

Tartu Ülikool
Botaanika ja ökoloogia instituut
Botaanika õppetool

Marge Laane

**Majandamise mõju rannaniitude sammalde mitmekesisusele
ja levisepangale**

Magistritöö

Juhendaja: PhD Nele Ingerpuu

Tartu 2006

SISUKORD

1. Teoreetiline sissejuhatus	4
1.1. Üldine sissejuhatus ja töö eesmärgid	4
1.2. Rannaniitude üldisloomustus	5
1.3. Niitmise ja karjatamise mõju rannaniitudele	7
1.3.1. Niitmise ja karjatamise mõju soontaimedele	7
1.3.2. Niitmise ja karjatamise mõju sammaldele	9
1.4. Levisepangast sammaldel	10
1.5. Sammalde elustrateegiad	11
2. Materjal ja metoodika	13
2.1. Uurimisalade lühiisloomustus	13
2.2. Välitööde metoodika	15
2.3. Sammalde leviste idanemapaneke ja kasvatamine	16
2.4. Levisepanga analüüsid	16
2.5. Andmetöötamise metoodika	17
3. Tulemused	19
3.1. Saaremaa ja Matsalu rannaniitude iseloomustus	19
3.2. Sammalde liigirikkuse ja katvuse sõltuvus erinevatest faktoritest	19
3.2.1. Sammalde liigirikkus karjatatud rannaniitudel	19
3.2.2. Sammalde liigirikkus Saaremaa rannaniitudel	21
3.2.3. Sammalde katvus karjatatud rannaniitudel	22
3.2.4. Sammalde katvus Saaremaa rannaniitudel	24
3.3. Levisepank	24
3.3.1. Levisepanga liigiline koosseis	24
3.3.2. Liigilise koosseisu võrdlus maapealse sammalkattega	26
3.3.3. Leviste eluiga mullas	26
3.3.4. Faktorite mõju sammalde levisepangale karjatatud rannaniitudel	27
3.3.5. Faktorite mõju sammalde levisepangale Saaremaa rannaniitudel	27
4. Arutelu	28
Kokkuvõte	33

Summary	35
Tänuõnad	37
Kasutatud kirjandus	38
Lisad	

1. TEOREETILINE SISSEJUHATUS

1.1. Üldine sissejuhatus ja töö eesmärgid

Rannaniit on ala, mis vähemalt teatud ulatuses külgneb merega, kus valitseb niidutaimkate ning mida võidakse kasutada karjamaana, harvem heinamaana (Leibak, Lutsar 1996).

Rannaniidud kuuluvad poollooduslike koosluste hulka – nad on tekkinud ja säilitatavad vaid inimese ja looduse koostööna. Rannaniitude säilimiseks on neid vaja karjatada või niita. Paljude taimeliikide jaoks on lagedad rannaniidud ainsaks sobivaks elukeskkonnaks. Mõned neist on väga haruldased ning võivad kergesti hävida, kui rannad kinni kasvavad. Mereäärsetel rannaniitudel on ka suur tähtsus paljude linnuliikide pesitsus- ja puhkealadena (Lotman 1996), samuti on osade haruldaste loomade asurkonnad seotud rannaniitudega, nagu näiteks kõre (Rannap 2002).

Eesti rannaniite on uurinud mitmed erinevad autorid nagu T. Lippmaa (1934), E. Pastak (1935), A. Tomson (1937), H.-E. Rebasoo (1975, 1977, 1985, 1987), H. Krall jt (1980). Enamasti on uuritud soontaimede floorat, samblaid on tunduvalt vähem käsitletud. Koos soontaimedega on sammalde nimestikke koostanud E. Pastak (1935), V. Pääsuke-Kasemets (1957). Rannaniitude sammalde nimestikke leidub veel Osmusaare (Ingerpuu & Leis 1999) ja Vormsi saare kohta (Leis & Kannukene 2001).

Niitude säilitamiseks vajaliku karjatamise ja niitmise mõju taimedele on palju uuritud. Rohkem on tähelepanu pööranud soontaimedele (Cingolani et al. 2003, Esselink et al. 2000, Grace & Jutila 1999, Jerling & Andersson 1982, Jutila 1997, 1999, Kiehl et al. 1996, McIntyre et al. 2003, Tessier et al. 2003, van den Wyngaert et al. 2003), vähem sammaldele (During et al. 1987, During & Willems 1984, Vanderpoorte et al. 2004, van Tooren et al. 1990, Watkinson & Ormerod 2001, Zechmeister et al. 2003, Pharo et al. 2005). Ometi mängivad samblad olulist rolli niiskuse hoidmisel kõige ülemistes mulla kihtides. Sammaldel võib olla ka kas positiivne või negatiivne mõju seemnete idanemisele, stabiliseerumisele ja juveniiltaimede kasvule sõltuvalt kas elupaigast ja/või liigist (Keizer et al. 1985, Zamfir 2000). Muutused samblarindes võivad mõjutada nii õistaimede liigilist koosseisu (Bergmani et al. 2001). Samuti on sammaltaimed tihti pioneerliikideks uutel vabanevatel pindadel. Oma elutegevusega murendavad nad substraati ja koguvad huumust ning valmistavad nõnda kasvupinda

teistele taimedele (Ingerpuu et al. 1998). Majandamise mõju konkreetsetl rannaniitudel on vähe uuritud (Barker et al. 1989, Dupre & Dieckmann 2001, Hatch et al. 1999, Jutila 1997, 1999, Loucougaray et al. 2004, Smith & Rushton 1994).

Töö eesmärgiks on uurida rannaniitude brüofloorat kujundavaid tegureid. Otsitakse vastuseid küsimustele: 1) kas erinevad majandamisviisid ning soontaimede mitmekesisus ja kulu hulk avaldavad mõju sammalde liigilisele mitmekesisusele ja katvusele, 2) kas nimetatud tegurid avaldavad mõju sammalde levisepanga mitmekesisusele ning 3) milline on levisepanga koosseis võrreldes maapealse brüoflooraga.

Käesolevas töös kasutatud soon- ja sammaltaimede nimed järgivad allikaid Kukk (1999) ja Ingerpuu et al. (1998).

1.2. Rannaniitude üldiseloostus

Tänu rikkalikele lahtedele ja poolsaartele omab Eesti suhteliselt pikka rannajoont, mis koos saartega moodustab 3403,5 km, millest mandri rannajoonele langeb üle 1100 km. Selle rannajoone ulatuses võib konstanteerida suurt mitmekesisust aluspõhjas, muldades, kõrguses, liigestuses jne. Rannalähedane, sageli lainetest üleuhutav osa on vegetatsioonita või kaetud hõreda taimestikuga. Tihedam vegetatsioon, mida võib nimetada rannaniitudeks, esineb madalatel märgadel soolakulistel ranniku-kamar-gleimuldadel või turvastunud rannikumuldadel. Et Läänemere ja Soome lahe vesi on üldiselt vähese soolsusega, nii et teda võib nimetada riimveeks, siis ei ole soolade kontsentratsioon ka muldades üldiselt väga kõrge, kuid avaldab taimestikule siiski selekteerivat toimet. Peale soolsuse iseloostust rannikumuldadeid sageli rikkalik orgaaniliste ainete ja lämmastiku sisaldus vetikate ja muu mereheite pealekandumise tõttu (Laasimer 1965). Huumushorisont on enamasti õhuke ja kihiline, samuti gleistunud horisont. Mulla reaktsioon on neutraalne või leeliseline – pH 6,5-7,5 (Kitse et al. 1962).

Mereranniku mullastik on väga mitmekesine varieerudes puht liivadest liivsavi- ja savimuldadeni ning lubjakividest kliburannikuteni ja rähkmuldadeni. Kuigi

rannikutaimkonna substraat on füüsikalistelt omadustelt, mineraalainete sisalduselt ja struktuurilt tublisti vahelduv, on siiski kõige olulisem soolase merevee mõju, mis annab taimkattele spetsiifilise ilme, mõnevõrra ühtlustades isegi substraadi iseärasustest tingitud erinevusi. Üldiselt saab eristada kolme erinevat tüüpi rannikumuldi: liivmullad, klibu- ja rähkmullad või leostunud savikad kamarmullad. Tihedam taimkate esineb just viimase rühma muldadel, kus tegelikult levibki rannikuniitude peamine hulk. (Laasimer 1965).

Iseloomulik on taimkatte vööndilisus, kusjuures üksikute vööndite laius sõltub pinnamoest, setetest ning maapinna kõrgusest (Paal 1997). Taimkatte vööndit, mis on alaliselt või pikka aega üle ujutatud nimetatakse subsaliinseks vööndiks. Saliinne aste koosneb osalt taimestikuvabast, mereveest alaliselt üleuhutavast vööndist või ka veejoonest algavast vööndist, mis on merevee mõjupiirkonnas lainetuse või kõrgvee ajal. Kolmanda vööndi moodustab nn. suprasaliinne aste, mis tegelikult asub merevee mõjupiirkonnast kõrgemal (Laasimer 1965). H.-E. Rebasoo (1987) järgi vastab saliinne vööde geolitoraalile ja epilitoraalile, suprasaliinne vööde aga supralitoraalile.

Rannaniitudel tegeldi vanasti karjatamise ja niitmisega sellises mahus, mida tänapäeval on raske ette kujutada. Alates ajast, mil inimesed hakkasid karja kasvatama, on nad arvatavasti kasutanud rannaniite looduslike karjamaadena. Mere üleujutused aitasid tagasi hoida puude ja põõsaste kasvama hakkamist ning rannataimed olid heaks söödaks ka oma soolasisalduse tõttu. Nii ei ole paljud rannaniidualad pärast viimast jäätumist kunagi olnud metsaga kaetud, vaid suur osa neist võeti kohe kasutusse pärast maa vabanemist mere alt (Lotman 1996). Karjatamise või niitmise lakkamisel võib pilliroog 5-10 aasta jooksul levida pea kogu rannaniidule. Niidu kuivem osa kulustub, võsastub kadaka, lepa, paju jms. ning ajapikku metsastub. Viimaste rannaniitude hävinedes kaoksid meie elustikust mitmedki liigid (Lotman 1996).

Rannaniitude samblafloorat pole Eestis eraldi uuritud, küll aga on võimalik teistest uurimustöödest leida andmeid rannaniitude sammalde kohta. Üldiselt on sammalde liigirikkus rannaniitudel suhteliselt väike (Aug & Kokk 1983, Pääsuke-Kasemets 1957). Rannaniitudel on enamlevinud liikideks (Pastak 1935, Pääsuke-Kasemets 1957, Tomson 1937): *Bryum caespiticum* (muru-pungsammal), *Bryum imbricatum* (longus pungsammal), *Bryum pallescens* (kähkjäs pungsammal), *Calliergonella cuspidata* (harilik teravtipp), *Campylium chrysophyllum* (harilik kuldsammal), *Campylium stellatum* (täht-kuldsammal), *Ceratodon purpureus* (harilik punaharjak), *Climacium dendroides* (tüviksammal), *Homalothecium lutescens* (harilik

meelik), *Plagiomnium affine* (sarnas-lehiksammal), *Plagiomnium cuspidatum* (mets-lehiksammal), *Thuidium abietinum* (loodehmik), *Tortula ruralis* (harilik keerik). Praeguseks teadaolev nimekiri rannaniitude sammaldest sisaldab 100 liiki (Lisa 2).

Suhteliselt vähearvuliselt on Eesti rannaniitudel esindatud maksasamblad (11 liiki). Lehtsamblad on esindatud arvukalt, v.a. turbasamblad. Pärislehtsamalde seas on kõige liigirikkamateks seltsideks ulmikulaadsed (36 liiki), siis pungsamblalaadsed (18 liiki), seejärel pisisamblalaadsed (11 liiki) (Lisa 2).

Eesti Punase Raamatu haruldaste sammalde nimestik (Lilleleht 1998) sisaldab üheksa rannaniitudelt leitud sammalt. 0 e. hävinud või tõenäoliselt hävinud kategooriasse kuulub üks liik (*Desmatodon randii* – Randii tuppsammal). Seitse liiki kuuluvad III e. haruldaste liikide kategooriasse (*Cephalozia loitlesbergeri* – Loitlesbergeri niitsammal, *Brachythecium turgidium* – turd lühikupar, *Bryum salinum* – rand pungsammal, *Pottia davalliana* - Davalli pisisammal, *Atrichum angustatum* – ahas kadrisammal, *Aloinia rigida* – habras aloina, *Physcomitrium eurystomum* – väike mütshellik) ja üks V e. määratlemata kategooriasse (*Bryum marratii* – meripungsammal) (Lisa 2).

1.3. Niitmise ja karjatamise mõju rannaniitudele

1.3.1. Niitmise ja karjatamise mõju soontaimedele

Kariloomad mõjutavad rannataimestikku paljakssöömise, kulutamise ja laigutise väetamisega (sõnnik, uriin). Need mõjutused stimuleerivad taimeproduksiooni ning rohu juurdekasv saab jätkuda hilissügiseni (Lotman 1996). Samuti mõjutab see mulla füüsikalist struktuuri, keemilist iseloomu ja orgaanilise materjali hulka ja iseloomu (Vestergaard 1998). Kariloomad eelistavad rohttaimedest süüa kõrrelisi ja ka mitmeid suurema lehepinnaga taimi, vähendades nii valguskonkurentsi, ning tekitavad sõrgadega kamarat vigastades seemnetele soodsamaid idanemisvõimalusi (Leibak & Lutsar 1996). Tänu karjatamisele moodustub kulu väga vähesel hulgal, samal ajal aitab tallamine ja segamine kaasa ka kulu kiiremale lagunemisele. Paraja karjatuskooormuse juures säilib ala liigirikkus. Taimedest paljaks trambitud alad loovad konkurentsinoorkadele taimedele võimaluse end sisse seada. Roostik, st. pilliroo ja

kõrkjate võõnd hoitakse kariloomade poolt madalana. Väljauhutud adru ja muu heitmaterjal trambitakse katki ja laotatakse laiali. Loomade tallamise tagajärjel toimub ka teatud maaerosioon. Kõrgvesi kannab ära osa maast ja sel moel hoiab rannaniidu niisugusel tasemel, mis võimaldab jätkuvat soolase vee mõju. Tallamine teeb ülemised mullakihid kompaktsemaks ning soola väljauhtumine on raskendatud. Seetõttu on rannakarjamaadel mulla soolasisaldus kõrgem kui sama piirkonna mittekarjatavatel aladel (Vestergaard 1998). Tallamine põhjustab ka mätastumist, eriti märjal maal. Mättad tekitavad suurema mikrokeskkondade variatsiooni ja avatud laiike (Lotman 1996), mis on sobivad seemnete stabiliseerumiseks ja suurendavad sellega ajalist ja ruumilist vegetatsiooni eristumist (Jerling & Andersson 1982, Vestergaard 1998). Liigirikkuse suurenemine karjatamise tõttu sõltub väga paljuski kariloomast, kellega karjatatakse, karjatamiskoormusest ja keskkonnast (Mcintyre et al. 2003) nt mullastikust (Harrisson et al. 2002), mulla niiskus tasemest (Cingolani et al. 2003). Karjatamise puhul on täheldatud ka seda, et erinevate kariloomade koos karjatamine võib paremini tõsta taimede liigirikkust nagu seda näitas katse hobuste ja lammastega (Loucougaray et al. 2004), kuna erinevad kariloomad eelistavad erinevaid rohttaimi. Karjatamise positiivset mõju taimkattele on tihti täheldatud just väikeses skaalas, suures skaalas see väheneb, üheks põhjuseks võib olla see, et väikeses skaalas karjatamise mõjul suureneb mikrokasvukohtade arv (Dupre & Diekmann 2001, McIntyre et al. 2003).

Niitmisega stimuleeritakse taimede produktsiooni ning ühtlasi võideldakse ka kulu tekke vastu. Moodustub tasane ja mätasteta rohukamar ning ala liigirikkus võib olla isegi suurem kui karjatavatel rannaniitudel (Lotman 1996). Niitmisel lõigatakse kõik taimed maha üheaegselt, ühesuguse sagedusega ning ühel kõrgusel maapinnast. Niitmine on seega vähem selektiivne, kuigi väike eelis on taimedel, kes oma assimileeriva biomassi on koondanud maapinna lähedale, võrreldes pikemate liikidega. Niitmise iseloom, samuti trampimise ja sõnniku puudumine on põhjuseks, miks niidetud aladel on tihti vähem liike. Väiksem liikide arv võib olla ka põhjustatud väiksemast idanemisvõimest ja seemnete ellujäämisest, mida põhjustab mullapinna väiksem avatus ja taimede suurem katvus niidetud aladel (Vestergaard 1998).

Liigirikkus võib tõusta karjatamise ja niitmise tagajärjel esiteks tänu sellele, et valguskonkurentsi vähendamise ja valikulise söömise tõttu väheneb dominantide osakaal ja liikide väljatõrjumine, teiseks aga tänu sellele, et pideva karjatamise ja niitmise tagajärjel jäävad üksikisendid väiksemaks ja neid mahub ühele pindalaühikule lihtsalt rohkem (Märtson 1996).

1.3.2. Niitmise ja karjatamise mõju sammaldele

Niitmine ja karjatamine üldiselt tõstavad sammalde liigilist mitmekesisust (During & Willems 1984), eriti väikeste akrokarpsete kolonistide oma. Põhiliselt toimub see tänu avatuma struktuuri loomisele rohurindes ja paljudele mulla häiringutele (Porley 1999, van Tooren et al. 1990). Samuti tekitavad karjatamine ja niitmine suuremat elupaikade varieeruvust (Zechmeister & Moser 2001). Karjatamiskoormuse tõusmisel liiga kõrgeks väheneb aga samblaliikide arv jällegi (van Tooren et al. 1990). Samas on tehtud katseid, mis on näidanud, et niitmine ei suurenda oluliselt liigirikkust küll aga karjatamine (Vanderpoorten et al. 2004). Karjatamise tulemusel väheneb ka tekkiva kulu hulk ja loomade tallamine aitab selle kiiremale lagunemisele kaasa. Seega ei saa kulu samblaid varjutama hakata, mis takistaks valguse jõudmist sammaldeni ja sellega nende kasvu (During 1979, Sveinbjörnsson & Oechel 1992). On tehtud ka katseid, mis on näidanud, et karjatamine ei mõjuta eriti sammalde liigirikkust, vaid seda mõjutab soontaimede katvus (Pharo et al. 2005). Kuigi on näidatud, et karjatamine tõstab soontaimede liigilist mitmekesisust, siis pole ükski katse suutnud veel tõestada, et soontaimede liigirikkus mõjutaks kuidagi sammalde liigirikkust (Aude & Erjrnæs 2005).

Katsed lubjarikkal rohumaal näitasid, et karjatamise ja niitmise mõju sammalde liigilise mitmekesisuse tõstmisel sõltub palju ka domineerivast soontaimeliigist. Nt toodavad *Dactylis glomerata*, *Festuca rubra* ja *Poa angustifolia* palju rippuvaid lehti ja kulu. Samas kui *Bromus erectus* toodab vähe kulu ja kasvab puhmastena, jättes puhmaste vahele vaba ruumi ning võimaldades nii paljudel samblaliikidel seal sügisel stabiliseeruda. Domineeriv soontaim mõjutab seega sammalde stabiliseerumist, mitte aga nende jaotust regenereerivas niššis (During & Willems 1984).

Niitmise ajast tulenev efekt pole veel täielikult selge. Osad uurimused näitavad, et sammalde liigirikkus kasvab, kui niitmine toimub hilissügisel (During & Willems 1986, van Tooren et al. 1990). Samas on ka näidatud, et niitmise aeg ei avalda mitte mingisugust efekti sammaldele (During 1990). Ka seda, mitu korda tuleks niita, et tagada suurim liigirikkus niitudel, pole veel selge. Katsed lubjarikkal rohumaal näitasid, et niitmine üks kord aastas ei ole piisav selleks, et tagada optimaalne häiring madalama toitainete sisaldusega aladel (During & Willems 1984). Samas näitas teine katse niidul,

et niitmise intensiivsuse ja liigirikkuse vahel on selge negatiivne korrelatsioon, suurim liigirikkus oli siis, kui niideti üks kord aastas (Zechmeister et al. 2003).

1.4. Levisepangast sammaldel

1981. aastal Furnessi ja Halli poolt kirjutatud artiklit "*An explanation of the intermittent occurrence of Physcomitrium spaericum (Hedw.) Brid.*" (During 2001) peetakse sammalde levisepanga uurimise aluseks.

Levisepanga moodustavad kasvusubstraadis leiduvad levised. Sammalde levisteks on eosed ja mitmesuguse kuju ja suurusega vegetatiivsed paljunemise vahendid (Pesur & Ingerpuu 2003). Vegetatiivse paljunemise vahenditeks on sammaldel ühe- või hulkraksed erineva värvuse ja kujuga sigikehad, mis arenevad varrel, lehtedel, risoididel, eelniidil või erilistes mahutites, aga ka sigioksakesed või lehed (Ingerpuu et al. 1998). Mitmed liigid moodustavad üheaegselt kahte või kolme erinevat tüüpi vegetatiivseid leviseid. Samuti võivad samblad kasvama hakata ka gametofüüdi fragmentidest (Duckett & Ligrone 1992). Usutakse et enamus sambla liike elab kehvad keskkonna tingimused mullas üle vegetatiivsete levistena, üheaastased ja lühiealised süstikliigid aga eoste abil (During 1997).

Juba 20-nda sajandi kaheksakümnendatel leiti, et sammaldel on ülekaalus pikaealine e. püsiv levisepank (During & ter Horst 1983, During et al. 1987). Tegelikult on ikka veel väga vähe andmeid selle kohta kui pikka aega püsivad erinevate liikide eosed levisepangas (During 2000). Siiski on mõningaid andmeid, mis näitavad, et osade liikide levised võivad uuesti tärgata ka peale 50 aastat, nagu nt *Dicranella stachylina* omad, ka *Anthoceros caucasicuse* levised tärkasid peale 35 aastat (During 1997). Samblad, mis moodustavad püsiva levisepanga omavad tavaliselt suuremaid eoseid (During 1997, 2001). Mitmed autorid arvavad, et eoste eluiga on tugevalt seotud plastiidide suuruse redutseerumisega ja lipiidide varumisega tärglase asemel (During 1997). Liikide jaotumine mullas ja maa peal pole ühtlane. Liigid, mis domineerivad maapinnal, ei ole sagedased substraadis ja vastupidi, mullas tavalised liigid esinevad maapinnal harva või on lausa haruldased (During 2001). Maapealses sammalkattes domineerivad püsikud (enamasti maksasamblad ja külgkupraalsed lehtsamblad), mullas aga lühiealised liigid, milleks on valdavalt tippkupraalsed lehtsamblad, eriti kolonistid (During & ter Horst 1983, During et al. 1987), mis tihtipeale hakkavad idanema alles

peale väikeseskaalalist häiringut (During 2001), mis võib olla põhjustatud loomadest, põuast, külmast, väikesest pinnase erosioonist jms., võimaldades mullas olevatel levistel valguse kätte tulla (During 1995).

Külgkupraliste sammalde leviste vähene esinemine mullas võib olla seotud nende seksuaalse ja vegetatiivse paljunemise praktilise puudumisega. Samuti ei säili püsikute varreosakesed mullas nii kaua elusatena, kui akrokarpsete liikide risoidmugulad ja teised pikaealised paljunemise osakesed (van Tooren et al. 1990).

Sammalde levisepank ja soontaimede seemnepank on tagatiseks ebasoodsate ja muutlike keskkonnatingimuste vastu. Samas võimaldab see kiiresti hõivata mikroelupaikku, sel moel mõjutades tulevikus liigilist koosseisu ja mitmekesisust (Hock et al. 2004). On tõestatud, et liigid, mille kõik seemned ei idane koheselt, riskivad väljasuremisega vähem (Cohen 1966 tsit. During 2001). Seemned idanevad sellisel juhul alles sobivate võimaluste saabudes. Hiljem on tõestatud, et seemnete idanemine sõltub mitmete erinevate tingimuste ja ressursside kompleksist ja seda protsessi ei saa üheselt seletada.

Samblad on kiired reageerijad keskkonna muutustele ning reostusele, seetõttu on neid hakatud kaasama kahjustatud ja ohustatud alade seisundite hindamisel (Mulligan & Gignac 2002, Rocheford 2000). Ka levisepangaga seotud uurimused on mitmes suunas kiirelt arenenud. Levisepanga olulisus on suuresti tõusnud looduskaitstes, elustrateegiatega analüüsil ja populatsioonigeneetikas (During 2001).

1.5. Sammalde elustrateegiad

During (1979) pakkus sammalde jaoks välja kuus elustrateegiat, mis põhinesid peamiselt kolmel kompromissil: 1) vähe suuri eoseid versus palju väikseid eoseid; 2) raskete aegade üleelamine eoste kujul versus gametofüüdi näol (tolerants); ja 3) pikk gametofüüdi eluiga versus paljunemisedukus.

Fugitiivid on lühikese elueaga liigid, kuni aasta. Neil esineb kõrge suguline paljunemine, mittesuguline paljunemine puudub. Fugitiividel on väikesed (kuni 20 μm) väga vastupidavad ja pikaealised eosed. Sellise elustrateegiaga liikidele sobivad ettearvamatute keskkonnatingimustega elupaigad, mis eksisteerivad väga lühikest aega,

sammalde seas esineb selliseid liike harva. Nt *Funaria hygrometrica* (During 1979; During 1992).

Kolonistid on suhteliselt lühikese elueaga liigid, kuni mõni aasta. Nii suguline kui ka mittesuguline paljunemine on hästi arenenud. Väikesed eosed (kuni 20 µm) on väga vastupidavad; mittesugulised levised on tunduvalt suuremad. Sellise elustrateegiaga liikidele sobib keskkond, mis on algul ettearvamatu, kuid mis kestab vähemalt paar aastat (*Bryum argenteum*, *Ceratodon purpureus*, *Marchantia polymorpha*) (During 1979).

Püsikud esinevad rohkem püsivamates elupaikades, nende eluiga kestab palju aastaid ning nad toodavad palju väikeseid eoseid (kuni 20 µm). Esineb ka mittesugulist paljunemist, kuid seda siiski harva. Siia kuulub näiteks *Brachythecium rutabulum* (harilik lühikupar) (During 1979, 1992).

Süstikliikide eluiga on paar aastat kuni palju aastaid. Suured eosed (üle 20 µm) näitavad kohastumist mikroelupaikadega, mis kaovad teatud aja jooksul, kuid ilmuvad samas koosluses varsti uuesti. Jagunevad 1) **üheaastasteks**, 2) **lühi- ja pikaealisteks** (During 1979, 1992, During et al. 1987).

Dominantide eluiga on väga pikk, eosed on suured. Nende hulka kuulub näiteks *Sphagnum fuscum* (pruun turbasammal) (During 1992).

Fugitiive ja pikaealisi süstikliike on sammalde hulgas väga vähe (*Funaria hygrometrica*, *Sphagnum* sp) (During 1992). Enamasti domineerivad maapeal püsikud, mullas aga kolonistid ja osad süstikliigid (üheaastased ja lühiealised) (During & Horst 1983, During et al. 1987).

Maapealse ja levisepanga liigilise koosseisu erinevus tuleneb tihti just liikide erinevatest elustrateegiatest (During 1979, 1992). Elustrateegiad panevad tihti paika, millises elufaasis on liik kõige haavatavam. (During 1992).

2. MATERJAL JA METOODIKA

2.1. Uurimisalade lühiiseloostus

Käesolevas töös kasutatud materjal on kogutud Matsalu looduskaitseala ja Saaremaa rannaniitudel läbi viidud välitööde käigus 2004. a juulis ja 2005. a augustis.

Matsalu looduskaitseala (pindala 48 610 ha) loodi 1957. aastal pesitsevate, sulgivate ja läbirändavate lindude kaitseks. 1976. aastal kanti Matsalu rahvusvahelise tähtsusega märgalade ehk Ramsari nimekirja. 2004. aastal nimetati Matsalu looduskaitseala ümber Matsalu Rahvuspargiks. Matsalu Rahvuspark asub Lääne-Eestis ja kuulub Lääne maakonda, jäädes nelja valla territooriumile (Lihula, Martna, Ridala ja Hanila). Matsalu Rahvuspargi kogupindala on 48 610 ha ja ta hõlmab Matsalu lahte, selle suudme ümber olevat Väinamere osa, Kasari jõe alamjooksu (kuni Risti-Virtsu maantee sillani), lahe ja jõe kaldaroostikke, üleujutatavat Kasari jõe luhta, rannakarjamaid, puisniite ja umbes 50 meresaart, rahu ja laidu mille suurused on erinevad, ulatudes mõnest ruutmeetrist sadade hektariteni (neist suurimad on Tauksi, Liia, Sõmeri, Kumari ja Papilaid) (Esseistlik teabekogu Eestist).

Looduskaitse ala keskse osa moodustab kahtlemata Matsalu laht, mille pindala on 8 895 ha. Lahe keskmine sügavus on 1-2m (Esseistlik teabekogu Eestist).

Matsalu lahte suubub mitu jõge, millest pikim ja veerohkeim on Kasari. Rohkem kui 3500 km² suuruselt valgalalt kannavad jõed lahte rohkesti toitaineterikkaid setteid, mis ladestuvad jõgede suudmealadele ning roostik tungib kiiresti mere poole (Esseistlik teabekogu Eestist).

Matsalu looduskaitsealal on registreeritud kokku 270 linnuliiki, kellest pesitsejaid on 175 ning läbirändavaid veelinde 33 (Esseistlik teabekogu Eestist).

Matsalu märgala on ka oluliseks sigimis- ja noorkalade turgutusalaks Väinamere kaladele. Siinsetesse luhtadesse ja vanajõgedesse tuleb kudema rohkesti haugi, särge, säinast ja vimba. Siiski on Matsalu lahe ja jõgede liigtoitelisuse tõttu siinne kalastik möödunud sajandi jooksul tuntavalt vaesunud (Esseistlik teabekogu Eestist).

Matsalu looduskaitse ala territoorium kuulub Eesti NSV läänemerele kliimavaldkonda Lääne-Eesti ja põhjaranniku rajooni ning selle piires Väinamere ranniku allrajooni. Siinsed õhutemperatuurid on 1-2°C võrra kõrgemad kui Ida-Eestis.

Kevadel seevastu meri alandab temperatuuri. (Miilmets 1981). Aasta keskmine õhutemperatuur on 5°C. Jaanuari keskmine õhutemperatuur on -5°C, juuli keskmine õhutemperatuur 16,5°C. Matsalu on võrreldes mandri Eestiga sademetevaesem, aastane sademete hulk keskmiselt 600-650 mm. Keskmine lumikatte kestus 90 päeva (Jaagus 1999) Pinnamoelt kuulub Matsalu Madal-Eesti osa Lääne-Eesti madaliku rajooni (Paal 1997).

Floristilise liigestuse järgi asetab Lippmaa (1935) Matsalu Kesk-Euroopa provintsi Lääneranniku ja saarte ida-valdkonda ning Loode-Eesti valdkonda. Laasimeri (1965) geobotaanilise liigestuse järgi kuulub Matsalu Lääne-Baltikumi geobotaanilise allprovintsi mandri ja saarte lääneosa niitude ja puisniitude allrajooni.

Rannaniidud (2900 ha) moodustavad Matsalu lahe ja Väinmere ääres pideva võõndi, katkedes ainult luha kohal: selle piirkonna mullastikus on levinud soolakulised rannikumullad, enamasti kamar-gleimullad. Nende muldade huumusisaldus on väike (Miilmets 1981).

Saaremaa on suurim saar Eestis, pindalaga 2922 km². Saaremaad ümbritseb ligikaudu 670 väiksemat saart. Rannajoone pikkus on ligikaudu 1200 km. Saaremaa on tasase, madala reljeefiga saar.

Eesti kliimaatilise rajoneerimise alusel jääb Saaremaa Läänemere kliimavaldkonda Läänesaarte rajooni (Raik 1967). Saarel on merelise mõjuga kliima, millest tulenevalt on saarel hilisem ja jahedam kevad, soojem ja pikem sügis, pehmem talv ja jahedam suvi (Jaagus 1999, Jõgisalu 2001). Aasta keskmine õhutemperatuur on 5,5°C. Jaanuari keskmine õhutemperatuur on -4°C, juuli keskmine õhutemperatuur 16,5°C. Saaremaa on võrreldes mandri Eestiga sademetevaesem, aastane sademete hulk keskmiselt 600-650 mm. Keskmine lumikatte kestus 90 päeva (Jaagus 1999). Pinnamoelt kuulub Saaremaa Madal-Eesti osa Lääne-Eesti saarestiku rajooni (Paal 1997).

Saaremaal on levinud peamiselt gleistunud, glei- ja turvastunud paepealsed mullad. Neile kõigile on omane väga kõrge huumussisaldus ning sõltuvalt paasi katvate setete iseloomust neutraalne või nõrgalt happeline reaktsioon (Paal 1997). Mullastikutüübilt kuulub Põhja- ja Lääne-Eesti rendsiinade saaremaa allvaldkonda (Raukas 1995).

Floristilise liigestuse järgi asetab Lippmaa (1935) Saaremaa Kesk-Euroopa provintsi Lääneranniku ja saarte ida-valdkonda ning saarte ja ranniku valdkonna Lääneranniku ja saarte lääne-alavaldkonda.

Laasimeri (1965) geobotaanilise liigestuse järgi kuulub Saaremaa Lääne-Baltikumi geobotaanilise allprovintsi saarte aruniitude ja arupuisniitude allrajooni.

Saaremaa on ajalooliselt üks tihedamalt asustatud piirkondi, seetõttu võeti kujunevad niidud seal ka kohe kasutusele. 1996 aasta seisuga oli Saaremaal umbes 1750 ha looduskaitsealuse väärtusega rannaniite (Leibak & Lutsar 1996).

2.2. Välitööde metoodika

Käesolevas töös on majandamise mõju uurimiseks sammalkattele kasutatud Matsalu (seitse ala, kõik karjatavad) ja Saaremaa (Lisa 4) (kolmteist ala, kuus niidetavad ja seitse karjatavad) rannaniitudelt kogutud andmeid. Kokku analüüsiti 20 rannaniitu, millest neliteist on karjatavad, kuus niidetavad. Kõik need alad on ajutiselt merevee mõju all, kuna nad ujutatakse vaid suurvee ajal üle. Andmed majanduslikus kasutuses olevate rannaniitude kohta saadi Matsalu Rahvuspargi keskusest ja Saaremaa keskkonnateenistusest. Mainitud asutustest ei õnnestunud õigeaegselt saada täpseid andmeid majandamise kestvuse ja intensiivsuse kohta. Seetõttu hinnati karjatamiskoormust visuaalselt kohapeal, võttes arvesse rohustu kõrgust, ala tallatavust ning alal viibivate loomade arvu.

Igal uuritaval rannaniidul valiti 50x50 m enamvähem homogeense taimestikuga ala, kuhu paigutati juhuslikult kümme 1 m² suurust ruutu. Iga ruudu kohta koostati soon- ja sammaltaimede nimekiri, märgiti rinnete üldkatvus ja sammalde puhul iga liigi katvus eraldi. Samuti mõõdeti kulu katvus protsentides. Lisaks koostati 50x50 m aladel täielik soontaimede nimekiri. Levisepanga uurimiseks võeti mullaproovid. Proovid võeti ainult iga ala viiest ruudust. Proovi võtmiseks eemaldati pealmine taimestik. Igast ruudust võeti mulda ca kuni 1 cm sügavusest mullakihist. Muld kuivatati tubastes tingimustes ja säilitati paberikottides. Hiljem määrati ka mulla pH.

2.3. Sammalde leviste idanemapanek ja kasvatamine

Sammalde levisepanga uuringuid on Eestis teinud Tiiu Pesur (2002). Kasutatav meetodika baseerub artiklidel: Bisang (1995), During (1997), During et al. (1987), During & ter Horst. (1983).

10. sept. 2004 (Matsalu mullaproovid) ja 5. sept. 2005 (Saaremaa mullaproovid) sõeluti kuivatatud muld ja eemaldati rohelised-kollased samblaosised. 2005 aastal pandi kasvama ka osa eelmisest aastast säilitatud Matsalu mullaproovidest, mis pärast sõelumist, olid olnud 28 päeva külmas (-8...-13°C) ja siis säilitatud tubastes oludes paberkottides. Iga alalt võeti võrdne hulk mulda ning paigutati Petri tassidesse. Mõõtmisel kasutatud lusika maht oli 14 ml. Igasse tassi pandi kaks lusikatäit e. 28 cm³ mulda, ala kohta tuli see vastavalt 112 cm³ pindalale ca 211 cm². Tassidele märgiti peale prooviala number, märgistati nii kaas kui alus. Mulda niisutati destilleeritud veega. Edaspidi jälgiti, et muld oleks pidevalt niiske.

Sammalde kasvatamisel esines mõningaid probleeme vetikate ja seentega. Tõrjevahendite kasutamine on raskendatud, kuna need võivad kahjustada ja hävitada samblaid. Hallitusseene tõrjeks kasutati kaaliumpermanganaadi (KMnO₄) vesilahust (Meensalu 1992), mille kasutamisel ei täheldatud negatiivset mõju sammaldele.

Katse viidi läbi BÖI (Botaanika ökoloogia instituut) laboris (Lai 36). Valgustusrežiim oli katse ajal väga muutlik, seetõttu ei saa täpset ööpäeva vahelduvust anda. Fotosünteesiliselt aktiivne kiirgus (PAR) oli laual lampide all 150 µmol/m²s, veeaurust uduse Petri tassi kaane all aga 102-110 µmol/m²s. Valgust mõõdeti valgussensoriga EMS 7, mis mõõdab vahemikus PAR 400-700 nm. Temperatuur oli vahemikus 15°C-32°C (sõltuvalt lampide töösolekuajast).

2.4. Levisepanga analüüsid

Levisepanga lõplikud analüüsid tehti märtsis 2005 a. ja veebruaris 2006 a., kuus kuud peale idanema panekut. See aeg peaks olema piisav liikide tärkamiseks ja arenguks (Bisang 1995, During et al. 1987, Jonsson 1993).

Petri tassides määrati samblaliikide arv, liikide arvukus ja agregeeritus. Märgiti sammalde kuuluvus tippkupralitse e. akrokarpsete või külgekupraliste e. pleurokarpsete

sammalde hulka ning Dierssen (2001) järgi kuuluvus sammalde elustrateegia gruppi. Iga liigi puhul märgiti ka suguorganite või eoskupaarde olemasolu.

Samblaliikide määramisel kasutati mikroskoopi, sest samblad on väikesed taimed ja palja silmaga pole liike ja mõnikord ka perekondi võimalik teineteisest eristada. Kuna paljude sammalde liikide määramine toimub eoskupra alusel, siis jäeti osad isendid perekonna tasemele. Perekonna tasemele jäid osad *Bryum*, *Philonotis*, *Physcomitrium* ja *Pottia* perekonna esindajad. Agregeeritus iseloomustab liigi isendite paiknemist tassides. Analüüsides jaotati vastavalt: 1 – antud liigi isendid paiknevad ühtlaselt kogu tassi ulatuses; 2 – isendite puhul on täheldatav mõningane korrapärane paiknemine; 3 – isendid paiknevad tassides rangelt gruppina.

Arvukuse määramiseks loeti võsude arv tassis. Kuna osad liigid olid esindatud väga arvukalt, siis nende puhul loeti võsude arv teatud suurusega alal ning selle järgi määrati antud liigi umbkaudne võsude arvukus tassis. Seejärel jaotati liikide võsude arvukus gruppidesse: 1: 1-5 vart; 2: 6-10; 3: 11-50; 4: 51-100; 5: 101-200; 6: 201-300; 7: 301-500; 8: 501-700; 9: üle 700 (Lisa 3).

2.5. Andmetöötluse meetodika

Andmete sisestamine ja esmane töötlemine teostati programmi EXCEL abil. Analüüsides läbiviimiseks kasutati andmetöötlusprogrammi STATISTICA 6.0. Olulisuse nivooks võeti 0,05. Andmete normaalsust testiti Kolmogorov-Smirnovi testi abil ja vajadusel andmeid logaritmiti.

Analüüse tehti kahes jaos. Esimesse analüüsi võeti kõik karjatavad rannaniidud, nii Saaremaalt kui Matsalust. Teise analüüsi võeti ainult Saaremaa karjatavad ja niidetavad alad. Seda tehti seetõttu, et Matsalus ei olnud analüüsitud ühtegi niidetavat ala. Esimese analüüsi puhul kasutati „nested“ protseduuri, et arvestada ala mõju piirkonna (Matsalu ja Saaremaa) sees.

Majandamisviisi (karjatamine, niitmine), kulu katvuse, soontaimede katvuse, piirkonna ja ala mõju hindamiseks maapealse taimestiku liigirikkusele ja katvusele ning levisepanga liigirikkusele kasutati üldisi lineaarseid mudeleid. Lõpilikest analüüsides jäeti välja pH, kuna see oli tugevalt seotud piirkonnaga. Samuti jäeti Saaremaa

analüüside puhul välja soontaimede katvus, kuna välitööde tegemise ajal olid niidetavad alad just niidetud ja nii ei oleks saanud võrreldavaid tulemusi.

3. TULEMUSED

3.1. Saaremaa ja Matsalu rannaniitude iseloomustus

Matsalu ja Saaremaa karjatatavad rannaniidud on väga erinevad. Matsalu on tunduvalt liigirikkam nii soontaimede kui ka sammaltaimede poolest. Kui Matsalu rannaniitudel oli ruutudes keskmiselt 17 soontaime (min 7, max 33) ja 5 sammaltaime (min 1, max 11) siis Saaremaal vastavalt 13 soontaime (min 7, max 26) ja 3 sammaltaime (min 1, max 7). Kui vaadata liigirikkkust ala piires siis on ka siin näha erinevust, mis on suurem siiski sammalde puhul, olles soontaimede osas väiksem. Matsalus on ala kohta keskmiselt 36 (min 25, max 42) soontaime ja 14 sammaltaime (min 8, max 22) ning Saaremaal 27 soontaime (min 17, max 38) ja 6 sammaltaime (min 3, max 8). Matsalu rannaniitudel oli kokku 113 soontaime ja 44 sammaltaime, Saaremaal aga 111 soontaime ja 31 sammaltaime. Ka liigilise koosseisu sarnasus Jaccardi indeksi alusel on väike, 33% soontaimede puhul ja 27% sammaltaimede puhul. Sammaltaimede keskmine katvus oli Matsalus 14,5% ja Saaremaal 23,1%, soontaimedel aga Matsalus 61,9% ja Saaremaal 79,1%.

Niidetataval rannaniitudel oli ruudus keskmiselt 14 soontaime (min 8, max 26) ja 3 sammaltaime (min 1, max 8). Ala kohta aga 30 soontaime (min 26, max 40) ja 5 sammaltaime (min 1, max 9). Sammalde keskmine katvus oli 11%.

3.2. Sammalde liigirikkkuse ja katvuse sõltuvus erinevatest faktoritest

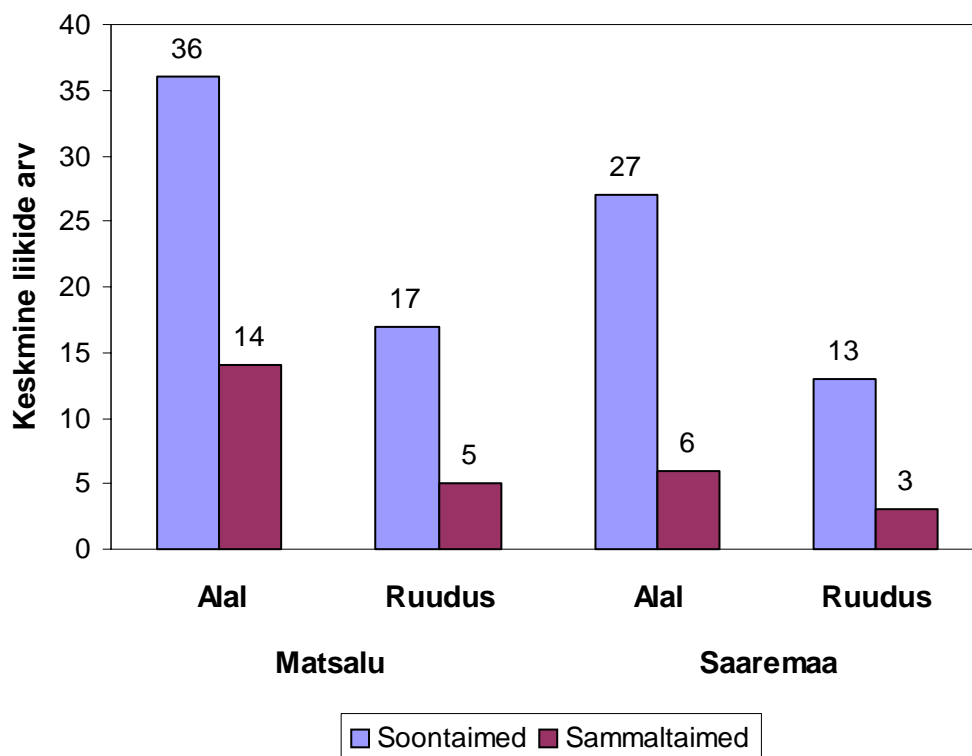
3.2.1. Sammalde liigirikkkus karjatatud rannaniitudel

Erinevate faktorit mõju hindamisel sammalde liigirikkkusele tuli välja et olulisteks faktoriteks osutusid piirkond, ala ja sammalde katvus. Majandamisviis (tugev, nõrk karjatus), soontaimede katvus, kulu katvus ei osutunud olulisteks (Tabel 1).

Tabel 1. Faktorite olulisuse test sammalde liigirikkusele Saaremaa ja Matsalu karjatatud rannaniitudel väikseses skaalas.

	SS	Vabadus-aste	MS	F	p
Vabaliige	0,34	1	0,34	18,89	0,001
Piirkond	0,13	1	0,13	7,34	0,007
Ala	0,78	12	0,06	3,61	0,001
Majandamisviis	0,01	1	0,01	0,42	0,519
Soontaimede katvus	0,03	1	0,03	1,78	0,184
Kulu katvus	0,02	1	0,02	0,99	0,321
Sammalde katvus	0,24	1	0,24	13,08	0,001
Viga	2,19	122	0,02		

Nii sammal- kui soontaimede liigirikkus Matsalu rannaniitudel on suurem kui Saaremaa rannaniitudel (Joonis 1).



Joonis 1. Sammalde keskmine liigirikkus Matsalu ja Saaremaa karjatatud rannaniitudel ala ja ruudu kohta.

Erinevate faktorit mõju hindamisel sammalde liigirikkusele suures skaalas tuli välja, et olulisteks faktoriks osutus piirkond (Tabel 2).

Tabel 2. Faktorite olulisuse test sammalde liigirikkusele Saaremaa ja Matsalu karjatatud rannaniitudel suures skaalas.

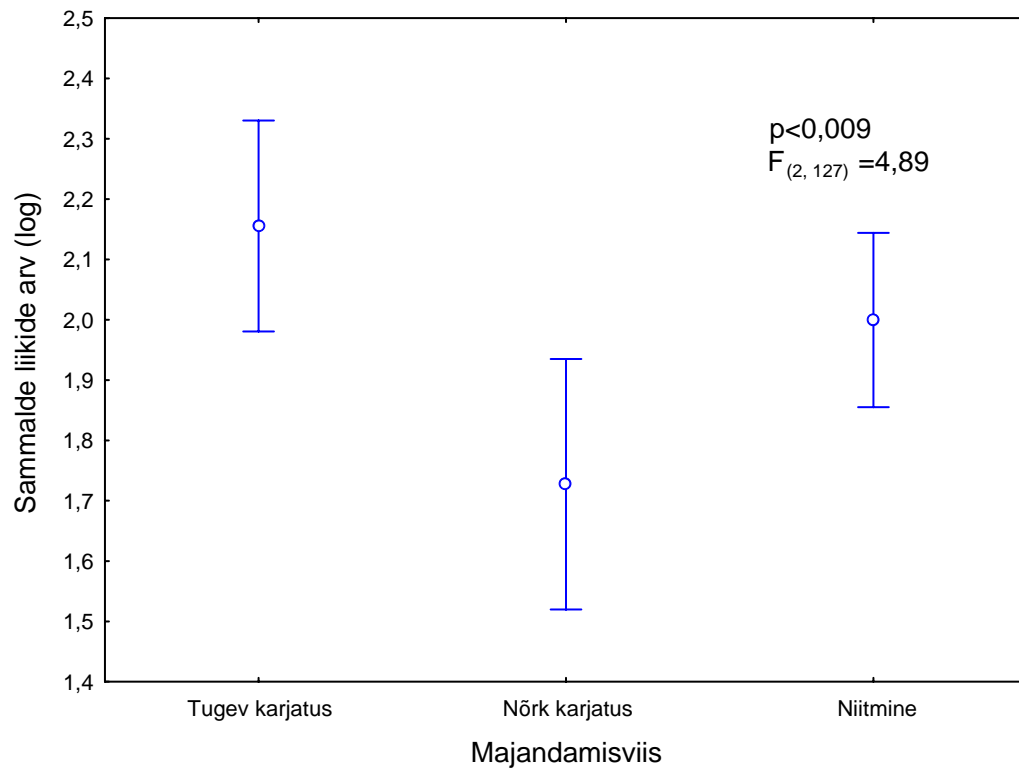
	SS	Vabadus-aste	MS	F	p
Vabaliige	0,21	1	0,21	0,01	0,916
Piirkond	241,69	1	241,69	13,67	0,006
Majandamisviis	75,08	1	75,08	4,25	0,073
Soontaimede katvus	14,79	1	14,79	0,84	0,387
Sammalde katvus	0,3	1	0,3	0,02	0,899
Kulu	13,63	1	13,63	0,77	0,406
Viga	141,44	8	17,68		

3.2.2. Sammalde liigirikkus Saaremaa rannaniitudel

Ala, majandamisviisi, kulu katvuse ja sammalde katvuse mõju testimisel sammalde liigirikkusele väikeses skaalas osutusid olulisteks majandamisviis (tugev ja nõrk karjatamine, niitmine), ala ja sammalde katvus (Tabel 3). Kõige suurem oli liigirikkus tugevalt karjatatud aladel, kõige väiksem nõrgalt karjatatud aladel ja keskmine niidetud aladel (Joonis 2). Ükski faktor ei osutunud oluliseks suureskaalalisele liigirikkusele.

Tabel 3. Faktorite olulisuse test sammalde liigirikkusele Saaremaa rannaniitudel väikeses skaalas

	SS	Vabadus-aste	MS	F	p
Vabaliige		0			
Ala	20,49	11	1,86	15,52	0,001
Majandamisviis	0,54	1	0,54	4,48	0,036
Sammalde katvus	2,29	1	2,29	19,13	0,001
Kulu katvus	0,02	1	0,02	0,20	0,654
Viga	13,68	114	0,12		



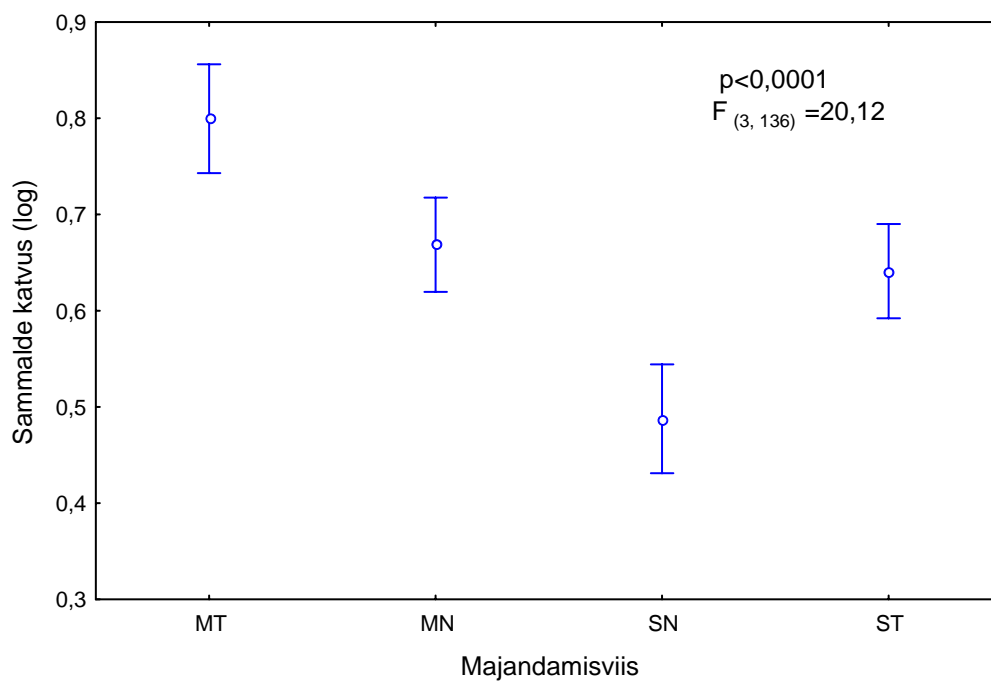
Joonis 2. Majandamisviisi mõju sammalde liigirikkusele Saaremaa rannaniitudel

3.2.3. Sammalde katvus karjatatud rannaniitudel

Piirkonna, ala, majandamisviisi (tugev, nõrk karjatus), soontaimede katvuse, kulu katvuse, sammalde liigirikkuse mõju testimisel sammalde katvusele osutusid olulisteks ala, majandamisviis ja sammalde liigirikkus (Tabel 4). Töötluse puhul oli sammalde katvus kõige suurem tugevalt karjatatud aladel ja kõige väiksem nõrgalt karjatatud aladel (Joonis 3).

Tabel 4. Faktorite olulisuse test sammalde katvusele Saaremaa ja Matsalu karjatatud rannaniitudel väikeses skaalas

	SS	Vabadus-aste	MS	F	p
Vabaliige	0,33	1	0,33	4,31	0,039
Piirkond	0,01	1	0,01	0,01	0,977
Ala	14,49	12	1,21	16,02	0,001
Majandamisviis	0,37	1	0,37	4,89	0,029
Soontaimede katvus	0,07	1	0,07	0,93	0,338
Kulu katvus	0,09	1	0,09	1,24	0,268
Sammalde liigirikkus	0,99	1	0,99	13,08	0,001
Viga	9,2	122	0,08		



Joonis 3. Sammalde katvuse sõltuvus olenevalt majandamisviisist. Tähised joonisel: MT - Matsalu tugevalt karjatatud rannaniit, MN - Matsalu nõrgalt karjatatud rannaniit, SN - Saaremaa nõrgalt karjatatud rannaniit, ST - Saaremaa tugevalt karjatatud rannaniit.

3.2.4. Sammalde katvus Saaremaa rannaniitudel

Ala, majandamisviisi, sammalde katvuse ja kulu katvuse mõju testimisel sammalde katvusel osutusid olulisteks ala ja sammalde katvus. Majandamisviisi mõju sammalde katvusele ei olnud oluline (Tabel 5).

Tabel 5. Faktorite olulise test sammalde katvusele Saaremaa rannaniitudel väikeses skaalas

	SS	Vabadus-aste	MS	F	p
Vabaliige		0			
Ala	168,44	11	15,31	17,61	0,001
Majandamisviis	0,83	1	0,83	0,95	0,331
Sammalde liigirikkus	16,63	1	16,63	19,13	0,001
Kulu katvus	0,19	1	0,19	0,22	0,637
Viga	99,13	114	0,87		

3.3. Levisepank

3.3.1. Levisepanga liigiline koosseis

Kokku tärkas levisepangaproovidest 42 samblaliiki.

Saaremaa rannaniitudelt tärkas kokku 23 liiki 15 perekonnast (niidetavatelt 16, karjatavatelt 19 liiki), Matsalu rannaniitudelt 37 liiki 26 perekonnast (esimesel aastal 35 ja teisel aastal 16 liiki).

Kõige rohkem liike tärkas Matsalu rannaniitudelt kogutud mullaproovidest. Kõige enam (7 liiki) tärkas Matsalus Keemu I, Nääri ja Keemu III alalt kogutud proovidest. Saaremaal tärkas kõige rohkem liike (6) Rahuste II, IV. Kõik alad olid karjatavad, välja arvatud Rahuste IV.

Kõige sagedamini esines *Barbula convoluta*, mis puudus ainult ühelt alalt. Sagedad olid ka ja *Pohlia nutans* ja *Funaria hygrometrica*, mis puudusid vastavalt kas kolmelt või neljalt alalt. Eesti haruldastest sammaldest tärkas *Atrichum angustatum*, *Physcomitrium eurystomum*, *Pottia davalliana*. Levisepangast tärkas 20 liiki, mis ei

olnud märgitud maapealses sammalkattes. Need olid *Amblystegium subtile*, *Amblystegium varium*, *Atrichum angustatum*, *Atrichum tenellum*, *Calliergon cordifolium*, *Ceratodon purpureus*, *Cratoneuron filicinum*, *Didymodon fallax*, *Dicranella schreberiana*, *Dicranella varia*, *Ditrichum cylindricum*, *Hypnum lindbergii*, *Marchantia polymorpha*, *Philonotis sp*, *Physcomitrium eurystomum*, *Pohlia nutans*, *Pottia davalliana*, *Pottia intermedia*, *Sphagnum squarrosum*, *Thuidium delicatulum*.

Katse käigus moodustusid osadel sammaldel eoskuprad (*Funaria hygrometrica*, *Pohlia nutans*, *Pottia intermedia*, *Pottia davalliana*), osadel arenesid välja anteriidid (*Barbula convoluta*, *Bryum pseudotriquetrum*, *Ceratodon purpureus*, *Dicranella schreberiana*, *Funaria hygrometrica*, *Leptobryum byriforme*, *Pohlia nutans*), arhegoonid (*Drepanocladus aduncus*, *Bryum sp*, *Leptobryum pyriforme*, *Dicranella varia*).

Agregeeritus

Barbula convoluta, *Funaria hygrometrica*, *Pohlia nutans*, *Leptobryum pyriforme*, *Pottia sp* esinesid tavaliselt tassis massiliselt ja üle kogu tassi. Väiksema arvukuse korral moodustasid nad tihti gruppe. Teiste liikide puhul oli nende väikse esinemissageduse tõttu raske mingeid üldiseid järeldusi teha.

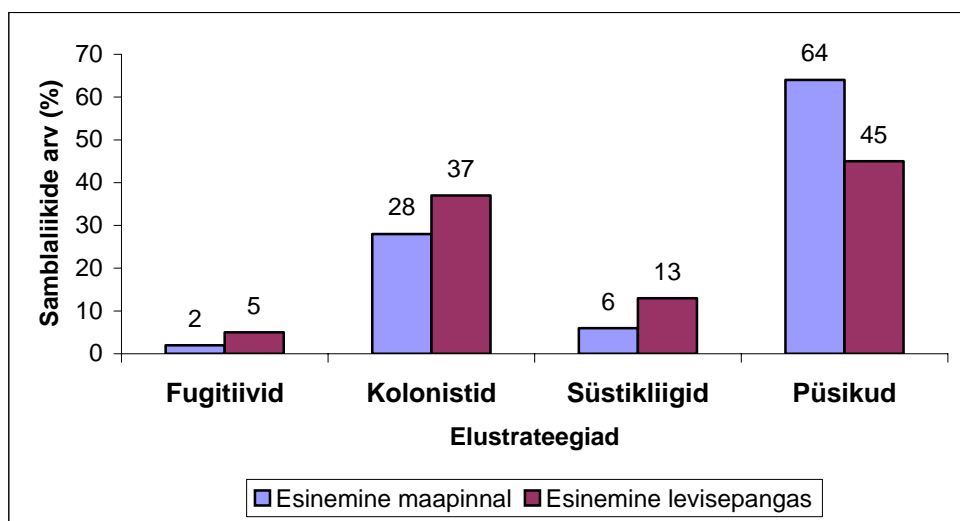
Gametangiumide paiknemine ja maksasammalde osakaal

Levisepangas domineerisid akrokarpised e. tippkupralised samblad, samas kui maapealsetes ruutudes oli ülekaal pleurokarpsetel e. külgekupralistel sammaldel (Tabel 6).

Tabel 6. Erinevate samblarühmade esinemine levisepangas ja maapinnal

	Esinemine maapinnal %	Esinemine levisepangas %
Akrokarpised	35	54
Pleurokarpised	56	44
Maksasamblad	5	2

Elustrateegiatega alusel esines maapeal kõige rohkem püsikuid, levisepangas aga koloniste ja süstikliike (Joonis 4).



Joonis 4. Samblaliikide esinemine elustrateegiat järgi maapeal ja levisepangas

3.3.2. Liigilise koosseisu võrdlus maapealse sammalkattega

Erinevused maapealsete ja levisepanga liikide vahel olid märgatavad. Eristada võis kolme erinevat liikide gruppi: 1) liigid, mis esinesid ainult maapeal (33 liiki) 2) liigid mis esinesid nii maapeal kui ka levisepangas (19 liiki) 3) liigid, mis esinesid ainult levisepangas (23 liiki). Kui maapealsetes ruutudes olid kõige sagedamateks liikideks *Calliergonella cuspidata*, *Homalothecium lutescens* ja *Rhytidiadelphus squarrosus*, siis levisepangas olid enam levinud liikideks *Barbula convoluta*, *Funaria hygrometrica*, *Pohlia nutans*, *Bryum pseudotriquetrum*, *Leptobryum pyriforme*. Levisepangas tärkas ka *Sphagnum squarrosum* – mets-turbasammal. Varem pole rannaniitudel kunagi turbasamblaid leitud.

3.3.3. Leviste eluiga mullas

Kui võrrelda Matsalu rannaniitudel kogutud levisepanga andmeid esimesel ja teisel aastal, siis on märgata suuri erinevusi. Kokku tärkas 38 liiki. Esimesel aastal tärkas 35 liiki, teisel 15 liiki. Kolmekümnekaheksast liigist tärkas 23 liiki ainult esimesel aastal, teisel aastal tärkas kolm liiki, mida esimesel aastal polnud märgitud. Neli liiki tärkas mõlemal aastal samades ruutudes.

3.3.4. Faktorite mõju sammalde levisepangale karjatatud rannaniitudel

Faktorite testimisel sammalde levisepangale osutus oluliseks faktoriks maapealne sammalde liigirikkus (Tabel 7).

Tabel 7. Faktorite mõju sammalde levisepangale Saaremaa ja Matsalu karjatatud rannaniitudel

	SS	Vabadus-aste	MS	F	p
Vabaliige	2,2	1	2,2	1,04	0,31
Majandamisviis	3,82	1	3,82	1,81	0,18
Soontaimede katvus	0,7	1	0,7	0,33	0,56
Sammalde liigirikkus	10,08	1	10,09	4,78	0,03
Sammalde katvus	5,86	1	5,86	2,78	0,1
Kulu katvus	0,64	1	0,64	0,3	0,58
Viga	135,08	64	2,11		

3.3.5. Faktorite mõju sammalde levisepangale Saaremaa rannaniitudel

Faktorite mõju testimisel sammalde levisepangale osutusid olulisteks faktoriteks maapealne sammalde katvus ja liigirikkus (Tabel 7).

Tabel 7. Faktorite mõju sammalde levisepangale Saaremaa rannaniitudel

	SS	Vabadus-aste	MS	F	p
Vabaliige	51,46	1	51,47	41,54	0,01
Majandamisviis	0,51	2	0,25	0,2	0,82
Sammalde liigirikkus	7,99	1	7,99	6,45	0,01
Sammalde katvus	5,79	1	5,79	4,67	0,03
Kulu katvus	1,96	1	1,96	1,58	0,21
Viga	73,1	59	1,24		

4. ARUTELU

Rannaniidud on tekkinud ja säilitatavad vaid inimese ja looduse koostööna, nende säilimiseks on vajalik niitude pidev majandamine. Nii peaks sõltuma ka sammalde liigirikkus ja katvus rannaniitudel väga palju majandamisviisist (karjatamine, niitmine), sellest milliseid kariloomi ja millise intensiivsusega karjatatakse, aga ka sellest kui tihti ja kuna niitusid niidetakse. Erinevad uuringud on näidanud, et karjatamine ja niitmine üldiselt tõstavad sammalde liigirikkust ja katvust (During & Willems 1984), eriti väikeste akrokarpsete sammalde oma, kes vajavad eoste idanema hakkamiseks avatud laiike, aga ka lühiealiste liikide oma, kelle idanema hakkamine sõltub häiringust (During 2001). Käesoleva uurimistöõ tulemusel selgus, et majandamisviisi oluline mõju sammalde väikeseskaalalisele liigirikkusele avaldus sel juhul, kui analüüsi olid haaratud vaid Saaremaa rannaniidud. Sammalde väikeseskaalaline liigirikkus oli kõige väiksem nõrgalt karjatatavatel aladel. Suures skaalas majandamisviisi mõju olulisus sammalde liigirikkusele kadus. Saaremaa ja Matsalu karjatatavate alade ühisel analüüsil ei ilmnunud karjatamisintensiivsuse mõju ka sammalde väikeseskaalalisele liigirikkusele. Küll aga avaldas karjatamise intensiivsus olulist mõju sammalde katvusele, mis on kõrgeim tugevama karjatuskooormuse puhul, kuigi Saaremaa tugevalt karjatatud alad ja Matsalu nõrgalt karjatatud alad on katvuste poolest sarnased. Selline tulemus viitab sellele, et meie rannaniitudel ei esine väga tugevat ülekarjatamist, mis võiks sammalkatte hävitada. Pigem soodustab sambla kasvu rohhtaimede intensiivsem söömine, mis vähendab valguskonkurentsi sammaltele. Ohtrama sambla kasvu puhul suureneb ka sammalde liigirikkus, sambla katvuse olulisust sammalde liigirikkusele tõestas ka läbiviidud analüüs. Seda on näidanud teisedki autorid (Aude & Erjrnæs 2005, Bergamini et al. 2001, Virtanene et al. 2000). Sammalde katvust võib vaadata kui elupaiga kvaliteedi indikaatorit sammalde jaoks (Aude & Erjrnæs 2005).

Peale majandamisviisi sõltub sammalde katvus ja liigirikkus väga palju keskkonntingimustest (Cingolani et al. 2003). Rannaniidud on väga omapärsed kooslused kuna sealne mullastik on kõrgema soolasisaldusega, mis avaldab seal kasvavatele liikidele tugevat ja selektiivset mõju (Laasimer 1965). Peale soolasisalduse on rannikualadele omane ka rikkalik orgaaniliste ainete ja lämmastiku sisaldus. Liigirikkusele mängib olulist rolli ka mullastik ja mulla niiskussisaldus ning ka liikide

erinev bioloogia. Käesolevas töö raames ei olnud kahjuks võimalik määrata erinevate mullakomponentide sisaldust ja seega ka nende mõju sammaldele.

Nii sammalde väikeseskaalalisele liigirikkusele kui katvusele mõjuvate faktorite testimisel selgus, et olulisteks osutusid rannaniidu piirkondlik paiknemine ja ka asukoht piirkonna sees. Piirkonna mõju oli oluline ka ainult karjatavate alade suureskaalalisele liigirikkusele. Piirkonna olulisus tuleneb sellest, et sammalde nii väikeseskaalaline kui suureskaalaline liigirikkus on tunduvalt suuremad Matsalu rannaniitudel. Selle üheks põhjuseks võib olla see, et Matsalu on oluline rändlindude peatuspaik, linnud on aga sammaldele headeks levimisvektoriteks. Selline piirkondliku erinevuse mõju võis varjutada ka karjatamisintensivsuse mõju avaldumist sammalde liigirikkusele mõlema piirkonna ühises analüüsis. Ala oluline mõju sammalde liigirikkusele ja katvusele kõikide analüüside puhul võib tulla erinevatest keskkonnatingimustest nende sees. Ka teised uuringud on näidanud et niitude liigirikkust mõjutavad kariloomad koosmõjus abiootiliste faktoritega (Cingolani et al. 2003).

Varasemates uuringutes on näidatud, et sammalde ja soontaimede katvuste vahel esineb oluline negatiivne seos (Virtanen et al. 2000, Zamfir et al. 1999). Soontaimede suur üldkatvus nagu ka suur kulu hulk piiravad sammaldeni jõudvat valgushulka, samuti takistavad nad sammalde eostel ja muudel vegetatiivsetel paljunemisvahenditel levida ja stabiliseeruda. Valgus on aga üks kahest olulisemast faktorist sammalde elus (van Tooren et al. 1988). Käesolevas uurimuses soontaimede katvuse mõju karjatatud alade sammalde katvusele ei avaldunud.

Levisepanga analüüsid annavad täiendavat infot koosluse liigilise mitmekesisuse ja võimalikke muutuse kohta selles. Tihti on aga vastavate uuringute läbiviimine raskendatud, kuna laboritingimustes on õigeid kasvutingimusi väga raske saavutada. Sammalde jaoks on optimaalne kasvutemperatuur alla 25°C (Proctor 1982), antud katses tõusis temperatuur aga vahepeal kuni 35°C-ni. Samuti oli fotosünteesiliselt aktiivse valguse hulk (PAR) laboris väike (ca 102-110 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$), avakooslustes on sammaltaimede küllastavaks valguseks 1000 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ (Proctor 1982). Vähene valgus aga pärsib sammalde õiget arengut ja võib piirata idanema hakkavate leviste arvu. Probleemiks on ka seened ja vetikad, mis võivad tekitada probleeme sammalde gametofüüdi arengus (Bisang 1995). Ka antud töös esines probleeme vetikatega. Korralike kasvutingimuste puudumine võis takistada mõnede liikide idanema hakkamist

ning tingis osadel sammaldel aeglase kasvu, millest tulenevalt polnud nad peale kuut kuud veel korralikult välja arenenud. Samas ei paistnud kehvad tingimused paljudele liikidele eriti mõjuvat, kuna neil katse käigus moodustusid antiidiidid, arhegoonid või koguni eoskuprad.

Samblad võivad arenema hakata nii eostest kui erinevatest vegetatiivsetest paljunemisvahenditest. Pea võimatu on selgeks teha kas sammal on hakanud arenema eosest või mõnest muus vegetatiivsest levisest. Siiski arvatakse, et enamasti säilivad samblad levisepangas risoidmugulate ja teiste vegetatiivsete paljunemisvahenditena (During 1997). Sambla arengul võivad eosest arenenud eelniidi ümber moodustuda väikesed grupikesed ja samblad tassis paikneda agregeeritult. Ühe eelniidi jagunemisel võib igast eraldunud fragmendist uus sammal kasvada (During 1997, Longton 1997). Antud katses paiknesid agregeeritult *Barbula convoluta*, *Funaria hygrometrica*, *Pohlia nutans*, *Leptobryum pyriforme*, *Pottia* sp., eeldatavasti hakkasid need liigid arenema eosest. Paljud liigid võivad peal eoste arenema hakata ka vegetatiivsetest paljunemisvahenditest. Näiteks on *Bryum argenteum* lehekaenaldes sigikehad ning esinevad risoidmugulad (Bisang 1995, Pesur 2002). Risoidmugulaga liigid peaks mullas säilima pikka aega. Samblad võivad kasvama minna ka väga väikestest (<1 mm) võsütükikestes, selline paljunemine esineb nt. *Barbula convoluta*.

Levisepangas domineerisid akrokarpseed samblad (54%), maapinnal olid aga ülekaalus pleurokarpseed samblad (56%). Seda on täheldatud ka teistes töödes (During & ter Horst 1983, During et al. 1987, Jonnson 1993, Laane 2004, Pesur 2002, van Tooren et al. 1990). Põhjuseks, miks pleurokarpseid püsikuid levisepangas väga vähe võib olla on see, et püsikud paljunevad sugulisel ja vegetatiivsel teel vähe (paljunevad klonaalset), mistõttu leviseid on neil harva. Teiseks ei püsi nende varreosakesed nii kaua elusatena, kui akrokarpsete liikide risoidmugulad ja teised vegetatiivse paljunemise osakesed (During 1986, van Tooren et al. 1990). Eelnevatele uuringutele sarnaselt leiti ka, et maapeal sageli esinevad liigid on levisepangas esindatud vähesel määral või puuduvad üldse (During 2001, During & ter Horst 1983, During et al. 1987, Jonnson 1993, Pesur 2002). Sama tulemus saadi ka käesolevas töös, kus tervelt 23 levisepangas tärganud liiki puudusid täielikult maapealsetes ruutudes. Huvitav on see, et paljud liigid neist toodavad ohtralt väikseid eoseid, mis on kergesti levivad nagu nt, *Funaria hygrometrica*, *Bryum argenteum* ja *Leptobryum pyriforme*, ometi leitakse neid harva, kui üldse maapealsetes ruutudes, samas kui levisepangas on nad alati esindatud ja *Funaria hygrometrica* isegi väga ohtralt. Selle nähtuse tagamaad on teadmata, kuid

katsed *Funaria hygrometrica*'ga näitasid, et põhjused võivad peituda vee ja toitainete nappuses, mis on vajalikud eoste arenguks (During 1986). Just soodsate tingimuste puudumine eoste idanemiseks on peamine seletus sellele, miks osad samblaliigid esinevad küll levisepangas, aga puuduvad maapeal. Evans & Cabin (1995) väidavad, et seemnete idanemine sõltub paljude tingimuste ja ressursside koostõjust. On ka selgeid tõendeid, et interaktsioonid mikroorganismidega mõjutavad sammalde kasvu ja toitainete kättesaadavust, ning ka leviste stabiliseerumist (During & van Tooren 1987).

Levisepank on kaitseks ebasoodaste tingimuste üleelamiseks (During 2001) ja võimaldab soodsate tingimuste saabudes kiiret kolonisatsiooni (Bisang 1995), sel moel mõjutades tulevikus liigilist koosseisu ja mitmekesisust (Hock et al. 2004). Sammaldel on ülekaalus pikaajaline e püsiv levisepank (During & ter Horst 1983, During et al. 1987). Leviste tärkamine sõltub ka elustrateegiast. Käesolevas tööst selgus, et maapeal esineb kõige rohkem püsikuid, levisepangas aga koloniste ja süstikliike. Seda on näidanud ka teised uuringud (During & Horst 1983, During et al. 1987). Selline tulemus annab märku sellest, et mitte iga elustrateegia puhul ei ole oluline levisepanga olemasolu. Üheaastastel ja lühiajalistel süstikliikidel on väga lühike eluiga ja üldiselt neil puuduvad vegetatiivsed levised. Seega panustavad nad eoste toomisele, mistõttu nad esinevad tihti levisepangas. Püsikud aga paljunevad enamasti lateraalse kasvu ning eralduvate okste kaudu (During et al. 1987). Elustrateegiad panevad tihti paika, millises elufaasis on liik kõige haavatavam (During 1992). Akrokarpesed samblad vajavad idanemiseks vaba mullapinda (van Tooren et al. 1990), mida rannaniitudel tekitavad karjatamise korral loomad oma sõrgade ja paljaksöömisega. Nii luuakse ka rohkem erinevaid mikronišše erineva elustrateegiaga samblaliikide jaoks. Just seetõttu ongi karjatatavad niidud liigirikkamad. Osad liigid jälle veedavad suurema osa ajast eostena mullas ning nende elutsükel on väga lühike. Selliste liikide idanemine sõltub otseselt häiringutest (During 2001). Häiringute vähenemine mõjub neile drastiliselt ja nad pole võimelised maapinnal levima. Häiringu, nt. karjatamise, lõppemisel, säilib algul levisepangas mõnda aega endine liigiline koosseis (van Tooren et al. 1990), kuid üle teatava aja levised mullas ei püsi. Ka antud töös on seda tendentsi näha, kuna teisel aastal Matsalu rannaniitude levisepangast tärganud samblaliikide arv oli hulga väiksem. Samas aga tärkas ka kolm uut liiki, mida varem polnud täheldatud, mis võib viidata nende liikide leviste dormantsusele.

Erinevate faktorite mõju testimisel sammalde levisepanga liigirikkusele osutus oluliseks maapealse samblafloora liigirikkus ning ainult Saaremaa alade puhul ka

sammalde katvus. Järelikult, mida suurem on sammalde katvus ja liigirikkus maa peal, seda suurem on ka levisepank.

Kokkuvõttes võib öelda, et uuritud rannaniitude sammalde levisepank on suhteliselt rikas nii leviste hulga kui liikide arvu poolest. Kokku tärkas kahekümne rannaniidu levisepanga proovidest 43 samblaliiki. Võrdlusena, kahekümne loopealse levisepanga proovidest tärkas vaid 20 liiki (Pesur 2002). Levisepanga liikide elustrateegia on maapealsete liikide omast valdavalt erinev ning eluiga lühem, seetõttu esineb neid maapeal harva. Nii võib levisepanga idandamisel leida ka haruldasi liike. Uuritud rannaniidu levisepanga proovidest tärkaski kolm Eestile haruldast liiki: *Pottia davalliana*, *Physcomitrium eurystomum* ja *Atrichum angustatum*. Esimene neist on leitud ka looniitudelt ainult levisepangast (Pesur 2002). Paljud haruldaseks peetud liigid võivadki olla haruldased just seetõttu, et nende eluiga maapinnal on väga lühike, kuid samas säilivad nad mullas kauem, ning nende populatsiooni säilitamist saab reguleerida karjatamisega (During 2000). Käesolev uurimistöö ei võimalda veel teha kindlaid järeldusi rannaniitude levisepanka moodustavate leviste iseloomu, dormantsuse ja pikaealisuse kohta. Seetõttu peaks vastavaid uuringuid kindlasti jätkama.

KOKKUVÕTE

Töö eesmärgiks on uurida rannaniitude brüofloorat kujundavaid tegureid. Otsitakse vastuseid küsimustele: 1) kas erinevad majandamisviisid ning soontaimede mitmekesisus ja kulu hulk avaldavad mõju sammalde liigilisele mitmekesisusele ja katvusele, 2) kas nimetatud tegurid avaldavad mõju sammalde levisepanga mitmekesisusele ning 3) milline on levisepanga koosseis võrreldes maapealse brüoflooraga.

Andmed on kogutud 2004. aasta juulis Matsalu ja 2005. aasta augustis Saaremaa rannaniitudel. Matsalu andmestik sisaldab ainult karjatatud rannaniite, Saaremaal analüüsiti ka niidetavaid rannaniite. Karjatatud niitudest pooled olid tugevalt karjatatud ja pooled nõrgalt karjatatud.

Majandamise mõju sammalde liigirikkusele oli oluline ainult Saaremaa rannaniitudel väikeses skaalas. Liigirikkus oli suurim tugevalt karjatatud niitudel ning väikseim nõrgalt karjatatud niitudel. Samuti osutus majandamisviisi mõju oluliseks sammalde katvusele Matsalu ja Saaremaa karjatatud rannaniitudel. Katvus on kõige suurem tugevalt karjatatud aladel. Soontaimede ja kulu katvus ei mõjutanud sammalde liigirikkust ja katvust oluliselt. Oluline mõju sammalde väikeskaalalisele liigirikkusele ja katvusele oli ka rannaniidu piirkondlikul paiknemisel ja ka asukohal piirkonna sees. Piirkonna mõju oli oluline ka ainult karjatavate alade suureskaalalisele liigirikkusele. Matsalu piirkonna rannaniidud on sammalde poolest liigirikkamad kui Saaremaa rannaniidud. Matsalu rannaniitudel leiti 110 soontaime ja 44 sammaltaime, Saaremaa rannaniitudel aga 111 soontaime ja 31 sammaltaime. Ka liigiline koosseis Matsalu ja Saaremaa rannaniitudel ning Saaremaa karjatatud ja niidetud rannaniitudel oli erinev.

Sammalde väikeseskaalaline liigirikkus osutus oluliselt positiivselt seotuks ka sammalde katvusega.

Levisepanga liigirikkusele majandamine olulist mõju ei avaldanud, kuid oluline positiivne mõju oli maapealsel sammalde liigirikkusel ja katvusel.

Levisepangast tärkas kokku 42 samblaliiki. Ka levisepang osutus Matsalus liigirikkamaks. Saaremaa rannaniitudel tärkas 23 liiki 15 perekonnast, Matsalu rannaniitudel 37 liiki 26 perekonnast. Matsalus tärkas ala kohta keskmiselt 11 liiki ja Saaremaal 6 liiki. Erinevused maapealse ja levisepanga liigilises koosseisus olid märgatavad. Enamust liike, mis esinesid maapealsetes ruutudes sageli, levisepangas ei

täheldatud. Maapinnal on rohkem levinud külgekupralised, levisepangas aga tippkupralised samblad. Elustrateegiatest olid maapeal kõige rohkem esindatud püsikud, levisepangas aga kolonistid ja süstikliigid.

Sammalde liigirikkuse säilitamiseks rannaniitudel on vaja jätkata nende traditsioonilisel viisil majandamist ning kuna liigiline koosseis karjatatud ja niidetud rannaniitudel on erinev, tuleks majandamisel kasutada mõlemat viisi. Käesoleva uurimistöo tulemusel selgus, et Eesti eri piirkondades asuvad rannaniidud on väga erineva liigirikkuse ja liigilise koosseisuga. Uuringuid rannaniitudel tuleks jätkata, et selgitada välja nende erinevuste põhjused.

SUMMARY

Influence of management on the bryophyte diversity and diaspore bank in coastal meadows

The aim of the research is to study the factors influencing bryoflora in coastal meadows. Answers to following questions were searched: 1) do different management modes, cover of vascular plants and amount of litter influence the species richness and cover of bryophytes?, 2) do the above named factors influence the species richness of bryophyte diaspore bank?, and 3) is the composition of diaspore bank different from the aboveground bryoflora?

The data were collected in July, 2004 in Matsalu and in August, 2005 in Saaremaa coastal meadows. In Matsalu only grazed coastal meadows were studied, in Saaremaa also mown meadows were analysed. From grazed meadows half were grazed heavily and half weakly.

The management had a significant effect only on the small scale bryophyte species richness in Saaremaa coastal meadows. The species richness was highest in heavily grazed meadows and lowest in the weakly grazed meadows. Management had also a significant effect on the cover of bryophytes of all grazed meadows. The bryophyte cover was highest on heavily grazed meadows. The cover of vascular plants and litter did not influence significantly the species richness and cover of bryophytes. The region (Matsalu and Saaremaa) and location of the meadow inside the region influenced the small scale species richness significantly. Large scale species richness of the grazed meadows was also influenced by the region. The coastal meadows in Matsalu region were more rich in bryophyte species than the meadows in Saaremaa region. Altogether 110 vascular plant species and 44 bryophyte species were found in Matsalu coastal meadows, 111 vascular plant species and 31 bryophyte species in Saaremaa coastal meadows. Also the species composition in different regions and in grazed and mown sites was different.

The small scale species richness of bryophytes was also positively influenced by the cover of bryophytes.

The species richness of the diaspore bank was not influenced by management type, but significant positive effect of the above ground species richness and cover was found.

Altogether 42 different bryophyte species germinated from the diaspore bank. The diaspore bank of Matsalu region was also more species-rich. From the samples of Saaremaa 23 species from 15 genera, and from samples of Matsalu 37 species from 26 genera germinated. The mean species number per site was in Saaremaa 6 species and in Matsalu 11 species. Differences in the species composition could be noted. Majority of the above ground frequent bryophyte species did not appear in the diaspore bank. Above ground flora contained more plerocarpous species and diaspore bank more acrocarpous species. According to life history strategies perennials were dominating above ground and colonists and shuttle species in diaspore bank.

To maintain the species richness of bryophytes in coastal meadows it is important to continue the traditional management both by grazing and mowing. As a result of the present study great differences in the species richness and composition of coastal meadows in different regions were found. The research in the coastal meadows should be continued to explain the reasons for these differences.

TÄNUSÕNAD

Täna südamest oma juhendajat Nele Ingerpuud igakülgse abi ja toetuse eest. Suur aitäh ka Jaan Liirale, kes abistas andmetöötlusel, samuti Reet Rannikule kes oli suureks abiks välitööde teostamisel. Samuti olen tänulik kõigile neile, kes mingilgi määral aitasid oma nõu ja jõuga kaasa selle töö valmimisele.

KASUTATUD KIRJANDUS

- Aude, E. & Erjrnæs, R. 2005. Bryophyte colonisation in experimental microcosms: the role of nutrients, defoliation and vascular vegetation. *Oikos* 109: 323-330.
- Aug, H. & Kokk, R. 1983. *Eesti NSV looduslike rohumaaade levik ja saagikus*. Eesti NSV Agrotööstuskoondise Informatsiooni Juurutamise Valitsus, Tallinn.
- Barker, J.R., Herlocker, D.J. & Young, S.A. 1989. Vegetal dynamics along a grazing gradient within the coastal grassland of central Somalia. *African journal of ecology*. Vol. 27, no. 4, pp. 282-289.
- Bergmani, A., Pauli, D., Peintinger, M. & Schmid, B. 2001. Relationship between productivity, number of shoots and number of species in bryophytes and vascular plants. *Journal of Ecology* 89: 920-929.
- Bisang, I. 1995. The diaspore bank of hornworts (*Anthocerotae*, *Bryophyta*) and its role in the maintenance of populations in cultivated fields. *Cryptogamia Helvetica* 18: 107-116.
- Cingolani, A.M., Cabido, M.R., Renison, D. & Solís Neffa, V. 2003. Combined effects of environment and grazing on vegetation structure in argentine granite grasslands. *Journal of Vegetation Science* 14: 223-232.
- Dierssen, K. 2001. *Distribution, ecological amplitude and phytosociological characterization of European bryophytes*. Stuttgart.
- Duckett, J.G. & Ligrone, R. 1992. A survey of diaspore liberation mechanisms and germination patterns in mosses. *Journal of Bryology* 17: 335-354.
- Dupré, C. & Dieckmann, M. 2001. Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden. *Ecography* 24: 275-286.

- During, H.J. 1979. Life strategies of Bryophytes: a preliminary review. *Lindbergia* 5: 2-18.
- During, H.J. 1986. Longevity of spores of *Funaria hygrometrica* in chalk grassland soil. *Lindbergia* 12: 132-134.
- During, H.J. 1990. The bryophytes of calcareous grasslands. In: Hiller, S.H., Walton, D.W.H. & Wells, D.A. (ed). *Calcareous grasslands – ecology and management*. Bluntisham Books, Bluntisham, Huntingdon, pp 35-40.
- During, H.J. 1992. Ecological classification of bryophytes and lichens. In: Bates, J.W. & Farmer, A.M (ed). *Bryophytes and Lichens in a changing Environment*. Clarendon Press, Oxford, pp 1-31.
- During, H.J. 1995. Population regulation in tuber-bearing mosses: a simulation model. *Lindbergia* 20: 26-34.
- During, H.J. 1997. Bryophyte diaspore banks. *Advances in Bryology* 6: 103- 134.
- During, H.J. 2000. Life history characteristics of threatened bryophytes. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 9: 19-26.
- During, H.J. 2001. New frontiers in bryology and lichenology. Diaspore banks. *The Bryologist* 104 (1): 92-97.
- During, H.J., Brugues, M., Cros, R.M. & Loret, F. 1987. The diaspore bank of bryophytes and ferns in the soil in some contrasting habitats around Barcelona, Spain. *Lindbergia* 13: 137-149.
- During, H.J. & ter Horst, B. 1983. The diaspore bank of bryophytes and ferns in chalk grassland. *Lindbergia* 9: 57-64.

- During, H.J. & Willems, J.H. 1984. Diversity models to a chalk grassland. *Vegetatio* 57: 103-114.
- Esselink, P., Zijlstra, W., Dijkema, K.S. & van Diggelen, R. 2000. The effects of decreased management on plant-species distribution patterns in a salt marsh nature reserve in the Wadden Sea. *Biological Conservation* 93: 61-76.
- Evans, A.S. & Cabin, R.J. 1995. Can dormancy affect the evolution of post-germination traits? The case of *Lesquerella fendleri*. *Ecology* 76 (2): 344-356.
- Grace, J.B. & Jutila, H. 1999. The relationship between species density and community biomass in grazed and ungrazed coastal meadows. *Oikos* 85: 398-408.
- Harrison, S., Inouye, B.D. & Safford, H.D. 2003. Ecological heterogeneity in the effects of grazing and fire on grassland diversity. *Conservation Biology*. Vol. 17, no. 3, pp. 837-845.
- Hatch, D.A., Bartolome, J.W., Fehmi, J.S. & Hillyard, D.S. 1999. Effects of Burning and Grazing on a Coastal California Grassland. *Restoration Ecology*. Vol. 7, no. 4, pp. 376-381.
- Hock, Z., Szövenyi, P. & Tóth, Z. 2004. Seasonal variation in the bryophyte diaspore bank of open grasslands on dolomite rock. *Journal of Bryology* 26: 285-292.
- Ingerpuu, N., Kalda, A., Kannukene, L., Krall, H., Leis, M. & Vellak, K. 1998. *Eesti sammalde määraja*. EPMÜ ZBI, Eesti Loodusfoto, Tartu.
- Ingerpuu, N. & Leis, M. 1999. The bryophytes of Osmussaar Island. *Estonia Maritima* 4: 117-126.
- Jaagus, J. 1999. Uusi andmeid Eesti kliimast. *Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis* 85: 28-38.

- Jerling, L. & Andersson, M. 1982. Effects of selective grazing by cattle on the reproduction of *Plantago maritima*. *Holarctic ecology* 5: 405-411.
- Jonsson, B.G. 1993. The bryophyte diaspore bank and its role after small-scale disturbance in a boreal forest. *Journal of Vegetation Science* 4: 819-826.
- Jutila, H.M. 1997. Vascular plant species richness in grazed und ungrazed coastal meadows, SW Finland. *Annales Botanici Fennici* 34: 245-263.
- Jutila, H. 1999. Effect of grazing on the vegetation of shore meadows along the Bothnian Sea, Finland. *Plant Ecology* 140: 77-88.
- Jõgisalu, H. 2001. *Kihnu ning Manõja*. Maalehe Raamat, Tallinn.
- Kask, R. & Tõnisson, H. 1987. *Mullateadus*. Valgus, Tallinn.
- Keizer, P.J., van Tooren, B.F. & During, H.J. 1985. Effects of bryophytes on seedling emergence and establishment of short-lived forbs in chalk grassland. *Journal of Ecology* 73: 493-504.
- Kiehl, K., Eischeid, I., Gettner, S. & Walter, J. 1996. Impact of different sheep grazing intensities on salt marsh vegetation in northern Germany. *Journal of vegetation Science* 7: 99-106.
- Kitse, E., Piho, A., Reintam, L., Rooma, I. & Tarandi, K. 1962. *Mullateadus*. Tallinn.
- Krall, H., Pork, K., Aug, H., Püss, O., Rooma, I. & Teras, T. 1980. *Eesti NSV looduslike rohumaade tüübid ja tähtsamad taimekooslused*. ENSV Põllumajandusministeeriumi Informatsiooni ja Juurutamise Valitsus, Tallinn.
- Kukk, T. 1999. *Eesti taimestik*. Teaduste Akadeemia Kirjastus, Tartu-Tallinn.
- Laasimer, L. 1958. *Eesti NSV geobotaaniline rajoneerimine*. Tartu.

- Laasimer, L. 1965. *Eesti NSV taimkate*. Valgus, Tallinn.
- Leibak, E., Lutsar, L. 1996. *Eesti ranna- ja luhaniidud*. Kirjameeste kirjastus, Tallinn.
- Leis, M. & Kannukene, L. 2001. Vormsi samblad. *Estonia Maritima* 5: 77-106.
- Lilleleht, V. (koost.) 1998. *Eesti Punane Raamat*, Tartu.
- Lippmaa, T. 1934. Vegetatsiooni geneesist maapinna tõusu tõttu merest kerkivatel saartel Saaremaa looderannikul. *LUS-i aruanded* 41: 212-248.
- Lippmaa, T. 1935. Eesti geobotaanika põhijooni. – *Acta Instituti et Horti Botanici Univ. Tartuensis*. A 28, 4: 1-151.
- Longton, R.E. 1997. Reproductive biology and life-history strategies. *Advances in Bryology* 6: 65-101.
- Loucougaray, G., Bonis, A. & Bouzillé, J.B. 2004. Effects of grazing by horses and/or cattle on the diversity of coastal grasslands in western France. *Biological Conservation* 116: 59-71.
- Lotman, A. 1996. Rannaniidud. *Keskkonnajuht* 2: 1-16.
- Mcintyre, S., Heard, K.M. & Martin, T.G. 2003. The relative importance of cattle grazing in subtropical grasslands: does it reduce or enhance plant biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40: 445-457.
- Meensalu, L. 1992. *500 õpetust köögivilja kasvatamiseks*. Valgus, Tallinn.
- Miilmets, A. 1981. *Matsalu*. Kirjastus "Eesti Raamat", Tallinn.
- Mulligan, R.C. & Gignac, L.D. 2002. Bryophyte community structure in a boreal poor fen II: interspecific competition among five mosses. *Canadian Journal of Botany* 80: 330-339.

- Paal, J. 1997. *Eesti taimkate kasvukoha tüüpide klassifikatsioon*. Keskkonna ministeeriumi Info- ja Tehnokeskus, Tallinn.
- Pastak, E. 1935. Harilau taimkate. *LUS-i aruanded*, 42, 1-2.
- Pesur, T. & Ingerpuu, N. 2003. Sannalaimede levistest ja nende soikeolekust. *Puhkuse teooria. Schola biotheoretica XXIX*. OÜ Sulemees, Tartu, lk 31-38.
- Pharo, E.J., Kirkpatrick, J.B., Gilfedder, L., Mendel, L. & Turner, P.A.M. 2005. Predicting bryophyte diversity in grassland and eucalypt-dominated remnants in subhumid Tasmania. *Journal of Biogeography* 32: 2015-2024.
- Porley, R.D. 1999. Bryophytes on chalk grassland in the Chiltern Hills, England. *Journal of Bryology* 21: 55-66.
- Proctor, M.C.F. 1982. Physiological ecology: water relations, light and temperature responses, carbon balance. In Smith, A.J.E. (ed). *Bryophyte ecology*. Chapman & Hall, London, pp. 333-381.
- Raik, A. 1967. Eesti kliimaatilisest rajoneerimisest. *Eesti loodus* 2: 65-70.
- Rannap, R. 2002. Kõre – põllisasukas Pärnumaa rannaniitudel. In: kukk, T. (ed.) *XXV Eesti Looduseuurijate Päev. Pärnumaa loodus*, Tartu lk 61-64.
- Raukas, A. (toim.). *Eesti: Loodus*. Valgus, Tallinn.
- Rebasoo, H.-E. 1975. *Sea-shore plant communities of the Estonian islands*, 1-2. Academy of Sciences of the Estonian S.S.R. Tartu.
- Rebasoo, H.-E. 1977. Põhja-Eesti meresaarte taimkate muutustest ajavahemikus 1931-1973. *Eesti Geograafia Seltsi Aastaraamat 1975/1976*: 124-139.

- Rebassoo, H.-E. 1985. Matsalu rannaniitude taimekooslused. Rmt.-s *Matsalu – rahvusvahelise tähtsusega märgala*. Valgus, Tallinn: 77-87.
- (Rebassoo, 1987) Ребассоо, Х.-Э. 1987. *Биоценозы островков восточной части Балтийского моря, их состав, классификация и сохранение*. Валгус, Таллинн.
- Rocheport, L. 2000. *Sphagnum* – a keystone genus in habitat restoration. *The Bryologist* 103 (3): 503-508.
- Smith, R.S. & Rushton, S.P. 1994. The effects of grazing management on the vegetation of mesotrophic (meadow) grassland in Northern England. *Journal of Applied Ecology* 31: 13-24.
- Sveinbjörnsson, B. & Oechel, W.C. 1992. Controls on growth and productivity of bryophytes: environmental limitations under current and anticipated conditions. In: Bates, J.W. & Farmer, A.M (ed). *Bryophytes and Lichens in a changing Environment*. Clarendon Press, Oxford, pp 77-102.
- Tessier, M., Vivier, J.-P., Ouin, A., Gloaguen, J.-G. & Lefeuvre, J.-C. 2003. Vegetation dynamics and plant species interactions under grazed and ungrazed conditions in a western European salt marsh. *Acta Oecologica* 24: 103-111.
- Tomson, A. 1937. Sõrve taimkate. *Eesti Loodusteaduste Arhiiv*, seeria 2, 16, 1-2: 1-87.
- van den Wyngaert, I.J.J., Wienk, L.D., Sollie, S., Bobbink, R. & Verhoeven, J.T.A. 2003. Long-term effects of yearly grazing by moulting Greylag geese (*Anser anser*) on reed (*Phragmites australis*) growth and nutrient dynamics. *Aquatic Botany* 75: 229-248.
- Vanderpoorten, A., Delescaille, L. & Jacquemarte, A.-L. 2004. The bryophyte layer in a calcareous grassland after a decade of contrasting mowing regimes. *Biological Conservation* 117: 11-18.

- van Tooren, B.F., Odé, B., During, H.J. & Bobbink, R. 1990. Regeneration of species richness in the bryophyte layer of Dutch chalk grasslands. *Lindbergia* 16: 153-160.
- van Tooren, B.F., den Hertog, J. & Verhaar, J. 1988. Cover, biomass and nutrient content of bryophytes in Dutch chalk grasslands. *Lindbergia* 14: 47-54.
- Vestergaard, P. 1998. Vegetation ecology of coastal meadows in Southeastern Denmark. *Opera Botanica* 134.
- Virtanen, R., Johnston, A.E., Crawley, M.J. & Edwards, G.R. 2000. Bryophyte biomass and species richness on the Park Grass Experiment, Rothamsted, UK. *Plant Ecology* 151: 129-141.
- Watkinson, A.R. & Ormerod, S.J. 2001. Grasslands, grazing and biodiversity: editors' introduction. *Journal of Applied Ecology* 38: 233-237.
- Zamfir, M. 2000. Effects of bryophytes and lichens on seedlings emergence of alvar plants: evidence from greenhouse experiments. *Oikos* 88: 603-611.
- Zamfir, M., Dai, X. & van der Maarel, E. 1999. Bryophytes, lichens and phanerogams in an alvar grassland: relationship at different scales and contributions to plant community pattern. *Ecography* 22: 40-52.
- Zechmeister, H.G. & Moser, D. 2001. The influence of agricultural land-use intensity on bryophyte species richness. *Biodiversity and Conservation* 10: 1609-1625.
- Zechmeister, H.G., Schmitzberger, I., Steurer, G., Peterseil, J. & Wrba, T. 2003. The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. *Biological Conservation* 114: 165-177.

Käsikirjad

Esseistlik teabekogu Eestist [<http://www.estonica.org>] 20.07.2006

Laane, M. 2004. Karjatamise ja niitmise mõju rannaniitude samblafloorale ning rannaniitude sammalde levisebank Kihnu saarel. Lõputöö

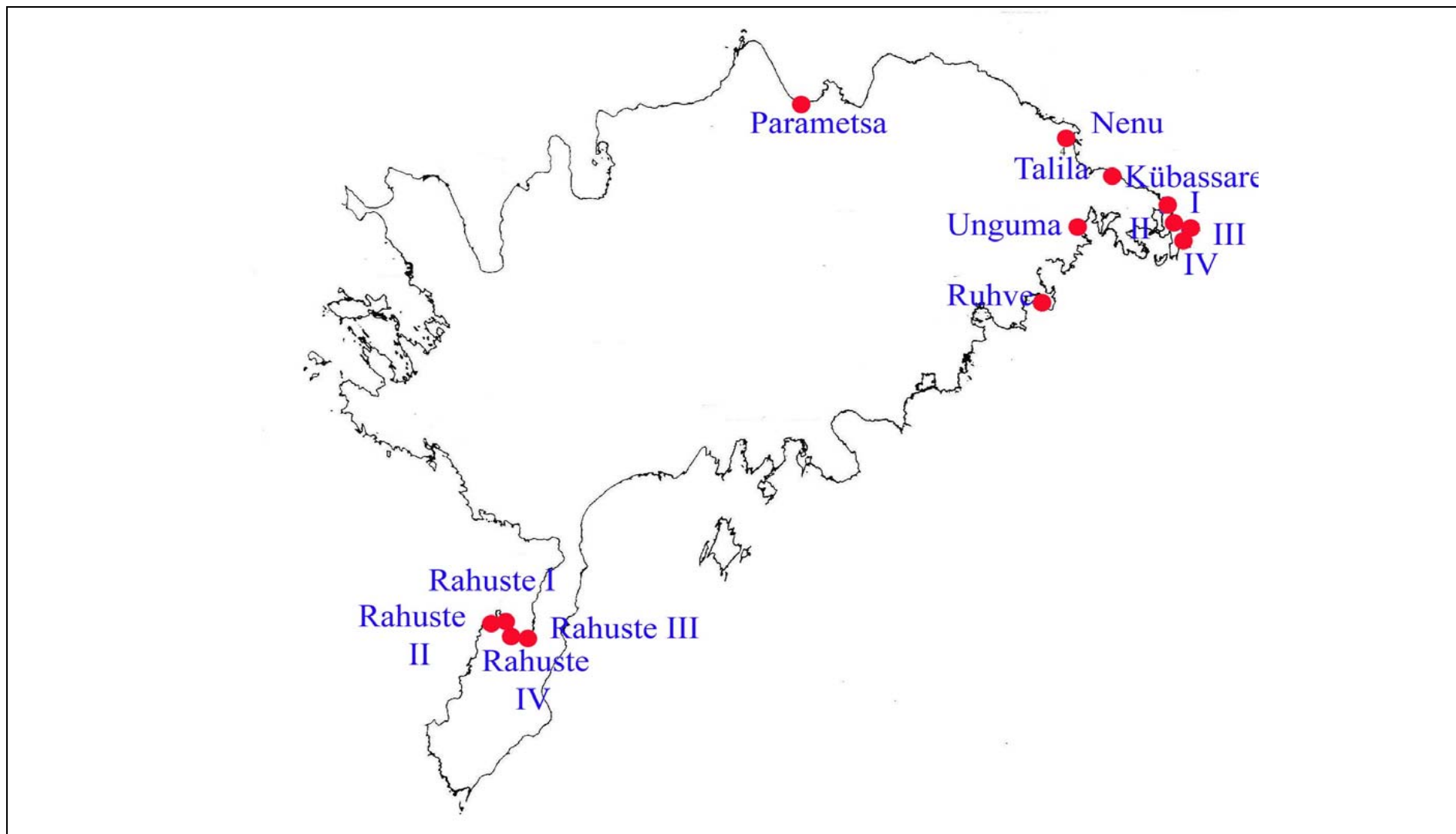
Märtson, K. 1996. Eesti rannaniitude liigirikkuse sõltuvus keskkonnaparameetritest. Tartu Ülikool. Botaanika ja ökoloogia instituut. Lõputöö.

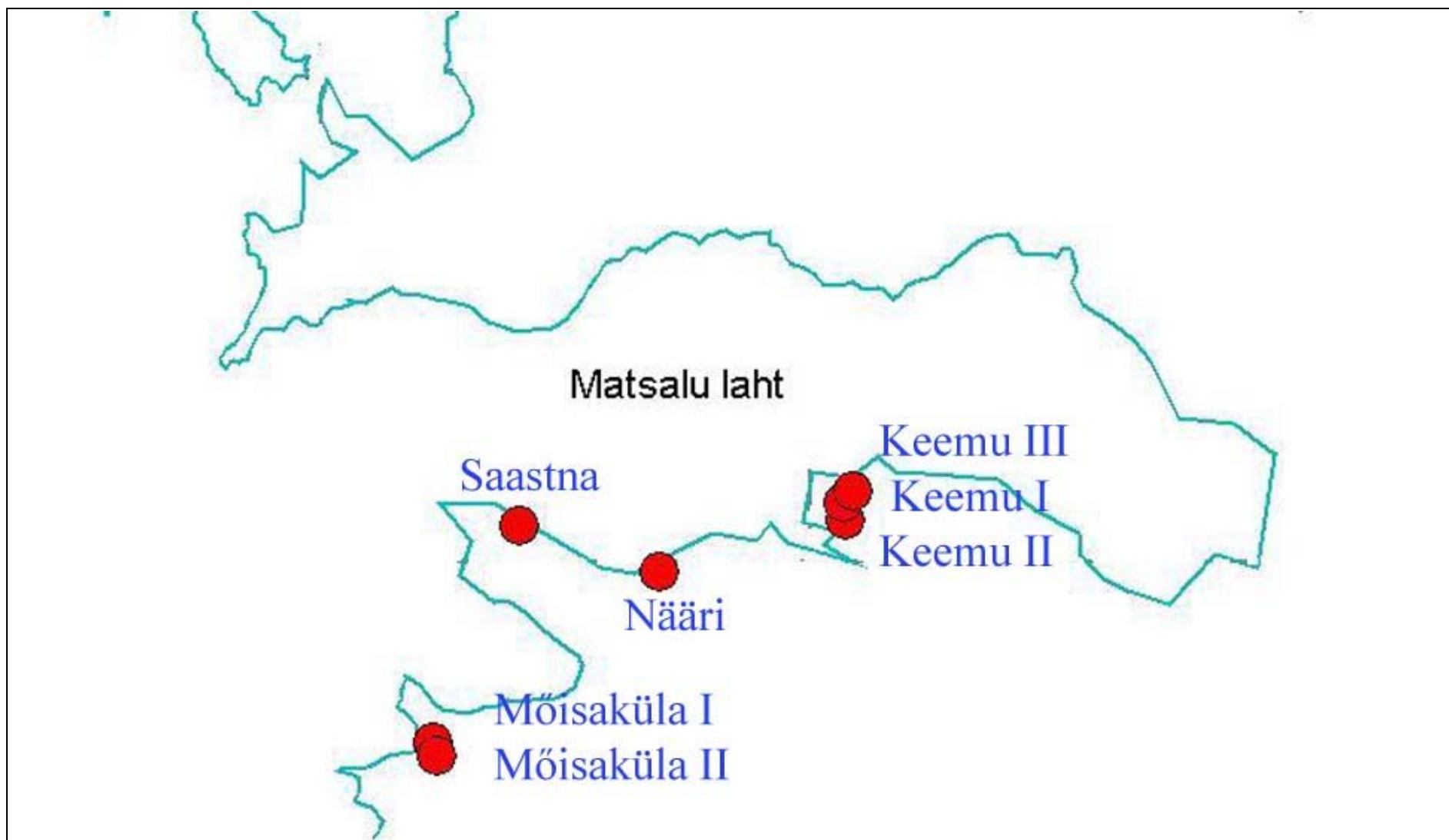
Pesur, T. 2002. Samblarinde seosed levisepanga ja rohurindega. Tartu Ülikool. Botaanika ja ökoloogia instituut. Lõputöö.

Pääsuke-Kasemets, V. 1957. Lääne-Eesti rannikuala taimkate Pärnu lahest kuni Virtsu poolsaareni. Tartu Ülikool. Taimesüstemaatika ja geobotaanika kateeder. Lõputöö.

Lisad

Uurimisalad ja nende paiknemine





Rannaniitude samblad

KLASS HELVIKSAMBLAD – MARCHANTIOPSIDA

1. Selts helviksamblalaadsed - Marchantia

1. Sugukond helvikulised - Marchantiaceae
 1. Perekond preissia - Preissia
Preissia quadrata (preissia)
 2. Sugukond riktsialised – Ricciaceae
 1. Perekond riktsia – Riccia
Riccia cavernosa (poorne riktsia)*

2. Selts paelsamblalaadsed - Metzgeriales

1. Sugukond rasvasamblalised – Aneuraceae
 1. Perekond rasvasammal – Aneura
Aneura pinguis (soo-rasvasammal)
 2. Sugukond pellialised - Pelliaceae
 1. Perekond pellia - Pellia
Pellia endiviifolia (kähär pellia)

3. Selts lehthelviksamblalaadsed - Jungermanniales

1. Sugukond raunikulised - Plagiochilaceae
 1. Perekond raunik- Plagiochila
Plagiothecium laetum (*harilik põikkupar*)
2. Sugukond maakarikulised - Geocalycaceae
 1. Perekond kammtupik - Lophocolea
Lophocolea bidentata (kahehambuline kammtupik)
Lophocolea heterophylla (erilehine kammtupik)
Lophocolea minor (väike kammtupik)
 3. Sugukond niitsamblalised - Cephaloziaceae
 1. Perekond niitsammal - Cephalozia
Cephalozia loitlesbergeri (Loitlesbergeri niitsammal)
 4. Sugukond kottsamblalised – Calapogeiaceae
 1. Perekond kottsammal - Calypogeia
Calypogeia integristipula (mets-kottsammal)

KLASS LEHTSAMBLAD – BRYOPSIDA

1. Selts karusamblalaadsed - Polytricales

1. Sugukond karusamblalised - Polytrichaceae
 1. Perekond karusammal - Polytrichum
Polytrichum commune (harilik karusammal)
Polytrichum juniperinum (palu-karusammal)
 2. Perekond kadrisammal - Atrichum
Atrichum angustatum (ahas kadrisammal)
Atrichum tenellum (õrn kadrisammal)

2. Selts tiivikulaadsed – Fissidentales

1. Sugukond tiivikulised – Fissidentaceae
 1. Perekond tiivik - Fissidens
Fissidens adianthoides (harilik tiivik)
Fissidens dubius (harjastiivik)

Fissidens osmundoides (turvastiivik)

Fissidens taxifolius (savitiivik)

3. Selts kaksikhambalaadesd - Dicranales

1. Sugukond kaksikhambalised – Dicranaceae

1. Perekond kaksikhammas - Dicranum

Dicranum bonjeanii (soo-kaksikhammas)

Dicranum scoparium (harilik kaksikhammas)

2. Perekond kaksikhambake - Dicranella

Dicranella schreberiana (Schreberi kaksikhambake)

Dicranella varia (püstlehine kaksikhambake)

3. Perekond pugukupar - Oncophorus

Oncophorus wahlenbergii (Wahlenbergi pugukupar)

4. Perekond punaharjak – Ceratodon

Ceratodon purpureus (harilik punaharjak)

5. Perekond jõhvsammal – Ditrichium

Ditrichium flexicaule (lood-jõhvsammal)

6. Perekond lapiksammal - Distichum

Distichum inclinatum (tume lapiksammal)

4. Selts pisisamblalaadesd – Pottiales

1. Sugukond pisisamblalised – Pottiaceae

1. Perekond keerik – Tortula

Tortula ruralis (harilik keerik)

2. Perekond aloina - Aloina

Aloina rigida (habras aloina)

3. Perekond tupssammal - Desmatodon

Desmatodon randii (Randii tupssammal)

4. Perekond pisisammal – Pottia

Pottia davalliana (Davalli pisisammal)*

Pottia intermedia (vahelmine pisisammal)

Pottia truncata (põld-pisisammal)

5. Perekond barbula – Barbula

Barbula convoluta (kollakas barbula)*

6. Perekond punasammal – Bryoerythrophyllum

Bryoerythrophyllum recurvirostre (harilik punasammal)

7. Perekond niithammas – Didymodon

Didymodon fallax (pude niithammas)*

8. Perekond krässik – Weissia

Weissia brachycarpa (pisisuu krässik)

9. Perekond keerdsammal – Tortella

Tortella inclinata (madal inclinata)

5. Selts hellikulaadsed – Funariales

1. Sugukond hellikulised – Funariaceae

1. Perekond hellik – Funaria

Funaria hygrometrica (harilik hellik)*

2. Perekond mütshellik – Physcomitrium

Physcomitrium eurystomum (väike mütshellik)

6. Selts pungsamblalaadsed – Bryales

Sugukond – Bryaceae

1. Perekond saletipik – Leptobryum

Leptobryum pyriforme (väike saletipik)

- 2. Perekond pirnik - Pohlia
Pohlia nutans (longus pirnik)
- 3. Perekond pungsammal – Bryum
Bryum algovicum (rippuv pungsammal)
Bryum argenteum (hõbe-pungsammal)*
Bryum caespiticum (muru-pungsammal)
Bryum imbricatum (longus pungsammal)
Bryum marratii (meri-pungsammal)
Bryum pallescens (kahkjas pungsammal)
Bryum pseudotriquetrum (allika-pungsammal)
Bryum salinum (rand pungsammal)
- 4. Perekond roossammal - Rhodobryum
Rhodobryum roseum (harilik roossammal)
- 2. Sugukond tähtsamblalised – Miniaceae
 - 1. Perekond lehiksammal – Plagiomnium
Plagiomnium affine (sarnas-lehiksammal)
Plagiomnium cuspidatum (mets-lehiksammal)
Plagiomnium elatum (suur lehiksammal)
Plagiomnium ellipticum (lodu-lehiksammal)
Plagiomnium undulatum (lainjas lehiksammal)
- 3. Sugukond vildikulised - Aulacomniaceae
 - 1. Perekond vildik - Aulacomnium
Aulacomnium palustre (soovildik)
- 4. Sugukond kerakupralised – Bartramiaceae
 - 1. Perekond alliksammal – Philonotis
Philonotis sp (alliksammal)
- 7. Selts pärislehtsamblalaadsed - Isobryales**
 - 1. Sugukond tüviksamblalised – Climaciaceae
 - 1. Perekond tüviksammal - Climacium
Climacium dendroides (tüviksammal)
- 8. Selts ehmikulaadsed - Thuidiales**
 - 1. Sugukond ehmikulised – Thuidiaceae
 - 1. Perekond ehmik - Thuidium
Thuidium abietinum (loodehmik)
Thuidium delicatulum (metsehmik)
Thuidium philibertii (niiduehmik)
- 9. Selts ulmikulaadsed - Hypnobryales**
 - 1. Sugukond tõmpkaanikulised – Amblystegiaceae
 - 1. Perekond nõørsammal - Crataneuron
Crataneuron filicinum (sõnajalg nõørsammal)
 - 2. Perekond kuldsammal - Campylium
Campylium chrysophyllum (harilik kuldsammal)
Campylium elodes (soo-kuldsammal)
Campylium polygamum (rand-kuldsammal)
Campylium sommerfeltii (mets-kuldsammal)
Campylium stellatum (täht-kuldsammal)
 - 3. Perekond tõmpkaanik - Amblystegium
Amblystegium saxatile (kõdu-tõmpkaanik)
Amblystegium serpens (harilik tõmpkaanik)
Amblystegium varium (muutlik tõmpkaanik)

4. Perekond sirbik - *Drepanocladus*
 - Drepanocladus aduncus* (kallas-sirbik)
 - Drepanocladus cossonii* (tavasirbik)
 - Drepanocladus lycopodioides* (koldjas sirbik)
 - Drepanocladus sendtneri* (lubi-sirbik)
5. Perekond vesisirbik - *Warnstorfia*
 - Warnstorfia fluitans* (ujuv vesisirbik)
6. Perekond skorpionisammal – *Scorpidium*
 - Scorpidium turgescens* (harilik skorpionisammal)
 - Scorpidium turgescens* (sirge skorpionisammal)
7. Perekond tõmptipp – *Calliergon*
 - Calliergon cordifolium* (südajas tõmptipp)
 - Calliergon stramineum* (kollaks tõmptipp)
8. Perekond teravtipp - *Calliergonella*
 - Calliergonella cuspidata* (harilik teravtipp)
2. Sugukond lüikupralised - *Brachytheciaceae*
 1. Perekond meelik - *Homalothecium*
 - Homalothecium lutescens* (harilik meelik)
 2. Perekond lühikupar - *Brachythecium*
 - Brachythecium albicans* (valkjass lühikupar)
 - Brachythecium mildeanum* (Milde lühikupar)
 - Brachythecium rivulare* (lodu-lühikupar)
 - Brachythecium rutabulum* (harilik lühikupar)
 - Brachythecium salebrosum* (sale lühikupar)
 - Brachythecium turgidium* (turd lühikupar)
 3. Perekond viherik - *Scleropodium*
 - Scleropodium purum* (harilik viherik)
 4. Perekond salusammal – *Eurhynchium*
 - Eurhynchium hians* (tuhm salusammal)
3. Sugukond põikkupralised - *Plagiothecium*
 1. Perekond põikkupar - *Plagiothecium*
 - Plagiothecium laetum* (harilik põikkupar)
4. Sugukond ulmikulised – *Hypnaceae*
 1. Perekond ulmik – *Hypnum*
 - Hypnum cupressiforme* (läik ulmik)
 - Hypnum lindbergii* (Lindbergi ulmik)
 2. Perekond sulgsammal - *Ctenidium*
 - Ctenidium molluscum* (kähar sulgsammal)
 3. Perekond käharik - *Rhytidiadelphus*
 - Rhytidiadelphus squarrosus* (niidukäharik)
 - Rhytidiadelphus triquetrus* (metsakäharik)
 4. Perekond laanik- *Hylocomnium*
 - Hylocomnium splendens* (harilik laanik)

*Leitud ainult levisepangast

Nimekiri on koostatud Pastak (1935), Pääsuke-Kasemets (1957), Tomson (1937), Laane (2004) ning antud töö jaoks kogutud andmete põhjal.

Lisa 3

Samblaliikide esinemine Saaremaa ja Matsalu rannaniitudel, maapeal ja levisepangas.
Lühendid S – Saaremaa, M - Matsalu.

Rannaniitude samblad	Maapeal	Levisepangas
<i>Amblystegium serpens</i>	S/M	S/M
<i>Amblystegium subtile</i>		S
<i>Amblystegium varium</i>		M
<i>Atrichum angustatum</i>		M
<i>Atrichum tenellum</i>		M
<i>Aneura pinguis</i>	S/M	
<i>Barbula convoluta</i>	S/M	S/M
<i>Brachythecium albicans</i>	S/M	S
<i>Brachythecium mildeanum</i>	S/M	M
<i>Brachythecium rivulare</i>	S	
<i>Brachythecium rutabulum</i>	S/M	
<i>Brachythecium salebrosum</i>	M	M
<i>Brachythecium turgidum</i>	S	
<i>Bryum argenteum</i>	M	S/M
<i>Bryum caespiticium</i>	M	
<i>Bryum pseudotriquetrum</i>		S/M
<i>Bryum sp</i>	S/M	S/M
<i>Calliergon cordifolium</i>		M
<i>Calliergonella cuspidata</i>	S/M	
<i>Calypogeia integristipula</i>	S	
<i>Campylium chrysophyllum</i>	S/M	S/M
<i>Campylium elodes</i>	M	
<i>Campylium polygamum</i>	S/M	S/M
<i>Campylium sommerfeltii</i>	M	S/M
<i>Campylium stellatum</i>	S/M	S/M
<i>Ceratodon purpureus</i>		S/M
<i>Climacium dendroides</i>	M	
<i>Cratoneuron filicinum</i>		M
<i>Ctenidium molluscum</i>	S/M	
<i>Dicranella schreberiana</i>		M
<i>Dicranella varia</i>		M
<i>Dicranum bonjeanii</i>	S	
<i>Didymodon fallax</i>		M
<i>Ditrichum cylindricum</i>		
<i>Distichium inclinatum</i>	M	
<i>Ditrichum flexicaule</i>	M	
<i>Drepanocladus aduncus</i>	S/M	M

Lisa 3

Rannaniitude samblad	Maapeal	Levisepangas
<i>Drepanocladus cossonii</i>	S/M	
<i>Eurhynchium hians</i>	M	
<i>Fissidens adianthoides</i>	S/M	M
<i>Fissides osmundoides</i>	S/M	S/M
<i>Fissidens taxifolius</i>	M	
<i>Funaria hygrometrica</i>	M	S/M
<i>Homalothecium lutescens</i>	S/M	
<i>Hylocomium splendens</i>	S/M	
<i>Hypnum cupressiforme</i>	M	
<i>Hypnum lindbergii</i>		S/M
<i>Leptobryum pyriforme</i>		S/M
<i>Lophocolea bitentata</i>	S/M	
<i>Lophocolea heterophylla</i>	M	
<i>Lophocolea minor</i>	M	
<i>Marchantia polymorfa</i>		
<i>Philonotis sp</i>		S/M
<i>Physcomitrium eurystomum</i>		M
<i>Physcomitrium sp</i>		M
<i>Plagiomnium cuspidatum</i>	M	M
<i>Plagiomnium elatum</i>	S	
<i>Plagiomnium ellipticum</i>	S	
<i>Plagiomnium undulatum</i>	M	
<i>Rhodobryum roseum</i>	S	
<i>Plagiothecium laetum</i>	M	
<i>Plagiothecium sp</i>		M
<i>Pohlia nutans</i>		S/M
<i>Pottia davaliana</i>		M
<i>Pottia intermedia</i>		M
<i>Pottia sp</i>		S/M
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	S/M	
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	S	
<i>Scleropodium purum</i>	S	
<i>Scorpidium scorpioides</i>	M	
<i>Scorpidium turgescens</i>	S/M	M
<i>Sphagnum squarrosus</i>		
<i>Thuidium abietinum</i>	S/M	
<i>Thuidium delicatulum</i>		M
<i>Weissia brachycarpa</i>	M	
<i>Weissia sp</i>	M	



Foto 1. Talila karjatatav rannaniit (Saaremaa).



Foto 2. Ruhve karjatatud rannaniit (Saaremaa).