



■ Annika Kangas



■ Jyrki Kangas

Annika Kangas ja Jyrki Kangas

Ekologiset mallit ja ekologisten riskien hallinta metsäsuunnittelussa

Kangas, A. & Kangas, J. 1998. Ekologiset mallit ja ekologisten riskien hallinta metsäsuunnittelussa. Metsätieteen aikakauskirja – Folia Forestalia 2/1998: 207–222.

Metsäsuunnittelussa pyritään valitsemaan tietyille metsäalueelle kiinnostavien muuttujien – esimerkiksi tulojen – suhteen optimaalinen käsittelyohjelma mahdollisista vaihtoehdoista. Optimin valintaa voivat rajoittaa reunaehdot, kuten vaatimukset metsien käytön kestävyydelle. Metsien kehityssennusteiden epävarmuutta ei useimmiten oteta huomioon optimaalista käsittelyohjelmaa valittaessa. Tällöin optimiratkaisun arvo saatetaan yliarvioida, eivätkä asetetut rajoitteet välttämättä toteudu. Kun suunnitelmaa laaditaan tavoitteena säilyttää alueen eläin- tai kasvipopulaatioiden elinvoimaisuus tai jopa lisätä sitä, on epävarmuudella vielä ratkaisevampi merkitys kuin perinteisiä puuntuotannollisia tavoitteita tarkasteltaessa. Jos tavoitteena on esimerkiksi maksimoida metsästä saatavat nettotulot siten, että jokin eläinlaji säilyy elinkykyisenä, keskimääräinen populaation koko tulisi olla sitä suurempi, mitä suurempi on epävarmuus populaation kehityksestä tulevaisuudessa. Näin voitaisiin minimoida populaatioiden tai jopa koko lajin häviämisen riski. Tässä katsauksessa esitellään erilaisia populaatioiden kehitystä kuvaavia mallityyppejä sekä mahdollisuuksia niiden soveltamiseen metsäsuunnittelussa. Erityistä huomiota kiinnitetään populaatioiden häviämiskas- teluun suunnittelulaskelmissa.

Asiasanat: alue-ekologia, metsien monikäyttö, metso, populaatiodynamiikka, päätösanalyysi
Yhteystiedot: Metsäntutkimuslaitos, Kannuksen tutkimusasema, PL 44, 69101 Kannus. Faksi (06) 861 164, sähköposti annika.kangas@metla.fi

Hyväksytty 25.5.1998

1 Johdanto

Ekologiset näkökohdat pyritään nykyään ottamaan painokkaasti huomioon metsien hoidossa ja käytössä niin Suomessa kuin muuallakin maailmassa. Siihen velvoittavat jo maiden väliset sopimukset (UNCED 1993) ja yhteisesti laaditut suositukset (Ministerial conference... 1993). Sopimuksissa korostetaan erityisesti luonnon monimuotoisuuden säilyttämisen tärkeyttä kaikessa taloudellisessa toiminnassa. Talousmetsien hoidossa ja käytössä biodiversiteetin painottaminen merkitsee monitavoitteista metsätaloutta, koska niissä on myös puuntuotannollis-taloudellisia ja mahdollisesti muitakin, kuten virkistyskäytön, päämääriä.

Metsäsuunnittelu on keskeinen metsien hoidon ja käytön ohjauksen väline. Siinä pyritään osoittamaan kohdealueelle se tuotanto-ohjelma metsiköittäisine toimenpide-ehdotuksineen, jonka arvioidaan parhaiten täyttävän alueen metsille asetetut tavoitteet. Suunnitelma laaditaan useimmiten 10–20 vuodelle, joskin suunnitelmakauden aikana voidaan tarvittaessa laatia uusin perustein uusi suunnitelma. Suomessa käytännöllisesti katsoen kaikki julkisyhteisöjen omistamat metsät ja valtaosa yksityismetsistä ovat tällaisen metsäsuunnittelun piirissä.

Metsätalouden alue-ekologisilla eli maisemaekologisilla tarkasteluilla tarkoitetaan kohdealueen eliöstön ja sen populaatiodynamiikan arviointia suhteessa metsien hoitoon ja käyttöön metsikkötasoa laajemmalla alueellisella tasolla. Termiä alue-ekologinen suunnittelu on käytetty kuvaamaan suunnittelua, jossa luonnon monimuotoisuuden alueelliset edellytykset on otettu erityisen painokkaasti huomioon. Talousmetsissä sovellettuna tällöinkin on käytännössä kyse monitavoitteisesta metsäsuunnittelusta, jossa tunnustetaan myös taloudelliset ja muut tapauskohtaiset tavoitteet.

Alue-ekologisten tarkastelujen olennaisin tehtävä on arvioida alueelle ominaisen, erityisesti muualla harvinaisen lajiston elinvoimaisuus ja elinmahdollisuudet eri tavoin metsiä käsiteltäessä. Alueekologisessa suunnitteluotteessa pyritään osoittamaan keinot, joiden avulla myös metsätaloudesta kärsivä lajisto saataisiin säilymään alueella. Alueekologisten tarkastelujen liittämällä metsäsuunnitteluun pyritään löytämään monitavoitteisen tilan-

teen tehokkaat ratkaisut. Tehokas ratkaisu esimerkiksi kaksitavoitteisessa suunnittelussa, jossa tavoitteina ovat hakkuutulot ja alueella esiintyvien uhanalaisten lajien lukumäärä, on sellainen, missä hakkuutuloja ei voida lisätä vähentämättä uhanalaisten lajien esiintymistä tai vastaavasti missä uhanalaisten lajien esiintymistä ei voida lisätä vähentämättä hakkuutuloja.

Populaation elinvoimaisuus voidaan määrittellä todennäköisyytenä, että laji säilyy tietyllä alueella. Esimerkiksi Shaffer (1981) määritteli pienimmän elinkykyisen populaation pienimmäksi erilliseksi populaatioksi, jolla on 99 %:n todennäköisyys säilyä 1 000 vuotta. Sen vastakohtana on populaation häviämistodennäköisyys, eli populaation sukupuuttoonkuolemisriski. Populaation elinvoimaisuus tietyillä oletuksilla voidaan johtaa populaation kehitystä kuvaavista malleista, kun niissä otetaan huomioon yksilöiden syntymisessä ja kuolemisessa tapahtuvat satunnaiset vaihtelut.

Päätöksentekijän riski kuvaa mahdollisuutta, että päätöksentekijä olisi tietyssä tilanteessa voinut saada paremman hyödyn tai pienemmän tappion jostakin muusta kuin valitsemastaan vaihtoehdosta. Metsätalouden ekologisella riskillä tarkoitetaan tässä katsouksessa laajasti ottaen mahdollisuutta, että metsäalueen käytöllä ja hoidolla on pysyviä haitallisia vaikutuksia lajiston elinvoimaisuuteen kohdealueella tai välillisesti muualla. Olennainen osa ekologista riskiä ja epävarmuutta on alueella elävien eläin- tai kasvipopulaatioiden häviämiskäsi.

Ekologisten riskien merkitystä päätöksenteossa korostaa se, että monesti päätösten vaikutukset ovat peruuttamattomia. Esimerkiksi jos jokin vanhan metsän alue hakataan, päätöstä ei enää voida perua. Sen sijaan päätös jättää alue hakkaamatta on aina mahdollista perua. Hakkaamatta jättämiseen liittykin ekologisten riskien tilanteessa eräänlaista optioarvoa, kun tulevaisuudessa on enemmän avoimia mahdollisuuksia (esim. Arrow ja Fisher 1974, Reed 1993). Ellei päätösten mahdollisten seuraamusten todennäköisyyksiä tai edes kaikkia mahdollisia seuraamuksia tunneta, tilanne on erityisen hankala (Faucheux ja Froger 1995).

Päätöksentekijän kannalta ekologinen riski on paljolti ulkoisvaikutus etenkin yksityismetsätaloudessa. Toisin sanoen, ekologinen riski ei välttämättä vaikuta päätöksentekijän hyötyyn. Niinpä

ekologista riskiä ei aina voida käsitellä päätöksen-teossa samaan tapaan kuin päätöksentekijän riskiä (ks. Pukkala ja Kangas 1996). Tosin metsänomistajalla voi olla ”omaehtoisiaakin” ekologisia tavoitteita, mutta käytännön valintoihin lienee yleensä toimintaympäristön asettamilla rajoituksilla ja normeilla suurempi vaikutus kuin yksityismetsänomistajan omilla ekologisilla painotuksilla. Se, että päätökset voivat johtaa peruuttamattomiin seurauksiin, puoltaa ekologisten riskien käsittelyä valintatilanteessa annettuina rajoitteina.

Lajien säilymistä voidaan pitää tärkeimpänä ekologisen kestävyuden indikaattorina. Siten yksittäisten populaatioidenkin häviämisen riski on olennainen ekologisen kestävyuden ulottuvuus. Ekologinen kestävyys on omaksuttu keskeiseksi yhteiskunnalliseksi, taloudellistakin toimintaa ohjaavaksi päätöskriteeriksi. Siksi metsätalouden ekologiset riskit voidaan nähdä yhteiskunnallisiksi riskeiksi. Tämä näkyy metsien osalta selkeästi uudessa metsälainsäädännössä (Metsäläki... 1996).

Metsäpolitiikan eräänä tehtävänä on saada metsien hoidosta ja käytöstä päättävät henkilöt käyttäytymään yhteiskunnan edun mukaisesti. Metsäsuunnittelu on yksi tehokkaimmista metsäpolitiikan ohjauskeinoista yhdessä lainsäädännön ja ohjeistojen sekä taloudellisen tuen kanssa. Jos metsäsuunnittelulla halutaan vähentää ekologisia riskejä, siinä pitäisi pystyä arvioimaan eri tuotanto-ohjelmien mahdolliset vaikutukset lajien populaatioiden elinvoimaisuuksiin ja tunnistamaan populaatioiden häviämisen uhat.

2 Populaatioekologia

2.1 Populaatioiden dynamiikkaa kuvaavat mallit

Yksinkertaisimmillaan populaatioekologinen malli kuvaa yksittäisen populaation koon kehitystä ajanhetkestä toiseen (diskreetti aika). Malli kuvaa yksilöiden lukumäärän kehitystä populaation nykyhetken koon ja kasvunopeuden funktiona (esim. Burgman ym. 1993)

$$N_{t+1} = N_t + N_t b - N_t d = N_t(1 + r)$$

missä N_t on populaation koko hetkellä t , b on keskimääräinen syntyvyys ja d keskimääräinen kuolevuus yksilöä kohti, jolloin r on keskimääräinen kasvunopeus. Mallin rakenteesta seuraa, että kasvunopeuden ollessa negatiivinen (ts. kuolevuus on suurempi kuin syntyvyys) populaatio pienenee. Mikäli populaation koko putoaa nolnaan, se ei enää palaudu, vaan populaation häviäminen on pysyvä. Tässä yksinkertaisessa mallissa oletetaan, että populaation kasvunopeus on vakio.

Todellisuudessa populaatioiden kasvunopeudet vaihtelevat satunnaisista syistä – tietyt yksilöt tuottavat paljon jälkeläisiä, toiset vähän ja osa ei lainkaan. Pienessä populaatiossa tällainen demografinen vaihtelu voi aiheuttaa koko populaation häviämisen. Suuressa populaatiossa yksilöiden välisen vaihtelun merkitys on vähäisempi.

Mielenkiintoista on tarkastella paitsi yksilöiden välistä vaihtelua myös ympäristöstä johtuvaa vaihtelua. Jos esimerkiksi säiden tms. tekijöiden vuoksi kasvunopeudessa on hyviä ja huonoja vuosia, vaikutus ulottuu koko populaatioon. Ympäristön satunnaisen vaihtelun merkitystä voidaan tarkastella kuvaamalla yksilöiden syntyvyyttä ja kuolevuutta mallilla

$$\begin{cases} b_t = b + \varepsilon_{bt} \\ d_t = d + \varepsilon_{dt} \end{cases}$$

missä b (d) on keskimääräinen syntyvyys (kuolevuus) ja ε_{bt} (ε_{dt}) syntyvyyden (kuolevuuden) vuotuista vaihtelua kuvaava termi (esim. Burgman ym. 1993).

Malli voidaan muotoilla myös siten, että oletetaan alueelle jokin kantokyky K , joka määrää miten suuri populaatio voi (pitkällä tähtäimellä) enimmillään olla. Tällöin populaation kehitys aika-askeleesta toiseen voidaan kuvata esimerkiksi logistisella mallilla (esim. Burgman ym. 1993)

$$N_{t+1} = N_t \left[1 + r \left(1 - \frac{N_t}{K} \right) \right]$$

Mikäli populaation koko on kantokykyä suurempi, kasvunopeus muuttuu negatiiviseksi ja populaatio pienenee, kunnes populaation koko on kantokyvyn alapuolella.

Jos populaation dynamiikkaa kuvaavassa mallissa on mukana elinympäristön kantokyky, voidaan elinympäristön systemaattisten vaihtelujen merkitystä kuvata mallittamalla kantokyvyn muutoksia (Akçakaya ym. 1995), esimerkiksi mallilla

$$K_t = \alpha + \beta x_t + \varepsilon_t$$

jossa α ja β ovat parametreja, jotka kuvaavat miten jokin ympäristöä kuvaava muuttuja x vaikuttaa elinympäristön kantokyvyn, ja ε_t on mallin virhetermi. Tällainen ympäristön muuttumista kuvaava muuttuja voi olla esimerkiksi sopivan elinympäristön määrä, kuten sulkeutuneen metsän osuus tietyllä alueella.

Sopivan elinympäristön katoaminen vaikuttaa suoraan populaation kokoon, mutta metsien käsittelyllä voi olla myös epäsuoria vaikutuksia. Esimerkiksi varttuneen metsän osuus voi vaikuttaa metsäkanalintujen pesinnän onnistumiseen (Kurki ym. 1997). Mikäli metsien käsittelyn vaikutus populaation dynamiikkaa kuvaavan mallin eri komponentteihin voidaan kuvata, on mahdollista laskea, mikä on odotettu populaation koon muutos erilaisilla metsien käsittelyvaihtoehdoilla.

Malli, jossa kaikkien yksilöiden kuolemistodennäköisyys on yhtä suuri, yksinkertaistaa populaation dynamiikkaa. Mikäli populaation rakenne halutaan kuvata tarkemmin, se on mahdollista tehdä esimerkiksi kuvaamalla populaatio ikä- tai kehitysluokkina (esim. poikaset ja aikuiset), joilla on oma kuolemistodennäköisyytensä (esim. Burgman ym. 1993). Rakenteellisia malleja kuvataan usein ns. Leslien matriisin avulla (Leslie 1945).

Yksinkertaisimmissa malleissa oletetaan, että tarkastelun kohteena on yksi populaatio, johon ei tule yksilöitä ulkopuolelta, ja josta ei myöskään muuta pois yksilöitä. Teoriaa, joka kuvaa useampien, erillisissä laikuissa elävien populaatioiden kehitystä, kutsutaan metapopulaatioteoriaksi. Erilliset osapopulaatiot muodostavat yhdessä metapopulaation. Osapopulaatioiden oletetaan olevan niin lähellä toisiaan, että yksilöt (tai geenit) voivat siirtyä osapopulaatiosta toiseen.

Yksinkertaisin malli, jolla on kuvattu metapopulaation kehitystä, on Levinsin (1969) malli, joka kuvaa muutosta niiden elinympäristölaikkujen osuudessa p , jotka ovat asutettuja (esim. Hanski 1989)

$$dp/dt = mp(1-p) - ep$$

missä m kuvaa todennäköisyyttä, että joltakin laikulta siirtyy yksilöitä johonkin toiseen laikkuun ja e osapopulaatioiden häviämistodennäköisyyttä. Mallissa uudelleenasetuttaminen on verrannollinen asutettujen laikkujen sekä asuttamattomien laikkujen osuuksien tuloon, ja kaikilla osapopulaatiolla on sama häviämistodennäköisyys. Jos termi ep on suurempi kuin $mp(1-p)$, metapopulaatio pienee. Mallissa osapopulaatiot oletetaan samanlaisiksi – niiden koot ja osapopulaatioiden väliset etäisyydet jätetään huomiotta. Kunkin osapopulaation häviämistodennäköisyys on vakio ja riippumaton muista osapopulaatioista.

Tähänkin malliin voidaan lisätä ympäristön vaihtelun vaikutusta kuvaava satunnainen komponentti. Esimerkiksi häviämistodennäköisyys e voidaan kuvata mallilla

$$e_{it} = e + \varepsilon_{it}$$

jossa i kuvaa osapopulaatiota i , t ajanhetkeä, e keskimääräistä häviämistodennäköisyyttä ja ε_{it} sen vaihtelua eri populaatioissa ja eri ajanhetkillä. Kuolemistodennäköisyys osapopulaatioissa voi olla korreloitunut, kuvaten esimerkiksi hyvien ja huonojen vuosien alueellista vaihtelua (esim. Harrison ja Quinn 1989). Vastaavasti kuin yksittäisten populaatioiden tapauksessa myös tähän malliin voidaan lisätä systemaattinen komponentti kuvaamaan ympäristön käsittelyn vaikutusta, esimerkiksi elinympäristölaikkujen koon vaikutusta (esim. Hanski 1991).

Eräs tapa kuvata metapopulaatiodynamiikkaa perustuu samantapaiseen malliin kuin yllä esitelty yhden populaation malli. Tällöin

$$N_{i(t+1)} = N_{it}(1 + r_i) - \sum_{j=1}^n E_{ij} + \sum_{j=1}^n E_{ji}$$

missä E_{ij} kuvaa osapopulaatiosta i osapopulaatioon j siirtyviä yksilöitä ja E_{ji} puolestaan osapopulaatiosta j osapopulaatioon i siirtyviä yksilöitä ja r_i kuvaa osapopulaation i kasvunopeutta. Alueellisia vaihteluita voidaan tässä tapauksessa kuvata kasvunopeuden mallilla, jossa nopeuden vaihtelut eri osapopulaatioissa ovat korreloituneita.

Jos lajien biologiasta sinänsä ei ole olemassa mallia, voidaan käsittelyjen vaikutuksia populaatioon kuvata soveltuvan elinympäristön muutosta mallittamalla. Esimerkiksi kolopesijöille soveltuvien pesäkolojen määrää on mallitettu puustotunnusten funktiona (Lindenmayer ym. 1991, Taylor ja Haseler 1993). Samaten on mallitettu elinympäristön pinta-alan ja lajin tiheyden välistä riippuvuutta (esim. Rolstad ja Wegge 1989). Myös lajin esiintymistä alueella on mallitettu habitaatin ominaisuuksien avulla (esim. Flather ja King 1992, Laurance 1997). Elinympäristön soveltuvuutta kuvaavia malleja voidaan hyödyntää myös elinympäristön kantokyvyn kuvaamisessa (esim. Akçakaya ym. 1995).

Koska useimmista lajeista ei ole olemassa sen paremmin populaation ekologiaa kuin elinympäristön sopivuuttakaan kuvaavia malleja, voidaan metsien käsittelyn merkitystä kohteena oleville lajeille kuvata alan asiantuntijoiden arvioilla (esim. Kangas ym. 1993). Esimerkiksi vertailemalla pareittain vaihtoehtoisia käsittelyvaihtoehtoja kohdelajin näkökulmasta voidaan muodostaa vaihtoehtojen suhteellisia hyvyyksiä kuvaava malli. Kun vaihtoehtojen suhteelliset hyvyydet ovat tiedossa, niitä voidaan edelleen mallintaa alueen puustoa kuvaavilla tunnuksilla, jolloin asiantuntija-arvioita voidaan mahdollisesti hyödyntää myös muissa kuin alkuperäisessä vertailutilanteessa.

2.2 Riskin kuvaaminen

Ekologisista riskeistä on vaikeaa, jopa mahdotonta saada empiiristä tietoa. Harvinaisten lajien populaatioilla ei voida tehdä kokeita, joissa tutkittaisiin millaisella käsittelyllä populaatio kuolee sukupuuttoon. Siksi populaation elinvoimaisuuden ja riskin arviot perustuvat lähinnä populaatiomalleilla tehtyihin tietokonesimulointeihin (esim. Burgman ym. 1993, McKelvey 1996).

Yksinkertaisten populaatioekologisten mallien avulla voidaan simuloimalla laskea syntyvyyden ja kuolleisuuden vaihtelusta johtuva populaation koon vaihtelu. Edelleen voidaan laskea todennäköisyys, että populaatio jollain aikavälillä häviää tai populaation koko laskee alle jonkin asetetun raja-arvon. Todennäköisyydet voidaan laskea simuloimalla populaation kehitystä esimerkiksi sata vuotta, ja

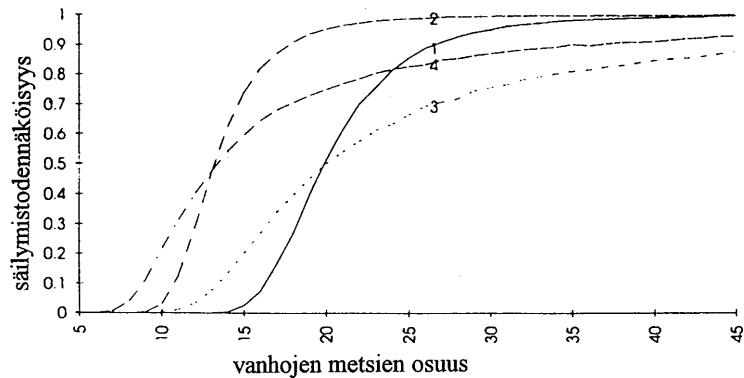
lisäämällä kullakin ajanhetkellä keskimääräiseen syntyvyyteen ja kuolleisuuteen satunnaisluku, joka on poimittu $e:n$ jakaumasta. Yleensä syntyvyyden ja kuolleisuuden vaihtelua ei voida olettaa riippumattomiksi, jolloin satunnaisluvut poimitaan niiden yhteisjakaumasta. Kun simulointi toistetaan sata kertaa, niiden realisaatioiden lukumäärä, joissa populaation koko menee nolleen, kuvaa populaation häviämistodennäköisyyttä kullakin aikavälillä.

Tällaisesta riskiarviosta ei metsien käytön suunnittelun kannalta ole juurikaan apua, ellei riskin muuttumista käsittelyjen vuoksi voida laskea. Mikäli populaatiomallissa on metsien käsittelyyn liittyvä muuttuja, käsittelyjen vaikutus riskiin voidaan laskea. Tällaisesta mallista voidaan myös laskea kynnsarvo, eli se käsittelyjen taso, jolla populaatio säilyisi jollakin asetetulla todennäköisyydellä. Mikäli on olemassa jonkin katastrofaalisen tuhon, esimerkiksi metsäpalon, mahdollisuus, sekin tulee ottaa huomioon riskiä arvioitaessa (esim. McCarthy ja Burgman 1995).

Monet populaatioiden kehitystä kuvaavat mallit perustuvat pieniin empiirisiin aineistoihin, joten mallien parametreja ei useinkaan voida estimoida kovin tarkasti. Lisäksi on epävarmaa, minkä muotoinen malli kuvaa populaation kehitystä todennäköisimmin. Esimerkiksi elinympäristön kantokykyä voidaan kuvata useilla vaihtoehtoisilla, toisiaan läheisesti muistuttavilla malleilla, joiden antamat ennusteet kuitenkin poikkeavat toisistaan huomattavasti (Burgman ym. 1993). Siksi myös mallien perusteella lasketut riskiarviot ja kynnsarvot ovat epävarmoja.

Tutkimalla arvioidun riskin herkkyyttä mallien parametreille (McCarthy ym. 1995) tai mallin muodon vaikutusta riskiin (McKelvey 1996, Kokko ym. 1997) voidaan riskiennusteen epävarmuutta arvioida. Riskianalyysillä pyritäänkin paitsi arvioimaan lajin häviämistodennäköisyyttä myös arvioimaan väärin ennusteitten todennäköisyyttä (Kokko ym. 1997). Epävarmuutta lisää vielä se, ettei myöskään metsiä kuvaavia tunnuksia, joihin riskiarviot perustuvat, pystytä ennustamaan varmasti (esim. Kangas 1997, Kangas ja Kangas 1997).

Riskianalyysiä on jo sovellettu joillekin harvinaisille tai uhanalaisille lajeille. Esimerkiksi täpläpöllöpopulaation elinvoimaisuutta on mallitettu vanhojen metsien pinta-alaosuuden funktiona (McKel-



Kuva 1. Täpläpölypopulaation 250 vuoden säilymistodennäköisyys vanhojen metsien osuuden funktiona vaihtoehtoisilla oletuksilla hedelmällisyydestä ja liikkumisesta (McKelvey 1996).

vey 1996). Tutkimuksessa riskianalyysin epävarmuutta kuvaavat neljä vaihtoehtoista käyrää, jotka seuraavat erilaisista oletuksista täpläpölyn hedelmällisyydessä ja liikkuvuudessa (kuva 1).

Tarkasteluja monimutkaistaa se, että riski muuttuu ajan funktiona. Esimerkiksi käsittelyvaihtoehto, joka on lyhyellä tähtämellä riskittömin, voi pidemmällä aikavälillä olla muita vaihtoehtoja huonompi. Tällöin mikään vaihtoehto ei välttämättä ole riskin suhteen yksiselitteisesti paras. Mikäli eri riskikomponenttien suhteelliset tärkeudet voidaan arvioida, saadaan riskin minimoiva vaihtoehto lasketta (esim. McKelvey 1996).

Habitaatin soveltuvuutta kuvaavat mallit ovat useimmiten populaatioekologisia malleja huomattavasti yksinkertaisempia. Ekologisen riskin arvioiminen on kuitenkin elinympäristöä kuvaavia malleja käytettäessä monimutkaisempaa kuin lajin ekologiaan suoraan perustuvia malleja käytettäessä. Epävarmuutta on paitsi käytettävässä habitaattimallissa, myös siinä, miten elinympäristön soveltuvuuden muutokset vaikuttavat lopulta itse lajin kantaan. Lisäksi jossakin mielessä soveltuvaksi arvioitu elinympäristö voi muista syistä, esimerkiksi sijaintinsa takia, olla sopimaton. Siksi päätelmät siitä, miten paljon vaikkapa kolopuita tai lahopuita alueella tarvitaan, jotta tarkasteltavat lajit säilyisivät elinvoimaisina, voivat olla harhaanjohtavia, ellei epävarmuutta oteta huomioon (McCarthy ym. 1994).

Asiantuntija-arvioihin perustuvissa malleissa ekologista riskiä on vaikeampi kuvata kuin edellä esitellyissä malleissa. Asiantuntijoiden arvioiden eroja (esim. Alho ym. 1996, Kangas ja Mononen 1997) tai asiantuntijoiden itsensä antamia epävarmuusarvioita (esim. Leskinen ja Kangas 1997) analysoimalla voidaan arvioida malliin liittyvää epävarmuutta. Tällöinkin epävarmuus kuvaa lähinnä sitä, millä todennäköisyydellä parhaaksi arvioitu vaihtoehto todella on paras. Vaihtoehtojen absoluuttisesta hyvyydestä, esimerkiksi lajin säilymiseen liittyvästä riskistä ei näin saada arviota. Asiantuntija-arvioita käytettäessä riskiä tai kynnsarvoa, jolla riski on hyväksyttävän pieni, täytyy erikseen kysyä.

2.3 Esimerkki ekologisesta riskistä: metso

Esimerkkilaskelmaa varten metsolle muodostettiin populaation kehitystä kuvaava simulointimalli, jonka avulla arvioitiin lajin katoamisen riskiä suurella metsäalueella. Mallilla ennustettiin koppelokannan vuotuista kehitystä elokuun lopun riistakolmiolaskennoista seuraavan vuoden laskentoihin 250 vuoden ajan. Koppelit jaettiin kahteen ryhmään: aikuiset ja alle vuoden ikäiset poikaset. Ryhmille oletettiin erilaiset kuolemistodennäköisyydet (20 % ja 70 % elokuun lopun populaatioista). Laskelmia varten Lindénin (1981) esittämät teoreettiset kuol-

leisuusarviot kalibroitiin siten, että mallilla saatu kannan kehitys vastasi vuosina 1964–1997 todettua kannan muutosta (Lindén ja Rajala 1981, Helle ym. 1997). Yksilöiden välinen satunnainen vaihtelu kuvattiin ennustamalla kuolevien yksilöiden määrä binomijakauman avulla (esim. Kokko ym. 1997). Kuolemistodennäköisyyteen oletettiin lisäksi vuotuista vaihtelua.

Syntyvyys ennustettiin stokastisesti kahdessa vaiheessa. Ensin ennustettiin binomijakauman avulla poikueellisten koppeloiden lukumäärä, kun tunnetaan poikueen todennäköisyys laskentahetkellä (40 %). Sen jälkeen ennustettiin poikueen koko (keskikoko 3,87) (Kurki ym. 1997). Poikueen todennäköisyydessä ja keskikoossa, samoin kuin kuolemistodennäköisyyksissä, oletettiin olevan normaalisti jakautunutta vuotuista vaihtelua. Syntyvyyden ja kuolleisuuden vaihtelun oletettiin korreloivan negatiivisesti (−1,0). Sen sijaan eri ryhmien kuolleisuuden sekä poikueen todennäköisyyden ja koon vaihtelulle oletettiin positiivinen korrelaatio (1,0).

Lisäksi oletettiin, että koppeloiden osuus alkupopulaatiosta ja elokuun lopussa tavattavista poikasista on 60 % (Lindén 1981) ja että vuotuinen metsästyskuolleisuus on keskimäärin 5 % kannasta (Lindén 1996). Kohdealueena oli Lapin lääni, jossa metsoja vuoden 1997 elokuussa oli noin 96 000 yksilöä, joista poikkeuksellisen vähän, n. 34 %, oli saman vuoden poikasista (Helle ym. 1997). Alkuperäisen populaation koon arvioissa oletettiin olevan 10 %:n keskivirhe.

Näillä oletuksilla populaation kehitystä simuloitiin sata kertaa 250 vuoden jakso. Kullakin simulointikerralla generoitiin ensin alkupopulaation koon estimaatti, ja ennustettiin populaation kehitystä annetulla alkupopulaatiolla. Kunakin vuonna syntyvyyteen ja kuolleisuuteen lisättiin satunnaista vaihtelua. Simuloituista realisaatioista laskettiin, mikä oli odotettavissa oleva populaation koko kullakin ajanhetkellä, sekä riski, että populaatio häviää. Riski saatiin laskemalla niiden realisaatioiden osuus, joissa populaation koko kyseiseen ajanhetkeen mennessä putosi yhteen yksilöön. Jos oletettiin, että parametreissa ei ole lainkaan vuotuista vaihtelua, riski oli tällä aikavälillä nolla, vaikka kanta pienehkin rajusti. Kun parametreihin oletettiin 10 %:n vuotuinen vaihtelu, riski nousi 14 %:iin (kuva 2). Tosin on oletettavaa, että kannan vähenemisen myö-

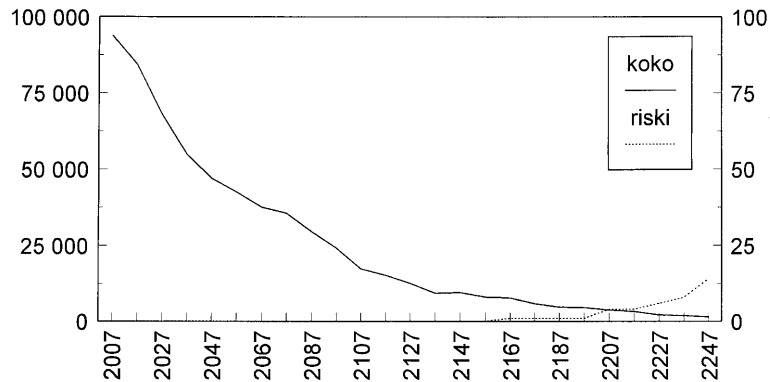
Taulukko 1. Simulointimallin parametrien korrelaatio populaation häviämiskansan kanssa ja kertoimen merkittävyys.

Tunnus	Korrelaatio	P-arvo
Poikueen todennäköisyys	−0,272	0,0001
Poikueen koko	−0,031	0,3323
Aikuisten kuolemistodennäköisyys	0,263	0,0001
Poikasten kuolemistodennäköisyys	0,706	0,0001
Poikasten osuus	0,025	0,4212
Naaraiden osuus	−0,060	0,0577
Metsästys	0,148	0,0001
Alkupopulaatio	−0,010	0,7585

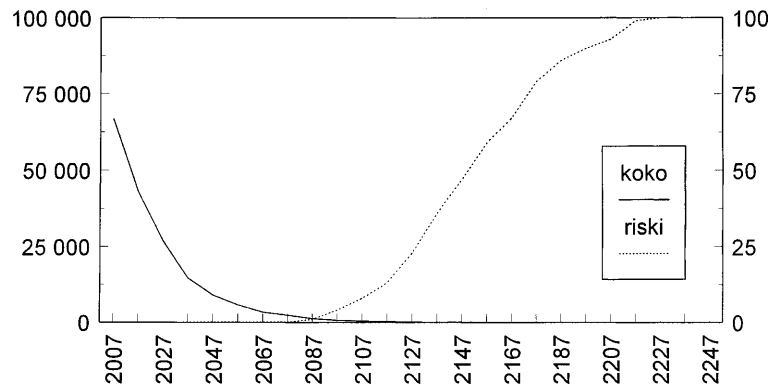
tä metsästysrauhotukset lisääntyisivät, jolloin vastaavasti riski vähenisi.

Koska simulointimallin parametrit ovat estimaatteja, niihin liittyy epävarmuutta. Edellä mainittu riskin arvio osoittautui erittäin herkäksi annetuille parametreille. Systeemille tehtiin herkkyysanalyysi siten, että populaation häviämiskansan 250 vuoden jaksolla laskettiin kaikkiaan tuhannella eri parametrien yhdistelmällä. Muiden parametrien arvot vaihtelivat herkkyysanalyysissä enintään ± 10 % edellä mainituista arvoista, paitsi keskimääräinen vuotuinen metsästys, jonka vaihteluväliksi annettiin ± 20 %. Keskimääräisenä poikasten osuutena alkupopulaatiosta käytettiin 50 %:a, ja vuotuisen vaihtelun oletettiin olevan 10–20 %. Laskelmissa kukin parametri valittiin satunnaisesti annetulta vaihteluväliltä. Eri parametriyhdistelmällä estimoiduille riskeille laskettiin korrelaatiot eri parametrien arvojen kanssa.

Tulokseksi saatiin, että poikasten kuolleisuus elokuun laskennan jälkeen on suhteellisesti merkittävin riskin selittäjä simulointimallissa (taulukko 1). Kun poikasten kuolleisuutta nostettiin 5 %, häviämiskansan nousi sataan prosenttiin (kuva 3). Mallissa ei ole kuitenkaan tarkasteltu pesähävikkä tai muniin ja poikasten kuolleisuutta ennen elokuun laskentoja, mikä on luultavasti merkittävin poikas-kuolleisuuden tekijä (esim. Lindén 1981). Kuitenkin, jos metsästyksen ja poikaskuolleisuuteen tehdään yhtä suuri absoluuttinen muutos, on metsästyksen vaikutus poikaskuolleisuutta suurempi, koska se kohdistuu koko populaatioon. Metsästyksen koh-



Kuva 2. Lapin metsopopulaation odotettavissa oleva koko ja populaation häviämiskäsi oletusparametreilla.



Kuva 3. Lapin metsopopulaation odotettavissa oleva koko ja populaation häviämiskäsi, kun poikasten kuolemistodennäköisyyttä on nostettu 5 %.

dentaminen yksinomaan poikasiin pienensi riskiä 14 %:sta 6 %:iin. Tämä johtuu siitä, että metsästykseltä säästyneen aikuisen selviämistodennäköisyys on huomattavasti parempi kuin poikasen. Esimerkki osoittaa myös sen, että pienetkin muutokset populaation kehityksessä voivat pitkällä aikavälillä olla merkittäviä.

Edellä esitetty esimerkki on monessa mielessä puutteellinen, esimerkiksi kuolleisuuden arvioissa oletettiin muut parametrit ja populaation kehitys 1964–97 tunnetuksi. Olisi myös ollut luontevampaa käyttää jotakin muuta kuin normaalijakaumaa

vuotuisen vaihtelun kuvaamisessa: normaalijakuman käyttö voi johtaa negatiivisiin tai ykköstä suurempiin todennäköisyyksiin. Esimerkin tarkoituksena onkin lähinnä esitellä riskianalyysiä ja mahdollisuuksia sen hyödyntämiseen. Laskelmissa olisi mahdollisuus ottaa huomioon myös metsätalouden merkitys. Esimerkiksi poikueellisten koppeloitten osuutta ja poikueen kokoa on mallitettu metsäalueen tunnusten funktiona (Kurki ym. 1997). Näitä malleja soveltaen olisi mahdollista laskea riskin muuttuminen metsäalueen tunnusten muuttuessa.

3 Ekologiset mallit metsäsuunnittelussa

3.1 Deterministinen suunnittelu

Kaikkia edellä esiteltyjä mallityyppejä voidaan metsäsuunnittelussa hyödyntää, mikäli niissä on kuvattu jonkin tai joidenkin metsää kuvaavien muuttujien vaikutus populaation kehitykseen. Näiden muuttujien tulisi mielellään olla sellaisia, joihin metsien käsittely vaikuttaa; muussa tapauksessa vaihtoehtoiset suunnitelmat arvioidaan populaation kehityksen kannalta samanveroisiksi. Tällaisia muuttujia ovat esimerkiksi lehtipuuston osuus, vanhojen metsien osuus, puuston tilavuus, puulajien osuudet ja erilaiset metsien rakenteelliset ominaisuudet, kuten kuvioitten keskikoko, kuviokoon vaihtelu ja samantyyppisten kuvioiden keskinäinen sijoittuminen. Malleja voidaan käyttää esimerkiksi asettamalla metsäsuunnittelun yhdeksi tavoitemuuttujaksi kohdepopulaation koko tai sopivan habitaatin määrä. Vaikka optimointitehtävässä voidaan käsitellä useampia lajeja, kaikkia alueella esiintyviä lajeja ei ehkä koskaan voida ottaa mukaan laskelmiin. Tällöin joudutaan valitsemaan laji tai lajit, jotka ovat suurimmassa vaarassa hävitä, tai käyttää joitakin lajeja indikoimaan kokonaisen lajiryhmän reaktiota (esim. Burgman ym. 1994).

Populaatioekologiset mallit ovat usein suunnittelua ajatellen turhan monimutkaisia, erityisesti mikäli mallissa on mukana lajien välisiä vuorovaikutuksia, populaation rakennetta tai yksilöiden liikumista osapopulaatioiden välillä kuvaavia tekijöitä. Yksinkertainen kannanvaihtelua kuvaava malli on suunnittelun kannalta helpommin käytettävissä ja hallittavissa. Populaatioekologisilla malleilla voitaisiin kuitenkin laskea esimerkiksi populaation elinvoimaisuus (tai riski) eri käsittelyvaihtoehdoissa, ja hyödyntää suoraan tätä tietoa vaihtoehtoisten suunnitelmien laadinnassa ja toteutettavan suunnitelman valinnassa. Populaatioekologisia laskelmia onkin käytetty mm. suojeltavan alueen koon ja sijoittelun suunnittelussa (esim. Salwasser ym. 1984, Akçakaya ym. 1995). Mikäli populaation elinvoimaisuus mallitetaan suhteessa metsiä kuvaaviin tunnuksiin, myös tätä mallia voidaan suoraan käyttää suunnittelussa.

Populaatioekologisia tarkasteluja on jo integroitu eräisiin metsäsuunnittelun ohjelmistoihin, esimerkiksi FORPLAN-nimiseen lineaariseen optimointiin perustuvaan ohjelmistoon, jolla metsien käyttöä voidaan suunnitella myös villieläinpopulaatioiden kannalta. Siinä ovat mukana mallit, jotka kuvaavat neljän indikaattorilajin (kaksi lintu- ja kaksi nisäkäslajia) runsauksien muutoksia erilaisissa käsittelyvaihtoehdoissa (Burgman ym. 1994). FORPLANia on käytetty deterministisesti kuvaamaan odotetun populaatiokoon muutosta. Vastavasti voidaan asiantuntijoiden arvioiden pohjalta muodostettuja malleja käyttää optimoinnissa asettamalla jollekin lajille sopivan habitaatin määrä tavoitteeksi (esim. Kangas ym. 1993). Koska empiiristä aineistoa ei ole riittävästi käytössä, myös FORPLANin mallit perustuvat osittain asiantunteumuksen käyttöön (Burgman ym. 1994).

Sopivan habitaatin määrä tai kohdelajin populaation koko voidaan myös asettaa optimoinnin rajoitteeksi, mikä onkin usein luontevampaa kuin niiden asettaminen tavoitteeksi. Tyypillisesti tällöin käytetään lineaarista optimointia. Lineaarisen optimoinnin tehtävä (LP-malli) on yleisesti muotoa

$$\max \sum_{j=1}^n c_j x_j$$

ehdolla

$$\sum_{j=1}^n a_{ij} x_j \geq b_i, \quad i = 1, \dots, p$$

jossa x_j kuvaa aktiiviteettia j , b_i tuotokselle (tai panokselle) i asetettavaa rajoitetta, a_{ij} rajoitteena olevan panoksen tai tuotoksen i määrää sekä c_j tavoitteena olevan tuotoksen määrää. Metsäsuunnittelussa x_j kuvaa esimerkiksi menetelmällä j käsiteltävää pinta-alaa. Tällöin kerroin c_j kertoo, paljonko ala tällä tavoin käsiteltynä tuottaa tavoitemuuttujaa ja kerroin a_{ij} paljonko ala tuottaa hyödykettä tai kuluttaa resurssia i . Rajoitteet voivat olla myös enintään-rajoitteita (\leq) tai yhtäsuuruusrajoitteita ($=$).

Populaation odotusarvon optimointi ei välttämättä riitä, mikäli epävarmuus populaation tulevasta kehityksestä on suuri. Esimerkiksi metsästyksen tai porokannan säätelyssä täytyy varautua myös keskimääräistä huonompiin vuosiin (esim. Virtala 1996, Kokko ym. 1997).

3.2 Epävarmuuden vaikutus

Yleinen LP-malli perustuu oletukseen, että sekä a -, b - että c -kertoimet ovat tunnettuja suureita. Jos tarkasteltavat tuotokset ovat biologisten prosessien tulosta, esimerkiksi puuston tilavuus tai lintupopulaation koko, tuotosarviot ovat kuitenkin aina epävarmoja. Tällöin saadaan optimoitaessa optimistisesti harhaisia tuloksia, eivätkä annetut rajoitteet välttämättä toteudu, jos epävarmuutta ei oteta laskelmissa huomioon. Kertoimien c ja a epävarmuus aiheuttaa optimistisia optimointituloksia, kertoimien a ja b epävarmuus taas aiheuttaa rajoitteiden toteutumattomuutta (Itami 1974, Pickens ja Dress 1988, Hof ym. 1988, Hobbs ja Hepenstal 1989, Pickens ym. 1991, Hof ja Pickens 1991, Hof ym. 1992). Kun tuotostiedot ovat epävarmoja, optimointitulokset ovat optimistisesti harhaisia millä tahansa muullakin optimointimenetelmällä (Kangas ja Kangas 1997).

Mikäli suunnittelussa käytetään tavoite- tai rajoittemuuttujina populaation elinvoimaisuutta, sen kynnyksarvoja tai riskiarviota, on muistettava että myös ne ovat epävarmoja. Riskistä voi olla useita erilaisia asiantuntija-arvioita, tai riskiarviolla voi olla jakauma. Tällöin täytyy ratkaista myös se, miten tähän epävarmuuteen suhtaudutaan. Yksi mahdollisuus olisi käyttää laskelmissa riskin odotusarvoa. Mahdollista olisi myös toimia konservatiivisuuseriaatteella, pessimistisimpien riskiarvioiden mukaan (McKelvey 1996). Koska kyse ei välttämättä ole päätöksentekijän riskistä, myös riskiinsuhtautumistavan valinta on monimutkaisempi kuin päätöksenteossa normaalisti.

Mikäli optimointitehtävän rajoitteena on esimerkiksi populaation säilyminen elinkykyisenä, on rajoitteiden toteutuminen tärkeää. Tässä tapauksessa voidaan käyttää menetelmää, jossa annettujen rajoitteiden tulee toteutua vähintään annetulla todennäköisyydellä. Tällöin mallin rajoitteet muutetaan muotoon (esim. Hof ja Pickens 1991)

$$P\left(\sum_{j=1}^n a_{ij}x_j \geq b_i\right) \geq \alpha_i$$

missä α_i kuvaa rajoitteen toteutumistodennäköisyyttä. Rajoitteena voi olla esimerkiksi kynnyksarvo (b_i), jolla populaation elinvoimaisuus säilyy, ja jonka

arvio on epävarma. Jos b_i :n jakauma tunnetaan (tai voidaan arvioida), saadaan populaation koko pysymään kynnyksarvon yläpuolella 90 %:n todennäköisyydellä antamalla uusi rajoitetaso \tilde{b}_i b_i :n kertymäfunktion 90 %:n pisteestä. Näin tehtävä saadaan deterministisen lineaarisen tehtävän muotoon, mutta rajoitteessa on ikäänkuin ”varmuusvara” epävarmuuden varalta (esim. Hof ja Pickens 1991, Haight ja Travis 1997).

Vastaavasti, mikäli epävarmuutta on kertoimissa a , eli siinä miten alueen puusto tai muut populaatiot reagoivat käsittelyihin, voidaan rajoitteiden toteutuminen annetulla todennäköisyydellä varmistaa lisäämällä varmuusvaraa. Mikäli kertoimet a oletetaan normaalisti jakautuneiksi, rajoite

$$\sum_{j=1}^n a_{ij}x_j \geq b_i$$

voidaan kuvata muodossa (Hof ym. 1992)

$$\sum_{j=1}^n a_{ij}x_j + \delta_i \sqrt{\sum_{j=1}^n \sum_{h=1}^n x_j x_h \sigma_{ijh}^2} \geq b_i$$

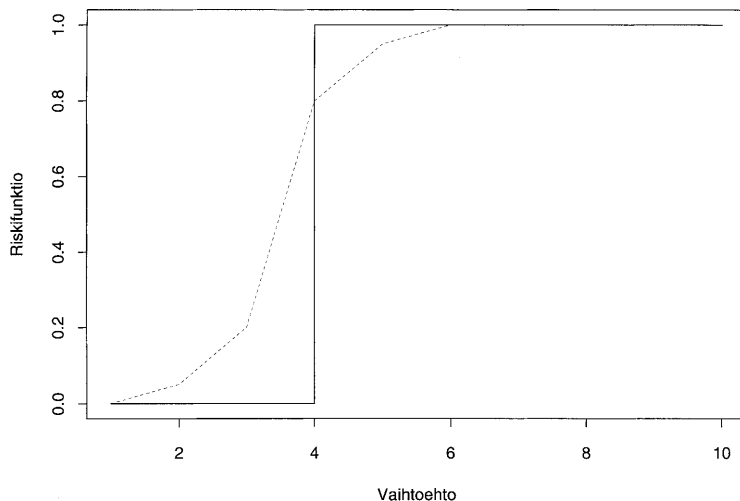
missä σ_{ijh}^2 on kertoimien a_{ij} ja a_{ih} kovarianssi ja δ_i on (kriittinen) arvo, jolla saavutetaan haluttu todennäköisyys eli standardinormaalijakauman kertymäfunktion arvo. Tämä formulointi seuraa siitä, että

$$\sum_{j=1}^n a_{ij}x_j$$

on normaalisti jakautuneiden muuttujien lineaarikombinaationa myös jakautunut normaalisti varianssilla

$$\sum_{h=1}^n \sum_{j=1}^n x_j x_h \sigma_{ijh}^2 .$$

Mikäli panokset/tuotokset i ovat riippumattomia toisistaan, useampiakin vastaavia rajoitteita voidaan formuloida. Mikäli riippumattomuutta ei voida olettaa, ei analyttistä ratkaisua kovin helposti saada. Tämä tehtävä on epälineaarinen optimointitehtävä, joka voidaan ratkaista joko simuloimalla (Pickens ym. 1991) tai ns. cutting plane -algoritmillä (Weintraub ja Abramovich 1995).



Kuva 4. Riskifunktio. Porrasmallinen funktio on esitetty yhtenäisellä viivalla ja sumea funktio katkoviivalla.

Mikäli rajoitteiden toteutuminen on erityisen tärkeää, voidaan tehtävä, jossa epävarmuutta on a - tai b -kertoimista kirjata muotoon

$$\max \lambda$$

ehdolla

$$\lambda \leq P\left(\sum_{j=1}^n a_{ij}x_j \geq b_i\right)$$

jolloin optimiratkaisu maksimoi rajoitteen toteutumistodennäköisyyden (Hof ja Pickens 1991, Hof ym. 1992).

Mikäli suunnitteluun käytetään sellaista menetelmää, jossa valinta tehdään hyötyfunktion avulla (esim. Pukkala ja Kangas 1993), ekologiset seikat voidaan sijoittaa päätöksentekijän hyötyfunktioon ulkoisena tekijänä tai ottaa ne suunnittelussa huomioon muulla tavalla. Riski voidaan ottaa huomioon esimerkiksi tekemällä riskianalyysi ennen optimointia, jolloin valittavia käsittelyjä voidaan ennalta rajoittaa riskien minimoimiseksi (esim. Burgman ym. 1994).

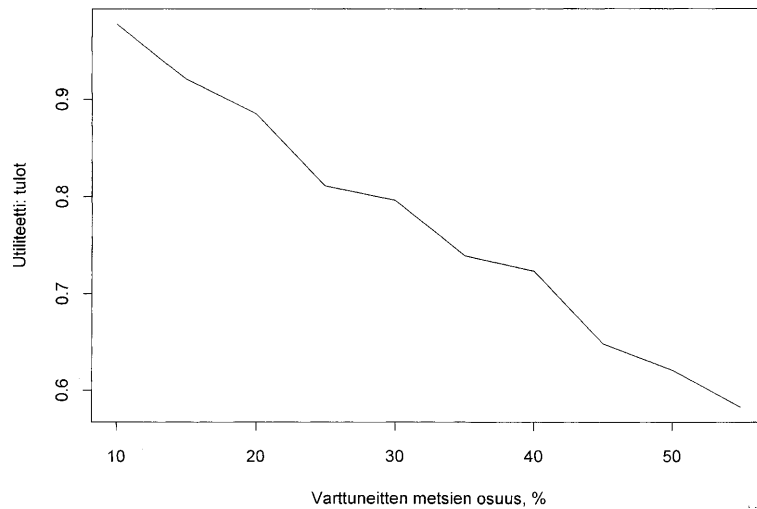
Mikäli ekologinen riski sijoitetaan päätöksentekijän hyötyfunktioon, se voidaan tehdä lisäämällä hyötymalliin riskiä kuvaava osahyötymalli, jonka

tuloksella kerrotaan päätöksentekijän oman hyötymallin tulos. Näin ekologinen riski käsitellään teknisesti hyötymallin multiplikatiivisena osana. Osahyötymallina voidaan käyttää esimerkiksi porrasmallista hyötyfunktio mallia, joka saa arvon nolla, kun ekologinen riski on liian suuri, ja yksi muulloin (kuva 4). Tällöin ekologinen riski vaikuttaa suunnitteluun rajoitteen tavoin, karsimalla liian riskialttiit vaihtoehdot.

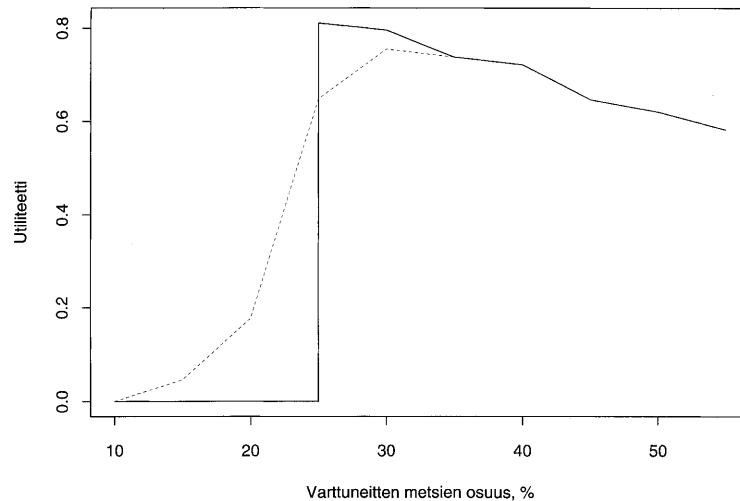
Jos kynnyсарvoista tai riskistä on epävarmuutta, voidaan porrasfunktio muotoilla ”sumeaksi” siten, että osahyötymallin tuottama hyöty alkaa kasvaa lievimmän kynnyсарvon arvion kohdalla ja nousee maksimiinsa vaativimman kynnyсарvon arvion kohdalla (kuva 4). Vaativin kynnyсарvo vastaa näin muotoiltuna optimointitehtävissä toisinaan sovellettua ns. aspiraatiotasoa (esim. Mykkänen 1995).

3.3 Esimerkki: ekologinen kynnyсарvo päätöksenteon rajoitteena

Esimerkissä kuvataan hypoteettinen tilanne kynnyсарvon käytöstä päätöksenteon rajoitteena. Päätöksentekijän hyödyn (U) oletetaan muodostuvan nettotulojen nykyarvosta. Suunnitelman ekologisen hyvyyden oletetaan riippuvan pelkästään vart-



Kuva 5. Tuotantomahdollisuuksien käyrä esimerkissä: taloudellisen hyödyn ja varttuneitten metsien osuuden tuotantosuhde.



Kuva 6. Hyöty riskifunktio huomioon otettaessa. Hyöty on kuvattu porasmallisen riskifunktion tapauksessa yhtenäisellä ja sumean riskifunktion tapauksessa katkoviivalla.

tuneitten metsien osuudesta suunnitelmakauden lopussa. Mitä suurempi tämä osuus on, sitä pienemmät ovat nettotulot suunnitelmakaudella (kuva 5).

Esimerkkilajina on tälläkin kertaa metso. Sille on pieniäpiirteisesti käsitellyssä maastossa arvioitu

ekologiseksi kynnysarvoksi noin 25 %:n varttuneitten metsien osuus (Rolstad ja Wegge 1989). Tässä pieniäpiirteisesti käsitelty maasto tarkoittaa, että varttuneiden metsien oletetaan sijoittuvan alueelle tasaisesti laikkuihin, jotka ovat metson päivittäistä

Taulukko 2. Kokonaishyödyn muodostuminen kahdella eri riskifunktiolla kun kokonaishyöty saadaan tulomuotoisella mallilla $U_{total} = UR$. Riskifunktion arvo perustuu alueelle jäävään varttuneitten metsien osuuteen.

Osuus, %	U tulot	R tarkka	R sumea	U _{total} tarkka	U _{total} sumea
10	0,987	0	0	0	0
15	0,921	0	0,05	0	0,046
20	0,885	0	0,2	0	0,177
25	0,811	1	0,8	0,811	0,649
30	0,796	1	0,95	0,796	0,756
35	0,739	1	1	0,739	0,739
40	0,723	1	1	0,723	0,723
45	0,648	1	1	0,648	0,648
50	0,621	1	1	0,621	0,621
55	0,583	1	1	0,583	0,583

liikkumisaluetta pienempiä. Tämä on metsien spatiaalista sijoittumista ajatellen yksinkertaistettu tilanne. Realistisemmat oletukset spatiaalisesta jakautumasta voidaan ottaa laskelmissa huomioon, kunhan ekologista tietoa saadaan riittävästi.

Päätöksenteossa otetaan huomioon myös kuvan 4 mukainen ekologisen kynnsarvon perusteella muodostettu riskifunktio (R). Lopullinen, riskin huomioonottava hyötyfunktio on tulomuotoinen funktio $U_{total} = UR$ (taulukko 2). Tässä yksinkertaisessa esimerkissä porrasmallisen kynnsarvon käyttö rajasi pois päätöksentekijän kannalta parhaat vaihtoehdot, eli ne, joissa oli suurimmat nettotulot. Valituksi tuli niistä vaihtoehdoista, joilla ekologinen kynnsarvo ylitettiin, se, jossa nettotulot olivat suurimmat (kuva 6).

Toisessa tarkastelussa muotoiltiin sumea riskifunktio, jossa metson todellinen kynnsarvo oletettiin olevan välillä 15–35 %. Sumean ekologista riskiä kuvaavan osahyötyfunktion tapauksessa tuli valituksi vaihtoehto, joka ei yltenyt vaativimman kynnsarvon tasolle (kuva 6). Tässä valinta johti kuitenkin ekologisesti varmempaan vaihtoehtoon (30 %:n varttuneitten metsien osuus) kuin porrasmallisen riskifunktion käyttö. Esimerkin tilanteessa ekologinen riski rajoitti mahdollisten päätösvaihtoehtojen joukkoa selkeästi. Mikäli päätöksentekijälle olisi oletettu muitakin tavoitteita kuin tulojen maksimointi, esimerkiksi virkistysarvot tai puuntuo-

tannollinen kestävyys, voisi käydä myös niin, ettei ekologinen riski rajaisi lainkaan päätöksentekoa, koska muut tavoitteet voisivat korreloida positiivisesti varttuneitten metsien osuuden kanssa.

4 Lopuksi

Jos populaatioekologiset näkökulmat halutaan integroida metsäsuunnitteluun, suunnittelussa tulisi samanaikaisesti pystyä tarkastelemaan sekä keskimääräistä populaation kokoa että lajien häviämiskä. Tavoitteena voi olla samanaikaisesti sekä optimoida populaation koko että minimoida riski. Ongelmana voi olla, että riskin minimoiva strategia yhdessä populaatiossa ei välttämättä ole sitä koko lajia ajatellen. Vielä ongelmallisempaa on, jos se, mikä on hyväksi yhdelle lajille, ei olekaan hyväksi toisille. Juuri näin asianlaita yleensä on.

Monimuotoisuuden suojelua metsäluonnossa ei pidä käsittää yksioikoisesti lajimäärän maksimoinniksi, etenkin kullakin kohdealueella erikseen. Esimerkiksi Hailan ym. (1994) mukaan ”Diversiteetin – monimuotoisuuden – lisääminen kaikilla tasoilla ei vastaa metsäluonnon suojelun tavoitteita. ... Tärkeintä olisi kaikilla tasoilla keskittyä niihin metsäluonnon ominaisuuksiin, jotka liittyvät suoraan lajien uhanalaistumiseen, ja pyrkiä metsänhoidon avulla vaikuttamaan näihin ominaisuuksiin myönteisesti.” Metsäsuunnittelussa tämä merkitsee luopumista biodiversiteetistä maksimoitavana suurena muutoin kuin valtakunnallisesti tai globaalisti. Tavoiteltavaksi voitaisiin sen asemesta asettaa ekologinen kestävyys määriteltynä todennäköisyydeksi, että kunkin alueen ja kaikkien lajien populaatiot säilyvät elinvoimaisina. Tällöinkin olisi perusteltua ulottaa populaatioekologiset tarkastelut vähintään tuhansien hehtaarien alueille hallinnollisista aluerajoista riippumatta, koska useiden lajien populaatioiden elinvoimaisuuteen vaikuttavat laajojenkin ympäröivien alueiden ominaisuudet.

Myös ekologisia riskejä on tarkasteltava laajemmilla alueilla kuin yksittäisillä metsätiloilla ja muilla pienalueilla. Pelkkä suunnittelu ei kuitenkaan vielä auta ekologisten riskien vähentämisessä, vaan vasta suunnitelman toteuttaminen. Muita metsäpoliti-

kan keinoja voitaisiin käyttää edesauttamaan ekologiset riskit huomioon ottavien suunnitelmien toteuttamista. Koska ekologinen riski on yhteiskunnallinen riski, ei vastuuta lajien säilymisestä voi säilyttää vain yksittäisille metsätalouden päätöksentekijöille. Metsäpolitiikan keinoin olisikin ehkä perusteltua kompensoida ekologisten riskien vähentämistä metsätaloudessa.

Monien populaatiodynamiikkaa kuvaavien mallien laadinnan ongelmana on empiirisen aineiston puute. Kun malleihin on vielä lisättävä metsien käsittelyn vaikutukset, monet parametreista joudutaan arvioimaan tai jopa arvaamaan. Kaikesta huolimatta populaatioekologisten mallien hyväksikäyttö metsäsuunnittelussa voisi olla hedelmällistä. Se tarjoaisi mahdollisuuden ainakin arvioida, miten eri käsittelyohjelmat vaikuttaisivat alueella elävien kasvi- ja eläinpopulaatioiden tulevaisuuteen.

Käytännön pullonkaula ekologisten riskien sisällyttämisessä metsäsuunnitteluun on lajikohtaisten mallien puute. Vain muutamista metsälajeista, lähinnä eräistä riistalajeista, on käytettävissä numeerisia malleja, joilla voidaan arvioida populaatioiden elinvoimaisuuksia metsäalueen ominaisuuksien funktiona (esim. Kurki ym. 1997). Ekologinen ja metsätieteellinen tutkimus tuottaa jatkuvasti lisää käyttökelpoisia arviointimalleja. Jos käytännön metsätalous näkee tärkeäksi ekologisten riskien hallinnan lajitasolla, voidaan mallipulaa helpottaa ekologiseen asiantuntemukseen perustuvilla mallinnustekniikoilla, jolloin mallien tuottaminen on huomattavan nopeaa, helppoa ja halpaa – joskin epäluotettavampaa – verrattuna empiiriseen tutkimukseen (Kangas ym. 1993, Alho ym. 1996, Kangas ja Mononen 1997).

Kaikenkattavaa lajien populaatiodynamiikan tai elinvoimaisuuden mallijoukkoa ei ole lähitulevaisuuden näköpiirissä. Toisaalta kaikkien mahdollisten lajien mallijoukko kasvaisikin helposti varsin monisäikeiseksi vyyhdiksi, jota ei pystyttäisi hallitsemaan millään suunnittelusysteemillä inhimillisestä aivokapasiteetista puhumattakaan. Käytännön yksinkertaistavana ratkaisuna olisi – ainakin aluksi – paikallaan keskittyä tarkastelemaan joitakin kulloisellakin kohdealueella esiintyviä harvinaisten lajien populaatioita tai indikaattorilajeja, joiden menestyminen voidaan tulkita enemmän tai vähemmän merkiksi muidenkin lajien elinvoimaisuudesta. Jo pel-

kästään joidenkin indikaattoreiksi kelpaavien harvinaisten lajien elinvoimaisuusarviot antaisivat arvokasta päätöstukea vaihtoehtoisten metsänkäsittelyjen ekologisista vaikutuksista. Yksinkertaisetkin arvioinnit olisivat opettavaisia ja lisäisivät ymmärrystä metsätalouden ja eliölajiston yhteyksistä, kunhan niihin sisältyvät epävarmuudet selvitetäisiin ja kuvattaisiin ymmärrettävällä tavalla.

Kiitokset

Tekijät kiittävät FT Sami Kurkea ja FK Sakari Mykrää sekä professori Harto Lindéniä ja käsikirjoituksen anonyymiä ennakkotarkastajaa varteen otetuista korjausehdotuksista.

Kirjallisuus

- Akçakaya, H.R., McCarthy, M.A. & Pearce, J.L. 1995. Linking landscape data with population viability analysis: management options for the helmeted honeyeater *Lichenostomus melanops cassidix*. *Biological Conservation* 73: 169–175.
- Alho, J., Kangas, J. & Kolehmainen, O. 1996. Uncertainty in expert predictions of the ecological consequences of forest plans. *Applied Statistics* 45: 1–14.
- Arrow, K.J. & Fisher, A.C. 1974. Environmental preservation, uncertainty and irreversibility. *The Quarterly Journal of Economics*: 312–319.
- Burgman, M.A., Ferson, S. & Akçakaya, H.R. 1993. Risk assessment in conservation biology. *Population and Community Biology Series 12*. Chapman & Hall. 314 s.
- , Church, R., Ferguson, I., Gijbers, R., Lau, A., Lindenmayer, D., Loyn, R., McCarthy, M. & Vanderberg, W. 1994. Wildlife planning using FORPLAN: a review and examples from Victorian forests. *Australian Forestry* 57: 1131–1140.
- Faucheux, S. & Froger, G. 1995. Decision making under environmental uncertainty. *Ecological Economics* 15: 29–42.
- Flather, C.H. & King, R.M. 1992. Evaluating performance of regional wildlife habitat models: implications to resource planning. *Journal of Environmental Management* 34: 31–46.

- Haight, R.G. & Travis, L.E. 1997. Wildlife conservation planning using stochastic optimization and importance sampling. *Forest Science* 43: 129–139.
- Haila, Y., Kouki, J., Niemelä, J. & Niemelä, P. 1994. Metsätalouden ekologiset vaikutukset borealisessa havumetsässä: tutkimustuloksista käytännön suosituksiin. Julkaisussa: Haila, Y., Niemelä, P. & Kouki, J. (toim.). *Metsätalouden ekologiset vaikutukset borealisessa havumetsässä*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 482. s. 7–17.
- Hanski, I. 1989. Metapopulation dynamics: does it help to have more of the same? *Trends in Ecology & Evolution* 4: 113–114.
- 1991. Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations. *Biological Journal of the Linnean Society* 42: 17–38.
- Harrison, S. & Quinn, J.F. 1989. Correlated environments and persistence of metapopulations. *Oikos* 56: 293–298.
- Helle, P., Wikman, M. & Lindén, H. 1997. Riistakolmioiden elokuun laskenta: metsäkanalinnut yllättävästi alamäkeen. *Metsästäjä* 5/1997: 8–49.
- Hobbs, B.F. & Hepenstal, A. 1989. Is optimization optimistically biased? *Water Resources Research* 25(2): 152–160.
- Hof, J.G. & Pickens, J.B. 1991. Chance-constrained and chance-maximizing mathematical programs in renewable resource management. *Forest Science* 37: 308–325.
- , Robinson, K.S. & Betters, D.R. 1988. Optimization with expected values of random yield coefficients in renewable resource linear programs. *Forest Science* 34: 634–646.
- , Kent, B.M. & Pickens, J.B. 1992. Chance constrained and chance maximization with random yield coefficients in renewable resource optimization. *Forest Science* 38: 305–323.
- Itami, H. 1974. Expected objective value of a stochastic linear program and the degree of uncertainty of parameters. *Management Science* 21(3): 291–301.
- Kangas, A. 1997. On the prediction bias and variance of long-term growth predictions. *Forest Ecology and Management* 96(3): 207–216.
- & Kangas, J. 1997. Mallit, ennusteet ja simulointi metsätalouden laskentajärjestelmissä. *Metsätieteen aikakauskirja* 3/1997: 389–404.
- Kangas, J. & Mononen, A. 1997. Ekologiseen asiantuntemukseen perustuvan numeerisen mallin tuottaminen metsäalueen biodiversiteetin arviointiin. *Metsätieteen aikakauskirja* 2/1997: 225–238.
- , Karsikko, J., Laasonen, L. & Pukkala, T. 1993. A method for estimating the suitability function of wildlife habitat for forest planning on the basis of expertise. *Silva Fennica* 27: 259–268.
- Kokko, H., Lindström, J. & Ranta, E. 1997. Risk analysis of hunting of seal populations in the Baltic. *Conservation Biology* 11(4): 917–927.
- Kurki, S., Nikula, A., Helle, P. & Lindén, H. 1997. The breeding success of grouse in fragmented boreal forest landscapes. *Käsikirjoitus*.
- Leskinen, P. & Kangas, J. 1997. Analysing uncertainties of interval judgment data in multiple-criteria evaluation of forest plans. *Käsikirjoitus*.
- Leslie, P.H. 1945. On the use of matrices in certain population mathematics. *Biometrika* 33: 183–212.
- Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15: 237–240.
- Lindén, H. 1981. Estimation of juvenile mortality in the capercaillie *Tetrao urogallus* and the black grouse *Tetrao tetrix*, from indirect evidence. *Finnish Game Research* 39: 36–51.
- 1996. *Metso*. Julkaisussa: Lindén, H., Hario, M. & Wikman, M. (toim.). *Riistan jäljillä*. s. 182–185.
- & Rajala, P. 1981. Fluctuations and long-term trends in the relative densities of tetraonid populations in Finland, 1964–77. *Finnish Game Research* 39: 13–34.
- Lindenmayer, D.B., Cunningham, R.B., Nix, H.A., Tanton, M.T. & Smith, A.P. 1991. Predicting the abundance of hollow-bearing trees in montane forests of southeastern Australia. *Forest Ecology and Management* 60: 77–104.
- McCarthy, M.A. & Burgman, M.A. 1995. Coping with uncertainty in forest wildlife planning. *Forest Ecology and Management* 74: 23–26.
- , Pearce, J.L. & Burgman, M.A. 1994. Use and abuse of wildlife models for determining habitat requirements of forest fauna. *Australian Forestry* 57: 82–85
- , Burgman, M.A. & Ferson, S. 1995. Sensitivity analysis for models of population viability. *Biological Conservation* 73: 93–100.
- McKelvey, R. 1996. Viability analysis of endangered species: a decision theoretic perspective. *Ecological Modelling* 92: 193–207.
- Metsäläki. Suomen säädöskokoelma 1996, n:o 1093.
- Ministerial conference on the protection of forests in Europe, 16–17 June 1993 in Helsinki. 1993. Documents. Ministry of Agriculture and Forestry of Finland, Conference Secretariat. 56 s.
- Mykkänen, R. 1995. Aspiration based utility functions in a planning model for timber flow management. *Acta Forestalia Fennica* 245. 66 s.

- Pickens, J.B. & Dress, P.E. 1988. Use of stochastic production coefficients in linear programming models: objective function distribution, feasibility, and dual activities. *Forest Science* 34(3): 574–591.
- , Hof, J.G. & Kent, B.M. 1991. Use of chance-constrained programming to account for stochastic variation in the A-matrix of large-scale linear programs. A forestry application. *Annals of Operations Research* 31: 511–526.
- Pukkala, T. & Kangas, J. 1993. A heuristic optimization method for forest planning and decision making. *Scandinavian Journal of Forest Research* 8: 560–570.
- & Kangas, J. 1996. A method for integrating risk and attitude toward risk into forest planning. *Forest Science* 42: 198–205.
- Reed, W.J. 1993. The decision to conserve or harvest old-growth forest. *Ecological Economics* 8: 45–69.
- Rolstad, J. & Wegge, P. 1989. Capercaillie Tetrao urogallus populations and modern forestry – a case for landscape ecological studies. *Finnish Game Research* 46: 43–52.
- Salwasser, H., Mealey, S.P. & Johnson, K. 1984. Wildlife population viability: a question of risk. *Trans. N. Amer. Wildl. and Natur. Resour. Conf.* 49: 421–439.
- Schaffer, M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *Bioscience* 31: 131–134.
- Taylor, R.J. & Haseler, M. 1993. Occurrence of potential nest trees and their use by birds in sclerophyll forest in north-east Tasmania. *Australian Forestry* 56: 165–171.
- UNCED. 1993. YK:n ympäristö- ja kehityskonferenssi, Rio de Janeiro 3.–14.6. 1992. Ympäristöministeriö & ulkoasiainministeriö. 239 s.
- Virtala, M. 1996. Harvesting a lichen-reindeer system in an uncertain environment. *Ecological Modelling* 89: 209–224.
- Weintraub, A. & Abramovich, A. 1995. Analysis of uncertainty of future timber yields in forest management. *Forest Science* 41: 217–234.

50 viitettä