

VILNIAUS GEDIMINO TECHNIKOS UNIVERSITETAS

Rasa Vaiškūnaitė

**BIOFILTRO SU SUAKTYVINTA PUŠŲ ŽIEVIŲ ĮKROVA
TYRIMAI IR TAIKYMAS ORUI VALYTI**

**Daktaro disertacija
Technologijos mokslai, aplinkos inžinerija ir kraštovarkla (04T)**

Vilnius, 2004

Disertacija rengta 2000 – 2004 metais Vilniaus Gedimino technikos universitete

Mokslinis vadovas:

prof. habil. dr. Pranas Baltrėnas (Vilniaus Gedimino technikos universitetas, technologijos mokslai, aplinkos inžinerija ir kraštotvarka – 04T)

TURINYS

DISERTACIJOJE NAUDOJAMŲ SANTRUMPŲ SĄRAŠAS	5
IVADAS	6
1. BIOLOGINIS ORO VALYMO METODAS IR JO TAIKYMO GALIMYBĖS	12
1. 1. Gyvenamosios ir darbo aplinkos oro tarša Lietuvoje	12
1. 2. Biologinio oro valymo metodo esmė ir jo vertinimas	19
1. 3. Biocheminių procesų kinetika	28
1. 4. Mikrobiologiškai skaidomų teršalų analizė	32
1. 5. Aplinkos veiksnių įtaka oro valymo procesui	40
1. 6. Bioįkrovų charakteristikos ir jų panaudojimas	46
1. 7. Biologinio oro valymo įrenginių klasifikacija, jų ypatumai, taikymas ir moksliniai tyrimai	48
1. 8. Išvados	58
2. FILTRO ĮKROVOS BIOLOGINIO AKTYVUMO TYRIMAI	60
2. 1. Įvadas	60
2. 2. Tyrimų metodika	60
2. 3. Tyrimų rezultatai ir jų analizė	72
2. 4. Išvados	83
3. FILTRO ĮKROVOS PORĖTUMO IR SORBCIJOS TYRIMAI	85
3. 1. Įvadas	85
3. 2. Tyrimų metodika	86
3. 3. Tyrimų rezultatai ir jų analizė	91
3. 4. Išvados	97
4. FILTRO EFEKTYVUMO TYRIMAI	99
4. 1. Įvadas	99
4. 2. Tyrimų metodika	99
4. 3. Tyrimų rezultatų statistinis įvertinimas	107
4. 4. Tyrimų rezultatai ir jų analizė	109
4. 5. Išvados	120
5. FILTRO AERODINAMINIŲ IR BIOFILTRACIJOS PROCESŲ MATEMATINIS MODELIAVIMAS	121

5. 1.	Įvadas	121
5. 2.	Aerodinaminių procesų modeliavimas biofiltre	121
5. 3.	Aerodinaminių procesų tyrimų rezultatai	127
5. 4.	Biofiltracinių procesų modeliavimas biofiltre	131
5. 5.	Biofiltracinių procesų tyrimų rezultatai	135
5. 6.	Išvados	150
6.	SUKURTOS METODIKOS IR ĮRENGINYS	152
6. 1.	Įvadas	152
6. 2.	Filtro įkrovos biologinio aktyvumo tyrimų stendas	152
6. 3.	Filtro įkrovos porėtumo ir sorbcijos savybių tyrimų stendas	154
6. 4.	Sukurtas biofiltras ir jo pagrindinių charakteristikų tyrimai	156
6. 5.	Išvados	162
7.	BENDROSIOS IŠVADOS	163
	LITERATŪRA	165
	PUBLIKACIJOS DISERTACIJOS TEMA	178
	SKAITYTI PRANEŠIMAI	180

DISERTACIJOJE NAUDOJAMŲ SANTRUMPŲ SĄRAŠAS

AB – akcinė bendrovė
AAK – Aplinkos apsaugos katedra
AM – Aplinkos ministerija
ATP – adenosintrifosforo rūgštis
DLK – didžiausia leidžiama koncentracija
DLT – didžiausiai leidžiama tarša
E – oro valymo efektyvumas, %
ES – Europos Sąjunga
g. – gentis (lot. *genus*).
HI – Higienos institutas
HN – higienos norma
IPRV – ilgalaikio poveikio ribinė vertė
Kfv – koloniją formuojantis vienetas
KI – kvapo intensyvumas
KoA – acetilkofermentas A
LAND – Lietuvos aplinkos normatyvinis dokumentas
LOJ – lakusis organinis junginys
LR – Lietuvos respublika
LT – Lietuva
MMT – modifikuota mineralinė terpė
MPA – mėsos peptono agaras
NRV – neviršytina ribinė vertė
pH – rodiklis, nusakantis vandenilio jonų koncentraciją
RNR – ribonukleino rūgštis
S – sorbcija
SA – salyklo agaras
sp. – rūšis (lot. *species*)
TPRV – trumpalaikio poveikio ribinė vertė
VG TU – Vilniaus Gedimino technikos universitetas
VPB – valstybinis patentų biuras

IVADAS

Problema

Viena didžiausių problemų, su kuria pastaruoju metu pasaulyje susiduria išsivysčiusių ir besivystančių šalių pramonė, yra aplinkos oro tarša. Daugelyje pasaulio pramonės šakų – medžio apdirbimo, dažų, lakų, plastmasių, popieriaus-celiuliozės, maisto – naudojama bei į aplinkos orą išsiskiria nemažai lakiųjų organinės prigimties junginių, tokių kaip: butanolis, butilacetatas, etilacetatas, ksilenas ir kt. Dažniausiai šių cheminių medžiagų pavojingumą lemia jų cheminė prigimtis bei didžiausiai leistinos koncentracijos (DLK) viršijimas gyvenamosios ir darbo aplinkos ore. Remiantis Lietuvos respublikos (LR) Aplinkos ministerijos (AM) 2003 m. statistiniais duomenimis, iš įvairių pramonės įmonių (AB „Klaipėdos baldai“, AB „Mažeikių nafta“, AB „Naftos terminalas“ ir kt.) per metus išsiskiria: butilacetato iki 230 t, etilacetato – 63 t, butanolio – 123 t, ksileno – 412 t, tolueno – 276 t ir kt.

Lakiesiems organiniams junginiams (LOJ) nukenksminti gali būti taikomi įvairūs oro valymo metodai: absorbcija, adsorbcija, terminė ir katalizinė oksidacija ir kt. Kiekvienas jų turi privalumų ir trūkumų. Atrodytų, orą valyti nuo LOJ, taikant adsorbcinį oro valymą, būtų efektyvu, tačiau pastarojo oro valymo metu reikalinga dažna, brangiai kainuojanti teršalų rekuperacija bei adsorbcinio sluoksnio regeneracija. Analogiškai atrodytų aktualu bei efektyvu taikyti absorbcinį bei chemisorbcinį oro valymo metodus, tačiau juos pritaikius susidaro nemaži, kenksmingais teršalais užteršti, nuotekų kiekiai. LOJ nukenksminti gali būti taikomas ir oksidacinis oro valymo metodas, kurio metu organiniai teršalai virsta mažiau ar visiškai nekenksmingais junginiais. Tačiau taikyti šį metodą yra neekonomiška, kadangi jo metu katalizatoriais naudojami brangieji metalai, be to organiniai teršalai oksiduojasi tik labai aukštoje (500 °C) temperatūroje, išmetamose dujose susidaro antriniai teršalai (t.y. skilimo produktai), kurie inhibuoja tolesnę valomų teršalų oksidaciją ir pan.

Dėl šių priežasčių aptartų metodų taikymas orui valyti nuo LOJ yra neperspektyvus.

Darbo aktualumas

Pasaulyje šalia tradicinių oro valymo metodų, kultivuojant tam tikras mikroorganizmų kultūras, taikomos naujesnės, pigesnės, efektyvesnės, atliekų nesudarančios biologinio oro valymo technologijos. Šio metodo pagrindu kuriami nesudėtingi bei kompaktiški oro valymo įrenginiai, kuriuose kaip įkrova gali būti naudojamos nebrangios, įvairių gamybos procesų metu susidariusios atliekos – medžių žievės, maldai, šiaudai, aktyvusis dumblas ir kt. Panaudotą filtrų įkrovą (iš medžio žievių, maldų ir kt.) galima naudoti kaip trąšą.

Biologinio oro valymo technologijos, valant orą nuo LOJ, pasaulyje plačiau pradėtos taikyti daugiau kaip prieš penkis dešimtmečius. Jos buvo naudojamos įvairiose šalyse, pradėtos įgyvendinti bei labiausiai kultivuotos Vokietijoje, Danijoje, taip pat taikytos JAV, Olandijoje, Austrijoje, Prancūzijoje, Švedijoje, Lenkijoje ir kt.

Iki šiol Lietuvoje nebuvo skiriamas ypatingas dėmesys biologinio oro valymo metodo moksliniams tyrimams, nebuvo šio metodo pagrindu kuriami, gaminami, diegiami ir taikomi įrenginiai pramonės įmonėse, kurios aplinkos orą teršia įvairiais organiniais teršalais. Remiantis statistiniais duomenimis, Lietuvoje yra žinoma vienintelė įmonė AB „Klaipėdos baldai“, kurioje, orui valyti nuo formaldehido, naudojamas biofiltras su šiaudų įkrova. Siekiant užpildyti šią nišą bei suintensyvinti ekologiškų biotechnologijų vystymąsi Lietuvoje, Vilniaus Gedimino technikos universiteto (VGTU) Aplinkos apsaugos katedroje (AAK) sukurtas biofiltras, kuriame taikant suaktyvintą pušų žievių įkrovą, atlikti biologinio oro valymo procesų tyrimai.

Biofiltro suaktyvintoje pušų žievių įkrovoje kultivuojamos savaiminės mikroorganizmų asociacijos. Biologiškai suaktyvinta pušų žievė pasižymi geromis sorbcinėmis savybėmis, nes terpė, kaip porėta medžiaga, sulaiko per filtrą leidžiamus teršalus, kuriuos vėliau suskaido ten gyvenantys mikroorganizmai, naudojantys organinius junginius kaip anglies ir energijos šaltinį.

Šiuo valymo metodu introdukuoti į filtro pušų žievių įkrovą tam tikras, teršalus oksiduojančias, grynas mikroorganizmų kultūras yra brangu. Tačiau, kai įrenginio bioterpėje kultivuojamos savaiminių mikroorganizmų asociacijos, taikyti biologinį oro

valymo metodą perspektyvu. Be to, priklausomai nuo filtro eksploatavimo trukmės, jo priežiūros, valomo oro kiekio, per įrenginį leidžiamų teršalų prigimties ir jų koncentracijų, įkrova filtruose gali tarnauti net iki 3–7-jų metų. Panaudota pušų žievių įkrova gali būti naudojama kaip trąša. Tai vieni iš svarbesnių biofiltro su suaktyvinta pušų žievių įkrova privalumų, leidžiančių teigti, kad šis oro valymo metodas pasižymi pigumu, efektyvumu, antrinių teršalų nesusidarymu.

Darbo tikslas ir uždaviniai

Sukurtame biofiltre, taikant biologiškai suaktyvintą pušų žievių įkrovą, atlikti oro valymo tyrimus, įvertinti teorinį ir praktinį metodo efektyvumą ir jo pritaikymą. Šiam tikslui pasiekti svarbiausi darbo uždaviniai yra:

1. įvertinti biologinio oro valymo metodo pagrindu atliktus mokslinius tyrimus apie sukurtus bei įdiegtus įrenginius pasaulyje ir Lietuvoje;
2. apibūdinti ir kiekybiškai įvertinti sukurto filtro pušų žievių įkrovoje, priklausomai nuo jos biologinio suaktyvinimo, gyvenančių savaiminių (bakterijų ir mikromicetų) asociacijų dinamiką;
3. laboratorinėmis sąlygomis nustatyti skirtingo biologinio suaktyvinimo pušų žievių įkrovoje gyvenančių savaiminių mikroorganizmų gebėjimą skaidyti tiriamus, įvairių koncentracijų organinius teršalus (butilacetatą, butanolį ir ksileną);
4. tyrimų metu atlikti skirtingų frakcijų (1–10, 10–20, 20–50 ir 50–70 mm) pušų žievių porėtumo tyrimus;
5. ištirti filtro pušų žievių įkrovos, priklausomai nuo jos biologinio suaktyvinimo, gebėjimą sorbuoti valomus įvairių koncentracijų organinius teršalus (butilacetatą, butanolį ir ksileną);
6. įvertinti sukurto biofiltro efektyvumą priklausomai nuo teršalų cheminės prigimties, koncentracijų bei jų mišinių sudėties;
7. nustatyti pagrindines biofiltro technines charakteristikas keičiant jų veikimo sąlygas – leidžiamo oro srauto greitį (nuo 2,0 iki 0,8 m/s), oro kiekį (nuo 145 iki 58 m³/h), įkrovos aukštį (nuo 150 iki 750 mm), sluoksnių skaičių (nuo 1 iki 5 vnt.), frakcijos dydį (10–20 ir 20–50 mm) bei įvertinti įrenginio efektyvumą;

8. atlikti biofiltre vykstančių aerodinaminių procesų (leidžiamo oro srauto greičio bei bioįkrovos aerodinaminio pasipriešinimo) matematinį modeliavimą;

9. remiantis tyrimų rezultatais bei visapusiškai įvertinus oro valyme vykstančius fizikinius, cheminius ir biologinius procesus, nustatyti įrenginio efektyvumą lemiančias biodegradacijos α ir absorbcijos gebos β konstantas bei gauti jų priklausomybes nuo teršalų prigimties ir filtro techninių parametrų;

10. atlikus kompleksinius tyrimus, įvertinti sukurto biofiltro su biologiškai suaktyvinta pušų žievių įkrova panaudojimo galimybes, orui valyti nuo LOJ įvairiose Lietuvos pramonės (chemijos, naftos, baldų, maisto ir kt.) įmonėse.

Darbo naujumas

Sukurtame įrenginyje orui valyti nuo LOJ panaudota suaktyvinta pušų žievių įkrova, kurioje kultivuojama savaiminė mikroflora bei atlikus teorinius, eksperimentinius tyrimus ir matematinį modeliavimą, visapusiškai įvertintos biofiltro panaudojimo galimybės. Tuo tikslu buvo:

1. apibūdinta ir kiekybiškai ištirta sukurto filtro pušų žievių įkrovoje, priklausomai nuo jos biologinio suaktyvinimo, gyvenančių savaiminių mikroorganizmų (bakterijų ir mikromicetų) asociacijų dinamika bei įvertinta jų įtaka mikrobiologiniam organinių teršalų suskaidymui;

2. tyrimų metu atlikti skirtingų frakcijų (1–10, 10–20, 20–50 ir 50–70 mm) pušų žievių porėtumo tyrimai bei ištirtas nevienodo biologinio aktyvumo pušų žievių įkrovos gebėjimas sorbuoti valomus įvairių koncentracijų organinius teršalus (butilacetatą, butanolį ir ksileną);

3. eksperimentinių tyrimų metu nustatytas biofiltro efektyvumas, priklausomai nuo jo darbo režimo parametrų (leidžiamo oro srauto greičio ir kiekio, įkrovos aukščio ir kt.), taip pat nuo valomų teršalų koncentracijų, jų mišinių sudėties, nuo įkrovos biologinio suaktyvinimo ir jos frakcijos dydžio;

4. teoriškai ir eksperimentiškai įvertintos sukurto oro valymo įrenginio konstrukcinės bei techninės charakteristikos;

5. atliktas biofiltre vykstančių aerodinaminių procesų (leidžiamo oro srauto greičio bei bioįkrovos aerodinaminio pasipriešinimo) matematinis modeliavimas;

6. pasinaudojus tyrimų rezultatais bei įvertinus oro valymo metu vykstančius fizikinius, cheminius ir biologinius procesus, atliktas matematinis modeliavimas, kuris leidžia nustatyti valomų teršalų biodegradacijos α ir absorbcijos gebos β konstantas bei gauti jų priklausomybes nuo LOJ prigimties ir filtro techninių parametrų;

7. sukurtas biofiltras su biologiškai suaktyvinta pušų žievių įkrova bei atlikus teorinius ir eksperimentinius tyrimus, įvertintas jo praktinis įdiegimas.

Darbo reikšmė

Atlikti eksperimentiniai tyrimai bei jų metu gauti rezultatai patvirtina, kad valant orą nuo LOJ, kurti bei taikyti biofiltrus su suaktyvinta pušų žievių įkrova įvairiose Lietuvos pramonės įmonėse yra perspektyvu. Ypač tai įgyvendinti skatina palyginti nedideli šio oro valymo metodo kapitaliniai ir eksploataciniai kaštai, aukštas oro valymo efektyvumas bei Lietuvai integruojantis į Europos Sąjungą (ES) sugriežtintos į aplinkos orą išsiskiriančių teršalų normos. Ateityje, didėjant pramonės ir energijos gamybai, Lietuvoje aplinkos oro tarša neišvengiamai tik didės, jeigu nebus taikomos pažangesnės nei iki šiol oro valymo technologijos. Biotechnologijų diegimas bei jų naudojimas pagerintų ne tik aplinkos oro kokybę miestuose, energetikos bei pramonės įmonių rajonuose, bet tuo pačiu sumažintų ir atliekų susidarymą, pagerintų gyventojų sveikatą, o tai padidintų energetikos ir pramonės įmonių darbo efektyvumą.

Ginamieji disertacijos teiginiai:

1. iki šiol Lietuvoje nėra atlikta kompleksinių tyrimų, įvertinančių pušų žievių, kaip įkrovos, panaudojimą bei jos pritaikymą orui valyti;

2. filtre naudojama įkrova yra biologiškai aktyvi;

3. biologiškai suaktyvinta filtro pušų žievių įkrova pasižymi geromis sorbcinėmis savybėmis;

4. sukurtas biofiltras su suaktyvinta pušų žievių įkrova yra labai efektyvus;

5. matematinio modeliavimo aerodinaminių ir biofiltracijos procesų rezultatai patvirtina eksperimentų metu gautus rezultatus;

6. sukurtas biofiltras su suaktyvinta pušų žievių įkrova gali būti pritaikytas daugelyje Lietuvos pramonės įmonių darbo aplinkos orui valyti nuo įvairių organinių teršalų.

Darbo aprobacija

Disertacijos tema yra paskelbta 16 mokslinių publikacijų, iš jų šešios užsienyje. Disertacijos rezultatai aptarti 8 tarptautinėse, 4 respublikinėse mokslinėse konferencijose bei išspausdinta 12 mokslinių publikacijų konferencijų pranešimų medžiagoje. Disertacijos medžiaga publikuota 4 moksliniuose straipsniuose recenzuojamuose mokslo leidiniuose bei gautas Lietuvos respublikos išradimo patentas „Biofiltras“. Darbo tematika dalis mokslinių tyrimų atlikta bei žinios gilintos 2002 m. tris mėnesius (kovo-gegužės mėn.) trukusios stažuotės metu Vokietijos Hamburgo-Harburgo technikos universitete.

Darbo apimtis ir struktūra

Disertaciją sudaro įvadas, šeši skyriai, bendrosios išvados, literatūros, publikacijų ir skaitytų pranešimų darbo tematika sąrašai. Darbo apimtis 181 teksto puslapiai, 95 paveikslai ir 5 lentelės.

1. BIOLOGINIS ORO VALYMO METODAS IR JO TAIKymo GALIMYBĖS

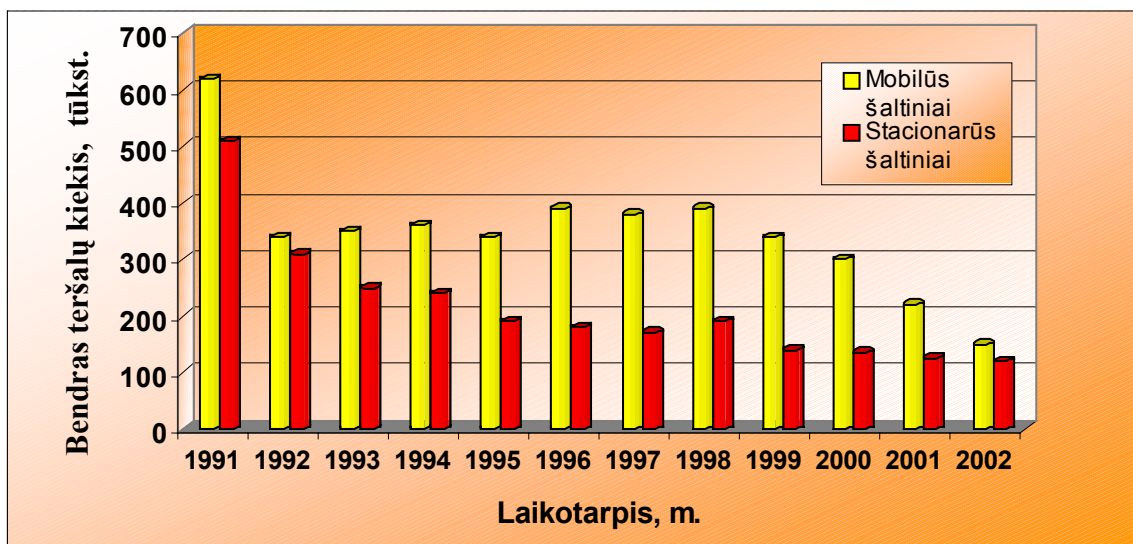
1. 1. Gyvenamosios ir darbo aplinkos oro tarša Lietuvoje

Lietuvoje, kaip ir daugelyje kitų pasaulio šalių, viena didžiausių aplinkosaugos problemų yra gyvenamosios ir darbo aplinkos oro tarša. LR Aplinkos ministerija kasmet apibendrina informaciją apie pagrindinių į aplinkos orą išmetamų teršalų kiekius: sieros dioksido (SO_2), azoto oksidų (NO_x), anglies monoksido (CO), LOJ, kietųjų dalelių (KD) ir kt. Į aplinkos orą išmesti teršalai neigiamai įtakoja joje vykstančius procesus: bendrąją aplinkos oro kokybės pablogėjimą (CO , LOJ, NO_x , SO_2 , KD), klimato kaitą (CO_2 , CH_4 , NO_2), troposferinio ozono susidarymą (CH_4 , LOJ, CO , NO_x), dirvožemio ir paviršinio vandens rūgštėjimą (NH_3 , NO_x , SO_2) bei eutrofikaciją (NH_3 , NO_x). Dėl šių priežasčių prastėja žmonių sveikata, mažėja žemės produktyvumas, kinta biologinė įvairovė, blogėja miškų būklė ir pan. [1–4].

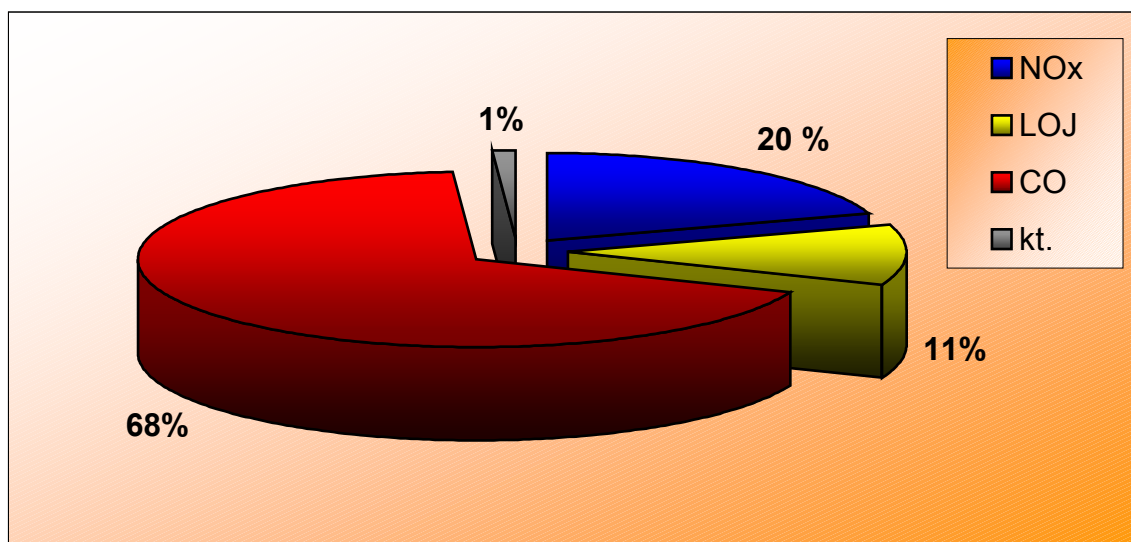
Daugiausiai antropogeninės kilmės teršalų į aplinkos orą Lietuvoje patenka iš dviejų regionų: Vilniaus-Kauno (Vilniaus, Kauno, Jonavos, Kėdainių, Kaišiadorių ir Trakų miestų bei rajonų) ir Šiaurės-Vakarų (Mažeikių, Akmenės, Klaipėdos, Šiaulių, Telšių ir Plungės miestų bei rajonų). Pagrindiniai teršalų emisijos šaltiniai yra transportas, pramonė ir energetika. Remiantis AM 2003 m. statistiniais duomenimis, Lietuvai atgavus nepriklausomybę dėl pramonės įmonių privatizavimo ir restruktūrizavimo, bendrojo gamybos apimčių, naudojamų žaliavų ir kuro charakteristikų pasikeitimo ir kt., bendra pagrindinių teršalų emisija 1991–2002 m. į aplinkos orą sumažėjo nuo 1,1 mln. t iki 430 tūkst. t, t. y. daugiau nei 2,5 karto (1. 1 pav.). Tuo tarpu emisija atskirai iš stacionarių (pramonė, energetika) ir mobiliųjų taršos šaltinių kito skirtingai. Teršalų emisija į aplinkos orą iš stacionarių taršos šaltinių per analizuojamąjį laikotarpį nuolat mažėjo. Tačiau po truputį atsigauvant ekonomikai, jau 1998 m. užregistruotas emisijos padidėjimas. 1991–2002 m. emisija iš stacionarių šaltinių sumažėjo daugiau nei keturis kartus, tuo tarpu iš mobiliųjų šaltinių – tik du kartus [1–5].

Labiausiai Lietuvoje gyvenamosios aplinkos orą teršia mobilieji taršos šaltiniai. Remiantis 2003 m. statistiniais duomenimis, pagrindinę į aplinkos orą išmestų teršalų dalį (97 %) sudaro kelių transportas, o likusią dalį (tik 3 %) – kitos transporto priemonės (geležinkelis, aviacija, laivynas ir kt.) (1. 2 pav.). Duomenys apie pagrindinių teršalų

emisiją iš transporto sektoriaus apskaičiuojami remiantis statistiniais duomenimis apie per metus sunaudotus įvairių rūšių kuro kiekius. Labiausiai transportas aplinkos orą teršia CO, NO_x, ir LOJ emisija [1–5].

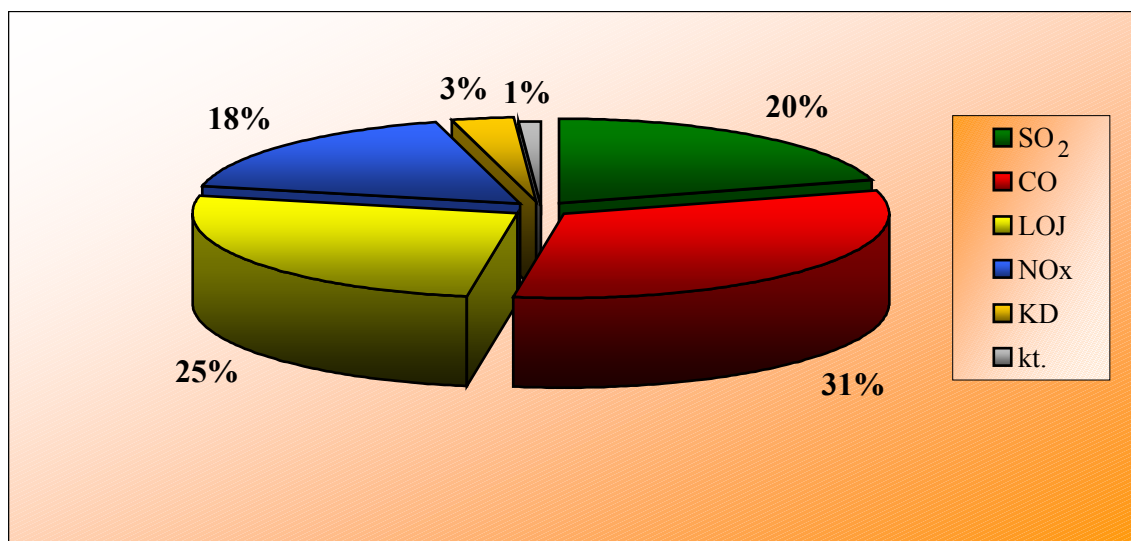


1. 1 pav. Teršalų emisijos iš stacionarių ir mobilių taršos šaltinių dinamika, remiantis AM 2003 m. statistiniais duomenimis



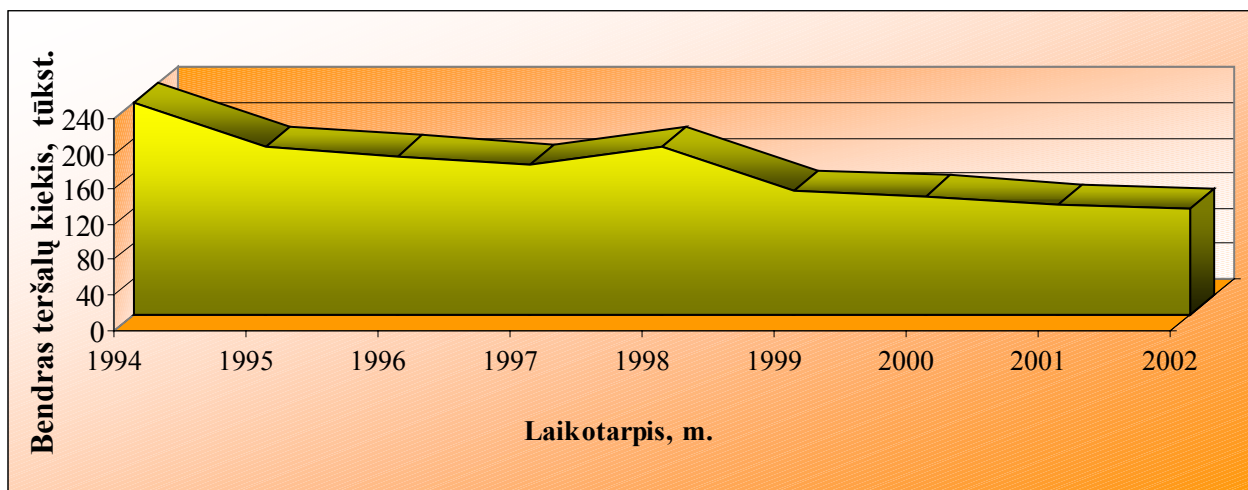
1. 2 pav. Teršalų emisija iš kelių transporto, remiantis AM 2003 m. statistiniais duomenimis

Nemaži teršalų kiekiai Lietuvoje į gyvenamosios aplinkos orą išmetami ir iš stacionarių šaltinių. Didžiausias stacionarus aplinkos oro teršėjas yra AB „Mažeikių nafta“, iš kurios į aplinkos orą išmesti teršalai, kartu su „Mažeikių termofikacinės elektrinės“ teršalais, sudaro beveik ketvirtadalį teršalų, išmetamų iš stacionarių šaltinių Lietuvoje. Iš kitų stambiausių stacionarių taršos šaltinių galima būtų paminėti „Lietuvos elektrinę“, iš kurios išmetami teršalai sudaro apie 10 % bendros stacionarių šaltinių emisijos Lietuvoje, taip pat Jonavos AB „Achema“ – 5 %, AB „Akmenės cementą“ – 3 % ir kt. Pramonė teršalus išmeta į aukštesnius atmosferos sluoksnius, kur jie gali išlikti ilgą laikotarpį bei juos oro masės gali pernešti ir išsklaidyti toli nuo taršos šaltinių. Pagal inventorizuojamų stacionarių taršos šaltinių apskaitos duomenis, Lietuvoje kasmet vykdoma į aplinkos orą išmetamų teršalų laboratorinė kontrolė. Remiantis pramonės įmonių, energetikos objektų valstybinių ataskaitų duomenimis, 2001 m. stacionariuose taršos šaltiniuose susidarė 351 tūkst. t teršalų, iš kurių 231 tūkst. t arba 66 % sugaudyta oro valymo įrenginiais, o 120 tūkst. t pateko į aplinkos orą. Kasmet į aplinkos orą iš stacionarių šaltinių išmetamų teršalų struktūra išlieka panaši kaip ir ankstesniais 1991–1999 m. Remiantis AM statistiniais 2003 m. duomenimis, didžiausią dalį tarp išmestų teršalų iš stacionarių šaltinių sudarė CO, LOJ, SO₂ ir NO_x (1. 3 pav.) [1–5]. Įvertinus vieno iš pagrindinių teršalų – LOJ emisijos dinamiką į aplinkos orą per 1994–2002 m. iš stacionarių šaltinių, pastebėta minėtų teršalų kiekio mažėjimo tendencija.

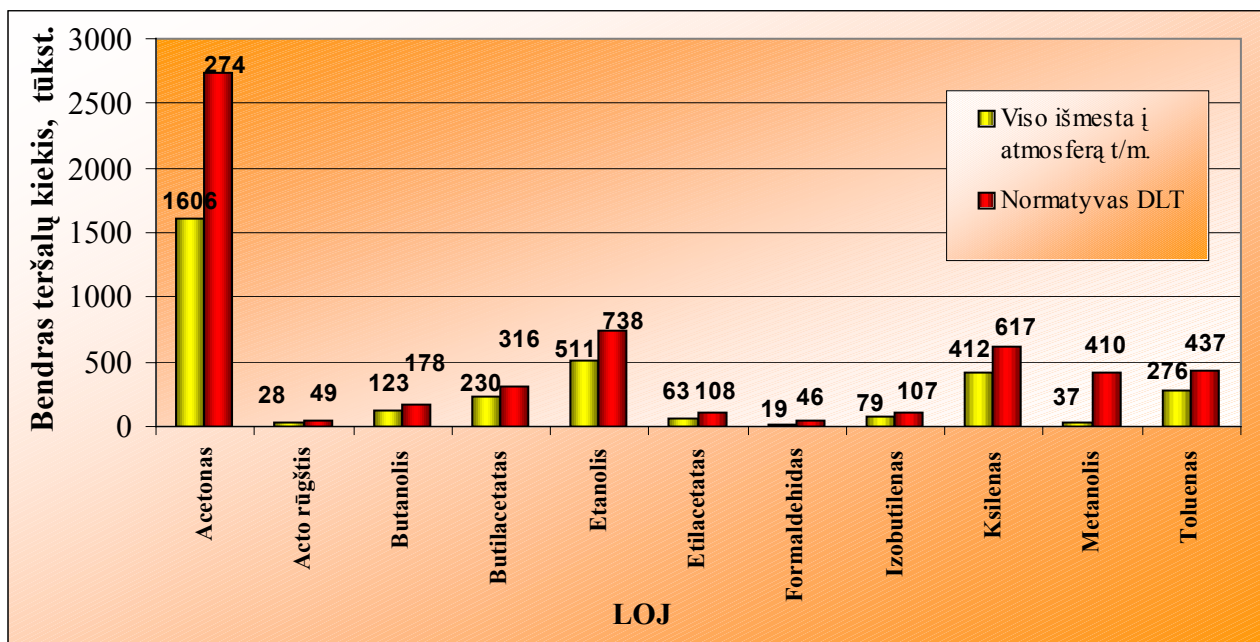


1. 3 pav. Teršalų emisija iš stacionarių šaltinių, remiantis AM 2003 m. statistiniais duomenimis

Tai susiję Lietuvoje ne su naujų oro valymo technologijų taikymu, o su gamybos apimčių sumažėjimu ir kt. (1. 4 pav.). AM laboratorinės kontrolės rezultatai parodė, kad nors energetikos ir pramonės įmonės Lietuvoje laikosi taršos šaltinių išmetimams į aplinkos orą nustatytų normatyvų (didžiausiai leidžiamos taršos (DLT)), tačiau, trūkstant efektyvių oro valymo technologijų, į atmosferą patenka, palyginti, nemažai teršalų, ypač LOJ (1. 5 pav.) [4].

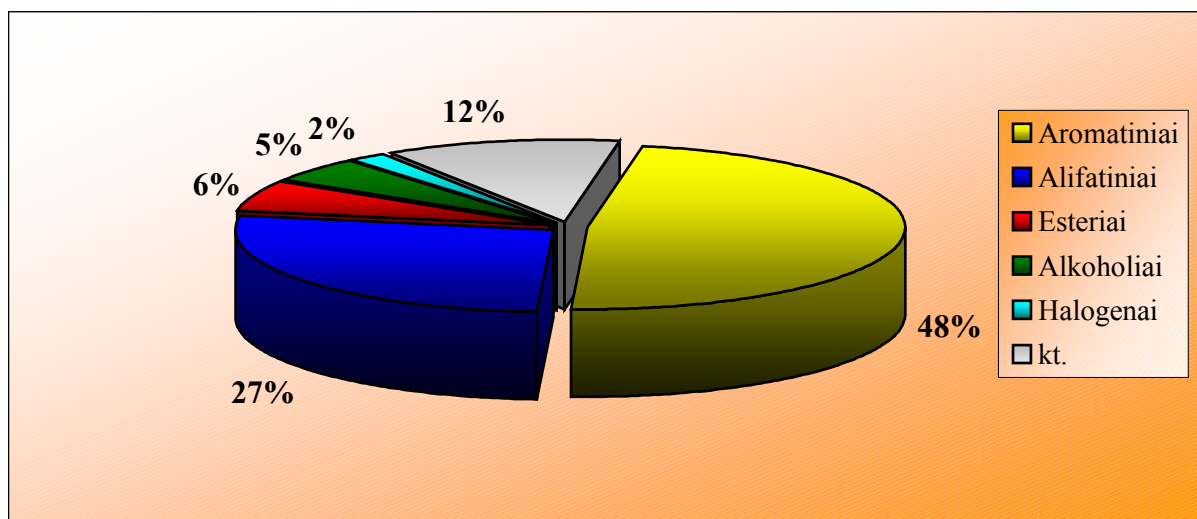


1. 4 pav. LOJ emisijos dinamika iš stacionarių taršos šaltinių, remiantis AM 2003 m. statistiniais duomenimis



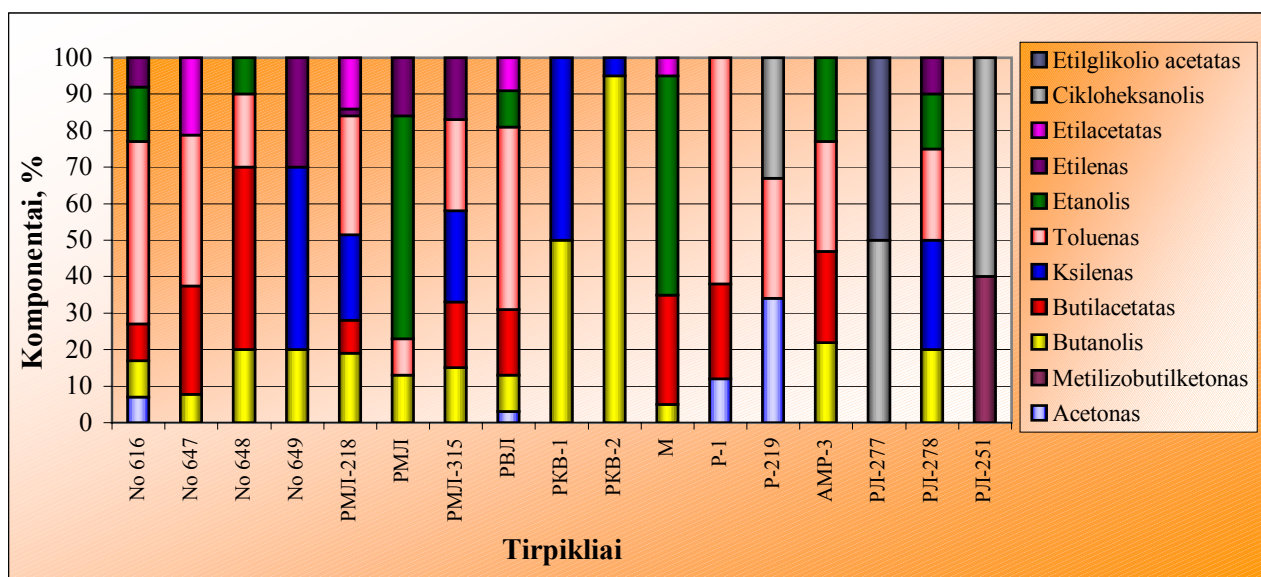
1. 5 pav. Pagrindinių LOJ emisijos dinamika iš stacionarių taršos šaltinių, remiantis AM 2003 m. statistiniais duomenimis

Pastaruoju metu pramonės augimas Lietuvoje sudaro palankias sąlygas teršti gyvenamosios ir darbo aplinkos orą įvairiomis cheminėmis medžiagomis. Remiantis 1993–2003 m. Higienos instituto (HI) Darbo medicinos centro Cheminių veiksnių tyrimo laboratorijos atliktais tyrimais nustatyta, kad pagrindiniai gyvenamosios ir darbo aplinkos oro taršos šaltiniai LOJ (butilacetatu, etilacetatu, butanoliu, ksilenu, toluenu ir kt.) yra baldų gamyba, lakų, dažų, statybos, maisto, plastmasių, naftos perdėbimo įmonės ir pan. Atliktų tyrimų metu HI laboratorija nustatė pagrindines įvairių technologinių procesų metu išsiskiriančių LOJ grupes: tai aromatiniai ir alifatiniai angliavandeniliai, esteriai, alkoholiai, halogenai, ketonai ir kt. (1. 6 pav.). Lietuvos pramonės įmonių darbo aplinkos ore dažniausiai aptinkami aromatiniai angliavandeniliai: benzenas, toluenas, ksileno izomerai ir kt. [15].

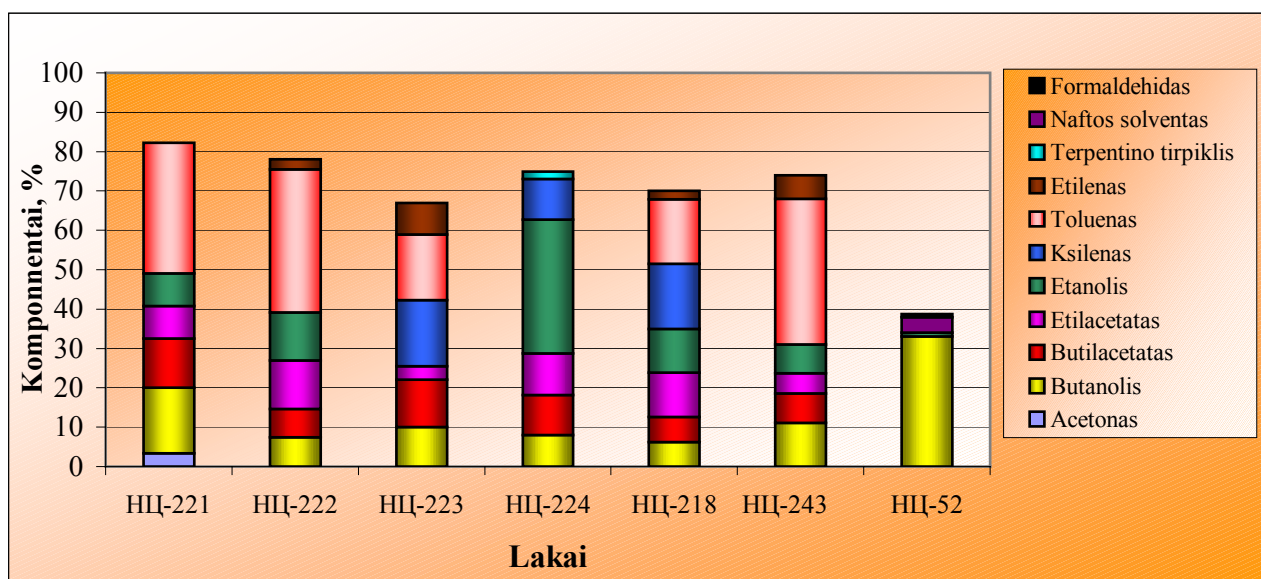


1. 6 pav. Pagrindinės iš stacionarių taršos šaltinių į darbo aplinkos orą išsiskiriančios LOJ grupės, remiantis HI 2003 m. statistiniais duomenimis

Nuo gamybos technologijos atliekamų darbų pobūdžio, naudojamų darbo priemonių priklauso, kiek ir kokios cheminės medžiagos gali išsiskirti į aplinkos orą kiekvieno technologinio proceso metu. Naftos produktų gamybos įmonėse vyrauja alifatiniai ir aromatiniai angliavandeniliai, sieros, azoto junginiai. Gaminant vinilacetatinius dažus, gruntus daugiausiai, į darbo aplinkos orą išsiskiria vinilo acetato, acto rūgšties ir kt.; poliuretanų gamyboje darbo aplinka teršiama etilenglikolio; medžio plaušų plokščių gamyboje – formaldehido ir kt.; gaminant lakus, dažus, tirpiklius – acetono, butilacetato ir t. t. (1. 7, 1. 8 pav.) [6– 8, 15].



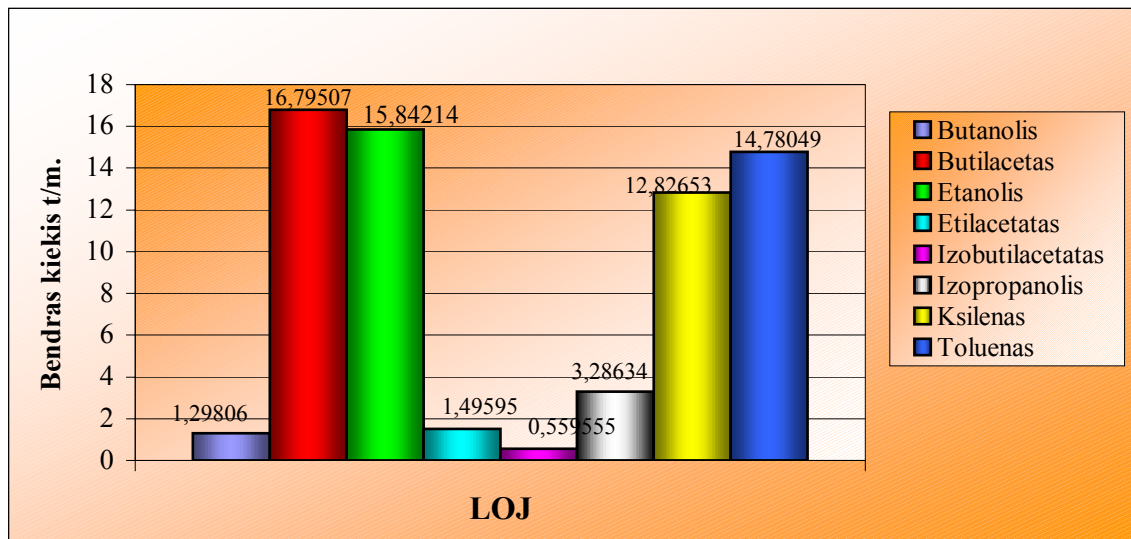
1. 7 pav. Tirpiklių gamybos metu naudojamų cheminių medžiagų procentinė sudėtis



1. 8 pav. Lakų gamybos metu naudojamų cheminių medžiagų procentinė sudėtis

Remiantis 2003 m. statistiniais duomenimis, baldų gamybos metu svarbiausiais LOJ (butilacetato, etanolio, ksileno, butanolio, tolueno, izopropanolio, etilacetato ir kt.) taršos šaltiniais yra: medienos dirbinių baras – purškiant laku skydus; individualių baldų

gamybos baras – dengiant bei užpilant laku paruoštas detales; korpusinių baldų gamybos cechais – klijuojant medžio drožles ir surinkimo baras – purškiant laku detalių briaunas bei plokštumas (1. 9 pav.) [3, 15].



1. 9 pav. Darbo aplinkos oro tarša LOJ Vilniaus baldų kombinate, remiantis AM 2003 m. statistiniais duomenimis

LOJ – tai bet kuris organinis junginys, kurio garų slėgis esant 293,15 K temperatūrai yra 0,01 kPa ar didesnis, arba kuris pasižymi atitinkamu lakumu esant konkrečioms naudojimo sąlygoms. Kreozoto frakcija, kuri esant 293,15 K temperatūrai viršija tokių garų slėgį, laikoma LOJ. Šios medžiagos yra kenksmingos, kadangi dėl savo fizikinių cheminių, cheminių arba toksikologinių savybių, naudojimo būdo arba buvimo darbo aplinkoje gali kelti pavojų darbuotojų sveikatai ar sukelti mirtį arba ūmius ar lėtinius sveikatos sutrikimus. Iki 2001 m. gruodžio mėn. 13 d. Lietuvoje cheminės medžiagos kenksmingumą darbo aplinkos ore apibūdino darbuotojo kvėpavimo erdvėje nustatyta cheminės medžiagos koncentracija (mg/m^3), kuri buvo lyginama su vienkartinė didžiausia leidžiama koncentracija (DLK) darbo aplinkos ore. DLK – tai didžiausiai leidžiama vienkartinė arba paros vidutinė cheminio koncentracija aplinkos ore, kuri periodiškai arba nuolat veikdama dar nesukelia neigiamo poveikio žmogui ir aplinkai. Vadovaujantis ES direktyvomis nuo 2001 m. gruodžio mėn. 13 d. Lietuvoje, kaip ir kitose ES šalyse, parengta nauja higienos norma (HN), pagal kurią cheminės medžiagos poveikis darbuotojo sveikatai vertinamas lyginant nustatytos cheminės medžiagos koncentraciją su jos ilgalaikio (IPRV) ar trumpalaikio (TPRV) poveikio ar neviršytinomis ribinėmis vertėmis

(NRV). IPRV – tai kenksmingos cheminės medžiagos laike kintančios koncentracijos darbuotojo kvėpavimo erdvės ore vidurkio ribinė vertė per 8 h darbo pamainą ir 40 h darbo savaitę, kuri, dirbant tokiomis sąlygomis, visą profesinio darbo laikotarpį darbuotojui neturėtų sukelti profesinei ligai būdingų sveikatos sutrikimų ar kitaip pakenkti jo bei jo palikuonių sveikatai. TPRV – kenksmingos cheminės medžiagos laike kintančios koncentracijos darbuotojo kvėpavimo erdvės ore vidurkio ribinė vertė per 15 min., kuri, ne ilgiau kaip 15 min. ir ne daugiau kaip 4 kartus per darbo pamainą kasdien veikdama darbuotoją neturėtų sukelti neigiamų pojūčių ar pakenkti jo sveikatai. NRV tai ūmaus poveikio kenksmingos cheminės medžiagos laike, kintančios koncentracijos darbuotojo kvėpavimo erdvės ore ribinė vertė per 5–10 min., kuri, veikdama darbuotoją neturi sukelti neigiamų pojūčių ar pakenkti jo sveikatai ir kuri nei akimirksniu bet kuriuo darbo pamainos metu neturi būti viršyta [5–14].

Lietuvai integruojantis į ES ypač didelis dėmesys skiriamas gerinant gyvenamosios ir darbo aplinkos oro kokybę. Dabartiniu metu aplinkos oro sektorius tvarkomas vadovaujantis ES direktyvomis: griežtinami aplinkosauginiai reikalavimai bei įvedamos didesnės baudos už šių reikalavimų nesilaikymą, diegiami mažiau aplinkos orą teršiantys gamybos būdai bei pažangesnės oro valymo technologijos ir t. t. Tai įvertinus bei atlikus gyvenamosios ir darbo aplinkos oro taršos analizę Lietuvoje, kur per metus į aplinkos orą išsiskiria net iki 25 % LOJ, šalia tradicinių oro valymo metodų (absorbcijos, adsorbcijos, katalizinės oksidacijos ir kt.) perspektyvu taikyti naujesnes, ekonomiškones bei efektyvesnes biologinio oro technologijas [4–14].

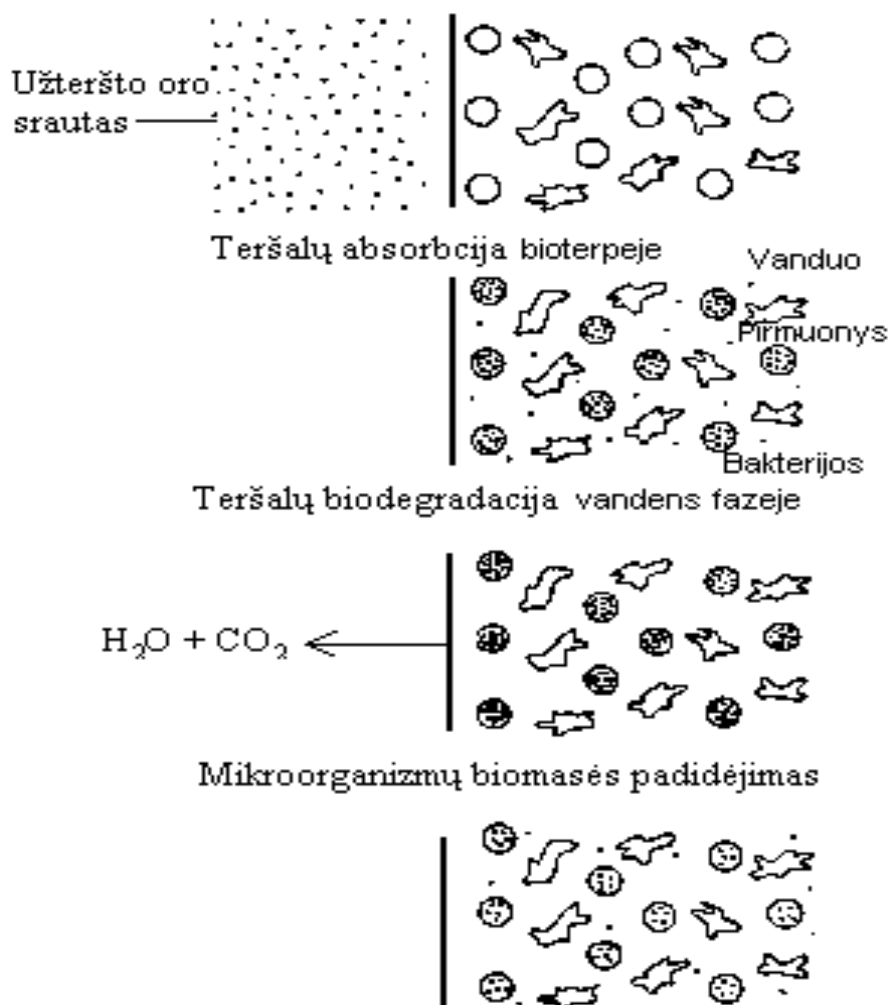
1. 2. Biologinio oro valymo metodo esmė ir jo vertinimas

Biologinio oro valymo proceso metu tiek organiniai, tiek neorganiniai teršalai skaidomi iki nekenksmingų jų skilimo produktų: pirmiausia iki tarpinių, mažiau energijos turinčių skilimo produktų (metabolitų), o pastarieji iki galutinių jų skilimo produktų – anglies dioksido (CO₂) ir vandens (H₂O) (1. 10 pav.). Šiame procese pagrindinis vaidmuo tenka tam tikroje bioterpėje kultivuojamiems mikroorganizmams: bakterijoms, mikromicetams, mielėms ir t. t. Mikroorganizmai teršalų skaidymą gali atlikti aerobinėmis

(kai aplinkoje yra deguonies) ar anaerobinėmis (kai aplinkoje nėra deguonies) sąlygomis. Biologinio oro valymo procesas aprašomas pagrindine lygtimi [16–19]:

$$E + S \xrightleftharpoons[K_2]{K_1} ES \xrightarrow{K_3} P + E, \quad (1.1)$$

čia E – fermentai; S – teršalai; ES – tarpiniai produktai; P – galutiniai produktai; K_1, K_2, K_3 – fermentacijos reakcijų greičio konstantos.



1. 10 pav. Biologinio oro valymo proceso principas

Biologinio oro valymo proceso metu bioįkrovoje esantys mikroorganizmai pirmiausiai absorbuoja su oru patekčius organinius teršalus, kurie vėliau, mikroorganizmams sintetinant fermentus, t. y. vykstant teršalų biodegradacijai, suskaidomi vandens fazėje. Lengviausiai mikrofloros skaidomi nesudėtingos cheminės struktūros,

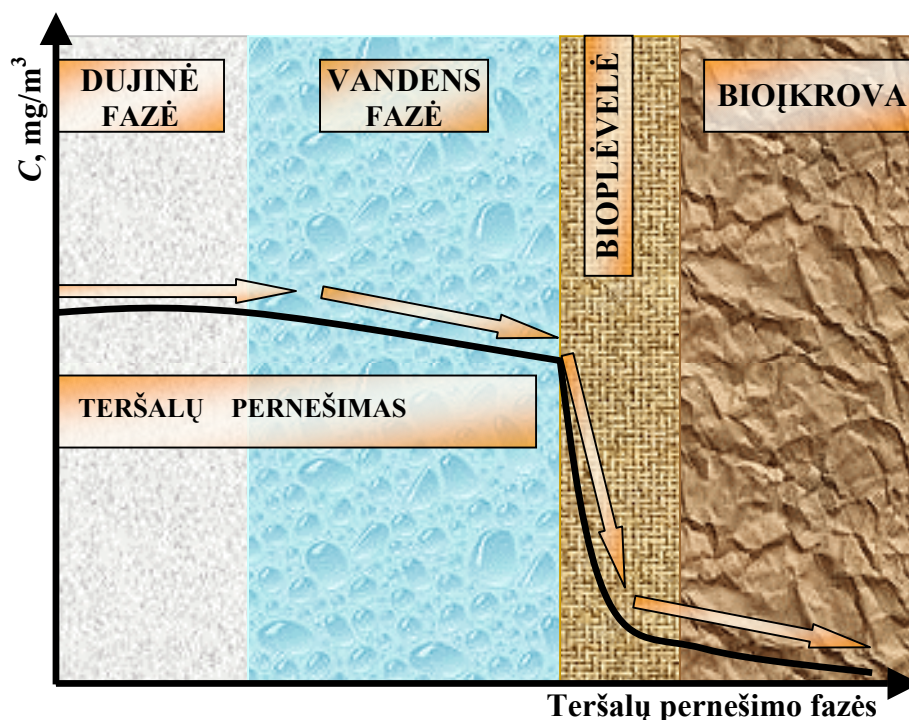
vandenyje ištirpę teršalai, o tik po to – dispersinėje bei koloidinėse būsenose esančios cheminės medžiagos. Bakterijos, mikromicetai, mielės ir kt. cheminės medžiagas naudoja kaip anglies ir energijos šaltinį. Katabolizmo (disimiliacijos) proceso metu, skaidant organines medžiagas į paprastesnes, auga nauji bei oksiduojami žuvę mikroorganizmai. Šio proceso egzoterminių reakcijų metu išsiskiria energija, kurios viena dalis išsisklaido kaip šiluma, o kita – panaudojama mikroorganizmų adenosintrifosforo rūgšties (ATP) sintezei. Hidrolizės reakcijos metu išsiskyrusi ATP gyvosios ląstelės energijos apykaitoje atlieka vieną iš svarbiausių funkcijų, aprūpinančių energija bet kurią ląstelės, priklausomai nuo jos suaktyvinimo, dalį. Katabolizmui priešingo, antrojo medžiagų apykaitos proceso – anabolizmo – metu iš medžiagų (amino rūgščių, gliukozės, organinių rūgščių ir kt.), patekusių į ląstelę, vyksta sintetinimas kitų, sudėtingesnių organinių medžiagų – baltymų, angliavandenių, lipidų, nukleino rūgščių. Ląstelės aprūpinimas statybinėmis medžiagomis vyksta endoterminės reakcijos metu, panaudojant katabolizmo proceso metu sukauptą energiją ATP formoje [16, 17].

Biologinio oro valymo metu teršalų pernešimas iki kiekvienos mikroorganizmų ląstelės, esančios bioįkrovoje, vyksta trimis pagrindinėmis dujų-vandens-bioplėvelės fazėmis (1. 11 pav.). Teršalų pernešimas iš vienos fazės į kitą bei jose vykstantys procesai aprašomi matematinėmis lygtimis [18–19].

Pirmiausia matematine lygtimi aprašomas teršalų pernešimas tarp skirtingų fazių (dujos-vanduo-bioplėvelė):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - \left(\frac{1-\theta}{\theta} \right) [k(k_h C - C_{ads})], \quad (1.2)$$

čia C – pernešamų teršalų koncentracija dujų fazėje, mg/cm^3 ; D – dispersijos koeficientas, cm^2/h ; x – leidžiamo oro srauto pernešimo kelias, cm ; t – leidžiamo oro srauto pernešimo laikas, cm/h ; v – leidžiamo oro srauto pernešimo greitis, cm/h ; C_{ads} – pernešamų teršalų koncentracija vandens-bioplėvelės fazėse, mg/g ; θ – įkrovos porėtumas, %; k – pernešamų teršalų greičio konstanta, h ; k_h – pernešamų teršalų kiekio konstanta dujų-vandens-bioplėvelės fazėse, mg .



1. 11 pav. Pagrindinės biologinio oro valymo metu vykstančios valomų teršalų pernešimo fazės

Dujine faze teršalai transportuojami į vandens fazę. Vandens fazėje teršalai pirmiausia yra absorbuojami, po to difuzijos būdu patenka į bioplėvelę. Bioplėvelės stadijoje teršalai absorbuojami ten gyvenančių mikroorganizmų, kurie įvairių biocheminių reakcijų metu skaido teršalus [18–19]. Įvertinus teršalų biodegradaciją, bioplėvelės stadijoje vykstantys procesai aprašomi taip:

$$v_b = -b_1 C_{ads}, \quad (1.3)$$

čia v_b – teršalų biodegradacija, $\text{mg/m}^3 \cdot \text{h}$; b_1 – pirmojo laipsnio reakcijos greičio konstanta, h^{-1} ; C_{ads} – pernešamų teršalų koncentracija vandens-bioplėvelės fazėse, mg/g .

Bioplėvelės fazėje taip pat įvertinamas susidariusio vieno iš galutinių produktų – CO₂ kiekis:

$$CO_2 = r_c (b_1 C_{ads}), \quad (1.4)$$

čia r_c – susidariusio CO₂ kiekio konstanta, µg/l.

Tyrimai parodė, jog susidariusio CO₂ kiekis priklauso nuo teršalų koncentracijos (C_{ads}) bei jų cheminės prigimties. Kuo didesnis anglies atomų skaičius teršalo molekulėje, tuo biologinio skaidymo metu gausnis išsiskyrusio galutinio produkto CO₂ kiekis [20–22].

Bioplėvelės fazėje susidariusio CO₂ kiekis priklauso nuo bioterpės vandenilio jonų koncentracijos rodiklio (pH):

$$A_t = C_{t,CO_2} (\alpha_1 + 2\alpha_2) + \frac{k_{hc}}{[H^+]} - [H^+] \quad (1.5)$$

čia A_t – bioterpės vandenilio jonų koncentracijos rodiklis (pH); C_{t,CO_2} – teršalų koncentracija biodegradacijos metu, mg/cm³; α_1 – konstanta, įvertinanti vandenilio jonų koncentraciją įkrovoje, atitinkamai $\alpha_1 = [HCO_3^-]/C_T$, α_2 – konstanta, įvertinanti susidariusio CO₂ kiekį, µg/l, atitinkamai $\alpha_2 = [CO_3]/C_T$; k_{hc} – pernešamo CO₂ kiekio konstanta dujų-vandens-bioplėvelės fazėse, µg; $[H^+]$ – vandenilio atomų skaičius teršalo molekulėje.

Bioplėvelės fazėje pirmojo laipsnio reakcijos kinetika tarp oro ir vandens fazių aprašoma šia lygtimi:

$$k(k_h C - C_{ads}) = \frac{\partial C_{ads}}{\partial t} + b_1 C_{ads}. \quad (1.6)$$

Atitinkamai randamas susidariusio CO₂ kiekis:

$$\frac{\partial [CO_2]_{ads}}{\partial t} = k_c (k_{hc} [CO_2] - [CO_2]_{ads}) + r_c (b_1 C_{ads}), \quad (1.7)$$

čia $[CO_2]_{ads}$ – susidariusio CO₂ kiekis bioplėvelės-vandens fazėse, µg/l; r_c – susidariusio CO₂ kiekio konstanta, µg/l; $[CO_2]$ – susidariusio CO₂ kiekis dujų fazėje, µg/l; C_{ads} – pernešamų teršalų koncentracija vandens-bioplėvelės fazėse, mg/g; k_c – susidariusio CO₂ pernešimo konstanta, h; k_{hc} – susidariusio CO₂ kiekio konstanta dujų-vandens-bioplėvelės fazėse, µg; t – susidariusio CO₂ pernešimo laikas, cm/h.

Kad geriau įvertinti teršalų pernešimo procesą tarp skirtingų fazių, priimama sąlyga, kad pernešamų teršalų koncentracijos pokytis lygus oro srauto pernešimo konstantos ir leidžiamo oro srauto koncentracijos sandaugai:

$$C_{ads} = k_h C. \quad (1.8)$$

Tuomet, įvertinus teršalų pernešimą per tam tikrą laiką, gauname:

$$\frac{\partial C_{ads}}{\partial t} = k_h \frac{\partial C}{\partial t}, \quad (1.9)$$

Įstačius gautą išraišką į pagrindinę teršalų pernešimo tarp skirtingų fazių (dujos-vanduo-bioplėvelė) lygtį (1.2), gauname:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - \left(\frac{1-\theta}{\theta} \right) \left(k_h \frac{\partial C}{\partial t} + b_1 k_h C \right), \quad (1.10)$$

Atitinkamai gaunama teršalų masė skirtingose fazėse:

$$k_{ch} = \frac{M_{ads}}{M_{oro}} = \frac{C_{ads}(1-\theta)}{C_0} = k_h \left(\frac{1-\theta}{\theta} \right), \quad (1.11)$$

čia M_{ads} – teršalų masė vandens-bioplėvelės fazėse, mg/g; M_{oro} – teršalų masė dujų fazėje, mg/m³.

Visa tai įstačius į teršalų pernešimo tarp skirtingų fazių (dujos-vanduo-bioplėvelė) lygtį (1.2), nustatomas pernešamų teršalų kiekis:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - k_m \frac{\partial C}{\partial t} - b_1 k_m C, \quad (1.12)$$

čia k_m – teršalų masės konstanta, mg.

Jei tarp valomų teršalų pasitaiko sunkiai skaidomų ar visiškai neskytančių organinių teršalų, tuomet tai įvertinama taip:

$$r = \frac{M_{ads} + M_{oro}}{M_{oro}} = 1 + k_m. \quad (1.13)$$

Įstačius gautą lygtį į teršalų pernešimo tarp skirtingų fazių (dujos-vanduo-bioplėvelė) lygtį (1.12), gauname:

$$(1 + k_m) \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - b_1 k_m C. \quad (1.14)$$

Įvertinus uždelsimo faktorių r (h⁻¹), gauname:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{D}{r} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \frac{v}{r} \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{b_1 k_m}{r} C. \quad (1.15)$$

Jei leidžiamo oro srauto procesų metu dispersija nežymi, tuomet teršalų pernešimo lygtis supaprastėja:

$$v \frac{\partial C}{\partial x} + b_1 k_m C = 0. \quad (1.16)$$

Įvertinus teršalų pernešimą ir jų biodegradaciją, galutinė teršalų koncentracija nustatoma:

$$C = C_0 \exp\left(\frac{-b_1 k_m x}{v}\right). \quad (1.17)$$

čia C – išvalyto oro srauto koncentracija, mg/m^3 ; C_0 – pradinė leidžiamo oro srauto koncentracija, mg/m^3 ; k_m – pernešamų teršalų masės konstanta, mg ; x – leidžiamo oro srauto pernešimo kelias, cm ; v – leidžiamo oro srauto greitis, cm/h ; b_1 – pirmojo laipsnio reakcijos greičio konstanta, h^{-1} .

Šiuo matematinio modeliavimo metodu gautų empirinių lygčių skaičiavimai leidžia numatyti bei apskaičiuoti būsimus eksperimentinių tyrimų rezultatus [23–26].

Aptarus pagrindinius biologinio oro valymo metodo principus bei matematinio modeliavimo rezultatus galima teigti, kad tai nesudėtinga, lengvai kontroliuojama oro valymo technologija, kuri gali būti panaudota orui valyti nuo įvairios prigimties organinių ir neorganinių teršalų: aldehydų, alkoholių, organinių rūgščių, alifatinių, aromatinių angliavandenilių, aminų ir t. t. Pirmiausia biologinis oro valymo metodas buvo panaudotas pramoninių ir buitinių nuotekų valymui. Pirmieji biologinio oro valymo metodo principu sukurti nesudėtingos konstrukcijos įrenginiai pradėti taikyti 1922 m. Vokietijoje. Jų paskirtis buvo valyti orą nuo nedidelių koncentracijų, nemalonų kvapą turinčių sieros junginių – sieros vandenilio, merkaptano ir kt. Apie 1940–1950 m. ši nauja biologinio oro valymo technologija, ją pripažinus ekonomiškai ir efektyvia, pradėta taikyti plačiau: ne tik Vokietijoje, bet ir JAV, Olandijoje, Švedijoje ir kt. Nuo 1980 m. biofiltrų taikymas, valant orą nuo labai toksiškų junginių – formaldehido ir kt. įvairiose pramonės šakose (baldų, lakų, dažų, statybos, maisto, plastmasių gamyboje ir kt.) dar labiau suaktyvėjo. Remiantis statistiniais duomenimis, apie 1990 m. skirtingose pasaulio šalyse pastatyta virš 1 000 biologinio oro valymo įrenginių, kurių paskirtis valyti orą nuo skirtingos cheminės kilmės teršalų (aromatinių angliavandenilių, aldehydų, alkoholių, organinių rūgščių ir kt.).

Dabartiniu metu biologinio oro valymo technologijos plačiai taikomos daugelyje pasaulio šalių – Vokietijoje, Austrijoje, Danijoje, Prancūzijoje, Didžiojoje Britanijoje, Švedijoje ir kt. [27–29]. Orui valyti nuo įvairios kilmės teršalų gali būti parinkti ir kiti metodai: absorbcija, adsorbcija, katalizinė bei terminė oksidacija ir kt., tačiau taikyti juos neperspektyvu. Pavyzdžiui, po adsorbcinio oro valymo reikalinga dažnai atlikti įkrovos sluoksnio regeneraciją, absorbcinio bei chemisorbcinio oro valymo metu susidaro kenksmingais teršalais užterštos nuotekos, taikant katalizinės oksidacijos oro valymą – katalizatoriais naudojami brangieji metalai bei dauguma organinių junginių oksiduojasi, palyginti, aukštoje 500 °C temperatūroje ir t. t. Ypač tai akivaizdu, palyginus skirtingų oro valymo metodų principu sukonstruotų įrenginių, valančių nuo 10 000 iki 60 000 m³/h, sudarytus kapitalinių ir eksploatacinių išlaidų įkainius (1. 1 lentelė)[30–35].

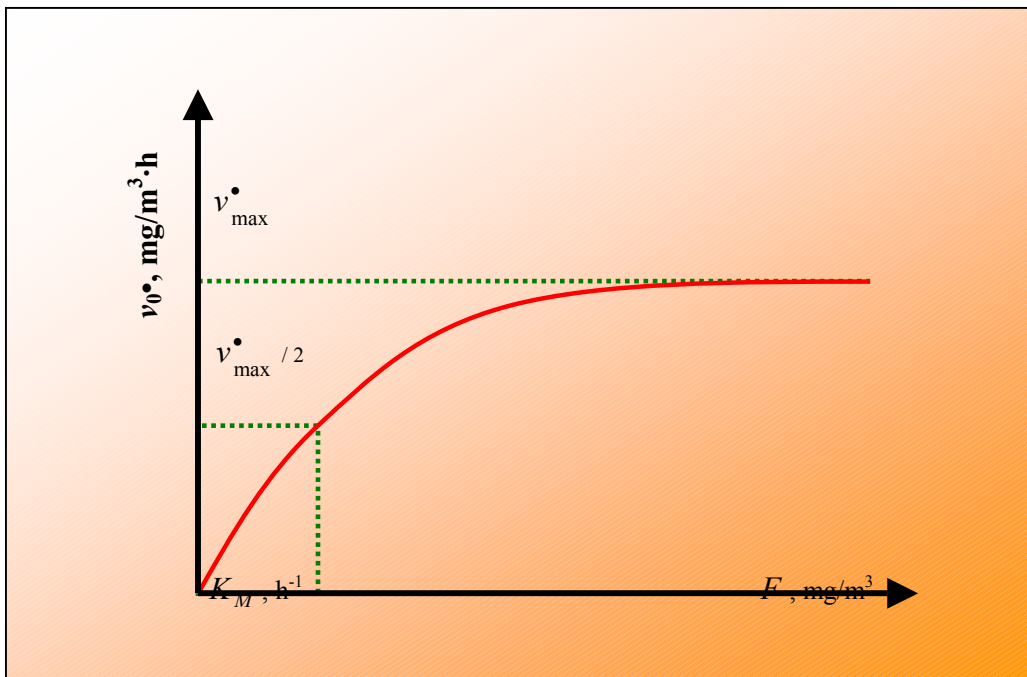
1. 1 lentelė. Skirtingų oro valymo metodų principu sukonstruotų įrenginių ekonominis įvertinimas

Oro valymo metodas	Kapitalinių išlaidų įkainis	Eksploatacinių išlaidų įkainis
Absorbcija	0,4	0,8
Adsorbcija	0,6	0,6
Katalizinė oksidacija	1,15	0,85–0,9
Terminė oksidacija	1,0	1,0
Biologinis oro valymas	0,5	0,2–0,25

Vadinasi, iš visų oro metodų biologinis valymas yra pigiausias. Tai patvirtina dažniausiai praktikoje taikomi nedidelių konstrukcinių parametrų, nebrangia bioįkrova (medžio žievėmis, durpėmis ir kt.) užpildyti, mažai energijos suvartojantys biofiltrai. Kitas biologinio valymo privalumas yra jo efektyvumas, sudarantis net iki 98–99 %. Biofiltrų taikymo privalumus atspindi literatūroje pateikti duomenys. Pavyzdžiui, 28 m² plotą užimantis biofiltras orą valo 98 % efektyvumu bei dirba 10 000 m³/h našumu. Nors ir kiti oro valymo metodai pasižymi nemažu efektyvumu: absorbcija – iki 98 %, adsorbcija – 97 %, katalizinė oksidacija – 95 %, terminė oksidacija – 90 % ir kt., tačiau lyginant su biologiniu oro valymu, jie yra mažiau ekonomiškai (1. 1 lentelė) [36–38].

1. 3. Biocheminių procesų kinetika

Biocheminiams procesams aprašyti taikomi įvairūs matematiniai modeliai, kuriuose naudojama fermentacijos reakcijų kinetika. 1913 m. Michaelis ir Menten pasiūlė biocheminių procesų kinetikos dėsnį paprastoms fermentacijos reakcijoms ir nesudėtingiems substratams (t. y. pavieniams teršalams). Vėliau jie įrodė, kad tos pačios lygtys gali būti pritaikytos ir daugiakomponenčio substrato (t. y. teršalų mišiniams) bei skirtingų mikroorganizmų kultūrų mišinyje vykstančioms reakcijoms. Pagal Michaelio-Menten dėsnį, biocheminių reakcijų metu pradinis fermentacijos reakcijų greitis ($v_0^\bullet$, $\text{mg}/\text{m}^3 \cdot \text{h}$) tiesiogiai priklauso nuo fermento koncentracijos (F , mg/m^3), kol atitinka sąlygą $F \geq K_M$ (K_M – Michaelio-Menten konstanta, h^{-1}) (1. 12 pav.). Fermentacijos greitis, atsižvelgiant į substrato koncentraciją, išreiškiamas hiperbolės funkcija [27–29, 39–44].



1. 12 pav. Biocheminių reakcijų fermentacijos reakcijos greičio priklausomybė nuo substrato koncentracijos pagal Michaelio-Menten dėsnį

Esant mažoms substrato koncentracijoms, reakcijos greitis ($v_{\max}^{\bullet}/2$) kinta pagal tiesinę priklausomybę ir reakcija yra pirmojo laipsnio. Didinant substrato koncentraciją, pasiekiamas maksimalus fermentacijos reakcijos greitis ($v_{\max}^{\bullet}$, $\text{mg}/\text{m}^3\cdot\text{h}$), kuris toliau nepriklauso nuo substrato (F , mg/m^3) koncentracijos padidėjimo. Pasiekus maksimalų reakcijos greitį, reakcijoje dalyvauja visas fermentas (t. y. visi fermentai ir fermento-substrato kompleksas). Šioje stadijoje reakcijos greitis atitinka nulinio laipsnio reakciją [27–29, 45–49].

Biocheminių procesų kinetiką aprašanti Michaelio-Menten lygtis:

$$v_0^{\bullet} = dF / dt = \frac{v_{\max}^{\bullet} F}{F + K_M}, \quad (1.18)$$

čia $v_0^{\bullet}$ – reakcijos greitis, $\text{mg}/\text{m}^3\cdot\text{h}$; F – substrato koncentracija, mg/m^3 ; t – reakcijos greičio laikas, h; K_M – Michaelio-Menten konstanta, h^{-1} ; $v_{\max}^{\bullet}$ – maksimalus reakcijos greitis, $\text{mg}/\text{m}^3\cdot\text{h}$.

Michaelio-Menten lygtis supaprastėja, kai biocheminių procesų fermentų koncentracija proporcinga mikroorganizmų tankiui ir vandens fazėje ištirpusių teršalų koncentracijai:

$$v_0^{\bullet} = dC_{li} / dt = \frac{hYC_{li}}{C_{li} + K_M}, \quad (1.19)$$

čia $v_0^{\bullet}$ – pradinis reakcijos greitis, $\text{mg}/\text{m}^3\cdot\text{h}$; t – reakcijos greičio laikas, h; C_{li} – teršalo l koncentracija i vandens fazėje, mg/g ; Y – mikroorganizmų tankis, kfv/g ; h – reakcijų greičio konstanta, h^{-1} .

Pagal Michaelio-Menten dėsnį nustatyta biocheminių reakcijų fermentacijos reakcijos greičio priklausomybė nuo substrato koncentracijos:

1) Kai $C_{li} \geq K_M$, fermentacijos reakcijos greitis nepriklauso nuo teršalų-substrato koncentracijos padidėjimo, tuomet reakcija yra nulinio laipsnio. Nulinio laipsnio reakcijų, kurios vyksta intensyviai apkrautuose biologinio oro valymo įrenginiuose, greitis yra:

$$v_0^{\bullet} = h \cdot Y, \quad (1.20)$$

čia $v_0^{\bullet}$ – pradinis reakcijos greitis, $\text{mg/m}^3 \cdot \text{h}$; h – reakcijų greičio konstanta, h^{-1} ; Y – mikroorganizmų tankis, kfv/g .

2) Kai $C_{li} \leq K_M$, fermentacijos reakcijos greitis priklauso nuo teršalų-substrato koncentracijos, reakcija yra pirmojo laipsnio. Pirmojo laipsnio reakcijų, kurios vyksta vidutiniškai apkrautuose biologinio oro valymo įrenginiuose, greitis yra:

$$v_0^{\bullet} = h \cdot Y \cdot C_{li} / K_M, \quad (1.21)$$

čia $v_0^{\bullet}$ – pradinis reakcijos greitis, $\text{mg/m}^3 \cdot \text{h}$; h – reakcijų greičio konstanta, h^{-1} ; Y – mikroorganizmų tankis, kfv/g ; C_{li} – teršalo l koncentracija i vandens fazėje, mg/g ; K_M – Michaelio-Menten konstanta, h^{-1} .

Įvertinus biocheminių reakcijų kinetiką pagal Michaelio-Menten dėsnį, tyrimų metu nustatoma fermentacijos reakcijos greičio konstantos priklausomybė nuo valomų teršalų koncentracijos (1. 2 lentelė). Kai reakcija pirmojo laipsnio, jos greičio konstanta yra:

$$dC / dt = h \cdot C, \quad (1.22)$$

čia h – reakcijos greičio konstanta, h^{-1} ; t – reakcijos greičio laikas, h ; C – teršalo koncentracija oro sraute, mg/m^3 .

1. 2 lentelė. Tyrimų metu nustatytos biocheminių reakcijų greičio konstantos [27–29]

Teršalas	Reakcijos laipsnis	Biocheminių reakcijų greičio konstantos		
		Stambios frakcijos bioįkrova (> 5 mm)	Smulkios frakcijos bioįkrova (≤ 5 mm)	Smulkios (50 %) ir stambios (50 %) frakcijų bioįkrova
Butanolis	1	0,02–0,05	0,1–0,3	0,28
Dichlormetanas	1	–	0,02–0,04	0,01–0,03
Sieros vandenilis	1	–	0,03–0,11	–
Amoniakas	1	–	0,05–0,1	–
Cikloheksanas	0	–	0,003–0,014	–

Suintegravus (1.22) lygtį, gaunama:

$$C = C_0 \cdot e^{-ht}, \quad (1.23)$$

čia h – reakcijos greičio konstanta, h^{-1} ; t – reakcijos trukmė, h; C_0 – pradinė teršalo koncentracija oro sraute, mg/m^3 .

Biologinio oro valymo efektyvumas, kai reakcija pirmojo laipsnio, yra:

$$E = 1 - e^{-ht}, \quad (1.24)$$

čia E – biologinio oro valymo efektyvumas, %; h – reakcijos greičio konstanta, h^{-1} ; t – reakcijos trukmė, h.

Kai reakcija yra nulinio laipsnio, jos greičio konstanta yra:

$$-dC / dt = h, \quad (1.25)$$

čia h – reakcijos greičio konstanta, h^{-1} .

Biologinio oro valymo efektyvumas, esant nulinio laipsnio reakcijai, lygus:

$$E = h \cdot t / C, \quad (1.26)$$

Eksperimentiniu metu nustatčius biologinio oro valymo efektyvumą, išmatavus įrenginio srauto debitą, įvertinus reakcijų trukmę, greičio konstanta yra:

$$h = -\ln(1 - E) / t, \quad (1.27)$$

arba

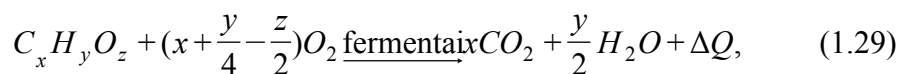
$$h = C_0 \cdot E / t. \quad (1.28)$$

Gerinant biologinio oro valymo efektyvumą, labai svarbu optimizuoti pirmojo laipsnio reakcijų eigą: ilginti reakcijų trukmę, didinti biologinį įkrovos aktyvumą ir jos plotą, bioįkrovoje palaikyti optimalias reakcijos sąlygas (ypač temperatūrą ir pH), didinti teršalų tirpumą ir pan. Visa tai tinka ir nulinio laipsnio reakcijoms, kur valomo oro efektyvumas tiesiškai priklauso nuo fermentacijos reakcijos trukmės. Tyrimų metu nustatyta, kad efektyviausiai teršalai valomi, įkrovoje palaikant pastovų pH bei didinant jos biologinį suaktyvinimą [17, 27–29, 45–49].

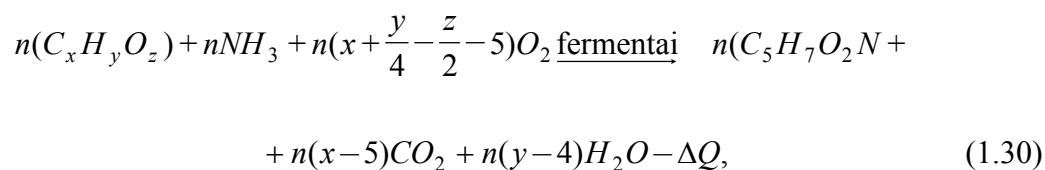
1. 4. Mikrobiologiškai skaidomų teršalų analizė

Biologinio oro valymo metu mikroorganizmai oksiduoja tiek organinius, tiek neorganinius teršalus bei juos panaudoja kaip energijos šaltinį. Biooksidacijos proceso metu dalis susidariusios energijos naudojama mikroorganizmų sintezės reakcijoms, kita dalis – aplinkoje išsisklaido kaip šiluma. Biooksidacijos procesą galima aprašyti tokiomis pagrindinėmis lygtimis [17, 27–29, 50–54]:

1) organinių medžiagų oksidavimas:



2) ląstelių sintezė:



3) ląstelių oksidavimas:

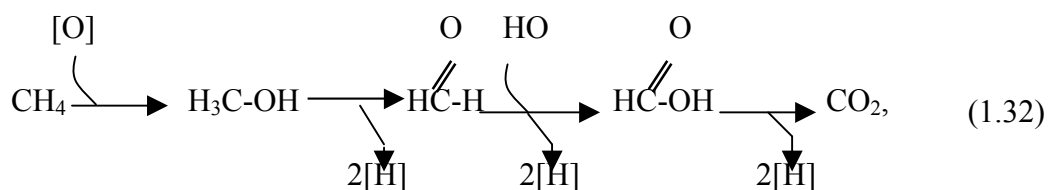


čia $C_xH_yO_z$ – organinės medžiagos; $C_5H_7O_2N$ – bioįkrova (pavyzdžiui, aktyvusis dumblas, pušų žievių ir kt.); ΔQ – išsiskyrusios ar sunaudotos šilumos (energijos) kiekis, kcal/molui.

Pateiktos lygtys (1.29–1.31) gali būti taikomos konkrečioms organinėms medžiagoms oksiduoti.

Mikrobiologiškai skaidomų teršalų oksidavimo greitis, nuoseklumas priklauso nuo daugelio veiksnių, bet lemiamą įtaką turi medžiagų cheminė sandara (anglies jungčių ilgis, forma ir t. t.), būseną (aktyvi ar ne), cheminę sudėtį, koncentraciją ir t. t. Teršalai, kurie yra pagrindiniu skaidymo proceso energijos šaltiniu, naudojami ląstelių protoplazmos sintezei. Šios sintezės metu teršalų kiekio sunaudojimas priklauso nuo jų cheminės sudėties, t. y. angliavandenių – nuo 65 iki 85 %, alkoholių – 52–66 %; amino rūgščių – 32–68 %; organinių rūgščių – 10–60 %; angliavandenilių – 10–30 %. Kad geriau būtų galima įvertinti biologinį oro valymo procesą, atlikta pagrindinių (mikrobiologiškai skaidomų) teršalų grupių analizė [17, 55–61].

Angliavandenilių skaidymas dažniausiai priklauso nuo jų grandinės ilgio. Angliavandeniliai, kurių sudėtyje yra nuo 1 iki 5 anglies atomų, praktiškai neskaidomi. Tačiau yra kelios specializuotos mikroorganizmų grupės – bakterijos ir mielės – oksiduojančios šiuos teršalus: metanolį, formaldehidą, skruzdžių rūgštį ir kt. [17, 27–29]. Pavyzdžiui, mikroorganizmų *Methylomonas sp.*, *Methylosinus sp.* – fermentas, metano-oksigenazė katalizuoja metaną iki tarpinių produktų (metanolio, formaldehido, skruzdžių rūgšties) ir CO₂:



Alkanai-n, kurių grandinėje yra 6–8 anglies atomai, labai toksiški, tačiau yra žinomos kelios mikroorganizmų rūšys, kurios dalyvauja šių junginių skaidyme. Pavyzdžiui, etanolį skaldo mikroorganizmai *Mycobacterium sp.*, *Flavobacterium sp.* ir *Nocardia sp.*:



Vykstant fermentinėms reakcijoms, vadinamojo trikarboninio ciklo metu susidaro acetilkofermentas A (KoA), kuris per eilę tolesnių reakcijų suskaidomas iki CO₂ ir H₂O. Svarbiausia, jog trikarboninio ciklo metu atskyla didelę energiją turintys elektronai, kurie toliau dalyvauja ATP sintezėje. Skaldant etanolį, biochemines reakcijas katalizuoja eilė fermentų: Alkohol- ir Aldehidrogenazė ir kt. [17, 27–29, 62–76].

Didėjant alifatinių angliavandenilių grandinėje anglies atomų skaičiui, nuo 9 iki 14 ir daugiau, skaidymas suintensyvėja. Šias chemines medžiagas lengviausiai oksiduoja *Pseudomonas sp.* bakterijos ir kt. Alifatinių angliavandenilių skaidymas prasideda oksiduojant β būdu karboksi ciklo grupę. Baigiantis biocheminėms reakcijoms susidaro organinės rūgštys, kurios suskaidomos iki KoA, o pastarasis per kitas reakcijas – iki CO₂ ir H₂O [16, 17, 27–29].

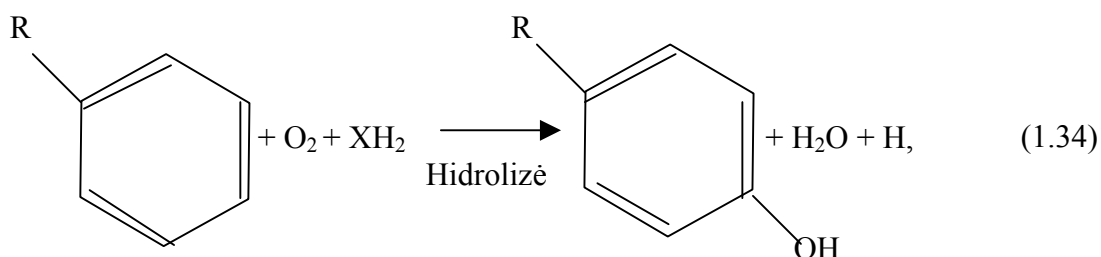
Katalizuojant angliavandenilius, fermentinių reakcijų eiga priklauso ne tik nuo anglies atomų skaičiaus grandinėje, bet ir nuo jungties tipo. Pavyzdžiui, alkenai (dvigubą jungtį turintys angliavandeniliai – butenas ir kt.), katalizuojami daug lėčiau, nei viengubą jungtį turintys alkanai [17, 27–29, 77–78].

Metilo grupes turintys angliavandeniliai (izoheksanas ir kt.) oksiduojami dar lėčiau. Viso to priežastimi yra antrinius ar tretinius anglies atomus turinčios metilo grupės, stabdančios organinių junginių skaidymą [79–85].

Aromatinės eilės angliavandeniliai (ksilenas ir kt.), kuriuose šeši anglies atomai susijungę į uždara žiedą, mikroorganizmų katalizuojami mažiau, nei aptarti angliavandeniliai (alkanai, alkenai ir kt.). Aromatinių angliavandenilių biocheminio skaldymo metu yra oksiduojamas aromatinis žiedas bei susidaro skilimo produktai. Šių junginių skaidymas prasideda katalizuojant fermentams hidroksilazėms, po jų chemines medžiagas toliau skaldo monooksigenazės [85].

Aromatinių angliavandenilių skaidymas vyksta dviem būdais:

- 1) kaip orto-skaidymas, tarp dviejų hidrolizuojamų angliavandenilio atomų;
- 2) kaip meta-skaidymas, tarp vieno hidrolizuoto ir kito nehidrolizuoto anglies atomų, 1.34 lygtyje:



Aromatinių angliavandenilių oksidacija biocheminių reakcijų metu mažėja dėl įvairių priežasčių: policiklinių aromatinių angliavandenilių – didėjant žiedų skaičiui jų molekulėje; benzeno eilės angliavandenilių (benzeno ir kt.) – dėl nemažų jų koncentracijų; cikloalkanų (cikloheptano ir kt.) – dėl nemažos jų molekulinės masės ir t. t. [85].

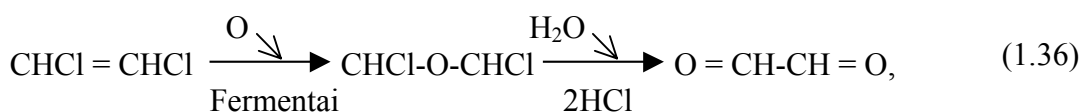
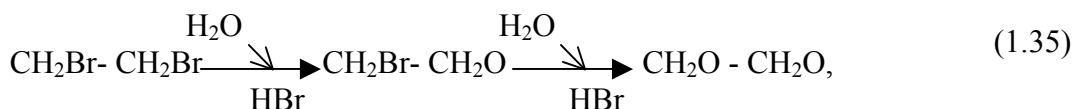
Prie ypač sunkiai mikroorganizmų skaidomų angliavandenilių priskiriami halogeninti organiniai junginiai. Šie angliavandeniliai naudojami kaip pesticidai, tirpikliai, įeina į dažų, klijų sudėtį ir pan. Per pastaruosius 20 m. mokslininkai adaptavo kelis bakterijų štamus bei jų mišinius tam tikriems halogenintiems organiniams junginiams

katalizuoti (1. 3 lentelė). Šios mikroorganizmų kultūros išskirtos iš natūralių aplinkos terpių: aktyviojo dumblo ir kt. [86, 87].

1. 3 lentelė. Organinius junginius oksiduoti adaptuotos mikroorganizmų kultūros

Bakterijų štamai	Halogeninti organiniai junginiai	Kiti organiniai junginiai
Ksantobakterijos <i>GI 10</i>	1,2-dichlormetanas	metanolas, toluenas, 1-propanolas
Hypomikobakterijos <i>GI 21</i>	dichlormetanas	metanolas
Acinetobakterijos <i>GI 70</i>	1,6-dichlorheksanas, etilbromidas, 1-chlorbutanas	benzenas
Štamas <i>GI 70 M4</i>	1,2-dichlormetanas	
Štamas <i>GI 30</i>	chlorbenzenas	
<i>Pseudomonas sp. GI 31</i>	chlorbenzenas	toluenas
Štamas <i>GI 60</i>	o-diclorbenzenas	
Štamas <i>OB 8 (1)</i>	p-dimetilbenzenas m-dimetilbenzenas	
Štamas <i>GI 100</i>	o-dimetilbenzenas	toluenas, 1-propilbenzenas
Štamas <i>GI 50</i>	n'n-dimetilformamidas	

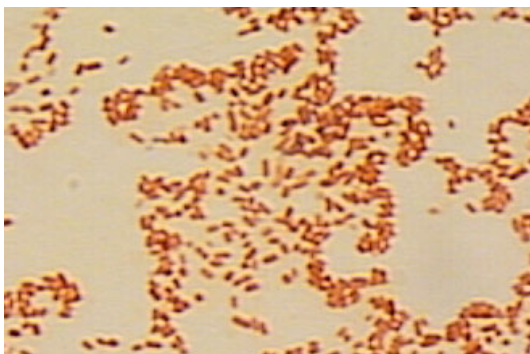
Toksiški halogeniniai angliavandeniliai mikroorganizmų yra oksiduojami keliais etapais. Tai akivaizdu iš pateiktų pavyzdžių, kaip adaptuoti bakterijų štamai katalizuoja halogenintus organinius junginius iki netoksiškų tarpinių produktų. Pirmame pavyzdyje (1. 35 lygtyje) adaptuotas bakterijos štamas *GI 70 M4* hidrolizuoja 1,2-dibrometaną iki glikolio ir HBr, o kitame (1. 36 lygtyje) – adaptuotas bakterijos štamas *GJ 90* oksiduoja 1,2-dichloretileną:



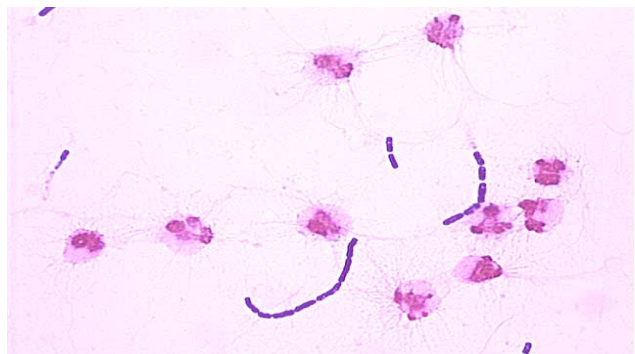
Be minėtų angliavandenilių, mikroorganizmai skaido ir deguonies atomą turinčius organinius junginius (dioksinus, esterius ir kt.). Lengviausiai iš jų katalizuojami esteriai, tuo tarpu eteriai – oksiduojami sunkiau. Fermentinių reakcijų metu pirmiausia yra skaidoma šių organinių junginių šakota grandinė [86, 87].

Aplinkoje gyvena mikroorganizmai, kurie mineralizuoja organiniuose junginiuose esančius azotą, sierą ir fosforą, o skaidymo metu išsiskyrusią energiją panaudoja savo gyvybiniais procesams. Organinių junginių sudėtyje esantis azotas gali turėti skirtingą oksidacinį laipsnį (nuo -3 iki $+5$) bei sudaryti įvairias funkcines grupes. Šiuos organinius junginius (aminus, nitrilus, piridiną ir kt.) mikroorganizmai (*Pseudomonas sp.*, *Penicillium sp.* ir kt.) skaido palyginti lengvai. Sieros turinčių organinių junginių (alifatinių ir aromatinių sulfatų, sulfonatų ir kt.) skaidymas pradedamas pirmiausia oksiduojant neorganinį sulfatą, o tik po to skaidant anglies grandinę. Sieros turinčius organinius junginius skaido daugiausia *Thiobacillus g.* bakterijos: *Thiobacillus thiooxidans*, *Thiobacillus novellus*, *Thiobacillus thioparus*, *Thiobacillus pelophila*, *Thiobacillus acidacaldarius* ir kt. Organiniai junginiai, savo sudėtyje turintys fosforo, mikroorganizmų skaldomi sunkiausiai [88–89].

Aptartas teršalų grupes biologinio oro valymo metu dažniausiai skaido šie mikroorganizmai: bakterijos – *Pseudomonas fluorescens*, *Aeromonas hydrophyla*, *Nocardia globerula*, *Micrococcus varians*, *Bacillus cereus*, *Bacillus polymyxa*, *Rhodococcus erythropolis*, *Azotobacter aceti*, *Thiobacillus novellus*, *Xanthobacter agilis* ir kt.; mikromicetai – *Penicillium sp.*, *Aspergillus sp.* ir kt., aktinomicetai – *Actinomyces sp.* ir kt. Minėti mikroorganizmai yra pajėgūs oksiduoti ne vieną cheminę medžiagą (1. 13 pav.) [90].



A



B

1. 13 pav. Bakterijos, skaidančios organinius junginius: A – *Azotobacter aceti* (padid. $\times 1000$); B – *Bacillus cereus* (padid. $\times 1000$)

Kaip aptarėme anksčiau (1. 3 lentelė), kartais vieną teršalą, dėl jo toksiškumo ar cheminės sandaros ypatybių (anglies jungčių ilgio, tipo, koncentracijos ir kt.), gali oksiduoti tik specialiai adaptuoti mikroorganizmai [89].

Tarp bakterijų labiausiai aplinkoje paplitusios bei geriausiai organinius teršalus galinčios oksiduoti *Pseudomonas* g.: *Pseudomonas fluorescens*, *Pseudomonas aeruginosa*, *pytocyanea*, *Pseudomonas dehalogenes*, *Pseudomonas rathonis*, *Pseudomonas boreopolis*, *Pseudomonas arvilla*, *Pseudomonas testosteroni*, *Pseudomonas metanica* ir kt. (1. 14 pav.), (1. 4 lentelė). Pavyzdžiui *Pseudomonas* g. bakterijos redukuoja ne tik halogenintus organinius angliavandenilius (trichlorpropionatą, brombenzoatą, etilbenzeną ir kt.), bet gali skaidyti ir azoto (p-nitroaniloiną, pikrino rūgštį ir kt.), sieros (p-toluolsulfonata, benzilsulfonata ir kt.) turinčius organinius junginius [89–90].



A



B

1. 14 pav. *Pseudomonas fluorescens*, DSM 500 90: A – viena ląstelė (padid. × 4000); B – kelių ląstelių sankaupa (padid. × 1000)

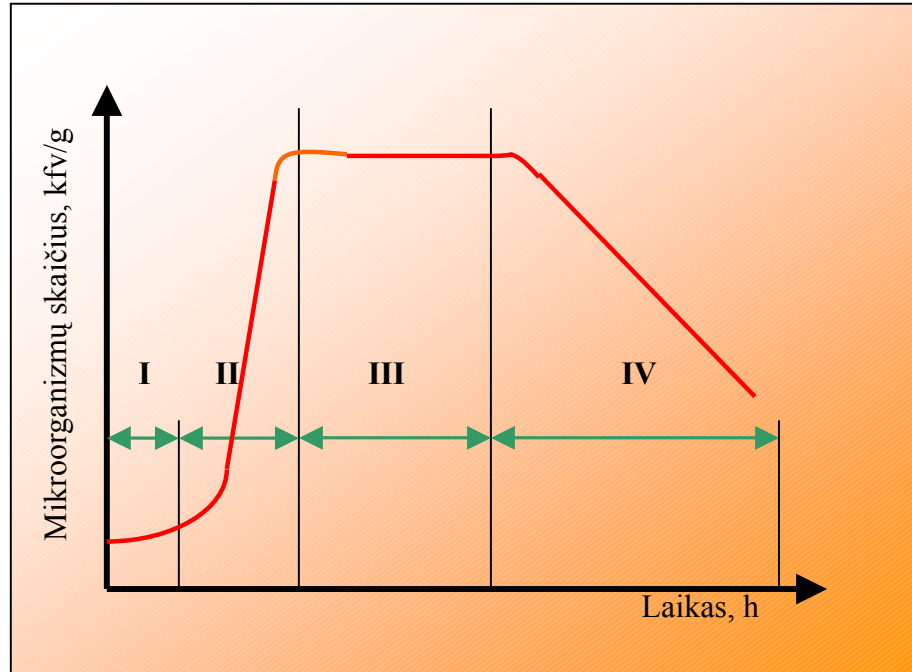
Biologinio oro valymo proceso efektyvumas priklauso ir nuo mikroorganizmų kultūrų augimo bioterpėje. Priklausomai nuo mikroorganizmų aktyvumo, tiekiamų teršalų periodiškumo oro valymo metu, bioterpės eksploatavimo trukmės, fiziologinis mikroorganizmų būvis labai skiriasi. Pradiniu oro valymo metu, nuolat tiekiant teršalus bei biologiškai aktyvinant mikroorganizmus, jie intensyviai auga. Mikroorganizmams katalizuojant teršalus, kaupiasi metabolizmo produktai. Todėl mikroorganizmai išaugę pradiniu momentu, fiziologiškai skirsis nuo vėliau išaugusių. Taip susidaro skirtingo amžiaus mikroorganizmų kultūros [85, 86, 90].

1. 4 lentelė. Organinius junginius skaidančios mikroorganizmų kultūros

Teršalai Bakterijos	Propionaldehidas	Etilacetatas	Butanolis	Acetonas	Metiletilketonas	Izopropanolis	Metanolis	Naftalinas
<i>Pseudomonas fluorescens</i> (DSM 50 090)	×	×	×			×	×	
<i>Rhodococcus sp.</i> (DSM 43 001)	×	×	×	×	×	×		
<i>Coryneb. rubrum</i>	×	×	×	×				
<i>Micrococcus sp.</i> (DSM 348)	×	×	×	0				
<i>Arthrobacter sp.</i>		×	×					
<i>Aureo Baccilus</i>								×

Mikroorganizmų augimas skirstomas į 4 pagrindines fazes: I – lągo, II – eksponentinę, III – stacionarią, IV – žuvimo (1. 15 pav.). Pirmoji fazė vadinama lągo (I) arba adaptacijos faze. Mikroorganizmai adaptuojami oksiduoti leidžiamas chemines medžiagas. Lągo fazės trukmė priklauso nuo to, ar bioterpėje kultivuojamos introdukuotos, ar biologiškai aktyvinamos savaiminės mikroorganizmų kultūros. Į bioterpę introdukavus tam tikras mikroorganizmų kultūras, pastarosios fazės trukmė yra 5–7 paros. Jei įkrovoje biologiškai aktyvinamos savaiminės mikrobų asociacijos, lągo fazė trunka ilgiau, iki 14–30 dienų. Po mikroorganizmų adaptacijos prasideda intensyvus jų augimas, t. y. antroji fazė, vadinama eksponentine (II). Šioje fazėje mikroorganizmai auga intensyviausiai, nes bioterpėje pakanka mitybinių medžiagų. Tačiau pastarojoje fazėje susidaro ir nemažas metabolizmo produktų kiekis, stabdantis mikrobų augimą. Mikroorganizmų skaičiaus augimą taip pat riboja ir intensyvus jų dauginimosi greitis. Po tam tikro laiko, mikrobams sunaudojus mitybines medžiagas, maisto kiekis tampa jų augimą limituojančiu veiksniu. Biocheminių procesų metu terpėje taip pat susikaupia metabolizmo produktai, stabdantys mikrobų ląstelių augimą. Tokiu būdu, mikroorganizmų augimo greitis neatitinka eksponentinio ir pereina į stacionarią fazę (III), kurioje augančios mikrofloros skaičius atitinka žuvusiųjų skaičių. Dėl šios priežasties mikroorganizmų masė lieka pastovi. Stacionarios fazės pabaigoje teršalai praktiškai neskaidomi ir mikroorganizmų augimas

pereina į jų žuvimo (ar endogeninio kvėpavimo) (IV) fazę. Iš pradžių ląstelių skaičius mažėja lėtai, o po to – greitai, nes dėl mitybinių medžiagų trūkumo ląstelių žūna daugiau, nei jų priauga [17, 60–71].



1. 15 pav. Mikroorganizmų kultūrų augimo kreivė: I – lągo fazė, II – eksponentinė fazė, III – stacionari fazė, IV – žuvimo fazė

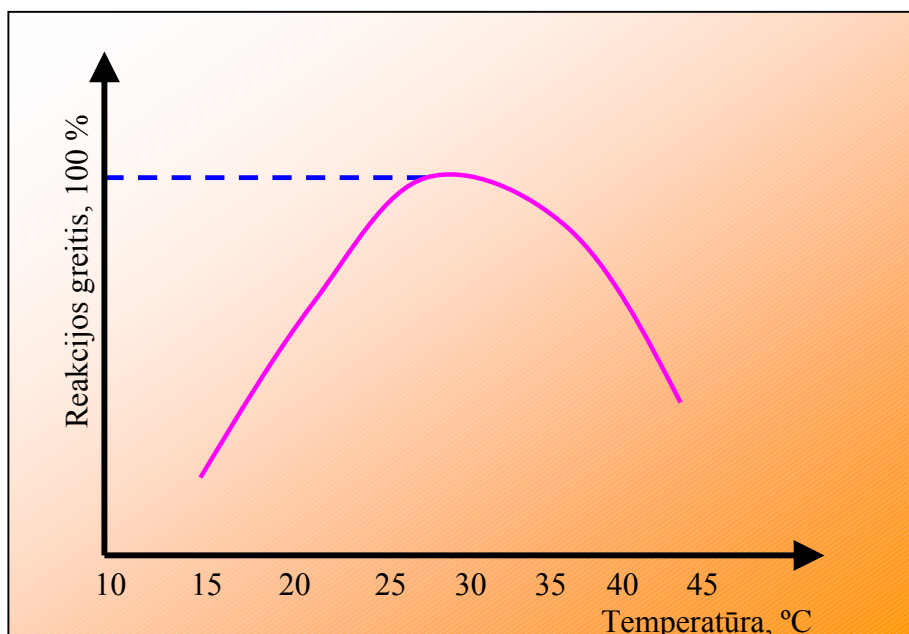
Biologinio oro valymo metu, tiekiant tam tikrą teršalų kiekį bei kontroliuojant vykstančius biocheminius procesus, ilgiau išlaikyti galima bet kurią mikroorganizmų augimo fazę, o pagal tai galima sudaryti sąlygas intensyvesniam arba lėtesniam teršalų skaidymui [16, 17].

1. 5. Aplinkos veiksnių įtaka oro valymo procesui

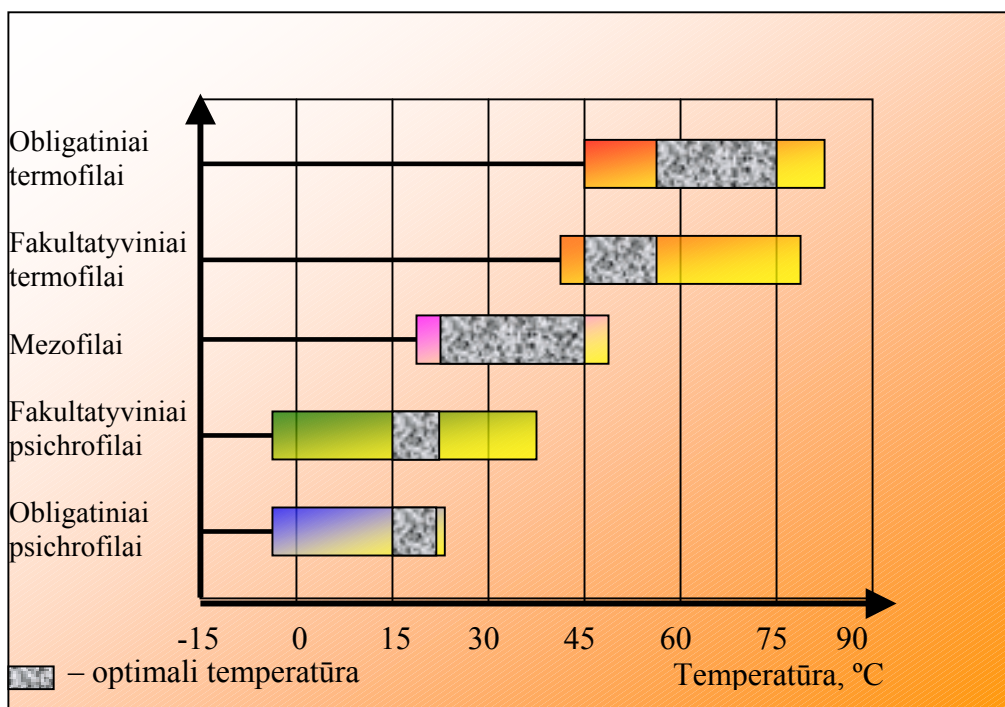
Biologinį oro valymo procesą įtakoja fizikiniai, cheminiai ir biologiniai aplinkos veiksniai. Iš fizikinių veiksnių pagrindiniai yra temperatūra, drėgmė, hidrostatinis ir mechaninis slėgiai ir kt. Cheminiais veiksniais, kurie įtakoja mikroorganizmų augimą ir

dauginimasi, laikomi pH, įvairios cheminės medžiagos, deguonis ir kt. Biologiniais veiksniais yra laikomi bioterpėje gyvenančių mikroorganizmų aktyvumas, jų egzistavimui reikalingi biogeniniai elementai, mikrobu mityba bei jų veikla bioterpėje. Įvairių veiksmų poveikį mikroflorai atspindi kardinalūs taškai, kurie parodo mikroorganizmų fiziologinio proceso priklausomybę nuo tam tikro aplinkos poveikio. Kardinalūs taškai yra trys: minimumas, optimumas, maksimumas. Minimumo taške mikroorganizmo veikla tik prasideda, optimumo – fiziologiniai procesai intensyviausi, o maksimumo – mikrobas nustoja augti ir vystytis [17, 27–29, 97–101].

Biologinio oro valymo metu mikroorganizmų fermentacijos reakcijų greitį, metabolizmo pobūdį, mitybinių medžiagų kiekį, biomasės sudėtį ir kiekį įtakoja bioįkrovoje palaikoma temperatūra. Temperatūros įtaka biomasės didėjimui ir jos aktyvumui grindžiama tuo, kad dėl temperatūros kinta medžiagų, įeinančių į mikroorganizmų ląsteles, sudėtis, struktūra, o tuo pačiu ir biocheminių procesų metu vykstančių reakcijų greitis. Temperatūrai neviršijant optimalios ribos (priklausomai nuo mikroorganizmų grupės) biocheminių reakcijų greitis, tuo pačiu ir oro valymo efektyvumas, kinta pagal tiesinę priklausomybę (1. 16 pav.). Temperatūrai pasiekus jos optimumą, biocheminių reakcijų greitis tampa maksimaliu. Didėjant temperatūrai, iš pradžių reakcijos greitis (kartu ir valymo efektyvumas) nekinta, o paskui palaipsniui pradeda mažėti. Biologinio oro valymo efektyvumas tiesiogiai priklauso ne tik nuo bioįkrovoje palaikomos, bet ir nuo pradinės leidžiamo užteršto oro srauto temperatūros. Kokį temperatūrų optimumą oro valymo metu palaikyti, priklauso nuo valomų teršalų ir bioįkrovoje kultivuojamų mikroorganizmų grupių, kurios yra: obligatiniai ir fakultatyviniai psichrofilai, mezofilai, taip pat obligatiniai ir fakultatyviniai termofilai (1. 17 pav.). Psichrofilams (*Bacillus agglomeratus*, *Bacillus cereus* ir kt.) augti ir vystytis optimaliausia 15–20 °C, mezofilams (*Pseudomonas aeruginosa*, *Bacillus subtilis*, *Stafilococcus aureus* ir kt.) – 20–45 °C, termofilams (*Bacillus acidocaldarius*, *Methanobacterium thermoautotrophum* ir kt.) – 45–75 °C temperatūra. Priklausomai nuo palaikomos terpėje temperatūros, kiekviena mikroorganizmų grupė yra skirstoma į obligatinius ir fakultatyvinius. Obligatiniai mikroorganizmai auga ir vystosi tam tikroje temperatūroje, o fakultatyviniai, lyginant su pastaraisiais, yra adaptuoti augti ir vystytis



1. 16 pav. Vienos iš mikroorganizmų grupių – mezofilų – vykdomų biocheminių reakcijų greičio priklausomybė nuo temperatūros oro valymo metu



1. 17 pav. Pagrindinių mikroorganizmų grupių augimo ir vystymosi priklausomybė nuo temperatūros oro valymo metu

daug platesniame temperatūrų diapazone. Biologinio oro valymo metu dažniausiai kultivuojami mezofilai, kaip mažiausiai sąnaudų reikalaujantys mikroorganizmai [17, 102–103]. Vienas iš pagrindinių veiksnių, nuo kurių priklauso mikroorganizmų vystymasis ir biologinio proceso efektyvumas, yra drėgmė. Geriausiai mikroorganizmai auga ir vystosi, kai bioterpės drėgmė 70–85 %. Mikrobai minta tik vandenyje ištirpusiomis medžiagomis. Tačiau kuo daugiau vandenyje yra ištirpusių medžiagų, tuo didesnis terpės osmosinis slėgis, vanduo tampa mažiau aktyviu bei sunkiau patenka į mikroorganizmo ląstelę. Osmosinis slėgis išreiškiamas atmosferomis. Vienmoliarinio, bet kurios nedisocijuojančios, tirpstančios medžiagos tirpalo osmosinis slėgis lygus 22,4 atm. Priklausomai nuo tirpalo osmosinio slėgio, vandens aktyvumas yra [17, 104]:

$$A_w = \frac{P}{P_0}, \quad (1.37)$$

čia A_w – vandens aktyvumas; P – tirpalo vandens garų slėgis; P_0 – gryno vandens garų slėgis.

Pavyzdžiui, distiliuoto vandens aktyvumas yra lygus vienetui. Didėjant vandens osmosiniam slėgiui, šis dydis mažėja. Mikroorganizmai vystosi esant skirtingiems vandens osmosiniams slėgiams: bakterijos – 0,91, mielės ir mikromicetai – 0,8–0,88. Pagal prisitaikymą prie drėgmės mikrobai skirstomi į hidrofitus, mezofitus ir kserofitus. Daugiausia drėgmės reikia bakterijoms ir mieliagybiams, tai tipiškai hidrofittai. Daugelis mikromicetų vystosi esant vidutinio drėgnumo terpei, tai mezofittai. Sausrai atspariausi mikrobai vadinami kserofittais, pavyzdžiui pelėsiniai grybai [17, 105].

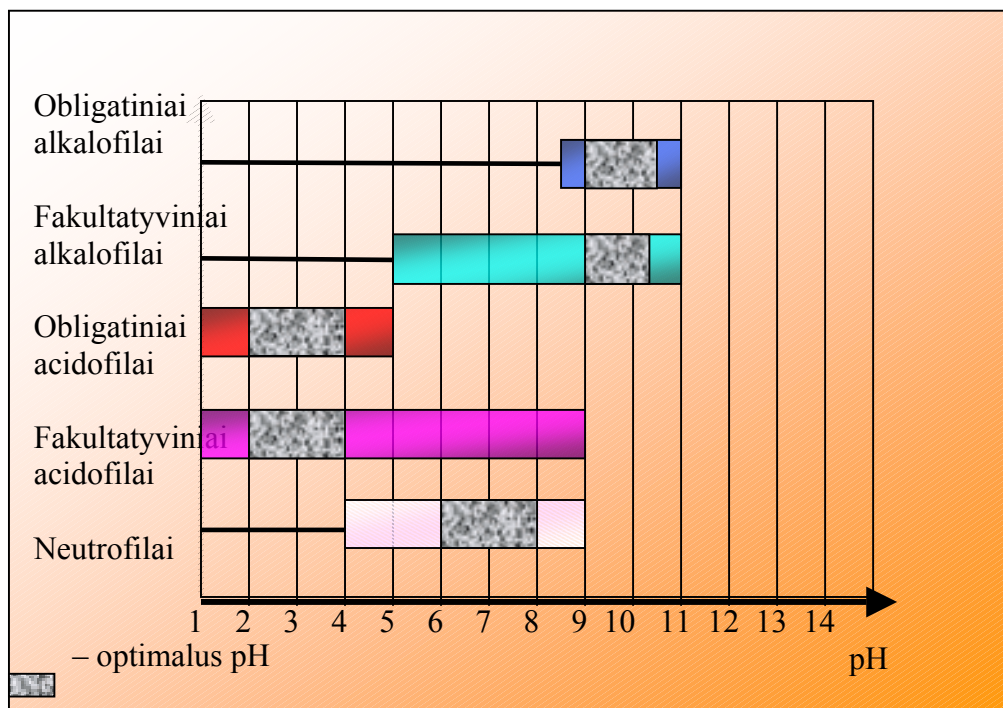
Mikroorganizmai prisitaikę gyventi skirtingo osmosinio slėgio terpėje. Aukšto osmosinio slėgio terpėje gyvenantys mikrobai vadinami osmofiliniais, o sūriame vandenyje – halofiliniais. Pavyzdžiui, *Achromobacter sp.*, *Pseudomonas sp.* ir kt. vystosi esant 2–5 %, o *Micrococcus sp.* ir kt. negali gyventi tirpaluose, kuriuose NaCl siekia iki 20–30 % [17, 106]. Aplinkoje gausu ir labai atsparių hidrostatiniam slėgiui bakterijų. Paprastai tokie mikroorganizmai vystosi normaliomis sąlygomis, bet gali pakelti ir aukštą slėgį, pavyzdžiui 1 h išgyventi esant 600 atm. Kai kurios bakterijos tokiame slėgyje nustoja daugintis, pailgėja jų ląstelės, padidėja organinių koloidų klampumas ir elektrolitinė disociacija [17].

Bakterijoms nevienodas gali būti ir mechaninis aplinkos poveikis. Nestiprūs, sukrėtimai bakterijų vystymąsi tik skatina, o dažni ir stiprūs – slopina. Pavyzdžiui, *Bacillus megaterium* jautri mechaniniams sukrėtimams, o *Pseudomonas fluorescens* – atspari [16, 17].

Vieno iš cheminių veiksnių, deguonies, atžvilgiu mikroorganizmai yra dviejų grupių: aerobai ir anaerobai. Tarp mikrobu vyrauja aerobai, kuriems reikalingas deguonis. Dažniausiai aerobai sudaro stambias kolonijas, kai atmosferoje 40 % deguonies, o pastarojo koncentracijai pakilus iki 50 %, jie nustoja augti. Mikroorganizmams, kurių egzistavimui deguonis nereikalingas, yra laikomi anaerobais. Tai metaną gaminančios, sulfatus redukuojančios, sviestarūgštės ir kitos bakterijos, kurioms kenkia net nedidelis deguonies kiekis. Yra anaerobų, pavyzdžiui pienarūgštės bakterijos, kurios gali augti ir vystytis terpėje esant deguonies [27–29]. Skirtingas mikroorganizmams yra ir įvairių cheminių medžiagų poveikis. Nedidelės jų koncentracijos stimuliuoja mikrobu vystymąsi bei jiems gali būti maisto šaltiniu. Didesnės minėtų medžiagų koncentracijos slopina mikroorganizmų augimą, o dar didesnės – juos žudo. Iš organinių junginių baktericidinėmis savybėmis pasižymi etilo alkoholis (70 %), fenolis (5 %). Šios cheminės medžiagos tirpina mikroorganizmų citoplazmos membranų lipidus [92].

Priklausomai nuo bioterpės vandenilio jonų koncentracijos rodiklio (pH) kinta kultivuojamų mikroorganizmų ląstelių paviršiaus elektros krūvis, kuris reguliuoja citoplazmos membranų laidumą tam tikriems jonams. Kintant pH, keičiasi terpės medžiagų disociacijos laipsnis ir tuo pačiu mikroorganizmų medžiagų energijos apykaita. Pagal tai, kaip prisitaikę prie terpės pH, mikrobai skirstomi į penkias grupes: neutrofilus, obligatinius bei fakultatyvinius acidofilus ir obligatinius bei fakultatyvinius alkalofilus. Daugumai mikroorganizmų optimalus pH yra apie 7 (1. 18 pav.). Neutrofilai (*Bacillus megaterium* ir kt.) gali augti kai pH yra nuo 4 iki 9. Rūgščioje terpėje, kai pH = 4 ir mažesnis, gyvena acidofilai, o šarminėje, kai pH = 9 ir aukštesnis, – alkalofilai. Aptartose mikroorganizmų grupėse yra obligatinių, kurie nesivysto neutralioje aplinkoje ir fakultatyvinių, pasižyminčių savybe vystytis neutralioje terpėje. Mikroorganizmai, augantys labai rūgščiose arba labai šarminėse terpėse, gali ląstelės viduje palaikyti neutralų pH. Skirtingą pH gradientą tarp ląstelės vidaus ir išorės reguliuoja metabolitiniai procesai (protonų ir elektronų „siurbliai“) ir ląstelės barjerai (sienelė ar citoplazminė membrana). Šių barjerų sandara lemia mikroorganizmų atsparumą pH [17, 59–61, 92]. Biologinio oro valymo metu

dažniausiai kultivuojamos neutrofilinės bakterijos, todėl bioterpėje palaikoma artima neutraliai ($\text{pH} = 7$) vandenilio jonų koncentracija.



1. 18 pav. Pagrindinių mikroorganizmų grupių augimo ir vystymosi priklausomybė nuo terpės pH

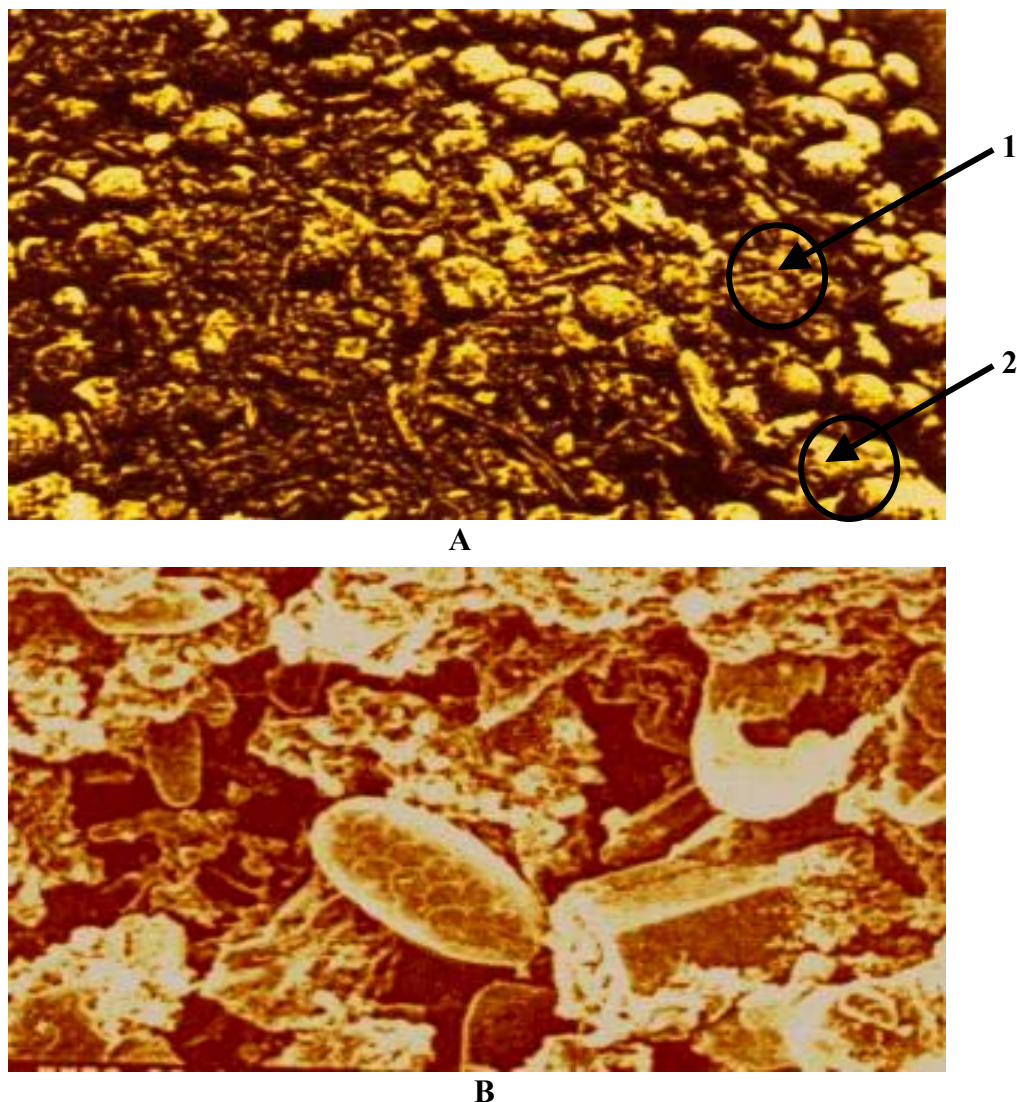
Bioterpėje gyvenančius mikroorganizmus (bakterijas ir mikromicetus) įtakoja ir biologiniai veiksniai. Biologinio oro valymo metu vienų mikroorganizmų dominavimą kitų atžvilgiu įtakoja kultivuojamų mikrobus tarpusavio įtaka vieni kitiems. Pavyzdžiui, jei terpėje alkalofiliniams mikromicetams palaikoma $\text{pH} = 9\text{--}11$, jie sparčiai augs ir vystysis, gamins įvairius kenksmingus metabolitus bei neutralią terpę pavers šarmine. Tokioje bioterpėje kultivuojamos bakterijos, kurioms artimesnė neutrali vandenilio jonų koncentracija, žus [17, 59–61].

Mikroorganizmų augimui ir vystymuisi reikia biogeninių elementų: C, N, P. Svarbiausi jų augimui yra azotas ir fosforas. Mikrobus augimui ir vystymuisi ne mažiau reikalingi ir kiti elementai: H, K, Ca, S, Mg ir kt. Kai kurie mikroelementai mikroorganizmams yra reikalingi tik labai nedideliais kiekiais: Fe, B, Zn, Cu, Mn, Mo, Co [16, 17]. Kiekvieno iš aptartų komponentų reikia mikroorganizmų oksidacijos-redukcijos

procesams, taip pat palaikyti tam tikrą terpės pH, osmosinį slėgį, bei jonų pusiausvyrą. Pavyzdžiui, fosfatiniai buferiai palaiko terpės pH, o NaCl – daugelio mikrobu osmosinį slėgį [17, 59–60]. Mikrobu ląstelėse cheminių elementų vidutiniškai būna (% sausos biomasės): iki C – 50, O – 20, N – 14, H – 8, P – 3, K – 1, S – 1, Ca – 0,5, Mg – 0,5, Fe – 0,2, kitų mikroelementų mažiau – 0,001–0,005. Pavyzdžiui, mikroorganizmams trūkstant azoto ir fosforo, sustoja jų augimas, o tuo pačiu ir oro valymo procesas. Todėl oro valymo metu svarbiausiais biogeniniais elementais laikomi C:N:P (atitinkamai santykiu 100:5:1). Mikroorganizmai biogeninius elementus, jos ištirpinus vandenyje, įsisavina per mitybinę terpę. Šios terpės sudėtis priklauso nuo oksiduojamų teršalų cheminės prigimties. Valant orą nuo butanolio ir tolueno, mikrobams reikalingos mitybinės medžiagos yra K_2HPO_4 (1,6 g/l), KH_2PO_4 (0,4 g/l), $(NH_4)_2SO_4$ (1 g/l), $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ (0,5 g/l), $CaCl_2 \cdot H_2O$ (0,01 g/l), Fe $(NH_4)_2$ (0,05 g/l), H_2O (1000 ml); valant nuo dichlormetano – K_2HPO_4 (7,05 g/l), KH_2PO_4 (1,29 g/l), $(NH_4)_2SO_4$ (1 g/l), $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ (0,61 g/l), $CaCl_2 \cdot H_2O$ (0,06 g/l), H_2O (1000 ml) ir t. t. [16, 17, 106].

1. 6. Bioįkrovų charakteristikos ir jų panaudojimas

Vienas svarbiausių biofiltrų elementų, užtikrinančių aukštą oro valymo proceso efektyvumą, yra bioįkrova. Mikroorganizmams įkrova yra kaip substratas, lemiantis jų populiacijos gausėjimą; taip pat įkrova sorbuoja teršalus; užtikrina nuolatinį teršalų kontaktą su biologiškai suaktyvintu jos plotu; aprūpina mikroorganizmus biogeniniais elementais; palaiko pastovius drėgmės, temperatūrinius, pH režimus ir kt. Biologiniuose oro valymo įrenginiuose naudojama bioįkrova gali būti sudaryta iš sintetinių ir organinių medžiagų. Sintetinę bioįkrovą gali sudaryti šios medžiagos: stiklo šukės, polistireno rutuliukai, molinių plytų šukės, molio žiedai ir kt. Natūralią bioįkrovą sudaro organinės medžiagos (bioatliekos ar biokopostas) iš pavienių ar iš kelių, tarpusavyje suderintų medžiagų mišinių (žievių, lapų, dumblo, šiaudų, nendrių, viržių, durpių, žagarų, augalų šaknų ir kt.). Pavyzdžiui, bioįkrova gali būti sudaryta iš 80 % organinių (žievių, lapų, šiaudų, šaknų) ir 20 %, kaip struktūrinio elemento, neorganinių medžiagų (polistireno rutuliukų ir kt.) (1. 19 pav.).



1. 19 pav. Bendras bioįkrovos vaizdas: A – organinės (žievės, lapai, šiaudai, šaknys) (1) ir neorganinės (polistireno rutuliukai) (2) medžiagos; B – įkrovos bioplėvelė (storis 30 μm)

Įkrovos tinkamumą ir jos pasirinkimą biologinio oro valymo procesui lemia šie kriterijai [27–29, 107–110]:

- 1) palyginti nemažas (nuo 40 iki 60 %) poringumas, užtikrinantis gerą teršalų sorbciją;
- 2) didelis naudingo paviršiaus plotas (gausus mikroorganizmų skaičius, lemiantis efektyvų teršalų skaidymą);
- 3) frakcijos homogeniškumas, užtikrinantis nedidelį jos aerodinaminį pasipriešinimą;

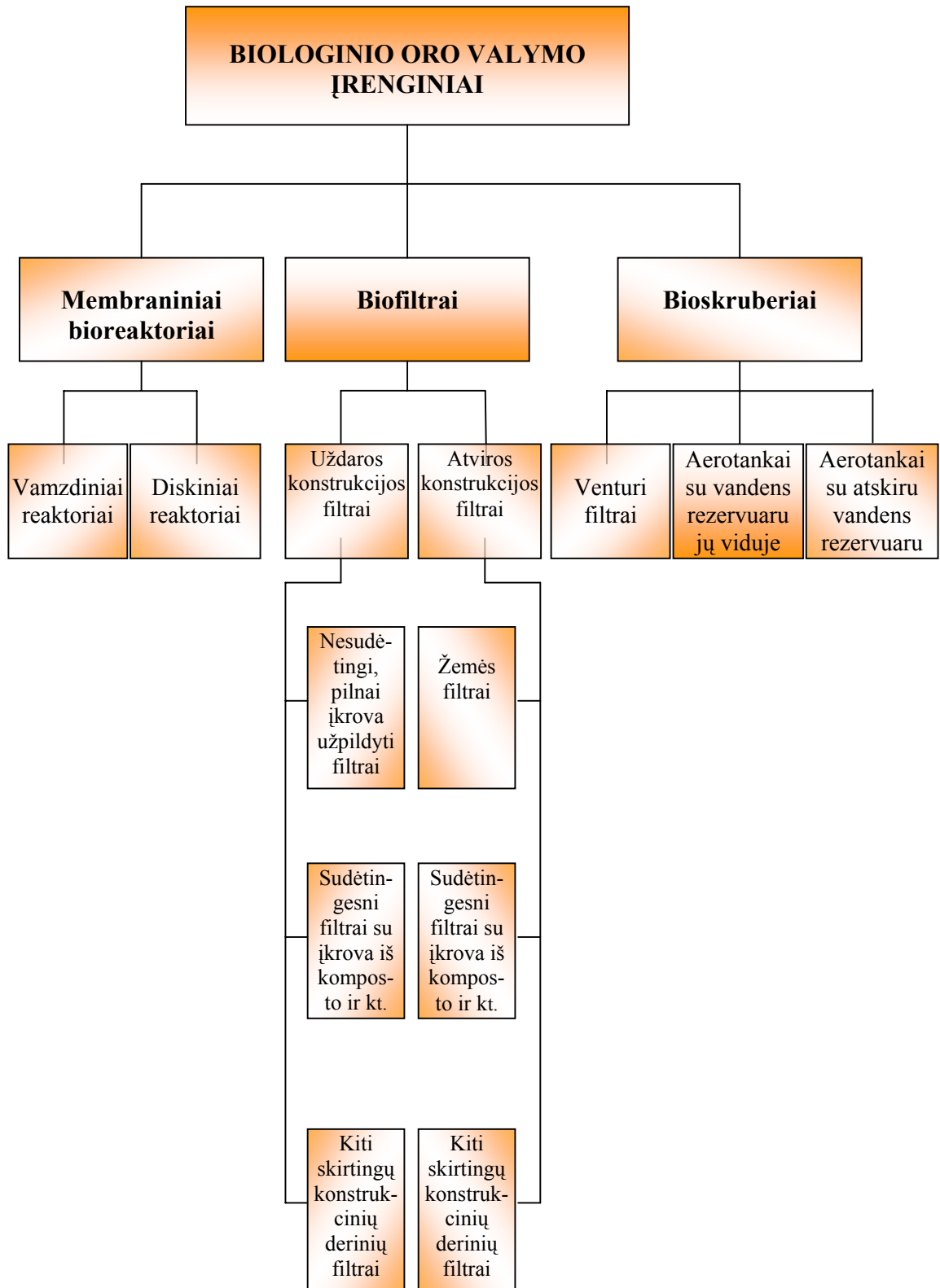
- 4) geras drėgmės sulaikymas (iki 70–85 %), lemiantis teršalų tirpumą ir mikroorganizmų augimą bei jų vystymąsi;
- 5) gera technologija (netrumpas tarnavimo laikas (3–7 m.), stabilumas ir pan.);
- 6) prieinama kaina.

Prieš pradėdant biologinių oro valymo įrenginių eksploatavimą, (2–3 savaites) jų įkrova, leidžiant per ją teršalus, biologiškai aktyvinama. Biologiškai suaktyvinta bioįkrova laikoma tuomet, kai ją padengia plonas (5–30 µm storio) bioplėvelės sluoksnis, kuriame gyvena mikroorganizmai (1. 19 pav.) Biologiškai suaktyvinti įkrovą galima ir kitu būdu. Šiuo būdu mikroorganizmai pirmiausia išauginami tam tikroje terpėje, vėliau jų kultūras užsėjant į dar nesuaktyvintą bioterpę. Oro valymo įrenginyje taikoma įkrova, kaip porėta medžiaga, sulaiko per ją leidžiamus teršalus, kuriuos vėliau suskaido ten gyvenantys mikroorganizmai. Geriausias kontakto laikas tarp teršalo ir suaktyvintos bioįkrovos dalies – biosluoksnio yra 1–4 s [27–29]. Praktikoje bioįkrovos pasirinkimą lemia valomų teršalų cheminė prigimtis. Tai yra valant orą nuo etilacetato, vinilchlorido dažniau naudojamos sintetinės bioterpės, nuo formaldehido – natūralios (iš šiaudų ir kt.); nuo fenolių ir kitų LOJ – aktyvusis dumblas; nuo tetrahidrofuranų – durpių kompostas ir pan. Vadinas, kad užtikrinti efektyvų įkrovos pritaikymą oro valymo procese, reikia įvertinti jau aptartas, pagrindines jų charakteristikas [111–115].

1. 7. Biologinio oro valymo įrenginių klasifikacija, jų ypatumai, taikymas ir moksliniai tyrimai

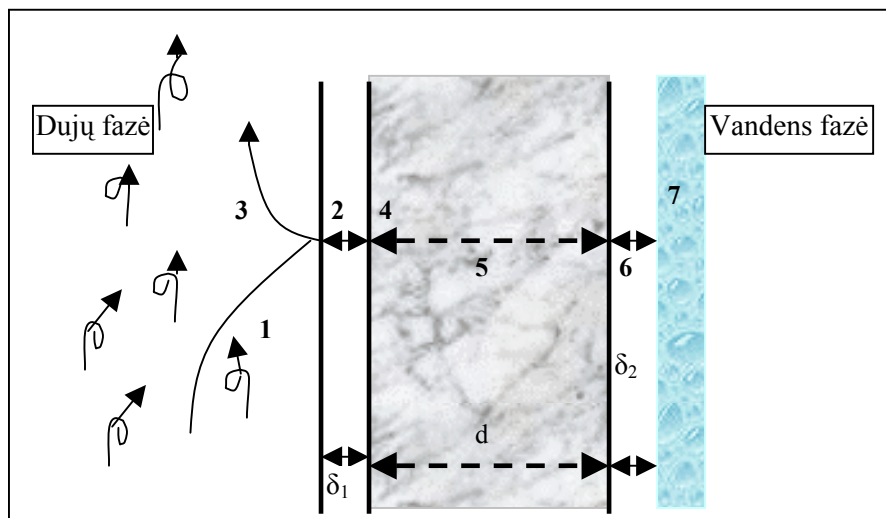
Biologinio oro valymo metu naudojami skirtingų konstrukcijų, nevienodo veikimo principo, įvairia bioįkrova užpildyti įrenginiai. Jų pasirinkimą lemia valomų teršalų cheminė prigimtis, išsiskiriančių teršalų kiekis ir pan. Praktikoje žinomi trys pagrindiniai biologinių oro valymo įrenginių tipai (1. 20 pav.) [27–29, 116–120]:

- 1) membraniniai bioreaktoriai;
- 2) biofiltrai;
- 3) bioskruberiai.



1. 20 pav. Biologinio oro valymo įrenginių klasifikacija [27–29]

Kiekvienas įrenginio tipas klasifikuojamas į potipius, o pastarieji – dar smulkiau. Iš visų biologinio oro valymo įrenginių labiausiai konstrukcine įvairove išsiskiria biofiltrai. Pačiais „jauniausiais“ pasaulyje yra laikomi membraniniai bioreaktoriai. Jie pradėti konstruoti tik prieš keletą dešimtmečių. Šiuose bioreaktoriuose naudojama silikoningė kaučiukinė membrana, per kurią teršalai iš dujų pernešami į vandens fazę ir ten suskaidomi mikroorganizmų (1. 21 pav.). Oro valymo metu šiuose filtruose naudojama silikoningė membrana pasižymi unikaliomis savybėmis, kadangi kontaktui su mikroorganizmais ji galima pernešti ypač sunkiai vandenyje tirpstančius LOJ. Žinomi dviejų tipų membraniniai bioreaktoriai: vamzdiniai ir diskiniai. Silikoningė membrana vamzdiniam bioreaktoriuje įmontuota cilindro formos korpuse, o diskiniame – ant vertikalios ar horizontalios vienos prieš kitą išdėstytų diskų. Membraniniai bioreaktoriai pasižymi labai aukštu oro valymo efektyvumu – iki 99 % [27–29, 221–222].

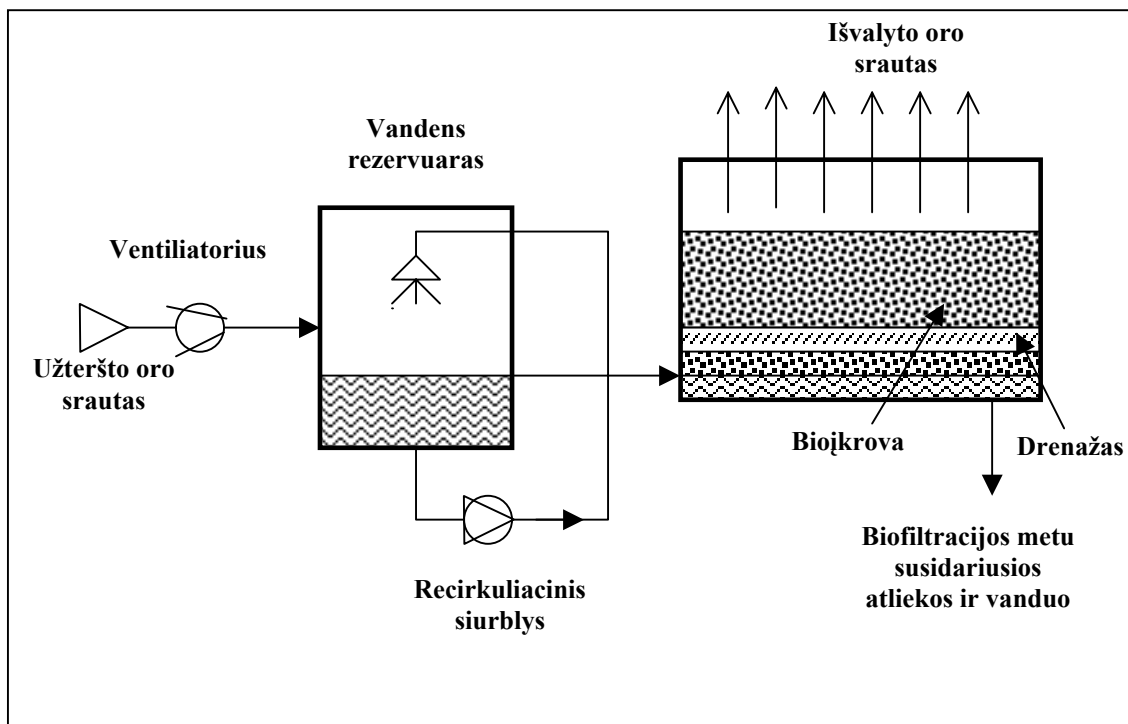


1. 21 pav. Bioreaktoriaus su silikoninga membrana schema

d – silikoningės membranos storis; δ_1 , δ_2 – membraninio sienelių storiai; 1 – užteršto oro srauto pernešimas iki membraninio sienelės; 2 – užteršto bei išvalyto oro srautų difuzija per sienelę; 3 – išvalyto oro srauto išleidimas; 4 – užteršto oro srauto adsorbcija membranoje; 5 – oro srauto adsorbcija bei tolygus jo pasiskirstymas visame membraninio plote; 6 – oro srauto adsorbcija bei difuzija į adaptuotus mikroorganizmus; 7 – teršalų skaidymas dalyvaujant mikroorganizmams

Pačios paprasčiausios konstrukcijos bei seniausieji naudojami biologinio oro valymo įrenginiai yra biofiltrai. Vienas svarbiausių šių įrenginių komponentų yra bioįkrova

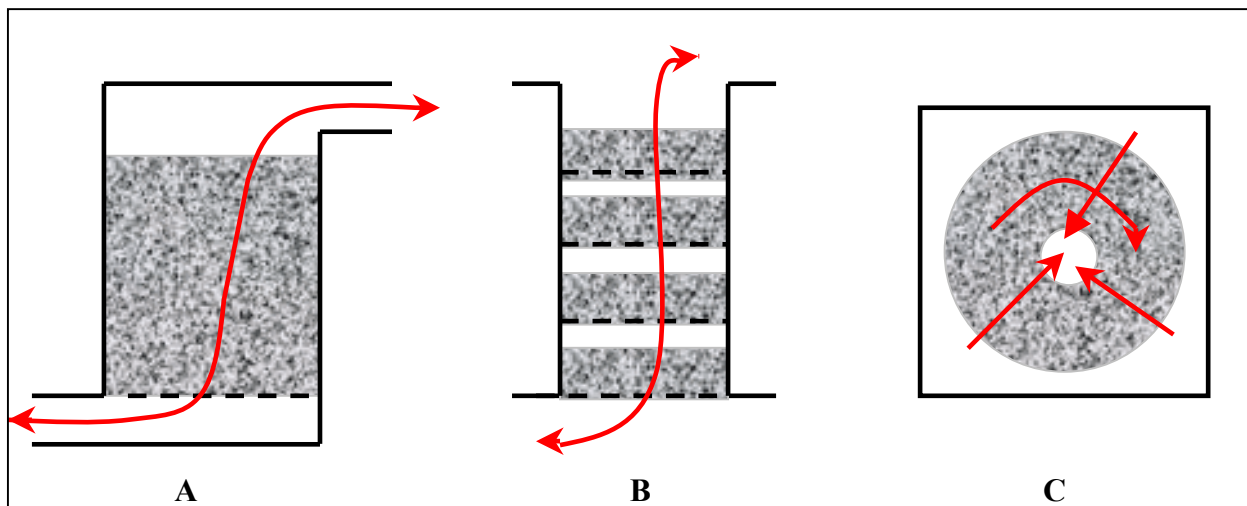
(iš komposto, žievių, viršių, šiaudų, durpių ir kt.), kurioje kultivuojami mikroorganizmai oksiduoja per ją leidžiamus teršalus (1. 22 pav.) [104–107]. Dažniausiai šie filtrai sudaryti iš betoninio ar skaldos sluoksnio pamato, 0,5–1,5 m aukščio įkrovos sluoksnio, drenažui skirtų vamzdžių, oro srauto padavimo bei išleidimo ortakių, ventiliatoriaus bei vandens rezervuaro. Valant orą, užteršto oro srautas per įkrovą pučiamas ventiliatoriumi 0,2–0,5 m/s greičiu.



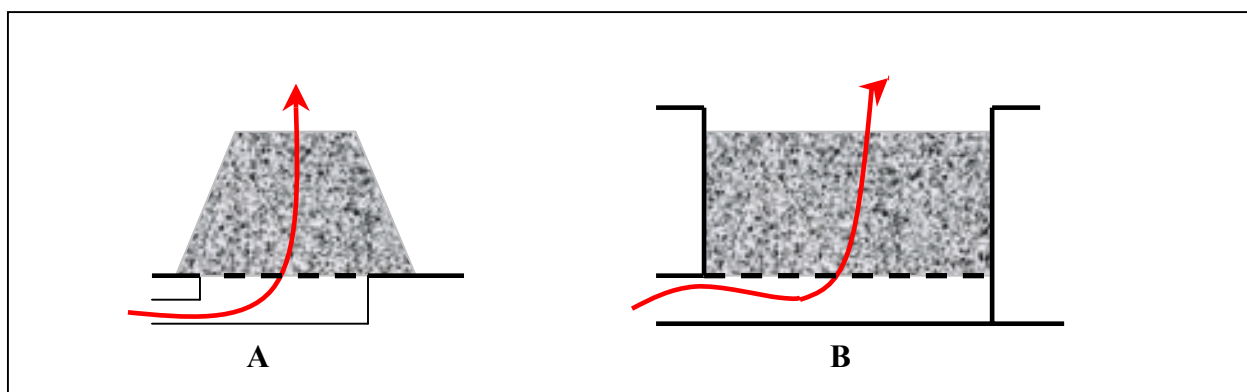
1. 22 pav. Biofiltro schema

Biofiltro įkrova gali būti drėkinama iš viršaus ir apačios, vandenį tiekiant iš rezervuaro automatinio arba išpurškiant jį rankiniu būdu. Šiuose filtruose teršalų kontaktas su aktyviuoju įkrovos plotu vidutiniškai trunka iki 30 s. Biofiltrai gali būti įvairių konstrukcijų: uždaros ar atviros ir sudėtingos ar ne. Uždaros konstrukcijos biofiltrai turi sandarų korpusą, užpildytą bioįkrova keliais būdais: vienu ar keliais sluoksniais, rotaciškai ir pan. (1. 23 pav.) [27–29].

Atviros konstrukcijos biofiltruose įkrova (iš komposto, viršių, durpių, šiaudų, medžių šaknų ir kt.) atvirai ribojasi su aplinka. Tokiuose filtruose įkrova gali būti supilta nuo pagrindo iki viršaus vienodu sluoksniu ar kaupo forma (1. 24 pav.). Atviros konstrukcijos biofiltrai dar vadinami žemės filtrais [27–29].



1. 23 pav. Uždaros konstrukcijos biofiltrų schemos, kur įkrovos supiltos: A – vienu sluoksniu; B – keliais vienodais sluoksniais; C – rotaciškai



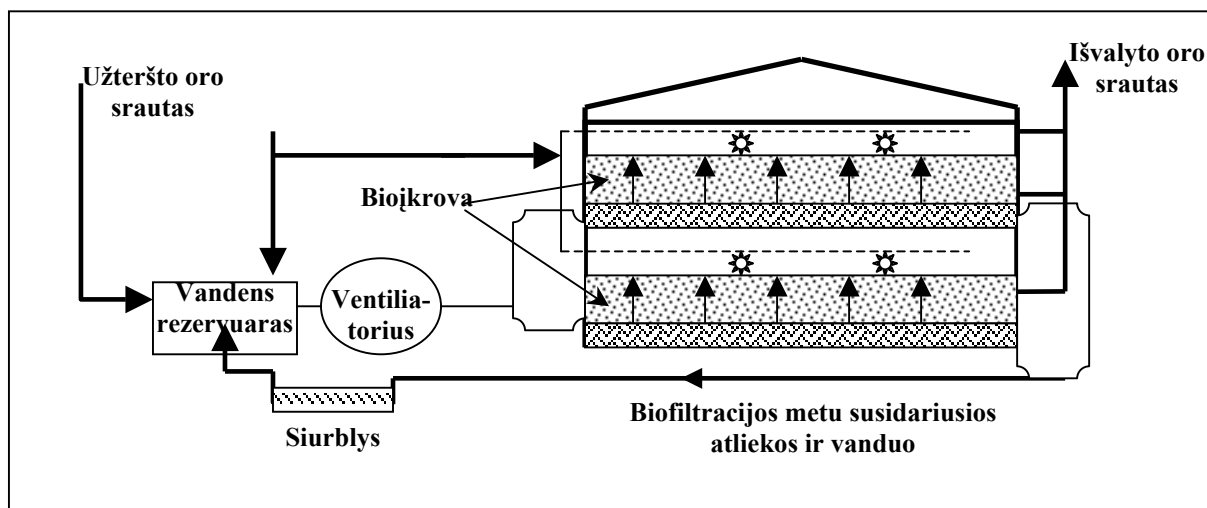
1. 24 pav. Atviros konstrukcijos biofiltrų schemos, kur įkrovos supiltos: A – kaupu; B – vienu sluoksniu

Biofiltrų sudėtingumą apsprendžia juose įrengta automatinė sistema. Sudėtingesnės konstrukcijos filtrų darbo režimas pilnai palaikomas automatikos. Nesudėtingos konstrukcijos biofiltrais nėra automatizuoti [123]. Šie biofiltrais naudojami orui valyti nuo įvairios prigimties teršalų (etanolio, metanolio, formaldehido, benzeno, amoniako, sieros vandenilio ir kt.) daugelyje gamyklų (maisto, lakų, dažų, baldų, celiuliozės ir popieriaus t. t.) ar naminių gyvulių fermų. Prie gamyklų ar jų viduje sukonstruoti biofiltrais dažnai užima palyginti nemažą (nuo 10 iki 2 000 m²) plotą. Tokių filtrų įkrovos paviršiaus plotui tenka nemaža orinė apkrova, kuri gali siekti nuo 10 iki 500 m³/m²/h. Praktikoje biofiltrais nesudėtingai konstruojami, nedidelės jų kapitalinės bei eksploatacinės sąnaudos, palyginti netrumpas (net iki 10 m.) tarnavimo laikas ir pan. Šie filtrais turi nemažą 40-60 % porėtumą

bioterpės paviršiaus plotą su jame gausiu mikroorganizmų skaičiumi. Visa tai padeda pasiekti aukštą oro valymo efektyvumą (iki 99 %). Minėtus biofiltrų privalumus patvirtina konservų gamykloje taikomo pramoninio biofiltro techninės charakteristikos. Pavyzdžiui, šio filtro įkrovos aukščiui esant iki 1,0 m, o jo filtruojančios medžiagos plotui sudarant iki 10 000 m², bioįkrovos paviršiaus plotui tenka nemaža (nuo 30 iki 300 m³/m²/h) orinė apkrova, pasiekiamas aukštas įrenginio našumas 10 000 m³/h bei oro valymo efektyvumas (80–95 %) (1. 25, 1. 26 pav.). Iki šiol Lietuvos įmonėse tokios konstrukcijos biofiltrai nebuvo dažnai taikomi. Yra žinoma tik viena įmonė AB „Klaipėdos baldai“, kurioje orui valyti nuo formaldehido įdiegtas biofiltras su šiaudų įkrova [27–29, 124–125].

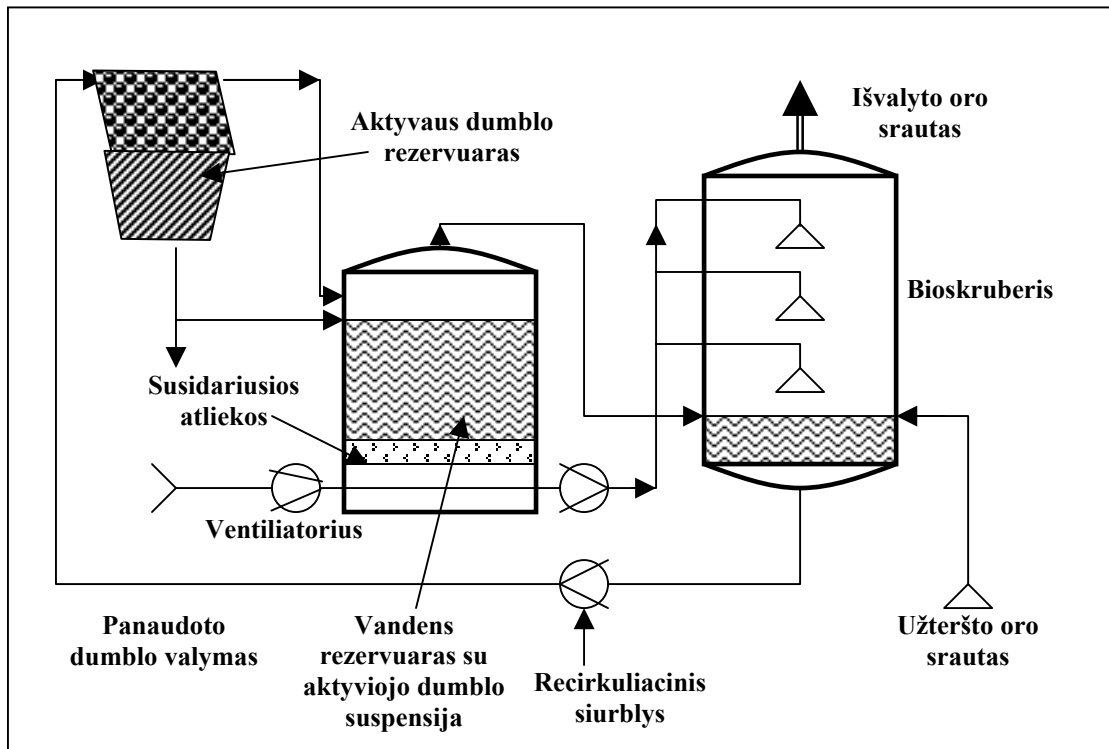


1. 25 pav. Uždaros konstrukcijos biofiltras



1. 26 pav. Uždaros konstrukcijos biofiltro schema

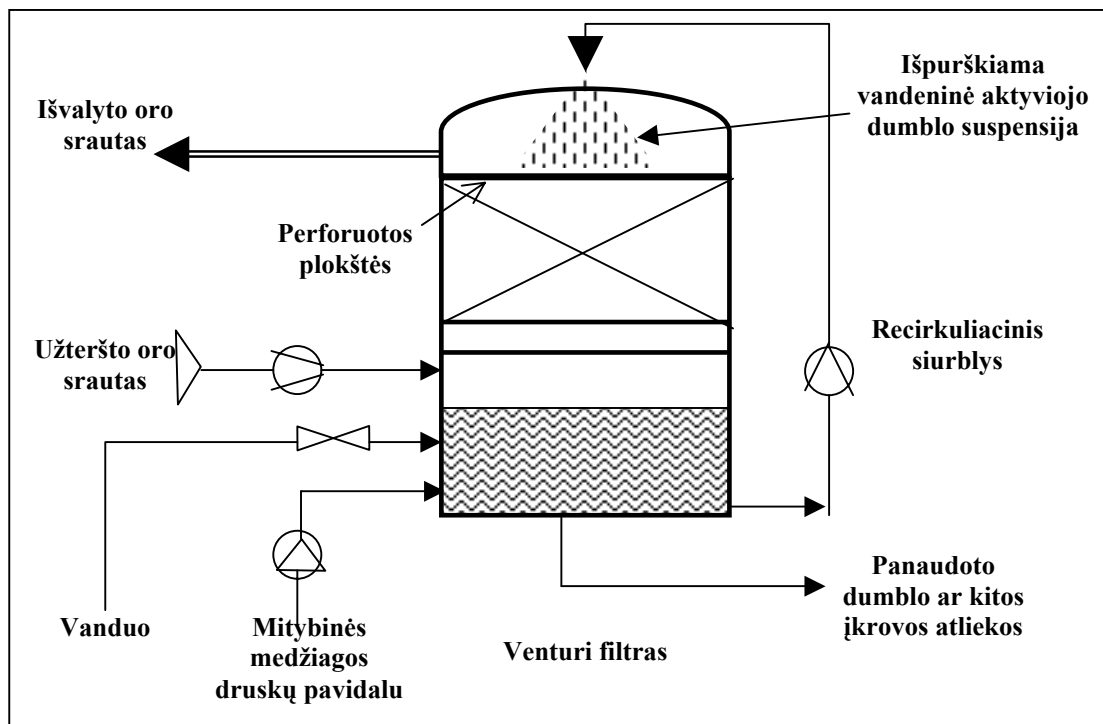
Valant orą nuo teršalų, praktikoje taikomi ir kiti biologinio oro valymo metodo principu sukonstruoti įrenginių tipai. Vieni iš tokių yra bioskruberiai (1. 27 pav.). Bioskruberiuose užteršto oro srautas pirmiausiai kontaktuoja su vandenine biologiškai aktyvios įkrovos suspensija, kurioje ištirpę teršalai intensyviai oksiduojami mikroorganizmų.



1. 27 pav. Bioskruberio schema

Bioskruberiai, kurie skirti orui valyti nuo palyginti gerai vandenyje tirpstančių teršalų: butanolio, aminų, nitrilų ir kt., yra kelių tipų: venturi (ar čiurkšliniai) filtrai ir įrenginiai su tame pačiame korpuse arba atskirai įmontuotu vandens rezervuaru, pripildytu vandenine aktyvaus dumblo suspensija (1. 28 pav.). Tokiuose filtruose, leidžiant užterštą oro srautą per visą jo ilgį, išpurškiama aktyviojo dumblo suspensija intensyviai kontaktuoja su teršalais. Kontaktuojant šiai įkrovos suspensijai su užteršto oro srautu, vyksta oro valymas. Analogiškai oras valomas ir filtruose su atskirai įtaisytu vandens rezervuaru, į kurį tiekiamas klampusis dumblas ištirpsta ir virsta vandenine aktyvaus dumblo suspensija. Dažniausiai bioskruberiai yra labai nedidelių matmenų, nes vandeninėje biologiškai aktyvios įkrovos suspensijoje nemaža mikroorganizmų koncentracija. Gerinant oro valymo efektyvumą, bioskruberių viduje dažnai įtaisytos perforuotos plokštės, kurios didina

biologiškai aktyvios vandeninės suspensijos ir užteršto oro srauto kontakto laiką. Šiuose filtruose teršalų kontaktas su aktyviuoju dumbly vidutiniškai trunka iki 0,5–2 s [27–29].



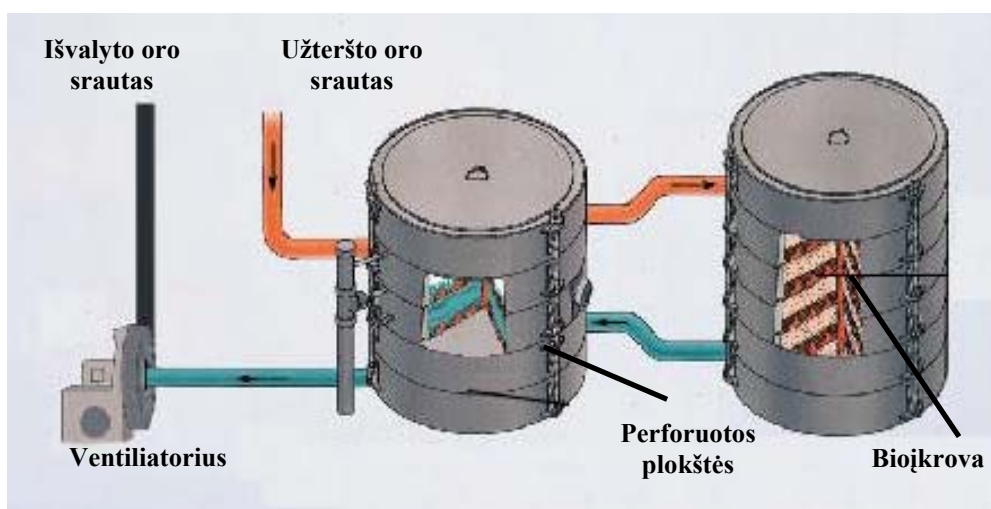
1. 28 pav. Venturi filtro schema

Bioskruberių tipui priskiriami ir venturi filtrai, kuriuose kaip įkrova gali būti naudojamas ne tik aktyvusis dumblas, bet ir stiklo šukės, skaldytos molinės plytos, nendrės ir kt. Kartais venturi filtrai yra išskiriami į atskirą biologinių oro valymo įrenginių tipą (1. 28 pav.). Šiuose įrenginiuose oro valymo metu iš apačios leidžiamas užteršto oro srautas dėl susidariusio slėgio kyla aukštyn per visą filtro viduje esantį įkrovos sluoksnį. Kad geriau vyktų oro valymas, įkrova iš viršaus yra drėkinama. Venturi filtruose, didinant jų efektyvumą, įtaisomos perforuotos plokštės, kurios ilgina vandeninės įkrovos ir užteršto oro srauto kontakto trukmę, taip pat įmontuojamas recirkuliacinis siurblys, kuris surenka susidariusį vandens perteklių ir grąžina jį atgal į bioįkrovą ir pan. Bioskruberių ir venturi filtrų pasirinkimą lemia nesunkiai jų bioterpėje palaikoma artima neutraliai vandenilio jonų koncentracija ($\text{pH} = 7$), intensyvus mikroorganizmų biomasės augimas, aukštas oro valymo efektyvumas (iki 98 %), nebrangus eksploatavimas ir pan. Pramoniniai bioskruberiai ir venturi filtrai dažniausiai naudojami orui valyti nuo fenolio, butanolio, formaldehido,

aminų, amoniako ir kt. maisto (kakavos, cukraus ir kt.), lakų gamybos metu, skerdyklose ir kt. Nors šio tipo pramoninių oro valymo įrenginių matmenys palyginti nedideli (nuo 6 iki 280 m²), tačiau jie pasižymi aukštu oro valymo efektyvumu (94–98 %) bei našumu (nuo 40 000 iki 100 000 m³/h). Pavyzdžiui, orui valyti nuo LOJ, vienu metu gali būti naudojama net 16 į vieną sistemą sujungtų venturi biofiltrų su skaldytų molinių plytų įkrova (1. 29, 1. 30 pav.) [29, 126–127].



1. 29 pav. Venturi biofiltrai



1. 30 pav. Venturi biofiltrų su skaldytų plytų įkrova schema

Aptartų biologinio oro valymo įrenginių taikymas konkrečiame pramonės objekte priklauso nuo jų techninių parametrų bei nuo valomų teršalų cheminės prigimties. Valant nedideliu greičiu (iki 2 m/s) leidžiamus užteršto oro srautus, daugelyje užsienio šalių pramonės įmonių dažniau naudojami biofiltrai su stacionaria įkrova (iš komposto, viršių, durpių ir kt.). Šie biofiltrai, jų biologiškai suaktyvintą įkrovos formą nesunkiai pervedus į neaktyvią, gali būti eksploatuojami pertraukiamu režimu dirbančiose įmonėse net iki 10-ies metų. Nepertraukiamu režimu dirbančiose pramonės įmonėse, valant dideliu greičiu (virš 10 m/s) paduodamus užteršto oro srautus, dažniau naudojami bioskruberiai užpildyti aktyviuoju dumbly ar kitų rūšių (stiklo šukių, skaldytų molinių plytų ir kt.) įkrovomis. Tačiau dėl intensyvios bioskruberių eksploatacijos susidaro nemaži toksiškos įkrovos kiekiai. Tai įvertinus, kartais pramonės įmonėse į vieną sistemą konstruojami kelių biologinių oro valymo įrenginių tipai. Pirmiausia užteršto oro srautas valomas biofiltru su stacionaria įkrova, o vėliau – bioskruberiu su aktyviojo dumblo suspensija [27–29].

Įvairių šalių (ypač JAV, Vokietijos ir kt.) mokslininkai, taikydami oro valymo įrenginius pramonėje bei optimizuodami jų veikimą, atlieka kompleksinius biofiltrų efektyvumo, našumo, bioterpės tyrimus ir kt. Tai įvertinant pasirenkami pagrindiniai cheminės analizės metodai: dujinės chromatografijos su liepsnos jonizacijos detektoriumi, dujinės chromatografijos su masės spektrometriniu detektoriumi, olfaktometrinis ir kt. Biologinių oro valymo įrenginių efektyvumo tyrimuose, nustatant tiriamų organinių medžiagų koncentracijas (mg/m^3) prieš oro valymą ir po jo, dažniausiai naudojamas chromatografinės analizės metodas. Atlikus tiriamų organinių junginių ore chromatografinę analizę, iš kalibracinės kreivės apskaičiuojamas analizuojamos medžiagos kiekis (mg) [123–126].

Biofiltrų efektyvumui įvertinti taikomas taip pat olfaktometrinis metodas. Šiuo metodu nustatomas tiriamų teršalų kvapo intensyvumas (KI/m^3) šešiabalėje sistemoje (nėra kvapo, labai silpnas, silpnas, vidutinis, stiprus, labai stiprus ir ypač stiprus). Priklausomai nuo kvapo intensyvumo dažniausiai sutinkamiems teršalams yra nustatytos Veberio-Fechnerio koeficientų reikšmės: acetoniui – 2,3, amoniakui – 3,5, n-butanoliui – 2,1 ir t. t. Tačiau tai nėra efektyvus teršalų nustatymo metodas, nes jo patikimumas siekia tik apie 50 %. Atliekant biofiltrų teorinius bei eksperimentinius tyrimus, tarp žinomų cheminės analizės metodų, dažniausiai pasirenkamas chromatografinis [127–130].

1. 8. Išvados

1. Daugelyje pasaulio pramonės šakų (medžio apdirbimo, dažų, lakų, plastmasių, popieriaus, celiuliozės, maisto) naudojama bei į aplinkos orą išsiskiria daug LOJ: butanolis, butilacetatas, etilacetatas, ksilenas ir kt. Atlikus gyvenamosios ir darbo aplinkos oro taršos analizę Lietuvoje užfiksuota, kad per metus išsiskiria net iki 25 % LOJ.

2. LOJ nukenksminti taikomi įvairūs oro valymo metodai: adsorbcija, absorbcija, katalizinė oksidacija ir kt. Tačiau šiuos metodus taikyti brangu, susidaro kenksmingi skilimo produktai ir pan. Pasaulyje šalia šių oro valymo metodų taikomos naujesnės, ekonomiškesnės bei efektyvesnės biologinio oro valymo technologijos.

3. Biologinio oro valymo proceso metu organiniai ir neorganiniai teršalai skaidomi iki nekenksmingų jų skilimo produktų: pirmiausia iki tarpinių (metabolitų), o pastarieji iki galutinių – CO_2 ir H_2O . Šiame procese pagrindinis vaidmuo tenka kultivuojamiems mikroorganizmams: bakterijoms, mikromicetams ir mielėms.

4. Išnagrinėtas biocheminius procesus aprašantis Michaelio-Menten dėsnis, pagal kurį biocheminių reakcijų fermentacijos greitis tiesiogiai priklauso nuo fermento koncentracijos.

5. Įvertinta mikrobiologiškai skaidomų teršalų (angliavandenilių, alkoholių, organinių rūgščių ir kt.) oksidavimo priklausomybė nuo jų sandaros, sudėties, koncentracijos ir t. t.

6. Aptarti biologinį oro valymo procesą lemiantys pagrindiniai aplinkos veiksniai: fizikiniai (temperatūra, drėgmė, hidrostatinis ir mechaninis slėgiai ir kt.), cheminiai (pH, įvairios cheminės medžiagos, deguonis ir kt.) ir biologiniai (mikroorganizmų aktyvumas, jų mityba ir kt.).

7. Charakterizuota biologiniuose oro valymo įrenginiuose taikoma bioįkrova bei jos panaudojimo galimybės biofiltracijos procese, įvertinant teršalų sorbciją, jų skaidymą, kontaktą su aktyviuoju įkrovos plotu, mikroorganizmų egzistenciją ir pan.

8. Dabartiniu metu pasaulyje biologinis oro valymas plačiai taikomas daugelyje šalių – Vokietijoje, Austrijoje, Danijoje, Prancūzijoje, Didžiojoje Britanijoje, Švedijoje ir kt. Remiantis statistiniais duomenimis, apie 1990 m. įvairiose šalyse pastatyta virš 1 000 biologinio oro valymo įrenginių, kurie praktikoje skirstomi į tris pagrindinius tipus: membraninius bioreaktorius, biofiltrus ir bioskruberius.

9. Lietuvoje kol kas nėra atlikta išsamių mokslinių biologinio oro valymo tyrimų bei nėra sukurta daug biotechnologijų, kurios būtų dažnai taikomos orui valyti įvairiose pramoninės įmonės. Žinomas vienintelis biologinio oro valymo įrenginys, įdiegtas vienoje Lietuvos įmonėje – AB „Klaipėdos baldai“ orui valyti nuo formaldehido.

10. Apžvelgus bei išanalizavus teorinę ir praktinę informaciją apie biologinius oro valymo įrenginius bei jų konstrukcinius sprendimus pasaulyje galima teigti, kad tyrimų šia tematika atlikta nemažai (tyrinėti ir pramonės įmonėse įdiegti įvairių konstrukcijų biofiltrai, jų techniniai parametrai, naudojamos įkrovos ir pan.). Tačiau įgyvendinant darnaus vystymosi strategiją Lietuvoje, diegti biotechnologijas yra perspektyvu.

Tuo tikslu šio darbo indėlis į nagrinėjamą problematiką būtų:

- VGTU Aplinkos apsaugos katedroje sukurti biofiltrą su suaktyvinta pušų žievių įkrova;
- atlikti biologiškai suaktyvintos pušų žievių įkrovos mikrobiologinius tyrimus bei įvertinti šį oro valymo procesą, priklausomai nuo filtro eksploataavimo trukmės;
- atlikti biofiltre naudojamos pušų žievių įkrovos sorbcijos tyrimus ir įvertinti biologiškai suaktyvintų pušų žievių taikymo galimybes biofiltracijos procese;
- teoriškai ir eksperimentiškai ištirti biofilto su suaktyvinta pušų žievių įkrova efektyvumą, valant orą nuo tyrimams pasirinktų LOJ – butilacetato, butanolio ir ksileno;
- eksperimentinių tyrimų metu optimizuoti sukurto biofilto veikimo sąlygas bei nustatyti jo efektyvumo priklausomybes nuo įvairių parametų (leidžiamo oro srauto greičio ir debito, įkrovos kiekio ir pan.);
- atlikus teorinius ir eksperimentinius tyrimus, sukurtą biofiltrą su suaktyvinta pušų žievių įkrova, kaip nebrangų ir efektyvų metodą, pritaikyti pertraukiamu režimu dirbančiose Lietuvos pramonės įmonėse (chemijos, naftos, baldų, maisto ir kt.) darbo aplinkos orui valyti nuo įvairių teršalų.

2. FILTRO ĮKROVOS BIOLOGINIO AKTYVUMO TYRIMAI

2. 1. Įvadas

Oro valymo metu viena svarbiausių biofilto įkrovos charakteristikų yra jos biologinis aktyvumas. Įkrovos suaktyvinimo laipsnis priklauso nuo joje gyvenančių mikroorganizmų gebėjimo oksiduoti chemines medžiagas. Biocheminių procesų metu mikroorganizmai, naudodami teršalus kaip anglies ir energijos šaltinį, suskaido juos iki nekenksmingų skilimo produktų.

Valant orą nuo teršalų, biologinių įrenginių įkrovoje gali būti kultivuojamos tiek grynos, tiek savaiminės mikroorganizmų kultūros. Introdukuoti į bioįkrovą tam tikras chemines medžiagas oksiduojančias, grynas mikroorganizmų kultūras yra brangu. Tuo pagrindu VGTU Aplinkos Apsaugos katedroje sukurto filtro biologiškai suaktyvintoje pušų žievių įkrovoje pasirinkta kultivuoti savaimines mikroorganizmų asociacijas. Mikroorganizmų egzistavimui filtro bioįkrovoje palaikant palankias aplinkos sąlygas (28–30 °C temperatūrą, 60 % drėgnumą, artimą neutraliai pH = 7,2) vandenilio jonų koncentraciją ir kt.), pasiekiamas efektyvus valomų teršalų oksidavimas.

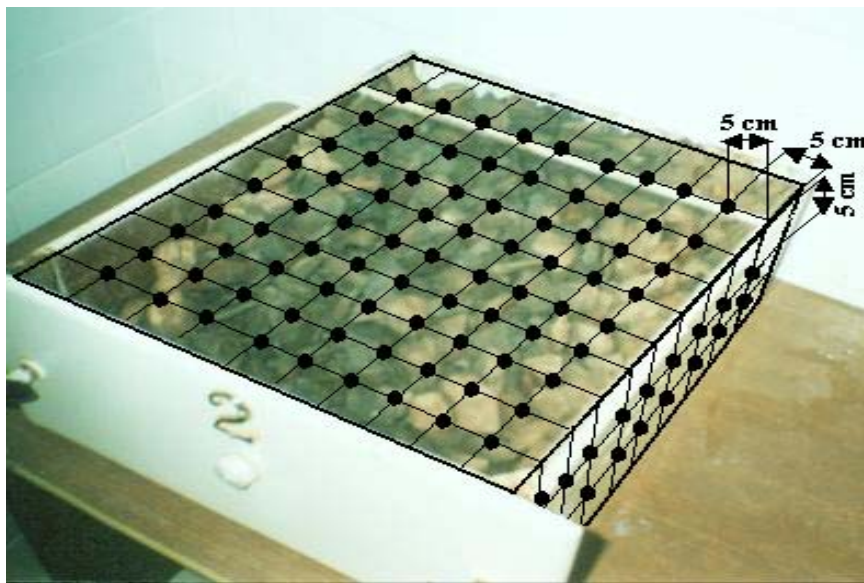
Siekiant visapusiškai ištirti biologinį oro valymo procesą, prieš paleidžiant filtrą bei jo eksploatavimo metu atlikti bioįkrovos mikrobiologiniai tyrimai. Šių tyrimų tikslas – apibūdinti bei kiekybiškai nustatyti biologiškai nesuaktyvintose ir suaktyvintose pušų žievėse gyvenančių savaiminių mikroorganizmų (bakterijų ir mikromicetų) asociacijų dinamiką, taip pat laboratorinėmis sąlygomis įvertinti mikrobų gebėjimą skaidyti įvairių koncentracijų (iki 100 mg/m³) tiriamus teršalus.

2. 2. Tyrimų metodika

Prieš paleidžiant biofiltrą, jo įkrova apie dvi savaites ruošta oro valymo procesui. Šio proceso metu terpė, leidžiant per ją tiriamus LOJ, biologiškai aktyvinta, taip pat drėkinta bei turtinta biogeniniais elementais. Įkrovos biologinio suaktyvinimo pradžioje (pirmąsias kelias paras) per ją leisti nedidelių (iki 30 mg/m³) koncentracijų teršalai. Pirmosiomis įkrovos aktyvinimo paromis šis procesas truko nuo kelių iki keliolikos minučių. Palaipsniui didinant per įkrovą leidžiamų organinių teršalų koncentracijas (nuo

30 iki 200 mg/m³) bei ilginant jų leidimą (nuo keliolikos minučių iki kelių valandų), ilgėjo terpės biologinio aktyvinimo trukmė. Skirtingos tiriamų organinių medžiagų koncentracijos gautos jas kaitinant inde ant reguliuojamos elektrinės plytelės.

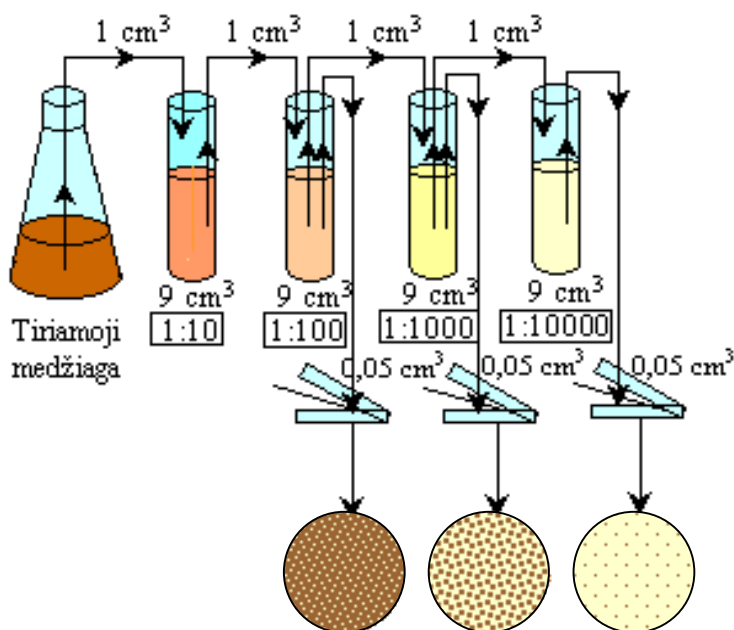
Biologiniam įkrovos suaktyvinimui nustatyti paimti jos nesuaktyvintų (prieš oro valymą) bei suaktyvintų (iš veikiančio filtro kas 20 parų) žievių mėginiai. Tyrimų metu įvertinta mikroorganizmų kiekybinė sudėtis. Siekiant kuo tiksliau nustatyti mikroorganizmų kiekį, iš kiekvieno įkrovos sluoksnio paviršiaus (iki 50 mm) bei gilesnių jos sluoksnių (nuo 50 iki 150 mm) paimtas tam tikras žievių kiekis (5 g). Kiekvieno žievių mėginio ėmimas iš tos pačios bioterpės vietos (kas 50 mm horizontalia ir vertikalia kryptimi) kartotas 5 kartus. Pušų žievių mėginių ėmimo vietos gautos iš priešingų filtro įkrovos sluoksnio kraštinių išvedus statmenis ir gavus jų susikirtimo taškus. Kiekviename bioterpės sluoksnyje susidarė 243 mėginių ėmimo taškai, o penkiuose filtro sluoksniuose – 1 215 (2. 1 pav.). Didesnis mėginių skaičius užtikrino geresnį statistinį mikrobiologinių tyrimų metu gautų duomenų patikimumą.



2. 1 pav. Pušies žievių mėginių ėmimo taškai (viso 243) viename biofilto krovos sluoksnyje

Mikrobiologinių tyrimų metu kiekvienas 5 g svorio mėginys svertas analitinėmis svarstyklėmis (svėrimo paklaida 0,00005 g), po to subertas į sterilią keramikinę piestelę ir užpiltas 50 ml sterilaus vandens. Keramikinėje piestelėje žievės palengva trintos keramikiniu grūstuvėliu. Gauta suspensija supilta į 100 ml talpos 50 ml vandens pripildytas

kūginės kolbas ir 1 h kultivuota dinaminėmis sąlygomis kratytuve (200 aps./min., esant 30 °C temperatūrai). Kūginėje kolboje pagamintos suspensijos dalis su skirtinga pipete pernešta (santykiu 1:10) į naują mėgintuvėlį su steriliu fiziologiniu tirpalu (0,85 % NaCl) (2. 2 pav.).



2. 2 pav. Kaupiamųjų mikroorganizmų kultūrų skiedimo ir jų sėjimo schema

Kad tiksliai nustatyti mikroorganizmų skaičių, palaipsniui didintas jų kaupiamųjų kultūrų skiedimo laipsnis. Kiekvieną kartą mėgintuvėliuose atskiesta bei gauta suspensija pipete tokiu pačiu santykiu 1:10 pernešta į dar kitus, nenaudotus fiziologiniu tirpalu užpildytus mėgintuvėlius. Tokiu principu kiekvieną kartą suspensija atskiesta iki tam tikro laipsnio. Tyrimų metu įvertinant bakterijų ląstelių skaičių pušų žievių įkrovoje, suspensija skiesta iki 10^4 – 10^7 laipsnio, o nustatant mikromicetų – iki 10^2 – 10^3 laipsnio.

Atskiestas tam tikras kaupiamosios kultūros tūris (μml), priklausomai nuo mikroorganizmų tankio, užsėtas ant skirtingų mitybinių terpių Petri lėkštelėse. Nustatant bendrą bakterijų ląstelių skaičių, esant atitinkamam suspensijos atskiedimo laipsniui, pipete paimta 0,02 ml ir pernešta į sterilią Petri lėkštelę su mėsos peptono agaru (MPA)

terpe. Steriliu Drigalskio sklaidytuvu suspensijos lašai paskleisti po visą terpės paviršių pirmoje lėkštelėje. Nenuvalius Drigalskio sklaidytuvo vienoje iš trijų Petri lėkštelėje, atitinkami jis nuvalytas antroje ar trečioje lėkštelėje (2. 2 pav.). Tokiu būdu atlikti 5 pakartojimai. Kiekvieną kartą ant Petri lėkštelių užrašytas bandymo varianto numeris, sėjimo data ir suspensijos atskiedimo laipsnis.

Analogiškai aprašytiems bandymams su bakterijomis, nustatytas bendras mikromicetų pradų skaičius. Kiekviename bandymo variante iš atitinkamo suspensijos praskiedimo laipsnio pipete paimtas 1 ml ir perneštas į sterilią Petri lėkštelę su salyklo agaro (SA) terpe. Prieš tai sterili SA terpė, ją atvėsinus (iki 48–50 °C), išpilstyta į sterilias Petri lėkšteles. Mikromicetų sėjimas atliktas tokiu pačiu principu kaip ir bakterijų (2. 2 pav.). Ant Petri lėkštelių taip pat užrašytas bandymo varianto numeris, sėjimo data ir suspensijos atskiedimo laipsnis. Kiekvienas bandymo variantas kartotas 5 kartus.

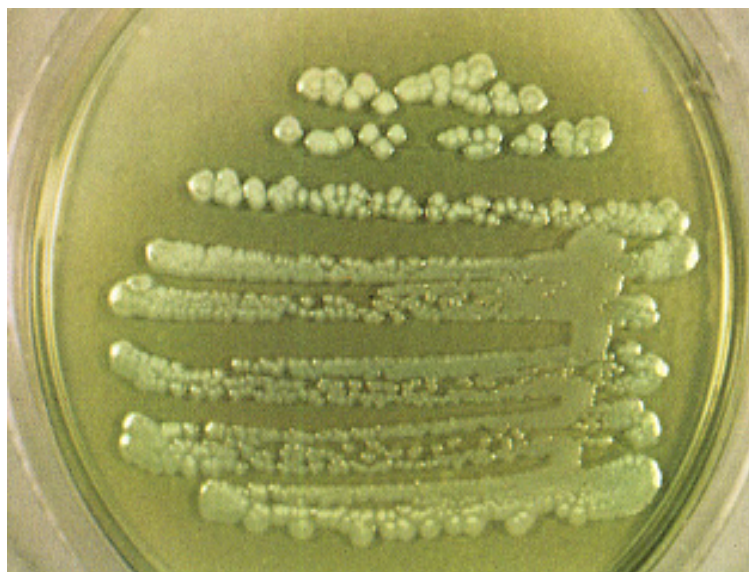
Užsėtos Petri lėkštelės inkubuotos 28–30 °C, kadangi optimaliausia temperatūra savaiminiams įkrovos mikroorganizmams augti yra apie 30 °C. Lėkštelės su bakterijų ląstelėmis inkubuotos 1–2 paras, o su mikromicetų pradais ilgiau – iki 3–5 parų. Užsėtos Petri lėkštelės, išskyrus lėkšteles su modifikuota mineraline terpe (MMT), termostate laikytos apverstos (t. y. dangteliais žemyn).

Laboratorinėmis sąlygomis nustatant LOJ (butanolį, butilacetatą, ksileną, etilacetatą, etanolį ir metanolį) oksiduojančių bakterijų ląstelių skaičių, imta 0,02 ml atskiestos suspensijos, kuri užsėta į sterilias Petri lėkšteles su MMT. Nustatant LOJ oksiduojančių bakterijų ląstelių skaičių naudota MMT, ant jos užlašinus 1–2 ml vieno iš tiriamųjų teršalų (butanolio, butilacetato, ksileno, etilacetato, etanolio ar metanolio). LOJ tolygiai paskleisti steriliu Drigalskio sklaidytuvu po visą terpės paviršių. Nenuvalytas Drigalskio sklaidytuvas toliau eilės tvarka valytas antroje ir trečioje Petri lėkštelėje. Kiekvienas bandymo variantas kartotas 5 kartus. Ant Petri lėkštelių užrašytas varianto numeris, sėjimo data ir atskiedimo laipsnis. Analogiškai bandymai atlikti nustatant LOJ oksiduojančių mikromicetų pradų skaičių. Šiuo atveju praskiestos suspensijos imta mažiau – 0,04 ml. Vėliau Petri lėkštelės su bakterijų ląstelėmis inkubuotos 2–4 paras 28–30 °C temperatūroje. Lėkštelės su LOJ oksiduojančiais mikromicetų pradais tomis pačiomis sąlygomis inkubuotos ilgiau, iki 5–7 parų.

Po inkubacijos užaugusios mikroorganizmų kolonijos vizualiai įvertintos ir suskaičiuotos. Priklausomai nuo atskiedimo laipsnio ir užsėtos suspensijos kiekio, rastas

mikroorganizmų (atskirai bakterijų ir mikromicetų) kiekis viename analizuojamame absoliučiai sausų žievių grame.

Bendram bakterijų ląstelių skaičiui nustatyti naudota „Oxoid“ MPA terpė (peptonas – 5 g/l, agaras – 15 g/l, mielių ekstraktas – 2 g/l, mėsos ekstraktas – 1 g/l, natrio chloridas – 5 g/l). Nustatant bendrą mikromicetų pradų skaičių, naudota SA terpė (salyklo ekstraktas – 1 l, agaras – 25 g). Skirtinga ne tik minėtų terpių sudėtis, bet ir jose palaikomos sąlygos: pH (MPA – 7,2–7,4; SA – 4,5–5), autoklavavimo slėgis bei jo trukmė (PMA autoklavuota 1 atm. slėgyje 30 min., o SA – 0,5 atm. slėgyje 25 min.). Prieš atliekant mikrobiologinius tyrimus, kolbos su paruoštomis terpėmis bei visi šiems tyrimams reikalingi stikliniai indai autoklavuoti 0,5 atm. slėgyje 30 min. Po inkubacijos užaugusios mikroorganizmų kolonijos vizualiai įvertintos bei suskaičiuotos (2. 3 pav.).



2. 3 pav. Užaugusios bakterijų (*Pseudomonas aeruginosa*) kolonijos ant MPA terpės

Atsižvelgus į atskiedimo laipsnį ir užsėtos suspensijos kiekį, užaugusios kolonijos suskaičiuotos ir rasta mikroorganizmų koncentracija (kfv/g), t. y. nustatytas koloniją formuojantis vienetas, esantis viename analizuojamame absoliučiai sausos žievės grame (1 g):

$$M_V = \frac{a \cdot 10^n}{V_S}, \quad (2.1)$$

čia M_V – koloniją formuojantis vienetas analizuojamame sausos žievės grame, kfv/g; a – kolonijų skaičius, vnt.; 10^n – suspensijos atskiedimo laipsnis; V_S – užsėtos suspensijos tūris, ml.

Mikrobiologiniai įkrovos biologinio aktyvumo tyrimai atlikti su skirtingų frakcijų (10–20 mm ir 20–50 mm) pušų žievėmis. Šių tyrimų metu mikroorganizmų kultūros sėtos specialiuose kambariuose, kurie vadinami boksais. Boksuose buvo palaikoma sterili aplinka, todėl dirbta atsargiai (nekalbant, greitai nejudant ir t. t.), kad oro srovės neužterštų mikroorganizmų kultūrų. Mėginio ėmimo metu buvo matuojami: patalpos temperatūra, atmosferos slėgis, santykinė oro drėgmė. Nepriklausomai nuo gautų rezultatų, kiekvienas pušų žievių mėginys tuo pačiu laiku, toje pačioje laboratorijoje, naudojant tą pačią įrangą, analizuotas 5 kartus. Gauti duomenys apdoroti matematinės statistinės analizės pagalba.

Tiriamų mikroorganizmų koncentracija substrate išreikšta absoliučiai sausai jų masei dėl kelių priežasčių. Pirmiausia dėl to, jog didesnę ką tik iš filtro paimtų žievių masės dalį sudaro vanduo. Antra, drėgnose įkrovos žievėse tam tikra mikroorganizmų dalis yra vandens terpėje. Prieš mikroorganizmų kiekybinės sudėties tyrimus, pušų žievės išdžiovintos ir pasvertos. Sausoje pušų žievių masėje nustatyta mikroorganizmų koncentracija tiksliai atspindėjo esamą jų kiekį filtro įkrovoje. Prieš mikrobiologinių tyrimų atlikimą kiekvienas mėginys buvo dar kartą tiksliai pasvertas. Vėliau paimti mėginiai sudėti į džiovinimo spintą ir 30 min. laikyti 75–80 °C temperatūroje. Tai kartota tol, kol susilygino dviejų paskutinių svėrimų reikšmės. Paskutinį kartą svertos žievės laikytos visiškai išdžiūvusiomis bei sausomis. Tokiu būdu drėgnose įkrovos žievėse rastas vandens kiekis bei apskaičiuotas jo vidurkis. Galiausiai nustatyta absoliučiai sausų mėginių masė.

Mikrobiologinei analizei naudotos mitybinės terpės, reagentai bei kita laboratorinė įranga.

1. „Oxoid“ MPA terpė, naudota nustatant bendrą bakterijų ląstelių skaičių. Terpės pH = 7,2–7,4. Ji autoklavuota 1 atm. slėgyje 30 min. Į šios terpės sudėtį įėjo: peptonas – 5 g/l, agaras – 15 g/l, mielių ekstraktas – 2 g/l; mėsos ekstraktas – 1 g/l, natrio chloridas – 5 g/l.

2. SA terpė, naudota nustatant bendrą mikromicetų ląstelių skaičių. Terpės pH = 4,5–5. Ji autoklavuota 0,5 atm. slėgyje 25 min. Į šios terpės sudėtį įėjo: salyklo ekstraktas – 1 l; agaras – 25 g (2–2,5 %).

3. MMT, naudota nustatant bendrą LOJ oksiduojančių bakterijų ląstelių skaičių. Terpės pH = 7,2–7,4. Ji autoklavuota 1 atm. slėgyje 30 min. Į šios terpės sudėtį įėjo: NH_4NO_3 – 0,9 g/l, K_2HPO_4 – 1 g/l, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 0,5 g/l, KCl – 0,5 g/l, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 0,1 g/l, agaras – 20 g (2 %).

4. MMT, naudota nustatant bendrą LOJ oksiduojančių mikromicetų pradų skaičių. Šios terpės sudėtis yra analogiška ką tik aptartai terpei, kuri naudota nustatant teršalus oksiduojančių bakterijų ląstelių skaičių. Terpė autoklavuota 1 atm. slėgyje 30 min. Pagrindinis minėtų terpių skirtumas yra jų pH. MMT, skirtos mikromicetams, pH yra 4,5–5, o bakterijoms – 7,2–7,4.

5. Mikrobiologinei analizei naudoti reagentai: ksileno izomerų mišinys (C_8H_{10}), 99,9 %; butilacetatas ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_2$), 99,9 %; butanolis ($\text{C}_4\text{H}_9\text{O}$ H), 99,9 %; etilacetatas ($\text{C}_4\text{H}_8\text{O}_2$), 99,9 %; etanolis ($\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$), 99,9 %; metanolis (CH_3OH), 99,9 %; fiziologinis tirpalas (NaCl), 0,85 %; sterilus vanduo (H_2O); vandenilio peroksidas (H_2O_2), 10 %; decinormalinis šarmas (NaOH), 0,1 N; metileno mėlynasis; genciano violetas; liugolio tirpalas (J_2/KJ); fuksinas; glicerinas ($\text{C}_3\text{H}_8\text{O}_3$).

6. Mikrobiologinei analizei naudotos matavimo priemonės ir įranga: Petri lėkštelės, biologiniai mėgintuvėliai, pipetmanai, dujinis degiklis, Drigalskio sklaidytuvai, dengiamieji stikleliai, keramikinė piestelė su grūstuvėliu, kolbos, pH indikatorius, pH-metras „pH-538“, termometras „TPK“ (matavimo intervalas 20–200 °C, paklaida 5 °C), analitinės svarstyklės „VLR-200“ (matavimo intervalas 0–100 g, paklaida 0,00005 g), mikroskopas, inkubatorius, džiovinimo krosnelė, autoklavas, psichrometras „MMN-240“

(matavimo intervalas 10–100 %, paklaida 10 %), barometras „SNOL-2,5“ (padalos vertė 0,1 kPa).

Naudotos terpės, laboratoriniai indai ir priemonės sterilizuoti pagal priimtas mikrobiologines metodikas [131–133]. Sistematiniam mikroorganizmų apibūdinimui (iki genties ir rūšies), jų morfologinių ir fizinių savybių nustatymui, iš filtro paimtuose pušų žievių mėginiuose buvo išskirtos grynios mikrobų kultūros. Grynios mikrobų kultūros gautos anksčiau aprašytu skiedimo būdu. Pirmiausia 4–5 mėgintuvėliuose su steriliu vandeniu pagamintos mikrobų suspensijos, kurios vėliau, naudojant sterilias stiklines lazdeles, užsėtos ant paruoštų mitybinių terpių: MPA, MMT ir SA. Po kelių dienų ant terpių, laikytų termostate (28–30 °C), iš kiekvienos mikrobo ląstelės išaugo jų kolonijos. Kad kolonijos neperaugtų (t. y. būtų viena nuo kitos izoliuotos), kiekviena jų auginta tam tikrą, ribotą laiką (t. y. bakterijos – 2–4 paras, o mikromicetai – iki 5–7 parų).

Sterilia vielos kilpele atskirai iš kiekvienos užaugusios kolonijos paimta mikrobų ir jie išmaišyti ant objektinio stiklelio sterilaus vandens laše. Su mikroskopu vizualiai apžiūrėti vienodi ar ne, išaugę iš vienos ląstelės ar iš skirtingų. Po to pakaitinta vielos kilpele nedidelis kolonijos kiekis persėtas į mėgintuvėlius ant įžambaus terpės paviršiaus. Tokiu būdu gautos grynios biofiltro pušų žievių įkrovos mikroorganizmų kultūros. Mikrobiologinių tyrimų metu siekiant išlaikyti išskirtas mikroorganizmų kultūras kuo ilgiau, jas reikėjo laikyti šaldytuve, palaikant žemą temperatūrą (apie 6 °C) bei periodiškai (kas mėnesį) persėjant iš vieno mėgintuvėlio į kitą.

Išskirtos grynios mikroorganizmų kultūros apibūdintos iki genties ir rūšies. Nustatant mikrobo šeimą ir gentį, iš pradžių įvertinti jų morfologiniai požymiai. Užauginta mikroorganizmų kultūra paimta nudeginta bakteriologine kilpele ir plonai išsklaidyta ant švaraus, nuriebalinto objektinio stiklelio 1–2 cm² plote. Visais atvejais daryti ploni tepinėliai, kadangi nuo to priklauso tyrimų rezultatai. Kolonijos, išaugusios ant standžios mitybinės terpės, tyrinėtos mikroskopu, naudojant X 5 padidinimo objektyvą. Šiuo padidiniu buvo gerai matomi ir mikromicetai. Bakterijos tyrinėtos naudojant didesnio padidinimo objektyvus (X 20, X 50, X 60) bei okuliarus (X 20, X 50, X 60).

Pagrindiniai mikroorganizmų morfologiniai požymiai:

- a) ląstelės forma (rutulio, lazdelės, lenktos lazdelės);
- b) augimo pobūdis (pavienės ląstelės, sukibusios poromis, grandinėle, krūvelėmis);
- c) ląstelės dydis mikronais: didelės (daugiau kaip 4–5 mm), vidutinės (2–4 mm) ir smulkios (1–2 mm);
- d) lazdelinių bakterijų galų forma (galai įlenkti, kampuoti ar apvalūs);
- e) sporos ir jų atsparumas aukštai temperatūrai;
- f) judrumas ir žiuželių kiekis (vienas ar keli žiuželiai arba žiuželiai išsidėstę visame ląstelės paviršiuje).

Ląstelių judrumas tirtas kabančiame laše. Forma nustatyta tiriant fiksuotą ir Gramo būdu dažytą preparatą su imersiniu objektyvu. Buvo stebima, kaip ląstelės dažosi – gramteigiamai ar gramneigiamai. Ląstelių dydis matuotas mikrometru.

Sporų atsparumas aukštai temperatūrai nustatytas nulaužus sterilios Pastero pipetės galą ir jį įstačius į tiriamųjų bakterijų suspensiją. Pipetė su suspensija įstatyta į 100 °C temperatūros vandenį. Po 1–2 min. pipetė iš verdančio vandens išimta ir iš viršaus sterilizuota eteriu. Vėliau pipetės galas nulaužtas, o jos turinys išpūstas į Petri lėkštelę su atitinkamos sudėties mitybiniu tirpalu.

Apžiūrint mikromicetus mažuoju mikroskopo objektyvu (X 5), papildomai įvertinta substrato ir orinio micelio spalva, pigmento išsiskyrimas į terpę, konidijakočių sporų forma bei jų išsidėstymas (2. 4 pav.).

Mikrobų apibūdinimui iki genties ir rūšies vien ląstelės morfologinio nagrinėjimo neužteko. Todėl papildomai nustatyti jų kultūrų požymiai bei tirtos fiziologinės savybės.

Pagrindiniai mikrobų kultūrų požymiai:

1) augimo tipas tam tikroje mitybinėje terpėje su želatina:

- a) kolonijų forma – apvali, netaisyklinga, ameboidinė, šakota, pūkuota (2. 5 pav.);
- b) kolonijų paviršius – blizgantis, lygus, gruoblėtas, kauburiuotas, susisukęs radialiniais žiedais, gumburiuotas, raukšlėtas, dulšvas, riebus ar kt.;

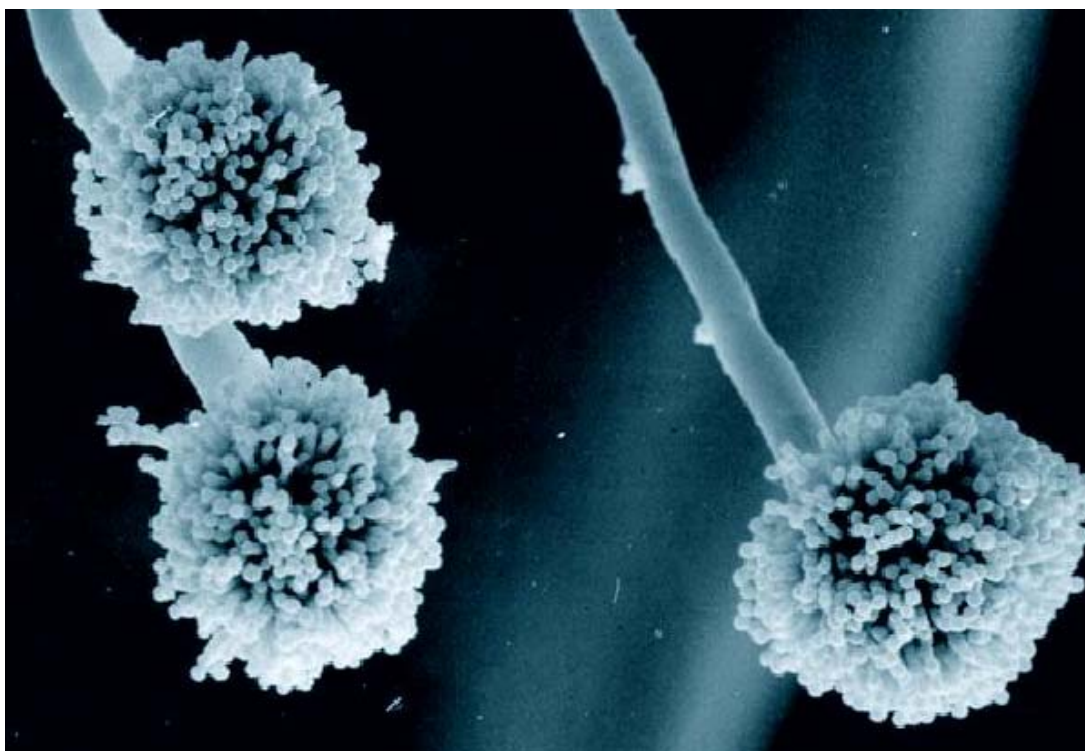
c) kolonijų profilis – išgaubtas, mažai išgaubtas, stipriai išgaubtas, kraterio pavidalo, panašus į kraterį, plokščias, iškilas, volo pavidalo, gumburiuotas, įaugęs į agarą (2. 6 pav.);

d) kolonijų struktūra – vienalytė, smulkiagrūdė, stambiagrūdė, srovinė, siūlinė (pluoštinė) (2. 7 pav.);

e) kolonijų spalva;

f) augimo pobūdis (kai sėjama įdūrimu į mitybinę trupę su želatina);

g) želatinos skystėjimo pobūdis (kai sėjama įdūrimu į mėgintuvėlį).



2. 4 pav. Mikromicetų *Aspergillus niger* susiformavę vaisiakūniai

2) augimo tipas tam tikroje standžioje mitybinėje terpėje, tiriamąjį mikroba pasėjus brūkšneliu ant įžambaus agaro:

a) bakterijoms nustatytas užsėto brūkšnio pobūdis: vientisas (su lygiais arba banguotais kraštais), brūkšniuotas (tarsi grandinė iš izoliuotų kolonijų), difuzinis, plunksniškas, medžio ar šaknų pavidalo;

b) brūkšnio kraštas (lygus, banguotas, smulkiai dantytas, skiautėtas, netaisyklingas, karpytas, plaukuotas, blakstienuotas, šakotas) (2. 8 pav.);

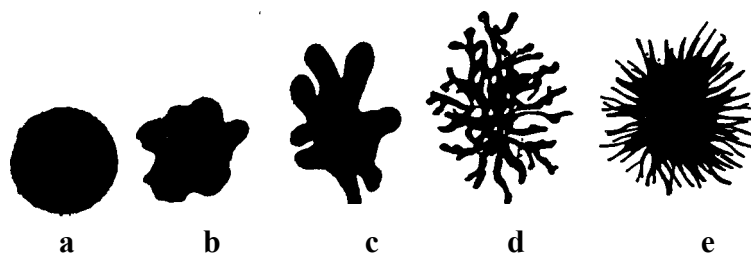
- c) brūkšnio paviršius (blizgantis, matinis, miltuotas);
- d) brūkšnio konsistencija (sultinga, sausa, odiška, besitempanti, gleivėta, kremzlinė);
- e) brūkšnio profilis (plokštelės pavidalo, plokščias, išsipūtęs);
- f) optiniai požymiai (neperšviečiamas, peršviečiamas, žėruojantis);
- g) apnašų spalva (t. y. terpės spalvos pokytis).

Nustačius pagrindines mikrobus morfologines ir fiziologines savybes, laboratorinėmis sąlygomis tyrinėtus jų biocheminės savybės: kokius LOJ (butanolį, butilacetatą, ksileną, etilacetatą, etanolį ir metanolį) geriausiai gali oksiduoti tiriamoji, gryna mikroorganizmų kultūra. Tam tikras minėtų junginių kiekis (1–2 ml) (su skirtingomis koncentracijomis, iki 100 mg/g) užlašintas į paruoštą MMT. Po kelių parų stebėtas mikroorganizmų aktyvumas bei įvertintas jų sugebėjimas oksiduoti LOJ.

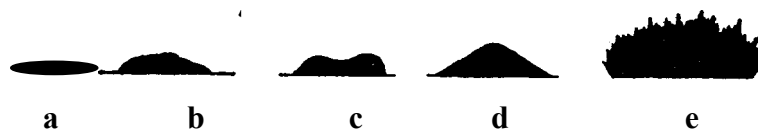
Mikrobų kultūras užsėjus įdūrimu į mėgintuvėlį MPA ir SA, nustatytas dujų susidarymas. Jei dujos išsiskiria, jos suardo mėgintuvėlyje esantį agarą stulpelį. Taip pat nustatytas deguonies poreikis tiriamiems mikroorganizmams. Kultūras užsėjus įdūrimu į mėgintuvėlį su agaru terpe, viršutinėje dūrio dalyje vystėsi aerobai, vidurinėje – fakultatyviniai anaerobai, o apatinėje – obligatiniai anaerobai.

Bakterijų kvėpavimo tipui nustatyti atliktas katalizės reakcijos testas. Aerobinės bakterijos, augdamos aerobinėmis sąlygomis, gamina fermentą katalazę, skaidančią vandenilio peroksidą. Tuo tikslu sterilaus vandens laše ant objekcinio stiklelio bakteriologine kilpele suspenduota tiršta bakterijų kultūra ir sumaišyta su 1 ml 10 % vandenilio peroksido (H_2O_2). Jei po kelių minučių (skylant H_2O_2) susidarydavo putos, laikyta, jog tiriamosios bakterijos kvėpavo aerobiškai.

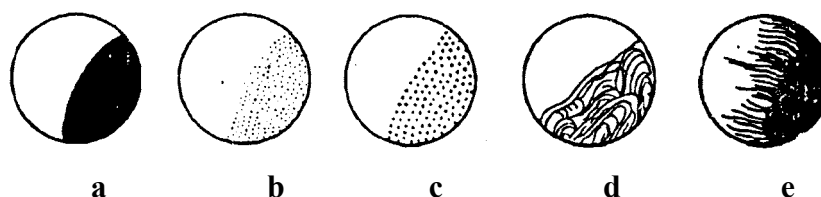
Mikrobiologinių tyrimų rezultatai labai priklausė nuo šiems tyrimams paruoštų preparatų. Mikrobų preparatai fiksuoti sausu karščiu. Preparatą filtruojant šiuo būdu, jis buvo nukreiptas į viršų ir jo stiklelis 3–4 kartus greitai judesiu pertrauktas per degiklio liepsną. Kad mikrobai neprarastų formos, preparatas ilgai nekaitintas. Norint geriau įžiūrėti mikrobų formą, nustatytos jų ląstelių biocheminės savybės, fiksuoti preparatai dažyti ir paprastuoju būdu. Ant fiksuoto tepinėlio pipete užlašinta 1 ml dažų (metileno mėlynojo), kur jie laikyti iki 2–3 min.



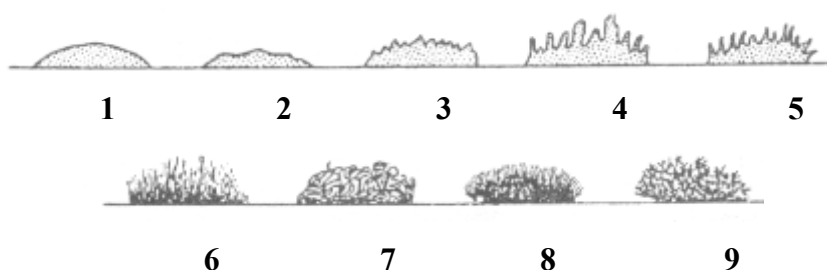
2. 5 pav. Dažniausiai pasitaikančios mikroorganizmų kolonijų formos: a – apvali; b – netaisyklinga; c – ameboidinė; d – šakota; e – pūkuota



2. 6 pav. Dažniausiai pasitaikantys mikroorganizmų kolonijų profiliai: a – plokščias; b – iškilus; c – įdubęs; d – kūgiškas; e – kauburėtas



2. 7 pav. Dažniausiai pasitaikančios mikroorganizmų kolonijų struktūros: a – vienalytė; b – smulkiagrūdė; c – stambiagrūdė; d – srovinė; e – siūlinė (pluoštinė)



2. 8 pav. Dažniausiai pasitaikantis mikroorganizmų kolonijų kraštas: 1 – lygus; 2 – banguotas; 3 – smulkiai dantytas; 4 – skiautėtas; 5 – netaisyklingas; 6 – karpytas; 7 – plaukuotas; 8 – blakstienuotas; 9 – šakotas

Po kelių minučių dažų tirpalas nuplautas vandens čiurkšle. Pasiliko tie dažai, kuriuos adsorbavo bakterijų ląstelės. Bakterijos nenusiplovė, kadangi fiksuojant preparatą jos prilipo prie stiklelio. Paruoštas preparatas atsargiai nusaustas filtriniu popieriumi, kad ant jo neliktų vandens lašelių. Po to ant tepinėlio, nedengiant jo dengiamuoju stikleliu, užlašinta glicerino. Preparatas analizuotas mikroskopu su imersiniu objektyvu. Nudažius paprastuoju būdu, nusidažydavo visa mikroorganizmo ląstelė. Mikroskopuojant tokį preparatą, gerai buvo matyti mikroorganizmų ląstelių forma ir dydis.

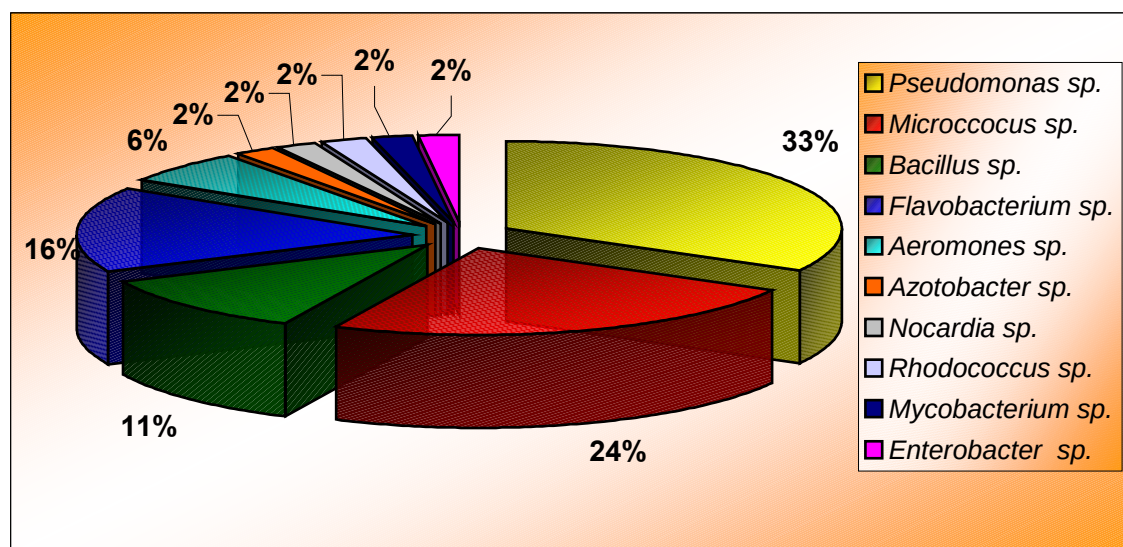
Identifikuojant mikrobus bei tiriant jų biologines savybes, taip pat naudotas dvigubas mikrobų dažymas Gramo būdu. Ant sausu karščiu fiksuoto tepinėlio uždėta filtrinio popieriaus juostelė (šiek tiek trumpesnė bei siauresnė už objektinį stiklėlį). Ant popieriaus užpilta genciano violeto. Po 1–2 min. dažai nupilti, popierėlis pašalintas ir, nepraskalavus vandeniu, preparatas užpiltas Liugolio tirpalu. Po 1–2 min. minučių nupylus tirpalą, tepinėlis praskaidrintas, užlašinus ant jo 96 % etilo alkoholio. Praplovus vandeniu, tepinėlis papildomai dažytas praskiestu fuksinu, santykiu 1:10. Po to dažai nuplauti vandeniu, tepinėlis nusaustas (priglaudus prie jo švarų filtrinį popierėlį) ir ant objektinio stiklelio užlašinus glicerino, mikroskopuotas imersiniu objektyvu. Nudažius paruoštą preparatą šiuo būdu, gramteigiamos bakterijos nusidažė mėlynai, o gramneigiamos – raudonai. Spalva priklausė nuo bakterijų protoplazmoje esančio ribonukleoproteidinio komplekso (RNR), kuris sudarytas iš ribonukleininės rūgšties magnio druskos ir baltymų, turinčių daug bazinių amino rūgščių. Dažant sudėtinguoju Gramo būdu nusidažydavo visa ląstelė, todėl mikroskopuojant gerai buvo matyti ne tik jos forma ir dydis, bet ir mikroorganizmų ląstelių sienelės, kapsulės, sporos, ląstelinės vidaus struktūros, atsarginės medžiagos, intarpai ir kt.

Surinkus visus reikalingus duomenis apie tiriamųjų mikroorganizmų (bakterijų ir mikromicetų) kultūrų morfologines, jų augimo ir fiziologines savybes bei naudojantis standartinėmis mikrobiologijos metodikomis, apibūdinta jų gentis ir rūšis [131–133].

2. 3. Tyrimų rezultatai ir jų analizė

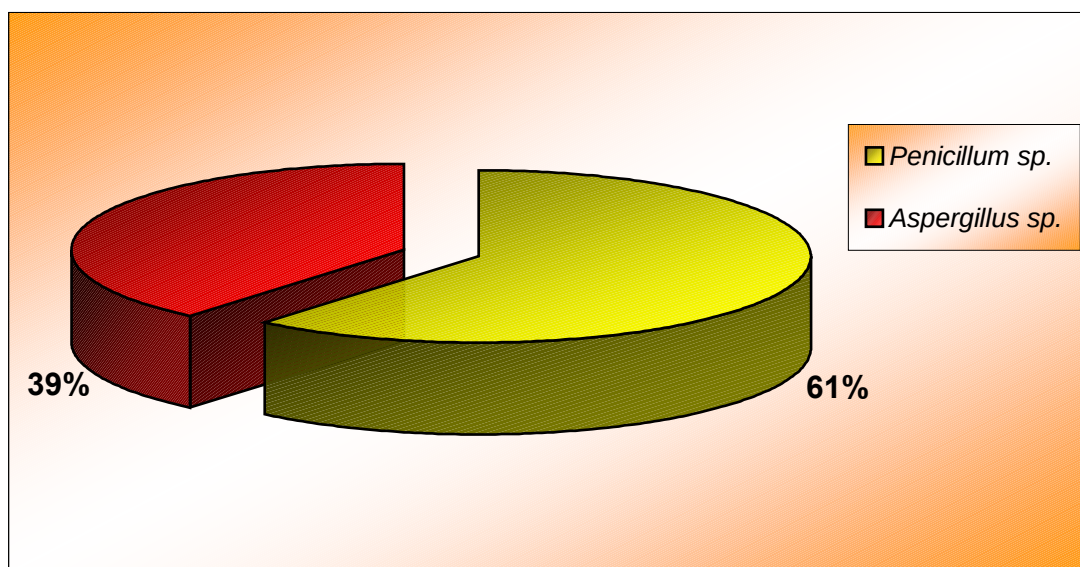
Tyrimų metu biologiškai suaktyvintoje pušų žievių įkrovoje skirtingu įrenginio eksploatavimo metu tarp rastų savaiminių mikroorganizmų dominuoja bakterijos –

Pseudomonas sp., *Micrococcus sp.*, *Bacillus sp.*, *Flavobacterium sp.* ir kt., o ne mikromicetai – *Penicillium sp.*, *Aspergillus sp.* ir kt. (2. 9, 2. 10 pav.). Tai aiškinama tuo, jog filtro įkrovoje sudaromos ir palaikomos palankios aplinkos sąlygos (artima neutraliai vandenilio jonų koncentracija (pH = 7,2), optimalus drėgnumas (60 %) ir temperatūra (25–30 °C)) augti ir vystytis ne mikromicetams, o bakterijoms. Šalia vyraujančių mikroorganizmų rasta ir kitų bakterijų – *Aeromonas sp.*, *Azotobacter sp.*, *Nocardia sp.*, *Rhodococcus sp.*, *Mycobacterium sp.*, *Enterobacter sp.* Biofilto suaktyvintų pušų žievių įkrovoje pagal gausumą iš bakterijų vyraavo *Pseudomonas sp.* (33 %), *Micrococcus sp.* (24 %), *Bacillus sp.* (11 %), *Flavobacterium sp.* (16 %), o iš mikromicetų – *Penicillium sp.* (61 %), *Aspergillus sp.* (39 %). Pastarųjų, bioįkrovoje nedominuojančių bakterijų kiekiai nedideli – nuo 2 iki 6 % (2. 9 pav.).



2. 9 pav. Bakterijų sudėtis pagal jų gausumą filtro biologiškai suaktyvintų pušų žievių įkrovoje

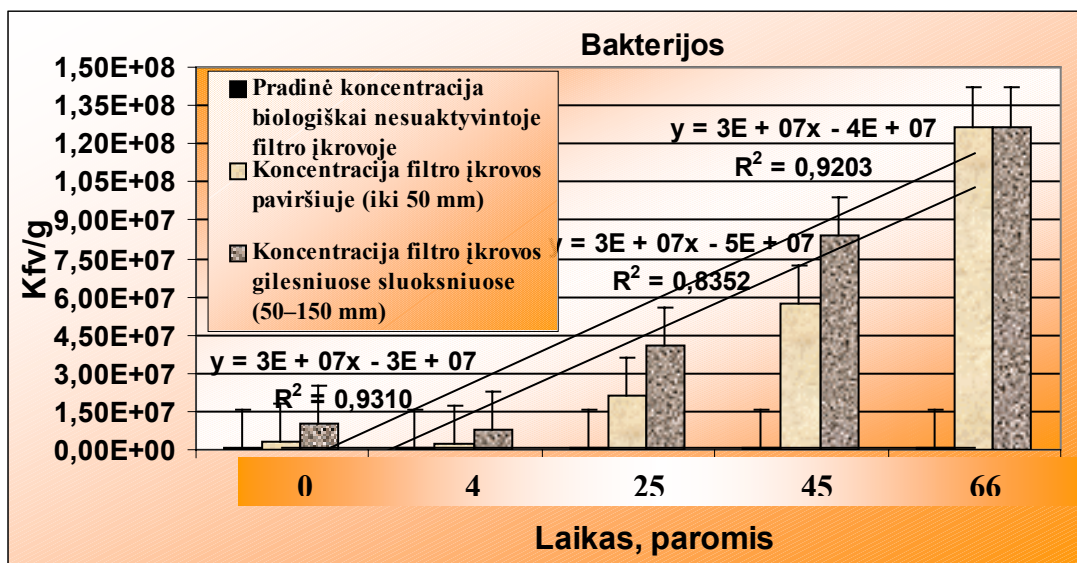
Šiems chemoorganotrofams (bakterijoms bei mikromicetams) teko svarbiausias vaidmuo oksiduojant per filtrą leidžiamus organinius teršalus (butilacetatą, butanolį ir ksileną).



2. 10 pav. Mikromicetų sudėtis pagal gausumą filtro biologiškai suaktyvintų pušų žievių įkrovoje

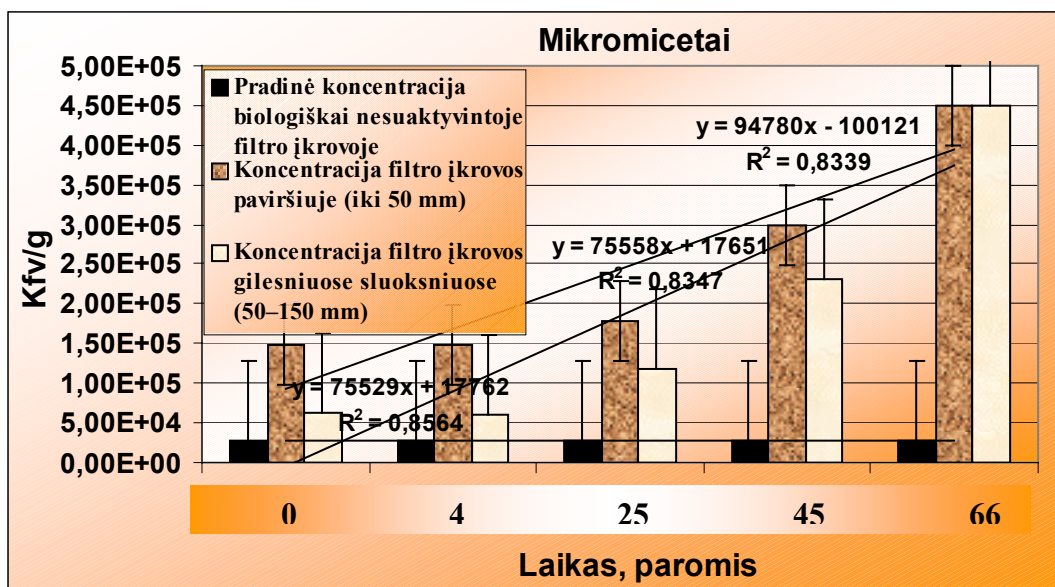
Matomai, tokių mikroorganizmų (bakterijų ir mikromicetų) pasiskirstymą suaktyvintoje pušų žievių įkrovos lėmė jos drėgnumas, temperatūra ir kt. Gilesniuose įkrovos sluoksniuose (50–150 mm gylyje), kur artima neutraliai vandenilio jonų koncentracija ($\text{pH} = 7,2$), pakankamai drėgmės (60 %), optimali temperatūra (25–30 °C), palankesnės sąlygos vystytis teršalus oksiduojančioms bakterijoms. Tuo tarpu įkrovos paviršiuje (iki 50 mm) atvirkščiai, aukštesnė temperatūra (virš 30 °C) bei greitesnis jos sausėjimas skatino mikromicetų dominavimą [1A 3].

Mikroorganizmų pasiskirstymas kiekviename biofiltro įkrovos sluoksnyje priklausė nuo jos biologinio aktyvinimo trukmės LOJ bei įkrovos sluoksnio gylio. Gilesniuose įkrovos sluoksniuose (50–150 mm gylyje) pirmąsias 45 filtro eksploatavimo paras dominavo bakterijos (2. 11 pav.). Filtro eksploatavimo pradžioje (po 4 parų) įkrovos paviršiuje (iki 50 mm) ir gilesniuose (50–150 mm gylyje) jos sluoksniuose bakterijos sudarė $2 \cdot 10^6$ ir $8 \cdot 10^6$ kfv/g, atitinkamai, po 25 parų – $2 \cdot 10^7$ ir $4 \cdot 10^7$ kfv/g, po 45 parų – $5 \cdot 10^7$ ir $8 \cdot 10^7$ kfv/g.



2. 11 pav. Vidutinis bakterijų ląstelių skaičiaus pasiskirstymas skirtinguose įkrovos gyliuose priklausomai nuo filtro eksploatavimo laiko

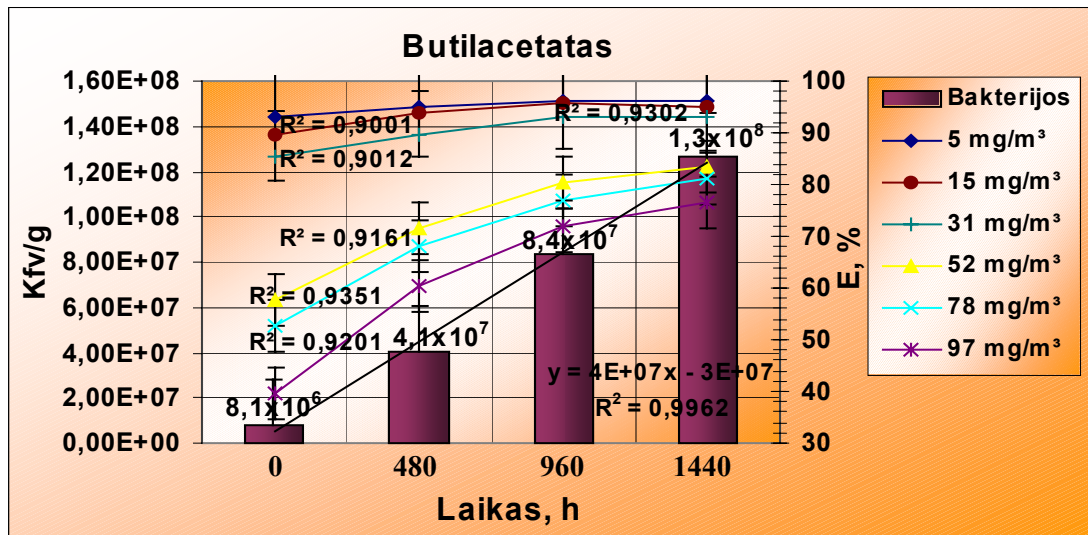
Priklausomai nuo įkrovos biologinio aktyvinimo trukmės, eksperimentinių tyrimų metu pušų žievių įkrovoje gausėjo ir mikromicetų. Tačiau, skirtingai nei bakterijos, mikromicetai vyraavo bioterpės paviršiuje (iki 50 mm), o ne gilesniuose (50–150 mm gylyje) jos sluoksniuose (2. 12 pav.) [3 A, 7 A].



2. 12 pav. Vidutinis mikromicetų ląstelių skaičiaus pasiskirstymas skirtinguose įkrovos gyliuose priklausomai nuo filtro eksploatavimo laiko

Mikroorganizmų skaičiaus pasiskirstymą priklausomai nuo filtro eksploatavimo laiko patvirtino aukšti statistinės analizės patikimumo koeficientai ($R^2 = 0,83$, $R^2 = 0,85$, $R^2 = 0,93$, $R^2 = 0,95$).

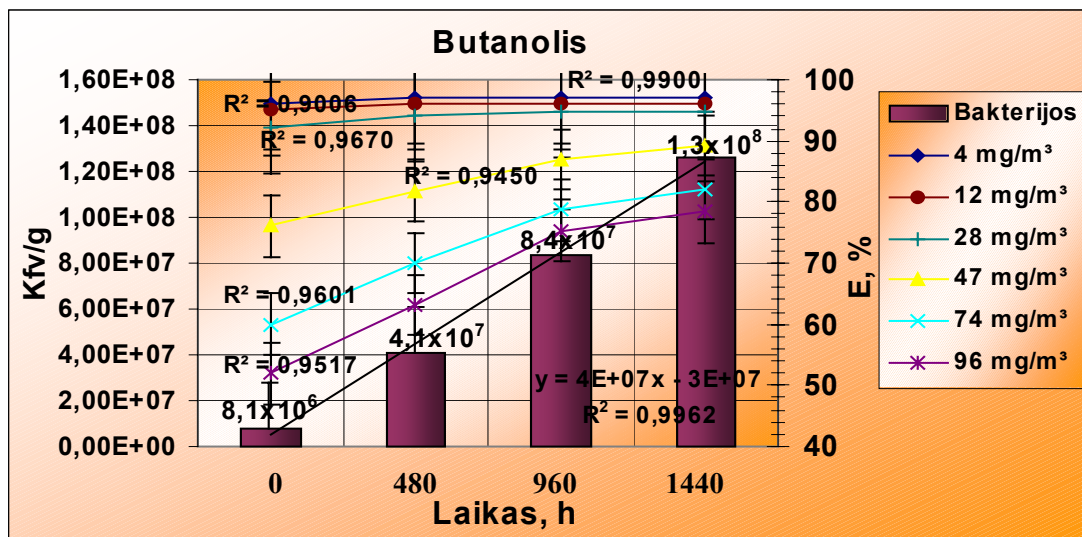
Pavyzdžiui, po 4 filtro eksploatavimo parų bioįkrovos paviršiuje (iki 50 mm) mikromicetų skaičius siekė iki $1 \cdot 10^5$ kfv/g, o gilesniuose jos sluoksniuose tik iki – $5 \cdot 10^4$ kfv/g. Vėliau skirtinguose įkrovos gyliuose mikromicetų skaičius palaipsniui didėjo, atitinkamai, po 25 parų – $1 \cdot 10^5$ kfv/g, po 45 parų – $2 \cdot 10^5$ kfv/g (2. 12 pav.). Remiantis mikrobiologinių tyrimų rezultatais galime teigti, kad kuo ilgesnė bioterpės biologinio aktyvinimo trukmė LOJ, tuo tarp įvairių įkrovos gylių mažesnis mikroorganizmų kiekio skirtumas. Savaiminių mikroorganizmų skaičius bioterpės paviršiuje ir gilesniuose jos sluoksniuose susilygino po 66 filtro eksploatavimo parų, kur bakterijos sudarė $1,3 \cdot 10^8$ kfv/g, o mikromicetai – $4,5 \cdot 10^5$ kfv/g. Tokį vienodą mikroorganizmų pasiskirstymą skirtinguose įkrovos gyliuose užtikrino panašių aplinkos sąlygų (drėgnumo, temperatūros ir kt.) susidarymas bei jų palaikymas (2. 11, 2. 12 pav.). Per visas 65 biofiltro eksploatavimo paras, pagal bendrą savaiminių mikroorganizmų kiekį nustatyta, kad kuo ilgiau jie kontaktuoja su organiniais teršalais, tuo intensyviau vystosi bei efektyviau oksiduoja teršalus.



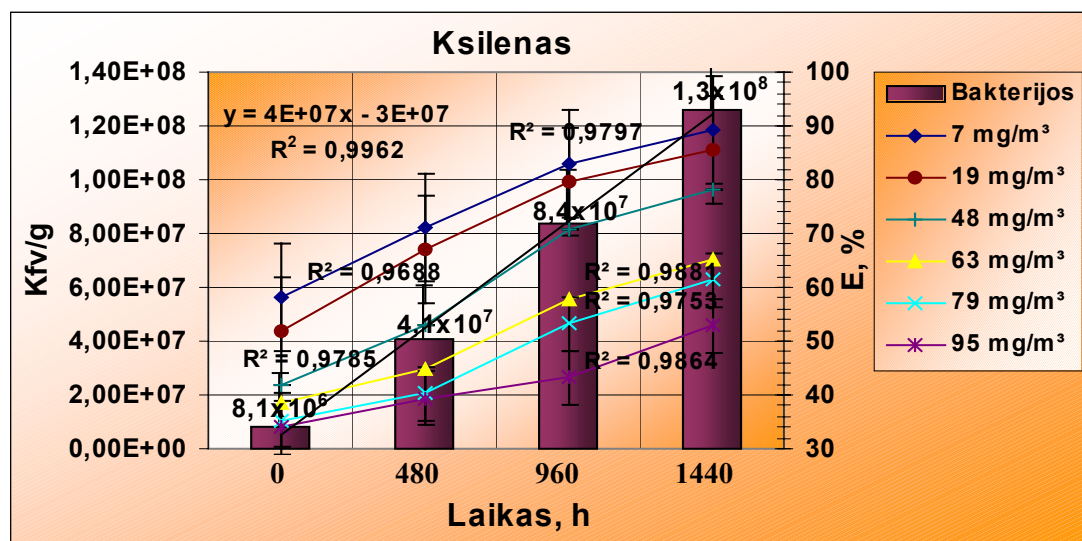
2. 13 pav. Vidutinė įkrovos bakterijų ląstelių skaičiaus dinamika bei biofiltro efektyvumas, valant orą nuo butilacetato, priklausomai nuo filtro eksploatavimo laiko, kai pradinis leidžiamo oro srauto greitis 2 m/s, temperatūra 20–55 °C

Pavyzdžiui, per filtrą leidžiant butilacetatą, kai pradinė jo koncentracija 63 mg/m^3 , po 480 filtro eksploatavimo valandų (h) bakterijų pagausėjo iki $4,1 \cdot 10^7 \text{ kfv/g}$ ir įrenginio efektyvumas siekė 40 %, atitinkamai po 960 h bakterijų – iki $8,4 \cdot 10^7 \text{ kfv/g}$, įrenginio efektyvumas – 58 %; po 1 440 h bakterijų – iki $1,3 \cdot 10^8 \text{ kfv/g}$, įrenginio efektyvumas – 65 % (2.13 pav.) [3 A, 7 A-9A]. Analogiškai tyrimų rezultatai gauti ir su kitais skirtingų koncentracijų teršalais (butanolis ir ksilenu) (2. 14, 2. 15 pav.). Vadinasi, filtro įkrovoje susiformavo aktyvios, organinius teršalus oksiduojančios, mikroorganizmų (bakterijų ir mikromicetų) kultūros. Šiuos tyrimus patvirtino gan aukšti aproksimacijos patikimumo koeficientai (R^2), siekiantys iki 0,98 ir 0,99.

Tyrimų metu nustatyta, jog filtro įkrovos viename analizuojamame sausos žievės grame yra $1,3 \cdot 10^8 \text{ kfv/g}$ bakterijų ir $4,5 \cdot 10^5 \text{ kfv/g}$ mikromicetų. Tuo tikslu biofilto našumui įvertinti apskaičiuotas filtro suaktyvintų pušų žievių įkrovos tūriui per tam tikrą laiką tenkantis (t. y. apkrova) bei chemoorganotrofų sunaudotas teršalų kiekis. Nustatyta, kad mikroorganizmų sunaudotas teršalų kiekis priklauso nuo leidžiamų teršalų koncentracijų ir nuo įrenginio tūrio.



2. 14 pav. Vidutinė įkrovos bakterijų ląstelių skaičiaus dinamika bei biofilto efektyvumas, valant orą nuo butanolio, priklausomai nuo filtro eksploatavimo laiko, kai pradinis leidžiamo oro srauto greitis 2 m/s , temperatūra $20\text{--}55 \text{ }^\circ\text{C}$

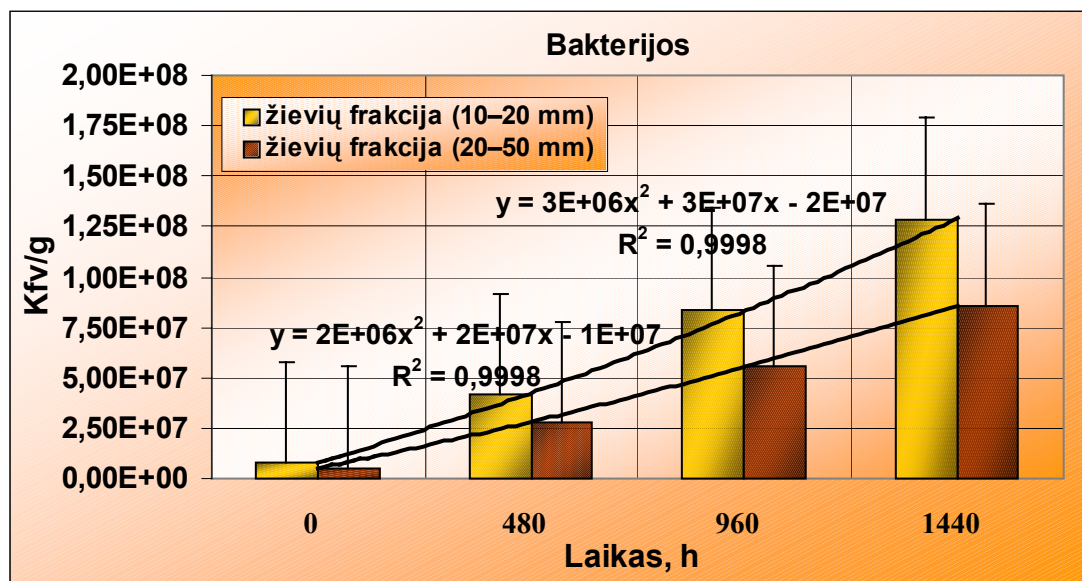


2. 15 pav. Vidutinė įkrovos bakterijų ląstelių skaičiaus dinamika bei biofilto efektyvumas, valant orą nuo ksileno, priklausomai nuo filtro eksploatavimo laiko, kai pradinis leidžiamo oro srauto greitis 2 m/s, temperatūra 20–55 °C

Esant pradinei teršalų koncentracijai, pavyzdžiui butilacetato 5 mg/m³, biologiškai suaktyvintų žievių 0,18 m³ tūriui per valandą (h) tenka 4 g/m³·h apkrova, iš kurios mikroorganizmai sunaudoja 3,8 g/m³·h. Pradinę koncentraciją padidinus iki 78 g/m³, atitinkamai biologiškai suaktyvintos terpės apkrova padidėja iki 63 g/m³·h, o mikroorganizmų sunaudotų teršalų kiekis – iki 42 g/m³·h [8 A].

Biofilto mikrobiologiniai suaktyvintos pušų žievių įkrovos tyrimai atlikti naudojant skirtingą (10–20 ir 20–50 mm) įkrovos frakciją. Ankščiau analizuoti pavyzdžiai gauti naudojant smulkesnę (10–20 mm) žievių įkrovą. Analogiškai atlikti tyrimai ir su stambesnės (20–50 mm) frakcijos pušų žievėmis (2.16 pav.).

Gauti tyrimų rezultatai rodo, kad smulkesnės (10–20 mm) frakcijos pušų žievių įkrovoje bakterijų 10 % gausiau, nei stambesnės (20–50 mm), nes smulkioje frakcijoje susidaro didesnis paviršiaus plotas. Analogiški tyrimų rezultatai gauti ir su mikromicetais. Valant orą nuo LOJ (butilacetato, butanolio ir ksileno) biofiltre geriau taikyti smulkesnės (10–20 mm) frakcijos pušų žievių įkrovą ($R^2 = 0,99$).

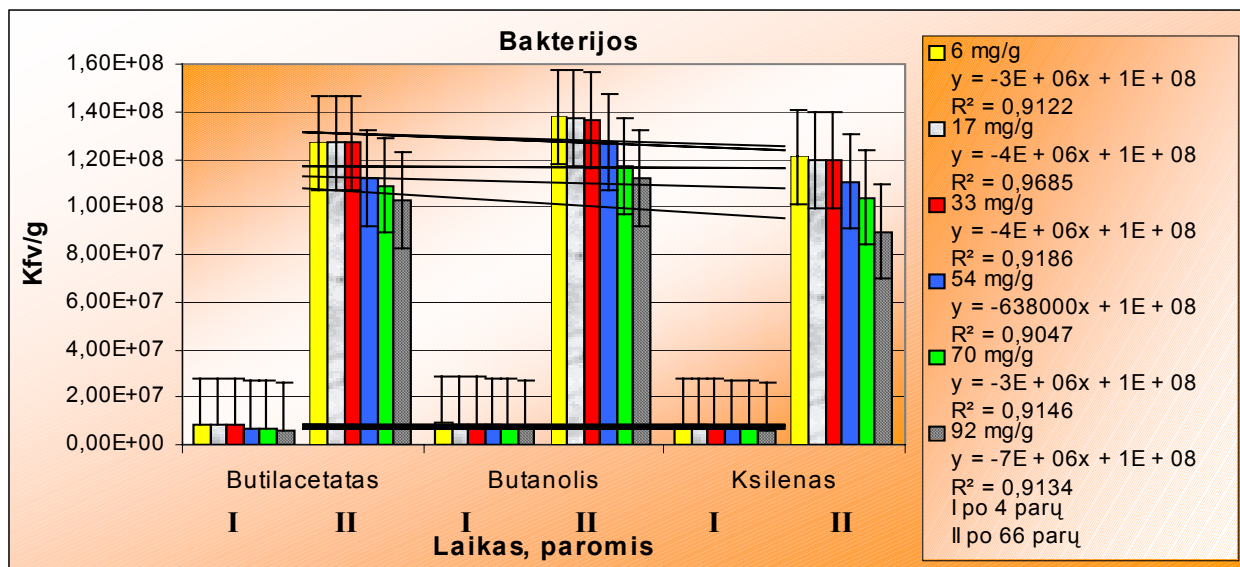


2. 16 pav. Vidutinė įkrovos bakterijų ląstelių skaičiaus dinamika priklausomai nuo filtro eksploatavimo laiko ir jo pušų žievių frakcijos dydžio

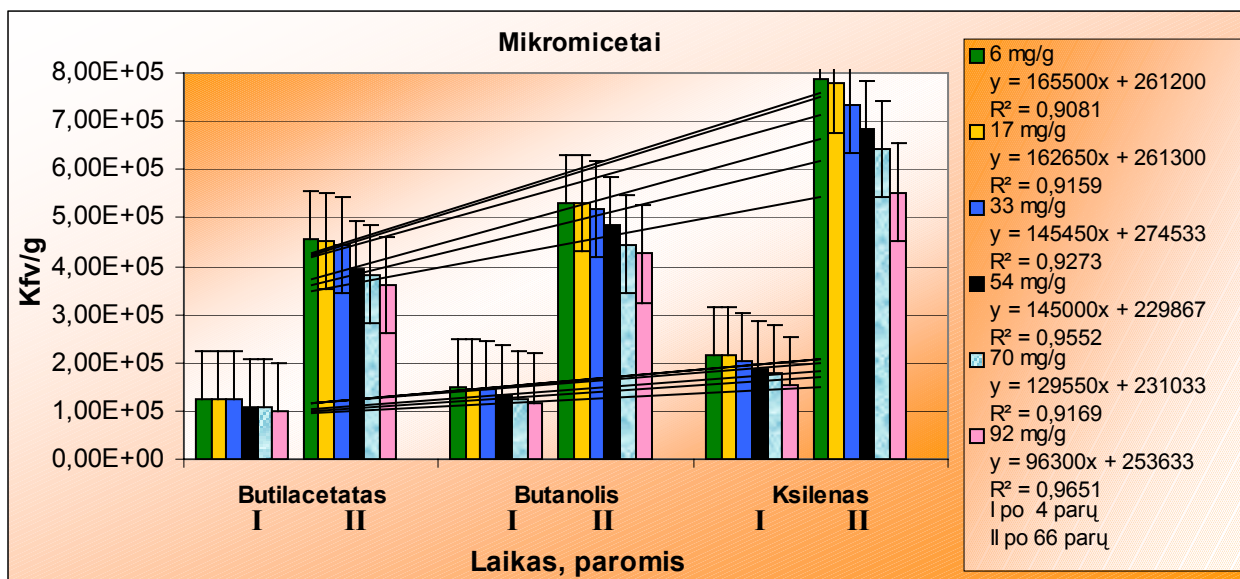
Įvairiu filtro eksploatavimo metu taip pat įvertinta mikrobiologinė skirtingos koncentracijos (iki 100 mg/g) LOJ oksidacija laboratorinėmis sąlygomis Petri lėkštelėse. Tarp visų vienodos (30 mg/g) koncentracijos organinių junginių – butilacetato, butanolio, ksileno, etilacetato, etanolio, metanolio – intensyviausiai bakterijos skaldė butanolį ir butilacetatą, o mikromicetai – ksileną. Šiuos tyrimus patvirtino ir eksperimentų metu atlikti biofiltro efektyvumo tyrimai.

Laboratorinėmis sąlygomis atliktais tyrimais nustatyta LOJ (butilacetato, butanolio, ksileno) su skirtingomis koncentracijomis (6, 17, 33, 54, 70, 92 mg/g) įtaka savaiminių filtro žievių įkrovoje gyvenančių mikroorganizmų kultūroms. Esant palyginti nedidelėms (iki 30 mg/g) teršalų koncentracijoms, savaiminių mikroorganizmų skaičius kito mažai (2. 17 pav.) [3 A, 7 A, 13 A].

Pavyzdžiui, bakterijų su butanolio (iki 30 mg/g) ląstelių skaičius kito nuo $1,2 \cdot 10^8$ iki $1,3 \cdot 10^8$ kfv/g. Padidinus teršalų koncentracijas nuo 30 iki 92 mg/g, mikroorganizmų sumažėjo, atitinkami, bakterijų su butanolio – nuo $1,1 \cdot 10^8$ iki $1,0 \cdot 10^8$ kfv/g.



2. 17 pav. Vidutinis bakterijų ląstelių skaičiaus pasiskirstymas įvairiomis teršalų koncentracijomis paveikuose skirtingo biologinio aktyvumo filtro įkrovos mėginiuose



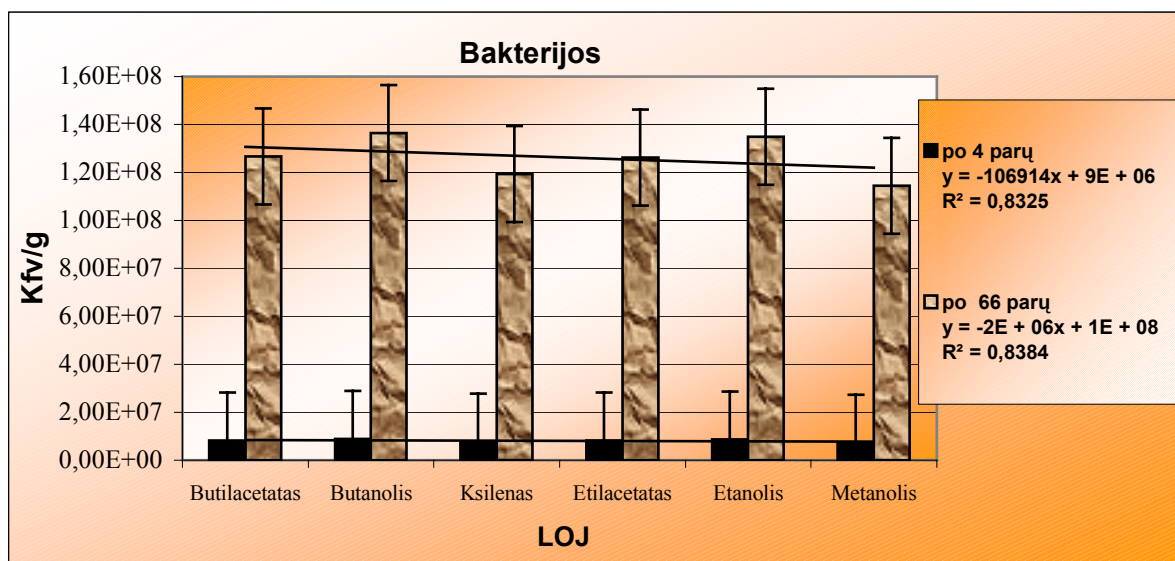
2. 18 pav. Vidutinis mikromicetų ląstelių skaičiaus pasiskirstymas įvairiomis teršalų koncentracijomis paveikuose skirtingo biologinio aktyvumo filtro įkrovos mėginiuose

Analogiškai tirta LOJ (butilacetato, butanolio ir ksileno) įtaka mikromicetams, gyvenantiems skirtingo biologinio suaktyvinimo filtro įkrovoje. Kai pasirinktų teršalų koncentracijos iki 30 mg/g, juos oksiduojančių mikromicetų skaičius sumažėja, palyginti, nedaug, pavyzdžiui su butilacetatu – nuo $1,22 \cdot 10^5$ iki $1,23 \cdot 10^5$ kfv/g (2. 18 pav.). Padidinus LOJ koncentracijas (nuo 33 iki 92 mg/g), mikromicetai vystėsi silpniau, atitinkamai, su butilacetatu – nuo $1,1 \cdot 10^5$ iki $1,0 \cdot 10^5$ kfv/g [3 A, 7 A, 13 A]. Laboratorinėmis sąlygomis atlikti tyrimai patikimi, kadangi gauti aukšti jų aproksimacijos patikimumo koeficientai (R^2), atitinkamai lygūs 0,90–0,96.

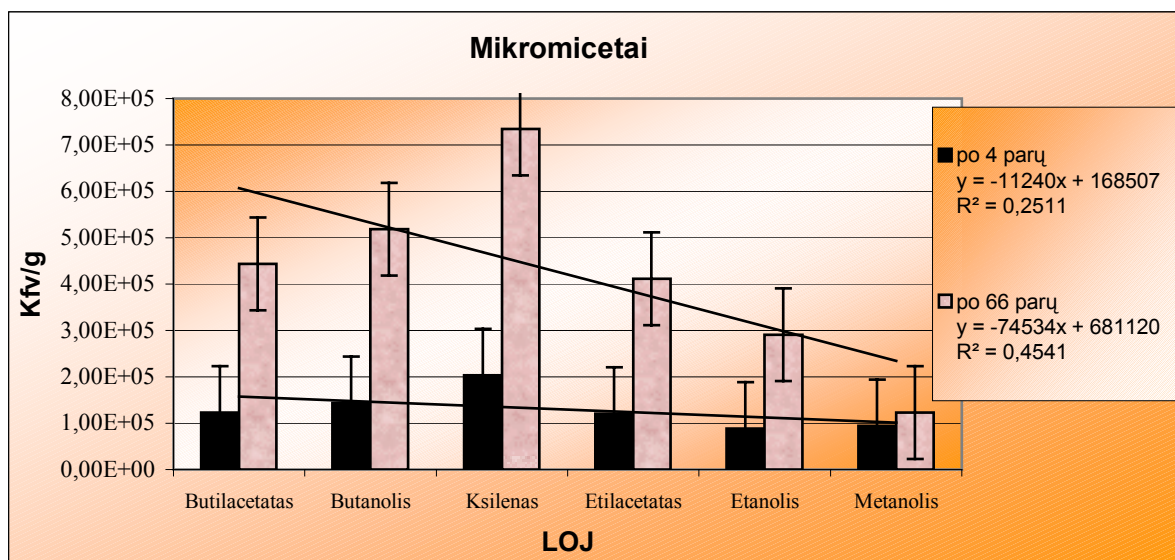
Laboratorinėmis sąlygomis atlikti mikrobiologiniai tyrimai patvirtino, kad biofilto įkrovoje gyvenančių mikroorganizmų gebėjimas oksiduoti LOJ priklauso nuo pradinės jų koncentracijos. Kuo mažesnė (iki 30 mg/g) pradinė junginių koncentracija, tuo intensyviau mikroorganizmai vystosi bei efektyviau skaido organinius teršalus (2. 17, 2. 18 pav.). Didinant teršalų koncentracijas (nuo 30 iki 100 mg/g), mažėjo ne tik mikroorganizmų skaičius, bet lėtėjo ir mikrobiologinė teršalų oksidacija.

Šį faktą patvirtino ir atlikti biofilto efektyvumo tyrimai. Valant orą nuo organinių junginių su nedidelėmis koncentracijomis (iki 30 mg/m³), oras išvalomas nuo jų 80–98 % efektyvumu. Padidinus organinių teršalų (nuo 30 iki 100 mg/m³) koncentracijas, biologinio oro valymo efektyvumas sumažėjo iki 55–60 %.

Laboratorinėmis sąlygomis nustatyta mikrobiologinė teršalų oksidacija ir nuo kitų skirtingos cheminės prigimties teršalų. Iš tyrimų rezultatų matyti, kad tarp tirtų vienodos (30 mg/g) koncentracijos organinių junginių (butilacetato, butanolio, ksileno, etilacetato, etanolio, metanolio) intensyviausiai bakterijos skaldė butanolį ir butilacetatą, o mikromicetai – ksileną (2. 19, 2. 20 pav.). Po 66 parų nuo filtro eksploatavimo pradžios vidutinis bakterijų ląstelių skaičius su butanolio sudarė iki $1,4 \cdot 10^8$, o su butilacetatu – iki $1,3 \cdot 10^8$ kfv/g. Atitinkamai, tuo pačiu laikotarpiu vidutinis mikromicetų ląstelių skaičius Petri lėkštelėse su ksilenu siekė net iki $7 \cdot 10^5$ kfv/g [7 A]. Kaip matyti iš regresijos lygčių (2. 19, 2. 20 pav.), tyrimai patikimi, kadangi visais atvejais aproksimacijos patikimumo koeficientai (R^2) yra didesni už 0,9.



2. 19 pav. Vidutinis bakterijų ląstelių skaičiaus pasiskirstymas įvairiais teršalais paveiktuose skirtingo biologinio aktyvumo filtro įkrovos mėginiuose, kai pradinė organinių junginių koncentracija 30 mg/g



2. 20 pav. Vidutinis mikromicetų ląstelių skaičiaus pasiskirstymas įvairiais teršalais paveiktuose skirtingo biologinio aktyvumo filtro įkrovos mėginiuose, kai pradinė organinių junginių koncentracija 30 mg/g

Remiantis tyrimų rezultatais galime teigti, kad filtro įkrovoje gyvenančios bakterijos intensyviau oksiduoja lengviau vandenyje tirpstančius junginius, o mikromicetai atvirkščiai – sunkiau vandenyje tirpstančius bei lėčiau biodegraduojančius teršalus.

Mikroorganizmų gebėjimas oksiduoti pasirinktus teršalus taip pat priklauso nuo filtro įkrovos biologinio suaktyvinimo. Laboratorinėmis sąlygomis atlikti mikrobiologiniai tyrimai, analogiškai filtro efektyvumo tyrimams, parodė, kad mikroorganizmai žymiai sparčiau vystosi bei pajėgesni oksiduoti organinius teršalus ne po 4, o po 66 parų. Pavyzdžiui, po 4 filtro eksploatavimo parų paimtus įkrovos mėginius paveikus 33 mg/g butanolio koncentracija, bakterijų ląstelių skaičius siekė tik iki $8 \cdot 10^6$ kfv/g. Analogiškai po 66 parų paimtus mėginius paveikus ta pačia teršalo koncentracija, bakterijų ląstelių skaičius pagausėjo net iki $1 \cdot 10^8$ kfv/g (2. 19 pav.). Vadinasi, laboratorinėmis sąlygomis atlikti mikrobiologiniai teršalų oksidacijos tyrimai patvirtino skirtingą filtro įkrovos biologinį aktyvumą [3 A, 7 A].

2. 4. Išvados

1. Filtro biologiškai suaktyvintoje pušų žievių įkrovoje tam tikrų sąlygų (geros įkrovos aeracijos, artimos neutraliai vandenilio jonų koncentracijos ($\text{pH} = 7,2$), optimalių drėgnumo (60 %) ir temperatūros (25–30 °C) sudarymas bei jų palaikymas, rastų savaiminių mikroorganizmų tarpe užtikrino bakterijų – *Pseudomonas sp.*, *Micrococcus sp.*, *Bacillus sp.*, *Flavobacterium sp.* ir kt., o ne mikromicetų – *Aspergillus sp.*, *Penicillium sp.* dominavimą.

2. Pirmąsias 45 filtro eksploatavimo paras įvairiuose įkrovos gyliuose nustatytas nevienodas mikroorganizmų pasiskirstymas. Įkrovos paviršiuje (iki 50 mm), esant aukštesnei temperatūrai (apie 30 °C) bei sausesnei terpei, vyravo mikromicetai, o giliau (50–150 mm), kur artima neutraliai vandenilio jonų koncentracija ($\text{pH} = 7,2$), geras drėgnumas (60 %) ir optimali temperatūra (25–30 °C), dominavo bakterijos. Pavyzdžiui, po 4 filtro eksploatavimų parų įkrovos paviršiuje ir gilesniuose jos sluoksniuose bakterijos sudarė $2 \cdot 10^6$ ir $8 \cdot 10^6$ kfv/g, o mikromicetai atitinkamai – $1 \cdot 10^5$ ir $5 \cdot 10^4$ kfv/g.

3. Ilgėjant įkrovos biologinio aktyvinimo trukmei organiniais teršalais bei mažėjant aplinkos sąlygų (temperatūros, drėgnumo ir kt.) skirtumui tarp įvairių jos gylių, mikroorganizmų skaičius palaipsniui susilygino. Atitinkamai, po 66 filtro eksploatavimo

parų bakterijų pagausėjo nuo $8,1 \cdot 10^6$ iki $1,3 \cdot 10^8$ kfv/g, o mikromicetų – nuo $3 \cdot 10^4$ iki $4 \cdot 10^5$ kfv/g.

4. Laboratorinėmis sąlygomis nustatyta tiriamų teršalų (butilacetato, butanolio, ksileno) įtaka bioįkrovos mikroorganizmams. Esant nedidelėms (iki 30 mg/g) organinių teršalų koncentracijoms, mikroorganizmų skaičius kito mažai, pavyzdžiui, bakterijų su butanolio – nuo $1,2 \cdot 10^8$ iki $1,3 \cdot 10^8$ kfv/g. Padidinus tiriamų teršalų koncentracijas (nuo 30 iki 92 mg/g), mikroorganizmų skaičius mažėjo intensyviau, atitinkamai, bakterijų su butanolio – nuo $1,1 \cdot 10^8$ iki $1,0 \cdot 10^8$ kfv/g.

5. Ištirta skirtingos cheminės prigimties organinių junginių (butilacetato, butanolio, ksileno, etilacetato, etanolio, metanolio) mikrobiologinė oksidacija. Tarpusavyje palyginus vienodos (30 mg/g) koncentracijos teršalų oksidaciją rasta, kad bakterijos intensyviau skaldė lengviau vandenyje tirpstančius (butanolį, butilacetatą ir kt.), o mikromicetai – lėčiau biodegraduojančius bei vandenyje mažiau tirpius junginius (ksileną ir kt.).

6. Tyrimų metu įvertinus bendrą biofiltro įkrovos savaiminių mikroorganizmų kiekio dinamiką nustatyta, jog kuo ilgiau mikroorganizmai kontaktuoja su organiniais teršalais, tuo intensyviau jie vystosi bei efektyviau oksiduoja organinius teršalus. Kai pradinė butilacetato koncentracija 63 mg/m^3 , po 45 filtro eksploatavimo parų bakterijų pagausėjo iki $4,1 \cdot 10^7$ kfv/g ir įrenginio efektyvumas siekė 40 %, atitinkamai po 66 parų – $1,3 \cdot 10^8$ kfv/g ir 65 % ir t. t.

3. FILTRO ĮKROVOS PORĖTUMO IR SORBCIJOS TYRIMAI

3. 1. Įvadas

Biologiniuose oro valymo įrenginiuose naudojama įkrova gali būti sudaryta iš įvairių gamybos procesų metu susidariusių atliekų. Kaip įkrova biofiltruose gali būti naudojamos tiek natūralios (šiaudai, žievės, durpės ir kt.), tiek sintetinės (smulkintos molinės plytos, stiklo vamzdeliai, skalda ir kt.) medžiagos. Bioįkrovos pasirinkimą lemia jos struktūra, porėtumas, sorbcinės savybės, naudojimo trukmė bei savikaina. Priklausomai nuo oro valymo įrenginių eksploatavimo trukmės, jų priežiūros, valomo oro kiekio, išsiskiriančių teršalų prigimties ir koncentracijų, įkrova filtruose gali tarnauti net iki 3–7-ju metų. Panaudota, iš natūralių (iš šiaudų, žievių, durpių ir kt.) medžiagų sudaryta filtrų įkrova gali būti naudojama kaip trąša.

VGTU Aplinkos apsaugos katedroje sukurtame biofiltre kaip įkrova naudojamos vienoje medžio apdirbimo įmonėje susidariusios pušų žievių atliekos. Biologiškai suaktyvinta pušų žievė pasižymi geromis sorbcinėmis savybėmis, nes ji, kaip porėta medžiaga, sulaiko per filtrą leidžiamus LOJ, kuriuos vėliau suskaido joje kultivuojami mikroorganizmai.

Kad geriau įvertinti biofiltro efektyvumą, papildomai atlikti ne tik mikrobiologiniai, bet ir kiti jo įkrovos savybių porėtumo ir sorbcijos – tyrimai. Pastarųjų tyrimų tikslas – per filtrą leidžiant skirtingos cheminės prigimties įvairių koncentracijų (iki 100 mg/m³) organinius junginius (butilacetatą, butanolį ir ksileną), nustatyti pasirinktų bioįkrovos frakcijų (10–20 ir 20–50 mm) porėtumą bei įvertinti jų gebėjimą sorbuoti valomus teršalus.

Disertacijoje naudojamas terminas sorbcija techninėje literatūroje gali būti dar vadinamas sugertimi [134]. Tai reiškiny, analogiškas sorbcijai, kai kieti kūnai (šiuo atveju filtro pušų žievių įkrova) sugeria dujas (mūsų atveju valomus teršalus) ar kitas medžiagas, vandenį ir kt. Disertacijoje pastarąjį reiškinį įvardinti pasirinkome labiau techninėje literatūroje paplitusiu tarptautiniu terminu – sorbcija. Sorbcija – tai bendras absorbcijos ir adsorbcijos pavadinimas [134].

3. 2. Tyrimų metodika

Biofiltre kaip įkrova naudotos vienoje medžio apdirbimo įmonėje susidariusios pušų žievių atliekos. Minėtos įmonės viename gamybinio proceso etape, nužievinant pušų rąstus, susidaro nemažai pušų žievių atliekų. Tokiu būdu susidariusios atliekos panaudotos, kaip įkrova, sukurtame filtre.

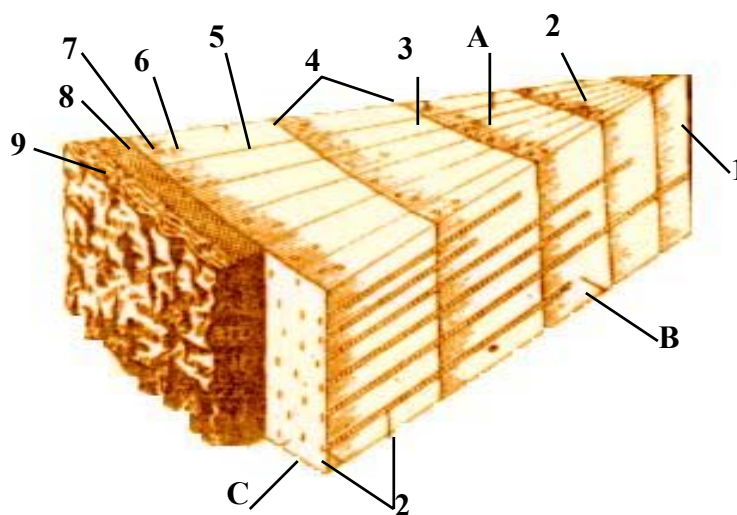
Paprastoji pušis (*Pinus sylvestris L.*), kaip viena iš dažniausiai Lietuvoje augančių spygliuočių medžių, dažnai naudojama daugelyje ir kitų Lietuvos medžio apdirbimo įmonių (statybose, baldų gamyboje ir kt.) (3. 1 pav.). Lietuvoje pušynai sudaro net 40 % mūsų šalies miškų. Paprastoji pušis auga tiek sausuose smėlio dirvožemiuose, tiek šlapiose aukštapelkėse. Tai visuomet žalias, ilgapyglis medis. Ji išauga iki 40 m aukščio ir 1 m skersmens. Pušų amžius – 400 ar net 600 metų. Kamienai lygūs ir tiesūs, spygliai išsidėstę po du. Lietuvos parkuose auginama ir daugiau iš kitų kraštų įvežtų pušų: kalninė pušis, veimutinė pušis, bankso pušis, sibirinė pušis ir kitos rūšys. Pušies kamieno išorę dengia iš negyvų ląstelių sudaryta šiurkšti žievė (arba žiauberis). Ji saugo medžio audinius nuo mechaninių pažeidimų bei staigių temperatūros pokyčių. Kad geriau suprasti pastarosios reikšmę, detaliai išnagrinėta visa pušies medienos sandara. Stiebo pjūvio centre yra šerdis, kurią supa mediena su metinėmis rievėmis (3. 2 pav.). Pušies medienoje išsiskiria centrinė tamsesnė negyvos medienos dalis – branduolys ir šviesesnė – balana. Pastaroji palaipsniui pereina į branduolį: kiekvienais metais nuo brazdo pusės viena metinė rievė prie balanos priauga, o iš priešingos pusės viena metinė rievė sunyksta ir pereina į branduolį. Brandos amžiuje branduolys sudaro didesnę kamieno dalį nei balana. Branduolio funkcijos yra mechaninės. Balana yra gyva, joje tracheidėmis aukštyn teka vanduo su ištirpusiomis mineralinėmis medžiagomis. Skirtinga tracheidžių forma pavasarį (plonasienės) ir vasarą (storasienės) suteikia ankstyvajai (šviesesnė) bei vėlyvajai (tamsesnė) medienai skirtingą atspalvį. Vėlyvąją metinės rievės dalį taip pat tamsina čia esantys vertikalieji sakotakiai, kurie susidaro antroje vasaros pusėje. Tarp medienos ir karnienos yra plonas, audinius gaminantis sluoksnis, vadinamas brazdu. Jis medienos ląstelių pagamina kelis kartus daugiau, nei karnienos. Pastarąją žemyn teka spygliuose pagamintos organinės medžiagos. Pušies medienoje yra šerdies spinduliai, kurie sudaro 5–10 % medienos tūrio



A

B

3. 1 pav. Paprastoji pušis – vienas iš dažniausiai Lietuvoje augančių spygliuočių:
A – paprastoji pušis (*Pinus sylvestris* L.); B – pušynas



3. 2 pav. Pušies medienos sandara:

A – skersinis pjūvis; B – spindulinis pjūvis; C – tangentinis pjūvis; 1 – šerdis; 2 – šerdies spinduliai; 3 – vertikalusis sakotakis; 4 – metinė rievė; 5 – ankstyvoji mediena; 6 – vėlyvoji mediena; 7 – brazdas; 8 – karniena; 9 – žievė (žiauberis)

ir eina nuo medžio centro į periferiją. Skerspjūvyje jie primena siauras linijas, spinduliniame pjūvyje – juosteles, o tangentiniame – brūkšnelius. Skiriami pirminiai (einantys nuo šerdies) ir antriniai šerdies spinduliai. Antriniuose šerdies spinduliuose yra horizontalieji sakotakiai [135].

Pušų žievėse esančios ląstelių sienelės bei jų ertmės sudaro žievių porėtumą. Siekiant biofiltre pasirinkti tinkamą pušų žievių frakciją, pirmiausia atlikti bioįkrovos porėtumo tyrimai. Šių tyrimų metu ištirtos skirtingų frakcijų (1–10, 10–20, 20–50 ir 50–70 mm) pušų žievės.

Porėtumo tyrimų metu išmatavus absoliučiai sausų ir drėgnų žievių bandinių masę (svėrimo paklaida 0,00005 g) ir tūrį, nustatyti sausų 652 kg/m^3 ir drėgnų 698 kg/m^3 (60 % drėgnumo) žievių ląstelienos tankiai. Žievių tūriui nustatyti naudotas vanduo, todėl vidutinis jų ląstelienos (t. y. medžiagos, sudarančios ląstelės sienelę) tankis yra $1,53 \text{ g/cm}^3$. Į 100 ml talpos cilindrą įpilta skirtingos (10–20 mm ir 20–50 mm) frakcijos sausų ir drėgnų (60 % drėgnumo) žievių. Po to jas pasvėrus (svėrimo paklaida 0,00005 g), nustatyti skirtingų žievių frakcijų piltiniai tankiai (ρ_P , kg/m^3). Nustačius žievių ląstelienos tankį (ρ_L , kg/m^3) bei jų skirtingų frakcijų piltinius tankius (ρ_P , kg/m^3), apskaičiuotas pušų žievių porėtumas (P , %) [135]:

$$P = 1 - \frac{\rho_P}{\rho_L} \cdot 100\%, \quad (3.1)$$

čia P – porėtumas, %; ρ_P – žievių piltinis tankis, kg/m^3 ; ρ_L – žievių ląstelienos tankis, kg/m^3 .

Nustačius pušų žievių porėtumą, atlikti biofiltro įkrovos sorbcijos tyrimai. Analogiškai filtro efektyvumo tyrimams per filtrą leistos skirtingos, kas 15–20 mg/m^3 , organinių medžiagų (butanolio, butilacetato ir ksileno) koncentracijos (iki 100 mg/m^3). Skirtingos LOJ koncentracijos gautos jas kaitinant inde ant dirbtiniu būdu sukurtos taršos šaltinio – reguliuojamos elektrinės plytelės. Įeinančio oro srauto temperatūra buvo 20–55 °C. Šių tyrimų metu iš kiekvieno jo įkrovos sluoksnio skirtingų gylių imti pušų žievių mėginiai (1 g). Jų ėmimo taškai įkrovoje buvo analogiški imtiems bei antrame darbo

skyriuje aptartiems mikrobiologinių tyrimų mėginiams (2. 1 pav.). Paimti žievių mėginiai (1 g) pasverti (svėrimo paklaida 0,00005 g) analitinėmis svarstyklėmis, įdėti į 2 ml talpos stiklinius buteliukus, užpilti 2 ml anglies disulfido ir sandariai užsukti dangteliais su politetrafluoretileno tarpinėmis. Naudotas anglies disulfidas yra labai toksiška ir degi cheminė medžiaga, todėl tyrimai buvo atlikti traukos spintoje, naudojant apsaugos priemones: chalata, pirštines, akinius arba skydelį veidui. Taip paruošti mėginiai supakuoti ir nunešti chromatografinėi analizei [136].

Analitės desorbuotos anglies disulfidu ir tirtos dujų chromatografu „Hawlett Packard Model 5890“ su liepsnos jonizacijos detektoriumi. Chromatografo liepsnos jonizacijos detektoriaus jautrumas $4 \cdot 10^{-9}$ mg/s, kolonėlė HP5 kapiliarinė ($\varnothing 0,53 \pm 0,1$ mm, ilgis $30 \pm 0,01$ m) su skystąja faze 5 % difenil- ir 95 % dimetilpolisiloksanu. Kolonėlės temperatūra buvo 40 °C, detektoriaus ir garintuvo – 250 °C. Eksperimento metu išmatuota patalpos oro temperatūra 18–20 °C, atmosferos slėgis 749–751 mm Hg st., drėgmė 68 %. Automatinio būdu 10 mm³ švirkštu įsiurbta 5 mm³ paruošto mėginio ir įleista į dujų chromatografo garintuvą. Kiekvienos analitės koncentracija nustatyta absoliučios kalibracijos metodu. Po to saviraščiu užrašyta chromatograma. Jei gautos analitės smailės aukščio vertė chromatogramoje didesnė už standarto smailės aukščio vertę tiesinės kalibracinės kreivės atkarpoje, mėginys skiestas anglies disulfidu. 1 cm³ pipete pamatuotas tam tikras tūris anglies disulfido ir įpiltas į mėginį. Apskaičiuojant rezultatus įvertintas praskiedimo faktorius (k). Trukdančios organinės medžiagos, kurių sulaikymo trukmė yra tokia pati ar artima kitų analizių sulaikymo trukmei, atskirtos parinkus tam tikras dujų chromatografo kolonėlės termostato temperatūros programavimo sąlygas arba selektyvią chromatografinę kolonėlę [136].

Cheminei analizei naudoti pripažintos analizinės kokybės reagentai

1. Ksileno izomerų mišinys (C₈H₁₀), 99,9 %.
2. Butilacetatas (C₆H₁₂O₂), 99,9 %.
3. Butanolis (C₄H₉O H), 99,9 %.
4. Anglies disulfidas (CS₂), 99,9 %.

5. Azoto dujos (dujos–nešėjas) chemiškai grynios 99,999 %, slėgis (3–250) kPa. Dujų greitis ($30 \pm 1,0$) ml/min.

6. Vandenilio dujos (į detektorių), chemiškai grynios 99,95 %, slėgis (3–250) kPa. Dujų greitis ($30 \pm 1,0$) ml/min.

Cheminiai analizei naudotos matavimo priemonės ir įranga

1. 2 ml talpos stikliniai buteliukai užsukti dangteliais su politetrafluoretileno tarpinėmis.

2. Pipetė ($1,0 \pm 0,007$) ml.

3. Dujų chromatografas „Hawlett Packard Model 5890“ su liepsnos jonizacijos detektoriumi. Nustatymo riba $5 \cdot 10^{-12}$ g/s.

4. Kolonėlė HP5 kapiliarinė ($\varnothing 0,53 \pm 0,1$ mm, ilgis $30 \pm 0,01$ m) su skystąja faze 5 % difenil- ir 95 % dimetilpolisiloksanu.

5. Automatinis bandinių įvediklis „Hawlett Packard Model 5890“ su mikrošvirkštu, 10 μ l, padalos vertė 0,2 μ l.

6. Programinė įranga Millennium 32.

7. Dujų srauto putų matuoklis „Hewlett Packard Model 5890“ 1, 10 ir 100 ml.

8. Termometras „TPK“, temperatūros matavimo intervalas – 20–200 °C, paklaida 0,5 °C.

9. Psichrometras „MMN-240“, santykinės oro drėgmės matavimo intervalas 10–100 %, paklaida 10 %.

10. Barometras „SNOL-2,5“, padalos vertė 0,1 kPa.

11. Elektrinė plytelė.

12. Analitinės svarstyklės „VLR-200“, matavimo intervalas 0–100 g, paklaida – 0,00005 g.

Chromatografinės analizės metodu pagal 5 mėginio matavimus apskaičiuota organinio junginio smailės ploto vidutinė aritmetinė vertė bei nustatyta žievėje sorbuota tiriamų organinių medžiagų koncentracija. Įkrovos sorbcijos tyrimai atlikti su skirtingų frakcijų (10–20 mm ir 20–50 mm) pušų žievėmis.

Nepriklausomai nuo gautų rezultatų, kiekvienas žievių mėginys tuo pačiu metu, toje pačioje laboratorijoje, analizuojant tokią pačią medžiagą, taikant tą patį metodą bei tą pačią įrangą kartotas 5 kartus. Gauti duomenys apdoroti matematinės statistinės analizės metodais. Absoliutus skirtumas tarp dviejų rezultatų, gautų skirtingu metu esant toms pačioms pradinėms sąlygoms, negalėjo būti didesnis už kartojimosi ribą (r^*) daugiau nei 5 %. Santykinis standartinis kartojimosi nuokrypis (SSN , %) apskaičiuotas pagal formulę:

$$SSN = \frac{SN}{C_{vid.}} \cdot 100\%, \quad (3.2)$$

čia SSN – santykinis standartinis kartojimosi nuokrypis, %; SN – standartinis nuokrypis, mg/m^3 ; $C_{vid.}$ – matavimo skaičius.

3. 3. Tyrimų rezultatai ir jų analizė

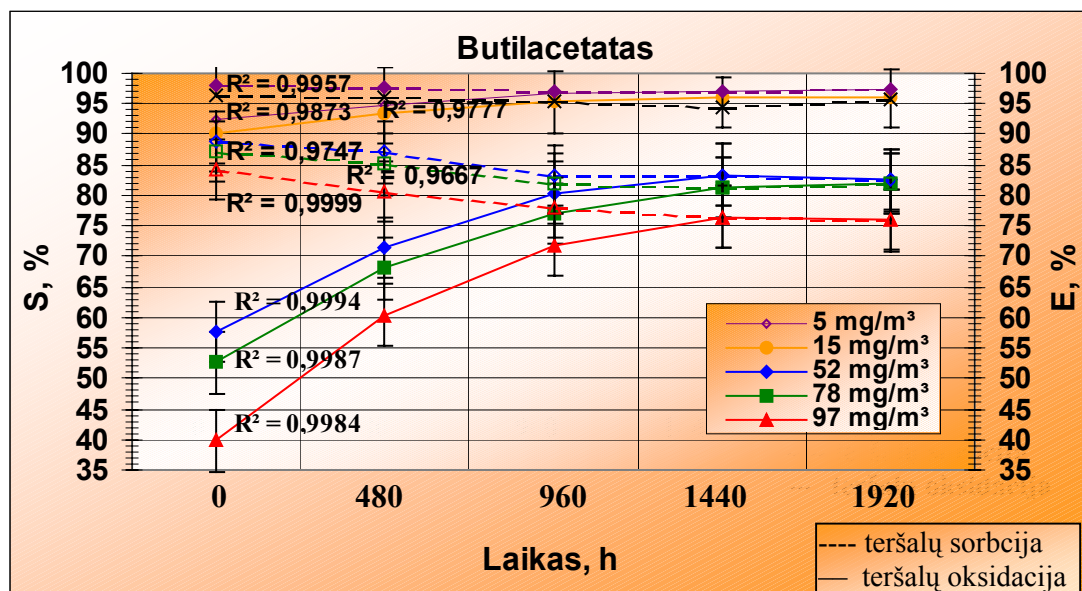
Atlikus skirtingos frakcijos (1–10, 10–20, 20–50 ir 50–70 mm) pušų žievių porėtumo tyrimus, biofiltre atsisakyta naudoti ypač smulkios (1–10 mm) frakcijos, nedidelio porėtumo (40 %) pušų žieves (3. 1 lentelė). Filtre naudoti labai smulkią žievių frakciją neefektyvu, nes kuo ji smulkesnė, tuo joje labiau kaupiasi vanduo ir palaipsniui gausėja jos drėgnumas, dėl kurios filtre susidaro nemažas aerodinaminis pasipriešinimas, įkrovoje kultivuojamiems mikroorganizmams juntamas deguonies trūkumas ir pan. Visa tai spartina anaerobinių sąlygų susiformavimą ir sutrumpina bioterpės naudojimo trukmę [16 A].

3. 1 lentelė. Tirtų skirtingų pušų žievių frakcijų porėtumas

Eil. Nr.	Žievių frakcijos dydis, mm	Porėtumas, %
1.	1–10	40
2.	10–20	75
3.	20–50	80
4.	50–70	85

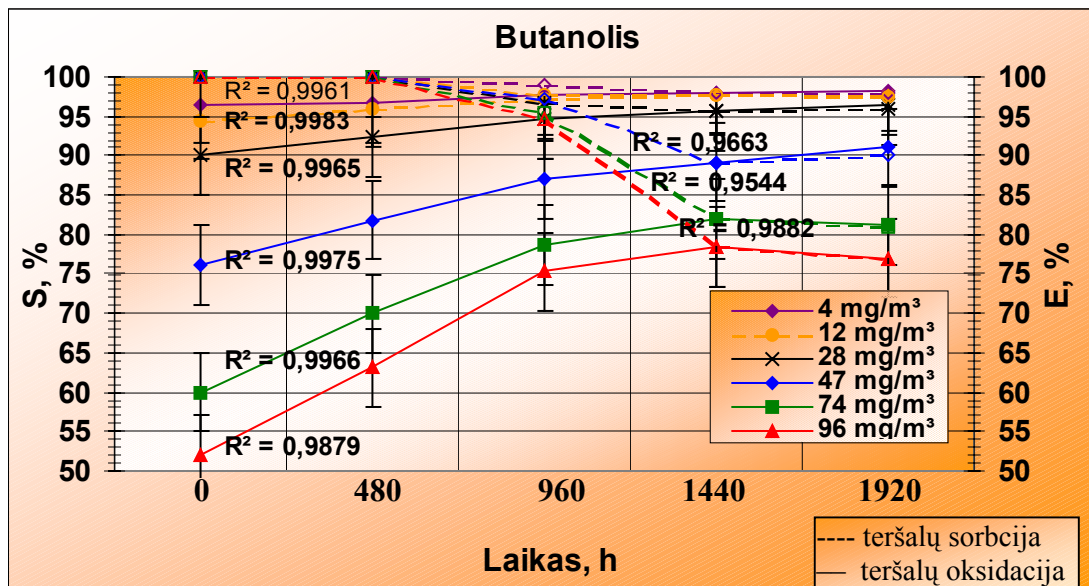
Biofiltre atsisakyta naudoti ir stambesnes (50–70 mm), palyginti nemažo 85 % porėtumo pušų žievių frakcijas (3. 1 lentelė). Nustatyta, jog kuo frakcija stambesnė, tuo mažesnis jos užimamas kiekis filtre (tik 30 kg) bei įrenginio efektyvumas. Lyginant su anksčiau ištirtomis frakcijomis, biofiltre pasirinkta naudoti kelias – nei per smulkias, nei per stambias pušų žievių frakcijas (10–20 ir 20–50 mm) (3. 1 lentelė). Šių frakcijų pasirinkimą lėmė tai, kad jos tarp žievės ląstelių ir kitų frakcijos ertmių sudaro, palyginti, didelį porėtumą (75–80 %) ir užima biofiltre nemažą kiekį (70–75 kg arba 0,18 m³). Dėl šių priežasčių susidaro nemažas bioterpės kontaktuojančio paviršiaus plotas, sulaikantis per ją leidžiamus organinius teršalus [16 A]. Atlikti tyrimai yra patikimi, $R^2 = 0,95$.

Nustačius skirtingų pušų žievių frakcijų porėtumą per 80 filtro eksploatavimo parų, įvertintas jų gebėjimas sorbuoti valomus LOJ (butilacetatą, butanolį ir ksileną). Oro valymo metu teršalai pirmiausia sorbuojami į bioterpę, o tik po to joje valomi. Nustatyta, kad teršalų sorbavimo intensyvumas didžiaja dalimi priklauso nuo įkrovos biologinio suaktyvinimo, t. y. nuo joje gyvenančių mikroorganizmų gebėjimo skaidyti pasirinktus organinius teršalus (3. 3 pav.).



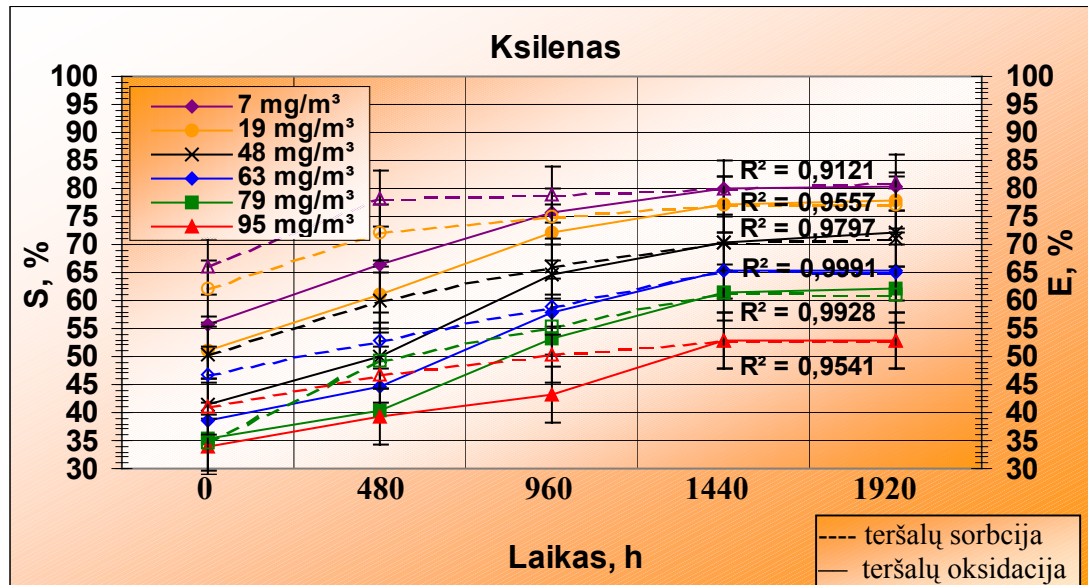
3. 3 pav. Suaktyvintos biofiltro įkrovos gebėjimas sorbuoti butilacetatą, kai leidžiamo oro srauto greitis 2 m/s, temperatūra 20–55 °C

Pirmąsias 20 filtro eksploatavimo parų, kai įkrovoje tiriamiems teršalams adaptuotų mikroorganizmų biologinis suaktyvinimas ir oro valymo efektyvumas (35–65 %) nedideli, gerai vandenyje tirpstantys skirtingų koncentracijų (iki 100 mg/m^3) teršalai (butanolis ir butilacetatas) į žievių įkrovą sorbuojami intensyviai (75–100 %) (3. 3–3. 5 pav.) [10 A, 15 A]. Tuo tarpu pirmąsias 20 filtro eksploatavimo parų vieno iš tirtų teršalų – ksileno, kaip benzolo eilės angliavandenilio, sorbcija vyko lėčiau (35–65 %) (3. 5 pav.). Tokią skirtingą teršalų sorbciją bei jų oksidaciją bioįkrovoje lėmė nedidelis jos biologinis aktyvumas. Didėjant bioterpės biologiniam suaktyvinimui bei oro valymo proceso efektyvumui (45–80 %), įkrovos gebėjimas sorbuoti butanolį ir butilacetatą šiek tiek sumažėjo (nuo 100 iki 70–75 %), nes po 20–40 žievių įkrovos aktyvinimo parų teršalų oksidacijos procesai pradėjo vykti žymiai greičiau už jų sorbciją (3. 3, 3. 4 pav.). Tačiau skirtingai nei minėtų junginių (butanolio ir butilacetato), mažai vandenyje tirpstančio ksileno sorbcija į bioįkrovą palaipsniui didėjo (nuo 45 iki 75 %) (3. 5 pav.). Vadinas, visų tirtų organinių junginių (butanolio, butilacetato ir ksileno) sorbcija į bioterpę tiesiogiai priklausė nuo jos biologinio aktyvumo bei buvo analogiška aptartam biologiniam oro valymo procesui (3. 3–3. 5 pav.).



3. 4 pav. Suaktyvintos biofiltro įkrovos gebėjimas sorbuoti butanolį, kai leidžiamo oro srauto greitis 2 m/s, temperatūra 20–55 °C

Po kitų 65–80 filtro eksploatavimo parų, pilnai pasibaigus mikroorganizmų adaptacijai, eksperimentinių tyrimų metu užfiksavus didžiausią oro valymo efektyvumą (75–98 %) bei bioįkrovos biologinį suaktyvinimą, pasiekta sorbcinių ir biocheminių mechanizmų pusiausvyra. Tuo metu sorbuotų teršalų (butanolio, butilacetato ir ksileno) kiekis tapo lygus oksiduotų teršalų kiekiui (60–95 %) (3. 3–3. 5 pav.) [10 A, 15 A].

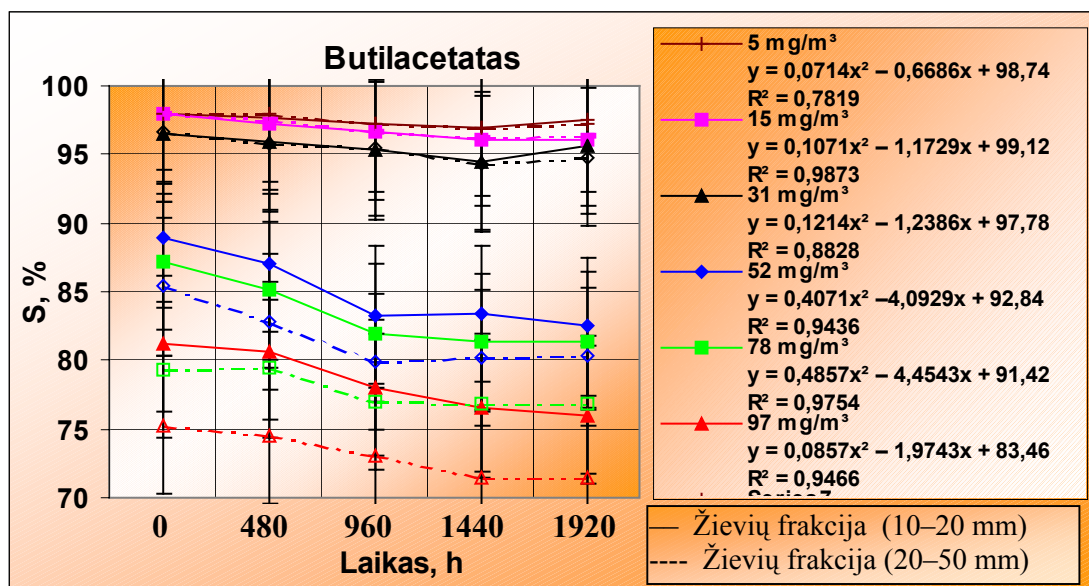


3. 5 pav. Suaktyvintos biofiltro įkrovos gebėjimas sorbuoti ksileną, kai leidžiamo oro srauto greitis 2 m/s, temperatūra 20–55 °C

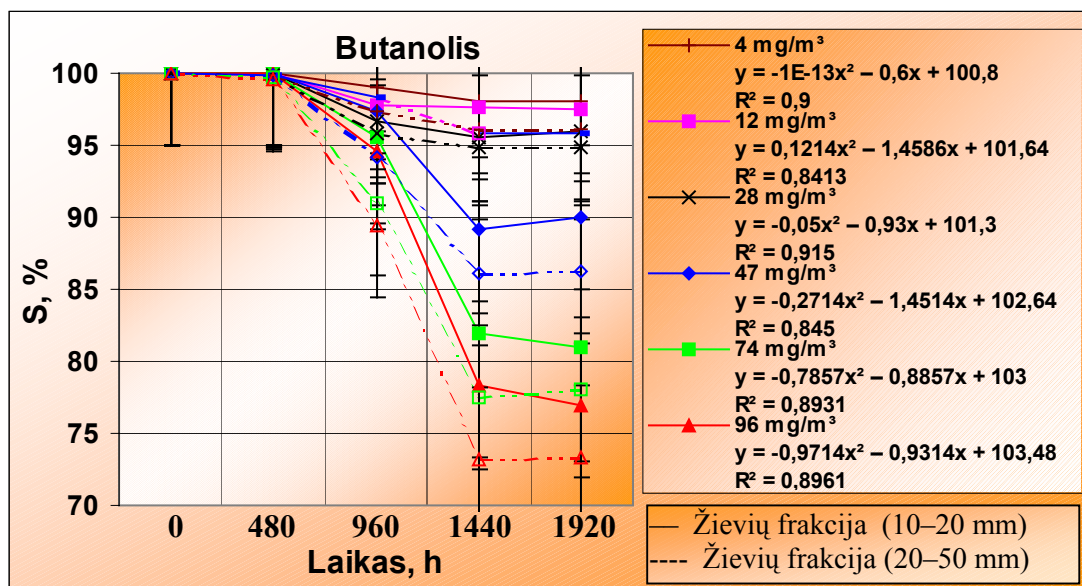
Atliktų tyrimų rezultatus, kad filtro įkrovos gebėjimas sorbuoti LOJ priklauso nuo jos biologinio suaktyvinimo, patvirtino statistinė analizė ir gauti aukšti aproksimacijos koeficientai (R^2) nuo 0,91 iki 0,99.

Kaip oro valymo efektyvumas, taip ir bioįkrovos gebėjimas sorbuoti valomus organinius teršalus labai priklauso nuo pušų žievių įkrovos frakcijos dydžio. Cheminių junginių su nedidelėmis koncentracijomis (iki 30 mg/m³) sorbcija į skirtingų (10–20 ir 20–50 mm) frakcijų žievės skyrėsi nedaug, tik iki 5 %. Didesni skirtumai (iki 10 %) užfiksuoti per biofiltro įkrovą praleidus teršalus su didesnėmis koncentracijomis (iki 100 mg/m³). Eksperimentinių tyrimų metu buvo nustatyta, jog filtre stambesnę (20–50 mm) žievių frakciją pakeitus smulkesne (10–20 mm), 10–15 % pagerėja įrenginio efektyvumas bei biologiškai suaktyvintos pušų žievių įkrovos sorbcinė geba (3.6–3.8 pav.). Pavyzdžiui, į stambesnės (20–50 mm) frakcijos įkrovą butanolio, kai pradinė jo koncentracija

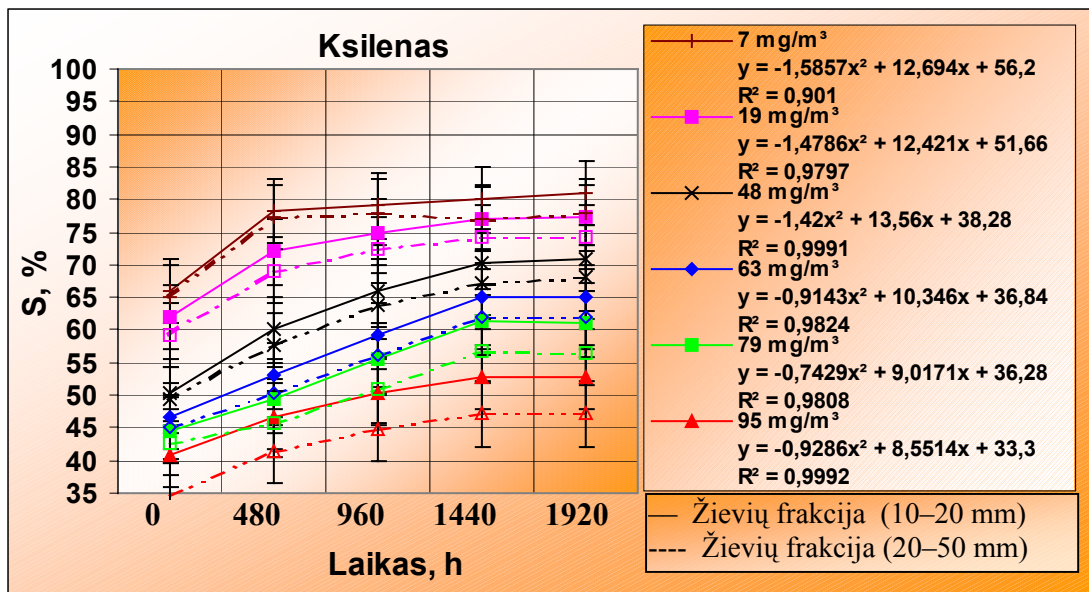
96 mg/m³, sorbuota 69 mg/g, o į smulkesnės (10–20 mm) – 72 mg/g. Vadinasi, kuo smulkesnė, bet ne per smulki (1–2 mm) pušų žievių frakcija, tuo didesnis jos sorbuojamas paviršiaus plotas, gausesnis joje mikroorganizmų skaičius bei tuo pačiu geresnis įkrovos biologinis aktyvumas [15 A].



3. 6 pav. Suaktyvintų skirtingų biofiltro įkrovų frakcijų gebėjimas sorbuoti butilacetatą, kai leidžiamo oro srauto greitis 2 m/s, temperatūra 20–55 °C



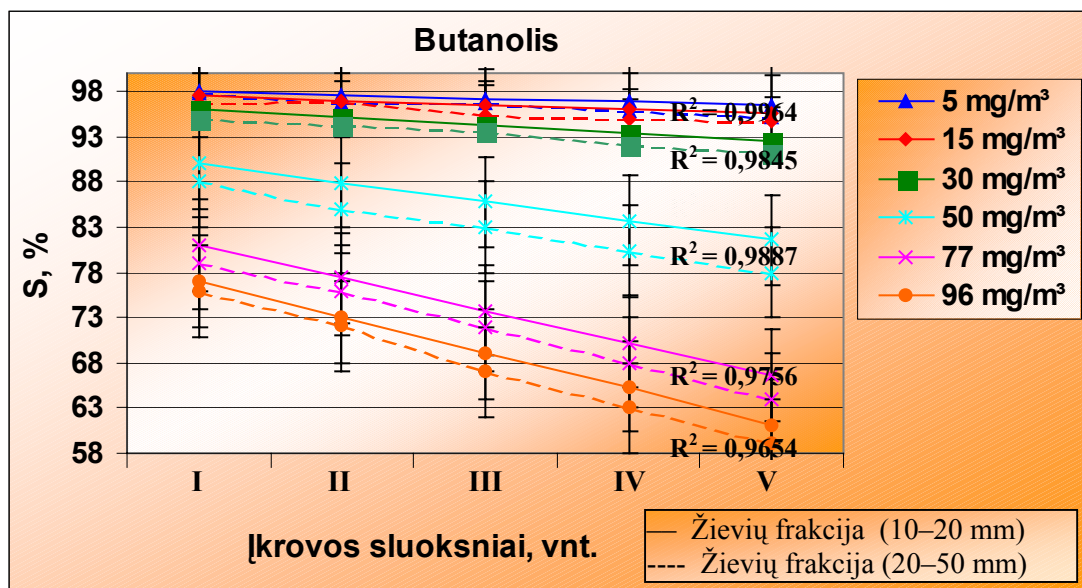
3. 7 pav. Suaktyvintų skirtingų biofiltro įkrovų frakcijų gebėjimas sorbuoti butanolį, kai leidžiamo oro srauto greitis 2 m/s, temperatūra 20–55 °C



3. 8 pav. Suaktyvintų skirtingų biofiltro įkrovų frakcijų gebėjimas sorbuoti ksileną, kai leidžiamo oro srauto greitis 2 m/s, temperatūra 20–55 °C

Priklausomybės sorbuoti valomus teršalus nuo įkrovos frakcijos dydžio parodė gauti patikimumo koeficientai (R^2), esantys nuo 0,85 iki 0,99.

Filtro įkrovos gebėjimas sorbuoti LOJ labai priklauso ir nuo bioterpės aukščio (t. y. nuo esančių sluoksnių skaičiaus). Daugėjant sluoksnių skaičiui (nuo 1 iki 5 vnt.), mažėja įkrovos įsisotinimas LOJ (3. 9 pav.). Pavyzdžiui, butanolį (kai pradinė jo koncentracija 50 mg/m^3) leidžiant per vieną (150 mm aukščio) biofiltro sluoksnį, bioįkrova jo sorbuoja iki 88–90 %. Tą patį cheminį junginį su ta pačia koncentracija praleidus per visus penkis (750 mm aukščio) bioįkrovos sluoksnius, jos sorbcija sumažėja iki 78–82 %. Vadinasi, didžioji per filtrą leistų teršalų dalis buvo sorbuota pirmuosiuose jo sluoksniuose. Tai patvirtino ir atlikti eksperimentiniai tyrimai su skirtingos (10–20 ir 20–50 mm) frakcijos pušų žievėmis. Tyrimų metu nustatyta, kad biologiškai suaktyvinta smulkesnė (10–20 mm) pušų žievė, analogiškai filtro efektyvumo tyrimams, pasižymi 10–15 % didesniu efektyvumu sorbuoti teršalus, nei stambesnė (20–50 mm) (3. 9 pav.) [15 A]. Tai patvirtina statistinė analizė, kurios metu gauti aukšti patikimumo koeficientai (R^2) nuo 0,96 iki 0,99.



3. 9 pav. Suaktyvintų skirtingų biofilto frakcijų gebėjimas sorbuoti butanolį priklausomai nuo bioįkrovos aukščio (sluoksnių skaičiaus), kai leidžiamo oro srauto greitis 2 m/s, temperatūra 20–55 °C

Apibendrinus eksperimentinių tyrimų metu gautus pušų žievių įkrovos tyrimus nustatyta, kad organinių teršalų (butilacetato, butanolio ir ksileno) sorbcija į bioterpę, kaip ir jų oksidacija, iš esmės priklauso nuo jos biologinio suaktyvinimo [5 A].

3. 4. Išvados

1. Atlikus skirtingų pušų žievių frakcijų (1–10, 10–20, 20–50 ir 50–70 mm) porėtumo tyrimus, biofilto įkrovoje pasirinkta naudoti kelias, nemažą porėtumą (75–80 %) sudarančias bei palyginti, didelį kiekį (70–75 kg ar 0,18 m³) filtre užimančias pušų žieves (10–20 ir 20–50 mm). Dėl šių įkrovos savybių susidaro nemažas jos kontaktuojančio paviršiaus plotas, sulaikantis per filtrą leidžiamus LOJ.

2. Atlikus 80 parų trukusius biofilto suaktyvintos, skirtingų frakcijų (10–20 ir 20–50 mm) pušų žievių įkrovos sorbcijos tyrimus, nustatyta kad teršalų sorbcija į įkrovą, kaip ir jų oksidacija, priklauso nuo įkrovos biologinio suaktyvinimo ir jos frakcijos dydžio,

taip pat – nuo teršalų fizikinių-cheminių savybių (tirpumo vandenyje, cheminės prigimties ir kt.), jų koncentracijų.

3. Pirmąsias 20 filtro eksploatavimo parų, į filtro bioįkrovą geriau sorbuojami lengviau vandenyje tirpstantys junginiai – butanolis, butilacetatas (iki 75–100 %), nei palyginti mažai vandenyje tirpstantis ksilenas (iki 35–65 %).

4. Per kitas 20–40 eksperimentinių tyrimų paras, biologiškai aktyvėjant įkrovai, intensyvėjo oro valymo procesas (35–45 %) bei palyginti labai nedaug (15 %) sumažėjo butanolio ir butilacetato sorbcija į bioterpę. Tuo metu vieno iš teršalų, ksileno, sorbcija vyko analogiškai aptartam oro valymo procesui.

5. Po 65-ių parų nuo filtro eksploatavimo pradžios, jo įkrovoje užfiksuota sorbcinių ir biocheminių mechanizmų pusiausvyra, kur visų sorbuotų teršalų kiekis tapo lygus oksiduotų teršalų kiekiui (60–95 %).

6. Eksperimentinių tyrimų metu nustatyta, jog filtre stambesnę (20–50 mm) žievių frakciją pakeitus smulkesne (10–20 mm), 10–15 % pagerėja oro valymo įrenginio efektyvumas bei biologiškai suaktyvintos pušų žievių įkrovos sorbcinė geba, nes smulkesnė frakcija turi didesnę paviršiaus plotą bei gausesnį mikroorganizmų skaičių.

4. FILTRO EFEKTYVUMO TYRIMAI

4. 1. Įvadas

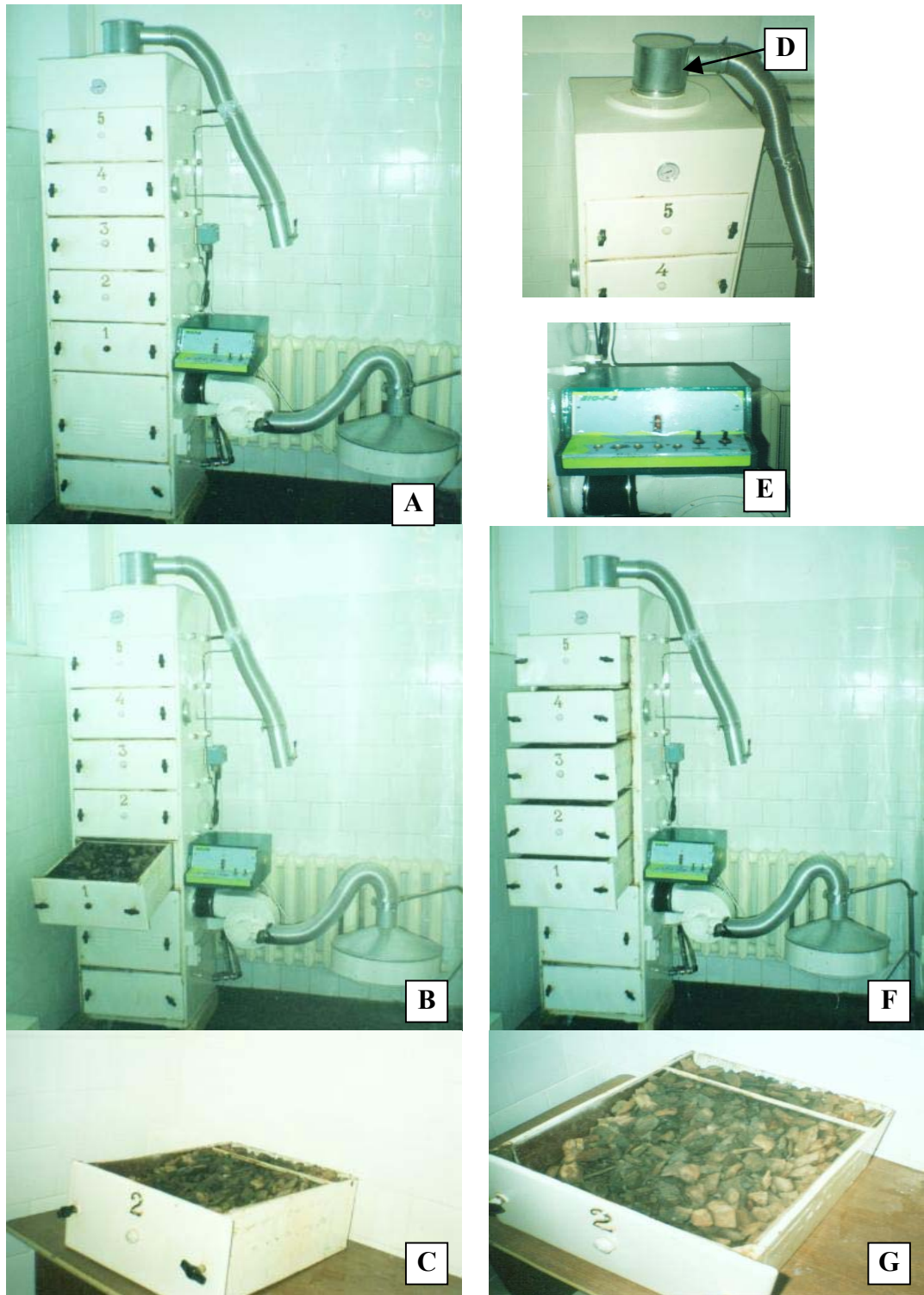
Pasaulyje atmosfera teršiama žmogaus ūkinės veiklos metu (dažų, lakų, plastmasių, popieriaus-celiuliozės, maisto pramonėje ir kt.) gausiai išsiskiriančiais, skirtingos cheminės prigimties teršalais – butanoliu, butilacetatu, metanoliu, formaldehidu, fenoliu, benzeno, toluolu, ksilenų ir kt. Daugelyje šalių (Vokietijoje, Švedijoje, JAV ir kt.) orui valyti nuo šių teršalų taikomi įvairūs oro valymo metodai (absorbicija, adsorbicija ir kt.), tačiau dažniausiai tuo tikslu iš jų pasirenkamas biologinis oro valymas [138–141].

Siekiant įvertinti biologinio oro valymo metodo reikšmę bei jo taikymo galimybę Lietuvoje, pirmiausia atlikti VGTU Aplinkos apsaugos katedroje sukurto biofiltro pušų žievių įkrovos – biologinio jos suaktyvinimo, porėtumo bei sorbcijos tyrimai. Tolesnių eksperimentinių tyrimų tikslas nustatyti pagrindines filtro technines charakteristikas bei keičiant jų veikimą (leidžiamo oro srauto greitį ir kiekį, tiriamų teršalų (butilacetato, butanolio ir ksileno) koncentracijas (iki 100 mg/m³), įkrovos aukštį, jos frakcijos dydį (10–20 ir 20–50 mm), įvertinti įrenginio efektyvumą.

4. 2. Tyrimų metodika

Biofiltras (500·480·2 000 mm) su biologiškai suaktyvinta įkrova susideda iš penkių atskirų tarpusavyje vienas kito neslegiančių, tinkleliais atskirtų bei tolygų oro srauto pasiskirstymą užtikrinančių, bioterpės sluoksnių (4. 1 pav.) [16 A]. Siekiant įvertinti įrenginio efektyvumo dinamiką, buvo leistos skirtingos, tam tikram įkrovos tūriui tenkančios teršalų koncentracijos. Tuo tikslu eksperimentiniame įrenginyje įtaisytas ne vienas 0,18 m³ tūrio ir 750 mm aukščio sluoksnis, o – penki atskiri jo įkrovos tūrį ir aukštį atitinkantys sluoksniai, kurių kiekvienas užima 0,036 m³ tūrį ir yra 150 mm aukščio.

Valant orą nuo LOJ, oro srautas ventiliatoriumi pūstas per visus penkis bioterpės sluoksnius. Į filtrą įeinančio ir iš jo išeinančio oro srauto kiekis (nuo 58 iki



4. 1 pav. Biofiltro su suaktyvinta pušų žievių įkrova schema

A – bendras filtro vaizdas iš priekio; B – bendras filtro vaizdas iš priekio, atidarius vieną jo sluoksnį; C, G – vienas, pušų žievių įkrova įkrovos užpildytas, sluoksnis; D – filtro kondensatorius; E – filtro valdymo pultas, F – bendras filtro vaizdas iš priekio, atidarius visus penkis jo sluoksnius

145 m³/h) (nuo 0,8 iki 2,0 m/s) reguliuotas ortakiuose įmontuotomis bei sklendėmis, kurios reguliuojamos rankenomis. Kad galima būtų padidinti užteršto oro kiekį, įėjimo ortakis pradžioje yra gaubto formos. Išvalyto oro srautas iš filtro pašalintas per lankstų išėjimo ortakį. Filtro įkrovoje palaikyta 28–30 °C temperatūra, įrenginį šildant dviem, ties šoninėmis jo sienomis įmontuotais kaitinimo elementais.

Oro valymo metu filtro įkrovoje (0,18 m³ tūrio) palaikant 60 % drėgnumą, per parą sunaudota iki 20 l vandens. Filtro neeksploatuojant įkrovoje sumažėja mikroorganizmų aktyvumas. Tokiu atveju vandens sunaudojama palyginti mažiau – tik iki 10 l. Vanduo į kiekvieną sluoksnį pumpuotas penkiais siurbliukais iš rezervuaro. Virš kiekvieno sluoksnio vanduo išpurkštas, o susidarius jo pertekliui, kartu su susidariusiomis atliekomis surinktas atliekų rinktuve. Drėgnumas įkrovoje periodiškai kontroliuotas svoriniu metodu, žievių mėginius džiovinant iki pastovaus svorio 70–85 °C temperatūroje. Pušų žievių drėgnumas nustatytas taikant šią formulę:

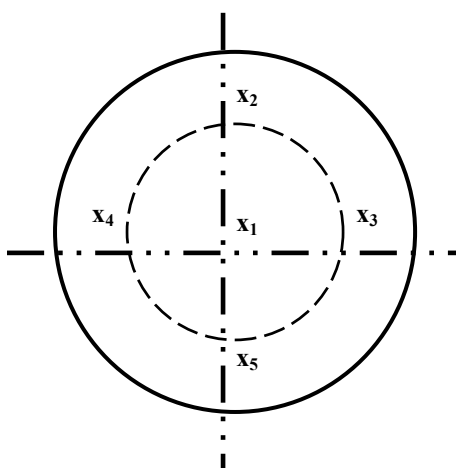
$$W = \frac{m_1 - m_2}{m_2} \cdot 100\%, \quad (4.1)$$

čia W – pušų žievių drėgnumas, %; m_1 – žievių svoris iki džiovinimo, g; m_2 – žievių svoris po džiovinimo, g.

Savaiminiam mikroorganizmų egzistavimui biologiškai suaktyvintoje pušų žievių įkrovoje palaikyta artima neutraliai (pH = 7,2) vandenilio jonų koncentracija. Todėl terpė, kad joje nesusidarytų rūgšti aplinka ir nesumažėtų oro valymo kokybė, sotinta natrio ir kalio fosfatų (Na₂HPO₄ ir KH₂PO₄) tirpalais bei bioįkrovos pH matuotas pH-metru „pH-538“.

Mikroorganizmams įkrovoje būtini biogeniniai elementai: azotas (N), fosforas (P), magnis (Mg), siera (S) ir kt. Prieš paleidžiant įrenginį bei jį eksploatuojant per savaitę sunaudota iki 0,42 kg mineralinių druskų tirpalo (K₂HPO₄ – 1 g, KCl – 0,5 g, MgSO₄·7H₂O – 0,5 g, FeSO₄·7H₂O – 0,1 g, NaNO₃ – 0,91). Kai jų terpėje yra pakankamai, mikroorganizmai auga ir gauna energijos. Biogeninius elementus įkrovos mikroflora pasisavina kartu su vandeniu. Paruoštas mitybinių medžiagų tirpalas piltas į vandens rezervuarą, iš kurio vėliau kartu su vandeniu išpurkštas virš kiekvieno bioįkrovos sluoksnio.

Eksperimentų metu leidžiamo oro srauto greitis matuotas greičio matuokliu „TESTO-452“ su termopora. Didinant leidžiamo oro srauto greitį iki 2,0 m/s, didėjo prietaiso matavimo paklaida. Oro srauto greičių matavimo taškai įėjimo ir išėjimo ortakiuose bei po kiekvieno įkrovos sluoksnio parinkti ir matavimai atlikti pagal Lietuvoje galiojančio normatyvinio dokumento LAND 27–28/M-07 nuostatas [137]. Oro srauto greičio matavimui parinkta vieta taip, kad ortakio atkarpoje per 5–6 D (D – vidinis ortakio skersmuo) iki matavimo vietos ir per 3–4 D už jos neliktų trukdžių: sklendžių, alkūnių, ventiliatorių ir pan. Pagal tai parinkus ortakyje tinkamą matavimo vietą, jame įstatyta termopora. Tyrimų metu matavimo sąlygoms sutapus su kalibravimo sąlygomis, gauti optimalūs rezultatai. Matavimo taškų skaičius ir jų išsidėstymas ortakyje priklauso nuo ortakio skersmens. Biofiltro apskritų ortakių (įėjimo bei išėjimo) skersmenims esant 80 mm, parinktas reikalingas matavimo taškų skaičius (viso 5) bei tolygus jų išdėstymas (4. 2 pav.) [137].



4. 2 pav. Oro greičio 5 matavimo taškai filtro ortakio skerspjūvyje

Leidžiamas oro srautas filtro ortakiuose pasiskirsto nevienodai. Didžiausias jo greitis pasiekiamas vamzdžio centre, o einant nuo centro visomis kryptimis greitis palaipsniui mažėja. Kad matavimo rezultatai būtų tikslesni, jie atlikti skirtinguose ortakio taškuose. Prietaisas apskaičiuoja visų matavimų rezultatų vidurkį. Kiekvienas matavimas kartotas 5 kartus.

Nustačius vidutinį dujų srauto greitį ir išmatavus ortakio skerspjūvio plotą, apskaičiuotas pratekančio per biofiltrą oro kiekis (našumas):

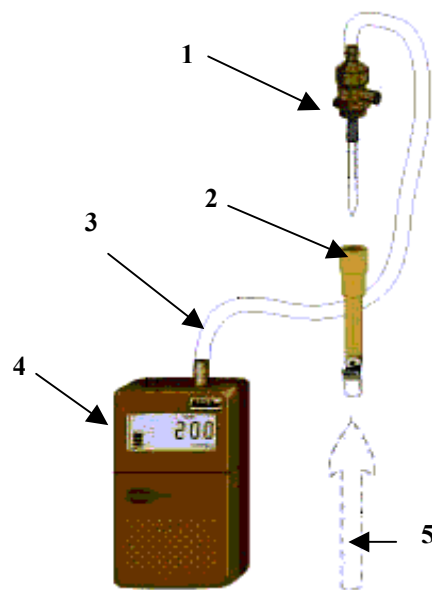
$$Q_0 = 3600 \cdot vA, \quad (4.2)$$

čia Q_0 – oro srauto kiekis (našumas), m^3/h ; v – oro greitis ortakyje, m/s ; A – ortakio skerspjūvio plotas matavimo vietoje, m^2 .

Siekiant įvertinti aerodinaminį įkrovos pasipriešinimą, prieš kiekvieną sluoksnį diferenciniu slėgio matuokliu „DSM-1“ atlikti dinaminio slėgio matavimai, kurių kiekvienas kartotas 5 kartus. Matuojant dinaminį slėgį, pneumatinių vamzdelių galai nukreipti prieš oro srauto tėkmės kryptį. Vienas pneumatinis vamzdelis stumtas išilgai kiekvieno įkrovos sluoksnio (taip pat įėjimo ir išėjimo ortakiuose), sustojant kiekviename pasirinktame taške bei išmatuojant bendrojo ir statinio slėgių skirtumus, t. y. dinaminį slėgį. Po to matuota atvirkščiai – traukiant pneumatinį vamzdelį nuo tolimesnės sienelės iki artimesnės. Matavimų rezultatai fiksuoti, kai tame pačiame taške mikromanometro parodymai nesiskyrė daugiau kaip 15 %.

Įvertinus pagrindines sukonstruoto filtro technines charakteristikas, eksperimentiškai nustatytas filtro efektyvumas. Šie tyrimai atlikti, valomame ore keičiant LOJ (butanolį, butilacetatą ir ksileną), jų koncentracijas, taip pat jų mišinių sudėtį ir pan. Skirtingos organinių medžiagų koncentracijos gautos kaip ir sorbcinių tyrimų metu, kurie išsamiai aprašyti trečiame darbo skyriuje.

Oro mėginiai prieš filtrą, po jo bei po kiekvieno sluoksnio imti matavimams skirtose vietose su asmeniniu mėginių ėmikliu „Airchek 224-PCXR8“ 15 min. 0,2 l/min. greičiu, naudojant JAV firmos „SKC“ aktyvuota kokoso anglimi užpildytus stiklinius rinktuvus (vamzdelius) ($\varnothing 4,0 \pm 0,1$ mm, ilgis $7,0 \pm 0,01$ mm). Kiekvieno oro mėginio ėmimas kartotas 5 kartus. Rinktuvai sudaryti iš dviejų, skirtingu (50 ir 100 mg) aktyvintų anglių kiekiu užpildytų sekcijų. Aktyvuotos kokoso kevalo anglies dalelių dydis 0,4–0,8 mm. Sorbcinio vamzdelio galai užlydyti bei juose esančios sekcijos atskirtos viena nuo kitos. Prieš mėginio ėmimą rinktuvo galai įrežti dilde ir toje vietoje nulaužti. Po to rinktuvas įstatytas į mėginių ėmiklio jungiamąjį vamzdelį taip, kad mažesnė rinktuvo dalis (su 50 mg kokoso kevalo anglies) jungtųsi su jungiamuoju vamzdeliu (4. 3 pav.).



4. 3 pav. Oro mėginių ėmimo schema

1 – leidžiamo oro srauto greitį reguliuojantis laikiklis; 2 – aktyvuota kokoso anglimi užpildytas stiklinis rinktuvas; 3 – rinktuvo dangtelis; 4 – oro mėginių ėmiklis „Airchek 224-PCXR8“; 5 – leidžiamo oro srautas

Mėginio ėmimo metu vienas rinktuvas naudotas tuščiajam bandiniui. Prieš bandinių ėmimą, prie ėmiklio prijungus srauto matuoklį ir vieną rinktuvą, nustatytas tikslus oro srauto greitis. Tyrimų metu matuota patalpos temperatūra, atmosferos slėgis, santykinė oro drėgmė, fiksuotas tikslus oro srauto siurbimo greitis, taip pat – mėginio ėmimo trukmė. Laikantis mėginių ėmimo reikalavimų, kiekvienas jų žymėtas. Paėmus bandinius, rinktuvas nuimtas, sandariai uždarytas su užsukamais kamščiais, supakuotas bei panaudotas chromatografinėi analizei.

Tyrimų metu iš didesniosios sekcijos 100 mg aktyvuotos kokoso kevalo anglies supilta į 2 cm³ talpos buteliuką, į kurį 1 ml pipete įpilta 1 cm³ anglies disulfido. Analogiškai paruošti mėginiai iš mažesniosios sekcijos (su 50 mg aktyvuotos kokoso kevalo anglies) ir iš tuščiųjų bandinių. Kiekvienas buteliukas sandariai užsuktas dangteliu su politetrafluoretileno tarpine. Iš rinktuvų surinkti oro mėginiai 30 min. desorbuoti, retkarčiais juos pajudinant dviejuose (t. y. atskirai iš kiekvienos sekcijos) 2 cm³ talpos buteliukuose. Naudotas anglies disulfidas yra labai toksiška ir degi cheminė medžiaga, todėl dirbta atsargiai.

Šių, kaip ir sorbcinių, tyrimų metu tiriamų LOJ koncentracija oro mėginiuose nustatyta dujų chromatografu „Hawlett Packard Model 5890“, kurio liepsnos jonizacijos detektoriaus jautrumas $4 \cdot 10^{-9}$ mg/s, stiklinė kolonėlė ($\varnothing$ 3,0 $\pm$ 0,1 mm, ilgis 2,0 $\pm$ 0,01 m), užpildyta chromosorbu WHP (0,15–0,18 mm) ir 10 % OV-101 (dimetilpolisiloksanas). Kolonėlės temperatūra – 90 °C, detektoriaus – 250 °C, garintuvo – 200 °C. Eksperimento metu patalpos oro temperatūra buvo 18–20 °C, atmosferos slėgis – 749–751 mm Hg st., drėgmė – 68 %. Chromatografinės analizės metu 10 mm³ švirkštu įsiurbta 5 mm³ paruošto mėginio ir automatinio būdu įleista į dujų chromatografo garintuvą. Kiekvienos analitės koncentracija nustatyta absoliučios kalibracijos metodu. Saviraštis užrašė chromatogramą. Jeigu analitės smailės aukščio vertė chromatogramoje didesnė už standarto smailės aukščio vertę tiesinės kalibracinės kreivės atkarpoje, mėginys buvo skiestas anglies disulfidu. 1 cm³ pipete pamatuotas tam tikras anglies disulfido tūris ir įpiltas į mėginį. Apskaičiuojant rezultatus įvertintas praskiedimo faktorius (k). Trukdančios organinės medžiagos, kurių sulaikymo trukmė buvo tokia pati arba artima analičių sulaikymo trukmei, buvo atskirtos, parenkus kitas dujų chromatografo kolonėlės termostato temperatūros programavimo sąlygas arba selektyvią chromatografinę kolonėlę [136].

Atliekant biofiltro efektyvumo tyrimus, cheminei analizei naudoti analizinės kokybės reagentai analogiškai naudotiems sorbcinių tyrimų metu.

Išskyrus trečiame skyriuje minėtas ir aptartas, biofiltro efektyvumo tyrimų metu cheminei analizei naudotos matavimo priemonės ir įranga

1. Oro mėginių ėmimo įranga „Airchek 224-PCXR8“.
2. Sorbcinis vamzdelis: dviejų sekcijų stiklinis vamzdelis, ilgis 70 mm, išorinis skersmuo 6 mm, vidinis skersmuo 4 mm, pirmoji sekcija – su 100 mg aktyvuotos kokoso kevalo anglies, antroji sekcija – su 50 mg.
3. Dildė stiklui įrėžti.

4. Dujų chromatografo „Hawlett Packard Model 5890“ stiklinė kolonėlė (Ø 3,0±0,1 mm, ilgis 2,0±0,01 m), pripildyta chromosorbu WHP (0,15–0,18 mm) ir 10 % OV-101 (dimetilpolisiloksanas).

Atlikus tiriamų junginių ore chromatografinę analizę, pagal 5 mėginio matavimų duomenis apskaičiuota kiekvieno tirto LOJ piko smailės ploto vidutinė aritmetinė vertė. Iš kalibracinės kreivės apskaičiuotas analizuojamos medžiagos kiekis (mg) didesnėje tiriamojo rinktuvo sekcijoje (W_f), mažesnėje tiriamo rinktuvo sekcijoje (W_b) bei tuščiajame bandinyje (B_f , B_b).

Oro teršalų koncentracija rasta pagal formulę:

$$C = \frac{(W_f + W_b - B_f - B_b) \cdot 1000 \cdot k}{V_{20} \cdot \overline{DE}}, \quad (4.3)$$

čia C – organinio junginio koncentracija, mg/m³; junginių kiekis (mg) nustatytas: W_f – didesnėje tiriamojo rinktuvo sekcijoje, W_b – mažesnėje tiriamojo rinktuvo sekcijoje, B_f – didesnėje tuščiojo bandinio sekcijoje, B_b – mažesnėje tuščiojo bandinio sekcijoje; V_{20} – per rinktuvą prasiurbto oro tūris, dm³, įvertinus aplinkos sąlygas (atmosferos slėgį – 101,3 kPa, temperatūrą 20 °C); 1000 – koeficientas (dm³, perskaičiuotas į m³); k – praskiedimo koeficientas; $\overline{DE}$ – desorbcijos efektyvumo vidutinis aritmetinis vidurkis.

Chromatografinės analizės metodu nustatčius tiriamų organinių medžiagų koncentracijas (mg/m³, išreikštas 0,01 mg/m³ tikslumu), apskaičiuotas biofiltro efektyvumas (E , %):

$$E = \frac{C_0 - C}{C} \cdot 100\%, \quad (4.4)$$

čia C_0 ir C – organinių medžiagų koncentracija ore prieš valymo įrenginį ir po jo (mg/m³).

Biofiltro našumui įvertinti nustatyta biologiškai suaktyvintų pušų žievių įkrovai tenkanti apkrova, t. y. teršalų kiekis, tenkantis per 1 h tam tikram filtro įkrovos tūriui:

$$I = \frac{Q_0}{V_F} \cdot C. \quad (4.5)$$

Mikroorganizmų sunaudotas teršalų kiekis skaičiuojamas:

$$B_M = \frac{Q_0(C_0 - C)}{Z}, \quad (4.6)$$

čia I – filtro apkrova, tenkanti jo suaktyvintų pušų žievių įkrovos tūriui, $\text{g/m}^3 \cdot \text{h}$; Q_0 – valomo oro kiekis, m^3/h ; Z – filtro įkrovos tūris, m^3 ; C_0 – LOJ koncentracija prieš valymą, g/m^3 ; C – LOJ koncentracija po valymo, g/m^3 ; B_M – mikroorganizmų sunaudotas teršalų kiekis, $\text{g/m}^3 \cdot \text{h}$.

Kaip ir sorbcinių tyrimų metu kiekvienas mėginys kartotas 5 kartus bei apskaičiuotas santykinis standartinis kartinimosi nuokrypis (SSN , %). Analogiškai sorbcijos tyrimams, biofiltro efektyvumo tyrimai atlikti naudojant jame skirtingų frakcijų (10–20 ir 20–50 mm) pušų žievių įkrovą [136].

4. 3. Tyrimų rezultatų statistinis įvertinimas

Mikrobiologinių, sorbcinių ir filtro efektyvumo tyrimų metu kiekvienas tirtas mėginys buvo imtas bei tirtas 5 kartus. Gauti rezultatai buvo sisteminti ir vertinti statistikos metodais. Darbe statistiniams skaičiavimams naudota MICROSOFT EXCEL 98 programa, veikianti WINDOWS aplinkoje. Taip pat naudotos MICROSOFT EXCEL 98 statistikos (STATISTICAL) funkcijos: STDEVA (standartinis nuokrypis) ir VAR (dispersija).

Tyrimų rezultatų pasikartojamumą ir atkuriamumą lemia atsitiktinės paklaidos. Kiekvieno tyrimo metu nustatčius tam tikrą parametrą, apskaičiuota jo matavimo rezultatų vidutinė vertė:

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n}, \quad (4.7)$$

čia $\bar{x}$ – matavimo rezultatų vidutinė vertė; x_i – vieno matavimo rezultatas; n – matavimų skaičius.

Įvertinant matavimo rezultatų išsibarstymą, skaičiuota dispersija. Dispersija ir standartinis nuokrypis skaičiuoti, naudojant 95 % tikimybę, t. y. $R^2 = 95$. Pavienio matavimo rezultato įvertinimo parametras – eksperimentinis standartinis nuokrypis – nustatytas:

$$S_n = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n - 1}}, \quad (4.8)$$

čia S_n – eksperimentinis standartinis nuokrypis; x_i – vieno matavimo rezultatas; $\bar{x}$ – matavimo rezultatų vidutinė vertė; n – matavimų skaičius.

Standartinis nuokrypis pateiktas eksperimentinių rezultatų grafikuose. Tyrimų metu taip pat skaičiuotas eksperimentinis standartinio vidurkio nuokrypis:

$$S_{\bar{x}} = \frac{S_n}{\sqrt{n}}, \quad (4.9)$$

čia $S_{\bar{x}}$ – eksperimentinis standartinio vidurkio nuokrypis; S_n – eksperimentinis standartinis nuokrypis; n – matavimų skaičius.

Apskaičiuotas santykinis standartinis nuokrypis:

$$S_r = \frac{S_n}{\bar{x}}, \quad (4.10)$$

čia S_r – eksperimentinis standartinio vidurkio nuokrypis; S_n – eksperimentinis standartinis nuokrypis; $\bar{x}$ – matavimo rezultatų vidutinė vertė.

Apskaičiuotas aritmetinio vidurkio pasikliautinis intervalas, esant 95 % tikimybei:

$$\bar{x} = \pm t_n \times \frac{S_n}{\sqrt{n}}, \quad (4.11)$$

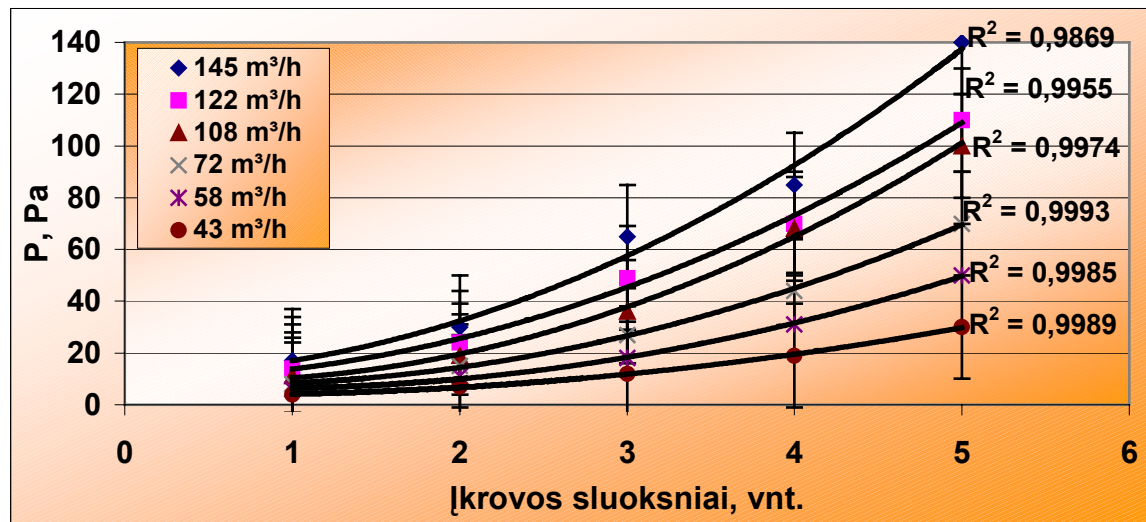
čia $\bar{x}$ – matavimo rezultatų vidutinė vertė; t_n – Stjudento koeficientas, priklausantis nuo pasikliautino intervalo tikimybės ir matavimų skaičiaus; S_n – eksperimentinis standartinis nuokrypis; n – matavimų skaičius.

Apskaičiavus šiuos parametrus, buvo tikrinamas matavimo rezultatų patikimumas. Tie rezultatai x_i , kurie neatitiko sąlygos $|x_i - \bar{x}| \leq 2S_n$ (t. y. 95 % už paskliautinio intervalo ribų) buvo neįskaityti. Atmetus nepatikimus rezultatus, buvo vėl skaičiuota $\bar{x}$ ir S_n bei tikrinta anksčiau minėta sąlyga [136].

4. 4. Tyrimų rezultatai ir jų analizė

Eksperimentinių tyrimų metu pirmiausia nustatytos pagrindinės biofiltro su suaktyvinta pušų žievių įkrova techninės charakteristikos: maksimalus našumas 145 m³/h, maksimali valomo oro temperatūra 30 °C, maksimalus aerodinaminis pasipriešinimas 140 Pa ir įrenginio svoris 160 kg.

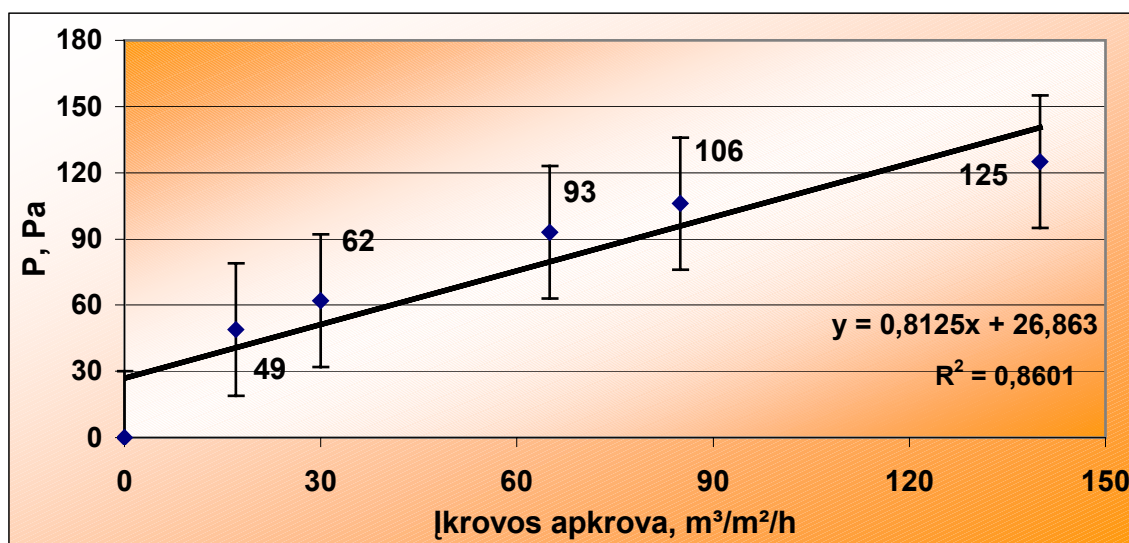
Filtro eksploatavimo metu nustatyta viena svarbiausių jo charakteristikų, t. y. įkrovos aerodinaminio pasipriešinimo kaita valomo oro procese. Aerodinaminis bioįkrovos pasipriešinimas pasiskirsto 17 ir 140 Pa intervale (4. 4 pav.).



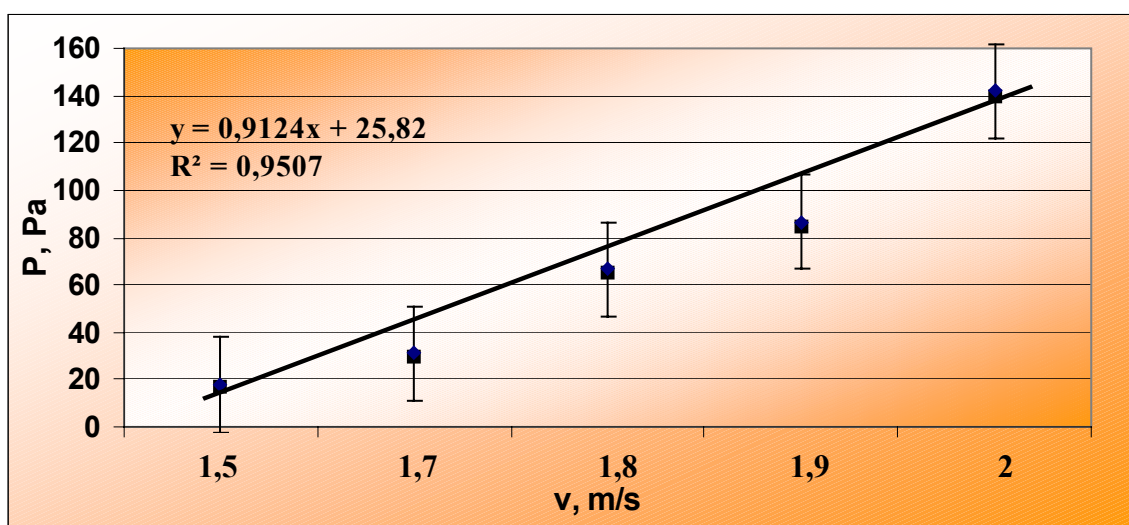
4. 4 pav. Biofiltro įkrovos aerodinaminio pasipriešinimo priklausomybė nuo jos sluoksnių skaičiaus

Didžiausias (iki 140 Pa) filtro įkrovos pasipriešinimas susidaro prieš visus penkis jos sluoksnius. Mažėjant įkrovos sluoksnių skaičiui, palaipsniui mažėja ir aerodinaminis jos pasipriešinimas. Oro valymo metu aerodinaminį įkrovos pasipriešinimą įtakoja biofiltro įkrovos orinė apkrova. Analogiškai aptartam procesui, didžiausia (iki 125 m³/m²/h) filtro įkrovos orinė apkrova susidaro prieš penkis jo sluoksnius. Mažėjant sluoksnių skaičiui (nuo 5 iki 1 vnt.), įkrovos orinė apkrova taip pat mažėja (nuo 125 iki 49 m³/m²/h) (4. 5 pav.) [14 A]. Vertinant statistiniais metodais, gauti labai aukšti pastarųjų tyrimų rezultatų aproksimacijos patikimumo koeficientai (R^2) (iki 0,99).

Įkrovos aerodinaminio pasipriešinimo ir jos orinės apkrovos kaita išreikšta tiesinėmis priklausomybėmis. Bioterpės aerodinaminio pasipriešinimo ir jos orinės apkrovos dinamiką lemia per filtrą leidžiamo oro srauto greitis, kuris gali būti keičiamas nuo 0,8 iki 2,0 m/s (4. 6 pav.) [2 A, 14 A]. Tai patvirtina statistinė analizė ($R^2 = 0,95$).



4. 5 pav. Biofiltro įkrovos aerodinaminio pasipriešinimo ir jos orinės apkrovos priklausomybė



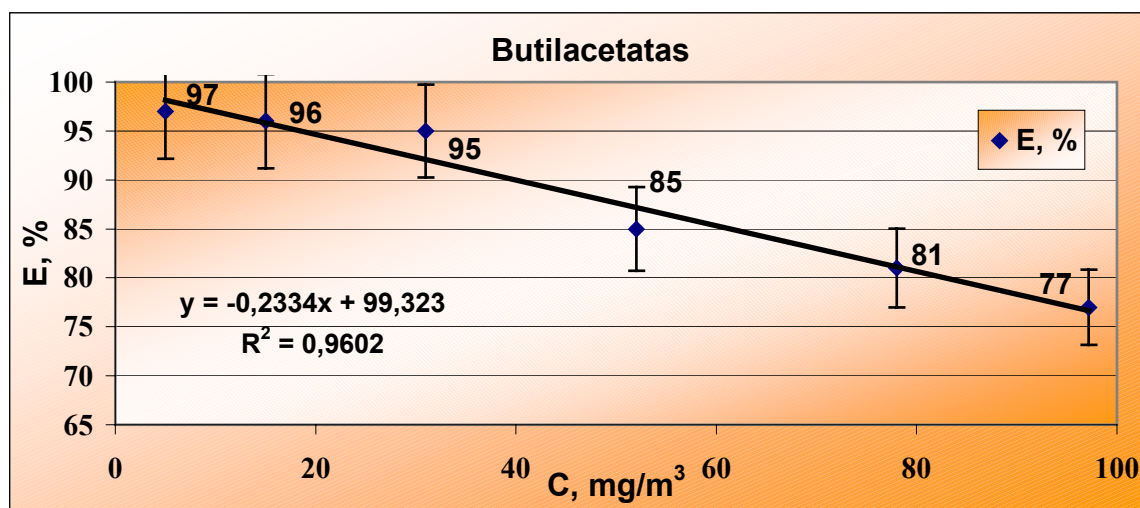
4. 6 pav. Biofiltro įkrovos aerodinaminio pasipriešinimo priklausomybė nuo leidžiamo oro srauto greičio, kai pradinis jo greitis 2 m/s

Pavyzdžiui, kai valomo oro srautas leidžiamas maksimaliu (iki 2 m/s) greičiu, prieš penkis įkrovos sluoksnius susidaro didžiausias aerodinaminis bioterpės pasipriešinimas (140 Pa) ir pirmam įkrovos paviršiaus plotui tenka palyginti nemaža orinė apkrova ($125 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$) (4. 6 pav.).

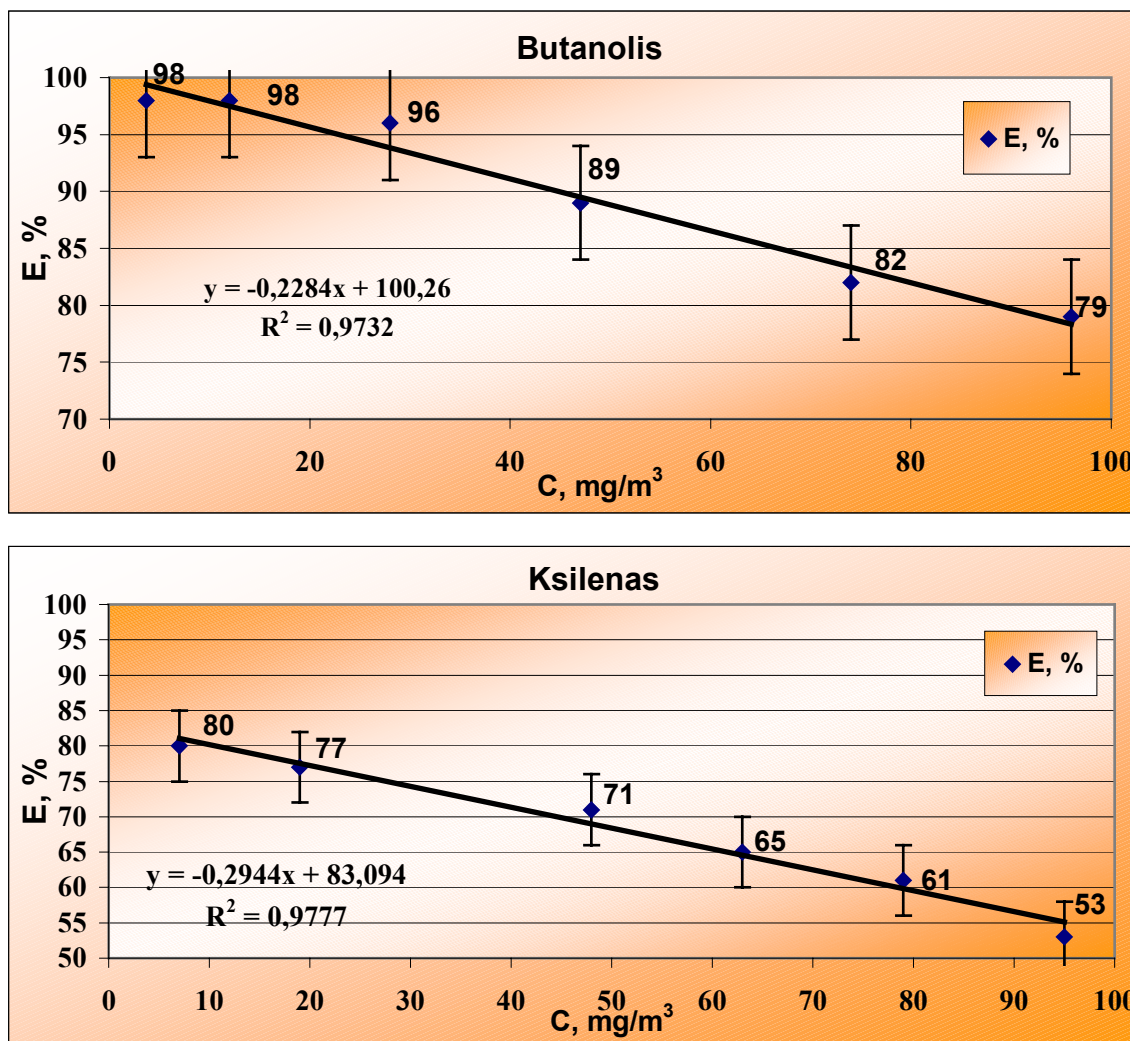
Pagrindinių filtro techninių parametru nustatymas leido numatyti bei atlikti kitus oro valymo tyrimus. Kitų, 65 paras trukusių tyrimų metu, palaipsniui didinant leidžiamų LOJ (pavienių ir mišinių) koncentracijas bei keičiant įrenginio veikimo režimą (leidžiamo oro srauto greitį, jo debitą, įkrovos aukštį ir t. t.) tirtas biofilto efektyvumas.

Kai pradinės tiriamų organinių junginių (butilacetato, butanolio ir ksileno) koncentracijos nedidelės (iki 30 mg/m^3), biofilto valymo efektyvumas siekia 80–98 %. Didinant minėtų teršalų koncentracijas (nuo 30 iki 100 mg/m^3), mažėja biologinio oro valymo efektyvumas, nes didesnės organinių junginių koncentracijos inhibuoja mikroorganizmų aktyvumą – dauginimąsi, kvėpavimą bei gebėjimą oksiduoti LOJ. Biofilto efektyvumo tyrimai parodė, jog iš tirtų medžiagų geriausiai savaiminių mikroorganizmų skaidomi lengviau vandenyje tirpstantys junginiai: butanolis ir butilacetatas. Kai pradinės, per filtrą leidžiamų teršalų (butilacetato, butanolio ir ksileno) koncentracijos yra nedidelės (iki 30 mg/m^3), mikroorganizmų jos skaidomos 95–98 % efektyvumu (4. 7, 4. 8 pav.) [2 A, 5 A–7 A, 11 A]. Tačiau vieno iš tirtų junginių, benzono eilės angliavandenilio, ksileno biologinis skaidymas vyko žymiai lėčiau. Kai pradinė ksileno koncentracija 27 mg/m^3 , oro valymo efektyvumas siekė tik 77–80 % (4. 8 pav.).

Eksperimentų metu per filtrą leistos net tik pavienės organinės medžiagos (butilacetatas, butanolis ir ksilenas), bet ir jų mišiniai. Nustatyta, kad biofilto efektyvumas priklauso nuo į mišinius įeinančių LOJ kiekio.



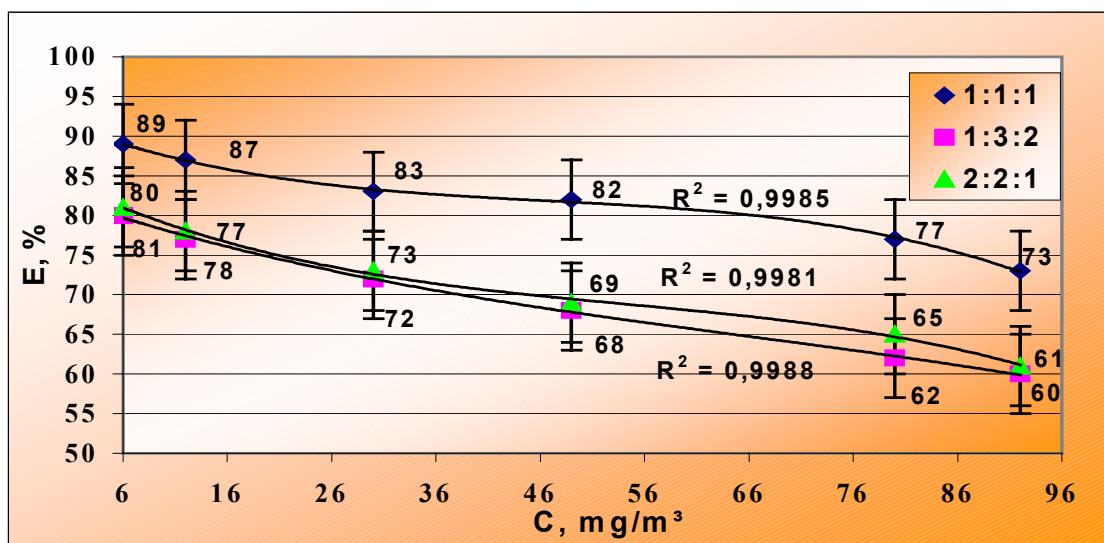
4. 7 pav. Biofilto efektyvumas, valant orą nuo butilacetato 64 parų, kai pradinis leidžiamo oro srauto greitis 2 m/s, temperatūra 20–55 °C



4. 8 pav. Biofilto efektyvumas, valant orą nuo butanolio ir ksileno po 64 parų, kai pradinis leidžiamo oro srauto greitis 2 m/s, temperatūra 20–55 °C

Mišinio santykiui valomame ore esant 1:1:1 (butilacetatas, butanolis ir ksilenas), įrenginio efektyvumas siekia iki 73–89 %. Kai teršalų kiekis mišinyje padidėja, jo santykiui esant 3:2:1, tuomet filtro efektyvumas siekia tik 41–71 % (4. 9 pav.) [2 A, 14 A].

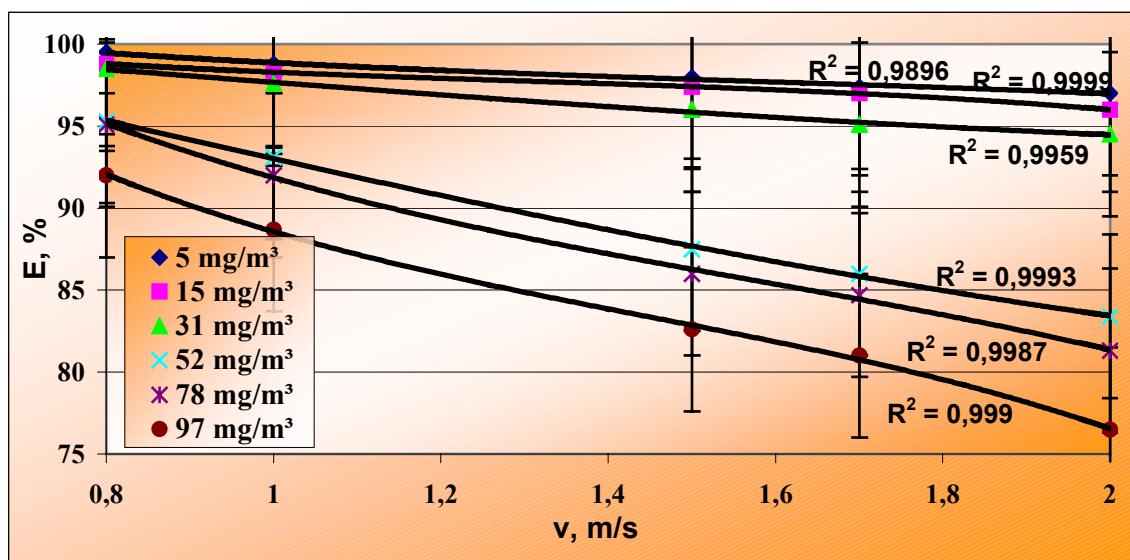
Mikroorganizmų gebėjimas skaidyti mišinius priklauso ir nuo jų kokybinės sudėties ($R^2 = 0,99$). Kai į mišinio sudėtį įeina lengvai vandenyje tirpstančių bei gerai biodegraduojančių teršalų (butanolio ir butilacetato), oras išvalomas iki 87 %. Tačiau kai didžiąją dalį mišinyje sudaro ksilenas, mikroorganizmai jį oksiduoja mažiau ir oro valymo efektyvumas siekia tik 81 %.



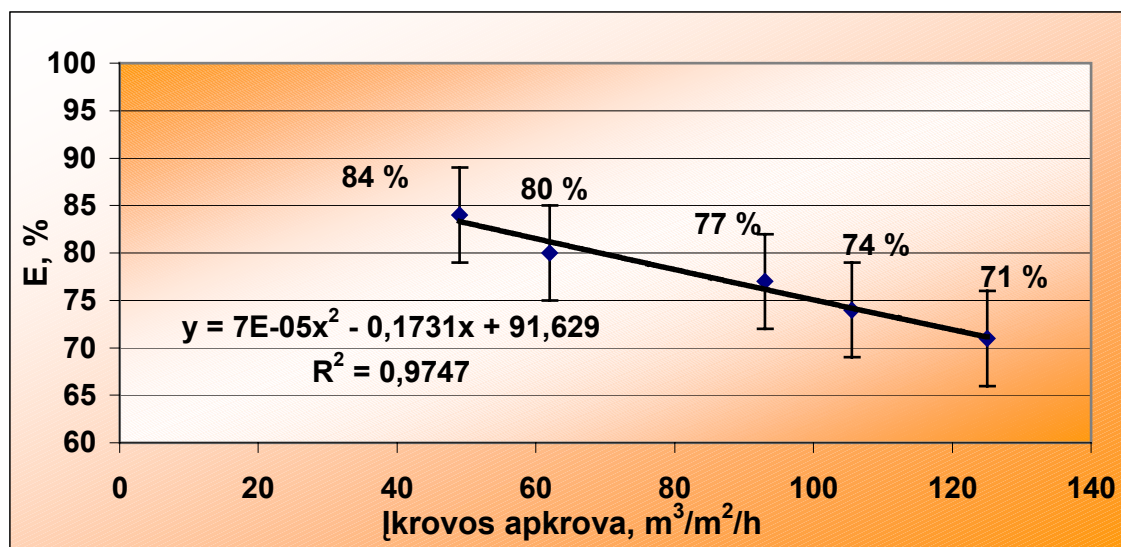
4. 9 pav. Biofiltro efektyvumas, valant orą nuo mišinių su skirtingu santykiu (1:1:1, 1:3:2 ir 2:2:1, atitinkamai butilacetatas, butanolis, ksilenas) po 64 parų, kai pradinis leidžiamo oro srauto greitis 2 m/s, temperatūra 20–55 °C

Eksperimentinių tyrimų buvo keičiami įrenginio veikimo parametrai – leidžiamo oro srauto kiekis bei jo greitis, įkrovos aukštis ir pan. Atlikus tyrimus gauta priklausomybė tarp leidžiamo oro srauto greičio ir biofiltro efektyvumo. Nustatyta, kad didesnis biologinio oro valymo efektyvumas pasiekiamas ne didinant, o mažinant (nuo 2,0 iki 0,8 m/s) per įkrovą leidžiamo oro srauto greitį ir jo kiekį (nuo 145 iki 58 m³/h). Mažėjant oro srauto greičiui, ilgėja teršalų (butilacetato, butanolio ir ksileno) sąlyčio su bioįkrova laikas ir didėja biologinio oro valymo efektyvumas (4. 10 pav.). Vadinas, kad nesumažėtų biofiltro efektyvumas (nuo 92 iki 76 %), teršalus su didesnėmis (nuo 30 mg/m³ ir daugiau), geriau per filtrą leisti mažesniu (iki 1 m/s) greičiu [2 A, 14 A]. Tai parodo statistinė analizė, kur R^2 yra ne mažesnis nei 0,99.

Filtro efektyvumo tyrimų metu nustatytas užteršto oro srauto kiekis, tenkantis vienam jo įkrovos ploto vienetui. Didėjant bioįkrovos orinei apkrovai (nuo 49 iki 125 m³/m²/h), jos aerodinaminiam pasipriešinimui (nuo 17 iki 140 Pa), krenta oro valymo efektyvumas (nuo 84 iki 71 %) (4. 11 pav.) [8 A, 12 A].

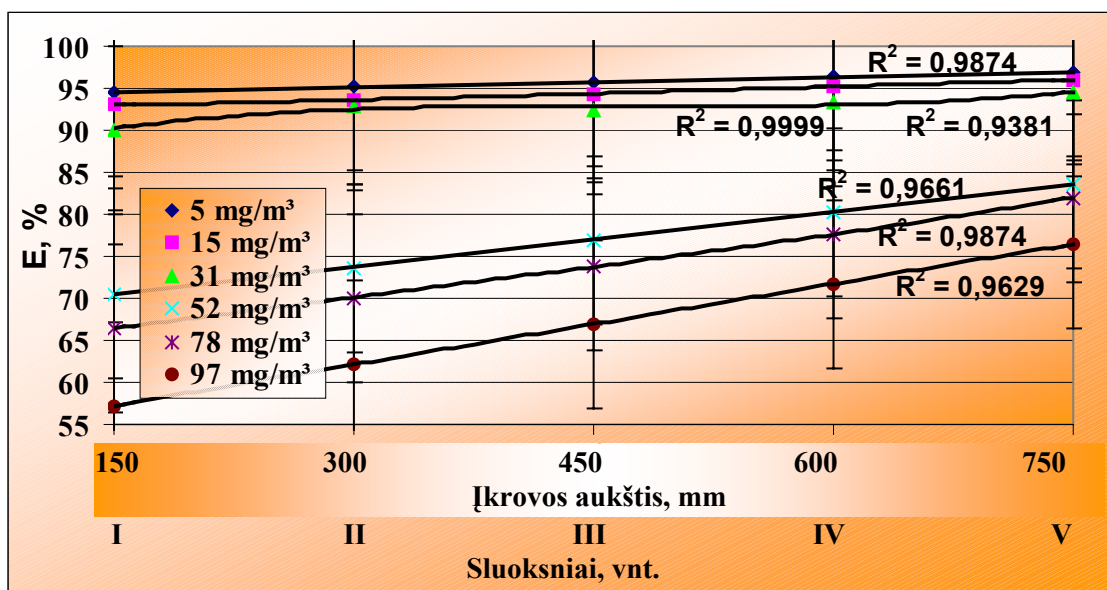


4. 10 pav. Biofiltro efektyvumas, valant orą nuo butilacetato po 64 parų, priklausomai nuo leidžiamo oro srauto greičio, kai valomo oro temperatūra 20–55 °C



4. 11 pav. Valomo oro srauto ir įkrovos orinės apkrovos priklausomybė, kai pradinė leidžiamo teršalo butilacetato koncentracija 52 mg/m^3 , oro srauto greitis 2 m/s , temperatūra 20–55 °C

Valant LOJ (butilacetatą, butanolį ir ksileną), biofilto efektyvumas labai priklauso ir nuo jo įkrovos aukščio (t. y. nuo įrenginyje esančių sluoksnių skaičiaus) ar jos užimamo tūrio. Didėjant įkrovos aukščiui (nuo 150 iki 750 mm), atitinkamai jos sluoksnių skaičiui (nuo 1 iki 5 vnt.), tūriui (nuo 0,036 iki 0,18 m³), didėja su teršalais kontaktuojančio paviršiaus plotas ir gerėja oro valymo efektyvumo procentas (4. 12 pav.). Pavyzdžiui, butilacetatą (kai pradinė jo koncentracija 52 mg/m³) leidžiant per vieną (150 mm aukščio) biofilto įkrovos sluoksnį, įrenginio valymo efektyvumas siekia tik 70 %. Analogiškai, tą patį cheminį junginį su ta pačia koncentracija leidžiant per penkis (750 mm aukščio) bioįkrovos sluoksnius, oras valomas palyginti efektyviau – iki 85 %. Tokį oro valymo efektyvumą lemia bioterpėje gyvenantys mikroorganizmai. Didėjant įkrovos aukščiui (t. y. jos sluoksnių skaičiui), didėja bioterpėje savaiminių chemoorganotrofų koncentracija bei tuo pačiu gerėja ir oro valymo efektyvumas.

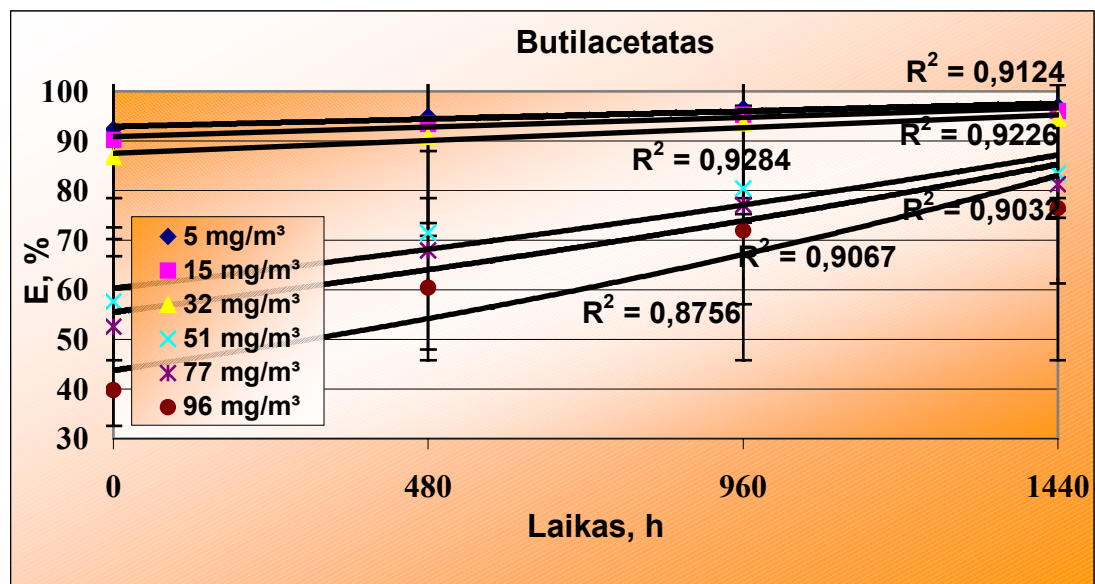


4. 12 pav. Biofilto efektyvumas, valant orą nuo butilacetato po 64 parų, priklausomai nuo įkrovos aukščio (t. y. sluoksnių skaičiaus), kai pradinis leidžiamo oro srauto greitis 2 m/s, temperatūra 20–55 °C

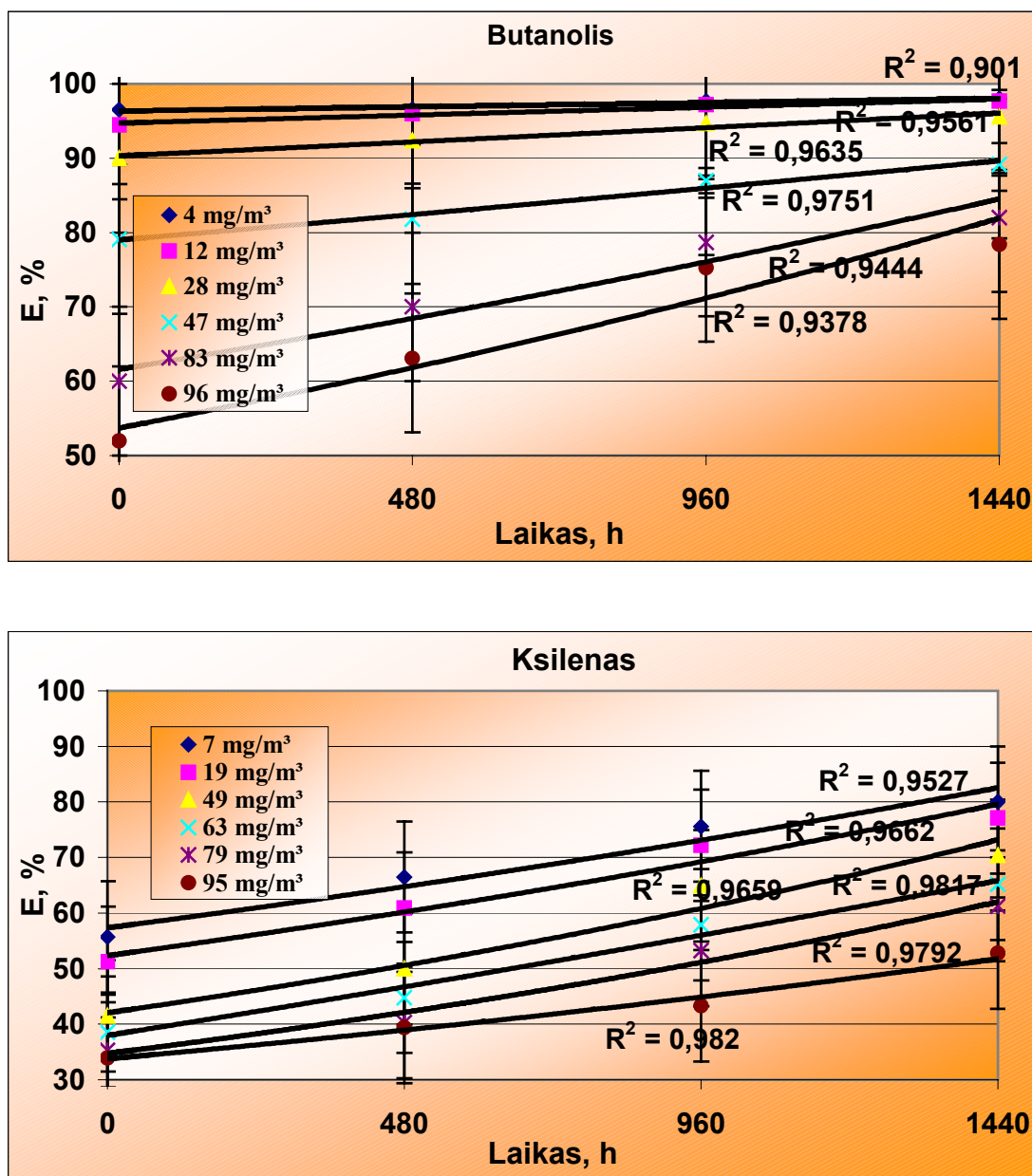
Tyrimų metu užfiksuota tiesioginė valomų teršalų (butilacetato, butanolio ir ksileno) koncentracijų ir filtro įkrovos tūrio priklausomybė, kadangi aproksimacijos patikimumo koeficientai (R^2) kinta 0,93–0,99 ribose. Kai leidžiamos nedidelės LOJ

koncentracijos (iki 30 mg/m^3) bei įkrovos tūris įrenginyje sudaro $0,18 \text{ m}^3$, oro valymo procesas vyksta 90–98 % efektyvumu. Padidinus tiriamų junginių koncentracijas (iki 100 mg/m^3), esant tam pačiam įkrovos tūriui, biofiltro efektyvumas sumažėja (iki 76 %). Vadinasi, leidžiant didesnes teršalų koncentracijas reikia didinti bioįkrovos tūrį įrenginyje. Pavyzdžiui, kai biofiltro įkrovos tūris $0,18 \text{ m}^3$ bei per jį leidžiamo butilacetato pradinė koncentracija 97 mg/m^3 , oro valymo efektyvumas siekia 77 %. Taigi, kad oro valymo efektyvumas pasiektų 99 %, filtro įkrovos tūrį reikėtų padidinti iki $0,23 \text{ m}^3$.

Tyrimų metu nustatyta, kad filtro efektyvumas taip pat priklauso nuo įkrovos sąlyčio trukmės su teršalais (4. 13, 4. 14 pav.) (R^2 kinta 0,87–0,92 ribose). Galima teigti, kad kuo ilgiau įkrova biologiškai aktyvinama, palaipsniui didinant per ją leidžiamų LOJ (butilacetato, butanolio ir ksileno) koncentracijas, tuo efektyviau vyksta oro valymo procesas. Pavyzdžiui, kai pradinė butilacetato koncentracija 78 mg/m^3 , oro valymo efektyvumas po 92 h siekia tik 57 %, atitinkamai po 480 h – 62 %, po 960 h – 72 %, po 1440 h – 79 %. Vadinasi, po 1440 įkrovos biologinio aktyvinimo valandų (h) susiformavo gausesnės bei pasirinktus teršalus (butilacetatą, butanolį ir ksileną) oksiduoti pajėgesnės savaiminės filtro mikroorganizmų asociacijos [2 A, 6 A, 14 A].



4. 13 pav. Biofiltro efektyvumas, valant orą nuo butilacetato, priklausomai nuo filtro eksploatavimo laiko, kai pradinis leidžiamo oro srauto greitis 2 m/s, temperatūra 20–55 °C

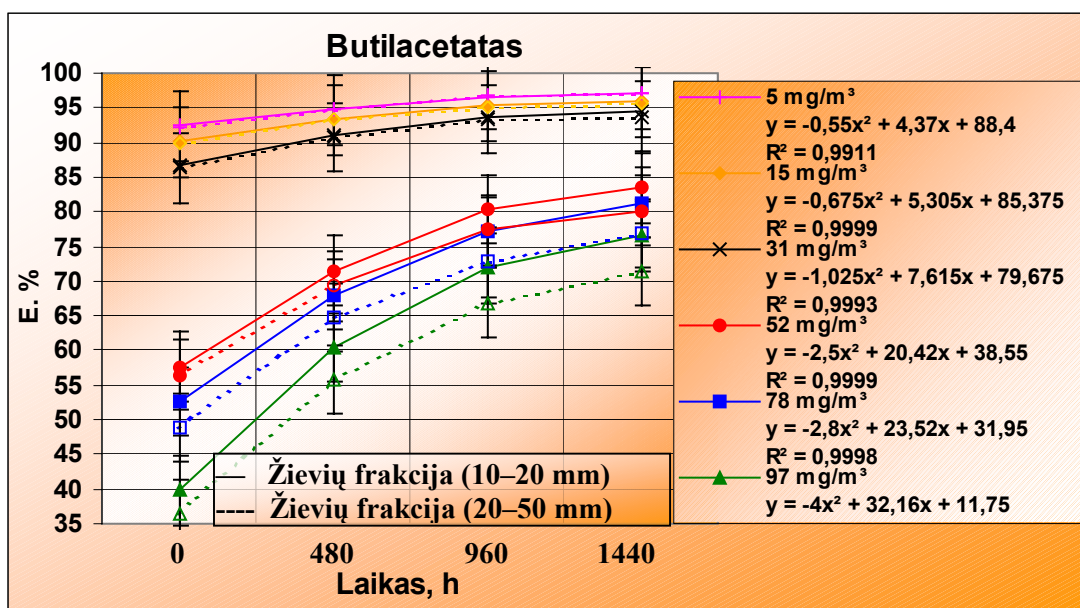


4. 14 pav. Biofiltro efektyvumas, valant orą nuo butanolio ir ksileno, priklausomai nuo filtro eksploatavimo laiko, kai pradinis leidžiamo oro srauto greitis 2 m/s, temperatūra 20–55 °C

Po 1440 h trukusių filtro įkrovos biologinio aktyvinimo parų joje susiformavo stacionari fazė, kurios metu augančių savaiminių mikroorganizmų skaičius atitiko jų žuvusiųjų ląstelių skaičių. Toliau filtro bioįkrovoje palaikant optimalų 60 % drėgnumą, artimą neutraliai (pH = 7,2) vandenilio jonų koncentraciją, nuolat tiekiant mikrobams

reikalingus biogeninius elementus (azotą (N), fosforą (P), magnį (Mg), sierą (S) ir kt.) bei nekeičiant tiriamų LOJ prigimties ir nedidinant jų koncentracijų ir t.t., pasiektas oro valymo efektyvumas nekito. Tai patvirtino anksčiau aptarti bei vėliau atlikti mikrobiologiniai ir sorbciniai tyrimai.

Biofiltro efektyvumo tyrimai atlikti naudojant skirtingą (10–20 ir 20–50 mm) pušų žievių įkrovos frakciją (4. 15 pav.). Anksčiau minėti bei pateikti pavyzdžiai gauti naudojant smulkesnę (10–20 mm) pušų žievių įkrovą [8 A, 10 A].



4. 15 pav. Biofiltro efektyvumas, valant orą nuo butilacetato, bei naudojant skirtingų įkrovų frakcijas, kai pradinis leidžiamo oro srauto greitis 2 m/s, temperatūra 20–55 °C

Analogiškai pateiktiems pavyzdžiams atlikti tyrimai ir su stambesnės (20–50 mm) frakcijos pušų žievėmis (4. 15 pav.). Tačiau biofiltre taikant stambesnės frakcijos pušų žievių įkrovą, gauti įrenginio efektyvumo rezultatai 10–15 % mažesni lyginant su tais, kurių metu naudota smulkesnės (10–20 mm) frakcijos pušų žievė. Vadinasi, valant orą nuo LOJ (butilacetato, butanolio ir ksileno) biofiltre efektyviau taikyti smulkesnės (10–20 mm) frakcijos pušų žievių įkrovą [7 A, 8 A, 11 A, 15 A]. Kaip matyti iš regresijos lygčių, visais atvejais aproksimacijos patikimumo koeficientai yra didesni už 0,9, o tai reiškia kad oras valomas efektyviai.

4. 5. Išvados

1. Nustačius pagrindines filtro technines charakteristikas galime teigti, kad didėjant jo įkrovos orinei apkrovai (nuo 49 iki 125 m³/m²/h), aerodinaminiam pasipriešinimui (nuo 17 iki 140 Pa), krenta oro valymo efektyvumas (pvz., butilacetatui nuo 84 iki 70 %). Didžiausias (iki 140 Pa) įkrovos aerodinaminis pasipriešinimas ir jos orinė apkrova (125 m³/m²/h) susidaro prieš visus penkis filtro bioterpės sluoksnius.

2. Tyrimų metu nustatyta, jog filtro efektyvumas, valant orą nuo LOJ, labai priklauso nuo leidžiamų teršalų kilmės ir koncentracijų. Pavyzdžiui, kai pradinės butilacetato, butanolio koncentracijos iki 30 mg/m³, ksileno iki 19 mg/m³, teršalai valomi 80–98 % efektyvumu, padidinus koncentracijas (nuo 30 iki 97 mg/m³) išvalymo efektyvumas sumažėja nuo 70 iki 53 %.

3. Teršalų valymo efektyvumas ore taip pat priklauso ir nuo LOJ mišinių sudėties, t. y. nuo į juos įeinančių komponentų kiekio ir kokybės. Kai mišinio santykis 1:1:1, oras valomas efektyviau (iki 73–89 %), nei jo santykiui esant 3:2:1 (41–71 %).

4. Biofiltro oro valymo efektyvumas gerėja (pvz., butilacetatui nuo 77 iki 92 %) mažinant per jį leidžiamo oro srauto greitį (nuo 2,0 iki 0,8 m/s) ir jo kiekį (nuo 145 iki 58 m³/h), taip pat didinant įkrovos aukštį (nuo 150 iki 750 mm) ir jos sluoksnių skaičių (nuo 1 iki 5 vnt.).

5. Biofiltro efektyvumas labai priklauso nuo naudojamos pušų žievių frakcijos dydžio. Analogiškai filtro įkrovos mikrobiologinių ir sorbcinių tyrimų metu gautiems rezultatams, stambesnę (20–50 mm) žievių frakciją pakeitus smulkesne (10–20 mm), 10–15 % pagerėja įrenginio efektyvumas, nes smulkesnė žievių frakcija turi didesnę paviršiaus plotą bei gausesnę mikroorganizmų skaičių.

5. FILTRO AERODINAMINIŲ IR BIOFILTRACIJOS PROCESŲ MATEMATINIS MODELIAVIMAS

5. 1. Įvadas

Siekiant numatyti bei teoriškai įvertinti aerodinaminius procesus, vykstančius biologiniame oro valymo įrenginyje, kompiuterinės programos PHOENICS 3.2 bei 3.5 versijomis modeliuoti tiriamajame objekte – biofiltre – vykstantys procesai. Pasinaudojus PHOENICS 3.2 bei 3.5 versijų programiniu paketu, įvertinti filtre vykstantys aerodinaminiai procesai – leidžiamo oro srauto greitis ir aerodinaminis įkrovos pasipriešinimas. Modeliuojant remtasi fizikinius dėsnius aprašančiomis matematinėmis lygtimis.

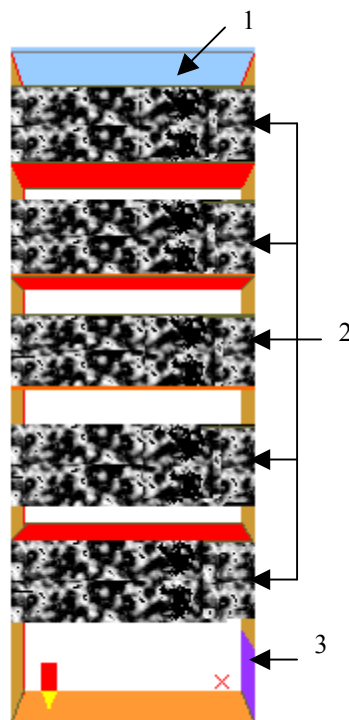
Remiantis tyrimų metu gautais rezultatais bei įvertinus jo darbo metu vykstančius fizikinius, cheminius ir biologinius procesus, naudojant MAPLE 7, DATAFIT 6.1.10 programas, modeliuoti filtre vykstantys biofiltracijos procesai. Pasinaudojus eksperimentiniais duomenimis, modeliuojant biofiltraciją rastos teršalų, jų mišinių absorbcijos gebos β ir biodegradacijos α konstantų analitinės išraiškos bei nustatytos jų priklausomybės nuo teršalų prigimties (pradinės jų koncentracijos, molekulinės masės, anglies atomų skaičiaus teršalų molekulėje ir LOJ tirpumo vandenyje) bei filtro techninių parametrų (įkrovos aukščio, leidžiamo oro srauto greičio ir kt.).

Matematinio modeliavimo metu gauti rezultatai parodė, kad modeliuoti biofiltre vykstančius procesus yra žymiai paprasčiau, nei atlikti sudėtingus, brangiai atsieinančius, ilgai trunkančius eksperimentinius tyrimus. Matematinis modeliavimas leido įvertinti filtro efektyvumą tiek dabar, tiek ir ateityje.

5. 2. Aerodinaminių procesų modeliavimas biofiltre

Modeliuojant biofiltre vykstančius aerodinaminius procesus pasinaudota programos PHOENICS 3.2 ir 3.5 versijomis. Naudojant PHOENICS 3.2 ir 3.5 programą modeliuota leidžiamo oro srauto greičio bei aerodinaminio įkrovos pasipriešinimo dinamika. Modeliuodami aerodinaminius procesus biologiniame oro valymo įrenginyje į programą

įvedėme jo geometrines bei pradines leidžiamo oro srauto tekėjimo charakteristikas. Į kompiuterinę programą įvesti įrenginio (500·480·2 000 mm) bei jame esančių, penkių vienodų (150 mm) įkrovos sluoksnių geometriniai parametrai (5. 1 pav.).



5. 1 pav. Kompiuterine PHOENICS 3.2 programa sukurto biofiltro schema: 1 – išvalyto oro srauto išėjimo anga; 2 – penki įkrovos sluoksniai, 3 – užteršto oro srauto įėjimo anga

Į programą taip pat įvesti kiti eksperimentinių tyrimų įrenginį atitinkantys parametrai – pradinis leidžiamo oro srauto greitis (nuo 0,8 iki 2,0 m/s), įkrovos porėtumo koeficientas (75–80 %) bei aerodinaminis jos (prieš 5 sluoksnius) pasipriešinimas (145 Pa). Matematinio modeliavimo metu pasirinktų parametų charakteristikos atitiko esančias eksperimentiniame įrenginyje.

Nors kuriant įvairius oro valymo įrenginius pagrindinė šių įrenginių charakteristika yra oro valymo efektyvumas, tačiau ne mažiau svarbus yra ir aerodinaminis įkrovos pasipriešinimas. Todėl šiame darbe pirmiausia dėmesys sutelktas į biofiltre vykstančių aerodinaminių procesų bei bioįkrovos charakteristikų tyrimą ir jų optimizavimą.

Filtro pušų žievių įkrovos, kaip sorbento, sluoksnis sudarytas iš tam tikros frakcijos (10–20 ir 20–50 mm) žievių, kurios tarpusavyje sudaro sudėtingą geometrinę sistemą. Viena iš tokių pagrindinių biofiltro charakteristikų yra jo įkrovos porėtumas (ε). Remiantis visuotinai pripažintais metodais, nustatytas bioįkrovos porėtumas lygus 75–80 %, o jos dalelių vidutinis spindulys (r), atitinkamai apie 5–10 ir 10–25 mm.

Matematinio modeliavimo metu filtre vykstančius procesus nagrinėjame kaip suvidurkintą vienalytę aplinką, kurioje oro srautas teka vidutiniu greičiu $\vec{u}_v$ (m/s), tuomet tokią sistemą galima aprašyti Navjė-Stokso lygtimi [23]:

$$\Delta^2 p = \rho (\vec{u}_v \Delta^2) \vec{u}_v - \mu \Delta \vec{u}_v, \quad (5.1)$$

čia Δp – aerodinaminis įkrovos pasipriešinimas, Pa; ρ – leidžiamo oro srauto tankis, kg/m³; μ – leidžiamo oro srauto klampumo koeficientas, N·s/m².

Spęsdami šią lygtį gauname biofiltro aerodinaminio pasipriešinimo Δp išraišką, kuri yra labai svarbus oro valymo filtrų parametras. Filtrų aerodinaminis pasipriešinimas priklauso nuo jų bioįkrovos porėtumo (ε), žievių frakcijos formos, jų dydžio ir Reinoldso skaičiaus (Re). Paprastai biologinis oro valymo procesas vyksta esant nedideliems greičiams, t. y. mažiems Reinoldso skaičiams (Re), todėl lygtis (5.1), nepaisant inercinių jėgų – antrojo jos nario, užrašoma taip [23]:

$$\Delta^2 p = \mu \Delta \vec{u}_v. \quad (5.2)$$

Spęsdami šią lygtį, kai srautas teka siaurais žievės porų kanalais, t. y. kapiliarais, gauname:

$$\Delta p = \frac{32 X \eta u_v}{d_{ef}^2}, \quad (5.3)$$

čia X – biofiltro įkrovos aukštis, m; d_{ef} – žievės porų kapiliaro defektyvus diametras, mm.

Jei Δp nustatome eksperimentiškai, tai žievės porų kapiliaro diametrą (d_{ef}) galima išreikšti sekančiai:

$$d_{ef} = \sqrt{\frac{32X\mu u_v}{\Delta p}}. \quad (5.4)$$

Pagal Darsi dėsnį eksperimentiškai nustatytas filtro įkrovos aerodinaminis pasipriešinimas įgauna išraišką:

$$\Delta p = K_0 u_v \mu X / r^2, \quad (5.5)$$

čia K_0 – biofiltro įkrovos aerodinaminio pasipriešinimo koeficientas, Pa, išreiškiamas kaip priklausomybė nuo įkrovos žievių frakcijos vidutinio spindulio (r , mm).

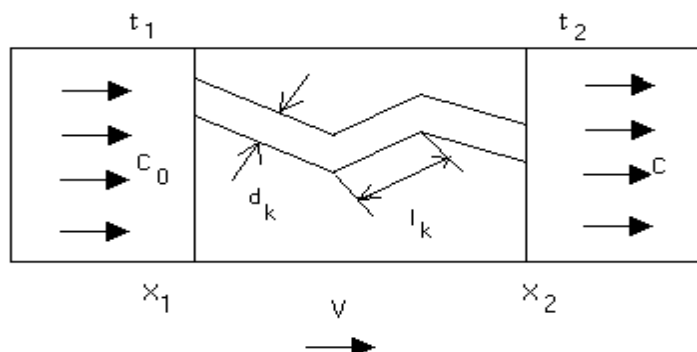
Turint šį sprendinį oro srauto tekėjimas per filtrą modeliuotas kaip tekėjimas per daugybę vingiuotų pušų žievių įkrovos kapiliarų (5. 2 pav.). Filtro valymo efektyvumas priklauso nuo mikroorganizmų, esančių jo įkrovos pušų žievių paviršiuje, kiekio. Tuo tikslu įvestas specifinis bioįkrovos paviršius (S), kuris yra lygus viso bioįkrovos žievių paviršiaus ploto ir jo tūrio santykių sumai. Laikydami, kad valomas oro srautas teka žievių įkrovos kapiliarais (5.2 pav.), atskirai nustatėme kiekvienos pušų žievės frakcijos kapiliaro specifinį paviršiaus plotą (S_k):

$$S_k = \frac{\pi d_k l_k}{1/\pi d_k^2 l_k} = \frac{4}{d_k}, \quad (5.6)$$

čia l_k – žievės frakcijos kapiliaro ilgis, mm; d_k – žievės frakcijos kapiliaro diametras, mm.

Laisvasis bioįkrovos tūris sudaro tam tikrą viso tūrio porėtumo (ε) dalį. Laikydami, kad valomas oro srautas teka efektyviai, t. y. tam tikru kiekvienos pušų žievių frakcijos diametru d_{ef} :

$$d_{ef} = \frac{4\varepsilon}{S}. \quad (5.7)$$



5. 2 pav. Biofiltre vykstantis oro valymo procesas:

X_1, X_2 – biofiltro įkrovos aukštis, m; C_0 – pradinė leidžiamų teršalų koncentracija ore, mg/m^3 ; C – neišvalytų teršalų koncentracija ore, mg/m^3 ; v – leidžiamo oro srauto greitis, m/s ; t_1 – laiko momentas, kai teršalai patenka į filtrą, s; t_2 – laiko momentas, kai teršalai išeina iš filtro, s; l_k – įkrovos žievės frakcijos kapiliaro ilgis, mm; d_k – įkrovos žievės frakcijos kapiliaro diametras, mm.

Suradus kiekvienos pušų žievių frakcijos diametrą, nustatėme įkrovos porėtumą (ε):

$$\varepsilon = \frac{S_{ef}}{S}, \quad (5.8)$$

čia S ir S_{ef} – biofiltro įkrovos skerspjūvio, atitinkamai realūs ir efektyvūs plotai.

Laikydami, kad (5.4) gauta išraiška aprašo oro srauto tekėjimą pušų žievės kapiliaru, pastarojoje išraiškoje galima eliminuoti jos kapiliaro diametrą:

$$\Delta p_k = 2\mu S_k^2 l_k u_k, \quad (5.9)$$

čia u_k – skysčio greitis kiekvienos žievės frakcijos kapiliare, m/s , kurį galima išreikšti

vidutiniu greičiu $u_k = \frac{u_v}{\varepsilon}$, atitinkamai $X = \sum l_k$, $S_k = \frac{S}{\varepsilon}$ ir $\Delta p = \sum \Delta p_k$.

Tokiu būdu gavome tokią biofiltro aerodinaminio pasipriešinimo (Δp) išraišką:

$$\Delta p = K\mu \frac{S^2}{\varepsilon^3} Xu_v, \quad (5.10)$$

čia K – Kozeno-Karmano konstanta.

Jeigu pasinaudosime apibrėžimu, kad:

$$\Delta p = \lambda \frac{\rho u^2}{2}, \quad (5.11)$$

čia λ – aerodinaminio pasipriešinimo koeficientas, Pa.

Gavome filtro įkrovos aerodinaminio pasipriešinimo koeficientą (λ_f):

$$\lambda_f = Kv \frac{2S^2}{\varepsilon^3 u_v} X, \quad (5.12)$$

čia v – dinaminis klampos koeficientas, m^2/s .

Kozeno-Karmano konstanta įskaito tą faktorių, kad dalis bioįkrovos pušų žievių paviršių liečiasi vienas su kitu bei mažina laisvąjį žievių kapiliarų paviršių. Naudojant adsorbcinius metodus, ši konstanta nustatoma eksperimentiniais metodais. Nustatyta, kad filtro bioįkrovos, kurią sudaro netaisyklingos pušų žievių frakcijos, Kozeno-Karmano konstanta yra 5.

Biofiltre vykstantiems oro valymo procesams aprašyti vienos Navjė-Stokso lygties neužtenka, todėl pastaroji lygtis papildoma nenutrūkstamumo, judesio kiekio tvermės lygtimis [23]. Gauta lygčių sistema sprendžiama, naudojant skaitmeninius metodus, t. y. PHOENICS 3.2 ir 3.5 versijų programinį paketą.

Lygčių sprendimo metu kiekvienai kreivei naudota regresija. Sprendžiant šią lygčių sistemą suradome:

$$\Delta p = 76,39 \cdot X \cdot u_v, \quad (5.13)$$

$$\Delta p = K\mu \frac{S^2}{\varepsilon^3} Xu_v. \quad (5.14)$$

Remiantis (5.6) išraiška surastas biofiltro specifinis paviršius S (m^{-2}):

$$S = \sqrt{\frac{\Delta p \varepsilon^3}{K\mu Xu_v}}. \quad (5.15)$$

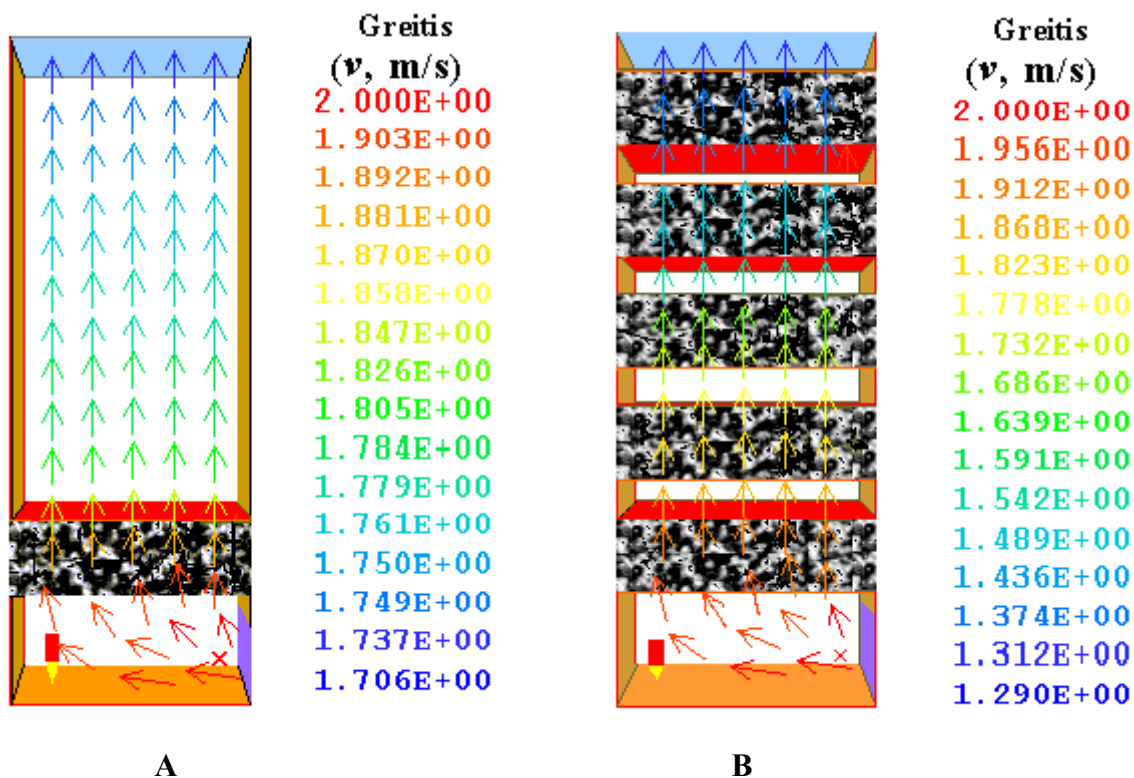
Kai visi filtro parametrai bei bioįkrovos charakteristikos yra žinomi, gavome specifinio paviršiaus plotą $S = 189,2 \text{ m}^{-2}$.

Teoriškai įvertinus biofiltre vykstančius pagrindinius aerodinaminius procesus, kompiuterinės programos PHOENICS 3.2 bei 3.5 versijomis gauti aerodinaminių procesų matematinio modeliavimo tyrimų rezultatai.

5. 3. Aerodinaminių procesų tyrimų rezultatai

Programos PHOENICS 3.2 bei 3.5 versijomis modeliuotas tiriamas objektas – biofiltras su suaktyvinta pušų žievių įkrova. Įvertinus filtro įkrovos porėtumą (75–80 %), sluoksnių (150 mm) skaičių (nuo 1 iki 5 vnt.), modeliuota aerodinaminių procesų – leidžiamo oro srauto greičio, aerodinaminio įkrovos pasipriešinimo dinamika.

Per biofiltrą leidžiamo oro srauto greitis modeliuotas PHOENICS 3.2 programa, keičiant įkrovos sluoksnių skaičių (nuo 1 iki 5 vnt.) (5. 3 pav.).



5. 3 pav. Kompiuterine PHOENICS 3.2 programa modeliuota oro srauto greičio (m/s) dinamika biofiltre, kai pradinis leidžiamo oro srauto greitis 2 m/s: A – filtras su vienu įkrovos sluoksniu, B – filtras su penkiais įkrovos sluoksniais

Pirmiausia oro srauto dinamika nagrinėta biofiltre, esant tik vienam jo įkrovos sluoksniui. Filtro apatinėje dalyje, priešais įėjimo ortakį bei pirmąjį įkrovos sluoksnį, užfiksuotas didžiausias oro srauto greičio vektorių pasiskirstymas (iki 1,9–2,0 m/s). Vadinasi, pastarajai filtro daliai tenka didžiausia darbinė apkrova. Leidžiamo oro srautas, praėjęs vieną įkrovos sluoksnį, nežymiai sulėtėja (nuo 1,9 iki 1,8 m/s) ir per visą filtro ilgį palaipsniui mažėja (nuo 1,8 iki 1,7 m/s). Ties skirtingomis biofiltro šoninėmis sienomis užfiksuotas tolygus leidžiamo oro srauto pasiskirstymas.

Biofiltre įkrovos sluoksnių skaičių padidinus iki penkių, leidžiamo oro srauto greitis pasiskirstė analogiškai aptartam filtrui su vienu sluoksniu (5. 3 pav.). Tiek biofiltre esant vienam, tiek penkiems jo įkrovos sluoksniams, oro srauto greitis pasiskirsto panašiai.

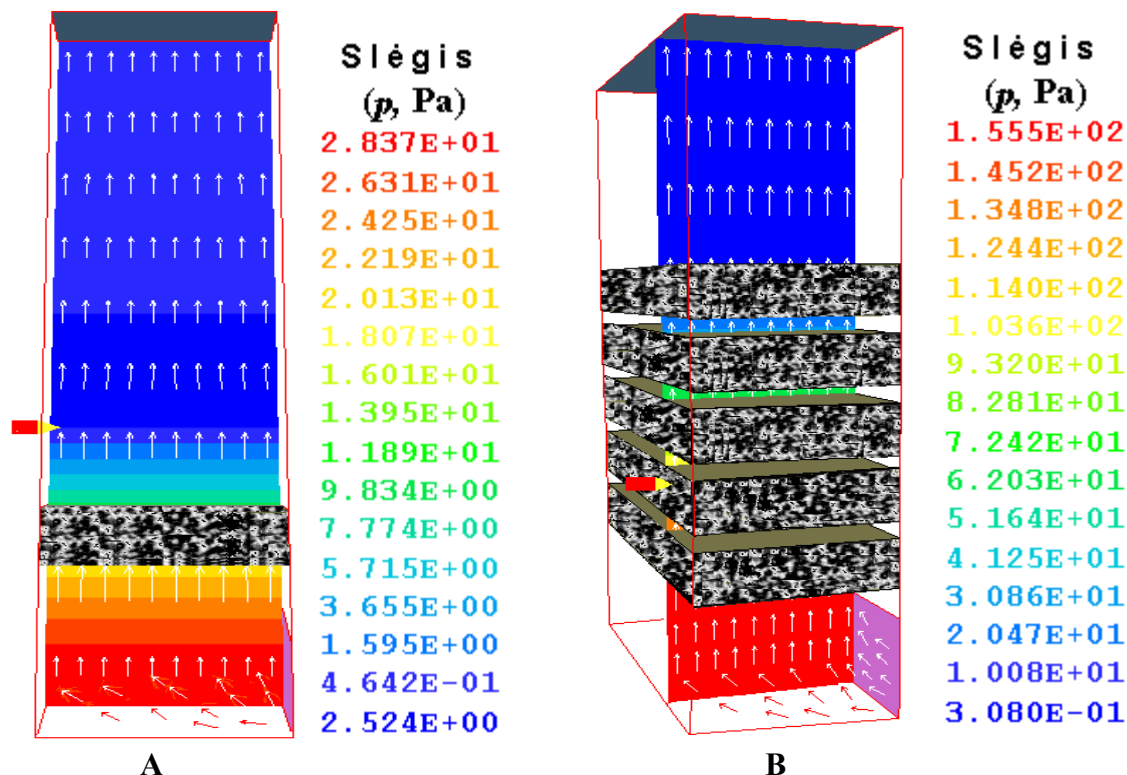
Kai filtre penki sluoksniai, modeliavimo metu didžiausias leidžiamo oro srauto greitis užfiksuotas filtro pradžioje (iki 1,9–2,0 m/s). Pastarajame filtre su 5 sluoksniais, kaip ir anksčiau aptartame, leidžiamo oro srautas tolygiai pasiskirsto ne tik per visą filtro ilgį, bet ir jo plotį. Modeliavimo metu didinant bioįkrovos sluoksnių skaičių (iki 5 vnt.), valomo oro srautas palaipsniui lėtėja, atitinkamai prieš penkis sluoksnius – iki 1,9–2,0 m/s, prieš keturis – 1,8 m/s, prieš tris – 1,7 m/s, prieš du – 1,5 m/s, prieš vieną – 1,4 m/s. Ties filtro oro srauto išėjimo anga, oro srautas teka tik 1,3 m/s greičiu. Tokį leidžiamo oro srauto mažėjimą lemia didėjantis įkrovos su teršalais kontaktuojančio paviršiaus sąlyčio plotas bei dėl to ilgėjantis biologinio oro valymo procesas. Per biofiltrą leidžiamo oro srauto greičio modeliavimas gerai atitiko eksperimentinių tyrimų rezultatus. Modeliavimo tyrimų patikimumą įrodo aukštas aproksimacijos patikimumo koeficientas, $R^2 = 0,95$.

Programos PHOENICS 3.5 versija biofiltre taip pat modeliuotas aerodinaminis jo įkrovos pasipriešinimas. Sprendžiant uždavinį parinktas (75–80 %) bioįkrovos porėtumas, atitinkantis eksperimentinio įrenginio įkrovoje esantį. Aerodinaminis įkrovos pasipriešinimas modeliuotas, keičiant įkrovos sluoksnių skaičių (nuo 1 iki 5 vnt.) biofiltre. Filtre parinkus tik vieną įkrovos sluoksnį, per visą jo ilgį aerodinaminis pasipriešinimas kito, palyginti, nedaug: nuo 28 iki 3 Pa. Didžiausias aerodinaminis pasipriešinimas (iki 28 Pa) užfiksuotas prieš įėjimo ortakį esantį įkrovos sluoksnį, o mažiausias (iki 3 Pa) – ties filtro oro srauto išėjimo anga.

Nekeičiant pradinių uždavinio sąlygų (leidžiamo oro srauto greičio 2,0 m/s), įkrovos porėtumo (75–80 %), nagrinėta aerodinaminio pasipriešinimo dinamika filtre esant penkiems jo sluoksniams. Nepriklausomai nuo sluoksnių skaičiaus (esant vienam ir penkiems įkrovos sluoksniams) modeliavimo metu nustatyta, jog didžiausias aerodinaminis pasipriešinimas biofiltre susidaro prieš visus penkis jo įkrovos sluoksnius (156 Pa) (5. 4 pav.).

Analogiškai eksperimentinių tyrimų rezultatams, filtre su penkiais sluoksniais, mažėjant jo įkrovos sluoksnių skaičiui, palaipsniui per visą įrenginio ilgį mažėjo ir aerodinaminis pasipriešinimas (nuo 156 iki 10 Pa). Modeliavimo metu nustatyta, jog prieš keturis įkrovos sluoksnius aerodinaminis jos pasipriešinimas siekė iki 124 Pa, atitinkami prieš tris – 104 Pa, prieš du – 72 Pa, prieš vieną – 31 Pa. Po penkių įkrovos sluoksnių, filtre aerodinaminis pasipriešinimas sudarė tik 10–20 Pa. Analogiškai eksperimentiniams

tyrimams, aukštas ir modeliavimo metu gautų aerodinaminio įkrovos pasipriešinimo tyrimų patikimumas ($R^2 = 0,91$).



5. 4 pav. Kompiuterine PHOENICS 3.5 programa modeliuotas aerodinaminio įkrovos pasipriešinimo (p, Pa) dinamika biofiltre, kai pradinis leidžiamo oro srauto greitis 2 m/s: A – filtras su vienu įkrovos sluoksniu, B – filtras su penkiais įkrovos sluoksniais

Remiantis modeliavimo metu gautais aerodinaminių procesų rezultatais galima teigti, kad filtre oro valymo procesas vyksta intensyviai, nes užfiksuota palyginti nedidelė leidžiamo oro srauto greičio bei aerodinaminio įkrovos pasipriešinimo dinamika mažai įtakoja oro valymo procesą [1 A].

5. 4. Biofiltracinių procesų modeliavimas biofiltre

Biofiltre modeliuoti kiti, biologiškai suaktyvintoje pušų žievių įkrovoje vykstantys biocheminiai procesai. Remiantis eksperimentinių tyrimų rezultatais bei visapusiškai įvertinus filtro darbo metu vykstančius procesus, naudojant programas – MAPLE 7, DATAFIT 6.1.10, modeliuoti biofiltracijos procesai.

Modeliuojant biofiltracinius procesus nustatytos pagrindinės, biologinio oro valymo efektyvumą lemiančios, biodegradacijos (α), absorbcijos gebos (β) konstantos bei pusiau empirinės filtro efektyvumo išraiškos. Teršalų biodegradacijos konstanta – tai dydis, atvirkščias laikui, per kurį teršalų kiekis filtre sumažėja n kartų. Atlikti teorinius biodegradacijos konstantos skaičiavimus molekuliniame lygyje yra pakankamai sudėtinga, todėl ši konstanta nustatyta remiantis tyrimų metu gautais rezultatais. Lygtys, aprašančios filtro įkrovoje teršalų dinamiką ir jos metu vykstančius oro valymo procesus, gautos iš difuzijos lygčių judančioje terpėje. Modeliavimo metu gauta ir tiriamų teršalų absorbcijos geba, kuri savo skaitine reikšme lygi tūrio vieneto sugertų dujų kiekiui. Pastarasis koeficientas, kaip ir biodegradacijos konstanta, nustatytas remiantis eksperimentiniais rezultatais. Matematiškai modeliuojant gauta eilė formulių, išreiškiančių kiekvieno teršalo (butanolio, butilacetato, ksileno) ir jų mišinių (1:3:2, 1:1:1, 2:2:1, atitinkamai butanolio, butilacetato, ksileno) valymo efektyvumo priklausomybes nuo pradinių teršalų koncentracijų ir filtro įkrovos aukščio.

Per biofiltrą su suaktyvinta pušų žievių įkrova organinių teršalų masė pernešama trimis fazėmis: dujine, skysta ir bioplėvele. Išvardintos fazės aprašomos masės balanso lygtimis. Per poringą bioterpę ir vandens fazę teršalai pernešami konvekcinio būdu. Vandens fazės pabaigoje organiniai junginiai transportuojami absorbcija ir difuzija. Iš vandens fazės organinės medžiagos difuzija patenka į gyvas mikroorganizmų ląsteles (t. y. per bioplėvelę). Gyvų organizmų gebėjimas pasisavinti teršalus aprašomas Fiko dėsnio, kuriuo teršalų masės pernešimas nustatomas pagal jų koncentracijos ir difuzijos koeficientą. Pastarasis koeficientas įvertina teršalų difuzijos trukmę. Per ląstelių sienelės teršalai pernešami absorbcija. Mikroorganizmų ląstelių viduje (t. y. jų aktyviuosiuose centruose) įvairių biocheminių reakcijų metu vyksta teršalų biodegradacija (skaidymas).

Daugiapakopiame teršalų transportavime temperatūra praktiškai nekinta, todėl nagrinėjant šių procesų pusiausvyrą ji laikoma konstanta.

Teršalų masės (dm) sumažėjimas filtro įkrovoje yra tiesiog proporcingas įrenginyje esančiam teršalų kiekiui (m) ir absorbcijos laikui (dt):

$$-dm = \alpha m dt, \quad (5.16)$$

čia α – teršalų biodegradacijos konstanta.

Jeigu pažymėsime, kad m_0 yra teršalų masė ore prieš filtraciją, o m – teršalų masė ore po filtracijos, gauname:

$$m = m_0 e^{-\alpha t}. \quad (5.17)$$

I pastarąją lygtį įvedę koncentracijas, gauname:

$$C = C_0 e^{-\alpha t}. \quad (5.18)$$

Matome, kad teršalų biodegradacijos konstanta (α) yra dydis, atvirkščias laikui (t), per kurį teršalų kiekis (mg/m^3) filtre sumažėja e kartų.

Teršalų dinamiką aprašančią lygtį bei tuo metu filtre vykstančius oro valymo procesus, galima gauti iš difuzijos lygties judančioje terpėje. Tuo tikslu prie difuzijos lygties pridedamas teršalų biodegradaciją aprašantis narys (αC). Laikant, kad filtre oro valymo procesai yra pastovūs, t. y. nepriklausantys nuo laiko, gauname:

$$v \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right) + D \Delta C + \alpha C = 0, \quad (5.19)$$

čia $C = C(x, y, z, t)$ yra teršalų koncentracija, mg/m^3 ; v – oro srauto greitis filtre, m/s ; D – difuzijos koeficientas, m^2/s ; ΔC – Laplaso funkcija.

Kadangi teršalai filtre juda pakankamai dideliu greičiu x kryptimi, tai difuzijos koeficiento (D) lygtyje (5.20) galime nepaisyti ir vietoje (5.19) lygties gauname:

$$v\left(\frac{\partial}{\partial x} C(x, y, z, t)\right) + \alpha C(x, y, z, t) = 0. \quad (5.20)$$

Suintegravę pastarąją lygtį gauname:

$$C(x) = C_0 e^{-\frac{\alpha x}{v}}. \quad (5.21)$$

Jeigu būtų žinoma biodegradacijos konstanta (α), pastarąją lygtį galima būtų naudoti nustatant filtravimo efektyvumą. Teoriniai α konstantos skaičiavimai, kurie atliekami molekuliniame lygyje, yra pakankamai sudėtingi ir neduoda gerų rezultatų. Todėl ši konstanta yra nustatoma eksperimentiniu būdu.

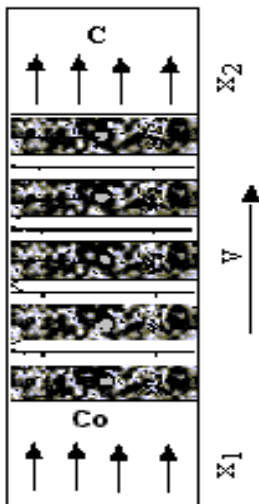
Pagrindinis biofiltracinių procesų matematinio modeliavimo tikslas yra nustatyti filtro valymo efektyvumo priklausomybę nuo įrenginio parametrų. Taikydami masės tvermės dėsni galime užrašyti:

$$1/\varepsilon \left(VC_{x_1} - VC_{x_2} \right) N \Delta t = \left[(C + \beta)_{t_2} - (C + \beta)_{t_1} \right] \varepsilon N \Delta X, \quad (5.22)$$

čia C_{x_1} – teršalo koncentracija prieš oro valymo įrenginį, mg/m^3 ; C_{x_2} – teršalo koncentracija po oro valymo įrenginio, mg/m^3 ; N – filtro skerspjūvio plotas, m ; ε – filtro įkrovos porėtumas, %; β – filtro įkrovos absorbcijos geba, t. y. teršalų kiekis, kurį sugeria 1 m^3 filtro įkrovos; t_1 – laiko momentas, kai teršalai patenka į filtrą, s; t_2 – laiko momentas, kai teršalai išeina iš filtro, s.

Teršalų biodegradacija bioįkrovoje aprašoma Michaelio-Menten kinetikos dėsniais. Nedidelių koncentracijų (iki 30 mg/m^3) teršalai skaidomi pagal pirmosios kinetikos

dėsnius. Teršalų, turinčių didesnę koncentraciją (virš 30 mg/m³), biodegradacija vyksta pagal nulinės kinetikos dėsnius (5. 5 pav.).



5. 5 pav. Oro valymo procesas biofiltre: X_1 , X_2 – biofiltro įkrovos aukštis, m; C_o – pradinė leidžiamų teršalų koncentracija ore, mg/m³; C – teršalų koncentracija ore po valymo, mg/m³; v – leidžiamo oro srauto greitis, m/s

Pereidami (5.22) lygtį prie ribos, kai $\Delta x \rightarrow 0$, $\Delta t \rightarrow 0$, ir įskaitydami teršalų difuziją, gauname:

$$v \frac{\partial C}{\partial x} = - \frac{\partial}{\partial t} \varepsilon^2 (C + \beta) + D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}. \quad (5.23)$$

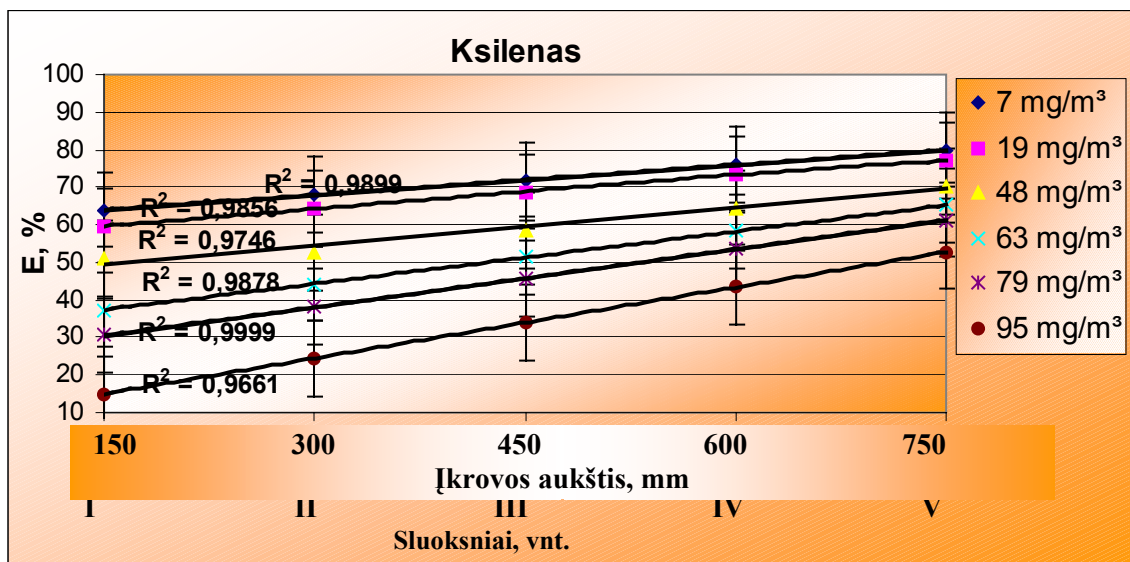
Aišku, norint gauti šios lygties sprendinį reikia žinoti β , kuris priklauso nuo kiekviename filtro įkrovos sluoksnyje vykstančių biocheminių procesų. Visa tai daro neįmanomus teorinius β skaičiavimus. Šiuo metu šis koeficientas, kaip ir biodegradacijos konstanta (α), paprastai nustatomi eksperimentiniu būdu konkrečiam filtrui. Eksperimentiškai ištirtos teršalų (butilacetato, butanolio ir ksileno) absorbcijos. Tuo tikslu

gautos valymo efektyvumo $E = \frac{C_0 - C}{C_0} = \frac{\beta}{C_0}$ priklausomybės, valant orą nuo LOJ – butilacetato, butanolio ir ksileno.

5. 5. Biofiltracinių procesų tyrimų rezultatai

Biofiltracinių procesų metu teršalų adsorbcija biologiškai suaktyvintoje pušų žievių įkrovoje vyksta pagal tiesinės adsorbcijos dėsnius. Gebėjimas sorbuoti teršalus ir jų valymas priklauso nuo terpės frakcijos dydžio, porėtumo, pagrindinių jos parametrų (frakcijos skersmens, specifinio paviršiaus ploto).

Biologinį oro valymo procesą įtakoja ir filtro įkrovos storis. Didžiąją dalimi jis lemia du filtro parametrus: aerodinaminį įkrovos pasipriešinimą ir oro valymo efektyvumą. Tuo tikslu atlikti tyrimai, kaip oro valymo efektyvumas priklauso nuo filtro įkrovos aukščio (X), esant skirtingoms pradinėms teršalų koncentracijoms (C_0), atitinkamai 5. 6 pav. pavaizduoti ksileno valymo rezultatai.



5. 6 pav. Biofiltro efektyvumas, valant orą nuo ksileno, priklausomai nuo įkrovos aukščio ir sluoksnių skaičiaus, kai pradinis leidžiamo oro srauto greitis 2 m/s, temperatūra 20–55 °C

Naudodami regresiją gavome lygtis kiekvienai kreivei, o spęsdami šią lygčių sistemą surandame:

$$E = 57,97 - 0,42C_0 + 0,42X. \quad (5.24)$$

Pastarosios lygties aproksimacijos patikimumo koeficientas gana aukštas $R^2 = 0,95$. Pastaroji išraiška parodo kaip ksileno valymo efektyvumas priklauso nuo filtro įkrovos aukščio (X) ir pradinės jo koncentracijos (C_0).

Nustatyta kito teršalo – butanolio valymo efektyvumo (E) priklausomybė nuo filtro storio (X), esant skirtingoms jo pradinėms koncentracijoms (C_0) (5. 7 pav.). Analogiškai butanolui gauname išraišką:

$$E = 92,65 - 0,32C_0 + 0,15X. \quad (5.25)$$

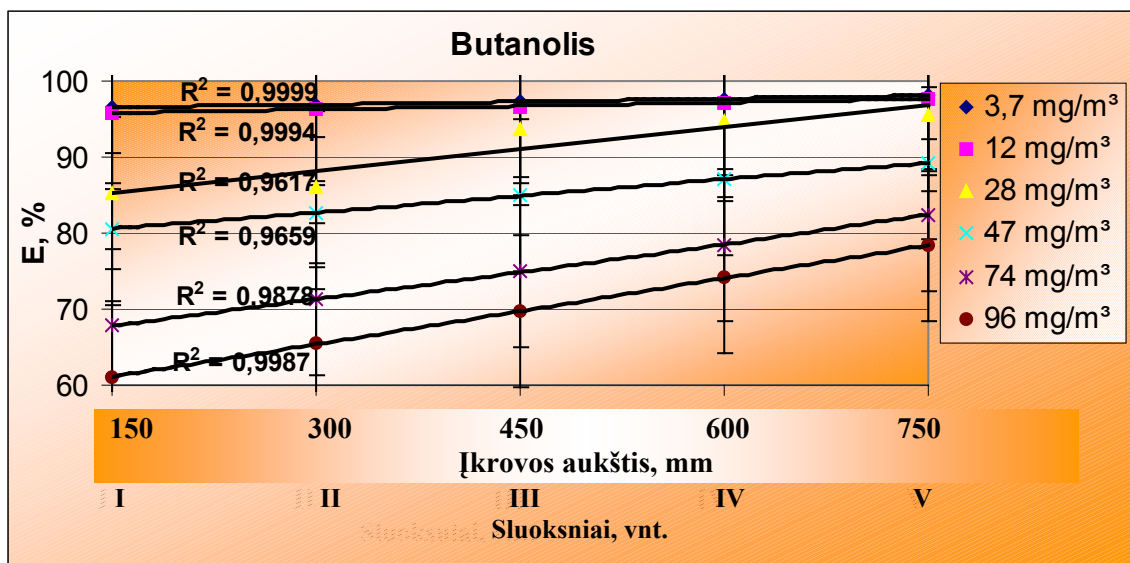
Gauta išraiška parodo kaip butanolio valymo efektyvumas priklauso nuo filtro storio (X) ir pradinės jo koncentracijos (C_0). Šios lygties aproksimacijos patikimumo koeficientas, kaip ir ksileno atveju, yra $R^2 = 0,95$.

Butilacetato valymo efektyvumo (E) priklausomybė nuo filtro įkrovos aukščio (X), esant skirtingoms pradinėms jo koncentracijoms (C_0), pavaizduota 5. 8 pav.

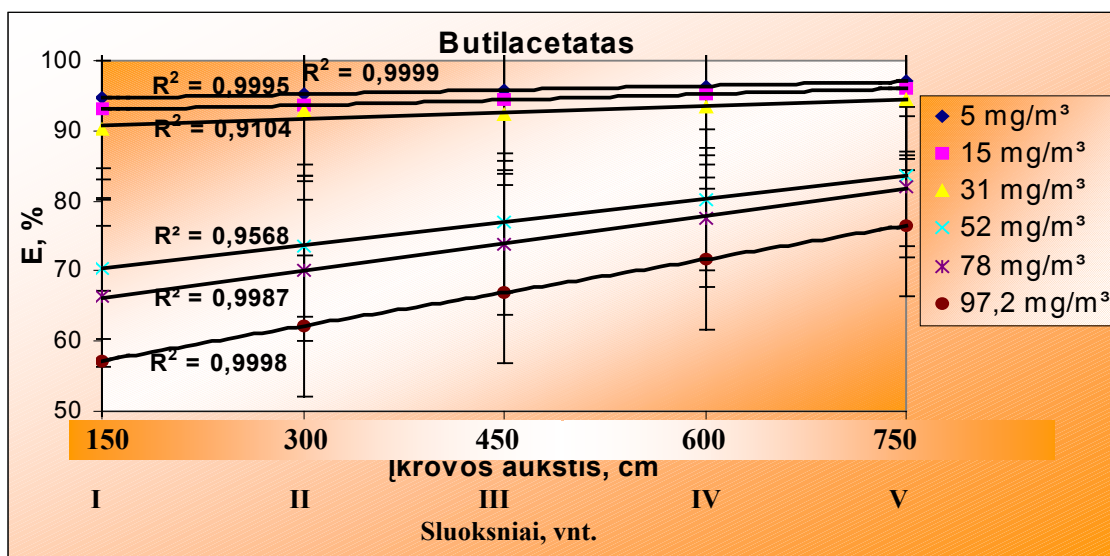
Gauname išraišką butilacetatui:

$$E = 91,35 - 0,33C + 0,16X. \quad (5.26)$$

Pastaroji išraiška parodo, kaip butilacetato valymo efektyvumas priklauso nuo filtro įkrovos aukščio (X) ir pradinės jo koncentracijos (C_0). Šios lygties aproksimacijos patikimumo koeficientas $R^2 = 0,90$.



5. 7 pav. Biofiltro efektyvumas, valant orą nuo butanolio, priklausomai nuo įkrovos aukščio ir sluoksnių skaičiaus, kai pradinis leidžiamo oro srauto greitis 2 m/s, temperatūra 20–55 °C



5. 8 pav. Biofiltro efektyvumas, valant orą nuo butilacetato, priklausomai nuo įkrovos aukščio ir sluoksnių skaičiaus, kai pradinis leidžiamo oro srauto greitis 2 m/s, temperatūra 20–55 °C

Kaip matyti iš regresijos lygčių, visais atvejais aproksimacijos patikimumo koeficientai yra didesni už 0,9, o tai reiškia kad oro valymo efektyvumas, išreikštas 5. 27 lygtimi, tinka visoms tirtoms medžiagoms (butilacetatui, butanoliui ir ksilenui):

$$E = K_0 + K_1 \cdot C + K_2 \cdot M. \quad (5.27)$$

Todėl natūralu manyti, kad koeficientai minėtoje lygtyje (5.27) yra parametru, tokių kaip molekulinė masė (μ), anglies atomų skaičius teršalo molekulėje (N_C), medžiagų tirpumas (M), funkcija:

$$K_i = f(N_C, \mu, M). \quad (5.28)$$

Įvertinę eksperimentinius tyrimų rezultatus šiems koeficientams pasirinkome tokį regresijos modelį:

$$K_i = a \cdot N_C + b \cdot \mu + c \cdot M + d, \quad (5.29)$$

čia a , b , c – minėtų parametru ieškomos konstantos, atitinkamai, tokių kaip molekulinės masės, anglies atomų skaičiaus teršalo molekulėje ir medžiagų tirpumo vandenyje: d – paprasta konstanta.

Pastaroji regresijos lygtis sprendžiama naudojant DATAFIT 6.1.10 programą. Minėtiems koeficientams gautos šios išraiškos:

$$K_0 = 2045,83 \cdot N_C + 171,87 \cdot \mu + 172,12 \cdot M - 34530,79. \quad (5.30)$$

Aproksimacijos patikimumo koeficientas yra labai aukštas ir lygus $R^2 = 0,98$.

$$K_1 = -45,30 \cdot N_C - 3,77 \cdot \mu - 3,79 \cdot M + 762,79. \quad (5.31)$$

Aproksimacijos patikimumo koeficientas $R^2 = 0,91$.

$$K_2 = -14,18 \cdot N_C - 1,19 \cdot \mu - 1,19 \cdot M + 240,39. \quad (5.32)$$

Aproksimacijos patikimumo koeficientas labai aukštas ir yra lygus $R^2 = 0,99$.

Aišku, kad technologinio proceso metu negalime pakeisti išsiskiriančių teršalų kiekio pradinės koncentracijos (C_0), todėl pastarosios lygtys gali būti panaudotos efektyviam filtro įkrovos kiekiui apskaičiuoti.

Jeigu procesas yra stacionarus, t. y. $\frac{\partial C}{\partial t} = 0$ ir jei dėl pakankamai didelio oro srauto greičio nepaisome difuzijos, lygtis (5.23) įgauna tokią išraišką:

$$v \frac{\partial C}{\partial X} = -\varepsilon^2 \frac{\partial \beta}{\partial t}. \quad (5.33)$$

Pasinaudodami šia bei anksčiau gautomis filtro efektyvumo išraiškomis, gauname formulę absorbcijos gebai β apskaičiuoti:

$$\beta = (K_0 + K_1 \cdot C + K_2 \cdot X) C_0. \quad (5.34)$$

Analogiškai gauta formulė biodegradacijos konstantai α nustatyti:

$$\alpha = \varepsilon^2 (K_0 + K_1 \cdot C + K_2 \cdot X) v / X. \quad (5.35)$$

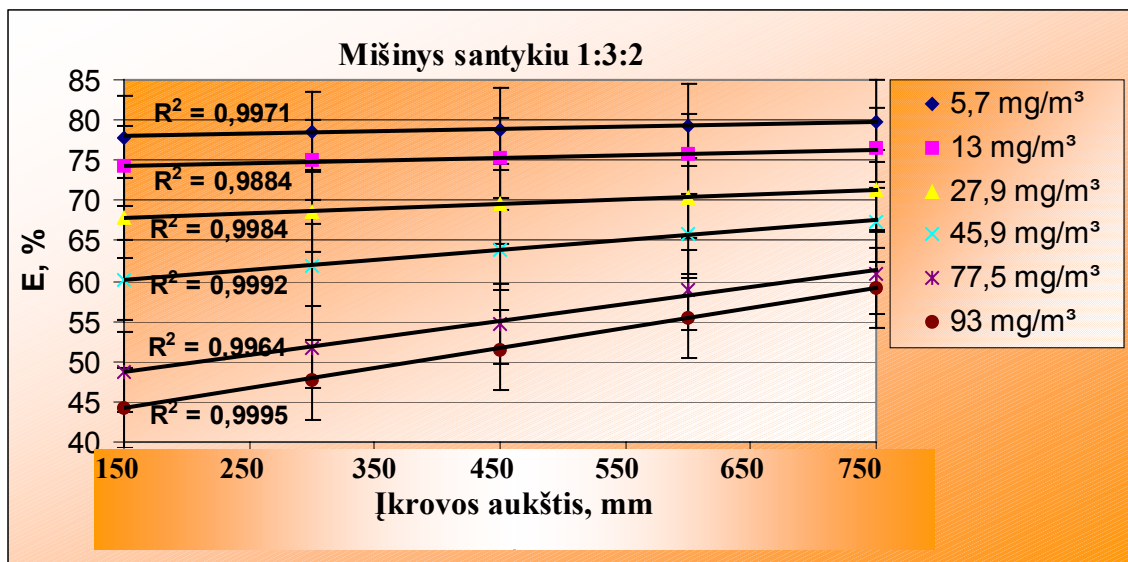
Tokiu būdu, remiantis tyrimų metu gautais rezultatais bei visapusiškai įvertinus jo darbo metu vykstančius fizikinius, cheminius ir biologinius procesus, modeliavimo metu nustatytos pagrindinės biologinio oro valymo efektyvumą lemiančios, biodegradacijos α ir absorbcijos gebos β konstantos bei gautos pusiau empirinės filtro efektyvumo išraiškos [4 A].

Remiantis gautomis išraiškomis, galima apskaičiuoti išmetamų į aplinkos orą teršalų koncentraciją C :

$$C(X, \mu, \nu, N_C, M) = C_0 e^{-\varepsilon^2 (K_0 + K_1 \cdot C + K_2 \cdot X)} \quad (5.36)$$

Kaip teršalų koncentracijos priklauso nuo filtro įkrovos aukščio, taip ir aptartų koeficientų (K_0, K_1 ir K_2) priklausomybės yra išreikiamos lygtimis.

Įvairių technologinių procesų metu pramonės įmonės naudoja bei į aplinkos orą išskiria ne tik pavienius LOJ, bet ir jų mišinius. Todėl modeliavimo metu, remiantis eksperimentiniais tyrimų rezultatais, atskirai nustatyti tirtų teršalų (butilacetato, butanolio ir ksileno) mišinių valymo efektyvumo dėsningumai. Pavyzdžiui, butilacetato, butanolio ir ksileno mišiniui santykiu (1:3:2), eksperimentiškai nustatytas oro valymo efektyvumas (5.9 pav.).



5. 9 pav. Biofiltro efektyvumas valant orą nuo mišinio (1:3:2, kur atitinkamai butilacetatas, butanolis ir ksilenas), kai pradinis leidžiamo oro srauto greitis 2 m/s, temperatūra 20–55 °C

Naudodami eksperimentinius duomenis mišiniui, kuriame butilacetato, butanolio ir ksileno santykis yra 3:2:1 ($R^2 = 0,96$), gauname:

$$E = 67,56 + 0,08X - 0,36C_0. \quad (5.37)$$

Analogiškai mišiniui santykiu 1:1:1 ($R^2 = 0,95$) gauname (5.10 pav.):

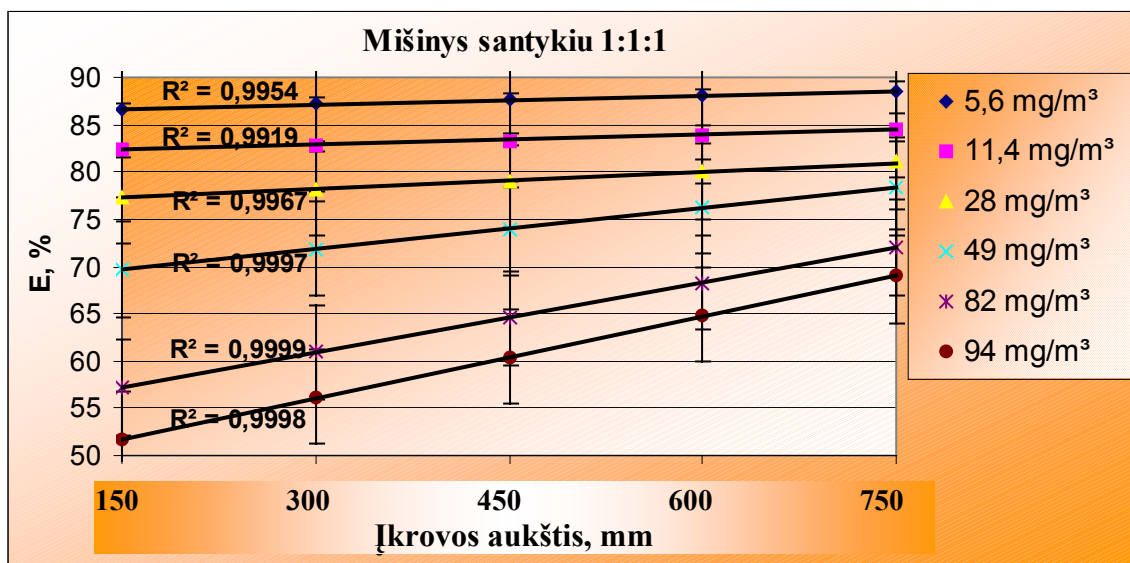
$$E = 81,78 + 0,13X - 0,29C_0. \quad (5.38)$$

Ir mišiniui santykiu 2:2:1 ($R^2 = 0,95$) turime (5.11 pav.):

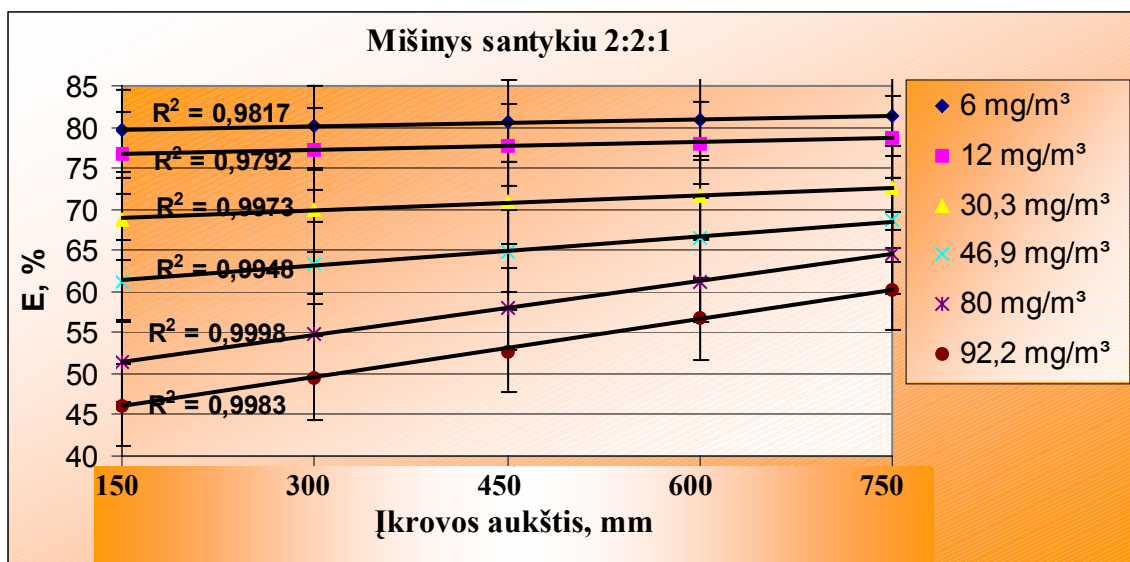
$$E = 75,82 + 0,12X - 0,30C_0. \quad (5.39)$$

Žinant teršalų mišinių sudėtį, jų efektyvumai skaičiuoti pagal (5.37–5.39) lygtis, turėtų sutapti su nustatytų atskirų teršalų efektyvumais (5.24–5.27). Tačiau skaičiavimo rezultatai visiškai nesutampa. Todėl manoma, kad filtre valant orą nuo teršalų mišinių vyksta sudėtingesni biocheminiai procesai, nei valant orą nuo atskirų LOJ. Valant orą nuo teršalų mišinių, vieno teršalo buvimas sąlygoja kito teršalo valymo efektyvumą ir pan. Aišku, kad mišinio valymo efektyvumo negalima išreikšti molekulinės masės ar tirpumo vidurkiais, nes vidutinės pastarųjų reikšmės gali būti gautos įvairiais būdais. Todėl visa tai negali vienareikšmiškai išreikšti mišinių valymo efektyvumo. Žinant mišinio sudėtį, yra vienas būdas apskaičiuoti oro valymo efektyvumą nuo teršalų mišinių. Tuo tikslu reikia pasirinkti vieną iš (5.24–5.27) išraiškų. Tuo atveju, kai mišinio sudėtis yra nežinoma bei lygtyse (5.24–5.27) $E = a + b \cdot X + c \cdot C_0$ koeficientai a , b , c įvairiems mišiniams lygtyse skiriasi labai nedaug, galima imti šių koeficientų vidutines reikšmes, t. y. naudoti tokią oro valymo nuo teršalų mišinių efektyvumo išraišką:

$$E = 74,78 + 0,11X - 0,31C_0. \quad (5.40)$$



5. 10 pav. Biofiltro efektyvumas valant orą nuo mišinio (1:1:1, kur atitinkamai butilacetatas, butanolis ir ksilenas), kai pradinis leidžiamo oro srauto greitis 2 m/s, temperatūra 20–55 °C



5. 11 pav. Biofiltro efektyvumas valant orą nuo mišinio (2:2:1, kur atitinkamai butilacetatas, butanolis ir ksilenas), kai pradinis leidžiamo oro srauto greitis 2 m/s, temperatūra 20–55 °C

Modeliuojant atskirai nustatyta ir kiekvieno tiriamojo teršalo (butilacetato, butanolio ir ksileno) efektyvumo priklausomybė nuo kitų komponentų kiekio ir jų santykio mišinyje. Kai kitos organinės medžiagos (butanolis ir ksilenas) mišinyje sudaro 50 % ir jų santykis lygus 1, tai butilacetato valymo efektyvumas siekia iki 79 % (5. 12 pav.). Ši priklausomybė pavaizduota trimačiame grafike, kur z – biofiltro efektyvumas (%), x – kitų tiriamųjų medžiagų kiekis (%) ir y jų santykis (nuo 1 iki 5) mišinyje. Todėl, mišinyje esant mažesniai kitų komponentų (butanolio ir ksileno) kiekiui (%) ir jų santykiui, oro valymas nuo butilacetato siekia iki 100 %. Tačiau didėjant kitų tiriamų organinių medžiagų procentui (iki 100 %) ir jų santykiui mišinyje (nuo 1 iki 5), butilacetato valymo efektyvumas mažėja iki 57 %.

Remdamiesi tyrimų duomenimis, butilacetato valymo efektyvumo (E) priklausomybė nuo kitų teršalų (butanolio ir ksileno) kiekio ir santykio mišinyje išreiškiama lygtimi:

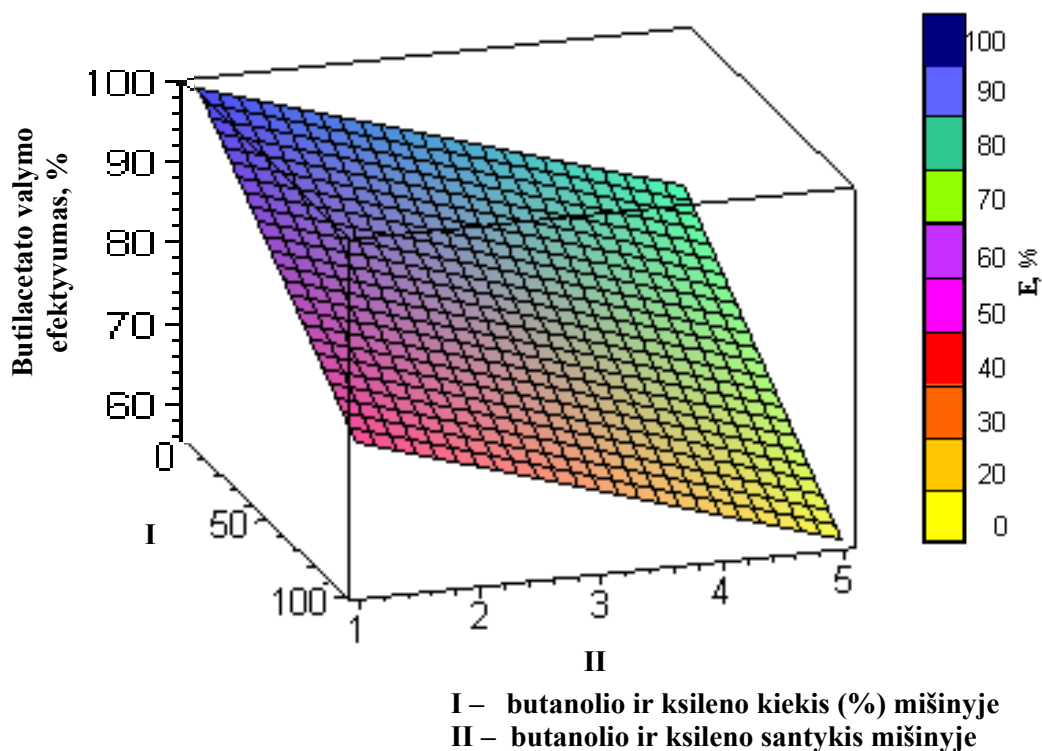
$$E = 0,1161 \cdot X - 0,2684 \cdot C_0 - 1,2248 \cdot J - 22,5375 \cdot G + 192,2913, \quad (5.41)$$

čia X – filtro įkrovos aukštis, m; C_0 – pradinė nagrinėjamo teršalo (šiuo atveju butilacetato) koncentracija mišinyje, mg/m^3 ; J – nagrinėjamų kitų teršalų (butanolio ir ksileno) kiekis (%) mišinyje; G – nagrinėjamų kitų teršalų (butanolio ir ksileno) santykis mišinyje.

Lygties aproksimacijos patikimumo koeficientas $R^2 = 0,86$.

Pasinaudodami anksčiau gauta lygtimi, kai butilacetato pradinė koncentracija mišinyje lygi $50 \text{ mg}/\text{m}^3$ ir bioįkrovos aukštis filtre sudaro 750 mm, gauname išraišką (5. 11 pav.):

$$E = -1,244 \cdot J - 22,5375 \cdot G + 187,5788, \quad (5.42)$$



5. 12 pav. Butilacetato valymo efektyvumo priklausomybė nuo kitų komponentų (butanolio ir ksileno) kiekio ir jų santykio mišinyje, kai pradinė minėto teršalo koncentracija 50 mg/m^3 ir filtro bioįkrovos aukštis 750 mm

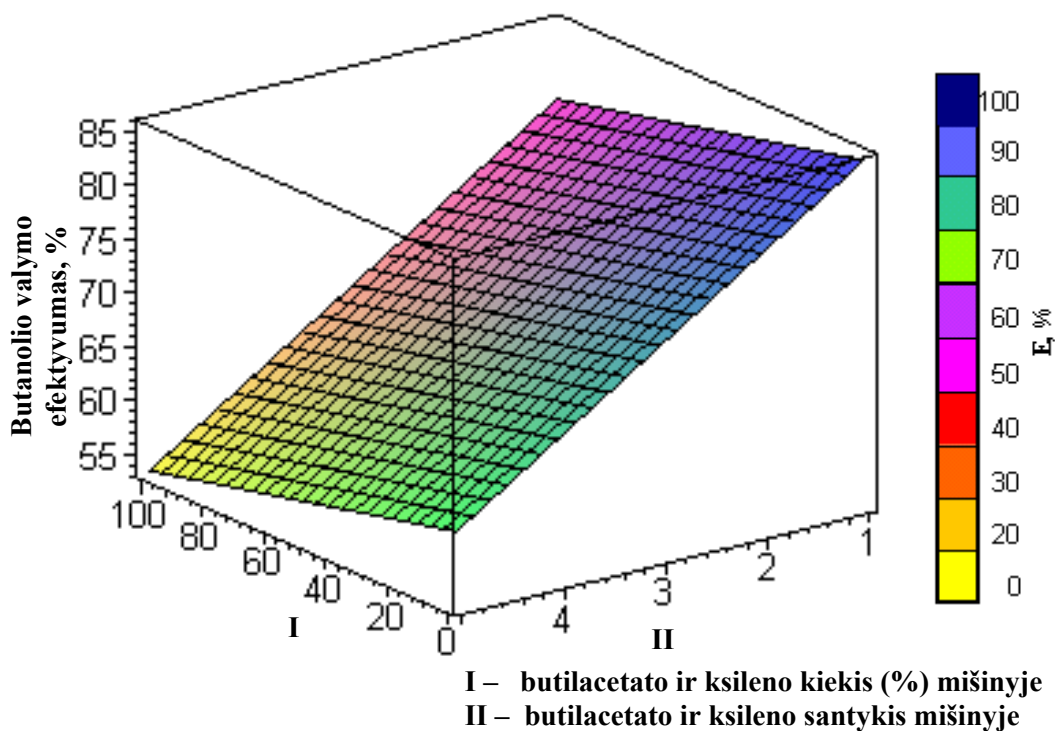
Įvertinus eksperimentinių tyrimų rezultatus, analogiškai gauta oro valymo nuo butanolio efektyvumo (E) priklausomybė (5. 13 pav.):

$$E = 0,0879 \cdot X - 0,2268 \cdot C_0 - 0,0675 \cdot J - 6,2637 \cdot G + 96,3939. \quad (5.43)$$

Aproximacijos patikimumo koeficientas $R^2 = 0,86$. Kai butanolio pradinė koncentracija mišinyje 50 mg/m^3 ir filtro įkrovos aukštis sudaro 750 mm, gauname:

$$E = -0,0675 \cdot J - 6,2637 \cdot G + 91,6464. \quad (5.44)$$

Pastaroji priklausomybė pavaizduota grafiškai (5. 13 pav.). Analogiškai aptartam procesui, didėjant kitų teršalų kiekiui (iki 100 %) bei jų santykiui (nuo 1 iki 5) mišinyje, mažėja butanolio valymo efektyvumas ore (iki 53 %).



5. 13 pav. Butanolio valymo efektyvumo priklausomybė nuo kitų komponentų (butilacetato ir ksileno) kiekio ir jų santykio mišinyje, kai pradinė minėto teršalo koncentracija 50 mg/m^3 ir filtro bioįkrovos aukštis 750 mm

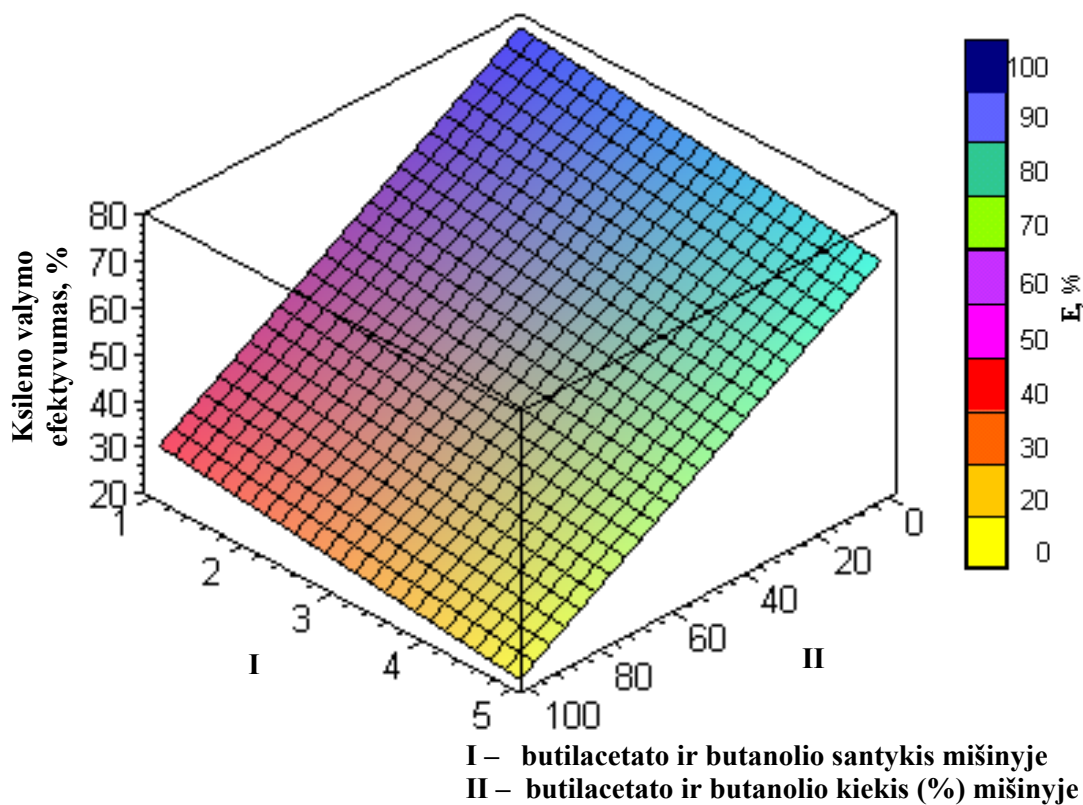
Remiantis tyrimų rezultatais, nustatyta ir ksileno valymo efektyvumo (E) priklausomybė ore ($R^2 = 0,94$):

$$E = 0,1935 \cdot X - 0,4913 \cdot C_0 - 2,2908 \cdot J - 33,6184 \cdot G + 197,9983, \quad (5.45)$$

Kai ksileno pradinė koncentracija mišinyje 50 mg/m^3 ir filtro įkrovos aukštis 750 mm, gauname:

$$E = -0,4913 \cdot J - 2,2908 \cdot G + 81,5939. \quad (5.46)$$

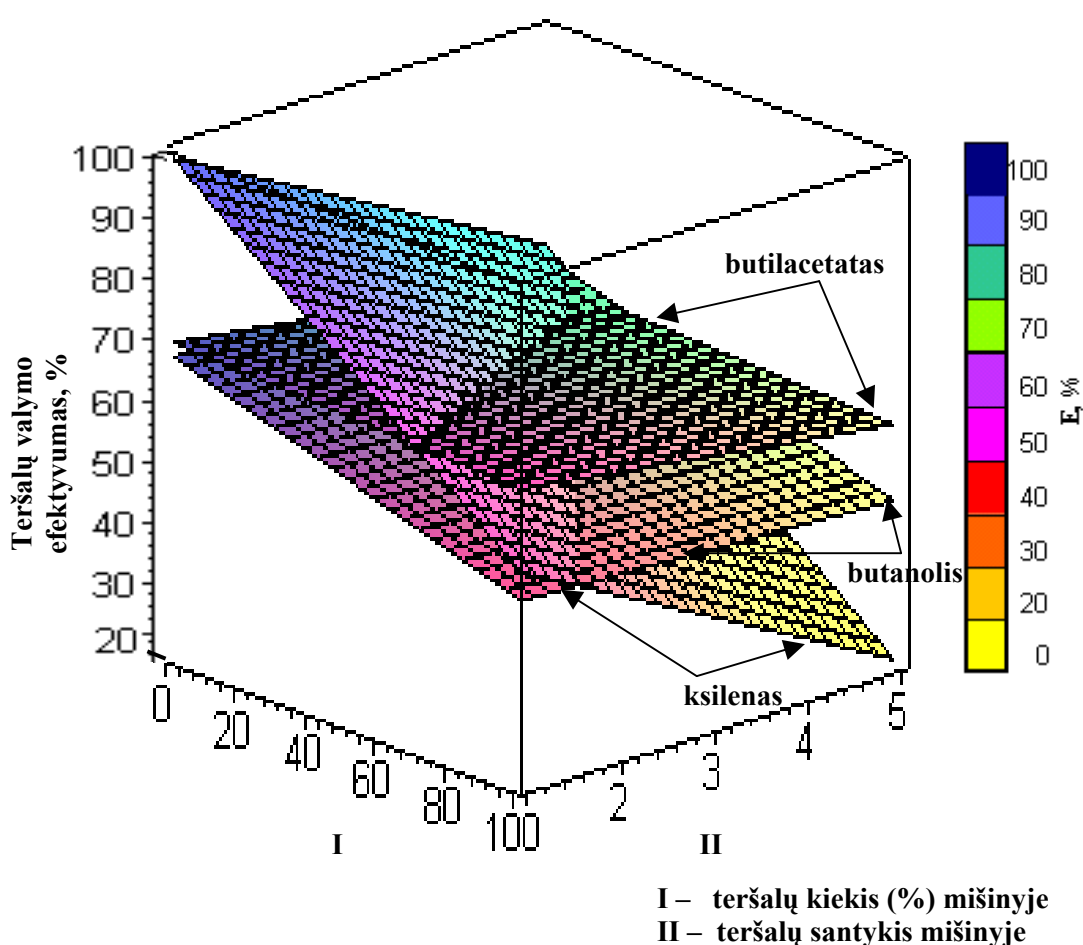
Pastarosios funkcijos grafikas, žinant kitų teršalų (butilacetato ir butanolio) kieki (%) ir jų santykį (nuo 1 iki 5) mišinyje, leidžia rasti ksileno valymo efektyvumą (5. 14 pav.).



5. 14 pav. Ksileno valymo efektyvumo priklausomybė nuo kitų komponentų (butilacetato ir butanolio) kiekio ir jų santykio mišinyje, kai pradinė minėto teršalo koncentracija 50 mg/m^3 ir filtro bioįkrovos aukštis 750 mm

Lyginant su visomis tirtomis medžiagomis (butilacetatu ir butanolio), labiausiai nuo kitų komponentų kiekio ir jų santykio mišinyje priklausė ksileno valymo efektyvumas. Jei kitos organinės medžiagos (butilacetatas ir butanolis) sudaro nemažą kiekį (%) bei jų santykį mišinyje, tai ksileno valymas ženkliai sumažėja (iki 20 %).

Kiekvienos tirtos medžiagos (butilacetato, butanolio ir ksileno) gautos efektyvumo priklausomybės pavaizduotos viename grafike (5. 15 pav.).



5. 15 pav. Tiriamų teršalų (butilacetato, butanolio ir ksileno) valymo efektyvumo priklausomybė nuo jų kiekio ir santykio mišinyje, kai pradinė minėtų teršalų koncentracija 50 mg/m^3 ir įkrovos aukštis filtre 750 mm

Palyginus gautas tirtų teršalų priklausomybes nuo kitų komponentų kiekio (%) ir jų santykio mišinyje, aukščiausias (nuo 50 iki 100 %) oro valymo efektyvumas yra butanolio ir butilacetato, o mažiausias (nuo 20 iki 70 %) – ksileno. Iš esmės tokias skirtingas priklausomybes lemia nevienodas šių medžiagų tirpumas bei jų biodegradacija. Vadinasi, lengviau biologiškai skaidomų teršalų (butanolio ir butilacetato) valymo procesą mažiau įtakoja tam tikras kitų komponentų kiekis (%) bei jų santykis mišinyje.

Matematinio modeliavimo metu nustatyta kaip tiriamų LOJ (butilacetato, butanolio ir ksileno) valymo efektyvumas ore priklauso nuo jų santykio mišinyje ne tik kaip atskirų medžiagų, bet – ir viena nuo kitos. Tokiu principu kiekvienai tiriamajai medžiagai gaunama išraiška, atitinkamai butilacetatui:

$$E1(x) = 126,3389 - 22,5375 \cdot G. \quad (5.47)$$

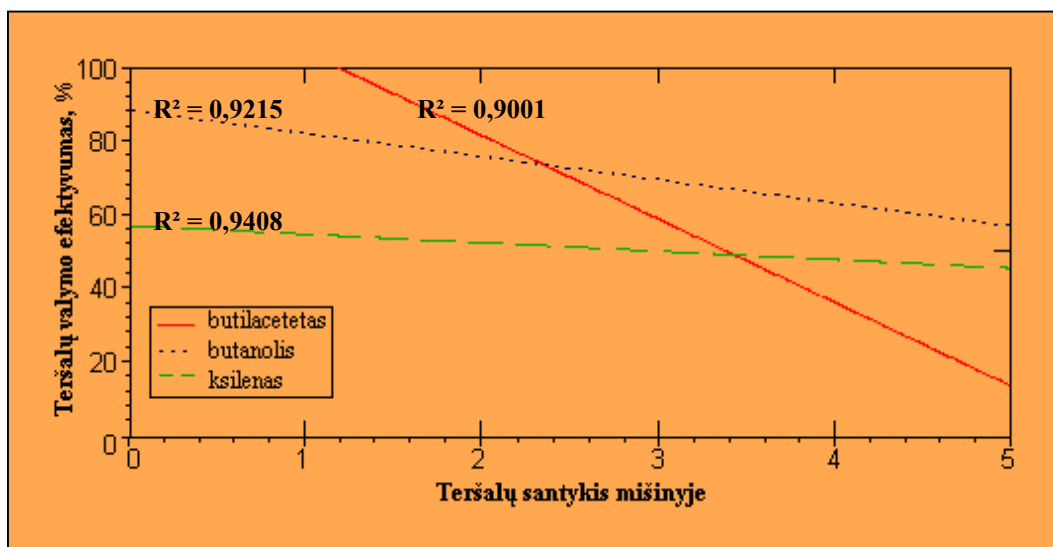
Gauta išraiška butanoliui:

$$E2(x) = 88,2714 - 6,2637 \cdot G. \quad (5.48)$$

Gauta išraiška ksileniui:

$$E3(x) = 57,0289 - 2,2908 \cdot G. \quad (5.49)$$

Šių medžiagų valymo efektyvumo priklausomybės nuo jų santykio mišinyje pavaizduotos grafiškai (5. 16 pav.). Pirmiausia fiksuojame, kad tiriamoji medžiaga mišinyje sudaro 50 % ir kiekvienos jų santykis kitų medžiagų atžvilgiu yra: butilacetatas – butanolio ir ksileno mišinyje, atitinkamai, butanolis – butilacetato ir ksileno, o ksilenas – butilacetato ir butanolio. Akivaizdu, kad tarp visų tirtų medžiagų (butilacetato, butanolio ir ksileno), labiausiai nuo kitų komponentų santykio mišinyje priklauso butilacetatas. Pavyzdžiui, butilacetato atžvilgiu, didėjant kitų teršalų – butanolio ir ksileno – santykiui (nuo 1 iki 5) mišinyje, butilacetato valymo efektyvumas sumažėja (nuo 100 iki 15 %).



5. 16 pav. Tiriamų teršalų (butilacetato, butanolio ir ksileno) valymo efektyvumo priklausomybė nuo jų santykio mišinyje

Taip pat nustatytas tirtų organinių medžiagų (butilacetato, butanolio ir ksileno) valymo efektyvumas, priklausomai nuo jų kiekio (%) mišinyje (5. 17 pav.). Tarkime, kad mišinyje esančių dviejų tiriamų LOJ santykis lygus 1. Gauname priklausomybę, kaip vienos medžiagos valymo efektyvumas priklauso nuo to, kokį kiekį (%) mišinyje sudaro kitos medžiagos. Gauname tokias priklausomybes, atitinkamai butilacetatui:

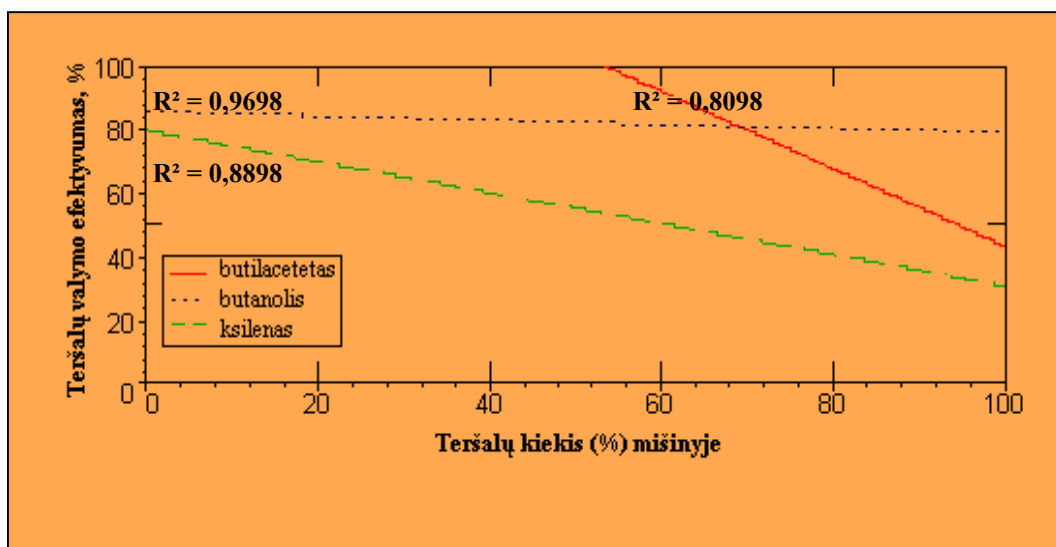
$$E1(x) = 165,0413 - 1,2248 \cdot J. \quad (5.50)$$

Gauta išraiška butanoliui:

$$E2(x) = 85,3827 - 0,0675 \cdot J. \quad (5.51)$$

Gauta išraiška ksilenui:

$$E3(x) = 79,2959 - 0,4913 \cdot J. \quad (5.52)$$



5. 17 pav. Tiriamų teršalų (butilacetato, butanolio ir ksileno) valymo efektyvumo priklausomybė nuo jų kiekio (%) mišinyje

Iš visų tirtų medžiagų (butilacetato, butanolio ir ksileno) intensyviausiai nuo kitų komponentų kiekio (%) mišinyje priklauso butilacetato ir ksileno valymas ore (nuo 40 iki 100 %) (5. 17 pav.). Tačiau vieno iš teršalų, butanolio, dėl jo didelio tirpumo vandenyje, valymo efektyvumas labai nedaug (iki 10 %) priklauso nuo kitų komponentų kiekio mišinyje.

5. 6. Išvados

1. Matematiškai modeliuota per filtrą leidžiamo oro srauto greičio dinamika priklausomai nuo jo įkrovos sluoksnių skaičiaus. Biofiltre analogiškai jo gautiems eksperimentiniams tyrimams, didinant bioįkrovos sluoksnių skaičių (nuo 1 iki 5 vnt.), valomo oro srautas lėtėja (nuo 2,0 iki 1,3 m/s). Didžiausia jo reikšmė užfiksuota filtro pradžioje (t .y. ties įėjimo ortakiu iki 1,9–2,0 m/s), o mažiausia – ties išėjimo ortakiu (iki 1,3 m/s) ($R^2 = 0,95$).

2. Matematinio modeliavimo metu, nepriklausomai nuo sluoksnių skaičiaus (esant vienam ir penkiems įkrovos sluoksniams), biofiltre didžiausias aerodinaminis pasipriešinimas susidaro jo apatinėje dalyje, prieš visus įkrovos sluoksnius. Analogiškai

eksperimentinių tyrimų rezultatams filtre su penkiais sluoksniais, mažėjant jo sluoksnių skaičiui, palaipsniui mažėja ir aerodinaminis įkrovos pasipriešinimas (nuo 156 iki 10 Pa) ($R^2 = 0,91$).

3. Matematiškai modeliuojant biofiltraciją bei pasinaudojus eksperimentiniais duomenimis, rastos teršalų ir jų mišinių biodegradacijos α bei absorbcijos gebos β konstantos ir gautos jų priklausomybės nuo teršalų (pradinės koncentracijos, molekulinės masės, anglies atomų skaičiaus teršalų molekulėje bei jų tirpumo vandenyje) ir filtro techninių parametrų (įkrovos aukščio, leidžiamo oro srauto greičio).

4. Modeliuojant rasta tiriamų teršalų (butilacetato, butanolio ir ksileno) valymo efektyvumo priklausomybė nuo kitų komponentų kiekio (%) ir jų santykio mišinyje. Lyginant atskirų teršalų modeliavimo rezultatus, labiausiai nuo kitų medžiagų kiekio ir jų santykio mišinyje priklauso ksileno efektyvumas (nuo 20 iki 80 %). Palyginus gautas teršalų priklausomybes viena kitos atžvilgiu, labiausiai nuo kitų komponentų santykio mišinyje priklauso butilacetato valymo efektyvumas (nuo 15 iki 100 %), o nuo jų kiekio – butilacetato ir ksileno (nuo 40 iki 100 %).

5. Žinant biofiltro (įkrovos aukštį, jos aerodinaminį pasipriešinimą, leidžiamo oro srauto greitį) bei valomus teršalus (pradinę jų koncentraciją, adsorbciją, biodegradaciją, mišinių sudėtį ir kt.) charakterizuojančius dydžius, rasta filtro efektyvumo matematinė išraiška leis ateityje teoriškai apskaičiuoti ir pasirinkti tinkamus įrenginio parametrus bei gauti maksimalų oro valymo efektyvumą.

6. SUKURTOS METODIKOS IR ĮRENGINYS

6. 1. Įvadas

Eksperimentinių tyrimų metu sukūrus ne vieną tyrimų standą bei jų metodikas, atlikti biofiltro efektyvumo, jo įkrovos mikrobiologiniai, porėtumo ir sorbcijos tyrimai. Pirmiausia sukurta pušų žievių, kaip įkrovos, biologinio aktyvinimo bei šio proceso pritaikymo oro valymo įrenginyje metodika. Taip pat patobulinta įkrovoje kultivuojamų mikroorganizmų kiekybinės ir kokybinės sudėties įvertinimo metodika. Patobulintos ir įkrovos porėtumo bei jos sorbcijos nustatymo metodikos. Sukūrus biofiltrą, tirtas jo efektyvumas, pagrindinės techninės charakteristikos (leidžiamo oro srauto greitis, įkrovos aerodinaminio pasipriešinimas ir kt.). Vadinasi, rengiant darbą buvo sukurtas biofiltras ir patobulintos iki šiol galiojančios bei sukurtos naujos tyrimų metodikos.

6. 2. Filtro įkrovos biologinio aktyvumo tyrimų standas

Prieš paleidžiant biofiltrą, jo pušų žievių įkrova ruošta oro valymo procesui: smulkinta iki tyrimams reikalingos frakcijos (10–20 ir 20–50 mm), džiovinta iki pastovaus svorio džiovinimo spintoje ir sudėta į filtrą (6. 1 pav.). Vėliau įrenginyje esanti pušų žievių įkrova drėkinta, turtinta biogeniniais elementais bei palaipsniui didinant per ją leidžiamų teršalų koncentracijas (nuo 30 iki 200 mg/m³) bei ilginant (nuo keliolikos minučių iki kelių valandų) jų leidimo trukmę, biologiškai aktyvinta. Pritaikius naujai sukurtą filtro pušų žievių biologinio aktyvinimo metodiką, įkrovoje palaipsniui susiformavo savaiminės, organinius teršalus oksiduoti pajėgios mikroorganizmų (bakterijų ir mikromicetų) asociacijos. Siekiant kontroliuoti biofiltro įkrovos savaiminių mikroorganizmų asociacijų dinamiką, patobulinta joje kultivuojamų mikroorganizmų kiekybinės ir kokybinės sudėties vertinimo metodika. Tuo tikslu nustatytas mikrobiologiniams tyrimams atlikti reikalingas pušų žievių mėginių kiekis (g) bei jų ėmimo taškai įkrovoje, nustatytas paimtų kaupiamųjų kultūrų atskiedimo tūris (μml), įvertintas pastarosioms užsėti reikalingas



A



D



B



E



C



F

6. 1 pav. Biofiltro įkrovos biologinio aktyvinimo tyrimų metu panaudoti prietaisai:
A – džiovinimo spinta; B – autoklavas; C – analitinės svarstyklės „VLR-200“; D – termostatas; E – elektromagnetinis kratytuvas; F – mikroskopas

suspensijos kiekis ir mikroorganizmų inkubavimo sąlygos, rasta mikrobu koncentracija viename absoliučiai sausų pušų žievių grame (kfv/g), nustatytas jų gebėjimas oksiduoti organinius teršalus (butanolį, butilacetatą, ksileną, etilacetatą, etanolį ir metanolį) ir pan. Mikrobiologiniai įkrovos tyrimai atlikti naudojant skirtingų frakcijų (10–20 ir 20–50 mm) pušų žieves. Detaliau minėtos metodikos aprašytos antrame šio darbo skyriuje.

Filtro įkrovos biologinio aktyvinimo tyrimų stendą sudaro įvairūs prietaisai bei kita mikrobiologiniams tyrimams atlikti reikalinga laboratorinė įranga: analitinės svarstyklės, elektromagnetinis kratytuvas, termostatas, autoklavas, mikroskopas, kūginės kolbos, keraminės piestelės, mėgintuvėliai, Petri lėkštelės ir kt.

Tyrimų metu analitinėmis svarstyklėmis „VLR-200“ sverti iš kiekvieno bioįkrovos sluoksnio paimti pušų žievių mėginiai (6. 1 pav.). Paimta kaupiamųjų kultūrų suspensija kultivuota dinaminėmis sąlygomis elektromagnetiniu kratytuvu (200 aps./min, esant 30 °C temperatūrai). Petri lėkštelės su mikroorganizmų pradais inkubuotos termostate, jame palaikant 28–30 °C temperatūrą. Mikrobiologiniams tyrimams reikalingos terpės, laboratoriniai indai ir kita įranga sterilizuoti autoklave. Naudojant mikroskopą nustatytas mikroorganizmų kiekis bei, remiantis morfologiniais ir kultūriniais požymiais, jie identifikuoti (iki genties ir rūšies) [131–133].

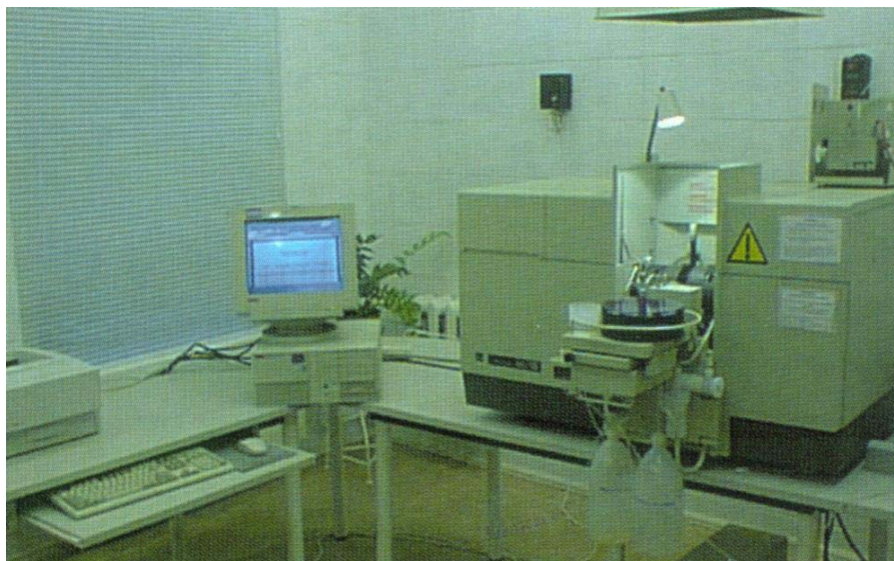
Sukurtas filtro įkrovos biologinio aktyvinimo tyrimų stendas, jame panaudoti prietaisai bei kita laboratorinė įranga, taip pat sukurtos bei patobulintos mikrobiologinių tyrimų metodikos leido pušų žievių įkrovoje suformuoti savaimines, LOJ oksiduoti pajėgias mikroorganizmų (bakterijų ir mikromicetų) asociacijas bei įvertinti jų kiekybinę ir kokybinę sudėtis.

6. 3. Filtro įkrovos porėtumo ir sorbcijos savybių tyrimų stendas

Kad geriau įvertinti biofiltro efektyvumą, patobulintos bioįkrovos porėtumo ir sorbcijos nustatymo tyrimų metodikos. Pirmiausia atlikti skirtingų pušų žievių frakcijų (1–10, 10–20, 20–50 ir 50–70 mm) porėtumo tyrimai. Nustatant minėtų pušų žievių frakcijų piltinį tankį (kg/m^3), porėtumą bei užimamą kiekį (kg), paimti mėginiai sverti analitinėmis svarstyklėmis „VLR-200“ (6. 1 pav.). Ši metodika detaliai aprašyta trečiame darbo skyriuje. Skirtingų pušų žievių frakcijų porėtumo nustatymas leido objektyviai įvertinti tirtų žievių kontaktuojančio paviršiaus plotą, kuris svarbus oro valymo metu

sulaikant per įkrovą leidžiamus organinius teršalus. Taip pat atlikti pušų žievių frakcijų porėtumo tyrimai leido filtre pasirinkti tinkamą (20–50 ir 50–70 mm) žievių frakcijos dydį [16 A, 136].

Įvertinus filtro įkrovos porėtumą, patobulinta jos sorbcijos nustatymo metodika. Pastariesiems tyrimams atlikti nustatytas reikalingas pušų žievių mėginių kiekis (g) bei tinkamai pasirinkti, analogiškai aptartiems mikrobiologiniams tyrimams, jų ėmimo taškai įkrovoje. Sorbcinių tyrimų metu per filtrą leistos skirtingos tiriamų teršalų (butanolio, butilacetato ir ksileno) koncentracijos (iki 100 mg/m^3). Skirtingos LOJ koncentracijos gautos jas kaitinant inde ant reguliuojamos elektrinės plytelės. Paimtuose žievių mėginiuose teršalų analizės desorbuotos anglies disulfidu ir tirtos dujų chromatografu „Hawlett Packard Model 5890“ su liepsnos jonizacijos detektoriumi (6. 2 pav.). Įkrovos sorbcijos tyrimai atlikti su skirtingų frakcijų (10–20 ir 20–50 mm) pušų žievėmis. Detaliai minėtos metodikos taikymas aprašytas trečiame šio darbo skyriuje [135, 136].



6. 2 pav. Teršalų analizės tirtos dujų chromatografu „Hawlett Packard Model 5890“ su liepsnos jonizacijos detektoriumi

Sukurtas filtro įkrovos porėtumo ir sorbcijos tyrimų stendas leido įvertinti skirtingų pušų žievių frakcijų (10–20 ir 20–50 mm) gebėjimą sorbuoti valomus organinius teršalus.

6. 4. Sukurtas biofiltras ir jo pagrindinių charakteristikų tyrimai

Apžvelgus biofiltrų taikymą įvairiose pasaulio šalyse, susipažinus su mokslinė-technine literatūra bei atlikus eksperimentinius tyrimus nustatyta, kad biologiniai oro valymo įrenginiai pasižymi, palyginti, nebrangia eksploatacija, efektyvumu bei jais galima valyti daugelį teršalų. Atlikus patentinę paiešką apie sukurtus biologinio oro valymo įrenginius, 2001 m. lapkričio mėn. LR valstybiniam patentų biurui (VPB) buvo pateikta paraiška užpatentuoti sukurtą oro valymo įrenginį – biofiltrą (6. 3 pav.). Pateiktos paraiškos numeris 2001 116. 2003 m. gegužės mėn. iš LR VPB Išradimų skyriaus gautas sprendimas, kad pateikta patentinė paraiška atitinka ekspertizės reikalavimus. 2003 m. birželio mėn. patentinė paraiška buvo paskelbta VPB oficialiame biuletenyje „Išradimai, pramoninis dizainas, prekių ženklai, firmų vardai“. 2003 m. lapkričio mėn. užpatentuotas sukurtas biofiltras. Gauto patento numeris LT 5061 [16 A].

Išradimas priklauso biofiltrų sričiai su biologiškai suaktyvinta įkrova. Panaudojant gyvų mikroorganizmų veiklą, biofiltras gali būti pritaikytas valyti užterštą orą nuo LOJ, tokių kaip: benzenas, butanolis, etanolis, butilacetatas, etilacetatas, butilmetilketonas, formaldehidai, fenolis, ksilenas, acetonas, stirenas, lakų, dažų ir emalės tirpiklių ir kt. Tokie biofiltrai gali būti naudojami žemės ūkyje (kombinuotų pašarų gamyboje, gyvulininkystėje, skerdyklose ir kt.), maisto (kavos, mėsos, žuvies, pieno, vyno ir kt.) bei įvairiose chemijos pramonės šakose (popieriaus-celiuliozės, baldų gamyboje, lakų, dažų, plastmasių, taip pat naftos perdirbimo įmonėse ir kt.).

Sukurto biofiltro prototipas yra biologinio oro valymo įrenginys (Rusijos patentas RU 2048173, klasė B 01 D 53/44, 53/34, 53/85), t. y. filtras su stacionariu bioterpės sluoksniu skirtas valyti orą nuo vieno iš LOJ – formaldehido. Stačiakampio formos biofiltro prototipas sudarytas iš vientiso, iš viršaus bei apačios tinkleliais atskirto, 1 m storio nesusmulkintų šiaudų sluoksnio. Biofiltre – du ortakiai: vienas jų reikalingas užterštam oro srautui įleisti ir tolygiai juos paskirstyti bei kitas – išvalytam orui pašalinti. Virš bioterpės bei jos viduje vandenį išpurškia pora biofiltro prototipe įtaisytų drėkintuvų.

Išradimo tikslas – patobulinti sukurto biologinio oro valymo įrenginio konstrukciją bei, valant orą nuo LOJ, pailginti jame frakcionuotos, biologiškai suaktyvintos pušų žievių įkrovos, kurioje kultivuojama savaiminė mikroflora, eksploatavimą. Tikslas pasiekiamas naudojant biofiltrą (500·480·2 000 mm) su biologiškai suaktyvinta pušų žievių įkrova

(6. 3 pav.). Į penkis sluoksnius suskirstyta filtro bioterpė užtikrina tolygius biofiltro darbo režimo parametrus: temperatūrą (28–30 °C), drėgnumą (60 %), aeraciją, pH (apie 7,2) ir tolygų leidžiamo oro srauto pasiskirstymą.

Sukurtas stačiakampio formos biofiltras, turintis oro padavimo mazgą, filtruojančios terpės sluoksnį bei jos drėkinimo sistemą bei nuo prototipo besiskiriantis tuo, kad filtruojanti jo dalis sudaryta iš mažiausiai dviejų, vienas virš kito išdėstytų sluoksnių, iš kurių kiekvienas turi drėkinimo sistemą, oro padavimo mazgą, išdėstytą taip, kad oro srautas kiltų iš apačios į viršų. Be to įrenginys turi termoreguliacijos, jo valdymo bei atliekų surinkimo sistemas. Lyginant su prototipu, sukurtas biofiltras papildomai turi kondensorių, išdėstytą oro išėjimo angoje bei filtro išorėje esantį matuoklį, kuris rodo vandens lygį rezervuare.

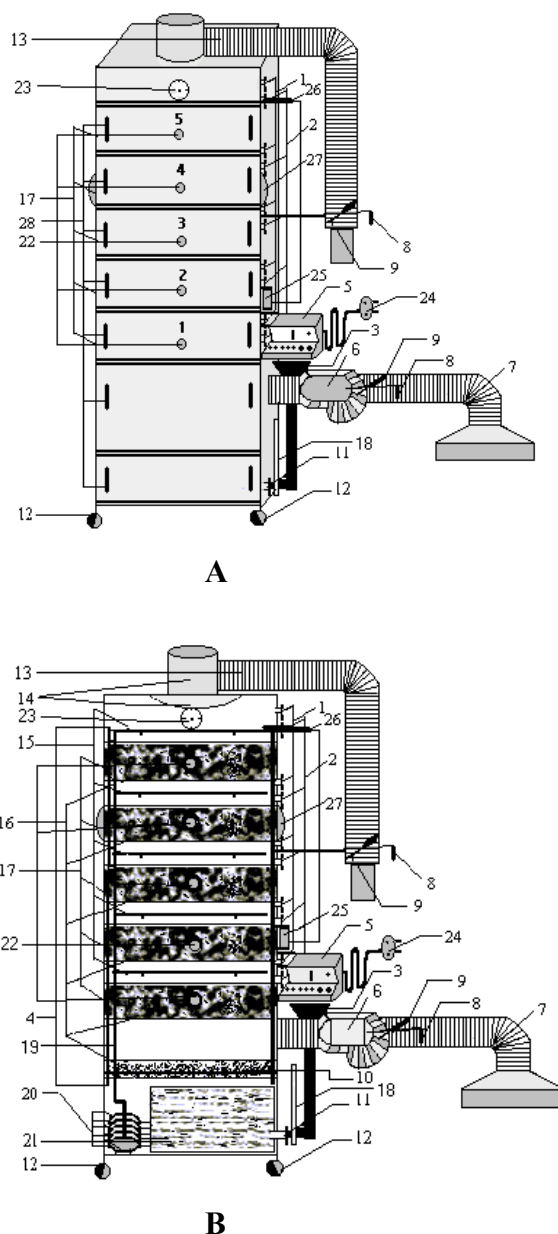
Biofiltre įrengti penki atskiri, vienas virš kito išdėstyti bei vienas kito neslegiantys, tinkleliais atskirti įkrovos sluoksniai (17). Įkrovai panaudota smulkinta pušų žievė (10–20 ir 20–50 mm).

Sukurtame filtre įtaisytas temperatūros reguliatorius su jos davikliu. Jis bioterpėje palaiko pastovią (28–30 °C) temperatūrą. Lyginant su biologinio oro valymo prototipu, kiekviename sukurto biofiltro įkrovos sluoksnyje išdėstyta autonominė drėkinimo sistema.

Papildomai sukurtas biofiltras turi atliekų rinktuvą, kuris surenka per visus filtruojančios terpės sluoksnius susidariusias atliekas, filtro valdymo-maitinimo pultą, kuris reguliuoja į kiekvieną įkrovos sluoksnį paduodamą vandens kiekį bei nustato reikalingą temperatūrinį režimą juose. Sukurtas biofiltras yra mobilus, nes įrengtas ant rėmo su keturiais amortizuojančiais ratukais. Taip pat sukurtą įrenginį patogų eksploatuoti, kadangi jis turi septynias poras priekinių (28) bei vieną porą šoninių (27) filtro rankenėlių.

Oro valymo metu per visus įkrovos sluoksnius ventiliatoriumi (6) pučiamas, ties šoninėmis filtro sienomis esančiais dviem kaitinimo elementais (4) šildomas valomo oro srautas. Į filtrą įeinančio ir iš jo išeinančio oro srauto kiekį reguliuoja lanksčiuose (nuo 1,0 iki 3,0 m ilgio) įėjimo (7) ir išėjimo (13) ortakiuose įmontuotos sklendės (9, 19) su jų atidarymą

bei uždarymą reguliuojančiomis rankenomis (8). Į kiekvieną sluoksnį iš 30 l talpos vandens rezervuaro (21) su penkiais siurbliukais (20) pumpuojamas ir virš



6. 3 pav. Biofilto su suaktyvinta pušų žievių įkrova schema: A – bendras filtro vaizdas iš priekio, B – filtro pjūvis:

1, 2 – matavimų angos; 3 – vandens rezervuaras; 4 – kaitinimo elementai; 5 – valdymo-maitinimo pultas; 6 – ventiliatorius; 7 – oro srauto įėjimo ortakis; 8 – sklendę reguliuojanti rankena; 9 – sklendė; 10 – atliekų surinktuvas; 11 – vandens kranas; 12 – ratukai; 13 – oro srauto išėjimo ortakis; 14 – kondensatorius; 15 – purkštukas; 16 – įkrovą skiriantis tinklelis; 17 – įkrovos sluoksnis; 18 – vandens lygio rezervuare matavimo vamzdelis; 19 – vandens tiekimo vamzdeliai; 20 – siurbliukai; 21 – vandens rezervuaras; 22 – pH matavimo angos; 23 – termometras; 24 – kištukas; 25 – temperatūros reguliatorius; 26 – temperatūros jutiklis; 27 – filtro rankenos; 28 – sluoksnių rankenos

kiekvieno sluoksnio išpurškiamas vanduo (15). Terpės drėkinimo metu susidaręs vandens perteklius bei žievių likučiai surenkami atliekų surinktuve (10). Atsukus išorinį vandens kraną (11), per piltuvą (3) vandens rezervuaras, vidutiniškai kas 3 paros, papildomas švari vandeniu. Vandens lygį rezervuare rodo virš krano esantis įtaisytas matuoklis (18).

Siekiant padidinti užteršto oro kiekį, įėjimo ortakis (7) pradžioje yra gaubto formos. Biofiltre naudojamas kondensorius (14), kuris džiovina išvalytą orą. Filtro viršutinėje dalyje yra temperatūrinis daviklis (26), kuris sujungtas su pastovia (28–30 °C) temperatūrą įrenginyje pagal impulsus palaikančiu temperatūriniu reguliatoriumi (25). Tokiu principu filtre nustačius tam tikrą (28–30 °C) temperatūrą, lėtėja jo įkrovos išdžiūvimas. Oro srautas iš filtro pašalinamas per lankstų išėjimo ortakį (13).

Prieš bei po kiekvienu suaktyvintos pušų žievių įkrovos sluoksniu, įtaisius fizikiniams (slėgiui, greičiams) bei cheminiams (valomo oro kokybei, terpės vandenilio jonų koncentracijai (pH)) matavimams skirtas angas (Ø 15 mm (1) ir Ø 20 mm (2, 22)), biofiltras tinkamas ir eksperimentiniams tyrimams. Įrenginyje įtaisytas termometras (23) ir jo valdymo-maitinimo pultas (5), kuriuo jis įjungiamas maitinimo įvadiniu kabeliu (24) į tinklą. Valdymo-maitinimo pultu yra reguliuojamas į kiekvieną sluoksnį siurbliukais pumpuojamo vandens kiekis, filtre palaikoma reikalinga temperatūra ir stebima, ar rezervuare yra vandens.

Sukurto biofilto su biologiškai suaktyvinta pušų žievių įkrova efektyvumas siekia iki 90–95 %. Nustatyti įrenginio techniniai parametrai: našumas 145 m³/h, per filtrą leidžiamo oro srauto kiekis (nuo 58 iki 145 m³/h) bei greitis (nuo 0,8 iki 2 m/s), aerodinaminis įkrovos pasipriešinimas 145 Pa.

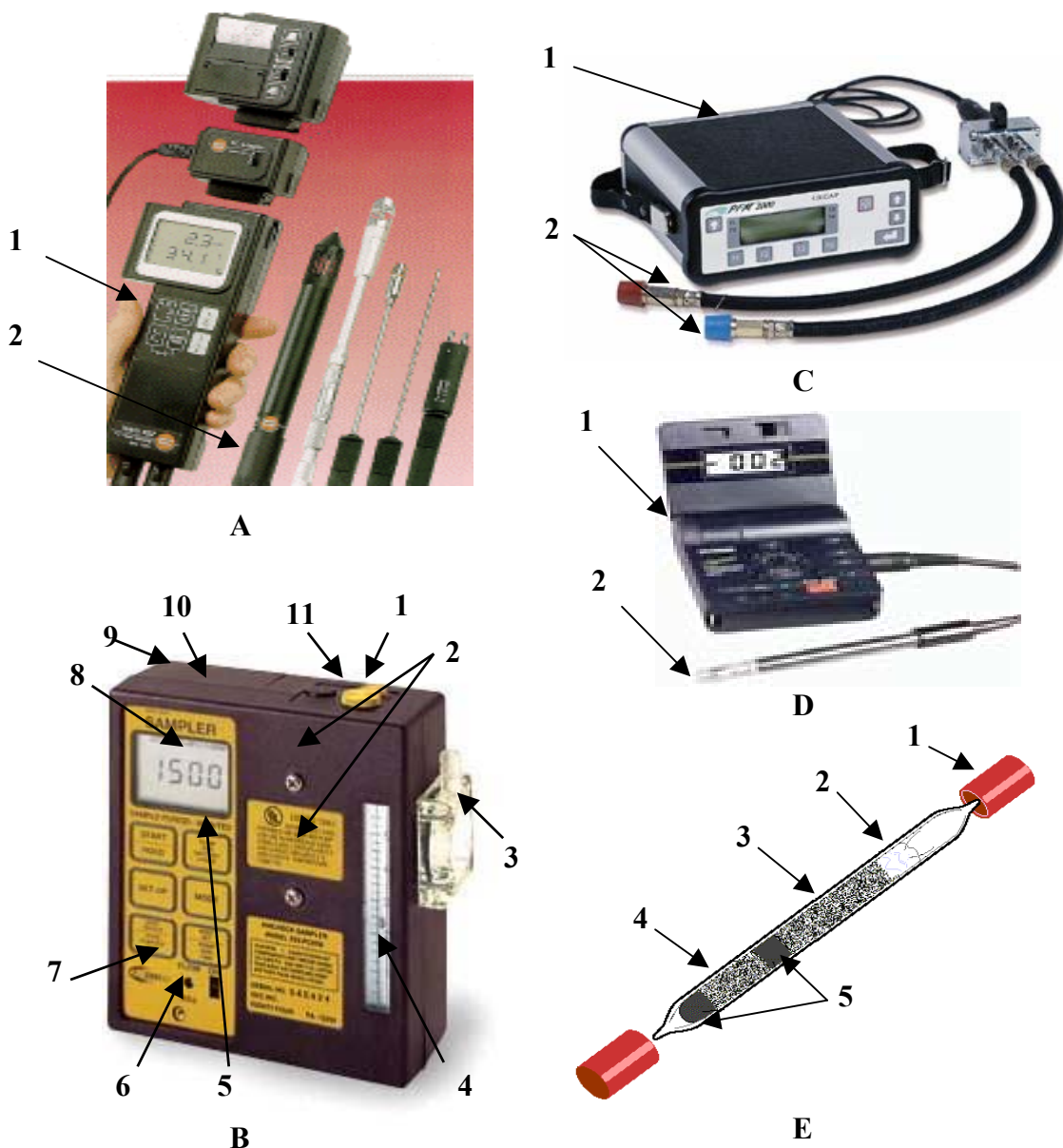
Valant orą nuo LOJ, biofiltras nepakeičiamas ir ekonominiu atžvilgiu. Atlikus ekonominį biofilto įvertinimą, kapitalinės jo išlaidos sudaro 2 000 Lt. Filtrui dirbant pilnu apkrovimu (145 m³/h), per parą sunaudojama 20 l vandens ir 2,5 kWh elektros energijos, per savaitę – 0,42 kg mineralinių druskų. Vadinas, jei sukurto įrenginio principu, padidinus pastarojo parametrus, būtų pagamintas didesnis oro valymo filtras, dirbantis 1 000 m³/h našumu, tai jo eksploatacija 1 valandai kainuotų iki 22,46 Lt. Tuo tarpu analogišką 1 000 m³/h oro kiekį išvalyti kitais oro valymo metodais yra žymiai brangiau, atitinkamai, oksidaciniu – iki 420–672 Lt; adsorbciniu, panaudojant aktyvuotą anglį, – iki 716–840 Lt ir pan. Biofilto eksploataavimo išlaidas taip pat mažina jame naudojama pigi

pušų žievių įkrova (1 kg kainuoja tik 5 cent), kuri kaip atlieka susidaro įvairiose medžio apdirbimo įmonėse (ypač baldų pramonėje ir kt.).

Geriausia sukurtą biofiltrą panaudoti tuomet, kai tenka valyti nedideliu greičiu (iki 2 m/s) paduodamus bei negausius (iki 145 m³/h) užteršto oro kiekius. Jei pramonės įmonėje valyti tektų didesnius oro kiekius (iki 1 000 m³/h), tai atitinkamai perskaičiavus, reikėtų gerokai padidinti sukurto įrenginio gabaritinius matmenis bei jame naudojamos pušų žievių įkrovos kiekį [27–29]. Sukurtą biofiltrą patogiu eksploatuoti pertraukiamu režimu dirbančiose pramonės įmonėse, kadangi jame taikomą suaktyvintą pušų žievių įkrovą nesunkiai galima pervesti į neaktyviąją jos būseną. Tyrimų rezultatai parodė, kad sukurtas biofiltras, kaip nebrangus, efektyvus ir mobilus oro valymo įrenginys, gali būti pritaikytas daugelyje Lietuvos pramonės (chemijos, naftos, baldų, maisto ir kt.) įmonių darbo aplinkos orui valyti nuo LOJ.

Sukurtame biofiltre įrengus matavimams skirtas angas, patobulintos jo pagrindinių techninių charakteristikų (leidžiamo oro srauto greičio, įkrovos aerodinaminio pasipriešinimo ir kt.) nustatymo metodikos. Tyrimų metu (6. 4 pav.) leidžiamo oro srauto greitis matuotas greičio matuokliu „TESTO-452“ su termopora. Aerodinaminis įkrovos pasipriešinimas (prieš kiekvieną jos sluoksnį) įvertintas diferenciniu slėgio matuokliu „DSM-1“. Matavimų metu pneumatinių vamzdelių galai nukreipti prieš oro srauto tėkmės kryptį. Vienas pneumatinis vamzdelis stumtas išilgai po kiekvienu įkrovos sluoksniu, sustojant kiekviename pasirinktame taške bei išmatuojant bendrojo ir statinio slėgių skirtumus. Įkrovos pH matuotas pH-metru „pH-538“. Detaliau pagrindinių filtro techninių charakteristikų nustatymas aprašytas ketvirtame darbo skyriuje [137].

Patobulinta filtro efektyvumo nustatymo metodika. Įrenginio efektyvumo dinamika tyrinėta ne tik keičiant leidžiamų organinių teršalų (pavienių ir mišinių) koncentracijas, bet ir keičiant įrenginio veikimą (leidžiamo oro srauto greitį, įkrovos aukštį, jos kiekį ir kt.). Oro mėginiai prieš filtrą, po jo bei po kiekvieno sluoksnio imti matavimams skirtose vietose su asmeniniu bandinių ėmikliu „Airchek 224-PCXR8“ 15 min. 0,2 l/min. greičiu, naudojant JAV firmos „SKC“ aktyvuota kokoso anglimi užpildytus stiklinius rinktuvus (vamzdelius) (Ø 4,0±0,1 mm, ilgis 7,0±0,01 mm). Analogiškai filtro įkrovos sorbcinių savybių tyrimams per filtrą leistos skirtingos tiriamų LOJ (butanolio, butilacetato ir



6. 4 pav. Biofiltro įkrovos biologinio aktyvinimo tyrimų metu naudoti prietaisai: A – oro srauto greičio matuoklis „TESTO-452“ (1) su termopora (2); B – oro mėginių ėmiklis „Airchek 224-PCXR8“; kuriame yra oro srauto greičio reguliatorius (1); montavimo sraigčiai (2); gaudyklė (3); rotometras (4); klavišai (5); oro srauto reguliavimas (6); apsauginis dangtelis (7); skaitmeninis monitorius (8); Ni/Cd baterija (9); apsauginis dėklas (10); išorinis išmetimo antgalis (11); C – diferencinis slėgio matuoklis „DSM-1“ (1) su pneumatiniais vamzdeliais (2); D – pH-metras „pH-538“ (1) su elektrodu (2); E – stiklinis rinktuvas, kuriame įtaisytas sandarus rinktuvo dangtelis (1); stiklo vata (2); didesnioji (100 mg) aktyvuota kokoso kevalo anglimi užpildyta sekcija (3), mažesnioji (50 mg) aktyvuota kokoso kevalo anglimi užpildyta sekcija (4); poroloninės tarpinės (5)

ksileno) koncentracijos (iki 100 mg/m³). Teršalų koncentracija oro mėginiuose nustatyta dujų chromatografu „Hawlett Packard Model 5890“ su liepsnos jonizacijos detektoriumi. Biofiltro efektyvumo tyrimų metodika detaliai aprašyta ketvirtame darbo skyriuje [136].

Nustačius pagrindines biofiltro technines charakteristikas (jo efektyvumą, našumą ir kt.), galima numatyti įrenginio pritaikymo galimybes.

6. 5. Išvados

1. Sukurtas filtro įkrovos biologinio aktyvinimo tyrimų stendas bei patobulintos mikrobiologinių tyrimų metodikos leido biofiltro pušų žievių įkrovoje suformuoti savaimines, LOJ oksiduoti pajėgias mikroorganizmų (bakterijų ir mikromicetų) asociacijas bei įvertinti jų kiekybinę ir kokybinę sudėtis.

2. Sukūrus biofiltro įkrovos porėtumo ir sorbcijos savybių nustatymo tyrimų stendą, filtre pasirinkta naudoti tinkamą (20–50 ir 50–70 mm) žievių frakcijos dydį, įvertintas jų kontaktuojančio paviršiaus plotas bei gebėjimas sorbuoti valomus organinius teršalus.

3. Atlikus patentinę paiešką apie sukurtus biologinio oro valymo įrenginius, 2003 m. lapkričio mėn. LR VPB užpatentavo oro valymo įrenginį – biofiltrą. Gautas patento numeris LT 5061. Išradimas priklauso biofiltrų su biologiškai suaktyvinta įkrova sričiai.

4. Gautas patento principu sukurtas biofiltras su suaktyvinta pušų žievių įkrova. Nustačius pagrindines filtro technines charakteristikas (efektyvumą, našumą ir kt.), sukurtas biofiltras, kaip nebrangus, efektyvus ir mobilus oro valymo įrenginys, gali būti pritaikytas daugelyje Lietuvos pramonės (chemijos, naftos, baldų, maisto ir kt.) įmonių darbo aplinkos orui valyti nuo įvairių LOJ: benzeno, butanolio, butilacetato, etilacetato, formaldehido, ksileno, acetono ir kt.

7. BENDROSIOS IŠVADOS

1. Įvertinus biologinio oro valymo metodo pagrindu atliktus mokslinius tyrimus apie sukurtus ir įdiegtus įrenginius galima teigti, kad jų taikymą pasaulyje skatina sukaupta nemaža patirtis, ekonomiškumas ir efektyvumas, o Lietuvoje – darnaus vystymosi strategijos įgyvendinimas – neefektyvias technologijas keisti našiomis, iki šiol nedaug tyrinėtomis, kurios būtų pritaikytos orui valyti nuo LOJ, išsiskiriančių per metus iš įvairių pramonės įmonių net iki 25 %.

2. Sukurto filtro pušų žievių įkrovoje dominuoja bakterijos – *Pseudomonas sp.*, *Micrococcus sp.*, *Bacillus sp.*, *Flavobacterium sp.* ir kt., o ne mikromicetai – *Aspergillus sp.*, *Penicillium sp.* Priklausomai nuo įkrovos biologinio suaktyvinimo bei įvertinus bendrą savaiminių mikroorganizmų kiekį nustatyta, jog kuo ilgiau mikrobai adaptuojami prie organinių teršalų, tuo sparčiau jie vystosi: po 66 filtro eksploatavimo parų bakterijų pagausėjo nuo $8,1 \cdot 10^6$ iki $1,3 \cdot 10^8$ kfv/g, o mikromicetų – nuo $3 \cdot 10^4$ iki $4 \cdot 10^5$ kfv/g.

3. Laboratorinėmis sąlygomis įvertinus įkrovoje gyvenančių mikroorganizmų gebėjimą skaidyti įvairių koncentracijų teršalus, galima teigti, kad esant nedidelėms (iki 30 mg/g) koncentracijoms, mikroorganizmų skaičius kinta nedaug: (bakterijų su butanoliu atveju nuo $1,30 \cdot 10^8$ iki $1,31 \cdot 10^8$ kfv/g), padidinus teršalų koncentracijas (nuo 30 iki 92 mg/g), mikroorganizmų skaičius sumažėja (bakterijų su butanoliu atveju nuo $1,1 \cdot 10^8$ iki $1,0 \cdot 10^8$ kfv/g). Analogiški dėsningumai stebimi ksileno ir butilacetato atveju.

4. Atlikus skirtingų pušų žievių frakcijų (1–10, 10–20, 20–50 ir 50–70 mm) porėtumo tyrimus, biofilto įkrovoje naudotos nemažą porėtumą (75–80 %) sudarančios bei palyginti, didelį kiekį (70–75 kg arba $0,18 \text{ m}^3$) filtre užimančios pušų žievių frakcijos (10–20 ir 20–50 mm). Naudojant šias frakcijas susidaro nemažas jų kontaktuojančio paviršiaus plotas, sulaikantis per filtrą leidžiamus organinius teršalus.

5. Skirtingo biologinio aktyvumo įkrovoje atlikti sorbcijos tyrimai patvirtina, kad pirmąsias 20 filtro parų į ją geriau sorbuojami lengviau vandenyje tirpstantys butanolis, butilacetatas (iki 75–100 %), o ne mažai vandenyje tirpus – ksilenas (iki 35–65 %). Per kitas 20–40 paras, didėjant filtro efektyvumui (35–45 %), mažėjo (15 %) butanolio ir

butilacetato, išskyrus ksileną, sorbcija į bioterpę. Po 65 parų bioįkrovoje sorbuotų teršalų kiekis tapo lygus oksiduotų kiekiui (60–95 %).

6. Atlikti biofiltro tyrimai parodė, kad jo efektyvumas labai priklauso nuo teršalų cheminės prigimties, koncentracijų. Kai pradinės butilacetato, butanolio koncentracijos iki 30 mg/m³, o ksileno iki 19 mg/m³, teršalai valomi 80–98 % efektyvumu, padidinus jų koncentracijas valymo efektyvumas sumažėja. Filtro efektyvumas taip pat priklauso nuo teršalų mišinių sudėties, kai jų santykis 1:1:1 išvaloma efektyviau (iki 73–89 %), nei santykiui esant 3:2:1 (41–71 %).

7. Įvertinus pagrindines filtro technines charakteristikas nustatyta, kad jo efektyvumas didėja (pvz. butilacetato nuo 77 iki 92 %) mažinant leidžiamo oro srauto greitį (nuo 2,0 iki 0,8 m/s) ir kiekį (nuo 145 iki 58 m³/h), didinant įkrovos aukštį (nuo 150 iki 750 mm), sluoksnių skaičių (nuo 1 iki 5 vnt.). Biofiltro efektyvumas taip pat priklauso nuo jo įkrovos frakcijos dydžio: stambesnę (20–50 mm) frakciją pakeitus smulkesne (10–20 mm), valomo oro efektyvumas padidėja iki 10–15 %.

8. Gauti aerodinaminių procesų modeliavimo rezultatai patvirtina, kad didžiausias bioįkrovos aerodinaminis pasipriešinimas (iki 156 Pa) bei leidžiamo oro srauto greitis (iki 1,9–2,0 m/s) susidaro prieš penkis įkrovos sluoksnius. Mažinant biofiltro sluoksnių skaičių (nuo 5 iki 1 vnt.), mažėja ir leidžiamo oro srauto greitis bei aerodinaminis įkrovos pasipriešinimas, atitinkamai iki 1,3 m/s ir 10–20 Pa.

9. Remiantis tyrimų rezultatais bei įvertinus vykstančius fizikinius, cheminius ir biologinius procesus, nustatytos teršalų, jų mišinių biodegradacijos α , absorbcijos gebos β konstantos bei gautos jų priklausomybės (nuo teršalų prigimties, jų pradinės koncentracijos, tirpumo vandenyje, molekulinės masės bei anglies atomų skaičiaus molekulėje), taip pat nuo mišinyje esančių teršalų kiekio (%) ir jų santykio bei nuo filtro techninių parametrų (įkrovos aukščio, leidžiamo oro srauto greičio).

10. Gauta patento principu sukurtas bei pagamintas biofiltras, kuriame panaudota suaktyvinta pušų žievių įkrova, bei įvertintos jo, kaip nebrangaus ir efektyvaus oro valymo įrenginio panaudojimo galimybės darbo aplinkos orui valyti nuo LOJ įvairiose Lietuvos pramonės (chemijos, naftos, baldų, maisto ir kt.) įmonėse.

LITERATŪRA

1. Aplinkos būklė 2002. LR Aplinkos ministerija. Vilnius, 2003, p. 14–20, 24, 27.
2. Aplinkos būklė 2001. LR Aplinkos ministerija. Vilnius, 2002, p. 14–20, 24, 27.
3. 2001 m. Aplinkos kokybės metraštis. LR Aplinkos ministerija. Vilnius, 2001.
4. National sustainable development. The Republic of Lithuania. Vilnius, 2002. p. 28–33, 89–93.
5. Lietuvos higienos norma HN 23:2001. Kenksmingų cheminių medžiagų koncentracijų ribinės vertės darbo aplinkos ore. Bendrieji reikalavimai. Vilnius, 2001, p. 1–40.
6. LAND 02/M-620. Lakiųjų organinių junginių, susidarančių naudojant tirpiklius tam tikrų veiklos rūšių įrenginiuose, emisijos ribojimo tvarka. Vilnius, 2002.
7. Europos Tarybos direktyva 1999/13/EB dėl tam tikrų veiklos rūšių ir tam tikrų įrenginių lakiųjų organinių junginių, susidarančių naudojant organinius tirpiklius, emisijos apribojimo.
8. Lietuvos standartas LST ISO 4225. Oro kokybė. Bendrosios sąvokos. Terminai ir apibrėžimai. Vilnius, 2000.
9. Valstybės žinios (1996, Nr. 57–1335; 1997, Nr. 65-1540; 2000, Nr. 39–1093, Nr. 90–2773). Lietuvos Respublikos aplinkos apsaugos įstatymas.
10. Valstybės žinios (1999, Nr. 98–2813). Lietuvos Respublikos aplinkos oro apsaugos įstatymas.
11. Valstybės žinios (1997, Nr. 112–2824). Lietuvos Respublikos aplinkos monitoringo įstatymas.
12. Valstybės žinios (1996, Nr.82–1965; 2000, Nr. 39–1092). Planuojamos ūkinės veiklos poveikio aplinkai vertinimo įstatymas.
13. Valstybės žinios (2002, Nr. 85–3684). Taršos integruotos prevencijos ir kontrolės leidimų išdavimo, atnaujinimo ir panaikinimo taisyklės.
14. Valstybės žinios (1998, Nr.120–2837; 1998, Nr. 45–1251). Stacionarių atmosferos taršos šaltinių valstybinės laboratorinės kontrolės instrukcija, patvirtinta LR AAD 1992–10–19 įsakymu Nr. 97, su pakeitimais ir papildymais.

15. G. Smolianskienė, E. Rodokienė. Lakūs organiniai tirpikliai darbo aplinkoje. Sveikata. Vilnius, 2000, 7–8, p. 34–36.
16. A. Četkauskaitė. Ekotoksikologija. Cheminių medžiagų veikimo mechanizmai. Vilnius, 1999.
17. A. Matuzevičius. Nuotekų valymas aktyviuoju dumbliu. Vilnius, 1998.
18. D-S. Hodge. Determination of mathematical model constants using specially designed mini-column biofilters. Proceedings of the USC-TRG 1995 Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 5–6, 1995. p. 53–70.
19. S. Douglas, J. S. Devinny. Modeling removal of air contaminants by biofiltration. TRG Biofilter. Journal of Environmental engineering. Vol. 121, No. 1, p. 21–32.
20. R. Mirpuri, W. A. Sharp. A predictive model for toluene degradation in a flat plate vapor phase reactor. Proceedings of the USC-TRG. Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 5–6, 1995, p. 71–84.
21. L. A. Sterne. Mathematical Modelling of a Biofilter For BTEX. Sterne, Lars Anthony: 37 (04): 1999, p. 1248–1377.
22. M. Amanullah, S. Farooq, S. Viswanathan. Modeling and simulation of a biofilter. Industrial & Engineering Chemical Research, 38 (7): 1999, p. 2765–2774.
23. P. Vaitiekūnas, V. Špakauskas. Šilumos ir masės pernašos procesų aplinkoje modeliavimo principai, Vilnius: Technika, 2003, p. 135–143.
24. A. R. Bielefeldt, H. D. Stensel. Treating VOC-contaminated gases in activated sludge: Mechanistic model to evaluate design and performance. Environmental Science & Technology, 33 (18): 1999, p. 3234–3240.
25. K. Kuchta, B. Schade und J. Jager. Modell zur Geruchsemissionsbestimmung bei Bioabfallkompostwerken. Biologische Abgasreinigung. VDI Verlag, 1994, p. 385–398.
26. C. Alonso, X. Zhu. Modeling of the biodegradation process in gas phase bioreactor. Proceedings of the USC-TRG 1998. Conference on Biofiltration. Los Angeles, California. October 22–23, 1998, p. 211–218.
27. R. Stegmann, H. Doedens, A. Hensel. Abluft 2001. Biologische Abfallbehandlung-Emissionen and deren Behandlung. Hamburg, 2001.

28. K. Heining. Biofilter and Biowäscher. Die geruchselliminierung bei kompostwerken. Hamburg, 1998.
29. R. Stegmann. Weitergehende Elimination von Gerüchen aus Kompostwerken. Hamburg, 1997.
30. R. Stegmann. Weitergehende Elimination von Gerüchen aus Kompostwerken, Hamburg 1997, p. 145–146.
31. M. Angrik, W. Koch. Abgasreinigungsverfahren für, gasförmige organische Stoffe Ein Überblick. Teil 1. In: Entsorgungs Praxis. 1991, Nr. 7-8, p. 402–406.
32. M. Angrik, W. Koch. Abgasreinigungsverfahren für gasförmige orgahische Stoffe Ein überblick. Teil 2. In: Entsorgungs Praxis. 1991, Nr.9, p. 480–490.
33. M. Angrik, W. Koch. Neue Entwicklungenim Bereich der Abgasreinigungsverfahren gasförmiger orgahischer Stoffe. In: Wasser, Luft und Boden, 1993, Nr. 3, p. 42–46.
34. M. Beck-Gasche. Untersuchungen zum Einsatz und zur Einsatz und zur Modellierung von Biowäschern am Beispiel der Reinigung ethanolhaltiger Abluft mit *Saccharomyces cerevisiae* Fortschr. VDI-Reihe, Düsseldorf: VDI-Verlang, 1989.
35. M. Berndt, H. J. Mildenerberger. Biofiltersysteme zur Geruchsbeseitigung und zur Reduzierung, von Organika-Emissionen – Betriebserfahrungen, Sanierungs- und Optimierungsmaßnahmen. VDI-Berichte, Nr. 1104. Tagung Heidelberg: 9–11. März: Biologische Abgasreinigung. Düsseldorf: VDI-Verlang, 1994, p. 373–384.
36. K. Heining, B. Wiese und R. Stegmann. Combination of bioserubbers and biofilters to treat exhaust gases from composting plants. In: First International Symposium Biological Waste Management „A Wasted Chance“, 4–6, April, 1995, Universität Essen, TU Hamburg-Harburg, 1995.
37. H. Menig, I. Krill und T. Jäschke. Kosten und Effizienz biologischer Verfaren im Vergleich zu anderen Abluftreinigungssystemen. In: Biologische Abluftreinigung. International Symposium 28–29, April 1997, Maastricht; VDI, Düsseldorf, p. 27–58.
38. S. Schirz. Stand der Technik biologischer Abgasreinigungsverfahren in der Industrie. In: Fortschritte bei der thermischen, katalyschen, sorptiven und biologischen Abgasreinigung. VDI Berichte 1241. VDI Verlang, Düsseldorf, 1996, p. 475–491.

39. M. Thurgood. Compost takes root in Europe. In: world waste, international edition, 1993, Nr. August/September, p. 24–27.
40. C. Juneson, O. P. Ward and A. Singh. Microbial treatment of a styrene-contaminated air stream in a biofilter with elimination capacities. *Journal of industrial Microbiology & Biotechnology*. 2001, 26, p. 196–202.
41. E. R. Allen and Y. Yang. Biofiltration control of hydrogen sulfide emissions. Presented at the 84th annual meeting of the Air and Waste Management Association. Pittsburgh, 1991. p. 12–52.
42. M. Bernadt und H. J. Mildenerberger. Biofiltersysteme zur Geruchsbeseitigung und zur Reduzierung von Organika-Emissionen – Betriebserfahrungen, Sanierungs- und Optimierungsmaßnahmen. *Biologische Abgasreinigung*, VDI Verlag, 1994, p. 373–384.
43. S. Fröhlich. Entscheidungshilfen und Praxisbeispiele für den Einsatz von Biowäschem zur Abluftreinigung und Geruchsminderung. *Biologische Abgasreinigung*. VDI Verlag, 1994, p. 81–94.
44. F. J. Weber und S. Hartmans. Toluene degradation in a trickle bed reactor – Prevention of clogging, *Biologische Abgasreinigung*. VDI Verlag. 1994, p.161–168.
45. A. Jol, M. H. Wijngaard und H. Fank. Application of biotrickling filters at composting and digesting plants. *Biologische Abgasreinigung*. VDI Verlag, 1994, p.169–180.
46. R. Bronnenmeier, P. Fitz und H. Tautz. Reinigung von Lackiererei-Abluft mit einem Gitterträger-Biofilter. *Biologische Abgasreinigung*. VDI Verlag, 1994, p. 203–216.
47. Ch. Bonnin, G. Coriton und G. Martin. Biodeodorization processes: from organic media filters to mineral beds. *Biologische Abgasreinigung*. VDI Verlag. 1994, p. 217–230.
48. C. Plas, P. Holubar, k. Moser, W. Ploder und R. Braun. *Biologische Abgasreinigung*. VDI Verlag. 1994. p. 273–278.
49. J. Heinlein und C. Lehmann. Das Biofiltersystem im Einsatz für die Reinigung von Abluft aus Verkehrstunneln. *Biologische Abgasreinigung*. VDI Verlag. 1994, p. 279–288.
50. H. J. Cox, H. J. Doddema und W. Harder. *Biologische Abgasreinigung*. VDI Verlag. 1994, p. 289–300.

51. T. Meier. Abbau von Vinylchlorid im Biofilter mit selektierten Mikroorganismen, Biologische Abgasreinigung. VDI Verlag. 1994, p. 325–332.
52. M. Knuth. Beseitigung von Riechstoffen und Hexan im Abgas einer Ölmühle mit einem Biofilter. Biologische Abgasreinigung. VDI Verlag. 1994, p. 333–342.
53. R. Hübner. Geruchsminderung mit Biofiltration bei lösemittelhaltiger Abluft aus Möbellackierereien, Biologische Abgasreinigung. VDI Verlag. 1994, p. 42, 343–354.
54. H. Paul. Biofiltereinsatz zur Reduzierung der Geruchsemission aus einem Gießereibetrieb. Biologische Abgasreinigung. VDI Verlag. 1994, p. 355–372.
55. F. Schröder. Olfaktorisches Emissions- und Immissionsverhalten von Biofiltern in Kompostwerken und TKB-Anlagen. Biologische Abgasreinigung. VDI Verlag. 1994, p. 399–414.
56. W. Van Doorn und A. Ph. Van Harreveld. Sampling strategy and statistical aspects for measuring the odour removal efficiency of biofilter. Biologische Abgasreinigung. VDI Verlag, 1994 p. 415–428.
57. H. Krill und H. Menig. Vergleich biologischer und konventioneller Abgasreinigungssysteme. Biologische Abgasreinigung. VDI Verlag. 1994, p. 429–468.
58. C. J. Anzion und C. J. Valk. Biological cleaning of the emissions of odorous substances from a combined municipal and industrial waste water. Biologische Abgasreinigung. VDI Verlag. 1994, p. 469–474.
59. P. Braun und O. Martins. Emissions-und Immissionsprognose für Mikroorganismen aus einer geplanten Kompostieranlage. Biologische Abgasreinigung. VDI Verlag. 1994, p. 475–480.
60. P. Holubar, C. Plas, B. Weiss, S. Saschofer und R. Braun. Kohlenwasserstoffelimination mit einem Polyurethanschaumbioreaktor, Biologische Abgasreinigung, VDI Verlag, 1994, p. 505–510.
61. U. Motz. Untersuchungen zum Feuchtehaushalt von Biofiltermaterialien – Neue Meßverfahren. Biologische Abgasreinigung. VDI Verlag. 1994, p. 511–516.
62. F. Sabo, Th. Schneider und M. Mössinger. Entwicklung und Erprobung von geschlossenen Hochleistungsbiofiltern mit variabler Durchströmungsrichtung, Biologische Abgasreinigung. VDI Verlag. 1994, p. 521–526.

63. S. Schestag-Pfuderer. Abbau von Schadstoffgemischen beim Biofilterverfahren – Grundlagenuntersuchungen, Biologische Abgasreinigung. VDI Verlag. 1994, p. 527–532.
64. S. Hartmans. Microbiological aspects of biological waste gas cleaning. Biologische Abgasreinigung, VDI Verlag. 1994, p. 1–12.
65. D. C. Heslinga. Biofiltration technology. Biologische Abgasreinigung. VDI Verlag. 1994, p. 13–18.
66. В. А. Майаоров, В. Б. Федосеев, В. Н. Игошин. Биофильтр для очистки и дезодораций воздушных выбросов. Инженерная экология. N. 3. 1997. p. 43–46.
67. В. А. Майаоров, Л. М. Хурнова, В. Б. Федосеев, С. В. Маркин, И. С. Будников. Инженерная экология: оптимизация процесса микробиологической очистки ацетонсодержащих газозвдушных выбросов. Инженерная экология. N. 3. 1998. p. 43–48.
68. D. Arulneyam, T. Swaminathan. Biodegradation of ethanol vapour in a biofilter. Bioprocess Engineering, 22 (1), 2000, p. 63–67.
69. J. S. Devinny. Biodegradation of BTX vapors in a compost medium biofilter, Civil Engineering, Vol. 68, No. 9. 1998. p. 50.
70. J. S. Devinny. Clearing the air, biologically, Civil Engineering, Vol. 68, No. 9. 1998. p. 46.
71. C. Banuelos. Successful start-up for indoor composting facility, Bio Cycle, Vol. 37, No. 12. 1996, p. 23.
72. K. D. Jones, C. Banuelos, Using compost/wood chip material as biofiltration media, Bio Cycle, Vol. 41, No. 10. 2 000, p. 50.
73. R. Auria, G. Frere, M. Morales, M. A. Acuna. Influence of mixing and water addition on the removal rate of toluene vapors in a biofilter. Biotechnology & Bioengineering, 68 (4): 2000, p. 448–455.
74. Y. S. Oh, S. C. Choi. Selection of suitable packing material for biofiltration of toluene, m- and p-xylene vapors. Journal of Microbiology, 38 (1), 2000, p. 56–58.
75. H. H. Woo, J. Sanseverino. The measurement of toluene dioxygenase activity in biofilm culture of *Pseudomonas putida* F1. Journal of Microbiological Methods, 40 (2), 2000, p. 12–15.

76. S. Krailas, Q. T. Pham. Effect of inlet mass loading, water and total bacteria count on methanol elimination using upward flow and downward flow biofilters. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 75 (4): 2000, p. 299–305.
77. C. Lafontaine. Biofiltration en phase gazeuse du trichlorethylene sous conditions methanotrophes. *MAI*, 37 (06): 1998, p. 1–166.
78. K. W. Elsie. Biofiltration of MEK and Toulene: Pilot Study for Canadian General-Tower Limited's Dry Laminator. *MAI*, 37 (6): 1999, p. 1–89.
79. L. Hernandez, A. Lyz. Mass-transfer effects at the gas-biofilm interface in a compost-based biofilter. *MAI*, 37 (6): 1999, p. 1–155.
80. H. Jorio, L. Bibeau, G. Viel, M. Heitz. Effects of gas flow rate and inlet concentration on xylene vapors biofiltration performance. *Chemical Engineering Journal*, 76 (3): 2000, p. 209–221.
81. A. H. Wani, A. K. Lau, R. M. R. Branion. Performance of compost and hog-fuel biofilters: Impact of periods of non-use and varying methyl mercaptan loading. *Environmental Technology*, 21 (3): 2000, p. 271–283.
82. A. B. Neal, R. C. Loehr. Use of biofilters and suspended-growth reactors to treat VOCs. *Waste Management*, 20(1): 2000, p. 59–68.
83. S. V. Diehl, B. Saileela, L. L. Wasson. Biofiltration of selected monoterpenes found in southern yellow pine wood emissions. *Forest Products Journal*, 50 (1): 2000, p. 43–48.
84. M. A. Deshusses, C. T. Johnson. Development and validation of a simple protocol to rapidly determine the performance of biofilters for VOC treatment. *Environmental Science & Technology*, 34 (3): 2000, p. 461–467.
85. L. Bibeau, K. Kiared, R. Brzezinski. Treatment of air polluted with xylenes using a biofilter reactor. *Water Air and Soil Pollution*, 118 (3–4): 2000, p. 377–393.
86. Elsgaard, Lars. Ethylene removal by a biofilter with immobilized bacteria. *Applied & Environmental Microbiology*, 64 (11): 1998, p. 4168–4173.
87. Goldstein, Nora. Longer life for biofilters. *Biocycle: Journal of Waste Recycling*, 40 (7): 1999, p. 1–62.
88. J. F. Reynolds, W. D. Grafton. Biofiltration: An Old Technology Comes of Age. *Environmental Technology*, 9(4): 1999, p. 1–50.

89. J. Seedorf, J. Hartung. Reduction efficiencies of a biofilter and a bioscrubber for bioaerosols from two different piggeries. *Berliner Und Munchener Tierarztliche Wochenschrift*, 112(12): 1999, p. 444–447.
90. D. G. Karamanev, Y. Matteau. Experimental study and mathematical modeling of gaseous toluene biofiltration by thermophilic active compost. *Canadian Journal of Chemical Engineering*, 77(5): 1999, p. 1037–1043.
91. Hernandez Lozano. Mass-transfer effects at the gas-biofilm interface in a compost-based biofilter. *MAI*, 37(6): 1999, p. 1–12.
92. J. R. Hanson, C. E. Ackerman, K. M. Scow. Biodegradation of methyl tert-butyl ether by a bacterial pure culture. *Applied Environmental Microbiology*, 65 (11): 1999, p. 4788–4792.
93. K. A. Kinney, R. C. Loehr, R. L. Corsi. Vapor-phase bioreactors: Avoiding problems through better design and operation. *Environmental Progress*, 18 (3): 1999, p. 222–230.
94. D. E. Chitwood, J. S. Devinny, F. E. Reynolds. Evaluation of a two-stage biofilter for treatment of POTW waste air. *Environmental Progress*, 18 (3): 1999, p. 212–221.
95. B. Cardenas-Gonzalez, S. J. Ergas, M. S. Switzenbaum, N. Phillibert. Evaluation of full-scale biofilter media performance. *Environmental Progress*, 18 (3): 1999, p. 205–211.
96. M. S. McGrath, J. C. Nieuwland, C. Lith. Case study: Biofiltration of styrene and butylacetate at a dashboard manufacturer. *Environmental Progress*, 18 (3): 1999, p. 197–204.
97. H. Bohn, K. H. Bohn. Moisture in biofilters. *Environmental Progress*, 18 (3): 1999, p. 156–161.
98. M. Deshusses, C. T. Johnson, G. Leson. Biofiltration of high loads of ethyl acetate in the presence of toluene. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 49 (8): 1999, p. 973–979.
99. N. Y. Fortin, M. A. Deshusses. Treatment of methyl tert-butyl ether vapors in biotrickling filters. 1. Reactor startup, steady state performance, and culture characteristics. *Environmental Science & Technology*, 33 (17): 1999, p. 2980–2986.
100. J. N. Veenstra, D. A. Sanders, J. Johan. Removal of air-phase 1,2-dichloroethane in a biofilter. A comparison of cometabolism using pre-loaded phenol and concurrent

- phenol addition. Journal of Environmental Science and Health: Part A – Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering, 34 (8): 1999, p. 1569–1589.
101. J. Damborsky, M. Damborska. Sporulation as an effective strategy for the survival of bacteria in a biofilter with discontinuous operation. Biotechnology Letters, 21 (9): 1999, p. 835–838.
102. V. O. Popov, A. M. Bezborodov. Industrial technology of microbiological purification of waste gases. Applied Biochemistry and Microbiology, 35 (5): 1999, p. 507–513.
103. M. J. Syu, Y. W. Wang. Immobilization materials mixed with activated sludge as column biofilters for the treatment of gaseous stream containing benzene and toluene. Bioprocess Engineering, 21 (3): 1999, p. 239–244.
104. B. D. Lee, W. A. Apel, A. R. Miller. Removal of low concentrations of carbon tetrachloride in compost-based biofilters operated under methanogenic conditions. Journal of the Air & Waste Management Association, 49 (9): 1999, p. 1068–1074.
105. Y. Sakano, A. Kerkhof. Assessment of changes in microbial community structure during operation of an ammonia biofilter with molecular tools. Applied and Environmental Microbiology, 64 (12): 4877 (1). 1998, p. 1–40.
106. B. C. E. Schwarz, J. S. Devinny, T. T. Tsotsis. Degradation of PCE in an anaerobic waste gas by biofiltration. Chemical Engineering Science, 54 (15–16): 1999, p. 3187–3195.
107. C. S. Lu, M. R. Lin, C. H. Chu. Temperature effects of trickle-bed biofilter for treating BTEX vapors. Journal of Environmental Engineering-ASCE, 125 (8): 1999, 775–779 p.
108. G. T. Kleinheinz, S. T. Bagley. Characterization of alpha-pinene-degrading microorganisms and application to a bench-scale biofiltration system for VOC degradation. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 37 (2): 1999, p. 151–157.
109. J. W. Barton, B. H. Davison. Estimation of mass transfer and kinetics in operating trickle-bed bioreactors for removal of VOCS. Environmental Progress, 18 (2): 1999, p.87–92.

110. U. Friedrich, M. N. Naismith. Community analysis of biofilters using fluorescence in situ hybridization including a new probe for the Xanthomonas branch of the class Proteobacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 65 (8): 1999, p. 3547–3554.
111. R-L. Pond. Biofiltration to reduce VOC and HAP emissions in the board industry. *Tappi Journal*, 82 (8): 1999, p. 137–140.
112. F. X. Kneer. Waste-gas purification by means of a biofilter: use of a biologically active material for reduction of volatile organics. *Anlagen-Verfahren*, 18 (10): 112. 1995, p. 1–18.
113. P. Holbar, R. Braun, R. Meded. Biofiltration – bottlenecks in biological air purification and possible future solution. *Landbouwwet. Rijksuniv. Gent*, 60 (4b): 1995, p. 2303–2312.
114. Y. Matteau, B. Ramsay. Active compost biofiltration of toluene. *Biodegradation*, 8 (3): 1997, p. 135–141.
115. S. Standefer. Willingham. Industrial applications of biofilter technologies. *Proceedings of the USC-TRG, 1998. Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 22–23, 1998*, p. 1–8.
116. H. L. Bohn, K. H. Bohn. Accurate monitoring of open biofilters. *Proceedings of the USC-TRG 1998 Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 22–23, 1998*, p. 9–14.
117. D. Rho, N. Matte. Biodegradation dynamics of styrene and acetone from waste gases in a biotrickling filter. *Proceedings of the USC-TRG 1998, Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 22-23, 1998*, p. 15-24.
118. B. Cardenas-Gonzales, S-J. Ergas. Experiences with a full-scale biofilter: evaluation of performance and media characterization. *Proceedings of the USC-TRG 1998 Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 22-23, 1998*, 61–70 p.
119. G. Hamer. Possible effects of biofilter packing properties on performance. *Proceedings of the USC-TRG 1998 Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 22–23, 1998*, p. 71–78.
120. F. Morgana, B-E. Sleep. Effect of biomass growth on pressure drop in biofilters. *Proceedings of the USC-TRG 1998 Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 22–23, 1998*, p. 79–90.

121. N. Y. Fortin, M. A. Deshusses. Gas phase biotreatment of MTBE. Proceedings of the USC-TRG 1998 Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 22–23, 1998, p. 123–132.
122. H. P. Hombach, D. V. Mathsen. Case study of a third generation biofilter under extreme loads. Proceedings of the USC-TRG 1998 Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 22–23, 1998, p. 153–158.
123. K. Huang, D. F. Ollis. Biofiltration of acetone-air in a ceramic monolith. Proceedings of the USC-TRG 1998 Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 22–23, 1998, p. 187–194.
124. T-L. Ostlie-Dunn, S-R, Mattson. Fiber-based trickle-bed bioreactors for air purification. Ostlie-Dunn, T-L; Mattson, S-R. Proceedings of the USC-TRG 1998 Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 22–23, 1998, p. 195–202.
125. T. L. Ostlie-Dunn, M. L. Jacobson. Fiber-based bioreactors with low water usage. Proceedings of the USC-TRG 1998 Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 22–23, 1998, p. 203–210.
126. J. R. Rindt, H. P. Hombach. Observation of microbial activity in two biofilter subsystems. Proceedings of the USC-TRG 1998 Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 22–23, 1998, p. 241–248.
127. J. Paca, P. Weigner. Biofilter characteristics during degradation of xylene and toluene mixture. Proceedings of the USC-TRG 1998 Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 22–23, 1998, p. 249–256.
128. B. Cardenas-Gonzales, S-J. Ergas. Characterization of compost biofiltration media. Journal of the Air and Waste Management Association, 49 (7): 1999, p. 784–793.
129. J-M. Yudelson. The future of the U.S. biofiltration industry. Yudelson, J-M. Proceedings of the USC-TRG 1996 Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 24–25, 1996. p. 1–12.
130. F. Sabo, T. Schneider. Latest developments and industrial applications of biofiltration. Proceedings of the USC-TRG 1996 Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 24–25, 1996. p. 63–68.

131. T. Briggs. Biofiltration of air containing volatile organic chemicals from batch manufacturing operations. Proceedings of the USC-TRG 1996 Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 24–25, 1996. p. 69–76.
132. J-R. Graham. GAC based gas phase biofiltration. Graham, J-R. Proceedings of the USC-TRG 1996 Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 24–25, 1996. p. 85–93.
133. C. Du Plessis, K. Kinney. Anaerobic activity in an aerobic, aerosol-fed biofilter. Proceedings of the USC-TRG 1996 Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 24–25, 1996, p. 158–163.
134. A De Castro, D-G, Allen. Characterization of the microbial population during biofiltration and the influence of the inoculum source. Proceedings of the USC-TRG 1996 Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 24–25, 1996, p. 164–173.
135. D. Choi, T-S Webster. Quantitative structure-activity relationships for biofiltration of volatile organic compounds. Proceedings of the USC-TRG 1996 Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 24–25, 1996. p. 231–238.
136. K. Budwill, C. George. Results from preliminary biofiltration experiments on the treatment of hydrophobic volatile air emissions. Proceedings of the USC-TRG 1996 Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 24–25, 1996. p. 239–246.
137. P. Holubar, C. Andorfer. Prevention of clogging in trickling filters for purification of hydrocarbon-contaminated waste air. Proceedings of the USC-TRG 1995 Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 5–6, 1995. p. 115–122.
138. P-J. Evans. Selective removal of air pollutants in vapor-phase bioreactors. Proceedings of the USC-TRG 1995 Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 5–6, 1995, p. 139–150.
139. B. Shi, F, Severin. Simulation of steady state and dynamic loading of a coatings process VOC (ethylacetate); treatment by engineered media biofiltration. Proceedings of the USC-TRG 1995 Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 5–6, 1995, p. 151–164.

140. J-R. Pinnette, C-A. Dwinal. Porosity of biofilter media. Proceedings of the USC-TRG 1995 Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 5–6, 1995. p. 207–216.
141. F. Sabo, T. Schneider. Improvements and application of high-efficiency of biofilters. Proceedings of the USC-TRG 1995 Conference on Biofiltration, Los Angeles, California. October 5–6, 1995. p. 217–224.
142. J. G. Holt, N. R. Krieg, P. H. A. Sneath, J. T. Staley, S. T. Williams. Bergey's Manual of Determinative Bacteriology. In: Baltimore. A Waverly Company. 1994, p. 1–639.
143. P. Bluzmanas. Mikrobiologinė technika. Vilnius, 1970.
144. J. Pečiulis. Mikrobiologijos praktikos vadovas, Vilnius, 1994.
145. Aplinkos apsaugos terminų žodynas. Vilnius, 2000.
146. Č. Jakimavičius. Medienotyra. Kaunas: technologija, 1998, p.158–162.
147. International Standart ISO 9487. Workplace air – Determination of vaporous aromatic hydrocarbons – Charcoal tube/solvent desorption/gas chromatographic method. Swizerland, 1991.
148. LAND 27–98/M–07. Stacionarūs atmosferos teršalų šaltiniai. Dujų srauto ir tūrio debito ortakyje matavimai. Vilnius: LR AM. 1998, p. 38.
149. D. W. Park, S. S. Kim, Haam, I. S. Ahn, E. B. Kim, W.S. Kim. Biodegradation of toluene by a lab-scale biofilter inoculated with *Pseudomonas putida* DK-1. Environmental Technology, 2002. Vol. 23, No. 3, p. 309–318.
150. C. A. Plessis, J. M. Straus, E. M. T. Seapalo, K. H. Riedel. Empirical model for methane oxidation using a composted pine bark biofilter. Fuel, 2003. Vol. 82, No. 11, p. 1359–1365.
151. C. Li, W. M. Moe. Sequencing batch biofilter operation for treatment of methyl ethyl ketone (MEK) contaminated air. Environmental Technology, 2003. Vol. 24, No. 5, p. 531–544.
152. M. C. Delhomenie, M. Heitz. Elimination of chlorobenzene vapors from air in a compost-based biofilter. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 2003. Vol. 78, No. 5, p. 588–595.

PUBLIKACIJOS DISERTACIJOS TEMA

- 1 A. P. Baltrėnas, P. Vaitiekūnas, **R. Vaiškūnaitė**. Numerical Modelling of Aerodynamic Processes in a Biofilter (Aerodinaminių procesų biofiltre skaitinis modeliavimas). *Environmental engineering (Aplinkos inžinerija)*, Vilnius: Technika, 2001, Vol. IX, No 4, p. 206–210.
- 2 A. P. Baltrėnas, **R. Vaiškūnaitė**. Biological Air Purification by using Activated Pine Bark Charge (Biologinis oro valymas suaktyvinta pušų žievių įkrova). *Environmental engineering (Aplinkos inžinerija)*, Vilnius: Technika, 2002, Vol. X, No 2, p. 70–76.
- 3 A. P. Baltrėnas, **R. Vaiškūnaitė**. Microbiological Investigation of Activated Pine-Bark Charge for Biofilters. *Journal of environment engineering and landscape management*, Vilnius: Technika, 2003, Vol. XI, No 1, p. 3–9.
- 4 A. P. Baltrėnas, V. Špakauskas, **R. Vaiškūnaitė**. Experimental study and mathematical Modeling of Biofiltration of Volatile Organic Compound Mixtures by a Biofilter. *Journal of environment engineering and landscape management*, Vilnius: Technika, 2003, Vol. X, No 3, p. 87–92.
- 5 A. P. Baltrėnas, **R. Vaiškūnaitė**. The use of Activated Pine Bark in Biological Air Cleaning (Biologinis oro valymas suaktyvinta pušų žievių įkrova). Iš: 5-osios tarptautinės konferencijos „Aplinkos inžinerija“, įvykusios Vilniuje 2002 m. gegužės mėn. 23–24 d., programa ir santraukos, Vilnius: Technika, 2002, p. 41, 144.
- 6 A. P. Baltrėnas, **R. Vaiškūnaitė**. Treatment of volatile organic compounds and their mixtures from the air stream by a biofilter. In: Proceedings of first international congress on mechanical and electrical engineering and technology and Fourth international conference on marine industry – „MEET/MARIND’2002“, Vol. III, Varna, Bulgaria, October 06–11. 2002, p. 89–95.
- 7 A. P. Baltrėnas, **R. Vaiškūnaitė**. Biofilter treatment of volatile organic compounds. In: Proceedings IV-th International Youth Environmental forum „ECOBALTICA’2002“: book of abstracts and papers. St.-Petersburg, Russia, October 21–25, 2002, p. 54–59.

- 8 A. P. Baltrėnas, **R. Vaiškūnaitė**. Biofiltration for the removal of a volatile organic compounds in a biofilter. In: Proceedings international conference „Integrative approaches towards sustainability“. Jurmala, Latvia, March 26–29, 2003, p. 197.
- 9 A. P. Baltrėnas, **R. Vaiškūnaitė**. Biodegradation of Volatile Organic Compounds in a Biofilter with Activated Pine-Bark Charge. In: 7th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements (7th ICOBTE). Uppsala, Sweden, June 15–19, 2003, p. 248–249.
- 10 A. P. Baltrėnas, **R. Vaiškūnaitė**. Volatile Organic Compounds Elimination in an Activated Pine–Bark Charge of a Biofilter using cultivated Associations of Natural Microorganisms. In: 8th Conference on Environmental Science And Technology (8th CEST). Lemnos Island, September 8–10, Greece, 2003, p. 54, 64–71.
- 11 A. P. Baltrėnas, **R. Vaiškūnaitė**. Removal of Volatile Organic Compounds from Air in a Biofilter with Activated Pine-Bark Charge. In: 6th International Symposium on Environmental Geochemistry (6th ISEG). Edinburgh, September 7–11, Scotland, 2003, p.167.
- 12 A. P. Baltrėnas, **R. Vaiškūnaitė**. Application of Biofilter with Activated Pine-Bark Charge (Biofiltro su suaktyvinta pušų žievių įkrova taikymo galimybės). Iš: tarptautinės konferencijos „Jaunimas siekia pažangos 2003“, įvykusios Kaune, LŽŪU, 2003 m. lapkričio 14–15 d., pranešimų medžiagos. p. 295–299.
- 13 A. **R. Vaiškūnaitė**. Adsorption Air Cleaning from Specific (Pollutions Adsorbcinis oro valymo metodas nuo specifinių teršalų). Iš: ketvirtosios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“, įvykusios Vilniuje 2001 m. kovo mėn. 15 d., pranešimų medžiagos. Aplinkos apsaugos inžinerija. Vilnius: Technika, 2001, p. 82–90.
- 14 A. **R. Vaiškūnaitė**. Experimental Investigation of the Biologic Air Cleaning from Volatile Organic Compounds (Biologinio oro valymo nuo lakių organinių junginių eksperimentiniai tyrimai). Iš: penktosios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“, įvykusios Vilniuje 2002 m. kovo mėn. 21 d., pranešimų medžiagos. Aplinkos apsaugos inžinerija. Vilnius: Technika, 2002, p. 26–38.

- 15 A. **R. Vaiškūnaitė**. Investigation of activated pine-bark charge for biofilters (Biofiltro suaktyvintos pušų žievių įkrovos tyrimai). Iš: šeštosios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“, įvykusios Vilniuje 2003 m. kovo mėn. 20 d., pranešimų medžiagos. Aplinkos apsaugos inžinerija. Vilnius: Technika, 2003.
- 16 A. P. Baltrėnas, **R. Vaiškūnaitė**. Biofiltras: patentas Nr. 5061 B Lietuva. VGTU. Paraiškos paskelbimo data 2003 06 25. Patento paskelbimo data 2003 10 27.

SKAITYTI PRANEŠIMAI

- 1 A. P. Baltrėnas, **R. Vaiškūnaitė**. Biologinis oro valymas suaktyvinta pušų žievių įkrova (The use of Activated Pine Bark in Biological Air Cleaning). *5-oji tarptautinė konferencija „Aplinkos inžinerija“*, įvykusi Vilniuje 2002 m. gegužės mėn. 23–24 d. Vilnius.
- 2 A. P. Baltrėnas, **R. Vaiškūnaitė**. Treatment of volatile organic compounds and their mixtures from the air stream by a biofilter. *First international congress on mechanical and electrical engineering and technology and Fourth international conference on marine industry – „MEET/MARIND’2002“*. Varna, Bulgaria, October 06–11. 2002.
- 3 A. P. Baltrėnas, **R. Vaiškūnaitė**. Biofilter treatment of volatile organic compounds. *IV-th international Youth Environmental forum „ECOBALTICA’2002“*. St.-Petersburg, Russia, October 21–25, 2002.
- 4 A. P. Baltrėnas, **R. Vaiškūnaitė**. Biofiltration for the removal of a volatile organic compounds in a biofilter. *„International conference „Integrative approaches towards sustainability“*. Jurmala, Latvia, March 26–29, 2003.
- 5 A. P. Baltrėnas, **R. Vaiškūnaitė**. Biodegradation of Volatile Organic Compounds in a Biofilter with Activated Pine-Bark Charge. *7th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements (7th ICOBTE)*. Uppsala, Sweden, June 15–19, 2003.
- 6 A. P. Baltrėnas, **R. Vaiškūnaitė**. Volatile Organic Compounds Elimination in an Activated Pine-Bark Charge of a Biofilter using cultivated Associations of Natural

- Microorganisms. *8th Conference on Environmental Science And Technology (8th CEST)*. Lemnos Island, September 8–10, Greece, 2003.
- 7 A. P. Baltrėnas, **R. Vaiškūnaitė**. Removal of Volatile Organic Compounds from Air in a Biofilter with Activated Pine-Bark Charge. *6th International Symposium on Environmental Geochemistry (6th ISEG)*. Edinburgh, September 7–11, Scotland, 2003.
- 8 A. P. Baltrėnas, **R. Vaiškūnaitė**. Application of Biofilter with Activated Pine-Bark Charge (Biofiltro su suaktyvinta pušų žievių įkrova taikymo galimybės). *Tarptautinė konferencija „Jaunimas siekia pažangos 2003“*. Kaunas, LŽŪU, lapkričio 14–15 d., 2003.
- 9 A. **R. Vaiškūnaitė**. Adsorption Air Cleaning from Specific Pollutions (Adsorbcinis oro valymo metodas nuo specifinių teršalų). *Ketvirtoji Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencija „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“*. Vilnius 2001 m. kovo mėn. 15 d.
- 10 A. **R. Vaiškūnaitė**. Experimental Investigation of the Biologic Air Cleaning from Volatile Organic Compounds (Biologinio oro valymo nuo lakių organinių junginių eksperimentiniai tyrimai). *Penktoji Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencija „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“*. Vilnius 2002 m. kovo mėn. 21 d.
- 11 A. **R. Vaiškūnaitė**. Investigation of activated pine-bark charge for biofilters (Biofiltro suaktyvintos pušų žievių įkrovos tyrimai). *Šeštoji Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencija „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“*. Vilnius 2003 m. kovo mėn. 20 d.
- 12 A. **R. Vaiškūnaitė**. Oro valymo procesų biofiltre matematinis modeliavimas. *Septintoji Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencija „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“*. Vilnius 2004 m. kovo mėn. 25 d.

P A D Ė K A

Nuoširdžiai norėčiau padėkoti už pagalbą rengiant disertaciją moksliniam vadovui prof. habil. dr. Pranui Baltrėnui (VGTU), konsultantams: prof. habil. dr. Algimantui Kazragiui (VGTU) ir prof. habil. dr. Petrui Vaitiekūnui (Lietuvos energetikos institutas). Norėčiau padėkoti dr. Vidmantui Januškaiti (Botanikos institutas) ir doc. dr. Valdui Špakauskui (VGTU), padėjusiems atliekant mokslinius tyrimus. Taip pat dėkoju VGTU Aplinkos apsaugos katedros kolektyvui už geranorišką ir visapusišką paramą doktorantūros studijų metais. Nuoširdžiai dėkoju savo tėveliams už jų kantrybę, supratimą ir pagalbą rengiant disertaciją. Dėkoju visiems padėjusiems darbo rengimo metu.

Rasa Vaiškūnaitė