

TARTU ÜLIKOOL
LOODUS- JA TÄPPISTEADUSTE VALDKOND
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
BOTAANIKA OSAKOND

Janely Semilarski

**SAARESURMA MÕJU EPIFÜÜTSETELE SAMBLIKELE JA SAMMALDELE
NING SELLE VÕIMALIKUD LEEVENDUSMEETMED**

Bakalaureusetöö (12 EAP)

Bioloogia ja elustiku kaitse

Juhendaja: kaasprof. Piret Lõhmus

TARTU 2026

Infoleht

Saaresurma mõju epifüütsetele samblikele ja sammaldele ning selle võimalikud leevendusmeetmed

Bakalaureusetöös antakse kirjandusel põhinev ülevaade harilikust saarest (*Fraxinus excelsior*) ja sellega seotud elurikkusest koos väljavõttega PlutoF andmebaasist Eestis kaitsealustest sambla- ja samblikuliikidest, mis on registreeritud harilikul saarel. Kirjeldatakse saaresurma kui invasiivse kottseene poolt põhjustatud haiguse ökoloogilisi mõjusid Euroopas, keskendudes epifüütsetele samblikele ja sammaldele. Lisaks käsitletakse töös võimalikke leevendusmeetmeid, mida rakendada saaresurma negatiivsete mõjude vähendamiseks hariliku saarega seotud ohustatud epifüütsetele samblikele ja sammaldele, analüüsides peamiselt transplanteerimist kui võimalikku aktiivmeedet. Ka koondati ja analüüsiti infot varem looduskaitselistel eesmärkidel tehtud transplanteerimise eksperimentidest epifüütsete samblikega.

Märksõnad: saaresurm, epifüüdid, samblikud, samblad, ohustatud liigid, transplanteerimine, leevendusmeetmed

CERCS teadusalad: B230 Mikrobioloogia, bakterioloogia, viroloogia, mükoloogia; B270 Taimeökoloogia; B390 Taimekasvatus, aiandus, taimekaitsevahendid, taimehaigused

Impact of ash dieback on epiphytic lichens and bryophytes and its possible mitigation measures

Bachelor's thesis provides a literature-based overview of the European ash (*Fraxinus excelsior*) and its associated biodiversity, along with an extract from the PlutoF database of protected bryophyte and lichen species in Estonia recorded on European ash. Ash dieback, a disease caused by an invasive ascomycete fungus is described, and its ecological impacts in Europe, with a particular focus on epiphytic lichens and bryophytes. In addition, the thesis addresses potential mitigation measures for reducing the negative effects of ash dieback on ash-associated threatened epiphytic lichens and bryophytes, primarily by analysing transplantation as a possible active mitigation measure. Furthermore, an overview of transplantation experiments for conservation purposes and involving epiphytic lichens is provided, and the effectiveness of these experiments has been analysed.

Keywords: ash dieback, epiphytes, lichens, bryophytes, threatened species, transplantation, mitigation measures

CERCS research fields: B230 Microbiology, bacteriology, virology, mycology; B270 Plant ecology, B390 Phytotechny, horticulture, crop protection, phytopathology

Sisukord

Sissejuhatus.....	4
1. Harilik saar (<i>Fraxinus excelsior</i>)	5
1.1. Saarega seotud elustik Euroopas	6
1.2. Saarel esinevad epifüütsed samblikud ja samblad	7
1.2.1. Eestis kaitse all olevate epifüütsete samblike ja sammalde esinemine saarel	8
2. Sauresurm.....	11
2.1. Sauresurma põhjustava seenpatogeeni elutsükkel ja sümptomid	11
2.2. Sauresurma levik Euroopas ja päritolu	13
2.3. Sauresurma esinemine saare perekonnas.....	14
2.4. Sauresurma ökoloogiline mõju ja haiguse tõkestamine	14
2.5. Sauresurma mõju epifüütsetele samblikele	15
2.6. Sauresurma mõju epifüütsetele sammaldele	17
3. Meetmed sauresurmast mõjutatud ohustatud epifüütide elujõulisuse toetamiseks.....	20
3.1. Transplanteerimine.....	21
3.1.1. Transplanteerimise meetodikad.....	29
3.1.2. Transplanteerimisega kaasnevad riskid	31
3.1.3. Transplanteerimise rakendamise sobilikkus sauresurma mõjude leevendamiseks.....	31
3.2. Teised võimalikud meetmed sauresurma mõjude vähendamiseks.....	34
Kokkuvõte.....	36
Summary	38
Tänuavaldused	40
Kasutatud kirjandus	41
Lisad.....	48

Sissejuhatus

Harilik saar (*Fraxinus excelsior*, edaspidi kui „saar“) on Euroopas üks võtmetähtsusega puuliik, sest see on oluline elupaik paljudele liikidele parasvöötme ökosüsteemides (Pautasso *et al.*, 2013). Sealhulgas on saar oluline kasvupind ka suurele hulgale epifüütsetele samblikele ja sammaldele. Viimastel aastakümnetel on Euroopas saare populatsioonid tugevalt vähenenud saaresurma tõttu, mida põhjustab invasiivne kottseen *Hymenoscyphus fraxineus* (Gross *et al.*, 2014; Pautasso *et al.*, 2013). Nakatunud puudel põhjustab saaresurm lehtede ja võrsete kuivamist ning taimekudedes nekroosi (Enderle *et al.*, 2013; Gross *et al.*, 2014; Inoue *et al.*, 2019). Haigus lõppeb tavaliselt puu surmaga.

Saaresurm ei põhjusta vaid saare kui puuliigi kadumist maastikest, vaid toob endaga kaasa ka elupaikade kadumise ja suureneva väljasuremise riski liikidele, mis on spetsialiseerunud saarele (Pautasso *et al.*, 2013). Kuna paljud epifüütsed samblad ja samblikud (edaspidi kui „epifüüdid“) on niigi halva levimisvõimega ning mõlemad elustikurühmad vajavad erilisi ökoloogilisi nišše puudel, siis sõltub nende levik oluliselt kasvupindade kättesaadavusest (Hämäläinen *et al.*, 2026; Tranberg *et al.*, 2025). Saaresurma tagajärjel väheneb sobivate kasvupindade arv, eriti saarele spetsialiseerunud epifüütide jaoks. Nende hulgas on saarsurmast tõenäoliselt enim mõjutatud ohustatud epifüüdid, mis paiknevad killustunud maastikul ning on väikese arvukusega.

Käesoleva bakalaureusetöö eesmärkideks on:

- 1) anda ülevaade harilikust saarest ja sellega seotud elustikust, keskendudes epifüütsetele samblikele ja sammaldele;
- 2) kirjeldada saaresurma, selle levikut ning ökoloogilist mõju, keskendudes epifüütidele;
- 3) analüüsida samblike transplanteerimist uuele kasvupinnale, kui võimalust toetada sel viisil kaitsealuste epifüüdiliikide populatsioonide säilimist ja suurendamist saaresurma kontekstis;
- 4) anda ülevaade varem looduskaitselistel eesmärkidel tehtud transplanteerimise eksperimentidest epifüütsetel samblikel ning analüüsida nende eksperimentide tulemuslikkust ning
- 5) koondada teavet teiste võimalike leevendusmeetmete kohta, mida rakendada saaresurma negatiivsete mõjude vähendamiseks epifüütsetele samblikele ja sammaldele.

1. Harilik saar (*Fraxinus excelsior*)

Harilik saar on õlipuuliste (*Oleaceae*) sugukonda, saare (*Fraxinus*) perekonda kuuluv puittaim (Laas, 1967). Saar on levinud pea kõikjal Euroopas, levila põhjapiir ulatub 60ndate laiuskraadideni ning lõunapiir paikneb Vahemere ümbruses (Laas, 1967; Wardle, 1961). Levila idapiir kulgeb läbi Venemaa ida- ja edelaosa ning ulatub Kaspia mere ümbrusesni (Royal Botanic Gardens, Kew, i.a). Lisaks on saar on introdutseeritud Argentiinas, Põhja-Ameerika idarannikul, Uus-Meremaal ning Lõuna- ja Põhja-Koreas (Royal Botanic Gardens, Kew, i.a).

Liik suudab kasvada nii kuivades kui niisketes kasvukohtades (Wardle, 1961), samas on saar temperatuuri suhtes nõudlik (vrd hariliku tammega (*Quercus robur*)) ning hiliskevadiste külmade suhtes eriti õrn (Laas, 1967). Saar eelistab kasvada aluselistel muldadel, kus aluspõhjaks on karbonaatsed kivimid, happelistel muldadel esineb liik kohtades, kus läbiimbuv vesi on rikastanud mulda piisavas koguses hüdroksiididega (Wardle, 1961). Tavaliselt ei esine saar muldadel, mille pindmise kihi pH on alla 4,2 (Wardle, 1961).

Saart peetakse kiirekasvuliseks puuks, eriti noorelt (Laas, 1967). Vaatamata oma suurele valgusnõudlikkusele, võib puu esimesel kümnekonnal aastal kasvada edukalt vanemate puude varjus ning tänu sellele kohastumusele tagatakse pidev uute põlvkondade järelkasv (Boshier *et al.*, 2005; Laas, 1967). Saart iseloomustab kõrgekasvulisus, puu sirgub tavaliselt 12–18 meetri (Wardle, 1961), mõne allika kohaselt 25–35 meetri kõrguseks (Laas, 1967) ning soodsates tingimustes võib puu olla üle 40-meetrine (Wardle, 1961). Saare võra on noorelt tavaliselt kitsas, kuid vananedes muutub see laiuvaks (Laas, 1967). Võrsed on saarel rohekashallid ja paljad, üksikute lõvedega (Laas, 1967), pungad on süsimustad (Laas, 1967; Wardle, 1961). Lehed paiknevad võrsel vastakuti (Wardle, 1961) ning koosnevad 9–15 piklik-elliptilistest, saagja servaga ja peaaegu rootsuta lehekestest (Laas, 1967). Harilik saar on kolmekojaline taim, mis õitseb enne lehtimist Eesti tingimustes tavaliselt mais (Laas, 1967).

Saarel on happeline (pH ~ 5) (Jüriado *et al.*, 2008), värvuselt hall või rohekas koor, mis on noorel puul sile, kuid vananedes muutub piki- ja ristisuunas vaoliseks (Laas, 1967; Wardle, 1961). Tänu koore välise struktuuri muutumisele suureneb puukoore kui elupaiga heterogeensus. Elupaiga heterogeensususe hüpoteesi kohaselt suureneb liigiline mitmekesisus elupaiga heterogeensususe suurenedes, kuna mitmekesisuses keskkonnas on rohkem nišše, mis võimaldavad enamatel liikidel kooseksisteerida (Hamm & Drossel, 2017). Lisaks eelkirjeldatud koore füüsikalistele omadustele, muutuvad puu kasvu jooksul ka koore keemilised omadused, mis omakorda mõjutavad sellel kasvavaid epifüüte. Näiteks

parasvöötme boreo-nemoraalsetes lammimetsades on saare tüveümbermõõdu ja pH tõusu vahel leitud positiivne seos ning märgati, et koore suurenenud pH soodustab epifüütsete sammalde katvust saare tüvel (Jüriado *et al.*, 2008). Seevastu väheneb epifüütsete samblike katvus saare koore pH suurenedes ning sammaltaimede katvuse suurenemine mõjub negatiivselt samblike liigirikkusele (Jüriado *et al.*, 2008).

Hariliku saare puitu peetakse väärtuslikuks selle painduvuse, tugevuse ja vastupidavuse tõttu (Boshier *et al.*, 2005), seepärast kasutatakse seda näiteks mööbli- ja masinaehituses (Laas, 1967). Ajalooliselt on saare puitu kasutatud tööriistade ja sporditarvete käepidemete valmistamisel (Boshier *et al.*, 2025). Eestis ja selle lähiriikides ei peeta saart metsamajanduses tulusaks puuliigiks, see-eest hinnatakse liiki siin kõrgelt elurikkuse toetajana ja linnahaljastuses (Drenkhan *et al.*, 2012). Viimase tõttu on harilikust saarest aretatud mitmeid vorme (Laas, 1967). Rahvameditsiinis on kasutatud saare koorest valmistatud tõmmiseid ravimina malaaria vastu, lisaks on saare lehtedel lahtistav toime (Boshier *et al.*, 2005).

1.1. Saarega seotud elustik Euroopas

Rootsis koostatud Hultberg *et al.* (2020) ülevaates, mis põhines SSIC (*Swedish Species Information Centre*) andmebaasil, leiti, et Rootsis on saarega seotud (s.t kasvab elaval või surnud saare puidul või kasutab saart muud moel oma elutsükli lõpuleviimiseks) kokku 483 liiki. Neist 52 on saarega obligatoorsed ning 12 liiki saarega tugevalt seotud (s.t 25–100% populatsioonist esineb saarel). Neist enamus, 260 liiki, on selgrootud, ülejäänud moodustavad samblikud, samblad ja seemed. Kõikidest saarega seotud liikidest esineb eranditult vaid elusatel saarepuudel 104 liiki, kuid Hultberg *et al.* (2020) arvates võib see number olla tegelikult suurem, sest andmebaasis pole kõikidel liikidel substraadi eelistust märgitud.

Suurbritannias tegid sarnase ülevaate saarega seotud liikidest Mitchell *et al.* (2014), kes kasutasid sarnaselt Rootsile erinevaid andmebaase info koondamiseks. Uuringus leiti, et elus ja surnud saarega on seotud kokku 953 liiki, millest 44 määrati puuliigiga obligatoorseks ja 62 liiki tugevalt saarega seotuks (s.t liik esineb harva teistel taimeliikidel). Üle poole saarega seotud liikidest moodustavad samblikud (548 liiki), järgnevad selgrootud (239 liiki), seemed (68 liiki) ning sammaltaimed (58 liiki). Erinevalt Rootsis tehtud ülevaatest märgiti, et saare või saaremetaga on seotud ka 12 linnu- ja 28 imetajaliiki.

Lisaks toimimisele elu- ja toitumispaigana, on saared olulised ka ümbritseva keskkonna kujunemisel. Saare võra vari, puu suremisel tekkivad häilud ning mulla toitaineringet mõjutav

lehevaris määravad tingimused tüve ümbritseva alustaimestiku liigilisele koosseisule, mis omakorda loob eeldused teiste organismirühmade asustusele puu ümbruses (Mitchell *et al.*, 2014).

1.2. Saarel esinevad epifüütsed samblikud ja samblad

Harilik saar pakub elupaika paljudele epifüütsetele samblikele. Mitchell *et al.* (2014) ülevaateartikli põhjal on Suurbritannias saarega seotud samblikuliike teada 548, mis moodustab üle 57% kõikidest sealsetest saarega seotud liikidest. Neist 4 määratleti saarega obligatoorselt seotuks ja 13 liiki saarega tugevalt seotuks (s.t kasvavad harva muudel substraatidel). Rootsis, kus tugineti SSIC andmebaasile, selgus, et saarega on seotud 87 liiki samblikke, neist 2 on saarega obligatoorselt seotud (Hultberg *et al.*, 2020).

Ka Eesti ja Gotlandi näitel on saar liigirikas peremeespuu epifüütsete samblikukoosluste poolest, sealhulgas kasvupind paljudele ohustatud või ohulähedases seisundis olevatele samblikuliikidele. Thor *et al.* (2010) registreerisid Eesti puisniitudel 51 saare tüvel kuni 2 m kõrgusel kasvanud samblikke. Ühelt saare tüvelt leiti keskmiselt 17,6 samblikuliiki, neist riiklikku punasesse nimestikku kuulus keskmiselt 0,6 liiki. Gotlandi puisniitudel kasvavatel saartel vaadeldi sama metoodikaga läbi 433 saare tüve. Keskmiselt kasvas ühel tüvel 19,8 liiki samblikke, millest Rootsi punase nimestiku liike esines ühel saare tüvel keskmiselt 0,7. Eestis kogutud herbaariumeksemplaride põhjal (eksemplarid 1860–2013 a.) leiti, et võrreldes teiste puuliikidega esines saarel enim, kokku 34 liiki, Eesti punasesse nimestikku kuuluvaid ohustatud ning ohulähedasi samblikke (Marmor-Ohtla *et al.*, 2017). Need on liigid, mis kuuluvad IUCN-i (*International Union for Conservation of Nature*) kategooriatesse CR (*Critically Endangered*; kriitiliselt ohustatud), EN (*Endangered*; väljasuremisohus), VU (*Vulnerable*; ohualdis), NT (*Near Threatened*; ohulähedane) (Marmor-Ohtla *et al.*, 2017).

Ka sammaldele on elusad saare tüved oluline kasvupind. Suurbritannias koondatud andemete põhjal on teada, et saarel kasvab kokku 58 samblaliiki, millest 6 on tugevalt seotud saarega (s.t kasvavad harva muudel kasvupindadel) (Mitchell *et al.*, 2014). Rootsis koostatud ülevaate põhjal leiti, et sealsetel saartel kasvab 71 samblaliiki, millest 3 on saarega obligatoorselt seotud (Hultberg *et al.*, 2020).

1.2.1. Eestis kaitse all olevate epifüütsete samblike ja sammalde esinemine saarel

Senistes uuringutes, kus on kajastatud Eestis kaitsealuste epifüütide, täpsemalt samblike, seotust saarega, on arvestatud vaid seisvatel saarepuudel esinemist (Thor *et al.*, 2010) või põhinetud vaid herbaariumis talletatud eksemplaride andmetele (Marmor-Ohtla *et al.*, 2017). Parema ülevaate saamiseks saarega seotud ohustatud epifüütidest Eestis, tehti käesoleva töö jaoks PlutoF andmebaasist (Abarenkov *et al.*, 2010) väljavõte Eestis kaitsealuste sammalde ja samblike vaatlustest ja eksemplaridest, mis on alates 2000. aastast registreeritud harilikul saarel (Tabel 1). Väljavõte tehti koos juhendajaga tema kasutajakonto kaudu, et kaasata ka hetkel mitteavalike projektide andmeid. Substraadi tüübina kasutati järgmisi märksõnu: epifüütne, epiksüülne, tüügas, lamatüvi, lehtpuu, lehtpuu tüvi, lehtpuu tüvejalam, lehtpuu oks, samblikul, samblal. Kuna ei esinenud ühtegi kirjet, kus substraadi tüübina oleks märgitud samblikul või samblal, jäid need kõrvale. Välja jäeti duplikaadid, kus lisaks eksemplari kogumisele oli tehtud vaatlus samast isendist. Ka pole tabelis üksikuid vaatluseid ja eksemplare, mille substraat (s.t puuliik) oli märgitud, kuid substraadi täpne tüüp oli määratlemata. Väljavõttesse kaasati registreeringud nii surnud kui elusatel saarepuudelt, et võrdlevalt näidata, kui suur mõju on olnud saaresurmal kaitsealustele epifüütidele. Taustavõrdlusena on lisatud väljavõte samade epifüüdiliikide registreeringutest teiste puuliikide lamapuudel.

Väljavõtte tulemusena selgus, et alates 2000. aastast on saartelt registreeritud kokku nelja kaitsealuse sambla- ning 26 samblikuliigi esinemist. Elusatel saartel on neist registreeritud kõiki nelja samblaliiki ning 21 samblikuliiki. Enamus sambla- ja samblikuliike on registreeritud sagedamini elusatel saartel kui surnud saarepuudel või teiste puuliikide lamapuudel, mis rõhutab, et elus saarepuud on olulised saarega seotud epifüütide populatsioonide püsimiseks. Siiski on mitmeid liike registreeritud arvestataval hulgal ka surnud saartel (nii seisvad kui lamavad), mis viitab nii saarepuude suurele suremusele seoses saaresurmaga kui ka sellele, et liigid võivad pärast peremeespuu hukkumist ja maha langemist mõnda aega substraadil säilida. Saaresurmast enim mõjutatud epifüüdid on tõenäoliselt väheste leidudega liigid (s.t lokaalne arvukus on ilmselt madal) ning mille registreeringud on enamjaolt või ainult surnud saarepuudel, näiteks härma-varjusamblik (*Chaenotheca cinerea*) ja kollane virvesamblik (*Coenogonium luteum*) (vt Tabel 1 nimekirjade lõpuosasid).

Samas tuleb arvestada, et paljud kaitsealused sambla- ja samblikuliigid on märgatavad ja määratavad vaid eriala ekspertidele ning seetõttu võib registreeringuid osade liikide kohta olla vähe. Lisaks piirab lamatüvedel epifüütide leidmist asjaolu, et pool lamatüvest on vastu maad ning seetõttu mittevaadeldav. Ka võivad osad kaitsealused epifüüdid, vaatamata oma tegelikule

üsna suurele arvukusele, olla alaregistreeritud, sest nende järjepidevate vaatluste tegemine pole näiteks samblikega seotud välitöödel prioriteetne. Sellise liigina võib välja tuua sulgja õhiku (*Neckera pennata*) (juhendaja suulised andmed). Samuti võivad osad liigid olla (enam) seotud teiste peremeespuuliikidega kui harilik saar. Sellest tulenevalt on saarepuudel vähe registreeringuid või need puuduvad, näiteks pikal lõhnasamblikul (*Evernia divaricata*), sest see liik eelistab kasvada okaspuudel (Tabel 1).

Tabel 1. Ülevaade PlutoF andmebaasi väljavõttes Eestis kaitse all olevate sambla- ja samblikuliikide leidude arvust (s.t. vaatlused ja eksemplarid) elusatel ja surnud hariliku saare (*Fraxinus excelsior*) tüvedel ning võrdluseks teiste peremeespuude lamatüvedel alates 2000. aastast. Liigid on sortitud organismirühmasiseselt saarel esinemise sageduste alusel kahanevas järjekorras. Tärnidega tähistatud täpsustused on toodud tabeli all. Allajoonitud liigid esinevad Marmor-Ohtla *et al.* (2017) kohaselt peamiselt ($\geq 50\%$ registreeringutest) laialehistel puudel (s.t. esinevad liikidel nagu harilik vaher (*Tilia cordata*), harilik saar, harilik tamm (*Quercus robur*), harilik pärn (*Tilia cordata*) ja perekond jalakas (*Ulmus spp.*)). Paksus kirjas on märgitud liigid, mis Marmor-Ohtla *et al.* (2017) kohaselt esinevad peamiselt ($\geq 50\%$ registreeringutest) harilikul saarel.

LK kat.	Liik	Leiud elusal* h. saarel	Leide surnud** h. saarel	Leide teiste puuliikide lamatüvedel***
	Samblad			
III	sulgjas õhik (<i>Neckera pennata</i>)	7	2	0
II	tamarisk-kariksammal (<i>Frullania tamarisci</i>)	6	2	0
III	Corda porella (<i>Porella cordaeana</i>)	1	0	0
III	suurelehine porella (<i>Porella platyphylla</i>)	1	0	0
	Samblikud			
II	rohe-tilksamblik (<i>Biatoridium monasteriense</i>)	134	17	0
III	lumi-nuisamblik (<i>Sclerophora pallida</i>)	105	3	0
III	harilik kopsusamblik (<i>Lobaria pulmonaria</i>)	25	42	<i>Salix</i> (3), <i>Til cor</i> (2), <i>Pop tre</i> (2), <i>määramata</i> (2), <i>Aln glu</i> (1), <i>Ace pla</i> (1), <i>Que rob</i> (1)
II	väike nõgisamblik (<i>Parmeliella triptophylla</i>)	16	36	<i>Til cor</i> (2), <i>Pop tre</i> (1)
III	harilik koobassamblik (<i>Thelotrema lepadinum</i>)	33	15	<i>Til cor</i> (1)
III	suur nõöpsamblik (<i>Megalaria grossa</i>)	15	14	0
II	sile neersamblik (<i>Nephroma laevigatum</i>)	4	21	määramata (1)
II	kirss-mõhnsamblik (<i>Bacidia laurocerasi</i>)	13	3	<i>Pop tre</i> (1)

LK kat.	Lüik	Leiud elusal* h. saarel	Leide surnud** h. saarel	Leide teiste puuliikide lamatüvedel***
III	<u>puna-näsasamblik (<i>Lecidea erythrophaea</i>)</u>	12	4	0
II	sõrmjas tardsamblik (<i>Scytinium teretiusculum</i>)	12	4	<i>Pop tre</i> (1)
II	<u>sale nuisamblik (<i>Sclerophora farinacea</i>)</u>	15	0	0
II	<u>õli-luulissamblik (<i>Pyrenula nitidella</i>)</u>	13	2	0
III	<u>rant-tähnsamblik (<i>Arthonia byssacea</i>)</u>	8	3	0
II	oliiv-helksamblik (<i>Cetrelia olivetorum</i>)	2	5	<i>Til cor</i> (1), <i>Ace pla</i> (1), <i>Aln glu</i> (1)
III	haava-tardsamblik (<i>Leptogium saturninum</i>)	2	5	0
II	jalaka-kauss-samblik (<i>Gyalecta ulmi</i>)	5	0	0
II	<u>hõbe-luulissamblik (<i>Pyrenula laevigata</i>)</u>	5	0	0
II	<u>võrk-nuisamblik (<i>Sclerophora peronella</i>)</u>	3	1	0
II	sire varjusamblik (<i>Chaenotheca gracilenta</i>)	0	2	0
III	harilik poorsamblik (<i>Menegazzia terebrata</i>)	0	2	<i>Betula</i> (1), <i>Aln glu</i> (1)
II	tera-mõhnsamblik (<i>Bacidia biatorina</i>)	1	0	0
II	<u>härma-varjusamblik (<i>Chaenotheca cinerea</i>)</u>	1	0	0
II	<u>kollane virvesamblik (<i>Coenogonium luteum</i>)</u>	1	0	0
III	harilik neersamblik (<i>Nephroma parile</i>)	0	1	<i>Pop tre</i> (2), <i>Salix</i> (1)
II	<u>kääv-neersamblik (<i>Nephroma resupinatum</i>)</u>	0	1	0
III	kare habesamblik (<i>Usnea barbata</i>)	0	1	0
III	pikk lõhnasamblik (<i>Evernia divaricata</i>)	0	0	<i>Pic abi</i> (3), <i>Larix</i> (1)

* elus = substraadi tüübiks määratud "lehtpuu", "lehtpuu tüvi", "lehtpuu oks", "lehtpuu tüvejalam", "epifüütne" või "epiksüülne" ning tekstikirjest ei selgu, et tegu oleks surnud puuga.

** surnud = substraadi tüübiks määratud "lamapuu", "tüügas"; substraadi tüübiks määratud "lehtpuu", "lehtpuu tüvi", "lehtpuu oks", "lehtpuu tüvejalam", "epifüütne" või "epiksüülne" ning tekstikirjest selgub, et tegu on surnud puuga.

*** *Ace pla* – *Acer platanoides* (harilik vaher), *Aln glu* – *Alnus glutinosa* (sanglepp), *Pop tre* – *Populus tremula* (harilik haab), *Que rob* – *Quercus robur* (harilik tamm), *Til cor* – *Tilia cordata* (harilik pärn)

2. Saaresurm

Saaresurm on invasiivse kottseene *Hymenoscyphus fraxineus* põhjustatud seenhaigus, mis nakatab saare perekonna puid ning põhjustab peamiselt hariliku saare laialdast hääbumist Euroopas (Gross *et al.*, 2014; Pautasso *et al.*, 2013). Saaresurmast tingitud hariliku saare kiiret maastikest kadumist peetakse üheks murettekitavamaks taimepatoloogiliseks probleemiks Euroopas, mis on ajendanud saaresurmaga seonduva teadustöö tegemist (Drenkhan *et al.*, 2012). Eestikeelne haiguse nimetus “saaresurm” tuleneb saarel esinevate haigussümptomite analoogiast jalakasurma sümptomitele ning mõlemat haigust põhjustavate seenpatogeenide lähedasest süstemaatilisest seostusest (Drenkhan & Hanso 2009).

2.1. Saaresurma põhjustava seenpatogeeni elutsükkel ja sümptomid

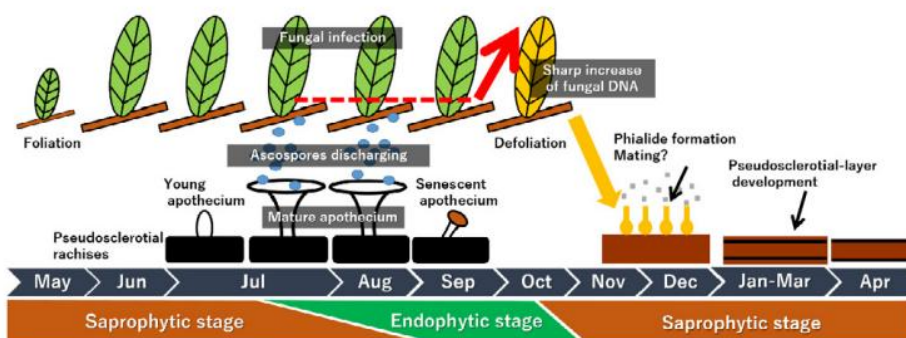
Kogu patogeense seene *H. fraxineus* elutsükkel toimub saare lehtedel (Gross *et al.*, 2014; Joonis 1). Suvel, kui seen on teleomorfses staadiumis, tekivad eelmistel aastatel nakatatud saare leherootsul kuni 3 mm suurused viljakehad (Gross *et al.*, 2014; Inoue *et al.*, 2019), mis noorelt on valkjad või kreemikad ning vananedes tumenevad (Kowalski & Holdenrieder, 2009). Viljakehadest kanduvad nakatumisvõimelised eosed (askosporid) puu võras olevatele saare lehtedele (Gross *et al.*, 2014; Inoue *et al.*, 2019). Viljakehade tekkimise ja sporulatsiooniperiood võib olla seenel üsna pikk. Näiteks Eesti tingimustes on registreeritud varaseimad viljakehad juuni alguses (5. juuni), hiliseimad septembri lõpus (20. september) (Drenkhan *et al.*, 2017). Suurim viljakehade hulk loendati juuli lõpust augusti lõpuni ning sõltuvalt ilmaoludest oli suurim askosporide arv juuli lõpust augusti keskpaigani (Drenkhan *et al.*, 2017).

Sporulatsioonil vabanenud eosed kinnituvad saare lehtede lehepinna hüaliinse limakihi abil ning arenevad hüüfid tungivad lehtedesse (Gross *et al.*, 2014; Inoue *et al.*, 2019). Mandžuuria saarel elab seen lehtedes põhiliselt endofüütselt, pärast taimelehtedesse jõudmist ei toimu aktiivset seeneniidistiku levitamist teistesse taimeosadesse ning nakatunud harilikule saarele iseloomulikud haigusnähud ei ilmne (Inoue *et al.*, 2019). Seevastu h. saarel ja teistel saare perekonna liikidel ilmnevad suuremal või vähemal määral saaresurmale iseloomulikud haigustunnused.

Seenpatogeenile vastuvõtlikel peremeespuudel hakkavad sümptomid ilmnema 10–14 päeva pärast eostega nakatumist (Gross *et al.*, 2014). Suve lõpus tekivad lehekestele nekroossed laigud, lehed närbumad ja varisevad enneaegselt (Enderle *et al.*, 2013; Gross *et al.*, 2014;

Kirisits & Freinschlag, 2012). Looduses langeb enamus lehtedest enne, kui patogeen jõuab taime varreni, kuid vahel kasvab seeneniidistik siiski leherootsust taime vartesse, liikudes aksiaalselt mööda tsentraalseid kudesid (Gross *et al.*, 2014; Inoue *et al.*, 2019). Kui infektsioon liigub radiaalselt, tekivad koore kudede kahjustused (kambiaalne nekroos), mida ilmestavad tumedad laigud puu koorel, mille värvus varieerub oranžist pruunini (Enderle *et al.*, 2013; Gross *et al.*, 2014). Haiguse süvenedes kuivavad noored võrsed ja puu oksad ning tekivad haavandid puu tüvel (Enderle *et al.*, 2013; Kirisits & Freinschlag, 2012). Patogeenist tugevalt mõjutatud puud kompenseerivad tekkinud kahjustusi ohtrate noorte võsude moodustamisega, mis lühiajaliselt leevendavad haiguse raskusastet (Kirisits & Freinschlag, 2012). Kui patogeen liigub leherootsust edasi vartesse ning mujale taime, on see patogeenile elutsükli lõpp, sest viljakehade teke vartel on väga harv (Gross *et al.*, 2014). Siiski, näiteks Poolas, on leitud, et mõned viljakehad on tekkinud 1–3-aastastele saare seemikute võrsetele (Kowalski & Holdenrieder, 2009).

Sügisel, pärast lehtede varisemist, on seen eluviisilt saprofüütne ja talvitub peamiselt leherootsudel (Inoue *et al.*, 2019). Sel, mitesugulise staadiumi perioodil arenevad leherootsudel ka kolvikujulised rakud (ingl *phialides*), kus teadaolevalt toodetakse ühesugulisi gameete (ingl *spermatia*) (Gross *et al.*, 2014; Inoue *et al.*, 2019). Hiljem moodustub leherootsul kortikaalse parenhüümi ja sklerenhüümi vahel mustjas pseudosklerootiline kiht, mis kaitseb leherootsu sisemistes kihtides paiknevaid hüüfe ebasoodsate olude eest (Gross & Holdenrieder, 2013; Inoue *et al.*, 2019; Kowalski & Holdenrieder, 2009). Kuna pseudosklerootiline kiht moodustub mõned rakukihid leherootsu pinnast madalamal, siis ilmub nakatunud leherootsudele iseloomulik must värvus pärast välimiste rakukihtide lagunemist (Gross *et al.*, 2014). Suvel algab seene elutsükkel taas, kui kõdunevatel saare leherootsudel tekivad uued viljakehad.



Joonis 1. Saaresurma põhjustava patogeense kottseene *Hymenoscyphus fraxineus* elutsükli ja peremehe-parasiidi interaktsiooni skeem Mandžuuria saarel Inoue *et al.* (2019) järgi.

2.2. Saaresurma levik Euroopas ja päritolu

Esimesi saaresurma sümptomeid Euroopas märgati Poola kirdeosas 1992. aastal (Kirisits *et al.*, 2009, viidatud Baral & Bemann, 2014 kaudu), mõnedel andmetel Poola loodeosas (Kowalski, 2006). Kümnekonna aastaga oli haigus levinud juba üle kogu Poola (Kowalski, 2006). Samal ajal hakkas järjepanu tulema mitmetest teistest Euroopa riikidest teateid saarepuude hääbumisjuhtudest. Peagi oli haigus jõudnud levida üle suure osa Euroopa (Gross *et al.*, 2014; Hultberg *et al.*, 2020) ning vähendanud drastiliselt h. saare populatsiooni suurust enamuses riikides (Hultberg *et al.*, 2020). Eestis täheldati esimesi arvatavaid saaresurma ilminguid 1995. a. Läänemaal, Laheva külas (Ploompuu, 2007). 2003. aastaks oli seenhaigus pea kõikides saare puistutes Loode-Eestis (Drenkhan *et al.*, 2014) ning levis sealt mõne aastaga üle mandri kagu suunas (Drenkhan & Hanso, 2009).

Esmalt suudeti Poolas tuvastada seenpatogeeni anamorf *Chalara fraxinea* (Kowalski, 2006) ning mõned aastad hiljem avastati kottseene teleomorfne staadium *Hymenoscyphus albidus* (Kowalski & Holdenrieder, 2009). Hilisemate DNA põhiste uuringute järel, kus võrreldi epideemiapiirkondadest võetud proove asümptomaatilistelt teleomorfiga *H. albidus* nakatunud saartega, selgus, et saarte hääbumise põhjuseks on hoopis teleomorfist *H. albidus* morfoloogiliselt eristamatu, krüptiline seeneliik *Hymenoscyphus pseudoalbidus* (Queloz *et al.*, 2011). Nomenklatuurireeglite muutumise järgselt sai saaresurma põhjustav invasiivne kottseen uue taksonoomilise nime *Hymenoscyphus fraxineus* (Baral *et al.*, 2014).

Kottseen *H. fraxineus* arvatakse olevat pärit Aasiast (Queloz *et al.*, 2011; Zhao *et al.*, 2013), kus Hosoya *et al.* (1993) dokumenteerisid liigi anamorfi esinemise manžuuria saare (*F. mandshurica*) lehtedel. Lisaks toetab hüpoteetilist Aasia päritolu asjaolu, et seenhaigus pole Jaapanis sealsetele looduslikele mandžuuria saarele olulisi kahjustusi tekitanud nagu on seda nähtud Euroopas esinevatel saare perekonna liikidel (Inoue *et al.*, 2019; Zhao *et al.*, 2013). Ka on seene *H. fraxineus* geneetiline varieeruvus Euroopas madalam võrreldes Jaapani populatsiooniga ning see võib viidata rajajaefektile Euroopas (Zhao *et al.*, 2013).

Esitatud on ka hüpotees, mille kohaselt esines saaresurma põhjustav patogeen Euroopas tunduvalt varem, kui seni arvatud (Drenkhan *et al.*, 2012; Drenkhan *et al.*, 2014; Queloz *et al.*, 2011). Herbaareksemplaridelt tehtud DNA järjestuste põhise võrdluse analüüsid kinnitavad, et nii Eestis, Venemaal kui ka Prantsusmaal esines saaresurma põhjustava kottseenega nakatunud saare perekonna liike juba 20. sajandi keskpaigas (Agan, 2015). Drenkhan *et al.* (2014) peavad võimalikuks seenpatogeeni levikuvektoriks mandžuuria saare seemneid ja noori istikuid, mis

toodi Baltimaadesse ning oletatavasti ka Valgevenesse ja Kaliningradi 1960.–1980. aastal, otse viimase looduslikust levilast Aasias (Venemaa Kaug-Ida). Antud hüpotees ei ole senini kinnitust leidnud. Queloz *et al.* (2011) oletavad, et esialgu tekitas patogeen *H. fraxineus* saare puudel vaid lokaalseid ja lühiajalisi probleeme ning jäi seetõttu märkamata. Hiljem võis peremeespuude vastuvõtlikkust suurendada kliimamuutus ning laialdasemad saarte hääbumised äratasid siis juba tähelepanu.

2.3. Saaresurma esinemine saare perekonnas

On teada, et saaresurm nakatab igas vanuseklassis olevaid saare perekonna liike (Gross *et al.*, 2014; Pautasso *et al.*, 2013). Lisaks varem mainitud h. saarele ja mandžuuria saarele, registreerisid esmakordselt Drenkhan & Hanso (2010) Eestis, et haigustekitaja esineb ka näiteks mustal saarel (*F. nigra*), pensilvaania saarel (*F. pennsylvanica*) ja ameerika saarel (*F. americana*). Samuti on isoleeritud seenpatogeen Ungaris ahtalehisel saarel (*F. angustifolia*), põhjustades liigil saaresurmale iseloomulikke haigussümptomeid (Kirisits *et al.*, 2010).

Eestis aastatel 2013–2014 läbi viidud saare perekonna liikide tervisliku seisundi hindamisel tõdeti, et saaresurma mõju saare perekonnas varieerub liigiti (Drenkhan *et al.* 2017). Leiti näiteks, et h. saarega samaväärse kahjustusmääraga liigid olid must saar (*F. nigra*) ja saareliik *F. potamophila*, ent teised saare liigid (ameerika saar, pensilvaania saar ja mandžuuria saar) tundusid tervemad. Samas toodi uurimuses välja, et kuna osade liikide valim oli väike (s.t üks või kaks isendit) ning keeruline oli tuvastada alati kindel seos saaresurma ja puude seisundi halvenemise vahel, siis on keeruline anda objektiivseid hinnanguid.

2.4. Saaresurma ökoloogiline mõju ja haiguse tõkestamine

Saaresurmaga nakatunud puudelt on leitud ka teisi potentsiaalselt patogeenseid seeni. Enderle *et al.* (2013) näitasid oma uurimuses, et isenditel, millel olid tugevamad saaresurma kahjustused, esines sagedamini ka juurekaelamädanikku (tuvastati, et seda tekitasid külmaseene (*Armillaria*) liigid). Taolised mädanikud näivad hoogustavat saarte hääbumiskulgu, sest väheneb puu vastupidavus ja suureneb mahakukkumise risk (Enderle *et al.*, 2013).

Saaresurm ei põhjusta ainuüksi ühe liigi, hariliku saare, drastilist kadumist maastikust, vaid tähendab ka elupaikade kadumist ja väljasuremisriski suurenemist liikidele, mis sõltuvad antud

peremeespuust (Pautasso *et al.*, 2013). Lisaks mõjutab saarepuude kadumine ka saart ümbritsevaid kooslusi, vabastades niši, mida Norra näitel täidavad harilik sarapuu (*Corylus avellana*) ja ökoloogiliselt tõsist muret tekitav võõrliik mägivaher (*Acer pseudoplatanus*) (Schei *et al.*, 2024). Samas artiklis rõhutavad autorid, kuidas ühe invasiivse liigi (s.t saaresurma põhjustava kottseene) sissetung võib soodustada järgmise (s.t mägivahtra) levikut ja viia seeläbi suurema ökoloogilise tasakaalu rikkumiseni.

Gross *et al.* (2014) pakuvad saaresurma leviku tõkestamiseks profülaktilise meetmena eemaldada kultuurmaastikel (s.t puukoolid, pargid) sügisel varisevad lehed või kaaluda väikeste taimede puhul keemilist seenhaiguse tõrjet. Samas toonitavad autorid, et mitteresistentsete taimede säilitamine pole pikas perspektiivis mõttekas, sest see võib soodustada latentselt nakatunud taimede laialdast levikut. Saaresurma laastavate mõjude kõrval on siiski märgatud, et väikesel osal saare isenditel on haiguse vastu teatud resistentsus – nakatumine ei vii puu hukkumiseni, esinevad nõrgemad kahjustused või on puu asümptomaatiline (Enderle *et al.*, 2013; Kirisits & Freinschlag, 2012; Seidel *et al.*, 2025). Saare populatsiooni taastumisel loodetakse peamiselt resistentse genotüübi loodusikule arengule ja levimisele, mida saab toetada aretustöö ja sobivate metsamajandusvõtete rakendamisega nagu elujõuliste paljunemisevõimeliste puude säilitamine maastikus ning muu taimkonkurentsi vähendamine (Gross *et al.*, 2014; Hultberg, *et al.*, 2020; Seidel *et al.*, 2025).

2.5. Saaresurma mõju epifüütsetele samblikele

Saaresurmast tingitud epifüütsete samblike väljasuremistõenäosusi on uuritud simulatsioonimudelitega. Selleks vaatlesid Jönsson ja Thor (2012) 2009. aastal Gotlandil 20-t 1–9 ha suurust puudega kaetud ala, nagu niidetavad ja karjatamisega hooldatavad puisniidud ning hooldamata suletud võrastikuga metsad, kus kasvas vähemalt 50 saart. Alad inventeeriti saaresurma sümptomite osas. Lisaks kasutati saaresurma eelselt (1989–91 a.) kogutud samblikke esinemise andmeid samadel uurimisaladel puude tüvedel kuni 2 m kõrgusel. Saadud andmete põhjal simuleeriti mudelid, mis ennustasid epifüütsete samblike ja peremeespuu koosväljasuremise tõenäosusi. Optimistlike tõenäosusmudelite kohaselt (s.t mudeli koostamisel võeti arvesse vaid nakatunud ja surnud puud) oleks saarega seotud epifüütsete samblikuliikide keskmine kadu saaresurma mõjul 12%. Tõenäolisema stsenaariumi korral, kus lisaks surevatele ja surnud puudele võetakse arvesse ka nakatunud puud, mis 10 aasta jooksul ilmselt surevad, 38%. Uurimuses toodi välja, et saare kui peremeespuu nakatumine ja suremuse kasv toob

endaga kaasa puul kasvavate samblikuliikide arvukuse kiirenenud vähenemise, eriti järsult pärast 60–65% kohaliku peremeespuu populatsiooni kadumist. Ka täheldati, et madala peremeespuu spetsiifilisusega liikidel on madalam koos-väljasuremise tõenäosus.

Hultberg *et al.* (2020) koostasid lähtuvalt saarega seotusest ja liikide kaitsestaatusest väljasuremisriski analüüsi, kus grupeeriti saarega seotud 462 liiki väljasuremisriski kategooriatesse. Selle kohaselt on kõrge väljasuremisriskiga liike 115, millest 37 samblikud. Neist Eestis esinevatest liikidest on kaitse all näiteks rohe-tilksamblik (*Biatoridium monasteriense*), härma-varjusamblik (*Chaenotheca cinerea*), kollane virvesamblik (*Coenogonium luteum*), jalaka-kauss-samblik (*Gyalecta ulmi*), suur nõöpsamblik (*Megalaria grossa*), õli-luulissamblik (*Pyrenula nitidella*), sale nuisamblik (*Sclerophora farinacea*), lumi-nuisamblik (*S. pallida*) ja võrk-nuisamblik (*S. peronella*).

Eestis läbi viidud uuringus kirjeldavad Lõhmus ja Runnel (2014) saaresurmast tingitud epifüütsete samblike isoleeritud lokaalpopulatsioonide vähenemist 2008.–2013. aastal, seda nii puude kui sambliku talluste kadumise tasandil. Põhiline uuritav liik oli harilik kopsusamblik (*Lobaria pulmonaria*). Viie aasta jooksul suri uurimisalal 48% seal esinenud saartest ning tervete puude osakaal langes 30%. Hariliku kopsusambliku talluste hinnanguline keskmine aastane kadu oli surnud püstistel saartel $6,9\% \pm 3,9\%$ ning ümberkukkunud puudel keskmiselt $31,9\% \pm 11,1\%$. Lisaks märgati hõbe-luulissambliku (*Pyrenula laevigata*) lokaalset kadumist ning spekulceriti kolme liigi (*Chaenotheca phaeocephala*, oliiv-helksamblik (*Cetrelia olivetorum*), *Arthopyrenia cinereopruinosa*) kohalikku väljasuremist lähitulevikus. Lõhmus ja Runnel (2014) tõdevad, et saaresurm võib vähemalt aastakümnete perspektiivis ja lokaalselt ohustada saarele spetsialiseerunud epifüüte.

Veel üks oluline töö, mis näitlikustab saaresurma mõju saarega seotud epifüütsetele samblikuliikidele, viidi Łubek *et al.* (2020) poolt läbi Poolas Białowieża rahvusparkis. Saarte vähenemise mõju epifüütsetele samblikuliikidele uuriti nii metsakoosluse (lepa-saare lammimetsad) kui maastiku tasandil (hõlmas 6 erinevat metsakooslust). Maastiku tasand koosnes kokku 144 proovialast (ühe prooviaala suurus 1 ha), millest saar esines 61 alal, metsakoosluse tasandil uuriti 22 prooviaala (ühe prooviaala suurus 1 ha). Selgus, et metsakooslustes, kus saar oli domineeriv, võivad ligikaudu pooled saarega seotud samblikest olla saaresurma tõttu väljasuremise ohus. Seevastu maastiku tasandil on saarte kadumise mõju epifüütsetele samblikele väiksem ning ligikaudu 90% saarega seotud liikidest säiliks ka mitmekesiste alternatiivsete peremeespuede olemasolul. Puuliikide vaheline võrdlus näitas, et

saarega sarnaseimad samblikukooslused esinesid harilikul tammel (*Quercus robur*) ja harilikul valgepöögil (*Carpinus betulus*), järgnesid harilik pärn (*Tilia cordata*), sanglepp (*Alnus glutinosa*) ja harilik sarapuu.

Ka Mitchell *et al.* (2014) analüüsisid, toetudes kirjandusele ja andmebaasidele, 22 erinevat võimalikku asendusperemehe liiki saarega seotud samblikele. Üksikperemeespuuna esineb saarega seotud samblikke enim harilikul tammel/kivitammel (*Q. petraea*), harilikul sarapuul ning harilikul haaval (*Populus tremula*) (vastavalt 85%, 61% ja 50%). Veel paremaid tulemusi saadi eri puuliikide kombineerimisel. Näiteks põldvahtral (*Acer campestre*), harilikul tammel/kivitammel, arukasel (*Betula pendula*)/sookasel (*B. pubescens*), harilikul sarapuul, üheemakasel viirpuul (*Crataegus monogyna*), harilikul pöögil (*Fagus sylvatica*) ning harilikul haaval esineb üheskoos 94% saarega seotud samblikuliikidest.

Lisaks elusatele alternatiivsetele peremeespuuliikidele, võib saare lamatüvel olev koor toimida veel mõnda aega (s.t koore eraldumiseni) epifüütsetele samblike kasvupinnana (Lubek *et al.*, 2020). Samas on täheldatud, et tihti toimub samblike kadumine juba enne puukoore tüvelt eraldumist, mille põhjusteks pakutakse koore kattumist lehtedega, mehhaanilist hõõrdumist (lumi ja jää) ning limuste survet (Lõhmus & Runnel 2014). Norras on kopsusambliku perekonna liikide näitel leitud, et kõhtjalgsed (*Gastropoda*) ohustavad toitudes enim puu alaosas paiknevaid samblikke ning mõjutavad seeläbi nende vertikaalset tüvedel esinemise alumist piiri (Asplund *et al.*, 2010). Kuna lamapuud paiknevad maadligi ning on seetõttu eelnevalt mainitud teguritele enam avatud, saavad mahalangenud puud toimida vaid lühiajaliselt sobiva kasvupinnana epifüütsetele samblikele. Ka ei ole leviste levik lamatüvel paiknevalt epifüüdilt väga tõhus uutele elusatele peremeespuude tüvedele.

2.6. Saaresurma mõju epifüütsetele sammaldele

Rootsi idaosas, hemiboreaalses vööndis, uuriti, kuidas ohustatud epifüütide metapopulatsioonide dünaamikale mõjub lageraie servaepekt ja saaresurm (Roberge *et al.*, 2011). Mudelliigiks valiti punasesse nimestikku kuuluv sulgjas õhik, mis uurimisalal paiknes peamiselt saarepuudel. Seitsme aastaga (perioodil 2001–2008) hukkus vaadeldaval katsealal 36% peremeespuudest ning seda viimastel vaatlusaastatel kiirenevas tempos. Võttes arvesse nähtud hääbumismäärad, koostati mudel 30-aastasele perioodile, mis prognoosis nii peremeespuude arvukust, nende koloniseeritust sulgja õhikuga kui ka samblaliigi metapopulatsiooni väljasuremise riski. Mudeli kohaselt väheneb mõnekümne aasta jooksul

puude koguarv ja samblaliigiga koloniseeritud puude arv poole võrra. Sulgja õhiku isendite koguarvukus väheneb prognoosi kohaselt 30% ning liigi metapopulatsiooni väljasuremise risk kasvab 5%-ni.

Hultberg *et al.* (2020) koostasid lähtuvalt saarega seotusest ja liikide kaitsestaatusest väljasuremisriski analüüsi, kus saarega seotud liigid (kaasati 462 liiki) rühmitati väljasuremise riski alusel kategooriatesse. Selle kohaselt on kõrge väljasuremisriskiga liike 115, neist 19 liiki on sammaltaimed. Nimekirjas on ka Eestis esinevaid kaitsealuseid samblaliike nagu longus rippsammal (*Antitrichia curtispendula*), roheline kaksikhammas (*Dicranum viride*), tamarisk-kariksammal (*Frullania tamarisci*) ja sulgjas õhik.

Nagu epifüütsetel samblikuliikidel, nii on ka sammaldel saarepuude kadumise mõju suuremal skaalal vaadeldes väiksem. Wierzcholska *et al.* (2024) uurisid Poola ürgmetsas, Białowieża rahvuspargis saarest sõltuvate samblaliikide looduslikku dünaamikat saaresurma mõjul. 2016. aastal viidi läbi kordusuuring ja võrreldi tulemusi saaresurma eelsel ajal (1989.–1992. aastal) saadud andmetega. Selleks vaadeldi 192-l 100x100 m alal läbi kõik seal paiknevad puud kõrguseni 2 meetrit, registreeriti peremeespuu liik, esinevad samblaliigid ning nende esinemissagedused. Märgati, et kahe uuringu vahelisel perioodil ei olnud toimunud olulist sammalde liigilise koosseisu muutumist, ka ei nähtud liigilist homogeniseerumist uurimisalade vahel. Tõdeti, et saaresurmast tingitud eeldatavat epifüütsete samblaliikide mitmekesisuse ja liigirikkuse vähenemist pidurdab sealne mitmekesiste alternatiivsete peremeespuede olemasolu. Saarel esinevatest epifüütsetest samblaliikidest tuvastati sarnaseimad kooslused harilikul valgepöögil, harilikul tammel ning sanglepal. Kahe uuringuperioodi võrdluses suurenes saarega ühiste samblaliikide osakaal oluliselt harilikul haaval, arukasel ning harilikul sarapuul.

Mitchell *et al.* (2014) koostasid olemasoleva kirjanduse ja andmebaaside abil ülevaate saaresurma võimalikust ökoloogilisest mõjust ning saarega seotud liikidest Suurbritannias. Lisaks koondati artiklis andmeid saarel ja teistel puuliikidel esinevate epifüütsete samblakoosluste sarnasustest. Selgus, et põldvaher, mägivaher, sanglepp, harilik sarapuu, kivitamm, harilik tamm, harilik haab, raagremmelgas (*Salix caprea*) ja tuhkurpaju (*S. cinerea*) võivad üksikpuuna olla alternatiivseks peremeheks enam kui 77%-le saarega seotud samblaliigile. Veel parema tulemuse sai alternatiivsete peremeespuede koosmõjul, sest kuni 98% saarega seotud samblaliikidest jääksid mudeli kohaselt püsima põldvahtra ja harilik sarapuu kombinatsioonis.

Eestis teadaolevalt ei ole taolisi uurimusi hariliku saare ja epifüütide seoste ning võimalike alternatiivsete peremeesliikide kohta tehtud. Ka ei esine Põhja-Euroopas (k.a Eestis) kõiki eelnevalt loetletud alternatiivseid peremeespuuliike looduslikult, mistõttu pole võimalik eelnevalt esitatud tulemusi üheselt Eestisse üle kanda.

3. Meetmed saaresurmast mõjutatud ohustatud epifüütide elujõulisuse toetamiseks

Elujõuliste saarte kiiret ning ulatuslikku hääbumist põhjustab invasiivne võõrliik *Hymenoscyphus fraxineus* (Gross *et al.*, 2014; Pautasso *et al.*, 2013; vt täpsemalt ptk 2.), mistõttu ei saa saarega seotud ohustatud epifüütsete sammalde ja samblike lokaalpopulatsioonide hävimist seoses saaresurmaga käsitleda tavapärase loodusliku väljasuremise protsessina. Sel põhjusel on õigustatud kaaluda teaduspõhiste passiiv- ja aktiivmeetmete rakendamist, mis aitaksid säilitada saarega seotud kaitsealuste epifüütide populatsioone.

Nii samblaid kui samblikke iseloomustab passiivne levimisviis. Lisaks on mitmed epifüütsed liigid sageli halva levimisvõimega (Tranberg *et al.*, 2025). Näiteks hariliku kopsusambliku populatsioonides on leitud, et identsete genotüüpide maksimaalne vahekaugus, mis näitab vegetatiivset paljunemist, oli 230 meetrit (Walser, 2004). Ka hõivavad mõlemad elustikurühmad puudel erilisi ökoloogilisi nišše (Hämäläinen *et al.*, 2026; Tranberg *et al.*, 2025), mistõttu sõltub nende levik sobivate substraatide kättesaadavusest (Tranberg *et al.*, 2025). Saaresurma taustal suureneb probleem veelgi. Kui peremeespuud (s.t saar) hulgaliselt ja lühikese perioodi jooksul hukuvad, väheneb saarele spetsialiseerunud epifüütidel sobilike kasvupindade arv järsult nii lokaalselt kui ka maastiku tasemel. Epifüütsete samblike ja sammalde piiratud levimisvõime tõttu on allesjäänud isenditel uute kasvupindade koloniseerimine raskendatud, eriti killustunud elupaikades.

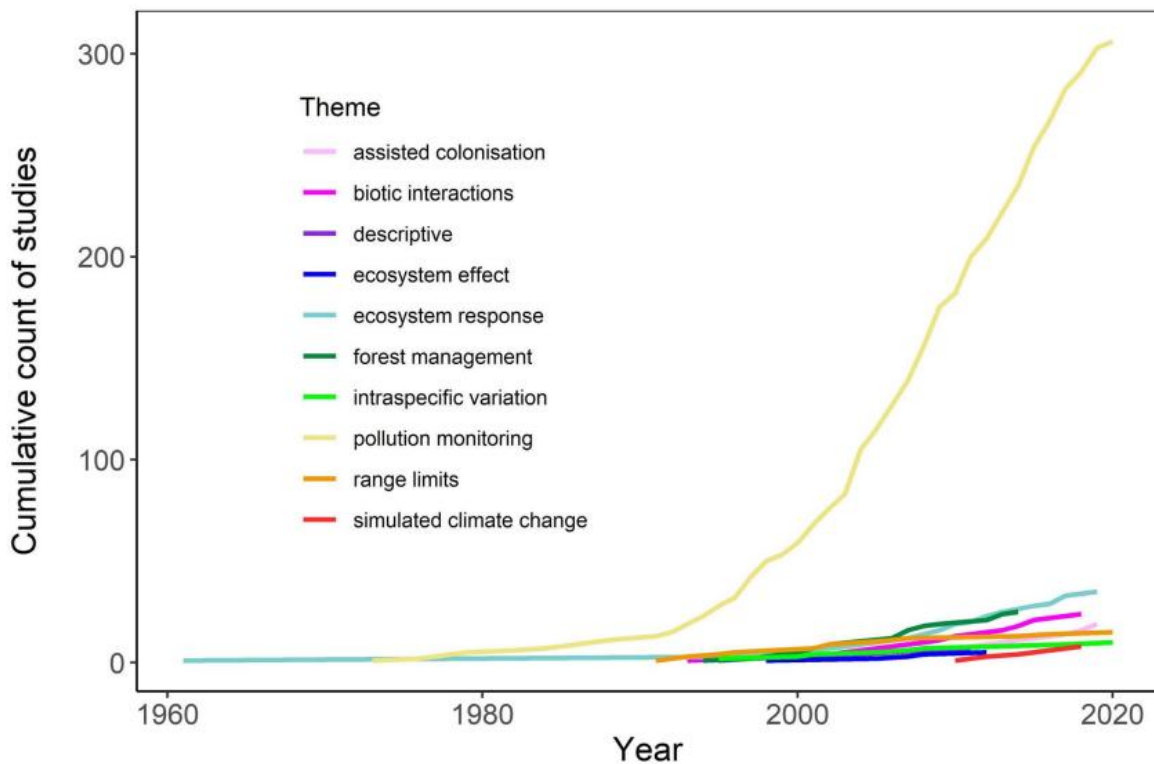
Levimispiirangud, sobilike elupaikade vähesus ning konkurents võivad piirata ka sammalde ja samblike populatsioonide taastamist (Tranberg *et al.*, 2025). Samblike kaitsmist saaresurma negatiivse mõju suhtes raskendab lisaks asjaolu, et tegemist on fotobiondist ja mükobiondist moodustunud keeruka sümbiontse organismiga (Steele, 2021). Seetõttu tasub, lisaks passiivsetele leevendusmeetmetele (täpsemalt ptk 3.2.) vähemalt epifüütsete samblike kaitsel kaaluda tavapärasest erilisemaid leevendusmeetmeid, nagu talluste viimine uutele sobivatele kasvupindadele (Steele, 2021), mis pole saaresurmast mõjutatud. Ka Mitchell *et al.* (2014) peavad oluliseks, et liikidele, millele prognoositakse saaresurma tõttu potentsiaalset väljasuremise ohtu või tugevat arvukuse vähenemist, tuleks eelistada leevendusmeetmeid nagu sobivatele asenduspuuliikidele transplanteerimine. Üldiselt soovitatakse aktiivset, inimese poolset looduskaitselist tegevust olukorras, kus see saab vähendada liigi lokaalse väljasuremise tõenäosust ning seeläbi mõjutada positiivselt liigi piirkondlikku levilat (Bjelland, 2023). Samas

tuleb arvestada, et kui tegutsetakse vähearvukate liikidega, kaasneb sellega tavapärasest suurem risk, sest igasugune sekkumine võib aidata vastupidiselt soovitud kaasa populatsiooni arvukuse drastilisele vähenemisele (Bjelland, 2023).

3.1. Transplanteerimine

Teaduskirjanduses kasutatakse organismi ümber istutamisel uude kasvukohta või -pinnale laialdaselt terminit transplanteerimine (ingl *transplantation*). Transplanteerimise sünonüümina kasutatakse ka mõistet translokatsioon (ingl *translocation*) (Smith, 2014; Steele, 2021), mis on defineeritud kui inimese poolt vahendatud elusorganismide liigutamine ühest paigast teise (IUCN/SSC, 2013). Eestikeelsete vastetena kasutatakse transplanteerimisega samatähenduslikult veel termineid siirdamine ning ümberistutamine (Eesti Keele Instituut, 2007). Käesolevas töös kasutatakse peamiselt terminit transplanteerimine ning vähesel määral sünonüümselt ka kõiki teisi eelnevalt nimetatud mõisteid.

Esimene dokumenteeritud epifüütide transplanteerimine pärineb 1961. aastast New Yorgist ja Long Islandilt, mil Brodo (1961) transplanteeris tera-porosambliku (*Cladonia chlorophaea*), hariliku kitsesambliku (*Parmelia caperata*) ja liudsambliku *Lecanora leptyrodes* loodusliku substraadiga tallused pookevaha abil uutele peremeespuudele, et uurida valitud liikide levikut ja ökoloogiat. Pärast seda algas transplanteerimisel nn katsetuste periood, mil tehti sammalde ja samblikega erineva teadusliku taseme ning eesmärkidega ümberistutamise katseid (Smith, 2014; Joonis 2). Üldiselt peetakse samblaid ja samblikke headeks transplanteerimise objektideks, sest nad on väikesed ning lihtsasti liigutatavad (Mallen-Cooper & Cornwell, 2020). Kuna mõlemad elustikurühmad on tundlikud kliima- ja saastegradientidele, kasutatakse paljudel transplanteerimise eksperimentidel samblaid ja samblikke bioindikaatoritena, näiteks õhusaaste tuvastamisel (Mallen-Cooper & Cornwell, 2020; Steele, 2021).



Joonis 2. Sammalde ja samblike transplanteerimisuuringute koguarv uuringuteemade lõikes Mallen-Cooper & Cornwell (2020) järgi.

Mallen-Cooper ja Cornwell (2020) ülevaateuuringu kohaselt on kliimamuutuste aktuaalsuse tõttu üha enam suurenenud teadustööde hulk, mille eesmärk on viia liike uutele kasvupindadele, et selgitada, kuidas antud elustikurühmad reageerivad abiootiliste tegurite muutumisele. Seda on teinud näiteks Smith *et al.* (2018), kes transplanteeris Ameerika Ühendriikides, Põhja-Minnesotas boreaalsetele metsadele omast samblikuliiki kaharat lõhnasamblikku (*Evernia mesomorpha*) kontrollitud õuetingimustesse. Seal suurendati kunstlikult õhutemperatuuri ja süsihappegaasi hulka ning vähendati niiskust, et saada teada, kuidas mõjuvad valitud tegurid sambliku kasvu ja seeläbi sambliku süsihappegaasi sidumise võimet. Taolise eesmärgiga eksperimentaalsetes uurimustes pole transplanteerimise peamine mõte hoida transplanteeritud samblaid ja samblikke uuel kasvupinnal võimalikult pikalt ning tavaliselt korjatakse teadustöö lõppedes siirdatud tallused taas kokku.

Looduskaitselistel eesmärkidel hakati samblike transplanteerimist uurima ja rakendama 1990. aastatel (Steele, 2021). Selliste tööde peamine ajend on olnud ohustatud epifüüdiliikide lokaalpopulatsioonide taastamine, säilitamine ja suurendamine vastusena elupaikade kadumisest tingitud arvukuse vähenemisele (Allen, 2017; Gilbert, 2002; Lidén *et al.*, 2004;

Scheidegger, 1995). Taoliste tööde eesmärkidest, nende uuringuobjektidest, kasutatud meetoditest ning peamistest tulemustest annab ülevaate Tabel 2.

Kokkuvõtvalt on looduskaitse eesmärgiga (sh ohustatud liikide baasökoloogia uurimiseks läbi viidud) transplanteerimiseksperimentide laiem tagamõte olnud säilitada transplanteeritud samblikuosad (s.t tallusetükid või levised ja neist arenevad uued isendid) pika aja jooksul või selgitada, milline meetodiline lähenemine seda eesmärki kõige paremini täidaks. Geograafiliselt on taolisi transplanteerimisi tehtud peamiselt Euroopas, kuid esineb ka näide Põhja-Ameerikast (Tabelis 2 uuring [7]). Uurimused on valdavalt olnud lühiajalised, kestes mõnest kuust mõne aastani. Siiski on üksikuid erandeid, kus uurimisperiood vältas üle kümne aasta (Tabelis 2 uuring [3], [6] & [10]). Peamiselt on transplanteerimiseks kasutatud lehtja tallusega vanade metsadega seotud samblikuliike, mis on enamasti ka piirkondlikult ohustatud. Paljudel juhtudel valiti katsealuseks kopsusamblikke (*Lobaria*), neist enim harilikku kopsusamblikku (*L. pulmonaria*) (Tabelis 2 uuringud [1], [2], [6] & [8]). Siiski on ka teadustöid, kus transplanteerimiseks on kasutatud koorikja ja põõsasja tallusega liike (nt Tabelis 2 vastavalt uuring [8] ning uuringud [5] & [7]).

Tabelis 2 koondatud info põhjal selgub, et transplanteerimised varieeruvad oluliselt meetodiliste lähenemisviiside poolest (vt ka ptk 3.1.1.). Üldiselt on väga häid tulemusi saadud erinevate tallusetükkide mehaanilisel kinnitamisel (nt Tabelis 2 uuringud [5] & [8]). Ka liimi abil transplanteeritud talluste ellujäämus on üsna kõrge (Tabelis 2 uuring [8]), samas võib antud meetodika osutuda riskantseks (vt ptk 3.1.2.). Oluline meetodiline erinevus on olnud see, kas tallus transplanteeritakse doonorsubstraadiga või eemaldatakse tallus doonorpuult täielikult. Tabel 2 põhjal ei ilmne lähtuvalt teadustööde tulemustest ühest selget positiivset seost transplanteeritud talluste ellujäämuse ja doonorsubstraadi allesjätmise vahel. Siiski on doonorsubstraadi säilitamine oluline koorikja tallusega liikide puhul, mida on väga raske või võimatu substraadilt eemaldada. Ühe võimalusena transplanteeritakse tallusetükke või levisid kunstlikule substraadile (tihti meditsiiniline side), mis asetatakse omakorda sihtsubstraadile (nt Tabelis 2 uuring [1], [2] & [7]). Siiski on kõik taolised eksperimendid olnud lühiajalised ning tulemuste esitusviis mitmel juhul väheinformatiivne, mistõttu ei saa anda objektiivset hinnangut selle meetodika edukusele.

Lisaks kinnitusmeetodikate erinevusele erinevad seni läbi viidud eksperimendid ka selle poolest, kas transplanteerimine toimub liigi looduslikus leiukohas või viiakse tallused uude kasvukohta, et hinnata liigi kasvu- ja levikupotentsiaali uutes tingimustes. Ka varieeruvad

märkimisväärselt valimite suurused. Mõnes eksperimendis kasutatakse vaid mõnikümme samblikutallust (nt Tabelis 2 uuring [7] & [10]), teistes ulatuvad valimite suurused sadade või tuhandeteni (nt Tabelis 2 uuring [6]). Väiksemad valimid on sageli seotud liigi harulduse ja väikese arvukusega, mistõttu on doonormaterjali kogumine olnud tõenäoliselt piiratud. Samas vähendab väike valimi suurus tulemuste statistilist usaldusväärsust. Kuigi tavalisemate liikide kasutamine võimaldab suuremat valimi suurust, mis tõstab tulemuste usaldusväärsust, ei pruugi saadud tulemused siiski olla ülekantavad haruldastele liikidele, mis on sageli häiringutele vähemvastupidavad.

Teadustööde võrdleva ülevaate (Tabel 2) põhjal selgub veel, et eksperimentide tulemuslikkus varieerub laias ulatuses ja sõltub paljudest teguritest, mis pole kõikidel juhtudel lõpuni teada. Mitmetes lühiajalistes eksperimentides on saavutatud väga kõrge transplanteeritud talluste ellujäämus, mis ulatub 80%–100%-ni (nt Tabelis 2 uuringud [4] & [5]). Seega võib soodsate tingimuste ja sobiva meetodika korral transplanteerimine olla potentsiaalselt väga tõhus meetod samblikupopulatsioonide säilitamisel ja suurendamisel vähemalt mõne aasta perspektiivis. Samas võib mõnel juhul ka lühiajaline transplanteerimine täielikult ebaõnnestuda (Tabelis 2 uuring [7]), seda näiteks valitud meetodika sobimatuse tõttu kohalike keskkonnatingimustega. Üldiselt võiks looduskaitseks edukateks transplanteerimise eksperimentideks pidada kõiki samblike transplanteerimisi, kus see aitab säilitada ohustatud liigi (lokaal)populatsiooni või suurendab transplanteeritud liigi isendite arvukust.

Probleemne on looduskaitse eesmärgiga läbi viidud transplanteerimise eksperimentide juures aga, et tulemusi esitatakse kohati väheinformatiivsel viisil (nt Tabelis 2 uuringud [1] & [8]), mis vähendab võimalusi võrrelda erinevaid uuringuid. Samuti ei ole kirjeldatud paljudes teadustöodes, millisel doonorsubstraadilt transplanteeritavad tallused saadi. See võib raskendada transplanteerimise edukust mõjutavate tegurite tuvastamist ning arvestamist looduskaitse meetmena rakendades, samuti vähendab erinevate uuringutulemuste võrreldavust.

Tabel 2. Ülevaade olulisematest (ohustatud) epifüütsete samblike transplanteerimise eksperimentidest, milles hinnatakse transplanteeritud talluste või leviste ellujäämist ja/või kasvu. Tööd on esitatud kronoloogilises järjestuses ning tärnidega tähistatud täpsustused on toodud tabeli all.

Vüide	Eesmärk	Geograafiline piirkond, riik, (taimkattevöönd)*	Periood (k – kuud, a – aastat)	Liigi ld. k. lühend**	Algne substraat → sihtsubstraat (ld. k. lühendiga***)	Valim (talluste arv; kasvupindade arv)	Uude asukohta viimine	Talluse/leviste kinnitamise vahend(id) ja pind	Talluste/leviste transplanteerimise edukus
[1]	leviste kinnitumisvõime	EU, Šveits (LM)	6 k	<i>Par cri</i>	$? \rightarrow Abi alb$	?; ?	ei	Meditšiiniline side (med. side)	fikseerimata leviseid alles 1,3%, fikseeritud 9%
			12–15 k	<i>Lob pul</i>	$? \rightarrow Ace pla, Fra exc, Fag syl$		jah/ei		noored hõlmad 40% aladel
	leviste arengukiirus		4 k	<i>Sti syl</i>	$? \rightarrow Ace pse$		jah/ei	metallklamber	kõik tallused alles
[2]	lokaalpopulatsiooni suurendamine	EU, Šveits (LM)	30 k	<i>Lob pul</i>	$Fra exc \rightarrow ?$	?; ?	?	med. sideme kettad või koorepragudesse leviste paigutamine	2 k möödudes: 65% levistest kadunud; 4 k: 20% ankurhüüfidega; 12–15 k: esimesed juveniilsed hõlmad
[3]	lokaalpopulatsiooni suurendamine	EU, Põhja-Inglismaa (LM)	20 a	<i>Lob amp</i>	$Fra exc \rightarrow Que pet, Ace pse, Fra exc$	14; 14	ei	liim (tallus korbaga)	40% tallustest alles
[4]	kasvukiirus (vanas vs noores metsas)	EU, Kesk-Norra (OM)	2 a	<i>Pla gla</i>	$? \rightarrow Pic abi$	40; 40	jah	traat (tallus oksaga)	95% tallustest alles (hävinud tallus noores metsas); kasvukiiruse erinevusi pole
				<i>Lob scr</i>		40; 40			100% tallustest alles; kasvukiirus noores metsas parem
				<i>Pla nor</i>		40; 40			93% tallustest alles (hävinud tallused noores metsas); kasvukiiruse erinevusi pole

Viide	Eesmärk	Geograafiline piirkond, riik, (taimkattevöönd)*	Periood (k – kuud, a – aastat)	Liigi ld. k. lühend**	Algne substraat → sihtsubstraat (ld. k. lühendiga***)	Valim (talluste arv; kasvupindade arv)	Uude asukohta viimine	Talluse/leviste kinnitamise vahend(id) ja pind	Talluste/leviste transplanteerimise edukus	
[5]	lokaalpopulatsiooni suurendamine	EU, Põhja-Rootsi (OM)	1 a	Ram dil	? → Pic abi	120; 30	jah/ei	nailonniit + (kunstlik kate)	85%– 95% fragmentidest alles	
				Eve div	? → Pic abi	120; 30			90– 97,5% fragmentidest alles	
[6]	elujõulisus: mets vs raiesmik	EU, Kesk-Rootsi idaosa (SM)	14 a	Lob pul	? → Pop tre	1120; 280	jah	plastvõrk	tallustest alles 44% (mets) ja 17% (raiesmik)	
[7]	kinnitusmeetodite testimine	P-Am, Ameerika Ühendriigid (LM)	16 k	Gra ste	? → Bet all	36; ?	jah	med. side	3% tallustest alles	
				Hyp vir	? → Abi fra, Pic rub	36;?			kõik hävinud	
				Lep lan	? → rahn/kivi	9;?		silikoon		
	kasvu testimine kunst substraadil		10 k	Lep fin	? → Bet all	25; 2	ei	med. side/marli/kotiriie/ plastfilter	fragmentidest alles: kotiriidel 80%, plastist õhufiltritel 60%, marlil 20%, med. sidemel 0%	
			9 k	Usn ang	Tsu car → Tsu car okste vahel puupulk	16; ?		puupulgale monofiilniit + silikoon	5 k möödudes: keskm. juurdekasv 3,5±1,4 cm; järgmised 4 k: 1,8±1,5 cm	

Viide	Eesmärk	Geograafiline pirkond, riik, (taimkattevöönd)*	Periood (k – kuud, a – aastat)	Lüigi ld. k. lühend**	Algne substraat → sihtsubstraat (ld. k. lühendiga***)	Valim (talluste arv; kasvupindade arv)	Uude asukohta viimine	Talluse/leviste kinnitamise vahend(id) ja pind	Talluste/leviste transplanteerimise edukus
[8]	kinnitusmeetodite testimine	EU, Venemaa (LM)	2 a	<i>Cha fer</i>	? → <i>Pic abi</i>	654; ?	?	CMC liim/pookevaha/PVA-liim, akrüül- ja tsüanoakrüülliim/metallnõel või liimaine + metallnõel (tallus korbaga)	pookevaha+metallnõel 98%, tsüanoakrüülliim 88%, PVA-liim 84%
				<i>Gra scr</i>	? → <i>Aln glu</i>	210; ?			nööpnõel 83%, PVA-liim 74%, pookevaha 73%
				<i>Per alb</i>		80; ?			
		EU, Läti (SM)	3 a	<i>Lob pul</i>	? → ?	40; ?		õngenõör/kalavõrk/med. side	med. side 85%, õngenõör 75%, kalavõrk 75%
[9]	lokaalpopulatsiooni suurendamine	EU, Norra edelarannik	4 a	<i>Lep hib</i>	? → nudilõikusega ja -lõikuseta <i>Fra exc</i> , <i>Cor ave</i>	125; 17	ei	CMC liim	12% fragmentidest alles
				<i>Lep sat</i>		100; 17			19% fragmentidest alles
[10]	lokaalpopulatsiooni suurendamine	EU, Eesti (SM)	13 a	<i>Cet oli</i>	<i>Fra exc</i> → <i>Ulm gla</i> , <i>Aln glu</i>	20; 20	ei	metallnael + plastvõrk (tallus korbaga)	5% tallustest alles
		EU, Eesti (SM)	2025–...	<i>Lob scr</i>	<i>Fra exc</i> → <i>Aln inc</i> , <i>Fra exc</i>	2; 2		kalavõrk	teadmata
					<i>Fra exc</i> → <i>Fra exc</i>	2; 1		med. side	

[1] = Scheidegger *et al.*, 1995; [2] = Scheidegger, 1995; [3] = Gilbert, 2002; [4] = Hilmo, 2002; [5] = Lidén *et al.*, 2004; [6] = Gustafsson *et al.*, 2013; [7] = Allen, 2017; [8] = Mežaka *et al.*, 2021; [9] = Bjelland, 2023; [10] = Lõhmus *et al.*, avaldamata andmed

? – registreerimata

* EU – Euroopa, P-Am – Põhja-Ameerika, LM – lehtmetsavöönd, OM – okasmetsavöönd, SM – segametsavöönd

** *Par cri* – *Parmotrema crinitum*, *Lob pul* – *Lobaria pulmonaria* (harilik kopsusamblik), *Sti syl* – *Sticta sylvatica*, *Lob amp* – *Lobaria amplissima*, *Pla gla* – *Platismatia glauca* (hall hõlmasamblik), *Lob scr* – *Lobaria scrobiculata* (krobeline kopsusamblik), *Pla nor* – *Platismatia norvegica*, *Ram dil* – *Ramalina dilacerata* (väike rihmsamblik), *Eve div* – *Evernia divaricata* (pikk lõhnasamblik), *Gra ste* – *Graphis sterlingiana*, *Hyp vir* – *Hypotrachyna virginica*, *Lep lan* – *Lepraria lanata*, *Lep fin* – *Lepraria finkii*, *Usn ang* – *Usnea angulata*, *Cha fer* – *Chaenotheca ferruginea* (rooste-varjusamblik), *Gra scr* – *Graphis scripta* (harilik kirisamblik), *Per alb* – *Pertusaria albescens* (ketas-lumisamblik), *Lep hib* – *Leptogium hibernicum*, *Lep sat* – *Leptogium saturninum* (haava-tardsamblik), *Cet oli* – *Cetrelia olivetorum* (oliiv-helksamblik)

*** *Abi alb* – *Abies alba* (euroopa nulg), *Ace pla* – *Acer platanoides* (harilik vaher), *Fra exc* – *Fraxinus excelsior* (harilik saar), *Fag syl* – *Fagus sylvatica* (harilik pöök), *Ace pse* – *Acer pseudoplatanus* (mägivaher), *Que pet* – *Quercus petraea* (kivitamm), *Pic abi* – *Picea abies* (harilik kuusk), *Pop tre* – *Populus tremula* (harilik haab), *Bet all* – *Betula alleghaniensis* (kollane kask), *Abi fra* – *Abies fraseri* (Fraseri nulg), *Pic rub* – *Picea rubens* (punane kuusk), *Tsu car* – *Tsuga caroliniana* (karoliina tsuuga), *Aln glu* – *Alnus glutinosa* (sanglepp), *Cor ave* – *Corylus avellana* (harilik sarapuu), *Ulm gla* – *Ulmus glabra* (harilik jalakas), *Aln inc* – *Alnus incana* (hall lepp)

3.1.1. Transplanteerimise metoodikad

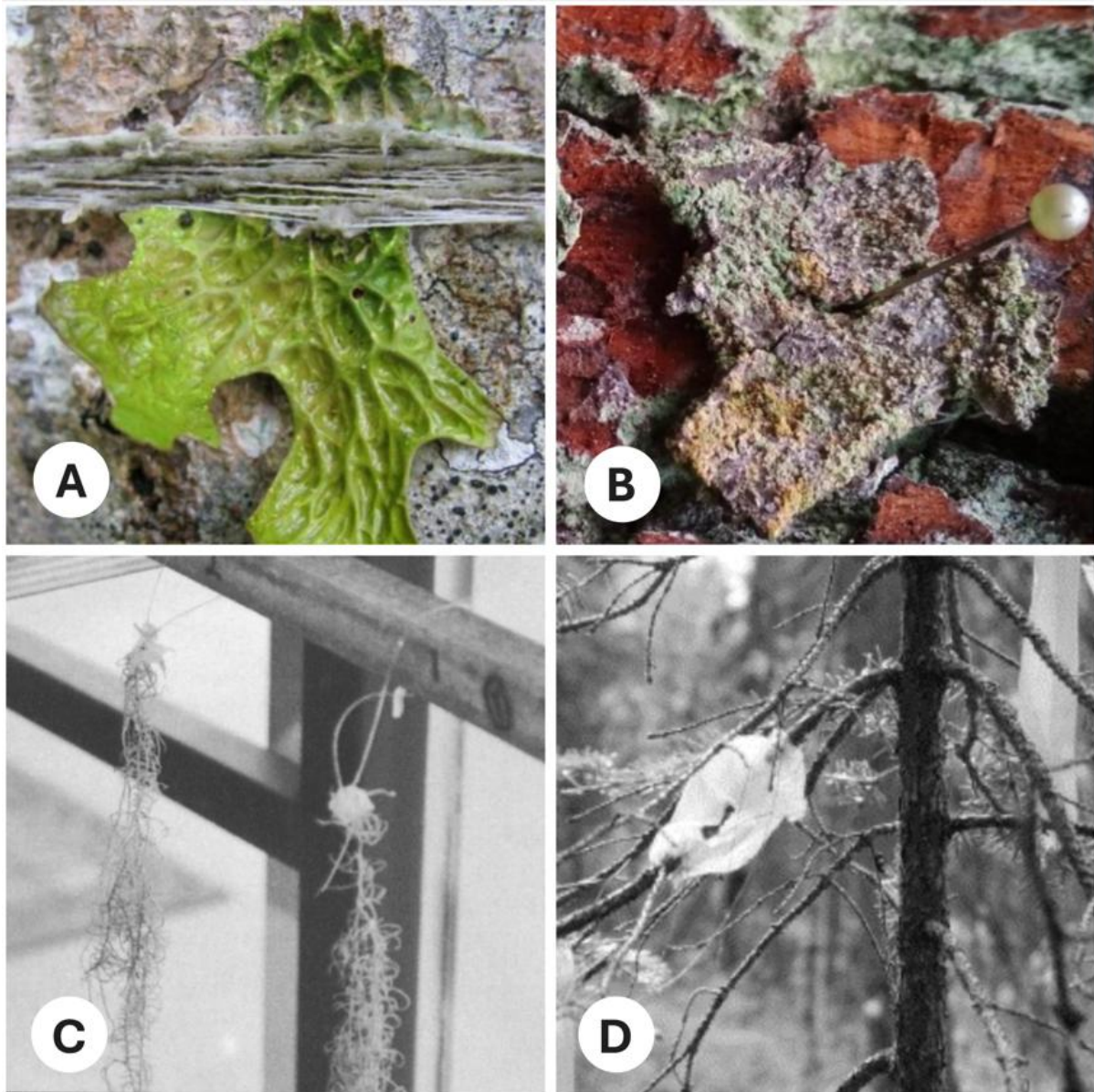
Samblike transplanteerimisele ei ole loodud universaalset juhist, millest teadlased ja looduskaitse praktikud saaksid lähtuda (Smith, 2014), sarnane olukord on ka sammalde puhul. Sellele juhib tähelepanu ka IUCN-i looduskaitse translokeerimise spetsialistide töörühm (*Conservation Translocation Specialist Group*, CTSG), kellel on plaan luua lähitulevikus kaitse-eesmärkidel translokatsiooni juhised sammaltaimedele (Moehrenschrager, 2025).

Transplanteerimist raskendab tihti ka vähene info transplanteeritava liigi ökoloogiast (Bjelland, 2023). See viib olukorrani, kus pärast transplanteerimise otsuse vastuvõtmist tuleb valida, kas tegutsetakse olemasolevate piiratud teadmiste baasil ja riskitakse ebaõnnestumisega või oodatakse piisavate taustteadmiste saamiseni ja loodetakse, et siis pole veel hilja tegutseda (Bjelland, 2023). Liikide elukäiguomaduste ja ökoloogiliste nõudluste infovähesuse tõttu on ohustatud liikide transplanteerimine toimunud aastate jooksul katsetuslikult, valides eri samblikuliike ja meetodeid ning õpitud saadud kogemustest (Smith, 2014).

Metoodiliselt on lähenetud epifüütsete samblike transplanteerimisele väga erinevalt ning sellest annab ülevaate ka Tabel 2. On näiteid nii looduslikult asutatud substraadiga (Gilbert, 2002) kui ka ilma loodusliku substraadita (Hilmo, 2002; Lidén *et al.*, 2004; Mežaka *et al.*, 2021) transplanteerimistest. Ka kasutatakse erinevas suuruses samblikuosi – on eksperimente, kus transplanteeritakse suuri tallusehõlmasid (Mežaka *et al.*, 2021) ning selliseid, kus lõigatakse sambliku tallus enne ümberistutamist väiksemateks tallusefragmentideks (Bjelland, 2023). Kolmanda alternatiivina üritatakse kasvatada uued tallused, inokuleerides selleks leviseid uuele kunstlikule kasvupinnale (nt meditsiiniline side), mis omakorda asetatakse sihtsubstraadile (Allen, 2017; Scheidegger, 1995; Scheidegger *et al.*, 1995). Transplanteeritud talluseid on kaetud ka kattelooriga (Joonis 3D) ning leitud, et sellel võib olla positiivne mõju transplanteeritud talluse elujõulisusele (Lidén *et al.*, 2004). Samas ei välistanud selle eksperimendi autorid, et talluse kangaga katmisel võib eri elupaikades olla erinev mõju. Suurt variatiivsust esineb ka samblike kinnitamisvahendite valikul, näiteks on kasutatud meditsiinilist sidet, traati, sünteetilisi nõõre, erinevad võrke, liimaineid, metallklambreid ja -nõelu (vt Tabel 2; Joonis 3).

Universaalselt hästi töötavat transplanteerimise meetodit ei näi siiski olevat, sest transplanteeritavad liigid erinevad oluliselt oma morfoloogia, ökoloogiliste nõudluste, kasvukiiruse ja stressitaluvuse poolest. Samuti mõjutavad transplanteerimist ümbritseva keskkonna tegurid. Bjelland (2023) toob välja, et transplanteerimise eksperimentide juures on

üheks suurimaks puuduseks uurimuste lühiajalisus ning vähesed dokumenteeringud pikaajalistest tulemustest. Seega ei pruugi paljud lühikesel ajaskaalal tehtud teadustööd anda adekvaatset pilti eri transplanteerimise meetodikate tegelikust tõhususest.



Joonis 3. Valik näiteid samblike transplanteerimise viisidest erinevates uuringutes. A–B: hariliku kopsusambliku (*Lobaria pulmonaria*) transplanteeritud hõlm, mis on kinnitatud meditsiinilise sideme abil uuele peremeespuule (A) ning metallnõela abil kinnitatud roostevarjusambliku (*Chaenotheca ferruginea*) transplanteeritud fragment, mis on üle kasvamas löövesamblikuga (*Lepraria sp.*) (B) Mežaka *et al.* (2021) järgi. C: silikooni ja monofiilniidi abil kunstlikule substraadile kinnitatud habesambliku *Usnea angulata* transplanteeritud tallused Allen (2017) järgi. D: nailonniidi abil kinnitatud suursambliku tallus, mis on kaetud kunstliku kattega hoidmaks suuremat niiskust Lidén *et al.* (2004) järgi.

3.1.2. Transplanteerimisega kaasnevad riskid

Transplanteerimisega on täheldatud erinevaid kaasnevaid riske. Kui transplanteeritava liigi arvukus on lokaalselt madal, koosnedes vaid mõnest isendist, võib edukas täiskasvanud talluste tükkideks jagamine ning transplanteerimine suurendada isendite arvu, kuid transplanteeritud talluste hävimisel võib populatsioon ohtlikult killustuda (Scheidegger *et al.*, 1995). Samas artiklis soovitatakse seetõttu, et väikeste populatsioonide transplanteerimisel võiks esmajoones kaaluda vegetatiivsete diaspooride inokuleerimist, mis on samblikku säästvam meetod, ning kasutada talluse transplanteerimist juhul, kui levisid puuduvad. Lidén *et al.* (2014) näitasid oma eksperimendis, et väikese rihmsambliku (*Ramalina dilacerata*) talluse hõlmadest lõigatud eri suurusega tükkide transplanteerimisel ei esinenud samblikufragmendi suuruse ja elujõulisuse vahelist seost. Seega kui tehakse otsus kasutada transplanteerimisel sambliku tallust, võiks ressursitõhususe põhimõttel kaaluda selle lõikamist pigem väiksemateks tükkideks, et minimeerida doonormaterjali kasutamist.

On näidatud, et osad kinnitusmeetodid tekivad transplanteeritud tallusele ka kahjusid. Näiteks, kasutades talluse kinnitamisel metallnõela, võib mõnedel juhtudel tekkida selle ümber lokaalne nekroos või sambliku tallus fragmenteerub (Mežaka *et al.*, 2021). Ka on dokumenteeritud sünteetiliste liimide negatiivset mõju samblikele nende otsesel kokkupuutel tallusega (Gilbert 1977, viidatud Allen, 2017 kaudu). Metoodiliste ohtude kõrval mõjutab transplanteeritud samblike ellujäämist ka konkurents teiste epifüütidega (Joonis 3B) ning herbivooride tekitatavad kahjustused (Gilbert, 2002; Mežaka *et al.*, 2021). Teiste epifüütide konkurentsi vältimiseks valis näiteks Bjelland (2023) transplanteerimise asukoha tüvel paikadesse, mis ei olnud veel tihedalt sammalde või samblikega kaetud, samuti korjas ta valitud transplanteerimiskohast 2–3 cm raadiuses koorelt ära teised epifüüdid. Lisaks eemaldas ta igaaastastel kontrollvaatlustel transplanteeritud materjalil kasvama hakanud sambla- ja samblikuliigid.

3.1.3. Transplanteerimise rakendamise sobilikkus saaresurma mõjude leevendamiseks

Teadaolevalt ei ole seni avaldatud uurimusi, mis käsitleksid transplanteerimise rakendamist otsese eesmärgiga leevendada saaresurma negatiivseid mõjusid (kaitsealustele või ohustatud) epifüütidele. Siiski on vähemalt kahel korral Eestis ohustatud samblikuliike saaresurma tõttu transplanteeritud. Tegevus oli ajendatud saaresurmast tingitud algse peremeespuu (saare) mahalangemisest ning samblikuliigi lokaalpopulatsiooni väiksusest.

Piret ja Asko Lõhmus (avaldamata andmed) transplanteerisid 2012. aasta sügisel Järvelja lähisel vanametsa puistus saaresuma tõttu mahalangenud saarel kasvanud oliiv-helksambliku (*Cetrelia olivetorum*) tallused 10 elusale teises rindes kasvavale harilikule jalakale ja 10 esimeses rindes kasvavale sanglepale. Tallused eemaldati doonorpuult koos korbaga, jagati väiksemateks osadeks, kinnitati uuele peremeespuule väikese naelaga ning kaeti plastvõrguga (kinnitatuna metallklambrite abil). Aasta pärast transplanteerimist oli alles 95% transplanteeritud tallustest, järgneval aastal oli transplanteeritud talluste ellujäämus langenud 80%-ni. 13 aastat pärast eksperimendi ülespanekut tehtud kontrollil (milles osales ka käesoleva töö autor) oli alles vaid üks (5%) samblikutallus sanglepal (Joonis 4A). Sarnane transplanteeritud samblike vähenemise trend on olnud iseloomulik ka teistes pikaajalistes transplanteerimise eksperimentides (Gilbert, 2002; Gustafsson *et al.*, 2013). Käesoleva töö juhendaja arvates võib olla üheks oliiv-helksambliku transplanteerimise ebaõnnestumise põhjuseks rähnide ja teiste lindude aktiivne tegevus transplanteeritud talluste juures, sest katkiseid vörke märgati juba esimesel eksperimendijärgsel aastal.

Lisaks alustasid Piret Lõhmus, käesoleva töö autor ning Indrek Tammekänd 2025. aasta novembris uut transplanteerimise katset P. Lõhmuse poolt Eestis taasavastatud krobelse kopsusamblikuga (*Lobaria scrobiculata*). Liigi viimane teadaolev leid Eestis pärineb PlutoF andmebaasi kohaselt 1979. aastast ning 2019. a ohuhinnangu kohaselt on tegu kriitilises seisundis oleva liigiga (Lõhmus *et al.* 2019). Üks tallus leiti saaresurma tõttu maha langenud h. saare lamatüvelt, mis paiknes tugeva saaresurma mõjuga vanametsas (Joonis 5). Eelpool kirjeldatud oliiv-helksambliku uuring näitas, et doonortüve korbale alles jäetud talluselaik oli 13 aastat hiljem küll vähesel määral puidule edasi kasvanud, ent suurem osa tallusest oli koos korbaga lamatüvelt lahti koorunud ning maha kukkunud (vt Lisa 1). Tõenäoliselt häviks ka krobelse kopsusambliku tallus saare lamatüvel peagi, seetõttu otsustati katsetada transplanteerimist, et lokaalpopulatsiooni kunstlikult hoida ja suurendada. Samblikutalluselt võeti kaks hõlma, mis transplanteeriti lähedal kasvanud teise rinde harilikule saarele ning esimese rinde hallile lepale (*A. incana*) (Kagu-Eesti ajalooline leid oli samal puuliigil). Tallus transplanteeriti umbes 3 m kõrgusele, kasutades kalavõrku, mis omakorda kinnitati metallklambritega puu korbale (Joonis 4B). Isendite vähesuse tõttu transplanteeriti ka leviseid (soraalid koos väikese tallusetükiga), paigutades need kahe meditsiinilise sideme vahele ning kinnitades side omakorda samale teise rinde saare tüvele (Joonis 4B). Antud lähenemisega testitakse, kas transplanteerimist võiks kaaluda ka noortele, tõenäoliselt saaresurmale resistentsetele saarepuudele, et tagada epifüüdile esialgse peremeespuuga võimalikult

sarnaseid kasvutingimusi ning vähendada seeläbi võimalikku transplanteerimisest tingitud stressi.



Joonis 4. Oliiv-helksambliku (*Cetrelia olivetorum*) 13 aastat tagasi transplanteeritud tallus koos korbatükiga, mis on naelutatud tüvele ja kaetud plastvõrguga (A) ning värskest transplanteeritud krobeline kopsusambliku (*Lobaria scrobiculata*) tallusehõlm saare tüvel, kasutades kinnituseks kalavõrku, ning meditsiinilisele sidemele asetatud sama liigi leviseid (B). Fotod: P. Lõhmus.



Joonis 5. Eestis taasleitud krobeline kopsusamblik (*Lobaria scrobiculata*) hariliku saare (*Fraxinus excelsior*) lamatüvel. Fotod: P. Lõhmus

Üksikud pikaajalised (s.t üle kümne aastased) uuringud näitavad, et transplanteeritud epifüütsete samblike ellujäämus ei ole siiski eriti kõrge (vt Tabel 2). Lisaks võivad transplanteerimisega kaasneda mitmed riskid (vt ptk 3.1.2.). Seetõttu tuleks saaresurmast mõjutatud väiksearvuliste epifüütide populatsioonide säilitamisel käsitleda transplanteerimist eelkõige lühiajalise ja erakorralise meetmena ning võimalusel kombineerida seda teiste leevendusmeetmetega (vt täpsemalt ptk. 3.2.). Selline inimesepoolne sekkumine (nt transplanteerimine), eesmärgiga kunstlikult hoida või suurendada lokaalpopulatsiooni, võib olla õigustatud juhtudel, kus saaresurm on lühikese ajaperioodi jooksul põhjustanud olulist saarepuude ja sellega seotud ohustatud epifüütide populatsioonide kahanemist ning looduslik taastumine on piiratud liikide kehva levimisvõime, populatsiooni isoleerituse ja sobilike kasvupindade vähesuse tõttu. Eriti põhjendatuks võib transplanteerimist pidada olukordades, kus ohustatud epifüüt on saare lamapuul ning see erinevate tegurite mõjul igal juhul peagi häviks (vt ka ptk 2.5.).

3.2. Teised võimalikud meetmed saaresurma mõjude vähendamiseks

Transplanteerimise kui aktiivse leevendusmeetme kõrval on oluline rakendada ka teisi meetmeid, mis aitavad vähendada ja ennetada saaresurma kaudseid mõjusid epifüütidele. Esmalt on oluline säilitada metsade majandamisel kõik resistentsetena näivad saared, et tagada saarele spetsialiseerunud või saarega obligatoorsetele liikide püsijäämine ja kasvupinna järjepidevus maastikus. Resistentsete isendite säilitamine aitab kaasa ka looduslikule resistentsete genotüüpide levikule (vt ka ptk 2.4.).

Teiseks tuleks säilitada puistutes liigiline mitmekesisus. Eelnevates alapeatükkides (2.5. ja 2.6.) käsitletud teadustööde tulemused viitavad, et kõvapuiduliste puude liigiline mitmekesisus võib toimida puhverdava tegurina saaresurma negatiivsete mõjude leevendamiseks, sest paljud saarega seotud epifüüdid suudavad kasvada saarega sarnaste omadustega alternatiivsetele peremeespuudele nende olemasolul. Hultberg *et al.* (2020) kasutatud optimeerimismudeli kohaselt on saarega seotud liikide (v.a liigid, mis on obligatoorsed saarel ja jalakal) säilimiseks minimaalselt vaja üheksat alternatiivset peremeespuud. Nendeks on harilik vaher, kask, harilik sarapuu, harilik pöök, harilik kuusk (*Picea abies*), harilik mänd (*Pinus sylvestris*), harilik haab, harilik pihlakas (*Sorbus aucuparia*) ja tamm.

Ka Mitchell *et al.* (2014), kes võrdlesid saare ja 22 teise puuliigi erinevaid tunnuseid, leidsid, et saarel esineb ainulaadne omaduste kombinatsioon, mida ei saa asendada täielikult ühegi teise

puuliigiga. Analüüsitud tunnuste põhjal osutusid saarega sarnaseimateks puuliikideks sanglepp ning harilik haab, mille sarnasusindeksid mõlemal puuliigil olid skaalal 0–1, kahe analüüsi keskmisena veidi alla 0,75. Uurimuste tulemused toetavad üldist ökoloogilist arusaama, et liigiline mitmekesisus suurendab ökosüsteemide vastupidavust häiringutele. Liigilise mitmekesisuse resistentsuse teooria kohaselt on mitmekesisemad kooslused vastupidavamad ka võõrliikide invasioonidele (Levine & D’Antonio, 1999).

Veel pakutakse saarele spetsialiseerunud liikide ja saarele omaste ökosüsteemi teenuste säilitamiseks ühe võimalusena teiste saare perekonna liikide kasutamist, millel on hariliku saarega sarnased omadused ning mis on vastupidavamad saaresurmale (Lévesque *et al.*, 2023). Samas tuleb arvestada, et võõrliikidega kaasneb invasiooni ning kohalike liikidega hübriidiseerumise risk. Osal juhtudel võib seevastu naturaliseerunud võõrliikide olemasolu maastikus vähendada saaresurma negatiivset mõju saarega seotud epifüütidele. Näiteks võrdlesid Ellis *et al.* (2013) Suurbritannia samblikuandmebaasi alusel samblikuliikide esinemissagedusi erinevatel puuliikidel ning rühmitasid hierarhilise klasteranalüüsi abil need puuliigid samblikukoosluste sarnasuse alusel kolme rühma. Saadud tulemuste põhjal on saarega sarnaseimad samblikukooslused tammedel, jalakatel ning Suurbritannias naturaliseerunud võõrliigil mägivahtral, millel on potentsiaalselt oluline roll olla epifüütidele oluline asendusperemees jalakasurma ja saaresurma tingimustes.

Kokkuvõte

Käesoleva bakalaureusetöö eesmärk oli anda ülevaade harilikust saarest, sellega seotud elurikkusest. Kirjeldada saaresurma kui invasiivset seenhaigust ja selle ökoloogilisi mõjusid, keskendudes epifüütsetele samblikele ja sammaldele. Lisaks oli töö eesmärk käsitleda võimalikke leevendusmeetmeid saaresurma negatiivsete mõjude vähendamiseks epifüütidele, analüüsides peamiselt transplanteerimist kui võimalikku aktiivmeedet. Ka seati eesmärgiks anda ülevaade varem looduskaitsealistel eesmärkidel tehtud transplanteerimise eksperimentidest epifüütsete samblikega ning nende uuringute tulemuslikkusest.

Harilikul saarel on oluline roll Euroopa parasvöötme metsades ning selle puuliigiga on seotud sajad epifüütsed sambliku- ja samblaliigid, sh kümned ohustatud ja ohulähedased epifüüdiliigid. Töö raames tehtud PlutoF väljavõtte järgi on Eestis harilikul saarel registreeritud alates 2000. aastast neli samblaliiki ning 26 samblikuliiki, mis on Eestis kaitse all. Neist enamus registreeriti elusatel saarepuudel, mis näitab elus saarte olulisust epifüütidele. Ka on väljavõttes märkimisväärselt epifüütide registreeringuid surnud saarepuudel, mis viitab saare kui olulise substraadi ulatuslikule vähenemisele seoses saaresurmaga. Kirjandusest selgus, et saarel on ainulaadne omaduste kombinatsioon, mida ükski teine puuliik üksi täielikult ei saa asendada. Siiski säiliksivad paljud saarel esinevad epifüüdid saaresurma mõju järgselt tänu mitmete alternatiivsete peremeespuude samaaegsele olemasolule. Seetõttu on oluline leevendusmeetme saaresurmaga seotud negatiivsete mõjude vähendamiseks puuliigilise mitmekesisuse säilitamine. Vaid saarel kasvavate epifüütide säilimiseks on metsade majandamisel oluline jätta alles kõik resistentsena näivad peremeespuud. Ka arvatakse, et see aitab kaasa looduses saaresurma resistentsuse kujunemisele, mis on üks peamistest hariliku saare populatsiooni taastumise võimalustest Euroopas. Ühe variandina on pakutud ka teiste saare perekonna liikide sissetoomist, et tagada hariliku saarega võimalikult sarnaste ökosüsteemiteenuste säilimine ning liikide püsijäämine. Samas kaasnevad võõrliikide sissetoomisega riskid pärismaistele kooslustele.

Siiski ei pruugi loetletud meetmed tagada kõigi saarega seotud epifüütide ellujäämist. Eriti liigid, mille populatsioonid on väikesed ning mille levikuvõime on piiratud näiteks leviste puudumise, pikali kukkunud tüvel halbade kasvutingimuste ning leviste levitamisevõimaluse tõttu ja/või lähiümbruses sobilike kasvupindade vähesuse või puudumise tõttu. Sel juhul võib osutuda vajalikuks rakendada epifüütide populatsioonide säilitamiseks aktiivset leevendusmeetmet nagu transplanteerimine.

Looduskaitselistel eesmärkidel on transplanteerimiseksperimente tehtud alates 1990ndatest. Transplanteerimist, kui looduskaitselist meetet, on uuritud siiski võrdlemisi vähe. Seetõttu on ka meetodikate valik olnud teadustöodes mitmekesine, et testida parimaid alternatiive, mis tagaksid samblikupopulatsiooni säilimise või suurenemise. Antud töös käsitleti põhjalikumalt kümmet teemakohast teadustööd samblike transplanteerimistest, mis on läbi viidud peamiselt Euroopa riikides. Uuritud oli kokku 20 liiki, neist enim kasutati lehtja tallusega samblikuliike, näiteks harilik kopsusamblik. Kirjandusest selgus, et transplanteerimine võib soodsates tingimustes ja õige meetodika valikul olla vähemalt lühiajaliselt tõhus meetod epifüütsete samblike säilitamiseks ning liigi arvukuse suurendamiseks. Mitmetes eksperimentides on täheldatud kõrget ellujäämust (s.t 80–100% transplanteeritud tallustest on vitaalsed). Samas on näiteid töödest, kus transplanteerimine ei andnud soovitud tulemusi. Sellest tulenevalt võiks transplanteerimist kui leevendusmeetet kombineerida teiste eelpool mainitud meetmetega. Samuti tasub transplanteerimist rakendada juhtudel, kus saaresurm on lühikese aja jooksul põhjustanud lokaalselt ulatusliku saarte kadumise ning epifüüdi halva levimisvõime ja/või -tingimuste tõttu lokaalpopulatsioon looduslikult ei säiliks.

Summary

The aim of this bachelor's thesis was to provide an overview of the European ash, its associated biodiversity, and to describe ash dieback, as fungal disease, and its ecological impacts, with a particular focus on epiphytic lichens and bryophytes. In addition, the thesis aimed to examine possible mitigation measures for reducing the negative impacts of ash dieback on epiphytes, primarily by analysing transplantation as a potential active measure. Another purpose was to provide an overview of the previous transplantation experiments involving epiphytic lichens and conducted for conservation purposes, as well as the effectiveness of these experiments.

The European ash plays an important role in European temperate forests, and hundreds of epiphytic bryophyte and lichen species are associated with this tree species in Europe, including dozens threatened and near-threatened epiphyte species. According to a PlutoF database extract compiled for this thesis for Estonia, four protected bryophyte species and 26 protected lichen species have been recorded on European ash in Estonia since the year 2000. Most of these records were made on living ash trees, highlighting the importance of living ash trees for epiphytes. The extract also contains a considerable number of epiphyte records from dead European ash trees, indicating a substantial decline in ash as an important substrate due to ash dieback. The literature review demonstrated that ash possesses a unique combination of characteristics that in case of ash dieback, cannot be fully replaced by any single alternative tree species. However, many epiphytes associated with ash may persist due to the presence of several alternative host tree species occurring simultaneously. Therefore, maintaining tree-species diversity is an important mitigation measure for reducing the negative effects of ash dieback. To ensure the survival of epiphytes that are obligately associated with ash, it is important in forest management practices to retain all host trees that seem resistant to ash dieback. This is also believed to contribute to the development of natural resistance to the disease, which is considered one of the primary mechanisms for the recovery of European ash populations in nature. The introduction of other ash species has also been proposed as a possible option to maintain ecosystem services as well to support species persistence as similar as possible to those provided by European ash. However, the introduction of non-native species also poses risks to native communities.

Nevertheless, the measures listed above may not guarantee the survival of all ash-associated epiphytes. This is particularly true for species with small populations and limited dispersal capacity due to factors such as the absence of propagules, unsuitable growth conditions on fallen trunks and limited or absent opportunities for propagule dispersal and/or suitable

substrates in the surrounding area. In such cases, it may become necessary to apply active mitigation measures, such as transplantation, to preserve epiphyte populations.

Transplantation experiments for conservation purposes have been conducted since the 1990s. However, transplantation as a conservation measure has still been studied relatively little. As a result, the methodologies used in scientific studies have been diverse, aiming to identify the most effective alternatives for ensuring the persistence or increase of lichen populations. This thesis reviewed in detail ten studies about lichen transplantation, conducted primarily in European countries. A total of 20 species were investigated, most commonly foliose lichens, like lungwort lichen. The literature review indicated that, under favourable conditions and with appropriate methodology, transplantation can be an effective short-term measure for conserving epiphytic lichens and locally increasing their abundance. Several experiments have reported high survival rates (i.e. 80–100% of transplanted thalli remained viable). At the same time, there are also examples of studies where transplantation did not achieve the desired results. Consequently, transplantation as a mitigation measure should preferably be combined with the other measures mentioned above. It should also be applied in situations where ash dieback has caused extensive local loss of ash trees within a short period and where the epiphyte would be unable to maintain local populations naturally due to poor dispersal ability and/or unfavourable dispersal conditions.

Tänuavaldused

Soovin avaldada suurimat tänu oma juhendajale Piret Lõhmusele, kelle terased tähelepanekud, väärtuslikud nõuanded ja toetavad kommentaarid andsid olulise panuse käesoleva lõputöö valmimisel. Südamlik tänu minu perele, sõpradele ja kursusekaaslastele, kes mulle lõputöö kirjutamise jooksul kaasa elasid.

Kasutatud kirjandus

- Abarenkov, K., Tedersoo, L., Nilsson, R. H., Vellak, K., Saar, I., Veldre, V., Parmasto, E., Prous, M., Aan, A., Ots, M., Kurina, O., Ostonen, I., Jõgeva, J., Halapuu, S., Põldmaa, K., Toots, M., Truu, J., Larsson, K.-H., & Kõljalg, U. (2010). PlutoF—a Web Based Workbench for Ecological and Taxonomic Research, with an Online Implementation for Fungal ITS Sequences. *Evolutionary Bioinformatics*, 6, 189–196. <https://doi.org/10.4137/EBO.S6271>
- Agan, A. (2015). Saaresurma (*Hymenoscyphus fraxineus*) otsingud saare liikide (*Fraxinus spp.*) herbaareksemplaridelt. (Magistritöö, Eesti Maaülikool). Eesti Maaülikooli digitaalarhiiv EMU DSpace.
- Allen, J. L. (2017). Testing lichen transplant methods for conservation applications in the southern Appalachian Mountains, North Carolina, U.S.A. *The Bryologist*, 120(3), 311–319. <https://doi.org/10.1639/0007-2745-120.3.311>
- Asplund, J., Larsson, P., Vatne, S., & Gauslaa, Y. (2010). Gastropod grazing shapes the vertical distribution of epiphytic lichens in forest canopies. *Journal of Ecology*, 98(1), 218–225. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01584.x>
- Baral, H.-O., & Bemann, M. (2014). *Hymenoscyphus fraxineus* vs. *Hymenoscyphus albidus* – A comparative light microscopic study on the causal agent of European ash dieback and related foliicolous, stroma-forming species. *Mycology*, 5(4), 228–290. <https://doi.org/10.1080/21501203.2014.963720>
- Baral, H.-O., Queloz, V., & Hosoya, T. (2014). *Hymenoscyphus fraxineus*, the correct scientific name for the fungus causing ash dieback in Europe. *IMA Fungus*, 5(1), 79–80. <https://doi.org/10.5598/imafungus.2014.05.01.09>
- Bjelland, T. (2023). Practical conservation action on a Critically Endangered lichen species. *Journal for Nature Conservation*, 75, 126474. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2023.126474>
- Boshier, D., Cordero, J., Harris, S. A., ... Slobodnik, B. (2005) Ash species in Europe: biological characteristics and practical guidelines for sustainable use. *University of Oxford, Oxford Forestry Institute, Oxford*.
- Brodo, I. M. (1961). Transplant Experiments with Corticolous Lichens Using a New Technique. *Ecology*, 42(4), 838–841. <https://doi.org/10.2307/1933522>

Drenkhan, R., & Hanso, M. (2009). Hariliku saare allakäik Eestis ja mujal Euroopas. *Eesti Loodus*, 60(3), 14–19.

Drenkhan, R., & Hanso, M. (2010). New host species for *Chalara fraxinea*. *New Disease Reports*, 22(1), 16–16. <https://doi.org/10.5197/j.2044-0588.2010.022.016>

Drenkhan, R., Sander, H., & Hanso, M. (2014). Introduction of Mandshurian ash (*Fraxinus mandshurica* Rupr.) to Estonia: Is it related to the current epidemic on European ash (*F. excelsior* L.)? *European Journal of Forest Research*, 133(5), 769–781. <https://doi.org/10.1007/s10342-014-0811-9>

Drenkhan, R., Agan, A., Palm, K., Rosenvald, R., Jürisoo, L., Maaten, T., Padari, A., & Drenkhan, T. (2017). Overview of ash and ash dieback in Estonia. R. Vasaitis & R. Enderle (Toim.), Dieback of European ash (*Fraxinus* spp.) – *Consequences and Guidelines for Sustainable Management*. Uppsala, Sweden: Swedish University of Agricultural Sciences, 115–124.

Drenkhan, T., Drenkhan, R., & Hanso, M. (2012). Saaresurma tekitaja on hoopis teine, invasiivne kottseen. *Eesti Loodus*, 63(10), 41–43.

Eesti Keele Instituut. (2007). *Sünonüümisõnastik*. <https://arhiiv.eki.ee/dict/sys/index.cgi?Q=&F=M&C06=et>

Enderle, R., Peters, F., Nakou, A., & Metzler, B. (2013). Temporal development of ash dieback symptoms and spatial distribution of collar rots in a provenance trial of *Fraxinus excelsior*. *European Journal of Forest Research*, 132(5–6), 865–876. <https://doi.org/10.1007/s10342-013-0717-y>

Gilbert, O. L. (2002). A Transplant Operation Involving *Lobaria amplissima*; the First Twenty years. *The Lichenologist*, 34(3), 267–269. <https://doi.org/10.1006/lich.2002.0387>

Gross, A., & Holdenrieder, O. (2013). On the longevity of *Hymenoscyphus pseudoalbidus* in petioles of *Fraxinus excelsior*. *Forest Pathology*, 43(2), 168–170. <https://doi.org/10.1111/efp.12022>

Gross, A., Holdenrieder, O., Pautasso, M., Queloz, V., & Sieber, T. N. (2014). *Hymenoscyphus pseudoalbidus*, the causal agent of European ash dieback. *Molecular Plant Pathology*, 15(1), 5–21. <https://doi.org/10.1111/mpp.12073>

- Gustafsson, L., Fedrowitz, K., & Hazell, P. (2013). Survival and vitality of a macrolichen 14 years after transplantation on aspen trees retained at clearcutting. *Forest Ecology and Management*, 291, 436–441. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.12.005>
- Hamm, M., & Drossel, B. (2017). Habitat heterogeneity hypothesis and edge effects in model metacommunities. *Journal of Theoretical Biology*, 426, 40–48. <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2017.05.022>
- Hilmo, O. (2002). Growth and morphological response of old-forest lichens transplanted into a young and an old *Picea abies* forest. *Ecography*, 25(3), 329–335. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2002.250309.x>
- Hosoya, T., Otani, Y., & Furuya, K. (1993). Materials for the fungus flora of Japan (46). *Trans. Mycol. Soc. Japan*, 34(4), 429–432.
- Hultberg, T., Sandström, J., Felton, A., Öhman, K., Rönnerberg, J., Witzell, J., & Cleary, M. (2020). Ash dieback risks an extinction cascade. *Biological Conservation*, 244, 108516. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108516>
- Hämäläinen, A., Lõhmus, P., & Thor, G. (2026). Lichens on old living trees. Blicharska, M., Mikusinski, G., Lindenmayer, D.B. (Toim.). *Large Old Trees - Ecological and Cultural Significance*. Springer. (trükis)
- Inoue, T., Okane, I., Ishiga, Y., Degawa, Y., Hosoya, T., & Yamaoka, Y. (2019). The life cycle of *Hymenoscyphus fraxineus* on Manchurian ash, *Fraxinus mandshurica*, in Japan. *Mycoscience*, 60(2), 89–94. <https://doi.org/10.1016/j.myc.2018.12.003>
- IUCN/SSC (2013). Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission.
- Jönsson, M. T., & Thor, G. (2012). Estimating Coextinction Risks from Epidemic Tree Death: Affiliate Lichen Communities among Diseased Host Tree Populations of *Fraxinus excelsior*. *PLoS ONE*, 7(9), e45701. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0045701>
- Juriado, I., Liira, J., Paal, J., & Suija, A. (2009). Tree and stand level variables influencing diversity of lichens on temperate broad-leaved trees in boreo-nemoral floodplain forests. *Biodiversity and Conservation*, 18(1), 105–125. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9460-y>

- Kowalski, T. (2006). *Chalara fraxinea* sp. Nov. Associated with dieback of ash (*Fraxinus excelsior*) in Poland. *Forest Pathology*, 36(4), 264–270. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0329.2006.00453.x>
- Kowalski, T., & Holdenrieder, O. (2009). The teleomorph of *Chalara fraxinea*, the causal agent of ash dieback. *Forest Pathology*, 39(5), 304–308. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0329.2008.00589.x>
- Kirisits, T., Matlakova, M., Mottinger-Kroupa, S., Halmschlager, E., & Lakatos, F. (2010). *Chalara fraxinea* associated with dieback of narrow-leafed ash (*Fraxinus angustifolia*). *Plant Pathology*, 59(2), 411–411. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.2009.02162.x>
- Kirisits, T., & Freinschlag, C. (2012). Ash dieback caused by *Hymenoscyphus pseudoalbidus* in a seed plantation of *Fraxinus excelsior* in Austria. *Journal of Agricultural Extension and Rural Development*, 4(9). <https://doi.org/10.5897/JAERD12.046>
- Laas, E. (1967). *Dendrologia*. Tallinn: Valgus, 120–121.
- Lévesque, M., Bustamante Eduardo, J. I., & Queloz, V. (2023). Potential alternative tree species to *Fraxinus excelsior* in European forests. *Frontiers in Forests and Global Change*, 6, 1048971. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2023.1048971>
- Levine, J. M., & D’Antonio, C. M. (1999). Elton Revisited: A Review of Evidence Linking Diversity and Invasibility. *Oikos*, 87(1), 15. <https://doi.org/10.2307/3546992>
- Lidén, M., Pettersson, M., Bergsten, U., & Lundmark, T. (2004). Artificial dispersal of endangered epiphytic lichens: A tool for conservation in boreal forest landscapes. *Biological Conservation*, 118(4), 431–442. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.09.026>
- Łubek, A., Kukwa, M., Czortek, P., & Jaroszewicz, B. (2020). Impact of *Fraxinus excelsior* dieback on biota of ash-associated lichen epiphytes at the landscape and community level. *Biodiversity and Conservation*, 29(2), 431–450. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01890-w>
- Lõhmus, A., & Runnel, K. (2014). Ash dieback can rapidly eradicate isolated epiphyte populations in production forests: A case study. *Biological Conservation*, 169, 185–188. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.031>
- Lõhmus, P., Marmor, L., Jüriado, I., Suija, A., Oja, E., Degtjarenko, P., & Randlane, T. (2019). Red List of Estonian lichens: Revision in 2019. *Folia Cryptogamica Estonica*, 56, 63–76. <https://doi.org/10.12697/fce.2019.56.07>

- Mallen-Cooper, M., & Cornwell, W. K. (2020). A systematic review of transplant experiments in lichens and bryophytes. *The Bryologist*, 123(3). <https://doi.org/10.1639/0007-2745-123.3.443>
- Marmor-Ohtla, L., Randlane, T., Jüriado, I., & Saag, A. (2017). Host tree preferences of red-listed epiphytic lichens in Estonia. *Baltic Forestry*, 23(2), 364–373.
- Mežaka, A., Ryabcev, I. S., Ryabceva, I. M., & Urbanavichene, I. N. (2021). Lichen transplantation method success in temperate forests: case studies in Russia and Latvia. *Proceedings of the Mordovia State Nature Reserve*. 27, 236-243.
- Mitchell, R. J., Beaton, J. K., Bellamy, P. E., ... Woodward, S. (2014). Ash dieback in the UK: A review of the ecological and conservation implications and potential management options. *Biological Conservation*, 175, 95–109. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.04.019>
- Moehrenschrager, A. (2025). 2024-2025 Report of the Conservation Translocation Specialist Group. In: IUCN SSC and Secretariat. Species: Annual Report of the IUCN Species Survival Commission and Secretariat 2024-2025. Gland, Switzerland: IUCN. 6 pp.
- Pautasso, M., Aas, G., Queloz, V., & Holdenrieder, O. (2013). European ash (*Fraxinus excelsior*) dieback – A conservation biology challenge. *Biological Conservation*, 158, 37–49. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.08.026>
- Ploompuu, T. (2007). Hüvasti, Eesti saarikud! Eesti Loodus, 58(8), 14–15.
- Queloz, V., Grünig, C. R., Berndt, R., Kowalski, T., Sieber, T. N., & Holdenrieder, O. (2011). Cryptic speciation in *Hymenoscyphus albidus*. *Forest Pathology*, 41(2), 133–142. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0329.2010.00645.x>
- Roberge, J.-M., Bengtsson, S. B. K., Wulff, S., & Snäll, T. (2011). Edge creation and tree dieback influence the patch-tracking metapopulation dynamics of a red-listed epiphytic bryophyte: Edge effects on epiphyte metapopulation. *Journal of Applied Ecology*, 48(3), 650–658. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01963.x>
- Royal Botanic Gardens, Kew. (i.a). *Fraxinus excelsior* L. *Plants of the World Online*. Kasutatud 19.05.2026, <https://powo.science.kew.org/taxon/urn:lsid:ipni.org:names:609009-1>
- Seidel, H., Šeho, M., & Fussi, B. (2025). Hope for ash conservation and propagation—Single individuals can be highly resistant to an invasive pathogen. *Journal of Plant Diseases and Protection*, 132(1), 18. <https://doi.org/10.1007/s41348-024-01034-5>

- Schei, F. H., Arnberg, M. P., Grytnes, J.-A., Johanesen, M. S., Johansen, J., Milford, A. B., Røynstrand, A., & Tollefsrud, M. M. (2024). Ash dieback: A single-species catastrophe or a cascade of ecological effects in the ground flora? *Forest Ecology and Management*, 572, 122322. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122322>
- Scheidegger, C. (1995). Early Development of Transplanted Isidioid Soredia of *Lobaria Pulmonaria* in an Endangered Population. *The Lichenologist*, 27(5), 361–374. <https://doi.org/10.1006/lich.1995.0034>
- Scheidegger, C., Frey, B., & Zoller, S. (1995). Transplantation of symbiotic propagules and thallus fragments: Methods for the conservation of threatened epiphytic lichen populations. *Mitteilungen der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft*, 70, 41–62.
- Smith, P. L. (2014). Lichen translocation with reference to species conservation and habitat restoration. *Symbiosis*, 62(1), 17–28. <https://doi.org/10.1007/s13199-014-0269-z>
- Smith, R. J., Nelson, P. R., Jovan, S., Hanson, P. J., & McCune, B. (2018). Novel climates reverse carbon uptake of atmospherically dependent epiphytes: Climatic constraints on the iconic boreal forest lichen *Evernia mesomorpha*. *American Journal of Botany*, 105(2), 266–274. <https://doi.org/10.1002/ajb2.1022>
- Steele, B. (2021). A Systematic Review of Translocation Methods in Lichens. *Royal Botanic Gardens Edinburgh & The University of Edinburgh*.
- Zhao, Y.-J., Hosoya, T., Baral, H.-O., Hosaka, K., & Kakishima, M. (2013). *Hymenoscyphus pseudoalbidus*, the correct name for *Lambertella albida* reported from Japan. *Mycotaxon*, 122(1), 25–41. <https://doi.org/10.5248/122.25>
- Thor, G., Johansson, P., & Jönsson, M. T. (2010). Lichen diversity and red-listed lichen species relationships with tree species and diameter in wooded meadows. *Biodiversity and Conservation*, 19(8), 2307–2328. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9843-8>
- Tranberg, O., Löfroth, T., Jönsson, M., Sjögren, J., Hekkala, A.-M., & Hjältén, J. (2025). Enhanced bryophyte communities, but challenges for lichens following translocation of deadwood in ecological compensation. *Journal of Environmental Management*, 381, 125161. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.125161>

- Walser, J. (2004). Molecular evidence for limited dispersal of vegetative propagules in the epiphytic lichen *Lobaria pulmonaria*. *American Journal of Botany*, 91(8), 1273–1276.
<https://doi.org/10.3732/ajb.91.8.1273>
- Wardle, P. (1961). *Fraxinus Excelsior* L. *The Journal of Ecology*, 49(3), 739.
<https://doi.org/10.2307/2257236>
- Wierzcholska, S., Czortek, P., Eycott, A. E., Høistad-Schei, F., Grytnes, J.-A., & Jaroszewicz, B. (2024). High tree host diversity buffers the effect of *Fraxinus excelsior* dieback on epiphytic bryophytes composition in the Białowieża Primeval Forest. *Dendrobiology*, 92, 74–88.
<https://doi.org/10.12657/denbio.092.006>

Lisad

Lisa 1. Saare lamatüvi Tartumaal, Riitemetsa proovialal, millelt korjati oliiv-helksambliku (*Cetrelia olivetorum*) doonormaterjal 2012. aastal (vasakul) ning sama lamatüvi 13 aastat hiljem ülekasvanuna sammaldest (paremal). Oksa puiduosal ning korbaga jalamiosal olnud tallustest oli alles vaid puiduosal olev tallus; oks oli vaevu veel tüve küljes kinni. Fotod: P. Lõhmus



Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Janely Semilarski ,
(*autori nimi*)

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose

„Sauresurma mõju epifüütsetele samblikele ja sammaldele
ning selle võimalikud leevendusmeetmed“
(lõputöö pealkiri)

mille juhendaja(d) on Piret Lõhmus ,
(*juhendaja nimi*)

reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada Tartu Ülikooli digitaalarhiivi kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni;

2. annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 4.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni;
3. olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile;
4. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Janely Semilarski

21.05.2026