



VILNIAUS GEDIMINO TECHNIKOS UNIVERSITETAS
APLINKOS INŽINERIJOS FAKULTETAS
VANDENTVARKOS KATEDRA

Giedrė Arlauskaitė

**GELEŽIES DRUSKŲ IR POLIMERŲ POVEIKIO DUMBLO ANAEROBINIO
PŪDYMO PROCESUI TYRIMAS**
**THE RESEARCH OF IMPACT OF IRON SALTS AND POLYMERS ON
PROCESS OF ANAEROBIC DIGESTION OF WASTEWATER SLUDGE**

Baigiamasis magistro darbas

Vandens ūkio inžinerija studijų programa, valstybinis kodas 621H23001

Statybos inžinerija studijų kryptis

Vilnius, 2012

Turinys

Turinys.....	2
Įvadas.....	4
1. Nuotekų dumblo savybių ir apdorojimo būdų literatūros apžvalga	7
1.1. Dumblo rūšys ir charakteristikos	7
1.2. Nuotekų dumblo apdorojimo būdai ir įrenginiai	10
1.3. Anaerobinis dumblo pūdymas	23
1.4. Veiksniai, turintys įtakos anaerobiniam dumblo pūdymui	26
1.5. Nuotekų valyklose su azoto bei fosforo šalinimo sistemomis struvito susidarymas	31
1.6. Biodujos	32
2. Eksperimento metodika	36
2.1. Analitiniai metodai ir mėginių ėmimas	41
2.2. Tyrimų eiga: dumblo mišinio paruošimas prieš pūdymą, sausų ir bepelenių medžiagų nustatymas naudojant sintetinį ir krakmolo polimerus, druskos dozės parinkimas	46
3. Rezultatų analizė.....	48
3.1. Rezultatai, kai dumblui tirštinti naudotas krakmolo ir sintetinis polimerai bei skirtingos Fe druskos.....	48
3.2. Rezultatai, kai dumblui tirštinti naudotas sintetinis polimeras ir krakmolo polimeras bei į dumblą dozuota $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ druska	52
3.3. Geležies ir magnio rezultatai. Rezultatų kitimo grafikai laiko atžvilgiu	54
Išvados.....	61
Rekomendacijos	61
Naudota literatūra	62

Vilniaus Gedimino technikos universitetas
Aplinkos inžinerijos fakultetas
Vandentvarkos katedra

ISBN ISSN
Egz. sk.
Data-....-....

Vandentvarkos inžinerijos studijų programos baigiamasis magistro darbas
Pavadinimas **Geležies druskų ir polimerų poveikio dumblo anaerobinio pūdymo procesui tyrimas**

Autorius **Giedrė Arlauskaitė**

Vadovas doc. dr. **Regimantas Dauknys**

Kalba

☒ X

lietuvių



užsienio

Anotacija

Baigiamajame magistriniame darbe tirta Utenos nuotekų valymo įrenginių pirminio ir perteklinio veikliojo dumblo mišinio skirtingų polimerų ir geležies druskų anaerobiniam puvimo procesui įtaka.

Analizėje nagrinėjama proceso metu išsiskiriančių biodujų tūris ir metano dujų koncentracija. Tyrime naudojamas anaerobinio pūdymo modelis „W8 Armfield Ltd“, kuris dirba kaip vienalaipsniai anaerobiniai reaktoriai su mezofiliniu režimu. Išbuvimo trukmė – 20 dienų, apkrova bepelenėmis sausomis medžiagomis (BSM) nuo 0,61–0,96 gBSM/l/d, tiekiamo dumblo mišinio sausų medžiagų kiekis (SM) – 4 %.

Baigiamuoju darbu siekiama išanalizuoti dumblo tirštinimui naudojamo sintetinio arba natūralaus polimero ir dozuojamos druskos (geležies sulfato ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) bei geležies chlorido (FeCl_3)) įtaką anaerobiniam pūdymo procesui. Panaudojus anaerobinio pūdymo modelį buvo sukurtos anaerobinės sąlygos ir pūdomas iš Utenos nuotekų valyklos tiekiamas pirminio ir perteklinio dumblo mišinys. Naudojantis įrenginiu INCA 4000 T100 buvo kaupiamos biudujos ir analizuojama jų sudėtis. Darbe taip pat nagrinėjamas SM sumažėjimas ir BSM suskaidymas. Įvertinus visus analizuojamus kriterijus nustatomas efektyviausias metodas išsiskiriančių dujų efektyvumui ir kokybei pagerinti.

Išanalizavus tyrimo rezultatus pateiktos išvados. Darbą sudaro šios dalys: įvadas, 4 skyriai, išvados, rekomendacijos, literatūros sąrašas.

Darbo apimtis – 63 p. teksto be priedų, 32 paveikslai, 8 lentelės, 42 bibliografiniai šaltiniai.

Prasminiai žodžiai: anaerobinis pūdyimas, dumblas, geležies druska, polimeras, biudujos, pirminis dumblas, perteklinis veiklusis dumblas.

Vilnius Gediminas Technical University
Faculty of Environmental Engineering
Department of Water Management

ISBN ISSN
Copies No.
Date-....-....

Master Degree Studies **Water Management Engineering** study programme Master's Thesis
Title **The Research of Impact of Iron Salts and Polymers on Process of Anaerobic Digestion of Wastewater Sludge**

Author **Giedrė Arlauskaitė**

Academic supervisor **Assoc Prof. dr. Regimantas Dauknys**

Language

☒ X

Lithuanian

☐

Other

Annotation

Objective of this work was to investigate impact of different iron and polymer doses on anaerobic digestion process. Primary and waste activated sludge was obtained from Utena Wastewater treatment plant.

Analysis shows the volume of biogas produced and percentage of methane. The work was carried out using high-rate anaerobic digestion model W8 (Armfield Ltd. UK) which operates in the mesophilic range. The solids retention time was 20 days. The volatile suspended solids loading rate ranged from 0,61 to 0,96 g VSS/l d. Sludge mixture feed concentration – 4%.

The Purpose of this work is to analyse impact of synthetic and organic polymer also iron (III) sulphate ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) and iron (III) chloride (FeCl_3) on anaerobic digestion process. Primary and waste activated sludge was obtained from Utena Wastewater treatment plant. The biogas was collected and components were analysed using INCA 4000 T100 analyser. Analysis of TS reduction and VS destruction is also presented. The most effective method of improving off-gas efficiency and quality was determined considering all the criteria determined by analysis.

Having analyzed the results of the research, conclusions have been made. This work consists of the following parts: pre-face, 3 sections, conclusions, recommendations, reference list.

There are 63 pages of text without appendices, 32 figures, 8 tables and 42 bibliographical sources in this work.

Keywords: anaerobic digestion, sludge, iron salt, polymer, biogas, primary sludge, waste activated sludge.

Įvadas

Nagrinėjama problema

Lietuvoje pradėjus taikyti griežtesnius Europos Sąjungos reikalavimus, ieškoma naujų ekonomiškai pagrįstų būdų mažinti taršos lygį bei išlaidas nuotekoms valyti. Pastarąjį dešimtmetį Lietuvoje yra intensyviai rekonstruojami miestų buitinių nuotekų valymo įrenginiai, diegiant biologinį azoto bei fosforo šalinimą, pūdytuvus bei dujų surinkimo sistemas. Tačiau šiuo metu nuotekų valyklose su azoto, fosforo šalinimu bei anaerobiniu dumblo apdorojimu atsirado dažnai pasitaikanti problema – tai struvito nuogulų susidarymas. Jis gali kelti nuostolius nuotekų valyklų veikimui, nes nuosėdos gali mažinti vamzdžių pralaidumą ir bloginti įrenginių savybes. Tuo tarpu metantankuose išgaunamos biodujos gali būti panaudotos energijai gaminti. Geležies druskos dozavimas fosforo šalinimui gali neigiamai veikti perteklinio dumblo anaerobinio pūdymo procesą, mažėja išsiskiriančių biodujų kiekis ir kokybė (Johnson *et al.* 2003; Carliell-Marquet 2008). Fosfatų šalinimui dozuojama druska taip pat veikia kaip prevencinė priemonė struvito susidarymui (Doyle *et al.* 2003).

Šiame darbe planuojama nustatyti dumblo tirštinimui naudojamo sintetinio arba natūralaus polimero ir dozuojamos druskos (geležies sulfato ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) bei geležies chlorido (FeCl_3)) įtaką anaerobiniam pūdymo procesui ir nuogulų susidarymo tikimybę.

Pagrindinės problemos – naudojant be polimero sutiršintą dumblą prasčiau vyksta puvimo procesas, anaerobinio pūdymo metu išsiskiria fosforas, formuojasi struvito nuogulos, mažėja išsiskiriančių dujų tūris ir prastėja sudėtis.

Tyrimų objektas

Šio darbo tyrimų objektas yra Utenos nuotekų valyklos su azoto bei fosforo šalinimu bei anaerobiniu dumblo pūdymu pirminis, perteklinis veiklusis bei anaerobiškai pūdytas dumblas.

Darbo tikslas

Darbo tikslas - išanalizuoti biodujų sudėtį ir fiksuoti išsiskiriančių dujų kiekį tam, kad būtų galima nustatyti dozuojamos skirtingos druskos ir skirtingo polimero įtaką dumblo pūdymo procesui, išsiskiriančių dujų tūriui ir sudėčiai.

Darbo uždaviniai

Darbo tikslui įgyvendinti, reikia atlikti šiuos uždavinius:

- Išanalizuoti dumblo tirštinimui naudojamo sintetinio arba natūralaus polimero bei dozuoamos druskos (geležies sulfato ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) arba geležies chlorido (FeCl_3)) įtaką anaerobiniam pūdymo procesui;
- Išanalizuoti susidariusių nuogulų cheminę sudėtį;
- Atlikti tyrimus siekiant surasti galimus metodus struvito (ar kitų nuogulų) prevensijai;
- Nustatyti fosfatų bei kitų jonų koncentracijos priklausomybę nuo pH.
- Apskaičiuoti SM sumažėjimą ir BSM suskaidymą.

Tyrimų metodai

Darbe atliekami tyrimų metodai:

- Eksperimentiniai tyrimai VGTU laboratorijoje;
- Statistinis gautų rezultatų apdorojimas.

1. Nuotekų dumblo savybių ir apdorojimo būdų literatūros apžvalga

1.1. Dumblo rūšys ir charakteristikos

Dumblas – tai valymo įrenginiuose susidariusi sunkiai besifiltruojanti koloidinė suspensija. Dumblas susidaro nuotekų valymo proceso metu ir susideda iš pirminio (žalio) dumblo ir antrinio (veiklaus dumblo, kurį sudaro įvairūs mikroorganizmai). Bendras mikroorganizmų skaičius dumble gana didelis, vidutiniškai 10^6 – 10^8 ląstelių/1ml, taip pat gali būti įvairių patogeninių bakterijų, virusų, helmintų kiaušinėlių. Dumblo savybių kitimas priklauso nuo nuotekų užterštumo kiekio.

Pirminis dumblas – tai suspensijos, kurias sudaro nusėdusios skendinčios dalelės, susidaranti pirminių nusodintuvų dugne. Pirminis dumblas yra pilkos arba rudos spalvos, susidedantis iš skirtingo dydžio dalelių ir turintis nemalonų kvapą. Dumble yra azoto (apie 6 %), kalio (apie 0,2 %) ir fosforo (apie 4 % nuo sausų medžiagų kiekio), o pagrindinė dalis yra sudaryta iš organinių medžiagų 60–75 %. Bendra medžiagų koncentracija gali svyruoti nuo 2–7 % (kietos dalelės svyruoja paprastai nuo 0,1–0,3 kg/m³). Susidarančio pirminio dumblo kiekio bendrasis įvertinimas yra atliekamas apskaičiavus skendinčių medžiagų kiekį, patenkantį į nuotekų valymo įrenginius, ir įvertinant pašalinimo normą. Pirminio dumblo pašalinimo lygis yra diapazone nuo 50–65 %. Pirminio dumblo pH yra apie 6. Nuo 5–20 % pirminį dumblą sudaro dalelės, kurių dydis yra 7 mm, 9–33 % – dalelės, kurių dydis yra nuo 1–7 mm, 50–88 % – mažesnės nei 1 mm, iš kurių apie 45 % yra mažesnės nei 0,2 mm. Drėgnumas yra 93–97 % (Turovskiy, Mathai 2006).

Veiklusis dumblas – tai dribsnių pavidalo masė, pilkos, šviesiai ar tamsiai rudos spalvos. Dribsnių sudėtyje daugybė bakterinių ląstelių, panirusių į gleives. Dribsnių susidarymą, t. y. bioflokuliaciją, lemia tai, kad bakterinių ląstelių paviršiuje susikaupia egzopolimerai, turintys jonaktyvias ir nejonogenines funkcines grupes ir galintys funkcionuoti kaip polielektrolitai (Mažeikienė 2009). Dribsnių dydis vidutiniškai 1–4 mm, bet priklausomai nuo sąlygų gali keistis nuo milimetro dalių iki 10–20 mm. Jei pH dydis yra nuo 4 iki 9, dribsniai turi neigiamą krūvį. Veikliojo dumblo dribsniai turi didelį paviršiaus plotą (apie 100 m²/g sausų medžiagų). Tai lemia dideles adsorbcines galimybes. Adsorbuojasi koloidinės ir suspenduotos dalelės, o patys dribsniai yra sudėtinga mikrobu, jų gyvybinės veiklos produktų ir inertinių dalelių visuma (Turovskiy, Mathai 2006).

Mikroorganizmai, sudarantys aktyvųjį dumblą yra bakterijos, pirmuonys, grybai, dumbliai, verpetės, kirmėlės, vabzdžių lervos, vėžiagyviai ir kt. Svarbią reikšmę šioms biocenozėms

formuotis turi nutekamųjų vandenų cheminė sudėtis, teršalų bei ištirpusio deguonies koncentracija, temperatūra, pH, maišymo intensyvumas ir kiti veiksniai.

Veikliajame dumble vyrauja dideli bakterijų kiekiai, tai yra nuo 10^8 iki 10^{14} ląstelių/g sausos medžiagos. Iš viso randama apie 100 įvairių mikrofaunos rūšių. Vienos aptinkamos retai, kitos dideliais kiekiais randamos beveik visuose aktyviuosiuose dumbluose. Jų vystymasis priklauso nuo aplinkos sąlygų, todėl kai kurie mikrofaunų atstovai gali būti valymo procesų indikatoriais. Labai dažnai aptinkamos šios rūšys: *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Bacterium*, *Alcaligenes*, *Achromobacter*, *Flavobacterium*, *Corynebacterium* genčių ir *Enterobacteriaceae* šeimos atstovų bei nedidelis kiekis aktinomicetų (1 pav.). Jos nuotekų teršalus oksiduoja iki anglies dvideginio, vandens, nitritų, nitratų, fosfatų ir naudoja kaip maistinę medžiagą. Iš vienaląsčių gyvūnų aktyviajame dumble daugiausia yra pirmuonių. Jie atlieka keletą naudingų funkcijų. Pirma, maitindamiesi bakterijomis, pirmuonys reguliuoja jų skaičių. Kartu su saprofitinėmis bakterijomis pirmuonys sunaikina ir patogenines. Svarbi pirmuonių funkcija – vandens nuskaidrinimas. Perleisdamos per savo kūną mažas suspenduotas daleles, infuzorijos sulipdo jas ir išleidžia lengvai nusėdančių kamuolėlių pavidalu. Veikliajame dumble gyvena daugybė verpečių, kurios maitinasi bakterijomis bei pirmuonimis. Kai yra organinių medžiagų perteklius (aktyvusis dumblas perkrautas mikroorganizmais), dribsniai sutankėja, įgauna tamsią spalvą, o nusistojęs vanduo silpnai švyti. Veiklųjį dumblą galima regeneruoti atskiriant jį nuo vandens ir prapučiant oru (Davis 2010).

Veiklusis dumblas – sudėtinga įvairių mikroorganizmų bendrija. Logaritminio augimo fazėje vyksta didžiausias bakterijų augimo greitis ir intensyviausias substratų naudojimas. Šiai fazei būdingas ir maksimalus biocheminis dumblo aktyvumas. Tačiau šioje fazėje esančios bakterijos beveik nesudaro dribsnių. Todėl aerotanke sudaromos tokios sąlygos, kad pagrindinė veikliojo dumblo bakterijų masė būtų stacionarinėje ir endogeninio kvėpavimo fazėje, o aktyviai besidauginančios logaritminės fazės bakterijos sudarytų tik dalį bendro jų skaičiaus. Dumblo biocheminiam aktyvumui įvertinti matuojamas ištirpusio deguonies panaudojimo greitis (iki $2 \text{ m}^3/\text{h}$) arba nustatomas fermentų kiekis aktyviajame dumble (Beržinskienė 1999).

Svarbiausia veikliojo dumblo savybė – sugebėjimas sudaryti dribsnius ir jų sedimentacija. Veikliojo dumblo mikroorganizmų ląstelių sudėtinga cheminė sandara. Veikliojo dumblo cheminė sandara kinta nuo $\text{C}_4\text{H}_9\text{OH}$ iki $\text{C}_8\text{H}_{15}\text{O}_5\text{N}$, atsižvelgiant į mikroorganizmų augimo fazę ir substratą, kuriame atliekami sudėties tyrimai. Valant buitines ir daugelio pramonės įmonių nuotekas, kai palaikoma vidutinė veikliojo dumblo apkrova (iki $400 \text{ mg BDS}_5/\text{g VDSM d}$), veikliojo dumblo formulė – $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$. Flokuliacija – tai veikliojo dumblo mikroorganizmų fiziologinis būvis priklausantis nuo mikroorganizmų augimo fazės užbaigtumo ir susijęs su sąveika polimerų,

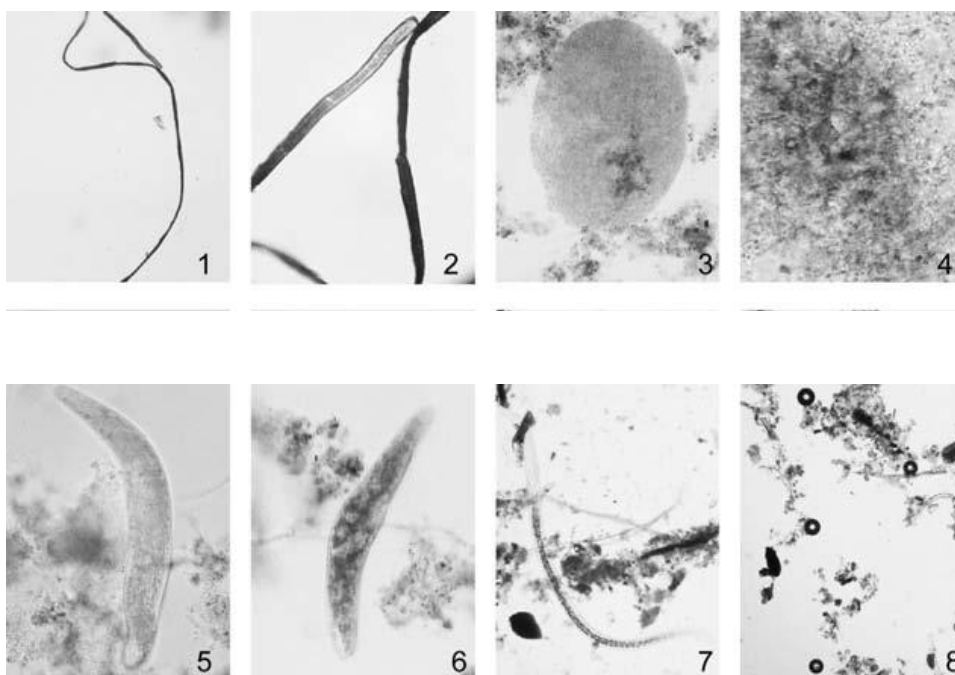
išskiriamų bakterijų ląstelių arba adsorbuotų jų. Mikroorganizmų augimo fazės užbaigtumas priklauso nuo veikliojo dumblo apkrovos (mg BDS₅/g VDSM d). Nuo jos priklauso ir dumblo dribsnių būvis:

- apkrova 9850 – nesėdančios smulkiadispersės dalelės (skersmuo 0,17–0,25);
- apkrova 5300 – nesėdančios stambiosios dalelės kartu su zooglejomis, siūlinėmis bakterijomis ir pirmuoniais (dalelių skersmuo iki 20 mm);
- apkrova 1240 – gerai sėdantis dumblas (skersmuo iki 8 mm);
- apkrova 162 – gerai sėdantis, sutankėjantis dumblas (skersmuo 0,3–0,4 mm).

Veikliojo dumblo apkrova kinta, kai dumblo masės vienetui tenka didesnis teršalų kiekis per laiko vienetą.

BSM suskaidymas pūdytuve praktiškai yra apie 40 % ir 60 % (Water Environmental Federation 2008).

Neigiamą poveikį veikliojo dumblo mikroorganizmams turi aplinkos pH, sunkiųjų metalų jonai ir kai kurios organinės medžiagos (Ofverstrom 2010).



1 pav. Veikliojo dumblo mikroorganizmai: 1, 2 – *Aphanizomenon* genties melsvabakterės (1 – padidinta 100 kartų, 2 – padidinta 400 kartų), 3 – bakterijų sankaupa (padidinta 400 kartų), 4 – veikliojo dumblo dribsniai (padidinta 400 kartų), 5–7 – apvaliosios kirmėlės (5 – *Rhabditis* genties, padidinta 400 kartų; 6 – *Rhabditis* genties, padidinta 100 kartų; 7 – *Monhystra* genties, padidinta 100 kartų), 8 – mikroorganizmų cistos (padidinta 100 kartų) (Mažeikienė 2009)

Anaerobinis dumblas – juo vadinama mikroorganizmų, skaidančių nuosėdas, biocenozė. Anaerobinis skaidymas – tai bakterijų vykdomas procesas. Anaerobinio dumblo pūdymas aprašytas 1.3 poskyryje.

1.2. Nuotekų dumblo apdorojimo būdai ir įrenginiai

Dumblo valymo tikslai:

- Stabilizavimas iki ekologiškų ingredientų, kvapo pašalinimas;
- Apimties ir svorio mažinimas;
- Higiena – patogeninių mikroorganizmų nukenksminimas;
- Nuotekų dumblo savybių pagerinimas tolesniam naudojimui arba šalinimui.

Dumblo valymo įrenginių konstrukcija remiasi dumblo parametrais. Šie parametrai teikia inžinieriui informaciją apie organines medžiagas, nuosėdų elgseną, vandens išgarinimo lygį bei dumblo šiluminę vertę. Matuojama bendras skendinčių dalelių kiekis, bepelenės sausos medžiagos ir dumblo tūrio rodiklis.

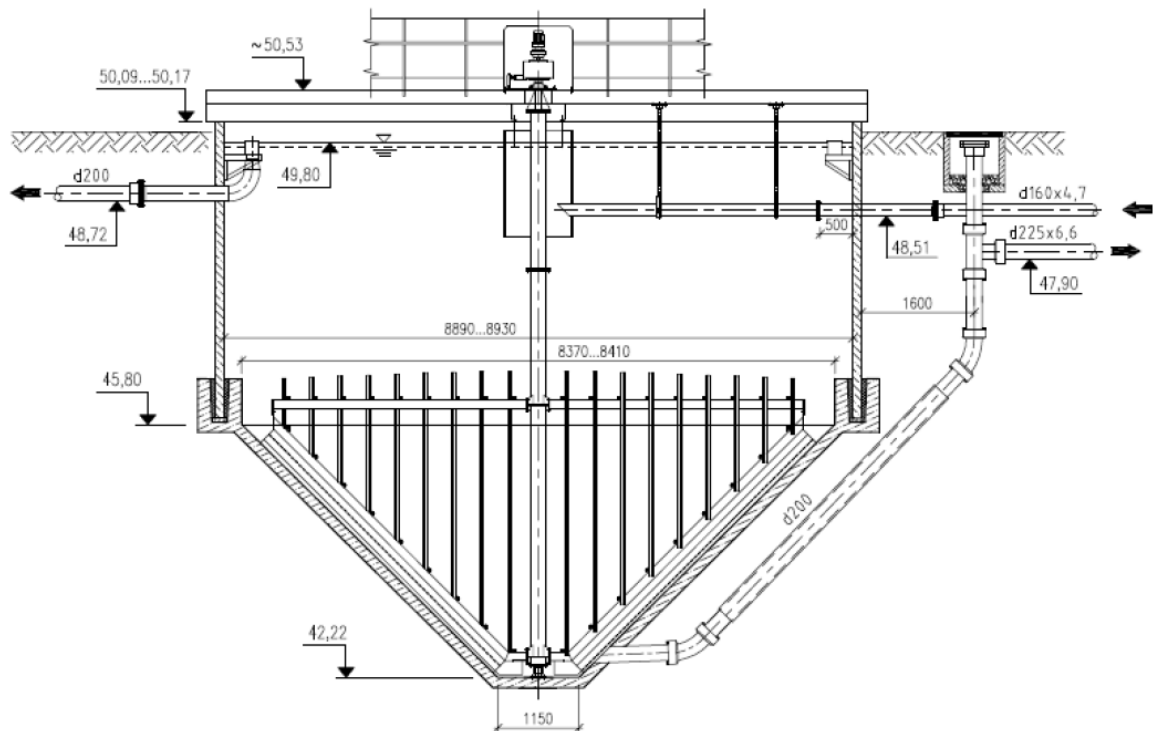
Nuotekų valykloje išgaunamas dumblas priklauso nuo atitekančių nuotekų sudėties, taikomų technologinių procesų, valymo metodų bei schemų.

Bendras dumblo apdorojimo tikslas yra gauti standartus atitinkantį stabilizuotą dumblą, kurį būtų galima pakartotinai naudoti žemės ūkyje, deginti kaip kurą arba kitaip jį tvarkyti. Tai apima ne tik energijos atgavimą, bet ir maistinių medžiagų panaudojimą.

Stabilizacijos procesas mažina mikroorganizmų kiekį, perteklinio vandens šalinimas tankinimo ir nusausinimo proceso metu mažina dumblo tūrį, deginimas mažina viso dumblo kiekį. Efektyviausias dumblo utilizavimo būdas – kai yra nauda energetiniu bei materialiniu požiūriu (Hospido *et.al.* 2005).

Dumblo tankinimas. Šio proceso tikslas yra sumažinti dumblo apimtį maždaug 30–80% prieš tolimesnį apdorojimą. Mažesniuose nuotekų valymo įrenginiuose, kur dumblas išvežamas reguliariai, tankinimas dažniausiai vyksta tiesiogiai dumblo saugojimo rezervuare. Dumblas gali būti tankinamas gravitaciniu, mechaniniu bei flotaciniu būdu. Pastarasis būdas būdavo kartais taikomas, kai sedimentacija tapdavo neefektyvi, pavyzdžiui naftos atskyrimas iš vandens emulsijos arba pramoninių nuotekų valyme. Stabili flotacijos veikla pastebėta įvairiomis eksploatavimo sąlygomis, nes ji sąlyginai nepriklausoma nuo biologinių dribsnių fizikinių savybių (Kang, Yun 2008).

Gravitacinis dumblo tiršinimas – jo metu dumblas tiekiamas į centrinę tankintuvo dalį (2 pav). Veikiant gravitacinei jėgai dumblas sėda, o nuskaidrėjęs dumblo vanduo per persipylimo briaunas surenkamas ir nuvedamas į valyklos pradžią. Dumblo grandiklis, sukdamasis ratu, sustumia dumblą į tankintuvo centrinėje dalyje esančią prieduobę, iš kur dumblas siurbliais tiekiamas į tolesnį apdorojimo etapą. Dėl nemalonaus kvapo tankintuvai gali būti uždengiami, o surinktos dujos nuvedamos į oro valymo sistemą. Gravitacinių dumblo tankintuvų teigiamos savybės yra tos, kad jie nereikalauja didelių energijos poreikių ar darbo jėgos sąnaudų bei bereikalingo cheminių medžiagų panaudojimo. Prie neigiamų savybių galima priskirti nemalonų kvapą, didelį įrenginių užimamą plotą bei tiršinimo efekto trūkumą.



2 pav. Gravitacinio tiršintuvo schema

Mechaninis dumblo tiršinimas - naudojamas kaip pradinis dumblo nuvandeninimas prieš dumblą galutinai sausinant atitinkamuose įrenginiuose arba prieš jį tiekiant į pūdymo įrenginius.

Naudojami būgniniai, diskiniai arba juostiniai tankintuvai, arba centrifugos. Norint pagerinti sutankinimo efektą yra įterpiamas polimerų tirpalas, tik tada dumblas paduodamas į tankinimo įrenginį. Polimerinio tirpalo nauda ta, kad jis reaguoja su dumbliu ir sudaro dumblo dribsnius, kuriuos galima lengviau atskirti nuo vandens. Taigi, mechanškai tankinamo dumblo teigiami bruožai yra tie, kad naudojant nedidelį energijos ir darbo jėgos kiekį galima pasiekti gerą

perteklinio dumblo sutankinimo efektą bei išvengti nemalonių kvapų aplinkoje. Neigiami bruožai – reikiamam efektui pasiekti yra naudojamos cheminės medžiagos, o filtro audinio plovimui reikalingas nepertraukiamas vandens tiekimas.

Dumblo stabilizavimas naudojamas siekiant pašalinti lengvai biologiškai skaidomus organinius teršalus. Stabilizavimui gali būti naudojami trys būdai:

- Aerobinis dumblo stabilizavimas;
- Anaerobinis stabilizavimas (pūdymas);
- Maišymas su kalkėmis.

Aerobinis dumblo stabilizavimas. Jis gali būti atliekamas veikliojo dumblo įrenginiuose (aerotankuose), kur pirminis ir antrinis dumblas nuolatos aeruojamas ilgą laiką, nes nitrifikacinės bakterijos auga lėtai. Šio proceso metu mikroorganizmai pereina į vidinio kvėpavimo fazę, kai jų ląstelėse saugotos medžiagos oksiduojasi ir virsta anglies dvideginiu ir vandeniu, sąlygodamos biologiškai skaidomų organinių medžiagų sumažėjimą. Taigi, visas perteklinio dumblo (įskaitant ir pirminio) aerobinio stabilizavimo procesas, esant įprastinei temperatūrai, yra energiją vartojantis. Be to, jis reikalauja papildomo reaktoriaus tūrio.

Pirminio ir perteklinio dumblo aerobinis skaidymas gali vykti ir atskiruose aerobiniuose stabilizatoriuose. Siekiant sumažinti aerotanko stabilizavimo tūrį, dumblas paprastai yra sutankinamas.

Aerobinio dumblo stabilizavimo privalumas yra lengvai valdomas procesas. Ilgesnis dumblo laikymas reikalauja tik nedidelių papildomų investicijų. Trūkumas yra didelės energijos sąnaudos. Be to, aerobiškai stabilizuotas dumblas yra sunkiau sausinamas.

Anaerobinis dumblo pūdymas. Jis yra atliekamas anaerobinių mikroorganizmų deguonies stygiaus metu. Fakultatyvūs ir anaerobiniai organizmai skaido sudėtingas molekulinės struktūros siekiant gauti laisvai kontroliuojamą vandenį ir išgaunant deguonį bei maisto produktus jų augimui. Gaunamos biodujos, kurios gali būti naudojamos kurui. Didesnė biodujų išeiga ir didesnis dumblo tūrio sumažėjimo efektas gaunamas, kai anaerobiškai pūdomas pirminis dumblas. Perteklinio dumblo anaerobinis pūdymas sumažina sausųjų medžiagų kiekį bei pagerina biologinio dumblo nusausinamumo charakteristikas.

Ekologinė pusiausvyra pūdytuve palaikoma tik kai yra tam tikras metanogeninių ir acetogeninių grupių bakterijų gausumas. Metanogeninės bakterijos auga ir dauginasi daug lėčiau už

acetogenines, todėl būtina sudaryti kuo palankesnes sąlygas vystyti metanogeninėms bakterijoms. Viena iš tokių sąlygų – anaerobinio dumblo tam tikro amžiaus palaikymas. Metantanke sudarius pusiausvyros sąlygas, biomasės prieaugio greitis lygus mikroorganizmų (kartu su apdorotomis nuosėdomis) pašalinimo iš metantanko greičiui. Kadangi anaerobinėmis sąlygomis biomasės prieaugis mažas, tai ir dumblo šalinimo greitis nedidelis. O tai reiškia, kad anaerobinio dumblo amžius yra gana ilgas. Metantankui dirbant mezofiliniu režimu ($37\pm 2^{\circ}\text{C}$) dumblo amžius yra nuo 15 iki 20 parų, o dirbant termofiliniu režimu ($53\pm 2^{\circ}\text{C}$) – nuo 5 iki 7 parų (Turovskiy, Mathai 2006). Stabiliam pūdymo režimui palaikyti, dumblas metantankuose pastoviai maišomas. Maišymo intensyvumas – metantanko tūrio pakeitimas iki 2 kartų paroje. Dumblo amžių galima pailginti, dalį surauginutų ir sutirštintų nuosėdų grąžinant į metantanką. Tuo padidinamas metantanko našumas (Matuzevičius, 1996).

Nepalankūs veiksniai (staigus apkrovimo padidėjimas, temperatūros režimo pakitimas, nuodingųjų medžiagų patekimas į nuosėdas) sutrikdo anaerobinio skaidymo procesą. Roest *et.al.* 2005 nustatė, kad kai kurios metanogeninės mikroorganizmų grupės turi iki šiol nežinomas fiziologines savybes termofilinėmis sąlygomis.

Anaerobinio stabilizavimo privalumai yra, kad galima sausų medžiagų kiekį (SM) sumažinti iki 25–35 %, vyksta geresnis dumblo nusausinimas, proceso metu susidaro energijos šaltinis – biodujos bei dumblas yra nukenksminamas ir stabilizuojamas (Turovskiy, Mathai 2006). Trūkumai – perteklinio dumblo pūdytas padidina amoniako koncentraciją nuvedamame dumblo vandenyje, taip pat dumblo vandenyje didėja fosforo koncentracija, kai pūdomas perteklinis dumblas, o termofiliškai supūdytas dumblas turi būti specialiai apdorojamas prieš sausinimą.

Maišymas su kalkėmis. Vykdamas šį procesą yra sudaromos nepalankios sąlygos mikroorganizmams vystyti, tačiau vyksta dumblo stabilizavimas ir ženklus patogeninių mikroorganizmų sumažinimas. Kalkių įterpimui į dumblą yra naudojamos specialios maišyklės, kurių paskirtis yra kokybiškai paskirstyti kalkių kiekius, sumažinti kalkių sąnaudas ir gerai išmaišyti, kad reikalinga pH terpė (apie 12) būtų pasiekama visame dumblo tūryje. Taigi, maišymas arba derinimas nusausintų nuosėdų ir šarminių medžiagų yra sauso šarminio stabilizavimo svarbiausias komponentas (North *et.al.* 2008).

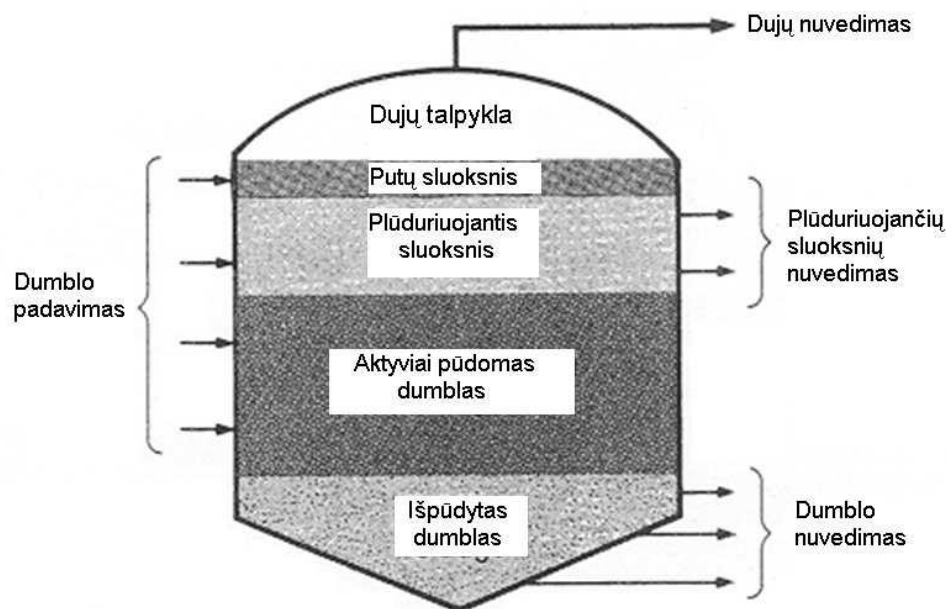
Anaerobiniai dumblo pūdytuvai (pūdytuvai). Pagal veikimo principą ir fizikines savybes anaerobiniai pūdytuvai gali būti vienalaipsniai ir dvilaipsniai, rečiau naudojami mišraus

tipo anaerobiniai reaktoriai, kurių vienas reaktorių pritaikytas pirminiam dumblui, o kitas - pertekliniam veikliajam dumblui.

Vienalaipsniai anaerobiniai pūdytuvai

Šie reaktoriai būna dviejų tipų: žemos apkrovos (3 pav.) ir aukštos apkrovos reaktoriai (4 pav.).

Šie reaktoriai skiriasi tuo, kad žemos apkrovos reaktoriuje dumblas maišosi ir šyla tik dujų recirkuliacijos pagalba. Dėl mažų apkrovų ir dumblo puvinimo intensyvumo, dumblas reaktoriuje susisluoksniuoja, todėl plūduriuojančio dumblo sluoksnis nuvedamas atskirai, kaip ir išpūdyto dumblo sluoksnis, tam kad kuo mažiau būtų pašalinama aktyviojo dumblo.



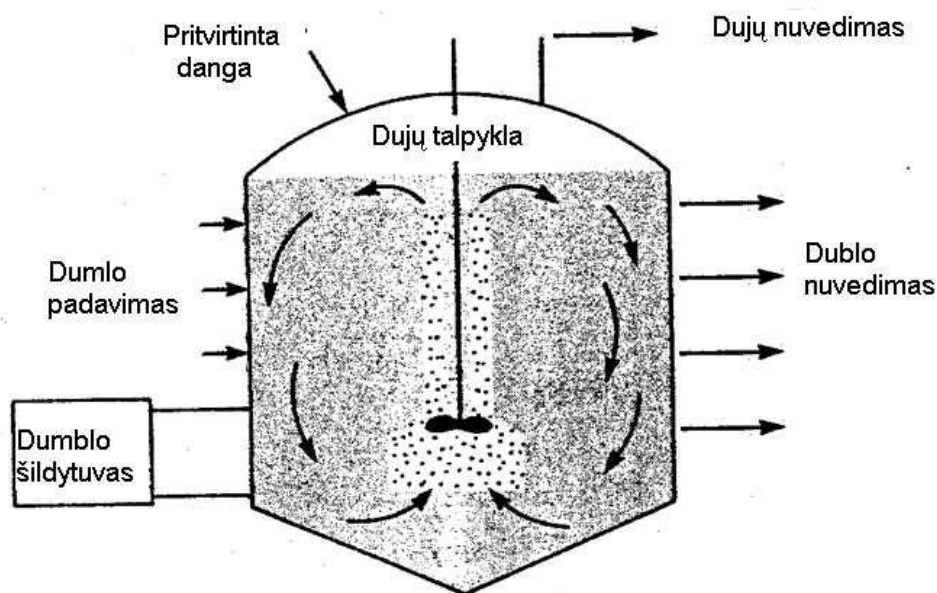
3 pav. Žemos apkrovos vienalaipsnis anaerobinis pūdytuvas (Appels 2008)

Aukštos apkrovos reaktoriuje (4 pav.) dumblas specialiai yra pašildomas, taip pat yra įdiegiama mechaninė maišyklė, tam, kad užtikrinti optimalų puvinimą. Pastovus tiekimas yra labai svarbus, todėl dumblas turi būti tiekiamas į pūdytuvą nepertraukiamai arba nuo 30 min iki 2 valandų periodais tam, kad būtų palaikomos pastovios sąlygos reaktoriuje (Appels 2008).

Kadangi tokio tipo reaktoriuje nėra aktyviojo dumblo atskyrimo, tai aktyvaus dumblo kiekis pūdytuve pūdomas kartu su valomo dumblo kiekiu.

Metantankai gali būti su fiksuotu ir plaukiojančiu dangčiu. Kai kurie arba visi plaukiojantys dangčiai gali būti dujų kaupyklos tipo, kuris numato perteklinių dujų sukaupimo galimybes.

Kaip alternatyva, dujos gali būti kaupiamos ir atskirose žemo slėgio dujų kaupyklose arba slegiamos ir kaupiamos suslėgtos.

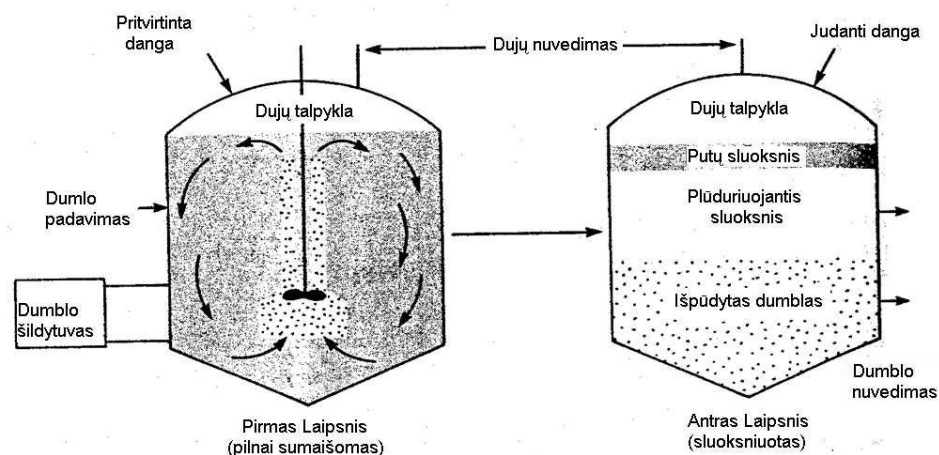


4 pav. Aukštos apkrovos vienalaipsnis anaerobinis pūdytuvas (Appels 2008)

Dvilaipsniai anaerobiniai pūdytuvai

Dvilaipsniame anaerobiniame pūdytuve (5 pav.), aukštos apkrovos pūdytuvas yra sujungtas su antru reaktoriumi. Pirmas reaktorius naudojamas pūdymui, o kitas atlieka kaupimo funkciją. Šie reaktoriai gali būti su fiksuotais arba plaukiojančiais dangčiais, analogiškai kaip ir vienalaipsniuose anaerobiniuose pūdytuvuose.

Dvilaipsniai anaerobiniai pūdytuvai yra retai naudojami. Pagrindinė priežastis – brangūs statybos kaštai dideliems talpoms ir sudėtingas proceso valdymas.



5 pav. Dvilaipsnis anaerobinis pūdytuvas (Appels 2008)

Siekiant pagerinti tolimesniuose dumblo apdorojimo etapuose vykstančių procesų rezultatus, t.y. padidinti pūdymo metu susidarančių biodujų išeigą, padidinti dumblo stabilizacijos laipsnį, sumažinti patogeninių bakterijų kiekį, sumažinti sausos medžiagos kiekį, sumažinti sausinamo dumblo drėgnumą (nusausinto dumblo kiekį) dumblas prieš patekdamas į dumblo pūdymo grandį, gali būti specialiai apdorojamas.

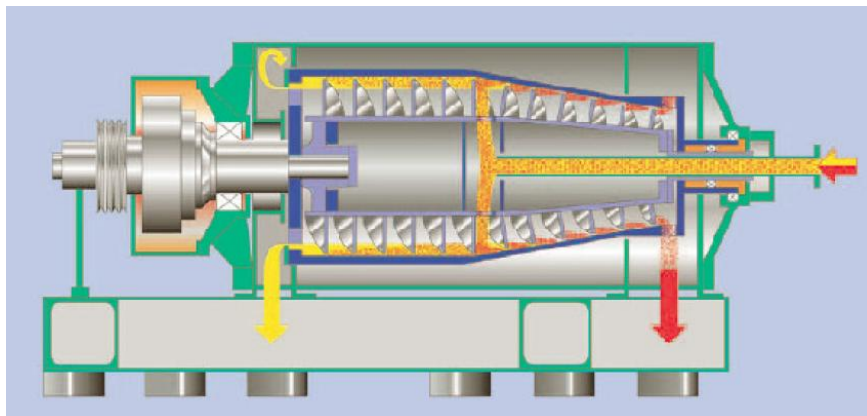
Dumblo sausinimas. Sausinimas atliekamas mechaninio sausinimo įrenginiuose arba dumblo sausinimo aikštelėse.

Mechaninis sausinimas. Jo metu iš skysto dumblo atskiriamas vanduo ir sausintas dumblas tampa klampios košės konsistencijos. Mechaninio dumblo sausinimo metu dalis vandens iš skysto dumblo pašalinama priverstiniu būdu, t.y. mechaniškai spaudžiant ar kitaip veikiant apdorojamąją terpę.

Mechaniškai sausinti dumblą yra naudojami dumblo presai (juostiniai ir kameriniai), sraigtiniai presai bei centrifugos. Jie skirstomi į šiuos tipus – tai nepertraukiamo veikimo (juostiniai presai, centrifugos, sietai) ir cikliško veikimo (kameriniai presai) įrenginius. Į šiuos įrenginius gali būti tiekiamas tiek sutankintas dumblas, tiek ir skystas, priklausomai nuo nuotekų valykloje pasirinktos dumblo apdorojimo technologijos.

Mechaninis sausinimas centrifugose – Šiostecnologijos yra didelis hidraulinis našumas (6 pav). Įrenginiai dirba pilnai automatizuotai. Sausinimas vyksta uždaroje erdvėje, tai nėra aerozolių pasklidimo rizikos. Naudojant šią technologiją galima pasiekti iki 20–25% pirminio dumblo

sausumą. Kadangi centrifugose yra daug judančių dalių, tai jos nėra atsparios dėvėjimuisi ir naudoja didelius energijos kiekius (iki 80 kWh tonai sausos medžiagos), be to skleidžia didelį triukšmą ir yra sunkiai remontuojamos. Dar vienas trūkumas yra tas, kad yra reikalingas atskiras tankinimo įrenginys su papildomu polimerų įterpimo mazgu. Centrifugas rekomenduojama naudoti didelėse nuotekų valyklose, skirtose daugiau kaip 50000 GE nuotekoms valyti ekonominiais sumetimais.



6 pav. Centrifugos schema

Mechaninis sausinimas juostiniuose presuose – dumblo mechaninio sausavimo metu iš skysto dumblo atskiriamas vanduo ir sausintas dumblas tampa klampios košės konsistencijos (7 pav). Sausos medžiagos sausintame veikliajame dumble sudaro 16–22 %, o pūdytame pirminiame dumble – 30–36 %. Juostinių presų yra didelis hidraulinis našumas (vienu įrenginiu galima sausinti iki 45–55 m³/h skysto dumblo), nedidelės energijos sąnaudos (iki 35 kWh tonai sausos medžiagos), galima konstrukcija, kai viename įrenginyje yra integruojamas ir mechaninis dumblo tankintuvas. Įrenginys yra sąlyginai atsparus dėvėjimuisi, skleidžia nedidelį triukšmą, jį yra nesudėtinga remontuoti ir, be to, gaminami nedidelio našumo modeliai, tinkantys mažesniems nuotekų valymo įrenginiams.

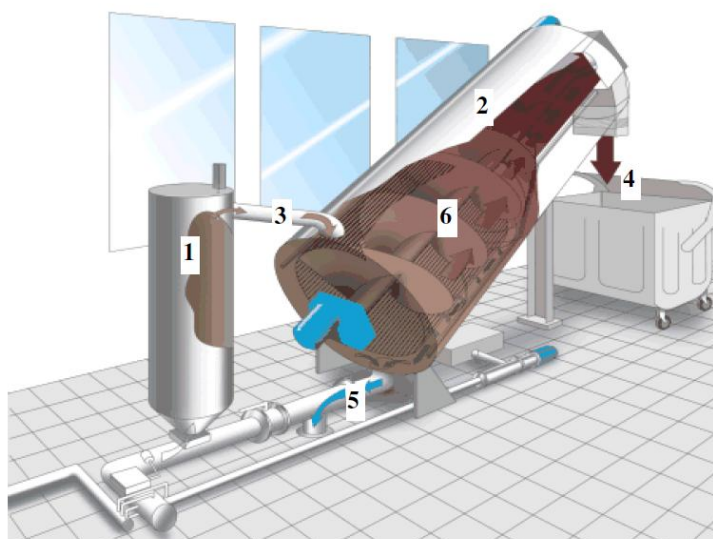
Trūkumai – juostinių presų yra sąlyginai dideli gabaritai, eksploatacijos metu rekomenduojama periodinė (1–2 k per dieną) veikiančio įrenginio apžiūra, veikimo metu reikalingas nuolatinis techninio vandens tiekimas juostų plovimui, o apžiūros metu atsiranda aerozolių sklaidimo į aplinką bei personalo kontakto su dumbly pavojus.



7 pav. Juostinis filtrpresas su integruotu mechaniniu tirštintuvu

Kameriniai presai – juose dumblas yra sausinamas jį paduodant į atskiras preso sekcijas, kuriose dumblas suspaudžiamas dviem skirtingų kasečių plokštumomis, padengtomis filtruojančiu audeklu. Iš viso įrenginyje būna sumontuota nuo 10 iki 24 kasečių, slankiojančių ant kreipiančiųjų. Į kiekvieną tarpą tarp kasečių iki tam tikro lygio yra paduodamas skystas dumblas. Užpildžius visas sekcijas, dumblo padavimas į įrenginį sustabdomas ir dumblas mechaniškai spaudžiamas, naudojant hidraulinę pavarą. Nuspaustas vanduo savitaka išteka iš įrenginio ir gražinamas į nuotekų valyklos pradžią, o po tam tikro spaudimo laiko atlaisvinus hidraulinį presą, kasetės mechaniškai atskiriamos viena nuo kitos, o tarp jų esantis nusaustas dumblas iškrenta iš įrenginio į apačioje stovintį konteinerį.

Sraigtiniai presai – juose sausinamas dumblas, susidaręs valant butines nuotekas (8 pav). Standartinio sraigtinio preso nusaustinamas kiekis 10–17 m³/h, kuriame sausų medžiagų kiekis 2,5–5,0 %. Įrenginio našumas yra apie 400 kg SM/h, polimero suvartojimas yra 9,0–10,0 kg/t sausos medžiagos. Nusaustame dumble būna 32 % sausos medžiagos, o fitrate – 800–1200 mg SM/l.



1 – flokuliacijos kamera, 2 – lėtaeigis sraigtinis presas, 3 – tankinto dumblo tiekimas, 4 – sausinto dumblo nuvedimas, 5 – dumblo vandens nuvedimas, 6 – kintamo skersmens sraigtas

8 pav. Lėtaeigio sraigtinio preso schema

Dumblo sausinimas aikštelėse – tai pati prasčiausia dumblo sausavimo technologija. Ši technologija dažniausiai naudojama nedidelio našumo nuotekų valyklose, kur yra pakankamai teritorijos ir palankios klimatinės sąlygos. Šaltesnio klimato kraštuose ši technologija nėra labai efektyvi, dumblas nusašinamas iki 98 %.

Dumblo sausavimo aikštelių naudojimas yra pagrįstas drenažiniu principu. Paruoštas sausavimui dumblas yra paskleidžiamas aikštelėse su įrengta drenažine sistema (žvyro sluoksniu) ir sausėja esant natūralioms atmosferos sąlygoms. Susidaręs drenažinis vanduo surenkamas ir paduodamas atgal į valyklą.

Tokių aikštelių privalumai yra tie, kad nereikia didelių investicinių bei eksploatacinių kaštų.

Trūkumai – reikalingas didelis teritorijos poreikis, o sausavimo efektyvumas priklauso nuo aplinkos klimatinės sąlygų. Be to, sausinant atviru būdu galimas nemalonių kvapų sklaidimas, todėl būtų rekomenduojama naudoti dezodorantus. Dumblui paskleisti ir ištuštinti reikalingas sąlyginai didelis momentinis darbo jėgos ir technikos poreikis.

Dumblo sausinimas naudojant koaguliantus – dumblo savitasis pasipriešinimas filtravimui gali būti sumažintas naudojant koaguliantus. Kuo didesnis pradinis dumblo savitasis pasipriešinimas, tuo daugiau reikia koaguliantų jam sumažinti. Koaguliantai gali būti cheminiai reagentai, stambiamolekuliniai flokulantai, natūralūs ir sintetiniai polielektrolitai – organiniai junginiai ir kt. Reagentų kiekiui sumažinti jie maišomi su kalkėmis.

Optimali koagulianto dozė nustatoma eksperimentiškai, bandomuoju koaguliavimu, kiekvienam konkrečiam dumbliui. Optimali dozė tokia, prie kurios dumblo pasipriešinimas filtravimui mažiausias, išreiškiamas kg/t sausų medžiagų. Dozės pateiktos 1 lentelėje.

1 lentelė. Tipinės polimerų dozės sausinant dumblą filtrpresu ar centrifuga (Davis 2010)

Dumblo tipas	kg/t sausų medžiagų	
	Filtrpresas	Centrifuga
Pirminis dumblas	1-4	1-2,5
Pirminis ir perteklinis veiklusis dumblas (PVD)	2-8	2-5
Pirminis ir perteklinė bioplėvelė (biofiltrai)	2-8	-
PVD	4-10	5-8
Anaerobiniu būdu pūdytas pirminis dumblas	2-5	3-5
Anaerobiniu būdu pūdytas pirminis dumblas ir aerobiniu būdu stabilizuotas PVD	1,5-8,5	2-5
Aerobiniu būdu stabilizuotas pirminis dumblas ir PVD	2-8	-

Dumblo nukenksminimas – tai metodas patogeninių bakterijų kiekiui sumažinti. Yra naudojamos dvi technologijos: terminis dumblo apdorojimas ir dumblo maišymas su kalkėmis. Taip pat galimas ir savaiminis patogeninių bakterijų, esančių dumble, kiekio sumažėjimas, tačiau šiam procesui vykti reikia dumblą sandėliuoti atvirame ore pakankamai ilgą laiko tarpą (mažiausiai 6 mėnesius, rekomenduojama – 12 mėnesių), kas reikalauja pakankamai daug papildomos teritorijos.

Terminis dumblo apdorojimas. Dumblo terminio nukenksminimo metu dumblas turi išbūti tam tikrą laiką atitinkamoje temperatūroje, pvz. 30 minučių prie 70 °C temperatūros. Reikalingas terminio apdorojimo laikas priklauso nuo temperatūros ir gali būti mažesnis, jei temperatūra yra aukštesnė.

Šio proceso privalumai yra nedideli investiciniai kaštai, lengva įdiegti, pagerėja darbo sąlygos personalui, dirbančiame tolimesnėse dumblo apdorojimo grandyse, o apdorotas dumblas gali būti naudojamas maksimaliai sumažinus ligų sklaidimo riziką bei galutiniams dumblo „naudotojams“ apdorotas dumblas yra labiau priimtinas. Trūkumas – didelės energijos sąnaudos, eksploatuoti ir prižiūrėti pasterizacijos įrenginius reikalingas specialiai apmokytas personalas.

Maišymas su kalkėmis. Vykdamas šį procesą yra sudaromos nepalankios sąlygos mikroorganizmams vystytis, tačiau vyksta dumblo stabilizavimas ir ženklus patogeninių mikroorganizmų sumažinimas. Kalkių įterpimui į dumblą yra naudojamos specialios maišyklės, kurių paskirtis yra kokybiškai paskirstyti kalkių kiekius, sumažinti kalkių sąnaudas ir gerai išmaišyti, kad reikalinga pH terpė (apie 12) būtų pasiekama visame dumblo tūryje.

Dumblo džiovinimas. Dumbblas dažniausiai džiovinamas nuotekų valymo įrenginiuose. Taip išvengiama papildomų pervežimų ir panaudojama atliekama šiluma. Tačiau yra ir regioninių džiovinimo įmonių, kurios dumblą gauna iš kelių vietų.

Dvi pagrindinės dumblo išmetimo problemos išlieka – tai sudeginimas ir išbarstymas. Abiem atvejais džiovinimas yra ir išliks kritinis ir būtinas valymas po mechaninio sausavimo centrifugose ar filtracijos. Iš esmės džiovinimas gali sumažinti drėgnumą 5 %. Tai akivaizdžiai sumažina nuotekų masę ir tankį ir dėl tos priežasties taip pat tvarkymą bei transportą. Vandens pašalinimas iki tokio žemo lygio padidina kaloringumo vertę, taip transformuodamas dumblą į priimtina degimui. Be to, džiovintas dumbblas neturi patogeninių organizmų, yra stabilizuotas ir visa tai dėl aukštos temperatūros buvimo (Leonard 2004).

Galima išskirti šiuos džiovinto dumblo privalumus:

- žymus dumblo tūrio (kiekio) sumažinimas, vidutiniškai 75–80%, lyginant su tik nusausintu dumbliu;
- džiovintas dumbblas yra stabilios konsistencijos, lengvai tvarkomas ir transportuojamas;
- džiovintas dumbblas tinkamas naudoti kaip trąša žemės ūkyje (esant dumbliui granulių pavidalu galima naudoti tą pačią dumblo įterpimo techniką, kaip ir mineralinėms trąšoms);
- džiovintas dumbblas tinkamas naudoti kaip biokuras, jo energetinė vertė 12–13 MJ/kg (sausos masės);

Trūkumai:

- nemaloni kvapo rizika (tiesioginio džiovinimo atveju);
- sąlyginai didelės energetinės sąnaudos, jei perteklinė šiluma yra nesurenkama ir pakartotinai nepanaudojama.

Dumblo deginimas. Dumblo deginimo procesas yra degimas deguonies turinčioje aplinkoje, deginimo įrenginyje. Deginimas sumažina biomedžiagų kiekį iki nuosėdų, susidedančių iš pelenų, kurie sudaro apie 20 % pradinės dumblo apimtys. Deginimo procesas sunaikina beveik visas lakias kietąsias medžiagas ir patogenus, sumažina labai toksiškų organinių cheminių medžiagų kiekį,

kontroliuojami nepilnai sudegę produktai. Metalų nesumažėja, o tik susikoncentruoja pelenuose. Oro valymo įrenginiai (pavyzdžiui aukšto slėgio skruberiai) yra reikalingi siekiant apsaugoti orą nuo taršos. Tam reiktų įrengti tinkamą deginimo krosnį (jėgainėje arba atliekų deginimo įmonėje) su modernia dūmų valymo įranga. Kenksmingų medžiagų koncentracijų sumažinimas ore yra pasiekiamas griežtai kontroliuojant temperatūrą bei taikant tinkamas išmetamų dujų valymo technologijas.

Dumblas deginamas iš karto po sausinimo, arba prieš deginimą dar papildomai džiovinamas. Jei dumblas prieš deginimą nedžiovinamas, degimo procesui palaikyti reikia papildomo kuro. Dumblo džiovinimas prieš deginimą rekomenduojamas didelėse dumblo deginimo įmonėse. Didelės įmonės dažnai sukondensuoja kūryklų dūmus ir taip sutaupo energiją (Perrez-Elvira S. I, Nieto Diez P. 2006).

Teigiami dumblo deginimo aspektai:

- Žymiai sumažėja dumblo tūris, maži išmetamų dujų kiekiai;
- Apdoroto dumblo produktų perdirbimas (pavyzdžiui pelenai ir inertinės medžiagos gali būti naudojamos kaip užpildai asfalto, betono ar plytų gamyboje);
- Nedidelis jautrumas dumblo sudėčiai;
- Patikimas procesas, pastovi temperatūra degimo metu;
- Kvapo sumažėjimas dėl uždarytų sistemų ir aukštų temperatūrų.

Neigiami dumblo deginimo aspektai:

- Investicija į deginimo krosnis paprastai pasiteisina tik didelių mastų situacijomis (2000–5000 tonų SM);
- dėl temperatūrų skirtumo ir rūgšties įtakotos erozijos yra ardamos degimo reaktoriaus sienos, todėl krosnies eksploatacijos laikas yra sąlyginai trumpas;
- Reikalingas iš kaminų išmetamų dujų valymas;
- medžiaga turi būti labai homogenizuota (dalelės turi būti kiek įmanoma vienodo dydžio).

Dumblo kompostavimas su organinėmis medžiagomis – tai kompleksinis biologinis, biocheminis ir fizinis procesas, kurio metu, dalyvaujant mikroorganizmams ir zoocenozėms ir jų išskiriamais fermentais, vyksta sudėtingi organinių atliekų mineralizacijos, biogeninių elementų išlaisvinimo ir humuso formavimo procesai. Kompostavimo technologija yra vienas iš metodų, kai energijos vartojimas yra palyginti nedidelis, o ištekliai gali būti pakartotinai panaudoti.

Kompostavimo technologija yra naujas biologinio apdorojimo metodas. Jis gali išskaidyti daugiafazes organines medžiagas pagal sudėtines dalis (mineralizuojasi biologiškai skaidžios atliekos, išsiskiria biogeniniai elementai ir susidaro humusas).

Kompostavimas garantuoja visišką patogeninių organizmų panaikinimą (Nasr 1997).

Jis pratęsia stabilizuoto ar dalinai stabilizuoto dumblo procesą. Organinių medžiagų perdirbimo metu kyla temperatūra.

Teigiami šio proceso bruožai – svoris ir tūris sumažėja apie 50 % nuo viso dumblo ir reagento kiekio. Gerai nukenksminami patogeniniai mikroorganizmai. Neigiami bruožai – didelis aeracinių rietuvių bei reaktorių energijos poreikis, azoto garavimas, nemalonių kvapų poveikis bei blogų darbo sąlygų susidarymas, esant nepakankamam proceso kontroliavimui (Meijuan Gao, 2007).

1.3. Anaerobinis dumblo pūdyimas

Anaerobinis dumblo apdorojimas (dumblo pūdyimas) – tai bene seniausias procesas naudojamas organinių medžiagų skaidymui (Bousková *et al.*, 2005). Anaerobinio proceso metu suirstančios organinės dalelės konvertuojamos į biodujas. Biodujose būna 65–70 % metano, 25–30 % CO₂ ir nežymūs kiekiai CO, N₂, O₂ ir H₂S.

Anaerobinis dumblo pūdyimas – tai procesas, kuriuo dėka dalis biomasėje esančių organinių junginių yra suardomi dėl įvairių rūšių mikroorganizmų veiklos. Dėl šių mikroorganizmų prisitaikymo prie skirtingų proceso sąlygų, faktiškai visi organiniai junginiai gali būti suardomi.

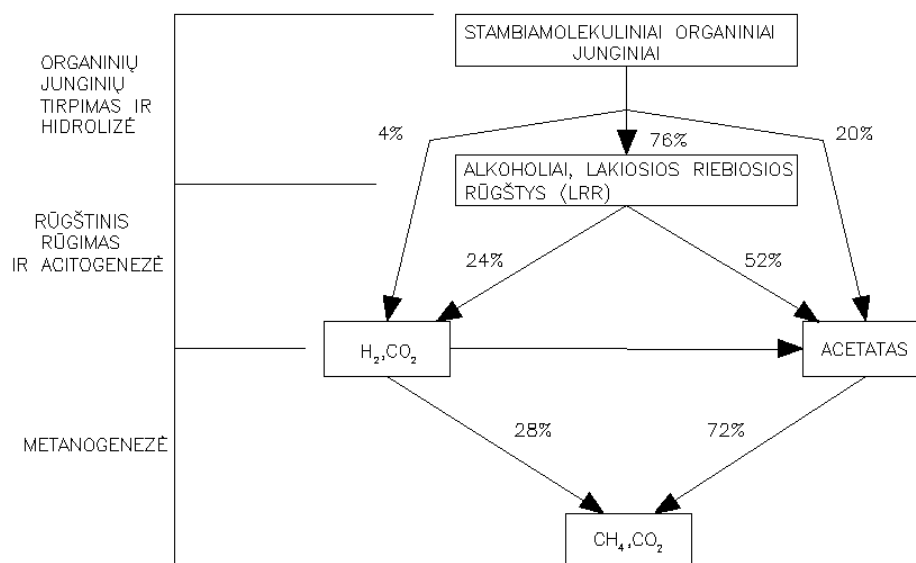
Visą anaerobinį procesą galima suskirstyti į tokias tris stadijas (9 pav):

1. Organinių junginių tirpimas ir hidrolizė (hidrolizė);
2. Rūgštinis rūgimas ir acitogeneze (fermentacija);
3. Metanogeneze.

Hidrolizės metu sudėtingi stambiamolekuliniai organiniai junginiai – baltymai, riebalai, polisacharidai, celiuliozė, ligninas anaerobinių mikroorganizmų pagamintų hidrolitinių fermentų (celiuliazės, proteazės, lipazės) pagalba suskaidomi iki tirpių monomerų: aminorūgščių, gliukozės, riebalinių rūgščių ir glicerino. Tai lėtas procesas ir jo greitis dažnai apsprendžia viso proceso spartą.

Suskaidžius iki monomerų, kurie jau gali patekti į ląsteles, prasideda viduląsteliniai procesai – vyksta rūgštinio rūgimo stadija. Šios stadijos metu monomerai yra fermentuojami ir galutiniai šios stadijos produktai yra acto, sviesto, pieno, propiono, skruzdžių rūgštys, alkoholiai (etanolis, metanolis), ketonai (glicerolis, acetonas), acetatas, amoniakas, CO₂ ir H₂S. Šių produktų kiekis priklauso nuo vyraujančios mikroorganizmų kultūros, aplinkos sąlygų (temperatūros, pH,

oksidacinio-redukcinio potencialo). Čia susidariusios organinės rūgštys su trumpa angliavandeniline grandine yra vadinamos lakiosiomis riebalinėmis rūgštimis (LRR).



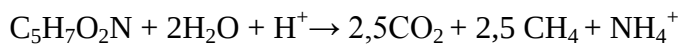
9 pav. Organinių medžiagų anaerobinio skaidymo etapai

Acetogeninės bakterijos – obligatiniai ir fakultatyvūs anaerobai, kurių išskiriama apie 90 rūšių, kurių pagrindinės yra *Clostridium*, *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Bacteroides* bei *Escherichia* genčių bakterijos. Jos sugeba rauginti įvairius substratus ir greitai dauginasi, generacijos laikas apie 30 min. Jos verčia riebalų rūgštis į acto, propioninę ir pieno rūgštis. Acto rūgšties sintezei joms yra reikalingas deguonis ir anglies atomai. Panaudojamas surištas arba ištirpęs deguonis. Taip rūgštį gaminančios bakterijos sukuria metanogenams būtinas anaerobines sąlygas.

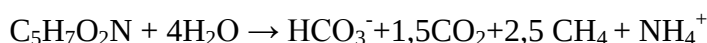
Gauti produktai naudojami metanogenezės stadijoje, susidarant metanui (CH₄) ir anglies dioksidui (CO₂). Metaną gaminančios bakterijos pastaruoju metu yra intensyviai tyrinėjamos. Sudėtingų organinių junginių metanogeninės bakterijos negali įsisavinti. Ši jų savybė lemia tai, kad ekosistemose jos vystosi kartu su heterotrofinėmis bakterijomis. Anaerobinės heterotrofinės bakterijos aprūpina metanogenus reikalingais substratais ir sudaro palankias oksidacines-redukcinės sąlygas jų veiklai. Metanogeninėms priklauso *Methanobacterium*, *Methanococcus* ir *Methanosarcina* genčių bakterijos. Nutekamųjų vandenų reaktoriuose labiausiai paplitusios *Methanosarcina* šeimai priklausančios bakterijos, o *Methanobacterium* aptinkamos abiejų tipų reaktoriuose. Metano gamybai yra panaudojamas vandenilis, anglies dvideginis, acto rūgštis ir kiti anglies turintys junginiai. Metaną ir rūgštį gaminančios bakterijos veikia kaip simbiotiniai mikroorganizmai: rūgštį gaminančios bakterijos sukuria metanogenams tinkamą aplinką (anaerobinės sąlygos, mažos molekulinės masės junginiai).

Metanogeninės bakterijos yra obligatiniai anaerobai, jautrūs ne tik deguoniui, bet ir kitiems oksidatoriams. Metanogeniniai mikroorganizmai pasižymi ir lėtesniu augimu. Kai nuotekų temperatūra 35 °C, jų regeneracijos laikas siekia daugiau nei 3 dienas, o jei temperatūra nukrinta iki 10 °C, jis padidėja iki 50 dienų.

Kai perteklinio dumblo formulė yra $C_5H_7O_2N$, anaerobinio pūdymo reakcijas galima aprašyti taip:



arba



Priklausomai nuo dumblo amžiaus biologinio valymo etape, susidaręs perteklinis dumblas jau gali būti stabilizuotas iki reikiamo laipsnio nuotekų valymo procese, ir tolimesnė jo stabilizacija nereikalinga, tačiau perteklinio dumblo anaerobinis pūdyimas taip pat gali būti naudingas, kadangi tai sumažina sausųjų medžiagų kiekį bei pagerina biologinio dumblo nusausinamumo charakteristikas.

Metaną gaminančios bakterijos panaudoja susintetintus acidogeninių bakterijų tarpinius produktus. Jeigu šie junginiai nebūtų suskaidomi, rūgštinėms bakterijoms susidarytų toksinės sąlygos.

Metano gamybai panaudojami substratai:

- Acetatas CH_3COOH ;
- Anglies dioksidas CO_2 ;
- Anglies monoksidas CO ;
- Skruzdžių rūgštis $HCOOH$;
- Vandenilis H_2 ;
- Metanolis CH_3OH ;
- Metil-aminas CH_3NH_2 .

Anaerobinio skaidymo sėkmė pagrįste priklauso nuo metanogenų. Šie mikroorganizmai yra labai jautrūs pH pokyčiams. Normaliam reaktoriaus funkcionavimui pH reikšmės turi būti tarp 6,6 ir 7,6. Optimalus pH maksimaliai dujų išeigai yra 7,7–7,2.

1.4. Veiksniai, turintys įtakos anaerobiniam dumblo pūdymui

Anaerobinio stabilizavimo (pūdymo) procesą įtakoja šie parametrai:

- organinių medžiagų išbuvimo trukmė;
- hidraulinė išbuvimo trukmė;
- temperatūra;
- pH ir šarmingumas;
- lėtinančių, t.y. toksinių medžiagų dalyvavimas;
- maistinių medžiagų biotinkamumas ir metalų likučiai;

Anaerobinio stabilizavimo dydis priklauso nuo pakankamos išbuvimo trukmės gerai maišomuose reaktoriuose, ardantis kybančių kietųjų dalelių sluoksnį.

Naudojami rodikliai:

- Organinių medžiagų išbuvimo trukmė (dumblo amžius) - vidutinis laikas, kurį organinės medžiagos yra laikomos stabilizavimo procese – 20 parų;
- Hidraulinis išbuvimo laikas (HRT) τ - yra vidutinis laikas, kai skystis laikomas stabilizavimo procese.

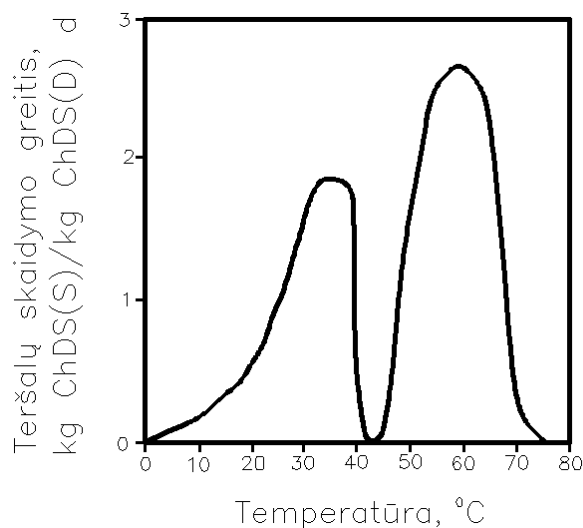
Tirpių substratų organinių medžiagų išbuvimo trukmė (SRT) gali būti apibrėžta kaip organinių medžiagų skilimas reaktoriuje, kur organinių medžiagų masė pašalinama per parą. Hidraulinė išbuvimo trukmė τ yra prilyginama skysčio talpai (m^3) reaktoriuje padalintai iš kiekio šalinamų organinių medžiagų (m^3/d). Kuomet stabilizacijos sistema be recirkuliacijos, organinių medžiagų išbuvimo trukmė (SRT) lygi hidraulinei išbuvimo trukmei τ (HRT).

Reakcijos (hidrolizė, fermentacija, metanogenezė) yra tiesiogiai susijusios su organinių medžiagų išbuvimo trukme, τ . Didinant ar mažinant kiekvienos reakcijos tęsimosi laiką galima padidinti ar sumažinti organinių medžiagų išbuvimo trukmę.

Jeigu organinių medžiagų išbuvimo trukmė mažesnė nei minimali išbuvimo trukmė, bakterijos negali augti pakankamai greitai, ir stabilizavimo procesas galų gale nepasiseks. Bakterijoms augti reikalingi anglis, azotas bei forforas.

Temperatūra. Tai vienas iš svarbiausių parametru, įtakančių organinių medžiagų anaerobinio skaidymo procesą. Aukštesnė temperatūra padidina mikroorganizmų aktyvumą, pagreitina reakcijas ir suintensyvina mikroorganizmų augimą.

Temperatūra įtakoja ne tik mikrobinės populiacijos medžiagų apykaitos veiklą, bet taip pat sudėtingai veikia dujų perkėlimo greitį ir biologinių teršalų (biological solids) stabilizavimo charakteristikas.



10 pav. Teršalų skaidymo augimo greičio priklausomybė nuo temperatūros (Čarkauskaitė 2008)

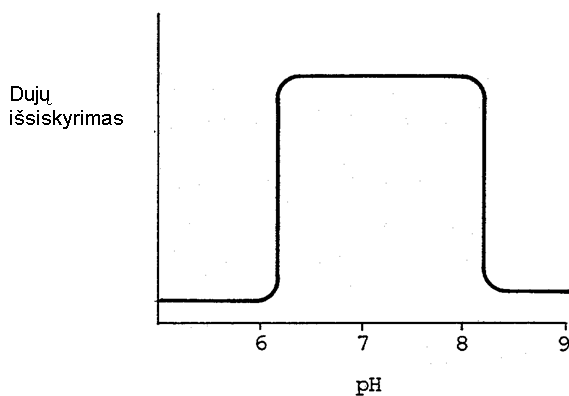
Kiekviename temperatūriniame režime egzistuoja tam tikros mikroorganizmų bendrijos, pasiekiančios maksimalų aktyvumą prie tam tikros temperatūros: mezofiliniam režimui optimaliausia temperatūra ~35 °C, termofiliniam ~53 °C. Bendras dėsningumas yra, kad didėjant temperatūrai didėja ir mikroorganizmų aktyvumas. Tačiau kai temperatūra yra nuo 40 iki 50 °C pastebėta, kad teršalų skaidymas vyksta blogai (10 pav.) (Čarkauskaitė 2008, Beržinskienė 1999).

Anaerobiniame stabilizavime temperatūra lemia stabilizavimo greitį, ypač hidrolizės ir metano susidarymo greičius. Stabiliam proceso vyksmui rekomenduojama, kad temperatūros pokytis neviršytų ± 1 °C/d (Turovskiy, Mathai 2006). Stablios darbinės temperatūros palaikymas yra svarbus, kadangi bakterijos, ypač metano, yra jautrios temperatūros pokyčiams.

Mezofilinėse sąlygose procesas vyksta stabiliau (mezofilinė mikroflora mažiau jautri temperatūros ir apkrovos svyravimas), mažesnės eksploatacinės išlaidos susijusios su temperatūrinio režimo užtikrinimu. Mezofilinės temperatūros palaikymui sunaudojama ne daugiau kaip 50 % išsiskiriančių biodujų, kai tuo tarpu termofiliniame režime išsiskiriančių biodujų dažnai nepakanka energetinių sąnaudų padengimui (Čarkauskaitė 2008).

Tačiau įrenginius, veikiančius termofiliniame režime, galima eksploatuoti su didesnėmis apkrovomis, mažesne nuotekų išbuvimo trukme, bet čia procesas mažiau stabilus, jautresnis įvairiems aplinkos pasikeitimams (Song *et.al.* 2004).

Vandenilio jonų koncentracija (pH). Vandenilio jonų koncentracija yra svarbiausias anaerobinio proceso kontrolės rodiklis. Ypač jautrios pH pokyčiams metanogeninės bakterijos. Įvairioms metanogeninių mikroorganizmų rūšims pH rodiklis svyruoja nuo 6 iki 8, o daugumai jų optimali reikšmė 6,5–7,5 (11 pav.). Kai pH faktorius artimas neutraliai reikšmei yra lengvinantis, o žemiau 6,5 metanogenezės aktyvumas yra nuslopinamas.



11 pav. Dujų išsiskyrimo priklausomybė nuo pH (Čarkauskaitė 2008)

Šarmingumas. Šarmingumas metantanke yra proporcingas organinių medžiagų koncentracijai. Stabilaus veikimo metantanke bendras šarmingumas yra nuo 2000 iki 5000 mg/L.

Pasikeitus bioreaktoriaus apkrovai, temperatūrai ar patekus toksinių medžiagų, sumažėja metanogeninių bakterijų aktyvumas, intensyviai pradeda daugintis rūgštis gaminančios bakterijos, padidėja LRR koncentracija.

Šarmingumas apsprendžia terpės karbonatinę pusiausvyrą. Yra ryšys tarp karbonatų koncentracijos, terpės pH bei anglirūgštės kiekio biodujose, kai užtikrinamos optimalios anaerobinio proceso sąlygos.

Kuo aukštesnis terpės pH rodiklis, tuo sistemoje yra didesnė karbonatų koncentracija bei mažesnis anglies dioksido kiekis biodujose. Jei terpėje esančių karbonatų koncentracija sumažėja iki 1000 mg/l pagal CaCO_3 , labai greitai pradeda mažėti pH reikšmė ir procesas sutrikdomas. Nurodoma, jog stabiliam proceso vyksmui užtikrinti bendras terpės šarmingumas turi būti ne mažesnis nei 3 g/l (Ofverstrom 2009).

Svarbiausias šarmingumo vartotojas metantanke yra anglies dvideginis, o ne nepastovios riebalinės rūgštys. Anglies dvideginis yra gaminamas rūgimo ir metanogenezės stadijose anaerobinio stabilizavimo metu. Anglies dvideginio koncentracija metantanko dujose atspindi šarmingumo reikalavimus. Šarmingumo palaikymui gali būti naudojamas natrio hidrokarbonatas, kalkės, natrio karbonatas .

Dažniausiai aptinkama šarmingumo koncentracija tarp 3000 – 5000 mg/l kaip CaCO_3 . Šarmingumui padidinti dažniausiai papildomai įterpiama kalkių, natrio karbonato arba natrio rūgščiojo karbonato arba natrio hidroksido (Ofverstrom 2009). Pritaikant pramonines nuotekas ir nuotekas, kuriose gausu angliavandenių, reikia padidinti šarmingumą pH kontroliavimui. Procesui užtikrinti bendras terpės šarmingumas turi būti ne mažesnis nei 3 g/l pagal CaCO_3 .

Lakiosios riebiosios rūgštys (LRR). LRR yra tarpinis organinių medžiagų anaerobinio skaidymo produktas. Iš LRR koncentracijos galima spręsti apie metanogeninių mikroorganizmų veiklą anaerobiniame reaktoriuje. Normaliai vykstant anaerobiniam fermentavimo procesui, rūgštinio ir metaninio rūgimo fazių mikroorganizmai veikia suderintai ir įrenginyje nusistovi tam tikra LRR koncentracija.

Didelė LRR koncentracija slopina metanogeninių mikroorganizmų veiklą. Būtina įvertinti LRR koncentracijos ir šarmingumo santykį. Optimalu jei šis santykis mažesnis už 0,1, jei svyruoja tarp 0,3–0,4 – būtina imtis koregavimo veiksmų, jei jis viršija 0,8 – metanogenezės procesas nutrūksta. Didelė LRR koncentracija įrenginyje rodo, kad metanogenezės procesas vyksta nepilnai.

Sulfidai. Anaerobinėmis sąlygomis nuotekose esantys sulfatai *Desulfovibrio desulfuricans* genčių bakterijų redukuojami į sulfidus. Sulfidų slopinantis poveikis pasireiškia, kai jų koncentracija pasiekia 150-200 mg/l. (Chen *et al.*, 2007). Vandensulfido jonų koncentracijai esant 0,1–0,2 mg/l, nuotekų išvalymo efektyvumas sumažėja 15-20%. Menert *et.al* (2001) pastebėjo, kad H_2S , HS^- , S_2 susidarymas priklauso nuo pH.

Ypač jautrios jo poveikiui metaną gaminančios bakterijos. Acetatą naudojančios metanogenai yra jautresni sulfidų poveikiui už H_2 ir CO_2 naudojančius metanogenus. Apie ribinės sulfidų koncentracijos susidarymą galima spręsti iš bendro organinės anglies kiekio (TOC) ir sulfatų molinių koncentracijų santykio valomose nuotekose. Jei šis santykis didesnis už 1,3 – toksiinė sulfidų koncentracija nesusidaro. Neigiamą sulfidų poveikį galima sumažinti įterpiant metalų druskas, susidarant mažai tirpiems sulfidams. Dažniausiai yra naudojamos geležies druskos. Nitritas – pagrindinė priežastis H_2S formavimui (O'Reilly, Collieran 2005).

Amoniakinis azotas. Amoniakinis azotas susidaro anaerobinėmis sąlygomis skaidant nuotekose esančius baltymus. Priklausomai nuo terpės pH jis gali būti amonio jonų arba dujinėje amoniako būsenoje. Abu junginiai yra pusiausvyroje ir jų virtimas vienas į kitą priklauso nuo terpės pH. Jei pH lygus arba mažesnis už 7,2, tai dominuoja mažiau toksiški amonio jonai. Jei pH didesnis už 7,2, vyrauja dujinis amoniakas, kurio net ir mažos koncentracijos (100–200 mgN/l) veikia toksiškai. Nitratų kaupimasis yra denitrifikacinės veiklos indikatorius. Į nitrifikuojančius reaktorių įterpiamas metanolis neįtakoja amoniakinio azoto pašalinimo ir jis vidutiniškai yra 47 % (Zhou, Qiu 2006, Hill, Khan 2008).

Sunkieji metalai. Sunkieji metalai pasitaiko didelėse koncentracijose. Pramonės įmonių nuotekose dažniausiai sutinkamų sunkiųjų metalų toksiškumo eilė:



Sunkiųjų metalų toksiškumą galima sumažinti, nusodinant juos sulfidinių druskų pavidalu (visų sunkiųjų metalų sulfidai yra praktiškai netirpūs junginiai). Todėl bendra slopinanti sunkiųjų metalų junginių koncentracija labai skiriasi nuo tirpale esančios ir tokių pat poveikį turinčios sunkiųjų metalų jonų koncentracijos (García-Delgado *et.al.* 2007).

Mažos kai kurių sunkiųjų metalų koncentracijos skatina metanogeninių mikroorganizmų veiklą. Ypač svarbus yra nikelis. Nikelio koncentracijos iki 10 µM padidina metano susidarymą bei metanogeninių mikroorganizmų aktyvumą nuo 2 iki 10 g acetate gADSM/d. Nikelis taip pat įeina į kofermento F₄₃₀, turinčio įtakos biodujų susidarymui, sudėtį. (Hanay *et.al.* 2008).

Cheminis geležies pašalinimas siekia 75%, kai dumblo mišinio pH yra 3,3. Thiobacillus ferrooxidans, adaptuotos nuotekų dumble panaudojo Fe jonus, kaip energijos šaltinį.

Mn, Al, Zn, Cu ir Ti jonai buitinių nuotekų dumble buvo aptiktos prieš ir po biologinio šalinimo Acidithiobacillus ferrooxidans ir Acidithiobacillus thiooxidans mikroorganizmų pagalba. Oksidacijos-redukcijos potencialai padidėjo, o pH nukrito dėl šių mikroorganizmų veiklos.

Nuotekos gali turėti toksines medžiagas – amonį, sulfidus, sunkiuosius metalus ir organiką. Šių medžiagų akumuliacija gali pabloginti pūdytuvo veikimą, sumažėti metano išeiga, nes metanogeninės bakterijos ypač jautrios didelėms sunkiųjų metalų koncentracijoms. Priklausomai nuo skirtingų anaerobinių mikroorganizmų, dumblo sudėties, tyrimų sąlygų, rezultatai gali skirtis. (Chen *et.al.* 2008.)

Ramirez *et.al.* (2008) nerado koreliacijos tarp sunkiųjų metalų ir organinės sudėties dumblė bei kad anaerobiškai stabilizuotame dumblė išlieka daugiau toksinių medžiagų, negu dumblė po kompostavimo.

Druskos. Pirminis nuotekų valymas pašalina tik 5–15 % fosforo kietoje organinėje formoje. Įprastas biologinis valymas didelių fosforo kiekių taip pat nepašalina (maždaug 10–25 %). Papildomas fosforo pašalinimas gali būti pasiektas dozuojant geležies ir aliuminio druskas arba kalkes į dumblą. Kalkės yra retai naudojamos, nes jos didina dumblo kiekį ir nėra patogu naudoti (Bitton 2005).

Geležies druskų dozavimas į dumblą gali padidinti netirpių sulfidų kiekį ir sumažinti H_2S kiekį biodujose iki mažesnės reikšmės nei 150 ppm (priklausomai nuo dozuojamos druskos kiekio). Geležies druskų perteklius taip pat gali slopinti ir biodujų formavimąsi (Appels 2008).

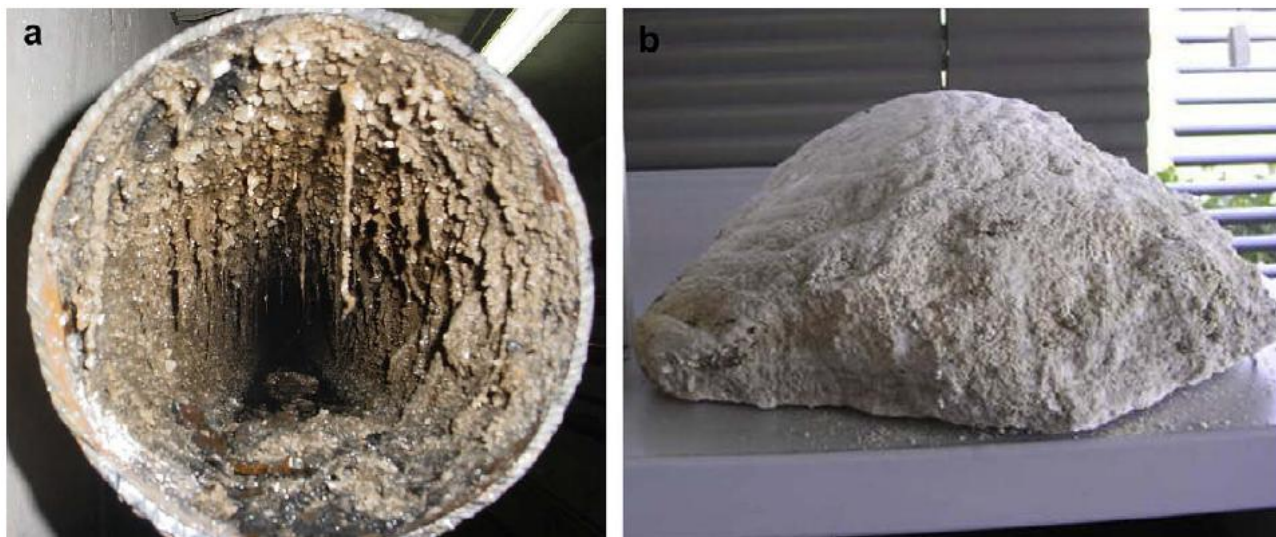
1.5. Nuotekų valyklose su azoto bei fosforo šalinimo sistemomis struvito susidarymas

Struvito ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$) nuogulų susidarymas – tai dažnai pasitaikanti problema nuotekų valyklose su azoto ir fosforo šalinimu bei anaerobiniu dumblo apdorojimu (Ohlinger *et al.* 1998, Barat *et al.* 2009).

Biologinio azoto bei fosforo šalinimo metu fosfatai ir metalų katijonai pasiverčia polifosfatais, kurie šalinami kartu su pertekliniu dumbliu. Anaerobinio pūdymo metu padidėja fosfatų bei kitų jonų koncentracija: tirpaus magnio koncentracija padidėja dėl polifosfatų hidrolizės, o amonio koncentracija padidėja dėl baltymų skilimo. Šių ištirpusių komponentų koncentracija kartu su pH anaerobiniame pūdytuve apsprendžia fosfatų iškritimo nuogulų pavidalu galimybę (Mamais 1994).

Biologiškai šalinant fosforą anaerobinio pūdymo metu didžioji fosforo dalis kaupiasi kaip polifosfatai ir dalis fosforo, esančio organinėse medžiagose, yra grąžinamas. Fosforas, kuris yra tiekiamas į anaerobinį pūdytuvą gali sudaryti nuosėdas, panašiai kaip metalų fosfatai. Struvito kaupimasis ant vamzdžių yra dažna problema nuotekų valyklose. Kai tirpalas tampa persotintas Mg^{2+} , NH_4^+ ir PO_4^{3-} jonais, formuojasi struvito kristalai. Struvito tirpumas yra pH funkcija – kai pH didėja, tai struvito tirpumas mažėja. Pūdymo metu pH reikšmės yra didesnės nei ankstesnėse nuotekų valymo stadijose, todėl būtent šio proceso metu ar po jo labiau tikėtinas struvito formavimasis (Marti 2008).

Dėl fosforo biologinio šalinimo iš nuotekų anaerobinio dumblo pūdymo metu pasireiškia struvito nuosėdų susidarymo problema (12 pav). Todėl tokiais atvejais ypatingas dėmesys turi būti teikiamas stengiantis minimaliai sumažinti struvito nuosėdas, tuo pačiu bandant sumažinti ir išlaidas dumblo apdorojimo linijos techninei priežiūrai. Stebėjimui atlikti būtina fiksuoti pH reikšmes ir fosforo lygį. (Marti 2008).



12 pav. Nuosėdos: (a) dumblo vamzdis, (b) struvito nuosėdos (Barat *et. al.* 2009)

Wang (2010) ištyrė, kad gryną struvitą galima aptikti nuotekose esant neutraliam pH. Struktūra, morfologija, sudėtis ir išaugintų nuosėdų šiluminės savybės buvo nagrinėjamos pasitelkiant rentgeno spindulių difrakciją, elektroninės mikroskopijos skanavimą, mikroskopinę analizę, infraraudonųjų spindulių spektrus, energijos dispersiją ir spektrometriją, elementų analizę ir termo-gravimetrinę analizę. Visos šios analizės patvirtino gryno struvito formavimąsi į nuosėdas.

Marti (2008) ištyrė, kad Mg^{+2} koncentracija pūdytuve sumažėjo, nes magnio druskos nusėdo. Kalcis ir magnis turi priešingą krūvį nei polifosfatai, todėl polifosfatų hidrolizės metu buvo tikėtasi magnio koncentracijos padidėjimo.

Siekiant išvengti struvito susidarymo problemų reikia mažinti pH arba fosforo koncentracijas pūdytuvuose. Tai padės sumažinti ir nuosėdų problemas.

1.6. Biodujos

- *Biodujų gamyba*

Biodujų gamyba yra sudėtingas biologinis-cheminis procesas, kurio metu organines medžiagas veikia skirtingų rūšių bakterijos. Proceso metu sudėtingi organiniai junginiai suskaidomi į elementarius, kuriuos metanogeninės bakterijos verčia į biogujas – metano, anglies dioksido ir kitų dujų junginį. Metanogeninės bakterijos yra labai jautrūs anaerobai ir reaguoja į temperatūrą,

rūgštingumą ir šarmingumą, oksidacinį redukcinį potencialą ir kitus aplinkos veiksnius. Todėl turi būti sudarytos tinkamos sąlygos pagal nurodytus kriterijus. Medžiagų apykaitos aktyvumas ir metano gamybos intensyvumas taip pat priklauso nuo dumblo sudėties, palaikomos temperatūros ir jos svyravimų, išlaikymo trukmės, slopinančių faktorių (Štiormer 2009).

Mikrobiologinė veikla anaerobiniuose reaktoriuose yra palankiausia esant neutraliai arba silpnai šarminei aplinkai ($6,5 < \text{pH} < 8,5$). Biodujų gamyba yra kompleksinis procesas, kai tuo pačiu metu veikia kelios mikroorganizmų grupės.

2 lentelė. Pagrindinės biodujų ir jų komponentų savybės

Savybė ir mato vienetas	Komponentai				Biodujos (60 % CH ₄ + 40 % CO ₂)
	CH ₄	CO ₂	H ₂	H ₂ S	
Teorinis kiekis, %	55-70	30-45	<1	<3	100
Šiluminė vertė, MJ/m ³	37,7	-	10,8	22,8	22,6
Užsiliepsnojimo temperatūra, C	650-750	-	530-590	290-487	650-750
Dujų užsiliepsnojimo ore ribinės koncentracijos, %	5-15	-	4-74	4-42	6-12
Tankis, kg/m ³	0,72	1,98	0,09	1,54	1,2
Kritinė temperatūra, C	-82,5	31	-	100	-82,5
Kritinis slėgis, MN/m ³	4,6	7,3	1,3	8,9	7,3-8,9

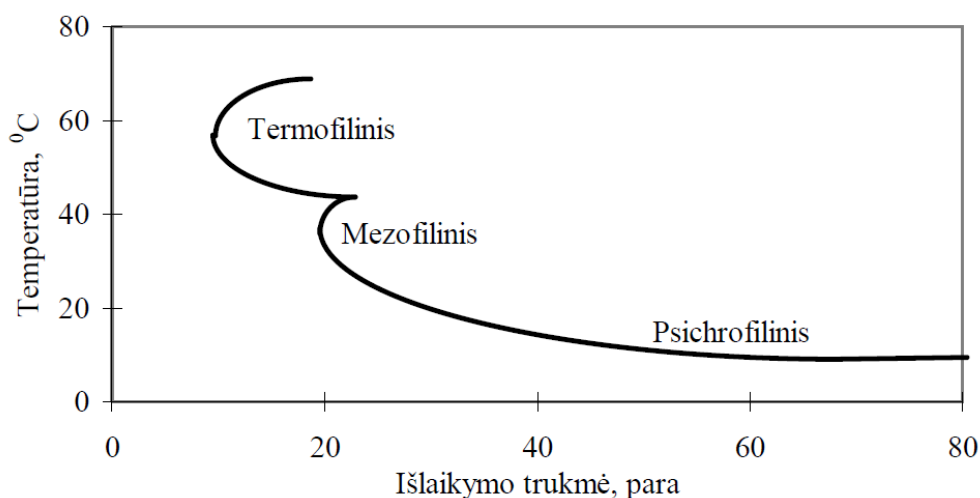
Pagrindiniai biodujų komponentai yra metanas (CH₄) ir anglies dvideginis (CO₂). Biodujose, priklausomai nuo žaliavos sudėties, būna labai maži vandenilio (H₂), sieros vandenilio (H₂S), azoto (N) ir kitų medžiagų kiekiai. Dažniausiai biodujose metano būna nuo 55 iki 70%, anglies dvideginio – nuo 30 iki 45%, vandenilio – iki 1% ir sieros vandenilio iki 3% (Holm-Nielsen 2009).

Kadangi biodujos yra metano ir anglies dvideginio mišinys, joms užsiliepsnojimo ribinės koncentracijos šiek tiek skiriasi nuo gryno metano ir priklauso nuo pastarojo koncentracijos biodujose. Dujų užsiliepsnojimo ore ribinės koncentracijos yra labai svarbus rodiklis. Jis reiškia, kad dujų ir oro mišinio temperatūrai pasiekus užsiliepsnojimo temperatūrą, jei dujų koncentracija mišinyje yra tarp žemutinės ir viršutinės ribinės koncentracijos, mišinys degs. Jei mišinio tūris pakankamai didelis – jis sprogs.

Iš 2 lentelėje pateiktų kritinės temperatūros ir slėgio reikšmių galime suprasti, kad suskystinti biodujas yra sudėtinga techniniu požiūriu, nes reikia jas atšaldyti iki labai žemos temperatūros esant aukštam slėgiui. Tai atlikti galima panaudojus brangius įrenginius ir daug energijos (kompresoriaus ir šaldymo agregato maitinimui), o tai reiškia, kad ekonominiu požiūriu suskystinti biodujas neapsimoka.

Iš to kas anksčiau pasakyta ir duomenų, pateiktų 2 lentelėje, akivaizdu, kad metanas yra pagrindinis ir vertingiausias biodujų komponentas. Anglies dvideginis nedegus ir yra kaip balastas, o vandenilio ir sieros vandenilio kiekiai biodujose labai maži. Svarbiausias biodujų savybės – šiluminę vertę, užsiliepsnojimo temperatūrą ir užsiliepsnojimo ore ribines koncentracijas apsprendžia metano kiekis biodujose.

Reikia pažymėti, kad didinant substrato temperatūrą, biodujų išsiskyrimo greitis didėja ir pasiekia maksimalią reikšmę prie $t \approx 35-38\text{ }^{\circ}\text{C}$, (tai atitinka mezofilinį režimą). Toliau didinant substrato temperatūrą, biodujų susidarymo greitis šiek tiek sumažėja, o vėliau ima didėti ir pasiekia antrą maksimalią reikšmę prie $t \approx 50-60\text{ }^{\circ}\text{C}$ (tai atitinka termofilinį režimą). Jei toliau didintume temperatūrą, biodujų išeiga imtų mažėti kol visai sustotų, nes per aukšta temperatūra užmuštų bakterijas. Biodujų susidarymo greičio priklausomybė nuo temperatūros pavaizduota 13 paveiksle. Du biodujų susidarymo maksimumai grafike stebimi todėl, kad prie $t \approx 35-38\text{ }^{\circ}\text{C}$ yra palankiausios sąlygos daugintis vienoms metanogeninėms bakterijoms (mezofilinėms), kurių skaičius sparčiai išauga ir jos sugeba pagaminti daugiau biodujų. Didesni temperatūros pokyčiai gali sutrikdyti biodujų gamybą ir parūgštinti substratą. Rekomenduojama, kad temperatūros kitimo sparta nebūtų didesnė kaip $\pm 2\text{ }^{\circ}\text{C/h}$ - psichrofiliniame režime, $\pm 1\text{ }^{\circ}\text{C/h}$ – mezofiliniame ir $\pm 0,5\text{ }^{\circ}\text{C/h}$ – termofiliniame (Holm-Nielsen 2009). Biomasė reaktoriuje išbūna nustatytą laiką, per kurį didesnioji jos dalis suyra ir virsta biodujomis. Šis laikotarpis priklauso nuo biomasės prigimties ir sudėties. Ilgiausiai trunka biomasės rišamųjų medžiagų – celiuliozės ir hemiceliuliozės suirimas. Lengviau suyra baltymai, riebalai ir angliavandeniai. Ilgesnė biomasės perdirbimo trukmė yra susijusi su didesnėmis energetinėmis sąnaudomis, todėl parenkant žaliavas biodujų gamybai ir sudarant biodujų gamybos programą būtina atlikti energetinio efektyvumo įvertinimą.



13 pav. Laiko, per kurį suskaidoma organinė medžiaga priklausomybė nuo temperatūros

Biodujų energinė vertė tiesiogiai susijusi su metano koncentracija. Esant metano daugiau negu 55%, biodujos laikomos vertingu kuru. Metanas yra bekvapis, netoksiškas ir lengvesnis už orą. Deginamas metanas virsta anglies dioksidu ir vandens garais.

Šiuo metu biodujos yra ekologiškiausias automobilių kuras. Kai biodujos naudojamos kaip automobilių kuras, jos išvalomos iki 97% metano lygio. Vienas kubinis metras išvalytų biodujų apytikriai prilygsta vienam litrui benzino.

Biodujos yra gamtos ciklo dalis, todėl grynasis anglies dioksido išmetimas į atmosferą bus nulinis. Tai idealus kuras, nes gali būti gaminamas toje pačioje teritorijoje, kurioje yra sunaudojamas.

- *Biodujos iš nutekamųjų vandenų dumblo*

Lietuvos gyvenviečių nuotekų valymo ir išleidimo sistemą sudaro apie 1000 valymo įrenginių, kuriuose valomos nuotekos išleidžiamos į paviršinius vandenis. Lietuvos miestuose, miesteliuose ir kaimuose per metus buvo išleidžiama per 170 mln. kubinių metrų buitinių nuotekų. Iš dalies išvalyta biologinio ir mechaninio valymo įrenginiuose apie 47 %, iš dalies išvalyta tik mechaniniu būdu 15 %, visiškai išvalyta papildomai šalinant azotą ir fosforą – 38% šių nuotekų, apie 1 % išleidžiama nevalytų (Pilipavičius *et. al* 2008).



14 pav. Biodujų talpa Utenos nuotekų valykloje (Ofverstrom 2009)

Nuotekų valymo procese susidaro dideli dumblo kiekiai, kuriuose yra ir organinių medžiagų. Apdorojant dumblą metantankuose išsiskiria biodujos. Biodujų gamyba iš nuotekų dumblo vykdoma Utenos, Kauno, Panevėžio, Klaipėdos ir Vilniaus nuotekų valyklose. Pagamintos biodujos deginamos kogeneraciniuose įrenginiuose (Štiormer 2009).

2. Eksperimento metodika

Darbai atlikti naudotas anaerobinio pūdymo modelis "W8 Armfield Ltd" (Didžioji Britanija) (15 pav.). Keletas mokslinių tyrimų buvo atlikta naudojant šį įrenginį (Blonskaya *et al.* 2003, Čarkauskaitė 2008, Menert *et al.* 2001; Plotnikovienė 2008, Sapkaitė, 2011).

Tai modelis, susidedantis iš dviejų lygiagrečiai veikiančių anaerobinių reaktorių (pūdytuvų). Kiekvieno anaerobinio reaktoriaus darbinis tūris – 4,8 l. Reaktoriai yra apšildinti kilimėliais su integruotomis elektrinėmis plokštelėmis, kurios užsideda aplink kiekvieną iš reaktorių. Temperatūros matuoklis, pastoviai panardintas į pūdomą dumblą perduoda pūdomo dumblo vidinę temperatūrą į skaitmeninį kompiuterį, kuris automatiškai tiekia elektros energiją į plokštelę tam, kad palaikyti pastovią darbinę temperatūrą.

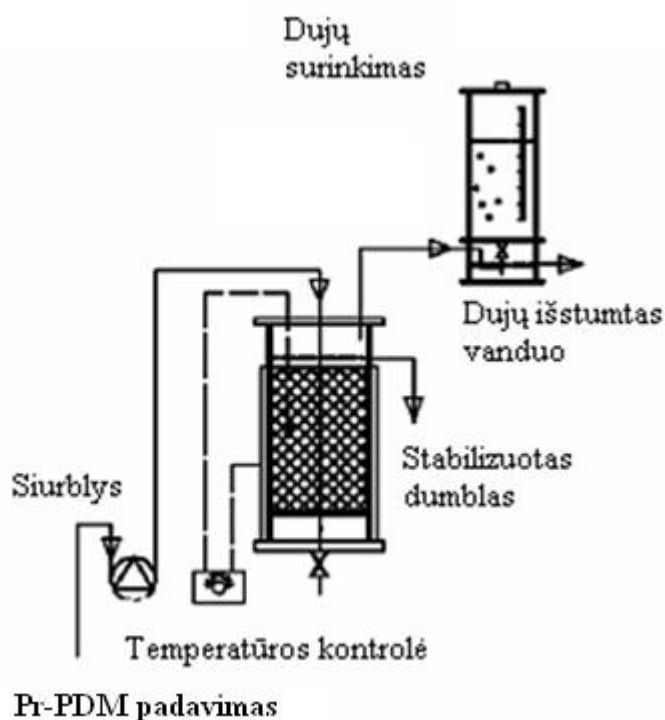


15 pav. Anaerobinio pūdymo modelis W8

Šis įrenginys buvo patobulintas: reaktoriuose įrengtos mechaninės maišyklės, o dujų surinkimo induose – dujų paėmimo bei vandens pripildymo sklendės.

Pirminio – perteklinio veikliojo dumblo mišinys tiekamas peristatiniu siurbliu iš talpos, kurioje jis pastoviai maišomas, į reaktorių. Dujos, gautos pūdymo metu kaupiamos 3300 ml kalibruotuose induose.

Tyrime buvo naudoti abu reaktoriai ir jie dirbo kaip vienalaipsniai anaerobiniai reaktoriai (16 pav).



16 pav. Technologinė schema vienalaipsnio anaerobinio reaktoriaus (Pr-PDM – pirminio-perteklinio dumblo mišinio padavimas)

Tyrimas buvo atliekamas 2,5 mėn. Tyrimo etapai aprašyti 3 lentelėje. Dumblas vežtas iš Utenos nuotekų valyklos kas 5 dienas ir laikomas šaldytuve esant +4 °C temperatūrai tam, kad nepasikeistų dumblo savybės būnant ilgesnį laiką. Tyrimų pradžioje abu anaerobiniai reaktoriai buvo pripildyti dumblo, atvežto iš Utenos miesto nuotekų valyklos anaerobinių pūdytuvų tam, kad būtų užauginta tinkama mikroorganizmų terpė.

Eksperimento metu buvo tiriami bei kontroliuojami šie pagrindiniai rodikliai ir parametrai:

- tiekiamojo bei pūdyto dumblo pH ir temperatūra, °C;
- lakiųjų riebiųjų rūgščių koncentracija (LRR) mg/l, šarmingumas (H), mg/l bei jų santykis;
- sausų medžiagų (SM) koncentracija g SM/l;
- bepelenių sausų medžiagų (BSM) koncentracija, g BSM/l;

- fosfatų ($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$) koncentracija tiekiamo bei pūdyto dumblo vandenyje, mg/l;
- susidarančių dujų (L) kiekis ml/d;
- susidarančių dujų sudėtis: CH_4 , CO_2 , H_2S , O_2 .

Nusistovėjus kiekvienai FeCl_3 ir $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ dozei, buvo matuojami bendras ir ištirpęs $\text{NH}_3\text{-N}$, Fe, Mg, $\text{PO}_4\text{-P}$ tiekiamajame bei pūdytame dumble iš abiejų pūdytuvų.

3 lentelė. Tyrimo etapų aprašymas

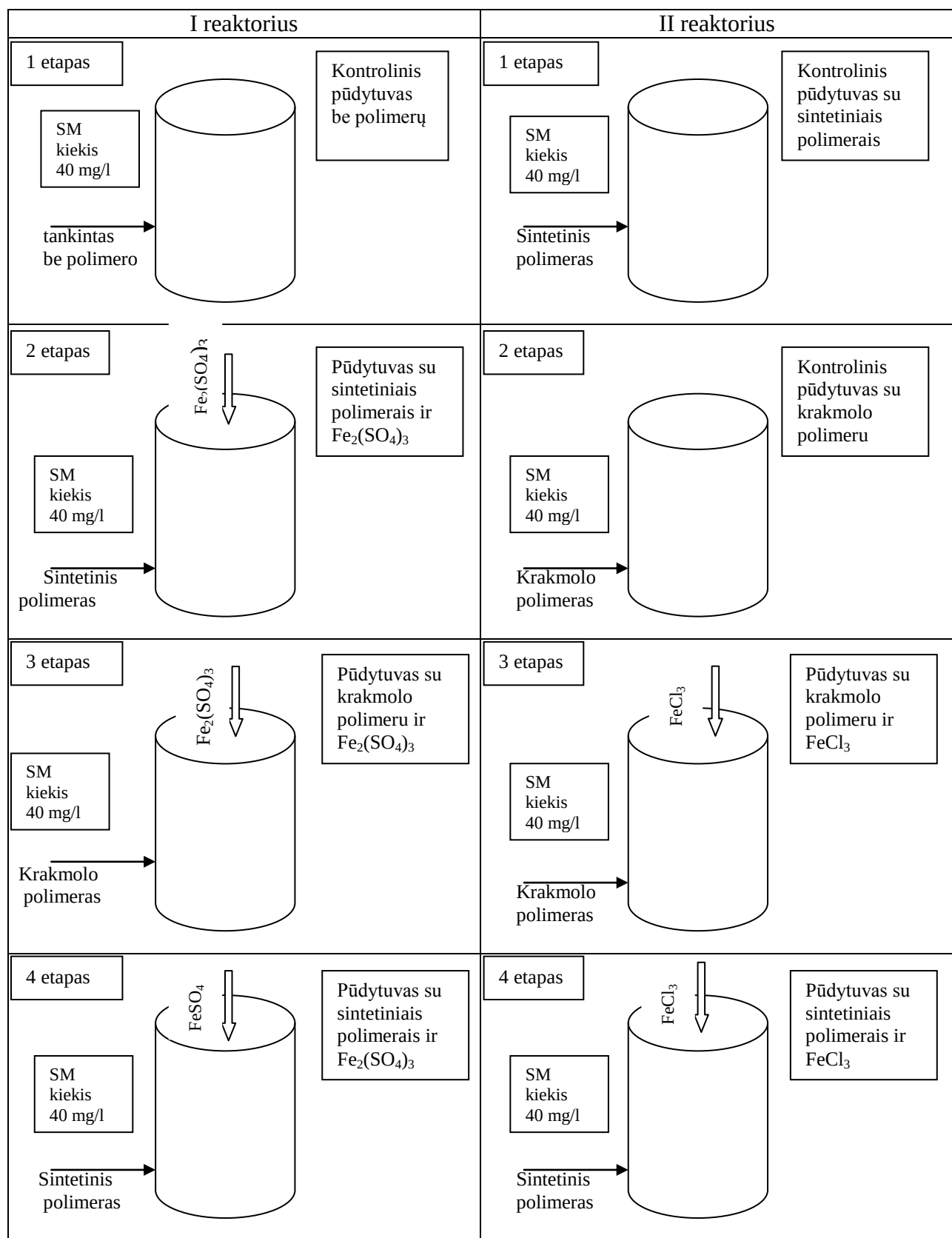
Etapo aprašymas	Trukmė	I reaktorius	II reaktorius
Adaptacijos periodas	7 dienos (2011 m. rugsėjo 19-25d.)	Utenos dumblo iš anaerobinių pūdytuvų pūdytas ir dujų pašalinimas prieš eksperimentą (degazavimas)	Utenos dumblo iš anaerobinių pūdytuvų pūdytas ir degazavimas
Paleidimo-derinimo darbai	(2011 m. rugs. 26 – rugs. 30 d.)	Tirštinto iki 4 % SM pirminio-perteklinio dumblo mišinio pūdytas nenaudojant polimerų	Tirštinto iki 4 % SM pirminio-perteklinio dumblo mišinio pūdytas nenaudojant polimerų
I etapas	20 (2011 m. spalio 01 – spalio 25 d.)	Tirštinto iki 4 % SM pirminio-perteklinio dumblo mišinio pūdytas nenaudojant polimerų	Tirštinto iki 4 % SM pirminio-perteklinio dumblo mišinio pūdytas naudojant sintetinį polimerą
II etapas	20 (2011 m. spalio 26 – lapkričio 14 d.)	Tirštinto iki 4 % SM pirminio dumblo pūdytas naudojant sintetinį polimerą ir dozuoiant $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$	Tirštinto iki 4 % SM pirminio-perteklinio dumblo mišinio pūdytas naudojant krakmolo polimerą
III etapas	20 (2011 m. lapkričio 15d. – gruodžio 4 d.)	Tirštinto iki 4 % SM pirminio-perteklinio dumblo pūdytas naudojant krakmolo polimerą ir dozuoiant $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$	Tirštinto iki 4 % SM pirminio-perteklinio dumblo mišinio pūdytas naudojant krakmolo polimerą ir dozuoiant FeCl_3
IV etapas	20 (2011m. gruodžio 05 d. – gruodžio 24 d.)	Tirštinto iki 4 % SM pirminio-perteklinio dumblo pūdytas naudojant sintetinį polimerą ir dozuoiant $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$	Tirštinto iki 4 % SM pirminio-perteklinio dumblo mišinio pūdytas naudojant sintetinį polimerą ir dozuoiant FeCl_3

Tiek geležies sulfidas ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$), tiek geležies chloridas (FeCl_3) skirti dumblo koaguliacijai paspartinti bei fosforui šalinti. FeCl_3 druska pasirinkta dar ir kaip geriausia struvito prevencijos priemonė (Charles *et al.* 2006) bei viena iš priemonių sieros vandeniliui (H_2S) šalinti (WEF, 2008).

Tyrimas buvo suskirstytas į etapus (17 pav.) Pirmajame etape į pirmąjį reaktorių nebuvo dozuoama druska bei dumblas nebuvo tirštinamas naudojant polimerus, o į antrąjį reaktorių buvo dozuojamas sintetiniais polimerais sutirštintas dumblas. Antrajame etape pirmajame reaktoriuje

buvo dozuojamas sintetiniais polimerais sutirštintas dumblas ir dozuota $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ druska, o antrajame reaktoriuje krakmolo polimerais sutirštintas dumblas, nedozuojant druskos. Polimero dozės nustatymo metodika, reagentų aprašymai ir tiršinimo metodika pateikta 2.2 poskyryje. Trečiajame etape abiem reaktoriams dozuojamas krakmolo polimerais tirštintas dumblas, o skyrėsi tik dozuojamos druskos. Į pirmąjį reaktorių buvo ir toliau dozuota $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, o į antrąjį buvo pradėta dozuoti FeCl_3 druska. Ketvirtajame etape abiem reaktoriams dozuojamas krakmolo polimerais tirštintas dumblas buvo pakeistas į sintetiniais polimerais tirštiną dumblą, o dozuojama druska ir jos kiekis išliko tokie patys: į pirmąjį reaktorių dozuota $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, o į antrąjį FeCl_3 druska.

17 paveiksle vaizdžiai parodyta druskų ir polimerų dozavimo sistema skirtinguose etapuose ir reaktoriuose. Į antrojo etapo antrąjį reaktorių ir pirmojo etapo metu į abu reaktorius druska nėra dozuojama, siekiant turėti kontrolinius pūdytuvus. Ji pradėta dozuoti antrajame etape. Į pirmąjį reaktorių antrajame, trečiajame ir ketvirtajame etapuose dozuota $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ druska, o į antrąjį reaktorių trečiajame ir ketvirtajame etapuose dozuota FeCl_3 druska. Krakmolo polimeras dozotas į abu reaktorius trečiajame etape ir į antrąjį reaktorių antrajame etape.



17 pav. Tyrimų eiga pagal išskirtus etapus

2.1. Analitiniai metodai ir mėginių ėmimas

- Tiekiamo pirminio-perteklinio dumblo mišinio ir stabilizuoto dumblo koncentracijos nustatymas taikant metodiką, kuri nurodyta "LAND 46:2007" metodikoje (LAND 46:2007)

Tiekiamo dumblo mišinio ir stabilizuoto dumblo koncentracijos nustatomos svoriniu metodu ir parodo pirminio-perteklinio dumblo mišinio sausų medžiagų kiekį.

Pasveriami tuščia porcelianinė lėkštelė. Į ją supilamas 50 ml dumblo mėginys ir vėl pasveriami. Lėkštelė su mėginiu dedama į džiovinimo spintą ir džiovinama prie 105 ± 2 °C temperatūros mažiausiai valandą, bet ne ilgiau kaip 14–16 valandų.

Išėmus iš džiovinimo spintos lėkštelė su mėginiu įdedama į eksikatorių, siekiant apsaugoti nuo drėgmės bei užterštumo dulkėmis.

Nusistovėjus pusiausvyrai lėkštelė su mėginiu pasveriami analitinėmis svarstyklėmis.

Sausųjų medžiagų koncentracija SM gramais litre apskaičiuojama pagal lygtį (LAND 46:2007):

$$SM = \frac{(m_2 - m_1) \cdot 1000}{V_b}, \text{ g/l} \quad (2.1)$$

čia:

SM – bendroji sausųjų medžiagų koncentracija, g/l;

m_2 – lėkštelės su mėginiu masė po džiovinimo, g;

m_1 – lėkštelės masė, g;

V_b – mėginio tūris, ml.

- Tiekiamo pirminio-perteklinio dumblo mišinio ir stabilizuoto dumblo bepelenių medžiagų koncentracijos nustatymas taikant metodiką, kuri nurodyta "LST EN 12880:2002" metodikoje (LST EN 12880:2002)

Stabilizuoto ir tiekiamo dumblo mišinio bepelenių medžiagų koncentracijos nustatomos svoriniu metodu ir parodo dumble esančių organinių medžiagų procentinį kiekį.

Išdžiovintas 105 °C temperatūroje ir pasvertas dumblo mėginys su lėkšte įdedamas į deginimo spintą ir deginamas 550 °C temperatūroje 2 valandas.

Išėjus iš deginimo spintos lėkštelė su mėginiu įdedama į eksikatorių. Atvėsusi lėkštelė su mėginiu pasverama analitinėmis svarstyklėmis. Stabilizuoto ir tiekiamo dumblo mišinio bepelenių medžiagų koncentracija BSM gramais litre apskaičiuojama pagal lygtį (LST EN 12880:2002):

$$BSM = \frac{(m_2 - m_1) \cdot 1000}{V_b}, \text{ g/l} \quad (2.2)$$

čia:

BSM – bepelenių medžiagų koncentracija, g/l;

m_2 – mėginio su lėkštele masė po džiovinimo, g;

m_1 – mėginio su lėkštele masė po deginimo, g;

V_b – mėginio tūris, ml.

- Anaerobinio reaktoriaus tūrinės apkrovos nustatymas dumblo bepelenėmis sausomis medžiagomis

Tūrinė anaerobinio reaktoriaus apkrova (A) dumblo bepelenėmis sausomis medžiagomis skaičiuojama pagal formulę (Matuzevičius 1996):

$$A = \frac{BSM \cdot Q_d}{V}, \text{ gBSM/l/d} \quad (2.3)$$

čia:

BSM – bepelenės sausos medžiagos, g BSM/l;

Q_d – tiekiamo dumblo mišinio paros debitas, l/d;

V – anaerobinio reaktoriaus tūris, l.

- Bepelenių sausų medžiagų suskaidymo efektyvumo nustatymas

Bepelenių sausų medžiagų suskaidymo efektyvumas skaičiuojamas pagal formulę (Matuzevičius 1996):

$$E = \frac{BSM_T - BSM_S}{BSM_T} \cdot 100\% \quad (2.4)$$

čia:

BSM_T – tiekiamo pirminio-perteklinio dumblo mišinio bepelenės sausos medžiagos, g BSM/l;

BSM_S – pūdyto dumblo bepelenės sausos medžiagos, g BSM/l.

- Tiekiamo pirminio-perteklinio dumblo mišinio ir stabilizuoto dumblo pH ir temperatūros nustatymas

Tiekiamo bei stabilizuoto dumblo pH bei temperatūra nustatoma pHmetro pagalba (18 pav). InoLab pH 720 tipo pHmetras yra pagamintas WTW firmos. Šio pHmetro pH matavimo ribos yra 2,000–19,999, temperatūros matavimo ribos 5,0–105,0. Prietaiso tikslumas, kai darbinė temperatūra yra 15–35 °C, pH – $\pm 0,005$, temperatūros – $\pm 0,1$.



18 pav. InoLab pH 720 pHmetras

Matavimai atliekami praėjus 3 min. po mėginio paėmimo iki pastovios pHmetro parodymo reikšmės.

- Stabilizuoto dumblo lakiųjų riebiųjų rūgščių bei šarmingumo koncentracijos nustatymas taikant metodiką, kuri nurodyta "LST EN ISO 9963-1:1999" metodikoje (LST EN ISO 9963-1:1999)

50 ml dumblo mėginys filtruojamas pro filtrą mėlyna juosta, kurio filtravimo greitis – 180 s, 84 g/m², porų dydis 2–3 μm, peleningumas 0,007 %. Nufiltravus stabilizuotą dumblą, į dvi konusines kolbutes atmatuojama po 10 ml filtrato ir pridedama po 10 ml distiliuoto vandens. Į vieną kolbutę įlašinami 5 lašai lygiomis dalimis sumaišyto metileno mėlyno ir metileno oranžinio ir titruojama 0,1 N druskos rūgštimi iki violetinės spalvos. Į kitą kolbutę pridedama 5 lašai metileno raudonio ir titruojama 0,1 N druskos rūgštimi iki ryškiai oranžiniai raudonos spalvos (19 pav.).



19 pav. Mėginiai lakiosioms riebiosioms rūgštims ir šarmingumui nustatyti

- *Lakiųjų riebiųjų rūgščių koncentracija miliekivalentais litre apskaičiuojama pagal lygtį:*

$$K = \frac{(a - b) \cdot 0,1 \cdot 1000}{V}, \text{ mgekv/L} \quad (2.5)$$

čia:

a – 0.1 N druskos rūgšties kiekis, sunaudotas titruojant su maišytu indikatoriumi, ml;

b – 0.1 N druskos rūgšties kiekis, sunaudotas titruojant su metilo raudonu, ml;

V – dumblo filtrato kiekis, ml.

- *Šarmingumo koncentracija miliekivalentais litre apskaičiuojama pagal lygtį:*

$$H = \frac{b \cdot 0,1 \cdot 1000}{V}, \text{ mgekv/L} \quad (2.6)$$

čia:

b – 0.1 N druskos rūgšties kiekis, sunaudotas titruojant su metilo raudonu, ml;

V – dumblo filtrato kiekis, ml.

- Fosfatų kiekio nustatymas dumblo vandenyje (LST EN ISO 6878:2004)

Fosfatų kiekio nustatymui, dumblo mėginys pirmiausiai nukošiamas per filtrą mėlyna juosta. Vėliau, dumblo vandenyje nustatant fosfatų kiekį naudojamas „Phosphate test“, kurį pagamino „MERCK KGaA“ įmonė. Šio testo fosfatų aptikimo intervalas 1–30 mg/l, tikslumas iki 0,01 mg/l.

Nustatymas atliekamas į mėgintuvėlį įpilant 5 ml dumblo vandens filtrato, pridedant 1,2 ml PO_4 reagento ir sumaišant. Tiriamas mišinys supilamas į 10 mm pločio kiuvetę. Kiuvetė įstatoma su tiriamuoju mišiniu į spektrofotometrą, duomenys nurašomi.

Jei fosfatų koncentracija viršijo 30 mg/l, tai tiriamasis dumblo vanduo buvo praskiedžiamas.

Kokiu santykiu jis buvo praskiedžiamas, tokiu santykiu vėliau buvo dauginami gauti duomenys.

- Biodujų matavimas

Biodujos analizuotos įrenginiu INCA 4000 T100 (20 pav.). Jame yra integruotas dujų proceso vėsinimas. Kondensate yra matuojami šie komponentai: metanas (CH_4 , %), anglies dioksidas (CO_2 , %), deguonis (O_2 , %) ir sieros vandenilis (H_2S , ppm). (Įrenginio charakteristikos pateiktos 4 lentelėje) sukauptas biodujų kiekis registruotas kiekvieną dieną, o jų sudėties tyrimai atlikti kas antrą dieną. Pagrindinių rodiklių matavimai buvo pradėti nuo 10 eksperimento dienos dėl mikroorganizmų adaptavimosi trukmės reaktoriuje.

4 lentelė. Matavimo įrenginio INCA 4000 T100 tikslumas ir matavimo diapazonas

Kintamasis	Matavimo tikslumas	Diapazonas
CH_4	$\pm 1 \%$	0–100 %
CO_2	$\pm 1 \%$	0–100 %
O_2	$\pm 3 \%$	0–25 %
H_2S	$\pm 1 \text{ ppm}$	0–25 ppm



20 pav. Dujų matavimo aparatas INCA 4000 T100

2.2. Tyrimų eiga: dumblo mišinio paruošimas prieš pūdymą, sausų ir bepelenių medžiagų nustatymas naudojant sintetinį ir krakmolo polimerus, druskos dozės parinkimas

Dumblas, prieš jam patenkant į tirštinimo įrenginius, buvo imamas mėginių ėmimo vietose Utenos nuotekų valykloje. Pirminio dumblo mėginiai imti pirminio dumblo siurblinėje, o perteklinio – iš bioreaktoriaus aeracijos zonos. Prieš tiekimą į pūdytuvus dumblas buvo tirštinamas, siekiant gauti apie 4% SM dumblo mišinį. Toks tirštumas reikalingas, kad būtų pasiektas efektyvus pūdymo procesas. Tirštinimui naudotas krakmolo polimeras, sukurtas KTU, siekiant nustatyti kaip šis polimeras įtakos pūdymo procesą. Krakmolo polimeras – tai katijoninis krakmolas iš SP AB „Stumbras“ Antanavo krakmolo gamyklos aukščiausios rūšies natyvinio bulvių krakmolo (ribinis klampos skaičius 0,39 m³/kg) (Šablevičienė *et al.* 2004). Katijoninis 2-hidroksi, 3-trimetilamonio-propilkrakmolas gautas reaguojant krakmolui su glicidiltrimetilamonio chloridu šarminėje terpėje. Reakcija vykdyta 35 % vandeninėje krakmolo suspensijoje 45° C temperatūroje. Reakcijos trukmė 3–24 h (Klimavičiūtė *et al.* 2002). Taip pat naudoti ir sintetiniai polimerai, kurie naudojami Utenos nuotekų valykloje dumblui tirštinti. Pirminiam dumblui tirštinti naudojamas "Norfloc 125" flokuliantas, o pertekliniam – "ZXT64" (skystas).

Tirštinimo procesas, kai naudotas krakmolo polimeras, buvo atliekamas taip: į 1000 ml cilindrą įpilamas 600 ml pirminio ir perteklinio dumblo mišinio tūris (pirminis ir perteklinis dumblas maišomas atitinkamai santykiu 1:1,5). Pagal nustatytą atvežtinio dumblo sausų medžiagų koncentraciją parenkama krakmolo polimero dozė. Buvo naudotas 0,1 N koncentracijos krakmolo polimero tirpalas, o jo dozė buvo – 12,5–30,0 ml/100 ml dumblo mišinio. Dozė skiriasi 3 kartus, kadangi eksperimento būdu buvo bandoma nustatyti polimero kiekį reikalingą efektyviausiai sutirštinti dumblą. Efektyviausia dozė buvo nustatyta 30,0 ml/100 ml dumblo mišinio. Dumblo mišinį sumaišius su krakmolo polimeru, jis paliekamas 20 val. ramybės būsenoje. Po to nupilamas apskaičiuotas dumblo vandens tūris. Tūris apskaičiuojamas taip: imami mėginiai ir svoriniu metodu nustatoma tiekiamo pirminio-perteklinio dumblo mišinio sausų medžiagų koncentracija (%). Toliau pagal formulę apskaičiuojama kiek reikia nusemti dumblo vandens:

$$V_{d.vand.} = 600 - \left(V_z \frac{SM_z}{4,0} + V_p \frac{SM_p}{4,0} \right), ml \quad (2.7)$$

Čia:

$V_{d.vand.}$ – reikalingas nusemti dumblo vandens tūris, kad būtų pasiekta reikiama dumblo koncentracija, ml;

V_z – žalio dumblo tūris, kuris sudaro 40% dozuojamą mišinio tūrio, ml;

SM_z – sausųjų medžiagų koncentracija žaliame dumble prieš tiekimą, %;

4,0 – reikalinga gauti dumblo koncentracija, %;

V_p – perteklinio dumblo tūris, kuris sudaro 60% dozuojamo mišinio tūrio, ml;

SM_p – sausųjų medžiagų koncentracija pertekliniame dumble prieš tiekimą, %.

Utenos nuotekų valykloje pirminiam ir pertekliniam dumblui tirštinti yra naudojami skirtingi sintetiniai polimerai, nes jų poveikis atitinkamam dumblui yra skirtingas ir tiršinimas atliekamas efektyviau. Tiršinimo procesas, kai naudotas sintetinis polimeras, buvo atliekamas taip: į vieną 1000 ml cilindą įpilamas 600 ml pirminio dumblo tūris. Pagal nustatytą atvežtinio pirminio dumblo sausų medžiagų koncentraciją parenkama sintetinio polimero dozė. Buvo naudotas sintetinis polimero tirpalas "Norfloc125", o jo dozė buvo – 1,5 ml/100 ml pirminio dumblo. Į kitus du 1000 ml cilindrus įpilamas 1400 ml perteklinio dumblo tūris. Pagal nustatytą atvežtinio perteklinio dumblo sausų medžiagų koncentraciją parenkama sintetinio polimero dozė. Buvo naudotas 0,3 % koncentracijos sintetinis polimero tirpalas „ZXT64“, kuris buvo skiedžiamas iki 0,1 %. Jo dozė buvo – 0,67 ml/100 ml perteklinio dumblo. Dumblą sumaišius su sintetiniu polimeru, jis paliekamas 20 val. ramybės būsenoje. Po to nupilamas apskaičiuotasis dumblo vandens tūris. Jis apskaičiuojamas taip:

$$V_{z.d.vand.} = 600 - 600 \frac{SM_z}{4,0}, ml; \quad (2.8)$$

$$V_{p.d.vand.} = 1400 - 1400 \frac{SM_p}{4,0}, ml. \quad (2.9)$$

Čia:

$V_{z.d. vand.}$ – reikalingas nusemti pirminio dumblo vandens tūris, kad būtų pasiekta reikiama dumblo koncentracija, ml;

$V_{p.d. vand.}$ – reikalingas nusemti perteklinio dumblo vandens tūris, kad būtų pasiekta reikiama dumblo koncentracija, ml;

SM_z – sausųjų medžiagų koncentracija žaliame dumble prieš tiekimą, %;

4,0 – reikalinga gauti dumblo koncentracija, %;

SM_p – sausųjų medžiagų koncentracija pertekliniame dumble prieš tiekimą, %.

Tokiu būdu atskirai sutirštintas pirminis dumblas ir perteklinis dumblas tarpusavyje sumaišomas atitinkamai santykiu 1:1,5.

Siekiant įsitinkinti, kad sutirštinto dumblo mišinys yra reikiamos koncentracijos, buvo atliekamas mėginių ėmimas ir svoriniu metodu nustatoma tiekiamo pirminio-perteklinio dumblo mišinio sausų medžiagų koncentracija (LAND 46:2007). Sausųjų medžiagų koncentracija buvo

nustatoma ir dumblo po pūdymo proceso. Tiek tiekiamo pirminio-perteklinio dumblo mišinyje, tiek dumblo po pūdymo proceso svoriniu metodu buvo nustatoma ir bepelenių medžiagų koncentracija, parodanti dumblo esančių organinių medžiagų dalį (LST EN 12880:2002).

Geležies druskų dozė buvo parinkta tokia pati kaip ir Utenos nuotekų valymo įrenginiuose: bevandenė $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ – 0,28 g/L dumblo mišinio (šioje druskoje geležis sudaro 28 %), o $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ – 0,4 g/L dumblo mišinio (šioje druskoje geležis sudaro 20,74 %).

3. Rezultatų analizė

Rezultatams analizuoti ir tyrimo uždaviniams įgyvendinti buvo pasirinktas 2 ir 3 tyrimo etapai.

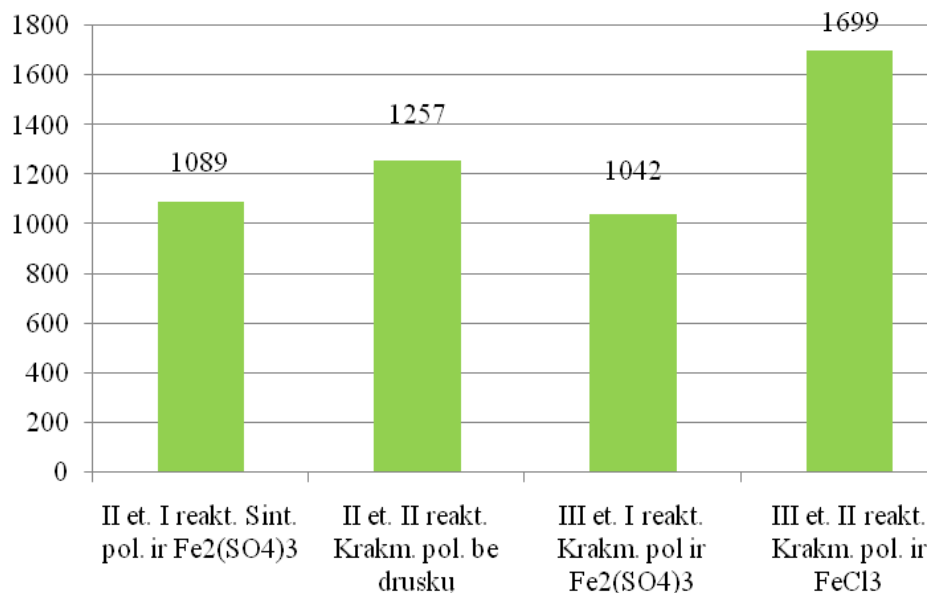
3.1. Rezultatai, kai dumblui tirštinti naudotas krakmolo ir sintetinis polimerai bei skirtingos Fe druskos

Palyginimas atliekamas tarp II etapo I reaktoriaus, II etapo II reaktoriaus, III etapo I reaktoriaus bei III etapo II reaktoriaus. Į antrojo etapo antrąjį reaktorių nebuvo dozuojuama druska, siekiant turėti kontrolinį reaktorių. 5 lentelėje pateikti vidutiniai susidariusių dujų tūrio ir sudėties, SM sumažėjimo ir BSM suskaidymo apskaičiuoti rezultatai. Lentelėje matyti, kad didžiausias vidutinis SM sumažėjimas ir BSM suskaidymas pasiektas tiršinimui naudojant sintetinį polimerą ir $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ druską, o didžiausias vidutinis dujų tūris per parą išsiskyrė reaktoriuje, į kurį dozotas dumbblas buvo tiršinamas su krakmolo polimeru ir dozauta FeCl_3 druska. Toks didelis dujų tūris pasiektas gali būti todėl, kad naudotas natūralus krakmolos yra organinis ir pūdamas pats gali išskirti papildomai dujų, o taip pat tai galėjo paskatinti ir FeCl_3 druska.

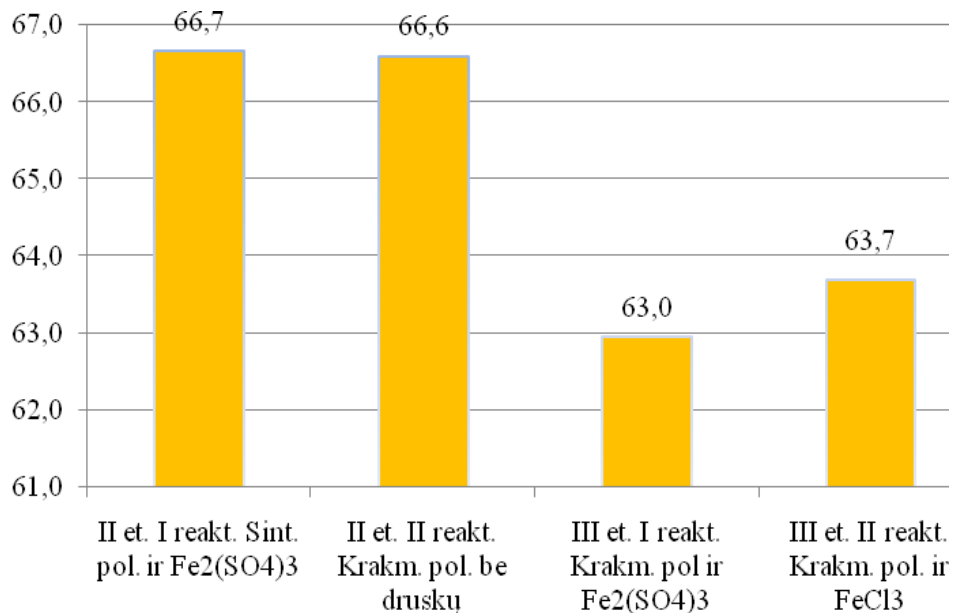
5 lentelė. II ir III etapų, I ir II reaktorių rezultatų lentelė

	II etapo I reaktorių (su sintetiniu polimeru ir $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ druska)	II Etapo II Reaktorių (su krakmolo polimeru, be druskų)	III Etapo I Reaktorių (su krakmolo polimeru ir $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ druska)	III Etapo II Reaktorių (su krakmolo polimeru ir FeCl_3 druska)
Vidutinis SM sumažėjimas, %	45,7	29,8	32,3	33,8
Vidutinis BSM suskaidymas, %	52,3	44,1	41,7	43,1
Vidutinis dujų tūris, ml/24h	1089	1257	1042	1699
Apskaičiuotas vidutinis CH_4 kiekis dujose, %	66,7	66,6	63,0	63,7

Tirštinimui panaudojus krakmolo polimerą buvo fiksuojami gauti rezultatai ir jie analizuojami. Gauti tyrimų rezultatai pateikti 5 lentelėje, o grafiškai pavaizduoti 21, 22, 23, 24 paveiksluose.



21 pav. Vidutinis dujų tūris (ml/24h)



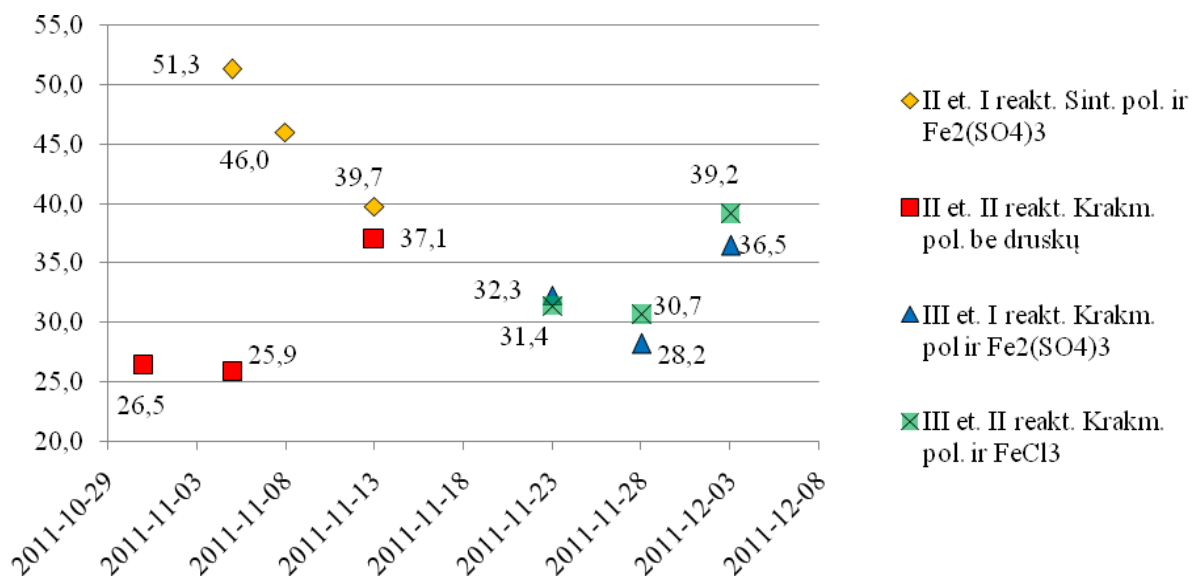
22 pav. Vidutinis CH_4 (%) kiekis dujose

Iš 21 paveiksle pateikto rezultatų grafiko matyti, kad mažiausiai dujų pasigamina III etapo I reaktoriuje, į kurį buvo dozuojuama $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ druska, o didžiausias dujų tūris susidarė III etapo II

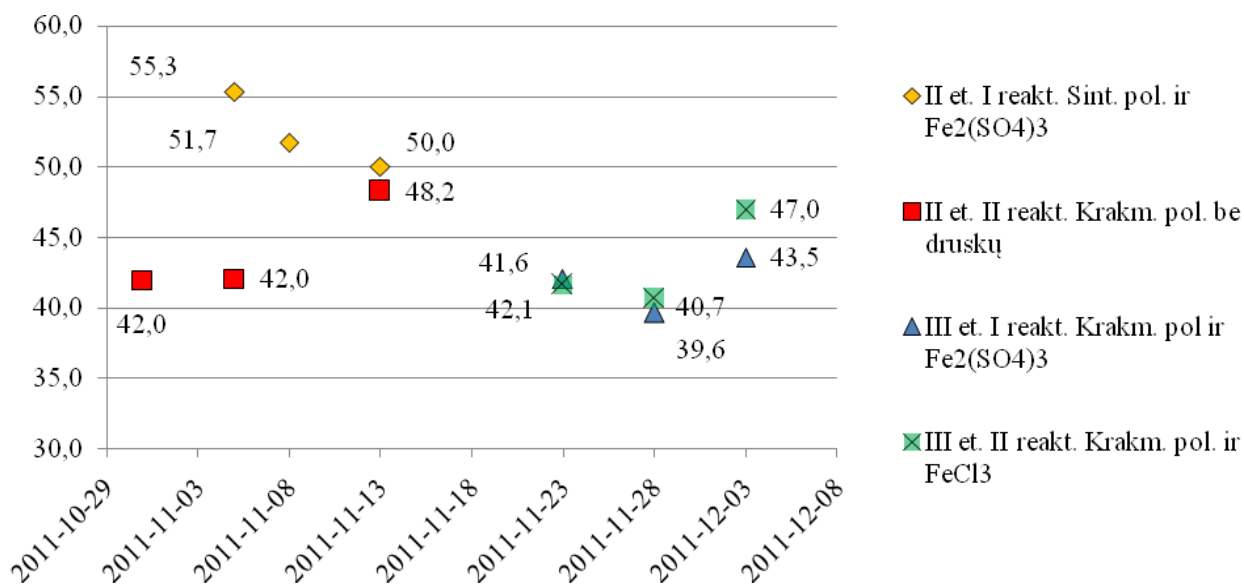
reaktoriuje, į kurį buvo dozuota FeCl_3 druska. II reaktoriuje vidutinis dujų tūris III etapo pradžioje padidėjo 657 ml, nes buvo pradėta dozuoti FeCl_3 druska. Lyginant II etapo II reaktorių ir III etapo I reaktorių gauta, kad vidutinis dujų išsiskyrimas naudojant krakmolo polimerą be $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ yra 17,1 % didesnis nei dujų išsiskyrimas su $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$. Palyginus CH_4 kiekį (22 pav.) gauti tokie rezultatai: be $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ – 66,6% (dumblo tirštinimui naudotas krakmolo polimeras), o su $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ 63,0% (dumblo tirštinimui naudotas krakmolo polimeras). Taigi druskos dozavimas turi nežymią įtaką CH_4 (%) susidarymui – CH_4 (%) dalis sumažėjo apie 3 %.

Analizuojant dujų pokytį tarp II etapo II reaktoriaus (druska nedozuojama) ir III etapo II reaktoriaus (dozuojama FeCl_3 druska), kai dumblo tirštinimui naudojamas krakmolo polimeras, gauta, kad vidutinis dujų išsiskyrimas naudojant krakmolo polimerą su FeCl_3 yra 26% didesnis nei dujų išsiskyrimas be FeCl_3 . Palyginus CH_4 kiekį gauta, kad be FeCl_3 druskos metano kiekis sudarė 66,6 %, o su FeCl_3 63,7 %. Taigi, didžiausias dujų kiekis išsiskyrė dozuoiant FeCl_3 druską į III etapo II reaktorių, kai tuo tarpu nedozuojant FeCl_3 druskos biodujų sudėtyje aptikta 2,9 % daugiau CH_4 .

Apskaičiuoto SM sumažėjimo ir BSM suskaidymo rezultatai pateikti 23 ir 24 paveiksluose, %.



23 pav. SM sumažėjimo kitimas, %



24 pav. BSM suskaidymo kitimas, %

Iš 23 paveikslo matyti, kad naudojant krakmolo polimerą ir naudojant $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ druską vidutinis SM sumažėjimas yra 8% didesnis, nei kad naudojant krakmolo polimerą ir nenaudojant druskos.

Iš 24 paveikslo matyti, kad naudojant krakmolo polimerą ir FeCl_3 , vidutinis SM sumažėjimas yra 12% didesnis, negu naudojant krakmolo polimerą ir nenaudojant jokios druskos. Pagal rezultatus matyti, kad $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ ir FeCl_3 druskų dozavimas gali didinti SM sumažėjimą.

Atliekant palyginimą tarp II etapo I reaktoriaus ir III etapo I reaktoriaus, kai dumblui tirštinti naudotas sintetinis polimeras ir krakmolo polimeras bei į dumblą dozuota $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ druska, nustatyta, kad, dozuojant $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ druską ir naudojant krakmolo polimerą, dujų tūris mažesnis 4,3 %, negu naudojant sintetinį polimerą (21 pav). Tai galėjo įtakoti tai, kad tiršinimui naudojamo krakmolo polimero dozė buvo 14 kartų didesnė, nei sintetinio polimero dozė (krakmolo 30,0 ml/100 ml dumblo mišinio, o sintetinių 1,5 ml/100 ml pirminam dumblui ir 0,67 ml/100 ml pertekliniam dumblui. Iš viso sintetinio gaunasi 2,2 ml/100 ml dumblo mišinio). Vidutinė metano dalis biodujose sudarė 63,0 %, kai naudotas krakmolo polimeras ir 66,7 %, kai naudotas sintetinis polimeras.

Dumblo apkrova pūdytuve kinta nuo 0,61–0,96 gBSM/l/d BSM, o BSM suskaidymo svyravimas: 39,6–55,3 % (24 pav), taigi galima teigti, kad gauti rezultatai atitinka literatūroje nurodytus kitų autorių tyrimų rezultatus.

SM sumažėjimas naudojant krakmolo polimerą yra 29,3 % mažesnis, negu naudojant sintetinį polimerą. Rezultatą galėjo įtakoti tai, kad tiršinimui naudojant krakmolo polimerą jis ne visada sutirštindavo dumblą iki 4% SM dumblo mišinio.

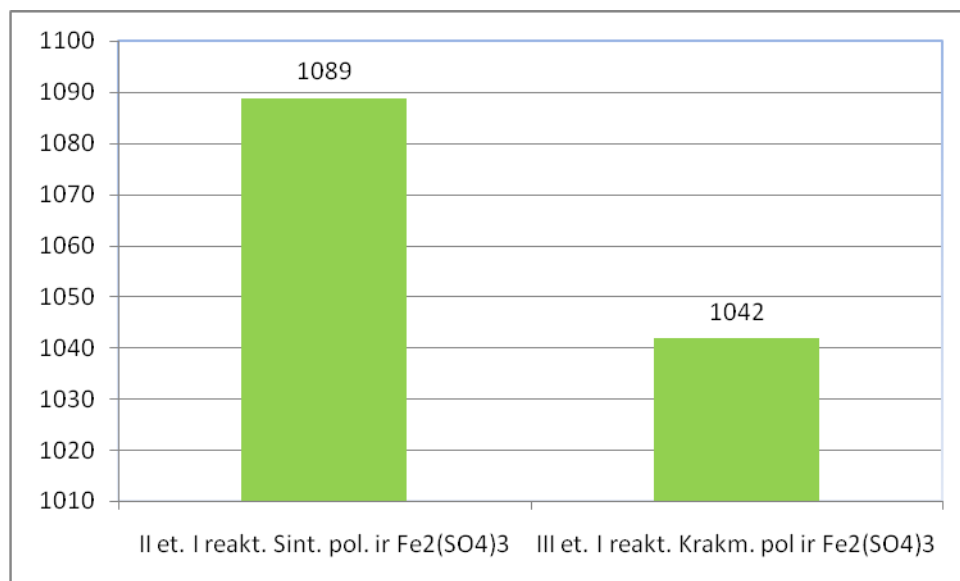
3.2. Rezultatai, kai dumblui tirštinti naudotas sintetinis polimeras ir krakmolo polimeras bei į dumblą dozuota $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ druska

Atliekamas palyginimas tarp II etapo I reaktoriaus ir III etapo I reaktoriaus, kai tiršinimui naudotas krakmolo ir sintetinis polimerai, bet ta pati $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ druska. Tyrimo metu gauti pagrindiniai rezultatai pateikti 6 lentelėje. Joje matyti, kad visų analizuojamų komponentų reikšmės sumažėjo į reaktorių pradėjus dozuoti dumblą, tirštiną su krakmolo polimeru. SM sumažėjimas pakito 29,3 %, o BSM suskaidymas sumažėjo 20,3 %.

6 lentelė. II ir III etapų I reaktoriaus rezultatai

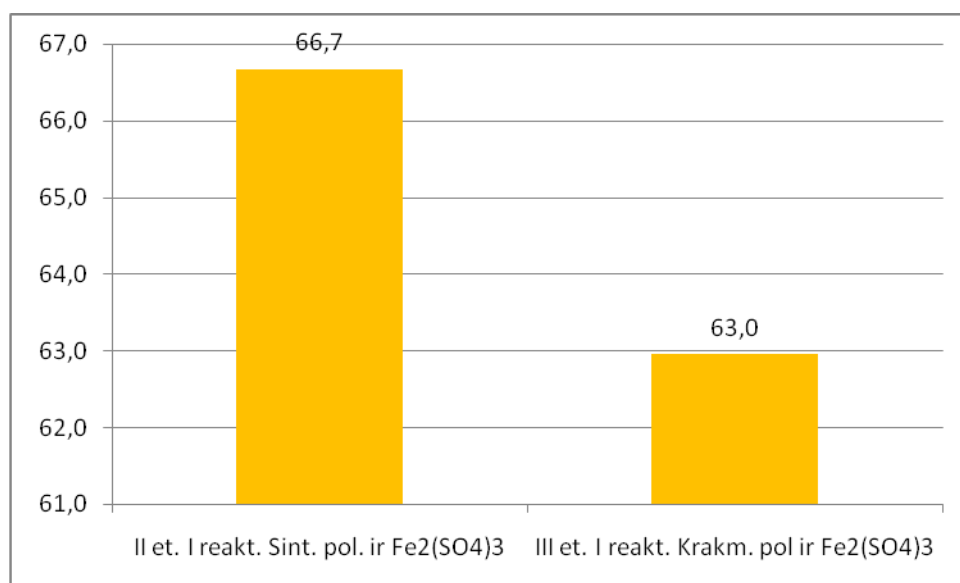
	II etapo I reaktorių (su sintetiniu polimeru tirštintas dumblas ir dozuota $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ druska)	III etapo I reaktorių (su krakmolo polimeru tirštintas dumblas ir dozuota $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ druska)
Vidutinis SM sumažėjimas, %	45,7	32,3
Vidutinis BSM suskaidymas, %	52,3	41,7
Vidutinis dujų tūris, ml/24h	1089	1042
Vidutinis apskaičiuotas CH_4 kiekis dujose, %	66,7	63,0

Iš 25 paveikslo matyti, kad pradėjus dumblą tirštinti su krakmolo polimeru, o nebe su sintetiniu (dozuojama ta pati $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ druska), vidutinis dujų tūris sumažėjo 4,3 %.



25 pav. Vidutinis dujų tūris (ml/24h)

Iš 26 paveikslo matyti, kad su krakmolo polimeru vidutinė metano sudėtis biodujose yra 63,0 %, o naudojant sintetinį polimerą 66,7%. Pagal šiuos rezultatus matyti, kad polimero tipas įtakos išsiskiriančių dujų tūriui ir sudėčiai neturi.



26 pav. Vidutinis CH_4 (%) kiekis dujose

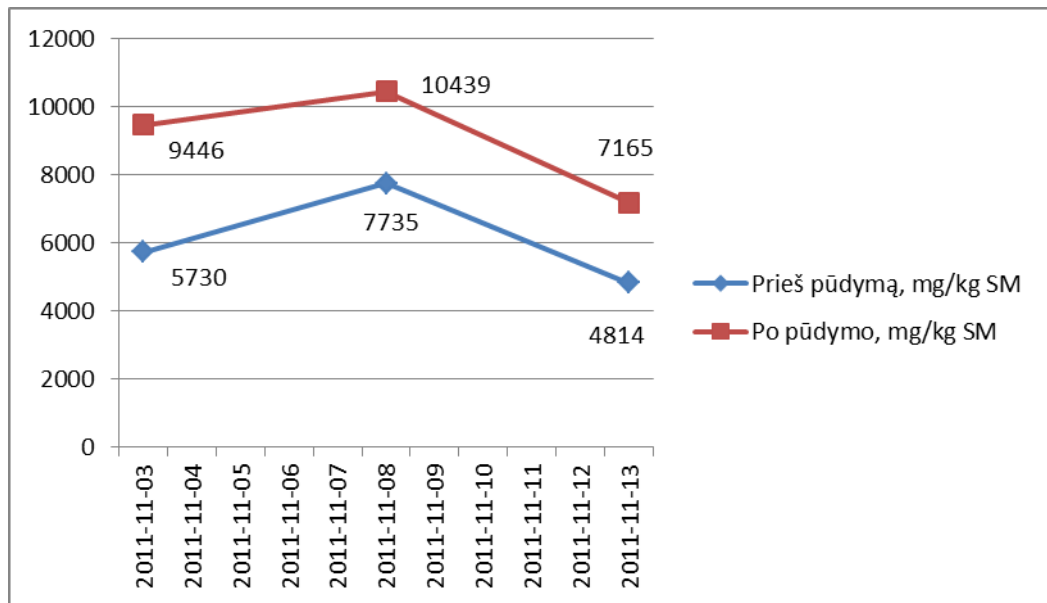
3.3. Geležies ir magnio rezultatai. Rezultatų kitimo grafikai laiko atžvilgiu

Geležies tyrimų analizė buvo atlikta tuose reaktoriuose, kuriuose tiekiamas dumblas buvo tirštinamas naudojant krakmolo polimerą. Buvo stebėtos geležies koncentracijos dumble prieš pūdymą ir išpūdytame dumble. Geležies druskų koncentracijos dumble tyrimų rezultatai pateikti 7 lentelėje.

7 lentelė. Geležies druskų tyrimo rezultatai

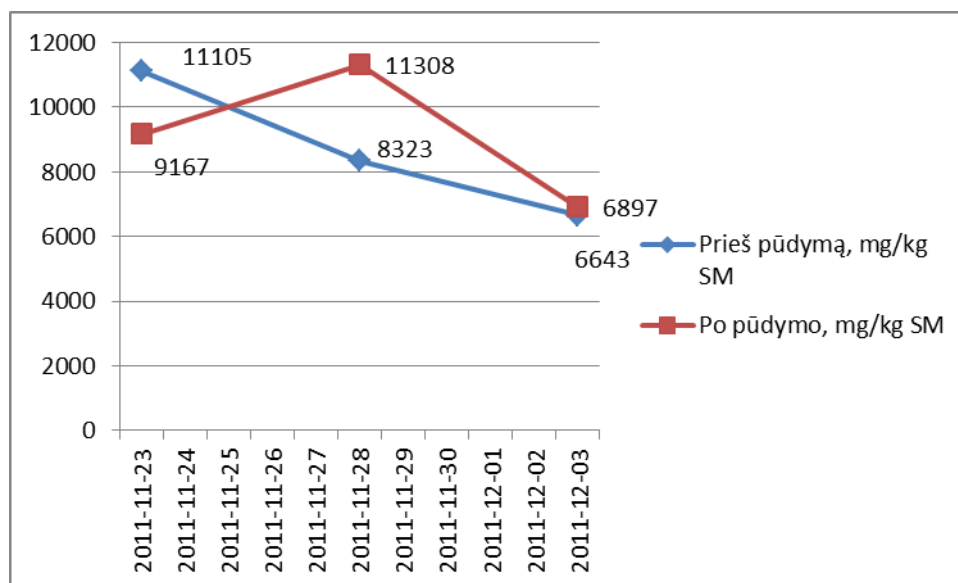
Data	II Etapas 2 Reaktorius (Be druskos, krakm. pol.)		Data	III Etapas 1 Reaktorius (Su $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, krakm. pol.)		III Etapas 2 Reaktorius (Su FeCl_3 , krakm. pol.)	
	Prieš pūdymą, mg/kg SM	Po pūdymo, mg/kg SM		Prieš pūdymą, mg/kg SM	Po pūdymo, mg/kg SM	Prieš pūdymą, mg/kg SM	Po pūdymo, mg/kg SM
2011-11-03	5730	9446	2011-11-23	11105	9167	12868	10552
2011-11-08	7735	10439	2011-11-28	8323	11308	8336	9750
2011-11-13	4814	7165	2011-12-03	6643	6897	9917	11029

Pagal gautus tyrimų rezultatus matyti, kad pūdytuve esanti geležies koncentracija kito lygiagrečiai su dozuojamame atvežtiniame dumble esančia geležies koncentracija, kadangi šiame etape druska nebuvo dozuojama (27 pav). Geležies druskos kiekio skirtumai prieš pūdymą ir po pūdymo proporcingai laikėsi apie 32 %. Etapo pabaigoje pūdytame dumble įvykusį rezultatų kritimą iki 7165 mg/kg SM (prieš pūdymą tiekame dumble 4814 mg/kg SM) galėjo įtakoti geležies sumažėjimas atvežtiniame dumble iš Utenos nuotekų valyklos.



27 pav. Geležies kitimas pūdytuve, kai dumblas tirštintas naudojant krakmolo polimerą ir druska nedozuota

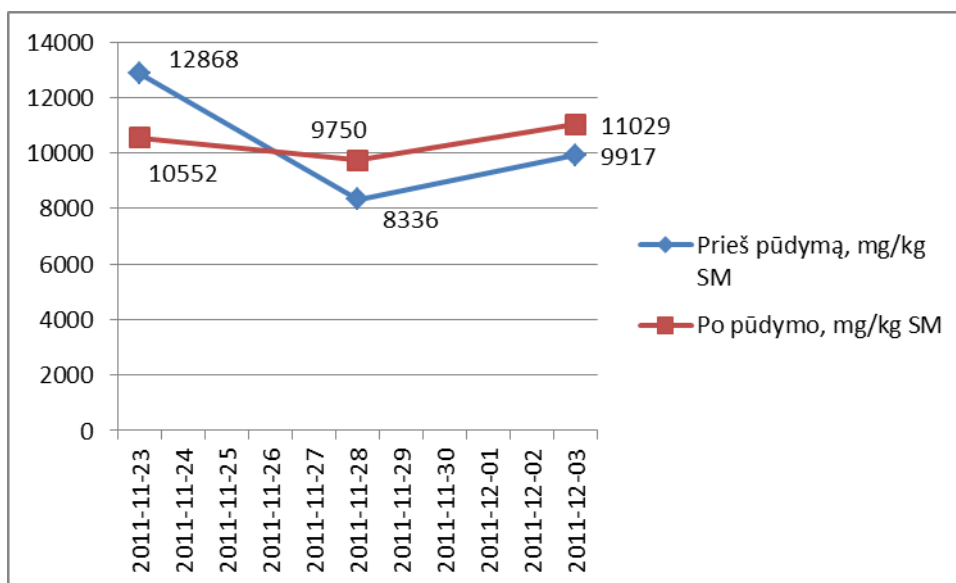
Pradėjus dozuoti $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ druską, geležies koncentracija prieš pūdymą dumble tolygiai mažėjo. 28 paveiksle matyti, kad etapo pradžioje prieš pūdymą geležies dumble buvo 11105 mg/kg SM, po 5 dienų šis rezultatas sumažėjo 24 %, po dar 5 dienų sumažėjo dar 21 % ir tapo 6643 mg/kg SM. Į tiekiamo dumblo mišinį III etapo metu buvo pradėta dėti pastovi $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ dozė: 0,07 g į 250 ml dumblo. Dėl šios priežasties etapo pradžioje dumble prieš pūdymą buvo daugiau geležies, negu dumble po pūdymo. Tik po 5 dienų pastovaus druskos dozavimo pūdytame dumble geležies koncentracija išaugo 19 % iki 11308 mg/kg SM. Po dar 5 dienų įvyko staigus geležies koncentracijos kritimas dumble po pūdymo (nukrito 39 % iki 6897 mg/kg SM). Kritimą galėjo įtakoti reaktoriaus maišyklės sugedimas. Ji šiame dienų intervale sugedo ir neveikė vieną dieną, todėl tai galėjo sukelti netolygų geležies pasiskirstymą pūdomame dumble mėginio ėmimo metu.



28 pav. Geležies kitimas pūdytume, kai dumblas tirštintas naudojant krakmolo polimerą ir dozuota $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ druska

Pradėjus dozuoti FeCl_3 druską į II reaktorių (29 pav), kai prieš tai nebuvo dozuoja druska, etapo pradžioje susidarė analogiška situacija kaip ir III etapo 1 reaktoriuje - dumble prieš pūdymą pirmąją mėginių ėmimo dieną buvo daugiau geležies, negu dumble po pūdymo. FeCl_3 druskos buvo dozuoja 1 g į 250 ml dumblo. 20 dienų dozuoja druską ir pamatavus jos koncentraciją pūdytame dumbe galima matyti, kad ji išaugo 4,3 % (pradinė koncentracija 10552 mg/kg SM, galutinė 11029 mg/kg SM).

Tiekiamo dumblo geležies koncentracijos sumažėjimas galėjo priklausyti nuo atvežtiniame šviežiame dumble esančios geležies koncentracijos, todėl šių rezultatų dozuoja druskos kiekis neturėjo įtakoti. Geležies koncentracija dozuojamame dumble mažėjo nuo 12868 mg/kg SM nukrito iki 9917 mg/kg SM.



29 pav. Geležies kitims pūdytūve, kai dumblas tīrīstītas naudojant krakmolo polimerā ir dozūota FeCl_3 druska

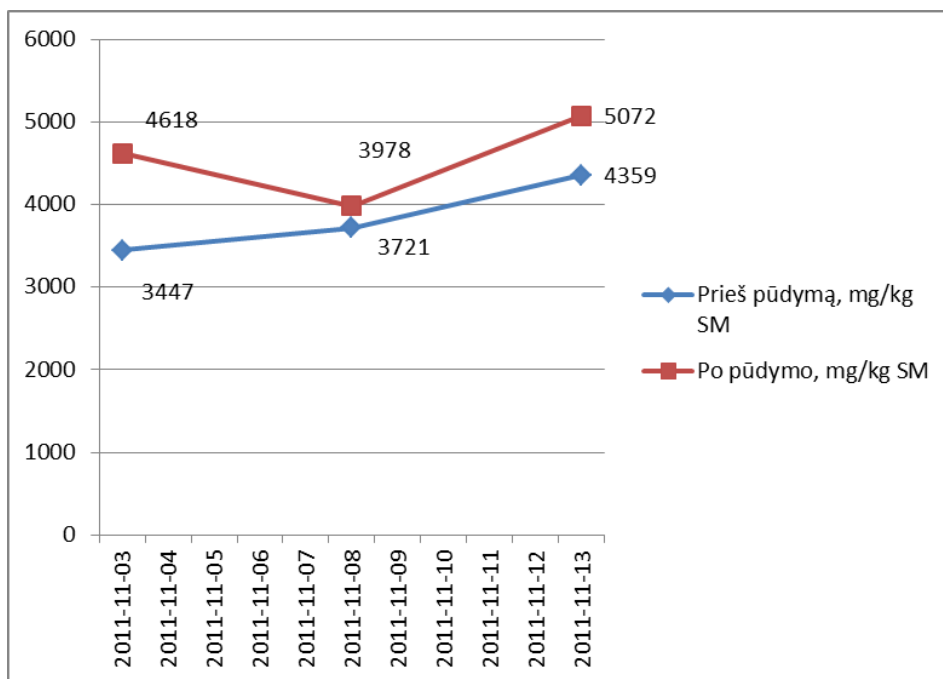
Magnio koncentrācijas dūmblē tyrimai taip pat buvo atlikti reaktoriuose, į kuriuos buvo dozūotas dumblas tīrīstītas su tos pačios rūšies polimeru, t.y. krakmolo. 8 lentelėje pateikta II etapo II reaktoriaus magnio koncentracijos ir III etapo abiejų reaktorių dūmblē ištirtos magnio koncentracijų reikšmės.

8 lentelė. Magnio druskų tyrimo rezultatai

Data	II Etapas 2 Reaktorius (Be druskos, krakm. pol.)		Data	III Etapas 1 Reaktorius (Su $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, krakm. pol.)		III Etapas 2 Reaktorius (Su FeCl_3 , krakm. pol.)	
	Prieš pūdytā, mg/kg SM	Po pūdytā, mg/kg SM		Prieš pūdytā, mg/kg SM	Po pūdytā, mg/kg SM	Prieš pūdytā, mg/kg SM	Po pūdytā, mg/kg SM
2011-11-03	3447	4618	2011-11-23	7376	8528	5487	11025
2011-11-08	3721	3978	2011-11-28	7713	8921	7675	10019
2011-11-13	4359	5072	2011-12-03	6877	6854	8360	10954

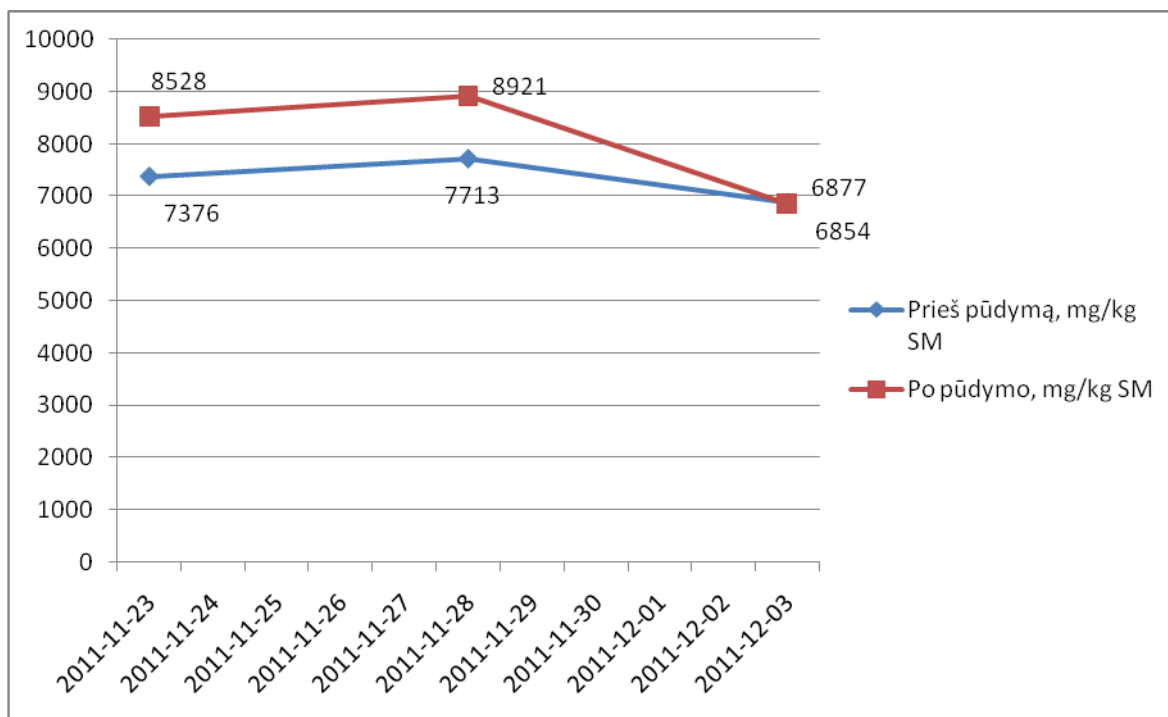
30 paveiksle matyti magnio koncentracijos didėjimas pūdytame dūmblē (II etapas II reaktorius). Magnio reikšmė etapo pradžioje buvo 4618 mg/kg SM, o etapo pabaigoje padidėjo 9 % ir tapo 5072 mg/kg SM. Tiekiamajame dūmblē magnio reikšmė etapo pabaigoje per 20 dienų

padidėjo 19 %. Geležies druskos į šį reaktorių nebuvo dozuojamos, todėl magnio didėjimą galėjo lemti atvežtame dumble iš Utenos nuotekų valyklos buvę magnio druskos kiekiai. Vidutinė magnio koncentracija pūdytame dumble šiame reaktoriuje yra 4556 mg/kg SM.



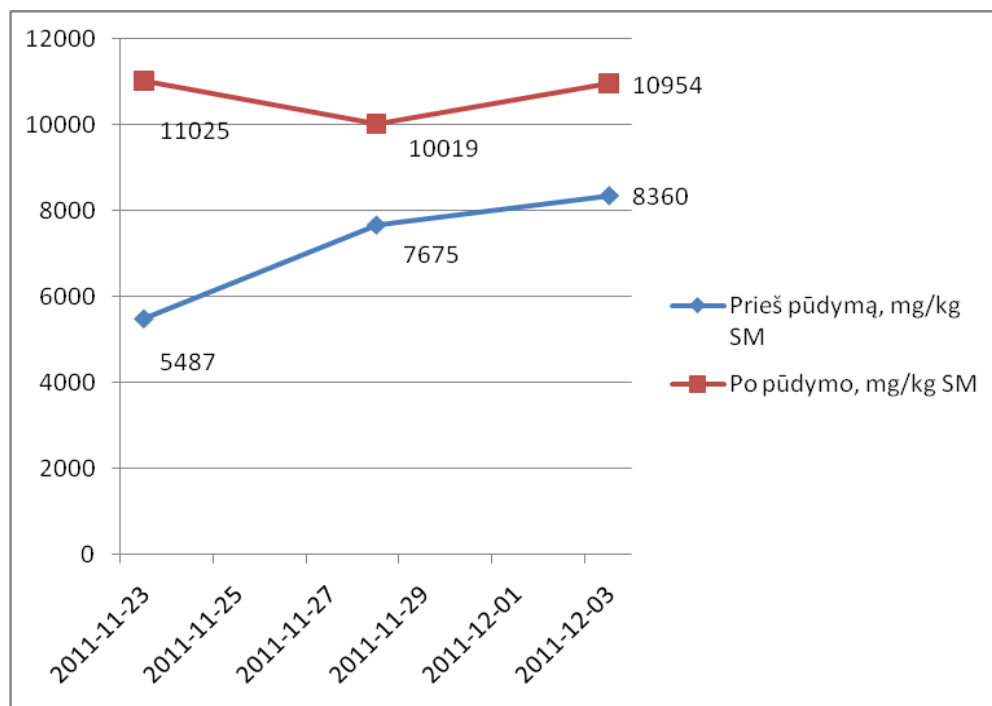
30 pav. Magnio kitimas pūdytuve, kai dumblas tirštintas naudojant krakmolo polimerą ir druska nedozuota

Iš gautų rezultatų 31 paveiksle matyti, kad vidutinė magnio koncentracija pūdytame dumble, kai dozuojama $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ druska yra 8101 mg/kg SM. Tai yra dvigubai didesnė koncentracija, lyginant ją su reaktoriumi, į kurį druska nebuvo dozauta. Dėl to, kad magnio koncentracija šiame etape buvo didesnė ir tiekiamajame dumble, teigti, kad geležies dozavimas įtakojo magnio padaugėjimą, negalima. Magnio koncentraciją pūdytame dumble galėjo įtakoti atvežtame tiekiamajame dumble buvusi magnio koncentracija. Etapo pabaigoje magnio koncentracija sumažėjo 23 %. Tai galėjo lemti jo kaupimasis pūdytuve struvito pavidalu. Nors įrenginys yra pratekanti sistema, tačiau struvito nuosėdos gali kauptis pūdytuvo dugne arba ant vamzdelių sienelių.



31 pav. Magnio kitims pūdytuve, kai dumblas tīrīstītas naudojant krakmolo polimerā ir dozuota $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ druska

Pagal gautus rezultātus 32 paveiksle matyti, kad kas 5 dienas tiekiamame dumblē pūdytā magnio koncentrācija pastoviai didējo ir īsaugo 34 %, nuo 5487 mg/kg SM iki 8360 mg/kg SM. Tai galējo lemti ir magnio koncentrācijas didējīmā dumblē po pūdytā procesa. Didelio magnio koncentrācijas nukritimo II reaktoriaus pūdytame dumblē nebuvo. Vadinasi, magnis nuosēdū pavidalū neiškrito. Taip gali būti dēl to, kad dozuoja geležies druska taip pat veikia kaip prevencinė priemonē struvito susidarymui.



32 pav. Magnio kitimas pūdytuve, kai dumblas tirštintas naudojant krakmolo polimerą ir dozuota FeCl_3 druska

Išvados

- Dumblą tirštinus skirtingais polimerais – sintetiniu ir krakmolo, kai abiem atvejais dozuota ta pati $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ druska (II etapo 1 reaktorius ir III etapo I reaktorius) nustatyta, kad išsiskyrė atitinkamai 1089 ml/d ir 1042 ml/d biodujų. Galima teigti, kad polimero tipas įtakos išsiskiriančių biodujų kiekiui neturi.
- Nustatyta, kad biodujų kiekį veikia dozuojuama druska. Dozuojant FeCl_3 biodujų išsiskiria 1699 ml ir tai yra 38,7 % daugiau, nei dozuojuant $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, kai išsiskiria 1042 ml biodujų.
- Tyrimų metu pastebėtas SM sumažėjimo ir BSM suskaidymo kitimas iš dalies gali būti paaiškintas kintančia dumblo apkrova reaktoriui, kuri kinta nuo 0,61–0,96 gBSM/l/d.. SM sumažėjimo reikšmės kinta nuo 26,5–39,7 %, o BSM suskaidymo – nuo 39,6–55,3 %.
- Pagal tyrimų rezultatus, į pūdytuvus nedozuojant druskų, geležies koncentracija kito lygiagrečiai su tiekiamame dumble esančia geležies koncentracija. Etapo pradžioje tiekiamame dumble geležies buvo 5730 mg/kg SM, o pabaigoje 4814 mg/kg SM. Etapo pradžioje pūdytame dumble geležies buvo 9446 mg/kg SM, o pabaigoje 7165 mg/kg SM. Geležies druskos kiekio skirtumas prieš ir po pūdymo yra apie 32 %.
- III etapo pradžioje į I reaktorių pradėjus dozuoti $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ druską dumble prieš pūdyimą buvo daugiau geležies (11105 mg/kg SM), negu dumble po pūdymo (9167 mg/kg SM). Tik po 5 dienų pastovaus druskos dozavimo pūdytame dumble geležies koncentracija išaugo 19 % iki 11308 mg/kg SM.
- Magnio kiekio sumažėjimą 23 % naudojant $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ druską galėjo lemti jo kaupimasis pūdytave nuosėdų pavidalu.
- Magnio kiekis tiekiamajame dumble nepriklausė nuo dozuojuamos geležies, o priklausė nuo atvežtiniame dumble buvusio magnio kiekio.

Rekomendacijos

- Rekomenduojama dumblo tirštinimui naudoti sintetinį polimero tirpalą "Norfloc125", dozėmis – 1,5 ml/100 ml pirminio dumblo ir polimero tirpalą „ZXT64“, dozėmis – 0,67 ml/100 ml perteklinio dumblo.
- Rekomenduojama dozuoti $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ druską dozėmis – 0,4 g/L dumblo mišinio.

Naudota literatūra

- Appels L., Baeyens J., Degreve J., Dewil R. 2008. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science*, 34 (6): 755–781.
- Barat R., Bouzas A., ir kt. 2009. Precipitation assessment in wastewater treatment plants operated for biological nutrient removal: A case study in Murcia, Spain. *Journal of Environmental Management* 90 850 – 857.
- Beržinskienė J. 1999. *Vandens mikrobiologija*. Mokomoji knyga. Vilnius:Technika.
- Bitton G. 2005. Wastewater microbiology. Third edition. *Department of Environmental Engineering Sciences*. 765 p.
- Chen Y., Cheng J.J., Creamer K.S. 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology* 99: 4044–4064.
- Cirne D. G., van der Zee F. P., Fernandez-Polanco M., Fernandez-Polanco F. 2008. Control of sulphide during anaerobic treatment of S-containing wastewaters by adding limited amounts of oxygen or nitrate. *Rev Environ Sci Biotechnol* 7:93–105.
- Choi H-B., Hwang K-Y, Shin E-B. 1997. A mechanical pretreatment of waste-activated sludge for H₂S decrease on anaerobic digestion. *Biotechnology Letters*, 19 (2): 101–104.
- Čarkauskaitė I. 2008. Perteklinio dumblo anaerobinio stabilizavimo įtakos fosforo išsiskyrimui į dumblo vandenį tyrimai. *Baigiamasis magistro darbas*. Vilnius. 53 p.
- Davis M. L. 2010. Water and wastewater engineering. Design principles and practice. 1301p.
- Doyle, J.D.; Oldring, K.; Churchley, J.; Price, C.; Parsons, S.A. 2003. Chemical control of Struvite Precipitation. *Journal of Environmental Engineering*, 129(5): 419–426.
- Gao M., Tian J., Xiang Y. 2007. Research of Sludge Compost Maturity Degree Modeling Method Based on Fuzzy Neural Network for Sewage Treatment. *IMECS*: 222-226.
- Hanay O., Hasar H, Kocer N. N., Aslan S. 2008. Evaluation for Agricultural Usage with Speciation of Heavy Metals in a Municipal Sewage Sludge. *Bull Environ Contam Toxicol* 81:42–46.
- Hill Ch.B., Khan E. 2008. A Comparative Study of Immobilized Nitrifying and Co-Immobilized Nitrifying and Denitrifying Bacteria for Ammonia Removal from Sludge Digester Supernatant. *Water Air Soil Pollut* 195:23–33.
- Holm-Nielsen J.B., Seadi T.Al., Oleskowicz-Popiel P. 2009. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. *Bioresource Technology*. 100 5478–5484.

Hospido A., Moreira M.T., Martín M., Rigola M., Feijoo G. 2005. Environmental Evaluation of Different Treatment Processes for Sludge from Urban Wastewater Treatments: Anaerobic Digestion versus Thermal Processes. *Int J LCA* 10 (5): 336–345.

Johnson, D.; Carliell-Marquet, C.; Forster, C. 2003. An examination of the treatment of iron-dosed waste activated sludge by anaerobic digestion. *Environmental Technology*, 24: 937–945.

Klimavičiūtė R., Bendoraitienė J., Žemaitaitis A. 2002. Iš bulvių krakmolo gautų katijoninių polisacharidų flokuliacinių savybių ypatumai. *Cheminė technologija*, 5 (26): 64–67.

LAND 46:2007. Vandens kokybė. Skendinčių medžiagų nustatymas. Košimo pro stiklo pluošto kostuvą metodas. Vilnius.

Leonard A., Vandevenne P., Salmon T., Marchot P., Crine M. 2004. Wastewater sludge convective drying: influence of sludge origin. *Environmental Technology*. Vol. 25: 1051-1057.

LST EN 12880:2002. Dumblo apibūdinimas. Sausosios liekanos ir vandens kiekio nustatymas. Vilnius. 9 p.

LST EN ISO 6878:2004. Vandens kokybė. Fosforo nustatymas. Spektrometrinis metodas, vartojant amonio molibdatą. Vilnius. 23 p.

LST EN ISO 9963-1:1999. Vandens kokybė. Šarmingumo nustatymas. 1 dalis. Bendrojo ir sudėtinio šarmingumo nustatymas. Vilnius.

Mamais, D., Pitt, P.A., Cheng, Y.W., Loiacono, J., Jenkins, D., 1994. Determination of ferric chloride dose to control struvite precipitation in anaerobic sludge digester. *Water Environment Research*, 912 – 918.

Marti N., Bouzas A., Seco A., Ferrer J. 2008. Struvite precipitation assessment in anaerobic digestion processes. *Chemical Engineering Journal* 141: 67-74.

Matuzevičius B. 1996. *Dumblo apdirbimas. Mokymo priemonė.* Vilnius: Technika.

Mažeikienė A. 2009. *Vandens mikrobiologija. Laboratorinių darbų metodikos nurodymai.* Vilnius: Technika. 76 p.

Nasr F.A. 1997. Treatment and reuse of sewage sludge. *The Environmentalist* 17: 109-113.

North J. M., Becker J. G. ir kt. 2008. Methods for Quantifying Lime Incorporation into Dewatered Sludge. I: Bench-Scale Evaluation. *Journal Of Environmental Engineering*: 750-761, 762-770.

Ofverstrom S. 2009. *Nuotekų dumblo apdorojimo anaerobiniu būdu tyrimai ir vertinimas. Disertacinio darbo ataskaita.* Vilnius. 72 psl.

Ofverstrom S., Sapkaitė I., Dauknys R. 2010. *Cheminio fosforo šalinimo įtaka anaerobiniam dumblo pūdymo procesui. Mokslas – Lietuvos ateitis.* 2 tomas. Nr.5: 71-74.

- Ohlinger, K.N., Young, T.M., Schroeder, E.D., 1998. Predicting struvite formation in digestion. *Water Research* 32, 3607 – 3614.
- O'Reilly C., Colleran E..2005. Toxicity of nitrite toward mesophilic and thermophilic sulphate-reducing, methanogenic and syntrophic populations in anaerobic sludge. *J Ind Microbiol Biotechnol* 32: 46–52.
- Perrez-Elvira S. I, Nieto Diez P., Fdz-Polanco F. 2006. Sludge minimisation technologies. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 5:375–398.
- Pilipavičius V., Navickas K. 2008. Atsinaujinantys agrariniai ištekliai ir atliekų perdirbimas. Maisto žaliavų ir agrarinės aplinkos studijų tobulinimas (MAST). www.lzuu.lt
- Roest K., Altinbas M., Paulo P.L., Heilig H.G.H.J., Akkermans A.D.L., Smidt H., de Vos W. M., Stams A.J.M..2005. Enrichment and Detection of Microorganisms Involved in Direct and Indirect Methanogenesis from Methanol in an Anaerobic Thermophilic Bioreactor. *Microbial Ecology Volume* 50: 440–446.
- Song Y.-C., Kwon S.-J., Woo J-H.2004. Mesophilic and thermophilic temperature co-phase anaerobic digestion compared with single-stage mesophilic- and thermophilic digestion of sewage sludge, *Water Research* 38: 1653–1662.
- Šablevičienė D., Klimavičiūtė R., Žemaitaitis A. 2004. Nuotekų dumblo destabilizavimas katijoniniu krakmolu. *Cheminė technologija*, 4 (34): 37–48.
- Štiormer V. 2009. Biodujų rinka Lietuvoje ir jos plėtra. Pranešimas LEI seminare.
- Tavares C.R.G., Benatti C.T., Dias Filho B.P. 2002. Treatment of Sewage Sludge *Generated in Municipal Wastewater Treatment Plants. Applied Biochemistry and Biotechnology*: 98–100.
- Turovskiy I. S., Mathai P. K. 2006. Wastewater sludge processing. Wiley-Interscience. 349p.
- Wang C. C., Hao X. D., Guo G. S., Loosdrecht M. C. M. 2010. Formation of pure struvite at neutral pH by electrochemical deposition. *Chemical Engineering Journal* 159: 280-283.
- Wu H., Yang D., Liu W., Zhou Q., Gao J. 2009. The Production of Short-chain Fatty Acids and Constituents with Primary Sludge as Fermentation Substrate under Different pHs. *IEEE*: 645-648.