.* 20, 248–254.
- WENDEPORN SEBASTIAN (2019): Chemie, Biologie und Regulierung der Nitrifikation von Ammonium im Boden, *Angewandte Chemie* volume 132, Issue 6, 2202-2223.p. <https://doi.org/10.1002/ange.201903014>
- WIESSNER A., KUSCHK P., KAPPELMEYER U., BEDERSKI O., MÜLLER R., KÄSTNER M., (2006): Influence of helophytes on redox reactions in their rhizosphere. In: Mackova, M., Dowling, D., Macek, T. (Eds.), *Phytoremediation Rhizoremediation*. Springer, Netherlands, pp. 69–82.
- WOLF I., RUSSOW R. (2000): Different pathways of formation of N₂O, N₂, and NO in black earth soil. *Soil Biol. Biochem* 32. 229-239. p.
- WOOD JM. (1974): Biological Cycles for Elements in the Environment. *Die Naturwissenschaften.* 8:357-364
- WU, S., KUSCHK, P., BRIX, H., VYMAZAL, J., DONG, R., (2014): Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: a nitrogen and organic matter targeted review. *Water Res.* 57, 40–55.
- WUHRMANN, K. (1964): Stickstoff- und Phosphorelimination. Ergebnisse von Versuchen im technischen Maßstab, *Schweiz. Z. Hydrol.* 26. 520-558.
- YAN C, ZHANG H, LI B, WANG D, ZHAO YJ, ZHENG Z (2012): Effects of influent C/N ratios on CO₂ and CH₄ emissions from vertical subsurface flow constructed wetlands treating synthetic municipal wastewater. *J Hazard Mater* 204:188–194
- YAN X, LI L, LIU JX (2014): Characteristics of greenhouse gas emission in three full-scale wastewater treatment processes. *J Environ Sci* 26:256–263
- YANAI J, SAQAMOTO T, OE T, KUSA K, YAMAKAWA K, SAKAMOTO K, NAGANAWA T, INUBUSHI K, HATANO K, 10 KOSAKI T. (2003): Atmospheric pollutants and trace gases. Spatial variability of nitrous oxide 11 emissions and their soil-related determining factors in an agricultural field. *Journal of Environmental Quality* 32:1965–77. 13
- YANGANG REN, JINHE WANG, LI XU, CUI LIU, RUIQIANG ZONG, JIANLIN YU & SHUANG LIANG (2015): Direct emissions of N₂O, CO₂, and CH₄ from A/A/O bioreactor systems: impact of influent C/N ratio, *Environmental Science and Pollution Research* volume 22, pages 8163–8173
- YASSINE BAHIA, AHMED AKHSSASA, MOHAMED KHAMARB, LAHCEN BAHIA, HANANE SOUIDIA (2019): Estimation of greenhouse gas (GHG) emissions from natural lagoon wastewater treatment plant: Case of Ain Taoujdate Morocco, *E3SWeb of Conferences* 150, 010 (2020) <https://doi.org/10.1051/e3sconf/2020150010> EDE7-20191212
- YAO Z, WOLF B, CHEN W, BUTTERBACH-BAHL K, BRÜGGEMANN N, WIESMEIER M, DANNENMANN M, BLANK B, ZHENG X. 2009. Spatial variability of N₂O, CH₄ and CO₂ fluxes within the Xilin River catchment of Inner Mongolia, China: a soil core study. *Plant and Soil* 331:341–59.

- YE R.W., THOMAS S. M. (2001): Microbial nitrogen cycles: physiology, genomics and applications. *Current Opinion in Microbiology* 4. 307-312. p.
- YEH, T.Y., WU, C.H., (2009): Pollutant removal within hybrid constructed wetland systems in tropical regions. *Water Sci. Technol.* 59 (2), 233–240.
- YOUSAF, S., AFZAL, M., REICHENAUER, T.G., BRADY, C.L., SESSITSCH, A., (2011): Hydrocarbon degradation, plant colonization and gene expression of alkane degradation genes by endophytic *Enterobacter ludwigii* strains. *Environ. Pollut.* 159, 2675–2683.
- YUTING PAN, BING-JIE NI, BERNARDINO VIRDIS, JIANHUA GUO, SHIHU HU; XUEMING CHEN AND ZHIGUO YUAN (2016): Denitrification Processes for Wastewater Treatment, Metalloenzymes in Denitrification: Applications and Environmental Impacts, Chapter: 16, Publisher: The Royal Society of Chemistry, Editors: Isabel Moura, José J G Moura, Sofia R Pauleta, Luisa B Maia, pp.368-418
- ZAHID HUSSAIN, MUHAMMAD ARSLAN MUMTAZ HASAN MALIK, MUHAMMAD MOHSIN, SAMINA IQBAL, MUHAMMAD AFZAL., (2018): Integrated perspectives on the use of bacterial endophytes in horizontal flow constructed wetlands for the treatment of liquid textile effluent: Phytoremediation advances in the field, *Journal of Environmental Management* x 2018 x-x
- ZEPER, J., DE MAN, A. (1970): New developments in the design of activated sludge tanks with low BOD loadings, in: *Advances in Water Pollution Research*, Vol. 1 (JENKINS, S. H., Ed.). pp. H-8/1-10. Oxford: Pergamon Press.
- ZHANG JIA-EN. JIN-LING LIU. YING OUYANG. BAO-WEN LIAO. BEN-LIANG ZHAO (2010): Removal of nutrients and heavy metals from wastewater with mangrove *Sonneratia apetala Buch-Ham.* *Ecological Engineering* 36 (2010) 807-812
- ZHANG, C.B., WANG, J., LIU, W.L., ZHU, S.X., LIU, D., CHANG, S.X., CHANG, J., GE, Y., (2010): Effects of plant diversity on nutrient retention and enzyme activities in a full-scale constructed wetland. *Bioresour. Technol.* 101 (6), 1686–1692.
- ZHANG, G., KANG, Y., HAN, G., MEI, H., SAKURAI, K. (2011): Grassland degradation reduces the carbon sequestration capacity of the vegetation and enhances the soil carbon and nitrogen loss. In: *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science*, 61(4), 356–364. p. doi:10.1080/09064710.2010.495079
- ZHANG, X., HU, Z., NGO, H.H., ZHANG, J., GUO, W., LIANG, S., XIE, H., (2018) Simultaneous improvement of waste gas purification and nitrogen removal using a novel aerated vertical flow constructed wetland. *Water Res.* 130, 79–87.
- ZHAO YJ, LIU B, ZHANG WG, OUYANG Y, AN SQ (2009): Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetlands in responding to variation in influent C/N ratios of simulated urban sewage. *Bioresour Technol* 101:1693–1700
- ZHENG X., WANG M., WANG Y., SHEN R., GOU J., LI J., JIN J., LI L. (2000): Impacts of soil moisture on nitrous oxide emission from croplands: a case study on the rice-based agroecosystem in Southeast China. *Chemosphere-Global Change Science* 2. 207–224. p.
- ZENG W., ZHANG Y., LI L., PENG Y., WANG S. (2009). Control and optimization of nitrifying communities for nitritation from domestic wastewater at room temperatures. *Enzyme and Microbial Technology*, 45, 226-232.

Internetes források:

HTTP1: http://www.agraroldal.hu/biomassza-3_cikk.html (2013. szeptember)