



VYTAUTO DIDŽIOJO UNIVERSITETAS  
GAMTOS MOKSLŲ FAKULTETAS  
APLINKOTYROS KATEDRA

Donatas Šernas

**KLEBONIŠKIO MIŠKO PARKO ORO KOKYBĖS VERTINIMAS  
PASYVIOSIOS LICHENOINDIKACIJOS IR PASYVAUS KAUPIMO  
METODAIS**

Magistro baigiamasis darbas

Aplinkosaugos organizavimo studijų programa, valstybinis kodas 621F70002

**Vadovė:** prof. habil. dr. Vida Stravinskienė \_\_\_\_\_ (Parašas) \_\_\_\_\_ (Data)

**Apginta:** prof. dr. (HP) Algimantas Paulauskas \_\_\_\_\_ (Parašas) \_\_\_\_\_ (Data)  
(Fakulteto/studijų instituto dekanas/direktorius)

**KAUNAS, 2015**

# TURINYS

<b>SANTRAUKA</b> .....	3
<b>SUMMARY</b> .....	4
<b>ĮVADAS</b> .....	5
<b>1. APLINKOS VEIKSNIŲ POVEIKIS KERPĖMS IR JŲ SANDARA. LICHENOINDIKACIJA IR ORO KOKYBĖS VERTINIMAS (literatūros ir kitų informacijos šaltinių analizė)</b> .....	6
1.1. Kerpių sandara, morfologiniai ir anatomiciniai požymiai .....	6
1.2. Kerpių ekologija ir praktinė reikšmė .....	7
1.3. Gamtinių veiksnių poveikis kerpėms .....	8
1.4. Antropogeninių stresorių poveikis kerpėms .....	10
1.5. Kerpių indikacinės savybės .....	13
1.6. Lichenoidiniai aplinkos kokybės vertinimo metodai .....	14
1.7. Oro kokybės vertinimo metodai .....	16
1.7.1. Oro kokybės matavimo metodai .....	16
1.7.2. Azoto dioksido koncentracijos ore nusatymas pasyvaus kaupimo metodu .....	17
<b>2. DARBO TIKSLAS, UŽDAVINIAI, METODIKA IR OBJEKTAS</b> .....	19
2.1. Darbo tikslas ir uždaviniai .....	19
2.2. Darbo metodika .....	19
2.3. Tyrimų objektas .....	22
<b>3. KLEBONIŠKIO MIŠKO PARKO ORO KOKYBĖS VERTINIMAS (rezultatai ir jų aptarimas)</b> .....	24
3.1. Epifitinių kerpių rūšių įvairovės ir gausumo tyrimai .....	24
3.1.1. Epifitinių kerpių rūšių įvairovės tyrimai Kleboniščio miško parke .....	24
3.1.2. Epifitinių kerpių gausumo tyrimai Kleboniščio miško parke .....	28
3.2. Kompleksinio rodiklio, poleotolerancijos indekso (PI), tyrimai Kleboniščio miško parke .....	31
3.2.1. Kleboniščio miško parko rajonų poleotolerancijos indekso (PI) vidurkių palyginimas .....	31
3.2.2. Kleboniščio miško parko lichenoidinių zonų išskyrimas .....	33
3.3. Kleboniščio miško parko oro kokybės vertinimas pasyvaus kaupimo metodu .....	34
<b>IŠVADOS</b> .....	38
<b>LITERATŪRA</b> .....	40
<b>PRIEDAI</b> .....	45

## SANTRAUKA

### **Klebonišio miško parko oro kokybės vertinimas pasyvosios lichenoidikacijos ir pasyvaus kaupimo metodais**

Darbo tikslas – nustatyti Klebonišio miško parko oro kokybę naudojant pasyvosios lichenoidikacijos ir pasyvaus kaupimo metodus. Ištirta 7,75 km<sup>2</sup> teritorija, kurioje identifikuotos epifitinių kerpių rūšys ir aprašytos epifitinių jų bendrijos ant 124 apskaitos medžių.

Remiantis Europoje patikrinta metodologija (Asta et al., 2002), tiriama teritorija buvo suskirstyta į 31 (0,25 km<sup>2</sup> ploto) kvadratą. Vertinant oro kokybę buvo nustatyti šie rodikliai: rūšių įvairovė, procentinis padengimas ir poleotolerantiškumo indeksas (PI). Visi rodikliai buvo apskaičiuoti atskirai kiekvienam medžiui, kvadratui, rajonui ir visai teritorijai. NO<sub>2</sub> koncentracija buvo matuota kabinant pasyviuosius kaupiklius prie pat kelio, nutolus 150, 300 ir 500 metrų nuo važiuojamosios kelio dalies trejose skirtingose miško parko vietose, tokiu būdu apimant kuo didesnę teritorijos dalį.

Klebonišio miško parko teritorijoje rastos 8 krūmiškųjų, 9 lapiškųjų ir 5 žiauberiškųjų kerpių rūšys. Nustatyta maža rūšių įvairovė (vidurkis 6,9 rūšies). Daugiausia rūšių aptikta šiauriniame rajone (8,5), 6,5 rūšies aptikta centriname, o pietiniame tik 5,4 rūšies. Klebonišio miško parko didžiojoje teritorijos dalyje vyrauja didelis (83,9 %) procentinis padengimas. Didžiausias poleotolerantiškumo indeksas nustatytas pietiniame, mažesnis centriname, o pats mažiausias šiauriniame rajonuose. Vidutinis visos teritorijos PI yra 5,35. Pasitelkus lichenoidikacinį zonavimą buvo nustatyta, kad 67,7 % tirtos teritorijos yra mažai užteršta, 22,6 % tirtos teritorijos yra vidutiniškai užteršta, o smarkiai užterštų vietų Klebonišio miško parke yra vos 9,7 %. Vidutinė visos tirtos teritorijos NO<sub>2</sub> koncentracija yra 29 µg/m<sup>3</sup>. Didžiausia vidutinė koncentracija (40,25 µg/m<sup>3</sup>) buvo nustatyta prie pat kelio. Ji viršijo DLK (40 µg/m<sup>3</sup>). 150 m atstumu nutolus nuo kelio važiuojamosios dalies vidutinė NO<sub>2</sub> koncentracija buvo 36,7 µg/m<sup>3</sup>, 300 m atstumu – 25,77 µg/m<sup>3</sup>, o už 500 m NO<sub>2</sub> koncentracija buvo tik 16,9 µg/m<sup>3</sup>.

Vienfaktorinės dispersinės analizės (one-way ANOVA) rezultatai parodė, kad parko rajonas daro statistiškai reikšmingą įtaką kerpių rūšių įvairovei, procentiniam padengimui ir PI, o atstumas nuo kelio daro statistiškai reikšmingą įtaką NO<sub>2</sub> koncentracijai (p<0,05). Nustatyti statiškai reikšmingi (p<0,05) koreliaciniai ryšiai tarp rūšių įvairovės ir PI (r = – 0,52), rūšių įvairovės ir procentinio padengimo (r = 0,48), procentinio padengimo ir PI (r = – 0,71) bei tarp NO<sub>2</sub> koncentracijos ir atstumo nuo kelio (r = – 0,88). Visi rezultatai leidžia daryti išvadą, kad Klebonišio miško parko oro kokybė yra gera, o pagrindinis veiksnys darantis įtaką oro kokybei šioje teritorijoje yra automobilių keliama tarša.

## SUMMARY

### **Air quality evaluation of Kleboniškis forest park using methods of passive lichenoidication and passive sampling**

Aim of research – was to evaluate the Kleboniškis forest park air quality using passive lichenoidication and passive sampling methods. For study 7.75 km<sup>2</sup> area was selected. This area has been described by epiphytic lichen community growing on 124 trees.

Based on the proven methodology in Europe (Asta et al., 2002), the area was divided into 31 squares of 0.25 km<sup>2</sup> area, selected appropriate sample trees. The air quality has been assessed according the following parameters: species diversity, percentage of coverage and the index of poleotolerance (PI). All indicators were calculated separately for each tree, square, the region and the whole area. Concentration of NO<sub>2</sub> was indicated by passive sampling method. Passive samplers took place near the road, far from road of 150, 300 and 500 metres in three different places of area.

Totally it was 22 species of apithytic lichens: 8 species of fruticose lichens, 9 of foliose lichens and 5 of crustose lichens. There is small species diversity in the area ( mean 6,9) The most of species were found in North region (8.5), less in Centre (6.5) and 5.4 in South. In the territory there is big percentage of coverage (83.9%). The average of PI is 5.35. The biggest PI is in South, smaller in Centre and the smallest – in North. Using the zones of PI was indicated that in 67.7 % of area there is small pollution, 22.6% is medium and only in 9.7% of area – the big pollution. The average of concentration of NO<sub>2</sub> is 29 µg/m<sup>3</sup>. The biggest is near road (40.25 µg/m<sup>3</sup>), far from 150 metres – 36.7 µg/m<sup>3</sup>, far from 300 metres – 25.77 µg/m<sup>3</sup> and far from 500 metres only 16.9 µg/m<sup>3</sup>.

For the purposes of Univariate analysis of variance (one-way ANOVA) was found that the percentage of lichen coverage, species diversity and PI varies depending on the area statistically significant (p<0.05). A significant correlation (p<0.05) was found between the percentage of coverage and PI (r = – 0.71), species diversity and percentage of coverage (r = 0.48), species diversity and PI (r = – 0.52) and between concentration of NO<sub>2</sub> and distance from road (r = – 0.88). So the conclusion of this work is that air quality in Kleboniškis forest park is good, but the main effect for air quality in area is made of pollution of transport.

## ĮVADAS

**Temos aktualumas.** Pastaraisiais dešimtmečiais vis didėjanti antropogeninė veikla lemia labai svarbias aplinkos problemas ir jos pokyčius. Tai pasaulinis atšilimas dėl vis stiprėjančio šiltnamio reiškinių, biologinės įvairovės nykimas dėl žemėnaudos pokyčių ir eutrofizacijos bei oro tarša, kuri yra viena iš aktualiausių problemų.

Oro kokybės blogėjimas jau ilgą laiką yra itin opi problema miestuose ir pramoniniuose rajonuose. Įvedus daugybę naujų reikalavimų pastebimai sumažėjo pramonės sektoriaus keliami oro tarša, tačiau augant populiacijai miestuose daugėja ir transporto priemonių. Lietuvos miestuose tai sukelia itin didelių taršos problemų dėl automobilių parko amžiaus ir senų technologijų transporto priemonėse. Ypatingai jaučiamas oro kokybės blogėjimas šalia pagrindinių kelių. Dėl centralizuoto šildymo sistemos nebuvimo individualių namų kvartaluose jau senai yra pastebimas padidėjęs užterštumas, kurį sąlygoja organinio kuro kūrenimas. Šie pagrindiniai du veiksniai nulemia oro kokybę Lietuvos miestuose.

Aplinkos oro kokybę galima nustatyti analitiniais arba bioindikaciniais metodais. Analitiniai metodai yra tikslesni, tačiau naudojant bioindikaciją galima geriau nuspręsti apie įvairių teršalų kompleksinį ir ilgalaikį poveikį gyvajai gamtai.

Šiame darbe taikyta viena iš bioindikacijos kryptių – pasyvioji lichenoidikacija. Šis metodas yra reikšmingas dėl epifitinių kerpių morfologinių ir fiziologinių savybių. Taip pat jis yra plačiai taikomas visame pasaulyje jau daugiau nei 50 metų. Taip pat buvo tirta oro kokybė pasyviųjų kaupiklių pagalba nustatant NO<sub>2</sub> koncentraciją.

Tyrimu buvo siekta įvertinti Kleboniško parko oro kokybę pasyviosios lichenoidikacijos ir pasyvaus oro taršos kaupimo metodais. Buvo išsikelti tokie uždaviniai: ištirti epifitinių kerpių rūšių įvairovę Kleboniško parko teritorijoje, nustatyti epifitinių kerpių rūšių įvairovės ir gausumo pasiskirstymo dėsninumus, pagal kerpių bendrijų būklę charakterizuojantį rodiklį (poleotolerantiškumo indeksą) išskirti Kleboniško parko lichenoidikacines zonas, sudaryti lichenoidikacinį žemėlapi ir nustatyti NO<sub>2</sub> koncentraciją ore.

**Darbo naujumas.** Lietuvoje lichenoidikaciniai metodai pradėti taikyti tik nuo 1995 m. Buvo išskirtos Kauno miesto lichenoidikacinės zonos ir nustatyta poleotolerancijos klasė 56 kerpių rūšims (Jucevičienė, Valakaitė–Domarkienė, 2000).

**Darbo struktūra.** Darbą sudaro: įvadas, 3 skyriai ir išvados. Medžiaga išdėstyta 51 puslapyje, 4 lentelėse ir 12 paveikslų. Prieduose 6 lentelėse pateikti statistiniai duomenys ir eksperimentinė medžiaga. Panaudoti 89 literatūros šaltiniai ir 5 interneto puslapiai.

# 1. APLINKOS VEIKSNIŲ POVEIKIS KERPĖMS IR JŲ SANDARA. LICHENOINDIKACIJA IR ORO KOKYBĖS VERTINIMAS (literatūros ir kitų informacijos šaltinių analizė)

## 1.1. KERPIŲ SANDARA, MORFOLOGINIAI IR ANATOMINIAI POŽYMIAI

Kerpė yra organizmas, kurį dvinarės simbiozės būdu sudaro mikobiontas ir fotobiontas. Kerpių fotobiontais dažniausiai būna eukariotiniai žaliadumbliai (*Trebouxia*, *Trentepohlia* gentys) ir prokariotiniai melsvadumbliai (*Nostoc* gentis). Kerpėms būdinga ir trinarė simbiozė. Ji susidaro tuomet kai įvyksta simbiozė tarp vieno mikobionto ir dviejų fotobiontų. Gali susidaryti ne tik trinarė, bet ir aukštesnio lygio simbiozė. Tai priklauso nuo to kiek rūšių mikobiontų ir kiek rūšių fotobiontų dalyvauja simbiozėje (Motiejūnaitė, 2002a).

Kerpės gniužulą sudaro mikobionto hifai ir fotobionto ląstelės, tačiau dažniausiai jo formą nulemia mikobiontas. Pagal gniužulo formą kerpės yra skirstomos į žiauberiškąsias, kurios yra vadinamos mikroskopinėmis, lapiškąsias ir krūmiškąsias, kurios yra vadinamos makroskopinėmis. Gniužulai gali būti homeomeriniai ir heteromeriniai. Homeomerinių gniužulų sandara yra paprastesnė, nes juose visi grybų hifai ir fotobionto ląstelės pasiskirsto tolygiai. Heteromerinius gniužulus sudaro keturi sluoksniai: viršutinis žievinis, fotosintetinis, šerdinis ir apatinis žievinis (Motiejūnaitė, 2002a).

Žiauberiškąsios kerpės auga horizontaliai substrato paviršiui. Šių kerpių gniužulai gali būti homeomeriniai ir heteromeriniai. Gniužulai gali būti: miltiškieji, grūdelių, lygios, karpuotos ar sutrūkinėjusios žievės arba žvynelių formos. Paprasčiausios sandaros gniužulai yra miltiškieji, o sudėtingiausios – žvyniškieji. Lapiškąsios kerpės taip pat auga horizontaliai substrato paviršiui, o jų gniužulo sandara gali būti ir homeomerinė ir heteromerinė. Šios kerpės gali būti lakštuotosios arba umbilikatinės. Lakštuotųjų kerpių sandara yra sudėtingesnė. Jų gniužulas gali būti rozetės arba čerpiškai susiklojusios lakštų formos. Krūmiškąsios, skirtingai nuo žiauberiškųjų ir lapiškųjų kerpių, auga vertikaliam substrato paviršiui, o jų gniužulo sandara gali būti tik heteromerinė. Šių kerpių gniužulai pagal sandarą dar yra skirstomi į dorsiventralinius ir radialinius (Motiejūnaitė, 2002a).

Kerpių gniužule randamos medžiagos yra skirstomos į pirminius ir antrinius metabolitus. Pirminius metabolitus sudaro baltymai, aminorūgštys, polisacharidai, o antriniais metabolitais yra vadinami mikobionto susintetinti angliavandeniai, kurie apsaugo kerpės nuo mikroorganizmų ir gyvūnų kurie maitinasi kerpėmis, taip pat nuo UV spindulių (Motiejūnaitė, 2002a).

Kerpės neturi tokių gniužulo dalių, kurias kasmet sezoniškai galėtų pašalinti, todėl negali pašalinti ir jose susikaupusių toksiškų medžiagų. Kerpės taip pat neturi nei apsauginės kutikulės, nei žiotelių. Dėl to į jų gniužulą lengvai patenka teršalai ištirpę krituliuose, dujose arba su aerozoliais. Kerpės gniužulas geba išdžiūti iki orausio. Ši fiziologinė kerpės savybė padeda jai

išgyventi sausras. Tačiau džiūstant kerpės gniužului yra išgarinamas vanduo, todėl sumažėja gniužulo masė ir padidėja teršalų koncentracija jame. Taigi jei užterštumas yra labai didelis kerpė gali patirti letalų teršalų poveikį (*Globali aplinkos kaita <...>*, 2007; Gries, 1996).

Maisto medžiagas kerpės gauna iš oro arba iš substrato ant kurio auga. Jei iškritos yra sausos, tuomet kerpės maisto medžiagas pasisavina dujinės absorbcijos sugėrimo būdu. Kuomet iškritos yra šlapios maisto medžiagos į kerpes patenka lietaus, sniego, rūko ar rasos pagalba. Pagrindiniai kerpių vandens šaltiniai yra rūkas ir rasa (Jucevičienė, 2002; Nach, 1996).

Jei kerpės neturi melsvabakterių (*Cyanobacteria*) ir negali fiksuoti atmosferinio azoto, manoma, kad tuomet kaip azoto šaltinį jos naudoja nitratus ir amonio jonus (Sutton et al., 2000).

## 1.2. KERPIŲ EKOLOGIJA IR PRAKTINĖ REIKŠMĖ

Kerpės aptinkamos visuose geografiniuose regionuose. Dažniausiai jos yra paplitę vidutinėse ir arktinėse platumose, taip pat kalnuose (Batty, 1997).

Skirtingos kerpių rūšys pasižymi skirtingu jautrumu oro taršai. Pačios atspariausios oro taršai yra žiauberiškujų kerpių rūšys, pačios jautriausios – krūmiškųjų kerpių rūšys. Vienos jautriausių kerpių rūšių kaip *Lobaria pulmonaria* (L.) Hoffm. ir daugelis *Usnea sp.* (L.) genties rūšių išnyksta kuomet SO<sub>2</sub> koncentracija ore pasiekia 40 µg/m<sup>3</sup>, o kai kurios nitrofilinės rūšys, kurios mėgsta azotu pripildytą aplinką puikiai auga kuomet NH<sub>3</sub> koncentracija yra 125 µg/m<sup>3</sup>. Kerpės yra daugiamečiai organizmai, kurie būdami aktyvūs ištisus metus nuolat kaupia teršalus savyje, o jautrumą teršalams lemia jų biologija (*Globali aplinkos kaita <...>*, 2007).

Pačios jautriausios kerpės, kurių nykimo tempas yra itin greitas yra tos kerpių rūšys, kurios auga senuose miškuose. Spartėjant miško kirtimams jų gali išvis nebelikti, nes iškirtus seną mišką ir pasodinus jaunuolyną, kerpių rūšys būdingos seniems miškams neatsigauna dėl netinkamų joms sąlygų. Pastebėta, kad rečiausios kerpių rūšys auga senuose ažuolynuose bei šlapynėse, kur gausu žmogaus nepažeistų juodalksnynų (Motiejūnaitė, 2008).

Pagal kerpių rūšių gausumą ir įvairovę galima spręsti apie miško dinamines sąlygas, jo struktūrą. Pavyzdžiui, krūmiškosios kerpės, kaip *Cladonia evansii* Abbayes ir *Usnea australis* (Fr.) nėra būdingos miško vietoms, kurios dažnai būna pavėsyje. Pušynuose augančioms kerpėms būdingas gausėnis dauginimasis (Giordani et al., 2012), todėl iš tam tikrų kerpių tyrimų galima nuspręsti apie miško būklę ir tipą.

Kerpės yra naudingos kaip maisto šaltinis miško gyvūnams. Geriausiai žinomas to pavyzdys yra *Cladonia sp.* (Florke) genties rūšys, kurios yra elnių maistas. *Cetraria islandica* (L.) Ach. kerpė yra naudojama kaip vaistų sudedamoji dalis (Motiejūnaitė, 2002b). Kerpės kaip vaistai nuo įvairiausių ligų daugybę metų buvo naudojamos visame pasaulyje. *Cladonia rangifera* (L.) Weber buvo naudojama nuo peršalimo, artrito, karščiavimo, geltos,

vidurių užkietėjimo, traukulių, kosulio ir net tuberkuliozės, o *Cladonia pyxidata* (L.) Hoffm. naudota kokliušiui gydyti (Bown, 2001). Pastaraisiais metais vėl išaugo susidomėjimas kerpėmis dėl jų gydomųjų savybių. Nustatyta, kad šie organizmai išskiria daugybę įvairių antrinių metabolitų, kurie pasižymi skirtingu biologiniu aktyvumu. Taip pat manoma, kad kerpių aktyviosios enzimos, polisacharidai ir sočiosios rūgštys gali turėti gydomųjų savybių (Huneck, Yoshimura, 1996).

Nustatytas antioksidacinis, antimikrobinis ir citotoksinis *Cladonia furcata* (Huds.) Schrad., *Cladonia pyxidata* (L.) Hoffm. ir *Cladonia rangifera* (L.) Weber kerpių ecetono ekstraktų poveikis dėl juose esančių fenolių furmarprotocentrinės rūgšties ir atranorino (Kosanic et al., 2014). Taip yra dėl fenolių gebos neutralizuoti tokius laisvuosius radikalus kaip vienvalentį deguonį, superoksidą ar hidroksilo radikalus (Kosanic et al., 2012a). Kerpėse esančių junginių antioksidacinis poveikis nustatytas *Thamnolia vermicularis* (Sw.) Ach. (Luo et al., 2006), *Ramalina spp.* L. šeimos (Praveen Kumar et al., 2010), *Laurera benguelensis* Mont. (Manojlovic et al., 2010), *Umbilicaria crustulosa* (Ach.) Frey., *Umbilicaria cylindrica* (Ach.) Frey. ir *Umbilicaria polyphylla* (Ach.) Frey. (Kosanic et al., 2012a), *Rocella belangeriana* Awasthi (Karthikai Devi et al., 2011), *Parmelia reticulata* Taylor. (Goel et al., 2011) kerpėse.

Tyrimais nustatyta (Kosanic et al., 2012b), kad atskiri ekstraktų komponentai turi žymiai stipresnį antioksidacinį poveikį, nei patys ekstraktai, o skirtingas kerpių antimikrobinis poveikis pasireiškia dėl jose esančių skirtingų antimikrobinių komponentų. Be to, M. Kosanic su bendraautoriais (2014) nustatė, kad kerpų ekstraktai acetone turi stiprų citotoksinį poveikį vėžinėms ląstelėms, o tai reiškia, kad kerpės gali būti naudojamos kaip natūralūs vaistai vėžiui gydyti. Kiti autoriai nustatė, kad priešvėžinių savybių turi net kelių rūšių kerpės: *Parmelia caperata* (L.) Ach., *Cladonia convoluta* Lam., *Cladonia rangiformis* Lam., *Platisma glauca* (L.) Culb., *Ramalina cuspidate* Moss. (Bezivin et al., 2003), *Thamnolia vermicularis* (Sw.) Ach. (Manojlovic et al., 2010), *Xanthoria parietina* (L.) Bert. (Triggiani et al., 2009) kerpės.

### 1.3. GAMTINIŲ VEIKSNIŲ POVEIKIS KERPĖMS

Smarkūs krituliai išplauna daleles iš atmosferos ir palengvina kerpių medžiagų apykaitos procesus. Didelės dalelės yra nuplaunamos nuo paviršių, bet mažesnės yra ištirpinamos. Šis reiškinys labiausiai pastebimas krūmiškosiame kerpėse (Purvis et al., 2003). Nustatyta, kad regionuose su panašiu oro užterštumu kerpių rūšių įvairovė bus didesnė tose vietovėse, kur dažnesni krituliai (Loppi et al., 2002), greičiausiai dėl to, kad toksinės medžiagos yra nuplaunamos ir nespėja įsiskverbti į kerpės gniužulą. Taip pat nustatyta, kad kerpės sukaupia didesnę kiekį sunkiųjų metalų savo gniužule vasarą, nei žiemą. Tai sąlygoja palankesnės klimato sąlygos ir didesnis kritulių kiekis (Kularatne, Freitas, 2013). M. Piccotto su bendraautoriais (2011) nustatė, kad kerpių augimas ypač priklauso ne tik nuo kritulių kiekio, bet ir nuo jų formos, taip pat vandens

garų, o dėl sauso mikroklimato gali sumažėti chlorofilo–*a* kiekis, kas gali sukelti fotosintezės intensyvumo pokyčius ir kerpės žūtį. Sausra yra pagrindinis kserofitinių ir nitrofilinių kerpių, tokių kaip *Physcia adscendens* Bitter ir *Hyperphyscia adglutinata* (Schreb.) Michaux pasiskirstymo veiksnys (Giordani et al., 2002).

Medžio kamienas turi savybę sukaupti didesnes įvairių medžiagų koncentracijas apatinėje dalyje lyginant su viršutine, todėl teršalai labiau veikia kerpės augančias ant apatinės medžio kamieno dalies (Purvis et al., 2003, Monge–Najera et al., 2002). Yra nustatytas statistiškai reikšmingas ( $p < 0,05$ ) teigiamas koreliacinis ryšys tarp epifitinių kerpių projekcinio padengimo ir medžio kamieno skersmens, žievės struktūros ir spalvos bei medžio aukščio, todėl vidutinėse platumose, epifitinės kerpių bendrijos yra priklausomos nuo kamieno skersmens (Monge–Najera et al., 2002).

Gerai žinoma, jog ne tik oro tarša, bet ir blogos mikroklimato sąlygos (Rydzak, 1968) taip pat turi įtakos kerpių rūšių pasiskirstymui užterštose vietovėse.

P. Giordani su bendraautoriais (2012) nustatė, kad didžiausią įtaką kerpių struktūrai ir augimo formai turi šviesa bei miško tipas. Taip pat nustatyta, kad nuo miško tipo priklauso ir reprodukcija. P. Larsson su bendraautoriais (2009) nustatė, kad mikobiontas gamina pigmentus apsaugančius kerpę nuo per didelio saulės radiacijos kiekio. Nustatyta, kad temperatūrai nukritus nuo 21 °C iki 12 °C, *Lobaria pulmonaria* (L.) Hoffm. ir *Xanthoria aureola* (Ach.) Erichsen augimo greitis sumažėjo dvigubai. Didelis UV–B spindulių kiekis turi įtakos kerpių *Xanthoria aureola* (Ach.) Erichsen fotosintezę atliekantiems pigmentams.

D. Oettjen (1965) nustatė, kad lapiškųjų kerpių padengimas didėja, didėjant drėgmei ir mažėja, žemėjant temperatūrai. Kerpės geriausiai auga ant šiaurinės medžio kamieno pusės, nes ji yra mažiau veikiamą tokių natūralių stresorių, kaip vėjas ir saulė (Monge–Najera et al., 2002). Dėl mažesnės drėgmės kerpės lėčiau auga ant viršutinės medžio kamieno dalies, nei apatinėje medžio kamieno dalyje. Šiauriniuose vidutinių platumų rajonuose šiaurinė medžio kamieno pusė yra labiau padengta kerpėmis dėl palankios temperatūros ir pH. Kerpės augančios ant pavėjui esančios medžio kamieno pusės sukaupia daugiau teršalų (Monge–Najera et al., 2002), nes tuomet vėjas atpučia teršalus link kerpių.

Dar vienas kerpių bendrijoms įtakos turintis veiksnys yra pasaulinis atšilimas. A. Aptroot ir C.M. Van Herk (2007) nustatė, kad regionuose, kur stebimi ryškūs temperatūros pokyčiai, kerpių bendrijos kinta nepriklausomai nuo taršos, o pagrindinis veiksnys turintis įtakos kerpių bendrijoms yra temperatūra. Kerpių rūšys būdingos šiltesnėms klimato juostoms vis dažniau yra aptinkamos vakarinėje Europos dalyje.

#### 1.4. ANTROPOGENINIŲ STRESORIŲ POVEIKIS KERPĖMS

Transportas yra pagrindinis teršėjas miestuose. Didėjant automobilių skaičiui keliuose, nepaisant to, kad juose sumontuoti trigubo veikimo katalizatoriai, išsiskiria didelės teršalų emisijos. NO<sub>x</sub> ir kietųjų dalelių poveikis kerpėms dar nėra iki galo ištirtas, tačiau vis daugėja įrodymų, kad transporto emisijos daro įtaką kerpių pasiskirstymui, įvairovei ir gausai (Purvis et al., 2001, 2003).

Oro taršos poveikis kerpių bendrijoms pasireiškia keliais būdais: sumažėja kerpių rūšių įvairovė, sumažėja bendras kerpių gniužulų paviršius, pasikeičia kerpių bendrijų rūšių sudėtis (padaugėja taršai tolerantiškų rūšių) (Gries, 2003).

Kosta Rikoje atlikti tyrimai parodė (Monge–Najera et al., 2002), kad vietovėse, kur automobilių eismas yra mažas, kerpių rūšinė įvairovė ir gausa yra didelė. Taip yra dėl nedidelių emisijų iš transporto priemonių. Tačiau toje vietovėje padažnėjęs eismui, tuo pačiu padidėjęs ir taršai, kerpių bendrijos pradeda nykti ir padaugėja kerpių rūšių, kurios yra atsparios taršai. Tai įrodo transporto keliamos taršos poveikį šių organizmų bendrijoms. Nustatyta, jog kerpių bendrijos augančios arčiau kelio sukaupia žymiai daugiau įvairių teršalų, nei tos pačios bendrijos, kurios auga 100 metrų atstumu nuo kelio. Tiriant transporto sukeltą taršą pasyviosios lichenoidikacijos metodu nustatyta, kad didžiausius kiekius geležies, nikelio ir vario sukaupia *Lecanora muralis* (L.) Ach. rūšis, mangano, chromo ir cinko kurio pagrindinis taršos šaltinis yra padangų ir variklių dėvėjimasis (Purvis et al., 2003) – *Xanthoria elegans* (Link.) Th. Fr., kadmio ir švino – *Xanthoria candelaria* (Link.) Th. Fr., seleno – *Xylaria polymorpha* (Pers.) Grev. (Aslan et al., 2011).

Kerpės žudančiai veikia sieros dioksidas (SO<sub>2</sub>), fluoro vandenilis (HF), etilenas ir ozonas (O<sub>3</sub>) (De Wit, 1976), taip pat oksidantai, organinės medžiagos, sunkieji metalai ir radionuklidai (Marmor, Randle, 2007; Van Herk, 1999; Nayaka et al., 2003; Aslan et al., 2010). Tyrimais įrodyta, kad kerpių rūšių skaičius priklauso nuo NO<sub>2</sub> ir CO<sub>2</sub> koncentracijos, nes didėjant jų koncentracijai ore, epifitinių kerpių rūšių skaičius mažėja (Stravinskienė, Tamašauskaitė, 2010).

Šarminės dulkės susidarančios karjeruose vykdomų smulkinimo darbų metu, kalkių deginimo ir cemento gamybos metu gali plačiai pasklisti po gretimas vietas ir daryti įtaką kerpių bendrijoms. Kuomet SO<sub>2</sub> lygis yra maždaug apie 65 μg/m<sup>3</sup> (žiemos vidurkis), šarminės dulkės daro didžiausią įtaką kerpių bendrijoms. To pasekoje stebimas didesnis rūšių gausumas, nes *Lecanora sp.* Ach. genties kerpės (vid. 4 r/med) yra pakeičiamos *Xantoria* genties kerpėmis, kurios vidutiniškai auga iki 30 r/med. To pasekmė yra, kad medžiai augantys arčiausiai šarminių dulkių šaltinių yra gausiausiai padengti epifitinėmis kerpėmis (Purvis et al., 2003). Šarminės dulkės sukelia acidofilinių bendruomenių pakeitimą *Xanthoria sp.* (Fr.) Th. Fr. genties kerpėmis, o rajonuose, kurie yra vidutiniškai užteršti sieros dioksidu, skatina žymų kerpių įvairovės didėjimą (Gilbert,

1976). Šarminės dulkės gali turėti teigiamą poveikį kerpių bendrijoms augančioms nepalankiose sąlygose. Jei kerpės auga vietovėse, kur blogos mitybinės sąlygos kaip pirmų miškai (Rose, James, 1974) ar rūgščių uolų atodangos (Gilbert, 1976), tuomet šarminės dulkės daro teigiamą poveikį epifitinių kerpių bendrijoms.

Sieros dioksidas ( $\text{SO}_2$ ) daro didžiausią įtaką kerpių bendrijoms ir gali sukelti kerpių dykumų formavimąsi miestuose ir pramoniniuose rajonuose. Tokiose vietovėse gali egzistuoti labai nedaug kerpių rūšių (Purvis et al., 2003). Sieros dioksidui jautrios kerpių rūšys, augančios ant uosio medžių yra: *Caloplaca aurantiaca* (Lightf.) Th. Fr., *Caloplaca cerina* (Lightf.) Th. Fr., *Lecania cyrtella* (Ach.) Th.Fr., *Ochrolechia parella* (L.) Zahlbr., *Physcia ditbia* (Hoffm.) Lettau, *Physconia grisea* (Lam.) Poelt, *Ramalina farinacea* (L.) Ach., *Ramalina fraxinea* (L.) Ach. ir *Xanthoria polycarpa* (L.) Beltr. (Purvis et al., 2003).  $\text{SO}_2$  patekęs į aplinką, gali tapti letaliu veiksmu darančiu įtaką kerpių bendrijoms. Nustatyta, jog dėl šio teršalo poveikio sunyksta centrinė kerpės gniužulo dalis, tačiau dažnai kerpė išsaugo pakankamai gyvybingo audinio, kad galėtų atsistatyti (De Wit, 1976; Skye, 1968).

Didelės azoto oksidų ( $\text{NO}_x$ ) koncentracijos dėl kelių transporto neigiamai veikia kerpės (Van Dobben et al., 2001; Giordani et al., 2002; Purvis et al., 2003; Fuentes, 1998), ir gali greitai būti svarbiausiu kerpių bendrijų paplitimo apribojimo veiksmu (Van Dobben et al., 2001). Eksperimentinis darbas parodė, kad didelės  $\text{NO}_x$  koncentracijos trukdo lapiškųjų kerpių *Parmelia saxatilis* (L.) Ach. atsistatymui (Batty, 1997). Nustatyta, kad dėl  $\text{NO}_x$  kerpėje sumažėja pigmentų saugančių nuo per didelės saulės radiacijos, o tai sukelia mažesnę apsaugojimą nuo labai stiprios neigiamą poveikį sukeliančios saulės spinduliuotės. Taip azoto teršalai sumažina fotosintezės aktyvumą, ypač ne nitrofilinėse kerpėse, kaip *Parmelia caperata* (L.) Ach. ir *Parmotrema perlatum* (Huds.) M.Choisy (Piccotto et al., 2011).

Atmosferinis  $\text{NH}_3$ , išsiskiriantis dėl galvijų auginimo daro neigiamą poveikį kerpių rūšinei įvairovei (Van Herk, 1999). Šis teršalas sąlygoja nitrofilinių kerpių padidėjimą ir acidofilinių sumažėjimą pastaruosius 10 metų (Purvis et al., 2003).  $\text{NH}_3$  dujos mažina medžių žievės rūgštingumą ir padidina azoto kiekį. Dėl šios priežasties nyksta acidofilinės kerpės, ypač tos, kurios auga ant ažuolų ir bukų (*Globali aplinkos kaita <...>*, 2007). Tyrimais įrodyta, kad emisijos iš transporto priemonių sudaro 10 % visų  $\text{NH}_3$  koncentracijų Jungtinėje Karalystėje (Sutton et al., 2000). Taigi urbanizuotose vietovėse šie du veiksniai daro didžiausią įtaką acidofilinių ir nitrofilinių kerpių bendrijoms.

Olandijoje nustatyta, kad per pastaruosius 15 metų padaugėjo šiltamėgių Pietų Europos ir net atogrąžinių kerpių rūšių, bet sumažėjo vėsesnį klimatą mėgstančių rūšių. Manoma, kad tokį kerpių rūšių sudėties kitimą stimuliuojo tarša azotinėmis medžiagomis, kadangi šiauriniams rajonams būdingos kerpės, palyginti su pietiniams rajonams būdingomis kerpėmis, mažiau

toleruoja didelį azoto kiekį ir todėl greičiau nyksta (*Globali aplinkos kaita <...>*, 2007). Tačiau, kaip minėta ankstesniame skyriuje, to priežastis gali būti ir pasaulinis atšilimas, todėl vienareikšmiškai remtis viena priežastimi būtų neteisinga.

Tiriant gyvybingas kerpės nustatyta, kad radioaktyvūs elementai gali sukelti masės sumažėjimą iki 4 kartų lyginant su normalia mase. Tačiau bendrijų neatsikuriamumui įtakos turi ne tik padidėjęs radioaktyvumas, tačiau ir daugybė natūralių veiksnių, tokių kaip ilgai išsilaikantis sniegas ar trumpas vegetacijos periodas. Nustatytos didžiausios radioaktyvių stroncio ir cezio koncentracijos buvo kerpių kūno senesnėje, apatinėje dalyje. Tačiau yra atlikta nemažai tyrimų, kuriuose atvirkščiai didžiausios radioaktyvių elementų koncentracijos buvo susikaupusios viršutinėje augalo dalyje. Tiriant jau nebegyvybingus organizmus, buvo nustatyta, kad didžiausios koncentracijos yra susikaupę viršutinėje dalyje (Ramzaev et al., 2007). Taip yra dėl to, kad gyvybingos kerpės teršalus gali gauti iš substrato ir iš atmosferos o ant mirusių kerpių teršalai nusėda tik ant kūno paviršiaus.

Nustatyta, kad aukso kasyklos daro didelį poveikį aplinkos užterštumui, ypač sunkiaisiais metalais, nes atlikus tyrimus įrodyta, kad sunkiųjų metalų kiekis aukso kasyklų aplinkinėse teritorijose yra smarkiai padidėjęs, kas neigiamai veikia kerpių bendrijas (Boamponsem et al., 2010).

Pastebėta, kad šlapalas kuris į aplinką patenka su trąšomis arba gyvūnų išmatomis ir šlapimu gali daryti reikšmingą įtaką kerpių bendrijoms, tačiau yra tokių kerpių rūšių kurios geba augti nepaisant didelių šio teršalo koncentracijų. Šlapalo perteklius daro neigiamą įtaką kerpių vystymuisi nes yra sukeliama enziminė hidrolizė, ko pasekoje kerpės organizmas netenka amonio. Dauguma kerpių rūšių šlapalą hidrolizuoja gniužule, o ureazės (fermento atsakingo už šį procesą) aktyvumas priklauso nuo gniužulo ląstelių sienelių sandaros. Hidrolizės metu šlapalas yra suskaidomas į amonį kuris stabdo fotosintezę. Dėl šios priežasties gali pakisti chloroplastų sandara, iškyla pavojus simbiozės stabilumui. Tačiau kerpių tarpai tarp ląstelių tarnauja kaip fotobionto apsaugos mechanizmas kuris apsaugo nuo taršos amoniu. Taigi, neigiamą amonio poveikį kerpė sumažina reguliuodama ureazės kiekį gniužule (Nascimbene et al., 2014).

Pastebėta, kad didelį užterštumą lakiaisiais junginiais kalnuotose vietovėse lemia turistų skaičius ir atstumas nuo pagrindinio kelio. Nustatyta, kad blogiausia kerpių bendrijų būklė yra tose vietovėse kurios yra dažniausiai lankomos turistų bei netoli pagrindinių kelių (Nascimbene et al., 2014). Tai parodo, kad nustatyti oro užterštumą naudojant epifitines kerpės galima ne tik smarkiai apgyvendintose teritorijose, tačiau ir periferinėse, toliau nuo urbanizacijos nutolusiose vietovėse kur pagrindinis taršos šaltinis yra rekreacija.

## 1.5. KERPIŲ INDIKACINĖS SAVYBĖS

Pagrindinis bioindikacijos metodo privalumas lyginant su aplinkos kokybės (užterštumo) vertinimu matuojant teršalų koncentracijas yra tas, kad gyvo organizmo reakcija į antropogeninį poveikį (taip pat ir aplinkos taršą) vertinama rodikliais, turinčiais biologinę prasmę. Tuos rodiklius galima pritaikyti žmogaus aplinkai vertinti (Nimis, 1999; Nimis et al., 2000; <http://www.aeat.co.uk/cms/>).

Kerpės yra plačiai naudojamos kaip biologiniai monitoriai, dėl jų savybių bioakumuliuoti aplinkos elementus pabrėžiant jų atsparumą sunkiesiems metalams (Garty, 1993; Sloof, 1995; Loppi, Bargagli, 1996; Bargagli, 1998; Sarret et al., 1998) ir kaip bioindikatoriai, dėl jų jautrumo fitotoksinėms dujom (Hawksworth, Rose, 1970; Ferry et al., 1979; Herzig et al., 1989; Richardson, 1993; Nash, Gries, 1995; Cislaghi, Nimis, 1997). Biologinis monitoringas naudojant epifitines kerpes puikiai pasitarnauja nustatinėjant užterštumą tose vietose kuriose sudėtinga ištirti oro taršą kitais būdais, sunkumų kelia elektrinių prietaisų panaudojimas, ypač kalvotose vietovėse (Vasconelos, 2013).

Aplinkos būklei vertinti dažniausiai naudojamos epifitinės kerpės (Giordani et al., 2002) augančios ant medžių žievės, dirvožemio ir akmenų (<http://www.nybg.org/bsci/lichens/>), kadangi jos greitai ir jautriai reaguoja į aplinkos užterštumą sieros ir azoto oksidais, rūgštėjimą ir užterštumą sunkiaisiais metalais, metilenu, fluoro junginiais, ozonu (Jucevičienė, 2002), radioaktyviaisiais elementais (<http://www.nybg.org/bsci/lichens/>). Apie aplinkos oro užterštumą yra sprendžiama iš to kokios kerpių rūšys auga ir koks jų užimamas plotas, taip pat iš fiziologinių savybių kaip gniužulo dydis ir plaušų ilgis (Jucevičienė, 2002).

Išskiriamos pagrindinės kerpių bioindikacinės savybės (Gries, 1996):

- kerpės yra ilgamečiai organizmai, veikiami teršalų ištisus metus, o dėl to, kad neturi sezoniškai numetamų dalių jos puikiai atspindi ilgalaikį teršalų poveikį;
- kerpės neturi apsauginės kutikulės ir žiotelių, o teršalai gali patekti per visą gniužulo paviršių, todėl teršalai labai lengvai patenka ir itin sunkiai pasišalina;
- skirtingos kerpių rūšys skirtingai reaguoja į aplinkos užterštumą, todėl puikiai tinka vertinti įvairių teršalų skirtingoms koncentracijoms.

Kerpės savo sandaros ypatumais ir gebėjimu kaupti tešalus iš oro yra puikiai tinkamos sunkiųjų metalų nustatymui ore (Kularatne, Freitas, 2013). Svarbiausia, kad tiriant kerpes galima nustatyti užterštumo lygį metalais iš kerpės audinio, nebūtina stebėti gausumo ar rūšinės įvairovės (Boamponsem et al., 2010), kas leidžia atsisakyti ilgalaikio stebėjimo ir tiesiog pasikliauti laboratoriniais tyrimais.

Dar 7-ajame dešimtmetyje buvo nustatyta, jog *Cladonia* (P. Browne) genties kerpės gali absorbuoti nuo 50 % iki 100 % radioaktyvaus cezio ir stroncio kiekio patenkančio iš atmosferos į

žemės paviršių, kas rodo šios rūšies patikimumą tiriant potencialas radioaktyviais elementais užterštas vietas. Šios rūšies kerpės labai gerai absorbuoja radioaktyvius elementus nes auga iki 10 metų tačiau jų biomasės prieaugis yra itin mažas, beto jų paviršiaus plotas yra didelis per kurį gali absorbuoti žemės paviršių pasiekusius radioaktyvius elementus, be to šios kerpių rūšies atstovės gali labai gerai pasisavinti radioaktyvius elementus iš substrato ant kurio jos auga (Ramzaev, et al., 2007), todėl galima vertinti ir ilgalaikį poveikį, nes radioaktyvūs elementai prieš kažkurį laiką patekę į medžius dabar gali būti aptikti ant to medžio augančioje kerpėje.

Nustatyta, kad *Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr. yra gana nejautri azoto teršalams, skirtingai nei *Flavoparmelia caperata* (L.) Hale ir *Parmotrema perlatum* (Huds.) M.Choisy, kurios yra ypatingai jautrios NO<sub>x</sub>. Šių kerpių jautrumas azoto junginiams yra nustatytinėjamas išmatuojant chlorofilo–a kiekį jose (Piccotto et al., 2011).

## 1.6. LICHENOINDIKACINIAI APLINKOS KOKYBĖS VERTINIMO METODAI

Kerpės yra labai patikimi bioindikatoriai, naudojami oro kokybės vertinime. Lichenoindikaciniai metodai yra visame pasaulyje plačiai naudojami jau beveik 50 metų. Yra dvi lichenoindikacijos rūšys: aktyvioji ir pasyvioji.

- Aktyvioji lichenoindikacija yra taikoma tose teritorijose, kur dėl labai didelio užterštumo kerpės paplitę labai negausiai arba jų išvis neaptinkama. Dažniausiai tai būna pramoniai rajonai ir didelių miestų centrai bei kitos užterštos teritorijos. Tuomet kerpės į tokias teritorijas yra perkeliamos kartu su substratu iš neužterštų zonų. Yra stebimi gniužulų, biomasės, chlorofilo kiekio pokyčiai.
- Pasyvioji lichenoindikacija yra taikoma tose teritorijose kur kerpės auga natūraliai. Yra vertinama kerpių rūšių įvairovė ir kerpių gausumas bei kiti indikatoriniai požymiai (Stravinskienė, 2004). Dažniausiai yra sudaromas žemėlapis kuris atspindi skirtingas oro užterštumo zonas.

Aktyviosios lichenoindikacijos metodu yra vertinamas kerpės pažeidimo laipsnis, kuris priklauso nuo žinomo stresoriaus dydžio. Dažniausiai yra vertinami morfologiniai, anatomiciniai ir fiziologiniai kerpių gniužulų pokyčiai. Tačiau ne visada šis metodas gali parodyti patikimą užterštumo laipsnį, nes kerpės patiria transplantacinį šoką dėl pasikeitusių klimatinių sąlygų. Pasyviojoje lichenoindikacijoje reikalingas labai tikslus rūšių identifikavimas, nes yra vertinama kerpių bendrijų sudėtis (Jucevičienė, 2002).

1.1 lentelėje yra pateikti lichenoindikaciniai rodikliai ir metodai, kuriuos taikant nustatomi kerpių rūšių ir bendrijų pokyčiai (Jucevičienė, 2002).

**1.1 lentelė.** Rodikliai ir metodai kerpių pokyčiams vertinti (pagal Jucevičienė, 2002)

Vertinimo rodiklis	Vertinimo metodas
Biomasė	Sausos medžiagos kiekio nustatymas
Chlorofilo kiekis	Ekstrakcija, spektrofotometrija
Spalvos pokyčiai	Vizualiniai metodai, foto vaizdų analizė
Rūšies padengimo laipsnis	Vizualiniai metodai, lichenometrija
Produktyvumas ir dauginimasis	Soredžių ir izidžių vertinimas
Gniužulo išsivystymas	Foto vaizdų analizė, lichenometrija
Augimo greitis	Vizualiniai metodai, biomasės vertinimas
Gniužulo pažeidimai	Vizualinis vertinimas, lichenometrija, fotovaizdų analizė
Bioakumuliacija	Spektrofotometrija

Oro kokybė dažniausiai yra vertinama pagal tam tikrus kompleksinių rodiklių indeksus. Dažniausiai naudojami kompleksinių rodiklių indeksai yra poleotolerantiškumo indeksas (PI) ir atmosferos švarumo indeksas (AŠI). Remiantis šiais indeksais yra sudaromi lichenoidikaciniai žemėlapiai, kurie yra vaizdžiausia lichenoidikacinių tyrimų išraiška (Jucevičienė, 2002).

P.I. – poleotolerantiškumo indeksas buvo sudarytas estų lichenologo H. Trass'o (Trass, 1968, pagal Asta et al., 2002). Šis indeksas parodo kerpių bendrijų būklę ir yra skaičiuojamas pagal formulę:

$$PI = \sum_{i=1}^n \frac{a_i c_i}{C_n}, \quad (1.1)$$

čia  $C_n$  – bendras kerpėmis apaugęs plotas;  $n$  – rūšių skaičius;  $a_i$  – rūšies poleotolerantiškumo indeksas;  $c_i$  – kiekvienos rūšies kerpėmis apaugęs plotas. Kuo didesnė poleotolerantiškumo indekso reikšmė, tuo labiau yra užterštas tiriamos teritorijos oras. P.I. yra skaičiuojamas kiekvienam tirtam medžiui.

A.Š.I. – atmosferos švarumo indeksas (De Sloover, Le Blanc, 1968, pagal Asta et al., 2002). Šis metodas yra taikomas plačiausiai visame pasaulyje. Šis indeksas parodo atmosferos oro kokybę remiantis kerpių rūšių skaičiumi, dažnumu ir tolerantiškumu. Jis apskaičiuojamas pagal formulę:

$$A.Š.I. = \sum_n^1 (Q \cdot f) / 10, \quad (1.2)$$

čia  $n$  – kerpių rūšių skaičius viename apskaitos plotelyje;  $f$  – rūšies aptikimo dažnis, nustatomas kiekvienai rūšiai;  $Q$  – toksifobiškumo indeksas, kuris parodo vidutinį rūšių, augančių kartu su tiriamą rūšimi, skaičių.

Norint nustatyti teritorijos užterštumą sunkiaisiais metalais yra nustatinėjamas taršos indekso veiksnys (T.I.V.). T.I.V. parodo santykį tarp esamos elemento koncentracijos kerpės gniužule ir vidutinės kontrolinės to elemento koncentracijos. Kuo jis didesnis, tuo yra didesnis

užterštumas. Pagal šį rodiklį galima vertinti teritorijos užterštumą sunkiaisiais metalais. Jis apskaičiuojamas pagal formulę:

$$T.I.V. = C_s/C_c, \quad (1.3)$$

čia  $C_s$  yra elemento koncentracijos vidurkis mėginyje;  $C_c$  – kontrolinė vidutinė elemento koncentracija (Boamponsem et al., 2010).

**1.2 lentelė** Teritorijos užterštumas sunkiaisiais metalais pagal T.I.V. (pagal Boamponsem et al., 2010)

T.I.V.	Užterštumo sunkiaisiais metalais lygis	Teritorijos užterštumas sunkiaisiais metalais
< 1,2	I	Neužteršta
1,2 – 2	II	Mažai užteršta
2 – 3	III	Vidutiniškai užteršta
> 3	IV	Stipriai užteršta

Lietuvoje kerpės kaip bioindikatoriai pradėti naudoti tik 1995 m. Įvertinta Kauno miesto oro kokybė pasyviosios lichenoidikacijos metodu ir nustatyta lichenotolerancijos klasė dar 56 kerpių rūšims (Jucevičienė, Valakaitė–Domarkienė, 2000). Atlikti žemėnaudos poveikio kerpių rūšių įvairovei tyrimai „Via Baltica” greitkelio aplinkoje, atkarpoje tarp Marijampolės ir Suvalkų (Motiejūnaitė, Fautynowicz, 2005). Pasyviosios lichenoidikacijos metodu įvertinta oro kokybė Vilniaus (Stravinskienė, Tamašauskaitė, 2010), Rokiškio (Stravinskienė, Stankevičiūtė, 2011) ir Marijampolės (Stravinskienė, Žemaitis, 2009) miestuose. Tirtos kerpių, kaip senų miškų indikatorių, taikymo galimybės Lietuvoje (Motiejūnaitė et al., 2004).

## 1.7. ORO KOKYBĖS VERTINIMO METODAI

### 1.7.1. Oro kokybės matavimo metodai

Lietuvoje šiuo metu veikia 13 automatizuotų oro kokybės matavimo stočių, kuriose matuojamos  $NO_2$ ,  $NO$ ,  $NO_x$ ,  $SO_2$ ,  $CO$ ,  $KD_{10}$ ,  $KD_{2,5}$ , ozono, benzeno, tolueno koncentracijos ir meteorologinės sąlygos. Taip pusiau automatiniais metodais yra matuojamos bendrųjų dulkių, policiklinių aromatinių angliavandenių ir sunkiųjų metalų koncentracijos. Šalyje taip pat veikia 4 stotys matuojančios foninį užterštumą. Jos pastatytos Preiloje, Žemaitijos, Aukštaitijos ir Dzūkijos Nacionaliniuose parkuose. Jose matuojamos ozono,  $SO_2$ ,  $NO_x$ ,  $SO_4$ , sunkiųjų metalų, nitratų ir amonio koncentracijos bei iškritos. Kaune yra 3 automatizuotos stotys ir viena mobili laboratorija (Aplinkos oro kokybės vertinimo vadovas, 2006).

Oro kokybės matavimo metodai gali būti nutrūkstami (indikatoriniai) ir nenutrūkstami (nuolatiniai).

Nutrūkstami metodai susideda iš ėminių paėmimo ir analizės laboratorijoje. Jie gali būti atliekami automatiniais prietaisais. O nenutrūkstami metodai vykdomi nepertraukiamai stacionariose stotyse. Daugiau pranašumų turi pastarieji, dėl savo nepertraukiamumo ir tikslumo, tačiau yra brangesni, reikalauja daug specialios įrangos ir personalo (*Aplinkos oro kokybės vertinimo vadovas*, 2006).

Tačiau norint atlikti nebrangius, pakankamai patikimus oro kokybės tyrimus dažniausiai naudojami pasyvieji sorbentai. Pasyvieji sorbentai kaupia teršalus iš aplinkos be papildomo aktyvaus oro siurbimo, dažniausiai kelias dienas, savaites ir gali trukti net kelis mėnesius. Šis metodas tinka didelėms teritorijoms ir ilgalaikiam stebėjimui (*Aplinkos oro kokybės vertinimo vadovas*, 2006).

### **1.7.2. Azoto dioksido koncentracijos ore nustatymas pasyvaus kaupimo metodais**

Pasyvieji oro taršos kaupikliai yra naudojami ilgalaikiams oro kokybės stebėjimams. Tai pakankamai nebrangus, nereikalaujantis didelės kvalifikacijos personalo ir patirties ir patikimas metodas, ypač norint nustatyti oro užterštumą didelėje teritorijoje. Tyrimais įrodyta (Vardoulakis et al., 2009), kad lyginant pasyviuosius kaupiklius su automatiniais analizatoriais gaunami patikimi rezultatai (koreliacinis ryšys  $r=0,934$ ), kurie patvirtina šio metodo tinkamumą.

Pasyviųjų kaupiklių rezultatams nemažą įtaką daro meteorologinės sąlygos. Rezultatai gali būti netikslūs dėl vėjo greičio, temperatūros, santykinio oro drėgnumo. Norint sumažinti netikslumų galimybę į skaičiavimus yra įtraukiama vidutinė matuoto laikotarpio temperatūra (*Vilkaviškio ir Kybartų miestų aplinkos oro monitoringo ataskaita*, 2011).

Į pasyviųjų kaupiklių teršalai patenka difuzijos būdu (Ferm, 1993). Kaip sorbentas dažniausiai yra naudojamas trietanolaminas. Juo yra impregnuojamas vatmano filtras, kuris dedamas į pasyvaus kaupiklio vidų. Ekspozicijos metu susidaro trietanolamino azoto dioksido junginys. Šarminė terpė apsaugo nitrato joną nuo oksidacijos į nitritą. Priklausomai nuo ekspozicijos trukmės, filtras sukaupia skirtingą nitrito kiekį, todėl į skaičiavimus yra įtraukiama ekspozicijos trukmė. Laboratorijoje filtrai turi būti laikomi šaltai. Vėliau yra ekstrahuojami distiliuotame vandenyje, tuomet veikiami Saltzmano reagentu ir spektrofotokolorimetru nustatoma nitritų jonų koncentracija (*Vilkaviškio ir Kybartų miestų aplinkos oro monitoringo ataskaita*, 2011). Dažniausiai yra naudojami ženklelio formos pasyvieji kaupikliai, nes lyginant su vamzdelio formos kaupikliais teršalų sukaupimo greitis juose yra žymiai didesnis (Krochmal, Gorski, 1991).

Pasyvieji oro kaupikliai dažnai naudojami NO<sub>2</sub> koncentracijos nustatymui šalia intensyvaus eismo gatvių. Nustatyta stipri priklausomybė tarp atstumo nuo intensyvaus eismo gatvių ir NO<sub>2</sub> koncentracijos mažėjimo (Krochmal, Gorski, 1991).

*Kerpės dėl savo anatominių ir morfologinių savybių yra labai patikimi bioindikatoriai naudojami aplinkos oro taršai nustatyti. Skirtingos kerpių rūšys yra prisitaikę gyventi įvairiomis klimato sąlygomis, todėl lichenoidikaciniai metodai gali būti naudojami plačiai visame pasaulyje. Kerpių bendrijoms įtaką daro ne tik antropogeniniai, bet ir natūralūs veiksniai. Lichenoidikaciniai metodai leidžia įvertinti ilgalaikį ir kompleksinį neigiamų veiksnių poveikį gyvagai gamtai. Dėl šių metodų patikimumo galima tiksliai nustatyti skirtingas įvairių teršalų koncentracijas aplinkoje bei įvertinti jų galimą poveikį. Lichenoidikacija visame pasaulyje yra plačiai taikoma jau beveik 50 metų, tačiau Lietuvoje šių metodų taikymas aplinkos oro kokybės stebėjime nėra plačiai vykdomas. Tačiau, rezultatų patikimumui padidinti yra naudojami ir analitiniai taršos matavimo metodai. Geriausiu kokybės ir kainos santykiu pasižymi pasyvaus kaupimo metodas, kuriuo patikimai yra nustatoma NO<sub>2</sub> koncentracija ore.*

## 2. DARBO TIKSLAS, UŽDAVINIAI, METODIKA IR OBJEKTAS

### 2.1. DARBO TIKSLAS IR UŽDAVINIAI

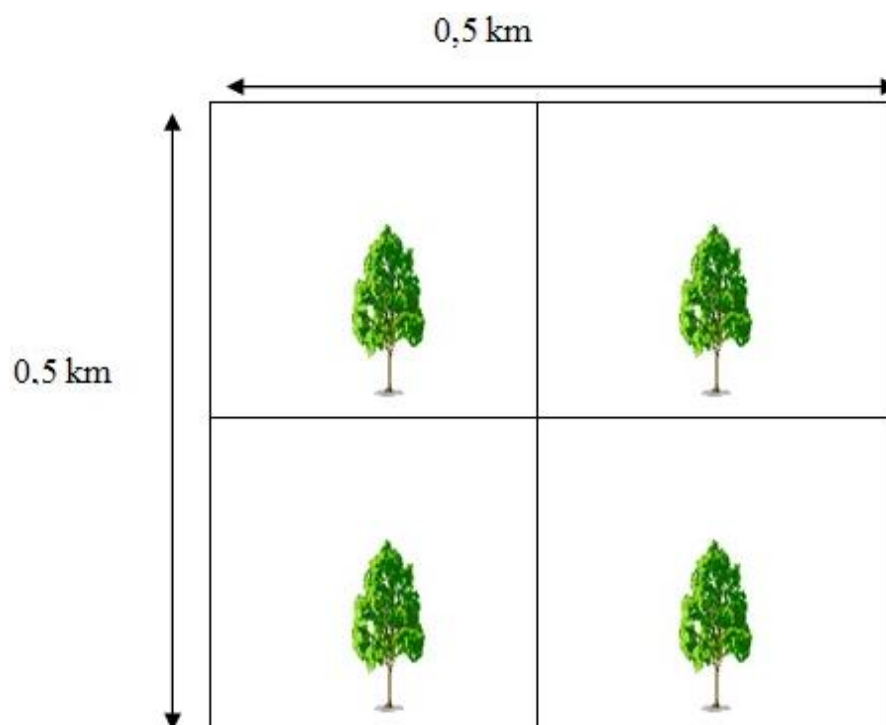
**Darbo tikslas** – nustatyti Kleboniščio miško parko oro kokybę naudojant pasyvią lichenoidikaciją ir pasyvaus kaupimo metodą.

**Darbo uždaviniai:**

- ištirti epifitinių kerpių rūšių įvairovę Kleboniščio miško parko teritorijoje;
- nustatyti epifitinių kerpių rūšių įvairovės ir gausumo pasiskirstymo dėsninumus;
- pagal kerpių bendrijų būklę charakterizuojantį rodiklį (poleotolerantiškumo indeksą) išskirti Kleboniščio miško parko lichenoidikacines zonas ir sudaryti lichenoidikacinį žemėlapi;
- ištirti oro kokybę Kleboniščio miško parke naudojant pasyviuosius kaupiklius.

### 2.2. DARBO METODIKA

Kleboniščio miško parkas, norint gauti kuo tikslesnius duomenis apie jo oro būklę, buvo padalintas į  $0,25 \text{ km}^2$  kvadratus, kiekviename iš jų aprašant epifitinių kerpių bendrijas ant vidutiniškai 4 medžių. (2.1 pav.). Viso buvo išskirtas 31 kvadratas ir ištirti 124 medžiai. Daugiausiai ištirta buvo paprastųjų ąžuolų (*Quercus L.*) – 88 (71%) ir karpotųjų beržų (*Betula L.*) – 31 (25%). Taip pat ištirti 3 paprastieji klevai (*Acer L.*), 1 paprastasis uosis (*Fraxinus L.*) ir paprastoji pušis (*Pinus silvestris L.*). Skurdžios žievės medžiai sudarė 97 % medžių, o turtingos – 3 %. Kvadratų dydis ir apskaitos medžių skaičius pasirinktas remiantis Europoje patikrinta metodologija (Asta et al., 2002).

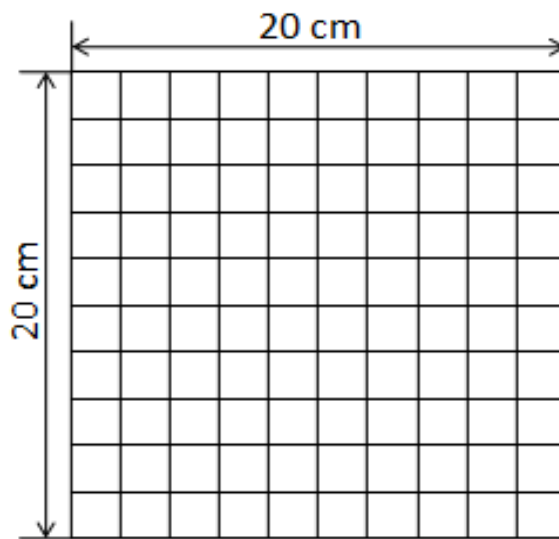


2.1 pav. Apskaitos medžių parinkimo schema apskaitos kvadrato

Pasirenkant apskaitos medžius pirmenybė buvo teikiama epifitinių kerpių gausumu pasižyminčioms rūšims: beržui (*Betula sp. (L.)*) ir ąžuolui (*Quercus sp. (L.)*). Stengtasi, kad pasirinkti medžiai būtų nutolę vienas nuo kito panašiu atstumu, buvo stengiamasi rinktis pirmojo arba antrojo ardo medžius. Tyrimui naudoti medžiai buvo panašaus diametro ir amžiaus, sveiki, nesužalotos žievės, ne daugiau kaip 10<sup>0</sup> polinkio medžiai.

Kerpių bendrijų aprašymui ant medžių buvo naudojamas tinklelis 20x20 cm (2.2 pav.), kuris yra tvirtinamas 1,3 m aukštyje nuo šaknies kaklelio šiaurinėje kamieno pusėje, nes ten kerpių gausumas yra didžiausias. Tinklelis yra suskirstytas į 100 langelių, kurių kiekvienas atitinka 1%. Buvo nustatomi tokie rodikliai: kerpių bendrijas sudarančių kerpių rūšys, bendras kerpių padengimas (%), kiekvienos rūšies padengimas (%).

Rūšių įvairovė nustatyta, skaičiuojant skirtingų kerpių rūšių skaičių kiekviename išskirtame 0,25 km<sup>2</sup> kvadrato, o jų gausumas – skaičiuojant vidutinį visų kerpių rūšių procentinį padengimą kvadrato. Tiksliai kerpių identifikavimui buvo naudojami: VDU Gamtos mokslų fakulteto Aplinkotyros katedroje sukaupta epifitinių kerpių kolekcija, J. Motiejūnaitės pažintinės serijos „Gamtas šalia tavęs“ leidinys „Kerpės“, mikroskopas ir reagentai: kalio šarmo (KOH) 10 % tirpalas (K), baliklis ACE (C), p–Fenileno diamino šviežias spiritinis tirpalas (P).



**2.2 pav.** Tinklelis kuriuo naudojantis aprašomos kerpių bendrijos

**Poleotolerantiškumo indekso skaičiavimas.** Vienas iš dažniausių kompleksinių rodiklių vertinant kerpių bendrijas yra poleotolerantiškumo indekso (PI) nustatymas kuris 1973 metais buvo pasiūlytas estų lichenologo H. Trass'o. Jis nustatomas pagal formulę:

$$PI = \sum_{i=1}^n \frac{a_i c_i}{C_n}, \quad (2.1)$$

čia  $C_n$  – bendras kerpėmis apaugęs plotas;  $n$  – rūšių skaičius;  $a_i$  – rūšies poleotolerantiškumo indeksas;  $c_i$  – kiekvienos rūšies kerpėmis apaugęs plotas. Nežinomas rodiklis  $a_i$  nebuvo

nustatinėjamas – pritaikyta Kauno miestui sudaryta poleotolerantiškumo klasių sistema (Jucevičienė, Valakaitė–Domarkienė, 2000).

**2.1 lentelė.** Atmosferos užterštumo zonos pagal PI

PI	Užterštumo zona
0–3	Natūralaus kraštovaizdžio
3–7	Periferinės, sąlyginai švarios miesto dalies
7–9	Vidutinio užterštumo
9–10	Stipraus užterštumo
>10	„Kerpių dykuma“

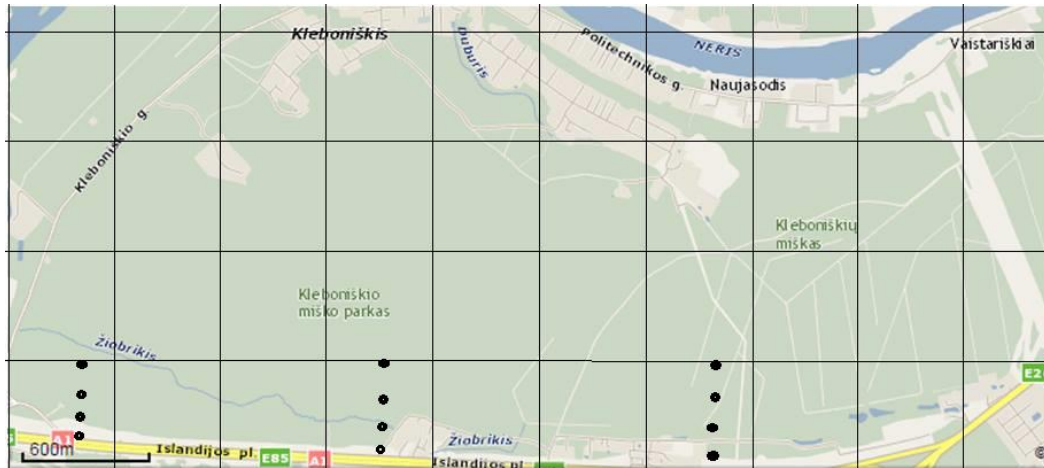
**Gyvenvietės rajonavimas.** Kleboniščio miško parkas buvo padalintas į 3 rajonus atsižvelgiant į atstumą nuo automagistralės Vilnius – Klaipėda. Pietinį rajoną, kuris yra iki 500 m atstumu, centrinį – 500–1000 m atstumu ir šiaurinį, kuris yra toliau nei 1000 m nuo minėtos automagistralės.

**Žemėlapis sudarymas.** Žemėlapis buvo sudaromas kompleksinio rodiklio poleotolerantiškumo indekso (PI) pagrindu. Buvo panaudotas Kleboniščio miško parko žemėlapis (1:26000).

**NO<sub>2</sub> koncentracijos nustatymas ore naudojant pasyviuosius kaupiklius.** Azoto dioksido koncentracija ore buvo matuota 12 Kleboniščio miško parko vietų. Šios vietos buvo pasirinktos, kad apimtų kuo įmanoma didesnę plotą, kuris buvo išskirtas pasyviosios lichenoidikacijos metodo tyrimui bei priklausomai nuo atstumo nuo pagrindinio kelio: prie pat automagistralės Vilnius – Klaipėda, 150 metrų atstumu, 300 metrų atstumu ir 500 metrų atstumu. NO<sub>2</sub> koncentracijai nustatyti buvo naudojami pasyvieji kaupikliai, kurių dugne įdėtas trietanolamino tirpalu impregnuotas *Whatman 1 Cr* filtras. Virš filtro buvo dedama apsauginė membrana skirta apsaugoti filtrą nuo neigiamų aplinkos veiksnių (dulkių ir vėjo). Ekspozicijos trukmė buvo 7 paros. Analizė atlikta naudojant spektrofotometrinių metodą (reakcija su Saltzmano reagentu). Absorbicija matuota prie 540 nm bangos ilgio, naudojant 1 cm storio stiklinę kiuvetę. NO<sub>2</sub> masė buvo nustatoma pagal lygtį gautą naudojant kalibracinę kreivę (0,5 ml, 1 ml, 1,5 ml, 2 ml etaloninio (NaNO<sub>2</sub>) tirpalo, kiekvieną skiedžiant iki 2 ml bendro tūrio distiliuotu vandeniu).

**Statistiniai metodai.** Parko teritorijoje suskaičiuoti oro kokybę atspindinčių rodiklių (rūšių įvairovė, gausumas, PI, NO<sub>2</sub> koncentracija) aritmetiniai vidurkiai, standartinės paklaidos,

pasikliautieji intervalai. Minėtų rodiklių tarpusavio ryšiui nustatyti taikyta koreliacinė analizė. Įvertinta veiksnio „rajonas“ įtaka minėtiems rodikliams (dispersinė analizė). Duomenys apdoroti „STATISTICA“ paketu.



**2.3 pav.** Kleboniškių miško parke NO<sub>2</sub> pasyviųjų kaupiklių ekspozicijos vietos ir išskirti kvadratai

### 2.3. TYRIMO OBJEKTAS

Tai vienas didžiausių parkų Kaune, kurio bendras plotas yra 337,7 ha. Jis prasideda nuo automagistralės Vilnius – Klaipėda ir tęsiasi iki Kelboniškių kaimo (Kauno miesto miškų ir želdynų tvarkymo projektas, 1996). Ši zona yra labai svarbi, nes jos kaimynystėje yra išsidėstę pagrindiniai Kauno miesto gyvenamieji masyvai (Dainavos, Kalniečių, Eigulių gyv. rajonai). Kleboniškių poilsio zona apima Kleboniškių mišką tarp Islandijos plento (šiaurinio apvažiavimo), Neries upės, orinių elektros linijų koridoriaus ir magistralinio kelio į Jonavą (Bendrasis Kauno miesto planas, 2011). Taigi miško masyvas auga miesto šiaurėje ir stačia plokštuma liečiasi beveik su visu šiauriniu miesto plotu. Strategiškai vertingiausias yra 4 kilometrų tiesia linija besiliečiantis miško plotas su Eigulių ir Kalniečių rajonais. Šie rajonai yra nauji, žmonės gyvena daugiaaukščiuose, todėl didelė populiacijos dalis gali nueiti į mišką pėsčiomis.

Kleboniškių miško parkas yra priskiriamas II grupės, (specialios paskirties B) rekreaciniams miškams, kurių Kauno mieste yra daugiausia – 2794 ha. Kleboniškių miškas kartu su Ažuolynu, Davalgonių mišku ir kitomis teritorijomis yra priskiriami Kauno miesto rajoniniams ir vietiniams vidinio stabilizavimo arealams. Tai yra teritorijos, galinčios pakeisti šoninį nuotėkį ar kitus gamtinės migracijos srautus, taip pat reikšmingos biologinės įvairovės požiūriu: želdinių masyvai ir grupės, natūralios pievos, pelkės bei kiti vertingi stambiųjų geosistemų ekotopai. Šios teritorijos kompensuoja neigiamą ekologinę įtaką gamtinėms geosistemoms. Kleboniškių miško parko pagrindinė funkcija būtent ir yra kompensuoti neigiamą ekologinę įtaką gamtai, nes miškas valo orą šalia tankiausiai apgyvendintų Kauno mikrorajonų ir judriausios Respublikos

automagistralės Klaipėda – Vilnius. Dalis Kleboniščio yra regioninės reikšmės migracijos koridorius, nes jame yra nedidelio upelio slėnis, o būtent nedidelių upelių slėniuose Kauno mieste buvo nustatyti rajoniniai ir vietiniai migracijos koridoriai. Čia miškas atlieka svarbią funkciją leidžiančią migruoti gyvūnams ir palaikyti biologinės įvairovės gausą ([http://www.vstt.lt/VI/rubric.php?rubric\\_id=50](http://www.vstt.lt/VI/rubric.php?rubric_id=50)).

Kleboniščio miško parko masyvas yra priskiriamas šiaurinės atsvaros erdvei ir yra ypač saugotinas kaip miesto viešoji erdvė. Jis naudojamas išskirtinei rekreacijos paskirčiai tausojant, renovuojant želdynus, gerinant jų kokybę, didinant užimamus plotus. Taip Kleboniškyje skatinama rekreacinė ir poilsio organizavimo veikla (Aukštybinių pastatų išdėstymo Kauno miesto savivaldybės teritorijoje specialiojo plano pakeitimas, 2009). Kleboniščio miškas nors ir auga labai arti miesto, tačiau yra išsaugojęs labai daug laukinio miško bruožų. Taip yra todėl, kad miško plotą iš vakarų ir šiaurės juosia Neries upė. Miško giluma apsaugota nuo lankytojų srauto ir sukelia nelieptos laukinės gamtos įspūdį. Šios zonos gamtinius išteklius sudaro: miško masyvas, kalvotas reljefas, aukšti (apie 40 m aukščio) Neries slėnio šiauriniai šlaitai su jų apačioje besitęsiančiomis pievomis. Į pietryčius nuo Kleboniščio tęsiasi pelkėtos smėlingos lygumos. Šis miškas kaip ir aplinkinės teritorijos priklauso didžiausiam Lietuvoje Nemuno upės baseinui, o per patį mišką teka siauras, sekclus upelis (Kauno miesto bendrasis planas, 2011).

Kleboniščio miško parko medžiai gali pašalinti 38,7 t. teršalų per metus. O<sub>3</sub> – 11,5 t., KD – 10,3 t. NO<sub>2</sub> – 9,5 t., SO<sub>2</sub> – 5 t., CO<sub>2</sub> – 2,3 t. Daugiausia bendro anglies kiekio šiame miško parke sugeria pušys – 74 %, eglės – 24 %, ąžuolai tik 7 %, tačiau vertinant vieno medžio absorbcinę gebą per jo gyvavimo periodą, ąžuolo absorbcinė geba yra didžiausia – 0,2 t. anglies. Tačiau kadangi didžiąją dalį medžių (70 %) sudaro pušys – tai šių medžių bendra absorbcinė geba yra žymiai didesnė, nei kitų rūšių (Aleknavičiūtė, 2008).

Nors kultūros paveldo objektų čia yra labai nedaug ir jie nėra niekaip saugomi, tačiau yra svarbūs ir pačiam miškui ir visos Lietuvos istorijai. Pirmasis iš jų tai seniausia Kleboniščio miško pušis, kuri yra maždaug 240 metų amžiaus. Ji yra ypatinga tuo, kad visas šalia stovėjęs pušis iškirto, tik ši viena liko, ir taip ji pavirto kone gamtos paminklu. Nors aplink miestą yra išlikusių daug fortų ir gynybinių statinių, tačiau čia buvo Kauno tvirtovės pradžia. Kai Caro kariuomenė statė Kauno tvirtovę čia buvo pirmosios Kauno tvirtovės prieigos, kur buvo visa tuometinė būdinga apkasų sistema (<http://www.youtube.com/watch?v=D5JjHThHiU>). Kleboniščio miške yra išasfaltuotas 3 km ilgio pėsčiųjų ir dviratininkų takas, kuris yra pritakytas negalią turintiems žmonėms. Įrengtos atokvėpio vietos, pastatytos 6 meniškos medžio skulptūros. Virš automagistralės Vilnius – Klaipėda yra pastatytas pėsčiųjų tiltas, šalia kurio yra įrengti suolai ir laužavietės (Gamtos lobiai, 2014).

Miško jaukumą keičia automobilių srauto padidėjimas. Automobilių skaičius padidėjo visoje Lietuvos teritorijoje, tačiau jų srautas prie Kleboniščio miško ypač suintensyvėjo pastačius prekybos ir laisvalaikio centrą „Mega“ ir nutiesus įvažiavimą į magistralę iš Šilainių ir iš Vytėnų. Transportas drumsčia miško ramybę, nes mašinų griausmai girdis, tik įėjus į mišką (<http://ekologija.blogas.lt/kleboniskio-miskas-105.html>).

### **3. KLEBONIŠKIO MIŠKO PARKO ORO KOKYBĖS VERTINIMAS (rezultatai ir jų aptarimas)**

#### **3.1. EPIFITINIŲ KERPIŲ RŪŠIŲ ĮVAIROVĖS IR GAUSUMO TYRIMAI**

##### **3.1.1. Epifitinių kerpių rūšių įvairovės tyrimai Kleboniščio parke**

Atliekant šį darbą 2014–2015 m. lichenoidinaciniu metodu buvo ištirta 7,75 km<sup>2</sup> teritorija, kuri buvo padalinta į 31 0,25 km<sup>2</sup> ploto kvadratą. Ši Kleboniščio miško parko teritorija buvo pasirinkta, nes joje yra Kleboniščio ir Naujasodžio gyvenamieji rajonai, kurie pastaruoju metu iš sodo bendrijų tampa nuolat gyvenamomis teritorijomis ir smarkiai plečiasi. Taip pat dėl gausaus lankytinų vietų skaičiaus ši teritorija yra mėgiama Kauno mikrorajonų (Eiguliai, Dainava, Šilainiai) gyventojų, kaip poilsio, laisvalaikio ir rekreacijos objektas. Iš viso buvo ištirti 124 medžiai, iš kurių daugiausiai ištirta paprastųjų ažuolų (*Quercus robur* L.) – 88 (71 %) ir karpotųjų beržų (*Betula pendula* L.) – 31 (25 %). Taip pat ištirti 3 paprastieji klevai (*Acer platanoides* L.), 1 paprastasis uosis (*Fraxinus excelsior* L.) ir paprastoji pušis (*Pinus silvestris* L.). Iš viso identifikuotos 22 kerpių rūšys.

Jautriausios oro taršai yra krūmiškosios ir lapiškosios, o pačios atspariausios – žiauberiškosios kerpių rūšys (Aslan et al., 2011). Didelis žiauberiškujų kerpių rūšių skaičius atspindi aukštą antropogenizacijos laipsnį (Jucevičienė, 2002). Kleboniščio parko teritorijoje rastos 8 krūmiškųjų, 9 lapiškųjų ir 5 žiauberiškujų kerpių rūšys (3.1 lentelė.). Net ¾ rastų rūšių sudaro krūmiškosios ir lapiškosios kerpių rūšys, kurios yra pačios jautriausios oro užterštumui. Rastos kerpių rūšys, kurios yra ypatingai jautrios oro taršai, tai: *Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf, *Usnea hirta* (L.) F. H. Wigg., *Ramalina fraxinea* (L.) Ach. ir *Ramalina farinacea* (Nyl.) Nyl. tačiau jų nebuvo itin daug ir labiausiai paplitusios Šiauriniame rajone. Analizuojant skirtingų morfologinių formų kerpių teritorinio paplitimo dėsninumus nustatyta, kad krūmiškųjų, lapiškųjų ir žiauberiškujų kerpių rūšių aptikta visuose tirtuose kvadratuose, kas rodo tirtos teritorijos žemą antropogenizacijos laipsnį. Tačiau pastebėta, kad didesnė krūmiškųjų kerpių įvairovė yra tuose kvadratuose, kurie yra labiau nutolę nuo tankiai apgyvendintos parko dalies ir pagrindinės automagistralės. Priešingai, kerpių rūšys mėgstančios dulkėtą ir azoto junginiais pripildytą aplinką (*Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr.) arba nejautrios aplinkos užterštumui kaip *Lepraria* (Ach.), taip pat buvo aptiktos beveik visuose tyrimo kvadratuose, tačiau jos žymiai gausiau auga šiauriniame,

nei centriniame ir pietiniame rajonuose. Todėl išanalizavus kerpių rūšių paplitimo dėšningumus pastebėta, kad taršai jautrios kerpių rūšys yra labiau paplitusios tuose Klebonišchio miško parko rajonuose, kurie yra labiau nutolę nuo magistralės. Priešingai, kerpės mėgstančios užterštą orą gausiau auga netoli kelio.

Vertinant Klebonišchio miško parko rūšių įvairovės teritorinį pasiskirstymą, buvo nustatytas kerpių rūšių skaičius išskirtuose kvadratuose. Visi kvadratai pagal epifitinių kerpių rūšių skaičių buvo priskirti 3 klasėms:

- maža rūšių įvairovė ( $\leq 7$  rūšys);
- vidutinė rūšių įvairovė (8–10 rūšių);
- sąlyginai didelė rūšių įvairovė ( $> 10$  rūšių).

### 3.1 lentelė. Klebonišchio miško parko teritorijoje aptiktos epifitinių kerpių rūšys

Nr.	Gniužulo forma	Kerpės rūšis
1.	Krūmiškosios	<i>Cladonia gracilis</i> (L.) Willd
2.		<i>Cladonia chlorophaea</i> (F) Spreng.
3.		<i>Usnea hirta</i> (L.) F. H. Wigg
4.		<i>Cladonia arbuscula</i> (Wallr.) Flot.
5.		<i>Cladonia coniocraea</i> (Florke) Spreng
6.		<i>Ramalina fraxinea</i> (L.) Ach.
7.		<i>Ramalina farinacea</i> (Nyl.) Nyl.
8.		<i>Pseudevernia furfuracea</i> (L.) Zopf
9.	Lapiškosios	<i>Xanthoria parietina</i> (L.) Th. Fr.
10.		<i>Parmelia sulcata</i> Taylor
11.		<i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl.
12.		<i>Flavoparmelia caperata</i> (L.) Hale
13.		<i>Hypogymnia tubulosa</i> (Schaer.) Hav.
14.		<i>Melanelia</i> Essl.
15.		<i>Lobaria pulmonaria</i> (L.) Hoffm.
16.		<i>Peltigera praetextata</i> (L.) Wild
17.		<i>Pleurosticata acetabulum</i> (Neck.) Elix
18.	Žiauberiškosios	<i>Pertusaria amara</i> DC.
19.		<i>Heatomma ochroleucum</i> (Neck.) Laundon
20.		<i>Phlyctis argena</i> (Spreng.) Flot.
21.		<i>Chaenotheca ferruginea</i> (T.) Migg.
22.		<i>Lepraria</i> (Ach.)

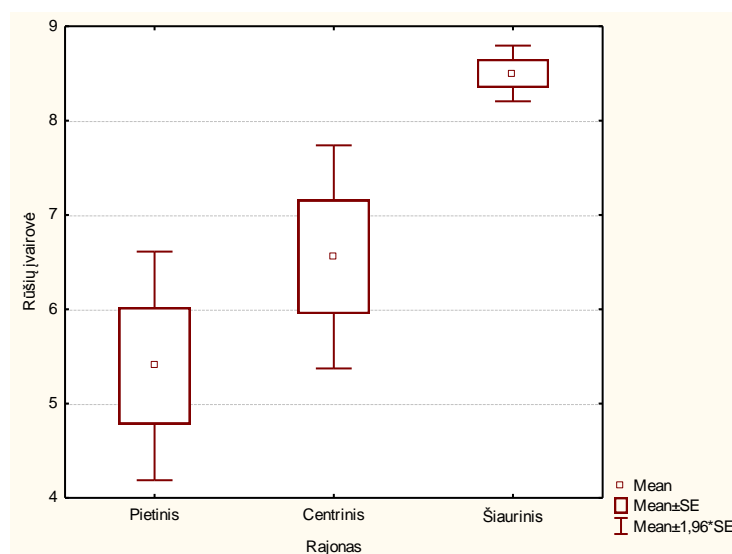
Rūšių įvairovės vidurkis tirtoje teritorijoje yra 6,9 rūšies. Klebonišchio miško parke nustatyta maža rūšių įvairovė, kas rodo aukštą antropogenizacijos laipsnį tirtoje teritorijoje.

Pietinis rajonas tęsiasi išilgai per vieną judriausių automagistralių Lietuvoje Klaipėda – Vilnius. Šis kelias yra ne tik respublikinės, bet ir tarptautinės reikšmės, kuriuo vyksta pervežimai iš

vakarų Europos į rytinę jos dalį (Rusija, Baltarusija). L. Marmor ir T. Randle (2007) nustatė, kad azoto dioksidas, kurio didžiąją dalį emisijos išmeta automobilių transportas, yra vienas iš veiksnių turinčių daugiausiai įtakos kerpių gyvybingumui ir jų bendrijų gausai šalia gatvių, kurioms būdingas intensyvus transporto eismas. Taip pat šis parko rajonas yra artimiausias didžiųjų miesto mikrorajonų gyventojams, todėl lankomumas jame yra pats intensyviausias ir dėl geriausiai įrengtos parko infrastruktūros (poilsio aikštelės, pėsčiųjų ir dviračių takai, automobilių stovėjimo aikštelės).

Ne tik antropogeninė veikla, bet ir natūralūs gamtiniai veiksniai turi įtakos kerpių bendrijų gausai. Vienas iš pagrindinių veiksnių yra reljefas (Jucevičienė, 2002). Tai galima sieti su taršos sklaida ir jos sklaidos mechanizmais. Klebonišio miško parke gausu upelių slėnių ir įdubų, o šiaurinio rajono didžioji dalis yra Neries upės slėnyje. Tai gali didinti teršalų nusėdimą ir išsilaikymą aplinkoje, tuo pačiu didėjant teršalų neigiamo poveikio rizikai šioje teritorijoje. Taip pat šis rajonas yra gana tankiai apgyvendintas ir jame pastatyti tik nuosavi namai. Nepaisant to, kad šiame rajone esančiose gyvenvietėse, kaip pagrindinis kuro šaltinis yra naudojamos dujos, tačiau dalis gyventojų kūrenimo šaltiniu, dėl konkurencingos kainos, renkasi kietąjį kurą, kuris yra žymiai taršesnis. Deginant kietąjį kurą į aplinką išsiskiria sieros ir azoto oksidai, CO<sub>2</sub> bei kietosios dalelės. Kerpės žudančiai veikia sieros oksidai (De Wit, 1976), nes dėl šio teršalo poveikio sunyksta centrinė kerpės gniužulo dalis, tačiau dažnai kerpė išsaugo pakankamai gyvybingo audinio, kad galėtų atsistatyti (De Wit 1976; Skye 1968). Didėjant NO<sub>2</sub> ir CO<sub>2</sub> koncentracijai ore, epifitinių kerpių rūšių skaičius mažėja (Stravinskienė, Tamašauskaitė, 2010).

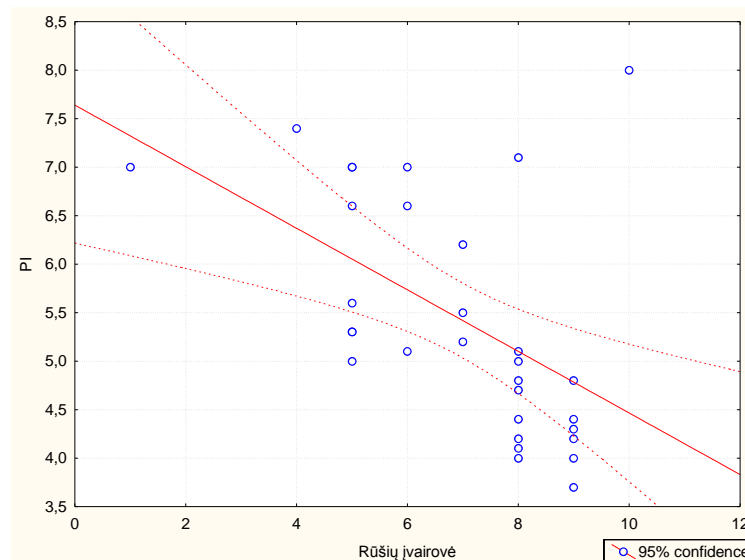
Nustatytas statistiškai reikšmingas rūšių įvairovės vidurkių skirtumas tarp skirtingų rajonų (3.1 pav.). Daugiausia rūšių aptikta šiauriniame rajone, vidutiniškai 8,5 rūšies. Mažiau (6,5 rūšies) aptikta centriniam, o mažiausiai pietiniame (5,4 rūšies) rajonuose.



**3.1 pav.** Klebonišio parko rajonų rūšių įvairovės vidurkiai ir statistiniai rodikliai

Taikant vienfaktorinę dispersinę analizę (One-way ANOVA), nustatyta, kad parko rajonas daro statistiškai reikšmingą įtaką epifitinių kerpių rūšių įvairovei (žr. 2 priedo 2.1 lentelę), nes  $p < 0,05$ . Tai rodo, kad epifitinių kerpių rūšių įvairovė kinta priklausomai nuo rajono. N. Jucevičienė (2002), nustatė, kad epifitinių kerpių rūšių įvairovė gana gerai parodo teritorijos taršos lygį. Remiantis gautais rezultatais galima teigti, kad oro tarša tirtoje parko teritorijoje yra didelė, nes didžiojoje dalyje rūšių įvairovė yra maža. Tik šiauriniame rajone rūšių įvairovė yra vidutinė. Pastebėtas rūšių įvairovės didėjimas tolstant nuo pagrindinio kelio rodo, kad pagrindinis taršos šaltinis šioje teritorijoje yra automagistralės Vilnius – Klaipėda atkarpa.

Nustatytas statistiškai reikšmingas ( $p < 0,05$ ) (žr. 3 priedo 3.1 lentelę), vidutinio stiprumo ( $r = -0,52$ ) neigiamas koreliacinis ryšys tarp rūšių įvairovės ir epifitinių kerpių bendrijų būklę gerai nusakančio rodiklio poleotolerantiškumo indekso (3.2 pav.).



### 3.2 pav. Klebonišio parko poleotolerantiškumo priklausomybė nuo rūšių įvairovės

Didėjant rūšių įvairovei, PI, kuris gerai parodo bendrą kerpių bendrijų būklę ir oro taršą, mažėja. Kuo mažesnis poleotolerantiškumo indeksas, tuo oro kokybė yra geresnė. Todėl galime teigti, kad didėjant rūšių įvairovei oro tarša mažėja. Tai tik patvirtina teiginį, kad epifitinių kerpių rūšių įvairovė gerai nusako oro kokybę ir ji gerėja tolstant nuo pagrindinio kelio.

Apibendrinant epifitinių kerpių rūšių įvairovės pasiskirstymą Klebonišio parke, galima teigti, jog kerpių rūšių įvairovė yra maža. Tačiau iš visų aptiktų kerpių rūšių, žiauberiškosios, kurios yra pačios atspariausios oro taršai, sudaro tik 23 %, kas parodo, jog šios teritorijos antropogenizacijos laipsnis yra žemas. Šį teiginį patvirtina ir tai, kad pačių jautriausių krūmiškųjų kerpių yra net 36 %. Daugiausia yra vidutiniškai atsparių kerpių rūšių – lapiškųjų, todėl remiantis morfologiniu paplitimu galima teigti, kad oro kokybė Klebonišio miško parke yra gana gera. Mažiausia rūšių įvairovė buvo aptikta pietiniame rajone, šiek tiek didesnė centriname, o pati didžiausia – šiauriniame. Tokį rūšių pasiskirstymą labiausiai lemia eismo intensyvumas

(autotransportas išmeta daugiausia žalingų NO<sub>x</sub> junginių). Kerpių bendrijų būklę toliau nuo pagrindinio kelio esančiose parko vietose lemia organinio kuro kūrenimas individualių namų kvartaluose (padidėjusi tarša SO<sub>2</sub>). Parko rajonas turi statistiškai reikšmingos įtakos epifitinių kerpių rūšių įvairovei, kas parodo, kad epifitinių kerpių rūšių įvairovė kinta priklausomai nuo parko rajono ir jiems būdingo užterštumo. Rūšių įvairovė šioje teritorijoje gerai nusako oro kokybę, nes nustatytas reikšmingas vidutinio stiprumo koreliacinis ryšys tarp rūšių įvairovės ir PI.

### 3.1.2. Epifitinių kerpių gausumo tyrimai Klebonišio miško parke

Epifitinių kerpių gausumas buvo nustatytas, apskaičiuojant vidutinį visų kerpių rūšių procentinį padengimą kiekviename išskirtame kvadrato. Visi išskirti kvadratai, pagal epifitinių kerpių vidutinį procentinį padengimą, buvo priskirti 3 klasėms:

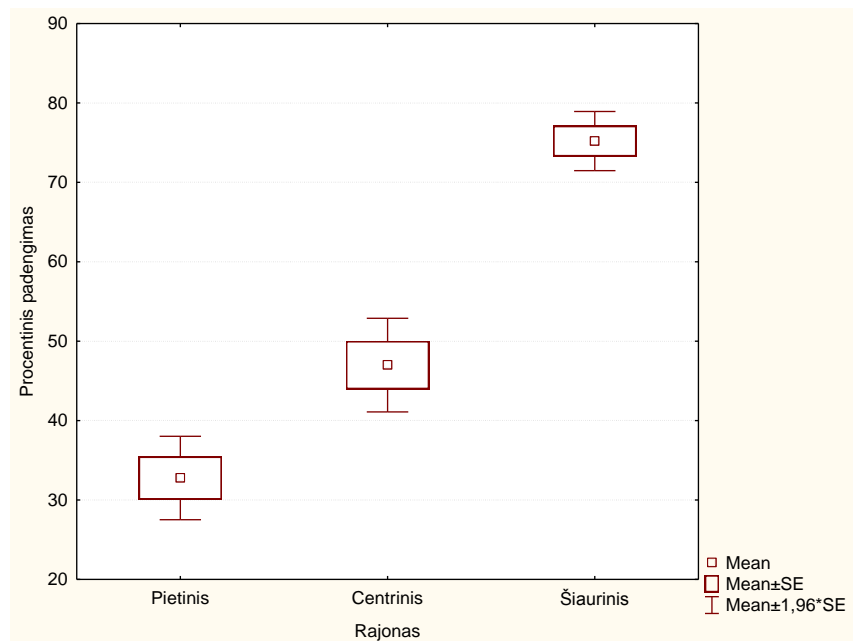
- mažas padengimas ( $\leq 22$  %);
- vidutinis padengimas (23–32 %);
- sąlyginai didelis padengimas ( $\geq 33$  %).

Vidutinis procentinis epifitinių kerpių padengimas Klebonišio miško parko teritorijoje yra 53,3 %. Didžiausias nustatytas procentinis padengimas išskirtame kvadrato buvo 88,5 %. Šis kvadratas yra labiausiai nutolęs nuo galimų taršos šaltinių, jis yra toli nuo kelių, dažnai lankomų ar tankiai apgyvendintų teritorijų, būtent todėl procentinis padengimas čia yra didžiausias. Mažiausias procentinis padengimas išskirtame kvadrato buvo 12,75 %. Mažą procentinį padengimą šiame kvadrato sąlygoja autotransporto ir kieto kuro kūrenimo keliami tarša. Jis yra netoli automagistralės Vilnius – Klaipėda ir greitkelio Kaunas – Jonava sankirtos. Sankirtoje automobiliai visuomet gana smarkiai stabdo arba greitėja, o būtent tuomet išsiskiria daugiausia teršalų. Taip pat jis yra šalia Biruliškių gyvenvietės, kurioje vyrauja nuosavi namai kūrenami kietu kuru. Dėl šių priežasčių galimai yra padidėjusi tarša NO<sub>x</sub> junginiais ir kietosiomis dalelėmis, nors pastarųjų poveikis nėra iki galo iširtas, daugėja įrodymų kad transporto emisijos daro didelę įtaką kerpių gausai ir pasiskirstymui (Purvis et al., 2001, 2003). Didelės azoto teršalų koncentracijos sutrikdo kerpių fotosintezės aktyvumą (Piccotto et al., 2011), nes sunyksta fotosintezę gaminantis pigmentas chlorofilas (Arb et al., 1990), o cinkas, kuris patenka į aplinką dėl variklio ir padangų nusidėvėjimo, daro didelę įtaką kerpių bendrijoms (Purvis et al., 2003).

Mažas procentinis epifitinių kerpių padengimas (1 klasė) nustatytas tik 3,2 % teritorijos, vidutinis procentinis padengimas (2 klasė) nustatytas tik 12,9 % tirtos teritorijos, o sąlyginai didelis procentinis padengimas (3 klasė) nustatytas net 83,9 % tirtos teritorijos. Klebonišio miško parko didžiojoje teritorijos dalyje vyrauja didelis procentinis padengimas. Šis rodiklis patvirtina rezultatus, kuriuos parodė rūšių įvairovės tyrimai ir galime teigti, kad didžioji miško parko dalis yra mažai antropogenuota. Didžiausias procentinis padengimas nustatytas šiauriniame rajone

(75,2 %), mažesnis centriniame (47 %), o pats mažiausias (32,8 %) pietiniame rajone (3.2 pav.). Tarp šių rajonų yra statistiškai reikšmingas skirtumas ( $p < 0,05$ ). Šiaurinis rajonas pasižymi didele epifitinių kerpių gausa, nes yra nutolęs nuo pagrindinės automagistralės ir tankiai lankomos parko dalies, todėl antropogeninis poveikis yra itin mažas.

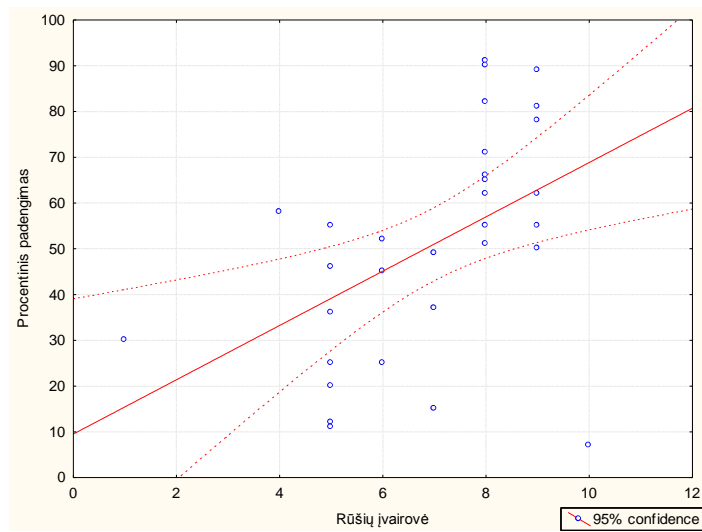
Žymiai mažesnis epifitinių kerpių procentinis padengimas nustatytas Pietiniame rajone, nes lyginant su kitais dviem (3.3 pav.), šis rajonas pasižymi mažu kerpių gausumu dėl autotransporto taršos, nes jis ribojasi su automagistrale Vilnius – Klaipėda, kuri yra tarptautinės reikšmės ir viena judriausių Lietuvoje. Taip pat šiame rajone yra gana gerai išvystyta infrastruktūra, kuri skatina žmonių veiklą šiame parke. Šalia kelio yra nemažai objektų, kurie daro didelę įtaką kerpių gausumui. Tai degalinė, kelios gamybos įmonės, kavinės, kuriose dažniausiai lankosi pravažiuojantys sunkiojo transporto vairuotojai, sunkvežimių autoservisas. Šie objektai dar labiau sustiprina antropogeninį poveikį kerpių gausai. Epifitinių kerpių gausumą šiame rajone riboja  $\text{NO}_x$  junginiai ir kietosios dalelės patenkantys su autotransporto išmetamosiomis dujomis.



**3.3 pav.** Kleboniščio miško parko rajonų procentinio padengimo vidurkiai ir statistiniai rodikliai

Taikant vienfaktorinę dispersinę analizę (One-way ANOVA), nustatyta, kad parko rajonas turi statistiškai reikšmingos įtakos epifitinių kerpių gausumui (2 priedo 2.1 lentelė), nes  $p < 0,05$ . Tai reiškia, kad procentinis padengimas kinta priklausomai nuo rajono. Tačiau N. Jucevičienės (2002) atliktų tyrimų metu nustatyta, kad epifitinių kerpių procentinis padengimas nėra patikimas oro taršos vertinimo rodiklis, todėl remiantis vien šio rodiklio skaičiavimais negalima aptarinėti Kleboniščio parko oro kokybės. Remiantis šio darbo rezultatais pastebėta, kad tarp kerpių gausumo ir rūšių įvairovės bei tarp kerpių gausumo ir patikimesnio oro taršos rodiklio poleotolerantiškumo indekso yra statistiškai reikšmingas ryšys ( $p < 0,05$ ).

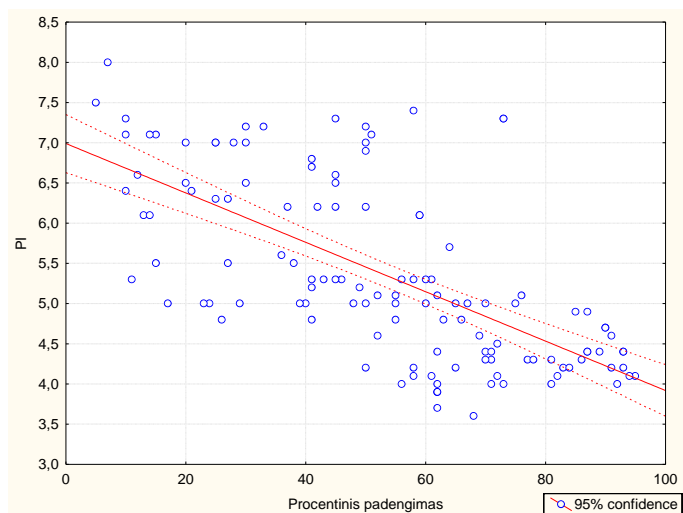
Tarp rūšių įvairovės ir procentinio padengimo buvo nustatytas teigiamas vidutinio stiprumo ( $r=0,48$ ) statistiškai reikšmingas ( $p<0,05$ ) koreliacinis ryšys (3 priedo 3.1 lentelė). Tai rodo, kad didėjant epifitinių kerpių procentiniam padengimui, didėja ir rūšių įvairovė.



**3.4 pav.** Rūšių įvairovės priklausomybė nuo procentinio padengimo

Iš pateiktų rezultatų matome, kad rūšių įvairovė didėja didėjant epifitinių kerpių procentiniam padengimui. Tai rodo, kad tolstant nuo pagrindinės magistralės daugėja kerpių rūšių įvairovė, jos auga geriau ir sudaro vis gausesnes bendrijas. Tai dar kartą patvirtina teiginį, jog teršalai patenkantys iš transporto priemonių daro įtaką kerpių rūšinei įvairovei ir jų gausumui.

Nustatyta, kad procentinis padengimas šioje teritorijoje gana gerai atspindi oro taršos lygį, nes turi statistiškai reikšmingą ( $p<0,05$ ), stiprų ( $r= -0,71$ ) neigiamą ryšį su žymiai tikslesniu rodikliu – poleotolerantiškumo indeksu (3.5 pav) (3 priedo 3.1 lentelė).



**3.5 pav.** Procentinio padengimo ir PI priklausomybė

Klebonišchio miško parko teritorijoje didėjant epifitinių kerpių procentiniam padengimui, PI, kuris yra kompleksinis rodiklis, gerai atspindintis oro taršos lygį, mažėja (3.5 pav.). Tai reiškia,

kad didėjant procentiniam padengimui oro tarša mažėja, todėl daugėja taršai atsparių rūšių kiekis ir jų gausa.

Apibendrinant epifitinių kerpių procentinio padengimo rezultatus Klebonišio parke, galime teigti, kad net 83,9 % tirtos teritorijos yra sąlyginai gausiai padengta kerpėmis, 12,9 % teritorijos padengta vidutiniškai gausiai, o vietų, kur kerpių procentinis padengimas būtų mažas yra tik 3,2 %. Tai rodo gana žemą antropogenizacijos laipsnį tirtose teritorijose. Kadangi šalia tirtos teritorijos nėra didelių pramonės įmonių, pagrindinis veiksnys darantis įtaką atskirų Klebonišio parko zonų (kvadratų) kerpių procentiniam padengimui yra transportas ir jo keliama tarša  $\text{NO}_x$  junginiais ir kietosiomis dalelėmis.

Tai parodė mažiausias procentinis padengimas šalia potencialių autotransporto taršos vietų (automagistralės, sunkvežimių autoserviso, degalinės, stovėjimo aikštelių), o didžiausia gausa pasižymėjo zonos labiausiai nutolusios nuo minėtų galimai užterštų vietų. Be to rūšių gausumas statistiškai reikšmingai kinta priklausomai nuo rajono, o tai reiškia, kad rajonas turi statistiškai reikšmingos įtakos kerpių gausumui. Nors ankstesnių tyrimų metu (Jucevičienė, 2002) įrodyta, kad šis rodiklis yra nepatikimas oro taršos rodiklis, tačiau šioje teritorijoje yra priešingai. Tai parodė šiame darbe nustatytas reikšmingas koreliacinis ryšys tarp procentinio padengimo ir rūšių įvairovės bei tarp procentinio padengimo ir poleotolerantiškumo indekso, kurie yra žymiai patikimesni oro taršos nustatymo rodikliai.

### **3.2. KOMPLEKSINIO RODIKLIO, POLEOTOLERANCIJOS INDEKSO (PI), TYRIMAI KLEBONIŠKIO MIŠKO PARKE**

#### **3.2.1. Klebonišio miško parko rajonų poleotolerancijos indekso (PI) vidurkių palyginimas**

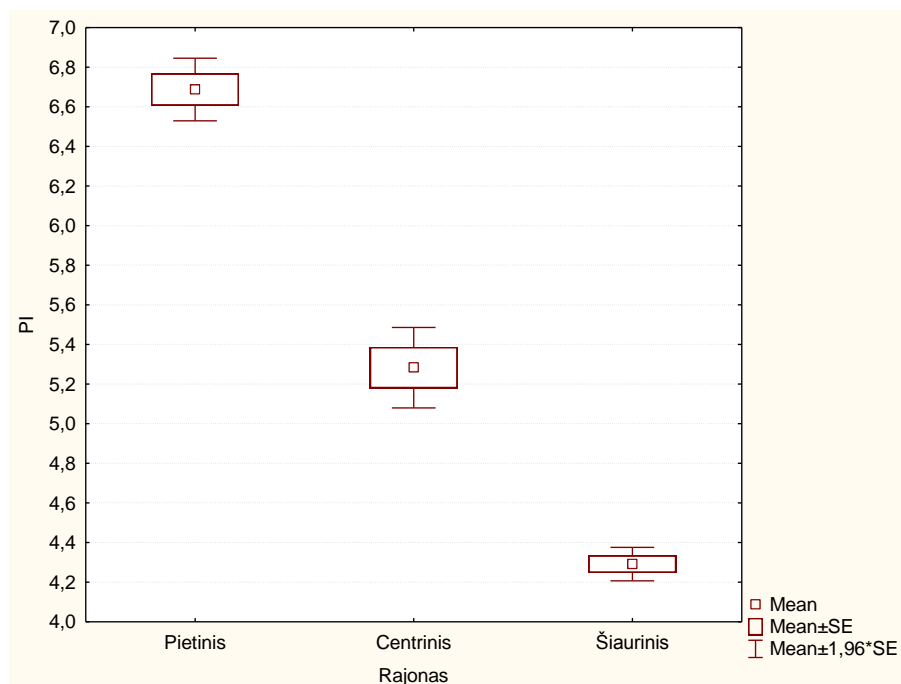
Kiekybiniam ir kokybiniam epifitinių kerpių bendrijų būklės įvertinimui buvo apskaičiuotas kompleksinis kerpių jautrumo oro taršai rodiklis – poleotolerantiškumo indeksas (PI). Šis indeksas gerai parodo tiek kerpių rūšių įvairovę, tiek ir jų gausumą.

Vidutinis visos teritorijos PI yra 5,35. Didžiausias PI (7,1) nustatytas pietinio rajono kvadrato, o mažiausias (4) – šiaurinio. Pietinio rajono PI reikšmės kinta nuo 6,3 iki 7,1, centrinio nuo 5,1 iki 6, o šiaurinio nuo 4 iki 4,7.

Didžiausias poleotolerantiškumo indeksas nustatytas pietiniame, šiek tiek mažesnis centriniame, o pats mažiausias šiauriniame Klebonišio parko rajone (3.6 pav.). Didelis kerpių bendrijų nuskurdimas pietiniame rajone yra dėl padidėjusios  $\text{NO}_x$  junginių koncentracijos bei dulkių. Šios taršos pagrindinis šaltinis, kaip jau minėta anksčiau, yra transportas. Šis veiksnys lemia ne tik mažesnę kerpių gausumą, bet ir mažėjančią įvairovę, nes taršai jautrias krūmiškųjų kerpių rūšis išstumia taršai atsparios žiauberiškiosios ir užteršto oro nevengiančios, kai kurios lapiškųjų kerpių rūšys. Taigi didelėms PI reikšmėms teritorijose, kurios yra toli nuo pramonės

centrų, didžiausią įtaką daro transporto keliamą tarša ir kūrenimas. Mažesnis poleotolerantiškumo indeksas nustatytas centriniame, o pats mažiausias šiauriniame rajonuose. Matoma tendencija, kad tolstant nuo pagrindinės automagistralės PI mažėja, vadinasi oro kokybė gerėja. PI vidurkių skirtumas tarp skirtingų rajonų yra statistiškai reikšmingas ( $p < 0,05$ ) todėl galime teigti, kad oro kokybė tolstant nuo magistralės gerėja.

Šiame darbe taikyta vienfaktorinė dispersinė analizė (One-way ANOVA) parodė, kad rajonas turi statistiškai reikšmingos įtakos poleotolerantiškumo indekso reikšmei ( $p < 0,05$ ) (2 priedo 2.1 lentelė). Tai rodo, kad parko rajonas daro statistiškai reikšmingą įtaką PI reikšmei. Ankščiau atlikti tyrimai Kauno mieste (Jucevičienė, 2002) parodė, kad PI nusakantis bendrą epifitinių kerpių būklę, gerai parodo patikimą bendrą antropogeninių veiksnių sukeltą poveikį. Tačiau reikšmingas ryšys nustatytas tik tarp PI ir  $\text{NO}_2$  koncentracijos, o koreliacijos koeficientas tarp PI reikšmės ir  $\text{SO}_2$  bei KD buvo statistiškai nereikšmingas. Tai patvirtina ankstesnę teiginį, kad pagrindinis veiksnys veikiantis kerpių bendrijas yra azoto junginiai iš transporto emisijų.



**3.6 pav.** Klebonišio parko rajonų poleotolerancijos indeksų (PI) vidurkiai ir statistiniai rodikliai

Pietinio rajono poleotolerantiškumo indekso vidurkis yra 6,7, centrinio – 5,3, o šiaurinio – 4,3. Tai rodo, kad tolstant nuo pagrindinės automagistralės, poleotolerantiškumo indeksas, kuris gerai parodo teritorijos oro kokybę – mažėja. Kuo mažesnis PI, tuo oro kokybė geresnė, todėl galime teigti, kad tolstant nuo pagrindinio kelio Vilnius – Klaipėda, oro kokybė gerėja.

Apibendrinant šio skyriaus rezultatus galima teigti, kad didžiausias PI nustatytas pietiniame, mažesnis centriniame, o mažiausias šiauriniame rajonuose. Nustatyta, kad PI kinta priklausomai nuo rajono ir šis kitimas yra statistiškai reikšmingas. Todėl galime teigti, kad tolstant

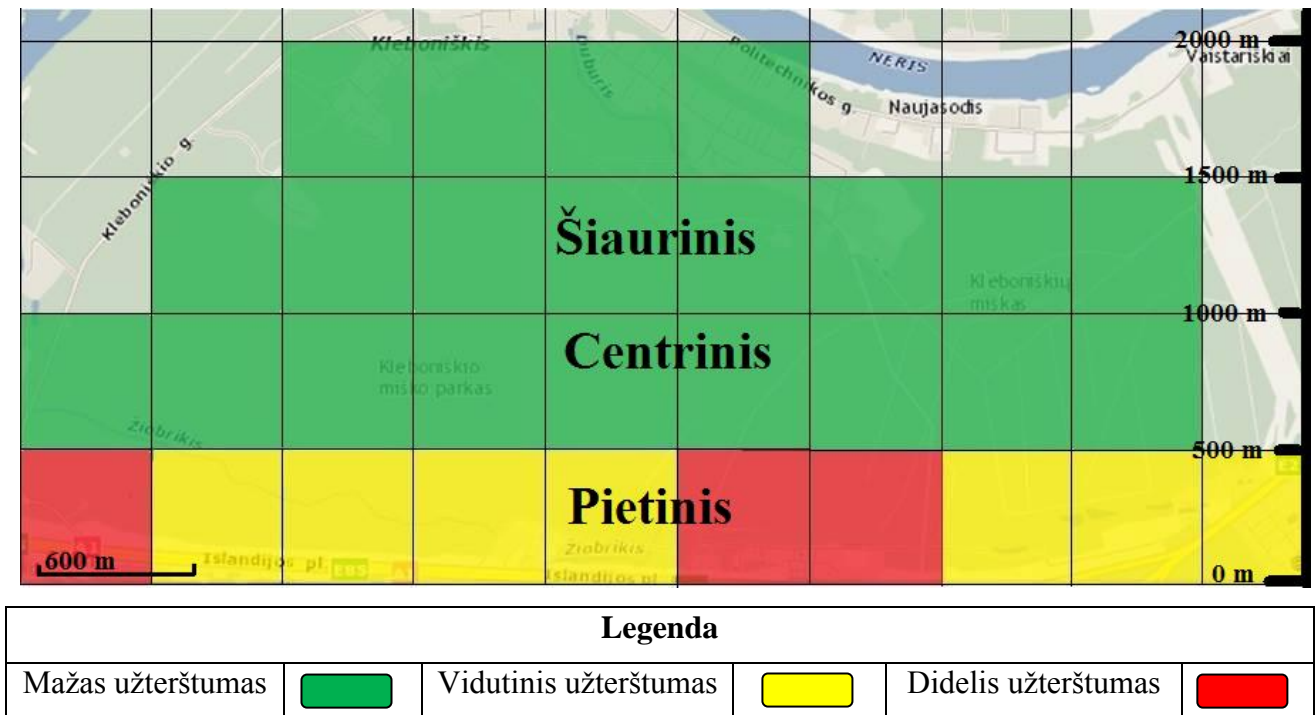
nuo automagistralės Vilnius – Klaipėda PI mažėja, o tai reiškia, kad oro kokybė gerėja. Tai parodo, kad pagrindinis taršos šaltinis Kleboniško parko teritorijoje yra transportas ir jo emisijos.

### 3.2.2. Kleboniško miško parko lichenoidikacinių zonų išskyrimas

Lichenoidikacinių zonų išskyrimui šiame darbe buvo panaudotas PI. Poleotolerantiškumo indekso reikšmės buvo suskirstytos į 3 klases:

- mažo užterštumo zona (PI <5,5);
- vidutinio užterštumo zona (PI – 5,5–7);
- didelio užterštumo zona (PI >7).

Pasitelkus šį zonavimą buvo nustatyta, kad 67,7 % tirtos teritorijos yra mažai užteršta, 22,6 % tirtos teritorijos yra vidutiniškai užteršta, o smarkiai užterštų vietų Kleboniško parke yra vos 9,7 % (3.7 pav.). Tačiau pastebėta, kad pagal PI blogiausia oro kokybė yra netoli pagrindinio kelio ir nuosavų namų kvartalų, tad pagrindinis taršos šaltinis yra transportas ir kieto kuro kūrenimas. Taip pat labai prasta oro kokybė nustatyta šalia esančio nuvažiavimo nuo magistralės. Taip yra todėl, kad automobiliai šioje vietoje greitėja arba dažnai susidaro spūstys, kuomet išskiriama daugiausia teršalų. Taip pat pastebėta, kad pagal PI, didelio ir vidutinio užterštumo zonos yra pietiniame rajone, o centrinio ir šiaurinio rajonų oro kokybė yra labai gera. Panaši tendencija buvo nustatyta tiriant ir kitus rodiklius, t. y. epifitinių kerpių rūšių įvairovę ir gausumą, o kompleksinio rodiklio PI tyrimai tik patvirtino ankstesnius teiginius apie oro būklę.



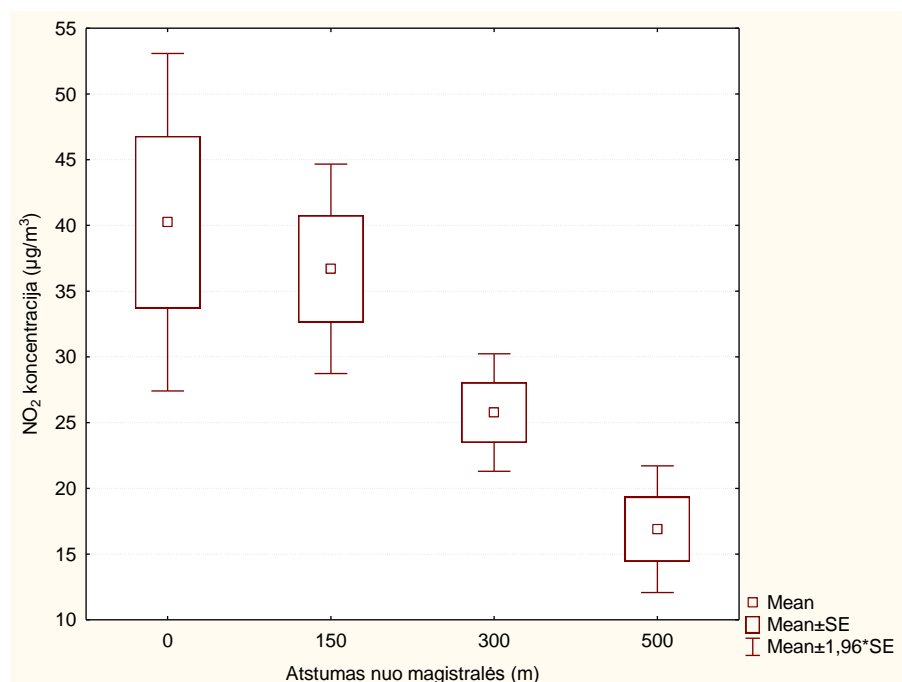
3.7 pav. Kleboniško parko lichenoidikacinės oro užterštumo zonos

Lichenoindikacinių zonų išskyrimas parodė, kad didžiosios Klebonišio miško parko dalies oro kokybė yra labai geros būklės, nes mažo užterštumo zona užima beveik 68 %. Taip yra dėl to, kad Klebonišio miško parko augalija yra labai veši. Čia vyrauja seni ir aukšti spygliuočiai ir lapuočiai, dėl kurių sugeriamosios gebos didžioji dalis teršalų patenkančių iš transporto nusėda pamiškėje arba pirmuosiuose 500 miško parko metrų. Dėl šių priežasčių centrinio ir pietinio rajonų oro kokybė yra labai gera ir tinkama rekreacijai.

### **3.3. KLEBONIŠKIO MIŠKO PARKO ORO KOKYBĖS VERTINIMAS PASYVAUS KAUPIMO METODU**

Šio darbo metu buvo pasirinkta matuoti  $\text{NO}_2$  koncentraciją ore, nes tyrimo tikslas yra nustatyti kokią įtaką Klebonišio miško parko teritorijos oro kokybei turi magistralės Vilnius–Klaipėda atkarpa ties Kauno miestu. Manoma, kad pagrindinis taršos šaltinis yra transportas, kurio išskiriama teršalų emisijos dalis sudaro apie 80 % bendro teršalų kiekio (Valiutienė ir kt. 2006). Dėl šios priežasties į aplinką patenka labai daug azoto junginių, kietųjų dalelių ir anglies oksidų, kurių daugiau, nei pusė yra dėl transporto keliamos taršos (Aplinkos oro kokybės vertinimo vadovas, 2006). Todėl buvo nuspręsta matuoti  $\text{NO}_2$  koncentraciją pasyvaus kaupimo metodu, kad būtų galima daryti išvadas apie ilgalaikį transporto poveikį. Konkovas ir Stankūnavičius (2007) nustatė, kad tarp  $\text{NO}_2$  koncentracijos ir eismo intensyvumo yra statistiškai reikšmingas ryšys. Tai reiškia, kad tolstant nuo taršos šaltinio teršalų koncentracija, šiuo atveju  $\text{NO}_2$ , mažėja. Teršalų koncentracijai įtakos taip pat turi gamtinės sąlygos, o ypač vyraujantys vėjai (Bukantis ir kt., 2003). Šiaurės ir šiaurės vakarų krypties vėjai ypač sustiprėja žiemos ir rudens sezonų metu (Strolytė, Rimus, 2012), kas galimai daro nemažą įtaką teršalų sklaidai, nes taip teršalai lengviau patenka į Klebonišio miško parką, kuris yra šiaurinėje magistralės pusėje.

Vidutinė visos tirtos teritorijos  $\text{NO}_2$  koncentracija yra  $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Didžiausia  $\text{NO}_2$  koncentracija nustatyta šalia kelio –  $46,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , o mažiausia – toliausiai nuo kelio (500 m) nutolusioje vietoje –  $14,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (3.8 pav.).

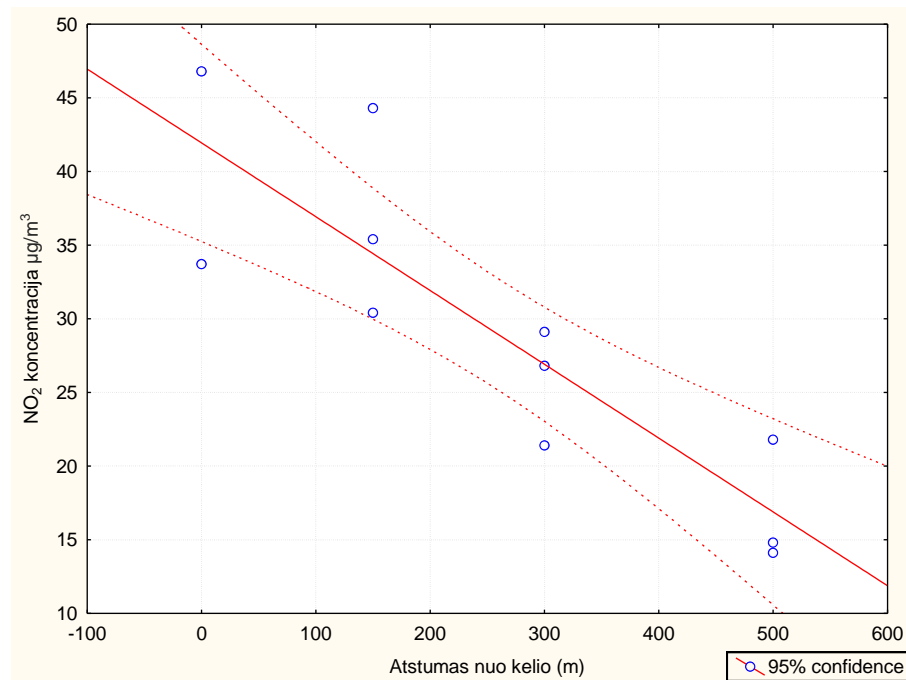


**3.8 pav.** NO<sub>2</sub> koncentracija Klebonišchio miško parke

Palyginus su Lietuvos teisės aktuose nustatyta didžiausia leistina metine koncentracija, kuri yra 40 µg/m<sup>3</sup>, vidutinė teritorijos NO<sub>2</sub> koncentracija neviršija DLK. Tačiau didžiausia teritorijoje nustatyta NO<sub>2</sub> koncentracija viršija DLK. Tyrimo metu buvo nustatinėjama ilgalaikė vidutinė koncentracija, todėl negalime palyginti ar nėra momentinių DLK viršijimų, kaip pavyzdžiui vienos valandos, kurios DLK yra 200 µg/m<sup>3</sup>. Tačiau kadangi yra viršijama vidutinė NO<sub>2</sub> didžiausia leistina koncentracija, galima manyti, kad piko metu, kuomet eismo intensyvumas padidėja kelis ar net keliolika kartų, valandinė NO<sub>2</sub> koncentracija gerokai viršija DLK.

Šiame darbe NO<sub>2</sub> koncentracija buvo nustatinėjama šalia magistralės ir nutolus nuo jos per 150, 300 ir 500 metrų pakabinant po 6 kaupiklius prie kiekvieno atstumo. Didžiausia vidutinė koncentracija buvo nustatyta prie pat kelio, kuri labai nežymiai, tačiau viršijo DLK – 40,25 µg/m<sup>3</sup>. 150 metrų atstumu nutolus nuo pagrindinio kelio vidutinė NO<sub>2</sub> koncentracija buvo labai nežymiai, bet mažesnė ir neviršijo DLK – 36,7 µg/m<sup>3</sup>. Nutolus 300 metrų nuo magistralės azoto dioksido koncentracija sumažėjo iki 25,77 µg/m<sup>3</sup>, o toliausiai nuo kelio, už 500 metrų, NO<sub>2</sub> koncentracija buvo tik 16,9 µg/m<sup>3</sup>. Taikant vienfaktorinę dispersinę analizę (One-way ANOVA), nustatyta, kad atstumas nuo pagrindinės magistralės daro statistiškai reikšmingą (p<0,05) įtaką NO<sub>2</sub> koncentracijai (2 priedo 2.2 lentelė). Tai reiškia, kad NO<sub>2</sub> koncentracija tirtoje teritorijoje kinta priklausomai nuo atstumo nuo pagrindinio kelio.

Tyrimo metu nustatytas statistiškai reikšmingas (p<0,05) stiprus neigiamas (r = -0,88) koreliacinis ryšys tarp NO<sub>2</sub> koncentracijos ir atstumo nuo magistralės Vilnius–Klaipėda (3 priedo 3.2 lentelė).



**3.9 pav.** NO<sub>2</sub> koncentracijos priklausomybė nuo atstumo nuo magistralės

Tai rodo, kad NO<sub>2</sub> koncentracija labai stipriai priklauso nuo atstumo nuo magistralės (3.9 pav.). Didėjant atstumui nuo pagrindinio kelio, NO<sub>2</sub> koncentracija mažėja statistiškai reikšmingai. Todėl galime teigti, kad pagrindinis taršos šaltinis darantis didžiausią įtaką Klebonišio miško parko oro kokybei yra transportas. Tai patvirtina daugumos autorių (Krochmal, Gorski, 1991) teiginius, kad tostant nuo pagrindinių kelių oro tarša, o ypač NO<sub>2</sub> koncentracija, smarkiai mažėja. Taip yra dėl to, kad automagistralė Vilnius–Klaipėda yra vienas judriausių kelių šalyje. Be to jos atkarpa ties Kauno miestu yra itin tarši, nes didelę įtaką daro vieno didžiausių Lietuvos miestų transporto tarša.

Didelę įtaką daro Kauno geografinė padėtis šalies ir Europos atžvilgiu. Pro Kauną važiuoja sunkusis transportas gabenantis krovinius iš vakarų Europos ir Klaipėdos jūrų uosto į rytinę Lietuvos dalį, kur yra įsikūrusi šalies sostinė Vilnius ir tokie pramoniniai miestai kaip Jonava, Marijampolė, Alytus. Taip pat nemaža apkrova tenka dėl sunkiojo transporto gabenančio prekes iš vakarų Europos į Rusijos federaciją. Kadangi ši magistralės atkarpa eina pro antrą pagal dydį Lietuvos miestų Kauną, greitis joje yra sumažintas iki 80 km/h. Piko metu susidarant spūstims, vidutinis automobilių greitis dar labiau sumažėja. Kadangi yra žinoma, jog optimalus greitis kuomet transporto priemonė išskiria mažiausiai kenksmingų medžiagų yra 90 km/h, o šis greitis nėra pasiekiamas, tai dar labiau didina aplinkinių teritorijų užterštumą.

NO<sub>2</sub> koncentracijos tyrimo pasyvaus kaupimo metodu rezultatai patvirtino pasyviosios lichenoidikacijos metodu gautus rezultatus. Galime daryti išvadą, kad tostant nuo pagrindinio kelio Vilnius–Klaipėda oro kokybė smarkiai gerėja. Tai patvirtina statistiškai reikšmingas NO<sub>2</sub> koncentracijos mažėjimas, epifitinių kerpių gausumo ir rūšinės įvairovės didėjimas bei

poleotolerantiškumo indekso, kuris yra kompleksinis rodiklis, labai gerai atspindintis aplinkos užterštumą, mažėjimas.

Tyrimo metu gauti rezultatai taip pat patvirtina kitų autorių teiginius, kad transporto emisijos daro didelę įtaką kerpių pasiskirstymui, įvairovei ir gausai (Purvis et al., 2001, 2003), o azoto junginių koncentracija yra pagrindinis lemiantis veiksnys. Taip yra todėl, kad azoto junginių pagrindinis šaltinis yra transportas, dėl kurio įtakos pasikeičia kerpių bendrijų rūšių sudėtis (padaugėja taršai atsparių rūšių), sumažėja gniužulo paviršiaus plotas ir kerpių rūšių įvairovė (Gries, 2003).

Pasyvaus kaupimo metodas parodė, kad šalia kelio ir nutolus 150 metrų atstumu nuo jo vyrauja didelės NO<sub>2</sub> koncentracijos, kurios netgi viršija DLK. Tai paaiškina, kodėl pietiniame rajone aptikta tiek mažai taršai jautrių kerpių rūšių tokių kaip *Parmelia saxatilis* (L.) Ach., nes azoto junginių didelės koncentracijos sumažina šių kerpių fotosintezės aktyvumą ir trukdo jų atsistatymui (Piccotto et al., 2011; Batty, 1997; Van Dobben et al., 2001). Tačiau tolstant nuo kelio per 300 ir 500 metrų, NO<sub>2</sub> koncentracija ore smarkiai sumažėja (daugiau nei 2 kartus). Todėl centriniame rajone jau aptinkamos taršai jautresnės rūšys, jų yra daugiau ir bendrijos gausiau padengia medžių kamienus.

Tyrimais įrodyta, kad NO<sub>2</sub> koncentracija tolstant nuo pagrindinio šaltinio labai smarkiai sumažėja nutolus per 300–500 metrų, o vėliau nėra pastebima labai ryškių pokyčių (Raymond et al., 2010), todėl NO<sub>2</sub> koncentracija nebuvo matuota centriniame ir pietiniame rajonuose, kurie nuo kelio yra nutolę per 500 ir 1000 metrų. Tačiau matyti, kad šiuose rajonuose kerpių bendrijų būklė yra žymiai geresnė, o pagrindinis tą lemiantis veiksnys yra transporto taršos sumažėjimas, nes kaip jau buvo minėta anksčiau, tolstant nuo pagrindinių kelių oro užterštumas smarkiai mažėja (Nascimbene et al., 2014). Šio tyrimo rezultatai tik patvirtina šį teiginį.

## IŠVADOS

1. Iš viso Klebonišchio miško parko teritorijoje rastos 22 epifitinių kerpių rūšys: 8 krūmiškųjų, 9 lapiškųjų ir 5 žiauberiškųjų kerpių rūšys. Net  $\frac{3}{4}$  rastų rūšių sudaro krūmiškosios ir lapiškosios kerpės, kurios yra jautrios oro užterštumui, kas rodo žemą tirtos teritorijos antropogenizacijos laipsnį. Rastos keturios ypatingai jautrios oro taršai rūšys: *Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf, *Usnea hirta* (L.) F. H. Wigg., *Ramalina fraxinea* (L.) Ach. ir *Ramalina farinacea* (Nyl.) Nyl. labiausiai paplitę Šiauriniame rajone, kas rodo žemiausią antropogenizacijos laipsnį ir geriausią oro kokybę šiame rajone lyginant su kitais. Rūšių įvairovės vidutinis rodiklis – 6,9 rūšies. Daugiausia rūšių (8,5) aptikta šiauriniame rajone, 6,5 rūšies aptikta centriniame, o pietiniame – tik 5,4 rūšies.

2. Taikant vienfaktorinę dispersinę analizę (One-way ANOVA), nustatyta, kad parko rajonas daro statistiškai reikšmingą įtaką epifitinių kerpių rūšių įvairovei ( $p < 0,05$ ). Nustatyta statistiškai reikšminga ( $p < 0,05$ ), vidutinio stiprumo ( $r = -0,52$ ) atvirkštinė priklausomybė tarp rūšių įvairovės ir PI, t.y. didėjant rūšių įvairovei, PI mažėja. Kuo mažesnis poleotolerantiškumo indeksas, tuo oro kokybė geresnė. Todėl galime teigti, kad kai oro kokybė gerėja, epifitinių kerpių rūšių įvairovė didėja.

3. Vidutinis procentinis epifitinių kerpių padengimas tirtoje teritorijoje yra 53,3 %. Didžiojoje teritorijos dalyje vyrauja didelis procentinis padengimas – 83,9 %. Taikant vienfaktorinę dispersinę analizę (One-way ANOVA), nustatyta, kad parko rajonas turi statistiškai reikšmingos įtakos epifitinių kerpių gausumui ( $p < 0,05$ ). Tarp rūšių įvairovės ir procentinio padengimo buvo nustatyta vidutinio stiprumo ( $r = 0,48$ ) statistiškai reikšminga ( $p < 0,05$ ) priklausomybė. Tai rodo, kad didėjant epifitinių kerpių procentiniam padengimui, rūšių įvairovė – didėja. Nustatyta statistiškai reikšminga ( $p < 0,05$ ), stipri ( $r = -0,71$ ) neigiama priklausomybė tarp procentinio padengimo ir PI.

4. Vidutinis visos teritorijos PI yra 5,35. Didžiausias PI (6,7) nustatytas pietiniame, mažesnis (5,3) centriniame, o pats mažiausias (4,3) šiauriniame rajonuose. Vienfaktorinės dispersinės analizės (One-way ANOVA) rezultatai rodo, kad rajonas turi statistiškai reikšmingos ( $p < 0,05$ ) įtakos poleotolerantiškumo indekso reikšmei. Tai patvirtina teiginį, kad tolstant nuo kelio oro kokybė gerėja. Pasitelkus lichenoidikacinį zonavimą buvo nustatyta, kad 67,7 % tirtos teritorijos yra mažai užteršta, 22,6 % tirtos teritorijos yra vidutiniškai užteršta, o smarkiai užterštų vietų Klebonišchio parke yra vos 9,7 %. Nustatyta, kad blogiausia oro kokybė yra netoli pagrindinio kelio, o pagrindinis tai lemiantis veiksnys yra transporto tarša  $\text{NO}_x$  junginiais.

5. Vidutinė NO<sub>2</sub> koncentracija teritorijoje – 29 µg/m<sup>3</sup>. Didžiausia vidutinė koncentracija (40,25 µg/m<sup>3</sup>) buvo nustatyta prie pat kelio. Ji viršijo DLK (40 µg/m<sup>3</sup>). 150 m atstumu nutolus nuo važiuojamosios kelio dalies vidutinė NO<sub>2</sub> koncentracija buvo 36,7 µg/m<sup>3</sup>, nutolus 300 m – 25,77 µg/m<sup>3</sup>, o už 500 m – tik 16,9 µg/m<sup>3</sup>. Vienfaktorinės dispersinės analizės (One-way ANOVA) rezultatai rodo, kad atstumas nuo važiuojamosios kelio dalies daro statistiškai reikšmingą ( $p < 0,05$ ) įtaką NO<sub>2</sub> koncentracijai. Tai reiškia, kad NO<sub>2</sub> koncentracija tirtoje teritorijoje kinta priklausomai nuo atstumo nuo pagrindinio kelio.

6. Nustatyta labai stipriai statistiškai reikšminga ( $p < 0,05$ ) atvirkštinė priklausomybė ( $r = -0,88$ ) tarp NO<sub>2</sub> koncentracijos ir atstumo nuo važiuojamosios kelio dalies. NO<sub>2</sub> koncentracijos tyrimo pasyvaus kaupimo metodu rezultatai patvirtino pasyviosios lichenoidikacijos metodu gautus rezultatus kad didėjant atstumui nuo kelio, NO<sub>2</sub> koncentracija mažėja statistiškai reikšmingai, todėl galime teigti, kad pagrindinis taršos šaltinis darantis didžiausią įtaką Klebonišio miško parko oro kokybei yra transportas.

## LITERATŪRA

1. **Aleknavičiūtė A.** 2008. Kauno miesto miškų absorbcinės gebos įvertinimas. *Magistro baigiamasis darbas*. Vytauto didžiojo universitetas. Gamtos mokslų fakultetas. Aplinkotyros katedra. 54 p.
2. **Aslan A., Cicek A., Yazici K., Karagoz Y., Turan M., Akkus F., Yildirim O. S.** 2011. The assessment of lichens as bioindicator of heavy metal pollution from motor vehicles activities. *African Journal of Agricultural Research*. 7, p. 1698–1706.
3. **Asta J., Erhardt W., Ferretti M., Fornasier F., Kirschbaum U., Nimis P. L., Purvis O.W., Pirintsos S., Scheidegger C., Van Haluwyn C., Wirth V.** 2002. *European guideline for mapping lichen diversity as an indicator of environmental stress*. The British Lichen Society. London, 20 p.
4. **Arb H., Mueller C., Ammann K.** 1990. Statistical analysis of the correlation between SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, NO and O<sub>3</sub>, and chlorophyll content, net photosynthesis, sulphate uptake and protein synthesis of *Parmelia sulcata* Taylor. *New Phytologist*. Vol. 115(3). p. 431–437.
5. *Aukštybinių pastatų išdėstymo Kauno miesto savivaldybės teritorijoje specialiojo palno pakeitimas*. 2009. UAB Miesto planas. 30p.
6. *Aplinkos oro kokybės vertinimo vadovas. Nacionalinių taršos mažinimo bei oro kokybės vertinimo programų paruošimas*. 2006 m. Vilnius. 88 p.
7. **Aptroot A., Van Herk C.M.** 2007. Further evidence of the effects of global warming on lichens, particularly those with Trentepohlia phycobionts. *Environmental pollution*. 146, p. 293–298.
8. *Aplinkos oro kokybės vertinimo vadovas*. 2006. Vilnius. 89 p.
9. **Aslan A., Apaydin G., Yazici K., Cengiz E., Aylikci V., Tirasoglu E.** 2010. Analysis of Trace Element Concentrations of Some Lichens of Turkey. *Asian J. Chem.* 22, p. 389–400.
10. **Aslan A., Cicek A., Yazici K., Karagoz Y., Turan M., Akkus F., Yildirim O. S.** 2011. The assessment of lichens as bioindicator of heavy metal pollution from motor vehicles activities. *African Journal of Agricultural Research*. 7, p. 1698–1706.
11. **Asta J., Erhardt W., Ferretti M., Fornasier F., Kirschbaum U., Nimis P. L., Purvis O.W., Pirintsos S., Scheidegger C., Van Haluwyn C., Wirth V.** 2002. *European guideline for mapping lichen diversity as an indicator of environmental stress*. The British Lichen Society. London, 20 p.
12. **Bargagli, R.** 1998. *Trace elements in terrestrial plants: an ecophysiological approach to biomonitoring and biorecovery*. Heidelberg, New York, Berlin: Springer-Verlag, 57 p.
13. **Batty K.** 1997. *Population dynamics of epiphytic lichens in relation to changing air quality*. Ph.D. Thesis. London: Imperial College Press. 14, p. 124–137.
14. **Bezivin C., Tomasi S., Lohezic-Le Devehat F., Boustie C.** 2011. Cytotoxic activity of some lichen extracts on murine and human cancer cell lines. *Phytomedicine*. 10, p., 499–503.
15. **Boamponsem L.K., Adam J.I., Dampare S.B., Nyarko B.J.B., Essumang D.K.** 2010. Assesment of atmospheric heavy metal deposition in the Tarkwa gold mining area of Ghana using epiphytic lichens. *Nuclear instruments and methods in physics research b*. 286, p. 1492–1501.
16. **Bown D.** 2011. *Encyclopedia of herbs and their uses*. Dorling Kindersley. London, p. 240.
17. **Bukantis A., Rimkus E., Stankūnavičius G.** 2003. Atmosferos taršos kaitos urbanizuotose teritorijose prognozė. *Geografijos metraštis*. XXXVI(2), p. 7–19.
18. **Cislaghi C., Nimis P.L.** 1997. Lichens, air pollution and lung cancer. *Nature*. 387, p. 463–464.
19. **De Wit T.** 1976. Epiphytic lichens and air pollution in the Netherlands. *Bibl Lichenol.* 5, p. 1–227.
20. **Ferm M., Lindskog A., Svanberg P., Bostrom C.** 1993. New measurments technique for air pollutants. *Swedish einvironmental research institute*. Gotenberg, p. 1–4.
21. **Ferry B.W., Baddeley M.S., Hawksworth D.L.** 1979. *Air Pollution and Lichens*. Toronto: University of Toronto Press. 389 p.

22. **Fuentes Cepeda J.M., García Rowe J.** 1998. The effect of air pollution from nitrogen dioxide (NO<sub>2</sub>) on epiphytic lichens in Seville, Spain. *Aerobiologia*. 14, p. 241–247.
23. **Garty, J.**, 1993. Lichens as biomonitors for heavy metal pollution. *Markert, B. (Ed.), Plants as Biomonitors*. p. 194–263.
24. **Gilbert O. L.** 1976. An alkaline dust effect on epiphytic lichens. *Lichenologist*. 8, p. 173–178
25. **Giordani P., Brunialti G., Alleteo D.** 2002. Effects of atmospheric pollution on lichen biodiversity (LB) in a Mediterranean region (Liguria, NW–Italy). *Environmental Pollution*. 118, p. 53–64.
26. **Giordani P., Brunialti G., Bacaro G., Nescimbene J.** 2012. Functional traits of epiphytic lichens as potential indicators of environmental conditions in forest ecosystem. *Ecological indicators*. 18, p. 413–420.
27. *Globali aplinkos kaita*. 2007. Kolektyvinė mokslo monografija (red. D. Griniūtė). Vilnius: UAB Petro ofsetas. 298 p.
28. **Goel M., Dureja P., Rani A., Uniyal P. L., Laatsch H.** Isolation, characterization and antifungal activity of major constituents of the Himalayan lichen *Parmelia reticulata* Tayl. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 2011. 59, p., 2299 – 2307.
29. **Gries C.** 1996. Lichens as indicators of air pollution. *Lichen biology, ed Nach T.H. III*. Cambridge: University Press, p. 240–255.
30. **Gries, C.** 2003. *Lichens as Indicators of Air Pollution. Lichen Biology*. Cambridge: University Press. 255 p.
31. **Hawksworth D. L., Rose F.** 1970. Qualitative scale for estimating sulfur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature*. 227, p. 145–148.
32. **Herzig R., Liebendoerfer L., Urech M., Amman K., Cuecheva M., Landolt W.** 1989. Passive biomonitoring with lichens as a part of an integrated biological measuring system for monitoring air pollution in Switzerland. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*. 35, p. 43–57
33. **Huneck S., Yoshimura, I.** 1996. *Identification of lichen substances*. Springer–Verlag, Berlin Heidelberg
34. **Jucevičienė, N.** 2002. *Pasyviosios ir aktyviosios lichenoidikacijos metodų taikymo miestų aplinkos monitoringo sistemoje tyrimai*. Kaunas: VDU leidykla. 84 p.
35. **Jucevičienė N., Valakaitė–Domarkienė V.** 2000. Air quality assessment of Kaunas city using method of passive lichenoidication. *Folia Cryptogamica Estonica*. 36. p. 23–29.
36. *Karmėlavos pesčiųjų ir dviratinių takas*. Žurnalo “Miškai” priedas – Gamtos lobiai. 2014. Spauda. p. 19.
37. *Kauno miesto miškų ir želdynų tvarkymo projektas*. 1996. Miškotvarka. Valstybinis Miškotvarkos Institutas.
38. **Karthikai Devi G., Anantharaman P., Kathiresan K., Balasubramanian T.** 2011. Antimicrobial activities of the lichen *Roccella belangeriana* (Awasthi) from mangroves of Gulf of Mannar. *Indian Journal of Geo–Marine Sciences*. 40, p., 449–453.
39. **Konkovas S., Stankūnavičius G.** 2007. Transporto taršos sklaidos tyrimai AEROMOD modeliu Vilniuje. *Geografija*. T. 43. No. 2. p. 48–56.
40. **Kosanic M., Rankovic B., Stanojkovic, T.** 2012a. Antioxidant, antimicrobial and anticancer activity of 3 Umbilicaria species. *Journal of Food Science*. 77, p., 20–25.
41. **Kosanic M., Rankovic B. Stanojkovic T.** 2012b. Antioxidant, antimicrobial, and anticancer activities of three *Parmelia* species. *Journal of the Science of Food and Agriculture*. p., 55–59.
42. **Kosanic M., Rankovic B. Stanojkovic T. Rancic A., Manojlovic N.** 2014. *Cladonia* lichens and their major metabolites as possible natural antioxidant, antimicrobial and anticancer agents. *Journal of the Science of Food and Agriculture*. p., 1–8.

43. **Krochmal D., Gorski L.** 1991. Determination of nitrogen dioxide in ambient air by use of a passive sampling technique and triethanolamine as sorbent. *Environmental science and technology*. Vol. 25. p., 531–535.
44. **Kularatne K.I.A., Freitas de C.R.** 2013. Epythitic lichens as biomonitors of airborne heavy metal pollution. *Environmental and experimental botany*. 88, p., 24–32.
45. **Larsson P., Vecerova K., Cempirkova H., Solhaug K.A., Gauslaa Y.** 2009. Does UV–B influence biomass growth in lichens deficient in sun–screening pigments. *Environmental and experimental botany*. 67, p. 215–221.
46. **Loppi S., Bargagli R.** 1996. Lichen biomonitoring of trace elements in a geothermal area (central Italy). *Water, Air and Soil Pollution*. 88, p. 177–187.
47. **Loppi S., Giordani P., Brunialti G., Isocrono D., Piervittori R.** 2002. A new scale for the interpretation of lichen biodiversity values in the Thyrrhenian side of Italy. *Bibliotheca Lichenologica*. 82, p. 235–243.
48. **Luo H., Ren M., Lim K. M., Koh Y. J., Wang L. S., Hur J. S.** 2006. Antioxidative activity of lichen *Thamnolia vermicularis* in vitro. *Mycobiology*. 34, p., 124–127.
49. **Manojlovic N., Vasiljevic P., Juskovic M., Najman S., Jankovic S., Milenkovic–Andjelkovic A.** 2010. HPLC analysis and cytotoxic potential of extracts from the lichen, *Thamnolia vermicularis* var. *Subuliformis*. *Journal of Medicinal Plants Research*. 4, p., 817–823.
50. **Manojlovic N. T., Vasiljevic P. J., Maskovic P. Z., Juskovic M., Bogdanovic–Dusanovic G.** 2012. Chemical composition, antioxidant and antimicrobial activities of lichen *Umbilicaria cylindrica* (L.) Delise (Umbilicariaceae). *Evidencebased Complementary and Alternative Medicine*. p., 1–8.
51. **Marmor L., Randlane T.** 2007. *Effects of road traffic on bark pH and apiphytic lichens in Tallinn*. *Folia Cryptogamica Estonia*. 43, p. 23–37.
52. **Monge–Nájera J., González M. I., Rossi R. M., Méndez–Estrada V. H.** 2002. Twenty years of lichen cover change in a tropical habitat (Costa Rica) and its relation with air pollution. *Rev. Biol. Trop.* 50 (1), p. 309–319.
53. **Motiejūnaitė J.** 2002a. *Lapiškosios ir krūmiškosios kerpės*. Lietuvos grybai, XIII 1. Vilnius: Valstiečių laikraštis, 312 p.
54. **Motiejūnaitė J.** 2002b. *Kerpės. Pažintinė serija „Šalia tavęs“*. Kaunas: Lututė. 48p.
55. **Motiejūnaitė J.** 2008. Gojaus miško kerpės ir su jomis susiję grybai. *Lietuvos lokaliniai tyrimai. Lietuvos valsčiai. Jieznas. Stakliškės*. p. 1–7.
56. **Motiejūnaitė J., Fautynowicz W.** 2005. Effect of land–use on lichen diversity in the transboundary region of Lithuania and northeastern Poland. *Ekologija*, p. 34–43.
57. **Motiejūnaitė J., Czyżyewska K., Cieūliński S.** 2004. Lichens – indicators of old–growth forests in biocenters of Lithuania and NE Poland. *Botanica Lithuanica*.. Vol. 10. p. 59–74.
58. **Nach T. H. III.** 1996. Introduction. *Lichen biology, ed Nach T.H. III*. Cambridge: University Press, p. 1–7.
59. **Nayaka S., Upreti D.K., Gadgil M., Pandey V.** 2003. *Distribution pattern and heavy metal accumulation in lichens in Bangalore city with special reference to lalbagh garden*. *Curr.Sci.* 84, p. 674–680.
60. **Nash T.H., Gries C.** 1995. The response of lichens to atmospheric deposition with an emphasis on the Arctic. *The Science of the Total Environment*. 160 (161), p. 737–747.
61. **Nascimbene J., Tretiach M., Corana F., Schiavo F., Kodnik D., Dainese M., Mannucci B.** 2014. Patterns of traffic polycyclic aromatic hydrocarbon pollution in mountain areas can be revealed by lichen biomonitoring: A case study in the Dolomites (Eastern Italian Alps). *Science of the total environment*. p., 90–96.

62. **Nimis P.L., Lazzarin G., Lazzarin A., Skert, N.**, 2000. Biomonitoring of trace element with lichens in Veneto. *The Science of the Total Environment* 255, p. 97–111.
63. **Nimis, P.L.**, 1999. Linee guida per la bioindicazione degli effetti dell'inquinamento tramite la biodiversità dei licheni epifiti. Atti Workshop 'Biomonitoraggio della qualità' dell'aria sul territorio nazionale'. *ANPA—Serie Atti*. p. 267–277.
64. **Oettjen, D.** 1965. *A study of the ecological distribution of lichens in Costa Rica*. San José, Costa Rica: Associated Colleges the Midwest. 54 p.
65. **Piccotto M., Bidussi M., Tretiach M.** 2011. Effects of the urban environmental conditions on the chlorophyll a fluorescence emission in transplants of three ecologically distinct lichens. *Environmental and experimental botany*. 73, p. 102–107.
66. **Praveen Kumar S. V., Prashith Kekuda T. R., Vinayaka K. S., Sudharshan S. J.** 2010. Anthelmintic and antioxidant efficacy of two macrolichens of Ramalinaceae. *Pharmacognosy Journal*. p., 1 – 4.
67. **Purvis O. W., Bamber R., Chimonides J., Din V., Erotokritou L., Jeffries T., Jones G. C.** 2001. Burnham Beeches lichen monitoring: phase 2. Year 2. Report to Corporation of London. p.124.
68. **Purvis O. W., Chimonides J., Din V., Erotokritou L., Jeffries T., Jones G. C., Louwhoff S., Read H., Spiro B.** 2003. Which factors are responsible for the changing lichen floras of London. *The science of the total environment*. 310, p. 179–189.
69. **Raymond A.B., Basingthwaite T., Shaw D.P.** 2010. Measuring nitrogen and sulphur deposition in the Georgia Basin, British Columbia, using lichens and moss. *Environmental Canada*. 69, p. 22–32.
70. **Ramzaev V., Mishine A., Kaduka M., Basalaeva L., Brown J., Anderson K.G.** 2007. <sup>137</sup>Cs ir <sup>90</sup>Sr in live and dead reindeer lichens (genra Cladonia) from the „Kraton–3“ underground nuclear explosion site. *Journal of environmental radioactivity*. 93, p. 84–99.
71. **Richardson, D.H.S.** 1993. *Pollution Monitoring with Lichens*. Slough: Richmond Publishing. 76 p.
72. **Rydzak J.** 1968. Lichens as indicators of the ecological conditions of the habitat, *Annales Universitatis Mariae Curie*. 23, p. 131–164.
73. **Rose F., James P. W.** 1974. Regional studies on the British lichen flora 1. The corticolous and lignicolous species of the New Forest, Hampshire. *Lichenologist*. 6, p. 1–72.
74. **Sarret G., Manceau A., Cuny D.** 1998. Mechanisms of lichen resistance to metallic pollution. *Environmental Science and Technology*. 32, p. 3325–3330.
75. **Skye E.** 1968. Lichens and air pollution. *Acta phytogeogr Suec.* 52, p. 1–123.
76. **Skrolyė S., Rimkus E.** 2012. Vėjo krypties ir greičio kaita Lietuvoje 1971–2010 metais. *Geografija*. T. 48, Nr. 2, p. 97–107.
77. **Sloof J.E.**, 1995. Lichens as quantitative biomonitors for atmospheric trace–element deposition, using transplants. *Atmospheric Environment*. 29, p. 11–20.
78. **Stravinskienė V.** 2004. *Ekologijos ir aplinkotyros žodynėlis*. Mokomoji knyga. Kaunas: Šviesa, 240 p.
79. **Stravinskienė V., Žemaitis P.** 2009. Marijampolės miesto oro kokybės vertinimas pasyvosios lichenoidikacijos metodais. *Žmogaus ir gamtos sauga: 15-osios tarptautinės mokslinės–praktinės konferencijos medžiaga, 3-oji dalis*, Kaunas: Akademija, p. 93–96. ISSN 1822–1823.
80. **Stravinskienė V., Tamašauskaitė E.** 2010. Vilniaus miesto Centro ir Lazdynų rajonų oro kokybės vertinimas pasyvosios lichenoidikacijos metodais. *Žmogaus ir gamtos sauga: 16-osios tarptautinės mokslinės–praktinės konferencijos medžiaga, 1-oji dalis*, Kaunas: Akademija, p. 133–136.
81. **Stravinskienė V., Stankevičiūtė I.** 2011. Rokiškio miesto oro kokybės vertinimas pasyvosios lichenoidikacijos metodu. *Žmogaus ir gamtos sauga: 17-osios tarptautinės mokslinės–praktinės konferencijos medžiaga, 1-oji dalis*, Kaunas: Akademija, p. 103–106.

82. **Sutton M.A., Dragosits U., Tang YS., Fowler D.** 2000. Ammonia emissions from non-agricultural sources in the UK. *Atmos Environ.* 34, p. 855–869.
83. **Triggiani D., Ceccarelli D., Tiezzi A., Pisani T., Munzi S., Gaggi C.** 2009. Antiproliferative activity of lichen extracts on murine myeloma cells. *Biologia.* 64, p., 59–62.
84. **Valiutienė V., Ignatavičius G., Jarmaliūnaitė V.** 2006. *Autotransporto sukeliama aplinkos oro tarša ir jos tyrimai.* Mokslinė konferencija – Transporto vadybos problemos Lietuvoje.
85. **Van Dobben H.F., Wolterbeek H.T., Wamelink G.W.W., Ter Braak C.J.F.** 2001. Relationship between epiphytic lichens, trace elements and gaseous atmospheric pollutants *Environmental Pollution*, **112**, p. 163–169.
86. **Van Herk K.** 1999. Mapping of ammonia pollution with epiphytic lichens in the Netherlands. *Lichenologist.* 31, p. 9–20.
87. **Vasconelos T.I., Pereira E.C., Silva N., Vicente C., Legaz M.** 2013. Intracellular urease activity in the lichen *Cadonia verticillaris*, and its implication for toxicity. *Ecotoxicology and environmental safety.* p., 310–316.
88. **Vardoulakis S., Lumbreras J., Solazzo E.** 2009. Comparative evaluation of nitrogen oxides and ozone passive diffusion tubes for exposure studies. *Atmospheric Environment.* 43 . p. 2509–2517.
89. *Vilkaviškio ir Kybartų miestų aplinkos oro monitoringo ataskaita.* 2011. Kaunas: VDU leidykla. 20 p.

## Interneto puslapiai

1. <http://www.aeat.co.uk/cms/> [prieiga: 2013–05–15]
2. <http://www.nybg.org/bsci/lichens/> [prieiga: 2013–05–22]
3. [http://www.vstt.lt/VI/rubric.php?rubric\\_id=50](http://www.vstt.lt/VI/rubric.php?rubric_id=50) [prieiga: 2014–10–20]
4. <http://ekologija.blogas.lt/kleboniskio-miskas-105.html> [prieiga: 2014–11–03]
5. Laidos „Požiūris“ reportažas: <http://www.youtube.com/watch?v=D5JjHThlHiU> [prieiga: 2015–02–21]

## Priedai

### 1 Priedas

#### 1.1 lentelė. Eksperimentinė kerpių bendrijų medžiaga

Kvad rato nr.	Med žio nr.	Medžio rūšis	Bendras proc. padengi mas	Kerpių rūšys ir jų padengimas	PI
1	1	klevas	20	<i>hypogymnia physodes</i> – 5; <i>phlyctis argena</i> – 10; <i>flavoparmelia caperata</i> – 5	7
	2	klevas	10	<i>hypogymnia physodes</i> – 9; <i>xantoria parietina</i> – 1.	7,1
	3	ąžuolas	50	<i>lepraria</i> – 30; <i>pertusaria amara</i> – 20.	7,2
	4	ąžuolas	50	<i>hypogymnia physodes</i> – 50.	7
2	1	ąžuolas	46	<i>phlyctis argena</i> – 15; <i>lepraria</i> – 23; <i>pertusaria amara</i> – 8	5,3
	2	ąžuolas	40	<i>lepraria</i> – 40	5
	3	ąžuolas	48	<i>lepraria</i> – 48	5
	4	ąžuolas	41	<i>phlyctis argena</i> – 12; <i>lepraria</i> – 15; <i>flavoparmelia caperata</i> – 11; <i>xantoria parietina</i> – 3	5,2
3	1	ąžuolas	55	<i>pertusaria amara</i> – 20; <i>flavoparmelia caperata</i> – 18; <i>lepraria</i> – 2, <i>Ramalina fraxinea</i> – 15	4,8
	2	ąžuolas	62	<i>phlyctis argena</i> – 30, <i>ramalina farinacea</i> – 32	3,9
	3	ąžuolas	58	<i>pertusaria amara</i> – 33; <i>lepraria</i> – 14; <i>phlyctis argena</i> – 9; <i>flavoparmelia caperata</i> – 2	4,2
	4	ąžuolas	70	<i>phlyctis argena</i> – 15; <i>lepraria</i> – 16; <i>parmelia sulcata</i> – 7, <i>cladonia coniocraea</i> – 32	4,4
4	1	ąžuolas	90	<i>lepraria</i> – 75; <i>Ramalina fraxinea</i> – 15	4,7
	2	ąžuolas	87	<i>lepraria</i> – 75; <i>pertusaria amara</i> – 10; <i>ramalina farinacea</i> – 2;	4,4
	3	ąžuolas	91	<i>lepraria</i> – 75; <i>pertusaria amara</i> – 11; <i>hypogymnia tubulosa</i> – 5	4,6
	4	ąžuolas	72	<i>lepraria</i> – 10; <i>parmelia sulcata</i> – 12, <i>cladonia coniocraea</i> – 22; <i>cladonia gracilis</i> – 28;	4,1
5	1	ąžuolas	50	<i>xantoria parietina</i> – 5; <i>hypogymnia physodes</i> – 9; <i>hypogymnia tubulosa</i> – 13; <i>ramalina farinacea</i> – 23	4,2
	2	ąžuolas	68	<i>lepraria</i> – 18; <i>phlyctis argena</i> 3; <i>Ramalina fraxinea</i> – 25, <i>cladonia coniocraea</i> – 22	3,6
	3	ąžuolas	71	<i>pseudevernia furfuracea</i> – 50; <i>heamatomma ochroleucum</i> – 21.	4
	4	ąžuolas	94	<i>lepraria</i> – 90; <i>pertusaria amara</i> – 4	4,1
6	1	ąžuolas	89	<i>pertusaria amara</i> – 30; <i>lepraria</i> – 45; <i>parmelia sulcata</i> – 2, <i>cladonia coniocraea</i> – 6; <i>cladonia gracilis</i> – 6	4,4
	2	ąžuolas	84	<i>pertusaria amara</i> – 30; <i>lepraria</i> – 45; <i>xantoria parietina</i> – 7; <i>ramalina farinacea</i> – 2	4,2
	3	ąžuolas	86	<i>pertusaria amara</i> – 30; <i>lepraria</i> – 45; <i>xantoria</i>	4,3

				<i>parietina</i> – 8; <i>melanelia</i> – 3,	
	4	ąžuolas	87	<i>lepraria</i> – 72; <i>pertusaria amara</i> – 8; <i>Ramalina fraxinea</i> – 7;	4,9
7	1	beržas	62	<i>xantoria parietina</i> – 2; <i>parmelia sulcata</i> – 25; <i>hypogymnia physodes</i> – 17; <i>lepraria</i> – 18	4
	2	beržas	72	<i>phlyctis argena</i> – 6; <i>parmelia sulcata</i> – 30; <i>hypogymnia physodes</i> – 24; <i>Ramalina fraxinea</i> – 12	4,5
	3	beržas	93	<i>phlyctis argena</i> – 3; <i>parmelia sulcata</i> – 52; <i>hypogymnia physodes</i> – 33; <i>cladonia arbuscula</i> – 5	4,4
	4	uosis	81	<i>phlyctis argena</i> – 5; <i>parmelia sulcata</i> – 28; <i>hypogymnia physodes</i> – 20; <i>xantoria parietina</i> – 13; <i>cladonia gracilis</i> – 15	4,3
8	1	beržas	71	<i>lepraria</i> – 25; <i>parmelia sulcata</i> – 21; <i>Ramalina fraxinea</i> – 25	4,4
	2	beržas	62	<i>lepraria</i> – 20; <i>parmelia sulcata</i> – 7; <i>ramalina farinacea</i> – 35	4,4
	3	beržas	65	<i>lepraria</i> – 11; <i>parmelia sulcata</i> – 25; <i>hypogymnia tubulosa</i> – 29	4,2
	4	beržas	56	<i>phlyctis argena</i> – 1; <i>parmelia sulcata</i> – 25; <i>heatomomma ochroleucum</i> – 8; <i>cladonia gracilis</i> – 22	4
9	1	ąžuolas	82	<i>lepraria</i> – 75; <i>phlyctis argena</i> – 5; <i>xantoria parietina</i> – 2	4,1
	2	ąžuolas	77	<i>phlyctis argena</i> – 20; <i>lepraria</i> – 20; <i>hypogymnia physodes</i> – 37	4,3
	3	ąžuolas	62	<i>lepraria</i> – 15; <i>phlyctis argena</i> – 14; <i>Ramalina fraxinea</i> – 18; <i>chaenotheca ferruginea</i> – 15	3,9
	4	ąžuolas	61	<i>lepraria</i> – 23; <i>phlyctis argena</i> – 7; <i>heatomomma ochroleucum</i> – 6; <i>cladonia gracilis</i> – 25	4,1
10	1	ąžuolas	78	<i>lepraria</i> – 15; <i>phlyctis argena</i> – 22; <i>lobaria pulmonaria</i> – 11; <i>hypogymnia physodes</i> – 5; <i>cladonia gracilis</i> – 25	4,3
	2	ąžuolas	69	<i>pertusaria amara</i> – 8; <i>phlyctis argena</i> – 18; <i>lepraria</i> – 10; <i>pseudevernia furfuracea</i> – 33;	4,6
	3	ąžuolas	92	<i>lepraria</i> – 52; <i>pertusaria amara</i> – 12; <i>phlyctis argena</i> – 8; <i>xantoria parietina</i> – 12; <i>cladonia coniocraea</i> – 8	4
	4	ąžuolas	93	<i>lepraria</i> – 80; <i>phlyctis argena</i> – 6; <i>pertusaria amara</i> – 5; <i>xantoria parietina</i> – 2	4,4
11	1	ąžuolas	7	<i>xantoria parietina</i> – 7.	8
	2	beržas	64	<i>parmelia sulcata</i> – 40; <i>lepraria</i> – 18, <i>pseudevernia furfuracea</i> – 3, <i>pertusaria amara</i> – 3	5,7
	3	beržas	60	<i>flavoparmelia caperata</i> – 30; <i>cladonia gracilis</i> – 12; <i>cladonia chlorophaea</i> – 10; <i>hypogymnia physodes</i> – 8.	5,3
	4	beržas	26	<i>lepraria</i> – 10; <i>flavoparmelia caperata</i> – 12; <i>heatomomma ochroleucum</i> – 2; <i>cladonia gracilis</i> – 2	4,8
12	1	beržas	37	<i>lepraria</i> – 37	6,2

	2	beržas	59	<i>cladonia gracilis</i> – 15; <i>cladonia chlorophaea</i> – 8; <i>flavoparmelia caperata</i> – 19; <i>lepraria</i> – 13; <i>hypogymnia physodes</i> – 4	6,1
	3	beržas	14	<i>xantoria parietina</i> – 7; <i>lepraria</i> – 4; <i>phlyctis argena</i> – 3	6,1
	4	beržas	41	<i>xantoria parietina</i> – 25; <i>lepraria</i> – 10; <i>cladonia gracilis</i> – 3; <i>parmelia sulcata</i> – 3	6,8
13	1	beržas	51	<i>lepraria</i> – 32; <i>xantoria parietina</i> – 19.	7,1
	2	beržas	59	<i>cladonia gracilis</i> – 15; <i>cladonia chlorophaea</i> – 8; <i>flavoparmelia caperata</i> – 19; <i>lepraria</i> – 13; <i>hypogymnia physodes</i> – 4	6,1
	3	beržas	14	<i>xantoria parietina</i> – 7; <i>lepraria</i> – 4; <i>phlyctis argena</i> – 3	7,1
	4	beržas	41	<i>xantoria parietina</i> – 25; <i>lepraria</i> – 10; <i>cladonia gracilis</i> – 3; <i>parmelia sulcata</i> – 3	6,7
14	1	ąžuolas	12	<i>xantoria parietina</i> – 5; <i>phlyctis argena</i> – 3; <i>lepraria</i> – 4	6,6
	2	beržas	13	<i>lepraria</i> – 5; <i>xantoria parietina</i> – 7; <i>cladonia gracilis</i> – 1	6,1
	3	beržas	21	<i>pertusaria amara</i> – 2; <i>lepraria</i> – 19	6,4
	4	ąžuolas	5	<i>phlyctis argena</i> – 2; <i>xantoria parietina</i> – 8.	7,5
15	1	ąžuolas	30	<i>hypogymnia tubulosa</i> – 30.	7
	2	ąžuolas	45	<i>phlyctis argena</i> – 37; <i>xantoria parietina</i> – 8.	7,3
	3	ąžuolas	33	<i>phlyctis argena</i> – 26; <i>xantoria parietina</i> – 7.	7,2
	4	ąžuolas	28	<i>hypogymnia tubulosa</i> – 28.	7
16	1	klevas	25	<i>hypogymnia tubulosa</i> – 25.	7
	2	ąžuolas	15	<i>flavoparmelia caperata</i> – 2; <i>lepraria</i> – 10; <i>phlyctis argena</i> – 3	7,1
	3	beržas	73	<i>phlyctis argena</i> – 6; <i>hypogymnia physodes</i> – 2; <i>lepraria</i> – 65	7,3
	4	beržas	50	<i>hypogymnia physodes</i> – 25; <i>parmelia sulcata</i> – 20; <i>lepraria</i> – 5	6,9
17	1	ąžuolas	58	<i>parmelia sulcata</i> – 2, <i>melanelia</i> – 3, <i>lepraria</i> – 46, <i>phlyctis argena</i> – 7	7,4
	2	ąžuolas	25	<i>lepraria</i> – 17; <i>hypogymnia physodes</i> – 8.	6,3
	3	ąžuolas	42	<i>lepraria</i> – 28; <i>hypogymnia physodes</i> – 14.	6,2
	4	ąžuolas	38	<i>lepraria</i> – 19; <i>pertusaria amara</i> – 19.	5,5
18	1	beržas	25	<i>hypogymnia physodes</i> – 25.	7
	2	beržas	30	<i>lepraria</i> – 15, <i>flavoparmelia caperata</i> – 5, <i>heatomma ochroleucum</i> – 10	6,5
	3	ąžuolas	27	<i>lepraria</i> – 15, <i>flavoparmelia caperatas</i> – 10, <i>phlyctis argena</i> – 2	6,3
	4	ąžuolas	45	<i>lepraria</i> – 30, <i>flavoparmelia caperatas</i> – 5, <i>chaenotheca ferruginea</i> – 10	6,5
19	1	ąžuolas	15	<i>lepraria</i> – 5, <i>phlyctis argena</i> – 3, <i>hypogymnia physodes</i> – 1, <i>flavoparmelia caperata</i> – 1, <i>lobaria pulmonaria</i> – 5	5,5
	2	ąžuolas	50	<i>lepraria</i> – 15, <i>flavoparmelia caperata</i> – 20, <i>cladonia arbuscula</i> – 10, <i>cladonia chlorophaea</i> – 5	6,2

	3	ąžuolas	10	<i>hypogymnia physodes</i> – 7; <i>xantoria parietina</i> – 3.	7,3
	4	ąžuolas	45	<i>lepraria</i> – 15; <i>hypogymnia physodes</i> – 30.	6,2
20	1	ąžuolas	45	<i>hypogymnia physodes</i> – 5; <i>lepraria</i> – 20; <i>parmelia sulcata</i> – 20	6,6
	2	ąžuolas	30	<i>hypogymnia physodes</i> – 10; <i>lepraria</i> – 5; <i>parmelia sulcata</i> – 10; <i>phlyctis argena</i> – 5	7,2
	3	pusis	20	<i>lepraria</i> – 10; <i>heamatomma ochroleucum</i> – 10	6,5
	4	beržas	10	<i>lepraria</i> – 9; <i>usnea</i> – 1	6,4
21	1	ąžuolas	36	<i>phlyctis argena</i> – 10; <i>lepraria</i> – 18; <i>xantoria parietina</i> – 6; <i>pertusaria amara</i> – 2	5,6
	2	ąžuolas	75	<i>lepraria</i> – 75.	5
	3	ąžuolas	39	<i>lepraria</i> – 39	5
	4	ąžuolas	76	<i>lepraria</i> – 70; <i>pertusaria amara</i> – 2; <i>phlyctis argena</i> – 4	5,1
22	1	ąžuolas	66	<i>xantoria parietina</i> – 12; <i>lepraria</i> – 31; <i>ramalina farinacea</i> – 23	4,8
	2	ąžuolas	52	<i>lepraria</i> – 39; <i>Ramalina fraxinea</i> – 13	4,6
	3	ąžuolas	90	<i>lepraria</i> – 78; <i>Peltigera praetextata</i> – 12	4,7
	4	ąžuolas	63	<i>phlyctis argena</i> – 12; <i>pertusaria amara</i> – 19, <i>lepraria</i> – 14; <i>cladonia coniocraea</i> – 18	4,8
23	1	ąžuolas	91	<i>lepraria</i> – 83; <i>flavoparmelia caperata</i> – 8	4,2
	2	beržas	95	<i>lepraria</i> – 75; <i>pertusaria amara</i> – 20	4,1
	3	ąžuolas	85	<i>lepraria</i> – 55; <i>pertusaria amara</i> – 17; <i>cladonia digitata</i> – 13	4,9
	4	beržas	83	<i>lepraria</i> – 70; <i>xantoria parietina</i> – 3; <i>parmelia sulcata</i> – 4; <i>hypogymnia physodes</i> – 3; <i>hypogymnia tubulosa</i> – 3	4,2
24	1	ąžuolas	81	<i>xantoria parietina</i> – 14; <i>lepraria</i> – 65; <i>pertusaria amara</i> – 2	4
	2	ąžuolas	71	<i>flavoparmelia caperata</i> – 7; <i>phlyctis argena</i> – 42, <i>xantoria parietina</i> – 22	4,3
	3	ąžuolas	93	<i>pseudevernia furfuracea</i> – 1; <i>hypogymnia tubulosa</i> – 10; <i>parmelia sulcata</i> – 6; <i>hypogymnia physodes</i> – 3; <i>xantoria parietina</i> – 15; <i>lepraria</i> – 51; <i>pertusaria amara</i> – 7	4,2
	4	ąžuolas	87	<i>pseudevernia furfuracea</i> – 1; <i>hypogymnia tubulosa</i> – 8; <i>parmelia sulcata</i> – 8; <i>hypogymnia physodes</i> – 3; <i>xantoria parietina</i> – 15; <i>lepraria</i> – 50; <i>pertusaria amara</i> – 2	4,4
25	1	ąžuolas	62	<i>lepraria</i> – 13; <i>pertusaria amara</i> – 4; <i>phlyctis argena</i> – 3; <i>ramalina farinacea</i> – 42	3,7
	2	ąžuolas	70	<i>phlyctis argena</i> – 9; <i>pertusaria amara</i> – 7; <i>lepraria</i> – 26; <i>cladonia coniocraea</i> – 28	4,3
	3	ąžuolas	58	<i>phlyctis argena</i> – 23; <i>lepraria</i> – 13; <i>parmelia sulcata</i> – 22	4,1
	4	ąžuolas	73	<i>xantoria parietina</i> – 12; <i>lepraria</i> – 2; <i>parmelia sulcata</i> – 21; <i>hypogymnia physodes</i> – 3; <i>hypogymnia tubulosa</i> 35	4
26	1	ąžuolas	55	<i>lepraria</i> – 55.	5

	2	ąžuolas	61	<i>pertusaria amara</i> –3; <i>lepraria</i> – 52; <i>cladonia digitata</i> –6	5,3
	3	ąžuolas	29	<i>lepraria</i> – 29.	5
	4	ąžuolas	24	<i>lepraria</i> –24	5
27	1	ąžuolas	55	<i>pertusaria amara</i> –3; <i>lepraria</i> – 52;	5,1
	2	ąžuolas	73	<i>xantoria parietina</i> – 12; <i>lepraria</i> – 2; <i>parmelia sulcata</i> – 21; <i>hypogymnia physodes</i> – 3; <i>hypogymnia tubulosa</i> 35	7,3
	3	ąžuolas	45	<i>lepraria</i> – 15, <i>flavoparmelia caperata</i> – 20, <i>cladonia arbuscula</i> – 10	5,3
	4	ąžuolas	50	<i>lepraria</i> – 50.	5
28	1	ąžuolas	65	<i>lepraria</i> – 65;	5
	2	ąžuolas	67	<i>lepraria</i> – 30; <i>flavoparmelia caperata</i> – 13; <i>phlyctis argena</i> – 6; <i>pleurosticata acetabulum</i> – 18	5
	3	ąžuolas	56	<i>melanelia</i> – 3, <i>lepraria</i> –46, <i>phlyctis argena phlyctis argena</i> – 7	5,3
	4	ąžuolas	41	<i>hypogymnia physodes</i> – 3; <i>lepraria</i> – 18; <i>phlyctis argena</i> – 5; <i>lobaria pulmonaria</i> – 15;	5,3
29	1	ąžuolas	11	<i>lepraria</i> – 2; <i>pertusaria amara</i> – 3; <i>flavoparmelia caperata</i> – 3; <i>phlyctis argena</i> – 3	5,3
	2	ąžuolas	23	<i>lepraria</i> – 23;	5
	3	ąžuolas	17	<i>lepraria</i> – 8; <i>phlyctis argena</i> – 9.	5
	4	ąžuolas	62	<i>lepraria</i> – 30; <i>pertusaria amara</i> – 5; <i>flavoparmelia caperata</i> – 13; <i>phlyctis argena</i> – 6; <i>pleurosticata acetabulum</i> – 8	5,1
30	1	ąžuolas	49	<i>phlyctis argena</i> – 7; <i>parmelia sulcata</i> – 4; <i>pertusaria amara</i> – 3; <i>lepraria</i> – 35.	5,2
	2	beržas	27	<i>phlyctis argena</i> – 4; <i>lepraria</i> – 15; <i>hypogymnia physodes</i> – 8	5,5
	3	ąžuolas	58	<i>xantoria parietina</i> – 12; <i>hypogymnia physodes</i> – 3; <i>lepraria</i> – 18; <i>phlyctis argena</i> – 5; <i>lobaria pulmonaria</i> – 15; <i>parmelia sulcata</i> – 5	5,3
	4	ąžuolas	60	<i>lepraria</i> – 20; <i>phlyctis argena</i> – 40.	5
31	1	beržas	52	<i>cladonia gracilis</i> – 10; <i>pseudevernia furfuracea</i> – 18; <i>parmelia sulcata</i> – 20; <i>lepraria</i> – 4	5,1
	2	beržas	41	<i>cladonia gracilis</i> – 3; <i>phlyctis argena</i> – 3; <i>lepraria</i> – 35	4,8
	3	beržas	43	<i>pseudevernia furfuracea</i> – 17; <i>lepraria</i> – 15; <i>hypogymnia physodes</i> – 7; <i>cladonia gracilis</i> – 4	5,3
	4	ąžuolas	70	<i>lepraria</i> – 70	5

**1.2 lentelė.** Eksperimentinė NO<sub>2</sub> koncentracijos matavimo medžiaga

Atstumas nuo kelio (m) NO <sub>2</sub> koncentracija (µg/l)	Pakartojimo numeris		
	I	II	III
0	33,7	46,8	
150	30,4	35,4	44,3
300	26,8	29,1	21,4
500		14,8	14,1

**2 Priedas**

**2.1 lentelė.** Dispersinė analizė (raiono įtaka procentiniam padengimui, rūšių įvairivei ir PI)

Analysis of Variance (kerpes mag) Marked effects are significant at p < ,05000								
Variable	SS Effect	df Effect	MS Effect	SS Error	df Error	MS Error	F	p
Proc pad	41318,55	2	20659,28	30798,89	121	254,5363	81,1644	0,000000
Rušių iv	54,25	2	27,12	63,62	28	2,2722	11,9374	0,000178
PI	125,48	2	62,74	27,85	121	0,2302	272,5802	0,000000

**2.2 lentelė.** Dispersinė analizė (atstumo nuo kelio įtaka NO<sub>2</sub> koncentracijai)

Analysis of Variance (NO2) Marked effects are significant at p < ,05000								
Variable	SS Effect	df Effect	MS Effect	SS Error	df Error	MS Error	F	p
NO2 koncentracija	881,1393	3	293,7131	216,4367	6	36,07278	8,142237	0,015480

**3 Priedas**

**3.1 lentelė.** Koreliacinė analizė (procentinis padengimas, rūšių įvairovė ir PI)

Correlations (kerpes mag) Marked correlations are signif N=31 (Casewise deletion of n			
Variable	Proc pad	Rušių iv	PI
Proc pad	1,0000	,4814	-,7134
	p= ---	p=,006	p=,000
Rušių iv	,4814	1,0000	-,5210
	p=,006	p= ---	p=,003
PI	-,7134	-,5210	1,0000
	p=,000	p=,003	p= ---

**3.2 lentelė.** Koreliacinė analizė (atstumas nuo kelio ir NO<sub>2</sub> koncentracija)

Variable	Correlations (NO2) Marked correlations are significant N=10 (Casewise deletion of missing values)	
	Atstumas nuo kelio	NO2 koncentracija
Atstumas nuo kelio	1,0000	-,8813
	p= ---	p= ,001
NO2 koncentracija	-,8813	1,0000
	p= ,001	p= ---