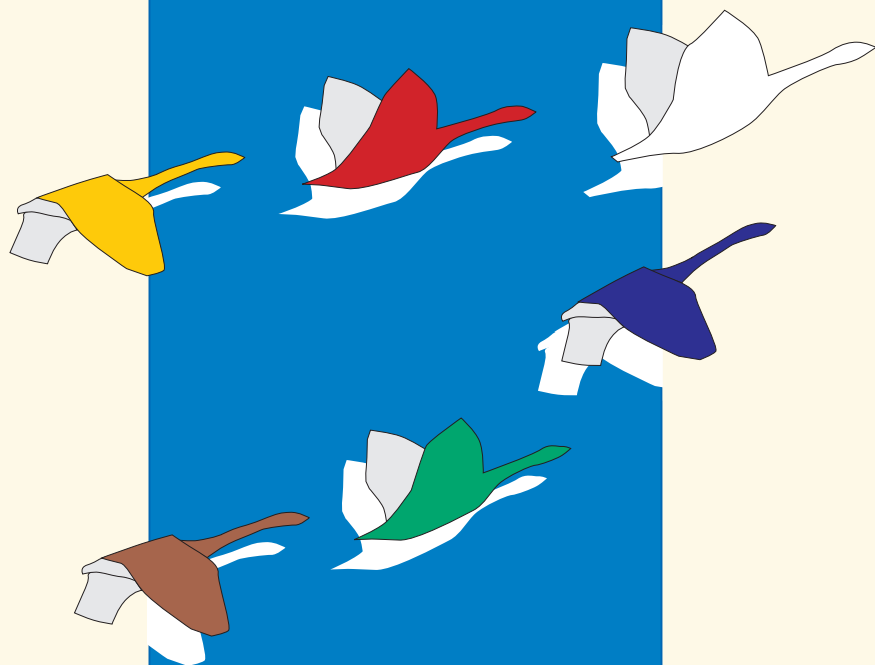


NATURPOLIS

K U U S A M O

Koulutus- ja kehittämispalvelut



**KOILLISMAAN LUONTO
JA LUONNONVARAT
TUTKIMUSKOHTENA**

Tutkimuksia 2/2003

Pirkko Siikamäki (toim.)



RAKENNERAHASTOT

Naturpolis Kuusamo koulutus- ja kehittämispalvelut
Tutkimuksia 2 / 2003

KOILLISMAAN LUONTO JA LUONNONVARAT TUTKIMUSKOHTENA

Pirkko Siikamäki (toim.)

Kuusamon kaupunki
Naturpolis Kuusamo koulutus- ja kehittämispalvelut
Oulangantie 1, 93600 Kuusamo
www.naturpolis.fi/julkaisut

ISBN 952-5458-13-X (nid.)
ISBN 952-5458-14-8 (pdf)
ISSN 1458-1353

Kuusamo 2003



RAKENNERAHASTOT



LUKIJALLE

Naturpolis Kuusamo koulutus- ja kehittämispalvelut -yksikkö toimii Oulun yliopiston, Oulun seudun ammattikorkeakoulun, Pohjois-Pohjanmaan kesäyliopiston, Koillismaan elinkeinoelämän ja Kuusamon kaupungin välisenä koulutuksen ja tutkimustoiminnan yhdyssteenä. Yliopistollista tutkimusta on alueella kehitetty Kuusamon kaupungin ja Oulun yliopiston yhteistyöohjelman kautta. Tutkimuksen osalta tavoitteena on tuottaa elinkeinoelämän ja julkisyhteisöjen kehittämistä tukevaa tietoa sekä nostaa alueen osaamistasoa.

Tämä julkaisu kokoaa Kuusamon kaupungin ja Oulun yliopiston yhteistyöohjelman luonto ja luonnonvarat painopistealalla v. 2001-2003 tehtyjen tutkimusten tuloksia. Yhteistyöohjelman tutkimustyötä ovat rahoittaneet Euroopan unioni (ESR), Pohjois-Pohjanmaan liitto, Kuusamon kaupunki ja Oulun yliopisto. Luonto ja luonnonvarat -teeman tutkimukset tyypillisesti ovat olleet osana laajempia Oulun yliopiston biologian laitoksen tutkimusprojekteja, jotka ovat omien tutkimusyhteyksiensä kautta linkittyneet laajoihin kansallisiin ja kansainvälisiin osaamisverkostoihin. Tutkimusraportti sisältää seitsämän teemaan kuuluvaa osajulkaisua, joissa tavoitteena on yleistajuisella tavalla esittää sovellusten kannalta keskeisimmät tulokset ja tuorein alan tietämys. Tutkimuksista on valmistunut tai valmisteilla kaikkiaan 12 opinnäytetyötä.

Kiitän lämpimästi kaikkia tämän julkaisun tekemisprosessissa mukanaolleita tahoja ja henkilöitä. Julkaisuun on koottu paljon jo-olemassa olevaa tietoa sekä myös ennen julkaisematonta tutkimustietoa pohjoisesta luonnosta ja luonnonvaroista. Toivonkin, että tämän julkaisu tulee saavuttamaan laajan lukijajoukon ja siten osaltaan toteuttaa tavoitettamme asian-
tuntijuuden välittämisestä alueelle.

Kuusamossa parhaan syysruskan aikaan 2003

Pirkko Siikamäki
Oulangan biologisen aseman johtaja



OSA I - Mustikan flavonoidit (sivut 9–19)

Laura Jaakola, Kaisu Määttä-Riihinen & Anja Hohtola

OSA II - Puuvartisten koristekasvien menestyminen pohjoisessa (sivut 21–30)

Henna Pihlajaniemi, Mirja Siuruainen, Pasi Rautio,
Kari Laine & Satu Huttunen

OSA III - Koillismaa vesieliöiden historiallisena kohtauspaikkana (sivut 31–42)

Jussi Kuusela, Riikka Holopainen & Jaakko Lumme

OSA IV - Metson (*Tetrao urogallus*) soidinalueiden suojeleminen - geneettisten menetelmien soveltaminen (sivut 43–55)

Joanna Aalto, Hannaleena Mäki-Petäys & Markku Orell

OSA V - Oulankajoen vesistön taimenkannat (sivut 57–70)

Ari Huusko & Maare Saraniemi

OSA VI - Kestävä luontomatkoilu (sivut 71–84)

Enni-Maria Junnila, Anne Törn, Tarja Kälkjä,
Pirkko Siikamäki & Anne Tolvanen

OSA VII - Luonnon monimuotoisuuden säilyttäminen talousmetsissä (sivut 85–97)

Mikko Mönkkönen, Eija Hurme, Anna-Liisa Sippola,
Taina Hanhimäki & Maarit Ukkola



OSA I MUSTIKAN FLAVONOIDIT

Laura Jaakola¹, Kaisu Määttä-Riihinen² & Anja Hohtola¹

¹*Biologian laitos, Oulun yliopisto, PL 3000, 90014 Oulu*

²*Soveltavan biotekniikan instituutti, Kuopion yliopisto, PL 1627, 70211 Kuopio*



TIIVISTELMÄ

Mustikat sisältävät runsaasti flavonoidiyhdisteitä, joiden terveysvaikutuksista on tehty paljon tutkimuksia viime vuosina. Flavonoideilla on kasveissa monia tärkeitä tehtäviä, esimerkiksi kukkien ja marjojen väriä antavina pigmentteinä, pölyttäjiä ja siementen levittäjiä houkuttamina tai puolustuksessa stressiä aiheuttavia tekijöitä vastaan. Oulun yliopiston biologian laitoksen ja Kuopion yliopiston soveltavan biotekniikan instituutin yhteistyönä on selvitetty flavonoidien biosynteesiä mustikassa. Tutkimuksessa havaittiin, että flavonoidikoostumus vaihtelee huomattavasti kasvin eri osissa ja marjan kehityksen aikana. Samalla todettiin myös, että valo-olosuhteet vaikuttavat mustikan lehtien flavonoidibiosynteesireitin geenien toimintaan sekä flavonoidikoostumukseen. Tutkimuksen yhteydessä optimoitiin menetelmä mustikan suuttomaan lisäykseen eli solukkoviljelyyn.

JOHDANTO

Mustikka (*Vaccinium myrtillus* L.) on puolukan (*V. vitis-idaea* L.) ohella tärkeimpiä luonnonvaraisia marjakasveja Pohjois-Euroopassa. Mustikka ja puolukka ovat tunnusomaisia kenttäkerroksen lajeja boreaalisissa havumetsissä kattaen noin puolet metsiemme kenttäkerroskasvillisuudesta (Salo 1995). Siten niillä on myös suuri merkitys pohjoisten ekosysteemien kannalta. Mustikka kasvaa tuoreiden ja kuivahkojen kangasmetsien lajina Euroopan ja Aasian alueella, yleisimmin Skandinavian ja Itä-Euroopan alueilla sekä korkeammilla vuoristoalueilla Keski- ja Etelä-Euroopassa.

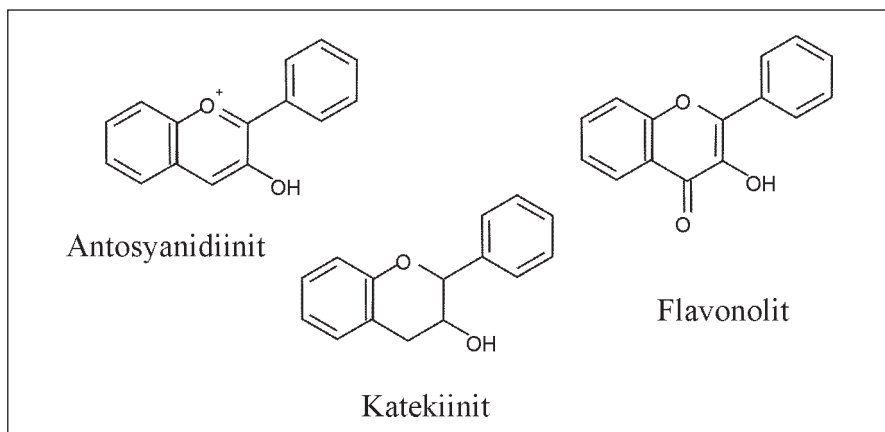
Mustikka kuuluu Ericaceae heimoon, *Vaccinium* -sukuun, jonka levinneisyysalue kattaa suuren osan pohjoista pallonpuoliskoa ja ulottuu lisäksi tropiikkiin vuoristoihin. Varpujen ohella sukuun kuuluu kookkaita pensaita ja jopa puumaisia lajeja. Taloudellisesti merkittäviä viljelykasveja ovat pohjoisamerikkalaiset pensasmustikat ja pensaskarpalo (*V. macrocarpon*). Hyvinä vuosina mustikan sato mustikkatyypin metsissä on jopa 200-400 kg/ha ja mustikkaa poimitaan kotikäyttöön ja kauppaan suuria määriä. Vuosittaisen sadon Suomessa on arvioitu olevan 42 ja 250 miljoonan kilon välillä.

Pohjoisten luonnonmarjojen on tutkimusten mukaan todettu olevan puhtaita raskasmetalleista (Laine ym. 1993) sekä sisältävän terveyttä edistäviä, bioaktiivisia yhdisteitä. Siten ne sopivatkin erinomaisesti nk. funktionaalisten elintarvikkeiden raaka-aineeksi.

MUSTIKKA – MONIPUOLINEN MARJA

Mustikka on monipuolinen hyötykasvi, terveellinen, ravitseva ja aromikas. Sen marjoja ja lehtiä on perinteisesti käytetty lääkekasvina, ensimmäiset maininnat lääkekasvikäytöstä löytyvät jo keskiajalta (Morazzoni & Bombardelli 1996). Mustikan marjojen sokeripitoisuus on vain 5-6 %, silti ne maistuvat makeammilta kuin monet muut marjat, koska mustikan hedelmähappopitoisuudet ovat alhaisia. Marjojen kivennäisainepitoisuus on hyvä, samaa tasoa kuin muidenkin suomalaisten kauppamarjojen, mangaania on enemmän kuin muissa marjoissa. Mustikka sisältää myös runsaasti antioksidanttisia yhdisteitä, askorbiinihappoa (C-vitamiinia), karoteinoideja sekä erityisesti flavonoideihin kuuluvia antosyaniiniväriaineita. Antioksidantit suojaavat elimistön soluja soluaineenvaihdunnassa syntyvien vapaiden radikaalien aiheuttamalta haitalliselta toiminnalta. Mustikan sisältämien yhdisteiden terveysvaikutuksista on tehty run-

saasti tutkimuksia viime vuosina (Kalt & Dufour 1997, Smith ym. 2000). Tieteellistä todistetta on mustikan terveyttä edistävästä vaikutuksesta sydän- ja verisuonitauteja (Bertuglia ym. 1995) sekä syöpää (Bomser ym. 1996, Katsube ym. 2003) vastaan. Mainittavaa on myös, että mustikasta ei ole löydetty lainkaan allergiaa aiheuttavia yhdisteitä. Mustikoiden on todettu kuuluvan rikkaimpien antioksidanttilähteiden joukkoon (Prior ym. 1998). Erityisesti flavonoidiyhdisteiden antioksidanttiset ja terveyttä edistävät vaikutukset ovat saaneet paljon huomiota viime vuosien aikana (Ross & Kasum 2002).



Kuva 1. Flavonoidien rakenteita.

FLAVONOIDIT

Flavonoidit ovat laaja ryhmä kasvien tuottamia sekundaarimetabolian yhdisteitä, jotka ovat osallisina monissa tärkeissä tehtävissä kasvien ja ympäristön vuorovaikutussuhteissa. Yli 6000 erilaista flavonoidia on identifioitu, ja monet niistä ovat yleisiä korkeammassa kasveissa (Harborne & Williams 2000). Kasvit panostavat yhteyttämistään hiilestä suuren määrän flavonoidiyhdisteisiin. Kemialliselta rakenteeltaan flavonoidit koostuvat C6-C3-C6 flavonirungosta, jonka kolmen hiilen silta fenyyliryhmien välillä on yleensä syklistoitunut happimolekyylillä (kuva 1.). Flavonoidit jaotellaan eri luokkiin perustuen keskusrenkaan tyydyttyneisyyteen ja hapetusas-

teeseen. Flavonoidit esiintyvät yleisimmin vesiliukoisina *O*-glykosideina, jolloin yksi tai useampia hydroksyyliiryhmiä on liittynyt sokeriin. Flavonoidit kertyvät yleensä kasvisolujen vakuoleihin, jotka ovat solukalvon ympäröimiä erillisiä solurakenteita.

Flavonoidien biosynteesi

Flavonoidien biosynteesi tapahtuu primaarimetabolian tuotteista glykolyysin, sikkimaattireitin ja fenyylipropanoidimetabolian kautta. Flavonoidien A-renkas muodostuu kolmesta malonyliikoentsyymi-A-yksiköstä ja yhdestä asetyyliikoentsyymi-A-yksiköstä sekä hydroksikaneliha-posta nk. päästä häntään kondensaatiolla kalkonisyntaasi entsyymien katalysoimana. B-renkas tulee flavonoideihin fenyylipropaanijohdannaisen aromaattisesta osasta. C-renkas muodostuu fenyylipropaanin sivuketjun hiilien 1 ja 3 liittyessä A-renkaaseen. Kalkonirunko toimii välituotteena, josta eri flavonoidit muodostuvat (Bohm 1998).

Flavonoidibiosynteesin säätelyä geenitasolla on eniten tutkittu suhteessa antosyaanien biosynteesiin kukissa, esimerkiksi leijonankidalla ja petunialla. Tutkimukset valkokukkaisilla muodoilla ovat osoittaneet, että antosyanidiinien esiasteita ovat 2,3-*trans*-dihydro-3,4-*cis*-dihydroksiflavonolit. Suuri osa flavonoidien biosynteesireittien välivaiheista vastaavista entsyymeistä sekä niiden säätelygeeneistä tunnetaan nykyään aminohapposekvenssejä myöten. Kaikkia välivaiheita tai välivaiheista vastaavia säätelytekijöitä ei kuitenkaan vielä ole selvitetty (Winkel-Shirley 2001).

Flavonoidit kukkien ja marjojen pigmentteinä

Flavonoidit, erityisesti antosyaanipigmentit ovat etupäässä vastuussa kukkien ja hedelmien sinisistä, purppuran- ja oranssinpunaisista värisävyistä. Siten niiden tärkeänä tehtävänä kukkakasvien elinkierrossa on houkutelua pölyttäjiä sekä siementen levittäjiä. Kukkien ja hedelmien antosyaanit muodostuvat lähinnä kuuden aglykonin eri sokerijohdannais- eli glykosidimuodoista. Delfinidiini-johdannaiset antosyaanit vastaavat yleensä sinertävistä värisävyistä, syanidiini- ja pelagroniini-johdannaiset antosyaanit sinipunaisista ja oranssinpunaisista värisävyistä. Antosyaanit muodostavat komplekseja muiden yhdisteiden, niin sanottujen ko-pigmenttien kanssa, jotka voivat muuttaa pigmentin antamaa värisävyä. Ko-pigmentteinä voivat

toimia lähes kaikki kasvien fenoliset yhdisteet tai muut sekundaarimetabolian yhdisteet, kuten alkaloidit, puriinit, sekä esimerkiksi metalli-ionit. Myös muut tekijät, kuten lämpötila tai pH vaikuttavat lopulliseen värisävyyen.

Flavonoidit kasvien puolustusyhdisteinä

Flavonoideja esiintyy kaikissa kasvinosissa, erilaisissa tehtävissä. Tietyt flavonoidit suojaavat kasvisolukoita erilaisilta stressiä aiheuttavilta tekijöiltä, kuten UV-säteily, alhainen lämpötila tai kuivuus. Flavonoidit toimivat myös puolustuksessa taudinaiheuttajia vastaan. Myös maaperän alhainen typpipitoisuus lisää kasvien flavonoidipitoisuuksia (Dixon & Paiva 1995). Flavonoidien tehtävää UV-puolustuksessa pidetään niiden ehkä evolutiivisesti vanhimpina tehtävinä. Flavonoidiyhdisteet absorboivat voimakkaasti UV-valoa ja ne usein kertyvät kasvien pintasolukkoon. Viimeaikaiset tutkimukset vahvistavat olettamusta flavonoidien toiminnasta suojakilpenä liiallista UV-säteilyä vastaan (Winkel-Shirley 2002).

MUSTIKAN FLAVONOIDIT

Oulun yliopiston biologian laitoksen ja Kuopion yliopiston soveltavan biotekniikan instituuttiin yhteistyötutkimuksessa on selvitetty mustikan flavonoidien biosynteesiä marjan kypsymisen aikana (Jaakola ym. 2002). Työssä selvitettiin myös luonnosta harvinaisena löytyneiden värimuunnosmuotojen, valkoisten ja vaaleanpunaisten mustikoiden flavonoidikoostumusta (antosyaanit, flavonolit ja proantosyanidiinit) ja flavonoidibiosynteesireitin tärkeimpien avainentsyymigeenien toimintaa. Lisäksi tutkittiin valo-olosuhteiden vaikutusta flavonoidien biosynteesiin mustikan lehdissä (Jaakola ym. 2003).

Mustikan marjan kehitys kukasta kypsään marjaan kestää tavallisimmin 8 – 10 viikkoa, vaihdellen sääoloista riippuen eri vuosien välillä. Väriä antavat antosyaanipigmentit kertyvät marjaan kahdesta kolmeen viikkoon kestävän kypsymisvaiheen aikana. Kypsien mustikoiden antosyaanipitoisuus on korkea, ja se koostuu 15 erilaista antosyaniinistä, jotka ovat viiden eri antosyaniiniin (syaniidiini, delfinidiini, malvidiini, peonidiini ja petudiniini) glykosideja. Flavonoidibiosynteesireitin avainentsyymigeenien toiminnassa havaittiin korkein aktiivisuus juuri kypsymisvaiheen alkaessa. Osa geeneistä osoitti kuitenkin aktiivisuutta läpi koko marjan kehityksen. Flavonoleista mustikan marjat sisältävät kversetiiniä ja myrisetiiniä. Kversetiini-pi-

toisuudet marjoissa ovat korkeammat marjan kehityksen alkuvaiheessa ja laskevat marjan kypsyyssä. Myrissetiini-pitoisuudet kohoavat yhtä aikaa antosyaanien kertyessä. Flavonolit toimivat usein ko-pigmenttinä antosyaniineille. Kversetiinillä on myös kasvia suojaavia tehtäviä. Raaioissa marjoissa myös proantosyanidiinien pitoisuudet ovat korkeat, mutta ne laskevat marjan kehityksen myötä. Sama ilmiö on todettu muissa hedelmäsolukoissa, esimerkiksi viinirypäleellä. Proantosyanidiinien kitkerä maku ilmeisesti suojaa kehittyviä marjoja ja marjojen sisältämiä siemeniä liian aikaiselta syönniltä. Valkoisissa ja vaaleanpunaisissa värimuunnoksissa flavonoidibiosynteesireitin geenien aktiivisuus oli havaittavasti alhaisempi kuin tavalisissa mustikoissa. Myös flavonoidikoostumuksessa oli huomattava ero, antosyaanipitoisuudet olivat molemmissa värimuunnosmarjoissa määritysrajoja alhaisemmat.

Flavonoidien koostumus ja pitoisuudet mustikalla vaihtelevat eri kasvinosissa. Antosyaanien ollessa yleisimmät flavonoidit kypsissä marjoissa, lehdissä pääpaino on flavonoleissa, kversetiinin ollessa tärkein. Maavarsista löytyy vain proantosyanidineja. Mustikan kukissa on antosyaaneja, flavonoleja ja proantosyanidineja. Kukissa flavonoidit etupäässä houkuttelevat pölyttäjiä.

Kenttäkerrosrajina mustikka viihtyy parhaiten puolivarjoisalla kasvupaikalla. Voimakkaassa auringonpaisteessa sen ylimmät lehdet muuttuvat punertaviksi. Tutkimuksessa havaittiin, että voimakkaassa valossa kasvavien mustikoiden ylimmissä lehdissä flavonoidibiosynteesireitin geenit aktivoituvat. Myös valolehtien flavonoidikoostumuksessa havaittiin eroja. Erityisen voimakkaasti nousivat flavonoli kversetiinin pitoisuudet. Tutkimustulokset vahvistivat kversetiinin merkitystä lehtien suojauksessa UV-säteilyä vastaan. Lehtien sisältämät viherhiukkaset ovat vastuussa kasvin energian tuotannosta yhteyttämisen kautta. Viherhiukkasten yhteyttämissysteemin suojaus on sen vuoksi erityisen tärkeää. Valossa kasvaneissa lehdissä punaisina väriaineina olivat syanidiiniglykosidit. Proantosyanidiinien pitoisuudet olivat sen sijaan voimakkaalle valolle altistuneissa lehdissä alhaisemmat kuin varjolehdissä.

MUSTIKAN SOLUKKOLISÄYS JA VILJELYKOKKEET

Tutkimuksen yhteydessä optimoitiin tutkimusmateriaalin tuottoon mustikalle sopiva solukkolisäysmenetelmä (Jaakola ym. 2001). Solukkolisäys tarkoittaa kasvien suvutonta lisäämistä aseptisesti valmistetulla keinotekoisella kasvatusasustalla. Solukkolisäys perustuu kasvien kykyyn regeneroitua uudeksi kasviyksilöksi solukkopalasta, periaattessa samaan tapaan kuin

kasvien pistokaslisäyksessä kasvin oksaan muodostuu juuret. Solukkolisäys on kuitenkin useimmiten huomattavasti, jopa 1000 kertaa tehokkaampi lisäystapa verrattuna pistokaslisäykseen. Regeneraatiokyvyssä voi olla suuria eroja eri kasvilajien välillä. Erityisesti mustikalla pistokaslisäys on melko vaikeaa. Suvuton lisäys on hyödyllinen erityisesti, kun halutaan tuottaa saman geeniperimän omaavia kasviyksilöitä tutkimustarkoituksiin. Solukkolisäyksellä voidaan myös monistaa tiettyjä, hyviä kasviyksilöitä (esim. satoisia, suurimarjaisia, jne.) viljelykäyttöön. Kun tutkimukset eri yhdisteiden terveysvaikutuksista tuovat lisää spesifistä tietoa esimerkiksi tiettyjen yksittäisten flavonoidiyhdisteiden aktiivisuudesta, voi tulevaisuudessa olla mahdollista suunnata marjojen jalostusta terveellisempään suuntaan. Viime vuosina tehtyjen tutkimusten myötä kiinnostus mustikan viljelyyn tai puoliviljelyyn on lisääntynyt.

Kirjallisuusviitteet

- Bertuglia, S., Malandrino, S. & Colantuoni, A. 1995: Effect of *Vaccinium myrtillus* anthocyanosides on ischaemia reperfusion injury in hamster cheek pouch microcirculation. -Pharmacological Research 31:183-187.
- Bohm, B. 1998: Introduction of flavonoids. Harwood Academic Publishers, Singapore.
- Bomser, J., Madhavi, D. L., Singletary, K. & Smith, M. A. L. 1996: *In vitro* anticancer activity of fruit extracts from *Vaccinium* species. -Planta Medica 62: 212-216.
- Dixon, R. A. & Paiva, N. L. 1995: Stress-induced phenylpropanoid metabolism. -Plant Cell 7:1085-1097.
- Harborne, J. B. & Williams, C. 2000: Advances in flavonoid research since 1992. -Phytochemistry 55: 481-504.
- Jaakola, L., Tolvanen, A., Laine K. & Hohtola, A. 2001: Effect of N⁶-isopentenyladenine concentration on growth initiation *in vitro* and rooting of bilberry and lingonberry microshoots. -Plant Cell Tiss. Org. Cult. 66:73-77.
- Jaakola, L., Määttä, K., Pirttilä, A. M., Törrönen, R., Kärenlampi, S. & Hohtola, A. 2002: Expression of genes involved in anthocyanin biosynthesis in relation to anthocyanin, proanthocyanidin, and flavonol levels during bilberry fruit development. -Plant Physiol. 130:729-739.
- Jaakola, L., Määttä, K., Kärenlampi, S. & Hohtola, A. 2003: Activation of flavonoid biosynthesis by solar radiation in bilberry (*Vaccinium myrtillus* L.) leaves. -Käsikirjoitus, lähetytety.
- Kalt, W. & Dufour, D. 1997: Health functionality of blueberries. -HortTechnol 7: 216-221.
- Katsube, N., Iwashita K, Tsushida T, Yamaki K & Kobori M (2003) Induction of apoptosis in cancer cells by bilberry (*Vaccinium myrtillus*) and anthocyanins. J. Agric. Food Chem. 50: 519-525.
- Laine, K., Saari, E., Kemppainen, K., Pakonen, T. & Havas, P. 1993: Lapin metsämarjojen raskasmetallipitoisuudet. -Ympäristö ja terveys-lehti 7-8:443-449.
- Morazzoni, P. & Bombardelli, E. 1996: *Vaccinium myrtillus* L. -Fitoterapia 67:3-29.
- Prior, R. L., Cao, G., Martin, A., Sofic, E., McEwen, J., O'Brien, C., Lischner, N., Ehlenfeldt, M., Kalt, W., Krewer, G. & Mainland, M. 1998: Antioxidant capacity as influenced by total phenolic and anthocyanin content, maturity, and variety of *Vaccinium* species. - J. Agric. Food Chem. 46: 2686-2693.

- Ross, J. A. & Kasum, C. M. 2002: Dietary flavonoids: Bioavailability, metabolic effects, and safety. -Annu. Rev. Nutr. 22: 19-34.
- Salo, K 1995: Non-timber forest products and their utilization. -Teoksessa: Hytönen M (toim.), Multiple-use Forestry in the Nordic Countries. Gummerus Press, Jyväskylä, s. 117-155.
- Smith, M.A. L., Marley, K. A., Seigler, D., Singletary, K. W. & Meline, B. 2000: Bioactive properties of wild blueberry fruits. -J. Food Sci. 65: 352-356.
- Winkel-Shirley B. 2002: Biosynthesis of flavonoids and effects of stress. Curr. Opin. in Plant Sci. 5:218-223



OSA II PUUVARTISTEN KORISTEKASVIEN MENESTYMINEN POHJOISESSA

Henna Pihlajaniemi¹, Mirja Siuruainen², Pasi Rautio¹, Kari Laine² & Satu Huttunen¹

¹Biologian laitos, Oulun yliopisto, PL 3000, 90014 Oulu

²Kasvitieteellinen puutarha, Oulun yliopisto, PL 3000, 90014 Oulu



Yksi merkittävin kasvien levinneisyyttä pohjoisessa rajoittava tekijä on lämpötila. Kasvien tulee pystyä sopeutumaan tulevaan talveen ja kestäämään korkeitakin pakkasia lepotilassa. Palttumisen riskit kasveilla ovat suurimmillaan syksyllä ja keväällä, jolloin lämpötilavaihtelut ovat suuria. Luonnonkasveilla pohjoinen levinneisyysraja on lisääntymisraja. Koristekasveilla tämä raja on ns. "man-made" ja perustuu lähinnä talvenkestävyyteen. Koristekasvien kysyntä ja käyttötarve pohjoisessa on kasvanut 1980-luvulta lähtien, mutta tutkittua tietoa pohjoisessa kestävästä koristekasveista on vähän.

Pohjois-Suomen taimitarhatuotannon kehittämiseksi käynnistettiin vuonna 1984 Pohjoiskalottiprojekti, jonka tavoitteena oli kartoittaa ilmastoon sopeutuneita kasvikantoja, hankkia hyvälaatuista taimiaineistoa tuottajilta, tuottaa kasvit omalla alueella ja saada pohjoisen kasvikaupassa liikkuvat rahat jäämään Pohjoiskalotin alueelle. Tutkimus painottui Lapin läänin (Tigerstedt ym. 1987). Vuonna 1988 alkoi Oulun yliopiston kasvitieteen laitoksella Pohjois-Suomen viherrakentamisen käyttökasvien kehittämisprojekti, jossa kerättiin Oulun läänin kestäviä kasvikantoja (*kasvikannalla tarkoitetaan ryhmää sukulaisyksilöitä, jotka eroavat tiettyjen ominaisuuksien suhteen muista vastaavista saman kasvilajin ryhmistä*) sekä mikrolisäysmenetelmiä eri kasvikannoille (Alasaarela ym. 1989). Lisäksi käynnistettiin Sallan erityistuotantoprojekti Oulun yliopiston ja Sallan kunnan yhteistyöhankeena, tarkoituksena saada tietoa kasvien menestymisestä ilmastollisissa äärioloissa (Tarvainen ym. 1993). 1980-luvun lopulla aloitettiin Lapin taimitarhatuotannon kehittämisprojekti (Pasanen ym. 1991). Näiden lisäksi toimi vielä muita pienempiä projekteja. Edellä mainituista pohjoisen Suomen hankkeista ruvettiin myöhemmin käyttämään yhteisnimitystä POHKAS (ns. POHKAS-projekti) ja tutkimuksissa esiin tulleet parhaat kasvilajit/kannat valittiin jatkotutkimuksiin kantavalintakokeisiin ja niiden tiedot talletettiin POHKAS-rekisteriin.

POHKAS-jatkotutkimusten eli kantavalintakokeiden tarkoituksena oli löytää em. projektien aikana kerätystä taimiaineistosta talvenkestäviä, tauti- ja tuholaisvapaita ja koristearvolta hyviä puuvartisia koristekasveja (Pihlajaniemi ym. 2003). Tutkimuksessa löytyville parhaimmille kannoille/alkuperille voidaan hakea ns. FinE-tavaramerkkiä. FinE kirjaintunnus tulee sanoista Finnish elite, suomalainen valio. Tavaramerkki voidaan myöntää kasveille, jotka ovat Suomessa tutkittuja, perimältään korkealaatuisia, terveitä, helposti lisättäviä ja Suomen oloihin sopivia. Merkin ovat kehittäneet yhteistyössä Taimistoviljelijät ry ja Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus (MTT) (Juhanoja 2002).

KANTAVALINTAKOKEET

Kantavalintakokeet toteutettiin kenttäkokeilla, jotka alkoivat ensimmäisillä istutuksilla vuonna 1990 Oulun yliopiston koekentällä Sallan Naruskassa sekä Maatalouden tutkimuskeskuksen tutkimusasemilla Rovaniemellä, Ruukissa ja Sotkamossa. Varsinaisiin kantavalintatutkimuksiin valittiin 23 mikro- tai pistokaslisätyä puuvartista koristekasvikantaa, joista lähes kaikkien alkuperä oli pohjoissuomalainen. Taulukossa 1. esitellään kokeissa käytetyt kenttäkoeasvit. Osa kasveista on vielä ”työnimillä”, määrittäviä tehdään parhaillaan. Kaikki tutkimuskasvit on rekisteröity POHKAS-rekisteriin Ouluun ja Rovaniemelle.

Taulukko 1. Kenttäkoeasvit

Rekisterinro*	Tieteellinen ja suomalainen nimi	Alkuperä
O44M	<i>Rosa 'Splendens'</i> , valamonruusu	Tornio
O50M	<i>Rosa majalis 'Tornedal'</i> , tornionlaaksonruusu	Tornio
R1022M	<i>Rosa majalis 'Tornedal'</i> , tornionlaaksonruusu	Rovaniemen mlk
R290M	<i>Rosa x spaethiana</i> , neuvoksenruusu	Rovaniemi
R659P	<i>Potentilla fruticosa 'Tervola'</i> , pensashanhikki	Tervola
O84M	<i>Syringa vulgaris</i> , valkea pihasyreeni	Tornio
O87M	<i>Viburnum lantana</i> , villaheisi	Tornio
O91M	<i>Viburnum opulus f. roseum</i> , lumipalloheisi	Tornio
O89M	<i>Viburnum opulus f. roseum</i> , lumipalloheisi	Kempele
R293M	<i>Viburnum opulus f. roseum</i> , lumipalloheisi	Tervola
O2M	<i>Alnus incana 'Laciniata'</i> , sulkaharmaaleppä	Oulu
O9M	<i>Betula pendula 'Laciniata'</i> , loimaankoivu	Pietarsaari
O12M	<i>Betula pubescens f. rubra</i> , punakoivu	Kiiminki
O257M	<i>Populus tremula 'Erecta'</i> , pylväshaapa	Oulu
O38M	<i>Prunus maackii</i> , tuohituomi	Kiiminki
O69M	<i>Sorbus aucuparia 'Fastigiata'</i> , pylväspihlaja	Kempele
R1035M	<i>Rosa 'Poppius'</i> , suviruusu	Rovaniemi
R1028M	<i>Rosa 'Sipi'</i> , sipinruusu	Rovaniemen mlk
R329M	<i>Syringa x henryi 'Hirvas'</i> , puistosyreeni	Rovaniemen mlk
R327M	<i>Syringa x josiflexa 'Alvatar'</i> , kaarisyreeni	Rovaniemen mlk
R297M	<i>Syringa 'Paulus'</i> , syreeni	Rovaniemi
O302P	<i>Salix myrsinites</i> , lettopaju	Ylikiiminki
O303P	<i>Salix myrsinites</i> , lettopaju	Kittilä

*Lisäyspaikka: R=Rovaniemeltä, O=Oulusta; rekisterinnumero; lisäystapa: M=mikrolisäty, P=pistokaslisäty

Kenttäkokeissa havainnointi rakentui kolmesta osasta: 1) perushavainnot tehtiin ensimmäisenä ja toisena istutuksen jälkeisenä vuotena, 2) kasvu- ja kehitysseuranta kolmannesta istutuksen jälkeisestä vuodesta alkaen ja 3) erityisominaisuuksien havainnointi kolmantena ja viidentenä vuotena istutuksesta. Havaintojaksot jakaantuivat seuraavasti: kasvuunlähtö (huhtitoukokuu), kukinta (touko-heinäkuu), marjonta (heinä-elokuu) ja ruska (elo-lokakuu). Tulosten laskentaan otettiin mukaan havainnot vuosilta 1993 - 1999. Kasvit jaettiin ryhmiin, joiden sisällä vertailut kantojen/alkuperien paremmuudesta tehtiin. Ryhmitys oli seuraava: 1) ruusut, 2) syreenit, 3) heidet, 4) pensaat ja 5) puut. Tutkimusparametrit jaettiin menestymistä ja fenologiaa kuvaaviin. Menestymistä kuvasivat mm. talvenkesto, yleisvaikutelma, tautien ja tuhoilaisten kesto, kukkimisen ja marjomisen runsaus. Fenologisia parametreja olivat lehtimisen alku ja loppu, kukkimisen alku ja loppu, ruskan alku ja loppu sekä varisemisen alku ja loppu. Näistä laskettiin myös lehtimisen, kukkimisen ja ruskan kesto. Aineistosta tehtiin tilastolliset vertailut ryhmien sisällä eri alkuperien/kantojen välillä olevista, mahdollisesti tilastollisesti merkittävistä eroista.



Kuva 1. POHKAS-kantavalintakoe MTT:n Kainuun tutkimusasemalla Sotkamossa.

MENESTYVIÄ KASVEJA POHJOISEEN VIHERRAKENTAMISEEN

Tutkimuksen tämän hetkinen tilanne

POHKAS-aineistosta on koottu kaksi käsikirjoitusta kansainvälistä julkaisua varten ja yksi käsikirjoitus on tekeillä. Lisäksi aineistosta kootaan suomenkielinen julkaisu kotimaista yleisöä ajatellen. Kuten aiemmin mainittiin, tutkimuskasveilla on työnimet ja osaa kasveista määritetään parhaillaan, siksi seuraavat tulokset ovat alustavia ja muutoksia kasvien nimistöön voi vielä tulla.

Ruusut

Ruusut ovat vanhimpia viljeltyjä koristekasveja Suomessa. Tutkituista ruusuista kaikki kannat olivat taudin- ja tuholaisesten kestäviä. *Rosa majalis* 'Tornedal' alkuperät menestyivät hyvin kaikilla tutkimuspaikoilla, etenkin rovaniemeläinen alkuperä. Samoin hyvin pohjoisessa menestyviä olivat kauniilla ja tuoksuvilla kukillaan hurmaava *Rosa* 'Poppius' ja voimakaskasvuinen *Rosa* 'Sipi'. *Rosa splendens* oli tutkituista kannoista heikoin. Näistä tornionlaaksonruusut valittiin parhaimmiksi, niiden erinomaisen talvenkestävyyden ja kauniin kukinnan vuoksi.

Syreenit

Syreenit ovat vaatimattomia ja helppohoitoisia kasveja, jotka viihtyvät parhaiten runsasravinteisilla ja aurinkoisilla kasvupaikoilla. Valkokukkaisia syreeniä pidetään yleensä lila- ja purpurakukkaisia syreeniä heikompina. Kantavalintakokeissa valkokukkaiset kannat suoriutuivatkin muita huonommin. *Syringa vulgaris* -kannan talvenkesto oli keho ja kaikki tutkimuskasvit kuolivat Naruskassa. *Syringa x henryi* 'Hirvas' -kannalla oli puolestaan hyvä talvenkestävyys mutta valitettavan heikko kukinta. *Syringa x henryi* 'Hirvas' -kannan tiedetään kuitenkin kukkivan runsaasti vanhempana. Valkokukkaiset syreenit olivat lisäksi kukinnan alussa punertavia. Tutkituista syreeneistä *Syringa x josiflexa* 'Alvatar' ja *Syringa* 'Paulus' olivat kukinnalta, koristearvolta ja talvenkestävyydeltä suositeltavia käyttökasveja pohjoiseen vi-

herrakentamiseen. *Syringa x josiflexa 'Alvatar'* oli mukana myös laajassa Etelä-Suomeen painottuneessa KESKAS-tutkimuksessa, jossa kyseinen kasvi suoriutui niin hyvin, että se pääsi suositeltavien kantojen joukkoon (Juhanoja ym. 2001). Kaikki tutkitut syreenikannat olivat taudin- ja tuholaisien kestäviä.

Heidet

Heidet ovat monikäyttöisiä koristepensaita ja mm. hyviä melunsuojakasveja (Flint 1989). Syysväriyty on yleensä kaunis, mikä havaittiin myös tutkitulla alkuperällä kokeen aikana. Tutkituista heisistä villaheisi, *Viburnum lantana*, on helppohoitoinen kalkinsuosija, jolla on kauniit tummanvihreät lehdet. Kasvi suoriutui parhaiten Ruukin tutkimusasemalla, jossa olivat suotuisimmat ilmasto-olot ja ravinteinen hyvä kasvualusta. Kukinta jäi sielläkin heikoksi, mutta villaheittä voidaan suositella Pohjois-Suomeen koristekasviksi kauniiden lehtiensä vuoksi. Talvenkesto oli kohtalainen, ja kaikki tutkitut yksilöt kuolivat Naruskassa. Lehtien lisäksi heidellä on koristeelliset marjat, mutta tutkitulla alkuperällä marjonta jäi heikoksi.

Lumipalloheisi on suosittu koristekasvi näyttävien kukintojensa vuoksi. Hyvin kukkiakseen *Viburnum opulus f. roseum* tarvitsee ravinteisen ja aurinkoisen kasvupaikan. Tutkituista *Viburnum opulus f. roseum* alkuperistä torniolaisella alkuperällä oli paras talvenkesto ja se on suositeltava lumipalloheisialkuperä koristekäyttöön Pohjois-Suomessa. Lapissa kukinta jäi kaikilla alkuperillä heikoksi ja kestävimmätkin kasvit kärsivät talvivaurioita joka vuosi. Ympäristön aiheuttaman stressin onkin todettu vähentävän merkittävästi kukintaa heisillä (Flint 1989). Tutkitut alkuperät olivat tautien ja tuholaisien kestäviä. Tervolalainen *Viburnum opulus f. roseum*-alkuperä oli mukana myös KESKAS- tutkimuksissa ja menestyi kohtalaisesti, mutta ei päättänyt suositeltavien kantojen joukkoon (Juhanoja ym. 2001).

Pensaat

Tutkitulla *Potentilla fruticosa 'Tervola'* pensashanhikkikannalla oli huomattavan pitkä kukinta-aika Rovaniemellä, Ruukissa ja Sotkamossa mutta Naruskassa menestys jäi heikoksi. Kyseinen pensas suosii kalkkipitoisia, aurinkoisia kasvupaikkoja ja yksi syy huonoon menestymiseen Naruskassa voi olla koepaikan hapan turvealusta. Alkuperä oli taudin- ja tuholaisien kestävä ja kukinta ja lehtiminen alkoivat aikaisin pensashanhikiksi. Pensashanhikit ovat yleensä keväällä risuisen näköisiä, mutta aikainen lehteentulo lisää *'Tervola'* kannan käyttökelpoisuutta.

'Tervola'-kannan paras ominaisuus on pitkä, runsas ja kaunis kukinta ja pensasta voidaan suositella koristekasviksi Pohjois-Suomeen ja Lapin eteläisiin osiin.

Tutkittujen lettopajualkuperien talvenkestävyys oli hyvä mutta koristeearvo jäi keskinkertaiseksi. Etenkin lehtien mustuminen loppukesästä lasi koristeearvoa. Pajut kärsivät myös jonkin verran ruostesienistä ja tuhohaitoista. Ylikiiminkiläistä alkuperää pidettiin kittiläläistä parempana vaikka kittiläläisellä *Salix myrsinites* alkuperällä on kaunis, lamoava kasvutapa.

Muista tutkimuskasveista poiketen pajut oli lisätty pistokkaista, muut kasvit olivat mikro-lisätyjä. Pajut juurtuvat pistokkaista yleensä niin hyvin, ettei ole syytä käyttää muita lisäysmenetelmiä. Lisäksi kasvullisen lisäyksen edut ovat pistokkaiden nopea juurtuminen ja nopea kasvu (Jormalainen & Paukkonen 1990). Mikro- eli solukkolisäys on mahdollista myös sellaisesta kasvimateriaalista, joka ei esim. tuota siemeniä tai pistokaslisäys ei onnistu.

Pajujen käyttö koristekasveina Suomessa on vähäistä, vaikka pajuilla on monia hyviä ominaisuuksia. Pajut ovat mm. kestäviä, ne kasvavat nopeasti ja menestyvät paikoilla, joissa monet koriste pensaat eivät viihtyisi. Lettopajua voitaisiin käyttää pohjoisessa viherrakentamisessa esim. metsien ja asutuksen välisissä rajausistutuksissa ja suojaistutuksissa. Luontaisesti lettopaju suosii avoimia ja kosteita kasvupaikkoja.

Puut

Puut ovat vielä keskeneräinen osa tutkimusta, mutta kauniita ja kestäviä käyttö- ja koristeputia näyttäisivät olevan pohjoinen erikoisuus punakoivu (*Betula pubescens f. rubra*) sekä tuohituomi (*Prunus maackii*).

KANTAVALINTAKOKEET KASVIMATERIAALIN VALINNASSA

Kantavalintakokeet ovat tarpeellisia, koska viljelty kasvimateriaali on usein alkuperältään sekavaa ja kasvimateriaalin käyttöominaisuuksia ei tunneta. Valintakokeiden perusteella voidaan tutkitusta materiaalista osoittaa kullekin kasvialueelle soveliaimmat ja koristearvoltaan hyvät kasvikatkat/lajit. Kantavalintakokeissa saadaan lisäksi tärkeää tietoa kasveista kasvien kasvattajille, tutkijoille ja kuluttajille.

Tutkimuksessa POHKAS-kasveja tarkasteltiin kokonaisuutena, painottaen hyvää talvenkestoa ja kaunista ja pitkää kukintaa. Aineiston parhaimmat kasvit valittiin lähinnä tilastollisiin

tuloksiin perustuen. Useat kantavalintatutkimukset ovat osoittaneet, että hyvä talvenkestävyys on tärkeimpiä laadukkaan kasvimateriaalin ominaisuuksia (Brander 1989). Tämä todettiin myös POHKAS-kantavalintakokeen aikana. Huono talvenkestävyys johtaa väistämättä heikkoon kukintaan ja laskee kasvin yleisvaikutelmaa ja koristearvoa.

Edellä olleet kasvien suositukset ovat suuntaa-antavia eikä ole mitään estettä kokeilla myös tutkimuksessa heikommin menestyneitä kasvukantoja tai alkuperiä esim. yksityisillä pihhoilla. Kasvien menestyminen eri kasvupaikoilla riippuu hyvin paljon kasvupaikan maaperästä ja mikroilmastosta, ja suotuisilla kasvupaikoilla myös pohjoisessa yleensä heikommin menestyvä kasvilaji saattaa kukoistaa. Mikäli halutaan varmistaa kasvien hyvä menestyminen sekä minimoida materiaalikulut kannattaa suosia varmasti pohjoisessa menestyviä ja tutkittuja kasveja, etenkin jos on kyse isojen alueiden viherrakentamisesta.



Kuva 2. Punakoivu *Betula pubescens* f. *rubra*.

Kirjallisuus

- Alasaarela, E., Niskanen, A.-M. & Haapala, T., 1989: Puut ja pensaat Pohjois-Suomen viherrakentamisessa. – Valtion teknillinen tutkimuskeskus, tiedotteita 979. 59 s.
- Brander, P.E., 1989: Improvement of our cultivated trees and shrubs by selection. *International Plant Propagators Society* vol. 39:494-497.
- Flint, H., 1989: *Viburnums*. *Horticulture* 67 (7): 44-51.
- Jormalainen, P & Paukkonen, K., 1990: Joidenkin puuvartisten luonnonkasvien pistokaslisyksestä ja soveltuvuudesta viherrakentamisen käyttökasveiksi pohjoisilla alueilla. Oulun Yliopisto, Kasvitiede. Pro gradu. 127 s.
- Juhanoja, S., Aaltonen, M., Aflatuni, A., Heinonen, A., Kemppainen, R., Paasikivi, M., Sorvari, K., Vehkalahti, M. & Virtanen, A., 2001: Tutkittuja kasveja viherrakentamisen tarpeisiin. KESKAS-kantavalintakokeet MTT:ssä vuosina 1988 - 2000. MTT:n julkaisuja. Sarja A 98. Jokiainen: MTT. 60 s.
- Juhanoja, S., 2002: FinE-tavaramerkki. Viheralan tutkimus 2002. Luento-julkaisu. Viherympäristöliitto. 48 s.
- Pasanen, P., Peteri, S.-L. & Riipi, M., 1991: Ei vain vaivaiskoivu – Lappilaisen taimen tie tuottajalta kuluttajalle. 27 s. Rovaniemen maatalous- ja puutarhaoppilaitos. Rovaniemi.
- Pihlajaniemi, H., Siuruainen, M., Rautio, P., Huttunen, S. & Laine, K., 2003: Selection experiments of micropropagated shrub roses (*Rosaceae*) in northern Finland. *Manuscript*.
- Tarvainen, O., Kemppainen, K., Siuruainen, M. & Laine, K., 1993: Puutarhakasvien menestymisseurantaa Sallassa. *Luonnontutkija* 2/1993: 79-82.
- Tigersted, P.M.A., Havas, P., Hagman, M., Hämet-Ahti, L., Nissinen, O., Peteri, S.-L., Kroschel, A., Jääskö, E. & Kalapudas, H., 1987: Koristepuiden ja -pensaiden tuotannon kehittäminen Lapissa. Lapin läänin taimitarhojen kehittämisohjelma. 19 s.

OSA III
KOILLISMAA VESIELIÖIDEN
HISTORIALLISENA KOHTAUSPAIKKANA

Jussi Kuusela, Riikka Holopainen & Jaakko Lumme

Biologian laitos, Oulun yliopisto, PL 3000, 90014 Oulu



KOILLISMAA VESIELIÖIDEN HISTORIALLISENA KOHTAUSPAIKKANA

Jääkausi pyyhki kaiken maa- ja vesieliöstön Suomesta ja lähialueiltakin. Sienten, kasvien ja eläinten paluumuutto alkoi vähitellen noin 12 000 vuotta sitten, eikä tilanne vieläkään ole lopullisesti vakiintunut. Kukin eliölaji levisi omalla tavallaan, joko sitä mukaa kuin asuin- tai kasvupaikkoja syntyi (esim. mänty) tai joissakin tapauksissa paljon myöhemmin (kuusi). Tieteellisen tutkimuksen kannalta on kiinnostavaa, mistä suunnasta kukin laji tai kanta saapui, sillä se antaa vihjeen siitä, missä kyseinen laji (tai kanta) vietti runsaat satatuhatta edellistä vuotta, kenties kauemminkin. Sopeutumisen kannalta on aivan eri asia, onko eliö elänyt kuivassa ja viileässä siperialaisessa ympäristössä havumetsissä kuten kuukkeli ja lapintainen, viiltävän kylmillä aroilla peltopyyn tapaan vai Välimeren seutuvilla niin kuin tali- ja sinitiainen, jotka ovat runsastuneet pohjoisessa vasta viimeisten parinsadan vuoden aikana.

Vesieliöt saapuivat tietenkin uiden tahi uivien tai lentävien mukana. Kalojen, äyriäisten ja matojen saapumishistoriaa tutkittaessa on otettava huomioon, että vesistöt eri vaiheissa poikkesivat hyvin paljon nykyisestä. Viimeisen jääkauden jälkeiset Itämeren eri vaiheet tunnetaan hyvin (Eronen 1990). Korkeimmillaan vesi oli jäätikön kuopaksi painamassa Pohjolassa Ancylus-järven aikoina, jolloin makeavesinen meri ulottui esimerkiksi Taivalkosken kirkolle, melkein nykyisen 200 metrin korkeuskäyrän tasolle. Vienanmeren jääjärvi oli suunnilleen nykyisen 180 metrin korkeuskäyrän kohdalla, jolloin kapea vuono ulottui Paanajärveltä Oulankajoen Taivalkönkäälle asti (Koutaniemi 1999).

Näissä vesissä oli makeanveden kalojen luontevaa levittäytyä vuonoihin ja jokiin. Kuu-samo ja Koillismaa ovat Itämeren ja Vienanmeren saumassa ja tarjoavat tutkijoille mielenkiintoisia yksityiskohtia tästä kalojen nivoutumisesta geologiseen historiaan. Tämän historian tuntemisella on myös tärkeitä käytännöllisiä seuraamuksia, joita nykyisellä geeniteknikkaan perustuvalla eliötutkimuksella voi tukea. Muutama esimerkki tässä kirjoituksessa valaisee asiaa. Eliöt sopeutuvat historiansa aikana ympäristöönsä kokonaisvaltaisesti, eikä ympäristö ole pelkästään se fyysinen, vaan siihen kuuluu koko eliöyhteisö. Joskus nykyihmisen toimesta syntyvä ympäristön muutos aiheuttaakin ikäviä ja ennalta-arvaamattomia seurauksia.

TAIMENEN LEVIÄMISHISTORIA KOILLISMAAN ALUEELLA

Taimen on yksi kiinnostavimmista kalalajeista, eikä vailla taloudellistakaan merkitystä. Taimen jää helposti pikkuvesiin eristyksiin, reliktiksi, ja tammukoituu; lohi sen sijaan ei Euroopassa ole osoittanut samaa missään. Tammukakannat ovat siten menneisyyden muistomerkkejä, ja niiden geneettisellä tutkimisella voidaan rakentaa uusilmeistä leviämishistoriaa. Koillismaan ja läheisen Vienan taimenkannoilla on tässä mielessä oma arvonsa ja omat erikoisen kiinnostavat piirteensä.

Kitkajärven taimenella (jota paikallisesti kutsuttiin loheksi) on erityisasema. On varsin harvinaista, että taimen *laskeutuu* kutemaan virtavesiin, normaalistihan ne *nousevat* kutupaikoilleen. Kitkan taimenen kutupaikat ovat Kitkajoessa Jyrävän könkään yläpuolella. Jyrävän alapuolella Kitkajokeen nousee Paanajärven taimen, joka kutee Suomen puolella myös Oulankajoessa ja Kuusinkijoessa. Näiden taimenkantojen vaellukset Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos selvitti laajoilla merkintäkokeilla (Huusko ym. 1990).

Kitkajärven jääkauden jälkeinen historia (Heikkinen & Kurimo 1977) selittääkin Kitkan taimenen erikoislaadun hyvin. Kitkajärvi syntyi sulavan jäätikön alta suoraan järveksi. Muinais-Kitkan rannat olivat hieman korkeammalla kuin nykyrannat. Laskujoki sijaitti nykyisten Puikkoslampien, mm. Perä-Puikkosen kautta Livojokeen ja siitä Ancylusjärveen. Livojoki oli tuolloin vain noin 35 km pitkä itsenäinen joki, jossa ei ollut pahoja kalannousua estäviä putouksia. Tässä vaiheessa Kitkajärvi sai kalastonsa Ancylusjärvestä nousseista yksilöistä, mikä voidaan nykyisin osoittaa monin eri keinoin.

Maa kohosi jään paineen hellittäessä hiljalleen, lännessä enemmän kuin idässä. Ero on niin suuri, että isot järvet kallistuivat itään päin ja sen seurauksena noin 8400 vuotta sitten muodostui Kitkan itäinen laskuyhteys Kiveskosken kautta Kitkanjokeen. Noin sadan vuoden ajan Kitkan vedet laskivat sekä länteen että itään, kunnes maannouseminen kuivatti lopullisesti läntisen, Puikkoslampien kohdalla sijainneen lasku-uoman.

Kitkan nykyisessä lasku-uomassa oleva Jyrävän köngäs on aina ollut korkeammalla kuin Vienanmeren korkein vedenpinta (Koutaniemi 1999), joten Kitkanjoen yläjuoksun syntyessä köngäs oli valmiina, eikä kalojen koskaan uskota pystyneen siitä nousemaan. Niinpä Kitkajärven ja siihen liittyvien purovesien vesieläimistö jäi sulkeuksiin, eikä se ole sitten enää luonnollisella tavalla täydentynyt, lintujen tai ihmisen (mm. lapamato) kuljettamia loisia ja muita pikkueläimiä ehkä lukuun ottamatta. Osa Kitkan taimenista "opetteli" kutemaan Kitkanjoessa, osa tammukoitui puroihin, vaikka alun perin ne kaikki ehkä kävivät syönnöksellä laajalla An-

cylusjärvellä. Kitkajärven taimen on nykyisin vaarantunut (Makkonen ym. 2000), ja sen suoje-
lu olisi hyvin tärkeää, juuri erikoisen historiansa vuoksi.

Tutkimusryhmämme on selvittänyt Kitka-Paanajärvi -systeemin taimenten historiaa myös merkkigeenitekniikalla. Mitokondrion DNA:ta tutkimalla selvisi, että Paanajärven ja siksi myös Oulanka- ja Kuusinkijokien taimenet ovat myös aivan erikoista kantaa, joka lienee peräisin mannerjään reunalla idässä sijainneesta eristyneestä jääjärvestä. Tämän erikoisen kannan levinneisyyden rajoja ollaan selvittämässä, ja avainasemassa ovat varhain eristyneet tam-
mukakannat, kuten Paanajärven lähellä olevan Lohilammen, Oulangan Purkuputaanojan
yläjuoksun ja Oulangan Uopajanpuron tammukat. Kyseiset taimenkannat ovat alkuperältään
samaa edellä mainittua erikoista itäistä taimenkantaa ja ne ovat tärkeitä ”geenipankkeja”,
mutta harvalukuisuutensa vuoksi ne ovat jatkuvan sukupuuttorikin alla. Vastaavasti Itäme-
ren asutusalueeseen kuuluvat kannat Kitkajärvellä ja lähivesistöissä ovat tutkimuksen koh-
teena. Kuusamon eteläosien vedet ovat suurelta osin tutkimatta, samoin Salla ja Savukoski.

Käylän kalanviljelylaitoksella ylläpidetään Kitkan ja Kuusingin taimenkantoja. Ne eivät
ole olleet aivan puhtaita, ja Paanajärveltä nousevat kannat voitaisiin aivan hyvin perustaa
uudelleen. Havaintojen mukaan Kitkajoen yläjuoksun taimenten mahdollinen alaspäin ”vuota-
minen” ei ole vaikuttanut muihin jokiin ehkä vielä lainkaan, vaikka aikaa on ollut kahdeksisen
tuhatta vuotta. Kuusinkijoessa taimenkanta on sitä vastoin selvästi saanut länsiperäistä ai-
nosta. Syykin siihen tiedetään. Aikoinaan tuki-istutuksiin käytettiin Jyrävän yläpuolista Kitkan
taimena. Oulankajoessa ja Astervajoessa Paanajärven alkuperäinen taimen on vielä aivan
puhtaana.

HARJUksen LOISEN ANTAMA KUVA VESIELÄINTEN LEVIÄMISHISTORIASTA KOILLISMAALLA

Surullisen kuuluisa ”vaarallinen lohiloinen”, *Gyrodactylus salaris*, on tappanut lohikannan yli
neljässäkymmenessä Norjan joessa. Miten tämä lohiloinen liittyy Koillismaahan?

Gyrodactylus salaris on vajaan millimetrin mittainen loismato, joka peräpään tarttumaeli-
mellä pureutuu isännän ihoon ja eviin. Se lisääntyy synnyttämällä täysin aikuistuneita poika-
sia, jotka mieluummin jatkavat elämää samassa kalassa. Suotuisissa olosuhteissa, kuten jos
kalalta puuttuu kyky vastustaa lohiloisinfektiota, loisen lisääntymisvauhti on huima. Tästä syystä
kalan pinta voi lopulta peittyä kokonaan pintakudoksia syövästä loisista, iho rikkoutuu ja sieni-
taudit sekä muut tulehdukset pääsevät iskemään. Tällöin kalaisännän kuolema koituu myös

loisen kuolemaksi, vaikka *Gyrodactylus*-loisen tarkoituksena ei suinkaan ole aiheuttaa isäntänsä kuolemaa. Näin kurjasti käy kuitenkin vain silloin, kun isäntä on evoluution mittakaavassa tottumaton loiseensa. Tällöin uuden loislajin äkillinen ilmaantuminen voi aiheuttaa suurta harmia. Norjan lohet ovat tottumattomia lohiloista kohtaan, koska niiden yhteinen historia on kovin lyhyt. Loinen ei elä pitkään eikä voi levitä merivedessä. Valtameren lohilla loista ei alun perin ole, ja Norjan lohiloistartunnan lähteeksi onkin aina tiedetty Itämeren piiristä viljeltäväksi viety kala-aines (Johnsen & Jensen 1991). Tartunta on siis oikeastaan tahallinen, tosin tietämättömyydessä tehty.

Loistutkijat (mm. Sterud ym. 2002) ovat todenneet, että lohen loinen ja harjuksen loinen ovat erittäin läheisiä sukulaisia. Itse asiassa niitä ei voitu erottaa toisistaan ennen molekyyli-geneettisiä tutkimuksia. Ei voitu sulkea pois sitä mahdollisuutta, että loinen tarttuu harjuksesta loheen ja päinvastoin. Sukulaissuhteiden selvittämiseksi keräsimme näytteitä molemmista kalalajeista. Lohiloisia saatiin myös kalanviljelyslaitosten kirjolohilta, joilla loisia esiintyi ajoittain runsaastikin, mutta useimmiten harmittomina. Näin saimme kerätyksi näytteitä laajalta maantieteelliseltä alueelta ja pystyimme tarkastelemaan loisten keskinäisiä sukulaisuussuhteita sekä pohdiskelemaan kuviota kokonaisuutena karttaa apuna käyttäen.

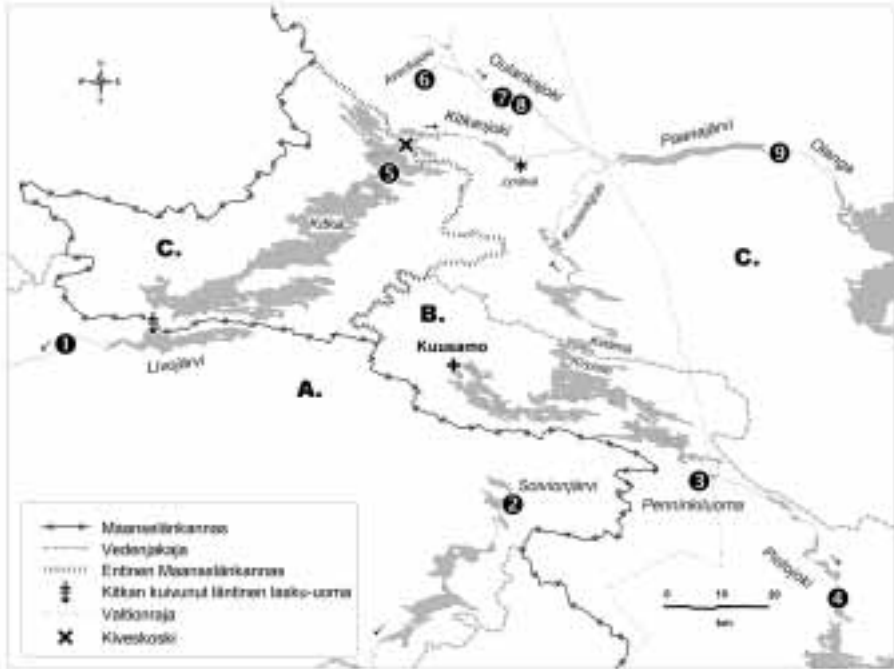
Koillismaan näytteet kerättiin harjuksista, lohta kun ei ole täällä. Edellä selostettu Kitkajärven tunnettu jääkauden jälkeinen historia osoittautui jälleen ymmärtämisen arvoiseksi.

Harjuksella *Gyrodactylus*-loinen on suorastaan harvinainen ja aina vähälukuinen. Se osoittaa, että harjus on sopeutunut loiseen ja pystyy torjumaan sen liiallisen lisääntymisen, mikä kertoo pitkästä yhteisestä historiasta. Kala on immuuni. Keräsimme harjuksiloisia Itämeren valuma-alueelta ulottuen Äänisjärveltä Poroenolle. Ne osoittautuivat olevan läheisiä sukulaisia keskenään, mutta samalla erilaisia kuin ne loiset, jotka kerättiin eri seutujen lohista. Ero on pieni, mutta pysyvä. Keräsimme loisia myös Oulankajoelta, Paanajärveltä ja Pistojoelta, ja myöhemmin vielä Kuusamon Penninkiluomalta. Nämä olivatkin taas erilaisia, kolmas samanarvoinen rinnakkainen kehityshaara. Nyt ponnisteltiin aivan erityisesti Kitkajärven harjusten kanssa. Oli vaikea löytää yhtään harjuksiloista, mutta kun se vihdoinkin löydettiin, sen todettiin kuuluvan selvästi Itämeren sukuhaaraan! Tämä todistaa siis uudestaan, että Kitkajärvi kuuluu eliöhistoriallisesti Itämeren piiriin.

Lohiloistutkimuksissa löytyi neljäskin sukuhaara, joka oli aivan yleinen kirjolohissa. Kirjoloheen loinen on hypännyt jostakin eurooppalaisesta kalakannasta, ehkä harjuksesta, mutta luultavammin Pohjanmeren jokien lohesta. Alkuperäistä isäntäkalaa ei ole vielä löydetty. Suomessa, Ruotsissa ja Tanskassa kaikki kirjolohen *Gyrodactylus*-loiset ovat täysin samanlaisia,



Kuva 1. Tutkittujen lohiloisten löytöpaikat Fennoskandiaa ja sen lähiympäristöä kuvaavalla kartalla. Tähdillä merkityillä paikoilla loiset ovat olleet lohien kiusana. Palloilla merkityt paikat harjuksilta löytyneiden loisten löytöpaikat. Koillismaa on laatikoitu ja alueelle sijoittuvat näytepaikat ovat esiteltynä kuvassa 2.

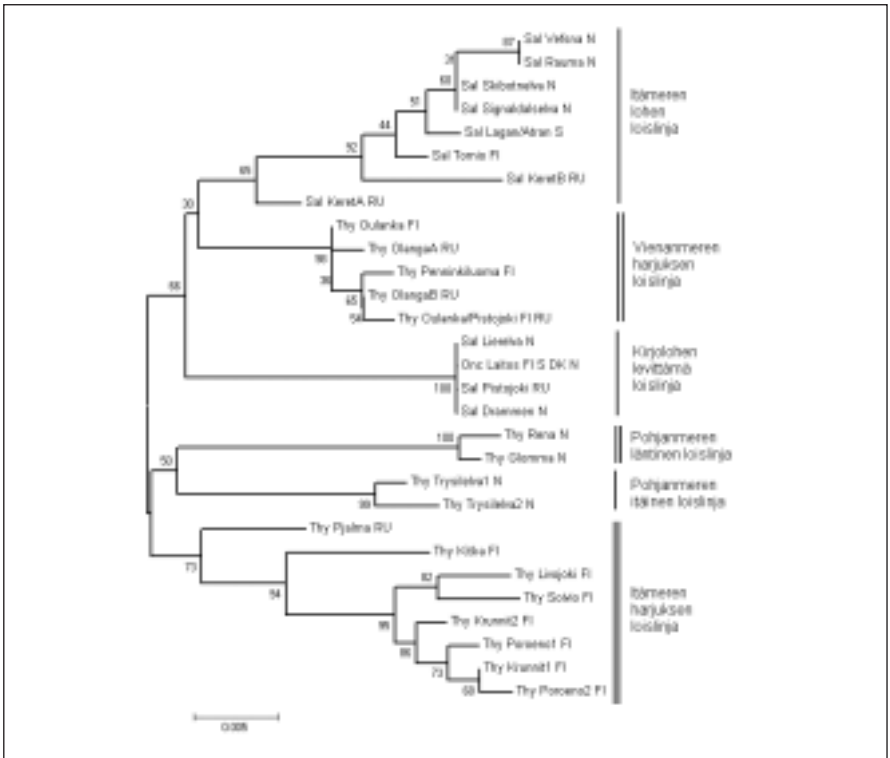


Kuva 2. Koillismaalta kerättyjen loisnäytteiden löytöpaikkojen sijainnit eri valuma-alueilla. Näytepaikat: (1.) Livojoki, (2.) Soivionjärvi, (3.) Penninkiluoma, (4.) Pistojoeki, (5.) Kitka, (6.) Aventojoeki, (7.) Oulankajoki; Pikku-Köngäs, (8.) Oulankajoki; Mataraniemi ja (9.) Olanga; Niskakoski. Valuma-alueet: A. Lijoen valuma-alue, B. Vienan Kemijoen valuma-alue ja C. Koutajoen valuma-alue.

mikä osoittaa, että kirjolohi on saanut loisen vain kerran, ja sitten tauti on tarttunut kaikkiin kaupallisiin kirjolohikantoihin samasta lähteestä.

Kirjolohen levittämä lohiloinen tarttuu myös loheen. Erittäin ikävää on tietää, että juuri tämä loiskanta on tartuttanut myös Vienan Pistojoen järvilohikannan, ja se on epäilemättä peräisin kuusamolaisista kirjolohilaitoksista. Norjassa tämä tyyppi on aiheuttanut tuhon Oslovuonossa ja Laerdalselvenissä. Useimmissa Norjan joissa lohiloinen on kuitenkin Itämeren

lohella harmittomana loisivaan sukuhaaraan kuuluva, kuten taudin historiastakin oli päätelty. Norjalaisia harmittaa todeta, että tartunta on tuotu sinne useita kertoja, ei suinkaan kerran, niin kuin joskus on annettu ymmärtää (Johnsen & Jensen 1991). Virhe on toistettu.



Kuva 3. Eri paikoilta peräisin olevien lohiloisten yhden mitokondriogeenin emäsjärjestyksen perustuva ns. juurtamaton fylogeniapu. Oksan haarojen pituus osoittaa erilaisuuden astetta. Nimessä oleva etuliite kertoo loisen isäntälajin: (Thy) harjus, (Sal) lohi, (Onc) kirjolohi. Lopussa olevat isot kirjaimet maan mukaan: (FI) Suomi, (S) Ruotsi, (N) Norja, (DK) Tanska. Kalan- kasvatustiltojen kirjolohien levittämä loiskanta Onc Laitos FI S DK N on tarttunut myös Pistojoen järvihoehen ja useisiin norjalaisiin luonnonlohikantoihin.

Lohiloinen osoittaa poikkeuksellisen nopeaa evoluutiota. Oletamme, että jääkauden alkaessa lohi joutui sulkeuksiin suureen jääjärveen, joka lopulta sijaitti idässä Volgan latvoilla. Täällä alunperin harjuksella ollut loinen hyppäsi sattumalta loheen ja onnistui kerran, jonka jälkeen merivaellus ei enää estänyt sen leviämistä joesta toiseen. Tästä jääjärvilohesta syntyi sitten Itämeren lohia, mahdollisesti myös Karjalan järvilohikannat. Harjuksenkin mukana eri vesistöihin joutuneet loiskannat kehittyivät erilaisiksi, ja juuri Oulanka-Paanajärvi-loisten eroa Itämeren loisiin nähden voidaan käyttää evoluutionopeuden arvioimiseen. Neljän eri loiskannan kehityksen on pitänyt tapahtua noin 150 000 vuoden kuluessa. Etelä-Norjassa on lisäksi pari harjuksella elävää loiskantaa, joiden historia vahvistaa hypoteesin. Ne eroavat toisistaan sekä Itämeren ja Vienanmeren loiskannoista yhtä paljon. Niiden alkuperä lienee jossakin Pohjanmeren ja Keski-Euroopan alueilla sijainneessa jääjärvestä. Kehityslinjoja tunnetaan siis yhteensä kuusi, vaikka vasta pieni osa levinneisyysalueesta on tutkittu.

MITEN KALALOINEN ON OSA KALAN SOPEUTUMISYMPÄRISTÖÄ?

Lohiloinen ja sen isäntälajit ovat hyvä esimerkki yhdessä sopeutumisesta. Itämeren piirissä lohiloinen on elänyt "aina", mutta ennen Norjan epidemiaa siihen ei tarvinnut kiinnittää mitään huomiota. *Gyrodactylus salaris* oli ensimmäisen kerran löydettykin Ruotsissa ja sitä pidettiin aivan harmittomana. Äskettäin tutkittiin Tornionjoen lohenpoikasia, joista jopa 40 % oli infektoitunut, mutta ne eivät olleet lainkaan sairaita (Brørs 2002). Loisia oli vain vähän kalaa kohti. Vuonna 2001 tutkimme kolmekymmentä Äänisen lohen poikasta Lihma-joesta Karjalasta ja löysimme yhden ainoan loismadon. Venäjällä Ääniseltä Vienanmeren Kierettijolle (Keret) siirtynyt loinen on aiheuttanut pahan epidemian Kierettijoen lohissa, ja poikastuotanto on pudonnut muutamaan prosenttiin normaalista (Ieshko ym. 2003). Väitetään, että loinen siirtyi helikopterin kuljettamassa kalanistutuspussissa, jota ei kuivattu kunnolla eri kantojen siirron välillä. Meidän aineistomme osoittaa kuitenkin, että Kieretille on siirretty ainakin kaksi eri loiskantaa, joiden painopistealueet ovat erilaiset, siis kaksi istutusta.

Havainnot Pistojoella herättävät toiveita siitä, että Kuittijärven järvilohi kestäisi infektion hyvin kuten Itämeren alueen lohet, vaikka Itämeren lohen ja Karjalan järvilohen lähisukulaisuus ei olekaan vielä aivan selvä. Loiskannan tunnistaminen kirjolohiperäiseksi on kuitenkin ikävä tosiasia ja sen vaikutukset järvilohen palauttamiseksi Kuusamon alueen vesiin tulisi

selvittää. Inarin Siskelin kalanviljelylaitos lopetettiin norjalaisten ympäristöjärjestön *Bellonan* painostuksen vuoksi, koska lohiloisen leviäminen Paatsjokeen olisi tarkoittanut kuoliniskua alueen lohikannalle. Samassa tieteellisessä artikkelissa (Koski & Malmberg 1995), jossa Siskelin laitos todettiin saastuneeksi, myös Kuusamossa oli kolme mustaa täplää merkitsemässä kolme lohiloisen aiheuttamaa laitosinfektiota. Oulangan Biologisen aseman johtaja Juha Viramo varoitti kalalaitosten perustamisesta ja vastusti niitä julkisesti, biologisen perustietämyksen pohjalta. Hän oli siis oikeassa, mutta hävisi kiistan.

Kirjallisuusluettelo:

- Brørs, S (toim.) 2002: The salmon parasite *Gyrodactylus salaris* on the North Calotte: Suggestion for further surveillance, information, management and legislation. *The North Calotte Council*, Report no. 57.
- Eronen, M. 1990: Itämeren kehitys. – Teoksessa: Suomen kartasto, vihkot 123-126: Geologia, ss. 15-18. Maanmittaushallitus ja Suomen Maantieteellinen Seura.
- Heikkinen, O. & Kurimo, H. 1977: The post-glacial history of Kitkajärvi, North-Eastern Finland, as indicated by trend-surface analysis and radio-carbon dating. *Fennia*, 153: 1-32.
- Huusko, A., van der Meer, O. & Koljonen, M.-L. 1990: Life history patterns and genetic differences in brown trout (*Salmo trutta* L.) in the Koutajoki river system. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 37(1-2): 63-67.
- Ieshko, E. P., Schurov, I. L. & Shulman, B. S. 2003: Effects of the introduction of the pathogenic parasite *Gyrodactylus salaris* Malmberg 1957 on the population of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the River Keret (White Sea basin). Käsikirjoitus.
- Johnsen, B. O. & Jensen, A. J. 1991: The *Gyrodactylus* story in Norway. *Aquaculture*, 98: 289-302.
- Koutaniemi, L. 1999: Physical characteristics and paleogeography of the Oulanka- Paanajärvi region on the Finnish-Karelian border. *Fennia*, 177: 3-9.
- Koski, P. & Malmberg, G. 1995: Occurrence of *Gyrodactylus* (Monogenea) on salmon and rainbow trout in fish farms in Northern Finland. *Bulletin of the Scandinavian Society for Parasitology*, 5: 76-88.
- Makkonen, J. Westman, K., Pursiainen, M. Heinimaa, P., Eskelinen, U., Pasanen, P. ja Kummu, P. (2000): Viljelykantarekisteri. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalanviljelylaitoksissa ja maitipankissa säilytyksessä olevat kalalajit ja -kannat. - Kala- ja riistaraportteja nro 200, Riistan ja kalantutkimus, Helsinki.
- Meinilä, M., Kuusela, J., Zietara, M. & Lumme, J. (submitted): Initial steps of speciation by geographic isolation and host switch in salmonid pathogen *Gyrodactylus salaris* (Monogenea: Gyrodactylidae). Manuscript submitted to Molecular Phylogenetics and Evolution, February 2003.
- Sterud, E., Mo, T. A., Collins, C. M. & Cunningham, C. O. 2002: The use of host specificity, pathogenicity, and molecular markers to differentiate between *Gyrodactylus salaris* Malmberg, 1957 and *G. thymalli* Zitnan, 1960 (Monogenea: Gyrodactylidae). *Parasitology*, 124: 203-213.

OSA IV
METSON (*Tetrao urogallus*) SOIDINALUEIDEN SUOJELU
– GENEETTISTEN MENETELMIEN SOVELTAMINEN

Joanna Aalto, Hannaleena Mäki-Petäys & Markku Orell

Oulun yliopisto, Biologian laitos, PL 3000, 90014 Oulun yliopisto



Metsokantojen on havaittu taantuneen voimakkaasti kaikkialla, missä pitkäaikaista seuranta-tietoa on saatavilla. Maailman luonnonsuojeluliitto (IUCN) määritteleeekin metson sen laajasta levinneisyydestä huolimatta monilla alueilla vaarantuneeksi. Suomen nykyisen lisääntyvän metsopopulaation arvioidaan olevan noin 300 000 yksilöä (Helle ym. 1999b). Tämä on noin kolmannes 1960- luvun arvioista. Myös metson sukupuolten lukusuhteissa on havaittu merkittäviä muutoksia Suomessa viime vuosikymmenien aikana. Aiemmin metsojen aikuispopu-laatioissa koppeloiden määrä oli noin puolitoistakertainen kukkoihin verrattuna. Etelä-Suo-messa naaraiden osuus on nykyään keskimäärin 50 %, mutta Pohjois-Suomessa niiden osuus on pysynyt noin 60-65 %:ssa (Helle ym. 1999a).

Syitä metsokantojen taantumiseen on useita. Metsämaisemassa tapahtuneiden muu-tosten seurauksena muun muassa metsoja saalistavien pienpetojen määrä on kasvanut. Li-säksi metsokantoihin kohdistuva metsästyspaine on voimistunut, kun nykyinen laaja metsä-autotieverkosto on vähentänyt metson luontaisia rauhoitusalueita. Paikallisesti metsästys voi olla syynä metsokantojen heikentymiseen. Kannat ovat kuitenkin pienentyneet eniten Etelä-Suomessa, missä metsästys on vähäisintä. Tärkeimpänä syynä metson vähenemiseen pide-täänkin metsien pirstoutumista ja niiden ikärakenteissa tapahtuneita muutoksia (Helle ym. 1999b).

ELINYMPÄRISTÖVAATIMUKSET

Metso elää havupuuvaltaisissa metsissä ja sitä pidetään vanhojen metsien tyyppilajina. Elin-alueen koko ja yhtenäisyys vaikuttavat siten, että mitä pienempiä ja pirstoutuneempia sopivi-en alueiden muodostamat laikut ovat, sitä suuremman elinalueen metso tarvitsee. Se suosii alueita, joissa puuston lehvästön peittävyys on noin 50-60 %. Tällaiset alueet tarjoavat riittä-västi suojaa, mutta eivät vaikeuta metsojen liikkumista. Myös aluskasvillisuuden kannalta maahan ulottuvan valon määrä on tällöin sopiva. Metso suosii tiheää mustikkavaltaista alus-kasvillisuutta, mikä tarjoaa ravintoa ja suojaa sekä haudonta- ja poikasvaiheessa sopivan mikroilmaston (Storch 1997b).

Metso tarvitsee vaihtelevan elinpiirin, koska sen elinympäristövaatimukset ovat erilaiset eri vuodenaikoina. Talvella ja alkukevällä metson ravintoa on lähes yksinomaan männyn neulaset. Tällöin metso suosii mänty-kuusi –sekametsiä ja varsinkin kukot välttävät kokonaan puhtaita mäntymetsiä. Puuston tiheys metsojen talvehtimisalueilla on yleensä minimissään 500 runkoa hehtaarilla ja ruokailupuiksi sopivien vanhojen tai vahingoittuneiden mäntyjen

riittävä määrä on ratkaiseva tekijä alueen soveltuvuudessa metson elinalueeksi. Vanhat tai vahingoittuneet männyt ovat ruokailu- eli hakopuina tärkeitä, koska niiden neulasissa on vähän ruuansulatusta haittaavia kasvin tuottamia haitta-aineita (Gjerde 1991).

Kesäaikana kukot elävät yksin. Niillä ei varsinaisesti ole omaa reviiriä, vaan eri yksilöiden keskimäärin 170 hehtaarin kokoiset elinalueet ovat päällekkäisiä. Kukot suosivat vanhoja metsiä ja välttelevät nuorta kasvatusmetsää. Niiden elinalueilla on myös muuta ympäristöä enemmän kuusivaltaista kasvillisuutta. Tällaisilla alueilla sijaitsevat parhaat marjamaat, ja mustikka onkin metson tärkein ravintokasvi loppukesällä ja syksyllä. Koppelot elävät kesällä usein 2-4 yksilön muodostamina ryhminä ja suosivat elinympäristönään tiheämpää, pensaikoisempaa ja nuorempaa metsää kuin koiraat (Rolstad ym. 1988). Tällaisilla alueilla on myös poikasille suojaisa ympäristö ja paljon hyönteisiä poikasajan ravinnoksi (Helle ym. 1999b).

Metson soitimia voidaan löytää monenlaisesta maastosta, mutta yleisimmin soidinalue sijaitsee vanhassa, metsätalouden näkökulmasta uudistuskypsässä havumetsässä. Puuston tiheys on noin 500-900 runkoa hehtaarilla ja valtapuuston korkeus on vähintään 6 metriä. Näkyvyyttä rajoittavat pensaikat ja alikasvoskuuset (Valkeajärvi ja Ijäs 1986). Metson soidinalueen vaikutus elinympäristöjen vaatimusten osalta ulottuu 1-1,5 kilometrin säteellä kaikkialle soitimen keskustasta. Tämän perusteella soidinpopulaatio käyttää keväällä jopa 500 hehtaarin laajuista aluetta (Lindén ja Pasanen 1987). Varsinaisten soidinreviirien yhteispinta-ala vaihtelee muutamasta kymmenestä hehtaarista noin sataan hehtaariin. Soidinalueen koko riippuu soitimen reviirikukkojen määrästä ja kukkojen määrä puolestaan ympäröivien alueiden vanhojen metsien määrästä ja yhtenäisyydestä (Helle ym. 1999b).

METSON SUOJELU TALOUSMETSISSÄ

Suomalainen metsämaisema on muuttunut merkittävästi 1960-luvulta lähtien. Vanhojen yli 80-vuotiaiden metsien määrä on pysynyt koko maassa suhteellisen samana, mutta niiden muodostamat alueet ovat muuttuneet pieniksi toisistaan eristäytyneiksi saarekkeiksi. Keskiikäisten metsien määrä on vähentynyt huomattavasti. Sitä vastoin hakkuuaukkojen ja alle 20-vuotiaiden taimikoiden määrä on kasvanut voimakkaasti. Metsätalous on myös suosinut yhden puulajin (mänty) kasvatusmetsiä, jonka seurauksena puulajien runsaussuhteet ovat muuttuneet ja metsät elinympäristöinä yksipuolistuneet (Helle ja Helle 1991).

Soidinkäyttötymisen johdosta metsoa on yleisesti pidetty hyvin paikkauskollisena lintuna, jolla on rajoittunut elinalue. Tästä syystä metson suojeleminen on perinteisesti kohdistunut lä-



Kuva 1. Väljennushakkuuna käsitelty metson soidinkeskus. Kuva Olavi Joensuu.

hinnä soidinalueiden säilyttämiseen. Yksistään soidinalueen suojelu ei riitä, vaan on turvattava myös soitimen ympäröivän alueen riittävä puustoisuusaste ja eri vuodenaikoina tarvittavien elinympäristöjen säilyminen. Yhden soitimen linnut voivat käyttää jopa 30-50 km² aluetta soitimen ympärillä. Soitimen ja siten koko metsokannan elinvoimaisuus alueella riippuu soidinta ympäröivien alueiden kyvystä ylläpitää metsopopulaatiota (Storch 1997b).

Viime aikoina metson elinympäristötutkimukset ja erilaiset hakkuukokeilut ovat lisänneet merkittävästi tietoutta, jonka perusteella metsojen elinympäristövaatimukset voidaan huomioida soidinalueiden ja niitä ympäröivien metsien hoidossa. Soidinalueella ja päiväreviireillä voidaan tehdä harvennushakkuuita ja jopa pienimuotoisia avohakkuuita. Mahdollisimman erikäisen puuston tiheydeksi tulisi kuitenkin jättää vähintään 400 runkoa hehtaarilla. Alueelle tulisi jättää myös riittävästi alikasvoskuusia ja pensaikkoo sekä vanhoja puita yöpymis- ja hakopuiksi. Avohakkuuita tulisi mahdollisuuksien mukaan välttää, minkä lisäksi hakkuut soidin-

alueella tulisi toteuttaa mosaikkimaisesti siten, että kukkojen on mahdollista siirtyä soitimen laitaosista soidinkeskustaan metsäisiä kulkuväyliä pitkin (Helle ym. 1999b).

Tulevaisuudessa metsänhoidon tavoitteena tulisi olla maisematason riittävän puustoisuuden turvaaminen, jotta voitaisiin suojella useiden soidinten muodostamia kokonaisuuksia yksittäisten soitimien sijaan. On kuitenkin epäselvää, kuinka suuria soidinkokonaisuuksien tulisi olla, jotta metson levittäytyminen ei vaikeutuisi ja metsopopulaatiot säilyisivät elinkykyisinä. Vastaus tähän kysymykseen ei ole yksinkertainen, ja sen arvioimiseen tarvitsemme enemmän tietoa metson soidinrakenteesta sekä levittäytymiskäyttäytymisestä erityyppisissä metsämaissa.

GENEETTISTEN MENETELMIEN SOVELTAMINEN TUTKIMUKSESSA

Tähän mennessä metsoja on tutkittu pääosin ekologisin menetelmin, esimerkiksi radiotelemetrian ja lintujen merkitsemisen avulla. Viime aikoina peinnöllisyystieteen eli genetiikan menetelmät ovat kuitenkin kehittyneet nopeaa vauhtia, ja niiden käyttö on lisääntynyt myös lajien käyttäytymisen ja ekologian tutkimuksessa sekä uhanalaisten lajien suojelussa.

Perinnöllisyydellä tarkoitetaan, että sukua olevat yksilöt muistuttavat toisiaan enemmän kuin saman lajin yksilöt keskimäärin. Jokaisella yksilöllä on ainutkertainen perintöaines eli geneettinen materiaali, joka periytyy jälkeläiselle yhdistelmänä kummaltakin vanhemmalta. Perintöainesta eri menetelmin tutkimalla voidaan määrittää esimerkiksi yksilöiden välisiä sukulaisuussuhteita ja populaatioiden geneettistä monimuotoisuutta. Näiden tutkiminen ekologisten menetelmien avulla on hyvin vaikeaa tai mahdotonta. Perinnöllisyystieteen menetelmien avulla voidaan tutkia myös monia ekologisia ja käyttäytymiseen liittyviä kysymyksiä. Lisäksi alalajien olemassaoloa koskeviin kysymyksiin saadaan uusi näkökulma. Voidaan määrittää, eroavatko oletetut alalajit todella toisistaan geneettisellä tasolla vai onko havaittujen ulkomuodon, käyttäytymisen tai elintapojen erojen syynä elinympäristöön ja ravintoon liittyvät tekijät. Myös lajien populaatorakenteesta voidaan saada tietoa, jota voidaan käyttää lajien suojelussa tarvittavien hoitoyksiköiden määrittämisessä. Geneettisten menetelmien avulla on mahdollista tutkia suurempia yksilömääriä kuin ekologisin menetelmin. Lisäksi eläinten häirintää voidaan minimoida, koska DNA:ta eli perintöainesta voidaan eristää lintujen sulista, kudoksista ja jopa niiden ulosteista.

Geneettinen monimuotoisuus

Perinnöllinen monimuotoisuus on tärkeää lajin säilymisen kannalta. Geneettisen muuntelun häviäminen (geneettinen kuihtuminen) johtaa usein suoraan lisääntymis- ja elinkyvyn heikentymiseen. Pitkällä aikavälillä muuntelun häviäminen voi rajoittaa populaation kykyä sopeutua ympäristön muutoksiin sekä tauteihin, ja täten lisätä paikallista sukupuutoriskiä (Hedrick 2001). Geneettisen muuntelun häviämisen riski on suurin pienissä ja eristäytyneissä populaatioissa. Tämä on seurausta sattuman suuresta vaikutuksesta pienessä populaatioissa (satunnainen geneettinen ajautuminen), sisäsiittoisuuden kasvamisesta ja populaatioiden välisen geenivirran vähenemisestä. Pienessä populaatioissa harvinaista perintöainesta on vähän ja se voi hävitä kokonaan sattuman vaikutuksesta yksilöiden kuoleman tai huonon lisääntymismenestyksen johdosta. Geneettistä kuihtumista edistää myös sukusiitoksen kasvu, kun populaatioiden pienentyessä ja eristäytyessä toisistaan ei-sukua olevan parittelukumppanin löytäminen saattaa olla hankalaa. Lisäksi eristäytyneessä populaatioissa uutta muuntelua ei saada muualta tulevien yksilöiden mukana, jolloin puhutaan estyneestä tai rajoittuneesta geenivirrasta.

Metsissä tapahtuvien maisemamuutosten vuoksi monet eläinlajit menettävät sopivia elinympäristöjään. Pinta-alaltaan pienet ympäristöt kykenevät ylläpitämään pienempää populaatiota kuin suuret, yhtenäiset alueet. Lisäksi pirstoutuneessa ympäristössä yksilöiden liikkuminen populaatioiden välillä vaikeutuu ja kulku sopimattomien elinympäristöjen läpi voi myös lisätä yksilöiden kuolevuutta merkittävästi. Tällöin populaatiot eristäytyvät toisistaan ja geneettisen monimuotoisuuden häviämisen riski suurenee.

Metson levittäytyminen

Populaatioiden välisen geenivirran tärkeyttä on jo pitkään korostettu suojelutoimenpiteitä suunniteltaessa. Monilla lajeilla geenivirran määrän arviointi perustuu olettamuksiin enemmän kuin tieteellisesti osoitettuihin arvioihin. Yksilöiden liikkumisen tutkiminen metsolla perustuu pitkälti rengastettujen tai radiolähettimillä merkittyjen lintujen levittäytymisen seurantaan. Tällaiset menetelmät ovat suhteellisen työläitä ja siksi myös seurattavien yksilöiden määrä on ollut pieni. On havaittu, että jopa yksi populaatiota vaihtava lisääntyvä yksilö sukupolven aikana voi ylläpitää riittävää geenivirtaa ja siten estää muuntelun vähenemistä populaatiosta. Jos tämä tieto suhteutetaan radiotelemetrisissä tutkimuksissa merkittyjen yksilöiden määrään ja

metsojen todelliseen populaatiokokoon, havaitaan, että geenivirran määrän selvittäminen ekologisin menetelmin on hyvin hankalaa.

Metson levittäymisen tutkimuksessa on myös pitkälti keskitytty migraatioon eli vuodenaikasmuuttoon elinalueiden välillä, eikä niinkään levittäytymiseen eli dispersaaliin sen oikeassa merkityksessä. Dispersaalilla tarkoitetaan joko ennen lisääntymiskautta tapahtuvaa poikasten levittäytymistä uusille alueille (natal dispersal) tai yksilöiden siirtymistä uusille alueille lisääntymiskausien välillä (breeding dispersal). Migraatiolla puolestaan tarkoitetaan elinalueiden vaihdosta jonkin ympäristömuutoksen, kuten vuodenajan tai ravinto-olosuhteiden johdosta. Vuodenaikasmuuttoa koskevien tutkimusten perusteella ei voida arvioida geenivirran määrää populaatioiden välillä, koska tämä riippuu ainoastaan lisääntymiseen liittyvän dispersaalin määrästä. Jotta lisääntymiskausien välisen dispersaalin tutkiminen ekologisin menetelmin on mahdollista, tutkittavien lintujen tulisi löytyä lisääntymisalueilta useina peräkkäisinä vuosina. Merkittävien lintujen löytyminen on usein sattumanvaraista ja radiotelemetrisiä tutkimuksia voidaan tehdä vain määrättyjen tutkimusalueiden sisällä. Ongelmana on lintujen paikantaminen, jos ne ovat dispersoineet pois tutkimusalueelta. Siksi linnut, joiden signaali on menetetty, hylätään yleensä aineistosta, vaikka todellisuudessa ne saattavat juuri olla kauas liikkuneita ja toiseen populaatioon liittyneitä yksilöitä. Poikasdispersaalin luotettava tutkiminen puolestaan edellyttäisi jo hyvin nuorten lintujen merkitsemistä, jotta voitaisiin tarkastella levittäytymistä ennen ensimmäistä lisääntymistä. Seuraavana ongelmana on mahdollisesti kauaskin liikkuneiden lintujen löytäminen lisääntymisaikana. Geenivirran määrän tutkimisessa geneettisten menetelmien avulla ainoa rajoite on näytteiden saaminen lisääntymisalueilta, kuten metsolla soitimilta. Menetelmien kehittyessä näytteiden saaminen ei ole enää ongelma, koska perintöainesta voidaan eristää soidinalueilta kerätyistä metson ulosteista ja sulista lintuja häiritsemättä.

Soidinkäyttäytyminen ja dispersaali

Geenivirran ja dispersaalin määrään vaikuttaa ympäristötekijöiden lisäksi myös lajin käyttäytyminen ja kyky liikkua. Monilla lajeilla on havaittu esiintyvän sukupuoleen sitoutunutta dispersaalia, jossa toisen sukupuolen yksilöt dispersoivat enemmän ja pidemmälle kuin toisen. Syyksi tähän on ehdotettu muun muassa sukusiitoksen välttämistä. Yleisesti on havaittu, että nisäkkäillä koiraat dispersoivat enemmän kuin naaraat. Linnuilla puolestaan naaras on yleensä enemmän ja pidemmälle dispersoiva sukupuoli. Taksonomisten ryhmien välistä eroa seli-

tetään useimmiten sukupuolikäyttäytymisen eroilla. Linnuilla koiraat osallistuvat reviirien puolustamiseen ja poikasten hoitoon, kun taas nisäkkäillä koiraat ovat yleensä moniavioisia eivätkä huolehdi jälkikasvustaan.

Metsokukkojen oletetaan olevan paikkauskollisia ja jäävän lähes aina synnyinpaikkansa populaatioon. Myöhemmin ne siirtyvät muiden lintujen mukana läheiselle soitimelle. Tämän vuoksi saman soitimen kukkojen oletetaan olevan keskenään läheisempää sukua kuin kukkojen soidinten välillä. Koppelot dispersoivat enemmän ennen lisääntymistään ja saattavat myös liikkua lisääntymiskausien välillä. Tämä aiheuttaa erityisen populaatiorakenteen, jossa saman soitimen kukot ovat keskenään enemmän sukua kuin koppelot. Koppeloiden suurempaa dispersaalia ei voida perustella taksonomisilla ryhmiä koskevan mallin avulla, koska niiden lisääntymiskäyttäytyminen poikkeaa yleisestä lintujen lisääntymiskäyttäytymisestä. Metsokukat eivät osallistu poikasten hoitoon ja yhteisen reviiirin puolustamiseen. Metsolla nämä oletukset dispersaalieroista sukupuolten välillä perustuvatkin lähinnä merkittyjen lintujen ja telemetrian avulla tehtyihin tutkimuksiin, näköhavaintoihin sekä samanlaisen käyttäytymisen esiintymiseen muilla metsäkanalinnuilla. Tällaisten tutkimusten ongelmia käsitelimme aikaisemmassa kappaleessa.

Soidinten välistä geenivirran määrää metsolla ei suoraan ole aikaisemmin tutkittu ja myöskään eri sukupuolten osuutta geenivirran määrässä ei tiedetä. Vaikka aikaisemmissa lintujen liikkumista koskevissa tutkimuksissa keskimääräisiä matkoja on pienellä otoksella pystytty laskemaan, ei aineiston perusteella pystytä arvioimaan todellista sukupuoleen sitoutuvaa geenivirran määrää, johon vaikuttavat keskimääräisen dispersaalin lisäksi myös harvinaisemat pitemmän matkan dispersaalit.

METSON SOIDINKÄYTTÄYTYMISEN JA DISPERSAALIN TUTKIMUS

Vuonna 2001 aloitimme tutkimuksen, jossa pyrimme selvittämään geneettisin menetelmin metsojen populaatiorakennetta soitimilla. Tavoitteenamme on tutkia, ovatko saman soitimen linnut sukua toisilleen ja onko sukulaisuusasteessa eroa koppeloiden ja kukkojen välillä. Dispersaalin tutkimisessa saamme uutta tietoa erityisesti sukupuolten osuudesta geenivirran määrässä. Geenivirran määrää tarkastelemme myös suhteessa maisematekijöihin ja pyrimme arvoimaan, kuinka suuri vaikutus lähihistoriassa tapahtuneilla metsämaisemamuutoksilla

on metson levittäytymiseen. Koppeloiden ja kukkojen välisiä dispersaalieroja selvittämme ensin koko Suomen mittakaavassa, jonka jälkeen vertailemme tilannetta eri osissa maata. Pyrimme myös tarkastelemaan mahdollista yhteyttä dispersaalikäyttäytymisessä ja viime vuosikymmeninä tapahtuneessa sukupuolten lukusuhteiden muutoksessa eri alueiden välillä. Maantieteellisen mittakaavan tarkastelun jälkeen arvioimme geenivirran määrää maisematasolla, jolloin saamme tarkempaa tietoa metson dispersaalia rajoittavista tekijöistä. Tavoitteemme on myös tuottaa metson suojelua edistävää käytännön tietoa esimerkiksi metsänhoitoon liittyen. Koko maan kattavan suuren näyteaineiston avulla tulosten pohjalta pystymme todennäköisesti löytämään suojelun kannalta tärkeitä tekijöitä ja selvittämään, millaisilla alueilla metsalla on edellytykset säilyä. Maisematasolla tapahtuvan tutkimuksen avulla määritämme aluekokonaisuuksia, joiden säilyttämisellä voidaan ylläpitää soitimien välistä geenivirtaa.

Metsonäytteitä on noin 600 kappaletta ja ne on kerätty Metsähallituksen, Oulangan biologisen aseman sekä Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen avustamana. Lisäksi näytteitä keräsivät palkatut ja vapaaehtoiset maastoopulaiset. Näytteet koostuvat ulosteista ja sulista. Sulkanäytteistä linnun sukupuoli tiedetään kukkojen ja koppeloiden erilaisen ulkonäön perusteella. Ulostenäytteistä määritetään linnun sukupuoli ulosteen koon mukaan (Gjerde 1990), ja se varmistetaan tarvittaessa geneettisin menetelmin.

Tutkimuksen alustavat tulokset

Alustavien tulosten mukaan kukkojen osuus populaatioiden välisessä geenivirrassa on suurempi kuin koppeloiden. Tämä viittaa kukkojen suurempaan geneettisesti tehokkaaseen dispersaaliin. Vastoin yleisiä oletuksia soitimien koppelot näyttävät olevan enemmän sukua toisilleen kuin kukot. Mahdollisia syitä tulokseen on useita. Nuoret koppelot saattavat dispersoida kauas, mutta ne voivat palata takaisin synnyinalueelleen aikuistuttuaan. Koppelot voivat myös käydä muualla paritumassa ja palata kotipaikalleen hautomaan, jolloin poikaset liittyisivät tämän alueen populaatioon. Koppeloiden on kuitenkin yleensä havaittu pesivän lähellä parittelualuettaan, joten kukkojen geenien siirtyminen alueelta toiselle hedelmöityneiden naaraiden mukana ei voi yksin selittää suurta koirasdispersaalia. Helpoiten kukkojen huomattavasti suurempi osuus geenivirrasta populaatioiden välillä selittyisi, jos koppelot todella dispersoivat oletettua vähemmän tai kukot oletettua enemmän. Tärkeimmäksi syyksi oletammekin, että osa kukoista dispersoi kauas joko ennen lisääntymiskauttaan tai nuoruusvaihees-



Kuva 2. Tarvitsemme lisätietoa metson soitimien rakenteesta, jotta metsiemme symbolilajin säilyminen voidaan turvata myös tulevaisuudessa. Kuva Hannu Huttu.

sa lisääntymiskausien välillä. Pitkälle levittäytymään kykenevät kukot saattavat olla keskimääräistä parempia, ja uuden soitimen löydettyään pääsevät ennen pitkää valtakukoiksi, jotka lisääntyvät eniten. Tällöin yhdenkin kauas dispersoineen kukon vaikutus näkyisi geneettisessä aineistossa vaikka tapahtuma sinänsä olisikin harvinainen. Toisaalta pitkälle dispersoivien kukkojen ei välttämättä tarvitse olla tavallista parempia, mutta niiden jälkeläiset saattavat olla uudella alueella ylivertaisia niiden suuremman geneettisen monimuotoisuuden takia. Tätä hypoteesia tukee teorilla tehty havainto soitimen reviiirikukkojen suuremmasta muuntelevuudesta verrattuna reviirittömiin kukkoihin. Sisäsiittoisuuden ja ei-sisäsiittoisuuden suhdetta elinikäiseen lisääntymismenestykseen tutkittaessa havaittiin, että reviiirikukoilla on merkittävästi vähemmän sisäsiittoisuutta (ovat geneettisesti muuntelevampia) kuin niillä, jotka eivät koskaan saa reviiiriä. Lisäksi samansuuntainen ero havaittiin verrattaessa keskusreviiiriä hallitsevia kukkoja tavallisen soidinreviiirin omaaviin kukkoihin (Höglund ym. 2002).

Aikuisten, soidinreviiiriä hallitsevien kukkojen on monissa tutkimuksissa havaittu olevan hyvinkin kotipaikkaukollisia, mutta poikasdispersaali ja nuorten kukkojen levittäytyminen uusille soitimille saattaa olla odotettua yleisempää ja pidemmälle ulottuvaa. Alpeilla tehdyissä metson soidinrakennetta ja liikkuvuutta koskevilla tutkimuksilla on todettu pysyvän vuodesta toiseen samalla soitimella, mutta nuoret kukot liikkuvat enemmän ja saattavat tehdä tutkimusretkiä useillekin soitimille (Storch 1997a). Nuorten kukkojen on havaittu voivan vaihtaa soidinta kokonaan jopa yhden soidinkauden aikana. Alpeilla on lisäksi dokumentoitu useiden lintujen liikkuminen joitakin kilometrejä (5-7 km.) leveiden tiheästi asuttujen laaksojen yli, mikä on vastoin yleistä käsitystä, että metso välttää avoimia ja asuttuja alueita (Storch 1997b). Suomessa metsästäjiltä ja luontoharrastajilta on saatu havaintoja suurina parvina muuttavista enimmäkseen nuorten kukkojen muodostamista ryhmistä. Tällaisten muuttoparvien olemassaoloa ei ole tieteellisesti kuvattu, mutta ilmiöllä voisi harvinaisuudestaan huolimatta olla huomattava vaikutus metson geneettiseen populaatiarakenteeseen ja soidinten väliseen geenivirtaan.

Tulostemme ehdottama metsokukkojen laaja dispersaali saattaisi olla seurausta viime aikoina yleistyneestä soitimien heikkenemisestä kannan romahtamisen ja elinpaikkojen menetyksen myötä. Vaikka tuloksemme ovat alustavia, ne osoittavat että soitimien rakenteesta ja metsojen dispersaalikäyttäytymistä tarvitaan lisää tietoa, jotta metsojen levittäytyminen ja geneettinen monimuotoisuus voidaan turvata myös tulevaisuudessa.

Kirjallisuus

- Gjerde, I. 1990. Sex determination in capercaillie *Tetrao urogallus* by means of winter dropping size. Fauna Norv., Series C, Cinclus 13: 91-92.
- Gjerde, I. 1991. Cues in winter habitat selection by capercaillie. II. Experimental evidence. Ornis Scand. 22: 205-212.
- Hedrick, P. W. 2001. Conservation genetics: where are we now? TREE 16: 629-636.
- Helle, P. & Helle, T. 1991. Miten metsärakenteen muutokset selittävät metsäkanalintujen pitkän aikavälin kannanmuutoksia? Suomen Riista 37: 56-66.
- Helle, P., Kurki, S. & Lindén, H. 1999a. Change in the sex ratio of the Finnish capercaillie *Tetrao urogallus* population. Wildl. Biol. 5: 25-31.
- Helle, P., Lindén, H., Aarnio, M. & Timonen, K. 1999b. Metso ja metsien käsittely. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 20.
- Höglund, J., Piertney, S. B., Alatalo, R. V., Lindell, J., Lundberg, A. & Rintamäki, P. T. 2000. Inbreeding depression and male fitness in black grouse. Proc. R. Soc. Lond. B 269: 711-715.
- Lindén, H. & Pasanen, J. 1987. Metsien pirstoutuminen metsökantojen uhkana. Suomen Riista 34: 66-76.
- Rolstad, J., Wegge, P. & Larsen, B. B. 1988. Spacing and habitat use of capercaillie during summer. Can. J. Zool. 66: 670-679.
- Storch, I. 1997a. Male territoriality, female range use, and spatial organisation of capercaillie *Tetrao urogallus* leks. Wildl. Biol. 3: 149-161.
- Storch, I. 1997b. The importance of scale in habitat conservation for an endangered species: The capercaillie in central Europe. In: J. A. Bissonette (ed.) 1997: Wildlife and landscape ecology: Effects of pattern and scale. Springer Verlag, New York, pp.310-330.
- Valkeajärvi, P. & Ijäs, L. 1986. Metson soidipaikkavaatimuksista Keski-Suomessa. Suomen Riista 33: 5-18.



OSA V

OULANKAJOEN VESISTÖN TAIMENKANNAT

Ari Huusko¹ & Maare Saraniemi²

*¹ Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Kainuun kalantutkimus ja vesiviljely,
Manamansalontie 90, 88300 Paltamo*

² Oulun yliopisto, Biologian laitos, PL 3000, 90014 Oulun yliopisto



JOHDANTO

Kuusamo on eräs Suomen tärkeimmistä luonto- ja kalastusmatkailukohteista. Alueen ainutlaatuisuudelle luovat perustan jokivesistöjen luonnonvaraiset taimen- ja harjuskannat sekä laaja erämaaluonto. Jo lähes sata vuotta sitten mm. kansanedustaja ja maantieteilijä Kaarlo Hänninen (1921) suositteli Kuusamon urheilukalastusvesiä etenkin niille, "joilla on vähintään kuukauden aika käytettävänä kalastusurheiluun ja jotka samalla haluavat nauttia sydänmaan rauhasta."

Kuusamossa Oulankajoen vesistön taimenia on yleisesti nimitetty lohiksi. Taimenten elämänsyklinasta ja vaellusreiteistä on esitetty hyvinkin monenlaisia versioita (mm. Vepsäläinen 1936). Vaellusreitit alkoivat vähitellen selvittää Oulun yliopiston eläintieteilijöiden sekä Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen (RKTL) tutkijoiden ja kalastusmestareiden 1960-luvun loppupuolella aloittamissa tutkimuksissa (Keränen, Ellonen & Lind 1974; Keränen 1978; Huusko, van der Meer & Koljonen 1990, Lumme suull.ilm.). Nyt, 2000-luvulla, tiedämme Oulangan taimenista paljon, mutta tiedämmekö sittenkään tarpeeksi ymmärtääksemme taimenta ja sen edellyttämiä olosuhteita. Jotta taimenpopulaatioiden elämänsykli pystyttäisiin säilyttämään kestäväällä pohjalla, tarvitaan perusteellista tietoa niiden ekologiasta.

Käsillä olevan artikkelin tarkoituksena on luoda kirjallisuuden ja kirjoittajien julkaisemattomien aineistojen perusteella katsaus Oulankajoen vesistön taimenkantojen ominaisuuksiin, vaelluksiin ja populaatiorakenteeseen. Kirjoitus on perusluonteeltaan näiden kantojen biologisia säännönmukaisuuksia yleistävä. Tuomme kuitenkin esille myös yksityiskohtaisempaa tietoa Oulankajoen taimenkannasta Kiutaköngkällä kerätyn pitkäaikaisen aineistosarjan avulla. Lopuksi pohdimme vesistöalueen taimenkantojen suojeluun ja hyödyntämiseen liittyviä seikkoja.

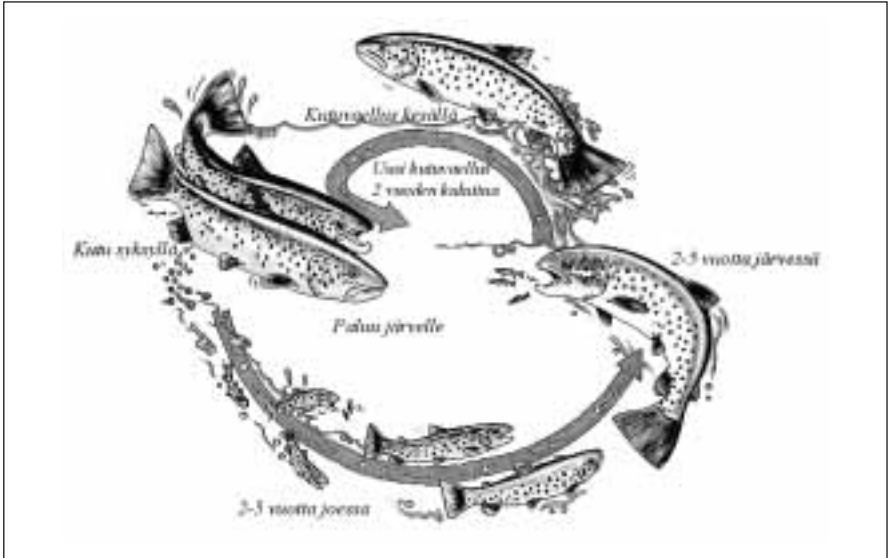
OULANGAN TAIMENTEN ELÄMÄNKIERTO

*"Jos Kitkan lohesta kirjoitat, niin tutki ja mieti sen lohen kulku,
sehän remppaa edestakaisin samoja latuja ikuisesti.
Niin se on viisas vai tyhmäkö lie se kala, se lohi".
Pekka Alajuuma, Juuman kylän kylänvanhin,
Paavo Einin mukaan (Metsästys ja Kalastus 1970)*

Oulankajoen vesistöalueen geomorfologia on luonut edellytykset taimenen erilaisten elämänmuotojen esiintymiselle. Alueen vesistöillä on portaittainen rakenne. Järvialtaita yhdistävissä joissa on kaloille ylipääsemättömiä putouksia, jotka jakavat vesistön erityyppisiin osa-alueisiin (Huusko & Koutaniemi 1992). Viimeisen jääkauden jälkeen, noin 9000 vuoden aikana on kullekin osa-alueelle eriytynyt sinne parhaiten sopeutunut taimenkanta. Oulangan alueella tavataan paikallisia joessa eläviä taimenkantoja sekä vaelluskäyttäjymiseltään kahteen tyyppiin lukeutuvia taimenia: Kitkajoen Jyrävän yläpuolisella osuudella elävän taimenkannan poikaset vaeltavat ylävirtaan, kun taas muiden jokien taimenkantojen poikasvaellus tapahtuu alavirran suuntaan (Keränen 1978; Huusko, van der Meer & Koljonen 1990; Huusko 1990).

Vaeltavien taimenten elämänsykliin aikajänne on lähellä kymmentä vuotta ja sen rakenne on eri jokien taimenkannoilla jokseenkin samanlainen (kuva 1). Monimuotoisen elämänsyklin päästä päähän kulkenut taimenyksilö on todellinen selviytyjä. Taimen kutee syyskuun puolivälin jälkeen veden viilennyttyä 5-8 -asteiseksi. Sorapohjaan kaivamaansa kuoppaan naaras laskee muutaman tuhat mätimunaa, jotka koiras hedelmöittää. Poikaset kuoriutuvat seuraavana keväänä ja ne viettävät joessa kahdesta viiteen vuotta, jonka jälkeen kalat vaeltavat lähimmälle suurjärvelle kasvamaan. Järvillä taimenet saalistavat pääasiassa muikkuja ja ne moninkertaistavat painonsa muutamassa vuodessa. Keskimäärin kolmen järvi- tai järvivuoden jälkeen kalat suuntaavat takaisin synnyinjokiinsä ensimmäiselle kutuvaellukselle. Kudun jälkeen emot laskeutuvat takaisin järville joko syksyllä tai viimeistään kevättulvan mukana. Taimenet voivat nousta kudulle useana vuotena elämänsä aikana. Oulangan alueella ne pitävät yleensä yhden välivuoden ennen seuraavaa lisääntymiskertaa (Keränen, Ellonen & Lind 1974; Huusko, van der Meer & Koljonen 1990).

Viimeaikaisten perinnöllisyystieteellisten tutkimusten perusteella Kitkajoen Jyrävän alapuoleisen osan, Oulankajoen ja Kuusinkijoen sekä Paana- ja Pääjärveen laskevien Venäjän

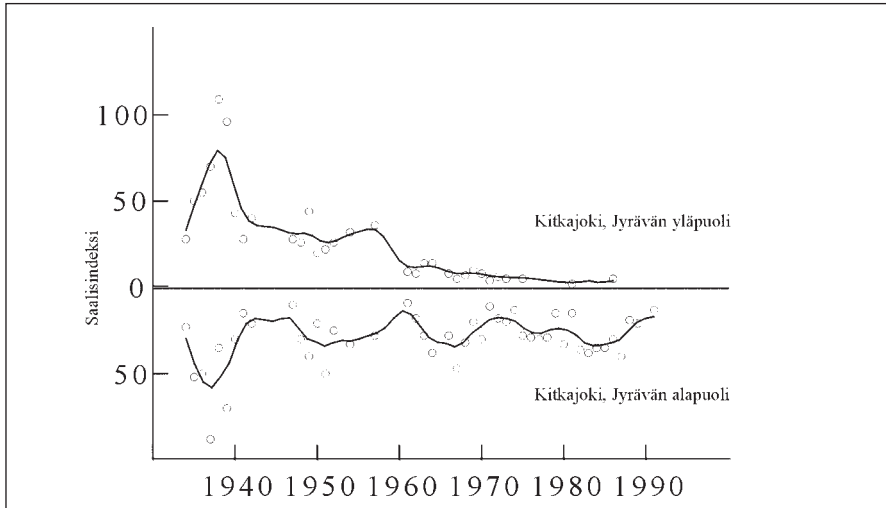


Kuva 1. Oulankajoen vesistöalueen taimenkantojen elämänsykliin vaiheet. Kitkajoen Jyrävän yläpuolisella osalla poikasten vaellus tapahtuu vastavirtaan Kitkajärville, muualla Oulankajoen vesistöalueella poikaset vaeltavat myötävirtaan Venäjän Pääjärvelle.

puoleisten jokien taimenkannat muodostavat ryhmän, joka on ominainen vain tälle vesistölle (Lumme, suull.ilm.). Taimenkantojen perimässä on siis vain tällä alueella tavattavia ominaisuuksia. Myös eri jokien kannat eroavat toisistaan. Vaikka taimenyksilöt 'sekoittuvatkin' yhteisellä kasvujärvellä, Pääjärvellä, hakeutuvat emokalat kudulle tiukasti omiin synnyinjokiinsa turvaten jokikohtaisen perinnöllisen aineksen säilymistä. Kitkajoen Jyrävän yläpuolisen taimenkannan perimä on puolestaan sukua läntisille taimenkannoille ja poikkeaa selvästi muiden Oulankajoen vesistöalueen taimenkantojen perinnöllisestä rakenteesta. Kitkajoki on siten kahden perinnöllisiltä ominaisuuksiltaan erilaisen taimenlinjan kohtauspaikka, jossa Jyrävän putous toimii erottelijana (Huusko, van der Meer & Koljonen 1990; Huusko & Koutaniemi 1992; Aspi, Kuusipalo, Huusko & Pasanen 1999; Lumme, suull.ilm.).

TAIMENKANTOJEN TAANTUMISIA JA MENESTYMIÄ

Oulankajoen vesistöalueen jokikohtaisten taimenkantojen suuruudesta ei ole käytettävissä tarkkoja tietoja. 1900-luvun alkupuoliskolla oli kalastajien matkakertomusten ja Käylän kalanviljelylaitoksen emokalapyynnin perusteella taimenta runsaasti kaikkialla Oulankajoen vesistöalueella. Kōnkäiden ja putousten alla harjoitettu verkkopyynti verotti kuitenkin aika-ajoin taimenkantoja runsaasti (Vepsäläinen 1936). Sittemmin 1950-1960-luvuilla alkanut ja nopeasti voimistunut verkkokalastus koitui Kitkajoen yläjuoksun taimenkannan kohtaloksi (kuva 2). Kitkajärvien verkkopyynti verottaa kasvuvaiheessa olevia taimenia niin voimakkaasti, ettei kutuvaellusikään yltäviä taimenia jää nykyisinkään riittävästi turvaamaan kannan luonnonvaraista elinvoimaisuutta. Kitkajoen Jyrävän yläpuolinen taimen saattaisi olla jo historiaa ilman



Kuva 2. Kitkajoen Jyrävän ylä- ja alapuolisen osan taimenkannan suhteellinen runsaus Käylän kalanviljelylaitoksen emokalapyynnin perusteella. Jyrävän yläpuolinen kanta otettiin laitosviljelyyn 1970-luvun alussa, jonka jälkeen joella on tehty ajoittain emokalajien hankintaa laihoin tuloksin. Jyrävän alapuolinen kanta otettiin laitosviljelyyn 1990-luvun alussa. Verkkokalastus runsastui Kitkajärville ja Kitkajoen yläjuoksulla 1950-1960-lukujen taitteessa. Vastaavaa kehitystä ei tapahtunut Venäjän puoleisilla järvillä, jonne Kitkajoen alajuoksun taimenet vaelsivat.

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen (RKTL) Kuusamon ja Taivalkosken vesiviljelylaitosten emokalastojen varassa tehtävää poikastuotantoa ja istutuksia.

Venäjäns puolelle Pääjärvelle ja Paanajärvelle syönnösvaelluksensa suuntaavien taimenkantojen nykytilaa voidaan sen sijaan luonnehtia kohtuulliseksi (Huusko, van der Meer & Koljonen 1990; Huusko 1990). Pääjärvellä 1950-luvulla harjoitetun kalastuksen vuotuinen saalis oli enimmillään 5000 kg:n suuruusluokkaa, mutta tämä kalastus taantui 1960-luvulla Pääjärven vedenpinnan noston ja säännöstelyn myötä (Khalturin 1971). Sittemmin suhteellisen vähäinen järvikalastus on turvannut sen, että kutuvaellukselle lähtevien kalojen määrä on ollut riittävä. Suomen puoleisilla jokialueilla kalastus on kasvanut 1970-luvulta alkaen ja 1990-luvulle tultaessa se oli noussut muutaman tuhannen kilon vuotuiseseen saaliiseen. Mutta tämäkään ei ole toistaiseksi verottanut kutupopulaatioita liiaksi (Huusko 1990; Sutela & Huusko 1997). Taimenen luontaiset lisääntymisedellytykset ovat olleet kunnossa ja kannat ovat säilyneet elinvoimaisina (kuva 2).

OULANKAJOEN TAIMENKANTA KIUTAKÖNKÄÄLLÄ

Oulankajoki on virtaamaltaan ja pituudeltaan Suomen puoleisen Oulankajoen vesistön suurin joki. Joen alaosalla sijaitseva Kiutaköngäs jakaa vesistön kahteen osaan niin, että könkään yläpuolelle sijoittuu yli 90 % vesistön valuma-alueesta. Kiutaköngään sanotaan olevan taimenten vaelluseste. Niinpä jo 1900-luvun alkupuolella paikallinen väestö esitti viranomaisille toiveita kalatien rakentamisesta könkääseen, jotta taimenten nousu yläjuoksun laajoille lisääntymisalueille mahdollistuisi. Vuonna 1936 louhittiinkin könkään etelärannalle kahden luonnossa muovautuneen syvennyksen lisäksi kolme uutta syvennystä nousevien kalojen levähdyspaikoiksi ja veden virtauksen hidastamiseksi (Vepsäläinen 1936). Kalastajien mukaan taimenia on aikoinaan noussut kalatietä könkään yläpuolelle, mutta ajanmittaan syvennykset ovat täyttyneet. Keräsen, Ellosen & Lindin (1974) mukaan taimen pystyy vähäisen vedenkorkeuden aikana nousemaan kalatien viidestä syvennyksestä kaksi alinta, mutta ei kolmea ylintä. Koska varmuutta taimenten noususta könkään yli ei ole ollut, metsähallitus aloitti vuonna 1965 niiden ylisiirtopyynnin. Siitä lähtien vuosittain on Kiutaköngään alapuolella pyydettyjä saalistaimenia vapautettu könkään yläpuolelle metsähallituksen ja RKTL:n yhteistyönä. Ylisiirron yhteydessä taimenet on merkitty Carlin-merkein, niiden pituus ja paino on mitattu ja viime vuosina kaloista on otettu myös suomunäytteet iänmäärittystä varten (kuva 3). Tämä



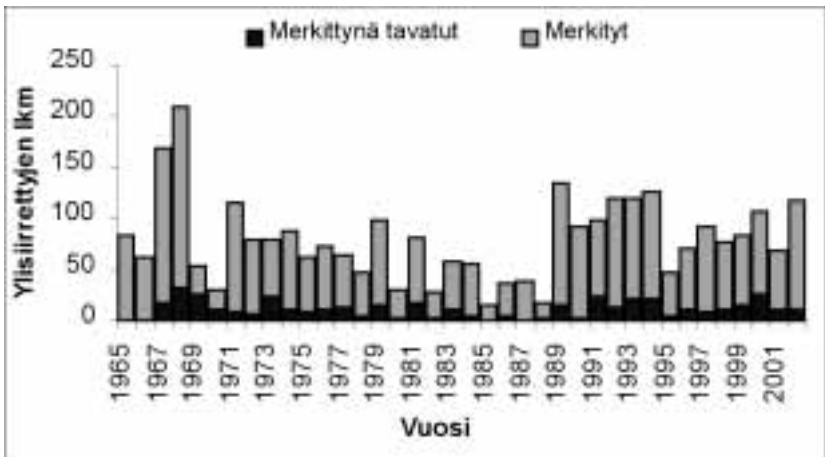
Kuva 3. Oulankajoen Kiutakönkäällä on vuodesta 1965 alkaen harjoitettu taimenten ylisiirtopyyntiä. Pyynnin yhteydessä kukin kala on merkitty Carlin-kalamerkillä.

lähes 40-vuotinen aikasarja muodostaa arvokkaan aineiston Oulankajoen ja laajemminkin koko vesistöalueen taimenkantojen ominaisuuksien ja populaatorakenteen selvittämiseksi (Keränen, Ellonen & Lind 1974; Huusko, van der Meer & Koljonen 1990).

Kiutakönkäällä tavattavien taimenten vaellusalueesta, populaatorakenteesta ja -koosta

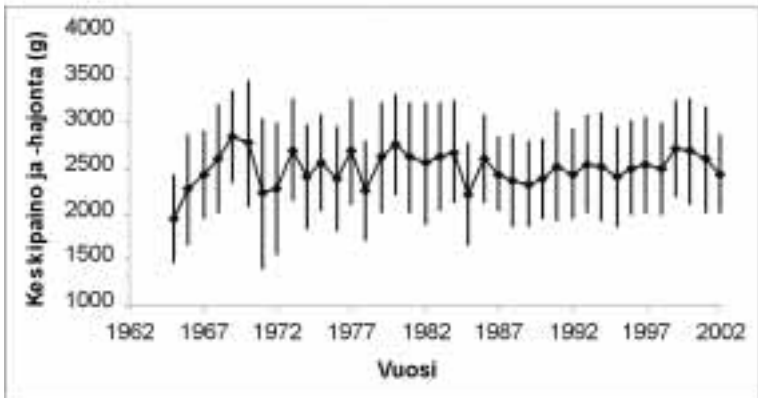
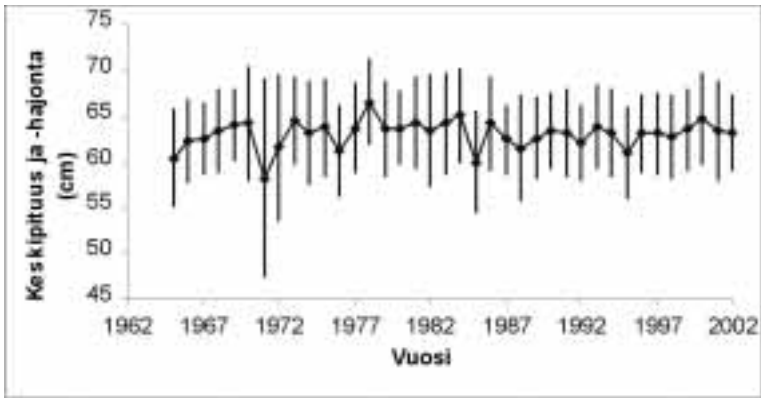
Vuosina 1965-2002 on Kiutakönkään yli siirtojen yhteydessä pyydystetty ja merkitty yhteensä 2598 taimenta. Vuosittaiset merkintämäärät ovat vaihdelleet 15-179 välillä ja keskimäärin on merkitty 68 yksilöä/vuosi. Aikaisempina vuosina merkittyjä kaloja on saatu pyynnin yhteydessä uudelleen keskimäärin 11 yksilöä/vuosi, vaihdellen vuosittain nolasta 31:een. Vanhimmat kalat on tavattu uudelleen vielä kahdeksankin vuoden jälkeen merkinnästä. Sekä vuosittain merkittyjen että uudelleen merkittyinä tavattujen taimenten kokonaissaalis yli siirtopyynnissä on vaihdellut 15 ja 210 yksilön välillä (kuva 4).

Kiutakönkäällä tutkituista taimenista keskimäärin 19,7 % on ollut koiraita ja 80,3 % naa-



Kuva 4. Oulankajoen Kiutakönkäällä yli siirtopyynnin yhteydessä merkittyjen ja merkittynä tavattujen taimenten yksilömäärät 1965-2002. Vuosittainen pyyntiponnistus on vaihdellut runsaasti ollen pienimmillään vuosina 1985-1988.

raita. Vuosien välillä sukupuolten lukumääräsuhteissa on ollut vaihtelua, mutta naarasenemys on ollut vallitsevana koko aikasarjassa. Molemmat sukupuolet mukaan lukien taimenten keskipituus on vaihdellut 58 ja 67 cm:n välillä ja keskipaino vastaavasti 1900 ja 2800



Kuva 5. Oulankajoen Kiutakönkään yliiirtopyynnissä 1965-2002 tavattujen taimenten keskipituus (yllä) ja -paino (alla) sekä keskihajonnat eri vuosina.

gramman välillä (kuva 5). Koiraiden keskipituus on ollut 66 cm (vaihteluväli 50-80 cm) ja keskipaino 2900 g (vaihteluväli 1300-5300 g). Naaraiden keskipituus on ollut 62 cm (vaihteluväli 50-78 cm) ja keskipaino 2400 grammaa (vaihteluväli 1200-5250 g).

Vuosina 1973 (Keränen, Ellonen & Lind 1974) ja 1989-2002 yliiirretyistä kaloista on merkinnän yhteydessä otettu suomenäytteet, joiden avulla on voitu määrittää kalojen ikä. Kiutaköngkäällä pyydystetyt taimenet ovat olleet 5-15 -vuotiaita. Noin 40 % kaloista on ollut 7-vuotiaita. Koiraiden keski-ikä on ollut 7,8 vuotta ja naaraiden 7,7 vuotta.

Kalastajien palauttamien Carlin-merkkitetietojen mukaan Kiutaköngkäällä yliiirrettyjä taimenia on uinut Oulankajoen latvavesille saakka. Taimenet näyttäisivät jakautuvan jokseenkin tasan Savilammen yläpuolella Oulankajoen ja Savinajoen kesken. Kauimmaiset palautukset ovat Oulankajoen latvoilta, Keski-Suolappajärvestä runsaan 70 jokikilometrin etäisyydeltä Kiutaköngkäästä. Valtaosa palautuksista on kuitenkin Savilammesta, Savilammen ja Hirvasjärven väliseltä Oulankajoelta ja Savilammen ja Sallan Kallunkijärven väliseltä Savinajoelta sekä Sallan Kallunkijärvestä. Keskimääräinen etäisyys pyydystyspaikan ja Kiutaköngkään välillä on ollut 24 km ja yliiirrosta pyydystykseen on kulunut keskimäärin noin 30 päivää. Pyydystetyksi tulleet taimenet olivat uineet ylävirtaan keskimäärin 1,3 km päivässä, enimmillään keskimääräinen siirtymävauhti on ollut vajaat 8 km päivässä.

Oulankajoen Kiutaköngkäällä tavattavan vaeltavan taimenpopulaation yksilölukua ei ole toistaiseksi voitu määrittää tarkasti. Vepsäläinen (1936) kertoo Kiutaköngkään kalatietä uuti-soivassa artikkelissaan, että ”köngkäästä ylöspyrkiviä 'lohia' on jotensakin runsaasti, siitä on todisteena eräänkin valtion virkailijan viimekesäisen verkkokalastuksen tulos, joka oli ollut hänen oman kertomansa mukaan kolmattasataa lohta, kaikki pyydytetyt juuri köngkään alta”. Tästä on pääteltävissä, että 1930-luvulla Kiutaköngkään taimenpopulaatio oli selvästi yli 200 yksilöä. Toisaalta juuri köngkäällä tapahtunut voimallinen verkkopyynti saattaisi selittää sen, miksi tuolloin köngkään yläpuolisella alueella tavattiin paikallisen väestön mukaan vain vähän taimenia (Vepsäläinen 1936). Vuonna 1965 aloitetun taimenten yliiirtopyynnin maksimisaa-lis, 210 yksilöä, saatiin vuonna 1968. Sittemmin 1970-luvun alussa Keränen, Ellonen ja Lind (1974) arvioivat vuosien 1971-1973 yliiirtopyyntiin perustuvan merkintäaineiston avulla Kiutaköngkään taimenpopulaation laskennalliseksi kooksi laskentamenetelmästä riippuen vähintään 78 ja enimmillään 335 yksilöä, keskimäärin 187 yksilöä. Vuosina 1989-2002, jolloin yliiirtopyyntiin käytetty työmäärä on ollut jotakuinkin samaa suuruusluokkaa, on Kiutaköngkäällä siirretty vuosittain keskimäärin 98 yksilöä köngkään yläpuolelle. Ylisiirron saalis edustaa populaation minimikokoa. Aspi, Kuusipalo, Huusko & Pasanen (1999) puolestaan laskivat

Oulankajoen taimenpopulaation perinnöllisen koostumuksen muutoksen perusteella joessa lisääntyvän populaation (ns. efektiivinen populaatiokoko) suuruusluokaksi muutamia kymmeniä yksilöitä. Ero näiden kahden edellä mainitun populaatiokokoarvion välillä osaltaan heijastaa ylisiirron ja kutuajan välisenä ajanjaksona tapahtuvaa kalastuksen ja muun kuolevuuden aiheuttamaa poistumaa. Kaiken kaikkiaan käytettävissä olevien kirjallisuustietojen perusteella Oulankajoen kudulle nousevan taimenpopulaation koko ei siis ole kovin suuri, mistä johtuen kanta on erityisen altis niin järvi- kuin jokivaiheessa harjoitetulle voimakkaalle kalastukselle.

TAIMENTUTKIMUS, SUOJELU JA KESTÄVÄ HYÖDYNTÄMINEN

Kuusamon alueelta itään laskevat vesistöt ovat maamme viimeisimpiä vapaita vesireittejä, joissa vaeltavien taimenkantojen elämänkierrot on pystytty säilyttämään ja kantojen uusiutuminen perustuu pääosin luonnossa tapahtuvaan lisääntymiseen. Suuressa osassa Suomen vesistöjä, mm. Kitkajärvet mukaan lukien, taimenen esiintyminen on pääosin istutustoiminnan varassa ja populaatioiden koko on voimakkaasti kalastuksen säätelemää. Kalastajamäärät ja kalastus ovat kasvaneet voimakkaasti viimeisen 30 vuoden aikana myös Kuusinki-, Kitka- ja Oulankajoella. Ulkopaikkakuntalaiset jokikalastajat toivat Kuusamon kuntaan vuonna 1989 noin 15 % kesäajan matkailutuloista (Sutela & Huusko 1997). Kestävään käyttöön perustuva taimen- ja harjuskantojen hyödyntäminen on perusedellytys kalastusmatkailun jatkuvuudelle myös tulevaisuudessa. Tässä yhteydessä on tärkeää huomioida kalakantoihin vaikuttavat tekijät koko vesistöalueella ja eri elämänvaiheissa. Kalastuksen järjestelyjä ja hoitotoimia suunniteltaessa onkin huomioitava kalojen koko elämänsykliä vesiekosysteemien eri osissa (Mäki-Petäys, Huusko & Mustonen 2000). Esimerkiksi taimenen osalta tähän kokonaisuuteen kuuluu mädin ja jokipoikasen selviytyminen joessa, syönnösvaelluksen aikaiset kasvu- ja elinmahdollisuudet järvessä sekä viime vaiheessa tekijät, jotka rajoittavat jokiin palaavien kutukalojen määrää.

Suuri osa Oulankajoen vesistöalueesta on suojelun piirissä, mikä antaa hyvät mahdollisuudet luonnon moninaisuuden säilyttämiselle. Oulangan taimenten luonnonmukaisen elämänsyklin kannalta keskeisiä asioita ovat kalastus, kalanviljely ja ympäristöntila. Kalanviljelytoiminnassa riskinä on sellaisten vieraiden taimenkantojen tuominen alueelle, jotka voisivat aiheuttaa muutoksia nykyisten kantojen perinnölliseen rakenteeseen. Lisääntyvä kalastus Suomen puoleisilla jokialueilla sekä 1990-luvulla nopeasti virinnyt matkailu- ja kotitarvekalas-

tus Venäjän joki- ja järviolueilla voimistavat Oulangan taimenkantojen ylikalastusriskiä. Vastauksia nykyisiin ja tulevaisuuden haasteisiin tulee hakea erilaisista kalastuksenjärjestelyistä sekä pitkäjänteisestä kalakantojen ja kalastuksen seurannasta ja tutkimuksesta. Avainasemassa on, kuinka hyvin taimenkantojen ominaisuudet ja käyttäytyminen tunnetaan, ja kuinka kalastuksesta ja kalakantojen hoidosta vastaavat tahot ovat valmiita soveltamaan tätä tietoa käytännössä taimenkantojen suojelun ja hyödyntämisen optimoinnissa.

Taimenkantojen tutkimus on palapelin rakentamista, jossa tavoitteena on saada kokonaiskuva kannasta ja sen ominaisuuksista. Oulankajoen taimenkannan vaellusta, rakennetta ja kokoa tutkitaan parhaillaan Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen, Oulun yliopiston, Naturpolis Kuusamo koulutus- ja kehittämisspalveluiden sekä Metsähallituksen yhteistyönä. Olemassa oleva Carlin-merkkiaineisto on hyvänä pohjana tälle tutkimukselle. Kesällä 2003 tutkimusta syvennettiin merkitsemällä Kiutaköncäällä 20 kutuvaelluksella olevaa taimenta radiolähettimeillä. Näin selvitetään mm. taimenten vaellusalueen laajuutta ja kutualueiden sijaintia köncään yläpuolisella jokialueella.

KIRJALLISUUS

- Aspi, J., Kuusipalo, L., Huusko, A. & P. Pasanen (1999). Miten Kuusamon taimenkantoja olisi hoidettava? *Kala- ja riistaraportteja* 147: 26-31. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Helsinki.
- Huusko, A. (1990). Kuusinkijoen vesistöalueen kalatalousselvitys. *Kalatutkimuksia* 14. 238 s. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Helsinki.
- Huusko, A., van der Meer, O. & M-L. Koljonen. (1990). Life history patterns and genetic differences in brown trout (*Salmo trutta* L.) in the Koutajoki river system. *Polish Archives of Hydrobiology* 37: 63-77.
- Huusko, A. & L. Koutaniemi (1992). Mistä on peräisin Kitkan taimen. *Suomen Kalastuslehti* 6: 19-21.
- Hänninen, K. (1921). Urheilukalastusvesistä Kuusamossa. *Finlandian vuosikirja* 1920-1921: 150-152.
- Keränen, M., Ellonen, T. & E. A. Lind. (1974). Kudulle nousevan taimenen, *Salmo trutta* L., ominaisuuksista ja populaattiorakenteesta Oulankajoen Kiutaköngkällä. *Ichtyol. Fenn. Borealis* 1974: 1-66.
- Keränen, M. (1978). Kitkajärveen kudulle laskeutuvan taimenen (*Salmo trutta* L.) vaelluksista, ominaisuuksista ja populaattiorakenteesta. Lisensiaattitutkielma. 69s. Eläintieteenlaitos. Oulun yliopisto. Oulu.
- Khalturin, D. K. (1971). Biological considerations relating to commercial size for the brown trout, *Salmo trutta m. lacustris* (L.), in the great lakes of Northern Karelia. *Journal of Ichthyology* 11: 370-375.
- Mäki-Petäys, A., Huusko, A. & S. Mustonen. (2000). Kuusamon itään laskevien vesistöjen kalataloudellinen kehittäminen: avainlajeina taimen, harjus ja järvilohi. *Kala- ja riistaraportteja* 178:1-18. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Helsinki.
- Sutela, T. & A. Huusko. (1997). Virkistyskalastus Kuusinki-, Kitka- ja Oulankajoella. *Kalatutkimuksia* 125. 22 s. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Helsinki.
- Vepsäläinen, A. (1936). Oulankajoen Kiutaköngkään kalatie. *Suomen Kalastuslehti* 43: 165-166.

OSA VI KESTÄVÄ LUONTOMATKAILU

Enni-Maria Junnila¹, Anne Törn¹, Tarja Kälkäjä¹, Pirkko Siikamäki² & Anne Tolvanen³

¹Biologian laitos, PL 3000, 90014 Oulun yliopisto

²Oulangan biologinen asema, Liikasenvaarantie 134, 93999 Kuusamo

³Metsäntutkimuslaitos, Muhoksen tutkimusasema, Kirkkosaarentie 7, 91500 Muhos



LUONTO MATKAILUKOHTENA

Suomalainen luonto monimuotoisuudessaan houkuttelee matkailijoita läheltä ja kaukaa. Luonnon merkitys matkailun vetovoimatekijänä on korostunut Pohjois-Suomeen suuntautuvassa matkailussa – Kuusamossa tehtyjen matkailun vetovoimatutkimusten mukaan kauniit maisemat sekä puhdas ja monipuolinen luonto ovat tärkeimpiä yksittäisiä tekijöitä alueen vetovoimaisuuden kannalta (Kauppila 1997). Ensimmäiset kansallispuistot Pallas-Ounastunturille ja Pyhätunturille perustettiin vuonna 1938 palvelemaan nimenomaan luonnonsuojelua ja virkistyskäyttöä. Nykyisin maassamme on jo 35 kansallispuistoa.

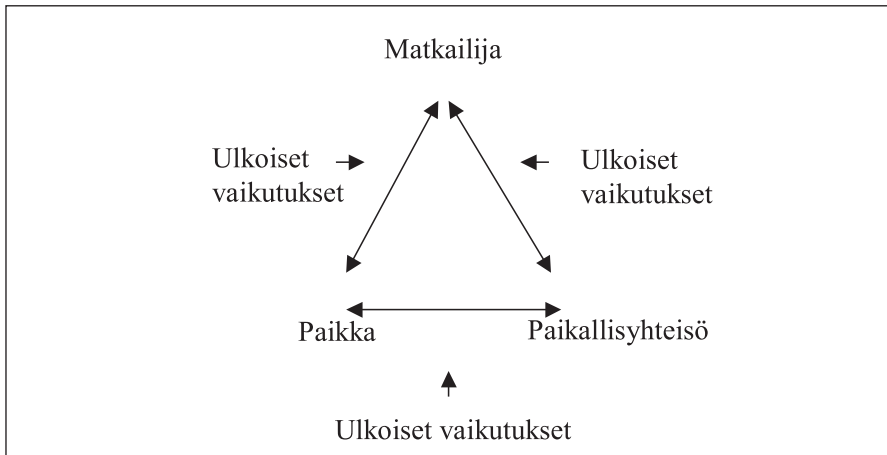
Matkailun ja virkistyskäytön intensiivinen kasvu aiheuttaa lukuisia sekä positiivisia että negatiivisia ekologisia, kulttuurisia ja sosioekonomisia vaikutuksia. Ongelmien välttämiseksi on ryhdytty huomioimaan nämä vaikutukset matkailun ja luonnon virkistyskäytön suunnittelussa ja toteuttamisessa. Jotta kestävyuden peruselementit voitaisiin yhdistää toimivaksi kokonaisuudeksi, tarvitaan kattavaa tutkimusta kaikilta osa-alueilta (Beever 1993). Luonnonsuojelun ja matkailun suhteeksi on esitetty kolme pelkistettyä vaihtoehtoa: 1) Rinnakkaiselo: vaikka luonnon ja matkailun rinnakkaiselo ei välttämättä ole sopusointuista, ne voivat tietyissä olosuhteissa esiintyä alueella rinnakkain. 2) Ristiriita: konflikteja esiintyy, kun matkailu vaikuttaa luontoon haitallisesti ja kun yhteys luonnonsuojelun ja matkailun välillä on vain häilyvä. 3) Symbioosi: matkailun ja luonnonsuojelun symbioosi on monivivahteinen vuorovaikutus, jossa luonnonsuojelua voidaan edistää matkailun avulla (Budowski 1976). Kestävän matkailukehityksen arvioinnissa on käytetty useita ryhmäindikaattoreita (Vuoristo 1998):

- A. Kantokyky: useiden avaintekijöiden yhteisindikaattori, jonka avulla voidaan seurata kohteen tai alueen kestokykyä ja ennustaa sen mahdollista ylittämistä.
- B. Sijaintipaine: täydentää edellistä. Sijaintipaineella seurataan turismin vaikutuksen eri asteita ja vaikutusten kasautumista eri toimintojen osalta.
- C. Vetovoimaisuus: kvalitatiivinen indikaattori, jota käytetään kuvaamaan alueen houkuttelevuutta ja sen muutoksia.

Kestävä luonnon virkistyskäyttö voidaan määritellä kantokyvyn avulla. Ekologinen kantokyky tarkoittaa sitä käyttötasoa, joka ei aiheuta peruuttamattomia ekologisia vaurioita. Kantokyvyllä tarkoitetaan toisaalta myös sitä virkistyskäytön voimakkuutta, jonka ylittämisen jälkeen alueen fyysinen ympäristö ja ulkoilukokemuksen laatu muuttuvat siinä määrin, etteivät

ne enää vastaa luonnon virkistyskäytölle asetettuja tavoitteita, kuten henkisen ja fyysisen hyvinvoinnin lisäämistä. Kantokyvyn ylittymiseen vaikuttavat mm. kävijöiden lukumäärä, toiminnot ja oleskelun pituus. Erilaiset ekosysteemit kestävät erisuuruista käyttöpainetta. Matkailuun liittyvä sosiaalinen kantokyky on joko paikallisen väestön ja matkailijoiden välisen kanssakäymisen sietokykyä tai matkailijoiden keskinäisen kohtaamisen sietokykyä (Hemmi 1995).

MITÄ KESTÄVÄ MATKAILU ON?



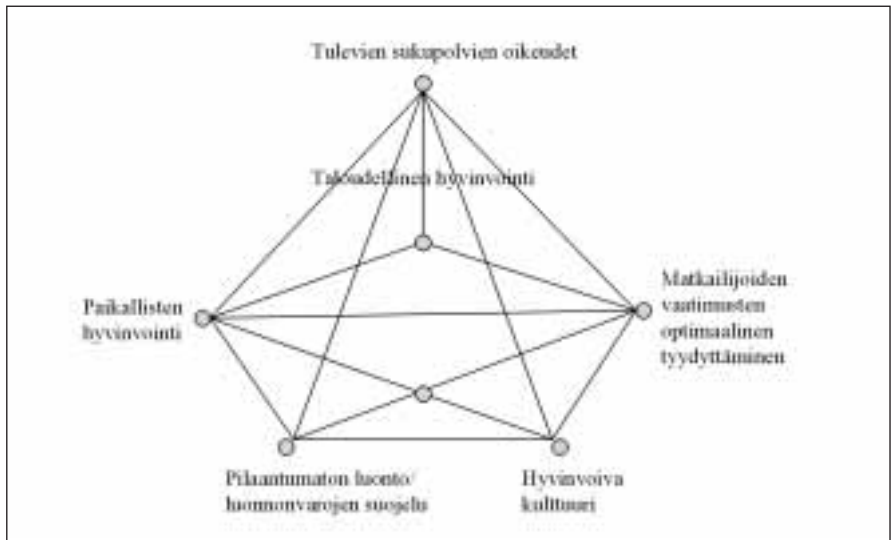
Kuva 1. Kestävän matkailun malli (Burns & Holden 1997).

Kestävän matkailun tavoitteena on kehittää matkailua kestävän käytön periaatteen mukaisesti. Kestävässä matkailusuunnittelussa on otettava huomioon matkailijoiden, paikallisväestön ja matkailukohteen lisäksi myös kaikkien näiden vuorovaikutuksiin kohdistuvat ulkopuoliset vaikutukset (kuva 1.). Kestävästä matkailusta käytetään usein myös nimityksiä ympäristöä säästävä matkailu, ympäristövastuullinen matkailu, vihreä matkailu ja pehmeä matkailu

(Hemmi 1995, Vuoristo 1998). Luontomatkailu -termiä taas käytetään kuvaamaan kaikkea luontoon perustuvaa matkailua. Kestävä matkailukehitys edellyttää seuraavien tasojen samanaikaista saavuttamista ilman, että mikään niistä dominoi enemmän kuin toinen. Tasot ovat Hemmin (1995) mukaan:

- taloudellinen taso: luodaan lisää työpaikkoja ja saavutetaan taloudellista voittoa
- matkailijatytyväisyys
- ympäristönsuojelu: suojellaan ympäristöä ja maisemaa
- kulttuuritaso: kulttuurien yksilöllisyys ja niiden kauneusarvot säilyvät
- sosiaalinen taso: matkailualueen alkuperäisten asukkaiden hyvinvointi

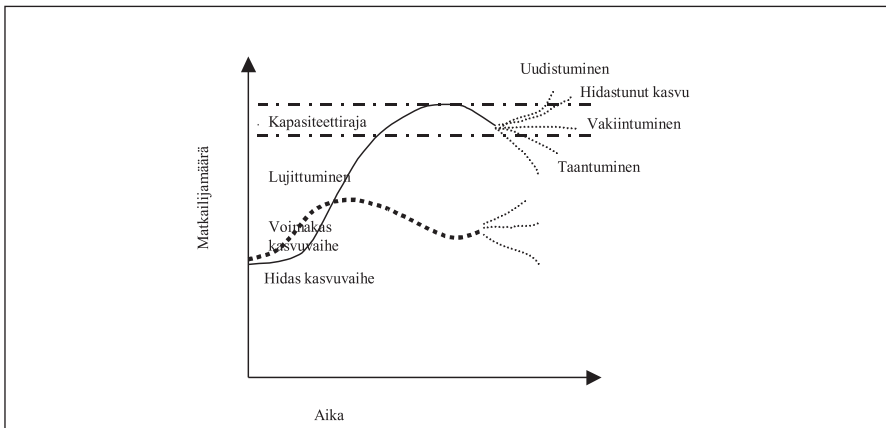
Saman moniulotteisuuden ilmaisee myös Müllerin pentagon-pyramidi, jossa kaikki kulmat ovat tasa-arvoisia.



Kuva 2. Matkailukehityksen pentagon-pyramidi (Müller 1997).

Kestävän matkailun kriteereinä voidaan pitää seuraavia periaatteita (<http://www.vyh.fi/luosuo/lumo/ellu/virktask.htm#kestmatk>):

- kokonaisvaltaisuus
- tuotteiden ja toimintojen elinkaarianalyysi
- ympäristövastuullisuus
- luonnon- ja kulttuuriperinnön säilyttäminen
- ekologinen, kulttuurinen, sosiaalinen ja psykologinen kantokyky
- toimintojen ja tuotteiden kierrätettävyys
- ongelmien ja hoitotarpeiden ennakoiva suunnittelu
- pitkän aikavälin suunnittelu
- tuottoon perustuva kasvu
- paikallisyhteisöjen osallistuminen suunnitteluun ja toteuttamiseen
- hyötyjä paikallisyhteisölle
- hyötyjä paikalliselle luonnolle ja kulttuurille
- toiminnan jatkuva arviointi ja kehittäminen.



Kuva 3. Matkailukohteen kehitystä kuvaava kaavio. Ehjä viiva kuvaa yleistä elinkaarimallia Butlerin (1980) mukaan. Pisteiviivan mukaan spontaanin paikallistason yritteliäisyys eli katalyyttinen kehitys, on käynnistää alussa kehityksen, mutta myöhemmin tukehtuu byrokratian ja voimakkaan kilpailun (integroidun kehityksen) vuoksi (Vuoristo 1998).

Matkailusta aiheutuvat kielteiset vaikutukset ympäristöön johtuvat joko rakenteista tai matkailijoista itsestään. Rakentamisesta ja matkailukehityksestä johtuvia ongelmia ovat matkailua tukevan infrastruktuurin rakentaminen, päästöt ilmaan ja veteen, melu, luonnonmiesman ja kohteen visuaalinen pilaantuminen sekä vaikutukset paikallisväestöön ja –elinkeinoihin. Elinkaarianalyysi (Environmental Life Cycle Assessment, LCA) on yksi keino tutkia ympäristövaikutusten minimointia. Se tutkii toiminnon, tuotteen, pakkauksen ja aineen ympäristökuormitusta koko niiden elinkaaren ajan, ja määrittää niistä aiheutuvat ympäristövaikutukset. Elinkaarianalyysin avulla etsitään kunkin tuotteen tai toiminnan vaiheet, jotka kuormittavat ympäristöä eniten. Sekä tuotteet että toiminnot elävät samanlaisen elinkaarimallin (kuva 3.) mukaan; ensin alue tai tuote löydetään, se alkaa pikkuhiljaa saada enemmän käyttäjiä, kunnes vaihtelevanpituisen vakaan ajan jälkeen alkaa taantumavaihe ja elinkaari tulee päätökseensä. Joissakin tapauksissa alkaa uusi kasvu, uusien innovaatioiden tai vetovoimatekijöiden ilmaantumisen johdosta (Butler 1980, Hemmi 1995).

Kestävyys perustuu kolmen eri osa-alueen toteutumiseen; ekologisen, sosiaalisen ja taloudellisen kestävyys. Luontokohteella on usein nämä kaikki kolme ulottuvuutta, ja täysvaltaisen kestävyys turvaamiseksi jokainen niistä tulee huomioida aluetta kehitettäessä.

Ekologinen kestävyys

Ekologinen kestävyys on ympäristön monimuotoisuuden, kantokyvyn ja palautumismekanismien huomioimista alueen kehittämisessä. Tutkimus matkailu- ja virkistyskäytön ekologisista vaikutuksista on ollut varsin vähäistä erityisesti Pohjois-Suomessa, vaikka esimerkiksi Pallas-Ounastunturin kansallispuistossa vieraillee noin 100 000 ja Oulangan kansallispuistossa 160 000 matkailijaa vuodessa. Turismin ja erilaisten ympäristöongelmien lisääntyessä tämän aihepiirin tutkimus on kuitenkin saamassa yhä tärkeemmän aseman.

Olemme tutkineet kasvillisuuden kestävyyttä hankkeissamme vuodesta 2001 alkaen. Tutkimusten tarkoituksena on selvittää suojelualueilla tapahtuvan matkailu- ja virkistyskäytön eri muotojen vaikutuksia kasvillisuuteen, maaperään ja maisemaan sekä paikalliseen väestöön. Tutkimus tuottaa tietoa luonnon matkailu- ja virkistyskäytön vaikutuksista suojelualueiden kestävä suunnittelun tueksi. Matkailun aiheuttamasta kasvillisuusstressistä suojelualueille tiedetään edelleen liian vähän, jotta ympäristön käyttöarvon alenemiseen voitaisiin puuttua ohjaavilla tai tiedottavilla toimenpiteillä. Tämä tutkimus on osa laajempaa kestävä matkailu- ja virkistyskäyttöä tarkastelevaa hanketta, josta on valmisteilla useita opinnäytetöitä.

Tutkimukset ovat saaneet osarahoituksen Kuusamon kaupungin ja Oulun yliopiston välisestä yhteistyöohjelmasta ja ne toteutetaan yhteistyössä Oulun yliopiston, Suomen Akatemian SU-NARE-hankkeen, METLA:n ja Metsähallituksen kanssa. Kuusamon alueen tutkimukset teemme Oulangan kansallispuistossa ja Rukan alueella. Lisäksi suurempaan kokonaisuuteen kuuluu vertailevia tutkimuksia Pallas-Ounastunturin kansallispuistossa.

Kokeellinen tallaus

Pitkäaikaisen ihmistoiminnan seurauksena virkistysalueiden kasvipeite alkaa kulua. Kasvillisuutta muokkaavista tekijöistä merkittävin on tallauksen aiheuttama kulutus, jonka vaikutuksesta kasvillisuus vähenee, vaurioituu ja saattaa hävitä kokonaan. Uudislajiston leviäminen



Kuva 4. Vaelluksen aiheuttamaa kulu-
tusta Pienen karhun-
kierroksen varrella
Kuusamossa.

helpottuu kasvillisuuden harventuessa, ja matkailijoiden mukanaan tuomat lajit saattavat aiheuttaa ongelmia etenkin suojelualueilla. (Bayfield 1973). Pitkälle edennyt kulutus altistaa maan eroosiolle. Lisäksi kova kulutus vähentää alueen esteettisyyttä sekä matkailijan saaman luontokokemuksen arvoa (Kellomäki & Saastamoinen 1975). Kasvillisuuden kulutuskestävyys on monen tekijän summa; sekä erilaiset maaperän ominaisuudet että biottiset tekijät vaikuttavat siihen, miten kasvillisuus sietää häiriötä ja palautuu siitä (Kellomäki & Saastamoinen 1975).

Tutkimusten perusteella jo hyvin vähäinen tallauspaine aiheuttaa nopeasti ekologisia muutoksia. Jo 10-25 kävijää synnyttää näkyvän polun ja kasvillisuuden peittävyuden merkittävän alenemisen kynnsarvo on 75:n ja 200:n tallauskerran välillä (Tolvanen ym. 2001, 2003). Oulangan kansallispuistossa vuosina 2000-2002 toteuttamamme kokeellisen tallaututkimuksen perusteella lyhyellä aikavälillä kestävimmäksi metsätyyppiä osoittautui kuivahko kangas. Kuivahkolla kankaalla esiintyy monipuolinen kasvilajisto, joka on sopeutunut kestävämpään kuivuuden ja kylmyyden ohella myös kulutusta. Tuore ja kuiva kangas kestivät kulutusta huomattavasti, mutta pitkällä aikavälillä tuoreen kankaan lajisto kykenee uusiutumaan muiden metsätyyppien lajistoa paremmin. Tuoreella kankaalla vallitsevat ruohomaiset kasvumuodot ovat ajan mittaan sopeutuneet herbivoriaan, joten ne kompensoivat kulutuksen aiheuttamat vauriot tehokkaasti (McNaughton 1983). Kuiva kangas taas on hyvin herkkä kulutukselle: pohjakasvillisuuden muodostaa pääosin jäkälät, jotka etenkin kuivana murenevat tallauksen seurauksena ja palautuvat erittäin hitaasti.

Kasvien elomuodoista sammalet kestivät kulutusta parhaiten. Sammalet ovat yleisesti ottaen kulutukselle herkkiä, mutta niiden piilotteleva sijainti kenttäkasvillisuuden peitossa suojaa niitä kulutuksen alkuvaiheessa. Kestävyydeltään keskiluokkaan voidaan sijoittaa ikivihreät ja lehtensä pudottavat varvut. Varpujen varret ovat kovia ja saattavat katketa tallatessa, mutta maavarrelliset varvut kykenevät uusiutumaan tehokkaasti varastoravinteidensa turvin (Nenonen 1990). Ruohovartiset kasvit kestivät kulutusta kaikkein huonoimmin.

Virkistyskäyttöä suunniteltaessa tulisi huomioida kunkin elinympäristön ekologinen kestävyys. Kulutus tulisi kohdistaa sellaiseen kasvillisuuteen, joka sekä kestävä kulutuksen aiheuttaman häiriön vaurioitumatta että palautuu siitä mahdollisimman tehokkaasti. Kulutus tulisi suunnata kuivien kasvupaikkojen sijasta ravinteikkaammille paikoille. Tuoreella kankaalla voi suosia heinikkoja niiden nopean uudiskasvun vuoksi. Kuivahkolla kankaalla voidaan käyttää mustikka- ja puolukkavaltaista kasvillisuutta, etenkin jos kulutus ei ole kovin voimakasta (Pensonen 2003).

Hevosvaellus

Hevosvaellus on lisääntynyt maassamme parin viime vuoden aikana. Hevosvaelluksilla on monenlaisia, sekä biologisia että fysiologisia, vaikutuksia luontoon. Vaikutukset voivat olla suoria, kuten tallaaminen, ja epäsuoria kuten esimerkiksi muutokset maaperän sienissä lisääntyneiden ravinteiden seurauksena. Ratsastuksesta aiheutuva mekaaninen stressi tuhoaa kasvillisuutta. Se myös lisää reittien leveyttä ja syvyyttä, tiivistää maaperää, aiheuttaa eroosiota ja lisää rikkakasvilajeja. Hevosreitit voivatkin toimia tulokas- ja vieraslajien leviämisteinä. Koska hevosvaellukset ovat Kuusamossa keskittyneet suojelualueelle, nämä tulokaslajit voivat olla uhka alueen alkuperäiselle kasvilajistolle. Hevosen lanta ja tallaaminen aiheuttavat suurimman osan näistä ongelmista. Hevosen lanta lisää maaperän ravinnetasoa ja tuo vieraslajeja alueelle. Tallaaminen puolestaan vähentää kasvillisuutta, aiheuttaa maaperän eroosiota ja luo kasveille uusia kasvupaikkoja (Newsome ym. 2002).

Olemme selvittäneet kasvillisuuden muutoksia, kasvien leviämistrategioita (suvullinen ja suvuton lisääntyminen) ja metsäkasvien sekä tulokas- ja vieraslajien siementen itävyyttä ja kilpailukykyä hevosen vaikutuksen seurauksena erilaisten kenttäkokeiden ja seurantatutkimusten avulla. Alustavien tulostemme mukaan hevosvaellus tuo alueille tulokaslajeja. Näitä ovat mm. rönsyleinikki (*Ranunculus repens* L.), jauhosavikka (*Chenopodium album* L.), kylänurmikka (*Poa annua* L.), niittynurmikka (*Poa pratensis* L.), nurmilauha (*Deschampsia cespitosa* L.) ja nurmirölli (*Agrostis capillaris* L.). Ratsastuksen avaama uusi kasvualusta täyttyy nopeasti näistä tehokkaasti, siemenellisesti lisääntyvistä tulokaslajeista. Metsäkasvien siementaimet ovat alkuvaiheessa huonoja kilpailijoita edellämäinittujen rinnalla, ja ainakin aluksi leviävät varsin hitaasti uudelle kasvupaikalle.

SOSIAALINEN KESTÄVYYS

Sosiaalisessa kestävydessä pyritään huomioimaan eri intressiryhmien tarpeet matkailualueen kehittämisessä (Macleod 2001). Matkailu on aluetalouden kannalta keskeisin elinkeino, jonka kehittäminen on tärkeä osa aluesuunnittelua. Matkailua tulisikin kehittää siten, että sekä paikallisyhteisön ja matkailuelinkeinon tarpeet tyydytetään samalla kuitenkin tuhoamatta haavoittuvaa ympäristöä. Kestävän matkailun suurimpia haasteita onkin luonnon biologisen monimuotoisuuden säilyttäminen siten, että väestön taloudelliset, sosiaaliset ja esteettiset

vaatimukset täyttyvät. Paikallinen väestö, joka työskentelee matkailuelinkeinon palveluksessa, on valmis sietämään ja hyväksymään matkailun aiheuttamat ympäristöongelmat, jos vaan matkailijat pysyvät tyytyväisinä ja palaavat kohteeseen. Muu paikallinen väestö menettää osan elintasostaan matkailuelinkeinolle verovaroin rakennetun infrastruktuurin tullessa matkailijoiden käyttöön (Krippendorf 1987).

Kuusamolaisten näkemys luonnonsuojelusta ja luontomatkailusta

Kuusamossa on yli 30 erilaista luonnonsuojelualuetta kansallis- ja luonnonpuistoista eri suojeluohjelma-alueisiin. Suojellun alueen pinta-ala on yhteensä 94 470 ha (<http://www.ymparisto.fi/luosuo/n2000/ppo/Kuusamo.htm>). Suojelu rajoittaa alueen luonnonvarojen hyödyntämistä ja muuttaa alueiden elinkeinorakennetta, mikä puolestaan synnyttää ristiriitoja eri tahojen välille. Suojelun voidaan nähdä myös hyödyttävän matkailuelinkeinoa: kestävä matkailun ideologian mukaisesti toimittaessa yhteisön taloudelliset, sosiaaliset ja esteettiset tarpeet täyttyvät samalla kun ylläpidetään kulttuuri- ja luontoarvoja. Kuusamon eri alueilla on hyvin erilainen historia suhteessa luonnonsuojeluun, maanomistukseen ja matkailuun. Tutkimme kuusamolaisten asennoitumista luonnonsuojeluun ja matkailuun väestökyselyn avulla. Vertasimme Kuusamon eri osien asukkaiden mielipiteitä tutkiaksemme, onko alueiden suojeluhistoria vaikuttanut paikallisten kokemukseen ja mielipiteisiin luonnonsuojelua kohtaan. Kyselyn toteutimme neljällä suojeluhistorialtaan sekä matkailijavolyymiltään eroavalla alueella: Pohjois-Kuusamossa, Rukalla, keskustassa sekä Etelä-Kuusamossa.

Kyselytutkimuksen perusteella kuusamolaisten suhtautuminen matkailuun on positiivista. Kyselyyn vastanneista 64 prosenttia lisäisi matkailijoita Kuusamon alueella, vain 4,6 prosenttia vähentäisi matkailijoiden määrää. Erityisesti Rukan alueen väestö haluaisi lisätä matkailua. Tämä johtunee alueen matkailupainoitteisesta elinkeinorakenteesta. Luonnonsuojelualueita ei enemmistön mielestä ole Kuusamossa liikaa. Kyselyn tulokset välitämme päätöksentekoon ja suunnitteluun osallistuville tahoille ja järjestämme tuloksista tulevaisuudessa tiedotustilaisuuden.

TALOUDELLINEN KESTÄVYYS

Matkailun ja luonnon virkistyskäytön kehityksessä on otettava huomioon myös taloudellinen kestävyys, joka pyrkii tukemaan paikallisten palvelujen ja alueen elinkeinoelämän kehittymistä. Taloudellinen toiminta, toimiessaan lyhyen aikavälin kasvutavoitteiden mukaisesti, tuhoaa ympäristöä ja on näin ekologisesti kestäväntöntä. Olisikin ehdottoman tärkeää, että matkailuelinkeinon perusvoimavarat, ympäristö ja luonto, pystyttäisiin hinnoittelemaan. Kestävä taloudellinen kehitys toimii markkinatalouden puitteissa, mutta kestävyuden rajojen sisällä (Sorsa 2002). Samainen taloudellinen toiminta aiheuttaa muutoksia myös kohdeväestön sosiaalisissa, kulttuurisissa ja taloudellisissa oloissa. Matkailutoiminnan ollessa kestävä, nämä vaikutukset ovat positiivisia. Massamatkailun ehdottomia hyviä puolia ns. ekomatkailuun verrattuna ovat sen hallittavuus ja vaikutusten keskittyminen vain tietyille alueille (Hemmi 1995).

MATKAILUN JA KESTÄVÄN KEHITYKSEN YHTEENSOVITTAMINEN

Matkailuelinkeinon kasvaessa ja matkailijamäärien jatkuvasti noustessa matkailusektorin keskeisin haaste on hallittu, kestävä kehityksen periaatteiden mukainen kehitys. Kestävä matkailun kehittämisprosessi vaatii pitkäjännitteistä ja laajapohjaista yhteistyötä matkailusektorin eri toimijoilta, mikä on erityisen haastavaa matkailun monisektorisen – ja uloitteisen luonteen vuoksi. Matkailusektorin kasvaessa ja kuluttajien vaatimustason ja ympäristötietoisuuden noustessa ympäristöystävällisyys ja kestävyuden eri kriteerit on otettava huomioon suunnittelussa. Kestävä matkailu on pikemmin prosessi kuin yksiselitteisesti määriteltävissä oleva asiantila. Kestävä matkailun prosessissa korostuu yhtäältä paikallisyhteisön mukanaolo ja toisaalta alueen kokonaisvaltainen huomiointi. Tällä hetkellä kuitenkin laaja arvokeskustelu kestävästä matkailusta on vielä käymättä. Arvokeskustelun ja eri toimijoiden yhteistyön ohella tarvitaan edelleen tietoa erilaisista kestävästä matkailusta tukevista käytännöistä, prosesseista ja välineistä sekä erilaisista kestävyden mittareista.

KIRJALLISUUS

- Bayfield, N. 1973: Use and Deterioration of Some Scottish Hill Paths. *Journal of Applied Ecology* 10 : 635-644.
- Beever, H. 1993. Stable catchments the solution: but is it achievable? National conference on land management for dryland salinity control, La Trobe University, Bendigo, 28.9-1.10.1993.
- Budowski, G. 1976: Tourism and Environmental Conversation: Conflict, Coexistence or Symbiosis? *Environmental Conversation* 3 (1): 27-31.
- Burns, P.M. & Holden, A. 1997: Alternative and sustainable tourism development - the way forward. Teoksessa: France, L. (toim.): *The earthscan reader in sustainable tourism*. Earthscan Publications Ltd, London. s. 26-28.
- Butler, R. 1980: Sustainable tourism - looking backwards in order to progress? Teoksessa: Hall, C.M. & Lew, A.A. (toim.): *Sustainable tourism: a geographical perspective*. Addison Wesley Longman, New York. s. 25-34.
- Hemmi, J. 1995: Ympäristö- ja luontomatkailu. *Vapaa-ajan Konsultit, Virolahti*. 357 s.
- Kauppila, P. 1997: Kuusamon talvimatkailun vetovoimatekijät. Teoksessa Aho, S., Ilola, H. & Järviluoma, J. (toim.): *Matkailu ja kehitys - näkökulmia alueiden ja kohteiden tarkasteluun*. Lapin yliopiston matkailun julkaisuja B 2. Rovaniemi. s. 52-91.
- Kellomäki, S. & Saastamoinen, V.-L. 1975: Trampling tolerance of forest vegetation. *Acta Forestalia Fennica* vol. 147. 22 s.
- Krippendorff, J. 1987: The holiday makers: Understanding the impact of leisure and travel. Heinemann, 160 s.
- Macleod, D.V.L. 2001: Parks or people? National parks and the case of Del Este, Dominican Republic. *Progress in Development Studies* 1, 3 : 221-235.
- McNaughton, S.J. 1983: Compensatory plant growth as a response to herbivory. *Oikos* 40 (3) : 329-336.
- Müller, H. 1997: The thorny path to sustainable tourism development. Teoksessa: France, L. (toim.): *The earthscan reader in sustainable tourism*. Earthscan publications Ltd., London. s. 29-35.
- Newsome, D., Milewski, A., Phillips, N., Annear, R. 2002: Effects of Horse Riding on National Parks and Other Natural Ecosystems in Australia: Implications for Management. *Journal of Ecotourism*. s. 52-74.

- Pesonen, E-M. 2003: Kokeellisen virkistyskäytön kasvillisuusvaikutukset Oulangan kansallispuistossa. Pro gradu -tutkielma. Oulun yliopisto. 71 s.
- Sorsa, R. 2002: Matkailun suhde ympäristöön: Kolin alueen yritykset kestävän matkailun toimeenpanijoina. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 883. 80 s.
- Tolvanen, A., Forbes, B., Rytkönen, K. & Laine, K. 2001: Regeneration of dominant plant after short-term pedestrian trampling in sub-arctic plant community. Man and the biosphere series: Nordic mountain birch ecosystems. Teoksessa: F.E. Wielgolaski (toim.). UNESCO, Paris and The Parthenon Publishing Group. s. 361-370.
- Vuoristo, K-V. 1998: Matkailun muodot. WSOY Porvoo. 251 s.

INTERNET-LÄHTEET

- <http://www.vyh.fi/luosuo/lumo/ellu/virktark.htm#kestmatk> (10.9.2003) Suomen ympäristökeskus
- <http://www.ymparisto.fi/luosuo/n2000/ppo/Kuusamo.htm> (15.9.2003) Ympäristöhallinto

OSA VII LUONNON MONIMUOTOISUUDEN SÄILYTTÄMINEN TALOUSMETSISSÄ

Mikko Mönkkönen¹, Eija Hurme¹, Anna-Liisa Sippola², Taina Hanhimäki¹ & Maarit Ukkola¹

¹Biologian laitos, PL 3000, 90014 Oulun yliopisto

²Arktinen Keskus, Lapin yliopisto, PL 122, 96101 Rovaniemi



JOHDANTO

Metsien taloudellinen hyödyntäminen ja siihen liittyvä metsänhoito eri muodoissaan on tärkein metsälajien uhanalaisuutta aiheuttava tekijä. Suomen 1505 uhanalaisesta lajista liki 40% elää metsissä, erityisesti vanhoissa kangasmetsissä ja lehdoissa, ja metsätaloustoimet eri muodoissaan ovat pääasiallinen tai yksi syy uhanalaistumiselle 945 lajille (63% uhanalaisista lajeista) (Rassi ym. 2001). Jos mukaan luetaan myös silmälläpidettäviksi luokitellut lajit (yhteensä 1060 lajia), metsätalous uhkaa noin 1500 lajin säilymistä Suomessa. Vaikka metsäsektorin kansantaloudellinen merkitys on laskenut viimeisten vuosikymmenten aikana, on metsätalouden alueellinen merkitys edelleen suuri erityisesti Itä- ja Pohjois-Suomessa (Metsäntutkimuslaitos 2002). Tilanne luo erittäin suuren haasteen yhteensovittamaan luonnon monimuotoisuuden säilyminen, joka on asetettu kansalliseksi päämääräksi, ja alue- ja kansantaloudellisesti kestävä metsätalous.

Suojelualueet on usein mielletty monimuotoisuuden suojelun ydinalueiksi. Luonnonsuojelualueet muodostavat noin 5.5 % metsämaan pinta-alasta Suomessa. Vaikka niiden merkitys metsäluonnon monimuotoisuuden säilymiselle on epäilemättä suuri, suurin osa lajien yksilöistä elää suojelualueiden ulkopuolella (Heikkinen ym. 2000). Monimuotoisuuden ylläpitämisen näkökulmasta onkin keskeistä se, miten suojelualueiden ulkopuolisia metsiä hoidetaan ja käsitellään. Talousmetsien käytön suunnittelu tulee olemaan ratkaisevan tärkeä monimuotoisuuden säilyttämisessä, koska valtaosa metsäpinta-alasta tulee joka tapauksessa pysymään talouskäytössä.

Viime aikoina on otettu käyttöön ja kehitetty erilaisia entistä ympäristöystävällisempiä metsäsuunnittelun keinoja, joiden tarkoitus on edistää luonnon monimuotoisuuden säilymistä talouskäytössä olevilla metsäalueilla. Esimerkiksi alue-ekologisen suunnittelun päämääränä on ylläpitää kaikkien alueella luontaisesti esiintyvien lajien populaatiot elinvoimaisina ja samalla hyödyntää metsiä taloudellisesti kestäväällä tavalla (Hallman ym. 1996). Alue-ekologinen suunnittelu poikkeaa perinteisemmästä suunnittelusta alueellisen näkökulmansa puolesta. Suunnittelun kohteena on aiempaa laajempi maisemakokonaisuus, joka voi vaihdella pinta-alaltaan muutamasta tuhannesta aina 100 000 ha:iin saakka. Tällöin suunnittelussa voidaan kiinnittää huomiota yksittäisten metsäkuvioiden sijasta metsäkuvioiden muodostamaan kokonaisuuteen ja niiden sijoittumiseen maisemassa. Alue-ekologista suunnittelua harjoitetaan nykyisin mm. kaikilla Metsähallituksen metsätalouskäytössä olevilla mailla.

Alue-ekologisessa suunnittelussa käytössä olevat ekologiset työkalut voidaan jakaa kuviotason ja maisematason toimenpiteisiin. Kuviotasolla pyritään suunnitelluissa hakkuissa huomioimaan luontoarvot kuviolla ja sovittamaan suunnitellut toimenpiteet näihin. Maisematasolla erityistä huomiota kiinnitetään ekologisten yhteyksien säilyttämiseen ja parantamiseen. Tämä voi tarkoittaa esimerkiksi metsäisten ekokäytävien luomista maisemaan tai säästämistä hakkuissa, tai yleisemmin, hakkuiden ja säästettävien kuvioiden sijoittelua siten, että metsäkuvioiden väliset yhteydet maisemassa säilyvät.

Alue-ekologinen suunnittelu on kuitenkin vielä käytännössä testaamaton kokoelma erilaisia välineitä ja siksi suunnittelua tuleekin pitää kokeena, jonka tuloksia seurataan ja tutkitaan. Alue-ekologisen metsäsuunnittelun yksi lähtökohta on, että luontoarvot pyritään turvaamaan talouskäytössä olevilla metsäalueilla ilman laajamittaisia, kokonaan metsätalouden ulkopuolelle siirrettäviä suojelualueita. Tässä työssä ns. metsälakikohteiden kuten avainbiotooppien säästäminen hakkuualueilla on nähty erääksi mahdollisesti tehokkaaksi menetelmäksi säilyttää lajeja ja niiden elinalueita metsätaloustoiminnan piirissä olevilla alueilla. Avainbiotooppi määritellään pienialaiseksi kohteeksi, jossa uhanalaisten ja harvinaisten lajien esiintyminen on todennäköistä. Avainbiotooppikohteita ovat muun muassa lehdot ja lehtomaisen metsän laikut kangasmailla sekä lähteiköt ja purovarret (Meriluoto & Soininen 2002). Näiden kohteiden on ajateltu muodostavan monimuotoisuuden säilyttämiseksi tarkoitetun ekologisen verkoston ytimen. Avainbiotooppien tehokkuudesta tai toimivuudesta ei ole kuitenkaan olemassa kovinkaan suurta varmuutta johtuen tutkimustiedon vähäisyydestä.

Tämän tutkimushankkeen ensimmäinen tavoite on selvittää avainbiotooppikohteiden kykyä säilyttää alkuperäinen eliöstönsä talouskäytössä olevilla alueilla. Toiseksi tutkimme yleisemmin mahdollisuutta yhdistää metsätaloussuunnittelussa lajien ekologiasta olemassa olevaa tietoa. Ekologinen tietämys lajien elinympäristövaatimuksista ja vasteista metsämaisemien muutoksiin on lisääntynyt viime vuosina. Tämän tiedon hyödyntäminen luonnonvarojen käytön suunnittelussa ja päätöksenteossa on kuitenkin osoittautunut monista syistä vaikeaksi. Ekologien tuottama tieto on usein sellaista, ettei sitä voida suoraan yhdistää suunnittelukäytäntöihin, ja toisaalta suunnittelukäytäntöjä ei ole useinkaan räätälöity ottamaan huomioon tietoa lajien ekologiasta. Tässä hankkeessa kehitämme maisematason lähestymistapoja, joilla ekologinen tieto voidaan yhdistää metsäsuunnitteluun esimerkiksi alue-ekologisen suunnittelun osana. Metsäsuunnittelun lähtökohtana on metsätalouden kuvioaineisto, ja siksi olisi käytännössä hyödyllistä tietää, pystytäänkö kuvioaineiston perusteella arvioimaan kuvion ekologista laatua.

Avainbiotooppien merkitys metsäluonnon monimuotoisuuden ylläpitäjinä

Hakkuiden tai muiden metsämaisemaa muuttavien toimien seurauksena eristyksiin joutuneita pienialaisia metsälaikkuja luonnehtii usein voimakas reunavaikutus, jolla tiedetään olevan negatiivisia seurauksia laikun alkuperäiseen eliöstöön (Harrison & Bruna 1999). Siten avainbiotooppikohteet, jotka ovat hakkuiden ympäröimiä, voivat olla kokonaan reunavaikutuksen piirissä joidenkin eliolajien näkökulmasta. Tämä voi johtaa alkuperäisen eliöstön muuttumiseen ja joidenkin lajien katoamiseen kohteesta, vaikka kohde itse on toimien ulkopuolella. Onkin siis keskeisen tärkeää tietää, kuinka suuria kohteiden tulisi olla, jotta avainbiotoopit pystyisivät säilyttämään monimuotoisuutta alueella. Avainbiotooppikohteet voivat vaatia puskurivyöhykkeen ympärilleen, mikäli reunavaikutuksilta halutaan välttyä. Tässä tutkimuksessa selvitämme ensiksikin, kuinka hyvin nykyiset avainbiotooppikohteet ovat pystyneet säilyttämään lajistonsa, kun niitä ympäröivät metsät on uudistettu. Toiseksi pyrimme selvittämään, onko löydettävissä jokin minimipinta-ala, jonka suuruisia kohteiden vähintään tulisi olla, jotta lajisto ei muuttuisi merkittävästi.

Kääväkkäät ovat puuaineksen primaarilahottajina keskeisessä asemassa metsäekosysteemissä (Niemelä 1999), ja niiden säilyttäminen on myös talousmetsän ekosysteemin toiminnan kannalta keskeistä. Koska kääväkkäät ovat herkkiä ympäristössä tapahtuville muutoksille (mm. Kotiranta & Niemelä 1996), kohdistettiin tutkimus lahoavalla puuaineksella kasvaviin kääpiin. Tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää, kuinka hyvin nykyiset avainbiotooppikohteet ovat pystyneet säilyttämään kääpälajistonsa, kun niitä ympäröivät metsät on uudistettu, ja miten reunavaikutus muuttaa avainbiotooppien pienilmastoa ja kääpälajistoa. Erityisesti käytännön metsätalouden tarpeisiin selvitettiin, miten avainbiotoopin pinta-ala vaikuttaa lajimäärään ja lajiston koostumukseen. Lisäksi tutkittiin, mitkä metsän rakennepiirteet selittävät kääpien lajimäärää.

Tutkimus tehtiin Taivalkoskella Loukusa-Koston alue-ekologisella suunnittelualueella. Tutkittavat avainbiotoopit jaettiin koon mukaan kolmeen ryhmään: pieniin (alle 0.25 ha), keskisuuriin (0.26-0.5 ha) ja suuriin (0.51-3.6 ha) avainbiotooppeihin (Kuva 1). Kontrollialueina käytettiin laajempia yhtenäisen metsän kuvioita (kuvio koko 6,5 -44,7 ha), joissa reunavaikutus ei vaikuta lajistoon. Avainbiotoopeille ja kontrollialueille sijoitetuilta otantaympyröiltä (säde 10 m) tutkittiin elävä puusto, lahopuusto, pienilmasto sekä inventoitiin käävät. Otantaympyröiden määrä vaihteli kohteen koon mukaan yhdestä kahdeksaan ympyrään. Lisäksi kontrol-

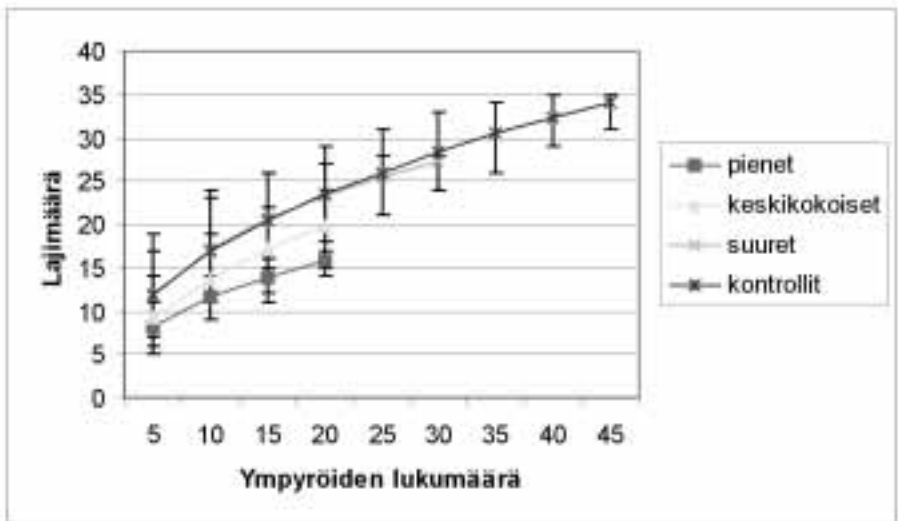


Kuva 1. Hakkuiden ympäröimä pieni (0,1 ha) avainbiotooppikohde.

lialueilla mitattiin pienilmasto 200 m:n linjalta metsän reunasta keskustaa kohti. Avainbiotooppikohteiden hakkuut oli tehty vuosina 1997-98, eli hakkuista oli tutkimusajankohtana kulunut 3-4 vuotta.

Avainbiotooppiluokkien elävän puuston runkotilavuuden keskiarvo oli pienillä avainbiotoopeilla 121, keskikokoisilla 131, suurilla 164 ja kontrolleilla 203 m³/ha. Pienillä ja keskikokoisilla avainbiotoopeilla elävän puuston tilavuus oli tilastollisesti merkitsevästi pienempi kuin kontrolleilla. Erityisesti pienillä avainbiotoopeilla puusto oli läpimitaltaan pienempää kuin kontrolleilla. Lahopuuston määrässä ei kuitenkaan ollut merkitseviä eroja eri avainbiotooppikokoluokkien välillä. Lahopuujatkumon kannalta erityisesti pienten ja keskikokoisten avainbiotooppien tulevaisuus näyttää huolestuttavalta, sillä elävän puuston vähäisyyden ja pienuuden vuoksi lahoppuuta ei ole muodostumassa kohteille pitkään aikaan.

Lajimäärän havaittiin kasvavan odotusten mukaisesti avainbiotoopin koon kasvaessa. Kuvassa 2 on esitetty lajimäärän kertymä otantaympyröiden määrän kasvaessa. Tästä voidaan selvästi havaita, että pienillä (alle 0.25 ha) ja keskikokoisilla (0.26-0.50 ha) avainbiotoopeilla on vähemmän lajeja kuin suurilla avainbiotooppikuviolla ja yhtenäisessä metsässä (kontrollit). Vastaavasti uhanalaisia ja indikaattorilajeja löydettiin merkittävästi vähemmän pieniltä avainbiotoopeilta kuin suuremmilta avainbiotoopeilta. Näiden lajien havaintomäärien tulokset osoittavat, että keskikokoisetkaan avainbiotoopit eivät pysty säilyttämään kontrollialueen veroisia populaatiotiheyksiä. Näyttäisi siis siltä, että alle 0.5 ha:n kokoiset avainbiotoopit eivät pysty ylläpitämään vaatelioiden kääväksilajien populaatioita talousmetsämaisemissa. Uhanalaisten ja indikaattorilajien lajimäärä kasvoi voimakkaasti vielä 1 ha:iin saakka, minkä perusteella voidaan suositella vähintään hehtaarin alojen jättämistä vanhan metsän tyyppilajiston ja uhanalaisten lajien säilyttämiseksi .



Kuva 2. Kokonaislajimäärän kertymä otantaympyröiden määrän lisääntyessä ja kertymän 95 % luottamusvälit eri avainbiotooppiluokissa ja kontrollialueilla.

Pienilmastotutkimuksessa havaittiin, että pienillä avainbiotoopeilla ilman suhteellinen kosteus oli alhaisempi kuin suurilla avainbiotoopeilla ja yhtenäisessä metsässä. Myös lämpötila laski siirryttäessä pieniltä avainbiotoopeilta kontrolleille. Reunavaikutuksen havaittiin kuitavattavan pienilmastoa aina 50 m:n etäisyydelle metsän reunasta, jolloin avainbiotoopit vaativat ympärilleen tämän levyisen puskurivyöhykkeen reunavaikutuksen välttämiseksi. Monet kääpälajit on herkkiä pienilmaston muutoksille ja puuttuvat paikoilta, joissa kosteus on alhainen ja lämpötila korkea.

Lahopuun tilavuuden todettiin vaikuttavan kääpien kokonaislajimäärään. Sen sijaan avainbiotoopin koko ei selittänyt lajimäärää, kun lahopuun määrä oli vakioitu. Sama tulos havaittiin myös uhanalaisten ja indikaattorilajien lajimäärässä. Avainbiotoopin koolla oli kuitenkin merkittävä vaikutus uhanalaisten ja indikaattorilajien runsauteen, siten että runsaus (yksilömäärä) pieneni avainbiotoopin koon pienentyessä. Edes keskikokoiset avainbiotoopit eivät pystyneet säilyttämään kontrollialueiden veroisia uhanalaisten ja indikaattorilajien populaatioita yksinä.

Jotta avainbiotoopit pystyisivät säilyttämään arvonsa erityisen tärkeinä elinympäristöinä ja pitämään yllä elinkykyisiä populaatioita, pitää niiden olla tarpeeksi laaja-alaisia. Tämän tutkimuksen perusteella näyttää siltä, että 3-4 vuoden jälkeen hakkuista vähintään 0.5 ha:n suuruiset avainbiotoopit ovat pystyneet säilyttämään suhteellisen hyvin yhtenäisille metsille tyypillisen pienilmaston ja kääpien kokonaislajimäärän. Sen sijaan lajiston säilyminen alle 0,5 ha:n kohteilla vaikuttaa heikolta sekä reunavaikutuksen takia että siksi, että vähäinen ja pieniläpimittainen elävä puusto tulee tuottamaan lähitulevaisuudessa heikosti erityisesti vaateli-aalle lajistolle soveltuva suuriläpimittaista lahopuuta. Tämä tulee todennäköisesti johtamaan lahopuuajatumon katkeamiseen ja paikallispopulaatioiden häviämiseen pienimmiltä kohteilta. Mikäli uhanalaisten ja vaatelioiden lajien monimuotoisuus halutaan metsikkötasolla turvata, tarvitaan tulosten perusteella vähintään hehtaarin kokoisia luonnontilaisia alueita.

Liito-oravan esiintymisen ennustaminen kuvioaineiston perusteella

Ekologiseen tietoon liittyy olennaisena osana erilaisten elinympäristöjen sekä uhanalaisten tai muuten huomioitavien lajien sijoittuminen maisemassa. Liito-orava on luokiteltu vaarantuneeksi lajiksi, ja sen selvästi luonnossa havaittavien lisääntymis- ja levähdyspaikkojen hävit-

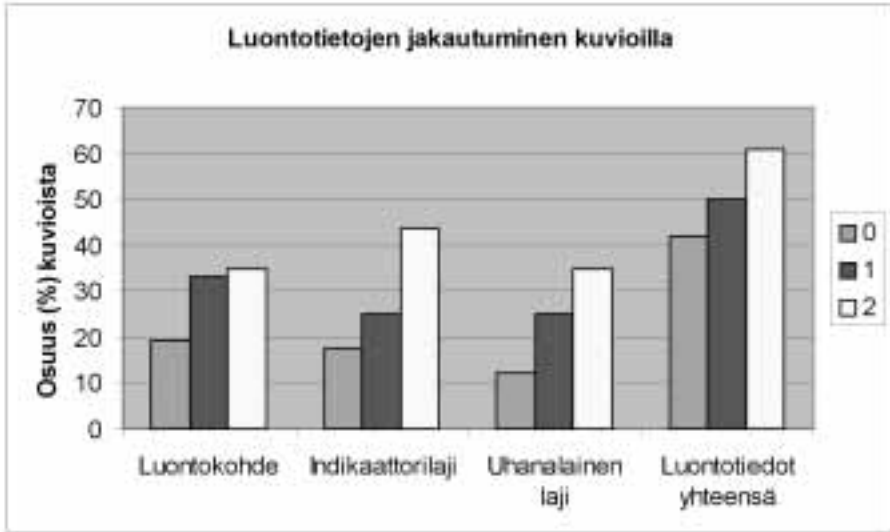
täminen ja heikentäminen on kielletty. Esimerkiksi metsätalouden toiminnassa tämä on otettava huomioon. Koillismaalla lajin esiintymispaikat ovat jo paikoin kartoitetut, mutta silti liito-oravan esiintyminen metsikössä todetaan usein vasta urakoitsijan näköhavaintona hakkuiden ollessa jo käynnissä. Tällöin käsillä olevien toimenpiteiden tarkistaminen ja uudelleen-suunnittelu voi olla jo liian myöhäistä.

Tässä työssä selvitimme, voiko jo olemassa olevien puustotietojen perusteella arvioida etukäteen liito-oravan esiintymisen todennäköisyyttä metsikössä. Tutkimus tehtiin Pohjois-Taivalkoskella Loukusalan kylän lähistöllä, valtion omistamalla metsätalousalueella. Liito-oravan tyypillistä elinympäristöä ovat varttuneet kuusisekametsät (Anonyymi 2001), joten tutkimusalueelta valittiin (metsätaloudelliselta kehitysluokaltaan) uudistuskypsät kuusivaltaiset metsät lähemmän tarkastelun kohteiksi. Esiintyminen tarkistettiin etsimällä kuusten ja lehtipuiden tyviltä liito-oraville tyypillisiä jätöksiä, joiden on havaittu olevan luotettavin keino lajin havaitsemisessa. Löytyneet ns. papanapuut paikannettiin GPS-laitteella, ja kunkin metsäkuivon käyttöaste arvioitiin kuviolta löytyneiden jätöspuiden lukumäärän perusteella.

Tutkittuja metsäkuivioita oli 92, ja ne luokiteltiin liito-oravan asutuksen suhteen kolmeen luokkaan: 0 eli asuttamattomat kuviot (57 kpl), 1 eli vähän käytetyt (12 kpl), ja 2 eli selvästi asutetut (23 kpl) metsäkuviot. Esiintymistä tarkasteltiin suhteessa puustomittauksiin sekä elävän että kuolleen puuston osalta. Puuston kokonaistilavuus oli liito-oravan selvästi asuttamilla (keskimäärin 121 m³/ha) ja vähän käytetyillä kuviolla (129 m³/ha) suurempi kuin asumattomilla kuviolla (96 m³/ha) ja myös kuusen tilavuus erotteli asutetut kuviot asumattomista kuviosta (keskiarvot: selvästi asutetut 81, vähän käytetyt 67 ja asumattomat 58 m³/ha). Lehtipuuston, erityisesti koivun, tilavuus oli niinikään suurempi asutetuilla kuviolla kuin asumattomilla kuviolla (15 m³/ha), tosin tilavuus oli suurempi vähän käytetyillä (33 m³/ha) kuin selvästi asutetuilla (19 m³/ha) kuviolla. Valtapuuston iässä ei ollut merkitsevää eroa eri asutusluokkien välillä, mutta liito-oravan asuttamat metsäkuviot olivat yhtä lukuun ottamatta iältään yli 150-vuotiaita.

Mielenkiintoinen tulos oli, että pystyyyn kuolleen puuston tilavuus oli suurempi liito-oravan asuttamilla kuviolla kuin asumattomilla kuviolla. Asutuilla kuviolla esiintyi myös selvästi enemmän muita uhanalaisia sekä vanhan metsän indikaattorilajeja kuin asuttamattomilla metsäkuviolla (kuva 3).

Liito-oravan esiintymisen ennuste laskettiin kuusen ja koivun tilavuuksia käyttäen, ja niiden avulla päästiin 66 % onnistumistarkkuuteen. Kuusen tilavuus erotteli asutetut ja asumattomat kuviot toisistaan, ja koivun tilavuuden perusteella voitiin puolestaan erotella vähemmän käytetyt kuviot selvästi asutetuista kuviosta. Asumattomien kuvioiden ennusteen onnistumi-



Kuva 3. Liito-oravan asuttamilla metsäkuviolla (luokat: 0 = asuttamattomat; 1 = vähän käyetyt; 2 = selvästi asutetut) esiintyi selvästi enemmän arvokkaita luontokohteita ja muita uharalaisia sekä vanhan metsän indikaattorin lajeja kuin asumattomilla kuviolla. Pylvään korkeus kertoo niiden kuvioiden osuuden tutkituista, jolla kyseistä luontotieto-ominaisuutta esiintyi.

nen oli huomattavasti parempi kuin asutettujen, mikä auttaa suunnittelussa jo paljon, koska metsätalouden kannalta on tärkeää tunnistaa myös ne metsät, joita liito-orava ei asuta. Ennusteen onnistumisessa havaittu vaihtelu juontaa todennäköisesti juurensa ensisijaisesti kuviotietojen tarkkuudesta: usein suurikokoisella kuviolla puuston rakenne saattoi vaihdella suuresti kuvion eri osissa, jolloin kuviotiedot kuvasivat puustoa keskimääräisesti. Joskus taas asutettu, puustoltaan selvästi muuta ympäristöä järeämpi metsänkohta saattoi sijaita esimerkiksi kahden kuvion rajamailla, eikä siten tullut selvästi esiin kuviotiedoissa. Myöskään liito-oravalle tärkeäksi havaitun puun, haavan, merkitystä ei voitu tarkastella tietojen vähyyden vuoksi. Lisäksi liito-oravat saattavat asua eri paikoissa eri vuosina, joten yhden vuoden aineiston perusteella ei asutuksesta välttämättä saatu riittävän tarkkaa kuvaa.

Vaikuttaa siltä, että puustotietojen avulla voidaan hahmottaa liito-oravan esiintymisen todennäköisyyttä metsäkuviolla. Pelkkien kuviotietojen varaan lajin esiintymispaikkojen varmistamista ei kuitenkaan voi laskea, mutta ne ovat hyvä apuväline mm. maastotarkistuksia suunniteltaessa. Asuinpaikkojen vaihtelevuus on liito-oravan (ja muidenkin eliöiden) esiintymiselle tyyppillistä, joten on mahdollista löytää hyviä elinympäristöjä, jotka vain sattuvat olemaan tänä vuonna asumattomia. Asutetut metsänkohdat sekä asutuksen vaihtelu elinympäristöjen ja kulkuyhteyksien muodostamassa verkostossa liittyy myös maisematason suunnitteluun, ja kuviotiedot tarjoavat hyvän välineen sopivien elinympäristöjen kartoitukseen laajempienkin alueiden kokonaisuuksilta. Kuviotietojen käyttö itsessään on jo metsäsuunnittelun arkipäivää, joten liito-oravan elinympäristöjen huomiointi on suunnittelijoille pääasiassa paikkatietojärjestelmissä olemassa olevan tiedon soveltamista.

Lajilähtöisellä lähestymistavalla on kuitenkin rajoituksensa siksi, että toisaalta vain hyvin rajallisesta määrästä lajeja on olemassa riittävän tarkkaa sovellettavissa olevaa tietoa metsäsuunnittelun näkökulmasta ja toisaalta hyvin monen tavoitteen sisällyttäminen osaksi suunnitteluprosessia tekee siitä kohtuuttoman raskaan. Luontoarvojen huomiointi suunnittelussa voisi oleellisesti helpottaa, mikäli löydettäisiin joukko sellaisia lajeja, jotka toimisivat monimuotoisuuden sateenvarjoina, eli lajeja, joiden elinkykyisyys alueella heijastaisi monimuotoisuuden säilymistä laajemminkin. Tällaisia sateenvarjolajeja voisivat olla esimerkiksi jotkin vaatelialat lintu- ja nisäkäslajit, koska näiden lajien elinympäristövaatimukset ovat maantieteellisessä mittakaavassa vähintään kertaluokkaa laajemmat kuin esimerkiksi monien uhanalaisten selkärangattomien eläinten, sienten tai kasvien. Toistaiseksi asiasta on kuitenkin olemassa hyvin vähän tutkimukseen perustuvaa tietoa (Angelstam 1992, Martikainen ym. 1998). Tuloksemme liito-oravan esiintymisen päällekkäisyydestä muiden uhanalaisten ja vaatelialajien metsälajien esiintymisen päällekkäisyydestä viittaavat siihen suuntaan, että liito-orava mahdollisesti voisi toimia monimuotoisuuden sateenvarjona. Tämä mahdollisuutta tutkitaan tarkemmin kesällä 2003 aloitetussa Hanna Ylisen pro gradu -tutkimuksessa, joka myös on saanut tukea Naturpolis-Kuusamolta.

Yhteenveto

Tutkimuksemme viittaavat siihen, että metsäsuunnittelussa voidaan huomioida luontoarvoja sekä kuvio- että maisematasolla olemassa olevien työkalujen avulla. Avainbiotooppien lajiston säilymisen kohdalla vaikuttaa siltä, että pinta-alalle on olemassa minimivaatimuksia (väh. 0.5-1 ha), jotta lajiston turvaaminen onnistuu ainakin lyhyellä aikavälillä. Liito-oravan esiintymisen ennustaminen puustotietojen perusteella onnistuu kuviotasolla vaihtelevasti, mutta odotamme jatkotutkimuksilta lisävalaistusta kuviotietojen käyttökelpoisuudesta myös muiden lajien osalta. Tiettyjen elinympäristöjen peruspiirteiden arviointiin puustotiedot vaikuttavat kuitenkin sopivilta, ja maisematason suunnittelussa sekä elinympäristöjen sijoittumisen että niiden välialueiden laadun arviointi on mahdollista kuviotietojen avulla. Seuraava haaste on yhdistää kuviotieto ja lajien ekologiasta olemassa oleva tieto metsäsuunnittelukäytäntöihin ja laatia toimivia monitavoitteisia aluetason metsäsuunnitelmia, missä sekä sosiaalinen, taloudellinen että ekologinen kestävyys on huomioitu.

Kirjallisuus

- Anonyymi (2001). *Liito-oravan (Pteromys volans) biologia ja suojele Suomessa*. 130 s. Suomen ympäristö 459, Helsinki.
- Angelstam, P. (1992). Conservation of communities - the importance of edges, surroundings and landscape mosaic structure. Teoksessa: Hansson, L. (toim.), *Ecological Principles of Nature Conservation*. Ss. 9-70. Elsevier, London.
- Hallman, E., M. Hokkanen, H. Juntunen, K.-M. Korhonen, S. Raivio, O. Savela, P. Siitonen, A. Tolonen & M. Vainio. M. (1996). *Alue-ekologinen suunnittelu*. 47 s. Metsähallituksen Metsätalouden julkaisuja 3/1996, Vantaa.
- Harrison, S. & E. M. Bruna (1999). Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography* 22: 3, 225-232.
- Heikkinen, R., P. Punttila, R. Virkkala & A. Rajasärkkä (2000). *Suojelualueverkoston merkitys metsälajistolle: lehtojen putkilokasvit, metsien lahopuukovakuoriaiset, havu- ja seka-metsien linnut*. 132 s. Suomen ympäristö 440, Helsinki.
- Kotiranta, H. & T. Niemelä (1996). *Uhanalaiset käyvät Suomessa*. 184 s. Ympäristöopas 10. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Martikainen, P., L. Kaila & Y. Haila (1998). Threatened beetles in White-backed Woodpecker habitats. *Conservation Biology* 12: 2, 293-301.
- Meriluoto, M. ja Soinin, T. 2002. Metsäluonnon arvokkaat elinympäristöt. Metsälehti Kustannus, Hämeenlinna. 192 s.
- Metsäntutkimuslaitos 2002. *Metsätilastollinen vuosikirja 2002*. 376 s. Vammalan Kirjapaino, Vammala.
- Niemelä, T. 1999. Suomen kääpien määritysopas. 12. uusittu painos. Helsingin yliopiston kasvitieteen monisteita 169. 138 s.
- Rassi, P., A. Alanen, T. Kanerva & I. Mannerkoski (toim.)(2001). Suomen lajien uhanalaisuus 2000. 432 s. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki.

