

Laidunnuksen vaikutus kasvillisuuteen Espoon Laajalahdella



Sanna Hilska

Laidunnuksen vaikutus kasvillisuuteen Espoon Laajalahdella

Sanna Hilska
sanna.hilska@elisanet.fi

Översättning: Pimma Åhman

Kansikuva: Laidunnuksen vaikutus näkyy Laajalahdella erittäin selvästi. Kuva: Päivi Leikas.



© Metsähallitus 2008

ISSN 1235-6549

ISBN 978-952-446-653-0 (pdf)

KUVAILEHTI

JULKAISIJA	Metsähallitus	JULKAISUAIKA	1.9.2008
TOIMEKSIANTAJA		HYVÄKSYMISPÄIVÄMÄÄRÄ	
LUOTTAMUKSELLISUUS	Julkinen	DIAARINUMERO	
SUOJELUALUETYYPPI/ SUOJELUOHJELMA	luonnonsuojelualue, lintuvesien suojeluohjelma, IBA-alue, Ramsar-alue, Natura 2000 -alue		
ALUEEN NIMI	Laajalahden luonnonsuojelualue		
NATURA 2000 -ALUEEN NIMI JA KOODI	Laajalahden lintuvesi FI0100028		
ALUEYKSIKKÖ	Etelä-Suomen luontopalvelut		
TEKIJÄ(T)	Sanna Hilska		
JULKAISUN NIMI	Laidunnuksen vaikutus kasvillisuuteen Espoon Laajalahdella		
TIIVISTELMÄ	<p>Metsähallituksen hallinnassa oleva Laajalahden luonnonsuojelualue sijaitsee Espoossa, Suomenlahden rannalla. Natura 2000 -verkostoon kuuluva alue on myös kansainvälisesti arvokas lintuvesialue (IBA) ja kuuluu Suomen Ramsar-alueisiin.</p> <p>Aiemmin 1960-luvun lopulla päättyneet rantaniittyjen laidunnus aloitettiin alueella uudelleen vuonna 1993. Laiduntajina ovat olleet lehmät ja lampaat, ja järviruokoa on myös niitetty ja murskattu. Kesällä 1993 ja 1994 alueelle perustettiin kasvillisuuden seuranta-alat sekä laitumelle että laiduntamattomalle alueelle. Tutkimus perustuu tähän 15 vuotta jatkuneeseen seuranta-aineistoon painottuen vertailuun vuosien 1994 ja 2007 välillä.</p> <p>Tutkimuksessa selvitettiin, kuinka laidunnus on vaikuttanut alueen 1) lajimäärään ja kasvillisuuden peittävyYTEEN, 2) lajistoon ja sen runsaussuhteisiin, 3) kasvillisuuden vyöhykkeisyyteen ja kasviyhdyskuntiin sekä lähemmin, onko 4) järviruo'on (<i>Phragmites australis</i>), suolavihvilän (<i>Juncus gerardii</i>), merisaran (<i>Carex mackenziei</i>) ja mesiangervon (<i>Filipendula ulmaria</i>) peittävyyksissä tapahtunut muutoksia. Lisäksi selvitettiin, 5) onko maaperäanalyysin perusteella nähtävissä eroja laidunnetun ja laiduntamattoman alueen välillä. Aineiston analysoinnissa käytettiin MS Excel -taulukkolaskentaohjelmaa, SPSS-tilasto-ohjelmaa sekä PCord-ohjelman (versio 4.25) NMDS- ja ISA-analyysejä.</p> <p>Tämän tutkimuksen perusteella laidunnuksen aikaansaamia muutoksia tapahtui kaikkien tutkittujen muuttujien kohdalla. Myös maaperän ravinnepitoisuuksissa oli eroja laitumen ja laiduntamattoman alueen välillä. ISA-analyysin perusteella merkittävimmin laidunnuksesta hyötyivät rönnyrölli (<i>Agrostis stolonifera</i>), suolavihvilä, merisara, meriluikka (<i>Eleocharis uniglumis</i>), merisuolake (<i>Triglochin maritima</i>) ja valkoapila (<i>Trifolium repens</i>), jotka puuttuivat laiduntamattomalta alueelta vuonna 2007. Voimakkaimmin laiduntamattomuutta ilmensivät järviruoko, mesiangervo, suoputki (<i>Peucedanum palustre</i>) ja nurmipuntarpää (<i>Alopecurus pratensis</i>).</p> <p>Laidunnuksen vaikutus kasvillisuuteen ja maaperään riippuu laidunnuspaineesta, laiduntavasta eläinlajista- ja rodusta, laidunnettavan alueen tavoitettavuudesta sekä laidunnuksen ajankohdasta ja kestosta. Vaikutus riippuu myös rannan osasta, maaperästä, laidunnusjatkumosta, rannan jyrkkyydestä ja avoimuudesta. Merkittävin laidunnuksen aikaansaama muutos on merenrannan rehevissä oloissa ylivoimaisen kilpailijan, järviruo'on voimakas väheneminen. Valokilpailun väheneminen ja maata peittävän karikematon häviäminen ovat luoneet tilaa muiden lajien siementen itämiselle ja siementaimien kehitykselle.</p>		
AVAINSANAT	merenrantaniityt, kasvillisuus, laidunnus, laidunnuspaine, järviruoko, suolavihvilä, merisara, mesiangervo		
MUUT TIEDOT	Tutkimus on tehty pro gradu -työnä Helsingin yliopiston biotieteelliseen tiedekuntaan.		
SARJAN NIMI JA NUMERO	Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 179		
ISSN	1235-6549	ISBN (PDF)	978-952-446-653-0
SIVUMÄÄRÄ	56 sivua	KIELI	suomi
KUSTANTAJA	Metsähallitus	PAINOPAIKKA	
JAKAJA	Metsähallitus, luontopalvelut	HINTA	

PRESENTATIONSBLAD

UTGIVARE	Forststyrelsen	UTGIVNINGSDATUM	1.9.2008
UPPDRAGSGIVARE		DATUM FÖR GODKÄNNANDE	
SEKRETESSGRAD	Offentlig	DIARIENUMMER	
TYP AV SKYDDSSOMRÅDE/ SKYDDSPROGRAM	naturskyddsområde, programmet för skydd av fågelrika insjöar och havsvikar, IBA-område, Ramsarområde, Natura 2000-område		
OMRÅDETS NAMN	Bredvikens naturskyddsområde		
NATURA 2000- OMRÅDETS NAMN OCH KOD	Fågelområdena i Bredviken FI0100028		
REGIONAL ENHET	Södra Finlands naturtjänster		
FÖRFATTARE	Sanna Hilska		
PUBLIKATION	Betets inverkan på växtligheten i Bredviken i Esbo		
SAMMANDRAG	<p>Bredvikens naturskyddsområde ligger i Esbo vid Finska vikens kust och förvaltas av Forststyrelsen. Området ingår i Natura 2000-nätverket och är därtill ett internationellt värdefullt fågelområde (IBA) och hör till Finlands Ramsarområden.</p> <p>Användningen av strandängarna för bete upphörde i slutet av 1960-talet men kom åter igång år 1993. Både kor och får har betat i viken, men vass har också mejats och krossats. På området anlades somrarna 1993 och 1994 uppföljningsrutor för växtligheten både på betat och obetat område. Denna undersökning baserar sig på det material som insamlats under den 15 år långa uppföljningsperioden sen dess men med tyngdpunkten på jämförelser mellan år 1994 och år 2007.</p> <p>Vid undersökningen utreddes hur betet har inverkat på 1) områdets artantal och växtlighetens täckningsgrad, 2) arterna och deras relativa abundans, 3) växtlighetens zoner och växtsamhällena, samt mer ingående 4) om det har skett förändringar i täckningsgraden hos vass (<i>Phragmites australis</i>), salttåg (<i>Juncus gerardii</i>), norskstarr (<i>Carex mackenziei</i>) och älggräs (<i>Filipendula ulmaria</i>). Därtill undersöktes med hjälp av markanalys 5) om det finns skillnader mellan det betade och obetade området. Vid analysen av materialet användes tabellprogrammet MS Excel, statistikprogrammet SPSS samt NMDS- och ISA-analyser i programmet PCord (version 4.25).</p> <p>Denna undersökning visade att förändringar som beror på bete förekom i alla undersökta variabler. Det förekom skillnader även i markens näringshalt mellan det betade och det obetade området. ISA-analysen visade att följande arter, som inte fanns på det obetade området år 2007, gynnades allra mest av betet: krypven (<i>Agrostis stolonifera</i>), salttåg, norskstarr, agnsäv (<i>Eleocharis uniglumis</i>), havssälting (<i>Triglochin maritima</i>) och vitklöver (<i>Trifolium repens</i>). Arter som starkast indikerade att ett område var obetat var vass, älggräs, kärrsilja (<i>Peucedanum palustre</i>) och ängskavle (<i>Alopecurus pratensis</i>).</p> <p>Betets inverkan på växtligheten och jordmånen är beroende av betetrycket, betesdjurets art och ras, tillgängligheten hos det område som betas samt betesgångens tidpunkt och längd. Betets inverkan är även beroende av läget på stranden, jordmånen, betets kontinuitet, strandens lutningsgrad och öppenhet. Den viktigaste förändringen som betet medförde var att vassen, som är en överlägsen konkurrent, minskade betydligt i utsträckning. I och med att konkurrensen om ljus minskade och mattan av förna på marken försvann, fick andra arters frön rum att gro och utveckla plantor.</p>		
NYCKELORD	havsstrandäng, växtlighet, bete, betetryck, vass, salttåg, norskstarr, älggräs		
ÖVRIGA UPPGIFTER	Undersökningen gjordes som ett pro gradu-arbete för biovetenskapliga fakulteten vid Helsingfors universitet.		
SERIENS NAMN OCH NUMMER	Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 179		
ISSN	1235-6549	ISBN (PDF)	978-952-446-653-0
SIDANTAL	56 sidor	SPRÅK	finska
FÖRLAG		TRYCKERI	
DISTRIBUTION	Forststyrelsen, naturtjänster	PRIS	

Sisällys

1 Johdanto	7
1.1 Merenrantaniittyjen kasvillisuuteen vaikuttavat tekijät.....	7
1.2 Merenrannan kasvillisuusvyöhykkeet.....	8
1.3 Laidunnuksen vaikutus kasvillisuuteen	8
1.4 Tutkimuksen tavoitteet	9
2 Aineisto ja menetelmät	11
2.1 Tutkimusalueen kuvaus ja olosuhteet.....	11
2.2 Seurantamenetelmät.....	12
2.3 Hoitohistoria 1993–2007	15
2.4 Esimerkkilajien kuvaus	16
2.4.1 Järviruoko	16
2.4.2 Suolavihvilä	16
2.4.3 Mesiangervo	16
2.4.4 Merisara	16
2.5 Aineiston analysointi.....	16
3 Tulokset	18
3.1 Lajimäärän ja kenttäkerroksen yleinen kehitys laitumella ja laiduntamattomalla alueella.....	18
3.2 Lajimäärien ja kenttäkerroksen peittävyuden kehitys esimerkkilainjoilla.....	21
3.3 Muutokset lajitasolla	21
3.4 Kasvillisuusvyöhykkeiden muutokset seurannan aikana	25
3.5 Esimerkkilajien muutokset seurannan aikana	25
3.5.1 Järviruoko	27
3.5.2 Suolavihvilä.....	27
3.5.3 Mesiangervo	27
3.5.4 Merisara	27
3.6 Lajikoostumuksen muutos esimerkkilainjoilla.....	27
3.7 Maaperäanalyysien tulokset ja maaperätekiöiden vaikutus kasvilajistoon.....	30
4 Tulosten tarkastelu	34
4.1 Lajitason muutoksista.....	34
4.2 Laidunnuksen vaikutus neljään esimerkkilajiin	35
4.3 Lajikoostumuksen muutos esimerkkilainjoilla.....	36
4.4 Maaperäanalyysien tulosten tulkintaa.....	37
4.5 Laidunnuksen ajoitus ja laidunnuspaine.....	37
4.6 Linnuston laidunnusvaikutus	38
4.7 Tutkimuksen puutteet ja virhetekijät.....	38
4.8 Yhteenveto ja tulevaisuuden näkymät	39
Kiitokset	40
Lähteet	41

Liitteet

Liite 1	Maatalouden ympäristötuen edellyttämä keskimääräinen eläintiheys (eläimiä/ha) koko laidunkauden ajaksi (120 vrk) erityyppisillä perinnebiotoopeilla	46
Liite 2	Kasvukauden alkamis- ja päättymispäivät, pituus, lämpösumma ja sadesumma Helsingin Kaisaniemessä 1993–2007	47
Liite 3	Merenkorkeuden teoreettisen veden keskiarvot (cm) Helsingissä jaksolla 1993–2007.....	48
Liite 4	Tuotantoeläinten muunto eläinyksiköiksi maatalouden ympäristötuen sitoumusehtojen mukaisesti.....	49
Liite 5	Mitattujen muuttujien kokonaispeittävyksien keskiarvot koelaittain tutkimusvuosina	50
Liite 6	Lajiston esiintyminen koelaittain	51
Liite 7	Lajiston luokittelua sirkkalehtien määrän, Ellenbergin indikaattoriarvojen ja Raunkierin elomuotojen mukaan	53
Liite 8	Linjan 4 maaperäanalyysien tulokset diagrammiesityksenä.....	55

1 Johdanto

Merenrantaniitty on kasvillisuudeltaan avoin ja usein matalakasvuinen, heinä- ja ruohovaltainen, lähes puuton ja pensaaton kasvillisuustyyppiryhmä, joka koostuu aina useammasta kuin yhdestä vyöhykkeisesti ja mosaiikkimaisesti sijaitsevasta kasvillisuustyyppistä (Ikonen 2007). Luontaisesti merenrantaniittyjä on syntynyt hienojakoiselle maaperälle, jossa vedenkorkeuden vaihtelut ja jään liikkeet ovat pitäneet kasvillisuuden matalana. Suomessa otollista alaa muodostuu hidastuvalla vauhdilla maankohoamisen myötä. Merenrantojen perinteinen hyödyntäminen niittämällä ja laiduntamalla laajensi niitypinta-alan moninkertaiseksi 500 vuoden aikana (Siira 1970). Hoidon voimakas väheneminen viimeisten vuosikymmenten aikana on johtanut matalakasvuisten merenrantaniittyjen määrän romahtamiseen ja rantojen ruovikoitumiseen.

Valtakunnallisen perinnemaisemaprojektin raportin (Vainio ym. 2001) mukaan merenrantaniittyjä on Suomessa 1 894 ha, joista 1 092 ha hoidossa, kun 1950-luvulla niiden kokonaismäärä oli 57 000 ha (Ikonen 2008). Vainion ym. (2001) selvityksessä arvokkaita merenrantaniittyjä löytyi kaikista rannikkomaakunnista – pinta-alallisesti suurimmat Pohjois-Pohjanmaalta ja lukumääräisesti eniten Varsinais-Suomesta. Merenrantaniittyjen keskipinta-alat vaihtelivat 1–5 hehtaarista 19 hehtaariin. Etenkin Suomenlahden rannoilla niityt ovat kutistuneet pienialaisiksi ruovikoitumisen seurauksena.

Merenrantaniityn edustavuuden kriteereit ovat alueen laajuus, matalien kasvillisuusvyöhykkeiden monimuotoisuus ja harvinaisten tai uhanalaisten kasvillisuustyyppien esiintyminen. Nämä piirteet ovat tyyppisiä hoidetuille rantaniityille. Uhanalaisten lajien II seurantatyöryhmän (Rassi ym. 2001) selvityksen mukaan yksi suurimmista syistä lajien uhanalaisuuteen ja häviämiseen onkin avoimien perinneympäristöjen sulkeutuminen hoidon loputtua. Uhanalaisista lajeista 28 % elää perinneympäristöissä ja 11 %:lle rannat ovat ensisijainen elinympäristö (Rassi ym. 2001). Merenrantaniityille ominaisista kasveista 23 % on luokiteltu uhanalaisiksi tai silmälläpidettäväksi (Ikonen & Hagelberg 2007). Tuoreessa luontotyyppien uhanalaisuutta arvioivassa julkaisussa (Raunio ym. 2008) merenrantaniityt kuuluvat

koko maassa luokkaan äärimmäisen uhanalaiset (CR). Lisäksi maankohoamisrannikolla sijaitsevat merenrantaniityt kuuluvat Suomen kansainväliseen vastuuluontotyyppiin ”Maankohoamisrannikon merenrantaniityt”, joista Suomella on erityisen suuri vastuu.

Koko Euroopan kattavan selvityksen merenrantaniittyjen piirteistä ja tilasta on koonnut Djikema ym. (1984). Loppupäätelmänä hän toteaa kaikkien jäljellä olevien merenrantaniittyjen vaativan välitöntä suojelua halofyyttisen kasviston ja eläimistön monimuotoisuuden takaamiseksi.

1.1 Merenrantaniittyjen kasvillisuuteen vaikuttavat tekijät

Kasvillisuus määräytyy alueella vallitsevien ilmastolojen ja maaperän yhteisvaikutuksesta. Lisäksi alueelle aikojen kuluessa levinneen kasvilajiston esiintymistä määräävät oleellisesti ekologiset tekijät, kuten sukkession vaihe, lisääntyminen, kilpailu, häiriöt, stressi ja herbivoria (Grime 2001). Merenrantaniityllä erityisiä stressitekijöitä ovat vedenpinnan vaihtelu ja suolaisuus. Itämeren rannalla vuorovesi-ilmiöllä ei ole merkitystä, vaan huomattavampaa vaihtelua aiheuttavat ilmanpaineen muutokset, myrskyt ja vuodenaikojen vaihtelu. Itämeri on murtovesiallas, jonka suolapitoisuutta ylläpitävät Pohjanmereltä saapuvat suolapulssit. Sadanta sekä laskujokien ja sulamisvesien tuoma makea vesi puolestaan alentavat suolapitoisuutta (HELCOM 2007).

Maankohoamisen seurauksena ranta-alueella vallitsee primaarisukcessio eli vedestä paljastuu kasvipeitteetöntä maata, jonne kasvit pääsevät leviittymään lajiston siirtyessä rannalla alaspäin (Ericson 1980, Cramer & Hytteborn 1987). Myös kosteusolot ja sen myötä maaperän ilmapaine ja suolaisuus muuttuvat, kun etäisyys merestä kasvaa. Ungarin (1998) mukaan nämä ovat tärkeimmät abioottiset tekijät, jotka määräävät vyöhykkeellisen kasvillisuuden muodostumista meren rannalle. Meren rannan osien määrittely keskiveden korkeuden mukaan hydrolitoraaliin, geolitoraaliin ja epilititoraaliin (Du Rietz 1950) vastaa siten myös kasvillisuusvyöhykkeitä. Hydrolitoraali on rannan osa, joka sijaitsee matalan veden ja keskiveden välillä ja paljastuu ajoittain.

Geolitoraali on rannan keskiveden ja korkean veden välinen alue, joka voi ajoittain peittyä. Epilitoraali sijaitsee geolitoraalin yläpuolella ja pysyy vedenpinnan yläpuolella myös korkean veden aikana.

1.2 Merenrannan kasvillisuusvyöhykkeet

Kasvillisuustyyppien luokittelu tapahtuu lajiston runsaussuhteiden ja valtalajien perusteella (Tyler 1969a, Johansson ym. 1986, Vartiainen 1988, Pykälä ym. 1994, Pahlsson 1998, Toivonen & Leivo 2001). Savipohjaisilla rannoilla tyypillinen hydrolitoraalin yläosan kasvillisuustyyppi on järviruokoyhdyskunta, jossa nimilajin ohella esiintyy sinikaislaa (*Schoenoplectus tabernaemontani*) ja merikaislaa (*Bolboschoenus maritimus*). Hoitamattomilla rannoilla järviruoko (*Phragmites australis*) voi hallita koko geolitoraalia ja ulottua myös epilitoraaliin. Geolitoraalin alaosassa kasvillisuus vaihtuu vähitellen meriluikka-rönsyrölliniityksi. Valtalajien, meriluikan (*Eleocharis uniglumis*) ja geolitoraalissa kaikkialla esiintyvän rönsyröllin (*Agrostis stolonifera*), ohella tyypillisiä lajeja ovat järviruoko, merisara (*Carex mackenziei*), merisuolake (*Triglochin maritima*) ja hentosuolake (*Triglochin palustre*). Alageolitoraalin painanteissa esiintyy merisarayhdyskuntia, joissa havaitaan lisäksi rönsyrölliiä ja meriluikkaa. Yleensä (hoidettujen) merenrantaniittyjen laajimpia kasvillisuustyyppijä ovat keski- ja ylägeolitoraalia luonnehtivat rönsyröllin-luhtakastikka-suolavihviläniityt. Näiden lisäksi tyypillisiä lajeja ovat jokapaikansara (*Carex nigra*), punanata (*Festuca rubra*), rantamatara (*Galium palustre*), merirannikki (*Glaux maritima*), meriratamo (*Plantago maritima*), meriluikka, ketohanhikki (*Potentilla anserina*) ja lehtovirmajuuri (*Valeriana sambucifolia*). Geolitoraalin kuivimpia niittyjä ovat punanatayhdyskunnat, jotka sijoittuvat geolitoraalin yläosaan ja alempana kohoumille. Merkittävin lajistollinen ero edelliseen tyyppiin on lähinnä punanadan vallitsevuus. Lisäksi lajistoon kuuluvat syysmaitiainen (*Leontodon autumnalis*), laukut (*Rhinantus* sp.), valkoapila (*Trifolium repens*) ja hiirenvirna (*Vicia cracca*). Epilitoraalissa meren vaikutus maaperään on jo lähes merkityksetön ja se näkyy myös kasvillisuudessa. Puustoisilla rannoilla tervalepikot (*Alnus glutinosa*) hallitsevat epilitoraalia ja kenttäkerroksen valtalajeja ovat

mesiangervo (*Filipendula ulmaria*), ranta-alpi (*Lysimachia vulgaris*) ja nurmilauha (*Deschampsia cespitosa*). Monin paikoin lepikot ovat kutistuneet kapeiksi kaistaleiksi, kun puusto on raivattu sovelialta alueilta laidunalueen laajentamiseksi. Puuttoman epilitoraalin kasvillisuustyyppijä ovat laiduntamattomilla alueilla mesiangervoaltaiset niityt ja laidunnetuilla nurmilauhavaltaiset niityt. Etenkin jyrkemmällä rannoilla nurmilauha muodostaa selvän rajan keskiveden korkeuden ylärajan kohdalle – loivemmillä rannoilla raja voi olla häilyvämpi. Kasviyhteistöissä esiintyy yleisesti vaihtelua valtalajien runsauksissa – esimerkiksi useamman lajin mukaan nimetyssä yhteisössä joku laji voi puuttua kokonaan.

Laidunnuksen vaikutuksesta vyöhykkeiden rajat ovat selvemmät kuin laiduntamattomilla alueilla, koska vaihettumisalueet kaventuvat laidunnuksen seurauksena (Tyler 1969b). Laidunnetuilla niityillä alarannan kasvillisuustyyppit esiintyvät keskiveden korkeuden suhteen ylempänä kuin laiduntamattomilla niityillä (Andersen ym. 1990). Meren rannan haasteelliset oloet näkyvät myös lajimäärässä, joka kasvaa etäisyyden merestä kasvaessa (Jutila 1999).

1.3 Laidunnuksen vaikutus kasvillisuuteen

Häiriöt sekä ympäristön pienipiirteinen vaihtelu ja ympäristöolojen, etenkin sään, vaihtelevuus ovat korkean lajidiversiteetin edellytys (Pykälä 2001). Tällöin samoista vaihtelevista resursseista (vesi, ravinteet, valo, tila, hiilidioksidi) kilpailevat lajit saavat monimutkaisten vuorovaikutussuhteiden kautta kukin ajoittaista kilpailuetua, joka mahdollistaa niiden yhteisesiintymisen (Huston & DeAngelis 1994). Kasvillisuudelle laidunnus ja niitto ovat merkittäviä häiriötekijöitä, joiden seurauksena etenkin korkeiden kasvien biomassaa vähenee samalla, kun kasvien vaste käsittelylle on yksilöiden ja versojen koon pieneneminen (Pykälä 2001). Näin samalle alalle mahtuu enemmän kasveja. Myös karikkeenmuodostus vähenee, jolloin maan pinnalle pääsee enemmän valoa, mikä parantaa matalakasvuisten lajien edellytyksiä. Samoin siementen itäminen ja siementaimien kasvu paranevat karikkeen vähentyessä.

Laidunnuksen myötä siementuotanto vähenee, kun suuri osa kasveista tulee syödyiksi ennen siementen kypsymistä tai jo ennen kukkien muo-

dostumista. Toisaalta monet kasvit saavat leviämispua eläimiltä, kun niiden siemenet tarttuvat karvoihin tai sorkkiin tai kulkeutuvat itämiskykisinä eläinten ruoansulatuksen läpi. Tallauksen seurauksena kasvillisuuden aukkoisuus lisääntyy, mikä luo siemenille paremmat itämisolosuhteet. Tallaus myös tiivistää maata, jota vaikutusta routa osaltaan vähentää. Savimaiden kosteilla niityillä laidunnuksen seurauksena syntyy lisäksi mätäspintoja ja niiden välisiä painanteita, mikä lisää alueen topografista vaihtelua.

Laidunnus muuttaa alueen pienilmastoa äärevämmäksi. Matalassa kasvillisuudessa maan pinta lämpenee enemmän ja kuivuu nopeammin, ilman kosteus on alhaisempi ja lisäksi öisin ja talvella maa kylmenee nopeasti ja jäätyy helpommin (Pykälä 2001).

Kasvin kasvua tietyllä paikalla rajoittaa minimiravinne eli se ravinne, jonka pitoisuus suhteessa tarpeeseen on alhaisin. Samassa kasvivyhdyskunnassa eri lajeilla voi olla eri minimiravinne, yleisimmin se on typpi, fosfori tai kalium. Vähäravinteisuus on monissa kuivien ja tuoreiden niittyjen tutkimuksissa osoitettu yhdeksi lajirikkauden perustaksi (esim. Green 1972, Ekstam & Forshed 1992). Perinnebiotoopeilla ravinnetasoja pyritään alentamaan laidunnuksen ja niiton avulla. Laidunnettaessa ravinteiden poistuminen ei ole erityisen tehokasta, sillä yli 90 % eläinten syömistä ravinteista palautuu virtsan ja lannan mukana (Hodgson 1990), mutta niitolla on saatu aikaan nopeitakin muutoksia maaperän ravinnepitoisuuksissa, kun leikkuujäte kuljetetaan pois alueelta. Tulosta voivat heikentää valunnat ympäristöstä ja sateen mukana tulevat ravinteet sekä typpi- ja fosforiravinteiden ylikuormituksesta kärsivän Itämeren lannoitusvaikutus (Pitkänen 2004). Toisaalta eläinten lantakasat luovat otollisia itämis- ja kasvualustoja joillekin lajeille, toisille ne voivat olla tuhoisia. Ravinteet myös liikkuvat eläinten lannan mukana paikasta toiseen laiturilla, mikä luo vaihtelua alueen ravinnetasoihin (Pykälä 2001).

Laidunnuksen tehokkuuteen tietyllä alueella vaikuttavat eläinlaji- ja rotu, eläimen ikä, eläintiheys sekä laidunnuksen kesto ja ajankohta. Lehmät ovat laiduntajina vähemmän valikoivia kuin lampaat ja syövät sekä heiniä että ruohoja, kun taas lampaat syövät enimmäkseen ruohoja. Lampaat aloittavat maukkaimmista lajeista ja nuorimmista osista ja siirtyvät huonompaan ra-

vintoon vasta paremman loppuessa. Lampailla on taipumus välttää kosteita maita, joten ne eivät ole erityisen soveliaita laiduntajia merenrantaniityille. Lehmät eivät syö kasvillisuutta niin lähelle maan pintaa kuin lampaat (Hægström 1990). Lehmi- en ulosteläjät ovat lampaiden läjiä laajempia ja lehmä välttää pitkään, jopa yli vuoden, lantaisia kohtia. Rantaniityillä lehmät kokoontuvat yöksi niityn yläosaan, jolloin ravinteita siirtyy niiden mukana niittyjen alaosaan yläosiin. Niin lehmien kuin lampaidenkin maataisrodut ovat vähemmän valikoivia, ja maataislehmät pystyvät hyödyntämään paremmin vähätuottoista kasvillisuutta. Lajista riippumatta nälkäiset ja nuoret eläimet ovat vähemmän valikoivia.

Maa- ja metsätalousministeriön (2000) asetuksessa maatalouden ympäristötuen erityissopimuksia varten on määritelty keskimääräiset eläintiheydet erityyppisille laidunalueille laidunvuorokausien määrän ollessa Etelä-Suomessa 120 (liite 1). Laidunnuksessa on syytä huomioida myös kasvukauden olot. Lumolaidun-projektin (Huuskonen ym. 2006) tuottama ohjeellinen arvo laidunnuksen aloitusajankohdalle on silloin, kun kasvillisuuden korkeus on noin 10 cm. Ruovikon kurissa pitämisen kannalta oleellista on, että laidunnus aloitetaan riittävän varhain kasvuston ollessa vielä pehmeää.

Laidunnuksen seurauksena merenrantaniityille voi syntyä suolamaalajukkuja. Paljaaksi kalutuilla ja tallatuilla kohdilla pintakerros tiivistyy ja pinnan suolapitoisuus kasvaa. Myös kuivien ja kuumien sääjaksojen aikana suola kertyy maan pintaan voimakkaan haihtumisen seurauksena edistäen suolamaiden syntymistä. Tällaiset alueet ovat otollisia kasvupaikkoja suolakokasveille, jotka ovat huonoja kilpailijoita muissa oloissa.

1.4 Tutkimuksen tavoitteet

Tämä tutkimus keskittyi vuonna 1993 alkaneen ja tähän mennessä 15 vuotta jatkuneen hoidon vaikutuksiin merenrannan kasvillisuuteen Espoon Laajalahden luonnonsuojelualueen pohjoislaitumella. Seuranta-aineiston avulla pyrin selvittämään laidunnuksen aikaansaamia muutoksia kasvillisuudessa vertailemalla vuosien välisiä eroja koealoilla sekä eroja laidunnettujen ja laidunmattomien koealojen välillä. Lisäksi tutkin kasvillisuuteen vaikuttavia muita ympäristötekijöitä.



Näkymä Laajalahden laitumelle. Etualalla rönsyrölli-luhtakastikka-suolavihviläniittyä. Kuva: Sanna Hilska.

Tutkittavia kysymyksiä olivat: Kuinka laidunnus on vaikuttanut alueen 1) lajimäärään ja kasvillisuuden peittävyteen, 2) lajistoon ja sen runsaussuhteisiin sekä 3) kasvillisuuden vyöhykkeisyyteen ja kasviyhdyksuntiin. Lähemmin lajitasolla tarkasteltavaksi valitsin neljä rantaniittyjen eri osien valtalajia: järviruoko (laiduntamaton hydrolitoraali ja geolitoraali), suolavihvilä (*Juncus gerardii*) (laidunnettu keskigeolitoraali) ja mesiangervo (laiduntamaton epilitoraali) sekä tutkimusalueen ainoa harvinaiseksi luokiteltu laji merisara. Näiden lajien ekologisten ominaisuuksien kautta hain selitystä 4) niiden peittävyksissä tapahtuneisiin muutoksiin. Lisäksi selvitin 5) onko laidunnuksen vaikutus nähtävissä maaperäanalyysin tuloksissa vertailemalla eroja laidunnetun ja laiduntamattoman alueen välillä.

2 Aineisto ja menetelmät

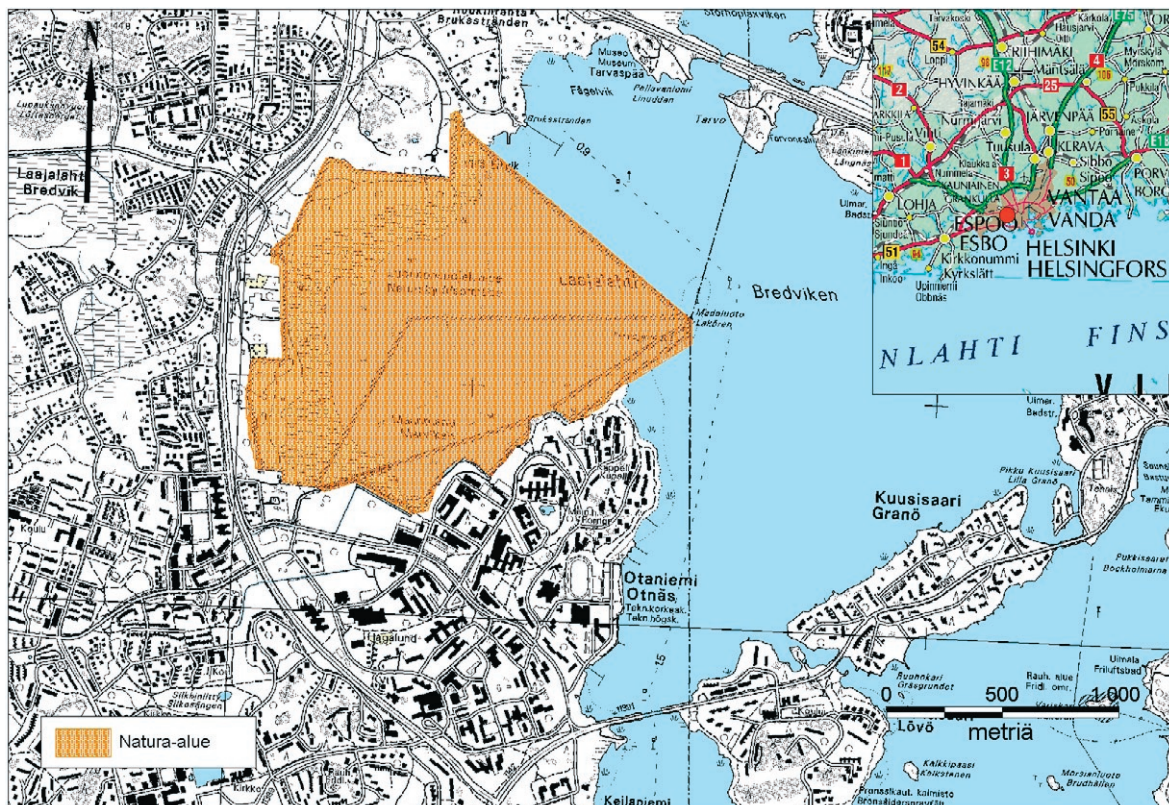
2.1 Tutkimusalueen kuvaus ja olosuhteet

Tutkimusalue sijaitsee Suomenlahden rannalla, Espoon Laajalahden Natura 2000 -verkostoon (FI0100028) kuuluvalla luonnonsuojelualueella (kuva 1). Luonnonsuojelualue perustettiin 16 hehtaarin laajuisena vuonna 1979. Vuonna 1989 aluetta laajennettiin 137 hehtaariin ja se siirtyi samalla Metsähallituksen hallintaan. Vuonna 2003 pinta-ala laajeni 190 hehtaariin, kun suojelualueen keskellä aiemmin yhteisomistuksessa olleet alueet siirtyivät valtion omistukseen. Suojelualue on perustettu rehevän merenlahden ja sen lähi-alueen suojelemiseksi sekä luonnonharrastuksen edistämiseksi (Asetus no 974/1989). Alue on myös kansainvälisesti arvokas lintuvesialue (IBA) ja kuuluu Suomen Ramsar-alueisiin. Ramsar-sopimuksen tavoitteena on estää kosteikkojen katoaminen ja taata kosteikkolinnoille suotuisa hoidon ja suojelun taso sekä lisääntymismahdollisuudet (Larsson & Asanti 2004). Nämä tavoitteet on kirjattu Laajalahden luonnonsuo-

jelualueelle vuonna 1993 laadittuun hoito- ja käyttösuunnitelmaan (Metsähallitus 1995). Tavoitteiden toteutuminen edellyttää rantaniittyjen ja entisten peltojen säilyttämistä avoimina niiton ja laidunnuksen avulla. Hoitoon on saatu rahoitusta myös nelivuotiselta EU:n tukemalta Lintulahdet Life -hankkeelta (2003–2007).

Pinnanmuodoiltaan alue on tasaista maanko- hoamisrannikkoa suojaisan ja matalan merenlahden ranta-alueella. Suojelualueen pohjoisosissa on paikoin loivasti mereen päin viettävää rinnettä (keskiarvo 2°). Suurimmat kaltevuudet löytyvät alueen pohjoisimman kärjen puron varren metsästä (5°–10°). Rantaniityt ja ruovikot, tutkimus- alue mukaan luettuna, sijaitsevat tasamaalla (Nieminen 1998). Suomenlahden rannalla maanko- hoamisen vuosivauhti on noin 2 mm (Stina Visa, Merentutkimuslaitos, henk.koht. tiedonanto 23.1.2008).

Alueen maaperä on yleisesti hienoa, lajittunutta kivennäismaata: pääosin merenpohjaan kerrostunutta savikkoa. Ylempänä rannasta löytyy



Kuva 1. Tutkimusalueen sijaintikartta. © Metsähallitus 2008, © Maanmittauslaitos 1/MML/08, Suomen ympäristökeskus 2008.

myös hiesua ja luoteisnurkan puustoiselta osalta multamaata. Ruovikossa maaperä on liejumutaa. Tutkimusalueella maaperä on savea ja liejusavea, jossa saveksen joukkoon on sekoittunut maatunutta eloperäistä ainesta (Haavisto-Hyvärinen ym. 1996). Kallioperä alueella on graniittia (Laitala 1991).

Laajalahti sijoittuu hemiborealaisen kasvillisuusvyöhykkeen pohjoisosaan. Ilmatieteen laitoksen (2008) tilastojen mukaan vertailukaudella 1971–2000 kasvukauden pituus (vuorokauden keskilämpötila yli 5 °C) oli tällä alueella 188 vrk, kasvukauden lämpösumma 1 433 astepäivää (vuorokauden keskilämpötilan +5 °C ylittävän osuuden yhteenlaskettu summa) ja kasvukauden sadesumma 363 mm. Samalla vertailukaudella vuoden keskilämpötila oli 5,6 °C ja vuotuinen sademäärä 642 mm (Ilmatieteen laitos 2008, liite 2). Merentutkimuslaitoksen (2008) teoreettisen keskiveden (pitkän ajanjakson matemaattinen keskiarvo) kuukausikeskiarvojen perusteella vuosina 1993–2007 merenpinta on Helsingissä ollut korkeimmillaan vuoden alussa tammi-helmikuussa, minkä jälkeen se on nopeasti laskenut ollen alimmillaan toukokuussa. Kesäkuun keskiarvo on jo huomattavasti korkeampi ja korkeimmillaan vesi on ollut kesäisin heinäkuussa, minkä jälkeen se on palautunut kesäkuun tasolle ja vähitellen kohonnut vuoden loppua kohti (liite 3). Vedenkorkeuden vaihtelussa on kuitenkin ollut suuria eroja eri vuosien välillä. Suomenlahdella suolapitoisuus on alhainen: pintavedestä mitattu kuukausikeskiarvoista laskettu vuosikeskiarvo 1993–2007 oli Laajalahdella 4,6 ‰ (Jari-Pekka Pääkkönen, Helsingin kaupungin ympäristökeskus, henk.koht. tiedonanto 28.1.2008).

2.2 Seurantamenetelmät

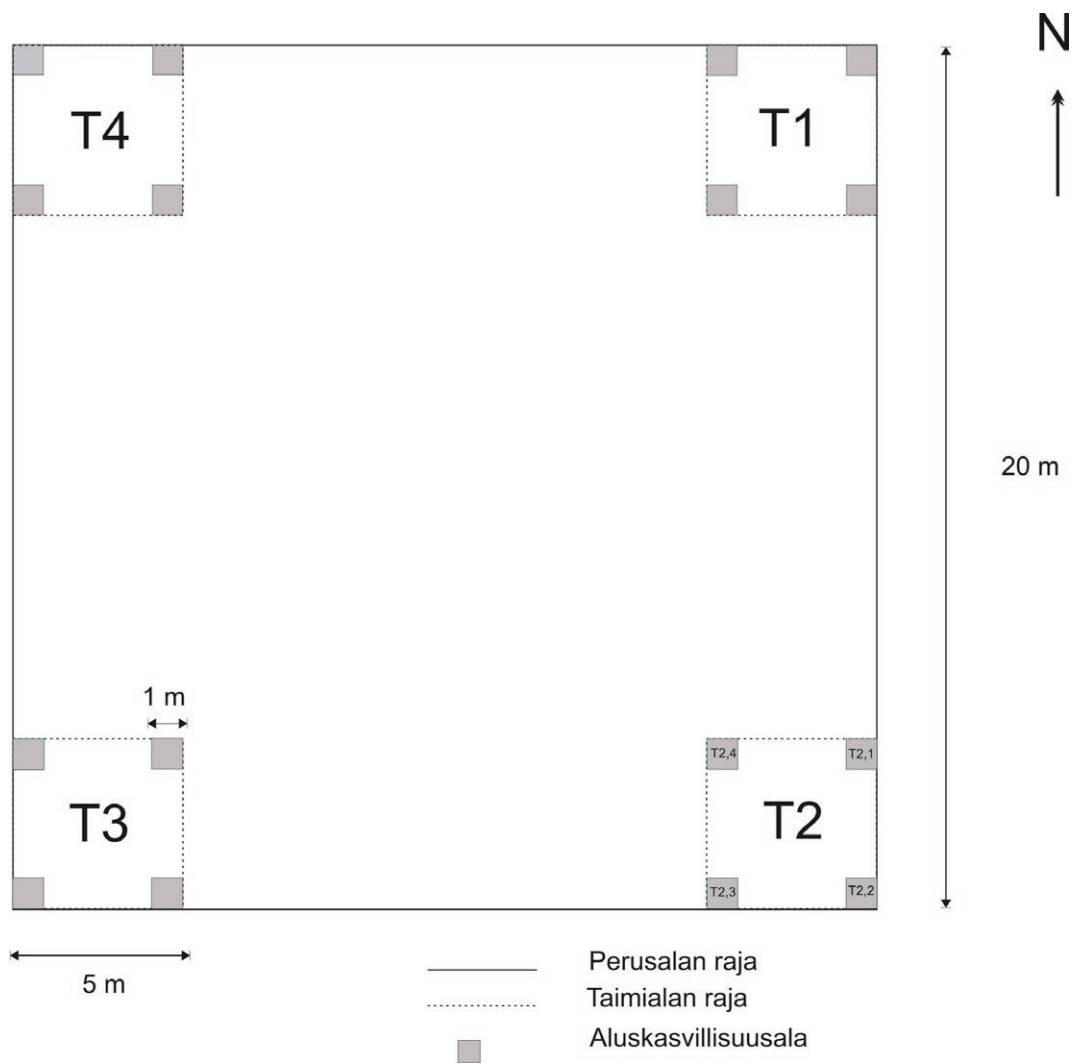
Laajalahden luonnonsuojelun alueen kasvillisuutta on seurattu Metsähallituksen teettämän ”*Perinnebiotooppien kasvillisuuden seurantaoppaan*” (Hakalisto & Tuominen 1993, Hakalisto ym. 1998) mukaisesti. Ohjeistoa on vuosien varrella muutettu (lähinnä yksinkertaistettu) ja Laajalahden maastotöistä saatu kokemus on osaltaan ollut vaikuttamassa muutoksiin. Tähän tutkimukseen käytetyn aineiston seurantamenetelmät ovat pysyneet muuttumattomina.

Aiemmin 1960-luvun lopulle jatkunut laidunnus alkoi tutkimusalueella uudelleen keväällä

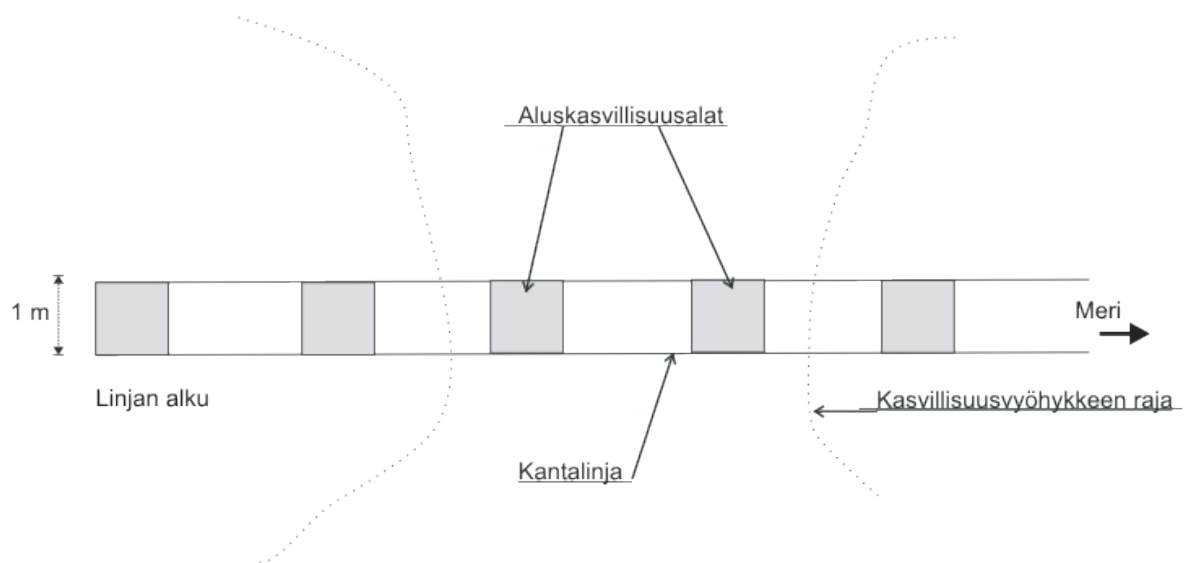
1993 ja kasvillisuuden seuranta aloitettiin kaksi kuukautta myöhemmin kesällä. Tällöin tutkimusalueelle perustettiin kaksi neliökoealaa. Neliökoealat (kuva 2) ovat kooltaan 20 m x 20 m ja tämän perusalan kulmissa on neljä 5 m x 5 m:n taimialaa, joiden nurkissa on kuusitoista 1 m x 1 m:n aluskasvillisuusala. Maastoon neliökoealat on merkitty 90 cm:n pituisilla putkipyykeillä, joita on aluskasvillisuusalojen kulmissa yhteensä 16 kpl kullakin neliökoealalla. Taimialat on numeroitu myötäpäivään koodeilla T1–T4 siten, että koilliskulman neliö on T1. Aluskasvillisuusalat on numeroitu taimialoittain myötäpäivään, jolloin koilliskulman aluskasvillisuusala on numero 1. Tämä luku merkitään kyseisen taimialakoodin perään seuraavasti: T2,1 (taimialan T2 koilliskulman aluskasvillisuusala).

Vuonna 1994 perustettiin neljä nauhakoealaa (kuva 3), joiden pituudet vaihtelivat 82 metristä 197,7 metriin. Linjat merkittiin maastoon rautaisilla, ruskeilla merkkipaaluilla, jotka sijoitettiin kunkin linjan alkuun (mantereen puoleiseen päähän) ja loppuun sekä kasvillisuusvyöhykkeiden rajoille. Luonnonvaraiseen korkeaan ruovikkoon pystytettiin lisäksi puisia merkkipaaluja vähintään 50 m:n välein. Osa merkkipaaluista oli ruovikkoa korkeampia, jotta linjan merkitseminen ja löytäminen olisi helpompaa. Puiset merkkipaalut ovat kuitenkin vuosien varrella kadonneet. Taimiala on linjan pituinen neliömetrin levyinen suorakaide. Yhden neliömetrin aluskasvillisuusalojen paikantamista varten on kullekin linjalle tehty oma merkkinaru. Naru kiinnitetään linjan alku- ja loppupaalujen väliin niin, että se on mahdollisimman kireällä ja suorassa. Kunkin tutkitun neliömetrin alkukohta on merkitty naruun kiinnitettyllä paikallaan pysyvällä apico-puristusliittimellä (muovipäällysteisiä metalliputkiloita). Merkkiin on kirjoitettu koelinjan numero ja etäisyys linjan lähtöpisteestä. Tutkittava linja on narun lounaispuolella eli oikealla puolella katsottaessa rannalta merelle päin. Mesiangervovyöhykkeessä ja rantaniityllä aluskasvillisuusalojen väli oli kolme metriä, laitumen ruovikossa kuusi metriä ja luonnonvaraisessa ruovikossa 18 metriä.

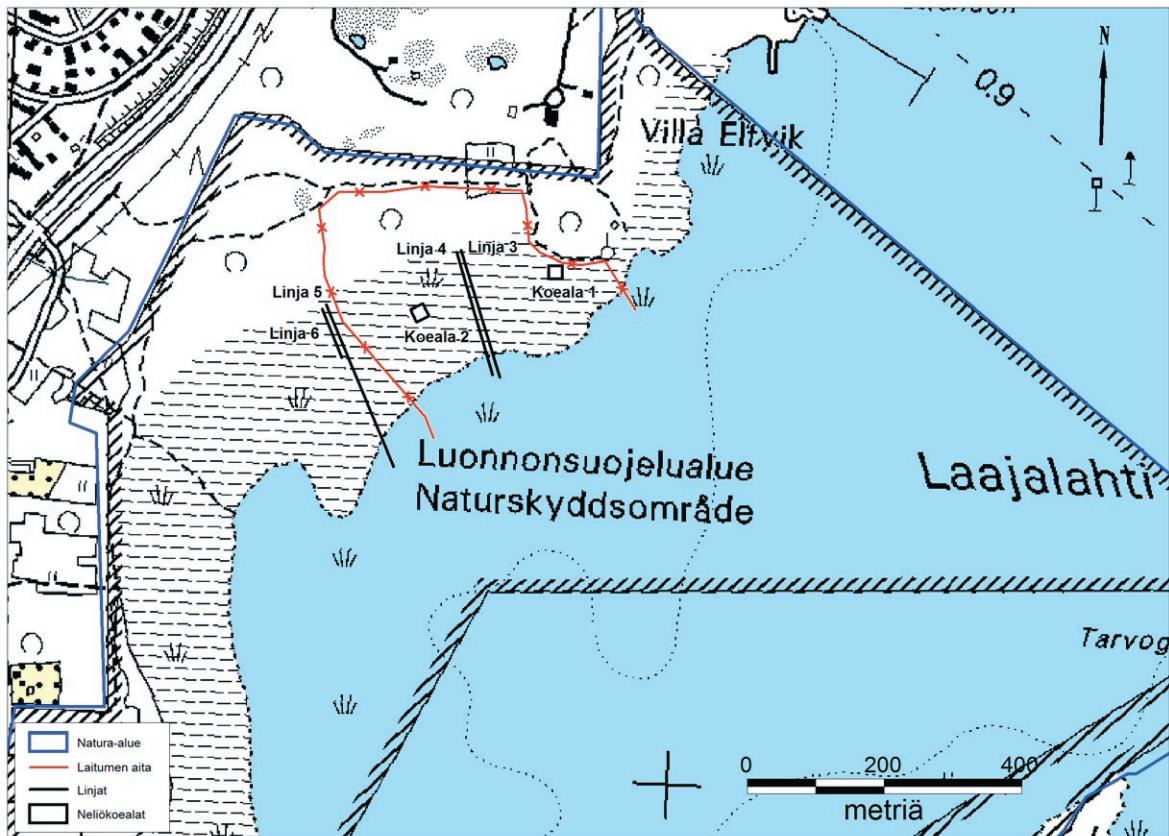
Neliökoealat on sijoitettu laidunalueelle, koeala 1 tuoreelle ja koeala 2 kostealle niitylle. Nauhakoealat sijaitsevat pareittain 7 metrin etäisyydellä toisistaan, linjat 3 ja 4 laitumella ja kontrollilinjat 5 ja 6 luonnontilaisessa ruovikossa. Koealojen sijainti on esitetty kuvassa 4.



Kuva 2. Neliökoeala 20 m x 20 m, taimialat 5 m x 5 m ja aluskasvillisuusalat 1 m x 1 m.



Kuva 3. Nauhakoeala = taimiala ja aluskasvillisuusalat 1 m x 1 m.



Kuva 4. Laajalahden koealojen sijaintikartta. © Metsähallitus 2008, © Maanmittauslaitos 1/MML/08, Suomen ympäristökeskus 2008.

Laajalahden koealat sijaitsevat kaikki tasa-maalla avoimilla biotoopeilla, joten koealoilta ei kerry tietoa puiden, pensaiden tai taimien peittävyksistä. Inventoiduilta aluskasvillisuusaloilta on määritetty kasvillisuustyyppi, maaperän tuoreus, kenttakerroksen kokonaispeittävyys, pohjakerroksen kokonaispeittävyys, karikkeen kokonaispeittävyys, lannan peittävyys, paljaan maan osuus sekä kenttakerroksen lajikohtaiset peittävydet. Peittävyksien määrittämisessä on ollut apuna kokoontaitettava neliömetrin kasvillisuusanalyysiruutu, joka on jaettu kumilangoilla pikkuruutuuihin (100 kpl, joista kukin vastaa 1 prosentin peittävyttä). Peittävydet on arvioitu juoksevilla asteikolla 1–100 %, tarvittaessa on käytetty myös peittävyysarvoja 0,5 ja + (laji esiintyy ruudulla, mutta peittävyys on alle 0,5 %). Koealaseurannat on toteutettu neliökoealalla 1 vuosina 1993, 1994, 2004, 2006 ja 2007, neliökoealalla 2 vuosina 1993, 1994, 2006 ja 2007, nauhakoealoilla 4 ja 5 vuosina 1994, 2004, 2006 ja 2007 ja nauhakoelaoilla 3 ja 6 vuosina 1994, 2006 ja 2007. Seuranta-ajankohta on ollut elokuu. Koealat perusti Sirpa Nieminen, joka myös toteutti ensimmäiset inventoinnit vuosina 1993 ja 1994. Riitta Ilvonen ja Johanna

Alakerttula toistivat seurannat vuonna 2004. Itse olen suorittanut vuosien 2006 ja 2007 seurannat. Vuonna 2007 Päivi Leikas avusti ruovikkolinjojen inventoinnissa.

Linjoilta 4 ja 5 otin maaperänäytteet 19.10.2006. Otin näytteet vastaavilta kohdilta kummaltakin linjalta siten, että kustakin vuonna 1994 määritetystä kasvillisuusvyöhykkeestä tuli vähintään yksi näyte. Lisäksi laitumella sijaitsevalta linjalta 4 otin näytteitä myös loppuosasta noin 20 m:n välein. Otin näytteet maaperäkairalla 10–15 cm:n syvyydeltä, yhteensä 0,5 l (noin 10 osanäytettä) kultakin ruudulta. Kaikkiaan näytteitä kertyi 16 kpl: 11 kpl linjalta 4 ja 5 kpl linjalta 5. Näytteistä määritettiin maalaji, multavuus, johtoluku (Jl), happamuus (pH) sekä ravinteista kalsium (Ca), kalium (K), magnesium (Mg), natrium (Na), fosfori (P) ja liukoinen typpi (N). Ravinteet (Ca, K, Mg, Na, P) uutettiin maanäytteestä happamalla ammoniumasetaatilla (Vuorinen & Mäkitie 1955) ja mittaus suoritettiin AES-ICP:llä. Johtokyky-mittaus, pH:n mittaus potentiometrisesti ja typen mittaus ioniselektiivisellä elektrodilla tehtiin maa-vesiuutteesta. Näytteet analysoi Oy Hortilab Ab Närpiöstä.

2.3 Hoitohistoria 1993–2007

Laiduntajat ja laidunnuspaine ovat vaihdelleet jonkin verran eri vuosina. Myös laitumen koko muuttui vuonna 1995 9,3 hehtaarista 10 hehtaariin. Vuosina 1993–2000 laiduntajat olivat *Aberdeen Angus*- ja *Hereford*-rotuista lihakarjaa sekä niiden risteymiä, vuonna 2001 ei ollut lainkaan laiduntajia, vuonna 2002 laiduntajina olivat lampaat, vuosina 2003–2006 sekä lampaat että kyytöt ja 2007 pelkästään kyytöt (Antti Mikala, henk.koht. tiedonannot 2006 ja 21.1.2008). Eläinmäärä vaihteli myös saman laidunkauden aikana. Laidunnuskausi alkoi touko-kesäkuussa ja jatkui elo-syyskuulle, vuonna 2005 jopa lokakuulle. Laidunnuskauden pituus vaihteli 60 vuorokaudesta 131 vuorokauteen (taulukko 1). Laidunnuspaineen (lp) laskin oheisen kaavan mukaan suhteuttamalla eläinmäärän (n) pinta-alaan

$$lp = \frac{\left(\frac{(n_1 * ey * t_1) + (n_2 * ey * t_2)}{t_{kok}} \right)}{pa}$$

(pa) ja laidunnuksen keston (t_{kok}). Eläinyksiköiden (ey) muuntokerroin on liitteenä 4 (Maaseutuvirasto 2007).

Järviruokoa on murskattu Lintulahdet Life-hankkeen aikana. Kesällä 2004 niitty murskattiin kauttaaltaan ja kesällä 2006 vesirajan ruovikkoa murskattiin 4 ha:n alalta ja juurakkoa rikottiin telaketjun avulla n. 1,5 ha:n alueella (Priha & Korkeamäki 2006). Vuosi 2007 oli ensimmäinen, jolloin laidunnus riitti pitämään järviruon kurissa.

Taulukko 1. Laidunnuksen ajankohta, kesto ja laidunnuspaine Laajalahdella vuosina 1993–2007. Vuonna 2001 ei ollut laiduntajia. ey = eläinyksikkö, t = aika vuorokausina.

Vuosi	Laidunnuksen ajankohta	Laidunkauden kesto (vrk)	Laidunnuspaine (ey/t/ha)
1993	26.5.–23.8.	90	1,3
1994	27.5.–26.9.	123	1,2
1995	2.6.–12.9.	103	1
1996	29.5.–18.9.	113	0,7
1997	27.5.–3.9.	100	1,2
1998	26.5.–29.8.	96	0,9
1999	4.6.–3.9.	92	1,6
2000	31.5.–24.8.	86	0,9
2001	—	—	—
2002	29.6.–28.8.	60	0,7
2003	7.6.–16.9.	102	2
2004	1.6.–3.9.	95	1,7
2005	7.6.–15.10.	131	1,2
2006	30.5.–9.8.	72	1,6
2007	26.5.–5.9.	102	1

2.4 Esimerkkilajien kuvaus

Lajien kuvaukset perustuvat Retkeilykasvion (Hämet-Ahti ym. 1998) ja Suuren Pohjolan kasvion (Mossberg & Stenberg 2005) tietoihin.

2.4.1 Järviruoko (*Phragmites australis*) (Cav.) Trin. ex Steud. Poaceae, heinäkasvit

Monivuotinen ruoho (120–300 cm), varsi on lie-reä, ontto korsi, jonka nivelkohdat ovat täyzeisiä solmuja. Lehdet vuorottain. Lehtilapa on jäykkä, litteä ja 10–20 cm leveä. Kukinto on 15–30 cm pitkä röyhy. Hedelmä on jyvä. Juurakko on pitkä ja haarova. Muodostaa laajoja kasvustoja.

2.4.2 Suolavihvilä (*Juncus gerardii*) Loisel. Juncaceae, viihviläkasvit

Monivuotinen ruoho (20–50 cm), varsi on lie-reä, lehdekäs, lehtilapa litteähkö. Kukinto on 2–10 cm pitkä harsu viuhkosto. Hedelmä on kota. Juurakko on vaakasuora.

2.4.3 Mesiangervo (*Filipendula ulmaria*) Moench Rosaceae, ruusukasvit

Monivuotinen, juurakollinen ja pystyvartinen ruoho. Lehtilapa on päätöparinen, ja lehdyköiden välissä on pieniä välilehdyköitä. Kukinto on valkoinen kerrannaishuiskilo. Hedelmä on pähkylä.

2.4.4 Merisara (*Carex mackenziei*) V. I. Krecz. Cyperaceae, sarakasvit

Monivuotinen ruoho (10–40 cm). Varsi on pysty, tanakka, tylppäsärmäinen ja solmuton. Lehdet ovat lähes varren pituisia, 2–3 cm leveitä ja litteitä. Kukinto on tähkien muodostama tähkistö. Hedelmä on pähkylä. Juurakko on suikertava. Laajoja kasvustoja muodostava ja löyhästi määstävä.

2.5 Aineiston analysointi

Käsiteltävän aineiston rajoituksena oli seurantojen vaihtelevuus eri seurantavuosina: kaikkia aloja ei kartoitettu joka kerta ja eroja oli myös kartoitettujen ruutujen määrässä seuratuillakin linjoilla (näin etenkin vuonna 2004). Lisäksi seuranta- vuosiin osui kaksi sääoloiltaan poikkeuksellista kesää: hyvin märkä kesä 2004 ja poikkeuksellisen kuiva kesä 2006. Vuoden 2006 aineisto ei ole vertailukelpoista väärin tulkittujen peittävyksien osalta (kuolleiksi tulkitut kasvustot virkosivat syyssateiden myötä). Näiden tekijöiden vuoksi keskityin tutkimuksessani tarkastelemaan etenkin vuosien 1994 ja 2007 välisiä eroja laidunlinjalla 4 ja laiduntamattomalla linjalla 5. Näiltä linjoilta on yhtenäisimmät seuranta-aineistot, ja keräsin myös maaperäanalyysiaineiston kyseisiltä linjoilta vuonna 2006. Verrokkilinjojen 3 (laidun) ja 6 (laiduntamaton) sekä laitumen koealojen 1 ja 2 kasvillisuuden muutokset kuvailen yleisemmällä tasolla.

Aineistoa käsittelin MS Excel- taulukkolaskentaohjelmalla, SPSS (Statistical package for social sciences) -tilasto-ohjelmalla ja PC-Ord (Multivariate analysis of ecological data, versio 4.25) -ohjelman NMDS- (Nonmetric multidimensional scaling) ja ISA- (Indicator species analysis) -analyysillä. Excelin avulla laskin lajistolle ja peittävyydelle linjojen ja ruutujen välisiä eroja eri vuosina (lukumäärä, keskiarvo, keskihajonta) sekä tuotin diagrammeja vastaavista tiedoista. SPSS:llä selvitin lajimäärien ja peittävyksien muutosten tilastollista merkitsevyyttä. Kolmogorov-Smirnov-testillä määritin muuttujien normaalijakauman. Normaalisti jakautuneella riippumattomalla aineistolla käytin t-testiä tilastollisen merkitsevyyden määrittämiseen ja muussa tapauksessa jakaumasta riippumattomaa ei-parametristä Mannin-Whitneyn U-testiä (Ranta ym. 1999). Saman linjan eri vuosien vertailussa käytin kahden riippuvan otoksen testiä, normaalisti jakautuneilla parittaista t-testiä ja muilla Wilcoxon testiä.

NMDS eli epämetrinen moniulotteinen skaalaus soveltuu hyvin yhteisöekologiaan tutkimuksiin. Se tuottaa graafisen esityksen, jossa moniulotteinen näyteala-aineisto voidaan esittää mahdollisimman yksinkertaisesti siten, että pisteiden (laji tai näyteala) sijainti ja niiden väliset etäisyydet kuvaavat mahdollisimman hyvin nii-

den samankaltaisuutta kasvilajiston ja eri lajien runsauden suhteen. Aineisto sovitetaan monotoniseksi regressioksi, jonka hyvyttä kuvaava tunnusluku on stressi. Jos stressi on alhainen, ordinointikuva vastaa tarkoin alkuperäistä etäisyinformaatiota. Toistojen kautta pisteet siirtyvät askeleittain siten, että stressi pienenee joka askeleella (McCune & Grace 2002, Rikkinen 2003, Härkönen ym. 2004, Kuussaari & Heliölä 2004, Oksanen 2004). Tässä tutkimuksessa NMDS:llä on tuotettu lajien peittävyystietojen perusteella graafisia esityksiä kasvuyhteisön rakenteessa tapahtuneista muutoksista, jotka ilmenevät seurantaruuutujen ja yksittäisten lajien sijoittumisen kautta. Yhteisöordinaatioesityksen päälle on liitetty kuvaaja, joka esittää näytealoihin liittyvien muuttujien vaihtelusuuntia ordinaatio-kuvassa. Kuvan keskeltä lähtevien janojen suunta ja pituus osoittavat kunkin ympäristömuuttujan vaihtelusuunnan sekä sen ja ordinaatioakselien välisen korrelaation voimakkuuden.

Suoritin kaikki NMDS-ajot autopilottina (autopilot mode) eli ohjelman tarjoamilla asetuksilla 400 toistolla käyttäen satunnaisia lähtökoordinaatteja ja Sørensenin etäisyyden mittaa. Ajoin ohjelman useaan kertaan eri lähtökoordinaateilla parhaan tuloksen eli pienimmän stressin varmistamiseksi. Tuloksen vakaus määräytyi suhteuttamalla stressi toistojen määrään, ja stressin sattumanvaraisuuden todennäköisyys todentui Monte Carlo -testillä. Luettavuuden helpottamiseksi kiersin ordinaatioesityksiä siten, että etäisyys (linjan alusta) asetui vaaka- tai pysty akselin suuntaiseksi. Linjojen 4 ja 5 vastaavista ruuduista vuosien 1994 ja 2007 aineistosta luotu raakamatriisi käsitti 104 ruutua ja 44 kasvilajia ja sitä vastaava ympäristömatriisi 10 muuttujaa (etäisyys linjan alusta, kasvillisuusvyöhyke, lajimäärä/ruutu, hoito kyllä/ei, laidunnusjatkumo vuosina, kenttäkerroksen peittävyys, pohjakerroksen peittävyys, lannan peittävyys, karikkeen peittävyys, paljaan maan osuus). Todellisella aineistolla tehtyjä ajoja oli 40. Lähtötilanteen kuusiulotteisesta oletuksesta ohjelma päätyi stressitason mukaan määritettynä kolmiulotteiseen esitykseen. Linjojen 4 ja 5 maaperäaineistoon vuodelta 2006 perustuva raakamatriisi käsitti 10 ruutua ja 25 kasvilajia ja sitä vastaava ympäristömatriisi 14 muuttujaa (edellisten lisäksi maaperäanalyysin tulokset: Ca, johtoluku, K, Mg, liukoinen N, Na, P, pH ja maalaji). Todellisella aineistolla tehtyjä ajoja oli

40 ja lopullinen esitys oli kolmiulotteinen. Analyysin alkuvaiheessa ympäristömatriisissa olivat mukana myös kasvukauden pituus, lämpösusuma ja sadesusuma. Ne eivät kuitenkaan osoittautuneet merkittäviksi kasvillisuuden koostumuksen kannalta, joten poistin ne myöhemmin ympäristömatriisista.

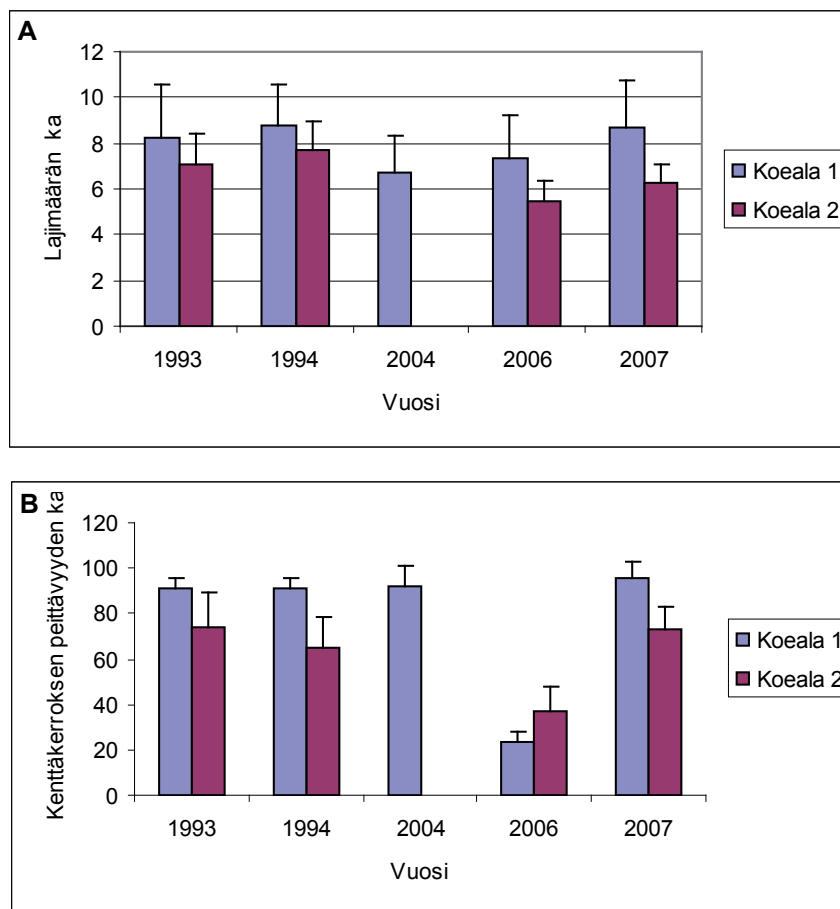
Indikaattorilajianalyysissä (ISA) aineisto luokitellaan yhteen tai useampaan luokkaan esimerkiksi koejärjestelyn tai ympäristötyypin mukaan. Analyysissä kullekin kasvilajille määritetään indikaattoriarvo sen perusteella, kuinka hyvin sen suhteellinen runsaus ja esiintyminen luonnehtivat jotakin etukäteen rajattua luokkaa. Lajin indikaattoriarvo tietyssä luokassa on korkea, jos sekä sen keskimääräinen runsaus että esiintyminen keskittyvät selvästi kyseiseen luokkaan (Dufréne & Legendre 1997, Pöyry ym. 2005, Brewer 2006). ISA-ajot tein linjojen 4 ja 5 vuosien 1994 ja 2007 aineistosta (kuvailtu ylempänä), jossa luokittelevana muuttujana oli niitynhoito (kyllä/ei).

3 Tulokset

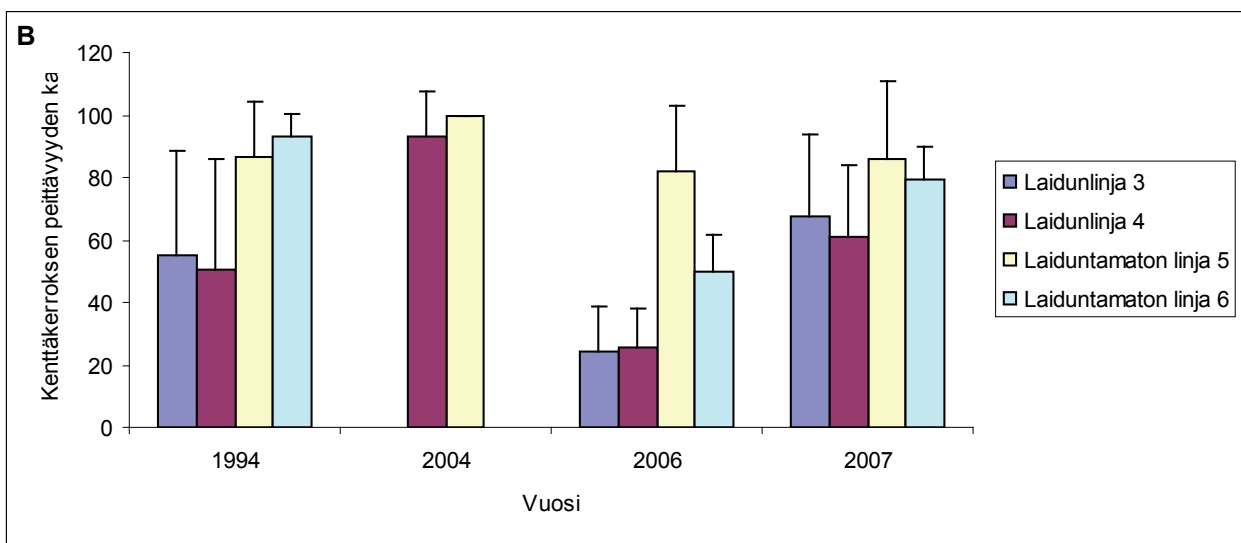
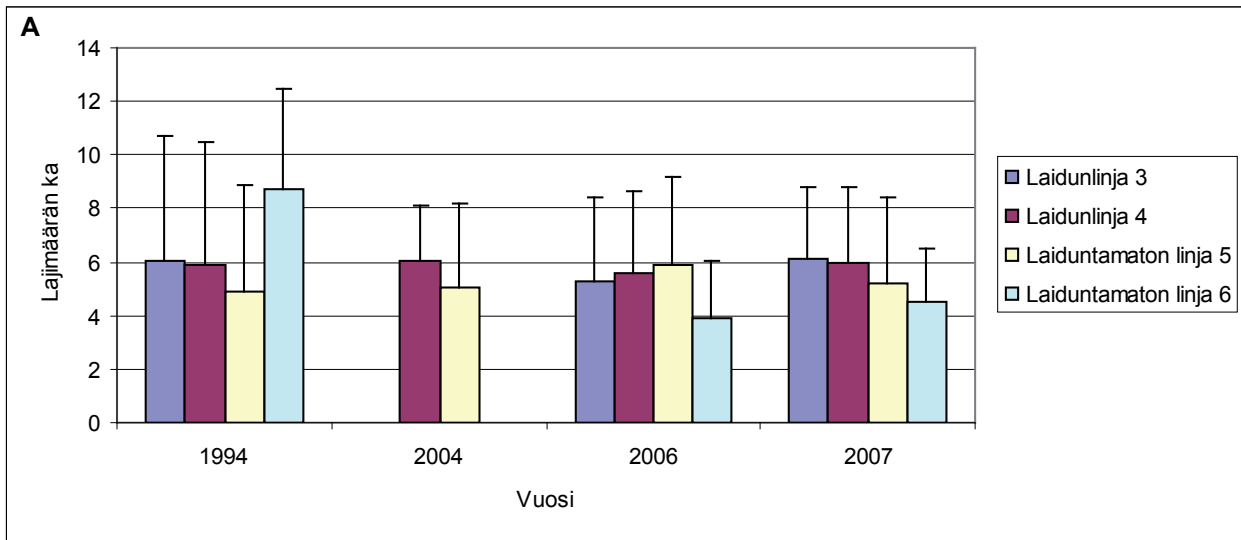
3.1 Lajimäärän ja kenttäkerroksen yleinen kehitys laitumella ja laiduntamattomalla alueella

Koaloilta löytyi eri vuosina yhteensä 52 kasvilajia (liite 6): laitumelta 36 lajia ja laiduntamattomalta alueelta 42 lajia. Näistä 17 lajia, pääosin tyyppillisiä tuoreen niityn korkeakasvuisia lajeja, löytyi vain laiduntamattomilta aloilta ja 11 lajia, pääosin matalakasvuisia merenrantaniityn lajeja, vain laidunnetuilta aloilta. Vuosien 1994 ja 2007 vertailussa laitumen lajien peittävyys pysyi samana yhdellä, lisääntyi neljällätoista ja väheni kahdellakymmenellä kahdella lajilla mukaan lukien hävinneet ja yksi vain vuonna 2006 esiintynyt laji. Laiduntamattoman alueen lajeista 10 runsastui ja kolmellakymmenellä kahdella peittävyys pieneni mukaan lukien hävinneet ja kolme vain satunnaisesti esiintynyttä lajia. Keskimääräinen

lajimäärä neliön tutkimusruudulla (mukana kaikki ruudut ja vuodet) oli laitumella $6,6 \pm 2,9$ ja laiduntamattomalla alueella $5,4 \pm 3,4$. Molemmilla alueilla laskeva suunta oli tilastollisesti merkitsevä: laitumella vuoden 1994 $7,3 \pm 3,8$:sta vuoden 2007 $6,6 \pm 2,6$:een ($t = 3,069$, $p = 0,003$) ja laiduntamattomalla $6,3 \pm 4,3$:sta $4,9 \pm 2,8$:aan ($t = 3,641$, $p = 0,001$). Kenttäkerroksen peittävyys lisääntyi molemmilla alueilla, mutta muutos oli tilastollisesti merkitsevä vain laitumella. Muutos laitumella oli vuoden 1994 $65,5 \pm 29,1$:stä vuoden 2007 $71,7 \pm 22,7$:ään ($Z = -3,345$, $p = 0,001$) ja laiduntamattomalla alueella $88,6 \pm 14$:stä $88,7 \pm 20,2$:een ($Z = -0,553$, $p = 0,580$). Laitumella myös paljaan maan osuuden muodostuminen oli tilastollisesti erittäin merkitsevää ($Z = -3,929$, $p = 0,000$). Lajimäärien ja kenttäkerroksen peittävyyden keskiarvot ja vaihtelut koaloittain eri vuosina on esitetty kuvissa 5 ja 6. Koealakohtaiset



Kuva 5. Putkilokasvien kokonaislajimäärän (A) ja kenttäkerroksen peittävyyden (B) keskiarvot ja keskihajonnat laidunnetuilla neliökoaloilla 1 ja 2.



Kuva 6. Lajimäärän (A) ja kenttäkerroksen peittävyys (B) keskiarvot ja keskihajonnat laidunnetuilla linjoilla 3 ja 4 ja laiduntamattomilla linjoilla 5 ja 6.

keskiarvot kenttäkerroksen, pohjakerroksen, karikkeen ja lannan peittävyysille sekä paljaan maan osuudelle on esitetty liitteessä 5.

Koaloilta hävinneet ja uusina saapuneet lajit on lueteltu taulukossa 2. Neliökoealla 1 eri vuosina havaittujen lajien kokonaismäärää oli 25, joista vuoteen 2007 mennessä hävisi yhdeksän lajia ja uusina havaittiin kaksi lajia. Neliökoealta 2 lajeja löytyi kaikkiaan 20, joista hävisi yhdeksän lajia ja uutena havaittiin yksi laji. Laidunnetulta linjalta 3 eri vuosina löytyi yhteensä 32 lajia. Vuoden 1994 jälkeen hävinneitä lajeja oli kuusi ja uusina havaittiin neljä lajia. Laidunnetulta linjalta 4 lajeja löytyi kaikkiaan 33. Niistä hävisi vuoteen 2007 mennessä viisi lajia ja uusia

havaittiin kaksi. Laiduntamattomalta linjalta 5 löytyi eri vuosina kaikkiaan 37 lajia, joista vuoteen 2007 mennessä oli hävinnyt kahdeksan lajia. Uusia lajeja vuoden 1994 jälkeen löytyi kahdeksan. Laiduntamattomalta linjalta 6 löytyi kaikkiaan 35 lajia ja hävisi vuoden 1994 jälkeen 15 lajia. Uusia lajeja havaittiin kolme.

Taulukko 2. Seurantavuosisina hävinneet ja uusina saapuneet lajit laidunnetuilla koealoilla 1, 2, 3 ja 4 sekä laiduntamattomilla koealoilla 5 ja 6.

Koeala 1		Koeala 2		Linja 3		Linja 4		Linja 5		Linja 6	
Hävinneet	Uudet	Hävinneet	Uudet	Hävinneet	Uudet	Hävinneet	Uudet	Hävinneet	Uudet	Hävinneet	Uudet
<i>Atriplex prostrata</i>	<i>Deschampsia cespitosa</i>	<i>Atriplex littoralis</i>	<i>Carex mackenziei</i>	<i>Achillea ptarmica</i>	<i>Agrostis capillaris</i>	<i>Atriplex littoralis</i>	<i>Carex nigra</i>	<i>Agrostis capillaris</i>	<i>Anthriscus sylvestris</i>	<i>Achillea millefolium</i>	<i>Atriplex prostrata</i>
<i>Eleocharis uniglumis</i>	<i>Trifolium repens</i>	<i>Atriplex prostrata</i>	<i>Carex nigra</i>	<i>Agrostis canina</i>	<i>Carex nigra</i>	<i>Peucedanum palustre</i>	<i>Agrostis capillaris</i>	<i>Angelica sylvestris</i>	<i>Cirsium arvense</i>	<i>Agrostis capillaris</i>	<i>Festuca pratensis</i>
<i>Filipendula ulmaria</i>		<i>Calamagrostis stricta</i>	<i>Potentilla palustris</i>	<i>Calamagrostis stricta</i>	<i>Potentilla palustris</i>	<i>Poa subcaerulea</i>	<i>Poa subcaerulea</i>	<i>Carex mackenziei</i>	<i>Elymus repens</i>	<i>Calamagrostis stricta</i>	<i>Solanum dulcamara</i>
<i>Odontites vulgaris</i>		<i>Festuca rubra</i>	<i>Scirpus sylvaticus</i>	<i>Atriplex littoralis</i>	<i>Scirpus sylvaticus</i>	<i>Valeriana sambucifolia</i>	<i>Valeriana sambucifolia</i>	<i>Potentilla palustris</i>	<i>Lythrum salicaria</i>	<i>Cardamine pratensis</i>	
<i>Peucedanum palustre</i>		<i>Filipendula ulmaria</i>		<i>Poa subcaerulea</i>		<i>Viola canina</i>	<i>Viola canina</i>	<i>Selinum carvifolia</i>	<i>Solanum dulcamara</i>	<i>Carex mackenziei</i>	
<i>Trifolium pratense</i>		<i>Lathyrus palustris</i>		<i>Valeriana sambucifolia</i>				<i>Triglochin palustris</i>	<i>Triglochin maritima</i>	<i>Festuca rubra</i>	
<i>Triglochin palustris</i>		<i>Lysimachia vulgaris</i>						<i>Calamagrostis stricta</i>	<i>Viola sp.</i>	<i>Galium uliginosum</i>	
<i>Valeriana sambucifolia</i>		<i>Peucedanum palustre</i>						<i>Juncus gerardii</i>	<i>Hierochloa hirta</i>	<i>Hierochloa hirta</i>	
<i>Valeriana sp.</i>		<i>Valeriana sambucifolia</i>							<i>Juncus gerardii</i>	<i>Juncus gerardii</i>	
									<i>Lathyrus pratensis</i>	<i>Lathyrus pratensis</i>	
									<i>Plantago maritima</i>	<i>Plantago maritima</i>	
									<i>Poa angustifolia</i>	<i>Poa angustifolia</i>	
									<i>Poa subcaerulea</i>	<i>Poa subcaerulea</i>	
									<i>Potentilla palustris</i>	<i>Potentilla palustris</i>	
									<i>Triglochin palustris</i>	<i>Triglochin palustris</i>	

3.2 Lajimäärien ja kenttäkerroksen peittävyden kehitys esimerkkilinjoilla

Laidunnetulta linjalta 4 on vuosina 1994 ja 2007 kerätty yhteneväinen seuranta-aineisto mantereenuoleisesta päästä alkaen 32 seurantaruuudulta 158 metrin matkalta. Vuonna 1994 ruovikko kasvanut linjan loppupää (158 m–179 m) oli vuonna 2007 kasviton ja kulkukelvoton (upottavaa mutaa). Laiduntamattomalla linjalla 5 yhteneväisesti seurattu aineisto vuosilta 1994 ja 2007 on 20 ruudulta 196 metrin matkalla. Vuosien välinen tilastollinen vertailu ja aineiston analysointi keskittyi näille ruuduille.

Tilastollinen vertailu linjalla 4 vuosien 1994 ja 2007 välillä lajimäärän ja kenttäkerroksen peittävyden osalta (95 %:n luottamusvälillä) ei osoittanut eron olevan tilastollisesti merkitsevä (lajimäärä: $t = 1,599$, $p = 0,12$; kenttäkerroksen peittävyys: $t = -0,893$, $p = 0,379$), kuten ei myöskään linjalla 5 (lajimäärä: $t = 1,034$, $p = 0,314$; kenttäkerroksen peittävyys: $Z = 0,529$, $p = 0,529$). Linjalla 4 erot olivat kuitenkin voimakkaampia. Keskimääräinen lajimäärän muutos linjalla 4 oli vuoden 1994 $6,7 \pm 4,4$:stä vuoden 2007 $6,0 \pm 2,8$:aan ja peittävyden muutos vuoden 1994 $57,8 \pm 4,4$:stä vuoden 2007 $60,8 \pm 23,2$:een. Linjalla 5 vastaava lajimäärän muutos oli vuoden 1994 $5,9 \pm 3,9$:stä vuoden 2007 $5,2 \pm 3,2$:een ja peittävyden muutos vuoden 1994 $85,5 \pm 16,9$:stä vuoden 2007 $86,1 \pm 24,9$:ään.

Laidunnetulla linjalla 4 ruutukohtainen lajimäärän kehitys oli kaksisuuntainen (kuva 7A). Linjan alusta ruudulle 19 (72 m) lajimäärä oli useammin alhaisempi vuonna 2007 kuin 1994. Ruudusta 19 eteenpäin lajimäärä oli vuonna 2007 suurempi tai yhtä suuri kuin 1994. Poikkeuksena olivat ruudut 33–35 (165 m–179 m), joille ei järviruo'on häviämisen jälkeen ole ilmaantunut muuta kasvillisuutta. Kenttäkerroksen peittävyden kehitys (kuva 8A) oli vaihtelevampi kuitenkin niin, että vuonna 2007 peittävyys oli valtaosalla ruuduista suurempi kuin vuonna 1994. Ruudut, joilla peittävyys oli vähentynyt vuoteen 2007 mennessä, sijoittuvat linjan keskivaiheille ruutujen numero 8 (28 m) ja 20 (76 m) välille.

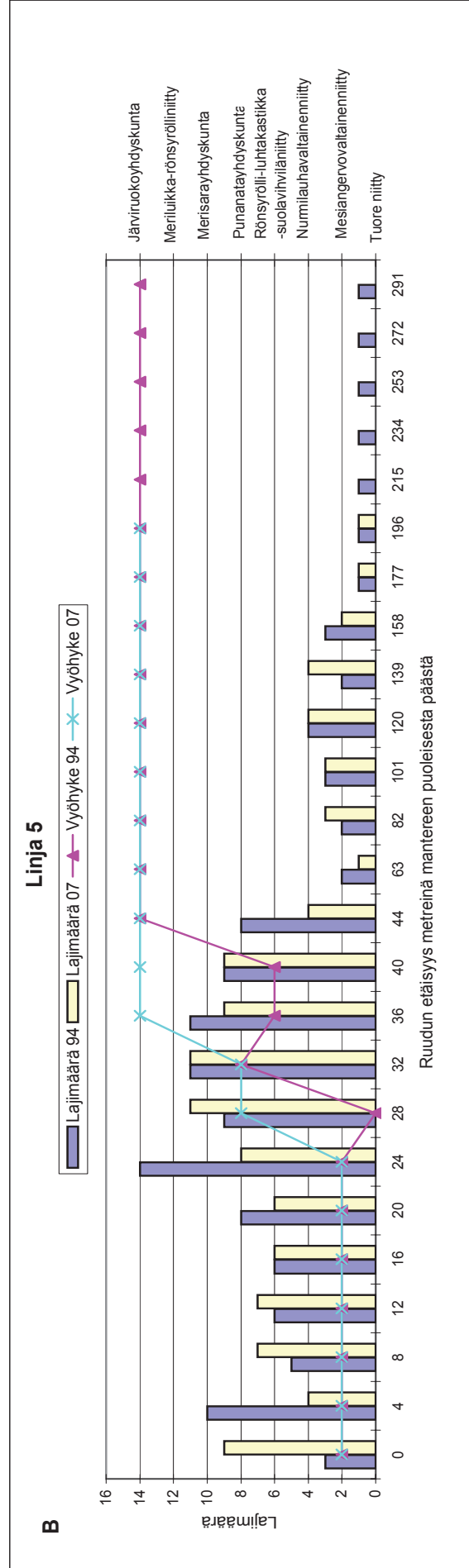
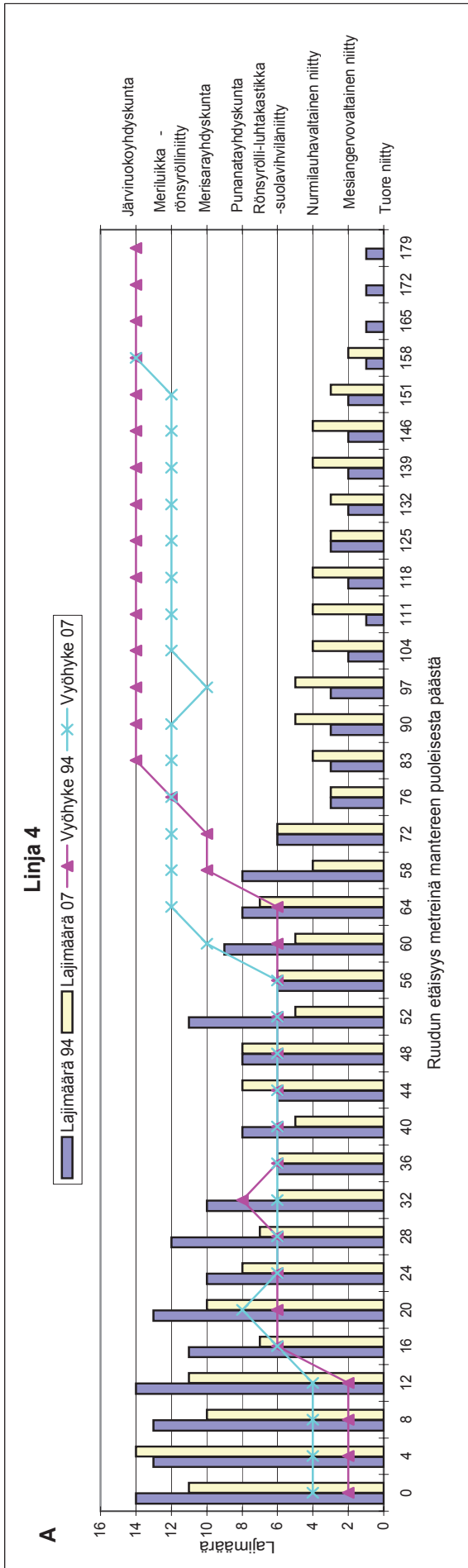
Laiduntamattoman 5-linjan 20 ruudusta lajimäärä oli kuudella sama vuosina 1994 ja 2007, kuudella ruudulla korkeampi ja kahdeksalla ruudulla alhaisempi vuonna 2007 (kuva 7B). Kent-

täkerroksen peittävyden kehitys oli tasaisesti kasvava; merkittävimpana poikkeuksena olivat ruudut 11–13 (40 m–63 m), joilla peittävyys oli merkittävästi alhaisempi vuonna 2007 kuin vuonna 1994 (kuva 8B).

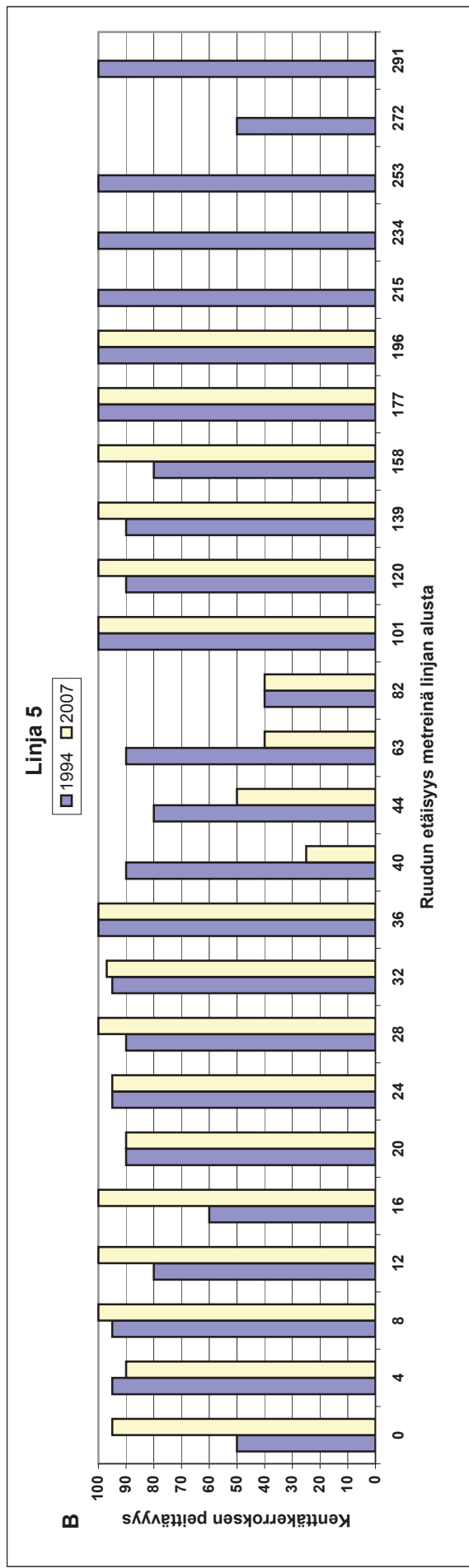
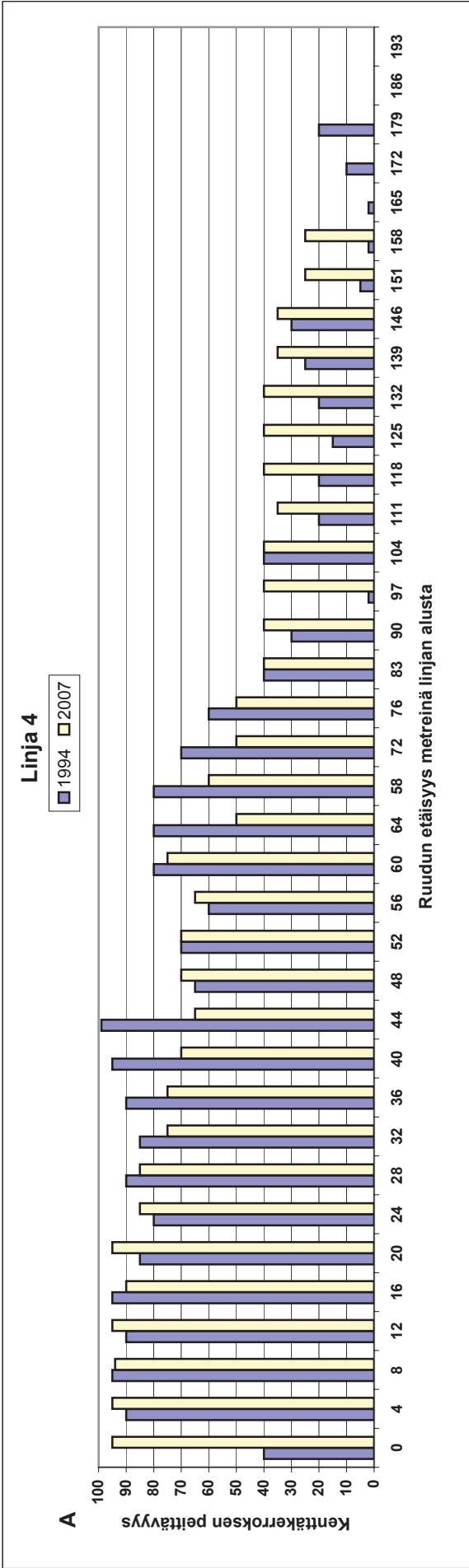
3.3 Muutokset lajitasolla

Lajien peittävyksien keskiarvojen vertailuissa vuodesta 1994 vuoteen 2007 laidunlinjalla 4 peittävyystään olivat huomattavimmin lisänneet rönšyrölli, meriluikka, jokapaikansara ja nurmilauha tässä järjestyksessä (kuva 9 A). Merkittävä peittävyden supistuminen oli tapahtunut luhtakastikalla (*Calamagrostis stricta*), järviruo'olla, ketohanhikilla ja merisaralla. Punanadan peittävyys oli hieman lisääntynyt linjalla 4, kun se muilla laitumen aloilla oli voimakkaasti vähentynyt. Myös suolavihvilän peittävyys oli lisääntynyt kaikilla laitumen aloilla, voimakkaimmin rannan yläosassa sijaitsevalla koealalla 1 ja linjaan 4 verrattuna huomattavasti voimakkaammin sen verrokkilinjalla 3. Koealalla 1 myös ketohanhikin osuus oli merkittävä muista laitumen aloista poiketen ja peittävydessä oli hieman kasvua vuodesta 1993. Rannan keskiosan koealalla 2 myös merisaran peittävyys oli lisääntynyt voimakkaasti.

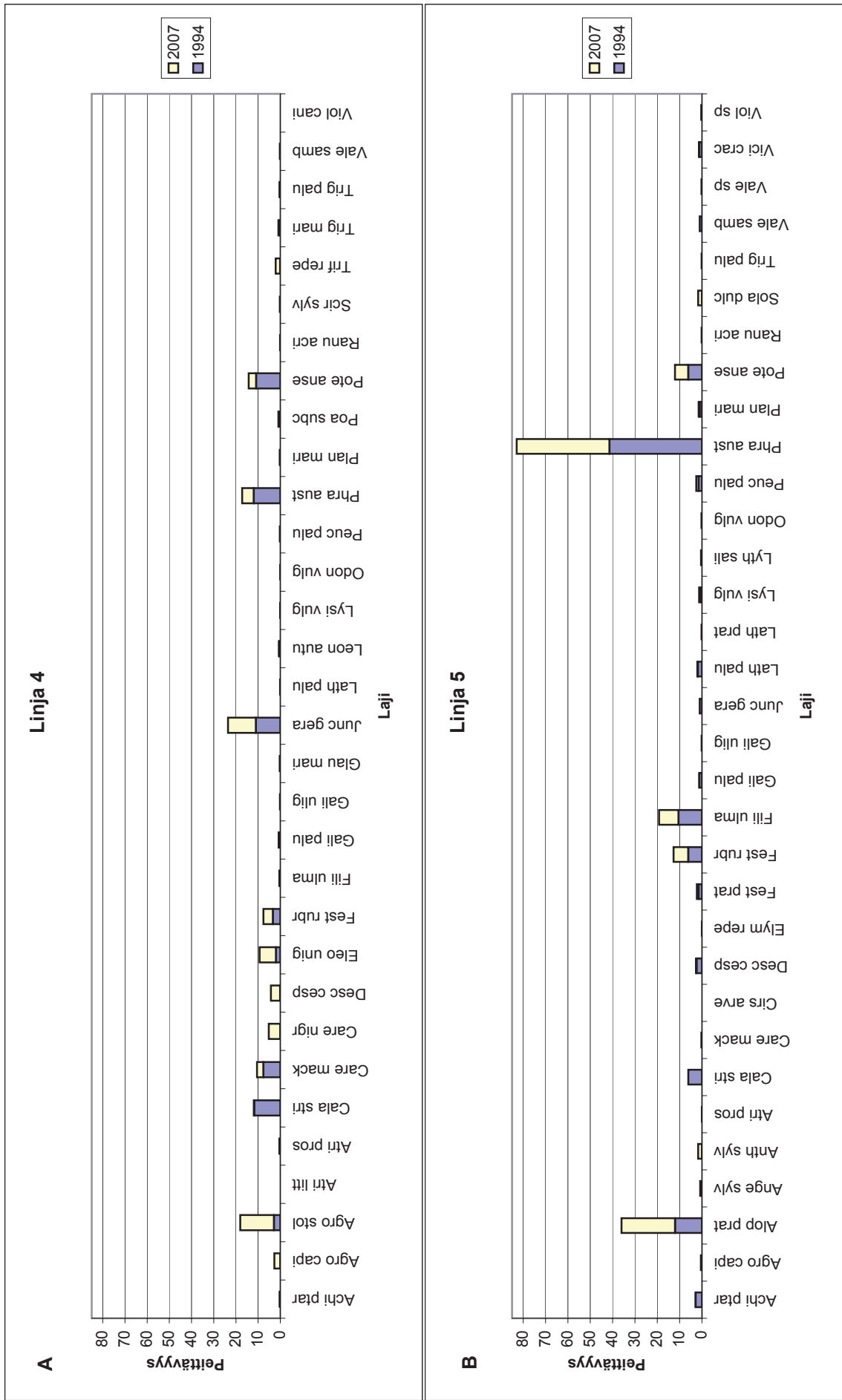
Laiduntamattomalla linjalla 5 (kuva 9 B) vertailu vuosien 1994 ja 2007 välillä osoitti huomattavaa peittävyden kasvua ainoastaan nurmipuntarpäällä (*Alopecurus pratensis*). Runsaimmista lajeista järviruo'on ja punanadan peittävyys oli hieman lisääntynyt ja mesiangervon vähentynyt. Voimakkaiten oli vähentynyt hävinnyt luhtakastikka. Linjan 5 verrokkilinjalla 6 nurmipuntarpään peittävyden kasvu oli huomattavasti voimakkaampaa. Myös järviruo'on peittävyys oli lisääntynyt voimakkaammin ja mesiangervonkin kasvanut. Voimakkaimmin olivat taantuneet linjalta kokonaan hävinnyt niittymaarianheinä (*Hierochloë hirta*) sekä nurmilauha, luhtakastikka ja punanata, joka oli runsastunut linjalla 5.



Kuva 7. Laidunnetun linjan 4 (A) ja laiduntamattoman linjan 5 (B) kasvillisuusvyöhykkeet ja putkilokasvien kokonaislajimäärät ruuduittain vuosina 1994 ja 2000. Kasvillisuusvyöhykkeet on merkitty oikeanpuoleiselle pystyakselille.



Kuva 8. Laidunnetun linjan 4 (A) ja laidunattoman linjan 5 (B) kenttäkerroksen peittävyys ruuduittain vuosina 1994 ja 2007.



Kuva 9. Laidunlinjan 4 (A) ja laiduntamattoman linjan 5 (B) kasvilajien peittävyyskeskiarvot vuosina 1994 ja 2007.

3.4 Kasvillisuusvyöhykkeiden muutokset seurannan aikana

Linjalla 4 esiintyi tutkimusruutujen lajistosteiden perusteella eri vuosina vyöhykkeisesti tai paikallisemmin yhteensä seitsemän kasvillisuustyyppiä: mesiangervoaltaiset rantaniityt, nurmilauhavaltaiset rantaniityt, rönsyrölli-luhtakastikka-suolavihviläniityt, punanatyhdyskunnat, merisarayhdyskunnat, meriluikka-rönsyrölli-yhdyskunnat ja järviruokoyhdyskunnat. Merkittävimmät muutokset vuosien 1994 ja 2007 välillä olivat mesiangervoaltaisen rantaniityn korvaantuminen nurmilauhavaltaisella rantaniityllä linjan mantereen puoleisessa päässä ja meriluikka-rönsyrölli-yhdyskunnan voimakas levittäytyminen järviruokoyhdyskunnan kustannuksella linjan meren puoleisessa päässä. Vyöhykkeiden siirtymät voi nähdä kuvasta 7A.

Linjalla 5 kasvillisuustyyppiä esiintyi vuosina 1994 ja 2007 viisi: tuore niitty, mesiangervoaltainen rantaniitty, rönsyrölli-luhtakastikka-suola-

vihviläniitty, punanatyhdyskunta ja järviruokoyhdyskunta. Selvin ero vuosien välillä oli rönsyrölli-luhtakastikka-suolavihviläniityn häviäminen laajemmalle alueelle levinneen järviruokoyhdyskunnan tieltä (kuva 7B). Linjan yläpäässä nurmi-puntarpää oli vallannut alaa mesiangervolta, mikä ennakoiti tuoreen niityn osuuden kasvua.

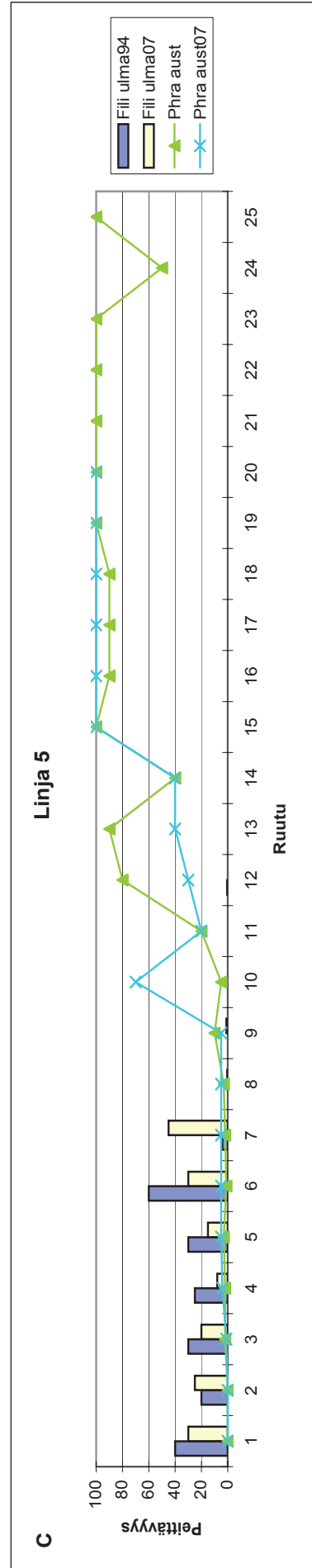
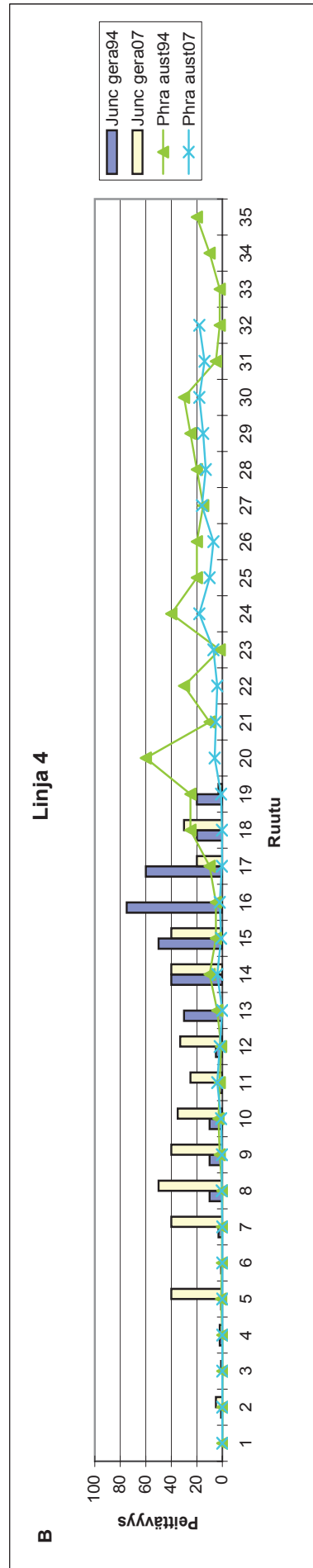
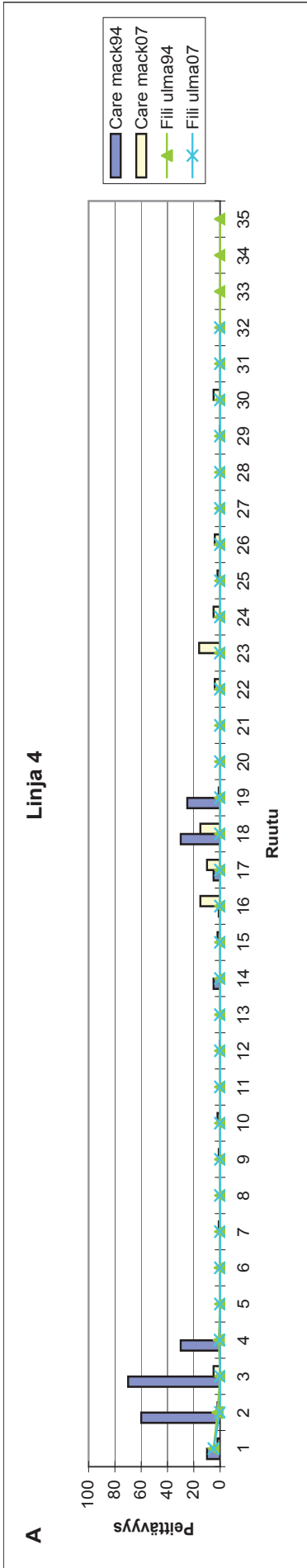
Linjojen 4 ja 5 välillä oli merkittävä ero kasvillisuusvyöhykkeissä. Linjalla 4 vuonna 2007 esiintyneet nurmilauhavaltainen niitty, merisarayhdyskunta, rönsyrölli-luhtakastikka-suolavihviläniitty ja meriluikka-rönsyrölliiniitty puuttuivat linjalta 5, ja toisaalta linjalla 5 vuonna 1994 esiintynyt tuore niitty puuttui linjalta 4.

3.5 Esimerkkilajien muutokset seurannan aikana

Tulokset järviruon, merisaran, mesiangervon ja suolavihvilän peittävyysien muutoksista on esitetty taulukossa 3 ja kuvassa 10.

Taulukko 3. Seurannan ensimmäisen ja viimeisen vuoden väliset erot peittävyiden keskiarvon ja esiintymisen (ruutujen määrä) suhteen merisaralla, mesiangervolla, suolavihvilällä ja järviruolla.

		Vuosi	Merisara <i>Carex mackenziei</i>	Mesiangervo <i>Filipendula ulmaria</i>	Suolavihvilä <i>Juncus gerardii</i>	Järviruoko <i>Phragmites australis</i>
Koeala 1	Peitt %	1993	0	0,20	20,00	0,39
		2007	0	0	70,94	1,19
	Ruutujen lkm	1993	0	3	14	7
		2007	0	0	16	8
Koeala 2	Peitt %	1993	0	0,08	32,19	6,31
		2007	5,94	0	48,44	2,19
	Ruutujen lkm	1993	0	2	14	16
		2007	14	0	16	16
Linja 3	Peitt %	1994	7,41	0,12	3,62	10,13
		2007	3,51	0,07	19,28	6,09
	Ruutujen lkm	1994	8	5	16	35
		2007	12	2	19	22
Linja 4	Peitt %	1994	7,61	0,28	10,97	11,95
		2007	2,89	0,16	12,63	5,23
	Ruutujen lkm	1994	9	4	17	30
		2007	19	2	15	24
Linja 5	Peitt %	1994	0,25	10,48	1,03	41,4
		2007	0	8,71	0	41,5
	Ruutujen lkm	1994	1	8	2	23
		2007	0	9	0	18
Linja 6	Peitt %	1994	0,39	17,93	0,02	21,18
		2007	0	24,29	0	28,36
	Ruutujen lkm	1994	2	9	1	10
		2007	0	9	0	8



Kuva 10. Merisaran (*Carex mackenziei*) ja mesiangervon (*Filipendula ulmaria*) (A) sekä suolavihvilän (*Juncus gerardii*) ja järviruo'on (*Phragmites australis*) (B) peittävyysien vertailu linjalla 4 vuosina 1994 ja 2007 sekä mesiangervon ja järviruo'on peittävyysien vertailu samana ajankohtana linjalla 5 (C). Linjalta 5 vuoteen 2007 mennessä hävinneet merisara ja suolavihvilä esiintyvät vuonna 1994 yhteensä vain kolmella ruudulla (aineistoa ei esitetty).

3.5.1 Järviruoko

Rannan alaosaan painottuneen ja voimakkaiden niitto- ja murskaustoimien kohteeksi joutuneen järviruon levinneisyys ja peittävyys oli vähentynyt vuodesta 1994 vuoteen 2007 kaikilla laitumen seuranta-aloilla. Laiduntamattoman alueen linjalla 5 peittävyys oli lisääntynyt vain vähän, ja linjalla 6 laji oli vetäytynyt hieman merelle päin peittävyyden samalla kasvaessa.

3.5.2 Suolavihvilä

Linjalla 3 suolavihvilän levinneisyysalue oli kasvanut ja laji runsastunut vuodesta 1994 vuoteen 2007. Linjalla 4 kehitys oli vaihtelevampaa, mutta laji oli runsastunut selvästi ruutujen 5 ja 12 välillä (16 m–44 m). Koealoilla 1 ja 2 suolavihvilä esiintyi vuonna 2007 kaikilla ruuduilla, kun se 1994 puutui kummallakin alalla kahdelta ruudulta. Molemmilla aloilla laji oli runsastunut, kuitenkin huomattavasti enemmän koealalla 1.

3.5.3 Mesiangervo

Mesiangervo on linjojen mantereen puoleiseen päähän rajoittunut laji, jonka peittävyys ei ylittänyt kymmentä prosenttia millään seurantaruu-dulla laitumen puolella. Koealalta 1 lajia ei löytynyt vuoden 1994 jälkeen ja koealalta 2 vuoden 1993 jälkeen. Laidunnetuilta linjoilta 3 ja 4 laji löytyi vuonna 2007 kummaltakin linjalta kahdelta ruudulta. Laiduntamattomalla alueella mesiangervo oli keskimäärin hiukan lisännyt peittävyytään ja levinneisyytään vuodesta 1994 vuoteen 2007 kuitenkin niin, että linjan alkupään ruuduilla peittävyys oli vähentynyt ja keskivaiheilla kasvanut. Sateisena vuonna 2004 lajin ruutukohtainen peittävyys oli suurempi ja levinneisyys laajempi.

3.5.4 Merisara

Merisaran kokonaislevinneisyys laitumella laajeni vuoden 1994 19 ruudusta 45 ruutuun vuoteen 2007 mennessä. Esiintymisen painopiste siirtyi kohti vesirajaa samalla, kun peittävyydet pienentyivät. Kehitys oli samanlaista molemmilla laidunnetuilla linjoilla 3 ja 4. Koealalta 1 lajia ei löydetty minään vuonna, ja koealalle 2 merisara ilmaantui 1994, minkä jälkeen se on levinnyt ja runsastunut huomattavasti. Laiduntamattomalla

linjalla 5 laji esiintyi yhdellä ruudulla 5 %:n peittävyydellä vuonna 1994 ja hävisi sen jälkeen.

3.6 Lajikoostumuksen muutos esimerkkilinjoilla

NMDS-analyysi laidunnetun linjan 4 ja laiduntamattoman linjan 5 vuosien 1994 ja 2007 aineistolla tuotti kolmiulotteisen esityksen, joka selitti 70 % näyteala-aineiston kasvilajikoostumuksessa ja lajien runsaussuhteissa havaitusta vaihtelusta. Kuva 11 A esittää näytealojen sijoittumisen akselien 1 (32 % kokonaisvaihtelusta) ja 2 (24 % kokonaisvaihtelusta) suhteen. Tärkeimmät ordinaatioakseleiden kanssa korreloineet ympäristömuuttujat ja aineiston laatumuuttujat on esitetty samasta pisteestä lähtevinä punaisina janoina. Näytealan rantakorkeuteen liittyvän muuttujan, etäisyyden ($r = 0,80$), mukaan linjattu akseli 1 korreloi negatiivisesti lajimäärän ($r = -0,83$) ja kenttäkerroksen peittävyyden ($r = -0,47$) kanssa.¹ Jokseenkin akselin 2 suuntaisesti asettuivat keskenään negatiivisesti korreloiden laidunnusjatkumo (laidunnuksen kesto vuosina) ($r = -0,68$) ja karikkeen määrä ($r = 0,75$).

Eri kasvillisuusvyöhykkeille sijoittuneet näytealat sijoittuvat kuvassa omiksi ryhmikseen, ja mosaiikkimaisemmin esiintyvät punanata- ja merisarayhdyskunnat sijoittuvat näiden ryhmien lomaan (kuva 11 A). Voimakkaimmin laidunnusjatkumon kanssa korreloivat rönsyrölliluhtakastikka-suolavihviläniitty ja meriluikka-rönsyrölliniitty, kun taas järviruokoyhdyskunnat korreloivat etäisyyden (rantakorkeus) kanssa. Lajimäärä oli korkein mesiangervo- ja nurmilauhavaltaisilla niityillä.

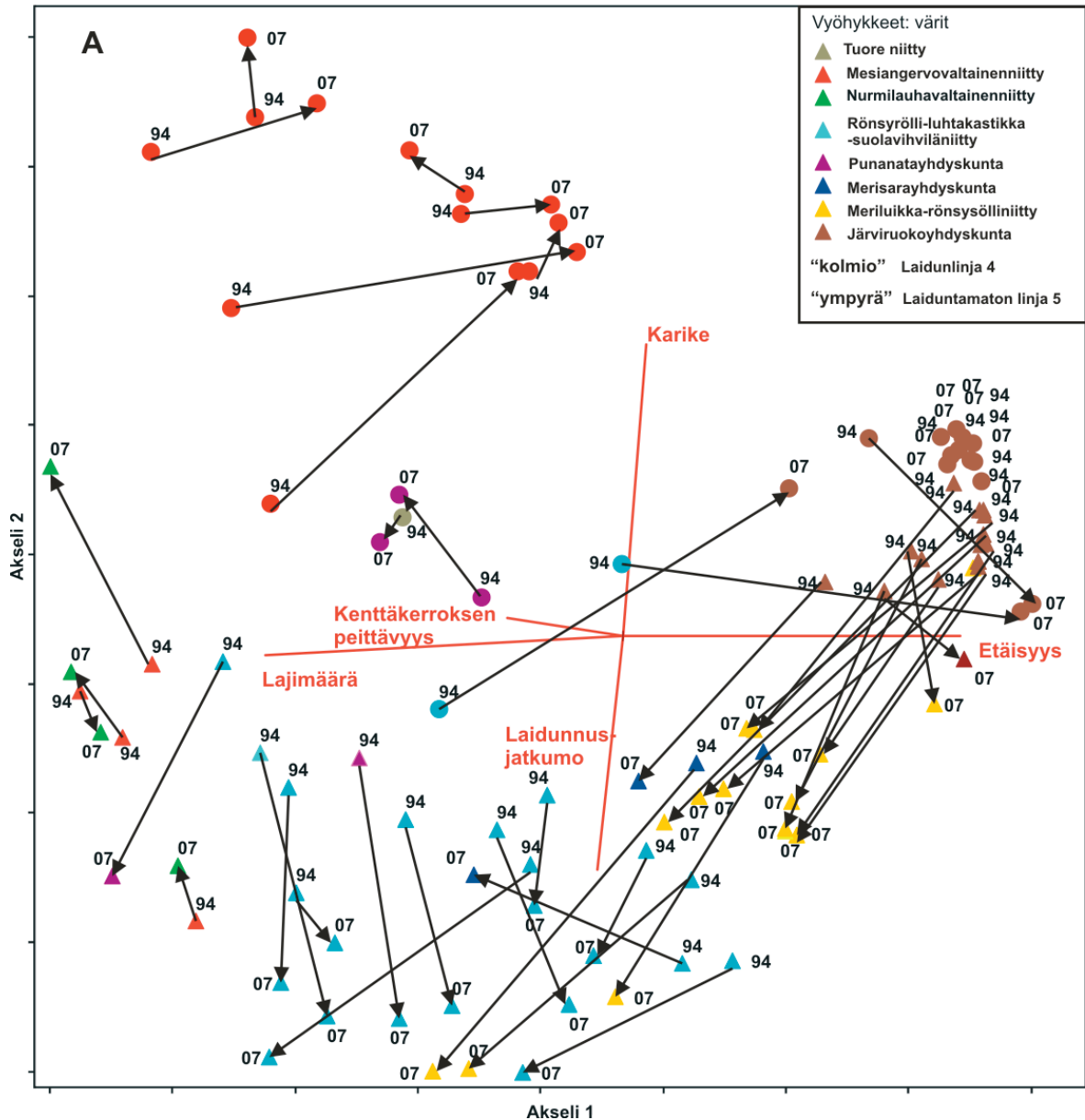
Laidunnetun linjan 4 näytealoilla vuosien 1994 ja 2007 välillä tapahtuneiden lajistomuutosten suunta oli useimmilla näytealoilla sama ja se korreloi selvästi laidunnuspaineen voimakkuuden kanssa. Järviruokoyhdyskuntaan kuuluneet ruudut olivat kehittyneet meriluikka-rönsyrölliniityksi, ja tähän muutokseen liittyi usein myös lajimäärän kasvu. Toisaalta monet mesiangervovaltaiset niityt olivat muuttuneet nurmilauhavaltaiseen suuntaan ja myös niiden lajimäärä oli usein kasvanut (kuva 11 A).

¹ Etäisyysmuuttuja mittaa matkaa mantereen puoleisesta päästä kohti merta, jolloin rannan korkeuteen liittyvä muutos on päinvastainen eli merta kohti laskeva.

Laiduntamattomalla linjalla 5 järviruokoyhdyskuntaa edustavat ruudut olivat pysyneet lähes muuttumattomina samalla, kun rönsyrölli-luhtakastikka-suolavihviläniittyntäytealat olivat muuttuneet järviruokokasvustoiksi. Linjan 5 mesiangervoaltaisissa niittyruuduissa kasvillisuuden muutokseen liittyi myös karikkeen määrän lisääntyminen (kuva 11 A).

Laidunnusjatkumon kanssa voimakkaasti positiivisesti korreloivia kasvilajeja olivat esim.

merirannikki, suolavihvilä, rönsyrölli, merisuolake sekä meriluikka, hentosuolake ja korpikaisla (*Scirpus sylvaticus*). Kolmen viimeksi mainitun lajin esiintyminen korreloi positiivisesti myös etäisyyden eli rantakorkeuden kanssa. Myös jokapaisara, merisara, syysmaitiainen, luhtakastikka ja ketohanhikki painottuvat näytealoille, joilla laidunnus oli voimakkainta. Lähimmäksi merta sijoittuvat etäisyyden kanssa edellisiä selvemmin korreloivat punakoiso (*Solanum dulcamara*), ranta-



Kuva 11. Laiduntamattoman (5) ja laidunnetun (4) tutkimuslinjan näytealojen NMDS-ordinaatio.

A. Molempien linjojen näytealat niiden kasvillisuuden samankaltaisuutta kuvaavassa ordinaatioavaruudessa. Kunkin näytealan vuosina 1994 ja 2007 inventoitua tilannetta kuvaavat pisteet on yhdistetty toisiinsa nuolilla. Pisteiden symbolit kertovat, mitä kasvillisuustyyppiä näytealan on katsottu edustaneen kunakin inventointiaikana. Kuvan keskiosiin sijoittuva punainen sentroidi esittää eräiden ympäristömuuttujien ja kasvillisuuden rakenteeseen liittyvien muuttujien vaihtelusunnat näyteala-aineistossa. Sentroidin ytimestä lähtevän linjan pituus kertoo muuttujan ja ordinaatioakselien välisen korrelaation voimakkuuden.



B. Näytealoilla kasvaneiden kasvilajien painottuminen edelläkuvatussa ordinaatioavaruudessa.

kukka (*Lythrum salicaria*), järviruoko, isomaltsa (*Atriplex prostrata*), ranta-alpi, suoputki (*Peucedanum palustre*) ja virmajuuret, jotka painottuvat esiintymisessään laiduntamattomalle alueelle. Pelto-ohdake (*Cirsium arvense*), juolavehnä (*Elymus repens*), nurmipuntarpää, hiirenvirna, mesiangervo, niittynätkelmä (*Lathyrus pratensis*), koiranputki (*Anthriscus sylvestris*) ja karhunputki (*Angelica sylvestris*) kasvoivat suhteellisen kuivilla ja häiriintymättömillä näytealoilla eli korreloivat negatiivisesti laidunnusjatkumon ja etäisyyden kanssa. Hajanaisemmin sijoittuneen ryhmän muodostivat linjan alkupäästä tavatut laidunnusjatkumoon neutraalimmin suhtautuneet lajit: valkoapila, aho-orvokki (*Viola canina*), nurmirölli

(*Agrostis capillaris*), niitty lauha, luhtamatara (*Galium uliginosum*), matalanurmikka (*Poa subcaerulea*), punanata, punasänkiö (*Odontites vulgaris*), lehtovirmajuuri, niittyleinikki (*Ranunculus acris*) ja ojakärsämö (*Achillea ptarmica*). Rantamatara, rantanätkelmä (*Lathyrus palustris*), meriratamo, aho-orvokki ja nurminata (*Festuca pratensis*) viihtyivät keskirannan laiduntamattomilla näytealoilla eli painoutuivat ordinaatiokuvan keskiosiin.

ISA-analyysin suoritin vuosien 1994 ja 2007 tiedoilla laidunlinjalta 4 ja laiduntamattomalta linjalta 5. Taulukossa 4 on esitetty suurimman indikaattoriarvon saaneet lajit ($p < 0,05$) laiduntamattomien ja laidunnettujen näytealojen luokissa. Voimakkaimmin laidunnusta indikoi rönsy-

röllin, suolavihvilän, merisaran ja meriluikan runsas esiintyminen. Laiduntamattomuutta taas indikoivat selvimmän järviruoko, mesiangervo, suoputki ja nurmipuntarpää.

Elomuotojen tai elinkiertostrategioiden suhteen ei kasvistossa ollut nähtävissä oleellisia muutoksia. Lajisto koostui sekä laitumella että laiduntamattomalla alueella pääosin monivuotisista hemikryptofyyteistä (liite 7). Sen sijaan yksi- ja kaksisirkkaisten osuudessa oli tapahtunut muutos, joka oli usein myös tilastollisesti merkitsevä.

Laidunlinjalla 4 kaksisirkkaisten osuuden väheneminen lajimäärien mukaan määritettynä oli tilastollisesti erittäin merkitsevä ($Z = -4,361$, $p = 0,000$) ja yksisirkkaisten osuuden lisääntyminenkin huomattavaa ($t = -1,804$, $p = 0,081$). Laiduntamattomalla linjalla 5 kehitys oli päinvastainen kaksisirkkaisten osuuden kasvaessa. Muutos oli yksisirkkaisilla merkitsevämpi ($Z = -1,582$, $p = 0,114$) kuin kaksisirkkaisilla ($t = 0,301$, $p = 0,767$).

Lajien peittävyysien muutos oli linjalla 4 samansuuntainen kuin lajimäärissä, mutta peittävyyksissä muutos oli tilastollisesti merkitsevä sekä yksi- että kaksisirkkaisilla (yksisirkkaiset: $t = -2,448$, $p = 0,020$; kaksisirkkaiset: $Z = -3,449$, $p = 0,001$). Linjalla 5 peittävyysien mukaan mää-

ritetty yksi- ja kaksisirkkaisten osuuden muutos oli päinvastainen kuin lajimäärien mukaan määritettynä. Tilastollisesti merkitsevää oli kaksisirkkaisten osuuden väheneminen ($t = -0,239$, $p = 0,019$), kun taas yksisirkkaisten osuuden kasvulla ei ollut tilastollista merkitsevyyttä ($t = 2,572$, $p = 0,813$).

3.7 Maaperäanalyysien tulokset ja maaperätekijöiden vaikutus kasvilajistoon

Taulukossa 5 on esitetty maaperäanalyysien tulokset. Maalaji oli molemmilla linjoilla multavaa ja muuttui karkeammasta moreenimaasta saviemmaksi merta kohti siirryttäessä. Laidunlinjalla 4 muutos savimaaksi tapahtui jo 8 metrissä eli huomattavasti ylempänä kuin laiduntamattomalla linjalla 5, jossa savimaata oli analysoitujen ruutujen kohdalla vasta 44 metrissä. Linjan 4 loppupäässä oli myös multamaata ja aitosavea. Molemmilla linjoilla johtoluku ja natriumin määrä kohosivat merta lähestyttäessä, mutta kuitenkin niin, että viimeisellä ruudulla arvot laskivat. Linjalla 5 johtoluku nousi 4,3:sta 13,6:een laskien lopussa 13,1:een. Linjalla 4 johtoluku nousi 7,3:sta 38,8:aan ja laski lopussa 24,7:ään (mittayksikkö

Taulukko 4. ISA-analyysin perusteella määritetyt indikaattorilajit laiduntamattomille ja laidunnetuille näytealoille.

Laji	Laji	Luokka	Indikaattoriarvo (havaittu)	Indikaattoriarvo (satunnainen)	p-arvo
Virmajuuri	<i>Valeriana sp.</i>	Laiduntamaton	10,0	4,3±1,81	0,015
Nurminata	<i>Festuca pratensis</i>	Laiduntamaton	12,5	5,1±2,08	0,011
Punakoiso	<i>Solanum dulcamara</i>	Laiduntamaton	15,0	5,6±2,27	0,003
Koiranputki	<i>Anthriscus sylvestris</i>	Laiduntamaton	15,0	5,7±2,20	0,002
Ranta-alpi	<i>Lysimachia vulgaris</i>	Laiduntamaton	16,9	8,3±2,92	0,005
Ojakärsämö	<i>Achillea ptarmica</i>	Laiduntamaton	29,6	18,4±4,26	0,011
Hiirenvirna	<i>Vicia cracca</i>	Laiduntamaton	30,0	9,5±3,03	0,001
Nurmipuntarpää	<i>Alopecurus pratensis</i>	Laiduntamaton	32,5	9,5±2,67	0,001
Luhtasuoputki	<i>Peucedanum palustre</i>	Laiduntamaton	39,6	16,8±3,65	0,001
Mesiangervo	<i>Filipendula ulmaria</i>	Laiduntamaton	41,6	15,4±3,67	0,001
Järviruoko	<i>Phragmites australis</i>	Laiduntamaton	74,8	48,0±4,96	0,001
Syysmaitiainen	<i>Leontodon autumnalis</i>	Laidunnettu	12,5	6,5±2,31	0,031
Valkoapila	<i>Trifolium repens</i>	Laidunnettu	15,6	8,6±3,03	0,022
Merisuolake	<i>Triglochin maritima</i>	Laidunnettu	26,6	11,6±2,90	0,001
Meriluikka	<i>Eleocharis uniglumis</i>	Laidunnettu	39,1	16,3±3,57	0,001
Merisara	<i>Carex mackenziei</i>	Laidunnettu	42,7	19,2±4,37	0,001
Suolavihvilä	<i>Juncus gerardii</i>	Laidunnettu	47,9	20,9±3,82	0,001
Rönsyrölli	<i>Agrostis stolonifera</i>	Laidunnettu	64,1	24,5±3,96	0,001

Taulukko 5. Maaperänäytteiden analyysitulokset laidunnetulta linjalta 4 ja laiduntamattomalta linjalta 5 vuonna 2006. sHtMr = savinen hietamoreeni, HtS = hietasavi, htLjS = hietainen liejusavi, As = aitosavi, sMm = savinen multamaa.

Linja	metriä	Jl 10xS/ cm	pH	Ca mg/l	P mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	N mg/l	maalaji
4	0	7,3	6,1	808	< 2	350	830	670	6	sHtMr
4	8	9,7	6,1	756	< 2	390	880	850	6	HtS
4	28	13,5	5,3	616	< 2	290	630	910	6	HtS
4	40	10,6	6	819	2	390	830	860	6	HtS
4	44	14,3	5,4	609	2,9	280	600	970	5	htLjS
4	64	27	4,6	710	< 2	370	860	1300	5	HtS
4	83	39,9	4	558	2,3	320	730	1400	6	As
4	104	34,6	4,6	566	< 2	370	700	1500	6	As
4	125	35,3	4,1	550	2,6	360	750	1400	5	As
4	146	38,8	4,3	608	4,1	280	690	1700	7	sMm
4	165	24,7	4,9	512	4,6	420	640	1200	6	htLjS
5	0	4,3	6,2	754	< 2	270	740	610	7	HtMr
5	8	4,7	5,8	763	< 2	320	780	620	6	HtMr
5	28	10,7	5,4	562	< 2	220	620	900	5	HHt
5	40	13,6	5,4	539	< 2	240	600	1000	6	HtMr
5	44	13,1	5,4	532	< 2	210	610	980	6	htLjS

10xS/cm). Natriumilla vastaava muutos linjalla 5 oli 610:stä 1000:een laskien lopussa 980:een mg/l:ssa. Linjalla 4 natriumin määrä nousi 670:stä 1700:aan ja laski lopussa 1200:aan mg/l. Linjalla 4 myös fosforin määrä kasvoi merta kohti alle 2:sta 4,6:een mg/l. Linjalla 5 arvo oli joka ruudulla <2 mg/l. pH-pitoisuuksissa oli merta kohti laskeva suunta: 5-linjalla 6,2:sta 4:ään mg/l ja 4-linjalla 6,1:stä 4,9:ään mg/l. Myös kalsiumin ja magnesiumin arvoissa oli nähtävissä merta kohti laskeva suunta, joskin arvoissa oli enemmän vaihtelua. Linjalla 4 magnesiumia oli 880–630:n mg/l ja kalsiumia 819–512 mg/l. Linjalla 5 magnesiumia oli 780–600 mg/l ja kalsiumia 763–532 mg/l.

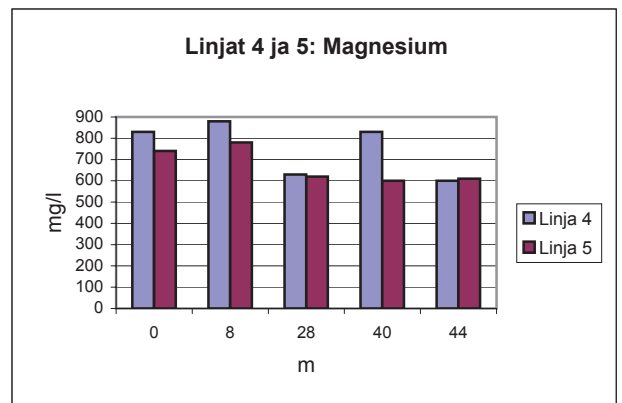
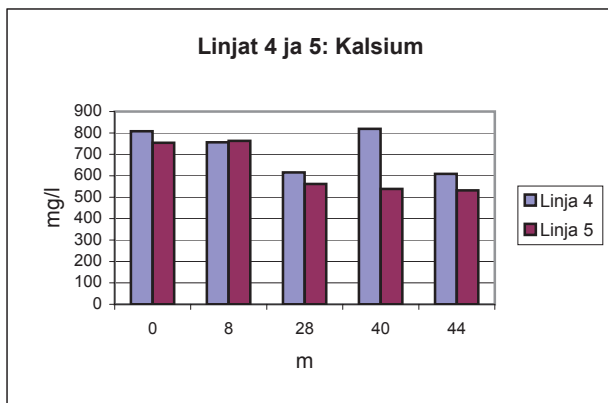
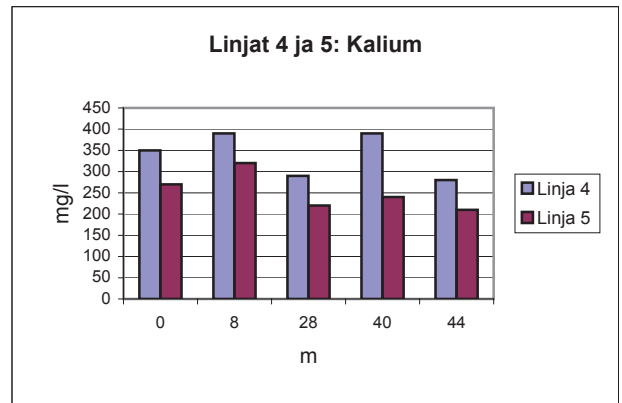
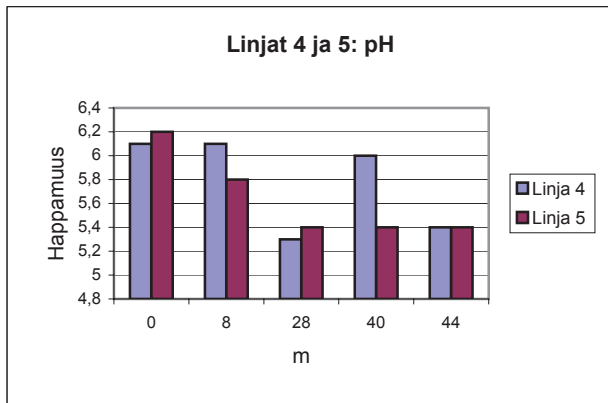
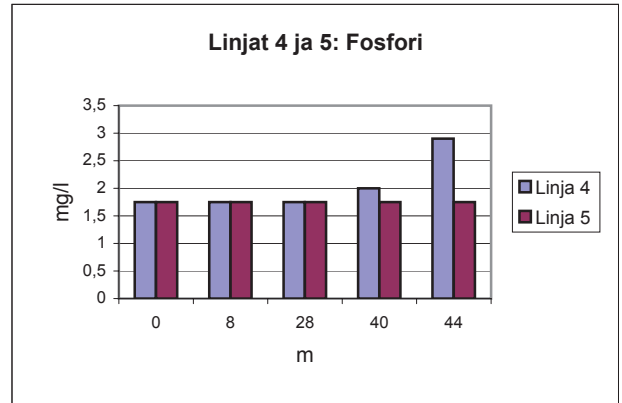
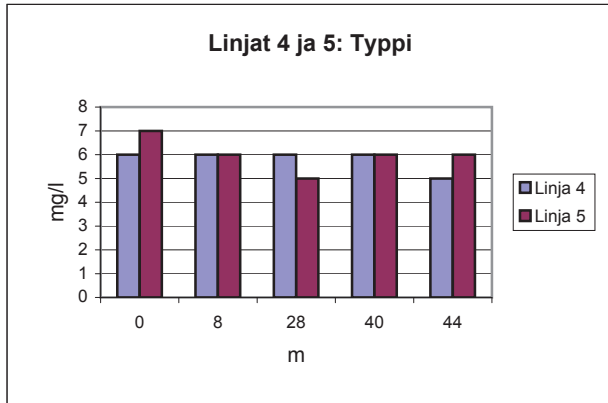
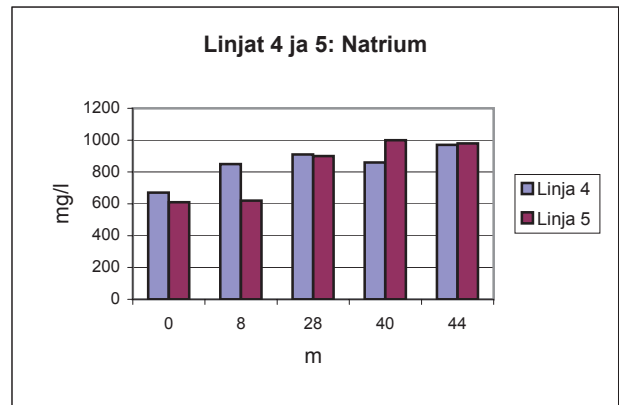
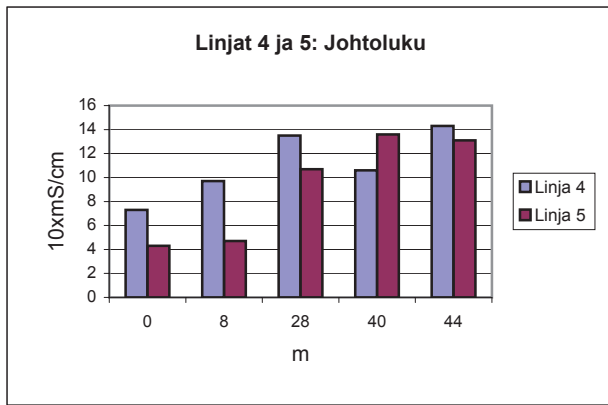
Typen määrässä vaihtelua oli vähiten – molemmilla linjoilla tyypeä oli 5–7 mg/l – eikä selvää suuntausta ollut nähtävissä. Laidunlinjalla 4 korkein arvo oli lähellä merta, kun taas laiduntamattomalla linjalla 5 korkein arvo oli linjan alussa.

Kuvassa 12 esitetään linjojen 4 ja 5 maaperäanalyysien tulokset vastaavilta ruuduilta (linjan alusta määritetyn etäisyyden suhteen). Selvimpanä erona linjojen välillä oli kaliumin määrän runsaus laitumella verrattuna laiduntamattoman linjaan. Myös johtoluku, natrium, fosfori, magnesium ja kalsium olivat laitumella pääsääntöisesti korkeampia tai yhtä suuria kuin laiduntamattomalla linjalla. Typellä erot olivat pieniä, mutta

korkeimmat arvot painoutuivat lievästi linjalle 5. Linjalla 4 pH-arvot olivat keskimäärin hiukan korkeammat, joskin ruutujen välillä oli vaihtelua. Linjan 4 maaperäanalyysitulokset diagrammiesityksenä ovat liitteessä 8.

Linjojen 4 ja 5 maaperäaineiston NMDS-analyysissä 3 akselia selittivät 80 % kasvilajiston kokonaisvaihtelusta. Kuvaan 13 on valittu akselien 2 ja 3 kuvaama ordinaatioesitys, jossa näkyvät kaikki maaperäanalyysin muuttujat maalajia lukuun ottamatta. Akseli 3 (32 % kokonaisvaihtelusta) on linjattu etäisyyden ($r = -0,89$) eli rantakorkeuden mukaan. Myös maaperänäytteiden natrium ($r = -0,65$), johtoluku ($r = -0,69$) ja fosfori ($r = -0,49$) korreloivat positiivisesti pystyakselin kanssa, kun taas pH ($r = 0,66$), kalsium ($r = 0,46$) ja magnesium ($r = 0,58$) korreloivat sen kanssa negatiivisesti. Akselin 2 (24 % kokonaisvaihtelusta) suuntaisesti asettuivat negatiivisesti keskenään korreloiden lajimäärä ($r = 0,81$) ja karikkeen määrä ($r = -0,95$). Lajimäärän ja kaliumin (akseli 2, $r = 0,53$) välillä on nähtävissä positiivista korrelaatiota. Tämän esityksen mukaan keskenään negatiivisesti korreloivat myös liukoinen typi (akseli 2, $r = -0,42$) ja pohjakerroksen peittävyys ($r = 0,49$).

Kuhunkin neljännekseen ordinaatiokuvassa sijoittuu eri kasvillisuusvyöhyke. Ainoa tuoreen niityn vyöhykkeeseen kuuluva ruutu on sijoittunut muista poiketen lähimmäksi keskustaa.

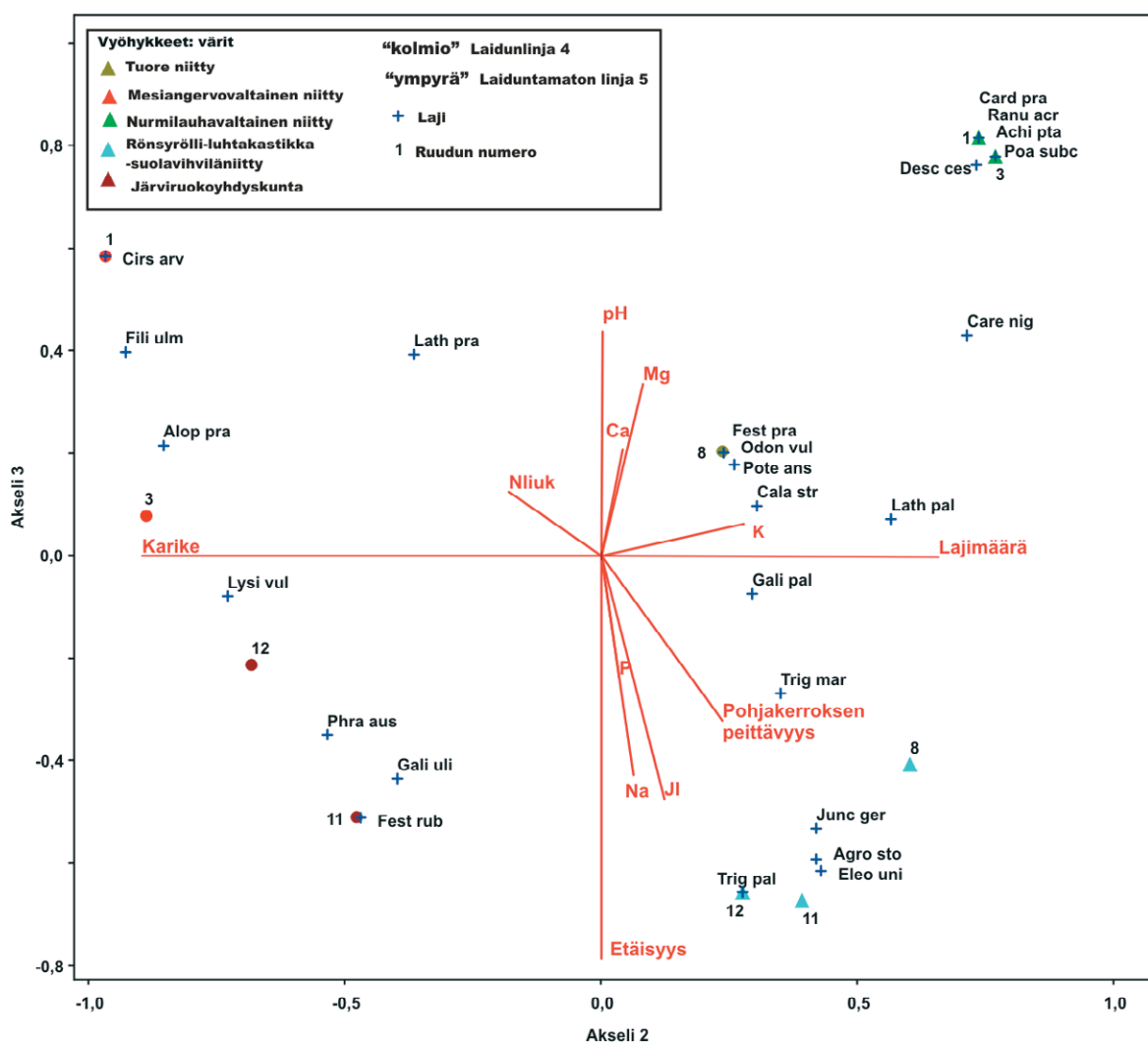


Kuva 12. Linjojen 4 ja 5 maaperäanalyysissä määritettyjen johtoluvun, pH:n ja ravinteiden vertailu.

Typipitoisuuden ja karikkeen määrän suhteen voimakkaimmin korreloivat laiduntamattomat mesiangervoaltaisen vyöhykkeen ruudut, ja myös pH osoittaa positiivista korrelaatiota niiden suhteen. Laidunnetun nurmilauhavaltaisen vyöhykkeen ruutujen sijoittumista ordinaatioesityksessä maaperäanalyysin perusteella selittää parhaiten pH:n, kaliumin, kalsiumin ja magnesiumin korkeampi määrä muihin ruutuihin verrattuna. Laidunnetut rönsyrölli-luhtakastikka-suolavihviläniittyruudut sijoituivat korkeimpien johtoluvun ja natrium- ja fosforipitoisuuksien alueelle. Myös pohjakerroksen peittävyys oli näillä ruuduilla korkeampi. Sen sijaan typipitoisuuden ja pH:n suhteen korrelaatio oli negatiivinen. Laiduntamattomat

järviruokoyhdyskuntaa edustavat ruudut eivät tässä kuvassa osoita minkään mitatun maaperämuuttujan suhteen positiivista korrelaatiota. Negatiivista korrelaatiota näkyy pH:n, kalsiumin, magnesiumin ja kaliumin suhteen.

Oikeaan alaneljännekseen rönsyrölli-luhtakastikka-suolavihviläniityn ruutujen yhteyteen sijoittuvat lajit saavat Ellenbergin (Ellenberg ym. 2001) indikaattoriarvojen mukaan korkeimmat suolaluvut (poikkeuksena rönsyrölli). Vasemman yläneljänneksen mesiangervoaltaisen niityn mukaisesti sijoittuneet lajit saavat korkeita typpilukuja. Koordinaatiston alaosan lajeja luonnehtivat korkeat kosteusluvut, ja alhaisimpia kosteuslukuja omaavat lajit löytyvät yläosan lajien joukosta.



Kuva 13. Maaperäanalyysiin valittujen näytealojen NMDS-ordinaatio. Kuva esittää näytealojen sijainnin niiden kasvilajistojen samankaltaisuutta kuvaavassa avaruudessa. Kuvan keskiosiin sijoittuva punainen sentroidi esittää maaperäanalyysissä tutkittujen ravinteiden sekä eräiden muiden ympäristömuuttujien ja kasvillisuuden rakenteeseen liittyvien muuttujien vaihtelusuuntaa samassa näyteala-aineistossa. Myös näytealoilla kasvaneiden kasvilajien esiintymien painottuminen on merkitty näkyviin.

4 Tulosten tarkastelu

Tämän tutkimuksen perusteella laidunnuksen aikaansaamia muutoksia tapahtui kaikkien tutkittujen muuttujien kohdalla: lajimäärissä, kasvillisuuden peittävydessä, lajiston rakenteessa ja sitä kautta kasvillisuusvyöhykkeissä. Myös maaperän ravinnepitoisuuksissa oli eroja laitumen ja laiduntamattoman alueen välillä.

Kenttäkerroksen peittävyys kasvoi ja lajimäärä väheni sekä laitumella että laiduntamattomalla alueella. Vaikka lajimäärän yleinen kehitys oli laskeva, laitumen puolella tapahtui selvää kasvua linjan merenpuoleisessa päässä. Se liittyi järviruo'on taantumiseen laidunnuksen myötä. Yhden ylivoimaisen kilpailijan väistyminen on luonut tilaa useammalle lajille. Lajimäärä on ollut laitumella koko ajan korkeampi ja ero kasvoi vuodesta 1994 vuoteen 2007. Laidunnuksen vaikutuksista merenrantaniittyjen lajimäärään on saatu aiemmin ristiriitaisia tuloksia. Lajimäärän vähenemistä ovat havainneet mm. Jutila (1999) ja Tyler (1969b), mutta esimerkiksi Bakkerin (1987) ja Lumolaidun-projektin (Huuskonen 2006) tutkimuksissa lajimäärä on kasvanut laidunnuksen myötä. Tätä tutkimustulosten eroa Pykälä (2007a) selittää eroilla ranta-alueen luonnonvoimien tehossa, jolloin luontaisesti avoimet rannat hyötyisivät vähemmän tai jopa kärsisivät laidunnuksesta. Tässä tutkimuksessa mukana ollut Laajalahti on esimerkki hyvin suojaisesta alueesta ja onkin oletettavaa, että hoidon jatkuminen sopivalla laidunnuspaineella voisi kääntää myös kokonaislajimäärän kasvuun.

Laitumella kenttäkerroksen peittävyden kasvu painottui rannan ylä- ja alaosaan, kun taas keskirannalla peittävyys vähentyi. Laidunnuksen vaikutuksesta kasvillisuus muuttuu tiheämmäksi versojen määrän lisääntyessä, jos laidunnuspaine ei ole liian voimakas (Pykälä 2001). Tutkimusalueella laidunnuspaineen kohdistuminen eri tavalla rannan eri osiin on luonut vaihtelua kasvillisuuden peittävyteen. Laiduntamattomalla alueella tapahtunut merkittävä kenttäkerroksen peittävyden lasku kolmella peräkkäisellä järviruokoruudulla ei selity analyysiaineiston muuttujien avulla. Muutos voi johtua myös ulkoisesta paikallisesta häiriöstä (ruovikossa liikkuu mm. peuroja).

4.1 Lajitason muutoksista

Laitumen puolella lajistomuutokset hävinneiden ja uusien lajien osalta liittyvät lajien erilaiseen kykyyn sietää laidunnusta ja toisaalta laiduntajien taipumukseen valikoida maukkaampia lajeja (Jerling & Andersson 1982). Laajalahden laitumelta hävinneet tai voimakkaasti taantuneet lajit (järviruoko, suoputki, lehtovirmajuuri, luhtakastikka ja mesiangervo) ovat myös Jutilan (1998) tutkimuksessa osoittautuneet laidunnusta huonosti sietäviksi lajeiksi. Sekä Laajalahdella että Jutilan (1998) tutkimuksessa voimakkaimmin laidunnuksesta hyötyneitä lajeja olivat nopeakasvuiset rönsyrölli ja suolavihvilä, joista rönsyröllin tehokas levittäytyminen tapahtuu pintarönsyjen avulla. Myös meriluikka, nurmilauha ja valkoapila hyötyivät selvästi laidunnuksesta. Laajalahden laitumella punanata paikoin lisääntyi ja paikoin taantui, keskirannan koealalta 2 se jopa hävisi, vaikka se on Jutilan tutkimuksessa selvästi laidunnuksesta hyötyvä laji. Muutos liittyyneen laitumen kosteusoloissa tapahtuneisiin muutoksiin, sillä punanata indikoi geolitoraalin kuivimpia kohtia (Pykälä ym. 1994). Laajajuurakkoisen järviruo'on voimakas vähentyminen on vähentänyt myös sen biomassan ylläpitämiseen sitoutuneen veden kulutusta, joskin suora haihdunta maan pinnalta on lisääntynyt.

Laiduntamattoman alueen mantereen puoleisessa päässä tuoreen niityn indikaattorilaji, nurmipuntarpää, oli runsastunut ja levittäytynyt voimakkaasti samalla, kun kostean niityn indikaattorin, mesiangervon, peittävyys oli vähentynyt. Muutos osoittaa olosuhteissa tapahtunutta kuivumiskehitystä, joka voi liittyä maankohoamiseen. Samaa kehitystä edustaa koiranputken, juolavehnän, pelto-ohdakkeen ja nurminadan ilmaantuminen alueelle. Kaikkia näitä lajeja yhdistää myös korkea typpiluku Ellenbergin luokittelussa (Ellenberg ym. 2001). Hävinneitä lajeja luonnehtivat alhaiset typpiluvut, joten muutoksen voi tulkita myös osoitukseksi rehevöitymisestä. Hävinneiden ja taantuneiden lajien suuri määrä kertoo myös korkeakasvuisten lajien ylivoimasta mm. valokilpailussa.

Merenrannoilla tapahtuu maankohoamisen seurauksena hidasta mutta merkittävää kasvillisuuden siirtymistä rannalla alaspäin (Cramer & Hytteborn 1987). Muutosten havainnointi edellyttää kuitenkin yli kymmenen vuoden seuranta, sillä lyhyemmällä aikavälillä vuosien välinen sääolojen aiheuttama vedenkorkeuden vaihtelu peittää maankohoamisen vaikutukset. Laajalاهدella maankohoaminen on hyvin hidasta (2 mm vuodessa) ja muutoskin siten hitaampaa. Laidunnuksen vaikutukset kasvillisuuteen peittävät näin lyhyellä seurantahistorialla (15 v) maankohoamisen vaikutukset, mutta laiduntamattomalla alueella mesiangervon siirtyminen alaspäin ja toisaalta järviruo' on vetäytyminen rantaa kohti voisivat olla merkkejä maankohoamisesta tutkimusalueella.

Tulokset osoittivat yksisirkkaisten lajien määrän kasvua laidunnetulla alueella. Vastaava havainto on tehty muissakin merenrantaniittyjen tutkimuksissa (Jutila 1998, Huuskonen 2006). Peittävyuden mukaan määritettynä yksisirkkaisten osuus kasvoi myös laiduntamattomalla alueella, vaikka niiden osuus pieneni lajimääräisesti. Tämä tulos kertoo lähinnä korkeakasvuisen voimakkaan kilpailijan, nurmipuntarpään, leviämistä edistäneistä muutoksista laiduntamattoman alueen olosuhteissa.

Laidunnuksen myötä tapahtunut lajistorakenteen muutos näkyy harvinaisiksi luokiteltujen (Pykälä ym. 1994) matalakasvuisten kasvillisuustyyppien osuuden merkittävänä lisääntymisenä. Suurin muutos liittyy kahden huonosti laidunusta sietävän lajin, järviruo' on ja mesiangervon, taantumiseen. Tällöin laitumelle kehittyi kolme kasvillisuusvyöhykettä, alarannalle meriluikka-rönsyrölliniitty sekä merisarayhdyskunta ja ylärannalle nurmilauhavaltaisen niitty, joita ei laiduntamattomalta alueelta löydy. Laajalاهدella meriluikka-rönsyrölliniitty oli laajentunut voimakkaasti vuodesta 1994, mutta nurmilauhavaltaisen niitty puuttui laitumeltakin vielä vuonna 1994. Myös rönsyrölli-luhtakastikka-suolavihviläniityn osuus kasvoi laitumella, kun se laiduntamattomalta alueelta on hävinnyt.

4.2 Laidunnuksen vaikutus neljään esimerkkilajiin

Lajien sijoittuminen rannan eri osiin selittyy niiden stressin siedon ja kilpailukyvyn mukaan (Gray 1992, Ungar 1998, Crain ym. 2004). Merenrannalla suolaisuus vaikuttaa lajiston rakenteeseen, jolloin kilpailuetua saavat ne lajit, joilla on muita parempi suolansieto elinkierron eri vaiheissa. Tylerin (1971) tutkimusten perusteella Itämeren rantaniittyjen lajiston sijoittumista määräävät suolaisuudensieto voimakkaammin maaperän kosteusolot ja etenkin rannan alaosassa kasvillisuuden ajoittainen peittyminen veden alle. Merkittävä rakenteellinen ero rannan kosteimmassa oloissa elävän lajiston ja rannan ylempien osien lajien välillä on tuuletussolukko, joka mahdollistaa selviämisen vähähappisissa oloissa. Ellenbergin suolaluvun (Ellenberg ym. 2001, liite 7) mukaan määritettynä suolavihvilä saa arvon 7. Lajit, joiden suolaluku on 5 tai korkeampi, esiintyvät pääasiassa vain suolavaikutteisilla alueilla. Sama tai korkeampi suolansieto Laajalاهدella esiintyvistä lajeista on merirannikilla, merirattamalla, merisuolakkeella ja hävinneellä suolamaltalla, joiden peittävyudet olivat kuitenkin vähäisiä. Eli suolaisuuden sieto ei Laajalاهدellakaan ole oleellisin sijoittumista määräävä tekijä.

Kaikki neljä esimerkkilajia – järviruoko, suolavihvilä, merisara ja mesiangervo – ovat Fennoskandiassa yleisiä ja laajalle levinneitä. Selvästi meren rannoille sijoittuneita suolaisuutta indikoivia lajeja ovat suolavihvilä ja merisara. Suolavihvilää tapaa suolauksen seurauksena myös teiden varsilta. Lajeista merisara on luokiteltu Suomessa harvinaiseksi. Järviruoko ja mesiangervo ovat hyvin yleisiä kosteiden paikkojen kasveja, ja mesiangervon esiintyminen rajoittuu vain makean veden vaikutuspiiriin (Mossberg & Stenberg 2005).

Järviruoko on ravinteikkaissa oloissa voimakas kilpailija, jonka korkea ja tiheä kasvusto syrjäyttää useimmat muut lajit estämällä valon pääsyn maanpinnalle ja heikentäen siten niiden kasvua. Lisäksi maan peittävä karikematto haittaa oleellisesti muiden lajien siementen itämistä ja siementaimien kehitystä. Voimakkaan juuristonsa avulla järviruoko myös levittäytyy tehokkaasti otollisissa olosuhteissa (Mal & Narine 2004, Grime ym. 2007, Roosaluuste 2007). Lisäksi genotyyppitutkimusten perusteella on päätelty nykyisten yksilöiden olevan leviämisoimainai-

suuksiltaan entistä tehokkaampia (Saltonstall 2002). (Meren)rantojen rehevöitymisen myötä ja toisaalta teknologian kehityksen ja elinkeinorakenteen muutoksen seurauksena voimakkaasti vähentynyt rantaniittyjen niitto ja laidunnus ovat tehneet järviruo'osta luonnonsuojellisen ongelman, jonka runsastuminen on vähentänyt rantojen monimuotoisuutta. Kun järviruo'on määrää halutaan vähentää laidunnuksella, oleellista on laidunnuksen aloitusajankohta. Keväisiä pehmeitä versoja nautakarja syö halukkaasti, mutta kesän aikana muodostuva kova korsi maistuu huonommin. Laajalahdella hoidon ajoituksessa on onnistuttu ja laidunnukseen liitetty niitto ja murskaus ovat tuottaneet toivotun tuloksen, jossa matalakasvuiset niittytyypit ovat vallanneet alaa järviruo'on peittävyuden vähentyessä.

Suolavihvilä on Suomessa hienojakoisten merenrantojen tyyppillinen geolitoraalinen valtalaji siellä, missä makean veden vaikutus on vain vähäistä ja järviruoko ei ole sitä syrjäyttänyt. Suolavihvilä on geolitoraalisen olosuhteissa voimakas kilpailija (Bertness 1991), jonka siementaimet hyötyvät laidunnuksen myötä syntyvästä avoimesta tilasta (Ericson 1980). Aikaisempi kasvuun lähtö tuo kilpailuetua muihin saman vyöhykkeen kasveihin nähden (Bertness 1991), kuten myös runsain esiintyminen siemenpankissa (Jutila 1999). Laidunnuksen seurauksena suolavihvilän levinneisyys laajentui Laajalahden laitumella merkittävästi. Rannan kosteimmissä osissa laji ei enää pärjää, vaan valtalajiksi vaihettuu meriluikka.

Tylerin mukaan (1969b) merisara muodostaa laajoja, tiheitä kasvustoja suojaisille paikoille, joissa laidunnuspaine on alhainen. Kasvullinen leviäminen on juurtuneelle kasvustolle merkittävämpi lisääntymismuoto kuin siemenet. Kukkiminen ja siementen muodostus on vaihtelevaa, mutta siemenet voivat levitä veden mukana kauaskin. Tyyppillinen kasvualusta on kostea, pelkistyneissä oloissa rikkivedyn mustaksi värjäämä. Pääosin merisaran on todettu hyötyvän laidunnuksesta (Kauppi 1967, Jutila 1998), joskin Tyler (1969b) pitää lajia aina arkana. Laajalahdella merisara hyötyi selvästi vähentyneestä valokilpailusta, mutta peittävyuden pieneneminen voi olla osoitus korkeasta laidunpaineesta tai mahdollisesti peittävyuden lisääntyminen muuttuneissa oloissa on vasta tapahtumassa.

Mesiangervo on näistä neljästä esimerkkilajista ainoa selvästi makean veden ympäristöön kuu-

luva laji, mistä kertoo myös sen sijoittuminen rannan yläosaan. Laajalahden laitumelta se lähes hävisi, kun taas laiduntamattomalla alueella sekä sen peittävyys että levinneisyys ovat lisääntyneet. Jalaksen (1965) mukaan karjan tiedetään karttavan lajia (joskin nuoret versot kelpaavat lampaille ja vuohille) ja taantuminen laidunnuksen myötä liittyykin lajin huonoon tallauksen sietoon. Kosteissa, valoisissa oloissa se on voimakas kilpailija mutta herkkä korkean veden ja syksyn kylmän kauden yhdistelmälle (Ericson 1980). Kasvualustan kosteusolojen muutosta ilmensi nurmipuntarpään peittävyuden lisääntyminen mesiangervon kustannuksella laiduntamattoman linjan yläpäässä.

4.3 Lajikoostumuksen muutos esimerkkilinjalla

NMDS-analyysin tuottama ordinaatioesitys laidunlinjalta 4 ja laiduntamattomalta linjalta 5 tukee hyvin aiemmista tutkimuksista saatuja tuloksia merenrannan lajiston sijoittumisesta ja laidunnuksen vaikutuksesta kasvillisuuteen. Kaikkien merenrantaniittytutkimusten ilmeinen johtopäätös on lajimäärän kasvu etäisyyden merestä kasvaessa (mm. Bakker 1989, Vestergaard 1998, Jutila 1999). Etäisyysmuuttuja on kiinteästi yhteydessä rannankorkeuteen, jota tässä tutkimuksessa ei erikseen mitattu. Etäisyyden kasvuun ja korkeuden nousuun liittyy rannan erityisten stressitekijöiden, kuten suolaisuuden, veden korkeuden vaihteluiden, maaperän happipitoisuuden ja jään vaikutuksen heikkeneminen. Ylärannan vähemmän haasteellisissa olosuhteissa lajien välinen kilpailu muodostuu lajiston koostumusta määrääväksi tekijäksi (Gray 1992). Näin myös ordinaatiokuvassa lähimmäs merta sijoittuneet suolakkokasvit vaihtuivat vähitellen tuoreen niityn tyyppilajeiksi mantereelle päin siirryttäessä.

Laidunnusjatkumon suhteen positiivisesti sijoittuneet näytealuruudut kuvastavat laidunnuksen myötä tapahtunutta muutosta kasvillisuuden koostumuksessa sekä matalakasvuisten kasvillisuustyyppien osuuden kasvua. Laidunnusjatkumo kuvastaa myös kasvillisuuden korkeuden laskua, jota ei ole tässä tutkimuksessa erikseen mitattu. Kasvillisuuden korkeus on sinänsä tärkeä tieto esim. laidunnuspainetta määritettäessä.

Laidunnus estää tehokkaasti karikkeen muodostumista. Ordinaatiokuvassa karikkeen suhteen

positiivisesti sijoittuneet näytealat kuuluivatkin mesiangervoaltaisiin niittyihin tai järviruokoyhdyskuntiin, joita ei enää vuonna 2007 löytynyt laitumen puolelta yhtä järviruokoyhdyskuntaa edustavaa näytealaa lukuun ottamatta. Tutkimuksen perusteella laiduntamattomuutta indikoivat lajit olivat tyypillisiä korkeakasvuisten niittyjen lajeja, jotka eivät kestä laidunnusta. Sama tulos ilmeni myös ISA-analyysin tuloksissa, joissa 18 lajia ilmensi esiintymisensä suhteen selvästi joko laidunnusta tai laiduntamattomuutta. Laidunnuksesta voimakkaimmin hyötynneet lajit, rönsyrölli, suolavihvilä, merisara, meriluikka, merisuolake ja valkoapila, puuttuivat laiduntamattomalta alueelta vuonna 2007.

4.4 Maaperäanalyysien tulosten tulkintaa

Maaperän suolapitoisuutta mittaavat natrium ja johtoluku (Viljavuuspalvelu 2000). Merenrannalla itsestään selvä tulos maaperäanalyysissä oli, että niiden pitoisuudet kasvoivat merta kohti. Maaperän suolapitoisuus kohoaa haihdunnan myötä suolojen kertyessä maanpintaan ja laskee sateen vaikutuksesta. Myös tulvan aikana pitoisuus laskee meriveden suolapitoisuuden tasolle (Tyler 1971). Laajalahden tuloksissa merkittävä natriumin ja johtoluvun lasku linjan 4 viimeisellä ruudulla kertoi meriveden välittömästä vaikutuksesta. Myös pH-arvoissa oli nähtävissä vastaava kehitys. Linjalla 4 lähimpänä merta olevien ruutujen kohonneet fosforiarvot osoittivat luultavasti rehevöityneen Itämeren vaikutusta. Laitumella kaikkien ravinteiden arvot olivat keskimäärin korkeammat kuin laiduntamattomalla alueella. Suurin ero oli kaliumilla, jonka osuus on suurin myös karjan ulosteissa (Rajala 1995). Tulos on yhtäpitävä muiden laidunnettujen alueiden maaperätutkimusten kanssa (esim. Jansson ym. 2002, Huuskonen ym. 2006). Luonnollisesti laiduntamattoman alueen runsaampaan biomassaan sitoutuu enemmän ravinteita, jolloin niitä on vähemmän maaperässä.

Ordinaatioesitys maaperäaineiston pohjalta antaa kuvan rannan eri osien ominaisuuksista, jotka vaikuttavat myös kasvilajistoon. Alarannan kasvillisuustyyppit, rönsyrölli-luhtakastikka-suolavihviläniitty ja järviruokoyhdyskunta, sijoittuivat selvästi happamammalle maaperälle, kun taas nurmilauhavaltainen niitty ja mesiangervoaltai-

nen niitty indikoivat korkeampaa pH:ta. Mitatut maaperämuuttajat tyyppiä lukuun ottamatta osoittivat korkeampia arvoja laitumella kuin laiduntamattomalla alueella. Tämän kuvan perusteella tutkimusalueen rehevintä aluetta edustaa tyyppiä määrällä mitattuna mesiangervoaltainen niitty. Näytteiden rajoitetun määrän vuoksi merisarayhdyskunnat ja meriluikka-rönsyrölliniitty jäivät tämän analyysin ulkopuolelle.

4.5 Laidunnuksen ajoitus ja laidunnuspaine

Laidunnuksen ajoitus ja laidunnuspaineen seuranta tapahtuvat helpoimmin kasvillisuuden korkeuden avulla. Sääoloista johtuen laidunnuksen aloitusajankohta vaihtelee vuosittain. Lumolaidun-projektin (Huuskonen ym. 2006) tuottama ohjeellinen arvo laidunnuksen aloitusajankohdalle oli kasvillisuuden 10 cm:n korkeus. Toisaalta rantalintujen pesintätuhojen välttämiseksi ei eläimiä tulisi päästää laitumelle ennen kesäkuun 10. päivää. Sopiva eläintiheys riippuu laitumen ominaisuuksista, kuten laidunnettavan kasvillisuuden määrästä, maaperän kosteudesta, laidunalasta sekä hoidon vaiheesta ja tavoitteesta (Huuskonen ym. 2006). Kullekin alueelle soveliaain tavoitteiden mukainen laidunnuspaineen määrittely vaatii siten seurantaa ja vaihtelee vuosittain. Kunnostuksen alkuvaiheessa on perusteltua käyttää suurempaa laidunnuspainetta muutosten nopeuttamiseksi.

Perämeren oloissa tehtyjen merenrantalaitumien tutkimusten perusteella riittävä eläinmäärä voisi olla jopa 0,5 ey/ha (Huuskonen ym. 2006). Eläimiään alueella laiduntavat lihakarjan kasvatijat pitivät nykyisiä eläintihyysuosituksia liian korkeina karjan kasvulle. Liharoduista soveliaimpia laiduntajia merenrantaniityille ovat karkeaa rehua tehokkaammin hyödyntävät pienemmät, myös Laajalahdella aiemmin laiduntaneet *Hereford-* ja *Aberdeen angus-*naudat.

Lopetusajankohdaksi on Ruotsissa määritelty kasvillisuuden korkeuden mukaan 3 cm tuoreilla mailla, 5 cm kosteilla mailla ja 7 cm suursaraisilla mailla (Naturvårdsverket 1997). Suomalainen suositus karjankasvatukseen näkökulmasta on 8 cm:n minimikorkeus (Vehkaoja ym. 2005).

Laajalahdella laidunnuspaine on vaihdellut eri vuosina, mutta se vastaa keskimäärin Maa- ja metsätalousministeriön (2000) suosituksia

(liite 1). Lähinnä geolitoraaliin sijoittuvien suolakkeiden, meriratamon ja merirannikin pienet peittävyudet voi tulkita merkiksi liian kovasta laidunnuspaineesta. Toisaalta syynä voivat olla myös samalle alueelle kohdistuneet rajut hoitotoimenpiteet järeä on juurakon murskaamiseksi, joista nämä pienimmät lajit ovat vasta toipumassa. Ylärannan laskenut lajimäärä muutaman lajin hallitessa aluetta osoittaa tälle rannanosalle liian alhaista laidunnuspainetta. Tämän tutkimuksen perusteella voi päätellä, että merenrantaniityn kasvillisuusvyöhykkeet eroavat olosuhteiltaan toisistaan niin merkittävästi, että sama laidunnuspaine on tuoreelle osalle liian alhainen ja kosteimmille osille jo liian korkea. Eri yhteyksissä on myös suositeltu vaihtelevan laidunnuspaineen käyttöä monipuolisemman kasvillisuuden rakenteen luomiseksi (esim. Pykälä 2000). Siitä hyötyisi muukin eliöstö.

4.6 Linnuston laidunnusvaikutus

Laajalahden merenrantaniityn ensisijainen tavoite, linnuston hoito, on tuottanut halutun tuloksen. Alueella muuton aikana levähtävien vesilintujen ja kahlaajien laji- ja yksilömäärät ovat lisääntyneet merkittävästi. Myös monet rantaniityillä pesivät lajit olivat runsastuneet (Uudenmaan ympäristökeskus 2007).

Linnustolla on merkitystä myös laidunnuspaineen kannalta. Hanhien laidunnusvaikutusta merenrantaniityjen lajistoon ovat arvioineet mm. Ungar (1998) ja Jefferies & Rockwell (2002). Hanhet vaikuttavat alueen kasvillisuuteen paitsi laiduntajina myös ulosteiden lannoitusvaikutuksen kautta sekä siementen levittäjinä. BirdLife Suomi ry:n (2008) ylläpitämän lintuhavaintopäiväkirjan mukaan esim. 11.9.–1.11.2007 Laajalahden laitumelta oli valkoposkihanhesta 36 ilmoitusta, joissa yksilömäärät vaihtelivat pääosin 1 100:sta 5 300:aan. Maatalouden ympäristötuen sitoumusehtojen tuotantoeläinten muuntotaulukon (liite 4) mukaan laskettuna laidunnusvaikutukseltaan yhtä alle kaksivuotiasta nautaa vastaa 120 hanhea ja yli kaksivuotiasta nautaa 200 hanhea. Hanhet keskittyivät havaintojeni mukaan rannan kosteimpiin oloihin, jossa kasvillisuuden peittävyys ja lajimäärä ovat alhaimmat, jolloin laidunnuspaineen merkitys voi olla merkittävä.

4.7 Tutkimuksen puutteet ja virhetekijät

Harmillinen puuttuva tieto tässä tutkimuksessa oli tieto lähtötilanteesta, koska seuranta-alat perustettiin hoidon jo alettua. Siksi laidunnuksen suora vaikutus ennen hoitoa vallinneeseen kasvillisuuteen nimenomaan laidunnetulla alueella ei ole suoraan tulkittavissa. Tilanteen kartoitus ennen laidunnuksen aloittamista olisi auttanut hahmottamaan myös seurattavien alueiden, laidunnetun ja laiduntamattoman, samankaltaisuutta ja erilaisuutta. Laidunnus saa aikaan merkittävän muutoksen kasvillisuuden korkeudessa, ja sitä ei näissä seurannoissa ole selvitetty. Muutokset kasvillisuuden korkeudessa kertovat paitsi laidunnuspaineesta myös laiduntamattomalla alueella tapahtuvista muutoksista, kuten mahdollisesta rehevöitymisestä, muutoksista kosteusoloissa ja ilmaston lämpenemisestä. Tulevissa seurannoissa onkin syytä arvioida myös tämä helposti määritettävä muuttuja.

Tilastollisesti vertailtavaa aineistoa on tässä tutkimuksessa vähän, mikä johtuu seurantojen vaihtelevuudesta. Kartoittajat tutkimusalueella ovat vaihtuneet, jolloin etenkin peittävyyksien arvioinnissa on subjektiivisia eroja. Lisäksi maaperäanalyysin perusteella laitumen ja laiduntamattoman alueen maaperässä on eroa, sillä laiduntamaton alue sijoittuu karkeammalle alustalle. Maaperäanalyysiaineisto on vain vuodelta 2006, mutta erot esim. maalajissa eivät voi johtua pelkästään laidunnuksesta. Tällainen ero vaikuttaa myös kasvillisuuteen ja siten arvioihin, kun vertaillaan laidunnuksen vaikutusta alueella.

Jos alueen lajiston sijoittumista halutaan selvittää tarkemmin, edellyttää se tietoa näytealojen sijoittumisesta rannan korkeuden suhteen ja maaperän kosteusolojen analysointia. Rannan korkeustietojen avulla myös Merentutkimuslaitoksen veden korkeustiedot olisivat hyödynnettävissä. Sään ja laidunnuksen vaikutusten erottaminen tai vertailu edellyttäisi vuosittaista seuranta.

4.8 Yhteenveto ja tulevaisuuden näkymät

Laidunnuksen vaikutus kasvillisuuteen ja maaperään riippuu laidunnuspaineesta, laiduntavasta eläinlajista ja -rodusta, laidunnettavan alueen tavoitettavuudesta ja helppokulkuisuudesta sekä laidunnuksen ajankohdasta, kestosta ja säännöllisyydestä (Adam 1990, Vestergaard 1998, Pykälä 2007b). Toisaalta vaikutus riippuu myös rannan osasta, maaperästä, laidunnusjatkumosta (Jutila 1999), rannan jyrkkyydestä ja avoimuudesta (Ikonen & Hagelberg 2007). Edellä mainittujen olosuhteiden ja käsittelyjen vaikutus selittänee parhaiten vastakkaisia tuloksia yksittäisten lajien suhtautumisessa laidunnukseen.

Laidunnetun linjan alaosassa ainoana lajina esiintyneen järviruo'on peittävyuden voimakas väheneminen loi tilaa muille lajeille. Lajimäärä kasvoi etäisyyden merestä kasvaessa kaikilla linjoilla ja kaikkina vuosina. Etenkään laitumen puolella se ei kuitenkaan tapahtunut tasaisesti, vaan laidunnuksen aikaansaama ja voimistama topografinen vaihtelu painanteineen ja kohoumineen näkyy lajimäärässä painanteiden alhaisempana ja kohoumien korkeampana lajimääränä. Tämä ilmiö liittyy maaperän kosteuden vaihteluun. Lajikoostumus vaihtelee meren rannoilla myös samalla korkeusvyöhykkeellä maaperän paikallisten vaihteluiden seurauksena (Jutila 1999). Näin on myös Laajalahdella, jossa sekä laitumen että laiduntamattoman alueen verrokkilinjat erosivat hiukan toisistaan.

Ylärannan taantuva lajimäärän kehitys laitumella oli seurausta muutaman lajin hallitsemuudesta (onko laidunnuspaine liian alhainen) ja toisaalta laidunnuksen seurauksena tapahtuneista kasvillisuusmuutoksista ja niiden vaikutuksesta maaperän kosteusoloihin. Kaiken kaikkiaan Laajalahden olosuhteissa laidunnuksella on nähtävissä selvä alueen monimuotoisuutta lisäävä vaikutus sekä lintu- että kasvilajistoon etenkin, kun osa alueesta säilytetään ruovikkona.

Tulevaisuudessa merenrantaluonto on uusien haasteiden edessä, kun ilmaston lämpenemisen myötä talvet leudontuvat ja jääpeitteinen aika lyhenee samalla, kun kasvukauden pidentyessä sateisuus muuttuu ja merenpinnan ennustetaan kohoavan. Lisääntynyt sateisuus laimentaa etenkin pintavesien suolaisuutta ja merenpinnan nousu Suomenlahdella kumoaa nykyisin maankoho-

amisesta aiheutuvan keskimääräisen merenpinnan alentumisen (Itämeriportaali 2008). Samaan aikaan rantojen rakentaminen vähentää niityille soveliasta kasvualaa ja toisaalta pirstoo yhtenäisiä kokonaisuuksia entistä pienempiin osa-alueisiin. Rehevöityminen muovaa osaltaan kasvillisuuden rakennetta. Kaikki nämä muutokset ovat ihmisen toiminnan seurausta ja edellyttävät siksi nopeita toimenpiteitä kehityksen hillitsemiseksi.

Merkittävä panostus tämän haitallisen kehityksen hillitsemiseksi on ollut Etelä-Suomen ja Viron yhteistyönä toteutettu Interreg IIIA -rahoitteinen Ruovikkostrategia-projekti (2005–2007). Projektissa ruokoa tarkasteltiin poikkitieteellisesti viiden eri teeman kautta: vesiensuojelun, luonnon monimuotoisuuden, rakentamisen, bioenergian sekä maiseman, virkistyskäytön, maatalouskäytön, taiteen ja käsityön näkökulmasta. Hanke on tuottanut toimenpideohjelman, joka esitellään ”Etelä-Suomen ruovikkostrategia” -julkaisussa (Ikonen & Hagelberg 2008). Loppuraportissa Ikonen (2008) esittelee tähän toimenpideohjelmaan perustuvan Ruovikkostrategia-projektin vision 2018, jonka mukaan Suomen rannikkoalueiden rantavyöhykkeen ruovikot ja merenrantaniityt muodostavat tuolloin luonnon monimuotoisuuden, vesiensuojelun, virkistyskäytön ja hyödyntämisen kannalta optimaalisen verkoston. Tällöin merkittävä osa nykyisistä ruovikoista on kunnostettu merenrantaniityiksi ja ruovikoiden kesä- ja talvikorjuu bioenergia- ja rakennuskäyttöön on soveltuvien korjuuketjujen osalta tehty kannattavaksi ja myös virkistyskäyttö, luonnon monimuotoisuus ja vesiensuojeluvaihtelut on otettu huomioon. Ruovikon sadonkorjuussa käytettävät koneet ovat soveltaen käytettävissä myös luonnonhoito- ja vesiensuojelutöissä. Rannikkoalueiden kestävä hoito ja käyttö toteutetaan siten, että se hyödyttää paikallisia asukkaita, maanomistajia ja yrittäjiä.

Kiitokset

Erityiskiitos Katja Raatikaiselle koko kirjoitusvaiheen kestäneestä arvokkaasta kommentoinnista ja ohjauksesta sekä loputtomien pätkäilyjeni pitkämielisestä kuuntelusta. Jouko Rikkiselle kiitokset PC-ordimisen syvemmän olemuksen valottamisesta kuin myös koko tuotannon kommentoinnista. Kiitokset myös Heikki Hänniselle muutoseikkojen viilaamisesta ja aiheellisista kommentaiteista luettavuuden osalta. Metsähallitusta kiitän aineiston tarjoamisesta ja työn kirjoitusvaiheen rahoittamisesta kuukauden ajalta. Antti Belowille kiitokset vastauksista lintuja koskeneisiin kysymyksiin.

Lähteet

- Adam, P. 1990: Saltmarsh ecology. – Cambridge studies in ecology. Cambridge university press, Cambridge. 461 s.
- Andresen, H., Bakker, J. P., Brongers, M., Heydemann, B. & Irmeler, U. 1990: Long-term changes of salt marsh communities by cattle grazing. – *Vegetatio* 89: 137–148.
- Asetus Laajalahden luonnonsuojelualueesta 10.11.1989/974.
- Bakker, J. P. 1987: Grazing as a management tool in the restoration of species-rich grasslands. – *Proceedings of the Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen* 90: 403–429.
- 1989: Nature management by grazing and cutting. On the ecological significance of grazing and cutting regimes applied to restore former species-rich grassland communities in the Netherlands. – *Geobotany* 14: 1–400.
- Bertness, M. 1991: Interspecific interactions among high marsh perennials in a New England salt marsh. – *Ecology* 72: 125–137.
- BirdLife Suomi ry 2008: Sähköinen lintuhavaintopäiväkirja. – <<http://www.tiira.fi/index.php>>, viitattu 29.3.2008.
- Brewer, S. 2006: ECOLOG L. Vastaus keskustelupalstalla 14.6.2006. Ecological Society of America. – <<https://listserv.umd.edu/cgi-bin/wa?A2=ind0606c&L=ecolog-l&P=590>>, viitattu 29.3.2008.
- Crain, C., Silliman, B., Bertness, S. & Bertness, M. 2004: Physical and biotic drivers of plant distribution across estuarine salinity gradient. – *Ecology* 85: 2539–2549.
- Cramer, W. & Hyttborn, H. 1987: The separation of fluctuation and long-term change in vegetation dynamics of a rising seashore. – *Vegetatio* 69: 157–167.
- Dijkema, K. S. (toim.), Beeftink, W. G., Doody, J. P., Gehu, J. M., Heydemann, B. & Rivas Martinez, S. 1984: Salt marshes in Europe. – Council of Europe, Strasbourg. 178 s.
- Dufréne, M & Legendre, P. 1997: Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. – *Ecological Monographs* 67: 345–366.
- Du Rietz, G. E. 1950: Phytogeographical excursion to the maritime birch forest zone and the maritime forest limit in the outermost archipelago of Stockholm. – 7th International Botanic Congress Excursion Guide B1, Uppsala. 11 s.
- Ekstam, U. & Forshed, N. 1992: Om hävden upphör. Kärleväxter som indikatorarter i ängs- och hagmarker. – Naturvårdsverket, Solna. 135 s.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V. & Werner W 2001: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – *Scripta geobotanica* XVIII, Göttingen. 1–262 s.
- Ericson, L. 1980: The downward migration of plants on a rising Bothnian seashore. – *Acta Phytogeographica Suecica* 68: 61–72.
- Gray, A. J. 1992: Saltmarsh plant ecology: zonation and succession revisited. – *Teoksessa: Allen, J. R. L. & Pye, K. (toim.), Saltmarshes, morphodynamics, conservation and engineering significance. Cambridge, University Press, Cambridge. S. 63–79.*
- Green, B. H. 1972: The relevance of seral eutrophication and plant competition to the management of successional communities. – *Biological Conservation* 4: 378–384.
- Grime, J. P. 2001: Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties. 2. p. – John Wiley & Sons, Chichester, England. 417 s.

- , Hodgson, J. G. & Hunt, R. 2007: Comparative plant ecology, a functional approach to common British species. 2. p. – Castlepoint Press, Colvend. 748 s.
- Haavisto-Hyvärinen, M, Stén, C.-G. & Backman, B. 1996: Tapiolan maaperäkartan 2034 03 selitys. Maaperäkartta 1:20 000. – Geologian tutkimuskeskus, Espoo.
- Hakalisto, S. & Tuominen, S. 1993: Perinnebiotooppien kuvio- ja koealaseuranta. – Kokeiluersio 17.6.1993, Pohjois-Karjalan vesi- ja ympäristöpiiri, Joensuu. 45 s.
- , Nieminen, S. & Kanerva, T. 1998: Perinnebiotooppien kasvillisuuden seurantaopas. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 48. 81 s.
- HELCOM 2007: Climate change in the Baltic Sea area. HELCOM thematic assessment in 2007. – Baltic Sea Environment Proceedings 111: 1–49.
- Hodgson, J. 1990: Grazing management. Science into practice. – Longman Scientific and Technical, Burnt Mill, England. 203 s.
- Huston, M. A. & DeAngelis, D. L. 1994: Competition and coexistence: the effects of resource transport and supply rates. – The American Naturalist 144: 954–977.
- Huuskonen, A. (toim.) 2006: LUMOLAIDUN. Maisemalaiduntaminen luonnon monimuotoisuuden lisääjänä – tasapaino monimuotoisuuden ja tuottavuuden välillä. – Maa- ja elintarviketalous 79: 1–418 s.
- Hæggström, C 1990: The influence of sheep and cattle grazing on wooded meadows in Åland, SW Finland. – Acta Botanica Fennica 141: 1–28.
- Hämet-Ahti, L., Suominen, J., Ulvinen, T. & Uotila, P. (toim) 1998: Retkeilykasvio. 4. täysin uud. p. – Luonnontieteellinen keskusmuseo, Kasvimuseo, Helsinki. 656 s.
- Härkönen, M., Rikkinen, J., Ukkola, T., Enroth, J., Virtanen, V., Jääskeläinen, K., Rinne, E., Hiltunen, L., Piippo, S. & He, X. 2004: Corticolous myxomycetes and other epiphytic cryptogams on seven native tree species in Hunan Province, China. – Systematics and Geography of. Plants 74: 189–198.
- Ikonen, I. 2007: Merenrantaniityt ja niiden hoidon kehittämisen suosituksia kaudelle 2007–2013 (esimerkkinä Varsinais-Suomi). 13.12.2007 Ruovikkostrategia Suomessa ja Virossa, Interreg IIIA. – <www.ruoko.fi>, viitattu 29.3.2008.
- 2008: Ruovikkostrategia Suomessa ja Virossa, Interreg IIIA. – Loppuraportti 03.04.2008, Lounais-Suomen ympäristökeskus, Turku. <www.ruoko.fi>. 34 s.
- & Hagelberg, E. 2007: Ruovikot ja merenrantaniityt. Luontoarvot ja hoitokokemuksia Etelä-Suomesta ja Virossa. – Suomen ympäristö 37: 1–99.
- & Hagelberg, E. 2008: Etelä-Suomen ruovikkostrategia. Esimerkkeinä Halikonlahti ja Turun kaupungin rannikkoalueet. – Suomen ympäristö 9: 1–72.
- Ilmatieteen laitos 2008: Kasvukausitietoja. – <http://helmut.fmi.fi/cgi-bin/kasvukausi.pl>, viitattu 29.3.2008.
- Itämeriportaali 2008: Ilmastonmuutos vaikuttaa Itämereen. – <http://www.fimr.fi/fi/tieto/ilmastonmuutos/fi_FI/ilmastonmuutos_vaikuttaa/>, 25.4.2008.
- Jalas, J. (toim) 1965: Suuri kasvikirja II. – Otava, Helsinki. 893 s.
- Jansson, H., Yli-halla, M., Tuhkanen, H.-R. 2002: Laidunalueiden fosfori ja kalium. – Suomen Maataloustieteellisen Seuran julkaisuja 18.
- Jefferies, R. & Rockwell, R. 2002: Foraging geese, vegetation loss and soil degradation in an Arctic salt marsh. – Applied Vegetation Science 5: 7–16.

- Jerling, L. & Andersson M. 1982: Effects of selective grazing by cattle on the reproduction of *Plantago maritima*. – *Holarctic ecology* 5: 405–411.
- Johansson, O., Ekstam, U. & Forshed, N. 1986: *Havsstrandsängar*. – Naturvårdsverket, Stockholm. 96 s.
- Jutila, H. 1998: Effect of grazing on the vegetation of shore meadows along the Bothnian Sea, Finland. – *Plant Ecology* 0: 1–12.
- Jutila, H. M. 1999: Vegetation and seed bank of grazed and ungrazed Baltic coastal meadows in sw Finland. – *Turun yliopiston julkaisuja, sarja A II osa 115*. 48 s.
- Kauppi, M. 1967: Über den Einfluss der Beweidung auf die Vegetation der Uferwiesen an der Bucht Liminganlahti im Nordteil des Bottnischen Meerbusens. – *Aquilo Serie Botanica* 6: 347–369.
- Kuussaari, M. & Heliölä, J. 2004: Perhosten monimuotoisuus eteläsuomalaisilla maatalousalueilla. – *Teoksessa: Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. (toim.), Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003*. – *Suomen ympäristö 709*: 44–81.
- Laitala, M. 1991: *Kallioperäkarttojen selitykset. Suomen geologinen kartta 1:100 000*. Lehti 2034 Helsinki. – Geologian tutkimuskeskus, Espoo.
- Larsson, T. & Asanti, T. 2004: *Kosteikot pohjoismaissa ja Ramsar-sopimus. Suojelusta, hoidosta ja käytöstä*. – Pohjoismaiden ministerineuvosto ja Suomen ympäristökeskus, Elanders. <<http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=35753&lan=fi>>, viitattu 29.3.2008. 11 s.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2000: *Maa- ja metsätalousministeriön asetus erityistukisopimusten tekemisestä*. Asetus nro 106/00, Dnro 3703/524/2000, 14.11.2000.
- Maaseutuvirasto 2007: *Maatalouden ympäristötuen sitoumusehdot 2007*. – <<http://www.mavi.fi/fi/index/viljelijatuuet/oppaatjaohjeet/ymparistotuenjalunnonhaittakorvauksensitoumusehdot/ymparistotuensitoumusehdot.html>>, 18.5.2007.
- Mal, T. K. & Narine, L. 2004: The biology of Canadian weeds. 129. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. – *Canadian Journal of Plant Science* 84: 365–396.
- McCune, B. & Grace, J. 2002: *Analysis of ecological communities*. – MjM Software Design, Oregon. 300 s.
- Metsähallitus 1995: *Laajalahden luonnonsuojelun hoito- ja käyttösuunnitelma*. 2. p. – *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja B 4*. 34 s.
- Mossberg, B. & Stenberg, L. 2005: *Suuri pohjolan kasvio*. – Tammi, Helsinki. 928 s.
- Naturvårdsverket 1997: *Ängs- och hagmarker i Sverige*. – *Naturvårdsverket Rapport 4819*. 143 s.
- Nieminen, S. 1998: *Laajalahden luonnonsuojelun kasvillisuus*. – *Metsähallitus, Etelä-Suomen luontopalvelut, Vantaa*. 73 s.
- Oksanen, J. 2004: *Monimuuttujamenetelmät yhteisöekologiassa*. – <<http://cc.oulu.fi/~jarioksa/opetus/mmm/mmm.pdf>>, viitattu 29.3.2008. 39 s.
- Pitkänen, H. (toim.) 2004: *Rannikko- ja avo-merialueiden tila vuosituhannen vaihteessa. Suomen Itämeren suojeluohjelman taustaselvitykset*. – *Suomen ympäristö 669*: 1–104 s.
- Pohjanheimo, V. & Vilhunen, S. 2007: *WWF:n arviointi Suomen Itämeren suojeluohjelman toteutuksesta rehevöitymisen torjunnassa*. WWF Suomi. – <http://www.wwf.fi/wwf/www/uploads/pdf/rehevoitymisarviointi_toukokuu2007.pdf>, 15.5.2007. 34 s.

- Priha, M. & Korkeamäki, E. 2006: Suomenlahden muuttoreitillä sijaitsevien lintuvesien hoito. Lintulahdet Life toimintaraportti 1.11.2005–29.9.2006. – Uudenmaan ympäristökeskus, Helsinki. 54 s.
- Pykälä, J. 2000: Mitigating human effects on European biodiversity through traditional animal husbandry. – *Conservation biology* 14: 705–712.
- 2001: Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. – *Suomen ympäristö* 495: 1–205.
- 2007a: Laidunnuksen ja niiton vaikutukset merenrantaniittyjen kasvilajikoostumukseen. – Teoksessa: Ikonen, I. & Hagelberg, E., Ruovikot ja merenrantaniityt. Luontoarvot ja hoitokokemuksia Etelä-Suomesta ja Virosta. – *Suomen ympäristö* 37: 59–63.
- 2007b: Maintaining plant species richness by cattle grazing: mesic semi-natural grassland as focal habitats. – *Helsingin yliopiston julkaisuja n:o 36*: 1–37.
- , Alanen, A., Vainio, M. & Leivo, A. 1994: Perinnemaisemien inventointiohjeet. – *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja* 559: 1–106
- Pahlsson, L. (toim.) 1998: Vegetationstyper i Norden. – *TemaNord* 1998:510, Nordisk Ministerråd, Köpenhamn. 706 s.
- Pöyry, J., Lindgren, S., Salminen, J. & Kuussaari, M. 2005: Responses of butterfly and moth species to restored cattle grazing in semi-natural grasslands. – *Biological conservation* 122: 465–478.
- Rajala J. 1995: Luonnonmukainen maatalous. Julkaisuja nr 38. Helsingin yliopisto, Maaseudun tutkimus- ja koulutuskeskus, Mikkeli. 309 s.
- Ranta, E., Rita, H. & Kouki, J. 1999: Biometria, tilastotiedettä ekologeille. – *Yliopistopaino*, Helsinki. 569 s.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001: Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Uhanalaisten lajien II seurantaryhmä. – *Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus*, Helsinki. 432 s.
- Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.) 2008: Suomen luontotyyppien uhanalaisuus. – *Suomen ympäristö* 8. Osat 1 ja 2. 264 + 572 s.
- Rikkinen, J. 2003: Calicioid lichens and fungi in the forests and woodlands of western Oregon. – *Acta Botanica Fennica* 175:1–41.
- Roosaluste, E. 2007: The reed itself – *Phragmites australis*. – Teoksessa: Ikonen, I. & Hagelberg, E: (toim), Read up on Reed! – *Lounais-Suomen ympäristökeskus*, Turku. S. 8–10.
- Saltonstall, K. 2002: Cryptic invasion by a non-native genotype of the common reed, *Phragmites australis*, into North America. – *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99: 2445–2449.
- Siira, J. 1970: Studies in the ecology of the sea-shore meadows of the Bothnian Bay with special reference to the Liminka area. – *Aquilo Serie Botanica*: 1–109.
- Toivonen, H. & Leivo A. 2001: Kasvillisuuskartoituksessa käytettävä kasvillisuus- ja kasvupaikkaluokitus. Kokeiluversio. 4. p. – *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A* 14. 96 s.
- Tyler, G. 1969a: Regional aspects of Baltic shore-meadow vegetation. – *Vegetatio* 19: 60–86.
- 1969b: Studies in the ecology of Baltic sea-shore meadows. II Flora and vegetation. – *Opera Botanica* 25: 1–101.
- 1971: Hydrology and salinity of Baltic sea-shore meadows. Studies in the ecology of Baltic sea-shore meadows III. – *Oikos* 22: 1–20.

Ungar, I. A. 1998: Are biotic factors significant in influencing the distribution of halophytes in saline habitats? – *Botanical Review* 64: 176–199.

Uudenmaan ympäristökeskus 2007: Lintulahdet Life. Suomenlahden muuttoreitillä sijaitsevien lintuvesien hoito 2003–2007. Loppuraportti. – <<http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=75219&lan=fi>>, viitattu 29.3.2008. 24 s.

Vainio, M., Kekäläinen, H., Alanen, A. & Pykälä, J. 2001: Suomen perinnebiotoopit. Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. – *Suomen ympäristö* 527: 1–163 s.

Vartiainen, T. 1988: Vegetation development on the outer islands of the Bothnian Bay. – *Vegetatio* 77: 149–158.

Vehkaoja, S., Jokinen, M., Herva, T., Halkosaari, P., Sonninen, R., Eeli, K. & Alatalo, J. 2005: Suunnitelmallinen naudanlihantuotanto. – *AtriaNauta*, Kauhava. 189 s.

Vestergaard, P. 1998: Vegetation ecology of coastal meadows in Southeastern Denmark. – *Opera Botanica* 134: 5–64.

Viljavuuspalvelu 2000: Viljavuustutkimuksen tulkinta peltoviljelyssä. – *Viljavuuspalvelu Oy*. 31 s.

Vuorinen, J. & Mäkitie, O. 1955: The method of soil testing in use in Finland. – *Agrogeological Publications* 63: 1–44.

Maatalouden ympäristötuen edellyttämä keskimääräinen eläintiheys (eläimiä/ha) koko laidunkauden ajaksi (120 vrk) erityyppisillä perinnebiotoopeilla

Perinnebiotooppi	Hieho < 1v	Hieho > 1v	Lihanauta < 1v	Emolehmä + vasikka	Uuhi + 2,5 karitsaa	Hevonen
Kuiva niitty / keto	1,0–1,2	0,5–0,8	0,4–0,6	0,2–0,4	1,5–2,0	0,4–0,8
Tuore niitty	2,0–2,5	1,0–1,8	0,9–1,2	0,5–0,8	2,0–2,5	1,0–1,4
Kostea niitty / ranta-niitty	1,5–3,0	1,0–1,8	0,7–1,4	0,5–1,0	2,0–4,0	0,8–1,6
Hakamaa	1,2–2,0	0,7–1,3	0,5–1,0	0,4–0,8	1,5–2,5	0,6–1,2
Metsälaidun	0,2–0,8	0,05–0,5	0,05–0,4	0,04–0,3	0,2–1,0	0,05–0,4
Viljelty laidun	7,5	4,8	3,6	2,5	10	3,9

Lähde: Maa- ja metsätalousministeriö 2000

Kasvukauden alkamis- ja päättymispäivät, pituus, lämpösumma ja sadesumma Helsingin Kaisaniemessä 1993–2007

Vuosi	Kasvukausi alkoi	Kasvukausi päättyi	Kasvuk. pituus vrk	Lämpösumma	Sadesumma
1993	23. huhti	13. loka	174	1278	350
1994	22. huhti	31. loka	193	1436	369
1995	20. huhti	29. loka	193	1535	297
1996	2. touko	23. marras	206	1342	475
1997	28. huhti	11. loka	167	1551	199
1998	21. huhti	29. loka	192	1374	510
1999	17. huhti	13. marras	211	1650	290
2000	19. huhti	15. joulu	241	1577	538
2001	22. huhti	4. marras	197	1639	440
2002	11. huhti	2. loka	175	1663	138
2003	17. huhti	14. loka	181	1502	331
2004	15. huhti	12. marras	212	1509	556
2005	25. huhti	15. marras	205	1680	451
2006	25. huhti	27. loka	186	1769	240
2007	11. huhti	9. loka	181	1558	407
ka 1971–2000	26. huhti	30. loka	188	1433	363

Lähde: Ilmatieteen laitos 2008

Merenkorkeuden teoreettisen veden keskiarvot (cm) Helsingissä jaksolla 1993–2007

Jakso 1993–2007	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Vuosi ka
Keskiarvo	15	11	-1	-11	-13	1	6	1	1	3	8	10	3
Suurin ka	61	51	38	20	0	17	21	25	27	28	38	45	14
Pienin ka	-33	-41	-43	-32	-24	-11	-16	-19	-28	-21	-34	-42	-14

Lähde: Stina Visa, Merentutkimuslaitos 2008, henk.koht. tiedonanto 23.1.2008.

Tuotantoeläinten muunto eläinyksiköiksi maatalouden ympäristötuen sitoumus- ehtojen mukaisesti

Eläinlaji	Eläinyksikkö
Sonnit, lehmät ja muut yli 2-vuotiaat nautaeläimet	1
Nautaeläimet (6 kk–2 v)	0,6
Nautaeläimet (alle 6 kk)	0,15
Lampaat ja vuohet (yli 1 v)	0,15
Kalkkunat, hanhet, ankat (tilalla teuraaksi kasvatettavat)	0,005

Lähde: Maaseutuvirasto 2007

Mitattujen muuttujien kokonaispeittävyksien keskiarvot koealoittain tutkimusvuosina

Kenttäkerroksen peittävyys					
Koeala	1993	1994	2004	2006	2007
1	91	91	92	23	96
2	74	65		37	73
3		55		25	68
4		51	93	26	61
5		86	100	82	86
6		93		50	79

Pohjakerroksen peittävyys					
Koeala	1993	1994	2004	2006	2007
1	1	7	4	7	5
2	0	0		2	3
3		11		13	18
4		5	5	9	2
5		9	0	0	0
6		1		0	0

Lannan peittävyys					
Koeala	1993	1994	2004	2006	2007
1	0	1	2	2	1
2	0	0		1	0
3		0		1	1
4		0	0	1	0
5		0	0	0	0
6		0		0	0

Karikkeen peittävyys					
Koeala	1993	1994	2004	2006	2007
1	0	0	0	0	2
2	0	0		0	0
3		0		0	0
4		0	0	0	0
5		89	100	96	100
6		96		100	99

Paljaanmaan osuus					
Koeala	1993	1994	2004	2006	2007
1	0	0	0	0	1
2	0	0		1	0
3		0		13	5
4		0	0	11	3
5		0	0	0	0
6		0		0	0

Lajiston esiintyminen koealoittain

Yläindeksinä koealan perustamisvuosi. Uuden lajin ensimmäinen esiintymisvuosi yläindeksinä, hävinneet lajit suluissa, viimeinen esiintymisvuosi yläindeksinä. Nimen perässä L vain laitumella ja E vain laiduntamattomilla aloilla esiintyneillä lajeilla.

Laji		Heimo	1 ⁹³	2 ⁹³	3 ⁹⁴	4 ⁹⁴	5 ⁹⁴	6 ⁹⁴
<i>Achillea millefolium</i> E	siankärsämö	Asteraceae						(x ⁹⁴)
<i>Achillea ptarmica</i>	ojakärsämö	Asteraceae	x		(x ⁹⁴)	x	x	x
<i>Agrostis canina</i> L	luhtarölli	Poaceae			(x ⁹⁴)			
<i>Agrostis capillaris</i>	nurmirölli	Poaceae			x ⁰⁷	x ⁰⁷	(x ⁹⁴)	(x ⁹⁴)
<i>Agrostis stolonifera</i> L	rönsyrölli	Poaceae	x	x	x	x		
<i>Alopecurus pratensis</i> E	nurmipuntarpää	Poaceae					x	x
<i>Angelica sylvestris</i> E	karhunputki	Apiaceae					(x ⁰⁴)	x
<i>Anthriscus sylvestris</i> E	koiranputki	Apiaceae					x ⁰⁴	x
<i>Atriplex littoralis</i> L	merimaltsa	Chenopodiaceae		(x ⁹⁴)	(x ⁹⁴)	(x ⁹⁴)		
<i>Atriplex prostrata</i>	isomaltsa	Chenopodiaceae	(x ⁰⁶)	(x ⁹⁴)	(x ⁰⁶)	x	x	x ⁰⁷
<i>Calamagrostis stricta</i>	luhtakastikka	Poaceae	x	(x ⁹⁴)	x	x	(x ⁰⁶)	(x ⁹⁴)
<i>Cardamine pratensis</i>	luhtalitukka	Brassicaceae				(x ⁰⁶)		(x ⁹⁴)
<i>Carex mackenziei</i>	merisara	Cyperaceae		x ⁰⁶	x	x	(x ⁹⁴)	(x ⁹⁴)
<i>Carex nigra</i> L	jokapaikansara	Cyperaceae	x	x	x ⁰⁶	x ⁰⁶		
<i>Cirsium arvense</i> E	pelto-ohdake	Asteraceae					x ⁰⁶	
<i>Deschampsia cespitosa</i>	nurmilauha	Poaceae	x ⁰⁴		x	x	x	x
<i>Eleocharis uniglumis</i> L	meriluikka	Cyperaceae	(x ⁹⁴)	x	x	x		
<i>Elymus repens</i> E	juolavehnä	Poaceae					x ⁰⁷	
<i>Festuca pratensis</i> E	nurminata	Poaceae					x	x ⁰⁷
<i>Festuca rubra</i>	punanata	Poaceae	x	(x ⁰⁶)	x	x	x	(x ⁹⁴)
<i>Filipendula ulmaria</i>	mesiangervo	Rosaceae	(x ⁹⁴)	(x ⁹³)	x	x	x	x
<i>Galium palustre</i>	rantamatara	Rubiaceae	x	x	x	x	x	x
<i>Galium uliginosum</i>	luhtamatara	Rubiaceae			x	x	x	(x ⁰⁶)
<i>Glaux maritima</i> L	merirannikki	Primulaceae	x	x	x	x		
<i>Hierochloë hirta</i> E	niittymaarianheinä	Poaceae						(x ⁹⁴)

Laji		Heimo	1 ⁹³	2 ⁹³	3 ⁹⁴	4 ⁹⁴	5 ⁹⁴	6 ⁹⁴
<i>Juncus gerardii</i>	suolavihvilä	Juncaceae	x	x	x	x	(x ⁰⁶)	(x ⁹⁴)
<i>Lathyrus palustris</i>	rantanätkelmä	Fabaceae	x	(x ⁹⁴)	x	x	x	x
<i>Lathyrus pratensis</i> E	niitynätkelmä	Fabaceae					x	(x ⁰⁶)
<i>Leontodon autumnalis</i> L	syysmaitiainen	Cichoriaceae	x		x	x		
<i>Lysimachia vulgaris</i>	ranta-alpi	Primulaceae		(x ⁹³)	x	x	x	x
<i>Lythrum salicaria</i> E	rantakukka	Lythraceae					x ⁰⁷	
<i>Odontites vulgaris</i>	punasänkiö	Scrophulariaceae	(x ⁹⁴)		x	x	x	
<i>Peucedanum palustre</i>	suoputki	Apiaceae	(x ⁹⁴)	(x ⁹⁴)	x	(x ⁹⁴)	x	x
<i>Phragmites australis</i>	järviruoko	Poaceae	x	x	x	x	x	x
<i>Plantago maritima</i>	meriratamo	Plantaginaceae	x		x	x	x	(x ⁹⁴)
<i>Poa angustifolia</i> E	hoikkanurmikka	Poaceae						(x ⁹⁴)
<i>Poa subcaerulea</i>	matalanurmikka	Poaceae			(x ⁹⁴)		(x ⁰⁶)	(x ⁹⁴)
<i>Potentilla anserina</i>	ketohanhikki	Rosaceae	x	x	x	x	x	x
<i>Potentilla palustris</i>	kurjenjalka	Rosaceae			x ⁰⁷		(x ⁰⁴)	(x ⁹⁴)
<i>Ranunculus acris</i>	niittyleinikki	Ranunculaceae				x	x	x
<i>Rumex acetosa</i> E	niittysuolaheinä	Polygonaceae						x
<i>Scirpus sylvaticus</i> L	corpikaisla	Cyperaceae			x ⁰⁷	x		
<i>Selinum carvifolia</i> E	särmäputki	Apiaceae					(x ⁰⁴)	
<i>Solanum dulcamara</i> E	punakoiso	Solanaceae					x ⁰⁴	x ⁰⁶
<i>Trifolium pratense</i> L	puna-apila	Fabaceae	(x ⁹³)					
<i>Trifolium repens</i> L	valkooapila	Fabaceae	x ⁰⁴		x	x		
<i>Triglochin maritima</i>	merisuolake	Juncaginaceae	x	x	x	x	x ⁰⁶	
<i>Triglochin palustris</i>	hentosuolake	Juncaginaceae	(x ⁰⁶)	x	x	x	(x ⁹⁴)	(x ⁹⁴)
<i>Valeriana officinalis</i> E	rohtovirmajuuri	Valerianaceae					x ⁰⁴	
<i>Valeriana sambucifolia</i>	lehtovirmajuuri	Valerianaceae	(x ⁹³)	(x ⁹³)	(x ⁹⁴)	(x ⁰⁴)	(x ⁰⁶)	(x ⁰⁶)
<i>Valeriana</i> sp.	virmajuuret	Valerianaceae	(x ⁹⁴)				x ⁰⁷	x ⁰⁷
<i>Vicia cracca</i> E	hiirenvirna	Fabaceae					x	x
<i>Viola canina</i> L	aho-orvokki	Violaceae				(x ⁹⁴)		
<i>Viola</i> sp. E	orvokit	Violaceae					x ⁰⁷	

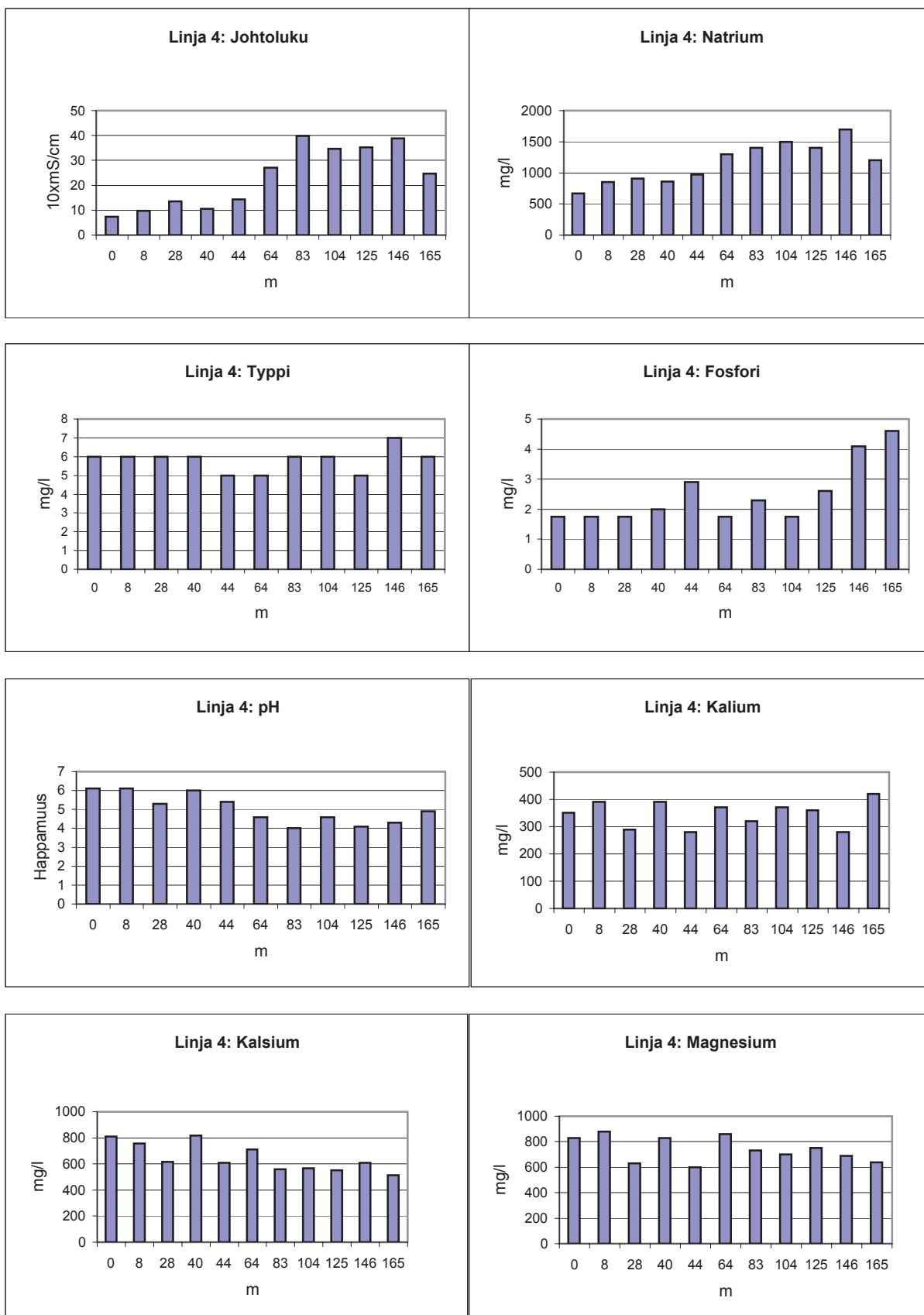
Lajiston luokittelua sirkkalehtien määrän, Ellenbergin indikaattoriarvojen ja Raunkierin elomuotojen mukaan

1-s = yksisirkkainen, 2-s = kaksisirkkainen, S = suolaluku, N = tyypiluku, K = kosteusluku, 1-v = yksivuotinen, 2-v = kaksivuotinen, m-v = monivuotinen, E = elomuoto, A = hydrofytytti, C = kamefytytti, G = geofyytti, H = hemikryptofyytti, N = nanofanerofyytti, T = terofyytti.

Laji		1-s	2-s	S	N	K	1-v	2-v	m-v	E
<i>Achillea millefolium</i>	siankärsämö		x	1	5	4			x	H
<i>Achillea ptarmica</i>	ojakärsämö		x	0	2	8			x	H
<i>Agrostis canina</i>	luhtarölli	x		0	2	9			x	H
<i>Agrostis capillaris</i>	nurmirölli	x		0	4	x			x	H
<i>Agrostis stolonifera</i>	rönsyrölli	x		0	5	7			x	H
<i>Alopecurus pratensis</i>	nurmipuntarpää	x		0	7	6			x	H
<i>Angelica sylvestris</i>	karhunputki		x	0	4	8			x	H
<i>Anthriscus sylvestris</i>	koiranputki		x	0	8	5			x	H
<i>Atriplex littoralis</i>	merimaltsa		x	7	9	x	x			T
<i>Atriplex prostrata</i>	isomaltsa		x	0	9	6	x			T
<i>Calamagrostis stricta</i>	luhtakastikka	x		0	2	9			x	H
<i>Cardamine pratensis</i>	luhtalitukka		x	0	x	6			x	H
<i>Carex mackenziei</i>	merisara	x		0	2	9			x	H
<i>Carex nigra</i>	jokapaikansara	x		1	2	8			x	G
<i>Cirsium arvense</i>	pelto-ohdake		x	1	7	x			x	G
<i>Deschampsia cespitosa</i>	nurmilauha	x		0	3	7			x	H
<i>Eleocharis uniglumis</i>	meriluikka	x		5	5	10			x	A
<i>Elymus repens</i>	juolavehänä	x		0	7	x			x	G
<i>Festuca pratensis</i>	nurminata	x		0	6	6			x	H
<i>Festuca rubra</i>	punanata	x		0/7	x/5	6			x	H
<i>Filipendula ulmaria</i>	mesiangervo		x	0	5	8			x	H
<i>Galium palustre</i>	rantamatara		x	0	4	9			x	H
<i>Galium uliginosum</i>	luhtamatara		x	0	2	8			x	H
<i>Glaux maritima</i>	merirannikki		x	7	5	7			x	H

Laji		1-s	2-s	S	N	K	1-v	2-v	m-v	E
<i>Hierochloë hirta</i>	niittymaarianheinä	x		0	4	7			x	H
<i>Juncus gerardii</i>	suolavihvilä	x		7	x	x			x	G
<i>Lathyrus palustris</i>	rantanätkelmä		x	0	3	8			x	H
<i>Lathyrus pratensis</i>	niitynätkelmä		x	0	6	6			x	H
<i>Leontodon autumnalis</i>	syysmaitiainen		x	0	5	5			x	H
<i>Lysimachia vulgaris</i>	ranta-alpi		x	0	x	8			x	H
<i>Lythrum salicaria</i>	rantakukka		x	1	x	8			x	H
<i>Odontites vulgaris</i>	punasänkiö		x	1	5	5	x			T
<i>Peucedanum palustre</i>	suoputki		x	0	4	9		x		H
<i>Phragmites australis</i>	järviruoko	x		0	7	10			x	G,A
<i>Plantago maritima</i>	meriratamo		x	7	5	7			x	H
<i>Poa angustifolia</i>	hoikkanurmikka	x		0	3	x			x	H,G
<i>Poa subcaerulea</i>	matalanurmikka	x		3	3	5			x	H,G
<i>Potentilla anserina</i>	ketohanhikki		x	1	7	6			x	H
<i>Potentilla palustris</i>	kurjenjalka		x	0	2	9			x	C,A
<i>Ranunculus acris</i>	niittyleinikki		x	0	x	6			x	H
<i>Rumex acetosa</i>	niittysuolaheinä		x	0	6	x			x	H
<i>Scirpus sylvaticus</i>	korpikaisla	x		0	4	8			x	G
<i>Selinum carvifolia</i>	särmäputki		x	0	3	7			x	H
<i>Solanum dulcamara</i>	punakoiso		x	0	8	8			x	N
<i>Trifolium pratense</i>	puna-apila		x	0	x	5			x	H
<i>Trifolium repens</i>	valkoapila		x	1	6	5			x	C,H
<i>Triglochin maritima</i>	merisuolake	x		8	5	7			x	H
<i>Triglochin palustris</i>	hentosuolake	x		3	1	9			x	H
<i>Valeriana officinalis</i>	rohtovirmajuuri		x	0	5	8			x	H
<i>Valeriana sambucifolia</i>	lehtovirmajuuri		x	0	5	8			x	H
<i>Vicia cracca</i>	hiirenvirna		x	1	x	6			x	H
<i>Viola canina</i>	aho-orvokki		x	0	2	4			x	H

Linjan 4 maaperäanalyysien tulokset diagrammiesityksenä



Uusimmat Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisut

Sarja A

- No 172 Salminen, J. 2007: Paahdeympäristöjen hyönteisseuranta. 181 s. (verkkojulkaisu)
- No 173 Kunttu P. & Halme P. 2007: Keski-Suomen valtion maiden käyvät. 97 s.
- No 174 Heikkilä, P., Hokkanen, M., Kotiaho, J. & Päivinen, J. 2008: Lahopuun määrän kehitys ennal-listamisen jälkeen Koloveden ja Liesjärven kansallispuistoissa vuosina 2006–2015. 33 s. (verkkojulkaisu)
- No 175 Hovi, M., Kytö, H. & Rautio, S.-K. (eds) 2008: Fire and Forest – The International Forest Fire Symposium in Kajaani 13.–14.11.2007. 70 s.
- No 176 Wallenius, T. 2008: Menneet metsäpalot Kalevalan kankailla. 46 s.
- No 177 Sarvanne, H., Tanskanen, A. & Yrjölä, R. 2008: Linnansaaren kansallispuiston linnustoselvitys vuonna 2005. 47 s. (verkkojulkaisu)
- No 178 Boström, M. & Ekeboom, J. 2008: Undervattensinventeringar på Jungfruskär 2005. 33 s. (verkkojulkaisu)

Sarja B

- No 91 Hankala, A. 2008: Hämeenkaan alueen kävijätutkimus 2006–2007. 62 s. (verkkojulkaisu)
- No 92 Hankala, A. & Tunturi, K. 2008: Hämeenkaan alueen yritystutkimus 2006. 61 s. (verkkojulkaisu)
- No 93 Mikkola, M. & Kuosmanen, R. 2008: Pyhä-Häkin kansallispuiston kävijätutkimus 2007. 46 s. (verkkojulkaisu)
- No 94 Tunturi, K. 2008: Helvetinjärven kansallispuiston kävijätutkimus 2006. 60 s. (verkkojulkaisu)
- No 95 Tunturi, K. 2008: Seitsemisen kansallispuiston kävijätutkimus 2006–2007. 69 s. (verkkojulkaisu)
- No 96 Tunturi, K. 2008: Seitsemisen ja Helvetinjärven kansallispuistojen yritystutkimus 2006. 71 s. (verkkojulkaisu)
- No 97 Pääkkönen, J. R. 2008: Luontokeskus Petolan asiakastutkimus 2006. 40 s. (verkkojulkaisu)
- No 98 Räsänen, H. 2008: Raja-Karjalan alueen yritystutkimus 2007. 72 s. (verkkojulkaisu)
- No 99 Halsti, C. 2008: Vattajanniemen kävijätutkimus 2006. 79 s. (verkkojulkaisu)
- No 100 Huhta, A. 2008: Hämeen luontokeskuksen asiakastutkimus 2006–2007. 52 s. (verkkojulkaisu)
- No 101 Hemmilä, T. 2008: Repoveden kansallispuiston kävijätutkimus 2008. 51 s. (verkkojulkaisu)
- No 102 Halme, T. 2008: Pihlajaveden Natura 2000 -alueen kävijätutkimus 2007. 55 s. (verkkojulkaisu)
- No 103 Lindblom, H. 2008: Saimaan alueen yritystutkimus 2007. 63 s. (verkkojulkaisu)
- No 104 Hemmilä, T. 2008: Itäisen Suomenlahden kansallispuiston kävijätutkimus 2007. 48 s. (verkkojulkaisu)
- No 105 Hemmilä, T. 2008: Itäisen Suomenlahden kansallispuiston yritystutkimus 2007. 26 s. (verkkojulkaisu)

ISSN 1235-6549
ISBN 978-952-446-653-0 (pdf)
www.metsa.fi