

VILNIAUS UNIVERSITETAS
GAMTOS TYRIMŲ CENTRAS

Aušra
KAMARAUSKAITĖ

Paprastojo suopio (*Buteo buteo*)
veisimosi buveinių pasirinkimo
skirtumai ir sąveika su kitais plėšriaisiais
paukščiais

DAKTARO DISERTACIJA

Gamtos mokslai,
Zoologija, N 014

VILNIUS 2020

Disertacija rengta 2015–2019 metais Vilniaus universiteto Gyvybės mokslų centro Biomokslų institute.

Moksliniai vadovai:

dr. Ringaudas Treinys (Vilniaus universitetas, gamtos mokslai, ekologija ir aplinkotyra, N 012), nuo 2018-10-19 iki 2019-09-30,

prof. habil. dr. Rimantas Rakauskas (Vilniaus universitetas, gamtos mokslai, zoologija, N 014), nuo 2015-10-01 iki 2018-10-18.

VILNIUS UNIVERSITY
NATURE RESEARCH CENTRE

Aušra
KAMARAUSKAITĖ

The habitat preferences of Common
Buzzard (*Buteo buteo*) and interaction
with other birds of prey

DOCTORAL DISSERTATION

Natural Sciences,
Zoology, N 014

VILNIUS 2020

This dissertation was written between 2015 and 2019 at Vilnius University Life Sciences Center Institute of Biosciences.

Academic supervisors:

Dr. Rimgaudas Treinys 2018–2019 years (Vilnius University, Natural Sciences, Ecology and Environmental Research, N 012),

Prof. Habil. dr. Rimantas Rakauskas 2015–2018 years (Vilnius University, Natural Sciences, Zoology, N 014).

TURINYS

ĮVADAS.....	9
1. LITERATŪROS APŽVALGA.....	13
1.1 Paprastasis suopis.....	13
1.2 Buveinės pasirinkimas.....	17
1.3 Paukščių lizdaviečių pasirinkimas.....	20
1.4 Konkurencija.....	22
1.5 Vidugildinės sąveikos.....	24
1.6 Brandžių miškų svarba miško paukščiams.....	29
1.7 Miškų ūkio įtaka miško paukščiams.....	30
1.8 Žemdirbystės įtaka plėšriesiems paukščiams.....	34
1.9 Mažasis erelis rėksnys.....	34
1.10 Jūrinis erelis.....	35
1.11 Buveinės tyrimo metodai.....	37
1.12 Vados gynimas nuo plėšrūnų.....	38
2. METODIKA.....	40
2.1 Tyrimo teritorija.....	40
2.1.1 Tyrimo plotas – Kaišiadorių miškai.....	40
2.1.2 Tyrimo plotas – Biržų giria.....	43
2.1.3 Tyrime naudota programinė įranga.....	44
2.2 Paprastojo suopio buveinių pasirinkimo, palyginimo su mažojo erelio rėksnio buveinėmis tyrimų metodikos.....	45
2.3 Paprastojo suopio buveinių, užimtų 2002 ir 2017 m., palyginamosios analizės metodika.....	55
2.4 Paprastojo suopio reakcijos į jūrinį erelį eksperimento metodika.....	59
3. REZULTATAI.....	65
3.1 Paprastojo suopio buveinių pasirinkimas.....	65
3.2 Paprastojo suopio buveinių, užimtų 2002 ir 2017 m. Kaišiadorių miškuose, palyginimas.....	71
3.3 Paprastojo suopio ir mažojo erelio rėksnio buveinių palyginimas.....	77
3.4 Paprastojo suopio reakcija į jūrinį erelį.....	83
4. REZULTATŲ APTARIMAS.....	90
4.1 Paprastojo suopio buveinių pasirinkimas.....	90

4.2 Paprastojo suopio buveinių, užimtų 2002 ir 2017 m. Kaišiadorių miškuose, palyginamosios analizės aptarimas	94
4.3 Paprastojo suopio ir mažojo erelio rėksnio buveinių palyginimas	98
4.4 Paprastojo suopio reakcija į jūrinį erelį	103
IŠVADOS	109
LITERATŪROS SĄRAŠAS.....	110
PRIEDAI.....	134
1 priedas.....	134
2 priedas.....	139
3 priedas.....	141
PUBLIKACIJŲ SĄRAŠAS.....	143

Darbe vartojamos sąvokos

Aukščiausio trofinio lygmens plėšrūnas (angl. *top predator*) – plėšrūnas, bendrijoje užimantis aukščiausią padėtį mitybos grandinėje.

Buveinė – tam tikras abiotinių ir biotinių veiksnių, kuriuos individas naudoja išgyvenimui ir reprodukcijai, rinkinys (Jones, 2001).

Dominanto plėšrumas (angl. *superpredation*) – tam tikra plėšrumo forma, kai vienas plėšrūnas minta kitu plėšrūnu. Tačiau jie nebūtinai yra konkurentai, nes žudančioji rūšis gali būti dominuojanti (Mueller et al., 2016).

Dominuojantis plėšrūnas (angl. *superpredator*) – plėšrūnas, užimantis aukščiausią trofinį lygmenį, dominuojantis kitų plėšrūnų atžvilgiu ir žudantis kitus aukšto lygmens plėšrūnus, neretai šiuos ir vartojantis kaip maisto šaltinį.

Gildija – grupė rūšių, panašiu būdu eksploatuojančių tos pačios klasės gamtos išteklius (Vrezec, Tome, 2004).

Lizdavietė – šiame darbe lizdaviete laikomas medynas, kuriame yra sukrautas tiriamosios rūšies poros lizdas.

Lizdo medžio apimtis – medžio, kuriame sukrautas lizdas, apimtis 130 cm aukštyje nuo žemės.

Makrobuveinė – šiame darbe tai teritorija 1 km spinduliu aplink lizdą.

Medynas – tai „miško dalis, kurioje sumedėjęsios augalijos ardu sandara yra vienoda, vyrauja tam tikra medžių rūšis, augalija yra panašaus amžiaus, turi bendrą augavietę ir ši miško dalis šiais rodikliais skiriasi nuo gretimų miško dalių“ (Lietuvos Respublikos miškų įstatymas, 1994).

Mezoplėšrūnas (angl. *mesopredator*) – plėšrūnas, užimantis žemesnį trofinės grandinės lygmenį nei aukščiausio trofinio lygmens plėšrūnas (Ritchie, Johnson, 2009).

Miškas – tai „ne mažesnis kaip 0,1 hektaro žemės plotas, apaugęs medžiais, kurių skalsumas ne mažesnis kaip 0,3 ir kurių aukštis natūralioje augavietėje brandos amžiuje siekia ne mažiau kaip 5 metrus, ir kita miško augalija, taip pat ne mažesnis kaip 0,1 hektaro žemės plotas, kuriame medynas išretėjęs ar dėl žmonių veiklos ar gamtinių veiksnių jame laikinai medžių nėra (želdintinos miško aikštės, kirtavietės, žuvę medynai)“ (Lietuvos Respublikos miškų įstatymas, 1994).

Miško pakraštys – šiame darbe miško pakraščiu laikoma riba, kurioje susiekia miško žemė su kitais žemėnaudos objektais (pvz., pievomis, ariamais laukais ir t. t.).

Miško žemė – tai „apaugę mišku žemės plotai – medynai, taip pat neapaugę mišku žemės plotai – kirtavietės, žuvę medynai, miško laukymės, miško aikštės, mažosios miško pelkės, miško medelynai, sėklinės miško medžių plantacijos ir klonų rinkiniai, miškui įveisti skirta žemė. Prie miško žemės priskiriami tuose pačiuose plotuose esantys miško keliai, kvartalų, technologiniai proskiebiai ir linijos, priešgaisrinės juostos, medienos sandėlių ir kitų su mišku susijusių įrenginių (griovių, pralaidų, tiltelių, priešgaisrinių bokštų ir kitų) užimti plotai, poilsio aikštelės, žvėrių pašarų aikštelės“ (Lietuvos Respublikos miškų įstatymas, 1994).

Mišku apaugusi žemė – šiame darbe mišku apaugusia žeme laikomi miško plotai, priskiriami šiems žemės naudmenų klasifikatoriaus kodams: 1 – savaiminis medynas, 2 – miško želdiniai, 5 – kirtavietė, 6 – žuvęs medynas. Terminas išskirtas siekiant nustatyti kokio dydžio teritoriją užima medynai (ar po kirtimų ar gamtos stichijų ataugantys medynai), be teritorijų (keliai, medienos sandėliai ir t. t.), kuriose siekiama, kad neaugtų medžiai.

Miškų grupė – tai „miško žemės plotai, kuriuose panašūs pagrindiniai ūkininkavimo tikslai ir ūkininkavimo režimas“ (Lietuvos Respublikos miškų įstatymas, 1994).

Vidugildinis plėšrumas (angl. *intraguild predation*) – tai tam tikra plėšrumo forma, kai vienas plėšrūnas minta kitu plėšrūnu, priklausančiu tai pačiai gildijai, kuris gali būti ir potencialus konkurentas pirmajam (López-López et al., 2016).

IVADAS

Darbo aktualumas

Paprastasis suopis – gausiausia Europoje (Panek, Hušek, 2014), taip pat ir Lietuvoje (Jusys et al., 2012) plėšriųjų paukščių rūšis. Paprastojo suopio populiacijos yra laikomos gana stabiliomis, išskyrus Šiaurės Europą, kur jų jau ilgą laiką mažėja. Tai gali būti susiję su intensyvaus miškų kirtimo praktika ir jos sukeltais maisto išteklių gausumo pakitimais (Björklund et al., 2015).

Buveinės pasirinkimas yra sudėtingas procesas, lemiamas buveinės savybių, aplinkos sąlygų ir vidurūšinių bei tarprūšinių sąveikų (Brambilla et al., 2010).

Miško buveinių praradimas ir fragmentacija yra laikomi veiksniais, keliančiais grėsmę miško paukščių išgyvenamumui pasauliniu mastu, ypač paukščių, gyvenančių senuose miškuose (Hakkarainen et al., 2008). Manoma, kad kai kurioms plėšriųjų paukščių rūšims vienas svarbiausių išteklių yra tinkamos lizdavietės (Radović, Jelaska, 2012), kurios sunaikinamos kertant miškus (Jiménez-Franco et al., 2018). Lietuvoje 1998–2007 m. metinis medienos iškirtimo procentas siekė 66 proc. prieaugio (9,7 mln. m³ per metus) (Brukas et al., 2011). Todėl nustatyti, kas lemia buveinių pasirinkimą, kitimą intensyvioje miškų kirtimo aplinkoje yra svarbus uždavinys rūšių išsaugojimui ir efektyviam rūšių populiacijų palaikymui.

Konkurencija laikoma vienu iš esminių biotinių veiksnių, lemiančių gyvūnų populiacijų tankumą (Sergio et al., 2003; Suhonen et al., 2007), struktūrą (Sergio et al., 2003), nusakančių mastą, kuriuo rūšys gali sugyventi (Treinys et al., 2011) ir stipriau pasireiškianti aukštesniuose trofinės grandinės lygmenyse (Sergio, Hiraldo, 2008). Paprastasis suopis ir beveik du kartus didesnis mažasis erelis rėksnys (*Clanga pomarina*) yra simpatrinės rūšys, pasižyminčios panašiais buveinės reikalavimais: brandūs medynai, faktiškai pagal išvaizdą nesiskiriantys lizdai. Be to, abiejų rūšių paukščiai stebėti užimantys vieni kitų lizdus (Skuja, Budrys, 1999). Tai leidžia manyti, kad tarp šių plėšrūnų galėtų vykti konkurencija dėl lizdavičių.

Dominanto plėšrumas yra plačiai paplitęs reiškinys tarp didžiųjų plėšriųjų paukščių (Lourenço et al., 2011), turintis potencialo formuoti plėšriųjų paukščių bendrijas (Serrano, 2000; Petty et al., 2003; Sergio, Hiraldo, 2008; Lourenço et al., 2011) ar net apskritai stuburinių gyvūnų bendrijas, slopindamas ar atlaisvindamas mezoplėšrūnus (Lourenço et al., 2011). Žinoma, kad dominuojantis plėšrūnas jūrinis erelis (*Haliaeetus albicilla*)

grobiui naudoja paprastojo suopio jaunikius (Müller, Lauth, 2006; Neumann, Schwarz, 2017). Jūrinio erelio populiacijos atsikuria tiek Lietuvoje, tiek Europoje (Nemesházi et al., 2016; Treinys et al., 2016). Toks dominuojančio plėšrūno sugrįžimas į ekosistemas turi potencialo sukelti mezoplėšrūnų rūšių elgsenos pakitimų (paprastojo suopio ir didžiojo apuoko (*Bubo bubo*) pavyzdys Vokietijoje, Mueller et al., 2016).

Darbo tikslas

Ištirti paprastojo suopio buveinių pasirinkimą, jo erdvinius bei laiko pokyčius ir sąveiką su didesnėmis plėšriųjų paukščių rūšimis.

Darbo uždaviniai

- Nustatyti veiksnius, svarbius paprastojo suopio buveinių pasirinkimui.
- Išanalizuoti paprastojo suopio buveinių pasirinkimą skirtinguose kraštovaizdžiuose.
- Palyginti paprastojo suopio lizdo medžių, lizdavičių ir makrobuveinių pasirinkimą ūkiniuose miškuose 2002–2004 ir 2017–2018 m.
- Įvertinti paprastojo suopio ir mažojo erelio rėksnio konkurenciją dėl lizdavičių.
- Nustatyti paprastojo suopio reakciją į jūrinį erelį veisimosi sezono metu.

Ginami teiginiai

- Paprastojo suopio buveinių pasirinkimą lemė medyno amžius, rūšinė sudėtis ir dirvožemio drėgnumas.
- Paprastajam suopiui buveinėse itin svarbūs brandūs lizdavičių medynai, pirmenybė jiems teikiama skirtinguose kraštovaizdžiuose. Kiti medyno kintamieji ir lizdavičių atstumas iki miško pakraščio priklauso nuo miško masyvo savybių.
- Paprastojo suopio lizdo medžių, lizdavičių pasirinkimas 2017–2018 m., palyginti su 2002–2004 m., pakito, o padėtis kraštovaizdyje – ne.
- Paprastasis suopis rinkdamasis lizdavičių nevensgė didesnio mažojo erelio rėksnio. Konkurencija dėl lizdavičių tarp šių plėšriųjų paukščių labiausiai tikėtina arti miško pakraščio.
- Atstumas iki jūrinio erelio perimviečių neturėjo įtakos paprastojo suopio vadų gynybinei reakcijai.

- Paprastojo suopio reakcijos į jūrinį erelį intensyvumui daugiausia įtakos turėjo individų savybės.

Darbo naujumas

Pirmą kartą tirta paprastojo suopio vados gynimo reakcija į dominuojantį plėšrūną jūrinį erelį. Pirmą kartą tirta paprastojo suopio ir mažojo erelio rėksnio konkurencija dėl buveinių. Tyrimas papildė žinias apie paprastojo suopio buveinių pasirinkimą lemiančius veiksnius, brandžių medynų svarbą paprastojo suopio lizdavietėse ir buveinių pasirinkimo plastiškumą lizdo medžio rūšies, medynų rūšinės sudėties, dirvožemio savybių ir atstumo iki miško pakraščio atžvilgiu. Taip pat pirmą kartą Lietuvoje buvo vertinti paprastojo suopio buveinių pasirinkimo dėsningumai skirtingais laikotarpiais ūkinių miškų aplinkoje.

Mokslinė ir praktinė darbo reikšmė

Buveinių analizė papildė žinias apie paprastajam suopiui svarbius buveinių elementus. Darbe pateikta duomenų, pagrindžiančių brandžių medynų, kaip esminių lizdavietės komponentų, svarbą paprastajam suopiui. Šis tyrimas suteikė papildomų žinių apie lizdavičių komponentus, kurių pasirinkimas yra plastiškas ir keičiasi skirtingo miško kraštovaizdžio sąlygomis. Paprastojo suopio ir mažojo erelio rėksnio konkurencijos dėl buveinių tyrimas pateikė įrodymų, kad ši tikėtinausia arti miško pakraščio. Gauta informacija gali būti panaudota saugomos rūšies, mažojo erelio rėksnio, apsaugos režimams saugomose teritorijose papildyti. Neišreikšta paprastojo suopio vados gynybinė reakcija į jūrinį erelį veisimosi metu pateikė įrodymų, kad dominuojančio plėšrūno išplitimas nesukėlė mezoplēšrūno elgsenos pakitimų. Lyginant paprastojo suopio lizdavietes ir makrobuveines 2002–2004 m. ir 2017–2018 m. nustatyta, kad, kintant kraštovaizdžiui, kito lizdo medžių, lizdavičių pasirinkimas, bet ne jų padėtis kraštovaizdyje.

Darbo aprobavimas ir publikacijos

Rezultatai pristatyti dviejose mokslinėse konferencijose, 14-oje tarptautinėje gyvybės mokslų konferencijoje „The COINS“ (Vilnius, 2019) ir „International Conference on the Conservation of the Lesser Spotted Eagle (*Aquila pomarina*)“ (Burgas, 2017). Remiantis darbo rezultatais parengtos dvi publikacijos recenzuojamuose moksliniuose žurnaluose (Bird Study, Ornis Fennica).

Darbas 2016–2019 m. pristatytas ir aprobuotas kasmetiniuose Vilniaus universiteto Gyvybės mokslų centro Biomokslų instituto Zoologijos katedros rengiamuose ataskaitiniuose seminaruose.

Disertacijos struktūra ir apimtis

Darbą sudaro: įvadas, literatūros apžvalga, metodika, po keturis rezultatų ir jų aptarimo skyrius, išvados, 272 literatūros šaltinių sąrašas, trys priedai, darbo tema paskelbtų publikacijų sąrašas. Disertacijos apimtis – 144 puslapiai. Tekste pateikta 10 lentelių ir 21 paveikslėlis.

Padėkos

Už patarimus, pagalbą planuojant tyrimus ir rengiant darbą dėkoju moksliniam vadovui dr. Rimgaudui Treiniui. Dėkoju ornitologui Sauliui Skujai už pagalbą ir mokymus lauko tyrimo metu bei už sutikimą šiame darbe naudoti per ilgus metus surinktus paprastojo suopio lizdaviečių duomenis. Dėkoju ornitologui Deiviui Dementavičiui, sutikusiam pasidalyti savo du dešimtmečius rinktais duomenimis, kurie prisidėjo prie tyrimo išplėtimo. Už pagalbą studijų ir disertacijos gynimo klausimais dėkoju prof. habil. dr. Rimantui Rakauskui. Ačiū šeimai ir draugams už palaikymą visų studijų metu.

1. LITERATŪROS APŽVALGA

1.1 Paprastasis suopis

Paprastasis suopis (*Buteo buteo*) yra gausiausia ir plačiausiai Europoje (Panek, Hušek, 2014), taip pat Lietuvoje (Kurlavičius, 2003; Drobelis, 2004; Eisenreich et al., 2007; Jusys et al., 2012) aptinkama dieninių plėšriųjų paukščių rūšis. Lietuvoje tai perinti, migruojanti (Jusys et al., 2012) ir negausiai žiemojanti plėšriųjų paukščių rūšis (Logminas et al., 1990). Paprastasis suopis – foninė rūšis visuose šalies regionuose (Drobelis, 2004), tačiau miškingose vietovėse dažnesnė (Kurlavičius, 2003), gausiausiai aptinkama centrinėje šalies dalyje, kur vyrauja derlingų augaviečių medynai, supami kultūrinių laukų (Drobelis, 2004).

Paprastasis suopis yra plačiausiai palearktikoje paplitusi plėšriųjų paukščių rūšis (Swan, 2011). Šios rūšies arealas nusidriekia per visą Eurazijos žemyną nuo Atlanto iki Ramiojo vandenyno (Logminas et al., 1990). Šiaurinėje Europoje perinčios paprastojo suopio populiacijos pasižymi tolima migracija, žiemosi skrenda į subtropikinei klimato juostai priskiriamas Afrikos žemyno dalis (Rodríguez et al., 2010 ir šaltiniai čia). Kai kurios paprastųjų suopių populiacijos pasižymi trumpo nuotolio migracija (pvz., Pietų ir Centrinės Švedijos paprastieji suopiai toliausiai migruoja iki pietvakarių Prancūzijos) (Strandberg et al., 2009), Centrinės Europos populiacijos – daline migracija (Wikar et al., 2008), pietinės ir salų populiacijos sėslios (Rodríguez et al., 2010).

Paprastojo suopio kūno ilgis svyruoja nuo 48 iki 56 cm (Jusys et al., 2012). Patinai sveria 427–1 180 g, patelės – 486–1 360 g (www.hbw.com). Sparnai vidutinio ilgio (Jusys et al., 2012), platus, skrendant šiek tiek išlenkti (Eisenreich et al., 2007), sparnų mostai tankūs (Jusys et al., 2012). Paprastojo suopio kūno spalva varijuoja. Išskiriamos trys (Boerner, Krüger, 2008) arba septynios (Kappers et al., 2017) spalvinės morfos. Tačiau dažniausiai paukščiai būna tamsiai rudos spalvos iš viršaus, iš apačios – rudi su šviesesne plačia skersai dryžuota krūtinės juosta; pilvo šonai taip pat skersai dryžuoti (Jusys et al., 2012).

Björklund ir kitų (2015) teigimu, paprastojo suopio populiacijos yra gana stabilios, išskyrus Šiaurės Europą, kur jų jau ilgą laiką mažėja. Šis mažėjimas gali būti susijęs su intensyvaus miškų kirtimo praktika ir jos sukeltais maisto gausumo pakitimais. Priešingai nei kitur paprastojo suopio areale, Suomijoje šių paukščių populiacija ryškiai mažėja, todėl jie netgi įrašyti į Suomijos raudonąją knygą kaip pažeidžiama rūšis. Baiminamasi,

kad dominuojantys vištvanagiai (*Accipiter gentilis*), kurių populiacijos yra gana stabilios, gali išstumti paprastesius suopius iš jų geriausių lizdavičių.

Paprastasis suopis pasižymi gana plačiomis buveinės pasirinkimo ribomis (Swan, 2011), todėl per įvairiuose miškuose (Logminas, 1979; Kurlavičius, 2003; Drobėlis, 2004) – tiek dideliuose miško masyvuose, tiek mažose giraitėse tarp laukų (Kurlavičius, 2003; Drobėlis, 2004). Šių paukščių veisimosi teritorijose itin svarbios atviros teritorijos (pievos, laukai) (Krüger, 2002), kuriose jie sumedžioja daugiausia grobio (Goszczyński, 1997; Wikar et al., 2008).

Veisimosi sezono metu paprastasis suopis užima teritoriją (angl. *home range*), kurios skersmuo įprastai mažesnis nei 1,1 km, tačiau pirmaisiais savo gyvenimo metais nuo teritorijos gali nuklysti ir 20 km atstumu (Cerasoli, Penteriani, 1996; Hodder et al., 1998). Žiemą šie paukščiai stipriai susiję su atviromis vietovėmis (Wuczyński, 2005).

Alpėse vykdytame tyrime Sergio ir kiti (2005) nustatė, kad paprastasis suopis vengia perėti arčiau kitų paprastojo suopio porų (vidutinis atstumas 1,4 km, palyginti su vidutiniu atstumu tarp lizdų ir atsitiktinių taškų – 1,2 km). Kitų autorių duomenimis, vidutinis atstumas tarp dviejų paprastojo suopio porų nebuvo mažesnis nei vienas kilometras: 1,9 km Pietų Škotijoje (Graham et al., 1995), 2,5 km (Penteriani, Faivre, 1997a) ir 1,4 km (diapazonas 0,85–1,82 km) centrinėje Italijoje (Cerasoli, Penteriani, 1996), 1,1 km (diapazonas 0,5–2,5 km) Tenerifės saloje (Ispanija) (Rodríguez et al., 2010). Išimtis būtų Lenkija, kur plačialapių miškuose vidutinis atstumas tarp dviejų paprastojo suopio porų buvo tik 0,8 km, tačiau šie paukščiai neperėjo arčiau kaip per 0,5 km vienas nuo kito (diapazonas 0,55–1,5 km); spygliuočių miškuose vėlgi vidutinis atstumas tarp porų viršijo vieną kilometrą ir siekė 1,4 km (diapazonas 0,5–3,9 km) (Bielański, 2006). Apskritai, nustatyta, kad kiti paprastieji suopiai turi neigiamą įtaką šių paukščių reproduktivumui grobio stygiaus metais (Löhmus, 2003 a). Svarbu paminėti, kad, pirmiau aptartų tyrimų (Italijoje, Ispanijoje, Lenkijoje) duomenimis, paprastasis suopis išlaiko panašų mažiausią atstumą tarp artimiausių porų, t. y. 0,5 km (Cerasoli, Penteriani, 1996; Bielański, 2006; Rodríguez et al., 2010).

Paprastasis suopis medžioja skraidydamas, sklaidydamas ir tupėdamas (įprastai ant elektros stulpų, medžių (Wuczyński, 2005)), ant ganyklų aptvarų, šieno ir šiaudų kūgių, kartais tupi ir ant žemės (Kurlavičius, 2003). Žiemą tupėjimas ant žemės ar kupstų gali sudaryti nuo 11 iki 66 procentų viso medžioklėje praleidžiamo laiko (Wuczyński, 2005).

Žinoma, jog paprastojo suopio populiacijų svyravimui ir reprodukciniam sėkmingumui įtakos turi maisto gausumas, oro salygos, antropogeniniai trikdžiai, atstumas iki dirbamos žemės, vidurūšinė konkurencija, aukščiausio trofinio lygmens plėšrūnai ir vis dar tam tikru lygiu pesticidų naudojimas (Björklund et al., 2015).

Drobelio (2004) duomenimis, Lietuvoje paprastojo suopio veisimosi sezonas prasideda kovo mėnesį. Dėtis vidutiniškai sudedama balandžio viduryje, anksčiausiai – kovo pabaigoje, vėliausiai – gegužės pirmosiomis dienomis. Peri abu poros nariai (Eisenreich et al., 2007). Dėtyje dažniausiai būna 2–3 kiaušiniai, rečiau 1 arba 4 (Drobelis, 2004). Vidutiniškai jaunikliai pradeda risti gegužės viduryje, anksčiausiai – balandžio pabaigoje, vėliausiai – birželio pirmosiomis dienomis. Inkubacija trunka nuo 31 iki 34 dienų. Vidutiniškai jaunikliai lizdą palieka birželio pabaigoje, anksčiausiai – birželio pradžioje, vėliausiai – liepos viduryje. Jaunikliai lizde išbūna apie 40–50 dienų (Drobelis, 2004; Eisenreich et al., 2007), tačiau palikę lizdą dar kurį laiką laikosi netoliese.

Paprastieji suopiai prieraišūs lizdavietėms (Drobelis, 2004), todėl kasmet grįžta į savo senąsias lizdavietes ir gali kelerius ar keliolika metų iš eilės perėti 2–3 lizduose, esančiuose netoli vienas kito (Logminas et al., 1990; Drobelis, 2004). Lizdus įprastai krauna patys arba užima kitų paukščių: kranklių (*Corvus corax*), vištvanagių (Logminas et al., 1990), vapsvaėdžių (*Pernis apivorus*), mažųjų erelių rėksnių (*Clanga pomarina*), juodųjų peslių (*Milvus migrans*) ir juodųjų gandrų (*Ciconia nigra*) (Drobelis, 2004) – lizdus.

Lizdo aukštis nuo žemės svyruoja nuo 4 iki 28 m (Logminas et al., 1990). Drobelio (2004) duomenimis, paprastieji suopiai lizdus krauna 11 rūšių medžiuose: karpotuosiuose beržuose (*Betula pendula*) (25,2 proc.), paprastosiose pušyse (*Pinus sylvestris*) (20,4 proc.), paprastuosiuose ąžuoluose (*Quercus robur*) (20,3 proc.), paprastosiose eglėse (*Picea abies*) (18,7 proc.), juodalksniuose (*Alnus glutinosa*) (6,8 proc.), drebulėse (*Populus tremula*) (5,7 proc.), paprastuosiuose uosiuose (*Fraxinus excelsior*) (1,8 proc.), mažalapėse liepose (*Tilia cordata*) (0,8 proc.), baltalksniuose (*Alnus incana*) (0,1 proc.), paprastuosiuose klevuose (*Acer platanoides*) (0,1 proc.) ir miškinėse obelyse (*Malus sylvestris*) (0,1 proc.). Lizdus medžio lajoje krauna ant šoninių šakų prie stiebo, stiebo išsišakojime, retai – viršūninėse lajos šakose, ant šoninių šakų toliau nuo stiebo, stiebo išlinkime, viršūnėje ar tarp kamienų. 83,1 procento visų savo lizdų paprastieji suopiai

sukrauna stambiausiuose medyno medžiuose, vidutinis lizdo medžio amžius $83,2 \pm 26,7$ m. (diapazonas 30–200 m.).

Paprastasis suopis yra laikomas generalistiniu plėšrūnu (Selås, 2001; Swan, 2011; Sidorovich et al., 2016), galinčiu specializuotis ir misti tik tam tikru grobiu, pavyzdžiui, europiniu triušiu (*Oryctolagus cuniculus*) ar pelėnais, kai šių yra gausu aplinkoje (Rooney, Montgomery, 2013). Mitybos tyrimų duomenimis, dažniausias paprastųjų suopių grobis yra smulkūs žinduoliai, ypač *Microtus* genties pelėnai (Graham et al., 1995; Selås, 2001; Hakkarainen et al., 2004; Reif et al., 2004; Tapia et al., 2007; Reif et al., 2008; Šotnár, Obuch, 2009). Šiaurės, Rytų ir Centrinėje Europoje pagrindinę paprastųjų suopių raciono dalį sudaro pelėnai (Krüger, 2002). Tiesa, čia paukščiai, kaip alternatyvus grobis, užima svarbią raciono dalį (Goszczynski, 1997; Selås et al., 2007; Lehikoinen et al., 2009; Šotnár, Obuch, 2009).

Nustatyta, kad paprastojo suopio pagrindinės grobio rūšys kinta ir priklauso nuo regiono. Žemyninės Europos dalies agrokultūrinuose landšaftuose racione vyrauja paprastieji pelėnai (*Microtus arvalis*) (Panek, Hušek, 2014), Didžiojoje Britanijoje – europiniai triušiai (Graham et al., 1995), Vokietijoje – pelėnai (*Microtus arvalis*) (sudaro 40–95 proc. viso šių paukščių raciono) (Krüger, 2004), Italijoje – maži ir vidutinio dydžio paukščiai (46 proc.), smulkieji žinduoliai (29 proc.), ropliai (21 proc.) (Sergio et al., 2003), Ispanijoje – žinduoliai ir ropliai (Tapia et al., 2007). Ispanijoje buvo nustatyta, kad paprastajam suopiui būdingas sezoniskumas: veisimosi sezono metu racione vyrauja palyginti didelis grobis (Europinių triušių jaunikliai, driežai (*Lacerta lepida*), rudenį – tiesiasparniai ir maldininkai, žiemą – vabzdžiai, graužikai bei kirstukiniai (Manosa, Cordero, 1992).

Lietuvoje paprastojo suopio racione vyrauja smulkūs peliniai graužikai (Kurlavičius, 2003), pasitaiko paukščių, roplių (Logminas et al., 1990) bei vabzdžių (Logminas, 1979). Mitybos tyrimų duomenimis, paprastojo suopio racioną Lietuvoje sudaro: pelėnai (*Microtus*) (28 proc.), kurmiai (*Talpa europaea*) (5,7 proc.), voverės (*Sciurus vulgaris*) (2,1 proc.), strazdai giesmininkai (*Turdus philomelos*) (7,5 proc.), kikeliai (*Fringilla coelebs*) (5,4 proc.), didieji margieji geniai (*Dendrocopos major*) (5,4 proc.), kėkštai (*Garrulus glandarius*) (3,9 proc.), varlės (9,3 proc.), rupūžės (4,3 proc.), gluodenai (6,8 proc.), driežai (0,7 proc.); didžiosios antys (*Anas platyrhynchos*), jerubės (*Bonasa bonasia*), tetervinai (*Tetrao tetrix*), kartu sudėjus, sudarė tik 1,8 procento (daugiausia jų jaunikliai) (Logminas et al., 1990).

Plėšrieji paukščiai grobį renkasi pagal jo teikiamą energetinę naudą, t. y. kiek energijos išekvojama sugaunant, apdorojant grobį ir kiek jos lieka gyvybinių procesų užtikrinimui. Paprastasis suopis morfologiškai nėra prisitaikęs medžioti paukščius, todėl pastarieji yra ne toks naudingas maisto šaltinis nei žinduoliai, ropliai ir varliagyviai (Selås et al., 2007). Nepaisant to, paprastasis suopis medžioja ir paukščius, renkasi vidutinio dydžio individus (Selås et al., 2007; Rooney, Montgomery, 2013).

Daugelio plėšriųjų paukščių rūšių gausumą riboja grobio prieinamumas. Lenkijoje atlikto tyrimo metu buvo nustatyta, kad paprastojo suopio sėkmingo veisimosi tikimybė ir jauniklių skaičius buvo teigiamai susiję su didesniais sėjamojo rapso (*Brassica napus*) plotais (tyrimo vietovėje, rapsų laukuose, buvo nustatytas didžiausias paprastųjų pelėnų gausumas). Tačiau didesnis rapsų laukų plotas paprastojo suopio veisimosi teritorijose neturėjo įtakos šiam renkantis lizdavietes. Tokiam rezultatui įtakos galėjo turėti tai, kad tiriamoje teritorijoje vyravo tik nedideli miškų plotai ir paprastieji suopiai galėjo būti priversti veistis tik tuose plotuose, kur buvo tinkamos sąlygos lizdui krauti (Panek, Hušek, 2014).

1.2 Buveinės pasirinkimas

Buveinė yra vienas svarbiausių veiksnių, lemiančių organizmų paplitimą ir gausumą (Boyce et al., 2016; Benítez-López et al., 2017). Todėl buveinių pasirinkimo tyrimai yra vieni svarbiausių ekologijoje (Benítez-López et al., 2017; Lipsey et al., 2017) ir suteikia daug svarbios informacijos, naudingos rūšių išsaugojimui (Fu et al., 2016; Benítez-López et al., 2017; Lipsey et al., 2017) ir laukinės gamtos valdymui (Lipsey et al., 2017).

Buveinė – tai tam tikras biotinių ir abiotinių veiksnių, kuriuos individas naudoja išgyvenimui ir reprodukciniams poreikiams tenkinti, rinkinys. Buveinės naudojimo (angl. *habitat use*) tyrimai atskleidžia tikrąjį individų paplitimą skirtingose buveinėse (Jones, 2001). Buveinės naudojimui įtakos turi morfologinės, fiziologinės ir etologinės organizmų adaptacijos, taip pat plėšrūnai, galimybė susirasti partnerį toje buveinėje ir buveinės biogeografiniai bei istoriniai apribojimai (Morris, 1989).

Tinkamos gyventi ir veistis vietos suradimas yra vienas iš pagrindinių veiksnių, lemiančių individo sėkmę (Treinys et al., 2016). Buveinės pasirinkimas nusako elgseninių reakcijų hierarchinį procesą (Jones, 2001; McGarigal et al., 2016; Treinys et al., 2016; Heisler et al., 2017; Lipsey et al., 2017), o tai gali nulemti neproporcingą buveinių naudojimą, o šis – individų išgyvenamumą ir gyvenimo sėkmingumą (angl. *fitness*) (Jones,

2001 ir šaltiniai čia). Buveinių pasirinkimas vyksta keliais etapais. Pirmiausia individas pasirenka regioną, toliau – neginamą teritoriją, kurioje jis maitinasi, ieško partnerio ir t. t. Galiausiai pasirenkama ginama teritorija, dar vadinama mikrobuveine ar lizdaviete, kuri yra palyginti nedidelė (Vaitkuvienė, 2014 ir šaltiniai čia; Grašytė, 2017 ir šaltiniai čia). Galiausiai pasirenkamas konkretus išteklius, pavyzdžiui, lizdo medis plėšriesiems paukščiams. Pasirinkimas kiekviename etape priklauso nuo prieš tai priimto sprendimo (Grašytė, 2017 ir šaltiniai čia).

Buveinės pasirinkimas yra vienas svarbiausių veiksnių, formuojančių jų struktūrą (Morris, 1989). Buveinės pasirinkimo terminas aprėpia tiek sudėtingų etologinių, tiek gamtinių procesų suvokimą. Buveinės naudojimo modeliai tėra procesų, nulemiančių buveinės pasirinkimą, galutinis rezultatas (Jones, 2001).

Buveinės pasirinkimas yra etologinis procesas, nulemtas įgimto arba (ir) išmokto pirmenybės teikimo tam tikriems komponentams, kurio veikiamas individas pasirenka, kokiose buveinėse įsikurti, ieškoti maisto ar (ir) veistis. Buveinės pasirinkimas taip pat apibūdinamas kaip neproporcingas tam tikrų buveinių naudojimas, palyginti su prieinamumu aplinkoje, taip išryškėjant esminiams rūšies buveinės poreikiams (García-Salgado et al., 2018 ir šaltiniai čia).

Kad suprastume buveinių pasirinkimo procesą ir dėl šio susiformuojanti neproporcingo buveinių naudojimo adaptyvumą, pirmiausia turime įsidėmėti du buveinių pasirinkimo ypatumus. Visų pirma, buveinių pasirinkimas yra procesas, kuriame atliekamas sprendimų priėmimas. Antra, pasirinkta buveinė yra iš karto laikoma adaptyvia (Jones, 2001).

Nuo tankio priklausanti buveinių pasirinkimo teorija teigia, kad individai turėtų užimti tik tas buveines, kuriose jų gyvenimo sėkmingumo (angl. *fitness*) tikimybė yra didžiausia (Morris, 1989; Shepherd, Litvak, 2004). Tikrasis individų tankis buveinėse priklauso nuo to, koks paplitimo modelis rūšiai būdingas. Galimi du variantai: idealiai laisvas paplitimas ir idealiai despotiškas paplitimas (Morris, 1989). Pagal idealiai laisvo paplitimo modelį, visi individai gali be apribojimų apsigyventi bet kurioje buveinėje. Populiacijai užėmus geriausias buveines, vidutinės kokybės buveinės pradedamos suvokti kaip tinkamos ir pradedamos apgyvendinti; nelikus ir šių, procesas persikelia į skurdžiausias buveines (Morris, 1989; Krebs, 2009). Remiantis šiuo modeliu galima teigti, kad, esant dideliame populiacijos tankiui, geros, vidutinės ir blogos kokybės buveinės suvokiamos kaip vienodo tinkamumo; geriausios kokybės buveinės turėtų būti sausakimšos, o

prasčiausios – retai apgyvendintos (Morris, 1989; Shepherd, Litvak, 2004; Krebs, 2009). Individo išgyvenamumas ir gyvenimo sėkmingumas (angl. *fitness*) turėtų būti vienodas visose užimtose buveinėse (Krebs, 2009).

Idealiai despotiško paplitimo modelis taikomas organizmams, pasižymintiems teritorine elgsena (Morris, 1989; Krebs, 2009). Šiuo atveju subdominuojančių individų judėjimas buveinėje yra apribotas dominuojančių individų, dėl to subdominuojantys individai yra priversti užimti kokybiškai ribines buveines. Šis modelis prognozuoja, kad populiacijos tankis kraštinėse buveinėse nebus mažesnis ir gali būti netgi didesnis (Krebs, 2009), o skurdžiose buveinėse individo išgyvenamumas ir gyvenimo sėkmingumas (angl. *fitness*) turėtų būti mažesnis (Morris, 1989; Krebs, 2009).

Veikiant gamtinei atrankai, buveinės pasirinkimas turėtų evoliucionuoti taip, kad maksimaliai padidintų gyvūnų gyvenimo sėkmingumą (angl. *fitness*) (Jedlikowski, Brambilla, 2017).

Paukščiai gamtoje yra paplitę neatsitiktine tvarka, nes atskiros buveinės suteikia skirtingus ekologiškai svarbius substratus (Czechowski et al., 2017). Buveinės užėmimas susijęs su maisto prieinamumu, priedanga nuo vėjų, apsauga nuo plėšrūnų (Bruggeman et al., 2016; Fu et al., 2016; Jedlikowski, Brambilla, 2017; Ramirez–Herranz et al., 2017), galimybe susirasti partnerį (Bruggeman et al., 2016), antropogeniniais trikdžiais (Ramirez–Herranz et al., 2017), buveinės tipu ir lizdavietės savybėmis (Czechowski et al., 2017) ar netgi gyvūno asmenybe (Zhao et al., 2016). Pavyzdžiui, tam tikrų rūšių individai gali pasižymėti socialine tolerancija tik tam tikram populiacijos tankumui (Zhao et al., 2016 ir šaltiniai čia).

Dėl išteklių vykstanti konkurencija veikia laukinės gyvūnijos pasiskirstymą aplinkoje. Pirmiausia yra užimamos geriausios kokybės buveinės pereinant prie vis prastesnių buveinių. Būtent geresnės kokybės buveinių pasiekiamumas veikia gyvūnų išgyvenimą (Bruggeman et al., 2016), produktyvumą, o tai savo ruožtu veikia populiacijas (Bruggeman et al., 2016; Wallace et al., 2016). Todėl veiksnį, lemiančių geresnės kokybės buveinių užimamumą, išsiaiškinimas suteikia informacijos, reikalingos rengiant efektyvius rūšių išsaugojimo ir valdymo planus (Bruggeman et al., 2016).

Vieni sėkmingiausių pastarojo šimtmečio rūšių išsaugojimo darbų reikalavo žinių apie veiksnius, lemiančius būtent sėkmingą jų reprodukciją ir buveinių užėmimą (pesticido DDT ir plėšriųjų paukščių pavyzdys, kai, uždraudus naudoti šį pesticidą, atsigavo šių paukščių populiacijos) (Bruggeman et al., 2016). Veisimosi buveinių kokybę lemia daug įvairių veiksnių, tokių kaip maisto pasiekiamumas, augalijos charakteristikos,

vanduo, klimatas, apsauga nuo plėšrūnų, ir visi šie veiksniai gali būti paveikti žmogaus veiklos (Wallace et al., 2016).

1.3 Paukščių lizdaviečių pasirinkimas

Paukščių veisimosi sėkmingumas priklauso nuo dėties išlikimo, todėl sprendimas, kur sukrauti lizdą, yra vienas svarbiausių, kurį tenka priimti kiekvienam besiveisiančiam paukščiui (Hebda et al., 2017; Ramirez–Herranz et al., 2017; Atuo, O’Connell, 2018). Lizdaviečių pasirinkimas yra gyvybiškai svarbus buveinių pasirinkimo komponentas. Tačiau elgseninis lizdaviečių pasirinkimo mechanizmas vis dar mažai suprastas (Fu et al., 2016).

Veisimosi vietos pasirinkimas gali stipriai paveikti gyvūnų populiacijų išlikimą ir produktyvumą, todėl dažnai laikomas vienu svarbiausių evoliucinių veiksnių (Jedlikowski, Brambilla, 2017). Teritoriniams paukščiams perėjimo vietos pasirinkimas yra vienas iš esminių žingsnių visame buveinės pasirinkimo procese (Buehler et al., 2017), nes lizdas turi suteikti priedangą ir apsaugą visu jauniklių auginimo metu (García–Salgado et al., 2018 ir šaltiniai čia). Lizdas įprastai yra ilgalaikis statinys ir paukščių pora gali jį naudoti daugelį sezonų, todėl lizdų dinamikos tyrimai yra aktualūs bioįvairovės išsaugojimui (Jiménez–Franco et al., 2018).

Perėti besiruošiantys paukščiai turi įvertinti daugybę biotinių ir abiotinių veiksnių, tokių kaip buveinės struktūra, parazitų buvimas, mikroklimatinės sąlygos – visa, kas gali turėti įtakos sėkmingam jauniklių išauginimui (Buehler et al., 2017). Tačiau priimti sprendimą, kur įsikurti, gyvūnai privalo neturėdami visos informacijos, nes nuodugnus vietovės išanalizavimas užima daug laiko arba tiesiog maisto išteklių, kurie yra būtini auginant jauniklius, tampa prieinami tik vėliau sezone. Apeiti šią kliūtį rinkdamiesi buveinę gyvūnai gali remdamiesi savo ankstesnių veisimosi sezonų patirtimi tam tikroje vietoje, naudodami socialinę informaciją ar kopijuodami individus, kurių reikalavimai nišai panašūs (Samplonius, Both, 2017).

Lizdavietės pasirinkimui įtakos turi mikroklimatiniai veiksniai, tokie kaip temperatūra, drėgmė, saulės spinduliuotė, taip pat lizdo savybės: lizdo orientacija, drevės dydis, substrato kompozicija (Ramirez–Herranz et al., 2017). Sprendimą, kur krauti lizdą, lemia ir individo patirtis. Ilgalaikių stebėjimų duomenys rodo, kad paukščiai po nesėkmingo veisimosi yra linkę kitą lizdą krauti jau kitoje vietoje (pvz., sibiriniai kėkštai (*Perisoreus infaustus*)) arba, atvirkščiai, grįžti į tas vietas, kur sėkmingai išaugino jauniklius (Breen et al., 2016).

Saugios lizdavietės yra vienas iš svarbiausių sėkmingo paukščių veisimosi veiksnių (Pakkala et al., 2017). Lizdų plėšrūnai yra viena iš svarbiausių priežasčių, lemiančių dėties ar net perinčių suaugusių paukščių žūtį (Giroux et al., 2016; Buehler et al., 2017). Struktūrinis heterogeniškumas, augalijos tankumas (Buehler et al., 2017; Jedlikowski, Brambilla, 2017) ir lapijos priedanga (Jedlikowski, Brambilla, 2017) aplink lizdą, gali padėti sumažinti lizdų išplėšimą, sumažindami lizdo prieinamumą ir matomumą plėšrūnui (Buehler et al., 2017). Tačiau lizdo užslėptumas gali turėti ir neigiamą poveikį – sumažinti potencialaus plėšrūno pastebimumą. Todėl paukščiai, rinkdamiesi lizdavietę, į sprendimo priėmimo procesą turi įtraukti labai daug veiksnių, kad pasiektų maksimalų reproduktyvumą (Buehler et al., 2017).

Perimvietėse žmogaus keliami trikdžiai yra papildomas veiksnys, galintis nulemti potencialios lizdavietės praradimą, taip neigiamai veikdami ir populiacijas. Tikrasis poveikio mastas priklauso nuo paukščio specializacijos perėjimo vietai laipsnio. Pavyzdžiui, paukščiai, specializavęsi perėti ertmėse, yra ribojami tokių ertmių ar tinkamo substrato trūkumo, todėl jie yra labai stipriai paveikiami žmogaus sukeltų pokyčių, mažinančių tinkamų perimviečių prieinamumą (Ramirez–Herranz et al., 2017).

De Labra–Hernández ir Renton (2016) atlikto tyrimo rezultatai parodė, kad *Amazona guatemalae* (angl. *Northern Mealy Amazon*) lizdams įsirengti pasirenka didelius senus medžius, kuriuose galima išsikalti didelius uoksus, kurių didžioji dauguma yra aptinkama pirmykščiuose, kirtimų nepaveikuose, miškuose (angl. *primary forest*), o kirtimų paveikuose miškuose (angl. *secondary forest*) tokių medžių yra labai nedaug. Todėl nesiliaujantis pirminių drėgnųjų tropikų miškų mažėjimas dėl žmogaus veiklos ir virtimas antriniais miškais gali turėti ilgalaikį poveikį *Amazona guatemalae* reproduktyvumui.

Didelių rūšių plėšrieji paukščiai dėl savo didelės kūno masės ir vietos, užimamos trofinėje grandinėje, užima dideles teritorijas (Peery, 2000), kuriose yra pakankamai maisto išteklių ir galima rasti tinkamą vietą lizdui krauti (Treinys et al., 2016). Lizdavičių prieinamumas įprastai yra apribotas tarpūšinės ir vidurūšinės konkurencijos, vidugildinio plėšrumo ir kontakto su žmogumi vengimo (Hakkarainen et al., 2004; Sergio, Hiraldo, 2008; Gamauf et al., 2013). Plėšrieji miško paukščiai perėjimui renkasi brandžius miškus (Mozgeris et al., 2015; Treinys et al., 2016). Vienas svarbiausių plėšriųjų paukščių veisimosi buveinės komponentų yra dideli seni medžiai, kurių laja dažnai deformuota (Treinys et al., 2016).

Veiksnių, lemiančių lizdavičių pasirinkimą, nustatymas ir procesų suvokimas labai svarbus veiksmingam nykstančių ir ekonomiškai svarbių rūšių išsaugojimui ir valdymui (Lusk et al., 2006; Malzer, Hansell, 2017). Aukščiausio trofinio lygmens plėšrūnai, tokie kaip plėšrieji miško paukščiai, dažnai yra susiję su didesne rūšine įvairove, nes įprastai renkasi didelius buveinių plotus, kurie pasižymi palyginti dideliu produktyvumu, struktūriniu kompleksišku ir erdviu heterogenišku. Dėl to dominuojančių plėšriųjų paukščių populiacijos būklė gali reprezentuoti daugelio kitų rūšių populiacijų būklę (García-Salgado et al., 2018).

Plėšriųjų miško paukščių išsidėstymą erdvėje veikia keli veiksniai, kuriuos galima suskirstyti į tris lygmenis: 1) veiksniai, susiję su aplinkos heterogenišku, 2) socialinės sąveikos tarp populiacijos individų, 3) tarprūšinės sąveikos tarp aukščiausio trofinio lygmens plėšrūnų (Rebollo et al., 2017).

1.4 Konkurencija

Konkurencija kartu su plėšrumu yra laikomi esminiais biotiniais veiksniais, lemiančiais gyvūnų populiacijų tankumą (Sergio et al., 2003; Suhonen et al., 2007), struktūrą (Sergio et al., 2003) ir nusakančiais rūšių sugyvenimo mastą (Treinys et al., 2011). Pastebėta, kad konkurencija stipriau pasireiškia aukštesniuose trofinės grandinės lygmenyse (Sergio, Hiraldo, 2008).

Yra išskiriamos dvi gyvūnų konkurencijos formos: eksploatacinė, kai gyvūnai naudojami tais pačiais išteklių, ir interferencinė, kai tarp sąveikaujančių individų yra tiesioginis kontaktas ar konfrontacija (Hakkarainen et al., 1997). Įprastai konkurencija pasireiškia tarp to paties trofinio lygmens rūšių (Sergio et al., 2003), bet jas veikia skirtingai (viena iš sąveikaujančių rūšių yra veikiamą stipriau) (Suhonen et al., 2007 ir šaltiniai čia) ir daug svarbesnė aukštesniuose trofiniuose lygmenyse (Hakkarainen et al., 2004; Sergio, Hiraldo, 2008). Vietose, kur kartu gyvena ruožuotoji pelėda (*Strix varia*) ir dėmėtoji pelėda (*Strix occidentalis caurina*), pastarosios populiacija mažėja, kaip manoma, dėl interferencinės konkurencijos su ruožuotąja pelėda (Van Lanen et al., 2011).

Konkurencija laikoma svarbiu evoliucijos varomuoju veiksniumi, galinčiu sukelti nišos pasidalijimą tarp simpatrinių rūšių (Skierczyński, 2006), formuojančių gyvūnų populiacijas (Carrete et al., 2010) ir reikšmingai veikiančių aukščiausio trofinio lygmens plėšrūnų populiacijų struktūrą (Martínez et al., 2003). Plėšriųjų paukščių priklausymas aukštesniems mitybos grandinės lygmenims lemia, kad jie dažnai yra veikiami tiek

konkurencijos, tiek plėšrūnų, ir dėl to jų populiacijos laikomos geromis modelinėmis sistemomis (Krüger, 2002). Aukščiausio trofinio lygmens plėšrūnai, tokie kaip plėšrieji paukščiai, yra laikomi sąlyginai neveikiamais plėšrūnų (Sergio, Hiraldo 2008), taigi konkurencija tampa svarbiu biotiniu veiksmu, formuojančiu tokių rūšių populiacijų struktūras. Tikėtina, kad konkurenciniai santykiai tarp plėšriųjų paukščių gali susiformuoti dėl lizdaviečių ir grobio (Whitfield et al., 2013).

Skirtingų rūšių užimamos nišos nusako skirtumus tarp rūšių, o skirtumai tarp rūšių užimamų nišų įgalina šių rūšių koegzistavimą (Amarasekare, 2003). Dieninių plėšriųjų paukščių bendrijose skirtumai tarp rūšių reikalingu išteklių gali nulėmti, ar rūšys sugebės sugyventi, ar taps konkurentėmis. Grobis ir tinkamos veisimosi vietos laikomi vienais svarbiausių išteklių plėšriesiems paukščiams. Simpatriniai plėšrieji paukščiai įprastai maistui naudoja skirtingų rūšių grobį, tačiau dėl lizdaviečių gali vykti ir gana intensyvi konkurencija (Treinys et al., 2011). Buveinės, tinkamos veistis plėšriesiems paukščiams, yra laikomos ribotu ištekliumi (Skierczyński, 2006). Lizdavietes plėšrieji miško paukščiai dažniausiai renkasi senuose, brandžuose medynuose. Dideli ar vidutinio dydžio plėšrieji paukščiai krauna didelius, sunkius lizdus, kuriuos atlaikyti gali tik dideli, pakankamo skersmens medžiai. Poreikis tokiems medžiams sumažina potencialių veisimosi buveinių kiekį (Treinys et al., 2011). Miškų kirtimas sumažina tokių medžių prieinamumą ūkiniuose miškuose (Löhmus, 2003 b; Treinys et al., 2011) ir taip padidina konkurencijos dėl tinkamų lizdaviečių tarp plėšriųjų paukščių atsiradimo galimybę (Hakkarainen et al., 2004; Treinys et al., 2011).

Tyrimų rezultatai rodo, kad tarprūšinės sąveikos reikšmingai veikia plėšriųjų paukščių teritorijų užimamumą ir veisimosi sėkmingumą (Krüger, 2002; Hakkarainen et al., 2004). Hakkarainen ir kiti (1997) nustatė, kad uralinė pelėda (*Strix uralensis*) neigiamai veikia lutučių (*Aegolius funereus*) populiacijų dydį, mažindama pastarosioms tinkamų buveinių prieinamumą. Tyrimų duomenimis, konkurenciniais santykiais susiję paprastieji suopiai ir vištvanagiai (Goszczyński, 1997; Krüger, 2002; Lehikoinen et al., 2009), pastarasis yra dominuojantis mažesnio paprastojo suopio atžvilgiu (Hakkarainen et al., 2004).

Norėdamos sumažintų įtampą dėl išteklių, konkuruojančios rūšys gali pasitelkti kelias konkurentų vengimo strategijas: mažinti susidūrimą su konkurentu laike (de Satgé et al., 2017; Eriksen, Wabakken, 2018; Pei et al., 2018) (pvz., maitintis skirtingu paros laiku), erdvėje (Watts et al., 2010; de

Satgé et al., 2017), maisto išteklių atžvilgiu (de Satgé et al., 2017), pereidami prie kitokių maisto šaltinių. Taip pat gali keisti elgseną ir aktyviai vengti konkurentų, ypač dominuojančių (Yoshimoto, 2009). Tarprūšinis limituojančių išteklių pasidalijimas gali sąlygoti rūšių sugyvenimą sudėtingose bendrijose (Katzner et al., 2003 ir šaltiniai čia).

1.5 Vidugildinės sąveikos

Gildija apibrėžiama kaip grupė rūšių, eksploatuojančių tą pačią gamtos išteklių klasę panašiu būdu. Tarprūšinė konkurencija labiausiai tikėtina tarp tos pačios gildijos narių. Kai iš plėšrūnų sudarytose gildijose yra didelis skirtingų rūšių atstovų dydžio skirtumas, neigiamų sąveikų poveikis gali būti daug stipresnis ir pasireikšti tarprūšine konkurencija ar vidugildiniu plėšrumu. Remiantis konkurencijos teorija, gildiją sudarančios rūšys turėtų perstumti savo nišas taip, kad galėtų sugyventi tarpusavyje. Išskiriamos trys stambios nišos dimensijos, pagal kurias ir vyksta išteklių pasidalijimas, – grobis, erdvė ir laikas. Plėšrūnų gildijas sudarančios koegzistuojančios rūšys labiau linkusios ne keisti savo maisto šaltinį, o mažinti plėšrūnų atakos riziką ir vengti agonistinių sąveikų. Taigi nišos išsiskyrimas labiau matomas laike ir erdvėje. Erdvinis pasiskirstymas nišoje gali būti suvokiamas kaip tam tikra buveinės pasirinkimo forma, pasireiškianti tam tikru individų paplitimo modeliu. Plėšrūnų atveju dominuojančios rūšys užima geresnes buveines (fundamentali niša), o subordinuotos rūšys – suboptimalias buveines (realizuotoji niša). Šiuo atveju subordinuotoms rūšims buveinės išsiskyrimas yra kaip išvengimo mechanizmas (Vrezec, Tome, 2004).

Grobuoniški santykiai tarp sąveikaujančių rūšių tokiose sistemose kaip vidugildinių plėšrūnų gali virsti konkurencija (Martínez et al., 2003). Remiantis vidugildinio plėšrumo koncepcija, sąveikaujančios rūšys tuo pačiu metu viena kitą veikia ir kaip to paties ar gretimo trofinio lygmens plėšrūnai, ir kaip konkurentai. Taigi paplitimo ir plėšrumo lygis yra nulemtas plėšrūnų siekio vengti vienas kito (Cresswell, 2008). Tokie ryšiai formuoja ir plėšriųjų paukščių populiacijas. Pavyzdžiui, yra žinoma, kad juodųjų peslių paplitimas yra sąlygojamas didžiojo apuoko (*Bubo bubo*) paplitimo, t. y. juodieji pesliai vengia didžiųjų apuokų (Sergio et al., 2003).

Atsiranda vis daugiau įrodymų, patvirtinančių, kad plėšrūnai gali atlikti svarbų vaidmenį reguliuojant ekosistemas ir palaikant bioįvairovę (Ritchie, Johnson, 2009). Dominanto plėšrumas yra tam tikra plėšrumo forma, kai abu plėšrūnai – tiek medžiojantysis, tiek medžiojamasis, priklauso aukštesniųjų plėšrūnų klasei (Mueller et al., 2016; Lourenço et al., 2018), tačiau nebūtinai

yra konkurentai, nes žudančioji rūšis gali būti dominuojanti (Mueller et al., 2016). Paprastai sakant, vienas plėšrūnas nužudo kitą plėšrūną ir suvartoja jį maistui. Dominanto plėšrumas yra plačiai paplitęs reiškinys tarp didžiųjų plėšriųjų paukščių, tačiau pastariesiems nėra svarbus energijos šaltinis. Labiausiai tikėtina, kad dominanto plėšrumas yra susijęs su raciono diversifikacija, kai aplinkoje sumažėja pagrindinio grobio (Lourenço et al., 2011). Lourenço ir kitų (2018) teigimu, dominanto plėšrumas, beveik neabejotinai, yra sudėtingo sprendimų priėmimo proceso, kuriame pasekmės ir nauda įvertinama kiekvienam mezoplėšrūno individui, rezultatas.

Aukščiausio trofinio lygmens plėšrūnai per vidugildinį plėšrumą (siauresnis terminas negu dominanto plėšrumas, nes apima tikrai konkurentus (Lourenço et al., 2011)) gali sukelti plataus masto kaskadinius efektus, persiduodančius į žemesnius trofinės grandinės lygmenis (Lyly et al., 2015; Hoy et al., 2017). Savo ekosistemose aukščiausio trofinio lygmens plėšrūnai dažnai yra atraminės (angl. *keystone*) rūšys (Ritchie, Johnson, 2009; Glen et al., 2017; Hoy et al., 2017), tai iš dalies ir sudaro sąlygas sukurti kaskadinius efektus žemyn (Lyly et al., 2015). Vidugildinio plėšrumo atveju skirtingų rūšių plėšrūnai tarpusavyje konkuruoja dėl bendrų maisto išteklių, tačiau ir nevengia medžioti kitų gildijos narių (Sergio, Hiraldo, 2008; Lourenço et al., 2011; Mueller et al., 2016). Tai yra plačiai paplitęs reiškinys (Sergio, Hiraldo, 2008; Mueller et al., 2016), sukeliamas stambesnių plėšrūnų, medžiojančių savo mažesnius konkurentus (Lyly et al., 2015). Įprastai auka yra mažesnė apie tris kartus (Sergio, Hiraldo, 2008; Lyly et al., 2015).

Grobio rūšims vidugildinis plėšrumas, be jų tiesioginio žudymo ir vartojimo maistui, sukelia buveinių pasirinkimo pakitimus (Lyly et al., 2015), tiesioginį vengimą erdvėje, trumpalaikius elgseninis atsakus vengiant plėšrūnų ir galbūt segregaciją laike (Sergio, Hiraldo, 2008), taip sumažinamas grobio veisimosi sėkmingumas ir išgyvenamumas. Dėl to aukščiausio trofinio lygmens plėšrūnai gali būti svarbus mirtingumą lemiantis veiksnys mažesniesiems plėšrūnams ir sukurti „baimės kraštovaizdžius“, kuriuose mezoplėšrūnai susiduria su skirtinga rizika sutikti plėšrūną (Lyly et al., 2015).

Mezoplėšrūnų išlaisvinimo hipotezė (angl. *mesopredator release hypothesis*) teigia, kad, sumažėjus aukščiausio trofinio lygmens plėšrūnų populiacijoms, šie gali prarasti savo, kaip mezoplėšrūnų populiacijų reguliuotojų, vaidmenį (Ritchie, Johnson, 2009; Lyly et al., 2015). Mezoplėšrūnų protrūkiai turi potencialo privesti prie savo grobio rūšių, ypač tų, kurios yra pažeidžiamos dėl lėto populiacijos augimo ar gyvena ten, kur tampa lengvu

mezoplėšrūnų grobiu (Ritchie, Johnson, 2009), išnaikinimo. Taip ir nutiko Australijoje, kai, smarkiai sumažėjus dingų (*Canis dingo*) (aukščiausio trofinio lygmens plėšrūnas), pagausėjo mezoplėšrūnų populiacijos, o jos savo ruožtu nuniokojo smulkiųjų sterbliųjų fauną, taip sukeldamos neigiamus kaskadinius efektus, persiduodančius trofine grandine žemyn (Lyly et al., 2015). Aukščiausio trofinio lygmens plėšrūnai slopinti mezoplėšrūnus gali dviem būdais: žudyti juos arba sukelti jiems baimę, taip sukeldami etologinius ir buveinės naudojimo pakitimus ir ribodami mezoplėšrūnų paplitimą ir gausumą. Apskritai, aukščiausio trofinio lygmens plėšrūnų lemiamas mezoplėšrūnų slopinimas yra plačiai paplitęs tiek geografiškai, tiek taksonomiškai reiškinys (Ritchie, Johnson, 2009).

Dominanto plėšrumas ir vidugildinis plėšrumas turi potencialo formuoti plėšriųjų paukščių bendrijas (Serrano, 2000; Petty et al., 2003; Sergio, Hiraldo, 2008; Lourenço et al., 2011) ar net apskritai stuburinių gyvūnų bendrijas per mezoplėšrūnų slopinimą ar atlaisvinimą (Lourenço et al., 2011). Mezoplėšrūnų slopinimo hipotezė (angl. *the mesopredator suppression hypothesis*) numato, kad dominuojantis plėšrūnas tuo pat metu gali valdyti du mezoplėšrūnus: suvaržyti dominuojantį ir taip sudaryti palankias sąlygas subdominuojančiam mezoplėšrūnui. Plėšriųjų paukščių bendrijoje, sudarytoje iš didžiojo apuoko (dominuojantis plėšrūnas), vištvanagio (dominuojantis mezoplėšrūnas) ir paprastojo suopio (subdominuojantis mezoplėšrūnas), galima stebėti vieno mezoplėšrūno išlaisvinimo hipotezės pasireiškimo variantą, kai dėl didžiojo apuoko įtakos smarkiai apribojamas vištvanagio, bet ne paprastojo suopio perėjimo vietų pasirinkimas (Mueller et al., 2016). Kaip nustatė Rebollo ir kiti (2017), miško ekosistemoje vidugildinis plėšrumas veikia kaip pagrindinis veiksnys, formuojantis plėšriųjų paukščių erdvinį pasiskirstymą.

Nepaisant plataus vidugildinio plėšrumo masto (Sergio, Hiraldo, 2008; Chakarov, Krüger, 2010; Mueller et al., 2016), jų sistemas aptikti yra sunku, nes mirtingumas dėl vidugildinio plėšrumo yra labai mažas (Sergio et al., 2003). Tačiau aukai sukeliama plėšrūno spaudimas, net ir esant mažam mirtingumui, gali būti labai stiprus. Mažas mirtingumas gali būti dėl aukos naudojamo efektyvaus plėšrūno vengimo mechanizmo, tačiau taip sumažėja buveinių, kurias aukos gali apgyvendinti (Sergio et al., 2003). Mueller ir kitų (2016) atlikto tyrimo rezultatai patvirtino, kad vidugildinis plėšrumas gali būti stipri jėga, gebanti keisti elgseną, kartu veikdama buveinių naudojimą ir agresyvumą plėšrūnų bendrijose. Tokiu atveju, esant didesnei plėšrumo

rizikai, gali pakisti populiacijos dydis ar net bendrijos struktūra (Sergio et al., 2003).

Mechanizmų, konstruojančių dominanto plėšrumą, išsiaiškinimas yra svarbus ekologinis klausimas ne vien dėl sukeliama kaskadinių efektų mitybos grandinėse (Hoy et al., 2017), bet ir dėl to, jog labai dažnai tiek aukščiausio trofinio lygmens plėšrūnų (Sergio, Hiraldo, 2008; Hoy et al., 2017), tiek mezoplėšrūnų rūšys yra įtrauktos į saugomų rūšių sąrašus (Serrano, 2000; Sergio, Hiraldo, 2008; Hoy et al., 2017). Vienu iš potencialių veiksmų, limituojančių sakalų keleivių (*Falco pelegrinus*) natūralių populiacijų atsigaivimą po pesticido DDT poveiko ir sėkmingą reintrodukciją, yra laikomi didieji apuokai, kurie ir patys kai kuriose arealo vietose susiduria su didele išnykimo rizika (Sergio, Hiraldo, 2008). Tačiau, nepaisant klausimo svarbumo, vis dar nėra aišku, koks mechanizmas ar jų kombinacija verčia vieną plėšrūną medžioti kitą (Mueller et al., 2016; Hoy et al., 2017).

Optimalios maisto paieškos teorija (angl. *optimal foraging theory*) teigia, kad plėšrūnai turėtų medžioti tik tokį grobį, iš kurio gaunama energija viršytų medžioklėje sunaudotą energiją ir susižeidimo riziką. Tačiau mezoplėšrūnai, net ir būdami gerokai mažesni už dominuojantį plėšrūną, sunkiai atitinka rentabilaus grobio apibrėžimą. Visų pirma, palyginti su kitomis grobio rūšimis, jų tankis aplinkoje yra nedidelis. Be to, tikimybė būti sužeistam puolant mezoplėšrūną yra daug didesnė nei kitų grobio rūšių atveju, nes mezoplėšrūnai yra evoliuciškai prisitaikę žudyti kitus gyvūnus. Dėl šių priežasčių kelios kitos hipotezės buvo pateiktos kaip galimi dominanto plėšrumo mechanizmo paaiškinimai (Hoy et al., 2017).

Konkurento pašalinimo hipotezė teigia, kad dominuojantys plėšrūnai žudo mezoplėšrūnus tam, kad atlaisvintų bendrus išteklius (Lourenço et al., 2011; Hoy et al., 2017). Tai leidžia manyti, kad aukomis taps tik tos mezoplėšrūnų rūšys, kurios su dominuojančiu plėšrūnu konkuruoja dėl maisto ar kitų išteklių (pvz., lizdavietės) (Hoy et al., 2017). Plėšrūno pašalinimo hipotezė numato, kad dominanto plėšrumas yra „užbėgimo už akių“ taktika stengiantis sumažinti tikimybę, kad pats dominuojantis plėšrūnas (Lourenço et al., 2011; Hoy et al., 2017) ar jo jauniklis bus nužudytas (Sergio, Hiraldo, 2008; Lourenço et al., 2011; Hoy et al., 2017). Tokiu atveju dominuojančio plėšrūno aukomis turėtų tapti tie mezoplėšrūnai, kurie kelia didžiausią grėsmę pačiam dominuojančiam plėšrūnui ar jo jaunikiams (Hoy et al., 2017).

Dominanto plėšrumą bandančioje paaiškinti maisto, kaip ribojančio faktoriaus, hipotezėje (angl. *food-limitation/food-stress hypothesis*) teigiama,

jog mezoplėšrūnai tampa grobiu, kai dominuojančio plėšrūno mityba deficitinė dėl įprastų grobio rūšių sumažėjimo aplinkoje (Lourenço et al., 2011; Hoy et al., 2017). Maisto stygiaus hipotezė yra tikėtiniausia aiškinant dominanto plėšrumo reiškinį vištvanagio (dominuojantis plėšrūnas) ir pelėsakalio (*Falco tinnunculus*) (mezoplėšrūnas) pavyzdžiu Šiaurės Anglijoje (Hoy et al., 2017) bei plėšrumo atvejus, fiksuotus Europoje atliktų vištvanagio, kilniojo erelio (*Aquila chrysaetos*), raibojo erelio (*Aquila fasciata*) ir didžiojo apuoko mitybos tyrimų metu (Lourenço et al., 2011). Jeigu dominanto plėšrumas yra atsakas į nuo tankio priklausantį maisto stygių, šis reiškinys gali pasireikšti vis dažniau ir plačiau dėl dominuojančių plėšrūnų populiacijų atsigavimo ir sugrįžimo į senąsias teritorijas (Hoy et al., 2017).

Tačiau maisto stygiaus hipotezė tinka ne visada, nes nepaaiškina, kodėl kartais sumedžiotas plėšrūnas yra nesuvartojamas maistui (Sergio, Hiraldo, 2008). Tokiu atveju tikėtiniausios reiškinį paaiškinančios hipotezės turėtų būti konkurento ir plėšrūno pašalinimas. Oportunistinio dominanto plėšrumo hipotezė teigia, kad, ar aukščiausio trofinio lygmens plėšrūnas naudos maistui mezoplėšrūnus, priklauso nuo atsitiktinumo ir daugiausia nuo aukščiausio trofinio lygmens plėšrūno pranašumo prieš mezoplėšrūną, nesant maisto stygiaus (Lourenço et al., 2018).

Aukštesniems trofinės grandinės lygmenims priskiriami vartotojai, kuriems priklauso ir plėšrieji paukščiai, buvo laikomi santykinai neveikiamais plėšrūnų, o jų populiacijoms limituojantį vaidmenį turėjo atlikti tik ištekliai (maistas, veisimosi vietos ir t. t.), veikdami juos iš trofinės grandinės apačios. Tačiau plėšriųjų paukščių mitybos tyrimai pateikė įrodymų, kad plėšrieji paukščiai ganėtinai dažnai medžioja ir kitus plėšriuosius paukščius (Sergio, Hiraldo, 2008). Petty ir kiti (2003) pateikė įrodymų, kad vištvanagai pelėsakalius ne tik medžioja maistui, bet ir gali reikšmingai sumažinti šių populiaciją. Vidugildinio plėšrumo efektas gali būti sukeltas ir eksploatacinės konkurencijos, kai lizdavičių prieinamumas yra limituotas, ir netiesioginio plėšrūno sutikimo rizikos efekto (Sergio, Hiraldo, 2008).

Apskritai, plėšriųjų paukščių bendrijose yra hierarchinis susiskirstymas, kai dominuojantys didesni ar tiesiog agresyvesni plėšrieji paukščiai išstumia mažesnius ar ne tokius agresyvius kitų rūšių paukščius, nevengdami ir žudyti. Europoje vištvanagai ir didieji apuokai sumedžioja ar tiesiog nužudo daugiausia plėšriųjų paukščių, palyginti su kitomis plėšriųjų paukščių rūšimis (Petty et al., 2003). Plėšriesiems paukščiams artumas iki potencialaus vidugildinio plėšrūno padidina tikimybę apleisti jau užimtas teritorijas ir

apskritai sumažina teritorijos bendros su vidugildiniu plėšrūnu apgyvendinimo tankį. Vištvanagai ir ruožuotosios pelėdos neigiamai veikia potencialaus savo grobio, paprastųjų suopių ir dėmėtųjų pelėdų, teritorijos užimtumą. Taip pat pastebėta, kad, liepsnotosioms pelėdoms (*Tyto alba*) perint netoliese didžiųjų raguotųjų apuokų (*Bubo virginianus*), pasikeičia pirmųjų elgsena: maitintis jos išskrisdavo tik tada, kai didieji raguotieji apuokai jau būdavo palikę savo lizdavietę ir išskridę medžioti, į lizdus sugrįždavo dar prieš aušrą, taip pat buvo itin tylios didžiajam raguotajam apuokui esant netoliese ar pradėjus skleisti balsinius signalus (Sergio, Hiraldo, 2008).

Plėšrūnai, iškilus vidugildinio plėšrumo rizikai, gali palengvinti sugyvenimą su vidugildiniu plėšrūnu naudodami tris taktikas: išteklių pasidalijimo, erdvinio vengimo, elgsenos pakitimo (Mueller et al., 2016).

Vidugildinis plėšrumas tarp plėšriųjų paukščių pastaraisiais dešimtmečiais susilaukė gana daug tyrėjų dėmesio, o tai davė reikšmingų rezultatų šioje tyrimų srityje, tačiau daugiausia dėmesio buvo skirta vištvanagai ir didžiajam apuokui, nepaliečiant ar tik labai mažai paliečiant kitas plėšriųjų paukščių rūšis (Sergio, Hiraldo, 2008).

1.6 Brandžių miškų svarba miško paukščiams

Laikoma, kad brandūs miškai yra gyvybiškai svarbus plėšriųjų paukščių veisimosi buveinių komponentas (Poirazidis et al., 2007). Björklund ir kiti (2015) nustatė, kad Suomijoje vištvanagių veisimosi sėkmingumą teigiamai veikė didesnė senų eglynų ir vandens telkinių proporcija ir mažesnė jaunų retinamų miškų proporcija 2 km spinduliu aplink lizdus. Brandiems miškams yra būdinga didesnė atvira erdvė tarp žemės paviršiaus ir medžių lajos, tai padidina manevringumą, o tai labai svarbu miškuose medžiojantiems plėšriesiems paukščiams, tokiems kaip vištvanagis (Björklund et al., 2015). Lututėms brandžių miškų dalis veisimosi teritorijose teigiamai koreliuoja su didesniu veisimosi sėkmingumu, kaip manoma, dėl tokių miškų suteikiamų didesnių išgyvenimo ir maitinimosi galimybių (Treinys, Mozgeris, 2010 ir šaltiniai čia). Tyrime, atliktame Suomijoje, buvo nustatyta, kad lutučių patinų išgyvenimo tikimybė didėja didėjant senų miškų plotui jų buveinėse. Tiesa, vidutinis tokių miškų plotas lutučių užimamose buveinėse buvo tik apie 12 procentų, tačiau senų miškų procentas svyravo tarp metų, o jų sąsaja su paukščių išgyvenamumu stipriausiai pasireiškėdavo, kai pelėnų, pagrindinio lutučių grobio, gausa buvo didžiausia (Hakkarainen et al., 2008). Laaksonen ir kiti (2004) nustatė, kad lutučių gyvenimo reprodukcinė sėkmė

(angl. *lifetime reproductive success* (LRS)) didėja didėjant senų miškų proporcijai veisimosi teritorijose dėl didesnio veisimosi atvejų skaičiaus.

Fragmentacija miškuose besiveisiančius paukščius gali veikti ir per padidėjusį plėšrumą. Suomijoje lipučio (*Certhia familiaris*) (senų miškų gyventojas) dėčių praradimas dėl plėšrūnų buvo tris kartus didesnis labiau fragmentuotose (38 proc.) nei mažiau fragmentuotose (18 proc.) buveinėse (Huhta et al., 2004).

Suomijoje 12 m. trukusiame žvirblinių pelėdų (*Glaucidium passerinum*) grobio kaupimo rudens mėnesiais tyrime buvo nustatyta, kad labai geros kokybės buveinėse (didelė senų eglynų proporcija) apsigyvenusios pelėdos, esant mažam jų pagrindinio grobio (rudasis pelėnas (*Myodes glareolus*)) gausumui, buvo labiau linkusios pereiti prie alternatyvaus grobio (žvirblinių paukščių). Taip aukštos kokybės buveinės gali sudaryti sąlygas žvirblinėms pelėdoms sušvelninti neigiamą darganotų orų ir pelėnų ciklinio gausumo svyravimų poveikį (Terraube et al., 2017). Kanadoje, Albertoje, Kanadinių vilsonijų (*Cardellina canadensis*) patinų tankis 86 procentais mažesnis po kirtimo ataugančiuose medynuose (≤ 30 m.), negu kirtimų nepaveiktuose medynuose. O patinų užimtos teritorijos, į kurias patekdavo ir po kirtimo ataugantys medynai, buvo didesnės negu teritorijos, sudarytos tik iš nepaveiktų medynų; tai leidžia manyti, kad tokiose teritorijose yra mažiau maisto išteklių (Hunt et al., 2017).

Remiantis Alpių tyrėjų ekspertine nuomone, tarp didžiausių grėsmių Alpių paukščiams, su kuriomis jie susidurs per artimiausius 50 metų, yra ir pasikeitimai miškų kirtimo praktikoje. Didžiausia grėsmė kyla vištiniam paukščiams (Galliformes) ir plėšriesiems paukščiams (Chamberlain et al., 2016). Pietinėje Norvegijoje atliktame tyrime, kuriame buvo tirama atrankinių ir plynų miško kirtimų įtaka kurtinių (*Tetrao urogallus*) jaunikiams, buvo nustatyta, kad, po atrankinių kirtimų miškams tapus atviresniems, padidėja tikimybė jaunikiams būti lengviau pastebėtiems plėšriųjų paukščių, palyginti su senais miškais. Plynų kirtimų atveju ne tik padidėja plėšrumo rizika, bet ir tokiose buveinėse sumažėja pagrindinio kurtinių jauniklių maisto – drugių (Lepidoptera) vikšrų (Kvasnes, Storaas, 2007).

1.7 Miškų ūkio įtaka miško paukščiams

Miškų naudojimas žmogaus poreikiams tenkinti stipriai pakeitė miškų struktūrą ir kraštovaizdį daugelyje regionų (Khanaposhtani et al., 2013). Miškų kirtimai veikia buveinių struktūrą, prieinamumą ir tarpusavyje sąveikaujančių rūšių populiacijas ir turi didžiulį poveikį laukinės gyvūnijos

populiacijoms (Rosenvald, Lõhmus, 2003). Žmonių veiklos sukeltas buveinių nykimas ir kitimas yra didžiausias pavojus bioįvairovei ir populiacijų gyvybingumui, veikiantis visoje Žemėje (Laaksonen et al., 2004; Layton–Matthews et al., 2018). Miškų kirtimo sukelti augalijos struktūros ir kompozicijos pokyčiai gali sukelti dramatiškus paukščių bendrijų sudėties ir daugelio paukščių rūšių gausumo pakitimus (Khanaposhtani et al., 2013 ir šaltiniai čia).

Eurazijos ir Šiaurės Amerikos borealiniuose miškuose natūralių buveinių pokyčiai daugiausia vyksta dėl miškininkystės praktikos ir žemdirbystės. Gyvūnų rūšių įvairovė yra mažesnė intensyviai eksploatuojamuose miškuose, palyginti su natūraliais miškais (Laaksonen et al., 2004).

Žmogaus įtaka, daroma miškų ekosistemoms, nuolatos didėja globaliu mastu (Butchart et al., 2010). Vidutinio klimato ir borealinės juostos miškų kirtimas mažina esminių elementų, reikalingų didelius lizdus medžiuose kraunantiems paukščiams, prieinamumą (Lõhmus, 2003b; Treinys et al., 2011; Treinys et al., 2016). Miškų kirtimas kartu su kitais antropogeniniais veiksniais (naudingųjų iškasenų gavyba, rekreacija ir medžiokle) yra laikomi veiksniais, galėjusiais nulemti tamsiojo grifo (*Aegypius monachus*) buveinių kokybės pablogėjimą ir mikrobuveinių pažeidimus Turkijoje, sukėlusiais didžiąją grėsmę šių paukščių populiacijoms (Kirazli, 2016).

Daugumoje miškų ekosistemų aptinkamos sudėtingos bendrijos, susidariusios iš aukščiausio trofinio lygmens plėšrūnų, tarpusavyje besiskiriančių dydžiu, mityba ir medžioklės strategija (Rebollo et al., 2017). Vykdomas plataus masto brandžių miškų kirtimas gali neigiamai paveikti tokiuose miškuose gyvenančius paukščius. Dauguma plėšriųjų miško paukščių pirmenybę lizdams krauti teikia brandžiuose miškuose. Tokios miškų charakteristikos, kaip medžių rūšis ir amžius plėšriųjų paukščių veisimosi teritorijų ir lizdaviečių lygmeniu, manoma, yra susijusios su individų išgyvenamumu ir reprodukcinio našumu (Treinys, Mozgeris, 2010). Intensyvaus kirtimo sukelti miškų struktūriniai pokyčiai (vienodo amžiaus medynai, mažiau didelių medžių su stambiomis šakomis, yrančių stuobrių ir deformuotų medžių pašalinimas) paveikė borealinių miškų, kaip buveinių ar veisimosi vietų, kokybę daugelio taksonų atžvilgiu. Plėšriesiems miško paukščiams miškų kirtimo sukeltos pasekmės gali būti itin skaudžios, nes ištekliai (maistas, perėjimo vietos), reikalingi šiems paukščiams, įprastai yra reti ir išsklaidyti (Björklund et al., 2015).

Miškų fragmentacija buvo ne kartą įrodyta kaip viena iš pagrindinių bioįvairovės nykimo ir nykstančių miško paukščių populiacijų mažėjimo

priežasčių (Sánchez-Zapata, Calvo, 1999 ir šaltiniai čia). Widén (1997) manymu, Fenoskadijoje 1950–1980 m. fiksuotam vištvanagių populiacijos sumažėjimui vieną iš didžiausių įtakų turėjo būtent buveinių fragmentacija, sukelta miškų kirtimų. Pagrindinės vištvanagių medžioklės teritorijos yra dideli brandžių miškų plotai (2000–6000 ha) (Widén, 1997). Nustatytas teigiamas besiveisiančių vištvanagių tankumo ir brandžių miškų proporcijos ryšys (Saga, Selås, 2012 ir šaltiniai čia). Miškų kirtimams neigiamai paveikus vištvanagio medžioklės plotus, šios rūšies paukščiams tapo sunkiau užsitikrinti reikiamą grobio kiekį sėkmingam veisimuisi (Widén, 1997). Šiaurės Švedijoje atliktame tyrime buvo nustatyta, kad miškų kirtimų paveiktuose medynuose sibirinio kėkšto populiacijos augimas buvo lėtesnis nei natūraliuose miškuose (mažinant veisimosi sėkmingumą ir besiveisiančių paukščių išgyvenamumą) (Layton–Matthews et al., 2018). Plyni kirtimai, ypač artimoje lizdo aplinkoje, mažina azijinio peslio (*Haliastur indus*) lizdų užimtumo tikimybę. Panašus poveikis buvo nustatytas ereliui žuvininkui (*Pandion haliaetus*) bei baltagalviam jūriniam ereliui (*Haliaeetus leucocephalus*) (Khaleghizadeh et al., 2014 ir šaltiniai čia).

Miškų kirtimas juose perintiems paukščiams gali sukelti žalos ne tik dėl sumažėjusio galimų perėjimo vietų skaičiaus, bet ir dėl padidėjusios lizdinio plėšrumo galimybės ilgesniu laikotarpiu (Morris, Conner, 2016). Europos borealinėje zonoje brandžių miškų nykimas dėl intensyvaus jų kirtimo, manoma, yra viena priežasčių, lemiančių plėšriųjų miško paukščių populiacijų mažėjimą dėl šių veisimosi sėkmingumo mažėjimo. Suomijoje atliktame tyrime buvo nustatyta, kad vištvanagių veisimosi sėkmingumas yra susijęs su didesniu senų miškų ir vandens telkinių bei mažesniu miško jaunuolynų plotu 2 km spinduliu aplink lizdą (Björklund et al., 2015). Intensyvus miškų kirtimas mažojo erelio rėksnio populiacijas neigiamai gali paveikti ne tik lizdavietės lygmeniu, bet ir kraštovaizdžio lygmeniu, mažindamas buveinių kokybę (Treinys, Mozgeris, 2010).

Intensyviausias miškų kirtimas Lietuvoje buvo vykdomas Antrojo pasaulinio karo metais, kai mišku apaugusi šalies teritorijos dalis buvo mažiausia istorijoje (Juknelienė, Mozgeris, 2015). Sovietinės okupacijos metais miškingos teritorijos plotai šalyje padidėjo, nes medienos poreikis buvo patenkinamas didesnę jos dalį atsigabenant iš dabartinės Rusijos teritorijos (Brukas et al., 2013; Brukas, 2015). Tačiau 1990 metais Lietuvai atkūrus nepriklausomybę, miškininkystė pasikeitė. Dėl perėjimo prie rinkos ekonomikos, miškininkystės technikos modernizavimo, tarptautinės prekybos liberalizavimo bei žemės, kartu ir apaugusios mišku, grąžinimo savininkams

miškų kirtimo tempai smarkiai padidėjo: nuo 3 mln. m³ per metus 1990 m. iki 7,4 mln. m³ 2013 m. (Brukas et al., 2013). Šiuo metu Lietuvoje apie 40 procentų visos miškų teritorijos valdo privatūs žemės savininkai, 50 procentų – valstybiniai miškų valdytojai ir apie 10 procentų yra rezervuoti, kad būtų sugrąžinti savininkams (Stanislovas et al., 2014; Brukas et al., 2015). Miškai Lietuvoje užima 2,1 mln. ha, o tai sudaro 1/3 šalies teritorijos (Brukas et al., 2011; Stanislovas et al., 2014). Iš jų atitinkamai 1,2, 12,1, 14,4 ir 72,3 procento sudaro I, II, III ir IV grupės miškai (Lietuvos Respublikos miškų valstybės kadastras, 2017).

Lietuvos ir Pietų Švedijos gamtinės sąlygos yra ganėtinai panašios ir abiejose teritorijose plačiai paplitę mišrieji miškai, tačiau šiose šalyse taikomos miškų valdymo strategijos ir politika tiek labai skiriasi dabar, tiek skyrėsi anksčiau. Nuo 1990 m. Švedijoje buvo pradėta siekti sumažinti neigiamą intensyvaus miškų kirtimo įtaką bioįvairovei, o Lietuvoje, atkūrus Nepriklausomybę ir perėjus prie rinkos ekonomikos, miškų kirtimas, priešingai, suaktyvėjo (Brukas et al., 2013). Nepaisant to, pagal Bruko ir kitų (2013) atliktą miškų tarpusavio palyginimą, Lietuvos miškai pasižymėjo 6 aukštesniais rodikliais, susijusiais su medžių rūšine sudėtimi, medyno amžiumi, negyvos medienos kiekiu, t. y. požymiais, teigiamai susijusiais su didesne miškų bioįvairove. Todėl, palyginti su Švedija, Lietuvos miškai yra daug palankesni didesnės bioįvairovės palaikymui (Brukas et al., 2015). Apskritai, lyginant su Pietų Švedija, Lietuvoje priskaičiuojama didesnė dalis miškų, kuriuose nėra vykdoma miškininkystė ir Lietuvos Respublikos teisinė bazė numato griežtesnius reikalavimus, susijusius su miškų kirtimu ir medienos produkcija. Tačiau Lietuvoje vis dar didžioji dalis medienos iškertama nekreipiant dėmesio į rinkos poreikius, o koncentruojantis į didžiausią galimą iškirsti vertingosios medienos kiekį (Brukas et al., 2013). 1998–2007 m. metinis medienos iškirtimo procentas jau siekė 66 procentus nuo prieaugio (9,7 mln. m³ per metus) (Brukas et al., 2011), taip beveik prisivejant Švediją, kurioje miškų kirtimas laikomas labai intensyviu ir kasmet iškertama 70 procentų metinio prieaugio (Brukas et al., 2013).

Plėšriųjų paukščių apsauga gali būti sunkiai suderinama su medienos gavyba, nes tiek plėšriesiems paukščiams, tiek medienos pramonei patys vertingiausi yra būtent dideli medžiai (Barrientos, Arroyo, 2014). Mozgeris ir kiti (2015) nustatė, kad, mažųjų erelių rėksnių lizdaviečių apsaugą „Natura 2000“ teritorijose organizuojant pagal esamą perinčių mažųjų erelių rėksnių porų lizdaviečių pasiskirstymą, medienos pramonės patiriamą žalą dėl

kirtimo apribojimų būtų galima sumažinti 44 procentais (1 perinčiai mažojo erelio rėksnio porai), palyginti su esama apsaugos praktika Lietuvoje.

1.8 Žemdirbystės įtaka plėšriesiems paukščiams

Žmogus sudėtingas gamtines ekosistemas pavertė supaprastintais, lengvai kontroliuojamais žemės ūkio kraštovaizdžiais. Nors daug rūšių geba išlikti heterogeniniuose, pusiausvyros principu tvarkomuose agrokultūriniuose kraštovaizdžiuose, tradicinių pievų pavertimas dideliais ariamų laukų plotais, kraštovaizdžio heterogeniškumo praradimas ir žemės naudojimo intensyvėjimas vis labiau veikia laukinę gamtą, o ir ateityje prognozuojamas tik proceso intensyvėjimas (Vāli et al., 2017).

Neseni žemdirbystės valdymo ir žemių dirbimo sukelti buveinių pakitimai Europos Sąjungoje tapo rimta grėsme dirbamuose laukuose besimaitinantiems ar gyvenantiems paukščiams, ypač buveinių specialistams (Mirski, 2009). Grėsmę kelia žemdirbystės intensyvėjimas, žemės naudojimo pasikeitimai, įskaitant ariamų žemių plėtimąsi, pasėlių rūšinės sudėties, kompozicijos kitimas. Vienas iš ryškiau pastebimų pasėlių kompozicijos kitimų – tai sėjamoju rapsu užsėtų žemės plotų didėjimas (Panek, Hušek, 2014). Buveinės pokyčiams itin jautrūs yra plėšrieji paukščiai, kuriems reikia didelių medžioklei tinkamų plotų (Mirski, 2009). Keletas atvirų vietovių plėšriųjų paukščių buvo itin stipriai paveikti žemdirbystės. Žemių naudojimo pasikeitimai Europoje sukėlė drastišką stepinių pelėsakalių (*Falco naumanni*) populiacijos mažėjimą. Tokia pati situacija susidarė ir su pelėdikėmis (*Athene noctua*), taip pat prognozuojama pievinėms lingėms (*Circus pygargus*) (Vāli et al., 2017 ir šaltiniai čia).

1.9 Mažasis erelis rėksnys

Mažasis erelis rėksnys (*Clanga pomarina*) – medžiuose perintis vidutinio dydžio plėšrusis paukštis (Treinys, Mozgeris, 2010 ir šaltiniai čia), lizdus kraunantis miškuose ir medžiojantis netoli jų esančiuose atviruose laukuose (Vāli et al., 2017). Tai reta ir pažeidžiama plėšriųjų paukščių rūšis (Paukščių direktyva, I priedas). Šie paukščiai paplitę nuo Šiaurės Vokietijos per Turkiją iki Kaukazo ir Šiaurės Irano. Europinėje mažojo erelio rėksnio arealo dalyje didžiausias jų gausumas fiksuojamas Baltarusijoje, Lenkijoje, Lietuvoje ir Latvijoje (Mirski, 2009). Savo veisimosi teritorijose šie paukščiai pirmenybę teikia brandiems mišriųjų miškų fragmentams, vengia pušynų, išskyrus populiacijas pietinėje arealo dalyje. Europoje miškų kirtimo

sukelti buveinių pokyčiai yra laikomi viena pagrindinių grėsmių mažajam ereliui rėksniui (Treinys, Mozgeris, 2010).

Pagrindinis mažojo erelio rėksnio grobis yra pelėnai, kurių gausumas nuolatos svyruoja. Sumažėjus pelėnų, mažieji ereliai rėksniai gali medžioti ir kitokį grobį, tokį kaip kiti žinduoliai, varliagyviai ar smulkūs paukščiai. Trofinės sąveikos su įvairių rūšių grobiu, grobio prieinamumas ir jo dinamika turėtų būti vieni iš pagrindinių aspektų, į kuriuos turėtų būti kreipiamas dėmesys siekiant išsaugoti mažuosius erelius rėksnius (Treinys et al., 2017).

Baltijos šalys (Lietuva, Latvija, Estija), nors ir sudaro mažiau nei 7 procentus viso mažojo erelio rėksnio arealo, yra gana svarbios šios rūšies išsaugojimui, nes čia susitelkę daugiau kaip 20 procentų besiveisiančios populiacijos. Mažasis erelis rėksnys pasižymi labai mažu reproduktivumu, vadoje dažniausiai būna tik vienas jauniklis (Treinys et al., 2017).

Pastaraisiais dešimtmečiais šių paukščių mažėja visame jų areale. Rytų Europoje didžiausią grėsmę populiacijos stabilumui kelia žemdirbystės intensyvėjimas, dėl ko nyksta šių paukščių medžioklės plotai. Mažasis erelis rėksnys labiausiai linkęs medžioti pievose. Pagal jas, kaip manoma, turėtų būti vertinama jų lizdaviečių kokybė (Väli et al., 2017). Šių paukščių pirmenybės teikimas pievoms savo veisimosi teritorijose yra pastovus Centrinėje ir Šiaurės Europoje (Väli et al., 2004). Mažojo erelio rėksnio reprodukcinis sėkmingumas stipriai koreliuoja su pelėnų gausumu (Väli et al., 2017).

Mažasis erelis rėksnys yra laikomas vienu iš plėšriųjų paukščių, sugebėjusių prisitaikyti prie žmogaus sukurtų agrokultūrinių kraštovaizdžių. Estijoje atlikto tyrimo metu nustatyta, kad su žemės ūkiu susiję biotopai sudarė vidutiniškai 35–40 procentų mažojo erelio rėksnio veisimosi teritorijų, iš jų pirmenybė teikiama plotams, kuriuose vykdoma sėjomaina – keičiami javų pasėliai ir kultūrinės pievos, taip pat rečiau aptinkamoms natūralioms pievoms. Šio tyrimo rezultatai taip pat atskleidė, kad mažojo erelio rėksnio reprodukcinis sėkmingumas neigiamai koreliavo su aliejiniu rapsu užsėtais laukų plotais (Väli et al., 2017).

1.10 Jūrinis erelis

Ilgaamžis aukščiausio trofinio lygmens plėšrūnas – jūrinis erelis (*Haliaeetus albicilla*) (Balotari–Chiebao et al., 2016 a; Balotari–Chiebao et al., 2016 b; Kitowski et al., 2017) laikomas ne itin jautriu tarprūšinei konkurencijai ir plėšrumui (Treinys et al., 2016). Jūrinis erelis pirmiausia renkasi geros kokybės buveines (Treinys et al., 2016) ir buveines šalia vandens telkinių (Radović, Mikuska, 2009; Evans et al., 2010; Nemesházi et al., 2016;

Treinys et al., 2016), kuriose būtų gausu jų grobio – žuvų ir vandens paukščių (Nemesházi et al., 2016; Treinys et al., 2016). Lizdus dažniausiai krauna aukštų, tvirtų, brandžių medžių lajose (Radović, Mikuska, 2009). Todėl miškai yra labai svarbus jūrinių erelių veisimosi buveinių komponentas (Evans et al., 2010).

Europinė jūrinio erelio populiacija patyrė stiprų mažėjimą iki pat XX amžiaus antrosios pusės (Nemesházi et al., 2016). Nuo tada šių paukščių pradėjo gausėti, tai iš esmės lėmė atsisakymas naudoti tam tikrus pesticidus (Nemesházi et al., 2016) ir teisinė jūrinio erelio apsauga daugumoje Europos šalių (Radović, Mikuska, 2009; Todorov et al., 2015). XXI amžiaus pradžioje europinė jūrinio erelio populiacija, skirtingų autorių duomenimis, siekė mažiausiai 5 000–6 600 perinčių porų, ir šis skaičius vis didėja (Dahl et al., 2012; Nemesházi et al., 2016). Lietuvoje nuo 1985 iki 2011 m. buvusi visiškai išnykusi jūrinio erelio populiacija išaugo iki 120 perinčių porų ir išplito 34 000 km² teritorijoje (Treinys et al., 2016), o 2019 m. siekė 150–170 porų (D.Dementavičiaus asmeninis pranešimas).

Jūrinis erelis minta žuvimis, paukščiais ir žinduoliais (Nadjafzadeh et al., 2013; Sándor et al., 2015; Nadjafzadeh et al., 2016), tačiau nevengia ir maitos (Halley, Gjershaug, 1998; Selva et al., 2003; Nadjafzadeh et al., 2013; Nadjafzadeh et al., 2015). Vokietijoje žiemos metu žinduolių maita sudarė iki 29,5 procento šių paukščių raciono (Nadjafzadeh et al., 2016). Vokietijoje didžiausią jūrinių erelių raciono dalį sudarė žuvis, o vandens paukščiai ir žinduolių maita buvo naudojami kaip alternatyvūs maisto šaltiniai (Nadjafzadeh et al., 2013). Suomijoje 1978–1990 m. atlikto tyrimo duomenimis, paukščiai sudarė 51 procentą, žuvis – 42 procentus, žinduoliai – 7 procentus jūrinio erelio raciono (Sulkava et al., 1997). Vakarų Škotijoje didžiausią jūrinių erelių grobio dalį sudaro jūros paukščiai, reikšmingą dalį racione taip pat užima kiškiažvėriai, avys ir žuvis (Whitfield et al., 2013). Jūrinio erelio racione pasitaiko ir plėšriųjų paukščių (Müller, Lauth, 2006; Neumann, Schwarz, 2017).

Čekijoje ir Vengrijoje fiksuoti 6 atvejai, kai jūriniai ereliai rūpinosi paprastojo suopio jaunikliais iki šiems paliekant lizdą. Tyrėjų teigimu, tikėtinausias tokio reiškinio paaiškinimas galėtų būti plėšrūno ataka, nepasibaigusi aukos žūtimi, ir paskui padaryta jauniklio atpažinimo klaida, sukėlusį rūpinimosi jaunikliu elgesį. Panašių atvejų buvo Šiaurės Amerikoje, kai baltagalvis jūrinis erelis užaugino raudonuodegio suopio (*Buteo jamaicensis*) jauniklius savo lizde (Literak, Mraz, 2011 ir šaltiniai čia).

Jūrinis erelis dėtį sudeda vidutiniškai apie kovo 11 d., jaunikliai ritasi vidutiniškai apie balandžio 16 d., o lizdą palieka vidutiniškai apie liepos 2 d. (Drobelis, 2004).

1.11 Buveinės tyrimo metodai

Buveinių pasirinkimo ir naudojimo duomenys yra būtini prognozuojant rūšių paplitimą, įvertinant rizikos veiksnius ir rengiant rūšių išsaugojimo planus (Fehérvári et al., 2009 ir šaltiniai čia). Buveinių pirmenybių modeliai (angl. *habitat preference models*) buvo plačiai išvystyti buveinės komponentų, naudojamų gyvūnų, reikšmingumo nustatymui ir analizei (Martínez et al., 2003; Ortego, Diaz, 2004; Oja et al., 2005). Jeigu tokie modeliai paaiškina ir priežastingumą, tada juos siūloma naudoti kaip vieną pagrindinių nykstančių rūšių išsaugojimo įrankių, kaip pagrindą buveinių valdymo planams kurti arba vertinant žmonių veiklos įtaką (Ortego, Diaz, 2004; Fehérvári et al., 2009). Plėšriųjų paukščių buveinių pasirinkimo klausimas yra dažnai nagrinėjamas gamtosauginiuose tyrimuose, nes plėšrieji paukščiai yra geri biologiniai indikatoriai (Fehérvári et al., 2009).

Plėšriųjų paukščių buveinių pasirinkimą lemiančių veiksnių tyrimuose plačiai naudojama trijų tipų analizė. Pirmoji – kai tiriama teritorija suskirstoma į dviejų tipų gardeles (gardelių dydis pasirenkamas atsižvelgiant į tiriamą rūšį): su besiveisiančiais tiriamųjų rūšių atstovais ir be jų (Muñoz et al., 2005; López–López et al., 2006; López–Iborra et al., 2011; McPherson et al., 2016). Antroji – kai aplink lizdą brėžiamas tam tikro spindulio (jis priklauso nuo tiriamos rūšies) apskritimas (Poirazidis et al., 2004; Brambilla et al., 2010; Inselman et al., 2015; Krüger et al., 2015) ir analizuojama apsibrėžta teritorija. Trečioji – kai matuojami atstumai nuo lizdo iki tam tikrų žemėnaudos objektų (Rodríguez et al., 2007; Sadoti, 2012; Coates et al., 2014; Swatridge et al., 2014) ir žemėnaudos objektų užimamami plotai (Caro et al., 2011; Barrientos, Arroyo, 2014; Coates et al., 2014). Antrasis ir trečiasis metodai papildomai dar reikalauja kontrolės; dažniausiai tam yra generuoti atsitiktiniai taškai (Rodríguez et al., 2007; Bamford et al., 2009; Inselman et al., 2015; García–Salgado et al., 2018). Buveinių tyrimuose taip pat yra analizuojami lizdo medžių (Väli, 2003; Poirazidis et al., 2004; Treinys, Mozgeris, 2006; Barrientos, Arroyo, 2014) bei medynų, kuriuose sukrautas lizdas, kintamieji (Drobelis, 2004; Bielański, 2006; Löhmus, 2006; Swatridge et al., 2014). Šiame darbe bus taikomi antrasis ir trečiasis analizės metodai ir bus analizuojami lizdo medžiai ir medynai.

Teritorinių plėšriųjų paukščių lizdai ne visada yra užimamų veisimosi teritorijų centruose ir jos ne visada gali būti apibūdinamos brėžiant apskritimus aplink lizdus (Björklund et al., 2015). López-López ir kiti (2014) nustatė, kad visų į tyrimą įtrauktų egiptietiškojo grifo (*Neophron percnopterus*) individų lizdavietės buvo ekscentrinės, t. y. lizdas nebuvo buveinės centre. Todėl, pasirenkant analizuoti teritorijas tam tikru spinduliu apie lizdus (lizdas buveinės centre), išlieka tikimybė, kad į analizuojamą plotą nepateks tiriama rūšiai svarbūs kraštovaizdžio elementai, taip pat išlieka galimybė klaidingai apibūdinti rūšies naudojamą teritoriją. Visgi toks nespecializuotas buveinių sudėties metodas gali būti pakankamas nustatyti kai kurių plėšriųjų paukščių rūšių geros kokybės veisimosi teritorijas (Björklund et al., 2015). Manome, kad šiame darbe naudojamas 1 km spindulys apie paprastojo suopio lizdus yra pakankamas atspindėti pagrindinius paprastojo suopio makrobuveinių elementus, nes šie paukščiai veisimosi sezono metu užima teritorijas, kurių skersmuo įprastai mažesnis nei 1,1 km (Cerasoli, Penteriani, 1996, Hodder et al., 1998), medžioja iki 2 km spinduliu nuo lizdo (Lõhmus, 2003a), o mažiausias atstumas tarp dviejų perinčių paprastojo suopio porų lizdų – apie 500 m (Cerasoli, Penteriani, 1996; Bielański, 2006; Rodríguez et al., 2010).

1.12 Vados gynimas nuo plėšrūnų

Lizdų ir jauniklių gynimo nuo plėšrūnų elgsena yra plačiai gamtoje paplitęs reiškinys. Gindami jauniklius, suaugusieji paukščiai rizikuoja savo sveikata ar net gyvybe (Kontiainen et al., 2009). Mobingas yra plačiai paplitęs prieš plėšrūnus nukreiptas elgesys (da Cunha et al., 2017), kai vienos ar kelių rūšių gyvūnai demonstruoja agresyvų elgesį siekdami parodyti, kad plėšrūnas pastebėtas, ir galiausiai jį nuvyti toliau (de Lima et al., 2018). Mobingas apibrėžiamas kaip individo judėjimas link plėšrūno, apimantis atakas, kai demonstruojamas stereotipinis elgesys, lokalizuojamuosius signalus (Dutour et al., 2016), praskridimus virš plėšrūno ar netgi fizinį plėšrūno puolimą (da Cunha et al., 2017). Yra pasiūlytos kelios hipotezės, kodėl gyvūnai, užuot slėpęsi ir stengęsi išvengti kontakto su plėšrūnu, pasirenka susidūrimą ir kovą su juo. Tai individualaus altruizmo, jauniklių apsaugos ir savanaudiško elgesio hipotezės (de Lima et al., 2018). Mobingas nustatytas keliose stuburinių grupėse, tačiau tarp paukščių toks elgesio tipas labiausiai paplitęs (Sternalski, Bretagnolle, 2010; de Lima et al., 2018).

Įspėjamieji signalai yra plačiai paplitusi prieš plėšrūnus nukreipta elgsena. Tokie signalai gali būti nukreipti tiesiogiai į plėšrūną ir pranešti jam, kad

šis buvo pastebėtas (tokie signalai dar vadinami atgrasymo signalais (angl. *pursuit-deterrent*)) arba skirti kitoms potencialioms plėšrūno aukoms. Atgrasomieji signalai sumažina signalizuojančiojo gyvūno riziką žūti plėšrūno atakos metu, palyginti su individualais, kurie neskleidžia signalų, nors potencialių aukų išgyvenamumas gali priklausyti ir nuo paties plėšrūno tipo (Griesser, 2013).

Tarprūšinės aukščiausio trofinio lygmens plėšrūnų sąveikos dažnai yra itin agresyvios, net galinčios pasibaigti vieno iš susirėmimo dalyvių mirtimi (Lourenço et al., 2011), o kartais ir aukos suvartojimu maistui (Caro, Stoner, 2003; Lourenço et al., 2011).

Tiriamą mobingą yra plačiai naudojami muliažai (Kryštofková et al., 2011; De Marchi et al., 2017) ir paukščių iškamšos (Marzluff et al., 2015) (Tryjanowski et al., 2018 ir šaltiniai čia). Prieš plėšrūnus nukreipto elgesio tyrimuose, kuriuose nagrinėjama dviejų plėšrūnų, vieno kaip medžiojo, kito kaip aukos, tarpusavio sąveika, kartu su grobio rūšiai eksponuojama plėšrūno iškamša (Krüger, 2002; Lourenço et al., 2011) ar muliažu naudojami ir plėšrūno balso įrašai (Krüger, 2002; Boerner, Krüger, 2008).

2. METODIKA

2.1 Tyrimo teritorija

Paprastojo suopio buveinių pasirinkimą lemiantys veiksniai tirti dviejose teritorijose, nutolusiose viena nuo kitos daugiau kaip per 130 km. Pirmasis tyrimų plotas – Vidurio Lietuvoje, dešiniajame Kauno marių krante esantys miško masyvai (Kaišiadorių ir Jonavos rajonų savivaldybės) (toliau Kaišiadorių miškai) (žiūrėti 2.1.1 pav.). Antrasis tyrimų plotas – Šiaurės Lietuvoje (Biržų savivaldybė) esanti Biržų giria su šalia jos esančiais mažesniais miškais (toliau Biržų giria) (žiūrėti 2.1.1 pav.).

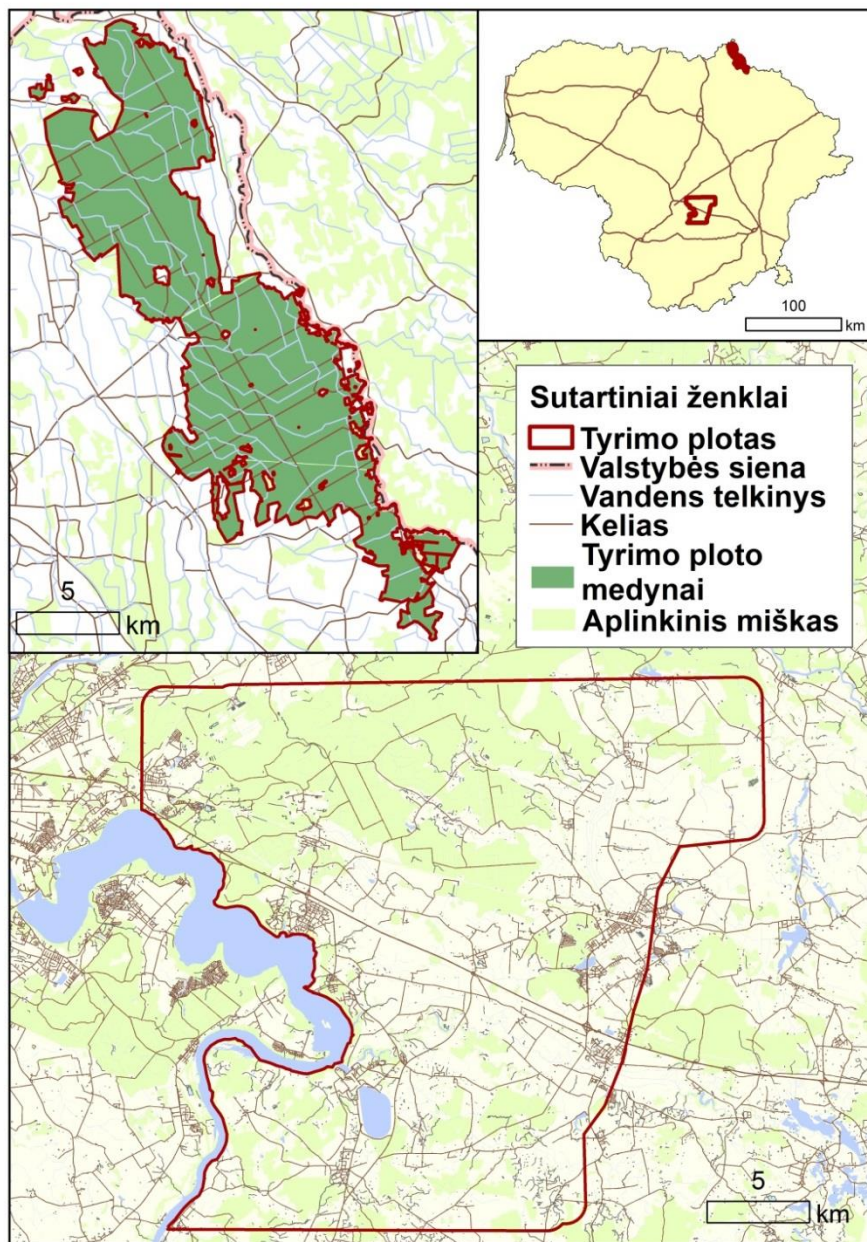
2.1.1 Tyrimo plotas – Kaišiadorių miškai

Tyrimo teritorijai priskirta tiksliai miško žemė (22 662 ha), medynai dengia 21 492 ha šios teritorijos ploto. Čia vyrauja eglynai ir beržynai, kartu užimdami daugiau kaip 50 procentų medynais apaugusios teritorijos. Vidutinis miško sklypų amžius $51,4 \pm 35,9$ (SD) m., vyrauja pusamžiai medynai su jaunuolynais (atitinkamai 32 ir 28 proc.). Teritorijoje vyrauja laikinai perteklinio ir normalaus drėgnumo (79 proc.) bei derlingi ir itin derlingi dirvožemiai. 78 procentai tyrimo teritorijos, apaugusios mišku, priskiriami IV grupės ūkiniais miškams (žiūrėti 2.1.1.1 pav.).

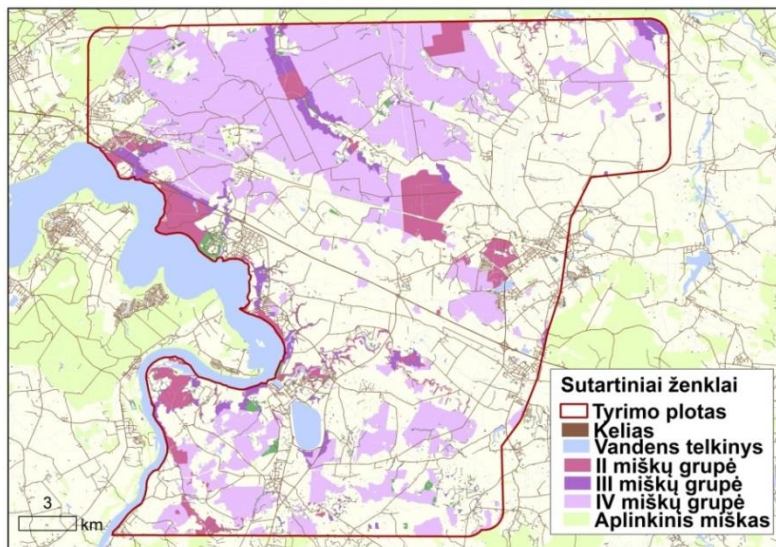
Tolesnei analizei Kaišiadorių miškų tyrimo plote buvo išskirtos dvi teritorijos. Pirmoji išskirta paprastojo suopio buveinių pasirinkimo ir paprastojo suopio bei mažojo erelio rėksnio buveinių pasirinkimo palyginamajai analizei (toliau Kaišiadorių miškų tyrimo ploto dalis A). Antroji išskirta paprastojo suopio lizdaviečių, užimtų 2002–2004 ir 2017–2018 m., analizei (toliau Kaišiadorių miškų tyrimo ploto dalis B) (žiūrėti 2.1.1.2 pav.). Išsamus tyrimo plotų apibūdinimas pateiktas 1 priede.

Kaišiadorių miškų tyrimo ploto dalies A išskyrimo principai apibūdinti 2.2 skyriaus kontrolinių medynų atrinkimo dalyje. Kaišiadorių miškų tyrimo ploto dalis B buvo išskirta remiantis paprastojo suopio lizdų pasiskirstymu 2002–2004 ir 2017–2018 m. laikotarpiais (toliau atitinkamai 2002 ir 2017 m.) (žiūrėti 2.1.1.3 pav.). Teritorijos ribos buvo nustatytos brėžiant stačiakampį taip, kad į jį patektų visi abiem laikotarpiais nustatyti paprastojo suopio lizdai. Tada apie gautą stačiakampį papildomai suformuota 1 km buferinė zona. Ši formuojama tam, kad į tyrimo plotą patektų visa aplink lizdą esanti makrobuveinė (1 km spinduliu), naudojama paukščių poros.

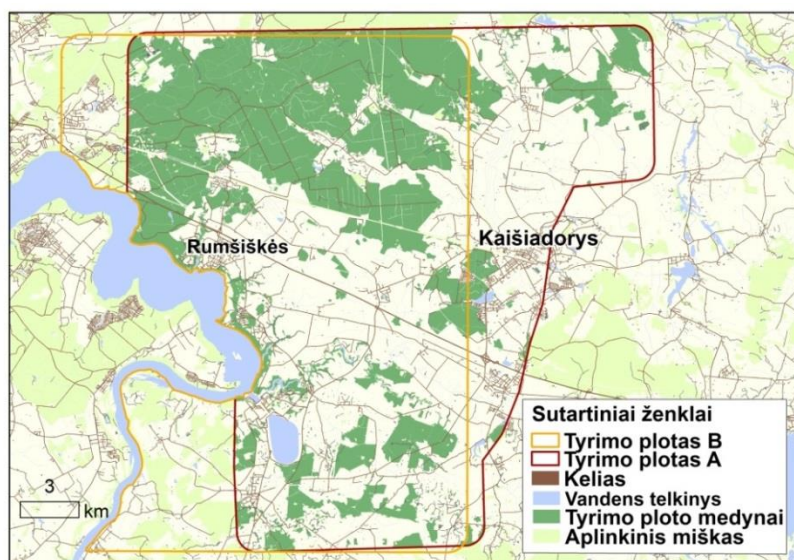
2.1.1 pav. Biržų girios (viršuje) ir Kaišiadorių miškų (apačioje) tyrimo plotai (žemėlapyje naudota: Lietuvos Respublikos miškų valstybės kadastras (2017 m.), Georeferencinių erdviųjų duomenų bazė, mastelis 1:10 000 (GDR10) (sluoksnis PLOTAI), GDR250 (sluoksnis Border), GDR50 (sluoksnis RIBOS_P_LT))



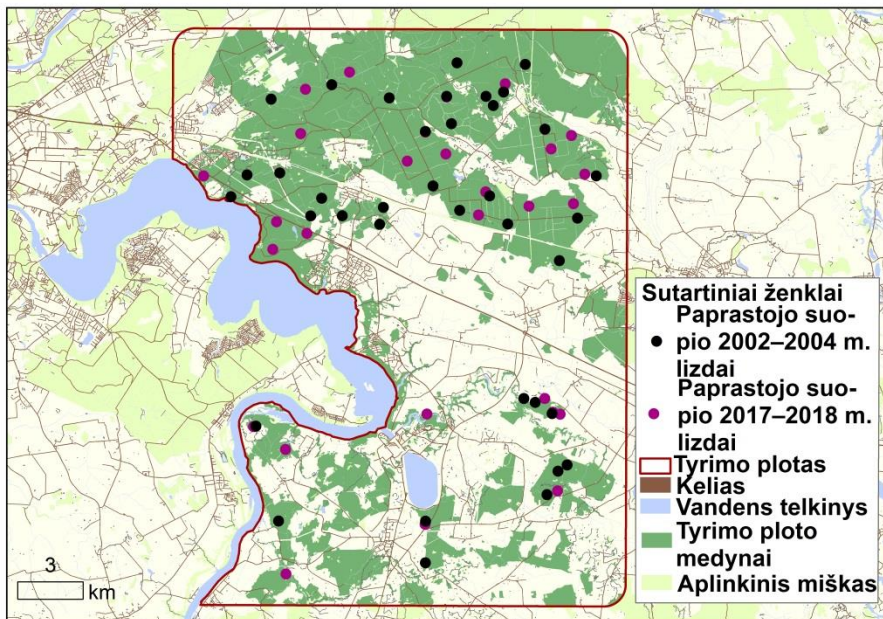
2.1.1.1 pav. Kaišiadorių miškų tyrimo ploto miškų grupės (žemėlapyje naudota: Lietuvos Respublikos miškų valstybės kadastras (2017 m.), Georeferencinių erdvinių duomenų bazė, mastelis 1:10 000 (GDR10) (sluoksnis PLOTAI))



2.1.1.2 pav. Kaišiadorių miškų tyrimo ploto A ir B dalys (tik mišku apaugusi miško žemė) (žemėlapyje naudota: Lietuvos Respublikos miškų valstybės kadastras (2017 m.), Georeferencinių erdvinių duomenų bazė, mastelis 1:10 000 (GDR10) (sluoksnis PLOTAI))



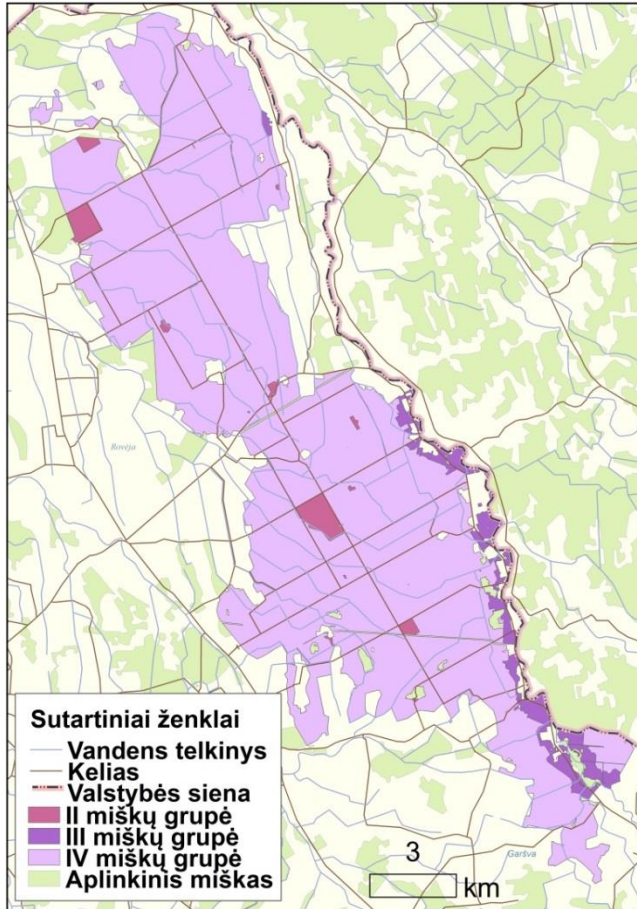
2.1.1.3 pav. Kaišiadorių miškų tyrimo ploto dalies B (tik mišku apaugusi miško žemė) paprastojo suopio lizdų pasiskirstymas skirtingais laikotarpiais (žemėlapyje naudota: Lietuvos Respublikos miškų valstybės kadastras (2017 m.), Georeferencinių erdviųjų duomenų bazė, mastelis 1:10 000 (GDR10) (sluoksnis PLOTAI))



2.1.2 Tyrimo plotas – Biržų giria

Biržų giria (plotas ~ 17 000 ha) yra Mūšos–Nemunėlio žemumoje, pasižyminčioje plokščiu reljefu (žiūrėti 2.1.1 pav.) (Česnulevičius, 2010). Vidutinis Biržų girios medynų sklypų amžius 47 ± 29 (SD) m. Juose dominuoja beržynai ir eglynai, atitinkamai užimtys 44 ir 27 procentus mišku apaugusio tyrimo ploto. Beveik 54 procentus Biržų girios medynų sudaro jaunuolynai ir pusamžiai medynai. Girioje vyrauja derlingi ir itin derlingi bei laikinai perteklinio drėgnumo dirvožemiai. 93 procentai girios medynų priskiriami IV grupės ūkiniams miškams (žiūrėti 2.1.2.1 pav.).

2.1.2.1 pav. Biržų girios tyrimo ploto miškų grupės (žemėlapyje naudota: Lietuvos Respublikos miškų valstybės kadastras (2017 m.), Georeferencinių erdvinių duomenų bazė, mastelis 1:10 000 (GDR10) (sluoksnis PLOTAI))



2.1.3 Tyrimo naudota programinė įranga

Statistiniai skaičiavimai atlikti naudojat R v.3.5.1 programinę įrangą. Naudoti R paketai: MuMIn (Bartoń, 2018), rsq (Zhang, 2018), lme4 (Bates et al., 2019). Lizdaviečių ir makrobuveinių duomenys gauti naudojant „ArcGIS ArcMap 10.2.2“ programinę įrangą. Artimiausio kaimyno analizė atlikta naudojant „ArcGIS ArcMap 10.2.2“ programinę įrangą, įrankį „Average Nearest Neighbor“. Grafikai daryti naudojat „Microsoft Excel 2010“ programą, naudotos statistinės funkcijos: STDEV.P, CONFIDENCE.T, AVERAGE.

2.2 Paprastojo suopio buveinių pasirinkimo, palyginimo su mažojo erelio rėksnio buveinėmis tyrimų metodikos

Lizdų paieška. Tyrime naudoti ornitologo Saulio Skujos paprastojo suopio lizdų Biržų girioje duomenys. Lizdų paieška buvo vykdoma rudenį ir žiemą žvalgant teritoriją arba stebint paukščių elgesį, pavasarį ir vasarą – tikrinant lizdus. Lizdų patikra (užimtumas, užėmusi paukščių rūšis) buvo vykdoma 2014–2015 m. pavasarį ir vasarą.

Kaišiadorių miškų tyrimo plote buvo naudoti ornitologo Deivio Dementavičiaus 2002–2017 m. paprastojo suopio lizdų duomenys. Darbo autorė Kaišiadorių miškų tyrimo plote 2017 m. vasarą ir rudenį atliko paprastojo suopio lizdų patikrą. Tyrime buvo naudoti per 16 m. surinkti duomenys, o gana nemažos dalies senesnių lizdų buvo žinomos tik apytikslės koordinatės, todėl reikėjo surasti ir nustatyti išlikusius paprastojo suopio lizdus. Kai buvo žinoma tik apytikslė lizdo buvimo vieta, lizdų paieška buvo vykdoma 100 m spinduliu apie duotąsias koordinatas. Paieška buvo vykdoma iš centro (duotoji koordinatė) einant spirale taip, kad stebėtojo matymo laukas apimtų visą numatytą lizdo paieškos plotą. Kiekvienas surastas lizdas buvo aprašomas užpildant lizdo aprašymo anketą (1 priedas, 1.1 lentelė) ir nustatoma lizdą užėmusių plėšriųjų paukščių rūšis. Pakartotinis rūšies nustatymas, jeigu 2017 m. nebuvo nustatyta lizdą užėmusių plėšriųjų paukščių rūšis, buvo vykdomas 2018 m. pavasarį.

Tyrime naudoti mažojo erelio rėksnio lizdų duomenys tiek Biržų girioje, tiek Kaišiadorių miškuose gauti vykdant projektą „Mažųjų erelių rėksnių (*Aquila pomarina*) išsaugojimas Lietuvos miškuose“ (Ereliai miške, Nr. LIFE09 NAT/LT/000235) (finansuotas ES lėšomis „LIFE+“ (Nature)). Projektą vykdė VŠĮ „Gamtosaugos projektų vystymo fondas“. Mažojo erelio rėksnio lizdų paieška buvo vykdoma 2011–2014 m. stebint paukščių elgseną atvirose teritorijose ir žemėlapyje sužymint potencialias plėšriųjų paukščių lizdų vietas (pagal Dombrovski, Ivanovski, 2005). Vėliau šios būdavo patikrinamos ir nustatomos tikslios lizdų koordinatės.

Lizdai laikomi užimtais kurios nors iš dviejų tiriamųjų plėšriųjų paukščių rūšių abiejuose tyrimo plotuose, jeigu pavasarį ar ankstyvą vasarą prie lizdo buvo matyti suaugę paukščiai, jaunikliai lizde arba rasta kiaušinių ar žuvusių jauniklių liekanų po lizdu. Jeigu plėšriųjų paukščių pora tyrimo laikotarpiu naudojo kelis lizdus savo veisimuisi užimtoje teritorijoje, į analizę buvo įtraukiamas tik vienas, vėliausiai užimtas, lizdas. Kaišiadorių miškuose buvo nustatyti 27 lizdai, užimti paprastojo suopio, ir 21 mažojo erelio rėksnio

užimtas lizdas, Biržų girioje – 53 lizdai, užimti paprastojo suopio, ir 26 – mažojo erelio rėksnio.

Kontrolinių medynų atranka. Kontroliniai medynai naudojami siekiant nustatyti, ar tiriamųjų paukščių užimtos buveinės skiriasi nuo tiriamos teritorijos buveinių, ar kokiems nors buveinės elementams teikiama pirmenybė (Bielański, 2006). Toks kontrolinių medynų naudojimas yra paremtas buvimo ir (ar) nebuvimo metodu (angl. *presence / absence*) (Tapia et al., 2008; Estrada, Arroyo, 2012; Vittorio et al., 2012; Aragón, Sánchez-Fernández, 2013; Di Królikowska et al., 2017; Cecere et al., 2018), kai tarpusavyje lyginamos tam tikro dydžio ir formos teritorijos, apgyvendintos tiriamosios rūšies individų, ir teritorijos, pasirinktos atsitiktine tvarka. Kontroliniai medynai atrenkami taikant atsitiktinių taškų metodą, kai į tiriamos teritorijos miško sklypus atsitiktine tvarka generuojami taškai. Visi sklypai su atsitiktiniais taškais, kurių skaičius pasirenkamas, laikomi kontroliniais medynais. Atsitiktinių taškų metodas yra gana plačiai taikomas plėšriųjų paukščių buveinių tyrimuose (pvz.: Martínez et al., 2003; Poirazidis et al., 2004; Mathieu et al., 2006; Fehérvári et al., 2009; Mateo-Tomás, Olea, 2009).

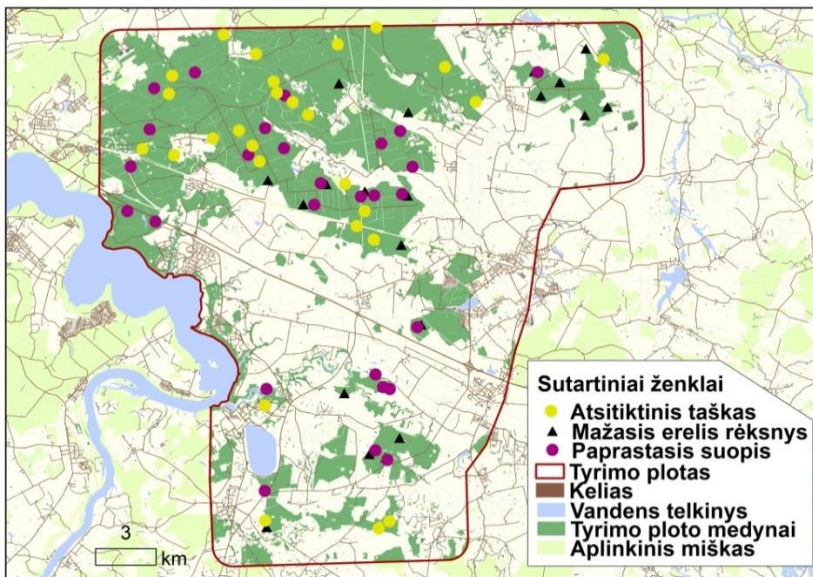
Teritorija atsitiktinių taškų generavimui Kaišiadorių miškuose buvo nustatyta remiantis paprastojo suopio ir mažojo erelio rėksnio lizdų pasiskirstymu. Aplink lizdus apibrėžiamas poligonas, aplink jį suformuojama 1 km pločio buferinė zona, taip suformuojant Kaišiadorių miškų tyrimo ploto A dalį (žiūrėti 2.2.1 pav.) atsitiktiniams taškams generuoti. Biržų girioje atsitiktiniai taškai generuoti Biržų girios tyrimo plote (žiūrėti 2.1.1 pav.).

Atsitiktiniai taškai buvo generuoti tik miško teritorijoje (Penteriani, Faivre, 1997a) taip, kad nepatektų ant kelių, geležinkelių, melioracijos griovių, miško aikštelių. Taškai generuojami nesižvelgiant į medyno amžių ar rūšinę sudėtį. Į potencialias atsitiktinių taškų teritorijas buvo įtrauktos ir kirtavietės. Minimalus atstumas tarp taškų 500 m, pagal nustatytą mažiausią atstumą tarp dviejų perinčių paprastojo suopio porų lizdų Biržų girioje. Kaišiadorių miškuose generuoti 27 atsitiktiniai taškai (žiūrėti 2.2.1 pav.), Biržų girioje – 53. Atitinkamai atrinkti 27 kontroliniai medynai Kaišiadorių miškuose ir 53 – Biržų girioje. Atsitiktiniai taškai generuoti naudojant „ArcGIS ArcMap 10.2.2“ programinę įrangą (funkcija „Create random points“).

Buveinių duomenys. Abiejų tirtų rūšių buveinių analizėje buvo išskirta 13 kintamųjų Kaišiadorių miškų tyrimo plote ir 14 – Biržų girios tyrimų plote, išskyrus 14-tąjį kintamąjį mažajam ereliui rėksniui (žiūrėti 2.2.1

lentele). Lizdo, lizdo medžio kintamieji 1–4; medyno kintamieji 5–13 (žiūrėti 2.2.1 lentelę). Dėl skirtingos duomenų rinkimo metodikos, taikytos tiriant paprastojo suopio lizdavietes Biržų girioje ir Kaišiadorių miškuose, pastarajame tyrimo plote nebuvo vertinta tarprūšinės konkurencijos įtaka paprastojo suopio porų pasiskirstymui miško masyvuose. Lizdo aukščiui (nuo žemės iki lizdo pagrindo) matuoti buvo naudotas „Suunto Height Meter (PM-5/1520)“ aukštmatas, lizdo medžio apimčiai 1,3 m aukštyje – ruletė.

2.2.1 pav. Paprastojo suopio ir mažojo erelio rėksnio buveinių bei kontrolinių medynų palyginamosios analizės Kaišiadorių miškuose tyrimo plotas (žemėlapyje naudota: Lietuvos Respublikos miškų valstybės kadastras (2017 m.), Georeferencinių erdviųjų duomenų bazė, mastelis 1:10 000 (GDR10) (sluoksnis PLOTAI))



Lauko tyrimo metu išskirtos penkios paprastojo suopio ir mažojo erelio rėksnio lizdų padėtys lajoje (pagal Drobelij, 2004). Apibendrinant lizdų duomenis, lizdų pozicijos lajoje buvo sujungtos, taip paliekant tik tris kategorijas: stiebo išsišakojime (stiebo išsišakojime ir stiebo išlinkime), ant šoninių šakų (ant šoninių šakų prie kamieno ir ant šoninių šakų toliau nuo kamieno) ir viršūninėse šakose.

Ažuolų, eglų, beržų, juodalksnių ir drebulių proporcijos medynuose buvo nustatytos remiantis sklypų rūšinės sudėties pirmame arde formulėmis. Kur, pavyzdžiui, 5A2E2J1B reiškia, kad sklype, skaičiuojant pagal medienos tūrį,

2.2.1 lentelė. Buveinių kintamieji, naudoti analizuojant paprastojo suopio ir mažojo erelio rėksnio buveines, ir jų pagrindimo šaltiniai. Santrumpos: K – Kaišiadorių miškų tyrimo ploto dalis A; B – Biržų girios tyrimo plotas; Miškų kadastras – Lietuvos Respublikos miškų valstybės kadastras; GDR10 – Georeferencinių erdvinių duomenų bazė, mastelis 1:10 000

Nr.	Buveinės kintamasis	Kintamasis, taikytas tyrimuose	Tyrimo plotai	Informacijos šaltinis
1	Lizdo medžio rūšis	Skuja, Budrys, 1999; Vāli, 2003; Drobelis, 2004; Treinys, Mozgeris, 2006.	K, B	Lauko tyrimas
2	Lizdo aukštis (m)	Cerasoli, Penteriani, 1996; Sergio et al., 2005; Bielański, 2006; Poirazidis et al., 2007; Rodríguez et al., 2010.	K, B	Lauko tyrimas
3	Lizdo medžio apimtis (cm)	Cerasoli, Penteriani, 1996; Sergio et al., 2005; Bielański, 2006; Poirazidis et al., 2007.	K, B	Lauko tyrimas
4	Lizdo padėtis lajoje	Cerasoli, Penteriani, 1996; Skuja, Budrys, 1999; Drobelis, 2004.	K, B	Lauko tyrimas
5	Medyno amžius (m.)	Selās, 1997; Skuja, Budrys, 1999; Vāli, 2003; Vāli, 2015.	K, B	Miškų kadastras (2013, 2017 m.)
	Medyno rūšinė sudėtis (vieneto dalimis (toliau vnt. d.)):	Drobelis, 2004; Bielański, 2006.	K, B	Miškų kadastras (2013, 2017 m.)
6	Eglių proporcija medyne			
7	Beržų proporcija medyne			

2.2.1 lentelė. Tęsinys

Nr.	Buveinės kintamasis	Kintamasis, taikytas tyrimuose	Tyrimo plotai	Informacijos šaltinis
8	Juodalksnių proporcija medyne			
9	Drebulių proporcija medyne			
10	Ažuolų proporcija medyne		K	Miškų kadastras (2017 m.)
11	Medyno dirvožemio derlingumas (balais (toliau bal.))	Skuja, Budrys, 1999; Drobelis, 2004.	K, B	Miškų kadastras (2013, 2017 m.)
12	Medyno dirvožemio drėgnumas (bal.)	Drobelis, 2004.	K, B	Miškų kadastras (2013, 2017 m.)
13	Mažiausias atstumas iki miško pakraščio (m)	Cerasoli, Penteriani, 1996; Penteriani, Faivre, 1997a; Văli, 2003; Treinys, 2004; Bielański, 2006; Löhmus, 2006; Zuberogitia et al., 2006; Poirazidis et al., 2007; Zub et al., 2010; Baltag et al., 2017.	K, B	GDR10
14	Mažiausias atstumas iki mažojo erelio rėksnio lizdo (m)	Graham et al., 1995; Cerasoli, Penteriani, 1996; Katzner et al., 2003; Sergio et al., 2005; Bielański, 2006; Poirazidis et al., 2007; Treinys, 2009; Rodríguez et al., 2010; Gamauf et al., 2013.	B	GDR10

yra 50 procentų ąžuolų, 20 procentų eglių, 20 procentų juodalksnių ir 10 procentų beržų.

Medyno dirvožemio derlingumas nustatytas remiantis dirvožemio derlingumo indeksu, kurį nusako antroji miško augavietės raidė. Skiriamos penkios dirvožemio derlingumo grupės: a – labai nederlingi, b – nederlingi, c – derlingi, d – labai derlingi, f – ypač derlingi (Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2017). Analizuojant dirvožemio derlingumo duomenis, grupėms buvo suteiktos skaitinės reikšmės nuo 1 iki 5, kur 1 – nederlingiausi dirvožemiai, 5 – derlingiausi.

Medynų dirvožemio drėgnumas buvo nustatytas pagal dirvožemio drėgnumo indeksą, kurį nusako pirmoji miško augavietės raidė: Š. – šlaitų dirvožemiai (daugiau kaip 15 proc.); N. – normalaus drėgnumo dirvožemiai (sausai, lygaus reljefo dirvožemiai); L. – laikinai perteklinio drėgnumo dirvožemiai (juose lietingais periodais susidaro drėgmės perteklius); U. – pastoviai perteklinio drėgnumo, užmirkę dirvožemiai; P. – pelkiniai (durpiniai), nenusausinti dirvožemiai; Pn. – pelkiniai (durpiniai), nusausingi dirvožemiai (Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2017). Dirvožemio drėgnumo indeksams buvo suteiktos skaitinės reikšmės nuo 1 iki 5, t. y. nuo sausiausių iki drėgniausių dirvožemių, neįtraukiant Pn., nes toks dirvožemis nebuvo aptiktas tyrimo plotuose.

Lietuvos Respublikos miškų valstybiniame kadastre informacija apie 5–12 kintamuosius (2.2.1 lentelė) pateikiama taksacinių sklypų tikslumu. Šie išskiriami pagal medžių rūšis, amžių, medynų skalsumą, augavietę ir kitus rodiklius. Vidutinis taksacinio sklypo plotas 2017 m. buvusiose Kaišiadorių ir Jonavos miškų urėdijų teritorijose buvo $1,3 \pm 1,5$ (SD) ha.

Statistinė analizė. Paprastojo suopio lizdo medžio rūšių ir lizdo padėčių medžių lajose proporcijų homogeniškumui tarp Kaišiadorių miškuose ir Biržų girioje esančių buveinių nustatyti taikytas χ^2 metodas. Medžiai su lizdais kiekviename plote buvo suskirstyti į penkias grupes: 1) ąžuolai, 2) beržai, 3) eglės, 4) juodalksniai, 5) kiti medžiai (drebulės, pušys, uosiai ir klevai). Analizuojant lizdo padėtis medžių lajose, naudotos trys grupės, apibūdintos pirmiau. χ^2 analizėje naudotos procentinės grupių išraiškos kiekviename tyrimo plote. Paprastojo suopio ir mažojo erelio rėksnio lizdo medžio rūšių ir lizdo padėčių medžių lajose homogeniškumo analizė analogiškai atitinka Kaišiadorių miškų ir Biržų girios analizę.

Lizdo medžio apimčių ir lizdo aukščio nuo žemės palyginimui tarp paprastojo suopio buveinių Kaišiadorių miškuose ir Biržų girioje ir tarp paprastosios suopio ir mažojo erelio rėksnio buveinių abiejuose tyrimo plotuose naudoti apibendrintieji tiesiniai mišrių efektų modeliai (angl.

generalized linear mixed-effects model (GLMM)). Šie modeliai išsiskiria tuo, kad modelio formulėje yra nurodomi tiek fiksuotieji, tiek atsitiktiniai efektai (Bates et al., 2019). Sudarytos dvi modelių grupės, vienoje priklausomasis kintamasis buvo paprastojo suopio lizdavietės Kaišiadorių miškuose ir Biržų girioje, o kitoje paprastojo suopio ir mažojo erelio rėksnio lizdai. Nepriklausomieji fiksuotieji kintamieji buvo lizdo medžio apimtis ir lizdo aukštis nuo žemės (ir visos jų tarpusavio kombinacijos), medžio rūšis – nepriklausomasis atsitiktinis kintamasis. GLMM konstrukcijoje priklausomiesiems kintamiesiems naudotas binominis skirstinys (1 gr.: Biržų giria – 0, Kaišiadorių miškai – 1; 2 gr.: 0 – mažasis erelis rėksnys, 1 – paprastasis suopis) ir jungties funkcija logit.

Paprastojo suopio ir mažojo erelio rėksnio buveinių palyginimui tarpusavyje ir su kontroliniais medynais bei tarp tyrimo plotų naudoti apibendrintieji tiesiniai modeliai (angl. *generalized linear models* (GLM)). Tai vienas statistinių metodų, pastaruosiu metu dažniau taikomų plėšriųjų paukščių buveinių tyrimuose (pvz.: Bustamante, Seoane, 2004; López-López et al., 2007; Margalida et al., 2008; Amato et al., 2014; Di Vittorio, López-López, 2014; Sarà, 2014; Baladrón et al., 2016; Cecere et al., 2018; Rodríguez et al., 2018). GLM yra tiesinis modelis, apibūdinantis priklausomojo kintamojo vidurkio funkciją. Viena iš GLM sąlygų yra tai, kad priklausomieji kintamieji (Y) turi priklausyti eksponentinių skirstinių šeimai (normalusis, binominis, Puasono, gama ir daug kitų skirstinių) (Čekanavičius, Murauskas, 2009).

Paprastojo suopio buveinių ir kontrolinių medynų palyginimui buvo sudarytos visos įmanomos buveinės Nr. 5–13 (2.2.1 lentelė) nepriklausomųjų kintamųjų GLM kombinacijos. Imtį sudarė 80 paprastojo suopio lizdų (27 – Kaišiadorių miškuose, 53 – Biržų girioje) ir 80 kontrolinių medynų, po atitinkamą skaičių kiekviename tyrimo plote. GLM konstrukcijoje priklausomajam kintamajam (kontrolinis medynas arba lizdavietė) naudotas binominis skirstinys (0 – kontrolinis medynas, 1 – lizdavietė) ir logit jungties funkcija.

Paprastojo suopio buveinių Kaišiadorių miškuose ($n = 27$) ir Biržų girioje ($n = 53$) palygimui taip pat sudarytos visos buveinės Nr. 5–13 (2.2.1 lentelė) nepriklausomųjų kintamųjų GLM kombinacijos. Modelių konstrukcijose priklausomajam kintamajam naudotas binominis skirstinys (0 – paprastojo suopio lizdavietės Biržų girioje, 1 – paprastojo suopio lizdavietės Kaišiadorių miškuose) ir logit jungties funkcija.

Paprastojo suopio ir mažojo erelio rėksnio buveinių palyginamajai analizei sudarytos visos įmanomos buveinės kintamųjų Nr. 5–9 ir 11–13 (2.2.1 lentelė) GLM kombinacijos. Imtį sudarė 80 paprastojo suopio (27 – Kaišia-

dorių miškuose, 53 – Biržų girioje) ir 47 mažojo erelio rėksnio (21 – Kaišiadorių miškuose, 26 – Biržų girioje) lizdai. GLM konstrukcijoje priklausomajam kintamajam naudotas binominis skirstinys (0 – mažojo erelio rėksnio lizdavietė, 1 – paprastojo suopio lizdavietė) ir jungties funkcija logit

Kad būtų galima geriau suprasti paprastojo suopio ir mažojo erelio rėksnio buveinių panašumą, buvo analizuotos ir mažojo erelio rėksnio buveinės, jas lyginant su kontroliniais medynais. Sudarytos visos įmanomos buveinės kintamųjų Nr. 5–9 ir 11–13 (2.2.1 lentelė) GLM kombinacijos. Imtį sudarė 47 mažojo erelio rėksnio lizdai (21 – Kaišiadorių miškuose, 26 – Biržų girioje) ir 80 kontrolinių medynų (27 – Kaišiadorių miškuose, 53 – Biržų girioje). GLM konstrukcijoje priklausomajam kintamajam naudotas binominis skirstinys (0 – kontrolinis medynas, 1 – mažojo erelio rėksnio lizdavietė) ir logit jungties funkcija.

Prieš atliekant pirmiau apibūdintą GLM analizę buvo įvertintas vietovės efektas, sudarant po du nulinius modelius kiekvienam modelių blokui. Pirmasis – nulinis GLM su binominiu skirstiniu (0 – kontrolinis medynas, 1 – paprastojo suopio lizdavietė ir 0 – mažojo erelio rėksnio lizdavietė, 1 – paprastojo suopio lizdavietė ir 0 – kontrolinis medynas, 1 – mažojo erelio rėksnio lizdavietė) (jungties funkcija logit) neįtraukiant nepriklausomųjų kintamųjų. Antrasis – nulinis GLMM, kuriame naudotas binominis skirstinys (priklausomųjų kintamųjų poros ir kodavimai tokie pat kaip nuliniame GLM), jungties funkcija logit; atsitiktinis efektas – vietovės kintamasis (Kaišiadorių miškai / Biržų giria). Visuose GLMM vietovės kintamojo dispersija ir standartinis nuokrypis buvo lygūs nuliui arba $< 0,00000001$, o tai reiškia vietovės efekto nebuvimą. Visais trimis modelių grupių atvejais GLM Akaike informacijos kriterijaus, koreguoto mažoms imtims (angl. *AICc*) *Akaike information criterion with a correction for small sample sizes*), reikšmės buvo mažesnės nei GLMM AICc, todėl buveinių duomenys analizuoti su GLM.

Prieš atliekant pirmiau apibūdintus veiksmus buvo patikrinta, ar nepriklausomieji kintamieji tarpusavyje nekoreliavo, skaičiuojant Pearsono koreliacijos koeficientus. Tarpusavyje buvo lyginami tik kontrolinių medynų nepriklausomieji kintamieji. Tačiau tarp tirtų kintamųjų nebuvo nustatyta stipri ($\geq 0,6$ arba $\leq -0,6$) tarpusavio koreliacija.

Mažojo erelio rėksnio įtakos paprastojo suopio lizdaviečių pasirinkimui nustatyti buvo sukonstruoti GLM, kur: paprastojo suopio lizdavietė / kontrolinis medynas – priklausomasis kintamasis, mažiausias atstumas iki mažojo erelio rėksnio lizdo – nepriklausomasis kintamasis. GLM konstrukci-

joje priklausomajam kintamajam naudotas binominis skirstinys (0 – kontrolinis medynas, 1 – paprastojo suopio lizdavietė) ir logit jungties funkcija.

Atrenkant modelius naudotas AICc. AIC paremtas informacijos teorija. Geriausiu analizuojamame modelių rinkinyje laikomas tas modelis, kurio AIC yra mažiausias. AIC ir jo atmainų vertė pati savaime nėra reikšminga, tai tik santykinė reikšmė, priešingai ΔAIC reikšmėms. Atrinkti tik tie modeliai, kurių $\Delta AICc \leq 2$ (Burnham, Anderson, 2002):

$$\Delta AICc = AICc_i - AICc_{\min},$$

čia, $AICc_i - AICc$, kurio $\Delta AICc$ reikšmė skaičiuojama, $AICc_{\min}$ – mažiausia AICc reikšmė iš modelių rinkinio. Taip gaunamas geriausių modelių poaibis, išrinktas iš viso modelių rinkinio, kuris toliau analizuojamas. Kuo ΔAIC mažesnis, tuo modelis laikomas geresniu.

Kitas svarbus modelio atrankos rodiklis, kylantis iš AIC (ar jo atmainų) – Akaike svoris (angl. *Akaike weight*), žymimas w_i :

$$w_i = \frac{\exp(-\frac{1}{2} \Delta_i)}{\sum_{r=1}^R \exp(-\frac{1}{2} \Delta_r)}$$

Kuo didesnis ΔAIC_i , tuo mažesnis w_i . Akaike svoris priklauso nuo viso modelių rinkinio, todėl, atsisakius kurio nors modelio, w_i reikšmės reikia perskaičiuoti naujam modelių rinkiniui (Burnham, Anderson, 2002). w_i reikšmės svyruoja nuo 0 iki 1, didesnės w_i vertės rodo modelio svarumą tame modelių rinkinyje. Visiems tyrime gautų poaibių modeliams nustatytos AICc w_i vertės (w_i skaičiuoti tik nuo poaibio ($\Delta AICc \leq 2$) modelių rinkinių).

Poaibio modeliams esant panašaus svorio ir negalint išrinkti vieno geriausio modelio, buvo atliekama modelių vidurkinimo procedūra nepriklausomųjų kintamųjų santykinio reikšmingumo vertėms (angl. *relative importance value* (RIV)) nustatyti. RIV yra paremtos poaibio modelių Akaike svoriais. Kuo nepriklausomojo kintamojo RIV didesnė, tuo tas nepriklausomasis kintamasis laikomas svaresniu aiškinant, nuo ko priklauso priklausomasis kintamasis, palyginti su kitais nepriklausomaisiais kintamaisiais, priklausančiais poaibio modeliams (Burnham, Anderson, 2002). Santykinio reikšmingumo vertės reikšmės svyruoja nuo 0 iki 1.

Siekiant nustatyti, kaip gerai į modelį įtrauktų nepriklausomųjų kintamųjų svyravimai paaiškina priklausomojo kintamojo svyravimus apie vidurkį, buvo skaičiuojamas determinacijos koeficientas (R^2):

$$R^2 = \frac{\sum (\hat{y}_i - \bar{y})^2}{\sum (y_i - \bar{y})^2} = \frac{ESS}{TSS},$$

čia $\Sigma (y_i - \bar{y})^2$ – faktinių y_i reikšmių nuokrypių nuo vidurkio kvadratų suma, $\Sigma (\hat{y}_i - \bar{y})^2$ – pagal regresijos lygtį apskaičiuotų reikšmių nuokrypių nuo vidurkio kvadratų suma (TSS – bendrieji svyravimai, ESS – regresija paaiškinti svyravimai). R^2 reikšmės svyruoja nuo 0 iki 1; kuo arčiau vieneto, tuo didesnę stebėjimų nuokrypių nuo vidurkio dalį paaiškina regresinis ryšys ir tuo stipriau nepriklausomieji kintamieji veikia priklausomąjį kintamąjį.

Paprastojo suopio ir mažojo erelio rėksnio erdvinio išsidėstymo tipui Biržų girioje nustatyti naudota artimiausio kaimyno analizė (angl. *nearest neighbour analysis*). Dėl skirtingos duomenų rinkimo metodikos, taikytos tiriant paprastojo suopio lizdavietes Biržų girioje ir Kaišiadorių miškuose, pastarajame tyrimo plote nebuvo vertintas paprastojo suopio ir mažojo erelio rėksnio lizdų išsidėstymo tipas. Artimiausio kaimyno analizė atliekama matuojant atstumus nuo taškų (šiuo atveju lizdų) iki artimiausių „kaimynų“ (matuojami Euklido atstumai – atstumai tiesia linija). Tada skaičiuojamas visų duomenų rinkinio taškų atstumų iki artimiausių kaimynų vidurkis, kuris lyginamas su teoriniu vidutiniu atstumu. Vidutinis atstumas iki artimiausio kaimyno apskaičiuojamas pagal formulę:

$$NND^* = \frac{\sum_{i=1}^n NND_i}{n},$$

čia NND_i – atstumas iki artimiausio kaimyno nuo taško i , n – taškų skaičius. Kai išsidėstymas idealiai grupinis, NND^* lygus 0. Toliau skaičiuojamas atsitiktinio erdvinio skirstinio teorinis vidutinis atstumas iki artimiausio kaimyno:

$$NND^R = \frac{1}{2\sqrt{Tankis}}$$

čia $Tankis$ – taškų skaičiaus ir nagrinėjamos srities ploto santykis. Tada normuotasis artimiausio kaimyno rodiklis lygus:

$$R = \frac{NND^*}{NND^R}.$$

Kai $R = 0$, taškų išsidėstymas idealiai grupinis; $R = 0,5$ – labiau grupinis negu atsitiktinis; $R = 1$ – atsitiktinis; $R = 1,5$ – labiau tolygus negu atsitiktinis; $R = 2,149$ – idealiai tolygus (žiūrėti 2.2.2 pav.). Tačiau tokios aprašomosios statistikos analizei dažnai nepakanka, todėl dar skaičiuojami Z_{NND} rodiklis (angl. *z-score*) ir p reikšmės. Z_{NND} apskaičiuojamas:

$$Z_{NND} = \frac{NND^* - NND^R}{\sigma_{NND}}, \text{ čia } \sigma_{NND} = \frac{0,26136}{\sqrt{n(Tankis)}}$$

Kai $Z_{NND} > 1,28$ – erdvinis taškų išsidėstymas labiau tolygus negu atsitiktinis; $Z_{NND} < -1,28$ – erdvinis taškų išsidėstymas labiau grupinis negu

atsitiktinis; $-1,28 > Z_{NND} < 1,28$ – erdvinis taškų išsidėstymas nedaug skiriasi nuo atsitiktinio (<https://desktop.arcgis.com>).

Rezultatų skyriuje pateiktuose grafikuose pateikiamas pasikliautinis intervalas (PI), skaičiuotas pagal formulę:

$$PI = \bar{x} \pm t \times \frac{\sigma}{\sqrt{n}}, df = n - 1,$$

čia \bar{x} – imties reikšmių vidurkis (angl. *sample mean*), t – Stjudento skirstinio \propto lygmens kritinė reikšmė, priklausanti nuo laisvės laipsnių, $\frac{\sigma}{\sqrt{n}}$ – vidurkio standartinė klaida, n – imties dydis, σ – populiacijos standartinis nuokrypis. Pasikliautinis intervalas skaičiuojamas populiacijos vidurkiui, μ . Visais atvejais naudojamas 95 procentų patikimumo lygmuo. Populiacijos standartinis nuokrypis skaičiuojamas pagal formulę:

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum(x - \bar{x})^2}{n}}.$$

2.3 Paprastojo suopio buveinių, užimtų 2002 ir 2017 m., palyginamosios analizės metodika

Lizdų duomenys. Tyrime naudoti 37-ių paprastojo suopio lizdų užimtumo 2002–2004 m. laikotarpiu ir 28 – 2017–2018 m. laikotarpiu duomenys.

Buveinių duomenys. Tirti duomenys buvo suskirstyti į tris grupes, analizuotas atskirai: lizdo medžio, lizdavietės ir makrobuveinės (žiūrėti 2.3.1 lentelę). Jeigu tas pats paprastojo suopio lizdas buvo užimtas kelerius metus tame pačiame laikotarpyje, tolesnėje analizėje buvo naudojamas tik vienas lizdo užimtumo atvejis, fiksuotas pirmą kartą tuo laikotarpiu.

Medyną sudarančių medžių rūšių proporcijos, dirvožemio drėgnumas ir derlingumas nustatyti, kaip nurodyta 2.2 skyriaus buveinės duomenų dalyje. Brandūs medynai atrinkti pagal brandžių medžių amžiaus ribas, pateikiamas Miškų kirtimo taisyklėse (ąžuolai ≥ 121 m., beržai, juodalksniai, liepos, paprastieji skroblai (*Carpinus betulus*) ≥ 61 m., baltalksniai, gluosniai (*Salix sp.*) ≥ 31 m., drebulės ≥ 41 m., eglės ≥ 71 m., pušys, uosiai, kalninės guobos (*Ulmus glabra*) ≥ 101 m.) (Lietuvos Respublikos aplinkos ministro įsakymas, 2010). Medynų duomenys paimti iš 2003 ir 2017 m. Valstybinio miškų kadastro duomenų bazių.

Lietuvos Respublikos miškų valstybiniame kadastrė informacija apie 5–12 kintamuosius (2.3.1 lentelė) pateikiama taksacinių sklypų tikslumu. Šie išskiriami pagal medžių rūšis, amžių, medynų skalsumą, augavietę ir kitus rodiklius. Georeferencinių erdvinių duomenų bazės M 1:10 000, CORINE žemės dangos duomenų bazių šaltinis – geoportal.lt.

Brandūs kontroliniai medynai. Kontroliniai medynai generuoti Kaišiadorių miškų tyrimo plote B. Taškai šiai analizei buvo generuojami į ne jaunesnius kaip 45 m. ir 55 m. medynus 2002–2004 m. ir 2017–2018 m. laikotarpiams atitinkamai pagal nustatytus jauniausius medynus, kuriuose buvo rasta paprastojo suopio lizdų atitinkamais laikotarpiais. Taip sukurti du brandžių kontrolinių medynų rinkiniai – vienas 2002–2004 m. laikotarpiui (n = 37) pagal 2003 Valstybinio miškų kadastro duomenis, antras 2017–2018 m. laikotarpiui (n = 28) pagal 2017 m. Valstybinio miškų kadastro duomenis.

Statistinė analizė. Nustatant paprastojo suopio lizdo medžio rūšių homogeniškumą 2002 m. ir 2017 m., taikytas χ^2 metodas, lyginant lizdų, sukrautų ąžuoluose, beržuose, drebulėse, eglėse, juodalksniuose ir pušyse procentinį pasiskirstymą.

Paprastojo suopio buveinių palyginamajai analizei skirtingais tyrimo laikotarpiais naudoti apibendrintieji tiesiniai modeliai (GLM). Lizdavičių palyginimui sudarytos trys modelių grupės, kuriuose: lizdavietė ar brandus kontrolinis medynas – priklausomasis kintamasis, nepriklausomieji kintamieji – Nr. 2–10 (2.3.1 lentelė) kintamieji ir visos jų tarpusavio kombinacijos. GLM konstrukcijoje priklausomiesiems kintamiesiems naudotas binominis skirstinys (1 gr.: 2002 m. brandūs kontroliniai medynai – 0, 2002 m. lizdavietės – 1; 2 gr.: 2017 m. brandūs kontroliniai medynai – 0, 2017 m. lizdavietės – 1; 3 gr.: 2002 m. brandūs kontroliniai medynai – 0, 2017 m. brandūs kontroliniai medynai – 1) ir logit jungties funkcija.

Makrobuveinių palyginimui analogiškai sudaryti trys modelių rinkiniai, kuriuose: lizdavietė ar brandus kontrolinis medynas – priklausomasis kintamasis, nepriklausomieji kintamieji – Nr. 11–16 (2.3.1 lentelė) kintamieji ir visos jų tarpusavio kombinacijos. GLM konstrukcijoje priklausomiesiems kintamiesiems naudotas binominis skirstinys (kodavimas ir kintamųjų poros tokios pat kaip vykdant lizdavietės analizę) ir logit jungties funkcija.

Prieš vykdant GLM analizę buvo patikrinta, ar nepriklausomieji kintamieji tarpusavyje nekoreliuoja (Pearsono koreliacija), analizuojant 2002 ir 2017 m. kontrolinius medynus. 2002 m. didesni nei 0,6 arba lygūs 0,6 koreliacijos koeficientai buvo nustatyti tarp juodalksnių proporcijos medyne ir medyno dirvožemio drėgnumo bei tarp pušų proporcijos medyne ir medyno dirvožemio derlingumo, 2017 m. – tarp juodalksnių proporcijos medyne ir medyno dirvožemio drėgnumo. Todėl iš tolesnės analizės buvo pašalintos juodalksnių ir pušų proporcijos medyne.

2.3.1 lentelė. Kintamieji, naudoti paprastojo suopio buveinių, užimtų 2002 m. ir 2017 m., palyginamojoje analizėje, ir jų pagrindimo šaltiniai. Santrumpos: Miškų kadastras – Lietuvos Respublikos miškų valstybės kadastras, GDR10 – Georeferencinių erdvinių duomenų bazė M 1:10 000, CORINE – CORINE žemės dangos duomenų bazė

Nr.	Buveinės kintamasis	Kintamasis, taikytas tyrimuose	Tyrimo lygmuo	Informacijos šaltinis
1	Lizdo medžio rūšis	Skuja, Budrys, 1999; Vėli, 2003; Drobėlis, 2004; Treinys, Mozgeris, 2006.	Lizdo medžio	Lauko tyrimas
2	Medyno amžius (m.)	Selās, 1997; Skuja, Budrys, 1999; Vėli, 2003; Vėli, 2015.	Lizdaviėtės	Miškų kadastras (2003, 2017 m.)
3	Medyno dirvožemio drėgnumas (bal.)	Drobėlis, 2004.	Lizdaviėtės	Miškų kadastras (2003, 2017 m.)
4	Medyno dirvožemio derlingumas (bal.)	Skuja, Budrys, 1999; Drobėlis, 2004.	Lizdaviėtės	Miškų kadastras (2003, 2017 m.)
	Medyno rūšinė sudėtis (vieneto dalimis (toliau vnt. d.)):	Drobėlis, 2004; Bielański, 2006.	Lizdaviėtės	Miškų kadastras (2003, 2017 m.)
5	Ažuolų proporcija medyne			
6	Beržu proporcija medyne			
7	Drebėlių proporcija medyne			
8	Eglių proporcija medyne			
9	Juodalksnių proporcija medyne			
10	Pušų proporcija medyne			
11	Brandžių medynų dalis (proc.) nuo visų makrobuveinės medynų, 1 km spinduliu	Treinys et al., 2016.	Makrobuveinės	Miškų kadastras (2003, 2017 m.)

2.3.1 lentelė. Tęsinys

Nr.	Buveinės kintamasis	Kintamasis, taikytas tyrimuose	Tyrimo lygmuo	Informacijos šaltinis
12	Mažiausias atstumas iki kelio (m)	Sergio et al., 2005; Zuberogoitia et al., 2006; Rodríguez et al., 2010; Khaleghizadeh et al., 2014.	Makrobuveinės	GDR10
13	Mažiausias atstumas iki vandens telkinio (m)	Cerasoli, Penteriani, 1996; Zuberogoitia et al., 2006; Poirazidis et al., 2007.	Makrobuveinės	GDR10
14	Mažiausias atstumas iki miško pakraščio (m)	Cerasoli, Penteriani, 1996; Penteriani, Faivre, 1997b; Vāli, 2003; Treinys, 2004; Bielański, 2006; Lõhmus, 2006; Zuberogoitia et al., 2006; Poirazidis et al., 2007; Zub et al., 2010.	Makrobuveinės	Miškų kadastras (2003, 2017 m.)
15	Mažiausias atstumas iki ariamos žemės (m)	Zuberogoitia et al., 2006; Poirazidis et al., 2007.	Makrobuveinės	CORINE (2000, 2018 m.)
16	Mažiausias atstumas iki ganyklos (m)	Radović, Jelaska, 2012.	Makrobuveinės	CORINE (2000, 2018 m.)

Modelių atrankai taikytas Akaike informacijos kriterijus, koreguotas mažoms imtims (AICc), $\Delta AICc$ (atrinkti tik tie modeliai, kurių $\Delta AICc \leq 2$) ir Akaike svoris (apskaičiuotas poaibio $\Delta AICc \leq 2$ modeliams). Esant panašioms poaibio modelių svoriams, buvo atliekama modelių vidurkinimo procedūra nepriklausomųjų kintamųjų santykinio reikšmingumo vertėms (RIV) nustatyti. Taip pat visiems poaibių modeliams buvo skaičiuojami determinacijos koeficientai.

Rezultatų skyriuje pateiktuose grafikuose pateikiamas pasikliautinis intervalas (PI), skaičiuotas kaip nurodyta 2.2 skyriuje statistinės analizės dalyje.

2.4 Paprastojo suopio reakcijos į jūrinį erelį eksperimento metodika

Tyrimė buvo siekiama nustatyti paprastojo suopio (mezoplėšrūnas) vados gynimo reakciją į jūrinį erelį (dominuojantis plėšrūnas). Šiam tikslui pasiekti 2018 m. buvo atliktas eksperimentas. Reakcijai tirti pasirinktos dvi atskiros teritorijos, apgyvendintos paprastojo suopio. Pirmoji – Kaišiadorių miškai (gyvenami jūrinio erelio), antroji – Biržų giria (jūriniai ereliai čia neperi). Paprastojo suopio lizdų užimtumas buvo nustatomas 2018 m. balandžio–gegužės mėnesį (Biržų girios paprastojo suopio lizdų užimtumą nustatė ornitologas Saulis Skuja, Kaišiadorių miškų – darbo autorė). Lizdai laikomi aktyviais, kai matyti pavasarinio lizdų tvarkymo požymių: lizdas papildomas naujomis sausomis šakelėmis bei apkašomas žaliomis šakelėmis (įprastai eglės šakelėmis) (Drobelis, 2004), taip pat jeigu lizde arba jo artimoje aplinkoje matomi paukščiai. Lizdai laikyti užimtais paprastojo suopio, kai tiriamaisiais metais lizde ar šalia jo buvo matyti paprastųjų suopių. Abiejuose tyrimo plotuose eksperimentines grupes sudarė po 14 paprastojo suopio porų, veisimosi sezonui užėmusių lizdus.

Eksperimento eiga. Prie kiekvienos eksperimentinės paprastojo suopio poros buvo eksponuojamas jūrinio erelio muliažas kartu su balso įrašu. Eksperimente naudotas vienas tupinčio jūrinio erelio muliažas (žiūrėti 2.4.1 pav.) (Lourenço et al., 2011). Muliažas statomas netoli paprastojo suopio lizdo (17–115 m atstumu, atsižvelgiant į vietovės ypatybes, atstumas matuotas „Garmin Oregon 600“ GPS imtuvu), vieno metro aukštyje nuo žemės (ant trikojo) (Lourenço et al., 2011), gerai matomoje vietoje (Boerner, Krüger, 2008). Jūrinio erelio muliažas pastatomas ir garso įranga įrengiama kuo greičiau, kad tiriami paukščiai būtų kuo mažiau trikdomi (Lourenço et al., 2011), ir stengiantis stebėtojai išlikti nepastebėtam. Iki eksperimento vietos jūrinio erelio muliažas nešamas uždengtas ir atidengiamas tik

pastačius visą įrangą, prieš pat stebėtojai nueinant į priedangą. Stebėtojas viso eksperimento metu (muliažo pastatymas ir surinkimas, reakcijos fiksavimas) vilki kūną ir veidą maskuojančią kamufliažinę aprangą (žiūrėti 2.4.1 pav.). Reakcijos registravimo metu stebėtojas slepiasi netoli muliažo taip, kad būtų kuo mažiau pastebimas tiriamiems paukščiams, tačiau gerai matytų muliažą ir aplinką šalia.

2.4.1 pav. Jūrinio erelio muliažas (viršuje), jo ir garso įrangos įrengimas prie paprastojo suopio lizdo (apačioje)



Eksperimente naudotas jūrinio erelio (patino) balso įrašas (White-tailed Eagle (*Haliaeetus albicilla*), Terje Kolaas, XC338144), prieinamas: www.xeno-canto.org/338144). Panaudota 15 pirmųjų šio įrašo sekundžių. Licencijos nuoroda: <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>. Jūrinio erelio balso įrašas leidžiamas 15 min. nuo eksperimento pradžios vienodu garsumu iš po muliažu esančių garsiakalbių (Marshall Kilburn), siekiant patraukti perinčių paukščių dėmesį į jūrinį erelį kaip priešiška nusiteikusį įšibrovėlį (Boerner, Krüger, 2008). Garso įrašo pradžioje

paliekama 1 min. tylos, kad stebėtojas turėtų laiko pasislėpti prieš atkreipiant tiriamų paukščių dėmesį. Tada 45 sek. leidžiamas jūrinio erelio balso įrašas, paskui 15 sek. tylos. Ši seka (be 1 min. tylos pradžioje) iš viso pakartojama 15 kartų. Paprastųjų suopių elgseną registruoti pradedama iškart, kai pasigirsta jūrinio erelio balsas (Boerner, Krüger, 2008). Reakcija registruojama vieno stebėtojo (darbo autorė abiejuose tyrimo plotuose) 30 min. Lizdai lankomi nuo 8 iki 21 val. atsitiktine tvarka (Krüger, 2002).

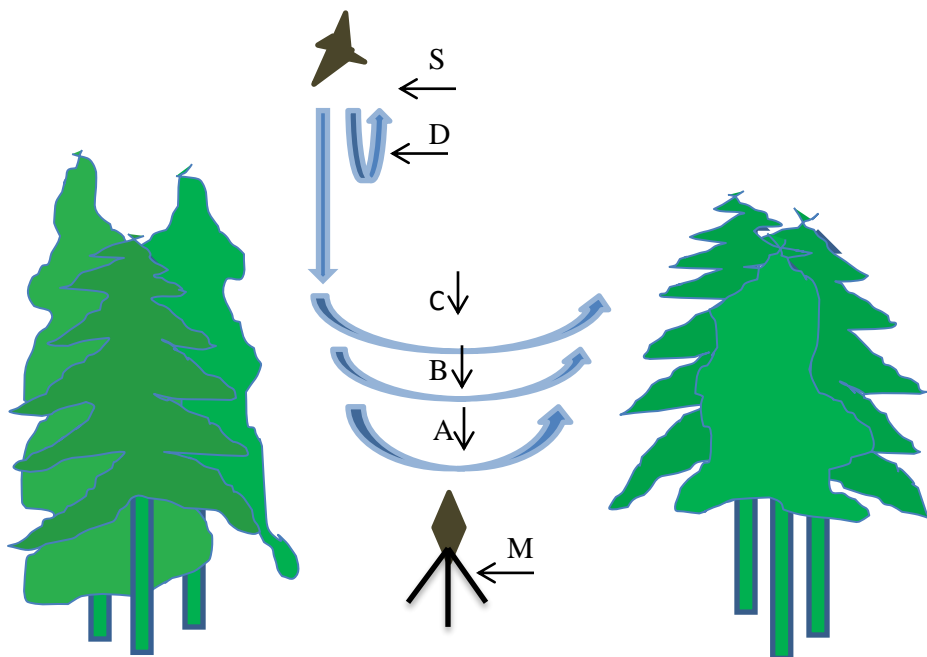
Prie kiekvieno eksperimentinio paprastojo suopio poros lizdo jūrinio erelio muliažas eksponuojamas tris kartus veisimosi sezono metu: pirmąjį – gegužės 10–25 d., antrąjį – gegužės 26–birželio 10 d., trečiąjį – birželio 16–25 d. Daugiamečių stebėjimų duomenimis, paprastieji suopiai dėti sudeda kovo pabaigoje–balandžio mėnesį; įprastai jaunikliai iš kiaušinių pradeda risti apie gegužės vidurį, o lizdą palieka birželio pabaigoje–liepos pradžioje (Drobelis, 2004). Nesant galimybių stebint nuo žemės tiksliai nustatyti, kada pereinama nuo inkubacijos prie neseniai išsiritusių paukščių stadijos, tik eksperimento metu paaiškėjo, kad inkubacijos pradžia vėlavo ir eksperimento etapai išsidėstė atitinkamai: I etapas – inkubacijos antroji pusė (toliau – ankstyvoji stadija), II etapas – vėlyvos inkubacijos–jaunų paukščių (toliau – vidurinė stadija) ir III etapas – 2–3 savaičių jaunikliai, kurių pūkinę kūno dangą keičia plunksnos (toliau – vėlyvoji stadija)

Eksperimento metu registruojamos tokios paprastųjų suopių reakcijos į plėšrūną: pirmosios ir paskutinės reakcijos laikas, garsinių signalų skaičius, atakų (< 5 m; < 10 m; > 10 m; virš medžių lajų) (žiūrėti 2.4.2 pav.) skaičius ir laikas, skraidymo intensyvumas, judėjimas teritorijoje (fiksuojamas nesant agresyvios reakcijos į jūrinio erelio muliažą), reaguojančių paukščių skaičius, taip pat fiksuojama kita stebima paprastųjų suopių veikla. Vėliau paprastojo suopio reakcijos į plėšrūno muliažą įvertinamos balais (reakcijos lygis):

- 0 – nereagavo;
- 1 – neišreikšta reakcija (paukštis nerodė jokių agresijos požymių, tik pasirodė šalia muliažo);
- 2 – reagavimas balsiniais signalais;
- 3 – reagavimas itin aktyviais balsiniais signalais, skraidymu teritorijoje;
- 4 – reagavimas balsiniais signalais, skraidymu teritorijoje, muliažo atakavimas (didesniu nei 10 m atstumu iki jūrinio erelio muliažo);

5 – reagavimas balsiniais signalais, skraidymu teritorijoje, muliažo atakavimas (mažesniu nei 10 m atstumu iki jūrinio erelio muliažo).

2.4.2 pav. Paprastojo suopio atakų prieš jūrinio erelio muliažą sampratos schema. Santrumpos: S – paprastasis suopis, M – jūrinio erelio muliažas, A – ataka < 5 m atstumu iki muliažo, B – ataka 5–10 m atstumu iki muliažo, C – ataka > 10 m atstumu iki muliažo, D – ataka virš medžių lajų



Eksperimentas atliekamas esant palankioms oro sąlygoms: nelyjant (kad nebūtų sumažėjęs paukščių skraidymo aktyvumas) ir nesant per dideliame vėjo greičiui (kad nebūtų trukdoma skliti iš garsiakalbio leidžiamiems garsams ir būtų galima gerai girdėti paprastųjų suopių skleidžiamus garsinius signalus).

Pasireiškus itin agresyviems išpuoliams, kai vyksta tiesioginis kontaktas su muliažu, eksperimentas nutraukiamas (Lourenço et al., 2011), kad paukščiai nesusižeistų po kontakto su muliažu ir neapgadintų paties muliažo. Eksperimentas taip pat nutraukiamas pasikeitus oro sąlygoms, pavyzdžiui, prasidėjus lietuvi, taip neverčiant paukščių skraidyti lietuvi.

Jauniklių skaičiaus ir veisimosi sėkmingumo nustatymas atliktas 2018 m. liepos pradžioje, kai jaunikliai stovėjo lizde ir buvo gerai matomi nuo žemės arba jaunikliams pradėjus skraidyti, tačiau vis dar laikantis netoli lizdo. Veisimosi sėkmingumą ir jauniklių skaičių nustatė darbo autorė.

Statistinė analizė. Tolesnei analizei naudoti duomenys tik tų apsilankymų, kuriuose buvo nustatyta, kad eksperimento metu veisimasis buvo sėkmingas, t. y. vyko inkubacija ar lizde tuo metu buvo jaunikliai. Iš analizės buvo pašalinti trijų porų Biržų girioje duomenys (nenustačius lizdų gyvybingumo požymių), vienos poros III etapo duomenys žuvus jaunikliams ir vienos poros I etapo duomenys dėl per didelio atstumo iki muliažo Kaišiadorių miškuose. Jauniklių žūtis laikas nustatytas pagal prie lizdo rastą jauniklių plunksninę kūno dangą ir tai, kokio išsivystymo lygio jaunikliai buvo stebėti eksperimento etapuose. Galutinę imtį sudarė 25 lizdų (14 Kaišiadorių miškuose ir 11 Biržų girioje) ir 73 apsilankymų duomenys. Nepavykus nustatyti tikslaus dviejų porų Biržų girioje jauniklių skaičiaus, šių lizdų duomenys nebuvo naudojami tiriant dėties dydžio įtaką paprastojo suopio reakcijai. Penkis apsilankymus nutraukus dėl itin agresyvios paukščių reakcijos ar prasidėjusio lietaus, šių apsilankymų duomenys nebuvo naudojami, kai buvo analizuojama porų reagavimo į jūrinį erelį trukmė.

Ekspimento duomenys analizuoti naudojant GLMM. Paprastojo suopio reakcijos į jūrinį erelį analizei buvo sukonstruoti du modelių rinkiniai. Pirmajame priklausomasis kintamasis – balsiniai signalai ($0-1 / \geq 3$) (binominis skirstinys, logit jungties funkcija); nepriklausomieji fiksuotieji kintamieji – atstumas nuo paprastojo suopio lizdo iki artimiausio jūrinio erelio lizdo, paros metas (rytas – 8–10 val., diena – 10:01–16:30 val., pavakarys – 16:31–21 val.), atstumas nuo muliažo iki paprastojo suopio lizdo, jauniklių vystymosi stadija (ankstyvoji, vidurinė, vėlyvoji) ir visos jų tarpusavio kombinacijos (paprastojo suopio pora kaip atsitiktinis kintamasis).

Antrajame modelių rinkinyje priklausomasis kintamasis – atakos (jų nėra arba yra) (binominis skirstinys, logit jungties funkcija); nepriklausomieji fiksuotieji kintamieji – atstumas nuo paprastojo suopio lizdo iki artimiausio jūrinio erelio lizdo, paros metas (rytas – 8–10 val., diena – 10:01–16:30 val., pavakarys – 16:31–21 val.), atstumas nuo muliažo iki paprastojo suopio lizdo, jauniklių vystymosi stadija ir visos jų tarpusavio kombinacijos (paprastojo suopio pora kaip atsitiktinis kintamasis).

Vados dydžio įtakai paprastojo suopio vados gyvybinei reakcijai nustatyti naudoti apibendrintieji tiesiniai modeliai (GLM). Sukonstruotas modelis, kuriame priklausomasis kintamasis – reagavimo trukmė (normalusis skirstinys, identity jungties funkcija), nepriklausomasis kintamasis – jauniklių skaičius (1 – 1 jauniklis, 2 – 2–3 jaunikliai). Kitame modelyje priklausomasis kintamasis – reakcijos lygis (Puasono skirstinys, log jungties funkcija), nepriklausomasis kintamasis – jauniklių skaičius (1 – 1 jauniklis, 2 – 2–3 jaunikliai).

Reakcijoje dalyvavusių paprastojo suopio poros narių skaičiaus įtaka reakcijai nustatyti taip pat naudoti GLM. Sukonstruotas modelis, kur priklausomasis kintamasis – reagavimo trukmė (normalusis skirstinys, identity jungties funkcija); nepriklausomasis kintamasis – suaugusių paukščių skaičius (1 arba 2). Kitame modelyje priklausomasis kintamasis – reakcijos lygis (Puasono skirstinys, log jungties funkcija), nepriklausomasis kintamasis – suaugusių paukščių skaičius (1 arba 2).

Prieš vykdant dėties dydžio ir reakcijoje dalyvaujančių suaugusių paukščių skaičiaus įtakų reakcijai analizę buvo patikrinta, ar tirti nepriklausomieji kintamieji tarpusavyje nekoreliavo.

Atrenkant modelius naudoti AICc, $\Delta AICc \leq 2$ ir modelių svoriai (detaлізуoti 2.2 skyriaus statistinės analizės dalyje). Siekiant nustatyti, kiek į modelį įtrauktų nepriklausomųjų kintamųjų svyravimai paaikškino priklausomojo kintamojo svyravimus apie vidurkį, skaičiuotas determinacijos koeficientas, pritaikytas apibendrintiesiems tiesiniams mišrių efektų modeliams (R^2_{GLMM}). Determinacijos koeficientas mišrių efektų modeliams yra dviejų tipų: ribinis (angl. *marginal*) ir sąlyginis (angl. *conditional*) (Bartoń, 2018; Nakagawa, Schielzeth, 2013). Ribinis R^2_{GLMM} nusako fiksuotųjų efektų svyravimus, o sąlyginis R^2_{GLMM} – viso modelio (tiek fiksuotųjų, tiek atsitiktinių) efektų svyravimus (Bartoń, 2018; Johnson, 2014; Nakagawa, Schielzeth, 2013; Nakagawa et al., 2017).

Rezultatų skyriuje pateiktuose grafikuose pateikiamas pasikliautinis intervalas (PI), skaičiuotas kaip nurodyta 2.2 skyriuje statistinės analizės dalyje.

3. REZULTATAI

3.1 Paprastojo suopio buveinių pasirinkimas

Lyginant paprastojo suopio buveines su kontroliniais medynais, Kaišiadorių miškuose ir Biržų girioje gautas penkių apibendrintųjų tiesinių modelių, kurių $\Delta AICc \leq 2$, poaibis (žiūrėti 3.1.1 lentelę). Atlikus modelių vidurkinimo procedūrą, nustatytos didžiausios medyno amžiaus (1,00), medyno dirvožemio drėgnumo (0,87) ir ąžuolų (1,00), beržų (0,88), drebulių (1,00) bei juodalksnių (1,00) proporcijų medyne santykinio reikšmingumo vertės (RIV).

Remiantis statistinės analizės rezultatais, tikimybė, kad medynas bus užimtas paprastojo suopio, didėja didėjant medyno amžiui (vidutiniame modelyje $p < 0,0001$), didėjant ąžuolų, beržų, drebulių (vidutiniame modelyje $p = 0,04$) ir juodalksnių (vidutiniame modelyje $p = 0,009$) proporcijai medyne, bet mažėjant medyno dirvožemio drėgnumui (žiūrėti 3.1.1 pav.). Paprastojo suopio buveinių ir kontrolinių medynų aprašomoji statistika pateikta 2 priede.

Paprastojo suopio buveinės Kaišiadorių miškuose ir Biržų girioje skyrėsi lizdo medžio rūšių procentiniu pasiskirstymu ($\chi^2 = 73,46$, $df = 4$, $p < 0,0001$) ir lizdo padėčių medžių lajose procentiniu pasiskirstymu ($\chi^2 = 32,2$, $df = 2$, $p < 0,0001$). Kaišiadorių miškuose paprastieji suopiai daugiausia lizdų sukrovė ąžuoluose ir ant šoninių šakų, o Biržų girioje – beržuose ir stiebo išsišakojime (žiūrėti 3.1.2 pav.).

Tačiau vieno ir kito tiriamų plotų paprastojo suopio buveinės nesiskyrė pagal lizdo medžio apimtį ir lizdo aukštį nuo žemės (žiūrėti 3.1.2 lentelę). Geriausias modelis modelių rinkinyje – nulinis modelis ($\Delta AICc = 0,00$, svoris – 0,53).

Tarpusavyje lyginat paprastojo suopio buveines Kaišiadorių miškuose ir Biržų girioje, gautas aštuonių modelių poaibis ($\Delta AICc \leq 2$) nurodė, kad vieno ir kito tiriamų plotų suopio buveinės skyrėsi visais tirtais kintamaisiais, išskyrus medyno amžių (žiūrėti 3.1.1 lentelę). Paprastojo suopio buveinės Kaišiadorių miškuose nuo buveinių Biržų girioje skyrėsi didesne ąžuolų, drebulių, juodalksnių proporcija medyne, didesniu medyno dirvožemio drėgnumu (vidutiniame modelyje $p = 0,02$), mažesne beržų proporcija medyne, mažesniu medyno dirvožemio derlingumu ir atstumu iki miško pakraščio (vidutiniame modelyje $p = 0,03$) (žiūrėti 3.1.3 pav.). Paprastojo suopio buveinių Kaišiadorių miškuose ir Biržų girioje aprašomoji statistika pateikta 2 priede.

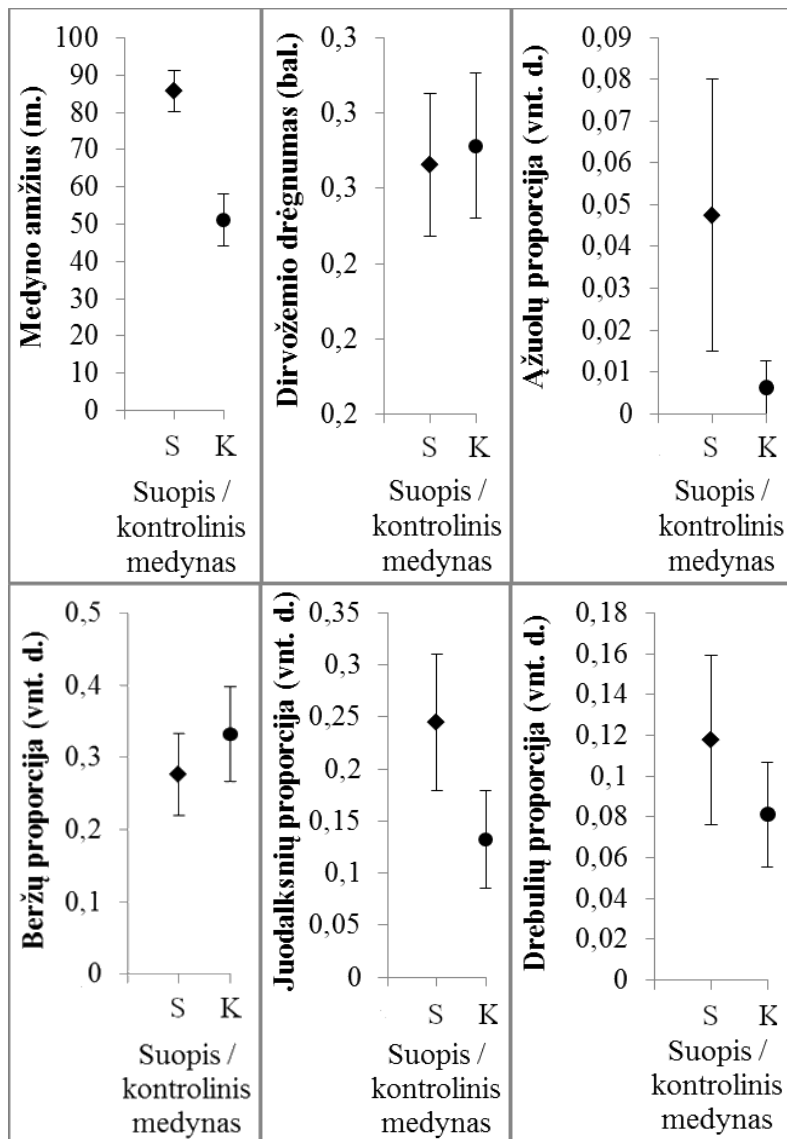
3.1.1 lentelė. Modelių, skirtų palyginti paprastojo suopio buveines su kontroliniais medynais Kaišiadorių miškuose ir Biržų girioje bei suopio buveines tarpusavyje tarp tyrimo plotų, poaibių ($\Delta AICc \leq 2$) santraukos. + ir – reiškia suopio buveinių arba suopio buveinių Kaišiadorių miškuose verčių didėjimą, mažėjimą, palyginti su kontroliniais medynais arba suopio buveinėmis Biržų girioje, priklausomai nuo tirtų kintamųjų. Santrumpos: Amžius – medyno amžius, A, B, D, E, J – ąžuolų, beržų, drebulių, eglėlių ir juodalksnių proporcija medyne, Derlingumas, Drėgnumas – medyno dirvožemio derlingumas, drėgnumas, Miško pakraštys – mažiausias atstumas iki miško pakraščio, RIV – santykinio reikšmingumo vertė. R^2 – nurodytas procentais

Modeliai	Kintamieji								R^2	$\Delta AICc$	Svoris
	Amžius	A	B	D	Derlingumas	Drėgnumas	E	J			
Suopis, palyginti su kontroliniais medynais											
Modelis Nr. 1	+	+	+	+		–		+	37	0,00	0,32
Modelis Nr. 2	+	+	+	+		–	+	+	38	0,13	0,30
Modelis Nr. 3	+	+	+	+	+	–		+	38	1,75	0,13
Modelis Nr. 4	+	+	+	+	+			+	37	1,83	0,13
Modelis Nr. 5	+	+		+		–		+	36	1,94	0,12
RIV	1,00	1,00	0,88	1,00	0,26	0,87	0,30	1,00			

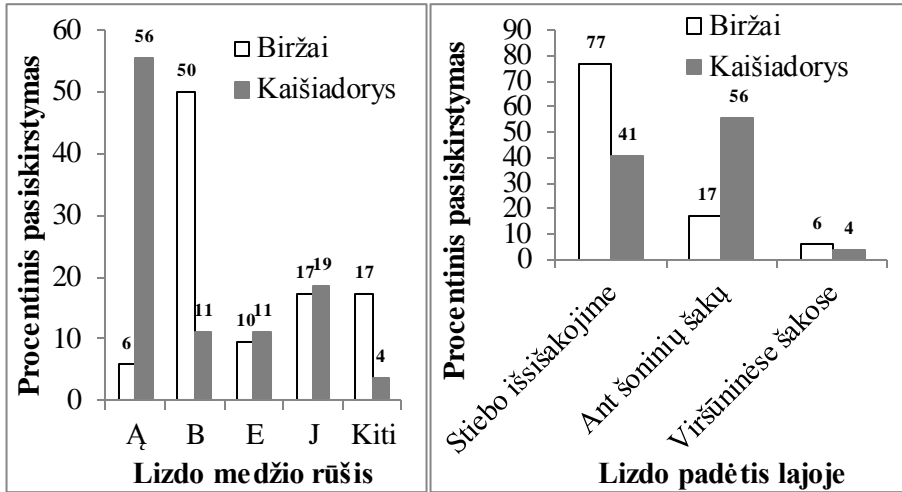
3.1.1 lentelė. Tęsinys

Modeliai	Kintamieji							R^2	$\Delta AICc$	Svoris
	A _ž	B	D	Derlin- gumas	Drėg- numas	J	Miško pakraštys			
Kaišiadorys, palyginti su Biržais										
Modelis Nr. 1	+			–	+		–	55	0,00	0,18
Modelis Nr. 2	+		+	–	+		–	58	0,03	0,18
Modelis Nr. 3	+				+		–	52	0,41	0,15
Modelis Nr. 4	+	–		–	+		–	58	0,73	0,13
Modelis Nr. 5	+		+		+		–	55	1,08	0,11
Modelis Nr. 6	+		+	–	+	+	–	60	1,40	0,09
Modelis Nr. 7	+	–	+	–	+		–	60	1,48	0,09
Modelis Nr. 8	+	–			+		–	55	1,50	0,09
RIV	1,00	0,30	0,46	0,66	1,00	0,09	1,00			

3.1.1 pav. Paprastojo suopio buveinės (n = 80) (S), palyginti su kontroliniais medynais (n = 80) (K), pagal medyno amžių, dirvožemio drėgnumą, ąžuolų, beržų drebulių, juodalsknių proporciją medyne. Santrumpos: Vid. – vidurkis, PI – pasikliautinis Vid. \blacklozenge } 95%PI intervalas, bal. – balais, vnt. d. – vieneto dalimis



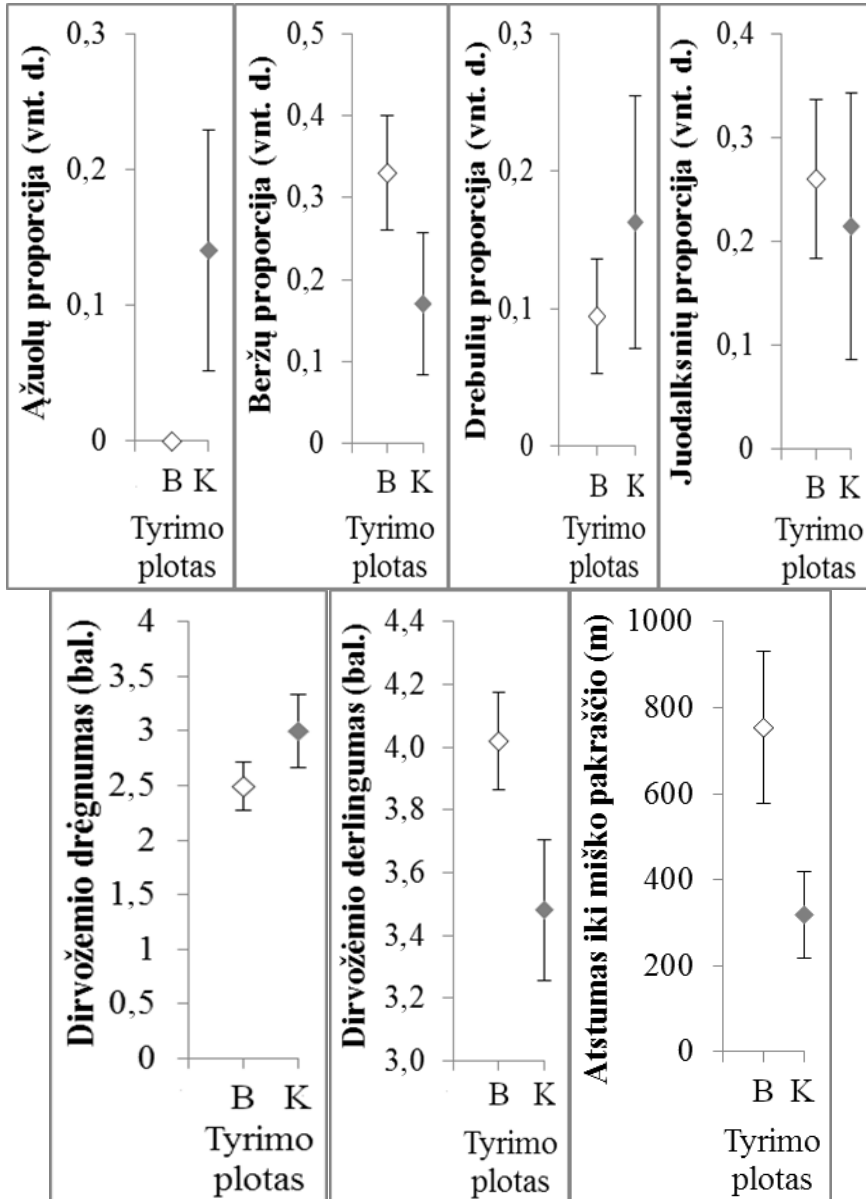
3.1.2 pav. Paprastojo suopio buveinės Kaišiadorių miškuose (n = 27) nuo buveinių Biržų girioje (n = 52) skyrėsi lizdo medžių ir lizdo padėčių medžių lajose procentiniais pasiskirstymais. Santrumpos: A – ąžuolas, B – beržas, E – eglė, J – juodalksnis, Kiti – drebulė, pušis, uosis, klevas



3.1.2 lentelė. Apibendrintieji tiesiniai mišrių efektų modeliai (atsitiktinis efektas lizdo medžio rūšis) ($\Delta AICc \leq 2$), skirtų nustatyti, ar paprastojo suopio buveinės Kaišiadorių miškuose (n = 27) ir Biržų girioje (n = 52) skyrėsi lizdo medžio apimtimi ir lizdo aukščiu nuo žemės, santraukos. +, – reiškia buveinių Kaišiadorių miškuose, palyginti su buveinėmis Biržų girioje, verčių didėjimą, mažėjimą priklausomai nuo tirtų kintamųjų. Santrumpos: m – ribinis determinacijos koeficientas, c – sąlyginis determinacijos koeficientas. R^2 – nurodytas procentais

Kaišiadorys, palyginti su Biržais	Kintamieji		R^2	$\Delta AICc$	Svoris		
	Lizdo aukštis nuo žemės	Lizdo medžio apimtis					
1 modelis			m	c	0,25	0,00	0,529
2 modelis		+	3	20	1,50	0,250	
3 modelis	-		1	25	1,74	0,221	

3.1.3 pav. Paprastojo suopio buveinės Kaišiadorių miškuose (n = 27) (K) skyrėsi nuo buveinių Biržų girioje (n = 53) (B) medyno dirvožemio drėgnumu, derlingumu, ąžuolų, beržų, drebulių, juodalksnių proporcija medyne, mažiausiu atstumu iki miško pakraščio. Santrumpos: Vid. – vidurkis, PI – pasikliautinis Vid. } 95%PI intervalas, bal. – balais, vnt. d. – vieneto dalimis

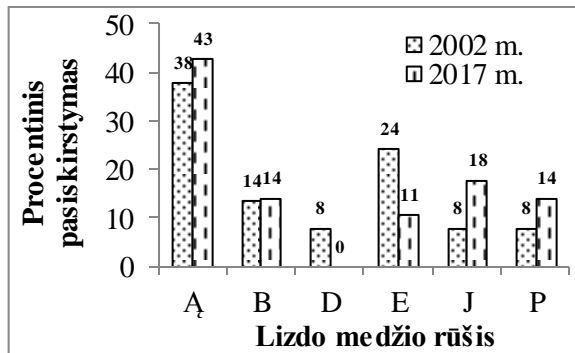


3.2 Paprastojo suopio buveinių, užimtų 2002 ir 2017 m.

Kaišiadorių miškuose, palyginimas

Lizdo medžio lygmuo. Paprastojo suopio lizdai, užimti 2002 ($n = 37$) ir 2017 m. ($n = 28$), patikimai skyrėsi lizdo medžių proporcijomis ($\chi^2 = 32,7$, $df = 5$, $p < 0,0001$). 2002 m. užimti lizdai buvo sukrauti šešių rūšių medžiuose (žiūrėti 3.2.1 pav.), 62 procentai lizdų buvo sukrauti ąžuoluose ir eglėse. O lizdai, užimti 2017 m., buvo sukrauti penkių rūšių medžiuose. ąžuoluose buvo sukrauta daugiau kaip 40 procentų lizdų, kituose medžiuose – po mažiau nei 20 procentų. Didžiausias pokytis buvo eglių ir juodalksnių proporcijų. 2017 m. lizdų eglėse sumažėjo 13 procentų, o juodalksniuose padaugėjo 10 procentų, palyginti su lizdais, užimtais 2002 m., 2017 m. nebuvo rastas nė vienas lizdas drebulėje.


3.2.1 pav. Paprastojo suopio lizdavietės, užimtos 2002, 2017 m., skyrėsi lizdo medžio rūšių procentiniu pasiskirstymu. Santrumpos: A – ąžuolas, B – beržas, D – drebulė, E – eglė, J – juodalksnis, P – pušis

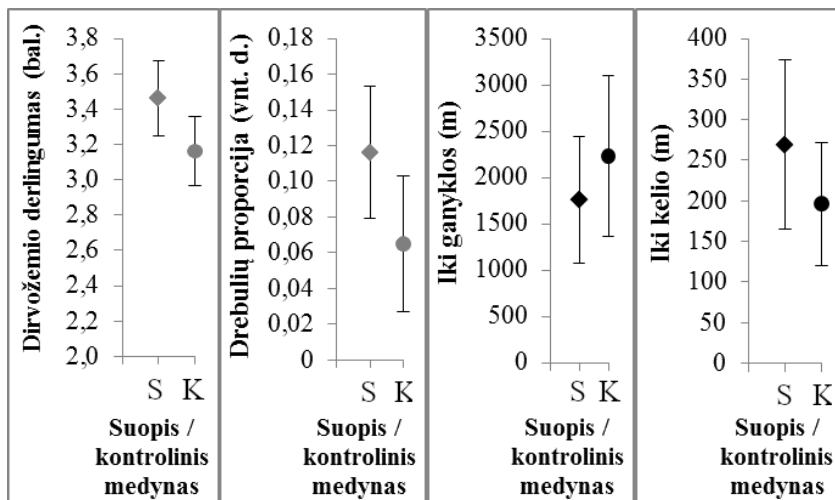


Lizdavietės lygmuo 2002 m. Atlikus apibendrintųjų tiesinių modelių analizę tarpusavyje, lyginant paprastojo suopio lizdavietes, užimtas 2002 m., su šio laikotarpio brandžiais kontroliniais medynais, gautas dešimties modelių, kurių $\Delta AICc \leq 2$, rinkinys (žiūrėti 3.2.1 lentelę). Į modelių rinkinį pateko septyni kintamieji, tačiau, kaip nustatyta atliekant modelių vidurkinimo procedūrą, didžiausiomis RIV modelių rinkinyje pasižymėjo drebulių proporcija medyne (0,91) ir medyno dirvožemio derlingumas (0,93). Modelių determinacijos koeficientai buvo maži ($R^2 - 5-14$ proc). Mažos determinacijos koeficientų reikšmės nurodė, kad paprastojo suopio lizdavietės 2002 m. nežymiai skyrėsi nuo brandžių kontrolinių medynų didesne drebulių proporcija (vidutiniame modelyje $p = 0,07$) medyne ir didesniu medyno dirvožemio derlingumu (vidutiniame modelyje $p = 0,06$) (žiūrėti 3.2.2 pav.).

3.2.1 lentelė. Modelių, skirtų palyginti paprastojo suopio buveines su brandžiais kontroliniais medynais 2002, 2017 m. Kaišiadorių miškuose, santraukos. + ir – reiškia suopio buveinių verčių didėjimą, mažėjimą, palyginti su brandžiais kontroliniais medynais, priklausomai nuo tirtų kintamųjų. Santrumpos: Amžius – medyno amžius, A, B, D, E – ažuolų, beržų, drebulių ir eglėlių proporcija medyje, Derlingumas, Drėgnumas – medyno dirvožemio derlingumas, drėgnumas, Iki dirbamos žemės, Iki ganyklos, Iki kelio – atstumas iki artimiausios dirbamos žemės, ganyklos, kelio, RIV – santykinio reikšmingumo vertė. R^2 – nurodytas procentais

Suopis, palyginti su brandžiais kontroliniais medynais, 2002 m.	Lizdavietės kintamieji							R^2	$\Delta AICc$	Svoris
	Amžius	A	B	D	Drėgnumas	Derlingumas	E			
Modelis Nr. 1				+		+		10	0,00	0,173
Modelis Nr. 2	+			+		+		12	0,18	0,158
Modelis Nr. 3	+			+	+	+		14	1,08	0,101
Modelis Nr. 4	+			+		+	–	14	1,30	0,090
Modelis Nr. 5				+	+	+		11	1,30	0,090
Modelis Nr. 6						+		5	1,34	0,089
Modelis Nr. 7			–	+		+		11	1,43	0,085
Modelis Nr. 8				+		+	–	11	1,68	0,075
Modelis Nr. 9				+				5	1,69	0,074
Modelis Nr. 10		+		+		+		10	1,97	0,065
RIV	0,35	0,06	0,08	0,91	0,19	0,93	0,17			
Suopis, palyginti su brandžiais kontroliniais medynais, 2017 m.	Makrobuveinės kintamieji						R^2	$\Delta AICc$	Svoris	
	Iki dirbamos žemės	Iki ganyklos	Iki kelio							
Modelis Nr. 1			–			+	13	0,00	0,504	
Modelis Nr. 2	+		–			+	15	0,18	0,279	
Modelis Nr. 3						+	7	1,69	0,216	
RIV	0,28		0,78			1,00				

3.2.2 pav. Paprastojo suopio buveinės (S) nuo brandžių kontrolinių medynų (K) 2002 m. (pilka spalva) nežymiai skyrėsi drebulių proporcija medyne ir medyno dirvožemio derlingumu, 2017 m. (juoda spalva) – atstumais iki artimiausių ganyklų ir kelių. Santrumpos: PI – pasikliautinasis intervalas, Vid. – vidurkis, bal. – balais, vnt. d. – Vid.  95%PI vieneto dalimis.



Makrobuveinės lygmuo 2002 m. Remiantis apibendrintųjų tiesinių modelių analizės rezultatais, paprastojo suopio makrobuveinės nesiskyrė nuo brandžių kontrolinių medynų 2002 m. Geriausiai įvertintas modelis modelių rinkinyje ($\Delta AICc \leq 2$) – nulinis modelis ($\Delta AICc = 0,00$, svoris – 0,18).

Lizdavietės lygmuo 2017 m. Statistinės analizės rezultatai parodė, kad paprastojo suopio lizdavietės, užimtos 2017 m., nesiskyrė nuo brandžių kontrolinių medynų. Geriausias modelis modelių ($\Delta AICc \leq 2$) rinkinyje – nulinis modelis ($\Delta AICc = 0,00$, svoris – 0,24).

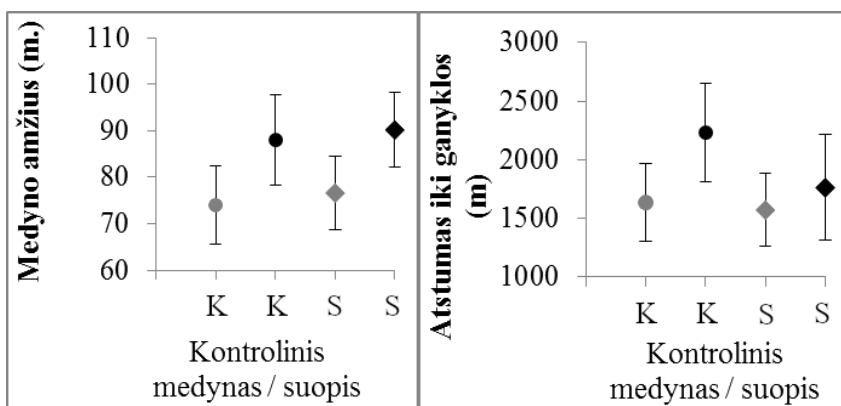
Makrobuveinės lygmuo 2017 m. Atlikus apibendrintųjų tiesinių modelių analizę, lyginant paprastojo suopio makrobuveines su brandžiais kontroliniais medynais 2017 m., gautas trijų modelių, kurių $\Delta AICc \leq 2$, rinkinys (žiūrėti 3.2.1 lentelę). Didžiausios RIV modelių rinkinyje nustatytos atstumų iki artimiausios ganyklos (0,78) ir artimiausio kelio (1,00), nors modelių determinacijos koeficientai buvo nedideli (R^2 – 7–15 proc.). Remiantis analizės rezultatais, paprastojo suopio lizdavietės 2017 m. buvo statistiškai patikimai toliau nuo kelių (vidutiniame modelyje $p = 0,04$), taip pat nustatyta statistinio skirtumo tendencija mažesniai atstumui iki ganyklos (vidutiniame modelyje $p = 0,06$), palyginti su brandžiais kontroliniais medynais (žiūrėti 3.2.2 pav.).

Lizdavietės lygmuo 2002 ir 2017 m. Lyginant 2002 m. brandžius kontrolinius medynus su 2017 m. brandžiais kontroliniais medynais, gautas 6 modelių, kurių $\Delta AICc \leq 2$, rinkinys (žiūrėti 3.2.2 lentelę). Į modelių rinkinį pateko keturi kintamieji, tačiau didžiausia nustatyta RIV buvo medyno amžiaus (1,00). Rinkinio modelių determinacijos koeficientų vertės buvo nedidelės ir svyravo ($R^2 - 7-12$ proc). Brandūs kontroliniai medynai 2017 m. nuo brandžių kontrolinių medynų 2002 m. skyrėsi didesniu amžiumi (vidutiniame modelyje $p = 0,04$) (žiūrėti 3.2.3 pav.).

Makrobuveinės lygmuo 2002 ir 2017 m. Tarpusavyje lyginant 2002 ir 2017 m. brandžius kontrolinius medynus, gautas 6 modelių, kurių $\Delta AICc \leq 2$, rinkinys (žiūrėti 3.2.2 lentelę). Keturi makrobuveinės kintamieji pateko į modelių rinkinį. Nustatyta didžiausia santykinio reikšmingumo vertė yra atstumo iki artimiausios ganyklos (1,00). Modelių determinacijos koeficientai buvo nedideli ir svyravo ($R^2 - 8-9$ proc). 2017 m. medynai skyrėsi didesniu atsumu iki artimiausių ganyklų (vidutiniame modelyje $p = 0,04$), palyginti su 2002 m. medynais (žiūrėti 3.2.3 pav.).

Tarpusavyje lyginat paprastojo suopio buveines su brandžiais kontroliniais medynais nustatyta, kad kraštovaizdyje senstant brandiems medynams, atitinkamai tapo senesni ir suopių užimami medynai. Tačiau paprastasis suopis 2017 m. išlaikė panašų atstumą iki artimiausių ganyklų, koks buvo 2002 m., nors 2017 m. brandūs medynai buvo toliau nuo ganyklų, palyginti su situacija, buvusia 2002 m. (žiūrėti 3.2.3 pav.). Paprastojo suopio buveinių ir brandžių kontrolinių medynų 2002 ir 2017 m. aprašomoji statistika pateikta 3 priede.

3.2.3 pav. Paprastojo suopio buveinių (S) ir brandžių kontrolinių medynų (K) kitimas 2002 (pilka spalva), 2017 (juoda spalva) m. Santrumpos: Atstumas iki ganyklos – atstumas iki artimiausios ganyklos, PI – pasikliautinasis intervalas, Vid. – vidurkis. Vid. \blacklozenge } 95%PI



3.2.2 lentelė. Modelių, skirtų nustatyti brandžių kontrolinių medynų pakitimus 2002 ir 2017 m. laikotarpiais Kaišiadorių miškuose, santraukos. + ir – brandžių kontrolinių medynų 2017 m. verčių didėjimas, mažėjimas, palyginti su brandžiais kontroliniais medynais 2002 m., priklausomai nuo tirtų kintamųjų. Santrumpos: Amžius – medyno amžius, B, E – beržų ir eglėlių proporcija medyne, Drėgnumas – medyno dirvožemio drėgnumas, Brandūs medynai – brandžių medynų dalis nuo visų makrobuveinės (1 km spinduliu) medynų, Iki vandens, Iki miško pakraščio, Iki dirbamos žemės, Iki ganyklos, Iki kelio – atstumas iki artimiausio vandens telkinio, miško pakraščio, dirbamos žemės, ganyklos, kelio, RIV – santykinio reikšmingumo vertė. R^2 – nurodytas procentais

2017 m. brandūs kontroliniai medynai, palyginti su 2002 m. brandžiais kontroliniais medynais	Lizdavietės kintamieji				R^2	$\Delta AICc$	Svoris
	Amžius	B	Drėgnumas	E			
Modelis Nr. 1	+			–	11	0,00	0,254
Modelis Nr. 2	+				7	0,41	0,207
Modelis Nr. 3	+		+		10	0,78	0,172
Modelis Nr. 4	+	+			9	1,23	0,137
Modelis Nr. 5	+		+	–	12	1,25	0,136
Modelis Nr. 6	+	+		–	11	1,97	0,095
RIV	1,00	0,23	0,31	0,48			

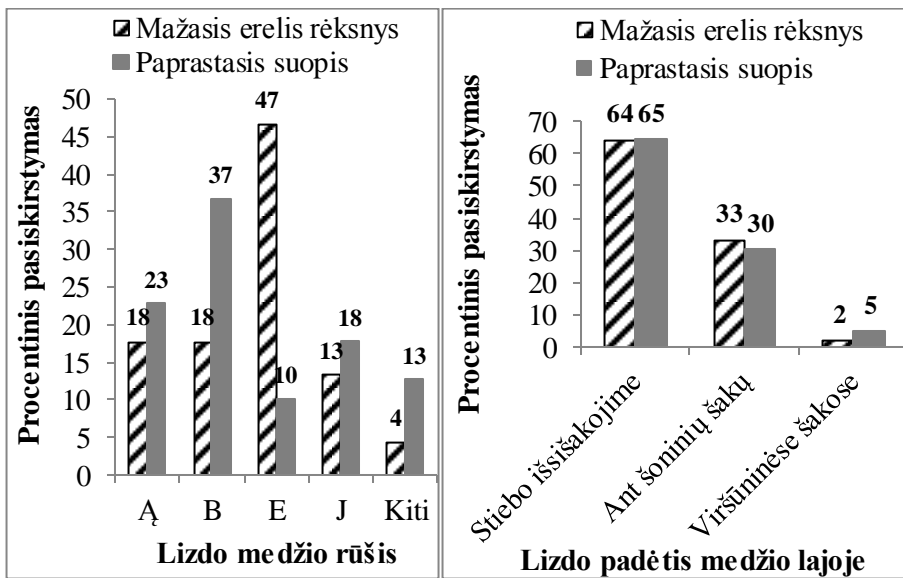
3.2.2 lentelė. Tęsinys

2017 m. brandūs kontroliniai medynai, palyginti su 2002 m. brandžiais kontroliniais medynais	Makrobuveinės kintamieji						R^2	$\Delta AICc$	Svoris
	Brandūs medynai	Iki dirbamos žemės	Iki ganyklos	Iki kelio	Iki miško pakraščio	Iki vandens			
Modelis Nr. 1			+				8	0,00	0,283
Modelis Nr. 2			+	–			9	0,77	0,193
Modelis Nr. 3			+		–		9	1,35	0,144
Modelis Nr. 4	–		+				9	1,51	0,133
Modelis Nr. 5			+				8	1,64	0,124
Modelis Nr. 6		–	+			+	8	1,67	0,123
RIV	0,13	0,12	1,00	0,19	0,14	0,12			

3.3 Paprastojo suopio ir mažojo erelio rėksnio buveinių palyginimas

Paprastasis suopis ir mažasis erelis rėksnys statistiškai patikimai skyrėsi lizdo medžio rūšių procentiniu pasiskirstymu ($\chi^2 = 41,59$, $df = 4$, $p < 0,0001$). Paprastasis suopis lizdus krovė aštuonių rūšių medžiuose, o mažasis erelis rėksnys – penkių rūšių (žiūrėti 3.3.1 pav.). Paukščių rūšys labiausiai skyrėsi lizdų eglėse ir beržuose procentiniu pasiskirstymu.

3.3.1 pav. Paprastojo suopio ($n = 79$) ir mažojo erelio rėksnio ($n = 45$) buveinės skyrėsi procentiniu lizdo medžių rūšių pasiskirstymu, bet nesiskyrė lizdo padėčių medžių lajose procentiniu pasiskirstymu. Santrumpos: A – ąžuolas, B – beržas, E – eglė, J – juodalksnis, Kiti – drebulė, uosis, pušis, klevas



Nesustatyta reikšmingo skirtumo tarp paukščių rūšių pagal lizdo padėtį medžio lajoje ($\chi^2 = 1,43$, $df = 2$, $p = 0,49$). Abi rūšys daugiau kaip 60 procentų lizdų sukrovė stiebo išsišakojime (žiūrėti 3.3.1 pav.).

Paprastojo suopio ir mažojo erelio rėksnio buveinės nesiskyrė ir pagal lizdo medžio apimtį bei lizdo aukštį nuo žemės. Geriausiai įvertintas nulinis modelis (nulinio modelio $\Delta AICc = 0,00$, svoris = 0,54) (žiūrėti 3.3.1 lentelę).

3.3.1 lentelė. Apibendrintųjų tiesinių mišrių efektų modelių (atsitiktinis efektas lizdo medžio rūšis) ($\Delta AICc \leq 2$), skirtų nustatyti, ar paprastojo suopio ($n = 79$) ir mažojo erelio rėksnio ($n = 45$) lizdaviėtės tarpusavyje skyrėsi lizdo medžio apimtimi ir lizdo aukščiu nuo žemės, santraukos. + reiškia paprastojo suopio lizdaviėčių, palyginti su mažojo erelio rėksnio lizdaviėtėmis, verčių didėjimą priklausomai nuo tirtų kintamųjų. Santrumpos: m – ribinis determinacijos koeficientas, c – sąlyginis determinacijos koeficientas. R^2 – nurodytas procentais

Suopis, palyginti su ereliu	Kintamieji	R^2		$\Delta AICc$	Svoris
	Lizdo aukštis nuo žemės	m	c		
1 modelis		0	12	0,00	0,542
2 modelis	+	1	14	0,34	0,458

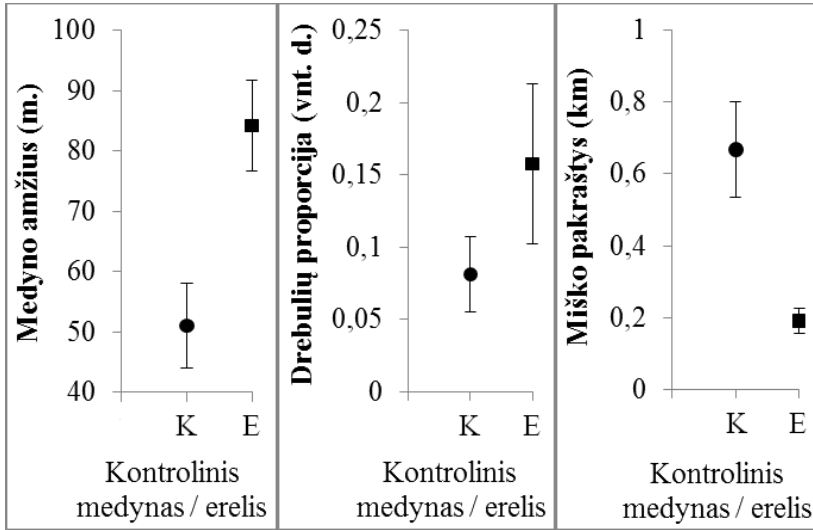
Mažojo erelio rėksnio buveines lyginant su kontroliniais medynais, gautas septynių modelių, kurių $\Delta AICc \leq 2$, poablis (žiūrėti 3.3.2 lentelę). Didžiausios santykinio reikšmingumo vertės nustatytos medyno amžiaus (1,00), drebulių proporcijos medyne (1,00) ir mažiausio atsumo iki miško pakraščio (1,00). Tikimybė, kad medynas bus užimtas mažojo erelio rėksnio, didėja didėjant medyno amžiui (vidutiniame modelyje $p < 0,0001$), drebulių proporcijai medyne (vidutiniame modelyje $p < 0,05$) ir mažėjant atstumui iki miško pakraščio (vidutiniame modelyje $p = 0,0005$) (žiūrėti 3.3.2 pav.). Mažojo erelio rėksnio buveinių aprašomoji statistika pateikta 2 priede.

Atlikus paprastojo suopio ir mažojo erelio rėksnio buveinių palyginimo analizę, atrinkti keturi modeliai ($\Delta AICc \leq 2$) (žiūrėti 3.3.2 lentelę). Atlikus modelių vidurkinimo procedūrą, nustatytos didžiausios medyno dirvožemio drėgnumo (1,00), juodalksnių proporcijos medyne (0,81) ir mažiausio atsumo iki miško pakraščio (1,00) RIV.

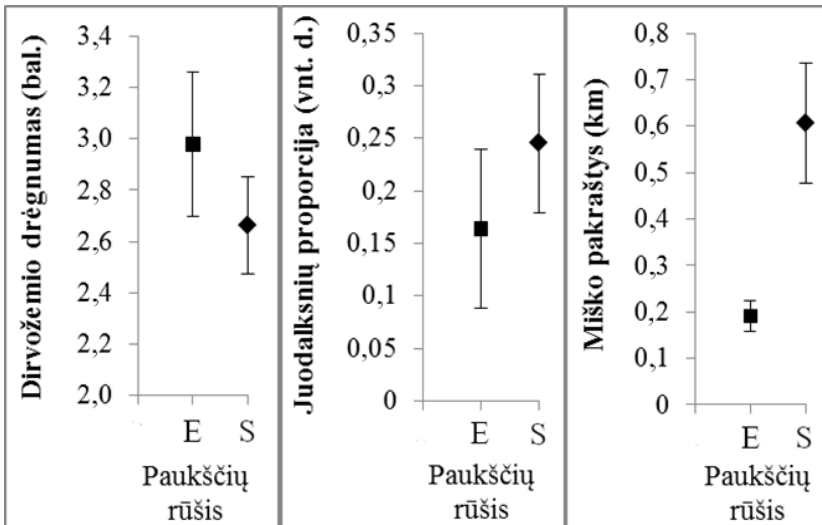
Paprastojo suopio buveinės nuo mažojo erelio rėksnio buveinių skyrėsi: mažesniu medyno dirvožemio drėgnumu (vidutiniame modelyje $p = 0,02$), didesne juodalksnių proporcija medyne ir didesniu atstumu iki miško pakraščio (vidutiniame modelyje $p = 0,0003$) (žiūrėti 3.3.3 pav.).

Lyginant paprastojo suopio lizdaviėtes su kontroliais medynais Biržų girioje pagal atstumą iki artimiausio užimto mažojo erelio rėksnio lizdo, skirtumas nenustatytas. Geriausiai įvertintas modelių ($\Delta AICc \leq 2$) rinkinyje – nulinis modelis ($\Delta AICc = 0,00$; svoris – 0,703). Taigi, remiantis statistinės analizės rezultatais, paprastasis suopis Biržų girioje, rinkdamasis lizdaviėtes, nevengė mažojo erelio rėksnio užimtų lizdaviėčių.

3.3.2 pav. Mažojo erelio rėksnio buveinės (E) (n = 47) nuo kontrolinių medynų (E) (n = 80) skyrėsi medyno amžiumi, drebulių proporcija medyne ir atstumu iki miško pakraščio. Santrumpos: Vid. – vidurkis, PI – pasikliautinis intervalas, vnt. d. – vieneto dalimis



3.3.3 pav. Paprastojo suopio buveinės (S) (n = 80) nuo mažojo erelio rėksnio (E) (n = 47) buveinių skyrėsi medyno dirvožemio drėgnumu, juodalksnių proporcija medyne ir atstumu iki miško pakraščio. Santrumpos: Vid. – vidurkis, PI – pasikliautinis intervalas, bal. – balais, vnt. d. – vieneto dalimis



3.3.2 lentelė. Modelių, skirtų palyginti mažojo erelio rėksnio buveines su kontroliniais medynais ir paprastojo suopio buveines su mažojo erelio rėksnio buveinėmis, poabių ($\Delta AICc \leq 2$) santraukos. + ir – reiškia mažojo erelio rėksnio buveinių, palyginti su kontroliniais medynais, ir paprastojo suopio buveinių, palyginti su mažojo erelio rėksnio buveinėmis, verčių didėjimą ir mažėjimą priklausomai nuo tirtų kintamųjų. Santrumpos: Amžius – medyno amžius, B, D, E, J – beržų, drebulių, eglų juodalksnių proporcija medyne, Drėgnumas – medyno dirvožemio drėgnumas, Derlingumas – medyno dirvožemio derlingumas, Miško pakraštys – atstumas iki miško pakraščio, RIV – kintamųjų santykinio reikšmingumo vertės. R^2 – nurodytas procentais

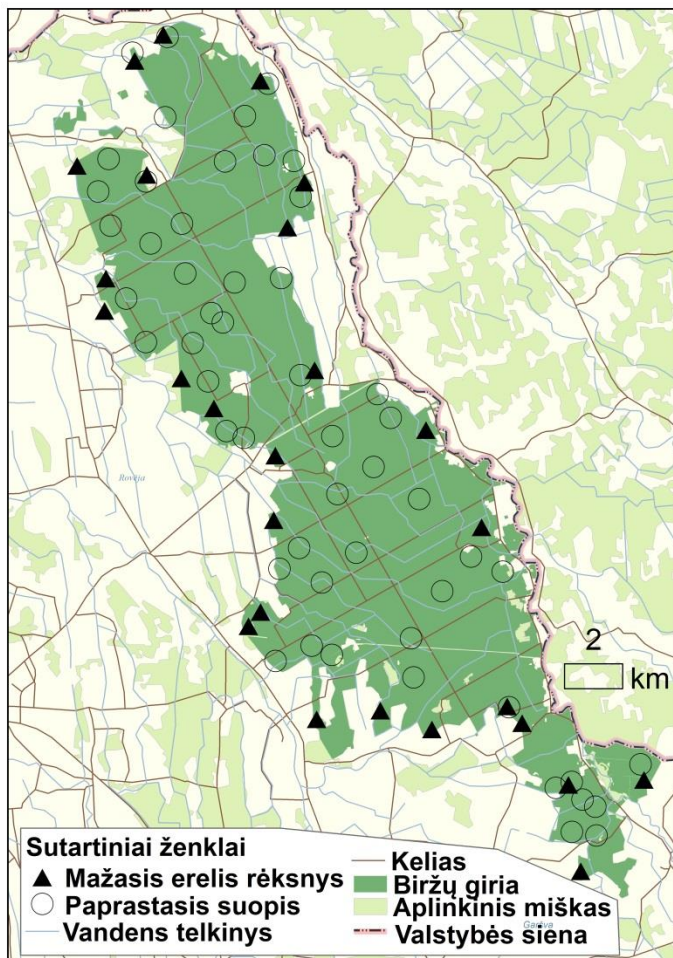
Erelis, palyginti su kontroliniais medynais	Kintamieji							R^2	$\Delta AICc$	Svoris
	Amžius	B	D	Drėgnumas	E	J	Miško pakraštys			
Modelis Nr. 1	+		+				–	47	0,00	0,250
Modelis Nr. 2	+		+	+			–	47	0,28	0,218
Modelis Nr. 3	+		+	+	+		–	48	1,45	0,121
Modelis Nr. 4	+	–	+				–	48	1,55	0,115
Modelis Nr. 5	+	–	+	+			–	48	1,78	0,103
Modelis Nr. 6	+		+			+	–	47	1,90	0,097
Modelis Nr. 7	+		+		+		–	47	1,90	0,097
RIV	1,00	0,22	1,00	0,44	0,22	0,10	1,00			

3.3.2 lentelė. Tęsinys

Suopis, palyginti su ereliu	B	Derlingumas	Drėgnumas	Miško pakraštys	J	R^2	$\Delta AICc$	Svoris
Modelis Nr. 1			–	+	+	28	0,00	0,448
Modelis Nr. 2			–	+		25	1,70	0,192
Modelis Nr. 3		–	–	+	+	28	1,81	0,181
Modelis Nr. 4	+		–	+	+	28	1,83	0,180
RIV	0,18	0,18	1,00	1,00	0,81			

Atlikus vidutinio artimiausio kaimyno analizę nustatyta, kad paprastojo suopio porų išsidėstymas Biržų girioje atitiko atsitiktinio pasiskirstymo pobūdį ($z\text{-score} = 0,97$, $p = 0,33$) (vidutinis atstumas tarp porų $1,28 \text{ km} \pm 0,52$ (SD) ($n = 53$), mažiausias – 0,5 km). Mažą erelio rėksnio porų išsidėstymui Biržų girioje buvo nustatyta reguliaraus pasiskirstymo tendencija ($z\text{-score} = 1,77$, $p = 0,08$) (vidutinis atstumas tarp porų $2,01 \text{ km} \pm 0,97$ (SD) ($n = 26$), mažiausias – 0,65 km) (žiūrėti 3.3.4 pav.).

3.3.4 pav. Paprastojo suopio ir mažojo erelio rėksnio lizdų pasiskirstymas Biržų girioje (žemėlapyje naudota Georeferencinių erdviųjų duomenų bazė, mastelis 1:10 000 (GDR10) (sluoksnis PLOTAI), GDR250 (sluoksnis Border))



3.4 Paprastojo suopio reakcija į jūrinį erelį

Paprastieji suopiai balsiniais signalais į jūrinio erelio muliažą reagavo 49 procentais apsilankymų ($n = 73$), o dar 10 procentų apsilankymų reakcija į muliažą fiksuota, tačiau be reagavimo balsiniais signalais. Atakomis į jūrinio erelio muliažą paprastieji suopiai reagavo 22 procentus apsilankymų.

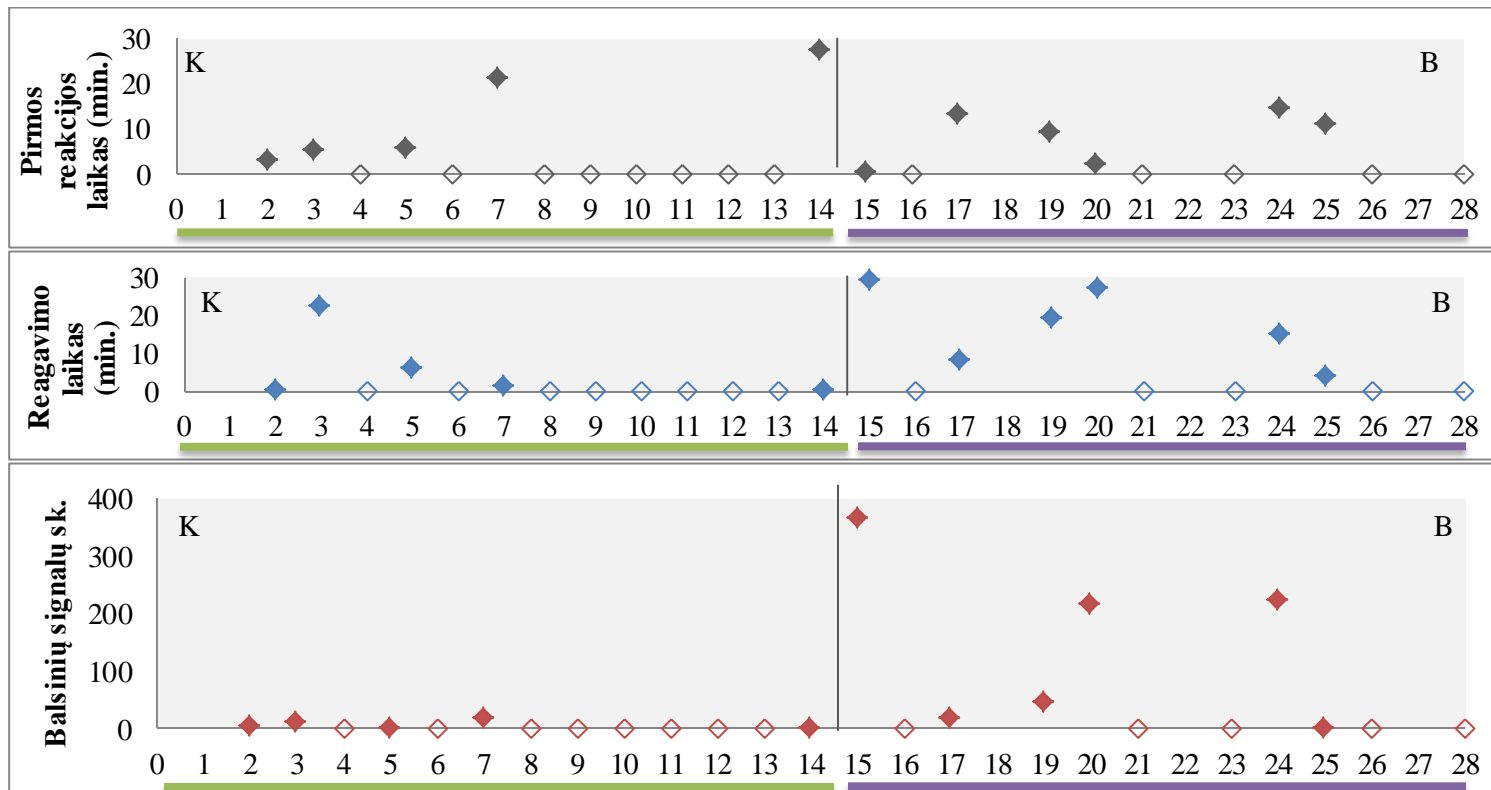
Balsiniais signalais nors viename iš eksperimento etapų reagavo 72 procentai paprastojo suopio porų ($n = 25$). Reagavusios poros tarpusavyje skyrėsi signalų skaičiumi (žiūrėti 3.4.1 pav.), nuo 3 iki 586 (vid. 166 ± 146 (SD)). Atakomis į muliažą nors viename eksperimento etape reagavo 36 procentai porų. Jos atliko nuo 1 iki 17 atakų per apsilankymą (vid. 6 ± 5 (SD)).

Skirtingų paprastojo suopio porų reakcijos į jūrinį erelį skyrėsi (žiūrėti 3.4.1 pav.). Vienos poros reagavo visuose trijuose etapuose (28 proc.) ($n = 25$), kitos reagavo kuriuose nors dviejuose etapuose (32 proc.) ar tik viename etape (24 proc.) (žiūrėti 3.4.1 pav.). 16 procentų paprastojo suopio porų (po dvi kiekviename tyrimo plote) neišreiškė jokios stebėtojų pastebimos reakcijos į jūrinio erelio muliažą, nors jų lizde ir buvo dėtys ar jauniklių.

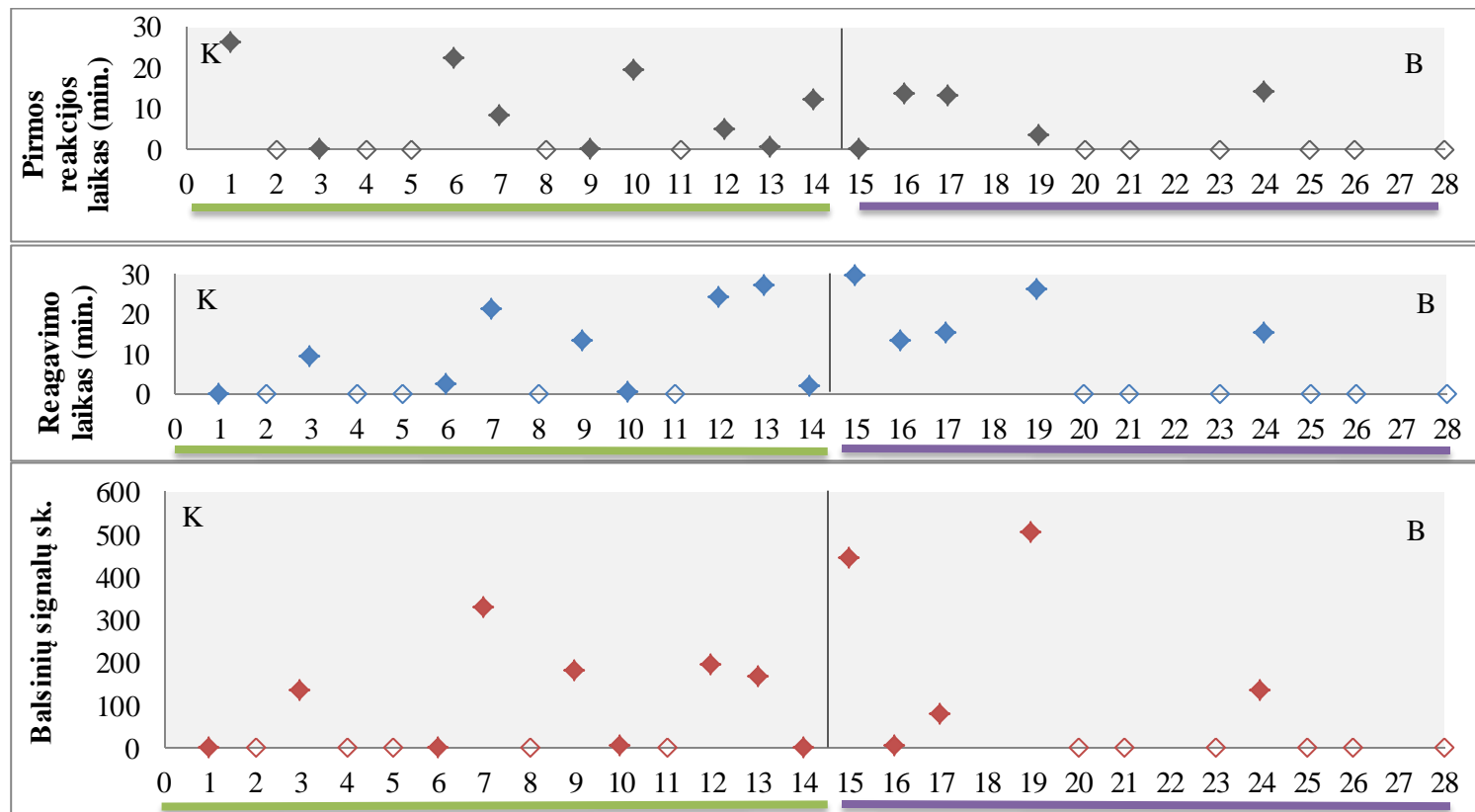
Paprastojo suopio poros tarpusavyje skyrėsi pagal pirmos reakcijos į jūrinio erelio muliažą laiką, pagal tai, kiek laiko reagavo, balsinių signalų skaičių (žiūrėti 3.4.1 pav.). Pavyzdžiui, 24-oji ir 25-oji poros I eksperimento etape, 24-oji pora į jūrinio erelio muliažą pradėjo reaguoti beveik 3 min. vėliau nei 25-oji pora, tačiau pasižymėjo 11 min. ilgesniu reagavimo laiku ir atliko daugiau kaip 200 balsinių signalų, o 25-oji pora neatliko nė vieno balsinio signalo.

Apskritai, visais trimis etapais reagavusių (bent viename etape) paprastojo suopio porų skaičius tarp tyrimo teritorijų skyrėsi nedaug (žiūrėti 3.4.2 pav.). Kaišiadorių miškuose paprastojo suopio poros reagavo 8 procentais daugiau apsilankymų negu Biržų girioje. Tačiau abiejuose tyrimo plotuose nedaug tesiskyrė reagavusių paprastojo suopio porų skaičius priklausomai nuo jauniklių vystymosi stadijos. Kaišiadorių miškuose į jūrinio erelio muliažą reagavusių porų skaičius nuosekliai didėjo vėlyvėjant paprastojo suopio jauniklių vystymosi stadijai. III etape Kaišiadorių miškuose reagavo 85 procentai paprastojo suopio porų, o pirmajame eksperimento etape, dar vykstant inkubacijai, – tik 38 procentai. Biržų girioje mažiausiai paprastojo suopio porų reagavo II etape – 36 procentai, o I ir II etape reagavo daugiau kaip po pusę paprastojo suopio porų.

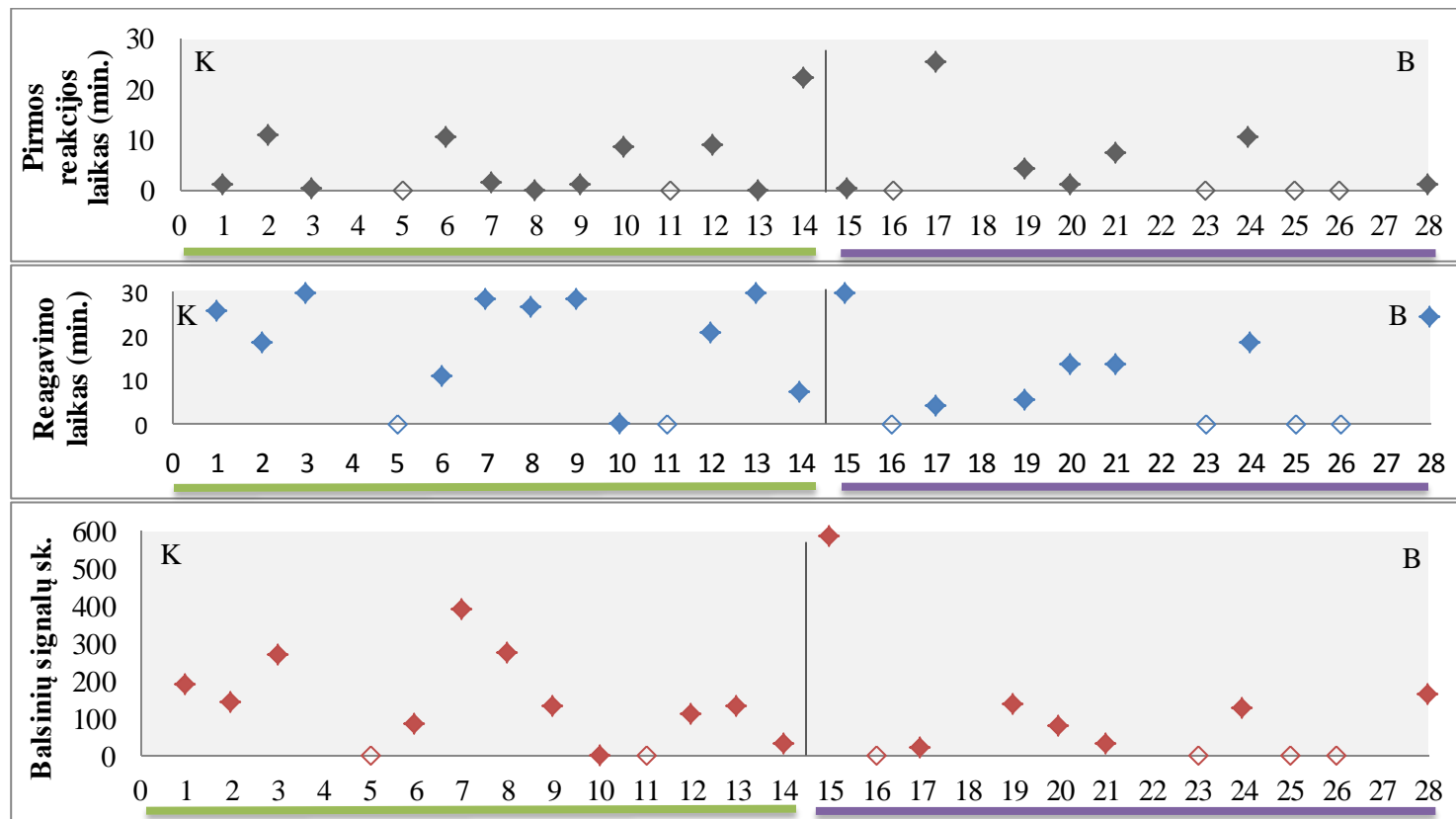
3.4.1 pav. Paprastojo suopio porų etogramos I etape: pirmos reakcijos laikas, reagavimo laikas, balsinių signalų skaičius. Lizdai Nr. 1–14 Kaišiadorių miškuose (K), 15–28 Biržų girioje (B). Nereagavusios poros – \diamond , \diamond , \diamond



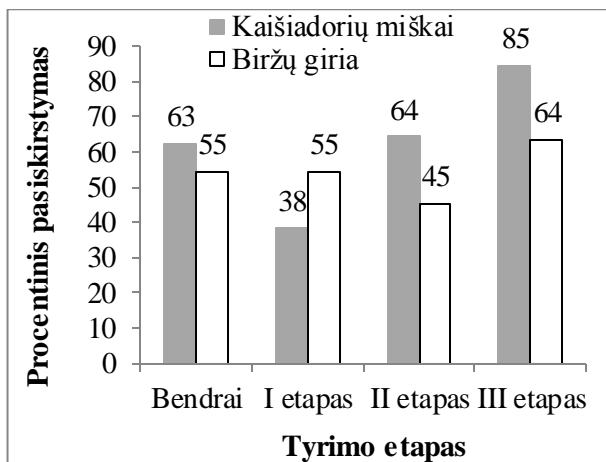
3.4.1 pav. Tęsinys. Paprastojo suopio porų etogramos II etape



3.4.1 pav. Tęsinys. Paprastojo suopio porų etogramos III etape



3.4.2 pav. Paprastojo suopio porų, reagavusių į prie lizdo eksponuojamą jūrinio erelio muliažą ir garso įrašą, pasiskirstymas tarp skirtingų tyrimo teritorijų. Santrumpos: Bendrai – I–III etapai



Paprastojo suopio porų reakcijos lygis ir reagavimo laikas statistiškai reikšmingai nesiskyrė pagal jauniklių skaičių vadoje (1 arba 2–3 jaunikliai) (žiūrėti 3.4.1 lentelę).

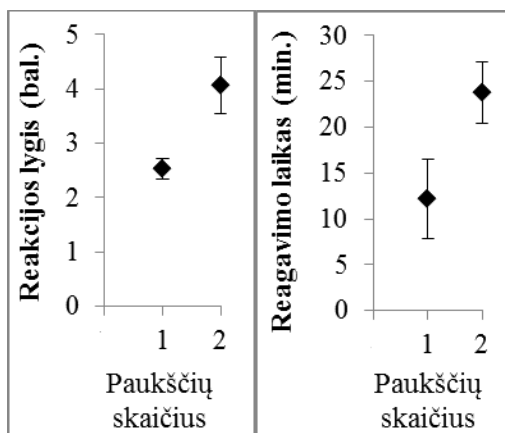
Statistiškai patikimas skirtumas tarp tirtų paprastojo suopio porų nustatytas pagal reakcijos lygį ir reagavimo laiką, kai į jūrinio erelio muliažą reagavo tik vienas poros narys arba abu jos nariai (žiūrėti 3.4.1 lentelę). Apsilankymų, kai reagavo abu poros nariai, metu fiksuotas vidutiniškai 1,6 karto stipresnis reakcijos į jūrinio erelio muliažą lygis ir beveik du kartus

3.4.1 lentelė. Apibendrintųjų tiesinių modelių, skirtų nustatyti, ar skyrėsi paprastojo suopio porų reakcijos lygis ir reagavimo laikas priklausomai nuo jauniklių skaičiaus ir reakcijoje dalyvavusių suaugusių paukščių skaičiaus, santraukos

Modeliai	Nepriklausomasis kintamasis		
	Jauniklių skaičius		
Priklausomieji kintamieji	Efektas	SE	<i>p</i>
Reakcijos lygis (bal.)	-0,14	± 0,19	0,46
Reagavimo laikas (min.)	-3,14	± 3,85	0,42
Modeliai	Nepriklausomasis kintamasis		
	Paukščių skaičius		
Priklausomieji kintamieji	Efektas	SE	<i>p</i>
Reakcijos lygis (bal.)	0,47	± 0,17	0,006
Reagavimo laikas (min.)	11,75	± 3,104	0,0006

ilgesnis reagavimo į jūrinio erelio muliažą laikas, palyginti su apsilankymais, kai reakcijoje dalyvavo tik vienas poros narys (žiūrėti 3.4.3 pav.).

3.4.3 pav. Paprastojo suopio reakcijos lygio ($n = 43$) ir reagavimo laiko ($n = 38$) pasiskirstymas pagal reagavusių suaugusių paukščių skaičių (į grafikus įtraukti tik tie apsilankymai, kurių metu fiksuota reakcija į jūrinio erelio muliažą). Santrumpos: Vid. – vidurkis, PI – Vid. \blacklozenge } 95%PI pasikliautinis intervalas, bal. – balais



Atlikus apibendrintųjų tiesinių mišrių efektų modelių analizę tiriant, kas galėjo turėti didžiausią įtaką paprastojo suopio reakcijai į dominuojantį plėšrūną balsiniais signalais, gauti du modeliai ($\Delta AICc \leq 2$) (žiūrėti 3.4.2 lentelę). Geriausią modelį (svoris 0,56) sudarė tik vienas fiksuotasis kintamasis – veisimosi stadija. Antrasis modelis (svoris 0,44) buvo sudarytas iš dviejų fiksuotųjų kintamųjų – veisimosi stadijos ir dienos meto, kai buvo atliekamas eksperimentas prie lizdo (rytas, diena, pavakarys). Remiantis geriausiuoju modeliu, didžiausia tikimybė, kad paprastasis suopis į jūrinio erelio muliažą reaguos balsiniais signalais, yra jaunikliams esant vėlyvojoje vystymosi stadijoje (modelio $p = 0,008$), palyginti su ankstyvąja vystymosi stadija (dar vykstant inkubacijai). Tačiau reakcija stipriai nesiskyrė tarp ankstyvosios ir vidurinės vystymosi stadijų (modelio $p = 0,33$). Vystymosi stadijai ribinis determinacijos koeficientas yra 13,3 procento. Antrasis modelis taip pat rodė reagavimo balsiniais signalais sumažėjimo tendenciją vakaro valandomis (modelio $p = 0,08$), palyginti su ryto valandomis, tačiau ne tarp ryto ir dienos (modelio $p = 0,42$). Šio antrojo geriausio modelio ribinis determinacijos koeficientas siekia 20,8 procento. Į abu modelius atsitiktiniu kintamuoju įtraukta paprastojo suopio pora ir abiejų modelių atvejais sąlyginiai determinacijos koeficientai buvo didesni nei 50 procentų. Tokie daugiau kaip du kartus už ribinius determinacijos koeficientus didesni

sąlyginiai determinacijos koeficientai rodė, kad didžiausią įtaką lemiant, ar paprastasis suopis balsiniais signalais reaguos į dominuojantį plėšrūną, turėjo paprastojo suopio poros individualios savybės.

Nustatant, kas turėjo didžiausią įtaką lemiant, ar paprastasis suopis į jūrinio erelio muliažą reaguos atakomis, gautas tik vienas modelis ($\Delta AICc \leq 2$) (žiūrėti 3.4.2 lentelę). Šį modelį sudarė vystymosi stadija ir dienos metas. Remiantis šio modelio rezultatais, atakų tikimybė didėja vėlyvėjant jauniklių vystymosi stadijai ir yra didžiausia vėlyvojoje (modelio $p = 0,04$) vystymosi stadijoje bei kiek mažesnė vidurinėje (modelio $p < 0,1$). Didžiausia atakų tikimybė yra dieną (modelio $p = 0,055$) bei vakare (modelio $p = 0,057$), palyginti su ryto valandomis. Tačiau, kaip rodo sąlyginis (90 proc.) ir ribinis (10 proc.) determinacijos koeficientai, individualios paprastojo suopio poros savybės turėjo didžiausią įtaką atakų prieš dominuojančio plėšrūno muliažą pasireiškimui.

3.4.2 lentelė. Apibendrintųjų tiesinių mišrių efektų modelių, skirtų nustatyti, nuo ko priklausė paprastojo suopio reakcijos balsiniais signalais ar atakomis į jūrinio erelio muliažą buvimas ir (ar) nebuvimas, poaibių ($\Delta AICc \leq 2$), santraukos. Santrumpos: + – kintamieji, patekę į modelį, m – ribinis determinacijos koeficientas, c – sąlyginis determinacijos koeficientas. R^2 – nurodytas procentais

Modeliai	Kintamieji		R^2		$\Delta AICc$	Svoris
	Vystymosi stadija	Dienos metas	m	c		
Balsiniai signalai (0–1 / ≥ 3)						
1 modelis	+		13	54	0,00	0,561
2 modelis	+	+	21	60	0,49	0,439
Atakos (nėra arba yra)						
1 modelis	+	+	10	99	0,00	1,00

4. REZULTATŲ APITARIMAS

4.1 Paprastojo suopio buveinių pasirinkimas

Paprastojo suopio buveinių pasirinkimą Kaišiadorių miškuose ir Biržų girioje lėmė medyno amžius, medyno rūšinė sudėtis ir medyno dirvožemio drėgnumas. Abiejose tyrimo teritorijose paprastasis suopis pirmenybę teikė brandiems ir perbrendusiems medynams. Vidutinis medynų su paprastojo suopio lizdais amžius (86 ± 26 (SD) m.) buvo 35 m. didesnis nei kontrolinių medynų (51 ± 31 (SD) m.).

Lietuvoje atliktų tyrimų duomenimis, paprastasis suopis apsigyvena labai įvairaus amžiaus medynuose – nuo 30 iki 180 m. (vidurkis 79 m.). (Drobelis, 2004). Šiaurės ir šiaurės rytų Lietuvoje 1996–1998 m. atlikto tyrimo duomenimis, paprastasis suopis perėjo vidutiniškai 76 m. amžiaus medynuose (Skuja, Budrys, 1999). Skirtumą tarp pirmiau pateiktų ir šio tyrimo rezultatų galėjo nulemti didesnis medynų amžius kraštovaizdyje.

Kituose tyrimuose taip pat akcentuojama brandžių medynų svarba paprastojo suopio buveinėse. Bielański (2006) Pietų Lenkijoje atlikto tyrimo metu nustatė, kad paprastasis suopis perėjo vidutiniškai 120 m. ąžuolynuose ir vidutiniškai 87 m. pušynuose. Pietų Norvegijoje paprastasis suopis perėjo brandžiuose medynuose, kurių vidutinis amžius buvo 99 m. (Selås, 1997). Estijoje, Hijumos saloje, paprastasis suopis pirmenybę teikė medynams, kuriuose senesni ir didesni medžiai (Väli, 2015). Brandžių medynų svarbą paprastojo suopio veisimosi buveinėse patvirtina ir Zuberogoitia ir kitų (2006) Ispanijoje atliktų tyrimų rezultatai. Apskritai, laikoma, kad brandūs miškai yra gyvybiškai svarbus plėšriųjų paukščių veisimosi buveinių komponentas (Poirazidis et al., 2007).

Medynuose paprastajam suopiui buvo svarbi didesnė ąžuolų, beržų, juodalksnių ir drebulių proporcija. ąžuolų svarbą paprastojo suopio lizdavietėse patvirtina ir tai, kad net 56 procentai visų Kaišiadorių miškuose užimtų paprastojo suopio lizdų buvo sukrauti ąžuoluose. Nors ąžuolynai Kaišiadorių miškuose tesudaro tik 3,8 procento visų medynų, vis tiek buvo pasirenkami dažniausiai. Apskritai Lietuvoje paprastieji suopiai 20 procentų savo lizdų sukrauna ąžuoluose (Drobelis, 2004), nors ąžuolynai Lietuvoje yra reti, sudaro 1,8 procento visų miškų (Navasaitis et al., 2003). Dideli ar vidutinio (paprastasis suopis) dydžio plėšrieji paukščiai krauna didelius sunkius lizdus, kuriuos atlaikyti gali tik dideli, tvirtas šakas turintys medžiai (Treinys et al., 2011). Todėl ąžuolai pagal savo šakų išsidėstymą lajoje, tvirtumą ir dydį itin patogūs plėšriesiems paukščiams krauti lizdus. Pirmenybę perėti ąžuoluose, priklausomai nuo regiono, teikia juodasis

gandras (Lõhmus, Sellis, 2003), mažasis erelis rėksnys (Skuja, Budrys, 1999).

Juodalksnių, kaip svarbios rūšies medyne, pasirinkimą galėjo lemti pačių medžių augimo sąlygos – drėgni ir šlapi miškai (Navasaitis et al., 2003). Tokie miškai sunkiau prieinami žmonėms, taip pat tokios juodalksnių augimo sąlygos riboja miškų kirtimus dėl sunkesnio miško technikos patekimo į medynus, tai galėtų turėti didelę reikšmę plėšriesiems paukščiams renkantis lizdavietes. Drobelio (2004) duomenimis, Lietuvoje paprastieji suopiai juodalksniuose sukrauna 6,8 procento lizdų.

Beržų svarbumą paprastojo suopio užimamuose medynuose, tikėtina, lėmė tai, kad šie yra tinkami lizdams krauti. Lietuvoje suopiai lizdus dažniausiai krauna būtent beržuose (25,2 proc.) (Drobelis, 2004). Biržų girioje paprastasis suopis taip pat daugiausia lizdų sukrovė beržuose (50 proc.). Beržai užauga iki 30 m aukščio, jų kamieno skersmuo pasiekia 35–49 cm (Navasaitis et al., 2003). Beržų stiebai taip pat linkę šakotis, o tokia išsišakojime yra patogų krauti lizdus, nes galima suformuoti tvirtą stambių šakų apsupatą pagrindą. Dėl šių savybių beržai pasižymi reikiamais parametrais dideliems plėšriųjų paukščių lizdams išlaikyti.

Estijoje atlikto tyrimo duomenimis, juodieji gandrai net 37 procentus lizdų sukrovė drebulėse, nors drebulynai šalyje reti (5 proc.) (Lõhmus, Sellis, 2003). Drobelio (2004) duomenimis, Lietuvoje paprastieji suopiai drebulėse sukrauna tik 5,7 procento lizdų, o tyrimo metu drebulėse jų nustatyta 6 procentai. Todėl tai nepaaiškina, kodėl paprastieji suopiai rinkosi medynus, kuriuose didesnė drebulių proporcija. Drebulės auga greičiau nei kitų rūšių medžiai, būdamos 50 m. vidutiniškai siekia 28 m aukštį ir 27 cm skersmenį (Navasaitis et al., 2003). Galbūt dėl greito augimo drebulynuose greičiau nei kituose medynuose susidaro brandiems medynams būdinga struktūra. Taip pat gali būti, kad drebulynuose yra išlikę pavienių senų ąžuolų, kuriems paprastieji suopiai teikia pirmenybę kraudami lizdus. Abi rūšys Lietuvoje auga panašiuose, vidutinio derlingumo dirvožemiuose (Navasaitis et al., 2003).

Nors paprastasis suopis pirmenybę teikė perėti medynuose, kuriuose daugiau juodalksnių, apskritai pirmenybę teikė medynams, kur mažesnis dirvožemio drėgnumas. Apskritai 83 procentai paprastojo suopio lizdų buvo medynuose, kuriuose dirvožemiai normalaus ir laikinai perteklinio drėgnumo. Galbūt tokį pasirinkimą galima paaiškinti tuo, kad palankiomis drėkinimo sąlygomis, kai dirvožemiai ne sausi, tačiau ir ne užmirkę, medžiai gali augti greičiau.

Itin svarbūs paprastojo suopio medžioklės plotai yra atviri laukai (Krüger, 2002), čia sumedžiojama daugiausia grobio (Goszczyński, 1997; Wikar et al., 2008). Tačiau tyrimo plotuose neišryškėjo paprastojo suopio pirmenybė perėti arčiau miško pakraščio. Kaišiadorių miškuose vidutinis atstumas iki miško pakraščio siekė 319 m (diapazonas 45–1 075 m), Biržų girioje – 754 m (diapazonas 28–2 435 m) (atstumas nuo atsiktinių taškų iki miško pakraščio atitinkamai siekė 378 ir 816 m). Apskritai, atstumas iki miško pakraščio priklausė nuo kraštavaizdžio ypatybių.

Europinėje paprastojo suopio arealo dalyje fiksuotas skirtingas paprastojo suopio lizdaviets pasirinkimas miško pakraščio atžvilgiu. Centrinėje Italijoje atliktų tyrimų metu buvo nustatyta, kad paprastasis suopis teikė pirmenybę perėti arčiau miško pakraščio; vidutinis atstumas 269 m, palyginti su kontroliniais taškais – 509 m (Penteriani, Faivre, 1997a). Kito tyrimo duomenimis – 68 m (diapazonas 4–120 m) (Cerasoli, Penteriani, 1996). Estijoje paprastasis suopis perėjo vidutiniškai 92 m atstumu nuo miško pakraščio (Löhmus, 2006). Belovežo nacionaliniame parke nustatytas didesnis paprastojo suopio lizdų tankumas arti miško pakraščio nei giliau miško masyve (Goszczyński, 1997). Paprastojo suopio santykis su miško pakraščiu priklauso ir nuo miško tipo: Lenkijoje plačialapių miške vidutinis atstumas iki miško pakraščio – 407 m (diapazonas 21–1 338 m), o spygliuočių miške – 1 107 m (diapazonas 123–3 421 m) (Bielański, 2006). Ispanijoje nustatyta, kad paprastieji suopiai peri toliau nuo miško pakraščio (Zuberogitia et al., 2006).

Tiek šio tyrimo rezultatai, tiek kitų autorių duomenys rodo paprastojo suopio plastiškumą renkantis lizdaviets miško pakraščio atžvilgiu. Paprastojo suopio veisimosi sezono metu užimamos teritorijos (angl. „home range“) skersmuo įprastai mažesnis nei 1,1 km (Cerasoli, Penteriani, 1996; Hodder et al., 1998). Estijoje buvo nustatyta, kad perintys paprastieji suopiai medžioja 2 km spinduliu aplink lizdą (Löhmus, 2003a). Todėl individai, perintys giliau miško masyve, siekdami sumažinti energijos sąnaudas skrydžiams iki medžioklės plotų (pievų, laukų (Krüger, 2002), dirbamų laukų (Björklund et al., 2015)), galėjo pradėti intensyviau naudoti atviras teritorijas esančias miškuose (pakeles, griovių kraštus, jaunas kirtaviets, miško aikšteles). Tokį naujų medžioklės plotų įsisavinimą galėjo nulemti paprastojo suopio naudojama medžioklės technika – tupėti ir laukti (Väli et al., 2017), leidžianti medžioti ir nedidelėse, siaurose atviresnėse miško vietose, kur gausu grobio.

Vieno ir kito tiriamo ploto paprastojo suopio buveinės skyrėsi lizdo medžių rūšių procentiniu pasiskirstymu. Remiantis šiais rezultatais,

paprastasis suopis tinkamiausius lizdo medžius pasirenka pagal esamą medynų sudėtį. Šiuos rezultatus patvirtina ir Bielański (2006) Lenkijoje atliktas tyrimas, kuriuo nustatyta, kad paprastasis suopis lizdus krovė medžiuose, kurie medyne dažniausi ąžuolyne ir skroblyne (medyne 93 proc. ąžuolų), 73 procentus visų lizdų sukrovė ąžuoluose, o spygliuočių miške (medyne 89 proc. pušų) 89 procentus lizdų sukrovė pušyse. Tik Kaišiadorių miškuose situacija buvo kitokia – tarp lizdo medžių vyravęs ąžuolas buvo reta rūšis.

Paprastojo suopio buveinės Kaišiadorių miškuose ir Biržų girioje tarpusavyje skyrėsi pagal visus tirtus buveinės kintamuosius, išskyrus medyno amžių, tai rodo paprastojo suopio plastiškumą buveinių atžvilgiu. Paprastojo suopio plastiškumą lizdavičių atžvilgiu fiksuoja anksčiau Lietuvoje atliktų tyrimų duomenys (Skuja, Budrys, 1999; Drobėlis, 2004). Centrinėje Lenkijoje fiksuotas paprastojo suopio adaptyvumas lizdo medžių atžvilgiu. Medynuose sumažėjus pušų, gerokai sumažėjo lizdų šiuose medžiuose ir padaugėjo lizdų kituose medžiuose (pvz., europiniuose maumedžiuose (*Larix decidua*)) (Gryz, Krauze–Gryz, 2019).

Buveinių plastiškumu pasižymi ir kai kurie kiti dieniniai plėšrieji paukščiai. Paprocki ir kiti (2015) nustatė, kad javinė lingė (*Circus cyaneus*) pasižymi dideliu žiemojimo buveinių naudojimo plastiškumu. Erelio žuvininko Viduržemio jūros populiacijose taip pat buvo fiksuotas didelis žiemojimo buveinių pasirinkimo plastiškumas, tačiau atskiri individai naudojo tik po vieną (retai dvi) tam tikro tipo buveinę (Monti et al., 2018).

Paprastasis suopis yra gausiausia ir plačiausiai paplitusi Europoje plėšriųjų paukščių rūšis (Panek, Hušek, 2014). Ko gero, būtent plastiškumas perėjimo buveinių atžvilgiu yra viena iš priežasčių, lemiančių tokį paprastojo suopio populiacijos gausumą Europoje.

Nepaisant paprastojo suopio plastiškumo buveinės komponentų atžvilgiu, vienas veiksnys renkantis buvėnes išlieka nekintantis, tai – brandūs lizdo medžiai ir medynai. Brandūs lizdo medžiai ir medynai yra itin svarbūs sėkmingam veisimuisi, o kartu ir populiacijos palaikymui, ypač tose arealo dalyse, kur lizdai kraunami tik medžiuose. Tačiau ūkiniuose miškuose, tokiuose kaip Kaišiadorių miškai ir Biržų giria, miškų kirtimai sumažina medžių, tinkamų plėšriesiems paukščiams krauti lizdus, prieinamumą (Löhmus, 2003 b, Treinys et al., 2011). Paprastojo suopio populiacijos yra laikomos gana stabiliomis, išskyrus Šiaurės Europą, kur jau ilgą laiką jų mažėja. Šis populiacijos mažėjimas, kaip manoma, iš dalies gali būti susijęs su intensyvia miškų kirtimo praktika ir jos sukeltais grobio gausumo pakitimais (Björklund et al., 2015).

4.2 Paprastojo suopio buveinių, užimtų 2002 ir 2017 m. Kaišiadorių miškuose, palyginamosios analizės aptarimas

Tyrimas parodė, kad 2017 m. laikotarpiu paprastojo suopio lizdo medžių rūšių proporcijos skyrėsi, palyginti su 2002 m. laikotarpiu. Nors ir vykstant intensyviems medynų kirtimams Kaišiadorių miškuose, brandūs medynai kraštovaizdyje paseno vidutiniškai 14 m., atitinkamai ir suopiai lizdus krovė vidutiniškai 13 m. senesniuose medynuose. Tačiau paprastasis suopis 2017–2018 m. išlaikė panašų atstumą iki artimiausių ganyklų, koks buvo 2002–2004 m., nors 2017 m. brandūs medynai buvo toliau nuo ganyklų negu 2002 m.

Lizdo medžio lygmuo. Nors paprastojo suopio lizdo medžių rūšių proporcijos tarp laikotarpių statistiškai patikimai skyrėsi, tarpusavyje lyginant Kaišiadorių miškų tyrimo ploto B dalies 2003 ir 2017 m. Miškų kadastro duomenis, didelių pakitimų medynų proporcijose pagal vyraujančias medžių rūšis nenustatyta. Lizdų skaičiaus padidėjimą juodalksniuose (būdinga buveinė – drėgni ir šlapi miškai) bent iš dalies būtų galima paaiškinti tuo, kad dėl juodalksnynams būdingo drėgmės režimo jie yra sunkiau prieinami sunkiajai miškų kirtimo technikai. Todėl juodalksnyuose galėjo išlikti daugiau brandžių medynų, kuriuose augo seni medžiai, tinkami paprastajam suopiui lizdams krauti. Paprastojo suopio lizdo medžių rūšių procentinio pasiskirstymo pakitimas (sumažėjo lizdų pušyse, padaugėjo – europiniuose maumedžiuose) nustatytas ir Centrinėje Lenkijoje (1982–2018 m.), tačiau šis pakitimas yra susijęs su pušų sumažėjimu medynuose (Gryz, Krauze–Gryz, 2019).

Nepaisant lizdo medžių rūšių proporcijų pakitimo tarp tyrimo laikotarpių, dažniausia lizdo medžio rūšimi liko ąžuolas, kurio, kaip lizdo medžio, dalis 2017 m. netgi šiek tiek padidėjo. Centrinėje Ispanijoje atlikto tyrimo metu buvo nustatyta, kad paprastajam suopiui, gyvatėdžiui (*Circaetus gallicus*), vištvanagiui bei nykštukiniam ereliui (*Aquila pennata*) pats svarbiausias lizdavietės komponentas buvo lizdo medžio skersmuo – pirmenybė teikta didesnės apimties medžiams (Barrientos, Arroyo, 2014). Pietvakarių Ispanijoje taip pat fiksuota, kad nykštukinis erelis lizdus krovė aukštesniuose, didesnės apimties (1,3 m aukštyje) medžiuose, palyginti su atsitiktiniais medžiais (Suárez et al., 2000). Lõhmus (2006) Estijoje nustatė, kad vapsvaėdžiui (*Pernis apivorus*), vištvanagiui, paprastajam suopiui, mažajam ereliui rėksniui, paukštvanagiui (*Accipiter nisus*) ir skėtsakaliui (*Falco subbuteo*) lizdo medžio dydis buvo svarbesnis už jo amžių. ąžuolų, kaip lizdo medžių, svarbumo padidėjimas nustatytas ir kitų paukščių rūšių atveju. Lietuvoje 1995 ir 2009 m. atlikto tyrimo duomenimis, juodųjų gandrų lizdų

skaičius ąžuoluose padidėjo nuo 67 iki 75 procentų, nors abiem tyrimo laikotarpiais ąžuolynai šalyje buvo reti (Treinys et al., 2016). Juodojo gandro lizdų ąžuoluose skaičius padidėjimas Lietuvoje nustatytas ir lyginant 1976–1992 ir 2000–2006 m. lizdų duomenis tarpusavyje (Treinys et al., 2008). Juodojo gandro lizdų padidėjimas ąžuoluose nustatytas ir Estijoje 1962–2002 m. laikotarpiu, nors ąžuolynai šalyje yra reti ir užima mažiau nei 1 procentą bendro medynų ploto (Löhmus, Sellis, 2003). Pirmiau aptartų tyrimų rezultatai rodo didelių, senų lizdo medžių svarbą miško paukščiams, kraunantiems didelius lizdus.

Lizdavietės lygmuo. Remiantis brandžių kontrolinių medynų duomenimis, šių vidutinis amžius 2017 m. padidėjo, palyginti su 2002 m. Valstybinio miškų kadastro duomenimis, vidutinis Kaišiadorių miškų medynų amžius 2017 m. padidėjo 3,8 m., palyginti su 2003 m., ir dabar siekia 54,5 m. Nepaisant vidutinio medyno amžiaus didėjimo, pozityvių suminių miškų sudėties pokyčių pagal medynų brandumo grupes tyrimo teritorijoje nenustatyta. 2017 m. duomenimis, 1–2 brandumo grupių medynų ir kirtaviečių užimamas plotas padidėjo 7,9 procento nuo viso medynų ploto, palyginti su 2003 m., ir sudarė 63,4 procento visų medynų. Kitas svarbus pokytis miškų sudėtyje tarp tyrimo laikotarpių – tai pribrežtančių medynų ploto sumažėjimas 10 procentų nuo viso medynų ploto. Tokie medynai 2017 m. tesudarė 8,5 procento visų medynų. Toks drastiškas pribrežtančių medynų ploto sumažėjimas, nemažėjant miškų kirtimo tempams, gali ateityje sukelti itin ryškų brandžių medynų ploto sumažėjimą nagrinėjamoje teritorijoje, praradimams viršijant prieaugį. Tiesa, brandžių ir perbrendusių medynų plotas 2017 m. padidėjo 2,1 procento.

2002 m. 70 procentų paprastojo suopio lizdų buvo sukrauta jaunesniuose nei 80 m. medynuose, 2017 m. – 36 procentai. Dešimtmečius miškų kraštovaizdį formuojant kirtimais, gali susidaryti medynai, kuriuose visi ar beveik visi medžiai yra vienodo amžiaus. Taip itin sumažėja pavienių brandesnių medžių, tinkamų plėšriesiems paukščiams krauti lizdus, augimo jaunesniuose medynuose galimybė.

Nustatyta, kad vitšvanagis, mažasis erelis rėksnys ir paprastasis suopis Estijoje yra jautrūs potencialių lizdo medžių trūkumui ūkiniuose miškuose. Jaunesniuose nei 80 m. medynuose šie paukščiai perėjo tik tada, jeigu juose buvo išlikę pavienių vyresnių medžių (Löhmus, 2006). Estijoje nustatyta, kad juodojo gandro lizdo medžių amžius yra didesnis nei medynų, kuriuose šie auga amžius, panaši situacija fiksuota ir kitose Baltijos šalyse (Löhmus, Sellis, 2003 ir šaltiniai čia). Šiaurės Europoje šiuolaikinė miškininkystė su plynais kirtimais labai pakeitė borealinius miškus – juos pavertė fragmentuo-

tais ir vienodos amžiaus struktūros. Miškų amžiaus ir struktūros kitimas gali padidinti konkurencijos tarp plėšriųjų paukščių dėl lizdaviečių galimybę; dominuojančių rūšių atstovai gali išstumti silpnesnius konkurentus į prastesnės kokybės lizdavietes (Björklund et al., 2013 ir šaltiniai čia).

Makrobuveinės lygmuo. Brandūs kontroliniai medynai 2017 m. buvo toliau nuo ganyklų nei 2002 m. Tokią situaciją galėjo nulemti besikeičianti žemdirbystės praktika. Remiantis CORINE žemės dangos duomenų bazėmis, Kaišiadorių, Kauno, Jonavos, Širvintų, Prienų rajonų ir Kauno miesto savivaldybėse 2018 m., palyginti su 2000 m., ganyklų plotas sumažėjo 9 procentais, o ariamų laukų plotas padidėjo 16 procentų. Ariamų laukų skaičius sumažėjo 23 procentas, o vidutinis laukų plotas padidėjo 41 procentu. Alytaus ir Marijampolės apskrityse 2010 m. nustatytas pievų ir ganyklų ploto mažėjimas 7,5 procento, palyginti su situacija 2005 m. (Senetra et al., 2013).

Nors apskritai atstumai nuo brandžių medynų iki ganyklų kraštovaizdyje padidėjo, paprastasis suopis išlaikė panašų atstumą iki ganyklų. Tai rodo, kad ganyklos yra svarbus suopio buveinių elementas. Nustatyta, kad arčiau ganyklų peri ir nykštukinis erelis (pietvakarių Ispanija) (Suárez et al., 2000). Vakarų Slovakijoje, agrokultūriniam kraštovaizdyje, ne veisimosi sezono metu paprastieji suopiai ir pelėsakaliai pirmenybę medžioti teikė liucerna (*Medicago sp.*) užsėtose ganyklose, nors šių plotai tirtroje teritorijoje buvo nedideli. Liucerna užsėtų ganyklų pasirinkimą galėjo nulemti tai, kad šios yra stabilios, nes nesuariamente rudenį, žiemą (Nemček, 2013).

Šiame tyrime nenustatytas reikšmingas brandžių medynų dalies paprastojo suopio makrobuveinėse sumažėjimas. Tačiau kiti autoriai praneša apie brandžių medynų dalies sumažėjimą miškuose. Treinys ir kiti (2016) beveik visoje Lietuvos teritorijoje atliktame tyrime nustatė brandžių medynų dalies sumažėjimą (0,7 km spinduliu apie atsitiktinius taškus) 2009 m., palyginti su 1995 m. situacija. Björklund ir kiti (2015) taip pat aptiko senų eglynų užimamo ploto sumažėjimą apie vištvanagio ir paprastojo suopio lizdus bei apskritai senų eglynų sumažėjimą pietų Suomijoje 1992–2010 m. laikotarpiu. Kroatijoje atliktame tyrime buvo nustatytas miško teritorijos, tinkamos veistis jūriniam ereliui ir mažajam ereliui rėksniui, sumažėjimas (remiantis teritorijos, tinkamos veistis tirtiems paukščiams, sumažėjimu) dėl neproporcingo miškų kirtimo, kai iškertama daugiau miškų negu jų spėja subręsti. Viena iš priežasčių, lemiančių disproporcijos susidarymą, – tai per trumpas rotacijos laikotarpis, taikomas miškų praktikoje (Radović, Jelaska, 2012 ir šaltiniai čia).

Suomijoje atliktame tyrime nebuvo nustatyta, kad miško valdymo tipas (miškas priskirtas ar nepriskirtas saugomai teritorijai) turėtų kokią nors akivaizdų poveikį jūrinio erelio lizdų užimtumui ir veisimosi sėkmingumui (Santangeli et al., 2013). Taip pat Lietuvoje atliktame juodųjų gandrų tyrime, kuriame buvo nustatytas šių paukščių buveinių naudojimo pakitimas tyrimo laikotarpiu, nebuvo rasta įrodymų, kad buveinės naudojimo pakitimai buvo tiesiogiai sąlygoti miško kirtimų (Treinys et al., 2016).

Kai kuriems plėšriesiems miško paukščiams miškų kirtimas gali turėti ir teigiamą poveikį. Suomijoje lututės, kurių buveinėse (1,5 km spinduliu apie lizdą) plyni kirtimai vidutiniškai užėmė 49 procentus miško ploto, išaugino 1 jaunikiu daugiau nei lututės, kurių buveinėse plyni kirtimai vidutiniškai sudarė 18 procentų bendro miško ploto. Autorių teigimu, didesnis išauginamų jauniklių skaičius yra susijęs su pagrindinio lutučių grobio, *Microtus genties* pelėnų, didesne gausa didesnėse plynose kirtavietėse (kokios ir buvo intensyvių kirtimų atveju) nei mažose. Tačiau čia susiduriama su dviprasmiška situacija, nes lututėms perėti reikia uoksų, kurių natūralus šaltinis yra apleisti juodųjų meletų (*Dryocopus martius*) uoksai, o šioms perėti reikia brandžių medynų, kur auga dideli medžiai (Hakkarainen et al., 1997). Manoma, kad plyni miško kirtimai taip pat teigiamai veikia raibąsias pelėdas (*Surnia ulula*), kurių pagrindinis grobis yra Arvicolinae pošeimio graužikai. Tačiau koks bus plynų kirtaviečių poveikis šioms pelėdoms, gali priklausyti nuo plynų kirtaviečių dydžio, formos, medžių aukščio kirtaviečių pakraščiuose, pavienių medžių, paliktų kirtavietėse, aukščio ir tankio, kirtaviečių dangos tipo ir jo išplitimo, grobio rūšinės sudėties ir gausumo plynose kirtavietėse, palyginti su senais miškais (Sonerud, 1997).

Iš pirmiau pateiktų pavyzdžių akivaizdu, kad plynų kirtaviečių teikiamą naudą plėšriesiems paukščiams vertinti reikia labai atsargiai. Plėšriesiems miško paukščiams veisimuisi reikalingi seni medžiai, todėl lizdavietė gali tapti vienu pagrindinių paukščių gausumą ribojančių veiksnių (Jiménez-Franco et al., 2018).

Atkūrus Nepriklausomybę, miško kirtimo tempai Lietuvoje padidėjo daugiau kaip du kartus, nuo 3 mln. m³ per metus 1990 m. iki 7,4 mln. m³ per metus 2013 m. (Treinys et al., 2016), o metinis medienos iškirtimo procentas 1998–2007 m. siekė 66 procentus nuo prieaugio (Brukas et al., 2011). Kertamų miškų plotai ir toliau didinami. Metinė pagrindinių ir tarpinių miško kirtimų norma valstybiniais miškų valdytojams 2019 m. padidėjo, palyginti su 2014–2018 m. laikotarpiu, ir atitinkamais metais siekė 11 391 ha ir 11 035 ha (pastaroji norma 2015 m. buvo padidinta iki 11 141 ha) (Lietuvos Respublikos aplinkos ministro įsakymas, 2013; Lietuvos

Respublikos aplinkos ministro įsakymas, 2015; Lietuvos Respublikos aplinkos ministro įsakymas, 2018; Lietuvos Respublikos aplinkos ministro įsakymas, 2019 a; Lietuvos Respublikos aplinkos ministro įsakymas, 2019 b). Miškų plėšrieji paukščiai veisimuisi renkasi brandžius miškus (Treinys et al., 2016 ir šaltiniai čia), o esminis plėšriųjų paukščių lizdaviečių komponentas yra dideli seni medžiai, dažnai su netaisyklingai susiformavusiomis lajomis (Löhmus, 2006; Treinys et al., 2016). Jiménez–Franco ir kiti (2018) atliktoje nykštukinio erelio, paprastojo suopio ir vištvanagio populiacijų išgyvenimo (2010–2050 m. laikotarpiu) jauninant kertamų medžių amžių simuliacijoje nustatė (tirtame plote miškų kirtimai nevykdomi), kad, nevykdant miškų kirtimų, perinčių porų skaičius išliktų stabilus. Kirtimo amžiui esant 50–70 m. (nesant lizdų apsaugos), perinčių porų skaičius palaipsniui mažėtų, o kirtimo amžiui sumažėjus iki 40 m., populiacijos apskritai išnyktų.

4.3 Paprastojo suopio ir mažojo erelio rėksnio buveinių palyginimas

Paprastasis suopis lizdus krovė įvairesnių rūšių medžiuose nei mažasis erelis rėksnys. Pirmasis lizdus krovė 8 rūšių medžiuose, antrasis – 4. Paprastojo suopio dažniausių lizdo medžių pasirinkimas miško masyvuose skyrėsi (ąžuolas Kaišiadorių miškuose, beržas Biržų girioje). Mažasis erelis rėksnys abiejuose tyrimo plotuose dažniausiai lizdus krovė eglėse, o antroje vietoje Kaišiadorių miškuose rinkosi ąžuolus, Biržų girioje – beržus. Kitų rūšių medžiai (drebulės, juodalksniai ir itin retai uosiai, klevai, pušys) abejiems plėšriesiems paukščiams buvo nepagrindiniai lizdo medžiai.

Paprastasis suopis, Drobelio (2004) duomenimis, lizdus krauna 11 rūšių medžiuose. Dažniausiai beržuose, pušyse, ąžuoluose, eglėse, rečiau juodalksniuose, drebulėse, uosiuose ir itin retai liepose, baltalksniuose, klevuose. Šiaurės ir šiaurės rytų Lietuvoje 1996–1998 m. atlikto tyrimo duomenimis, paprastasis suopis dažniausiai lizdus krovė beržuose (49 proc.) (Skuja, Budrys, 1999).

Šiaurės ir šiaurės rytų Lietuvoje 1996–1998 m. atlikto tyrimo duomenimis, daugiausia mažojo erelio rėksnio sukrautų lizdų buvo rasta ąžuoluose (39 proc.) ir eglėse (18 proc.) (Skuja, Budrys, 1999). Tačiau kito Lietuvoje atlikto tyrimo metu buvo nustatyta, kad mažasis erelis rėksnys daugiausia lizdų sukrauna eglėse (48 proc.) (Treinys, Mozgeris, 2006). Treinio ir kitų (2013) duomenimis, mažasis erelis rėksnys dažniausiai lizdus krauna eglėse (46 proc.), gerokai rečiau ąžuoluose (19 proc.), beržuose (16 proc.) ir juodalksniuose (11 proc.) ir itin retai – pušyse, uosiuose, drebulėse ir klevuose.

Šio tyrimo duomenys, priešingai nei paprastojo suopio atveju, rodo mažojo erelio rėksnio prierašumą vienai lizdo medžių rūšiai – eglėms, tai patvirtina ir dalies Lietuvoje atliktų tyrimų duomenys (aptarti pirmiau). Estijoje, 1997–2002 m. duomenimis, mažasis erelis rėksnys 71 procentą savo lizdų sukrovė eglėse (Väli, 2003).

Abi plėšriųjų paukščių rūšys nesiskyrė tarpusavyje pagal lizdo padėtį lajoje, daugiausia lizdų sukrovė stiebo išsišakojime, perpus mažiau ant šoninių šakų. Kitų Lietuvoje atliktų tyrimų duomenimis, abiejų rūšių paukščiai didžiąją daugumą lizdų krovė stiebo išsišakojime ar ant šoninių šakų (Skuja, Budrys, 1999; Drobelis, 2004). Centrinėje Italijoje 87 procentai aptiktų suopio lizdų buvo sukrauta ant šoninių šakų prie kamieno (Cerasoli, Penteriani, 1996). Abiejų rūšių plėšrieji paukščiai tarpusavyje nesiskyrė ir pagal lizdo medžio apimtį ir lizdo aukštį nuo žemės.

Paprastojo suopio ir mažojo erelio rėksnio lizdai yra labai panašūs. Paprastojo suopio lizdo plotis vidutiniškai siekia 75 cm (diapazonas 40–140 cm), aukštis – 45 cm (diapazonas 10–150 cm). Mažojo erelio rėksnio lizdo plotis vidutiniškai siekia 89 cm (diapazonas 45–130 cm), aukštis – 51 cm (diapazonas 15–120 cm) (Drobelis, 2004). Abiejų rūšių paukščiai lizdus krauna iš sausų medžio šakelių, o pavasarį ir veisimosi sezono metu „puošia“ žaliomis eglų, pušų, beržų ar kitų lapuočių šakelėmis. Lizdus krauna tų pačių rūšių medžiuose, nors skiriasi pagrindinės lizdo medžių rūšys, tačiau abiejų paukščių rūšių atstovai panašiomis proporcijomis naudoja kitų rūšių medžius.

Paprastojo suopio ir mažojo erelio rėksnio panašumą lizdo medžio lygmeniu patvirtina ir tai, kad abiejų rūšių atstovai stebėti užimantys ir besiveisiantys vieni kitų lizduose (Skuja, Budrys, 1999; Väli, 2003; Drobelis, 2004 (7 bendri lizdai)). Taip pat fiksuota 13 atvejų, kai paprastasis suopis naudojosi tais pačiais lizdais su vištvanagiu (Drobelis, 2004).

Siekiant nustatyti, ar paprastojo suopio poreikiai buveinėms sutampa su mažojo erelio rėksnio, buvo tirtos ir mažojo erelio rėksnio buveinės. Mažojo erelio rėksnio buveinės nuo kontrolinių medynų abiejuose tyrimo plotuose skyrėsi didesniu medyno amžiumi, mažesniu atstumu iki miško pakraščio ir didesne drebulių proporcija medyne.

Kitų tyrimų tiek Lietuvoje, tiek užsienyje duomenimis, mažasis erelis rėksnys taip pat peri brandžiuose medynuose, kurių vidutinis amžius ne mažesnis nei 85 m. (Skuja, Budrys, 1999; Väli, 2003; Drobelis, 2004; Treinys et al., 2013). Brandžių medynų svarbą mažajam ereliui rėksniui patvirtina ir tai, kad pastarasis peri miškuose, kurių apie ketvirtadalį užima brandūs medynai (Treinys et al., 2013).

Kitų autorių duomenys tiek Lietuvoje, tiek užsienyje (Väli, 2003; Treinys, 2004; Poirazidis et al., 2007; Zub et al., 2010) patvirtina šio tyrimo rezultatus, kad mažasis erelis rėksnys peri arčiau miško pakraščio. Apskritai, laikoma, kad mažasis erelis rėksnys yra miško pakraščio gyventojas (Treinys et al., 2013). Tokį mažojo erelio rėksnio prierašumą miško pakraščiu lemia tai, kad pagrindiniai šių paukščių medžioklės plotai yra atviros teritorijos (Väli, 2003; Väli, 2004; Treinys, 2009; Treinys et al., 2013).

Lietuvoje atliktų tyrimų duomenimis, mažasis erelis rėksnys medyne pirmenybę teikia lapuočiams (Drobelis, 2004; Treinys, 2004), o iš jų svarbią medynų dalį sudaro ąžuolai (rūšinėje formulėje jo indeksas 2,6 iš 10) (Drobelis, 2004) ir vengia spygliuočių miškų (Drobelis, 2004; Treinys, 2004). Priešingi rezultatai gauti Estijoje – ten mažasis erelis rėksnys savo veisimosi teritorijoje pirmenybę teikė brandiems eglynams (Lõhmus, Väli, 2005).

Paprastojo suopio buveinės nuo mažojo erelio rėksnio buveinių skyrėsi atstumu iki miško pakraščio. Paprastojo suopio lizdai buvo vidutiniškai labiau nutolę nuo miško pakraščio (607 ± 578 (SD) m), nei mažojo erelio rėksnio (191 ± 114 (SD) m). Tačiau paprastasis suopis nevengė perėti ir arti miško pakraščio (diapazonas: 28–2 435 m). Mažasis erelis rėksnys pirmenybę lizdams krauti teikė arti miško pakraščio, o paprastasis suopis perėjo visame miško masyve – tiek arti miško pakraščio, tiek giliau medyne.

Paprastasis suopis ir mažasis erelis rėksnys Biržų girioje skyrėsi ir pagal pasiskirstymo miško masyve pobūdį. Paprastojo suopio porų išsidėstymas buvo atsitiktinis, o mažojo erelio rėksnio – reguliarus. Skirtingai nei nustatyta šio tyrimo metu, centrinėje Italijoje buvo nustatytas reguliarus paprastojo suopio lizdų išsidėstymas miško masyve (Penteriani, Faivre, 1997a). Tačiau tokį lizdų išsidėstymo pobūdį galėjo nulėmti kalnuotas tyrimo teritorijos reljefas, nes, kaip buvo nustatyta to paties tyrimo metu, paprastasis suopis lizdus krovė ant į šiaurės rytus nukreiptų šlaitų.

Paprastojo suopio lizdaviėtės nuo mažojo erelio rėksnio lizdaviėčių skyrėsi ir juodalksnių proporcija medyne bei medyno dirvožemio drėgnumu. Paprastojo suopio lizdaviėtėse buvo nustatyta didesnė juodalksnių proporcija, tačiau mažesnis dirvožemio drėgnumas.

Šio tyrimo rezultatai rodo, kad mažasis erelis rėksnys perėjo panašaus amžiaus medynuose kaip ir paprastasis suopis (atitinkamai vidutiniškai Biržuose $84,2 \pm 25,7$ (SD) m. (diapazonas 30–165) ir $85,6 \pm 24,6$ (SD) m. (diapazonas 15–165)). Tačiau šiaurės ir šiaurės rytų Lietuvoje 1996–1998 m. atliktų tyrimų duomenimis, mažasis erelis rėksnys perėjo vidutiniškai gerokai senesniuose medynuose nei paprastasis suopis (atitinkamai 103 ir 76

m.) (Skuja, Budrys, 1999). Tokį mažojo erelio rėksnio užimamų medynų amžiaus supanašėjimą su paprastojo suopio užimamais medynais galėjo sąlygoti tai, kad mažasis erelis rėksnys yra miško pakraščio gyventojas, o tai savaime sumažina tinkamų perėti medynų pasirinkimą. Tačiau, nepaisant mažesnio medynų amžiaus, išlieka galimybė juose aptikti pavienių brandesnių medžių, kuriuose ir būtų galima krauti lizdus (Löhmus, 2006). Juolab, Drobelio (2004) duomenimis, mažasis erelis rėksnys lizdus krauna stambiausiuose medyno medžiuose (viršaujančiuose, vyraujančiuose medžiuose sukrauna 88 proc. visų lizdų).

Tyrimo rezultatai rodo, kad mažesnieji paprastieji suopiai nevensgia veistis netoliese beveik dvigubai didesnių mažųjų erelių rėksnių. Mažiausias atstumas tarp dviejų paprastojo suopio porų, veisimosi sezonui užsiėmusių lizdus, buvo 503 m, o tarp dviejų mažojo erelio rėksnio porų – 647 m. Tačiau Biržų girioje mažiausias atstumas tarp paprastojo suopio ir mažojo erelio rėksnio porų, veisimosi sezonui užsiėmusių lizdus, tebuvo 71 m., Kaišiadorių miškuose – 48 m.

Didesni atstumai tarp perinčių tos pačios rūšies plėšriųjų paukščių porų lizdų nei tarp dviejų skirtingų rūšių plėšriųjų paukščių lizdų buvo fiksuoti ir Kazachstane, nors abiejų rūšių atstovai ir pasižymėjo panašiais buveinės poreikiais ir retkarčiais naudojo vieni kitų lizdus. Karališkojo erelio (*Aquila heliaca*) poros perėjo ne arčiau kaip 1,4 km atstumu viena nuo kitos, o kitų plėšriųjų paukščių rūšių atstovai dažnai perėjo arčiau kaip 1 km atstumu iki karališkojo erelio lizdo. Panaši situacija buvo ir stebint jūrinį erelį – jo poros neperėjo arčiau kaip per 0,9 km viena nuo kitos, tačiau kitų plėšriųjų paukščių rūšių atstovai perėjo ir 0,4 km atstumu iki jūrinio erelio lizdų (Katzner et al., 2003).

Tenerifės saloje paprastasis suopis stebėtas perintis statistiškai patikimai arčiau sakalo keleivio (*Falco peregrinus pelegrinoides*) (vidutinis atstumas 2,3 km, diapazonas 0,1–6 km), palyginti su atsitiktiniais taškais (vidutinis atstumas 4,3 km). Nors abiem rūšims saloje būdingi panašūs pasiskirstymo dėsningumai, sakalas keleivis yra potencialus paprastojo suopio konkurentas dėl veisimosi vietų (Rodríguez et al., 2010). Tačiau šis gali turėti ir teigiamą įtaką paprastojo suopio populiacijoms (fiksuoti paprastojo suopio kleptoparazitizmo sakalo keleivio atžvilgiu atvejai) (Rodríguez et al., 2007; Siverio et al., 2008; Rodríguez et al., 2010). Silpna tarp rūšinės konkurencijos sąveika buvo nustatyta ir pietryčių Ispanijoje, plėšriųjų paukščių bendrijoje, kurią sudarė nykštukinis erelis, vištvanagis ir paprastasis suopis (Jiménez-Franco et al., 2011).

Aiškūs tarprūšinės konkurencijos atvejai fiksuoti tarp paprastojo suopio ir dominuojančiojo vištvanagio. Paprastojo suopio ir vištvanagio grobis skiriasi, todėl konkurencija galima tik dėl geros kokybės lizdavičių. Ir išties, konkurencija tarp paprastojo suopio ir vištvanagio buvo fiksuota dėl veisimosi buveinių (Krüger, 2004 ir šaltiniai čia). Hakkarainen ir kiti (2004) netgi nustatė, kad vištvanagio buvimas netoliese sumažino paprastojo suopio produktyvumą 20 procentų. Žinoma, kad vištvanagis grobiui naudoja ir kitų plėšriųjų paukščių rūšių individus, tarp jų ir paprastojo suopio (Hoy et al., 2017).

Taigi, kas lemia paprastojo suopio koegzistavimą, o ne konkurencinius santykius su mažoju ereliu rėksniu, nors pastarasis ir yra beveik dvigubai didesnis (patinas 1–1,4 kg, patelė 1,3–2,2 kg (www.hbw.com)) nei paprastasis suopis? Nors abiejų rūšių plėšriųjų paukščių poreikiai lizdo ir lizdo medžio lygmeniu iš esmės sutapo, lizdavičių ir erdviniu lygmeniu išryškėjo gana didelis skirtumas. Paprastasis suopis pirmenybę teikė medynams, kur sausesni dirvožemiai, tačiau daugiau juodalksnių, perėjo tiek giliau medyne, tiek arti miško pakraščio. O mažasis erelis rėksnys neperėjo toliau kaip 512 m atstumu nuo miško pakraščio. Tačiau kas leidžia paprastajam suopiui ir mažajam ereliui rėksniui sugyventi, kur sutampa jų veisimosi sezonui užimamos teritorijos ir medžioklės plotai?

Paprastasis suopis ir mažasis erelis rėksnys iš esmės naudoja tą patį grobį (Väli et al., 2017). Dauguma paprastojo suopio mitybos tyrimų rodo, kad dažniausias šių paukščių grobis yra smulkūs žinduoliai, ypač *Microtus* genties pelėnai (Graham et al., 1995; Selås, 2001; Hakkarainen et al., 2004; Reif et al., 2004; Tapia et al., 2007; Šotnár, Obuch, 2009; Reif et al., 2008). Pelėnai pagrindine paprastųjų suopių raciono dalimi laikomi Šiaurės, Rytų ir Centrinėje Europoje (Krüger, 2002). Taip pat labai svarbiu alternatyviu grobiu laikomi paukščiai (Goszczynski, 1997; Selås et al., 2007; Lehikoinen et al., 2009; Šotnár, Obuch, 2009). Lietuvoje paprastųjų suopių racione vyrauja smulkūs peliniai graužikai (Kurlavičius, 2003). A. Steponėno ir D. Steponėno surinktais duomenimis, smulkūs žinduoliai sudaro 44 procentus paprastojo suopio raciono, paukščiai – 31,4 procento, varliagyviai – 15,9 procento, ropliai – 7,9 procento, žuvis – 0,8 procento, o didžiausią raciono dalį sudaro *Microtus* genties graužikai (32,9 proc.) (Drobelis, 2004).

Nors mažasis erelis rėksnys yra santykinai didelis paukštis, jis minta išskirtinai smulkiais gyvūnais: gyvūnai, sveriantys mažiau nei 50 g, sudaro apie 70 procentų viso mažojo erelio rėksnio raciono, o sveriantys daugiau kaip 100 g – iki 10 procentų (Treinys et al., 2013). Mažojo erelio rėksnio racione vyrauja graužikai (Treinys, Dementavičius, 2004), iš kurių daugiau-

sia sumedžiojama pelėnų (Treinys et al., 2017). Šiaurės rytų Lenkijoje vyravo vabzdžiaėdžiai žinduoliai (kurmiai, ežiai), smulkūs paukščiai ir varliagyviai (Zub et al., 2010). Smulkūs paukščiai (įprastai laukų, pievų paukščių jaunikliai) gali sudaryti iki 20 procentų mažojo erelio rėksnio raciono (Treinys et al., 2013).

Toks koegzistuojančių rūšių atstovų grobio panašumas turėtų sąlygoti tarprūšinę konkurenciją, tačiau šio tyrimo rezultatai nerodo tiriamųjų paukščių abipusio vengimo erdvėje. Vienas iš galimų rūšių sugyvenimo paaiškinimų – tai jų taikomos skirtingos medžioklės technikos (Väli et al., 2017). Mažasis erelis rėksnys medžioja ramiai sklaidydamas, vaikščiodamas, tykodamas nuo žemės, pamiškės ar pavienių medžių, netgi nuo tvorų stulpų ar šieno, šiaudų ritinių (Treinys et al., 2013). Tačiau daugiausia medžioklės laiko jis praleidžia skraidydamas, kiek rečiau vaikščiodamas. O paprastas suopis dažniausiai taiko „tupėk ir lauk“ techniką (Väli et al., 2017). Tai pastarajam leidžia sėkmingai išnaudoti kitokius medžioklės plotus nei mažojo erelio rėksnio (pvz., graužikų gausius dirbamų laukų pakraščius (Väli et al., 2017)).

Abiejų rūšių plėšrieji paukščiai labiausiai linę medžioti atvirose teritorijose (Goszczynski, 1997; Krüger, 2002; Väli, 2003; Drobek, 2004; Väli, 2004; Wikar et al., 2008; Treinys et al., 2013). Nepaisant to, šie paukščiai išsiskiria pagal tai, kokioms atviroms teritorijoms teikia pirmenybę ir kokias teritorijas išnaudoja geriausiai. Mažasis erelis rėksnys, esant pasirinkimui, pirmenybę teikia pievoms, o ne dirbamiems laukams (Zub et al., 2010; Treinys et al., 2013). Sėjamoju rapsu užsėti laukiai neigiamai veikia mažojo erelio rėksnio reprodukcinį sėkmingumą (Väli et al., 2017). O paprastas suopis sėkmingai veisėsi netoli rapsų laukų ir medžiojo jų pakraščiuose (Panek, Hušek, 2014; Väli et al., 2017). Toks galimas paprastojo suopio ir mažojo erelio rėksnio pasiskirstymas tarp dirbamų laukų ir natūralių pievų galėtų būti vienas iš galimų veiksnių, sąlygojančių artimą šių rūšių sugyvenimą.

4.4 Paprastojo suopio reakcija į jūrinį erelį

Eksperimento rezultatai patvirtino, kad paprastas suopis atpažįsta jūrinį erelį kaip plėšrūną ir reaguoja į jį balsiniais signalais, atakomis. Tačiau, priešingai darytai prielaidai, paprastojo suopio reakcijos intensyvumas į jūrinį erelį nepriklausė nuo to, ar jūriniai ereliai perėjo šalia paprastojo suopio aplinkoje, ar ne.

80 procentų tirtų paprastojo suopio porų (86 proc. Kaišiadorių miškuose ir 73 proc. Biržų girioje) reagavo į jūrinį erelį balsiniais signalais ar (ir)

netiesioginėmis atakomis įvairiame aukštyje virš muliažo bent viename iš eksperimento etapų. Atakomis į jūrinio erelio muliažą Biržų girioje reagavo 45 procentai paprastojo suopio porų ir 29 procentai – Kaišiadorių miškuose. Pati agresyviausia pora, atakomis (< 5 m atstumu iki muliažo) reagavusi visuose trijuose eksperimento etapuose, buvo Biržų girioje.

Tyrimo rezultatai rodo, kad paprastojo suopio reakcijai į jūrinį erelį didžiausią įtaką turėjo individualios paprastojo suopio poros savybės. Įtakos reakcijos stiprumui taip pat turėjo jauniklių amžius; intensyviausias atsakas buvo jaunikliams esant vyriausiems (eksperimento ribose). Taip pat nustatyta reakcijos silpnėjimo tendencija vakaro valandomis, palyginti su ryto valandomis, tačiau ne tarp ryto ir dienos. Reakcijos intensyvumui ir trukmei įtakos turėjo ir reakcijoje dalyvavusių poros narių skaičius. Kai dalyvavo ir patinas, ir patelė, reakcija buvo patikimai stipresnė. Vados dydis ir muliažo atstumas iki lizdo neturėjo įtakos paprastojo suopio reakcijai.

Jūriniam ereliui rekolonizavus vidurio Lietuvą, nuo 2001 m. fiksuota dešimtys atvejų, kai paprastojo suopio jaunikliai tapo jūrinių erelių grobiu (Kamarauskaitė et al., 2019). Toks sąlyginai naujų dominuojančių plėšrūnų atsiradimas teritorijoje turėtų sukelti etologinius pakitimus žemesnio trofinio lygmens plėšrūnų gildijos nariams, ypač tiems, kurie nukenčia tiesiogiai. Vokietijoje buvo nustatyta, kad paprastieji suopiai į didįjį apuoką reagavo daug agresyviau jam rekolonizavus teritoriją (Mueller et al., 2016). Tokiai skirtingai paprastojo suopio reakcijai į du skirtingus dominuojančius plėšrūnus įtakos galėjo turėti ir tai, kad didysis apuokas medžioja tiek jauniklius, tiek suaugusius paukščius (Boerner, Krüger, 2008). O jūrinis erelis Lietuvoje fiksuotas medžiojantis tik jauniklius (Kamarauskaitė et al., 2019).

Krüger (2002) nustatė, kad paprastieji suopiai intensyviau, didesniu balsinių signalų skaičiumi reagavo į konkurentą (kitą paprastąjį suopį) nei į plėšrūną (vištvanagį) ankstyvesnėse jauniklių vystymosi stadijose. Veisimosi sezono pabaigoje balsinių signalų dažnis susilygino tiek plėšrūno, tiek konkurento atvejais. Tokia pati situacija ir su agresijos lygiu (Krüger, 2002). Panaši reagavimo į plėšrūną tendencija pastebėta ir šio tyrimo metu, kai ankstyvojoje ir vidurinėje jauniklių vystymosi stadijose paprastieji suopiai nepasižymėjo stipria reakcija į jūrinį erelį, tačiau vėlyvojoje vystymosi stadijoje silpnesne ar stipresne reakcija pasižymėjo 75 procentai porų. Būtent vėlyvojoje vystymosi stadijoje fiksuotas didžiausias atakų ir didžiausias vidutinis balsinių signalų skaičius.

Paprastojo suopio reakcijos į dominuojantį plėšrūną intensyvėjimą didėjant jauniklių amžiui nustatė ir Krüger (2002). Tačiau Boerner ir Krüger

(2008) paprastojo suopio morfų agresijos tyrime nenustatė, kad jauniklių amžius turėjo įtakos šių paukščių agresijos prieš dominuojantį plėšrūną didįjį apuoką ar konkurentą paprastąjį suopį lygiui. Eksperimento rezultatai rodo, kad paprastieji suopiai paskirstė jauniklių auginimo pastangas pagal kaštų ir naudos santykį įvertindami tikimybę būti sužeisti ar žūti susidūrimo su plėšrūnu metu, reprodukcijos perspektyvą ateityje ir jauniklių amžių (Krüger, 2002). Tokiu atveju rizika būti sužeistam ar žūti pateisinama tik jaunikliams esant vyresniems, kai investuota daugiausia energijos į jauniklių auginimą.

Šio eksperimento rezultatai neparodė, kad paprastojo suopio reakcija skyrėsi pagal muliažo atstumą iki lizdo. Panašius rezultatus gavo Lourenço ir kiti (2011). Pastarojo eksperimento duomenimis, muliažo atstumas iki lizdo neturėjo įtakos juodojo peslio, rudojo peslio (*Milvus milvus*), nykštukinio erelio ir paprastojo suopio agresijos prieš dominuojantį plėšrūną didįjį apuoką lygiui (tačiau šis eksperimentas pasižymėjo maža intimi). Kaip rodo šis ir Lourenço ir kitų (2011) atliktas eksperimentas net su kelių rūšių plėšriais paukščiais, atstumas nuo plėšrūno muliažo iki lizdo neturi įtakos plėšrūno keliamo pavojaus suvokimui ir potencialus grobis plėšrūnų keliamą grėsmę vertina vienodai tiek jam esant arčiau, tiek toliau nuo lizdo.

Paprastojo suopio jauniklių skaičius neturėjo įtakos suaugusių paukščių agresijos prieš plėšrūną ar konkurentą lygiui, kaip rodo Boerner ir Krüger (2008) atliktas tyrimas. Tačiau Krüger (2002) vykdyto tyrimo metu paprastieji suopiai į konkurentą (paprastojo suopio iškamšą) reagavo agresyviau, jei augino tikrai vieną jauniklį, o reakcija į plėšrūną nepriklausė nuo jauniklių skaičiaus. Priešingai paprastajam suopiui, dėties dydis turėjo įtakos uralinių pelėdų agresyvumui – esant didesnėms dėtims nustatytas didesnis uralinių pelėdų agresyvumas (Kontinen et al., 2009).

Šio tyrimo rezultatai leidžia manyti, kad dienos metas gali turėti įtakos paprastojo suopio reakcijos į plėšrūną intensyvumui. Tačiau tyrimuose, atliktuose su kitomis paukščių rūšimis, gauti skirtingi rezultatai apie dienos meto įtaką paukščių agresijos prieš plėšrūnus lygiui. Bize ir kiti (2012) nustatė, kad reakcija į plėšrūną kito skirtingu dienos metu. Honza ir kiti (2004) nustatė, kad mažųjų krakšlių (*Acrocephalus scirpaceus*) lizdų gynybos nuo gegučių (*Cuculus canorus*) reakcija nesiskyrė ryto ir popiečio valandomis.

Statistinės analizės rezultatai atskleidė, kad didžiausią įtaką paprastojo suopio reakcijai į jūrinį erelį turėjo individualios paprastojo suopio poros savybės. Skirtingų paprastojo suopio porų reakcijos intensyvumas buvo labai įvairus. Vienas iš galimų tokių skirtingų reakcijų tarp porų paaiškinimų –

tirtos poros galėjo būti skirtingų spalvinių morfų. Boerner ir Krüger (2008) nustatė, kad šviesūs paprastojo suopio patinai agresyviausiai reagavo į dominuojantį plėšrūną (didįjį apuoką). Kiek mažiau agresyvūs vidutinio tamsumo patinai ir mažiausiai agresyvūs tamsūs patinai. Ir atvirkščiai, pačios agresyviausios tamsios patelės. Morfos šio eksperimento metu nebuvo registruotos, tačiau skirtingos spalvinės individų morfos galėtų paaiškinti skirtingų paprastojo suopio porų tokio skirtingo intensyvumo ir agresyvumo atsakus į plėšrūną.

Spalvinis polimorfizmas yra dažnas tarp plėšriųjų paukščių (Sumasgutner et al., 2018). *Buteo* gentyje 15 iš 25 rūšių būdingas polimorfizmas (Kappers et al., 2017) Vanaginių (Accipitridae) šeimoje 22 procentams rūšių būdingas polimorfizmas (Sumasgutner et al., 2018). Kalbant apie morfas, svarbu yra tai, kad jos paveldimos (Kappers et al., 2017). Kappers ir kiti (2018) ilgalaikio 202 šeimų tyrimo metu nustatė, kad paprastojo suopio spalvinė variacija yra stipriai paveldima.

Molekulinių tyrimų metu gauta duomenų, kad molekulės, dalyvaujančios melanogenezeje, keičia ir kitus fiziologinius procesus, taip sukurdamos kovariaciją tarp melaninu paremtos spalvos ir fiziologinių bei imunologinių funkcijų (Karell et al., 2017). Polimorfinės rūšys gali būti geriau prisitaikusios prie aplinkos kaitos arba sugebėti išplisti į naujas teritorijas daug greičiau, nes atranka gali veikti iš anksto susiformavusius bruožus (angl. *pre-existing trait*), kurie galėtų būti naudingi susidarius naujoms aplinkos sąlygoms. Kai kurių paukščių rūšių atveju spalvinis polimorfizmas yra susijęs su mažesne išnykimo rizika. Apskritai, polimorfinės rūšys evoliuciškai senesnės už monomorfines, o tai galėtų paaiškinti didesnę jų atsparumą stresui (Sumasgutner et al., 2018 ir šaltiniai čia).

Naminės pelėdos (*Strix aluco*) šviesūs individai yra geriau prisitaikę gyventi sausose ir atšiauresnėse aplinkose, o tamsūs – produktyvesnėse ir drėgnesnėse aplinkose (Karell et al., 2017 ir šaltiniai čia). Nustatyta, kad morfa susijusi su paprastojo suopio jauniklių lytimi esant grobio stygiui (Chakarov et al., 2015), taip pat liepsnotųjų pelėdų ir tamsiojo vištvanagio (*Accipiter melanoleucus*) buveinės pasirinkimu (Dreiss et al., 2012; Tate, Amar, 2017), raudonuodegio suopio ir tamsiojo vištvanagio medžioklės taktika (Tate, Amar, 2017; Sumasgutner et al., 2018 ir šaltiniai čia).

Kitas svarbus dalykas, galintis veikti individo atsaką į plėšrūno buvimą artimoje lizdo aplinkoje, yra individualios paukščių savybės, tokios kaip amžius ir patirtis (Krüger, 2002) bei gyvūno temperamentas. Møller ir Nielsen (2014) daugiau kaip tris dešimtmečius trukusiame vištvanagių agresijos

tyrime (tirta 410 patelių) nustatė, kad patelių lizdų apsaugos intensyvumas priklausė nuo jų amžiaus ir buvo didžiausias esant vidutinio amžiaus.

Gyvūnų elgsenos tyrėjai pripažįsta, kad atskiri individai dažnai skiriasi savo elgesiu, pavyzdžiui, vieni individai, pastebėję plėšrūną, gali drąsiai konfrontuoti su juo, o kiti bus labiau linkę trauktis į saugesnę vietą (Bell, 2005; Bell, 2007). Elgsenos ekologai tradiciškai manė, kad gyvūnų elgsena yra plastiška ir tai leidžia individams kiekvienoje situacijoje priimti geriausią sprendimą. Vis dėlto pateikiama vis daugiau įrodymų, kad individualus gyvūnų elgsenys yra palyginti nelankstus (Kontiainen et al., 2009). Gyvūnai dažnai demonstruoja pastovius agresyvumo, drąsos ir aktyvumo skirtingose aplinkose modelius, o nuoseklūs ir pasikartojantys elgsenio modeliai yra vadinami asmenybe, arba temperamentu (van Oers et al., 2003; Bell, 2007; Réale et al., 2007; Kontiainen et al., 2009). Temperamento apribotas elgsenos plastiškumas gali lemti, kad individui bus būdingas tam tikras elgsenio tipas skirtingose situacijose (Bell, 2007). Temperamento bruožai, saviti individui, yra plačiai paplitę tarp gyvūnų (Réale et al., 2007; Kontiainen et al., 2009; Watts et al., 2010) ir dažnai genetiškai paveldimi (Kontiainen et al., 2009). Asmenybės buvimas nustatytas žinduoliams, paukščiams, driežams, žuvims, moliuskams, nariuotakojams (van Oers et al., 2003; Sih et al., 2004). Individualūs temperamento skirtumai gali lemti, kaip individas elgsis naujose situacijose, vengs plėšrūnų, kiek energijos ir jėgų skirs reprodukcijai ir kaip elgsis skirtingose socialinėse situacijose (Réale et al., 2000). Bize ir kiti (2012) nustatė, kad suaugusių baltagurklių čiurlių (*Apus melba*) prieš plėšrūnus nukreiptas elgsenys yra nulemtas genetiškai ir kad jaunikliai elgsenos tipą paveldi iš savo biologinių tėvų. Net užauginti tėvų, kurių elgsenos tipas kitoks, jie vis tiek išlaiko biologinių tėvų elgsenos tipą.

Jūrinių erelių porų tankumas visoje Vidurio Lietuvoje yra mažas (Treinys et al., 2016). Artimiausi jūrinių erelių lizdai nuo eksperimentinių paprastojo suopio lizdų Kaišiadorių miškuose yra už 0,8 km (vidurkis – 7,6, I kvartilis – 5,4, III kvartilis – 10,4 km) (D. Dementavičiaus asmeninis pranešimas). Apskritai, Kaišiadorių rajone žinomos 8 (2017 m. duomenimis) perinčios jūrinių erelių poros (D. Dementavičiaus asmeninis pranešimas). Visoje vidurio Lietuvoje 16 metų laikotarpiu jūrinių erelių lizduose registruoti 29 paprastojo suopio jaunikliai ar jų liekanos, tačiau neaptikta suaugusių paukščių liekanų. Buvo nustatyta, kad jūrinio erelio paprastojo suopio jauniklių naudojimas maistui susijęs su prastinės kokybės buveinėmis, nutolusiomis nuo vandens telkinių (Kamarauskaitė et al., 2019). Dėl pirmiau išvardytų priežasčių galima manyti, kad tiesioginiai susidūrimai tarp rūšių, kuomet jūriniai ereliai

išplėšia paprastųjų suopių lizdus, turėtų būti būdingi ne kiekvienai paprastojo suopio porai. Todėl skirtinga paprastojo suopio porų susidūrimų su jūrinių erelių patirtis galėjo nulėmti skirtingo intensyvumo ir agresijos lygio atsaką į jūrinio erelio muliažą eksperimento metu.

Biržų girioje artimiausia žinoma perinti jūrinio erelio pora yra už 21 km (vidurkis – 28, I kvartilis – 24, III kvartilis – 32 km) nuo eksperimentinių paprastojo suopio lizdų (D. Dementavičiaus ir J. Kuze'ės asmeniniai pranešimai).

Dementavičius ir kiti (2019) nustatė, kad mažieji ereliai reksniai sugyvena su jūriniais ereliais be jokių neigiamų pasekmų populiacijos dinamikai, nors pastarieji ir yra gausūs aplinkoje.

Rizika tapti plėšrūno grobio dažnai yra apibrėžiama kaip grobio ir plėšrūno susidūrimo tikimybė (susidūrimo rizika) ir (arba) tikimybė būti nužudytam (mirtingumo rizika) tam tikroje vietovėje. Abi šios rizikos paveikia potencialaus grobio elgseną, nes kinta erdvėje ir laike ir potencialus grobis dažnai gali jas nuspėti. Jis gali reaguoti į tokius rizikos pokyčius keisdamas savo elgesį. Ado dramblių nacionalime parke (Pietų Afrikos Respublika) atliktame penkių žolėdžių rūšių atstovų elgsenos reaguojant į reintrodukuotą plėšrūną liūtą (*Panthera leo*) tyrime keturių žolėdžių rūšių erdvinis pasiskirstymas, visų pirma, buvo nulėmtas aplinkos veiksnių, o reakcija į plėšrūno riziką buvo ribota (Davies et al., 2016). Berger (2007) Šiaurės Amerikoje nustatė, kad stambių plėšrūnų išnykimas šiaurinio elnio (*Rangifer tarandus*) gyvenamojoje aplinkoje sumažino pastarojo budrumą ir sprukimo nuo plėšrūno reakciją, o plėšrūnų sugražinimas į Jeloustouno regioną atkūrė tauriųjų elnių (*Cervus elaphus*) ir briedžių (*Alces alces*) jautrumą plėšrūnams iki lygio, būdingo elniams, Azijoje gyvenantiems kartu su tigris (*Panthera tigris*) ir vilkais (*Canis lupus*).

IŠVADOS

1. Paprastojo suopio buveinių pasirinkimą lemia medyno amžius, rūšinė sudėtis ir medyno dirvožemio drėgnumas.
2. Paprastojo suopio buveinės, esančios skirtinguose kraštovaizdžiuose, nesiskyrė tik medyno amžiumi (vidutinis 86 ± 25 (SD) m.), medyno rūšinė sudėtis, dirvožemio drėgnumas, derlingumas ir atstumas iki miško pakraščio priklausė nuo miško masyvo savybių.
3. Pasikeitus kraštovaizdžiui nustatytas lizdo medžių, lizdavičių pasirinkimo, bet ne jų padėties kraštovaizdyje plastiškumas.
4. Paprastasis suopis, rinkdamasis lizdavietes, nevensgia mažojo erelio rėksnio.
5. Paprastasis suopis ir mažasis erelis rėksnys lizdams krauti naudojo tas pačias pagrindines medžių rūšis, tik skirtingu dažnumu. Kitos lizdų ir lizdo medžių savybės bei medynų rūšinė sudėtis šių plėšriųjų paukščių rūšių buvo panašios. Lizdavietės skyrėsi medyno dirvožemio drėgnumu ir erdvinio pasiskirstymu: suopio lizdavietės aptinkamos visame miško masyve, sausesniuose dirvožemiuose, erelio – tik arti miško pakraščio ir drėgnesniuose dirvožemiuose.
6. Paprastojo suopio vados gynimo reakcija į jūrinį erelį nesiskyrė šio plėšrūno apgyvendintoje ir neapgyvendintoje teritorijoje.
7. Paprastojo suopio vados gynybinės reakcijos į jūrinį erelį intensyvumą lėmė paprastojo suopio individų savybės, jauniklių amžius ir reaguojančių poros narių skaičius.

LITERATŪROS SĄRAŠAS

- Amarasekare P. 2003. Competitive coexistence in spatially structured environments: a synthesis. *Ecology Letters* 6: 1109–1122.
- Amato M., Ossino A., Brogna A., Cipriano M., D'Angelo R., Dipasquale G., Mannino V., Andreotti A., Leonardi G. 2014. Influence of habitat and nest-site quality on the breeding performance of Lanner Falcons *Falco biarmicus*. *Acta Ornithologica* 49: 1–7.
- Aragón P., Sánchez-Fernández D. 2013. Can we disentangle predator – prey interactions from species distributions at a macro-scale? A case study with a raptor species. *Oikos* 122: 64–72.
- Atuo F. A., O'Connell T. J. 2018. Superpredator proximity and landscape characteristics alters nest site selection and breeding success of a subordinate predator. *Oecologia* 186: 817–829.
- Baladrón A. V., Isacch J. P., Cavalli M., Bó M. S. 2016. Habitat selection by Burrowing Owls *Athene cunicularia* in the Pampas of Argentina: a multiple-scale assessment. *Acta Ornithologica* 51: 137–150.
- Balotari-Chiebao F., Brommer J. E., Niimäki T., Laaksonen T. 2016 a. Proximity to wind-power plants reduces the breeding success of the white-tailed eagle. *Animal Conservation* 19: 265–272.
- Balotari-Chiebao F., Villers A., Ijäs A., Ovaskainen O., Repka S., Laaksonen T. 2016 b. Post-fledging movements of white-tailed eagles: Conservation implications for wind-energy development. *Ambio* 45: 831–840.
- Baltag E. S., Pocora V., Petrencu L. 2017. Nest-site Preferences of Common Buzzard, *Buteo buteo* (Linnaeus, 1758), from Eastern Romania. *Acta Zoologica Bulgarica* 69(1): 55–60.
- Bamford A. J., Monadjem A., Hardy I. C. W. 2009. Nesting habitat preference of the African White-backed Vulture *Gyps africanus* and the effects of anthropogenic disturbance. *Ibis* 151: 51–62.
- Barrientos R., Arroyo B. 2014. Nesting habitat selection of Mediterranean raptors in managed pinewoods: searching for common patterns to derive conservation recommendations. *Bird Conservation International* 24: 138–151.
- Bartoń K. 2018. MuMIn: Multi-model inference. R package version 1.42.1.
- Bates D., Maechler M., Bolker B., Walker S., Christensen R. H. B., Singmann H., Dai B., Scheipl F., Grothendieck G., Green P., Fox J.,

2019. Linear Mixed-Effects Models using 'Eigen' and S4. R package version 1.1–20.
- Bell A. M. 2005. Behavioural differences between individuals and two populations of stickleback (*Gasterosteus aculeatus*). *Journal of Evolutionary Biology* 18: 464–473.
- Bell A. M. 2007. Future directions in behavioural syndromes research. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 274: 755–761.
- Benítez-López A., Viñuela J., Mougeot F., García J. T. 2017. A multi-scale approach for identifying conservation needs of two threatened sympatric steppe birds. *Biodiversity Conservation* 26: 63–83.
- Berger J. 2007. Carnivore Repatriation and Holarctic Prey: Narrowing the Deficit in Ecological Effectiveness. *Conservation Biology* 21(4): 1105–1116.
- Bielański W. 2006. Nesting preferences of common buzzard *Buteo buteo* and goshawk *Accipiter gentilis* in forest stands of different structure (Niepolomice Forest, Southern Poland). *Biologia* 61(5): 597–603.
- Bize P., Diaz C., Lindström J. 2012. Experimental evidence that adult antipredator behaviour is heritable and not influenced by behavioural copying in a wild bird. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 279: 1380–1388.
- Björklund H., Valkama J., Saurola P., Laaksonen T. 2013. Evaluation of artificial nests as a conservation tool for three forest-dwelling raptors. *Animal Conservation* 16: 546–555.
- Björklund H., Valkama J., Tomppo E., Laaksonen T. 2015. Habitat Effects on the Breeding Performance of Three Forest-Dwelling Hawks. *PLoS ONE* 10(9): e0137877.
- Boerner M., Krüger O. 2008. Aggression and fitness differences between plumage morphs in the common buzzard (*Buteo buteo*). *Behavioral Ecology* 20: 180–185.
- Boyce M. S., Johnson C. J., Merrill E. H., Nielsen S. E., Solberg E. J., van Moorter B. 2016. Can habitat selection predict abundance? *Journal of Animal Ecology* 85: 11–20.
- Brambilla M., Bassi E., Ceci C., Rubolini D. 2010. Environmental factors affecting patterns of distribution and co-occurrence of two competing raptor species. *Ibis* 152: 310–322.

- Breen A. J., Guillette L. M., Healy S. D. 2016. What Can Nest-Building Birds Teach Us? *Comparative Cognition & Behavior Reviews* 11: 83–102.
- Bruggeman J. E., Swem T., Andersen D. E., Kennedy P. L., Nigro D. 2016. Multi-season occupancy models identify biotic and abiotic factors influencing a recovering Arctic Peregrine Falcon *Falco peregrinus tundrius* population. *Ibis* 158: 61–74.
- Brukas V. 2015. New World, Old Ideas—A Narrative of the Lithuanian Forestry Transition. *Journal of Environmental Policy & Planning* 17(4): 495–515.
- Brukas V., Felton A., Lindbladh M., Sallnäs O. 2013. Linking forest management, policy and biodiversity indicators – A comparison of Lithuania and Southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 291: 181–189.
- Brukas V., Kuliešis A., Sallnäs O., Linkevičius E. 2011. Resource availability, planning rigidity and Realpolitik in Lithuanian forest utilization. *Natural Resources Forum* 35: 77–88.
- Brukas V., Mizaras S., Mizaraitė D. 2015. Economic Forest Sustainability: Comparison between Lithuania and Sweden. *Forests* 6: 47–64.
- Buehler R., Bosco L., Arlettaz R., Jacot A. 2017. Nest site preferences of the Woodlark (*Lullula arborea*) and its association with artificial nest predation. *Acta Oecologica* 78: 41–46.
- Burnham K. P., Anderson D. R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Second Edition. New York, Springer–Verlag.
- Bustamante J., Seoane J. 2004. Predicting the distribution of four species of raptors (Aves: Accipitridae) in southern Spain: statistical models work better than existing maps. *Journal of Biogeography* 31: 295–306.
- Butchart S. H. M., Walpole M., Collen B., van Strien A., Scharlemann J. P. W., Almond R. E. A., Baillie J. E. M., Bomhard B., Brown C., Bruno J., Carpenter K. E., Carr G. M., Chanson J., Chenery A. M., Csirke J., Davidson N. C., Dentener F., Foster M., Galli A., Galloway J. N., Genovesi P., Gregory R. D., Hockings M., Kapos V., Lamarque J–F., Leverington F., Loh J., McGeoch M. A., McRae L., Minasyan A., Morcillo M. H., Oldfield T. E. E., Pauly D., Quader S., Revenga C., Sauer J. R., Skolnik B., Spear D., Stanwell–Smith D., Stuart S. N., Symes A., Tierney M., Tyrrell T. D., Vié J–C., Watson R. 2010. Global

- Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science* 328(5982): 1164–1168.
- Caro J., Ontiveros D., Pizarro M., Pleguezuelos J. M. 2011. Habitat features of settlement areas used by floaters of Bonelli's and Golden Eagles. *Bird Conservation International* 21: 59–71.
- Caro T. M., Stoner C. J. 2003. The potential for interspecific competition among African carnivores. *Biological Conservation* 110: 67–75.
- Carrete M., Lambertucci S. A., Speziale K., Ceballos O., Travaini A., Delibes M., Donázar J. A., Hiraldo F. 2010. Winners and losers in human-made habitats: interspecific competition outcomes in two Neotropical vultures. *Animal Conservation* 13: 390–398.
- Cecere J. G., Panuccio M., Ghiurghi A., Urbano F., Imperio S., Celada C., López-López P. 2018. Snake species richness predicts breeding distribution of short-toed snake eagle in central Italy. *Ethology Ecology & Evolution* 30(2): 178–186.
- Cerasoli M., Penteriani V. 1996. Nest-site and aerial meeting point selection by common buzzards (*Buteo buteo*) in Central Italy. *Journal of Raptor Research* 30(3): 130–135.
- Chakarov N., Krüger O. 2010. Mesopredator Release by an Emergent Superpredator: A Natural Experiment of Predation in a Three Level Guild. *PLoS ONE* 5(12): e15229.
- Chakarov N., Pauli M., Mueller A-K., Potiek A., Grünkorn T., Dijkstra C., Krüger O. 2015. Territory Quality and Plumage Morph Predict Offspring Sex Ratio Variation in a Raptor. *PLoS ONE* 10(10): e0138295.
- Chamberlain D. E., Pedrini P., Brambilla M., Rolando A., Girardello M. 2016. Identifying key conservation threats to Alpine birds through expert knowledge. *PeerJ* 4: e1723.
- Coates P. S., Howe K. B., Casazza M. L., Delehanty D. J. 2014. Landscape alterations influence differential habitat use of nesting buteos and ravens within sagebrush ecosystem: Implications for transmission line development. *The Condor: Ornithological Applications* 116: 341–356.
- Cresswell W. 2008. Non-lethal effects of predation in birds. *Ibis* 150: 3–17.
- Czechowski R., Tańska N., Mitrus C., Leniowski K., Węgrzyn E. 2017. Breeding density and nest-site selection of urban population of the fieldfare *Turdus pilaris* in Rzeszow (SE Poland). *Biologia* 72(3): 350–356.

- Čekanavičius V., Murauskas G. 2009. Statistika ir jos taikymai. III dalis. Vilnius, TEV.
- Česnulevičius A. 2010. Geomorfologija. Vilnius, Vilniaus pedagoginio universiteto leidykla.
- Da Cunha F. C. R., Fontenelle J. C. R., Griesser M. 2017. The presence of conspecific females influences male-mobbing behavior. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 71: 52.
- Dahl A. L., Bevanger K., Nygård T., Røskaft E., Stokke B. G. 2012. Reduced breeding success in white-tailed eagles at Smøla windfarm, western Norway, is caused by mortality and displacement. *Biological Conservation* 145: 79–85.
- Davies A. B., Tambling C. J., Tambling G. I. H., Asner G. P. 2016. Limited spatial response to direct predation risk by African herbivores following predator reintroduction. *Ecology and Evolution* 6(16): 5728–5748.
- De Labra–Hernández M. Á., Renton K. 2016. Importance of Large, Old Primary Forest Trees in Nest-Site Selection by the Northern Mealy Amazon (*Amazona guatemalae*). *Tropical Conservation Science* 9(4): 1–10.
- De Lima H. S., Las-Casas F. M. G., Ribeiro J. R., Gonçalves-Souza T., Naka L. N. 2018. Ecological and phylogenetic predictors of mobbing behavior in a tropical dry forest. *Ecology and Evolution* 8: 12615–12628.
- De Marchi G., Chiozzi G., Fasola M. 2017. Predatory risk favours intermittent incubation of a colonial burrowing shorebird, the Crab Plover *Dromas ardeola*. *Journal of Ornithology* 158: 1081–1090.
- De Satgé J., Teichman K., Cristescu B. 2017. Competition and coexistence in a small carnivore guild. *Oecologia* 184: 873–884.
- Dementavičius D., Rumbutis S., Vaitkuvienė D., Dagys M., Treinys R. 2019. No adverse effects on Lesser Spotted Eagle breeding in an area of high White-tailed Eagle density. *Journal of Ornithology* 160(2): 453–461.
- Di Vittorio M., López–López P. 2014. Spatial distribution and breeding performance of Golden Eagles *Aquila chrysaetos* in Sicily: implications for conservation. *Acta Ornithologica* 49: 33–45.
- Di Vittorio M., Sarà M., López–López P. 2012. Habitat preferences of Bonelli's Eagles *Aquila fasciata* in Sicily. *Bird Study* 59: 207–217.
- Dombrowski V. C., Ivanovski V. V. 2005. New data on numbers and distribution of birds of prey breeding in Belarus. *Acta Zoologica Lituonica* 15: 218–227.

- Dreiss A. N., Antoniazza S., Burri R., Fumagalli L., Sonnay C., Frey C., Goudet J., Roulin A. 2012. Local adaptation and matching habitat choice in female barn owls with respect to melanic coloration. *Journal of Evolutionary Biology* 25: 103–114.
- Drobelis E. 2004. Lietuvos miškų plėšrieji paukščiai. Vilnius, Spauda.
- Dutour M., Lena J-P., Lengagne T. 2016. Mobbing behaviour varies according to predator dangerousness and occurrence. *Animal Behaviour* 119: 119–124.
- Eisenreich W., Handel A., Zimmer U. E. 2007. Išsamus augalų ir gyvūnų žinynas. Vilnius, Naujoji Rosma.
- Eriksen A., Wabakken P. 2018. Activity patterns at the Arctic Circle: nocturnal eagle owls and interspecific interactions during continuous midsummer daylight. *Journal of Avian Biology* 49(7): e01781.
- Estrada A., Arroyo B. 2012. Occurrence vs abundance models: Differences between species with varying aggregation patterns. *Biological Conservation* 152: 37–45.
- Evans R. J., Pearce-Higgins J., Whitfield D. P., Grant J. R., MacLennan A., Reid R. 2010. Comparative nest habitat characteristics of sympatric White-tailed *Haliaeetus albicilla* and Golden Eagles *Aquila chrysaetos* in western Scotland. *Bird Study* 57(4): 473–482.
- Fehérvári P., Harnos A., Neidert D., Solt S. Z., Palatitz P. 2009. Modeling Habitat Selection of the Red-Footed Falcon (*Falco Vespertinus*): a Possible Explanation of Recent Changes in Breeding Range Within Hungary. *Applied Ecology and Environmental Research* 7(1): 59–69.
- Fu Y., Chen B., Dowell S. D., Zhan Z. 2016. Nest predators, nest-site selection and nest success of the Emei Shan Liocichla (*Liocichla omeiensis*), a vulnerable babbler endemic to southwestern China. *Avian Research* 7(18): 1–6.
- Gamauf A., Tebb G., Nemeth E. 2013. Honey Buzzard *Pernis apivorus* nest-site selection in relation to habitat and the distribution of Goshawks *Accipiter gentilis*. *Ibis* 155(2): 258–270.
- García-Salgado G., Rebollo S., Pérez-Camacho L., Martínez-Hesterkamp S., De la Montaña E., Domingo-Muñoz R., Madrigal-González J., Fernández-Pereira J. M. 2018. Breeding habitat preferences and reproductive success of Northern Goshawk (*Accipiter gentilis*) in exotic Eucalyptus plantations in southwestern Europe. *Forest Ecology and Management* 409: 817–825.

- Giroux M–A., Trottier–Paquet M., Bêty J., Lamarre V., Lecomte N. 2016. Is it safe to nest near conspicuous neighbours? Spatial patterns in predation risk associated with the density of American Golden-Plover nests. *PeerJ* 4: e2193.
- Glen A. S., Pech R. P., Davey C., Molsher R. L. 2017. Raptors vs aliens: can indigenous birds of prey help control invasive predators? *New Zealand Journal of Zoology* 44(2): 99–107.
- Goszczyński J. 1997. Density and productivity of Common Buzzard *Buteo buteo* and Goshawk *Accipiter gentilis* populations in Rogow, Central Poland. *Acta Ornithologica* 32(2): 149–155.
- Graham I. M., Redpath S. M., Thirgood S. J. 1995. The diet and breeding density of Common Buzzard *Buteo buteo* in relation to indices of prey abundance. *Bird Study* 42(2): 165–173.
- Grašytė G. 2017. Naminės pelėdos *Strix aluco* perėjimo pradžios, individo ir populiacijos dinamikos rodikliai, jų ilgalaikė kaita ir saitai su buveinių ir klimato pokyčiais. Daktaro disertacija, Vilnius.
- Griesser M. 2013. Do warning calls boost survival of signal recipients? Evidence from a field experiment in a group-living bird species. *Frontiers in Zoology* 10(49): 1–5.
- Gryz J., Krauze–Gryz D. 2019. The Common Buzzard *Buteo buteo* Population in a Changing Environment, Central Poland as a Case Study. *Diversity* 11(35).
- Hakkarainen H., Korpimäki E., Koivunen V., Kurki S. 1997. Boreal owl responses to forest management: A review. *Journal of Raptor Research* 31(2): 125–128.
- Hakkarainen H., Korpimäki E., Laaksonen T., Nikula A., Suorsa P. 2008. Survival of male Tengmalm's owls increases with cover of old forest in their territory. *Oecologia* 155: 479–486.
- Hakkarainen H., Mykrä S., Kurki S., Tornberg R., Jungell S. 2004. Competitive interactions among raptors in boreal forests. *Oecologia* 141: 420–424.
- Halley D. J., Gjershaug J. O. 1998. Inter- and intra-specific dominance relationships and feeding behaviour of Golden Eagles *Aquila chrysaetos* and Sea Eagles *Haliaeetus albicilla* at carcasses. *Ibis* 140: 295–301.
- Hebda G., Wesolowski T., Rowiński P. 2017. Nest sites of a strong excavator, the Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major*, in a primeval forest. *Ardea* 105: 61–71.

- Heisler L. M., Poulin R. G., Somers C. M. 2017. Stop using dichotomous terms to reference observations of scale-dependent habitat selection. *Landscape Ecology* 32: 1531–1542.
- Hodder K. H., Kenward R. E., Walls S. S., Clarke R. T. 1998. Estimating core ranges: a comparison of techniques using the common buzzard (*Buteo buteo*). *Journal of Raptor Research* 32(2): 82–89.
- Hoy S. R., Petty S. J., Millon A., Whitfield D. P., Marquiss M., Anderson D. I. K., Davison M., Lambin X. 2017. Density-dependent increase in superpredation linked to food limitation in a recovering population of northern goshawks *Accipiter gentilis*. *Journal of Avian Biology* 48: 1205–1215.
- Honza M., Grim T., Capek M. Jr, Moksnes A., Røskaft E. 2004. Nest defence, enemy recognition and nest inspection behaviour of experimentally parasitized Reed Warblers *Acrocephalus scirpaceus*. *Bird Study* 51(3): 256–263.
- <https://desktop.arcgis.com>.
- Huhta E., Aho T., Jäntti A., Suorsa P., Kuitunen M., Nikula A., Hakkarainen H. 2004. Forest Fragmentation Increases Nest Predation in the Eurasian Treecreeper. *Conservation Biology* 18(1): 148–155.
- Hunt A. R., Bayne E. M., Haché S. 2017. Forestry and conspecifics influence Canada Warbler (*Cardellina canadensis*) habitat use and reproductive activity in boreal Alberta, Canada. *The Condor: Ornithological Applications* 119: 832–847.
- Inselman W. M., Datta S., Jenks J. A., Jensen K. C., Grovenburg T. W. 2015. Buteo Nesting Ecology: Evaluating Nesting of Swainson's Hawks in the Northern Great Plains. *PLoS ONE* 10(9): e0137045.
- Yoshimoto J. 2009. Interspecific variation in competitor avoidance and foraging success in sap-attracted insects. *European Journal of Entomology* 106(4): 529–533.
- Jedlikowski J., Brambilla M. 2017. The adaptive value of habitat preferences from a multi-scale spatial perspective: insights from marsh-nesting avian species. *PeerJ* 5: e3164.
- Jiménez-Franco M. V., Martínez J. E., Calvo J. F. 2011. Territorial occupancy dynamics in a forest raptor community. *Oecologia* 166: 507–516.
- Jiménez-Franco M. V., Martínez-Fernández J., Martínez J. E., Pagán I., Calvo J. F., Esteve M. A. 2018. Nest sites as a key resource for

- population persistence: A case study modelling nest occupancy under forestry practices. *PLoS ONE* 13(10): e0205404.
- Johnson P. C. D. 2014. Extension of Nakagawa & Schielzeth's R^2_{GLMM} to random slopes models. *Methods in Ecology and Evolution* 5(9): 944–946.
- Jones J. 2001. Habitat Selection Studies in Avian Ecology: A Critical Review. *The Auk* 118(2): 557–562.
- Juknelienė D., Mozgeris G. 2015. The spatial pattern of forest cover changes in Lithuania during the second half of the twentieth century. *Žemės ūkio mokslai* 22(4): 209–215.
- Jusys V., Karalius S., Raudonikis L. 2012. Lietuvos paukščių pažinimo vadovas. Kaunas, Lututė.
- Kamarauskaitė A., Dementavičius D., Skuja S., Dagys M., Treinys R. 2019. Interaction between the White-tailed Eagle and Common Buzzard estimated by diet analysis of the former and brood defence behaviour of the latter. *Ornis Fennica* 96.
- Kappers E. F., Chakarov N., Krüger O., Mueller A. K., Valcu M., Kempenaers B., Both C. 2017. Classification and temporal stability of plumage variation in Common Buzzards. *Ardea* 105: 125–136.
- Kappers E. F., de Vries C., Alberda A., Forstmeier W., Both C., Kempenaers B. 2018. Inheritance patterns of plumage coloration in common buzzards *Buteo buteo* do not support a one-locus two-allele model. *Biology Letters* 14(4): 20180007.
- Karell P., Bensch S., Ahola K., Asghar M. 2017. Pale and dark morphs of tawny owls show different patterns of telomere dynamics in relation to disease status. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 284: 20171127.
- Katzner T. E., Bragin E. A., Knick S. T., Smith A. T. 2003. Coexistence in a Multispecies Assemblage of Eagles in Central Asia. *The Condor: Ornithological Applications* 105(3): 538–551.
- Khaleghizadeh A., Santangeli A., Anuar S. 2014. Clear-cutting decreases nest occupancy of Brahminy Kite *Haliastur indus* in a managed mangrove forest of Southeast Asia. *Ocean & Coastal Management* 93: 60–66.
- Khanaposthani M. G., Kaboli M., Etemad V., Karami M., Baniasadi S. 2013. Effects of Logged and Unlogged Forest Patches on Avifaunal Diversity. *Environmental Management* 51: 750–758.

- Kirazli C. 2016. The impact of some spatial factors on disturbance and reaction distances on nest occupation by the near threatened Cinereous Vulture (*Aegypius monachus*). North-Western Journal of Zoology 12(2): 304–313.
- Kitowski I., Jakubas D., Wiącek D., Sujak A. 2017. Concentrations of lead and other elements in the liver of the white-tailed eagle (*Haliaeetus albicilla*), a European flagship species, wintering in Eastern Poland. *Ambio* 46(8): 825–841.
- Kontiainen P., Pietiäinen H., Huttunen K., Karell P., Kolunen H., Brommer J. E. 2009. Aggressive Ural owl mothers recruit more offspring. *Behavioral Ecology* 20(4): 789–796.
- Krebs C. J. 2009. *Ecology: the Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. Sixth Edition. San Francisco, Benjamin Cummings Publisher.
- Kryštofková M., Haas M., Exnerová A. 2011. Nest Defense in Blackbirds *Turdus merula*: Effect of Predator Distance and Parental Sex. *Acta Ornithologica* 46(1): 55–63.
- Królikowska N., Krupiński D., Kuczyński L. 2017. Combining data from multiple sources to design a raptor census - the first national survey of the Montagu's Harrier *Circus pygargus* in Poland. *Bird Conservation International* 28(3): 350–362.
- Krüger O. 2002. Dissecting common buzzard lifespan and lifetime reproduction success: the relative importance of food, competition, weather, habitat and individual attributes. *Oecologia* 133(4): 474–482.
- Krüger O. 2004. The importance of competition, food, habitat, weather and phenotype for the reproduction of Buzzard *Buteo buteo*. *Bird Study* 51(2): 125–132.
- Krüger S. C., Simmons R. E., Amar A. 2015. Anthropogenic activities influence the abandonment of Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) territories in southern Africa. *The Condor: Ornithological Applications* 117(1): 94–107.
- Kurlavičius P. 2003. *Vadovas Lietuvos paukščiams pažinti*. Vilnius, Lietuvos ornitologų draugija.
- Kvasnes M. A. J., Storaas T. 2007. Effects of harvesting regime on food availability and cover from predators in capercaillie (*Tetrao urogallus*) brood habitats. *Scandinavian Journal of Forest Research* 22(3) 241–247.

- Laaksonen T., Hakkarainen H., Korpimäki E. 2004. Lifetime reproduction of a forest-dwelling owl increases with age and area of forests. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 271: 461–464.
- Layton–Matthews K., Ozgul A., Griesser M. 2018. The interacting effects of forestry and climate change on the demography of a group-living bird population. *Oecologia* 186: 907–918.
- Lehikoinen A., Byholm P., Ranta S., Saurola P., Valkama J., Korpimäki E., Pietiäinen H., Henttonen H. 2009. Reproduction of the common buzzard at its northern range margin under climatic change. *Oikos* 118(6): 829–836.
- Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2017. Miško savininko elementorius. Vilnius, Aplinkos ministerija.
- Lietuvos Respublikos aplinkos ministro įsakymas, 2010. „Dėl miškų kirtimo taisyklių patvirtinimo“ 2010 m. sausio 27 d. įsakymu Nr. D1–79.
- Lietuvos Respublikos aplinkos ministro įsakymas, 2013. „Dėl metinės pagrindinių ir tarpinių miško kirtimų normos valstybės įmonėms miškų urėdijoms 2014–2018 metams patvirtinimo“ 2013 m. liepos 25 d. Nr. D1–570.
- Lietuvos Respublikos aplinkos ministro įsakymas, 2015. „Dėl metinės pagrindinių ir tarpinių miško kirtimų normos valstybės įmonėms miškų urėdijoms 2014–2018 metams patvirtinimo“ 2013 m. liepos 25 d. įsakymu Nr. D1–570 (Lietuvos Respublikos aplinkos ministro 2015 m. gruodžio 10 d. įsakymo Nr. D1–900 redakcija).
- Lietuvos Respublikos aplinkos ministro įsakymas, 2018. „Dėl 2019 metų pagrindinių ir tarpinių miško kirtimų normos valstybiniam miškų valdytojams patvirtinimo“ 2018 m. spalio 12 d. Nr. D1–882.
- Lietuvos Respublikos aplinkos ministro įsakymas, 2019 a. „Dėl Lietuvos Respublikos aplinkos ministro 2018 m. spalio 12 d. įsakymo Nr. D1–882 „Dėl 2019 metų pagrindinių ir tarpinių miško kirtimų normos valstybiniam miškų valdytojams patvirtinimo“ pakeitimo“ 2019 m. sausio 31 d. Nr. D1–55.
- Lietuvos Respublikos aplinkos ministro įsakymas, 2019 b. „Dėl Lietuvos Respublikos aplinkos ministro 2018 m. spalio 12 d. įsakymo Nr. D1–882 „Dėl 2019 metų pagrindinių ir tarpinių miško kirtimų normos valstybiniam miškų valdytojams patvirtinimo“ pakeitimo“ 2019 m. vasario 19 d. Nr. D1–95.
- Lietuvos Respublikos miškų įstatymas, 1994 m. lapkričio 22 d. Nr. I–671, Vilnius.

- Lietuvos Respublikos miškų valstybės kadastras, 2013.
- Lietuvos Respublikos miškų valstybės kadastras, 2017.
- Lipseý M. K., Naugle D. E., Nowak J., Lukacs P. M. 2017. Extending utility of hierarchical models to multi- scale habitat selection. *Diversity and Distributions* 23(7): 783–793.
- Literak I., Mraz J. 2011. Adoptions of Young Common Buzzards in White-tailed Sea Eagle Nests. *The Wilson Journal of Ornithology* 123(1): 174–176.
- Lyly M. S., Villers A., Koivisto E., Helle P., Ollila T., Korpimäki E. 2015. Avian top predator and the landscape of fear: responses of mammalian mesopredators to risk imposed by the golden eagle. *Ecology and Evolution* 5(2): 503–514.
- Logminas V. 1979. Lietuvos paukščiai. Vilnius, Mokslas.
- Logminas V., Nedzinskas V., Drobelis E., Petraitis A., Patapavičius R., Žalakevičius M., Valius M., Šablevičius B., Gražulevičius G., Raudonikis L., Vitkauskas N., Budrys R. R., Paltanavičius S., Mačikūnas A., Sinkevičius S., Kalindrienė E., Stanevičius V., Navasaitis A., Aleknonis A., Idzelis R., Stašaitis J. 1990. Lietuvos fauna. Paukščiai 1. Vilnius, Mokslas.
- Lõhmus A. 2003 a. Are certain habitat better every year? A review and a case study on birds of prey. *Ecography* 26(5): 545–552.
- Lõhmus A. 2003 b. Do Ural owls (*Strix uralensis*) suffer from the lack of nest sites in managed forests? *Biological Conservation* 110(1): 1–9.
- Lõhmus A. 2006. Nest-tree and nest-stand characteristics of forest-dwelling raptors in east-central Estonia: implications for forest management and conservation. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology and Ecology* 55(1): 31–50.
- Lõhmus A., Sellis U. 2003. Nest trees - a limiting factor for the Black Stork (*Ciconia nigra*) population in Estonia. *Aves* 40(1–4): 84–91.
- Lõhmus A., Väli Ü. 2005. Habitat use by the Vulnerable greater spotted eagle *Aquila clanga* interbreeding with the lesser spotted eagle *Aquila pomarina* in Estonia. *Oryx - The International Journal of Conservation* 39(2): 170–177.
- López-Iborra M. G., Limiñana R., Pavón D., Martínez-Pérez E. J., 2011. Modelling the distribution of short-toed eagle (*Circaetus gallicus*) in semi-arid Mediterranean landscapes: identifying important explanatory

- variables and their implications for its conservation. *European Journal of Wildlife Research* 57: 83–93.
- López-López P., García-Ripollés C., Aguilar J. M., García-López F., Verdejo J. 2006. Modelling breeding habitat preferences of Bonelli's eagle (*Hieraetus fasciatus*) in relation to topography, disturbance, climate and land use at different spatial scales. *Journal of Ornithology* 147: 97–106.
- López-López P., García-Ripollés C., Giménez J., Urios V. 2016. A Case of Predation of a Eurasian Eagle-Owl by a Bonelli's Eagle. *Journal of Raptor Research* 50(4): 422–424.
- López-López P., García-Ripollés C., Soutullo Á., Cadahía L., Urios V. 2007. Identifying potentially suitable nesting habitat for golden eagles applied to 'important bird areas' design. *Animal Conservation* 10: 208–218.
- López-López P., García-Ripollés C., Urios V. 2014. Food predictability determines space use of endangered vultures: implications for management of supplementary feeding. *Ecological Applications* 24(5): 938–949.
- Lourenço R., del Mar Delgado M., Campioni L., Goytre F., Rabaça J. E., Korpimäki E., Penteriani V. 2018. Why do top predators engage in superpredation? From an empirical scenario to a theoretical framework. *Oikos* 127: 1563–1574.
- Lourenço R., Penteriani V., del Mar Delgado M., Marchi-Bartolozzi M., Rabaça J. E. 2011. Kill before being killed: an experimental approach supports the predator-removal hypothesis as a determinant of intraguild predation in top predators. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 65: 1709–1714.
- Lourenço R., Santos S. M., Rabaça J. E., Penteriani V. 2011. Superpredation patterns in four large European raptors. *Population Ecology* 53: 175–185.
- Lusk J. J., Smith S. G., Fuhlendorf S. D., Guthery F. S. 2006. Factors Influencing Northern Bobwhite Nest-Site Selection and Fate. *Journal of Wildlife Management* 70(2): 564–571.
- Malzer I., Hansell M. 2017. Nest timing, nest site selection and nest structure in a high latitude population of Bearded Reedlings *Panurus biarmicus*. *Bird Study* 64(1): 51–61.
- Manosa S., Cordero J. 1992. Seasonal and sexual variation in the diet of the Common buzzard in Northeastern Spain. *Journal of Raptor Research* 26(4): 235–238.

- Margalida A., Donazar A. J., Bustamante J., Hernández J. F., Romero-Pujante M. 2008. Application of a predictive model to detect long-term changes in nest-site selection in the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus*: conservation in relation to territory shrinkage. *Ibis* 150(2): 242–249.
- Martínez J. A., Serrano D., Zuberogoitia I. 2003. Predictive models of habitat preferences for the Eurasian eagle owl *Bubo bubo*: a multiscale approach. *Ecography* 26(1): 21–28.
- Marzluff J. M., DeLap J. J., Haycock K. 2015. Population Variation in Mobbing Ospreys (*Pandion haliaetus*) by American Crows (*Corvus brachyrhynchos*). *The Wilson Journal of Ornithology* 127(2): 266–270.
- Mateo-Tomás P., Olea P. P. 2009. Combining scales in habitat models to improve conservation planning in an endangered vulture. *Acta Oecologica* 35: 489–498.
- Mathieu R., Seddon P., Leidencker J., 2006. Predicting the distribution of raptors using remote sensing techniques and Geographic Information Systems: A case study with the Eastern New Zealand falcon (*Falco novaeseelandiae*). *New Zealand Journal of Zoology* 33(1): 73–84.
- McGarigal K., Wan H. Y., Zeller K. A., Timm B. C., Cushman S. A. 2016. Multi-scale habitat selection modeling: a review and outlook. *Landscape Ecology* 31(6): 1161–1175.
- McPherson S. C., Brown M., Downs C. T. 2016. Crowned eagle nest sites in an urban landscape: Requirements of a large eagle in the Durban Metropolitan Open Space System. *Landscape and Urban Planning* 146: 43–50.
- Mirski P. 2009. Selection of nesting and foraging habitat by the Lesser Spotted Eagle *Aquila pomarina* (Brehm) in the Knyszyńska Forest (NE Poland). *Polish Journal of Ecology* 57(3): 581–587.
- Møller A. P., Nielsen J. T. 2014. Parental defense of offspring and life history of a long-lived raptor. *Behavioral Ecology* 25(6): 1505–1512.
- Monti F., Grémillet D., Sforzi A., Sammuri G., Dominici J. M., Bagur R. T., Muñoz Navarro A., Fusani L., Duriez O. 2018. Migration and wintering strategies in vulnerable Mediterranean Osprey populations. *Ibis* 160: 554–567.
- Morris D. W. 1989. Density-dependent habitat selection: testing the theory with fitness data. *Evolutionary Ecology* 3: 80–94.
- Morris G., Conner L. M. 2016. Effects of forest management practices, weather, and indices of nest predator abundance on nest predation: A 12-year artificial nest study. *Forest Ecology and Management* 366: 23–31.

- Mozgeris G., Treinys R., Činga G. 2015. Comprehension of Conservation Costs in the Context of Wood Economy: a Case Study on Lesser Spotted Eagle Protection on Spatial Protection Areas. *Baltic Forestry* 21(1): 28–37.
- Mueller A–K., Chakarov N., Hesecker H., Krüger O. 2016. Intraguild predation leads to cascading effects on habitat choice, behaviour and reproductive performance. *Journal of Animal Ecology* 85: 774–784.
- Müller M., Lauth T. 2006. Aufzucht eines jungen Mäusebussards *Buteo buteo* in einer Brut des Seeadlers *Haliaeetus albicilla* endet nicht erfolgreich. *Orn Rundbrief für Meckl-Vorp* 45: 399–401.
- Muñoz R. A., Real R., Barbosa M. A., Vargas M. J. 2005. Modelling the distribution of Bonelli's eagle in Spain: implications for conservation planning. *Diversity and Distributions* 11(6): 477–486.
- Nadjafzadeh M., Hofer H., Krone O. 2013. The Link Between Feeding Ecology and Lead Poisoning in White-Tailed Eagles. *The Journal of Wildlife Management* 77(1): 48–57.
- Nadjafzadeh M., Hofer H., Krone O. 2015. Lead exposure and food processing in white-tailed eagles and other scavengers: an experimental approach to simulate lead uptake at shot mammalian carcasses. *European Journal of Wildlife Research* 61: 763–774.
- Nadjafzadeh M., Hofer H., Krone O. 2016. Sit-and-wait for large prey: foraging strategy and prey choice of White-tailed Eagles. *Journal of Ornithology* 157(1): 165–178.
- Nadjafzadeh M., Voigt C. C., Krone O. 2016. Spatial, seasonal and individual variation in the diet of White-tailed Eagles *Haliaeetus albicilla* assessed using stable isotope ratios. *Ibis* 158: 1–15.
- Nakagawa S., Johnson P. C. D., Schielzeth H. 2017. The coefficient of determination R^2 and intra-class correlation coefficient from generalized linear mixed-effects models revisited and expanded. *Journal of the Royal Society Interface* 14: 20170213.
- Nakagawa S., Schielzeth H. 2013. A general and simple method for obtaining R^2 from generalized linear mixed-effects models. *Methods in Ecology and Evolution* 4: 133–142.
- Navasaitis M., Ozolinčius R., Smaliukas D., Balevičienė J. 2003. Lietuvos dendroflora. Monografija. Kaunas, Lututė.
- Nemček V. 2013. Abundance of raptors and habitat preferences of the common buzzard *Buteo buteo* and the common kestrel *Falco tinnunculus*

- during the non-breeding season in an agricultural landscape (western Slovakia). *Slovak Raptor Journal* 7: 37–42.
- Nemesházi E., Kövér S., Zachos F. E., Horváth Z., Tihanyi G., Mórocz A., Mikuska T., Hám I., Literák I., Ponnikas S., Mizera T., Szabó K. 2016. Natural and anthropogenic influences on the population structure of white-tailed eagles in the Carpathian Basin and central Europe. *Journal of Avian Biology* 47: 795–805.
- Neumann J., Schwarz J. 2017. Seeadlerpaar mit besonderer Vorliebe für junge Mäusebussarde - Teil 3. Großvogelschutz im Wald (Jahresberichte 2017): 28–30.
- Oja T., Alamets K., Pärnamets H. 2005. Modelling bird habitat suitability based on landscape parameters at different scales. *Ecological Indicators* 5(4): 314–321.
- Ortego J., Diaz M. 2004. Habitat Preference Models for Nesting Eagle Owls *Bubo bubo*: How Much Can be Inferred from Changes with Spatial Scale? *Ardeola* 51(2): 385–394.
- Pakkala T., Tiainen J., Kouki J. 2017: The importance of nesting cavity and tree reuse in the three-toed woodpecker *Picoides tridactylus* in dynamic forest landscapes. *Annales Zoologici Fennici* 54(1–4): 175–191.
- Panek M., Hušek J. 2014. The effect of oilseed rape occurrence on main prey abundance and breeding success of the Common Buzzard *Buteo buteo*. *Bird Study* 61(4): 457–464.
- Paprocki N., Glenn N. F., Atkinson E. C., Strickler K. M., Watson C., Heath J. A. 2015. Changing Habitat Use Associated With Distributional Shifts of Wintering Raptors. *The Journal of Wildlife Management* 79(3): 402–412.
- Peery M. Z. 2000. Factors Affecting Interspecies Variation in Home-range Size of Raptors. *The Auk* 117(2): 511–517.
- Pei Y., Valcu M., Kempenaers B. 2018. Interference competition pressure predicts the number of avian predators that shifted their timing of activity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285: 20180744.
- Penteriani V., Faivre B. 1997 a. Breeding density and landscape-level habitat selection of common buzzards (*Buteo buteo*) in a mountain area (Abruzzo Apennines, Italy). *Journal of Raptor Research* 31(3): 208–212.
- Penteriani V., Faivre B. 1997 b. Breeding density and nest site selection in a Goshawk *Accipiter gentilis* population of the Central Apennines (Abruzzo, Italy). *Bird Study* 44(2): 136–145.

- Petty S. J., Anderson D. I. K., Davison M., Little B., Sherratt T. N., Thomas C. J., Lambin X. 2003. The decline of Common Kestrels *Falco tinnunculus* in a forested area of northern England: the role of predation by Northern Goshawks *Accipiter gentilis*. *Ibis* 145(3): 472–483.
- Poirazidis K., Goutner V., Skartsi T., Stamou G. 2004. Modelling nesting habitat as a conservation tool for the Eurasian black vulture (*Aegypius monachus*) in Dadia Nature Reserve, northeastern Greece. *Biological Conservation* 118(2): 235–248.
- Poirazidis K., Goutner V., Tsachalidis E., Kati V. 2007. Comparison of nest-site selection patterns of different sympatric raptor species as a tool for their conservation. *Animal Biodiversity and Conservation* 30(2): 131–145.
- Radović A., Jelaska S. D. 2012. Alterations in the breeding habitats for two endangered raptor species along the Sava River basin, Croatia. *Environmental Monitoring and Assessment* 184: 4413–4424.
- Radović A., Mikuska T. 2009. Population size, distribution and habitat selection of the white-tailed eagle *Haliaeetus albicilla* in the alluvial wetlands of Croatia. *Biologia* 64(1): 156–164.
- Ramirez-Herranz M., Rios R. S., Vargas-Rodriguez R., Novoa-Jerez J-E., Squeo F. A. 2017. The importance of scale-dependent ravine characteristics on breeding-site selection by the Burrowing Parrot, *Cyanoliseus patagonus*. *PeerJ* 5: e3182.
- Réale D., Gallant B. Y., Leblanc M., Festa-Bianchet M. 2000. Consistency of temperament in bighorn ewes and correlates with behaviour and life history. *Animal Behaviour* 60: 589–597.
- Réale D., Reader S. M., Sol D., McDougall P. T., Dingemans N. J. 2007. Integrating animal temperament within ecology and evolution. *Biological Reviews* 82: 291–318.
- Rebollo S., Martínez-Hestekamp S., García-Salgado G., Pérez-Camacho L., Fernández-Pereira J. M., Jenness J. 2017. Spatial relationships and mechanisms of coexistence between dominant and subordinate top predators. *Journal of Avian Biology* 48: 1226–1237.
- Reif V., Jungell S., Korpimäki E., Tornberg R., Mykka S. 2004. Numerical response of common buzzard and predation rate of main and alternative prey under fluctuating food conditions. *Annales Zoologici Fennici* 41(4): 599–607.

- Reif V., Tornberg R., Jungell S., Korpimäki E. 2008. Diet variation of common buzzards in Finland supports the alternative prey hypothesis. *Ecography* 24(3): 267–274.
- Ritchie E. G., Johnson C. N. 2009. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology Letters* 12: 982–998.
- Rodríguez B., Rodríguez A., Siverio F., Siverio M. 2018. Factors affecting the spatial distribution and breeding habitat of an insular cliff-nesting raptor community. *Current Zoology* 64(2): 173–181.
- Rodríguez B., Siverio F., Rodríguez A., Siverio M., Hernandez J. J., Figuerola J. 2010. Density, habitat selection and breeding biology of Common Buzzards *Buteo buteo* in an insular environment. *Bird Study* 57(1): 75–83.
- Rodríguez B., Siverio M., Rodríguez A., Siverio F. 2007. Density, habitat selection and breeding success of an insular population of Barbary Falcon *Falco peregrinus peregrinoides*. *Ardea* 95(2): 213–223.
- Rooney E., Montgomery W. I. 2013. Diet diversity of the Common Buzzard (*Buteo buteo*) in a vole-less environment. *Bird Study* 60(2): 147–155.
- Rosenvald R., Lõhmus A. 2003. Nesting of the black stork (*Ciconia nigra*) and white-tailed eagle (*Haliaeetus albicilla*) in relation to forest management. *Forest Ecology and Management* 185: 217–223.
- Sadoti G. 2012. Nesting Ecology of Common Black-Hawks in Relation to Landscape Features. *Journal of Raptor Research* 46(3): 296–303.
- Saga Ø., Selås V. 2012. Nest reuse by Goshawks after timber harvesting: Importance of distance to logging, remaining mature forest area and tree species composition. *Forest Ecology and Management* 270: 66–70.
- Samplonius J. M., Both C. 2017. Competitor phenology as a social cue in breeding site selection. *Journal of Animal Ecology* 86: 615–623.
- Sánchez-Zapata J. A., Calvo J. F. 1999. Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats. *Journal of Applied Ecology* 36: 254–262.
- Sándor A. D., Alexe V., Marinov M., Doroşencu A., Domşa C., Kiss B. J. 2015. Nest-site selection, breeding success, and diet of white-tailed eagles (*Haliaeetus albicilla*) in the Danube Delta, Romania. *Turkish Journal of Zoology* 39: 300–307.
- Santangeli A., Högmander J., Laaksonen T. 2013. Returning white-tailed eagles breed as successfully in landscapes under intensive forestry regimes as in protected areas. *Animal Conservation* 16: 500–508.

- Sarà M. 2014. Spatial analysis of lanner falcon habitat preferences: Implications for agro-ecosystems management at landscape scale and raptor conservation. *Biological Conservation* 178: 173–184.
- Selås V. 1997. Nest-site selection by four sympatric forest raptors in Southern Norway. *Journal of Raptor Research* 31(1): 16–25.
- Selås V. 2001. Breeding density and brood size of common buzzard *Buteo buteo* in relation to snow cover in spring. *Ardea* 89(3): 471–479.
- Selås V., Tveiten R., Aanonsen O. M. 2007. Diet of Common Buzzard (*Buteo buteo*) in southern Norway determined from prey remains and video recordings. *Ornis Fennica* 84: 97–104.
- Selva N., Jedrzejewska B., Jedrzejewski W., Wajrak A. 2003 Scavenging on European bison carcasses in Białowieża Primeval Forest (eastern Poland). *Écoscience* 10(3): 303–311.
- Senetra A., Szczepańska A., Veteikis D., Wasilewicz–Pszczółkowska M., Šimanauskienė R., Volungevičius J. 2013. Changes of the land use patterns in Polish and Lithuanian trans-border rural area. *Baltica* 26(2): 157–168.
- Sergio F., Hiraldo F. 2008. Intraguild predation in raptor assemblages: a review. *Ibis* 150(s1): 132–145.
- Sergio F., Marchesi L., Pedrini P. 2003. Spatial Refugia and the Coexistence of a Diurnal Raptor with Its Intraguild Owl Predator. *Journal of Animal Ecology* 72(2): 232–245.
- Sergio F., Scandolaro C., Marchesi L., Pedrini P., Penteriani V. 2005. Effect of agro-forestry and landscape changes on common buzzards (*Buteo buteo*) in the Alps: implications for conservation. *Animal Conservation* 8(1): 17–25.
- Serrano D. 2000. Relationship Between Raptors and Rabbits in the Diet of Eagle Owls in Southwestern Europe: Competition Removal or Food Stress? *Journal of Raptor Research* 34(4): 305–310.
- Shepherd T. D., Litvak M. K. 2004. Density-dependent habitat selection and the ideal free distribution in marine fish spatial dynamics: considerations and cautions. *Fish and Fisheries* 5(2): 141–152.
- Sidorovich A. A., Ivanovskij V. V., Sidorovich V. E., Solovej I. A. 2016. Landscape-related variation in the diet composition of the common buzzard (*Buteo buteo*) in Belarus. *Slovak Raptor Journal* 10: 65–74.

- Sih A., Alison Bell A., Chadwick Johnson J. 2004. Behavioral syndromes: an ecological and evolutionary overview. *TRENDS in Ecology and Evolution* 19(7): 372–378.
- Siverio F., Rodríguez A., Padilla D. P. 2008. Kleptoparasitism by Eurasian Buzzard (*Buteo buteo*) on Two Falco Species. *Journal of Raptor Research* 42(1): 67–68.
- Skierczyński M. 2006. Food niche overlap of three sympatric raptors breeding in agricultural landscape in Western Pomerania region of Poland. *Buteo* 15.
- Skuja S., Budrys R. R. 1999. Nesting Sites of Black Stork, Lesser Spotted Eagle and Common Buzzard and Their Nest Exchange in the Forests of North, North-East and Central Lithuania. *Baltic Forestry* 2: 67–74.
- Sonerud G. A. 1997. Hawk owls in Fennoscandia: Population fluctuations, effects of modern forestry, and recommendations on improving foraging habitats. *Journal of Raptor Research* 31(2): 167–174.
- Stanislovaitytis A., Brukas V., Kavaliauskas M., Mozgeris M. 2014. Forest owner is more than her goal: a qualitative typology of Lithuanian owners. *Scandinavian Journal of Forest Research* 30(5): 478–491.
- Sternalski A., Bretagnolle V. 2010. Experimental evidence of specialised phenotypic roles in a mobbing raptor. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 64(8): 1351–1361.
- Strandberg R., Alerstam T., Hake M., Kjellén N. 2009. Short-distance migration of the Common Buzzard *Buteo buteo* recorded by satellite tracking. *Ibis* 151(1): 200–206.
- Suárez S., Balbontín J., Ferrer M. 2000. Nesting habitat selection by booted eagles *Hieraaetus pennatus* and implications for management. *Journal of Applied Ecology* 37: 215–223.
- Suhonen J., Halonen M., Mappes T., Korpimäki E. 2007. Interspecific competition limits larders of pygmy owls *Glaucidium passerinum*. *Journal of Avian Biology* 38: 630–634.
- Sulkava S., Tornberg R., Koivusaari J. 1997. Diet of the White-tailed Eagle *Haliaeetus albicilla* in Finland. *Ornis Fennica* 74: 65–78.
- Sumasgutner P., Rose S., Koeslag A., Amar A. 2018. Exploring the Influence of Urbanization On Morph Distribution and Morph-Specific Breeding Performance In A Polymorphic African Raptor. *Journal of Raptor Research* 52(1): 19–30.

- Swan G. 2011. Spatial Variation in the Breeding Success of the Common Buzzard *Buteo buteo* in relation to Habitat Type and Diet. *Magistrinis darbas, Londonas*.
- Swatridge C. J., Monadjem A., Steyn D. J., Batchelor G. R., Hardy I. C. W. 2014. Factors affecting diet, habitat selection and breeding success of the African Crowned Eagle *Stephanoaetus coronatus* in a fragmented landscape. *Ostrich* 85(1): 47–55.
- Šotnár K., Obuch J. 2009. Feeding ecology of a nesting population of the Common Buzzard (*Buteo buteo*) in the Upper Nitra Region, Central Slovakia. *Slovak Raptor Journal* 3(1): 13–20.
- Tapia L., Domínguez J., Rodríguez L. 2008. Hunting habitat preferences of raptors in a mountainous area (Northwestern Spain). *Polish Journal of Ecology* 56(2): 323–333.
- Tapia L., Dominguez J., Romeu M. 2007. Diet of Common buzzard (*Buteo buteo*) (Linnaeus, 1758) in an area of Northwestern Spain as assessed by direct observation from blinds. *Nova Acta Cientifica Compostelana (Biologia)* 16: 145–149.
- Tate G. J., Amar A. 2017. Morph specific foraging behavior by a polymorphic raptor under variable light conditions. *Scientific Reports* 7: 9161.
- Terraube J., Villers A., Poudré L., Varjonen R., Korpimäki E. 2017. Increased autumn rainfall disrupts predator–prey interactions in fragmented boreal forests. *Global Change Biology* 23: 1361–1373.
- Todorov E., Daskalova G., Shurulinkov P. 2015. Current Breeding Distribution and Conservation of White-tailed Eagle, *Haliaeetus albicilla* (L.) in Bulgaria. *Acta Zoologica Bulgarica* 67(1): 3–10.
- Treinsys R. 2004. Important landscape factors for the breeding territory selection by lesser spotted eagle (*Aquila pomarina*). *Acta Zoologica Lithuanica* 14(1): 58–61.
- Treinsys R. 2009. Erelio rėksnio *Aquila pomarina* buveinių pasirinkimas ir populiacijos būklė arealo šiaurės vakarų periferijoje. *Daktaro disertacija, Vilnius*.
- Treinsys R., Bergmanis U., Vāli Ū. 2017. Strong territoriality and weak density-dependent reproduction in Lesser Spotted Eagles *Clanga pomarina*. *Ibis* 159: 343–351.
- Treinsys R., Dementavičius D. 2004. Productivity and Diet of Lesser Spotted Eagle (*Aquila Pomarina*) in Lithuania in 2001–2003. *Acta Zoologica Lituanica* 14(2): 83–87.

- Treinys R., Dementavičius D., Mozgeris G., Skuja S., Rumbutis S., Stončius D. 2011. Coexistence of protected avian predators: does a recovering population of White-tailed Eagle threaten to exclude other avian predators? *European Journal of Wildlife Research* 57: 1165–1174.
- Treinys R., Dementavičius D., Rumbutis S., Švažas S., Butkauskas D., Sruoga A., Dagys M. 2016. Settlement, habitat preference, reproduction, and genetic diversity in recovering the white-tailed eagle *Haliaeetus albicilla* population. *Journal of Ornithology* 157: 311–323.
- Treinys R., Lõhmus A., Stončius D., Skuja S., Drobeltis E., Šablevičius B., Rumbutis S., Dementavičius D., Naruševičius V., Petraška A., Augutis D. 2008. At the border of ecological change: status and nest sites of the Lithuanian Black Stork *Ciconia nigra* population 2000–2006 versus 1976–1992. *Journal of Ornithology* 149(1): 75–81.
- Treinys R., Mozgeris G. 2006. Past and present nest-site requirements of the Lesser Spotted Eagle (*Aquila pomarina* C.L.Brehm) and their possible conflicts with timber harvesting. *Baltic Forestry* 12(2): 252–258.
- Treinys R., Mozgeris G. 2010. Relationship between the Productivity of Lesser Spotted Eagle *Aquila pomarina* and Forest Characteristics at the Macrohabitat Level. *Baltic Forestry* 16(1): 87–92.
- Treinys R., Mozgeris G., Skuja S. 2016. Can intensified forestry be responsible for changes in habitat usage by the forest-dwelling Black Stork? *European Journal of Forest Research* 135: 1175–1186.
- Treinys R., Stončius D., Skuja S., Rumbutis S. 2013. *Mažasis erelis rėksnys*. Vilnius, Viešoji įstaiga „Gamtosaugos projektų vystymo fondas“.
- Tryjanowski P., Morelli F., Kwieciński Z., Indykiewicz P., Møller A. P. 2018. Birds respond similarly to taxidermic models and live cuckoos *Cuculus canorus*. *Journal of Ethology* 36: 243–249.
- Vaitkuvienė D. 2014. Baltojo gandro *Ciconia ciconia* gausumas ir erdvinis pasiskirstymas, perėjimo buveinių pasirinkimas, perėjimo sėkmingumas ir pavasarinis atskridimas arealo šiaurės vakarų periferijoje. Daktaro disertacija, Vilnius.
- Väli Ü. 2003. The Lesser Spotted Eagle and its conservation in Estonia. *Hirundo Supplementum* 6.
- Väli Ü. 2004. The Greater spotted eagle *Aquila clanga* and the Lesser spotted eagle *A. pomarina*: taxonomy, thylogeography and ecology. Daktaro disertacijos santrauka, Tartu.
- Väli Ü. 2015. Habitat selection of the common buzzard (*Buteo buteo*) on the island of Hiiumaa, Western Estonia. *Hirundo* 2: 19–28.

- Väli Ü., Treinys R., Lõhmus A. 2004. Geographical variation in macrohabitat use and preferences of the Lesser Spotted Eagle *Aquila pomarina*. *Ibis* 146(4): 661–671.
- Väli Ü., Tuvi J., Sein G. 2017. Agricultural land use shapes habitat selection, foraging and reproductive success of the Lesser Spotted Eagle *Clanga pomarina*. *Journal of Ornithology* 158(3): 841–850.
- Van Lanen N. J., Franklin A. B., Huyvaert K. P., Reiser R. F. II, Carlson P. C. 2011. Who hits and hoots at whom? Potential for interference competition between barred and northern spotted owls. *Biological Conservation* 144: 2194–2201.
- Van Oers K., Drent P. T., de Goede P., van Noordwijk A. J. 2003. Realized heritability and repeatability of risk-taking behaviour in relation to avian personalities. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 271(1534): 65–73.
- Vrezec A., Tome D. 2004. Habitat selection and patterns of distribution in a hierarchic forest owl guild. *Ornis Fennica* 81: 109–118.
- Wallace Z. P., Kennedy P. L., Squires J. R., Oakleaf R. J., Olson L. E., Dugger K. M. 2016. ReOccupancy of Breeding Territories by Ferruginous Hawks in Wyoming: Relationships to Environmental and Anthropogenic Factors. *PLoS ONE* 11(4): e0152977.
- Watts H. E., Blankenship L. M., Dawes S. Holekamp K. E. 2010. Responses of Spotted Hyenas to Lions Reflect Individual Differences in Behavior. *Ethology* 116(12): 1199–1209.
- Whitfield D. P., Marquiss M., Reid R., Grant J., Tingay R., Evans R. J. 2013. Breeding season diets of sympatric White-tailed Eagles and Golden Eagles in Scotland: no evidence for competitive effects. *Bird Study* 60(1): 67–76.
- Widén P. 1997. How, and Why, Is the Goshawk (*Accipiter Gentilis*) Affected by Modern Forest Management in Fennoscandia? *Journal of Raptor Research* 31(2): 107–113.
- Wikar D., Ciach M., Bylicka M., Bylicka M. 2008. Changes in habitat use by the Common Buzzard (*Buteo buteo* L.) during non-breeding season in relation to winter conditions. *Polish Journal of Ecology* 56(1): 119–125.
- Wuczyński A. 2005. Habitat use and hunting behavior of Common Buzzard *Buteo buteo* wintering in south Poland. *Acta Ornithologica* 40(2): 147–154.

www.hbw.com

www.natura2000info.lt

www.stk.am.lt

Zhang D. 2018. rsq: R-Squared and Related Measures. - R package version 1.1.

Zhao Q-S., Hu Y-B., Liu P-F., Chen L-J., Sun Y-H. 2016. Nest site choice: a potential pathway linking personality and reproductive success. *Animal Behaviour* 118: 97–103.

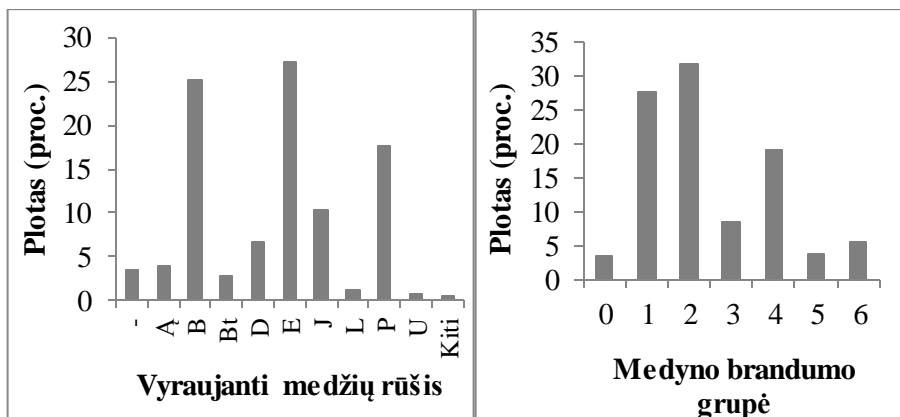
Zub K., Pugacewicz E., Jędrzejewska B., Jędrzejewski W. 2010. Factors Affecting Habitat Selection by Breeding Lesser Spotted Eagles *Aquila pomarina* in Northeastern Poland. *Acta Ornithologica* 45(1): 105–114.

Zuberogitia I., Martinez J. E., Martinez J. A., Zabala J., Calvo J. F., Catillo I., Azkona A., Iraeta A., Hidalgo S. 2006. Influence of management practices on nest site habitat selection, breeding and diet of the common buzzard *Buteo buteo* in two different areas of Spain. *Ardeola* 53(1): 83–98.

PRIEDAI

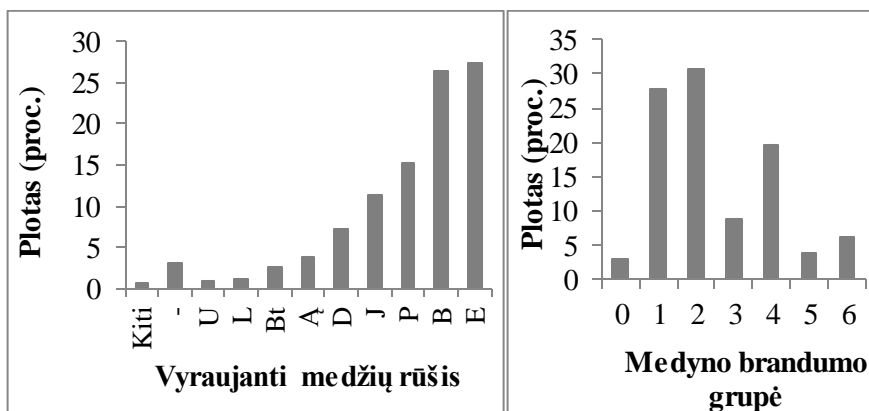
1 priedas

1.1 pav. Kaišiadorių miškų tyrimo ploto medynų procentinis pasiskirstymas pagal vyraujančią medžių rūšį ir medyno brandumo grupes (tik mišku apaugusi žemė). Santrumpos: U – uosis, L – liepa, Bt – baltalksnis, A – ąžuolas, D – drebulė, J – juodalksnis, P – pušis, B – beržas, E – eglė, Kiti – kitos retai pasitaikančių medžių rūšys, „–“ – kirtavietės ir žuvę medynai, 0 – kirtavietės ir žuvę medynai, 1 – jaunuolynai, 2 – pusamžiai medynai, 3 – pribirstantys medynai, 4 – brandūs medynai, 5–6 – perbrendę medynai

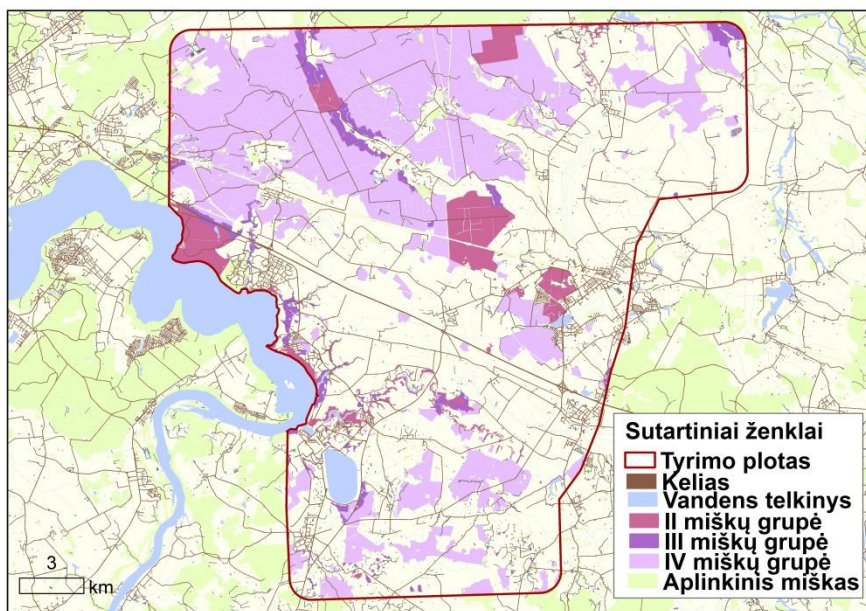


Kaišiadorių miškų tyrimo plote išskirtos šios gamtos apsaugai svarbios teritorijos: Kauno marių regioninis parkas (pietrytinė dalis), Gastilionių botaninis–zoologinis draustinis (www.stk.am.lt). Kaip buveinių apsaugai svarbios teritorijos (BAST) išskirtos: Kauno marios (pietinė ir pietrytinė dalys) (statuso suteikimo metai – 2005), Vaiguvos miškas (pietrytinė dalis) (statuso suteikimo metai – 2005), Strėvininkų miškas (plotas 194 ha) (statuso suteikimo metai – 2005), Būdos ir Pravieniškių miškai (plotas 1 004 ha, statuso suteikimo metai – 2004), Palaraistis (plotas 346 ha, statuso suteikimo metai – 2016). Į tyrimo ploto ribas patenkančios paukščių apsaugai svarbios teritorijos (PAST): Kauno marios (pietinė ir pietrytinė dalys) (statuso suteikimo metai – 2004) ir Būdos-Pravieniškių miškai (statuso suteikimo metai – 2005, plotas 5 173 ha) (dalis teritorijos sutampa su BAST Būdos ir Pravieniškių miškų teritorija); kaip ES svarbi rūšis čia saugomas mažasis erelis rėksnys (www.stk.am.lt; www.natura2000info.lt). Tikslios pirmiau išvardytų saugomų teritorijų ribos pateiktos interneto portaluose: www.stk.am.lt ir www.natura2000info.lt.

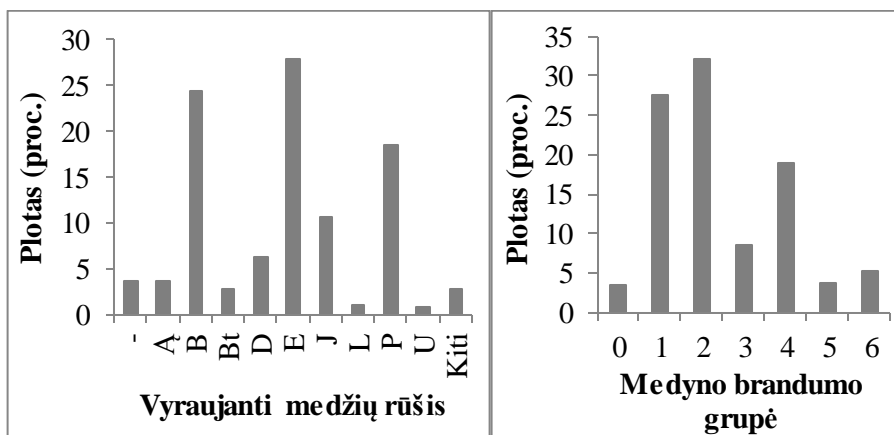
1.2 pav. Kaišiadorių miškų tyrimo ploto dalies A medynų procentinis pasiskirstymas pagal vyraujančią medžių rūšį ir medyno brandumo grupes (tik mišku apaugusi žemė). Santrumpos: U – uosis, L – liepa, Bt – baltalksnis, A – ažuolas, D – drebulė, J – juodalksnis, P – pušis, B – beržas, E – eglė, Kiti – kitos retai pasitaikančių medžių rūšys, „–“ – kirtavietės ir žuvę medynai, 0 – kirtavietės ir žuvę medynai, 1 – jaunuolynai, 2 – pusamžiai medynai, 3 – pribręstantys medynai, 4 – brandūs medynai, 5–6 – perbrendę medynai



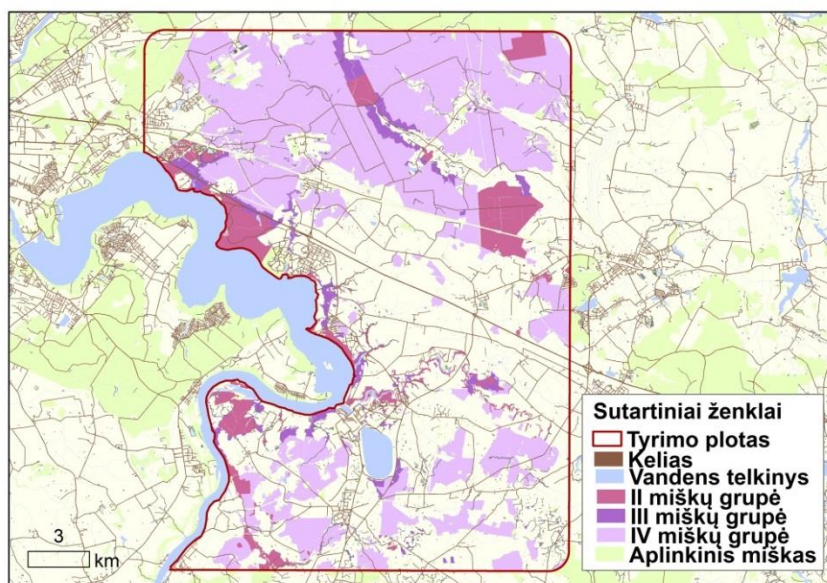
1.3 pav. Kaišiadorių miškų tyrimo ploto dalies A miškų grupės (žemėlapyje naudota: Lietuvos Respublikos miškų valstybės kadastras (2017 m.), Georeferencinių erdviųjų duomenų bazė, mastelis 1:10 000 (GDR10) (sluoksnis PLOTAI))



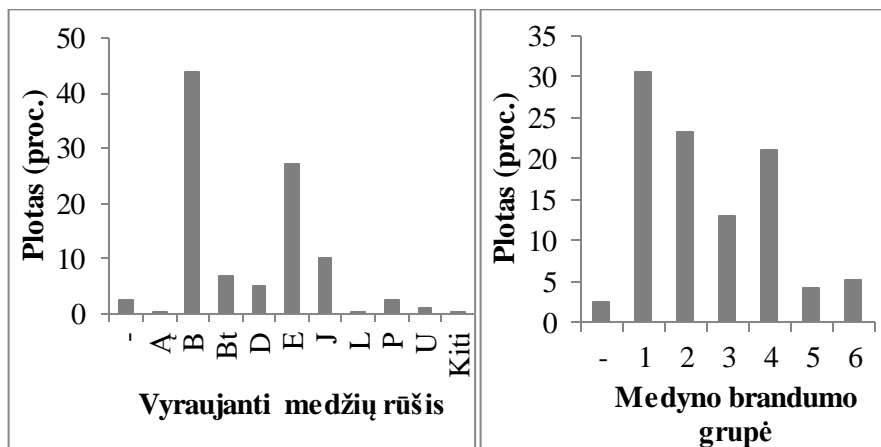
1.4 pav. Kaišiadorių miškų tyrimo ploto dalies B medynų procentinis pasiskirstymas pagal vyraujančią medžių rūšį ir medyno brandumo grupes (tik mišku apaugusi žemė). Santrumpos: U – uosis, L – liepa, Bt – baltalksnis, A – ąžuolas, D – drebulė, J – juodalksnis, P – pušis, B – beržas, E – eglė, Kiti – kitos retai pasitaikančios medžių rūšys, „–“ – kirtavietės ir žuvę medynai, 0 – kirtavietės ir žuvę medynai, 1 – jaunuolynai, 2 – pusamžiai medynai, 3 – pribreštantys medynai, 4 – brandūs medynai, 5–6 – perbrendę medynai



1.5 pav. Kaišiadorių miškų tyrimo ploto dalies B medynų išsidėstymas pagal miškų grupes (žemėlapyje naudota: Lietuvos Respublikos miškų valstybės kadastras (2017 m.), Georeferencinių erdviųjų duomenų bazė, mastelis 1:10 000 (GDR10) (sluoksnis PLOTAI))



1.6 pav. Biržų girios tyrimo ploto medynų užimamų teritorijų procentinis pasiskirstymas pagal vyraujančią medžių rūšį ir medyno brandumo grupes. Santrumpos: „-“ – kirtavietės ir žuvę medynai, U – uosis, L – liepa, Bt – baltalksnis, A – ąžuolas, D – drebulė, J – juodalksnis, P – pušis, B – beržas, E – eglė, Kiti – kitos retai pasitaikančios medžių rūšys, 1 – jaunuolynai, 2 – pusamžiai medynai, 3 – pribrestantys medynai, 4 – brandūs medynai, 5–6 – perbrendę medynai



Šios girios medynai naudojami ūkinėje miškininkystėje, tačiau nuo 2004 m., įsteigus Biržų girios biosferos poligoną (plotas 17 684 ha), kuriame yra žvirblinės pelėdos, uralinės pelėdos, juodojo gandro ir pilkosios gervės (*Grus grus*) apsaugos zonos, miško plotų, kuriuose draudžiama ūkinė veikla, padaugėjo. Čia taip pat saugomas mažasis erelis rėksnys, ES lygmeniu svarbi rūšis. Biržų giria taip pat priskiriama saugomoms teritorijoms kaip buveinių apsaugai svarbi teritorija (BAST) (plotas 17 684 ha) (statuso suteikimo metai 2005) (www.stk.am.lt; www.natura2000info.lt).

1.1 lentelė. Lizdo aprašymo anketa

LIZDO NR.		GPS KOORDINATĖS:	
Šių metų lizdo užimtumas		<input type="radio"/> Užimtas	<input type="radio"/> Neužimtas
Jauniklių sk. (jei nustatyta lizdo tikrinimo metu)			
LIZDO MEDIS:			
Medžio rūšis			
Aukštis, nuo žemės iki lizdo (m)			
Stiebo skermuo 1,3 m aukštyje			
LIZDAS:			
Lizdo padėtis lajoje	<input type="radio"/> Stiebo išsišakojime	<input type="radio"/> Stiebo išlinkime	
	<input type="radio"/> Stiebo viršūnėje	<input type="radio"/> Ant šoninių šakų prie stiebo	
	<input type="radio"/> Ant šoninių šakų toliau nuo stiebo	<input type="radio"/> Viršūninėse šakose	
PASTABOS			

2 priedas

2.1 lentelė. Paprastojo suopio buveinių, kontrolinių medynų, mažojo erelio rėksnio buveinių Kaišiadorių miškuose ir Biržų girioje aprašomoji statistika. Santrumpos: Vid. – vidurkis, Min.–Maks. – mažiausia fiksuota reikšmė–didžiausia fiksuota reikšmė, n. – imtis, Amžius – medyno amžius, p. – proporcija medyne (vieneto dalimis), Miško pakrašt. – mažiausias atstumas iki miško pakraščio (m), Derlingumas – medyno dirvožemio derlingumas (balais), Drėgnumas – medyno dirvožemio drėgnumas (balais), Lizdo aukštis – lizdo aukštis nuo žemės (m), Medžio apimtis – lizdo medžio apimtis (cm), M. e. r. – atstumas iki artimiausio mažojo erelio rėksnio lizdo (tik Biržų girioje) (m)

Kintamieji	Kaišiadorių miškai, Biržų giria								
	Paprastasis suopis			Kontrolinis medynas			Mažasis erelis rėksnys		
	Vid. ± SD	Min.–Maks.	n.	Vid. ± SD	Min.–Maks.	n.	Vid. ± SD	Min.–Maks.	n.
Amžius	85,6 ± 24,6	15–165	80	51,1 ± 31,3	0–135	80	84,2 ± 25,7	30–165	48
Ažuolų p.	0,05 ± 0,15	0–0,8	80	0,006 ± 0,03	0–0,2	80	–	–	–
Drebulių p.	0,12 ± 0,19	0–1	80	0,08 ± 0,12	0–0,5	80	0,16 ± 0,19	0–0,8	48
Eglių p.	0,24 ± 0,23	0–0,8	80	0,25 ± 0,30	0–1	80	0,26 ± 0,23	0–0,9	48
Beržų p.	0,28 ± 0,25	0–1	80	0,33 ± 0,29	0–1	80	0,23 ± 0,21	0–0,8	48
Juodalksnių p.	0,25 ± 0,30	0–0,9	80	0,13 ± 0,21	0–1	80	0,16 ± 0,26	0–1	48
Miško pakrašt.	607 ± 578	28–2435	80	668 ± 604	13–3098	80	191 ± 114	19–512	48
Derlingumas	3,84 ± 0,62	2–5	80	3,64 ± 0,76	2–5	80	3,66 ± 0,81	2–5	48
Drėgnumas	2,66 ± 0,85	1–5	80	2,71 ± 0,87	1–5	80	2,98 ± 0,96	1–5	48
Lizdo aukštis	17 ± 2,5	13–24	79	–	–	–	16,4 ± 2,7	9–22	45
Medžio apimtis	179 ± 67	80–389	79	–	–	–	167 ± 55	90–319	45
M. e. r.	1507 ± 801	71–3061	53	1596 ± 718	261–3534	53	–	–	–

2.2 lentelė. Paprastojo suopio buveinių Kaišiadorių miškuose ir Biržų girioje aprašomoji statistika. Santrumpos: Vid. – vidurkis, Min.–Maks. – mažiausia fiksuota reikšmė–didžiausia fiksuota reikšmė, n. – imtis, bal. – balais, vnt. d. – vieneto dalimis

Kintamieji	Paprastasis suopis					
	Biržų giria			Kaišiadorių miškai		
	Vid. ± SD	Min.–Maks.	n.	Vid. ± SD	Min.–Maks.	n.
Medyno amžius (m.)	82,5 ± 22,3	15–135	53	91,9 ± 27,4	55–165	27
Ažuolų proporcija medyne (vnt. d.)	0 ± 0	0–0	53	0,14 ± 0,22	0–0,8	27
Drebulių proporcija medyne (vnt. d.)	0,09 ± 0,15	0–0,8	53	0,16 ± 0,23	0–1	27
Eglių proporcija medyne (vnt. d.)	0,23 ± 0,24	0–0,8	53	0,26 ± 0,22	0–0,7	27
Beržų proporcija medyne (vnt. d.)	0,33 ± 0,25	0–1	53	0,17 ± 0,22	0–1	27
Juodalksnių proporcija medyne (vnt. d.)	0,26 ± 0,28	0–0,8	53	0,21 ± 0,33	0–0,9	27
Mažiausias atstumas iki miško pakraščio (m)	754 ± 638	28–2435	53	319 ± 256	45–1075	27
Medyno dirvožemio derlingumas (bal.)	4,02 ± 0,57	2–5	53	3,48 ± 0,57	2–4	27
Medyno dirvožemio drėgnumas (bal.)	2,49 ± 0,79	1–4	53	3 ± 0,86	1–5	27
Lizdo aukštis nuo žemės (m)	17,2 ± 2,3	13–24	52	16,6 ± 2,7	13–24	27
Lizdo medžio apimtis (cm)	158 ± 45	80–318	52	217 ± 84	103–389	27

3 priedas

3.1 lentelė. Paprastojo suopio lizdavičių ir makrobuveinių Kaišiadorių miškuose aprašomoji statistika skirtingais tyrimo laikotarpiais. Santrumpos: Vid. – vidurkis, Min.–Maks. – mažiausia fiksuota reikšmė–didžiausia fiksuota reikšmė, bal. – balais, vnt. d. – vieneto dalimis

Lizdavietės kintamieji	2002–2004 m. (n = 37)		2017–2018 m. (n = 28)	
	Vid. ± SD	Min.–Maks.	Vid. ± SD	Min.–Maks.
Medyno amžius (m.)	76,62 ± 23,51	45–140	90,18 ± 20,85	55–145
Medyno dirvožemio drėgnumas (bal.)	2,92 ± 0,78	2–5	2,89 ± 0,90	1–5
Medyno dirvožemio derlingumas (bal.)	3,46 ± 0,64	2–5	3,29 ± 0,7	2–4
Ažuolų proporcija medyne (vnt. d.)	0,10 ± 0,18	0–0,7	0,08 ± 0,17	0–0,7
Beržų proporcija medyne (vnt. d.)	0,19 ± 0,17	0–0,6	0,15 ± 0,22	0–1
Drebulių proporcija medyne (vnt. d.)	0,12 ± 0,11	0–0,4	0,11 ± 0,21	0–1
Eglių proporcija medyne (vnt. d.)	0,28 ± 0,25	0–0,8	0,24 ± 0,22	0–0,7

Makrobuveinės kintamieji	2002–2004 m. (n = 37)		2017–2018 m. (n = 28)	
	Vid. ± SD	Min.–Maks.	Vid. ± SD	Min.–Maks.
Atstumas iki artimiausio kelio (m)	279 ± 121	49–545	269 ± 133	93–594
Atstumas iki artimiausio vandens telkinio (m)	190 ± 163	13–604	225 ± 169	35–660
Atstumas iki miško pakraščio (m)	338 ± 230	25–1126	297 ± 263	43–1075
Brandžių medynų dalis nuo visų medynų (proc.)	31 ± 11	8–63	26 ± 10	7–45
Atstumas iki artimiausios ariamos žemės (m)	999 ± 797	21–2671	1319 ± 1171	38–4461
Atstumas iki artimiausios ganyklos (m)	1573 ± 927	5–3849	1763 ± 1162	67–4532

3.2 lentelė. Brandžių kontrolinių medynų Kaišiadorių miškuose aprašomoji statistika skirtingais tyrimo laikotarpiais. Santrumpos: Vid. – vidurkis, Min.–Maks. – mažiausia fiksuota reikšmė–didžiausia fiksuota reikšmė, bal. – balais, vnt. d. – vieneto dalimis

Lizdavietės kintamieji	2002–2004 m. (n = 37)		2017–2018 m. (n = 28)	
	Vid. ± SD	Min.–Maks.	Vid. ± SD	Min.–Maks.
Medyno amžius (m.)	74,1 ± 25,4	45–165	88 ± 25,1	55–175
Medyno dirvožemio drėgnumas (bal.)	2,68 ± 0,84	1–5	2,93 ± 0,96	1–5
Medyno dirvožemio derlingumas (bal.)	3,16 ± 0,59	2–4	3,18 ± 0,76	2–5
Ažuolų proporcija medyne (vnt. d.)	0,06 ± 0,13	0–0,5	0,04 ± 0,09	0–0,4
Beržų proporcija medyne (vnt. d.)	0,22 ± 0,27	0–0,9	0,23 ± 0,26	0–0,8
Drebulių proporcija medyne (vnt. d.)	0,06 ± 0,11	0–0,5	0,06 ± 0,14	0–0,6
Eglių proporcija medyne (vnt. d.)	0,34 ± 0,32	0–1	0,23 ± 0,27	0–1

Makrobuveinės kintamieji	2002–2004 m. (n = 37)		2017–2018 m. (n = 28)	
	Vid. ± SD	Min.–Maks.	Vid. ± SD	Min.–Maks.
Atstumas iki artimiausio kelio (m)	245 ± 162	44–677	196 ± 130	28–502
Atstumas iki artimiausio vandens telkinio (m)	209 ± 187	23–985	243 ± 222	3–977
Atstumas iki miško pakraščio (m)	313 ± 262	27–1001	333 ± 329	9–1137
Brandžių medynų dalis nuo visų medynų (proc.)	19 ± 13	2–55	19 ± 9	3–37
Atstumas iki artimiausios ariamos žemės (m)	1267 ± 786	90–2723	1275 ± 1171	21–4495
Atstumas iki artimiausios ganyklos (m)	1638 ± 995	186–4068	2232 ± 1081	45–4312

PUBLIKACIJŲ SĄRAŠAS

Mokslinės publikacijos

Kamarauskaitė A., Skuja S., Treinys R. 2019. Nesting Habitat Overlap between the Common Buzzard *Buteo buteo* and the Lesser Spotted Eagle *Clanga pomarina* for Conservation Planning in Natura 2000 Sites. *Bird Study* 66(2): 224–233.

Kamarauskaitė A., Dementavičius D., Skuja S., Dagys M., Treinys R. 2019. Interaction between the White-tailed Eagle and Common Buzzard estimated by diet analysis of the former and brood defence behaviour of the latter. *Ornis Fennica* 96.

Mokslinės konferencijos

Skuja S., Kamarauskaitė A., Treinys R. 2017. Local distribution and overlap in nest sites of the abundant Common Buzzard and protected Lesser Spotted Eagle. International Conference on the Conservation of the Lesser Spotted Eagle (*Aquila pomarina*), Burgas.

Kamarauskaitė A., Dementavičius D., Skuja S., Dagys M., Treinys R. 2019. Interaction between top predator and mesopredator estimated by diet analysis and field experiment. The COINS, Vilnius.

Vilniaus universiteto leidykla
Saulėtekio al. 9, LT-10222 Vilnius
El. p. info@leidykla.vu.lt,
www.leidykla.vu.lt
Tiražas 22 egz.