

Pro Gradu –tutkielma

**Laidunnuksen ja niiton vaikutus ketonoidanlукon  
(*Botrychium lunaria*) kokoon ja lisääntymiseen**

**Hanna Huovinen**



**Jyväskylän yliopisto**  
**Bio- ja ympäristötieteiden laitos**  
**Ekologia ja ympäristöhoito**  
15.2.2008

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ekologia ja ympäristöhoito

HUOVINEN, H.: Laidunnuksen ja niiton vaikutus ketonoidanlukon (*Botrychium lunaria*) kokoon ja lisääntymiseen

Pro Gradu –tutkielma: 30 s.

Työn ohjaajat: FT Tapio Mappes, FL Veli Saari

Tarkastajat: FT Tapio Mappes ja FT Elisa Vallius

Tammikuu 2008

---

Hakusanat: Botrychium, ketonoidanlukko, laidunnus, niittäminen, niityt, perinnebiotoopit

## TIIVISTELMÄ

Ketonoidanlukko (*Botrychium lunaria*) on harvinaistunut kasvupaikkojensa eli erilaisten niittyjen vähentymisen myötä. Niityt ovat vähentyneet maatalouden muuttumisen takia ja niiden tila on huonontunut. Niityt ovat yleensä dynaamisessa tasapainossa suksession ja käsittelyn välissä eli niityt pyrkivät kasvamaan umpeen, joten ne vaativat säilyäkseen hoitotoimenpiteitä. Tutkimuksen tavoitteena oli vertailla laidunnuksen ja niiton vaikutusta ketonoidanlukkoyksilöiden kokoon ja menestymiseen. Kontrollialueet olivat käsittelemättömiä. Yksilöt olivat keskimäärin pienempiä laidunnetuilla tutkimuspaikoilla, mutta käsittelytavalla ei ollut vaikutusta yksilöiden selviytymiseen. Käsittelyllä ei ollut vaikutusta myöskään muihin yksilöiden kokomuuttujiin tai itiöpesäkkeiden määrään. Käsittely vaikutti maaperän pH-arvoon, mutta sillä ei ollut vaikutusta maaperän orgaanisen aineksen pitoisuuteen, vedenpidätyskykyyn tai kosteuteen. Laidunnetuilla tutkimuspaikoilla pH oli alhaisin, mikä ei vastannut aiempia tutkimuksia. Tulos oli todennäköisesti joko sattumaa tai esimerkiksi maaperän ikä vaikutti sen happamuuteen. Niittämisellä tai laidunnuksella ei ollut vaikutusta ketonoidanlukkoyksilöiden lukumäärään, eikä koealojen kasvilajimäärään. Käsittely vaikutti kasvillisuuden korkeuteen, laidunnetuilla tutkimuspaikoilla kasvillisuus oli matalinta, mutta käsittelyllä ei ollut vaikutusta kasvillisuuden kuivapainoon. Todennäköisesti kasvilajikoostumus oli erilainen. Ketonoidanlukkoyksilöiden määrä pinta-alaa kohden ei eronnut käsittelyiden välillä, mutta naapureiden eli koeyksilöiden lähellä kasvavien ketonoidanlukkojen määrä vaihteli. Naapureita oli eniten eli yksilöt sijaitsivat ryhmissä niitetyillä aloilla ja naapureita oli vähiten eli yksilöt olivat hajallaan laidunnetuilla aloilla. Käsittelyllä ei juurikaan ollut vaikutusta koealoilta määritettyjen kasviryhmien peittävyysiin. Myöskään ketonoidanlukkopopulaatioiden kohdalta ja niiden ulkopuolelta määriteltyjen kasviryhmien välillä ei ollut juurikaan eroja. Tutkimukseni mukaan ketonoidanlukko selviää hyvin erilaisissa kasvupaikoissa sekä erilaisella hoidolla ja esimerkiksi tienpientareet voivat toimia ainakin ketonoidanlukon leviämispäikkoina. Toisaalta aiempien tutkimusten mukaan niityt sekä ketonoidanlukko vaativat hoitotoimia säilyäkseen. Jotta voitaisiin arvioida, häviävätkö ketonoidanlukot näiltä tutkimuspaikoilta, jos alueet jätetään hoitamatta, tarvittaisiin pidempikestoisia tutkimuksia.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Science

Department of Ecological and Environmental Science

HUOVINEN, H.: The effects of grazing and mowing to the size and reproduction of *Botrychium lunaria*

Master of Science Thesis: 30 p.

Supervisors: PhD Tapio Mappes, PhLic Veli Saari

Inspectors: PhD Tapio Mappes and PhD Elisa Vallius

January 2008

---

Key Words: *Botrychium*, moonwort, grazing, mowing, semi-natural grasslands, traditional rural biotopes

## ABSTRACT

The moonwort (*Botrychium lunaria*) has become threatened due to habitat loss, when the quantity and quality of the grasslands have significantly decreased following by the changes in agriculture. Grasslands are usually maintained in dynamic equilibrium between management and successional changes towards scrub. Generally it has been suggested that the harmful succession of grasslands can be prevented by different management, e.g. by grazing or mowing. I compared the effect of grazing and mowing to the characters of moonwort individuals and their survival. I found that the management had effect on the stem length and leaf area. Individuals were lower and their leaves were smaller at grazed populations, however there were no differences between the survival of the individuals due to different management. Furthermore management had no effect on the other size-related measurements or the number of the sporangia of the individual. I also found that management had effect on the soil pH, but not on the amount of organic material, water holding capacity or moisture of the soil. pH was lowest at the grazed populations, although in earlier studies management did not have any effect on the soil pH. The result was either incidental or for example the age of the turf may have had effect on the pH. Mowing or grazing had no effect on the number of moonwort individuals or to the number of other plant species. Management had effect on the height of the vegetation. Vegetation height was lowest at the grazed populations, although management had no effect on the dry weight of the vegetation. This may be resulted by different species composition. Number of *B. lunaria* individuals per area did not vary between different management types, but the number of neighbours (the number of close individuals of the same species) did vary. There were most neighbours at the mowed populations, which means that the individuals were concentrated in groups. The number of neighbours was lowest at the grazed populations, which means that the individuals were scattered on wider area. Management did not have much effect on the different vegetation groups. According to my study, moonworts can grow in many kind of places and survive with different kind of management. Road verges can act at least as dispersal corridors for moonworts. On the other hand according previous studies, moonworts and grasslands require management to survive. Further longer-term studies is needed to test whether the present study populations of the moonwort will disappear without proper management.

## SISÄLTÖ

1. JOHDANTO .....	5
2. AINEISTO JA MENETELMÄT .....	6
2.1. Ketonoidanlukko ( <i>Botrychium lunaria</i> (L.) Sw.).....	6
2.2. Tutkimusalueet.....	7
2.3. Tutkimuksen toteutus .....	9
2.4. Tilastolliset menetelmät.....	11
3. TULOKSET .....	12
3.1. Kasvillisuuden käsittelytavan vaikutus yksilötason muuttujiin .....	12
3.2. Kasvillisuuden käsittelytavan vaikutus populaatiotason muuttujiin .....	15
3.3. Kasvillisuuden käsittelytavan vaikutus eri kasvillisuusryhmiin .....	18
4. TULOSTEN TARKASTELU .....	21
4.1. Kasvillisuuden käsittelytavan vaikutus yksilötason muuttujiin .....	21
4.2. Kasvillisuuden käsittelytavan vaikutus populaatiotason muuttujiin .....	22
4.3. Kasvillisuuden käsittelytavan vaikutus eri kasvillisuusryhmiin .....	24
5. POHDINTAA .....	26
KIITOKSET.....	27
KIRJALLISUUS .....	28

## 1. JOHDANTO

Ketonoidanlukko (*Botrychium lunaria*) esiintyy Suomessa muiden noidanlukkojen tavoin usein kuivilla ja hiekkaisilla kedoilla, tuoreilla niityillä, kalkkikallioilla sekä hakamailla ja lehdesniityillä (Ryttäri 1994; Rautiainen ym. 2002). Maataloustuotannon tehostuminen ja maatalouden rakennemuutos ovat johtaneet perinnebiotooppeja, kuten erilaisia niittyjä, ylläpitäneiden maankäyttömuotojen vähenemiseen (Ryttäri & Kettunen 1997; Hänninen-Valjakka 1998). Perinnebiotooppien tilaa heikentäviä tekijöitä sekä niittykasvien uhanalaisuuden syitä ovat muun muassa käytön loppumisen aiheuttama umpeenkasvu, puuston määrän lisääntyminen sekä ravinnetason nousu joko keinolannoituksen, lisärehun antamisen tai kylvönurmivaltaisen laidunnuksen myötä (mm. Kurtto 1993; Willems ym. 1993; Ryttäri & Kettunen 1997; Vainio ym. 2001). Lisäksi kasvupaikkojen metsittäminen ja pelloksi raivaus, rakentaminen, kilpailu, risteytyminen, ilmastonmuutos sekä kemialliset haittavaikutukset (esim. ilmansaasteet, torjunta-aineet) voivat olla uhanalaisuuden syitä (Ryttäri & Kettunen 1997). Kaikki noidanlukkolajimme ovatkin viime vuosikymmenien aikana harvinaistuneet ja käyneet uhanalaisiksi (Ryttäri 1994). Tutkimusten mukaan ketonoidanlukon suojeleminen vaatii hoitoa joko niittämisen tai laiduntamisen muodossa ilman lannoitteita (Huhta & Rautio 1998; Muller 1999). Hyväkuntoisia alueita, joita on jatkuvasti hoidettu niittämällä tai laiduntamalla ja joille ei ole tuotu ravinteita, on Suomessa kuitenkin erittäin vähän (Vainio ym. 2001).

Niityt ovat sukkession alkuvaiheita, joten niiden kasvillisuus pyrkii umpeutumaan ja samalla yleensä tulemaan korkeammaksi. Kasvillisuuskehitys etenee kohti tuoreempia niittyjä, pensaikkoja ja lopulta metsiä. Tämä kehitys aiheutuu varsinkin lahoavasta kasvimassasta, joka lisää niityn ravinteisuutta (Duffey ym. 1974; Kurtto 1993). Kasvimassan poistaminen, laiduntamalla tai niittämällä, estää tai ainakin hidastaa sukkession etenemistä ja kontrolloi ravinteiden pitoisuutta ja saatavuutta maaperässä, erityisesti, jos niittotähteet tai eläinten ulosteet viedään niityltä pois (Duffey ym. 1974; Parr & Way 1988; Kurtto 1993; Tikka 2001). Niityt ovatkin usein dynaamisessa tasapainossa näiden kahden (sukkessio ja käsittely) vastakkaisen ja yleensä yhtä voimakkaan voiman välissä (Duffey ym. 1974). Lisäksi sekä niittämisen että laiduntamisen on todettu lisäävän niittyjen lajidiversiteettiä (mm. Smith & Rushton 1994; Ejrnæs & Bruun 1995; Olf & Ritchie 1998; Proulx & Mazumder 1998; Maron & Jefferies 2001; Wahlman & Milberg 2002). Pelkästään kulotus tai puuntaimien poisto eivät tutkimusten mukaan ole riittäviä hoitotoimia lajidiversiteetin ylläpitämiseksi (Hansson & Fogelfors 2000; Wahlman & Milberg 2002). Toisaalta pelkkä tallaus tai muut häiriöt saattavat auttaa ylläpitämään niittykasvillisuutta (Parr & Way 1988; Kurtto 1993)

Laiduntaminen vaikuttaa kasvillisuuteen kolmella tavalla: 1) Kasveja syödään, 2) lannan ja virtsan ravinteet joko palautuvat niittyekosysteemiin tai poistuvat siitä niiden mukana ja 3) kasvit kärsivät fysikaalisia vaurioita tallaamisesta (Duffey ym. 1974; Korpilo 1997). Laidunnuksen vaikutusten on arveltu riippuvan muun muassa laiduntavasta eläimestä (laji, koko), laidunnuspaineesta sekä ympäristötekijöistä, kuten maaperän ravinteisuudesta ja veden saatavuudesta (Milchunas ym. 1988; Olf & Ritchie 1998). Herbivorit vaikuttavat kasvien lajidiversiteettiin suoraan syömällä dominoivia lajeja ja epäsuorasti vaikuttamalla kasvien kilpailuun sekä vaikuttamalla kasvien lisääntymismahdollisuuksiin ja siementen kuljetukseen (Milchunas ym. 1988; Olf & Ritchie 1998). Olf & Ritchie (1998) ovat arvelleet, että laiduntamattomalla tuottavalla maalla kasvit joutuvat kilpailemaan valosta, jolloin laidunnus voi muuttaa kilpailun valosta kilpailuksi ravinteista, jolloin enemmän lajeja voi esiintyä yhdessä. Laiduneläimille annettava lisäravinto tai niittyjen aitaaminen viljelylaitumien yhteyteen vähentävät diversiteettiä, sillä tällöin niityille kertyy lisää ravinteita (Milchunas ym. 1988; Korpilo

1997). Liian pieni tai suuri laidunnusintensiiteetti eli ali- tai ylilaidunnus voi myös aiheuttaa diversiteetin vähenemisen (Ejrnæs & Bruun 1995; Tikka 2001; Dorrough ym. 2004). Laidunnuksen sopiva intensiteetti riippuu muun muassa niityn ravinteisuudesta; ravinteinen niitty vaatii intensiivisempää laidunnusta kuin vähäravinteinen niitty (Olf & Ritchie 1998; Proulx & Mazumder 1998). Tallaamisen vaikutukset maaperään ja sitä kautta kasvillisuuteen riippuvat muun muassa maaperän rakenteesta ja kosteudesta. Maaperän tiivistyminen aiheuttaa heikkenemistä ilmanvaihdossa, veden läpipääsystä sekä kasvien kasvussa. Toisaalta kasvipeitteen häiriöt ja pienet paljaat laikut ovat tärkeitä useiden kasvien siementen kehitykselle (Duffey ym. 1974; Korpilo 1997). Lannan sisältämä orgaaninen aine vaikuttaa lannan ja maan ravinteiden käyttökelpoisuuteen maan vilkastuvan mikrobitoiminnan kautta (Kempainen 1992; Janssens ym. 1998).

Niittäminen eroaa laiduntamisesta kolmella tavalla. Niitto ei ole valikoivaa vaan kaikki tietyn mittaiset kasvit katkaistaan. Niitto köyhdyttää maaperää sekä lisää lajiversiteettiä enemmän kuin laidunnus, sillä niittämällä on mahdollista viedä ravinteet pois alueelta kun laidunnettaessa ne yleensä suurelta osin palaavat maahan (Duffey ym. 1974; Niinivirta 1993; Hansson & Fogelfors 2000; Pykälä 2001; Wahlman & Milberg 2002). Niittäminen ei kuitenkaan aiheuta samanlaista kasvien tallautumista ja maan pinnan rikkoutumista kuin laidunnus (Duffey ym. 1974; Niinivirta 1993; Pykälä 2001). Myös niittointensivisyys vaikuttaa kasvilajien diversiteettiin. Zechmeister ym. (2003) totesivat tutkimuksessaan, että mitä useammin niittyjä niitetään vuodessa, sitä enemmän diversiteetti pienenee. Toisaalta ravinteikas niitty voi vaatia niittämisen kaksi kertaa kesässä, jotta diversiteetin pieneminen estyisi (Jantunen 2003). Niittyjen niittäminen yhdessä jälkilaidunnuksen kanssa on havaittu synnyttävän kasvillisuudeltaan kaikkein rikkaslajisimpia niittyelinympäristöjä (Duffey ym. 1974; Korpilo 1997).

Niittykasvillisuuden sekä niittyjen esiintymiseen vaikuttavat käsittelyn lisäksi muun muassa maaperän ominaisuudet. Maaperän ominaisuuksista esimerkiksi happamuus ja ilmavuus vaikuttavat siihen, mitkä kasvit viihtyvät alueella. Maaperän kosteuteen vaikuttavat pääasiassa sateen määrä ja maaperän fysikaaliset ominaisuudet. Kasveille maaperän kokonaisvesimäärällä ei kuitenkaan ole merkitystä, vaan sillä määrällä, joka on niille käytettävissä. Ruohokasvit ovat yleensä matalajuurisia, joten ne eivät pysty hyödyntämään syvällä olevaa vettä. Toisaalta jos vesipitoisuus on liian suuri, hapen saanti voi tulla rajoittavaksi tekijäksi (Duffey ym. 1974).

Ketonoidanlukkojen harvinaistumiselle on siis monia hypoteettisia syitä. Yksittäisten syiden tai eri syiden yhteisvaikutusta ei ole kuitenkaan tarkasti tutkittu. Tutkimukseni tavoitteena on keskittyä kahteen tekijään, niittoon ja laidunnukseen, joiden on arveltu olevan tärkeimmät ketonoidanlukkoyksilöiden menestykseen vaikuttavat tekijät. Niiton ja laidunnuksen vaikutusten testaus on tehokkainta, koska pystyn valitsemaan koalueet niin, että molempien tekijöiden voimakkuudessa on riittävästi vaihtelua. Ja mikä tärkeintä, molemmille käsittelyille löytyy helposti myös kontrollialueet. Opinnäytetyöni puitteissa pystyn keskittymään vain yksittäisten ketonoidanlukkojen menestykseen (lisääntyminen, kunto ja hengissäilyvyys) yhden kasvukauden aikana.

## 2. AINEISTO JA MENETELMÄT

### 2.1. Ketonoidanlukko (*Botrychium lunaria* (L.) Sw.)

Ketonoidanlukko on käärmeenkielikasvien heimoon (Ophioglossum) kuuluva maavarrellinen saniainen. Maavarresta kasvaa lehti, joka on haarautunut lavaksi ja itiöpesäkkeistöksi. Noidanlukot eivät lisäänty kasvullisesti, joten yksilöiden erottaminen varsinkin harvaksen kasvavissa populaatioissa on helppoa. Noidanlukot ovat

monivuotisia, joten eri ikäisten yksilöiden erottaminen on hankalaa. Muiden sanikkaisten tapaan noidanlukoilla on monimutkainen elämänkierto, jossa sukupolvien vuorottelu tapahtuu sukusoluja (gametofyytti) ja itiöitä tuottavan (sporofyytti) elämänvaiheen välillä. Itiöitä tuottava elämänvaihe on maan päällä näkyvä tunnistettava noidanlukko (Ryttäri 1994; Syrjänen & Ryttäri 1998). Ketonoidanlukon itiöt kypsyvät kesä-heinäkuussa (Hämet-Ahti 1998) ja ne leviävät tuulen mukana (Syrjänen & Ryttäri 1998). Itiöistä kasvaa muutaman millimetrin kokoinen alkeisvarsikko, joka elää maan sisällä (Ryttäri 1994; Syrjänen & Ryttäri 1998). Alkeisvarsikko kehittyy sienijuuren avulla, josta se on täysin riippuvainen. Alkeisvarsikko voi viettää piilotelevaa elämää jopa kymmenkunta vuotta. Siihen muodostuu muna- ja siittiöpesäkkeet. Hedelmöittyneestä alkeisvarsikosta kasvaa taas suvuton kasvi (Page 1988; Ryttäri 1994; Syrjänen & Ryttäri 1998).

Mullerin (1999) tutkimuksessa Ranskassa ketonoidanlukko esiintyi happamilla ja niukka- tai keskiravinteisilla niityillä. Britanniassa sen sijaan noidanlukot esiintyvät niityillä ja laidunmailla, joiden maaperä vaihtelee neutraalista vahvasti emäksiseen (Page 1988). Noidanlukkojen esiintyminen vaihtelee suuresti, on hyviä ja huonoja noidanlukkovuosia. Noidanlukot tekevät vain yhden lehden kesässä ja joskus esiin ei tule yhtään lehteä. Jos lehti tallautuu poikki tai syödään, uutta lehteä ei samana kesänä enää ilmesty. Noidanlukkojen lehtien esiin tulemiseen vaikuttavat ehkä jo edellisen kasvukauden lämpö- ja kosteusolot. (Ryttäri 1994). Laineen (1997) mukaan pikkunoidanlukon (*Botrychium simplex*) kannalta suotuisimpia ovat kesät, joita edeltää lämmin syksy ja runsassateinen kevät. Muller (1992) havaitsi saunionoidanlukolla (*B. matricariifolium*), että ne voivat kuihtua ennen itiöiden kehitystä kuivan kevään jälkeen, mutta tämä ei kuitenkaan vaikuttanut ainakaan seuraavan vuoden populaatiokokoon.

Ketonoidanlukko on uudessa uhanalaisarvioinnissa määritelty silmälläpidettäväksi (NT) (Rassi ym. 2001; Rautiainen ym. 2002). Lisäksi se on alueellisesti uhanalainen eteläborealisella vyöhykkeellä (Järvi-Suomi) (Valtion ympäristöhallinto 2005). Ketonoidanlukkojen uhanalaisuuden syiksi ja uhkatekijöiksi on arveltu muun muassa avoimien alueiden sulkeutumista sekä kemiallisia haittavaikutuksia, kuten ympäristömyrkyt, torjunta-aineet ja ilmansaasteet (Rassi ym. 2001; Rautiainen ym. 2002).

## 2.2. Tutkimusalueet

Tutkimus toteutettiin Etelä-Savon maakunnan alueella kesän 2005 aikana. Maastossa tapahtuvat tutkimukset suoritettiin 28.6.-9.8.2005 välisenä aikana. Tutkimusalueita valittaessa Etelä-Savon ympäristökeskus listasi aluksi kaikki Etelä-Savon tunnetut ketonoidanlukkoesiintymät, joissa on havaittu enemmän kuin pari yksilöä. Kaikki nämä isommat esiintymät käytiin tarkistamassa alkukesästä (kesäkuussa). Ne esiintymät, joista ei tarkistuskäynnillä löytynyt yhtään yksilöä, jätettiin tutkimuksen ulkopuolelle. Valituksi tuli yhteensä 21 paikkaa, joista Kangasniemen tutkimuspaikalla esiintymä voitiin jakaa kahteen eri käsittelyryhmään eli tutkimuspaikkoja oli näin ollen 22 (Taulukko 1). Syrjäsaaren ja Punnolan tutkimuspaikoilla ketonoidanlukkopopulaatiot olivat jakautuneet kahteen hieman erilliseen osapopulaatioon, vaikka käsittely ja ympäristöolot olivat samanlaiset. Joitakin mittoja on otettu näistä erillisistä osapopulaatioista erikseen, mutta muuten populaatioita on käsitelty yhtenäisinä.

Kaikilla laidunnetuilla alueilla laiduneläimenä oli nautakarja (sekä liha- että maitokarjan nuorkarjaa), paitsi Liehtalanniemessä, jossa laiduneläimet vaihtelevat vuosittain (tutkimuskesänä hevonen, vuohet ja lampaat). Suurin osa niitetyistä tutkimusalueista oli yleensä niitetty loppukesästä kasvien kukkimisen jälkeen. Poikkeuksena Heikinpohjan puistonurmikko, jota oli leikattu säännöllisesti läpi kesän (tosin tutkimuskesänä nurmikkoa ei leikattu noidanlukkojen kohdalta). Tienpientareet taas niitetään yleensä pari kertaa kesässä, mutta Pirhiänniemen tutkimuspaikalla ainakaan

tutkimuskesänä niitto ei yltänyt noidanlukkoihin asti ja Jäppiläntien tienpientareen osalta oli pari vuotta ennen tutkimuskesää sovittu, että alue niitetään vasta loppukesästä. (Taulukko 1).

Taulukko 1. Tutkimusalueet käsittelyryhmittäin. Taulukkoon on merkitty onko käsittely perinteisen kaltaista eli ravinteita poistavaa (kyllä=K, ei=E), paikan kuvaus, nykyisen käsittelyn kesto sekä ketonoidanlukkoyksilöiden määrä tutkimusvuonna sekä aiemmin.

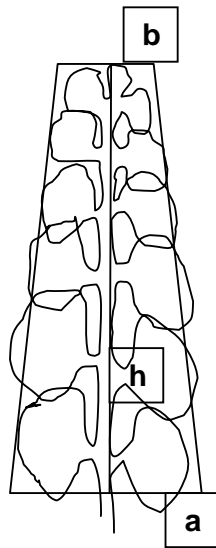
Kunta	Tutkimuspaikan nimi	Koordinaatit (ykJ, p:i)	Käsittely perinteisen kaltaista?	Paikan kuvaus	Nykyisen käsittelyn kesto (vuosia)	Yksilömäärä 2005	Yksilömäärä aiemmin
<b>Käsittlemättömät</b>							
Jäppilä	Leväniemi	6921:3532	-	Harvoin käytetty ajo-ura	Pitkään	11	?
Kangasniemi	Joutsantie 1.	6876:3481	-	Pihanurmikko/kallio	50	38	24? (2004)
Kerimäki	Kinnula	6863:3610	-	Vanha laidun	7	36	?
Mikkeli	Moision risteys	6839:3514	-	Tienpiennar	Pitkään	34	?
Pieksänmaa	Nikulanmäki	6914:3509	-	Vanha pelto/motocrossrata	15	26	Muutama
Rantasalmi	Pölkkyinniemi	6895:3559	-	Vanhan tien pohja/piennar	Pitkään?	16	10
Savonlinna	Pääskylähti	6862:3603	-	Tienpiennar	35?	24	9 (2003)
Savonlinna	Toivola	6870:3598	-	Vanha laidun	5	6	?
Sulkava	Hasula	6856:3569	-	Pihanurmikko	3	42	23
Sulkava	Syrjäsaari	6826:3599	-	Vanhan pellon piennar	Pitkään	348	Runsas
<b>Niitetyt</b>							
Kangasniemi	Joutsantie 2.	6876:3481	K/E	Pihanurmikko	50	24	24? (2004)
Kerimäki	Savonlahti	6872:3620	E	Vanha laidun	5	56	?
Pieksänmaa	Jäppiläntie	6912:3512	E	Tienpiennar	Pitkään	43	?
Pieksänmaa	Nenonpelto	6918:3506	K/E	Pihanurmikko	Muutama vuosi?	290	Runsas
Ristiina	Hartikkala	6816:3521	K	Pihanurmikko	10	31	10-20
Savonlinna	Heikinpohja	6863:3597	E	Puistonurmikko	Pitkään	44	?
Savonlinna	Pirhiänniemi	6866:3586	E	Tienpiennar	Pitkään	41	?
<b>Laidunnetut</b>							
Hirvensalmi	Heikkilä	6845:3478	K?	Laidun	30	30	Yli 50
Joroinen	Punnola	6894:3544	K?	Laidun	Pitkään	45	?
Juva	Koukkuvuori	6862:3526	E	Laidun	100	2	0 (2004)
Mikkeli	Pystylä	6857:3503	E	Laidun	40	5	0 (2004)
Puumala	Liehtalanniemi	6817:3560	K	Vanha laidun/pelto	27	2	?



### 2.3. Tutkimuksen toteutus

Yksilöiden mittaukset suoritettiin 28.6.-12.7. välillä ja kaikki muut mittaukset sekä maaperänäytteiden ottaminen 19.7.-9.8. välillä. Maaperänäytteiden analysointi suoritettiin laboratoriossa 26.8.-10.9. välisenä aikana. Suurissa populaatioissa, joissa oli yli 20 yksilöä, koeyksilöiksi valittiin satunnaisesti 20 yksilöä ja pienissä, alle 20 yksilön populaatioissa, valittiin kaikki populaation yksilöt (1-20 yksilöä). Koeyksilöt merkittiin käsittelemättömillä ja niitetyillä tutkimuspaikoilla muovipäällysteisellä rautalangalla, johon kiinnitettiin pieni numerolappu. Laidunnetuilla tutkimuspaikoilla käytettiin merkkeinä puisia kiiloja, sillä metallimerkit olisivat olleet laiduneläimille vahingollisempia, jos ne olisivat syöneet merkkejä.

Koeyksilöistä mitattiin työntömitalla pituus tyvestä lehden yhtymäkohtaan, lehden pituus, itiölehden pituus, lehden leveys leveimmältä kohdalta (yleensä alin lehdykkäpari) sekä lehden leveys ylimmän lehdykkäparin kohdalta. Koko yksilön korkeus saatiin laskemalla tyven ja lehden pituus yhteen. Lehdyköiden ja itiöpesäkkeiden määrä laskettiin. Kunkin koeyksilön lähellä sijaitsevien ketonoidanlukkoyksilöiden määrä laskettiin 0,25 neliömetrin pyöreältä kehikolta. Myös koeyksilöiden vauriot sekä yksilöiden maanpäällisen osan selviytyminen loppukesään asti (19.7.-9.8. asti) kirjattiin ylös. Lehtien pinta-ala laskettiin kaavalla  $(a+b)h/2$ , jossa a on lehden leveys leveimmältä kohdalta, b on lehden leveys ylimmän lehdykkäparin kohdalta ja h on lehden pituus (Kuva 1).



Kuva 1. Kaavakuva lehtien pinta-alan laskemisesta. Lehden pituus (h), lehden leveys leveimmältä kohdalta (a) sekä lehden leveys ylimmän lehdykkäparin kohdalta (b).

Kustakin populaatiosta otettiin kaksi halkaisijamittaa tai jos populaatio käsitti kaksi erillistä ryhmää, otettiin molemmista ryhmistä halkaisijamitat sekä mitattiin ryhmien etäisyydet toisistaan lähimmistä yksilöistä mitaten. Halkaisijamitta otettiin populaation leveimmältä kohdalta, populaation reunimmaisten yksilöiden kohdalta. Toinen halkaisijamitta otettiin kohtisuoraan ensimmäiseen halkaisijamittaan nähden. Kunkin populaation yksilömäärä laskettiin. Muun kasvillisuuden korkeusmitat otettiin ketonoidanlukkopopulaation kohdalta. Kasvillisuuden keskikorkeus arvioitiin silmämääräisesti mittaa apuna käyttäen ja kasvien maksimikorkeus mitattiin korkeimmista kasveista. Kasvillisuuden korkeus mitattiin niittoniityillä ennen niittoa, sen sijaan laidunniityillä laiduneläimet olivat jo syöneet kasvillisuutta. Ketonoidanlukkujen

seuralaislajit määritettiin noin viidestä kohdasta per tutkimuspaikka, sen mukaan kuinka suppealla tai laajalla alueella ketonoidanlukkoyksilöt sijaitsivat. Nämä kohdat valittiin sopivien ketonoidanlukkoryhmien kohdalta siten, että ne sijaitsivat mahdollisimman tasaisesti populaation alueella. Näitä kohtia kutsutaan jatkossa koealoiksi. Jotta kasvillisuuden koostumusta ketonoidanlukkopopulaation kohdalta sekä sen ulkopuolelta voitiin vertailla keskenään, valittiin vastaavasti ketonoidanlukkopopulaation ulkopuolelta noin 5 sopivaa kohtaa, joista määritettiin kasvillisuus. Nämä kohdat, joita jatkossa kutsutaan vertailualoiksi, valittiin mahdollisimman tasaisesti ketonoidanlukkopopulaation ympäriltä, ketonoidanlukkopopulaation ja niityn koosta riippuen noin 2-30 metrin etäisyydeltä populaation reunimmaisista ketonoidanlukoista. Koe- ja vertailualojen kasvillisuus määritettiin pyöreällä kehikolla, jonka pinta-ala oli noin 0,25 m<sup>2</sup>. Poimulehdet (*Alchemilla*), silmäruohot (*Euphrasia*) sekä torvi- ja poronjäkälät (*Cladonia*) määritettiin vain sukutasolle. Keltanoista huopakeltano (*Pilosella officinarum*) ja sarjakeltano (*Hieracium umbellatum*) määritettiin lajitasolle ja muut keltanot (*Hieracium*, *Pilosella*) määritettiin sukutasolle.

Koska analyysit maaperän ravinteisuuden määrittämiseksi olisivat olleet kalliita, ravinteisuutta arvioitiin tutkimuspaikkojen kokonaisperustuotantoa arvioimalla. Kokonaisperustuotannon arvioimiseksi leikattiin kasvillisuusnäytteet noin 5 kohdasta per tutkimuspaikka ketonoidanlukkopopulaation kohdalta, 30 x 30 cm alalta. Liehtalanniemen tutkimuspaikalta ei voitu leikata kasvillisuutta luonnonsuojelun takia. Kasvillisuuden leikkauskohdat valittiin samoin perustein kuin kohdat, joilta määritettiin seuralaiskasvillisuus. Kasvillisuusnäytteet laitettiin paperipusseihin ja kuivattiin kotiuunissa sekä saunassa (noin +30-60 C°). Kasvillisuusnäytepusseja kuivattiin kunnes näyte oli kuiva, yhteensä noin 3-5 tuntia.

Vedenpidätyskyvyn, kosteuden ja orgaanisen aineen pitoisuuden määrittämiseksi tutkimuspaikoilta otettiin maanäytteet. Liehtalanniemen ja Moisioin risteyksen tutkimuspaikoilta ei voitu ottaa maanäytteitä luonnonsuojelu- sekä pohjavesialueiden takia. Maanäytteitä otettiin noin 5 kpl tutkimuspaikkaa kohden. Maanäytepaikat valittiin samoin perustein kuin seuralaiskasvillisuuden määrittämissä paikoissa. pH:n määrittämiseksi jokaisen koeyksilön tyveltä otettiin lisäksi pieni maanäyte. Kaikkia maanäytteitä säilytettiin aluksi jääkaapissa sekä kylmiössä (n. +5 C°). Maastotöiden loputtua maanäytteet kuljetettiin kerralla Jyväskylään, jossa näytteitä säilytettiin kylmiössä (n. +2 C°).

Vedenpidätyskyky mitattiin ns. suppilomenetelmällä. Suppiloihin laitettiin kostutetut kahvinsuodatinpussit ja ylimääräisen veden annettiin valua pois. Tämän jälkeen suppilo suljettiin koeputkella. Seuraavaksi suppiloon punnittiin 25g (±0,05g) maanäytettä ja 100g (±0,05g) vettä ja ne asetettiin telineeseen. Veden annettiin imeytyä maanäytteeseen 2 tuntia, jonka jälkeen koeputki poistettiin ja maanäytteeseen imeytymättömän veden annettiin valua kannuun. Kannusta vesi kaadettiin suppilon alle asetettavaan lasipurkkiin. Veden annettiin valua suppilossa olevasta maanäytteestä lasipurkkiin vielä 1 ½ tuntia, jonka jälkeen kaikki valunut vesi punnittiin. Suppilon alun perin laitetun veden ja maanäytteen läpi valuneen veden painojen erotuksena saatiin selville maanäytteeseen imeytyneen veden paino.

pH mitattiin vesiliuoksesta (tislattu vesi, 1:5). Liuos tehtiin siten, että mittalasiin mitattiin ensin 5 g (±0,1g) maanäytettä. Sitten mittalasiin kaadettiin tislattua vettä, kunnes paino oli 30 g (±0,1g). Vettä oli näin ollen siis noin 25g. Mittalasi suljettiin foliolla ja sekoitettiin ravistelemalla. Mittalasi jätettiin seisomaan 3 tunniksi. Ennen pH:n mittausta suoritettiin vielä ravistelu ja mittauksen aikana seosta sekoitettiin jatkuvasti. pH-mittari kalibroitiin aina mittausjakson alussa ja kalibroinnin jälkeen mitattiin aina noin 100 näytettä.

Maanäytteen kosteus mitattiin siten, että maanäytettä mitattiin pussiin 40 g ( $\pm 0,01$ g) ja kuivattiin kuivatusuunissa (n.  $+60\text{C}^\circ$ ) noin 48 tuntia. Maanäytteen kosteus laskettiin maanäytteen alkuperäisen ja kuivatuksen jälkeisen painon erotuksena. Orgaanisen aineksen pitoisuus mitattiin siten, että kuivattua maata punnittiin upokkaaseen 15 g ( $\pm 0,01$ g) ja vietiin polttouuniin, joka laitettiin päälle vasta kun upokkaat olivat uunissa. Uuni (n.  $+550\text{C}^\circ$ ) oli päällä 5 tuntia ( $\pm 2$  min.). Uunin luukku oli auki ja upokkaat pöydällä 30-45 minuuttia. Upokkaat olivat eksikaattorissa yön yli kunnes ne punnittiin. Orgaanisen aineksen paino laskettiin alkuperäisen ja polttamisen jälkeisen painon erotuksena.

Maanomistajia haastatteleamalla selvitettiin alueiden historiaa, entistä ja nykyistä hoitotapaa sekä sitä, onko alueilla käytetty lannoitteita tai torjunta-aineita. Laidunnetuilla alueilla selvitettiin laiduneläinten laji ja määrä, laidunnuksen kesto ja yhtäjaksoisuus sekä se, annetaanko eläimille lisäravintoa. Niitetyillä alueilla selvitettiin niittoajankohta, niitotapa sekä jätetäänkö niittojäte paikalleen vai korjataan pois. Alueiden historiaa selvitettiin myös 1970-luvun peruskartoista.

## 2.4. Tilastolliset menetelmät

Tilastolliset testit tehtiin SPSS 14.0 for Windows ja SAS 9.1 –ohjelmilla. Yksilötason tulosten analysointi tehtiin sekamallilla (Generalized linear mixed model), jotta käsittelyn ja paikan vaikutusten lisäksi pH:n ja kasvillisuuden korkeuden vaikutus saatiin mukaan analyysihin, sillä ne erosivat merkitsevästi käsittelyn suhteen. Paikka -tekijä sisällytettiin malliin satunnaisena tekijänä sekä käsittely, pH ja kasvillisuuden korkeus kiinteinä tekijöinä. Selitettävälle muuttujille tehtiin logistinen muunnos, jotta muuttujista saatiin normaalisti jakautuneita.

Populaatiotason tulokset analysoitiin yksisuuntaisella varianssianalyysillä (ANOVA). Näin saatiin selville pelkästään käsittelyn vaikutus muuttujiin. Mikäli käsittelyiden välillä oli tilastollisesti merkitseviä eroja, tehtiin vielä parittaiset vertailut LSD -menetelmällä. Yksilömäärän, tiheyden ja pinta-alan analyysihin otettiin vain  $4\text{ m}^2$  ylittävät populaatiot eli analyysistä jäivät tällöin pois pienimmät populaatiot sekä populaatiot, joissa yksilöt kasvoivat pienessä tiiviissä ryhmässä. Osalle selitettävistä muuttujista tehtiin logistinen muunnos, jotta muuttujista saatiin normaalisti jakautuneita.

Käsittelytavan vaikutus tutkimuspaikkojen eri kasvillisuusryhmien osuuksiin analysoitiin toistomittausanalyysillä (Repeated measurements ANOVA). Analyysissä vertailtiin kasvillisuusryhmien peittävyksiä eri käsittelytapojen sekä koe- ja vertailualojen välillä. Kasvillisuusryhmien peittävyys laskettiin prosenttiosuutena kaikkien lajien kokonaispeittävydestä. Kasvilajit ryhmiteltiin eri ryhmiin ominaisuuksiensa perusteella, indikaattorilajit Pykälän (2001) mukaan ja muut retkeilykasvion mukaan (Hämet-Ahti ym. 1998). Ryhmiä olivat kokonaispeittävyys, matalien (maks. 35 cm korkeat) ja korkeiden (40-200 cm korkeat) lajien osuudet, 1-, 2- ja monivuotisten osuudet, alkuperäis-, muinaistulokas- ja uustulokaslajien osuudet, myönteisten ja kielteisten indikaattorilajien osuudet, 1- ja 2-sirkkaisten osuudet, ruohokasvien, heinien, puuvartisten sekä sammalien ja jäkäliden osuudet, metsä- ja niitylajien osuudet, paljaan maan sekä kuolleen kasviaineksen osuudet. Myönteiset indikaattorit ilmentävät luonnoltaan arvokasta niittyä, joka on ollut pitkään niittynä eikä ole pahoin umpeenkasvanut. Kielteiset indikaattorit taas ilmentävät keinolannoitusta, rehevöitymistä, maan muokkausta (entistä peltokäyttöä), kylvöä tai pitkälle ehtinyttä umpeenkasvua (Pykälä 2001).

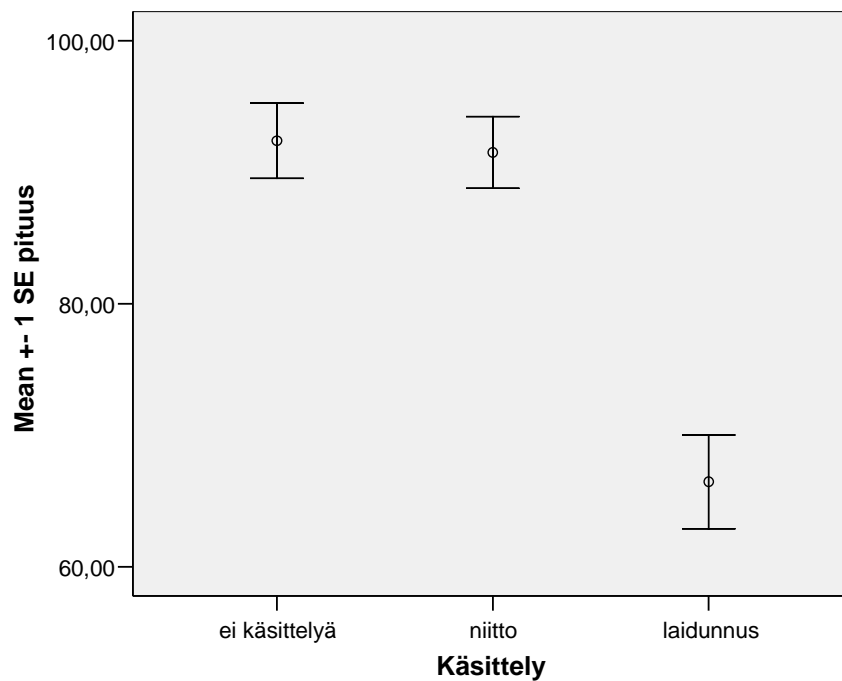
### 3. TULOKSET

#### 3.1. Kasvillisuuden käsittelytavan vaikutus yksilötason muuttujiin

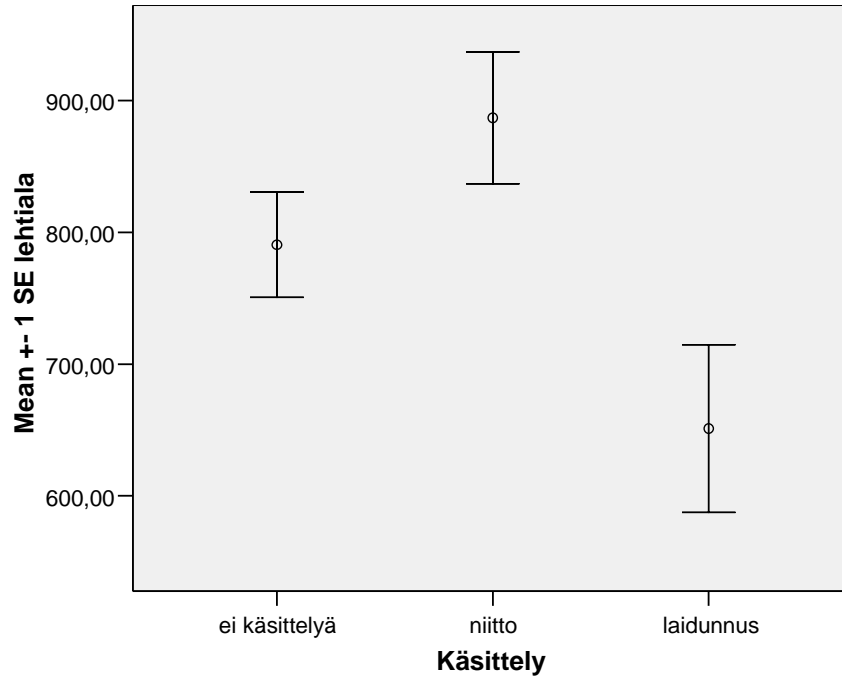
Käsittelytavalla oli vaikutusta ketonoidanlukkoyksilöiden korkeuteen (Taulukko 4) (Kuva 2). Yksilöt olivat keskimäärin matalampia laidunnetuilla tutkimuspaikoilla kuin käsittelemättömillä ( $p = 0,013$ ) (Taulukko 2). Sen sijaan eroa ei ollut käsittelemättömien ja niitettyjen alojen välillä ( $p=0,091$ ) eikä niitettyjen ja laidunnettujen alojen välillä ( $p=0,104$ ).

Käsittelytavalla oli vaikutusta koeyskilöiden myös lehtien pinta-alaan (Taulukko 4) (Kuva 3). Yksilöiden lehtipinta-ala oli keskimäärin pienempi laidunnetuilla kuin käsittelemättömillä tutkimuspaikoilla ( $p=0,026$ ) (Taulukko 2). Sen sijaan eroa ei ollut käsittelemättömien ja niitettyjen tutkimuspaikkojen välillä ( $p=0,054$ ), tosin tulos oli lähellä merkitsevää. Eroja ei ollut myöskään niitettyjen ja laidunnettujen alojen välillä ( $p=0,250$ ).

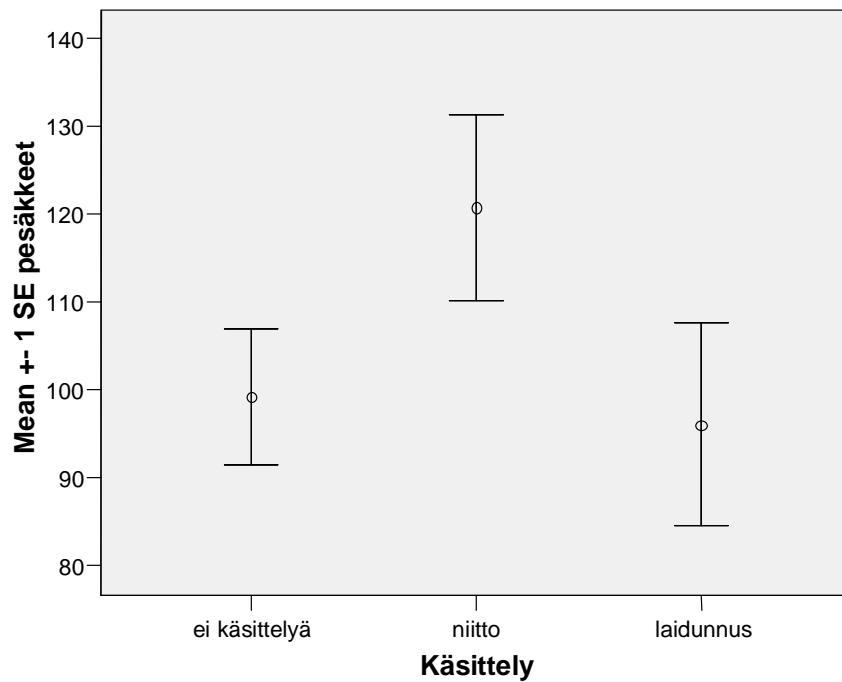
Käsittelytavalla ei ollut vaikutusta ketonoidanlukkujen itiöpesäkkeiden määrään (Kuva 4), itiölehden pituuteen tai lehdyköiden määrään (Taulukot 2 ja 4).



Kuva 2. Kasvillisuuden käsittelytavan vaikutus ketonoidanlukkoyksilöiden korkeuteen (mm).



Kuva 3. Kasvillisuuden käsittelytavan vaikutus ketonoidanlukkoyksilöiden lehtien pinta-alaan (mm<sup>2</sup>).



Kuva 4. Kasvillisuuden käsittelytavan vaikutus ketonoidanlukkoyksilöiden itiöpesäkkeiden määrään (kpl).

Käsittelytavalla ei ollut vaikutusta ketonoidanlukkoyksilöiden maanpäällisen osan selviytymiseen (säilyvyys) (Taulukko 4). Vain vähän alle puolet yksilöistä selviytyi loppukesään asti ja ehti näin ollen kypsyttää itiönsä (Taulukko 3).

Taulukko 2. Kasvillisuuden käsittelytavan vaikutus ketonoidanlukkoyksilöiden kokoon ja lisääntymiseen.

	Ei käsittelyä			Niitto			Laidunnus		
	N	Keski-arvo	Keski- virhe	N	Keski- arvo	Keski- virhe	N	Keski- arvo	Keski- virhe
Korkeus (mm)	166	92,4	2,85	139	91,5	2,73	43	66,5	3,56
Lehtiala (mm <sup>2</sup> )	161	790,5	39,94	127	872,9	50,22	41	651,0	63,74
Itiölehden pituus (mm)	161	86,2	2,73	140	89,8	2,74	42	83,4	4,95
Itiöpesäkkeet (kpl)	163	99,3	7,74	140	120,8	10,53	44	96,05	11,51
Lehdykät (kpl)	167	9,7	0,20	140	9,8	0,25	44	8,3	0,38

Taulukko 3. Ketonoidanlukkoyksilöiden maanpäällisen osan selviytyminen loppukesään asti eri käsittelytavoilla.

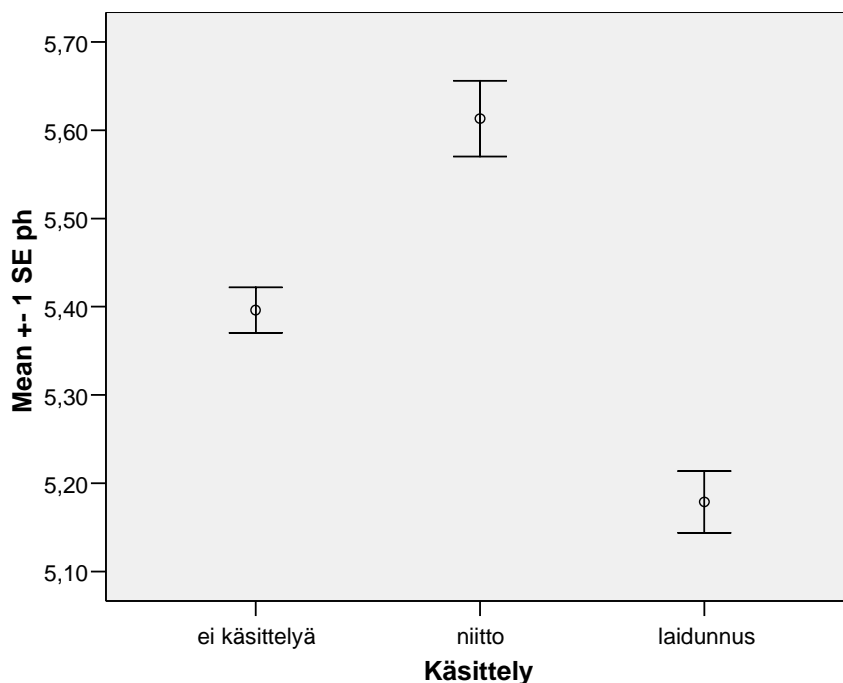
		Hävinnyt/katki	Säilynyt	Yhteensä
Ei käsittelyä	Count	75	54	129
	% within käsittely	58,1%	41,9%	100,0%
Niitto	Count	26	20	46
	% within käsittely	56,5%	43,5%	100,0%
Laidunnus	Count	25	18	43
	% within käsittely	58,1%	41,9%	100,0%
Yhteensä	Count	126	92	218
	% within käsittely	57,8%	42,2%	100,0%

Taulukko 4. Sekamalli –analyysi (Generalized linear mixed model) kasvillisuuden käsittelyn vaikutuksesta ketonoidanlukkoyksilöiden ominaisuuksiin ja säilyvyyteen. Jokaisessa mallissa oli käsittelyn lisäksi selittävänä muuttujana maan pH kasviyksilön lähellä ja kasvillisuuden korkeus (kiinteänä tekijänä). Nämä muuttujat sisällytettiin malliin, koska ne erosivat merkitsevästi käsittelyn suhteen. Jokaisessa mallissa oli myös tutkimuspaikan vaikutus (satunnaisena tekijänä).

Fixed effects		Numerator df	Denominator df	F	p
Korkeus (log-muunnos)	Käsittely	2	17,94	4,01	<b>0,036</b>
	pH	1	262,55	0,16	0,692
	Kasvillisuuden kork	1	24,17	0,06	0,807
	Lehtialalog	1	296,54	1016,22	<b>0,000</b>
Lehtiala (log-muunnos)	Käsittely	2	16,62	3,63	<b>0,049</b>
	pH	1	234,24	0,03	0,855
	Kasvillisuuden kork	1	21,03	0,49	0,490
	Pituuslog	1	299,00	1012,35	<b>0,000</b>
Itiölehden pituus (log-muunnos)	Käsittely	2	17,16	1,43	0,267
	pH	1	253,12	0,09	0,763
	Kasvillisuuden kork	1	22,91	0,15	0,703
	Pituuslog	1	311,82	573,34	<b>0,000</b>
Itiöpesäkkeet (log-muunnos)	Käsittely	2	17,26	1,39	0,276
	pH	1	200,22	0,19	0,664
	Kasvillisuuden kork	1	21,25	0,32	0,580
	Pituuslog	1	314,05	352,59	<b>0,000</b>
Lehdykät (log-muunnos)	Käsittely	2	14,78	0,15	0,861
	pH	1	70,29	1,57	0,215
	Kasvillisuuden kork	1	16,25	1,25	0,280
	Pituuslog	1	273,53	200,49	<b>0,000</b>
Säilyvyys	Käsittely	3	12,3	0,09	0,964
	pH	1	228	0,75	0,387
	Kasvillisuuden kork	1	16,5	0,35	0,561

### 3.2. Kasvillisuuden käsittelytavan vaikutus populaatiotason muuttujiin

Käsittelytavalla oli vaikutusta maaperän pH-arvoon (Taulukko 6) (Kuva 5). Maaperän pH oli keskimäärin alhaisempi laidunnetuilla kuin niitetyillä ( $p = 0,010$ ) ja käsittelemättömillä tutkimuspaikoilla ( $p = 0,040$ ) (Taulukko 5). Sen sijaan käsittelemättömien ja niitettyjen tutkimuspaikkojen välillä ei ollut eroa ( $p = 0,345$ ). Maaperän pH vaihteli kaikkien tutkimuspaikkojen maanäytteissä arvojen 4,76 ja 6,9 välillä. Eri käsittelytavoilla ei ollut vaikutusta maanäytteiden vedenpidätyskykyyn, kosteuteen tai orgaanisen aineksen pitoisuuteen (Taulukot 5 ja 6). Orgaanisen aineksen keskimääräinen pitoisuus vaihteli 3,4–21,0 % välillä.



Kuva 5. Kasvillisuuden käsittelytavan vaikutus ketonoidanlukkoyksilöiden tyveltä otetun maaperänäytteen pH-arvoon.

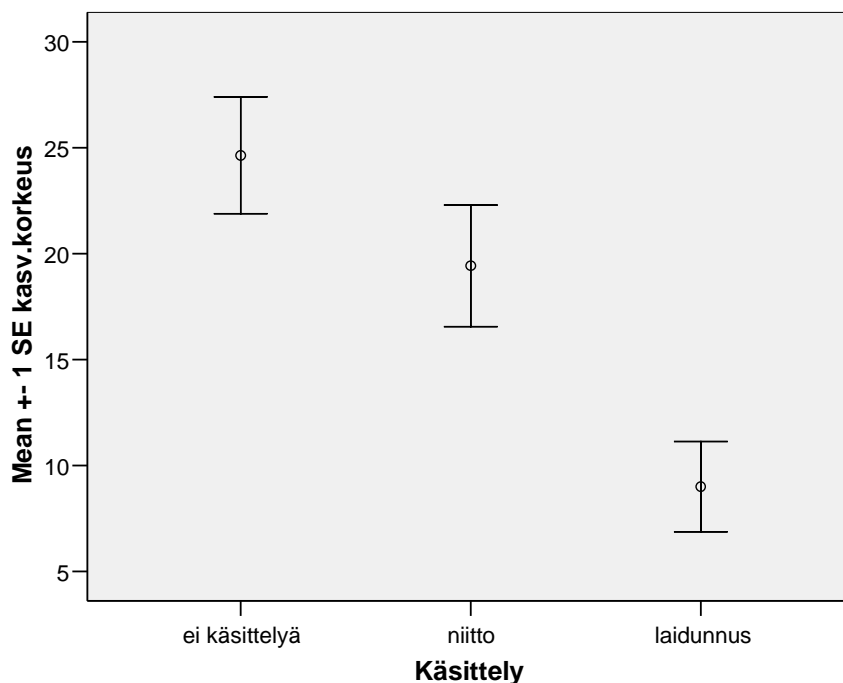
Käsittelytavalla ei ollut vaikutusta tutkimusalueiden ketonoidanlukkoyksilöiden määrään. Ketonoidanlukkoyksilöiden määrä oli keskimäärin alhaisin laidunnetuilla ja korkein niitetyillä tutkimuspaikoilla (Taulukko 5), mutta ero käsittelyjen välillä ei kuitenkaan ollut merkitsevä (Taulukko 6). Eniten yksilöitä oli Mikkelin Väisälänsaaressa (noin 910 kpl), jota ei otettu analyysiin mukaan, sillä tutkimuspaikkaa ei voitu ryhmitellä käsittelyn mukaan mihinkään ryhmään, sillä alueen hoitona oli satunnaisesti muun muassa laidunnus, niitto, kulutus ja haravointi. Seuraavaksi eniten yksilöitä oli Sulkavan Syrjäsaressa (noin 348 kpl), joka on rinteessä sijaitseva vanha pellon piennar, jota ei nykyisin hoideta muuten kuin poistamalla silloin tällöin puuntaimia. Kolmanneksi eniten yksilöitä oli Pieksänmaan Nenonpellossa (noin 290 kpl), joka on pihanurmikko, jota nyt muutama vuosi on hoidettu niittämällä loppukesästä, aiemmin todennäköisesti on ajettu ruohonleikkurilla melko säännöllisesti. Kaikilla muilla tutkimuspaikoilla yksilömäärät jäivät alle 60 yksilöön.

Käsittelytavalla ei ollut vaikutusta koeloilta määritettyyn lajimäärään (kaikki kasvi-, sammal- ja jäkälälajit) (Taulukot 5 ja 6). Käsittelytavalla ei ollut vaikutusta myöskään vertailualueiden lajimäärään (Taulukot 5 ja 6), paitsi parittaisessa vertailussa käsittelemättömillä vertailualueilla oli keskimäärin vähemmän kasvilajeja kuin laidunnetuilla vertailualueilla ( $p = 0,022$ ). Keskimäärin eniten kasvilajeja löytyi koeloilta Joroisten Punnolasta (keskimäärin 24,0 lajia), Kerimäeltä Savonlahdesta (20,9 lajia) ja Rantasalmelta Pölkkyyinniemestä (20,0 lajia) (Taulukko 1). Koska osa lajeista määritettiin vain sukutasolle, voi todellinen lajimäärä olla hieman suurempi.

Käsittelytavalla oli vaikutusta kasvillisuuden korkeuteen (Taulukko 6) (Kuva 6). Kasvillisuus oli keskimäärin matalampaa laidunnetuilla tutkimuspaikoilla kuin niitetyillä ( $p = 0,028$ ) ja käsittelemättömillä ( $p = 0,001$ ) tutkimuspaikoilla (Taulukko 5). Sen sijaan käsittelemättömien ja niitettyjen tutkimuspaikkojen kasvillisuuden korkeudella ei ollut eroa ( $p = 0,188$ ). Eri käsittelytavoilla ei ollut vaikutusta kasvillisuuden kuivapainoon



(biomassa). Kasvillisuuden kuivapaino oli keskimäärin pienin laidunnetuilla aloilla ja suurin käsittelemättömillä aloilla, mutta ero ei ollut merkitsevää (Taulukot 5 ja 6).



Kuva 6. Kasvillisuuden käsittelytavan vaikutus kasvillisuuden korkeuteen (cm).

Käsittelytavalla oli vaikutusta koeyksilöiden lähellä olevien ketonoidanlukkoyksilöiden määrään (naapurit) (Taulukko 6). Koeyksilöillä oli vähemmän läheisiä yksilöitä laidunnetuilla kuin niitetyillä ( $p = 0,017$ ) ja käsittelemättömillä ( $p = 0,045$ ) tutkimuspaikoilla (Taulukko 5). Sen sijaan käsittelemättömien ja niitettyjen alueiden välillä ei ollut eroa ( $p = 0,460$ ). Eri käsittelytavoilla ei ollut vaikutusta populaatioiden pinta-alasta ja ketonoidanlukkoyksilömäärästä laskettuun tiheyteen (Taulukot 5 ja 6).

Taulukko 5. Kasvillisuuden käsittelytavan vaikutus populaatiotason muuttujiin.

	Ei käsittelyä			Niitto			Laidunnus		
	N	Keski-arvo	Keski- virhe	N	Keski- arvo	Keski- virhe	N	Keski- arvo	Keski- virhe
Yksilömäärä (kpl)	11	52,82	19,49	7	75,57	35,94	6	14,00	6,79
Tiheys (kpl/m <sup>2</sup> )	10	7,75	2,62	7	10,20	8,79	5	338,16	332,5
Pinta-ala (m <sup>2</sup> )	10	21,72	8,40	7	115,41	61,51	5	13,12	8,11
Vedenpidätyskyky (g)	10	9,98	0,69	7	11,11	0,62	5	11,28	1,20
Kosteus (g)	10	8,22	0,83	7	8,95	1,02	5	11,20	1,74
Orgaaninen aines (g)	10	1,35	0,19	7	1,66	0,32	5	2,16	0,54
pH	10	5,45	0,72	7	5,61	0,19	5	5,07	0,07
Kasvillisuuden kuivapaino (g)	11	15,02	2,42	7	19,00	2,30	5	13,40	1,98
Kasvillisuuden korkeus (cm)	11	24,64	2,76	7	19,43	2,87	6	9,00	2,13
Lajeja koealoilla (kpl)	11	14,41	1,06	7	16,65	1,07	6	16,82	2,84
Lajeja vertailualoilla (kpl)	11	10,34	0,90	7	11,18	1,06	6	14,27	1,53
Naapurit (kpl)	11	4,08	0,79	7	5,66	1,68	6	1,92	0,73

Taulukko 6. Oneway ANOVA –analyysi käsittelytavan vaikutuksesta populaatiotason muuttujiin. Yksilömäärän, tiheyden ja pinta-alan analyysiin otettiin vain 4 m<sup>2</sup> ylittävät populaatiot.

	Df (between, within)	F	p
Yksilömäärä (yli 4 m <sup>2</sup> , log-muunnos)	2, 13	0,21	0,815
Tiheys (yli 4 m <sup>2</sup> , log-muunnos)	2, 13	1,77	0,209
Pinta-ala (yli 4 m <sup>2</sup> , log-muunnos)	2, 13	1,82	0,201
Vedenpidätyskyky	2, 19	0,86	0,439
Kosteus	2, 19	1,71	0,208
Org.aines	2, 19	1,54	0,240
pH (log-muunnos)	2, 19	4,29	<b>0,029</b>
Kasv. biomassa (log-muunnos)	2, 20	1,32	0,289
Kasv. korkeus	2, 21	7,56	<b>0,003</b>
Lajeja koealoilla	2, 21	0,82	0,456
Lajeja vertailualoilla	2, 21	3,12	0,065
Naapurit (log-muunnos)	2, 21	3,65	<b>0,044</b>

### 3.3. Kasvillisuuden käsittelytavan vaikutus eri kasvillisuusryhmiin

Käsittelytavalla oli vaikutusta yksisirkkaisten lajien osuuteen kaikista lajeista (Taulukko 8). Yksisirkkaisten osuus oli keskimäärin pienempi niitetyillä kuin laidunnetuilla (p = 0,007) ja käsittelemättömillä tutkimuspaikoilla (p = 0,22) (Taulukko 7). Sen sijaan eroa ei ollut käsittelemättömien ja laidunnettujen alueiden välillä (p = 0,328). Koe- ja vertailualojen välillä oli eroa yksisirkkaisten osuudessa (Taulukko 8). Vertailualoilla oli yksisirkkaisia keskimäärin enemmän kuin koealoilla (Taulukot 7). Yksisirkkaisia olivat heinien ja sarojen lisäksi muun muassa kielo (*Convallaria majalis*) ja oravanmarja (*Maianthemum bifolium*).

Käsittelytavalla oli vaikutusta heinien osuuteen (Taulukko 8). Heinien osuus oli keskimäärin pienempi niitetyillä kuin laidunnetuilla (p = 0,005) ja käsittelemättömillä (p = 0,028) tutkimuspaikoilla (Taulukko 7). Sen sijaan eroa ei ollut käsittelemättömien ja laidunnettujen tutkimuspaikkojen välillä (p = 0,227). Koe- ja vertailualojen välillä ei ollut eroa heinien määrässä (Taulukot 7 ja 8).

Käsittelytavalla oli vaikutusta kuolleen kasviaineksen osuuteen (Taulukko 8). Kuollutta kasviainesta oli keskimäärin enemmän käsittelemättömillä kuin laidunnetuilla (p = 0,033) ja niitetyillä (p = 0,004) tutkimuspaikoilla (Taulukko 7). Sen sijaan eroa ei ollut niitettyjen ja laidunnettujen alojen välillä (p = 0,548). Koe- ja vertailualojen välillä ei ollut eroa kuolleen kasviaineksen määrässä (Taulukot 7 ja 8).

Käsittelytavalla ei sen sijaan ollut vaikutusta kasvien kokonaispeittävyyskykyyn tai yksi-, kaksi- ja monivuotisten, alkuperäisten lajien, uustulokkaiden, kaksisirkkaisten, ruohokasvien, puuvartisten kasvien, sammalten ja jäkälien, paljaan maan, metsä- tai niittylajien osuuteen (Taulukot 7 ja 8). Tosin parittaisessa vertailussa matalien kasvien osuus oli suurempi käsittelemättömillä kuin laidunnetuilla tutkimuspaikoilla (p = 0,042) (Taulukko 7). Näissä ryhmissä myöskään koe- ja vertailualojen välillä ei ollut eroja (Taulukot 7 ja 8).

Käsittelytavalla ei ollut vaikutusta myöskään korkeiden kasvien, muinaistulokkaiden, kielteisten ja myönteisten indikaattorien osuuksissa (Taulukko 8). Sen sijaan koe- ja vertailualojen välillä näissä ryhmissä oli eroa. Vertailualoilla korkeiden kasvien, muinaistulokkaiden ja kielteisten indikaattorien keskimääräinen osuus oli suurempi kuin koealoilla ja koealoilla myönteisten indikaattoreiden keskimääräinen osuus oli suurempi kuin vertailualoilla (Taulukot 7 ja 8).

Taulukko 7. Kasvillisuusryhmien peittävydet (prosenttiosuus kasvillisuuden kokonaispeittävydestä) eri käsittelytavoilla ketonoidanlukkopopulaation sekä vertailualojen kohdalla. Indikaattorilajit on ryhmitelty Pykälän (2001) ja muut Hämet-Ahti ym. (1998) mukaan.

		Ei käsittelyä			Niitto			Laidunnus		
		N	Keski-arvo	Keski- virhe	N	Keski- arvo	Keski- virhe	N	Keski- arvo	Keski- virhe
Kokonaispeittävyys	koe	10	93,63	10,56	7	119,29	20,28	5	110,95	34,25
	VRT	10	89,32	10,15	7	106,12	9,29	5	119,62	20,89
Matalat kasvit (max 35cm)	koe	10	30,03	8,23	7	22,86	6,92	5	13,81	3,44
	VRT	10	18,98	3,17	7	22,04	6,05	5	5,57	1,44
Korkeat kasvit (40-200cm)	koe	10	35,96	6,54	7	39,29	8,55	5	25,88	3,51
	VRT	10	55,88	6,83	7	47,39	9,91	5	49,65	6,12
Yksivuotiset	koe	10	0,51	0,27	7	1,13	0,61	5	0	0
	VRT	10	0,29	0,14	7	0,77	0,29	5	0,15	0,15
Kaksivuotiset	koe	10	0,52	0,04	7	0,30	0,23	5	0	0
	VRT	10	0,02	0,02	7	0,29	0,29	5	0,32	0,29
Monivuotiset	koe	10	66,38	7,04	7	61,94	9,78	5	45,50	9,52
	VRT	10	75,87	5,81	7	69,07	11,04	5	55,07	6,11
Alkuperäislajit	koe	10	38,01	7,57	7	31,72	7,22	5	23,44	6,53
	VRT	10	33,90	5,43	7	34,60	8,78	5	13,98	4,42
Muinaistulokkaat	koe	10	25,93	4,12	7	22,49	4,00	5	17,72	2,35
	VRT	10	37,37	6,00	7	26,90	6,47	5	28,87	5,47
Uustulokkaat	koe	10	1,3251	0,88	7	0,38	0,20	5	1,64	1,59
	VRT	10	1,83	0,71	7	0,89	0,38	5	2,08	1,04
Kielteiset indikaattorit	koe	10	8,40	1,70	7	8,09	1,33	5	6,88	1,95
	VRT	10	18,62	4,68	7	13,64	5,05	5	20,87	4,95
Myönteiset indikaattorit	koe	10	40,82	8,42	7	42,36	10,36	5	31,30	10,43
	VRT	10	27,00	4,02	7	32,65	7,42	5	19,19	6,62
Yksisirkkaiset	koe	10	28,76	5,73	7	11,34	4,86	5	33,69	7,21
	VRT	10	36,43	2,56	7	24,41	7,46	5	44,61	8,17
Kaksisirkkaiset	koe	10	51,59	7,13	7	56,34	11,20	5	41,69	9,76
	VRT	10	48,83	3,46	7	51,99	11,06	5	42,90	5,70
Ruohokasvit	koe	10	56,39	7,55	7	57,42	11,18	5	43,08	9,48
	VRT	10	49,05	4,60	7	48,10	10,79	5	42,99	5,71
Heinät	koe	10	28,38	5,87	7	11,32	4,86	5	33,69	7,21
	VRT	10	33,23	3,58	7	21,60	6,49	5	44,61	8,17
Puuvaraiset lajit	koe	10	1,78	0,85	7	5,75	3,61	5	1,80	1,56
	VRT	10	4,40	2,73	7	7,17	3,26	5	0,71	0,71
Sammalet ja jäkälät	koe	10	13,44	6,45	7	25,51	9,43	5	21,43	8,09
	VRT	10	13,32	3,40	7	23,13	8,77	5	12,33	5,82
Paljas maa	koe	10	4,20	2,43	7	1,97	1,28	5	8,22	5,77
	VRT	10	2,13	1,71	7	1,90	1,09	5	1,90	1,57
Kuollut kasviaines	koe	10	21,41	7,96	7	2,06	1,34	5	9,92	9,92
	VRT	10	27,40	5,65	7	2,07	1,57	5	4,11	4,11
Metsälajit	koe	10	5,76	3,48	7	10,86	8,05	5	6,09	3,67
	VRT	10	19,15	6,83	7	22,69	10,64	5	3,05	2,32
Niittylajit	koe	10	72,40	5,98	7	71,19	7,49	5	55,46	6,09
	VRT	10	65,53	6,49	7	67,79	10,37	5	59,52	7,35

Taulukko 8. Toistomittausanalyysi kasvillisuusryhmien peittävyksistä. Vertailu käsittelytapojen välillä sekä koealojen ja vertailualojen välillä (koevrt).

		Repeated measurements ANOVA		
		df	F	p
Kokonaispeittävyys	koevrt	1	0,10	0,752
	koevrt*käsittely	2	0,41	0,672
	käsittely	2	0,93	0,414
Matalat kasvit (max 35cm)	koevrt	1	1,74	0,203
	koevrt*käsittely	2	0,42	0,664
	käsittely	2	2,51	0,108
Korkeat kasvit (40-200cm)	koevrt	1	12,17	<b>0,002</b>
	koevrt*käsittely	2	0,87	0,434
	käsittely	2	0,37	0,699
Yksivuotiset	koevrt	1	0,78	0,387
	koevrt*käsittely	2	0,75	0,487
	käsittely	2	1,99	0,164
Kaksivuotiset	koevrt	1	1,57	0,225
	koevrt*käsittely	2	2,04	0,157
	käsittely	2	0,80	0,464
Monivuotiset	koevrt	1	2,86	0,107
	koevrt*käsittely	2	0,03	0,975
	käsittely	2	2,14	0,146
Alkuperäislajit	koevrt	1	0,39	0,541
	koevrt*käsittely	2	0,35	0,710
	käsittely	2	2,40	0,117
Muinaistulokkaat	koevrt	1	4,83	<b>0,041</b>
	koevrt*käsittely	2	0,34	0,718
	käsittely	2	1,28	0,300
Uustulokkaat	koevrt	1	1,27	0,273
	koevrt*käsittely	2	0,00	0,998
	käsittely	2	0,64	0,538
Kielteiset indikaattorit	koevrt	1	12,93	<b>0,002</b>
	koevrt*käsittely	2	0,70	0,510
	käsittely	2	0,28	0,756
Myönteiset indikaattorit	koevrt	1	5,87	<b>0,026</b>
	koevrt*käsittely	2	0,07	0,932
	käsittely	2	0,66	0,531
Yksisirkkaiset	koevrt	1	5,60	<b>0,029</b>
	koevrt*käsittely	2	0,15	0,859
	käsittely	2	5,29	<b>0,015</b>
Kaksisirkkaiset	koevrt	1	0,13	0,720
	koevrt*käsittely	2	0,08	0,925
	käsittely	2	0,61	0,553
Ruohokasvit	koevrt	1	0,95	0,342
	koevrt*käsittely	2	0,20	0,820
	käsittely	2	0,52	0,603
Heinät	koevrt	1	3,90	0,063
	koevrt*käsittely	2	0,23	0,799
	käsittely	2	5,47	<b>0,013</b>
Puuvartiset lajit	koevrt	1	0,24	0,629
	koevrt*käsittely	2	0,63	0,544
	käsittely	2	1,40	0,272
Sammalet ja jäkälät	koevrt	1	1,02	0,326
	koevrt*käsittely	2	0,45	0,642
	käsittely	2	0,87	0,436

Paljas maa	koevrt	1	2,11	0,163
	koevrt*käsittely	2	0,76	0,483
	käsittely	2	0,60	0,559
Kuollut kasviaines	koevrt	1	0,00	0,989
	koevrt*käsittely	2	0,61	0,555
	käsittely	2	6,04	<b>0,009</b>
Metsälajit	koevrt	1	3,04	0,097
	koevrt*käsittely	2	1,33	0,288
	käsittely	2	0,66	0,439
Niittyajit	koevrt	1	0,29	0,598
	koevrt*käsittely	2	0,66	0,530
	käsittely	2	0,78	0,471

Käsittelemättömillä tutkimusalueilla viisi esiintymisfrekvenssiltään runsainta kasvilajia tai muuta kasvillisuusryhmää koealoilla (50 kpl koealoja) olivat ketonoidanlukkojen lisäksi siankärsämö (*Achillea millefolium*) (esiintyi 88%:lla koealoista), nurmirölli (*Agrostis capillaris*) (74%), ahomansikka (*Fragaria vesca*) (58%), huopakeltano (*Pilosella officinarum*) (58%) ja nurmitädyke (*Veronica chamaedrys*) (52%). Käsittelemättömillä tutkimusalueilla viisi yleisintä kasvilajia tai muuta kasvillisuusryhmää vertailualoilla (50 kpl vertailualoja) olivat siankärsämö (esiintyi 80%:lla vertailualoista), nurmirölli (70%), kuollut kasviaines (48%), nurmitädyke (40%) sekä erilaiset heinät (38%).

Niitetyillä tutkimusalueilla viisi runsainta kasvilajia tai muuta kasvillisuusryhmää koealoilla (44 kpl koealoja) olivat ketonoidanlukkojen lisäksi siankärsämö (93,2%), niittyhumala (*Prunella vulgaris*) (72,7%), valkoapila (*Trifolium repens*) (68,2%), nurmitädyke (61,4%) ja nurmirölli (59,1%). Niitetyillä tutkimusalueilla viisi yleisintä kasvilajia tai muuta kasvillisuusryhmää vertailualoilla (36 kpl vertailualoja) olivat siankärsämö (77,8%), nurmirölli (44,4%), valkoapila (33,3%), ruusuruoho (*Knautia arvensis*) (30,6%) ja nurmitädyke (30,6%).

Laidunnetuilla tutkimusalueilla viisi runsainta kasvilajia tai muuta kasvillisuusryhmää koealoilla (18 kpl koealoja) olivat ketonoidanlukkojen lisäksi erilaiset tunnistamattomaksi syödyt heinät (94,4%), nurmirölli (88,9%), siankärsämö (88,9%), valkoapila (83,3%) ja niittyleinikki (*Ranunculus acris*) (77,8%). Laidunnetuilla tutkimusalueilla viisi yleisintä kasvilajia tai muuta kasvillisuusryhmää vertailualoilla (25 kpl vertailualoja) olivat siankärsämö (88%), erilaiset heinät (84%), nurmirölli (80%), valkoapila (76%) ja nurmitädyke (68%).

## 4. TULOSTEN TARKASTELO

### 4.1. Kasvillisuuden käsittelytavan vaikutus yksilötason muuttujiin

Kasvillisuuden käsittelytavalla oli vaikutusta yksilöiden korkeuteen sekä lehtien pinta-alaan, eroa oli kuitenkin vain käsittelemättömien ja laidunnettujen alueiden välillä. Yleisesti niitto sekä laidunnus toimivat voimakkaina valintatekijöinä vaikuttamalla paitsi kasvivyhteisöihin, myös vaikuttamalla kasvipopulaatioiden evoluutioon (Huhta 2001). Fenotyyppinen jousto, joka voi olla yksilöiden geneettisistä eroista tai pelkästään ympäristöoloista johtuvaa, aiheuttaa sen, että kasviyksilöt voivat olla hyvinkin erinäköisiä eri kasvuolosuhteissa (Berg ym. 2005; Salonen 2006). Niittykasveille voi kehittyä myöskin erilaisiin käsittelytapoihin sopeutuneita ekotyyppejä (Zopfi 1998). Toisaalta kasvit kasvavat yleensä vain niin korkeiksi kuin on kilpailun kannalta tarpeellista. Tämä johtuu siitä, että yksittäisen kasviyksilön ei kannata olla paljon pidempi kuin muut kasvit, sillä

muita pidemmät yksilöt ovat alttiimpia esimerkiksi tuulivaurioille (Crawley 1997). Joidenkin kasvilajien, esimerkiksi rantaaukonauriksen (*Erysimum strictum*), on todettu pystyvän kompensoimaan vaurioita muun muassa haarautumalla (van Tienderen & van der Toorn 1991; Zopfi 1998; Huhta ym. 2000; Huhta 2001; Hellström 2004). Noidanlukot eivät kuitenkaan haaraudu, vaan kuolevat, jos vaurio on tarpeeksi suuri (Rytttäri 1994). Todennäköisesti siis laidunnetuissa populaatioissa yksilöt olivat pienempiä sen takia, että muukin kasvillisuus oli matalampaa, eikä ketonoidanlukkoyksilöiden kannattanut olla pidempiä kuin muu kasvillisuus. Voi myös olla, että laiduneläimet yksinkertaisesti olivat syöneet suurimmat yksilöt. Ketonoidanlukkopopulaatiot saattavat myös olla sopeutuneet erilaisiin käsittelytapoihin ja muodostaneet erilaisia ekotyyppejä.

Vaikka eri käsittelytavat vaikuttivat yksilöiden korkeuteen ja lehtien pinta-alaan, ei käsittelytavalla ollut vaikutusta lehdyköiden määrään, itiöpesäkkeiden määrään tai itiölehden pituuteen. Tämä viittaa siihen, ettei yksilöiden lisääntymisessä ollut eroja eri käsittelytapojen välillä. Myöskään koeyksilöiden säilymisessä loppukesään asti ei ollut eroja eri käsittelytapojen välillä. Toisaalta yksilöiden korkeudella oli vaikutusta lehtien pinta-alaan, itiöpesäkkeiden määrään, itiölehden pituuteen sekä lehdyköiden määrään. Eli yksilöt olivat erikokoisia eri käsittelyllä, mutta lisääntyivät yhtä hyvin.

#### 4.2. Kasvillisuuden käsittelytavan vaikutus populaatiotason muuttujiin

pH oli alhaisin laidunnetuilla tutkimuspaikoilla ja korkein niitetyillä tutkimuspaikoilla. Tosin niitettyjen ja käsittelemättömien tutkimuspaikkojen välillä ei ollut eroa. Tutkimuksia eri käsittelytapojen vaikutuksesta maaperään happamuuteen tai muihin ominaisuuksiin on melko vähän, mutta ainakaan Duprén & Diekmannin (2001) tai Jylhänkankaan & Esalan (2002) tutkimuksissa ei ole havaittu pH-arvossa eroja hoidettujen ja hoitamattomien niitetyjen tai eri hoitotapojen välillä. Myöskään Parrin & Wayn (1988) tutkimuksessa niitetyillä tienvarsilla pH-arvoissa ei ollut eroja sen mukaan poistettiinkö niittotähteet vai ei. Kemppaisen (1992) mukaan karjan lannan sisältämä ammoniakki kohottaa väliaikaisesti maan pH:ta, mutta hapettuessaan nitraatiksi se tuottaa happamuutta. Lanta sisältää myös vaihtelevassa määrin maan happamuutta neutraloivaa kalkkia. Kalkitsevat ja hapattavat ainesosat ovat kuitenkin jotakuinkin tasapainossa, joten lannalla on yleensä vain vähäinen vaikutus maaperän reaktioon. Toisaalta tutkimuksissa on havaittu, että kun hoidetun niityn maaperän ikä kasvaa eli mitä kauemmin esimerkiksi kyntämisestä on aikaa, pH laskee (Ejrnæs & Bruun 1995; Austrheim & Olsson 1999). Oma tutkimustulokseni siis poikkesi aiemmista tutkimustuloksista siltä osin, että käsittelyllä oli vaikutusta maaperän happamuuteen. Kaikkien tutkimuspaikkojen maaperä oli melko vanhaa eli maata ei yleensä oltu muokattu vuosikymmeniin. Sen sijaan käsittelemättömillä ja niitetyillä tutkimuspaikoilla hoitotapa oli saattanut muuttua vasta muutamia vuosia ennen tutkimusvuotta ja hoitotapa oli saattanut muuttua useaan kertaan vuosien varrella. Laidunnetuilla tutkimuspaikoilla laidunnus oli yleensä jatkunut pitkään yhtäjaksoisena. Laidunnettujen tutkimuspaikkojen alhaisempi pH saattoi olla sattumaa, sillä laidunnettuja tutkimuspaikkoja, joilta maaperänäytteitä otettiin, oli vain neljä.

Orgaanisen aineksen pitoisuudessa, vedenpidätyskyvyssä ja kosteuspitoisuudessa ei ollut eroja eri käsittelytapojen välillä. Yleensä orgaanista ainesta muodostuu kun kasvijätettä tai karjan lantaa kertyy maahan (Berendse 1990; Kemppainen 1992). Karjan lanta parantaa myös maan vedenpidätyskykyä, vaikka suurin osa humukseen sitoutuneesta vedestä onkin kasveille käyttökelvotonta (Kemppainen 1992). Duprén & Diekmannin (2001) tutkimuksessa orgaanisen aineksen pitoisuus ei eronnut laidunnettujen ja käsittelemättömien niitetyjen välillä. Koska niitetyillä tutkimuspaikoilla niittojätettä ei yleensä korjattu pois, kertyi kasvijätettä todennäköisesti lähes yhtä paljon kuin käsittelemättömillä niityillä. Näin ollen omat tutkimustulokseni vastasivat aiempia

tutkimustuloksia. Koska orgaanisen aineksen pitoisuus vaikuttaa maan vedenpidätyskykyyn ja kosteuteen, ei käsittely odotetusti vaikuttanut myöskään niiden arvoihin.

Kasvillisuus oli matalampaa laidunnetuilla kuin niitetyillä ja käsittelemättömillä tutkimuspaikoilla, kuitenkin käsittelemättömien ja niitettyjen paikkojen kasvillisuuden korkeudella ei ollut eroa. Yleensä hoidetuilla niityillä kasvillisuus on matalampaa ja niillä on enemmän matalia lajeja, kun taas hoitamattomilla niityillä kasvillisuus on korkeampaa ja niillä on enemmän korkeita lajeja (Hulme ym. 1999; Dupré & Diekmann 2001; Dorrrough ym. 2004; Hellström 2004). Omassa tutkimuksessani laidunnetuilla niityillä eläimet olivat kasvillisuuden korkeuden mittauksen aikaan jo syöneet kasvillisuutta, joten luonnollisesti kasvillisuus oli matalampaa kuin niitetyillä ja käsittelemättömillä tutkimuspaikoilla. Jos eläimiä olisi estetty syömästä kasvillisuutta, ei käsittelyllä olisi välttämättä ollut vaikutusta kasvillisuuden korkeuteen. Kuitenkaan eroa ei ollut myöskään niitettyjen ja käsittelemättömien tutkimuspaikkojen välillä, joten oma tutkimustulokseni poikkesi aiemmista tutkimustuloksista.

Käsittelytavalla ei ollut vaikutusta kasvillisuuden kuivapainoon, joka kertoo muun muassa tutkimuspaikan kokonaiskasvituotannon määrästä. Kokonaiskasvituotannon määrä taas kertoo jotakin maaperän ravinteisuudesta, sillä maaperän ravinteisuus vaikuttaa kokonaisperustuotantoon, ellei jokin muu tekijä rajoita kasvua (kuten vesi, valo, lämpötila) (mm. Jaakkola 1992). Marrsin (1993) mukaan laidunnus ei välttämättä vähennä maaperän ravinteisuutta, vaan saattaa jopa lisätä kasvien biomassan tuottoa, koska ravinteiden kierto nopeutuu. Jotkin kasvit ja erityisesti heinät pystyvät myös mahdollisesti ylikompensoimaan vaurioita eli vaurioituneet yksilöt kasvavat suuremmaksi, haaroittuvat enemmän ja/tai selviävät paremmin kuin vaurioitumattomat yksilöt (mm. McNaughton 1983; Paige & Whitham 1987; Huhta ym. 2000; Huhta 2001; Hellström 2004). Tosin tulokset kasvien kompensoitavuudesta herbivorian seurauksena ovat ristiriitaisia (mm. McNaughton 1983; Belsky 1986; Paige 1992; Escarré ym. 1996; Paige 1999). Vaikka laidunnetuilla tutkimuspaikoilla kasvillisuus oli matalampaa, oli kasvillisuuden kuivapaino keskimäärin sama kaikilla käsittelytavoilla. Tästä voidaan päätellä, että kasvillisuus oli tiheämpää laidunnetuilla tutkimuspaikoilla. Jos eläimiä olisi estetty syömästä kasveja, olisi laidunnettujen tutkimuspaikkojen kasvillisuuden kuivapaino saattanut olla korkeampi kuin niitettyjen ja käsittelemättömien alueiden. Laidunnetuilla tutkimuspaikoilla oli myöskin heiniä enemmän kuin muilla käsittelytavoilla, joten voi olla, että laidunnus oli aiheuttanut kasvillisuuden ja erityisesti heinien ylikompensoitua tai vaihtoehtoisesti kasvibiomassaa oli maaperän ravinteisuuden takia enemmän.

Hoidettujen ja hoitamattomien alueiden välillä ei ollut eroa ketonoidanlukkoyksilöiden määrässä eikä koealoilta määritettyjen kasvilajien kokonaismäärässä. Myöskään vertailualoilla ei ollut eroja lajimäärissä, paitsi parittaisessa vertailussa käsittelemättömillä tutkimuspaikoilla oli vähemmän kasvilajeja kuin laidunnetuilla. Yleensä niittyjen hoitamisen on todettu olevan niittykasvien (Wahlman & Milberg 2002) ja erityisesti ketonoidanlukon säilymiselle tarpeellista (Huhta & Rautio 1998; Muller 1999). Vaikka tutkimustulokset eri käsittelyjen vaikutuksesta lajimääriin vaihtelevat, yleensä hoidetuilla niityillä on suurempi diversiteetti kuin hoitamattomilla (mm. Smith & Rushton 1994; Ejrnæs & Bruun 1995; Olf & Ritchie 1998; Proulx & Mazumder 1998; Maron & Jefferies 2001; Wahlman & Milberg 2002; Hellström 2004). On myös todettu, että nimenomaan niitonniityillä lajitiheys on suurempi kuin laidunniityillä (Duffey ym. 1974; Hansson & Fogelfors 2000; Pykälä 2001) ja että niittotähteiden poistaminen lisää lajiversiteettiä (Parr & Way 1988; Tikka 2001). Sen sijaan rehevöittävän laidunnuksen on todettu aiheuttavan lajiversiteetin laskua (mm. Milchunas ym. 1988; Ejrnæs & Bruun 1995). Myös pelkästään tallauksen ja erilaisten häiriöiden on

arveltu auttavan ylläpitämään niittykasvillisuutta (Parr & Way 1988; Kurtto 1993). Oman tutkimukseni tulos oli siis aiempiin tutkimuksiin nähden yllättävä. Selityksiä yllättävälle tulokselle voi olla useampia. Hoitamattomat populaatiot eivät ehkä sittenkään olleet täysin hoitamattomia. Joiltakin käsittelemättömiltä tutkimusalueilta olikin poistettu puun ja pensaiden taimia ja monella alueella, erityisesti tienpientareilla, oli todennäköisesti jonkun verran tallausta tai muita häiriöitä. Toisaalta taas hoidettujen tutkimuspaikkojen hoito ei välttämättä ollut riittävää tai hoito aiheutti rehevöitymistä. Hoidetut tutkimuspaikat olivatkin harvoin hoidettu täysin perinteisen kaltaisesti, niittotähteet jätettiin usein paikalleen ja laidunnus oli rehevöittävää lisäravinnon antamisen tai nurmilaidunyhteiden vuoksi. Useissa tutkimuksissa on myös todettu, että hoitotoimenpiteiden loputtua, eli sukkession alussa, lajien määrä ensin kasvaa. Tällöin osa lajeista on jäänteitä aiemmista sukkessiovaiheista ja kasviyhteisö koostuu eri elinkiertostrategioita omaavista lajeista (Huhta & Rautio 1998; Pärtel ym. 1998). Voi olla, että käsittelemättömillä tutkimuspaikoilla sukkessio oli vasta alussa ja lajidiversiteetti sen vuoksi korkea.

Ketonoidanlukoilla oli eniten lähellä olevia yksilöitä eli naapureita niitetyillä tutkimuspaikoilla ja vähiten laidunnetuilla tutkimuspaikoilla. Sen sijaan populaation pinta-alasta ja yksilömäärästä laskettu tiheysarvo ei eronnut eri käsittelytapojen välillä. Pagen (1988) mukaan Brittein saarilla ketonoidanlukkoyksilöt sijaitsevat useimmiten laidunnetuilla niitetyillä hajallaan toisistaan. Tiheyttä kuvaavien arvojen erilaiset tulokset voivat kertoa siitä, että yksilöt olivat osalla tutkimuspaikoista pienissä rykelmissä, jolloin naapureita oli paljon, vaikka koko populaation pinta-alasta ja yksilömäärästä laskettu tiheysarvo ei muuttunutkaan. Näin ollen ketonoidanlukkoyksilöt sijaitsivat laidunnetuilla alueilla useimmiten hajallaan ja niitetyillä sekä käsittelemättömillä alueilla ryhmissä.

#### **4.3. Kasvillisuuden käsittelytavan vaikutus eri kasvillisuusryhmiin**

Kasvillisuusryhmien erot koe- ja vertailupaikkojen välillä kertovat siitä, miten kasvillisuus erosi ketonoidanlukkopopulaation kohdalla ja sen ulkopuolella. Kasvillisuusryhmien erot voivat mahdollisesti kertoa myös siitä olisiko ketonoidanlukoja voinut kasvaa laajemmalla alueella kuin nyt. Kovin paljon eroja ei eri käsittelytapojen tai koe- ja vertailualojen välillä kasvillisuusryhmissä ollut ja useimpia vertailualoja hoidettiinkin samoin kuin koealojakin. Käsittelytapa vaikutti ainoastaan yksisirkkaisten, heinien ja kuolleen kasviaineksen osuuksiin. Yksisirkkaisia ja heiniä oli keskimäärin eniten laidunnetuilla ja vähiten niitetyillä niitetyillä. Kuolleen kasviaineksen osuus taas oli pienin niitetyillä ja suurin käsittelemättömillä aloilla. Koe- ja vertailualojen välillä eroja oli korkeiden kasvilajien, muinaistulokkaiden, kielteisten ja myönteisten indikaattoreiden sekä yksisirkkaisten osuuksissa. Koealoilla oli keskimäärin enemmän myönteisiä indikaattoreita. Vertailualoilla taas korkeiden kasvien, muinaistulokkaiden, kielteisten indikaattorien ja yksisirkkaisten keskimääräinen osuus oli suurempi kuin koealoilla.

Tutkimusten mukaan heinät runsastuvat laidunnuksen seurauksena enemmän kuin muut kasvit. Tämä voi johtua muun muassa siitä, että heinät pystyvät tehokkaasti täyttämään kasvillisuudessa olevia aukkoja, joita syntyy laidunnuksen seurauksena (McNaughton 1983; Paige & Whitham 1987; Hansson & Fogelfors 2000; Huhta ym. 2000; Huhta 2001; Dorrough ym. 2004; Hellström 2004). Omassa tutkimuksessani tulokset siis vastasivat aiempia tutkimuksia ja todennäköisesti heinät ja yksisirkkaiset olivat suurelta osin samoja lajeja. Toisaalta koe- ja vertailualojen välillä oli eroa yksisirkkaisten, mutta ei heinien osuuksissa. Myöskään ruohokasvien osuuksissa ei ollut eroja.

Tutkimuksissa on havaittu, että kuollut kasviaines vähentää diversiteettiä erityisesti estämällä taimien kehitystä (Parr & Way 1988; Facelli & Facelli 1993; Foster & Gross 1998) ja että kuolleen kasviaineksen poistaminen lisää lajidiversiteettiä (Parr & Way 1988; Tikka 2001). Kuollutta kasviainesta kertyy maahan käsittelemättömillä niitetyillä ja



niittoniityillä silloin kun niittotähteitä ei korjata pois sekä silloin kun laidunnus on vähäistä (Dorrrough ym. 2004). Omat tutkimustulokseni vastasivat aiempia siinä, että kuollutta kasviainesta oli eniten käsittelemättömillä tutkimuspaikoilla. Sen sijaan yllättävää oli, että kuollutta kasviainesta oli vähiten niitetyillä niityillä, vaikka useimmiten niittojätettä ei kerättykään pois.

Yleensä yksivuotisia lajeja on enemmän laidunnetuilla kuin hoitamattomilla niityillä (Dupré & Diekmann 2001; McIntyre & Lavorel 2001; Dorrrough ym. 2004). Monivuotiset lajit taas vähentyvät laidunnusintensiteetin kasvaessa (McIntyre & Lavorel 2001; Dorrrough ym. 2004). Monet yksivuotiset ovat myöskin kooltaan pieniä, mikä näyttäisi olevan tärkeä piirre voimakkaasta laidunnuksesta selviytymiseen, sillä pieni koko voi vähentää eläinten kykyä huomata kasvi, jolloin kasvin osat altistuvat vähemmän herbivorialle (Dorrrough ym. 2004). Monivuotiset sekä kasvullisesti lisääntyvät lajit puolestaan kestävät paremmin ja hyötävät kasvijätteen kertymisestä maahan, kun taas yksivuotisten siemenet eivät tällöin pääse maahan tai peittyvät (Dorrrough ym. 2004). Vaikka omassa tutkimuksessani kuollutta kasviainesta oli eniten käsittelemättömillä aloilla, ei yksi-, kaksi- ja monivuotisten lajien osuuksissa ollut eroja. Eli oma tutkimustulokseni poikkesi aiemmista.

Yleensä hoidetuilla niityillä on enemmän matalia ja hoitamattomilla korkeita lajeja (Hulme ym. 1999; Dupré & Diekmann 2001; Dorrrough ym. 2004; Hellström 2004). Tämä ei omassa tutkimuksessani tullut esille matalien ja korkeiden kasvilajien peittävyysprosentteja vertailtaessa, eikä oikeastaan myöskään verrattaessa eri käsittelytapojen vaikutusta kasvillisuuden keskikorkeuteen. Sen sijaan vertailualoilla oli enemmän korkeita kasveja kuin koealoilla, mikä oli aiempien tutkimusten mukaista, vaikka vertailualat olivatkin yleensä hoidettu samoin kuin koealat.

Yleensä alkuperäisille lajeille vahingollisia ovat muun muassa ylilaidunnus ja maaperän häiriöt. Myös pelkästään tulokaslajien läsnäololla voi olla haitallisia vaikutuksia alkuperäislajeille, koska tulokaslajit saattavat olla parempia kilpailijoita (McIntyre & Lavorel 1994). Perinteisesti hoidetuilla kyntämättömillä niityillä on Suomessa yleensä vähän uustulokkaita ja niittymäisten paikkojen uustulokkaat esiintyvät pääasiassa pientareilla ja niittymäisiksi muuttuneilla entisillä pelloilla (Pykälä 2001). Oma tutkimustulokseni siis poikkesi aiemmista ja lisäksi tutkimuksessani oli erikoista se, että kasvien alkuperällä ei ollut muuten eroa käsittelyiden tai koe- ja vertailualojen välillä paitsi että muinaistulokkaita oli enemmän vertailu- kuin koealoilla.

Myönteiset indikaattorit ilmentävät luonnoiltaan arvokasta niittyä, joka on ollut pitkään niittynä eikä ole pahoin umpeenkasvanut. Kielteiset indikaattorit taas ilmentävät keinolannoitusta, rehevöitymistä, maan muokkausta (entistä peltokäyttöä), kylvöä tai pitkälle ehtinyttä umpeenkasvua (Pykälä 2001). Se, että omassa tutkimuksessani käsittelytavalla ei ollut vaikutusta indikaattorilajien osuuksiin, kertoo siitä, että kaikki tutkimuspaikat olivat yhtä hyviä kasvupaikkoja niittykasveille, riippumatta hoidosta tai sen puutteesta. Vertailualoilla kielteisten indikaattorien suurempi osuus taas oli odotettavaa, koska vertailualat saattoivat olla ravinteisempia kuin koealat ja ne myöskin usein sijaitsivat esimerkiksi lähempänä metsää kuin koealueet. Toisaalta metsä- ja niittylajien osuuksilla ei kuitenkaan ollut eroa käsittelyiden tai koe- ja vertailualojen välillä.

Puita ilmestyy yleensä alilaidunnetuille niityille. Sen sijaan hoitamattomilla niityillä puut eivät välttämättä pääse kasvamaan, joko sen takia, että muu kasvillisuus on niin korkea tai kasvijätettä on niin paljon, että ne peittävät puuntaimet (Vinther 1983). Toisaalta puut voivat jonkun verran lisätä lajimäärää, sillä tällöin niityillä voivat viihtyä niittylajien lisäksi myös varjoa sietävät lajit (Pykälä ym. 2005). Omassa tutkimuksessani puuvartisten lajien osuus ei eronnut eri käsittelytapojen tai koe- ja vertailualojen välillä. Laidunnetuilla tutkimuspaikoilla todennäköisesti laiduneläimet pitivät puuntaimet kurissa ja niitetyillä niityillä taimet tulivat niitetyiksi. Se, että hoitamattomilla tutkimuspaikoilla ei

ollut sen enempää puuvartisista kuin hoidetuillakaan, oli siis osittain aiempien tutkimustulosten mukaista ja toisaalta ainakin kahdella hoitamattomalla tutkimuspaikalla oli nimenomaan ajoittain poistettu puuntaimia.

Tuoreilla niityillä saattaa olla runsas, jopa yhtenäinen sammalpeite. Sammaloitumiseen vaikuttavia tekijöitä ja sen vaikutuksia ei kuitenkaan ole juuri tutkittu. Tiivis kenttäkerros voi vähentää putkilokasvien siementen itämistä ja siementaimien vakiintumista (Keizer ym. 1985). Toisaalta taas Duringin & Willemsin (1986) mukaan hoidetuilla alueilla on sammalia enemmän kuin hoitamattomilla, joilta ne vähitellen häviävät. Omassa tutkimuksessani sammalten peittävydessä ei ollut eroja eri käsittelyjen välillä, joten voi olla että hoitamattomat alueet eivät keskimäärin ole olleet vielä hoitamattomina niin kauan, että sammaleet olisivat hävinneet. Dorroughin ym. (2004) tutkimuksessa paljaan maan osuus kasvoi hieman laidunnusintensiteetin kasvaessa. Omassa tutkimuksessani paljaan maan osuudessa ei ollut eroja, vaikka olisi voinut olettaa, että laidunnetuilla tutkimuspaikoilla aukkoja olisi ollut enemmän. Toisaalta laidunnetuilla tutkimuspaikoilla kasvillisuus oli tiheämpää kuin niitetyillä ja käsittelemättömillä tutkimuspaikoilla.

Yleisimmät ketonoidanlukon seuralaislajit tutkimuksessani (kaikki käsitteilytavat) olivat siiankärsämä, nurmirölli sekä muut tunnistamattomat heinät, valkoapila, ahomansikka, huopakeltano, nurmitädyke, niittyhumala ja niittyleinikki. Näistä suurin osa on hyvin yleisiä nurmikojen ja tienpientareiden lajeja, paitsi huopakeltano, joka on kuivien kasvupaikkojen laji (Hämet-Ahti ym. 1998; Pykälä 2001).

## 5. POHDINTAA

Tässä tutkimuksessa ei siis juurikaan löytynyt eroja eri käsittelytapojen välillä, vaikka aiemmissa tutkimuksissa hoidettujen ja hoitamattomien niittyjen väliset erot ovat yleensä olleet selviä. Tähän voi olla monenlaisia syitä. Moni käsittelemätön tutkimuspaikka oli ollut vasta alle 10 vuotta hoitamattomana, joten niiden sukkessio saattoi olla vasta alussa, jolloin lajidiversiteetti saattaa olla jopa korkeampi kuin hoidon aikana. Kasvupaikan kuivuus hidastaa umpeenkasvua ja kasvillisuus saattaa säilyä tällöin pitkäänkin matalana ja aukkoisena (Kurtto 1993; Vainio ym. 2001). Osa tutkimuspaikoista sijaitsi rinteessä tai niiden maaperä oli hiekkainen, joten ne saattoivat olla kasvupaikkoina kuivia ja näin ollen niiden hitaampi sukkessio saattoi vaikuttaa tuloksiin. Käsittelemättömät tutkimuspaikat eivät myöskään välttämättä olleet täysin käsittelemättömiä, joiltakin paikoilta esimerkiksi oli poistettu silloin tällöin puuntaimia ja tallausta tai muita häiriöitä oli varmasti monellakin tutkimuspaikalla. Toisaalta taas hoidetut tutkimuspaikat eivät olleet välttämättä kovin hyvin hoidettuja, vaan hoito oli ravinteita lisäävää. Oikeastaan kahdestatoista hoidetusta paikasta vain kaksi oli sellaisia, joissa niittyjä hoidettiin täysin perinteisen kaltaisesti (Taulukko 1). Kaikissa muissa hoidetuissa tutkimuspaikoissa niittojätteitä ei korjattu pois tai ne korjattiin vain joinakin vuosina ja laidunnetuilla alueilla niittyalat olivat yhteydessä kylvönurmeen tai eläimille annettiin lisäravintoa.

Ainakin laidunnettujen tutkimuspaikkojen osalta otos oli todennäköisesti liian pieni. Lisäksi vääristymää tuloksiin saattoi aiheuttaa se, että laidunnettujen esiintymispaikkojen vähäisen määrän vuoksi kaikki tunnetut paikat oli otettava tutkimukseen mukaan. Sen sijaan niitetyistä ja käsittelemättömistä esiintymispaikoista jo alun perin valittiin tarkistettaviksi vain alueet, joilla aiemmin oli ollut enemmän kuin pari ketonoidanlukkoyksilöä. Ketonoidanlukon esiintyminen indikoi Skandinaaviassa vanhaa niittyä, jonka lajidiversiteetti on suuri (Austrheim & Olsson 1999), joten todennäköisesti kaikki tutkimuksessa mukana olleet paikat olivat laadultaan hyviä. Jos tutkimukseen olisi

otettu paikkoja, joilta ketonoidanlukko on hävinnyt, olisivat tulokset voineet olla erilaisia. Tutkimuspaikkojen ryhmittely oli myöskin ongelmallista, sillä tutkimuspaikkojen historia oli hyvin vaihtelevaa. Laidunnetut tutkimuspaikat olivat olleet pitkään laitumina, mutta niitetyissä ja käsittelemättömissä tutkimuspaikoissa oli muun muassa pihanurmikoita, tienpientareita ja entisiä laitumia. Vaihtelua oli myös sekä nykyisen käsittelyn että aiemman käsittelyn kestossa, jotka saattoivat vaihdella käsittelyryhmän sisällä hyvinkin paljon.

Koska niittyjen määrä on vähentynyt ja vähenee edelleen, on niittykasvilajien kyky selviytyä ja käyttää tienvarsia levittäytymiseen tärkeää niiden säilymiselle (Tikka 2001). Tutkimukseni mukaan ketonoidanlukko näyttäisikin selviävän hyvin erilaisissa kasvupaikoissa sekä erilaisella hoidolla. Tutkimusten mukaan tienpientareet eivät kuitenkaan voi korvata niittyjä niittykasvien elinpaikkoina (Tikka 2001) ja vaikka monivuotiset niittykasvyksilöt voivat säilyä pitkän aikaa huonoissakin ympäristöoloissa, ne eivät kuitenkaan välttämättä lisäänty ja näin ollen häviävät väistämättä (Eriksson 1996; Pykälä ym. 2005). Yhden kasvukauden tutkimuksen perusteella ei kuitenkaan pystytä arvioimaan populaatioiden selviytymistä eri hoitotavoilla, vaan populaatioita tulisi seurata pidemmän aikaa.

## **KIITOKSET**

Haluan kiittää Etelä-Savon ympäristökeskusta ja erityisesti Marika Koskista opinnäytetyöni erityisen mielenkiintoisesta aiheesta. Ketonoidanlukkojen esiintymätietoja antoivat käyttöni Etelä-Savon ympäristökeskus sekä Tapani Kettunen ja Yrjö Snellman. Suomen Biologian Seura Vanamo kiitän tutkimuksen taloudellisesta tukemisesta. Ohjaajiani Tapio Mappesta ja Veli Saarta kiitän kärsivällisestä ohjaamisesta. Kiitän myös kaikkia henkilöitä, jotka avustivat maaperänäytteiden analysointiin liittyvissä asioissa (muun muassa Katja Ilmarinen ja Juha Mikola). Läheisiäni kiitän henkisestä ja aineellisesta tuesta sekä muun muassa konkreettisesti avustajana toimimisesta. Lopuksi aivan erityisen kiitoksen ansaitsevat tutkimuspaikkojen maanomistajat, jotka antoivat minun tulla mailleeni, jopa kotipihoilleeni, tekemään tutkimusta!

## KIRJALLISUUS

- Austrheim, G. & Olsson, E.G.A. 1999: How does continuity in grassland management after ploughing affect plant community patterns? – *Plant Ecology* 145: 59-74.
- Belsky, A. J. 1986: Does herbivory benefit plants? A review of the evidence. – *Am. Nat.* 127: 870-892.
- Berendse, F. 1990: Organic matter accumulation and nitrogen mineralization during secondary succession in heathland ecosystems. – *Journal of ecology* 78: 413-427.
- Berg, H., Becker, U. & Matthies, D. 2005: Phenotypic plasticity in *Carlina vulgaris*: effects of geographical origin, population size, and population isolation. – *Oecologia* 143: 220-231.
- Crawley, M.J. 1997: Life history and environment. – Teoksessa: M. J. Crawley (toim.): *Plant ecology*, ss.73-131.
- Dorrrough, J., Ash, J. & McIntyre, S. 2004: Plant responses to livestock grazing frequency in an Australian temperate grassland. – *Ecography* 27: 798-810.
- Duffey, E., Morris, M.G., Sheail, J., Ward, L.K., Wells, D.A. & Wells, T.C.E. 1974: *Grassland Ecology and Wildlife Management*. – 281 s., Chapman & Hall Ltd, London.
- Dupré, C. & Diekmann, M. 2001: Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden. – *Ecography* 24: 275-286.
- During, H.J. & Willems, J.H. 1986: The Improverishment of the Bryophyte and Lichen flora of the Dutch chalk grasslands in the thirty years. 1953-1983. – *Biological conservation* 36: 143-158.
- Ejrnæs, R. & Bruun, H.H. 1995: Prediction of grassland quality for environmental management. – *Journal of Environmental. Management.* 41: 171-183.
- Eriksson, O. 1996: Regional dynamics of plants: a review of evidence for remnant, source-sink and metapopulations. – *Oikos* 77: 248-258.
- Escarré, J., Lepart, J. & Sentuc, J.J. 1996: Effects of simulated herbivory in three old field Compositae with different inflorescence architectures. – *Oecologia* 105: 501-508.
- Facelli, J.M. & Facelli, E. 1993: Interactions after death: plant litter controls priority effects in a successional plant community. – *Oecologia* 95: 277-282.
- Foster, B.L. & Gross, K.L. 1998: Species richness in a successional grassland: effects of nitrogen enrichment and plant litter. – *Ecology* 79: 2593-2602.
- Hansson, M. & Fogelfors, H. 2000: Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. – *Journal of vegetation science* 11: 31-38.
- Hellström, K. 2004: *Variation in grazing tolerance and restoration of meadow plant communities*. - Academic Dissertation, University of Oulu, Department of Biology, 51 s.
- Huhta, A.-P. 2001: *Restorative mowing on seminatural grasslands: community-level changes and species-level responses*. – Academic Dissertation, University of Oulu, Department of Biology, 40 s.
- & Rautio, P. 1998: Evaluating the impacts of mowing: a case study comparing managed and abandoned meadow patches. – *Ann. Bot. Fenn.* 35: 85-99.
- Hellström, K., Autio, P. & Tuomi, J. 2000: A test of the compensatory continuum: fertilization increases and below-ground competition decreases the grazing tolerance of tall wormseed mustard (*Erysimum strictum*). – *Evolutionary Ecology* 14: 353-372.
- Hulme, P.D., Pakeman, R.J., Torvell, L., Fisher, J.M. & Gordon, I.J. 1999: The effects of controlled sheep grazing on the dynamics of upland *Agrostis-Festuca* grassland. – *Journal of applied ecology* 36: 886-900.
- Hämet-Ahti, L., Suominen, J., Ulvinen, T. & Uotila, P. (toim.) 1998: *Retkeilykasvio*. 4. Uudistettu painos. – 656 s., Yliopistopaino, Helsinki.
- Hänninen-Valjakka, K. 1998: *Etelä-Savon perinnemaisemat*. Alueelliset ympäristöjulkaisut 87. - Etelä-Savon ympäristökeskus. 147 s., Etelä-Savon Kirjapaino Oy, Mikkeli.
- Jaakkola, A. 1992: Kasvinravitsemus. – Teoksessa: Heinonen, R., Hartikainen, H., Aura, E., Jaakkola, A. & Kempainen, E.: *Maa, viljely ja ympäristö*, ss. 173-254.
- 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. 2003: Vegetation changes in a semi-natural grassland during mowing and grazing periods. – *Ann. Bot. Fenn.* 40: 255-263.
- Jylhänkangas, T. & Esala, M. 2002: *Niittykasvien kasvupaikkavaatimukset maaperän suhteen*. – 58 + 6 s. MTT:n selvityksiä 3, MTT, Jokioinen
- Keizer, P.J., van Tooren, B.F. & During, H.J. 1985: Effects of Bryophytes on seedling emergence and establishment of short-lived forbs in chalk grassland. – *Journal of ecology* 73: 493-504.
- Kempainen, E. 1992: Karjanlanta ja muut eloperäiset lannoitteet. – Teoksessa: Heinonen, R., Hartikainen, H., Aura, E., Jaakkola, A. & Kempainen, E.: *Maa, viljely ja ympäristö*, ss. 255-294.
- Korpilo, B. 1997: *Eläimet luonnon- ja maisemanhoitajina*. Partanen, H., Holmström, M.-H. & Pykälä, J. (toim.) – 23 s., Maa- ja metsätalousministeriö, Painorauma.
- Kurtto, A. 1993: Niityt ja kedot. – Teoksessa: Pälkäs, O. (toim.): *Keto-opas*. Suomen luonnonsuojeluliitto, ss. 5-13, Forssan kirjapaino oy, Forssa.
- Laine, U. 1997: Suikeanoidanlukko (*Botrychium lanceolatum*), saunionoidanlukko (*B. matricariifolium*), pikkunoidanlukko (*B. simplex*) ja lehtonoidanlukko (*B. virginianum*). – Teoksessa: Rytteri, T. & Kettunen, T. (toim.): *Uhanalaiset kasvimme*. Suomen ympäristökeskus, 335 s., Tammer-Paino Oy, Tampere.
- Maron, J.L. & Jefferies, R.L. 2001: Restoring enriched grasslands: effects of mowing on species richness, productivity, and nitrogen retention. – *Ecological Applications* 11: 1088-1100.
- Marrs, R.H. 1993: Soil fertility and nature conservation in Europe: Theoretical considerations and practical management solutions. – *Advances in ecological research* 24: 241-300.
- McIntyre, S. & Lavorel, S. 1994: Predicting richness of native, rare, and exotic plants in response to habitat and disturbance variables across a variegated landscape. – *Conservation biology* 8: 521-531.
- & Lavorel, S. 2001: Livestock grazing in subtropical pastures: steps in the analysis of attribute response and plant functional types. – *Journal of ecology*. 89: 209-226.
- McNaughton, S.J. 1983: Compensatory plant growth as a response to herbivory. – *Oikos* 40: 329-336.
- 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.
- Muller, S. 1992: The impact of a drought in spring on the sporulation of *Botrychium matricariifolium* (Retz) A. Br. in the Bitcherland (Northern Vosges, France). – *Acta oecologia* 13: 335-343.
- 1999: Plant communities and conservation of *Botrychium*-rich grasslands in the Bitcherland (Northern Vosges Biosphere Reserve, France). – *Biodiversity and Conservation* 8: 1519-1532.
- Niinivirta, E. 1993: Ketojen hoitaminen. – Teoksessa: Pälkäs, O. (toim.): *Keto-opas*. Suomen luonnonsuojeluliitto, ss. 27-34, Forssan kirjapaino oy, Forssa.
- Olf, H. & Ritchie, M.E. 1998: Effects of herbivores on grassland plant diversity. – *Trends in Ecology & Evolution* 13: 261-265.
- Page, C. 1988: *Ferns. Their habitats in the British and Irish landscape*. – 430 s., Collins, London.
- Paige, K.N. 1992: Overcompensation in response to mammalian herbivory: from mutualistic to antagonistic interactions. – *Ecology* 73: 2076-2085.
- 1999: Regrowth following ungulate herbivory in *Ipomopsis aggregata*: geographic evidence for overcompensation. – *Oecologia* 118: 316-323.
- & Whitham, T.G. 1987: Overcompensation in response to mammalian herbivory: the advantage of being eaten. – *Am. Nat.* 129: 407-416.
- Parr, T.W. & Way, J.M. 1988: Management of roadside vegetation: The long-term effects of cutting. – *Journal of applied ecology* 25: 1073-1087.
- Proulx, M. & Mazumder, A. 1998: Reversal of grazing on plant species richness in nutrient-poor vs. nutrient-rich ecosystems. – *Ecology* 79: 2581-2592.
- Pykälä, J. 2001: *Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä*. – 205 s., Suomen ympäristökeskus, Vammalan Kirjapaino Oy, Vammala.

- Luoto, M., Heikkinen, R.K. & Kontula, T. 2005: Plant richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. – *Basic and Applied Ecology* 6: 25-33.
- Pärtel, M., Kalamees, R. Zobel, M. & Rosén, E. 1998: Restoration of species-rich limestone grassland communities from overgrown land: the importance of propagule availability. – *Ecological Engineering* 10: 275-286.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I (toim.). 2001: *Suomen lajien uhanalaisuus 2000*. – Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. 432 s., Edita Oyj, Helsinki.
- Rautiainen, V.-P., Ryttyäri, T., Kurtto, A. ja Väre, H. (toim.). 2002: *Putkilokasvien uhanalaisuuden arviointi. Lajikohtaiset perustelut*. – Suomen ympäristökeskus. 194 s., Edita Prima Oy, Helsinki.
- Ryttyäri, T. 1994: Noidanlukot, kontaten etsittäviä. – Teoksessa: Vuokko, S. (päätoim.): *Suomen luonto, kasvit*. – ss. 24-25.
- Ryttyäri, T. & Kettunen, T. (toim.) 1997: *Uhanalaiset kasvimme*. - Suomen ympäristökeskus, 335 s., Tammer-Paino Oy, Tampere.
- Salonen, V. 2006: *Kasviekologia, millaista on luonnonkasvien elämä?* 306 s., WSOY Oppimateriaalit Oy, Helsinki.
- Smith, R.S. & Rushton, S.P. 1994: The effects of grazing management on the vegetation of mesotrophic (meadow) grassland in Northern England. – *Journal of applied ecology* 31: 13-24.
- Syrjänen, K. & Ryttyäri, T. 1998: *Uhanalaisten kasvien seuranta*. - Suomen ympäristökeskus. 240 s., Tammer-Paino Oy, Tampere.
- van Tienderen, P.H. & van der Toorn, J. 1991: Genetic differentiation between populations of *Plantago lanceolata* I local adaptation in three contrasting habitats. – *Journal of Ecology* 79: 27-42.
- Tikka, P. M. 2001: *Threatened flora of semi-natural grasslands: preservation and restoration*. – Jyväskylän tutkimuskeskus biologisella ja ympäristötieteillä 93. 35 s., Jyväskylä University Printing House, Jyväskylä & ER-paino, Lievestuore.
- Vainio, M., Kekäläinen, H., Alanen, A. & Pykälä, J. 2001: *Suomen perinnebiotoopit. Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti*. – Suomen ympäristökeskus, 163 s., Vammalan kirjapaino Oy, Vammala.
- Valtion ympäristöhallinto 2005: *Alueellisesti uhanalaiset putkilokasvit (NT)* <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=133959&lan=fi>. Luettu 16.12.2007.
- Vinther, E. 1983: Invasion of *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. In a Former Grazed Meadow in Relation to Different Grazing Intensities. – *Biological Conservation* 25: 75-80.
- Wahlman, H. & Milberg, P. 2002: Management of semi-natural grassland vegetation: evaluation of a long-term experiment in southern Sweden. – *Ann. Bot. Fenn.* 39: 159-166.
- Willems, J.H., Peet, R.K. & Bik, L. 1993: Changes in grassland structure and species richness resulting from selective nutrient additions. – *Journal of vegetation science* 4: 203-212.
- Zechmeister, H.G., Schmitzberger, I., Steurer, B., Peterseil, J. & Wrbka, T. 2003: The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. – *Biological conservation* 114: 165-177.
- Zopf, H.-J. 1998: Life-history variation among populations of *Euphrasia rostkoviana* Hayne (Scrophulariaceae) in relation to grassland management. – *Biological journal of the Linnean society* 64: 179-205.