

**LUONTO JA
LUONNONVÄRAT**

Juha Pykälä

Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä



Juha Pykälä

Perinteinen karjatalous
luonnon monimuotoisuuden
ylläpitäjänä

HELSINKI 2001

ISBN 952-11-0927-0
ISSN 1238-7312

Kannen kuvat: Nurmijärven Uusikylä (Juha Pykälä), pikkuapollo (Jouko Veikkolainen)
Taitto: Diaidea Oy

Vammalan Kirjapaino Oy, Vammala 2001

Alkusanat

Maatalousympäristöjen luonnon monimuotoisuuden eli biodiversiteetin voimakas väheneminen on noussut yhdeksi keskeisimpiä luonnonsuojeluongelmia kaikkialla Euroopassa. Niityt ja muut perinteisen karjatalouden muovaamat ympäristöt ovat biodiversiteetiltaan muita maatalousympäristöjä ylivertaisesti rikkaampia. Suomeksi ei ole kuitenkaan koottu tietämystä karjatalouden muovaamien alueiden luonnon monimuotoisuudesta ja siihen vaikuttavista tekijöistä.

Tässä julkaisussa on pyritty muodostamaan kokonaiskäsitys karjatalouden vaikutuksista Suomen luonnon monimuotoisuuteen. Painopiste on eri maankäyttötapojen (laidunus, niitto, lehdestys, kaskeaminen) vaikutusten ja maatalousympäristöjen luonnon hoidon periaatteiden esittelyssä. Vaikutukset ulottuvat lähes kaikkiin luontotyyppeihimme. Maankäyttö on ratkaisevinta maatalousympäristöjen luonnon monimuotoisuudelle. Tavoitteena on ollut selvittää miten karjatalous on muovannut luontoamme ja kuinka karjalla, viikatteella tai niittokoneella voidaan pitää yllä tai parantaa monen eliölajin elinmahdollisuuksia. Vaikutuksista kasvistoon kerrotaan enemmän kuin vaikutuksista eläimistöön, koska niistä on olemassa enemmän tietoa, ja ne ovat kirjoittajalle tutumpia. Kaikkea ei ole ollut mahdollista käsitellä aihepiirin tavattoman laajuudenkaan takia. Lisäksi tietämyksemme karjatalouden vaikutuksista ovat eri eliöryhmien ja luontotyyppien osalta enemmän tai vähemmän puutteelliset.

Tulokset osoittavat karjatalouden merkityksen suuremmaksi kuin aiemmissa tutkimuksissa on arvioitu. Luonnon monimuotoisuuden vähentyminen ja monien eliölajien uhanalaistuminen aiheutuu maatalouden muutoksista. Aiemmat luonnon monimuotoisuuden kannalta edulliset maankäyttötavat ovat väistyneet.

Tiedot karjatalouden vaikutuksista luontoon pohjautuvat monelta osin ulkomaisiin tutkimuksiin. Kotimaisia tutkimuksia on aiheesta suhteellisen vähän. Maatalousympäristöt ovat kiinnostaneet harvoja maamme tutkijoita. Biodiversiteetiltään köyhimpiä maatalousympäristöjä eli peltoja, on tutkittu enemmän kuin muita maatalousympäristöjä.

Nykyisellään tiedämme yleispiirteisesti, miten karjatalous vaikuttaa luontoon. Sen perusteella voimme määritellä miten tulisi toimia, jotta perinteisen karjatalouden ylläpitäminen tai synnyttämä luonnon monimuotoisuus säilyisi. Tutkimuksilla ja niiden tulosten käytäntöön soveltamisella on kiire, koska luonnon monimuotoisuutta ylläpitävä karjatalous on katoamassa maastamme. Pientilat häviävät ja jäljelle jäävillä tiloilla karjatalous muuttaa muotoaan luonnon monimuotoisuuden kannalta kielteiseen suuntaan. Maatalousympäristöjen rikkaan eliöstön säilyttäminen edellyttää menneisyydestä oppimista ja hyväksi havaittujen menetelmien hyödyntämistä ja soveltamista nykypäivään.



Sisällys

Alkusanat	3
1 Johdanto	7
1.1 Luonnon monimuotoisuus ja sen säilyttäminen	7
1.2 Karjatalous ja Suomen luonto	9
2 Perinteisestä karjataloudesta nykymaatalouteen	13
2.1 Kaskeaminen ja kydönpoltto	13
2.2 Niittotalous	15
2.3 Metsien laidunnus	18
2.4 Lehdestys	18
2.5 Vallitsevasta maankäyttötavasta uhanalaiseksi	19
3 Monimuotoisuutta ylläpitävät prosessit	28
3.1 Yleistä ekologiasta ja karjatalouden vaikutuksista	28
3.2 Niiton ja laidunnuksen yhteisiä vaikutuksia	45
3.3 Niitto	47
3.4 Laidunnus	48
3.5 Lehdestys	54
3.6 Kaskeaminen ja kulottaminen	56
3.7 Muut merkittävät maankäyttötavat	62
4 Vaikutukset eri elinympäristöihin	64
4.1 Niityt.....	64
4.2 Nummet	70
4.3 Puustoiset laidun- ja niittoalueet	70
4.4 Rannat ja vedet	75
4.5 Suot	80
4.6 Kalliot	82
4.7 Pientareet	82
4.8 Viljelylaitumet.....	85
4.9 Muut maatalousympäristöt.....	86
5 Vaikutukset eri eliöryhmiin	89
5.1 Putkilokasvit	91
5.2 Sammalet	101
5.3 Jäkälät	102
5.4 Sienet	103
5.5 Linnut	106
5.6 Selkärangattomat eläimet	109
5.7 Perhoset	112
5.8 Kovakuoriaiset	115
5.9 Pistiäiset	117
5.10 Muut eliöt	118

5.11 Niittyeliöstön uhanalaistuminen	119
5.12 Karjatalouden kokonaisvaikutus eliöstöön	121
6 Karjatalous luonnon prosessien korvaajana ja ihmisen aiheuttamien haitallisten vaikutusten lieventäjänä	123
6.1 Karjatalous luonnon prosessien korvaajana	124
6.2 Karjatalous ihmisen aiheuttamien haitallisten vaikutusten lievittäjänä	128
7 Perinteinen karjatalous elinympäristöjen hoidossa	131
7.1 Hoidon keskeisimmät periaatteet	131
7.2 Niityt.....	133
7.3 Nummet	144
7.4 Puustoiset laidun- ja niittoalueet	144
7.5 Rannat ja vedet	147
7.6 Hietikot ja dyynit	148
7.7 Suot	148
7.8 Kalliot	149
7.9 Pientareet	149
7.10 Muut maatalousympäristöt.....	150
Tiivistelmä	152
English summary.....	155
Kiitokset	158
Kirjallisuus	159
Liitteet.....	188
Liite 1. Tuoreiden niittyjen ja ketojen kasvit.....	188
Liite 2. Putkilokasvien indikaattoriarvo Etelä-Suomen kuivilla ja tuoreilla niityillä.....	195

Johdanto

Ihmisen vaikutus luontoon on sekä edullista että tuhoisaa. Luonnon hoidon tärkein tavoite on edistää edellistä ja vähentää jälkimmäistä vaikutusta.

Westhoff 1985

1.1 Luonnon monimuotoisuus ja sen säilyttäminen

Diversiteettitasot: lajin sisäinen, laji ja ekosysteemi

Luonnon monimuotoisuudella eli biodiversiteetillä tarkoitetaan elollisessa luonnossa ilmenevää vaihtelua. Biodiversiteetin monimuotoista olemusta hahmottavat mm. Huston (1994), Heywood (1995) ja Wilson (1995). Biodiversiteetti on tapana jakaa kolmeen osaan: geneettinen, laji- ja eliöyhteisö- tai ekosysteemidiversiteetti (Kouki 1993, Wilson 1995). Geneettinen (lajin sisäinen) diversiteetti tarkoittaa lajin populaatioissa ilmenevää perinnöllistä muuntelua. Lajidiversiteetti tarkoittaa lajistollista vaihtelua ja lajirunsausta. Yhteisödiversiteetti muodostuu eri elinympäristötyyppien kirjosta.

Näistä kolmesta lajidiversiteetti on parhaiten mitattavissa. Geneettisen diversiteetin mittaaminen on siksi työlästä ja kallista, että sitä on voitu selvittää vain harvoista lajeista. Yhteisödiversiteetin mittaamisen ongelmana on etenkin yhteisöjen määrittelyn subjektiivisuus.

Eri diversiteettitasojen välillä arvioidaan yleensä olevan positiivista korrelaatiota. Elinympäristöjen monimuotoisuus mahdollistaa korkean lajidiversiteetin. Geneettinen diversiteetti on yleensä suuri kasveilla, jotka esiintyvät monenlaisissa elinympäristöissä (Gray 1996). Eliöyhteisödiversiteetin mittaamismenetelmiä olisi erityisen tärkeää kehittää, jotta ympäristön abioottisten (elottomien) ja bioottisten (elollisten) tekijöiden vaihtelu ja lajidiversiteettiä ylläpitävät avaintekijät voitaisiin tunnustaa.

Alfa-, beta- ja gammadiversiteetit

Alueellista lajidiversiteettiä voidaan mitata kolmella tasolla (Whittaker 1972). Alfa-diversiteetti kuvaa yhden elinympäristölajin (esim. niityn tai niityn kasvillisuustyyppin) monimuotoisuutta. Beta-diversiteetti ilmentää lajiston muutosta siirryttäessä elinympäristölaikusta toiseen. Gamma-diversiteetti kuvaa monimuotoisuutta laajemmalla maantieteellisellä alueella. Monimuotoisuuden säilyttämisessä beta- ja etenkin gamma-diversiteettitasot ovat alfadiversiteettitasoa tärkeämpiä.

Tutkimukset karjatalouden vaikutuksista biodiversiteettiin ovat yleensä selvittäneet alfa-diversiteettiä, koska se on helpompaa. Beta- ja gamma-diversiteettiä on varsin monimutkaista mitata, ja siksi niistä on niukalti tutkimuksia. Usein tutkimuksissa ei kerrota mitä diversiteettitasoa tarkoitetaan. Lisäksi sekä alfa-, beta- että gammadiversiteetti ovat monimuotoisia käsitteitä, joita käytetään monissa eri mittakaavoissa. Alfadiversiteetti voidaan esim. mitata neliömetrin tai 100 ha:n alalta. Edellämäinittujen syiden takia tässä julkaisussa ei myöskään yleensä eritellä vaikutuksia eri diversiteettitasoihin.

Alfa-diversiteetin lisääntyminen saattaa myös vähentää laajemman alueen biodiversiteettiä, esimerkiksi, jos vähälajinen, mutta harvinainen luontotyyppi muutetaan runsaampilajiseksi, mutta jo ennestään yleiseksi luontotyyppiksi (Noss 1983). Niityillä alfa-diversiteetti on kuitenkin osoittautunut luonnonarvojen määrittämisessä käyttökelpoisemmaksi kuin useissa muissa elinympäristöissä. Tuoreiden ja kiviäniittyjen putkilokasvien alfa-diversi-

teen väheneminen johtaa yleensä vähene-
miseen myös muilla diversiteettitasoilla (ks.
luku 3.1.).

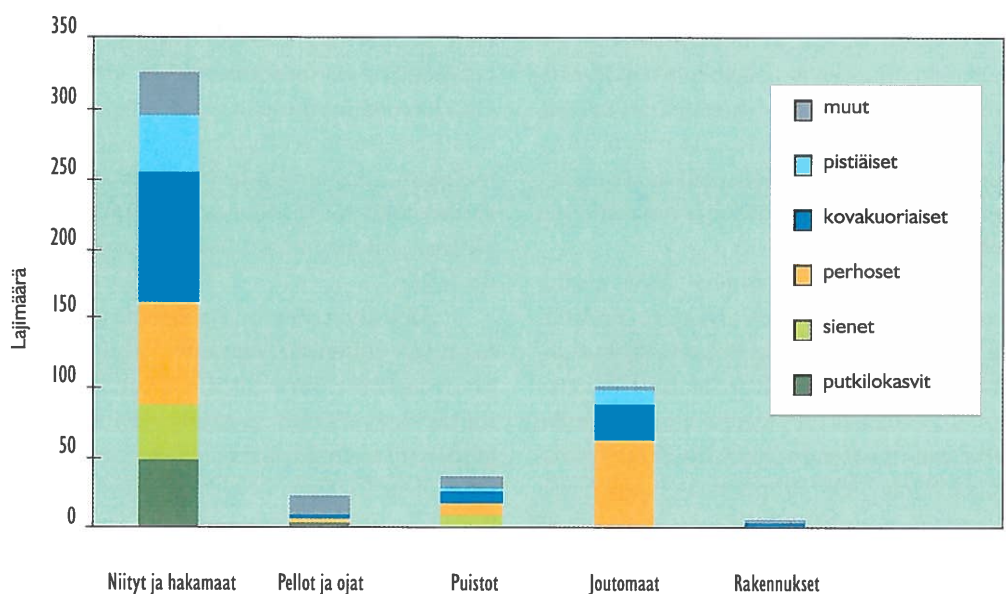
Edellä kuvattiin yksinkertaistetusti
kuinka biodiversiteettiä voidaan mitata (li-
säksi käytetään erilaisia diversiteetti-indeks-
sejä, joiden käyttökelpoisuus on yleensä
heikohko). Lajimäärä ei kuitenkaan kovin
hyvin sovellu biodiversiteetin mittaami-
seen (Järvinen & Miettinen 1987, Hawks-
worth 1995, Hengewald 1996, Hansson &
Larsson 1997) eikä varsinkaan siihen, että
tulosten perusteella saadaan tietoa miten
luonnon monimuotoisuus säilytetään.
Luonnon monimuotoisuus on nimensä
mukaisesti liian monimuotoista ja -mut-
kaista, jotta sitä voitaisiin mitata kvantitatiiv-
isesti muutamalla tunnusluvulla.

Biodiversiteetin säilyttämisessä korostuvat harvinaiset ja taantuvat lajit ja ekosysteemit

Biodiversiteetin säilyttämisessä korostuvat
ei-yleiset ja taantuvat eliölajit ja luontotyypit
sekä kansainvälisesti harvinaiset lajit
(Järvinen & Miettinen 1987, Hambler &
Speight 1995). Pääosa eliölajeistamme on
meillä enemmän tai vähemmän harvinaisia
(ei-yleisiä). Mittaustavat, joilla mitataan
vain yleisen lajiston runsauden muutoksia,
antavat helposti harhaanjohtavan kuvan
biodiversiteetin muutoksista. Lajeihin ja

elinympäristöihin, jotka niukentuvat ihmi-
sen toimesta, on erityisesti tarpeen kiinnit-
tää huomiota (kuva 1). Yleiset, kannoiltaan
vakaat tai jopa runsastuvat, lajit ja luontotyypit
säilyvät ilman erityistä huolenpitoa
ainakin kunnes ympäristöolot muuttuvat
johonkin nykyisestä poikkeavaan suun-
taan. Siksi biodiversiteetin säilyttämisessä
ja tutkimisessa on tärkeää keskittyä jo alun-
perin harvinaisiin tai alunperin tai vieläkin
suhteellisen yleisiin, mutta taantuviin, lajeihin
ja luontotyyppihin (Kouki 1993, Caughley
1994, Nilsson & Ericson 1997).
Maatalousympäristöissä tällaisia eliölajeja
ja luontotyyppijä on runsaasti (Nilsson &
Ericson 1997).

Eräs suuntaus korostaa ekosysteemin
toiminnan (ecosystem function) merkitystä
biodiversiteettitutkimuksessa ja ekosysteemien
toiminnan kannalta tärkeitä lajeja bio-
diversiteetin suojelussa (Schultze & Mooney
1994). Ekosysteemien toiminnan säilyttäminen
on keskeistä biodiversiteetin säilyttämiselle
(Janzen 1983, Hawksworth 1995).
Luonnon monimuotoisuuden säilyttäminen
edellyttää monimuotoisuutta ylläpitävien
ympäristötekijöiden ja ekologisten prosessien
säilyttämistä (Angelstam 1997, Nilsson &
Ericson 1997). Maaperä, topografia ja muut
elottoman luonnon tekijät muodostavat
lukemattomia erilaisia yhdistelmiä, joiden
eliöstö poikkeaa toisistaan. Ekosysteemeissä
tapahtuu epäsäännöllisiä



Kuva 1. Kulttuuriympäristöjen uhanalaisten lajien (Rassi ym. 2001) määrä.

äkillisiä muutoksia, joita kutsutaan häiriöiksi (disturbances) (Esseen ym. 1997, Nilsson & Ericson 1997). Esimerkiksi tuli, tuuli, tulvat, jää ja eliöt itse aiheuttavat näitä ”häiriöitä”. Muutoksien eri paikoilla erilainen yleisyys tai harvinaisuus ja erilaiset mitta-kaavat lisäävät monimuotoisuutta. Eliöt ovat vuosimiljoonien aikana sopeutuneet luonnon omaan häiriödynamiikkaan.

Boreaalinen biodiversiteetti

Suomi on osa boreaalista havumetsävyöhykettä (Ahti ym. 1968). Havumetsien taigalajiston lisäksi luonteenomaista on monien eteläisten lajien esiintyminen Suomessa pohjoisrajallaan.

Biodiversiteetin arvottamisessa on tärkeää erottaa Suomessa alkuperäiset eliölajit ja ihmisen toimien takia tänne kulkeutuneet. Olennaista on säilyttää alkuperäiset lajit. Tulokkaiden mahdollisesta luonnonsuojelullisesta arvosta on vaihtelevia käsityksiä. Putkilokasveissa alkuperäiskasveja ja tulokkaita on pitkään pyritty erottamaan toisistaan (Linkola 1921, 1924, Suominen & Hämet-Ahti 1993). Muissa eliöryhmissä lajien alkuperä on monesti jätetty arvioimatta. Muinaisia kasvitulokkaita on varsin vaikea ja usein mahdotonta erottaa alkuperäislajeista (Suominen & Hämet-Ahti 1993, Pykälä 1998a). Lisäksi niistä merkittävä osa on meillä sekä muualla levinneisyysalueellaan taantuvia. Näiden yleiseurooppalaisten ja käytännöllisten syiden takia muinaistulokkaiden voidaan katsoa olevan luonnonsuojelullisia arvoja. Onko ihmisen mukana muuttaman viime vuosisadan aikana kulkeutuneilla uustulokkaiden luonnonsuojelullista arvoa? Eri tutkijoiden käsitykset siitä poikkeavat selvästi toisistaan. Yleensä tutkijoiden piirissä vakiintuneille tulokkaille annetaan vähemmän arvoa kuin alkuperäisille lajeille ja muinaistulokkaille. On kyseenalaista, onko uustulokkaiden mitään luonnonsuojelullista arvoa mahdollisia poikkeustapauksia (kansainvälisesti harvinaiset lajit) lukuun ottamatta. Monesti tulokaskasvit kaventavat alkuperäislajien elintilaa, ja ovat siten Suomen luonnon monimuotoisuudelle haitallisia.

Maatalouden muuttuminen on maailmanlaajuinen ilmiö. Siksi niittyjen eliöstön massiivinen taantuminen koskee koko Eu-

rooppaa (Wolkinger & Plank 1981, van Dijk 1991). Niittyjen ja niittyeliöstön taantumista on tullut Euroopassa keskeisimpiä luonnonsuojeluongelmia (Goriup ym. 1991, Beaufoy ym. 1994). Meillä taantuvat eliölajit ovat suureksi osaksi samoja kuin muuallakin Euroopassa (kuva 2).

1.2 Karjatalous ja Suomen luonto

Ihminen on vaikuttanut jatkuvasti enenevässä määrin Suomen luontoon jo tuhansia vuosia. Muinaisten vaikutusten jäljittäminen on vaikeaa ja osin mahdotonta. On kuitenkin ilmeistä, että vaikutukset Suomessa kuten muualla Euroopassa ovat olleet luonnon monimuotoisuudelle sekä myönteisiä että kielteisiä. Ihmisen vaikutusta Keski- ja Pohjois-Euroopan luontoon on usein arvioitu rikastuttavaksi 1800-luvun lopulle asti (Westhoff 1971). Nilsson (1997b) arveli biodiversiteetin lisääntyneen Etelä-Ruotsissa ihmisen vaikutuksen takia 1700-luvun lopulle asti, jonka jälkeen luonnon monimuotoisuus on jatkuvasti vähentynyt. Toisaalta voidaan epäillä ihmisen aiheuttaman luonnon köyhtymisen osin alkaneen jo kauan sitten. Pott (1998) arvioi vanhan maatalouden vähentäneen Euroopan eliölajimäärää, vaikkakin putkilokasvien lajimäärä mahdollisesti lisääntyi. Viime vuosisatoina Pohjois-Euroopan kokonaislajimäärä on kasvanut luonnolle vieraiden eliölajien viedessä tilaa alkuperäisiltä lajeilta. Viime vuosikymmeninä kielteiset vaikutukset ovat yhä enenevässä määrin korostuneet ja moninverroin ylittäneet myönteiset (Westhoff 1971, Järvinen & Miettinen 1987, Nilsson 1997b).

Karjatalouden, kaskeamisen ja peltoviljelyn vaikutukset luonnon monimuotoisuudelle ovat olleet hyvin erilaiset. Karjan laidunnus ja niittotalous luultavasti vaikuttivat voittopuolisesti myönteisesti Suomen biodiversiteettiin kuten tässä julkaisussa tullaan osoittamaan. Kaskeaminen aiheutti sekä suuria kielteisiä että myönteisiä vaikutuksia eikä sen kokonaisvaikutusta pysty arvioimaan (ks. luku 3.5). Peltoviljelyn vaikutus on ollut pääasiassa monimuotoisuutta vähentävä (ks. esim. luku 5.1). Luontomme helmistä suuri osa on raivattu pelloiksi.



Kuva 2. Noidanlukkot ovat taantuneet kaikkialla Euroopassa. Ahonoidanlukko (*Botrychium multifidum*) oli aiemmin koko maassa melko yleinen niittykasvi. Suuresti taantunut kasvi on jo lähes koko maassa uhanalainen. Ahonoidanlukko viihtyy parhaiten matalakasvuisilla kuivilla ja tuoreilla niityillä, eikä juurikaan kestä rehevöitymistä. Ypäjä, Ypäjän hevoslaitumet.



Juha Pykälä

Kuva 3. Todellisia perinnemaisemia, joissa perinteisen karjatalouden vaikutukset hallitsevat maisemakuvaa, on Suomessa enää äärimmäisen vähän. Rekijokilaaksossa voi tuntea kulkevansa perinnemaisemassa. Somero, Häntälä.

Karjatalous synnytti perinnemaisemat

Talonpojan karja on muovannut Suomen luontoa jo pitkään. Karjatalouden ja muun alkutuotannon muovaamia maisematyyppejä on alettu kutsua perinnemaisemiksi (Haapanen & Heikkilä 1993) (kuva 3). Perinnemaisemat jaetaan rakennettuihin perinnemaisemiin ja perinnebiotooppeihin. Perinnebiotooppeja ovat karjatalouden muovaamat alueet kuten erilaiset niityt, hakamaat, metsälaitumet ja kaskimetsät (taulukko 1). Etelä-Suomen vanhoilla asutusseuduilla perinnebiotooppeja on ollut jo tuhansia vuosia.

Taulukko 1. Perinnebiotooppien luokittelu.
Nummet
Niityt
• kalliokedot
• kuivat niityt eli kedot
• tuoreet niityt
• kosteat niityt
Järvenrantaniityt
Merenrantaniityt
Tulvaniityt
Suoniityt
Lehdes- ja vesaniityt
Hakamaat eli haat
Metsälaitumet

Aika ennen 1960-lukua – karjatalouden vaikutuksista vaihtelevia käsityksiä

Aikoinaan karjan vaikutusta luontoon ei Pohjoismaissa ymmärretty. Esimerkiksi lehdes- ja vesaniityttä pidettiin vielä 1900-luvun alussa luontaisina kasviyhdyskuntina (Sernander 1900, Hesselman 1905), mutta pian käsitys alkoi muuttua (Palmgren 1915, Du Rietz 1917, Sjöbeck 1927).

Suomessakin jo vuosisadan alkupuolen kasviekologit havaitsivat karjatalouden myönteisiä vaikutuksia luontoon (Linkola 1916, 1921, 1922a, Hulkkonen 1929, Luther 1951). Linkolan (1922a) mukaan ”niittyjen kasvistollinen merkitys on oudostuttavan suuri”. Useimmissa tutkimuksissa laidunnuksen ja niiton vaikutukset luontoon kuitenkin kokonaan unohtuivat. Laidunnuksen seurauksiin kiinnitettiin enemmän huomiota kuin niiton.

Steen (1958) kokosi yhteen tutkimukset laidunnuksen vaikutuksista Ruotsin kasvillisuuteen ja päätyi siihen, että tavallisesti karjan laidunnus köyhdyttää kasvistoa. Toisaalta useissa tapauksissa laidunnuksella oli selviä myönteisiä vaikutuksia. Niittämisen Steen sen sijaan arvioi kasvistolle eduksi.

1950-luvulla suhtautuminen laidunnuksen vaikutuksiin oli kasvitieteilijöidem-

me piirissä ristiriitaista. Eräät tutkijat pitivät karjaa (etenkin lampaita) kasvistollemme erityisen vaarallisena (Erkamo 1954, Olsoni 1960).

1960-luvulta nykyaikaan – karjatalouden myönteistä vaikutusta painotetaan

1960-luvulta lähtien laidunnus ja niitto on arvioitu Pohjoismaissa luontoa rikastuttavaksi. Etenkin ruotsalaisten esimerkkien ansiosta 1960-1980-luvuilla Suomessakin herättiin huomaamaan niiton ja laidunnuksen suuri merkitys kasviston monimuotoisuudelle (mm. Koponen 1967, Kujala 1967, Kalliola 1973, Hægström 1976, 1983, 1986, 1987a, b, 1988a, Borg 1982, Luther & Munsterhjelm 1983, Lindgren & Stjernberg 1986). Vähemmän on kiinnitetty huomiota karjatalouden vaikutuksiin eläimistöömme (Äyräpää 1946, Kaisila 1961, Räsänen 1961, von Haartman 1973, 1975). Kokonaiskäsitys karjatalouden vaikutuksista luonnon monimuotoisuudelle on alkanut muotoutua Pohjoismaissa viime vuosikymmenen aikana (Emanuelsson & Johansson 1987, Ekstam ym. 1988, Ekstam & Forshed 1992, 1996, Hægström ym. 1995, Nilsson 1997b).

Karjatalous on epäilemättä aiheuttanut myös varsin merkittäviä kielteisiä vaikutuksia (ks. esim. Nilsson 1997a). Laidunnukselle ja niitolle arat eliölajit ovat saattaneet hävitä laajoilta alueilta. Herkimvät lajit ovat saattaneet hävitä kokonaan Suomesta tai jopa kuolla sukupuuttoon koko maapallolta. Lisäksi metsien ja muiden puustoisten alueiden raivaus niityiksi lielee merkittävästi vähentänyt monia puiden eliölajeja. Kielteisiä vaikutuksia on vain vähän dokumentoitu, ja jälkikäteen niiden todentaminen on useimmiten vaikeaa tai mahdotonta. Entisaikoina maatalouden kielteiset vaikutukset luontoon lienevät kuitenkin olleet yleensä seurausta peltoviljelystä ja kaskeamisesta eivätkä niitosta tai laidunnuksesta.

Luonnonsuojelu ja karjatalous

Ennen toista maailmansotaa karjan laidunnus käsitettiin yleensä luonnonsuojelulle haitalliseksi (esim. Palmgren 1922, Kujala 1930). Niittämistä ei pidetty haitallisena,

vaan niittoniittyjä arvostettiin (Linkola 1922a, 1923, Palmgren 1922). Alvar Palmgren (esim. 1943–44) korosti lehtoniittyjen merkitystä luonnonsuojelulle.

Luonnonsuojelun edelläkävijöistä ainakin Reino Kalliola ymmärsi karjatalouden muovaamien alueiden arvon (Kalliola 1943, 1949). ”Vanha suomalainen kulttuurimaisema on vuosisatoja kestäneen kehityksen tulos ja sellaisena kaunis. Luonnon ai-nekset ja ihmisen rakennelmat sulautuvat siinä tasapainoisesti toisiinsa. Siinä on rikkautta ja vaihtelua; siinä on vielä tilaa pienille vapaan luonnon sirpaleille: vanhalle puulle tien poskessa, pensaille metsän reu-nassa, kukille pellon pientareella. Mutta nyt uhkaa järkiperäinen maa- ja metsätalous peltoja salaojittaen, hakamaista luopuen, viljelylaitumia perustaen ja metsänaukkoja umpeen istuttaen ja kylväen alistaa maiseman joka neliömetrin tuottavaan käyttöön-sä” (Kalliola 1949). ”Luonnonsuojelun piiriin on syytä yhä enemmän ottaa niittyjä ja lehtoniittyjä, joiden säilyminen sellaise-naan edellyttää saman vanhan talousmuo-don jatkamista, joka on ne luonutkin” (Kal-liola 1949).

1960-luvulta alkaen karjatalouden muovaamia alueita alettiin pitää tärkeänä osana luontomme suojelua. Tämän tulok-sena joitakin yksityismaiden niittyjä on rauhoitettu. Lounaisaariston ainutlaatui-sen kulttuurimaiseman pelastamiseksi pe-rustettiin Saaristomeren kansallispuisto (Lindgren & Stjernberg 1986, kuva 4). Luonnonsuojelu keskittyi kuitenkin alkuperäisluonnon pelastamiseen ja voimavarat eivät riittäneet muutamia poikkeuksia lu-kuun ottamatta karjatalouden rikastaman luonnon säilyttämiseen. Harvojen yksityis-maiden luonnonsuojelualueiden perinne-biotooppien hoitoakaan ei ole pystytty jär-jestämään. Umpeenkasvavilta niityiltä on kadonnut suuri osa niistä arvoista, joiden takia ne on suojeltu.

Muualla Euroopassa luonnonhoito on luonnonsuojelun itsestäänselvä osa (esim. Duffey ym. 1974, Green 1989). Useimmissa Länsi-Euroopan maissa niittyjä on jo pit-kään hoidettu niiden luonnonarvojen säi-lyttämiseksi sekä suojelualueilla että talous-käytössä olevilla alueilla (esim. Wolkinge-r & Plank 1981, Lundell 1997, Naturvårdsver-ke-t 1997).

Kuva 4. Saaristomeren kansallispuiston umpeutuvien perinnemaisemien kunnostus aloitettiin jo 1970-luvulla. Puiston helmiä on Jungfruskärin saari, jossa on mm. onnistuneesti entistetty lehdesniittyjä.



Juha Pykälä



Juha Pykälä

Kuva 5. Runsaslajiset niityt ovat katoamassa maastamme. Tällä hienolla niityllä lammaslaidunnus päättyi joitakin vuosia aiemmin. Komeasti kukkiva keto heinityy ja metsittyä, jos sitä ei hoideta. Jo yksistään keltamykeröisen häränsilmän (*Hypochoeris maculata*) runsaus osoittaa luonnoltaan arvokasta niittyä. Mynämäki, Mielismäki.

Perinnemaisemaprojekti

Vuonna 1992 aloitettiin Suomen ympäristökeskuksessa (silloinen Vesi- ja ympäristöhallitus) perinnebiotooppien nykytilan selvittäminen ns. perinnemaisemaprojekti (Pykälä 1993, Alanen ym. 1994, Pykälä ym. 1994). Perinnebiotooppien luokittelu esitetään taulukossa 1. Projektin tulokset osoittavat perinnebiotooppeja (kuva 5) olevan jäljellä huomattavasti aiemmin arveltua vähemmän ja maatalousympäristöjen biodiversiteetin tilan olevan ennen arvioitua heikompi (esim. Alanen & Pykälä 1996, Pykälä & Alanen 1996, Jutila ym. 1996, Alanen 1997a, b, Vainio & Kekäläinen 1997, Grönlund ym. 1998, Kalpio & Bergman 1999, Pykälä & Bonn 2000, Salminen & Kekäläinen 2000). Tämä julkaisu pohjautuu projektin yhteydessä kerättyyn laajaan koti- ja ulkomaiseen kirjallisuuteen sekä maastointientien tuloksiin.

Perinteisestä karjataloudesta nykymaatalouteen

2

Perinteisen karjatalouden alku Suomessa on vielä hämärän peitossa. Vähitellen lisääntyvät tiedot muuttavat jatkuvasti kuvaa Suomen historiasta. Etelä-Suomessa on ilmeisesti alettu harjoittaa karjanhoitoa ja maanviljelyä vasarakirveskulttuurin aikana kivikaudella n. 2500–2000 eKr (Vuorela 1991, Huurre 1995). Karjanhoito ja kaskeaminen lienee alkanut peltoviljelyä varhemmin (Huurre 1995). Sarmela (1994) arvelee suomalaisten, keräilijä-metsästäjien yleiseen tapaan, jo kauan ennen viljan viljelyä raivanneen metsiä polttamalla ruokamaita omille kotieläimilleen. Kivikaudella väestömäärä oli pieni, ja ihmisen vaikutus ympäristöön lienee ollut melko vähäinen. Pronssikaudella (1500–500 eKr) maanviljely vakiintui elinkeinona (Vuorela 1991). Pronssikaudella karjana olivat ainakin naudat, lampaat ja vuohet (Huurre 1995).

Eteläsuomalaisen perinteisen kulttuurimaiseman ydin luotiin rautakauden (500 eKr. –1150/1300 jKr.) aikana. Sen pohjana oli karjatalouden muovaamien ympäristöjen hallitsema maalaismaisema, joka muodostui niittyjen, laidunten, peltojen, veden ja niitä rajoittavien metsien monimuotoisesta vaihtelusta. (Moisanen & Taskinen 1997).

Maataloudessa oli kolme pääsuuntaa: karjatalous, kaskiviljely ja peltoviljely (Soininen 1974). Maata ja puuta hyödynnettiin monin tavoin. Karja laidunsi kesät metsissä ja kaskilaitumilla sekä myös kesantopelloilla. Karjan pääasiallisena talvirehuna olivat luonnonniityiltä korjattu heinä, viljan olki ja lehdekset. Lisärehuna käytettiin erilaisia hauteita, joihin laitettiin mm. poronjäkälää, perunanvarsia, nauriinnaatteja, ruumenia, silppuja, herneen- ja pavunolkia, hevosen ym. lantaa ym. Alusina navetoissa käytettiin enimmäkseen kuusen- ja männynoksia ja myös lehdeksiä (Grotenfelt 1916, Simonen 1949, Soininen 1974). Perinteisen maatalouden aikana vain vähäinen osa maatalousmaasta oli peltoa. Pääosa maatalous-

maasta oli metsää, jota kaskettiin ja laidunnettiin.

Keskiajalla ja uudella ajalla kaskien, niittyjen, peltojen ja metsälaidunten määrä kasvoi vähitellen vuosisatojen kuluessa ja väkiluvun kasvaessa. Kaskeaminen lienee lisääntynyt 1600–1700-luvuille asti. Arvioita kaskien määristä on kuitenkin vasta ajalta, jolloin kaskeaminen oli selvästi vähentynyt. Metsälaidunten määristä ei ole tietoja ennen 1900-lukua. Ilmeistä on kuitenkin, että Etelä- ja Keski-Suomessa yli puolet metsistä oli laidunnettuja ainakin 1800-luvulla ja 1900-luvun alussa. Niittyjen määrä oli suurimmillaan 1800-luvulla. Ainakin välillä 1750–1900 pääosa Etelä- ja Keski-Suomen maa-alasta oli karjatalouden piirissä.

2.1 Kaskeaminen ja kydönpoltt

Tulen laaja-alainen käyttö on ollut perinteiselle maataloudelle luonteenomainen piirre (Grotenfelt 1901, 1908). Kaskeaminen on Suomessa maanviljelymenetelmistä vanhin (Soininen 1974). Kaskeaminen oli monimuotoinen ryhmä menetelmiä, joille yhteistä oli viljelyn perustuminen puuston

Perinteisen maatalouden keskeisiä maan- ja puunkäyttötapoja

- Karjan laidunnus
- Niitto
- Kaskeaminen
- Kulotus
- Peltoviljely
- Kesannointi
- Kydöttäminen
- Lehdestys
- Tulvittaminen
- Käsittelemätön puuaines (ladot, aidat ym.)

polttamiseen ja polton aiheuttamien maaperän muutosten hyväksikäyttöön (Soininen 1974). Ruis ja nauris olivat kaskien tärkeimmät viljelykasvit. Metsiä saatettiin polttaa myös niiden laidunarvon parantamiseksi (von Berg 1859). Monista kaskeamistavoista voidaan pelkistää muutamia päämenetelmiä, joita olivat tavallinen kaski, rieskamaa ja huuhta (Soininen 1974). Toisinaan omaksi menetelmäksi luettu pykälikkömaa on kaskimaan esiraivausta, jossa männikkö kaadetaan, jotta saadaan lehtimetsä (Soininen 1974). Kasket muokattiin kaskiauralla tai risukarhilla. Etenkin runsaskivisillä maille maaperää ei muokattu lainkaan (Heikinheimo 1915, Korttesalmi 1969).

Tavallinen kaski

Yleisin kaskeamisen tapa oli ns. tavallinen kaski, joka tehtiin lehtipuuvaltaiseen metsään. Puut kaadettiin polttoa edeltävänä vuonna. Kaski poltettiin keväällä tai kesällä. Kaskesta saatiin 2–8, tavallisimmin 3, satoa. Tämän jälkeen kaski oli tavallisesti ahona, josta yleensä niitettiin heinää muutamana vuoden ajan ja sen jälkeen käytettiin karjan laitumena. Vähemmän kivisiä kaskia niitettiin. Kaskimaat siirtyivät siis karjatalouden piiriin. Vähitellen aho muuttui koi- ja leppävaltaiseksi laidunmetsäksi, joka 15–30-vuotiaana jälleen kaskettiin. (Heikinheimo 1915, Soininen 1974, taulukko 2).

Rieskamaa

Kylän läheisille usein kasketuille maille kaadettiin pieniä muutaman talon kaskia ns. rieskamaita. Rieskamaat tehtiin tavallisia kaskia nuorempiin lehtimetsiin kuiville rinnenemaille. Rieskamaa poltettiin pian puiden kaadon jälkeen keväällä. Siitä saatiin yleensä

sä kaksi satoa. Rieskamaa kaskettiin 14–17 vuoden välein. (Soininen 1974).

Pykälikkömaa

Pykälikkömaiksi otettiin männiköitä. Männyt pyällettiin eli puut kuorittiin rengasmaisesti, jolloin ne kuolivat pystyyn. Kuolneiden runkojen väliin kasvoi lehtipuustoa ja pykälikkömaa muuttui lehtimetsäksi. Lehtimetsä kaskettiin 10–20 vuoden kuluksena tavallisena kaskena tai rieskamaana. (Soininen 1974).

Huuhta

Kaukaisten erämaiden vanhoihin havupuuvaltaisiin metsiin raivattiin laajoja, jopa useiden kylien yhteisiä, huuhtakaskia. Kuusi oli huuhtametsän puista tärkein. Myös huuhdassa järeät puut pyällettiin ennen kaskeamista. Huuhta jakaantui kolmeen tyyppiin: 1. yhden polton ja yhden sadon huuhta, 2. kahden polton ja yhden sadon huuhta, 3. kahden polton ja kahden sadon huuhta. (Soininen 1974).

Itä-Suomi kaski-Suomi

Kaskeamista harjoitettiin melkein koko maassa Lappia ja osittain Pohjanmaan rannikkoa lukuun ottamatta. Vuoden 1734 metsäasetuksella kaskeamisesta tuli luvanvaraista, mutta kaskeamista ei pystytty tehokkaasti valvomaan. Kuitenkin väestön kasvun ja valtiovallan rajoittavien toimien takia kaskeaminen vähentyi voimakkaasti 1700- ja 1800-luvuilla. Länsi-Suomessa kaskeaminen alkoi vähentyä jo 1700-luvulla eikä ollut 1800-luvulla enää viljelyn päämenetelmä. Sen sijaan Itä-Suomessa kaskeaminen oli vielä 1800-luvulla hyvin runsasta. (Heikinheimo 1915, Soininen 1974).

1800-luvun alkupuolella kolmannes metsistä kaskimaina

Kasketujen maiden määrästä tietynä ajankohtana 1700-luvulla tai 1800-luvun alussa ei ole tietoja. Eri aikoina vuosien 1700–1850 välissä tehtyjen mittausten perusteella tuona ajanjaksona Suomessa olisi ollut n. 4 milj. hehtaaria kaskimaita eli kolmannes Suomen kasvullisista metsämaista olisi ol-

Taulukko 2. 100-vuoden kaskikierto tavallisella kaskella (25-vuoden kiertoaika) Heikinheimon (1915) mukaan.

	vuosia
Kaadettu kaski	4
Poltettu kaski	4
Kynnetty ja viljelty kaski	12
Niitettävä aho	12
Laidunmaa	68

lut mittausten lähivuosina kaskettua (Heikinheimo 1915). 1800-luvun puolivälissä vuosittain kaadettiin kaskiksi noin 100 000 hehtaaria (Soininen 1974). Kasvullisesta metsämaasta yli 75 % oli kaskikierrossa kaikkein runsaimmin kasketuilla alueilla (Heikinheimo 1915).

Kaskeamisen kato

Kaskeaminen väheni suuresti, koska sillä ei saatu enää riittävästi ravintoa jatkuvasti kasvavalle väestölle, ja koska valtiovalta jo 1600-luvulta alkaen pyrki rajoittamaan kaskeamista (Soininen 1974). Simonen (1949) piti käännekohtana vuotta 1851, jolloin metsäasetuksella kiellettiin kaskeaminen 30 vuotta nuoremmissa metsissä sekä laiduntaminen 8 vuotta kasken jälkeen. Kaskiviljelyä pidettiin puuston tuhlauksena (Reunala 1994). Puuston arvon noustua paikallinen kaskitalous ei enää menestynyt metsäteollisuuden hallitsemassa ympäristössä (Sarmela 1994). Kaskimaiden määrä romahhtikin 1800-luvun lopulla.

Vuonna 1910 oli koko maassa maataloustilaston mukaan 8 370 hehtaaria viljaa kasvavaa kaskea (Viipurin lääni pois lukien 6 301 ha), johon oli kuitenkin usein luettu myös viljelyksessä olevia kytömaita. Vuonna 1925 viljaa kasvavaa kaskea oli 2 716 hehtaaria (Viipurin lääni pois lukien 1 765 ha).

Lännessä kaskeaminen loppui ehkä kokonaan jo 1920–30-luvuilla. Tämän jälkeen löytyy joitain mainintoja tulen käytöstä metsän raivaamisessa, joista ei käy ilmi oliko kyseessä kaskiviljely vai ainoastaan pelloksi raivaus tulen avulla. Itä-Suomessa pienimuotoista kaskeamista oli 1940–50-luvuille asti. Nilsissä poltettiin nauriskaski vielä 1961 (Tujulin 1966, 1967).

Kaskeamisen täydellisen loppumisen syyt lienevät olleet lähinnä palontorjunnalliset ja ideologiset. Kaskeaminen katsottiin alkeelliseksi viljelystavaksi, joka ei sopinut sodanjälkeiseen edistysuskoiseen maailmaan.

Kydöttäminen

Kydöttäminen poikkeaa kaskiviljelystä siten, että siinä ei tyydytä pintakasvillisuuden polttamiseen, vaan poltetaan maan pinnan turve- tai multakerrosta. Kuivan

maan kydöttäminen ei ollut kovin yleistä. Sen sijaan suoviljelyssä kydöttäminen oli hallitseva menetelmä. Suo kuivattiin ja siten kydötettiin. Sen jälkeen viljely jatkui vuorotellen suota kydöttämällä ja viljaa kasvattamalla. Kytösoista tehtiin usein suoniittyjä 3–4 viljasadon oton jälkeen. Niittyalan lisääminen oli suoviljelyn päätarkoitus 1800-luvun loppupuolelle asti. Kydöttämisen oli yleistä etenkin Pohjanmaalla. Kydöttämisen voi katsoa olevan jossain peltoviljelyn, niittytalouden ja kaskeamisen välimailta. Itä-Suomessa kydöttäminen oli lähellä kaskeamista ("suokasket"). (Soininen 1974).

Kydöttämisellä oli epäilemättä merkittäviä vaikutuksia biodiversiteettiin. Monet suot paloivat pitkän ajan kuluessa muuttuen ensin kytöniityiksi ja sitten pelloiksi. Kydöttäminen kuitenkin loppui ennen kuin näitä vaikutuksia tutkittiin. Siksi emme tiedä oliko kydöttämisellä kielteisten vaikutusten lisäksi mahdollisesti myönteisiä vaikutuksia biodiversiteettiin. Sahlberg (1919) mainitsi hyönteisistä Karjalohjalta, että "samoin on todennäköisesti pian mahdotonta löytää niitä lajeja, joita ennen ei koskaan tarvinnut turhaan hakea pitäjän ennen niin yleisiltä poltetuilta turvesoilta eli kytömailta".

Soita poltettiin myös, jotta niiden heinän- ja ruohonkasvu karjan rehuksi lisääntyisi (Smeds 1935). Poltto runsastutti tupasvillaa (*Eriophorum vaginatum*) ja luhtavillaa (*E. angustifolium*), jotka olivat tärkeitä kevään ensimmäisinä ravintokasveina tarjolla karjalle jo huhtikuussa (Smeds 1935).

Lehmisavut

Kun lehmät ajettiin ennen lypsyä laitumelta lypsytarhaan tai kesantomaalle sytytettiin niillä usein puu- tai turvetuli (lehmisavu) karjaa vaivaavien hyönteisten karkottamiseksi (Grotenfelt 1916). Lehmisavujen käyttö oli siksi yleistä, että myös niillä on oletettavasti ollut vaikutuksia moniin eliöihin.

2.2 Niittotalous

Perinteisen maatalouden aikana karjan rehu tuotettiin niityillä ja peltoja käytettiin lähes yksinomaan viljan kasvattamiseen (Soininen 1974). Luontaista niittymäistä kasvillisuutta oli ilmeisesti Itämeren, jär-

vien ja jokien rannoilla, soilla, tuntureilla, kallioilla ja kuloalueilla (Hægström ym. 1995). Ilmeisesti pääosa niityistä kuitenkin syntyi ihmisen toiminnan tuloksena.

Niittyheinää korjattiin soilta ja rannoilta ja suo- ja rantaniittyjä laajennettiin raivaamalla. Lisäksi niittyjä saatiin raivaamalla ja kaskeamalla metsistä, kydöttämällä soita ja laskemalla järviä (Soininen 1974). Usein niityt raivattiin polttamalla (Grotenfelt 1901). Ruoko, kaisla, korte ja muu "vesiheinä" niitettiin usein myös matalasta vedestä (Grotenfelt 1918, Vilkuna & Mäkinen 1976, Ahlbäck 1983).

Niittyjen taloudellinen pääjako maassamme oli kuivan maan niityt, tulvaniityt ja suoniityt (Soininen 1974). Kuivan maan niityt syntyivät aina raivauksen tuloksena (usein kaskiahoja).

Ravinnevirta niityiltä ja metsistä pelloille

Karjan lantaa käytettiin peltojen lannoittamiseen. Emanuelsson (1987) kehitti mallin ravinteiden hyödyntämisestä ja kulkeutumisesta maataloudessa eri aikakausina. Aikana ennen keinolannoitteita ravinteita kulkeutui lannan mukana pelloille niityiltä ja metsistä. Yhden peltohehtaarin lannoit-

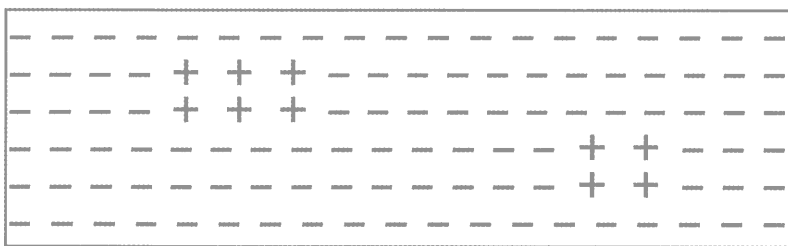
tamiseen tarvittiin 2–4 hehtaaria niittyä (Soininen 1974, Solantie 1997). 1700-luvulla niittyjä oli mitatuilla tiloilla useimmissa Suomen lääneissä 2,5–3,5-kertaisesti peltoihin verrattuna (Soininen 1974). Silloisessa Vaasan läänissä suhdeluku oli jopa kymmenen, mutta kytömaat todennäköisesti sisällytettiin niittyalaan. Ravinnemäärät lisääntyivät suhteellisen pienillä maa-aloilla (peltoilla) ja muualla vallitsi ns. negatiivinen ravinnetalous (Steen 1980). Keinolannoitteiden käyttöönoton jälkeen maatalousympäristöjen ravinnetalous koki mullistuksen: ravinnemäärät alkoivat lisääntyä lähes kaikkialla maatalousympäristöissä ja samalla ravinnehuuhtoumat vesistöihin kasvoivat suuresti (Emanuelsson 1987, kuva 6).

Niittyjen hoito niittämistä ja puiden kaatamista

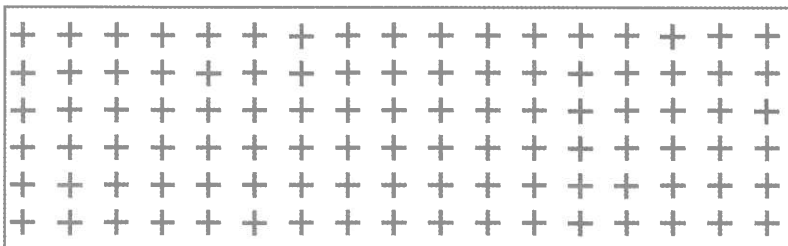
Niittyviljelyssä tyydyttiin niittyjen luontaiseen rehun kasvuun. Niittyjä hoidettiin yleensä ainoastaan niittämällä ja ajoittain puita ja pensaita kaatamalla (Jutila 1922, Soininen 1974). Usein niityillä oli kuitenkin harvassa puita, koska puut suojasivat kuivuudelta (Ahlbäck 1983). Muita hoitotoimia olivat sammalten hävittäminen, mätästymisen estäminen, kulottaminen ja kevätsiivous. Sammalia pidettiin kurissa joko kosteita niittyjä kuivaamalla (luultavasti melko harvinaista) tai tulvittamalla (Soininen 1974). Niittyjen ojittaminen alkoi isojoan jälkeen (Vilkuna 1935).

Suoperäisiä niittyjä vesitettiin Etelä-Suomessa yleisesti 1700-luvulla, minkä jälkeen käytännöstä luovuttiin (Hægström ym. 1995). Pohjois-Suomessa vesitys yleistyi 1800-luvulla. Vesittämisessä käytettiin kahden päämenetelmää: patoamista ja valuttamista, joista patoaminen (paisuttaminen) oli huomattavasti yleisemmin käytössä (Pöyhönen 1910, Soininen 1974).

Niittyjen kulottaminen ei ehkä ollut yleistä (ks. Ahlbäck 1983). Soininen (1974) ei mainitse sitä ollenkaan. Virrankosken (1955) mukaan kun niityt alkoivat pensoitua ja heinäkasvu huonontua, puut ja pensaat raivattiin, ja niityt poltettiin heinäkasvun parantamiseksi. Mättäitä saatettiin raivata lapiolla tai eräänlaisella mätäs-höylällä. Kevätsiivouksessa puiden oksat, lehdet ja muu karike haravoitiin pois ni-



Perinteinen maatalous



Nykyinen maatalous

Kuva 6. Maatalouden vaikuttaman ympäristön ravinnetalous perinteisen ja nykyisen maatalouden aikana. Suuresti yksinkertaistettu Emanuelssonin (1987) julkaisusta. + = ravinteiden määrä lisääntyy, - = ravinteiden määrä vähenee.

tyiltä (Ahlbäck 1983). Harmaaleppää suosittiin maan parantajana ainakin joillakin seuduilla. Virrankoski (1955) kuvaa lepikkoniittyjen olleen tärkeitä Etelä-Pohjanmaalla, koska niistä saatiin hyvä heinäntuotto. 1700–1800-lukujen maatalousoppineiden suosittamia, mutta luultavasti varsin harvoin käytettyjä, tapoja olivat niityn peittäminen havuilla tai lehtipuun oksilla tai ohuella maakerroksella. Kaikkiaan tietomme niittyjen hoitotapojen yleisyydestä ovat vähäiset (Soininen 1974).

Niittyjen niitto aloitettiin heinäkuun puolivälissä tai loppupuolella ja se jatkui elokuun alkupuolelle ja toisinaan pidempään. Tiedot erilaisten alueiden niittojärjestyksestä ovat ristiriitaiset. Vilkun (1935) mukaan työ alkoi kotoniiityiltä ja viimeksi mentiin kaukaisille suoniityille. Vuorelan (1975) mukaan ensin niitettiin kaukaisimmat nevaniityt, sitten lähempänä olevat ja lopuksi pyörtänöt (pellon pientareet). Saaristossa, Kökarissa niitettiin ensin kaukaisimmat saaret, sitten lähisaaret ja viimeksi kyläniityt (Ahlbäck 1955). Ahlbäckin (1983) mukaan ensin niitettiin saraikot ja kortteikot. Ruotsissa suoniittyjen niitto saattoi jatkua jopa syyskuun lopulle tai lokakuulle (Pettersson 1958). Hyvin vetisiä soita saatettiin niittää vasta niiden jäädyttyä. Parempituottoisia niittyjä niitettiin vuosittain, mutta huonotuottoisia (esim. soita) saatettiin niittää vain joka toinen vuosi.

Niitykasvillisuus hyödynnettiin tarkoin

Perinteisessä karjataloudessa talvirehua korjattiin sekä läheltä että kaukaa. Niittyjä hyödynnettiin yleensä niin tarkoin kuin mahdollista, koska eläinten ravinnosta oli

pulaa (Soininen 1974). Kaikkia ruohoja ja heiniä kohtalaisessa määrin kasvavia luonnonympäristöjä niitettiin ja eläimet laidunsivat metsät. Niityiltä ja laitumilta yritettiin saada niin suuri tuotto kuin oli lannoittamatta mahdollista. Perinteisessä karjataloudessa hyödynnettiin mahdollisimman tarkoin tietyn maa-alueen tuotto, kun taas nykyisessä karjataloudessa pyritään maksimoimaan yksittäisen eläimen tuotto (Ekstam & Forshed 1996). Laiduntamalla sekä nautakarjaa, hevosia että lampaita kasvillisuus pystyttiin hyödyntämään tarkemmin kuin vain yhtä eläinlajia käyttämällä. Perinteinen karjatalous voidaan määritellä maankäyttönä, joka pyrkii saamaan mahdollisimman korkean tuoton ilman lannoitteita, torjunta-aineita, maanmuokkausta tai heinän kylvöä (Ekstam & Forshed 1996).

Ihmisen vaikutuksen voimakkuus luontoon kuitenkin vaihteli eri aikoina. Niityt saattoivat jäädä niittämättä, metsät laiduntamatta ja kokonaiset kylät autioitua.

Vuonna 1880 niittyä 1,6 milj. hehtaaria

Niittyjen pinta-alaa ei ennen 1900-lukua kunnolla tilastoitu, ja eri aikoina tilastointi tehtiin osin eri perusteilla. 1700-luvun lopun jälkeen niittyala kasvoi Etelä-Suomessa melko vähän, mutta Itä-Suomessa kaksinkolminkertaistui (Soininen 1974). 1800-luvulla niittyala kasvoi suuresti Pohjois-Suomessa, mutta alkoi vähentyä Etelä-Suomessa. Vuonna 1880 niitty- ja peltoalan suhde oli Etelä-Suomessa enää n. 1,25–1,4, mutta Pohjois-Suomessa (silloinen Oulun lääni) 7 (Soininen 1974). Soinisen (1974) arvio, että vuonna 1880 maassamme olisi ollut 1,6 milj. hehtaaria niittyä, lienee luotettavin. Tuol-

Niittyjen hoito 1700–1800-luvuilla. Yleiset hoitotoimenpiteet lihavoituina.

- Niittäminen (yleensä vuosittain, joillakin tyypeillä joka 2–3 vuosi)
- Niiton jälkeinen karjan laidunnus
- Ajoittaiset puiden ja pensaiden raivaukset
- Niittyjen kevätsiivous (oksien, karikkeen ym. poisto niityltä)
- Kulotus (yleisyys tuntematon)
- Sammalten hävittäminen tulvittamalla (paise- ja vesitysniityt)
- Mättäiden raivaus lapiolla tai mätäshöylällä (harvinaista?)
- Ojitukset (harvinaista ennen 1800-lukua?)
- Niityn peittäminen havuilla tai lehtipuun oksilla tai ohuella maakerroksella (hyvin harvinaista)

loin peltoala oli 810 000 hehtaaria. On epäselvää, oliko niittyala 1880-luvun alussa suurimmillaan, vai oliko se suurempi vuosisadan puolivälin tienoilla. Kilven (1919) arvio, että niittymaata olisi ollut 1840-luvulla 2,9 milj. hehtaaria, lienee liian suuri.

2.3 Metsien laidunnus

Karja kesät metsissä

Metsämme ovat olleet olennainen osa maataloutta kuten muuallakin Euroopassa (Emanuelsson 1988b). Karja laidunsi kesät metsissä ja ainakin perinteisen karjatalouden loppuaikoina osin myös aidatuilla hakamailla. "Laitumesta puhuttaessa kuulee sanottavan tuosta se alkaa kotohaasta ja jatkuu aina perämetsään asti" (Kallio & Levänen 1927). Etelä- ja Keski-Suomessa pääosa metsistä on ilmeisesti ollut laidunnettua. 1920-luvulla Suomen eteläpuoliskon lehdoista oli 58 % hakamaaluonteisia eli laidunnettuja ja puustoltaan harvahkoja ja aukkoisia (Kokkonen 1930). Tämän lisäksi suuri osa lehdoista oli metsälaitumina. Suomen eteläpuoliskon lehtomaisista metsistä 42 %, mustikkatyypin metsistä 29 % ja puolukkatyypin metsistä 16 % oli 1920-luvulla hakamaaluonteisia (Kokkonen 1930). Hakamaaluonteisissa metsissä puuston kuutiomäärä oli n. 2/3 muihin vastaaviin metsiin (sisältää myös metsälaitumet) verrattuna (Kokkonen 1930).

Etelä-Suomessa karja päästettiin metsiin huhtikuun lopulla tai toukokuun alussa (Vuorela 1975). Laiduntaminen jakaantui kolmeen jaksoon (Vuorela 1975). Lumen sulamisesta roudan lähtöön eläimet saivat liikkua vapaasti missä hyvänsä. Tämän jälkeen aidatut niityt ja pellot suljettiin, ja karja laidunsi metsissä. Heinä-elokuun vaihteessa karja päästettiin elonkorjuun jälkeen niityille ja pelloille. Niityille karja päästettiin pari viikkoa niiton jälkeen. Kesällä lehmät ajettiin ennen lypsyä laitumelta aivan pihan ääressä olevaan tarhaan (lypsytarhaan) tai kesantomaalle tai huonolla säällä navettaan (Grotenfelt 1916).

Kallio & Levänen (1927) mainitsivat yhden lehmän elättämiseksi tarvittavan keskimäärin 20–30 hehtaaria metsälaidun-

ta. Etelä-Ruotsissa Schager (1913) arvioi yhtä lehmää kohti tarvittavan 4 hehtaaria hyvää metsää tai 15 hehtaaria kanervatyypin metsää tai 40 ha puustoltaan tiheää metsää.

Saaristossa lampaita ja vuohia pidettiin pikkusaarilla ja karuimmilla laidunmailla. Lehmät ja hevoset laidunsivat suurempia ja rehevämpiä saaria. Kun elikot olivat syöneet saaren kasvillisuuden ne kuljetettiin toiselle. Samaa saarta saatettiin hyödyntää useamman kerran yhden laidunkauden aikana (Lindgren & Stjernberg 1986).

2.4 Lehdestyys

Karjatalouteen kuului olennaisena osana lähes koko maassa lehtipuiden lehdestyys karjan, etenkin lampaiden, talvirehuksi (Grotenfelt 1916, Lukkala 1920, Vilkuna & Mäkinen 1976). Lehtipuita kaatamalla tai latvomalla saatiin ns. kerppuja. Lounais-Suomessa lehdeksiä tehtiin latvomalla ja puita kaatamalla ja muualla maassa puita kaatamalla (Lukkala 1920). Koivujen lisäksi käytettiin mm. haavan, leppien, saarnen, pajujen, tammen, pihlajan ja tuomen lehtiä (Ahlbäck 1983). G. Reinin arvion mukaan vuonna 1860 Pohjois-Savossa ainoastaan 1/3 karjan talvirehusta saatiin niityistä, loput oli korvattava mm. lehdeksillä (Cajander 1916). Lehdesniityt olivat Ahvenanmaalla tärkeimmät kovan maan niityt (Hæggström 1988a). Lehdekset sidottiin kerpuiksi, joita tarvittiin talvella noin sata lammasta kohden (Hæggström 1983, Lindgren & Stjernberg 1986). Tiedot lehdestyksestä Suomen eri osissa ovat varsin puutteelliset. Slotte (1999) on tutkinut lehdestyystä Ruotsissa.

1900-luvun alussa latvomisalue käsitti Ahvenanmaan ja Lounais-Suomen saariston ohella Rauman, Pyhäjärven ja Naantalalin välisen alueen (Lukkala 1920). Cajander (1902) totesi Mynämäen-Mietoisten seudulta "Lehden teosta on seurauksena, että tuskin missään tapaa täysimittaista lehtimetsää. Lehtipuut ovat enimmäkseen matalia, melkein omenapuun tapaisia s.o. lyhyen, usein hyvinkin mutkikkaan rungon päässä on taaja, pallonpyöreä lehvästö".

Lehdes- ja vesaniityt

Lehdesniityillä puun runko katkaistiin latvomalla n. 1,5–3 m:n korkeudelta keskimäärin joka kolmas – kuudes vuosi (Slotte 1992, 1997, Hæggström 1995) tai 8–10 vuoden välein (Vilkuna & Mäkinen 1976). Vesaniityillä vesoneet puut kaadettiin (10–) 20–40 (–80) vuoden välein (Hæggström 1995). Toisinaan samalla niityllä saatettiin kuitenkin sekä latvoa että vesoa puita (Hæggström 1998). Lehdesniitytaloudessa käytettiin kaikkia lehtipuita. Latvomallakin lehdestettiin kaikkia lehtipuulajeja, joista tärkein oli koivu (Lukkala 1920, Slotte 1997). Harmaaleppä ja koivut lienevät olleet vesaniityjen tärkeimmät puut.

Slotte (1992) arvioi lehdes- ja vesaniityjen pinta-alan Ahvenanmaalla olleen 1700-luvulla vähintään 7 500 ha, kun taas peltoala oli 132 ha ja niityala 331 ha. Slotten (1993) arvion mukaan pääosa lehdestetystä maa-alasta niin Ahvenanmaalla kuin muuallakin Pohjoismaissa oli kuitenkin puustoltaan niin tiheää, ettei siltä niitetty talvirehua.

Ahvenanmaalla Vårdössä viimeisten vesaniityjen käyttö loppui 1970-luvun lopulla (Jaatinen 1994). Samoin lounaissaaristossa viimeisten vesaniityjen maatalouskäyttö loppui 1970-luvun lopulla (Hæggström 1987b). Latvominen lakkasi Ahvenanmaalla 1970-luvun alussa (C.-A. Hæggström; suull.).

Lampaille kerättiin talvirehuksi myös rahkasammalta ja poronjäkälää (ns. sammalmaat). Korppoon saaristossa tätä varten oli tiettyjä alueita, lähinnä nummia ja soita, joille karjaa ei päästetty laiduntamaan (Skult 1956). Sammalten ja jäkälän keruun vaikutuksista eliöstöön ei ole tietoja.

Havuja kerättiin talveksi karjaa varten kuivikkeiksi. Havujen kerääminen varmistettiin kuusien häviämisen kaskiahoilta (Reunala 1994).

2.5 Vallitsevasta maankäyttötavasta uhanalaiseksi

Niityjen määrän ensimmäinen romahdus

Jo 1700-luvulla alkanut isojako ja pääosin 1800-luvun loppupuolella toteutettu uusjako mullistivat maaseudun elämänmenon (Katajamäki 1991, Hæggström ym. 1995). Tiivis kyläyhteisö hajosi, ja kylän tilalle hallinnolliseksi yksiköksi tuli kunta (Katajamäki 1991, Luostarinen 1997). Yhteisömuutoksessa olleet alueet jaettiin yksityisömuutokseen. Valtiovalta pyrki 1700-luvun lopulta lähtien maatalouden muuttamiseen (Maatalousministeriö 1950). Valtio tuki pellon raivausta ja kuivatusta. Heinänviljelyä harjoitettiin vähäisessä määrin jo 1800-luvun alussa (Anttila 1974). Perinteinen karjatalous vallitsi kuitenkin 1800-luvun lopulle, vaikka niityt olivatkin Etelä-Suomessa paikoin jo selvästi vähentyneet tätä ennen. 1860-luvun katovuosien jälkeen viranomaiset aloittivat voimaperäisen maatalouden muuttamisen (Soininen 1974). Vuonna 1860 perustettu maataloushallinto (maanviljelystoyksikömuutos) vahvistui, perustettiin maanviljelyskouluja ja maanviljelysseuroja (Maatalousministeriö 1950). Peltopinta-alaa lisättiin. Järvien ja soiden kuivatushankkei-

Yleisesti käytetyt lehdespuut Suomessa. Kaikkein tärkeimmät puut lihavoitu.

Latvotut puut ja pensaat

Koivut (*Betula pendula* ja *pubescens*)

Saarni (*Fraxinus excelsior*)

Tervaleppä (*Alnus glutinosa*)

Pihlaja (*Sorbus aucuparia*)

Lehmus (*Tilia cordata*)

Raita (*Salix caprea*)

Vuorijalava (*Ulmus glabra*)

Vaahtera (*Acer platanooides*)

Tammi (*Quercus robur*)

Haapa (*Populus tremula*)

Vesotut puut ja pensaat

Harmaaleppä (*Alnus incana*)

Pähkinäpensas (*Corylus avellana*)

Koivut (*Betula pendula* ja *pubescens*)

Pajut (*Salix* spp.)

Haapa (*Populus tremula*)

Saarni (*Fraxinus excelsior*)

Lehmus (*Tilia cordata*)

Koiranheisi (*Viburnum opulus*)

ta ja jokien perkauksia käynnistettiin runsaasti. 1800-luvulla laskettiin Suomessa toistatuhatta järveä (Anttila 1967). Järvenlaskut synnyttivät runsaasti maatumarantoja, jotka otettiin niittokäyttöön. Toisaalta alkuperäisistä ja alunperin tulvametsistä raivatuista rantaniittyistä monet muutettiin pelloiksi tai ne kuivuivat veden kadottua.

Maatalouden rakenteen voimakkaan muutoksen katsotaan alkaneen 1880-luvulla (Simonen 1949, Anttila 1974, Soininen 1974). Karjan rehua alettiin yleisesti kasvat-
taa pelloilla, jolloin niittyjen raivaus pelloiksi lisääntyi. Maatalous alkoi koneellistua. Kääntösiivellinen rauta-aura mullisti rehtalouden, koska sen avulla kyettiin kääntämään niityt, ja pellot uskallettiin nyt laskea vuorollaan kasvamaan heinää (Vilkuna & Mäkinen 1976). Sen seurauksena alkoi niittyjen voimakas vähentyminen 1800-luvun lopulla.

Niitytpinta-ala väheni yli puolella vuosina 1880–1920. Samalla peltopinta-ala kaksi- ja puolinkertaistui. Maataloustilastojen mukaan niittyä oli vuonna 1920 enää 580 000 hehtaaria. Toisaalta valtakunnan metsien inventointien perusteella tehdyn arvion mukaan 1920-luvulla olisi ollut niittyä 1,15 milj. hehtaaria, josta kovalla maalla 630 000 hehtaaria ja turvemaalla 524 000 hehtaaria (Ilvessalo 1927).

Jatkuva alamäki 1900-luvun alkupuolella – niityt pelloiksi ja metsiksi

Niittyjen määrä väheni tasaisesti 1900-luvun alkupuolella (kuva 7). Ennen toista maailmansotaa luonnonniittyjä oli maataloustilastojen mukaan runsaat 300 000 hehtaaria. Tilastojen mukaan 1930-luvun lopulle asti yli puolelta luonnonniityksi luokitelluista alueista korjattiin vuosittain heinää.

Koko vuosisadan alkupuolen niittyjä raivattiin viljelykäyttöön. Pääosa niityistämme onkin raivattu pelloiksi. Viljelijöitä houkuteltiin pellon raivaukseen raivauspalkkioiden avulla (vuodesta 1919 alkaen).

Väkilannoitteiden ja -rehujen käyttö lisääntyi jo 1920-luvulla maatalousneuvonan ja tukien takia (Pernu 1955, Pietiäinen 1992). 1920-luvulta lähtien valtio alkoi maksaa kokonaan suuret vesistöjärjestelytyöt (Pietiäinen 1992). Maanviljelysinsinöörit

laativat ojitus-, kuivatus-, järvien lasku-, jokien perkuu-, pengerrys- ja salojitussuunnitelmat. Vuosina 1894–1937 suoritettiin valtion rahoituksen turvin 1816 yksittäistä veden järjestely- ja kuivatushanketta, joiden vaikutusala oli noin 370 000 hehtaaria (Paavolainen 1989). Vuoden 1945 maanhankintalain mukaisia kuivatustöitä (so. pakko-
luovutettujen alueiden) tehtiin vuosina 1945–57 noin 190 000 hehtaaria. Kuivatustöiden ennätysvuonna 1959 valmistuneiden töiden määrä ylitti 100 000 hehtaaria. Paavolaisen (1989) mukaan kuitenkin vasta 1960-luvulla päästiin toden teolla käsiksi jokien perkaus- ja vesistöjen järjestelytyöhön. Vesistöjärjestelytyöt ilmeisesti osaltaan romahduttivat rantaniittyjen pinta-alan.

Toisen maailmansodan jälkeisinä vuosikymmeninä uusi tekniikka lopullisesti mullisti maaseutumme (Kupiainen 1985, Alanen 1997a). Jatkuvan maatalouden muutoksen myötä perinnebiotooppien alamäki on jatkunut koko 1900-luvun. 1940-luvun lopulla ja 1950-luvulla valtio jakoi väkilannoitteita ilmaiseksi tai suurella alennuksella (Pernu 1955, Granberg 1989). Siten keinolannoitteiden käyttö lisääntyi suuresti (Nevala 1976), ja tämä merkitsi yhä suuremmassa määrin siirtymistä kylvöheinän käyttöön. 1950-lukua kutsutaan maatalouden koneellistamisen vuosikymmeneksi (Kupiainen 1985). Toisen maailmansodan jälkeen pellon raivaus oli runsasta.

Niittyjen niittämisen toinen romahdus tapahtui 1950-luvulla. Vuonna 1959 luonnonniityksi tilastoitiin 152 000 hehtaaria, josta korjattiin heinäksi enää 26 000 hehtaaria ja laidunnettiin 59 000 hehtaaria. Raivattua laidunta oli 126 000 hehtaaria. Niitto ei silti ollut harvinaista 1960-luvulla. Esimerkiksi Suursalo (1969) mainitsee Savonlinnasta ”monet ahot myös niitetään vielä nykyäänkin”. Niittämisen loputtua niittyjä usein laidunnettiin.

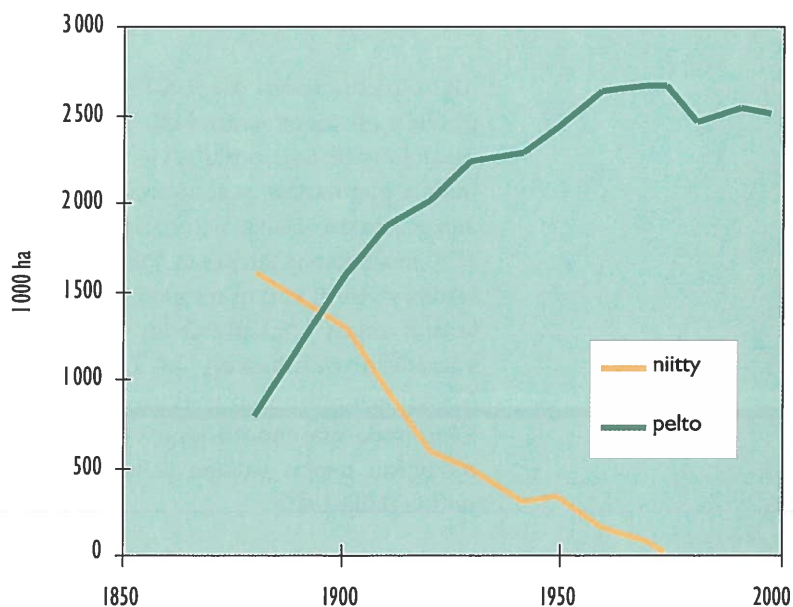
Maataloustilastojen tulkintaongelmat

Virallisissa maataloustilastoissa ”luonnonniityksi luettiin kaikki sellainen muokkaamaton maa, josta joko vuosittain tai säännöllisesti aika ajoittain korjattiin heinää tai muuta kuivattavaa rehua, kortetta, saraa ym. Luonnonniittyihin luettiin sellaiset 10

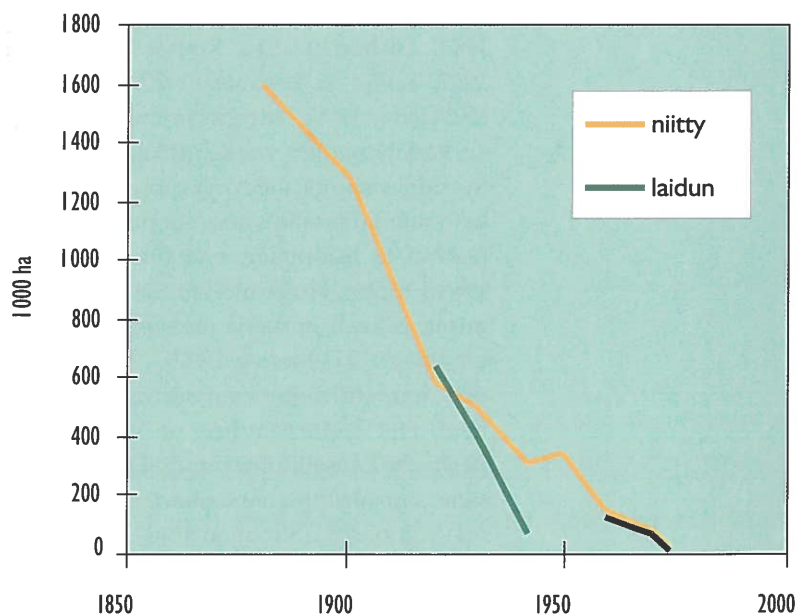
vuotta vanhemmat niitettävät peltonurmet, jotka on jätetty pysyvästi kasvamaan luonnon siementämää heinää” (SVT III, yleinen maataloustiedustelu 1929–30). Maataloustilastojen luonnonlaidun (tai raivattu laidun) (kuva 8) tarkoitti suunnilleen laidunnettuja niittyjä (pensaattomiksi raivatut hakamaat, kaskiahot ja luonnonniityt, joita pysyväisesti käytetään laitumina, SVT III, vuoden 1959 tarkennus). Tähän sisältyi myös voimaperäisesti lannoitettuja niittyjä. Kynnetyt raivatut laitumet luettiin peltoalaan. Luonnonlaidun löytyy tilastoista 1920-luvulta alkaen. Tämä kuvastanee sitä, että tuolloin karjaa alettiin laiduntaa merkittävässä määrin myös niityillä, kun aiemmin niityt olivat olleet ensisijaisesti niitokäytössä.

Eri tilastot eivät ole suoraan vertailukelpoisia keskenään, koska tilastointiperusteet vaihtelivat eri vuosina ja vuosikymmeninä. Niitto- ja laidunniittyjen välinen raja alkoi hämärtyä toisen maailmansodan jälkeen. Luonnonniityihin luettiin vähitellen enenevästi entisiä peltoja sekä ehkä myös alueita, joita hyödynnettiin enemmän laiduntamalla kuin niittämällä. Vuoden 1969 yleisen maatalouslaskennan ohjeissa todetaan, että ”luonnonniityiksi luetaan nurmija muita ruohokasveja kasvavat alueet, joita ei sanan varsinaisessa mielessä viljellä (ottamatta lukuun perus-, parannus- ja nurmen uusimistöimenpiteitä) ja joilta pääsato korjataan säännöllisesti pääasiassa niittämällä. Niityksi luetaan myös yli 10 vuoden vanhat peltonurmet, jotka on jätetty kokonaan luonnonsiemennyksen varaan tai jotka esim. märkyytensä vuoksi on jätetty niityiksi. Myös tilapäisesti laidunnetut niityt luetaan luonnonniityn alaan. Luonnonniityihin ei lueta vesijätöalueita, kortteikkoja ja kaislikkoja, eikä myöskään sellaisia varsinkin Pohjois-Suomessa esiintyviä suoalueita, joilta aika ajoin niitetään suoheinää rehuksi”.

Maataloustilastojen niittyalat eivät siis kuvasta niittykasvillisuuden alaa, vaan maataloudellisessa mielessä niityiksi luetuista alueista. Alaan sisältyi entisiä peltoja. Toisaalta pieniä niitylaikkuja, kivisiä ja kallioisia laidunalueita, rantaniittyjä ja suonniittyjä sekä osin puustoisia niittyjä ei välttämättä luettu niitty- tai luonnonlaidunalaan vaan metsä- tai joutomaihin. Tähän



Kuva 7. Luonnonniitty- ja peltoalan muutokset 1880–1995 maataloustilastojen ja Soinisen (1974) mukaan.



Kuva 8. Luonnonniittyjen ja (puuttomien sekä vähäpuisten) luonnonlaidunten pinta-ala maataloustilastojen ja Soinisen (1974) mukaan 1880–1973.

viittaa osaltaan vuoden 1970 maataloustilaston maininta ”vuoden 1969 peruslaskennan tulokset ovat liian korkeita ilmeisesti siitä syystä, että laskijat ovat lukeneet luonnonniityiksi ja -laitumiksi alueita, jotka olisi pitänyt lukea muihin maankäyttölajeihin, lähinnä todennäköisesti metsä- ja joutomaihin” (SVT III(69)). Siten niittyjen ala on voinut olla tilastoitua pienempi tai suurempi.

Pientareita oli paljon

Myös pientareiden ala 1900-luvun alkupuolella oli varsin suuri. Hilli (1949) arvioi maataloudellisesti merkitsevien peltojen ja teiden piennarten ja joutomaiden pinta-alaksi ainakin 350 000 hehtaaria eli ainakin 15 % maatalousmaan alasta. Pientareita niitettiin yleisesti karjan rehuksi. Niitolla uskottiin myös vähennettävän viljelyksille vaarallisia rikkakasveja ja tuhoeläimiä. Maatalousministeriön asettama kasvinsuojelutoimikunta ehdotti jopa vuonna 1945 pakollista teiden varsien ja joutomaiden niittoa (Hilli 1949).

Karja pois metsistä

Metsien maatalouskäyttö jatkui meillä laajamittaisena pitempään kuin muualla, vaikka metsänhoitajat jo vuosisadan alusta asti pyrkivät poistamaan karjan metsästä puuston kasvua vahingoittavana (Anonyymi 1911, Purhonen 1911, Reuter 1914, Borg 1927, Kallio & Levänen 1927, Lehtonen 1927, Jäntti 1949). ”Metsissämme samoilevien karjalaumojen vuoksi uhkaa metsiemme tulevaisuutta, jollei nyt suorastaan perikato niin kuitenkin vuosi vuodelta yhä vähenevä ja laadultaan yhä huonommaksi käyvä tuotto, koska metsää hävittävän ihmisen jälkeen on karja metsiemme pahin vihollinen” (Lehtonen 1927). ”Metsänhoidon ammattimiehet ovat sitovasti todistaneet, että laiduntaminen on aiheuttanut parhaalle kansallisomaisuudellemme, metsälle, vuosikymmenien aikana suunnattomia vahinkoja” (Simonen 1944).

Metsien laidunnus ja sen vaikutus luontoon lienevät itse asiassa yhä lisääntyneet 1800-luvun lopulla ja 1900-luvun alussa. Tällöin karjan määrä oli suurempi kuin aiemmin, ja metsälaidunnuksen merkitys karjan kesäruokinnassa oli yhä hyvin suuri.

Vielä 1930-luvun lopulla metsälaitumien osuus viljelmien metsäalasta koko maassa oli liki puolet eli 7,6 milj. hehtaaria (Jäntti 1945). 1920-luvulla hakamaaluonteisia metsiä oli lähes 2,7 milj. hehtaaria (Ilvessalo 1927). Eniten niitä oli Itä-Suomessa. Etelä- ja Pohjois-Savossa, Uudellamaalla ja Ahvenanmaalla kasvullisista metsämaista oli tuolloin 20–25 % hakamaaluonteisia. Hakamaaluonteisiksi luokiteltiin laidun-

nettu harvahko, aukkoinen ja lyhyenpuoleinen metsä, mutta osin myös puustoltaan verraten tyydyttäviäkin metsiä, kunhan vain laiduntamisen vaikutus metsän kehitykseen on ollut selvästi havaittavissa (Ilvessalo 1927).

Metsälaidunnus säilyi yleisenä aina 1950–60-luvuille asti. Vuonna 1959 koko maassa oli maataloustilaston mukaan 1,56 milj. ha aidattua metsälaidunta. Viimeksi metsälaitumia tilastoitiin vuonna 1965, jolloin niitä oli 1,36 milj. hehtaaria, josta 115 000 ha aitaamatonta. Selvästi runsaimmin metsälaitumia oli Itä-Suomessa. Puolet maan metsälaitumista sijaitsi vuonna 1965 Savossa ja Pohjois-Karjalassa. Aikaa 1800-luvun lopusta 1960-luvulle asti voidaan pitää metsien maa- ja metsätalouden sekäkäytön aikana.

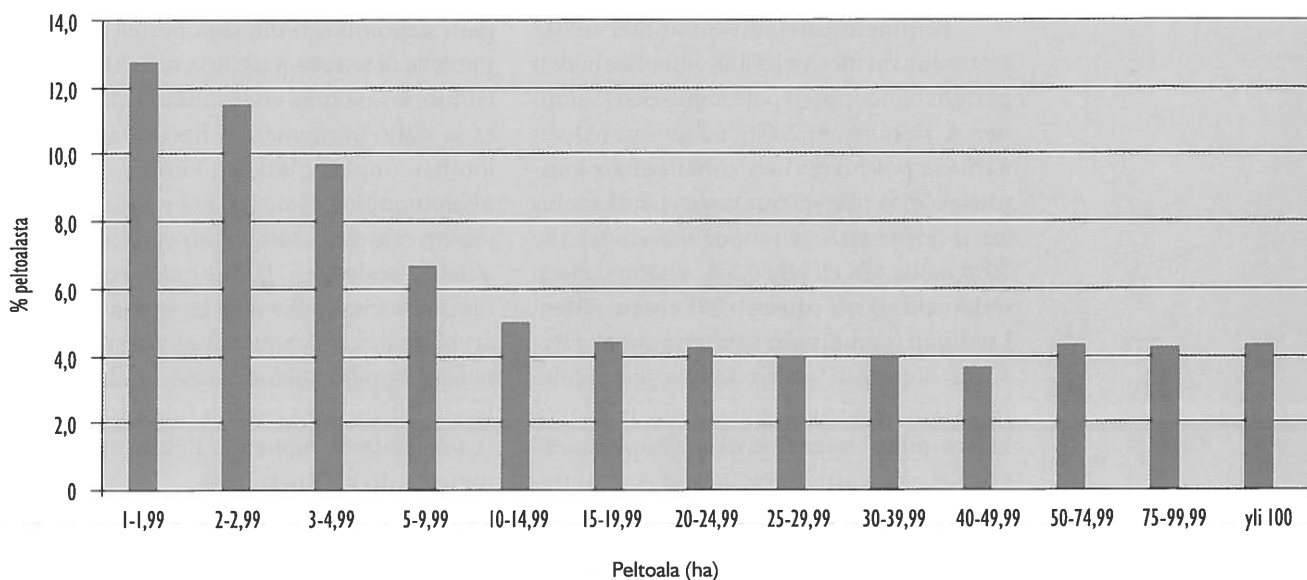
Metsälaitumien määrä vähentyi ilmeisesti hyvin nopeasti 1960–70-luvuilla. Tähän lienee pääsyyinä yleinen maatalouden murros. Lisäksi vähentymiseen lienee vaikuttanut metsätalouhallinnon vahvistunut asema. Metsänhoitajat saivat 1960-luvulla lisää valtaa, ja nyt pystyttiin toteuttamaan vuosikymmenien haave karjan poistamisesta metsistä. Metsät otettiin maatalouden piiristä jokseenkin kokonaan metsätalouden haltuun. Niilläkin alueilla, joilla laidunnusta jatkettiin, metsiä hoidettiin yleensä metsätalouden ehdoin.

Emanuelsson (1987) arvioi metsien laiduntamisen loppumisen lähes kokonaan olleen pinta-alallisesti suurin muutos Pohjois-Euroopan luonnossa viimeisen 100 vuoden aikana.

1960-luku – perinnebiotooppien määrän seuraava romahdus – yleisestä uhanalaiseksi

Vaikka perinnebiotooppien määrä oli jatkuvasti vähentynyt, ja niittyjä oli 1960-luvun alussa enää vajaa 10 % 1800-luvun lopun määrästä, olivat niityt ja metsälaitumet vielä tavallisia 1960-luvun alussa. Viimeisen kerran niittyala tilastoitiin maataloustilastoissa vuonna 1973. Silloin niittyä oli 38 400 hehtaaria, josta luonnonniittyä oli 23 600 ha ja raivattua laidunta (luonnonlaidunta) 14 800 ha.

1960-luvun lopun Suomi oli vielä pientilavaltainen. Vuonna 1969 Suomessa oli



Kuva 9. Luonnonniityn ja raivatus laitumen prosenttiosuus peltopinta-alasta tilojen peltoalan suuruusluokan (ha) mukaan vuonna 1969. Tuoreempaa tietoa ei ole saatavilla.

18 627 maatilaa, joilla oli vain yksi lypsylehmä, 89 773 maatilaa, joilla oli yksi hevonen ja 14 473 maatilaa, joilla oli 1–2 täysikasvuista lammasta (SVT III). Yhdestä neljään lypsylehmää oli 125 585 tilalla.

Pientiloilla perinnebiotooppeja säilyi enemmän kuin suuremmilla tiloilla. Tämä on selvästi havaittavissa vuoden 1969 maataloustilastosta (kuva 9). Tiloilla, joilla oli alle 5 hehtaaria peltoa, luonnonniityn osuus peltoalasta oli selvästi korkeampi kuin tiloilla, joilla oli yli 5 hehtaaria peltoa.

Suomalaisen maaseudun suuri murros alkoi 1960-luvun alussa (Katajamäki 1991). Maa- ja metsätalous koneellistuivat voimakkaasti, ja ihmistyövoiman tarve väheni. Pääosa pientiloistakin hankki 1960-luvulla traktorin. Tuotannon tehostuminen johti ylituotantoon. Ylituotannosta huolimatta peltoja raivattiin yhä. Vuosina 1975–85 koko maassa raivattiin peltoa 43 900 hehtaaria.

1960-luvulta lähtien maatalouspolitiikan tavoitteeksi tuli edistää tilakoon kasvua, uuden teknologian käyttöönottoa ja nopeuttaa pientilojen luopumista tuotannosta (Granberg 1989, Luostarinen 1997). Vuonna 1968 siirryttiin poistoverotuksesta pinta-alaverotukseen, jolloin verotus kiristyi pienillä karjatalousvaltaisilla tiloilla ja helpottui suurilla kasvinviljelytiloilla (Granberg 1989, Katajamäki 1991). Työhe-

vosten pito kävi kannattamattomaksi, ja monet pientilat lopettivat toimintansa.

Metsäverotuksesta tuli tehokas keino vähentää perinnebiotooppeja. Kun veroa maksettiin metsänkasvupotentiaalin eikä todellisen tuoton mukaan puustoltaan vaaja tuottoiset hakamaat, metsälaitumet ja osin niitytkin aiheuttivat verorasituksen, jolloin niiden metsittäminen ja laidunnuksen lopettaminen muodostuivat maanomistajalle välttämättömäksi.

Maataloushallinnon asema vahvistui entisestään. Vuonna 1967 maataloushallituksen palveluksessa oli 280 henkilöä ja sen alaisessa maataloushallinnossa 5 371 henkilöä (Pietiäinen 1992). Massiivisella organisaatiolla maatalouspolitiikkaa pystyttiin toteuttamaan tehokkaasti.

1970–80-luvuilla niittyjen, hakamaiden ja metsälaidunten määrä väheni nopeasti, mutta tilastotietoja asiasta ei ole.

Vuosituhannen vaihde – käänne parempaan vai lopullinen tuho edessä?

Nykyisten maataloustilastojen luonnonniitty ja -laidun on maatalouspoliittinen käsite eikä mittaa niittyjen määrää. Vuoden 1997 tilaston mukaan luonnonniittyä ja -laidunta oli koko maassa 99 938 ha, joka jakaantui 64 649 tilalle. Tästä alasta ilmeisesti valtaosa on entistä peltoa.

Perinnemaisemainventointien tulokset osoittavat olevan käsillä viimeiset hetket perinnebiotooppien pelastamiseksi (Salminen & Kekäläinen 2000). Suomessa (Ahvenanmaa pois lukien) on kohtalaisessa kunnossa olevia niittyjä (rantaniityt mukaan lukien) (joista pääosa umpeenkasvavia) alle 5000 hehtaaria eli alle 0,3 % siitä määrästä, mikä niittyjä oli runsaat 100 vuotta sitten. Luonnon monimuotoisuuden kannalta hyvässä kunnossa olevia kuivia ja tuoreita niittyjä on enää muutamia satoja hehtaareita. Jos niitty määritettäisiin alkuperäisellä tavalla jatkuvasti niitetyksi niityksi, niityjen määrä olisi alle 0,001 % 1800-luvun loppun tilanteesta. Metsälaitumia on n. sadasosa 1960-luvun tilanteesta. Hakamaat ja metsälaitumet ovat järjestään talousmetsiä, joiden laidunkäyttö poikkeaa perinteisestä.

Perinnebiotooppien määrä hupenee nopeaa vauhtia. Tyypillisesti arvokkaimmat alueet ovat pientiloilla ja ikääntyneiden viljelijöiden omistamia. Euroopan unioniin liittymisen jälkeen tapahtunut ja muutamiensa seuraavien vuosien aikana tapahtuva karjatilojen määrän voimakas lasku näkyy siinä, että monilta alueilta on laidunnus juuri loppunut tai loppumassa. Arvokkaiden perinnebiotooppien määrä pienenee ja laatu heikentyy nopeasti. Perinnebiotoop-

pien kartoituksen tulosten perusteella alle puolella maamme parhaista niityistä karjan laidunnus jatkuisi enää lähitulevaisuudessa ja niitto äärimmäisen harvoilla. Maatalouden ympäristötukeen kuuluvan perinnebiotooppien hoidon tuen ansiosta on jonkin verran otettu umpeenkasvaneita alueita uudelleen laidunnukseen, mutta tämä ei korvaa jatkuvasti hoidossa olleiden arvokkaiden alueiden vähenemistä. Perinnebiotooppien hoidon tukeen sisältyy useita rajoitteita, jotka estävät tukea toimimasta tehokkaasti (Alanen & Pykälä 1996, Salminen & Kekäläinen 2000).

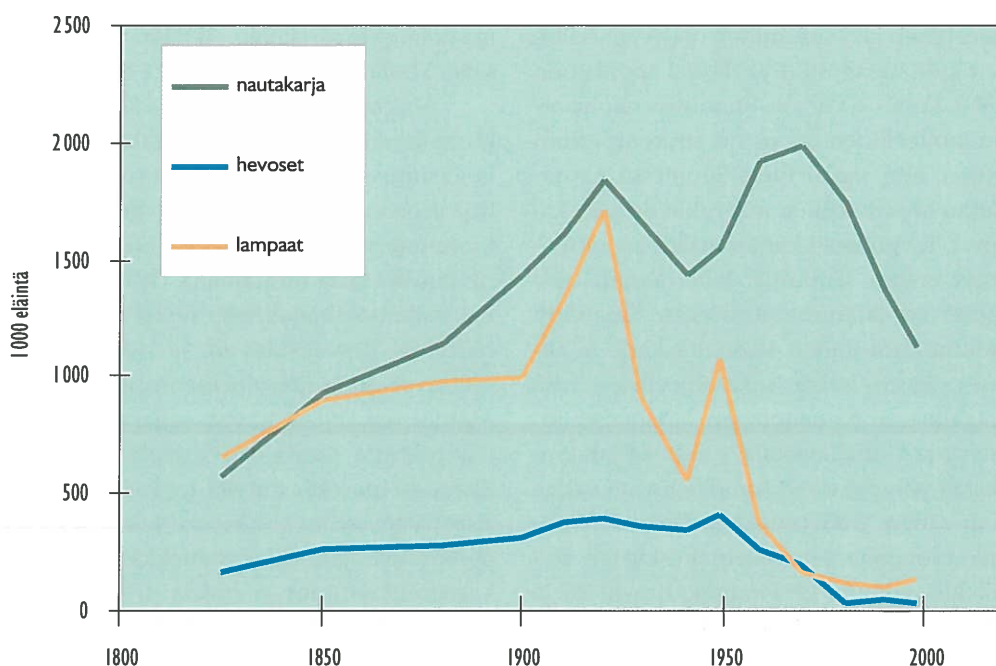
Miksi niityt ja metsälaitumet katosivat

Maa- ja metsätalouden muutokset ovat keskeisin syy niityjen ja muiden perinnebiotooppien häviämiseen. Lisääntyneen väestön ruokkimiseen tarvittiin tehokkaampaa tuotantoa. Tämä toteutettiin käyttämällä lannoitteita sekä pyrkimällä tuottamaan enemmän muuttamalla tuotantoprosesseja mahdollisimman samanlaisiksi (Pernu 1955, Nevala 1976, Granberg 1989). Tämä on ollut 1900-luvun suomalaisen yhteiskuntapolitiikan keskeisiä tavoitteita. Luonnon yksinkertaistaminen luonnollisesti vä-



Juha Pykälä

Kuva 10. Säilyneet niityt ovat monesti runsaskivisiä. Laidunnus omana laidunlohkonaan erillään peltolaitumista on tarpeen, jottei niitty rehevöidy. Ruotsinpyhtää, Bottas.



Kuva 11. Karjan määrä Suomessa 1825–1998 maataloustilastojen ja Soinin (1974) mukaan.

hentää sen monimuotoisuutta. Karjatalouden harjoittamiselle on haettu mallia maista, joissa ihmisiä on kymmenkertaisesti Suomeen verrattuna. Silti paradoksaalisesti lähes kaikissa meitä tiheimmin asutuissa Länsi-Euroopan maissa niittyjä on säilynyt perinteisen kaltaisessa hoidossa enemmän kuin Suomessa (ks. esim. van Dijk 1991). Suomen niittyjen ala on nykyisin selvästi vähäisempi kuin useimmissa Euroopan maissa.

Niityt ja hakamaat on joko raivattu pelloiksi tai metsitetty. Nykypäiviin asti säilyneet niityt sijaitsevatkin yleensä alueilla, joita on ollut vaikea raivata pelloiksi tai metsittää kivisyyden, rinteiden jyrkkyyden ym. takia (kuva 10). Jäljelle jäivät niityt, joille ei muuta käyttöä keksitty. Niillä karja saattoi – jos tilalla oli karjaa – edelleen laiduntaa. Etenkin viime vuosikymmeninä karjan vähentyminen on koitunut perinnetuotantojen kohtaloksi.

Suomalaista maa- ja metsätaloutta on luonnehtinut voimakas viranomaisohjaus. Erilaisin säännöksin ja rahavirroin valtio on määritellyt millaista maataloutta saa ja kannattaa harjoittaa (ks. esim. Maatalousministeriö 1950, Soinin 1974, Nevala 1976, Granberg 1989, Pietiäinen 1992). Metsäpinta-alan lisääminen on ollut metsäpoli-

tiikkamme keskeinen tavoite. Siirtyminen nykytuotantoon on kuitenkin ollut yli vuosisadan kestänyt prosessi. Tuon ajan viranomaiset ovat tukiaisten, sääntöjen, opetuksen ja valistuksen avulla pyrkineet saamaan viljelijät luopumaan perinteisistä maankäyttötavoista. 1960-luvulta lähtien viranomaisohjaus on edelleen vahvistunut. Monille pienkarjatilallisille karjan pito on kuitenkin ollut elämäntapa, josta ei ole luovuttu. Vasta nyt perinteinen pienkarjatalous ja yleensäkin luonnon monimuotoisuuden kannalta edullinen karjatalous on kokonaan häviämässä Suomesta.

Karjan kato niittyjen hävittäjänä?

Laiduneläinten määrä on Suomessa viime vuosikymmeninä vähentynyt (kuva 11). Lämpöiden määrä putosi voimakkaasti jo 1920–30-luvuilla ja romahti 1940–50-luvuilla. Hevosten määrä lähti laskuun 1950-luvulla ja romahti 1970-luvulla murto-osaan.

Nautakarjan määrä on sen sijaan on alkanut vähentyä vasta 1970–80-luvuilla (kuva 11). Nautakarjaa on maassamme yhä enemmän kuin perinteisen karjatalouden kulta-aikoina, mutta suurta osaa siitä pidetään sisätiloissa kesät talvet. Karjatilojen määrä sen sijaan on romahtanut, ja karjan

alueellinen jakaantuminen on hyvin erilainen kuin aiemmin (Pykälä & Lappalainen 1998). Keski- ja Pohjois-Suomessa nautakarjan suhteellinen osuus on suurempi kuin ennen. Sen sijaan Etelä-Suomessa nautakarjan absoluuttinen määräkin on pienentynyt. Tyypillisesti karjan määrä on vähentynyt eniten seuduilla, joilla karjatalouskäyttö on jatkunut pisimpään. Luonnon monimuotoisuuden kannalta karja sijoittuu nykyisin väärin sekä alueellisesti että paikallisesti. Nimenomaan Varsinais-Suomessa ja Uudellamaalla, missä karjataloudesta hyötynyt eliöstö on rikkain, on karjaa liian vähän. Uudenmaan ja Varsinais-Suomen työvoima- ja elinkeinokeskusten alueillakin (vuonna 1997 nautakarjaa 40 500 ja 43 000 eläintä) karjan määrä sinänsä riittäisi helposti yli 50 000 hehtaarin perinnebiotooppien hoitoon. Näillä alueilla karjaa on vähiten saaristossa, jossa perinnebiotooppien eliöstö on rikkaimmillaan, ja hoitotarve suurin.

Niittyeliöiden kadon muut syyt

Niittyjen ja hakamaiden pelloksi raivaus, metsittäminen, umpeenkasvu niitto- ja laidunkäytön loputtua ja rehevöityminen ovat pääasialliset syyt niittyjen ja yleensäkin

maatalousympäristöjen eliöiden taantumiselle. Muitakin merkittäviä syitä on useita.

Ojittamiset ovat suuresti vähentäneet kosteita niittyjä. Jäljelle jääneetkin kosteat ja soistuneet niityt ovat suurelta osin ojitettuja ja on vaikea arvioida säilyvätkö niiden luonnonarvot vaikka alueita hoidettaisiin niittämällä tai laiduntamalla. Ojitukset voivat vaikuttaa haitallisesti myös tuoreiden niittyjen kasvillisuuteen ja vaikutukset ulottuvat ojitettujen alueiden ympäristöön. Mattiasson (1986) kuvaa seljakämmekän (*Dactylorhiza sambucina*) kohtaloa Ruotsin Skånassa tuoreella niityllä, jonka lähiympäristö salaojitettiin golfkentän tekoa varten. 30 vuoden ajan seljakämmekä on jatkuvasti niukentunut ja uhkaa jo kokonaan hävitä paikalta, joka on nykyään luonnon-suojelualuetta.

Monet perinnebiotoopit ovat jääneet rakentamisen alle (kuva 12). Erityisesti kedot ovat suosittuja rakennuspaikkoja. Runsas kesähuvilarakentaminen on osaltaan vähentänyt rantalaidunnusta.

Ilmansaasteet, etenkin typpilaskeuma, vaikuttavat myös haitallisesti niitykasvillisuuteen, lähinnä niityillä, joiden niitto ja laidunnus on loppunut. Edelleen käytössä olevilla alueilla muuttuneen karjapidon myötä niityille tuleva typpi saattaa olla



Kuva 12. Rakentaminen on uhka etenkin kuiville ja tuoreille niityille. Asutuksen kupeessa voi olla säilynyt lajirikkaita, usein kallioisia, ketoja, joiden luonnonarvot tulisi ottaa huomioon maankäytössä. Turku, Juhannuskukkula.

Suomessa typpilaskeumaa merkittävämpi (ks. luku 3.1) tai haitalliset vaikutukset perustuvat niiden yhteisvaikutukseen.

Niittykasveista pääosa viihtyy lievästi happamilla, neutraaleilla tai emäksisillä mailla (Ekstam & Forshed 1992). Siten happamat sateet vaikuttanevat haitallisesti suureen osaan niittykasveja. Lisääntynyt maaperän happamuus vähentää useiden kasveille tärkeiden aineiden kuten kalsium, kalium ja magnesium, määrää (Falkengren-Grerup ym. 1987). Mikäli maaperän pH-arvo laskee alle 4,5:een, kasvaa monille kasveille myrkyllisten vapaiden alumiini-ionien määrä maaperässä äkillisesti (Tyler 1993). Niittyjen pH:n muutoksista ei ole Suomesta tietoja. Etelä-Suomessa metsämaan pH on viime vuosikymmeninä selvästi laskenut (Ahokas 1998), joten niin on saattanut käydä niityilläkin. Etelä-Ruotsissa niittyjen pH on jonkin verran laskenut viime vuosikymmeninä (Linusson ym. 1998).

Kohonneet otsonipitoisuudet saattavat vaikuttaa haitallisesti useisiin niittykasveihin (Ashmore & Ainsworth 1995, Davison & Barnes 1998). Ashmore & Ainsworth arvioivat Englannissa nykyisten otsonipitoisuuksien merkittävästi vaikuttavan niittyjen kasvillisuuteen. Myös ilman hiilidiok-

Niittyjen ja niittyeliöiden vähentymisen syyt 1900-luvulla.
Suurimmat syyt:
Pelloksi raivaus Metsittäminen Umpeenkasvu niiton ja laidunnuksen loputtua Rehevöityminen
Muut tärkeät syyt:
Ojittaminen Rakentaminen Niittyjen pirstoutuminen ja eristyminen toisistaan Torjunta-aineiden käyttö
Mahdollisesti merkittävät syyt:
Ilmansaasteet (typpilaskeuma ja happamat sateet) Ilman hiilidioksidipitoisuuden kasvu

sidipitoisuuden odotettavissa oleva lisääntyminen hyödyttäneen runsasravinteisten paikkojen kasveja ja saattaa olla haitallista monille niittykasveille (Leadley & Körner 1996, Fischer ym. 1997).

3

Monimuotoisuutta ylläpitävät prosessit

3.1 Yleistä ekologiasta ja karjatalouden vaikutuksista

Perinteisen karjatalouden keskeisimpiä piirteitä ovat toisaalta elinympäristöjen säilyminen hyvin pitkiä ajanjaksoja samankaltaisina ja toisaalta ympäristöjen jatkuva muutos (Emanuelsson 1988a). Karjatalouden kannalta keskeisiä alueita hyödynnettiin tarkoin ja varsin samankaltaisin tavoin vuodesta toiseen, Lounais-Suomessa luultavasti paikoin rautakaudesta aina viime vuosikymmeneen asti. Samanlaisen maankäytön (niitto ja/tai laidunnus) pitkäaikainen jatkumo on saanut aikaan biodiversiteetiltään arvokkaimmat niityt (Ekstam ym. 1988, Bakker 1989, Smith & Rushton 1994, Ihse & Norderhaug 1995, Ekstam ym. 1997, Eriksson 1998).

Toisaalta karjatalouden laajuus muuttui jatkuvasti, uusia alueita raivattiin karjatalouskäyttöön ja vanhoja jäi ajoittain käyttämättä. Tunnusomaista näille alueille oli muutos, jonka merkitystä biodiversiteetin

kannalta emme riittävästi ymmärrä (Emanuelsson 1988a, 1997). Muutos on osin ollut jaksottaisesti toistuvaa (syklistä) (esim. kaskeaminen).

Aluetasolla systeemi on koostunut monista karkeassa mittakaavassa suhteellisen samalla tavalla, mutta tarkassa mittakaavassa kuitenkin eri tavalla hyödynnettyistä osista. Maatalousmaisema on ollut pienipiirteistä ja runsaasti erilaisia elementtejä sisältävää (Ihse 1995, Ihse & Norderhaug 1995). Perinteiselle karjataloudelle oli luonteenomaista, että maankäyttötavoissa oli paikallisia ja alueellisia eroja (Soininen 1974).

Perinteinen karjatalous on vaikuttanut ympäristöön monin tavoin. Joitain vaikutuksia on tutkittu kohtalaisen paljon, mutta mahdollisesti yhtä merkittäviä muita vaikutuksia varsin niukalti. Tähän lukuun on koottu keskeisimpiä vaikutuksia ja karjatalouden muovaamille alueille luonteenomaisia piirteitä.

Niitto ja laidunnus ovat yhteydessä esimerkiksi moniin kasviston lajirikkauteen vaikuttaviin tekijöihin suoraan tai epäsuorasti. Karjatalous on myös osin korvannut ihmisen estämien luonnon prosessien ja ihmisen hävittämien eliölaajien vaikutuksia. Ihminen on monin tavoin vähentänyt niittymäistä kasvillisuutta synnyttäviä luonnonilmiöitä kuten tulvia ja kuloja sekä metsittänyt vajaatuottoisina maina pidettyjä niittymäisiä paikkoja (ks. luku 6). Karjatalous on auttanut monia runsaasti valoa ja lämpöä vaativia eteläisiä eliölajeja, joiden menestyminen on vaarantunut ilmaston viilennyttyä n. 5 000 vuotta sitten (ks. Thomas 1993, luku 6).

Kasvien diversiteetti niitto- ja laidunniityillä pienellä alalla suuri

Laidunnus ja niitto lisäävät yleensä kasvien lajimäärää (Grime ym. 1987). Luonteen-

Putkilokasvien runsaslajisuuden aiheuttavia tekijöitä

Elinympäristölaikulla (0,1–100 ha):

- korkea maaperän pH (>6)
- alhaiset maaperän typpi- ja fosforipitoisuudet
- matala kasvillisuus
- valoisuus eli puusto ei sulkeutunutta (puuttomat ja harvapuustoiset ympäristöt)
- perinteinen rehevöittänyt niitto ja nautakarjan laidunnus

Maisematasolla (> 1–10 km²):

- vaihtelevuus, mahdollisimman monenlaisia elinympäristöjä
- suurimmalla osalla elinympäristöjä ajoittaisia häiriöitä (mm. tulvat, kulot, kuivuus, myrskyt, laidunnus, niitto)
- maaperän pH vaihteleva happamasta emäksiseen eri elinympäristölaikuilla, pääosalla laikkuja pH >6
- maaperän typpi- ja fosforipitoisuudet vaihtelevat matalasta korkeaan eri elinympäristölaikuilla, pääosalla laikkuja pitoisuudet alhaisia

omaista perinteisesti hoidetuille niityille on, että niillä ei ole selviä valtalajeja, vaan kasvit ovat melko tasaisesti jakaantuneet koko alueelle (Ekstam & Forshed 1996). Lajimäärän kasvu on suhteessa selvin pienillä pinta-aloilla: aarilla (Oomes & Mooi 1981) ja etenkin neliometrillä ja sitä pienemmillä aloilla (Ekstam & Forshed 1996, Losvik 1999). Korkea lajimäärä pienellä alalla (lajitiheys) indikoi luonnoltaan arvokasta niityä (Grime 1973a, Ekstam & Forshed 1996).

Pohjois-Euroopan korkein ilmoitettu putkilokasvilajimäärä (lajitiheys) neliometrillä on virolaiselta Vahenurmen lehtoniityltä 74 lajia (Kukk & Kull 1997). Jatkuvasti niitetyillä lannoittamattomilla niityillä voi olla Ruotsissa ja Norjassa 40–50 kasvilajia neliometrillä (Aronsson 1979, Aronsson & Matzon 1987, Ihse & Norderhaug 1995). Ruotsissa niitetyillä tuoreilla niityillä normaali

putkilokasvilajimäärä neliometrillä on 25–40 lajia (Jonsson ym. 1991, Linusson ym. 1998). Tukholman lähellä kuivilla ja tuoreilla laidunniityillä on keskimäärin 30 kasvilajia neliometrillä (Eriksson & Jakobsson 1998). Linkola & Tiirikka (1936) mainitsevat Sortavalasta poimulehtivaltaisella tuoreella niityllä olleen keskimäärin 36 kasvilajia ja jäkkivaltaisella niityllä 30 lajia. Nordhagenin (1943) tutkimuksessa Norjassa hevosten laiduntamalla subalpiinisilla niityillä oli keskimäärin 28 kasvia neliometrillä.

Suomesta on hämmästyttävän vähän tietoja putkilokasvien lajimäärästä neliometrillä. Perinteisen karjatalouden muovaamat rehevöitymättömät niitto- ja laidunniityt ovat koko maasta häviämässä, joten on enää vaikea selvittää niille luonteenomaista lajitiheyttä.

Taulukko 3. Putkilokasvien lajimäärä neliometrillä eräillä melko perinteisesti hoidetuilla tuoreilla ja kuivilla niityillä. Laiduneläin on nautakarja.

		lajimäärä/m ²	tutkittuja neliömetrejä
Ahvenanmaa:			
• Finström, tuore laidunniitty	(1997)	48, 31, 35	3
Varsinais-Suomi:			
• Somero, Yhteisl., tuore laidunniitty	(1993)	15–40, ka. 27	30
• Pertteli, tuore laidunniitty	(1997)	27, 36	2
• Pertteli, tuore laidunniitty	(1997)	32, 31	2
• Kiikala, kuusihaka	(1997)	29	1
Uusimaa:			
• Nummi-Pusula, tuore niittoniitty	(1996)	45, 41	2
	(1997)	32–46, ka. 39	18
• Nummi-Pusula, tuore laidunniitty	(1996)	36	1
• Nummi-Pusula, tuore laidunniitty	(1996)	35	1
• Karkkila, tuore laidunniitty	(1994)	32, 34, 31	3
• Nurmijärvi, tuore niittoniitty	(1998)	37, 33, 39	3
Etelä-Karjala:			
• Saari, tuore laidunniitty	(1996)	34	1
Etelä-Savo:			
• Sysmä, tuore laidunniitty	(1996)	29	1
Pohjois-Savo:			
• Iisalmi, tuore laidunniitty	(1996)	32	1
• Juankoski, tuore niitto(ent. laidun)niitty	(1997)	41, 33, 35	3
• Lapinlahti, tuore niittoniitty	(1997)	35, 40	2
	(1997)	33	1
• Vehmersalmi, tuore niittoniitty	(1997)	37	1
Kainuu:			
• Paltamo, laid. kalkkikallioketo	(1997)	35	1
Lappi:			
• Kittilä, tuore niittoniitty	(1997)	27	1

Ainakin yli 50 vuotta niitetyllä ja siten jälkilaidunnetulla niittoniityllä Nummi-Pusulassa on keskimäärin 39 (n=18) ja parhaimmillaan jopa 46 putkilokasvilajia neliömetrillä. Someron Rekijokivarressa monilajisella tuoreella laidunniityllä oli vuonna 1993 keskimäärin 27 (n=30) ja parhaimmillaan 40 putkilokasvilajia neliömetrillä. Niitty on ollut jonkun verran alilaidunnettu ja painanteiden kasvillisuus on jäänyt suurelta osin syömättä. Tämän takia lajimäärä neliömetrillä lienee vähentynyt. Vähäisen suomalaisen aineiston perusteella Etelä- ja Keski-Suomessa tuoreilla niityillä lienee yleensä ollut keskimäärin yli 25 tai yli 30 putkilokasvilajia neliömetrillä (taulukko 3). Happamalla karukkomaille (pH alle 5) määrä on saattanut olla alhaisempi (ks. Grime 1973a). Niittoniityillä lajitiheys on korkeampi kuin laidunniityillä (kuva 13).

Muilla niittytyypeillä putkilokasvien lajimäärä neliömetrillä ei ehkä ole niin käytökelpoinen niityn arvottamisessa vaikka sekä kedoilla että kosteilla niityillä (Oomes & Mooi 1981) sillä on indikaattoriarvoa. Täysin rehevöitymättömiä jatkuvasti niitotai laidunkäytössä olleita ja yhä olevia kotoja ei Suomessa ehkä ole enää Ahvenanmaa pois lukien laisinkaan, joten emme voi selvittää millainen niiden lajimäärä neliömetrillä on ollut. Kedoilla kasvien lajimäärä neliömetrillä lienee kuitenkin selvästi pienempi kuin tuoreilla niityillä. Toisaalta Ruotsin Upplannissa lampaanata (*Festuca*



Kuva 13. Niittoniityillä kasvien lajitiheys on suurempi kuin millään muulla luontotyyppillä. Kuva-alalla on 45 kasvilajia neliömetrillä. Nummi-Pusula, Karisjärvi.

Niittoniityn neliometri, jolla on 46 putkilokasvilajia. Tuoretta niittyä on ainakin yli 50 vuotta yhtäjaksoisesti niitetty, jonka jälkeen nautakarja on jälkilaiduntanut sitä. 11.9.1997 Juha Pykälä, Nummi-Pusula.

Achillea millefolium, siankärsämä
A. ptarmica, ojakärsämä
Agrostis capillaris, nurmirölli
Alchemilla monticola, laidunpoimulehti
A. subcrenata, hakamaapoimulehti
Anthoxanthum odoratum, tuokususimake
Betula sp., koivu (taimi)
Bistorta vivipara, nurmitatar
Carex pallescens, kalvassara
C. panicea, hirssisara
C. pilulifera, virnasara
Cerastium fontanum, nurmihärkki
Cirsium helenioides, huopaohdake
Deschampsia cespitosa, nurmilauha
D. flexuosa, metsälauha
Euphrasia stricta, ketosilmäruoho
Festuca rubra, punanata
Geum rivale, ojakellukka
Hieracium sp., keltano
Hypericum maculatum, särmäkuisma
Lathyrus pratensis, niittynätkelmä
Leontodon autumnalis, syysmaitiainen
Leucanthemum vulgare, päivänkakkara
Luzula multiflora, nurmipiippo
L. pilosa, kevätpiippo
Maianthemum bifolium, oravanmarja
Nardus stricta, jäkki
Picea abies, kuusi (taimi)
Pilosella sp., keltano
Plantago major ssp. *major*, kyläpiharatamo
Potentilla erecta, rätvänä
Prunella vulgaris, niittyhumala
Ranunculus acris, niittyleinikki
R. auricomus, kevätleinikki
Rumex acetosa, niittysuolaheinä
Salix phylicifolia, kiiltolehtipaju
Taraxacum sp., voikukka
Trifolium medium, metsäapila
T. pratense, puna-apila
T. repens, valkoapila
Vaccinium vitis-idaea, puolukka
V. myrtillus, mustikka
Veronica chamaedrys, nurmitädyke
V. officinalis, rohtotädyke
Vicia cracca, hiirenvirna
Viola palustris, suo-orvokki

ovina) -valtaisilla laidunkedoilla on ollut keskimäärin 26 putkilokasvia neliömetrillä, harvoin alle 20, usein 30–40 ja äärimmillään jopa n. 50 lajia (Almquist 1929). Linusson ym. (1998) ilmoittavat lampaannata-valtaisilta näyttökedoilta keskiarvoksi peräti 34 lajia neliömetrillä. Linkola & Tiirikka (1936) mainitsevat Sortavalasta kissankäpälä-valtaiselta kedolta keskimäärin 24 putkilokasvia neliömetriltä. Kosteilla niityillä lajitiheys vaihtelee suuresti eri niityityypeillä. Linussonin ym. (1998) tutkimuksessa pullosaara (*Carex rostrata*)- valtaisilla niittoniityillä kasvilajimäärän keskiarvo neliömetrillä oli 12 ja jakki-valtaisilla 29. Rantaniityillä lajimäärät ovat pienellä alalla yleensä alhaisia, vaikka alueita laidunnettaiisiin tehokkaasti. Luultavasti laidunnetun rantaniityn lajitiheydet ovat suurempia kuin rehevöityneillä tai umpeutuvilla niityillä. Jutila (1997) ilmoittaa Porin merenrantaniityiltä ja Kokemäenjoen suistosta keskimäärin 12 kasvilajia neliömetriltä (maksimi 25), mutta ei erottele laidunnettuja ja laiduntamattomia rantoja toisistaan. Jutilan tutkimuksessa lajimäärä neliömetrillä oli kuitenkin yllättäen alhaisempi laidunnetuilla kuin laiduntamattomilla rantaniityillä. Almquistin (1929) tutkimuksessa Upplannissa rantaniityillä oli keskimäärin 9 kasvilajia/neliometri.

Korkea lajimäärä 10 x 10 cm:n tai 20 x 20 cm:n alalla kuvastanee vielä neliömetrin alaa paremmin alueen pitkää perinteistä käyttöä (ks. Regnéll 1979, Kull & Zobel 1991, Losvik 1999). Tällaisten pienruutujen lajimääriä ei ole Suomessa juuri tutkittu. Esim. Ruotsissa Skånessa kalkkialueiden kosteilla niityillä oli laidunnettujen 0,1 neliömetrin näytealojen keskimääräinen lajimäärä kolminkertainen verrattuna niityihin, joiden käyttö oli lakannut 25 vuotta aiemmin (Regnéll 1979). Virossa Laelatussa korkein kasvilajimäärä 10 x 10 cm:n alalla oli 25 ja 20 x 20 cm:n alalla 42 (Kull & Zobel 1991). Tukholman lähellä laidunniityillä on 10 x 10 cm:n alalla keskimäärin 11 (Eriksson & Jakobsson 1998) ja Lounais-Norjan niittoniityillä keskimäärin 16 kasvilajia (Losvik 1999).

Niiton ja laidunnuksen lisäksi maaperän pH vaikuttaa selvästi lajitiheyteen. Lajitiheys yleensä kasvaa pH:n noustessa (Grime 1973a, 1979, Smith 1988). Grimen (1973a) tutkimuksessa laidunniityillä, joilla

pH oli yli 6, oli 35–40 kasvilajia neliömetrillä, laidunniityillä, joilla pH oli 5–6 25–35 lajia neliömetrillä ja laidunniityillä, joilla pH oli alle 5, 13–20 lajia neliömetrillä.

Laidunnus ja niitto yksilöille haitaksi, mutta lajeille eduksi

Laidunnuksen ja niiton vaikutukset kasviyksilöihin ovat yleensä negatiivisia, koska yksilö menettää suuren osan yhteyttävistä solukoistaan, kukinta ja siementuotto pienentyvät ja myös yksilöiden kuolleisuus saattaa lisääntyä (Bullock 1996). Voiko laidunnus sinänsä olla kasviyksilölle eduksi, on edelleen kiistanalainen kysymys (McNaughton 1986, 1993, Belsky 1987, Paige & Whitman 1987, Dyer ym. 1993). Useat tutkimukset viittaavat siihen, että eräillä kasveilla yksilöt voivat hyötyä tullessaan laidunnetuiksi (McNaughton 1993). Nämä ovat kuitenkin erityistapauksia. Yleensä kasviyksilö ei sinänsä hyödy tullessaan laidunnetuksi, mutta hyötyy eläessään ympäristössä, jossa useimmat kasvit tulevat laidunnetuiksi (Westoby 1989). Miten laidunnus ja niitto sitten ovat niin monille kasvilajeille eduksi? Seuraavissa kappaleissa esitellään monia syitä, jotka aiheuttavat sen, että niitto ja ei-rehevöittävä karjan laidunnus lisäävät yleensä kasvien lajimäärää.

Kasvien runsaslajisuuden monet selitykset

Perinteisesti on esitetty, että jokaisella eliölajilla on oma ekolokeronsa (niche) (MacArthur & Levins 1967). Ekolokero muodostaa kaikkien eliön kannalta tärkeiden ympäristötekijöiden rajoittaman tilan (hyperavaruuden), jonka sisällä lajin yksilöt elävät (Tirri ym. 1993). Suomennus ekolokero ei ole onnistunut, koska "lokerot" menevät moniulotteisessa avaruudessa (luonnossa) runsaasti päällekkäin. Grubb (1977) korosti lisääntymislokeron (regeneration niche) merkitystä. Kasvi lisääntyy vain tietynlaisissa olosuhteissa, vaikka se voi säilyä muunkinlaisissa oloissa.

Ekolokero ei ole käsitteenä yksiselitteinen, ja eri tutkijat määrittelevät sen eri lailla (Hurlbert 1981, Bazzaz 1987). Kasvien ekolokeroiden olemassaolo on usein kyseenalaistettu (Aarssen 1983, Shmida & Ell-

ner 1984, Silvertown & Law 1987, Mahdi ym. 1989). Kuinka samalla paikalla voi kasvaa kymmeniä eri kasvilajeja, vaikka kasvit käyttävät samoja ympäristöresursseja kuten typpeä, fosforia, kaliumia, muita ravinteita, valoa, vettä, hiilidioksidia ja tilaa? (Silvertown & Law 1987).

Kasvien yhteiselo samassa paikassa on yritetty selittää lukemattomilla eri teorioilla (Tilman & Pacala 1993, Palmer 1994), jotka usein jaetaan ns. tasapainomalleihin ja epätasapainomalleihin. Tasapainomalleissa ympäristöresurssien (esim. ravinteet) tai lisääntymismahdollisuuksien paikallinen tai ajallinen vaihtelu mahdollistaa rinnakkaiselon (Grime ym. 1987). Epätasapainomalleissa tasapainotilaa ei saavuteta ja häiriöiden aiheuttamat ympäristön muutokset ja niistä seuraava jatkuvasti muuttuva piensukessiomosaiikki selittävät diversiteettiä (Grime ym. 1987, Petraitis ym. 1989). Tasapaino- ja epätasapainomallit ovat enemmänkin toisiaan täydentäviä kuin toistensa vaihtoehtoja (Petraitis ym. 1989, Huston 1994).

Useimmissa malleissa ajoittaisten häiriöiden (ns. intermediate disturbance hypothesis) arvioidaan lisäävän biodiversiteettiä (Connell 1978, Huston 1979, Grime 1979, Petraitis ym. 1989). Yhden kasvin ylivaltaa estävät mm. kasvinsyöjät ja kasvitautit (Huston 1979, Pacala & Crawley 1992).

Tällä hetkellä ehkä sopivin selitys kasvien yhteiselolle samalla paikalla perustuu häiriöihin, ympäristön epäyhtenäisyyteen jo hyvin pienessä mittakaavassa, ympäristöolojen (esim. sää) jatkuvaan vaihteluun, sattuman ja historian vaikutukseen, eliöiden rajalliseen levintäkykyyn sekä erilaisen vuorovaikutusten monimutkaisuuteen ja suuntautumattomuuteen (Shmida & Ellner 1984, Chesson 1986, Fowler 1990, Tilman 1990, Tilman & Pacala 1993).

Huston & DeAngelis (1994) selittävät monen lajin yhteiselon kasvien käyttämien resurssien (mm. ravinteet, valo) vaihtelevilla määrillä ja erilaisilla liikkumiskyvyillä eri välittäjäaineissa (maaperä, ilma, vesi) ja edellämäinittujen lukemattomilla yhdistelmillä jo hyvin pienessä mittakaavassa. Hustonin & DeAngeliksen esittämän mallin mukaan niukkaresurssisissa oloissa (joissa resurssien kulkeutuminen on hidasta) voi elää monta toistensa kanssa kilpailevaa la-

ja, ja eliöt luovat itse ympäristöönsä resurssien määrän paikallista vaihtelua.

Samalla paikalla elävillä kasveilla voi olla eroja esimerkiksi fenologiassa, versojen sijainnissa, juuriston sijainnissa, mikrotopografian, pölyttäjien, maaperän kosteuden suhteen, lisääntymisvaatimusten (itämisen ym.) ja ravinnevaatimusten suhteen. Grubb (1977, 1986) korostaa eroja kasvien lisääntymisessä ja elämänkierrrossa.

Runsaalajisuuden syiksi onkin esitetty mm. maaperän pienipiirteistä epäyhtenäisyyttä esim. ravinteiden suhteen (Fitter 1982, Smith 1988, Huston & DeAngelis 1994), ajoittaista kuivuutta (Fitter 1982), typen, fosforin ja kaliumin melko vähäistä määrää (Grime 1979, Tilman 1988, Eriksson ym. 1995), ravinnestressiä ja siitä seuraavaa kasvien kasvun hitautta (Grime 1990), kasvien ravinteiden otosta juurten ympärille muodostuvia ravinteisuusgradientteja (Huston & DeAngelis 1994) ja sienimykoritsoja (Grime ym. 1987, Allen 1991).

Laboratorio- ja kasvihuoneoloissa vesikkeli-arbuskeli (VA) -mykoritsasienellä infektoidujen niittykasvipottien kasvusto on monilajisempi kuin infektoimattomien (Grime ym. 1987, Gange ym. 1993, van der Heijden ym. 1998). Luonnossa mykoritsat ovat varsin yleisiä niukkaravinteisilla paikoilla (Chapin 1980). Englannissa n. 90 % niittykasveista on havaittu VA-mykoritsa (Fitter 1989). Readin ym. (1976) tutkimuksessa kahdella kolmasosalla niittykasveista yli puolet juurien pituudesta oli VAM-infektoiduneita. Niukkafosforisilla paikoilla VA-mykoritsa lisää kasvien fosforinottoa (Fitter 1989). VA-mykoritsasienten lajimäärä on pidetty alhaisena, mutta ensimmäisessä tarkassa tutkimuksessa pohjois-amerikkalaisella niityllä VA-mykoritsasienten lajimäärä oli samaa suuruusluokkaa kuin putkilokasvien lajimäärä (Bever ym. 1996). VA-mykoritsasienten lajimäärä niityillä näyttäisi positiivisesti korreloivan putkilokasvien lajimäärän kanssa (van der Heijden ym. 1998).

Suurikokoiset valtalajit niukentuvat ja biomassaa vähenee – kasvien lajimäärä kasvaa

Niitto ja laidunnus ottavat suhteessa enemmän isokokoisilta kasveilta (Grubb 1986,

Grime ym. 1987). Korkeakasvuiset kasvit saattavat menettää yli 90 % maanpäällisestä biomassastaan, kun taas varsin matalakasvuiset (esim. huopakeltano, *Pilosella officinarum*) menettävät vain muutamia prosentteja (Ekstam & Forshed 1996). Öölannin laidunnetuilla niityillä useimpien kasvipopulaatioiden maanpäällinen biomassa on alle prosentin siitä mitä se on laidunmattomilla niityillä (van der Maarel & Sykes 1993). Biomassan vähentyminen niiton ja laidunnuksen johdosta on ilmeisesti keskeisimpiä korkean lajimäärän selittäjiä (van der Maarel & Sykes 1993, Palmer 1994). Kasvien vastaus niittoon ja laidunnukseen on yksilöiden ja versojen koon pieneneminen, jolloin samalle alalle mahtuu enemmän kasveja (Grime 1990, Jonsson 1995). Tämä selittää nimenomaan korkeaa lajitiheyttä. Suurikokoiset kasvit, jotka ovat samalla usein valtalajeja, kärsivät niitosta ja laidunnuksesta eniten (Grime 1979). Muut kasvit kärsivät vähemmän, minkä takia ne oikeastaan hyötyvätkin ja diversiteetti lisääntyy (Grubb 1986, Grime & Hodgson 1987). Suurikokoiset kasvitkaan harvoin häviävät kokonaan niiton ja laidunnuksen takia. Niiden runsaus vähenee ja koko pienenee. Eräät suurikokoiset kasvit jopa hyötyvät biomassan poistosta. Esimerkiksi kullero (*Trollius europaeus*) hyötyy niitosta (Ekstam & Forshed 1992). Laidunnus ja niitto ovat siis epäsuorasti eduksi suurelle joukolle kasveja.

Umpeutuvilla niityillä karikkeen massa voi olla yhtä suuri tai jopa suurempi kuin elävien kasvien biomassa (Bobbink & Willems 1987). Karike vähentää maanpinnalle pääsevän valon määrää ja näkyvän valon ja infrapunavalon suhdetta (Silvertown 1980). Tämä vähentää matalakasvuisia kasveja (Schenkeveld & Verkaar 1984, Bobbink & Willems 1991). Karike vähentää kasvien itämismahdollisuuksia ja siementaimien kasvua (Grime 1979). Laidunnus ja niitto vähentävät karikkeen muodostusta, mikä lisää elävien kasvien käytettävissä olevaa tilaa.

Laidunnus ja niitto lisäävät eliöyhteisödiversiteettiä (Bakker 1989). Laidunnus ja niitto saattavat voimistaa kasvualustan eroavaisuuksia, esimerkiksi topografian vaihtelun ekologisia vaikutuksia (ks. Bakker 1989). Esimerkkejä laidunnuksen synnyttämistä pienrakenteista (micro-patterns) ovat

esittäneet mm. Pigott (1956) ja Regnéll (1980).

Karusellimalliko yhteiselon lisäselittäjä

Van der Maarel & Sykes (1993) havaitsivat, että Öölannin alvareilla runsaslajisella laidunniityllä kasvien vaihtuvuus pienellä alalla (<0,01 m²) oli viiden vuoden aikana suuri. He esittivät, että tasalaatuisessa, laidunnetussa, niukkaravinteisessä ja kuivassa (sisältäneen tuoreen) ympäristössä monille kasveille elinympäristön jokainen pieni kohta on sopiva elinympäristö, ja että heidän tutkimuksessaan alvarikasvillisuudessa kaikilla yhdyskunnan kasveilla on sama ekolokero ja useimmilla sama lisääntymislukero. Tulosten perusteella van der Maarel & Sykes esittivät ”karusellimallin”: Kasvit liikkuvat ympäri yhdyskuntaa ja enemminkin tai myöhemmin saavuttavat jokaisen kohdan (van der Maarel & Sykes 1993, Sykes ym. 1994).

Van der Maarelin & Sykesin tutkimuksen heikkoutena on hyvin pieni mittakaava ja se, että vaikka kasvien maanpäällisiä osia ei olisi havaittavissa, kasviyksilö saattaa silti olla hengissä. Joka tapauksessa useissa tutkimuksissa on todettu, että kasvit hyvin yleisesti liikkuvat niityillä muutaman vuoden aikana ainakin useita senttimetrejä (van der Maarel & Sykes 1993, 1997, Silvertown, Dodd ym. 1994, Herben ym. 1995, 1997).

Typen ja fosforin vähäisyys monimuotoisuuden lisääjänä

Useimmilla luontotyypeillä Keski- ja Pohjois-Euroopassa typpeä ja fosforia on maaperässä melko vähän, ja valtaosa eliölajistosta on sopeutunut vähäravinteisiin oloihin (Ellenberg jr. 1985, 1988, 1990). Poikkeuksena tästä ovat lehdot ja tulvanalaiset maat, joista osa on luontaisesti runsasravinteisia. Kuitenkin niidenkin eliöstöstä vähemmistö suosinee runsastyyppisiä ja -fosforisia paikkoja (Ellenberg jr. 1985).

Runsasravinteinen – vähäravinteinen sanoja on suomalaisessa biologisessa tutkimuksessa käytetty vaihtelevissa merkityksissä. Tässä julkaisussa termiä runsasravinteinen (eutrophic) käytetään kansainväli-

sen tavan mukaan maaperästä, jossa on kasveille käyttökelpoisessa muodossa olevaa typpeä ja fosforia ja mahdollisesti kaliumia melko runsaasti tai runsaasti. Muita ravinteita saattaa olla vähän tai runsaasti. Esimerkiksi luontaisesti runsaskalkkiset paikat ovat yleensä vähäravinteisia.

Perinteisen karjatalouden aikana ravinteet kulkeutuivat karjan lannan mukana niityiltä, metsistä ja soilta pelloille (Emanuelsson 1987). Tämä ns. negatiivinen ravinnetalous on keskeisimpiä perinnebiotooppien luonnon monimuotoisuutta ylläpitäneistä prosesseista.

Kuivilla ja tuoreilla niityillä ja suonii-tyillä vähäravinteisuus eli typen ja fosforin, mahdollisesti myös kaliumin, vähäinen – melko vähäinen määrä on rikaslajisen niitykasvillisuuden edellytys (Green 1972, Wheeler 1983, 1988, Ekstam & Forshed 1992, kuva 14). Janssensin ym. (1998) tutkimuksessa kaikilla niityillä, joilla maaperän liukaisen fosforin määrä ylitti 5 mg / 100 g kuivaa maata, kasvien lajimäärä jäi varsin alhaiseksi. Rantaniityillä tilanne ei ole näin yksiselitteinen, vaan niille kuuluu luontaisesti huomattava ravinteiden määrän vaihtelu eri rantaniitytyypeillä. Osa rantaniityn kasvillisuustyypeistä on runsasravinteisten paikkojen kasvillisuustyyppijä, ja typen runsaus on useille rantaniityjen kasveille tarpeen (Ernst 1978).

Tuottavuuden (ja biomassan) laskies- sa niityjen kasvien lajimäärä ja lajitiheys kasvavat, kunnes ne alkavat tietyn rajan jäl- keen laskea (Grime 1973b, 1979, Al-Mufti ym. 1977, Willems 1980, Wheeler & Shaw 1991, Oomes 1992, Marrs ym. 1996). Kor- kean lajimäärän ja lajitiheyden kannalta optimaalinen biomassa vaihtelee eri elin-

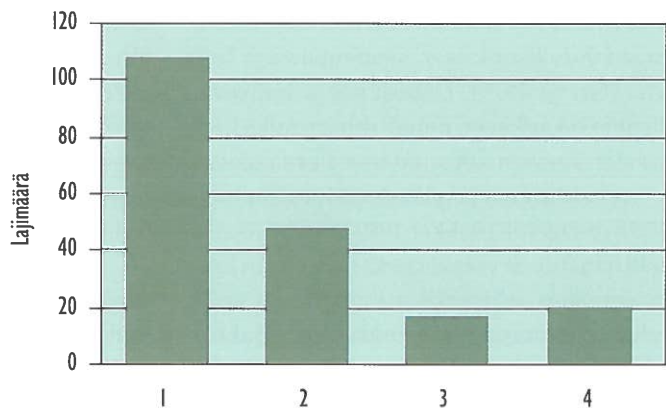
ympäristöissä ja eri vuosina (Willems 1980). Useimmissa tutkimuksissa on arvioitu niityillä lajitiheyden optimibiomassaksi 200–500 g/m² (mukaanlukien karike) (Willems 1980, Vermeer & Berendse 1983, Bakker 1989). Kedoilla optimi on alhaisempi kuin tuoreilla niityillä. Kalkkialueen kedoilla op- timi on 150–350 g/m² (Rosén & Sjögren 1973, Willems 1980, van der Maarel & Sykes 1993). Biomassan kasvaessa harvinaisten kasvilajien määrä yleensä vähenee (Wheeler & Shaw 1991).

Lannoitus vähentää monimuotoisuutta

Lukemattomissa tutkimuksissa lannoituk- sen (nimenomaan typpi ja fosfori) on todet- tu erilaisilla niityillä sekä vähentävän kasvi- en lajimäärää että harvinaisia kasveja ja si- ten vaikuttavan kielteisesti luonnon moni- muotoisuuteen (esim. Milton 1940, Steen 1957b, Thurston 1969, Grime 1979, Willems 1980, Oomes & Mooi 1981, Fogelfors & Steen 1982, DiTommaso & Aarssen 1989, Glimskär & Svensson 1990, Marrs 1993, Mountford ym. 1993, Tilman 1993, Willems ym. 1993, Tallowin ym. 1994, Eriksson ym. 1995, Tallowin 1996). Lannoitus vähentää selvästi myös sienten lajimäärää (Nitare 1988a, Arnolds 1989) ja on haitallista sam- malille (Carroll ym. 2000).

Rantaniityillä lannoituksen vaikutuk- sia on tutkittu niukalti. Tylerin (1967) tutki- mus viittaa siihen, että myös rantaniityillä ravinteiden määrän lisääntyminen vähen- tää kasvilajiston monimuotoisuutta (ks. myös Jefferies & Perkins 1977, Kiehl ym. 1997).

Kuva 14. Kuivien ja tuoreiden niityjen kasvien suhtautumi- nen maaperän typpipitoisuu- teen. Ekstamin & Forshedin (1992) mainitsevat kasvit (n = 193). Kasvit suosivat niit- tyjä, joilla
1 = typpeä niukasti,
2 = typpeä kohtalaisesti,
3 = typpeä runsaasti,
4 = ovat typen suhteen indifferenttejä.



Yleensä tutkimuksissa selvitetään vain lannoituksen vaikutuksia alfa-diversiteettiin. Koska pääosa niittyjen kasvilajeista kärsii lannoituksesta ja hyötyvät ovat yleensä muutoinkin yleisiä lajeja, lannoituksen kielteinen vaikutus sekä beta- että gamma-diversiteettiin on selvä. Lisäksi ravinteiden, etenkin typen, määrän lisääntyminen suosii tulokaskasveja alkuperäiskasvien kustannuksella (Burke & Grime 1996, Jefferies & Maron 1997). Maaperän ravinteiden (= typen ja fosforin) lisääntyminen on tärkeimpiä syitä Euroopan kasviston köyhtymiseen (Ellenberg jr. 1985, 1990, Hodgson 1986, 1989). Keski-eurooppalaisissa tutkimuksissa on todettu yli puolen kasvilajeista ja 75-80 % uhanalaisista kasveista menestyvän vain vähätyppisillä paikoilla (Ellenberg jr. 1988).

Lannoituksen vaikutuksista eläimistöön on huomattavasti vähemmän tutkimuksia kuin kasveihin eivätkä niiden tulokset ole aivan niin yksiselitteisiä. Titlyanova ym. (1990) arvioivat lannoituksen vähentävän niityillä eläinten diversiteettiä. Erityisen negatiivinen vaikutus lannoituksella on perhosiin (Erhardt & Thomas 1991). Lannoituksen on havaittu vähentävän niittyjen mikroniveljalkaisten (punkit ja hyppyhäntäiset) (Siepel & van de Bund 1988), muurahaisten (Petal 1974, 1976), sirkkojen (Ingrish 1985) ja kaskaiden (Prestidge 1982, Morris 1992) lajimäärää. Eräiden eläinryhmien alfa-diversiteettiä lannoitus saattaa lisätä (Andrzejewska 1976, Titlyanova ym. 1990). Linnut ovat ehkä tällainen ryhmä (Pärt & Söderström 1999).

Lannoitus lisää säännönmukaisesti putkilokasvien biomassaa, muutoinhan lannoitteita ei käytettäisi. Sen sijaan eläinten biomassa saattaa vähentyä (Titlyanova ym. 1990). Puolalaisissa tutkimuksissa maan sisällä olevien eläinten biomassa väheni selvästi ja maan päällä olevien kasvojen selvästi lannoituksen takia (Titlyanova ym. 1990). Lannoitus vähentää maaperän pienisienten biomassaa, mutta lisää bakteerien biomassaa (Donnison ym. 2000).

Eri tutkimuksissa painotetaan yleisesti keinolannoituksen (epäorgaanisen lannoituksen, joka yleensä NPK-lannoitus), taikka typen, fosforin tai typen ja fosforin yhteisvaikutuksen kielteistä vaikutusta kasviston monimuotoisuuteen (Smith 1987,

Tilman 1988, Gough & Marrs 1990a, b, Tamm 1991, Bobbink 1991, Steen 1991, Willemms ym. 1993). Kaliumin määrän lisääntyminen vaikuttanee toisinaan niittykasvillisuutta köyhdyttävästi (Marrs ym. 1991, Austrheim ym. 1999). Fosforilannoitus lisää myös kasvin muiden ravinteiden, kuten typen, ottoa (Rorison 1987).

Lannoituksen vaikutus kasvillisuuteen kestää pitkään. Sveitsiläisessä tutkimuksessa keinolannoituksen vaikutus niittykasvillisuuteen ja kasvien lehtien ravinnepitoisuuteen näkyi vielä 40 vuoden kulluttua lannoituksesta (Dähler 1992, Hegg ym. 1992).

Yleensä kasvin kasvua tietyllä paikalla rajoittaa yksi ns. minimiravinne, jonka määrän lisääntyminen lisää kasvin kasvua. Kasviyhdykskunnalla on vastaavasti minimiravinne, jonka määrän lisääntyminen lisää selvästi kasvillisuuden biomassaa (Koerselman & Meuleman 1996, Verhoeven ym. 1996) ja niityillä samalla vähentää biodiversiteettiä. Useimmiten joko typpi tai fosfori on minimiravinteena sekä yksittäisille kasvilajeille että kasviyhdykskunnille (Koerselman & Meuleman 1996). Toisinaan myös kalium voi olla minimiravinne (esim. Oomes 1990). Saman yhdyskunnan eri kasveilla minimiravinne voi olla eri. Esimerkiksi Olffin & Pegtelin (1994) tutkimuksessa sekä typpi, fosfori että kalium olivat niityillä kasvua rajoittavia tekijöitä.

Kriittinen kuormitus vaikea määritellä

Bobbink ym. (1992) ja Bobbink & Roelofs (1995) arvioivat kriittisen typen kuormituksen niityillä olevan 10–30 kg/ha/vuosi, mitä suuremmat määrät aiheuttavat kasviston köyhtymistä. Wilson ym. (1995) pitivät esitettyä rajaa liian alhaisena biodiversiteetin muutoksille. Kriittistä kuormitusta tuskin voidaan määritellä (Lee & Caporn 1993), ja kuormitus riippuu epäorgaanisten ravinteiden saatavuudesta kullakin paikalla, eri lajien ravinteiden käytön tehokkuudesta eri elämänvaiheissa ja maankäytöstä (Jefferies & Maron 1997). Jo hyvin pienetkin typen lisäykset aiheuttanevat joissakin elinympäristöissä kasvillisuuden muutoksia (Tallowin ym. 1994), mutta niiden erottaminen monista muista kasvillisuutta muuttavista

tekijöistä ja luontaisesta vaihtelusta ei ehkä onnistu. Tallowinin (1996) tutkimuksessa 25 kg/typpeä/ha seitsemän vuoden ajan tuoreille niityille vähensi kasvien lajimäärää ja runsastutti heiniä. Etelä-ruotsalaisilla yhä käytössä olevilla niittoniityillä on viime vuosikymmeninä kasvillisuuden peittävyys kasvanut, heinät ja korkeakasvuiset kasvit runsastuneet ja ruusukekasvit niukentuneet, mutta lajimäärä on säilynyt samana (Berlin 1998, Berlin ym. 2000). Berlin ym. arvioivat tähän syypäiksi ilmansaasteet ja hoidon tarkkuuden vähentymisen. Vain lajimäärän muutoksia mittaavat tutkimukset eivät siis riitä rehevöitymisen vaikutusten havaitsemiseksi. Toisaalta mikäli niityn maaperässä on niukalti fosforia (so. fosfori on minimiravinne), suurelta typpianokset eivät välttämättä vaikuta kasvillisuuteen (Morecroft ym. 1994, Wilson ym. 1995, Bobbink ym. 1998).

Kalkituksen köyhdyttää yleensä niityluontoa

Maaperän pH:n muutoksilla on suuri vaikutus kasvillisuuteen sekä eri ravinteiden kasveille käytettävissä oleviin määriin. Maaperän pH:n nousu lisää typen mikrobiologista mineralisoitumista (Marrs 1993). Happamissa oloissa typpi on pääasiassa ammoniummuodossa (NH_4^+), kun taas neutraaleissa ja emäksisissä oloissa nitraattina (NO_3^-) (Gigon & Rorison 1972, Rorison 1987). Ammoniumtyppi voi olla kalkinvaatijakasveille myrkyllistä (Gigon & Rorison 1972). Fosforin liukoisuus laskee pH:n noustessa. Runsaskalkkisilla mailla fosforia sitoutuu kalsiumfosfaateiksi, jotka eivät ole kasveille käyttökelpoisessa muodossa (Wild 1988). Keinotekoinen pH:n nostaminen saattaa vähentää maaperässä olevaa pH:n luontaista vaihtelua (Tilman & Olff 1991).

Kalkitseminen muuttaa selvästi maaperän ravinneoloja. Kalkituksen vaikutus säilyy pitkään (Pywell ym. 1994). Kalkki myös nostaa maaperän pH:ta, joka lisää maaperän mikrobiologista aktiivisuutta. Tämä tehostaa maaperän orgaanisen aineksen hajoamista (Harrison & Taylor 1987). Kalkitus vähentää kasvien käytettävissä olevan fosforin määrää, mutta lisää typen mineralisaatiota. Tämä takia kalkitus lisää kasvillisuuden tuottavuutta (Elberse ym. 1983).

Kalkituksen vaikutus niitykasvillisuuteen on yleensä samantyyppinen kuin NPK-lannoituksen eli selvästi biomassaa lisäävä ja lajimäärää vähentävä (Thurston 1969, Williams 1976, Elberse ym. 1983). Kalkituksesta hyötyvät typensuosijakasvit. Lannoitetuilla alueilla kalkitus tehostanee lannoituksen kielteisiä vaikutuksia biodiversiteettiin. Blom (1993) ei havainnut kalkituksen negatiivisia vaikutuksia, mutta positiiviset vaikutukset olivat vähäisiä verrattuna karjan laidunnuspainetta lisäämällä aikaansaatuihin. Niukkaravinteisilla alueilla kalkituksen vaikutukset ovat vähemmän haitalliset ja mahdollisesti toisinaan myös biodiversiteetille myönteiset (ks. Williams 1976, Blom & Wincent 1989).

Karjan lannoitus monimuotoisuuden vähentäjänä

Edellä on esitetty keinolannoituksen vaikutuksia. Karjan lannan vaikutuksia on tutkittu melko vähän. Karjan lanta ei kuitenkaan ole luonnon monimuotoisuudelle vähemmän haitallista, mikäli lannan mukana tulee enemmän ravinteita kuin karja syö alueelta pois. Olennaisinta on ravinnelisäyksen määrä. Rehevöityminen saattaa olla laidunnuksen ja niiton loppumista vakavampi uhka niitykasvistolle (Eriksson ym. 1995).

Karjan lanta lisää maaperän humuspiitoisuutta. Typpi on sonnassa orgaanisessa hitaasti vapautuvassa muodossa. Virtsan typpi mineralisoituu ammoniakiksi, joka haihtuu helposti ilmaan. Nautakarjan ulosteiden fosforista lähes kaikki erittyy sonnassa. Virtsa on liukoisen typen ja kaliumin suhteen väkevintä. Karjan lannassa on fosforia ja kaliumia vastaavanlaisia määriä kuin keinolannoitteissa, mutta typpeä on suhteessa vähemmän. Pitkällä aikavälillä 70–80 % kokonaistypestä tulee kasveille käyttökelpoiseen muotoon. Karjan lannan fosfori on samanveroista tai jopa tehokkaampaa kuin väkilannoitefosfori. Lannan kalium on väkilannoitekaliumin veroista. (Wild 1988, Heinonen ym. 1992.)

Miksi lannoitus köyhdyttää niityeliöstöä?

Lannoitus köyhdyttää niityeliöstöä kolmella päätavalla (Tilman 1993):

1. Tyypeä suosivat isokokoiset lajit runsastuvat ja syrjäyttävät muuta lajistoa. Tähän on syynä kilpailu valosta ja/tai kyky tehokkaammin hyödyntää lisäravinteita.
2. Karikkeen määrä lisääntyy (Montalvo ym. 1993), jolloin elävien kasvien käytössä oleva tila vähenee.
3. Kasvien kolonisaatio- eli leviämisenopeus lannoitetulle alueelle hidastuu. Lannoitus tasoittaa myös maaperän ravinnepitoisuuden luontaisia eroja. Maaperän tasalaatuistuminen vähentää luonnon monimuotoisuutta (Tilman & Olff 1991).

Lannoitus vaikuttaa kasveihin yleensä epäsuorasti negatiivisesti. Ravinnelisästä eniten hyötyvät syrjäyttävät muita kasveja. Lannoitus lisää biomassaa ja sitä kautta vähentää maanpinnalle tulevan valon määrää (Tilman 1988). Seurauksena on muutamien lajien runsastuminen, joka vähentää lajimäärää (Tilman 1984).

Kasvillisuuden korkeuden ja biomassan kasvu aiheuttavat myös pienilmaston muuttumisen: lämpötilan muutokset vähenevät, ilman kosteus kasvaa ja tuulen nopeus pienenee, jolloin eteläinen lämpö vaativa eliöstö kärsii (Ellenberg jr. 1988). Lannoitus viilentää kasvupaikkaa ja vähentää sen pienilmaston monimuotoisuutta (Stoutjesdijk & Barkman 1992). NPK-lannoitus myös happamoittaa maaperää, koska mm. kalsiumin poishuuhtoutuminen lisääntyy (Czerwiński & Pracz 1978).

Lannoitus voi vaikuttaa myös suoraan kielteisesti kasveihin. Lannoitus saattaa vähentää kasvien talvenkestävyyttä (Rabotnov 1977, van der Eerden 1982, van der Eerden ym. 1991). Korkeilla ammoniumtyppiannoksilla on myrkyvaikutusta useille kasveille (van der Eerden 1982). Silvertown, Wells ym. (1994) päätyivät tutkimuksessaan siihen, että fosforilannoitus on todennäköisesti suoranaisesti myrkyllistä ruusukekämme-källe (*Orchis morio*). Typpi- ja fosforilannoitus hidastavat kämmeköiden taimien kasvua tai muuttavat taimien (protokormien) mykoritsasieniosakkaan parasiittiseksi, joka aiheuttaa monien taimien kuolemisen (Beyerle ym. 1991, Malmgren 1993, McKendrick 1996). Van der Eerden ym. (1991) antoivat neljälle sammallajille suuria ammoniumtyppiannoksia, jotka osoittautuivat myrkyllisiksi kolmelle tutkituista lajeista.

Korkea typpipitoisuus saattaa lisäksi vähentää kasvien varjonsietokykyä, koska korkeammat entsyymipitoisuudet lisäävät hengitysnopeutta (Ryan 1991). Nitraattityypen lisääntyminen stimuloi kasvien siementen itämistä, jolloin ne saattavat itää olosuhteissa, joissa taimien hengissä selviämisen mahdollisuudet ovat siementen tavallisia itämisolosuhteita huonommat (Kirkham & Kent 1997). Tällöin maaperän siemenvarasto pienenee (Poschlod 1993).

Lannoitus vähentää niittykasvillisuuden herkkyyttä kuivuudelle (Steen 1957b, Rabotnov 1977), koska liukoisien fosforin ja typen määrän lisääntyminen parantavat kasvien vedenhankintakykyä (Radin 1983, Radin & Eidenbock 1984). Tämän ja ilmastoa viilentävän vaikutuksen takia lannoitus on kuivien paikkojen kasveille haitaksi. Toisaalta lannoitus vähentänee eräiden kasvien kuivuuden kestävyyttä, koska lannoitetuilla alueilla kasvien juuret keskittyvät lähemmäs maan pintaa kuin lannoittamattomilla (Willems 1980). Kosteilla niityillä lannoitus saattaa suosia tuoreiden paikkojen kasveja (Rabotnov 1977).

Typpi- ja fosforilannoitus vähentävät kasvien mykoritsoja (Rabotnov 1977) ja muuttavat maaperän mykoritsasienikoostumusta (Johnson 1993), mikä vaikuttanee haitallisesti moniin niittykasveihin.

On esitetty, että kasvien lajimäärä vähenee ravinteiden lisäyksen jälkeen, koska harvat kasvit ovat kehittyneet ravinteisissa oloissa (Hodgson 1986, 1987, Taylor ym. 1990, Zobel 1992, 1997, kuva 15). Putkilokas-

Kuva 15. Ketokasvit ovat vuosimiljoonien kuluessa sopeutuneet kuiviin ja vähäravinteisiin oloihin. Punakukkainen kangasajuruoho (*Thymus serpyllum*) kasvaa Suomessa kedoilla, harjuilla ja emäksisillä kallioilla. Kangasajuruoholla elää useita uhanalaisia hyönteislajeja, jotka ovat ajuruohoa herkempiä umpeenkasvulle. Laitila, Untamala.



Juha Pykälä

vien evolutiivisen historian aikana runsasravinteisia elinympäristöjä on ollut vähän, ja niillä on ollut vähäinen merkitys putkilokasvien evoluutiolle (Hodgson 1986, 1987). Evolutiiviset tekijät aiheuttaisivat tämän teorian (species pool hypothesis) mukaan sen, että lannoitus on pääosalle Euroopan kasveja haitaksi.

Häviävätkö huonot kilpailijat?

Edellä on esitetty lukuisia elollisia (bioottisia) ja elottomia (abioottisia) tekijöitä, jotka ovat tärkeitä eliöiden yhteisessä. Yksi tällainen on eliöiden välinen kilpailu. Grime (1973b, 1979) esitti, että tuottavuuden ja ravinteiden määrän lisääntyessä kilpailu lisääntyy, jolloin vain hyvät kilpailijat pärjäisivät. Tilman (1988) esitti päinvastoin kilpailun olevan ankaraa elinympäristöissä, joissa ravinteita on vähän. Hänen mukaansa jokainen kasvi on ”hyvä kilpailija” tiettyssä sille suotuisissa olosuhteissa (tietty ravinnepitoisuus, valon määrä ym.).

Vilkas keskustelu siitä mitä kilpailu yleensä tarkoittaa sekä miten sitä mitataan on jatkunut jo pitkään, ja kilpailun suhdetta ravinteiden määrään ja biomassaan käsittelevät tutkimukset ovat tuottaneet ristiriitaisia tuloksia (esim. Grime 1973b, 1979, Newman 1973, Tilman 1987, 1988, Grime & Hodgson 1987, Grace & Tilman 1990, Taylor ym. 1990, Goldberg & Barton 1992, Bengtsson ym. 1994, Reader ym. 1994, Goldberg & Novoplansky 1997). Aiempi hyvä vastaan huono kilpailija -ajattelu on muuttunut monisärmäiseksi näkemykseksi kasvien kilpailusta (Grace & Tilman 1990).

Yksilön kilpailukykyä ilmentää kaksi erilaista strategiaa (Goldberg 1990, Goldberg & Landa 1991). Ensimmäisessä keskeistä on yksilön kilpailuvaikutus muihin yksilöihin (competitive effect) eli kyky tukahduttaa tai hillitä muita yksilöitä. Toisessa strategiassa ratkaisevaa on yksilön reaktio muiden yksilöiden vaikutukseen (competitive response) eli kyky kestää tai välttää niiden tukahduttavaa vaikutusta. Goldberg (1990) korostaa, että kilpailu, kuten yleensäkin eliöiden väliset vuorovaikutukset, tapahtuu useimmiten välittäjien kautta. Välittäjiä voivat olla mm. ravinteet, eliöiden viholliset ja myrkylliset aineet.

Kun ravinteiden määrä lisääntyy, hyötyvät ensimmäisen kilpailustrategian omaavat kasvit (Goldberg & Landa 1991). Kun ravinteita on niukalti (tarkoittaa useimmiten tyyppä ja fosforia), kasville tärkeämpää on osata välttää tai pystyä kestämään vuorovaikutuksia muiden lajien kanssa (Aarssen 1983, Goldberg & Landa 1991). Enemmistö niittykasveista omaa jälkimmäisen strategian (Eriksson ym. 1995).

Vähäravinteisilla paikoilla menestyvät kasvit, jotka hyödyntävät ravinteet tehokkaasti. Tärkeitä ovat ominaisuudet, joilla ravinnehukkaa saadaan vähennettyä (Grime 1979, Chapin 1980, Berendse ym. 1987, 1992, Aerts 1990, 1993a). Niukkaravinteisten paikkojen kasvit ottavat ravinteita tehokkaasti juurten mykoritsojen avulla (Chapin 1980). Mykoritsoit tehostavat etenkin fosforin ottoa (Bielecki 1973).

Ravinteiden määrän lisääntyminen hyödyttää kasveja, jotka ovat tehottomampia ravinteiden ottajia. Piharatamo (*Plantago major*) on tehottomampi fosforin ottaja kuin heinäratamo (*P. lanceolata*) tai soikkoratamo (*P. media*), mikä saattaa olla syynä sen viihtymiseen runsasravinteisilla paikoilla (de Jager & Posno 1979).

Nopeakasvuiset kasvit vallitsevat runsasravinteisia kasvupaikkoja, kun taas hitaasti kasvavat menestyvät paremmin niukkaravinteisilla paikoilla (Grime & Hunt 1975). Silti runsasravinteisilla paikoilla on myös hidaskasvuisia kasveja (Tilman 1988). Nopeakasvuiset kasvit kasvavat muita nopeammin yleensä myös niukkaravinteisilla paikoilla (Chapin 1980, Lambers & Poorter 1992). Nopeakasvuisuus ei ole edullista niukkaravinteisilla paikoilla, koska nopeakasvuisten kasvien lehdet ja juuret vanhenevat nopeammin, jolloin ravinnehukka on suurempi (Aerts & van der Peijl 1993, Vázquez de Aldana ym. 1996).

Nopeakasvuisilla kasveilla lehtipinta-ala on suuri. Runsasravinteisilla paikoilla luonnonvalinta on suosinut suuren lehtipinta-alan omaavia kasveja, kun taas niukkaravinteisilla paikoilla valinta on johtanut pienen lehtipinta-alan ja suhteessa suuremman juuristomassan omaavien kasvien runsastumiseen (Poorter & Remkes 1990).

Rehevöityminen lisää kilpailua valosta

Monissa tutkimuksissa korostetaan miten tärkeää niityillä on kilpailu valosta (mm. Tilman 1993). Toisaalta mm. Bakker (1989) on esittänyt, että lannoittamattomissa kasvivyhteisöissä maan sisäinen (juuristo) kilpailu on merkittävämpää kuin maan päänlinen kilpailu. Ravinteiden määrän lisääntymässä valokilpailun suhteellinen merkitys ravinnepilpailuun nähden lisääntyy (Tilman 1984, 1988, Eek & Zobel 1997, Lepš 1999). Newman (1973) ja Huston & DeAngelis (1994) ovat esittäneet, että maan sisäisen ja maanpäällisen kilpailun vaikutukset eliöyhteisöjen monimuotoisuuteen ovat hyvin erilaiset. Niukka- ja keskiravinteisilla paikoilla vallitsee maan sisäinen (juuristo) kilpailu ja tällöin monien kasvien yhteiselo samalla paikalla on mahdollista. Runsa-ravinteisilla paikoilla vallitsee kilpailu valosta ja tällöin kasvien lajimäärä vähenee voimakkaasti. Laidunnus ja niitto vähentävät valokilpailua (Milchunas ym. 1988).

Grubbin ym. (1997) tutkimuksessa juuristokilpailu osoittautui valokilpailua merkittävämmäksi 5–10 cm korkeassa kasvillisuudessa. Sen sijaan n. 20 cm korkeassa kasvillisuudessa ja luultavasti myös hyvin matalassa (n. 2 cm) kasvillisuudessa valokilpailu oli juuristokilpailua merkittävämpi.

Sinänsä valokilpailun lisääntymisen katsotaan johtavan myös juuristokilpailun lisääntymiseen (Aerts 1993b). Ravinteiden määrän lisääntyminen aiheuttaa lehtien pinta-alan ja biomassan kasvamisen, joka lisää hiilen sitoutumista orgaaniseksi yhdisteiksi, mikä lisää hiilen allokaatiota (kohdentumista) juuriin, mikä taas johtaa lisääntymään ravinteiden ottoon jne.

Perinnebiotoopit rehevöityvät monin tavoin

Ravinteiden määrä perinnebiotoopeilla ja muualla maatalousympäristöissä voi lisääntyä monella tavalla (taulukko 4). Näistä tärkeimmät ovat lannoitus, lisärehun anto sekä perinnebiotooppien laiduntaminen yhdessä peltolaitumien kanssa, jolloin ravinteita siirtyy – vallankin kun niityt ovat pieniä ja pellot isoja – peltolaitumilta karjan ulosteiden mukana niityille (Londo 1990,

Hopkins 1991). Puustoisia laitumia käytetään usein yö- tai jaloittelulaitumina, jolloin ne rehevöityvät. Pääosa laidunkäytössä olevista niityistä, hakamaista ja metsälaitumista on edellämäinituista syistä luonnon monimuotoisuuden kannalta haitallisesti rehevöitymässä. Runsa-ravinteisten paikkojen kasvien runsastuminen ilmentää haitallista rehevöitymistä (taulukko 5).

Typeä sitovat kasvit saattavat myös lisätä typen määrää. Tällä saattaa olla merkitystä perinnebiotooppien luonnon monimuotoisuudelle (ks. Green 1972). Runsa harmaaleppä köyhdyttää niittykasvillisuutta. Luontaisissa nykyistä vähä-ravinteisim-

Taulukko 4. Rehevöitymisen syyt perinnebiotoopeilla.

1. Lannoitus keinolannoitteilla tai karjan lannalla
2. Lisärehun anto
3. Perinnebiotoopit samalla laitumella peltolaitumien kanssa, jolloin ravinteita siirtyy karjan lannan mukana niityille
4. Perinnebiotooppeja käytetään karjan yölaitumina, jolloin karja enemmän lannoittaa kuin laiduntaa niitä
5. Peltolaitumia lannoitettaessa lannoitteita leviää perinnebiotoopeille levitysvaiheessa lannoitepölynä, tuulen kuljettamien maa-ainesten mukana tai valumana rinnettä alas tai typeä kaasumaisessa muodossa
6. Niityille leviää metsänlaiteen lehtipuista ja -pensaista lehtikariketta, joka tuo mukanaan ravinteita
7. Typeä sitovat kasvit saattavat runsaina esiintyessään lisätä typen määrää (lähinnä harmaaleppä)
8. Kosteiden niittyjen ojitus lisää typen mineralisaatiota, jonka takia ojitus voi rehevöittää niittyä
9. Käytöstä poistuneen alueen "itserehevöityminen" (Tamm 1991), sille kertyy kasvisukcession edetessä enemmän ravinteita kuin mitä siltä poistuu
10. Rantaniityille leviää tulvan mukana runsa-ravinteista maa-ainesta
11. Ilman mukana tuleva typpilaskeuma
12. Rehevöityneen pohjaveden mukana tulee maan pinnalle ravinteita

Taulukko 5. Eräitä kasveja, jotka runsastuessaan indikoivat luonnon monimuotoisuuden vähenemistä ("miinuskasvit"). Keinolannoitteet (typpi ja fosfori) ja lisärehun antaminen runsastuttavat näitä kasveja ja ne ovat runsaita entisillä pelloilla ja heinänuurmilla, jotka laidunkäytössä tai rehevöityvillä metsälaitumilla. Useimmat lajit runsastuvat perinteisen käytön loputtua.

<i>Aegopodium podagraria</i> , vuohenputki	<i>Polygonum aviculare</i> , pihatatar
<i>Alopecurus pratensis</i> , nurmipuntarpää	<i>Ranunculus repens</i> , rönsyleinikki
<i>Anthriscus sylvestris</i> , koiranputki	<i>Rubus idaeus</i> , vadelma
<i>Dactylis glomerata</i> , koiranheinä	<i>Rumex longifolius</i> , hevонhierakka
<i>Elymus repens</i> , juolavehnä	<i>Stellaria media</i> , pihatähtimö
<i>Epilobium angustifolium</i> , maitohorsma	<i>Taraxacum</i> sektio <i>Taraxacum</i> , rikkavoikukat
<i>Festuca pratensis</i> , nurminata	<i>Trifolium repens</i> , valkoapila
<i>Poa pratensis</i> , niittynurmikka	<i>Urtica dioica</i> , nokkonen

missa oloissa harmaalepän typensidonnalla lienee ollut myös monimuotoisuutta lisäävää vaikutusta. Harmaaleppähaat ovat ekologisesti mielenkiintoinen ympäristö, jonka erityispiirteitä ei ole kunnolla selvitetty. Peltojen lannoituksen myötä ravinnepölyä voi levitä peltojen läheisille perinnebiotoopeille. Saksalaisessa tutkimuksessa peltoihin rajoittuvien niittyjen reunaosilla maaperän typpipitoisuudet olivat selvästi keskiosia suurempia (Neitzke 1998).

Ravinteita voi myös valua rinteiden päällä olevalta pellolta rinnettä alas. Joet saattavat tuoda rehevöityneitä maa-aineksia jokivarsiniityille. Kosteiden niittyjen ja soiden ojitus lisää typen mineralisaatiota (Grootjans ym. 1985), jonka takia ojitus voi rehevöittää niitä (Kotánska 1993, Fojt & Harding 1995). Rehevöityneen pohjaveden mukana tulee maan pinnalle ravinteita (van der Hoek 1987). Rehevöityneiden pohjavesien vaikutusta niittykasvillisuuteen ei ainakaan toistaiseksi ole Suomesta todettu, mutta pohjavesien ravinnepitoisuuden nousu on Keski-Euroopassa ongelma kosteiden niittyjen kasvistolle (van der Hoek 1987).

Keski-Euroopassa myös ilmansaasteiden aiheuttaman ravinnelisan on todettu köyhdyttävän niittyjen kasvistoa (Bobbink & Willems 1987, Bobbink 1991, Sutton ym. 1993, Bobbink ym. 1998). Muutamissa tutkimuksissa asianmukaisessa hoidossa olevilla niityillä kasvillisuus ei kuitenkaan ole muuttunut (Wells 1993, Morecroft ym. 1994, Wilson ym. 1995). Tämä saattaa kuitenkin johtua tutkimusten liian karkeasta mitta-kaavasta ja lyhyestä tutkimusajanjaksosta. Etelä-ruotsalainen tutkimus (Berlin ym. 2000) viittaa siihen, että typpilaskeuma vaikuttaa myös hyvin hoidettujen niittyjen kasvillisuuteen. Suomessa typpisateiden vaikutusta perinnebiotoopeihin ei ole selvitetty, mutta niiden on epäilty olevan vakava uhka erityisesti lajirikkaille niityille (Hæggström 1991). Etelä-Suomessa vuosittainen typpilaskeuma on keskimäärin yli 7 kg/ha, josta typenoksidilaskeuma on n. 3,5 kg ja ammoniumlaskeuma vajaa 3 kg (Wahlström ym. 1996). Typpilaskeuma saattaa aiheuttaa sen, että etenkin karut, kuivat alueet kuten kalliot, nummet ja hietikot rehevöityvät eivätkä säilytä ominaisuuksiaan ainakaan ilman ajoittaista ravinteita poista-

vaa niittoa ja laidunnusta. Laskeuman haitallinen vaikutus ilmenee luultavasti yleensä yhteisvaikutuksena muiden taulukossa 4 mainittujen tekijöiden kanssa.

Ravinteiden määrät saattavat myös lisääntyä niiton ja laidunnuksen loputtua. Tätä Tamm (1991) kutsuu itserehevöitymiseksi. Hoidon päätyttyä orgaanisen aineksen määrä maaperässä kasvaa, mikä johtaa typen mineralisaation lisääntymiseen (Barendse 1998).

Lisärehu ja laidunnus peltolaitumien kanssa perinnebiotooppien uhkana

Tutkimuksia muun rehevöitymisen kuin keinolannoituksen vaikutuksista on tehty niukalti. Breymeyer (1990) kuvaa tutkimusta, jossa muualla syötetyt lampaat ajettiin niityllä pieniin aitauksiin. Tästä seurasi ravinteiden määrän lisäys ja suuri kasvillisuuden muutos. Lisärehun anto ja perinnebiotooppien laidunnus yhdessä viljelylaitumien kanssa ovat ilmeisesti yleinen ongelma kaikkialla Euroopassa, mutta tutkimuksissa ne mainitaan harvoin (ks. kuitenkin Sjögren 1971, Regnéll 1982, Londo 1990, van Dijk 1991). Yölaitumien rehevöitymistä on selvitetty mm. Puolassa (Czerwiński & Tatur 1974, Czerwiński ym. 1974). Ravinnevirta karjan mukana jätetään tutkimuksissa usein huomioimatta, jolloin saatuja tuloksia saatetaan tulkita väärin.

Sjögren (1971) ja Rosén & Sjögren (1973) kuvaavat lyhyesti toistakymmentä vuotta kestäneen rehevöitymisen vaikutuksia lampaiden laiduntamalla Öölannin alvaroilla eli kalkkikedoilla, joissa aitausten lähellä vallitsevat peltorikat kuten pelto-ohdake (*Cirsium arvense*), pihatatar (*Polygonum aviculare*), kylänurmikka (*Poa annua*), pihatahtimö (*Stellaria media*) ja nokkonen (*Urtica dioica*). Tällainen kasvillisuuden muutos edellyttää runsaasti lisäravinteita.

Lisärehun anto aiheuttaa rehevöitymisen lisäksi muitakin haittoja. Se johtaa helposti yli- tai alilaidunnukseen. Laitumen kasvillisuus jää suurelta osin syömättä tai tulee erittäin tarkoin syödyksi. Lisärehun antopaikkojen ympäriltä kasvillisuus voi tuhoutua kokonaan, ja ne voivat kulua mullokselle. Peltorikkakasvien ja muiden vieraiden kasvien siemeniä leviää lisärehun

mukana perinnebiotoopeille. Karjan lannan käyttö, lisärehun anto ja laidunnus yhdessä viljelylaitumien kanssa voivat olla siten jopa keinolannoitusta haitallisempia, koska ravinteiden lisäksi tällöin perinnebiotoopeille leviää niille vieraiden kasvilajien siemeniä. Myös lannan koostumus ja hajoamisnopeus lienevät muuttuneet (Virka-järvi ym. 1997).

Perinnebiotooppien valtakunnallisen kartoituksen tulokset viittaavat siihen, että Suomessa perinnebiotoopeille tulee ravinteita enemmän lisärehun ja nurmilaitumien kautta kuin suoraan niille annetusta keinolannoituksesta.

Monissa tutkimuksissa puhutaan ylilaidunnuksen (overgrazing) haitallisista vaikutuksista (esim. Titlyanova ym. 1988, van der Maarel & Titlyanova 1989), muttei selitetä mitä ylilaidunnus tarkoittaa. Rivien välistä on pääteltävissä, että ylilaidunnus yleensä merkitsee sitä, että laitumelle tulee muualta ravinteita, joka mahdollistaa ylilaidunnuksen. Havaitut vaikutukset voivat tuolloin johtua pikemmin ravinnelisästä kuin ylilaidunnuksesta. On epäselvää, esiintyykö Suomessa nykyisin juurikaan kasvistolle haitallista ylilaidunnusta alueilla, joille ei muualta tuoda ravinnelisää. Aiemmin tällaista ylilaidunnusta on esiintynyt ainakin perinteisillä lammaslaitumilla (Eklund 1958, Olsoni 1960) sekä oletettavasti hevos- ja vuohilaitumilla.

Keinolannoitetuilla alueilla ja karjan lannoittamilla alueilla kasvillisuus on luultavasti jossain määrin erilaista, mutta asiaa ei ole tarkemmin tutkittu. Voikukat (*Taraxacum* sektio *Taraxacum*) ovat ehkä runsaampia keinolannoitetuilla alueilla ja valkoapila (*Trifolium repens*) sekä peltorikat kuten pihatähtimö ja pihatatar runsaampia karjan lannan lannoittamilla alueilla. Maaperäeroosio ja kasvittomien maalaikkujen esiintyminen niityillä (muualla kuin karjapoluilla) viittaavat nykyisin useimmiten lisäravinteiden antoon.

Karjan lanta sisältää suhteessa enemmän fosforia ja kaliumia ja vähemmän typpeä kuin normaali NPK-keinolannoite. Tämä on typensitojakasville keinolannoitusta edullisempaa ja saattaa olla syynä siihen, että valkoapila suosii enemmän karjan lantaa kuin keinolannoitusta (ks. myös Roinainen 1927). Valkoapila on hernekasveista



Juha Pykälä

Kuva 16. Lisärehun anto voi muuttaa laidunkedon tuoreeksi heinäniityksi. Ketokasvit ovat hätää kärsimässä ja valtalajeina ovat jo niittynurmikka (*Poa pratensis*) ja valkoapila (*Trifolium repens*). Hauho, Hyömäki.

eniten PK-lannoituksesta hyötyvä (Rabotnov 1977).

Perinnebiotooppien ravinnetaso on luultavasti jatkuvasti noussut. Monilla alueilla rehevöitymiskehitys lienee jatkunut vuosikymmeniä (kuva 16). Jo 1900-luvun alkupuolella asutuksen läheiset laidunalueet (muutkin kuin lypsytarhat) saattoivat rehevöityä. Tuolloin yöhaassa pidettiin lypsykarjaa yön yli, jotta se olisi talon lähellä aamulypsyä varten (Kokkonen 1930). Nykytietojen perusteella ei pystytä arvioimaan aiheuttaako lisärehun anto (vilja, erilaiset kaupalliset väkirehut ym.) vai laidunnus peltolaitumien yhteydessä enemmän rehevöitymistä. Kokonaan on selvittämättä aiheuttaako kivennäisrehujen fosfori luonnon monimuotoisuudelle haitallista laidunalueiden rehevöitymistä. Niittyjä, hakamaita ja metsälaitumia, joiden kasvillisuudessa ei näy merkkejä rehevöitymisestä, on jäljellä varsin vähän.

Rehevöityminen nopeuttaa umpeenkasvua ja heinittymistä niiton ja laidunnuksen loputtua. Tämän takia niittyjen kasvillisuus muuttuu käytön loputtua huomattavasti nopeammin kuin 1800-luvulla. Rehevöitymisen aikaansaama muutos saatetaan tulkita luontaiseksi niittyjen kasvillisuus-suksessioksi niiton ja laidunnuksen loputtua.

Niitto ja laidunnus vähentävät maaperän ravinteita

Yleensä niitto ja laidunnus vähentävät ravinteita maaperästä ainakin pitkällä aikavälillä. Tästä on kuitenkin ristiriitaisia tietoja (Marrs 1993). Bakkerin (1987, 1989) tutkimuksessa ei niitto eikä laidunnus vähentänyt kymmenessä vuodessa maaperän typpi-, fosfori- eikä kaliumpitoisuutta, vaan eräissä tapauksissa pitoisuudet jopa kohosivat.

Laiduntaminen vähentää ravinteita huomattavasti tehottomammin kuin niitto (Bakker 1989, Marrs 1993). Laiduntavat eläimet palauttavat yli 90 % syömistään ravinteista (typpi 80–90%, fosfori 90–95 %, kalium >95 %) lannan ja virtsan mukana (J. Hodgson 1990).

Useissa tutkimuksissa ravinteiden määrä laidunalueilla ei tutkimusaikana juurikaan vähentynyt (Brasher & Perkins 1978, Bakker 1987, 1989, Hansson 1991). Sadeveden mukana saattaa tulla eläinten poissyömiä vastaava määrä ravinteita (Brasher & Perkins 1978, Bülow-Olsen 1980). Laidunuksen takia orgaaninen aines hajoaa nopeammin ja ravinnekierto nopeutuu (Brasher & Perkins 1978, Marrs ym. 1980). Karikkeeseen ja kuolleeseen kasvinainekseen kertyy vähemmän ravinteita (Bülow-Olsen 1980, Marrs ym. 1980), ja kasveille käyttökelpoisessa muodossa olevan typen määrä lisääntyy (Holland ym. 1992, Hobbs 1996). Laidunnus saattaa jopa lisätä kasvien biomassan tuottoa sen sijaan, että se vähentäisi maaperän ravinteisuutta (Marrs 1993). Laidunuksen mahdollinen monimuotoisuutta lisäävä vaikutus ei tällöin perustu maaperän ravinteiden vaan lähinnä kasvillisuuden biomassan vähentämiseen.

Eräissä tutkimuksissa maaperän ravinteiden pitoisuudet vähenivät niitolla nopeasti (Wells 1980, Gough & Marrs 1990a,b), mutta välttämättä niitollakaan ravinnepitoisuudet eivät vähene ainakaan parinkymmenen vuoden aikana (Pegtel 1987, Parr & Way 1988, Wells & Cox 1993, Anderson 1995). Typen ja kaliumin määrät vähenevät nopeammin kuin fosforin määrä (Gough & Marrs 1990a, b, Marrs ym. 1991, Marrs 1993, Clarke 1997). Esimerkkinä korkeiden fosforipitoisuuksien pitkäaikaisesta säilymisestä maaperässä Hopkins (1991) mainitsee, että arkeologit tunnistavat

tuhansia vuosia sitten hylättyjä asuinpaikkoja maaperän korkeiden fosforipitoisuuksien avulla. Dumortierin ym. (1996) tutkimuksessa niitto vähensi kasvin maasta juuriinsa ottaman fosforin ja kaliumin määrää, vaikka niiden määrä maaperässä ei vähentynytäkään.

Karjatalous ja kasvipopulaatioiden uusiutuminen

Karjatalous vaikuttaa monella tavoin eliöiden lisääntymiseen sekä siementuottoon, siementen ja muiden leviäinten itämiseen ja vakiintumiseen että niiden leviämiseen uusille paikoille. Laidunnus toisaalta vähentää siementuottoa, mutta toisaalta lisää siementen itämismahdollisuuksia aikaansaamalla aukkoja kasvillisuuteen (Silvertown 1981, Eriksson & Eriksson 1997). Niittoniityillä kasvien siementuotto on suurempi kuin laidunniityillä (Rabotnov 1969). Yksi- ja kaksivuotisten kasvien lisääntymisen on usein riippuvaista laiduneläinten aikaansaamista avoimista pienympäristöistä (mikrohabitaateista) (Grubb 1976, 1977).

Uusien yksilöiden synty ja vakiintuminen vaativat tietynlaisia oloja (Grubb 1977). Aikuiset yksilöt saattavat säilyä sellaisissa olosuhteissa, joissa kasvien taimet eivät menesty (Grubb 1977). Monilla kasveilla uusia yksilöitä syntyy paikallispopulaatioihin vain silloin kun populaatiot syntyvät (Harper 1977, Eriksson 1989). Yksilöt saattavat säilyä vuosikymmeniä, äärimmäisissä tapauksissa vuosittuhansia (Eriksson 1996a). Suvuttomasti maavarren, rönsyjen tai juuriversojen avulla tehokkaasti lisääntyvät ns. kloonikasvit voivat elää ja levitä periaatteessa ikuisesti (Schmid 1990). Toisaalta sellaisilla yksivuotisilla kasveilla, joilla ei ole siemenpankkia, kasvien täytyy onnistua tuottamaan siemeniä vuosittain. Jotta niityjen ja muiden karjatalouden muovaamisen alueiden kasvit säilyisivät, useimpien kasvien täytyy ainakin ajoittain kyetä lisääntymään suvullisesti. Umpeutuvilla niityillä pitkäikäiset kasvit saattavat säilyä pitkään, mutta uusia yksilöitä ei synny, jolloin populaatiot hiipuvat vähitellen.

Useimmat niitykasvit ovat monivuotisia ja ilmeisesti pitkäikäisiä (Wells 1980). Venäläisten tutkimusten mukaan useimilla niitykasveilla yksilöiden normaali

elinikä on 10–40 vuotta (Rabotnov 1969). Monilla kasveilla aikuisyksilöt elävät kuitenkin tätä pidempään (Grubb 1990). Esi-merkkejä pitkäikäisistä kasveista (aikuiskyksilöiden keski-ikä niitto- ja laidunniityillä luultavasti yli 50 vuotta) ovat mm. kevät-esikko (*Primula veris*), soikkorotamo (*Plantago media*), häränsilmä (*Hypochoeris maculata*), ketokaunokki (*Centaurea scabiosa*) ja sikoangervo (*Filipendula vulgaris*) ja lyhytikäisistä kasveista (aikuiskyksilöiden keski-ikä luultavasti 5–10 vuotta) pukinjuuri (*Pimpinella saxifraga*), ahdekaunokki (*Centaurea jacea*) ja päivänkakkara (*Leucanthemum vulgare*) (Tamm 1972, Grubb 1990, Marti 1994).

Laidunnus ja niitto ilmeisesti vaikuttavat suuresti yksilöiden elinikään (Grubb 1990), ja pidentävät monien niistä hyötyvien kasvien yksilöiden elinikää. Erilaisissa olosuhteissa yksilöiden elinikä voi olla varsin erilainen. Melko ravinteisella laidunniityillä mäkileinikin (*Ranunculus bulbosus*) keskimääräinen elinikä oli alle 2 vuotta (Sarukhán & Harper 1973), mutta niukkaravinteisella kalkkialueen nautakarjan laidunniityllä n. 20 vuotta (Grubb 1990).

Niityillä on yleensä kasvien kaikkia kehitysvaiheita, vaikka eri kasvien siemenellisen lisääntymisen yleisyys ja runsaus ovat varsin erilaisia (Rabotnov 1969). Linolan (1935) tutkimuksessa niittoniityillä tavattiin useilla kasveilla runsaasti siemen-aimia ja nuoruusvaiheita.

Siemenpankin merkitystä niittykasveille käsitellään luvussa 7.2.

Useimmat niittykasvit ovat ilmeisesti levinneet karjatalouden mukana tehokkaasti (ks. luku 3.4). Niiton ja karjan laidunnuksen muovaamassa maisemassa kasvien levintä paikasta toiseen on ollut merkittävästi nykyistä tehokkaampaa (Poschlod & Bonn 1998). Populaatiobiologiselta näkökannalta laidunnuksen myönteiset vaikutukset voidaan jakaa kahteen ryhmään: prosesseihin, jotka lisäävät kasvien leviämistä alueelle, ja prosesseihin, jotka vähentävät kasvien häviämistä alueelta (Olf & Ritchie 1998).

Pirstoutuminen ja isolaatio eliöstön taantumisen vauhdittajina

Elinympäristöjen väheneminen ja niiden laadun muuttuminen ovat vaikutuksiltaan

selvästi merkittävämpiä kuin pirstoutumisen ja eristyminen toisistaan (Thomas 1984, Nilsson & Ericson 1997). Niittyjen ja muiden perinteisen karjatalouden muovaamien alueiden pirstoutumista seuraava eristyminen toisistaan (isolaatio) on kuitenkin merkittävä luonnonsuojeluongelma (Norderhaug 1996, Jennersten ym. 1997). Eliöiden eristyneet pienet populaatiot ovat entistä alttiimpia häviämislle isolaation sekä ympäröivän alueen muutoksien takia (Saunders ym. 1991). Pienissä populaatioissa sisäsiittoisuus saattaa lisätä häviämiskäskyä (Saccheri ym. 1998). Pirstoutumisen haitallisia vaikutuksia on todettu usein eläimillä (esim. Thomas ym. 1992, Andrén 1994, Roslin 1999), mutta harvemmin kasveilla. Jopa vuosikymmeniä umpeenkasvaneilla niityillä monet niittykasvit saattavat sinitellä hyvin niukkoina ja usein kukkimattomina (Milberg 1995). Eläimet ovatkin ilmeisesti kasveja alttiimpia pirstoutumisen vaikutuksille.

Ruotsin Södermanlandissa niityn pinta-alan sekä naapuriniityn pinta-alan ja etäisyyden lähimpään niityyn ei havaittu vaikuttavan kasvien lajirunsauteen (Eriksson ym. 1995). Tulosten perusteella niityn historia ja hoito ovat tärkeimpiä lajien esiintymisen selittäjinä. Samankaltaisia tuloksia sai Gibson (1986) Englannissa selvittäessään yhden kunnan kasviston muutoksia. Gibsonin arvion mukaan asianmukaisen hoidon avulla pystytään takaamaan useimpien kasvien säilyminen pienilläkin ($\geq 0,1$ ha) niitylaikuilla. Sen sijaan sveitsiläisessä (Fischer & Stöcklin 1997) ja tanskalaisessa tutkimuksessa (Bruun 2000) isolaatio vaikutti kielteisesti useihin niittykasveihin. Bruun arvioi eron ruotsalaiseen tutkimukseen johtuvan siitä, että monet hänen tutkimistaan niityistä olivat luultavasti olleet jo satoja vuosia erillään muista niityistä.

Metapopulaatiot

Pirstoutumisen ongelmatiikkaan liittyvät ns. metapopulaatiot. Metapopulaatio on osapopulaatioiden muodostama kokonaisuus, jossa erillisten populaatioiden välillä on säännöllistä geenivirtaa (Hanski & Gilpin 1997). Klassisessa metapopulaatiossa (Levinsin metapopulaatio) osapopulaatiot ovat kaikki alttiita häviämislle, ja metapopulaatiot säilyvät vain sen ansiosta, että hä-

vinneisiin osapopulaatioihin tapahtuu uudelleenlevintää muista osapopulaatioista (Harrison & Taylor 1997). Levinsin metapopulaatioita tavallisempia ovat manner-saari-metapopulaatiot, jäännemetapopulaatiot ja lähde-nielu-metapopulaatiot (Hanski & Gilpin 1997, Hanski ym. 1998).

Metapopulaatiomallin mukaan lajin soveliaista esiintymispaikoista vain osa on kerrallaan asuttuja ja asuttujen paikkojen sijainti vaihtelee (Hanski & Gilpin 1997). Metapopulaation säilyminen edellyttää riittävän monen lähekkäisen osapopulaation ja lajille potentiaalisesti soveliaiden elinympäristöjen olemassaoloa.

Metapopulaatiodynamiikka perustuu mm. populaatiokoon satunnaisvaihteluun, eri vuosien sääolojen vaihteluun ja toisaalta ympäristön vähittäisiin muutoksiin. Tietylle lajille sopivimpia ovat eri kesinä eri niitty laikut. Kuivina kesinä esimerkiksi perhosten ravintokasvien versot saattavat olla tietyllä niityllä suurelta osin ravinnoksi kelpaamattomiksi kuivuneet, kun taas sateisina kesinä ravintoa riittää. Ympäristön pidempiaikaiset muutokset voivat muuttaa tietyn laikun vähitellen lajille sopimattomaksi vuosiksi tai vuosikymmeniksi ja toinen laikku saattaa muuttua vastaavasti lajille paremmin sopivaksi. Ympäristön muutoksen jälkeen metapopulaation asettuminen tasapainotilaan voi kestää vuosikymmeniä tai pidempään (Hanski ym. 1996). Jäljelle jääneiden elinympäristölaikkujen määrä saattaa olla liian pieni, jolloin tasapainotila on metapopulaation eli kaikkien osapopulaatioiden häviäminen (Hanski ym. 1996, Hanski 1998).

Metapopulaatioiden yleisyydestä eri eliöryhmissä ei ole vielä tietoa. Metapopulaatioita on tutkittu pääosin eläimillä, eniten päiväperhosilla. Klassisen metapopulaatiokäsitteen mukaisia metapopulaatioita lienee melko harvoilla eliölajeilla (Eriksson 1996b, Harrison & Taylor 1997). Hanski & Kuussaari (1995) ovat kuitenkin arvioineet, että yli puolet Suomen päiväperhosista saattaisivat noudattaa klassista metapopulaatorakennetta.

Eri eliöryhmien populaatioiden rakenne ja dynamiikka ovat varsin erilaisia (ks. Eriksson 1996a, b). Useimmat kasvit ovat monivuotisia ja monilla lajeilla on maaperässä siemenvarasto, jolloin popu-

laatiot kestävät suhteellisen hyvin ainakin lyhytikäisiä epäedullisia olosuhteita. Useimmat hyönteiset taas ovat yksivuotisia ja niillä liikkuvuus paikasta toiseen mahdollistaa selviytymisen epäedullisista oloista (esim. sääolot). Erityisen alttiita muutoksille ovat hyönteiset, jotka ovat huonoja leviäjiä. Kohtalaisen monet hyönteiset elävät suljetuina populaatioina, joista yksilöt voivat siirtyä korkeintaan satojen metrien tai muutamien kilometrien päässä oleville niille mahdollisesti soveliaille elinympäristölaikuille (Thomas 1995b).

J. A. Thomas (1991, 1995b) on esittänyt, että perinteisen karjatalouden aikaan tuhansien vuosien ajan oli todennäköistä, että perhoselle sopiva laikku syntyi lähelle olemassaolevia populaatioita. Tällöin aikuisten tarvitsi liikkua vain hyvin lyhyitä matkoja, ja luonnonvalinta ehkä toimi tehokkaammin leviäviä yksilöitä vastaan.

Toisaalta myös huonoina leviäjinä pidetyt eliölajit ovat 10 000 vuoden aikana levinneet Suomeen yli 1 000 kilometrin päästä. Historialliselta näkökulmalta arvioituna eliöiden leviämiskyvyn on oltava jossain määrin parempi kuin nykyisin yleensä arvioidaan (Shreeve 1995).

Niityillä oma maannos?

Niittyjen maaperää on tutkittu vähän. Useimpien kovan maan niittyjemme maannos on kehittynyt podsolimaannoksesta (Steen 1980). Etelärinteellä maannos muistuttaa enemmän ruskomaannosta kuin pohjoisrinteillä, joilla maannoksessa on etelärinteitä enemmän podsolimaannoksen piirteitä (Steen 1957c). Maannoksesta on käytetty nimeä niittymaannos (Sjörs 1954).

Perinnebiotooppien maaperän rakenne on kerroksellinen kuten muillakin muokkaamattomilla mailla. Maaperän rakenne on siis olennaisesti erilainen kuin peltokäytössä olleilla alueilla, joilla maan muokkaus hävittää maaperän kerroksellisuuden (Pywell ym. 1994).

Maalajilla on tärkeä merkitys niityn kasvillisuuden muotoutumisessa. Esimerkiksi savi- ja moreenimaan niittyjen kasvillisuus eroaa selvästi (Koskinen 1960, Ekstam ym. 1988). Muutoinkin maaperän rakenteen merkitys eliöstölle lienee suuri, mutta varsin puutteellisesti selvitetty.

Laidunnus ja niitto happamuuden vaikutuksen lieventäjinä

Laidunnus ja niitto laajentavat usein kasvien ekologista amplitudia. Niittäminen tai laiduntaminen korvaa jossain määrin kalkin vaikutusta, jonka takia eräät kalkinsuosijat voivat menestyä happamammilla paikoilla kuin muutoin (Grubb ym. 1969, Grubb & Suter 1971, Carlsson & Gustafsson 1983, Ekstam ym. 1988). Niukkakalkkisessa Suomessa tällä on ilmeisesti ollut suuri merkitys. Tällaisista kasveista ovat esimerkkejä mm. niittyräpelö (*Briza media*), kirkiruoho (*Gymnadenia conopsea*) ja ahopellava (*Linum catharticum*) (Ekstam ym. 1988). Niitto voi myös lieventää kuivuuden vaikutuksia kasveihin, vaikka se kuivattaakin niittyä. Eräät luontaisesti lettomaisilla soilla tai rannoilla kasvavat kasvit (esim. vilukko (*Parnassia palustris*), nurmitatar (*Bistorta vivipara*), mähkä (*Selaginella selaginoides*)) voivat esiintyä niitetyillä niityillä kuivemmilla ja happamammilla paikoilla (Lindström 1980, Ekstam & Forshed 1992).

Toisinaan laidunnus nostaa maaperän pH:ta, koska biomassassa kiertää ekosysteemissä nopeammin (Blom 1993). Grubb (1986) on esittänyt, että ennen ihmisen vaikutusta pääosa Euroopan luontaisista niityistä oli neutraaleilla tai emäksisillä mailla. Happamilla mailla luontaisia niittyjä ei ollut vastaavassa määrin. Tämän takia pääosa niittykasveista ei menestyisi happamilla mailla. Toisaalta myös eräät happaman alustan kasvit saattavat laidunnuksen ansiosta menestyä kalkkipitoisilla paikoilla (Rodenborg 1967).

Laidunnuksen ja niiton loputtua maaperää happamoittavat kasvit saattavat yleistyä ja happamoittaa maata (Grubb ym. 1969, Grubb & Suter 1971, Miles 1987b). Englannissa ns. kalkkinummilla (chalk heath) laidunnuksen loputtua maan pintakerroksen pH laski viidessätoista vuodessa 1–1,5 asteella (Grubb & Suter 1971).

Niitto ja laidunnus evolutiivisina tekijöinä

Niitto ja laidunnus ovat myös evolutiivisia tekijöitä, jotka voivat aiheuttaa voimakkaasti suuntaavaa luonnonvalintaa (van Groenendael 1985, Linhart & Grant 1996).

Laidunniittyjen kasvien lajinsisäinen geneettinen muuntelu voi olla huomattavaa (Burdon 1980). Valintapaineiden ansiosta useille kasveille on muodostunut suhteellisen lyhyessä ajassa laidunnuksen tai niittoon sopeutuneita ekotyyppejä (mm. Jalas 1960, Karlsson 1974). Zopfi (1998) havaitsi ahosilmäruoholla (*Euphrasia rostkoviana*) Sveitsissä seitsemän erilaista tietynlaiseen niitto- tai laidunajankohtaan ja tehokkuuteen sopeutunutta tyyppiä. Ekotyyppejä saattaa muodostua jo muutamien vuosikymmenien kuluessa (Zopfi 1998). Muutamissa kasveissa muutos on edennyt rotutasolle. Ketosilmäruohosta (*Euphrasia stricta*) on kehittynyt niittoniityille oma rotu (var. *tenuis*) (Karlsson 1976). Keto- ja horkkakatteron (*Gentianella campestris*, *G. amarella*) aikainen niitorotu ja myöhäinen laidunrotu (ks. esim. Lennartsson 1997a) erotetaan omiksi muunnoksikseen. Apomiktisissa kasviryhmissä, etenkin keltanoissa, näyttäisi olevan ns. pikkulajeja, jotka ovat kehittyneet Suomen niityillä (Cajander 1907).

3.2 Niiton ja laidunnuksen yhteisiä vaikutuksia

Niitolla ja laidunnuksella on luvussa 3.1 jo mainittujen lisäksi monia samankaltaisia ekologisia vaikutuksia. Ne yleensä vähentävät sekä kasvien versojen että juuriston biomassaa. Lyhyellä aikavälillä kasvien maansisäinen biomass (juuristo) vähenee selvästi enemmän kuin maanpäällinen biomass, mutta pidemmällä aikavälillä maanpäällinen biomass vähenee enemmän kuin maansisäinen (Steen 1958, Bakker 1989, van der Maarel & Titlyanova 1989, Fiala 1990, Aune ym. 1996). Pitkään niitetyille ja laidunnetuille alueille on luonteenomaista, että versojen biomassan ja juuriston biomassan suhde on alhainen (n. 0,06–0,5) (Bakker 1989).

Kasvillisuuden mataloituminen aiheuttaa merkittäviä pienilmaston muutoksia. Matalaksi syödyssä kasvillisuudessa maan pinta lämpiää huomattavasti enemmän (Geiger 1965) ja kuivuu nopeammin (Steen 1958, Stoutjesdijk & Barkman 1992). Ilman kosteus on alhainen (Völkl ym. 1993). Öisin ja talvella maa vastaavasti kylmenee no-

Kuva 17. Ruusukekasvit hyötyvät yleensä laidunnuksesta ja niitosta. Maanpinnan lähelle jäävät lehtiruusukkeet alittavat viikatteen niittokorkeuden ja useimmiten myös eläinten syöntikorkeuden. Lettosoiden siniyökönlehti (*Pinguicula vulgaris*) käy esimerkiksi perinteisestä karjataloudesta hyötäneestä ruusukekasvista. Eckerö, Torp.



Juha Pykälä

peammin ja jäätyy helpommin (Steen 1957a, Geiger 1965). Maan pinta myös imee sadevettä enemmän (Steen 1958). Laidunnus ja niitto siis äärevöittävät pienilmastoa ja muuttavat sitä mantereisemmaksi.

Etenkin monet eteläiset eliöt ovat hyötäneet niitosta ja laidunnuksesta (Ekstam ym. 1988). Kuitenkin myös eräät tunturikasvit ovat karjatalouden ansiosta laajentaneet levinneisyyttään etelään päin.

Laidunnus ja niitto ovat suosineet etenkin kuivien paikkojen eliöitä (Titlyanova ym. 1990). Perinteisesti hoidetuilla tuoreilla niityillä esiintyykin yleisesti kuivien paikkojen kasveja. Kosteilla niityillä ja muilla vetisillä paikoilla laidunnuksen ja niiton loppuminen saattaa kuitenkin kuivata paikkaa (Bakker ym. 1987). Niitto ja laidunnus myös laajentavat monien kasvien ekologista amplitudia (Ekstam ym. 1988, luku 3.1). Esimerkiksi eräät luontaisesti soilla ja rannoilla tavattavat kasvit voivat kasvaa tuoreilla niityillä, jopa kedoilla (Ekstam ym. 1988). Toisaalta kasvupaikan kuivumi-

nen jatkuvan niiton myötä saattaa olla joillekin lajeille haitallista (Stampfli 1992).

Laidunnus ja niitto lisäävät kasvien versomäärää (Aune ym. 1996), ja kasvillisuudesta tulee tiiviimpää. Kasvillisuuden peittävyys maan pinnan lähellä saattaa laidunnuksen myötä säilyä samana tai kasvua, mikäli laidunnuspaine ei ole kovin korkea (Ellison 1960).

Niitosta tai laidunnuksesta hyötyvät matalakasvuiset kasvit (Harper 1977, Coughenour 1985) (kuva 17). Kasvit, joiden kasvupiste on lähellä maanpintaa, kestävät niittoa tai laidunnusta yleensä hyvin. Pintatai maarönsyjä tekevät kasvit hyötyvät laidunnuksesta mätästäviin ja ruusukekasveihin verrattuna (Buttenschøn & Buttenschøn 1982a, Mack & Thompson 1982). Ympäristöolojen muuttuessa kasvien rakenne muuttuu. Tässä suhteessa muita plastisemmat kasvit sopeutuvat paremmin laidunukseen ja niittoon. Esimerkiksi ruusukekasvien ruusukkeesta tulee maanpintaa myötäilevä.

Perinteisesti niitetyille ja laidunnetuille niityille ominaisia piirteitä.

- Putkilokasvien lajitiheys korkea (tuoreet niityt > 30 lajia/m², parhaimmillaan > 40 lajia/m²)
- Kasvien versojen tiheys yleensä korkea
- Kasvillisuuden biomassa melko alhainen, kariketta niukalti ja juuriston biomassa useimmiten korkea
- Versojen biomassan suhde juuriston biomassaan alhainen: 0,1–0,5
- Kasvillisuus koostuu alkuaan monista eri elinympäristöistä peräisin olevista lajeista
- Ruohoja on yleensä runsaammin kuin heiniä
- Kasvillisuudessa ei ole selviä valtalajeja
- Lajien runsaus vaihtelee huomattavasti eri vuosina
- Niittysienten (etenkin vahakkaat) lajimäärä korkea

Niittykasveista useimmat (Englannissa yli kaksi kolmasosaa lajeista) ovat elomuodoltaan puolipiilijöitä (hemikryptofyyttejä), eli niiden talvehtimissilmut sijaitsevat maan pinnalla (Duffey ym. 1974, Wells 1980). Suomessa tuoreiden niittyjen ja ketojen kasveista (liite 1) on 63 % puolipiilijöitä (kedot 52 %, tuoreet niityt 74 %). Yksi- ja kaksivuotisia kasveja on melko runsaasti kedoilla ja melko niukasti muilla niitytyypeillä. Yksi- ja kaksivuotiset kasvitkin ovat ekologiaaltaan ja luontaisilta elinympäristöiltään vaihteleva ryhmä (Grubb 1976).

3.3 Niitto

Niitto kohdistuu yhtäläisesti kaikkeen niittokorkeuden ylittävään kasvillisuuteen, kun taas laiduntavat eläimet valikoivat syötäväänsä. Tämä on niiton ja laidunnuksen keskeisin ero. Niitto tehdään yleensä kerran kesässä, jolloin niitty niitetään yleensä yhden tai muutaman päivän aikana. Tietyn korkeuden yläpuolelta poistetaan kasvillisuus kerralla. Laidunnuksessa eläimet syövät kasvillisuutta vähitellen epätasaisesti ja osin valikoiden. Tämän takia vaikutukset eliöstöön ovat selvästi erilaisia. Isokokoiset, pystykasvuiset kasvit menestyvät paremmin niitetyillä kuin laidunnetuilla paikoilla (McNaughton 1984). Niitettujen ja laidunnettujen paikkojen kasvillisuuden melko suuri ero on havaittu useissa tutkimuksissa (Baker 1937, Tamm 1956, Glimskär & Svensson 1990, Hansson 1991). Kuitenkin pääosa niitosta hyötyvistä lajeista hyötyy myös laidunuksesta ja päinvastoin (putkilokasvien osalta ks. luku 5.1.). Niitto vähentää maaperän ravinteita tehokkaammin kuin laiduntaminen (Green 1980, Bakker 1989, Marrs 1993, ks. luku 3.1). Kasvillisuuden taloutuminen ja maanpinnan rikkoutuminen on niitossa selvästi vähäisempää kuin laidunnuksessa.

Keski-Euroopassa niittyjä saatetaan niittää 2–3 kertaa tai useammin kesän aikana, jolloin niiton vaikutus kasvillisuuteen on selvästi erilainen (Briemle & Ellenberg 1994). Yli kolme kertaa vuodessa tapahtuvaa niittoa kestää melko harva kasvilaji.

Niittäminen on yleensä tehty heinäkuun lopulla ja elokuun alkupuolella, kun pääosa niittyjen kasveista on kypsytänyt

siemenensä. Niittoniityillä kasvien siementuotto on siis paljon suurempi kuin laidunniityillä.

Niitto suosii laidunnuksen tapaan matalakasvuisia kasveja, ruusukekasveja, yksi- ja kaksivuotisia kasveja ja matalaa kasvillisuutta vaativia eläimiä (Ekstam ym. 1988). Toisaalta myös monet korkeakasvuiset kasvit hyötyvät niitosta (Harper 1977). Niitto hyödyttää kasveja, joiden yhteyttämisestä suhteellisesti suuri osa tapahtuu keväällä ja syksyllä.

Sama kasvilaji reagoi usein niittoon eri tavalla eri elinympäristöissä (Bakker 1989). Kasvillisuuden koostumus vaikuttaa siihen miten kasvi suhtautuu niittoon mil-läkin paikalla.

Kasvillisuuteen vaikuttaa kuinka lähelle maan pintaa niitetään, niitetäänkö joka vuosi vai joka toinen vuosi vai harvemmin (Elveland 1976, Ekstam ym. 1988). Niittokorkeuden vaikutus on ilmeisesti varsin tärkeä. Briemle & Ellenberg (1994) pitivät parhaana niittokorkeutena 7 cm. Aivan matalaksi koneella niittämisellä saattaa olla haitallisia vaikutuksia monille viikateniitosta hyötyville eliöille ja se saattaa myös aiheuttaa kasveille kuivumisvaurioita (Ekstam ym. 1988).

Perinteisessä karjataloudessa niitettiin viikatteella, jonka terä on leikkaava. Nykyisistä koneellisista välineistä osa on leikkaavateräisiä ja osa murskaavateräisiä. Murskaavateräisten välineiden vaikutukset ovat luonnon monimuotoisuuden kannalta huonommat kuin leikkaavateräisten. Syyksi tähän on esitetty, että murskaavateräiset leikkaavat liian läheltä maan pintaa, aiheuttavat kasveille kuivumisvaurioita ja kasvitaudit pääsevät leviämään murskattuihin kasvin osiin (Ekstam ym. 1988).

Viikatteella niitto ja koneellinen niitto vaikuttavat kasvillisuuteen eri lailla (Bakker 1989). Eri niittotapojen vaikutuksia on kuitenkin tutkittu hämmästyttävän niukalti. Siten ei ole riittävästi tietoa arvioida voidaanko kaikissa koneelliseen niittoon soveltuvissa elinympäristöissä leikkaavateräisiä koneita käyttää korvaamaan viikatetta.

Niittoajankohdalla on merkittävä vaikutus kasvillisuuteen (Smith & Jones 1991). Erilaisten niittoajankohtien vaikutusta kasvillisuuteen ovat tutkineet mm. Wells

(1971), Green (1980), Oomes & Mooi (1981), Bakker (1989) ja Dumortier ym. (1996). Myöhäinen niitto aiheuttaa korkeakasvuisten kasvien runsastumisen (Oomes & Mooi 1981, Bakker 1989). Suomen oloissa myöhäinen tarkoittanee elokuun loppua tai syyskuuta. Aikaista niittoa (ennen heinäkuun puoliväliä) pidetään yleensä sopimattomana, koska silloin kasvit eivät ehdi siementää. Aikainen niitto voi myös vähentää monivuotisten kasvien kykyä varastoida riittävästi ravinteita maansisäisiin varastoeleimiinsä (Ekstam ym. 1988). Joissakin tapauksissa aikainen niitto on kuitenkin hyväksii. Eräille taantuville niittykasveille aikainen niitto voi olla paremmin sopiva kuin normaaliajankohtana tapahtunut. Esim. Englannissa alkukesällä tehdyllä niitolla on eräissä tapauksissa saatu hyviä tuloksia (Oates 1995, ks. myös Smith ym. 1996).

Keminmaalla kesäkuun lopulla murskaavateräisillä niittokoneilla niitetyillä kedoilla kasvien lajimäärä oli alhaisempi kuin 25–35 vuotta hoitamatta olleilla kedoilla (Huhta & Rautio 1998). Monet normaalisti niitosta hyötyvät kasvit puuttuivat näiltä kahdelta niittokedolta, mutta kasvoivat läheisillä umpeenkasvavilla kedoilla.

Niitto kaksi kertaa kesässä on keskieurooppalaisissa tutkimuksissa lisännyt ruohojen osuutta suhteessa heiniin ja eräissä tutkimuksissa myös kasvilajimäärää (Wells 1980, Oomes & Mooi 1981). Wellsin & Coxin (1993) tutkimuksessa useat ketokasvit hyötyivät enemmän niitosta kolme kertaa kesässä kuin niitosta kerran tai kahdes-

ti. Tulokset eivät välttämättä päde Suomen oloissa, joissa kasvukausi on lyhyempi.

Kasvien siemenet ovat levinneet uusiin paikkoihin niitetyn heinän mukana. Myös niittokoneiden mukana kulkeutuu runsaasti kasvien siemeniä (Bakker & de Vries 1988, Bakker ym. 1995).

Niittoniityt ovat Pohjoismaissa kasvilajistoltaan runsaslajisimpia elinympäristöjä (Sjörs 1954, Norderhaug 1996). Upeat kukkaniityt ovat syntyneet pitkään jatkuneen niiton ansiosta. Niittoniityjen kasvisto on rikkaampi ja ruohojen osuus suurempi kuin laidunniityillä (Steen 1958, 1980) (kuva 18). Niittoniityjä on perinteisesti jälkilaidunnettu, millä on ilmeisesti ollut myönteinen vaikutus biodiversiteettiin. Niityt, joita niitetään ja sen jälkeen laidunnetaan ovat kasvistoltaan kaikkein runsaslajisimpia (Ekstam ym. 1988). Eräät tutkimukset viittaavatkin siihen, että pelkkä niittäminen ilman jälkilaidunnusta ei välttämättä riitä säilyttämään niittykasvillisuutta ennallaan (Sykora ym. 1990, Smith & Rush-ton 1994). Toisaalta virolaiset niittoniityt – joita ei ehkä ole koskaan laidunnettu – ovat erityisen runsaslajisia (Kukk & Kull 1997).

3.4 Laidunnus

Laidunnuksen ekologiaa

Laiduntavat eläimet valikoivat syötäväänsä. Laidunnuspaineella tarkoitetaan eläinmäärää eläinten käytettävissä olevaan kas-

Kuva 18. Niittoniityille on ominaista ruohovaltaisuus. Heiniä on yleensä ruohoja vähemmän. Niittämällä uudelleen hoitoon otettu savolainen tuore niitty on palautunut runsasruohoiseksi. Etenkin taantuva kesämaitiainen (*Leontodon hispidus*) on runsastunut niiton ansiosta. Juankoski, Mäkiharju.



villisuuteen nähden. Laidunnuspaine laitumen eri kohdissa vaihtelee eri vuoden aikoina ja eri vuosina (Hunter 1962). Eläimet suosivat jossain määrin eri kasveja eri vuoden aikoina (Martin 1964). Valoisassa kasvaneet kasvit ovat varjossa kasvaneita maittavampia, koska valoisuus lisää kasvien sisältämää sokerimäärää, mikä lisää maittavuutta (Korpilo 1997). Laidunnuspaine laitumen eri osissa on siksi erilainen. Laidunnus synnyttää pienipiirteistä vaihtelevuutta. Tarkoin syödyt kohdat vaihtelevat korkeamman vähemmän syödyn kasvillisuuden kanssa (Bakker ym. 1983). Eläimet laiduntavat toisia kasvillisuustyyppisiä enemmän kuin toisia (esim. Pehrson 1977, Brasher & Perkins 1978, Putman 1986, Bakker 1989). Karja suosii matalaa kasvillisuutta, jossa on runsaasti nuoria kasvinosia (Wallis de Vries & Daleboudt 1994).

Karjan tallaus aiheuttaa maaperän tiivistymistä. Vaikutukset riippuvat eläintihedystä, eläinlajista, maaperän tyypistä, topografiasta ja laidunnuksen pituudesta (Crofts ym. 1994). Laidunniittyjen maaperän huokostilavuus on merkittävästi pienempi kuin niittoniittyjen (Siepel 1996). Routa vähentää kuitenkin karjan tallauksen vaikutuksia maaperään (Thomas 1960). Eläinten sorkat tai kaviot toisaalta rikkovat maan pintaa, jolloin paljastuvat paljaan maan laikut ovat monille kasveille tärkeitä itämisalustoja (Harper 1977). Pienet paljaan maan laikut ovat myös välttämättömiä monille hyönteisille (ks. luku 5).

Laiduntamisen vaikutus eliöstöön riippuu mm. kasvillisuudesta, maaperästä, laiduntavasta eläinlajista ja -rodusta, eläinten iästä, kunnosta, laidunnuspaineesta sekä laidunnusajankohdasta (Korte & Harris 1987, Hæggström 1990). Laidunnus vaikuttaa ympäristöön monin tavoin. Suoria vaikutuksia aiheuttavat kasvillisuuden syöminen, tallaus ja muu mekaaninen kulutus, lanta ja virtsa sekä kasvien levittäminen. Epäsuoria vaikutuksia ovat muuttunut lämpö- ja vesitalous, maaperän fysikaaliset muutokset ja pienilmaston muutokset, jotka muuttavat kasvien välistä kilpailutilannetta. (Pehrson 1977, Putman 1986, Hæggström 1990). Laidunnuksen vaikutuksia maaperän ravinnetalouteen ja kasvillisuuden biomassaan käsiteltiin luvussa 3.1.

Laidunnuksen ja kuivuuden ekologisilla vaikutuksilla on yhtäläisyyksiä. Veden puutteen ja laidunnuksen kasveille aiheuttama stressi ovat samanlaisia siinä, että molemmat aiheuttavat osittain tai kokonaan kasvien osien menetyksen. Samat ominaisuudet, jotka auttavat kasvia hyödyntämään ja säilömään paremmin kosteuden, auttavat kasvia välttämään syödyksi tulemistä (Milchunas ym. 1988).

Kasveilla on monia sopeutumia laidunukseen (Andersson & Appelquist 1990). Näistä osa lienee alkujaan syntynyt sopeutumina kuivuuteen, mutta on samalla eduksi laidunnetulle kasville (Coughenour 1985). Sekä kuivuutta että laidunnusta varten sopeutumia ovat tyvikasvusoluk-

Laidunnuksella on monia vaikutuksia ympäristöön. Vaikutukset eliöstöön riippuvat mm. kasvillisuudesta, maaperästä, laiduntavasta eläinlajista ja -rodusta, eläinten iästä, kunnosta ja laidunnuspaineesta.

- vähentää kasvien biomassaa
- kasvillisuus mataloituu, mutta muuttuu tiiviimmäksi, kasvien versojen koko pienenee, mutta versomäärä lisääntyy
- kuivilla ja tuoreilla paikoilla suosii kuivien paikkojen eliöitä, kosteilla ja vetisellä paikoilla vaikutus saattaa olla osin päinvastainen ja suosii kosteikkokasveja
- kasvillisuuden mataloituminen aiheuttaa pienilmaston muutoksia, pienilmasto muuttuu kesällä lämpimämmäksi ja talvella kylmemmäksi, so. muuttuu mantereisempaan suuntaan
- ravinteiden kokonaismäärä vähenee vähitellen, mutta koska ravinnekierto nopeutuu kasvien käytettävissä olevien ravinteiden määrä ei välttämättä vähene kuin vasta pitkällä aikavälillä
- maaperän pH saattaa nousta
- karjan tallaus aiheuttaa maaperän tiivistymistä
- karjan lanta ja virtsa aiheuttavat pistemäisiä ravinnekausia
- eläimet levittävät kasvien siemeniä (endo- ja epizookoria)
- eläimet valikoivat jossain määrin syötävänsä, jolloin eläinten suosimat lajit niukkenevat, mikäli niillä ei ole sopeutumia laidunukseen
- laidunnus synnyttää rakenteellista heterogeenisuutta, koska eri kasvillisuustyyppisiä ja kasvistolaikkuja hyödynnetään eri lailla

ko (basal meristem), pieni koko, versojen runsaus, versojen yksivuotisuus, maansisäinen ravinnevarasto sekä nopea soluhengitys ja kasvu (Coughenour 1985). Laidunnukseen sopeutumia ovat mm. piikkisyys, ruusuke, runsas sivurönsyjen muodostus, myrkyllisyys, pahanmakuisuus, karheus ja siementen leviäminen eläinten turkissa (Andersson & Appelquist 1990). Kasviyksilöt reagoivat kasvin osien syöntiin kahdella tavalla: lyhyen aikavälin fysiologinen mukautuminen kasvuun tarvittavien hiilihydraattien saannon vähenemiseen ja pidemmän aikavälin morfologinen sopeutuminen (Lemaire & Chapman 1996). Laidunnus saattaa irrottaa pehmeillä mailla heikkojuuristen kasvien juuria maasta (Jensen 1985).

Karja syö vain harvoin tai ei ollenkaan kasveja, joissa on toksisia (myrkyllisiä) tai ruuan sulavuutta vähentäviä aineita tai piikkejä. Kuitenkin myrkyllisiä kasveja saatetaan toisinaan syödä (Hæggström 1990). Eri kasviyksilöiden toksisten aineiden pitoisuudet voivat vaihdella suuresti. On normaalia, että karja syö jonkin verran myrkyllisiä aineita sisältäviä kasveja, jotta ruuan sulatus sopeutuisi niihin (Hoffman 1985, viitattu Hæggström 1990). Tämä jatkuva harjoitus on eduksi, jos sopivammasta ruuasta tulee pula (Hæggström 1990).

Lievä laidunnus saattaa lisätä kasvillisuuden tuottoa stimuloimalla ns. korvaavaa kasvua (compensary growth) (Paige & Whitman 1987, Oesterheld & McNaughton 1991). Suuremman kasvunopeuden ansiosta laidunnetut kasvit osin tai jopa kokonaan korvaavat laidunnuksessa menetetyt solukot. Tuottavuuden kasvuun on esitetty monia syitä (Putman 1986, Oesterheld & McNaughton 1988).

Laiduneläimet valitsevat ravintonsa kosketus-, näkö- ja hajuaistin perusteella (Jensen 1985). Ensimmäiseksi syödään nuoret, sitten vanhat lehdet, vihreät varret, vanhat varret ja lopuksi vanha, kuoleva kasviaines (Jensen 1985, Arnold 1987). Nälkäiset eläimet ovat vähemmän valikoivia kuin lähes kylläiset (Arnold 1987) ja nuoret eläimet vähemmän valikoivia kuin vanhat (Pehrson 1977, 1992). Nuoret eläimet oppivat äidiltään tai kokemuksen (yrityksen ja erehdyksen) kautta mitä kannattaa syödä (Bryant ym. 1991).

Laidunnus aiheuttaa etenkin moreeni- ja savimaiden kosteilla niityillä mosaiikkimaisen kasvillisuuden rakenteen: muodostuu mätäspintoja ja niiden välisiä painanteita (Regnéll 1979). Lumen sulaessa painanteet jäävät veden alle, kun taas mättäät jäävät harvoin veden alle (Regnéll 1979).

Karja vaikuttaa puustoon paitsi syömällä taimia, vesoja ja lehtiä myös katkomalla oksia ja hankaamalla itseään puita vasten (ks. luku 4.3).

Eri laiduneläimet syövät eri tavalla

Eri laiduneläinten laiduntavat ja vaikutus kasvillisuuteen eroavat toisistaan. Lampaat ovat valikoivampia laiduntajia kuin nautakarja (esim. Pehrson 1977, Buttenschøn & Buttenschøn 1982b, Grant ym. 1985, Hæggström 1990, Hearn 1995). Pienikokoisten eläinten on teoreettisesti oltava valikoivampia ravinnon suhteen, koska korkealaatuisia ravintoa on ympäristössä vain pieni osa heikompilaatuisen tai syötäväksi kelpaavan seassa (Demment & van Soest 1985). Laidunnuspaineen kasvaessa syötävien kasvilajien määrä kasvaa (Bakker 1989, Hæggström 1990). Matalaksi syödystä kasvillisuudesta karja pystyy vähemmän valikoimaan haluamiansa kasveja (J. Hodgson 1990). Eriikäisten eläinten (lampaat vs. karitsat, lehmät vs. vasikat) ruokavalio poikkeaa suhteellisen vähän toisistaan (Arnold 1987). Eri eläinlaumojen ja yksilöiden välillä on selviä eroja siinä mitä ne suosivat (Pehrson 1977).

Tutkimuksia siitä mitä kasveja karja suosii ja mitä välttää on tehty Pohjoismaisissa kohtalaisesti (mm. Lampimäki 1939, Steen 1954, 1956, 1957a, 1958, Rodenborg 1967, 1976, Olsson 1975, 1984, Fogelfors 1982, Hæggström 1990).

Nautakarja ja lampaat syövät pääosan ravinnostaan päivällä ja syövät öisin vain vähän (Brasher & Perkins 1978, Arnold 1987, J. Hodgson 1990). Sen sijaan eläimet ulostavat öisin, lampaat n. puolet kaikkesta ulostuksesta (Penning ym. 1991). Hevoset syövät mihin aikaan vuorokaudesta tahansa, mutta yleensä eniten aamun sarastaessa ja iltapäivällä (Duncan 1992).

Lannan kahtalainen vaikutus

Karjan lantakasat ovat pistemäisiä runsasravinteisia paikkoja. Ravinnepitoisuudet säilyvät melko pitkään ympäristöä korkeampina. Useat kasvit itävät parhaiten lantakasoissa ja lantakasat mahdollistavat eräiden kasvien itämisen ja kasvamisen ympäristöissä, joissa ne eivät muutoin menesty (Bonis ym. 1997). Toisaalta karjan lanta saattaa olla tuhoisaa useille niukkaravinteisten paikkojen kasveille. Lanta on "myrkykypommi" monille lantakasan alle jääville kasveille (Harper 1977). Lannan vaikutus yksittäiseen kasvilajiin on siten osittain satumanvaraista. Lannan mukana ravinteet siirtyvät perinnebiotoopilla paikasta toiseen, ja sille muodostuu ravinteiden määrän mosaiikkimaista vaihtelua. Kaikkiaan lannan ja virtsan merkitys ja vaikutukset perinteisesti laidunnetuilla alueilla tunnetaan puutteellisesti. Luvussa 3.1 käsiteltiin lisälannan rehevöittävää haitallista vaikutusta.

Karja kasvien levittäjänä

Karjan merkitys kasvien levittäjänä on suuri (Ridley 1930, Fischer ym. 1996, Poschlod ym. 1996). Poschlod & Bonn (1998) arvioivat karjan olleen aiemmin tärkein kasvien leviäinten paikallinen ja alueellinen kuljettaja.

Monien kasvien siemenet säilyttävät itävyytensä kuljettuaan karjan ruuansulatuselinten läpi (mm. Heintze 1915, Erkamo 1944, Müller-Schneider 1954, Stender ym. 1997), ja tällaisen kasvien levinnän (endozookoria) arvellaan olevan merkittävä monille kasveille (Welch 1986, Malo & Suàrez 1996). Usein lannasta löytyy kuitenkin itämiskykyisinä enemmän paljaan maan kasvien ja peltorikkakasvien kuin niittykasvien siemeniä (esim. Welch 1986). Tämä saattaa johtua niittyjen laidunnuksesta viljelylaitumien yhteydessä. Siementaimia esiintyy enemmän niityillä, joilla laidunnuspaine on korkea kuin niityillä, joilla se on alhaisempi (Bakker 1989). Pienikokoiset siemenet säilyttävät todennäköisemmin itävyytensä kuljettuaan karjan ruuansulatuselinten läpi (Russi ym. 1992b). Siten pienisiemeniset lajit runsastuvat ja saman lajin sisällä siementen koko saattaa pienentyä (Russi ym. 1992a, b).

Useilla kasveilla siemenet tarttuvat eläinten turkkiin tai kavioihin (epizookoria) (Ridley 1930, Fischer ym. 1995, Kiviniemi 1996). Fischerin ym. (1995, 1996) tutkimuksessa lampaiden mukana kulkeutui pitkiäkin aikoja monien kasvien siemeniä. Fischer ym. (1995, 1996) laskivat, että yhden lampaan turkissa kulkeutui kasvukauden aikana yli 8 500 kasvin leviäintä 85 kasvilajista. Yhdestä lampaasta löytyi leviäimiä 52 % niityllä tavattavista kasvilajeista (Fischer ym. 1996). Yhden kasvukauden aikana tutkitun lammaslauman mukana lampaiden villasta, kavioista tai lannasta löytyi 108 kasvilajin leviäimiä ja 27 eläinlajia. Sirkat kulkevat lampaiden turkin, ja kotilot kavioiden mukana.

Nautakarja

Nautakarjan laidunnus on vähemmän valikoivaa kuin muun karjan, vaikka sekin suosii tiettyjä kasveja (Hægström 1990). Nautakarja repäisee lammasta isomman määrän kasviainesta. Lehmät kietovat kielensä ruohotupon ympärille, puristavat sen yläleuan ientyynyä vasten ja nyhtävät irti (Grant ym. 1985, Hægström 1990, Korpilo 1997). Naudat syövät pääasiassa ruohoja ja heiniä. Puiden ja pensaiden lehtiä ne syövät selvästi vähemmän kuin lampaat; usein vain yksittäisiä oksia ja lehtiä syödään (Pehrson 1977).

Päivittäisen ravinnon saadakseen nautaeläin puraisee 20 000–40 000 kertaa (J. Hodgson 1990). Kasvien ottaminen on vähemmän tarkkaa kuin lampailla. Nautakarja saattaa valikoida kohtia, joissa on jotain hyvänmakuista kasvia runsaasti, mutta se ei pysty valikoimaan vain tätä kasvia (Grant ym. 1985). Nautakarja ei syö niin lähelle maan pintaa kuin lampaat (Steen 1958, Grant ym. 1985).

Eri nautakarjarodut laiduntavat josain määrin eri tavalla (Wells 1980, Pehrson 1998). Tämän vaikutuksista perinnebiotooppeihin on kuitenkin hyvin vähän tutkimustietoa (Wells 1980, Bailey ym. 1998). Maatiaisrotuja pidetään parhaina, koska ne pystyvät paremmin hyödyntämään vähätuottoista kasvillisuutta (Crofts ym. 1994) ja ovat vähemmän valikoivia kuin pidemmälle jalostetut rodut. Lisäksi perinnebiotoopit ovat nimenomaan alkuperäisrotujen ai-

kaansaamia elinympäristöjä. Wellsin (1969) mukaan Ayshire-rodun laidunnustapa muistuttaa sikäli lampaita, että ne syövät kasvillisuuden tasaisesti matalaksi. Liharotuiset naudat laiduntavat vesaikkoa tehokkaammin kuin maitorotuiset (Korpilo 1997). Brelinin (1975) tutkimuksessa Hereford-rotuiset söivät kahta muuta rotua enemmän lehtipuita. Eri eläinyksilöiden mieltymykset ovat myös erilaiset (Hæggström 1990).

Nautakarja ulostaa paksuja lantaläjiä jokseenkin tasaisesti ympäri laidunta (Putman 1986). Lannan jakautuminen on yleensä satunnainen ja tasainen, paikallisia keskittyymiä voi olla porttien lähellä ja paikoilla, joihin karja kerääntyy yöksi (Marsh & Camping 1970, Edwards & Hollis 1982). Putmanin (1986) mukaan nautakarja suosii yöllä puustoisia alueita, mutta Ahvenanmaalla sen on havaittu viihtyvän öisin avoimilla mailla kuten entisillä pelloilla ja avokallio-kallioketoalueilla (C.-A. Hæggström; suull.). Karjan lantapaikoilla maaperän ravinneolot muuttuvat, etenkin kaliumpitoisuudet nousevat (Archer 1973, Edwards & Hollis 1982).

Laajoilla rantaniityillä nautakarja kerääntyy yöksi rantaniittyjen yläosiin. Tätä kautta ravinteita siirtyy karjan mukana niittyjen alaosiin yläosiin (Jensen 1985).

Nautakarja välttää kohtia, joissa on lantaa pitkän aikaa, yleensä 12–20 kuukautta (Norman & Green 1958, Kydd 1964). Sen sijaan virtsapaikkoja karja välttää vain muutaman päivän, ja sen jälkeen ne ovat suosittuja, koska kasvillisuuden typpipitoisuus on kahden – kolmen kuukauden ajan ympäristöä korkeampi (Jensen 1985).

Nautakarja on useimmissa tapauksissa biodiversiteetin kannalta paras laiduneläin, koska se valikoi vähemmän syötäväänsä eikä syö kasvillisuutta niin läheltä maan pintaa kuin lampaat ja hevoset.

Lampaat

Lampaat ottavat kasvin, lehden tai jopa lehden palasen kerrallaan painamalla ne alaleuan etuhampaiden väliin vasten kovaa hampaatonta yläleuan ientyynyä ja näykkäisemällä (Jensen 1985, Hæggström 1990). Pienisuiset lampaat pystyvät valikoimaan tarkemmin syötävänsä kuin suurisuiset nautakarja tai hevoset (Grant ym. 1985,

1987, Arnold 1987). Lampaat valikoivat nautakarjaa enemmän helpommin sulavaa ravintoa (Hodgson ym. 1991). Lampaat aloittavat maukkaimmista kasveista; sitä mukaa kun herkut loppuvat, myös muut kasvit kelpaavat (Hæggström 1990). Lampaat syövät kasvillisuuden matalammaksi kuin nautakarja (Steen 1958, Grant ym. 1985).

Lampaat syövät ruohoja enemmän kuin heiniä, kun taas nautakarjalle maistuvat heinätkin (Grant ym. 1985, Hæggström 1990). Lampaat pystyvät myös valikoimaan kasvillisuudesta eläviä kasvin osia ja jättämään kuolleita syömättä (Grant ym. 1985). Lammaslaidunnus runsastuttaa heiniä ja niukentaa ruohoja (Wells 1971, Olsson 1975). Lampaat myös valikoivat nuoria heinien versoja ja ruohoja ja välttävät korkeampia ja vanhempia versoja (Pehrson 1977). Näin ollen lammaslaidunnus saattaa johtaa haitalliseen heinittymiseen (Olsson 1975, Buttenschøn 1993). Eräissä englantilaisissa tutkimuksissa lampaiden ruokavalio koostui kuitenkin pääasiassa (yli 80 %) heinistä (Wells 1980). Lampaat syövät huomattavasti enemmän puiden ja pensaiden lehtiä kuin nautakarja (Pehrson 1977, Olsson 1984). Joskus lampaat kuorivat syksyisin puiden, etenkin saarnen, pihlajan ja pajujen, kuorta (Pehrson 1977). Ylilaidunnus voi myös johtaa puiden kuorimiseen (Hæggström 1990).

Eri lammasrotujen ruokavalio eroaa jonkin verran toisistaan (Arnold ym. 1982, viitattu Arnold 1987). Englannissa maatiaisrotujen on havaittu laiduntavan kasvillisuutta vähemmän valikoiden kuin pitkälle jalostettujen rotujen (Oates 1995).

Lampaat levittävät päivällä ulosteitaan pieninä kovina papanoina, joskus isompina kakkaroina tai löysänä ulosteena, suhteellisen tasaisesti eri puolille laidunta. Yöllä lampaat kerääntyvät yöpymispaikkoihin, jolloin papanat keskittyvät pienille alueille (Edwards & Hollis 1982, White & Hall 1998).

Aiheuttavatko lampaat haitallista heinittymistä? Englannin kalkkialueiden niittyjen (Wells 1980, Bacon 1990) ja Öölannin alvareiden lammaslaidunnus on luonut ja pitää yllä hyvin monilajisia niittyjä. Englannissa lampaiden satoja vuosia laiduntamalla kalkkialueen kedoilla Knocking Hoen alueella on todettu 33 kasvilajia neliömetrillä, ja ruohot ovat erityisen runsaita (Bullock



Juha Pykäliä

& Pywell 1996). Suomessa parhaat niityt ovat yleensä nautakarjan, hyvin harvoin hevosten tai aivan poikkeuksellisesti lampaiden laiduntamia. Tämä saattaa kuitenkin johtua myös siitä, että ei-rehevöittäviä niittyjen lammaslaidunnusta ei harjoiteta enää juuri missään. Myös suomalaisten kasvitieteilijöiden käsitys lammaslaidunnuksen vaikutuksista kasvistoon on ollut voittopuolisesti kielteinen (esim. Eklund 1931, 1958, Erkamo 1954, Olsoni 1960). Skult (1955) ja Törnroth (1961) osoittivat lammaslaidunnuksen myönteisiä vaikutuksia kevään ja alkukesän kasveihin.

Lampaat sopinevat ketojen laiduntajiksi, mutta vaikuttaisivat muilla luontotyypeillä nautakarjaan ja hevosiin verrattuna selvästi vähemmän sovelialta luonnon monimuotoisuuden ylläpitoon. Lammaslaidunnuksen käyttökelpoisuudesta eri luontotyypeillä tarvittaisiin tutkimuksia.

Hevoset

Hevosten tapa laiduntaa on melko samankaltainen kuin nautakarjalla (Duncan 1992). Hevosilla on etuhampaat sekä ylä- että alaleuassa, minkä takia ne pystyvät syömään kasvillisuuden matalammaksi kuin nautakarja (Steen 1958, Pehrson 1977, 1992).

Hevoset valikoivat syötävänsä tarkemmin kuin nautakarja (Duncan 1992). Hevoset välttävät melko monia kasveja

(Pehrson 1992), mm. liuskakämmeköitä (*Dactylorhiza* spp.) (Hearn 1995). Puiden lehtiä hevoset syövät melko vähän. Hevoset saattavat vaurioittaa puita, koska ne kaLuavat mielellään puiden kuorta (Korpilo 1997). Hevoset tallaavat kasvillisuutta enemmän kuin muut laiduneläimet (Pehrson 1992). Hevosten ruokailutavoista ja niiden merkityksestä biodiversiteetille on erilaisia näkemyksiä. Duncanin (1992) mukaan hevoset suosivat heiniä enemmän kuin ruohoja. Wellsin (1980) mukaan hevoset valikoivat tarkkaan mitä syövät ja voivat pilata monilajisen kasvillisuuden.

Hevoset viihtyvät paremmin kovapohjaisilla mailla. Kovapohjaisilla rannoilla hevoset yleensä menevät mielellään myös veteen syömään etenkin järviruokoa (Johansson ym. 1986, Duncan 1992). Savimaila hevosten tallaus saattaa aiheuttaa sen, että tallausta selvästi kestävätkä kasvit runsastuvat (Olsson 1975).

Hevoset käyttävät suuremman osan ajastaan syömiseen ja laiduntavat enemmän öisin kuin nautakarja ja lampaat (Arnold 1987). Nautakarjasta ja lampaista poiketen hevoset ovat erityisen hygieenisia. Ne käyttävät tiettyjä paikkoja ulostamiseen eivätkä yleensä laidunna niitä (Steen 1958, Ödberg & Francis-Smith 1977, Edwards & Hollis 1982).

Tutkimuksia hevoslaidunnuksen vaikutuksesta luontoon on riittämättömästi,

Kuva 19. Hevonen soveltuu kaikenlaisten niittyjen laiduntajaksi. Hevoset viihtyvät hyvin myös rantaniityillä, jos ne eivät ole kovin hetteisiä. Porin Fleiviikin jokisuistoniitty on maasamme ainutlaatuinen.

mutta hevonen lienee lähes nautakarjan veroinen luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä (kuva 19). Nimenomaan lauhkeat työhevokset sopivat hyvin niittyjen laiduntamiseen. Kuumaveriset ratsuhevokset soveltuvat huonommin luonnon hoitajiksi. Ympäri laidunta juoksevat hevokset helposti tallovat kavioillaan maan rikki.

Vuohet

Vuohilla on huono maine laiduntajina, mikä johtuu niiden tavasta syödä runsaasti puita ja pensaita. Vuohet syövät runsaskuituisempaa ravintoa kuin lampaat tai nautakarja (J. Hodgson 1990) ja suosivat lampaitakin selvästi enemmän puiden ja pensaiden lehtiä (Pehrson 1977). Vuohien laidunnuksen vaikutuksista luontoon on melko vähän tutkimuksia. Vaikutuksista kasvillisuuteen on yksittäisiä tutkimuksia eri puolilta Eurooppaa (mm. Garmo & Rekdal 1986, Lippert ym. 1987, Bullock & Grabrovaz 1990, Lepš ym. 1995, Schwabe 1997, Fraser & Gordon 1997). Vuohet syönevät useimpia kasvilajeja, mutta ne ovat varsin valikoivia ravinnon suhteen (Aronsson & Matzon 1987, Bullock & Grabrovaz 1990). Johanssonin & Hedinin (1991) mukaan vuohet valikoivat tarkkaan syötävänsä ja suosivat ruohoja ja välttävät heiniä. Toisaalta Maylen (1999) mukaan vuohet söisivät lampaita enemmän heiniä ja vähemmän ruohoja. Cribbin (1991) mukaan vuohet saattaisivat sopia lammaslaidunnusta täydentäviksi lisälaiduntajiksi. Schwabe (1997) arvioi vuohien sopivan alppiniittyjen laiduntajiksi, vaikka nautakarja onkin niitä parempi vaihtoehto.

Vuohilaidunnuksen vaikutuksista tarvittaisiin lisätutkimuksia, jotta vuohia voisi hyödyntää luonnonhoidossa. Vuohet soveltunevat pensoittuneiden alueiden kunnostuksen alkuvaiheeseen ja lisälaiduntajiksi.

Siat

Aikoinaan sikoja pidettiin ympäri vuoden ulkosalla (Simonen 1949), joten niillä oletettavasti on ollut vaikutuksia luontoon. Sikalaidunnuksen merkitys biodiversiteetille on kuitenkin tuntematon ja suuresti nautakarjasta, lampaista ja hevosista poikkeava. Sikojen vaikutukset luontoon lienevät sa-

mantyyppiset kuin villisian (ks. Falinski 1986). Villisiat kaivavat maasta kasvien sipuleita ja mukuloita (Whittaker 1977). Virossa villisiat ovat tuhonneet kämmekköiden esiintymiä (Kukk 1997). Sikalaidunnus on saattanut vähentää Suomessa kämmekköitä ja muita sipulikasveja.

Yhteislaidunnus

Perinteisesti suomalaisella maatilalla oli sekä nautakarjaa, lampaita että hevosia. Eri laiduneläinten yhteislaidunnus oli yleistä. Yhteislaidunnusta pidetään luonnon monimuotoisuuden kannalta edullisena ja suositeltavana (Hæggeström 1990, Johansson & Hedin 1991, Pehrson 1994), vaikkakin yhteislaidunnuksen vaikutuksia on tutkittu niukalti.

Nautakarja, lampaat ja hevokset täydentävät toisiaan syömällä kasveja, joita toiset eivät huoli (Brelín 1979, Johansson & Hedin 1991). Nautakarja syö kasvillisuuden myös kohdista, joihin hevokset ja lampaat ovat ulostaneet (Ödberg & Francis-Smith 1977). Toisaalta hevokset puhdistavat kasvillisuuden nautakarjan lantakohdista (Steen 1958, Johansson ym. 1986). Olssonin (1984) mukaan lampaat voivat opettaa nautakarjaa syömään pensaita.

Yhteislaidunnus on myös laiduntaloudellisesti edullista. Lampaiden ja nautakarjan yhteislaidunnuksella laidunta hyödynnetään tehokkaammin ja siltä saadaan enemmän tuottoa (Nolan & Conolly 1977, Brelín 1979, Nolan 1986). Lisäksi yhteislaidunnus vähentää loisriskiä (Brelín 1979, Nolan 1986).

3.5 Lehdestys

Lehdestyksen keskeisimmät vaikutukset voidaan jakaa vaikutuksiin puustoon sekä vaikutuksiin aluskasvillisuuteen ja maahan. Koska lehdestettyjä alueita on yleensä niitetty tai laidunnettu, aluskasvillisuus on muotoutunut lehdestyksen, niiton ja laidunnuksen yhteisvaikutuksesta (Austad & Losvik 1998). Pelkästään lehdestyksen osuutta on vaikea arvioida. Keskeisiä lehdestyksen ekologisia vaikutuksia ovat muuttuneet ravinnekierto sekä valoisuus- ja lämpöolot.

Lehdesniittyjen ravinnekierto tehokasta

Lehdesniittytalouden avulla saatiin hyvin pitkiä aikoja jatkuvasti hyvänlaatuista rehua (Sjörs 1954, Bergendorf & Emanuelsson 1982, 1996). Tämä perustui avoimien ja puustoisten alueiden yhdistelmään (Bergendorff & Emanuelsson 1982, Ekstam ym. 1988, Jonsson ym. 1991). Puut ottivat juurillaan ravinteita syvältä maasta ja osin lannoittivat maata putoavilla lehdillään. Lehdestyksen takia osa puiden juurista lienee kuollut, joka myös vapautti maahan ravinteita. Puiden varjostus esti ruohoa kuivumasta ja puut suojasivat tuulilta. Puuston raivauksen lannoitusvaikutuksen ansiosta lehdesniittyjen tuotto säilyi korkeampana kuin puuttomien niittyjen (Bergendorf & Emanuelsson 1982, 1996, Slotte 1997, Austad & Losvik 1998).

Valoa ja lämpöä lisää

Puuston harvennus suosii valoa ja lämpöä vaativaa lajistoa. Kymmenen latvottua puuta varjostaa aluskasvillisuutta vähemmän kuin vanha yksinkasvanut puu (Slotte 1997). Siten lehdestys hyödyttää eteläistä kenttä- ja pohjakerroksen eliölajistoa. Näistä luultavasti monet (kasveista useimmat) runsastuvat enemmän niiton ja laidunnuksen kuin lehdestyksen ansiosta. Eräät kasvit eivät sinänsä hyötyne niitosta tai laidunnuksesta, vaan puuston harvennuksen tuomasta lämmön ja valon lisääntymisestä. Austad ym. (1991) mainitsevat tällaisina mm. mäkimeiramini (*Origanum vulgare*), mäkikimintun (*Satureja vulgaris*), kalliokielen (*Polygonatum odoratum*), mustalinnunherneen (*Lathyrus niger*), metsänätkelmän (*L. sylvestris*) ja punakatkon (*Torilis japonica*). Lämmön ja valon lisäyksestä hyötyviä hyönteisiä, jotka eivät hyödy suoranaisesti niitosta tai laidunnuksesta, lienee runsaasti.

Vanhat latvotut puut monimuotoisuuden pesäpaikkoja

Latvotut puut kasvavat hitaasti (Slotte 1993). Niistä tulee monirunkoisia, vankyräisiä. Latvotuille puille muodostuu monia ääreviä mikrohabitaatteja: pysty-, vaaka- ja kaikenlaisia niiden väliltä olevia pintoja,

syvänteitä, koloja, sateelta suojassa olevia kohtia ym. (Rose 1992). Lehdestyksen takia puun runko saa enemmän valoa. Vanhoilla lehdestetyillä puilla ympäristögradientit mm. valon, kosteuden ja ravinteisuuden suhteen ovat suuremmat kuin lehdestämättömillä (Aronsson 1996, Moe & Botnen 1997).

Sienet ja hyönteiset pääsevät paremmin lehdestämällä paljastettuun puuainekseen (Warren & Key 1991), ja lehdestetty puu alkaa lahota nuorempana (Mitchell 1989). Epätasainen latvus pidättää paremmin vettä, puuhun syntyy lahoja kohtia ja sydänlahoa, ja koko puu voi vähitellen lahota ontoksi (Warren & Key 1991). Edellämainitusta huolimatta latvomisen pidentää puiden ikää (Harding & Rose 1986, Slotte 1997) ja täten parantaa vanhojen puiden eliöstön säilymismahdollisuuksia. Latvomisen on eräänlainen nuorennusleikkaus (Mitchell 1989, Slotte 1997). Latvottujen puiden latvus on vähäisempi ja painopiste matalammalla kuin lehdestämättömillä, joiden takia puut kestävät paremmin tuulta ja niihin iskee harvemmin salama (Warren & Key 1991). Rackham (1980) pitää 300 vuotta Englannissa puiden alaikärajana, jotta vaativimmat erikoisuudet voisivat menestyä.

Vanhojen latvottujen puiden jäkälä-, sammal- ja hyönteis-, etenkin kovakuoriaislajisto on rikas (Mitchell 1989, Hultengren 1994), ja niillä tavataan monia uhanalaisia lajeja (Samuelsson ym. 1994, Slotte & Göransson 1996, Tønsberg ym. 1996). Englannissa monia kovakuoriaisia sekä eräitä sammalia ja jäkäläiä tavataan vain vanhoilla latvotuilla puilla (Brown 1992). Myös Ruotsissa ja Norjassa latvotut puut ovat osoittautuneet biodiversiteetille erityisen merkittäviksi elinympäristöiksi (Hultengren 1994, Moe & Botnen 1997).

Monet eteläiset lahoppulajit viihtyvät latvotuilla puilla (Martin 1989). Nämä vaativat lahoppuita, jotka aurinko lämmittää iltapäivisin (Samuelsson ym. 1994). Harvapäiset lehdesniityt ovat siten levinneisyytensä pohjoisrajalla olevalle eliöstölle parhaita elinympäristöjä (Martin 1989). Vanhat latvotut puut ovat myös kolopesijälinnuille erityisen suotuisia pesimäpaikkoja (Aronsson 1996).

Suomessa lehdestettyjen puiden eliölajistoa on selvitetty niukalti, mutta vai-



3.6 Kaskeaminen ja kulottaminen

Kaskeaminen muutti suuresti Suomen luontoa

Kaskeamisen kokonaisvaikutus on yleensä arvioitu luontoa rikastuttavaksi (esim. Kalliola 1973). Kaisila (1961) luonnehti kaskia hyönteisten keitaiksi, joihin kerääntyi mm. perhosia ympäröivistä metsistä, niityiltä ja kallioilta. Tietomme kaskeamisen vaikutuksesta biodiversiteettiin ovat kuitenkin varsin puutteelliset. Samoin kaskeamisen ja metsäpalojen eroavuudet ja yhtäläisyydet eliöstön kannalta tunnetaan riittämättömästi. Yksi keskeinen ero on vähäisempi vaihtelu paloalueen laajuudessa ja palon voimakkuudessa kaskeamisessa (Lindbladh & Bradshaw 1998). Kuitenkin kaskien polttamisessa käytettiin useita palon voimakkuudelta eroavia menetelmiä (Heikinheimo 1915).

Kaskeaminen muutti suuresti Suomen luontoa. Kovan maan lehdoista, lehtomaisista metsistä ja mustikkatyypin metsistä ylivoimaisesti pääosa on joskus kaskettu Lappia ja ehkä saaristoa lukuunottamatta. Kaskeamatta jäivät jäkälätyypin metsät, osa kanerva- ja puolukkatyypin metsistä sekä suureksi osaksi tai suurimmaksi osaksi soistuneet metsät (Heikinheimo 1915). Kun kaskimaista tuli puute kaskettiin yhä huonompia maita, myös hyvin kivisiä maita sekä karuja hiekkamaita (Heikinheimo 1915). Tulisi levisi kaskista usein ympäröiviin metsiin (von Berg 1859, Grotenfelt 1901). Kaskeaminen vaikutti myös vesistöihin. Ravinteita huuhtoutui vesiin ja vesistöt rehevöityivät (Simola 1997).

Vanhat metsät katosivat – niiden eliöstö taantui

Vanhat metsät katosivat hyvin laajoilta alueilta. Runsaasti kaskiviljelyä harjoittavista paikkakunnista keski-ikäiset ja vanhat metsät puuttuivat joko kokonaan tai ainakin suureksi osaksi (Heikinheimo 1915). Rintamailla metsät muuttuivat ahoiksi ja nuorta lehtipuustoa kasvaviksi harvoiksi ja valoisiksi metsiköiksi (Ympäristöministeriö 1994). Luonnontilaisia tai lähes luonnonti-

Kuva 20. Latvotut puut muotoutuvat vanhetessaan puueliöstön keitaiksi, joilla lahoavaa puuainesta ja lämpimiä paikkoja vaativat erikoisuudet voivat menestyä. Saarni kestää hyvin latvomista. Nämä saarnet ovat useimmille harvinaisille lajeille vielä liian nuoria. Nauvon Boskärin kunnostetulta lehdesniityltä on löydetty monia harvinaisia niittysienilajeja.

kuttaisi siltä, että eräät uhanalaiset lajit ovat myös meillä parhaiten löydettävissä aikoinaan latvotuilta puilta.

Latvomisen siis lisää biodiversiteettiä (kuva 20). Sen sijaan emme tiedä onko vesomisella merkittäviä myönteisiä vaikutuksia eliölajistoon. Vesaniittyjä koskevissa pohjoismaisissa tutkimuksissa ei ole juurikaan käsitelty vesomisen biodiversiteetti-vaikutuksia. Englannissa vesominen on pitkään ollut tärkeä luonnon hoitotapa (esim. Warren 1993). Hambler & Speight (1995) ovat kuitenkin kyseenalaistaneet vesomisen myönteiset vaikutukset biodiversiteettiin.

Juha Pykäliä

laisia metsiä säilyi vain syrjäseuduilla tai pienialaisina hankalakulkuisissa tai vetisissä paikoissa lähinnä soistuneilla ja runsaskallioisilla mailla. Kaskeamisella oli ilmeisesti suuri kielteinen vaikutus moniin metsäeliöihimme. Kaskiviljely hävitti sitä kestävämmät eliöt laajoilta alueilta ja ehkä joitakin lajeja jopa koko maasta. Kaskeamisen kielteiset vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen olivat suurimmillaan Itä-Suomessa (Ympäristöministeriö 1994). Toisaalta vanhojen metsien lajisto on ehkä kestänyt laaja-alaista kaskeamista seuduilla, joissa vanhoja metsiä ja lahoppuuta on kuitenkin ollut runsaasti (ks. Ohlson ym. 1997, Hörnberg ym. 1998).

Lahoppuuta jäi kaskiin

Usein kaikkia puita ei kaadettu kaskissa (Heikinheimo 1915). Puita jätettiin pystyyn jo pelkän työvaivojen säästön takia. Ennen kasken polttoa puut kuivattiin pyältämällä ne pystyyn, jolloin kirveellä hakattiin rengas puun ympäri tai rengas kuorittiin. Näin tehtiin useimmiten männyille, joka säilyi paloissa parhaiten hengissä. Pyällettyjä mäntyjä jätettiin toisinaan runsaastikin kaskialalle. Pyälletyt männyt säilyivät keloina pitkään. Esim. Heikinheimon (1915:93) kuvassa on 80-vuotiaassa metsässä aikoinaan pyälletty n. 5 metrinen mäntykelo. Osa pyälletyistä männyistä jäi henkiin. Männyt saatettiin myös jättää pyältämättä siemenpuiksi tai muuten vain. Joskus lehtipuitakin jätettiin kaskiin. Pykälikkömailla pyällettyjä puita seisotettiin 10–20 vuotta, jopa kauemminkin, ennen kaskeamista (Heikinheimo 1915). Kaskien aitaamisessa käytettiin yleensä osittain palaneita puun runkoja (Grotenfelt 1908). Kasket aidattiin usein kaatamalla puita päällekkäin pitkin kasken rajaa (Grotenfelt 1901). Kaskimailla oli siten kohtalaisesti, toisinaan runsaastikin, lahoppuuta nimenomaan kauempana asutuksesta. Näin ollen osa vanhoja puita ja lahoppuita vaativista eliöistä saattoi säilyä kaskimaille. Huuhtaviljely muistuttikin paljon luonnollista metsäpaloa (Ympäristöministeriö 1994).

Kuusi ja lehmus vähentyivät, koivut ja harmaaleppä runsastuivat

Puista kaskeamisesta kärsi erityisesti kuusi (Heikinheimo 1915). Kaskeamisesta hyötyivät etenkin koivut ja harmaaleppä (Heikinheimo 1915). Lehtipuut lisääntyivät sekä siemenistä että vesosta. Huomattava osa lehtipuista lienee taantunut kaskeamisen myötä, etenkin varjopuu lehmus (Hertz 1926). Niukasti siemenistä lisääntyvänä lehmus on mahdollisesti puistamme eniten kärsinyt kaskeamisesta.

Kaskeamisen aiheuttama kuusen niukentuminen on ollut lehtipuiden eliöstölle eduksi (Palmgren 1949). Vanhojen lehtipuiden ja jalopuiden lajisto on kuitenkin saattanut suuresti taantua.

Kuivien paikkojen eliöt hyötyivät kaskeamisesta

Kaskeamista kestävämmät eliöt saattoivat säilyä kaskeamattomien alueiden lisäksi kaskiin jätetyissä puuryhmissä, jotkut kivi-koissa ja kivien laidoilla. Tuoreiden metsien ja lehtojen lajiston nykylevinneisyyskuva lienee joiltain osin kaskeamisen tulosta. Linkola (1916, 1921) arvioi tuoreiden metsien ja lehtojen kasveista useimpien hyötynneiden kaskeamisesta (esimerkkejä taulukko 6). Kasketuille maille levisi kasveja myös kallioilta ja soilta sekä ihmisen mukana maallemme vieraita kasvilajeja. Tulokaskasveja levisi kaskeamisen myötä kuitenkin melko vähän (Linkola 1924).

Kaskeaminen oli eduksi metsäpaloja vaativille eliöstölle. Polttamisesta suoraan tai epäsuoraan hyötyviä eliöitä lienee varsin paljon. Esim. monet hyönteiset elävät kuloalueilla (Heliövaara & Väisänen 1984, Lundberg 1984). Metsäpaloista riippuvainen hyönteislajisto lienee hyötynyt kaskeamisesta (Väisänen 1988).

Kaskeaminen vapautti ravinteita, jotka hyödynnettiin ruis- ja naurissadoksi

Kaskettu maa muokattiin yleensä 4–8 cm:n syvyyteen, mutta monesti maata ei ollenkaan muokattu (Heikinheimo 1915, vrt. Kivessä 1939).

Taulukko 6. Esimerkkejä kaskeamisesta hyötyneistä kasveista. * = Kasvin todettu hyötynneen myös kulotuksesta. Koottu seuraavista lähteistä: Stenroos (1894), Linkola (1916, 1921), Pankkoski (1939), Jalas (1958, 1965, 1980), Hansen (1960), Gimingham (1964), Tujulin (1967), Grime & Lloyd (1973), Kalliola (1973), Zimmermann (1979), Fogelfors (1982), Schiefer (1982), Olsson (1984), Hansson (1991), Keel (1995), Oates (1995). Myös muut kaskeamisesta hyötynneet kasvit todennäköisesti hyötyvät kulotuksesta.

<i>Achillea millefolium</i> , siankärsämö *	<i>Hypochoeris maculata</i> , häränsilmä
<i>Agrostis capillaris</i> , nurmirölli *	<i>Knautia arvensis</i> , ruusuruoho *
<i>Alchemilla</i> spp., poimulehdet *	<i>Lathyrus</i> spp., nätkelmät
<i>Antennaria dioica</i> , kissankäpä * *	<i>Leontodon hispidus</i> , kesämaitiainen
<i>Arabidopsis suecica</i> , ruotsinpitkäpalko	<i>Leucanthemum vulgare</i> , päivänkakkara
<i>Brachypodium pinnatum</i> , mäkilehtoluste *	<i>Picris hieracioides</i> , keltanokitkerö
<i>Calamagrostis epigejos</i> , hietakastikka *	<i>Pimpinella saxifraga</i> , pukinjuuri *
<i>Calluna vulgaris</i> , kanerva *	<i>Potentilla erecta</i> , rätvänä *
<i>Campanula cervicaria</i> , hirvenkello	<i>P. norvegica</i> , peltohanhikki
<i>C. glomerata</i> , peurankello	<i>Pteridium aquilinum</i> , sananjalka *
<i>C. patula</i> , harakankello	<i>Rubus arcticus</i> , mesimarja
<i>Carlina biebersteinii</i> , idänkurho	<i>R. saxatilis</i> , lillukka
<i>Centaurea phrygia</i> , nurmikaunokki	<i>Rumex acetosella</i> , ahosuolaheinä
<i>C. scabiosa</i> , ketokaunokki *	<i>Satureja vulgaris</i> , mäkiminttu *
<i>Dactylorhiza maculata</i> , maariankämmekkä *	<i>Trifolium aureum</i> , kelta-apila
<i>Epilobium angustifolium</i> , maitohorsma *	<i>T. medium</i> , metsäapila *
<i>Erigeron acer</i> , karvaskallioinen	<i>T. pratense</i> , puna-apila *
<i>Fragaria vesca</i> , ahomansikka *	<i>Trollius europaeus</i> , kullero *
<i>Geranium sylvaticum</i> , metsäkurjenpolvi *	<i>Veronica chamaedrys</i> , nurmitädyke *
<i>Gnaphalium sylvaticum</i> , ahojäkkärä	<i>V. officinalis</i> , rohtotädyke *
<i>Gymnadenia conopsea</i> , kirkiruoho	<i>Vicia cracca</i> , hiirenvirna *
<i>Hypericum maculatum</i> , särmäkuisma *	<i>Viola canina</i> , aho-orvokki *

Kaskeaminen ja kulotus vapauttavat maaperän ravinteita. Poltetuilla alueilla kasvien lehtien ravinnepitoisuudet voivat nousta, minkä takia karja suosii niitä (Grant & Hunter 1968). Ravinteita myös poistuu savuna ilmaan (Newman 1995). Kaskeaminen nostaa maan pH:ta ja vähentää humuspitoisuutta ja vedenpidätyskykyä (Kivekäs 1939). Liukoisten ravinteiden (mm. fosfori, kalium, typpi) määrä lisääntyy (Kivekäs 1939). Vapautuneet ravinteet hyödynnettiin ruis- ja naurissadoksi ja muutaman vuoden viljelyn jälkeen ravinteiden määrä oli selvästi vähentynyt. "Kaskiviljelylle oli ominaista, että viljelykasvit käyttivät vapautuneet ravinteet nopeasti loppuun" (Soininen 1974). Suhteellisen niukkaravinteisille paikoille levisi sen jälkeen rikas niitylajisto.

Heikinheimo (1915) arvioi vuosisatoja kestäneen kaskeamisen muuttaneen metsiä karummiksi eli parempien maiden metsätyyppien maita huonompia metsätyyppejä

vastaaviksi. Mikäli näin on, lehtokasvisto ja ehkä yleensäkin happamia maita karttava eliöstö olisi kärsinyt kaskeamisesta. Tällöin pitkään ja usein kasketuilla mailla eliölajisto olisi merkittävästi köyhtynyt.

Kaskeaminen verrattuna metsätalouteen ja peltoviljelyyn

Jos kaskeamisen vaikutusta biodiversiteettiin vertaa 1960-luvun alusta harjoitettuun metsätalouteen (taulukko 7), näyttäisi siltä, että useimpien biodiversiteetin kannalta keskeisimpien muuttujien osalta kaskeaminen on ollut vähemmän haitallista (ks. myös Kotiranta & Niemelä 1997).

Kaskeamisen vaikutukset luontoon ovat olleet varsin erilaiset kuin peltoviljelyn. Olennaisimmat erot ovat polttaminen, ravinteiden poisvieminen sadon mukana ilman paikalle muualta tuotuja ravinteita, vähäisempi maan muokkaus, viljelyn lyhytaikaisuus ja lahupuuston esiintyminen.



Juha Pykälä

Kuva 21. Itä-suomalaiselle maisemalle luonteenomaisia ovat olleet entisille kaskille muodostuneet leppikkohaarat. Rakenteeltaan edustavia laidunnettuja leppikkohakoja on enää jäljellä vain harvoja. Sotkamo, Morttelin haka.

Poltossa vapautuneet ravinteet ovat mahdollistaneet kaskista 2–3 hyvää satoa. Kasiviljelyn jälkeen maaperä on muuttunut vähäravinteiseksi, mikä on mahdollistanut upeiden kukkaniittyjen muodostumisen lehtomaisten paikkojen kaskille. Muokattu kaskimaa ei ilmeisesti yleensä sekoittunut täysin, vaan monet metsäkasvit jäivät henkiin kaskissa (ks. Stenroos 1894, Linkola 1916, 1921). Lisäksi runsaskivisiä kaskia ei voitu muokata ollenkaan.

Kaskimaat pääosan ajasta laitumina

Kaskikierrossa olleet alueet olivat pääosan ajasta karjalouden piirissä. Muutaman vuoden viljelyn jälkeen kaskia käytettiin niittyinä ja sen jälkeen laitumina (Grotten-

felt 1901, Heikinheimo 1915). Kaskikierrossa olleiden alueiden luonto on muovautunut kaskeamisen, niittämisen ja laiduntamisen yhteisvaikutuksista (kuva 21). Yhteisvaikutukset tunnetaan kuitenkin aika heikosti. Runsas laiduntaminen piti kaskimetsät harvapuustoisina. Heikinheimo (1915) arvioi, että kaskikierrossa olleesta maa-alasta oli aukeata 10–50 %. Linkolan (1916, 1921) tutkimus Laatokan Karjalasta kuvaa koko kaskikierron vaikutusta kasvitöön. Linkola ei valitettavasti yrittänyt erottaa eri maankäyttötapojen vaikutuksia toisistaan, vaan kuvasi yleensä ihmisen vaikutusta alueen luontoon.

Linkolan tutkimuksen perusteella kaskeamisen, niiton ja laidunnuksen yhdistelmä hyödytti suurta joukkoa kasveja. Lin-

Taulukko 7. Kaskeamisen ja 1960-luvulta harjoitetun metsätalouden biodiversiteettivaikutukset suhteessa toisiinsa biodiversiteetin kannalta keskeisten tekijöiden suhteen.
+ = vähemmän haitallinen, – = enemmän haitallinen

	Kaskeaminen	Metsätalous
Maanmuokkaus	–	+
Polttaminen	+	–
Lahopuuston määrä	+	–
Vanhan puuston määrä	+	–
Käsittelyn ulkopuolelle jääneiden alueiden määrä	+	–
Karjan laidunnus	+	–
Metsän rakenteen vaihtelevuus	+	–
Ojitukset	+	–
Käsittelyjen välisen ajan pituus	–	+

kola (1921) arvioi alkuperäiskasveista 50 % hyötynneen ihmisen toimista ja 23 % kärsineen niistä. Linkola ei suoraan eritellyt mitään toimista kasvit hyötyivät. Kuvauksista on kuitenkin arvioitavissa, että lähes kaikki hyötynneet alkuperäiskasvit olivat kaskeamisen, niiton ja/tai laidunnuksen ansiosta runsastuneita.

Kaskeamisen vaikutukset metsäluonnossa säilyvät pitkään. Linkola (1921) havaitsi niitä vielä 75-vuotiaiden metsien kasvillisuudessa. Kaskeamisesta hyötynneet kasvit säilyvät pidempään laidunnetuissa kuin laiduntamattomissa metsissä (Koskinen 1960).

Kaskeamisen kokonaisvaikutus eliöstöön?

Edellä on osoitettu, että kaskeamisella on ollut sekä erittäin suuria kielteisiä että myönteisiä vaikutuksia eliöstöömme. Kaskeamisen laajuus ja kaskikierron pituus ovat ilmeisesti määritelleet sen kumpia on ollut enemmän. Yksinkertaistettuna kaskeamisen vaikutukset puilla eläville eliöille lienevät olleet voittopuolisesti kielteiset ja maalla ja aluskasvillisuudessa eläville eliöille voittopuolisesti myönteiset.

Kaskeamisen myönteiset vaikutukset luontoon lienevät pääosin olleet polttamisesta aiheutuvia. Maanmuokkaus aiheutti lähinnä kielteisiä vaikutuksia. Viljelykasvien viljelyllä saattoi olla myös myönteistä vaikutusta, koska poltossa vapautuneet ravinteet poistettiin sadon mukana. Viljelyn loputtua ovat suhteellisen niukkaravinteiset, mutta polton ansiosta vähemmän happamat, lehtomaiset alueet olleet suotuisia rikaslajisen niittykasvillisuuden muodostumiselle. Karuihin kangasmetsiin ja tiuhaan kasketuille lehtomaisille maille muodostui niukkalajista, nummimaista kasvillisuutta.

Kulotus lienee ollut aiemmin tavallinen niittyjen hoitotapa

Vuosittainen kulottaminen keväisin kasvien uuden kasvun lisäämiseksi lienee ollut suhteellisen yleinen niittyjen hoitotapa. Kulottamisen yleisyydestä ei kuitenkaan ole tietoja. Nummien ajoittainen polttaminen on ollut Suomessa yleistä kuten koko Länsi-Euroopassa. Nummia polttamalla

saadaan katajat ja muut pensaat kuriin ja samalla vanhat puutuneet kanervat uudistettua (Lindgren & Stjernberg 1986).

Myös rantaniittyjä kulotettiin keväisin, jotta kuolleen järviruo'on määrää saataisiin vähennettyä ja siten elvytettyä kasvillisuuden uutta kasvua (Siira 1970). Rantaniittyjen kulotuksen vaikutuksista on niukalti tietoa. Järviruo'on kulotus on useimmille kasveille eduksi (Cowie ym. 1992), mutta se saattaa aiheuttaa monien hyönteisten häviämisen paikalta (Stubbs 1991).

”Kylmä vai kuuma poltto”

Lämpötilaerot voivat olla suuria kulotettaessa niittyjä. Lloydin (1968) tutkimuksessa maan pinnan lämpötilat vaihtelivat 0–440 asteeseen ja heinätuoppaissa 220–805 asteeseen. Zimmermannin (1979) tutkimuksessa maksimilämpötila 5 cm maan pinnan yläpuolella oli 800° astetta ja yksi cm maanpinnan yläpuolella 130° astetta. Yksi cm maan sisällä lämpötila nousi muutamia asteita.

Niityt kulotettiin Suomessa yleensä keväisin. Tällöin palon lämpötila jäi suhteellisen alhaiseksi. Tuli poltti vain kuloontuneen kasvillisuuden. Schiefer (1982) nimetään tällaisen ”kylmäpoltoksi” (Kalte Feuer). Kylmäpoltolle arkoja kasveja lienee melko vähän. Mätästävät heinät niukentuvat ja kasvit, joilla on maarönsyjä runsastuvat (Zimmermann 1979, Schiefer 1982).

Kuivana aikana, korkeassa ilmanlämpötilassa tehty ”kuuma poltto” vaikuttaa kasvillisuuteen eri tavalla (Schiefer 1982). Monet kasvit kärsivät polton korkeasta lämpötilasta (Schiefer 1982). Toisaalta piilotalvehtijat (kryptofyytit) ja puolipiilijät (hemikryptofyytit) kestävät kuumapoltoa ja voivat hyötyä siitä. Jokavuotinen kesällä tehty kulotus ei soveltune biodiversiteetin hoitoon niityillä. Sen sijaan ajoittaiset kesäkulotukset jäljittelisivät luontaisten kulojen vaikutuksia luontoon.

Kulotuksesta hyötynee suuri joukko eliölajeja. Esimerkiksi hernekasvien (Daubenmire 1968, Olsson 1975, Schiefer 1982, Hansson 1991) ja eräiden kämmeköiden (Zimmermann 1979, Schiefer 1982) on havaittu hyötynneen kulotuksesta.

Kulottaminen lisää tuotantoa

Kulottamalla voidaan poistaa pääosa maanpinnan yläpuolisesta biomassasta ja karikkeesta (Daubenmire 1968, Marrs 1993). Kulotus aiheuttaa kasvupaikan muuttumisen väliaikaisesti kuivemmaksi ja lisää maan pintaan tulevan valon määrää (Hulbert 1969).

Polttaminen lisää yleensä niityillä kasvien tuotantoa, koska se parantaa pienilmasto-oloja, vapauttaa ravinteita niitä säilöneistä kasvinjätteistä, nostaa maaperän pH:ta ja lisää typen sidontaa (Daubenmire 1968, Hulbert 1969, Vogl 1974, Schiefer 1982, Ryser ym. 1995). Vuosittainen kulotus lisää kasvien yhteyttämiskapasiteettia ja typen käytön tehokkuutta eli suurempi määrä hiiltä hyödynnetään typpimäärää kohti, eli tuloksena on korkea hiili-typpisuhde kasvien juurissa (Ojima ym. 1994). Kulotetuilla alueilla kasvien kasvukausi alkaa jonkin verran aikaisemmin ja kestää pitempään kuin ympäristössä (Daubenmire 1968).

Yleensä kulotuksen katsotaan lisäävän kasvien käytettävissä olevan fosforin ja kaliumin määrää ja vähentävän typen määrää (Daubenmire 1968, Hansen 1969, Tamm 1991). Typpeä, fosforia ja kaliumia haihtuu kuitenkin huomattavasti savuna ilmaan tai huuhtoutuu maan läpi (Chapman 1967, Lloyd 1971, Chapman ym. 1989b). Kulotuksen vaikutukset ravinnemääriin ovat siksi erilaisia eri tilanteissa. Ravinnepoistuma kasvaa lämpötilan noustessa (Allen 1964). Typen määrä voi joskus lisääntyä, koska typpeä sitovat kasvit, etenkin hernekasvit, levät, bakteerit ja eräät sienet runsastuvat (Daubenmire 1968, Vogl 1974).

Kulotus sovelias jos kulotettuja niittyjä niitetään tai laidunnetaan

Koska kulotus lisää kasvillisuuden tuotantoa, se ei yksistään riitä säilyttämään runsaslajista niittykasvillisuutta (Zimmermann 1979, Hansson 1991). Pikemminkin vaikutukset saattavat olla niityillä negatiivisia. Ryserin ym. (1995) tutkimuksessa 13–15 vuoden kulotus johti vastaavankaltaiseen lajimäärän vähentymiseen kuin kontrollialoilla, joita ei hoidettu mitenkään. Greenin (1983) tutkimuksessa umpeenkasvavaa kuivaa niittyä kulotettiin ja lammaslaidunnet-

tiin, jolloin useimmat niittykasvit runsastuivat. Niitettyjen ja laidunnettujen alueiden kulotus lisää kasvien lajimäärää.

Vaikutukset itiökasveihin ja selkärangattomiin eläimiin tunnetaan heikosti

Duringin & Willemsin (1986) mukaan kulotus ei sovellu sammal- tai jäkälälajistoltaan arvokkaille niityille, koska sammat ja jäkälät suoranaisesti kärsivät kulotuksesta ja epäsuorasti ravinteiden vapautumisen aiheuttaman kasvillisuuden tihentymisestä. Asia ei liene näin yksiselitteinen, vaan eräät paljaan maan harvinaisuudet hyötynevät paloista. Moni sammal tai sieni kasvaa yleisimmin tai vain kulopaikoilla.

Kulotuksen vaikutukset selkärangattomiin eläimiin tunnetaan heikosti, vaikka tutkimusta aiheesta on jonkin verran tehty (Warren ym. 1987). Vaikutukset riippuvat monista eri tekijöistä, kuten kulotettavan paikan olosuhteista, polttoajankohdasta, poltettavan alueen laajuudesta, tulen voimakkuudesta (lämpötila) ja palon jälkeisistä sääoloista (Warren ym. 1987). Kulotus muuttaa niityn selkärangatoneliöstön koostumusta. Kulotusta pidetään tuhoisana monille selkärangattomille eläimille (Fry 1991). Fry suosittaa korkeintaan pienten alojen kulotusta kiertoperiaatteella, jolloin hyönteiset säilyvät kulotettavan niittykohdan vieressä. Keski-eurooppalaisten tutkimustulosten sovellettavuus Suomen oloihin on kuitenkin varsin epävarmaa. Kulotuksesta hyötyviä selkärangattomia eläimiä lienee huomattava määrä. Kulotus aiheuttaa kasvupaikan muuttumisen väliaikaisesti kuivemmaksi, ja se saattaa olla hyvä hoitokeino kuivien paikkojen eliöille. Esimerkiksi Englannissa ratamoverkkoperhonen (*Mellicta athalia*) hyötyy kulotuksesta, jos esiintymän alueesta osa jätetään kulottamatta (Warren 1991). Nummien hämähäkieläimille ajoittainen kulotus on ilmeisesti eduksi (Usher & Smart 1988).

3.7 Muut merkittävät käyttötavat

Perinteiseen karjatalouteen liittyy myös monia muita maankäyttötapoja, joilla on ollut merkitystä luonnon monimuotoisuudelle. Näiden vaikutukset luontoon tunnetaan kuitenkin huonosti.

Tulvittaminen

Paiseniityltä heinää korjattiin tavallisesti vain joka toinen vuosi. Välivuosina veden pintaa alettiin nostaa elokuun lopulla tai syyskuun alussa. Vesi nostettiin niin korkealle, että se peitti heinän latvatkin. Veden virtaus esti hyvin hoidetun paiseniityn jäätyamisen pohjaan asti, jolloin niitty ei routautunut koko talvena. Vesi laskettiin pois niityltä keväällä lumen sulettua. Kasvillisuuden kehittyessä nostettiin vettä niitylle sitä mukaa kuin heinä kasvoi. Vesi laskettiin 1–2 viikkoa ennen heinäntekoa tai sen jälkeen. Heinänkorjuun jälkeen niittyä ei vesitetty eikä välivuotena ennen syksyä. Paise- ja valuntaniittyjen hoidossa oli huomattavia paikallisia eroavaisuuksia. (Vasari 1988b, Hægström ym. 1995.)

Paise- ja valuntaniittyjen talvinen tulvittaminen vähensi varpuja, pensaita ja rahkasammalia ja piti maan roudattomana sekä tasoitti kasvillisuuden ja maapinnan eroja (Elveland 1979). Tämä joudutti keväistä kasvun alkua. Keväällä paisuttaminen esti halloja vahingoittamasta niittykasvien versoja (Hægström ym. 1995). Tulvittaminen hyödyttää eteläistä eliöstöä (Elveland & Sjögren 1982). Tulvittaminen lienee eduksi useammalle suokasville kuin se on haitaksi (Ihse ym. 1997).

Käsittämätön puuaines

Aiemmin maatalousympäristöissä oli runsaasti käsittämätöntä (maalaamatonta ja kemiallisesti käsittämätöntä) puuainesta. Puusta tehtiin monenlaisia rakennuksia ja rakenteita kuten latoja, karjasuojia, aittoja, aitoja ja asuinrakennuksia. Hirsistä rakentaminen alkoi vakiintua Suomeen noin 1000 vuotta sitten (Raatikainen 1981b). Hirsirakennuksia oli kaikkialla ja runsaasti.

Monenlaisten aitarakenteiden määrä oli tavattoman suuri. Aidat jaettiin viiteen pääryhmään: puuaitoihin, riukulanka-aitoihin, lanka-aitoihin, kiviaitoihin ja muunlaisiin aitoihin (risu-, pensas-, säle- ym. aidat) (Jäntti 1948). Vuonna 1938 yksinomaan puusta rakennettuja aitoja oli 540 000 km, ja aitoihin sidottu puumäärä oli 17,2 milj. kuutiometriä puuta. Vuonna 1954 vastaavat luvut olivat 258 000 km, ja aitoihin sidottu puumäärä 8,6 milj. kuutiometriä puuta (Jäntti 1948, Ollinmaa 1962). Aitoihin käytetyn puun määrä oli silti verrattain pieni polttopuuna ja rakennuspuuna käytetyn puun määrään (Erkkilä 1943). Aitoihin käytettiin etenkin mäntyjä ja kuusia, mutta myös muita puulajeja (Jäntti 1948). Aidat tehtiin etenkin nuorista puista (von Berg 1859).

Puuaineksen runsas käyttö vähensi metsistä lahoppuuta ja vanhaa puuta. Maatalousympäristöjen runsas maalaamaton puuaines sisälsi kuitenkin myös huomattavasti eri lahoasteista puuainesta, mikä lievitti kielteisiä vaikutuksia eliöstöön. Järeää lahoavaa puuta on saattanut olla monin paikoin Etelä-Suomessa erilaisissa puurakennuksissa ja -rakenteissa enemmän kuin metsissä. Siten käsittelemätön puuaines on ollut tärkeää etenkin monille hyönteisille ja eräille jäkälille. Puuaineksen merkitys lienee ollut suurin hyönteisille (esim. pistiäiset, kovakuoriaiset). Asiaa ei ole kuitenkaan kunnolla tutkittu, vaan arvio perustuu lähinnä yksittäisiin hajanaisiin faunistisiin havaintoihin.

Hirsiladot ja muut hirsirakennukset ovat ilmeisesti olleet karjatalouteen liittyvistä rakenteista ja rakennelmista biodiversiteetille merkittävimmät. Tärkeysjärjestystä on pidettävä vain suuntaa-antavana, koska tiedot ovat riittämättömät. Hirsilatojen eliöstö on joka tapauksessa rikkaampi kuin lautalatojen. Vanhat hirsiladot ovat saattaneet olla suorastaan maatalousympäristöjen luonnon monimuotoisuuden avainbiotooppeja, joilla on mahdollisesti elänyt rikas ja erikoislaatuinen eliölajisto. Vanhojen hirsilatojen määrä vähenee nopeasti. Niiden eliölajisto tulisi kiireellisesti selvittää. Esimerkiksi monet myrkkypistiäiset ovat taantuneet hirsirakennusten vähenevän myötä, mutta tiedot ovat riittämättömät niiden uhanalaisuuden arvioimiseksi.

Puuaineksen runsas käyttö aitoihin ym. teki Etelä-Suomessa metsistä harva-
puustoisempia, jolloin monet eteläiset läm-
pöä ja valoa vaativat eliölajit lienevät hyö-
tyneet.

Kiviaidat

Kiviaitoja pidetään etelämpänä Euroopassa
eliölajistolle merkittävänä. Keski-Euroopas-
sa ja Ruotsissa kiviaidoista suuri osa on teh-
ty kalkkikivestä. Suomessa kiviaidat ja na-
vettojen kiviseinät ovat yleensä happamis-
ta graniiteista ja gneisseistä. Kiviaitoja on
myös suhteellisen vähän. Vuonna 1938 kivi-
aitojen kokonaispituus Suomessa oli kui-

Perinteiseen karjatalouteen liittyvät
rakennukset ja rakennelmat ja niiden
arvioitu tärkeysjärjestys biodiversi-
teetin kannalta.

- Hirsiladot
- Muut puurakennukset ja rakenteet
- Puuaidat
- Kiviaidat
- Navetat

tenkin 3 100 kilometriä (Jäntti 1948). Meillä
kiviaitojen merkitys eliöstölle lienee ollut
vähäinen. Kiviaidoilla lienee merkitystä
eräille hyönteisille.

4

Vaikutukset eri elinympäristöihin

Perinnebiotooppien luokittelu

Perinteisen karjatalouden muovaamien elinympäristöjen luokittelu on vaikeaa. Perinnebiotooppiin vaikuttavat luontaiset ekologiset tekijät kuten kosteus, maalaji, ravinteisuus ja rinnekaltevuus. Lisäksi kasvillisuuteen vaikuttavat menetelmiltään ja tehokkuudeltaan varsin vaihtelevat ihmistoimet (Linkola 1916, 1922a, Heikkilä 1990). Kosteus-, maalaji-, ravinteisuus-, rinteiden kaltevuus- ja maankäyttögradienttien lukemattomat yhdistelmät tekevät etenkin niittyluonnon luokittelusta erittäin monimutkaista.

Tehdyt perinnebiotooppien luokittelut pohjautuvat yleensä maankäyttöön, kosteusoloihin ja kasvillisuuteen. Käyttökelpoista, kattavaa luokittelua ei ole tehty. Vähäisistä niittykasvillisuustutkimuksista ja -luokitteluista useimmat ovat vuosisadan alkupuolelta (esim. Cajander 1907, 1916, Teräsvuori 1920, Linkola 1922a, Perttula 1950). Sen jälkeen on opinnäytteinä tehty useita paikallisia niittykasvillisuusluokituksia. 1990-luvulla niittykasvillisuustutkimus on viimein hieman elpynyt (Keinänen 1991, Hinneri 1994, Huhta 1997). Perinteistä kylä-, piha- ja piennarkasvillisuutta ei meillä ole juurikaan tutkittu. Seuraavassa esitettävä niittyjen tyypittely pohjautuu pääosin Pohjoismaiden Ministerineuvoston luokitteluun (Påhlsson 1994, ks. myös Toivonen & Leivo 1993, Pykälä ym. 1994).

Niittykasvillisuutta on tutkittu melko vähän muissakin Pohjoismaissa (mm. Sjörs 1954, Lundekvam & Gauslaa 1986, Losvik 1988, 1993, Fremstad & Elven 1991) verrattuna Keski-Eurooppaan, jossa niittykasvillisuustutkimuksia on tehty huomattavan runsaasti. Parhaiten niittykasvillisuus on luokiteltu Norjassa (Fremstad & Elven 1991, Fremstad 1997).

Pääosa maamme niityistä on erilaisia umpeenkasvuasteita tai viime vuosikymmeninä rehevöityneitä, eräänlaisia niitty-

kasvillisuusmuuttumia. Perinteisesti hoidettuja niittyjä on hyvin vähän. Kukin niistä on oikeastaan ainutlaatuinen. Perinteisten niitto- ja laidunniittyjen kasvillisuutta ei vähäisten säilyneiden rippeiden perusteella enää voi kunnolla luokitella.

4.1 Niityt

Niityt – vaihtelevimpia luontotyyppejä

Luontaisesti niittyjä on ollut Suomessa melko vähän. Luontaista niittykasvillisuutta lienee ollut rannoilla, kallioilla, soilla, tuntureilla ja lyhytaikaisesti kuloalueilla (Cajander 1909, Hæggström ym. 1995). Erikoislaatuinen luontotyyppi on Metsä-Lapissa tavattavat laaksonpohjaniityt eli tundraniityt, joita on Savukosken Soklilla on jopa satoja hehtaareita (Hæggström ym. 1995). Tulvien ja metsäpalojen estämisen, ojitusten ja puuston istutusten takia luontaisesti niittymäiset yhdyskunnat ovat Suomessa suuresti vähentyneet kuten muuallakin Euroopassa (Erhardt & Thomas 1991).

Pääosa niityistä on ihmisen aikaansaannosta luonnon ympäristöistä raivauksella, viikatteella ja karjan laidunnuksella. Karjatalouden muovaamia niittyjä kutsutaan englanniksi ”semi-natural grasslands” eli ”puoliluontaiset” niityt. Suomen kieleen omaksuttiin Saksasta (Krause 1893) ”puolikulttuuriniitty”. Tämä tietyllä tavalla kielteisesti värittyvä sana on onneksi viime aikoina hylätty.

Niittyjä voidaan luokitella alkuperän, maan käytön tai kasvillisuuden perusteella. Hæggström ym. (1995) kutsuvat ihmistoinnasta riippumatta syntyneitä niittyjä alkuniityiksi ja ihmisen raivaamia niittyjä heinä- ja laidunniityiksi.

Alunperin niitty-sana on tarkoittanut karjan talvirehuksi niitettyjä alueita (Ek-

stam ym. 1988, Ihse 1997), jotka ovat yleensä olleet puuttomia tai vähäpuisia. Sanan sisältö on tällä vuosisadalla muuttunut ja hämärtynyt. Sanaa on käytetty vaihtelevasti, laajimmillaan kuvaamaan kaikkia puuttomia ruoho- ja heinävaltaisia kasvivyhdyskuntia, joita ei vuosittain muokata.

Niityillä tarkoitetaan tässä julkaisussa puuttomia tai harvapuusia, muokkaamattomia heinää ja ruohoa kasvavia paikkoja, joita laidunnetaan tai niitetään tai on aiemmin laidunnettu tai niitetty. Niityillä vallitsevat ruohot ja heinät. Varpuja on niukalti tai ei lainkaan. Toisaalta varpujen täydellinen puuttuminen kedolta tai tuoreelta niityltä usein viittaa aiempaan peltokäyttöön. Sammalien määrä vaihtelee, ja jäkälä esiintyy yleensä vain kuivilla tai kuivahkoilla niityillä. Niityt jaetaan kosteuden ja sijainnin mukaan kuiviin niityihin eli ketoihin, tuoreisiin niityihin, kosteisiin niityihin, rantaniityihin, tulvaniityihin ja suoniityihin (Pykälä ym. 1994). Kaskiahot voidaan luokitella kosteusolojen mukaan edellämaintuihin niitytyyppeihin (=niitytyyppiryhmiin). Ahot ovat ilmeisesti useimmiten olleet tuoreita niityjä.

Aikoinaan kaskiauralla muokatut ja kasketut vähäpuiset alueet luetaan niityihin, mikäli niitä on niitetty tai laidunnettu. Kaskeamisen vaikutuksesta syntyneet kasvivyhdyskunnat ovat jo heti viljelyn loputtua olleet lähempänä niityjen kuin peltojen kasvillisuutta (ks. esim. Linkola 1916) ja laidunnuksen ja niiton ansiosta luultavasti nopeasti muuttuneet niityiksi.

Ennen keinolannoitteiden aikakautta pellot ovat myös muuttuneet nykyistä paljon helpommin niitymäisiksi. Silti ulkomaisten tutkimusten perusteella 50–100 vuotta sitten peltona olleet alueet eroavat vieläkin niityistä, joita ei ole koskaan muokattu (Wells ym. 1976, Skånes 1991). Ekstam ym. (1997) arvioivat 1700-luvulla harjoite-

tun peltoviljelyn vaikutusten näkyvän yhä niityn kasvillisuudessa. Ennen 1960-lukua peltoviljelyssä olleet alueet voidaan sisällyttää niityihin, jos niitä sen jälkeen ei ole muokattu ja niitä on kauan hoidettu niityinä. Osa niistä on muuttunut kohtalaisen monilajisiksi niityiksi, mutta osa on yhä niukkalajisia, ja kasvillisuudeltaan helposti entisiksi pelloiksi tunnistettavia. Vielä 1960–1970-luvuilla viljellyillä ja sen jälkeen laidunnetuilla entisillä pelloilla vanhan viljelyn jäljet näkyvät kasvillisuudessa yleensä erittäin selvästi (taulukko 8). Ne ovat yleensä heinävaltaisia ja niukkalajisia. Poikkeustapauksissa (lähinnä hiekkaisilla maille) niille on muodostunut melko edustavaa niitykasvillisuutta. Niitymäistä kasvillisuutta on syntynyt myös teiden ja rautateiden varsille, peltojen pientareille, pihuille ym. Näistäkin suurin osa on ollut ennen vanhaan laidun- tai niittokäytössä.

Suomi on niin metsäinen maa, ettei kielessämme ole riittävästi sanoja kuvaamaan puuttomien ja vähäpuisten alueiden luonnon vaihtelua. Hæggström ym. (1995) esittivät käyttöön perustuvan luokitteluehdotuksen niityille ja eräille muille puuttomille maille. Käyttökelpoisen ja loogisen niityterminologian muodostaminen on kuitenkin osoittautunut varsin vaikeaksi.

Kedot

Kedot ovat kuivia, hiekkaisen tai kallioisten maiden tai moreenimaiden niityjä. Savimaille ei synny varsinaisia ketoja. Tosin savimaiden laidunnetuilla jyrkillä etelärinteillä kasvillisuudessa voi olla selviä ketopiirteitä ("kuivahkot niityt") (Kontula & Pykälä 2000). Kedoille luonteenomaista on usein yksi- ja kaksivuotisten kasvien merkittävä osuus kasvillisuudessa. Etenkin yksivuotisten kasvien yksilömäärät vaihtelevat suuresti kasvukausien kosteusolojen

Taulukko 8. Laidunkäytössä oleville entisille pelloille (maata muokattu vuoden 1960 jälkeen) luonteenomaisia piirteitä.

- kasvilajisto rikkainta alueen reunaosissa ja köyhtyy keskustaa kohti
- typensuosijakasvit vallitsevia (valkoapila, voikukka, niitynurmikka, koiranputki, siankärsämö ym.)
- lajitiheys melko alhainen (n. 10 kasvilajia/m², pitkään peltokäytöstä poissa olleilla paikoin 20 kasvilajia/m²)
- kasvillisuus intensiivisen kirkkaan vihreää, nurmikonväristä
- vanhoja ojia (joskus niitylläkin voi olla vanhoja ojia)
- hyvät niitylajit niukkoja tai puuttuvat (esim. purtojuuri, jäkki harvoin entisillä pelloilla)
- metsäkasvit puuttuvat (yleensä muokkaamattomilla tuoreilla niityillä ja kedoilla on myös metsäkasveja)



Juha Pykälä

Kuva 22. Niittykasvit ovat monesti parhaiten säilyneet kalliokedoilla. Umpeenkasvu on niillä hitaampaa kuin muilla niittytyypeillä. Varsinais-Suomen kalliokedoilla on eniten harvinaisia kallio- ja ketokasveja. Paljaat ja kasvipeitteiset pinnat vuorottelevat mosaikkimaisesti, jonka takia kasvillisuuden luokittelu on ongelmallista. Dragsfjärd, Kaxskåla.

mukaan (Kurtto 1993, Hinneri 1994). Ensimmäisesti ketokasveja on Suomessa n. 120 lajia (liite 1). Kedoilla voi lisäksi kasvaa monia muita kasveja. Kedot on jaettu varpuvaltaisiin kangasketoihin (jotka voidaan lukea myös nummikasvillisuuteen), kuiviin heinäniittyihin, mäkikauraniittyihin ja kuiviin pienruohoniittyihin. Nämä ovat oikeastaan fysiognomisia (kasvien rakenteeseen perustuvia) kasvillisuustyyppiryhmiä, jotka jakaantuvat useisiin kasvillisuustyyppihin, joita ei ole kuvattu. Hinneri & Lehtomaa (1994) ovat ryhmitelleet Lounais-Suomen kетоjen kasvillisuutta.

Kalliokedot voidaan jakaa tavallisiin karuihin kallioketoihin ja kalkkivaikutteisiin kallioketoihin. Kallioketojen tarkempi luokittelu on tekemättä (kuva 22). Avoimet kalliopinnat vuorottelevat eripaksuisten maa-ainesten peittämien kohtien kanssa. Kallioketojen ja luontaisen kalliokasvillisuuden raja on varsin epäselvä.

Kedot ovat niittytyypeistämme selvästi eteläisimpiä, vaikka niitä esiintyy koko maassa. Ketoja on eniten Varsinais-Suomessa, ja niiden määrä vähenee nopeasti sisämaahan ja pohjoiseen mentäessä. Ketoja tavataan kuitenkin aina Utsjoelle asti. Ketolajisto on rikkain lounaisaarisissa ja rannikolla. Lajisto köyhtyy selvästi

mantereelle ja pohjoiseen mentäessä. Ketoja on niitetty vähemmän kuin muita niittytyyppejä. Ketoja käytettiin yleensä laitumina (varsinkin lampaille) (Cajander 1916).

Tuoreet niityt

Tuoreet niityt ovat niityistämme kaikkein monimuotoisimpia ja lajirikkaimpia. Niitä esiintyy kaikilla kivennäismaalajeilla. Tuoreiden niittyjen kasvillisuutta on kuitenkin tutkittu Suomessa varsin vähän. Fysiognominen jako tuoreet pienruohoniityt, tuoreet suurruohoniityt ja tuoreet heinäniityt on epätydyttävä. Pienruohovaltaisuus on ollut perinteisesti käytettyjen niittyjen, etenkin niittoniittyjen ominaispiirre. Pienruohovaltaiset tuoreet niityt ilmeisesti sisältävät useita kasvillisuustyypppejä. Erityyppisiä ovat mm. päivänkakkara (*Leucanthemum vulgare*)-, metsäapila (*Trifolium medium*)- ja purtojuuri (*Succisa pratensis*)-valtaiset niityt. Ensimmäisesti tuoreilla niityillä on perinteisen karjatalouden vallitessa kasvanut n. 115 kasvilajia (liite 1).

Ketojen ja tuoreiden niittyjen raja on usein vaikeasti määritettävissä. Välimuodot ovat tavallisia. Taulukossa 9. on eräitä ns. erottajalajeja, joita kasvaa yleensä vain toisella näistä (ks. myös Hinneri 1994). Toisaal-

Taulukko 9. Ketojen ja tuoreiden niittyjen erottajakasveja. Kedot ja tuoreet niityt määritetään koko kasvillisuuden ei yksittäisten lajien perusteella. Useat ketokasvit kasvavat joskus myös tuoreilla niityillä ja päinvastoin. Lisäksi niitto ja laidunnus mahdollistavat useiden ketokasvien kasvamisen niukoina myös tuoreilla niityillä. Vastaavasti umpeenkasvaville kedoille leviää tuoreen niityn kasveja.

Kedot	Tuoreet niityt
<i>Alchemilla glaucescens</i> , harmaapoimulehti	<i>Alchemilla monticola</i> , laidunpoimulehti
<i>Antennaria dioica</i> , kissankäpälä	<i>A. subcrenata</i> , hakamaapoimulehti
<i>Arabidopsis thaliana</i> , lituruoho	<i>A. vulgaris</i> , piennarpoimulehti
<i>Arabis glabra</i> , pölkkyruoho	<i>Alopecurus pratensis</i> , nurmipuntarpää
<i>Arenaria serpyllifolia</i> , mäkiarho	<i>Anemone nemorosa</i> , valkovuokko
<i>Avenula pratensis</i> , ahdekaura	<i>Bistorta vivipara</i> , nurmitatar
<i>Erophila verna</i> , kevätksynsimö	<i>Campanula glomerata</i> , peurankello
<i>Festuca ovina</i> , lampaannata	<i>C. patula</i> , harakankello
<i>Filipendula vulgaris</i> , sikoangervo	<i>Carex pallescens</i> , kalvassara
<i>Luzula campestris</i> , ketopiippo	<i>Centaurea phrygia</i> , nurmikaunokki
<i>Lychnis viscaria</i> , mäkitervakko	<i>Cirsium helenioides</i> , huopaohdake
<i>Myosotis stricta</i> , ketolemmikki	<i>Dactylis glomerata</i> , koiranheinä
<i>Pilosella officinarum</i> , huopakeltano	<i>Galium boreale</i> , ahomatara
<i>Plantago lanceolata</i> , heinäratamo	<i>G. uliginosum</i> , luhtamatara
<i>Poa compressa</i> , litteänurmikka	<i>Geranium sylvaticum</i> , metsäkurjenpolvi
<i>Ranunculus polyanthemos</i> , aholeinikki	<i>Geum rivale</i> , ojakellukka
<i>Rumex acetosella</i> , ahosuolaheinä	<i>Hypericum maculatum</i> , särmäkuisma
<i>Satureja acinos</i> , ketokäenminttu	<i>Phleum pratense</i> ssp. <i>pratense</i> , timotei
<i>Scleranthus annuus</i> , viherjäsenruoho	<i>Poa pratensis</i> , niitynurmikka
<i>Sedum acre</i> , keltamaksaruoho	<i>Potentilla erecta</i> , rätvänä
<i>Silene nutans</i> , nuokkukohokki	<i>Primula veris</i> , kevätesikko
<i>Thymus serpyllum</i> , kangasajuruoho	<i>Prunella vulgaris</i> , niityhumala
<i>Trifolium arvense</i> , jänönapila	<i>Succisa pratensis</i> , purtojuuri
<i>Veronica arvensis</i> , ketotädyke	<i>Trifolium medium</i> , metsäapila
<i>Vicia tetrasperma</i> , mäkivirvilä	<i>Veronica chamaedrys</i> , nurmitädyke
	<i>Vicia cracca</i> , hiirenvirna

ta hyvin hoidetuilla ja umpeenkasvun alkuvaiheessa olevilla tuoreilla niityillä on yleensä joitakin ketokasveja. Umpeenkasvaville ja rehevöityville kedoille leviää puolestaan tuoreiden niittyjen lajistoa.

Kosteat niityt

Kosteat niityt ovat maaperältään kosteita tai märkiä, usein tulvavaikutteisia (varsinaiset tulvaniityt ja rantaniityt käsitellään kuitenkin erikseen, ks. luku 4.4). Kosteita niittyjä on muodostunut painanteisiin pinta- ja pohjavesivaikutteisille rinteille ja huonosti vettä läpäiseville maalajeille. Usein kosteat niityt ovat lievästi soistuneita. Muualla kuin rannoilla sijaitsevat kosteat niityt ovat kuitenkin katoamassa oleva luontotyyppi, jonka erityispiirteitä ei ole kunnolla selvitetty.

Perinteisen karjatalouden muovaamat niityt

Laidun- ja niittoniittyjen keskeinen ominaisuus on monilajisuus. Kokonaislajimäärä on korkea ja pienellä pinta-alalla on runsaasti kasveja (ks. kpl 3.1). Kasvillisuudeltaan edustavilla, niukkaravinteisillä niityillä ei ole selviä valtakasveja (Losvik 1988). Kasvit ovat jakaantuneet suhteellisen tasaisesti koko niitylle (Mitchley 1990, Ekstam & Forshed 1996, Eriksson 1998).

Suomessa julkaistuista niittyjen kuvauksista ei yleensä selviä alueiden maankäyttöä eikä niiden historiaa. Osa kuvauksista koskee muokkaamattomia pitkäaikaisen niitto- ja laidunkäytön muovaamia niittyjä ja osa entisiä peltoja. 1800-luvun lopulta ja 1900-luvun alusta peräisin olevat julkaisut niittyjen kasvistosta ja kasvillisuudesta kui-

Runsaimmat kasvilajit Pohjois-Savon päivänkakkaraniityillä Teräsvuoren (1920) mukaan.

1. *Leucanthemum vulgare*, päivänkakkara
2. *Lathyrus pratensis*, niittynätkelmä
3. *Anthoxanthum odoratum*, tuoksusimake
4. *Campanula patula*, harakankello
5. *Luzula multiflora*, nurmipiippo
6. *Bistorta vivipara*, nurmitatar
7. *Prunella vulgaris*, niittyhumala
8. *Trifolium pratense*, puna-apila
9. *Nardus stricta*, jäkki
10. *Leontodon autumnalis*, syysmaitiainen
11. *Trifolium spadiceum*, musta-apila
12. *Trifolium repens*, valkoapila
13. *Ranunculus acris*, niittyleinikki
14. *Rumex acetosa*, ahusuolaheinä
15. *Vicia cracca*, hiirenvirna

tenkin paljastavat, että tuolloiset niityt olivat nykyisiin verrattuna varsin monimuotoisia, monilajisia ja runsasruohoisia (esim. Norrlin 1870, Wainio 1878a, b, Leopold 1879, Hult 1881, Stenroos 1894, Teräsvuori 1920).

Niityille ovat ominaisia suuret vuosittaiset vaihtelut niiden kasvilajien runsaudessa (Rabotnov 1966, Hopkins 1978, Stampfli 1995, Rosén 1995, Gigon 1997, van der Maarel & Sykes 1997). Usein eri kasvit ovat eri vuosina runsaimpia (Rabotnov 1966). Kasvillisuuden vuosittainen vaihtelu on suurinta kedoilla. Ketokasvillisuus paahtuu kuivina kesinä, ja suuri osa kasveista kuihtuu ennen siementen muodostumista. Elonmerkkejä löytyy loppukesällä vain pienestä osasta kasveja. Kedot voivat olla sateisina alkukesinä täynnä kukkaloistoa. Kasvi, jota edellisenä vuonna ei ole näkynyt ollenkaan, saattaa olla runsas. Lyhytikäisillä kasveilla kukkivien yksilöiden määrä voi vaihdella eri vuosina yli satakertaisesti (Grubb ym. 1982, Verkaar 1987). Tuoreillakin niityillä kasvillisuuden vuosivaihtelu (Fogelfors & Steen 1982) ja etenkin kasvien kukinnan runsauden vaihtelu on huomattavaa. Siksi kasvillisuuden muutosten havaitseminen niityillä edellyttää kasvillisuuden seurantaan useiden vuosien ajan.

Niittyjen raivaus lyhytikäistä (muutamman vuoden) viljelyä varten lienee ollut aikanaan melko tavallista, ja yleistyi mahdollisesti 1800-luvulla (Ekstam & Forshed

1996). 1800-luvulla ja 1900-luvun alussa, kun keinolannoitteita ei ollut, muodostui viljelyn loputtua nopeasti niittymäisiä yhteisöjä. Nämä lienevät poikenneet suuresti nykyisistä pakettipelloista. Tällaisilla niitysukcession alkuvaiheilla saattaa olla myös ollut huomattava merkitys monille eliölajeille (Ekstam & Forshed 1996). Wells ym. (1976) vertasivat Etelä-Englannissa alle 50-vuotiaita, 50–100-vuotiaita, 100–130-vuotiaita ja yli 130-vuotiaita niittyjä. Kasvillisuus oli kaikissa ryhmissä erilaista, mutta missään niissä eivät runsasravinteisten paikkojen kasvit olleet runsaita.

Umpeenkasvu käytön loputtua

Niiton ja laidunnuksen loputtua niityt alkavat kasvaa umpeen. Muutamana ensimmäisenä vuonna jokseenkin kaikki kasvilajit runsastuvat (ns. "hurmaava vaihe", den älskliga fasen) (Ekstam & Forshed 1992) (kuva 23). Sen jälkeen suurikokoiset kasvit ja erilaiset heinät runsastuvat ja vain matalassa kasvillisuudessa pärjäävät kasvit sekä erilaiset ruohot vähenevät (Wells 1980, Ekstam & Forshed 1992). Monilajisista niityistä tulee muutaman kasvin vallitsemia ja muut niittykasvit niukentuvat tai häviävät kokonaan (Ekstam & Forshed 1992). Niityille alkaa vähitellen levitä puita ja pensaita sekä muita metsäkasveja. Kokonaislajimäärä yleensä vähenee. Kuitenkin norjalaisilla metsittyvillä entisillä niittoniityillä kokonaislajimäärä oli suunnilleen sama 30 vuoden umpeenkasvun jälkeen (Losvik 1999). Umpeenkasvuprosessi on varsin erilainen eri paikoilla, ja sen kehitys ja tulos ovat vaikeasti ennustettavissa. Tulos voi olla erilainen alunperin kasvillisuudeltaan samanlaisilla niityillä (Herben ym. 1993). Lannoitus nopeuttaa umpeenkasvua (Glimskär & Svensson 1990). Umpeenkasvua on siis sekä kasvillisuuden köyhtyminen (yleensä heinittyminen) että puiden ja pensaiden leviäminen niitylle.

Niityillä on usein puiden taimia, jotka niiton ja laidunnuksen loputtua alkavat vapaasti kasvaa. Puiden leviäminen siemenistä umpeutuville niityille on vaihtelevaa. Niityillä on usein heti laidunnuksen loputtua sen verran paljasta maata, että puiden siemenet voivat löytää sopivaa itämisalustaa. Hylätyn niityn kenttäkerros muuttuu

nopeasti niin tiheäksi, että puiden ja pensaiden on vaikea levitä paikalle (Ellenberg 1988). Tällöin ainoastaan haavat ja harmaalepät levittäytyvät juurivesoista niittyjen laiteilta vähitellen keskustaan. Toisinaan niityt säilyvät puuttomina ja pensaattomina useita kymmeniä vuosia.

Esimerkiksi tervalepän siemenet itävät keväällä tiheässä mesiangervokasvillisuudessa, mutta kuolevat mesiangervon kasvaessa kesän mittaan (Vinther 1983). Lievä laidunnus suosii tervalepän leviämistä, kun taas voimakas laidunnus tai laidunnuksen loppuminen hidastaa sitä (Vinther 1983).

Myös katajan lisääntyminen johtaa keto- ja niittykasvien vähentymiseen (Rejmanek & Rosén 1988). Rejmanekin & Rosénin tutkimuksessa Öölannin alvareilla jo 10 % katajan peittävyys vähensi varsinaisten alvarikasvien lajimäärää. Katajat myös happamoittamat lähiympäristöään (Sjögren 1971).

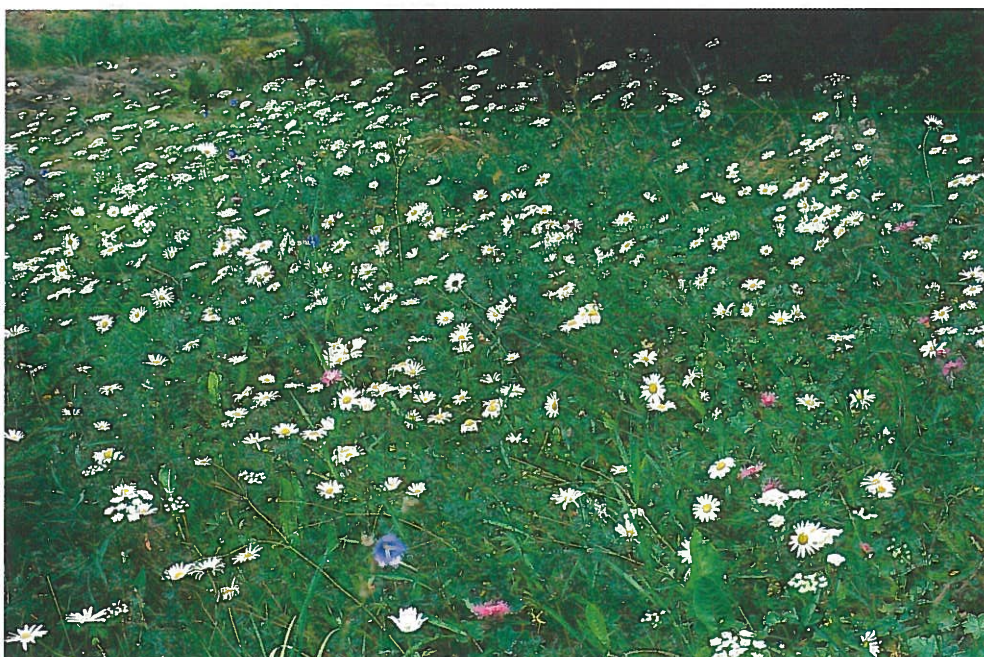
Herkeimmät kasvit häviävät umpeenkasvavalta niityltä yleensä jo muutamassa vuodessa. Tällaisia ovat esim. katkerot (Lennartsson 1997b). Niittykasvien populaatioiden muutos on useimmiten hitaampaa. Kasvillisuuden rakenne muuttuu vähitellen useiden vuosikymmenien kuluessa (Losvik 1999). Eriksson & Eriksson (1997)

löysivät tyypillisiä laidunniittykasveja södermanlandilaiselta niityltä vielä 90 vuotta laidunnuksen loppumisen jälkeen.

Kasvillisuuden muutos on hitaampaa kuivilla paikoilla kuin tuoreilla ja kosteilla (Fogelfors 1982). Kalliokedot ovat siksi monien kasvien viimeisiä turvapaikkoja. Kalliokedoilla umpeenkasvu on hidas. Tämän takia usein uskotaan, että ketokasvit säilyvät niillä ilman hoitoa. Tätä ei ole kuitenkaan selvitetty.

Umpeenkasvu muuttaa kasvupaikan oloja kosteammiksi. Korkeassa kasvillisuudessa auringonvalo lämmittää ja kuivaa maata vähemmän kuin matalassa. Korkea ruoho- ja heinäkasvillisuus, pensaat ja puut keräävät myös sumun mukana vettä enemmän kuin matala kasvillisuus (Wilson & Agnew 1992). Maaperä voi myös happamoitua umpeenkasvun myötä (Miles 1987b).

Niiton tai laidunnuksen loputtua liukaisen typen ja fosforin pitoisuudet saattavat lisääntyä maaperän pintakerroksessa (Stöcklin & Gisi 1989, Bobbink & Willems 1993). Tulos ei kuitenkaan päde kaikkiin tilanteisiin. Eri tutkimuksissa on käytön loputtua havaittu ravinteiden määrän sekä lisääntyvän, säilyvän samana että vähenevän (Marrs 1993).



Juha Pykälä

Kuva 23. Ensimmäisinä vuosina laidunnuksen loputtua niittykasvillisuus kukoistaa petollisen näyttävästi. Loisto hiipuu kuitenkin pian. Lohjan Pensaaren haan laidunnus nautakarjalla loppui kolme vuotta aiemmin.

4.2 Nummet

Nummia (puuttomia varpukankaita) esiintyy mereisillä alueilla, happamilla mailla. Lapin tuntureilla on varpukankaita (Haapasaari 1988). Myös hiekkaisilla mailla Etelä- ja Keski-Suomen sisämaassa esiintyy paikoin erikoisissa ympäristöoloissa varpukankaita (mm. Jalas 1953). Näistä suuri osa on ollut alueita, joilla puuston kasvu metsäpalojen jälkeen saattaa kestää pitkiä aikoja, ja ajoittaisten palojen ansiosta ne ovat luonnoloissa pysyneet jatkuvasti puuttomina. Seuraavassa ei käsitellä luontaista varpukangaskasvillisuutta.

Karjatalouden vaikuttamia varsinaisia nummia on Suomessa vain lounaisaaris-tossa ja Perämerellä. Nummityyppejä ovat kanerva-variksenmarja-puolukkanummi, kanervanummi, mustikka-kanervanummi, runsasruohoinen kanervanummi (pienruohokanervanummi) ja nurmirölinummi (Pählsson 1994). Ihmisen muovaamaa nummimaista kasvillisuutta lienee kuitenkin esiintynyt koko maassa (ns. kangaskedot eli varpuvaltaiset kedot). Nummiluon-toamme on tutkittu sangen vähän. Ruohoisten ja heinäisten nummien ja ketojen välinen raja on epäselvä.

Nummia on laidunnuksen lisäksi ajoittain hoidettu katajikko raivaamalla ja polttamalla (Lindgren & Stjernberg 1986). Saariston nummet ovat pääosin syntyneet puuston ja pensaikon raivauksen, laidunnuksen ja kulotuksen myötä. Jos käyttö loppuu ne yleensä pensoittuvat tai metsittyvät vähitellen. Luonnostaan nummia esiintyy rannan ja metsän välissä kapeina kaistaleina sekä karummilla hiekkasaarilla (Lindgren & Stjernberg 1986).

Kangaskedot ovat ehkä suurelta osin olleet laidunnettuja entisiä metsäpaloalueita (ks. Hult 1878, Multamäki 1916). Kangasketoja on syntynyt myös kaskeamisen myötä soraisille ja hiekkaisille maille (Hult 1878). Kangasketoja on jäljellä enää erittäin vähän, eniten Lapissa (Kalpio & Bergman 1999).

Nummilla ruohot ja heinät niukentuvat ilman laidunnusta. Toisaalta nummien arvioidaan joskus voivan muuttua niityiksi voimaperäisen laidunnuksen myötä (Gimingham 1972). Varvut happamoittavat maata, muodostavat huonosti hajoavaa

raakahumusta ja erittävät maahan monille kasveille myrkyllisiä yhdisteitä (Zackrisson ym. 1996). Toisaalta karjan laidunnus voi toisinaan myös runsastuttaa varpuja, esimerkiksi kanervaa (Buttenschøn & Buttenschøn 1992).

Nummiluonnon tutkimus on ollut vilkasta Keski-Euroopassa, etenkin Englannissa ja Hollannissa (esim. Gimingham 1971, 1972, 1994, Gimingham ym. 1981, Aerts & Heil 1993, Jansen ym. 1996). Tuloksia on kuitenkin vaikea soveltaa meidän oloihimme. Lisäksi tutkimuksissa on keskitytty liiaksikin kanervan merkitykseen nummissa ja toisaalta ilmansaasteiden ja lannoitteiden vaikutuksiin (Heil & Diemont 1983, Berendse 1990). Typpilannoitus aiheuttaa nummikasvien (kanerva ym.) voimakkaan vähenemisen ja heinien runsastumisen (Heil & Diemont 1983).

Nummien kasvilajisto on melko köyhä. Eräitä harvinaisia lajeja (esim. noidanlukkoja) esiintyy lähinnä pienruoho- ja heinänummilla. Nummien eläinlajistoa ei Suomessa ole juuri tutkittu. Englannissa nummien hyönteis- ja etenkin hämähäkilajisto on suhteellisen rikas (Usher 1992).

4.3 Puustoiset laidun- ja niittoalueet

Puustoisten perinnebiotooppien luokittelu

Puustoiset laidunalueet on Suomessa ollut tapana jakaa kolmeen ryhmään: hakamaat, lehdes- ja vesaniityt ja metsälaitumet.

Hakamaa (haka) on määritelty eri aikoina ja tarkoituksia varten varsin vaihtelevasti (ks. Hæggström 1987a). Biologinen määrittely eroaa maataloudellisesta määrittelystä, jossa myös puuttomia laidunalueita on sisällytetty hakamaihin. Nykyisin käytettävän määrittelyn mukaan hakamaat ovat laidunnettuja puustoisia alueita, joilla niitykasvillisuus on runsaampaa kuin metsäkasvillisuus (Pykälä ym. 1994). Useimmiten puuston peittävyys on 10–35 %, mutta se voi olla myös tätä suurempi tai pienempi. Puustorakenteeltaan edustavilla alueilla vuorottelevat puut ja puuryhmät sekä avoimet niitylaitkut. Hakamailta on korjattu kotitarve-



Juha Pykälä

Kuva 24. Edustavaa koivumetsälaidunta Sysmän Nuoramoisissa.

puita ja puustoa on harvennettu, jotta karjalalle saataisiin syötävää. Aiemmin hakojen puustoa myös saatettiin lehdestää (Hæggström 1987a). Nykyisin hakamaat ovat kuitenkin yleensä metsätalouskäytössä, ja puuston määrä niissä on lisääntynyt. Samalla hakamaan ja metsälaitumen ero on entisestään hämärtynyt. Monet haat ovat entisiä niittyjä, joille on viime vuosikymmeninä kasvanut tai istutettu puustoa. Hakamaita voidaan luokitella valtapuun ja aluskasvillisuuden mukaan (Toivonen & Leivo 1993).

Metsälaitumet ovat laidunnettuja metsiä, joissa vallitsevat metsäkasvit (kuva 24). Puustoa ei ole juurikaan raivattu heinäkasvun edistämiseksi. Metsälaitumilta on kuitenkin perinteisesti otettu kotitarvepuita, ja pienet niittyaukot ovat olleet tyyppillisiä. Laidunnus on muuttanut kasvillisuutta, ja metsälaitumilla on jonkin verran niittykasveja.

Lehdesniityiksi luetaan alueet, joita on niitetty ja lehdestetty karjan talvirehukseksi (Hæggström 1983, 1988a, 1991, 1995). Karja päästettiin lehdesniityille vasta 2–3 viikkoa niiton jälkeen (Hæggström 1983). Lehdesniityt ovat kasvillisuuskompleksi, joka koostuu kahdesta eri kasviyhdyksentaryhmästä: avoimet niityt ja puu- ja pensasryhmät (Hæggström 1983, 1988a, 1995). Niittyaukot ovat vaihtelevankokoisia.

Lehdesniityillä (hamlingsäng) lehtipuita latvotaan, kun taas vesaniityillä (stubbskottsäng) lehtipuut kaadetaan ajoittain, jolloin ne uusiutuivat kantovesoista (Hæggström 1988a, 1991, 1995).

Lehdes- ja vesaniittyjen lisäksi oli muunkintyyppisiä lehdestettyjä alueita. Lehdestetyistä alueista luultavasti suurinta osaa ei niitetty (ks. Lindgren & Stjernberg 1986, Slotte 1993). Tällaisia ”lehdesmetsiä” ja ”lehdeshakoja” lienee yleensä laidunnettu. Vesametsät (skottskog) tuottivat pääasiassa pienikokoista puuainesta eikä niitä niitetty, vaan laidunnettiin (Hæggström 1992).

Metsien luontainen dynamiikka ja karjatalous

Boreaaliseen metsäluontoon vaikuttavat etenkin metsäpalot, myrskyt ja elolliset tekijät (Bonan & Shugart 1989, Virkkala 1996, Esseen ym. 1997). Nämä epäsäännölliset luonnon tapahtumat, ”häiriöt”, ovat laajuudeltaan ja aikaväliltään hyvin vaihtelevia ja vaikeasti ennustettavia (Virkkala 1996, Esseen ym. 1997). Keskeisimpiä metsien biodiversiteettiä ylläpitäviä rakenteita ja prosesseja ovat pitkä metsän jatkuvuus, lahopuu, kulot ja aukkodynamiikka (Esseen ym. 1997) sekä kosteissa metsissä ja suometsissä veden liikkeet (Hörnberg ym. 1998).



Julia Pykälä

Kuva 25. Vanhat lehtipuut ovat maatalousympäristöjen eliöstölle avainpienympäristöjä. Avaimien ja puoliavoimien paikkojen vanhoilla puilla ja lahoppuilla elää suuri joukko lämpöä vaativia puueliöitä. Vanhojen tammien eliöstö on kaikkein rikkain. Lohja, Paavola.

Kulot ovat paljon yleisempiä kuivilla alueilla kuin kosteilla. Angelstam & Rosenberg (1993) jakoivat metsät palotihedden mukaan neljään luokkaan: ei koskaan (= lähes ei koskaan), harvoin, joskus (vajaan 100 vuoden välein) ja usein (n. 40–60 vuoden välein) palavat (ns. ASIO-malli) (ks. myös Angelstam 1997). Ennen palon torjunnan aikoja metsät (poislukien ns. kulonkiertämät) paloivat yleensä 50–200 vuoden välein (Zackrisson 1977, Zackrisson & Östlund 1991). Metsäpalot estivät kuusen runsastumisen kuivilla paloherkillä mailla (Bradshaw 1993, Nilsson 1997a).

Luonnonmetsistä löytyi varjon lisäksi valoa. Etenkin vesistöjen reunamilla, soilla ja järvien rannoilla oli auringon paahtamia puita. Aurinkoisten paikkojen vanhat puut, joissa on koloja ja kuollutta puuainesta, ovat luultavasti olleet luonteenomaisia ikimetsissä etenkin metsäpalojen seurauksena

(Nilsson ym. 1994). Kun järeät puut kaatuvat tai kuolivat syntyi valoaukkoja metsän keskellekin. Myös suuret kasvinsyöjät loivat aukkoja metsiin ja hidastivat metsittymistä (ks. luku 6.). Monet vanhaa puustoa vaativat eliölajit ovat siksi sopeutuneet aukkoisiin metsiin (Ahnlund & Lindhe 1992, Gärdenfors & Baranowski 1992, Rose 1992, Nilsson 1997b).

Ruotsissa on puuaineksella eläviä uhanalaisia hyönteisiä valoisilla paikoilla enemmän kuin varjoisilla paikoilla (Jonsell ym. 1998). Etelä-Ruotsissa yli 60 % metsien uhanalaisista kovakuoriaisista suosii valoisilla paikoilla kasvavia puita ja 1/4 tiheässä metsässä kasvavia puita (Gärdenfors & Baranowski 1992). Puiden jäkälä- ja sammalajisto on valoisissa metsissä rikkaampi kuin tiheissä varjoisissa metsissä (Rose 1992).

Monet valoisilla paikoilla kasvavien vanhojen puiden eliölajeista ovat säilyneet vain kalliojyrkänteillä ja maatalousympäristöissä, joissa on vanhoja puita avoimilla paikoilla (Nilsson ym. 1994, Ek ym. 1995). Vanhojen puiden eliöstön arvioidaan säilyneen hakamailla ja lehdesniityillä ikimetsien ajoilta (Harding & Rose 1986, Nilsson ym. 1994). Puoliavoimien paikkojen kuten lehdesniittyjen ja hakamaiden vanhoilla lehtipuilla on siksi suuri merkitys biodiversiteetille (esim. Nilsson ym. 1994, Samuelsen & Ingelög 1996) (kuva 25). Erityisesti se korostuu hemiborealisella vyöhykkeellä (Nilsson 1997a). Laidunnus ja lehdestys ovat siten osittain korvanneet metsien luontaista dynamiikkaa (ks. myös luku 6).

Laidunnus muuttaa metsäluontoa

Suomessa on tutkittu lähinnä metsälaidunnuksen vaikutusta puuston kasvuun (mm. Reuter 1914, Multamäki 1916, Hertz 1934, Lampimäki 1939) ja jonkin verran kasvillisuuteen (Linkola 1916, Lampimäki 1939, Koskinen 1960, Malkamäki & Hæggström 1997). Myös muissa Pohjoismaissa tehdyt metsälaidun- ja hakamaatutkimukset keskittyvät yleensä vaikutuksiin puustoon ja kasvillisuuteen (esim. Steen 1954, Bjor & Graffer 1963, Kielland-Lund 1975, Olsson 1975, Brunet 1992, Fogelfors 1997). Andersson ym. (1993) ovat monipuolisesti arvioineet metsälaidunnuksen vaikutusta eliöstöön.

Metsälaidunnus vaikuttaa selvästi kenttäkerroksen rakenteeseen ja kasvillisuuteen (Hertz 1932, Brunet 1992). Se aiheuttaa kasvilajien määrän lisääntymisen, monien niittykasvien leviämisen metsiin ja etenkin karjan hylkimien kasvien runsastumisen (Lampimäki 1939, Koskinen 1960). Lievä laidunnus lisää puustoisissa ympäristöissä sekä kasvien että eläinten lajiversiteettiä (Mitchell & Kirby 1990). Useimmat metsäkasvitkin ovat runsastuneet hakamailla verrattuna harventamattomiin ja laiduntamattomiin metsiin (Koskinen 1960). Karjan lannan mukana lehtomaisten kankaiden kasveja voi levitä kuiville kankaille (Lampimäki 1939, Koskinen 1960). Lehtipuuvaltaisissa laidunmetsissä ruohoja ja heiniä on enemmän kuin havupuuvaltaisissa (Koskinen 1960). Erot aiemmassa laidunkäytössä voivat olla syynä muutoin ekologisilta oloiltaan samankaltaisten metsien kasviston eroihin (Brunet 1992).

Laidunnuksen vaikutuksista lehtoluontoon on yllättävän vähän tietoja. Toisaalta monet lehtokasvit ilmeisesti kärsivät karjan laidunnuksesta (Koskinen 1960). Toisaalta lehtomaiden metsälaitumia ja hakamaita pidetään monimuotoisina ja suojelullisesti arvokkaina (Alanen ym. 1996).

Laidunnus vähentää metsissä pensas-kerroksen muodostumista, mikä on monille puiden rungoilla kasvaville jäkälille ja sammalille eduksi (Rose 1992). Karjan lannasta leviää puiden rungoille ravinnerikasta pölyä, josta hyötyvät eräät jäkälät (Rose 1992). Myös epifyytti- ja kivisammalet saattavat hyötyä lievästä laidunnuksesta, joka vähentää kenttäkerroksen korkeiden kasvien sammalille aiheuttamaa varjostusta (Mitchell & Kirby 1990). Laidunnettujen metsien sienilajisto on rikas (Andersson ym. 1993, ks. kpl 5.4).

Monet hyönteiset, etenkin perhoset, viihtyvät metsien niittyaukoissa (Warren & Fuller 1990). Osa näistä elää muutoin niityillä ja osa sekä niittyä että metsää sisältävillä alueilla. Harvapuustoisissa laidunmetsissä kukkia on runsaammin ja suuri joukko hyönteisiä käyttää ravinnokseen niiden mettä ja siitepölyä (Warren & Fuller 1990). Metsälaidunnuksen vaikutus hyönteislajistoon tunnetaan kuitenkin heikosti.

Lehtipuiden on ollut mahdollista kehittyä harvapusilla hakamailla järeiksi ja

paksuoksaiksi. Valoa ja lämpöä vaativille vanhojen puiden ja lahopuiden eliöille hakamaat (ja lehdesniityt) ovat olleet suotuisia elinympäristöjä (Samuelsson & Ingelög 1996).

Laidunnuksen takia metsiin syntyi tiheä polkuverkosto (Koskinen 1960). Metsäpoluilla lienee ollut huomattava merkitys monille eliölajeille, esimerkiksi sienille.

Useimmat lehtomme olivat aiemmin laidunnettuja. Nykyisin ne ovat laidunnuksen loppumisen jälkeisessä muutosvaiheessa, jota runsaasti tehdyt metsänkäsittelytoimet ovat sekoittaneet. Eriksson ym. (1996) tutkivat Ruotsissa lehtoa, jonka laidunnus loppui 50 vuotta sitten. Viime vuosikymmeninä monet lehtokasvit ovat runsastuneet alueella, mutta kasvillisuuden muutos on yhä kesken. Tutkijat korostavat kasvillisuuden muutoksen pitkäaikaisuutta. Emme tiedä millaiseksi lehtokasvillisuus muuttuu entisillä metsälaitumilla pidemmällä aikavälillä.

Laidunnus suosii havupuustoa

Karjan tallaus saa aikaan paljasta maata, joka on hyvä itämispohja puiden taimille (Hertz 1934, Lampimäki 1939, Buttenschøn & Buttenschøn 1985, Hester ym. 1996). Suuri osa tai pääosa taimista kuitenkin kuolee, kun karja syö tai tallaa niitä. Laidunnus saattaa siten estää puuston lisääntymistä tai lisätä puuston ja pensaston määrää riippuen laidunnuspaineesta ja ympäristöoloista (Lampimäki 1939, Adams 1975). Uusia taimia syntyy laidunnuksen loputtua niukasti, koska karike runsastuu ja pohja- ja kenttäkerros tihenevät.

Karja vaurioittaa kaikkien puulajien taimia tallaamalla ja syömällä puuntaimia ruohon ohessa (Heikinheimo 1938, Lampimäki 1939). Nautakarjalaidunnuksessa tallaamisen vaikutukset puustoon ovat syömisestä suurempia ja lammaslaidunnuksessa päinvastoin (Björ & Graffer 1963). Puiden kuorivioittumat ovat tavallisia ja viottuneet kuoret ovat alttiimpia lahovioille (Lahti 1941). Hevoset ja vuohet ovat tunnettuja taipumuksestaan "kuoria" puista kaarnaa. Nautakarja kuorii harvoin kaarnaa.

Karja syö mielellään lehtipuun vesoja ja taimia, mutta kajoaa harvemmin havu-

puiden vuosikasvaimiin (Lampimäki 1939). Pajut, pihlaja, haapa ja jossain määrin koi-
vut kelpaavat parhaiten sekä nautakarjalle
että lampaille (Buttenschön & Buttenschön
1978, Johansson 1984). Kuusi, harmaaleppä
ja kataja hyötyvät metsien laiduntamisesta,
koska ne useimmiten eivät kelpaa karjalle
(Heikinheimo 1915, Palmgren 1915–17, Lin-
kola 1916, Multamäki 1916, Hertz 1932,
1934, Lampimäki 1939). Lammaslaidunnus
suosinee havupuustoa enemmän kuin nau-
takarjan laidunnus (Adams 1975, Johansson
1984). Lammas saattaa ”kaataa” nuoria leh-
tipuita (esim. 2–3 metrisiä saarnia) ja syö
puun lehdet ja nuoret versot (Hæggström
1990). Koivun sanotaan yleisistä puistamme
eniten kärsivän laiduntamisesta (Heikin-
heimo 1938, Lampimäki 1939). Metsälai-
dunnus lienee osaltaan niukentanut jalopu-
puita. Karja suosii erityisesti lehmusta, jon-
ka takia sen uusiutuminen estyy (Hertz
1926, Nilsson 1997a). Ruotsissa on todettu
aiemman laajan metsälaidunnuksen vaiku-
tuksen olevan vielä nähtävissä jalopuuston
esiintymisessä. Tammivyöhykkeellä vanhat
jalopuut keskittyvät asutuksen lähelle ai-
koinaan niitetyille alueille ja aikoinaan lai-
dunnetuilla alueille niitä on vähemmän
(Nilsson 1997a, Lindbladh 1999).

Metsäomenapuu (*Malus sylvestris*) on
esimerkki karjatalouden loppumisen myö-
tä taantuneesta ja uhanalaistuneesta puus-
ta, vaikka voimaperäinen laidunnus voikin
olla sille haitaksi. Tanskassa metsäomena-
puuta havaittiin eniten paikoilla, jotka ovat
olleet ajoittain laidunnettuja ja ajoittain hy-
lättyjä (Buttenschön & Buttenschön 1985,
1999). Tämä perustuu siihen, että laidun-
nus lisää metsäomenapuun taimettumista,
koska sen siemenet itävät parhaiten karjan
lantakasoissa (Buttenschön & Buttenschön
1985, 1999).

Ravinnevirta metsistä pihoille ja pelloille

Perinteisessä karjataloudessa lehmät ajeti-
tiin ennen lypsyä metsälaitumelta pihan
ääressä olevaan lypsytarhaan, kesanto-
maalle tai huonolla säällä navettaan (Gro-
tenfelt 1916). Koska karja syö ravintoa pää-
asiassa päivisin ja ulostaa öisin, tämä tapa
aiheutti jatkuvan ravinnevirran karjan lan-
nan mukana metsistä pelloille ja pihoille.

Lantaa myös kerättiin lannoittamaan pelto-
ja. Metsälaidunten ravinnetalous oli siis
varsin erilainen kuin nykyään.

Useimmat metsälaidunnuksen ekolo-
gisten vaikutusten tutkimukset ovat laitu-
milta, joilla karjatalouskäyttö on poikennut
perinteisestä. Siten perinteisen karjatalou-
den ekologiset vaikutukset ovat todennä-
köisesti joiltain osin olleet erilaisia kuin
mitä tässä kappaleessa on tehtyjen tutki-
musten tulosten perusteella arvioitu. Lyhy-
ellä ja keskipitkällä aikavälillä ravinteiden
vähentyminen on todennäköisesti ollut
biodiversiteetin kannalta eduksi (ks. luku
3.1). Pitkällä aikavälillä perinteinen metsä-
laidunnus saattaa muuttaa metsiä karum-
miksi. Ravinteiden liällinen vähentyminen
biodiversiteetin kannalta vaatinee kuiten-
kin hyvin pitkäaikaista laidunnusta (satoja
vuosia?).

Perinteisille metsälaitumille luonteenomaiset piirteet

Perinteisille metsälaitumille luonteenomai-
sia piirteitä ovat ruotsalaisen selvityksen
mukaan (Andersson ym. 1993):

1. Puuston hakkuut ovat poimintahakkui-
ta, eivät avohakkuita. Tällöin metsänjat-
kumo säilyy.
2. Metsissä on valoisia aukkoja ja va-
loisuuden vaihtelu on suurempaa kuin
muissa metsissä.
3. Metsälaitumille jätetään taloudellisesti
vähäarvoista puuta, joka vanhenee omia
aikojaan. Siten vanhoja puita ja lahopui-
ta on enemmän kuin nykyisissä talous-
metsissä.
4. Laidunnetut metsät ovat heinäisempiä
ja ruohoisempia ja varpuja on niukem-
min. Laidunnuksen ansiosta ravinne-
kierto maassa on nopeampaa, jonka takia
podsoloituminen ja maan happa-
muus ovat vähäisempiä. Koska metsissä
on valoaukkoja ja vanhoja puita, epi-
fytytilajisto on rikas: mm. naavoja ja lup-
poja on runsaasti.

Suomessa metsänjatkumo ei liene säilynyt
1900-luvulle asti kuin hyvin pienellä osalla
metsälaitumia, koska kaskeaminen oli niin
yleistä. Suomessa ei ilmeisesti enää ole alu-
eita, joilla olisi säilynyt kaikki perinteisille
metsälaitumille ominaiset piirteet. Metsä-

laitumet muistuttavat nykyisin tavallisia talousmetsiä.

Metsälaidunnuksen vaikutus eliöstöömme

Kaiken kaikkiaan tiedot laidunnuksen vaikutuksesta metsäluontoomme ovat varsin puutteelliset. Ulkomaisissa tutkimuksissa korostetaan etenkin metsälaitumilla olevan vanhan puuston ja lahoppuuston tärkeyttä biodiversiteetille (Harding & Rose 1986, Kirby ym. 1995). Toisaalta nautakarjan on havaittu kulkiessaan metsässä kaataneen pötkelöitä (Pettersen 1986), joten laidunus voi olla haitallista lahoppuueliöille. Vanhan puuston lajeille laidunnuksen myönteinen merkitys on epäsuora. Se mm. vähentää pensaskerrosta, jolloin täysvarjoa sietämättömät metsälajit menestyvät. Toisaalta puusto suojaa kuivuudelta, valolta ja tuulilta, jolloin laidunnuksesta ja niitosta hyötyvät puolivarjoisten ja varjoisten paikkojen eliöt menestyvät puustoisilla perinebiotoopeilla. Kuten tämän luvun alussa osoitettiin (ks. myös luku 6) metsälaidunnuksella on ilmeisesti ollut suuri merkityksen osin korvata useiden ihmisen estämien luonnon ilmiöiden vaikutuksia.

Lähes kaikki lehdot ja lehtomaiset metsät ovat olleet laidunnettuja Etelä- ja Keski-Suomessa. Tällä on epäilemättä ollut merkittävä kielteinen vaikutus moniin kenttä- ja pensaskerros eliöihin, etenkin hyönteisiin. Samoin laidunnuksen aiheuttama jaloppuuston väheneminen lienee niukentanut monia eliölajeja.

Nilsson (1997a) ja Lindbladh & Bradshaw (1998) arvioivat Etelä-Ruotsissa laidunnuksen ja kaskeamisen suuresti runsastuttaneen havupuustoa. Suomessa kuusi ei kuitenkaan runsastunut 1700-1800-luvuilla. Runsaan kaskeamisen lisäksi kuusta vähensi havujen runsas käyttö navetoissa kuivikkeeksi ja lisäksi nuorista kuusista tehtiin aitoja. Kuusta ei myöskään suosittu laidunmetsissä, koska kuusikon alta ei juuri löytynyt ravintoa karjalle. Metsien laidunus lienee runsastuttanut Suomessa kuusta vasta 1900-luvulla kaskeamisen loputtua.

Hakamaiden ja lehdesniittyjen merkitys eliöstölle

Vain hakamaille ja lehdesniityille ominaisia eliölajeja ei ehkä ole. Niittyaukkojen kasvilisuus on samankaltaista kuin puuttomilla niityillä. Suuri joukko eliölajeja menestyy kuitenkin parhaiten harvapuustoisilla niitetyillä tai laidunnetuilla alueilla. Edellä on käsitelty avoimien ja puoliavoimien paikkojen vanhan puuston suurta merkitystä eliöstölle. Nykyisin hakamaat ovat melko runsaspuustoisia, ja vanhaa puuta ja lahoppuuta on niillä hyvin vähän, minkä takia lämpöä ja lahoppuuta vaativa puueliöstö lienee niiltä suuresti vähentynyt.

Latvotut lehdesniityt ovat varsin merkittäviä luonnon monimuotoisuudelle (ks. luku 3.4). Eliölajisto on lehdesniityillä ehkä rikkaampi kuin millään muulla luontotyypillä (Aronsson 1997).

4.4 Rannat ja vedet

Niittykasvillisuutta on ollut rannoilla yleisesti luontaisesti, mutta rantaniittyjä on ihmisen toimesta suuresti laajennettu. Pääosa rannoista oli aiemmin laidunnettuja tai niitettyjä. Perinteisen karjatalouden vaikutukset sekä ranta- että vesiluontoomme ovat olleet suuret (ks. esim. Hulkkonen 1929). Nautakarja syö vesikasvillisuutta jopa metrin syvyyteen ulottuvalta vyöhykkeeltä (von Haartman 1975). Monet niittytyypit ovat hyötynneet tai suorastaan riippuvaisia laidunnuksesta ja niitosta (Willers 1987). Esimerkiksi merenrantojen suolamaiden arvioidaan useimmiten syntyneen karjan laidunnuksen seurauksena (Kauppi 1967, Siira 1970, 1984).

Rantavoimat, etenkin veden korkeusvaihtelu ja jäätien työ, ovat avointen rantaniittyjen ylläpitäjiä (Cramer & Hytteborn 1987, Markkola 1993). Veden korkeuden vaihtelu on rantojen luonnon monimuotoisuuden kannalta keskeinen piirre. Yksinkertaistetusti mitä suuremmat kevättulvat sitä erikoislaatusempi on eliöstö. Veden korkeuden vaihtelut aikaansaavat avointa kasvutilaa ja mahdollistavat rantojen oloihin erikoistuneiden eliöpopulaatioiden säilymisen ja uudistumisen. Monet harvinaisimmista lajeista elävät suurten jokien ku-

ten Kemi-, Ounas-, Kokemäen- ja Kymijoen varsilla tai Perämerellä, jossa maan tasaisuuden takia veden vaikuttamat ranta-alueet ovat laajempia kuin muualla Pohjanlahdella tai Suomenlahdella. Tasainen topografia on laajojen rantaniittyjen synnylle välttämätön.

Merenrantojen luonnon erityispiirteitä ovat tulvien lisäksi veden suolaisuus ja maan kohoaminen. Veden suolaisuus vähenee lounaan 6 promillesta Perämeren pohjukan yhteen promilleen. Monien vaihtelevien ekologisten tekijöiden (tulvat, maalaji, maaperän ravinteet) ansiosta rantaluonto on varsin monimuotoista. Yhdelläkin rantaniityllä voi mm. maaperän pH:n vaihtelu olla suurta (Tyler 1971).

Ranta eli litoraali jakaantuu kolmeen vyöhykkeeseen (Johansson ym. 1986). Vesiranta (hydrolitoraali) on keskiveden ja alimman vesirajan välinen alue. Sen alla alkaa aina veden vallassa oleva sublitoraalivyöhyke. Maaranta (geolitoraali) on keskiveden ja normaalin korkean veden välissä, ja korkean veden tason yläpuolista rantaa kutsutaan epilitoraaliksi. Epilitoraalin alin osa saattaa joutua myrskysäällä lyhyeksi ajaksi veden valtaan. Rantaniityt sijaitsevat keskiveden ja metsänreunan välisellä maarannalla.

Laidunnuksen ja niiton ekologiset vaikutukset ovat rannoilla ja vesissä osin samankaltaisia kuin tulvien (Alexandersson ym. 1986; ks. luku 6.). Laidunnus ja niitto muuttavat kasvillisuutta matalammaksi ja vähentävät sedimentoituvan kasviaineksen ja turpeen muodostuksen määrää (Uotila 1971). Karjan tallaus saa aikaan aukkoja kasvillisuuteen. Laidunnus ja niitto estävät rantojen pensoittumisen, jolloin kasvillisuusvyöhykkeet ovat paremmin esillä. Laidunnus usein jyrkentää vesi- ja maakasvillisuuden rajaa muuttamalla vesirajan läheistä aluetta sopivammaksi maakasveille (Hulkkonen 1929, Uotila 1971).

Järvien ja merten rannoilla niittykasvillisuus on huomattavan erilaista. Monet lajit esiintyvät vain merenrantaniityillä. Suomen alkuperäisistä putkilokasveista 7–8 % (ainakin 70 lajia eli 80 lajia ja alalajia) kasvaa luontaisina ainoastaan merenrannoilla.

Laidunnus ja niitto korostavat merenrantaniittyjen erityispiirteitä

Merenrantaniittyjen kasvillisuutta on tutkittu enemmän kuin muiden niittyjen, ja niiltä on kuvattu monia eri niittytyyppejä (mm. Tyler 1969, Siira 1970, 1985, Vartiainen 1980, Willers 1987, Autti 1993, Jutila 1999a). Laidunnuksen ja niiton vaikutuksista merenrantaniittyjen kasvillisuuteen on Keski- ja Pohjois-Euroopasta kohtalaisesti tutkimuksia (esim. Tyler 1969, Schmeisky 1977, Bakker & Ruyter 1981, Persson 1984, Jensen 1985, Vestergaard 1985, 1994, Pehrsson 1988, Bakker 1989, Andresen ym. 1990, Brongers ym. 1990). Kotimaisia tutkimuksia aiheesta ovat julkaisseet mm. Luther (1951), Kauppi (1967), Luther & Munsterhjelm (1983) sekä Jutila (1998, 1999a). Vaikutukset voivat olla varsin erilaisia riippuen maankäyttöhistoriasta, kasvillisuuden sukkessioasteesta, laidunnuspaineesta, laidunnuksen ajoituksesta ja eläinlajista (Gray 1991). Useimmat tutkimukset keskittyvät laidunnetun ja laiduntamattoman alueen vertailuun. Jensenin (1985) mukaan on niukalti tietoa laidunnuksen vaikutuksista hydrologiaan ja sedimentoitumiseen.

Niitto ja laidunnus vaikuttavat etenkin kasvien runsaussuhteisiin (Persson 1984, Vestergaard 1985). Lajikoostumuksen muutokset ovat selvästi vähäisemmät, vaikkakin merkittävät. Vaikutukset tiettyyn kasvilajiin ovat jossain määrin erilaisia rannan eri korkeusvyöhykkeissä (Vestergaard 1985, 1994, Jutila 1999a).

Laidunnus lisää merenrantaniityillä kasvien lajimäärää ja suolakkasvien (halofyyttien) määrää (Bakker & Ruyter 1981). Itämerellä laidunnus ja niitto hyödyttävät suolaa vaativia kasveja (Dijkema 1984, 1990). Siten laidunnus ja niitto korostavat merenrantojen ekologisia erityispiirteitä. Laidunnetuilla rantaniityillä laidunnus saattaa olla jopa tärkeämpi ympäristötekijä kuin veden saatavuus (Persson 1984). Laidunnetut rantaniityt ovat myös tärkeitä monille ranta- ja vesilinnuille (ks. luku 5.5). Useimmat putkilokasvit ja hyönteiset hyötyvät järviruo'on niittämisestä (Stubbs 1991, Cowie ym. 1992).

Toisaalta laidunnus on eräissä tutkimuksissa vähentänyt kasvien lajimäärää tai ainakin lajitiheyttä (Tyler 1969, Jutila 1997,

1999a, b). Laidunnus ei siis välttämättä ole eduksi rantavoimien ansiosta matalakasvuisina ruovikoitumattomina ja pensaattomina pysyvillä rannoilla.

Suolamaaeliöt hyötyvät laidunnuksesta

Itämeren rantaniittyjen erikoistapaus ovat ns. suolamaat, joita on sekä litoraalissa että epilitoraalissa. Suolamaa-nimitystä käytetään alueista, joilla kasvillisuus on korkean elektrolyyttipitoisuuden takia harvaa tai lähes puuttuu (Siira 1985). Suolamaita esiintyy Pohjanlahdella, Suomenlahdella (Siira 1985) ja Ahvenanmaalla. Suomen suolamaat jakaantuvat neutraaleihin kloridimidin, happamiin sulfaatti-kloridimaihin, happamiin kloridi-sulfaattimaihin ja hyvin happamiin sulfaattimaihin, joita kaikkia tavataan Pohjanlahdella (Siira 1985). Suomenlahdella on vain sulfaattimaita (Siira 1985).

Suolamaakasvillisuus on Itämeren rannoilla pääosin riippuvaista laidunnuksesta (Kauppi 1967, Schmeisky 1977, Siira 1985) (kuva 26). Laidunnetuilla merenrannoilla karjan niukkakasvisiksi tai paljaiksi

tallaamalla kohdilla maan pintakerros tiivistyy ja pinnan suolapitoisuus kasvaa ja muodostuu suolamaalaikkuja (Kauppi 1967, Siira 1970, Westhoff & Sykora 1979). Useimmat suolamaalaikut syntyvät karjan avulla, mutta toisinaan luontainen kasvillisuuden tuhoutuminen esim. jäiden ansiosta saa aikaan suolamaalaikkuja (Siira 1970, Dijkema 1990). Suolapitoisuus on yleensä korkeimmillaan keski- ja ylägeolitoraalissa (Siira 1970). Suolamaalaikut kasvavat umpeen laidunnuksen loputtua, ja suolamaille tyypilliset kasvit katoavat. Esim. neutraaleille kloridimaille luonteenomainen suolayrtti (*Salicornia europaea*) on voimakkaasti taantunut (Piirainen 1989). Nautakarjan laidunnuksesta riippumattomat suolamaat ovat Suomessa nykyisin hyvin harvinaisia. Niitä voi Itämerellä nykyoloissa syntyä vain jos suolapitoisuus säilyy korkeana vesirajaan asti ja paikat ovat aalloille alttiina, lähinnä saarilla (Dijkema 1990).

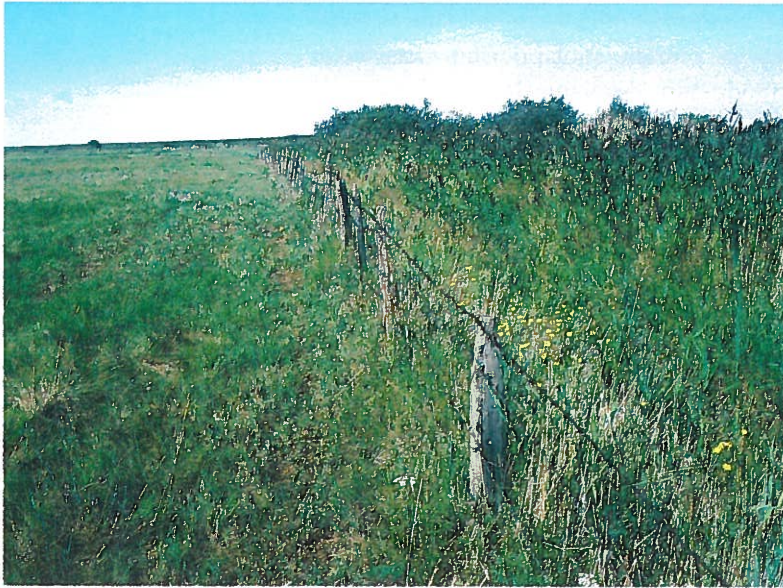
Järviruoko ja pensaatt valtaavat niityt laidunnuksen loputtua

Laidunnuksen loputtua paljaan maan määrä vähenee nopeasti (Jensen 1985). Eliöyh-



Juha Pykälä

Kuva 26. Suolamaakasvillisuus on Suomessa viime vuosikymmeninä suuresti taantunut. Saaristomeren kansallispuistossa on säilynyt vain yksi suolamaa Houtskarın Jungfruskärissä. Nautakarjan laidunnus on välttämätöntä, jotta järviruoko (*Phragmites australis*) ei valtaisi aluetta. Punaista väriä antaa uhanalais-tunut suolayrtti (*Salicornia europaea*).



Juha Pykälä

Kuva 27. Ilman laidunnusta merenrannat monesti ruovikoituvat nopeasti. Kempele, Nenän niitty.

teisödiversiteetti ja lajimäärä vähenevät, kun biomassaa ja karikkeita lisääntyvät (Bakker 1989). Järviruoko valtaa rantaniitty yleensä 5–10 vuodessa (Johansson ym. 1986) (kuva 27). Pajut ja harmaaleppä leviävät ylärantaniitylle, jotka muuttuvat pensastoiksi tai metsiksi (Leiviskä 1902, Johansson ym. 1986, Siira & Pessa 1992). Järviruoko, pajujen ja harmaaleppä-vesat ja taimet ovat usein läsnä myös laidunnetuilla niityillä, mutta laidunnus pitää ne kurissa. Useimmat muut kasvit niukkenevat ruohon ja pensaiden runsastuessa (esim. Pehrsson 1988, Andresen ym. 1990).

Luther & Munsterhjelm (1983) tutkivat laidunnuksen loppumisen vaikutuksia Pohjanpitäjänlahdella. Kiinteäpohjaisilla, aallokelta suojatuilla niityrannoilla korkea kasvillisuus oli vallannut maarannan ja suursarakasvillisuus vesirajan. Pehmeäpohjaisilla niityrannoilla ja kovapohjaisilla, aallokelta altteilla niityrannoilla kasvillisuus oli vain vähäisessä määrin muuttunut.

Laidunnuksen loputtua kasvien lajimäärä neliometrillä vähenee yleensä selvästi (Persson 1984). Esim. etelä-ruotsalaisella runsaslajisella rantaniityllä kasvilajien määrä neliometrillä väheni puoleen runsaassa 20 vuodessa (Persson 1984). Kasvien lajimäärä ei kuitenkaan vähene rantavoiimien avoimina pitämällä rantaniityillä (Jutila 1999a).

Osa laidunnetuilla ja niitetyillä rantaniityillä yleisistä kasvilajeista häviää vähitellen käytön loputtua (Persson 1984, Ekstam & Forshed 1992). Muutos kasvillisuudessa on suurin ensimmäisinä vuosina

(Persson 1984). Myös sammalten lajimäärä ja runsaus vähentyvät (Persson 1984). Umpeenkasvavilla rannoilla merenrantakasvit niukkenevat ja myös makeassa vedessä viihtyvät kasvit runsastuvat (Johansson ym. 1986).

Perinteinen maankäyttö lisäsi hietikkoja ja dyynnejä

Suomessa ei ole juuri tutkittu laidunnuksen ja niiton vaikutuksia hietikoiden ja dyynien kasvillisuuteen (ks. kuitenkin Hellemaa 1998). Keski-Euroopassa laidunnuksella sekä puiden ja muiden kasvin aineiden keräyksellä polttoaineeksi ym. oli dyyniluonnon monimuotoisuutta lisäävä vaikutus (Westhoff 1985). Tällainen maankäyttö tehosti dyynien luontaisia dynaamisia prosesseja (Westhoff 1985). Myös meillä hiekkadyynit ovat suurelta osin ihmisen rantametsien hakkuilla ja karjan, etenkin lampaiden, laidunnuksella aikaansaamia (Hellemaa 1998). Monet dyynit ovat metsittymässä laidunnuksen loputtua (Hellemaa 1998).

Laidunnuksen loputtua putkilokasvien lajimäärä hietikoilla ja dyynialueilla vähenee. Myös paljaan hiekan, jäkälien ja sammalten määrä vähenevät (ten Harkel & van der Meulen 1995, Veer & Kooijman 1997). Keski-Euroopassa on todettu typpilaskeuman ja pohjaveden pinnan laskemisen lisäävän dyynien umpeenkasvua (Kooijman & van der Meulen 1996).

Laidunnusta ja niittoa on kokeiltu Keski-Euroopassa hyvällä menestyksellä merenrantojen vakiintuneiden hiekkadyynien luonnonhoitotapana (Hewett 1985, Westhoff 1985).

Laidunnus piti järvenrannat avoimina

Niiton ja laidunnuksen vaikutukset järvenrantojen kasvillisuuteen ovat samankaltaisia kuin vaikutukset merenrantojen kasvillisuuteen (ks. Hultkonen 1929, Vaheri 1932, Uotila 1971). Laidunnus lisää rantojen kasvistollista monimuotoisuutta (Hultkonen 1929, Steen 1957a). Hultkonen (1929) tutki laidunnuksen vaikutusta Laatokan lahtien rantakasvillisuuteen kasvillisuusvyöhykkeittäin. Hän havaitsi, että "laidunnus on

suoranaisesti haitaksi kussakin vyöhykkeessä vain asianomaiselle valtalajille". Suurin osa kasveista kussakin vyöhykkeessä hyötyi laidunnuksesta. Useat rantaniittyjen kasvillisuustyypeistä ovat samalla tavalla riippuvaisia laidun- tai niittokäytöstä kuin kovan maan niittyjenkin (Jaatinen 1950). Kasvien kasvu alkaa laidunrannoilla aikaisemmin ja kestää pitempään kuin laiduntamattomilla. Steenin (1957a) mukaan kasvukausi on laidunnetuilla rannoilla jopa kuukautta pitempi.

Laidunnus hidastaa järvien sukkesiokehitystä (Pehrsson 1992) eli matalien järvien umpeenkasvua. Niitto ja laidunnus estävät pensaiden ja puiden runsastumisen rannoilla (Jaatinen 1950). Laidunnuksen loputtua järviruoko alkaa levittäytyä vesirajan yläpuolelle maarannoille ja puut ja pensaat valtaavat rantaniittyjen yläosan (Alexandersson ym. 1986). Runsasravinteisilla järvillä tulokaskasvi isosorsimo (*Glyceria maxima*) runsastuu ja saattaa muodostaa valtavia kasvustoja (Uotila 1971, Alexandersson ym. 1986).

Ihminen laajensi pohjoisia tulvaniittyjä

Tulvaniityt ovat osin luontaisia jokivarsien niittyjä, joita on laajennettu raivaamalla. Valtaosa tulvaniittyalasta on raivattu tulvametsistä ja pajuviidoista (Cajander 1907, Heikkinen 1980). Jokivesi kasaa sedimentaatiopatjoja, joihin ei muodostu podsoli-maannosta vaan ns. tulvamaannos. Varsinaisia tulvaniittyjä esiintyy nykyisin vain Pohjois-Suomen suurten jokien varsilla, joista Kemi- ja Ounasjoki ovat tärkeimmät (Cajander 1909, Tomanterä 1943, Heikkinen 1980). Vesien säännöstely on tuhonnut myös pohjoisista tulvaniityistä suuren osan (Hanhela 1994).

Kevättulva toi niityille hedelmällistä lietettä, jonka takia tulvaniityt ovat olleet tuottoisimpia luonnonniittyjä. Tulvan takia tulvaniityt eivät sammaloidu eikä niille muodostu turvetta (Cajander 1916, Heikkinen 1980). Tulvien voimakkuuden ja pituuden vuosivaihtelut aiheuttavat suuria kasvien runsausvaihteluita (Rabotnov 1985). Myös jäiden liikkeet ovat tärkeä tekijä tulvaniittyjen avoimena pysymisessä (Elveland 1979).

Tulvaniityille on ominaista kasvillisuuden vyöhykkeisyys (Cajander 1909, Teräsvuori 1920, Tomanterä 1943, Eurola 1967). Kasvukauden pituus niityn eri vyöhykkeissä vaihtelee suuresti (Tomanterä 1943). Tulvaniityt ovat märimmistä osistaan luontaisesti tulvien avoimina pitämiä, yleensä järvikorte- ja saraniittyjä. Ylemmät vyöhykkeet ovat sen sijaan ihmisen tulvametsistä ja pensaikoista raivaamia.

Tulvaniittyjen kasvillisuutta ja ekologiaa ovat tutkineet mm. Cajander (1909), Huuromäki (1913, Tomanterä 1943), Aaltonen (1955), Eurola (1967), Heikkinen (1980) ja Hanhela (1994). Kasvillisuus muistuttaa lähellä vesirajaa rantaniittyjen kasvillisuutta. Matalan veden niityt ovat järvikorteniittyjä. Kevät- ja syystulvaniityillä on useita kasviyhdykskuntia. Kevättulvaniittyjen alaosassa on kostean niityn kasvillisuutta. Tulvaniittyjen yläosissa on tuoretta ja kuivaa-kin niittyä (kaavakuva tulvaniittyjen vyöhykkeisyydestä (ks. Elveland 1979:67 ja Hanhela 1994).

Tulvaniittyjen kasvilajisto ei paljoa poikkea ympäröivien luonnontilaisten tulvavaikutteisten jokivarsien lajistosta (Cajander 1909, Hanhela 1994). Tulva pitää rantaniittyjen alaosa avoimena. Kevät- ja syystulvaniityt eli rantaniittyjen yläosat sen sijaan pensoittuvat tai metsittyvät nopeasti niiton ja laidunnuksen loputtua (Heikkinen 1980, Hanhela 1994).

Vähemmän tulvivilla kohdilla tapahtuu vähitellen soistumista ja tulvaniityihin liittyy luhtaisia kasviyhdykskuntia (Eurola 1967). Tällaisia suoniittyjä on eniten pienten jokien ja purojen varsilla, missä sedimentaatio on vähäistä (Hanhela 1994).

Karjatalous ja vesiluonto

Maan käyttö vaikuttaa vesistöihin monin tavoin. Renberg ym. (1993) havaitsivat maatalouden aiheuttaneen Etelä-Ruotsissa järviseden pH-arvon kymmenkertaistumisen jo n. 1 000–2 000 vuotta sitten (nousu 5,5–6,5). He esittivät syiksi etenkin paloja ja myös maanviljelyä ja metsälaidunnusta. Palojen seurauksena maaperän pH ja samalla järviin virtaavan veden pH nousivat ja ravinnehuuhtouma järviin kasvoi. Tällä vuosisadalla tapahtuneet maan käytön muutokset (etenkin metsäpalojen, kulotuk-

sen ja niittyjen voimakas väheneminen) ovat ilmeisesti happaman laskeuman ohella merkittävä syy järvien happamoitumiseen (Renberg ym. 1993).

Laidunnuksen ja niiton vaikutukset vesiluontoon tunnetaan suhteellisen heikosti. Vaikutuksista vesikasvillisuuteen on jonkin verran tietoja. Laidunnus (nimenomaan nautakarjan) ja niitto muuttavat merkittävästi vesikasvillisuutta sekä järvisä (Hulkkonen 1929, Vaheri 1932, Maristo 1935, Vaarama 1938, Uotila 1971) että murtovedessä (Luther 1951, Luther & Munsterhjelm 1983, Munsterhjelm 1997).

Karjan tallaus luo aukkoja ruovikkoon (so. matalaan veteen) ja sekoittaa maata (Uotila 1971). Tallausvaikutus ulottuu aina metrin syvyydelle, ollen suurimmillaan vesirajassa (Maristo 1935).

Laidunnuksesta hyötyvien vesikasvien määrä on huomattavasti suurempi kuin siitä kärsivien (Hulkkonen 1929, Luther 1951, Uotila 1971, Luther & Munsterhjelm 1983, Munsterhjelm 1997). Erityisesti matalassa vedessä lähellä vesirajaa kasvatavat yksivuotiset pienet kasvit (kääpiöamfiyytit eli ns. mutayrttikasvit) ovat suuresti taantuneet laidunnuksen loputtua (Luther & Munsterhjelm 1983).

Luther & Munsterhjelm (1983) tutkivat Pohjanpitäjänlahtea 1930–40-luvuilla ja vuonna 1981. Edellisenä ajanjaksona 40 % pehmeäpohjaisista rannoista oli laidunnettuja, jälkimmäisenä 0,3 %. Kiinteäpohjaisilla, aallokolta suojatuilla niittyrannoilla järviruoko oli vallannut matalan veden alueen. Upos- ja kelluslehtiset vesikasvit olivat täysin hävinneet rantavedestä, ja ruovikkoon oli ilmaantunut irtokellujakasvustoja. Pehmeäpohjaisilla (turve- ja ruokokarikeri) niittyrannoilla matalan veden runsas vesisammalkasvillisuus oli suuresti niukentunut. Ainoastaan kaikkein eniten aallokolle alttiin niemen kärjessä ruovikon tihentyminen oli monipuolistanut uposkasvilajistoa. Vesikasvisto oli vain vähän muuttunut kovapohjaisilla, aallokon vaikutukselle alttiilla rannoilla.

Niiton vaikutukset ovat rannoilla samankaltaiset kuin laidunnuksen. Vesikasvien niitto vähentää ilmaversoisten kasvien runsautta, jolloin kelluslehtiset ja uposkasvit lisääntyvät (Nybom 1988).

Itämeren rehevöitymisen takia järviruoko on suuresti lisääntynyt rantavesissä. Ruokoa saadaan vähennetyksi laidunnuksella ja niitolla, jolloin muille vesikasveille palautuu elintilaa. Toisaalta karjan vedenpohjan tallaus ja ruo'on poisto vapauttavat pohjaan sedimentoituneita ja ruo'on sitomia ravinteita veteen, mikä saattaa lisätä levien kasvua. Laidunnuksen ja niiton vaikutuksia rantavesien ravinnetalouteen ei ole kuitenkaan tutkittu.

Karjanjuottolammikot

Ennen laitumilla oli karjanjuottolammikoita, joilla kasvillisuus oli avointa. Niiden eliöstö tunnetaan huonosti. Karjanjuottolammikot ovat olleet tärkeitä esimerkiksi uhanalaiselle isovesirikolle (*Elatine alsinastrum*) (Rassi ym. 1986). Karjanjuottolammikoilla on saattanut olla merkitystä monille hyönteisille, esimerkiksi sudenkorennoille (Merritt ym. 1996).

4.5 Suot

Perinteisessä karjataloudessa monenlaisilta soilta niitettiin heinää ja niiton jälkeen niitä laidunnettiin (yleensä nautakarjaa). Soilta raivattiin puustoa ja pensastoa. Niitto ja laidunnus estivät niiden pensoittumisen. Soiden, nimenomaan nevojen ja lettojen niittykäyttö on aiemmin ollut hyvin runsasta. Korpia ja rämeitäkin saatettiin raivata heinämaiksi (Vasari 1988a). Erityisen tärkeitä olivat hyvätuottoiset suursaravaltaiset suot (Elveland 1975). Jokaisella suolla on oma historiansa koskien sen niitto- ja laidunkäyttöä, hoidon voimakkuutta ja kestoa, muita perinteiseen karjatalouteen liittyviä maankäyttötapoja ja ajankohtaa, jolloin käyttö loppui (Tyler 1984).

Suoniittyjen rehuntuottoa saatettiin lisätä vesittämällä (Grotenfelt 1899, Soininen 1974). Paiseniityillä tulva nostettiin niitylle patoamalla laskupuro. Valuntaniityllä vesi valutettiin niityn yli matalia kasteluojia pitkin (Pöyhönen 1910). Paiseniityjä tehtiin tasaisille maille ja valuntaniityjä rinteille (Elveland 1979).

Karjatalouskäytöllä on ilmeisesti ollut suuri vaikutus suoluontoomme. Vaikutukset eri suotyyppeihin tunnetaan kuitenkin var-

sin puutteellisesti, ja monien suokasvien osalta tiedot niiden suhtautumisesta niittoon ja laidunnukseen ovat ristiriitaiset (Tyler 1984). Suuri osa soistamme on perinteisen käytön loppumisen jälkeisessä sukkessiovaiheessa, jossa puut ja pensaat alkavat usein vallata suota (Elveland 1979). Tämän kehityksen pituutta ja lopputulosta ei tiedetä.

Niiton ja laidunnuksen ansiosta karikkeen ja turpeen muodostus soilla vähentyi (Elveland 1975, Tyler 1981). Rahkasammat niukentuivat, ja ruskosammalet runsastuivat (Elveland 1975, 1979). Suon luontainen sukkessio ja karuuntuminen hidastuivat (Tyler 1981). Maan pinnan mekaaninen kulutus (tallaus ym.) johti veden virtaaman muutoksiin, joka monessa tapauksessa toi lisää mineraalirikasta vettä pinnalle (Moen 1990).

Suurin vaikutus laidunnuksella oli ilmeisesti suon reunaosiin (Elveland 1976). Reunojen fysiognomia oli toisenlainen: puusto ja pensasto oli harvempaa, kenttäkerroksessa oli varpuja vähemmän ja ruohoja runsaammin, ja karjapolut risteilivät suon reunoilla. Karjatalous ilmeisesti lisäsi avosoiden määrää.

Niitto ja laidunnus eduksi etenkin lettokasveille

Niitto ja laidunnus suosivat lettokasvillisuutta (Tyler 1981, Fossati & Pautou 1989, H. Heikkilä 1992). Kasvillisuuden biomassan väheneminen soilla lisää kasvilajimäärää (Wheeler & Giller 1982, Wheeler & Shaw 1990). Harvinaiset suokasvit keskittyvät rikkaslajisille soille, joissa biomassa on alhainen (Wheeler 1988). Kalkkivaikutuksen lisäksi fosforin niukkuus on edellytyksenä rikkaan lettokasvillisuuden syntyyn (Wheeler 1980).

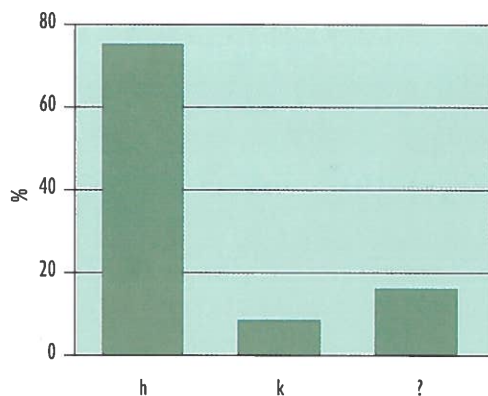
Letoilla puuston ja pensaston lisääntyminen on tyyppillistä käytön loputtua (Elveland 1975, Fossati & Pautou 1989) (kuva 28). Etenkin koivut ja pajut, mutta myös kuuset ja muut puulajit, leviävät lettosuolle (Elveland 1975, 1976). Pensoittumista seuraa kasviston köyhtyminen (Elveland 1975). Lettosoiden niitto ja laidunnus lakkasivat Etelä-Suomessa aiemmin kuin Pohjois-Suomessa. Osittain tämän takia Etelä-Suomen letot ovat runsaspuustoisempia kuin Pohjois-Suomen (H. Heikkilä 1992).



Juha Pykälä

Kuva 28. Useimmat lettokasvit hyötyvät niitosta, laidunnuksesta ja puuston rai-vauksesta. Etelä-Suomessa säilyneet letot ovat pienialaisia ja harvoin vesitalou-deltaan aivan luonnontilaisia. Puuston lisääntyminen onkin ongelma monilla Ete-lä-Suomen letoilla. Lettovilla (*Eriophorum latifolium*) hyötyy laidunnuksesta, mutta etenkin niitosta. Jomala, Vestansunda.

Niiton ja laidunnuksen vaikutukset lettosuilla ovat erilaisia eri soilla ja suotyypeillä (Tyler 1981, Moen 1995). Mikäli lettojen kasvillisuus säilyy ilman niittoa vähä-puisena ja -pensaisena sekä kasvillisuuden biomassa melko alhaisena, saattavat monet lettokasvit kärsiä niitosta (Moen 1995). Mikäli letot alkavat pensoittua tai kasvillisuus muuttua korkeakasvuiseksi, lettokasvit hyötyvät niitosta (Elveland 1975, Moen 1995). Niittokorkeudella ja niiton intensi-teetillä on myös selvä vaikutus kasvien run-sauteen (Tyler 1981, Moen 1995). Kuitenkin keskimäärin lettosoiden kasveista useim-mat hyötyvät niitosta ja laidunnuksesta (kuva 29, tiedot koottu monista lähteistä, ks. luku 5.1).



Kuva 29. Soilla kasvaessaan ensisijaisesti tai vain letoilla tavattavien kasvien (Eurola ym. 1994) (n=44) arvioitu suhtautuminen perinteiseen niitto- ja nautakarjan laidunkäyttöön. h = hyötty, k = kärsii, ? = ei tietoa.

Soiden kulotuksen vaikutuksia kasvistoon ei ole Suomessa tutkittu. Englannissa turvemaiden kulotuksesta hyötyvät tutkimusten mukaan mm. siniheinä (*Molinia caerulea*), tupasluikka (*Trichophorum cespitosum*), luhtavilla (*Eriophorum angustifolium*), tupasvilla (*E. vaginatum*) ja suomuurain (*Rubus chamaemorus*) (Rawes & Hobbs 1979, Hobbs 1984, Miles 1987a).

Soiden niittykäytön käänköpuoli – vanhan metsän eliöstö taantui

Soiden karjatalouskäyttö on vaikuttanut luonnon monimuotoisuuteen myös negatiivisesti. Korprien raivaus suoniityiksi lienee aiheuttanut soiden puustosta riippuvaisten lajien taantumista. Monet vanhan metsän lajit suosivat nimenomaan korpia (esim. Kuusinen 1996). Vanha hyötykäyttö saattaa olla syynä siihen, että monista kohtalaisen pitkään metsätaloustoimien ulkopuolella olleista korpimetsistä, ei kuitenkaan löydy esim. vanhan metsän indikaattorijäkälää.

Jokseenkin kaikilta ruohoisilta soilta on korjattu heinää. Tämä on saattanut aiheuttaa monien soiden hyönteisten taantumista.

4.6 Kalliot

Kallioluonrossamme yhdistyvät useat varsin erilaiset elementit. Paljaat kalliopinnat sekä eripaksuisen maa-aineksen ja vaihtelevan puuston peittämät kalliot sisältävät hy-

vin monenlaisia pienelinympäristöjä. Etelä- ja pohjoisrinteillä ympäristöolot ja eliöstö ovat varsin erilaiset. Varsinainen kallioeliöstö on runsaampi paisterinteillä, mutta pohjoisrinteilläkin on omaa lajistoaan. Metsäpalot lienevät olleet hyvin tärkeitä kallioluontomme muovaajia. Ne ovat vähentäneet kuusia ja mahdollisesti estäneet kallioluontoa hukkumasta metsämereen, kun palojen jälkeen tuulet ja sateet ovat huuhdelleet irtaimia maa-aineksia kuperilta pinoilta painanteisiin ja lakaisseet rinteiden juurille (Oinonen 1956).

Karjatalouden kannalta kalliot ovat olleet marginaalialueita. Metsissä laiduntava karja on kuitenkin kulkenut myös kallioilla, jonne on levinnyt karjan mukana niittykasveja (Linkola 1916). Toisaalta monet niittykasvit ovat alunperin kalliokasveja, ja on usein vaikea arvioida kumpaan suuntaan karja on ensin kasvia kuljettanut. Karjatalouden vaikutus lienee ollut suurin laakeahkoilla, kalkkipitoista tai emäksistä kivilajia sisältävillä kallioilla, joilla on luontaisesti ollut niittymäistä kasvillisuutta. Perinteinen karjatalous on yleensä ollut kalliokasvillisuudelle eduksi, koska se on estänyt kallioiden liiallisen metsittymisen (Tyler 1997). Linkola (1916) arvioi kaskeamisen kalliokasvillisuudelle edulliseksi, koska se vähensi varjostavaa puustoa. Karjatalous on ollut eduksi nimenomaan kallioiden etelä- ja länsirinteiden runsaasti lämpöä ja valoa vaativalle eliöstölle.

Pääosa alkuperäisistä kalliokasveistamme hyötynee laidunnuksesta. Laidunnuksen vaikutukset kallioluontoomme lienevät olleet pääasiassa myönteiset. Karja sopii parhaiten etelärinteille. Laidunnus on mahdollisesti joiltain osin korvannut metsäpalojen vaikutusta kallioluontoon.

4.7 Pientareet

Vähäpuiset ja -pensaiset pientareet ovat eräänlaisia pitkulaisia ja kapeita niittykaistoita. Siten perinteisen karjatalouden vaikutukset niihin ovat samankaltaisia kuin niityillä. Tosin suurin osa pientareista lienee muodostunut joskus muokatulle maalle. Piennarten kapeuden takia lähiympäristön olot ja maankäyttö vaikuttavat niihin suuresti.

Aiemmin pientareita niitettiin karjan rehuksi ja niitä myös laidunnettiin. Perinteisessä maataloudessa kynnetyn peltosaran ja ojan väliin jätettiin piennar, josta niitettiin "peltoheinää" (Soininen 1974). Niitettyjen piennarten kasvillisuus oli niittykasvillisuutta, ja niillä tavattiin monia harvinaisiakin niittykasveja ja -sieniä (Lindström 1980). Läheisiltä niityiltä levisi niittykasveja uusille pientareille.

Piennarten luonto köyhtyy – mutta suhteellinen merkitys kasvaa

Karjatalouden vaikutukset näkyvät yhä laajalti piennarkasvillisuudessa. Niittyjen kadotessa piennarten suhteellinen merkitys biodiversiteetille on koko ajan kasvanut, vaikka niiden luonne on suuresti muuttunut. Piennarten laatu niittyeliöstön kannalta on jatkuvasti heikentynyt. Piennarten pinta-ala on nykyisellään moninkertainen niittyalaan verrattuna.

Raatikainen (1981a) määrittelee piennaralueiksi pelloilla olevien ojien pientareet, peltoteiden varret ja viljelysten välittömässä läheisyydessä olevat joutoalueet kuten metsänreunat, voimajohto- ja puhelinpylväiden, latojen ja kivien ympäristöt. Tällaisia piennaralueita oli 1970-luvun lopussa yli 200 000 hehtaaria (Raatikainen 1981a). Näistä alueista varsinaista niittykasvillisuutta oli aika pienellä osalla. Useimmilla pientareilla kasvillisuus muistutti suuresti vanhojen heinänurmiin kasvillisuutta (Raatikainen 1981a).

Peltojen pientareet ovat rehevöityneet pelloilta tulevan lannoituksen takia ja myös torjunta-aineiden käyttö on yksipuolistanut niitä (Persson 1990, Kleijn 1996, 1997, Kleijn & Snoeiijing 1997). Piennarluonto köyhtyy pelloille kylvettyjen lannoitteiden määrän kasvaessa (Kleijn & Verbeek 2000). Lisäksi suuri osa peltojen piennaralasta on joskus muokattu. Peltojen sarkaojien pientareilla ilmakuiva sato on noin 3100 kilogrammaa hehtaarilla (Raatikainen 1981a). Peltojen pientareilta löytyy nykyisin harvoin edustavaa niittykasvillisuutta. Kasvillisuus on pelto-ojien pientareilla lähes aina rehevöitynyttä ja korkeakasvuista. Peltojen ja metsien välisillä pientareilla saattaa olla edustavaa niittykasvillisuutta, vaikka nekin ovat pääosin pelloilta levinneiden

lannoitteiden rehevöittämiä ja torjunta-ainekäsittelyin köyhdytettyjä. Vähätuottoisimmat pientareet ovat lajirikkaimpia (Kleijn 1997).

Teiden pientareiden olot suotuisia monille niittyeliöille

Teiden kokonaisvaikutus luonnon monimuotoisuudelle on varsin haitallinen (Trombulak & Frissell 2000), mutta teiden pientareet ovat monelle niittyeliölle tärkeitä.

Tien pientareet ovat yleensä hiekkaisia, soraisia tai moreenimaita. Valitettavan usein niille nykyisin tuodaan muualta mulmaa ja muita maa-aineksia. Teiden pientareita lannoitetaan usein heinänsiemenseosten kylvön yhteydessä, muttei muutoin eikä niitä myrkytetä. Siksi niittyeliöstö onkin säilynyt teiden pientareilla paremmin kuin peltojen pientareilla (kuva 30). Penkkojen jyrkkyys parantaa kuivien paikkojen eliöiden elinmahdollisuuksia.

Teiden pientareita myös niitetään. Niittoaajankohta on kuitenkin monesti liian varhainen. Lisäksi niitetty kasvillisuus jätetään pientareelle, jolloin on kyseenalaista onko niitosta hyötyä niittyeliöstölle. Maahan jätetty niittoaaines saattaa aiheuttaa pientareen rehevöitymistä ja lajiston köyhdytymistä (Kornaś & Dubiel 1991, Persson 1995).

Teille kylvettävillä heinänsiemenseoksilla vähennetään pientareiden luontaista kasvittumista ja niittyeliöstön elinmahdollisuuksia. Heinänsiemementen käytöstä huolimatta pientareille leviää luontaisesti monia kasveja lähiympäristöstä (Krause 1989). Siemenseoksen koostumuksella on huomattava merkitys, mutta asiaa ei ole tutkittu. Suomessa yleensä käytetty nata-valtainen siemenseos lienee jonkin verran vähemmän haitallinen kuin monet muut seokset.

Teiden pientareilla on siis erittäin suuri potentiaalinen merkitys eliöstölle (ks. myös Way 1977, Krause 1982). Teiden ja rautateiden pientareet ovat esimerkiksi monille uhanalaisille perhosille nykyään lähes ainoita esiintymispaikkoja (Somerma 1997). Kasvistoltaan merkittävimmät tien pientareet ovat sellaisia, jotka ovat olleet olemassa jo pitkään ja joita on niitetty (Way 1977). Luonnoltaan arvokkaita tienpientareita on inventoitu mm. Englannissa (Way 1977) ja

Kuva 30. Aiempi niitto- ja laidunkäyttö näkyy yhä monin paikoin teiden pientareilla. Varsinkin etelään ja länteen avautuvilla pientareilla voi olla näyttävää niittykasvillisuutta. Somero, Häntälä.



Juha Pykälä

Ruotsissa. Uusille tienpientareille leviää luontaisesti ympäristöstä monia kasvilajeja (Nip-van der Voort ym. 1979).

Tikka ym. (2000) vertasivat Keski-Suomen niittyjen sekä teiden ja rautatien pientareiden kasvillisuutta. Pientareilla esiintyi monia niittykasveja, mutta kasvillisuus poikkesi selvästi niittyjen kasvillisuudesta. Tutkituista 90 pientareesta vain yksi muistutti kasvillisuudeltaan niittyä.

Tien pientareiden esitetään olevan myös ekologisia käytäviä, joita pitkin eliöstö voi levitä muutoin epäsuotuisten ympäristöjen läpi (Imbeck 1989). Monille eläimille tiet ovat leviämiseiteitä (Mader 1984). Joillekin hyönteisille tiet voivat olla pyydäksyä, jolloin merkittävä osa populaatiosta kuolee liikenteen uhrina (Weidemann & Reich 1995). Nykyisellään pientareiden merkitys biodiversiteetille ekologisina käytävinä ei ole välttämättä positiivinen. Esimerkiksi monet niitä pitkin tehokkaasti leviävistä kasveista ovat Suomen luonnolle vieraita tulokasveja (mm. komealupiini, *Lupinus polyphyllus*, valkomesikkä, *Melilotus alba*, tahmavillakko, *Senecio viscosus*). Tienvarsia pitkin leviävät tulokaslajit ovat maailmanlaajuinen alati paheneva ongelma (Trombulak & Frissell 2000). Piennarten hoitoa tulisi muuttaa, jotta niillä olisi merkitystä eliöille elinympäristöinä ja ekologisina käytävinä.

Teiden suolauksen vaikutusta pienarten biodiversiteettiin ei ole tutkittu. Suolauksella on mahdollisesti ollut myönteistä vaikutusta, koska se on nostanut piennarten pH:ta. Niittykasveista suuri osa viihtyy neutraaleilla tai emäksisillä mailla (ks. kpl. 5.1), jolloin suolaus saattaa olla niille eduksi. Myös eräiden kalkinvaatijoina pidettyjen kämmeköiden esiintymät tienvarsilla saattavat olla seurausta suolauksesta. Toisaalta Tikka ym. (2000) pitävät suolausta kasvistolle negatiivisena, koska suola voi vaurioittaa kasvisolukoita ja muuttaa maaperän rakennetta.

Vähenevät ratojen pientareet

Ratojen pientareilla edellytykset luonnoltaan arvokkaiden pienympäristöjen muotoutumiseen ovat olleet aiemmin paremmat kuin tienvarsilla. Ratapenkereet on tehty hiekasta sekä sorasta (Suominen 1969), ja ne ovat usein kulkeneet niittyjen läpi tai läheltä niittyä, jolloin niittyeliöstö on kyennyt hyvin leviämään radan varteen. Aiemmin ratapenkkojen kasvillisuus kulotettiin, jotta höyryvetureista lähteneet kipinät eivät sytyttäisi paloja (Raatikainen 1981a). Tämä lienee ollut monelle ketoeliölle eduksi. Ratapenkereille ei ole myöskään yleensä kylvetty heinänsiementä (Suominen 1969). Raatikaisen (1981a) mukaan rau-

tatienvarsien kasvillisuutta oli noin 20 000 hehtaarin alalla, mutta niittykasvillisuutta tästä oli verrattain pieni ala.

Etelään aukeavat paisterinteet ovat ratojen pientareista merkittävimpiä. Monet eteläiset lajit esiintyvät niillä pohjoisrajallaan (Raatikainen 1981a). Radan varren paisterinteet on yleensäkin lauhkeassa vyöhykkeessä tunnettu hyönteisrikkaina alueina (Samways 1994). Ratapenkereitä ei ole aikoihin laidunnettu eikä niitetty (1960-luvulla enää harvoin, Suominen 1969), mutta niillä on silti säilynyt ketoja ja niittyjä kuivuuden, hiekkaisuuden sekä puiden ja pensaiden kurissapidon ansiosta. Nykyisellään monet ratojen pientareet ovat kuitenkin enemmän tai vähemmän pusikoituneita ja pusikoituvia tai sepelöinnin alle jääneitä.

4.8 Viljelylaitumet

Pääosa karjasta laiduntaa nykyisin viljelylaitumilla eli pelloilla, joille on kylvetty heinää. Karjan siirtäminen luonnonlaitumilta pelloille oli aikoinaan luonnon monimuotoisuudelle varsin haitallinen muutos. Viljelylaitumien myönteiset vaikutukset luonnon monimuotoisuudelle ovat vähäiset (Glinskär & Svensson 1990, Skånes 1996) ja koskevat melko harvoja eliöitä, mm. eräitä lintuja (Pitkänen & Tiainen 2000). Karjan lannasta riippuvaisista hyönteisistä ja sienistä suuri osa menestyy myös viljelylaitumilla. Linnuista mm. kottarainen (*Sturnus vulgaris*) viihtyy myös viljelylaitumilla.

Useimmat viljelylaitumet uusitaan 3–4 vuoden välein. Kasveille runsasravinteiset, lyhytikäiset, muutaman vuoden välein uusittavat viljelylaitumet ja niitettävät heinänurmet ovat eräänlaista ”vihreää asfalttia”. Ne ovat hyvin lajiköyhiä, eikä niillä tavata kuin muissa elinympäristöissä yleisiä kasveja. Pitkäikäiset viljelylaitumet ja heinänurmet muuttuvat jonkin verran niittymäisiksi, niiden lajisto monipuolistuu ja huomionarvoisia niittykasveja saattaa joskus levitä niille. Heinänurmilla tavataan säännöllisesti yli 150 putkilokasvilajia (Raatikainen & Raatikainen 1975). Pitkäikäisten viljelylaitumien lajisto on kuitenkin niittyihin verrattuna köyhä ja harvinaiset lajit lähes puuttuvat niiltä (Skånes 1996). Myös eräät melko tavalliset niittykasvit leviävät

huonosti entisille pelloille (taulukko 10). Taulukon kasveista huomattava osa on harvinaistunut viime vuosikymmeninä.

Raatikaisen & Raatikaisen (1975) tutkimuksessa heinäurmia (keski-ikä yli 2,4 vuotta) vallitsivat peltojen ja pientareiden yleiset kasvilajit (taulukko 11).

Hyviä niittyjä kohtalaisesti indikoivia kasveja esiintyi varsin vähän. Raatikainen & Iivarinen (1986) tutkivat heinäurmien kovakuoriaislajistoa, joka koostui yleisistä lajeista. Monet havaituista lajeista olivat harhailijoita muista elinympäristöistä. Pääosa mahdollisesti heinänurmillä vakinaisista lajeista eli joko rikkakasveilla tai viljelyillä hernekasveilla ja vain hyvin harvat viljelyillä heinillä. Viljelylaitumien eliöstö on ilmeisesti viime vuosikymmenten aikana edelleen köyhtynyt.

Taulukko 10. Niittykasveja, jotka harvoin leviävät entisille pelloille ja viljelylaitumille. Luettelossa kasveja, jotka Raatikaisen & Raatikaisen (1975) tutkimuksessa esiintyivät 0 % tai alle 1 % tutkittuja heinäurmia ja jotka tutkimusajankohtana 1960-luvun lopulla olivat yleisiä tai paikoin yleisiä niittykasveja.

<i>Anemone nemorosa</i> , valkovuokko	< 1
<i>Antennaria dioica</i> , kissankäpälä	0
<i>Arabis glabra</i> , pölkkyruoho	< 1
<i>Arenaria serpyllifolia</i> , mäkiarho	< 1
<i>Avenula pubescens</i> , mäkikaura	0
<i>Botrychium</i> spp., noidanlukot	< 1
<i>Centaurea phrygia</i> , nurmikaunokki	< 1
<i>Danthonia decumbens</i> , hina	0
<i>Erophila verna</i> , kevätkymsimö	< 1
<i>Gymnadenia conopsea</i> , kirkiruoho	< 1
<i>Hypochoeris maculata</i> , häränsilmä	0
<i>Leontodon hispidus</i> , kesämaitiainen	< 1
<i>Lotus corniculatus</i> , keltamaite	< 1
<i>Myosotis stricta</i> , ketolemmikki	< 1
<i>Nardus stricta</i> , jäkki	< 1
<i>Plantago lanceolata</i> , heinäratamo	< 1
<i>Platanthera bifolia</i> , valkolehdokki	0
<i>Primula veris</i> , kevätesikko	0
<i>Ranunculus polyanthemos</i> , aholeinikki	< 1
<i>Succisa pratensis</i> , purtojuuri	< 1
<i>Trollius europaeus</i> , kullero	< 1

Taulukko 11. Heinänurmilla yleisesti tavattavia niittykasveja. (esiintyminen niittylohkoilla, prosenttiluvut Raatikaisen & Raatikaisen (1975) mukaan)

<i>Phleum pratense</i> , timotei	100
<i>Ranunculus repens</i> , rönsyleinikki	89
<i>Achillea millefolium</i> , siankärsämä	87
<i>Trifolium pratense</i> , puna-apila	87
<i>T. repens</i> , valkoapila	77
<i>Poa pratensis</i> coll., niittynurmikka	77
<i>Agrostis capillaris</i> , nurmirölli	74
<i>Poa trivialis</i> , karheanurmikka	73
<i>Rumex acetosella</i> , ahosuolaheinä	72
<i>Deschampsia cespitosa</i> , nurmilauha	68
<i>Rumex acetosa</i> , niittysuolaheinä	68
<i>Taraxacum</i> spp. voikukat	66
<i>Cerastium fontanum</i> , nurmihärkki	61
<i>Veronica serpyllifolia</i> , orvontädyke	57
<i>Vicia cracca</i> , hiirenvirna	57
<i>Ranunculus acris</i> , niittyleinikki	54
<i>Leontodon autumnalis</i> , syysmaitiainen	53
<i>Campanula patula</i> , harakankello	47
<i>Festuca rubra</i> , punanata	47
<i>Luzula multiflora</i> coll., nurmipiippo	43
(yleensä <i>L. multiflora</i> , nurmipiippo tai <i>L. pallidula</i> , kalvaspiippo)	
<i>Stellaria graminea</i> , heinätähtimö	41
<i>Leucanthemum vulgare</i> , päivänkakkara	40
<i>Galium uliginosum</i> , luhtamatara	34
<i>Lathyrus pratensis</i> , niittynätkelmä	32
<i>Festuca pratensis</i> , nurminata	29
<i>Prunella vulgaris</i> , niittyhumala	29
<i>Anthoxanthum odoratum</i> , tuoksusimake	27
<i>Agrostis canina</i> , luhtarölli	22
<i>Alchemilla</i> spp., poimulehdet	21
<i>Veronica chamaedrys</i> , nurmitädyke	21
<i>Viola palustris</i> , suo-orvokki	21
<i>Filipendula ulmaria</i> , mesiangervo	19
<i>Agrostis stolonifera</i> , rönsyrölli	18
<i>Alopecurus geniculatus</i> , polvipuntarpää	18
<i>A. pratensis</i> , nurmipuntarpää	18
<i>Cirsium helenioides</i> , huopaohdake	18
<i>Rhinanthus</i> spp., laukut	16
<i>Poa palustris</i> , rantanurmikka	15
<i>Carex canescens</i> , harmaasara	14
<i>Vicia sepium</i> , aitovirna	14
<i>Dactylis glomerata</i> , koiranheinä	13
<i>Alopecurus aequalis</i> , rantapuntarpää	12
<i>Geum rivale</i> , ojakellukka	11

4.9 Muut maatalousympäristöt

Karjatalouden vaikutukset olivat luonnollisesti suuria pihoiden, navetoiden nurkilla ja muualla asutuksen luona olevissa maatalousympäristöissä. Asiaa sivuavia kotimaisia tutkimuksia on vähän.

Pihat

Maatalojen pihat ympäristöineen olivat aiemmin karjatalouden piirissä. Piha koostui monista eri osista: asutus itse, monilukuiset aitat, vajat, pihapiirin polut ja eläimet, karjasuojat (navetat ja lypsytarhat) ja niiden takaiset lantatunkiot, aitovierten kujat lähilaitumille ym. (Grotenfelt 1916, Suominen 1997). Pihoiden oli myös niittyjä. Pihalla oli jokunen rohdoskasvipehko, humalatarha ja kasvimaat, mutta pääosin pihasta ei muokattu eikä viljelty (Suominen 1997). Metsistä, hakamailta, niityiltä ja järvistä kävi jatkuva ravinnevirta pihoiden puolelle (Suominen 1997). Toisaalta pihoiden saattoi olla myös niitty- ja ketolaikkuja, joille ravinteita ei kertynyt. Lantakasat olivat ainoat hyvin runsasravinteiset paikat perinteisen karjatalouden aikana.

Tulokaskasvien osuus pihoiden puolella oli yleensä suuri. Ravinteikkaille pihoiden, lantatunkioille ja puutarhoihin ajoittain paljaille maille, asettui ns. vanhan kulttuurin seuralaiskasveja (Linkola 1917, Saarisalo-Taubert 1963). Esimerkiksi rautanokkonen (*Urtica urens*) ja savikat (*Chenopodium* spp.) viihtyivät paljalla runsasravinteisilla mailla.

Monet ns. vanhan kulttuurin seuralaiset ovat kovasti taantuneet (Svensson & Wigren 1986, Suominen 1997). Taantumisen syynä on karjan katoaminen pihoiden puolelta (Svensson & Wigren 1986). Pihoiden puolelta ei enää löydy karjan avoimiksi talleiksi paikkoja, lantakasoja tai muita harvakasvisia kohtia, joilla runsasravinteisia, mutta avoimia paikkoja vaativat kasvit viihtyisivät. Runsasravinteiset paikat ovat muuttuneet nokkosviidakoiksi tai muutoin korkeakasvuisiksi. Lantakasojen ja muiden runsasravinteisten maatalousympäristöjen kasvisto ja luultavasti muukin eliöstö, nimenomaan harvinainen eliöstö, on lähes kokonaan ih-

misen mukana Suomeen kulkeutunutta, joten sitä ei voi pitää merkittävänä Suomen biodiversiteetin suojelun kannalta.

Karjatalouteen liittyvät elementit maatalojen pihossa ovat katoamassa. Pihojen ulkonäkö ja koristekasvit omaksutaan kaupunkipihoista.

Rakennukset ja rakenteet – unohdettu osa maatalousympäristöjen luontoa

Maatalousympäristöjen maalaamattomasta puusta tehdyillä hirsirakennuksilla, puuaidoilla ja muilla rakennelmilla on ilmeisesti ollut suuri merkitys biodiversiteetille (kuva 31). Etenkin hirsirakennusten eliöstöä pidetään yleisesti hyönteis- ja jäkälätutkijoiden piirissä rikkaana. Vanhojen rakennusten eliöstöstä on kuitenkin varsin vähän tutkimuksia (mm. Mannerkoski ym. 1989), joten voidaan esittää vain karkeita arvioita rakennusten biodiversiteetti-vaikutuksista.

Useimmat hirsirakennusten eliölajeista elävät luonnossa kuolleilla pystypuilla. Hirsirakennuksilla elää ainakin muutamia kymmeniä kovakuoriaislajeja ja useita kymmeniä myrkkypistiäisiä (I. Mannerkoski; suull.). Eräät lajit ovat ilmeisesti levinneet ihmisen mukana Suomeen esim. tupajumi (*Anobium punctatum*). Monet myrkkypistiäiset pesivät vain lämpimillä etelänpuoleisilla seinillä.

Lehtipuista tehtyjen latojen kovakuoriaislajisto on selvästi erilainen kuin havupuulatojen. Nimenomaan puihin käytäviä tekevät lajit, niiden loiset ja pedot eroavat toisistaan (I. Mannerkoski, suull.). Puulaji ei ole useinkaan tärkeä valmiiksi tehdyissä käytävissä asusteleville eliöille. Esim. monille myrkkypistiäisille kelvannevat kaikki puulajit. Mänty- ja kuusilatojen lajit ovat pääosin samoja. Haapaladoilla on omia specialistikilajeja, jotka luonnon oloissa elävät keloutuvilla haavan rungoilla. Esim. uhanalainen jumiloisikka (*Pelecotoma fennica*) elää haapahirsillä haapajumin (*Ptilinus fuscus*) käytävissä.

Hirsirakennusten jäkälälajisto on omanlaisensa. Eräät luonnossa nykyisin harvinaiset vanhojen puiden ja kelopuiden jäkälät ovat olleet hirsiladoilla yleisiä. Tyypillisiä vanhojen hirsilatojen harvinaistuneita jäkälä ovat mm. harmaanokijäkälä



Kuva 31. Maalaamattomasta puuaineksesta tehdyt vanhat rakennukset ovat maatalousympäristöjen luonnon monimuotoisuudelle keskeisiä pienelinäympäristöjä. Varsinkin yhdistelmä avoimet kukkaniityt ja auringonpaahattama vanha puuaineksestä on monien hyönteislajien elinehto. Saari, Kirjavala.

(*Cyphelium inquinans*) ja ruskoneulajäkälä (*Chaenotheca phaeocephala*).

Muutamat vanhojen metsien käävät kuten rusokantokääpä (*Fomitopsis rosea*) ja aarnikääpä (*Phellinus nigrolimitatus*) kasvavat melko usein lahonneissa hirsirakenteissa (Kotiranta & Niemelä 1996).

Puuaitojen eliölajisto on hirsirakennuksia köyhempi, mutta niilläkin tavataan eräitä harvinaisia ja uhanalaisia lajeja. Riuksaitojen kovakuoriaisfauna muistuttaa suuresti kuusten kuolevien alaoksien ja ohuiden alikasvoskuusten lajistoa (I. Mannerkoski; suull.).

Suomessa ei ole juurikaan julkaistu tutkimuksia navettojen hyönteisistä. Keski-Suomessa selvitettiin navetoissa tavattavia pikkuperhosia, joista eräät ovat ilmeisesti jyrkästi taantuneet (Mutanen 1999). Navetoissa elää monia samoja kovakuoriaislajeja kuin luonnossa ontoissa puissa olevissa linnunpesissä (I. Mannerkoski; suull.). Heinälatojen pohjilla elää mm. hometta syövää lajistoa. Näistä monet ovat olleet luonnon oloissa harvinaisia lajeja. Navetoista on tavattu kymmeniä kovakuoriaislajeja, joista osa on taantunut voimakkaasti tai jo hävinnyt (I. Mannerkoski; suull.). Taantuneista lajeista osa on ilmeisesti Suomessa alkupeittäisiä ja osa tulokkaita.

Tiet

Perinteisen maatalouden aikana tiet olivat pieniä, kapeita ja asfaltoimattomia sekä monesti nykyistä vähemmän käytettyjä. Ajourien välissä oli kasvillisuutta, kuten nykyisin saattaa olla vähän käytetyillä pik-kuteilla. Ajourissa oli kuoppia, joissa oli aika ajoin vettä. Siten kosteusolot olivat

vaihtelevammat kuin nykyajan teillä. Teitä pitkin kuljettiin hevosilla. Hevosten ja karjan sonnasta ja virtsasta tuli tielle ravinteita. Näin ollen teiden ekologiset olot poikkesivat suuresti nykyisestä. Hevosteiden eliöstöstä ei kuitenkaan ole juuri tietoja. Raatikainen (1981a) totesi, että "hevosteiden niittykasvillisuudessa eleli monia kas-, kaksisiipis- ja kovakuoriaislajeja".

Vaikutukset eri eliöryhmiin

Laidunnuksen, niiton, kaskeamisen ja muiden perinteiseen karjatalouteen kuuluneiden toimenpiteiden vaikutukset eliöstöön tunnetaan puutteellisesti. Koska vaikutuksia ei ole riittävästi tutkittu, ne helposti aliarvioidaan. Useimmat Suomen eliölajeista ovat olleet aiemmin tekemisissä karjan, viikatteen ja kaskenpolton kanssa. Perinteisestä maankäytöstä hyötyneiden tai kärsineiden eliöiden määrästä ei ole arvioita. On arvioitu, että ensisijaisesti maatalousympäristöissä esiintyy noin 20–30 % Suomen eliölajeista. Osuus on kuitenkin selvästi pienemässä, kun maatalousympäristöt ovat kutistumassa pelloiksi. Toisaalta aiemmin osuus on voinut olla korkeampi, kun myös metsät, rannat ja suot olivat suurelta osin maatalousympäristöjä.

Yhtä eliöryhmää tutkimalla saatujen tulosten yleistettävyyys muihin eliöryhmiin on kyseenalaista (Niemelä & Baur 1998). Eri eliöryhmien populaatiobiologiset ja ekologiset ominaisuudet eroavat siksi selvästi toisistaan. Silti yksinkertaisena yleistyksenä voi esittää putkilokasvien korkean diversiteetin indikoivan useimmiten eläinten korkeaa diversiteettiä (Southwood ym. 1979). Näin ollen luvussa 5.1 esitettävä arvio niiton ja laidunnuksen vaikutuksista kasviton kuvanee kohtalaisesti myös niiden vaikutusta eläimistöön, tosin ei kaikkiin eläinryhmiin.

Eri laiduneläinten, laidunnuksen voimakkuuden ja ajankohdan sekä niittotapojen ja ajankohtien vaikutus eliöstöön on erilainen (ks. kpl 3.2–3.4). Myös samanlaisen laidunnuksen vaikutus tiettyyn eliöön voi olla selvästi erilainen eri elinympäristössä.

Hyötyminen niitosta ja laidunnukselta on luonteeltaan muutoinkin osin satunnainen ilmiö. Harva laji hyötyy joka tilanteessa laidunnuksesta tai niitosta, vaikka lajin säilyminen olisi pidemmällä aikavälillä niistä riippuvainen. Laidunnus saattaa myös hävittää siitä riippuvaisen kasvin po-

pulaation (esim. Karlsson 1982). Pieneksi kutistunut esiintymä saattaa tulla kokonaan syödyksi. Kasvipopulaation häviämisen niiton tai perinteisen laidunnuksen myötä lienee kuitenkin harvinaista. Tosin asiaa on tutkittu riittämättömästi.

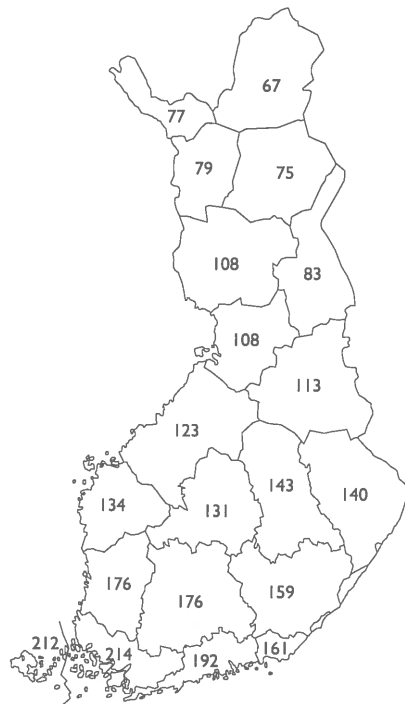
Tähän lukuun on pyritty kokoamaan tietoja perinteisen karjatalouden vaikutuksista eri eliöryhmiin. Useimmista eliöryhmistä tutkimuksia on niukalti tai ei ollenkaan, ja niiden perusteella ei voi muodostaa kokonaiskuvaa. Parhaiten tietoja on putkilokasveista, ja niiden osalta niiton ja laidunnuksen vaikutuksia on mahdollista osin kvantifioida.

Urban Ekstam on jakanut kasvit neljään ryhmään suhteessa niiton ja nautakarjan laidunnuksen loppumiseen (Ekstam & Forshed 1992). A. Kasvit, jotka käytön lopputtua niukentuvat jo sukkession alussa. Ne runsastuvat vain yhtenä tai kahtena ensimmäisenä vuonna, ja ne ovat jo kahden–kolmen vuoden kuluttua niukempia kuin käytön lopputtua. Ne häviävät kokonaan noin 5–10 vuodessa. B. Kasvit, jotka niukentuvat sukkession ”keskivälillä”. Ne runsastuvat noin 5 vuoden ajan, ja vajaan kymmenen vuoden kuluttua runsaus on pudonnut lähtötilanteeseen. Kasvi on hävinnyt paikalta noin 10–30 vuoden kuluttua. C. Kasvit, jotka niukentuvat käytön lopputtua vasta myöhäisessä sukkessiovaiheessa. Ne runsastuvat noin 10 vuoden ajan, ja vajaan 20 vuoden kuluttua putoavat lähtötilanteeseen. Kasvien häviäminen tapahtuu ehkä 25–50 vuoden kuluttua. D. Kasvit, jotka pysyvästi hyötyvät käytön loppumisesta. Kasvi saattaa kuulua eri ryhmään happamassa, neutraalissa tai emäksisessä, kuivassa, tuoreessa tai kosteassa maassa (Ekstam & Forshed 1992). Yksi- ja kaksivuotisista kasveista useimmat kuuluvat ryhmään A, ja taantuvista klooneja muodostavista kasveista eniten on ryhmässä C (Eriksson 1996a).

Ekstamin malli on luonnollisesti todellisuutta yksinkertaistava ja lienee tarkoitettu kuvastamaan kasvipopulaation tavanomaista häviämisenopeutta. Se kuitenkin auttaa ymmärtämään mitä niityillä pidemällä aikavälillä tapahtuu laidunnuksen tai niiton loputtua. Monissa tutkimuksissa muutosprosessin pitkäaikaisuutta ja monien kasvien (tai eläinten) runsastumisen väliaikaisuutta ei ole tajuttu. Siksi monet laidunnuksesta tai niitosta hyötyvät lajit on lyhytaikaisissa tutkimuksissa saatettu todeta niistä kärsiviksi (Ekstam & Forshed 1992). Kasvillisuuden muutosnopeus eri alueilla vaihtelee paljon, joten Ekstamin esittämät vuosimäärät eivät välttämättä ole realistisia.

Niittyjen eliöstö eteläistä

Perinteinen karjatalous näyttää hyödyttäneen ennenkaikkea eteläistä eliölajistoa. Luvussa 3.1 on esitetty syitä tähän. Niittyjen lajistollinen monimuotoisuus on selvästi suurimmillaan Lounais-Suomessa. Esimerkiksi kuivien ja tuoreiden niittyjen putkilokasvisto on pääasiassa eteläistä (kuva 32). Suomessa harvinaisissa niittykasveissa eteläisyys korostuu entisestään. Vain yh-

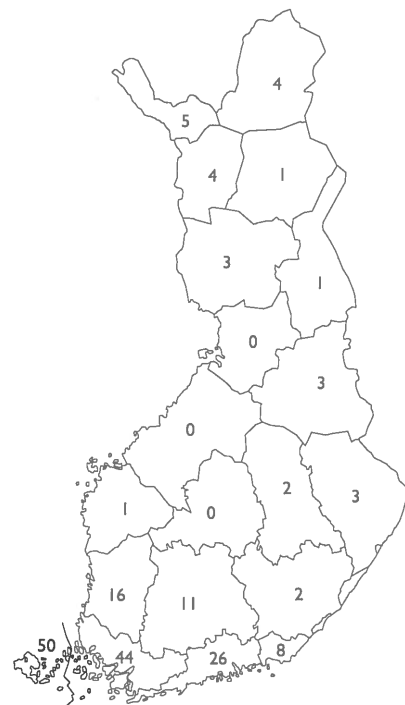


Kuva 32. Kuivien ja tuoreiden niittyjen kasvien määrä eliömaakunnittain. Mukana kaikki vakiintuneet lajit.

dessä tai muutamassa eliömaakunnassa tavattavista tuoreiden ja kuivien niittyjen kasveista valtaosaa tavataan vain Ahvenanmaalla, Varsinais-Suomessa ja Uudellamaalla (kuva 33).

Eteläisistä lajeista merkittävä osa lienee kulkeutunut Suomeen ihmisen mukana, mutta selvä enemmistö on kuitenkin maassamme alkuperäisiä. Monet eliöt ovat hyötäneet ilmastollisella pohjoisrajallaan karjatalouskäytöstä, vaikkeivat ole varsinaisia niittyeliöitä. Jääkauden jälkeisellä lämpökaudella Suomeen levisi monia eliölajeja, jotka ilmaston viilennyttyä n. 5 000 vuotta sitten alkoivat taantua. Thomas (1991, 1993) on esittänyt, että useimmat hyvin lämpimää pienilmastoa vaativista perhosisista olisivat hävinneet Englannista 2 500–5 000 vuotta sitten, jollei ihminen olisi alkanut raivata puustoa ja hoitaa maata. Karjatalouskäyttö korvasi ilmaston viilentymisen luomalla pienilmastoltaan lämpimiä paikkoja.

Niittytalous ja kaskeaminen lienevät olleet myös Suomessa monen eteläisen alkuperäislajin pelastus. On kuitenkin syytä ottaa huomioon, että eteläinen eliölajisto on muiden ihmistoimien (esimerkiksi met-



Kuva 33. Kuivien ja tuoreiden niittyjen kasvien, joita tavataan alkuperäisinä tai vakiintuneina vain 1–5 eliömaakunnassa, määrä eliömaakunnittain.

säpalojen esto, metsien kuusettaminen, pelloksi raivaus, rakentaminen pienilmastoltaan erityisen suotuisille paikoille) takia selvästi kärsinyt (ks. luku 6).

Myös useat pohjoiset lajit ovat selvästi hyötynet karjataloudesta (Austrheim ym. 1999), mahdollisesti enemmän niitosta kuin laidunnuksesta. Esimerkkejä ovat mm. kullero, pussikämmekä (*Coeloglossum viride*) ja hapsisara (*Carex capillaris*) (Ekstam ym. 1988). Useiden tunturikasvien on havaittu lettosoiilla hyötynvän niitosta (Moen 1995).

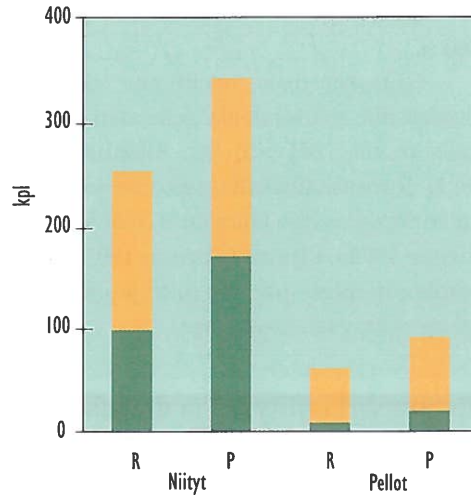
Kasvien lajimäärä on etelärinteillä korkeampi kuin pohjoisrinteillä (Steen 1957c). Tämä on luonnollista, koska Pohjoismaiden niittykasveista suurin osa on yleislevinneisyydeltään eteläisiä. Steen korostaakin suotuisan pienilmaston merkitystä etelärinteiden niittykasveille. Maaperän pH on myös etelärinteillä jossain määrin korkeampi kuin pohjoisrinteillä (Steen 1957c).

5.1 Putkilokasvit

Karjatalouden vaikutuksia putkilokasveihin käsiteltiin jo aiemmissa luvuissa. Niiton ja laidunnuksen vaikutusmekanismeja kasveihin esiteltiin etenkin luvuissa 3.1–3.6. Tässä luvussa tarkastellaan karjatalouden vaikutusta koko kasvistoomme, verrataan sitä peltoviljelyn vaikutuksiin, käsitellään niittykasvien alkuperää Suomessa sekä esitetään esimerkki kasvien käytöstä luonnoltaan arvokkaiden niittyjen indikaattoreina.

Putkilokasveistamme noin 30 % kasvaa pääasiassa tai ainoastaan maatalousympäristöissä. Maatalousympäristöjen putkilokasvisto on sekoitus alkuperäistä ja ihmisen mukana aikojen kuluessa kulkeutunutta. Alkuperäiskasvit vallitsevat selvästi perinteisen karjatalouden muovaamilla alueilla. Alkuperäiskasveista kasvavat Retkeilykasvion (Hämet-Ahti ym. 1998) mukaan kovan maan niityillä n. 27–34 % ja pelloilla n. 6–9 % (kuva 34).

Muinaisten tulokkaiden ja alkuperäiskasvien erottaminen toisistaan on varsin vaikeaa ja tulkinnanvaraista (Suominen ja Hämet-Ahti 1993, Pykälä 1998a). Suominen ja Hämet-Ahti (1993) arvioivat Suomen putkilokasvilajistossa olevan 192 muinaistulokasta (228 lajia ja rotua) (arkeofyyttiä)



Kuva 34. Niityillä (poislukien ranta- ja suoniityt) ja pelloilla tavattavat alkuperäiset ja mahdollisesti alkuperäiset kasvit. Vihreä pylväs = Retkeilykasviossa (Hämet-Ahti ym. 1998) ensimmäisenä mainittu elinympäristö, oranssi pylväs = Retkeilykasviossa muutoin mainittu elinympäristö. Alkuperä: R = Retkeilykasvion mukaan alkuperäinen, P = alkuperäinen tai mahdollisesti alkuperäinen Pykälän (1998 ja julkaisematon) mukaan.

eli kasveja, jotka ovat saapuneet ennen 1600-lukua joko ihmisen mukana tai itseltään levinneet vain ihmisen toiminnan tuloksena muodostuneille kasvupaikoille. Retkeilykasviossa muinaistulokkaiksi on tulkittu 194 lajia (230 lajia ja rotua), joista pääosa esiintyy karjatalouden muovaamisessa ympäristöissä. Suuri osa arkeofyyteiksi luokitelluista kasveista saattaa kuitenkin olla Suomessa myös alkuperäisiä, ja muinaistulokkaiden määrä on ehkä n. 100–150 lajia (Pykälä 1998a).

Suomalaisessa kasvitieteessä on perinteisesti erotettu ihmisen toiminnasta hyötynvät (apofyytit) ja niistä kärsivät (hemerofobit) alkuperäiskasvit sekä kasvit, joihin ihmistoiminnalla ei ole vaikutusta tai erisuuntaiset vaikutukset kumoavat toisensa (Linkola 1916, 1921). Vanhoissa tutkimuksissa apofyyteiksi on arvioitu selvästi enemmän kasveja kuin hemerofobeiksi. Useimmista tutkimuksista kuitenkin puuttuu arvio siitä millaisista ihmistoimista kasvi hyötyn ja millaisista kärsii. Kasvupaikkojen perusteella arvioituna apofyyteistä valtaosa on nimenomaan karjataloudesta eikä muusta ihmistoiminnasta hyötynettä. Maan käytön muutosten myötä monet en-

tiset apofyytit ovat muuttuneet hemerofobeiksi.

Niittykasveista useimmat viihtyvät emäksisillä, neutraaleilla ja lievästi happamalla mailla (pH >5) (ks. Ellenberg ym. 1991). Runsaskalkkisilla paikoilla, joilla pH on korkea, kasvien lajimäärät ovat korkeita (Grime 1973a, Ejrnæs & Bruun 1995). Happamien maiden (pH <5) niittyjen kasvisto on merkittävästi köyhempi.

Siemenvirta niityiltä ja metsistä asuttuun ympäristöön ja pelloille

Perinteisen karjatalouden aikana luonnosta kootun heinän mukana siirtyi valtaisia määriä kasvien siemeniä paikasta toiseen, etenkin asuttuun ympäristöön. Lounaissaaristossa asumattomissa saarissa niitetty heinä kuljetettiin ”kotisaareen”, jossa se kuivattiin (Ahlbäck 1955, Hæggström 1983). Näin kasvien siemeniä siirtyi asuttuihin saariin (Eklund 1931). Lehmät ajettiin ennen lypsyä pihan ääressä olevaan tarhaan (lypsytarha) tai kesantomaalle (Grotenfelt 1916). Karjan lantaa koottiin peltojen lannoitteeksi. Lisäksi pelloille maan parantamiseksi tuodun saaven ja mudan mukana ilmeisesti kulkeutui runsaasti kasvien leviäimiä. Siten kasvien leviäinten vallitseva suunta karjan mukana oli metsistä ja niityiltä pelloille ja yleensä asutuksen ympäristöön. Siemenvirta siis oli perinteisen karjatalouden aikana vastavankaltainen kuin ravinnevirta.

Kasvien leviäimiä saattoi kuitenkin karjan mukana siirtyä jokseenkin kaikkialle. Lisäksi kaskeaminen monimutkaisti kasvien leviäinten kulkua. Kaskiin kylvettäviiden kasvien siementen mukana lienee ollut monia luonnonkasveja ja ihmisen mukana kulkeutuneita kasveja, jotka nauriin tai ruukiin siementen mukana joutuivat kaskiin eli sitä kautta metsäympäristöihin. Tulokasveja oli kuitenkin kaskissa vähän (Linkola 1924).

Siementen runsaasta kulkemisesta karjatalouden mukana seuraa, että kasvien alkuperäisyyden arvioiminen Etelä- ja Keski-Suomessa on varsin vaikeaa. Jos alkupe- räiskasvi on kyennyt tehokkaasti leviämään niittoheinän ja karjan mukana ja vakiintumaan ihmisen muokkaamille paikoille, on se saattanut yleistyä suuresti ja levitä lähes kaikkialle maatalousympäristöihin. Alku-

peräisten esiintymien määrä saattaa olla vähäinen murto-osa kaikista esiintymistä. Pitkään jatkuneen siemenvirran takia alkupe- räiskasvienkin esiintymiä saattaa olla enemmän asutuksen luona kuin muualla. Toisaalta tulokasvien siemeniä on saat- tanut kaskeamisen ja karjan mukana levitä kaikkialle.

Asuttu ympäristö ja pellot ovat toimineet eräänlaisina kasvien siementen ”nie- luina”. Monet kasvit eivät yleensä ilmeises- ti menestyneet näillä ympäristöä runsasra- vinteisimmilla mailla. Toisaalta, ennen kei- nolannoitteiden käyttöönottoa pellot ja asuttu ympäristökään eivät liene olleet ny- kyiseen verrattuna kovin runsasravinteisia, lantakasoja lukuunottamatta. Monet luon- nonkasvit ovat saattaneet vakiintua esimer- kiksi niukkaravinteisille pihakedoille. Var- joisten paikkojen kasvit eivät menestyneet asutussa ympäristössä, jossa puita oli ny- kyistä paljon vähemmän. Toisaalta jotkut paljailla mailla viihtyvät kasvit ja ravinteis- ten paikkojen kasvit (luultavasti esim. nok- konen) ovat muuttuneet yleisiksi asutuk- sen luona.

Mistä niittyjen kasvisto on peräisin?

Niittyjen kasvisto on peräisin monista eri elinympäristöistä. Pääosa on ilmeisesti Suo- messa alkuperäisiä kasveja (Cajander 1907, Linkola 1922a, b, liite 1), jotka levisivät ni- ityille läheisistä metsistä (etenkin lehdoista ja tulvametsistä), soilta (etenkin letoilta), kallioilta, rannoilta ja pohjoisessa myös tuntureilta. Ainoastaan verraten harva niit- tykasvi on mahdollisesti muualta saapunut sen jälkeen kun niitty on raivattu (Cajander 1907). ”Lehtomaiset metsät ovat kasviih- dyskuntaryhmä, joka yleisissä luontosuh- teissaan tarjoaa kasveille hyvin samallaisia elinehtoja kuin nurmi- ja rinneniihty. Kor- vet, varsinkin lehtipuita kasvavat (”viidat”) taas ovat melkoisen lähellä kosteita ja mär- kiä niittyjä ja hyvin suuri osa luonnonniit- tyjemme kasveja kasvaakin juuri lehto- ja korpimaisissa metsissä. Löytyy vihdoon sel- laisia niittykasveja, joita aivan yleisesti ta- paa kangasmaisissäkin metsissä, kalliopen- germillä, kanervikoissa ym.” (Cajander 1907). Vähemmän happamat avosuot (etenkin letot) ja rannat ovat olleet monien niittykasvien alkuperäisiä elinympäristöjä.



Juha Pykälä

Kuva 35. Päivänkakkaran (*Leucanthemum vulgare*) arvioidaan kulkeutuneen jo muinoin ihmisen mukana Suomeen. Karjatalous hyödytti sitä suuresti. Kuitenkin on vaikea olla varma, etteikö päivänkakkara voisi olla paikoin luontainen. Päivänkakkaroita on monennäköisiä, mutta ulkonäön, levinneisyyden ja ekologisten vaatimusten välinen suhde on selvittämättä. Nurmijärvi, Uusikylä.

Kalkkipitoisilta kallioilta lienee peräisin suuri joukko niittykasveja. Emäksisiltä kallioidelta ja tavallista vähemmän happamammilta gneissikallioilta lienee myös kotoisin kohtalaisesti niittykasveja. Useat ketokasvit ovat alkuperältään arokkasveja, jotka levittäytyivät Suomeen heti jääkauden jälkeen (Hægström ym. 1995). Ne sinnittelivät harjuilla, lehtomaisilla etelärinteillä, kalliolla ja Itämeren rannoilla, kunnes niitto- ja laiduntalous avasivat uutta elintilaa. Merkittävä osa niittykasveista lienee ollut alkujaan sopeutunut metsäisille etelärinteille (ns. paisterinteille) tai metsäpalojen ja ehkä myös tuulenkaatojen jälkeiseen sukkessiovaiheeseen (Pykälä 1998a), jossa muutaman vuoden ajan on kukoistanut niittymäinen kasvillisuus. Jonkinlaisen käsityksen tästä saa kulkemalla lehtomaisissa metsissä, joista puusto on vasta hakattu.

Alkuperäinen tai tulokas vai alkuperäinen ja tulokas?

Monet yleiset niittykasvit on viime vuosikymmeninä tulkittu ihmisen mukana ete-

lästä jo kauan sitten kulkeutuneiksi eli muinaiskasveiksi (arkeofyyteiksi) (Suominen & Hämet-Ahti 1993). Niittykasvien alkuperäisyyden arviointi on kuitenkin monesti varsin hankalaa eikä likikään varmoja vastauksia voida antaa (ks. esim. Suominen 1985, 1991, Suominen & Hämet-Ahti 1988, 1993, Pykälä 1998a). Suominen & Hämet-Ahdin (1993) muinaistulokkaiksi tulkittamista niittykasveista suurin osa saattaa olla Suomessa alkuperäisiä (Pykälä 1998a, liite 1). Niittujen tulokasveit ovat myös voineet viedä elintilaa alkuperäisiltä niittymäisten paikkojen kasveilta (Pykälä 1998a).

Niiton ja laidunnuksen myötä monet alkuperäiskasvit ovat levinneet seuduille, joilla niitä ei ole luonnostaan ollut. Tällaisia ovat esimerkiksi jäkki (*Nardus stricta*) ja kullero (*Trollius europaeus*) (Cajander 1907). Paikallisesti ne ovat silloin tulokkaita.

Monet tavalliset niittykasvit esiintyvät Suomessa sekä alkuperäisinä että tulokkaina. Sekä alkuperäis- että tulokas-kannat voivat koostua useista eri alkuperistä, jotka ovat geneettisesti ja ekologisilta vaatimuksiltaan erilaisia. Eri alkuperien ja

rotujen erottaminen on toistaiseksi onnistunut edes osittain vain harvojen lajien osalta. Monimuotoisia useaa alkuperää olevia kasveja lienevät mm. niittyleinikki (*Ranunculus acris*), niittynätkelmä (*Lathyrus pratensis*), kissankello (*Campanula rotundifolia*), hiirenvirna (*Vicia cracca*) ja heinäratamo (*Plantago lanceolata*) (Jalas 1965, 1980) (kuva 35). Joillakin niittykasveilla tulokaskannat ovat voineet lähes kaikkialla sotkeutua alkuperäiskantojen kanssa ja hävittää niiden borealiset geneettiset piirteet, mutta toisilla lajeilla erilaiset kannat saattavat olla toistaiseksi säilyneet pääosin erillään.

Perinteisesti hoidetuille niityille leviää harvoin uustulokkaita. Aidoilla kyntämättömällä niitto- ja laidunniityillä on Suomessa vähän uustulokkaita. Niittymäisten paikkojen uustulokkaat esiintyvät pääasiassa pientareilla ja niittymäisiksi muuttuneilla entisillä pelloilla. Crawley ym. (1996) väittävät jopa, että Englannissa tuoreilla laidunniityillä ei esiinny lainkaan tulokaskasveja (tulokaskasviksi määritelty kasvi, joka levinnyt Englantiin 500 jKr jälkeen).

Pääosa niittyjen kasveista alkuperäisiä metsissä, kallioilla, rannoilla tai soilla

Kedoilla on yleensä arvioitu olevan enemmän muinaistulokkaita kuin tuoreilla niityillä. Hinnerin (1995) mukaan tuoreiden niittyjen kasvilajisto Vakka-Suomessa koostuu lähes yksinomaan kotimaisista alkupe- räisluonnon lajeista. Sen sijaan kedoilla on runsaasti muinaistulokkaita (Hinneri 1995). Koko maan osalta tulokaskasvien osuus varsinaisista ketojen ja tuoreiden niittyjen kasveista (liite 1) on kuitenkin sama (taulukko 12). Alkuperän osalta Hämet-Ahdin ym. (1998) rajausta noudattaen ketokasveista on tulokkaita 41 % ja tuoreiden niittyjen kasveista 36 %. Pykälän (1998a ja liite 1) rajauksen mukaan tulokkaita olisi ketokasveista 10–22 % ja tuoreiden niittyjen kasveista 11–26 %. Sinänsä on luontevaa, ettei tulokaskasvien osuus ole suurempi kedoilla kuin tuoreilla niityillä. Aiemman peltoviljelyn ja ehkä kaskeamisenkin myötä tulokaskasvien leviäimiä on luultavasti levinnyt enemmän tuoreille niityille kuin kedoille.

Tuoreiden niittyjen kasveista ainakin kolmannes tai lähes puolet on alkuperäisiä

ensisijaisesti metsissä, etenkin lehdoissa, jyrkillä etelärinteillä ja lehtomaisten metsien metsäsuukcession alkuvaiheen niittymäisessä kasvillisuudessa. Rannoilta on kotoisin 10–20 %, soilta n. 10 % ja kallioilta ja tuntureilta kummaltakin ehkä 5 % tuoreiden niittyjen kasveista. Ketokasveista on alkuperäisiä ensisijaisesti kallioilla n. 40 (–50) %, metsissä, etenkin kuivilla etelärinteillä ja metsänaukoissa n. 25–30 % ja rannoilla runsaat 10 % lajeista sekä soillakin ehkä yksi kasvi. Useat niittykasvit ovat kotoisin useammasta eri elinympäristöstä.

Rantaniityillä ja yleensä rannoilla muinaistulokkaita arvioidaan olevan varsin vähän. Tässä suhteessa rantaniittyjen ja kovan maan niittyjen ero on yllättävänkin suuri. Rantojen muinaistulokkaat eivät myöskään yleensä ole varsinaisia rantaniittykasveja. Tulokaskasveilla olisi teoriassa hyvät mahdollisuudet vakiintua tulvien takia jatkuvasti dynaamisesti muuttuvilla rannoilla. Uustulokkaiden suhteellinen määrä muinaistulokkaisiin verrattuna rannoilla onkin huomattava, vaikka absoluuttinen määrä on aika alhainen.

Mahdollisia syitä kovan maan ja rantaniittyjen eroon muinaistulokkaiden määrässä voisivat olla:

1. Rantojen kasvit ovat hyviä leviäjiä (esim. lintujen mukana), jolloin Suomen ilmastoon sopivat kasvit olisivat levinneet Keski-Euroopasta ilman ihmisen myötävaikutusta.
2. Tutkijoiden perusasettoituminen on ollut erilainen. Rantakasvien on oletettu ilman muuta olevan alkuperäisiä, kun taas tuoreiden niittyjen ja ketojen kasvien on oletettu olevan jostain muualta peräisin.
3. Kovan maan niityille on kaskeamisen mukana levinnyt tulokaskasveja.
4. Merkittävä osa kovan maan niityistä on ollut aikoinaan peltoina, jolloin niille on levinnyt viljan ja heinänsiemenen mukana tulokkaita.

Nautakarjan laidunnuksen ja niiton vaikutus Suomen kasvistoon

Suomen putkilokasvilajeista pääosa voi esiintyä perinnebiotoopeilla ja jo yksistään niityillä. Ekstam & Forshed (1992) ovat esittäneet epätäydellisen luettelon Ruotsissa

Taulukko 12. Tuoreiden niittyjen ja ketojen kasvien alkuperä Suomessa (mukana lajit).

1 = alkuperäisyys Hämet-Ahdin ym. (1998) mukaan,

2 = muinaistulokkaiden ja alkuperäiskasvien rajaus liitteen 1 mukaan (ks. myös Pykälä 1998a).

	1 lajimäärä	1 osuus (%)	2 lajimäärä	2 osuus (%)
Ketojen ja tuoreiden niittyjen kasvit (n=239)				
• alkuperäiset	146	61	182–213	76–89
• muinaistulokkaat	91	38	24–55	10–23
• uustulokkaat	2	1	2	1
Ketokasvit (n=119)				
• alkuperäiset	70	59	93–107	78–90
• muinaistulokkaat	47	39	10–24	8–20
• uustulokkaat	2	2	2	2
Tuoreiden niittyjen kasvit (n=105)				
• alkuperäiset	67	64	78–93	74–89
• muinaistulokkaat	38	36	12–27	11–26
• uustulokkaat	0	0	0	0

niitosta ja/tai nautakarjan laidunnuksesta hyötyvistä kasveista. Kokonaisarviota siitä kuinka suuri osa kasvistosta on hyötynyt ja kuinka suuri osa kärsinyt perinteisestä karjaloudesta ei liene missään tehty.

Tätä julkaisua varten on koottu tietoja nautakarjan laidunnuksen ja niiton vaikutuksista kasvillisuuteen seuraavasti. Tärkeimmät Pohjoismaiset kasvitieteelliset julkaisut (Ann. Bot. Fennici, Acta Bot. Fennica, Acta Soc. Fauna Flora Fennica, Ann. Bot. Soc. Vanamo, Arch. Soc. Vanamo, Aquilo Ser. Bot., Luonnon Tutkija, Luonnon Ystävää, Lutukka, Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica, Medd. Soc. Fauna Flora Fennica, Nord. J. Bot., Acta Phytogeogr. Suecica, Bot. Not., Svensk Bot. Tidskr., Blyttia, Wahlenbergia, Astarte, Bothnian Bay Reports, Lidia, Norw. J. Bot., Polarflokken, Tromura Naturvitenskap, Dansk Botanisk Arkiv, Acta Bot. Islandica) on käyty läpi, ja niistä on etsitty mainintoja niiton tai nautakarjan laidunnuksen vaikutuksista tiettyihin kasveihin. Lisäksi on katsottu runsaasti muuta Pohjoismaista kasvitieteellistä kirjallisuutta. Pohjoismaiden ulkopuolelta tietoja ei ole kerätty järjestelmällisesti, mutta on tutkittu joukko niittyjä, laidunnusta, niittoa, kasvien autekologiaa ym. käsitteleviä julkaisuja. Myös perinnemaisemaprojektin yhteydessä tehtyjä havaintoja on hyödynnetty arvioitaessa, mihin ryhmään mikin kasvi kuuluu.

Tietoja on koottu erityyppisistä lähteistä:

1. Kokeelliset tutkimukset, joissa on selvitetty niiton ja laidunnuksen vaikutuksia koelajoilla.
2. Tutkimukset, joissa on yleisemmin havainnointu niiton ja laidunnuksen vaikutuksia kasvilajeihin.
3. Tietoja on myös koottu julkaisuista, joissa ei ole suoraan mainittu lajin hyötynneen niitosta tai laidunnuksesta, jos sen voi katsoa epäsuorasti käyvän ilmi. Tällaisia ovat kuvaukset pitkään niitetyistä tai laidunnetuista alueista. Jos kasvi on niittoniityllä runsaampi kuin muualla, se luultavasti hyötty niitosta. Yleensä kasvia ei epäsuorasti pysty määrittelemään kärsineeksi niitosta tai laidunnuksesta.

Monissa tutkimuksissa ei ole eroteltu nautakarjan, hevosten tai lampaiden laidunnusta. Nämä julkaisut on kuitenkin otettu mukaan tarkasteluun, koska useimmiten lienee ollut kyse nautakarjan laidunnuksesta. Lisäksi lampaiden tai hevosten laidunnuksesta hyöttyvät kasvit hyöttyvät yleensä myös nautakarjan laidunnuksesta.

Monet eri tekijät vaikuttavat siihen, hyöttykö kasvi niitosta tai laidunnuksesta (esimerkiksi toimenpiteen vaikutus kasvin seuralaislajeihin). Siksi ristiriitaiset tulokset saman kasvin osalta eivät ole harvinaisia.

Silti eri tutkimusten tulokset ovat yleensä samankaltaisia useimpien kasvien osalta.

Yhdistämällä läpikäytyt tietolähteet on arvioitu kunkin kasvin osalta hyötykö tai kärsikö se nautakarjan laidunnuksesta tai niitosta. Hyötyneet kasvit on yritetty jakaa kolmeen ryhmään. Hyvin selvästi hyötyvät (+++), selvästi hyötyvät (++) ja keskimäärin hyötyvät (+). Viimeiseen ryhmään kuuluvat kasvit kärsivät umpeenkasvusta, mutta toisaalta useimmiten myös voimakkaasta laidunnuksesta.

Arvion tulos saattaa olla vinoutunut. Tutkimuksia, joista suoraan tai epäsuoraan käy ilmi kasvien hyötyneen niitosta tai laidunnuksesta, on paljon enemmän kuin sellaisia, joissa todetaan niiden kärsineen niitosta tai laidunnuksesta. Toisaalta jos kasvin mainitaan kärsineen laidunnuksesta, on sen yleensä vain todettu niukentuneen laidunnuksen takia jonain lyhyenä aikana. Pitempiaikaisia vaikutuksia ei ole seurattu. Lisäksi kärsineiksi tulkittujen kasvien osalta arvio perustuu usein vain yhden tai kahden tutkimuksen tuloksiin. Hyötyvistä kasveista on keskimäärin enemmän tutkimuksia, jotka osoittavat ne niitosta tai laidunnuksesta hyötyneiksi.

Yli puolet kasvistosta hyötyy niitosta ja nautakarjan laidunnuksesta

Tutkimuksen tulos on, että yli puolet Suomen kasvistosta hyötyy niitosta tai ei-rehevöittävästä nautakarjan laidunnuksesta sekä niiton ja nautakarjan laidunnuksen yhteisvaikutuksesta (kuva 36). Yhteisvaikutus tarkoittaa vaikutusta, joka syntyy, kun niittyjä on pääasiassa niitetty, ja karja on laiduntanut muualla (metsät ym.) ja päästetty niityille niiton jälkeen. Nykyisin vallitseva laidunkäytäntö on ympäristöä rehevöittävä ja sen vaikutus kasvistoon on hyvin toisenlainen (ks. seuraava kappale).

Hämet-Ahdin ym. (1998) alkuperäisiksi luokittelemista kasveista 59 % hyötyy ja 14 % kärsii niiton ja nautakarjan laidunnuksen yhteisvaikutuksesta (kuva 36). 27 % lajeihin tutkimuksia vaikutuksista ei ole tai tulokset ovat ristiriitaisia. Tiedot puuttuvat etenkin monien tunturikasvien osalta. Muinaistulokkaista 72 % hyötyy ja 4 % kärsii niiton ja laidunnuksen yhteisvaikutuksesta ja 24 % ei ole tietoja.

Jos alkuperäiskasvien rajausta tehdään Pykälän (1998a ja julkaisematon) mukaisesti, niistä 61–62 % hyötyy ja 13 % kärsii niiton ja nautakarjan laidunnuksen yhteisvaikutuksesta. Vastaavasti muinaistulokkaista 54–64 % hyötyy ja 6 % kärsii niiton ja laidunnuksen yhteisvaikutuksesta ja 30–39 % ei ole tietoja.

Noin puolesta uustulokkaista (viljelykarkulaiset poislukien) ei löytynyt tietoja, joiden perusteella olisi voinut arvioida niiden suhtautumista niittoon ja karjan laidunnuksen. Uustulokkaita ei siksi ole otettu mukaan kuvaan 23. Tietojen vähäisyys viittaa siihen, että niitto ja laidunnus ovat vaikuttaneet – sekä Suomessa että muualla Euroopassa – merkittävästi vähemmän uustulokkaihin kuin alkuperäiskasveihin ja muinaistulokkaihin.

Niitosta ja laidunnuksesta hyötyneiden alkuperäiskasvien osuus on siis suunnilleen sama kuin tulokaskasvien osuus. Alkuperäiskasvien ja muinaisten tulokkaiden suhtautumisessa niittoon ja laidunnuksen ei näyttäisi olevan eroa.

Tulos osoittaa, että varsinaisten niitykasvien ja muiden kulttuuriympäristöjen kasvien lisäksi niitosta ja ei-rehevöittävästä laidunnuksesta hyötyy suuri osa pääasiallisesti tai kokonaan muissa elinympäristöissä tavattavista kasveista. Esimerkiksi soilla, kallioilla, rannoilla ja vesissä on hyötyviä kasveja enemmän kuin kärsiviä.

Kootun aineiston perusteella ei pysty arvioimaan onko niitosta vai nautakarjan laidunnuksesta hyötyviä kasveja enemmän. Laidunnuksen vaikutuksista on merkittävästi enemmän tietoa kuin niiton vaikutuksista. Alkuperäiskasveista (Hämet-Ahdin ym. 1998 mukaan) nautakarjan laidunnuksesta hyötyviä olisi 55 %, kärsiviä 17 % ja 28 % ei ole tietoja.

Rehevöittävästä laidunnuksesta kärsii yli puolet kasvistostamme

Ympäristöä rehevöittävästä nautakarjan laidunnuksesta hyötyvien kasvien määrä on paljon vähäisempi ja vastaavasti siitä kärsivien kasvien määrä korkeampi kuin perinteisestä laidunnuksesta. Vaikutus riippuu siitä kuinka paljon ravinteita leviää laitumille. Ravinteiden määrän lisääntyessä laidunnuksesta hyötyvien kasvien määrä

vähenee. Vain eräät runsasravinteisten paikkojen kasvit (mm. voikukka, kylänurmikka (*Poa annua*), pihatahtimö (*Stellaria media*)) hyötyvät rehevöittävästä laidunnuksesta. Laidunnuksesta hyötyvien kasvien määrä saattaa olla vielä melko korkea lievästi rehevöityvillä paikoilla (keski- ja runsasravinteisten paikkojen kasvit, ehkä joku- nen suhteellisen niukkaravinteisten paikkojen kasveista).

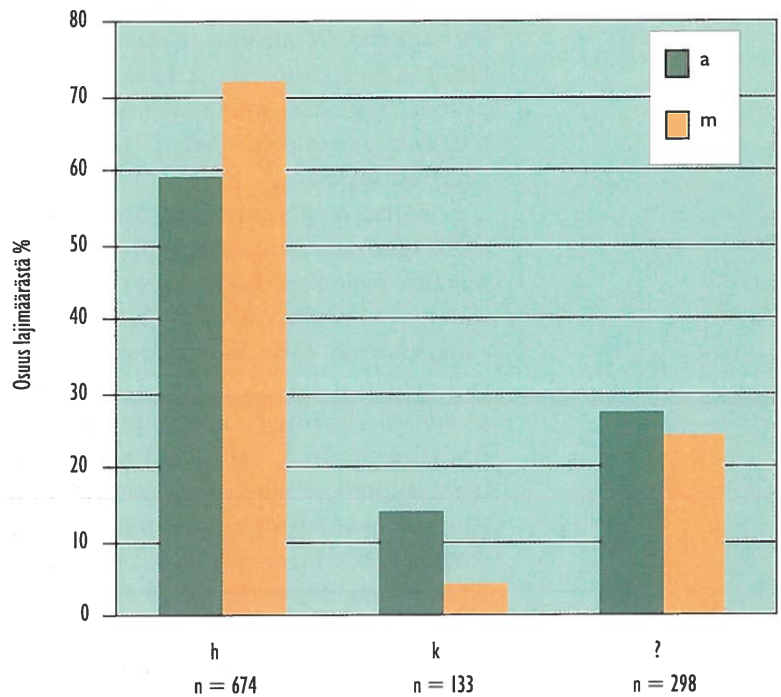
Suomessa ei ole selvitetty tarkemmin kasvistomme suhtautumista typen ja fosforin määrään. Ellenberg ym. (1991) ovat luokitelleet Keski-Euroopan kasvit suhteessa maaperän typpipitoisuuteen (luokat 1–9 ja typpipitoisuuden suhteen välinpitämättömät eli indifferentit). Nämä luvut eivät ole suoraan meikäläisiin oloihin sovellettavissa, koska useat kasvit esiintyvät meillä joko jonkin verran niukka- tai runsasravinteisimmilla paikoilla kuin Keski-Euroopassa. Ellenbergin arvoja käyttämällä voidaan kuitenkin karkeasti arvioida mitä suuruusluokkaa on runsasravinteisten paikkojen alkuperäiskasvien määrä ja täten rehevöittävästä laidunnuksesta hyötyvien kasvien määrä.

Voidaan olettaa laidunnuksesta hyötyvien runsastyyppisten paikkojen kasvien (Ellenbergin arvot 7–9) hyötyvän rehevöittävästä laidunnuksesta, keskiravinteisten paikkojen (arvot 5–6) kasvien suhtautuvan siihen suunnilleen välinpitämättömästi ja niukatyyppisten paikkojen (arvot 1–4) kasvien kärsivän siitä. Tällöin alkuperäiskasveistamme (Hämet-Ahdin ym. 1998 mukaan) 10 % hyötyisi rehevöittävästä laidunnuksesta, 36 % ei ole tietoa tai vaikutus ei ole arvioitavissa ja 54 % kärsisi rehevöittävästä laidunnuksesta.

Ekstam & Forshed (1992) ovat jakanee Ruotsissa niiton ja laidunnuksen suhteen indikaattorikasveina käytettävät lajit neljään ryhmään suhteessa maaperän typpipitoisuuteen:

- 1 = niukatyyppinen,
- 2 = kohtalainen typpipitoisuus,
- 3 = runsastyyppinen,
- x = indifferentti (vähäinen indikaattoriarvo suhteessa maaperän typpipitoisuuteen).

Jos oletetaan rehevöittävästä laidunnuksesta hyötyviksi yleensä laidunnuksesta hyö-



Kuva 36. Suomessa alkuperäisten kasvien (a) (n=916) ja muinaistulokkaiden (m) (n=189) (Hämet-Ahdin ym. 1998 mukaan) suhtautuminen (%) niittoon ja nautakarjan laidunnukseen. h = hyötyy, k = kärsii, ? = ei tietoa tai indifferentti.

tyvät runsastyyppisten paikkojen kasvit ja indifferentit kasvit ja niukka- ja keskityypisten paikkojen kasvit siitä kärsiviksi, niin Ekstamin & Forshedin mainitsemista Suomen alkuperäiskasveista (Hämet-Ahdin ym. 1998 mukaan) (n=339) 21 % hyötyy ja 77 % kärsii rehevöittävästä laidunnuksesta ja 2 % ei ole tietoa. Pääosa rehevöittävästä laidunnuksesta hyötyneistä olisi ranta- ja vesikasveja.

Peltoviljelyn vaikutus kasvistoon päinvastainen kuin perinteisen karjatalouden

”Viljelykselle vallattu ala merkitsee Suomen alkuperäiselle luonnolle paljon suurempaa menetystä kuin viljelysten pinta-alasta voisi päätellä” (Kalliola 1973). Suomen pinta-alasta vain noin kymmenes on peltoa, mutta pelloiksi on raivattu maaperältään ja pienilmastoltaan suotuisimmat alueet, etenkin lehdot, tulvamaat ja ohuturpeiset lettosuot. Peltoviljelyn vaikutuksia Suomen kasvistoon ei ole koskaan kvantifioitu. Seuraavassa peltoviljelyn vaikutuksia alkuperäiskasveihin on arvioitu kasvien elinympäristöjen ja niiden muutosten perusteella. Tutkimusten riittämättömyyden

takia peltoviljelyn vaikutusta alkuperäiseen kasvistoomme voidaan arvioida ainoastaan tällä tavalla epäsuorasti. Tarkkaa arviota ei pystytä tekemään, mutta seuraavassa esitetävä kuvastaa peltoviljelyn vaikutuksen suuruusluokkaa.

Metsä- ja suokasvit ovat kärsineet peltoviljelystä, koska niiden kasvupaikkoja on raivattu pelloiksi. Hyvin harva kasvi on pystynyt korvaamaan menetykset tai jopa runsastumaan. Tällaisia ovat ilmeisesti mm. peltopillike (*Galeopsis bifida*), koiranputki (*Anthriscus sylvestris*) ja vuohenputki (*Aegopodium podagraria*). Vastaavasti karjataloudesta hyötynneet niittykasvit ovat yleensä kärsineet peltoviljelystä, kun niityt on raivattu pelloiksi. Eräät niityillä tavattavat kasvit ovat kuitenkin peltoviljelyn myötä runsastuneet (koiranputki).

Ranta- ja vesikasvien osalta vaikutusten arviointi on vaikeampaa. Järvien ja jokien sekä niiden rantojen kasvien esiintymiä on kadonnut paljon peltoviljelyyn liittyneissä kuivatuksissa, ja jokien sekä purojen kasvien esiintymiä myös runsaasti suoraan pellonraivauksissa ja myöhemmin salaojituksissa. Siten kosteikkokasvit, jotka eivät yleisesti kasva pelloilla, peltojen ojissa tai pakettipelloilla, ovat luultavasti kärsineet peltoviljelystä. Peltojen ojissa kasvavien kasvien osalta on vaikein arvioida, ovatko ojaesiintymät korvanneet menetykset. Runsaan salaojituksen takia näin lienee suhteellisen harvan kasvin osalta.

Rehevöitymisestä hyötynneet vesi- ja rantakasvit ovat vaikeimmin arvioitavia ryhmiä suhteessa peltoviljelyyn. Alunperin rehevät järvet on pääosin kuivattu, mutta peltoviljely on aikaansaanut yleisesti järvien rehevöitymistä. Mikäli rehevöityneiden paikkojen kasvit ovat selvästi runsastuneet viime vuosikymmeninä on niiden menetykset arvioitu korvatuiksi tai niiden hyötynneen peltoviljelystä.

Peltoviljely ei ole yleensä vaikuttanut suoraan Itämeren rantojen kasveihin. Tosin rantaniittyjä on jonkin verran raivattu pelloiksi, millä on ollut ilmeisesti vaikutusta etenkin tulvarantojen kasveihin. Peltoviljely on sen sijaan aiheuttanut Itämeren rehevöitymistä, jolla on ollut merkittävä vaikutus vesi- ja rantakasveihin. Tämän takia useimmat pehmeäpohjaisten rantojen kasvit on arvioitu peltoviljelystä kärsineiksi ja

vastaavasti järviruoko siitä hyötynneeksi. Kovapohjaisten rantojen kasvien osalta tulokinta on ollut vaikeaa. Umpeenkasvulle (ja siten rehevöitymiselle) herkätkasvit on arvioitu peltoviljelystä kärsineiksi ja muut sen suhteen indifferenteiksi. Eräät selvät tyypensuosijat on arvioitu peltoviljelystä hyötynneiksi (pihatähtimö ym.)

Peltoviljelyllä ei ole yleensä arvioitu olleen vaikutusta kalliokasveihin. Tämä ei välttämättä pidä paikkaansa, koska pelloilta leviää jossain määrin ravinteita myös kalliolle. Näiden vaikutuksia kallioluontoomme ei ole kuitenkaan tutkittu eikä sitä pystytä myöskään epäsuorasti arvioimaan. Tunturikasveihin peltoviljelyllä ei ole ollut vaikutusta.

Peltoviljelyn mukana Suomeen on levinnyt tulokaskasveja, jotka ovat saattaneet aiheuttaa alkuperäiskasvien niukentumista. Tulokaskasvien vaikutuksia alkuperäiskasvien esiintymiin ei ole kuitenkaan juuri tutkittu eikä niitä siksi ole voitu ottaa mukaan arvioon.

Eräät peltoviljelystä kärsineiksi arvioidut kasvit lienevät hyötynneet ennen keinolannteiden ja torjunta-aineiden aikaa harjoitetusta peltoviljelystä, mutta viime vuosikymmenien taantuma on muuttanut kokonaistaseen tappiolliseksi.

Mikäli kasvilla on taksonomisesti erotettu sekä alkuperäis- että tulokasrotu, tässä on tarkasteltu vaikutusta alkuperäisrotuun.

Edellämainituilla perusteilla arvioituna Kainuun ja Pohjois-Pohjanmaan eteläpuolella alkuperäisistä kasveista (Hämet-Ahdin ym. 1998 mukaan) 83 % on kärsinyt peltoviljelystä. 11 % kasveista peltoviljelyllä ei ole ollut vaikutusta tai ei pystytä arvioimaan millaisia vaikutukset ovat olleet. Vain 6 % (43 lajia) alkuperäiskasveistamme on todennäköisesti suoraan tai epäsuorasti hyötynyt peltoviljelystä. Lapin tuntureilla peltoja ei ole viljelty, joten koko maan osalta kärsineiden kasvien prosenttiosuus on alhaisempi: koko Suomen alkuperäiskasveista 77 % on kärsinyt peltoviljelystä, 19 % peltoviljelyllä ei ole ollut vaikutusta tai vaikutusta ei pystytä arvioimaan ja 5 % on hyötynyt peltoviljelystä.

Peltoviljelyn vaikutukset kasvistoon ovat siis olleet hyvin erilaiset kuin karjatalouden. Niittämisestä ja laiduntamisesta

hyötyneiden kasvien määrä on hieman pienempi kuin edellä esitetty niistä periaatteessa hyötyvien kasvien määrä. Eräät hyötyvistä kasveista esiintyvät paikoilla, joita ei ole niitetty tai laidunnettu, jolloin karjataloudella ei ole ollut niihin vaikutuksia. Niittämistä ja laiduntamisesta hyötyneiksi voidaan arvioida 52 % Suomen alkuperäiskasveista. Perinteisestä karjataloudesta hyötyneiden alkuperäiskasvien kokonaismäärä voi olla luultavasti hieman alhaisempi kuin niitosta ja laidunnuksesta hyötyneiden, koska aikanaan järviä kuivattiin myös niitomaiksi ja niittyjä jossain määrin ojitettiin. Toisaalta jotkut kasvit lienevät hyötyneet nimenomaan karjatalouden harjoittamista varten tehdyistä puuston raivauksista eivätkä niitosta ja laidunnuksesta.

Katkerot katoamassa

Ketokatkerok (*Gentianella campestris*) ja horkkakatkerok (*G. amarella*) ovat esimerkkejä niitosta ja laidunnuksesta hyötyneistä kasveista, joiden kanta on romahtanut perinteisen karjatalouden loputtua. Horkkakatkerok on ainakin kalkkikallioilla alkuperäinen, mutta ketokatkerolla vain pohjoisimmat esiintymät on tulkittu alkuperäisiksi (Suominen & Hämet-Ahti 1993). Katkerot ovat ilmeisesti olleet luontaisista häiriöistä riippuvaisia. Katkeroiden selviämiskeinoja luonnonoloissa ilman niittoa tai laidunnusta ei kuitenkaan tarkemmin tunneta. Ketokatkerok oli aiemmin monilajisten niittyjen tyyppilajeja. Sillä lienee ollut Suomessa tuhansia tai kymmeniätuhansia kasvupaikkoja. Löydettyjäkin kasvupaikkoja on ollut satoja tai tuhansia (Ryttäri & Kempainen 1997). Horkkakatkerok (kuva 37) tavattiin pääosassa Suomea harvinaisenpuoleisena. Kalkkiseuduilla se lienee ollut paikallisesti melko yleinenkin.

Useimmiten katkerot kasvoivat tuoreilla niityillä, joskus kosteilla niityillä, hakamailla, kedoilla ja kalkkikallioilla. Katkerot viihtyvät runsaslajisilla, muutoinkin luonnoltaan arvokkailla, niityillä, joilla maaperän tyyppi ja fosforin määrä on alhainen (Lennartsson 1997a). Jatkuva siemenistä uusiutuminen on välttämätöntä kaksivuotisille kasveille. Ketokatkeron siemenet vaativat kylmäsäätelyn itääkseen. Siemenistä suuri osa itää seuraavana keväänä,

kun maa lämpiyttä tarpeeksi. Ne voivat itää jopa maan sisällä pimeässäkin, jolloin taimet eivät pysty pääsemään pinnalle (Milberg 1994a). Ketokatkerolla ei näytä olevan pysyvää siemenpankkia, vaan kahdessa vuodessa pääosa siemenistä menettää itävyytensä (Milberg 1994a). Toisaalta Ruotsissa eräät maastohavainnot viittaavat siihen, että jotkut siemenet saattaisivat säilyttää itävyytensä yli kuusi vuotta (Lennartsson 1997a). Vuosittainen niitto tai laidunnus vaikuttaa välttämättömältä ketokatkeropopulaatioiden säilymiselle (Milberg 1994a, Lennartsson 1997a). Lähes siemenpankittomalle kasville jo vuoden katkos hoidossa lisännee huomattavasti häviämiskä. Katkerot häviävät normaalisti paikalta 3–15 vuotta niiton tai laidunnuksen loputtua (Lennartsson & Svensson 1995). Piententyneet populaatiot ovat alttiita häviämiskä, vaikka kasvupaikkoja hoidettaisiin niittämällä tai laiduntamalla (Eriksson 1996a). Kuivilla paikoilla katkerot säilyvät tuoreita ja kosteita pitempään ilman hoitoa, ja ketojen osuus katkeropaikoista on siksi nykyisin aiempaa selvästi suurempi (Lennartsson 1997a). Kuivuus on toisaalta katkerokä vaarallista, kun kuivina kesinä siementuotto voi täysin epäonnistua.

Keto- ja horkkakatkeron siemenet kyennevät itämään yhtenäisessä matalassa kasvillisuudessa. Itämiseen sopivin kasvillisuuden korkeus on 2–5 cm (Gay ym. 1982). Lennartsson ym. (1998) havaitsivat, että osalla ketokatkeropopulaatioista siementuotto jopa lisääntyy heinäkuun alussa tai puolella välissä tehdyn niiton ansiosta. Niitossa katkerot menettävät puolet biomassastaan, mutta alkavat haaroa enemmän ja tekevät enemmän kukkia ja siemeniä.

Katkerot ovat katkeranmakuisia, jonka takia karja pyrkii välttämään niitä (Lennartsson 1997a). Kuitenkin 15–80 % yksilöistä yleensä tulee osin syödyksi kesän aikana (Lennartsson ym. 1998).

Sekä keto- että horkkakatkerolla on kaksi kukintoajankohdaltaan eroavaa rotua: kesä- (var. *suecica*) ja syysketokatkerok (var. *campestris*) sekä kesä- (var. *lingulata*) ja syyshorkkakatkerok (var. *amarella*). Kesärodot kukkivat kesä-heinäkuussa ja syysrodot elo-syyskuussa. Lennartsson (1997a) havaitsi, että kesäroduille suotuisinta on niitto heinäkuun 20 päivän tienoilla tai vä-

Kuva 37. Horkkakatkero (*Gentianella amarella*) vaatii matalakasvuisia runsaskalkkisia, mutta vähätyppisiä ja -fosforisia niittyjä. Runsaslajisten niitto- ja laidunniittyjen kato on johtanut horkkakatkeron uhanalaistumiseen. Finström, Ämnäs.



Juha Pykälä

hän myöhemmin ja syysroduille niitto heinäkuun 1–25 päivän välillä.

Niitto heinäkuussa on siis edullisinta aikuisille katkeroille, mutta nautakarjan laidunnus parantaa siementen itämistä ja taimien vakiintumista kasvillisuuteen (Lennartsson 1997a). Siksi niitto yhdistettynä jälkilaidunnukseen on keto- ja horkkakatkerolle selvästi sopivin hoitotapa (Lennartsson 1997a, 1997b). Pelkästään niitetyillä alueilla katkeroilla oli vaikeuksia itää ja vakiintua kasvillisuuteen. Pelkästään laidunnetuilla alueilla karja vahingoitti monia katkeroita. Pelkkä laidunnus ei ehkä riitä pitkällä aikavälillä pitämään katkeropopulaatioita elossa.

Ruotsissa Upplannissa 50 vuodessa (1945–1994) hävisi 98 % horkkakatkeron ja 92 % ketokatkeron esiintymistä (Lennartsson & Svensson 1995, Lennartsson 1997a). Suomessa niittyjen kato on ollut moninverroin kovempi kuin Ruotsissa, joten meillä katkeroesiintymien häviämisprosentti on todennäköisesti lähellä sataa. Säilyneitä ketokatkeroesiintymiä tunnetaan enää koko maasta n. 60 ja horkkakatkeroesiintymiä alle 50 (Ryttäri & Kettunen 1997, Ryttäri & Kempainen 1997). Kaikkein harvinaisin ja uhatuin lienee syyshorkkakatkero. Useimmat säilyneet populaatiot ovat hyvin pienialaisia ja niukkoja, ja niistä harvoja enää

hoidetaan katkeroille soveliaain tavoin. Viime vuosina useiden ketokatkeroesiintymien hoitoja on yritetty järjestää ja eräitä paikkoja on niitetty (Ryttäri & Kempainen 1997), mutta samalla useilta katkerotiloilta on karja lopetettu ja niityt kasvamassa umpeen. Katkeroiden taantumista ei ole pystytty pysäyttämään.

Putkilokasvien käyttö indikaattoreina – esimerkkinä Etelä-Suomen kuivat ja tuoreet niityt

Putkilokasveja voidaan käyttää indikaattoreina, jotka voivat ilmentää esim. tietynlaisia ekologisia olosuhteita, tiettyä ekologista tilannetta tai maankäyttöä. Indikaattorilajien käyttö helpottaa luonnon ja luontotyyppien arvottamista, vaikka niiden käyttöön liittyy monia ongelmia. Ongelmat johtuvat mm. siitä, ettei lajien ekologisia vaatimuksia ja niiden vaihtelua tunneta riittävän tarkoin. Liian suoraviivainen indikaattorien käyttö johtaa helposti väärin johtopäätöksiin.

Niittyjen, hakamaiden ja metsälaitumien arvottamisessa voidaan käyttää indikaattorilajeja (Naturvårdsverket 1987, J. G. Hodgson 1990, Ekstam & Forshed 1992). Putkilokasvit soveltuvat parhaiten niittyjen arvottamiseen. Liitteessä 2 on arvioitu put-

kilokasvien indikaattoriarvoa Etelä-Suomen kuivilla ja tuoreilla niityillä. Etelä-Suomeen on luettu Varsinais-Suomi, Satakunta, Uusimaa, Häme, Kymenlaakso ja Etelä-Karjala. Kasvin luonnonsuojellusta arvoa ja yleisyyttä sinänsä ei ole otettu huomioon, vaan ainoastaan sen arvo niityn laadun indikaattorina. Kasvin istutetuilla, kylvetyillä tai viljelykarkulaisesiintymillä ei ole indikaattoriarvoa.

Kasvit on jaettu kolmeen ryhmään: myönteiset indikaattorit (*), kielteiset indikaattorit (-) ja ei indikaattoriarvoa (0). Myönteiset indikaattorit ilmentävät luonnoltaan arvokasta niittyä, joka on ollut pitkään niittynä eikä pahoin umpeenkasvanut, so. arvokasta perinnebiotooppia. Myönteinen indikaattoriarvo voi olla vähäisehkö (*), kohtalainen (**) tai hyvä (***). Kielteiset indikaattorit ilmentävät keinolannoitusta, rehevöitymistä, maan muokkausta (entistä peltokäyttöä), kylvöä tai pitkälle ehtinyttä umpeenkasvua. Kielteiset indikaattorit runsastuvat lannoituksen tai umpeenkasvun myötä. Kielteiset indikaattorit on jaettu kahteen luokkaan: lievä (-) tai voimakas (-).

Kasvilla saattaa olla erilainen indikaattoriarvo muilla luontotyypeillä esiintyessään, joten tätä luokitusta voi käyttää vain kuivilla ja tuoreilla niityillä. Monet metsäkasvit (esimerkiksi mustikka ja puolukka) ilmentävät niityillä esiintyessään, että alue on todennäköisesti aito niitty eikä entinen pelto. Perinteinen niittykäyttö niukentaa useita metsäkasveja, muttei hävitä niistä kaikkia. Luokitus ei myöskään tällaisenaan soveltune pientareille, vaikka useimpien kasvien indikaattoriarvo pientareilla lienee sama.

Kasvin runsaus vaikuttaa sen indikaattoriarvoon. Kasvilla on runsaana esiintyessään enemmän merkitystä indikaattorina kuin harvalukuisena. Monet yleiset "hyvät" niittykasvit kasvavat niukkoina monenlaisilla paikoilla, mutta runsaina kasvustoina ne indikoivat merkittävää perinnebiotooppia.

Niityn arvoa ei tule määritellä yhden indikaattorikasvin perusteella. Merkittävää on koko indikaattorikasviston esiintyminen osana alueen niittykasvillisuutta. Jokseenkin jokaiselta alueelta löytyy sekä myönteisiä että kielteisiä indikaattoreita. Yhdenkin

hyvän (***) indikaattorin esiintyminen toisaalta viittaa siihen, että niityllä olisi arvoa perinnebiotooppina (poikkeuksia toki on).

Liite 2 on subjektiivisesti koottu pääosin ulkomaisen kirjallisuuden (esim. Ekstam & Forshed 1992), perinnemaisemaintointien tulosten ja omien maastokokeusten perusteella. Monen kasvin indikaattoriarvon määrittäminen on vaikeaa ja tulkinnanvaraista.

5.2 Sammalet

Karjatalouden vaikutuksista sammaliin on Suomesta vähän tietoja (Mäkinen 1997). Lauhkeiden alueiden kasvinsyöjänisäkkäät eivät syö sammalia (Prins 1981). Koska karja syö putkilokasveja ja välttää sammalia, laidunnus yleensä lisää sammalten lajimäärää ja peittävyyttä (During & Willems 1986, van Tooren ym. 1987, Quené & Bakker 1988). Hyvin pitkään perinteisesti laidunnetuilla niityillä saattaa sammalten biomassaa kuitenkin olla varsin alhainen, koska kasvillisuus on hyvin monilajista, matalaa ja tiheäversoista (van Tooren ym. 1987).

Laidunmaiden sammalten tila tuntematon

Niittyjen ja muiden laidunmaiden sammalajistoa ei ole juuri tutkittu. Se tiedetään, että vain niityillä tavattavia sammalia on melko vähän. Perinteisestä karjataloudesta lienevät hyötyneet avointen kuivien ja tuoreiden paikkojen tavallisten lajien ohella erityisesti paljaan maan sammalet eli pioneerisammalet. Pioneerisammalet ovat sammalajistomme heikoimmin tunnettu ryhmä. Laidunnetut niityt lienevät pääasiallinen elinympäristö eräille paljaan maan sammalille (Syrjänen 2000). Myös niitto hyödyttää paljaan maan sammalia (Quené & Bakker 1988). Ruotsissa ajoittain kosteilla ja märillä laidunniityillä sekä rantaniityillä on ainakin parikymmentä uhanalaiseksi luokiteltua sammalajia (Floravårdskommitten för mossor 1992). Vastaavasti meilläkin laidunnettujen kosteiden niittyjen ja tulvarantojen merkitys sammalille voi olla arveltua suurempi (Syrjänen 2000). Esim. ruusukesammalet (*Riccia* spp.) lienevät olleet tyyppillisiä laidunnetuille niityille. Pers-

sonin (1984) tutkimuksessa sammalten lajimäärä ja runsaus merenrantaniityillä vähentyivät laidunnuksen loputtua.

Myös kalkkialueiden kedoilla on harvinaisia ja uhanalaisia sammalia. Suomessa tällaisia alueita on niukalti, ja niiden sammallajiston eroja kalkkikallioiden sammallajistoon ei ole selvitetty. Keski-Euroopassa (During & Willems 1986, During 1990) ja Ruotsissa kalkkialueiden kedot ja tuoreet niityt ovat sammallajistoltaan merkittäviä. Laidunnuksen loputtua kalkkiketojen sammalet niukentuvat ja häviävät (Porley 1999). Laidunnus lienee näille sammalille sopivampi hoitotapa kuin niitto (During & Willems 1986). Happamien maiden kedoilla ei liene vain niille ominaisia sammalia.

Metsien ja soiden laidunnus hyödyttää sammalia

Puoliavoimilla hakamailla ja lehdesniityillä, joilla on vanhaa puustoa, esiintyy monia puiden rungoilla eläviä sammalia (epifyyttisammalia) kuten hiippasammalet (*Orthotrichum* spp.). Tällaisilla paikoilla viihtyvät monet lounaiset epifyyttisammalet, joista osa on uhanalaisia.

Tyypillisiä metsälaitumien sammalia ovat sompasammalet (Splachnaceae). Ne elävät karjan, hirven ja poron lannalla. Sompasammalista useimmat viihtyvät soilla. ”Pieni punainen sateenvarjo” punasompasammal (*Splachnum rubrum*) oli aiemmin metsälaitumilla tyypillinen laji. Metsälaidunnuksen vähentymisen myötä sompasammalet ovat suuresti harvinaistuneet ainakin Etelä-Suomessa. Eräät lajit ovat ehkä jo kokonaan hävinneet eteläisimmästä Suomesta soiden ojitusten ja karjan laidunnuksen loppumisen takia.

Metsien ja korprien sammalien suhtautumista karjan laidunnukseen ei ole meillä juuri tutkittu. Laidunnuksen aiheuttama putkilokasvien biomassan vähentyminen vaikuttaa yleensä positiivisesti sammallajistoon. Laidunnuksen johdosta sammalten lajimäärä ja peittävyys yleensä lisääntyvät (Chatters & Sanderson 1994). Englannissa tammimetsissä maassa ja kivillä kasvavat uhanalaiset mereiset sammalet hyötyvät kohtuullisesta laidunnuksesta, joka vähentää kenttäkerrosta ja kariketta

(Thomason 1995). Hakamailla ekstensiivinen laidunnus lisää sammalten lajimäärää, mutta voimaperäinen laidunnus ja toisaalta laidunnuksen loppuminen vähentävät sitä (Fogelfors 1997).

Myös monet suosammalet lienevät hyötynneet niitosta ja laidunnuksesta (Elve-land 1976, 1983, Gustafsson 1983, Moen 1990). Etelä-Suomessa uhanalainen kairsammal (*Meesia triquetra*) on ilmeisesti hävinnyt tai niukentunut useilla paikoilla niiton tai laidunnuksen loputtua (R. Heikkilä 1992).

5.3 Jäkälät

Valoisien paikkojen vanhoilla puilla paljon jäkälää

Puuttomilla perinnebiotoopeilla on jäkälää melko vähän, vaikkakin mm. torvijäkälät (*Cladonia* spp.) hyötynneet laidunnuksesta (Syrjänen 2000). Valoisilla paikoilla kuten hakamailla ja lehdesniityillä kasvavilla vanhoilla puilla sen sijaan on rikas jäkälälajisto, joka poikkeaa suuresti metsien jäkälälajistosta (Rose 1992, Hultengren 1994, Nilsson ym. 1994, Moe & Botnen 1997). Useat tällaiset puoliavoimia paikkoja vaativat lajit ovat uhanalaisia. Karjan laidunnus pitää pensas-kerroksen vähäisenä, mikä hyödyttää valoa vaativaa jäkälälajistoa (Chatters & Sanderson 1994).

Lehdestys lisää epifyyttijäkälien ja sammalien kannalta puiden runkojen habitattidiversiteettiä (Rose 1992). Vanhat latvotut puut kuuluvatkin epifyyttijäkälälajistoltaan mielenkiintoisimpiin paikkoihin (Rose 1992, Hultengren 1994, Moe & Botnen 1997).

Perinnebiotooppien vanhojen puiden jäkälälajistoa on Pohjoismaissa selvitetty melko vähän. Parhaat tiedot ovat tammien jäkälästä (Hultengren 1995). Länsi-Ruotsissa tammien runko on tärkein kasvualusta n. 100 jäkälälajille. Lajimäärät ovat selvästi korkeampia valoisilla kuin varjoisilla paikoilla kasvavilla tammilla (Hultengren viitattu Ekstam & Forshed 1996). Suomessa tammia on paljon vähemmän kuin Ruotsissa, joten tammien jäkälälajisto on köyhempi. Vanhojen tammien uhanalaisista jäkäläistä osa pystyy leviämään vähintään 100–150-

vuotiaille puille, osa vähintään 300-vuotiaille puille ja muutamat lajit saattavat vaatia jopa 400–500-vuotiaita puita (Ek ym. 1995). Länsi-Ruotsissa n. 800-vuotiaaksi arvioidusta aukealla paikalla kasvavalta tammelta löytyi 68 jäkälälajia, joista 14 oli Ruotsissa uhanalaista (Hultengren 1995).

Hultengrenin (1995) mukaan syynä tammien hyvytyteen jäkälille on: 1. pitkäikäisyys, mikä mahdollistaa hitaasti kasvavien huonojen leviäjien elinkykyisten populaatioiden vakiintumisen, 2. paksu runko, 3. kaarnan rakenne, 4. kuollut puuaines, 5. erilaiset aukot rungossa (so. runsaasti mikrohabitaatteja). Paksuilla valoisilla paikoilla kasvaneilla tammilla on hyvin paksu ja kova kaarna, jossa on syviä painaumuksia.

Vanhon tammien jäkäliden levintäkyky on tuntematon. Se saattaa olla aiemmin arvioitua parempi (Ek ym. 1995). Jäkälillä vain ei ole paikkoja mihin levitä.

Vanhat ladot metsäjäkäliden pakopaikkoina

Maalaamattomilla vanhoilla ladoilla ja puuaidoilla on merkitystä useille harvinaisille kaarnattomalla puulla kasvaville jäkälille (Floravårdskommittén för lavar 1992, Thor 1998). Suomesta hävinnyt aidaspampukka (*Sphinctrina anglica*) ja erittäin uhanalainen etelännokijäkälä (*Cyphelium notarisii*) suosivat Fennoskandiassa vanhoja puuaitoja ja latoja (Rassi ym. 1986). Etelännokijäkälän ainoa säilynyt esiintymä on Korppoon ulkosaaristossa maalaamattoman rakennuksen seinälaudoituksella (Syrjänen 2000). Vanhojen rakennusten ja rakenteiden jäkälälajistosta on kuitenkin Suomesta niukalti tietoja. Ruotsissa rakennuksilla esiintyy n. 100 jäkälälajia, joista kymmenen on uhanalaisia (Adelskiöld 1997).

Onko Suomessa ketojäkälä?

Keski-Euroopassa (During & Willems 1986) ja Ruotsissa kalkkialueiden kedot ja tuoret niityt (Thor 1998) ovat jäkälälajistoltaan merkittäviä. Kuten sammalet, monet ketojen jäkälät niukentuvat ja häviävät laidunnuksen loputtua ja laidunnus on niittoa sopivampi hoitotapa (During & Willems 1986). Suomessa ketojen jäkälälajistoa ei ole selvitetty. Kalkkialueiden ketoja on niukal-

ti, ja ne ovat jokseenkin kaikki umpeenkasvun uhkaamia.

Ylilaidunnuksen mainitaan vähentävän jäkälää (ja sammalia), koska ne ovat herkkiä tallaukselle (mm. Titlyanova ym. 1988). Tutkimuksista ei kuitenkaan selviä vähenevätkö jäkälät laidunnuspaineen lisääntymisen vai kasvupaikan rehevöitymisen takia. Thorin (1998) mukaan laidunnuksen vähentyminen on jäkälille useammin uhka kuin ylilaidunnus.

5.4 Sienet

Niittysienet hyviä indikaattoreita

Niityillä on huomattavasti omaa sienilajistoa. Sieniä on käytetty muissa Pohjoismaissa hyvällä menestyksellä luonnotaan arvokkaiden niittyjen indikaattoreina (Lindström 1980, Rald 1985, Nitare 1988a, Boertmann 1995). Sienet ovat ehkä putkilokasveja parempia perinteisen käytön indikaattoreita (Boertmann 1995). Sienilajistoltaan kaikkein arvokkaimpia ovat niitetyt niityt, joita niiton jälkeen laidunnetaan lyhyen ajan syksyllä ja kalkkialueiden laidunniityt (Nitare 1988a).

Laidunnetuissa metsissä on runsaammin sienten itiöemiä kuin laiduntamattomissa (Andersson & Appelquist 1990, Keizer 1993), vaikka karja syökin mielellään sieniä. Lampaat valikoivat sieniä niin tehokkaasti, että Vauraan (1997) mukaan sienilajistoltaan arvokkaimmilla paikoilla tulisi käyttää muita eläimiä kuin lampaita.

Varsinaisia niittysieniä arvioidaan olevan Ruotsissa 145 lajia (Nitare 1988a). Ne vaativat säilyäkseen niittoa tai laidunnusta, ja jos käyttö loppuu tai niittyjä lannoitetaan, niittysienet häviävät. Niitetyillä niityillä itiöemiä kehittyy runsaammin kuin niittämättömillä ja vastaavasti matalakasvuisilla niityillä (kasvillisuus 5–20 cm korkeaa) runsaammin kuin korkeampikasvuisilla (Sadowska 1973, Arnolds 1981).

Niittysienet voivat esiintyä kuivilla, tuoreilla ja kosteahkoilla, happamilla tai emäksisillä mailla ja eri maalajeilla. Useimmille lajeille maan fysikaalisia olosuhteita tärkeämpää on maan käyttö so. niitto tai laidunnus. Osa niittysienistä on kuitenkin aika tarkkoja maaperävaatimusten suh-



Juha Pykäliä

Kuva 38. Maakielet ovat heimolleen helposti, mutta lajilleen vaikeasti tunnistettavia. Useimmat lajit ovat mustia. Ketokieli (*Geoglossum umbratile*) on hiekkaisten ketojen taantunut sieni. Lohja, Lohjanharju.

teen. Happamalla mailla niitettyjen niittyjen sienilajisto on rikkaampi kuin laidunnettujen, koska kalkinsuosijasienet menestyvät paremmin niitetyillä niityillä. (Nitare 1988a.)

Niittysienten lajimäärä riippuu jatkuvan laidun- tai niitokäytön pituudesta (Arnolds 1981). Lajirikkaimmilla alueilla käyttö on todennäköisesti jatkunut satoja vuosia (Nitare 1988a). Yleisimmistä lajeista jotkut saattavat levitä parissa kymmenessä vuodessa laidunnetulle entiselle pellolle ja käytön loputtua yleisimmät lajit säilyvät pisimpään. Eräät niittysienet saattavat sinnitellä kalkkipitoisilla mailla metsittyneellä entisellä niityllä kohdassa, jossa on paljasta mineraalimaata (Nitare 1988a).

Niittysienten häviämisen syyt niiton tai laidunnuksen loputtua tunnetaan puutteellisesti. Olennaista lienee, että maan ravinnetaso nousee, ja kosteutta ylläpitävien sammalien määrä vähenee niityn umpeutuessa (Nitare 1988a). Niittysienille on ilmeisesti tärkeää toisaalta runsassammaleisten niittyjen ja toisaalta paljaiden mineraalimaalajien esiintyminen.

Niittysieniä on etenkin vahakkaissa (*Hygrocybe*) (Boertmann 1995), maakielissä (*Geoglossaceae*) ja rusokkaissa (*Entoloma*). Parhaita indikaattoreita ovat maakielet, jotka ovat heimolleen (*Geoglossaceae*) helposti tunnistettavissa. Ruotsissa tutkittiin vuosina 1983–1987 laitumia, joilta oli 1960-luvulla löydetty maakieliä. Vain 15 % laitumista oli enää hoidettuja ja olosuhteet maakielille sopivia (Nitare 1988a).

Suomessa on 13 maakielilajia, joista 9 suosii tai vaatii perinteistä laidun- tai niitokäyttöä (Ohenoja 1995). Viisi maakielistä on luokiteltu uhanalaisiksi ja kolme silmälläpidettäväksi (kuva 38). Maakielten taantuminen Suomessa on huonosti dokumentoitu. Vasta viime vuosina sienitutkimuksen lisääntyä on maakieliin kiinnitetty enemmän huomiota ja etsittykin eräitä alueita järjestelmällisesti.

Niittysienet vaativat alhaista fosfori- ja typpipitoisuutta

Niittysienet ovat erityisen herkkiä keinolannoitteille. Jopa pienet määrät keinolannoitteita aiheuttavat monien lajien häviämisen (Arnolds 1981, 1989). Arnoldsin (1981) mukaan niittyjen lannoittaminen karjan lannalla vaikuttaa sieniin vähemmän haitallisesti kuin vastaava keinolannoitus. Tuloksen varmennus vaatisi kuitenkin lisätutkimuksia.

Maaperän alhainen fosfori- ja typpipitoisuus on tärkeää niittysienille (Nitare 1988a, Keizer 1993). Eräät emäksisten paikojen lajit voivat esiintyä niitetyillä niityillä myös happamalla mailla. Tähän saattaa olla syynä se, että fosforipitoisuus on alhainen vuosittaisen heinän korjuun ansiosta (Nitare 1988a). Maaperässä, jossa pH on korkea, muodostuu vaikealiukoista kalsiumfosfaattia, ja fosforia on vähemmän saatavilla. Nämä sienet eivät ehkä ole oikeita kalkinsuosijoita, vaan alhaista fosforipitoisuutta vaativia (Nitare 1988a). Myös typpi lienee haitallista, mutta typen vaikutus on enemmän epäsuora, ja niittysienet häviävät kun kasvillisuus muuttuu (Nitare 1988a).

Eräät niittysienet esiintyvät joskus kalkkialueiden lehdoissa. Nitare (1988a) arvelee tähän syyksi, että näillä paikoilla liukoisen fosforin määrä on alhainen ja maanpinnan kosteus säilyy pitkään.

Lantasienten indikaattoriarvo lienee vähäinen

Laitumilla elää myös monia muita sieniä. "Laidunsieniä" löytyy esim. herkkusienistä (*Agaricus*), mustesienistä (*Coprinus*) ja madonlakeista (*Psilocybe*). Näistä monet elävät karjan lannalla eivätkä ole esiintymisessään sitoutuneet niittyihin. Lantasienissä on uhanalaisia lajeja niukalti sekä meillä että muualla Pohjois- ja Keski-Euroopassa (Rydin ym. 1997). Arnoldsin (1981) tutkimuksessa koprofyyttisten (lannalla elävien) sienten lajimäärä oli suurin lampaan lannalla, suhteellisen korkea myös hevosen lannalla ja alhaisin nautakarjan lannalla.

Laidunnetuissa metsissä runsaasti sieniä

Tiedot hakamaiden ja metsälaitumien sienilajiston erityispiirteistä ovat vähäiset (Andersson ym. 1993). Monien sienten tiedetään kuitenkin hyötyvän laidunnuksesta tai muunlaisesta maanpinnan rikkoutumisesta (esim. polkujen varret voivat olla hyviä sienten elinympäristöjä). Laidunnetuissa metsissä sienilajisto ja itiöemien kokonaisuus on runsaampi kuin laiduntamattomissa (Keizer 1993).

Karikkeen ja orgaanisen aineksen määrän lisääntyminen metsissä vähentää mykoritsasieniä (Arnolds 1991, Baar & Kuyper 1993). Metsissä, joissa kasvien saatavilla olevan fosforin ja/tai typen määrä on alhainen, on runsaasti mykoritsasienilajeja (Arnolds 1991). Laidunnus vähentää kertyvää orgaanista ainesta ja ravinteita, mikä on useimmille sienille eduksi. Metsien lannoitus (NPK tai N) ja kalkitus vähentävät sienten itiöemien määrää (Keizer 1993).

Harvapuustoisten lehdes- ja vesaniittyjen ja hakamaiden sienilajistoa on tutkittu niukalti, mutta sen arvioidaan olevan hyvin rikas (Jahn & Jahn 1986, Keizer 1993). Tammihakamaat ovat myös Suomessa tunnettuja erikoisista sienilajistosta, etenkin tattilajeista (Kallio & Heikkilä 1978). Lehdesniityillä ja hakamailla voi esiintyä harvinaisia käävääkkäitä, mikäli niillä on vanhaa puustoa ja lahoppuustoa. Monet puiden lahottajasienet viihtyvät avoimilla, valoisilla paikoilla kasvavilla puilla (Nitare & Sundhede 1992).

Puustoisilla laitumilla vallitsevat mykoritsasienet: esim. kärpässienet (*Amanita*), haperot (*Russula*) ja rouskut (*Lactarius*). Varsinkin monet haperot suosivat laidunmetsiä ja hakamaita (Vauras 2000). Parhaista ruokasienistä mm. kanttarelli (*Cantharellus cibarius*) ja herkkutatti (*Boletus edulis*) hyötynevät laidunnuksesta (Andersson ym. 1993). Nitare (1988b) mainitsee esimerkkinä metsälaitumille luonteenomaisista harvinaisista sienistä hytymaljakkiaan (*Sarcosoma globosum*), huopakäävän (*Onnia tomentosa*) ja pölkkyisien (*Gomphus clavatus*).

Andersson ym. (1993) esittävät useita syitä laidunnettujen metsien sienilajiston rikkauteen:

1. Pitkään laidunnettu metsä on vaihteleva elinympäristö (runsaasti erilaisia ekolo-keraita).
2. Karjan lannalla kasvaa monia sieniä ja lantasielilajisto eroaa niittyjen lantasielilajistosta.
3. Puiden juuristovaurioiden lisääntymisen lisää osaltaan eräiden sienten menestymismahdollisuuksia.
4. Metsän historiassa on pitkä puuston jatkuvuus (so. ei avohakkuita, jotka ovat monille sienille haitallisia).
5. Ruohoja ja heiniä on enemmän ja varpuja vähemmän, mikä on monille sienille edullista.
6. Maaperä on vähemmän hapanta ja ravinteita enemmän käytössä, koska ravintekierto on nopeampaa.
7. Kariketta on vähemmän ja karikkeesta suurempi osa on peräisin heinistä, ruohoista ja lehtipuista. Tällainen karikke hajoaa nopeammin ja on vähemmän hapanta.
8. Vanhoissa laidunmetsissä on runsaasti muurahaispesiä, mitkä ovat tärkeitä monille sienille.
9. Jatkuva laidunnus vähentää maaperän typpipitoisuutta, mikä hyödyttää monia mykoritsasieniä.

Kaskeamisen vaikutukset sienilajistoon lienevät olleet suuret, mutta asiaa ei ole juuri selvitetty. Salo (1990) on julkaissut pienen tutkimuksen kaskimetsien sienistä. Ohe-
noja (1997) arvioi kaskeamisen vaikutuksen sienistöön paljolti samansuuntaiseksi kuin kulotuksen. Mykoritsasienet ovat vähentyneet, kun puusto on poistettu ja tulta suo-

sivat (pyrofiiliset) sienet ja lepikoiden sienet ovat runsastuneet. Kotirannan & Niemelän (1997) mukaan kaskeaminen hyödytti lepilä ja koivuilla kasvavia käävääkkäitä.

5.5 Linnut

Perinteisen karjatalouden merkitys linnustolle ei ole niin suuri kuin useimmille muille eliöryhmille. Kuivien ja tuoreiden avomaiden linnut yleensä pärjäävät lannoitetuilla niityillä ja pelloilla (van Dijk 1991, Pärt & Söderström 1999). Toisaalta niitto- ja karjatalous lienee vaikuttanut linnustoomme enemmän kuin on yleensä arvioitu (von Haartman 1973, 1978). Laajat rantaniityt ovat varsin tärkeitä linnustolle, etenkin kahlaajille (Larsson 1976, Salo 1984, Alexandersson ym. 1986).

Suomessa niittyjä on nykyisin niin vähän, että niiden merkitys linnustolle on pahoin supistunut. Kovan maan niittylinnut ovat jo kauan sitten muuttuneet peltolinnuiksi tai kanta on romahtanut, ja rippeet elelevät erilaisilla avomailla. Ainoastaan rantaniityt ovat riittävän laajoja, jotta niillä elää omaa lintulajistoa.

1800-luvun lopulta alkaneen niittoniittyjen vähentymisen vaikutukset linnustoon on huonosti dokumentoitu (ks. kuitenkin Alexandersson & Eriksson 1988). Rantaniittyjen laidunnuksen voimakas vähentyminen 1950-luvulta alkaen on aiheuttanut suuria muutoksia linnustossa (von Haartman 1973, 1975, Soikkeli & Salo 1979, Salo 1984). Parhaillakin alueilla, kuten Liminganlahdella, matalakasvuisten rantaniittyjen väheneminen on kaventanut useimpien vesi- ja rantalintulajien elinmahdollisuuksia (Pessa 1997).

Lintuvedet nykyisiä tai entisiä niittoniittyjä ja laitumia

Monet lintuvedet ovat syntyneet järviä kuivattaessa (von Haartman 1973, Lampolahti & Nuotio 1993). Alkuperäiset matalat järvet on yleensä kuivattu pelloiksi. Jätevesien laskeaminen vesistöihin, soiden ja metsien ojittukset ja pelloilta vesiin levinneet lannoitteet ovat lisänneet järvien ravinnekkuormitusta. Veden pinnan lasku ja rehevöityminen ovat runsastuttaneet vesilintukantoja,

mutta runsastuminen näyttää usein jäävän väliaikaiseksi (Lampolahti & Nuotio 1993).

Lintujärven luontainen kehitys on monesti umpeenkasvu ja vähittäinen soistuminen (Mikkola-Roos 1995). Rehevöityminen on suuresti nopeuttanut umpeenkasvua (Lampolahti & Nuotio 1993). Lintuvedet ovat yleensä aiemmin olleet perinteisen karjatalouden piirissä. Niitä on niitetty, ja karja on laiduntanut niillä. Laidunnuksen loputtua rantaniityt pensoittuvat ja ruovikko lisääntyy.

Matalakasvuiset rantaniityt tärkeitä linnustolle

Laajat matalakasvuiset rantaniityt ovat välttämättömiä etenkin monille kahlaajille (Larsson 1976, taulukko 13). Linnustolle on tärkeää, että karja pääsee veteen asti. Mikäli avoveden eteen jää korkeakasvuinen vyöhyke, useimmat kahlaajat eivät pesi rantaniityllä (Larsson 1976, Johansson ym. 1986, Mikkola-Roos 1995). Niittämisen vaikutus rantalinnustoon on melko samankaltainen kuin laidunnuksen (Gladh 1991). Osalle kahlaajista laidunnus on edullisempaa kuin niitto ja osalle päinvastoin (Alexandersson & Eriksson 1988, Gladh 1991). Niittoniityillä kahlaajien lajimäärä on suurempi kuin laidunniityillä (Alexandersson & Eriksson 1988).

Etelänsuosirri (*Calidris alpina schintzii*) on karjan laidunnuksen loputtua muuttunut Suomessa erittäin uhanalaiseksi (Perttula 1990). Etelänsuosirri vaatii laajoja rantaniittyjä (≥ 6 ha), joilla kasvillisuus on matalaa (Perttula 1990).

Useimmat sorsat eivät pesi matalaksi syödyillä rantaniityillä (Johansson ym. 1986). Sen sijaan lievemmän laidunnuksen muovaamat, kasvillisuudeltaan mosaiikkimaiset rannat ovat sorsille eduksi (Thomas ym. 1981, Alexandersson ym. 1986, Johansson ym. 1986). Myös lokit ja tiirat kärsivät laidunnuksen loppumisesta (Møller 1975).

Vesilinnut käyttävät ravinnokseen etenkin sellaisen kasvien siemeniä, jotka hyötyvät laidunnuksesta (Thomas 1982). Esim. haapana (*Anas penelope*) valikoi ruokseen laidunnetuilla rannoilla viihtyviä heiniä kuten ojasorsimoa (*Glyceria fluitans*) ja rönsyrölliä (*Agrostis stolonifera*) (Owen & Thomas 1979).

Nautakarja on linnuston kannalta sopivin rantaniittyjen laiduntaja (Johansson ym. 1986). Laidunnuspaineen lisääntyessä karjan tallaamien linnunpesien määrä lisääntyy (Beintema & Müskens 1987). Kun nautakarjaa on alle kaksi eläintä hehtaarilla lintujen pesintä häiriintyy harvoin (Johansson ym. 1986). Sen sijaan neljä eläintä hehtaarilla tallaa puolet lintujen pesistä rikki. Nautakarja liikkuu vähemmän ja häiritsee siksi lintujen pesintää vähemmän kuin hevoset ja lampaat (Johansson ym. 1986). Englannissa punajalkaviklolle (*Tringa totanus*) sopivin eläinmäärä on yksi nauta hehtaarilla (Norris ym. 1997).

Monet rantalinnut, etenkin kahlaajat, eivät niinkään sijoita pesää rantaviivan lähelle, vaan riittävän etäälle metsänreunasta tai tiheästä pensaikosta (Johansson ym. 1986, Markkola 1993). Kahlaajat välttävät puita, pensaita ja korkeaa kasvillisuutta pesän lähellä. Korkean kasvillisuuden läheisyys kasvattaa riskiä, että kettu tai varis (*Corvus cornix*) syö munat (Johansson ym. 1986). Yleensä etäisyys kahlaajapesästä lähimpiin puihin on vähintään 100–200 metriä. Laajoilla matalakasvuisilla rantaniityillä pesät voidaan rakentaa kauas rantaviivasta eli korkeammalle ja suojaan etelänpuoleisilla tuulilla nousevasta merivedestä (Markkola 1993). Rantaniittyjen käytön loputtua ylärantaniityt pajuttuvat ja alarantaniityt ruovikoituvat, ja pesimiseen kelvollista ympäristöä on usein tarjolla vain vesirajassa, missä pesät tuhoutuvat heti veden noustessa (Markkola 1993). Laidunnuksen loputtua ja vesien rehevöidyttä kahlaajalintujen kanta romahtaa, ja osa lajeista häviää kokonaan (Johansson ym. 1986, Lehikoinen & Aalto 1996).

Matalakasvuisten rantaniittyjen merkitys on suuri levähdyspaikkana mm. hanhille ja monille muille läpimuuttajille. Laiduntaminen parantaa rantoja monien muuttoaikaan rantaniityillä levähtävien lintujen kannalta mm. pitämällä kasvillisuuden riittävän matalana ja heinät sekä ruohot hyvin valkuaisainepitoisina (Johansson ym. 1986, Mikkola-Roos 1995, Lehikoinen & Aalto 1996).

Runsas uposkasvillisuus on vesilinnustolle eduksi, koska se mahdollistaa uposkasveilla elävien selkärangattomien runsauden. Linnut käyttävät ravinnokseen näitä

selkärangattomia. Matalien järvien kasvaessa umpeen (ruovikoituessa) uposkasvillisuus niukkenee. Laidunnuksella ja niitolla ruovikoitumista voidaan estää, jolloin uposkasvillisuus elpyy (Blindow ym. 1991).

Heinäkurpan (*Gallinago media*) kannan romahdukseen Pohjoismaissa 1800-luvun lopulla ja 1900-luvun alussa lienee, liiallisen metsästyksen lisäksi, ollut syynä niittyjen runsas raivaus pelloiksi (Elveland & Tjernberg 1984, Tiainen 1987). Tiainen (1987) arvioi kytöniittyjen ja järvenlaskumaatumien olleen heinäkurpan merkittävimpiä elinympäristöjä Suomessa. Heinäkurpalle sopivien niittyjen määrä romahti vuosisadan vaihteessa, jolloin kurppa katosi (Tiainen 1987).

Ruovikko- ja pensaikkolinnut lisääntyneet umpeutuvassa Suomessa

Laidunnus ja niitto vähensivät ruovikoita ja pensaikkoja. Rantojen ja metsien laidunnuksen loputtua ja vesien rehevöidyttä ruovikot ja pensaikot ovat suuresti runsastuneet. Ruovikko- ja pensaikkolinnut ovat hyötyneet tästä kehityksestä (Räsänen 1961, von Haartman 1973, Soikkeli & Salo 1979, Johansson ym. 1986, taulukko 13). Pensaikkolintujen pesimäkanta on kymmen- tai kaksikymmenkertaisesti viimeisten 50 vuoden aikana (Väisänen 1997). Useat Euroopassa laaja-alaiset ruovikko- ja pensaikkolinnut ovat toisen maailmansodan jälkeen levinneet Suomeen (Järvinen & Ulfstrand 1980). On myös mahdollista, että pensaikko- ja ruovikkolintujen levittäytymisen Suomeen johtuu osittain ympäristön muutoksista etelämpänä Euroopassa, so. rantojen niiton ja laidunnuksen vähentymisestä ja rehevöitymisestä.

Tulvittaminen hyödytti kosteikkolintuja

Tulvittaminen ja niittäminen muuttavat niittyä kosteammaksi ja vähentävät kariketta. Tällöin sorsien ja kahlaajien elinolosuhteet paranevat ja liikkuminen ruoan hankkimiseksi helpottuu (Elveland & Sjögren 1982). Tulvitetuilla niityillä kasvillisuus alkaa kasvaa aikaisemmin keväällä ja myös selkärangattomat eläimet ilmaantuvat varhemmin ke-

Taulukko 13. Karjan laidunnuksesta hyötyviä ja kärsiviä ranta- ja vesilintuja (Larsson 1969, von Haartman 1973, 1975, Møller 1975, Gladh 1991, Kärrsgård 1991, Siira & Pessa 1992, Mikkola-Roos 1995, Ahlén & Tjernberg 1996). * = tulokas, joka levinnyt Suomeen vuoden 1850 jälkeen, tähden jälkeen vuosikymmen, jolloin vakiintunut pesimälainuksi Suomessa (Koskimies 1989).

Hyötyvät laidunnuksesta:

Anas acuta, jouhisorsa
A. clypeata, lapasorsa
A. penelope, haapana
A. querquedula, heinätavi
Anser anser, merihanhi
A. erythropus, kiljuhanhi
Anthus pratensis, niittykirvinen
Asio flammeus, suopöllö
Aythya fuligula, tukkasotka
Branta canadensis, kanadanhanhi (istutettu 1960)
Calidris alpina, suosirri
C. temmickii, lapinsirri
Charadrius dubius, pikkutylli *18??
C. hiaticula, tylli
Circus cyaneus, sinisuohaukka
Grus grus, kurki
Larus canus, kalalokki
L. ridibundus, naurulokki *1860
Limosa limosa, mustapyrstökuiri *1950
Motacilla flava, keltävästäräkki
Numenius arquata, isokuovi
Philomachus pugnax, suokukko
Sterna hirundo, kalatiira
S. paradisaea, lapintiira
Tringa glareola, liro
T. totanus, punajalkaviklo
Vanellus vanellus, töyhtöhyppä

Kärsivät laidunnuksesta:

Acrocephalus arundinaceus, rastaskerttunen *1930
A. schoenobaenus, ruokokerttunen
A. scirpaceus, rytikerttunen *1920
Botaurus stellaris, kaulushaikara *1850?
Carpodacus erythrinus, punavarpunen
Circus aeruginosus, ruskosuohaukka *1920
Emberiza aureola, kultasirkku *1920
E. schoeniclus, pajusirkku
Fulica atra, nokikana
Locustella naevia, pensassirkkalintu *1880?
Luscinia luscinia, satakieli
Panurus biarmicus, viiksitimali *1990
Podiceps cristatus, silkkiuikku
P. nigricollis, pikku-uikku *1990
Rallus aquaticus, luhtakana *1910
Saxicola rubetra, pensastasku

väällä. Tämä parantaa kosteikkolintujen elinolosuhteita (Elveland & Sjögren 1982). Auringonsäteily pääsee niiton ansiosta paremmin maan pinnalle, ja niityt lämpenevät aiemmin keväällä. Tällöin linnut voivat aloittaa pesinnän aiemmin, mikä on pohjoisissa oloissa linnuille eduksi (Elveland & Sjögren 1982). Soiden niiton loppumisen arvioidaan olevan osasyynä metsähanhen (*Anser fabalis*) taantumiseen Ruotsissa (Mellquist & von Bothmer 1984, Ahlén & Tjernberg 1996).

Uhanalaisen kiljuhanhen (*Anser erythropus*) levähdyspaikat ovat Perämerellä, jossa muuttavat kiljuhanhet suosivat niitettyjä rantaniittyjä (Markkola 1993). Björklund (1996) on esittänyt, että jokivarsien tulvaniittyjen niiton loppuminen on osasyynä kiljuhanhen taantumiseen Ruotsissa. Kun niittyjä ei niitetä, niiden heinänkasvu keväällä alkaa myöhemmin. Tällöin etelästä saapuville kiljuhanhille tulee pula ravinnosta ja lintujen pesintä myöhentyy. Poikaset eivät ehdi aikuistua ennen talven tuloa.

Metsälaidunnuksen loppuminen lisäsi metsälintujen parimääriä

Kaskeamisen arvioidaan lisänneen metsälintujen kokonaisparimäärää ja hyödyttäneen selvästi lehti- ja sekametsien lintulajeja (Palmgren 1949, von Haartman 1973).

Hakamaiden ja metsien laidunnuksen vähenemisellä on ollut myönteinen vaikutus metsien pensaskerroksessa pesivään tai pensaskerroksesta ravintonsa hankkivaan lintulajistoon (von Haartman 1973, Järvinen ym. 1977). Metsälaidunnus vähentää pensaiden ja puualikasvoksen määrää. Laidunnetuilla alueilla lienee siten vähemmän nuorta lehtipuustoa ja pensaikkaa vaativia lintuja. Järvinen ym. (1977) arvioivat, että metsälaidunnuksen lopettamista seurannut metsien kenttäkerroksen lisääntyminen on merkittävästi lisännyt metsälintujen parimääriä (ks. myös Haila ym. 1980, Pettersen 1986). Lehtipuuvältaisten hakamaiden häviäminen on osasyynä muiden kuin pensaskerrosta suosivien lehtimetsälajien taantumiseen (pikkutikka (*Dendrocopos minor*), valkoselkätikka (*D. leucotos*), pyrstötiainen (*Aegithalos caudatus*)) (R. Virkkala; suull.). Punavarpusen (*Carpodacus erythrinus*) kanta on 30-kertaistunut

1940-luvulta 1970-luvulle. Yhtenä syynä runsastumiseen lienee ollut kaskeamisen loppumisen jälkeen syntyneet nuoret koi-vikot, metsälaidunnuksen vähenemisen aiheuttama pensaskerroksen lisääntyminen ja rantaniittyjen pensoittuminen laidunnuksen loputtua (Stjernberg 1979).

5.6 Selkärangattomat eläimet

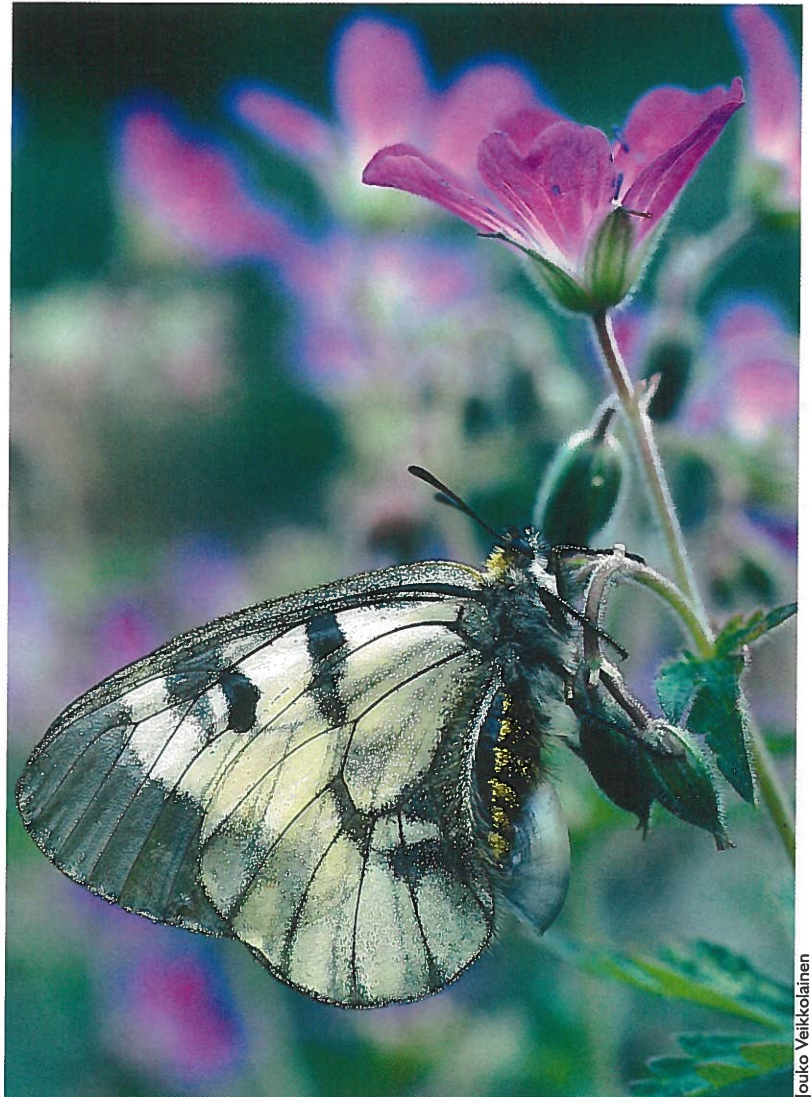
Selkärangattomat eläimet ovat lajiversiteetiltään suurin eliöjoukko, ja eri ryhmien ekologiset vaatimukset poikkeavat suuresti toisistaan. Usein tutkijat ovat kuitenkin pyrkineet yleistämään eri ilmiöiden vaikutuksia selkärangattomiin eläimiin.

Äyräpää (1946) arvioi, että Pielisjärvelä suurperhosista vain 15 % kärsi ja yli 60 % hyötyi maataloudesta. Karjatalouden merkitys kuitenkin unohtui hyönteistutkijoilta. Lajiston muutoksia selitettiin ilmaston muutoksilla (Nordman 1952, 1962). Esimerkiksi päiväperhosten taantumista selitettiin ilmaston kylmenemisellä (Mikkola & Häkkinen 1977) tai muuttumisella mereisemmäksi (Suomalainen 1958). Huonoilla kesillä oli ilmeisesti osansa perhosten taantumassa. Kuitenkin kuten luvussa 3.2 on osoitettu laidunnuksen ja niiton loppumisen vaikutukset pienilmastoon ovat samankaltaiset kuin suurilmaston muuttuessa mereisemmäksi. Niittyjen katoamisen aiheuttamaan hyönteisten taantumiseen on vasta 1980-luvulta lähtien alettu kiinnittää enemmän huomiota (Väisänen 1985, 1988, Rassi ym. 1986, Mikkola 1987, Pekkarinen ym. 1987, Biström ym. 1991, Teräs 1997) (kuva 39).

Perinteisestä karjataloudesta hyötyneitä tai riippuvaisia hyönteisiä ja muita selkärangattomia eläimiä on ilmeisesti runsaasti. Tiedot ovat siksi puutteellisia, että minkäänlaista arviota niiden määrästä ei pystytä tekemään.

Useimmat selkärangattomat eläimet ovat yksivuotisia, ja ne tarvitsevat sopivia lisääntymisoloja joka vuosi säilyäkseen paikalla. Siksi populaatiot ovat kasveja herempiä sekä luontaisille ilmastovaihteluille että ihmisen aiheuttamille muutoksille.

Monilla hyönteisillä elämänkierron eri vaiheiden (munat, toukat, kotelot, aiku-



Jouko Veikkolainen

Kuva 39. Pikkuapollo (*Parnassius mnemosyne*) on tunnetuimpia esimerkkejä niittyjen vähenemisen takia uhanalaistuneista perhosista. Laidunnus ei sinänsä näyttäisi vaikuttavan pikkuapollon runsauteen, mutta niittyjen tulee pysyä avoimina. Toukan ravintokasvin pystykiurunkannuksen (*Corydalis solida*) runsaus on pikkuapollon menestymiselle välttämätöntä.

set) elinympäristövaatimukset poikkeavat toisistaan. Nämä hyönteiset vaativat säilyäkseen elinympäristömosaiikkia (Fry & Lonsdale 1991a, Samways 1994). Toukat saattavat syödä lehtiä tai juuria ja aikuiset kukkien siitepölyä tai mettä.

Kasvillisuus määrittelee eläinlajiston koostumuksen

Niittyjen selkärangattomien eläinten diversiteetti ja runsaus ovat riippuvaisia kasvillisuuden korkeudesta, rakenteesta ja tiheydestä (Morris 1967, 1969, 1971, Fry 1991, Mortimer ym. 1998). Kasvillisuuden rakenteen muutos saattaa olla merkittävämpää

kuin kasvilajiston muutos (Morris 1971, Southwood ym. 1979). Kasvillisuuden korkeus on tärkeä useille hyönteisille, koska se vaikuttaa suuresti lämpötilaan maanpinnan lähellä (Fry & Lonsdale 1991c). Vain yhdellä ainoalla kasvilajilla eläviä specialisteja on selvä vähemmistö, mutta silti lukumääräisesti melko paljon.

Selkärangattomien eläinten kannalta on tärkeää välttää monotonisia oloja. Rikaslajisimpia ovat niityt, joilla on mosaiikkimaisesti korkeata ja matalaa kasvillisuutta, paljaan maan laikkuja ja paikoittaisia pensasryhmiä (Völkl ym. 1993, Sheppard 1994, Mortimer ym. 1998). Mättäät ovat myös tärkeitä monille selkärangattomille (Sheppard 1994). Maaperän ravinneolot ovat myös hyönteisille erittäin tärkeitä. Lannoitus vähentää hyönteisten ravintokasvien lajimäärää ja sitä kautta hyönteislajistoa (Fry 1991).

Paljaan maan laikut ovat välttämättömiä joukolle maahan kaivautuvia hyönteisiä kuten eräät kovakuoriaiset, pistiäiset ja hämähäkkieläimet (Sheppard 1994). Paljaat maalaikut lämpiävät auringon paisteessa ja ovat siksi eduksi tai välttämättömiä lämpöä vaativille lajeille (Fry & Lonsdale 1991c). Myös matalan kasvillisuuden suosinta liittyy osin siihen, että maanpinnan läheinen lämpötila on matalassa kasvillisuudessa korkeampi kuin korkeassa kasvillisuudessa. Paljaan maan laikkujen lajisto on rikkain etelärinteillä (Sheppard 1994). Niitettyjen ja laidunnuttujen alueiden kuiva ja lämmin pienilmasto vaikuttaa merkittävästi niiden muista poikkeavaan lajikoostumukseen (Völkl ym. 1993).

Etelänvalkotäpläpaksupää (*Hesperia comma comma*) esiintyy meillä Ahvenanmaalla ja Etelä-Suomessa. Muualla kuin Ahvenanmaalla se on uhanalainen. Englannissa perhonen munii vain hyvin paisteisten paikkojen lampaannata (*Festuca ovina*)-mättäille, joiden ympärillä on paljasta maata (Thomas ym. 1986). Thomas ym. määrittivät etelänvalkotäpläpaksupäälle optimaaliseksi lampaannatamättään, joka on 2 cm korkea, 1,7 cm halkaisijaltaan ja 75 % mättään reunasta rajoittuu paljaaseen maahan. Kuivina kesinä tätä korkeammasa kasvillisuudessa olevat lampaannatamättäät olivat valkotäpläpaksupäälle sopivia (Thomas & Jones 1993). Kasvillisuuden umpeutuessa perhonen häviää, vaikka

lampaannata säilyisi runsaana. Ravintokasvi on siis yleinen, mutta perhosen vaatima elinympäristö huomattavasti niukempi ja sääolojen mukaan liukkuva.

Niitto ja laidunnus vähentävät lajimäärää – vai vähentävätkö?

Niitetyillä ja laidunnetuilla niityillä on yleensä vähemmän selkärangatonlajeja ja yksilöitä kuin hoitamattomilla (Morris 1967, 1968, 1981a, 1990, Brown ym. 1990, Reddersen 1992, Curry 1994), toisinaan kuitenkin enemmän (Southwood & van Emden 1967, Ryszkowski ym. 1993). Eri eliöryhmät reagoivat eri tavalla niittoon ja laidunnukseen (Tscharrntke & Greiler 1995).

Lajimäärän (alfa-diversiteetin) vähentyminen on havaittu maassa elävillä kova-kuoriaisilla (Morris & Rispin 1987, Rushton ym. 1990), perhosilla (Erhardt 1985), luteilla ja kaskailla (Andrzejewska 1965, Morris 1979, 1981a, Morris & Lakhani 1979, Morris & Plant 1983, Reddersen 1992), yhtäläissipisillä (Morris & Rispin 1987) ja hämähäkeillä (Reddersen 1992). Eri ajankohtina niiton vaikutus selkärangattomiin eläimiin on erilainen (Morris 1981a,b). Syinä lajimäärän vähentymiseen on etenkin se, että niitto ja laidunnus vähentävät kukkivien ja siementävien kasvien sekä kuolleiden kasvinosien ja karikkeen määrää sekä muuttavat pienilmastoa äärevämmäksi (Miles & Sokoloff 1991, van Wieren 1991).

Onkin esitetty (Hamblen & Speight 1995), että selkärangattomissa (mikä sisältää pääasiassa hyönteisiä) eläimissä on enemmän laidunnuksesta, niitosta ja muusta perinteisestä käytöstä kärsiviä kuin siitä hyötyviä. Tällöin niille sopivin hoitotapa olisi niityn pitäminen avoimena vain poistamalla puustoa ja pensastoa tai lievää laidunnus. Toisaalta tällainen hoito helposti johtaa niityn heinittymiseen ja ruohojen niukentumiseen, joka taas voi johtaa hyönteislajiston köyhtymiseen.

Miksi sitten hyönteisiä oli enemmän kun paljon suurempi maa-ala oli laidunnettu ja ruoho- ja heinäkasvillisuus kerättiin erittäin tarkasti karjalle talvirehuksi? Tähän paradoksiin ei ole selvää vastausta. Mahdollisia osaselityksiä voisivat olla:

1. Aiempi maankäyttö ei liene kuitenkaan ollut niin intensiivistä kuin mitä histo-

riallisissa lähteissä esitetään (Emanuelsson 1988a). Tällöin perinteisessä karjataloudessa olisi riittänyt niiton ja laidunnuksen ulkopuolella olleita tai vain lievästi laidunnettuja paikkoja.

2. Systeemi, jossa niityt niitettiin ja karja laidunsi ennen niittoa metsissä ja hakamailla, oli hyönteislajistolle niittyjen laidunnusta edullisempi.
3. Laajoilla niittyalueilla samanlainen hoito vaikuttaa lajistoon eri lailla kuin pienillä eristyneillä niityillä.

Niitto ja laidunnus voivat olla monille selkärangatonlajeille pitkällä aikavälillä välttämättömiä niiden populaatioiden säilymiseksi. Silti ne voivat olla haitallisia lyhyellä aikavälillä. Eliöiden populaatiodynamiikkaa selvittäneet tutkimukset ovat yleensä varsin lyhytaikaisia. Lisäksi ne monesti kuvaavat enemmänkin yleisten lajien runsauden muutoksia kuin eliöryhmän lajimäärän muutoksia. Pidemmällä aikavälillä tulos voi olla toinen. Ilman hoitoa niitty metsittyi tai heinittyi. Perhosissa ja pistiäisissä niitosta ja laidunnuksesta hyötyvien lajien osuus saattaa jopa olla suurempi kuin muissa eliöryhmissä (ks. luku 5.12).

Esimerkiksi uhanalainen täpläverkko-perhonen (*Melitaea cinxia*) on niukempi nautakarjan tai lampaiden laiduntamalla kedoilla kuin muilla kedoilla, koska karja syö osan perhosen toukista ja meden lähteistä (kukista) suihin (Hanski ym. 1996). Pitkällä aikavälillä laidunnus lienee kuitenkin tarpeen pitämään kedon sopivana elinympäristönä täpläverkkoperhosen toukien ravintokasveille heinäratamolle (*Plantago lanceolata*) ja tähkätädykkeelle (*Veronica spicata*) (Hanski ym. 1996).

Merenrantaniityillä laidunnus vähentää kasvinsyöjäeliöiden määrää, kun karja syö suuren osan niiden ravinnosta (Andresen ym. 1990, Stubbs 1991). Ainakin jonkin aikaa laidunnuksen loppumisen jälkeen hämähäkkieläinten ja maakiitäjäisten lajimäärä kasvaa (Andresen ym. 1990). Laidunnuksen loputtua sedimentaatio kuitenkin lisääntyy ja paikalle leviää tulvaa vähemmän kestävää lajistoa ylempää rannalta (Andresen ym. 1990). Vaikka lajimäärä lisääntyy, suolamaille tyypilliset lajit helposti häviävät (Andresen ym. 1990).

Yhtä oikeaa hoitotapaa ei ole

Tutkijoilla on erilaisia käsityksiä niittyjen hyönteisille ja muille selkärangattomille eläimille sopivimmasta laidunnuspaineesta. Useat tutkijat arvioivat alhaisehkon – kohtalaisen laidunnuspaineen olevan eduksi. Liian voimakas lammaslaidunnus vaikuttaa esimerkiksi haitallisesti Öölannin alvareiden harvinaisiin hyönteislajeihin (Coulianos 1983). Korkeaan laidunnuspaineeseen liittyy nykyään yleensä ympäristöä rehevöittävä laidunnus, joten on vaikea arvioida, johtuvatko haitalliset vaikutukset liiallisesta laidunnuksesta vai rehevöitymisestä. Walther (1995) pitää voimakasta laidunnusta hyvänä Saksan kalkkiketojen hyönteisille. Matalaksi syöty kasvillisuus on tärkeää paisterinteiden lämpöä vaativille hyönteisille (Sheppard 1994).

Useissa keski-eurooppalaisissa tutkimuksissa kiertolaidunnusta (rotational grazing) (laidunnetaan yhtenä vuonna ja jätetään sitten vuodeksi tai muutamaksi vuodeksi laiduntamatta) tietyn alueen sisällä suositellaan niittyjen selkärangatondiversiteetin hoidossa (mm. Morris 1979, 1991, Morris & Plant 1983, Morris & Rispin 1987, Rushton ym. 1990, Völkl ym. 1993). Rotaatiolaidunnuksen vaarana voi olla kasvillisuuden muutos. Pitkäaikaisen rotaatiolaidunnuksen vaikutuksia selkärangatonfaunaan ei ole tutkittu.

Toinen suositeltu tapa on vuosittainen laidunnus tai niitto joillakin alueilla tai niityn osilla ja muilla alueilla hoitoa joka toinen tai kolmas vuosi (Fry 1991). Osa tutkijoista pitää laidunnusta hyönteisille paremmin sopivana hoitotapana kuin niittoa (Cribb 1991, Sheppard 1994) ja osa niittoa paremmin sopivana hoitotapana kuin laidunnusta (Brey Meyer 1978, Ryszkowski ym. 1993). Ilmeistä on, että tarvitaan useita erilaisia hoitotapoja selkärangattomien eläinten monimuotoisuuden säilyttämiseksi.

Puustoisilla laitumilla vanha puusto ja aukkoisuus tärkeitä

Hyönteisten diversiteetti on korkea metsissä, joissa on monia erilaisia sukkessioasteita. Monet selkärangattomat eläimet viihtyvät metsien aukkokohdissa, reunoissa ja polkujen varsilla (Fuller & Warren

1991). Etenkin havupuutaimikot ovat liian tiheitä. Kukkiavia kasveja ja muutakin kasvillisuutta on niukalti ja neulaset happamoittavat ympäristöä. Suhteellisen harvat hyönteiset menestyvät nuorissa metsissä sulkeutuneen puuston alla (Fry & Lonsdale 1991b).

Perinteisen karjatalouden vaikutukset puustoisten alueiden selkärangattomiin eläimiin ovat olleet suuret. Latvuserroksen sulkeutuminen vähentää hyönteisten lajimäärää verrattuna harvapuisempaan metsään (Fry & Lonsdale 1991b, Greatorex-Davies ym. 1994). Paisteisten paikkojen vanhoilla lehtipuilla (etenkin jalopuilla) elää monia hyönteisiä. Useat lämpöä vaativat selkärangattomat menestyvät tällaisilla paikoilla ja ovat mahdollisesti karjatalouden ansioista säilyneet ilmaston kylmenyttyä lämpökauden jälkeen (Samuelsson & Ingelög 1996). Niiton ja laidunnuksen loputtua metsät eivät enää säily riittävän avoimina. Luonnonmetsissä paisteisten paikkojen eliöt pärjäisivät vanhojen puiden kaatumisen ja metsäpalojen synnyttämissä valoaukoissa (Nilsson 1997b, ks. luku 6.).

5.7 Perhoset

Päiväperhoset katoavat

Päiväperhoset taantuvat kaikkialla Euroopassa (Thomas 1984, 1995b, 1996, van der Made & Braaksma 1992), myös Suomessa (Marttila ym. 1990) (kuva 40). Pääasiallisena syynä on elinympäristöjen katoaminen maatalouden muutosten myötä. Elinympäristöt joko häviävät kokonaan tai niiden laatu muuttuu päiväperhosille vähemmän sopivaksi (New ym. 1995). Niittyjen umpeenkasvu laidunnuksen ja niiton loputtua ja toisaalta niittyjen rehevöityminen ovat johtaneet perhosten vähenemiseen (Thomas 1984, Tax & van der Made 1992, Warren 1992).

Aarnio (1993) arvioi Suomen perhoslajistosta runsaan kolmanneksen olevan jollakin tavalla niityistä riippuvaisia. Saaristomerellä kansallispuiston yhteistoimintalueen perhosista 44 % on perinnebiotoopeista riippuvia tai hyötyviä (Nieminen & Kaitila 2000). Mikkola (1987) piti metsien ja rantojen laidunnuksen loppumista tärkeimpänä syynä siihen, että Suomeen on

viime vuosikymmeninä levinnyt yli 20 uutta suurperhoslajia. Viime vuosikymmeninä runsastuneista perhoslajeista enemmistö elää toukkina puilla tai pensaille (Mikkola 1997a, 1997b). Päiväperhosten niukentumiseen vaikuttaa eniten niittyjen umpeenkasvu. Pensaiden ja järviruo'on lisääntyminen sekä mahdollisesti ilmaston lämpiäminen on sen sijaan runsastuttanut useita mittareita ja yökkösiä (Mikkola 1997b).

Yksilömäärän suuret vuosivaihtelut ovat tyypillisiä perhospopulaatioille. Ilmastoltaan suotuisina, lämpiminä, mutta riittävän sateisina kesinä populaatiot voivat kasvaa nopeasti, romahtaakseen epäsuotuisina kesinä (Fry & Lonsdale 1991a). Pienet perhospopulaatiot voivat helposti hävitä jo luontaisesti, saati sitten ihmistoimien supistaessa tai muuttaessa elinympäristöä vähemmän suotuisaksi. Perhoset reagoivat ympäristön muutoksiin varsin nopeasti, selvästi nopeammin kuin kasvit (Erhardt & Thomas 1991).

Perhoset riippuvaisia niittyjen kukista

Aikuiset perhoset elävät usein monilla kasveilla. Sen sijaan monien lajien toukat elävät vain yhdellä tai muutamalla ravintokasvilla. Niinpä nuoruusvaiheet ovat perhosten elämänkierrossa yleensä kriittisiä (Erhardt & Thomas 1991, Thomas 1991). Perhosten diversiteetti on riippuvainen kasvien diversiteetistä (Erhardt 1995, Nieminen 1996).

Monet päiväperhoset valikoivat kasvilajin lisäksi tarkoin millaisessa paikassa olevalle kasviyksilölle munivat (Warren & Fuller 1990). Jotkut perhoset munivat matalaan kasvillisuuteen, toiset korkeaan jne. Englannissa niittyjen perhosista eräät menestyvät vain hyvin matalassa (0,5–5 cm), toiset matalassa (2–10 cm) ja jotkut melko korkeassa (>15 cm) kasvillisuudessa (Fry & Lonsdale 1991c, Oates 1995).

Lämmin pienilmasto on monille perhosille tärkeää. Englannissa 20 % kaikista päiväperhosista pärjää vain pienilmastoltaan erityisen lämpimillä paikoilla (Erhardt & Thomas 1991). Englannissa on todettu, että kasvillisuuden korkeuden muutos yhdestä viiteen senttimetriin alentaa maan pinnan kevätlämpötilaa viidellä asteella



Jouko Veikkolainen

Kuva 40. Monien perhosten taantuminen liittyy maa- ja metsätalouden muutoksiin, vaikeivat ne olisikaan varsinaisia niitty- tai metsälajeja. Kalliosinisipi (*Scolitantides orion*) suosii kasvustoltaan monilajisia kallioita. Puuston määrän lisääntyminen kallioilla metsäpalojen eston, metsittämisen ja metsälaidunnuksen loppumisen myötä lienee tärkein syy lajin uhanalaisuuteen.

(Thomas 1991) ja muutos puolesta kuuteen senttimetriin 8–13 asteella (Thomas 1985).

Perhosen toukan ravintokasvi saattaa olla hyvin yleinen, mutta perhonen harvinainen. Niittyjen umpeutuessa karjatalouden loputtua ravintokasvit usein säilyvät pitkään melko runsaina, mutta perhospopulaatiot alkavat taantua nopeasti. On monia tapauksia, joissa perhonen on hävinnyt, vaikka ravintokasvi on yhä runsas (Thomas 1991). Pienetkin muutokset kasvillisuudessa voivat aiheuttaa elinympäristön muuttumisen perhoselle sopimattomaksi (Thomas 1991). Monille perhosille vain pieni osa ravintokasvin yksilöistä on perhoselle sopivassa mikrohabitaatissa tai kooltaan tai muutoin muodoltaan sopivia (Thomas 1991).

Niitto, laidunnus vai ei kumpakaan?

Päiväperhosten lajimäärä voi olla niitetyillä niityillä korkea tai alhainen (Erhardt & Thomas 1991, Nieminen & Kaitila 2000). Olssonin (1984) mukaan niittoniityillä on enemmän perhosia kuin laidunniityillä. Sveitsiläisen tutkimuksen mukaan laidunniityillä on enemmän päiväperhoslajeja kuin niitetyillä niityillä, koska niitto tuhoaa aikuisten perhosten käyttämiä kukkia ja tappaa perhosten toukkia (Erhardt & Thomas 1991, Erhardt 1995). Erhardtin tutki-

muksessa niitetyillä tai voimaperäisesti laidunnetuilla niityillä perhosten yksilömäärät jäivät melko alhaisiksi. Yleensä päiväperhosia on kuitenkin enemmän laidunmattomilla kuin laidunnetuilla niityillä (Balmer & Erhardt 2000). Vastaavasti suomalaisten havaintojen mukaan laidunnetuilla niityillä on vähemmän perhosia kuin laidunmattomilla (J. Pöyry, M. Kuussaari & J. Salminen; julkaisematon). Miksi sitten perhosia oli enemmän kun pääosa maatalasta oli laidunnettuna ja ruoho- ja heinäkavillisuus kerättiin todella tarkasti karjallevirehuksi? (ks. luku 5.6)

Niittoniityillä on kukkia enemmän kuin laidunniityillä, joten niittäminen on mahdollisesti perhoslajistolle edullisempaa kuin laidunnus. Aarnio (1993) mainitsee hyvinä perhosten mesikasveina kaunokit (*Centaurea* spp.), päiväkakkaran, hiirenvirnan (*Vicia cracca*), niittynätkelmän (*Lathyrus pratensis*), mäkitervakon (*Lychnis viscaria*) ja ruusuruohon (*Knautia arvensis*). Näistä kasveista useimmat hyötyvät enemmän niitosta kuin laidunnuksesta. Biomassan poisto kerralla (niitto) voi olla kuitenkin osalle niit-typerhosista tuhoisaa, koska niille välttämätön mikrohabitaatti saattaa kadota niiton yhteydessä. Näille lajeille laidunnus on ilmeisesti niittoa parempi ja niille sovelias- ta olisi niittää vain osa elinympäristöstä. Niemisen & Kaitilan (2000) mukaan myöhäinen elokuussa tapahtuva niitto olisi per-

hosten kannalta heinäkuista niittoa selvästi suotuisampi.

Sveitsiläisessä tutkimuksessa lannoitus osoittautui niittyjen perhosille erittäin haitalliseksi: päiväperhosten lajimäärä romahti (Erhardt & Thomas 1991). Lajimäärän väheneminen oli kolminkertaista putki-*lokasveihin* verrattuna.

Päiväperhoset ovat runsaimmillaan niittyjen umpeenkasvun alkuvaiheessa (1–5 vuotta) (Erhardt 1992, 1995). Hoitamattomilla runsasruohoisilla niityillä on selvästi enemmän perhosia kuin hoidetuilla (Balmer & Erhardt 2000, Nieminen & Kaitila 2000). Hoitamaton niitty alkaa kuitenkin kasvaa umpeen, ja umpeenkasvun jatkessa perhoset alkavat vähentyä. Sveitsiläisessä tutkimuksessa perhosten lajimäärä säilyi kuitenkin niitettynä niittyä vastaavana niin kauan kuin niitty ei pensoittunut (Erhardt & Thomas 1991). Perhosten vähentyminen lienee nopeampaa umpeutuvilla tuoreilla niityillä kuin kuivilla niityillä. Puiden ja pensaiden levitessä niitylle päiväperhosten lajimäärä pienenee nopeasti. Toisaalta eräät perhoslajit häviävät erittäin nopeasti niiton tai laidunnuksen loputtua. Tuhansia perhosia sisältävät populaatiot saattavat hävitä kokonaan 2 tai 3 vuodessa laidunnuksen loputtua (Thomas 1983, 1991, Thomas ym. 1986).

Laidunnuksen oikea ajoitus ja sopiva laidunnuspaine on tärkeää perhosille (Oates 1995). Jos kasvillisuus syödään tarkasti matalaksi, monet perhoset häviävät paikalta. Perhosniittyjen hoidossa suositellaan kiertolaidunnusta (Oates 1995). Eläimiä siirretään niitylle ja siltä pois ja tietynä aikana vain osa perhosten elinympäristöstä on laidunnettuna.

Monille perhosille laidunnuksen voimakkuus ja ajankohta ovat tärkeämpiä kuin laiduneläinlaji (Thomas 1983, Warren 1993). Kuitenkin nautakarjan ja hevosten laiduntamilla alueilla perhoslajisto on rikkaampi kuin lampaiden laiduntamilla (Duffey ym. 1974, Oates 1995). Oates (1995) pitää hevoslaidunnusta erityisen sopivana perhosille. Eräille perhosille laiduneläinlaji on aivan ratkaiseva. Punakeltaverkkoperhonen (*Eurodryas aurinia*) on voimakkaasti taantunut koko Euroopassa niittyjen umpeenkasvun, metsittämisen, pelloksi raivausten ja ojitusten vuoksi (Heath 1981, Lavery

1993). Punakeltaverkkoperhonen viihtyy nautakarjan laiduntamalla niityillä (Lavery 1993). Lammaslaidunnus ei sille sovi, koska lampaat valikoivat ruohoja kuten perhosen toukan ravintokasvia purtojuurta (*Succisa pratensis*) (Lavery 1993, Warren 1993). Lammaslaidunnus soveltunee melko harvoille perhosille, koska lampaat syövät kasvillisuuden hyvin matalaksi, valikoivat kukkakasveja ja jättävät heiniä syömättä.

Joutsenossa umpeenkasvavaa punakeltaverkkoperhosen elinpaikkaa alettiin 1996 hoitaa hiehojen laidunnuksella. Laidunnuksen johdosta purtojuuri ja punakeltaverkkoperhosen toukat niukentuivat (Jantunen ym. 1996). Siksi osa niitystä aidattiin vuonna 1997 laitumen ulkopuolelle (Jantunen ym. 1997). Laidunnus on perhosen pitkäaikaisen säilymisen kannalta välttämätöntä, mutta liian voimakkaana se haittaa perhosta (Jantunen ym. 1996, 1997).

Muurahaissinisiipi (*Maculinea arion*) on kaikkialla uhanalaiseksi luokiteltu perhonen (Thomas 1995a), ja se on Suomessa erittäin uhanalainen. Muurahaissinisiiven toukka elää kangasajuruoholla (*Thymus serpyllum*) ja siirtyy sitten tietyn muurahaislajin eli erään viholaisen (*Myrmica sabuleti*) pesään, joka on hiekkaan kaivetussa käytävässä (Marttila ym. 1991). Pohjois-Euroopassa ja Englannissa viholaisen elinympäristövaatimukset ovat hyvin tarkat; se elää vain avoimilla paisteisilla hiekkakentillä, joissa kasvillisuus on hyvin matalaa ja harvaa (Thomas 1991, 1995a). Englannissa muurahaissinisiivelle riittävän laajoja *Myrmica sabuleti*-populaatioita on vain etelärinteillä, missä kasvillisuus on laidunnettu alle 3 cm korkeaksi ja Kaakkois-Ruotsissa 4–10 cm korkeassa kasvillisuudessa (Thomas 1991, Thomas ym. 1998). Sen sijaan Keski-Euroopassa muurahaissinisiipi esiintyy yli 20 cm korkeassa kasvillisuudessa (Thomas ym. 1998). Saksassa Baden-Württembergissä lammaslaidunnus pitää kedot muurahaissinisiivelle sopivina (von Settele ym. 1995). Suomessa ainoat säilyneet muurahaissinisiipiesiintymät ovat harjujen paisterinteillä, joita ei liene enää vuosikymmeniin laidunnettu. Harjuilla perhosen arvioidaan menestyneen metsäpalojen ansiosta (Kolev 1998). Suomalaiset viholaiset on äskettäin osoitettu kuuluvan lajiin *Myrmica lona*e (Saaristo 1995). *Myrmica lona*e ja muura-

haissinisiiven välinen yhteys on yhä todistamatta (Kolev 1998, Elmes ym. 1998).

Meren- ja järvenrantaniittyjen perhosista useimmat hyötyvät kevyestä ja kohtuullisesta laidunnuksesta, jolloin mettä tuottavat kasvit pääsevät kukkimaan (Johansson ym. 1986). Monet lajit hyötyvät umpeenkasvun alkuvaiheessa (Alexandersson ym. 1986, Johansson ym. 1986). Itämeren rantaniityillä tavataan useita uhanalaisia perhoslajeja (Somerma 1997).

Päiväperhoset metsissä aukoissa

Päiväperhoset viihtyvät metsissä aurinkoisilla, pienilmastoltaan lämpimillä, aukko-kohtilla (Warren & Fuller 1990, Robertson ym. 1995). Puuston varjostuksen lisääntyessä perhoset niukentuvat nopeasti. Englannissa metsissä tavattavista päiväperhosista valtaosa esiintyy paikoilla, joissa puuston varjostus on alle 20 % (Warren & Fuller 1990). Useimmille päiväperhosille sopiva metsä on sellainen, jossa varjostus vaihtelee täydestä varjosta 3/4 valoon (0–70 % valo), ja metsästä löytyy yli 20 metriä leveitä aukko-kohtia (Warren 1985). Metsälaidunnuksen merkitystä perhosille muutoin kuin lämmön ja valon lisääjänä ei ole juurikaan tutkittu.

Uhanalaisista perhosista yli puolta uhkaa perinteisen karjatalouden loppuminen

Arviota siitä kuinka suuri osa perhosista hyötyy perinteisestä karjan laidunnuksesta ja niitosta ei ole tehty (ks. kuitenkin Nieminen & Kaitila 2000). Määrä lienee kuitenkin varsin suuri, ehkä jopa korkeampi kuin putkilokasveilla. Niittyjen umpeenkasvu onkin suurin syy perhosten uhanalaistumiseen. Uhanalaisista perhosista 54 prosentille niittyjen, hakamaiden ja metsälaidunten sulkeutuminen laidunnuksen ja niiton lopputtua on tärkein uhanalaisuuden syy.

Toisaalta keski-eurooppalaisessa tutkimuksessa uhanalaisia perhosia oli enemmän laiduntamattomilla kuin laidunnetuilla niityillä (Balmer & Erhardt 2000). Ilmeisesti mikäli niitty säilyy hoitamatta riittävän avoimena ja kasvillisuudeltaan monipuolisena, sen perhoslajisto on runsaampi ja uhanalaisia lajeja on enemmän kuin hoide-

tuilla niityillä. Uhanalaisten perhosten hoidossa olisi tärkeää niiden ekologian ja biologian tarkka selvittäminen ja hoidon ”räätälöinti”.

5.8 Kovakuoriaiset

Perinteisestä karjataloudesta hyötöneitä kovakuoriaisia lienee ollut varsin suuri määrä. Suomesta hävinneiksi luokitelluista eliöistä peräti 12 % (23 lajia) on niittyjen ja hakamaiden kovakuoriaisia. Monet kovakuoriaiset suosinevat niiton ja laidunnuksen loppumisen jälkeistä umpeenkasvun alkuvaihetta (Morris 1990).

Niittyjen kovakuoriaiset huonosti tunnettuja

Eniten kovakuoriaisia on metsissä, mutta myös niityillä tavataan runsaasti kovakuoriaislajeja. Niittyjen kovakuoriaisia on tutkittu aika vähän sekä meillä että muualla. Parhaiten on selvitetty lantakuoriaisten runsauden muutoksia (Biström ym. 1991, Roslin 1999) (kuva 41). Lantakuoriaisista eräät vaativat pienilmastoltaan lämpimiä paikkoja, ja suosivat hiekkaperäisiä sekä niukkakasvisia maita. Useimmat lantakuoriaislajit elävät sekä aikuisina että toukkina lantakasoilla, jolloin ne lienevät riippuvaisia nimenomaan lantakasojen määrästä eikä niinkään ympäröivän niityn laadusta. Siten useimmat lantakuoriaiset eivät ole hyviä eliölajistoltaan arvokkaiden alueiden osoittajina.

Niittyjen ja muiden viljelemättömien avointen alueiden umpeutumisen on 101 kovakuoriaisen uhanalaisuuden syy (Rassi ym. 2001). Esimerkiksi kedoilla elävät toukkohärät ovat Suomessa suuresti harvinaistuneet tai kokonaan hävinneet (Nuorteva ym. 1983, Rassi ym. 1992). Osa uhanalaisista lajeista esiintyy sekä avoimilla niityillä että hakamailla (kuva 42).

Lämpöä vaativat kuoriaiset hyötyivät karjataloudesta

Eteläisille, lämpöä vaativille, lehtimetsien vanhojen puiden kovakuoriaisille on perinteinen karjatalouskäyttö ollut eduksi (Martin 1989, Ranius & Jansson 2000). Vanhat

Kuva 41. Lantakuoriaiset ovat olleet kovakuoriais-
tutkijoiden erityisen kiinnostuksen kohteina. Monien
lajien on havaittu selvästi taantuneen. Lantakasat
ovat sopivan rajallisia tutkimuskohteita, joiden
lantakuoriaiset on helppo selvittää verrattuna
muihin vaikeasti havaittaviin niittyjen kovakuoriaisiin.
Ypäjän hevoslaitumilla tavataan useita harvinaistuneita lantakuoriaisia.



Jouko Veikkolainen

puut, joiden rungoille paistaa keskipäivän ja iltapäivän aurinko, ovat lämpöä vaativille kovakuoriaisille sopivia. Yli 300-vuotiaat tammetsat ovat kovakuoriaiskeitaita. Ruotsalaisessa tammien kovakuoriaistutkimuksessa avoimilla paikoilla kasvavilla vanhoilla puilla oli eniten lajeja ja uhanalaisia lajeja (Ranius & Jansson 2000).

Monet kovakuoriaiset vaativat elinympäristöyhdistelmää, johon kuuluvat lahoppuut ja kukat, joilta saa mettä, siitepölyä ym. ravintoa (Martin 1989). Tällainen yhdistelmä on Ruotsissa satojen kovakuoriais-

ten elinehto (Andersson ym. 1993). Siksi karjan laiduntamat harvapuustoiset hakamaat ja lehdesniityt ovat monien lehtipuukovakuoriaisten ihanneympäristöjä. Laidunnuksen loputtua hakamaat umpeutuvat ja lämpöä vaativa lajisto taantuu.

Edellä mainittujen lisäksi kovakuoriaisille tärkeitä piirteitä laidunmetsissä ovat (Andersson ym. 1993): pitkä jatkuvuus (ei avohakkuuta) ja laiduntamattomista metsistä eroavat maanpinnan olot. Maaperä on laidunmetsissä vähemmän podsoloitunut ja valoa pääsee enemmän maahan asti. Maan-

Kuva 42. Pörrölyhytsiipi (*Dinothenarus pubescens*) on voimakkaasti taantunut ja vaarantuneeksi luokiteltu laidunniittyjen ja hakamaiden petokovakuoriainen. Se syö lantakasoilla eläviä hyönteisiä. Ypjä, Ypäjän hevoslaitumet.



Jouko Veikkolainen

pinnan lämpötila on tällöin korkeampi. Lisäksi monet kovakuoriaislajit pesivät hiekkaisessa tai savisessa paljaassa maassa. Tärkeä piirre on myös muurahaispesien runsaus, jolloin myrmekofiliset lajit ovat runsaita. Kovakuoriaisten laji- ja yksilömäärä on sinänsä niukempi muurahaispesien luona.

Anderssonin ym. (1993) tutkimuksessa maassa elävien kovakuoriaisten laji- ja yksilömäärä oli metsälaitumilla korkeampi kuin muissa metsissä. Ahvenanmaalla maakiitäjäisten lajimäärä oli selvästi suurempi hoidetulla lehtoniityllä kuin läheisellä, vajaa 40 vuotta sitten käytöstä pois jääneellä kuusettuneella lehtoniityllä (Niemelä 1990). Myös virolaisessa tutkimuksessa maakiitäjäisten lajidiiversiteetti oli korkein lehtoniityllä (Talvi 1995). Tohmajärvellä lehmien laidunnus lisäsi maakiitäjäisten määrää (Virkkajärvi ym. 1997).

Rantaniittyjen kovakuoriaiset taantuneet

Rantaniittyjen kovakuoriaisia uhkaavat ojitukset ja umpeenkasvu laidunnuksen ja niiton loputtua (Ehnström 1987, Götmark ym. 1998). Monet rantojen kovakuoriaiset ovat taantuneet vesien säännöstelyn ja tulvien torjunnan takia (Berglund ym. 1997). Rantaniittyjen kovakuoriaiset näyttäisivät taantuneen Suomessa selvästi, mutta asiaa ei ole tarkemmin tutkittu (I. Mannerkoski; suull.).

5.9 Pistiaiset

Suomesta on löydetty noin 5 600 pistiaislajia (Teräs 1993). Pistiaisten ekologia ja levinneisyys tunnetaan melko heikosti. Niittyjen ja muiden avointen alueiden umpeutumisen katsotaan uhkaavan ensisijaisesti 59 % uhanalaisista pistiaisistä, mikä on korkeampi osuus kuin missään muussa eliöryhmässä. Myrkkypistiaiset lienevät päiväperhosten ohella niittyjen ja ketojen katoamisesta eniten kärsinyt hyönteisryhmä (Teräs & Pekkarinen 1992).

Monet pistiaiset tarvitsevat paljaita maalaikkuja, osin pesimispaikoiksi ja osin koska ne tarjoavat sopivan lämpimät olosuhteet (Warren & Fuller 1990, Voigt 1994). Käsittelemättömästä puuaineksesta tehdyt

ladot ovat tärkeitä petopistiaisille sekä erakoampiaisille ja -mesipistiaisille (Teräs & Pekkarinen 1992). Saha- ja loispistiaisistä suuri osa elää puilla ja pensailta, mutta monien lajien aikuisille niittyjen kukat ovat tärkeitä medenlähteitä.

Mesipistiaiset (Apoidea), joita Suomessa on runsaat 200 lajia, vaativat usein aivan erilaista elinympäristöä ruokailu- ja pesimispaikoiksi. Useimmat mesipistiaiset keräävät niityiltä ja pientareilta kukista mettä ja siitepölyä (Pekkarinen & Teräs 1998), ja tyypillisiä pesäpaikkoja ovat niukkasviset rinteet ja kalliot (Westrich 1996). Hiekkapohjaiset, erityisesti etelään tai kakkoon viettävät rinneniityt ovat mesipistiaisten suosikkielinympäristöjä (Pitkänen & Tiainen 2000).

Keski-Euroopassa niittoniityt mainitaan mesipistiaisten tärkeimmäksi elinympäristöksi (Westrich 1996). Gathmannin ym. (1994) mukaan niittäminen lisää mesipistiaisten lajimäärää. Mesipistiaiset hyötynevät siitä, että osaa niitystä laidunnetaan. Voimaperäinen laidunnus kuitenkin vähentää mesikasvien määrää, ja tällaisilla paikoilla on niukalti mesipistiaisiä (Söderman 1999, Pitkänen & Tiainen 2000). Mesipistiaisiä on enemmän vanhoja puita kasvavilla niityillä kuin puuttomilla niityillä, koska osin lahot puut tarjoavat pesäpaikan monelle lajille (Tscharnitke ym. 1998).

Pääosa muurahaislajeista vaatii valoa ja lämpöä (Brian 1956), ja ne hyötyvät harvavuustoisuudesta sekä harvasta ja matalasta kenttäkerroksesta. Siten useimmat muurahaislajeistamme lienevät hyötyneet perinteisestä karjataloudesta. Elmes & Wardlaw (1982a, b, 1983) tutkivat kasvillisuuden varjostuksen vaikutusta niityillä ja muilla avoimilla ja puoliavoimilla paikoilla viihtyviin viholaisiin (*Myrmica* spp.), ja havaitsivat viholaisten vaativan pesimäpaikokseen lämpimiä paikkoja. Keinolannoitus vähentää nopeasti niittyjen muurahaislajimäärää ja muurahaispesien määrää (Petal 1976).

Metsälaitumilla on ympäristöään enemmän kekomuurahaispesiä (Andersson ym. 1993). Muurahaiskekoja on eniten metsissä, joiden puusto ei ole kovin tiheää (Wuorenrinne 1974). Etenkin kekomuurahaisista yleisin tupsukekomuurahainen (*Formica aquilonia*) viihtyy hakamailla (Wuo-

renrinne 1974). Tähän lienee syynä se, että puoliavoimet hakamaat ovat erityisen otollisia tupsukekomuurahaisen uusien sivupisien muodostumiselle: pienet kekomuurahaispesät tarvitsevat auringonpaisteen lämpöä (ks. esim. Punntila 1996). Metsien puuston avoimuuden muutos vaikuttaa eri muurahaislajien kilpailusuhteisiin (Punntila ym. 1996).

5.10 Muut eliöt

Tiedot laidunnuksen ja niiton vaikutuksista useimpiin muihin eliöryhmiin ovat vähäiset.

Levät

Eräiden Itämeren levien on havaittu hyötyvän laidunnuksesta (Luther 1951). Lutherin & Munsterhjelmin (1983) mukaan laidunnuksesta suuresti hyötyvät silonäkinparta (*Chara braunii*) ja tummasiloparta (*Nitella batrachosperma*) ovat vaarassa hävitä kokonaan Etelä-Suomesta laidunnuksen loputtua. Ne onkin luokiteltu Suomessa vaarantuneiksi.

Hämähäkkieläimet

Niittyjen umpeutumisen vaikutukset hämähäkkieläimiimme tunnetaan heikosti (Rassi ym. 1986). Ulkomaiset tutkimukset niiton ja laidunnuksen vaikutuksesta hämähäkkieläimiin keskittyvät lähinnä yleisten lajien runsauden muutoksiin. Lihansyöjähämähäkeille kasvillisuuden rakenne on kasvilajikoostumusta tärkeämpi (Duffey 1962). Niitto ja laidunnus vähentävät hämähäkkien määrää niityillä (Delchev & Kajak 1974, Gibson ym. 1992). Gibson ym. (1992) havaitsivat hämähäkkilajimäärän ja yksilömäärän vähenevän laidunnuksen voimakkuuden kasvaessa. Lyhytaikaisesti laidunnetuilla paikoilla hämähäkkiyhteisöt olivat samankaltaisia kuin laiduntamattomilla, mutta köyhtyneitä. Koko kesän laidunnetuilla paikoilla yhteisöt poikkesivat selvästi laiduntamattomista yhteisöistä, mutta lajisto koostui pääasiassa hyvin yleisistä peltojen lajeista.

Belgialaisessa tutkimuksessa järviruovikon niitto vähensi harvinaisia kosteikko-

hämähäkkejä ja lisäsi monissa eli elinympäristöissä elävien hämähäkkien runsautta (Decler 1990). Sen sijaan itävaltalaisella suolamaalla harvinaisista lajeista merkittävä osa hyötyi laidunnuksesta (Zulka ym. 1997).

Laidunnus ja niitto vähentävät kuivuudelle herkkien kuoripunkkilajien määrää (Siepel 1996). Laidunnus on näille lajeille niittoon haitallisempi (Siepel 1996). Toisaalta niitto saattaa myös lisätä punkkien määrää (Southwood & van Emden 1967).

Nummien ja niittyjen hämähäkeistä monet vaativat matalaa kasvillisuutta tai paikoin paljasta maata (Ratcliffe 1977, Usher 1992). Englannissa nummien ajoittainen kulutus näyttäisi pitävän yllä suurinta hämähäkkidiversiteettiä (Usher & Smart 1988, Usher 1992).

Suorasiipiset

Useimmat suorasiipiset elävät avoimilla tai puoliavoimilla aurinkoisilla ja lämpimillä paikoilla, kedoilla, niityillä ja soilla (Ingrish 1985, Rassi ym. 1986). Niitä uhkaa ennen muuta niittyjen ja hakamaiden sulkeutuminen metsälaidunnuksen loputtua (Rassi ym. 1986). Laidunnus on sirkoille eduksi (Tschardt & Greiler 1995).

Palosirkka (*Psophus stridulus*) on esimerkki aurinkoisten ketojen uhanalaisesta lajista, joka on dramaattisesti taantunut kaikkialla Pohjois-Euroopassa (Kindvall ym. 1993) (kuva 43). Sitä tavattiin aiemmin laajalti Etelä- ja Itä-Suomessa, mutta nyt se on lähes hävinnyt maasta (Väisänen ym. 1991). Ruotsissa säilyneistä esiintymistä valtaosa on laidunnettujen aurinkoisten ketojen etelärinteillä, joilla on hyvin matalakasvuisia (2–5 cm) laukkuja (Kindvall ym. 1993).

Luteet

Niittyjen ja ketojen ludelajisto on runsas, mutta luteiden nykytila tunnetaan heikosti. Monet lajit ovat ilmeisesti hyötäneet niitosta ja laidunnuksesta, mutta voimaperäinen laidunnus ja niitto voivat olla varsin haitallisia luteille (Götmark ym. 1998). Esimerkiksi varjoluteiden (*Lygaeidae*) lajisto on runsaimmillaan kuivahkoilla kedoilla (Rinne 1991). Uhanalaisissa luteissa on 14 niitylajia.

Kaksisiipiset

Kaksisiipiset on erityisen lajirikas ja huonosti tunnettu eliöryhmä. Kaksisiipisissä lienee runsaasti perinteisestä karjataloudesta hyötyneitä lajeja, mutta tiedot lajien ekologisista vaatimuksista ja nykytilasta ovat jokseenkin heikot. Niittyjen umpeutuminen vaikuttaa etenkin kukkakärpäsiin, kimalaiskärpäsiin ja petokärpäsiin (Rassi ym. 1986). Herhiläiskärpäsen (*Asilus crabroniformis*) toukat elävät karjan lannassa ja karjan metsälaidunnuksen väheneminen lienee aiheuttanut sen häviämisen Suomes-
ta (Väisänen 1982, Rassi ym. 2001).

Sudenkorennot

Karjatalouden vaikutuksista korentoihin (Odonata) on niukalti tietoja. Merritt ym. (1996) arvioivat, että Englannissa perinteisen maatalous lisäsi monien sudenkorennotojen määrää. Rehevöityminen on sudenkorennoille haitaksi (van Tol 1992). Vaihteleva vesikasvillisuus suosii monia lajeja, mutta laajat ruovikot ovat sudenkorennoille huonoja ympäristöjä (van Tol 1992). Sudenkorennoille sopiva hoitotapa on vesikasvillisuuden biomassan vähentäminen niittämällä (van Tol 1992).

Nisäkkäät

Hirvi (*Alces alces*) ja metsäkauris (*Capreolus capreolus*) ovat hyötyneet metsälaidunnuksen loppumisesta (Ahlén 1965, 1975). Toisaalta Ahlénin (1975) tutkimuksen mukaan entisillä niityillä oli eniten hirvieläimille sopivaa talviravintoa. Karjan laidunnus vähentää pikkunisäkkäiden runsautta (Putman ym. 1989, Duncan 1992, Putman 1994, Kirby ym. 1995). Hakamaat, joissa on vanhaa puustoa, ovat lepakoille sopivia elinympäristöjä (Kirby ym. 1995).

Sammakkoeläimet

Sammakkoeläimet kuten sammakko (*Rana temporaria*), viitasammakko (*R. arvalis*) ja rupikonna (*Bufo bufo*) hyötyvät rantojen laidunnuksesta (Alexandersson ym. 1986, Götmark ym. 1998).



Jouko Veikkola

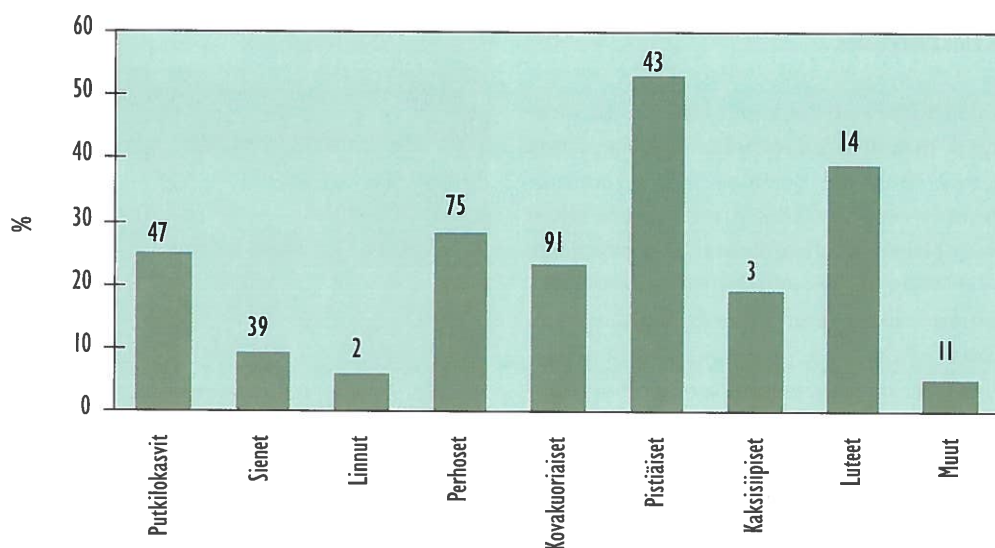
Kuva 43. Uhanalainen palosirkka (*Psophus stridulus*) elää kuivilla aurinkoisilla ja hyvin matalakasvuisilla kedoilla. Sitä on 1990-luvulla nähty enää noin 10 paikkaa, lähinnä ratojen varsilla ja teiden pientareilla. Parhaiten palosirkka on säilynyt Säkylänharjulla, jossa armeijan kovapanosammunnat syyttävät pikkupaloja ja pitävät harjun rinteet riittävän avoimina.

5.11 Niittyeliöstön uhanalaistuminen

Niittyjen vähenemisen perusteella voidaan arvioida useimpien niittyeliöiden populaatiokoon pienentyneen yli 90 % 1900-luvun aikana. Eliöiden taantuma on kuitenkin huonosti dokumentoitu.

Useimpien niittyjen ja muiden perinnebiotooppien eliöiden nykytila Suomessa tunnetaan puutteellisesti. Resurssit eliölajien kantojen muutosten selvittämiseen ovat olleet vähäiset. Lisäksi harvaan asutussa maassamme eliöstön tutkijoita ja harrastajia on harvassa. Putkilokasvien osalta tiedot ovat sentään kohtalaisen hyvät (ks. esim. Rytteri & Kettunen 1997), vaikkei muutoksia pystytä kunnolla kvantifioimaan. Sen sijaan esimerkiksi kovakuoriaisten, kaksisiipisten, pistiäisten ja sienten osalta tiedot ovat heikot. Tämä johtuu siitä, että tietoja perinteisen karjatalouden kulta-ajalta on näistä eliöryhmistä niin vähän (etenkin sienet) ja siitä, että nykytiedot ovat heikot (etenkin pistiäiset).

Tietomme useista eri eliöryhmistä kertovat voimakkaasta taantumisesta (kuva 44). Suuri osa Suomessa eniten taantuneista eliöistä on elänyt niityillä (kuva 45). Niitykasveja, joiden kanta on romahtanut, ovat mm. ketokatkero, horkkakatkero (Ryt-



Kuva 44. Uhanalaisten niittyajien määrä sekä osuus eliöryhmän kaikista uhanalaisista lajeista (Rassi ym. 2001).

täri & Kettunen 1997) ja ahonoidanlukko (*Botrychium multifidum*).

Perinneympäristöjen eliöistä ensisijaisesti tai ainoastaan niityillä ja hakamailla elävistä uhanalaisiksi tai hävinneiksi on luokiteltu 325 lajia eli 19 % kaikista uhanalaisista lajeista (Rassi ym. 2001). Eniten uhanalaisia on kuivilla ja tuoreilla niityillä (236 lajia). Hävinneiksi on luokiteltu 43 niittyjen ja hakamaiden lajia. Myös eräät muiden elinympäristöjen lajit (kuten monet rantojen eliöt) hyötyvät perinteisestä maankäytöstä tai jotkut nykyään ehkä jopa vaativat sitä.

Uhanalaisessa lajistossa korostuvat eteläiset, lämpöä vaativat niittyajit. Lämpöä vaativien alkuperäisten eliöajien taantuma saattaa olla laaja-alainen ilmiö Euroopassa, mutta asiaan on kiinnitetty vähän huomiota (ks. kuitenkin Ellenberg jr. 1985, Thomas & Morris 1994). Ellenberg jr. (1985) on osoittanut, että Saksan niittykasveista uhanalaisia ovat etenkin lämpimien paikkojen lajit. Englannissa uhanalaisista selkärangattomista eläimistä yli 80 % on joko paljasta maata, alle 3 cm korkeaa niittykasvillisuutta tai muutoin varhaisia suknessivaiheita vaativia lajeja tai lahoppuustoa ja kuollutta puustoa vaativia lajeja (Thomas & Morris 1994).

Elinympäristöjen vähenemisen perusteella arvioiden uhanalaisten niittyajien määrä on huomattavasti arvioitua suurempi. Niittyjen määrä on alle prosentin siitä mitä se oli runsaat 100 vuotta sitten, ja jäljelle jääneiden niittyjenkin laatu on yleensä heikentynyt rehevöitymisen ja umpeenkasvun seurauksena. Monien niittyeliöiden nykytila tunnetaan heikosti (esim. pistiäiset, kaksisiipiset), jolloin niiden uhanalaisuutta ei ole pystytty arvioimaan.

Ruotsissa uhanalaisista eliöistä tavaataan maatalousympäristöissä 2 013 lajia, mikä on 49 % Ruotsin uhanalaisista eliöistä (Gärdenfors 2000). Maatalousympäristöjen uhanalaisten lajien määrä on selvästi suurempi kuin Suomessa. Ruotsissa biodiversiteetin kannalta arvokkaita maatalousalueita on kuitenkin jäljellä yli kymmenkertai-

Kuva 45. Linnunruohot menestyvät vain valoisilla, matalakasvuisilla paikoilla. Kaikki kolme lajiamme luokitellaan nykyisin uhanalaisiksi. Taantumisen syynä on etenkin niiton ja laidunnuksen loppuminen, mutta luultavasti myös rehevöityminen, happamoituminen, ojitukset, kuusen suosinta ja poiminta. Isolinnunruoho (*Polygala vulgaris*) tulee Ahvenanmaalla kulkiessa vielä usein vastaan, mutta on käynyt muutoin Etelä-Suomessa hyvin harvinaiseksi. Jomala, Hammarudda.

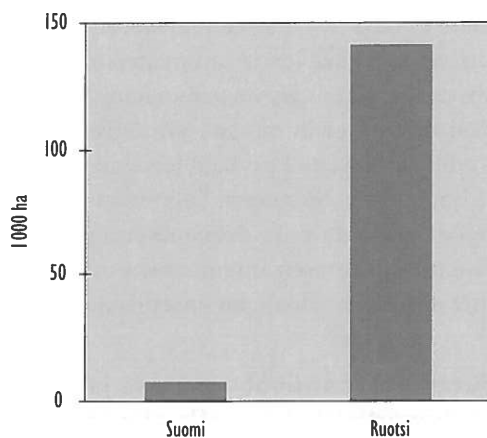


Juha Pykälä

sesti Suomeen nähden (kuva 46), ja arvokkaista alueista suurta osaa hoidetaan niiden arvot säilyttävällä tavalla. Siten käyttäen samoja kriteerejä uhanalaisten lajien osuus olisi todennäköisesti korkeampi Suomen maatalousympäristöissä kuin Ruotsin.

Eliöpopulaatio asettuu tasapainotilaan elinympäristöjen muutoksen jälkeen viiveellä, joka lajista riippuen kestää vuosia, vuosikymmeniä tai jopa vuosisatoja (Eriksson 1994, Hanski ym. 1996). Elinympäristön muutoksesta johtuva eliön häviäminen alueelta saattaa tapahtua vasta kymmeniä, jopa satoja vuosia muutoksen jälkeen (Eriksson 1994, Tilman ym. 1994). Viive johtuu osittain eliöiden pitkäikäisyydestä. Esimerkiksi monilla kasveilla yksilöt saattavat olla peräisin ajalta ennen nykyisenkaltaista maankäyttöä, jolloin nykymaankäytön vaikutus aliarvioidaan, koska elinympäristön muuttamisen jälkeen populaatiokoko pienenee hitaasti eikä äkillisesti (Hodgson 1991, Eriksson 1994). Ympäristöoloiltaan muuttuneen paikan eliöstö saattaa osin kuvastaakin paikan menneisyyttä, ja osa eliöistä häviää vähitellen paikalta. Siksi niittyeliöstön tulevaisuus voi olla merkittävästi synkempi kuin nykyesiintymien määrän perusteella arvioidaan. Maatalousympäristöjen nykyinen maankäyttö johtaa eliöstön köyhtymiseen. Uhanalaisten lajien heikentyneitä esiintymiä voi olla vaikea elvyttää hyvin suunnitelluin hoitotoimintaan – joita Suomessa on sinänsä harvoin tehty.

Toisaalta kasvipopulaatiot saattavat säilyä hyvinkin pienialaisissa sopivissa elinympäristöissä. Pitkäikäinen siemenpankki mahdollistaa myös monien kasvien säilymisen epäsuotuisien ajanjaksojen yli (Eriksson 1996b). On esitetty, että putkilokasvit kestävät eläimiä paremmin ympäristömuutoksia (Willis & Bennet 1995, Eriksson 1996b). Useilla eläinryhmillä harvinaiset lajit säilyvät merkittävästi paremmin isokoisissa ja toisiinsa yhteydessä olevissa elinympäristöissä, kun taas ne häviävät herkästi eristyneistä elinympäristöistä (Thomas ym. 1992). Täten niittyhyönteisistä saattaa olla merkittävästi suurempi osa uhanalaisia kuin on tähän asti arvioitu. Uhanalaisten niittyeliöiden määrä ja osuus kaikista uhanalaisista lajeista onkin uusimmassa uhanalaistarkastelussa (Rassi ym. 2001) korkeampi kuin aiemmissa.



Kuva 46. Luonnon monimuotoisuuden kannalta arvokkaiden niittyjen pinta-ala Suomessa (ha) (Suomen ympäristökeskus, perinnemaisemaprojekti) ja Ruotsissa (Naturvårdsverket 1997). Pahoin umpeenkasvaneet ja lannoitetut niityt eivät sisälly pinta-alaan.

5.12 Karjatalouden kokonaisvaikutus eliöstöön

Niitosta ja laidunnuksesta hyötyneitä eliöitä enemmän kuin kärsineitä

Niiton ja laidunnuksen kokonaisvaikutusta eliöstöön on vaikea arvioida. Hyötyviä lajeja lienee kuitenkin enemmän kuin kärsiviä. Putkilokasvien osalta ero on hyvin selvä. Perhosilla ja pistiäisillä hyötyneiden lajien osuus saattaa olla samaa suuruusluokkaa tai jopa suurempi kuin putkilokasveilla. Perinteisestä karjataloudesta eniten hyötyvät runsaslajiset eliöryhmät ovat luultavasti putkilokasvit, perhoset, pistiäiset ja kova-kuoriaiset. Voimaperäinen laidunnus on kuitenkin haitallista useimmille perhosille ja ilmeisesti muillekin hyönteisille.

On toisaalta mahdollista, että niittämiselle ja laiduntamiselle herkimät eliölajit ovat kauan sitten hävinneet Suomesta ja muualtakin Euroopasta. Monet luontotyytit ovat olleet aikoinaan lähes aina niitettyjä ja laidunnettuja. Siten eliölajit, joilla ei ole ollut keinoja sopeutua niittoon tai laidunnukseen ovat saattaneet kokonaan hävitä.

Niittyjen lisäksi niitosta ja laidunnuksesta hyötyviä eliölajeja lienee soilla, rannoilla ja ehkä kallioilla enemmän kuin kärsiviä eliölajeja. Metsien osalta arviota ei pystytä tekemään. Perinteinen laidunnus lienee kuitenkin lisännyt lajimäärää metsissä, koska sen myötä muista elinympäristöistä on levinnyt lajeja metsiin.

Valitettavasti ei ole mahdollista arvioida kokonaisvaikutusta alkuperäseliöstöön

vaan yleensä vakinaiseen lajistoon. Eläinten, sienten, jäkälien ja sammalten alkupe-
räisyyden määrittely on varsin hankalaa, ja siksi tutkijat eivät ole sitä yrittäneetkään. Uudet eläin- ja itiökasvilajit leviävät yleensä omin avuin Suomeen. Tällöin on varsin vaikea arvioida onko leviäminen epäsuorasti tulosta ihmisen aiheuttamista muutoksista elinympäristössä tai ilmastossa.

Puueliöt taantuivat – maassa ja ruohovartisilla kasveilla elävät runsastuivat

Metsien osalta eri eliöryhmät voitaneen jakaa karkeasti kahtia suhtautumisessaan karjatalouteen ja kaskeamiseen sen mukaan onko eliöryhmän lajeista suuri osa tai pääosa puilla eläviä (esim. suuri joukko kovakuoriaisia ja jäkälät), tai maan pinnalla taikka ruohovartisilla kasveilla eläviä (esim. putkilokasvit ja perhoset). Pääosa kenttä- ja pohjakerroksen lajeista lienee hyötynyt puuston ja pensaston vähentämisestä metsissä ja soilla. Entisen ajan ekstensiivisessä maatalouskäytössä olleet metsät olivat nykyistä harvapuustoisempia, metsätaloudellisessa mielessä vajaatuottoisia. Vähäisempi puuston peittävyys suosi monia eliöitä. Esimerkiksi putkilokasvien peittävyys ja lajimäärä kasvoivat. Sienistä ehkä hyvinkin suuri joukko hyötyy laidunnuksesta, mutta asiaa on tutkittu kovin vähän. Puustolla elävälle lajistolle metsien maataloudellinen käyttö oli haitaksi. Vanhan puuston määrä väheni kulotuksen, raivauksen, kotitarvehakkuiden ym. takia. Lounais-Suomessa tätä vaikutusta joltain osin lievensi lehtipuiden latvomien, jolloin vanhaa puustoa säilyi. Lisäksi hakatuista puista suuri osa käytettiin erilaisiin puurakennuksiin ja rakennelmiin (ladot, aidat ym.), jotka vanhetessaan muodostuivat monien puueliöiden väliaikaiseksi turvapaikaksi.

Perinteisen karjatalouden negatiivisista vaikutuksista luonnon monimuotoi-

suuteen on kaiken kaikkiaan varsin vähän tieteellisesti todennettua tietoa. Kielteiset vaikutukset on yleensä päätelty riittämättömien perusteiden, lyhytaikaisilla tutkimuksilla tai tutkimalla alfadiversiteetin muutoksia. Kuitenkin kielteiset vaikutukset lienevät olleet erittäin suuret. Valtava pinta-ala Suomea on ollut kaskeamisen, laidunnuksen ja niiton alaisena.

Koska osa lajeista hyötyy ja osa kärsii niitosta, laidunnuksesta ja muista perinteisen karjatalouden toimenpiteistä, on teoreettisesti olemassa luontotyyppittäinen optimiala, joka ollessaan kyseisen maankäytötavan piirissä, vaikuttaa parhaiten biodiversiteettiä lisäävästi. Biodiversiteetti alkaa vähentyä käytössä olevan maa-alan kasva-
essa tästä. Optimi lienee selvästi ylitetty 1700–1800-luvuilla sekä kaskeamisen, niiton että laidunnuksen osalta. Suurin optimin ylitys lienee ollut kaskeamisessa. Useimpien luontotyyppien osalta niitetty pinta-ala lienee vähentynyt alle optimin 1800–1900-lukujen vaihteessa tai 1900-luvun alkuvuosikymmeninä, ja laidunnetun alueen pinta-ala (peltolaitumet poislukien) ehkä joitakin vuosikymmeniä myöhemmin.

Nykytietämyksen perusteella arvioiden niitto ja laidunnus ovat vaikuttaneet useimmissa eliöryhmissä myönteisesti useampiin lajeihin kuin kielteisesti, vaikka monien eliöryhmien osalta minkäänlaista arviota ei pysty tekemään (ks. myös Götmark ym. 1998). Muista poiketen linnuissa ja nisäkkäissä kärsineitä on ehkä enemmän kuin hyötynyttä. Linnustomme on elänyt 1800-luvun puolivälistä asti runsastumisen kautta, jolloin Suomeen on omin avuin kotiutunut puolen sataa uutta pesimälajia (Järvinen & Ulfstrand 1980, Koskimies 1993). Nimenomaan pensaikko- ja ruovikolinnut ovat runsastuneet. Tärkeänä syytä tähän näyttäisi olevan osin perinteisen karjatalouskäytön loppumisesta seurannut ruovikoiden, pensaikkojen ja lehtipuualikasvoksen lisääntyminen.

Karjatalous luonnon prosessien korvaajana ja ihmisen aiheuttamien haitallisten vaikutusten lieventäjänä

6

Suomessa luonnontilaisia tai lähes luonnontilaisia elinympäristöjä on jäljellä varsin vähän, eniten Itä- ja Pohjois-Suomessa. Elinympäristöjen jättäminen taloustoiminnan ulkopuolelle ei välttämättä johda niiden luonnontilaistumiseen. Palautuminen on vain osittaista, eikä yleensä johda lähtötilanteeseen. Näennäisesti taloustoiminnan ulkopuolellekin jätetyillä alueilla ihminen estää tai vähentää keskeisten monimuotoisuutta ylläpitävien luonnon omien prosessien kuten kulojen ja tulvien vaikutuksia. Luontoa happamoittavia ja rehevöittäviä yhdisteitä leviää ilman mukana joka paikkaan. Tässä luvussa esitetään todisteita hypoteesille, että perinteinen karjatalous (niitto, laidunnus, lehdestys ja kaskeaminen) on osin korvannut eräiden keskeisten elollisten ja elottomien tekijöiden vaikutusta luontoon (Pykälä 2000) (taulukko 14). Niillä on myös mahdollista jossain määrin lieventää ihmisen luonnolle aiheuttamia haitallisia vaikutuksia (esimerkiksi vesien rehevöityminen). Laidunnettu rantaniitty saattaa olla eliöyhteisöltään lähempänä luonnontilaista rantaniittyä kuin näennäisesti luonnontilaan jätetty, mutta säännöstelyn, ojitusten ja rehevöityneiden vesien takia liettyntä ranta.

Perinteinen karjatalous luonnon ilmiöiden korvaajana on ajatus, jota ei ole paljon pohdittu. Lähinnä on kiinnitetty huomiota karjaan ihmisen hävittämien isokokoisten laiduntavien nisäkkäiden vaikutusten korvaajana (esim. Ridley 1930, Janzen 1982, 1986, Green 1983, 1986, Andersson & Appelquist 1990, Pehrsson 1990, 1991, Titlyanova ym. 1990, van Wieren 1995, Wallis de Vries 1995). Eräät tutkijat ovat kyllä todenneet, että niiton ja laidunnuksen vaikutuksilla ja erällä luonnonilmiöillä on selviä yhtäläisyyksiä. Jo Hulkkonen (1946) havaitsi, että Laatokan lahdissa keväisen tul-

vaveden, liikehtivän jääsohjun ja karjan vaikutus kasvillisuuteen on samankaltaista. Kaikki saavat aikaan avoimia, niukkakasvisia, "kilpailuttomia" kohtia. Pehrssonin (1990, 1991) mukaan laidunnus on tärkeä luontaisten häiriötekijöiden korvaaja. Keinotekoisia menetelmiä tarvitaan pitämään yllä ekosysteemin prosesseja, jotka ihminen on estänyt (Pehrsson 1990).

Hävittämällä useita luontotyyppisiä, estämällä luonnon prosesseja ja muuttamalla ympäristön biottisia tekijöitä ihminen on aiheuttanut sen, että monista Suomen luonnossa alkuperäisistä eliöistä on tullut riippuvaisia niitosta, karjan laidunnuksesta tai muusta ihmisen toiminnasta. Kun lajien luontaisia elinympäristöjä ei enää ole ja niiden populaatioita ylläpitävät luonnonilmiöt ovat suuresti harvinaistuneet, eliöt eivät voi menestyä ilman hoitoa.

Taulukko 14. Perinteinen karjatalous luonnontilaisuuden lisääjänä.

Monimuotoisuutta ylläpitävien ilmiöiden korvaajana

Megaherbivorit ja muut suuret kasvinsyöjät
Majava
Tuli
Tulva
Myrskyt
Maanvyörymät
Lahopuusto

Monimuotoisuutta vähentävien vaikutusten lieventäjänä

Rehevöityminen
Happamoituminen
Tulokaslajit

6.1 Karjatalous luonnon prosessien korvaajana

Megaherbivorit ja muut suuret nisäkkäät – sukupuuttoon tapetut avaineliöt

Tutkijoita on pitkään ihmetyttänyt miksi eliöillä on niin monia keinoja sopeutua karjan laidunnukseen ja miksi on niin runsaasti eliölajeja, jotka hyötyvät niitosta tai laidunnuksesta. Etenkin kasveista, hyönteisistä ja sienistä löytyy runsaasti puuttomissa tai harvapuuisissa ympäristöissä viihtyviä tai laidunnuksesta riippuvaisia eliölajeja. Monet puissa elävät hyönteiset ja itiökasvit menestyvät vain harvapuustoisissa metsissä, metsänreunoilla ja muilla paikoilla, joissa metsä ei ole sulkeutunut (ks. luku 4.3). Rosen (1974) mukaan tammen jäkälistä valtaosa on runsasta valoa vaativia. Rosen selitys asiaan oli, että luontaisissa tammimetsissä oli aukkoja, joita suuret kasvinsyöjäeläimet pitivät yllä.

Jo Ridley (1930) esitti, että monissa osissa maapalloa karja hoitaa hävitettyjen suurten nisäkkäiden tehtävää kasvien levittäjinä. Martin (1970) arvioi nautakarjan, hevosten ja lampaiden osin korvaavan sukupuuttoon kuolleiden eläinten vaikutusta luontoon. Janzen (1982, 1986) kiinnitti huomiota hävinneiden suureliöiden (megafaunan) suureen merkitykseen kasvien siementen levittäjinä ja päätteli nautakarjan osittain korvaavan menetetyn megafaunan tässä suhteessa.

Eri puolilla maailmaa 10 000–25 000 vuotta sitten tapahtuneen nisäkkäiden sukupuuttoon syiksi on esitetty ilmaston muutosta ja ihmistä (Kurtén 1968, Martin & Klein 1984, Martin 1990). Metsästyksen takia pienentyneet nisäkäspopulaatiot ilmeisesti altistuivat ilmaston muutosten vaikutuksille ja seurauksena oli monien lajien kuoleminen sukupuuttoon (Stuart 1991).

Owen-Smith (1987, 1988) julkisti lisää perusteita teorialle, että ihminen oli syyppä nisäkkäiden sukupuuttoon. Owen-Smith korosti ns. megaherbivorien eli yli 1 000 kg painavien kasvinsyöjäeläinten suurta merkitystä ekosysteemien muovajina. Hänen mukaansa megaherbivorit pystyivät muuttamaan tiheän metsän savan-

niksi tai puistomaiseksi metsäksi. Ihmisen metsästettyä megaherbivorit suurimmasta osasta maapalloa sukupuuttoon kokonaiset ekosysteemit muuttivat luonnettaan (Owen-Smith 1987, 1988, 1989).

Ruotsalaiset Andersson ja Appelqvist (1990) sovelsivat ja kehittivät Owen-Smithin ajatuksia Euroopan oloihin. He arvioivat, että ennen viime jääkautta Euroopan lauhkeassa vyöhykkeessä oli niittyjä muistuttavia alkuperäisiä kasvivyhdyskuntia, joita laiduntavat norsut, sarvikuonot, jättiläishirvet, villihevoset, visentit ja alkuhärkä pitivät puuttomina tai harvapuuisina. Ihmisen tapettua ne sukupuuttoon katosi valtaosa Euroopan luontaisesta niittykasvillisuudesta. Megaherbivorilaumojen vaikutusta tulivat kuitenkin osittain korvaamaan ihmisen kesyttämät laiduneläimet. Alkuhärän sukulinainen lehmä, kesytetty hevonen ja lampaat pelastivat suuren osan megaherbivorien kadottua elinympäristönsä menettäneistä eliöistä.

Megaherbivoriteoria tarjoaa selityksen siihen, miksi niin monet eliölajit, sekä kasvit, sienet että eläimet, hyötyvät laidunnuksesta. Samalla saa selityksen se, miksi niin monet eliöt ovat piikkisiä, pahanmaakuisia, myrkyllisiä, maanmyötäisiä, tallatuilla paikoilla viihtyviä tai niiden siemenet ovat eläinten turkkiin takertuvia, eli eliöillä näyttäisi olevan sopeutumia karjan laidunnukseen (Andersson & Appelqvist 1990, Suominen 1991). Pohjois-Euroopassa temperaattisen ja hemiboreaalisin vyöhykkeen eliöstö on vuosimiljoonien ajan kehittynyt yhdessä suurten kasvinsyöjäeläinten kanssa (Bradshaw 1996). Megaherbivoriteorian mukaan laidunnettu metsä on siis alkupeiräistä ja ikivanhaa, ja metsälaiduntamisen loppuminen johtaa ihmisen aiheuttamaan luonnottomaan olotilaan (Andersson & Appelqvist 1990, Suominen 1991). Toistaiseksi kuitenkin puuttuvat todisteet siitä, että suuret kasvinsyöjät pystyivät estämään metsien uusiutumisen. Todennäköisempää on, että megaherbivorilaumojen Euroopassa vallitsivat metsät, mutta ne saattoivat olla nykyistä aukkoisempia ja kasvinsyöjät hidastivat metsittymistä puustoa poistaneiden luonnonilmiöiden jälkeen (ks. Nilsson & Ericson 1997, Bradshaw & Mitchell 1999, Olff ym. 1999).

Viime aikoina useat tutkijat ovat esittäneet, että karja on osin korvannut ennen viime jääkautta tai sen jälkeen sukupuuttoon kuolleiden kasvinsyöjänisäkkäiden vaikutusta Euroopan luontoon (Green 1983, Londo 1990, Pehrsson 1990, 1991, Duncan 1992, May 1993, Kirby ym. 1994, Wallis de Vries 1995, van Wieren 1995, Klemm 1996, Eriksson 1997, Nilsson 1997b). Pehrsson & Thorssel (1990) korostavat villien laiduneläinten, kuten alkuhärän, saksanhirven (*Cervus elaphus*) ja hanhien merkitystä kosteiden niittyjen ylläpitäjinä. Bradshaw (1996) arvioi kasvinsyöjien vähenemisen johtaneen metsätyyppien muuttumiseen ja biodiversiteetin vähenemiseen.

Pienikokoiset kasvinsyöjänisäkkäät ovat valikoivia ravintonsa suhteen. Kasvinsyöjänisäkkäiden koon kasvaessa valikoivuus vähenee (Demment & van Soest 1985). Siten megaherbivorit – tai ainakin osa niistä – ovat todennäköisesti syöneet kasvillisuutta tarkemmin valikoimatta. Megaherbivorien häviäminen on voinut johtaa monissa elinympäristöissä muutamien suurikokoisten kasvien runsastumiseen muiden kustannuksella ja kasviyhteisöjen lajimäärän vähenemiseen. Sukupuuttoon kuolleiden suurten kasvinsyöjien ekologia ja ruokavalio tunnetaan kuitenkin huonosti. Alkuhärkä lienee suosinut ranta- ja suonittyjä ja runsasruohoisia mäntymetsiä (Lepiksaar 1977, Ekström 1993). Viimeaikaiset tutkimukset Pohjois-Amerikassa ovat osoittaneet biisonin (*Bison bison*) laidunnuksen vaikuttavan monin tavoin preeria-ekosysteemiin ja merkittävästi lisäävän kasvien lajimäärää ja elinympäristöjen monimuotoisuutta (Knapp ym. 1999).

Nautakarja – ihmisen hävittämien suurnisäkkäiden korvaaja?

Nautakarjan ekologista merkitystä korostaa sen tapa laiduntaa (Pykälä 2000). Useimmat märehitjät ovat varsin valikoivia ravintonsa suhteen (Hofmann & Schnorr 1982, Hofmann 1983, 1985). Ainoastaan biisonit, alkuhärät ja naudat ovat valikoimattomia (suhteellisessa mielessä) (non-selective grass-roughage eaters) laiduntajia (Hofmann 1983, 1985). Valikoimaton laidunnus johtaa siihen, että karja pitää kurissa runsaita ja isokokoisia kasveja, mikä hyödyttää pää-

osaa lajistosta (ks. luku 3.). Nautakarja lie-nee täten ekologisilta ominaisuuksiltaan hevosta ja lampaita enemmän megaherbivorien vaikutusta korvaava. Toisaalta vuohet ja lampaat syövät nautakarjaa enemmän puiden ja pensaiden lehtiä ja oksia ja korvaavat siten hävinneiden puiden ja pensaiden lehtien ja oksien syöjien (browsers) vaikutuksia.

On myös esitetty, että lehdestys ja karjan laidunnus joiltain osin korvaavat megaherbivorien vaikutusta puustoon (Gärdenfors & Baranowski 1992, Slotte 1992, Nilsson ym. 1994).

Suurnisäkkäät ja karja boreaalisessa luonnossa

Suominen (1991) arvioi suurten kasvinsyöjien vaikuttaneen boreaalisessa havumetsävyöhykkeessä kasvillisuuteen vähäisemmin kuin lauhkeassa vyöhykkeessä. Megaherbivorien sijasta vallitseva luontainen häiriötekijä on ollut tuli. Suominen (1991) arvioi megaherbivorien vaikutuksen Suomeen sovellettuna koskevan lähinnä eteläisintä ja lounaisinta Suomea tammivyöhykkeineen. Tiedot megaherbivorien ja muiden isojen kasvinsyöjien runsaudesta Suomessa sekä ennen viime jääkautta että sen jälkeen ovat kuitenkin siksi vähäiset (Ukkonen 1993), että niiden merkitystä Suomen oloissa ei pysty arvioimaan. Suomesta on vain 12 fossiililöytöä nisäkkäistä ennen jääkautta, joista yhdeksän on mammutin (*Mammuthus primigenus*) jäänteitä (Kurtén 1988). Muista Pohjoismaista on jonkin verran enemmän tietoja isojen kasvinsyöjien aiemmasta esiintymisestä (Liljegren & Lagerås 1993). Alkuhärkä oli Etelä-Ruotsissa yleinen 8 000–9 000 vuotta sitten, mutta nuorin löytö koostuu n. 7 800 vuotta vanhoista luista (Ekström 1993). Visentti eli Etelä-Ruotsissa 9 000 vuotta sitten (Ekström 1993, Bradshaw 1996). Metsästävä ihminen on ehkä kuitenkin enemmän vaikuttanut jääkauden jälkeen alkuhärän ym. suurten kasvinsyöjien levinneisyyteen Pohjoismaissa kuin ilmasto ja sen muutokset. Metsäpeura on ehkä jääkauden jälkeen ollut muita isoja kasvinsyöjänisäkkäitä merkittävämpi boreaaliseen luontoon vaikuttanut laiduneläin. Metsäpeura ilmeisesti levisi koko Suomeen ilmaston viilennettyä n. 3 000

vuotta sitten (Montonen 1972). Vaeltavilla peuralaumoilla on saattanut olla suuri vaikutus niittymäisen kasvillisuuden ylläpitäjänä ja kasvien leviäinten kuljettajana. Lämpö- ja kosteusolosuhteilla porolaidunnus on merkittävä kasvillisuuden muovaaja, joka vaikuttaa esimerkiksi tunturikoivikoiden rakentamiseen ja kasvien runsauteen (Oksanen ym. 1995, Oksanen & Virtanen 1997).

Nautakarjaa ja hevosia voidaan pitää alkukarjan ja villihevoisten jälkeläisinä ja siksi Euroopan luontoon kuuluvina. Lampailla ei ole Pohjois- ja Keski-Euroopassa vastaavia esi-isiä, ja van Wieren (1995) pitääkin lampaista ja vuohia siksi sopimattomina luontaisten ekosysteemien kunnossapitoon.

Majava – ekosysteemien muokkauksen suuri pieni nisäkäs

Euroopan- ja kanadanmajavilla (*Castor fiber*, *C. canadensis*) on ollut suuri merkitys kosteikkojen ja kosteiden niittyjen muodostumisessa Euroopassa ja Pohjois-Amerikassa (Ives 1942, Coles & Orme 1983, Naiman ym. 1988, 1994). Majavapadon rakentamisen jälkeen vesi nousee ja syntyy lammikoita ja lampia. Kun majavat hylkäävät alueen, ja pato murtuu, alkaa kasvillisuuden sukessio niityn kautta metsäksi. Pohjois-amerikkalaisessa tutkimuksessa majavat muuttivat 63 vuodessa 13 % maa-alasta niityksi ja lammikoiksi (Naiman ym. 1994). Euroopanmajavan vaikutuksista luontoon on vähemmän tutkimuksia kuin kanadanmajavan (Nummi 1989), mutta sen vaikutus lienee hyvin samankaltainen. Euroopanmajavat ovat tosin vähemmän ahkeria patojen rakentajia kuin kanadanmajavat (Nummi 1988, MacDonald ym. 1995).

Majavien hävittäminen Suomesta vähensi – ehkä suurestikin – kosteiden niittyjen ja rantaniittyjen määrää. Majavien luomia tulvaniittyjä on ilmeisesti ollut aikoinaan suuria pinta-aloja. Siten on todennäköistä, että monet eliölajit ovat olleet sopeutuneita tällaisiin elinympäristöihin.

Majavaniityt ja laidun- sekä niitonniityt lienevät olleet monessa suhteessa erilaisia. Majavaniityt ovat olleet suhteellisen lyhytikäisiä ja siirtyneet jatkuvasti paikasta toiseen. Majavalammen padon murruttua on syntynyt uusi niitty ja vanha on useim-

miten nopeasti pensoittunut ja metsittynyt. Majavaniityt ovat saattaneet kuitenkin toisinaan säilyä vuosikymmeniä tai joskus jopa vuosisatoja (Ives 1942, Johnston & Naimann 1990). Suuret kasvinryöpyt kuten alkukarja ovat saattaneet hidastaa majavaniittyjen pensoittumista.

Majavien kadottua niittotalous ja karjan laidunnus ovat pitäneet yllä entisiä majavaniittyjä ja luoneet uusia kosteita niittyjä. Siten on mahdollista, että jotkut majavaniityistä riippuvaisista kosteikkojen eliöistä ovat karjan laidunnuksen ja niiton ansioista toistaiseksi selvinneet ilman majavaa (Pykälä 2000).

Kulot – lyhytaikaisten niittyjen tekijä

Kulujen tehokas estäminen on aiheuttanut ekosysteemeissä monia eliöstölle haitallisia vaikutuksia (ks. esim. Zackrisson 1977, Huston 1994, Zackrisson ym. 1996). Metsäpalojen estäminen on ollut haitaksi etenkin eteläiselle, lämpöä vaativalle lajistolle. Tutkijat ovat yleensä korostaneet metsäpalojen ja laidunnuksen ekologisten vaikutusten eroavaisuuksia, mutta metsäpalojen ja laidunnuksen sekä niiton vaikutuksilla on useita ekologisia samankaltaisuuksia (Bond & van Wilgen 1996, Pykälä 2000, taulukko 15). Monet niittyjen eliölajit lienevät alunperin olleet sopeutuneita juuri metsäpalojen jälkeisiin tilanteisiin (Granström 1991).

Lämpimiä, valoisia metsiä vaativalle eliöstölle metsälaidunnusta voitaneen käyttää joiltain osin korvaamaan metsäpalojen vaikutusta. Jos metsälaitumilla säästetään lahoppuustoa ja ajoittain harvennetaan puustoa, saadaan aikaan biologisesti rikkaita elinympäristöjä, joilla on merkitystä mm. monien lämpöä vaativien hyönteisten kannalta (Warren & Fuller 1990, Ahnlund & Lindhe 1992). Eräät metsäpaloeliöt ovat saattaneet hyötyä niitosta ja laidunnuksesta jopa enemmän kuin paloista. Swengelin (1996) tutkimuksessa Pohjois-Amerikan preeriaperhosten lajimäärät olivat niitetyillä preerioilla suuremmat kuin poltetuilla.

Kuloilla lienee ollut vaikutuksia jokseenkin kaikkiin ekosysteemeihin. Kuloilla on saattanut olla merkittäviä vaikutuksia jopa rantaluontoon. Ruotsalaisessa tutkimuksessa järviruovikkojen kulotus elo-

Taulukko 15. Tulen sekä laidunnuksen ja niiton samansuuntaisia ekologisia vaikutuksia.

Vähentävät puustoa ja pensastoa
Poistavat kasvien biomassaa ja vähentävät kariketta
Kohottavat maaperän pH:ta
Nopeuttavat ravinnekiertoa
Muuttavat pienilmastoa lämpimämmäksi ja kuivemmäksi
Pidentävät kasvukautta
Suosivat matalakasvuisia kasveja

kuussa aiheutti ruo'on voimakkaan taantumisen (Pehrsson 1990).

Palot ja luontaiset suuret kasviensyöjät myös vaikuttavat toistensa esiintymiseen. Tunnetuin näistä on, että Itä-Afrikassa savannien palon jälkeen norsut (*Loxodonta africana*) voivat estää puuston uusiutumisen ja muuttaa savannin ruohostoksi (McNaughton ym. 1988, Dublin ym. 1990). Palaneet alueet, joilla on ollut runsaasti nuorta ravinteikasta kasvinosaa, ovat luultavasti olleet kasvinsyöjien erityisessä suosiossa (Daubenmire 1968).

Tulvat – rantaniittyjen luoja

Tulvien merkitys niittyjen aikaansaajina on ilmeisesti ollut suuri (Klemm 1996). Tulvia on poistettu etenkin vesien säännöstelyllä ja ojituksilla. Kevättulvien vähentyminen on pienentänyt tulvaniittyjä ja johtanut monien tulvamaiden eliöiden taantumiseen (kuva 47). Luonnon oloissa jopa yksittäiset puron poikki kaatuneet puut ovat saattaneet estää veden virtausta ja aiheuttaa tulvia (Coles & Orme 1983). Eräin paikoin maanvyörymät ovat tukkineet puroja ja jokia. Tällaiset tapahtumat ovat saaneet aikaan kosteita niittyjä, joilla on ainakin tietyillä alueilla ollut merkitystä biodiversiteetille. Nykyisin puron tai joen tukkimat maanvyörymät ja puut poistetaan paikalta siksi nopeasti, että niiden ekologiset vaikutukset jäävät havaitsematta.

Luontaisesti tulvien avoimna pitämät rannat pysyivät kuitenkin monin paikoin avoimina karjatalouden ansiosta. Jokivarsien luontaisten kosteiden niittyjen pinta-ala laajentui laiduntalouden ansiosta. Laidunnuksen myönteinen vaikutus rantojen kasvien diversiteettiin on osoitettu useissa tutkimuksissa (Hulkkonen 1929, Luther 1951, Uotila 1971, Luther & Munsterhjelm 1983).

Paise- ja valuntaniittyjen tulvittaminen oli ilmiönä poikkeuksellinen. Muutoin ihminen yritti monin keinoin vähentää tulvia. Tulvittaminen onkin saattanut olla eräille tulvamaiden eliöille pelastus, joka on kuitenkin jäänyt väliaikaiseksi. Elveland & Sjögren (1982) painottavat tulvittamisen olevan eduksi eteläisille eliöille ja kosteikolinnoille.

Lahopuut ja karjatalous

Perinteinen karjatalous aiheutti lahopuun vähenemistä, mutta myös joiltain osin lie-



Kuva 47. Rantaorvokki (*Viola persicifolia*) on kevättulvien avoimina pitämien järvien ja jokien rantojen kasvi. Tulvien esto ja rehevöityminen ovat johtaneet kasvin uhanalaistumiseen. Rantojen laidunnusta tulisi elvyttää, jotta ne eivät kasvaisi umpeen. Lohja, Askola.

Juha Pykälä

vensi tätä vaikutusta. Lieventäjänä toimi lehdestys puita latvomalla (ks. luku 3.5 merkityksestä vanhojen puiden eliöille). Latoihin, aitoihin ja muihin rakenteisiin käytetty käsittelemätön puuainees mahdolisti vanhetessaan myös eräiden lahopuueliöiden tulevaisuuden (ks. luku 3.7).

Myrskyt

Myrskyt luovat metsään aukkoja, jotka ovat kooltaan vaihtelevia. Myrskyt ovat tärkeitä metsäluonnon muovaajia (Syrjänen ym. 1994). Nykyisin aukkojen ei anneta kasvittua luonnostaan, vaan kaatuneet puut korjataan pois, ja aukkoon istutetaan puun taimia. Laiduntavat eläimet saattavat hidastaa aukkojen taimettumista (Kirby ym. 1995). Monet tuulenkaatoalueiden eliöistä ovat oletettavasti hyötäneet laidunnuksesta, joka on samalla hidastanut metsien sulkeutumista.

6.2 Karjatalous ihmisen aiheuttamien haitallisten vaikutusten lievittäjänä

Rehevöityminen – luonnon köyhdyttäjä kaikkialla

Rehevöityminen on yksi pahimpia ongelmia Euroopan biodiversiteetille (Hodgson 1989, Ellenberg jr. 1990). Kuten luvussa 3.1 on todettu, pääosa kasvistosta esiintyy melko vähäravinteisilla paikoilla. Ravinteiden lisäys yleensä vähentää biodiversiteettiä (Tilman 1988, Tamm 1991, Vitousek ym. 1997).

Niittoa ja laidunnusta voidaan käyttää usein estämään rehevöitymisen luontoa köyhdyttävää vaikutusta (Beeftink 1977, Anderson 1995). Andersonin (1995) mukaan niitolla ja laidunnuksella voidaan lievittää rehevöitymisen vaikutuksia kaikissa ympäristöissä. Niitolla ja laidunnuksella voidaan pitkällä aikavälillä vähentää maaperän ravinteisuutta, mutta näin ei välttämättä käy vielä parissakymmenessä vuodessakaan (Bakker 1989, Marrs 1993, ks. luku 3.1). Niitto on laidunnusta tehokkaampi tapa vähentää ravinteita (Marrs 1993). Niitolla ja laidunnuksella saadaan

pienennettyä kasvillisuuden biomassaa, mikä lisää lajimäärää (van der Maarel & Sykes 1993). Biomassan vähentyminen on merkittävämpää kuin maaperän ravinteiden mahdollinen väheneminen lievennetyssä rehevöitymisen kielteisiä vaikutuksia eliöstöön. Niitolla ja laidunnuksella ei kuitenkaan voitane palauttaa ekosysteemiä tilaan, jossa ne olivat ennen rehevöitymistä.

Vesien rehevöityminen ja metsien ojitukset lisäävät rantojen sedimentaatiota ja ovat aiheuttaneet järviruo'on voimakkaan lisääntymisen sekä Itämeressä että järvien rannoilla. Pehmeäpohjaiset rannat, jopa hiekkarannat, liettyvät ja niiden kasvillisuus muuttuu suuresti. Jo Pettersson (1958) esitti, että pelloilta valuneet lannoitteet lisäävät rannoilla ravinteita, josta järviruoko hyötyy. Järviruo'on kasvun on todettu lisääntyvän typen ja fosforin määrän lisääntymisessä (Misra 1938, Björk 1967, Haslam 1971). Järviruo'on runsastuminen on osin myös luontainen ilmiö, joka johtuu laidunnuksen loppumisesta sekä siitä, että ihminen ei enää korjaa ruokoa rehuksi. Lisäksi tulvien esto ja vesien säännöstely ovat mahdollisesti hyödyttäneet järviruokoa (Hellings & Gallagher 1992).

Perinteinen laidunnus ja niitto vähentävät sedimentaatiota (Andresen ym. 1990), estävät umpeenkasvua ja vähentävät järviruokoa. Rehevöityneiden rantojen laidunnuksella ja niitolla lopputulos saattaa olla lähempänä luontaista kuin niiden näennäinen jättäminen "luonnontilaan" (kuva 48).

Niitolla voidaan vähentää rehevöityneen suon ravinteita. Keski-Euroopassa, erityisesti Hollannissa maatalouden lannoitteista tulee pohjavesiin etenkin typpipäästöjä, joiden takia typen määrä soilla lisääntyy (Koerselman ym. 1990). Soiden rehevöitymisen on todettu esim. Englannissa aiheuttavan umpeenkasvua ja lisäävän biomassaa, joista seuraa putkilokasvien lajimäärän ja etenkin harvinaisten lajien määrän vähentyminen (Wheeler 1983, 1988, Wheeler & Shaw 1990). Niitolla voidaan poistaa vastaava määrä typpeä suolta (Koerselman ym. 1990). Niitto ja laidunnus lievittävät rehevöitymisen vaikutuksia soilla, ja alkuperäinen kasvillisuus saadaan melko hyvin säilytettyä hoitotoimin (Wheeler 1983, 1988, Wheeler & Shaw 1990, Ver-



Juha Pykälä

Kuva 48. Järviruoko on suuresti runsastunut Itämeren rehevöitymisen takia. Merenrantaniityt ja matalan veden alueet ovat muuttuneet laajalti ruovikoiksi. Nautakarjan laiduntamat rannat voivat olla eliöyhteisöiltään lähempänä luonnontilaa kuin ruovikon valtaamat alueet. Tammisaari, Backa.

meer & Joosten 1992, Verhoeven ym. 1996). Meillä ei ole selvitetty pohja- tai pintavesien kohonneiden nitraattipitoisuuksien vaikutuksia suo- ja lähteikköluontoon.

Jos ilmansaasteiden aiheuttama typipilaskeuma on korkea kuten esim. Hollannissa, laidunnus on tarpeen dyyniluonnon monimuotoisuuden säilyttämiseksi (ten Harkel & van der Meulen 1995).

Rehevöityminen muuttaa pienilmastoa viileämmäksi ja kosteammaksi (Ellenberg jr. 1985, 1990). Laidunnus ja niitto muuttavat pienilmastoa – kuten luvussa 3.1 on todettu – lämpimämmäksi eli ne vaikuttavat päinvastoin kuin rehevöityminen. Rehevöitymisen aiheuttama pienilmaston viileneminen saattaa olla monille lajeille merkittävämpää kuin mahdollinen suurilmaston lämpeneminen. Siten monen eteläisen eliölajin säilyminen edellyttää rehevöitymisen pienilmastovaikutusten ehkäisemistä esimerkiksi niitolla ja laidunnuksella.

Käytännössä niitolla ja laidunnuksella voidaan monesti lievittää ja hidastaa rehevöitymisen vaikutuksia eliöyhteisöihin, muttei kokonaan ehkäistä niitä. Esimerkiksi järviruoko on tehokas ravinteiden sitoja, jonka poisto vapauttaa ravinteita. Siten on vaikea estää rehevöitymisen vaikutuksia vesiin poistamalla kasvillisuutta.

Laidunnus ja niitto happamoitumisen vaikutusten lievittäjänä

Maaperän happamoituminen happamien sateiden (rikin oksidit ym.) takia muuttaa maaperän kemiallisia oloja. Kasveille saatavilla olevan kalsiumin, magnesiumin ja kaliumin määrät vähenevät huuhtoutumisen takia (Falkengren-Grerup ym. 1987, Bergkvist & Folkeson 1995). Monille kasveille myrkyllisten liukoisten alumiini-ionien pitoisuudet kasvavat nopeasti pH:n laskettua alle 4,5 (Tyler 1995). Niiton ja laidunnuksen käyttökelpoisuudesta happamoitumisen vaikutusten lieventäjinä on niukalti tietoja. Niillä on kuitenkin eräitä mahdollisesti happamoitumista ehkäiseviä vaikutuksia.

Havupuusto ”pyydystää” enemmän ilman saasteita (kaasumaisia) kuin lehtipuusto ja metsät enemmän kuin niityt (Bergkvist & Folkeson 1995, Newman 1995, Tyler 1995). Kasvillisuus, jonka lehtipinta-ala on korkea, kerää ilmansaasteita enemmän (Heil ym. 1988). Niitetyillä niityillä lehtipinta-ala ja siksi myös laskeuma on selvästi vähäisempi kuin niittämättömillä (Heil ym. 1988).

Ainakin toisinaan laidunnus vähentää maaperän happamoitumista (Miles 1987b, Blom 1993). Myös Anderssonin ym. (1993) mukaan laidunnetuissa metsissä podsoloituminen ja maan happamuus ovat

vähäisempiä kuin muissa metsissä. Siten sekä niityillä että metsissä laidunnuksella voisi mahdollisesti vähentää happamoitumista. Metsissä laidunnus ja lehtipuusto ehkäisevät maaperän haitallista happamoitumista, kun taas etenkin kuusi on tehokas maaperän happamoittaja (Bergkvist & Folkeson 1995, Tyler 1995).

Lisäksi esimerkiksi eräiden kalkinsuosijakasvien on todettu laidunnuksen ja niiton ansiosta menestyvän jonkin verran happamammilla mailla kuin missä ne muutoin pärjäisivät (Grubb & Suter 1971).

Tulokaskasvien kurissapito

Karjan mukana saattaa helposti levitä tulokaskasveja. Laidunkierto tulisikin suunnitella sellaiseksi, että hankalat tulokaskasvit eivät tätä kautta leviäisi. Niittoa ja laidunnusta voitaisiin kuitenkin myös käyttää luonnon monimuotoisuudelle haitallisten tulokaskasvien kurissapidossa. Esimerkiksi rehevöityneillä rannoilla runsasta isosorsimoa (*Glyceria maxima*) saadaan vähenneeksi voimakkaalla laidunnuksella (Uotila



Juha Pykälä

Kuva 49. Hernekasvit kuten apilat hyötyvät kuloista. Siemenet säilyttävät itävyytensä maassa pitkään. Kelta- (*Trifolium aureum*), puna- (*T. pratense*) ja valkoapila (*T. repens*) on viime aikoina tavattu lukea Suomessa muinaisiksi tulokkaiksi. Ne saattavat kuitenkin hyvin olla alkujaan luonnon häiriöistä, erityisesti tulen aiheuttamista, riippuvaisia, mutta runsastuivat karjatalouden ja muun ihmistoiminnan myötä. Kelta-apila on viime vuosikymmeninä harvinaistunut. Rehukasveina runsaasti käytettyjä valko- ja puna-apilaa ihminen yhä levittää runsaasti. Vanhojen mahdollisesti luontaisten kantojen nykyinen runsaus on selvittämättä kuten myös syrjäyttävätkö rehukannat niitä. Lohja, Karnainen.

1971). Kurtturuusun (*Rosa rugosa*) runsastuminen voidaan estää niittämällä. Jättipalsamia (*Impatiens glandulifera*) voidaan pitää kurissa laidunnuksella tai niitolla (Larsson & Martinsson 1999).

Ojitukset

Niitto ja laidunnus eivät estä ojitusten haitallisia vaikutuksia kosteiden paikkojen kasveihin, mutta ilmeisesti ne jossain määrin hidastavat kosteikkokasvien taantumista kuten Fojt & Harding (1995) havaitsivat ojitetuilla lettosoilla Englannissa.

Luonnonilmiöiden korvaus osittaista, mutta olennaista

Perinteinen karjatalous voi vain osittain korvata ihmisen estämien ekologisten avainprosessien vaikutuksia ja lievittää ihmisen aiheuttamia luonnon monimuotoisuudelle haitallisia vaikutuksia. Laidunnuksen ja niiton vaikutukset eliöyhteisöihin poikkeavat tulen, tulvan ja majavien vaikutuksista eivätkä pysty kuin osin lievittämään rehevöitymisen ja happamoitumisen vaikutuksia. Vaikka vaikutukset eliöyhteisöihin ovat varsin erilaisia, monille alkuperäisille eliölajeille laidunnus ja niitto ovat kuitenkin olleet ainakin väliaikainen pelastus, jonka ansiosta ne ovat selviytyneet ilman niille muutoin välttämättömien luonnonilmiöiden tapahtumista (Pykälä 2000).

Niitolla ja laidunnuksella on ilmeisesti hidastettu palojen, tulvien ym. luonnonilmiöiden vähenemisen aiheuttamaa eliötön taantumista. Perinteinen karjatalous on myös osaltaan hämärtänyt luonnon häiriöiden merkityksen tunnistamista (Pykälä 2000). Luontaisesti tulesta, tulvasta tai muista luonnonilmiöistä riippuvaisia eliölajeja on pidetty karjatalouden myötä Suomeen levinneinä tai ihmistoiminnasta hyötyneinä alkuperäislajeina (kuva 49).

Niiton, perinteisen laidunnuksen, kaskeamisen ja lehdestyksen myönteiset vaikutukset biodiversiteettiin perustuvatkin suurelta osin niiden merkitykseen luonnon ilmiöiden osittaisina korvaajina. Tässä suhteessa niiden potentiaalinen merkitys on yhä korostunut, kun ihminen on entistä voimakkaammin puuttanut luonnon prosesseihin.

Perinteinen karjatalous elinympäristöjen hoidossa

Tässä luvussa esitetään keskeisiä yleisperiaatteita niiton, laidunnuksen ja lehdestyksen käytöstä luonnon hoidossa sekä hoitojen vaikutuksia käsittelevien tutkimusten tuloksia. Lisätietoja haluaville suositeltavia julkaisuja ovat mm. ruotsalaiset hoito-oppaat (Alexandersson ym. 1986, Johansson ym. 1986, Ekstam ym. 1988, Johansson & Hedin 1991, Ekstam & Forshed 1996, Höök Patriksson ym. 1998). Myös Norjassa maatalousympäristöjen hoidosta on tehty opaskirja (Norderhaug ym. 1999). Vastaavanlaisia hoito-oppaita ei ole suomeksi julkaistu. Niiton osalta ehkä paras lähde on Suomen Luonnonsuojeluliiton niittyjen ja keutojen hoito-opas (Heikkilä ym. 1996a). Maatalouden ympäristötukeen liittyvien oppaiden tavoitteena on ollut luonnon hoidon ja taloudellisesti tuottavan karjapidon yhteensovittaminen (Korpilo 1997, Partanen ym. 1997). Lisäksi perinnebiotooppien hoitoa on lyhyesti esitelty mm. seuraavissa julkaisuissa: Hægström ym. (1995), Pykälä (1998b).

7.1 Hoidon keskeisimmät periaatteet

Perinteisen karjatalouden muovaamien alueiden hoitosuositukset perustuvat pitkälle ulkomaisiin, etenkin ruotsalaisiin kokemuksiin (esim. Johansson ym. 1986, Ekstam ym. 1988, Johansson & Hedin 1991, Ekstam & Forshed 1992, 1996). Kotimaisia tutkimuksia hoitomenetelmistä ja niiden vaikutuksista on niukasti. Käytännön kokemuksia hoidoista on saatu jonkin verran, mm. Saaristomeren kansallispuistosta (Högmander 1992, Lindgren 2000) ja Perämereltä (Vainio 1992).

Luonnon hoidossa keskeistä on ymmärtää alueen luonne ja erityispiirteet. Mitkä ovat alueen arvot? Keskeiset rakenne-

piirteet, kasvillisuus sekä uhanalainen ja huomionarvoinen eliölajisto tulee selvittää, ennenkuin hoitoja aletaan suunnitella ja toteuttaa.

Alueen hoidon tulee perustua ole-massa olevaan luontoon, sen arvojen ylläpitoon ja parantamiseen. Vanhaa lehtipuustoa kasvavan entisen niityn raivaaminen uudelleen niityksi tuhoaa sen luonnonarvot ja todennäköisesti ahkerallakaan hoidolla siitä ei saada niin merkittävää niitynä kuin se olisi lehtimetsänä.

Kaavamaiset, alueen arvot unohtavat toimenpiteet johtavat huonoon tulokseen. Hoito tulee kohdentaa alueille, joilla on nykyisellään merkittäviä luonnonarvoja. Keskeistä on hoitaa elinympäristöjä, jotka ovat harvinaisia ja uhattuja, ja joilla on vain niille ominaisia eliölajeja.

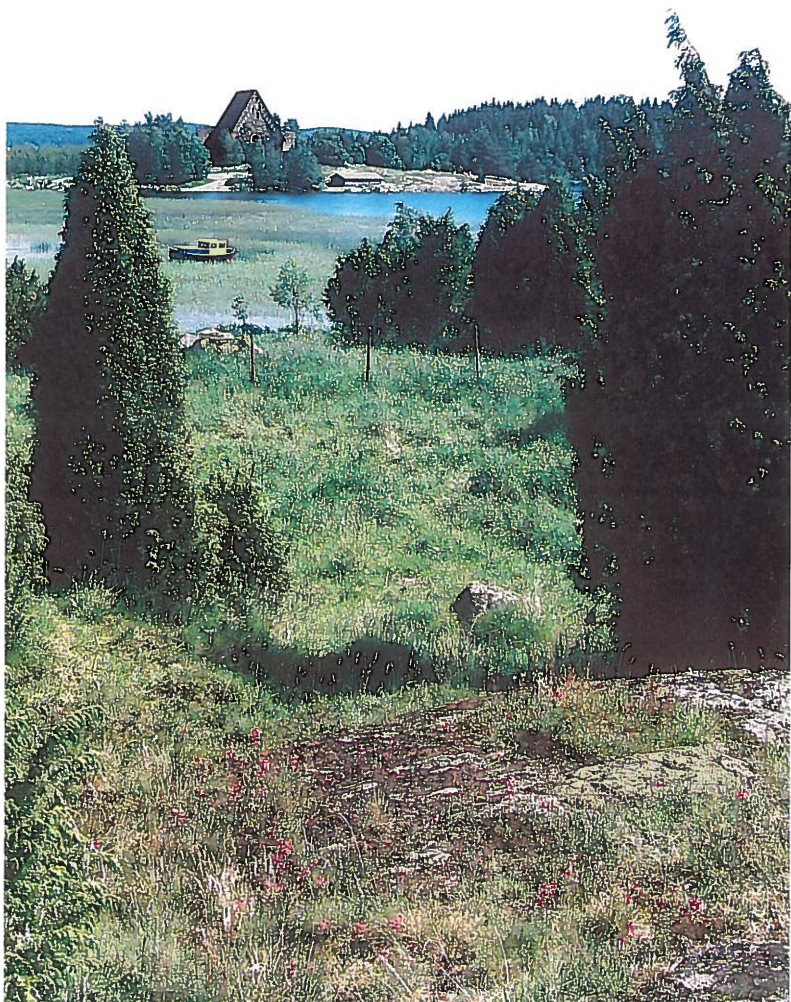
Mikäli tilalta löytyy perinnebiotooppeja on normaalia, että ne ovat erityyppisiä: metsälaitumia (pinta-alallisesti yleensä suuria), hakamaita ja erilaisia niittyjä (useimmiten pieniä laikkuja). Usein eri alueiden merkitys luonnon monimuotoisuudelle on varsin erilainen. Monesti merkittävät luonnonarvot ovat keskittyneet pienen osaan aluetta.

Perinteisen maankäytön ylläpito ja palauttaminen

Perinnebiotooppien hoidossa tärkeä periaate on pyrkiä mahdollisimman samankaltaiseen hoitoon kuin on ollut alueen perinteisen karjatalouskäyttö (Westhoff 1971, Borg 1982, Haapanen & Heikkilä 1993, Ekstam & Forshed 1996). Aiemmat laidun- ja niittotavat ovat luoneet tai pitäneet yllä paikan biodiversiteettiä, joten on perusteltua olettaa niiden jatkamisen tai palauttamisen olevan suositeltavin tapa hoitaa aluetta. Hoidon muuttaminen saattaa helposti johtaa epäonnistumiseen. Toisaalta aina aiemman maankäytön palauttaminen ei ole välttä-

mättä paras luonnon monimuotoisuuden kannalta (Morris 1991). Lisäksi valitettavan harvoin tiedetään yksityiskohtaisesti, millainen maankäyttö on synnyttänyt tai ylläpitänyt tietyn paikan luonnonarvoja.

Perinnebiotooppien luonnonarvot ovat syntyneet niiton, laidunnuksen, kaskeamisen ja lehdestyksen ansiosta tai säilyneet niistä huolimatta ajalta ennen karjalouskäyttöä. Luonnon arvot aikaan saanut maankäyttö on useimmissa tapauksissa loppunut tai muuttunut osin tai kokonaan rehevöittäväksi ja luonnon arvoja vähentäväksi jo vuosikymmeniä tai jopa yli sata vuotta sitten.



Kuva 50. Hämeen vanhoilla asutusseuduilla ketoja on saatettu laiduntaa lähes jatkuvasti rautakaudelta nykypäiviin asti. Karkun-Tyrvään valtakunnallisesti arvokkaalta maisema-alueelta löytyy vielä muutama laidunketo. Pienillä peltojen keskelle jääneillä kedoilla rehevöityminen ja sopivan laidunkierron järjestäminen on ongelma. Vammala, Kalliala.

Maankäytön historian selvittäminen mahdollisimman tarkkaan on siksi tärkeää. Hoito onnistuu todennäköisesti parhaiten, jos palautetaan perinteinen maankäyttö tai sen olennaisimmat piirteet (kuva 50).

Luonnon monimuotoisuutta ylläpitävässä karjaloudessa keskeisintä on, että hoidettavan alueen tyypin ja fosforin määrät eivät lisäänty, vaan pysyvät samana tai vähentyvät (Hopkins 1991, ks. luku 3.1). Perinnebiotooppia ei turvaa se, että sitä on "aina laidunnettu" ja laidunnetaan yhä. Laidunnuksen tulee olla sellaista, ettei alue rehevöidy.

Luonnon monimuotoisuutta ylläpitävässä laidunnuksessa alueita ei tule lannoittaa eikä eläimille antaa lisärehua. Lisärehu rehevöittää laidunta ja köyhdyttää eliöstöä kuten lannoitus (Pehrson 1994). Niittyjä ja muita luonnonlaitumia ei saisi laiduntaa aidattuna yhteen viljelylaidunten ja entisten peltojen kanssa. Runsasravinteiselta lannoitetulta viljelylaitumelta ja pakettipellolta kulkeutuu helposti eläinten lannan mukana ravinteita lannoittamattomiin kasviyhdyksuntiin, jolloin ne haitallisesti rehevöityvät. Myös yölaidunnus (so. eläimet vain öisin perinnebiotoopilla) aiheuttaa haitallista rehevöitymistä, eikä sovellu luonnonlaatualueille. Kivennäisten antopaikat tulee sijoittaa laitumen luonnonlaatualueiden vähäarvoisimpiin osiin (Pehrson 1998).

Luonnon monimuotoisuus edellyttää maankäytön monimuotoisuutta

Luonnon monimuotoisuuden ylläpito edellyttää ympäristöolojen ja luonnon hoitotapojen moninaisuutta. Jos kaikkia alueita hoidetaan samalla tavalla biodiversiteetti ei voi olla korkea. Laajemman alueen (esim. kunta, maakunta, valtio) monimuotoisuus voidaan säilyttää vain, jos sillä on esimerkiksi niitto- ja laidunkäytössä paikallista ja alueellista vaihtelevuutta.

Tietylle niitylle voidaan arvioida sille suunnitelleen paras hoitotapa, mutta kaikkia niittyjä ei tulisi hoitaa samalla tavoin. Siten esimerkiksi heinäkuun loppu – elokuun alkupuoli on yleensä suositeltava niittämisajankohta. Kuitenkin alueellista biodiversiteettiä lisää, jos osa niityistä niitetään kesäkuussa, jotkut kaksi–kolme kertaa kesässä ja

jokunen ehkä elokuun lopulla. Arvokkaita alueita kannattaa niittää heinäkuun lopulla tai elokuun alussa, ellei niiden perinteinen niittoaajankohta ole joku muu. Sen sijaan osalla kunnostettavia niittyjä muutkin niittoaajankohdat voisivat olla eduksi. Hyönteislajiston kannalta saattaa olla suositeltavaa niittää vuosittain vain osa niitystä.

Tärkeää on noudattaa kerran aloitettua hoitorytmiä. Tällöin tähän hoitorytmiin sopeutuneet eliölajit menestyvät (Ekstam & Forshed 1996). Tekemällä tästäkin säännöstä poikkeuksia muuttamalla joillakin alueilla hoitorytmiä, saatetaan kuitenkin lisätä diversiteettiä.

Tärkeää olisi myös keskittää hoitoja alueille, joilla on useita toisiaan lähellä sijaitsevia niittyjä. Tällaisilla niittyverkostoilla on erityisen suuri merkitys lajeille, jotka elävät metapopulaatioina (esim. monet perhoset).

Optimaalinen luonnonhoito on siis varsin monimutkaista. Käytännössä asiat joudutaan tekemään yksinkertaistetusti. Tässä luvussa pyritään esittelemään kustakin hoitomenetelmästä elinympäristöittäin yksi tai muutama hyvä vaihtoehto biodiversiteetin ylläpitämiseksi.

On myös syytä muistaa, että umpeutuvan alueen hoidon uudelleen aloittaminen ei aina kannata. Sukkession jatkuminen saattaa olla biodiversiteetin kannalta suositeltavampaa. On tärkeää, että maatalousympäristöissä on sekä hoidettuja että umpeenkasvavia alueita (Emanuelsson 1988a, Adelsköld 1997). Yksi keskeinen ongelma luonnon monimuotoisuuden kan-

nalta on kuinka saada säilytettyä riittävästi umpeenkasvun alkuvaiheessa olevia niittyjä (Götmark ym. 1998).

Perinteinen käyttö elävän kulttuurihistorian säilyttäjänä

Perinnebiotoopit ovat luonnonarvojen lisäksi kulttuurihistoriallisesti erityisen arvokkaita. Harvat perinteisen maankäytön piirteet vielä säilyttäneet alueet ovat kulttuurihistoriallisesti korvaamattomia. Kulttuurihistorian säilyttäminen on kuitenkin Suomessa keskittynyt rakennuksiin, rakenteisiin ja muuhun esineistöön eikä elävään kulttuurihistoriaan.

7.2 Niityt

Niitto vai laidunnus?

Useimmat niitosta hyötyvät kasvit hyötyvät myös laidunnuksesta ja päinvastoin (Ekstam & Forshed 1992, Schläpfer ym. 1998). Kuitenkaan laidunnus ei korvaa niittämistä (Norderhaug 1996) eikä niittäminen laidunnusta, vaan ne täydentävät toisiaan (Ekstam ym. 1988, Ekstam & Forshed 1992, Simàn & Lennartsson 1998). Toisille paikoille laidunnus soveltuu paremmin, toisille niitto. Useimmiten parasta niittyjen hoitoa olisi niitto yhdistettynä jälkilaidunnukseen (Ekstam ym. 1988, Tallowin ym. 1994), mikä olikin niittyjen perinteinen hoitotapa.

Niittyjen hoidon alkeet.
Niitto
<ul style="list-style-type: none"> • vuosittain niitykasvien siementen kypsyttyä eli useimmiten heinä-elokuun vaihteessa • leikkaavateräiset välineet, esim. viikate, etuleikkuri, niittokone • niitetty heinä korjataan pois
Laidunnus
<ul style="list-style-type: none"> • nautakarja, hevoset, lampaat • nautakarja sopii kaikille biotoopeille • eläimet elävät niityn tuotolla (= ei lannoitusta, ei lisärehua, laidunnus erillään peltolaitumista) • riittävä laidunnuspaine, kasvillisuus matalaksi syötyä, so. niin ettei korkeaa heinää jää kulottumaan
Puiden ja pensaiden taimien poisto
Ei maanmuokkausta eikä kasvien siementen kylvöä



Juha Pykälä

Kuva 51. Laidunnetutkin niityt metsittyvät, jos niiltä ei poisteta puita eikä pensaita. Metsittyminen uhkaa useita maamme parhaita niittyjä. Tällä paikalla sinnittelee vielä uhanalainen ahosilmäruoho (*Euphrasia rostkoviana* ssp. *fennica*). Kalvola, Patamo.

Yleensä pohjoismaisissa tutkimuksissa niitto on vaikuttanut myönteisemmin kasvien diversiteettiin kuin laidunnus (Fogelfors & Steen 1982, Hansson 1991, Nordnerhaug ym. 2000), mutta keski-eurooppalaisissa tutkimuksissa tilanne on ollut päinvastoin (Wells 1980, During & Willems 1984, Londo 1990, Schläpfer ym. 1998). Syynä tähän saattavat olla niittotapojen ja -ajankohtien erot. Pohjoismaissa tuoreilla niityillä niittäminen näyttäisi useimmiten olevan kasviston kannalta laidunnusta parempi vaihtoehto.

Alueilla, joilla ravinteiden määrää pitäisi saada selvästi vähennettyä, laidunnus saattaa olla riittämätön hoitotapa (esim. Berendse 1985). Tällöin niitto tai niitto-laidunnus-yhdistelmä tuottaa paremman tuloksen. Umpeutuneiden niittyjen kunnostuksessa yksistään laidunnus ei välttämättä riitä.

Puiden ja pensaiden raivaus tarpeen

Puuston määrä on lisääntynyt pääosalla maamme niityistä ja hakamaista viime vuosikymmeninä (kuva 51). Niittyjen hoidon keskeinen osa on puiden ja pensaiden alkujen ajoittainen poisto. Vuosittaisella niitolla pystytään yleensä estämään pusikoitumi-

nen ja metsittyminen, mutta laidunnus ei useinkaan riitä pitämään kurissa puiden alkua. Etenkin harmaaleppä ja kuusi jäävät useimmiten karjalta syömättä. Myös katajan runsastuminen on usein osoitus niittyjen puutteellisesta hoidosta. Runsaskatajaisuus on niittyeliöstölle haitaksi, ja katajien raivaus voi olla ajoittain tarpeen (Rosén 1988). Jos niityllä on runsaammin puustoa, raivaus on tarpeen suorittaa vähitellen. Raivauksessa puiden juurakoista vapautuvat ravinteet voivat muutoin aiheuttaa haitallista rehevöitymistä (Ekstam ym. 1988, Austad & Losvik 1998).

Niittyjen kevätsiivous eli puiden lehtien, oksien ja muun karikkeen poiskeruu on suositeltavaa (Ekstam ym. 1988). Sillä vähennetään ravinteita sekä helpotetaan niittämistä.

Niitto leikkaavateräisillä välineillä

Luonnonsuojeluliiton ketojen ja niittyjen hoito-oppaassa (Heikkilä ym. 1996) esitetään selkeästi käytännön ohjeita niittämisestä. Suositeltavaa on käyttää leikkaavateräisiä välineitä (viikate, niittokone). Arvokkailla alueilla leikkaavateräiset välineet ovat ainoita oikeita. Murskaavateräisten koneiden käyttö voi johtaa lajiston köyhty-

miseen (Ekstam ym. 1988, Huhta & Rautio 1998). Murskaavateräiset välineet leikkaavat liian läheltä maan pintaa, aiheuttavat kasveille kuivumisvaurioita ja altistavat kasveja sienitaudeille, jotka tuhoavat juuristoa (Ekstam ym. 1988). Murskaavateräisten välineiden käyttö tuoreilla niityillä saattaa kuitenkin olla toisinaan parempi kuin ei mitään hoitoa. Murskaavateräiset välineet (raivaussaha, ruohonleikkuri) soveltuvat hyvin ainoastaan alkuhoitoon sellaisilla umpeutuneilla niityillä, joilla ei ole harvinaisia eliölajeja.

Niityt niitetään kerran kesässä. Kuivat kedot eivät ehkä tarvitse vuosittaista niittoa. Oikea niittoaajankohta on useimpien niittykasvien siementen kypsyttyä eli yleensä heinäkuun lopulla ja elokuun alussa. Heinäkuun alussa tehty niitto sopinee hyvin joissakin tapauksissa. Hollannissa luonnonsuojelualueiden niityt niitettiin 1970–80-luvuilla yleensä vasta syksyllä, minkä takia niittykasvillisuus köyhtyi (Bobbink & Willems 1991).

Niiton jälkeen niittoainees on välttämätöntä haravoida pois niityltä. Sen on hyvä antaa kuivua muutama päivä välillä käännettä. Niitetty heinä tulisi korjata pois mieluummin kahden tai kolmen päivän (Ekstam ym. 1988) tai korkeintaan viikon kuluessa niiton jälkeen (Schaffers ym. 1998). Mikäli niittoaines jätetään maahan paikalleen niiton vaikutus biodiversiteettiin saattaa olla negatiivinen, ainakin muilla kuin niukkaravinteisimmilla paikoilla (Wells 1980, Warren & Fuller 1990, Ekstam & Forshed 1996). Lahoamaan jätetty niittoaines saattaa tukahduttaa pienikokoisia kasveja ja muuttaa paikan sopimattomaksi useille kasveille ja hyönteisille (Warren & Fuller 1990). Maahan jätetty niittoaines hajoaa nopeasti ja nopeuttaa ravinteiden kiertoa (Bakker 1989). Tämä saattaa aiheuttaa haluttuun nähden päinvastaisen tuloksen: runsasravinteisten paikkojen kasvit kuten koiranputki (*Anthriscus sylvestris*) runsastuvat (Bakker 1989). Kornašin & Dubielin (1991) mukaan niittäminen ilman heinän korjuuta vaikuttaa kasvillisuuteen samalla tavoin kuin lannoitus. Wellsin & Coxin (1993) tutkimuksessa niittoaineeseen jättäminen kalkkialueen niukkaravinteiselle kedolle ei vaikuttanut kasvillisuutta rehevöittävästi. Haravointi myös aikaansaa maahan

hyvin pieniä paljaan maan laikkuja, joissa niittykasvien siemenet pääsevät itämään.

Niiton jälkeinen laidunnus (ns. jälkilaidunnus) on yleensä eduksi biodiversiteetille (Ekstam ym. 1988, Smith & Rushton 1994). Ilman jälkilaidunnusta kasvillisuus saattaa muuttua ja osa niittykasveista häviää paikalta (Tallowin 1996). Ekstamin ym. (1988) mukaan oikein hoidettua niityä tulee aina jälkilaiduntaa. Toisaalta virolaiset niittoniityt, joita ei ole jälkilaidunnettu, ovat hyvin runsaslajisia (Kull & Zobel 1991, Kukk & Kull 1997). Jälkilaidunnus aloitetaan viikko tai kaksi niiton jälkeen, ja sitä jatketaan kahdesta neljään viikkoa (Ekstam ym. 1988).

Niittyjen kunnostus niittämällä

Niittykasvillisuus elpyy nopeammin kunnostettaessa umpeutuvia niityjä, jos niitto tehdään kaksi kertaa kesässä (Oomes & Mooi 1981, Bakker 1989, Olf & Bakker 1991, Bobbink & Willems 1993). Toisaalta hyönteislajiston kannalta on suositeltavaa jättää osa kunnostettavasta niitystä niittämättä (Nieminen & Kaitila 2000). Pahoin umpeutuneita ja runsasravinteisiä alueita kunnostettaessa voi olla ensimmäisinä vuosina hyvä niittää niitty useampaan kertaan. Umpeutuneiden niittyjen ensimmäinen niitto tehdään jo alkukesästä. Tavoitteena useammalla niitolla on poistaa ravinteita ja vähentää ongelmakasvien elinvoimaa (Johansson & Hedin 1991). Niiton voi myös tehdä valikoiden jättäen pystyyn haluttuja, kukkivia kasveja. Liiallinen valikointi ei kuitenkaan ole hyväksi eikä kuulu alueen perinteisen käyttöön. Muutamia vuosia kestäneen kunnostuksen jälkeen riittää yksi tai kaksi niittoa kesässä.

Hoidon tuloksellisuus riippuu lähtötilanteesta. Jos niityllä on umpeenkasvusta huolimatta säilynyt monia niittykasveja, hoidolla saadaan häviämässä olevia populaatioita ja paikalle luonteenomainen niittykasvillisuus elvytettyä. Usein hoidon aloittamisen jälkeen niitylle ilmaantuu kasvilajeja, joiden on luultu siltä kokonaan hävinneen (Högmander 1992). Mikäli niityn viressä tai laidalla on säilynyt niittykasvillisuutta, sopivalla hoidolla lajisto leviää kunnostettavalle niitylle (Bobbink & Willems 1993).

Nautakarja sopii kaikille perinnebiotoopeille

Sopivin laiduneläin on paikalla perinteisesti käytetty eläinlaji ja -rotu eli maataisrodut. Alkuperäisrodut laiduntavat luonnolaitumia tehokkaammin kuin pitkälle jalostetut rodut, ne ovat kevyempiä, ja niiden ravinnontarvevaatimukset ovat alhaisemmat kuin pitkälle jalostetuilla eläimillä (Crofts ym. 1994). Eri eläinlajien yhteislaidunnus on eduksi. Tietoja siitä, mitkä jalostetuista roduista olisivat sopivimpia luonnon hoitoon, ei juuri ole. Nautakarjasta esimerkiksi ayshire-rotu lienee hyvä luonnon hoitoon.

Käytännössä luonnon monimuotoisuuden ylläpitoon sopivimpia ovat eläimet, joilla on pieni ravinnontarve (Ekstam & Forshed 1996). Eläimiä, jotka tarvitsevat ravintoa vain ylläpitoonsa ovat esimerkiksi emolehmät ilman vasikoita, ummessa olevat lehmät, vähällä käytöllä tai joutilaana olevat täysikasvuiset hevoset ja uuhet ilman karitsoita (Korpilo 1997).

Nautakarja on paras laiduneläin luonnon monimuotoisuuden ylläpidossa, ja se soveltuu kaikille luontotyypeille. Hevonen on myös yleensä hyvä vaihtoehto. Sen sijaan lampaat ovat vähemmän käyttökelpoisia, koska ne valikoivat ruohoja (Buttenschøn 1993). Kedoilla lammas lienee hyvä vaihtoehto, mutta muilla niittytyypeillä se on nautakarjaa ja hevosia huonompi. Lampaat sopivat lisälaiduntajiksi ja vesaikon kurittajiksi.

Laidunnuksen aloittamisajankohta

Laidunnuksen aloittamisajankohdalla on merkittävä vaikutus biodiversiteettiin. Perinteisesti laidunnus yleensä aloitettiin niiton jälkeen tai heti alkukesästä kun niityille ja hakamaille oli ilmaantunut eläimille riittävästi syötävää. Kasvien kasvu on suurinta kesäkuun alussa (Steen 1980).

Kun laidunnus aloitetaan aikaisin, kasvien kukinta estyy ja eläimien ravinnon sulavuus on korkeampi. Tämä suosii edelleen laidunnusta (Bakker ym. 1983). Nuorissa lehdissä proteiinipitoisuus on korkea ja vaikeammin sulavien solun seinien osien suhteellisen alhainen (Arnold 1964). Tarkoin laidunnetuilla niityillä ruuan laatu on

parempi kuin lievästi laidunnetuilla (Job & Taylor 1978).

Aikaisen aloittamisen haittana on, että kasvit eivät ehdi kukkia eivätkä siementää. Toisaalta myöhäinen aloittamisajankohta saattaa johtaa siihen, että kasvillisuus ei tule riittävästi laidunnetuksi. Lounaissaariston lammassaarilla laidunnus aloitettiin vasta kesäkuun puolivälissä, jolloin kevään ja varhaiskesän kasvit ehtivät siementää ennen laidunnuksen alkua (Törnroth 1961). Kesäkuun puoliväli lieneekin sopivin lammaslaidunnuksen aloitusajankohta.

Myöhäisellä, vasta heinäkuun puolivälin jälkeen aloitetulla, nautakarjan tai hevosten laidunnuksella, korkealla laidunnuspaineella, voidaan jossain määrin jäljitellä niiton vaikutuksia luontoon (Johansson & Hedin 1991). Tällöin eläimet syövät jokseenkin kaiken kasvillisuuden matalaksi lyhyessä ajassa.

Laidunjärjestelmien vaikutus huonosti tunnettu

Laidunjärjestelmiä on kolme päätyyppiä (Korpilo 1997). Jatkuvassa laidunnuksessa sama eläinmäärä pidetään laidunalueella koko kesän. Jatkuvassa sopeutetussa laidunnuksessa eläimiä pidetään jatkuvasti samalla laidunalalla, mutta eläinmäärää säädellään. Alkukesällä eläimiä on paljon pinta-alaa kohden eli eläintiheys on korkea, ja loppukesällä eläimiä vähennetään laidunrehun tuoton heiketessä. Rotaatio- eli kiertolaidunnuksessa laidunala on jaettu lohkoihin, jolloin eläimet kiertävät laitumelta toiselle. Kiertoaika riippuu eläinmäärästä ja on yleensä 2–3 viikkoa.

Eri laidunjärjestelmien vaikutuksista biodiversiteettiin on riittämättömästi tietoa. Kaikilla järjestelmillä on omat etunsa ja mahdolliset varjopuolensa. Käytettävä laidunjärjestelmä tulisi määritellä tapauskohtaisesti. Lyhytaikainen voimaperäinen laidunnus voi olla sopiva myös ongelmakasvien kurissapitämiseksi ja umpeutuneen alueen kunnostuksen alkuvaiheessa. Sen huono puoli on, että monet hyönteiset taantuvat, jos niiden ravintokasvit syödään matalaksi lyhyessä ajassa (Crofts ym. 1994). Eri laidunjärjestelmien vaikutuksista biodiversiteettiin tarvittaisiin kiireellisesti tutkimuksia.

Eläinmäärän (eläimiä/hehtaari) lisäksi eläinlauman koolla on merkitystä. Muutaman eläimen ja kymmenien eläinten vaikutus kasvillisuuteen lienee erilainen, vaikka laidunnuspaine olisikin sama. Kymmenen eläintä yhdellä 10 hehtaarin laitumella tai viisi erillistä kahden hehtaarin laidunta, joilla on kullakin kaksi eläintä, saattaa johtaa erilaiseen tulokseen. Asiaa ei ole kuitenkaan tutkittu.

Suurella karjamäärällä mahdolliset haittavaikutukset helposti korostuvat (esim. laidunnus viljelylaitumien yhteydessä johtaa perinnebiotoopin voimakkaampaan rehevöitymiseen). Suomen karjatalousympäristöjen luonnon monimuotoisuus on muotoutunut pientilojen pienten karjojen myötä. Tosin metsälaitumilla laidunsi yleensä koko kylän karja (Grotenfelt 1916). On selvittämättä, saadaanko haluttu luonnonhoidollinen lopputulos aikaan suurella karjalla, vaikka laidunnuspaine olisikin periaatteessa sopiva.

Luonnonhoidollisessa laidunnuksessa laidunkierto tulisi pyrkiä suunnittelemaan siten, etteivät haitalliset tulokaskasvit leviä karjan mukana uusille paikoille.

Sopiva laidunnuspaine ja ylilaidunnus

Ylilaidunnuksen haitallisia vaikutuksia luontoon kuvataan monissa tutkimuksissa (esim. Rosén & Sjögren 1973, Evans 1977). Käsitettä ylilaidunnus ei ole kuitenkaan kunnolla määritelty. Tässä kappaleessa ylilaidunnuksella tarkoitetaan luonnonarvojen säilyttämisen kannalta liiallista laidunnuspainetta.

Suomessa ylilaidunnus aiheutuu lähes aina rehevöittävästä laiduntavasta.

Nautakarjan perinteisesti laiduntamalla alueilla ylilaidunnus ei juurikaan ole ongelma kasvistolle. Tosin eräät niitosta hyötyvät kasvit kärsivät voimakkaasta alkukesän laidunnuksesta (Simån & Lennartsson 1998). Hyönteisten kannalta ylilaidunnusta sen sijaan esiintyy yleisesti myös perinteisesti laidunnetuilla alueilla. Lampaiden ja ehkä hevosten osalta kasvistollekin haitallista ylilaidunnusta voi teoriassa tapahtua myös perinteisesti laidunnetuilla alueilla.

Merkittävä osa niittyeliöistä viihtyy voimakkaasti laidunnetuilla alueilla, joilla kasvillisuus on syöty matalaksi. Ekstam ym. (1988) ja Ekstam & Forshed (1996) suosittelevat voimakasta laidunnusta. Ruotsissa laidunniittyjen hoidon tavoitteeksi on määritelty, että keskimääräinen kasvillisuuden korkeus kasvukauden lopussa kuivilla ja tuoreilla mailla olisi korkeintaan 3 cm, ja kosteilla mailla 5 cm (suursaraisilla mailla 7 cm) (Naturvårdsverket 1997). Ekstamin & Forshedin (1996) mukaan matalaksi syöty laidunniitty on luonnon arvojen kannalta paras. Toisaalta on runsaasti lajeja (etenkin perhosia ja muita hyönteisiä), jotka hyötyvät melko alhaisesta laidunnuspaineesta ja joille voimaperäinen laidunnus on haitaksi tai tuhoisaa. Siten yhtä oikeaa laidunnuspainetta ei ole, vaan se pitäisi määritellä tapauskohtaisesti.

Taulukossa 16 on karkeasti arvioitu tavallisesti suositeltava laidunnuspaine eri elinympäristöissä (vrt. Alexandersson ym. 1986, Ekstam & Forshed 1996, Korpilo 1997). Kasvillisuuden määrä vaihtelee suuresti perinnebiotoopeilla sääolojen vaihtelun takia eri vuosina, jolloin sopiva eläinmäärä on selvästi erilainen. Hyönteisdiversiteetin säilyttämiseksi osalla niittyjä sopiva laidunnuspaine olisi taulukossa esitettyä alhaisempi.

Taulukko 16. Sopiva keskimääräinen eläintiheys (eläimiä/ha) koko laidunkauden aikana (n. 120 laidunpäivää) eri tyyppisillä perinnebiotoopeilla. Sovellettu seuraavista lähteistä: Alexandersson ym. (1986), Ekstam & Forshed (1996) ja Korpilo (1997).

	Hieho < 1v	Hieho > 1v	Lihanauta < 1v	Emolehmä + vasikka	Uuhi + 2,5 karitsaa	Hevonen
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
Rantaniitty	1,5–3,0	1,0–1,8	0,7–1,4	0,5–1,0	2,0–4,0	0,8–1,6
Haka	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

Laidunnusajankohdan ja voimakkuuden vaikutuksista tarvittaisiin kotimaisia tutkimuksia. Keski-eurooppalaisten tutkimusten tuloksia ei voi pitää suomalaisissa oloissa pätevinä. Sitäpaitsi ulkomaisissa tutkimuksissa on yleensä kuvattu riittämättömästi millaista on ollut tutkitun alueen laidunnus.

Kulotus sopii niityille

Kulotus sopii sekä niitetyille ja laidunneetuille maille että etenkin kunnostettaville kohteille, joille on kertynyt kariketta ja kuloheinää. Vanhan karikkeen poispolto helpottaa niityn niittoa ja parantaa sen laidunominaisuuksia. SLL:n ketojen ja niityjen hoito-oppaassa (Heikkilä ym. 1996) esitetään ohjeita kulotusta varten. Kulotus tulee tehdä keväällä ennen kasvun alkamista. Syksyllä voinee myös kulottaa, mutta syyskulotuksen vaikutuksista luontoon on riittämättömästi tietoa. Kasvillisuuden on oltava kuivaa, mutta maan märkää, jotta polton vaikutus olisi sopiva. Tuulinen sää helpottaa kulottamista. Kulotus tehdään iltpäivällä ja vastatuuleen (tarkemmin ks. Heikkilä ym. 1996, rantaniittyjen kulotus ks. Johansson ym. 1986). Kulotetut alueet tulee niittää tai laiduntaa. Kulotuksesta vapautuu ravinteita, jolloin ilman niittoa tai laidunnusta, kulotuksen vaikutus niityillä voi olla rehevöittävä ja luonnon monimuotoisuutta vähentävä. Kuivien ja tuoreiden niityjen kulotuksesta Ruotsissa saadut kokemukset ovat olleet varsin hyvät (U. Ekstam; suull.).

Onko sammaloituminen ongelma

Tuoreilla niityillä saattaa olla runsas, jopa yhtenäinen sammalpeite (mm. niittylieko-sammalta, *Rhytidiadelphus squarrosus*). Sammaloitumiseen vaikuttavia tekijöitä ja sen vaikutuksia ei ole juuri tutkittu. Tiivis kenttäkerros vähentää selvästi putkilokasvien siementen itämistä ja siementaimien vakiintumista (Keizer ym. 1985). Toisaalta sammalkerros säilyttää paremmin kosteutta kesällä, jonka takia kuivumiselle herkat taimet voivat säilyä paremmin (Keizer ym. 1985). Huomionarvoiset niittyisienet suosivat usein runsassammaleisia niittyjä (Nitare 1988a).

Maataloustutkimuksissa etenkin kosteiden niittyjen sammaloitumista on pidetty ongelmana, koska se alentaa niittyjen saatoisuutta (esim. Teräsvuori 1920). Sammaloitumisen on joissakin tapauksissa epäilty olevan haitallista myös luonnon monimuotoisuuden kannalta. Norjalainen Losvik (1992) on esittänyt, että runsassammaleisilta niityiltä pitäisi ajoittain poistaa pohjakerrosta.

Tiedot sammaloitumisen vaikutuksista ja sammalten runsaudesta perinteisen karjatalouden ajan niityillä ovat kuitenkin melko vähäiset ja ristiriitaiset. Emme tiedä mikä on biodiversiteetin kannalta liiallista sammaloitumista, tapahtuuko sellaista ja millaisissa oloissa. Näin ollen sammalten poistamista runsassammaleisilta niityiltä ei voi suositella kuin koeluontoisesti. Hanssonin (1991) mukaan kulotus on tehokas tapa vähentää niityiltä sammalia.

Ongelmakasvien vähentäminen

Esimerkiksi ruotsalaisissa perinnebiotooppien hoito-oppaissa puhutaan ns. ongelmakasveista, joiden runsastuminen vähentää biodiversiteettiä. Tällaisia ovat mm. mesiangervo (*Filipendula ulmaria*), koiranputki, nokkonen ja sananjalka (*Pteridium aquilinum*) (Johansson & Hedin 1991). Ongelmakasvien runsaus on oire väärästä hoidosta (rehevöitymisestä) tai hoidon puutteesta. Oikealla hoidolla ne yleensä vähenevät. Runsaastuneen kasvin vähentäminen ei kuitenkaan ole aina yksinkertaista. Niitto kerran kesässä ei vähennä koiranputken runsautta (Hansson & Persson 1994). Hanssonin & Perssonin tutkimuksessa vasta niitto kolme kertaa kesässä alkoi niukentaa koiranputkea.

Ongelmakasvien vähenemistä kannattaa tehostaa erityisesti niitä vastaan suunnatuilla hoitotoimilla, esimerkiksi niittämällä ne useampaan kertaan kesässä, jos se on mahdollista. Tällaisia esittelevät mm. Johansson & Hedin (1991) ja Crofts ym. (1994). Laitumilla esimerkiksi koiranputken, nokkosen, mesiangervon ja nurmilauhan (*Deschampsia cespitosa*) niittäminen on eduksi, koska eläimet saattavat joko välttää näitä kasveja, tai laidunnus ei aina muuten riitä pitämään niitä kurissa (Pehrson 1992).

Pintamaan poistaminen – kovan teknologian luonnonhoitoa?

Hollannissa käytetään maan pintakerroksen poistamista niittyjen entisöinnissä, nimenomaan voimakkaasti lannoitettujen niittyjen kunnostuksessa ja entisten peltojen muuttamisessa niittymäisiksi. Pintakerroksen poistaminen on joissain tapauksissa tuottanut niittyeliöstölle myönteisiä tuloksia lyhyemmässä ajassa kuin pelkkä niitto tai laidunnus (Bakker 1989, Oomes ym. 1996). Ravinteita on pelloilla eniten maan pintakerroksessa, jolloin pintamaa poistamalla saadaan ravinteita vähennetyksi. Tällöin myös maaperän siemenpankissa mahdollisesti olevia siemeniä pääsee itämään. Pääosa itämiskykyisistä siemenistä katoaa kuitenkin maaperän mukana. Pohjoismaisissa asiasta ei ole kokemuksia.

Siemenpankista apua

Monilla kasveilla siemenet säilyttävät maassa itävyytensä pitkään. Tätä kutsutaan maaperän siemenpankiksi tai siemenvarastoksi. Siemenpankissa siemenet kuitenkin kasvavat negatiivista korkoa eli itämiskykyisten siementen määrä vähenee jatkuvasti, jos maahan ei tule uusia siementalleteuksia.

Siemenpankin merkitys niittyjen kunnostuksessa tunnetaan puutteellisesti. Siemenpankissa on usein kasveja, joita ei ole maan päällä niittykasvillisuudessa (esim. Milberg 1993, Milberg & Hansson 1993, Bakker ym. 1995). Useimmilla niittykasveilla on melko lyhytikäinen siemenpankki, 2–20 vuotta (Milberg 1992, 1994b, Kalamees & Zobel 1997, Kollmann & Poschlod 1997). Muutamilta kymmeniltä niittykasveilta siemenpankki puuttuu, eli siemenet menettävät itävyytensä alle kahdessa vuodessa (Kollmann & Poschlod 1997). Pitkäikäinen siemenpankki (yli 20 vuotta) on silti melko monilla niittykasveilla (Poschlod 1993). Myös ympäristöolot vaikuttavat itävyyden säilymiseen. Matalat lämpötilat ja maaperän niukkatyyppisyys lisäävät siemenpankin pituutta (Poschlod 1993). Lisäksi saman kasvin eri kannoilla saattaa olla eroa siementen säilyvyydessä. Siemenpankin hyödyttämistä vaikeuttaa, että siemenpankkiin saattaa kertyä enemmän ei-toivottuja kasveja (esim. nokkonen, vadelma)

kuin toivottuja (Milberg 1992). Vaikka kasvin itämiskykyisiä siemeniä olisi maassa, sopivien itämisedellytysten aikaansaaminen voi olla vaikeaa (Bakker ym. 1995). Siemenpankin ja keinotekoisien häiriön (maanpinnan poisto) jälkeen havaittujen siementaimien välinen vastaavuus voi myös olla yllättävän vähäinen (Milberg 1993).

Viimeaikaiset tutkimukset viittaavat siihen, että siemenpankin avulla ei pystytä palauttamaan tuoreilla ja kuivilla niityillä niittykasvillisuutta, mutta teoriassa kylläkin huomattava osa niittykasvistosta (Bakker 1989, Milberg 1992, 1994, 1995, Dutoit & Alard 1995, Bakker, Bakker ym. 1996, Bakker, Poschlod ym. 1996, Bekker ym. 1997, Kalamees & Zobel 1997). Siemenpankia voidaan kuitenkin hyödyntää kuivien ja tuoreiden niittyjen hoidossa (Jonsson 1995, Kalamees & Zobel 1997). Siemenpankin käyttökelpoisuus vaihtelee eri niittytyypeillä. Monilla rantaniityillä ja matalassa vedessä elävillä kasveilla on pitkäikäinen siemenpankki (Milberg & Stridh 1994, Jutila 1998, 1999a), joten rantojen kunnostuksessa siemenpankia voitaneen hyvin hyödyntää.

Eräillä harvinaisilla ja uhanalaisilla niittykasveilla siemenet säilyttävät itävyytensä maassa hyvin pitkään (useita kymmeniä, jotkut mahdollisesti jopa satoja vuosia). Tällöin niiden palauttaminen siemenpankista voisi olla mahdollista. Pitkäikäinen siemenpankki on mm. monilla saroilla ja hernekasveilla, ketonukilla (*Androsace septentrionalis*), hirvenkellolla (*Campanula cervicaria*) ja nummimataralla (*Galium saxatile*) (Poschlod 1993, Thompson ym. 1996, Syrjänen & Rytteri 1998). Erityisen herkkiä umpeenkasvulle ovat tuoreiden niittyjen yksivuotiset sekä pienikokoiset monivuotiset kasvit, joilla siemenet säilyttävät itävyytensä alle 2 vuotta (Poschlod 1993). Tällaisia ovat esimerkiksi silmäruohot (*Euphrasia* spp.), katkeralinnunruoho (*Polygala amarella*), tupsulinnunruoho (*P. comosa*), ketokatkero ja pikkulaukku (*Rhinanthus minor*) (Poschlod 1993, Milberg 1994). Mahdollisesti osalla näistäkin kasveista siemenet voivat säilyttää itävyytensä jonkin verran pidempään tietyissä olosuhteissa. Esimerkiksi ketokatkerosta on havaintoja, että jotkut siemenet säilyisivät maassa itämiskykyisinä yli 6 vuotta (Lennartsson 1997a).

Niittyjen ennallistaminen välttämätöntä

Maatalousympäristöjen luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeintä Suomessa on, että nykyisin hyvässä tai jonkinlaisessa kunnossa säilyneet niityt saadaan monimuotoisuutta ylläpitävään hoitoon. Niittyala on kuitenkin monien lajien osalta laskeutunut alle kriittisen rajan. Pienet, eristyneet niityt eivät riitä takaamaan niitylajien selviytymistä tulevaisuudessa. Tämän takia niittyjen määrää on tarpeen lisätä. Tämä tapahtuu parhaiten palauttamalla aiemmin niittynä olleita, nykyään puustoisia alueita niityiksi (Jonsson 1995, Skånes 1996). Maatalousympäristön biodiversiteetin säilyttäminen edellyttäisi, että myös hylättyjä ja metsittyneitä niittyjä kunnostettaisiin (Skånes 1996).

Kunnostuksessa tai ennallistamisessa aiemmin niittynä olleille alueille palaetaan niityille kuuluva maan käyttö ja ympäristöolosuhteet. Tämän jälkeen niittyeliöstöllä on mahdollisuus runsastua paikalla tai levitä luontaisesti kunnostetuille alueille.

Umpeutuneiden niittyjen ennallistamisesta raivaamalla, niittämällä ja laiduntamalla on kohtuullisesti ulkomaisia tutkimuksia. Hoidon myönteiset vaikutukset näkyvät jo muutamassa vuodessa (Borgegård & Persson 1990, Buchwald & Vikström 1991, Jonsson ym. 1991, Losvik 1992, Jonsson 1995). Kasvillisuuden muutos rakenteeltaan aidoksi niityksi kestää kuitenkin vuosikymmeniä. Saaristomerellä 7–8 vuoden kunnostus kasvatti kasvien lajitiheyttä melko selvästi, mutta toivottujen harvinaisten lajien lisääntyminen oli melko vähäistä (Kotiluoto 1998).

Kunnostus on helpompaa alueilla, joilla kasvillisuuden biomassa on vähäisempi (Olf & Bakker 1991). Mitä enemmän aluetta on lannoitettu, sitä vaikeampi siitä on kunnostaa niittyä (Oomes 1990, Bakker ym. 1995, Bakker & Berendse 1999). Niittäminen kerran kesässä saattaa vähentää kasvillisuuden biomassaa nopeasti ja selvästi, tai esimerkiksi kymmenen vuoden niitolla ei ole merkittävää vaikutusta biomassaan (Bakker 1989).

Laidunnustapaa muuttamalla voidaan rehevöityneeltä alueelta tehostaa ravinteiden poistoa (Marrs 1993). Eläimiä pi-

detään niityillä vain päivällä ja siirretään yöksi muualle (Gimingham & de Smidt 1983). Onnistuminen edellyttää, että eläimiä ei syötetä lisärehulla sinäkään aikana, kun ne ovat poissa perinnebiotoopilta. Kunnostusta tehostaa mikäli aluetta myös niitetään.

Maaperän ravinteiden ja sitä kautta biomassan vähentäminen on olennaista, muttei välttämättä takaa hoidon onnistumista (Berendse ym. 1992, Pegtel ym. 1996, Bakker & Berendse 1999). Niittyjen ennallistamiseen vaikuttavat ilmeisesti monet muutkin tekijät kuin maan ravinteisuus, esimerkiksi maalaji, maaperän rakenne ja kerrostuneisuus ja lähiympäristön ominaisuudet. Kuivien, hiekkaisen maiden umpeenkasvu on hitaampaa kuin tuoreilla mailla. Hiekkaisilla mailla on usein alhainen kationien vaihtokyky, jonka takia ylimäärä kationeita huuhtoutuu syvemmälle maahan (Marrs 1993).

Kaiken kaikkiaan tutkimukset osoittavat ennallistavan hoidon olevan huomattavasti vaativampaa, kalliimpaa ja tuloksiltaan vähäisempää kuin ylläpitävän hoidon.

Niittyjä metsistä ja pelloista?

Ulkomailla on tutkittu kohtalaisesti peltojen muuttamista niityiksi (mm. Bakker 1989, Folkesson 1991, Marrs 1993). Pelot soveltuvat kuitenkin useimpia muita luontotyyppisiä huonommin niityiksi, koska maaperä on lannoitusten ja muokkausten takia muuttunut useimmille niitykasveille sopimattomaksi (Glimskär & Svensson 1990, Skånes 1996). ”Tarvitaan paljon aikaa ja rahaa entisöidä aiemmat lajirikkaat yhdyskunnat, jos entisöinti on lainkaan mahdollista” (Bakker 1989). Mitä enemmän peltoa on lannoitettu, sitä vaikeampaa on saada se muuttumaan niitymäiseksi (Bakker & Olf 1995). Tutkimuksissa on painotettu sitä, että pelloilla on maaperässä yleensä moninkertaisesti fosforia niittyihin verrattuna (Gough & Marrs 1990a, Marrs ym. 1991), ja että fosforin määrän riittävä vähentäminen on vaikeaa ja hyvin hidasta (Marrs ym. 1991, Marrs 1993, Janssens ym. 1998).

Niittyjen raivaus metsistä onnistuu helpommin kuin pelloista. Lehtomaiset metsät ja lehdot, jotka ovat olleet aiemmin niittynä tai hakamaina soveltuvat parhai-



Juha Pykäliä

Kuva 52. Laidunnettuja entisiä peltoja luonnehtii, että kasvien lajimäärä on suurempi reunoilla ja kivien kupeessa. 50 vuotta sitten viljellyn laidunniityn kasvillisuus on edelleen niukkalajista, heinien valitsemaa. Aikoinaan muokkaamatta jääneillä kiviryhmillä on kuitenkin enemmän niittykasveja, ja metsäkasvit kuten puolukka (*Vaccinium vitis-idaea*) kasvavat niillä. Yhden ison kiven kupeessa kasvaa jopa alueellisesti uhanalainen ahonoidanlukko (*Botrychium multifidum*). Tuusniemi, Kortekankaan hevoshaka.

ten niityiksi. Myös mustikka- ja puolukka-tyypin metsistä, jotka ovat aiemmin olleet niitty- tai hakamaisia, saanee raivatuksi niittyjä. Tällaisissa metsissä on säilynyt jonkin verran niittykasveja, sekä maaperässä niiden itämiskykyisiä siemeniä. Metsien maaperässä on vähemmän ravinteita kuin peltojen, eikä maaperää ole voimaperäisesti muokattu. Sen vuoksi edellytykset niittyjen aikaansaamiseen ovat selvästi paremmat. Vastaavasti pensoittuneita rantoja voidaan raivata takaisin rantaniityiksi.

Yleiset niittykasvilajit saattavat levitä entiselle pellolle nopeasti (mm. Silfverberg 1980, Gibson ym. 1987, Folkesson 1991, Austrheim & Olsson 1999), mutta harvinaiset hitaasti tai ei ollenkaan (Ejrnæs & Bruun 1995). Sukkessio entisestä pellosta edustavaksi puoliluontaiseksi niityksi kestää vähintään vuosisadan (Gibson & Brown 1991, 1992) (kuva 52). Wellsin ym. (1976) tutkimuksessa Englannissa 100–130 vuotta sitten peltoviljelyksessä olleen niityn kasvillisuudessa oli yhä havaittavissa aiempi viljelyskäyttö. Tamm (1956) mainitsee, että niitetyllä niityllä erottui kasvillisuudeltaan 65 vuotta sitten kynnetty osa. Ruotsalaisessa

tutkimuksessa 80 vuotta sitten viljelyksessä ollut, sen jälkeen niitetty ja laidunnettu niitty, oli yhä kasvistoltaan selvästi köyhempi kuin niitty, joka ei koskaan ollut viljelyksessä (Skånes 1991). Mikäli niittyjä yritetään saada aikaan pelloista, toimenpiteet on järkevää keskittää paikoille, jotka sijaitsevat hyvin säilyneiden niittyjen lähellä (Marrs 1993). Tällöin niittyeliöstö pystyy paremmin leviämään alueelle.

Kun pellosta yritetään tehdä niittyä, pitää maaperän ravinteisuutta vähentää ensin voimakkaasti (Bakker 1989, Marrs 1993). Alkuvaiheessa pelloilla kannattaa kasvattaa muutamia vuosia jotain viljelykasvia lannoittamatta peltoa, jolloin sadonkorjuun mukana poistuu ravinteita. Alkukasvatukseen sopivat esim. viljat, mutta eivät hernekasvit, koska ne sitovat typpeä. Viljelyn loputtua aluetta niitetään, aluksi useampia kertoja kesässä, jolloin ravinteita poistuu enemmän. Niitto kerran kesässä ei välttämättä riitä estämään ravinteisten paikkojen kasvien lisääntymistä peltoniityllä (Maula ym. 1998). Entisillä pelloilla, joita niitetään ja laidunnetaan, on kasvien lajimäärä korkeampi kuin sellaisilla, joita vain

niitetään (Jankowski 1997). Heinänurmien muuttaminen niityiksi on samana vuonna muokattuja peltoja vaikeampaa, koska nurmille kylvetyt kasvit estävät niittykasvien leviämistä alueelle (Hansson & Fogelfors 1998).

Maaperän ravinteiden määrän vähentäminen niitolla ja laidunnuksella onnistuu vaihtelevasti (ks. luku 3.1). Toisinaan vähentymistä tapahtuu jo muutamassa vuodessa, toisinaan 10 vuodessa ei tapahdu mitään muutosta. Ongelmallista on, että eri ravinteiden määrä vähenee eri nopeudella. Niitylle ominaiset ravinnesuhteet muodostuvat entisille pelloille vasta hyvin pitkän ajan kuluessa (Braakhekke & Hooftman 1999).

Hoidossa olevilla peltoniityillä maan sisäinen biomassa vähenee ensimmäisten (0–5) vuosien aikana nopeasti (Bakker 1989). Sitten kasvillisuuden maansisäinen biomassa nousee jonkin verran ja maanpäällinen vähitellen laskee, jolloin biomassojen suhdeluku alkaa laskea. 10 vuoden niiton jälkeen suhdeluku on noin yksi, mikä on edelleen selvästi aitoja niittyjä korkeampi (Bakker 1989). Juuriston biomassan lisääntyminen ja juurten ulottuminen syvemmälle voi myös aiheuttaa sen, että kasvit pystyvät ottamaan ravinteita syvempää maasta (Bakker 1989).

Hiekkaisilla mailla, joita on lannoitettu tavallista vähemmän, voidaan saada aikaan suhteellisen edustavan näköistä niittykasvillisuutta melko lyhyessäkin ajassa. Hiekkaisilla mailla fosforia huuhtoutuu merkittävästi enemmän kuin savimailla (Clarke 1997). Savimaat sitovat runsaasti fosforia, ja fosforin määrän riittävä vähentäminen niiltä on vaikeaa (Chapman ym. 1989a, Clarke 1997, Janssens ym. 1998).

Pelloksi raivaus on hävittänyt maaperän luontaisen kerrostuneisuuden ja pieni-piirteisen eri ravinteiden määrän vaihtelun (ks. esim. Ernst 1978). Vaikka fosforin ja typen määriä saataisiin riittävästi vähennettyä, ongelmaksi voi muodostua ravinnesuhteiden palauttaminen. Tutkimukset ovat kuitenkin keskittyneet typen ja fosforin vaikutuksiin. Maan sisäisten vuorovaiikutusten merkityksestä ei tiedetä juuri mitään. Esimerkiksi sienijuuri saattaa olla merkittävä tekijä niittyjen kunnostuksessa ja ennallistamisessa. Pelloksi raivaus ja lan-

noitus vähentävät VA-mykoritsasienten lajimäärää (Johnson 1993, Helgason ym. 1998), mikä saattaa estää monimuotoisen niittykasvillisuuden leviämistä entisille pelloille (ks. van der Heijden ym. 1998).

Vaikka pelloista on vaikea saada edustavia niittyjä, sekä hoitamattomilla että hoidetuilla pakettipelloilla on merkitystä niityeliöstölle. Nimenomaan useille hyönteisille pakettipellot voivat enemmän tai vähemmän korvata niittyjen puutetta. Esimerkiksi uhanalaisen tummaverkkoperhosen (*Melitaea diamina*) (kuva 53) esiintymispaikoista useat ovat pakettipeltoja (Wahlberg 1998, Heliölä ym. 2000). Tummaverkkoperhosen ravintokasvi lehtovirmajuuri (*Valeriana sambucifolia*) ei olekaan varsinainen niittykasvi, vaan se kärsinee laidunnuksesta (Kauppi 1967, Georgson ym. 1997, Jutila 1999b). Säännöllisesti muokkaamattomien puuttomien maiden määrä on Suomessa siksi alhainen, että yleensä tällaiset alueet lisäävät jossain määrin paikallista ja alueellista diversiteettiä. Luultavasti peltoniityillä voi menestyä suurempi osa tuoreiden niittyjen kuin muiden niittyjen eliöstöstä.

Tekoniityt

Tekoniityiksi määritellään alueet, joille on tuotu niittykasvien siemeniä tai kasvin osia tarkoituksena perustaa niitty (Pykälä 1995). Yksittäiselle niittykasville on sinänsä yleensä lajitasolla eduksi, jos sitä levitetään mahdollisimman moneen paikkaan (mahdolliset geneettiset haitat lajeille, ks. Storfer 1998). Suomen biodiversiteetille tällainen toiminta ei kuitenkaan ole itsestäänselvästi eduksi. Pykälä (1995) on koennut tekoniittyjen mahdollisia ekologisia ja yhteiskunnallisia haittavaikutuksia. Eräät eläintieteilijät vähättelevät tekoniittyjen aiheuttamia ongelmia (Nieminen ym. 1996).

Tekoniittyjen perustamisen haitat ja ongelmat biodiversiteetin kannalta ovat lyhyesti seuraavat (ei tärkeysjärjestyksessä):

1. Saatavilla oleva niittykasvien siemenaines on pääosin ulkomaista kantaa.
2. Saatavat kotimaiset siemenet ovat peräisin vain muutamista paikoista. Tällöin vain pienen osan lajinsisäisestä muunte- lusta sisältäviä kantoja levitetään laajalle alueelle.



Jouko Veikkolainen

Kuva 53. Tummaverkkoperhonen (*Melitaea diamina*) on metapopulaatioina elävä kosteiden niittyjen erittäin uhanalainen perhonen, jota on Suomessa on enää jäljellä muutamain paikoin. Vahvin kanta on Tampereen–Oriveden seudulla. Pääosa nykyesiintymistä on vaikean viljeltävyyden ja hallanarkuuden takia hylätyillä pelloilla. Kosteapohjaiset pakettipellot korvaavat lajille niittyjen vähäisyyttä.

3. Kotimaiset siemenet ovat vain näennäisesti kotimaisia. Varsin monilla niittykasveilla on ilmeisesti sekä alkuperäisiä että tulokaskantoja. Kasvien lajinsisäisen muuntelun tutkiminen on siksi kallista, ettei eri kantoja ainakaan toistaiseksi pystytä erottamaan toisistaan.
4. Vaikka käytettävät siemenet ovatkin kotimaisia, ne ovat yleensä seudulle vierasta kantaa. Nämä alueelle vieraat kannat voivat sekoittuessaan kunnan tai maakunnan alkuperäiskantoihin heikentää kasvin geneettistä sopeutumista alueen ympäristöoloihin (Storfer 1998) ja johtaa paikallisten omaleimaisten geneettisten piirteiden häviämiseen.
5. Kasvien ja niiden siementen kerääminen voivat vaarantaa niittykasvien aidot esiintymät.
6. Tekoniittyjen perustaminen ohjaa ihmisten kiinnostusta luonnon monimuotoisuuden ylläpidon kannalta tehottomaan toimintaan. Sen sijaan, että pelastettaisiin häviämässä olevaa niittyluontoamme, yritetään luoda uutta niittyeliöille huonommin sopiviin ympäristöoloihin. Ylläpitävällä ja kunnostavalla hoidolla tulokset olisivat niittyeliöstön kannalta paljon parempia.
7. Tekoniittyjä perustettaessa voidaan tuhota olemassa olevia luonnonarvoja. Luonnonhoidon tulee ensisijaisesti perustua kunkin paikan lähtötilanteeseen ja edellytyksiin.
8. Tekoniityille on vaikea saada kokonaisia niittyeliöyhteisöjä eli niitylle kuuluvia hyönteisiä, sieniä ym. Syntyvät eliöyhteisöt poikkeavat perinteisen karjatalouden aikaansaamista niityistä. Siksi tekoniityt eivät sovellu korvaamaan varsinaisia niittyjä. Tätä eroa korostaa vielä, että tekoniittyjä perustetaan lähinnä pelloille ja pihoilta eli niittyeliöstön kannalta keskimääräistä huonompiin oloihin.
9. Tekoniityillä kasvien esiintymät jäävät helposti lyhytaikaisiksi, koska niittyjä ei hoideta asianmukaisesti tai kasvupaikka ei ole sovelias lajin pysyvästi elinkykyisten populaatioiden muodostumiselle. Monet istutetut kasvit menestyvät vuosia tai jopa vuosikymmeniä huonoissakin olosuhteissa, kunnes häviävät esim. sääoloiltaan äärevänä vuotena. Lyhytaikaisten esiintymien määrän lisääntyminen antaa perusteettoman optimistisen käsityksen lajin tilasta.
10. Kasvien kylvämisellä ja siirtämisellä paikasta toiseen vaikeutetaan biodiversi-

teettitukkimusta, koska kylvöjä ja siirtoja hyvin harvoin asianmukaisesti dokumentoidaan tiedeyhteisön käyttöön. Tutkijoiden on vaikea tai mahdotonta saada selville, mitkä ovat kylvö- tai istutusalkuperää olevia esiintymiä. Tämä johtaa luonnonsuojelubiologiin virhe- arviointeihin.

11. Kylvöin ja istutuksin estetään paljaan maan luontainen kasvittuminen. Luontainen kasvittuminen jättää tilaa lajeille, jotka eivät ole kylvettävissä ja istutettavissa (esim. sanikkaiset, sienet, sammallet, jäkälät) ja antaa enemmän mahdollisuuksia satunnaisilmiöille, joiden seurauksena lopputulos voi olla rikkaampi (Anderson 1995). Kylvöin ja istutuksin hävitetään sukkessiiokehityksen alkuvaihe, jolle on ominaista paljaan maan kasvittuminen pidemmän ajan, joskus jopa vuosikymmenien, kuluessa. Erityisesti tien pientareiden ja sorakuoppien merkitys biodiversiteetille on suurelta osin aiheutunut siitä, että niillä on paljasta maata, joka luontaisesti kasvittuu hitaasti. Englantilaisten kokemusten mukaan joutomaista syntyy paremmin luonnon monimuotoisuuden kannalta merkittäviä elinympäristöjä, silloin kun niiden annetaan kasvittua itsestään kuin silloin kun niille kylvetään tai istutetaan kasveja (Anderson 1995).

Edellämainituista ongelmista muutamia on yritetty jossain määrin huomioida tekoniittyjen perustamista käsittelevissä julkaisuissa (Ärväs & Seppänen 1994, Lassila 1996, Mahosenaho & Pirinen 1999), mutta useimpia ongelmia ei ole yritettykään ratkaista. Siksi ei ole todennäköistä, että nykyisenkaltaisen tekoniittyjen perustamisen vaikutus biodiversiteettiin olisi myönteinen. Tekoniittyjä perustettaessa tulisi käyttää ainoastaan paikallista kantaa (Jones & Hayes 1999). Tällä tavoin ratkaistaisiin edelläesitetyt ongelmat 1, 2 ja 4.

7.3 Nummet

Nummien hoidosta ja kunnostuksesta on kohtalaisen paljon ulkomaisia tutkimuksia (esim. Gimingham 1972, 1992, Marrs 1988, Bakker 1989, Marrs & Lowday 1992, Bullock

& Pakeman 1996, Jansen ym. 1996, Snow & Marrs 1997). Sen sijaan kotimaiset tutkimukset puuttuvat. Nummia hoidetaan laiduntamalla ja kulottamalla ne n. 5–15 vuoden välein (Pehrson 1992, Gimingham 1994). Polttamalla poistetaan katajikkoja ja muuta pensaikkoo sekä ikääntynyttä varvikkoa. Poltto lisää eläimille maistuvia nuoria kasvinversoja ja nummen soveltuvuutta laidunnukseen (Bullock & Pakeman 1996). Niittämistäkin voidaan käyttää hoitotapana (Gimingham 1994). Puuston pensaston raivaus on tarpeen umpeenkasvavilla nummilla.

Gimingham (1971) suosittelee nummia kulotettavaksi 10–12 vuoden välein. Pidemmällä aikavälillä palavaa ainesta kertyy lisää, jolloin kulon lämpötila nousee (Kenworthy 1963). Korkeamman lämpötilan ekologinen vaikutus on erilainen. Se mm. kasvattaa todennäköisyyttä, että kanervan juurakko vaurioituu (Kenworthy 1963). Ravinnepoistuma kasvaa lämpötilan kohotessa (Allen 1964). Toistuvat polttamiset vähentävät maaperän typpipitoisuutta, mutta muiden ravinteiden osalta vähenemistä ei ole havaittu (Allen 1964, Robertson & Davies 1965). Kanervan arvo eläinten ruokana vähenee nopeasti 10–15 vuoden iässä (Gimingham ym. 1981).

Sopivia laiduneläimiä ovat nummilla lampaat ja nautakarja. Koska nummet ovat yleensä saarissa ja heikkotuottoisia, niiden perinteinen käyttötapa on ollut saarilaidunus lampailta (Lindgren & Stjernberg 1986).

7.4 Puustoiset laidun- ja niittoalueet

Lehdesniityt – vaativalla hoidolla vaativa eliöstö

Lehdesniittyjen hoitoon kuuluu viisi työvaihetta: vuosittaiset kevät siivous (huhtitoukokuu), heinänteko (heinäkuu-elokuun alku), laiduntaminen (heinänteon jälkeen) ja lehdesten teko (syys-lokakuu) sekä ajoittaiset ylimääräisen puuston raivaukset (syys-kevät) (Hægström 1986, 1987b, 1988a).

Lehdesniittyjen uhanalaisten eliöiden säilyttäminen edellyttäisi kaikkien aiemmin

latvottujen puiden säilyttämistä, umpeutuneiden lehdesniittyjen kunnostusta ja vanhojen lehdestettyjen puiden lähellä olevien nuorten puiden lehdestyksen aloittamista. Myös kaikkialla muualla maatalousympäristöissä lehtipuiden lehdestys latvomalla on suositeltava tapa. Umpeutuvilla entisillä lehdesniityillä on tarpeen poistaa lehdestyksen loppumisen jälkeen niille levinnyttä puustoa, etenkin kuusia (Slotte 1996).

Ahvenanmaalla on vielä jäljellä yli 100 000 aiemmin lehdestettyä puuta (Slotte 1996). Näiden merkitys biodiversiteetille on todennäköisesti varsin suuri, mutta asiaa ei ole tutkittu.

Vanhojen, aikoinaan lehdestettyjen puiden uudelleenlehdestystä on kokeiltu kohtalaisella menestyksellä esimerkiksi Englannissa (Mitchell 1989), Ruotsissa (Slotte 1997) ja Norjassa (Austad & Skogen 1990) sekä Suomessa Ahvenanmaalla (Hæggström 1988a) ja Saaristomeren kansallispuistossa.

Lehdestyksen onnistuminen edellyttää oikeaa ajankohtaa ja tapaa. Slotte (1997) kuvaa yksityiskohtaisesti miten latvominen suoritetaan. Parhaiten latvominen onnistuu keskikesästä alkusyksyyn (Slotte 1997). Vanhojen puiden uudelleenlehdestys tulee aloittaa aiemman lehdestyskohdan yläpuolelta, rungolta, jossa kaarna ei ole kovin paksua (Samuelsson & Ingelög 1996, Slotte 1997). Tällöin runkoon jää leposilmuja, jotka latvomisen aktivoi ja niistä kasvaa uusia oksia (Slotte 1997). Useat latvotut puut tekevät juuri- ja kantovesoja, jotka on tarpeen hakata pois (Slotte 1997).

Onnistunut lehdestyksen uudelleenaloitus pidentää aiemmin lehdestettyjen puiden elinikää (Mitchell 1989). Kovin vanhoja puita ei kannata alkaa latvoa uudelleen. On myös otettava huomioon, että jotkut puut todennäköisesti kuolevat, kun niitä aletaan latvoa uudelleen. Latvomisen tauon jälkeen on melko helppoa lehmuksilla, saarnilla, pajuilla ja jalavilla, koska ne muodostavat hyvin uusia oksia (Mitchell 1989, Watkins 1990, Slotte 1997). Koivuilla, tervalepällä, haavalla ja tammella latvomisen uudelleen on vaikeampaa, mutta mahdollista (Slotte 1997). Etenkin latvomiselle herkillä puulajeilla tulisi jättää yksi tai kaksi oksaa (≤ 15 % puun lehvästöstä) latvomatta (Slotte 1997).

Nuorten puiden latvomisen tulisi aloittaa, kun rungon halkaisija on noin 15 cm (Watkins 1990). Sopiva aloittamiskä on 10–15 vuotta (Slotte 1997). Puut katkaistaan 2–3 metrin korkeudelta (Watkins 1990, Hæggström 1995). Nuorten puiden lehdestys onnistuu useimmilla lehtipuilla (Wisensfeld 1995). Latvomisen tehdään 3–5 vuoden välein (Hæggström 1995).

Lehdesniittyjen laidunnus nopeuttaa niiden kuusetumista, jos kuusen alkuja ei poisteta (Palmgren 1915–17, Palmgren 1943–44, Hæggström 1983). Asianmukaiseen lehdesniittyjen hoitoon kuuluu kuusen poisto (Hæggström 1990).

Umpeutuneiden lehdesniittyjen kunnostuksen eräs ongelma voi olla lehtipuiden taimien ja vesaikon voimakas runsastuminen raivauksen jälkeen etenkin paikoilla, joissa raivaustähteet poltetaan. Ahvenanmaalla Nätössä tätä on estetty kylvämällä ensimmäisenä vuonna viljaa paljastuneille laikuille, jolloin tiheä kenttäkerros estää puiden leviämisen (Hæggström 1988a).

Hakamaat ja metsät – hoitona laidunnus ja vanhojen lehtipuiden säästäminen

Viime aikaisessa keskustelussa metsätalouden vaikutuksista luonnon monimuotoisuuteen on korostettu vanhojen metsien ja lahoppuun merkitystä. Metsätalous aiheuttaa kuitenkin monia muitakin kielteisiä vaikutuksia biodiversiteetille. Puuston määrän lisääntyminen viime vuosikymmeninä sekä metsissä että muilla biotoopeilla on yksi tällainen riittämättömälle huomiolle jäänyt vaikutus.

Kuten edellä on osoitettu, perinteinen karjatalous on käyttökelpoinen, muunkin metsäluontomme kuin hakamaiden ja metsälaidunten monimuotoisuuden säilyttämisessä. Toisaalta Etelä- ja Keski-Suomessa pääosa metsistä on ollut aiemmin laidunnettuja. Hakamaiden ja metsälaidunten biodiversiteettiä uhkaavat laidunnuksen loppumisen lisäksi useat muut tekijät.

Biodiversiteetiltään rikkaiden laidunmetsien ja hakamaiden hoito poikkeaa suuresti nykyisestä talousmetsien hoidosta. Jotakin myönteisiä vaikutuksia voidaan saada aikaan tavallisia talousmetsiäkin laidun-



Julia Pykälä

Kuva 54. Edustava koivuhaka on valoisa ja sillä on isohkoja niittyaukkoja. Nautakarja jättää yleensä kuuset syömättä. Suositeltavaa hoitoa olisi poistaa kuusen alut haasta. Ruovesi, Kivioja.

tamalla, jos laidunnustapa ei ole niitä rehevöittävä.

Biodiversiteettiä lisäävässä hakamaiden ja metsälaidunten hoidossa kaksi tärkeintä yleisohjetta ovat:

1. Hakamaat ja metsälaitumet on aidattu erilleen viljelylaitumista ja eläimille ei tuoda muutoinkaan lisäravinteita: ei lannoitteita, ei lisärehua laitumella tai navetassa. Metsien käyttö karjan yölaitumina on myös biodiversiteetille haitaksi, koska eläimet yön aikana pikemminkin lannoittavat alueita kuin laiduntavat niitä.
2. Vanhat puut, etenkin lehtipuut, ja kuolleet puut säästetään (Samuelsson & Ingelög 1996).

Hakamailla ja metsälaitumilla tulisi hakkuiden olla poimintahakkuutyypisiä (An-

dersson ym. 1993). Pienet aukot metsissä ovat eduksi. Hoidossa pyritään rakenteeltaan vaihtelevaan metsään, jossa on useita puulajeja. Hakamailla lehtipuut ja mänty ovat suositeltavampia kuin kuusi. Suositetaan suuria, järeitä lehtipuita, joiden ympäriltä raivataan tarvittaessa pois varjostavaa puustoa. Metsälaitumien ja hakamaiden ojittamista tulisi välttää, jotta kosteiden paikkojen eliölajisto ei häviäisi niiltä.

Nautakarja ja hevoset ovat hakamaille ja metsälaitumille parhaiten soveliaita eläimiä. Karjan määrä ei voi olla suuri hakamailla ja metsälaitumilla, koska syötävää on selvästi vähemmän kuin niityillä. Toistaiseksi ei ole riittävästi tietoa, mikä olisi milloinkin sopivin laidunnuspaine (ks. esim. Malkamäki & Hæggström 1997, Mayle 1999). Ulkomaisissa tutkimuksissa suositellaan yleensä melko alhaista laidunnuspainetta (van Wieren 1995), mutta asiaa ei ole kunnolla tutkittu. Vastaus saattaa olla, että sekä voimaperäisesti että lievästi laidunnettuja alueita tarvitaan luonnon monimuotoisuuden ylläpitämiseksi.

Hakamaita voidaan hoitaa sekä sekapuustoisina että yhtä valtapuuta suosien. Koivuhaka on perinteinen suomalainen hakatyyppi (kuva 54). Nykyinen hakamaiden puusto on yleensä liian tiheää, jotta ruoho kasvaisi kunnolla. Monille eliöille tärkeät valoaukot puuttuvat. Useimmiten

Hakamaiden ja metsälaidunten uhat.

1. Laidunnuksen loppuminen
2. Puuston hakkuut
3. Rehevoityminen (ravinnevirta nurmilaitumilta, lisärehu)
4. Lahopuiden ja vanhojen puiden poisto
5. Puustorakenteen yksipuolistuminen ja lehtipuiden vähentyminen
6. Puuston liiallinen tiheys
7. Liian alhainen laidunnuspaine
8. Ojitukset
9. Ilman saasteet

hakamailla on liikaa kuusta (Hæggström 1988b). Kuusten poisto on hakamaille yleis-
pätevä hoito-ohje.

Vaihteleva puustorakenne ja erikokoiset niittyaukot ovat tärkeitä, jotta alueella voisi elää rikas eliölajisto. Warren & Key (1991) suosittelevat, että suurimpien aukkojen metsissä tulisi olla 1–1,5 kertaa ympäröivien puiden korkuisia. Metsien niittylaikkuja voidaan hoitaa myös niittämällä (Warren & Key 1991).

Tammihakamaat ovat Suomessa hyvin harvinainen, mutta biodiversiteetille tärkeä erikoistapaus. Niillä vanhat tammetsikat tulevat säästää. Meikäläiset tammihakamat ovat hyvin pienialaisia, ja niitä tulisi pyrkiä laajentamaan lähiympäristöön. Tammen luontainen uudistuminen voi olla vaikeaa pienessä tammihakassa tai sitä ei tapahdu. Luonnonarvot säilyvät parhaiten laiduntamalla, mutta tästä seuraa, että uusia tammia ei ehkä pääse kasvamaan. Hakamaan vierisissä metsissä tulisikin suosia tammia. Lähimetsiä voisi hakata voimakkaasti (jos niillä ei ole puustoon liittyviä merkittäviä luonnonarvoja), jolloin tammi valopuuna luontaisesti runsastuu niissä. Tammi leviää hyvin tammimetsien lähistöllä oleville hakkuualueille. Hirvi on mahdollinen ongelma. Tammen taimia suosimalla saadaan muodostettua tammivaltainen taimikko, josta muiden puiden taimia on syytä harventaa. Tammien kasvettua aluetta voidaan alkaa laiduntaa. Tammihakassa olevia tamentaimia voidaan tarvittaessa suojata aitaamalla.

Lehdestystä latvomalla tulisi käyttää myös hakamaiden hoidossa. Tällaiset lehdeshaat voisivat osittain korvata lehdesniittyjen vähäisyyttä. Lehdeshakojen hoitaminen tulee huomattavasti halvemmaksi kuin lehdesniittyjen.

7.5 Rannat ja vedet

Milloin laidunnus ja niitto ovat eduksi rantaluonnolle? Ne voivat olla sekä eduksi että haitaksi kun tarkastellaan yhtä tiettyä ranta-
aluetta. Sen sijaan on selvää, että laidunnettujen ja niitettujen rantojen määrän lisäksi nykyisestä on eduksi luonnon monimuotoisuudelle. Mikäli rantavoimat pitävät merenrantaniityt riittävän avoimina, laidun-

nusta ei välttämättä tarvita. Tällöin laidunnus saattaa jopa vähentää lajimäärää (Jutila 1999a). Yleensä niitto ja laidunnus ovat kuitenkin hyödyksi rantaniittyjen eliöstölle.

Nautakarja on rannoille sopivin laiduneläin (Alexandersson ym. 1986, Johansson ym. 1986). Sopiva eläinmäärä on n. 0,5–1 nautaa hehtaarilla (Brongers ym. 1990, Jutila 1999a). Hevosta voi käyttää suhteellisen kovapohjaisilla rannoilla (Alexandersson ym. 1986). Usein lampaat eivät sovellu rantaniityille, koska ne välttävät kosteita maita. Lampaista voidaan käyttää kovapohjaisilla rannoilla. Eri eläinten yhteislaidunnus on hyvä myös rantaniityillä (Alexandersson ym. 1986).

Merenrantaniittyjen laidunnus tulee aloittaa riittävän aikaisin kesällä. Toisaalta aloitusajankohdan tulisi olla sellainen, että pääosa linnuista on ehtinyt pesiä. Johansson ym. (1986) suosittelevat sopivaksi aloitusajankohdaksi 10–15 kesäkuuta. Toisaalta perinteinen laidunnuksen aloittamisajankohta lienee ollut hieman aikaisempi, esimerkiksi Askaisissa toukokuun viimeisinä päivinä (von Haartman 1972). Mikkola-Roos (1995) suosittelee, että laidunnusta ei aloitettaisi ennen kesäkuun alkua, koska suurella osalla linnuista on silloin vielä munat pesässä tai niin pienet poikaset, etteivät ne pysty siirtymään karjan alta pois. Rantojen laidunkausi jatkuu meillä syys-lokuulle. Myöhäinen laidunnus parantaa vesilintujen ja kahlaajien elinympäristöjä seuraavaksi vuodeksi (Mikkola-Roos 1995). Rantaniittyjen sopiva niittoajankohta on heinäkuun loppu – elokuun alku (Alexandersson ym. 1986).

Laidunnuksella ja niitolla saadaan vähennettyä järviruokoa (kuvat 55 ja 56). Niitto on laidunnusta tehokkaampi tapa saada ruovikko kuriin. Niitto useamman kerran kesässä on eduksi kunnostettaessa ruovikoituneita rantoja rantaniityksi. Hoidon ansiosta ruoko saattaa pidemmällä aikavälillä hävitä jopa kokonaan laitumilta (Luther 1951, Kauppi 1967).

Karjan käyttö rannoilla luonnon hoitajina edellyttää, ettei karjalle tuoda lisärehua. Nykyisin rantalaitumille tulee usein ravinteita lisärehun kautta tai nurmilaitumilta, mikä vaikeuttaa luonnonhoidollisen tuloksen aikaansaamista. Tällainen laidunnus aiheuttaa samalla vesistöjen rehevöitymistä.



Juha Pykäliä

7.6 Hietikot ja dyynit

Hollannissa laidunnusta on käytetty parinkymmenen vuoden ajan hietikoiden luonnonhoidossa. Haitallisesti heinittyneillä dyynialueilla nautakarjan ja ponien laidunnus on osoittautunut sopivaksi hoitotavaksi (Kooijman & van der Meulen 1996, Piek 1998). Suomessa kevyt nautakarjan laidunnus ja lammaslaidunnus soveltuisivat hietikoille.

7.7 Suot

Suoluonnoltaan arvokkaita alueita hoidetaan useimmissa Länsi-Euroopan maissa niittämällä tai laiduntamalla: esimerkiksi Ruotsissa (Elveland & Sjöberg 1982, Tyler 1981), Tanskassa (Vinther 1993), Norjassa (Moen 1985, 1990), Englannissa (Burgess ym. 1995) ja Ranskassa (Fossati & Pautou 1989). Suomessa on nykyisin äärimmäisen vähän soita, joita enää niitetään tai laidunnetaan.

Niiton tai laidunnuksen loppumisesta seuraa monilla soilla kasvillisuuden muutos: puuston määrä lisääntyy, avosuopinnat vähenevät ja monet suoeliöt taantuvat. Etenkin pienet suot ja lettosuot ovat vaarassa. Hoidossa tulisi pyrkiä palauttamaan suon perinteinen hoitotapa (Gustafsson 1983).

Elveland (1975, ks. myös Tyler 1981, Gustafsson 1983) on esittänyt lettosoilla tarvittavia hoitotoimia: 1. Puuston ja pensaston osittainen raivaus mieluiten loppukesällä, 2. Niittäminen ja niitetyn heinän poisto. 3. Nautakarjan tai hevosten laidunnus, alhaisella laidunnuspaineella, alkupe räisroduk sopivimpia. Karikkeen poisto niiton yhteydessä hyödyttää matalakasvuisia ruohoja ja sammalia (Elveland 1978).

Tylerin (1981) mukaan viikatteella niitto on letoilla useimmiten paras hoitotapa. Niitto joka toinen vuosi tai kolmas vuosi saattaa riittää tai olla sopivin hoitotapa (Moen 1995). Letoilla hyviä laiduneläimiä ovat Tylerin (1981) mukaan 1–2-vuotias nautakarja sekä luonteeltaan rauhalliset hevoset. Burgess ym. (1995) arvelevat, että suoluonnolle sopivinta olisi sekä nautakarjan että hevosten käyttö laiduneläiminä. Hereford- ja charolais-rodut ovat soille liian

Juha Pykäliä

Kuva 55. Useimmat merenrantaniityt ovat pahoin ruovikoituneet viime vuosikymmeninä. Muutamain paikoin alueita on otettu uudelleen hoitoon. Ruovikon poistoa niittotalkoilla Saaristomeren kansallispuistossa. Houtskär, Jungfruskär.



Kuva 56. Edellisen kuvan ranta kaksi vuotta myöhemmin. Ensikunnostuksen jälkeen nautakarja pitää ruovikon kurissa.

Umpeutuville rannoille on useimmiten levinnyt pensastoa ja puustoa. Rantaniityn kunnostuksessa niiden poisto on tärkeää. Esimerkiksi kahlaajat vaativat pesäpaikaltaan 100–200 metrin etäisyyden lähimpiin pensasiin ja puihin (Mikkola-Roos 1995). Siksi kaikki pensaats ja puut tulee poistaa niityltä, jos sitä pyritään kunnostamaan kahlaajille soveliaaksi (Johansson ym. 1986).

Suuri osa rantaniityistä on ojitettu. Ojien tukkiminen olisi monesti tarpeen, jotta rantaniityn kuivuminen saataisiin pysäytettyä.

painavia, ja niiden ravinnontarve on liiallinen (Tyler 1981). Lampaat ja vuohet eivät sovi soille (Tyler 1981).

Lyhytaikainen laidunnus isolla karjalalla ja pitkäaikainen laidunnus muutamilla eläimillä vaikuttavat eri tavoin, mutta vaikutuksia ei ole tutkittu (Tyler 1981). Teoriasa lyhytaikainen tehokas laidunnus saattaa aiheuttaa vähemmän tallausjälkiä ja lähes tyy vaikutusiltaan niittoa, koska tällöin eläimet syövät lyhyessä ajassa kaiken matalaksi (Tyler 1981). Pidempiaikainen laidunnus aiheuttaa enemmän tallauksen jälkiä, polkujen syntymistä ja enemmän valikoivia laidunvaikutuksia kasvillisuuteen (Tyler 1981).

7.8 Kalliot

Kallioluonnon hoidosta ei ole juuri tutkimuksia. Silti on kyseenalaista säilyykö kallioluontomme monimuotoisuus ilman luonnonhoidollisia toimia. Luonnonhoidollisia kallioita ei juurikaan ole, vaan kalliot ovat metsätalouden piirissä. Metsänhoidollisin toimin on lisätty nuoren puuston määrää ja vähennetty vanhan puuston määrää. Metsäpalot ovat saattaneet olla erittäin merkittäviä kallioniittyjen ylläpitäjiä, mutta asiaa ei ole tutkittu. Kun metsäpaloja ei sallita, tarvitaan muita luonnonhoidollisia toimia, jotka edes jossain määrin korvaisivat palojen vaikutuksia kallioluontoon.

Esimerkiksi Englannissa ja Ruotsissa kallioluontoa hoidetaan laiduntamalla, mutta laidunkalliot sisällytetään niittyihin, ja niille sovelletaan samoja hoito-ohjeita kuin niittyihin. Tutkimuksissa, joissa karjan laidunnuksen vaikutuksia kallioihin on arvioitu, vaikutuksia on arvioitu voittopuolisesti myönteisiksi (Tyler 1997). Karjan laidunnus sopineekin hyvin kallioille. Nimenomaan etelä- ja länsirinteillä laidunnus hyödyttäneet eteläistä, lämpöä vaativaa eliöstöä.

Kallioilla syötävää on varsin vähän, joten kallioita tulisi laiduntaa laajojen metsälaidunten yhteydessä tai pienillä alueilla lyhytaikaisesti. Myöhäinen laidunnuksen aloittamisajankohta lienee suositeltava. Sopivimpia laiduneläimiä lienevät nautakarja ja lampaat.

7.9 Pientareet

Pientareet ovat yleensä maa- ja metsätalouden ulkopuolella olevia alueita, jolloin luonnolle haitallisen ihmistoiminnan vaikutukset voivat jäädä ympäröiviä alueita vähäisemmiksi.

Piennarten hoitoon pätee pitkälti sama kuin niittyjen hoitoon (taulukko 17). Niitto on pientareilla sopivampi hoitotapa kuin laidunnus. Pientareiden ei-rehevöittävä laidunkierron järjestäminen on hankalaa. Lisäksi niittämällä saadaan ravinteita vähennettyä tehokkaammin kuin laidunnuksella. Kerran tai kahdesti kesässä tehdyllä niitolla kasvien lajimäärä kasvaa, mikäli niitetty kasvillisuus kerätään pois (Melman ym. 1988, Persson 1995). Perssonin tutkimuksessa sekä niitto kerran, kaksi kertaa että kolme kertaa kesässä lisäsi kasvien lajimäärää ja vähensi ns. ongelmakasveja. Rehevöitymättömillä, niukkaravinteisilla pientareilla niitto kerran kesässä heinäkuun lopulla–elokuun alussa on ilmeisesti soveliainta, mutta ravinteisempien maiden pientareilla niitto kaksi kertaa kesässä lienee parempi. Piennarten hyönteislajiston kannalta lienee edullista jättää osa pientareesta niittämättä. Gerell (1997) pitää perhosten kannalta suositeltavana niittää vuorovuosin tien toisen puolen piennar. Mikäli niitetty kasvillisuus jätetään korjaamatta pois, piennar saattaa rehevöityä ja niiton vaikutus olla kasvillisuutta köyhdyttävä (Kornaś & Dubiel 1991, Persson 1995). Keski-Euroopassa piennarluontoa suositellaan ylläpidettäväksi pellon reunaosiin jätetyillä n. 5–10 metriä leveillä viljelykaistaleilla, joita ei lannoiteta eikä myrkytetä. Tällaisten vyöhykkeiden reunustamat pientareet ovat lajirunsaampia kuin tavalliset pientareet (Kleijn & Verbeek 2000).

Leveät pientareet ovat uusia teitä rakennettaessa parempia kuin kapeat, jos niiden alle ei jää luonnoltaan arvokkaita alueita (Munguira & Thomas 1992). Maa-ainesten tuonnin välttäminen on suositeltavaa. Erityisen haitallista biodiversiteetille on runsasravinteisen multa- ja savimaan tuominen pientareille. Teitä rakennettaessa teiden alle jäävää maa-ainesta tulisi käyttää piennarten tekemiseen. Tällöin paikan luonteisella kasvistolla olisi paremmat mahdollisuudet siirtyä pientareelle joko itä-

Taulukko 17. Luonnon monimuotoisuutta ylläpitävän tien piennarten hoidon periaatteet.
Arvokkaat luontokohteet:
<ul style="list-style-type: none"> • selvitetään tien varsien arvokkaat luontokohteet • arvokkaille luontokohteille tehdään hoitosuunnitelmat ja niitä hoidetaan luonnonarvot säilyttävällä tavalla
Muut pientareet:
<ul style="list-style-type: none"> • annetaan piennarten kasvettua luontaisesti • vältetään mullan ja muiden maa-ainesten tuontia ja kasvien siementen kylvöä • hoidetaan pientareita niittämällä ja korjaamalla niitetty kasvillisuus pois • estetään piennarten vesoittuminen ja pensoittuminen • niittoajankohta valitaan luonnon monimuotoisuuden kannalta sopivaksi (yleensä heinäkuun loppu – elokuu, runsasravinteisilla alueilla voidaan niittää useampia kertoja vuodessa)

mällä maaperän siemenvarastosta tai juurenkappaleiden avulla. Piennarten muotoilussa jyrkkien korkeiden etelärinteiden rakentaminen kevyistä maalajeista on suositeltavaa. Piennarten luontainen ja hidas kasvittuminen on biodiversiteetille eduksi.

Mikäli piennarten lähellä on edustavaa niittykasvillisuutta, kasvien kylvö pientareille johtaa helposti siihen, että niiden kasvilajistosta tulee köyhempi kuin, jos niiden annettaisiin luontaisesti kasvittua (Slim & Oosterveld 1985). Kylvöjen välttäminen parantaa seudulla alkuperäisten luonnonkasvien mahdollisuuksia levitä pientareille (Krause 1989). Mikäli kasvipeitteen nopea aikaansaaminen on välttämätöntä, on suositeltavaa käyttää yksivuotisia kasveja (esimerkiksi viljoja), jotka häviävät paikalta vuodessa tai muutamassa vuodessa (Krause 1989). Tällöin kasvilajit pääsevät paremmin leviämään pientareille lähiympäristöstä.

Peltojen pientareita ei nykyisin juurikaan hoideta. Tien pientareita niitetään, mutta niitossa ei oteta huomioon biodiversiteettiä. Niittoajankohta on yleensä liian aikainen, ja niitetty kasvillisuus jätetään korjaamatta pois. Pientareita tulisi niittää heinäkuun loppupuolella tai elokuun alkupuolella ja korjata niitetty kasvillisuus pois. Tielaitoksen tieluonnon hoito-ohjelmassa on asianmukaisesti esitetty periaatteet piennarten hoidon muuttamisesta luonnon monimuotoisuuden huomioonottavaksi (Tielaitos 1999). Sen sijaan Tielaitoksen niittykasvillisuuden perustamiskokeiluissa (Mahosenaho & Pirinen 1999) biodiversiteettiä ei ole juurikaan otettu huomioon. Tien pientareiden hoidon keskeisimpiä tu-

levaisuuden haasteita on saada estettyä luonnon monimuotoisuudelle haitallisten tulokaskasvien (esim. lupiini, jättiputket, *Heracleum persicum* ja *H. mantegazzianum*) leviäminen tien varsia pitkin.

Puiden ja pensaiden poisto on suositeltavaa. Latvominen olisi myös erinomaisen tapa estää puita kasvamasta liian suuriksi esimerkiksi sähkö- ym. linjojen alla. Lisäksi lehtipuiden lehdestys latvomalla olisi hyvä tapa luoda vähitellen vanhaa puustoa ja lahoppuustoa teiden varsille.

7.10 Muut maatalousympäristöt

Edellisissä luvuissa mainitut hoidon yleisperiaatteet soveltuvat myös muihin maatalousympäristöihin.

Pihat

Pihoilla keskeisimpiä tapoja luonnon monimuotoisuuden ylläpitämiseksi ovat vanhojen lehtipuiden säästäminen ja pihaniittyjen niitto tai laidunnus. Lehtipuiden lehdestys latvomalla soveltuisi erinomaisesti pihapuiden hoidoksi. Sillä tavoin samalla estettäisiin puita kasvamasta haitallisen suurikokoisiksi.

Rakennukset ja rakenteet

Vanhat maalaamattomasta puusta tehdyt rakennukset ja -rakenteet kannattaisi säilyttää. Tällaisten rakenteiden purku "maisemanhoidollisista" syistä tai muutoin on

luonnon monimuotoisuudelle haitaksi. Etenkin hirsirakennukset tulisi säästää. Uusia rakennuksia maalaamattomasta puusta pitäisi tehdä kiireellisesti, mikäli halutaan, että maatalouden rakennuksiin liittyvä luonnon monimuotoisuus säilyisi maasamme. Uudisrakentaminen tulisi keskittää seuduille, joilla on vielä jäljellä vanhoja puurakennuksia ja -rakenteita.

Peltolaitumet

Peltolaitumien merkitys luonnon monimuotoisuudelle on vähäinen. Sitä voisi jossain määrin lisätä seuraavin keinoin.

1. pitkäikäisten (> 5 vuotta) viljelylaitumien ja niitonurmien osuutta lisätään,
2. alueita ei lannoiteta ja
3. karja palautetaan kesäksi ulkolaitumille.

8

Tiivistelmä

Luvun 1 tiivistelmä

Perinteisen karjatalouden muovaamat ympäristöt ovat luonnon monimuotoisuudeltaan eli biodiversiteetiltään muita maatalousympäristöjä rikkaampia. Tässä julkaisussa esitetään kokonaiskäsitys karjatalouden vaikutuksista Suomen luonnon monimuotoisuuteen. Painopiste on eri maankäyttötapojen (laidunnus, niitto, lehdestys, kaskeaminen) vaikutusten selvittämisessä. Vaikutukset ulottuvat lähes kaikkiin luontotyyppiimme. Tiedot karjatalouden ekologisista vaikutuksista pohjautuvat monelta osin ulkomaisiin tutkimuksiin. Kotimaisia tutkimuksia on aiheesta suhteellisen vähän. Tutkimus painottuu vaikutuksiin kasvistoon, koska niistä on enemmän tietoa kuin vaikutuksista eläimistöön.

Luvun 2 tiivistelmä

Perinteisen karjatalouden muovaamia ympäristöjä kutsutaan perinnebiotoopeiksi. Niistä tärkeimmät ovat erilaiset niityt, hakamaat ja metsälaitumet. Laidunnus, niitto, lehdestys ja kaskeaminen olivat keskeisimmät maankäyttötavat. Suurin osa Etelä- ja Keski-Suomen maa-alasta oli 1800-luvun lopulle asti karjatalouden piirissä. Pääosa maatalousmaasta oli metsää, jota kaskettiin ja laidunnettiin. Karja laidunsi kesät pääasiassa metsissä. Niityiltä niitettiin karjalle talvirehu. Lehtipuista saadut lehdekset olivat myös tärkeää karjan talviruokaa. Niittyjä oli vähintään 2–4-kertainen määrä määrä peltoihin verrattuna. Karjan lantaa käytettiin peltojen lannoitukseen. Ravinteita siirtyi niityiltä ja metsistä pelloille ja asuttuun ympäristöön.

Perinteinen karjatalous vallitsi Suomessa 1800-luvun loppuun asti. Tällöin peltoja alettiin käyttää karjan rehun tuottamiseen, ja niittyjä raivattiin runsaasti pelloiksi. Niittoniittyjen määrä romahti jo 1800–1900-lukujen vaihteessa. Niittyala on pienentynyt koko 1900-luvun ajan. Niittyjä oli

kuitenkin vielä 1960-luvulla kohtalaisesti jäljellä. Metsälaidunnus jatkui yleisenä 1960-luvulle asti. Viime vuosikymmeninä perinnebiotooppien määrä on vähentynyt voimakkaasti, etenkin laidunnuksen loppumisen ja metsittämisen takia.

Luvun 3 tiivistelmä

Perinteiselle karjataloudelle oli luonteenomaista pienipiirteisyys. Osaa alueista hyödynnettiin tarkoin ja samankaltaisin menetelmin vuosisatojen ajan. Osalla alueista maankäytön intensiteetti muuttui epäsäännöllisesti. Biodiversiteetiltään arvokkaimpia ovat niityt, joita on hoidettu pitkään, jopa vuosisatoja.

Niitto ja laidunnus lisäävät kasvien lajimäärää. Keskeisimpiä syitä tähän ovat valtalajien ja suurikokoisten lajien niukentuminen, karikkeen vähentyminen, yksilöiden koon pienentyminen, maaperän typen ja fosforin vähentyminen sekä valon ja lämmön lisääntyminen.

Suurin osa Euroopan eliölajistosta on sopeutunut vähäravinteisiin (= maaperässä niukalti typpeä ja fosforia) olosuhteisiin. Siksi rehevöityminen vähentää luonnon monimuotoisuutta. Niitetyillä ja laidunnetuilla alueilla on siksi keskeistä, ettei niille tuoda muualta ravinteita. Pääosa maamme perinnebiotoopeista on haitallisesti rehevöitymisessä. Tärkeimmät syyt tähän ovat keinolannoitus, lisärehun anto ja perinnebiotooppien laiduntaminen yhdessä pelto-
laitumien kanssa. Rehevöityminen vaikuttaa kasveihin monin tavoin, useimmiten epäsuorasti. Keskeisintä on, että typpeä ja fosforia suosivat isokokoiset lajit syrjäyttävät muuta lajistoa.

Niitto ja laidunnus muuttavat pienilmaston lämpimämmäksi ja äärevämmäksi. Siksi ne suosivat etenkin eteläistä eliölajistoa. Niitto ja laidunnus vaikuttavat monin tavoin eliöiden lisääntymiseen ja leviämi-

seen. Pääosalla kasvilajeista siemenet voivat kulkeutua karjan mukana.

Useimmat kasvilajit reagoivat samalla tavoin sekä niittoon että laidunnukseen. Niiton ja laidunnuksen vaikutus kasvillisuuteen on kuitenkin selvästi erilainen. Niitto kohdistuu tasapuolisesti kaikkeen niittokorkeuden ylittävään kasvillisuuteen, kun taas eläimet valikoivat syötävänsä. Niittoniityt ovat kasvilajistoltaan runsaslajisimmat elinympäristömme.

Laiduntamisen vaikutus eliöstöön riippuu mm. ympäristöoloista, laiduneläinlajeista ja -rodusta, laidunnuspaineesta ja -ajankohdasta. Nautakarja ei pysty valikoimaan syötävänsä niin tarkoin kuin muut laiduneläimet. Siksi se on yleensä sopivin eläinlaji luonnonhoitoon. Myös hevoset soveltuvat useimmille luontotyypeille. Lampaat valikoivat ruohoja ja jättävät heiniä syömättä ja välttävät kosteita maita. Siksi lampaiden käyttökelpoisuus ei ole niin hyvä kuin nautojen ja hevosten.

Lehdesniityt ovat rikaslajisimpia elinympäristöjämme. Vanhoilla latvotuilla puilla elää runsaasti harvinaista lämpöä ja laho puuta vaativaa eliölajistoa. Runsa kaskeaminen hyödytti niittyeliöstöä, mutta köyhydytti puilla elävää eliölajistoa. Muita perinteiseen karjatalouteen kuuluneita eliöstölle merkittäviä maan- ja puunkäyttötapoja olivat kulottaminen, tulvittaminen ja käsittelemätön puuaines (etenkin hirsirakennukset ja -rakenteet).

Luvun 4 tiivistelmä

Suomessa ei ole tehty kattavaa perinnebiotooppien luokittelua. Monet niittytyypit ovat nykyisin niin harvinaisia tai jo kokonaan hävinneitä, että niittyjämme ei voi enää kunnolla luokitella. Pääosa niityistä on ihmisen aikaansaannosta, mutta luontaista niittymäistä kasvillisuutta on ollut melko laajalti rannoilla, kallioilla, soilla, tuntureilla ja lyhytaikaisesti metsäpaloalueilla.

Metsälaidunnus on hyödyttänyt valoa vaativaa metsäeliöstöä, ja osin korvanus ihmisen estämiä luonnonilmiöitä (tuli ym.). Haitallisia vaikutuksia ovat mm. kuusen runsastuminen ja jalojen lehtipuiden niukentuminen.

Rantojen laidunnus on hyödyttänyt suurinta osaa rantojen luontaisista kasvilajeista vähentämällä valtalajien kuten järvi-

ruo'on runsautta. Soilla niittytalous on myös ollut eduksi monelle suokasville. Etenkin monet harvinaiset lettokasvit hyötyivät niitosta ja laidunnuksesta.

Piennarten suhteellinen merkitys niittyeliöstölle on jatkuvasti kasvanut, vaikka myös piennarten pinta-ala on pienentynyt ja niiden laatu on eliölajiston kannalta heikentynyt, etenkin rehevöitymisen myötä.

Luvun 5 tiivistelmä

Perinteisen karjatalouden vaikutuksista eri eliöryhmiin on vaihtelevasti tietoja. Useimmista eliöryhmistä tiedot ovat melko vähäiset. Eniten tietoja on putkilokasveista. Kootun aineiston perusteella alkuperäiskasveistamme n. 60 % hyötyy ja 13–14 % kärsii niiton ja perinteisen nautakarjan laidunnuksen yhteisvaikutuksesta. Niitosta ja laidunnuksesta hyötyvien alkuperäiskasvien ja tulokaskasvien osuus on suunnilleen sama. Pääosa kasveistamme kärsii nykyisin vallitsevasta rehevöittävästä laidunnuksesta.

Putkilokasvit, perhoset, pistiäiset ja kovakuoriaiset lienevät karjataloudesta eniten hyötynneitä eliöryhmiä. Laidunnus ja niitto ovat myös tärkeitä mm. sammalille, jäkälille, sienille, linnuille, suorasiipisille ja kaksisiipisille. Niitosta ja laidunnuksesta hyötynneitä eliölajeja on ilmeisesti ollut selvästi enemmän kuin niistä kärsineitä. Hyvin yksinkertaistetusti karjatalous aiheutti puueliöiden taantumista ja maan pinnalla ja ruohovartisilla kasveilla elävien eliöiden runsastumista.

Tulokset osoittavat karjatalouden merkityksen suuremmaksi kuin aiemmissa tutkimuksissa on arvioitu. Luonnon monimuotoisuuden vähentyminen ja monien eliölajien uhanalaistuminen aiheutuvat maatalouden muutoksista. Aiemmat luonnon monimuotoisuuden kannalta edulliset maankäyttötavat ovat väistyneet.

Luvun 6 tiivistelmä

Perinteinen karjatalous on osin korvannut ihmisen estämien luonnon monimuotoisuudelle keskeisten luonnon ilmiöiden (kulot, tulvat, suurnisäkkäät, majavat) vaikutusta eliöstöömme. Vaikka niiton ja laidunnuksen vaikutukset ekosysteemeihin ovat merkittävästi erilaisia kuin luonnonilmiöiden, vaikutukset moniin eliölajeihin voivat olla samankaltaisia. Euroopan eliölajisto on vuosimil-

joonien aikana sopeutunut kasvinsyöjä-eläinten laidunnukseen. Karjan laidunnus on korvannut sukupuuttoon kuolleiden suurnisäkkäiden vaikutusta eliöstöön.

Niitto ja laidunnus ovat myös lievittäneet ihmisen aiheuttamia haitallisia vaikutuksia (rehevöityminen, happamoituminen). Karjatalouden positiivinen vaikutus luontoon on suurimmaksi osaksi perustunut siihen, että se on auttanut luonnon dynamiikasta riippuvaista eliölajistoa selviytymään muuttuneissa olosuhteissa. Merkittävä osa alkuperäisistä eliölajeistamme on siten muuttunut suurelta osin tai kokonaan riippuvaisiksi niitosta ja laidunnuksesta. Ihmisen aiheuttamien luonnolle haitallisten vaikutusten yhä lisääntyessä, perinteisen karjatalouden menetelmien potentiaalinen merkitys luontomme monimuotoisuuden säilyttämisessä on entisestään korostunut.

Luvun 7 tiivistelmä

Perinnebiotooppien hoidossa on tärkeää pyrkiä mahdollisimman samankaltaiseen hoitoon kuin on ollut alueen perinteinen karjatalouskäyttö. Keskeistä on, että hoidettavan alueen tyyppi ja fosforin määrät eivät lisääny, vaan mieluiten vähentyvät. Eläimille ei tule antaa lisärehua. Niittyjä ja muita perinnebiotooppeja ei saisi laiduntaa peltolaitumien yhteydessä.

Luonnon monimuotoisuuden ylläpito edellyttää maankäytön monimuotoi-

suutta. Niitto ja laidunnus ovat toisiaan täydentäviä luonnonhoitomenetelmiä. Nautakarja sopii laiduntajaksi kaikilla perinnebiotoopeilla. Eri eläinrotujen, laidunnuspaineen, laidunnusajankohdan ja laidunjärjestelmien vaikutus biodiversiteettiin tunnetaan heikosti. Useimmat niittykasvit hyötyvät korkeasta laidunnuspaineesta. Sen sijaan voimakas laidunnus on haitallista monille hyönteisille.

Suomen luonnon monimuotoisuuden säilyttäminen edellyttää, että kaikki säilyneet niityt saataisiin hyvään hoitoon. Niittyala on kuitenkin monen eliölajin osalta laskenut jo alle kriittisen rajan. Siksi umpeutuneita alueita tulee entisöidä niityiksi. Niittyjä saadaan parhaiten raivaamalla metsittyneitä entisiä niittyjä ja hakamaita. Peltojen muuttaminen niityiksi on vaikeaa, erityisesti koska maaperän ravinteiden määrät ovat pelloilla liian korkeat, ja niiden vähentäminen eliöstölle suotuisalle tasolle on hidasta ja vaikeaa.

Puustoisia alueita tulisi laiduntaa erillään peltolaitumista ja välttää lisärehun antoa eläimille, jotteivät alueet haitallisesti rehevöityisi. Biodiversiteetin kannalta on lisäksi tärkeää säästää vanhaa lehtipuustoa ja lahopuustoa. Myös muiden luontotyyppien, etenkin rantojen ja soiden, niiton ja laidunnuksen lisääminen on välttämätöntä niiden luonnon monimuotoisuuden säilyttämiseksi.

English summary

Summary to chapter 1

Areas formed or influenced by traditional animal husbandry have richer biodiversity than other agricultural areas. In this review a comprehensive synthesis of the effects of animal husbandry on Finnish biodiversity is presented. The emphasis is on studying the effects of traditional land use practices (livestock grazing, mowing, pollarding and coppicing, slash-and burn agriculture). The effects of traditional animal husbandry cover almost all vegetation types. However, knowledge of the ecological effects is mainly based on foreign studies: there are only a few Finnish studies concerning this subject. This review mainly concentrates on the effects on flora, because more data is available on vascular plants than on other organisms.

Summary to chapter 2

In this review, areas influenced by traditional animal husbandry are called traditional rural biotopes. Most important of these are various kinds of grasslands, wooded pastures and grazed forests. The most important traditional land use practices were grazing, mowing, pollarding, coppicing and slash-and-burn agriculture. Until the end of the 1800s most of the land area of southern and central Finland was utilized for animal husbandry. Most of the forest area was grazed and used for slash-and-burn agriculture. Livestock mostly grazed in forests during the summertime. Winter fodder for the animals was gathered from meadows. Loppings from deciduous trees were also important winter fodder. The area of meadows was at least 2–4-fold compared to arable fields. Manure was used to fertilize fields. Nutrients were shifted from meadows and forests to arable fields and nearby houses.

Traditional animal husbandry dominated in Finland until the end of the 1800s.

Thereafter, arable fields were commonly appropriated for fodder production, and meadows were abundantly converted to fields. The area of meadows decreased dramatically already at the turn of the 20th century. Since then the area of grassland has decreased throughout the 20th century. However, grasslands were still relatively common in the 1960's. Forest grazing also continued abundantly until the 1960s. During recent decades the amount of traditional rural biotopes has strongly decreased, particularly due to the cessation of grazing of semi-natural areas and active afforestation.

Summary to chapter 3

Traditional animal husbandry was characterized by small-scale heterogeneity in land use. Some areas were managed intensively, and with similar methods through several centuries. In other areas the intensity of land use changed irregularly. The most important areas for biodiversity are grasslands that have been managed continuously for a very long time, even for centuries.

Mowing and grazing increase plant species richness. The most important reasons for this are: decrease of the dominant, usually large, species, decrease of litter, decrease in the size of plant individuals, decrease in the amount of nitrogen and phosphorus in soils and increase in light intensity and temperature.

Most European species have adapted to rather nutrient-poor conditions (low amounts of nitrogen and phosphorous in soils). Therefore nutrient enrichment decreases biodiversity. It is essential that no human-induced nutrient enrichment occurs in mowed and grazed areas. In most cases traditional rural biotopes in Finland are threatened by nutrient enrichment. The most important reasons for this are artificial fertilization, supplementary forages and

the fact that traditional rural biotopes are commonly grazed together with cultivated pastures. Nutrient enrichment has many harmful effects on flora, mainly indirectly. The most important reason for the decline of species richness is that certain large plants, favouring high amounts of nitrogen and phosphorus, displace other plants.

Mowing and grazing cause a shift in microclimate to warmer and more extreme conditions. These practices therefore benefit particularly the southern element of Finnish flora and fauna. Mowing and grazing have several important influences on the reproduction and dispersal of many species. Livestock can transport the seeds of most vascular plant species.

Most vascular plants respond relatively similarly to mowing and grazing. However, the effects of mowing and grazing on vegetation are clearly different. Mowing affects equally all plants, removing plant material exceeding a certain height, but animals select what they eat. The richness of vascular plants is higher in mowed grasslands (meadows) than in any other habitat in Finland.

The effects of grazing on biodiversity depend for example on the environmental conditions, species and breed of the animal, the grazing intensity and the timing of grazing. Cattle are less selective with regard to their food than other grazing animals. This makes cattle more suitable for managing biodiversity than other livestock. Horses are also suitable for most areas. Sheep select forbs and avoid grasses and wet areas. Sheep are considered less useful for managing biodiversity than cattle and horses. However, the differences between livestock species concerning their effects on biodiversity have been insufficiently studied.

Pollarded meadows are the habitats with highest species richness. Many rare species demanding warm microhabitats and dead wood thrive in old pollarded trees. Large-scale slash-and burn-agriculture favoured grassland flora and fauna, but impoverished the diversity of species living on trees. Burning, flooding and the use of untreated wood (buildings and other constructions made of timber) were also important to biodiversity.

Summary to chapter 4

There is no detailed classification of traditional rural biotopes in Finland. Several grassland vegetation types are nowadays so rare, or have already totally disappeared, that a comprehensive classification of grasslands is no longer possible. Most grasslands are human-made, but natural grassland-like vegetation occurred widely on shores, rock outcrops, mires, mountains and temporarily in forest fire areas.

Forest grazing has benefitted forest species which need much light, and grazing has partly compensated for the decrease of human-suppressed natural disturbances (fire etc.). Harmful effects of forest grazing included e.g. increase of spruce and decline of several deciduous trees.

Grazing of shores has benefitted most native vascular plants growing on shores, as it has diminished the abundance of dominant plants such as reed. Grassland management has also been favourable for many mire plants. Particularly many rare plants of rich fens benefitted from mowing and grazing.

The relative importance of edges (e.g. road verges, banks) to grassland species has continuously increased, although both the total area and the quality of edge habitats has substantially decreased, the latter particularly because of nutrient enrichment.

Summary to chapter 5

Knowledge of the effects of traditional animal husbandry on different groups of organisms varies considerably. Data on most taxa is rather scarce. Vascular plants are the best known group in this respect. According to data collected in this study ca. 60 % of native vascular plants in Finland benefit and ca. 13–14 % suffer from the combined effects of mowing and traditional grazing. The ratio of benefitting species is similar among native and alien plants. The currently dominating grazing management causing nutrient enrichment is disadvantageous to most vascular plants.

Vascular plants, butterflies, sawflies and beetles are probably the groups that have benefitted most from traditional animal husbandry. Grazing and mowing are also important for the species richness of bryophytes, lichens, fungi, birds, Orthop-

tera and Diptera. Clearly more species have benefitted from grazing and mowing than have suffered from it. Crudely simplified, animal husbandry caused a decline of species living on trees and an increase of species living on ground and herbs.

The results of this study emphasize that the importance of traditional animal husbandry to the flora and fauna of Finland is more pronounced than previously recognized. The decline in biodiversity is largely caused by changes in agriculture. Previous management methods beneficial to biodiversity have been almost totally abandoned.

Summary to chapter 6

Traditional animal husbandry has partly compensated for the loss of human-suppressed natural disturbances (e.g. fires, floods, large herbivores, beavers) to biodiversity. Although the effects of grazing and mowing on ecosystems are clearly different from those of natural disturbances, effects on many species may be similar. During millions of years the fauna and flora of Europe have adapted to grazing by large herbivores. Livestock grazing is a surrogate for the extinct large herbivores.

Mowing and grazing have also mitigated anthropogenic effects (eutrophication, acidification) deleterious to biodiversity. The positive impact of animal husbandry on biodiversity has largely been based on the fact that grazing and mowing have helped the survival of species originally dependent on natural disturbances. A significant part of our native species are now partly or totally dependent on grazing and mowing. As anthropogenic deleterious effects on nature continuously increase, the potential importance of methods used in traditional animal husbandry for maintaining biodiversity has also increased.

Summary to chapter 7

When managing traditional rural biotopes it is important to follow the traditional management regime. It is crucial that the amounts of nitrogen and phosphorus in soils do not increase, but preferably decrease. Supplementary forages should not be given to animals. Grasslands and other traditional rural biotopes should be grazed separately from cultivated pastures.

Maintenance of biodiversity requires maintenance of land use diversity. Mowing and grazing are complementary management methods. Cattle are well suited to all kinds of traditional rural biotopes. The differences between different breeds, intensity of grazing, timing of grazing and grazing system to biodiversity are poorly understood. Most grassland plants benefit from high grazing pressure, but intensive grazing is harmful to many insects.

It is crucial for Finnish biodiversity that all existing grasslands should be properly managed. However, the grassland area nowadays appears to be below the threshold value for many species to survive. For this reason overgrown former grasslands should be restored on a large scale. Grasslands can be restored by clearing forested former grasslands and wooded pastures. Changing arable land to species-rich grassland is difficult, particularly because the nutrient levels in soil are too high and reducing their levels to a suitable level for biodiversity is both slow and difficult.

Wooded areas should be grazed separately from cultivated pastures and there is a need to avoid the use of supplementary forages, in order to prevent nutrient enrichment. For biodiversity it is important to spare old deciduous trees and dead wood. Increase of grazing and mowing is also needed for the maintenance of biodiversity in several other habitat types, particularly in shores and fens.

Kiitokset

Käsikirjoituksen lukivat ja siihen monia arvokkaita parannuksia esittivät Aulikki Alanen, Carl-Adam Hæggström ja Mikko Kuussaari. Tiettyjä lukuja ovat kommentoineet Ilpo Mannerkoski (luvut 3.7, 4.9, 5.6-5.10), Pekka Punttila (5.9), Maarit Vainio (4.4, 7.5) ja Raimo Virkkala (3.6, 5.5). Julkaisun painatuksen rahoittivat ympäristöministeriö sekä maa- ja metsätalousministeriö.

Kirjallisuus

- Aaltonen, S. 1955: Iijoen keskijuoksun (Pudasjärven) tulvaniittyjen kasvillisuudesta. Pro gradu. Helsingin yliopisto. Kasvitieteen laitos.
- Aarnio, H. 1993: Perhosten paratiisi. Teoksessa: Pälkäs, O. (toim.): Keto-opas: 23-26. Suomen luonnonsuojeluliitto. Helsinki.
- Aarssen, L. 1983: Ecological combining ability and competitive combining ability in plants: toward a general evolutionary theory of coexistence in systems of competition. *Am. Nat.* 122:707-731.
- Adams, S.N. 1975: Sheep and cattle grazing in forests: a review. *J. Appl. Ecol.* 12:143-152.
- Adelsköld, N. 1997: Igenväxande marker – bra eller dåligt? *Biodiverse* 2(2):7.
- Aerts, R. 1990: Nutrient use efficiency in evergreen and deciduous species from heathlands. *Oecologia* 84:391-397.
- Aerts, R. 1993a: Biomass and nutrient dynamics of dominant plant species from heathlands. Teoksessa: Aerts, R. & Heil, G.W. (toim.), *Heathlands. Patterns and processes in a changing environment*: 51-84. Kluwer. Dordrecht.
- Aerts, R. 1993b: Competition between dominant plant species in heathlands. Teoksessa: Aerts, R. & Heil, G.W. (toim.), *Heathlands. Patterns and processes in a changing environment*: 125-151. Kluwer. Dordrecht.
- Aerts, R. & Heil, G.W. (toim.) 1993: *Heathlands. Patterns and processes in a changing environment*. 223 s. Kluwer. Dordrecht.
- Aerts, R. & van der Peijl, M.J. 1993: A simple model to explain the dominance of low-productive perennials in nutrient-poor habitats. *Oikos* 66:144-147.
- Ahlbäck, R. 1955: Kökar. Näringslivet och dess organisation i en utskärssocken. *Skrifter Svenska Litteratursällskapet i Finland* 351.
- Ahlbäck, R. 1983: *Bonden i svenska Finland*. 429 s. Svenska litteratursällskapet i Finland. Helsingfors.
- Ahlén, I. 1965: Studies on the red deer, *Cervus elaphus* L. in Scandinavia. III. Ecological investigations. *Viltrevy* 3(3):177-376.
- Ahlén, I. 1975: Winter habitats of moose and deer in relation to land use in Scandinavia. *Viltrevy* 9(3):45-192.
- Ahlén, I. & Tjernberg, M. (toim.) 1996: *Rödlistade ryggradsdjur i Sverige – artfakta*. 335 s. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Ahnlund, H. & Lindhe, A. 1992: Hotade vedinsekter i barrskogslandskapet – några synpunkter utifrån studier av sörmländska brandfält, hållmarker och hyggen. *Ent. Tidskr.* 113:13-23.
- Ahokas, H. 1998: Metsän pintamaan happamoituminen 1933-1995 Espoossa, Helsingissä, Kauniaisissa ja Kirkkonummella. *Luonnon Tutkija* 102:10-14.
- Ahti, T., Hämet-Ahti, L. & Jalas, J. 1968: Vegetation zones and their sections in northwestern Europe. *Ann. Bot. Fennici* 5:169-211.
- Alanen, A. 1997a: Maaseudun mansikkapaikat – muistojako vain? *Luonnon Tutkija* 100(5):197-208.
- Alanen, A. 1997b: Perinnemaisemat. Teoksessa: Luostarinen, M. & Yli-Viikari, A. (toim.), *Maaseudun kulttuurimaisemat. Suomen ympäristökeskus & Maaseudun tutkimuskeskus. Suomen ympäristö* 87:71-78.
- Alanen, A., Leivo, A., Lindgren, L. & Piri, E. 1996: Lehtojen hoito-opas. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B* 26:1-128.
- Alanen, A. & Pykälä, J. 1996: Ympäristötukijärjestelmä ei yksin pelasta perinnebiotooppeja. *Ympäristö* 10(2):23-25.
- Alanen, A., Pykälä, J., Luotonen, H. & Vainio, M. 1994: Perinnemaisemaprojekti etenee. *Tiedonvirta* 4/1994:10-14.
- Alexandersson, H., Ekstam, U. & Forshed, N. 1986: Stränder vid fågelsjöar. Om fuktängar, mader och vassar i odlingslandskapet. 112 s. LTs förlag. Stockholm.
- Alexandersson, H. & Eriksson, M.O.G. 1988: Hävdade mader och fuktängar som fågelmiljö. Teoksessa: Anderson, S. (toim.), *Fåglar i jordbrukslandskapet. Vår Fågelvärld, Suppl.* 12:21-34.
- Allen, M.F. 1991: *The ecology of mycorrhizae*. Cambridge Univ. Press. Cambridge.
- Allen, S.E. 1964: Chemical aspects of heather burning. *J. Appl. Ecol.* 1:347-367.
- Almqvist, E. 1929: *Upplands vegetation och flora*. *Acta Phytogeogr. Suec.* 1:1-624 + 430 karttaa.
- Al-Mufti, M.M., Sydes, C.L., Furness, S.B., Grime, J.P. & Band, S.R. 1977: A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation. *J. Ecol.* 65:759-791.
- Anderson, P. 1995: Ecological restoration and creation: a review. *Biol. J. Linn. Soc.* 56(Suppl.):187-211.
- Andersson, L. & Appelqvist, T. 1990: Istidens stora växtätare utformade de nemorala och boreonemorala ekosystemen. En hypotes med konsekvenser för naturvården. *Svensk Bot. Tidskr.* 84:355-368.
- Andersson, L., Appelqvist, T., Bengtsson, O., Nitare, J. & Wadstein, M. 1993: Betespräglad äldre bondeskog – från naturvårdssynpunkt. *Biologi och inventeringsmetodik. Skogsstyrelsen Rapport* 7/1993. 110 s. Jönköping.
- Andrén, H. 1994: Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71:355-366.
- Andresen, H., Bakker, J. P., Brongers, M., Heydemann, B. & Irmiler, U. 1990: Long-term changes of salt marsh communities by cattle grazing. *Vegetatio* 89:137-148.
- Andrzejewska, L. 1965: Stratification and its dynamics in meadow communities of Auchenorrhyncha (Homoptera). *Ekologia Polska* 13:685-715.
- Andrzejewska, L. 1976: The influence of mineral fertilization on the meadow phytophagous fauna. *Pol. ecol. Stud.* 2(4):93-110.
- Angelstam, P. 1997: Landscape analysis as a tool for the scientific management of biodiversity. *Ecol. Bull.* 46:140-170.
- Angelstam, P. & Rosenberg, P. 1993: Aldrig, sällan, ibland, ofta. *Skog & Forskning* 1/93:34-41.
- Anonyymi 1911: Laiduntamisesta aiheutuva vahinko nuorelle metsälle. *Tapio* 4:113-115.

- Anttila, V. 1967: Järvenlaskuyhtiöt Suomessa. Kansatieteellinen arkisto 19:1-360.
- Anttila, V. 1974: Talonpojasta tuottajaksi. Suomen maatalouden uudenaikaistuminen 1800-luvun lopulla ja 1900-luvun alkupuolella. 213 s. Kirjayhtymä. Helsinki.
- Archer, M. 1973: Variations in potash levels in pastures grazed by horses: a preliminary communication. *Equine vet. J.* 5:45-46.
- Arnold, G.W. 1964: Factors with plant associations affecting the behaviour and performance of grazing animals. Teoksessa: Crisp, D.J. (toim.), *Grazing in terrestrial and marine environments*: 133-154. Blackwell. Oxford.
- Arnold, G.W. 1987: Grazing behaviour. Teoksessa: Snaydon, R.W. (toim.), *Ecosystems of the world 17B. Managed grasslands. Analytical studies*: 129-136. Elsevier. Amsterdam.
- Arnolds, E. 1981: Ecology and coenology of macrofungi in grasslands and moist heathlands in Drenthe, the Netherlands. Part 1. Introduction and synecology. *Bibliotheca Mycologica* 83:1-407.
- Arnolds, E. 1989: The influence of increased fertilization on the macrofungi of a sheep meadow in Drenthe, the Netherlands. *Opera Botanica* 100:7-21.
- Arnolds, E. 1991: Decline of ectomycorrhizal fungi in Europe. *Agric. Ecos. Environm.* 35:209-244.
- Aronsson, M. 1979: Det relikta odlingslandskapet i mellersta Kalmar län. *Svensk Bot. Tidskr.* 73:97-114.
- Aronsson, M. 1996: De hamlade trädens biologiska mångfald – rik och hotad. Teoksessa: Slotte, H. & Göransson, H. (toim.), *Lövtäkt och stubbskottsbruk. Människans förändring av landskapet – boskapskötsel och åkerbruk med hjälp av skog. Del I*: 187-189. Kungl. Skogs. och Lantbruksakademien. Stockholm.
- Aronsson, M. 1997: Träd och buskar ger artrik äng. *Biodiverse* 2(2):8.
- Aronsson, M. & Matzon, C. 1987: Odlingslandskapet. 127 s. Svenska Naturskyddsföreningen. Stockholm.
- Ashmore, M.R. & Ainsworth, N. 1995: The effects of ozone and cutting on the species composition of artificial grassland communities. *Funct. Ecol.* 9:708-712.
- Aune, E.L., Kubíček, F., Moen, A. & Øien, D.-I. 1996: Biomass studies in semi-natural ecosystems influenced by scything at the Sølendet nature reserve, Central Norway. III. Tall herb birch forest. *Ekológia (Bratislava)* 15:307-320.
- Austad, I. & Losvik, M. H. 1998: Changes in species composition following field and tree layer restoration and management in a wooded hay meadow. *Nord. J. Bot.* 18:641-662.
- Austad, I. & Skogen, A. 1990: Restoration of a deciduous woodland in Western Norway formerly used for fodder production: effects on tree canopy and field layer. *Vegetatio* 88:1-20.
- Austad, I., Skogen, A., Hauge, L., Helle, T. & Timberlid, A. 1991: Human-influenced vegetation types and landscape elements in the cultural landscapes of inner Sogn, western Norway. *Norsk geogr. Tidskr.* 45:35-58.
- Austrheim, G. & Olsson, E.G.A. 1999: How does continuity in grassland management after ploughing affect plant community patterns? *Plant Ecol.* 145:59-74.
- Austrheim, G., Olsson, E.G.A. & Grøntvedt, E. 1999: Land-use impact on plant communities in semi-natural sub-alpine grasslands of Budalen, central Norway. *Biol. Conserv.* 87:369-379.
- Autti, M. 1993: Perämeren niittyraitojen kasvillisuuden luokittelu ja luonnonsuojeluarvojen määrittäminen. 73 s. + liitteet. Pro gradu. Oulun yliopisto. Kasvitieteen laitos.
- Baar, J. & Kuypers, Th.W. 1993: Litter removal in forests and effect on mycorrhizal fungi. Teoksessa: Pegler, D.N., Boddy, L., Ing, B. & Kirk, P.M. (toim.), *Fungi of Europe: Investigation, recording and conservation*: 275-286. Royal Botanic Gardens. Kew.
- Bacon, J.C. 1990: The use of livestock in calcareous grassland management. Teoksessa: Hillier, S.H., Walton, D.W.H. & Wells, D.A. (toim.), *Calcareous grasslands – ecology and management*: 121-127. Bluntisham Books. Bluntisham.
- Bailey, D.W., Dumont, B. & Wallis De Vries, M. 1998: Utilization of heterogeneous grasslands by domestic herbivores: theory to management. *Ann. Zootechn.* 87:321-333.
- Baker, H. 1937: Alluvial meadows: a comparative study of grazed and mown meadows. *J. Ecol.* 25:408-420.
- Bakker, J.P. 1987: Restoration of species-rich grassland after a period of fertilizer application. Teoksessa: van Andel, J., Bakker, J.P. & Snaydon, R.W. (toim.), *Disturbance in grasslands*: 185-200. Junk. Dordrecht.
- Bakker, J.P. 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. 400 s. Kluwer. Dordrecht.
- Bakker, J.P., Bakker, E.S., Rosén, E., Verweij, G.L. & Bekker, R.M. 1996: Soil seed bank composition along a gradient from dry alvar grassland to Juniperus shrubland. *J. Veg. Sci.* 7:165-176.
- Bakker, J.P., Bekker, R.M., Olff, H. & Strykstra, R.J. 1995: On the role of nutrients, seed bank and seed dispersal in restoration management of fen meadows. *Ber. Norddtsch. Naturschutz Akad.* 8:42-47.
- Bakker, J.P. & Berendse, F. 1999: Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends Ecol. Evol.* 14:63-68.
- Bakker, J.P., Brouwer, C., van den Hof, L. & Jansen, A. 1987: Vegetational succession, management and hydrology in a brookland (the Netherlands). *Acta Bot. Neerl.* 36:39-58.
- Bakker, J.P., de Leeuw, J. & Wieren, S.E. 1983: Micro-patterns in grassland vegetation created and sustained by sheep-grazing. *Vegetatio* 55:153-161.
- Bakker, J.P. & de Vries, Y. 1988: Verspreiding van zaden door maaimachines en grote herbivoren. *De Levende Natuur* 89:173-176.
- Bakker, J.P., Poschlod, P., Strykstra, R.J., Bekker, R.M. & Thompson, K. 1996: Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Bot. Neerl.* 45:461-490.
- Bakker, J.P. & Ruyter, J.C. 1981: Effects of five years of grazing on a salt-marsh vegetation. A study with sequential mapping. *Vegetatio* 44:81-100.
- Balmer, P. & Erhardt, A. 2000: Consequences of succession on extensively grazed grasslands for Central European butterfly communities: Rethinking conservation practices. *Conserv. Biol.* 14:746-757.

- Bazzaz, F.A. 1987: Experimental studies on the evolution of niche in successional plant populations. Teoksessa: Gray, A.J., Crawley, M.J. & Edwards, P.J. (toim.), *Colonization, succession and stability*: 245-272. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Beaufoy, G., Baldock, D. & Clark, J. 1994: The nature of farming. Low intensity farming systems in nine European countries. – 66 s. Institute of European Environmental Policy. London.
- Beefink, W.G. 1977: Salt-marshes. Teoksessa: Barnes, R.S.K. (toim.), *The coastline*: 93-121. John Wiley & Sons. London.
- Baintema, A.J. & Müskens, G.J.D.M. 1987: Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grasslands. *J. Appl. Ecol.* 24:743-758.
- Bekker, R.M., Verweij, G.L., Smith, R.E.N., Reine, R., Bakker, J.P. & Schneider, S. 1997: Soil seed banks in European grasslands: does land use affect regeneration perspectives? *J. Appl. Ecol.* 34:1293-1310.
- Belsky, A.J. 1987: The effects of grazing: confounding of ecosystem, community, and organism levels. *Am. Nat.* 129:777-783.
- Bengtsson, J., Fagerström, T. & Rydin, H. 1994: Competition and coexistence in plant communities. *Trends Ecol. Evol.* 9:246-250.
- Berendse, F. 1985: The effect of grazing on the outcome of competition between plant species with different nutrient requirements. *Oikos* 44:35-39.
- Berendse, F. 1990: Organic matter accumulation and nitrogen mineralization during secondary succession in heathland ecosystems. *J. Ecol.* 78:413-427.
- Berendse, F. 1998: Effects of dominant plant species on soils during succession in nutrient-poor ecosystems. *Biogeochemistry* 42:73-88.
- Berendse, F., Elberse, W.Th. & Geerts, R.H.M.E. 1992: Competition and nitrogen loss from plants in grassland ecosystems. *Ecology* 73:46-53.
- Berendse, F., Oudlof, H. & Bol, J. 1987: A comparative study on nutrient cycling in wet heathland ecosystems. I. Litter production and nutrient losses from the plant. *Oecologia* 74:174-184.
- Bergendorf, C. & Emanuelsson, U. 1982: Skottskogen – en försummad del av vårt kulturlandskap. *Svensk Bot. Tidskr.* 76:91-100.
- Bergendorf, C. & Emanuelsson, U. 1996: History and traces of coppicing and pollarding in Scania, south Sweden. Teoksessa: Slotte, H. & Göransson, H. (toim.), *Lövtäkt och stubbskottsbruk. Människans förändring av landskapet – boskapsskötsel och åkerbruk med hjälp av skog. Del II:235-312. Kungl. Skogs. och Lantbruksakademien. Stockholm.*
- Bergkvist, B. & Folkesson, L. 1995: The influence of tree species on acid deposition, proton budgets and element fluxes in south Swedish forest ecosystems. *Ecol. Bull.* 44:90-99.
- Berglund, S.-Å., Ehnström, B. & Ljungberg, H. 1997: Strandskalbaggar, biologisk mångfald och reglering av små vattendrag – exemplet Svartån och Mjällån. *Ent. Tidskr.* 118:137-154.
- Berlin, G. 1998: Semi-natural meadows in southern Sweden – changes over time and the relationship between nitrogen supply and management. 16 s. + 3 julkaisua. Department of Ecology. Lund Univ.
- Berlin, G.A.I., Linusson, A.-C. & Olsson, E.G.A. 2000: Vegetation changes in semi-natural meadows with unchanged management in southern Sweden, 1965-1990. *Acta Oecologica* 21:125-138.
- Bever, J.D., Morton, J.B., Antonovics, J. & Schultz, P.A. 1996: Host-dependent sporulation and species diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in a mown grassland. *J. Ecol.* 84:71-82.
- Beyerle, H., Penningsfield, F. & Hock, B. 1991: The role of nitrogen concentration in determining the outcome of the interaction between *Dactylospora incarnata* (L.) Soó and *Rhizoctonia* sp. *New Phytol.* 117:665-672.
- Bieleski, R.L. 1973: Phosphate pools, phosphate transport, and phosphate availability. *Ann. Rev. Plant Physiol.* 24:225-252.
- Biström, O., Silfverberg, H. & Rutanen, I. 1991: Abundance and distribution of coprophilous Histerini (Histeridae) and Onthophagus and Aphodius (Scarabaeidae) in Finland (Coleoptera). *Entomol. Fennica* 2:53-66.
- Björ, K. & Graffer, H. 1963: Beiteundersökelse på skogsmark. *Forskning og försök i Landbruket* 14:1-365.
- Björk, S. 1967: Ecological investigations of *Phragmites communis*. *Folia Limnologica Scandinavica* 14:1-248.
- Björklund, M. 1996: Fjällgäsen och älvsälterns försvinnande. *Vår Fågelvård* 55(3):17-19.
- Blindow, I., Andersson, G. & Hargeby, A. 1991: Submerged macrophytes in shallow lakes and their importance for waterfowl. Teoksessa: Finlayson, C.M. & Larsson, T. (toim.), *Wetland management and restoration*: 72-79. Swedish Environmental Protection Agency Report 3992.
- Blom, G. 1993: Kalkningsförsök – effekter på mark och vegetation. En studie i naturreservaten Libbhults ängar och Våraskrubb, Kronobergs län. *Svensk Bot. Tidskr.* 87:197-209.
- Blom, G. & Wincent, H. 1989: Effekter av kalkning på ängsvegetation. *Naturvårdsverket Rapport 3605*:1-121. Statens Naturvårdsverket. Solna.
- Bobbink, R. 1991: Effects of nutrient enrichment in Dutch chalk grassland. *J. Appl. Ecol.* 28:28-41.
- Bobbink, R., Boxman, D., Fremstad, E., Heil, G., Houdink, A. & Roelofs, J. 1992: Critical loads for nitrogen. Eutrophication of terrestrial and wetland ecosystems based upon changes in vegetation and fauna. Teoksessa: Grennfelt, P. & Thörnclöf, E. (toim.), *Critical loads for nitrogen – a workshop report*. – Nord 1991(41):11-159.
- Bobbink, R., Hornung, M. & Roelofs, J.G.M. 1998: The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *J. Ecol.* 86:717-738.
- Bobbink, R. & Roelofs, J.G.M. 1995: Nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: the empirical approach. *Water, Air and Soil Pollution* 85:2413-2418.
- Bobbink, R. & Willems, J.H. 1987: Increasing dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in chalk grasslands: A threat to a species-rich ecosystem. *Biol. Conserv.* 40:301-314.
- Bobbink, R. & Willems, J.H. 1991: Impact of different cutting regimes on the performance of *Brachypodium pinnatum* in Dutch chalk grassland in the Netherlands. *Biol. Conserv.* 56:1-21.
- Bobbink, R. & Willems, J.H. 1993: Restoration management of abandoned chalk grassland in The Netherlands. *Biodiver. Conserv.* 2:616-626.
- Boertmann, D. 1995: The genus *Hygrocybe*. Fungi of Northern Europe. Vol. 1. 184 s. The Danish Mycological Society. Copenhagen.
- Bonan, G.B. & Shugart, H.H. 1989: Environmental factors and ecological processes in boreal forests. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 20:1-28.
- Bond, W.J. & van Wilgen, B.W. 1996: Fire and plants. 263 s. Chapman & Hall. London.
- Bonis, A., Grubb, P.J. & Coomes, D.A. 1997: Requirements of gap-demanding species in chalk grassland: reduction of root competition versus nutrient-enrichment by animals. *J. Ecol.* 85:625-633.
- Borg, A. 1927: Metsä ja karja. *Metsätaloudellinen aikakauslehti* 44:119-126.

- Borg, P. 1982: Luonnon ja maisemanhoidon opas. 163 s. WSOY. Porvoo-Helsinki-Juva.
- Borgegård, S.-O. & Persson, S. 1990: Vegetationsgradienter och skötselresultat i Allekvia löväng på Gotland. Svensk Bot. Tidskr. 83:87-103.
- Braakhekke, W.G. & Hooftman, D.A.P. 1999: The resource balance hypothesis of plant species diversity in grassland. J. Veg. Sci. 10:187-200.
- Bradshaw, R.H.W. 1993: Tree species dynamics and disturbance in three Swedish boreal forest stands during the last two thousand years. J. Veg. Sci. 4:759-764.
- Bradshaw, R. 1996: Växtätarna och biodiversitet i skogen i ett historiskt perspektiv. Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift 135(8):9-16.
- Bradshaw, R. & Mitchell, F.J.G. 1999: The palaeoecological approach to reconstructing former grazing -vegetation interactions. For. Ecol. Manage. 120:3-12.
- Brasher, S. & Perkins, D.F. 1978: The grazing intensity and productivity of sheep in the grassland ecosystem. Teoksessa: Heal, O.W. & Perkins, D.F. (toim.), Production ecology of British moors and montane grasslands: 354-374. Springer-Verlag. Berlin.
- Brelín, B. 1975: Rapport från naturvårdsförsök i Simlångsdalen. Hallands läns hushållningssällskaps tidskrift 5:16-18.
- Brelín, B. 1979: Mixed grazing with sheep and cattle compared with single grazing. Swedish J. agric. Res. 9:113-120.
- Breymeyer, A. 1978: Analysis of the trophic structure of some grassland ecosystems. Pol. ecol. Stud. 4(2):55-128.
- Breymeyer, A.I. 1990: Managed grasslands and ecological experience. Teoksessa: Breymeyer, A.I. (toim.), Ecosystems of the world 17A. Managed grasslands. Regional studies: 335-350. Elsevier. Amsterdam.
- Brian, M.V. 1956: Segregation of species of the ant genus *Myrmica*. J. Anim. Ecol. 25:319-337.
- Briemle, G. & Ellenberg, H. 1994: Zur Mahdverträglichkeit von Grünlandpflanzen. Möglichkeiten der praktischen Anwendung von Zeigerwerten. Natur und Landschaft 69:139-147.
- Brongers, M., De Vries, Y. & Bakker, J.P. 1990: Der Einfluss unterschiedlicher Beweidungsintensitäten auf die Salzwiesenvegetation in der Leybucht (Niedersachsen). Natur und Landschaft 65:311-314.
- Brown, P. 1992: Medieval methods give new life to ancient trees. New Scientist 135(1840):6.
- Brown, V.K., Gibson, C.W.D. & Sterling, P.H. 1990: The mechanisms controlling insect diversity in calcareous grasslands. Teoksessa: Hillier, S.H., Walton, D.W.H. & Wells, D.A. (toim.), Calcareous grasslands – ecology and management: 79-87. Bluntisham Books, Bluntisham.
- Brunet, J. 1992: Betespåverkan i fåltskiktet i en skånsk ekblandskog. Svensk Bot. Tidskr. 86:347-353.
- Bruun, H.H. 2000: Patterns of species richness in dry grassland patches in an agricultural landscape. Ecography 23:641-650.
- Bryant, J.P., Provenza, F.D., Pastor, J., Reichardt, P.B., Clausen, T.P. & du Toit, J.T. 1991: Interactions between woody plants and browsing mammals mediated by secondary metabolites. Ann. Rev. Ecol. Syst. 22:431-446.
- Buchwald, E. & Vikström, T. 1991: 10 års pleje af en tilgroet eng ved Gentofte Sø. Urt 15:71-80.
- Bullock, D.J. & Grabrovaz, M. 1990: The impact of goat farming on upland vegetation in Scotland – a preliminary survey. Rural Development Report 1:1-28. Nature Conservancy Council (Scotland). Edinburgh.
- Bullock, J.M. 1996: Plant competition and population dynamics. Teoksessa: Hodgson, J. & Illius, A.W. (toim.), The ecology and management of grazing systems: 69-100. CAB International. Wallingford.
- Bullock, J.M. & Pakeman, R.J. 1996: Grazing of lowland heath in England: management methods and their effects on heathland vegetation. Biol. Conserv. 79:1-13.
- Bullock, J.M. & Pywell, R.F. 1996: Review of effects of management of calcareous grassland. Institute of Terrestrial Ecology. Annual Report 1995-96:29-32. Abbots Ripton.
- Bülöw-Olsen, A. 1980: Net primary production and net secondary production from grazing an area dominated by *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin. by nursing cows. Agro-Ecosystems 6:51-66.
- Burdon, J.J. 1980: Intra-specific diversity in a natural population of *Trifolium repens*. J. Ecol. 68:717-735.
- Burgess, N., Ward, D., Hobbs, R. & Bellamy, D. 1995: Reedbeds, fens and acid bogs. Teoksessa: Sutherland, W.J. & Hill, D.A. (toim.), Managing habitats for conservation: 149-196. Cambridge Univ. Press. Cambridge.
- Burke, M.J.W. & Grime, J.P. 1996: An experimental study of plant community invasibility. Ecology 77:776-790.
- Buttenschøn, J. & Buttenschøn, R.M. 1978: The effect of browsing by cattle and sheep on trees and bushes. Natura Jutlandica 20:79-94.
- Buttenschøn, J. & Buttenschøn, R.M. 1982a: Grazing experiments with cattle and sheep on nutrient poor, acidic grassland and heath. I: Vegetation development. Natura Jutlandica 21:1-17.
- Buttenschøn, J. & Buttenschøn, R.M. 1982b: Grazing experiments with cattle and sheep on nutrient poor, acidic grassland and heath. II: Grazing impact. Natura Jutlandica 21:19-27.
- Buttenschøn, J. & Buttenschøn, R.M. 1985: Grazing experiments with cattle and sheep on nutrient poor, acidic grassland and heath. IV: Establishment of woody species. Natura Jutlandica 21:117-140.
- Buttenschøn, J. & Buttenschøn, R.M. 1992: Lyngpleje ved kvæggræsning. Flora og Fauna 98:53-62.
- Buttenschøn, R.M. 1993: Plejemetoder og driftsformer. Teoksessa: Ovesen, C. H. & Søgård, S. (toim.), Naturplejeboken:34-54. Miljøministeriet & Skov- og Naturstyrelsen. København.
- Buttenschøn, R.M. & Buttenschøn, J. 1999: Population dynamics of *Malus sylvestris* stands in grazed and ungrazed, semi-natural grasslands and fragmented woodlands in Mols Bjerger, Denmark. Ann. Bot. Fennici 35:233-246.
- Cajander, A.K. 1902: Kasvistollisia tutkimuksia Mynämäen, Mietoisten ja Karjalan kunnissa. Acta Soc. Fauna Flora Fennica 23(2):1-146.
- Cajander, A.K. 1907: Maamme niityistä. Maamies 1907:41-46.
- Cajander, A.K. 1909: Beiträge zur Kenntniss der Vegetation der Alluvionen des nördlichen Eurasiens. III. Die Alluvionen der Tornio- und Kemi-Thäler. Acta. Soc. Scient. Fenn. 37(5):1-222 + 4 karttaa.
- Cajander, A.K. 1916: Metsänhoidon perusteet. I. Kasvibiologian ja kasvimaantieteen pääpiirteet. 735 s. WSOY. Porvoo.
- Carlsson, Å. & Gustafsson, L.-Å. 1983: Svinroten som slätterängsväxt. Svensk Bot. Tidskr. 77:93-103.
- Carroll, J.A., Johnson, D., Morecroft, M., Taylor, A., Caporn, S.J.M. & Lee, J.A. 2000: The effect of long-term nitrogen additions on the bryophyte cover of upland acidic grasslands. J. Bryol. 22:83-89.
- Caughley, G. 1994: Directions in conservation biology. J. Anim. Ecol. 63:215-244.
- Chapin, F.S. III. 1980: The mineral nutrition of wild plants. Ann. Rev. Ecol. Syst. 11:233-260.

- Chapman, S.B. 1967: Nutrient budgets for a dry heath ecosystem in the south of England. *J. Ecol.* 55:667-689.
- Chapman, S.B., Rose, R.J. & Basanta, M. 1989a: Phosphorus adsorption by soils from heathlands in Southern England in relation to successional change. *J. Appl. Ecol.* 26:673-680.
- Chapman, S. B, Rose, R. J. & Clarke, R. T. 1989b: A model of the phosphorous dynamics of Calluna heathland. *J. Ecol.* 77:35-48.
- Chatters, C. & Sanderson, N. 1994: Grazing lowland pasture woods. *British Wildlife* 6:78-88.
- Chesson, P.L. 1986: Environmental variation and the coexistence of species. *Teoksessa: Diamond, J. & Case, T.J. (toim.), Community ecology: 240-256. Harper & Row. New York.*
- Clarke, C.T. 1997: Role of soils in determining sites for lowland heathland reconstruction in England. *Restor. Ecol.* 5:256-264.
- Coles, J.M. & Orme, B.J. 1983: Homo sapiens or Castor fiber ? *Antiquity* 17:95-102.
- Connell, J.H. 1978: Diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science* 199:1302-1310.
- Coughenour, M. B. 1985: Graminoid responses to grazing by large herbivores: adaptations, exaptations, and interacting processes. *Ann. Missouri Bot. Gard.* 72:852-863.
- Coulianos, C.-C. 1983: Insekter och naturvård på Ölands Stora Alvar. *Ent. Tidskr.* 104:235-241.
- Cowie, N.R., Sutherland, W.J., Dithogo, K.M. & James R. 1992: The effects of conservation management of reed beds. II. The flora and litter disappearance. *J. Appl. Ecol.* 29:277-284.
- Cramer, W. & Hytteborn, H. 1987: The separation of fluctuation and long-term change in vegetation dynamics of a rising seashore. *Vegetatio* 69:157-167.
- Crawley, M.J., Harvey, P.H. & Purvis, A. 1996: Comparative ecology of the native and alien floras of the British Isles. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.* 351:1251-1259.
- Cribb, P. 1991: Grassland habitats. Lessons to be learned in the management of grassland by grazing. *Teoksessa: Fry, R. & Lonsdale, D. (toim.), Habitat conservation for insects – a neglected green issue: 107-110. The Amateur Entomologist's Society. Middlesex.*
- Crofts, A., Grayson, B. & Hearn, K. 1994: Grazing. *Teoksessa: Crofts, A. & Jefferson, R.G. (toim.), The lowland grassland management handbook: 4:1-48. English Nature/The Wildlife Trusts.*
- Curry, J.P. 1994: Grassland invertebrates. Ecology, influence on soil fertility and effects on plant growth. 437 s. Chapman & Hall. London.
- Czerwiński, Z. & Praczyk, J. 1978: Influence of fertilization on the chemical properties of meadow soils. *Pol. ecol. Stud.* 4(1):7-20.
- Czerwiński, Z., Jakubczyk, H., Tatur, A. & Traczyk, T. 1974: Analysis of a sheep pasture ecosystem in the Pieniny mountains (the Carpathians). VII. The effect of penning-up sheep on soil, microflora and vegetation. *Ekologia Polska* 22:547-558.
- Czerwiński, Z. & Tatur, A. 1974: Analysis of a sheep pasture ecosystem in the Pieniny mountains (the Carpathians). VI. The effect of penning-up sheep on some chemical properties of soil. *Ekologia Polska* 22:535-546.
- Daubenmire, R. 1968: Ecology of fire in grasslands. *Adv. Ecol. Res.* 5:209-266.
- Davison, A.W. & Barnes, J. D. 1998: Effects of ozone on wild plants. *New Phytol.* 139:135-151.
- Decler, K. 1990: Experimental cutting of reedmarsh vegetation and its influence on the spider (Araneae) fauna in the Blankaart Nature Reserve, Belgium. *Biol. Conserv.* 52:161-185.
- de Jager, A. & Posno, M. 1979: A comparison of the reaction to a localized supply of phosphate in *Plantago major*, *Plantago lanceolata* and *Plantago media*. *Acta Bot. Neerl.* 28:479-489.
- Delchev, K. & Kajak, A. 1974: Analysis of a sheep pasture ecosystem in the Pieniny mountains (the Carpathians). XVI. Effect of pasture management on the number and biomass of spiders (Araneae) in two climatic regions (the Pieniny and the Sredna Gora mountains). *Ekologia Polska* 22:693-710.
- Demment, M.W. & van Soest, P.J. 1985: A nutritional explanation for body-size patterns of ruminant and nonruminant herbivores. *Am. Nat.* 125:641-672.
- Dijkema, K.S. (toim.) 1984: Salt marshes in Europe. 178 s. Council of Europe. Strasbourg.
- Dijkema, K.S. 1990: Salt and brackish marshes around the Baltic Sea and adjacent parts of the North Sea: their vegetation and management. *Biol. Conserv.* 51:191-209.
- DiTommaso, A. & Aarssen, L.W. 1989: Resource manipulations in natural vegetation: a review. *Vegetatio* 84:9-29.
- Donnison, L.M., Griffith, G.S., Hedger, J., Hobbs, P.J. & Bardgett, D. 2000: Management influences on soil microbial communities and their function in botanically diverse haymeadows of northern England and Wales. *Soil Biology and Biochemistry* 32:253-263.
- Dublin, H.T., Sinclair, A.R.E. & McClade, J. 1990: Elephants and fire as causes of multiple stable states in the Serengeti-Mara woodlands. *J. Anim. Ecol.* 59:1147-1164.
- Duffey, E. 1962: A population study of spiders in limestone grassland. Description of study area, sampling methods and population characteristics. *J. Anim. Ecol.* 31:571-599.
- Duffey, E., Morris, M.G., Sheail, J., Ward, L.K., Wells, D.A. & Wells, T.C.E. 1974: Grassland ecology and wildlife management. 266 s. Chapman and Hall. London.
- Dumortier, M., Verlinden, A., Beeckman, H. & van der Mijnsbrugge, K. 1996: Effects of harvesting dates and frequencies on above and below-ground dynamics in Belgian wet grasslands. *Ecoscience* 3:190-198.
- Duncan, P. 1992: Horses and grasses. The nutritional ecology of Equids and their impact on the Camargue. 287 s. Springer-Verlag. New York.
- Du Rietz, G.E. 1917: Ekskogen vid Borgholm. *Sveriges Natur* 8:15-24.
- During, H.J. 1990: The bryophytes of calcareous grassland. *Teoksessa: Hillier, S.H., Walton, D.W.H. & Wells, D.A. (toim.), Calcareous grasslands – ecology and management: 35-40. Bluntisham Books. Bluntisham.*
- During, H.J. & Willems, J.H. 1986: The impoverishment of the bryophyte and lichen flora of the Dutch chalk grasslands in the thirty years 1953-1983. *Biol. Conserv.* 36:143-158.
- Dutoit, T. & Alard, D. 1995: Permanent seed banks in chalk grassland under various management regimes: their role in the restoration of species-rich plant communities. *Biodiver. Conserv.* 4:939-950.
- Dyer, M.I., Turner, C.L. & Seastedt, T.R. 1993: Herbivory and its consequences. *Ecol. Appl.* 3:10-16.

- Dähler, W. 1992: Long term influence of fertilization in a Nardetum. The management of great quantities of data from permanent plots. *Vegetatio* 103:135-140.
- Edwards, P.J. & Hollis, S. 1982: The distribution of excreta on New Forest grassland used by cattle, ponies and deer. *J. Appl. Ecol.* 19:953-964.
- Eek, L. & Zobel, K. 1997: Effects of additional illumination and fertilization on seasonal changes in fine-scale grassland community structure. *J. Veg. Sci.* 8:225-234.
- Ehnström, B. 1987: Hotorsaker för den svenska skalbaggsfaunan. *Ent. Meddr.* 55:175-177.
- Ejrnæs, R. & Bruun, H.H. 1995: Prediction of grassland quality for environmental management. *J. Environm. Manage.* 41:171-183.
- Ek, T., Wadstein, M. & Johannesson, J. 1995: Varifrån kommer lavar knutna till gamla ekar? *Svensk Bot. Tidskr.* 89:335-343.
- Eklund, O. 1931: Über die Ursachen der regionalen Verteilung der Schärenflora Südwest-Finnlands. *Acta Bot. Fennica* 8:1-133.
- Eklund, O. 1958: Die Gefäßpflanzenflora beiderseits Skiftet im Schärenarchipel Südwestfinnlands. *Bidrag Kännedom. Finl. Natur Folk* 101:1-324 + 84 karttaa.
- Ekstam, U., Aronsson, M. & Forshed, N. 1988: Ängar. 209 s. LTs förlag, Stockholm.
- Ekstam, U. & Forshed, N. 1992: Om hävden upphör. Kärleväxter som indikatorarter i ängs- och hagmarker. 135 s. Naturvårdsverket. Solna.
- Ekstam, U. & Forshed, N. 1996: Äldre fodermarker. 318 s. Naturvårdsverket förlag, Stockholm.
- Ekstam, U., Forshed, N. & Johansson, O. 1997: Ottenby – naturen och historien. 104 s. Triandrum förlag.
- Ekström, J. 1993: The late quaternary history of the urus (*Bos primigenius* Bojanus 1827) in Sweden. *Lundqua Thesis* 29:1-129.
- Elberse, W.Th., van den Bergh, J.P. & Dirven, J.G.P. 1983: Effects of use and mineral supply on the botanical composition and yield of old grassland on heavy-clay soil. *Neth. J. agric. Sci.* 31:63-88.
- Ellenberg, H. 1988: *Vegetation ecology of Central Europe*. 4 painos. 731 s. Cambridge Univ. Press. Cambridge.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. 1991: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scr. Geobot.* 18:1-248.
- Ellenberg, H. jr. 1985: Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluss von Düngung und Immissionen. *Schweiz. Z. Forstwes.* 136:19-39.
- Ellenberg, H. jr. 1988: Floristic changes due to nitrogen deposition in Central Europe. Teoksessa: Nilsson, J. & Grennfelt, P. (toim.), *Critical loads for sulphur and nitrogen: 375-383*. Nordisk Ministerråd. Miljörapport 188:15.
- Ellenberg, H. jr. 1990: Eutrophication as a significant background problem for European wildlife. Teoksessa: Askew, M.F. (toim.), *Agriculture. Rapeseed 00 and intoxication of wild animals: 117-130*. Commission of the European Communities. Directorate-General. Telecommunications, Information Industries and Innovation. Scientific and Technical Communication Unit. Luxembourg.
- Ellison, L. 1960: Influence of grazing on plant succession of rangelands. *Bot. Rev.* 26:1-78.
- Elmes, G. W., Thomas, J. A., Wardlaw, J. C., Hochberg, M. E., Clarke, R. T. & Simcox, D. J. 1998: The ecology of *Myrmica* ants in relation to the conservation of *Maculinea* butterflies. *Journal of Insect Conservation* 2:67-78.
- Elmes, G.W. & Wardlaw, J.C. 1982a: A population study of the ants *Myrmica sabuleti* and *Myrmica scabrinodis* living at two sites in the south of England. I. A comparison of colony populations. *J. Anim. Ecol.* 51:651-664.
- Elmes, G.W. & Wardlaw, J.C. 1982b: A population study of the ants *Myrmica sabuleti* and *Myrmica scabrinodis* living at two sites in the south of England. II. The effect of above-nest vegetation. *J. Anim. Ecol.* 51:665-680.
- Elmes, G.W. & Wardlaw, J.C. 1983: A comparison of the effect of temperature on the development of large hibernated larvae of four species of *Myrmica* (hym. Formicidae). *Insectes Sociaux, Paris* 30:106-118.
- Elveland, J. 1975: Rikkärr i Norrland. Naturvårdsproblem och skötsel aspekter. 78 s. Statens Naturvårdsverk. Solna.
- Elveland, J. 1976: Myrar på Storön vid Norrbottenskusten. *Wahlenbergia* 3:1-274 + 1 karta + 1 kuva.
- Elveland, J. 1978: Skötsel av norrländska rikkärr. Studier av vegetationsförändringar vid olika skötselåtgärder och annan påverkan. 96 s. – Rapport från Statens naturvårdsverk. Solna.
- Elveland, J. 1979: Dammängar, silängar och ranningar – norrländska naturvårdsobjekt. – Naturvårdsverket Rapport PM 1174. 124 s. Solna.
- Elveland, J. 1983: Slätter och träda på en älvstrandäng i Tornedalen. *Svensk Bot. Tidskr.* 77:225-234.
- Elveland, J. & Sjöberg, K. 1982: Några effekter av återupptagen slätter och andra skötselåtgärder på vegetation och djurliv i norrländska våtmarker. – Naturvårdsverket Rapport PM 1516. 131 s. Solna.
- Elveland, J. & Tjernberg, M. 1984: Vegetationsförhållanden på några spelplatser för dubbelbeckasin (*Gallinago media*) i västra Härjedalen och södra Lappland. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica* 60:125-140.
- Emanuelsson, U. 1987: Översikt över det nordiska kulturlandskapet. Teoksessa: Emanuelsson, U. & Johansson, C.E. (toim.), *Biotopvern i Norden. Biotoper i det nordiska kulturlandskapet:13-52*. Nordiska Ministerrådet.
- Emanuelsson, U. 1988a: Två allvarliga naturvårdsproblem år 2010. *Svensk Bot. Tidskr.* 82:411-416.
- Emanuelsson, U. 1988b: The relationship of different agricultural systems to the forest and woodlands of Europe. Teoksessa: Salbitano, F. (toim.), *Human influence on forest ecosystems development in Europe: 169-178*. ESF FERN-CNR, Pitagora Editrice, Bologna.
- Emanuelsson, U. 1997: Miljöstödet och den biologiska mångfalden. *K. Skogs- o. Lantbr. akad. Tidskr.* 136(6):15-19.
- Emanuelsson, U. & Johansson, C.E. (toim.) 1987: *Biotopvern i Norden. Biotoper i det nordiska kulturlandskapet*. 192 s. Nordiska Ministerrådet.
- Erhardt, A. 1985: Diurnal Lepidoptera: Sensitive indicators of cultivated and abandoned grassland. *J. Appl. Ecol.* 22:849-861.
- Erhardt, A. 1992: Impact of grassland management on diurnal Lepidoptera in the Swiss Central Alps. Teoksessa: Pavlicek-van Beek, T., Ova, A.H. & van der Made, J.G. (toim.), *Future of butterflies in Europe: 146-155*. Department of Nature Conservation. Agricultural Univ. Wageningen.
- Erhardt, A. 1995: Ecology and conservation of alpine Lepidoptera. Teoksessa: Pullin, A.S. (toim.), *Ecology and conservation of butterflies: 258-276*. Chapman & Hall. London.
- Erhardt, A. & Thomas, J.A. 1991: Lepidoptera as indicators of change in the semi-natural grasslands of lowland and upland Europe. Teoksessa: Collins, N.M. & Thomas, J.A. (toim.), *The conservation of insects and their habitats: 213-236*. Academic Press. London.
- Eriksson, O. 1989: Seedling dynamics and life histories in clonal plants. *Oikos* 55:231-266.
- Eriksson, O. 1994: Stochastic population dynamics of clonal plants: Numerical experiments with ramet and genet models. *Ecol. Res.* 9:257-268.

- Eriksson, O. 1996a: Population ecology and conservation – some theoretical considerations with examples from the Nordic flora. *Symb. Bot. Ups.* 31(3):159-167.
- Eriksson, O. 1996b: Regional dynamics of plants: a review of evidence for remnant, source-sink and metapopulations. *Oikos* 77:248-258.
- Eriksson, O. 1997: Se så många blommor som redan slagit ut på ängen. *Fauna och Flora* 92(3):17-24.
- Eriksson, O., Ehrlén, J., Telenius, A. & Fröberg, H. 1996: Dynamik och abundans hos fåltskiktsarter i lunden på Tullgarnsnäs, Södermanland. *Svensk Bot. Tidskr.* 89:91-107.
- Eriksson, O. & Jakobsson, A. 1998: Abundance, distribution and life histories of grassland plants: a comparative study of 81 species. *J. Ecol.* 86:922-933.
- Eriksson, Å. 1998: Recruitment processes, site history and abundance patterns of plants in semi-natural grasslands. 18 s. + 3 julkaisua. Lic. Phil. Thesis. Department of Botany. Stockholm Univ.
- Eriksson, Å. & Eriksson, O. 1997: Seedling recruitment in semi-natural pastures: the effects of disturbance, seed size, phenology and seed bank. *Nord. J. Bot.* 17:469-482.
- Eriksson, Å., Eriksson, O. & Berglund, H. 1995: Species abundance patterns of plants in Swedish semi-natural pastures. *Ecography* 18:310-317.
- Erkamo, V. 1944: Beobachtungen über die Pflanzenausbreitung durch das Vieh. *Ann. Bot. Soc.* 19(Notulae):38-40.
- Erkamo, V. 1954: Kulttuuri kasvillisuuden ja kasviston köyhdyttäjänä. *Suomen Luonto* 13:63-73.
- Erkkilä, E.E. 1943: Maaseutuväestön puunkäytön kokonaismäärä ja sen kehitys. *Metsätieteellisen tutkimuslaitoksen julkaisuja* 32(1):1-375.
- Ernst, W. 1978: Chemical soil factors determining plant growth. Teoksessa: Freyden, A. H. J. (toim.), *Structure and functioning of plant populations*. 323 s. North-Holland Publishing Company. Amsterdam.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1997: Boreal forests. *Ecol. Bull.* 46:16-47.
- Eurola, S. 1967: Über die Vegetation der Alluvialwiesen im Gebiet der geplanten Stauseen von Lokka und Porttipahta im Finnischen Lappland. *Aquilo, ser. Botanica* 5:1-119.
- Eurola, S., Huttunen, A. & Kukko-oja, K. 1994: Suokasvillisuusopas. *Oulanka Reports* 13:1-81.
- Evans, R. 1977: Overgrazing and soil erosion on hill pastures with particular reference to the Peak District. *J. Brit. Grassl. Soc.* 32:65-76.
- Faliński, J.B. 1986: Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests. 537 s. Junk. Dordrecht.
- Falkengren-Grerup, U., Linnermark, N. & Tyler, G. 1987: Changes in acidity and cation pools of south Swedish soils between 1949 and 1985. *Chemosphere* 16:2239-2248.
- Fiala, K. 1990: Underground plant biomass of seminatural meadows and its variation according to ecological factors. *Ekológia (ČSSR)* 9:171-191.
- Fischer, M., Matthies, D. & Schmid, B. 1997: Responses of rare calcareous grassland plants to elevated CO₂: a field experiment with *Gentiana germanica* and *Gentiana cruciata*. *J. Ecol.* 85:681-691.
- Fischer, M. & Stöcklin, J. 1997: Local extinctions of plants in remnants of extensively used calcareous grasslands 1950-1985. *Conserv. Biol.* 11:727-737.
- Fischer, S. F., Poschlod, P. & Beinlich, B. 1995: Die Bedeutung der Wanderschäfererei für den Artenaustausch zwischen isolierten Schaftriften. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 83:229-256.
- Fischer, S.F., Poschlod, P. & Beinlich, B. 1996: Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands. *J. Appl. Ecol.* 33:1206-1222.
- Fitter, A.H. 1982: Influence of soil heterogeneity on the coexistence of grassland species. *J. Ecol.* 70:139-148.
- Fitter, A.H. 1989: The role and ecological significance of vesicular-arbuscular mycorrhizas in temperate ecosystems. *Agric. Ecos. Environm.* 29:137-151.
- Floravårdskommittén för lavar 1992: Lavar i jordbrukslandskapet. Teoksessa: Ingelög, T., Thor, G., Hallingbäck, T., Andersson, R. & Aronsson, M., *Floravård i jordbrukslandskapet. Skyddsvärda växter: 394-397. Databanken för hotade arter. Uppsala.*
- Floravårdskommittén för mossor 1992: Mossor i jordbrukslandskapet. Teoksessa: Ingelög, T., Thor, G., Hallingbäck, T., Andersson, R. & Aronsson, M., *Floravård i jordbrukslandskapet. Skyddsvärda växter: 352-355. Databanken för hotade arter. Uppsala.*
- Fogelfors, H. 1982: Det marginella odlingslandskapets öppethållande. Del II. Resultat och utvärdering av långvariga försök med olika skötselmetoder. Sveriges lantbruksuniversitet. Institutionen för ekologi och miljövärd. Rapport 11:1-53 + 10 taulukkoa. Uppsala.
- Fogelfors, H. 1997: Naturbetesmarker av ek-och björkhagstyp – vegetationsförändringar vid skiftande betesintensitet och upphörd beteshävd. 88 s. + 41 taulukkoa + 31 kuvaa. Swedish Univ. of Agricultural Sciences. Department of Ecology and Environmental Research. Rapport 17. Uppsala.
- Fogelfors, H. & Steen, E. 1982: Vegetationsförändringar under ett kvartssekel i landskapsvårdsförsök i Uppsalatrakten. Naturvårdsverket Rapport. PM 1623. 51 s + 16 taulukkosivua.
- Fojt, W. & Harding, M. 1995: Thirty years of change in the vegetation communities of three valley mires in Suffolk, England. *J. Appl. Ecol.* 32:561-577.
- Folkesson, B. 1991: Löthorvan – om ängsarters återkolonisation på fd åker. *Svensk Bot. Tidskr.* 81:215-223.
- Fossati, J. & Pautou, G. 1989: Vegetation dynamics in the fens of Chautagne (Savoie, France) after the cessation of mowing. *Vegetatio* 85:71-81.
- Fowler, N.L. 1990: Disorderliness in plant communities: Comparisons, causes, and consequences. Teoksessa: Grace, J.B. & Tilman, D. (toim.), *Perspectives on plant competition: 291-307. Academic Press. San Diego.*
- Fraser, M.D. & Gordon, I.J. 1997: The diet of goats, red deer and South American camelids feeding on three contrasting Scottish upland vegetation communities. *J. Appl. Ecol.* 34:668-686.
- Fremstad, E. 1997: Vegetasjonstyper i Norge. NINA Temahefte 12:1-279.
- Fremstad, E. & Elven, R. (toim.) 1991: Enheter for vegetasjonskartlegging i Norge. NINA utredning 28.
- Fry, R. 1991: Management of grassland: general considerations. Teoksessa: Fry, R. & Lonsdale, D. (toim.), *Habitat conservation for insects – a neglected green issue: 103-107. The Amateur Entomologist's Society. Middlesex.*
- Fry, R. & Lonsdale, D. 1991a: Introduction. Teoksessa: Fry, R. & Lonsdale, D. (toim.), *Habitat conservation for insects – a neglected green issue: 1-14. The Amateur Entomologist's Society. Middlesex.*

- Fry, R. & Lonsdale, D. 1991b: High forest and dead wood habitats. Current status of woodlands. Teoksessa: Fry, R. & Lonsdale, D. (toim.), Habitat conservation for insects – a neglected green issue: 42-56. The Amateur Entomologist's Society. Middlesex.
- Fry, R. & Lonsdale, D. 1991c: Grassland habitats. Objectives and priorities for conservation in grassland. Teoksessa: Fry, R. & Lonsdale, D. (toim.), Habitat conservation for insects – a neglected green issue: 94-98. The Amateur Entomologist's Society. Middlesex.
- Fuller, R.J. & Warren, M.S. 1991: Conservation management in ancient and modern woodlands: responses of fauna to edges and rotations. Teoksessa: Spellerberg, I.F., Goldsmith, F.B. & Morris, M.G. (toim.), The scientific management of temperate communities for conservation: 445-471. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Gange, A.C., Brown, V.K. & Sinclair, G.S. 1993: Vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi: a determinant of plant community structure in early succession. *Funct. Ecol.* 7:616-622.
- Garmo, T.H. & Rekdal, Y. 1986: Mjølkegeiter på fjellbeite 2. Beitvanar og vegetasjonsbruk hjå geiter på fjellbeite (Førebels melding). Meldinger fra Norges landbrukshøgskole 65(27):1-16.
- Gathmann, A., Greiler, H.J. & Tschartnke, T. 1994: Trap-nesting bees and wasps colonizing set-aside fields: succession and body size, management by cutting and sowing. *Oecologia* 98:8-14.
- Gay, P.E., Grubb, P.J. & Hudson, H.J. 1982: Seasonal changes in the concentrations of nitrogen, phosphorus and potassium, and in the density of mycorrhiza, in biennial and matrix-forming perennial species of closed chalkland turf. *J. Ecol.* 70:571-593.
- Geiger, R. 1965: The climate near the ground. 611 s. Harvard Univ. Press. Cambridge, Massachusetts.
- Georgson, G. ym. 1997: Hallands flora. 798 s. SBT. Lund.
- Gerell, R. 1997: Skötselns av vägkanter och dess inverkan på tätheten och artdiversiteten hos dagfjärilsfaunan i sydöstra Skåne. *Ent. Tidskr.* 118:171-176.
- Gibson, C.W.D. 1986: Management history in relation to changes in the flora of different habitats on an Oxfordshire Estate, England. *Biol. Conserv.* 38:217-232.
- Gibson, C.W.D. & Brown, V.K. 1991: The nature and rate of development of calcareous grassland in Southern Britain. *Biol. Conserv.* 58:297-316.
- Gibson, C.W.D. & Brown, V.K. 1992: Grazing and vegetation change: deflected or modified succession?. *J. Appl. Ecol.* 29:120-131.
- Gibson, C.W.D., Dawkins, H.C., Brown, V.K. & Jepsen, M. 1987: Spring grazing by sheep: effects on seasonal changes during early old field succession. *Vegetatio* 70:33-43.
- Gibson, C.W.D., Hambler, C. & Brown, V.K. 1992: Changes in spider (Araneae) assemblages in relation to succession and grazing management. *J. Appl. Ecol.* 29:132-142.
- Gigon, A. 1997: Fluktuationen des Deckungsgrades und die Koexistenz von Pflanzenarten in Trespen-Halbtrockenrasen (Mesobromion). *Phytocoenologia* 27:275-287.
- Gigon, A. & Rorison, I.H. 1972: The response of some ecologically distinct plant species to nitrate- and to ammonium-nitrogen. *J. Ecol.* 60:93-102.
- Gimingham, C. 1964: Dwarf-shrub heaths. Teoksessa: Burnett, J.H. (toim.), The vegetation of Scotland: 232-287. Oliver & Boyd. Edinburgh.
- Gimingham, C.H. 1971: Calluna heathlands: use and conservation in the light of some ecological effects of management. Teoksessa: Duffey, E. & Watt, A.S. (toim.), The scientific management of animal and plant communities for conservation: 91-103. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Gimingham, C.H. 1972: Ecology of heathlands. 266 s. Chapman and Hall. London.
- Gimingham, C.H. 1992: The lowland heathland management handbook. English Nature. Peterborough.
- Gimingham, C. H. 1994: Lowland heaths of West Europe: management for conservation. *Phytocoenologia* 24:615-626.
- Gimingham, C.H. & de Smidt, J.T. 1983: Heaths as natural and semi-natural vegetation. Teoksessa: Holzner, H., Werger, M.J.A. & Ikusima, I. (toim.), Man's impact upon vegetation: 185-199. Junk. The Hague.
- Gimingham, C.H., Hobbs, R.J. & Mallik, A.U. 1981: Community dynamics in relation to management of heathland vegetation in Scotland. *Vegetatio* 46:149-155.
- Gladh, L. 1991: Mowing as a tool in managing shore meadows. Teoksessa: Finlayson, C.M. & Larsson, T. (toim.), Wetland management and restoration: 166-169. Swedish Environmental Protection Agency Report 3992.
- Glimskär, A. & Svensson, R. 1990: Vegetationens förändring vid gödsling och ändrad hävd. Sveriges Lantbruksuniversitet. Institutionen för ekologi och miljövård. Rapport 38:1-71.
- Goldberg, D.E. 1990: Components of resource competition in plant communities. Teoksessa: Grace, J.B. & Tilman, D. (toim.), Perspectives on plant competition: 27-49. Academic Press. San Diego.
- Goldberg, D.E. & Barton, A.M. 1992: Patterns and consequences of interspecific competition in natural communities: a review of field experiments with plants. *Am. Nat.* 139:771-801.
- Goldberg, D.E. & Landa, K. 1991: Competitive effect and response: Hierarchies and correlated traits in the early stages of competition. *J. Ecol.* 79:1013-1030.
- Goldberg, D.E. & Novoplansky, A. 1997: On the relative importance of competition in unproductive environments. *J. Ecol.* 85:409-418.
- Goriup, P.D., Batten, L.A. & Norton, J.A. (toim.) 1991: The conservation of lowland dry grassland birds in Europe. 136 s. Joint Nature Conservation Committee. Peterborough.
- Gough, M.W. & Marrs, R.H. 1990a: A comparison of soil fertility between semi-natural and agricultural plant communities: implications for the creation of species-rich grassland on abandoned agricultural land. *Biol. Conserv.* 51:83-96.
- Gough, M.W. & Marrs, R.H. 1990b: Trends in soil chemistry and floristics associated with the establishment of a low-input meadow system on an arable clay soil in Essex, England. *Biol. Conserv.* 52:135-146.
- Grace, J.B. & Tilman, D. (toim.) 1990: Perspectives on plant competition. 484 s. Academic Press. San Diego.
- Granberg, L. 1989: Valtio maataloustulojen tasaajana ja takaajana. Bidrag till Kännedom av Finlands Natur och Folk 138:1-214.
- Granström, A. 1991: Elden och dess följeväxter i södra Sverige. *Skog & Forskning* 4/91:22-27.
- Grant, S.A. & Hunter, R.F. 1968: Variation in yield, maturity type, winter greenness and sensitivity to cutting of hill grass species. *J. Br. Grassl. Soc.* 23:149-155.

- Grant, S.A., Suckling, D.E., Smith, H.K., Torvell, L., Forbes, T.D.A. & Hodgson, J. 1985: Comparative studies of diet selection by sheep and cattle: the hill grasslands. *J. Ecol.* 73: 987-1004.
- Grant, S.A., Torvell, L., Smith, H.K., Suckling, D.E., Forbes, T.D.A. & Hodgson, J. 1987: Comparative studies of diet selection by sheep and cattle: blanket bog and heather moor. *J. Ecol.* 75: 947-960.
- Gray, A. 1996: Genetic diversity and its conservation in natural populations of plants. *Biodiv. Lett.* 3:71-80.
- Gray, A.J. 1991: Management of coastal communities. Teoksessa: Spellerberg, I.F., Goldsmith, F.B. & Morris, M.G. (toim.), *The scientific management of temperate communities for conservation: 227-243.* Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Greatorex-Davies, J.N., Sparks, T.H. & Hall, M.L. 1994: The response of Heteroptera and Coleoptera species to shade and aspect in rides of coniferised lowland woods in southern England. *Biol. Conserv.* 67:255-273.
- Green, B.H. 1972: The relevance of seral eutrophication and plant competition to the management of successional communities. *Biol. Conserv.* 4:378-384.
- Green, B.H. 1980: Management of extensive amenity grassland by mowing. Teoksessa: Rorison, I.H. & Hunt, R. (toim.), *Amenity grassland. An ecological perspective: 155-161.* John Wiley & Sons. Chichester.
- Green, B.H. 1983: Management of herbaceous vegetation for wildlife conservation. Teoksessa: Way, J.M. (toim.), *Management of vegetation: 99-116.* BCPC Publications. Croydon.
- Green, B.H. 1986: Controlling ecosystems for amenity. Teoksessa: Bradshaw, A.D., Goode, D.A. & Thorp, E.H.P. (toim.), *Ecology and design in landscape: 195-209.* Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Green, B.H. 1989: Conservation of cultural landscapes. Teoksessa: Western, D. & Pearl, M.C. (toim.), *Conservation for the twenty-first century: 182-198.* Oxford Univ. Press. Oxford.
- Grime, J.P. 1973a: Control of species density in herbaceous vegetation. *J. Environm. Manage.* 1:151-167.
- Grime, J.P. 1973b: Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature* 242:344-347.
- Grime, J.P. 1979: *Plant strategies & vegetation processes.* 222 s. John Wiley & Sons. Chichester.
- Grime, J.P. 1990: Mechanisms promoting floristic diversity in calcareous grasslands. Teoksessa: Hillier, S.H., Walton, D.W.H. & Wells, D.A. (toim.), *Calcareous grasslands – ecology and management: 51-56.* Bluntisham Books. Bluntisham.
- Grime, J.P. & Hodgson, J.G. 1987: Botanical contributions to contemporary ecological theory. *New Phytol.* 106(Suppl.):283-295.
- Grime, J.P. & Hunt, R. 1975: Relative growth-rate: Its range and adaptive significance in a local flora. *J. Ecol.* 63:393-422.
- Grime, J.P. & Lloyd, P.S. 1973: *An ecological atlas of grassland plants.* 192 s. Edward Arnold. London.
- Grime, J.P., Mackey, J.M.L., Hillier, S.H. & Read, D.J. 1987: Floristic diversity in a model system using experimental microcosms. *Nature* 328:420-422.
- Grootjans, A.P., Schipper, P.C. & van der Windt, H.J. 1985: Influence of drainage on N-mineralization and vegetation response in wet meadows. I. – *Calthion palustris* stands. *Acta Oecologica/Oecologia Plantarum* 6:403-417.
- Grotenfelt, G. 1899: *Det primitiva jordbrukets metoder i Finland under den historiska tiden. En redogörelse.* - Akad. Afhandling. Helsingfors. 443 s.
- Grotenfelt, G. 1901: *Suomen polttoviljelys.* 150 s. Werner Söderström. Porvoo.
- Grotenfelt, G. 1908: *Alkuperäiset viljelystavat Suomessa. Oma maa* 2:736-750. WSOY. Porvoo.
- Grotenfelt, G. 1916: *Vanhanaikainen suomalainen maitotalous.* 266 s. Otava. Helsinki.
- Grotenfelt, G. 1918: *Järvi- ja suokasvien korjuu karjanrehuksi ja kuivikkeiksi. Karjantuote* 1918:1-22.
- Grubb, P.J. 1976: A theoretical background to the conservation of ecologically distinct groups of annuals and biennials in the chalk grassland ecosystem. *Biol. Conserv.* 10:53-76.
- Grubb, P.J. 1977: The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biol. Rev.* 52:107-145.
- Grubb, P.J. 1986: Problems posed by sparse and patchily distributed species in species-rich plant communities. Teoksessa: Diamond, J. & Case, T.J. (toim.), *Community ecology: 207-225.* Harper & Row. New York.
- Grubb, P.J. 1990: Demographic studies on the perennials of chalk grassland. Teoksessa: Hillier, S.H., Walton, D.W.H. & Wells, D.A. (toim.), *Calcareous grasslands – ecology and management: 93-99.* Bluntisham Books. Bluntisham.
- Grubb, P.J., Ford, M.A. & Rochefort, L. 1997: The control of relative abundance of perennials in chalk grassland: is root competition or shoot competition more important? *Phytocoenologia* 27:289-309.
- Grubb, P.J., Green, H.E. & Merrifield, R.C.J. 1969: The ecology of chalk heath: Its relevance to the calcicole-calcifuge and soil acidification problems. *J. Ecol.* 57:175-212.
- Grubb, P.J., Kelly, D. & Mitchley, J. 1982: The control of relative abundance in communities of herbaceous plants. Teoksessa: Newman, E.I. (toim.), *The plant community as a working mechanism: 79-97.* Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Grubb, P.J. & Suter, M.B. 1971: The mechanism of acidification of soil by *Calluna* and *Ulex* and the significance for conservation. Teoksessa: Duffey, E. & Watt, A.S. (toim.), *The scientific management of animal and plant communities for conservation: 115-152.* Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Grönlund, A., Lehtelä, M., Luotonen, H. & Hakalisto, S. 1998: Pohjois-Karjalan perinnemaisemat. *Alueelliset ympäristöjulkaisut* 61:1-167.
- Gustafsson, L.-Å. 1983: Skötsel av kalkkärr och kalkfuktängar. *Förhållanden i Sydsvrige.* 39 s. Naturvårdsverket. Solna.
- Gärdenfors, U. (toim.) 2000: *Rödlistade arter i Sverige 2000.* 397 s. ArtDatabanken. Uppsala.
- Gärdenfors, U. & Baranowski, R. 1992: Skalbaggar anpassade till öppna respektive slutna ädellövskogar föredrar olika trädslag. *Ent. Tidskr.* 113:1-11.
- Götmark, F., Gunnarsson, B. & Andrén, C. 1998: Biologisk mångfald i kulturlandskapet. *Naturvårdsverket Rapport* 4835:1-192. Stockholm.
- Haapanen, A. & Heikkilä, T. (toim.) 1993: *Maisemanhoito. Maisema-aluejärjestelmä mietintö I.* 199 s. Arvokkaat maisema-alueet. Maisema-aluejärjestelmä mietintö II. 204 s. – *Komiteanmietintö* 66/1992. Ympäristöministeriö. Helsinki.
- Haapasaari, M. 1988: The oligotrophic heath vegetation of northern Fennoscandia and its zonation. *Acta Bot. Fennica* 135:1-219+23 taulukkoa.
- Haila, Y., Järvinen, O. & Väisänen, R.A. 1980: Effects of changing forest structure on long-term trends in bird populations in SW Finland. *Ornis Scand.* 11:12-22.
- Hambler, C. & Speight, M.R. 1995: Biodiversity conservation in Britain: Science replacing tradition. *British Wildlife* 6:137-148.

- Hanhela, P. 1994: Oulangan kansallispuiston tulvaniityt. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja*. Sarja A 24:1-43.
- Hansen, K. 1960: Studies on the regeneration of heath vegetation after burning-off. *Bot. Tidskr.* 60:1-41.
- Hansen, K. 1969: Edaphic conditions of Danish heath vegetation and the response to burning-off. *Bot. Tidskr.* 64:121-140.
- Hanski, I. 1998: Metapopulation dynamics. *Nature* 396:41-49.
- Hanski, I.A. & Gilpin, M.E. (toim.) 1997: *Metapopulation biology. Ecology, genetics and evolution*. 512 s. Academic Press. San Diego.
- Hanski, I. & Kuussaari, M. 1995: Butterfly metapopulation dynamics. *Teoksessa: Cappuccino, N. & Price, P.W. (toim.), Population dynamics: New approaches and synthesis: 149-172*. Academic Press. San Diego.
- Hanski, I., Lindström, J., Niemelä, J., Pietiäinen, H. & Ranta, E. 1998: *Ekologia*. 580 s. WSOY. Helsinki.
- Hanski, I., Moilanen, A., Pakkala, T. & Kuussaari, M. 1996: The quantitative incidence function model and persistence of an endangered butterfly metapopulation. *Conservation Biology* 10:578-590.
- Hansson, L. & Larsson, T.-B. 1997: Conservation of boreal environments: a completed research program and a new paradigm. *Ecol. Bull.* 46:9-15.
- Hansson, M. 1991: Skötsel av naturliga fodermarker: Resultat av femtonåriga fältexperiment i Syd- och Mellansverige. Sveriges Lantbruksuniversitet. Institutionen för ekologi och miljövärd. Rapport 45:1-124.
- Hansson, M. & Fogelfors, H. 1998: Management of permanent set-aside on arable land in Sweden. *J. Appl. Ecol.* 35:758-771.
- Hansson, M.L. & Persson, T.S. 1994: *Anthriscus sylvestris* – a growing conservation problem? *Ann. Bot. Fennici* 31:205-213.
- Harding, P.T. & Rose, F. 1986: Pasture-woodlands in lowland Britain. A review of their importance for wildlife conservation. 89 s. Institute of Terrestrial Ecology. Huntingdon.
- Harper, J.L. 1977: *Population biology of plants*. 892 s. Academic Press. London.
- Harrison, A.F. & Taylor, K. 1987: Phosphorus in grasslands; its understanding, control and use. *Teoksessa: Bell, M. & Bunce, R.G.H. (toim.), Agriculture and conservation in the hills and uplands: 50-55*. ITE symposium no. 23. Institute of Terrestrial Ecology. Grange-over-Sands.
- Harrison, S. & Taylor, A.D. 1997: Empirical evidence for metapopulation dynamics. *Teoksessa: Hanski, I.A. & Gilpin, M.E. (toim.), Metapopulation biology. Ecology, genetics and evolution: 27-42*. Academic Press. San Diego.
- Haslam, S.M. 1971: The development and establishment of young plants of *Phragmites communis* Trin. *Annals of Botany* 35:1059-1072.
- Hawskworth, D. L. (toim.) 1995: *Biodiversity. Measurement and estimation*. Chapman & Hall. London.
- Hearn, K.A. 1995: Stock grazing of semi-natural habitats on National Trust land. *Biol. J. Linn. Soc.* 56(Suppl.):25-37.
- Heath, J. 1981: Threatened Rhopalocera (butterflies) in Europe. 157 s. Council of Europe. Strasbourg.
- Hegg, O., Feller, U., Dähler, W. & Scherrer, C. 1992: Long term influence of fertilization in a Nardetum. *Phytosociology of the pasture and nutrient contents in leaves. Vegetatio* 103:151-158.
- Heikinheimo, O. 1915: Kaskiviljelyn vaikutus Suomen metsiin. *Acta For. Fenn.* 4(2):1-264.
- Heikinheimo, O. 1938: Laiduntamisen puuntaimistolle aiheuttamista tuhoista. *Metsätaloudellinen Aikakauslehti* 1938:16-19.
- Heikkilä, H. 1992: Eutrophic fens and their conservation in southern Finland. *Teoksessa: Bragg, O.M., Hulme, P.D., Ingram, H.A.P. & Robertson, R.A. (toim.), Peatland ecosystems and man: An impact assessment:351-356*. British Ecological Society / International Peat Society. Department of Biological Sciences. The Univ. of Dundee.
- Heikkilä, K., Borg, P. & Tarvainen, A. 1996: Kettojen ja niittyjen hoito-opas. 49 s. Suomen Luonnonsuojelun Tuki Oy. Helsinki.
- Heikkilä, R. 1992: Changes in the distribution of some plant species of the eutrophic fens of southern Finland. *Teoksessa: Bragg, O.M., Hulme, P.D., Ingram, H.A.P. & Robertson, R.A. (toim.), Peatland ecosystems and man: An impact assessment:244-249*. British Ecological Society / International Peat Society. Department of Biological Sciences. The Univ. of Dundee.
- Heikkilä, T. 1990: Puolikulttuuriympäristöissä näkyy ihmisen jälki. *Teoksessa: Jauhiainen, H. (toim.), Metsiemme uhanalaiset: 82-89*. Kustannus-osakeyhtiö Metsälehti. Kajaani.
- Heikkinen, P. 1980: Ounasjoen tulvaniittyjen kasvillisuudesta. 81 s + 8 liitettä. – Pro gradu. Helsingin yliopisto. Kasvitieteen laitos.
- Heil, G.W. & Diemont, W.H. 1983: Raised nutrient levels change heathland into grassland. *Vegetatio* 53:113-120.
- Heil, G.W., Werger, M.J.A., de Mol, W., van Dasm, D. & Heijne, B. 1988: Capture of atmospheric ammonium by grassland canopies. *Science* 239:764-765.
- Heinonen, R., Hartikainen, H., Aura, E., Jaakkola, A. & Kemppainen, E. 1992: *Maaviljely ja ympäristö*. 334 s. WSOY. Helsinki.
- Heintze, A. 1915: Om endozoisk fröspridning genom skandinaviska däggdjur. *Bot. Not.* 1915:251-291.
- Helgason, T., Daniell, T.J., Husband, R., Fitter, A.H. & Young, J.P.W. 1998: Ploughing up the wood-wide web? *Nature* 394:431.
- Heliölä, J., Liinalaakso, O.-P., Martikainen, R. & Schultz, T. 2000: Tummaverkkoperhonen Pirkanmaalla. Pirkanmaan ympäristökeskuksen monistesarja 6:1-39.
- Heliövaara, K. & Väisänen, R. 1984: Effects of modern forestry on northwestern European forest invertebrates: a synthesis. *Acta For. Fenn.* 189:1-32.
- Hellemaa, P. 1998: The development of coastal dunes and their vegetation in Finland. *Fennia* 176(1):111-221.
- Hellings, S.E. & Gallagher, J.L. 1992: The effects of salinity and flooding on *Phragmites australis*. *J. Appl. Ecol.* 29:41-49.
- Hengeveld, R. 1996: Measuring ecological biodiversity. *Biodiv. Lett.* 3:58-65.
- Herben, T., During, H.J. & Krahulec, F. 1995: Spatiotemporal dynamics in mountain grasslands: species autocorrelations in space and time. *Folia Geobot. Phytotax.* 30:185-196.
- Herben, T., Krahulec, F., Hadincová, V., Pecháčková & Kovářová, M. 1997: Fine-scale spatio-temporal patterns in mountain grassland: do species replace each other in a regular fashion? *J. Veg. Science* 8:217-224.
- Herben, T., Krahulec, F., Hadincová, V. & Skálová, H. 1993: Small-scale variability as a mechanism for large-scale stability in mountain grasslands. *J. Veg. Sci.* 4:163-170.
- Hertz, M. 1926: Niinipuun uudistumisesta Suomessa. *Acta For. Fenn.* 29(5):1-121, 7 pl.
- Hertz, M. 1932: Tutkimuksia aluskasvillisuuden merkityksestä kuusen uudistumiselle Etelä-Suomen kangasmailla. *Metsätieteellisen tutkimuslaitoksen julkaisuja* 17(4):1-206.
- Hertz, M. 1934: Tutkimuksia karjan vaikutuksesta hakkausalojen kasvillisuuteen. *Acta For. Fenn.* 40:419-439.
- Hesselman, H. 1905: Svenska löfångar. *Skogsvårdsfören. Tidskr.* 1905:1-23.

- Hester, A. J., Mitchell, F.J.G. & Kirby, K.J. 1996: Effects of season and intensity of sheep grazing on tree regeneration in a British upland woodland. *For. Ecol. Manage.* 88:99-106.
- Hewett, D.G. 1985: Grazing and moving as management tools to dunes. *Vegetatio* 62:441-447.
- Heywood, V.H. 1995: Global biodiversity assessment. 1140 s. Cambridge Univ. Press. Cambridge.
- Hilli, A. 1949: Piennarkasvustojen maataloudellisesta merkityksestä. Suomen Maataloustieteellisen Seuran julkaisuja 70(2):1-62.
- Hinneri, S. 1994: Kedot ja ketokasvit – lounais-suomalainen näkökulma. *Lutukka* 10:35-40.
- Hinneri, S. 1995: Laitilan ja kalannin vanhojen kylien perinneympäristöjen kasvimaailma. Teoksessa: Suikkanen, I., Santamala, E., Liippo, L., Hinneri, S., Heino, S., Karlin, A., Laine, U., Salonen, V.-P., Vainio, J. & Vehmas, J. (toim.), Vakka-Suomi merestä maaksi: 141-153. Vakka-Suomen Luonnonystävät.
- Hinneri, S. & Lehtomaa, L. 1994: Ketokasvien ekologiasta lounaisrannikolla ja -saaristossa. *Lutukka* 10:41-50.
- Hobbs, N.T. 1996: Modification of ecosystems by ungulates. *J. Wildl. Manage.* 60:695-713.
- Hobbs, R.J. 1984: Length of burning rotation and community composition in high-level *Calluna-Eriophorum* bog in N England. *Vegetatio* 57:129-136.
- Hodgson, J. 1990: Grazing management. Science into practice. 203 s. Longman Scientific and Technical. Burnt Mill, England.
- Hodgson, J., Forbes, T.D.A., Armstrong, R.H., Beattie, M.M. & Hunter, E.A. 1991: Comparative studies of the ingestive behaviour and herbage intake of sheep and cattle grazing indigenous hill plant communities. *J. Appl. Ecol.* 28:205-227.
- Hodgson, J.G. 1986: Commonness and rarity in plants with special reference to the Sheffield flora. Parts I-III. *Biol. Conserv.* 36:199-296.
- Hodgson, J.G. 1987: Why do so few plant species exploit productive habitats? An investigation into cytology, plant strategies and abundance within a local flora. *Funct. Ecol.* 1:243-250.
- Hodgson, J.G. 1989: What is happening to the British flora? *Plants Today* 2:26-32.
- Hodgson, J.G. 1990: The role of autecological accounts. Teoksessa: Hillier, S.H., Walton, D.W.H. & Wells, D.A. (toim.), Calcareous grasslands – ecology and management: 161-168. Bluntisham Books. Bluntisham.
- Hodgson, J.G. 1991: Management for the conservation of plants with particular reference to the British flora. Teoksessa: Spellerberg, I.F., Goldsmith, F.B. & Morris, M.G. (toim.), The scientific management of temperate communities for conservation: 81-102. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Hofmann, R.R. 1983: Adaptive changes of gastric and intestinal morphology in response to different fibre content in ruminant diets. *The Royal Society of New Zealand Bulletin* 20:51-58.
- Hofmann, R.R. 1985: Digestive physiology of the deer – their morphological specialisation and adaptation. *The Royal Society of New Zealand Bulletin* 22:393-407.
- Hofmann, R.R. & Schnorr, B. 1982: Die funktionelle Morphologie des Wiederkäuer-Magens. 160 s. Ferdinand Enke Verlag. Stuttgart.
- Holland, E.A., Parton, W.J., Detling, J.K. & Coppock, D.L. 1992: Physiological responses of plant populations to herbivory and their consequences for ecosystem nutrient flow. *Am. Nat.* 140:685-706.
- Hopkins, B. 1978: The effects of the 1976 drought on chalk grassland in Sussex, England. *Biol. Conserv.* 14:1-12.
- Hopkins, J.J. 1991: Management of semi-natural lowland dry grasslands. Teoksessa: Goriup, P.D., Batten, L.A. & Norton, J.A. (toim.), The conservation of lowland dry grassland birds in Europe: 119-124. Joint Nature Conservation Committee. Peterborough.
- Huhta, A.-P. 1997: Vegetation changes in semi-natural meadows after abandonment in coastal northern Finland. *Nord. J. Bot.* 16:457-472.
- Huhta, A.-P. & Rautio, P. 1998: Evaluating the impacts of mowing: a case study comparing managed and abandoned meadow patches. *Ann. Bot. Fennici* 35:85-99.
- Hulbert, L.C. 1969: Fire and litter effects in undisturbed bluestem. *Ecology* 50:874-877.
- Hulkkonen, O. 1929: Laiduntamisen vaikutuksesta kasvillisuuteen eräissä Laatokan maatuissa lahdekkeissa. *Turun Ylioppilas* 1:1-14.
- Hulkkonen, O. 1946: Kasvilajien keskinäisestä suhtautumisesta sekä tämän vaikutuksesta kasvillisuuden muodostumiseen eräissä Laatokan maatuissa lahdekkeissa. *Ann. Bot. Soc. Vanamo* 21(4):1-76.
- Hult, R. 1878: Bidrag till kännedomen om vegetationen i södra Savolaks. *Medd. Soc. Fauna Flora Fennica* 3:123-163.
- Hult, R. 1881: Försök till analytisk behandling af växtformationerna. 155 s. J. C. Frenckell & Son. Helsingfors.
- Hultengren, S. 1994: Träd i odlingslandskapet. 24 s. Jordbruksverket. Jönköping.
- Hultengren, S. 1995: Något om lavfloran på en västsvensk ek. *Svensk Bot. Tidskr.* 89:165-170.
- Hunter, R.F. 1962: Hill sheep and their pasture: a study of sheep-grazing in south-east Scotland. *J. Ecol.* 50:651-680.
- Hurlbert, S.H. 1981: A gentle depilation of the niche: Dicean resource sets in resource hyperspace. *Evolutionary Theory* 5:177-184.
- Huston, M. 1979: A general hypothesis of species diversity. *Am. Nat.* 113:81-101.
- Huston, M.A. 1994: Biological diversity. The coexistence of species on changing landscapes. Cambridge Univ. Press. Cambridge.
- Huston, M.A. & DeAngelis, D.L. 1994: Competition and coexistence: the effects of resource transport and supply rates. *Am. Nat.* 144:954-977.
- Huumonen, M.E. 1913: Muistuinpanoja Siikajoki- ja Temmesjokivarren tulvaniittykasvillisuudesta. *Medd. Soc. Fauna Flora Fennica* 39:165-175.
- Huurte, M. 1995: 9000 vuotta Suomen esihistoriaa. 271 s. Otava. Helsinki.
- Hægström, C.-A. 1976: Lövängsvård - också hos oss. *Dendrologian seuran tiedotuksia* 7:35-41.
- Hægström, C.-A. 1983: Vegetation and soil of the wooded meadows in Nätö, Åland. *Acta Bot. Fennica* 120:1-66.
- Hægström, C.-A. 1986: De ålandska lövängarnas öde. *Skärgård* 9(2):33-41.
- Hægström, C.-A. 1987a: Den nordiska hagen. *Nordenskiöld-samfundets Tidskr.* 47:68-90.
- Hægström, C.-A. 1987b: Löväng (Änge). - Teoksessa: Emanuelsson, U. & Johansson, C. E. (toim.): Biotoper i det nordiska kulturlandskapet: 69-88. Nordiska Ministerrådet.
- Hægström, C.-A. 1988a: Protection of wooded meadows in Åland - problems, methods and perspectives. *Oulanka Reports* 8:88-95.
- Hægström, C.-A. 1988b: Hur skall en hage skötas? *Finlands Natur* 47(3):8-11.
- Hægström, C.-A. 1990: The influence of sheep and cattle grazing on wooded meadows in Åland, SW Finland. *Acta Bot. Fennica* 141:1-28.
- Hægström, C.-A. 1991: Ängar, ängsfloran och hotet mot dem. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica* 67:114-121.
- Hægström, C.-A. 1992: Skottskogar och skottskogsbruk. *Nordenskiöld-samfundets Tidskr.* 51:85-112.

- Hæggström, C.-A. 1995: Lövängar i Norden och Balticum. Nordenskiöld-samfundets Tidskr. 54:21-58.
- Hæggström, C.-A. 1998: Hamlingsängar i Europas bergstrakter. Nordenskiöld-samfundets tidskrift 58:15-40.
- Hæggström, C.-A., Heikkilä, T., Peiponen, J. & Vuokko, S. 1995: Toukohärkä ja kultasiipi. Niityt ja niiden hoito. 160 s. Otava. Helsinki.
- Hämet-Ahti, L., Suominen, J., Ulvinen, T. & Uotila, P. (toim.) 1998: Retkeilykasvio. 4. täysin uudistettu painos. 656 s. Luonnontieteellinen keskusmuseo, kasvimuseo. Helsinki.
- Högmander, J. 1992: Kokemuksia Maailman Luonnon Säätiön raivaustöistä lehdesniityillä Saaristomeren alueella. Memoranda Soc. Fauna Fennica 68:102-104.
- Hörnberg, G., Zackrisson, O., Segerström, U., Svensson, B.W., Ohlson, M. & Bradshaw, R.H.W. 1998: Boreal swamp forests. Biodiversity "hotspots" in an impoverished forest landscape. BioScience 48:795-802.
- Höök Patriksson, K., Pehrson, I., Simonsson, R., Svedlund, L. & Calmerbjörk, M. (toim.) 1998: Skötselhandbok för gårdens natur- och kulturvärden. 263 s. Jordbruksverket. Jönköping.
- Ihse, M. 1995: Swedish agricultural landscapes – patterns and changes during the last 50 years, studied by aerial photos. Landscape and Urban Planning 31:21-37.
- Ihse, M. 1997: Kan ängen vara en hed? Begreppet "äng" från kulturhistorikerns och botanistens synvinklar. Svensk Bot. Tidskr. 91:211-221.
- Ihse, M. & Norderhaug, A. 1995: Biological values of the Nordic cultural landscape: different perspectives. International Journal of Heritage Studies 1:156-170.
- Ihse, M., Vasari, Y. & Löfgren, T. 1997: Biomass production on wet meadows and mires in Kuusamo, North-eastern Finland, estimated by spectral reflectance measurements. Acta Bot. Fennica 158:1-31.
- Ilvessalo, Y. 1927: Suomen metsät. Tulokset vuosina 1921-1924 suoritettusta valtakunnan metsien arvioimisesta. Metsätieteellisen Koelaitoksen Julkaisuja 11:1-421 + 156 taulukkoa.
- Imbeck, P. 1989: Der Strassenraum als Lebensraum. Strasse und Verkehr 4:196-200.
- Ingrish, S. 1985: Orthoptera. Naturopa 49:20-22.
- Ives, R. I. 1942: The beaver-meadow complex. Journal of Geomorphology 5:191-203.
- Jaatinen, S. 1950: Bidrag till kännedomen om de åländska sjöarnas strandvegetation. Acta Bot. Fennica 45:1-354.
- Jaatinen, S. 1994: Vårdö. Skärans, liens och mulens landskap genom seklerna. Bidrag till kännedom av Finlands Natur och Folk 146:1-208.
- Jahn, H. & Jahn, M.-A. 1986: Konstanz und Fluktuation der Pilzvegetation in Norra Warleda, Uppland. Beobachtungen auf einem schwedischen Bauernhof 1945-1980. Westfälische Pilzbriefe 10-11(86):352-378.
- Jalas, J. 1953: Rokua. Suunnittelun kansallispuiston kasvillisuus ja kasvisto. Silva Fennica 81:1-97+kartta.
- Jalas, J. (toim.) 1958: Suuri kasvikirja. I. Otava. Helsinki.
- Jalas, J. 1960: Ihmisen vaikutuksesta putkilokasvien lajin- ja rodunkehitykseen. Luonnon Tutkija 64:45-51.
- Jalas, J. (toim.) 1965: Suuri kasvikirja. II. 893 s. Otava. Helsinki.
- Jalas, J. (toim.) 1980: Suuri kasvikirja. III. 944 s. Otava. Helsinki.
- Jankowski, W. 1997: Floristic diversity of grassland swards in Suwalki Landscape Park (north-eastern Poland) in relation to use and age. Ecol. Pol. 45:619-632.
- Jansen, A.J.M., de Graaf, M.C.C. & Roelofs, J.G.M. 1996: The restoration of species-rich heathland communities in the Netherlands. Vegetatio 126:73-88.
- Janssens, F., Peeters, A., Tallowin, J.R.B., Bakker, J.P., Bekker, R.M., Fillat, F. & Oomes, M.J.M. 1998: Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. Plant and Soil 202:69-78.
- Jantunen, J., Marttila, O., Saarinen, K. & Arminen L.. 1996: Keltaverkkoperhosen (Eurodryas aurinia) elinympäristön hoito joutsenolaisella metsälaitumella. Kunnostus ja ensimmäisen laidunnuskauden tulokset. 9 s. Etelä-Karjalan allergia- ja ympäristöinstituutti. Joutseno.
- Jantunen, J., Marttila, O., Saarinen, K. & Marttila, P. 1997: Keltaverkkoperhosen elinympäristön hoito. Kasvillisuuden ja verkkoperhosen seurantatulokset. Toinen hoitovuosi 1997. 15 s. Etelä-Karjalan allergia- ja ympäristöinstituutti. Joutseno.
- Janzen, D. 1983: No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases. Oikos 41:402-410.
- Janzen, D.H. 1982: Differential seed survival and passage rates in cows and horses, surrogate Pleistocene dispersal agents. Oikos 38:150-156.
- Janzen, D.H. 1986: Chihuahuan desert nopaleras: defaunated big mammal vegetation. Ann. Rev. Ecol. Syst. 17:595-636.
- Jefferies, R.L. & Maron, J.L. 1997: The embarrassment of riches: atmospheric deposition of nitrogen and community and ecosystem processes. Trends Ecol. Evol. 12:74-78.
- Jefferies, R.L. & Perkins, N. 1977: The effects on the vegetation of the additions of inorganic nutrients to salt marsh soils at Stiffkey, Norfolk. J. Ecol. 65:867-882.
- Jennersten, O., Loman, J., Møller, A. P., Robertson, J. & Widén, B. 1997: Conservation biology in agricultural habitat islands. Ecol. Bull. 46:72-87.
- Jensen, A. 1985: The effect of cattle and sheep grazing on salt-marsh vegetation at Skallingen, Denmark. Vegetatio 60:37-48.
- Job, D.A. & Taylor, J.A. 1978: The production, utilization and management of upland grazings on Plynlimon, Wales. J. Biogeogr. 5:173-191.
- Johansson, O., Ekstam, U. & Forshed, N. 1986: Havstrandängar. 96 s. LTs förlag. Stockholm.
- Johansson, O. & Hedin, P. 1991: Restaurering av ängs- och hagmarker. 146 s. Naturvårdsverket. Solna.
- Johansson, T. 1984: Sheep grazing on reforestation areas. Commun. Inst. For. Fenn. 120:109-112.
- Johnson, N.C. 1993: Can fertilisation of soil select less mutualistic mycorrhizae? Ecol. Appl. 3:749-757.
- Johnston, C. & Naiman, R.J. 1990: The use of geographic information system to analyze long-term landscape alteration by beaver. Landscape Ecol. 4:5-19.
- Jones, A.T. & Hayes, M. J. 1999: Increasing floristic diversity in grassland: the effects of management regime and provenance on species introduction. Biol. Conserv. 87:381-390.
- Jonsell, M., Weslien, J. & Ehnström, B. 1998: Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. Biodiver. Conserv. 7:749-764.
- Jonsson, L. 1995: Effects of restoration on wooded meadows in southeastern Sweden. 140 s. Department of Ecology. Lund Univ.
- Jonsson, L., Persson, S. & Emanuelsson, U. 1991: Vegetationens utveckling i Ires ängar före och efter restaurering. Svensk Bot. Tidskr. 85:417-442.
- Jutila, H.M. 1997: Vascular plant species richness in grazed and ungrazed coastal meadows, SW Finland. Ann. Bot. Fennica 34:245-263.

- Jutila, b. Erkkilä, H.M. 1998: Seed banks of grazed and ungrazed Baltic seashore meadows. *J. Veg. Sci.* 9:395-408.
- Jutila, b. Erkkilä, H.M. 1999a: Vegetation and seed bank of grazed and ungrazed Baltic coastal meadows in SW Finland. Turun yliopiston julkaisu. sarja A II. 115:1-48 + VII.
- Jutila, H. 1999b: Effect of grazing on the vegetation of shore meadows along the Bothnian Sea. Finland. *Plant Ecol.* 140:77-88.
- Jutila, H., Pykälä, J. & Lehtomaa, L. 1996: Satakunnan perinnemaisemat. Alueelliset ympäristöjulkaisut 14:1-201.
- Jutila, K.T. 1922: Niittyviljelys. Teoksessa: Sunila, J. E. (toim.), Suomen maatalous. I. nidos: 465-476. WSOY. Porvoo.
- Jäntti, A. 1945: Suomen laidunolot. *Acta For. Fenn.* 53(2):1-255.
- Jäntti, A. 1948: Suomen aitarakenteet. *Metsätieteellisen tutkimuslaitoksen julkaisuja* 36(2):1-42.
- Jäntti, A. 1949: Metsälaitumet ja laidunolojen kehittäminen. Teoksessa: Kalela, E. K. (toim.), Suuri metsäkirja. I osa. Metsänhoito: 420-433. WSOY. Porvoo – Helsinki.
- Järvinen, O., Kuusela, K. & Väisänen, R.A. 1977: Metsien rakenteen muutoksen vaikutus pesimälinnustoomme viimeisten 30 vuoden aikana. *Silva Fennica* 11:284-294.
- Järvinen, O. & Miettinen, K. 1987: Sammuuko suuri suku? Luonnon puolustamisen biologiaa. 256 s. Suomen Luonnonsuojelun Tuki Oy. Helsinki.
- Järvinen, O. & Ulfstrand, S. 1980: Species turnover of a continental bird fauna: Northern Europe 1850-1970. *Oecologia* 46:186-195.
- Kaisila, J. 1961: The influence of culture on the Finnish butterfly and moth fauna. *Fennia* 85:106-111.
- Kalamees, R. & Zobel, M. 1997: The seed bank in an Estonian calcareous grassland: comparison of different successional stages. *Folia Geobot. Phytotax.* 32:1-14.
- Kallio, M.J. & Levänen, O. 1927: Metsä, laidun ja karja. Laidunviljelyksen opas. Suomen Metsänhoitoyhdistys Tapion Käsikirjasia 17:1-83.
- Kallio, P. & Heikkilä, H. 1978: The boletes of Finland. I. Genus *Boletus*. *Karstenia* 18:1-19.
- Kalliola, R. 1943: Kulttuuri maamme ja sen eri seutujen kasvillisuuskuva muuttavana tekijänä. *Terra* 55:59-73.
- Kalliola, R. 1949: Metsätalous ja luonnonsuojelu. Teoksessa: Kalela, E. K. (toim.), Suuri metsäkirja. I osa. Metsänhoito: 575-598. WSOY. Porvoo – Helsinki.
- Kalliola, R. 1973: Suomen kasvimaantiede. 308 s. WSOY. Porvoo - Helsinki.
- Kalpio, S. & Bergman, T. 1999: Lapin perinnemaisemat. Alueelliset ympäristöjulkaisut 116:1-236.
- Karlsson, T. 1974: Recurrent ecotypic variation in *Rhinantheae* and *Gentianaceae* in relation to hemiparasitism and mycotrophy. *Bot. Not.* 127:527-539.
- Karlsson, T. 1976: *Euphrasia* in Sweden: hybridization, parallelism, and species concept. *Bot. Not.* 129:49-60.
- Karlsson, T. 1982: *Euphrasia rostkoviana* i Sverige. *Växtekologiska Studier* 15:1-116.
- Katajamäki, H. 1991: Suomen maaseudun suuri kertomus. *Terra* 103:173-183.
- Kauppi, M. 1967: Über den Einfluss der Beweidung auf die Vegetation der Uferwiesen an der Bucht Liminganlahti im Nordteil des Bottnischen Meerbusens. *Aquilo Ser. Botanica* 6:347-369.
- Keel, A. 1995: Vegetationskundlich-ökologische Untersuchungen und Bewirtschaftungsexperimente in Halbtrockenwiesen (Mesobromion) auf dem Schaffhauser Randen. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 124:1-181 + 3 liitettä.
- Keinänen, M. 1991: Niittykasvillisuus Pohjois-Karjalan kulttuurimaisema-alueilla. 65 s. Syventävien opintojen tutkielma. Joensuun yliopisto. Biologian laitos.
- Keizer, P.J. 1993: The influence of nature management on the macromycete flora. Teoksessa: Pegler, D.N., Boddy, L., Ing, B. & Kirk, P.M. (toim.), *Fungi of Europe: Investigation, recording and conservation*: 251-269. Royal Botanic Gardens. Kew.
- Keizer, P.J., van Tooren, B.F. & During, H.J. 1985: Effects of bryophytes on seedling emergence and establishment of short-lived forbs in chalk grassland. *J. Ecol.* 493-504.
- Kenworthy, J.B. 1963: Temperatures in heather burning. *Nature* 200:1226.
- Kiehl, K., Esselink, P. & Bakker, J.P. 1997: Nutrient limitation and plant species composition in temperate salt marshes. *Oecologia* 111:325-330.
- Kielland-Lund, J. 1975: Beitets påverknig på ulike skogsvegetasjonssamfunn. 8 s. Gjengroing av kulturmark. Internordisk symposium 27-28 nov. 1975. Nordisk Landbrukshøgskole.
- Kilpi, O.K. 1919: Suomen viljellyn maan alan kasvaminen 19- ja 20-vuosisadalla. *Yhteiskuntataloudellinen aikakauskirja* 14:105-115.
- Kindvall, O., Jansson, N. & De Jong, J. 1993: Trumgräshoppan – en art på fallrepet. *Ent. Tidskr.* 114:121-131.
- Kirby, K.J., Mitchell, F.J. & Hester, A.J. 1994: A role for large herbivores (deer and domestic stock) in nature conservation management in British semi-natural woods. *Arboricultural Journal* 18:381-399.
- Kirby, K.J., Thomas, R.C., Key, R.S., McLean, I.F.G. & Hodgetts, N. 1995: Pasture-woodland and its conservation in Britain. *Biol. J. Linn. Soc.* 56(Suppl.):135-153.
- Kirkham, F.W. & Kent, M. 1997: Soil seed bank composition in relation to the above-ground vegetation in fertilized and unfertilized hay meadows in a Somerset peat moor. *J. Appl. Ecol.* 34:889-902.
- Kivekäs, J. 1939: Kaskiviljelyn vaikutus eräisiin maan ominaisuuksiin. *Metsätieteellisen tutkimuslaitoksen julkaisuja* 27(2):1-42.
- Kiviniemi, K. 1996: A study of adhesive seed dispersal of three species under natural conditions. *Acta Bot. Neerl.* 45:73-83.
- Kleijn, D. 1996: The use of nutrient resources from arable fields by plants in field boundaries. *J. Appl. Ecol.* 33:1433-1440.
- Kleijn, D. 1997: Species richness and weed abundance in the vegetation of arable field boundaries. 177 s. PhD thesis. Wageningen Agricultural Univ. Wageningen.
- Kleijn, D. & Snoeiijing, G.I.J. 1997: Field boundary vegetation and the effects of agrochemical drift: botanical change caused by low levels of herbicide and fertilizer. *J. Appl. Ecol.* 34:1413-1425.
- Kleijn, D. & Verbeek, M. 2000: Factors affecting the species composition of arable field boundary vegetation. *J. Appl. Ecol.* 37:256-266.
- Klemm, M. 1996: Man-made bee habitats in the anthropogenous landscape of central Europe – substitutes for threatened or destroyed riverine habitats? Teoksessa: Matheson, A., Buchmann, S. L., O'Toole, C., Westrich, P. & Williams, I.H. (toim.) 1996. *The conservation of bees*: 17-34. Academic Press. London.
- Knapp, A.K., Blair, J. M., Briggs, J.M., Collins, S.L., Hartnett, D.C., Johnson, L.C. & Towne, E.G. 1999: The keystone role of bison in North American tallgrass prairie. *BioScience* 49:39-50.

- Koerselman, W., Bakker, S.A. & Blom, M. 1990: Nitrogen, phosphorus and potassium budgets for two small fens surrounded by heavily fertilized pastures. *J. Ecol.* 78:428-442.
- Koerselman, W. & Meuleman, A.F.M. 1996: The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *J. Appl. Ecol.* 33:1441-1450.
- Kokkonen, P. 1930: Hakamaat ja hakamaametsät. Teoksessa: Ilvessalo, L. & Laitakari, E. (toim.), Maa ja metsä. IV. Metsätalous II. Metsien hoito ja suojele: 519-525. WSOY. Porvoo.
- Kolev, Z. 1998: *Maculinea arion* (L.) in Finland – distribution, state of knowledge and conservation. *Journal of Insect Conservation* 2:91-93.
- Kollmann, J. & Poschod, P. 1997: Population processes at the grassland – scrub interface. *Phytocoenologia* 27:235-256.
- Kontula, T. & Pykälä, J. 2000: Someron Rekiokilaakson kasvillisuus ja kasvisto. Teoksessa: Kontula, T., Lehtomaa, L. & Pykälä, J., Someron Rekiokilaakson maankäytön historia, kasvillisuus ja kasvisto. Suomen ympäristö 306:1-91.
- Kooijman, A.M. & van der Meulen, F. 1996: Grazing as a control against "grass-encroachment" in dry dune grasslands in the Netherlands. *Landscape and Urban Planning* 34:323-333.
- Koponen, T. 1967: On the dynamics of vegetation and flora in Karkali Nature Reserve, southern Finland. *Ann. Bot. Fennici* 4:121-218.
- Kornaś, J. & Dubiel, E. 1991: Land use and vegetation changes in the hay meadows of the Ojcow National park during the last thirty years. *Ve-röff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich* 106:208-231.
- Korpilo, B. 1997: Eläimet luonnon- ja maisemanhoitajina. 23 s. Maa- ja metsätalousministeriö. Helsinki.
- Korte, C.J. & Harris, W. 1987: Effects of grazing and cutting. Teoksessa: Snaydon, R. W. (toim.), *Ecosystems of the world 17B. Managed grasslands. Analytical studies*: 71-79. Elsevier. Amsterdam.
- Kortesalmi, J.J. 1969: Suomalaisten huuhtaviljely. Kansatieteellinen tutkimus. *Acta Soc. Historicae Ouluensis. Scripta Historica* 2:278-362.
- Koskimies, P. 1989: Distribution and numbers of Finnish breeding birds. Appendix to Suomen lintuatlas. 76 s. SLY:n Lintutieto Oy. Helsinki.
- Koskimies, P. 1993: Suomen linnut lihovat – mutta eivät kaikki. *Linnut* 28(6):28-31.
- Koskinen, T. 1960: Hakamaiden ja laidunniittyjen kasvillisuudesta Längelmäveden seudulla. Pro gradu. 56 s + 4 taulukkoa. Helsingin yliopisto. Kasvitieteen laitos.
- Kotańska, M. 1993: Dynamics of wet meadow communities (*Calthion* alliance) in the Wierzbanówka valley in 1976-1988. *Fragm. Flor. Geobot.* 38:593-619.
- Kotiluoto, R. 1998: Vegetation changes in restored semi-natural meadows in the Turku archipelago of SW Finland. *Plant Ecol.* 136:53-67.
- Kotiranta, H. & Niemelä, T. 1996: Uhanalaiset käyvät Suomessa. Toinen, uudistettu painos. Suomen ympäristökeskus. Ympäristöopas 10:1-184.
- Kotiranta, H. & Niemelä, T. 1997: Rustikat, riekonkäävät ja muut lahottajat. *Luonnon Tutkija* 100(5):97-104.
- Kouki, J. 1993: Luonnon monimuotoisuus valtion metsissä – katsaus ekologiin tutkimustarpeisiin ja suojelemaan mahdollisuuksiin. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 11:1-88.
- Krause, A. 1982: Strassenbegleitgrün. Eine Chance für Flora und Vegetation in Händen der Strassenmeistereien. *Natur und Landschaft* 57:57-61.
- Krause, A. 1989: Rasenansaatun und ihre Fortentwicklung an Autobahnen Beobachtungen zwischen 1970 und 1988. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 20:1-125.
- Krause, E.H.L. 1893: Beitrag zur Geschichte der Wiesenflora in Norddeutschland. *Bot. Jahrb.* 15:387-400.
- Kujala, V. 1930: Luonnonsuojelu metsätalouden kannalta ja luonnonpuistot. Teoksessa: Ilvessalo, L. & Laitakari, E. (toim.), Maa ja metsä. IV. Metsätalous II. Metsien hoito ja suojele: 656-665. WSOY. Porvoo.
- Kujala, V. 1967: Häviävät luonnonniityt. *Kymenlaakson Luonto* 8(2):5-6.
- Kukk, T. & Kull, K. 1997: Puisniidud. *Estonia Maritima* 2:1-249.
- Kukk, Ü. 1997: Monitoring of rare vascular plants in Estonia. Teoksessa: Kanerva, T. & Kempainen, E. (toim.), Conservation, monitoring and management of threatened vascular plants and their habitats. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 78:41-48.
- Kull, K. & Zobel, M. 1991: High species richness in an Estonian wooded meadow. *J. Veg. Sci.* 2: 711-714.
- Kupiainen, H. 1985: Isännästä tuottajaksi. Teoksessa: Kirkinen, H., Hakamäki, T. & Linkola, M. (toim.), Sukupolvien perintö. 3. Talonpoikaiskulttuurin sato: 59-115. Kirjayhtymä. Helsinki.
- Kurtén, B. 1968: Pleistocene mammals of Europe. Weidenfeld & Nicholson. London.
- Kurtén, B. 1988: Fossil and subfossil mammals in Finland. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica* 64:35-39.
- Kurtto, A. 1993: Niityt ja kedot. Teoksessa: Pälkä, O. (toim.), Keto-opas: 5-13. Suomen luonnonsuojeluliitto. Helsinki.
- Kuusinen, M. 1996: Epiphytic lichen flora and diversity in old growth boreal forests of Finland. Helsingin yliopiston kasvitieteen julkaisuja 23:1-29.
- Kydd, D.D. 1964: The effect of different systems of cattle grazing on the botanical composition of permanent downland pasture. *J. Ecol.* 52:139-149.
- Kärregård, S. 1991: Restoration and management of shore meadows at Lake Tåkern. Teoksessa: Finlayson, C.M. & Larsson, T. (toim.), Wetland management and restoration: 170-173. Proc. Workshop, Sweden 1990, Swedish Environmental Protection Agency Report 3992.
- Lahti, L. 1941: Laiduntamisvahingot metsänistutusalloilla. *Metsätaloudellinen Aikakauslehti* 58:124-126.
- Lambers, H. & Poorter, H. 1992: Inherent variation in growth rate between higher plants: a search for physiological causes and ecological consequences. *Adv. Ecol. Res.* 23:187-261.
- Lampimäki, T. 1939: Nautakarjan laiduntamisesta metsämailla. *Silva Fennica* 50:1-106.
- Lampolahti, J. & Nuotio, K. 1993: Umpeenkasvu köyhdyttää lintuvesiä. *Linnut* 28(4):13-17.
- Larsson, C. & Martinsson, K. 1999: Jättebalsamin *Impatiens glandulifera* i Sverige – invasionsart eller harmlös trädgårdsflyktig? *Svensk Bot. Tid-skr.* 92:329-345.
- Larsson, T. 1969: Land use and bird fauna on shores in southern Sweden. *Oikos* 20:136-155.
- Larsson, T. 1976: Composition and density of the bird fauna in Swedish shore meadows. *Ornis Scand.* 7:1-12.
- Lassila, A. 1996: Kotipihan kukkaniitty. 48 s. Maa- ja kotitalousnaisten keskus. Helsinki.
- Lavery, T.A. 1993: A review of the distribution, ecology and status of the marsh fritillary *Euphydryas aurinia* Rottemburg, 1775 (Lepidoptera: Nymphalidae) in Ireland. *Ir. Nat. J.* 24:192-199.

- Leadley, P.W. & Körner, C. 1996: Effects of elevated CO₂ on plant species dominance in a highly diverse calcareous grassland. Teoksessa: Körner, C. & Bazzaz, F.A., Carbon dioxide, populations, and communities: 159-175. Academic Press. San Diego.
- Lee, J.A. & Caporn, S.J.M. 1993: Problems in determining critical loads for nitrogen in semi-natural vegetation in Britain. Teoksessa: Hornung, M. & Skeffington, R.A. (toim.), Critical loads: concept and applications: 19-23. ITE symposium 28. Institute of Terrestrial Ecology / HMSO. London.
- Lehikoinen, E. & Aalto, T. 1996: Mynämäenlahden ja sen linnuston kehitys, nykytila ja merkitys. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 54:1-74.
- Lehtonen, N.A. 1927: Karja ja metsä. *Tapio* 20:138-141.
- Leiviskä, I. 1902: Oulun seudun merenrantojen kasvillisuudesta. *Acta Soc. Fauna Flora Fennica* 23(5):1-126 + 3 taulua + 1 kartta.
- Lemaire, G. & Chapman, D. 1996: Tissue flows in grazed plant communities. Teoksessa: Hodgson, J. & Illius, A.W. (toim.), The ecology and management of grazing systems: 3-36. CAB International. Wallingford, UK.
- Lennartsson, T. 1997a: Demography, reproductive biology and adaptive traits in *Gentianella campestris* and *G. amarella*. Evaluating grassland management for conservation by using indicator plant species. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. Agraria* 46:1-47 + VI.
- Lennartsson, T. 1997b: Slätter och höstbete bäst för gräsmarkens gentianor. *Biodiverse* 2(2):6.
- Lennartsson, T., Nilsson, P. & Tuomi, J. 1998: Induction of overcompensation in the field gentian, *Gentianella campestris*. *Ecology* 79:1061-1072.
- Lennartsson, T. & Svensson, R. 1995: Patterns in the decline of three species of *Gentianella* (Gentianaceae) in Sweden, illustrating the deterioration of semi-natural grasslands. *Symb. Bot. Ups.* 31:169-184.
- Leopold, C. 1879: Anteckningar öfver vegetationen i Sahalahti, Kuhmalahti och Luopiois kapeller af södra Tavastland. *Medd. Soc. Fauna Flora Fennica* 5:81-130.
- Lepiksaar, J. 1977: Människan och husdjuren. *Fauna och flora* 72:79-101.
- Lepš, J. 1999: Nutrient status, disturbance and competition: an experimental test of relationships in a wet meadow copy. *J. Veg. Sci.* 10:219-230.
- Lepš, J., Jaroslav, M., Kulišek, P. & Uhlík, P. 1995: Use of paired plots and multivariate analysis for the determination of goat grazing preference. *J. Veg. Sci.* 6:37-42.
- Liljegren, R. & Lagerås, P. 1993: Från mammutstäpp till kohage. Djurens historia i Sverige. 48 s. Wallin & Dalholm Boktr. AB. Lund.
- Lindbladh, M. 1999: The influence of former land-use on vegetation and biodiversity in the boreo-nemoral zone of Sweden. *Ecography* 22:485-498.
- Lindbladh, M. & Bradshaw, R. 1998: The origin of present forest composition and pattern in southern Sweden. *J. Biogeogr.* 25:463-477.
- Lindgren, L. 2000: Perinnebiotooppien kasvillisuus – mitä kiinteät näytelat kertovat hoidon onnistumisesta. Teoksessa: Lampinen, J. (toim.), Perinnebiotooppien monimuotoisuus – Saaristomeren kansallispuiston seminaarissa 5.3.1998 pidetyt esitelmät. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A. 120:21-31.
- Lindgren, L. & Stjernberg, T. 1986: Saaristomeren kansallispuisto. 143 s. WSOY. Porvoo-Helsinki-Juva.
- Lindström, H. 1980: Hackslätt – en försvinnande biotop i mellersta Norrland. *Svensk Bot. Tidskr.* 74:281-306.
- Linhart, Y.B. & Grant, M.C. 1996: Evolutionary significance of local genetic differentiation in plants. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 27:237-277.
- Linkola, K. 1916: Studien über den Einfluss der Kultur auf die Flora in den Gegenden nördlich vom Ladogasee. I. Allgemeiner Teil. – *Acta Soc. Fauna Flora Fennica* 45(1):1-429 + 6 taulukkoa + 20 karttaa.
- Linkola, K. 1917: Vanhan kulttuurin seuralaiskasveja maamme ruderati- ja rikkaruohokasvistossa. *Terra* 29:125-152.
- Linkola, K. 1921: Studien über den Einfluss der Kultur auf die Flora in den Gegenden nördlich vom Ladogasee. II. Spezieller Teil. *Acta Soc. Fauna Flora Fennica* 45(2):1-491 + 4 t.
- Linkola, K. 1922a: Niityt ja viljelysmaat. *Oma maa* 3:1012-1032.
- Linkola, K. 1922b: Kasvillisuus ja kasvisto. A. Kasvillisuus, B. Kasvisto, C. Maataloudellis-kasvimaantieteelliset alueet. Teoksessa: Sunila, J. E. (toim.), Suomen maatalous. I nidos:94-134. WSOY. Porvoo.
- Linkola, K. 1923: Kasvi- ja eläinmaailma. Luonnonsuojelu. Teoksessa: Donner, A., Grotenfelt, A., Hendell, L., Hjelt, E., Laurila, K. S., Renqvist, A., Setälä, E. N. & Tigerstedt, R. 1923: Suomi. Maa. Kansa. Valtakunta. I:88-130. Otava. Helsinki.
- Linkola, K. 1924: Suomen kasviston historia. *Oma Maa*. II painos. Osa V:599-622. WSOY. Porvoo.
- Linkola, K. 1935: Über die Dauer und Jahresklassen-Verhältnisse des Jugendstadiums bei einigen Wiesenstauden. *Acta For. Fenn.* 42(2):1-56 + 5 kuvavivua.
- Linkola, K. & Tiirikka, A. 1936: Über Wurzelsysteme und Wurzelausbreitung der Wiesenpflanzen auf verschiedenen Wiesenstandorten. *Ann. Bot. Soc. Vanamo* 6(6):1-207.
- Linusson, A.-C., Berlin, G.A.I. & Olsson, E.G.A. 1998: Reduced community diversity in semi-natural meadows in southern Sweden, 1965-1990. *Plant Ecol.* 136:77-94.
- Lippert, M., Russel, A.J.F. & Grant, S.A. 1987: The use of goats in hill pasture management. Teoksessa: Bell, M. & Bunce, R.G.H. (toim.), Agriculture and conservation in the hills and uplands: 116-119. ITE symposium no. 23. Institute of Terrestrial Ecology. Grange-over-Sands.
- Lloyd, P.S. 1968: The ecological significance of fire in limestone grassland communities of the Derbyshire Dales. *J. Ecol.* 56:811-826.
- Lloyd, P.S. 1971: Effects of fire on the chemical status of herbaceous communities of the Derbyshire Dales. *J. Ecol.* 59:261-273.
- Londo, G. 1990: Conservation and management of semi-natural grasslands in Northwestern Europe. Teoksessa: Bohn, U. & Neuhausl, R. (toim.), Vegetation and flora of temperate zones: 69-77. SPB Academic Publishing. The Hague.
- Losvik, M.H. 1988: Phytosociology and ecology of old hay meadows in Hordaland, western Norway in relation to management. *Vegetatio* 78:157-187.
- Losvik, M.H. 1992: Restoring abandoned pasture by mowing – influences on frequency and cover of plant species. *Norweg. J. Agric. Sci.* 6:391-409.
- Losvik, M.H. 1993: Hay meadow communities in western Norway and relations between vegetation and environmental factors. *Nord. J. Bot.* 13:195-206.
- Losvik, M.H. 1999: Plant species diversity in an old, traditionally managed hay meadow compared to abandoned hay meadows in southwest Norway. *Nord. J. Bot.* 19:473-487.

- Lukkala, O.J. 1920: Lehdeksien tekotapa Lounais-Suomessa ja sen metsänhoidollinen merkitys. *Acta For. Fenn.* 16(2):1-21.
- Lundberg, S. 1984: Den brända skogens skalbaggsfauna i Sverige. *Entomol. Tidskr.* 105:129-141.
- Lundekvam, H.E. & Gauslaa, Y. 1986: Phytosociology and ecology of mowed grasslands in Western Norway. *Meldinger fra Norges landbrukshøgskole* 65(22):1-26.
- Lundell, Y. 1997: Skyddad odlingsmark. Kartor och statistik för nationalparker, naturreservat och naturvårdsområden i Sverige. Rapport 4814. 209 s. Naturvårdsverket. Stockholm.
- Luostarinen, M. 1997: Maaseudun suuri historia. Teoksessa: Luostarinen, M. & Yli-Viikari, A. (toim.), Maaseudun kulttuurimaisemat. Suomen ympäristökeskus & Maaseudun tutkimuskeskus. Suomen ympäristö 87:59-63.
- Luther, H. 1951: Verbreitung und Ökologie der höheren Wasserpflanzen im Brackwasser der Ekenäs-Gegend in Südfinnland. I. Allgemeiner Teil. *Acta Bot. Fennica* 49:1-231.
- Luther, H. & Munsterhjelm, R. 1983: Inverkan av strandbetets upphörande på hydrolitoralens flora i Pojoviken. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica* 59:9-19.
- Lönnroth, E. 1860: Flora Fennica. Suomen kasvisto. 376 s + 3 kuvataulua. Suomalaisen Kirjallisuuden Seura. Helsinki.
- Maatalousministeriö 1950: Maanviljelystoimituskunta – maatalousministeriö 90 vuotta 1860-1950. 218 s. Helsinki.
- MacArthur, R. & Levins, R. 1967: The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *Am. Nat.* 101:377-385.
- MacDonald, D.W., Tattersall, F.H., Brown, E.D. & Balharry, D. 1995: Reintroducing the european beaver to Britain: nostalgic meddling or restoring biodiversity. *Mammal Rev.* 25:161-200.
- Mack, R.N. & Thompson, J.N. 1982: Evolution in steppe with few large, hooved mammals. *Am. Nat.* 119:757-773.
- Mader, H.-J. 1984: Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biol. Conserv.* 29:81-96.
- Mahdi, A., Law, R. & Willis, A.J. 1989: Large niche overlaps among coexisting plant species in a limestone grassland community. *J. Ecol.* 77:386-400.
- Mahosenaho, T. & Pirinen, T. 1999: Niittykasvillisuuden perustaminen tieluisiin. Tielaitoksen selvityksiä 12/1999:1-100 + 6 liitettä.
- Malkamäki, E. & Hæggeström, C.-A. 1997: Short term impact of Finnish landrace cattle on the vegetation and soil of a wood pasture in SW Finland. *Acta Bot. Fennica* 159:1-25.
- Malmgren, S. 1993: Asymbiotisk fröförsökning i stor skala av *Anacamptis*, *Ophrys*, *Orchis* och andra orkideer med runda rotknölar. *Svensk Bot. Tidskr.* 87:221-234.
- Malo, J.E. & Suárez, F. 1996: New insights into pasture diversity: the consequences of seed dispersal in herbivore dung. *Biodiv. Lett.* 3:54-57.
- Mannerkoski, I., Pulkkinen, M. & Viitanen, H. 1989: Seurasaaren museorakennusten vahinkohyönteiset vuosina 1985-1988 ja niiden torjuntamahdollisuudet. Valtion teknillinen tutkimuskeskus, Tutkimuksia 626:1-28 + 1 liite.
- Maristo, L. 1935: Näsijärven Aitolahden vesikasvillisuus. *Ann. Bot. Soc. Vanamo* 6(4):1-55.
- Markkola, J. 1993: Perämeren niityt ja niiden suojelu. – Teoksessa: Marttila, O. (toim.): Avoimet perinneympäristöt osana suomalaista luontoa, hoito ja suojelu:12-14. Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristöinstituutti. Tiuruniemi.
- Marrs, R.H. 1988: Vegetation change on lowland heaths and its relevance for conservation management. *J. Environ. Manage.* 26:127-149.
- Marrs, R.H. 1993: Soil fertility and nature conservation in Europe: theoretical considerations and practical management solutions. *Adv. Ecol. Res.* 24:241-300.
- Marrs, R.H., Gough, M.W. & Griffiths, M. 1991: Soil chemistry and leaching losses of nutrients from semi-natural grassland and arable soils on three contrasting parent materials. *Biol. Conserv.* 57:257-271.
- Marrs, R.H., Grace, J.B. & Gough, L. 1996: On the relationship between plant species diversity and biomass: a comment on a paper by Gough, Grace and Taylor. *Oikos* 75:323-326.
- Marrs, R.H., Granlund, I.H. & Bradshaw, A.D. 1980: Ecosystem development on reclaimed china clay wastes. IV. Recycling of above-ground plant nutrients. *J. Appl. Ecol.* 16:77-98.
- Marrs, R.H. & Lowday, J.E. 1992: Control of bracken and the restoration of heathland. II. Regeneration of the heathland community. *J. Appl. Ecol.* 29:204-211.
- Marsh, R. & Campling, R.C. 1970: Fouling of pastures by dung. *Herbage Abstracts* 40:123-130.
- Marti, R. 1994: Einfluss der Wurzelkonkurrenz auf die Koexistenz von seltenen mit häufigen Pflanzenarten in Trespen-Halbtrockenrasen. *Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich* 123:1-147.
- Martin, D.J. 1964: Analysis of sheep diet utilizing plant epidermal fragments in faeces samples. Teoksessa: Crisp, D.J. (toim.), *Grazing in terrestrial and marine environments*: 173-188. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Martin, O. 1989: Smældere (Coleoptera, Elateridae) fra gammel løvskov i Danmark. *Ent. Meddr.* 57(1-2):1-107.
- Martin, P.S. 1970: Pleistocene niches for alien animals. *BioScience* 20:218-221.
- Martin, P.S. 1990: 40,000 years of extinctions on the "planet of doom". *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology (Global and Planetary Change Section)* 82:187-201.
- Martin, P.S. & Klein, R.G. (toim.) 1984: Quaternary extinctions; a prehistoric revolution. 892 s. Univ. of Arizona Press. Tucson.
- Marttila, O., Hahtela, T., Aarnio, H. & Ojalainen, P. 1991: Suomen päiväperhoset. 2 painos. 370 s. Kirjayhtymä. Helsinki.
- Mattiasson, G. 1986: Adam och Eva dör ut inom naturreservatet Kungsmarken. *Svensk Bot. Tidskr.* 80:17-25.
- Maula, E., Marttila, O., Kokkonen, A., Mieskolainen, R., Aarnio, H., Saarinen, K. & Jantunen, J. 1998: Joutsenrannan niitty. Hoito ja kasvillisuuden kehitys vuosina 1990-1996. 35 s. + 6 liitettä. Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristöinstituutti. Tiuruniemi.
- May, T. 1993: Beeinflussten Grossäuger die Waldvegetation der pleistozänen Warmzeiten Mitteleuropas? Ein Diskussionsbeitrag. *Natur und Museum* 123:157-170.
- Mayle, B. 1999: Domestic stock grazing to enhance woodland biodiversity. 12 s. Forestry Commission. Edinburgh.
- McKendrick, S.L. 1996: The effects of fertilizer and root competition on seedlings of *Orchis morio* and *Dactylorhiza fuchsii* in chalk and clay soil. *New Phytol.* 134:335-342.
- McNaughton, S.J. 1984: Grazing lawns: animals in herds, plant form, and coevolution. *Am. Nat.* 124:863-886.
- McNaughton, S.J. 1986: On plants and herbivores. *Am. Nat.* 128:765-770.

- McNaughton, S.J. 1993: Grasses and grazers, science and management. *Ecol. Appl.* 3:17-20.
- McNaughton, S.J., Ruess, R.W. & Seagle, S.W. 1988: Large mammals and process dynamics in African ecosystems. *BioScience* 38:794-800.
- Mela, A.J. & Cajander, A.K. 1906: Suomen kasvio. 764 s. Suomalaisen kirjallisuuden seura. Helsinki.
- Mellquist, H. & von Bothmer, R. 1984: Effects of haymaking on beangoose, *Anser fabalis*, breeding habitats in Sweden. *Swedish Wildlife Research* 13:49-58.
- Melman, P.J.M., Verkaar, H.J. & Heemsbergen, H. 1988: Species diversity of road verge vegetation and mowing regime in the Netherlands. Teoksessa: During, H.J., Werger, M.J.A. & Willems, J.H. 1988. Diversity and pattern in plant communities: 165-170. SPB Academic Publishing. The Hague.
- Merritt, R., Moore, N.W. & Eversham, B.C. 1996: Atlas of the dragonflies of Britain and Ireland. ITE research publication no. 9:1-149. HMSO. London.
- Mikkola, K. 1987: Förändringar av fjärilsfaunan i Finland i relation till biotopförändringar efter år 1950. *Ent. Meddr.* 55:107-113.
- Mikkola, K. 1997a: Ilmasto lämpenee – etelän perhoset leviävät Suomeen. *Luonnon Tutkija* 100(5):157-168.
- Mikkola, K. 1997b: Population trends of Finnish Lepidoptera during 1961-1996. *Entomol. Fenn.* 8:121-143.
- Mikkola, K. & Häkkinen, S.-L. 1977: Minne ovat apolloperhoset hävinneet? *Suomen Luonto* 36:35-38.
- Mikkola-Roos, M. 1995: Lintuvesien kunnostus ja hoito. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A. 45:1-100.
- Milberg, P. 1992: Seed bank in a 35-year-old experiment with different treatments of a semi-natural grassland. *Acta Oecologica* 13:743-752.
- Milberg, P. 1993: Seed bank and seedlings emerging after soil disturbance in a wet semi-natural grassland in Sweden. *Ann. Bot. Fennici* 30:9-13.
- Milberg, P. 1994a: Germination ecology of the endangered grassland biennial *Gentianella campestris*. *Biol. Conserv.* 70:287-290.
- Milberg, P. 1994b: Fröbanken i sydsvenska gräsmarker. *Svensk Bot. Tidskr.* 88:249-258.
- Milberg, P. 1995: Soil seed bank after eighteen years of succession from grassland to forest. *Oikos* 72:3-13.
- Milberg, P. & Hansson, M. L. 1993: Soil seed bank and species turnover in a limestone grassland. *J. Veg. Sci.* 4:35-42.
- Milberg, P. & Stridh, B. 1994: Fröbanken hos några ettåriga amfibiska växter vid Vikarsjön i Hälsingland. *Svensk Bot. Tidskr.* 88:237-240.
- Milchunas, D.G., Sala, O.E. & Lauenroth, W.K. 1988: A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *Am. Nat.* 132:87-106.
- Miles, J. 1987a: Effects of man on upland vegetation. Teoksessa: Bell, M. & Bunce, R.G.H. (toim.), Agriculture and conservation in the hills and uplands: 7-18. ITE symposium no. 23. Institute of Terrestrial Ecology. Grange-over-Sands.
- Miles, J. 1987b: Soil variation caused by plants: a mechanism of floristic change in grassland. Teoksessa: van Andel, J., Bakker, J.P. & Snaydon, R.W. (toim.), Disturbance in grasslands: 37-49. Junk. Dordrecht.
- Miles, S. & Sokoloff, P. 1991: Grassland habitats. Dead stems and flower heads. Teoksessa: Fry, R. & Lonsdale, D. (toim.), Habitat conservation for insects – a neglected green issue: 98-101. The Amateur Entomologist's Society. Middlesex.
- Milton, W.E.J. 1940: The effect of manuring, grazing and cutting on the yield, botanical and chemical composition of natural hill pastures. *J. Ecol.* 28:326-356.
- Misra, R.D. 1938: Edaphic factors in the distribution of plants in the English lakes. *J. Ecol.* 26:411-451.
- Mitchell, E.J.G. & Kirby, K.J. 1990: The impact of large herbivores on the conservation of semi-natural woods in the British Uplands. *Forestry* 63:333-353.
- Mitchell, P.L. 1989: Repollarding large neglected pollards: a review of current practice and results. *Arboricultural Journal* 13:125-142.
- Mitchley, J. 1990: Control of relative abundance of perennial dicotyledons in chalk grassland. Teoksessa: Hillier, S.H., Walton, D.W.H. & Wells, D.A. (toim.), Calcareous grasslands – ecology and management: 67-73. Bluntisham Books. Bluntisham.
- Moe, B. & Botnen, A. 1997: A quantitative study of the epiphytic vegetation on pollarded trunks of *Fraxinus excelsior* at Havrå, Osterøy, western Norway. *Plant Ecol.* 129:157-177.
- Moen, A. 1985: Rikmyr i Norge. *Blyttia* 43:135-144.
- Moen, A. 1990: The plant cover of the boreal uplands of Central Norway. I. Vegetation ecology of Sølendet nature reserve; haymaking fens and birch woodlands. *Gunneria* 63:1-451 + 1 kartta.
- Moen, A. 1995: Vegetational changes in boreal rich fens induced by hay-making; management plan for the Sølendet Nature Reserve. Teoksessa: Wheeler, B.D., Shaw, S.C., Fojt, W.J. & Robertson, R.A. (toim.), Restoration of temperate wetlands: 143-166. John Wiley & Sons. Chichester.
- Moisanen, J. & Taskinen, H. 1997: Kiinteät muinaisjäännökset kulttuurimaisemassa. Teoksessa: Luostarinen, M. & Yli-Viikari, A. (toim.), Maaseudun kulttuurimaisemat. Suomen ympäristökeskus & Maaseudun tutkimuskeskus. Suomen ympäristö 87:55-58.
- Montalvo, J., Casado, M.A., Levassor, C. & Pineda, F.D. 1993: Species diversity patterns in Mediterranean grasslands. *J. Veg. Sci.* 4:213-222.
- Montonen, M. 1972: Metsäpeura ja Suomen kulttuurihistoria. *Suomen Luonto* 31:227-230.
- Morecroft, M.D., Sellers, E.K. & Lee, J.A. 1994: An experimental investigation in the effects of atmospheric nitrogen deposition on two semi-natural grasslands. *J. Ecol.* 82:475-483.
- Morris, M.G. 1967: Differences between the invertebrate faunas of grazed and ungrazed chalk grassland. I. Responses of some phytophagous insects to cessation of grazing. *J. Appl. Ecol.* 4:459-474.
- Morris, M.G. 1968: Differences between the invertebrate faunas of grazed and ungrazed chalk grassland. II. The faunas of sample turves. *J. Appl. Ecol.* 6:475-487.
- Morris, M.G. 1969: Populations of invertebrate animals and the management of chalk grassland in Britain. *Biol. Conserv.* 1:225-231.
- Morris, M.G. 1971: The management of grassland for the conservation of invertebrate animals. Teoksessa: Duffey, E. & Watt, A.S. (toim.), The scientific management of animal and plant communities for conservation:527-552. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Morris, M.G. 1979: Responses of grassland invertebrates to management by cutting. II. Heteroptera. *J. Appl. Ecol.* 16:417-432.
- Morris, M.G. 1981a: Responses of grassland invertebrates to management by cutting. III. Adverse effects on Auchenoryncha. *J. Appl. Ecol.* 18:107-123.
- Morris, M.G. 1981b: Responses of grassland invertebrates to management by cutting. IV. Positive responses of Auchenoryncha. *J. Appl. Ecol.* 18:763-771.

- Morris, M.G. 1990: The effects of management on the invertebrate community of calcareous grassland. Teoksessa: Hillier, S.H., Walton, D.W.H. & Wells, D.A. (toim.), *Calcareous grasslands – ecology and management*: 128-133. Bluntisham Books. Bluntisham.
- Morris, M.G. 1991: The management of reserves and protected areas. Teoksessa: Spellerberg, I.F., Goldsmith, F.B. & Morris, M.G. (toim.), *The scientific management of temperate communities for conservation*: 323-347. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Morris, M.G. 1992: Responses of Auchenorhyncha (Homoptera) to fertiliser and liming treatments at Park Grass, Rothamsted. *Agric. Ecos. Environm.* 41:263-283.
- Morris, M.G. & Lakhani, K.H. 1979: Responses of grassland invertebrates to management by cutting. I. Species diversity of Hemiptera. *J. Appl. Ecol.* 16:77-98.
- Morris, M.G. & Plant, R. 1983: Responses of grassland invertebrates to management by cutting. V. Changes in Hemiptera following cessation of cutting. *J. Appl. Ecol.* 20:157-177.
- Morris, M.G. & Rispin, W.E. 1987: Abundance and diversity of the coleopterous fauna of a calcareous grassland under different cutting regimes. *J. Appl. Ecol.* 24:451-465.
- Mortimer, S.R., Hollier, J.A. & Brown, V.K. 1998: Interactions between plant and insect diversity in the restoration of lowland calcareous grasslands in southern Britain. *Appl. Veg. Sci.* 1:101-114.
- Mountford, J.O., Lakhani, K.H. & Kirkham F.W. 1993: Experimental assessment of nitrogen addition under hay-cutting and aftermath grazing on the vegetation of meadows on a Somerset peat moor. *J. Appl. Ecol.* 30:321-332.
- Munguira, M.L. & Thomas, J.A. 1992: Use of road verges by butterfly and burnet populations, and the effect of roads on adult dispersal and mortality. *J. Appl. Ecol.* 29:316-329.
- Multamäki, S.E. 1916: Metsälaiduntamisesta ja hakamaiden hoidosta. Suomen Metsänhoitoyhdistyksen julkaisuja. Erikoistutkimuksia 7:1-92.
- Munsterhjelm, R. 1997: The aquatic vegetation of flads and gloes, S coast of Finland. *Acta Bot. Fennica* 157:1-68.
- Mutanen, M. 1999: Navetoissa elävien perhosten esiintymisestä, elintavoista ja uhanalaisuudesta Suomessa. *Baptia* 24:161-164.
- Müller-Schneider, P. 1954: Ueber endozoochore Samenverbreitung durch Weidende haustiere. *Vegetatio* 5-6:23-28.
- Mäkinen, A. 1997: Sammalten selviytyvät ja häviävät. *Luonnon Tutkija* 100(5):119-128.
- Møller, H.S. 1975: Danish salt-marsh communities of breeding birds in relation to different types of management. *Ornis Scand.* 6:125-133.
- Naiman, R. J., Johnston, C.A. & Kelley, J.C. 1988: Alteration of North American streams by beaver. *BioScience* 38:753-762.
- Naiman, R.J., Pinay, G., Johnston, C.A. & Pastor, J. 1994: Beaver influences on the long-term biogeochemical characteristics of boreal forest drainage networks. *Ecology* 75:905-921.
- Naturvårdsverket 1987: Inventering av ängs- och hagmarker. 225 s. Naturvårdsverket. Solna.
- Naturvårdsverket 1997: Ängs- och hagmarker i Sverige. Naturvårdsverket Rapport 4819. 143 s. Stockholm.
- Neitzke, M. 1998: Changes in nitrogen supply along transects from farmland to calcareous grassland. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 161:639-646.
- Nevala, M. 1976: Väkilannoitteiden kysyntä. *J. Scient. Agric. Soc. Finl.* 48:45-89.
- New, T.R., Pyle, R.M., Thomas, J.A., Thomas, C.D. & Hammond, P.C. 1995: Butterfly conservation management. *Annu. Rev. Entomol.* 40:57-83.
- Newman, E.I. 1973: Competition and diversity in herbaceous vegetation. *Nature* 244:310.
- Newman, E.I. 1995: Phosphorus inputs to terrestrial ecosystems. *J. Ecol.* 83:713-726.
- Niemelä, J. 1990: Effect of changes in the habitat on carabid assemblages in a wooded meadow on the Åland Islands. *Notulae Entomol.* 69:169-174.
- Niemelä, J. & Baur, B. 1998: Threatened species in a vanishing habitat: plants and invertebrates in calcareous grasslands in the Swiss Jura mountains. *Biodiver. Conserv.* 7:1407-1416.
- Nieminen, M. 1996: Risk of population extinction in moths: effect of host plant characteristics. *Oikos* 76:475-484.
- Nieminen, M. & Kaitila, J.-P. 2000: Saaristomeren kansallispuiston niittyjen ja hakojen perhoset. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 111:1-221.
- Nieminen, M., Vuokko, S. & Hanski, I. 1996: Tekoniitytkö uhka Suomen luonnolle? *Luonnon Tutkija* 100:37-39.
- Nilsson, S.G. 1997a: Forests in the temperate-boreal transition: natural and man-made features. *Ecol. Bull.* 46:61-71.
- Nilsson, S.G. 1997b: Biologisk mångfald under tusen år i det sydsvenska kulturlandskapet. *Svensk Bot. Tidskr.* 91:85-101.
- Nilsson, S.G., Arup, U., Baranowski, R. & Ekman, S. 1994: Trädbundna lavar och skalbaggar i ålderdomliga kulturlandskap. *Svensk Bot. Tidskr.* 88:1-12.
- Nilsson, S.G. & Ericson, L. 1997: Conservation of plant and animal populations in theory and practice. *Ecol. Bull.* 46:117-139.
- Nip-van der Voort, J., Hengeveld, R. & Haeck, J. 1979: Immigration rates of plant species in three Dutch polders. *J. Biogeogr.* 6:301-308.
- Nitare, J. 1988a: Jordtungor, en svampgrupp på tillbakagång i naturliga fodermarker. *Svensk Bot. Tidskr.* 82:341-368.
- Nitare, J. 1988b: Förändringar i svampfloran – forskning och artbevarande. *Svensk Bot. Tidskr.* 82:485-489.
- Nitare, J. & Sunhede, S. 1992: Svampar i jordbrukslandskapet. Teoksessa: Ingelög, T., Thor, G., Hallingbäck, T., Andersson, R. & Aronsson, M., *Flo-rarvärd i jordbrukslandskapet. Skyddsvärda växter*: 441-442. Databanken för hotade arter. Uppsala.
- Nolan, T. 1986: Mixed grazing under Nordic conditions. Teoksessa: Gudmundsson, O. (toim.), *Grazing research at northern latitudes*: 141-149. NATO ASI Series A: Life Sciences. Vol. 108. Plenum Press. New York.
- Nolan, T. & Conolly, J. 1977: Mixed stocking by sheep and steers – a review. *Herbage Abstracts* 47:367-374.
- Norderhaug, A. 1996: Hay meadows: biodiversity and conservation. *Dep. of Syst. Bot. Univ. of Göteborg.*
- Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, L. & Kvamme, M. (toim.) 1999: *Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker*. 252 s. Landbruksforlaget.
- Norderhaug, A., Ihse, M. & Pedersen, O. 2000: Biotope patterns and abundance of meadow plant species in a Norwegian rural landscape. *Landscape Ecol.* 15:201-218.
- Nordhagen, R. 1943: Sikilsdalen og Norges fjellbeiter. *Bergens Museums Skrifter* 22:1-607.
- Nordman, A.F. 1952: The significance for insects of climatic changes. *Fennia* 75(Appendix):60-68.
- Nordman, A.F. 1962: Exempel på ett antal fjärlararter, vars arealer begränsas av temperaturer och snöförhållanden under vinterhalvåret. *Memo-randa Soc. Fauna Flora Fennica* 37:132-154.

- Norman, M.J.T. & Green, J.O. 1958: The local influence of cattle dung and urine upon the yield and botanical composition of permanent pasture. *J. Br. Grassld Soc.* 13:39-45.
- Norris, K., Cook, T., O'Dowd, B. & Durdin, C. 1997: The density of redshank *Tringa totanus* breeding on the salt-marshes of the Wash in relation to habitat and its grazing management. *J. Appl. Ecol.* 34:999-1013.
- Norrilin, J.P. 1870: Bidrag till sydöstra Tavastlands Flora. *Not. Sällskap Fauna Flora Fennica* 11:75-196.
- Noss, R.F. 1983: A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience* 33:700-706.
- Nummi, P. 1988: Majavatulvan vaikutus kosteikkosysteemeihin, erityisesti vesilintuihin. *Lisensiaattityö*. 21 s. + 3 liitettä. Helsingin yliopisto. Eläintieteen laitos.
- Nummi, P. 1989: Simulated effects of the beaver on vegetation, invertebrates and ducks. *Ann. Zool. Fennici* 26:43-52.
- Nuorteva, P., Tulisalo, E., Larsson, B., Lehtinen, A., Nummelin, M., Ojala, A. & Yrjönen, K. 1983: Suomen toukohärkäkantojen romahtaminen. *Luonnon Tutkija* 87:84-95.
- Nybom, C. 1988: Vesikasvien poiston koetoiminta vuosina 1972-1986. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja* 16:1-77.
- Oates, M.R. 1995: Butterfly conservation within the management of grassland habitats. *Teoksessa: Pullin, A.S. (toim.), Ecology and conservation of butterflies: 98-112. Chapman & Hall. London.*
- Oesterheld, M. & McNaughton, S.J. 1988: Intraspecific variation in the response of *Themeda triandra* to defoliation: the effect of time of recovery and growth rates on compensatory growth. *Oecologia* 77:181-186.
- Oesterheld, M. & McNaughton, S.J. 1991: Effect of stress and time for recovery on the amount of compensatory growth after grazing. *Oecologia* 85:305-313.
- Ohenoja, E. 1995: Suomen maakielistä. *Sienilehti* 47:71-84.
- Ohenoja, E. 1997: Kultasieni on kulttuurinsuosija, lantapistesieni hävisi hevosten mukana. *Luonnon Tutkija* 100(5):105-110.
- Ohlson, M., Söderström, L., Hörnberg, G., Zackrisson, O. & Hermansson, J. 1997: Habitat qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth swamp forests. *Biol. Conserv.* 81:221-231.
- Oinonen, E.A. 1956: Kallioiden muurahaista ja niiden osuudesta kallioiden metsittymiseen Etelä-Suomessa. *Acta Entom. Fennica* 12:1-212 + 3 liitettä.
- Ojima, D.S., Schimel, D.S., Parton, W.J. & Owensby, C.E. 1994: Long- and short-term effects of fire on nitrogen cycling in tallgrass prairie. *Biogeochemistry* 24:67-84.
- Oksanen, L., Moen, J. & Helle, T. 1995: Timberline patterns in northernmost Fennoscandia. Relative importance of climate and grazing. *Acta Bot. Fennica* 153:93-105.
- Oksanen, L. & Virtanen, R. 1997: Adaptation to disturbance as a part of the strategy of arctic and alpine plants. *Teoksessa: Crawford, R.M.M. (toim.), Disturbance and recovery in arctic plants: 91-113. Kluwer. Dordrecht.*
- Oloff, H. & Bakker, J.P. 1991: Long-term dynamics of standing crop and species composition after the cessation of fertilizer application to mown grassland. *J. Appl. Ecol.* 28:1040-1042.
- Oloff, H., & Pegtel, D.M. 1994: Characterization of the type and extent of nutrient limitation in grassland vegetation using a bioassay with intact sods. *Plant Soil* 163:217-224.
- Oloff, H. & Ritchie, M.E. 1998: Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends Ecol. Evol.* 13:261-265.
- Oloff, H., Vera, F.W.M., Bokdam, J., Bakker, E.S., Gleichman, J.M., de Maeyer, K. & Smit, R. 1999: Shifting mosaics in grazed woodlands driven by the alternation of plant facilitation and competition. *Plant Biol.* 1:127-137.
- Ollinmaa, P.J. 1962: Suomen aitarakenteet 1938-54. *Metsäntutkimuslaitoksen julkaisuja* 56(2):1-26.
- Olsoni, B. 1960: Skärgårdens flora och betningen. *Finlands Natur* 18:12-16.
- Olsson, G. 1975: Inverkan av betning och annan skötsel på hagmarkers vegetation. *Svensk. Bot. Tidskr.* 69:393-404.
- Olsson, G. 1984: *Ekologi i hage och äng*. 85 s. LTs förlag. Stockholm.
- Oomes, M.J.M. 1990: Changes in dry matter and nutrient yields during the restoration of species-rich grasslands. *J. Veg. Sci.* 1: 333-338.
- Oomes, M.J.M. 1992: Yield and species density of grasslands during restoration management. *J. Veg. Sci.* 3:271-274.
- Oomes, M.J.M. & Mooi, H. 1981: The effect of cutting and fertilizing on the floristic composition and production of an *Arrhenatherion elatioris* grassland. *Vegetatio* 47:233-239.
- Oomes, M.J.M., Oloff, H. & Altena, H.J. 1996: Effects of vegetation management and raising the water table on nutrient dynamics and vegetation change in a wet grassland. *J. Appl. Ecol.* 33:576-588.
- Owen, M. & Thomas, J.T. 1979: The feeding ecology and conservation of wigeon wintering at the Ouse Washes, England. *J. Appl. Ecol.* 16:795-809.
- Owen-Smith, N. 1987: Pleistocene extinctions: the pivotal role of megaherbivores. *Paleobiology* 13:351-362.
- Owen-Smith, R.N. 1988: Megaherbivores. The influence of very large body size on ecology. 369 s. Cambridge Univ. Press. Cambridge.
- Owen-Smith, N. 1989: Megafaunal extinctions: the conservation message from 11,000 years B.P. *Conserv. Biol.* 3:405-412.
- Paavolainen, M. (toim.) 1989: *Maankuivatuksen historiaa*. 216 s. Maa- ja Vesitekniikan Tuki ry.
- Pacala, S.W. & Crawley, M.J. 1992: Herbivores and plant diversity. *Am. Nat.* 140:243-260.
- Paige, K.N. & Whitham, T.G. 1987: Overcompensation in response to mammalian herbivory: the advantage of being eaten. *Am. Nat.* 129:407-416.
- Palmer, M.W. 1994: Variation in species richness: towards a unification of hypothesis. *Folia Geobot. Phytotax.* 29:511-530.
- Palmgren, A. 1915-17: Studier öfver löfångsområdena på Åland. Ett bidrag till kännedomen om vegetationen och floran på torr och på frisk kalkhaltig grund. I-III. *Acta Soc. Fauna Flora Fennica* 42(1):1-633 + 16 taulukkoa, 2 kuvaa, 2 karttaa.
- Palmgren, A. 1943-44: Naturskyddet på Åland och dess framtida utveckling. *Acta Soc. Fauna Flora Fennica* 63(4):1-109 + 34 kuvaa.
- Palmgren, P. 1949: Metsiemme eläimistöstä. *Teoksessa: Kalela, E. K. (toim.), Suuri metsäkirja. I osa. Metsänhoito: 100-116. WSOY. Porvoo - Helsinki.*
- Palmgren, R. 1922: Luonnonsuojelu ja kulttuuri. I-II. 431 s. Otava. Helsinki.
- Pankakoski, A. 1939: Ekologis-kasvistollisia tutkimuksia Hiisjärven luonnonpuistossa. *Ann. Bot. Soc. Vanamo* 10(3):1-154.
- Parr, T.W. & Way J.M. 1988: Management of roadside vegetation: The long-term effects of cutting. *J. Appl. Ecol.* 25:1073-1087.

- Partanen, H., Heikkilä, T. & Pykälä, J. 1997: Perinnemaisemat – maaseudun rikkaus. 23 s. Maa- ja metsätalousministeriö. Helsinki.
- Pegtel, D.M. 1987: Soil fertility and the composition of semi-natural grassland. Teoksessa: van Andel, J., Bakker, J.P. & Snaydon, R.W. (toim.), *Disturbance in grasslands*: 51-66. Junk. Dordrecht.
- Pegtel, D. M., Bakker, J. P., Verweij, G. L. & Fresco, L. F. M. 1996: N, K and P deficiency in chronosequential cut summer-dry grasslands on gley podzol after the cessation of fertilizer application. *Plant and Soil* 178:121-131.
- Pehrson, I. 1977: Beteseffekter av olika djurslag. 42 s. Avd. för ekologisk miljövård. Lantbrukshögskolan. Uppsala.
- Pehrson, I. 1992: Bete och betesdjur. Jordbruksverket. Jönköping.
- Pehrson, I. 1994: Naturbetesmarker. 25 s. Jordbruksverket. Jönköping.
- Pehrson, I. 1998: Betesmark. Teoksessa: Höök Patriksson, K., Pehrson, I., Simonsson, R., Svedlund, L. & Calmerbjörk, M. (toim.), *Skötselhandbok för gårdens natur- och kulturvärden*: 59-75. Jordbruksverket. Jönköping.
- Pehrsson, O. 1988: Effects of grazing and inundation on pasture quality and seed production in a salt marsh. *Vegetatio* 74:113-124.
- Pehrsson, O. 1990: The history of Lake Hornborga: a lesson in wetland function and management from Sweden. *Environmental Conservation* 17:245-255.
- Pehrsson, O. 1991: Water regime effects on fresh-water wetland function. Teoksessa: Finlayson, C.M. & Larsson, T. (toim.), *Wetland management and restoration*: 65-71. Swedish Environmental Protection Agency Report 3992.
- Pehrsson, O. 1992: Skötsel av våtmarker som fågelbiotoper. Naturvårdsverket Rapport 4014:1-47. Naturvårdsverket. Solna.
- Pehrsson, O. & Thorssell, S. 1990: Rekonstruktion av inlandsbiotop för vadare. *Fauna och Flora* 85:225-233.
- Pekkarinen, A. & Teräs, I. 1998: Mesipistiäiset – kasviemme tärkeimmät pölyttäjähyönteiset. *Luonnon Tutkija* 102:88-102.
- Pekkarinen, A., Teräs, I. & Wuorenrinne, H. 1987: Suomen myrkkypistiäisten taantuminen ja uhanalaisuus. *Luonnon Tutkija* 91:124-129.
- Penning, P.D., Rook, A.J. & Orr, R.J. 1991: Patterns of ingestive behaviour of sheep continuously stocked on monocultures of ryegrass or white clover. *Appl. Anim. Behav. Sci.* 31:237-250.
- Pernu, A. 1955: Valtion väkilannoitopolitiikka Suomessa eri aikoina. Teoksessa: Väkilannoitteet maataloutemme kohottajina:31-43. Pellervo-Seura. Helsinki.
- Persson, S. 1984: Vegetation development after the exclusion of grazing cattle in a meadow area in the south of Sweden. *Vegetatio* 55:65-92.
- Persson, T. 1990: Vägområdet som miljö. Vägkantvegetationens ekologi och skötsel. Kunnskapsöversikt. 45 s. Sveriges Lantbruksuniversitet. Institutionen för ekologi och miljövård.
- Persson, T.S. 1995: Management of roadside verges: vegetation changes and species diversity. Swedish Univ. of Agricultural Sciences. Department of Ecology and Environmental Research. Report 82:1-31 + V. Dissertation. Uppsala.
- Perttula, H. 1990: Eteläsuosirrin pesimäalueet ja niiden kunnostus Suomessa. *Lintumies* 25:11-15.
- Perttula, U. 1950: Kasvillisuudesta Ylisellä Syvärillä sekä siihen etelässä rajoittuvalla Juksovon seudulla. *Ann. Bot. Soc. Vanamo* 23(6):1-204.
- Pessa, J. 1997: Liminganlahden suojele ja hoito. *Linnut* 32(3):14-20.
- Petal, J. 1974: Analysis of a sheep pasture ecosystem in the Pieniny mountains (the Carpathians). XV. The effect of pasture management on ant population. *Ekologia Polska* 22:635-650.
- Petal, J. 1976: The effect of mineral fertilization on ant populations in meadows. *Pol. ecol. Stud.* 2(4):209-218.
- Petraitis, P.S., Latham, R.E. & Niesenbaum, R.A. 1989: The maintenance of species diversity by disturbance. *Quart. Rev. Biol.* 64:393-418.
- Pettersen, R. 1986: Bird community changes in grey alder forests due to grazing by cattle. *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 10:1-6.
- Pettersson, B. 1958: Dynamik och konstans i Gotlands flora och vegetation. *Acta Phytogeogr. Suec.* 40:1-288.
- Piek, H. 1998: The practical use of grazing in nature reserves in The Netherlands. Teoksessa: Wallis de Vries, M.F., Bakker, J.P. & Van Wieren, S.E. (toim.), *Grazing and conservation management*: 253-272. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.
- Pietiäinen, J.-P. 1992: Leivän syrjässä. Maatilahallitus ja sen edeltäjät 1892-1992. 349 s. Kustannusyhtiö Otava. Helsinki.
- Pigott, C.D. 1956: The vegetation of the Upper Teesdale in the North Pennines. *J. Ecol.* 44:545-586.
- Piirainen, M. 1989: Suolayrtin (*Salicornia europaea*) muuntelusta, kasvupaikoista ja levinneisyydestä Suomessa. *Lutukka* 4:103-108.
- Pitkänen, M. & Tiainen, J. 2000: Maatalous ja luonnon monimuotoisuus. *BirdLife Suomen julkaisuja* 1:1-101.
- Poorter, H. & Remkes, C. 1990: Leaf area ratio and net assimilation rate of 24 wild species differing in relative growth rate. *Oecologia* 83:553-559.
- Porley, R.D. 1999: Bryophytes of chalk grassland in the Chiltern Hills, England. *J. Bryol.* 21:55-66.
- Poschlod, P. 1993: Die Dauerhaftigkeit von generativen Diasporenbanken in Böden am Beispiel von Kalkmagerrasenpflanzen und deren Bedeutung für den botanischen Arten- und Biotopschutz. *Verh. Ges. Ökol.* 22:229-240.
- Poschlod, P., Bakker, J., Bonn, S. & Fischer, S. 1996: Dispersal of plants in fragmented landscapes – changes of dispersal processes in the actual and historical man-made landscape. Teoksessa: Settele, J., Margules, C., Poschlod, P. & Henle, K. (toim.), *Species survival in fragmented landscapes*: 123-127. Kluwer. Dordrecht.
- Poschlod, P. & Bonn, S. 1998: Changing dispersal processes in the central European landscape since the last ice age: an explanation for the actual decrease of plant species richness in different habitats? *Acta Bot. Neerl.* 47:27-44.
- Pott, R. 1998: Effects of human interference on the landscape with special reference to the role of grazing livestock. Teoksessa: Wallis de Vries, M.F., Bakker, J.P. & Van Wieren, S.E. (toim.), *Grazing and conservation management*: 107-134. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.
- Prestidge, R.A. 1982: The influence of nitrogenous fertilizer on the grassland Auchenorrhyncha (Homoptera). *J. Appl. Ecol.* 19:735-749.
- Prins, H.H.Th. 1981: Why are mosses eaten in cold environments only? *Oikos* 38:374-380.
- Punttila, P. 1996: Succession, forest fragmentation, and the distribution of wood ants. *Oikos* 75:291-298.
- Punttila, P., Haila, Y. & Tukka, H. 1996: Ant communities in taiga clearcuts: habitat effects and species interactions. *Ecography* 19:16-28.
- Purhonen, O.A. 1911: Hakamaiden hoito. *Tapio* 4:128-135.
- Putman, R. 1994: Effect of grazing and browsing by mammals on woodlands. *British Wildlife* 5:205-213.
- Putman, R.J. 1986: Grazing in temperate ecosystems. Large herbivores and the ecology of the New Forest. Croom Helm. London.
- Putman, R.J., Edwards, P.J., Mann, J.C.E., How, R.C. & Hill, S.D. 1989: Vegetational and faunal changes in an area of heavily grazed woodland following relief of grazing. *Biol. Conserv.* 47:13-32.

- Pykälä, J. 1993: Vesi- ja ympäristöhallituksen perinnemaisemaprojekti. Teoksessa: Marttila, O. (toim.): Avoimet perinneympäristöt osana suomalaista luontoa, hoito ja suojelu: 23-24. Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristöinstituutti. Tiuruniemi.
- Pykälä, J. 1995: Tekoniityt – luonnon monimuotoisuuden lisääjiä vai uusi vaara luonnollemme. Luonnon Tutkija 99:157-161.
- Pykälä, J. 1998a: Onko Suomessa sata vai kaksisataa muinaistulokasvia? Lutukka 14:35-57.
- Pykälä, J. 1998b: Perinnemaisemien hoito. Teoksessa: Lappalainen, I. (toim.), Suomen luonnon monimuotoisuus: 253-255. Suomen ympäristökeskus & Edita. Helsinki.
- Pykälä, J. 2000: Mitigating human effects on European biodiversity through traditional animal husbandry. *Conserv. Biol.* 14:705-712.
- Pykälä, J. & Alanen, A. 1996: Kukkiivat niityt ja lehtevät hakamaat pian pelkkä muisto vain. *Ympäristö* 10(2):20-22.
- Pykälä, J., Alanen, A., Vainio, M. & Leivo, A. 1994: Perinnemaisemien inventointiohjeet. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 559:1-106.
- Pykälä, J. & Bonn, T. 2000: Uudenmaan perinnemaisemat. Ängar, hagmarker och skogsbeten i Nyland. *Alueelliset ympäristöjulkaisut* 178:1-367.
- Pykälä, J. & Lappalainen, I. 1998: Nykyaika näkyy maatalousympäristöissä. Teoksessa: Lappalainen, I. (toim.), Suomen luonnon monimuotoisuus: 184-195. Suomen ympäristökeskus & Edita. Helsinki.
- Pywell, R.F., Webb, N.R. & Putwain, P.D. 1994: Soil fertility and its implications for the restoration of heathland on farmland in Southern Britain. *Biol. Conserv.* 70:169-181.
- Påhlsson, L. (toim.) 1994: Vegetationstyper i Norden. 627 s. Nordiska Ministerrådet. Köpenhamn.
- Pärt, T. & Söderström, B. 1999: Conservation values of semi-natural pastures in Sweden: contrasting botanical and avian measures. *Conserv. Biol.* 13:755-765.
- Pöyhönen, M. 1910: Niityn kastelusta Kuusamossa. *Maahenki* 2:533-556.
- Quené, E. & Bakker, J.P. 1988: Effects of nature management practices on the bryophyte flora of grassland and heathland in Drenthe, The Netherlands. *Acta Bot. Neerl.* 37:203-213.
- Raatikainen, M. 1981a: Viljelemättömät alueet. Teoksessa: Havas, P. (toim.), Suomen luonto 5. Asuttu maa: 247-275. Kirjayhtymä. Helsinki.
- Raatikainen, M. 1981b: Muuttuva luonto ja suojeltava maisema. Teoksessa: Havas, P. (toim.), Suomen luonto 5. Asuttu maa: 277-319. Kirjayhtymä. Helsinki.
- Raatikainen, M. & Iivarinen, R. 1986: Beetle fauna of field layer in hay meadows in Finland. *Acta Entomologica Fennica* 46:1-42.
- Raatikainen, M. & Raatikainen, T. 1975: Heinänurmien sato, kasvilajikoostumus ja sen muutokset. *Ann. Agr. Fenn.* 14:57-191.
- Rabotnov, T.A. 1966: Peculiarities of the structure of polydominant meadow communities. *Vegetatio* 13:109-116.
- Rabotnov, T.A. 1969: Plant regeneration from seed in meadows of the USSR. *Herbage Abstracts* 39:269-277.
- Rabotnov, T.A. 1977: The influence of fertilizers on the plant communities of mesophytic grasslands. Teoksessa: Krause, W. (toim.), Application of vegetation science to grassland husbandry: 461-497. Junk. The Hague.
- Rabotnov, T.A. 1985: Dynamics of plant coenotic populations. Teoksessa: White, J. (toim.), The population structure of vegetation: 121-142. Junk. Dordrecht.
- Rackham, O. 1980: Ancient woodland its history, vegetation and uses in England. 402 s. Edward Arnold. London.
- Radin, J.W. 1983: Control of plant growth by nitrogen: differences between cereals and broadleaf species. *Plant Cell Environ.* 6:65-68.
- Radin, J.W. & Eidenbock, M.P. 1984: Hydraulic conductance as a factor limiting leaf expansion of phosphorus-deficient cotton plants. *Plant Physiol.* 75:372-377.
- Rald, E. 1985: Vokshatte som indikatorarter for mykologisk værdifulde overdrevslokaliteter. *Svampe* 11:1-9.
- Ranius, T. & Jansson, N. 2000: The influence of forest regrowth, original canopy cover and tree size on saproxylic beetles associated with old oaks. *Biol. Conserv.* 95:85-94.
- Rassi, P., Alanen, A., Kempainen, E., Vickholm, M. & Väisänen, R. (toim.) 1986: Uhanalaisten eläinten ja kasvien suojelutoimikunnan mietintö. III. Suomen uhanalaiset kasvit. *Komiteanmietintö* 1985:43. 431 s. Ympäristöministeriö. Helsinki.
- Rassi, P., Kaipainen, H., Mannerkoski, I. & Ståhls, G. (toim.) 1992: Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantatoimikunnan mietintö. *Komiteanmietintö* 1991:30. 328 s. Ympäristöministeriö. Helsinki.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001: Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Helsinki.
- Ratcliffe, D.A. (toim.) 1977: A nature conservation review. Volume 1. Cambridge Univ. Press. Cambridge.
- Rawes, M. & Hobbs, R. 1979: Management of semi-natural blanket bog in the northern Pennines. *J. Ecol.* 67:789-807.
- Read, D.J., Kouček, H.K. & Hodgson, J. 1976: Vesicular-arbuscular mycorrhizal in natural vegetation systems I. The occurrence of infection. *New Phytol.* 77:641-653.
- Reader, R.J., Wilson, S.D., Belcher, J.W., Wisheu, I., Keddy, P.A., Tilman, D., Morris, E.C., Grace, J.B., McGraw, J.B., Olf, H., Turkington, R., Klein, E., Leung, Y., Shipley, B., van Hulst, R., Johansson, M.E., Nilsson, C., Gurevitch, J., Girgulis, K. & Beisner, B.E. 1994: Plant competition in relation to neighbor biomass: an intercontinental study with *Poa pratensis*. *Ecology* 75:1753-1760.
- Reddersen, J. 1992: Effekt af græsning på leddyfaunaen på græsoverdrev. *Flora og Fauna* 98:63-75.
- Regnéll, G. 1979: Vegetationsförändringar vid upphörande bete i en skånsk kalkfuktäng. *Utvärdering och tolkningsmöjligheter med datateknik.* *Svensk Bot. Tidskr.* 73:139-159.
- Regnéll, G. 1980: A numerical study of successions in an abandoned, damp calcareous meadow in S Sweden. *Vegetatio* 43:123-130.
- Regnéll, G. 1982: Kalkfuktängar i södra Sverige. *Naturvårdsvärden och skötselproblem.* *Meddn. Växtekol. Inst., Lunds Univ.* 48:1-63.
- Rejmánek, M. & Rosén, E. 1988: The effects of colonizing shrubs (*Juniperus communis* and *Potentilla fruticosa*) on species richness in the grassland of Stora Alvaret, Öland (Sweden). *Acta Phytogeogr. Suec.* 76:67-72.
- Renberg, I., Korsman, T. & Birks, H.J.B. 1993: Prehistoric increases in the pH of acid-sensitive Swedish lakes caused by land-use changes. *Nature* 362:824-827.
- Reunala, A. 1994: Suomen metsät vuonna 1900. Teoksessa: Snellman, V. (toim.), Tutkimus metsien kestävyuden ja käytön perustana: 21-44. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 523.
- Reuter, E. 1914: Metsänhoidon ja metsäsyötön ristiriita. *Metsätaloudellinen Aikakauskirja* 31:233-248.
- Ridley, H.N. 1930: The dispersal of plants throughout the world. 744 s. L. Reeve & co. Ltd. Ashford, Kent.

- Rinne, V. 1991: Luteet (Heteroptera). Teoksessa: Söderström, M. & Alanen, M. (toim.), Kuralan kylämäen luonnontieteellinen tutkimus: 66-68. Turun maakuntamuseo. Turku.
- Robertson, P.A., Clarke, S.A. & Warren, M.S. 1995: Woodland management and butterfly diversity. Teoksessa: Pullin, A.S. (toim.), Ecology and conservation of butterflies: 113-122. Chapman & Hall. London.
- Robertson, R. A. & Davies, G. E. 1965: Quantities of plant nutrients in heather ecosystems. *J. Appl. Ecol.* 2:211-219.
- Rodenborg, L. 1967: Flora och vegetation i och vid Albrunna lund på södra Öland. III. Betesgång och vegetationsutveckling. *m. m. Svensk Bot. Tidskr.* 61:354-384.
- Rodenborg, L. 1976: Bodennutzung, Pflanzenwelt und ihre Veränderungen in einem alten Weidegebiet auf Mittel-Öland, Schweden. *Växteknologiska studier* 7:1-210.
- Roivainen, H. 1927: Suomen parhaimmat laidunkasvit. Teoksessa: Pohjois-Suomen Laidun- ja Nurmiviljelysyhdistyksen vuosikirja 1926: 37-74.
- Rorison, I.H. 1987: Mineral nutrition in time and space. *New Phytol.* 106(Suppl.):79-92.
- Rose, F. 1974: The epiphytes of oak. Teoksessa: Morris, M.G. & Perring, F.H. (toim.), The British oak. Its history and natural history: 250-273. E. W. Classey Ltd. Farington.
- Rose, F. 1992: Temperate forest management: its effects on bryophyte and lichen floras and habitats. Teoksessa: Bates, J.W. & Farmer, A.M. (toim.), Bryophytes and lichens in a changing environment: 211-233. Clarendon Press. Oxford.
- Rosén, E. 1988: Shrub expansion in alvar grasslands on Öland. *Acta Phytogeogr. Suec.* 76:87-100.
- Rosén, E. 1995: Periodic droughts and long-term dynamics of alvar grassland vegetation on Öland, Sweden. *Folia Geobot. Phytotax.* 30:131-140.
- Rosén, E. & Sjögren, E. 1973: Sheep grazing and changes of vegetation on the limestone heath of Öland. *Zoon, Suppl.* 1:137-151.
- Roslin, T. 1999: Spatial ecology of dung beetles. 112 s. Department of Ecology and Systematics. Univ. of Helsinki.
- Rushton, S.P., Eyre, M.D. & Luff, M.L. 1990: The effects of shrub management on the ground beetles of oolitic limestone grassland at Castor Hanglands National Nature Reserve, Cambridgeshire, UK. *Biol. Conserv.* 51:97-111.
- Russi, L., Cocks, P.S. & Roberts, E.H. 1992a: Seed bank dynamics in a Mediterranean grassland. *J. Appl. Ecol.* 29:763-771.
- Russi, L., Cocks, P.S. & Roberts, E.H. 1992b: The fate of legume seeds eaten by sheep from a Mediterranean grassland. *J. Appl. Ecol.* 29:772-778.
- Ryan, M. G. 1991: Effects of climate change on plant respiration. *Ecol. Appl.* 1:157-167.
- Rydin, H., Diekmann, M. & Hallingbäck, T. 1997: Biological characteristics, habitat associations, and distribution of macrofungi in Sweden. *Conserv. Biol.* 11:628-640.
- Ryser, P., Langenauer, R. & Gigon, A. 1995: Species richness and vegetation structure in a limestone grassland after 15 years management with six biomass removal regimes. *Folia Geobot. Phytotax.* 30:157-167.
- Ryszkowski, L., Karg, J., Margalit, G., Paoletti, M. G. & Zlotin, R. 1993: Above ground insect biomass in agricultural landscapes of Europe. Teoksessa: Bunce, R.G.H., Ryszkowski, L. & Paoletti, M.G. (toim.), Landscape ecology and agroecosystems: 71-82. Lewis Publishers. Boca Raton, Florida.
- Ryttäri, T. & Kempainen, E. 1997: Perinteisen maatalouden päätyminen syrjäytti ketokatkeron. *Luonnon Tutkija* 100(5):209-210.
- Ryttäri, T. & Kettunen, T. (toim.) 1997: Uhanalaiset kasvimme. 335 s. Suomen ympäristökeskus ja Kirjayhtymä Oy. Helsinki.
- Räsänen, T. 1961: Lampaiden laiduntamisen vaikutuksesta Simon saariston maalinustoon. *Oulun Luonnonyst. Yhd. Julkaisuja. Sarja A.* 5:3-21.
- Saaristo, M. & Taubert, A. 1963: Die Flora in ihrer Beziehung zur Siedlung und Siedlungsgeschichte in den Süd-finnischen Städten Porvoo, Loviisa und Hamina. *Ann. Bot. Soc. Vanamo* 35(1):1-190.
- Saaristo, M. 1995: Distribution maps of the outdoor myrmecid ants (Hymenoptera, Formicidae) of Finland, with notes on their taxonomy and ecology. *Entomol. Fennica* 6:153-162.
- Saccheri, I., Kuussaari, M., Kankare, M., Vikman, P., Fortelius, W. & Hanski, I. 1998: Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. *Nature* 392:491-494.
- Sadowska, B. 1973: Preliminary evaluation of the productivity of fungi (Agaricales and Gasteromycetes) on the Kazuń meadows. *Acta Mycologica* 9:91-100.
- Sahlberg, J. 1919: Kuvauksia Karjalohjan hyönteismaailmasta ja sen suhteesta kulttuuriin. *Karjalohja* 1:245-265.
- Salminen, P. & Kekäläinen, H. (toim.) 2000: Perinnebiotooppien hoito Suomessa. Perinnemaisemien hoitotyöryhmän mietintö. *Suomen ympäristö* 443:1-161.
- Salo, J. 1984: Rantaniityt, linnut ja laidunnus. Miten Porin niittylintuyhteisöt ovat muuttuneet? Teoksessa: Soikkeli, M. (toim.): Satakunnan linnusto. s. 105-109. Porin lintutieteellinen yhdistys ry. Pori.
- Salo, K. 1990: Kaskikoivikon sienä. *Sienilehti* 42(1):15-20.
- Samuelsson, J., Gustafsson, L. & Ingelög, T. 1994: Dying and dead trees. A review of their importance for biodiversity. 109 s. Swedish Threatened Species Unit, Uppsala.
- Samuelsson, J. & Ingelög, T. 1996: Den levande döda veden – bevarande och nyskapande i naturen. 89 s. ArtDatabanken, SLU. Uppsala.
- Samways, M.J. 1994: Insect conservation biology. 358 s. Chapman & Hall. London.
- Sarmela, M. 1994: Suomen perinneatlas. 259 s + 99 karttaa. Suomalaisen Kirjallisuuden Seura. Helsinki.
- Sarukhán, J. & Harper, J.L. 1973: Studies in plant demography: *Ranunculus repens* L., *R. bulbosus* L. and *R. acris* L. 1. Population flux and survivorship. *J. Ecol.* 61:675-716.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. & Margules, C.R. 1991: Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv. Biol.* 5:18-32.
- Schaffers, A.P., Vasseur, M.C. & Sykora, K.V. 1998: Effects of delayed hay removal on the nutrient balance of roadside plant communities. *J. Appl. Ecol.* 35:349-364.
- Schager, N. 1913: Om hagmarksskötsel och dess ekonomi. II. Södra Sverige. *Skogsvårdsfören. Folksr.* 34:13-32.
- Schenkeveld, A.J. & Verkaar, H.J. 1984: The ecology of short-lived forbs in chalk grasslands: distribution of germinative seeds and its significance for seedling emergence. *J. Ecol.* 11: 251-260.
- Schiefer, J. 1982: Kontrolliertes Brennen als Landschaftspflegemaßnahme? *Natur und Landschaft* 57:264-268.
- Schläpfer, M., Zoller, H. & Körner, C. 1998: Influences of mowing and grazing on plant species composition in calcareous grassland. *Bot. Helv.* 108:57-67.

- Schmeisky, H. 1977: Der Einfluss von Weidetieren auf Salzpflanzengesellschaften an der Ostsee. Teoksessa: Tüxen, R. (toim.), *Vegetation und Flora. Berichte der Internationalen Symposien der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde* Herausgegeben von Reinhold Tüxen: 481-498. J. Cramer. Vaduz.
- Schmid, B. 1990: Some ecological and evolutionary consequences of modular organization and clonal growth in plants. *Evol. Trends in Plants* 4:25-34.
- Schultze, E.D. & Mooney, H.A. (toim.) 1994: *Biodiversity and ecosystem function*. 525 s. Springer Verlag. Berlin.
- Schwabe, A. 1997: Zum Einfluß von Ziegenbeweidung auf gefährdete Bergheide-Vegetationskomplexe: Konsequenzen für Naturschutz und Landschaftspflege. *Natur und Landschaft* 72:183-192.
- Sernander, R. 1900: Sveriges växtvärld i nutid och forntid. Teoksessa: Nyström, J.F. (toim.), *Sveriges Rike. Handbok för det svenska folket*. I (2):1-108. Stockholm.
- Sheppard, D. 1994: Scrub management for invertebrates. Teoksessa: Crofts, A. & Jefferson, R.G. (toim.), *The lowland grassland management handbook*: 9:17-21. English Nature/The Wildlife Trusts.
- Shmida, A. & Ellner, S. 1984: Coexistence of plant species with similar niches. *Vegetatio* 58:29-55.
- Shreeve, T.G. 1995: Butterfly mobility. Teoksessa: Pullin, A.S. (toim.), *Ecology and conservation of butterflies*: 37-45. Chapman & Hall. London.
- Siepel, H. 1996: The importance of unpredictable and short-term environmental extremes for biodiversity in oribatid mites. *Biodiv. Lett.* 3:26-34.
- Siepel, H. & van de Bund, C.F. 1988: The influence of management practises on the microarthropod community of grassland. *Pedobiologia* 31:339-354.
- Siira, J. 1970: Studies on the ecology of seashore meadows of the Bothnian Bay with special reference to the Liminka area. *Aquilo Ser. Botanica* 9:1-109.
- Siira, J. 1984: The vegetation and ecology of the primary saline soils of the Bothnian Bay. *Aquilo Ser. Botanica* 20:1-13.
- Siira, J. 1985: Saline soils and their vegetation on the coast of the Gulf of Bothnia, Finland. *Ann. Bot. Fennici* 22:63-90.
- Siira, J. & Pessa, J. 1992: Liminganlahden ranta-alueiden nykytila sekä suojelun ja hoidon tarve. Perämeren tutkimusaseman monisteita 21:1-161 + 5 liitettä.
- Silfverberg, K. 1980: Växtligheten på nedlagda åkrar i Lemland, Åland. *Nordenskiöld-samfundets tidskrift* 40:48-68.
- Silvertown, J. 1980: Leaf-canopy-induced seed dormancy in a grassland flora. *New Phytol.* 85:109-118.
- Silvertown, J.W. 1981: Micro-spatial heterogeneity and seedling demography in species-rich grassland. *New Phytol.* 88:117-125.
- Silvertown, J., Dodd, M. E., McConway, K., Potts, J. & Crawley, M. 1994: Rainfall, biomass variation, and community composition in the Park Grass Experiment. *Ecology* 75:2430-2437.
- Silvertown, J. & Law, R. 1987: Do plants need niches? Some recent developments in plant community ecology. *Trends Ecol. Evol.* 2:24-26.
- Silvertown, J., Wells, D.A., Gillman, M., Dodd, M.E., Robertson, H. & Lakhani, K.H. 1994: Short-term effects and long-term after-effects of fertilizer application on the flowering population of green-winged orchid *Orchis morio*. *Biol. Conserv.* 69:191-197.
- Simån, A. & Lennartsson, T. 1998: Slätter eller bete i naturliga fodermarker? – ett skötsel försök med slätteranpassade växter. *Svensk Bot. Tidskr.* 91:199-210.
- Simola, H. 1997: Pohjalieju kertoo järven ja sen ympäristön muutoksista. *Luonnon Tutkija* 100(5):25-28.
- Simonen, S. 1944: *Maatalouden pikku jättiläinen*. 2 painos. 1212 s. WSOY. Porvoo – Helsinki.
- Simonen, S. 1949: *Lypsykarjatalousvaltainen maataloudellinen tuotantojärjestelmä Suomessa*. 239 s. Suomalaisen kirjallisuuden seura. Helsinki.
- Sjöbeck, M. 1927: Bondskogar, deras vård och utnyttjande. Boskapsbete, lövtäkt, slätter och gagnsvirkesavverkning inom Brönnestads, N. Mellbys och Häglinge socknar i Västra Götalands län. *Skånska Folkminnen* 1927:36-62.
- Sjögren, E. 1971: The influence of sheep grazing on limestone heath on the Baltic island of Öland. Teoksessa: Duffey, E. & Watt, A.S. (toim.), *The scientific management of animal and plant communities for conservation*:487-495. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Sjörs, H. 1954: Slätterrängar i Grangårde Finnmark. *Acta Phytogeogr. Suec.* 34:1-135.
- Skult, H. 1955: Fåren och växtvärlden. *Finlands Natur* 14:6-12.
- Skult, H. 1956: Skogsbotaniska studier i Skärgårdshavet. Med speciell hänsyn till förhållandena i Korpo utskär. *Acta Bot. Fennica* 57:1-244.
- Skånes, H. 1991: Förändringar i odlingslandskapet och dess konsekvenser för gräsmarksfloran. *Stockholms Universitet Naturgeografiska Institutionen Rapport* 86:1-70.
- Skånes, H. 1996: Landscape change and grassland dynamics. Retrospective studies based on aerial photographs and old cadastral maps during 200 years in South Sweden. *Naturgeografiska Institutionen, Stockholms Univ. Avhandlingsserie* 8. – 6 s. + 4 julkaisua.
- Slim, P. A. & Oosterveld, P. 1985: Vegetation development on newly embanked sandflats in the Grevelingen (The Netherlands) under different management practices. *Vegetatio* 62:407-414.
- Slotte, H. 1992: Lövtäkt – en viktig faktor i forrådet av Ålands grässvålar. *Svensk Bot. Tidskr.* 86:63-75.
- Slotte, H. 1993: Hamlingsträd på Åland. *Svensk Bot. Tidskr.* 87:283-304.
- Slotte, H. 1996: Lövtäkt och stubbskottsbruk. *Forskning och landskapsvård*. Teoksessa: Slotte, H. & Göransson, H. (toim.), *Lövtäkt och stubbskottsbruk. Människans förändring av landskapet – boskapskötsel och åkerbruk med hjälp av skog*. Del I:199-206. Kungl. Skogs- och Lantbruksakademien. Stockholm.
- Slotte, H. 1997: Hamling – historisk tillbakablick och råd för naturvårdare. *Svensk Bot. Tidskr.* 91:1-21.
- Slotte, H. 1999: Lövtäkt i Sverige 1850-1950. *Institutionen för landskapsplanering Ultuna. Agrarhistoria* 2:1-248. SLU. Uppsala.
- Slotte, H. & Göransson, H. (toim.) 1996: *Lövtäkt och stubbskottsbruk. Människans förändring av landskapet – boskapskötsel och åkerbruk med hjälp av skog*. Del I-II. 464 s. Kungl. Skogs- och Lantbruksakademien. Stockholm.
- Smeds, H. 1935: *Malaxbygden*. 453 s + 2 kartta. Ernst Ingelius Boktryckeri. Helsingfors.
- Smith, R.S. 1987: The effects of fertilizers on the conservation interest of traditionally managed upland meadows. Teoksessa: Bell, M. & Bunce, R.G.H. (toim.), *Agriculture and conservation in the hills and uplands*: 38-43. ITE symposium no. 23. Institute of Terrestrial Ecology. Grangeton, Oxford.
- Smith, R.S. 1988: Farming and the conservation of traditional meadowland in the Pennine Dales Environmentally Sensitive Area. Teoksessa: Usher, M.B. & Thompson, D.B.A. (toim.), *Ecological change in the Uplands*: 183-199. Blackwell Scientific Publishers. Oxford.

- Smith, R.S. & Jones, L. 1991: The phenology of mesotrophic grassland in The Pennine Dales, Northern England: historic hay cutting dates, vegetation variation and plant species phenologies. *J. Appl. Ecol.* 28:42-59.
- Smith, R.S., Pullan, S. & Shiel, R.S. 1996: Seed shed in the making of hay from mesotrophic grassland in a field in Northern England: effects of hay cut date, grazing and fertilizer in a split-split-plot experiment. *J. Appl. Ecol.* 33:833-841.
- Smith, R.S. & Rushton S.P. 1994: The effects of grazing management on the vegetation of mesotrophic (meadow) grassland in Northern England. *J. Appl. Ecol.* 31:13-24.
- Snow, C.S.R. & Marrs, R.H. 1997: Restoration of *Calluna* heathland on a bracken *Pteridium*-infested site in north west England. *Biol. Conserv.* 81:35-42.
- Soikkeli, M. & Salo, J. 1979: The bird fauna of abandoned shore pastures. *Ornis Fenn.* 56:124-132.
- Soininen, A.M. 1974: Vanha maataloutemme. Maatalous ja maatalousväestö Suomessa perinnäisen maatalouden loppukaudella 1720-luvulta 1870-luvulle. *J. Scient. Agric. Soc. Finl.* 46. Suppl. 1-459.
- Solantie, R. 1997: Ilmaston, maankäytön ja väestön kolmiyhteys Suomessa vanhan maatalouden aikana. *Meteorologia julkaisuja* 35:1-73. Ilmatieteen laitos.
- Somerma, P. 1997: Suomen uhanalaiset perhoset. Suomen ympäristökeskus. Ympäristöopas 22:1-336.
- Southwood, T.R.E., Brown, V.K. & Reader, P.M. 1979: The relationships of plant and insect diversities in succession. *Biol. J. Linn. Soc.* 12:327-348.
- Southwood, T.R.E. & van Emden, H.F. 1967: A comparison of the fauna of cut and uncut grasslands. *Z. Angew. Ent.* 60:188-198.
- Stampfli, A. 1992: Effects of mowing and removing litter on reproductive shoot modules of some plant species in abandoned meadows of Monte San Giorgio. *Bot. Helv.* 102:85-92.
- Stampfli, A. 1995: Species composition and standing crop variation in an unfertilized meadow and its relationship to climatic variability during six years. *Folia Geobot. Phytotax.* 30:117-130.
- Steen, E. 1954: Vegetation och mark i en uppländsk beteshage. *Statens Jordbruksförsök. Meddelande* 49:1-146.
- Steen, E. 1956: Undersökningar över betningens inflytande i tre naturbeten. *Statens Jordbruksförsök. Meddelande* 71-75:97-118.
- Steen, E. 1957a: Betningens inverkan på växtlighet och mark i en mälärstrandäng. *Statens Jordbruksförsök. Meddelande* 83:1-85.
- Steen, E. 1957b: Botanisk säsongvariation i två naturbeten. *Statens Jordbruksförsök. Meddelande* 84:1-54.
- Steen, E. 1957c: Lutningsriktningens och lutningsgradens inflytande på växtlighet och mark i ett naturbete. *Statens Jordbruksförsök. Meddelande* 86:1-54.
- Steen, E. 1958: Betesinflytelser i svensk vegetation. *Statens Jordbruksförsök. Meddelande* 89:1-82.
- Steen, E. 1980: Dynamics and production of semi-natural grassland vegetation in Fennoscandia in relation to grazing management. *Acta Phytogeogr. Suec.* 68:153-157.
- Steen, E. 1991: Långvariga landskapsvårdsförsök med olika skötselmetoder. 24 s. *Statens naturvårdsverk. Solna.*
- Stender, S., Poschlod, P., Vauk-Hentzelt, E. & Dervedde, T. 1997: Die Ausbreitung von Pflanzen durch Galloway-Rinder. *Verh. Ges. Ökol.* 27:173-180.
- Stenroos, K.E. 1894: Nurmijärven pitäjän siemen- ja saniais-kasvisto. *Acta Soc. Fauna Flora Fennica* 9(11):1-85.
- Stjernberg, T. 1979: Breeding biology and population dynamics of the scarlet rosefinch *Carpodacus erythrinus*. *Acta Zool. Fennica* 157:1-88.
- Storfer, A. 1998: Gene flow and endangered species translocations: a topic revisited. *Biol. Conserv.* 87:173-180.
- Stoutjesdijk, P. & Barkman, J.J. 1992: Microclimate, vegetation and fauna. 216 s. *Opulus Press. Knivsta.*
- Stuart, A.J. 1991: Mammalian extinctions in the late Pleistocene of northern Eurasia and North America. *Biol. Rev.* 66:453-562.
- Stubbs, A. 1991: The management of aquatic habitats. *Teoksessa: Fry, R. & Lonsdale, D. (toim.), Habitat conservation for insects – a neglected green issue: 159-177. The Amateur Entomologist's Society. Middlesex.*
- Stöcklin, J. & Gisi, U. 1989: Veränderungen der Versorgung der Vegetation mit Stickstoff, Phosphor und Kalium nach Brachlegung von Magerwiesen. *Acta Oecologica/Oecologica Plantarum* 10:397-410.
- Suomalainen, E. 1958: Über das Vorkommen und spätere Verschwinden von *Epinephele lycaon* Rott. – (Lep., Satyridae) in Finland. *Ann. Entomol. Fenn.* 24:168-181.
- Suominen, J. 1969: The plant cover of Finnish railway embankments and the ecology of their species. *Ann. Bot. Fennici* 6:183-235.
- Suominen, J. 1985: Varjeliko esihistoriallinen asutus luonnonkasveja? *Lutukka* 1:15-17.
- Suominen, J. 1991: Kasvin ja kasvillisuuden alkuperäisyys on joskus tulkinnanvaraista. *Lutukka* 7:25-30.
- Suominen, J. 1997: Asutun ja viljellyn maan kasvit – toiset taantuvat, mutta muita työntyy tilalle. *Luonnon Tutkija* 100(5):221-230.
- Suominen, J. & Hämet-Ahti, L. 1988: Ihmistoiminnan varhaisesta vaikutuksesta Suomen kasvistoon. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica* 64:11-14.
- Suominen, J. & Hämet-Ahti, L. 1993: Kasvistomme muinaistulokkaat: tulkintaa ja perusteluja. *Norrinla* 4:1-90.
- Sutton, M.A., Pitcairn, C.E.R. & Fowler, D. 1993: The exchange of ammonia between the atmosphere and plant communities. *Adv. Ecol. Res.* 24:301-393.
- Suursalo, A. 1969: Niittykasvillisuustutkimuksia Savonlinnan ympäristössä. 58 s + kartta. *Pro gradu. Helsingin yliopisto. Kasvitieteen laitos.*
- Svensson, R. & Wigren, M. 1986: A survey of the history, biology and preservation of some retreating synanthropic plants. *Symb. Bot. Ups.* 24(4):VIII + 1-74.
- SVT III. Suomen virallinen tilasto III. Maatalous. 1910-1997.
- Swengel, A.B. 1996: Effects of fire and hay management on abundance of prairie butterflies. *Biol. Conserv.* 76:73-85.
- Sykes, M., van der Maarel, E., Peet, R.K. & Willems, J.H. 1994: High species mobility in species-rich plant communities: an intercontinental comparison. *Folia Geobot. Phytotax.* 29:439-448.
- Sykora, K. V., van der Krogt, G. & Rademakers, J. 1990: Vegetation change on embankments in the south-western part of the Netherlands under the influence of different management practices (in particular to sheep grazing). *Biol. Conserv.* 52:49-81.
- Syrjänen, K. 2000: Sammalet ja jäkälät Saaristomeren perinnebiotoopeissa. *Teoksessa: Lampinen, J. (toim.), Perinnebiotooppien monimuotoisuus – Saaristomeren kansallispuiston seminaarissa 5.3.1998 pidetyt esitelmät. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A.* 120:57-61.

- Syrjänen, K., Kalliola, R., Puolasmaa, A. & Mattsson, J. 1994: Landscape structure and forest dynamics in subcontinental Russian European taiga. *Ann. Zool. Fennici* 31:19-34.
- Syrjänen, K. & Ryttylä, T. 1998: Uhanalaisten kasvien seuranta. *Ympäristöopas* 45:1-240.
- Söderman, G. 1999: Diversity of pollinator communities in Eastern Fennoscandia and Eastern Baltics. *The Finnish Environment* 35:1-69.
- Tallowin, J.R.B. 1996: Effects of inorganic fertilizers on flower-rich hay meadows: a review using a case study on the Somerset Levels, UK. *Grasslands and Forage Abstracts* 66:147-152.
- Tallowin, J., Mountford, O. & Kirkham, F. 1994: Fertilizers on haymeadows: a compromise? *Enact* 2:15-17.
- Talvi, T. 1995: Carabid beetle assemblages (Coleoptera) in a wooded meadow and in the adjacent habitats on the Saaremaa Island, Estonia. *Entomol. Fennica* 6:169-175.
- Tamm, C.O. 1956: Composition of vegetation in grazed and mown sections of a former hay-meadow. *Oikos* 7:144-157.
- Tamm, C.O. 1972: Survival and flowering of some perennial herbs. III. The behaviour of *Primula veris* on permanent plots. *Oikos* 23:159-166.
- Tamm, C.O. 1991: Nitrogen in terrestrial ecosystems. 115 s. Springer-Verlag. Berlin.
- Taylor, D.R., Aarssen, L.W. & Loehle, C. 1990: On the relationship between r/K selection and environmental carrying capacity: a new habitat template for plant life history strategies. *Oikos* 58:239-250.
- Tax, M.H. & van der Made, J.G. 1992: The results of the Dutch butterfly mapping scheme. Teoksessa: Pavlicek-van Beek, T., Ova, A.H. & van der Made, J.G. (toim.), *Future of butterflies in Europe*: 26-35. Department of Nature Conservation. Agricultural Univ. Wageningen.
- ten Harkel, M.J. & van der Meulen, F. 1995: Impact of grazing and atmospheric nitrogen deposition on the vegetation of dry coastal dune grasslands. *J. Veg. Sci.* 6:445-452.
- Teräs, I. 1993: Niityt ja pistiäiset. Teoksessa: Marttila, O. (toim.): *Avoimet perinneympäristöt osana suomalaista luontoa, hoito ja suojelu*:15-16. Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristöinstituutti. Tiuruniemi.
- Teräs, I. 1997: Metsien hyönteisissä on sekä yleistyneitä että uhanalaisia. *Luonnon Tutkija* 100(5):151-156.
- Teräs, I. & Pekkarinen, A. 1992: Myrkkypistiäiset muuttuvassa Suomessa. Teoksessa: Huhta, V., Hakkari, L., Särkkä, J. & Viitala, J. (toim.), *Suomen muuttuva luonto*. Biological Research Reports from the Univ. of Jyväskylä 25:131-140.
- Teräsvuori, K. 1920: Muistiinpanoja Pohjois-Savon "luonnonniityistä". *Acta Agralia Fennica* 4:1-181.
- Thomas, A.S. 1960: The tramping animal. *J. Br. Grassld. Soc.* 15:89-93.
- Thomas, C.D. 1985: Specializations and polyphagy of *Plebejus argus* (Lepidoptera: Lycaenidae) in North Wales. *Ecol. Entomology* 10:325-340.
- Thomas, C.D. & Jones, T.M. 1993: Partial recovery of a skipper butterfly (*Hesperia comma*) from population refuges: lessons for conservation in a fragmented landscape. *J. Anim. Ecol.* 62:472-481.
- Thomas, C.D., Thomas, J.A. & Warren, M.S. 1992: Distributions of occupied and vacant butterfly habitats in fragmented landscapes. *Oecologia* 92:563-567.
- Thomas, G.J. 1982: Autumn and winter feeding ecology of waterfowl at the Ouse Washes, England. *J. Zool. Lond.* 197:131-172.
- Thomas, G.J., Allen, D.A. & Grose, M.P.B. 1981: The demography and flora of the Ouse Washes, England. *Biol. Conserv.* 21:197-229.
- Thomas, J.A. 1983: The ecology and conservation of *Lysandra bellargus* (Lepidoptera: Lycaenidae) in Britain. *J. Appl. Ecol.* 20:59-83.
- Thomas, J.A. 1984: The conservation of butterflies in temperate countries: past efforts and lessons for the future. Teoksessa: Vane-Wright, R.I. & Ackery, P.R. (toim.), *The biology of butterflies*: 333-353. Academic Press. London.
- Thomas, J.A. 1991: Rare species conservation: case studies of European butterflies. Teoksessa: Spellerberg, I.F., Goldsmith, F.B. & Morris, M.G. (toim.), *The scientific management of temperate communities for conservation*: 149-197. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Thomas, J.A. 1993: Holocene climate changes and warm man-made refugia may explain why a sixth of British butterflies possess unnatural early successional habitats. *Ecography* 16:278-284.
- Thomas, J.A. 1995a: The ecology and conservation of *Maculinea arion* and other European species of large blue butterfly. Teoksessa: Pullin, A.S. (toim.), *Ecology and conservation of butterflies*: 180-197. Chapman & Hall. London.
- Thomas, J.A. 1995b: The conservation of declining butterfly populations in Britain and Europe: priorities, problems and successes. *Biol. J. Linn. Soc.* 56(Suppl.):55-72.
- Thomas, J.A. 1996: The case for a science-based strategy for conserving threatened butterfly populations in the UK and North Europe. Teoksessa: Settele, J., Poschlod, P. & Henle, K. (toim.), *Species survival in fragmented landscapes*: 1-6. Kluwer. Dordrecht.
- Thomas, J.A. & Morris, M.G. 1994: Patterns, mechanisms and rates of extinction among invertebrates in the United Kingdom. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 344:47-54.
- Thomas, J.A., Simcox, D.J., Wardlaw, J.C., Elmes, G.W., Hochberg, M.E. & Clarke, R.T. 1998: Effects of latitude, altitude and climate on the habitat and conservation of the endangered butterfly *Maculinea arion* and its *Myrmica* ant hosts. *Journal of Insect Conservation* 2:39-46.
- Thomas, J.A., Thomas, C.D., Simcox, D.J. & Clarke, R.T. 1986: Ecology and declining status of the silver-spotted skipper butterfly (*Hesperia comma*) in Britain. *J. Appl. Ecol.* 23:365-380.
- Thomason, D. 1995: Grazing in western sessile oakwoods in the lake District. *Biol. J. Linn. Soc.* 56(Suppl.):49-51.
- Thompson, K., Bakker, J.P. & Bekker, R.M. 1996: Soil seed banks of northwest Europe: methodology, density and longevity. Cambridge Univ. Press. Cambridge.
- Thor, G. 1998: Red-listed lichens in Sweden: habitats, threats, protection, and indicator value in boreal coniferous forests. *Biodiver. Conserv.* 7:59-72.
- Thurston, J.M. 1969: The effect of liming and fertilizers on the botanical composition of permanent grassland, and on the yield of hay. Teoksessa: Rorison, J.H. (toim.), *Ecological aspects of the mineral nutrition of plants*: 3-10. Blackwell. Oxford.
- Tiainen, J. 1987: Miksi heinäkurppa hävisi Suomesta? *Suomen Luonto* 46(3):22-23.
- Tielaitos 1999: Luonnon monimuotoisuus ja tienpito. Tieluonnon hoito-ohjelma. 23 s. Helsinki.
- Tikka, P.M., Koski, P.S., Kiveli, R.A. & Kuitunen, M.T. 2000: Can grassland plant communities be preserved on road and railway verges? *Appl. Veg. Sci.* 3:25-32.
- Tilman, D. 1984: Plant dominance along an experimental nutrient gradient. *Ecology* 65:1445-1453.
- Tilman, D. 1987: On the meaning of competition and the mechanisms of competitive superiority. – *Funct. Ecol.* 1:304-315.

- Tilman, D. 1988: Dynamics and structure of plant communities. 360 s. Princeton Univ. Press. Princeton.
- Tilman, D. 1990: Constraints and tradeoffs: toward a predictive theory of competition and succession. *Oikos* 58:3-15.
- Tilman, D. 1993: Species richness of experimental productivity gradients: how important is colonization limitation?. *Ecology* 74:2179-2191.
- Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L. & Nowak M.A. 1994: Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371:65-66.
- Tilman, D. & Olff, H. 1991: An experimental study of the effects of pH and nitrogen on grassland vegetation. *Acta Oecologica* 12:427-441.
- Tilman, D. & Pacala, S. 1993: The maintenance of species richness in plant communities. Teoksessa: Ricklefs, R.E. & Schluter, D. (toim.), *Species diversity in ecological communities*: 13-25. Univ. of Chicago Press. Chicago.
- Tirri, R., Lehtonen, J., Lemmetyinen, R., Pihakaski, S. & Portin, P. 1993: Biologian sanakirja. 607 s. Otava. Helsinki.
- Titlyanova, A.A., Zlotin, R.I. & French, N.R. 1990: Changes in structure and function of temperate-zone grasslands under the influence of man. Teoksessa: Breymer, A.I. (toim.), *Ecosystems of the world 17A. Managed grasslands. Regional studies*: 301-334. Elsevier. Amsterdam.
- Titlyanova, A., Rusch, G. & van der Maarel, E. 1988: Biomass structure of limestone grasslands on Öland in relation to grazing intensity. *Acta Phytogeogr. Suec.* 76:125-134.
- Toivonen, H. ja Leivo, A. 1993: Kasvillisuuskartoituksessa käytettävä kasvillisuus- ja kasvupaikkaluokitus. Kokeiluversio. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 14:1-96.
- Tomander, E.A. 1943: Kemijärven tulvaniittyjen kasvillisuudesta. *Ann. Bot. Soc. Vanamo* 18:32-51.
- Trombulak, S. C. & Frissell, C.A. 2000: Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conserv. Biol.* 14:18-30.
- Tscharntke, T., Gathmann, A. & Steffan-Dewenter, I. 1998: Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: community structure and interactions. *J. Appl. Ecol.* 35:708-719.
- Tscharntke, T. & Greiler, H.-J. 1995: Insect communities, grasses, and grasslands. *Annu. Rev. Entom.* 40:535-558.
- Tujulin, R. 1966: Kaskeamisesta Kinahmin rinteillä Nilsissä. *Luonnon Tutkija* 70:144-148.
- Tujulin, R. 1967: Kinahminmäen kaskimetsien kasvillisuudesta. Kuopion Luonnon Ystävien Yhdistyksen julkaisuja. Sarja B. 4(2):1-36.
- Tyler, C. 1981: Sydsvenska kalkkärr. Hävd i gången tid och skötselöverslag för framtiden. *Meddn. Växtekol. Inst., Lunds Univ.* 47:1-115.
- Tyler, C. 1984: Calcareous fens in South Sweden. Previous use, effects of management and management recommendations. – *Biol. Conserv.* 30:69-89.
- Tyler, G. 1967: On the effect of phosphorus and nitrogen, supplied to Baltic shore-meadow vegetation. *Bot. Not.* 120:433-447.
- Tyler, G. 1969: Studies in the ecology of Baltic sea-shore meadows II. Flora and vegetation. *Opera Botanica* 25:1-101.
- Tyler, G. 1971: Distribution and turnover of organic matter and minerals in a shore meadow ecosystem. *Studies in the ecology of Baltic sea-shore meadows IV.* *Oikos* 22:265-291.
- Tyler, G. 1993: Soil solution chemistry controlling the field distribution of *Melica ciliata* L. *Annals of Botany* 71:295-301.
- Tyler, G. 1995: Soil chemical limits of existence and the ability of plants to modify their soil environment. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica* 71:3-6.
- Tyler, G. 1997: Soil chemistry and plant distributions in rock habitats of southern Sweden. *Nord. J. Bot.* 16:609-635.
- Tønsberg, T., Gauslaa, Y., Haugan, R., Holien, H. & Timdal, E. 1996: The threatened macrolichens of Norway – 1995. *Sommerfeltia* 23:1-258.
- Törnroth, H. 1961: Fårbetet och utskären. *Finlands Natur* 20:23-25.
- Ukkonen, P. 1993: The post-glacial history of the Finnish mammalian fauna. *Ann. Zool. Fennici* 30:249-264.
- Uotila, P. 1971: Distribution and ecological features of hydrophytes in the polluted Lake Vanajavesi, S Finland. *Ann. Bot. Fennici* 8:257-295.
- Usher, M.B. 1992: Management and diversity of arthropods in Calluna heathland. *Biodiver. Conserv.* 1:63-79.
- Usher, M.B. & Smart, L.M. 1988: Recolonization of burnt and cut heathland in the North York Moors by Arachnids. *Naturalist (Hull)* 113:103-111.
- Vaarama, A. 1938: Wasservegetationsstudien am Grosssee Kallavesi. *Ann. Bot. Soc. Vanamo* 13(1):1-318.
- Vaheri, E. 1932: Jyväsjärven kasvillisuus. *Ann. Bot. Soc. Vanamo* 3(1):1-51.
- Vainio, M. 1992: Pohjois-Suomen maisema-alueiden hoitomenetelmäselytykset. Kunnostus- ja hoitohankkeiden käynnistäminen Simossa ja Paltamossa. Ympäristöinstituutti. Raportti 4/1992. 56 s + 4 liitteet.
- Vainio, M. & Kekäläinen, H. (toim.) 1997: Pohjois-Pohjanmaan perinnemaisemat. Alueelliset ympäristöjulkaisut 44:1-245.
- van der Eerden, L.J.M. 1982: Toxicity of ammonia to plants. *Agriculture and Environment* 7:223-235.
- van der Eerden, L.J., Dueck, Th.A., Berdowski, J.J.M., Greven, H. & van Dobben, H.F. 1991: Influence of NH₃ and (NH₄)₂SO₄ on heathland vegetation. *Acta Bot. Neerl.* 40:281-296.
- van der Heijden, M.G.A., Klironomos, J.N., Ursic, M., Moutoglou, P., Streitwolf-Engel, R., Boller, T., Wiemken, A. & Sanders, I.R. 1998: Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature* 396:69-72.
- van der Hoek, D. 1987: The input of nutrients from arable lands on nutrient poor grasslands and their impact on the hydrological aspects of nature management. *Ekológia (CSSR)* 6:313-323.
- van der Maarel, E. & Sykes, M. 1993: Small-scale plant species turnover in a limestone grassland: the carousel model and some comments on the niche concept. *J. Veg. Sci.* 4:179-188.
- van der Maarel, E. & Sykes, M. 1997: Rates of small-scale species mobility in alvar limestone grassland. *J. Veg. Sci.* 8:199-208.
- van der Maarel, E. & Titlyanova, A. 1989: Above-ground and below-ground biomass relations in steppes under different grazing conditions. *Oikos* 56:364-370.
- van der Made, J.G. & Braaksma, R. 1992: The future of butterflies in Europe. Teoksessa: Pavlicek-van Beek, T., Ova, A.H. & van der Made, J.G. (toim.), *Future of butterflies in Europe*: 255-261. Department of Nature Conservation. Agricultural Univ. Wageningen.
- van Dijk, G. 1991: The status of semi-natural grasslands in Europe. Teoksessa: Goriup, P.D., Batten, L.A. & Norton, J.A. (toim.), *The conservation of lowland dry grassland birds in Europe*: 15-36. Joint Nature Conservation Committee. Peterborough.
- van Groenendael, J. 1985: Differences in life histories between two ecotypes of *Plantago lanceolata* L. Teoksessa: White, J. (toim.), *Studies on plant demography*: 51-67. Academic Press. London.
- van Tol, J. 1992: Optimisation of wetland management for the conservation of dragonflies (Odonata). Teoksessa: *Conserving and managing wetlands for invertebrates*: 62-67. Council of Europe. Strasbourg.

- van Tooren, B.F., den Hertog, J. & Verhaar, J. 1987: The role of bryophytes in a chalk grassland ecosystem. *Symposia Biologica Hungarica* 35:665-675.
- van Wieren, S.E. 1991: The management of populations of large mammals. Teoksessa: Spellerberg, I.F., Goldsmith, F.B. & Morris, M.G. (toim.), The scientific management of temperate communities for conservation: 103-127. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- van Wieren, S.E. 1995: The potential role of large herbivores in nature conservation and extensive land use in Europe. *Biological Journal of the Linnean Society* 56(Suppl.):11-23.
- Vartiainen, T. 1980: Succession of island vegetation in the land uplift area of the northernmost Gulf of Bothnia, Finland. *Acta Bot. Fennica* 115:1-105.
- Vasari, Y. 1988a: The role of peatlands and flooded meadows in the economic history of Kuusamo. *Oulanka Reports* 8:96-102.
- Vasari, Y. 1988b: Naturens och människans växelverkan i Kuusamo 1670-1970. *Sphinx* 1987:57-65.
- Vauras, J. 1997: Hurudan är svampfloran i Skärgårdshavets nationalpark? *Skärgård* 20(4):23-26.
- Vauras, J. 2000: Saaristomeren kansallispuiston suursienet. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A* 112:1-91.
- Vázquez de Aldana, B.R., Geerts, R.H.E.M., Berendse, F. 1996: Nitrogen losses from perennial grass species. *Oecologia* 106:137-143.
- Veer, M.A.C. & Kooijman, A.M. 1997: Effects of grass-enroachment on vegetation and soil in Dutch dry dune grasslands. *Plant and Soil* 192:119-128.
- Verhoeven, J.T.A., Koerselman, W. & Meuleman, A.F.M. 1996: Nitrogen- or phosphorus-limited growth in herbaceous, wet vegetation: relations with atmospheric inputs and management regimes. *Trends Ecol. Evol.* 11:494-497.
- Verkaar, H.J. 1987: Population dynamics – the influence of herbivory. *New Phytol.* 106(Suppl.):49-60.
- Vermeer, J.G. & Berendse, F. 1983: The relationship between nutrient availability, shoot biomass and species richness in grassland and wetland communities. *Vegetatio* 53:121-126.
- Vermeer, J.G. & Joosten, J.H.J. 1992: Conservation and management of bog and fen reserves in the Netherlands. Teoksessa: Verhoeven, J.T.A. (toim.), Fens and bogs in the Netherlands. Vegetation, history, nutrient dynamics and conservation: 433-478. Kluwer. Dordrecht.
- Vestergaard, P. 1985: Effects of mowing on the composition of Baltic salt-meadow communities. Preliminary results. *Vegetatio* 62:383-390.
- Vestergaard, P. 1994: Response to mowing of coastal brackish meadow plant communities along an elevational gradient. *Nord. J. Bot.* 14:569-587.
- Vilkuna, K. 1935: Varsinaissuomalaisen kansanomaisesta taloudesta. *Kansatieteellinen tutkimus*. 235 s. WSOY. Porvoo.
- Vilkuna, K. & Mäkinen, E. 1976: Isien työ. Veden ja maan viljaa. *Arkiyön kauneutta*. 359 s. Otava. Helsinki.
- Vinther, E. 1983: Invasion of *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. in a former grazed meadow in relation to different grazing intensities. *Biol. Conserv.* 25:75-89.
- Vinther, E. 1993: Enge og moser. Teoksessa: Ovesen, C. H. & Søgård, S. (toim.), *Naturplejeboken:80-90*. Miljøministeriet & Skov- og Naturstyrelsen. København.
- Virkajärvi, P., Tuupanen, R., Hokkanen, T. J. & Hokkanen, H. 1997: Laiduntamisen vaikutus luonnon ja maiseman monimuotoisuuteen. *Suomen Nurmihdistyksen julkaisu* 9:43-54.
- Virkkala, R. 1996: Metsien suojelualueverkon rakenne ja kehittämissuunnitelmat – ekologinen lähestymistapa. *Suomen ympäristö* 16:1-53.
- Virrankoski, P. 1955: Vanhasta niittytaloudesta. Teoksessa: Virrankoski, P. (toim.), *Kyrönmaa IX. Vanhaa Veteliä:111-137*. Etelä-Pohjalaisen osakunnan kotiseutujulkaisuja. Helsinki.
- Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H. & Tilman, D.G. 1997: Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecol. Appl.* 7:737-750.
- Voigt, N. 1994: Freilandökologische Untersuchung zu ausgewählten Hymenoptera- und Dipterafamilien in den verschiedenen Stadien der Heideentwicklung. *Faun. – Ökol. Mitt. Suppl.* 16:49-82.
- Vogl, R.J. 1974: Effects of fire on grasslands. Teoksessa: Kozlowski, T.T. & Ahlgren, C.E. (toim.), *Fire and ecosystems: 139-194*. Academic Press. New York.
- von Berg, E. 1859: *Kertomus Suomenmaan metsistä*. Suomalaisen kirjallisuuden seura. Helsinki. (Kuvitettu uusintapainos: von Berg, E. 1995: *Kertomus Suomenmaan metsistä sekä kuvia suuresta muutoksesta*. 93 s. Kustannusosakeyhtiö Metsälehti, Helsinki.)
- von Haartman, L. 1973: Changes in the breeding bird fauna of North Europe. Teoksessa: Farner, D. S. (toim.), *Breeding biology of birds: 448-481*. National Academy of Sciences. Washington, D.C.
- von Haartman, L. 1975: Changes in the breeding bird fauna of coastal bays in southwestern Finland. *Ornis Fenn.* 52:57-67.
- von Haartman, L. 1978: Changes in the bird fauna of Finland and their causes. *Fennia* 150:25-32.
- von Settele, J., Pauler, R. & Kockelke, K. 1995: Magerrasennutzung und Anpassungen bei Tagfaltern: Populationsökologische Forschung als Basis für Schutzmassnahmen am Beispiel von *Glaucopsyche (Maculinea) arion* (Thymian-Ameisenbläuling) und *Glaucopsyche (Maculinea) rebeli* (Kreuzenzian-Ameisenbläuling). Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 83:129-158.
- Vuorela, I. 1991: Lounais-Suomen varhaismetallikautinen asutus ja viljely siitepölyanalyysin valossa. *Karhunhammas* 13:2-23.
- Vuorela, T. 1975: *Suomalainen kansankulttuuri*. WSOY. Porvoo-Helsinki.
- Väisänen, R. 1982: Vanishing and vulnerable Diptera of Finland. *Not. Entomol.* 62:111-121.
- Väisänen, R. 1985: Perhosten suojele meillä ja muualla. *Baptia* 10:105-113.
- Väisänen, R. 1988: Human impact on the Finnish insect fauna. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica* 64:2-10.
- Väisänen, R., Somerma, P., Kuussaari, M. & Nieminen, M. 1991: *Bryodema tuberculata* and *Psophus stridulus* in southwestern Finland (Saltatoria, Acrididae). *Entomol. Fennica* 2:27-32.
- Väisänen, R.A. 1997: Pesimälinnusto suurten mullistusten ilmentäjänä. *Luonnon Tutkija* 100(5):169-186.
- Völkl, W., Zwölfer, H., Romstök-Völkl, M. & Schmelzer C. 1993: Habitat management in calcareous grasslands: effects on the insect community developing in flower heads of *Cynarea*. *J. Appl. Ecol.* 30:307-315.
- Wahlberg, N. 1998: Suomen uhanalaisia lajeja: Tummaverkkoperhonen (*Melitaea diamina*). *Suomen ympäristö* 168:1-40.
- Wahlström, E., Hallanaro, E.-L. & Manninen, S. 1996: Suomen ympäristön tulevaisuus. 272 s. Edita & Suomen ympäristökeskus. Helsinki.

- Wainio, E. 1878a: Havainnoita Itä-Hämeen kasvistosta. 121 s. Suomalaisen Kirjallisuuden Seuran kirjapaino. Helsinki.
- Wainio, E. 1878b: Kasvistonsuhteista Pohjois-Suomen ja Venäjän-Karjalan rajaseuduilla. Medd. Soc. Fauna Flora Fennica 4:1-161.
- Wallis de Vries, M.F. 1995: Large herbivores and the design of large-scale nature reserves in Western Europe. *Conserv. Biol.* 9:25-33.
- Wallis de Vries, M.F. & Daleboudt, C. 1994: Foraging strategy of cattle in patchy grassland. *Oecologia* 100:98-106.
- Walther, C. 1995: Untersuchungen zur Fauna regelmässig beweideter Kalkmagerrasen. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 83:159-188.
- Warren, M.S. 1985: The influence of shade on butterfly numbers in woodland rides, with special reference to the wood white *Leptidea sinapis*. *Biol. Conserv.* 33:147-164.
- Warren, M.S. 1991: The successful conservation of an endangered species, the heath fritillary butterfly *Mellicta athalia*, in Britain. *Biol. Conserv.* 55:37-56.
- Warren, M.S. 1992: The conservation of British butterflies. Teoksessa: Dennis, R.L.H. (toim.), *The ecology of butterflies in Britain: 246-274*. Oxford Univ. Press. Oxford.
- Warren, M.S. 1993: A review of butterfly conservation in central southern Britain: I. Site management and habitat selection of key species. *Biol. Conserv.* 64:25-35.
- Warren, M.S. & Fuller, R.J. 1990: Woodland rides and glades: their management for wildlife. 31 s. Nature Conservancy Council. Peterborough.
- Warren, M.S. & Key, R.S. 1991: Woodlands: past, present and potential for insects. Teoksessa: Collins, N.M. & Thomas, J.A. (toim.), *The conservation of insects and their habitats: 155-211*. Academic Press. London.
- Warren, S.D., Scifres, C.J. & Teel, P.D. 1987: Response of grassland Arthropods to burning: a review. *Agric. Ecos. Environm.* 19:105-130.
- Watkins, C. 1990: Woodland management and conservation. 160 s. David & Charles. Newton Abbot & London.
- Way, J.M. 1977: Roadside verges and conservation in Britain: a review. *Biol. Conserv.* 12:65-74.
- Weidemann, G. & Reich, M. 1995: Zur Wirkung von Strassen auf die Tierwelt der Kalkmagerrasen unter besonderer Berücksichtigung der Rotflügeligen Schnarrschrecke (*Psophus stridulus*) und des Schachbretts (*Melanargia galathea*) (Saltatoria, Acrididae und Lepidoptera, Satyriidae). Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 83:159-188.
- Welch, D. 1986: Studies in the grazing of heather moorland in North-East Scotland. IV. Seed dispersal and plant establishment in dung. *J. Appl. Ecol.* 22:461-472.
- Wells, T.C.E. 1971: A comparison of the effects of sheep grazing and mechanical cutting on the structure and botanical composition of chalk grassland. Teoksessa: Duffey, E. & Watt, A.S. (toim.), *The scientific management of animal and plant communities for conservation: 497-515*. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Wells, T.C.E. 1980: Management options for lowland grassland. Teoksessa: Rorison, I.H. & Hunt, R. (toim.), *Amenity grassland. An ecological perspective: 175-195*. John Wiley & Sons. Chichester.
- Wells, T.C.E. 1993: Effects of excess nitrogen on calcareous grassland. *Institute of Terrestrial Ecology. Annual Report 1992-93:65-67*. Abbots Ripton.
- Wells, T.C.E. & Cox, R. 1993: The long-term effects of cutting on the yield, floristic composition and soil nutrient status of chalk grassland. *English Nature Research Reports 71:1-82*.
- Wells, T.C.E., Sheail, J., Ball, D.F. & Ward, L.K. 1976: Ecological studies on the Porton Ranges: relationship between vegetation, soils and land-use history. *J. Ecol.* 64:589-626.
- Westhoff, W. 1971: The dynamic structure of plant communities in relation to the objectives of conservation. Teoksessa: Duffey, E. & Watt, A.S. (toim.), *The scientific management of animal and plant communities for conservation:3-14*. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Westhoff, W. 1985: Nature management in coastal areas of Western Europe. *Vegetatio* 62:523-532.
- Westhoff, V. & Sykora, K.V. 1979: A study of the influence of desalination on the *Juncetum gerardii*. *Acta Bot. Neerl.* 28:505-512.
- Westoby, M. 1989: Selective forces exerted by vertebrate herbivores on plants. *Trends Ecol. Evol.* 4:115-117.
- Westrich, P. 1996: Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats. Teoksessa: Matheson, A., Buchmaan, S.L., O'Toole, C., Westrich, P. & Williams, I.H. (toim.), *The conservation of bees: 1-16*. Academic Press. London.
- Wheeler, B.D. 1980: Plant communities of rich-fen systems in England and Wales. II. Fen meadow, fen grassland and fen woodland communities, and contact communities. *J. Ecol.* 68:761-788.
- Wheeler, B.D. 1983: Vegetation, nutrients and agricultural land use in a north Buckinghamshire valley fen. *J. Ecol.* 71:529-544.
- Wheeler, B.D. 1988: Species richness, species rarity and conservation evaluation of rich-fen vegetation in lowland England and Wales. *J. Appl. Ecol.* 25:331-353.
- Wheeler, B.D. & Giller, K.E. 1982: Species richness of herbaceous fen vegetation in Broadland, Norfolk, in relation to the quantity of above-ground plant material. *J. Ecol.* 70:179-200.
- Wheeler, B.D. & Shaw, S.C. 1990: Dereliction and eutrophication in calcareous seepage fens. Teoksessa: Hillier, S.H., Walton, D.W.H. & Wells, D.A. (toim.), *Calcareous grasslands – ecology and management: 154-160*. Bluntisham Books. Bluntisham.
- Wheeler, B.D. & Shaw, S.C. 1991: Above-ground crop mass and species richness of the principal types of herbaceous rich-fen vegetation of lowland England and Wales. *J. Ecol.* 79:285-301.
- White, K.A.J. & Hall, S.J.G. 1998: Behaviour of lambs (*Ovis aries*) in relation to spatial patterns of defecation on a pasture. *J. Zool. Lond.* 245:111-117.
- Whittaker, R.H. 1972: Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21:213-251.
- Whittaker, R.H. 1977: Animal effects on plant species diversity. Teoksessa: Tüxen, R. (toim.), *Vegetation und Fauna. Berichte der Internationalen Symposien der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde herausgegeben von Reinhold Tüxen: 409-425*. J. Cramer. Vaduz.
- Wild, A. (toim.) 1988: Russell's soil conditions and plant growth. 11 painos. 991 s. Longman Scientific and Technical. Burnt Mill, Harlow.
- Willems, J.H. 1980: Observations on northwest European limestone grassland communities. V. An experimental approach to the study of species diversity and above-ground biomass in chalk grassland. *Proceedings of the Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen. Ser. C. Biological and medical sciences* 83:279-306.

- Willems, J.H., Peet, R.K. & Bik, L. 1993: Changes in chalk-grassland structure and species richness resulting from selective nutrient additions. *J. Veg. Sci.* 4:203-212.
- Willers, T. 1987: Die Vegetation der Seemarschen und salzböden an der Finnischen Küste. 355 s. Institut für Geographie und Wirtschaftsgeographie der Universität Hamburg.
- Williams, E.D. 1976: Components of the vegetation of permanent grassland in relation to fertilizers and lime. *Ann. Appl. Biol.* 83:342-345.
- Willis, K.J. & Bennet, K.D. 1995: Mass extinction, punctuated equilibrium and the fossil plant record. *Trends Ecol. Evol.* 10:308-309.
- Wilson, J.B. & Agnew, A.D.Q. 1992: Positive-feedback switches in plant communities. *Adv. Ecol. Res.* 23:263-335.
- Wilson, E.J., Wells, T.C.E. & Sparks, T.H. 1995: Are calcareous grasslands in the UK under threat from nitrogen deposition? – an experimental determination of a critical load. *J. Ecol.* 83:823-832.
- Wilson, E.O. 1995: *Elämän monimuotoisuus*. 464 s. Art House. Helsinki.
- Wisensfeld, J. 1995: Experience at Hatfield Forest, Essex, with restoration of old pollards and establishment of new ones. *Biol. J. Linn. Soc.* 56(Suppl.):181-183.
- Wolking, F. & Plank, S. 1981: Dry grasslands of Europe. 56 s + 11 kuvaa. Council of Europe. Strasbourg.
- Wuorenrinne, H. 1974: Suomen kekomuurahaisten (*Formica rufa* coll.) ekologiasta ja levinneisyydestä. *Silva Fennica* 8:205-214.
- Ympäristöministeriö 1994: Suomen metsäluonnon monimuotoisuuden turvaaminen. 83 s. Ympäristöministeriö, Alueiden käytön osasto. Helsinki.
- Zackrisson, O. 1977: Influence of forest fires on the North Swedish boreal forest. *Oikos* 29:22-32.
- Zackrisson, O., Nilsson, M.-C. & Wardle D.A. 1996: Key ecological function of charcoal from wildfire in the Boreal forest. *Oikos* 77:10-19.
- Zackrisson, O. & Östlund, L. 1991: Branden formade skogslandskapets mosaik. *Skog & Forskning* 4/91:13-21.
- Zimmermann, R. 1979: Der Einfluss des kontrollierten Brennens auf Esparsetten-Halbtrockenrasen und Folgegesellschaften im Kaiserstuhl. *Phytocoenologia* 5:447-524.
- Zobel, M. 1992: Plant species coexistence – the role of historical, evolutionary and ecological factors. *Oikos* 65:314-320.
- Zobel, M. 1997: The relative role of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence. *Trends Ecol. Evol.* 12:266-269.
- Zopfi, H.-J. 1998: Life-history variation among populations *Euphrasia rostkoviana* Hayne (*Scrophulariaceae*) in relation to grassland management. *Biol. J. Linn. Soc.* 64:179-205.
- Zulka, K.P., Milasowszky, N. & Lethmayer, C. 1997: Spider biodiversity potential of an ungrazed and a grazed inland salt meadow in the National Park "Neusiedler See-Seewinkel" (Austria): implications for management (*Arachnida: Araneae*). *Biodiver. Conserv.* 6:75-88.
- Ärväs, M. & Seppänen, L. 1994: Siemenet talteen. Niittykasvien siemeniä keräten ja viljellen. Suomen 4H-liitto. Helsinki.
- Äyräpää, T. 1946: Die Macrolepidopterenfauna der Kirchspiels Pielisjärvi und ihre Beziehung zur Kultur. *Ann. Zool. Soc. Vanamo* 11(4):1-65.
- Ödberg, F.O. & Francis-Smith, K. 1977: Studies on the formation of ungrazed eliminative areas in fields used by horses. *Appl. Anim. Ecol.* 3:27-34.

Liite I. Tuoreiden niittyjen ja ketojen kasvit.

Tähän luetteloon sisältyvät kasvit, jotka ovat olleet luonteenomaisia kuivilla ja tuoreilla niityillä (mukaanlukien kalliokedot), silloin kun niittyjä oli runsaasti eli 1800-luvun lopulla. Tällaiset lajit ovat yleensä hyötyneet niitto- ja laidunkäytöstä. Jotkut lajit hyötyivät puuston raivauksesta, mutteivat välttämättä niitosta tai laidunnuksesta. Monien kasvien osalta tiedot siitä millaisessa kasvillisuudessa kasvi on ollut yleisin ovat varsin puutteelliset. Monen kasvin osalta on myös tulkinnanvaraista luetaanko ne tuoreiden tai kuivien niittyjen kasveiksi. Luetteloa tehtäessä on hyödynnetty Ekstamin & Forshedin (1992) kirjaa putkilokasveista niitty- ja hakamaiden indikaattorilajeina, vanhoja kasvioita (Lönnroth 1860, Mela & Cajander 1906), niittyjen kasvistoa ja kasvillisuutta käsitteleviä julkaisuja sekä SYKE:n perinnemaisemaprojektin tuloksia. 1800-luvun lopulla ja 1900-luvulla Suomeen (yleensä heinäsiemenen mukana) levinneet kasvit eivät ole mukana luettelossa.

Metsäkasvit, joita tavataan niityillä säännöllisesti, mutta jotka jossain määrin kärsivät puuston raivauksesta, niitosta ja laidunnuksesta, eivät ole mukana luettelossa. Sulkeissa on kasveja, jotka ovat saattaneet kuulua varsinaisiin niittykasveihin, mutta tiedot sen arvioimiseksi ovat riittämättömät.

Ah = vain Ahvenanmaalla esiintyvä kasvi

x = kasvi luetaan niittykasveihin, mutta lienee esiintynyt suunnilleen yhtä paljon muissa luontotyypeissä (muihin luontotyyppeihin on luettu myös puustoiset laidunalueet ja pientareet)

1: K = kasvi suosii ketoja

T = kasvi suosii tuoreita niittyjä

I = yhtä lailla kedoilla ja tuoreilla niityillä

Suluissa olevat suosivat jompaa kumpaa niittytyyppiä, mutta ovat tavallisia myös toisella niistä.

2: Arvio kasvin alkuperästä:

N = alkuperäinen

A = muinaistulokas

Ne = uustulokas

3: Luontotyypit, joissa kasvit mahdollisesti esiintyvät alkuperäisinä.

M = metsät

Mk = kangasmetsät

Ml = lehdot

Mh = harjumetsät (harjujen paisterinteet)

Mp = muut puustoiset paisterinteet

Ma = metsien aukot, kuloalueet

K = kalliot

Kk = kalkkikalliot

Ki = Itämeren rannan ja saarten kalliot

S = suot

Sl = letot

Sn = nevat

Sk = korvet

R = rannat

Ri = Itämeren rannat

Rj = järven rannat

Ro = joen rannat

T = tunturipaljakat

Lihavoituja ovat kasvit, jotka kuivilla ja tuoreilla niityillä kasvaessaan kohtuullisesti indikoivat nykyistä tai aiempaa niitto- tai laidunkäyttöä ja leviävät melko huonosti muunlaisiin maatalousympäristöihin. Useimmat näistä voivat toisinaan (harvoin) esiintyä myös entisillä pelloilla. Huom. muilla luontotyypeillä esiintyessään niillä ei välttämättä ole indikaattoriarvoa.

	1	2	3
<i>Achillea millefolium</i> , siankärsämö	I	N (A)	R, Mp, K?, Ma?
Agrimonia eupatoria , maarianverijuuri	K	N	Kk, K, Mp, MI?
A. pilosa , idänverijuuri x	(T)	A (N)	Mp?, MI?
A. procera , tuoksuverijuuri x	(T)	N(A)	MI?, Mp?
<i>Agrostis capillaris</i> , nurmirölli	I	N	Ma, Ro, Rj, K, MI, Sk?, SI?
Aira praecox , kääpiölahua Ah	K	Ne	
Ajuga pyramidalis , kartioakankaali x	T	N	MI, Ma, Kk, Mp?
Alchemilla baltica , tummasuonipoimulehti	T	A	
A. borealis , harvahammaspoimulehti x	T	N	MI, Sk, Ro
A. filicaulis , punatyvipoimulehti	T		
ssp. filicaulis , punatyvipoimulehti	T	N	MI, Sk?, Ma?
ssp. vestita , partapoimulehti x	T	N	T, MI?
A. glabra , lähteikköpoimulehti x	T	N	MI, VI
A. glaucescens , harmaapoimulehti	K	N (A)	Kk, Ri?, Ki?, Ma?
A. glomerulans , keräpääpoimulehti x	T	N	T, VI, MI, SI, Ro?
A. hirsuticaulis , sykeröpoimulehti x	I?	A	
<i>A. micans</i> , silkkipoimulehti	(T)	A (N)	Ma?, MI?
<i>A. monticola</i> , laidunpoimulehti	T	A/N	Ki?, Kk?, Ma?, Sk?
A. murbeckiana , munuaispoimulehti	T	N	MI
A. plicata , laskospoimulehti	(T)	A (N)	
A. samuelssonii , tylppähammaspoimulehti x	T	N	MI, Sk, VI, Kk
<i>A. subcrenata</i> , hakamaapoimulehti	T	A/N	MI
<i>A. vulgaris</i> , piennarpoimulehti	T	A/N	MI, Sk
A. wichurae , teräväloviopoimulehti x	T	N	MI, T, Ro
Allium oleraceum , nurmilaukka	K	N (A)	K, Ro, Ri?, Mp?
(<i>A. vineale</i> , hietalaukka x)		A(N)	
<i>Alopecurus pratensis</i> , nurmipuntarpää x	T	A (N)	Ro?
Androsace septentrionalis , ketonukki	K	N (A)	Mh, Kk?
<i>Anemone nemorosa</i> , valkovoikko x	T	N	MI, Mk, Ro, VI
<i>Angelica sylvestris</i> , karhunputki x	T	N	M, SI, Ri, Rj, Ro, T?
Antennaria dioica , kissankäpälä x	K	N	Mk, Mh, K, T, Ro
<i>Anthemis tinctoria</i> , keltasauramo x	K	Ne (A)	
<i>Anthoxanthum odoratum</i> , tuokusimake	I	N	
ssp. alpinum , pohjantuokusimake		N	T, SI, VI
ssp. odoratum , eteläntuokusimake		N (A)	K, Ma?
<i>Anthriscus sylvestris</i> , koiranputki x	T	N	MI
Anthyllis vulneraria ssp. vulneraria , ketomasmalo	K	A (N)	
<i>Arabidopsis suecica</i> , ruotsinpitkäpalko x	K	N	K
<i>A. thaliana</i> , lituruoho x	K	N	K
Arabis glabra , pölkkyruoho	K	N	K, Mp, Mh
A. hirsuta , jäykkäpitkäpalko	K	N	Kk, Mp
<i>Arenaria serpyllifolia</i> , mäkiarho	K	N	Kk, K
Armeria maritima ssp. elongata , niittyaukkaneilikka	K	N(A)	Ri
(<i>Artemisia absinthium</i> , mali x)	(K)	A	
A. campestris ssp. campestris , ketomaruna x	K	N	K, Ri?
Asperula tinctoria , värimaratti	K	N	Kk
(<i>Astragalus frigidus</i> , peuranvirna x)		N	Ro, MI
Avenula pratensis , ahdekaura	K	A/N	Ki?
A. pubescens , mäkikaura	K	N	Ki, Ri, Ro?, K?
Bistorta vivipara , nurmitatar	T	N	SI, T, VI, Ro, Sk, Ri?
Botrychium boreale , pohjannoidanlukko	(K)	N	Ro, Ri
B. lanceolatum , suikeanoidanlukko	K	N	Ro, K?

	1	2	3
B. lunaria, ketonoidanlukko	(K)	N	Ri, Kk, MI, T
B. matricariifolium, saunionoidanlukko	K	N	Ri, MI, K?
B. multifidum, ahonoidanlukko	(K)	N	Ro, Rj?, MI?, Sk?
B. simplex, pikkunoidanlukko x	K	N	Ki, Ri, SI?, Rj?
<i>Brachypodium pinnatum</i> , mäkilehtoluste x	(T)	N	Mp, Mh, MI
Briza media, niittyräpelö	(K)	N	SI, Ri, Kk?
<i>Bromus hordeaceus</i> , mäkikattara	K	A/N	Ki
<i>Calamagrostis epigejos</i> , hietakastikka x	K	N	Mk, Mp, Mh, Ma, K, R, SI, VI
<i>Campanula cervicaria</i> , hirvenkello x	(K)	N (A)	Ma, MI
<i>C. glomerata</i> , peurankello	T	A/N	Ro?, MI?
<i>C. patula</i> , harakankello	T	N (A)	Ma
(<i>C. persicifolia</i> , kurjenkello x)	(T)	N	MI, Ma
<i>C. rotundifolia</i> ssp. <i>rotundifolia</i> , niittykissankello	(K)	N (A)	Ki, Ma, Kk?
Cardamine hirsuta, mäkililitukka x	K	N	Ki
C. pratensis ssp. <i>pratensis</i> , niittyilitukka x	K	N	R
Carex caryophylla, keväsara	K	A/N	Ma, Ro?, K?
C. flacca, vahasara x	T	N	SI, Sk, Ri, K?
<i>C. hirta</i> , karvasara x	(K)	A/N	
C. macloviana, sopulinsara x	T	A	
C. muricata, törrösara	K	N	Mp, Kk
<i>C. ovalis</i> , jänönsara x	T	N	Ma, Sk, Rj?, Ro?, Ki?
<i>C. pallescens</i> , kalvasara	T	N	Ma, MI, R?, T?
C. panicea, hirssisara x	(T)	N	SI, Ri, Sk, Rj, Ki, Ma
<i>C. pilulifera</i> , virnasara x	(K)	N	M, K
C. spicata, hakarasara	I?	N (A)	Ma?, Ro?
Carlina bebersteinii, idänkurho	(T)?	A/N	Ma
C. vulgaris, lännenkurho	K	A/N	Ri, Ma
<i>Carum carvi</i> , kumina x	T	A (N)	Ri?
<i>Centaurea jacea</i> , ahdekaunokki	(K)	N (A)	Mp, Ri, Ki, Kk, SI?
<i>C. phrygia</i> , nurmikaunokki	T	A/N	MI?, Ma?
C. scabiosa, ketokaunokki x	K	A/N	Mh, Mp
(<i>Cerastium alpinum</i> , tunturihärkki)	K	N	T, Ro, Rj, K
<i>Cerastium fontanum</i> , nurmihärkki x			
(ssp. <i>fontanum</i> , pohjannurmihärkki x)	?	N	Ro, VI
ssp. <i>vulgare</i> , piennarnurmihärkki x	I	N	Ki, Kk, K, VI, Ma?
C. glutinosum, tahmahärkki	K	N	Ri
C. semidecandrum, mäkihärkki	K	N	Ki, Kk, Ri
<i>Cirsium helenioides</i> , huopaohdake x	T	N	Sk, MI, T, Rj, Ri?, Ro?
<i>C. vulgare</i> , piikkiohdake x	T	N (A)	Ma, Ri, Ro
Crataegus monogyna, tylppäliuskaorapihlaja	T	N	MI, Ma
C. rhipidophylla, suippoliuskaorapihlaja	T	N	MI, Ma
Crepis praemorsa, vanakeltto x	(T)	N	Mh, Ma?
(<i>Crepis tectorum</i> , ketokeltto x)	K	N	K
Cynosurus cristatus, otasukapää Ah	T	A	
<i>Dactylis glomerata</i> , koiranheinä x	T	N (A)	MI
Dactylorhiza sambucina, seljakämmekkä	(T)	N	Ma, MI
Danthonia decumbens, hina x	(K)	N	Ri, K
<i>Deschampsia cespitosa</i> , nurmilauha x	T	N	Rj, Ro, Sk, MI, VI, T, SI?
(<i>D. flexuosa</i> , metsälauha)	K	N	Mk, Ma, K
<i>Dianthus deltooides</i> , ketoneilikka	(K)	A/N	Ri?
D. superbus, pulskaneilikka x	(K)	N	Ro, K, Ri?, Rj?
Draba incana, harmaakynsimö x	K	N	Ri

	1	2	3
(<i>D. muralis</i> , vallikynsimö x)	K	N	Ma?
<i>D. nemorosa</i> , keltakynsimö x	K	A	
(<i>Epilobium collinum</i> , mäkihorsma x)	K	N	K
<i>Erigeron acer</i> , karvaskallioinen			
ssp. acer, ketokarvaskallioinen x	K	N (A)	Kk, K, Ma?, Mh?
<i>ssp. brachycephalus</i> , idänkallioinen x	K	A	
ssp. decoloratus, kalvaskallioinen x	K	N	Kk
<i>Erophila verna</i> , kevätksynsimö	K	N (A)	Ki, Kk
<i>Euphrasia frigida</i> , pohjansilmäruoho x	(T)	N	Ri, T, VI, Ro, Sn
E. micrantha, nummisilmäruoho	K	N (A)	Mk/Ma
<i>E. nemorosa</i> , tanakkasilmäruoho	(T)	A/N	Ri
E. rostkoviana, ahosilmäruoho	(T)	N (A)	Kk, Rj?
<i>E. stricta</i> , ketosilmäruoho	(T)	A/N	Ri, Kk
<i>var. stricta</i>			
var. tenuis			
<i>Festuca ovina</i> , lampaannata x	K	N	Mk, K, Ro, T
<i>F. pratensis</i> , nurminata x	T	A	
<i>F. rubra</i> ssp. <i>rubra</i> , niittypananata x	I	N	Ri, SI, Ro, T, Kk, Ma?
Filago arvensis, ketotuulenlento x	K	A/N	Ma, Mh
Filipendula vulgaris, sikoangervo	K	N (A)	Kk, Ki, Mp?
<i>Fragaria vesca</i> , ahomansikka x	I	N	Ma, M, K, R
F. viridis, karvamansikka	K	N (A)	Kk
<i>Galium boreale</i> , ahomatara x	T	N	M, Ro, Ri, Rj, K, SI
G. saxatile, nummimatara	I?	A (N)	Ma?
<i>G. uliginosum</i> , luhtamatara x	T	N	S, Ri, Ro, Rj, Ma
G. verum, keltamatara	K	N	Ri, Kk?, Mp?
Gentiana nivalis, tunturikatkerö x	(T)	N	T, Kk
Gentianella amarella, horkkakatkerö	T	N	Kk, R?
<i>var. amarella, syyshorkkakatkerö</i>			
<i>var. lingulata, kesähorkkakatkerö</i>			
G. campestris, ketokatkerö	T	N (A)	Kk, Ma?
<i>var. campestris, syysetokatkerö</i>			
<i>var. suecica, kesäketokatkerö</i>			
Geranium dissectum, liuskakurjenpolvi	K	A	
G. molle, pehmytkurjenpolvi	K	A(N)	K
G. pusillum, pihakurjenpolvi	K	A	
G. sanguineum, verikurjenpolvi	K	N	Kk, Ma?
<i>G. sylvaticum</i> , metsäkurjenpolvi x	T	N	MI, Sk, SI, T
<i>Geum rivale</i> , ojakellukka x	T	N	MI, Sk, SI, Rj, Ro, VI
<i>Gnaphalium sylvaticum</i> , ahojäkkärä x	(T)	N(A)	Ma
Gymnadenia conopsea var. conopsea, ahokirkiruoho	T	N	Kk, K, Mp, SI?, Ma?
Helianthemum nummularium, päivännouto	K	N(A)	Ma, K
<i>Heracleum sibiricum</i> , idänukonputki x	T	N	MI
<i>Hieracium umbellatum</i> , sarjakeltano	(K)	N	Ri, K, Mh, Mk, Mp
<i>Hieracium</i> spp., keltanot x			
(<i>Hierochloe australis</i> , metsämaarianheinä x)		N	M, K
(<i>Hierochloe hirta</i> , niittymaarianheinä x)		N	Rj
Hypericum hirsutum, karvakuisma x	K	N	Mp, Ma
<i>H. maculatum</i> , särmäkuisma	T	N	Ma, MI
<i>H. perforatum</i> , mäkikuisma x	K	N	K, Mp, Mh?
Hypochoeris maculata, häränsilmä x	(K)	N	Mh, Mk, K, Mp
Inula salicina, rantahirvenjuuri x	(K)	N	Ri, Kk, Mp, SI

	1	2	3
<i>Juniperus communis</i> , kataja x	(K)	N	M, K, S, T, R
<i>Knautia arvensis</i> , ruusu ruoho	(K)	A/N	Mp?, Mh?
<i>Lathyrus linifolius</i>, syylälinnunherne x	(K)	N	Ma
<i>L. pratensis</i> , niittynätkelmä	T	N	Ma, Mp, Mh, K, R?, SI?
(<i>L. sylvestris</i> , metsänätkelmä x)		N	Mh, Mp, Ma
<i>Leontodon autumnalis</i> , syysmaitiainen x	T	N	Ri, Rj, Ro
<i>L. hispidus</i>, kesämaitiainen	(T)	A (N)	Ma?
<i>Leucanthemum vulgare</i> , päivänkakkara	(T)	A/N	Ma, Kk?, R?
<i>Linum catharticum</i>, ahopellava x	K	N	Ri, Kk
<i>Listera ovata</i>, soikkokaksikko x	T	N	SI, MI
<i>Lotus corniculatus</i>, keltamaite	K	N	Mh, Ri, Ma
<i>Luzula campestris</i>, ketopiippo	K	N (A)	Kk, Ki, Ma
<i>L. multiflora ssp. multiflora</i> , etelännurmipiippo	(T)	N	Ma, K, Ro?, Rj?, VI?
<i>L. pallidula</i> , kalvaspiippo x	T	N	Ma
<i>Lychnis viscaria</i> , mäkitervakko	K	N	K, Mp, Mh
<i>Melampyrum arvense</i>, peltomaitikka	K	A(Ne)	
<i>M. cristatum</i>, tähkämaitikka	(K)	N (A)	Ma
<i>M. nemorosum</i> , lehtomaitikka x	T	N	MI, Ma
(<i>M. pratense</i> , kangasmaitikka x)		N	Mk
<i>Myosotis ramosissima</i>, mäkilemmikki	K	N	K
<i>M. stricta</i>, ketolemmikki	K	N (A)	K
<i>Nardus stricta</i>, jäkki x	I	N	Ri, Rj, T, K, Ro, SI
<i>Ophioglossum vulgatum</i>, käärmeenkieli x	T	N	Ri, Rj?, Kk?
<i>Orchis mascula</i>, miehenkämmekkä x Ah	T	N	MI
<i>Origanum vulgare</i>, mäkimeirami x	K	N	Mp, K?, MI?
<i>Parnassia palustris</i>, vilukko x	T	N	SI, Ri, Ro, Rj
<i>Phleum alpinum</i> , pohjantähkiö x	T	N	T, VI, Ro?, Ri?, K?
<i>P. phleoides</i>, helpitähkiö	K	A (N)	
<i>P. pratense</i>			
<i>ssp. nodosum</i>, ketotähkiö	K	A (N)	Mp, Kk
<i>ssp. pratense</i> , timotei	T	A	
<i>Picris hieracioides</i> , keltanokitkerö	T	A/N	Ma
<i>Pilosella cymosa coll.</i> , viuhkokeltano		N	K, Mp
<i>P. lactucella</i> , korvakeltano x	(T)	N	
<i>P. officinarum</i> , huopakeltano	K	N	K, Mh, Mp
<i>P. peleteriana</i>, mäkikeltano x	K	N	Mh, K, Ro
<i>Pimpinella major</i>, isopukinjuuri	T	A/N	Ma
<i>P. saxifraga</i> , ahopukinjuuri	(K)	N	Mp, Kk, Ri, Ro?
<i>Plantago lanceolata</i>, heinäratamo	K	A/N	Kk, Ki?, Ri?
<i>P. media</i>, soikkoratamo	K	A/N	Kk?
<i>Platanthera bifolia</i> , valkolehdokki x	T	N	Ma, MI, Sk, Ri, K
<i>P. chlorantha</i>, keltalehdokki x	T	N	MI, Ma
<i>Poa alpigena</i> , pohjännurmikka x	T	N	SI, Ro, Rj, VI
<i>P. alpina</i> , tunturinurmikka x	T	N	Ro, VI, K, T
<i>P. angustifolia</i> , hoikkanurmikka	K	N	Mh, Mp
<i>P. compressa</i>, litteännurmikka x	K	N	Kk
<i>P. pratensis</i> , niittynurmikka x	T	A/N	R?
<i>Polygala amarella</i>, katkeralinnunruoho	(T)	N	Kk, SI, Ri
<i>P. comosa</i>, tupsulinnunruoho Ah	K	N (A)	Kk?, Ri?
<i>P. vulgaris</i>, isolinnunruoho	(K)	N	K, Ri?
<i>Potentilla anglica</i>, lännenhanhikki x	T?	A(N)	Ri
<i>P. argentea</i> -ryhmä, hopeahanhikki	K	N	K

	1	2	3
<i>P. crantzii</i>, keväthanhikki	K	N	Kk, T, Mp?
<i>P. erecta</i> , rätvänä	T	N	S, Ro, Ma
<i>P. neumanniana</i>, pikkuhanhikki	K	N (A)	Kk
<i>P. reptans</i> , suikerohanhikki x		A/N	Ri
<i>P. subarenaria</i>, sakarahanhikki	K	A/N	Kk
<i>Primula farinosa</i>, jauhoesikko x	T	N	Sl, Ri
<i>P. veris</i>, kevätesikko	T	N	MI, Ma
<i>Prunella vulgaris</i> , niittyhumala	T	N	Rj, Sk, MI, VI
<i>Ranunculus acris</i> , niittyleinikki			
<i>ssp. acris</i> , niittyleinikki	T	N	MI, Ma, Sk
<i>ssp. borealis</i> , idänniittyleinikki	T	N	
<i>R. auricomus</i> , kevätleinikki x	T	N	Ro
<i>R. bulbosus</i>, mäkileinikki	K	A/N	Kk?
<i>R. polyanthemos</i>, aholeinikki	K	N	Mp, Kk, Ma?
<i>Rhinanthus groenlandicus</i> , lapinlaukku x	T	N	T
<i>R. minor</i> , pikkulaukku	(T)	N (A)	Ri, Ro?, Rj?
<i>R. serotinus</i> , isolaukku x	T	N	Ri, Rj?
<i>Rosa canina</i>, koiranruusu Ah	T?	N	Ma
<i>R. dumalis</i>, orjanruusu	I	N	Ma, K, Ri?
<i>ssp. coriifolia</i>, (karva)orjanruusu			
<i>ssp. dumalis</i>, orjanruusu			
<i>R. mollis</i>, iharuusu x	K	N	MI, Ma, K
(<i>R. sherardii</i> , okaruusu x)		N	MI
(<i>Rubus arcticus</i> , mesimarja x)	T	N	Ro, Rj, Sl, Sk
(<i>R. saxatilis</i> , lillukka x)	T	N	M
<i>Rumex acetosa</i> , niittysuolaheinä	T	N	VI, Ro, T, MI, Ri?, Rj?, K?
<i>R. acetosella</i> , ahosuolaheinä	K	N	K, Mh, Ro, Ri, Ma
<i>Salix starkeana ssp. starkeana</i>, ahopaju x	(K)	N	Ma, K
<i>Satureja acinos</i>, ketokäenminttu	K	N	Kk, K, Mh?
(<i>S. vulgaris</i> , mäkiminttu x)		N	Mp, MI
<i>Saxifraga granulata</i>, papelorikko	K	N (A)	Ki
<i>S. tridactylites</i>, mäkirikko	K	N	Kk
<i>Scleranthus annuus</i> , viherjäsenruoho	K	A (N)	Ki?
<i>ssp. annuus</i> , höröjäsenruoho			
<i>ssp. polycarpus</i> , suppujäsenruoho			
<i>Scutellaria hastifolia</i>, keihäsvuohennokka x	?	N	Ri, Kk?
<i>Sedum acre</i> , keltamaksaruoho x	K	N	Ri, Ki, K
<i>S. album</i> , valkomaksaruoho x	K	N	K
<i>S. annuum</i>, kesämaksaruoho x	K	N	K
<i>S. sexangulare</i> , särmämaksaruoho Ah x	K	N	K
(<i>S. telephium</i> , isomaksaruoho x)	K	N	K
<i>Selinum carvifolia</i>, särmäputki x	T	N	Ri, Mp?
<i>Seseli libanotis</i>, hirvenputki	K	N/A	Ma?
<i>Silene nutans</i>, nuokkukohokki x	K	N	Mh, Kk, Mp, Ri
<i>Solidago virgaurea</i> , kultapiisku x	I	N	Mk, Mp, Mh, K, T, Ro, Ri, Rj
<i>Stellaria graminea</i> , heinätähtimö	(T)	N	K, Ma, Rj, Ro, Ri
<i>Succisa pratensis</i>, purtojuuri	T	N	Sl, Rj, Ri, MI
<i>Taraxacum sectio Erythrosperma</i>, mäkivoikukat	K	N	K, Ri, Mh, Rj, MI, Ma?
<i>Thalictrum simplex ssp. simplex</i>, etelänhoikkaängelmä	K	N (A)	R, Mp?
<i>Thymus serpyllum ssp. serpyllum</i>, kangasajuruoho x	K	N	Mh, K
(<i>Tragopogon pratensis</i> , pukinparta x)		A	
<i>Trifolium arvense</i>, jänönapila	K	N (A)	Kk, Ma

	1	2	3
<i>T. aureum</i>, kelta-apila x	(K)	N (A)	Ma
<i>T. medium</i> , metsäapila x	T	N	Ma, Mp
<i>T. montanum</i>, mäkiapila	K	N (A)	K
<i>T. pratense</i> var. <i>pratense</i> , puna-apila	T	A/N	Ri?, Ro?, Ki?, Ma?
<i>T. repens</i> , valkoapila x	T	A/N	Ri, Ro, Rj?, Ma?
<i>T. spadiceum</i>, musta-apila x	T	A/N	R?, VI?
<i>Trollius europaeus</i>, kullero x	T	N	Ro, Rj, MI, T, Sk, SI, VI
<i>Valeriana officinalis</i> , rohtovirmajuuri x	T	N	Rj, Ri, Ro, MI?
(<i>V. sambucifolia</i> , lehtovirmajuuri x)		N	Ro, Rj, Sk, MI
<i>Verbascum nigrum</i>, tummatulikukka	K	A (N)	
<i>V. thapsus</i> , ukontulikukka	K	N	K, Mp, Ma
<i>Veronica arvensis</i> , ketotädyke x	K	N (A)	Ki, K
<i>V. chamaedrys</i> , nurmitädyke x	T	N	Ma, MI
<i>V. longifolia</i>, rantatädyke x	(K)	N	Ri, Ro, Rj, K
<i>V. officinalis</i> , rohtotädyke x	(T)	N	K, Ma, Mp
(<i>V. serpyllifolia</i> , orvontädyke x)	T	N (A)	MI, Ma, Ro?
<i>V. spicata</i>, tähkätädyke	K	N	K
<i>V. verna</i>, kevättädyke	K	N (A)	K
<i>Vicia cracca</i> , hiirenvirna	T	N	Ri, Rj, Ma, Mh?, K?
<i>V. lathyroides</i> , nätkelmävirna Ah	K	A(Ne)	
<i>V. sepium</i> , aitovirna	T		
<i>ssp. montana</i> , niittyaitovirna		N	Mp, Ma
<i>ssp. sepium</i> , etelänaitovirna x		N	
<i>V. tetrasperma</i>, mäkiavilä	K	N	K, Ma
(<i>Vincetoxicum hirundinaria</i> , käärmeenpistoyrtti x)	K	N	K, Mp
<i>Viola canina</i> , aho-orvokki			
<i>ssp. canina</i>, pikkuaho-orvokki x	K	N	Ma, Ri, K?
<i>ssp. montana</i> , aho-orvokki x	T	N	Rj, Ri, Ma, K, Mh, Ro?
<i>V. rupestris</i> <i>ssp. rupestris</i>, hietaorvokki x	K	N	Mh, K, Mp
<i>V. tricolor</i> , keto-orvokki x	K	N	K

Liite 2. Putkilokasvien indikaattoriarvo Etelä-Suomen kuivilla ja tuoreilla niityillä.

Myönteinen indikaattoriarvo on

- * = vähäinen
- ** = kohtalainen
- *** = hyvä

Kielteinen indikaattoriarvo on

- = lievähkö
- = voimakas
- 0 = ei indikaattoriarvoa
- ? = indikaattoriarvo tuntematon

Yleiset-yleisehköt selvät indikaattorikasvit on lihavoitu.

M = metsäkasvi, joka yleensä niukentuu niityksi raivauksen ja hoidon myötä.

Uhanalaisten ja silmälläpidettävien lajien luokat (Rassi ym. 2001):

- CR = äärimmäisen uhanalainen
- E = erittäin uhanalainen
- V = vaarantunut
- NT = silmälläpidettävä

	kasvin runsaus	
	niukka	melko runsas–runsas
<i>Achillea millefolium</i> , siankärsämö	0	-
<i>Achillea ptarmica</i> , ojakärsämö	-	—
<i>Aegopodium podagraria</i>, vuohenputki	-	—
<i>Agrimonia eupatoria</i> , maarianverijuuri	*	**
<i>Agrimonia pilosa</i> , idänverijuuri (EN)	*	**
<i>Agrimonia procera</i> , tuoksuverijuuri	*	**
<i>Agrostis capillaris</i> , nurmirölli	0	0
<i>Agrostis gigantea</i> , isorölli	-	—
<i>Ajuga pyramidalis</i> , kartioakankaali	**	***
<i>Alchemilla baltica</i> , tummasuonipoimulehti	*	**
<i>Alchemilla filicaulis ssp. filicaulis</i>, punatyvipoimulehti	*	***
<i>Alchemilla glabra</i> , lähteikköpoimulehti	*	**
<i>Alchemilla glaucescens</i>, harmaapoimulehti	*	***
<i>Alchemilla glomerulans</i> , keräpääpoimulehti	?	?
<i>Alchemilla hirsuticaulis</i> , sykeröpoimulehti (VU)	*	**
<i>Alchemilla micans</i> , silkkipoimulehti	*	**
<i>Alchemilla monticola</i> , laidunpoimulehti	0	0
<i>Alchemilla murbeckiana</i> , munuaispoimulehti	*	**
<i>Alchemilla plicata</i> , laskospoimulehti	*	***
<i>Alchemilla samuelssonii</i> , tylppähammaspoimulehti (NT)	**	***
<i>Alchemilla subcrenata</i> , hakamaapoimulehti	0	*
<i>Alchemilla vulgaris</i> , piennarpoimulehti	0	0
<i>Allium oleraceum</i> , nurmilaukka	*	**
<i>Allium schoenoprasum</i> , ruoholaukka	*	**
<i>Allium scorodoprasum</i> , kääremeenlaukka	*	**
<i>Alopecurus geniculatus</i> , polvipuntarpää	-	—
<i>Alopecurus pratensis</i>, nurmipuntarpää	0	—

	kasvin runsaus	
	niukka	melko runsas–runsas
<i>Androsace septentrionalis</i> , ketonukki (EN)	*	**
<i>Anemone nemorosa</i> , valkovuokko	0	*
<i>Anemone ranunculoides</i> , keltavuokko	*	**
<i>Angelica sylvestris</i> , karhunputki	0	0
<i>Antennaria dioica</i>, kissankäpä	**	***
<i>Anthemis tinctoria</i> , keltasauramo	*	**
<i>Anthoxanthum odoratum</i>, tuoksusimake	0	**
<i>Anthriscus sylvestris</i>, koiranputki	-	—
<i>Anthyllis vulneraria</i> , masmalo	*	**
<i>Arabidopsis suecica</i> , ruotsinpitkäpalko	0	0
<i>Arabidopsis thaliana</i> , lituruoho	0	*
<i>Arabis glabra</i> , pölkkyruoho	*	**
<i>Arabis hirsuta</i> , jäykkäpitkäpalko	**	***
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i> , sianpuolukka (M)	*	**
<i>Arctium tomentosum</i>, seittitakiainen	-	—
<i>Arenaria serpyllifolia</i> , mäkiarho	*	*
<i>Armeria maritima</i> ssp. <i>elongata</i> , niittylaukkaneilikka (EN)	**	***
<i>Arrhenatherum elatius</i> , heinäkaura	-	—
<i>Artemisia absinthium</i> , mali	*	*
<i>Artemisia campestris</i> , ketomaruna	*	*
<i>Artemisia vulgaris</i>, pujo	-	—
<i>Asperula tinctoria</i> , värimaratti (EN)	***	***
<i>Atriplex patula</i> , kylämaltza	-	—
<i>Avenula pratensis</i> , ahdekaura	**	***
<i>Avenula pubescens</i>, mäkikaura	**	***
<i>Barbarea vulgaris</i> , peltokanankaali	0	-
<i>Berteroa incana</i> , harmio	-	-
<i>Bistorta vivipara</i>, nurmitatar	*	***
<i>Botrychium boreale</i> , pohjannoidanlukko (VU)	***	***
<i>Botrychium lanceolatum</i> , suikeanoidanlukko (VU)	***	***
<i>Botrychium lunaria</i>, ketonoidanlukko (NT)	**	***
<i>Botrychium matricariifolium</i> , saunionoidanlukko (VU)	***	***
<i>Botrychium multifidum</i> , ahonoidanlukko (NT)	***	***
<i>Botrychium simplex</i> , pikkunoidanlukko (EN)	***	***
<i>Brachypodium pinnatum</i> , mäkilehtoluste	*	*
<i>Briza media</i> , niittyräpelö	**	***
<i>Bromus hordeaceus</i> , mäkikattara	*	*
<i>Bunias orientalis</i> , idänukonpalko	-	-
<i>Calamagrostis arundinacea</i> , metsäkastikka (M)	0	-
<i>Calamagrostis epigejos</i> , hietakastikka	0	-
<i>Calluna vulgaris</i>, kanerva (M)	*	**
<i>Campanula cervicaria</i> , hirvenkello (VU)	*	**
<i>Campanula glomerata</i>, peurankello	*	**
<i>Campanula patula</i> , harakankello	0	-
<i>Campanula persicifolia</i> , kurjenkello	0	*
<i>Campanula rotundifolia</i> , kissankello	0	**
<i>Capsella bursa-pastoris</i> , lutukka	-	—
<i>Cardamine hirsuta</i> , mäkilitukka	*	***
<i>Cardamine pratensis</i> ssp. <i>pratensis</i> , niittylitukka	*	**
<i>Carduus crispus</i> , kyläkarhiainen	-	—
<i>Carex caryophylla</i> , keväsara (VU)	**	***

	kasvin runsaus	
	niukka	melko runsas–runsas
<i>Carex digitata</i> , sormisara (M)	*	**
<i>Carex ericetorum</i> , kanervisara	*	***
<i>Carex flacca</i> , vahasara	**	***
Carex flava , keltasara	*	***
<i>Carex hirta</i> , karvasara	*	**
<i>Carex muricata</i> , törrösara	*	***
<i>Carex nigra</i> , jokapaikansara	0	0
<i>Carex ovalis</i> , jänönsara	0	-
<i>Carex pallescens</i> , kalvassara	0	**
Carex panicea , hirssisara	*	***
<i>Carex pilulifera</i> , virnasara	*	**
<i>Carex spicata</i> , hakarasara	*	*
<i>Carex vaginata</i> , tuppisara	0	*
<i>Carlina biebersteinii</i> , idänkurho (EN)	*	**
<i>Carlina vulgaris</i> , lännenkurho (VU)	**	***
<i>Carum carvi</i> , kumina	0	-
<i>Centaurea jacea</i> , ahdekaunokki	0	*
<i>Centaurea phrygia</i> , nurmikaunokki	0	*
<i>Centaurea scabiosa</i> , ketokaunokki	*	*
<i>Cerastium arvense</i> , ketohärkki	-	-
<i>Cerastium fontanum</i> , nurmihärkki	0	0
<i>Cerastium glutinosum</i> , tahmahärkki (NT)	*	**
<i>Cerastium semidecandrum</i> , mäkihärkki	*	**
<i>Chelidonium majus</i> , keltamo	-	—
<i>Chenopodium album coll.</i> , jauhosavikka	-	—
Cirsium arvense , pelto-ohdake	-	—
<i>Cirsium helenioides</i> , huopaohdake	0	0
<i>Cirsium palustre</i> , suo-ohdake	0	0
<i>Cirsium vulgare</i> , piikkiohdake	0	—
<i>Convallaria majalis</i> , kielo (M)	0	0
<i>Corydalis solida</i> , pystykiurunkannus	*	**
<i>Cotoneaster scandinavicus</i> , kalliottuhkapensas	*	**
<i>Crepis tectorum</i> , ketokeltto	0	0
<i>Cuscuta europaea</i> , nokkosvieras	0	0
<i>Cystopteris fragilis</i> , haurasloikko	*	*
Dactylis glomerata , koiranheinä	0	—
<i>Dactylorhiza sambucina</i> , seljakämmekä (NT)	**	***
<i>Danthonia decumbens</i> , hina	*	***
<i>Deschampsia flexuosa</i> , metsälauha (M)	*	**
<i>Deschampsia cespitosa</i> , nurmilauha	0	-
<i>Dianthus deltoides</i> , ketoneilikka (NT)	*	**
<i>Draba incana</i> , harmaakynsimö	*	**
<i>Draba muralis</i> , vallikynsimö (VU)	?	?
<i>Draba nemorosa</i> , keltakynsimö (VU)	*	**
<i>Dryopteris filix-mas</i> , kivikkoalvejuuri (M)	0	0
<i>Dryopteris carthusiana</i> , metsäalvejuuri (M)	0	0
Elymus repens , juolavehnä	—	—
<i>Empetrum nigrum</i> , variksenmarja (M)	*	**
<i>Epilobium adenocaulon</i> , amerikanhorsma	-	—
Epilobium angustifolium , maitohorsma (M)	-	—
<i>Epilobium collinum</i> , mäkihorsma	0	*

	kasvin runsaus	
	niukka	melko runsas–runsas
<i>Epilobium montanum</i> , lehtohorsma	0	0
<i>Equisetum arvense</i> , peltokorte	0	-
<i>Equisetum pratense</i> , lehtokorte (M)	*	*
<i>Equisetum sylvaticum</i> , metsäkorte (M)	0	0
<i>Erigeron acer</i> , karvaskallioinen	*	**
<i>Erophila verna</i> , kevätkynsimö	0	*
<i>Erysimum cheiranthoides</i> , peltoukonnauris	-	-
<i>Erysimum strictum</i> , rantaukonnauris	*	*
<i>Euphrasia micrantha</i> , nummisilmäruoho (EN)	***	***
<i>Euphrasia nemorosa</i> , tanakkasilmäruoho	*	**
<i>Euphrasia rostkoviana</i> , ahosilmäruoho (VU)	***	***
<i>Euphrasia stricta</i> , ketosilmäruoho	*	**
<i>Fallopia convolvulus</i> , kiertotatar	-	—
Festuca ovina , lampaannata	0	**
Festuca pratensis , nurminata	-	—
Festuca rubra , punanata	0	**
<i>Filago arvensis</i> , tuulenlento	*	**
<i>Filipendula ulmaria</i> , mesiangervo	0	-
<i>Filipendula vulgaris</i> , sikoangervo	*	***
<i>Fragaria vesca</i> , ahomansikka	0	*
<i>Fragaria viridis</i> , karvamansikka (VU)	***	***
<i>Gagea lutea</i> , isokäenrieska	*	**
<i>Gagea minima</i> , pikkukäenrieska	0	-
<i>Galeopsis bifida</i> , peltopillike	-	—
<i>Galeopsis ladanum</i> , pehmytpillike	*	*
<i>Galeopsis speciosa</i> , kirjopillike	-	—
<i>Galeopsis tetrahit</i> , karheapillike	0	-
<i>Galium album</i> , paimenmatara	-	-
<i>Galium boreale</i> , ahomatara	0	*
<i>Galium palustre</i> , rantamatara	0	0
<i>Galium saxatile</i> , nummimatara (CR)	*	***
<i>Galium uliginosum</i> , luhtamatara	0	*
Galium verum , keltamatara (VU)	*	**
<i>Gentianella amarella</i> , horkkakatkerö (VU)	***	***
<i>Gentianella campestris</i> , ketokatkerö (EN)	***	***
<i>Geranium palustre</i> , ojakurjenpolvi (NT)	*	***
<i>Geranium pratense</i> , kyläkurjenpolvi	0	0
<i>Geranium pusillum</i> , pihakurjenpolvi	*	*
<i>Geranium robertianum</i> , haisukurjenpolvi	0	0
<i>Geranium sanguineum</i> , verikurjenpolvi	**	***
<i>Geranium sylvaticum</i> , metsäkurjenpolvi	0	0
<i>Geum rivale</i> , ojakellukka	0	0
<i>Geum urbanum</i> , kyläkellukka (M)	-	-
<i>Glechoma hederacea</i> , maahumala	0	-
<i>Gnaphalium sylvaticum</i> , ahojökkärä	0	0
<i>Gnaphalium uliginosum</i> , savijökkärä	-	—
<i>Gymnadenia conopsea</i> var. <i>conopsea</i> , ahokirkiruoho (VU)	**	***
<i>Gymnocarpium dryopteris</i> , metsäimarre (M)	0	0
<i>Helianthemum nummularium</i> , päivännouto (NT)	**	***
<i>Heracleum sibiricum</i> , idänukonputki	*	*
<i>Hieracium</i> spp., keltanot	0	*

	kasvin runsaus	
	niukka	melko runsas–runsa
<i>Hieracium umbellatum</i> , sarjakeltano	0	*
<i>Hierochloe australis</i> , metsämaarianheinä	0	0
<i>Hierochloe hirta</i> , niittymaarianheinä	0	0
<i>Humulus lupulus</i> , humala	0	0
<i>Hypericum hirsutum</i> , karvakuisma	*	***
<i>Hypericum maculatum</i> , särämäkuisma	0	0
<i>Hypericum perforatum</i> , mäkikuisma	*	**
Hypochoeris maculata , häränsilmä	**	***
<i>Inula salicina</i> , rantahirvenjuuri	**	***
<i>Juncus bufonius</i> , konnanvihvilä	-	—
<i>Juncus conglomeratus</i> , keräpäävihvilä	-	—
<i>Juncus effusus</i> , röyhvihvilä	0	-
<i>Juncus filiformis</i> , jouhivihvilä	0	*
<i>Juniperus communis</i> , kataja	0	*
Knautia arvensis , ruusuruoho	0	**
<i>Lapsana communis</i> , linnunkaali	-	—
<i>Lathyrus linifolius</i> , syyälinnunherne	*	**
<i>Lathyrus pratensis</i> , niittynätkelmä	0	*
<i>Lathyrus sylvestris</i> , metsänätkelmä	*	*
Leontodon autumnalis , syysmaitiainen	0	—
<i>Leontodon hispidus</i> , kesämaitiainen	*	**
Leucanthemum vulgare , päivänkakkara	0	**
<i>Linaria vulgaris</i> , kannusruoho	-	—
<i>Linum catharticum</i> , ahopellava	**	***
<i>Listera ovata</i> , soikkokaksikko	**	***
<i>Lithospermum arvense</i> , peltorusojuuri (VU)	**	**
<i>Lotus corniculatus</i> , keltamaite	*	**
<i>Luzula campestris</i> , ketopiippo	**	***
Luzula multiflora , nurmipiippo	0	**
<i>Luzula pallidula</i> , kalvaspiippo	0	0
<i>Luzula pilosa</i> , kevätpiippo (M)	*	*
<i>Luzula sudetica</i> , sykeröpiippo	*	**
<i>Lychnis flos-cuculi</i> , käenkukka	0	*
Lychnis viscaria , mäkitervakko	*	***
<i>Lycopodium annotinum</i> , riidenlieko (M)	*	*
<i>Lycopodium clavatum</i> , katinlieko (M)	*	**
<i>Maianthemum bifolium</i> , oravanmarja (M)	*	*
<i>Matricaria matricarioides</i> , pihasaunio	-	—
<i>Melampyrum arvense</i> , peltomaitikka (VU)	**	***
<i>Melampyrum cristatum</i> , tähkämaitikka (VU)	**	***
<i>Melampyrum nemorosum</i> , lehtomaitikka	0	*
<i>Melampyrum pratense</i> , kangasmaitikka (M)	0	*
<i>Melampyrum sylvaticum</i> , metsämaitikka (M)	0	*
<i>Melica nutans</i> , nuokkuhelmikkä (M)	0	0
<i>Mentha arvensis</i> , rantaminttu	0	0
<i>Moehringia trinervia</i> , lehtoarho (M)	0	0
<i>Myosotis arvensis</i> , peltolemmikki	-	-
<i>Myosotis ramosissima</i> , mäkilemmikki	*	**
<i>Myosotis stricta</i> , hietalemmikki	*	**
<i>Myosurus minimus</i> , hiirenhäntä	0	0
Nardus stricta , jäkki	*	***

	kasvin runsaus	
	niukka	melko runsas–runsas
<i>Odontites vulgaris</i> , punasänkiö	0	0
<i>Ophioglossum vulgatum</i> , käärmeenkieli	**	***
<i>Origanum vulgare</i> , mäkimeirami	*	***
<i>Orthilia secunda</i> , nuokkotalvikki (M)	0	0
<i>Parnassia palustris</i> , vilukko	***	***
<i>Persicaria lapathifolia</i> , ukontatar	-	—
<i>Phalaris arundinacea</i> , ruokohelpi	0	-
<i>Phleum phleoides</i> , helpitähkiö (NT)	**	***
<i>Phleum pratense</i> , nurmitähkiö	0	-
ssp. <i>nodosum</i> , ketotähkiö (NT)	***	***
ssp. <i>pratense</i> , nurmitähkiö	0	-
<i>Picris hieracioides</i> , keltanokitkerö	*	*
<i>Pilosella cymosa</i> coll., viuhkokeltano	0	0
<i>Pilosella lactucella</i> , korvakeltano	0	*
<i>Pilosella officinarum</i>, huopakeltano	0	**
<i>Pimpinella saxifraga</i>, ahopukinjuuri	0	**
<i>Plantago lanceolata</i>, heinäratamo	*	**
<i>Plantago major</i> , piharatamo	-	—
<i>Plantago media</i> , soikkoratamo	*	*
<i>Platanthera bifolia</i>, valkolehdokki	*	***
<i>Platanthera chlorantha</i> , keltalehdokki	*	***
<i>Poa angustifolia</i> , hoikkanurmikka	0	0
<i>Poa alpigena</i> , pohjannurmikka	*	*
<i>Poa annua</i> , kylänurmikka	-	—
<i>Poa compressa</i> , litteänurmikka	*	*
<i>Poa nemoralis</i> , lehtonurmikka (M)	0	0
<i>Poa palustris</i> , rantanurmikka	0	0
<i>Poa pratensis</i>, niittynurmikka	0	—
<i>Poa subcaerulea</i> , matalanurmikka	0	*
<i>Poa trivialis</i> , karheanurmikka	0	-
<i>Polygala amarella</i> , katkeralinnunruoho (VU)	***	***
<i>Polygala vulgaris</i> , isolinnunruoho (VU)	***	***
<i>Polygonatum odoratum</i> , kalliokieli	0	*
<i>Polygonum aviculare</i> , pihatatar	-	—
<i>Polypodium vulgare</i> , kallioimarre (M)	0	0
<i>Potentilla anglica</i> , lännenhanhikki (VU)	**	***
<i>Potentilla anserina</i> , ketohanhikki	-	-
<i>Potentilla argentea</i> coll., hopeahanhikki	0	*
<i>Potentilla crantzii</i>, keväthanhikki	**	***
<i>Potentilla erecta</i>, rätvänä	0	**
<i>Potentilla heidenreichii</i> , kaakonhanhikki	-	-
<i>Potentilla intermedia</i> , huhtahanhikki	*	*
<i>Potentilla norvegica</i> , peltohanhikki	0	-
<i>Potentilla reptans</i> , suikerohanhikki	*	*
<i>Potentilla subarenaria</i> , sakarahanhikki (VU)	***	***
<i>Potentilla thuringiaca</i> , saksanhanhikki	0	0
<i>Primula veris</i>, kevätesikko	*	***
<i>Prunella vulgaris</i> , niittyhumala	0	*
<i>Pteridium aquilinum</i> , sananjalka (M)	0	0
<i>Pyrola media</i> , kellotalvikki (M)	*	**
<i>Pyrola minor</i> , pikkotalvikki (M)	*	**

	kasvin runsaus	
	niukka	melko runsas–runsas
<i>Pyrola rotundifolia</i> , isotalvikki (M)	*	**
<i>Ranunculus acris</i> , niittyleinikki	0	0
<i>Ranunculus auricomus</i> , kevätleinikki	0	0
<i>Ranunculus bulbosus</i> , mäkileinikki	*	***
<i>Ranunculus fallax</i> , kevätlehtoleinikki	0	0
<i>Ranunculus ficaria</i> , mukulaleinikki	0	*
<i>Ranunculus polyanthemos</i>, aholeinikki	*	***
<i>Ranunculus repens</i> , rönsyleinikki	0	—
<i>Rhinanthus minor</i> , pikkulaukku	0	*
<i>Rhinanthus serotinus</i> , isolaukku	0	*
<i>Rorippa palustris</i> , rantanenätti	0	-
<i>Rosa dumalis</i> , orjanruusu	*	*
<i>Rosa majalis</i> , metsäruusu	0	*
<i>Rosa mollis</i> , iharuusu	*	**
<i>Rubus arcticus</i>, mesimarja	*	**
<i>Rubus idaeus</i>, vadelma	-	—
<i>Rubus saxatilis</i> , lillukka	0	0
<i>Rumex acetosa</i> , niittysuolaheinä	0	*
<i>Rumex acetosella</i> , ahosuolaheinä	0	*
<i>Rumex crispus</i> , poimuhierakka	-	—
<i>Rumex longifolius</i>, hevонhierakka	-	—
<i>Rumex obtusifolius</i> , tylppälehtihierakka	-	—
<i>Sagina nodosa</i> , nyylähaarikko	**	***
<i>Sagina procumbens</i> , rentohaarikko	0	-
<i>Salix starkeana</i> , ahopaju	*	*
<i>Satureja acinos</i> , ketokäenminttu	*	***
<i>Satureja vulgaris</i> , mäkiminttu	*	***
<i>Saxifraga adscendens</i> , kalliorikko (VU)	***	***
<i>Saxifraga granulata</i> , papelorikko	**	**
<i>Saxifraga tridactylites</i> , mäkirikko	**	***
<i>Scleranthus annuus</i> , viherjäsenruoho	0	0
<i>Scorzonera humilis</i> , sikojuuri	***	***
<i>Scrophularia nodosa</i> , syyläjuuri	0	0
<i>Scutellaria hastifolia</i> , keihäsvuohennokka	**	***
<i>Sedum acre</i> , keltamaksaruoho	0	*
<i>Sedum album</i> , valkomaksaruoho	0	*
<i>Sedum annuum</i> , kesämaksaruoho	*	**
<i>Sedum telephium</i> , isomaksaruoho	0	0
<i>Selinum carvifolia</i> , särmäputki	**	***
<i>Seseli libanotis</i> , hirvenjuuri	**	***
<i>Sesleria caerulea</i> , lupikka	***	***
<i>Silene dioica</i> , puna-ailakki	0	0
<i>Silene latifolia</i> , valkoailakki	0	0
<i>Silene nutans</i>, nuokkukohokki	**	***
<i>Silene vulgaris</i> , nurmikohokki	0	0
<i>Solidago virgaurea</i> , kultapiisku	0	*
<i>Sorbus hybrida</i> , suomenpihlaja	*	*
<i>Sorbus intermedia</i> , ruotsinpihlaja (NT)	*	*
<i>Spergularia rubra</i> , punasolmukka	0	0
<i>Stachys palustris</i> , peltopähkämö	0	-
<i>Stellaria graminea</i> , heinätähtimö	0	*

	kasvin runsaus	
	niukka	melko runsas-runsas
<i>Stellaria holostea</i> , kevättähtimö	0	0
<i>Stellaria media</i> , pihatahtimö	-	—
<i>Succisa pratensis</i>, purtojuuri	*	***
<i>Tanacetum vulgare</i> , pietaryrtti	-	-
<i>Taraxacum</i> sektio <i>Erythrosperma</i> , mäkivoikukat	*	***
<i>Taraxacum</i> sektio <i>Taraxacum</i>, rikkavoikukat	-	—
<i>Thalictrum simplex</i> ssp. <i>simplex</i> , etelänhoikkaängelmä (NT)	*	***
<i>Thalictrum flavum</i> , keltaängelmä	0	0
<i>Thlaspi caerulescens</i> , kevättaskuruoho	-	-
<i>Thymus serpyllum</i>, kangasajuruoho	**	***
<i>Tragopogon pratensis</i> , pukinparta	-	-
<i>Trientalis europaea</i> , metsätähti (M)	*	*
<i>Trifolium arvense</i> , jänönapila	*	***
<i>Trifolium aureum</i> , kelta-apila (NT)	*	**
<i>Trifolium hybridum</i> , alsikeapila	-	—
<i>Trifolium medium</i>, metsäapila	0	*
<i>Trifolium montanum</i> , mäkiapila (NT)	*	**
<i>Trifolium pratense</i> , puna-apila	0	0
<i>Trifolium repens</i>, valkoapila	0	—
<i>Trifolium spadiceum</i> , musta-apila (NT)	*	**
<i>Tripleurospermum inodorum</i> , peltosaunio	-	—
<i>Trollius europeus</i> , kullero	*	***
<i>Tussilago farfara</i> , leskenlehti	-	—
<i>Urtica dioica</i>, nokkonen	-	—
<i>Vaccinium myrtillus</i> , mustikka (M)	*	**
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>, puolukka (M)	*	***
<i>Valeriana officinalis</i> , rohtovirmajuuri	0	-
<i>Valeriana sambucifolia</i> , lehtovirmajuuri	0	0
<i>Verbascum nigrum</i> , tummatulikukka	*	*
<i>Verbascum thapsus</i> , ukontulikukka	*	*
<i>Veronica arvensis</i> , ketotädyke	0	0
<i>Veronica chamaedrys</i> , nurmitädyke	0	0
<i>Veronica longifolia</i> , rantatädyke	*	**
<i>Veronica officinalis</i> , rohtotädyke	0	0
<i>Veronica serpyllifolia</i> , orvontädyke	0	-
<i>Veronica spicata</i> , tähkätädyke	**	***
<i>Veronica verna</i> , kevättädyke	*	**
<i>Vicia cracca</i> , hiirenvirna	0	*
<i>Vicia hirsuta</i> , peltovirvilä	0	0
<i>Vicia sepium</i> , aitovirna	0	*
<i>Vicia tetrasperma</i> , mäkivirvilä	*	*
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i> , käärmeenpistoirtti	*	**
<i>Viola arvensis</i> , pelto-orvokki	0	0
<i>Viola canina</i> ssp. <i>canina</i> , pikkuuho-orvokki	*	***
<i>Viola canina</i> ssp. <i>montana</i> , aho-orvokki	0	**
<i>Viola palustris</i> , suo-orvokki	0	**
<i>Viola riviniana</i> , metsäorvokki (M)	0	0
<i>Viola rupestris</i> , hiettaorvokki	**	***
<i>Viola tricolor</i> , keto-orvokki	*	*

Kuvailulehti

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus	Julkaisu-aika Marraskuu 2001
Tekijä(t)	Juha Pykälä	
Julkaisun nimi	Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä	
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut		
Tiivistelmä	<p>Tämä julkaisu käsittelee perinteisen karjatalouden maan- ja puunkäyttötapojen (laidunnus, niitto, lehdestys, kaskeaminen ym.) vaikutuksia Suomen luonnon monimuotoisuuteen.</p> <p>Tutkimuksessa kuvataan luonnonmaidan karjatalouskäytön historia Suomessa, esitetään eri toimenpiteiden moninaisia ekologisia vaikutuksia, käsitellään perinteisen karjatalouden vaikutukset luontotyypeittäin ja eliöryhmittäin sekä esitetään luontotyypeittäin hoitomenetelmät biodiversiteetin ylläpitämiseksi.</p> <p>Perinteinen karjatalous on vaikuttanut suuresti Suomen luontoon ja vaikutukset ulottuvat lähes kaikille luontotyypeille. Niitto, laidunnus ja lehdestys latvomalla ovat lisänneet lajiversiteettiä. Perinteinen niitto ja laidunnus hyödyttävät ainakin 60 % Suomen alkuperäisistä kasvilajeista.</p> <p>Perinteisen karjatalouden menetelmien myönteiset vaikutukset biodiversiteettiin perustuvat suurelta osin siihen, että ne ovat osin korvanneet ihmisen estämien luonnon ilmiöiden (suurnisäkkäät, kulot, tulvat ym.) vaikutuksia eliöstöön.</p> <p>Niiton, laidunnuksen ja muiden perinteisten maankäyttötapojen romahdusmainen väheneminen sekä laidunnuksen muuttuminen ympäristöä rehevöittäväksi ovat johtaneet maatalousympäristöjen luonnon voimakkaaseen köyhtymiseen ja monien eliöiden uhanalaistumiseen.</p> <p>Suomen luonnon monimuotoisuuden säilyttäminen edellyttää niiton ja laidunnuksen merkittävää lisäämistä luonnon hoitotapoina.</p>	
Asiasanat	luonnon monimuotoisuus, karjatalous, laiduntaminen, niitto, lehdestys, kaskiviljely, niityt, luonnonhoito	
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 495	
Julkaisun teema	Luonto ja luonnonvarat	
Projektihankkeen nimi ja projektinumero		
Rahoittaja/ toimeksiantaja		
Projektiryhmään kuuluvat organisaatiot		
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-0927-0
	Sivuja 205	Kieli suomi
	Luottamuksellisuus julkinen	Hinta 167 mk (28,08 €)
Julkaisun myynti/ jakaja	Edita Oyj, Asiakaspalvelu, PL 800, 00043 Edita, puh. 020 450 05, telefax 020 450 2380, sähköpostiosoite: asiakaspalvelu@edita.fi, www-palvelin: http://www.edita.fi/netmarket	
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus PL 140, 00251 Helsinki	
Painopaikka ja -aika	Vammalan Kirjapaino Oy, Vammala 2001	

Presentationsblad

Utgivare	Finlands miljöcentral	Datum November 2001
Författare	Juha Pykälä	
Publikationens titel	Den traditionella boskapsskötseln's betydelse för den biologiska mångfalden	
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt		
Sammandrag	<p>I denna publikation behandlas hur traditionell boskapsskötsels land- och trädanvändning (bete, slätter, hamling, svedjebbruk osv.) har inverkat på den biologiska mångfalden i Finland.</p> <p>Boskapsskötseln's historia i Finland beskrivs. Ekologisk inverkan av olika användningsformer presenteras. Det traditionella lantbrukets inverkan på ekosystemen och organismgrupperna presenteras. Lämpliga skötselmetoder för biologiska mångfalden i olika ekosystem behandlas.</p> <p>Finlands natur har i hög grad påverkats av den traditionella boskapsskötseln. Denna påverkan omfattar nästan alla naturtyper. Slätter, bete och hamling har ökat artdiversiteten. Åtminstone 60 % av Finlands ursprungliga växtarter gynnas av traditionellt slätter och bete.</p> <p>Den traditionella boskapsskötseln har delvis ersatt naturliga prosesser (stora växtätare, bränder, översvämningar osv.) som man har hindrat. Dessa bidrar därigenom till upprätthållandet av den biologiska mångfalden. Därför förutsätter bevarandet av biodiversiteten att traditionella den boskapsskötseln fortsätter.</p> <p>Slätter, bete och andra traditionella skötselmetoder har minskat dramatiskt och betesgången har förändrats. Detta har medfört att näringsämnestillgången har ökat inom de flesta betade ängs- och hagmarkerna. Dessa förändringar har lett till en utarmning av den biologiska mångfalden i kulturlandskapen och detta hotar flera arters överlevnad. Bibehållandet av biologiska mångfalden i Finland förutsätter att användningen av slätter och bete ökas kraftigt.</p>	
Nyckelord	biologisk mångfald, boskapsskötsel, bete, slätter, hamling, svedjebbruk, ängar, betesmarker, landskapsvård	
Publikationsserie och nummer	Miljön i Finland 495	
Publikationens tema	Natur och naturtillgångar	
Projektets namn och nummer		
Finansiär/ uppdragsgivare		
Organisationer i projektgruppen		
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-0927-0
	Sidantal 205	Språk finska
	Offentlighet Offentlig	Pris 167 mk (28,08 €)
Beställningar/ distribution	Edita Oyj, Kundservice, PB 800, FIN-00043 Edita, Finland, tel. +358 20 450 05, telefax +358 20 450 2380, e-mail: asiakaspalvelu@edita.fi, www-server: http://www.edita.fi/netmarket	
Förläggare	Finlands miljöcentral PB 140, 00251 Helsinki	
Tryckeri/ tryckningsort och -år	Vammalan Kirjapaino Oy, Vammala 2001	

Documentation page

Publisher	Finnish Environment Institute	Date November 2001
Author(s)	Juha Pykälä	
Title of publication	Maintaining biodiversity through traditional animal husbandry	
Parts of publication/ other project publications		
Abstract	<p>This extensive review describes how land and tree use methods applied in traditional animal husbandry (grazing, mowing, pollarding, slash-and-burn agriculture etc.) have affected Finnish biodiversity.</p> <p>The historical management of semi-natural areas in Finland is described. The ecological effects of different management methods are presented. Effects of traditional methods on all major ecosystems and groups of organisms are examined. The optimal management methods of different ecosystems are discussed.</p> <p>Traditional animal husbandry has strongly influenced Finnish nature and the effects cover almost all ecosystems. Mowing, grazing and pollarding have been beneficial to species diversity. Traditional mowing and grazing benefit at least 60 % of the native vascular plants in Finland.</p> <p>The positive responses of biodiversity to methods used in traditional animal husbandry are largely based on the fact that these practices have partly compensated for the reduced effects of human-suppressed natural phenomena (large herbivores, fires, floods etc.) on biodiversity.</p> <p>The use of mowing, grazing and other traditional land use methods has dramatically decreased, and altered grazing practices now cause nutrient enrichment in most managed semi-natural areas. These factors together have caused a severe decline in biodiversity in agricultural areas and threatens the very existence of many species.</p> <p>The maintenance of Finnish biodiversity requires that mowing and grazing are significantly increased as nature management methods.</p>	
Keywords	biodiversity, animal husbandry, grazing, mowing, pollarding, slash-and-burn agriculture, grasslands, management	
Publication series and number	The Finnish Environment 495	
Theme of publication	Nature and natural resources	
Project name and number, if any		
Financier/ commissioner		
Project organization		
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-0927-0
	No. of pages 205	Language finnish
	Restrictions Public	Price 167 mk (28.08 €)
For sale at/ distributor	Edita Oyj, P.O.Box 800, FIN-00043 Edita, tel. +358 20 450 05, telefax +358 20 450 2380, e-mail: asiakaspalvelu@edita.fi, www-server: http://www.edita.fi/netmarket	
Financier of publication	Finnish Environment Institute P.O.Box 140, FIN-00251 Helsinki, Finland	
Printing place and year	Vammalan Kirjapaino Oy, Vammala 2001, Finland	



LUONTO JA LUONNONVÄRAT

Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä

Perinteisen karjatalouden muovaamat ympäristöt (perinnebiotoopit eli niityt, hakamaat ja metsälaitumet) ovat luonnon monimuotoisuudeltaan muita maatalousympäristöjä rikkaampia. Niiden romahdusmainen vähentyminen on johtanut maatalousympäristöjen luonnon voimakkaaseen köyhtymiseen ja monien eliöiden uhanalaistumiseen. Viime vuosikymmenen aikana huoli perinnemaisemien säilymisestä on viimein herännyt.

Suomeksi ei ole kuitenkaan julkaistu kokonaisesitystä perinteisen karjatalouden maan- ja puunkäyttötapojen (laidunnus, niitto, lehdestys, kaskeaminen ym.) vaikutuksista luonnon monimuotoisuuteen. Tämä julkaisu poistaa puutteen. Koti- ja ulkomaisten tutkimusten perusteellisella läpikäymisellä on etsitty vastaukset, miksi karjatalouskäyttö oli luonnon monimuotoisuudelle eduksi ja miten luontoa voi hoitaa karjan, viikatteen ja niittokoneen avulla.

Tutkimuksessa kuvataan luonnonmaidan karjatalouskäytön kehityshistoria kaskikaudelta nykypäivään. Perinteiseen karjatalouteen kuuluneet luonnon monimuotoisuuden kannalta keskeiset prosessit niitto, laidunnus, lehdestys, kaskeaminen ja kulottaminen sekä niiden moninaiset ekologiset vaikutukset eri luontotyyppisiin ja eliöryhmiin esitetään seikkaperäisesti alan uusimpiin tutkimuksiin perustuen. Tulokset osoittavat karjatalouden vaikutusten luonnon monimuotoisuuteen suuremmaksi kuin on aiemmissa tutkimuksissa arvioitu. Vaikutukset ulottuvat lähes kaikille luontotyypeille.

Luku perinteisen karjatalouden osuudesta keskeisten luonnon monimuotoisuutta ylläpitävien prosessien (tuli, tulvat ym.) korvaajana avaa uudenlaisia näkökulmia niittyeliöstön alkuperästä ja esiintymisestä maassamme sekä luonnonhoidon tärkeydestä.

Perinnebiotooppien hoidon vaikutustutkimusten tulokset esitetään luontotyypeittäin ja lopuksi annetaan hoito-ohjeita biodiversiteetin ylläpitämiseksi.

Julkaisu on keskeinen tietolähde tutkijoille, opiskelijoille, ympäristö- ja maatalousviranomaisille ja -neuvojille ja muille luonnon monimuotoisuuden säilyttämisestä ja luonnonhoidosta kiinnostuneille henkilöille.

ISBN 952-11-0927-0
ISSN 1238-7312

