



Kauno technologijos universitetas

Cheminės technologijos fakultetas

Skirtingai modifikuotos įkrovos biologiniam nuotekų valymui įvertinimas

Baigiamasis magistro projektas

Ieva Nedzinskaitė

Projekto autorė

doc. Viktoras Račys

Vadovas

Kaunas, 2020



Kauno technologijos universitetas
Cheminės technologijos fakultetas

Skirtingai modifikuotos įkrovos biologiniam nuotekų valymui įvertinimas

Baigiamasis magistro projektas
Pramoninė biotechnologija (6211FX010)

Ieva Nedzinskaitė

Projekto autorė

doc. Viktoras Račys

Vadovas

dr. Martynas Tichonovas

Recenzentas

Kaunas, 2020



Kauno technologijos universitetas

Cheminės technologijos fakultetas

Ieva Nedzinskaitė

Skirtingai modifikuotos įkrovos biologiniam nuotekų valymui įvertinimas

Akademinio sąžiningumo deklaracija

Patvirtinu, kad mano, Ievos Nedzinskaitės, baigiamasis projektas tema „Skirtingai modifikuotos įkrovos biologiniam nuotekų valymui įvertinimas“ yra parašytas visiškai savarankiškai ir visi pateikti duomenys ar tyrimų rezultatai yra teisingi ir gauti sąžiningai. Šiame darbe nei viena dalis nėra plagijuota nuo jokių spausdintinių ar internetinių šaltinių, visos kitų šaltinių tiesioginės ir netiesioginės citatos nurodytos literatūros nuorodose. Įstatymų nenumatytų piniginių sumų už šį darbą niekam nesu mokėjęs.

Aš suprantu, kad išaiškėjus nesąžiningumo faktui, man bus taikomos nuobaudos, remiantis Kauno technologijos universitete galiojančia tvarka.

Ieva Nedzinskaitė

(vardą ir pavardę įrašyti ranka)

(parašas)

Turinys

Santrumpų ir terminų sąrašas	7
Įvadas.....	8
1. Literatūros apžvalga	9
1.1. Pagrindiniai taršos šaltiniai ir teršalų šalinimo metodai	9
1.2. Biologiniai nuotekų valymo metodai	9
1.3. Veikliojo dumblo savybės ir sudėtis.....	12
1.4. Nuotekų valymo reaktorių klasifikacija	14
1.5. Veikliojo dumblo bioplėvelės ir dribsnių struktūra.....	15
1.6. Įkrovos modifikacijos įtaka biologiniams procesams	18
1.7. Literatūros apžvalgos apibendrinimas	21
2. Medžiagos ir tyrimų metodai	22
2.1. Judančio sluoksnio bioplėvelės reaktorius	22
2.2. Įkrovos pasirinkimas ir paruošimas.....	23
2.2.1. Įkrovos paviršiaus modifikacijos įvertinimas.....	24
2.3. Natūralios ir sintetinės nuotekos.....	25
2.4. Analitiniai metodai	27
2.4.1. Oksidacijos ir redukcijos potencialas	27
2.4.2. Veikliojo dumblo koncentracijos nustatymas.....	27
2.4.3. Veikliojo dumblo mikroskopinis tyrimas	28
2.4.4. Bendrosios organinės anglies kiekio nustatymas	29
2.4.5. Dumblo indekso nustatymas.....	29
2.4.6. Teoriniai valymo įrenginių parametrai	30
2.5. Tyrimų planas	31
2.5.1. Pirmas tyrimų etapas	31
2.5.2. Antras tyrimų etapas.....	32
2.5.3. Trečias tyrimų etapas.....	32

3. Tyrimų rezultatai ir jų aptarimas	33
3.1. Įkrovos modifikacijos	33
3.2. Pirmas tyrimų etapas	35
3.2.1. Veikliojo dumblo koncentracija	35
3.2.2. Bendrosios organinės anglies kiekis.....	36
3.3. Antras tyrimų etapas	37
3.3.1. Veikliojo dumblo koncentracija	37
3.3.2. Bendrosios organinės anglies kiekis.....	38
3.3.3. Oksidacijos ir redukcijos potencialas	40
3.4. Trečias tyrimų etapas.....	41
3.4.1. Veikliojo dumblo matavimai	41
3.4.2. Bendrosios organinės anglies kiekis.....	43
3.4.3. Veikliojo dumblo mikroskopinis tyrimas	44
3.5. Bioplėvelės augimas	47
4. Rekomendacijų dalis	49
4.1. Technologinė schema	50
Išvados	52
Literatūros sąrašas	53

Nedzinskaitė, Ieva. Skirtingai modifikuotos įkrovos biologiniam nuotekų valymui įvertinimas. Magistro baigiamasis projektas / vadovas doc. Viktoras Račys; Kauno technologijos universitetas, Cheminės technologijos fakultetas.

Studijų kryptis ir sritis (studijų krypčių grupė): Biotechnologijos, Technologijų mokslai.

Reikšminiai žodžiai: nuotekų valymas, judančio sluoksnio bioplėvelės reaktorius, bioplėvelė, įkrova, modifikacija.

Kaunas, 2020. 58 p.

Santrauka

Prisitvirtinusios bioplėvelės technologijos yra plačiai naudojamos didelio organinio užterštumo pramoninėms nuotekoms valyti. Judančio sluoksnio bioplėvelės reaktorius (JSBR) pasižymi hibridiniu veikimu, kuomet ant laisvai judančios įkrovos susidaro veikliojo dumblo bioplėvelė ir reaktoriuje suspenduoti dribsniai. Įkrovos modifikacijos pagerina ląstelių prisitvirtinimą ant paviršiaus ir pagreitina pirminės bioplėvelės susidarymą, kuri turi teigiamos įtakos nuotekų valymo biologiniam procesui.

Darbo metu buvo atliktos trys pasirinktos plastikinės įkrovos paviršiaus modifikacijos ir įvertina kiekvienos įtaka nuotekų valymo biologiniam procesui. Laboratorinėje skalėje atlikti tyrimai parodė, kad smėliu (24 val.) modifikuota įkrova pasižymėjo giliausiais mikroįbrėžimais. Naudojant šią įkrovą JSBR sistemoje buvo palaikoma didžiausia veikliojo dumblo koncentracija, nuotekų valymo efektyvumas buvo geresnis nei naudojant kitas modifikuotas įkrovas. Taip pat nustatytas poveikis dumblo indeksui naudojant nemonifikuotą ir modifikuotas įkrovas.

Nedzinskaitė, Ieva. Evaluation of Differently Modified Carrier for Biological Wastewater Treatment. Master's Final Degree Project / supervisor doc. Viktoras Račys; Faculty of Chemical Technology, Kaunas University of Technology.

Study field and area (study field group): Biotechnology, Technological sciences.

Keywords: wastewater treatment, moving bed biofilm reactor, biofilm, carrier, modification.

Kaunas, 2020. 58 p.

Summary

Fixed biofilm reactors are widely used for treating industrial wastewater with high contamination in organic compounds. Moving bed biofilm reactors (MBBR) are classified as hybrid reactors, where fixed biomass grows on moving carriers and incorporates suspended biomass in the same reactor volume. Carriers modifications improves cells adhesion on the surface and improve the initial formation of biofilms, which has a positive impact on wastewater treatment`s biological process.

In this work, three types of modifications were performed on chosen plastic carriers and evaluated each one`s impact on wastewater treatment`s biological process. Research done on a laboratory scale shown, that carrier modified with sand (24 h) had deepest micro-patterning. MBBR with this carrier maintained the highest concentration of activated sludge, wastewater treatment efficiency was better than using other modified carriers. Impact on sludge volume index with unmodified and modified carriers was also defined.

Santrumpų ir terminų sąrašas

BDS – biocheminis deguonies suvartojimas;

BOA – bendroji organinė anglis;

ChDS – cheminis deguonies suvartojimas;

DI – dumblo indeksas;

JSBR – judančio sluoksnio bioplėvelės reaktorius;

ORP – oksidacijos ir redukcijos potencialas;

SM – skendinčios medžiagos;

TEP – tarpląstelinis elektronų perdavimas;

TPM – tarpląstelinė polimerinė medžiaga;

VDSM – veikliojo dumblo sausosios medžiagos.

Įvadas

Vandens tarša yra svarbiausia 21 a. problema, kurią reikia spręsti kaip įmanoma efektyviau. Ypač didelis dėmesys yra skiriamas vandens cheminiam užteršimui, kuomet į aplinką patenka organiniai ir neorganiniai elementai, toksiški metalai bei šiuo metu ypač gausėjančios sintetinės cheminės medžiagos. Esant didelei teršalų įvairovei, remiantis moksliniais tyrimais ir technologijomis, yra sukurta daugybė skirtingų biologinių ir cheminių vandens valymo būdų, kurie atitiktų esančių teršalų valymo galimybes [1].

Prisitvirtinusios bioplėvelės technologijos, tokios kaip lašeliniai, kontaktiniai, suspenduoti biofiltrai ir suspenduotos įkrovos, vis plačiau naudojamos didelio organinio užterštumo nuotekoms valyti. Bioplėveliniai nuotekų valymo įrenginiai pasižymi mažesniu reaktorių dydžiu, paprastu veikimu, didesniu prisitvirtinusios biomasės kiekiu. Taip pat, šio tipo įrenginiai pasižymi proceso veikimo patikimumu, kadangi įvykus staigiam nuotekų apnuodijimui dalis bioplėvelės išlieka gyvybinga ir užtikrina proceso atsinaujinimą. Todėl prisitvirtinusios bioplėvelės technologijos yra rekomenduojamos biocheminiam pramoninių nuotekų valymui. Judančio sluoksnio bioplėvelės reaktoriuje dažnai naudojamas hibridinis procesas, kurio metu ant judančios įkrovos susidaro bioplėvelė ir suspenduotos dribsnių dalelės. Vienas tokių sistemų trūkumų – ilgesnis sistemos paleidimas dėl bioplėvelės formavimosi ant įkrovos paviršiaus [2]. Greitas bioplėvelės susidarymas labai priklauso nuo naudojamos įkrovos paviršiaus. Įprastai yra naudojamos plastikinės įkrovos, kurios pasižymi silpnu biologiniu suderinamumu, dėl kurio bioplėvelė auga lėtai ir lengvai atsiskiria. Todėl yra atliekamos įkrovos paviršiaus cheminės ar mechaninės modifikacijos. Šios modifikacijos didina įkrovos paviršiaus plotą ir šiurkštumą, kurie turi tiesioginės įtakos mikroorganizmų adhezijai ant paviršiaus. Cheminė paviršiaus modifikacija galėtų būti paviršiaus oksidacija, veikimas plazma žemoje temperatūroje ar jonų prijungimas. Mechaninė modifikacija, pavyzdžiui, abrazyvinis dilimas, padidina paviršiuje esančių mikroįbrėžimų kiekį ir gylį [3].

Darbo tikslas – modifikuoti judančio sluoksnio bioplėvelės reaktoriaus įkrovos paviršių ir nustatyti, kokią įtaką skirtingos modifikacijos turės biologiniam procesui.

Darbo uždaviniai:

1. atlikti įkrovos poveikio veikliojo dumblo bioplėvelės susidarymui literatūrinę apžvalgą;
2. atlikti judančio sluoksnio bioplėvelės reaktoriaus naudojamų įkrovų modifikacijos būdų literatūrinę apžvalgą;
3. atlikti pasirinktos įkrovos modifikaciją cheminiu ir mechaniniu būdu;
4. nustatyti ir palyginti skirtingai modifikuotos įkrovos poveikį biologiniam procesui;
5. apskaičiuoti rekomendacijos dalyje pateikiamo antrinio valymo įrenginio tūrį.

Iškelta hipotezė – skirtingai modifikuota įkrova pakeičia veikliojo dumblo bioplėvelės savybes biologinio vandens valymo sistemoje; naudojant modifikuotą įkrova pasiekiamas efektyvesnis nuotekų valymas.

1. Literatūros apžvalga

Šioje dalyje aptariama mokslinėje literatūroje pateikta informacija apie biologinį vandens valymą. Pateikiama bioplėvelės susidarymo ir judančio sluoksnio bioplėvelės reaktoriaus veikimo analizė bei proceso modifikacijos galimybės.

1.1. Pagrindiniai taršos šaltiniai ir teršalų šalinimo metodai

Daugiau nei trečdalis atsinaujinančio gėlo vandens yra sunaudojama žemės ūkio, pramoninės gamybos ir buities reikmėms. Dėl šių veiklų susidaro sintetinėmis ir natūraliomis cheminėmis medžiagomis užterštos nuotekos. Nuotekose esantys įvairūs teršalai yra žalingi vandens organizmams ir mažina ištirpusio deguonies koncentraciją vandenyje. Teršalai skirstomi į dvi pagrindines grupes: mikro- ir makroteršalus. Mikroteršalai, tokie kaip sunkieji metalai, farmacijos produktai ir toksiški junginiai, nustatomi labai nedideliais kiekiais (nuo ng/l iki µg/l). Makroteršalai paprastai nustatomi mg/l koncentracija ir apima tokias medžiagas kaip azotas, fosforas ir organinės medžiagos [1]. Pagrindiniai nuotekų valymo tikslai:

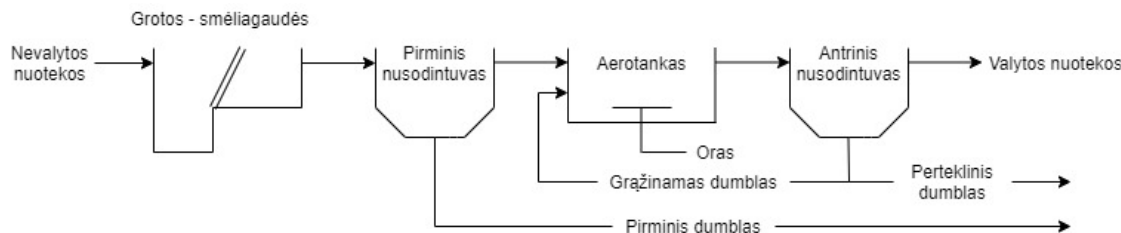
- pakeisti nuotekose esančius junginius į saugius aplinkai produktus;
- apsaugoti visuomenės sveikatą;
- užtikrinti veiksmingą ir patikimą nuotekų tvarkymo procesą;
- perdirbti ir panaudoti susidariusius naudingus produktus;
- atitikti valstybės nustatytus teisinius nuostatus ir standartus.

Nuotekų valymui paprastai naudojami mechaniniai, biologiniai ir cheminiai metodai. Pirminis nuotekų valymas vykdomas mechaniniu būdu, kuomet mechaninio valymo įrenginiuose (nusodintuvuose) yra sulaikomi stambiausi ir sunkiausi nuotekų teršalai. Antrinis nuotekų valymas yra biologinis procesas – nuotekos patenka į bioreaktorių, kuriuose mikroorganizmai panaudoja ištirpusias organines medžiagas biocheminiams procesams ir biomasės augimui. Ištirpusių organinių medžiagų oksidacijos procesas iš esmės apibūdina nuotekų valymą. Cheminis nuotekų valymas yra tretinis valymo procesas, kuris apibūdinamas kaip nuotekų valymas atliekant cheminį apdorojimą. Dažniausiai vykdomi cheminio apdorojimo procesai: cheminis nusodinimas, neutralizavimas, adsorbicija, dezinfekavimas (chloras, ozonas, ultravioletinė šviesa) ir jonų mainai [4].

1.2. Biologiniai nuotekų valymo metodai

Antrinis biologinis nuotekų valymas vyksta specialiuose bioreaktoriuose, kuriuose mikroorganizmai, tokie kaip bakterijos, dumbliai ir grybeliai, aerobinėmis ar anaerobinėmis sąlygomis skaido ištirpusias organines medžiagas. Bioreaktoriuose yra sudaromos tinkamos aplinkos sąlygos mikroorganizmams daugintis ir palaikyti pastovų ištirpusių organinių medžiagų skaidymo procesą. Mikroorganizmai geba skaidyti organines medžiagas dviem biologiniais procesais: biologine oksidacija ir biosinteze. Biologinės oksidacijos metu susidaro galutiniai produktai, kurie lieka vandenyje ir yra pašalinami kartu su nuotekomis. Biosintezės metu dalis koloidinių ir ištirpusių organinių medžiagų yra paverčiamos naujomis ląstelėmis, o kita dalis CO₂ dujomis. Didelė dalis koloidinių organinių dalelių pasiskirsto ir įsitvirtina tarp veikliojo dumblo biomasės, kurios toliau paverčiamos stabiliais galutiniais produktais (CO₂, neorganinės medžiagos, netirpūs organiniai junginiai) ir tolimesniame biologiniame procese nedalyvauja. Organinių medžiagų konversija į biomasę atitinka nuotekų valymo procesą. Svarbus etapas yra biomasės atskyrimas sedimentacijos

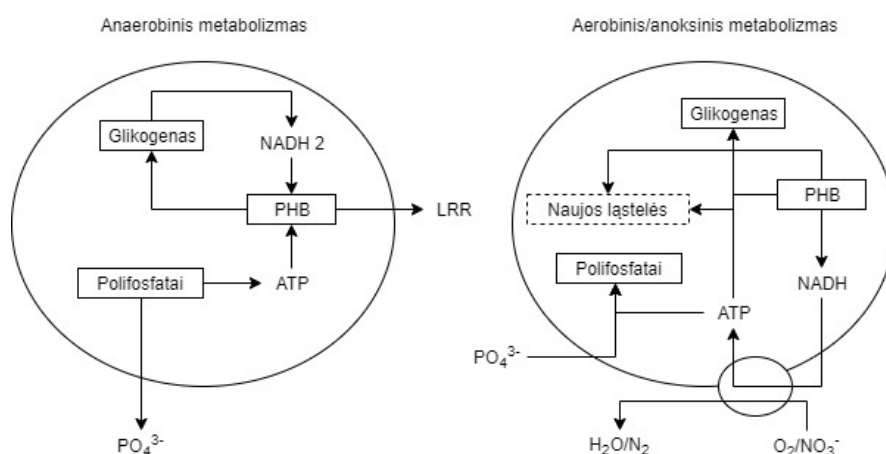
būdu nuo išvalytų nuotekų antriniuose nusodintuvuose (1.1 pav.) [4, 5].



1.1 pav. Tipinė biologinio nuotekų valymo schema [5]

Biologinės nuotekų valymo sistemos yra labai jautrios dideliems hidraulinių apkrovų pokyčiams – įprastam kiekiui padidėjus 250 % yra prarandamas biomasės kiekis. Biocheminis deguonies suvartojimas (BDS) efektyviai apdorojamas aerobinių mikroorganizmų esant 50–500 mg/l koncentracijoms. Biologinis valymas efektyvus kai pašalinama iki 95 % BDS. Biologinio valymo sistemos negali efektyviai pašalinti staigių BDS koncentracijos šuolių – kai nuotekose BDS koncentracija nustatoma didesnė nei 1000 mg/l. Nuotekose esančių anglies : azoto : fosforo (C : N : P) santykis turėtų būti nuo 100 : 20 : 1 iki 100 : 5 : 1. Šis santykis, palyginti su kitais elementais, negali būti per didelis, nes tokiu atveju atsirastų biogeninių medžiagų trūkumas ląstelių sintezei, nuotekų valymas nevyks efektyviai [4].

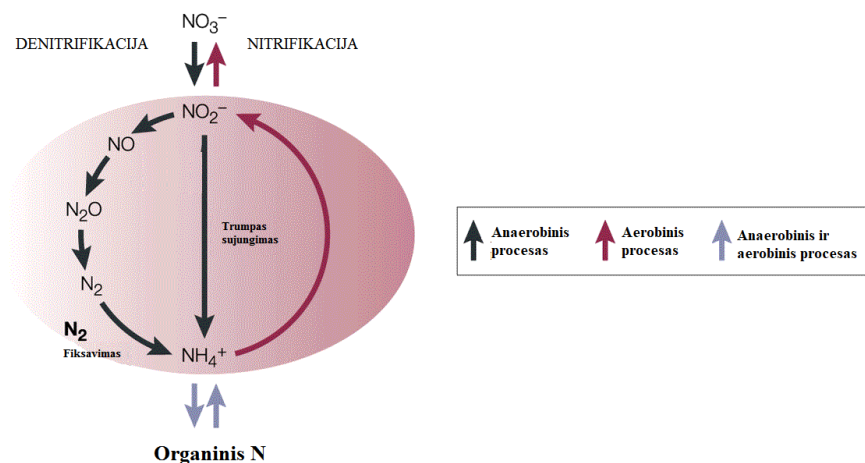
Aerobinio skaidymo metu yra vykdomas pagrindinis biocheminis nuotekų valymas. Pagrindinės eutrofikacijos procesą sukeliančios medžiagos yra azotas ir fosforas, todėl joms pašalinti yra naudojami aerobiniai procesai. Fosfatas būtiniuose nuotekose egzistuoja netirpių ortofosfatų, kondensuotų fosfatų (pirofosfatai, tripolifosfatai) ir organinių fosfatų (fosfolipidai, nukleotidai) pavidalu. Organiniai ir kondensuoti fosfatai biologiškai skaidomi į ortofosfatus [5]. Pagrindinis biologinis fosforo šalinimas vykdomas naudojant fosforą akumuliuojančius mikroorganizmus. (1.2 pav.) Bioplėvelę sudarančioje tarpląstelinėje polimerinėje medžiagoje (TPM) randamas didelis fosforo ir jį skaidančių mikroorganizmų kiekis. TPM esantys fermentai prisideda prie polifosfatų skaidymo į ortofosfatus, jų absorbcijos į bioplėvelę ir į fosforą skaidančius mikroorganizmus [6].



1.2 pav. Fosfatų biologinis skaidymas [7]

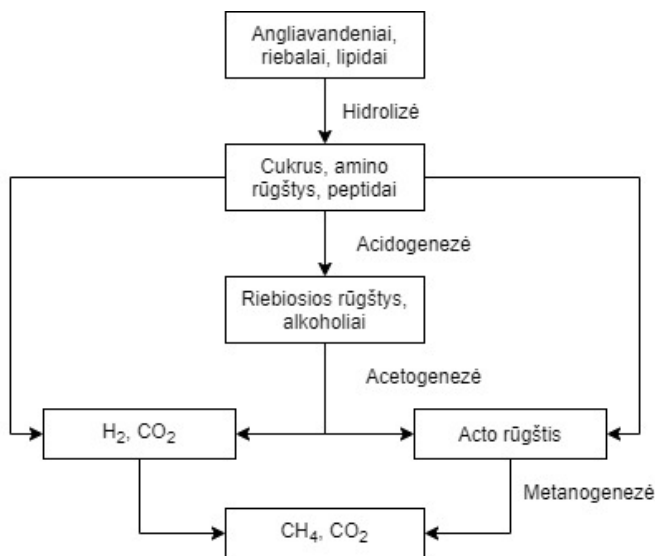
Azotas nuotekose egzistuoja amoniako ir organinio azoto (aminorūgštys, baltymai, nukleotidai) pavidalu. Biologinio skaidymo metu organinis azotas skyla susidarant amoniakui. Amoniako šalinimui reikalingos dvi mikroorganizmų grupės: nitrifikuojančios ir denitrifikuojančios bakterijos.

Nitrifikacijos metu amoniakas yra oksiduojamas į nitratą, tuomet denitrifikacijos metu nitratai paverčiami azoto dujomis, kurios pašalinamos į atmosferos orą. Nitrifikacija ir denitrifikacija vyksta vienu metu (1.3 pav.) [5]. Bioplėvelės sistema turi privalumų šalinant azotą. Norint padidinti azoto šalinimo efektyvumą, esant pastovioms aerobinėms sąlygoms, reikia palaikyti optimalų C/N santykį, kuris reguliuoja mikroorganizmų kultūros augimą. Atliktas tyrimas parodė, kad beveik visiškai denitrifikacija įvyko kai C/N santykis buvo 4,5–13,4, tačiau nitrifikacijos procesas buvo mažiau efektyvus (41,1–72,4 %) [8].



1.3 pav. Azoto biologinis skaidymas [9]

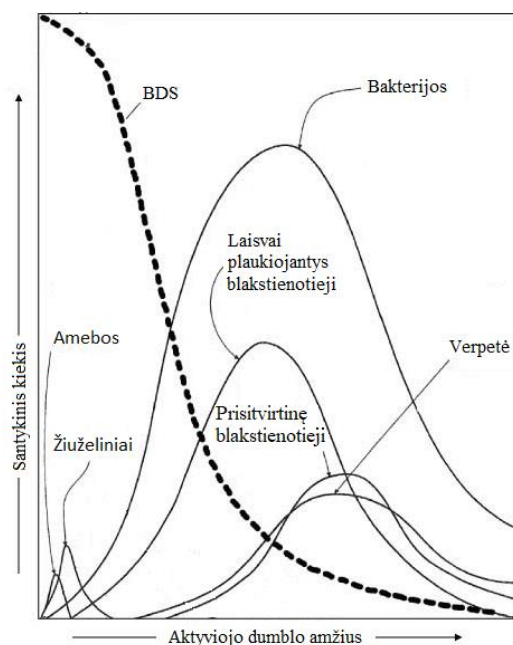
Anaerobinis valymas atliekamas didelio organinio užterštumo nuotekoms (BDS > 500 mg/l) ir tolesniam nusėdusio veikliojo dumblo apdorojimui. Šias stipraus užterštumo nuotekas sunku išvalyti aerobiniu būdu dėl didesnio deguonies poreikio, aerobinių sąlygų išlaikymo problemų ir didesnių išlaidų. Nors anaerobinis valymas užima daug laiko, jis turi daug privalumų – didesnis išvalymo lygis, galima vykdyti esant didelėmis organinių medžiagų koncentracijomis, susidaro mažesnis biomasės kiekis ir susidaro metano biodujos, kurias galima panaudoti energijai gauti. Anaerobinis skaidymas yra sudėtingas daugiapakopis biocheminis procesas, kurio metu organinės medžiagos yra skaidomos iki metano dujų ir CO₂, nedalyvaujant deguoniui (1.4 pav.). Norint atlikti anaerobinį skaidymą būtina labai skirtingų mikroorganizmų populiacija [4, 10].



1.4 pav. Anaerobinis organinių medžiagų skaidymas [10]

1.3. Veikliojo dumblo savybės ir sudėtis

Biologinį vandens valymą atlieka veiklusis dumblas. Nuotekų valyklų aerotankuose yra sudaromos palankios sąlygos įvairioms mikroorganizmų grupėms augti. Paprastai veikliojo dumblo amžius būna 10–30 dienų, kuomet vykdomas efektyvus BDS šalinimas. Padidėjus maistinių medžiagų koncentracijai dumblo amžius sumažėja, ir esant per mažam jo kiekiui – padidėja (1.5 pav.). Taip yra todėl, kad padidėjus maistinių medžiagų koncentracijai pradeda greičiau augti biomasė [11].

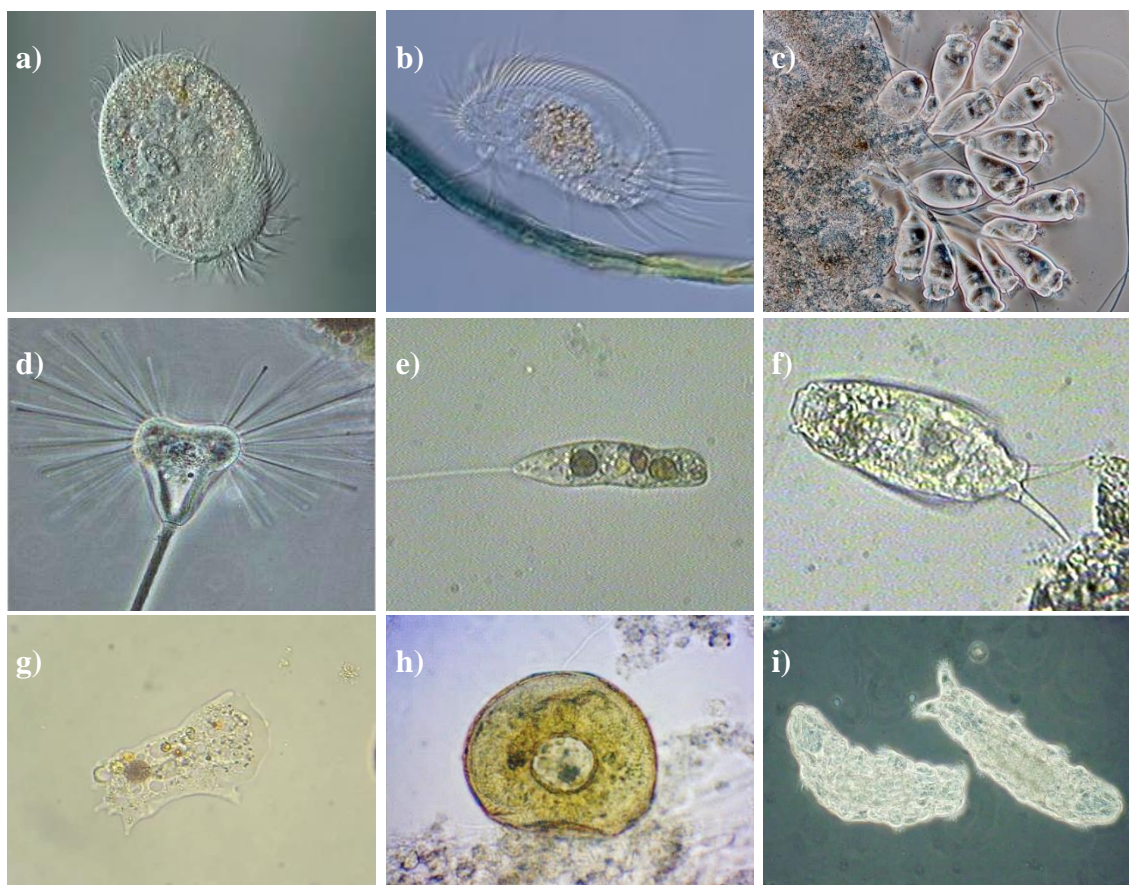


1.5 pav. Veikliojo dumblo amžiaus, mikroorganizmų augimo ir BDS priklausomybė [11]

Veikliojo dumblo indeksas apibūdina veikliojo dumblo dribsnių sedimentacijos savybes. Dumblo indeksas padeda įvertinti veikliojo dumblo mikroorganizmų ir bakterijų sudėtį, tankumą, bei ištekancio vandens kokybę. Nuotekų valyklos nusodintuvuose svarbus kuo mažesnis dumblo indeksas, kad veiklusis dumblas neišsiplauktų ir būtų grąžintas į paskirstymo kamerą [12]. Dumblo indeksui daugiausiai įtakos turi susidariusių dribsnių masė ir forma, bakterijos, dumblo skaidulos, bei organiniai ir neorganiniai fragmentai [13]. Veikliojo dumblo apkrova taip pat turi įtakos dribsnių susidarymui: esant apkrovai 10000 mgBDS₅/(gVDSM·d) susidaro nesėdančios smulkiadispersės dumblo dalelės ir, kai apkrova 5000 mgBDS₅/(gVDSM·d), veikliajame dumble susidaro nesėdančios stambesnės dalelės kartu su zooglėjomis, pirmuoniais ir siūlinėmis bakterijomis. Tačiau esant apkrovai 50–1000 mgBDS₅/(gVDSM·d) veiklusis dumblas sutankėja ir pasižymi gera sedimentacija. Taip yra todėl, kad dribsnius formuojančios lazdelinės bakterijos, esant mažai veikliojo dumblo apkrovai (mažai maistinių medžiagų), pradeda gaminti ir išskirti TPM, kuri leidžia atskiroms bakterijoms sulipti ir sudaryti dribsnius. Iš pradžių jos sudaro nedideles dribsnių daleles, kurios ilgainiui tampa pakankamai didelės, kad galėtų nusėsti [14].

Veikliojo dumblo suspensiją sudaro įvairios bakterijos, kurios atlieka nitrifikaciją / denitrifikaciją, organinių medžiagų oksidaciją ir fosforo akumuliaciją ląstelėse. Prisitvirtinusioje bioplėvelėje daugiausiai nustatomos šios bakterijų gentys: *Nocardioides*, *Terrimonas*, *Cloacibacterium*, *Lactobacillus*, *Methylobacter* *Thermomonas* ir *Planctomyces*. Veikliajame dumble taip pat egzistuoja įvairūs pirmuonys: blakstienotieji (angl. *ciliates*), žiuželiniai (angl. *flagellates*), verpetės (angl.

rotifers), infuzorijos (1.6 pav.). Sistemoje esantys blakstientieji nusako stabilų veikliojo dumblo veikimą, veikia kartu su bakterijomis, padeda išvalyti ir filtruoti vandenį. Dažniausiai pasireiškia esant didesniai ištirpusio deguonies kiekiui. Suktorijos – blakstientosios bakterijos, kurioms susidarant prarandama dalis blakstienėlių. Jos apibūdina ypač gerą veikliojo dumblo sistemą. Ištekantis vanduo pasižymi mažu BDS kiekiu ir VDSM, parodo, jog vandens valymo procesas vyksta efektyviai. Pirmuonys žiuželiniai egzistuoja esant dideliame ištirpusių maistinių medžiagų kiekiui ir BDS. Tai pat pasako kad dumblas yra jaunas ir šviežias. Verpetės – daugialąsčiai mikroorganizmai, kurie maitinasi nedideliais susidariusiais ar suirusiais dribsniais ir laisvai plaukiojančiomis bakterijomis. Šie organizmai yra jautrūs dideliame BDS kiekiui ir toksiškai aplinkai. Randami kai aplinkoj yra nedidelis maistinių medžiagų kiekis. Jie gali sumažinti vandens drumstumą ir BDS kiekį, kontroliuoja dumblo augimą, dribsnių gyvavimą ir padidina ištirpusio deguonies kiekį [15]. Amebos yra jautrios aplinkos sąlygoms, todėl jos apibūdinamos kaip proceso bioindikatoriai. Amebos parodo, kad sistemoje yra didelis ištirpusio deguonies kiekis, efektyvi nitrifikacija / denitrifikacija ir maža dumblo apkrova [16].



1.6 pav. Mikroorganizmai: a) laisvai plaukiojantis blakstientotasis, b) ropojantis blakstientotasis, c) prisitvirtinę blakstientieji, d) suktorija, e) žiuželinis, f) verpetė, g) ameba, h) diskoidinė ameba, i) lėtūnai [17-25]

Sistemoje, kurioje vyrauja maža dumblo apkrova (didelis dumblo amžius), gausu verpečių ir kirmėlių – jos suvartoja bakterijas ir mažesnius pirmuonis. Nuotekų valymo sistemoje šie mikroorganizmai palaiko biologinės sistemos pusiausvyrą ir skatina mikroorganizmų atsinaujinimą, tačiau parodo, kad veikliajame dumble yra per didelė ištirpusio deguonies koncentracija ir pablogėjusi išvalyto vandens kokybė. Kuomet sistemoje gausu blakstientųjų pirmuonių, išvalytas vanduo yra geros kokybės,

susidarę dribsniai lengvai nusėda sistemoje [26]. Mokslininkai atliko tyrimą ir nustatė, kad skirtinguose valymo įrenginiuose vyrauja tam tikros bakterijų grupės. Bakterijų bendruomenės struktūros skirtumai tarp pramoninių nuotekų valymo įrenginių priklausė nuo ištirpusio deguonies kiekio ir pH. Tyrimas atliktas tekstilės, naftos perdirbimo, polimerų, farmacijos, buitinių nuotekų ir išrūgų perdirbimo nuotekų mėginiuose. Daugelyje mėginių buvo nustatytos sfingobakterijos, bet polimerų pramonės nuotekose nustatyta labai nedidelė dalis. Tačiau polimerų ir tekstilės nuotekų veikliajame dumble labiau paplitusios acidobakterijos. Polimerų gamybos nuotekose dominavo gamaproteobakterijos. Daugumoje mėginių nustatytos proteobakterijos (*Betaproteobacteria*) retai randamos tekstilės ir išrūgų perdirbimo srityje. Taip pat visuose mėginiuose rasta aktinobakterijų. Tekstilės pramonės nuotekų mėginiuose didelę dalį sudarė planktonicetai, kurie taip pat nustatyti buitinių ir farmacijos nuotekų mėginiuose. Kai kurie mikroorganizmai nustatyti tik tam tikruose mėginiuose: verukomikrobijos ir spirochetos aptiktos buitinėse nuotekose, žaliosios sierabakterės – naftos perdirbimo ir polimerų nuotekose, *Lentisphaerae* rūšies bakterijos – polimerų pramonės nuotekose [27]. Siūlinės bakterijos egzistuoja TPM struktūroje ir palaiko tvirtą susidariusio dribsnio struktūrą. Tačiau padidėjęs siūlinių bakterijų kiekis pablogina dumblo sutankėjimą ir nusėdimą ir sukelia biologinio vandens valymo problemas, todėl svarbu reguliuoti jų kiekį veikliajame dumble [28].

1.4. Nuotekų valymo reaktorių klasifikacija

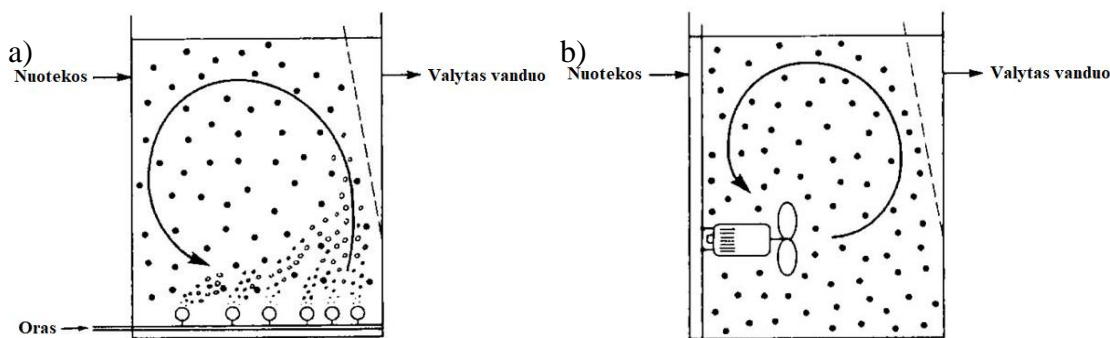
Nuotekų valymas gali būti vykdomas įvairių tipų reaktoriuose, kurie klasifikuojami pagal tai, kokioje būsenoje egzistuoja biomasė (*1.1 lentelė*). Hibridiniuose reaktoriuose suspenduota biomasė ir fiksuota biomasė yra tame pačiame reaktoriaus tūryje. Ši technologija naudojama perkrautoms valymo įmonėms, kuomet organinė apkrova gali būti tris kartus didesni nei įprastame procese.

1.1 lentelė. Nuotekų valymo reaktorių klasifikacija

Suspenduotos biomasės reaktoriai:	Hibridiniai reaktoriai:	Prisitvirtinusios biomasės reaktoriai:
<ul style="list-style-type: none"> • veikliojo dumblo sistemos • sekos (cikliniai) • membraniniai 	<ul style="list-style-type: none"> • mechaniškai maišomos įkrovos • struktūrinės atramos 	<ul style="list-style-type: none"> • lašeliniai biofiltrai • besisukantys kontaktiniai biofiltrai • suspenduoti biofiltrai • judančio sluoksnio: 2–3 fazių suspenduotos įkrovos

Hibridiniai reaktoriai gali būti su mechaniškai maišomomis įkrovomis ir su struktūrizuotomis atramomis. Reaktoriai su judančia įkrova palaiko nuolatos hidrauliškai ar mechaniškai maišomą terpę. Paprastai biomasės prisitvirtinimui ir augimui naudojamos didelį specifinį paviršiaus plotą turinčios įkrovos – tai gali būti mažo skersmens grūdeliai arba didelio poringumo medžiagos. Hibridiniuose procesuose pasiekama aukšta biomasės koncentracija ($> 20 \text{ kg SM/m}^3$), todėl gaunamas didelis nuotekų valymo pajėgumas [29]. Pirmą kartą judančio sluoksnio bioplėvelės reaktorius buvo sukurtas Norvegijoje, 1990 m. pradžioje (*European Patent no. 0,575,314, US Patent no. 5,458,779*). JSBR proceso metu susidaro suspenduoti veikliojo dumblo dribsniai ir / arba bioplėvelė ant laisvai plaukiojančios įkrovos paviršiaus. Priešingai nei daugelyje bioplėvelinių reaktorių, JSBR biomasės augimui yra naudojamas visas reaktoriaus tūris, nereikalingas veikliojo dumblo reciklas, kadangi biomasė auga ant įkrovos paviršiaus, kurios kiekis yra palaikomas reaktoriaus tūryje. JSBR yra tinkamas aerobiniam, anaerobiniam ir anoksiniam procesui,

atsižvelgiant į tai, kokių būdų sistemoje yra maišoma įkrova su suspenduotu veikliuoju dumbliu (1.7 pav.) [30].



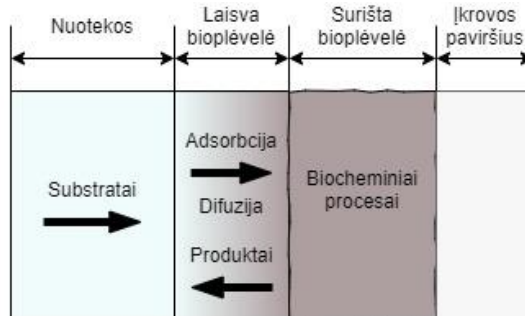
1.7 pav. Judančio sluoksnio bioplėvelės reaktorių principinė schema: a) aerobinės sąlygos, b) anaerobinės ir anoksinės sąlygos [30]

Aerobinio proceso metu mobilioji įkrova yra maišoma tiekiamu deguonimi, o anaerobinio ir anoksinio proceso metu dažniausiai naudojamos mechaninės maišyklės. JSBR procese bioplėvelė ne tik auga, bet ir dalinai atsikabina nuo įkrovos paviršiaus sudarydama mažas dribsnių daleles, kurios patekusios į antrinius nusodintuvus yra atskiriamos ir pašalinamos. Tolygiam bioplėvelės susidarymui turi būti palaikoma turbulencija. Taip visame tūryje yra tolygiai paskirstomi substratai ir vyksta difuzija į bioplėvelę [30].

Mokslininkai nustatė, kad JSBR buvo veiksmingiau šalinami teršalai nei suspenduotos biomasės reaktoriuje dėl didesnio autotrofinių mikroorganizmų kiekio, kurie yra svarbūs nitrifikacijos / denitrifikacijos ir organinių medžiagų skaidyme. Nustatyta, kad JSBR efektyviau šalino cheminį deguonies suvartojimą (ChDS) ir amoniako azotą (AN), tačiau BDS šalinimas buvo panašus. Palyginus bendrą veikimą, JSBR turėjo geresnį sudėtinių teršalų šalinimo efektyvumą nei suspenduotos biomasės reaktorių. Pagrindiniai JSBR trūkumai – ilgesnis paleidimo laikas, didesnės eksploataavimo išlaidos ir sudėtingi prietaisai, reikalingi tinkamam srauto paskirstymui ir aeracijai [31].

1.5. Veikliojo dumblo bioplėvelės ir dribsnių struktūra

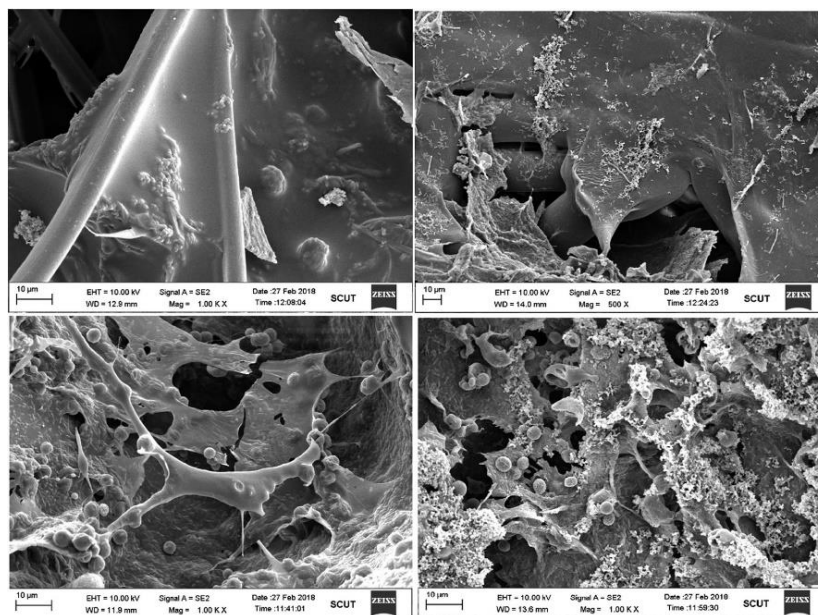
Visuose reaktoriuose, kuriuose yra prisitvirtinusi bioplėvelė, ląstelių metabolizmo procesai vyksta bioplėvelės viduje. Pagrindinis medžiagų pernešimas vyksta difuzijos būdu, iš pradžių per laisvą plėvelės sluoksnį, tuomet per surištą bioplėvelę (1.8 pav.). Labai svarbu įvertinti masės perdavimą į bioplėvelę, kad būtų galima suprojektuoti geresnio našumo reaktorių.



1.8 pav. Medžiagų pernešimas bioplėvelėje [30]

Daugelyje aerobinių sistemų deguonies perdavimo į ląsteles greitis yra ribojantis veiksnys, nulemiantis biologinio valymo greitį. Deguonies prieinamumas mikroorganizmams priklauso nuo tirpumo ir masės pernešimo, taip pat nuo ištirpusio deguonies sunaudojimo greičio. Bioplėvelės struktūroje ištirpusio deguonies kiekis yra mažesnis prie įkrovos paviršiaus [30].

Bioplėvelė ir dribsniai gali susiformuoti esant tarpląstelinei polimerinei medžiagai, kuri kinta priklausomai nuo bakterijų rūšių, maistinių medžiagų ir šlyties jėgų. Didžiąją dalį TPM sudaro anglis (50–90 %), kuri yra angliavandenių ir baltymų pavidalo. TPM taip pat gali turėti tarpląstelinę DNR (angl. *extracellular DNA*), glikolipidus, fosfolipidus, huminę rūgštį, baltymus, polisacharidus ir kitus mikroelementus, kurie turi tam tikras pusiau laidžias savybes. Nustatyta, kad tarpląstelinė DNR gali veikti kaip puslaidininkis. Taip pat nustatyta, kad JSBR augančioje bioplėvelėje randamas didelis kiekis tarpląstelinės DNR, kurią išskiria *Pseudomonas aeruginosa*, *Bacillus cereus*, *Staphylococcus epidermidis*, *Staphylococcus aureus*, *Streptococcus mutans*, *Listeria monocytogenes* ir *Enterococcus faecalis* bakterijos [32, 33]. Bioplėvelė susidaro per ilgesnį laiką jungiantis mikroorganizmams į vieną agregatą. Susiformavus bioplėvelei bakterijų išskiriama TPM sudaro matricą, kuri suteikia ląstelėms tinkamą mikroaplinką, saugo nuo dehidratacijos, pH, temperatūros ir maistinių medžiagų kaitos (1.9 pav.). Bioplėvelei formotis svarbi ląstelių adhezija ir prisitvirtinimas ant kieto paviršiaus. Nustatyta, kad karboksilinės, fosfatinės ir amino grupės, taip pat elektrosstatinės sąveikos ir cheminiai ryšiai yra susiję su mikroorganizmų prisitvirtinimu ant kieto paviršiaus [34]. Taip pat TPM yra saugoma maistinių medžiagų, kurias TPM esantys fermentai skaido bei kaupia sorbcijos būdu. Keičiantis aplinkos sąlygoms mikroorganizmai gali sumažinti ar padidinti specifinių medžiagų išskyrimą, kuris atitinkamai keis ir TPM savybes. Todėl susiformavus bioplėvelei mikroorganizmai skiria mažiau energijos dauginimuisi ir pasiekusios stacionarią augimo fazę palaiko tinkamą bioplėvelės mikroaplinką [35].



1.9 pav. Ant paviršiaus susiformavusi bioplėvelė [36]

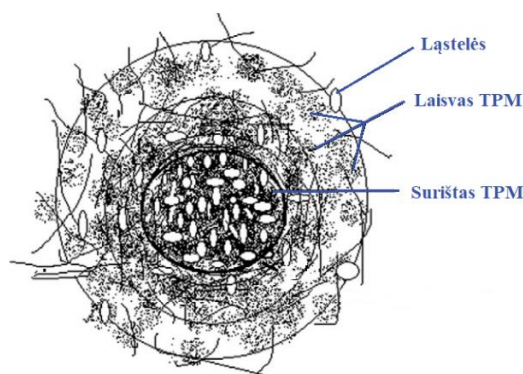
Veikliojo dumblo dribsnių susidarymas:

- 1) pirminės dalelės (pvz., pavienės bakterijos), kurių matmenys nuo 0,5 iki 5 μm ,
- 2) mikrokolonijos nuo 5 iki 13 μm ,
- 3) dribsniai, didesni nei 25 μm .

Susidariusių dribsnių skersmuo dažniausiai būna nuo 50 iki 100 μm dydžio. Dribsnius sudaro gram-neigiamos aerobinės lazdelinės bakterijos, kurios gamina ir išskiria TPM ir sukimba vientisoj matricoj. Atsižvelgiant į tai, flokuliacija vyksta kartu veikiant flokuliacijos jėgoms, pirminių dalelių sukibimui su mikrokolonijomis ar dribsnių paviršiais arba naudojant dribsnių agregaciją, kuri galiausiai duoda didesnių dribsnių susidarymą [27, 37]. Mikroorganizmų agregatų flokuliacija lemia mažą vandens drumstumą ir gerą ištekancio vandens kokybę. Mokslininkai aiškina du flokuliacijos mechanizmus: dvigubo elektrinio sluoksnio suspaudimas ir jonų tiltelių susidarymas. Veikliojo dumblo agregatų flokuliacijai yra būtini daugiavalenčiai katijonai (Ca^{2+} ir Mg^{2+}), todėl padaugėjus vienvalečių katijonų koncentracijai veikliojo dumblo dribsniai praranda sukibimo savybes. Flokuliaciją taip pat skatina paviršiniai baltymai, hidrolazės ir nukleorūgštys. Dribsnių stabilumą nusako TPM struktūra, ląstelių sąveika, susidarę ryšiai ir išoriniai poveikiai. Atlikus tyrimus įrodyta, kad TPM turi neigiamą poveikį dumblo nusėdimo greičiui, nes esant didelei TPM koncentracijai neigiamą paviršiaus krūvį turintys dribsniai atstumia kitus neigiamo krūvio dribsnius, taip sulėtinant dumblo nusėdimą. Veikliajame dumblo suspenduotas TPM daro neigiamą poveikį dumblo nusėdimui, kadangi į dribsnius gali patekti daugiau surišto vandens, todėl dribsniai pasidaro labai poringi ir turi mažą tankį [38, 39].

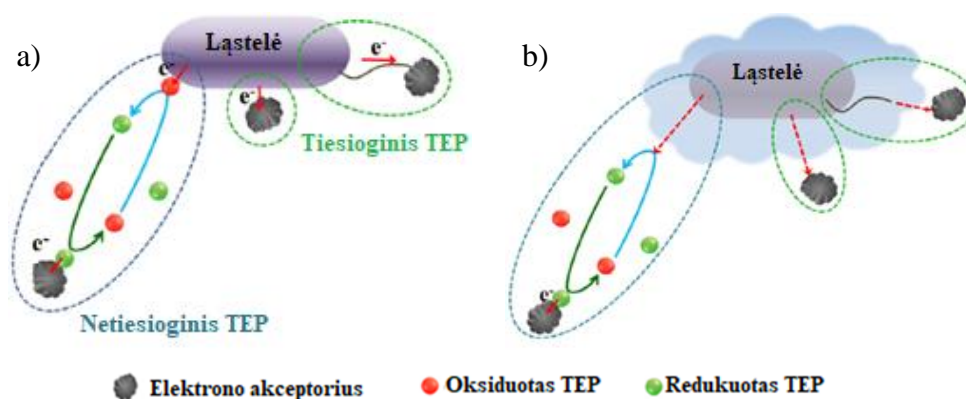
Mokslininkai nustatė, kad dėl pastovaus įkrovos ir dalelių susidūrimo bioreaktoriuje susidaro mažesnės dribsnių dalelės [40]. Taip pat tyrimai rodo, kad dėl šlyties jėgos didesni dribsniai greičiau suyra nei mažesni. Taip yra todėl, kad didėjant dribsnio dydžiui, sumažėja jo tankis ir masės koncentracija, kas lemia mažesnę cheminių jungčių ir sąveikų skaičių, todėl dribsniai tampa silpnesni. Dribsnių yrimas gali vykti dėl fragmentacijos, kuomet dribsnis suskyla į du ar daugiau fragmentų, ir dribsnio paviršiaus erozijos, kuomet atskyla maži agregatai dėl susidūrimo su kietu objektu. Susidarę mažesni fragmentai pasiskirsto tarp pirminių dribsnių dalelių [38]. Veikliajame dumblo susidaro tokio dydžio dribsniai, kurie nesikeičiant aplinkos sąlygoms, susivienodina t. y. jei sistemoje susidaro didesni dribsniai, jie suskyla ir auga iki pastovaus, nekintancio dydžio [41].

TPM supa susidariusius veikliojo dumblo dribsnius, todėl nuo jos priklauso substratų perdavimas iš aplinkos į ląstelę. TPM gali absorbuoti organinius junginius ir padidinti jų koncentraciją ląstelės paviršiuje [39]. Dauguma bakterijų veikliajame dumblo ir dribsniuose turi dvigubą TPM sluoksnio struktūrą, kurioje laisvas TPM (L – TPM) yra pasiskirstęs tarp surišto TPM (S – TPM), kuris supa ląsteles (*I.10 pav.*). Didelis L – TPM kiekis daro neigiamą poveikį ląstelių sukibimui, dumblo nusėdimui ir ištekancio vandens nuskaidrinimui [38].



1.10 pav. Veikliojo dumblo dribsnio su TPM struktūra [39]

TPM sąveiką ir struktūrą palaiko divalenčiai katijonai, tokie kaip Ca^{2+} ir Mg^{2+} . Šių jonų koncentracija turi įtakos baltymų kiekiui, kurie turi pasižymėti didele jungimosi jėga. Esant toksiškoms sąlygoms yra stebimas baltymų kiekio padidėjimas – tai parodo kaip veikia apsauginė TPM funkcija esant nepalankioms aplinkos sąlygoms. Dažniausiai TPM paviršius turi neigiamą krūvį, kuris priklauso nuo angliavandenių, baltymų ir huminių medžiagų santykio. Nustatyta, kad baltymų / angliavandenių santykis turi įtakos neigiamam paviršiaus krūviui, kadangi baltymuose esančios amino grupės yra teigiamo krūvio ir gali neutralizuoti neigiamo krūvio karboksilinę ar fosfato grupes. TPM turi hidrofilinių ir hidrofobinių grupių, todėl yra amfoterinė medžiaga. Tikėtina, kad TPM hidrofiliškumas / hidrofobiškumas daro didelę įtaką agregatų susidarymui bioreaktoriuose. TPM kiekis veikliajame dumble priklauso nuo šlyties jėgos, hidrodinaminių ar mechaninių jėgų [34, 38]. Mikroorganizmų metabolizmo ir biocheminių procesų metu vyksta tarpląstelinis elektronų perdavimas (TEP). Yra su TEP būdai: tiesioginis TEP – kuomet vyksta per išorinius receptorinius baltymus ar ataugas ir netiesioginis TEP – elektronai perduodami naudojantis periferiniais tarpininkais. Bioplėvelėje esantys mikroorganizmai yra apsupti TPM ir neturi tiesioginio kontakto su aplinka, todėl TPM svarbi adsorbcija ir pralaidumas, kad galėtų aprūpinti ląsteles energija ir dalyvauti elektronų perdavime (1.11 pav.) [33].

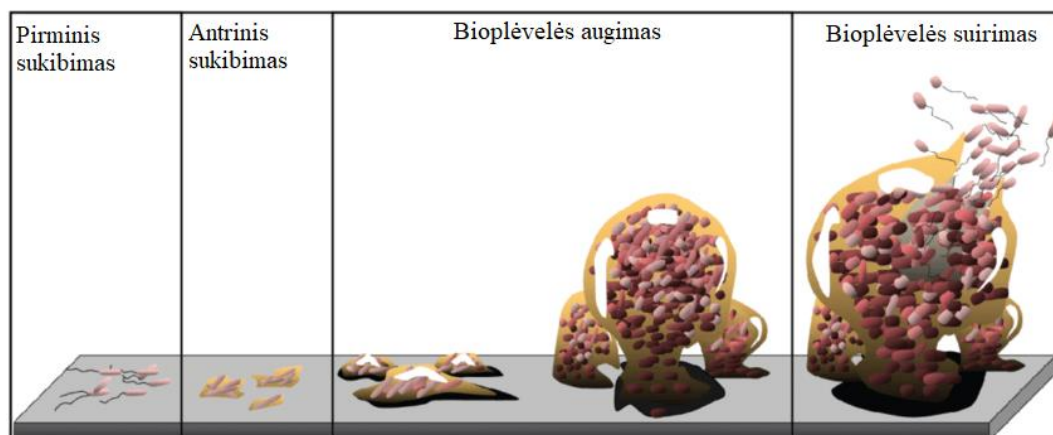


1.11 pav. Elektronų perdavimas: a) ląstelėje b) ląstelėje su TPM [33]

1.6. Įkrovos modifikacijos įtaka biologiniams procesams

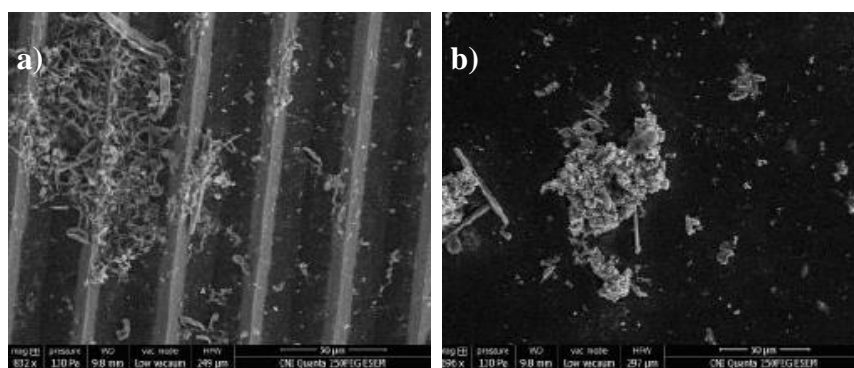
Bakterijų sukibimas su abiotiniu paviršiumi (ne biologinės kilmės) paprastai vyksta nespecifinės sąveikos būdu, tuo tarpu sukibimas su biotiniu paviršiumi (biologinės kilmės) paprastai pasiekiamas naudojant specifinius molekulinis mechanizmus, tokius kaip lektino ir ligando sąveikos [32]. Lektinai kontroliuoja mikroorganizmų sukibimą, adheziją ir nusėdimą, o ligando sąveikos metu

susidaro kompleksai, kuriuose vyrauja koordinacinis ryšys [42]. Pirminis mikroorganizmų sukibimas su abiotiniu paviršiumi priklauso nuo jiems artimų ar atstumiančių jėgų bendros sumos. Efektyviam sukibimui turi įtakos hidrofobinė ir elektrostatinė sąveika, Van der Valso jėgos, įkrovos paviršiaus šiurkštumas, paviršiaus fizikinės ir cheminės savybės ir ląstelių paviršiaus struktūra. Antrinis sukibimas vadinamas fiksavimo faze, kuomet vyksta specifinis laisvai plaukiojančių mikroorganizmų susijungimas su paviršiumi dėl padidėjusios adhezijos. Šis sukibimas tampa negrižtamas ir mikroorganizmai tvirtai pritvirtina prie paviršiaus. Ląstelėms prisitvirtinus, jos dauginasi, sudaro TPM ir išitvirtina sudarydamos daugiasluoksnę mikroorganizmų bendruomenę (1.12 pav.). Vidutiniškai prireikia 10 dienų, kad bioplėvelė taptų struktūriškai stabili [32].



1.12 pav. Bioplėvelės formavimasis ant paviršiaus [43]

Atlikti tyrimai parodė, kad bioplėvelės auga skirtingai ant skirtingų medžiagų paviršių, nevertinant medžiagų savybių. Taip pat nustatyta, kad hidrofobinis paviršius yra idealus bioplėvelės augimui, nes hidrofobinės molekulės, dalelės ir ląstelės renkasi hidrofobinę aplinką. Tačiau bioplėvelės augimas labai priklauso nuo ląstelių susigrupavimo greičio ir prisitvirtinimo ant paviršiaus [35]. Trumpo periodo augime, medžiagos paviršiaus šiurkštumas ir mikroįbrėžimai turi įtakos mikroorganizmų adhezijai. Atlikti tyrimai parodė, kad mikroįbrėžimai ant nerūdijančio plieno ir titano paviršiaus padidina sąveiką tarp ląstelės ir paviršiaus. Nelygumai, tokie kaip įbrėžimai ir poros, padidina įkrovos paviršiaus plotą, o tai skatina mikroorganizmų sukibimą ir bioplėvelės nusėdimą. Hidrodinaminės sąlygos daro įtaką mikroorganizmų metabolizmui, pakeisdamos bioplėvelės struktūrą, storį ir TPM gamybą. Žinoma, kad veikiant didelėms šlyties jėgoms, bioplėvelės taps tvirtesnės ir atsparesnės. Esant didesnėms atskyrimo jėgoms, ląstelės daugiau gamina ir išskiria TPM stabilizuoti bioplėvelės struktūrą ir atlaikyti šlyties jėgas. Paviršių modifikavimas yra idealus būdas padidinti bioplėvelės formavimąsi. Naudojant cheminius ar fizikinius metodus, modifikacija atliekama negrižtamai pakeičiant įkrovos paviršiaus savybes, sąveikas su aplinka bei mikroorganizmais [32, 44]. 10 dienų augimo periode nustatyta, kad nedidelio gylio (1,5 μm gylio ir 20 μm pločio) mikroįbrėžimai neparodė didesnio bioplėvelės augimo, tačiau gilesni įbrėžimai (20 μm gylio ir 20 μm pločio) turėjo aiškų teigiamą poveikį biomasės augimui (1.13 pav.) [45].


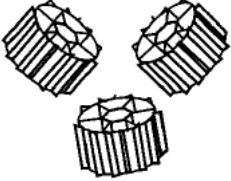
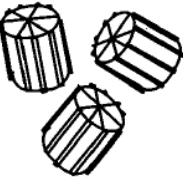



1.13 pav. Įkrovos paviršius a) gilesni V – formos mikroįbrėžimai b) lygus paviršius [45]

Ląstelės, prisitvirtinusios ant kieto paviršiaus, keičia savo mikroaplinką. Toks reiškinys atsiranda dėl ląstelės paviršiuje esančių perteklinių karboksilo ir fosfato grupių. Šie skirtumai pastebėti trumpo periodo augime (pirmąsias 2–3 augimo dienas) ir esant nedidelei mikroorganizmų koncentracijai, kuomet mikroorganizmai prisitvirtina ant paviršiaus. Ilgalaikiam bioplėvelės augimui paviršiaus šiurkštumas įtakos neturi [32, 35].

JSBR plačiai naudojamos polimerinės įkrovos, nes jos pasižymi mažu tankiu ir paprastu eksploatavimu bei lengvai pasiskirsto bioreaktoriuje dėl vandens cirkuliacijos. Specifinis paviršiaus plotas nustatomas geometriškai apibrėžtoms, neporingoms plastikinėms įkrovoms. Visą paviršiaus plotą sudaro tiek vidiniai, tiek išoriniai paviršiai, tuo tarpu efektyvus paviršiaus plotas yra tas, kuriame, auga bioplėvelė. Pateikiami tradicinių Kaldnes`o įkrovų paviršiaus parametrai (1.2 lentelė) [47]. Ilgalaikis bioplėvelės prisitvirtinimas ant paviršiaus skatina lėtai augančių mikroorganizmų, ypač nitrifikuojančių bakterijų, augimą. Didelis įkrovos paviršiaus plotas yra efektyvus tuomet, kai mikroorganizmai yra pilnai aprūpinami maistinėmis medžiagomis, todėl yra svarbi įkrovos forma ir geometrija [46]. Tyrimo metu nustatyta, kad įkrovos, kurios savitas paviršiaus plotas yra mažesnis, apkrovos greitis yra didesnis, todėl atitinkamai yra didesnis teršalų pašalinimo greitis nei didesnio savito paviršiaus ploto įkrovos [47].

1.2 lentelė. Kaldnes`o įkrovų charakteristika

	KMT K1	KMT K2	AWT	ANOX
Specifinis paviršius				
Numatomas paviršiaus plotas (mm ² /vienetui)	Bendras: 670 Efektyvus: 490	Bendras: 3465 Efektyvus: 1910	Bendras: 2200 Efektyvus: 1500	Bendras: 10000 Efektyvus: 7700
Specifinis paviršiaus plotas (m ² /m ³)	Bendras: 690 Efektyvus: 500	Bendras: 550 Efektyvus: 315	Bendras: 450 Efektyvus: 310	Bendras: 240 Efektyvus: 190

Tačiau plastikinės įkrovos pasižymi hidrofiliškumu ir prastu biologiniu suderinamumu. Neorganinė įkrova, tokia kaip kalkakmenis, ceolitas, aktyvuota anglis turi geras mechanines savybes ir biologinį

suderinamumą. Atliktas tyrimas parodė, kad sepiolitu modifikuotos keramikinės granulės (1.14 pav.) pasižymi didesniu poringumu ir paviršiaus plotu nei paprastos granulės ir turi teigiamą efektyvumą biologinio nuotekų valymo procese [48].



1.14 pav. Modifikuota keramikinė įkrova [48]

Taip pat atliktas nuotekų valymo tyrimas naudojant modifikuotas plastikines įkrovas: polipropilenas (PP), žemo tankio polietilenas (LDPE) ir poliuretano putas (PUF). PP įkrova modifikuota sukarpius LDPE ir PUF plastikų lapus į atitinkamo dydžio gabaliukus ir įtvirtinus į PP įkrovos tarpus. Taip gaunami LDPE-PP ir PUF-PP modifikuotos įkrovos. Esant optimalioms aplinkos sąlygoms, JSBR su PUF-PP įkrova efektyviau šalino teršalus nei PP ar LDPE-PP įkrova [49].

1.7. Literatūros apžvalgos apibendrinimas

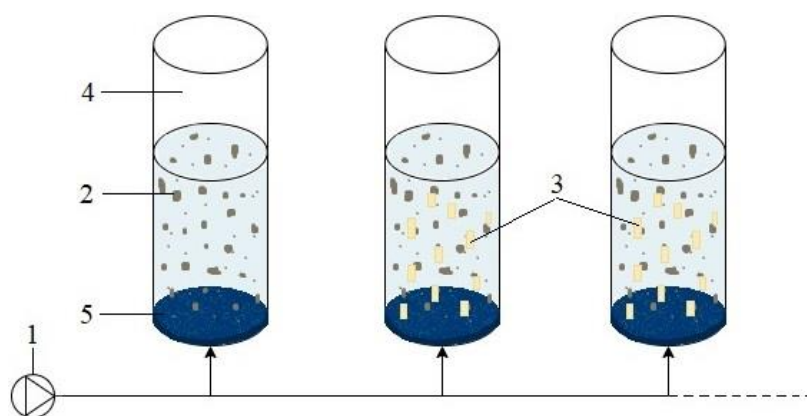
Hibridiniai reaktoriai pasižymi efektyvesniu nuotekų valymu palyginti su suspenduoto veikimo reaktoriais. JSBR sistema su nedidelio dydžio įkrovos grūdeliais leidžia sukurti mišrią bioplėvelės ir suspenduotų dribsnių sistemą. Šiuo atveju veikliajame dumble esančios bakterijos prisitvirtina ant įkrovos paviršiaus ir jungiantis į vieną agregatą suformuoja bioplėvelę. Tarpląstelinė polimerinė medžiaga palaiko bioplėvelės struktūrą sudarydama jungiančią matricą, kuri suteikia ląstelėms apsauginę mikroaplinką. Sistemoje veikliojo dumblo dribsnių dydis priklauso nuo įkrovos ir dalelių susidūrimo, šlyties jėgų bei dribsnių yrimo. Mikroorganizmų agregatų flokuliacija lemia mažą vandens drumstumą ir gerą ištekancio vandens kokybę. Remiantis moksline literatūra JSBR įkrovos medžiagos paviršius turi įtakos bioplėvelės susidarymui ir nustatyta, kad hidrofobinis paviršius yra tinkamiausias bioplėvelės augimui. Įkrovos paviršiaus šiurkštumai ir nelygumai suteikia ląstelėms lengvesnį ir greitesnį pirminį prisitvirtinimą, todėl įkrovos paviršiaus modifikacija turi teigiamos įtakos trumpo periodo bioplėvelės augimui (pirmąsias 2–3 augimo dienas). Remiantis mokslinės literatūros apžvalga yra atliekamos skirtingos įkrovos paviršiaus modifikacijos ir nustatomas jų poveikis nuotekų valymo biologiniams procesams.

2. Medžiagos ir tyrimų metodai

Tyrimas atliktas laboratorinėmis sąlygomis ir vykdytas trimis etapais. Pirmajame etape tyrimas atliktas su R1, R2 ir R3 reaktoriais ir natūraliomis nuotekomis, antrajame pridėtas R4 reaktorius, naudotos sintetinės nuotekos ir trečiajame – R5 reaktorius ir sintetinės nuotekos. JSBR sistemos įkrovai pasirinkta ABS polimeriniai grūdėliai, kurių paviršius modifikuotas trimis būdais.

2.1. Judančio sluoksnio bioplėvelės reaktoriai

Laboratorinėmis sąlygomis mokslininkai atliko tyrimus naudojant nedidelio tūrio (iki 5 l) reaktoriais su atitinkamomis įkrovomis [48, 49]. Todėl tyrimo metu pasirinkti penki identiški plastikiniai, stacionarūs reaktoriai, kurių kiekvieno maksimalus tūris – 5 l. Reaktoriaus dugne įtvirtintas keraminis difuzorius, per kurį patenka orapūtė tiekiamas oras, rotometru nustatytas debitas – 1 l/min (2.1 pav.). Viso tyrimo metu reaktoriuose kontroliuojamas oro padavimo ciklas: 45 min. tiekiamas oras, 15 min. orapūtė sustabdoma. Toks režimas leidžia reaktoriuje sudaryti aerobines ir anaerobines sąlygas. Tyrimas atliekamas kambario temperatūroje, palaikomas vandens pH 6–8 ribose. Kontroliniame reaktoriuje R1 supiltas tik veiklusis dumblas ir nuotekos. Reaktoriuje R2, kartu su veikliuoju dumbliu ir nuotekomis, naudota nemodifikuota įkrova, R3 – ozono dujomis modifikuota įkrova, R4 – smėliu (4 val.) modifikuota įkrova ir R5 – smėliu (24 val.) modifikuota įkrova. Kiekviename reaktoriuje naudojamas iš UAB "Kauno vandenys" nuotekų valyklos paimtas sutankintas veiklusis dumblas, kurio koncentracija apie 10 g/l.



2.1 pav. Tyrimui naudoto JSBR principinė schema: 1 – orapūtė, 2 – veiklusis dumblas, 3 – naudojamos įkrovos, 4 – cilindro formos reaktoriai, 5 – keraminis difuzorius

Reaktoriaus paruošimas: kiekvienas cilindras išplaunamas, patikrinamas difuzorių oro pralaidumas. Į kiekvieną reaktorių įpilama 500 ml pradinės veikliojo dumblo suspensijos ir 1 l nuotekų. Veikliojo dumblo koncentracija mišinyje: 3,33 g/l. Atlikti moksliniai tyrimai parodė, kad optimalus įkrovos kiekis yra iki 40 % darbinio reaktoriaus tūrio [50, 51]. Įkrovos grūdėliai yra maži ir kompaktiški, didelis jų kiekis užima nedidelį tūrį. R2 – R5 reaktoriuose naudota 100 ml (100 ± 3 g) įkrovos. Aeracijos metu įkrova pasiskirsto visame suspensijos tūryje (2.2 pav.).



2.2 pav. Suspenduota įkrova reaktoriuje

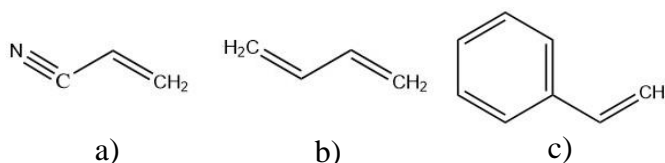
2.2. Įkrovos pasirinkimas ir paruošimas

Tyrimui naudota cilindro formos „Polylac ABS“ plastikinių granulių įkrova. ABS plastiko granulės pasižymi tinkamu tankiu ($1,05 \text{ g/cm}^3$) – aeracijos metu nesudėtingai pasiskirsto reaktoriaus tūryje ir sustabdžius maišymą greitai nusėda ir lengvai atskiria iš suspensijos. Taip pat galima nesudėtingai modifikuoti šių grūdelių paviršių. Moksliniuose tyrimuose naudotos polivinilchlorido (PVC) granulės (2.3 pav.) lengvai pasiskirstė reaktoriuje, jų paviršius buvo tinkamas bioplėvelei formotis [51].



2.3 pav. Naudota plastikinė įkrova a) mokslinėje literatūroje [51] b) tiriamajame darbe

ABS – plačiai naudojamas termoplastikas, pagamintas iš akrilnitrilo, 1,3-butadieno ir stireno monomerų (2.4 pav.).



2.4 pav. ABS sudarantys monomerai a) akrilnitrilas b) 1,3 – butadienas c) stirenas

Plastikas atsparus šilumai (stiklėjimo temperatūra $105 \text{ }^\circ\text{C}$) ir tirpikliams, pasižymi blizgiu paviršiumi.

Nitrilo azoto atomas pasižymi dideliu elektroneigiamumu. Nitrilo junginiai yra poliniai, kadangi tarp azoto ir anglies atsiranda poliškumas. Nitrilo junginiai patys negali sudaryti vandenilinių jungčių, nebent yra kitų, ryši formuojančių, funkcinių grupių. Paprastai didesnė akrilnitrilo dalis plastikui suteikia tvirtumą ir šilumos atsparumą, bet pasižymi geltona spalva. ABS plastikas naudojamas elektronikos komponentams, auto dalims ar namų apyvokos reikmėms gaminti [52, 53].

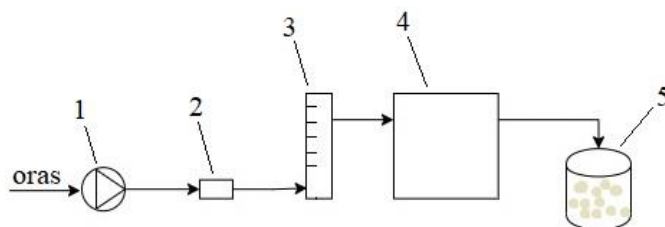
Elektroniniu slankmačiu išmatuotas vidutinis tyrimui naudojamų cilindrinų granulių aukštis ir diametras (2.1 lentelė).

2.1 lentelė. Plastikinių granulių charakteristika

Tankis, g/cm ³	1,05
Vidutinis aukštis, mm	3,57
Vidutinis diametras, mm	2,67
Vidutinis paviršiaus plotas, mm ²	41,12
1g paviršiaus plotas, cm ²	14,39

Nemodifikuota įkrova prieš naudojimą du kartus perplaunama distiliuotu vandeniu. Įkrovos modifikacija atlikta grūdelių paviršiuose chemiškai ir mechaniškai sukuriant mikroįbrėžimus:

- ozonu modifikuota įkrova: paviršiaus modifikacijai naudojamas stacionarus ozonatorius (2.5 pav.). Į 1 l stiklinę suberta 300 g plastikinės įkrovos ir įpilta 600 ml distiliuoto vandens. Iš ozonatoriaus nukreipiamas ozono srautas į stiklinę, paliekama veikti 2 val. Po ozonavimo įkrovos grūdeliai perplaunami distiliuotu vandeniu. Eksperimento metu naudotas ozono dujų srautas – 8 l/min ir koncentracija – 3 mg/l.



2.5 pav. Įkrovos modifikavimo ozonu principinė schema: 1 – orapūtė, 2 – srauto reguliatorius, 3 – srauto matuoklis, 4 – ozonatorius, 5 – stiklinė su įkrova

- smėliu modifikuota įkrova: į 500 ml stiklinę suberta 150 g nemodifikuotos įkrovos ir suberta 20 g smėlio (frakcija 0–1 mm) ir įpilta 300 ml distiliuoto vandens. Suspensija maišyta 4 val./24 val. ant magnetinės maišyklės, tuomet įkrova atskirta ir praplauta distiliuotu vandeniu.

2.2.1. Įkrovos paviršiaus modifikacijos įvertinimas

Įkrovos paviršiaus modifikacija vizualiai įvertinta optiniu mikroskopu. Naudoti dviejų tipų mikroskopai:

- 1) optinis mikroskopas „МБС-10“
- 2) skaitmeninis mikroskopas “TD-HU608A” su objektyvu

Savitajam modifikuotos įkrovos paviršiaus plotui nustatyti naudojamas Brunauer`io, Emmett`o, Teller`o (BET) metodas. Šis metodas skirtas nustatyti įvairių kietų ir porėtų medžiagų savitąjį paviršiaus plotą ir porų pasiskirstymą jame. Kietos medžiagos paviršiaus plotas paprastai nustatomas atliekant fizinę dujų adsorbciją ir apskaičiuojant adsorbuotų dujų kiekį, kuris atitinka monomolekulinį sluoksnį ant paviršiaus. Tyrimui atlikti naudojamas savitojo paviršiaus ploto matavimo įrenginys „Sorptometer KELVIN 1042“ (2.6 pav.).



2.6 pav. Savitojo paviršiaus ploto matavimo įrenginys „Sorptometer KELVIN 1042“

Minimali savitojo paviršiaus ploto aptikimo riba yra $0,01 \text{ m}^2/\text{g}$, matuojamas porų dydis nuo 2 iki 200 nm. Įrenginio degazacijos temperatūra $35 \text{ }^\circ\text{C} - 350 \text{ }^\circ\text{C}$, aplinkos temperatūra $15 \text{ }^\circ\text{C} - 35 \text{ }^\circ\text{C}$. Naudojamos švaraus azoto ir helio darbinės dujos. Visi matematiniai skaičiavimai atliekami prie įrenginio prijungtu kompiuteriu, naudojant specializuotą programinę įrangą [54].

2.3. Natūralios ir sintetinės nuotekos

Tyrimas atliktas naudojant natūralias ir sintetines nuotekas. Natūraliose nuotekose yra įvairių grupių teršalų ir mikroelementų, reikalingų mikroorganizmų biocheminiams procesams ir medžiagų apykaitai. Todėl naudojant natūralias nuotekas nereikia pridėti papildomų medžiagų [55, 56]. Tyrimo metu naudotos nuotekos surinktos iš UAB "Kauno vandenys" nuotekų valyklos, po pirminio valymo grotose – smėliagaudėse. Natūralių nuotekų bendrosios organinės anglies (BOA) koncentracija yra nuo 200 mg/l iki 300 mg/l . Surinktos nuotekos laikomos šaldytuve $4 \text{ }^\circ\text{C}$ temperatūroje, prieš naudojimą laikoma kambario temperatūroje, kol pasieks $10-15 \text{ }^\circ\text{C}$.

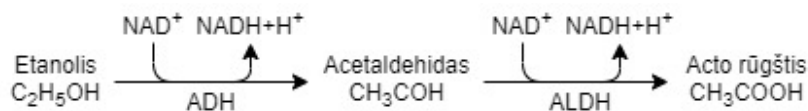
Moksliniuose tyrimuose naudojamos sintetinės nuotekos leidžia palaikyti pastovias sąlygas tyrimo metu. Remiantis moksline literatūra [57], tyrimui naudotų sintetinių nuotekų sudėtis pateikta lentelėje (2.2 lentelė).

2.2 lentelė. Sintetines nuotekas sudarantys elementai

Reagentai	Koncentracija tirpale, mg/l
NaCl	800
KCl	20
Na ₂ HPO ₄	144
KH ₂ PO ₄	24
NH ₄ Cl	170
CaCl ₂ ·2H ₂ O	8
MgSO ₄ ·7H ₂ O	9
Mikroelementų tirpalas	
FeCl ₃	1172
CuCl ₂	24
NiCl ₂	27
CoCl ₂ ·6H ₂ O	2000
MnCl ₂ ·4H ₂ O	500
ZnCl ₂	50
H ₃ BO ₃	50
(NH ₄)Mo ₇ O ₂₄	84
Na ₂ SeO ₃	66
Organiniai priedai	
C ₂ H ₅ OH	576

Tirpalų paruošimas: mikroelementų tirpalas ruošiamas analitinėmis svarstyklėmis pasveriant medžiagas ir ištirpinant dist. vandenyje. Tyrimui paruošta 500 ml tirpalo, kuris laikomas šaldytuve 4 °C temperatūroje. Ruošiant sintetines nuotekas pilama 1 ml/l paruošto mikroelementų tirpalo. Kiekvieną tyrimo dieną paruošiamas reikiamas sintetinių nuotekų kiekis – analitinėmis svarstyklėmis pasveriamos medžiagos ir ištirpinamos dist. vandenyje, naudojama ultragarso vonelė. Sintetinių nuotekų BOA koncentracija yra apie 400 mg/l.

Etanolio biologinio skaidymo metu, kaip šalutinis produktas, susidaro acto rūgštis (2.7 pav.), todėl terpės pH po paros sumažėja iki 6.



2.7 pav. Etanolio biologinis skaidymas į acto rūgštį [58]

Prieš supilant naujai paruoštas sintetines nuotekas, susidariusiai rūgštinei terpei neutralizuoti į kiekvieną reaktorių lašinamas 3 mM Na₂CO₃ tirpalas, kol pasiekama pH 7–7.5 [44].

2.4. Analitiniai metodai

Tyrimo metu atlikti oksidacijos ir redukcijos potencialo, veikliojo dumblo koncentracijos ir dumblo indekso tyrimai. Reaktoriuose vandens temperatūra ir pH matuoti nešiojamu elektriniu matuokliu, taip pat pH nustatymui naudotas universalus popierinis indikatorius (pH 1–14). Nuotekų užterštumą galima įvertinti biocheminiu deguonies suvartojimu, cheminiu deguonies suvartojimu ir bendrosios organinės anglies kiekiu. BDS₅ yra plačiausiai naudojamas 5 dienų laboratorinis tyrimas komunalinių nuotekų taršai įvertinti. ChDS paprastai yra 2 val. testas, dažniau naudojamas pramonės nuotekų užterštumui įvertinti. Dažnai šie abu laboratoriniai metodai yra matuojami, registruojami ir palyginami laikui bėgant, taip pat yra netiesioginio matavimo formos. Todėl tyrimo metu buvo pasirinktas BOA analizės metodas. Tyrimas yra greitas (3–10 min.), tikslus ir galima tiesiogiai nustatyti organinį užterštumą.

2.4.1. Oksidacijos ir redukcijos potencialas

Oksidacijos ir redukcijos potencialas matuojamas nustatyti medžiagos gebėjimui atiduoti ar prisijungti elektronus. Tai parodo galimą vandens užterštumą, ypač pramoninėse nuotekose. ORP reikšmės matuojamos milivoltais (mV) ir priklauso nuo vandenyje esančių junginių prigimties ir koncentracijos. Paprastai ORP nustatomas vandenyje, kuriame yra palyginti didelė redoksui aktyvių junginių koncentracija. Taigi, tyrimas gali būti panaudotas vandens taršai nustatyti. OPR reikšmės gali būti teigiamos arba neigiamos (2.3 lentelė). Neigiama reikšmė atitinka redukcines savybes (atiduoda elektronus), o teigiama reikšmė – oksidacines savybes (prisijungia elektronus). ORP matavimai gali būti palyginami su kitais įprastais tyrimais, taip gaunant išsamius tiriamo vandens kokybės rezultatus. Biologiniai oksidacijos ir redukcijos procesai yra kvėpavimas, medžiagų apykaita, energijos virsmai, laisvųjų radikalų atsiradimas [59, 60].

2.3 lentelė. Biocheminių reakcijų ORP reikšmės [59]

Biocheminis procesas	ORP, mV	
	Minimali vertė	Maksimali vertė
Nitrifikacija	+ 100	+ 350
BDS su ištirpusiu deguonimi	+ 50	+ 250
Biologinis fosforo šalinimas	+ 25	+ 250
Denitrifikacija	+ 50	- 50
H ₂ S susidarymas	- 250	- 50
Biologinis fosforo išskyrimas	- 250	- 100
Rūgšties susidarymas (fermentacija)	- 225	- 100
Metano susidarymas	- 400	- 175

2.4.2. Veikliojo dumblo koncentracijos nustatymas

VDSM kiekis nustatomas tiesiogiai filtruotą mišinį džiovinant ir sveriant. Tyrimo pradžioje (iki 7 tyrimo dienos) naudoti bepeleniai celiuliozės 3–5 µm porų dydžio filtrai, pasikeitus dumblo savybėms (nuo 7 tyrimo dienos) naudoti 8–12 µm porų dydžio filtrai. Filtrai ir keramikiniai tigliai džiovinami 1 val. 105 °C temperatūroje, tuomet perkeliama į eksikatorių atvėsti iki kambario temperatūros. Tiglius su filtru pasveriami analitinėmis svarstyklėmis. Iš reaktoriaus paimamas 50 ml veikliojo dumblo

suspensijos mėginys ir filtruojamas vakuuminio filtru per popierinį filtrą, tuomet mėginys džiovinamas 1 val. 105 °C temperatūroje, atvėsintas eksikatoriuje ir pasveriamas analitinėmis svarstyklėmis [61]. Tyrimas atliekamas dviem pakartojimais.

Veikliojo dumblo koncentracija apskaičiuojama pagal lygtį [62]:

$$a = \frac{c}{1000}; \quad (2.1)$$

čia a – veikliojo dumblo koncentracija, g VDSM/l;

C – skendinčių medžiagų koncentracija, mg/l.

Skendinčių medžiagų koncentracija apskaičiuojama pagal lygtį [62]:

$$C = \frac{1000 \cdot (m_2 - m_1)}{V_b}; \quad (2.2)$$

čia C – skendinčių medžiagų koncentracija, mg/l;

m_2 – filtro masė po filtravimo, mg;

m_1 – filtro masė prieš filtravimą, mg;

V_b – bandinio tūris, ml.

2.4.3. Veikliojo dumblo mikroskopinis tyrimas

Tyrimas atliekamas nustatyti veikliajame dumble esančius pirmuonis, įvertinti dumblo amžių ir kokybę. Naudojamas optinis mikroskopas „OPTIKA B – 500“ (2.8 pav.).



2.8 pav. Optinis mikroskopas „OPTIKA B – 500“ [63]

Mikroskopiniam tyrimui mėginiai imami iš kiekvieno reaktoriaus. Mėginio paruošimas: ant objektyvio stiklelio pipete užlašinama pora lašų nusistovėjusio veikliojo dumblo ir prispaudžiama dengiamuoju stikleliu. Preparatas stebimas 40 kartų didinančiu objektyvu (400 kartų padidintas vaizdas), nustatomi ir identifikuojami mikroorganizmai. Tyrimas atliekamas dviem pakartojimais.

2.4.4. Bendrosios organinės anglies kiekio nustatymas

Nuotekų biologinio valymo efektyvumas vertinamas ištirpusios organinės anglies pasikeitimu vandenyje. BOA kiekis nustatomas „Shimadzu TOC-L“ analizatoriumi (2.9 pav.), kuris veikia pagal 680 °C temperatūros katalizinės oksidacijos degimo metodą. Šis analizatorius veikia ypač jautriai ir gali nustatyti ištirpusios organinės anglies koncentraciją nuo 4 µg/l iki 30 g/l. BOA analizatoriumi galima tirti lengvai skaidomus mažos molekulinės masės, sunkiai skaidomus netirpius ir makromolekulinius organinius junginius. Katalizinio oksidavimo degimo metodu mėginys visiškai sudeginamas kaitinant 680 °C temperatūroje degimo vamzdeliuose, užpildytuose platinos katalizatoriumi. Naudojamas paprastas kaitinimo ir deginimo oksidacijos principas. Susidaręs CO₂ aušinamas, sausinamas ir registruojamas nedispersiniu infraraudonųjų spindulių dujų jutikliu [64].



2.9 pav. Laboratorijoje naudojamas „Shimadzu TOC-L“ BOA analizatorius

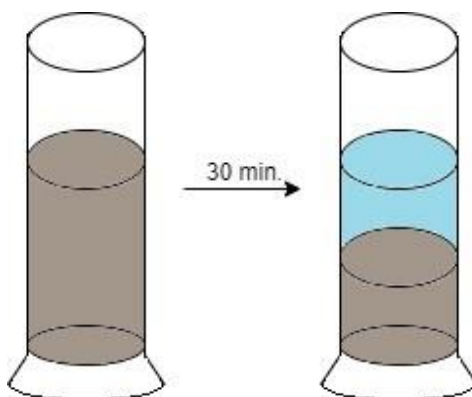
Tyrimui atlikti mėginys filtruojamas į mėgintuvėlį per popierinį filtrą (porų dydis 1–3 µm), pašalinant skendinčias daleles. Kadangi analizatorius organinę anglį oksiduoja iki CO₂ dujų, iš mėginio turi būti pašalinta neorganinė anglis. Tai atliekama į mėginį lašinant pora lašų 4M H₂SO₄ ir kaitinant iki virimo temperatūros. Susidaręs tirpus CO₂ pašalinamas 2 min. lėtai aeruojant mėginį stikline pastero pipete, saugant mėginį nuo pašalinių organinių junginių. Atvėsintas mėginys tiriamas BOA analizatoriumi [65].

2.4.5. Dumblo indekso nustatymas

Veikliojo dumblo sedimentacinėms savybėms nustatyti naudojamas dumblo tūrio rodiklis, dažnai vadinamas dumblo indeksu. DI įvertina 1 g sauso veikliojo dumblo užimamą tūrį po 30 min. sėdimo. DI apibūdina bioreaktoriuje esančio dumblo nusistovėjimo ir sutankėjimo savybes. Remiantis DI reikšmėmis yra vertinamos veikliojo dumblo savybės [66]:

- < 80 ml/g – veiklusis dumblas yra tankus ir greitai nusėda;
- 100–200 ml/g – veiklusis dumblas nusėda lėčiau ir sulaiko daugiau suspenduotų kietųjų dalelių, nes prieš nusėdimą sudaro vienodą dangą, taip pat ištekantis vanduo yra geros kokybės;
- 250 > ml/g – veiklusis dumblas nusėda labai lėtai, prastai sutankėja atliekant nusodinimo bandymą. Toks dumblas atrodo lengvas ir purus, nelabai tankus.

JSBR dumblo indeksas nustatomas paimant suspenduoto veikliojo dumblo mėginį (100 ml) ir supilant į 100 ml cilindą, paliekama 30 min. nusistovėti (2.10 pav.).



2.10 pav. Dumblo suspensijos nusistovėjimas cilindre

Tuomet išmatuojamas nusėdusio dumblo tūris ml/l. Dumblo indeksas apskaičiuojamas pagal lygtį [67]:

$$DI = \frac{V_d}{C} \cdot 1000 ; \quad (2.3)$$

čia DI – dumblo indeksas, ml/g;

V_d – nusėdusio dumblo tūris, ml/l;

C – dumblo koncentracija, mg/l.

2.4.6. Teoriniai valymo įrenginių parametrai

Ruošiant nuotekų valyklos aparatūrinę schemą, pasirinkta apskaičiuoti antrinio valymo įrenginio (nuotekų biologinio valymo reaktoriaus) tūrį. Reaktoriaus tūris apskaičiuojamas pagal lygtį [68]:

$$V = \frac{L_a \cdot Q}{a \cdot A} ; \quad (2.4)$$

čia V – įrenginio tūris, m³;

L_a – nuotekų, tiekiamų į biologinio valymo įrenginius, vidutinė BDS reikšmė, mg/l;

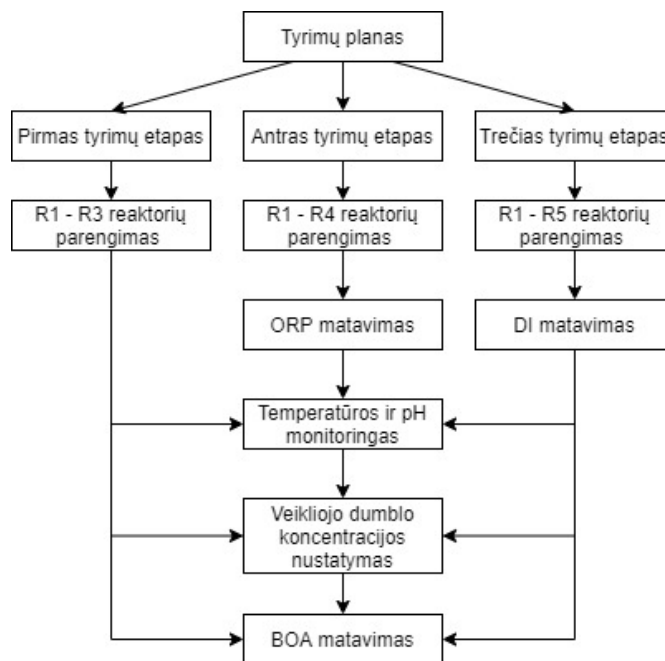
Q – valomų nuotekų paros debitas, m³/d;

a – vidutinė veikliojo dumblo koncentracija įrenginyje, g/l;

A – veikliojo dumblo apkrova, mgBDS/(gVDSM·d).

2.5. Tyrimų planas

Tyrimui atlikti suformuluotas tyrimų planas (2.11 pav.), kuris parodo kokie tyrimai atliekami kiekviename etape.



2.11 pav. Tyrimų plano schema

Tyrimo metu naudojami reaktoriai nėra automatinio veikimo, todėl kiekvieną darbo dieną rankiniu būdu yra nupilamas valytas vanduo ir supilamas atitinkamas kiekis nuotekų. Tyrimų metu kiekvieną darbo dieną matuojama vandens temperatūra, veikliojo dumblo koncentracija ir pH, organinių teršalų šalinimo efektyvumas vertinamas BOA matavimu – vandens mėginiai imami reaktoriuje supylus nuotekas ir po paros valymo.

2.5.1. Pirmas tyrimų etapas

Pirmo tyrimų etapo metu stebimas R1 – R3 reaktorių veikimas, veikliojo dumblo koncentracija ir kitimas reaktoriuose, nustatomas ir vertinamas nuotekų valymo efektyvumas pagal BOA koncentracijos kitimą. Kiekviename reaktoriuje pirmą dieną yra supilama 500 ml veikliojo dumblo ir 1000 ml nuotekų – bendras suspensijos tūris 1500 ml. Tuomet 2–14 tyrimo dienomis reaktoriuose yra nupilamas valytas vanduo ir užpilamos nuotekos, kiekiai pateikiami lentelėje (2.4 lentelė). Valytas vanduo nupilamas prieš tai išjungus aeraciją ir veikliajam dumblui leidžiant nusistovėti 10–30 min., taip neprarandamas biomasės kiekis. Valytam vandeniui nupilti naudojamas 100 ml švirškstas su prijungta silikonine žarnele, nutraukiamas tik nusiskaidrėjęs vanduo. Tuomet iškart yra užpilamos nuotekos ir įjungžiama aeracija, suspensija gerai sumaišoma.

2.4 lentelė. Tyrimo metu nupilamo valyto vandens ir užpilamų nuotekų kiekiai

Tyrimo diena	Nupiltas valyto vandens kiekis, ml	Užpiltas nuotekų kiekis, ml	Suspensijos tūris reaktoriuje, ml
2	750	750	1500
3	800	800	1500
4	800	800	1500
5	600	1100	2000
8	1000	1000	2000
10	600	600	2000
11	800	600	1800
12	500	1000	2300
14	1000	500	1800

Tyrimo 3 ir 11 dieną atlikti veikliojo dumblo koncentracijos tyrimai. Biologinis nuotekų valymo efektyvumas vertinamas BOA koncentracijos pasikeitimu per parą, todėl atitinkamomis dienomis matuojamas BOA mėginiuose: 1, 3, 5, 8, 12 dienomis – sumaišius naujai užpiltas nuotekas ir 2, 4, 8, 10, 12, 14 dienomis – valytame vandenyje.

2.5.2. Antras tyrimų etapas

Antro tyrimų etapo metu pridamas R4 reaktorius, atliekami veikliojo dumblo tyrimai kaip ir pirmame etape, taip pat kiekviename reaktoriuje matuojamas ORP. Pradinis suspensijos tūris kiekviename reaktoriuje – 1500 ml. Tyrimo 2–10 dienomis reaktoriuose yra nupilama 500 ml valyto vandens ir užpilamas toks pat kiekis sintetinių nuotekų, išskyrus 4 tyrimo dieną – naudojamos natūralios nuotekos papildyti biologinę sistemą organiniais ir neorganiniais junginiais, kadangi dvi dienas (tyrimo 5 ir 6 dienos) nebus tiekiamos sintetinės nuotekos. Valyto vandens nupylimas reaktoriuose atliekamas taip pat kaip ir pirmame etape, tačiau pastebėta, kad dėl veikliojo dumblo biomasės prieaugio antrą tyrimo savaitę reikia daugiau laiko (30 min. ir daugiau) dumbliui nusistovėti, kad nutraukiant valytą vandenį nepatektų veikliojo dumblo biomasės. Kiekvieną dieną, kuomet nupilamas valytas vanduo ir užpilamos nuotekos, paimami vandens mėginiai iš kiekvieno reaktoriaus ir nustatoma BOA koncentracija. Taip pat atliekamas kiekvieno reaktoriaus veikliojo dumblo koncentracijos nustatymas tyrimo 3, 7 ir 9 dienomis.

2.5.3. Trečias tyrimų etapas

Trečiame tyrimo etape naudojami R1 – R5 reaktoriai. Šiame etape nustatoma veikliojo dumblo ir BOA koncentracija, taip pat matuojamas DI 2, 6, 9 ir 14 tyrimo dienomis. Pradinis suspensijos tūris kiekviename reaktoriuje – 1500 ml. Tyrimo 2–14 dienomis reaktoriuose nupilama 500 ml valyto vandens ir užpilamas toks pat kiekis sintetinių nuotekų, 3 tyrimo dieną – supilama po 1000 ml sintetinių nuotekų, kadangi dvi dienas (tyrimo 4 ir 5 dienos) nebus tiekiamos nuotekos. Bendras suspensijos tūris – 2000 ml. Toliau tyrimo 10–14 dienomis nupilamo valyto vandens ir užpilamų sintetinių nuotekų kiekiai išlieka po 500 ml, kadangi antro etapo metu pastebėta, kad antrą tyrimo savaitę nupilti 500 ml valyto vandens iš 1500 ml suspensijos tampa sudėtinga dėl sunkiai nusėdančio veikliojo dumblo.

3. Tyrimų rezultatai ir jų aptarimas

Šioje dalyje pateikiami tyrimų metu gauti rezultatai. Atliekama rezultatų analizė ir vertinimas remiantis mokslinėje literatūroje pateiktais rezultatais ir pastebėjimais.

3.1. Įkrovos modifikacijos

Atlikus įkrovos paviršiaus modifikacijas, grūdeliai buvo stebimi mikroskopiniu būdu ir įvertinti pasikeitimai ant paviršiaus. Nemodifikuotų grūdelių paviršius yra lygus ir blizgus, turi nedidelių gamyklinių paviršiaus įbrėžimų (3.1 pav.).



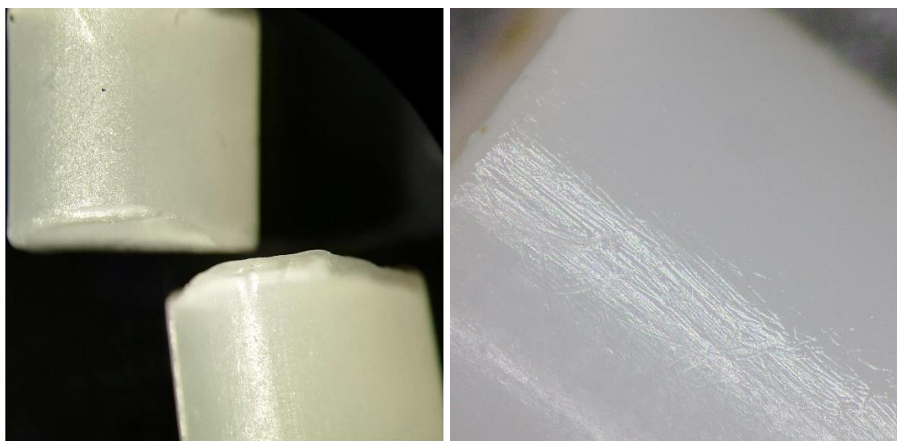
3.1 pav. Nemodifikuotos įkrovos paviršius

Modifikuojant įkrovą ozonu, po modifikacijos vanduo stiklinėje buvo drumzlinas, kadangi ozonavimo metu nuo paviršiaus atskilo nedideli plastiko gabaliukai. Stebint mikroskopiniu būdu buvo galima matyti, kad grūdelių paviršius turi žymiai daugiau nelygumų ir įbrėžimų, pastebėti matiniai ploteliai ant blizgaus paviršiaus (3.2 pav.). Tai parodo, kad ozonavimo metu įvyko paviršiaus modifikacija.



3.2 pav. Ozonatoriumi modifikuotos įkrovos paviršius

Mechaniškai modifikuojant 4 val. įkrovą su smėliu dėl abrazyvinio dilimo paviršius prarado blizgumą, atsirado daug mikroįbrėžimų. Buvo galima matyti ant viso paviršiaus atsiradusius nelygumus (3.3 pav.).



3.3 pav. 4 val. smėliu modifikuotos įkrovos paviršius

modifikacijos su smėliu (24 val.) tikslas – prailginti abrazyvinio dilimo laiką ir padidinti įkrovos paviršiaus nelygumus. Mikroskopiniu būdu stebint su smėliu (24 val.) modifikuotos įkrovos paviršius, nebuvo pastebėti aiškūs skirtumai tarp šios ir 4 val. modifikuotos įkrovos paviršiuje atsiradusių nelygumų ir įbrėžimų. Tačiau su smėliu (24 val.) modifikuotos įkrovos grūdelių paviršius pasižymėjo mažesniu paviršiaus blizgumu nei 4 val. modifikuotos įkrovos (3.4 pav.).



3.4 pav. Smėliu (24 val.) modifikuotos įkrovos paviršius

Taip pat buvo atlikta įkrovos paviršiaus BET analizė, kurios metu buvo nustatomas nemodifikuoto, modifikuoto ozonu, modifikuoto smėliu (4 val.) ir modifikuoto smėliu (24 val.) grūdelių savitasis paviršiaus plotas. Iš visų grūdelių bandinių, tyrimo rezultatai gauti tik smėliu (24 val.) modifikuotų grūdelių, išmatuotas padidėjęs savitasis paviršiaus plotas $0,09 \text{ m}^2/\text{g}$. BET metodu minimalus nustatomas savitasis paviršiaus plotas yra $0,01 \text{ m}^2/\text{g}$, todėl gautas tik ketvirto bandinio rezultatas parodo, kad smėliu (24 val.) modifikuotos įkrovos paviršiuje susidarė daugiau gilių mikroįbrėžimų, nei kituose modifikuotuose grūdeliuose. Smėliu (24 val.) atlikta modifikacija buvo efektyviausia – pasiektas didžiausias įkrovos grūdelių savitasis paviršiaus plotas. Tyrimo metu kiekvieno tipo įkrova naudojama nuotekų valymo JSBR sistemose, kuomet ant grūdelių paviršiaus prisitvirtina mikroorganizmai ir formuoja bioplėvelę.

3.2. Pirmas tyrimų etapas

Pirmame tyrimų etape tiriama iškelta hipotezė, kad naudojant modifikuotą įkrovą pasiekiamas efektyvesnis nuotekų valymas nei naudojant nemodifikuotą įkrovą. Tyrimas vykdytas trejuose biologinio valymo reaktoriuose: kontrolinis reaktorius R1, reaktorius su nemodifikuota įkrova R2 ir reaktorius su ozonu modifikuota įkrova R3. Tyrimo metu buvo matuojama veikliojo dumblo koncentracija, vizualiai vertinamas reaktoriuose suspenduotas veiklusis dumblas ir matuojama bendra organinė anglis. Pirmo etapo tyrimas vykdytas 15 d. Tyrimo metu sistemose vandens pH keitėsi tarp 6,3–8, o temperatūra svyravo tarp 19–20 °C.

3.2.1. Veikliojo dumblo koncentracija

Pirmasis veikliojo dumblo koncentracijos matavimas atliktas 3 tyrimo dieną. Pagal žinomą metodiką nustatytas VDSM kiekis ir apskaičiuota dumblo koncentracija (3.1 lentelė).

3.1 lentelė. Veikliojo dumblo koncentracija 3 tyrimo dieną

	R1	R2	R3
Veikliojo dumblo koncentracija, gVDSM/l	3,22	3,00	3,34

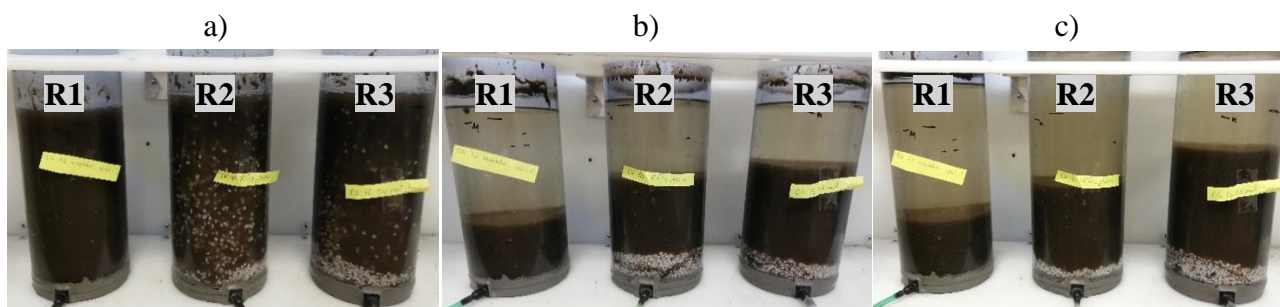
Po 3 dienų veikliojo dumblo koncentracija padidėjo, bet tarp kiekvieno reaktoriaus nepastebėtas aiškus skirtumas. Šiuo periodu vyko veikliojo dumblo mikroorganizmų prisitaikymas ir augimas. R1 – R3 veikliojo dumblo koncentracijos tyrimas buvo pakartotas praėjus 11 dienų nuo tyrimo pradžios, gauti rezultatai pateikiami lentelėje (3.2 lentelė).

3.2 lentelė. Veikliojo dumblo koncentracija 11 tyrimo dieną

	R1	R2	R3
Veikliojo dumblo koncentracija, gVDSM/l	2,58	2,74	3,04

Analizuojant tyrimo rezultatus nustatyta, kad reaktoriuje R1 veikliojo dumblo koncentracija buvo mažiausia. Tačiau didžiausia koncentracija nustatyta R3 reaktoriuje. Veikliojo dumblo biomasės kiekis R2 buvo 6,2 % didesnis nei R1, o R3 – 17,8 %. Remiantis rezultatais, galima teigti, kad R2 ir R3 naudojamos įkrovos turi teigiamos įtakos veikliojo dumblo biomasės išlaikymui ir bioplėvelės susidarymui.

Bioreaktorius vertinant vizualiai, galima matyti aiškų skirtumą tarp R1 ir R3 sistemų (3.5 pav.). Reaktoriuje R3 nustatytas didžiausias veikliojo dumblo užimamas tūris, dumblas yra puresnis ir lėčiau nusėda. Taip pat R3 sistemoje tyrimo 14 dieną nusistovėjęs vanduo yra skaidresnis ir švaresnis nei kitose sistemose.

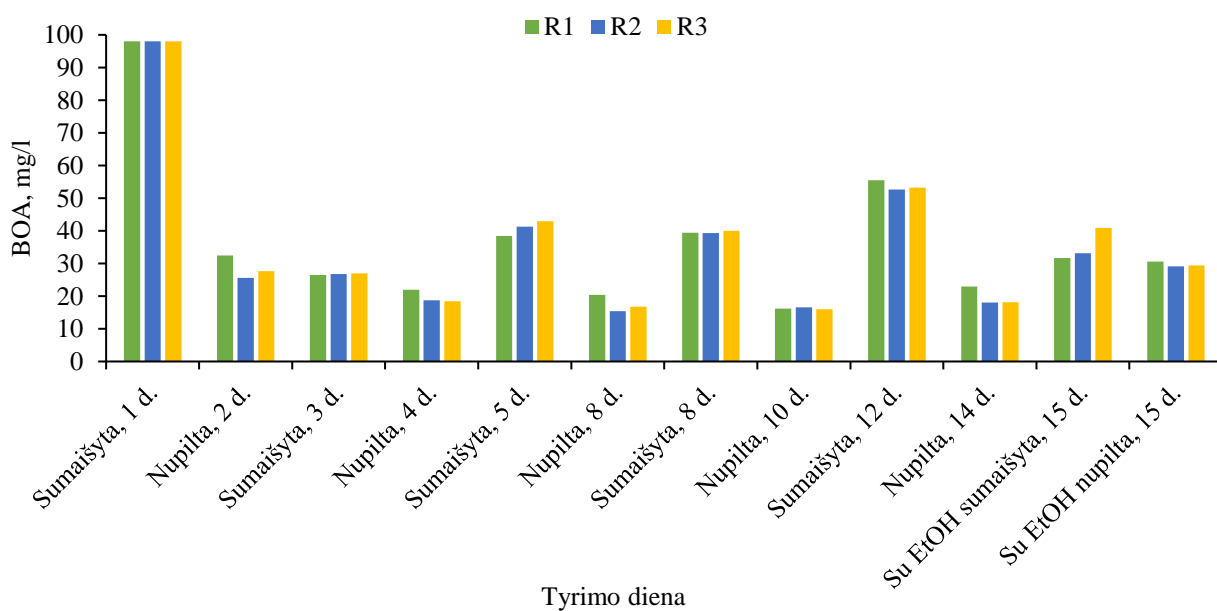


3.5 pav. Veikliojo dumblo pasikeitimas a) 3 dieną b) 11 dieną c) 14 dieną

Didesnis veikliojo dumblo tūris parodo, kad susidarė bioplėvelė. Remiantis literatūra galima teigti, kad mikroįbrėžimai ant granulių paviršiaus sudarė tinkamesnes sąlygas susidaryti pirminiam mikroorganizmų sukibimui ir tolimesniam bioplėvelės augimui. Tačiau dėl trinties ir įkrovos geometrijos susidariusi bioplėvelė atsiskiria nuo paviršiaus ir tampa suspenduota [40, 45].

3.2.2. Bendrosios organinės anglies kiekis

Tyrimo metu išmatuotas BOA kiekis parodo, kokią įtaką nepakeista ir ozonu modifikuota įkrova turi veikliojo dumblo biologiniam organinės anglies skaidymui. BOA kiekis nustatytas nevalyto ir po paros išvalyto vandens mėginiuose. Tyrimo 15 dieną buvo atliktas etanolio skaidymo efektyvumo tyrimas, kuomet vietoj nuotekų buvo įpilta 1,9 ml etanolio ir po 5 val. išmatuotas BOA pasikeitimas. Pateikiami tyrimo metu gauti BOA rezultatai (3.6 pav.).



3.6 pav. Išmatuoto bendrosios organinės anglies kiekio rezultatai

Analizuojant gautus rezultatus nustatyta, kad tarp R2 ir R3 nėra žymaus skirtumo biologiškai pašalinant organinius teršalus iš nuotekų. Tačiau šiose sistemose BOA kiekis buvo mažesnis, nei R1 sistemoje. Didžiausias teršalų šalinimo efektyvumas nustatytas 14 tyrimo dieną, kuomet R1, R2 ir R3 reaktoriuose šalinimo efektyvumas buvo 58,6 %, 65,8% ir 66,0 % atitinkamai. Etanolio skaidymo tyrimo metu nustatytas skaidymo efektyvumas reaktoriuje R1 – 3,3 %, R2 – 12,2 % ir R3 – 28,1 %.

Pirmame tyrimų etape buvo naudotos natūralios komunalinės nuotekos, kurios atiteka į Kauno vandens valymo įrenginius. Tyrimo metu nebuvo atliekami nuotekų sudėties tyrimai, todėl nebuvo žinoma tiksli jų sudėtis. Biologinis valymas buvo vertinamas tik bendrosios organinės anglies kiekiu, neatsižvelgiant į galimai kintančią nuotekų teršalų sudėtį, kuri galėjo turėti įtakos bendram veikliojo dumblo metabolizmui ir teršalų skaidymui. Darbo metu pastebėtas didesnis veikliojo dumblo biomasės kiekis R3 patvirtina, kad ozonu modifikuotos įkrovos paviršius turi mikrobrėžimų, kurie suteikia tinkamas sąlygas formuoti bioplėvelei ir daugintis mikroorganizmams. Siekiant tikslesnių rezultatų antrame tyrimų etape nuspręsta naudoti sintetines nuotekas. Taip pat pridedamas reaktorius su mechaniškai modifikuota įkrova, kurios paviršius turėtų daugiau mikrobrėžimų nei šiame etape tiriamos R3 įkrovos.

3.3. Antras tyrimų etapas

Tęsiant tyrimą, buvo pridėtas R4 reaktorius su įkrova, kurios paviršius buvo 4 val. mechaniškai modifikuotas su smėliu. Šio etapo tikslas buvo nustatyti ar mechaniškai subraižytas ir sušiuškštintas plastikinių granulių įkrovos paviršius turės įtakos geresniam bioplėvelės susidarymui ir mikroorganizmų augimui veikliajame dumble. Antrojo etapo tyrimas vykdytas 14 d. Tyrimo metu sistemose vandens pH keitėsi tarp 6,5–8,1 o temperatūra svyravo tarp 19–20 °C.

3.3.1. Veikliojo dumblo koncentracija

Tyrimo metu kiekvienoje sistemoje buvo nustatytas VDSM ir išmatuota dumblo koncentracija. (3.3 lentelė).

3.3 lentelė. Antrame tyrimų etape nustatyta veikliojo dumblo koncentracija

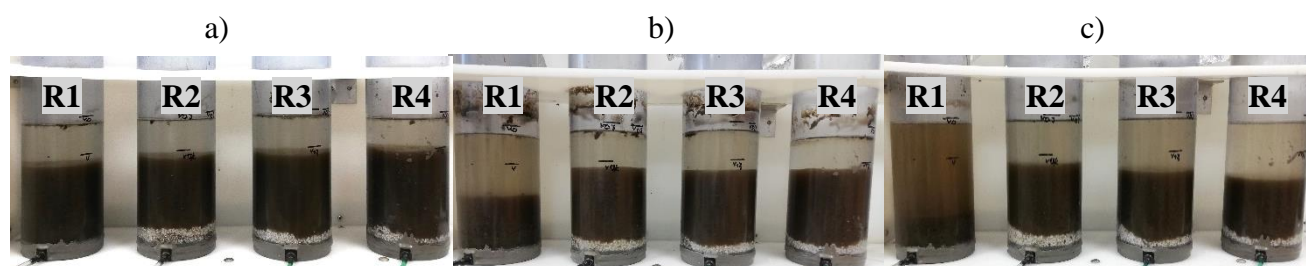
Veikliojo dumblo koncentracija, gVDSM/l	R1	R2	R3	R4
3 tyrimo diena	2,64	2,70	2,66	2,82
7 tyrimo diena	2,44	2,18	2,21	2,31
9 tyrimo diena	2,18	1,80	2,09	2,61

Atlikus matavimus pastebėta, kad 3 tyrimo dieną reaktoriuose R1 – R3 buvo panašus veikliojo dumblo kiekis, tačiau R4 veikliojo dumblo koncentracija buvo didžiausia. Tai parodo, kad mikroorganizmai lengviau prisitaiko ir pradeda greičiau daugintis esant šiuurkštesniam įkrovos paviršiui. Panašūs rezultatai pastebėti ir pirmame tyrimų etape, kuomet tyrimo pradžioje veikliojo dumblo koncentracija skyrėsi nežymiai. Sintetinės nuotekos buvo tiekiamos tik darbo dienomis, todėl tyrimo 5 ir 6 dienomis valymo sistemose nebuvo nuotekų tiekimo. Tai galėjo turėti įtakos 7 dienos veikliojo dumblo koncentracijos kiekiui, kadangi mikroorganizmams trūko maistinių medžiagų. Remiantis literatūros duomenimis, susidarius nepalankioms aplinkos sąlygoms t. y. sumažėjus maistinių medžiagų kiekiui, verpetės pradeda maitintis susidariusiais dribsniais ir laisvai plaukiojančiomis bakterijomis [16]. Tyrimo 7 dieną didžiausias biomasės kiekis buvo nustatytas R1 sistemoje. R2 – R4 buvo nustatytas mažesnis biomasės kiekis, nes, remiantis duomenimis, šiose sistemose susidarė didesnis dribsnių ir bioplėvelės mikrokolonijų kiekis ir veikliajame dumble esančios verpetės juos suvartojo kaip maistines medžiagas. Tyrimo 9 dieną buvo nustatytas R1 – R3 veikliojo dumblo koncentracijos sumažėjimas. Reaktoriuje R4 nustatytas didžiausias biomasės

kiekis, kuris buvo 19,7 % didesnis nei R1, 45,0 % – nei R2 ir 24,9 % – nei R3. Remiantis gautais rezultatais galima teigti, kad R4 biologinė sistema greičiau atsistato po neigiamo aplinkos poveikio.

Pirmą tyrimo savaitę reaktoriuose esantis veiklusis dumblas turi prisitaikyti prie pasikeitusių aplinkos sąlygų. Šis etapas apima mikroorganizmų kultūros pasikeitimą ir dauginimąsi, prisitaikymą prie pasikeitusių maistinių medžiagų ir aplinkos sąlygų, tokių kaip temperatūra, pH ir tiekiamas deguonies kiekis. Šis procesas taip pat buvo pastebėtas mokslininkų, kuomet buvo atliekamas miesto nuotekų valymo įrenginių veikliojo dumblo aklimatizacijos procesas į acidogeninę kultūrą. Aerobiniai, fakultatyviniai ir acidogeniniai mikroorganizmai tyrimo metu parodė skirtingus populiacijos kitimus [69].

Tyrimo metu buvo stebimas veikliojo dumblo pokytis reaktoriuose. Buvo nustatyta, kad JSBR reaktoriuose R2 – R4 veiklusis dumblas yra puresnis, tankesnis ir lėčiau nusėda nei bioreaktoriuje be įkrovos (3.7 pav.).

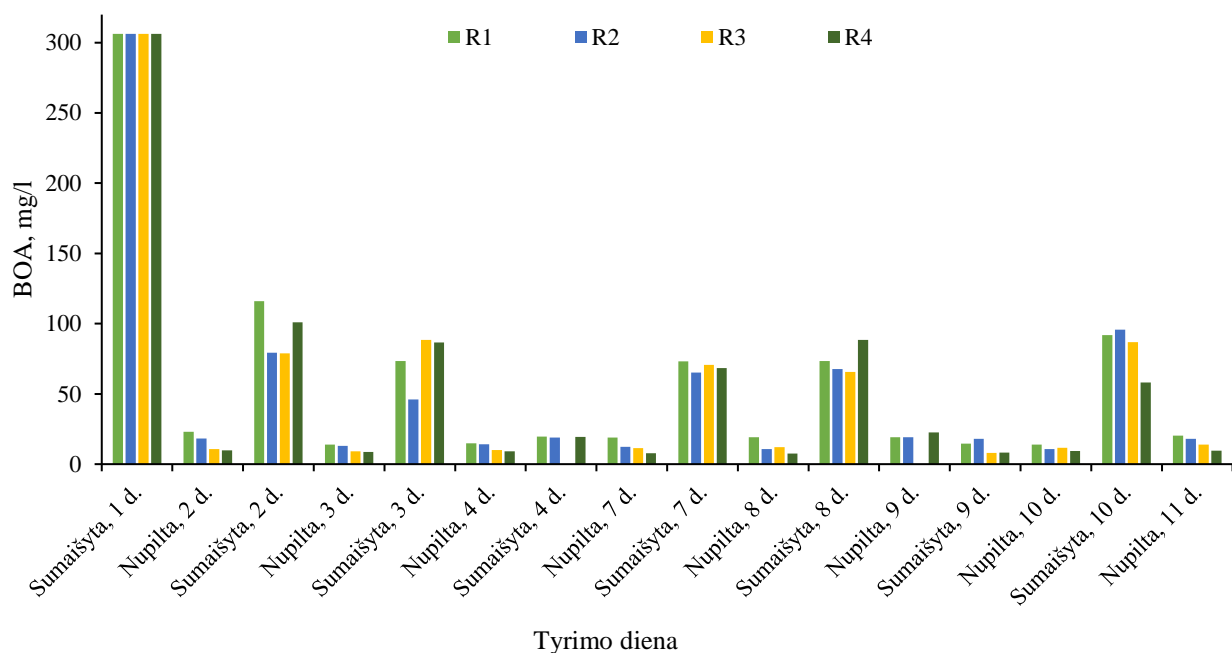


3.7 pav. Veikliojo dumblo pasikeitimas a) 3 dieną b) 11 dieną c) 14 dieną

Per pirmas 4 tyrimo dienas nebuvo pastebėtas veikliojo dumblo skirtumas tarp sistemų. Tyrimo 11 dieną R1 veikliojo dumblo užimamas tūris buvo mažesnis nei R2 – R4, tai pat nusistovėjus dumbliui, vanduo buvo nešvaresnis nei kitose sistemose. Tyrimo 12 ir 13 dienomis vandens valymo sistemose nebuvo tiekiamos sintetinės nuotekos ir 14 tyrimo dieną buvo pastebėtas didelis skirtumas tarp reaktoriuose nuskaidrėjusio vandens. R1 veikliojo dumblo užimamas tūris buvo du kartus mažesnis nei kituose reaktoriuose, nuskaidrėjęs vanduo tamsus ir drumzlinas. R4 nuskaidrėjęs vanduo yra skaidresnis ir švaresnis nei R2 ir R3.

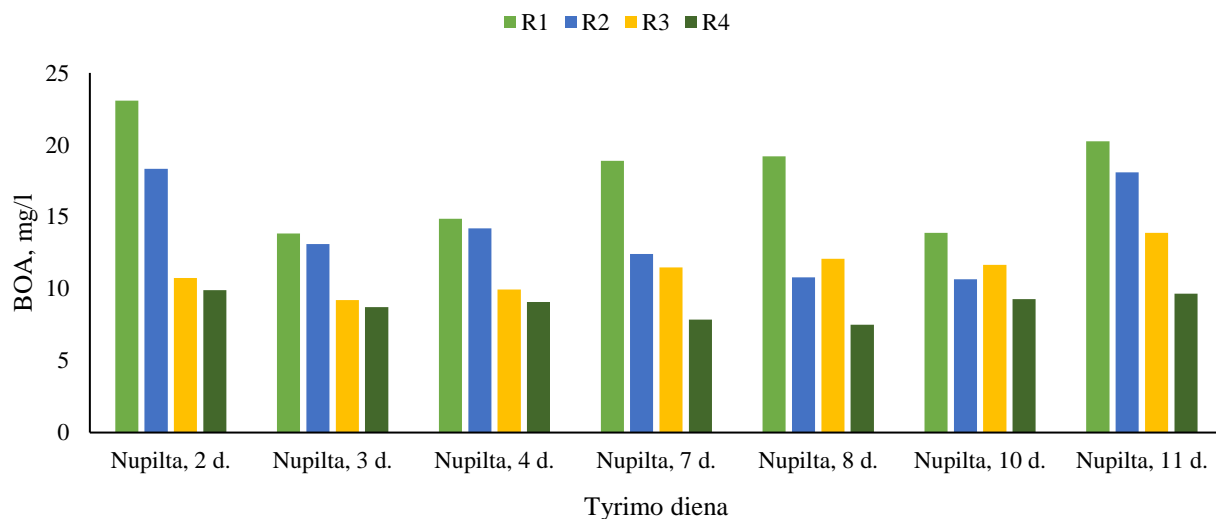
3.3.2. Bendrosios organinės anglies kiekis

Kiekvieno reaktoriaus biologinio teršalų šalinimo efektyvumui nustatyti BOA buvo matuojamas kiekvieną tyrimo dieną. (3.8 pav.).



3.8 pav. Išmatuoto bendrosios organinės anglies kiekio rezultatai

Atlikus tyrimą nustatyta, kad biologinis organinės anglies skaidymas vyko labai efektyviai ir kiekviename reaktoriuje BOA per parą sumažėjo vidutiniškai daugiau nei 80 %. Tačiau norint įvertinti kiekvieno reaktoriaus nuotekų valymo efektyvumą, buvo palyginti kiekvieno reaktoriaus nupulto valyto vandens BOA rezultatai (3.9 pav.).



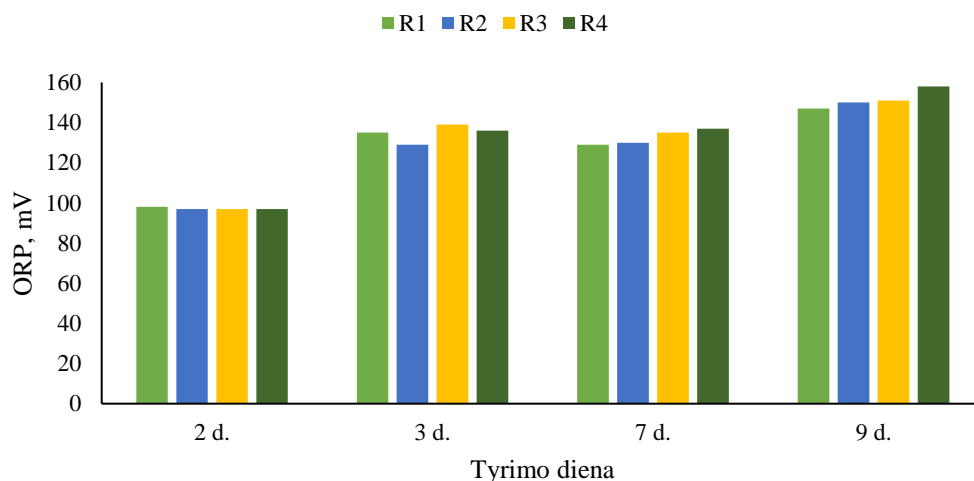
3.9 pav. Valyto vandens bendrosios organinės anglies kiekio rezultatai

Pateikti rezultatai rodo, kad viso tyrimo metu R4 valyto vandens BOA buvo mažiausias. Primą tyrimo savaitę R1 ir R2 teršalų šalinimas buvo panašaus efektyvumo, tačiau R3 ir R4 nustatytas mažesnis BOA kiekis. Iki 7 tyrimo dienos R3 ir R4 nuotekų valymo efektyvumas didelio skirtumo neturėjo. Šis laikotarpis apima mikroorganizmų populiacijos kitimą ir prisitaikymą naujoje aplinkoje. Nustatytas vidutinis BOA sistemoje R3 buvo 9,96 mg/l, o sistemoje R4 – 9,23 mg/l. Nuo tyrimo 7 iki 11 dienos buvo pastebėtas didesnis organinės anglies skaidymo efektyvumas tarp sistemų su

skirtingai modifikuotomis įkrovomis. Šiuo atveju nustatytas vidutinis BOA R3 buvo 12,27 mg/l, o R4 – 8,57 mg/l. Taigi reaktoriuje su smėliu modifikuota įkrova nustatytas geriausias organinės anglies šalinimo efektyvumas. Didžiausias teršalo šalinimo efektyvumas buvo nustatytas tyrimo 7 dieną, kuomet R3 valymo efektyvumas buvo 82,9 % ir R4 – 89,0 %. Remiantis gautais rezultatais reaktoriuje R4 organinė anglis buvo šalinama 50 % efektyviau nei kontroliniame reaktoriuje R1.

3.3.3. Oksidacijos ir redukcijos potencialas

Atlikus tyrimą nustatyta, kad ORP didėja reaktoriams veikiant ilgesnį laiką (3.10 pav.). Viso tyrimo metu ORP turėjo teigiamą reikšmę, kas parodo veikliojo dumblo oksidacines savybes. Kuo tirpalo teigiama potencialo vertė didesnė, tuo labiau jis geba atimti elektronus iš junginių [60]. Tyrimo 2 dieną visuose reaktoriuose ORP buvo 97–98 mV, bet 3 dieną išmatuotas potencialas buvo didesnis (129–139 mV) ir nedaug skyrėsi kiekviename reaktoriuje. Tyrimo 7 ir 9 dienomis ORP vertės skyrėsi nedaug, galima matyti, kad ORP didėja lygiagrečiai R1 – R4 reaktoriams. Tai parodo, kad modifikuotos įkrovos reaktoriuose biologinis teršalų šalinimas vyko efektyviau nei kituose reaktoriuose. Didžiausias ORP išmatuotas R4 reaktoriuje tyrimo 9 dieną – 158 mV. Kuo didesnis oksidacinis pajėgumas, tuo efektyviau vyksta nuotekų skaidymas.



3.10 pav. ORP matavimo rezultatai

Remiantis literatūros duomenimis, tyrimo metu efektyviai vyko nitrifikacija (+100 – +350 mV), organinių medžiagų skaidymas (+50 – +250 mV) ir fosforo šalinimas (+25 – +250 mV) – tai apibūdina efektyvią biologinio vandens valymo sistemą. Taip pat pastebėta, kad ORP nusistovėjo antroje tyrimo savaitėje. Tai patvirtina, kad iki tyrimo 7 dienos veikliajame dumble vyksta mikroorganizmų prisitaikymas prie aplinkos, tuo metu teršalų šalinimas nėra toks efektyvus ir tolygus. Tačiau praėjus šiam periodui, kiekvienoje sistemoje biocenozė tampa stabilia ir nekintančia, kuri sėkmingai vykdo biocheminį teršalų skaidymą. Nors R1 veikliojo dumblo koncentracija tyrimo 9 dieną buvo didesnė nei R2 ir R3, išmatuotas ORP buvo mažiausias. Tai parodo, kad JSBR susidariusi bioplėvelė ir dribsniai suspenduotam veikliajam dumblui suteikia geresnes oksidacines savybes, tuo pačiu gerina nuotekų valymą.

Antrame tyrimų etape naudoto sintetinės nuotekos suteikė tikslesnius rezultatus tiriant kiekvieno reaktoriaus veikimo efektyvumą, todėl trečiam etapui nuspręsta taip pat naudoti sintetines nuotekas. Atlikus tyrimus buvo nustatytas R4 įkrovos modifikacijos teigiamas poveikis veikliojo dumblo

biocenozei, todėl trečiame etape buvo pridėta papildoma R5 sistema, kurioje naudotos įkrovos paviršius buvo modifikuotas su smėliu (24 val.).

3.4. Trečias tyrimų etapas

Antrame etape R4 su modifikuota įkrova parodė geriausias rezultatus kiekviename tyrime, todėl trečio tyrimų etapo tikslas buvo nustatyti ar įkrovos ilgesnė modifikacija abrazyviniu dilimu padeda pasiekti geresnius biologinio vandens valymo rezultatus nei naudojant trumpesnio modifikacijos laiko įkrovą. Tyrimo metu buvo atlikta daugiau veikliojo dumblo koncentracijos matavimų siekiant nustatyti biomasės kitimą kiekviename reaktoriuje. Trečio etapo tyrimas vykdytas 15 d. Tyrimo metu sistemose vandens pH keitėsi tarp 7,0–8,6 o temperatūra svyravo tarp 21–22 °C.

3.4.1. Veikliojo dumblo matavimai

Tyrimo metu buvo matuojama veikliojo dumblo koncentracija vandens valymo sistemose. Išmatuotos veikliojo dumblo sausosios medžiagos, veikliojo dumblo indeksas ir skendinčių medžiagų koncentracija (3.4–3.7 lentelė).

3.4 lentelė. Tyrimo 2 dienos veikliojo dumblo tyrimų rezultatai

Matuojami parametrai	R1	R2	R3	R4	R5
SM koncentracija, mg/l	0,133	0,133	0,136	0,130	0,141
DI, ml/g	259	283	283	309	263
Veikliojo dumblo koncentracija, gVDSM/l	2,65	2,65	2,72	2,59	2,81

Atlikus matavimus tyrimo 2 dieną nustatyta, kad R5 sistemoje veikliojo dumblo koncentracija buvo didžiausia. Tai parodo, kad didesnis mikroįbrėžimų kiekis ant įkrovos paviršiaus padeda greičiau mikroorganizmas prisitvirtinti ant paviršiaus ir pradėti kaupti biomasę, tuo pačiu prisitaikyti prie naujų aplinkos sąlygų. Išmatavus DI nustatyta, kad veiklusis dumblas yra purus ir sunkiai nusėda.

3.5 lentelė. Tyrimo 6 dienos veikliojo dumblo tyrimų rezultatai

Matuojami parametrai	R1	R2	R3	R4	R5
SM koncentracija, mg/l	0,075	0,089	0,085	0,087	0,089
DI, ml/g	133	475	482	460	449
Veikliojo dumblo koncentracija, gVDSM/l	1,50	1,77	1,70	1,74	1,78

Tyrimo 3 dieną į kiekvieną vandens valymo reaktorių įpilta 1 l sintetinių nuotekų, kadangi 4 ir 5 dienomis jos nebuvo tiekiamos. Atlikti matavimai tyrimo 6 dieną parodė, kad R2 – R5 sistemose veikliojo dumblo koncentracija sumažėjo vidutiniškai 34,9 %, o R1 sistemoje – 43,6 %. Šis rodiklis buvo nustatytas ir antrame tyrimų etape, kuomet po dviejų nedarbo dienų visuose reaktoriuose

sumažėjo veikliojo dumblo kiekis. Taip pat pastebėta, kad didesnis įpiltas nuotekų kiekis nepadeda palaikyti mikroorganizmams reikiamų sąlygų. Didžiausia veikliojo dumblo koncentracija buvo nustatyta R5 reaktoriuje, taigi nepalankioms aplinkos sąlygoms yra atsparesnė JSBR biocenozė. Nustatytas DI padidėjimas iki 70 % R2 – R5, tačiau R1 dumblo indeksas sumažėjo 48,6 % – dumblas pasižymi didžiausiu tankumu ir geriausiu nusėdimu.

3.6 lentelė. Tyrimo 9 dienos veikliojo dumblo tyrimų rezultatai

Matuojami parametrai	R1	R2	R3	R4	R5
SM koncentracija, mg/l	0,054	0,077	0,076	0,078	0,083
DI, ml/g	140	494	477	452	367
Veikliojo dumblo koncentracija, gVDSM/l	1,07	1,54	1,51	1,55	1,66

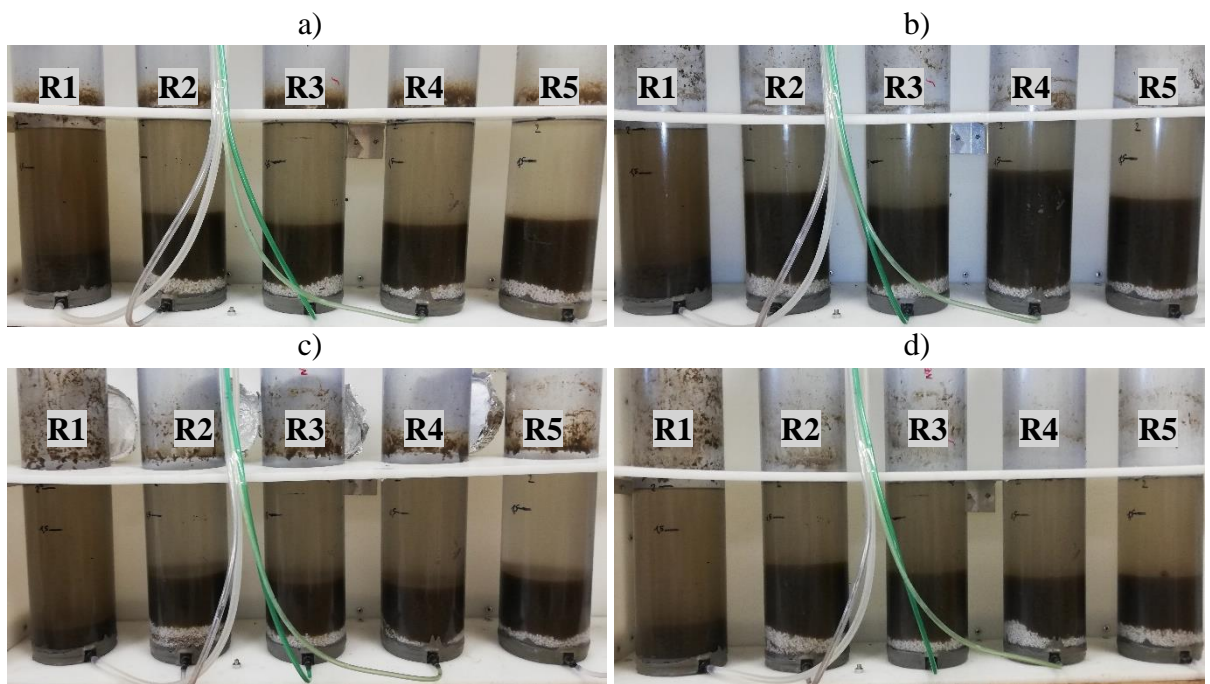
Atlikus tyrimus 9 dieną gauti rezultatai parodė, kad veikliojo dumblo koncentracija visuose reaktoriuose mažėja: R1 veikliojo dumblo koncentracija sumažėjo 28,7 %, o R2 – R4 vidutiniškai 11,7 %. Nustatyta didžiausia veikliojo dumblo koncentracija R5 – šioje sistemoje koncentracija sumažėjo tik 6,7 %. Nustatytas DI padidėjimas R1 ir R2 reaktoriuose, tuo tarpu R3 – R5 DI vertės sumažėjo.

3.7 lentelė. Tyrimo 14 dienos veikliojo dumblo tyrimų rezultatai

Matuojami parametrai	R1	R2	R3	R4	R5
SM koncentracija, mg/l	0,052	0,076	0,073	0,075	0,076
DI, ml/g	144	316	226	200	191
Veikliojo dumblo koncentracija, gVDSM/l	1,04	1,52	1,46	1,50	1,52

Tyrimo 14 dieną nustatytas nežymus veikliojo dumblo koncentracijos pasikeitimas, didžiausia koncentracija buvo R2 ir R5 reaktoriuose. Atlikus DI tyrimą pastebėti pasikeitimai R2 – R5 sistemose. Atliekant tyrimą pastebėta, kad DI sumažėjo iki normalios 100–200 ml/g vertės. Didžiausias DI nustatytas R2, tuo tarpu mažiausia dumblo indekso vertė išliko R1 reaktoriuje. Taip pat reaktoriuje R5 buvo išmatuotas mažiausias DI tarp JSBR sistemų. Remiantis rezultatais galima teigti, kad R5 sistema su abrazyviniu dilimu (24 val.) modifikuota įkrova palaiko didžiausią veikliojo dumblo koncentraciją ir ilgesniame veikimo periode yra pasiekiamas geras dumblo indeksas.

Taip pat tyrimo metu buvo vizualiai stebimas veikliojo dumblo pokytis (3.11 pav.). R1 reaktoriuje nusistovėjęs veiklusis dumblas ir vanduo labai skyrėsi nuo R2 – R5 reaktorių.

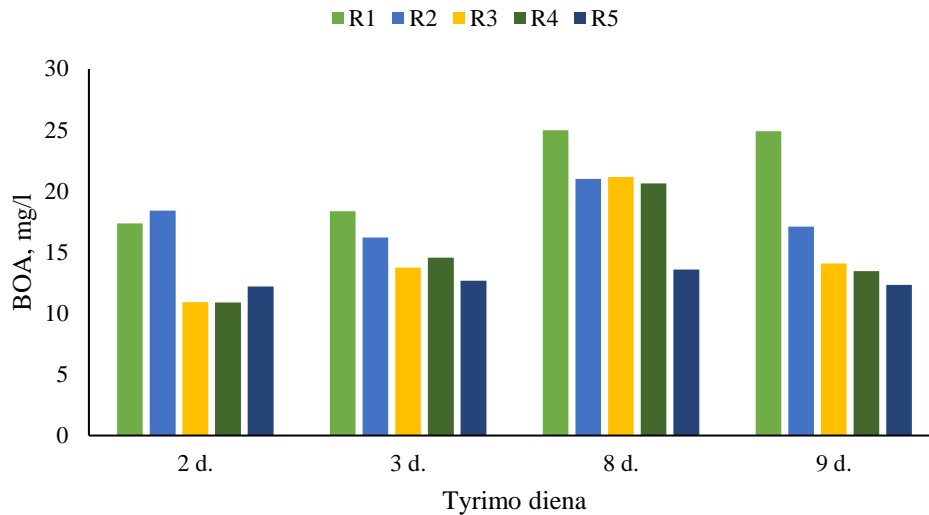


3.11 pav. Veikliojo dumblo pasikeitimas a) 6 dieną b) 9 dieną c) 13 dieną d) 15 dieną

Tyrimo 1–3 dienomis mikroorganizmai ir bakterijos turėjo prisitaikyti prie naujų aplinkos sąlygų, todėl tarp reaktorių vizualiai žymaus skirtumo nebuvo. Tyrimo 6 dieną R1 reaktoriuje veiklusis dumblas yra didelio tankio ir užima nedidelį reaktoriaus tūrį, tačiau nuskaidrėjęs vanduo yra drumzlinas ir tamsiai rudos spalvos. R5 reaktoriuje nuskaidrėjęs vanduo yra švaresnis nei kituose reaktoriuose, tačiau veikliojo dumblo užimamas tūris panašus visose sistemose. Tyrimo 9 dieną R4 sistemoje pastebėtas labiausiai purus ir sunkiai nusėdantis veiklusis dumblas, taip pat R2 ir R5 užimamas veikliojo dumblo tūris buvo didesnis nei kituose reaktoriuose. Tęsiant tyrimą, 13 dieną R2 – R5 reaktoriuose užimamas dumblo tūris yra panašiai vienodas, tačiau nusistovėjęs veikliajam dumblui R5 sistemoje nuskaidrėjęs vanduo yra švaresnis ir šviesiausias. Tyrimo 15 dieną galima matyti, kad užimamas veikliojo dumblo tūris mažėja atitinkamai R2 – R5 reaktoriuose, taip pat ši tendencija pastebėta atlikus DI tyrimą 14 dieną. R1 sistema viso tyrimo metu nesikeitė – užimamas dumblo tūris buvo mažiausias, nusistovėjęs veikliajam dumblui vanduo buvo tamsus ir nešvarus palyginus su kitomis sistemomis.

3.4.2. Bendrosios organinės anglies kiekis

Remiantis antrojo etapo atliktu BOA tyrimu ir rezultatais, šiame etape BOA buvo matuojamas valyto vandens mėginiuose, du kartus per savaitę. Tyrimo metu stebima ar teršalo šalinimo iš sintetinių nuotekų tendencija išlieka tokia pati kaip ir antrame tyrimų etape (3.12 pav.).



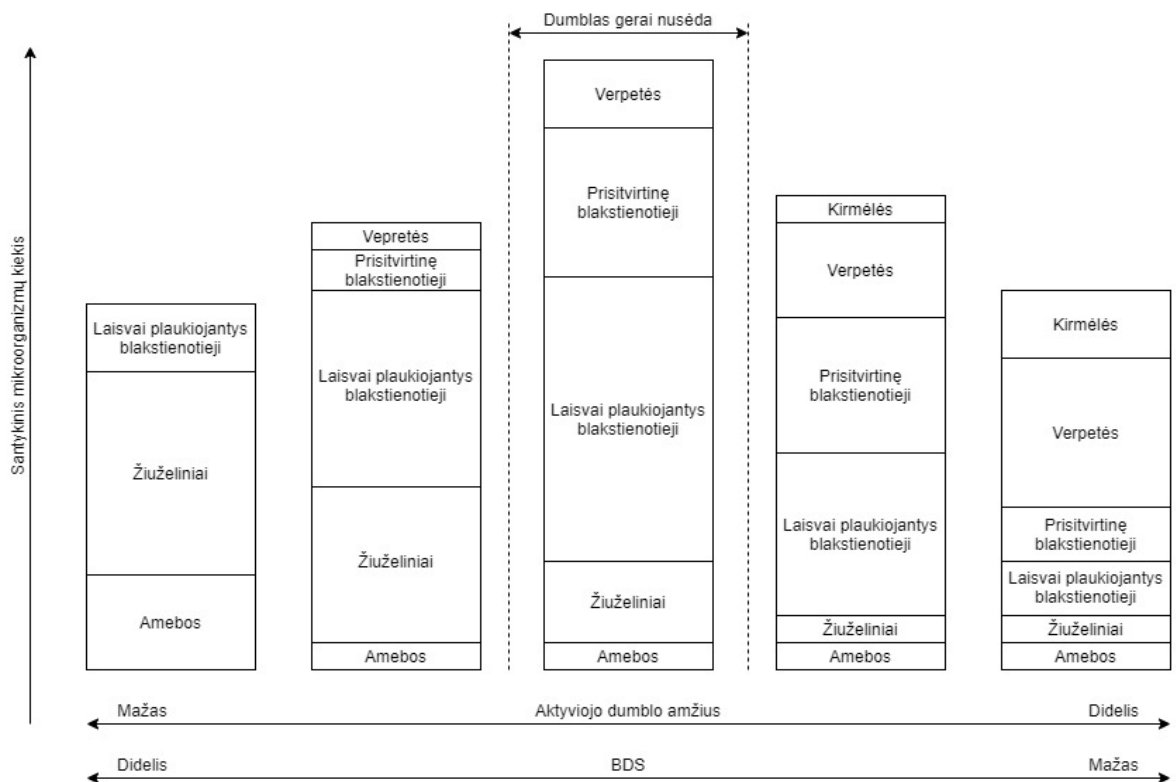
3.12 pav. Valyto vandens bendrosios organinės anglies kiekio rezultatai

Atlikus tyrimą nustatyta, kad jau 3 tyrimo dieną atsiranda skirtumas tarp atskirų sistemų biologinio skaidymo efektyvumo. Nustatytas teršalų šalinimo efektyvumas 3 tyrimo dieną buvo geriausias sistemoje R5 – 93,1 % ir sistemoje R3 – 92,5 %. Didžiausias sintetinių nuotekų biologinio valymo efektyvumo skirtumas nustatytas tyrimo 9 dieną, kuomet teršalų valymo efektyvumas R4 sistemoje buvo 92,7 % ir R5 sistemoje – 93,3 %. Palyginus tyrimo metu gautus BOA koncentracijos rezultatus, R5 reaktoriuje biologinis nuotekų valymas vyko 50 % efektyviau nei R1 reaktoriuje. Remiantis gautais duomenimis galima teigti, kad R5 sistemoje yra efektyviausiai šalinami sintetinių nuotekų teršalai, taip pat reikia ilgesnio veikimo laiko, kad sistemos pasiektų maksimalų efektyvumą.

3.4.3. Veikliojo dumblo mikroskopinis tyrimas

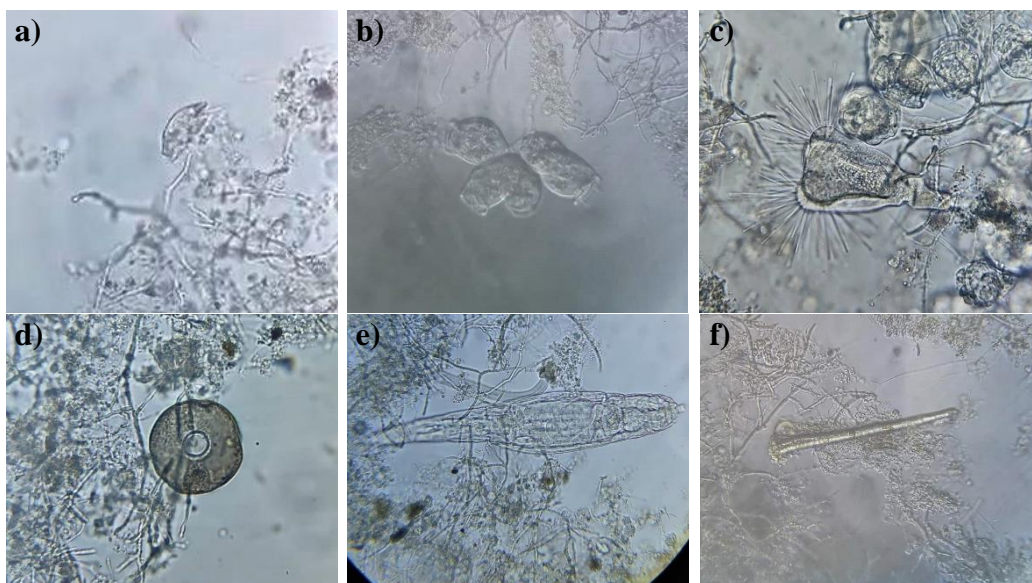
Trečio etapo tikslas buvo ištirti veikliojo dumblo pasikeitimus vykdant biologinį sintetinių nuotekų valymą, todėl buvo atliktas mikroskopinis dumblo tyrimas 6, 9 ir 15 dienomis. Tyrimui buvo paimti dumblo mėginiai iš kiekvieno reaktoriaus ir stebėti optiniu mikroskopu. Pateikiami bendri vienos dienos visų reaktorių tyrimo rezultatai, kadangi biologinis procesas vyksta atitinkamai lygiagrečiai ir nustatyti pirmuonys vyrauja kiekviename reaktoriuje. Kiekvienos mikroorganizmų grupės būvimas veikliajame dumble apibūdina jo amžių ir koks yra ištirpusių maistinių medžiagų kiekis vandenyje.

Remiantis literatūros duomenimis, nuotekų valymo proceso pradžioje veikliajame dumble yra daug ištirpusių maistinių medžiagų, todėl yra tinkamos sąlygos bakterijoms ir mikroorganizmams augti. Procesui vystantis toliau maistinių medžiagų kiekis vandenyje sumažėja, todėl mikroorganizmai dėl maisto trūkumo pradeda skaidyti bakterijas. Šioje fazėje vyrauja bakterijos, laisvai plaukiojantys blakstienotieji ir žiuželiniai, taip pat padaugėja pirmuonių (verpetės). Mažėjimo fazėje visų rūšių mikroorganizmai, išskyrus verpetės, pradeda žūti, vandenyje ištirpusių maistinių medžiagų kiekis yra labai mažas. Nuotekų valymo procesas baigiasi kai vandenyje beveik nebelieka maistinių medžiagų, visų rūšių bakterijos ir mikroorganizmai žūsta (3.13 pav.) [70].



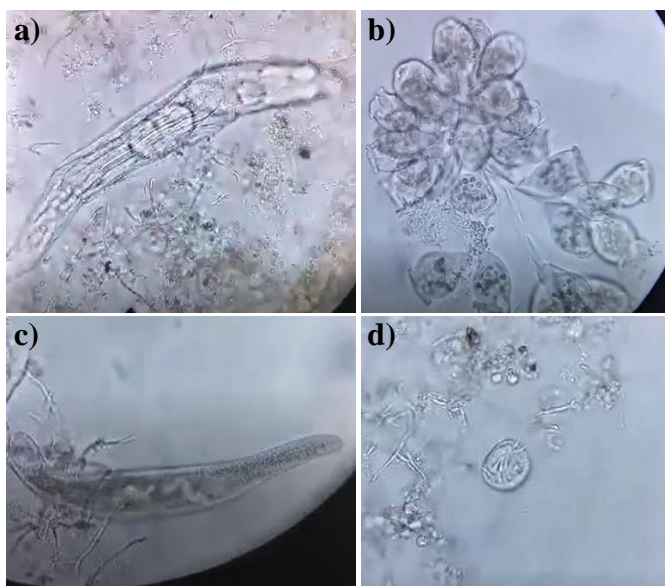
3.13 pav. Mikroorganizmų kaita ir priklausomybė nuo ištirpusių maistinių medžiagų [70]

Tyrimo 6 dieną buvo nustatytas didesnis kiekis prisitvirtinusių ir ropojančių blakstienotųjų, laisvai plaukiojančių buvo rasta nedaug, žiuželiniai nebuvo aptikti. Taip pat nustatytos verpetės, keletas suktorijų ir pavienis trimitelis. Amebos dažniausiai egzistuoja nuotekų valymo proceso pradžioje, ir proceso metu žūsta. Tačiau amebos gali pereiti į diskoidinės amebos būseną. Taip pat buvo nustatytas lėtūnas (vandens meškutis) – šis smulkus vandens gyvūnas minta pirmuoniais ir bakterijomis. Atlikus tyrimą nustatyta, kad veikliojo dumblo amžius buvo didesnis, vandenyje maistinių medžiagų kiekis sumažėjęs (3.14 pav.).



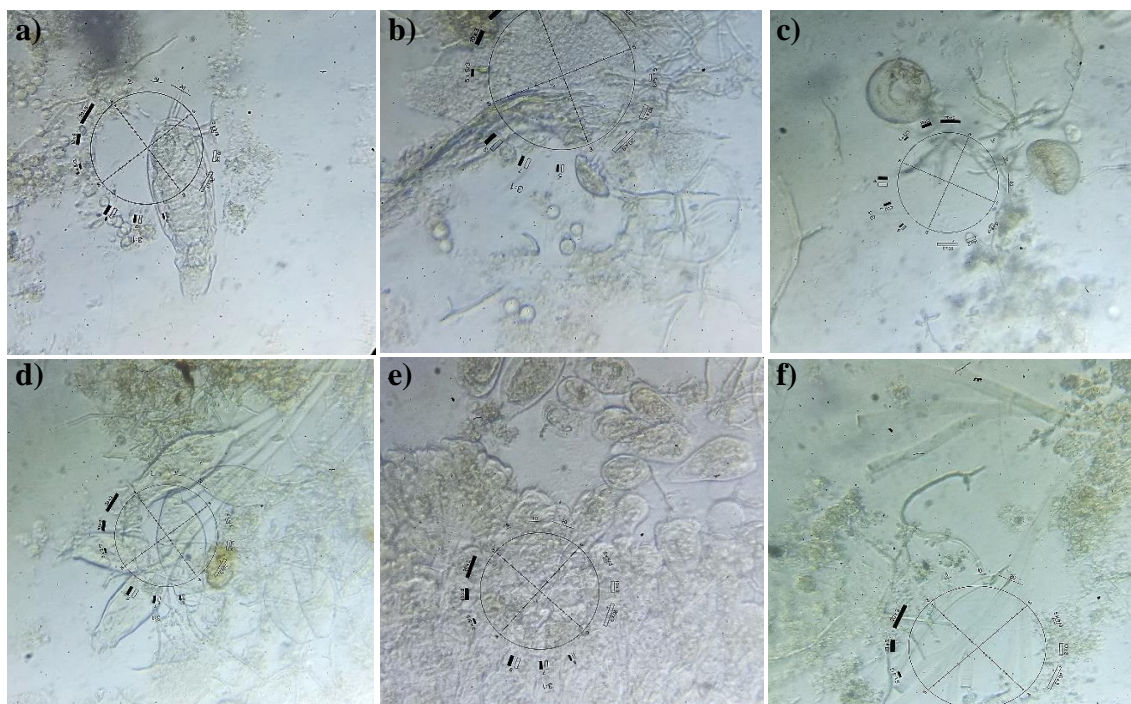
3.14 pav. Tyrimo 6 dieną nustatyti mikroorganizmai a) ropojantys blakstienotieji b) prisitvirtinę blakstienotieji c) suktorija d) diskoidinė ameba e) verpetės f) trimitelis

Atliktas mikroskopinis tyrimas 9 dieną parodo, kad vandens valymas toliau vyksta efektyviai, mikroorganizmų kaita nebuvo didelė. Šio tyrimo metu veikliajame dumble buvo nustatytas nemažas kiekis pirmuonių: verpečių ir prisitvirtinusių blakstienotųjų. Nustatyta, kad prisitvirtinę blakstienotieji formuoja didesnę kekę, taip užimdami didesnę valomo vandens plotą. Tokia mikroorganizmų grupė gali surinkti didesnę kiekį maistinių medžiagų nei pavieniai prisitvirtinę blakstienotieji. Taip pat dažnai nustatyti ropojantys blakstienotieji, keletas laisvai plaukiojančių blakstienotųjų. Šio tyrimo metu nebuvo pastebėtos diskoidinės amebos ar žiuželiniai pirmuonys. Remiantis šiais rezultatai galima teigti, kad dumblas išlieka panašaus didesnio amžiaus kaip ir tyrimo 6 dieną, maistinių medžiagų užtenka įvairioms mikroorganizmų ir bakterijų grupėms (3.15 pav.).



3.15 pav. Tyrimo 9 dieną nustatyti mikroorganizmai a) verpetės b) prisitvirtinę blakstienotieji c) blakstienotasis *Litonotus lamella* d) ropojantys blakstienotieji

Tyrimo 15 dieną atlikus mikroskopinį tyrimą nustatyta, kad nuotekų valymo procesas vyksta efektyviai ir veikliojo dumblo amžius yra tarp vidutinio ir didesnio. Stebint veiklųjį dumblą nebuvo pastebėta laisvai plaukiojančių blakstienotųjų – tai parodo mažą BDS koncentraciją vandenyje, kadangi yra padidėjęs prisitvirtinusių blakstienotųjų kiekis. Tyrimo metu taip pat buvo pastebėtas prisitvirtinusių blakstienotųjų „galvų“ atsiskyrimas nuo jas laikančių kotų. Šis procesas vyksta tuomet, kai mikroorganizmams pradeda trūkti maistinių medžiagų, atsiskyrę nuo kotų jie gali pavieniui pasiskirstyti ir ieškoti ištirpusių medžiagų. Taip pat buvo nustatytas nemažas kiekis ropojančių blakstienotųjų ir verpečių (3.16 pav.).

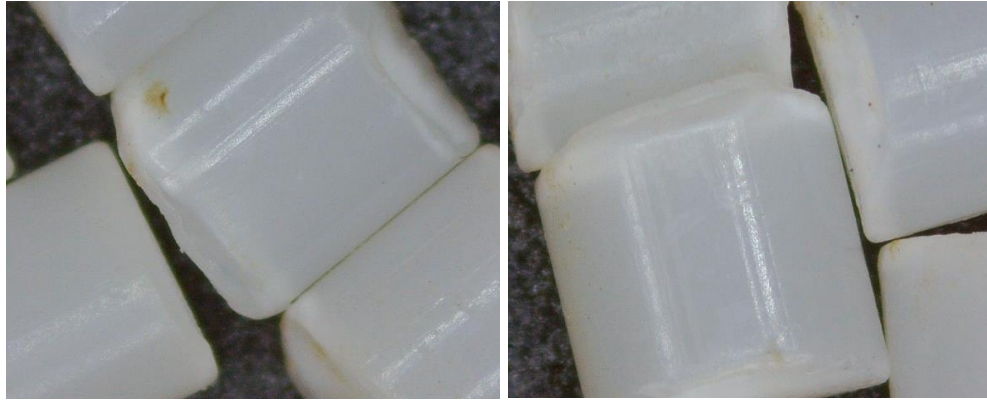


3.16 pav. Tyrimo 15 dieną nustatyti mikroorganizmai a) verpetės b) ropojantys blakstienotieji c) diskoidinės amebos d) prisitvirtinę blakstienotieji e) prisitvirtinę ir atsiskyrę blakstienotieji f) prisitvirtinusių blakstienotųjų kotai

Mikroskopiniam tyrimui mėginiai buvo paimti iš kiekvieno reaktoriaus. Atlikus tyrimą 6 ir 9 dienomis, kiekviename reaktoriuje (R1 – R5) buvo nustatyti tie patys pirmuonys, aiškaus mikroorganizmų skirtumo nebuvo pastebėta. Tačiau 15 dieną R1 reaktoriaus veikliojo dumblo mėginyje buvo nustatytas didesnis kiekis prisitvirtinusių blakstienotųjų ir atsiskyrusių jų „galvų“ bei diskoidinių amebų nei R2 – R5 mėginiuose, taip pat buvo pastebėta mažiau ropojančių blakstienotųjų. Remiantis šiais ir literatūros duomenimis [70] galima teigti, kad ilgesnio nuotekų valymo veikimo periode R1 reaktoriuje veikliojo dumblo amžius yra didesnis, nei R2 – R5 reaktoriuose.

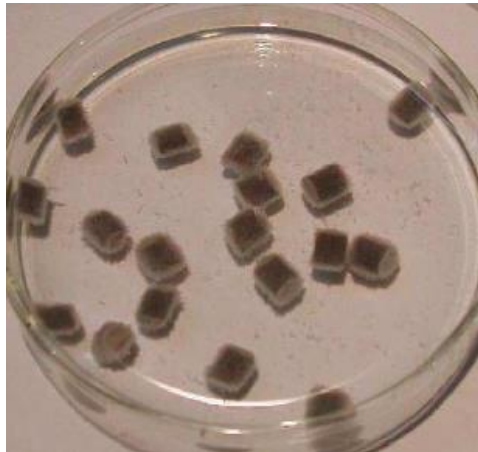
3.5. Bioplėvelės augimas

Kiekvieno tyrimų etapo metu, pasibaigus tyrimo periodui, iš reaktorių buvo išimtos įkrovos ir nustatyta, kad ant grūdelių nesudarė aiškus bioplėvelės sluoksnis. Mikroskopu stebint grūdelių paviršių, galima pamatyti bioplėvelės užuomazgų didesniuose grioveliuose (3.17 pav.). Remiantis moksline literatūra galima teigti, kad ant įkrovos paviršiaus prisitvirtinę mikroorganizmai vis atsiskiria į suspensiją ir bioplėvelės formavimosi procesui reikia ilgesnio periodo augimo, kad prisitvirtinę mikroorganizmai ir bakterijos sudarytų storesnę ir stabilesnę bioplėvelę, kuri, dėl ją veikiančių išorinių jėgų, neatsiskirtų nuo paviršiaus [51].



3.17 pav. Tyrimo metu susidaręs nedidelis bioplėvelės sluoksnis ant naudojamos įkrovos paviršiaus

Atlikti moksliniai tyrimai parodė, kad naudojant porėtą įkrovą ar įkrovą su vidinėmis briaunomis ir dideliu paviršiaus plotu, bioplėvelei susiformuoti prireikia vidutiniškai 10–15 dienų [32], tačiau naudojant pilnavidurius cilindrinus grūdelius, bioplėvelei susiformuoti reikia daug daugiau laiko. Mokslininkai atliko tyrimą, kurio metu naudojo plastikinius, cilindro formos grūdelius, ant kurių paviršiaus susiformavo stabili bioplėvelė, tačiau šio tyrimo trukmė buvo 60 d. (3.18 pav.) [51].



3.18 pav. Mokslininkų atlikto tyrimo metu ant įkrovos užaugusi bioplėvelė [51]

Nustatant įkrovos paviršiaus modifikacijos įtaką bioplėvelei rekomenduojama tyrimą atlikti ilgesnį laiką – ne mažiau kaip 30 d.

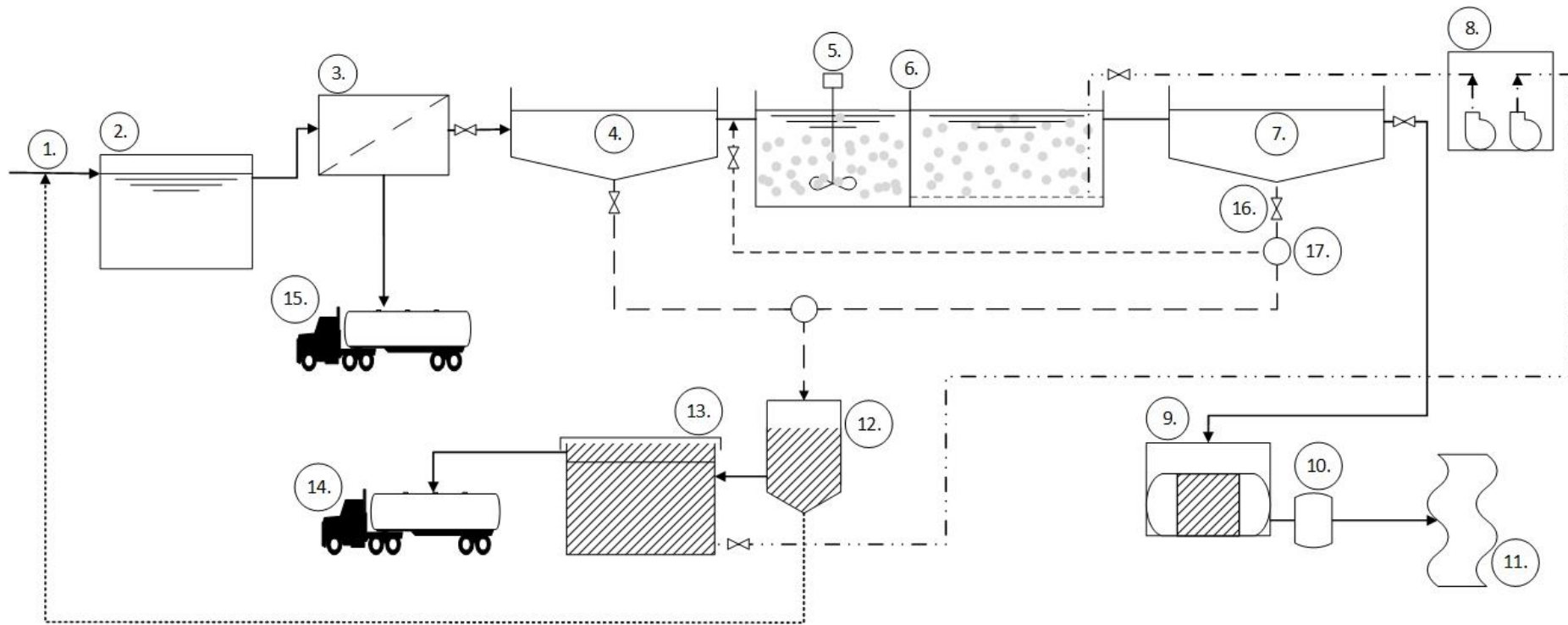
4. Rekomendacijų dalis

Pramoninių nuotekų valymo, pasirinkus JSBR antrinio (biologinio) valymo įrenginį, technologinė schema (4.1 pav.).

Pramoninės nuotekos (1) vamzdžiais patenka į siurblinę (2), iš kurios toliau patenka į parengiamąjį valymui įrenginį (3). Čia esančios grotos sulaiko stambias atitekančias atliekas, smėliagaudėse nusodinamas smėlis. Surinktos stambios atliekos yra išvežamos (15) į sąvartyną. Paruoštos nuotekos toliau patenka į pirminį nusodintuvą (4), kur vykdomas pirminis (mechaninis) nuotekų valymas, nusėdęs pirminis dumblas siurbliais (17) šalinamas į dumblo tankintuvą (12). Po pirminio valymo nuotekos patenka į antrinio (biologinio) valymo įrenginį (6). Pirmoje JSBR reaktoriaus kameroje yra palaikomos anaerobinės sąlygos – lėtai maišykle (5) yra maišomos nuotekos, įkrova ir iš antrinio nusodintuvo (7) atitekančias cirkuliacinis veiklusis dumblas. Sekančioje JSBR kameroje yra palaikomos aerobinės sąlygos – orapūtėmis (8) yra tiekiamas oras, kuris palaiko įkrovos ir veikliojo dumblo cirkuliaciją. Toliau iš antrinio valymo nuotekos patenka į antrinį nusodintuvą (7), kuriame yra sulaikomas, kartu su nuotekomis ištekantis, suspenduotas veiklusis dumblas. Dalis sutankėjusio dumblo siurbliais yra grąžinama į antrinio valymo reaktorių, perteklinis dumblas šalinamas į tankintuvą. Iš antrinio nusodintuvo išvalytos nuotekos yra dezinfekuojamos (9), paimami mėginiai (10) tyrimams ir kokybės kontrolei ir išleidžiamos į artimiausią gamtinį vandens telkinį (11). Nuotekų valymo metu susidaręs perteklinis veiklusis dumblas siurbliais patenka į tankintuvą, kur yra padidinama jo koncentracija ir sumažinamas jo tūris. Paruoštas dumblas yra sandėliuojamas kameroje (13) ir vėliau išvežamas į dumblo panaudojimo ūkį (14).

Apskaičiuotas teorinis antrinio (biologinio) valymo įrenginio tūris: a) suspenduotos biomasės augimo reaktoriaus; b) judančio sluoksnio bioplėvelės reaktoriaus. Priimta, kad atitekančių valomų nuotekų paros debitas – 2000 m³, o vidutinė BDS reikšmė – 800 mg/l. Priėmus, kad suspenduotos biomasės augimo reaktoriaus veikliojo dumblo apkrova – 100 mgBDS/(gVDSM·d) ir veikliojo dumblo koncentracija – 2,5 g/l, apskaičiuotas reikiamas reaktoriaus tūris yra 6400 m³. Remiantis tyrimo metu gautais duomenimis, įvertinama, kad JSBR veikia 50 % efektyviau nei suspenduoto veikimo reaktorius, todėl priėmus, kad reaktoriaus veikliojo dumblo apkrova – 150 mgBDS/(gVDSM·d) ir veikliojo dumblo koncentracija – 3 g/l, apskaičiuotas reikiamas reaktoriaus tūris yra 3540 m³. Taigi, nuotekų valymui pasirinkto JSBR įrenginio tūris yra 44,7 % mažesnis nei suspenduoto augimo reaktoriaus tūris, todėl įdiegiant JSBR sistemą nereikia plėsti valyklos teritorijos ploto.

4.1. Technologinė schema



SUTARTINIS LINIJŲ ŽYMĖJIMAS

	Pagrindinis valomų nuotekų srautas
	Orapūčių tiekiamas oras
	Iš tankintuvo ištekantis dumblo vanduo
	Grąžinamas perteklinis veiklusis dumblas
	Perteklinio dumblo šalinimas

4.1 pav. Pramoninių nuotekų valyklos technologinė schema

Lentelėje pateikiamas technologinės schemos įrenginių sąrašas (4.1 lentelė).

4.1 lentelė. Nuotekų valyklos technologinės schemos eksplikacija

Nr.	Pavadinimas
1.	Atitekančios nuotekos
2.	Nuotekų siurblinė
3.	Parengtinio valymo įrenginiai, grotos, smėliagaudė
4.	Pirminis nusodintuvas
5.	Maišyklė
6.	Judančio sluoksnio bioplėvelės reaktorius
7.	Antrinis nusodintuvas
8.	Orapūtės
9.	Nuotekų dezinfekavimas
10.	Mėginių paėmimas
11.	Priimtuvas – gamtinis vandens telkinys
12.	Dumblo tankintuvas
13.	Dumblo sandėliavimo kamera
14.	Dumblo išvežimas
15.	Stambių atliekų išvežimas į sąvartynus
16.	Sklendės
17.	SiurbLIAI

Išvados

1. Ląstelių sukibimas su abiotiniu paviršiumi priklauso nuo hidrofobinės sąveikos, įkrovos paviršiaus šiurkštumo, paviršiaus fizikinių ir cheminių savybių. Trumpo periodo augime medžiagos paviršiaus šiurkštumas ir mikroįbrėžimai turi teigiamą poveikį bioplėvelės sukibimui ir augimui.
2. Galimos įkrovos modifikacijos: paviršiaus ploto didinimas pridėjus papildomų briaunų ar padidinus poringumą, skirtingomis savybėmis pasižyminčių medžiagų sujungimas, mechaninis (abrazyvinis) paviršiaus dilimas.
3. Įkrovos paviršiaus modifikacijos patvirtintos stebint paviršių mikroskopu. Ozonu modifikuotas paviršius turi daugiau nelygumų, įbrėžimų ir matinių sričių, modifikuotas smėliu (4 val.) prarado blizgumą, atsirado daugiau mikroįbrėžimų ir modifikuotas smėliu (24 val.) pasižymėjo mažiausiu paviršiaus blizgumu ir tankesniu subraižymu. BET metodu nustatytas smėliu (24 val.) modifikuotų grūdelių savitasis paviršiaus plotas – 0,09 m²/g.
4. Iš visų JSBR reaktoriuje R5 išmatuota didžiausia veikliojo dumblo koncentracija, didžiausias oksidacijos ir redukcijos potencialas, mažiausias dumblo indeksas bei valytame vandenyje nustatyta mažiausia bendrosios organinės anglies koncentracija.
5. Esant įrenginių našumui 2000 m³/d, suspenduoto veikliojo dumblo reaktoriaus naudingas tūris yra 6400 m³, o JSBR 44 % mažesnis – 3540 m³.

Literatūros sąrašas

- 1 SCHWARZENBACH, R. P., T. EGLI, T. B. HOFSTETTER, U. von GUNTEN and B. WEHRLI. Global Water Pollution and Human Health. *Annual Review of Environment and Resources* [interaktyvus]. 2010, 35, 109–36 [žiūrėta 2020-03-25]. Prieiga per: doi:[10.1146/annurev-environ-100809-125342](https://doi.org/10.1146/annurev-environ-100809-125342).
- 2 MAO, Y., X. QUAN, Y. ZHANG, S. CHEN, T. LIU and W. QUAN. Accelerated startup of moving bed biofilm process with novel electrophilic suspended biofilm carriers. *Chemical Engineering Journal* [interaktyvus]. 2017, 315, 364–372 [žiūrėta 2019-05-01]. Prieiga per: doi:[10.1016/j.cej.2017.01.041](https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.01.041).
- 3 CHEN, S., X. CHENG, X. ZHAND and D. SUN. Influence of surface modification of polyethylene biocarriers on biofilm properties and wastewater treatment efficiency in moving-bed biofilm reactors. *Water Science and Technology* [interaktyvus]. 2012, 65 (6), 1021–1026 [žiūrėta 2020-01-22]. Prieiga per: doi:[10.2166/wst.2012.915](https://doi.org/10.2166/wst.2012.915).
- 4 SAMER, Mohamed. Biological and Chemical Wastewater Treatment Processes. *Wastewater Treatment Engineering* [interaktyvus]. 2015, Chapter 1 [žiūrėta 2020-04-18]. ISBN: 9789535121794. Prieiga per: IntechOpen.
- 5 Jr. LESLIE, GRADY, C.P. et al. *Biological Wastewater Treatment* [interaktyvus]. 3rd ed. London IWA Publishing, 2011 [žiūrėta 2020-03-23]. ISBN 9781843393429.
- 6 ZHANG, H. L., W. FANG, Y. P. WANG, G. P. SHENG, R. J. ZENG, W. W. LI and H. Q. YU. Phosphorus Removal in an Enhanced Biological Phosphorus Removal Process: Roles of Extracellular Polymeric Substances. *Environmental Science and Technology* [interaktyvus]. 2013, 47, 11482–11489 [žiūrėta 2019-03-23]. Prieiga per: doi:[10.1021/es403227p](https://doi.org/10.1021/es403227p).
- 7 van HAANDEL, Andrianys and van der LUBBE, Jeroen. *Handbook of Biological Wastewater Treatment: Design and Optimisation of Activated Sludge Systems* [interaktyvus]. 2nd ed. London: IWA Publishing, 2012 [žiūrėta 2020-03-23]. ISBN 9781780400006.
- 8 FU, B., X. LIAO, L. DING and H. REN. Characterization of microbial community in an aerobic moving bed biofilm reactor applied for simultaneous nitrification and denitrification. *World Journal of Microbiology & Biotechnology* [interaktyvus]. 2010, 26, 1981–1990 [žiūrėta 2020-03-23]. Prieiga per: doi:[10.1007/s11274-010-0382-y](https://doi.org/10.1007/s11274-010-0382-y).
- 9 LUNBERG, J. O., E. WEITZBERG, J. A. COLE and N. BENJAMIN. Nitrate, bacteria and human health. *Nature Reviews Microbiology* [interaktyvus]. 2004, 2, 593–602 [žiūrėta 2020-03-23]. Prieiga per: doi:[10.1038/nrmicro929](https://doi.org/10.1038/nrmicro929).
- 10 ABDELGADIR, A., X. CHEN, J. LIU, X. XIE, J. ZHANG, K. ZHANG, H. WENG and N. LIU. Characteristics, Process Parameters, and Inner Components of Anaerobic Bioreactors. *BioMed Research International* [interaktyvus]. 2014, 10 [žiūrėta 2020-03-30]. Prieiga per: doi:[10.1155/2014/841573](https://doi.org/10.1155/2014/841573).
- 11 The Wisconsin Department of Natural Resources. *Advanced Activated Sludge Study Guide. Operator Certification Program* [interaktyvus]. Madison, Wisconsin, 2010 [žiūrėta 2020-01-19]. Prieiga per: <https://dnr.wi.gov>
- 12 UAB "Kauno vandenys" [interaktyvus]. *Nuotekų valymas* [žiūrėta 2020-02-10]. Prieiga per: <https://www.kaunovandenys.lt>
- 13 PEDRAZZANI, R., L. MENONI, S. NEBRINI, L. MANILI and G. BERTANZA. Suitability of Sludge Biotic Index (SBI), Sludge Index (SI) and filamentous bacteria analysis for assessing activated sludge process performance: the case of piggery slaughterhouse

- wastewater. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology* [interaktyvus]. 2016, 43, 953–964 [žiūrėta 2020-01-22]. Prieiga per: doi:[10.1007/s10295-016-1767-1](https://doi.org/10.1007/s10295-016-1767-1).
- 14 AMANATIDOU, E., G. SAMIOTIS, E. TRIKOILIDOU, G. PEKRIDIS and N. TAOUSANIDIS. Evaluating sedimentation problems in activated sludge treatment plants operating at complete sludge retention time. *Water Research* [interaktyvus]. 2015, 69, 20–29 [žiūrėta 2020-03-24]. Prieiga per: doi:[10.1016/j.watres.2014.10.061](https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.10.061).
 - 15 MOTA, Pedro. *Operator Guide to Sequential Batch Reactors, Training. Doha South Sewage Treatment Works*. [interaktyvus]. Xylem Water Solutions, 2016 [žiūrėta 2020-01-19]. Prieiga per: <https://www.slideshare.net/parm2010/training-62172446>
 - 16 CZAPLUK, B., R. RUTKOWSKI and J. RYBAK. Microfauna composition of activated sludge in domestic and industrial sewage activated sludge systems. *Environment Protection Engineering* [interaktyvus]. 2018, 44 (1) [žiūrėta 2020-01-20]. Prieiga per: doi:[10.5277/epe180112](https://doi.org/10.5277/epe180112).
 - 17 *Crawling Ciliates* [interaktyvus]. 2020 [žiūrėta 2020-03-26]. Prieiga per: https://www.micropia.nl/en/discover/microbiology/Ciliates_en/
 - 18 *Free Swimming Ciliates* [interaktyvus]. 2013 [žiūrėta 2020-03-26]. Prieiga per: <http://www.microhunter.com/forum/photographs-and-videos/ciliates-1/>
 - 19 *Stalked Ciliates* [interaktyvus]. Fotografías del V Concurso Fotográfico, 2012 [žiūrėta 2020-03-26]. Prieiga per: <https://www.flickr.com/photos/concursogbs/6886497864>
 - 20 *Flagellate* [interaktyvus]. Michael R. Clapp, 2007 [žiūrėta 2020-03-26]. Prieiga per: https://nwnature.net/micro_org/index.htm#resources
 - 21 *Rotifer* [interaktyvus]. Michael R. Clapp, 2007 [žiūrėta 2020-03-26]. Prieiga per: https://nwnature.net/micro_org/index.htm#resources
 - 22 *Suctorian Acineta* [interaktyvus]. Micrographia, 2003 [žiūrėta 2020-03-26]. Prieiga per: <http://www.micrographia.com/specbiol/protis/cili/suct0100/acinet00.htm>
 - 23 *Unicellular Amoeba* [interaktyvus]. Dimarion, 2020 [žiūrėta 2020-03-26]. Prieiga per: <https://www.shutterstock.com/video/clip-5696186-unicellular-amoeba-motion-under-microscope-600x>
 - 24 *Amoeba Discoides* [interaktyvus]. Plum Creek Water Reclamation Authority, 2020 [žiūrėta 2020-03-26]. Prieiga per: https://www.pcwracolorado.org/about_us/microorganism/index.php
 - 25 *Water Bears* [interaktyvus]. Plum Creek Water Reclamation Authority, 2020 [žiūrėta 2020-03-26]. Prieiga per: https://www.pcwracolorado.org/about_us/microorganism/index.php
 - 26 SOWINSKA, A. and M. MAKOWSKA. Suspended and immobilized biomass in individual wastewater treatment systems SBR and SBBR. *Desalination and Water Treatment* [interaktyvus]. 2016, 57 (50), 23610–23621 [žiūrėta 2020-01-22]. Prieiga per: doi:[10.1080/19443994.2016.1140077](https://doi.org/10.1080/19443994.2016.1140077).
 - 27 IBARBALZ, M. F., E. L. M. FIGUEROLA and L. ERIJMAN. Industrial activated sludge exhibit unique bacterial community composition at high taxonomic ranks. *Water Research* [interaktyvus]. 2013, 47, 3854–3864 [žiūrėta 2020-01-22]. Prieiga per: doi:[10.1016/j.watres.2013.04.010](https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.04.010).
 - 28 MESQUITA, D. P., A. L. AMARAL and E. C. FERREIRA. Identifying different types of bulking in an activated sludge system through quantitative image analysis. *Chemosphere* [interaktyvus]. 2011, 85, 643–652 [žiūrėta 2020-01-22]. Prieiga per: doi:[10.1016/j.chemosphere.2011.07.012](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.07.012).

- 29 von SPERLING, M. *Biological Wastewater Treatment Series, vol 5. Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors* [interaktyvus]. London: IWA Publishing, 2007 [žiūrėta 2020-01-22]. ISBN 9781843391654.
- 30 RUSTEN, B., B. EIKEBROKK, Y. ULGENES and E. LYGREN. Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aquacultural Engineering* [interaktyvus]. 2006, 34, 322–331 [žiūrėta 2020-04-19]. Prieiga per: doi:[10.1016/j.aquaeng.2005.04.002](https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.04.002).
- 31 SIDEK, M. L. et al. Experimental Comparison between Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) and Conventional Activated Sludge (CAS) for River Purification Treatment Plant. *Advanced Materials Research* [interaktyvus]. 2015, 1113, 806–811 [žiūrėta 2020-04-19]. Prieiga per: doi:[10.4028/www.scientific.net/AMR.1113.806](https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.1113.806).
- 32 SARJIT, A., S. M. TAN and G. A. DYKES. Surface modification of materials to encourage beneficial biofilm formation. *AIMS Bioengineering* [interaktyvus]. 2015, 2 (4), 404–422 [žiūrėta 2020-01-28]. Prieiga per: doi:[10.3934/bioeng.2015.4.404](https://doi.org/10.3934/bioeng.2015.4.404).
- 33 XIAO, Y. and F. ZHAO. Electrochemical roles of extracellular polymeric substances in biofilms. *Current Opinion in Electrochemistry* [interaktyvus]. 2017, 4, 206–211 [žiūrėta 2020-02-10]. Prieiga per: doi:[10.1016/j.coelec.2017.09.016](https://doi.org/10.1016/j.coelec.2017.09.016).
- 34 HARIMAWAN, A. and Y. P. TING. Investigation of extracellular polymeric substances (EPS) properties of *P. aeruginosa* and *B. subtilis* and their role in bacterial adhesion. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces* [interaktyvus]. 2016, 146, 459–467 [žiūrėta 2020-02-10]. Prieiga per: doi:[10.1016/j.colsurfb.2016.06.039](https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2016.06.039).
- 35 SCHNURR, J. P. and D. G. ALLEN. Factors affecting algae biofilm growth and lipid production: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* [interaktyvus]. 2015, 52, 418–429 [žiūrėta 2020-02-10]. Prieiga per: doi:[10.1016/j.rser.2015.07.090](https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.090).
- 36 ZHANG, R., L. WANG, P. CHEN and Y. PU. Shifts in microbial community structure and diversity in a novel waterfall biofilm reactor combined with MBBR under light and dark conditions. *RSC Advances* [interaktyvus]. 2018, 8 (65), 37462–37471 [žiūrėta 2020-04-02]. Prieiga per: doi:[10.1039/C8RA07039C](https://doi.org/10.1039/C8RA07039C).
- 37 van DIERDONCK, J., R. van den BROECK, A. VANSANT, J. van IMPE and I. SMETS. Microscopic Image Analysis versus Sludge Volume Index to Monitor Activated Sludge Bioflocculation: A Case Study. *Separation Science and Technology* [interaktyvus]. 2013, 48, 1433–1441 [žiūrėta 2020-04-18]. Prieiga per: doi:[10.1080/01496395.2013.767836](https://doi.org/10.1080/01496395.2013.767836).
- 38 LI, X. Y. and S. F. YANG. Influence of loosely bound extracellular polymeric substances (EPS) on the flocculation, sedimentation and dewaterability of activated sludge. *Water Research* [interaktyvus]. 2007, 41, 1022–1030 [žiūrėta 2020-04-18]. Prieiga per: doi:[10.1016/j.watres.2006.06.037](https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.06.037).
- 39 SHENG, G. P., H. Q. YU and W. Y. LI. Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: A review. *Biotechnology Advances* [interaktyvus]. 2010, 28, 882–894 [žiūrėta 2020-04-19]. Prieiga per: doi:[10.1016/j.biotechadv.2010.08.001](https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2010.08.001).
- 40 HU, J., H. REN, K. XU, J. GENG, L. DING, X. YAN and K. LI. Effect of carriers on sludge characteristics and mitigation of membrane fouling in attached-growth membrane bioreactor. *Bioresource Technology* [interaktyvus]. 2012, 122, 35–4 [žiūrėta 2020-04-19]. Prieiga per: doi:[10.1016/j.biortech.2012.05.029](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.05.029).
- 41 YUAN, Y. and R. R. FARNOOD. Strength and breakage of activated sludge flocs. *Powder Technology* [interaktyvus]. 2010, 199, 111–119 [žiūrėta 2020-04-19]. Prieiga per:

- doi:[10.1016/j.powtec.2009.11.021](https://doi.org/10.1016/j.powtec.2009.11.021).
- 42 "Nacionalinis mokymų centras". *Ligandas* [interaktyvus]. Vilnius, 2015 [žiūrėta 2020-02-09]. Prieiga per: <https://www.ligos.lt/terminai/ligandas/1544/>
- 43 MONROE, D. Looking for Chinks in the Armor of Bacterial Biofilms. *PLOS Biology* [interaktyvus]. 2007, 5 (11), 307 [žiūrėta 2020-04-02]. Prieiga per: doi:[10.1371/journal.pbio.0050307](https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0050307).
- 44 LACKNER, S., M. HOLMBERG, A. TERADA, P. KINGSHOTT and B.F. SMETS. Enhancing the formation and shear resistance of nitrifying biofilms on membranes by surface modification. *Water Research* [interaktyvus]. 2009, 43, 3469–3478 [žiūrėta 2020-01-30]. Prieiga per: doi:[10.1016/j.watres.2009.05.011](https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.05.011).
- 45 SATHANANTHAN, S., S. N. GENIN, J.S. AITCHISON and D. G. ALLEN. Micro-structured surfaces for algal biofilm growth. *Micro/nano materials, devices, and systems* [interaktyvus]. 2013, 892350 [žiūrėta 2020-01-30]. Prieiga per: doi:[10.1117/12.2033794](https://doi.org/10.1117/12.2033794).
- 46 GEIGER, I. M. and B. RAUCH. Diffusion depth: a crucial factor for MBBR carrier. *Filtration + Separation* [interaktyvus]. 2017, 54 (1), 30–32 [žiūrėta 2020-01-28]. Prieiga per: doi:[10.1016/S0015-1882\(17\)30035-6](https://doi.org/10.1016/S0015-1882(17)30035-6).
- 47 ODEGAARD, H., B. GISVOLD and J. STRICKLAND. The influence of carrier size and shape in the moving bed biofilm process. *Water Science and Technology* [interaktyvus]. 2000, 41 (4–5), 383–391 [žiūrėta 2020-01-28]. Prieiga per: doi:[10.2166/wst.2000.0470](https://doi.org/10.2166/wst.2000.0470).
- 48 DONG, Z., M. LU, W. HUANG and X. XU. Treatment of oilfield wastewater in moving bed biofilm reactors using a novel suspended ceramic biocarrier. *Journal of Hazardous Materials* [interaktyvus]. 2011, 196, 123–130 [žiūrėta 2020-01-28]. Prieiga per: doi:[10.1016/j.jhazmat.2011.09.001](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.09.001).
- 49 SONWANI, R. K., G. SWAIN, B. S. GIRI and R. S. SINGH. A novel comparative study of modified carriers in moving bed biofilm reactor for the treatment of wastewater: Process optimization and kinetic study. *Bioresource Technology* [interaktyvus]. 2019, 281, 335–342 [žiūrėta 2020-01-30]. Prieiga per: doi:[10.1016/j.biortech.2019.02.121](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.02.121).
- 50 BARWAL, A. and R. CHAUDHARY. Impact of carrier filling ratio on oxygen uptake and transfer rate, volumetric oxygen transfer coefficient and energy saving potential in a lab-scale MBBR. *Journal of Water Process Engineering* [interaktyvus]. 2015, 8, 202–208 [žiūrėta 2020-04-05]. Prieiga per: doi:[10.1016/j.jwpe.2015.10.008](https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2015.10.008).
- 51 WANG, R. C., X. H. WEN and Y. QIAN. Influence of carrier concentration on the performance and microbial characteristics of a suspended carrier biofilm reactor. *Process Biochemistry* [interaktyvus]. 2005, 40, 2992–3001 [žiūrėta 2020-04-10]. Prieiga per: doi:[10.1016/j.procbio.2005.02.024](https://doi.org/10.1016/j.procbio.2005.02.024).
- 52 ROGERS, T. *Everything You Need to Know About ABS Plastic* [interaktyvus]. Creative Mechanisms, 2015 [žiūrėta 2020-04-09]. Prieiga per: <https://www.creativemechanisms.com/blog/everything-you-need-to-know-about-abs-plastic>
- 53 STREPHONSAYS. *Skirtumas tarp nitrilo ir latekso* [interaktyvus]. 2020 [žiūrėta 2020-04-09]. Prieiga per: <https://bg.strephonsays.com/difference-between-nitrile-and-latex>.
- 54 NADERI, Majid. Surface Area: Brunauer–Emmett–Teller (BET). *Progress in Filtration and Separation* [interaktyvus]. 2015, 585–608 [žiūrėta 2020-05-15]. Prieiga per: doi:[10.1016/B978-0-12-384746-1.00014-8](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384746-1.00014-8).
- 55 YUAN, Q., H. WANG, Q. HANG, Y. DENG, K. LIU, C. LI, S. ZHENG. Comparison of the MBBR denitrification carriers for advanced nitrogen removal of wastewater treatment plant

- effluent. *Environmental Science and Pollution Research* [interaktyvus]. 2015, 22, 13970–13979 [žiūrėta 2020-04-09]. Prieiga per: doi:[10.1007/s11356-015-4546-z](https://doi.org/10.1007/s11356-015-4546-z).
- 56 ZINATIZADEHA, A. A. L. AND E. GHAYTOOLI. Simultaneous nitrogen and carbon removal from wastewater at different operating conditions in a moving bed biofilm reactor (MBBR): Process modeling and optimization. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers* [interaktyvus]. 2015, 53, 98–111 [žiūrėta 2020-03-28]. Prieiga per: doi:[10.1016/j.jtice.2015.02.034](https://doi.org/10.1016/j.jtice.2015.02.034).
- 57 ABROMAITIS, V., V. RACYS, P van der MAREL, R. J. W. MEULEPAS. Biodegradation of persistent organics can overcome adsorption – desorption hysteresis in biological activated carbon systems. *Chemosphere* [interaktyvus]. 2016, 149, 183–189 [žiūrėta 2020-01-23]. Prieiga per: doi:[10.1016/j.chemosphere.2016.01.085](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.01.085).
- 58 SETSHEDI, M., J. R. WANDS and S. M. de la MONTE. Acetaldehyde adducts in alcoholic liver disease. *Oxidative Medicine and Cellular Longevity* [interaktyvus]. 2010, 3 (3), 178–185 [žiūrėta 2020-04-09]. Prieiga per: doi:[10.4161/oxim.3.3.12288](https://doi.org/10.4161/oxim.3.3.12288).
- 59 XYLEM Inc. *ORP / Redox* [interaktyvus]. 2020 [žiūrėta 2020-04-09]. Prieiga per: <https://www.yxi.com/parameters/orp-redox>
- 60 ČERČIKIENĖ, Irena, J. JURKEVIČIŪTĖ ir D. ŽIDONYTĖ. Kas yra *ORP* ir kodėl verta apie jį žinoti. *Gamtamokslinis ugdymas* [interaktyvus]. 2014, 1 (39), 32–38 [žiūrėta 2020-04-09]. ISSN 1648-939X.
- 61 Lab Exercise 6: Wastewater [interaktyvus]. CEE 370 lab., 2010 [žiūrėta 2020-01-23]. Prieiga per: <http://www.ecs.umass.edu/>
- 62 DAUKNYS, Regimantas. *Nuotekų valymas: laboratorinių darbų metodikos nurodymai*. Vilnius: Technika, 2006. ISBN 9955280034.
- 63 *Optika B-500 microscope* [interaktyvus]. Optics-Pro, 2020 [žiūrėta 2020-04-14]. Prieiga per: <https://www.optics-pro.com/>
- 64 *TOC – L analyzers* [interaktyvus]. Shimadzu corporation, 2020 [žiūrėta 2020-04-14]. Prieiga per: <https://www.shimadzu.com/an/toc/lab/toc-l.html>
- 65 STUBBINS, A. and T. DITTMAR. Low volume quantification of dissolved organic carbon and dissolved nitrogen. *Limnology and Oceanography: Methods* [interaktyvus]. 2012, 10, 347–352 [žiūrėta 2020-04-09]. Prieiga per: doi:[10.4319/lom.2012.10.347](https://doi.org/10.4319/lom.2012.10.347).
- 66 TRYGAR, Ron. Process control using Sludge Volume Index (SVI) [interaktyvus]. 2013 [žiūrėta 2020-04-09]. Prieiga per: https://www.tpomag.com/online_exclusives/2013/04/process_control_using_sludge_volume_index_svi
- 67 WasteWater System. Industrial Wastewater Treatment System. *Correlation between Sludge Volume Index (SVI) and Mixed Liquor Suspended Solids (MLSS)* [interaktyvus]. 2017 [žiūrėta 2020-04-08]. Prieiga per: <http://www.wastewatersystem.net/2010/10/correlation-between-sludge-volume-index.html>
- 68 MATUZEVIČIUS, Algirdas Bronislovas. Rekomendacijos biologinio valymo įrenginiams projektuoti. Vilnius, 2000
- 69 FERNANDEZ – MORALES, F. J, J. VILLASENOR AND D. INFANTES. Modeling and monitoring of the acclimatization of conventional activated sludge to a biohydrogen producing culture by biokinetic control. *International Journal of Hydrogen Energy* [interaktyvus]. 2010, 35, 10927–10933 [žiūrėta 2020-04-09]. Prieiga per: doi:[10.1016/j.ijhydene.2010.07.054](https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2010.07.054).

70 BEGLEY, Bri. *Advanced Wastewater Treatment Course 3201* [interaktyvus]. Tennessee Department of Environment and Conservation, 2020 [žiūrėta 2020-03-28]. Prieiga per: <https://www.tn.gov/>