



Risto Heikkilä

Risto Heikkilä

Hirvieläinten vaikutus metsiköiden kehitykseen

Heikkilä, R. 1997. Hirvieläinten vaikutus metsiköiden kehitykseen. Metsätieteen aikakauskirja – Folia Forestalia 1/1997: 63–72.

Hirvieläinten ravinnonkäytön metsäkasvillisuutta kuluttava vaikutus ilmenee taloudellisina vahinkoina metsäpuiden taimikoissa ja johtaa muutoksiin eri kasvilajien välisissä runsaussuhteissa. Hirvien pinta-alaa kohti laskettuja populaatiotiheyksiä määriteltäessä suunnittelun perustekijöihin kuuluvat metsän eri käyttömuodot sekä metsäalue- ja metsikkötasoilla saatavilla olevat ravintovarot.

Artikkelissa käsitellään periaatteita, joiden mukaan hirvieläinten populaatioita ja metsiköiden kehitystä voidaan sovittaa yhteen erilaisissa metsäekosysteemeissä. Analysoidaan tutkimustuloksia ravinnonkäytön vaikutuksista ja tarkastellaan mahdollisuuksia kehittää kantokykyyn perustuvia sovellutuksia. Siinä vaikuttavia tekijöitä, kuten hirvieläinkantojen jakaantumista, elinpiirien määräytymistä ja kuluttavan ravinnonkäytön luonnetta käsitellään eri maanosissa tehtyjen tutkimusten perusteella. Ravintovarojen määrän ja laadun sekä niiden metsäalue- ja metsikkökohtaisen tilan arviointia tarkastellaan metsiköiden kestävä kehityksen suhteen.

Asiasanat: hirvieläimet, metsäekosysteemit, ravinnonkäyttö, puulajisuhteet

Kirjoittajan osoite: Metsäntutkimuslaitos, PL 18, 01301 Vantaa. Faksi (09) 8570 5569, sähköposti risto.heikkila@metla.fi

Hyväksytty 1.11.1996

1 Johdanto

Kaikkien hirvieläinten kannat ovat säädeltyjä Suomessa. Hirven (*Alces alces*) metsäpuiden taimikoissa tekemien tuhojen vuotuinen määrä nousi

1970-luvulla suureksi. Kantaa pienennettiin noin kymmenen vuotta sitten, jonka jälkeen suuria muutoksia ei ole tapahtunut talvikannan ollessa nyt noin 70 000 (Nygrén ja Pesonen 1993). Valkohäntäpeura (*Odocoileus virginianus*) on toiseksi yleisin villinä elävä laji noin 13 000 yksilön talvikantana. Myös

sen yksilömäärää on huomattavasti laskettu 1980-luvulla. Metsäkauris (*Capreolus capreolus*) on yleinen Ahvenanmaalla, n. 6 000 yksilöä talvella ja laji on vähitellen leviämässä eteläosissa mannermaata. Porot (*Rangifer tarandus*) mukaanlukien hirvieläimiä on talvisin lähes 350 000 yksilöä.

Hirvikannan koon säätelyssä pyritään arvioimaan, millaisia vaikutuksia erilaisista yksilötiheyksistä seuraa ihmisen tai luonnon taloudessa. Maisemaekologisessa hierarkiassa eläinten elinpiirien määritymiseen voivat vaikuttaa eri tasojen ominaisuudet suuralueista kasviyksilöihin (Senft ym. 1987). Hirvieläintiheyksiä voidaan laskea eri tavoin. Tavallisimmin tiheys ilmaistaan kokonaismaapinta-alaa kohti, mikä on perusteltua silloin, kun viljelysmaalla on suuri lajista riippuva merkitys. Nykyisin on hirvellä alettu yleisesti käyttää myös metsäpinta-alaa kohti laskettuja tiheyksiä, sillä merkittävät ravintokohteet ovat suurimaksi osaksi metsässä. Tiheyksiä voidaan myös laskea erilaisille ravintovaroja ilmentäville pintaaloille, kuten taimikoita kohti. Tiheyksien mahdollisimman oikea arviointi edellyttää paitsi ravintovarojen saatavuuden tuntemista, niiden tekijöiden hallintaa, jotka ovat yhteydessä syönnin kuluttavaan vaikutukseen.

Verrattuna esimerkiksi Ruotsiin, missä kehitys 1970-luvulla oli samankaltainen (Markgren 1978), hirvitiheys meillä on matalalla tasolla. Kun vaihteluväli 1 000 ha:n metsäpinta-alaa kohti lähes läänin kokoisilla alueilla on siellä 5–19, niin meillä se on 3–7. Metsäkauriita Ruotsissa arvioidaan olevan noin miljoonan yksilön kanta. Boreaalisen havumetsävyöhykkeen suurena valtiona Venäjä pitää yllä maailman suurinta hirvikantaa. Tiheyksien arvioinnilla on sielläkin pitkät perinteet sekä talousmetsissä että luonnonsuojelualueilla. Pohjois-Amerikan useiden hirvieläinlajien populaatiotiheyksiä ja ravinnonkäyttöä on tutkittu sekä suojelluilla että talousmetsäalueilla. Käsitykset ”kestävästä” hirvitiheydestä ovat eri maissa olleet poikkeavat. Tutkimuksen on pyritty selvittämään ravintovaroja, lajikohtaista ravinnonkäyttöä ja sen vaikutuksia erilaisissa olosuhteissa.

2 Kantokyvyn määrittäminen

Hirvieläinten kasvillisuutta kuluttavaa vaikutusta voidaan mitata käyttäen biologisia ja taloudellisia kriteereitä. Puhtaasti luonnonvaraisessa kehityksessä tiheydestä riippuvat elinympäristön, kuten ravintovarojen muutokset säätelevät eläinpopulaatioiden runsaudenvaihtelua (Fowler 1987). Tasapainotila herbivorien ja ravintovarojen välillä edustaa maksimaalista populaatiotiheyttä, ellei predaatiolla ole merkitystä. Kantokkyky ilmaistaan usein K-kantokkykyynä (tai eloonjäämistiheys, potentiaalinen tai ympäristövaikutteinen kantokkyky) (Macnab 1985). Kun eläinpopulaatio lisääntyy kehityksessä kohti tasapainotilaa, K-kantokkyky kuitenkin helposti ylitetään seurauksena ravintokasvien ylikulutus. Tällöin lisääntyminen kääntyy laskuun, sekä vanhimpien että nuorimpien ikäluokkien kuolleisuus on suurta ja lisääntymisteho heikkenee. Teoreettisessa tasapainotilanteessa sekä herbivorien että ravintokasvien tiheys pysyy vakiona.

Erlainen luonnon hyödyntäminen vaikuttaa herbivorien ravinnon määrään, laatuun ja käyttöön. Yleisesti ottaen tasapainohakuisuus esimerkiksi hirvieläintiheyksien määrittelyssä perustuu maksimaalisen tuoton kestävään hyödyntämiseen (tavoitteena optimitiheys, I-kantokkyky). Tällöin eläintiheys on huomattavasti pienempi kuin luonnonvaraisessa tasapainotilanteessa ja kasvillisuuden tiheys vastaavasti suurempi. Optimaalinen hirvieläintiheys pysyy vain ihmisen jatkuvan toiminnan tuloksena ja sitä voidaan perustella useilla muilla kuin luonnontilaiseen kehitykseen liittyvillä tekijöillä.

Ravintokasvien saatavuus, lajirunsaus ja puulajikohtainen uusiutumiskyky määrittelevät osaltaan, millaisia muutoksia pitkällä aikavälillä voi tapahtua. Esimerkiksi Kanadassa tehdyissä tutkimuksissa on laajojen alueiden todettu voivan pitää yllä 20–30 hirveä/1000 ha (Crête ja Jordan 1982, Crête 1989, Thompson ja Curran 1993). Skandinaviassa ja Euraasiassa hirvilaitumien kantokkyky on yleisesti ottaen heikompi kuin Amerikassa niukemasta ja herkemmin kuluvasta lajistosta johtuen. Hirvitiheydet vaihtelevat eri maissa n. 3–15/1000 ha. Metsän käyttöön kuuluva jatkuva uudistamistoiminta lisää ravintoa ja laitumien biologista kes-

tokykyä. Puulajien väliset erot syöntikulutuksen kestävyudessa ovat huomattavia. Lehtipuista nopeimmin kuluvat ne, joissa on vähiten oksia ja jotka ovat suosituinta ravintoa (Saether 1990). Haapa ja pihlaja kuuluvat näihin lajeihin. Koska niiden saatavuus ravinnoksi on vähentynyt taloudellisista syistä, kulutuksen vaikutus on suhteellisen suuri. Koivut sensijaan ovat lajeina suhteellisen kestäviä ja yleisiä ravintokasveja.

Kantokyky mitataan myös taloudellisin perustein ”yhteiskunnallisena sietokykynä”, jolloin käytetyt kriteerit voivat määräytyä monella tavalla. Esimerkiksi Etelä-Suomessa tehdyssä tutkimuksessa todettiin hirven käyttäneen keskimäärin noin 13 % saatavilla olevasta ravinnosta männyntaimikoissa, jotka sijaitsivat hirvitiheillä metsäalueilla (Heikkilä ja Härkönen 1993). Hirvitiheyksien nostamista ei kuitenkaan puolla se, että näillä alueilla noin viidesosassa taimikoista tavataan merkittävää vahinkoa latvatuhojen vuoksi.

3 Kulutuksen metsäaluekohtaiset vaikutukset

3.1 Luonnontilainen metsikkökehitys

Pitkäaikaisimpia mittauksia hirven kuluttavasta vaikutuksesta on tehty Pohjois-Amerikassa ja Venäjällä. Isle Royalen saarella Yläjärvellä on puustoja tarkastettu yli 30 vuotta hirviltä eristettyjä aitauksia käyttäen. 55 000 ha:n saari toimii eräänlaisena suurena ”tutkimuscafeteriana”, sillä alue on täysin luonnontilainen. Hirvitiheys alueella on tällä hetkellä noin 20/1000 ha, mutta se on suurimmillaan ollut 2–3-kertainen. Hirvikantaa ovat rajoittaneet sudet ja lisännyt palon jälkeinen metsän uudistuminen. Suden vaikutus on kuitenkin ollut toissijainen (vrt. Ballard ym. 1991) ja hirven ravinnon väheneminen on suurimmaksi osaksi selittänyt kannan runsaudenvaihtelua (Peterson ym. 1984). Vanhimmissa kokeissa tutkitaan tällä hetkellä hirven vaikutusta puuston siementuotantoon. Puulajisuhteita tiheä hirvikanta on muuttanut niin, että hyvin kelpaavien lehtipuiden ja balsamikuusen varttuneen puuston tiheydet ovat laskeneet (Snyder ja Jancke

1976). Vaikka balsamikuusen dominanssi yleisesti ottaen on hävinnyt, on uudistumiskykyistäkin metsää syntynyt. Hirven lisäksi puuston luontaisella tiheydellä onkin ollut suuri vaikutus metsikön rakenteen kehitykseen (Brandner ym. 1990). Ominaista jatkuvan syönnin alaisille metsiköille on kuitenkin suhteellisen suuri puulajiston diversiteetti, jota hirveltä eristettyjen aitausten metsikkökehityksessä lajien välinen kilpailu vähentää. Tiheän kasvuston luontainen harveneminen ja valon puute alikasvustossa on tyypillistä aidattujen alojen sukkessiolle. Taimitiheydet ovatkin hirvialoilla yleensä suuremmat kuin aitauksissa; vain marjakuusi (*Taxus canadensis*) ja lännenkanukka (*Cornus stolonifera*) ovat vähentyneet valikoivan syönnin seurauksena (Risenhoover ja Maass 1986). Boreaalisen alueen metsätyypeille on ominaista valkokuusen (*Picea glauca*) säilyminen varttuneessa puustossa ja lehtipuiden, kuten haavan (*Populus tremuloides*), pihlajan (*Sorbus americana*) ja paperikoivun (*Betula papyrifera*) tiheyden tai kasvun taantuminen sekä hirven vaikutuksesta että ilman sitä.

Kasvipeitteen jatkuva syöntikulutus on johtanut myös maaperässä muutoksiin (Naiman 1988). Lehtikarikkeen väheneminen ja valkokuusen yleistyminen vähentää typen mineralisoitumista, muuttaa mikrobi- ja muuta eliötoimintaa, heikentää maan tuottoa ja alentaa edelleen ravinnon saatavuutta (McInnes ym. 1992, Pastor ym. 1993). Muutokset ovat olleet merkitseviä suhteellisen suurilla metsäaluekohtaisilla hirvitiheyksillä, noin 20–45/1000 ha. Kehitys johtanee vähitellen hirvikannan luontaiseen alenemiseen ylikulutuksen seurauksena, kuten saarella on käynyt aiemminkin tiheyksien nousua 40–100/1000 ha (Brandner ym. 1990).

Venäjällä on hirvien syöntikulutusta mitattu aitauksilla noin 20 vuotta. Valdain noin 160 000 ha luonnontilaisen metsäalueen kokeet edustavat lähes eteläsuomalaista luontoa. Arvioitu hirvitiheys alueella on ollut yleensä noin 5/1000 ha. Hakkuiden puuttuessa metsä uudistuu hitaasti ja hirvet haeskelevat laikkuina syntyviä alikasvoksia. Kuluttava vaikutus näkyy tällöin selvästi: kuusi yleistyy nopeasti kuivallakin kankaalla ja tuoreella maalla tuloksena on harventunut, hitaasti nouseva sekametsä (Kuznetsov, julkaisematon) (kuva 1). Eräillä muilla alueilla saatujen tulosten mukaan lehtipuusto kuluu huomattavasti, kun hirvitiheys on 3–5 tai



Kuva 1. Hirven kulutuksen alainen hitaasti uudistuva aukko tuoreen kankaan metsikössä Valdain suojelualueella (yläkuva). Viereinen koeala, jolla hirven vaikutus on eristetty aitauksella n. 20 v aikaisemmin (alakuva).

enemmän, kun taas 2–3 tiheys säilyttää tasaisen kehityksen (Abaturov ja Smirnov 1992).

3.2 Metsänhoidollinen metsikkökehitys

Intensiivistä metsän käyttöä luonnehtivat hirven ravintovaroihinkin suuresti vaikuttavat viljelyyn perustuva uudistaminen, taimikonhoito ja toistuvat hakkuut. Pohjois-Amerikassa metsätalous on usein ollut suhteellisen ekstensiivistä, joten luontaisella kehityksellä on ollut paljon sijaa. Newfoundlandissa äskettäin mitatuilla koalueilla hirvitiheydet olivat olleet noin 30/1000 ha. Puulajisuhteet olivat yli 20 vuoden aikana kehittyneet hieman odotusten (Bergerud ja Manuel 1968) vastaisesti, sillä esimerkiksi koivu on säilynyt varttuneessa puustossa (Thompson ja Curran 1993). Balsamikuusen metsiköiden todettiin toisaalta harventuneen huolestuttavasti, osittain myös siksi että hirven hylkimä pensaskasvi, kapealehtikalma (*Kalmia angustifolia*) on päässyt lisääntymään ja ehkäisemään puiden uudistumista (Thompson ja Mallik 1988). Tiheissä talousmetsissä oli havaittu myös positiivisia vaikutuksia, sillä hirvet hoitivat osittain ylitiehan metsän harvennusta.

Kasvillisuuden kulumista on tarkasteltava myös suhteessa taimikonhoitoon. Havupuiden taimikoissa joudutaan lehtipuuvesakkoa usein säätelemään taimikoiden alkukehitysvaiheessa. Hirven on siksi usein toivottu hoitavan taimikoita luontaisesti. Jos hirvitiheys on riittävän suuri, menetetään kuitenkin talvisilla hirvialueilla todennäköisimmin myös männy. Kesäisillä ja syksyisillä elinpiireillä sensijaan lehtipuuston kulutuksella voi olla jonkinverran taimikonhoidollista vaikutusta. Esimerkiksi vesasyntyisen koivun kilpailevaa vaikutusta hirvi ei pysty poistamaan, joten taimikonhoito on hirvialueellakin tehtävä (Löyttyniemi ja Piisilä 1983, Heikkilä ja Härkönen 1993). Syöntikulutuksen lopullista vaikutusta puulajisuhteisiin voidaan arvioida vasta kasvatettavaa puustoa haittaavan vesakon poiston jälkeen. Taimikonhoidossa voidaan ilmeisesti säästää pihlajaa, jota hirvi kuluttaa verrattain nopeasti (Heikkilä ja Härkönen 1996). Kuusentaimikoissa lehtipuusto voi hirvitiheillä alueilla vähentyä syönnin seurauksena. Taimikoille ei yleensä aiheudu tuhoja, sillä kuusi on ravintokasvina harvinainen.

Syönti voi muuttaa ravintokasvin ominaisuuksia, mikä johtaa toistuvasti samojen taimyksilöiden kulumiseen (Löyttyniemi 1985, Bergström 1984).

Keski-Euroopassa ja Iso-Britanniassa yleinen saksanhirvi (*Cervus elaphus*) syö sekä puuntaimia että matalampaa kasvillisuutta. Ylläpidettävän kannan tiheystavoitteet riippuvat paljolti siitä, millaisia odoituksia on metsän tuoton suhteen. Noin 15 yksilöä/1000 ha ja sitä suuremmat tiheydet muuttavat puuvartisten kasvien sekä varpu- ja ruohokasvillisuuden runsaussuhteita (Mitchell ja McCowan 1986, Gill 1992). Muutokset kasvilajistossa aiheuttavat seurauksia niistä riippuvaan hyönteis- ja edelleen lintulajistoon (Baines ym. 1994). Valkohäntäpeuran on Pohjois-Amerikassa todettu estävän metsän uudistumista, kun tiheys nousee 30–50 yksilöön/1000 ha (Frellich ja Lorimer 1985).

Metsäkauris on territoriaalinen laji, joka siis elää samoilla reviiereillä pitkään. Sen kuluttava vaikutus saattaa olla tällöin verrattain täydellistä, sillä esimerkiksi kaikki meillä tavattavat havupuut kelpaavat pieninä taimina ravinnoksi. Pienten hirvieläinten tiheydet voivat kuitenkin olla suhteellisen suuria pienestä ravinnontarpeesta ja erilaisista ravintokasveista johtuen. Kauriita voi Keski-Euroopan oloissa olla 80–100/1000 ha ilman merkittävää vaikutusta puuntaimien elossaoloon (Gill 1992). Samat ja paikallisesti huomattavasti suuremmatkin tiheydet ovat yleisiä Ruotsissa ja Ahvenanmaalla (Sandvik 1992). Tällöin esiintyy myös metsänuudistamisessa ongelmia useimmilla puulajeilla.

4 Hirvieläintiheydet ja metsiköiden kuluminen Suomessa

Kun talvinen keskimääräinen hirvitiheys koko maassa maapinta-alaa kohti on hieman yli kahden, niin metsämaapinta-alaa kohti se on noin 3,5/1000 ha. Alueellista vaihtelua esiintyy suuralueiden kuten läänien välillä, mutta enemmälti vasta pienemmissä yksiköissä. Yhtenäisten metsäalueiden välillä erot saattavat jo olla suuria. Talvisena hirvitiheydenä on kuitenkin yleensä pidetty vasta yli

10/1000 ha. Koska elinpiirien vuodenaikaisvaihto on tavallista, tietyillä metsäalueilla tiheydet ovat talvikautena jatkuvasti keskimääräistä suurempia.

Hirvikannan tiheyden ja jakautumisen vaikutusta kuvaavat Uudellamaalla tehdyt tutkimukset. 1980-luvun lopulla tehtyä inventointia (Heikkilä 1993) verrattiin 12 vuotta aiempaan (Löyttyniemi ja Piisilä 1983). Alueellinen hirvitiheys aleni edellämääntuultujen tarkastusten välisenä aikana n. 6–7:stä 4 yksilöön/1000 ha. Tämä vaikutus näkyy selvästi pienentyneissä syöntiosuuksissa. Myöhemmässä tarkastuksessa hirven koskemia taimia oli seuraavat osuudet kokonaismäärästä (suluissa aikaisemman inventoinnin tulos): mänty 17 % (23 %), rauduskoivu 18 % (38 %), hieskoivu 10 % (38 %), pihlaja 50 % (80 %), haapa 40 % (50 %), ja paju 50 % (60 %). Näiden tulosten pohjalta on perusteltua olettaa, ettei ylikulutus ole minkään puulajin kohdalla maassamme keskimäärin kovinkaan merkittävää.

Metsikkö- ja metsäaluetasolla vaihtelu on kuitenkin suurta. Hirvitihentymäalueen (> 10 yksilöä/1000 ha) taimikoissa taimia oli 1980-luvun lopulla koskettu seuraavasti: mänty 36 %, rauduskoivu 50 %, hieskoivu 35 %, pihlaja 75 %, haapa 55 % ja pajut 60 %. Huomattava osa kosketuista taimista oli kuitenkin toipumiskykyisiä. Vuonna 1991 tehdyssä tutkimuksessa (Heikkilä ja Härkönen 1993) todettiin hirvitiheiden metsäalueiden (> 10 hirveä/1000 ha) mäntytaimikoissa pihlaja ylikulutetun toipumiskyvyttömäksi 54 %:ssa, haapa 35 %:ssa ja paju 13 %:ssa niistä taimikoista, joissa näitä puulajeja esiintyi. Hirvialueiden sijainnista on verrattain paljon tietoa ja niiden kartoitus on edelleen käynnissä. Taimikkotuhojen esiintymisen perusteella on arvioitu, että yhtä hirveä kohti estyy n. 0,1 ha:n mäntytaimikkoalan kehitys kokonaan (Löyttyniemi ja Piisilä 1983).

Voidaan olettaa, että hirvet muuttavat puulajisuhteita vähentämällä lehtipuustoa metsäalueilla, joilla hirvitiheydet ovat korkeimpia. Lehtipuuosuuden säilyttämistä pidetään kuitenkin edullisena maaperän hoidossa (Johansson 1982). Lehtimetsälle on ominaista korkeampi ravinteisuus ja pH verrattuna havumetsään (Mikola 1985, Tamminen 1991). Eri puulajit tuottavat ravinteiltaan toisistaan poikkeavaa kariketta (Viro 1955). Humuksen typpi- ja fosforipitoisuus on koivukarikkeen seurauksena suu-

rempi kuin mäntykarikkeen (Berg ja Staaf 1987). Hirven suosiman pihlajan lehtikarike on nopeammin hajoavaa kuin koivun (Mikola 1955). Leppää hirvet hylkivät, joten sen edullista kariketta voidaan saada hirvitiheilläkin aloilla. Koivun biomassassa on suhteellisen suuri, kilpailukyky kasvivyhdyskunnassa hyvä esimerkiksi pihlajaan verrattuna ja hirven kulutusta se kestää paremmin kuin muut ravintoon kuuluvat lehtipuut.

Lehtipuusto vähenee talousmetsissä sekä taimikonhoidossa että havupuiden vallatessa kasvutilan mänty- ja kuusimetsiköiden myöhemmässä kehitysvaiheessa. Esimerkiksi Viitasaaren koalueella talvinen hirvitiheys oli ravintovaroihin nähden kohtuullinen, noin 5–7 yksilöä/1000 ha. Koska syöntikulutus oli suhteellisen alhainen, oli männyntaimikon alkuvaiheen perkauksessa vähennetty varsinkin koivun mutta myös hirven yleensä nopeasti kuluttaman pihlajan taimitiheyttä (Heikkilä ja Härkönen 1996). Haavan esiintymiseen mäntytaimikoissa liittyy huomattava tuhoriski versoruostetaudin johdosta. Hirvieläinten aiheuttama kulutus liittyy siis suurelta osalta ihmisen taloudellisten tavoitteiden optimointiin.

Valkohäntäpeura esiintyy samalla alueella eteläosissa maata kuin hirvi ja metsäkauris. Näiden lajien ravintoon kuuluu samoja kasveja mustikasta mäntyyn (Andersson ja Koivisto 1980, Cederlund ym. 1980). Puuvartisten kasvien kuluttajana peura on etenkin alkutalvesta hyvin valikoiva, mikä kuitenkin muuttuu talven aikana (Brown ja Doucet 1991). Kuluttavan ravinnonkäytön vaikutusta lisää se, että nämä lajit ovat fysiologisesti sopeutuneet samankaltaiseen ravinnon valintaan (Hofmann 1989).

Pienemmistä hirvieläimistä poron laidunnus saattaa aiheuttaa pohjoisessa paitsi jäkälämaiden kulumista myös puuvartisten kasvien huomattavaa kulutusta mekaanisesti vioittamalla (Helle ja Moilanen 1993). Lajille on ominaista kuitupitoisten oksien välttäminen (Hofmann 1989). Koivun lehtien syönnillä on kuitenkin kuluttavaa merkitystä (Haukioja ja Heino 1974). Pitkän ajan kuluessa tapahtuvista muutoksista toipuminen voi olla kasvillisuudessa hidasta kylmissä olosuhteissa ja myös maaperävaikutukset pitkäaikaisia.

5 Kulutuksen mittaus ja sovellutukset

Hirvieläinten ravinnonkäytön määrää eri vuodenaikoina on mitattu arvioimalla päivittäistä kulutusta (Schwartz ym. 1984). Talviselle ravinnonotolle on tyypillistä otetun määrän ja valikoivuuden väheneminen sekä suuri kasvillisuutta kuluttava vaikutus silloin, kun ravintoa on niukasti (Renecker ja Hudson 1986). Kantokykyä on myös mallitettu koekallisesti tyypillisen ravintokasvin vuotuisen kasvun kulutuksena saatavilla olevan biomassan eri tasoilla (Regelin ym. 1987).

Keski-Euroopassa on tehty metsäalueittaista tutkimusta kulutuskestävyydestä nisäkkäiden suhteen mittaamalla varpujen sekä ruoho- ja puuvartisten kasvien saatavilla olevat biomassat (Homolka ja Heroldová 1990). Kulutuksen arvioitiin kestävyyden vaarantumatta voivan nousta noin 30 %:iin, minkä mukaan on mahdollista laatia suositukset eläintiheyksille. Saatavilla olevan ravinnon mittauksissa on pyritty laajempiinkin metsäalueellisiin luokituksiin (Bobek ym. 1975).

Hirvieläintiheyksiin kiinnitetään puustovaikutusten yhteydessä vähintäänkin taustatekijänä huomiota. Ruotsissa tehdyssä verrattain laajassa tutkimuksessa ei todettu selvää yhteyttä taimikkotuhojen ja alueellisten hirvitiheyksien välillä (Lavsund 1994). Tämä saattaa johtua siitä, että metsäalueiden muillakin kuin taimikoiden ravintovaroilla on suuri merkitys. Hörnbergin (1995) mukaan Pohjois-Ruotsin hirvitiheillä alueilla kulutus on suhteellisen suurta maan eteläosiin verrattuna niukempien ravintovarojen johdosta.

Pohjois-Amerikassa tehdyissä useissakin tutkimuksissa on todettu eläintiheyksien selittävän kulutuksen vaikutusta puuston elinkelpoisuuteen, jos saatavilla olevan ravinnon määrä, kuten taimitiheydet, huomioidaan (Brandner ym. 1990, Thompson ym. 1992). Balttiassa ja Puolassa yhtä hirveä kohti on suositeltu 20–30 ha alle 20 vuotiaita nuoria metsiköitä ravinteisuudesta riippuen (Morow 1974, Baleisis ja Padaiga 1975). Taimikkokohtaisen kestävyyden on todettu riippuvan taimitiheydestä (Vivås ja Saether 1987, Heikkilä ja Mikkonen 1992).

Etelä-Suomessa hirven todettiin kuluttaneen hirvitiheiden alueiden mäntytaimikoista 6 %:ssa yli 60

% saatavilla olevasta oksabiomassasta (Heikkilä ja Härkönen 1993). Verrattaessa kulutusta hirvitiheyteen voidaan kuitenkin päätellä huomattavan osan talvikautisesta ravinnosta otetun muualta kuin taimikoista. Näitä ”vaihtoehtoisia” ravintovaroja voidaan myös lisätä (Lääperi 1990) ja niiden käyttö on kokonaiskulutuksen ja tuhovaikutusten suhteen merkityksellistä.

6 Päätelmät

Johtuen hirvieläinten suuresta vaikutuksesta kasvillisuuteen on pyritty vertaamaan niiden populaatioita ravintovaroihin ja määrittelemään pysyvästi kestäviä kannan tiheyksiä. Tähän on eräitä edellytyksiä, sillä hirvieläinten ravinnonkäytön perusteita on tutkittu verrattain paljon. Käytettävissä on usein vuotuisen seurantaan perustuvia arvioita alueellisista yksilötiheyksistä sekä tietoja kuluttavan ravinnonkäytön vaikutuksista kasvien ja kasviyhdyksien kehitykseen.

Kantokyvyn määrittelyssä käytettävät kriteerit vaihtelevat tavoitteista riippuen. Nykyisin metsäalueiden käytössä otetaan huomioon useita rinnakkaisia ja päällekkäisiä tavoitteita. Metsän taloudellisen hyödyntämisen oheistavoitteeksi asetetaan monimuotoisuuden säilyttäminen. Talousmetsiä ja suojealueita hoidetaan rinnakkain eikä irrallisina ekologisina kokonaisuuksina. Esimerkiksi hirvieläinten elinpiirien sijoittuminen ei noudata näitä rajoja. Metsäkasvillisuuden kantokyvyn määrittelyssä nämä vuorovaikutukset tulisi ottaa huomioon. Kulutuksen suhteen voidaan myös harkita, kuinka kattavia tavoitteita metsikkö- tai metsäaluetason monimuotoisuuden sisältyy potentiaalisen kasvi- ja eläinlajiston suhteen.

Hirvitiheyksiä voidaan Suomessa määrittää jatkuvan seurannan johdosta suurehkoille pinta-aloille. Sensijaan pienemmissä yksiköissä tiheyskäsite on usein varsin epäselvä, siten myös tiheydestä riippuvat muutokset kuten kulutus. Esimerkiksi talvialueiden keskimääräistä huomattavasti suuremmat tiheydet metsäpinta-aloja kohti ovat normaali ilmiö, jonka syyt ja vaikutukset tulee tuntea kestävä metsikkökehitystä ajatellen.

Metsiköiden kehitykseen vaikuttavan kulutuksen mittausta edellyttää paitsi eläintihyeyksien myös ravintovarojen tuntemista. Metsäkuviointiin liittyvää ravintovarojen luokitusta kehittämällä voitaisiin sekä määrällisistä että laadullisista tekijöistä saada merkittävästi enemmän tietoa. Ravinnon valinnan vuodenaikaisvaihtelun syy- ja seuraussuhteita analysoimalla voidaan selittää elinpiirien käytön perustekijöitä. Suunnittelun yhteydessä tehtävät arviot ravintokasvien kumulatiivisesta kulutuksesta tuottaisivat tietoa tulevaa kehitystä ennakoitaessa. Informaatiota tarvitaan myös mahdollisuuksista hirven ravinnonkäytön ohjaukseen ja metsänkäytön yhteydessä syntyvien vaihtoehtoisten ravintovarojen hyödyntämiseen kuluttavia vaikutuksia vähentävällä tavalla.

Luonnontilaisesti kehittyvillä suojelluilla metsäalueilla, jotka kuuluvat tiheiden hirtalueiden piiriin, jatkuva kulutus saattaa huomattavastikin muuttaa metsiköiden rakennetta. Muutokset ovat luonnontilan suhteen kuitenkin poikkeavia, sillä hirtipopulaatiot kehittyvät pääasiassa ympäröivien talousmetsien tuottamien ravintovarojen varassa. Niissä puolestaan on otettava huomioon myös metsän käsittelyn vaikutus puulajisuhteisiin ja koko metsäekosysteemin kehitykseen. Vertailevat kokeet kulutuksen alaisesta ja siitä eristetystä kehityksestä antavat ohjeellista tietoa sekä taloudellisesti käsiteltyjen että suojelalueiden hoidossa.

Kirjallisuus

- Abaturov, B.D. & Smirnov, K.A. 1992. Formation of stands on clearings in forests with different moose population density. *Bulletin Moskovskava Obshestva Ispuatelij Prirodi Otdelenie Biologii* 97(3): 3–12.
- Andersson, E. & Koivisto, I. 1980. Valkohäntäpeuran talviravinto ja vuorokausirytm. *Suomen Riista* 27: 84–92.
- Baines, D., Sauge, R.B. & Baines, M.M. 1994. The implications of red deer grazing to ground vegetation and invertebrate communities of Scottish native pine-woods. *Journal of Applied Ecology* 31: 776–783.
- Baleisis, R.M. & Padaiga, V.I. 1975. Vlijanie losja na lesovozobnovlenie v litovskoj SSR. *Lesovedenie* 3: 67–73.
- Ballard, W.B., Whitman, J.S. & Reed, D.J. 1991. Population dynamics of moose in South-Central Alaska. *Wildlife Monographs* 114. 49 s.
- Berg, B. & Staaf, H. 1987. Release of nutrients from decomposing white birch leaves and Scots pine needle litter. *Pedobiologia* 30: 55–63.
- Bergerud, A.T. & Manuel, F. 1968. Moose damage to balsam fir-white birch forests in central Newfoundland. *Journal of Wildlife Management* 32(4): 729–746.
- Bobek, B., Borowski, S. & Dzieciolowski, R. 1975. Browse supply in various forest ecosystems. *Polish ecological studies* 1,2: 17–32.
- Brandner, T.A., Peterson, R.O. & Risenhoover, K.L. 1990. Balsam fir on Isle Royale: effects of moose herbivory and population density. *Ecology* 71(1): 155–164.
- Brown, D.T. & Doucet, G.J. 1991. Temporal changes in winter diet selection by white-tailed deer in a northern deer yard.
- Cederlund, G., Ljungqvist, H., Markgren, G. & Stålfelt, F. 1980. Foods of moose and roe-deer at Grimsö in Central Sweden – results of rumen content analyses. *Swedish Wildlife Research Viltrevy* 11(4): 169–247.
- Crête, M. 1989. Approximation of K carrying capacity for moose in eastern Quebec. *Canadian Journal of Zoology*. 67: 373–380.
- & Jordan, P.A. 1982. Population consequences of winter forage resources for moose, *Alces alces*, in Southwestern Québec. *The Canadian Field-Naturalist* 96(4): 467–475.
- Fowler, C.W. 1987. A review of density dependence in populations of large mammals. In: *Current Mammalogy Vol. 1.* (edit. by Hugh H. Genoways): 401–441.
- Frelich, L.E. & Lorimer, C.G. 1985. Current and predicted long-term effects of deer browsing on hemlock forests in Michigan, USA. *Biological Conservation* 34: 99–120.
- Gill, R.M.A. 1992. A review of damage by mammals in north temperate forests: 3. Impact on trees and forests. *Forestry* 65(4): 363–388.
- Hansen, H.L., Krefting, L.W. & Kurmis, V. 1973. The forests of Isle Royale in relation to fire history and wildlife. University of Minnesota, Technical Bulletin 294, Forestry Series 13. 43 s.
- Heikkilä, R. 1993. Ravinnon määrän ja puulajikoostumuksen vaikutus hirven ravinnonkäyttöön ja taimituihoihin mäntytaimikoissa. Summary: Effects of food quantity and tree species composition on moose (*Alces alces*) browsing in Scots pine plantations. *Folia Forestalia* 815. 18 s.
- & Härkönen, S. 1993. Moose (*Alces alces* L.) browsing in young Scots pine stands in relation to the

- characteristics of their winter habitats. Tiivistelmä: Hirven ravinnonkäyttö mäntytaimikoissa ja sen riippuvuus ympäristötekijöistä. *Silva Fennica* 27(2): 127–143.
- & Härkönen, S. 1996. Effects of moose on young stands relation to forest management. *Forest Ecology and Management* 88: 179–186.
- & Mikkonen, T. 1992. Effects of density of young Scots pine (*Pinus sylvestris*) stand on moose (*Alces alces*) browsing. Tiivistelmä: Männyntaimikon tiheyden vaikutus hirven ravinnonkäyttöön. *Acta Forestalia Fennica* 231. 14 s.
- Helle, T. & Moilanen, H. 1993. The effects of reindeer grazing on the natural regeneration of *Pinus sylvestris*. *Scandinavian Journal of Forest Research* 8: 395–407.
- Hofmann, R.R. 1989. Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. *Oecologia* 78: 443–457.
- Homolka, M & Heroldová, M. 1990. Vegetation as the food supply for game in a forest near Hostenice. *Acta Sc. Nat. Brno* 24(11): 1–40.
- Hörnberg, S. 1995. Moose density related to occurrence and consumption of different forage species in Sweden. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Forest Survey, Report 58. 98 p.
- Johansson, M.B. 1982. Decomposition and nutrient release from leaf litters in pine stands with and without occurrence of birch. In: Lundmark, J.E. (ed.). Properties and ecological effects of birch in mixed stands with Scots pine. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Forest Ecology and Forest Soils, Research Notes 40.
- Kuznetsov, G.V. 1987. Habitats, movements and interactions of moose with forest vegetation in USSR. Swedish Wildlife Research, Suppl. 1: 201–211.
- Lavsund, S. 1994. Älgskador – betydelse och begränsning. *Skogsakta* 18: 78–89.
- Lääperi, A. 1990. Hoidettujen talvilaitumien vaikutus hirvituhoihin mäntytaimikoissa. Summary: Effect of winter feeding on moose damage to young pine stands. *Acta Forestalia Fennica* 212. 46 s.
- Löytyniemi, K. 1985. On repeated browsing of Scots pine saplings by moose (*Alces alces*). Seloste: Männyntaimien toistuvasta hirvivioituksesta. *Silva Fennica* 19(4): 387–391.
- & Piisilä, N. 1983. Hirvivahingot männyn viljelytaimikoissa Uudenmaan-Hämeen piirimetsälautakunnan alueella. Summary: Moose (*Alces alces*) damage in young pine plantations in the Forestry Board District Uusimaa-Häme. *Folia Forestalia* 553. 23 s.
- Macnab, J. 1985. Carrying capacity and related slippery shibbolets. *Wildlife Society Bulletin* 13: 403–410.
- Markgren, G. 1978. Älgstammens explosionsartade tillväxt. Summary: Factors behind the recent strong growth of certain Swedish populations of moose (*Alces alces*). *Fauna och Flora* 73(1): 1–8.
- McInnes, P.F., Naiman, R.J., Pastor, J. & Cohen, Y. 1992. Effects of moose browsing on vegetation and litter of the boreal forest, Isle Royale, Michigan, USA. *Ecology* 73(6): 2059–2075.
- Mikola, P. 1955. Kokeellisia tutkimuksia metsäkarikkeiden hajaantumisnopeudesta. Summary: Experiments on the rate of decomposition of forest litter. *Communications Institutii Forestalis Fenniae* 43(1). 50 s.
- 1985. The effect of tree species on the biological properties of forest soil. Naturvårdsverket, Rapport 3017. 27 s.
- Mitchell, B. & McCowan, D. 1986. Patterns of damage in relation to the site preferences of deer in an enclosed plantation of Sitka spruce and lodgepole pine. *Scottish Forestry* 40: 107–117.
- Morow, K. 1976. Food habits of moose from Augustow Forest. *Acta Theriologica* 21(5): 101–116.
- Naiman, R.J. 1988. Animal influences on ecosystem dynamics. *BioScience* 38(11): 750–752.
- Nygrén, T. & Pesonen, M. 1993. The moose population (*Alces alces* L.) and methods of moose management in Finland, 1975–89. *Finnish Game Research* 48: 46–53.
- Pastor, J., Dewey, B., Naiman, R.J., McInnes, P.F. & Cohen, Y. 1993. Moose browsing and soil fertility in the boreal forests of Isle Royale National Park. *Ecology* 74(2): 467–480.
- Peterson, R.O., Page, R.E. & Dodge, K.M. 1984. Wolves, moose and the allometry of population cycles. *Science* 224: 1350–1352.
- Regelin, W.L., Hubbert, M.E., Schwartz, C.C. & Reed, D.J. 1987. Field test of a moose carrying capacity model. *Alces* 23: 243–284.
- Renecker, L.A. & Hudson, R.J. 1986. Seasonal foraging rates of free-ranging moose. *Journal of Wildlife Management* 50(1): 143–147.
- Risenhoover, K.L. & Maass, S.A. 1987. The influence of moose on the composition and structure of Isle Royale forests. *Canadian Journal of Forest Research* 17: 357–364.
- Saether, B-E. 1990. The impact of different growth pattern on the utilization of tree species by a generalist herbivore, the moose *Alces alces*: Implications of optimal foraging theory. *Behavioural Mechanisms of Food Selection*. NATO ASI Series, Vol. G 20: 323–340.
- Sandvik, M. 1992. Rådjursbetning i tall- och granförnygringar – ett växande problem på Åland. Sveriges

- Lantbruksuniversitet, Institutionen för viltekologi, Nr. 11. 51 s.
- Schwartz, C.C., Regelin, W.L. & Franzmann, A.W. 1984. Seasonal dynamics of food intake in moose. *Alces* 20: 223–244.
- Senft, R.L., Coughenour, M.B., Bailey, D.W., Rittenhouse, L.R., Sala, O.E. & Swift, D.M. 1987. Large herbivore foraging and ecological hierarchies. *BioScience* 37(11): 789–799.
- Snyder, J.D. & Janke, R.A. 1976. Impact of moose browsing on boreal-type forests of Isle Royal National Park. *American Midland Naturalist* 95: 79–92.
- Tamminen, P. 1991. Kangasmaan ravinnetunnusten ilmaiseminen ja viljavuuden alueellinen vaihtelu Etelä-Suomessa. *Folia Forestalia* 777. 40 s.
- Thompson, I.D. 1988. Moose damage to pre-commercially thinned balsam fir stands in Newfoundland. *Alces* 24: 56–61.
- & Curran, W.J. 1993. A reexamination of moose damage to balsam fir – white birch forest in central Newfoundland: 27 years later. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 1388–1395.
- , Curran, W.J., Hancock, J.A. & Butler, C.E. 1992. Influence of moose browsing on successional forest on black spruce sites in Newfoundland. *Forest Ecology and Management* 47: 29–37.
- & Mallik, A.U. 1988. Moose browsing and allelopathic effects of *Kalmia angustifolia* on balsam fir regeneration in central Newfoundland. *Canadian Journal of Forest Research* 19: 524–526.
- Viro, P.J. 1955. Investigations on forest litter. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 45(6). 65 s.
- Vivås, H.J. & Saether, B-E. 1987. Interactions between a generalist herbivore, the moose *Alces alces*, and its food resources: an experimental study of winter foraging behaviour in relation to browse availability. *Journal of Animal Ecology* 56: 509–520.

57 viitettä