

AGRICULTURAL
ECONOMICS
RESEARCH
INSTITUTE

Finland

Publications

LANTBRUKS-
EKONOMISKA
FORSKNINGS-
ANSTALTEN

Publikationer

Maatalouden ympäristö- ohjelma 1995–1999:n taloudellinen analyysi

Ympäristötukijärjestelmä ja
tulevaisuus
-tutkimuksen loppuraportti



JULKAISUJA 90

Maatalouden ympäristöohjelma 1995-1999:n taloudellinen analyysi

Ympäristötukijärjestelmä ja tulevaisuus
-tutkimuksen loppuraportti

MAATALOUDEN TALOUDELLINEN TUTKIMUSLAITOS
AGRICULTURAL ECONOMICS RESEARCH INSTITUTE, FINLAND
PUBLICATIONS 90

ISBN 951-687-037-6
ISSN 0788-5393

Vammalan Kirjapaino Oy 1999

Esipuhe

Maatalouden ympäristöohjelma 1995-1999:n tavoitteena on ollut pienentää ympäristöön ja erityisesti vesiin ja ilmaan kohdistuvaa kuormitusta, vähentää torjunta-aineista aiheutuvia haittoja, huolehtia luonnon monimuotoisuudesta sekä hoitaa maaseutumaisemaa. Lisäksi tavoitteena on ollut parantaa maan tuottokykyä sekä korvata ympäristönsuojelu- ja maisemanhoitotoimenpiteistä aiheutuvat kustannukset ja tulonmenetykset sekä turvata viljelijöiden toimeentuloedellytyksiä. EU:n ja Suomen yhteisesti rahoittama ympäristöohjelma on koostunut ympäristötuen perus- ja erityistuista sekä koulutuksen, neuvonnan ja kokeiluhankkeiden tuesta.

Käsillä olevassa Ympäristötukijärjestelmä ja tulevaisuus – tutkimuksen loppuraportissa arvioidaan ympäristötukea maatalouden ympäristövaikutusten ohjauksen välineenä, analysoidaan ympäristötuen vaikutuksia maatalojen talouteen ja tuotantopaneosten käytön intensiteettiin sekä tutkitaan ympäristötuen yhteiskunnallista kannattavuutta ravinnekuormituksen vähentäjänä. Tutkimuksella on ollut kiinteä yhteys maatalouden kestäväen kehityksen indikaattoreita analysoivaan EU:n LIFE-rahoitteiseen SUSAGRI-projektiin. Lisäksi tutkimuksessa on hyödynnetty eurooppalaisen ”Thematic network on CAP and environment” – tutkimusyhteistyön piirissä syntynyttä asiantuntemusta.

Tutkimuksen on rahoittanut maa- ja metsätalousministeriö Maatilatalouden kehittämisrahaston varoista. Tuloksia voidaan käyttää päättyvän maatalouden ympäristöohjelman arvioimisessa. Tutkimuslaitos toivoo, että raportista on hyötyä myös tulevien ympäristötukijärjestelmien suunnittelussa. Tätä varten tutkimuksessa on arvioitu tukijärjestelmään sisältyvien ohjaustoimenpiteiden kustannustehokkuutta ja kestäväen kehityksen mukaista sisältöä.

Maatalous nähdään yhä useammin monitoiminnollisena. Paitsi että se tuottaa raaka-ainetta teollisuutta varten, se myös ylläpitää ja kehittää maatalouteen liittyvää luonnonvaraperustaa, biodiversiteettiä ja maaseutumaisemaa. Tulevaisuudessa ympäristö- ja maaseutuhyödykkeiden tuotanto tullaankin todennäköisesti liittämään yhä kiinteämmin maatalouspoliittisiin tavoitteisiin. Korvausta vastaan viljelijä sitoutuisi kestäväen ympäristö- ja eläinystävälliseen tuotantotapaan sekä kulttuuriarvojen ja maaseutumaiseman ylläpitoon. Nyt raportoitavan tutkimuksen tuloksista on apua tulevan maatalouspolitiikan suunnittelussa, sillä monitoiminnollisen maatalouden tukeminen on lähtökohdiltaan samanlaista markkinattomien hyödykkeiden tuottamista kuin käytössä oleva ympäristötukijärjestelmäkin.

Nyt päättyvän tutkimuksen välillisenä tuloksena tutkimuslaitokseen on hankittu asiantuntemus ympäristötukijärjestelmän vaikutuksista niin yritys-, kansan- kuin yhteiskuntatalouteenkin. Ympäristöasioiden jatkuvasti lisääntyvä painoarvo takaa, että maatalouden ympäristötukijärjestelmien suunnitteluun ja seurantaan liittyvä tutkimus tulee säilymään MTTL:n keskeisenä tutkimuskohteena myös tulevina vuosina.

Helsingissä helmikuussa 1999

Jouko Sirén
ylijohtaja

Ilkka P. Laurila
vt. tutkimusjohtaja

Sisällysluettelo

Maatalouden ympäristövaikutusten ohjaaminen ympäristötuen avulla

Ville Vehkasalo, Jari Pentinmäki ja Jyrki Aakkula

1. Johdanto	7
2. Maatalouden ympäristöohjelma 1995-1999:n kuvaus	10
3. Julkisen vallan harjoittaman ohjauksen perusteista, mahdollisuuksista ja keinoista	12
4. Maatalouden ympäristövaikutusten optimointi täydellisen informaation vallitessa	19
5. Epätäydellisen ja epäsymmetrisen informaation merkitys maatalouden ympäristövaikutusten ohjauksessa	22
6. Ympäristötuen perustuki informaation talousteorian ja sopimusteorian näkökulmasta	28
7. Johtopäätökset maatalouden ympäristövaikutusten ohjauksen kehittämismahdollisuuksista	35
Kirjallisuus	38
Liite 1. Sakko riskineutraalin viljelijän tapauksessa	41

Ympäristötuen yhteiskunnallinen kannattavuus

Ville Vehkasalo

1. Johdanto	42
2. Kustannus-hyötyanalyysin perusteita	45
3. Ympäristötuki tulonsiirtona	53
4. Tuen vaikutukset maataloustuotantoon	54
5. Ympäristötuen tuottamat ympäristöhyödyt	61
6. Ympäristötukiehtojen aiheuttamat kustannukset maataloudessa	73
7. Johtopäätökset	74
Kirjallisuus	75

Maatalouden ympäristötuen perustuen merkitys maatalojen taloudelle

Kauko Koikkalainen, Kaisu Haataja ja Jyrki Aakkula

1. Johdanto	78
2. Ympäristötuen perustuen kustannusvaikutukset kokonaistasolla	81
3. Ympäristötuen perustuen merkitys maatilalla	96
4. Perustuen tuotto- ja kustannusvaikutukset viljelmämallien avulla laskettuna	99
5. Johtopäätökset	107
Kirjallisuus	111
Liite 1. Tuottojen ja kustannusten yksityiskohtainen erittely erällä viljelmämallilla	112
Liite 2. Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta: keskeisimpien viljelmämallien numeroarvot	118

Maatalouden ympäristöohjelma 1995-1999:n vaikutus keino- lannoitteiden käyttöön - ekonometrinen analyysi

Jukka Peltola

1. Johdanto	134
2. Ympäristötukijärjestelmä	136
3. Tilatason päätöksenteko	137
4. Keinolannoitteiden käytön lähihistoria	140
5. Keinolannoitteiden kysyntäanalyysi	145
6. Alueellinen analyysi	151
7. Johtopäätökset	154
Kirjallisuus	157
Liite 1. Alueellisen analyysin kertoimet ja testisuureet	158

Maatalouden ympäristövaikutusten ohjaaminen ympäristötuen avulla

Ville Vehkasalo, Jari Pentinmäki & Jyrki Aakkula

The Finnish agri-environmental programme: the implications of imperfect information

Abstract. The Finnish Agri-Environmental Programme (FAEP) is an example of voluntary environmental policy. This article reviews the theoretical background of a voluntary programme like the FAEP, and especially the effects of imperfect and asymmetric information on agri-environmental policy. The divergence of private and social input optima is the motivation for all environmental regulation, and the FAEP is not an exception. However, due to informational asymmetries, the first best social optimum cannot be reached. In addition, the standard agency problems of adverse selection and moral hazard are present when we use a voluntary environmental policy like the FAEP. While it may be true that by using voluntary policies the regulator can increase his information, the present system is too slow for this, if we consider other learning alternatives. A more auction-based contracting system would be more efficient in this respect. In general, we can not assert that a voluntary policy is more or less efficient than obligatory policies like input taxes. Redistributive or other social welfare goals are probably more important in Finnish agri-environmental policy choice than pure efficiency aspects.

Index words: agri-environmental policy, information, social welfare

1. Johdanto

Ympäristöasioiden merkitys on kasvanut suomalaisessa yhteiskunnassa voimakkaasti kahden viimeisen vuosikymmenen aikana. Vaikutusta on ollut sekä kotimaisilla että kansainvälisillä tekijöillä. Tiedotusvälineet ovat korostaneet maailmanlaajuisten ympäristöhaittojen olemassaoloa. Happamat sateet, kasvihuoneilmiö, biodiversiteetin tuhoutuminen ja erinäiset muut kestävästä kehitystä uhkaavat ilmiöt ovat tehokkaasti konkretisoineet ihmisen toimien kielteiset vaikutukset luontoon ja ympäristöön. Ympäristöasioihin liittyvän yleisen tiedontason noustes-

sa yhä useammat ovat havahtuneet huomaamaan myös paikallisia ja alueellisia ympäristöongelmia.

Maatalouden osalta julkinen huomio on erityisesti kiinnittynyt kotieläinten lannasta ja keinolannoitteista tulevien ravinnehuuhtoumien vesistöjen laatua heikentäviin vaikutuksiin kuten rehevöitymisen synnyttämään sinileväongelmaan. Tämä on puolestaan luonut tarpeen kehittää maatalouspoliittisia ohjaustoimenpiteitä sellaiseen suuntaan, että tuotanto-, tuki-, tulo- ja rakennepoliittisten tavoitteiden lisäksi huomioon otetaan myös ympäristölliset näkökohdat. Maatalouden ympäristöohjelma 1995-1999 on hyvä esimerkki tästä kehityksestä.

Ympäristöasioiden huomioon ottamisella on suomalaisessa maatalouspolitiikassa suhteellisen lyhyt perinne. Jossain määrin tavoitteellista maatalouden ympäristöpolitiikkaa on harjoitettu 1970-luvun alkupuolelta lähtien, jolloin julkaistiin ensimmäinen vesiensuojelun periaateohjelma soveltamisosineen (Vesihallitus 1974; Vesihallitus 1976). Vaikutuskeinot olivat alkuvaiheessa lähinnä tiedollista ohjausta, tuottajien moraalista suostuttelua ja maatalouden itsesäätelyn merkityksen korostamista. Päämääränä oli ennen kaikkea osoittaa, että maatalouselinkeinon sisälläkin reagoitiin maatalouden vesistökuormituksesta käynnistyneeseen keskusteluun (Jokinen 1995).

Ensimmäinen varsinainen viranomaisia velvoittava maatalouden ympäristötoimenpideohjelma syntyi vuonna 1988, jolloin julkaistiin vesiensuojelun tavoiteohjelma vuoteen 1995 (YM 1988). Siinä edellytettiin maataloudelta suhteellisesti samaa vesistökuormituksen vähennystä kuin muiltakin vesistöjä kuormittavilta toiminnoilta (Miettinen 1994). Hallitsevimpana piirteenä 1980-luvun jälkipuoliskon ja 1990-luvun alun maatalouden ympäristöpolitiikassa oli pyrkimys maataloustuotannon prosessien ja rakenteiden muuttamiseen (esimerkkeinä hyvät viljelymenetelmät ja ympäristöinvestointien tukeminen). 1990-luvun alussa maatalouden ympäristökeskustelussa korostui myös maatalouden rooli ympäristöpalveluiden tuottajana. Kaiken kaikkiaan maatalouden ympäristöpolitiikka haluttiin entistä selkeämmin kytkeä yleisen maatalouspolitiikan tavoitteisiin. Tätä kehitystä tukivat omalta osaltaan maatilahallinnon ympäristöohjelma (Maatilahallitus 1991) ja ehdotus maaseudun ympäristöohjelmaksi (YM 1992).

Maatalouden ympäristöpolitiikka on toistaiseksi huipentunut maatalouden ympäristöohjelma 1995-1999:än (MMM 1994). Sen sisältämä kokonaisuus ympäristötuen perus- ja erityistukineen sekä koulutus- ja kokeiluhanketukineen edustaa tähän mennessä kaikkein kattavinta maatalouden ympäristöpoliittista toimenpidettä. Laaja-alaisuudestaan huolimatta maatalouden ympäristöohjelmaan ei ole vapaa menneisyyden painolastista: siinä heijastuvat selvästi ne painotukset ja näkemykset, jotka ovat olleet tyypillisiä aiemmalle maatalouden ympäristöohjaukselle. Maatalouden ympäristöohjelmaa leimaa yhä ravinnehuuhtoumien hallintaa korostava vesiensuojelullinen näkökulma, vaikka myös torjunta-aine-, maisema- ja biodiversiteettikysymykset on nostettu esille. Ohjelmaan osallistumisen vapaaehtoisuus ja siihen liittyvät taloudelliset kannustimet jatka-

vat maatalouden aiemmalle ympäristöpolitiikalle tyypillistä pyrkimystä tavoitteiden saavuttamiseen suostuttelun ja itsesäätelyn kautta.

Varsin tyypillistä maatalouden ympäristöpolitiikalle on ollut lisäksi se, että ympäristöllisesti suuntautuneiden politiikkatoimenpiteiden sisältö on määritelty tulo- ja tuotantopoliittisten päämäärien ehdoilla. Tämä koskee myös maatalouden ympäristöohjelma 1995-1999:ä. Jos otetaan huomioon Suomen EU-jäsenyysneuvotteluihin kiinteästi liittyvät maatalouden ympäristöohjelman syntytahtumat, ei liene liioiteltua väittää, että yleinen maatalouspoliittinen eikä niinkään ympäristöllinen tarve määräsi ympäristötuen perustuen aluejaon ja tukitasot. Tästä huolimatta maatalouden ympäristöohjelma 1995-1999 on osoittautunut ympäristön kannalta hyödylliseksi, vaikka vielä tässä vaiheessa ei voida varmuudella arvioida ympäristötuen edellyttämien toimenpiteiden todellisia ympäristöllisiä vaikutuksia (ks. esim. Grönroos ym. 1998).

Koska maatalouden ympäristöohjelman keskeisimmän elementin eli ympäristötuen perustuen merkitys maatalouden ympäristöpoliittisena ohjauskeinona on todennäköisesti suurempi kuin minkään muun aiemmin toteutetun politiikkatoimenpiteen, tämän työn tarkoituksena on ennen kaikkea analysoida ympäristötuen perustuen olennaisimmat ohjauskeino-ominaisuudet. Työn ensimmäisenä tavoitteena on yhdistää julkishyödykkeiden ja ulkoisvaikutusten teoria, informaation talousteoriat ja sopimusteoria ympäristötukijärjestelmän ja muiden ohjaustoimenpiteiden käsitteellisen analyysin mahdollistavaksi teoriakokonaisuudeksi. Toisena tavoitteena on arvioida ympäristötuen perustuen toteutumiseen, toteuttamiseen ja kehittämiseen liittyviä keskeisiä tekijöitä kehitetyn teoriakokonaisuuden avulla.

Työn rakenne on seuraava. Toisessa luvussa esitellään lyhyesti maatalouden ympäristöohjelma 1995-1999:n tausta, tavoitteet, rakenne ja laajuus. Kolmannessa luvussa hahmotellaan perusta tarkastelussa sovellettavalle teoreettiselle viitekehyselle. Lähtökohtana on ulkoisvaikutus-julkishyödyketarkastelu, jonka avulla kartoitetaan käytettävissä olevat politiikkavaihtoehdot maatalouden ympäristövaikutusten hallinnassa. Tähän viitekehykseen sijoitetaan mm. sopimus pohjaiset ohjauskeinot, joista ympäristötuen perustuki on yksi esimerkki. Neljännessä luvussa esitetään, miten erilaiset ohjaustoimenpiteet suoriutuvat maatalouden ympäristövaikutusten optimoinnista täydellisen informaation vallitessa. Esimerkkinä käytetään ravinnehuuhtoumien kontrollointia. Viidennessä luvussa tarkastellaan epätäydellisen ja epäsymmetrisen informaation vaikutuksia eri ohjaustoimenpiteiden käytettävyyteen maatalouden ympäristövaikutusten hallinnassa. Kuudennessa luvussa analysoidaan ympäristötuen perustukea valtion ja viljelijän välisenä sopimuksena, jossa osapuolten käyttäytyminen määräytyy kunkin hallussa olevan informaation määrän ja luonteen mukaan. Seitsemännessä luvussa keskustellaan ympäristövaikutusten ohjaamisen kehittämismahdollisuuksista vapaaehtoisten sopimusjärjestelmien ja muiden ohjaustoimenpiteiden

avulla. Lisäksi tarkastellaan sitä, miten ympäristötuen perustukijärjestelmää tulisi kehittää, jotta se entistä paremmin vastaisi sille asetettuihin tavoitteisiin.

2. Maatalouden ympäristöohjelma 1995-1999:n kuvaus

Euroopan unionin yhteisen maatalouspolitiikan merkittävin maataloustuotannon ja ympäristön väliseen suhteeseen liittyvä yksittäinen säädös on vuodelta 1992 peräisin oleva ETY-asetus 2078/92. Sen tarkoituksena on ollut ohjata viljelijöitä ympäristöystävällisten tuotantomenetelmien käyttöönottoon. Asetuksen päätaivoitteita ovat olleet vuoden 1992 maatalouspolitiikkauudistuksen esittelemien markkinajärjestelmämuutosten tukeminen, EU:n maataloutta ja ympäristöä koskevien tavoitteiden edistäminen ja maanviljelijöiden kohtuullisen tulotason turvaaminen. Käytännön tasolla eri EU-maissa toteutetut, ETY-asetus 2078/92:n mukaiset ympäristöohjelmat ovat poikenneet toisistaan suurestikin. Ne ovat voineet olla kansallisia, alueellisia tai jopa paikallisia. Yhteistä on ollut kuitenkin se, että kaikkiin ympäristöohjelmiin osallistuminen on ollut viljelijöille vapaaehtoista (Euroopan yhteisöjen komissio 1997). Uusissa EU-jäsenmaissa (Itävalta, Ruotsi ja Suomi) ympäristöohjelmia sovelletaan muita jäsenmaita laajemmassa mittakaavassa. Suomen maatalouden ympäristöohjelma 1995-1999:ssä painottuu erityisesti vesistöihin kohdistuvien ravinnepäästöjen vähentäminen. Huomiota kiinnitetään myös torjunta-aineiden aiheuttamien haittojen vähentämiseen, luonnon monimuotoisuudesta huolehtimiseen ja maaseutumaiseman hoitoon.

2.1. Ympäristöohjelman rakenne

Maatalouden ympäristöohjelma 1995-1999 rakentuu ympäristötuen perustuesta ja erityistuista sekä neuvonnan ja koulutus- ja esimerkkihankkeiden tuesta. Ympäristötuen perustuki on yleinen tukimuoto, jota maksetaan kaikille valtion kanssa perustukisopimuksen tehneille viljelijöille. Sopimuksen perusteella maksettavat tukisummat ovat riippuvaisia tukialueesta ja viljellystä kasvista. Hehtaarikohittaiset tukitasot on esitetty taulukossa 1.

Maksettu perustuki on korkeimmillaan Etelä-Suomessa A-tukialueella ja alenee pohjoiseen mentäessä. Tuen maksuperusteena ovat perustukisopimuksen ehtojen täyttämisestä aiheutuvat kustannukset ja tulonmenetykset. Lisäksi tukeen voi sisältyä kannustinosuus. Perustukisitoumuksen tekevän viljelijän on toteutettava viisivuotisen sopimuskauden ajan perustuen ehtoja, jotka pääpiirteittäin ovat (ks. tarkemmin MMM 1996):

1. Tilalle laaditaan maatilan ympäristöhoito-ohjelma.
2. Lannoituksessa noudatetaan tukiehdossa asetettuja rajoitteita.

3. Lannan varastointi hyväksyttävällä tavalla.
4. Vesistöjen, valtaojien, purojen ja kaivojen ympärille perustetaan suojakais-
tat.
5. A- ja B-tukialueilla 30 % pelloista pidetään kasvipeitteisinä tai kevennetysti
muokattuina talvikauden aikana.
6. Viljelymaisemaa hoidetaan ja sen luonnonmukaisuutta pidetään yllä.
7. Torjunta-aineiden käyttöä tilalla tarkennetaan (torjunta-aineiden levitys
testatulla kalustolla käyttäjäkoulutuksen saaneen henkilön suorittamana).

Taulukko 1. Ympäristötuen perustuki mk/ha tukialueittain ja kasveittain.

Kasvi	Tukialue, tuki mk/ha			
	A	B	C1	C2-C4
Viljakasvit, herne, öljykasvit, tärkkelysperuna	1 053	597	400	253
Nurmi, muut peltoviljelykasvit	1 727	850	850	850
Yksivuotiset puutarhakasvit	1 727	1 727	1 727	1 727
Monivuotiset puutarhakasvit	4 409	4 409	4 409	4 409

Lähde: MMM 1996

Ympäristötuen erityistuella pyritään edistämään sellaisia ympäristöön myönteisesti vaikuttavia toimenpiteitä, joilla on suurta paikallista ympäristöllistä merkitystä. Erityistukea on suunnattu luomutuotantoa, suojavyöhykkeitä, valumavesien käsittelyä, lannan käytön tehostamista, maiseman ylläpitämistä, luonnon monimuotoisuuden edistämistä, maataloustuotannon laajaperäistämistä ja alkupe-
räisrotujen kasvatusta koskeviin sopimuksiin (MMM 1996). Erityistuen maksu-
rusteena ovat ennen kaikkea hankekohtaiset toteuttamiskustannukset. Erityis-
tuen saamisen edellytyksenä on pääsääntöisesti perustukisopimus. Erityistuki-
muodoista merkittävimmäksi on noussut luonnonmukaisen tuotannon tuki.

Neuvontaan ja koulutukseen kohdennetun tuen avulla viljelijöitä ohjataan
sellaisten tuotantomenetelmien ja -tekniikoiden käyttöön, jotka edesauttavat maa-
tilan ympäristöhoitotoimien kehittämistä. Kokeiluhanketuki on puolestaan tarkoi-
tettu edistämään kestävästä kehitystä tukevien tutkimustulosten soveltamista ja
käyttöönottoa. Lisäksi tavoitteena on lisätä tilojen välistä ympäristöllistä yhteis-
työtä (MMM 1998a). Kokeiluhanketukea saavalla hankkeella on esittäytymis-
velvollisuus, mikä mahdollistaa muiden asiasta kiinnostuneiden viljelijöiden
tutustumisen siihen.

2.2. Ympäristöohjelman rahoitus ja laajuus

Maatalouden ympäristöohjelma 1995-1999:n toteutukseen käytettävistä varoista
valtaosa ohjataan perustukeen. Ohjelman rahoituksesta vastaavat EU ja Suomen

valtio, joista kumpikin maksaa 50 % osuuden. Taulukossa 2 on eritelty vuoteen 1998 saakka maatalouden ympäristöohjelman toteutukseen käytetyt varat tukimuodoittain. Kasvi- ja aluekohtaiset tukitasot ovat kiinteät, mutta vuosittain maksettava kokonaissumma määräytyy lopullisesti sen perusteella, mitä viljelykasvi- valintoja viljelijät ovat kullakin tukialueella tehneet. Suomen EU-liittymis- sopimuksessa maatalouden ympäristöohjelman maksimikustannukseksi sovittiin vuositasolla n. 1,58 mrd. mk (n. 270 milj. ECU). Kesällä 1997 käydyissä neuvotteluissa tukivaroihin neuvoteltiin lähes 120 milj. markan lisäys, joka käytän- nössä suunnattiin ympäristötuen erityistukien rahoitukseen.

Taulukko 2. Maatalouden ympäristöohjelman 1995-1999 määrärahojen käyttö (milj. mk) eri tukimuotoihin.

	1995*	1996*	1997*	1998**
Perustuki	1 330	1 366	1 372	1 411
Eryytistukisopimukset	76	150	195	223
Koulutus, neuvonta, kokeiluhankkeet	5	62	68	17
Yhteensä	1 411	1 578	1 635	1 756

Lähde: *MMM 1998a, **MMM1998b

Erityisesti ympäristötuen perustuen vastaanotto on ollut hyvä suomalaisten viljelijöiden keskuudessa. Tätä kuvaa perustukisopimuksen tehneiden viljelijöiden runsas lukumäärä ja perustukisopimusten alaisen viljelypinta-alan laajuus. Vuoden 1997 loppuun mennessä perustukisopimuksia oli tehty yhteensä noin 78 000 kpl, ja niiden piirissä oli peltoa 1 875 000 hehtaaria, mikä vastaa yli 90 % viljelyalasta.

Erityistuista luonnonmukaisen tuotannon tuen piirissä oli vuonna 1997 yhteensä 99 000 hehtaaria. Muiden erityistukimuotojen suosio on sen sijaan jäänyt odotettua vähäisemmäksi, mihin osasyynä on ollut käytettävissä olevien määrärahojen niukkuus (MMM 1998a). On kuitenkin otettava huomioon, että osaan erityistukisopimuksista kohdistunut odotettua pienempi mielenkiinto on voinut osaltaan johtua myös uuden järjestelmän omaksumiseen väistämättä liittyvästä viipeestä ja alkukangertelusta erityistukien markkinoinnissa.

3. Julkisen vallan harjoittaman ohjauksen perusteista, mahdollisuuksista ja keinoista

Täydellisesti toimivilla markkinoilla ei tarvita lainkaan julkisen vallan puuttu- mista tuotanto- tai kulutuspäätöksiin, jos oletetaan, että taloudellisesti tehokas resurssien kohdentaminen on myös yhteiskunnallisen oikeudenmukaisuuden ja

muiden yhteiskunnallisten tavoitteiden kannalta suotavin päämäärä. Tällöin julkisen vallan ainoa tehtävä on huolehtia markkinoiden tarvitsemien yhteiskunnallisten perusrakenteiden olemassaolosta. Halutessaan julkinen valta voisi toki käyttää könttäsumatulonsiirtoja, mikäli resurssien alkuperäinen jakauma tuotaisi sen mielestä epähaluttavan tulonjaon.

Todellisuudessa tilanne on kuitenkin toinen. Markkinat eivät toimi täydellisesti, ja taloudellisesti tehokas resurssien kohdentaminen ei suinkaan ole yhteiskuntapolitiikan ainoa päämäärä. Näin ollen tilaa jää myös julkisen vallan toiminnalle, jolla on nykyisin suuri painoarvo mm. ympäristökysymyksissä. Kaikilla yhteiskunnan sektoreilla on viime vuosina havahduttu huomaamaan ihmisen toiminnasta aiheutuvat ympäristövaikutukset, jotka ovat voittopuolisesti olleet haitallisia. Niiden hallinta markkinoiden keinoin on osoittautunut vaikeaksi, ja siksi on yhä enenevässä määrin katsottu tarpeelliseksi julkisen vallan asioihin puuttuminen.

3.1. Omistusoikeuksien, julkishyödykkeiden ja ulkoisvaikutusten käsitteet

Taloustieteilijöiden tai muiden yhteiskuntatieteilijöiden keskuudessa ei suinkaan vallitse yksimielisyyttä siitä, mikä julkisen vallan roolin tulisi olla ympäristöresurssien hyödyntämisessä. Jossain määrin samaa mieltä ollaan sen sijaan siitä, että ympäristöasioiden vaikea hallittavuus juontaa juurensa ympäristöresurssien omistusoikeuksien puutteelliseen määrittelyyn. Jotta vaihdanta markkinoilla toimisi, jokaisen ympäristöresurssin ja muun voimavaran omistus pitäisi pystyä kohdentamaan jollekin potentiaaliselle markkinaosapuolelle. Lisäksi kaikkien resurssien omistusoikeus tulisi pystyä uskottavasti varmistamaan kaikissa olosuhteissa.

Puutteellisesti määritettyjen omistusoikeuksien aiheuttamia ongelmia voidaan analysoida julkishyödykkeiden ja ulkoisvaikutusten käsitteiden avulla. Aidolle julkishyödykkeelle on tyypillistä, että sen hyödyntäminen ei vähennä kenenkään muun hyödyntämismahdollisuuksia ja että ketään ei voida estää sitä hyödyntämästä (Randall 1987). Käytännössä useimmilla maatalouden harjoittamiseen liittyvillä ympäristöhyödykkeillä on julkishyödykepiirteitä, mutta ne eivät kuitenkaan yleensä ole aitoja julkishyödykkeitä, koska tietyn rajan jälkeen niiden hyödyntämisen rajakustannus kasvaa nollaa suuremmaksi. Toinen tyypillinen ympäristöhyödykkeisiin liittyvä ongelma on nk. vapaamatkustaminen. Tällöin joku hyödyntää ympäristöhyödykettä ilman, että osallistuu sen tuottamisesta tai ylläpidosta aiheutuviin kustannuksiin. Seurauksena on alioptimaalinen määrä ympäristöhyödykettä, koska markkinat eivät ilmaiskäytön takia saa signaalia ympäristöhyödykkeeseen liittyvästä todellisesta maksuhalukkuudesta.

Ulkoisvaikutukset ovat puolestaan positiivisia tai negatiivisia hyödykkeiden tuotannon tai kulutuksen jollekin yhteiskunnan toimijalle aiheuttamia hyvinvoin-

ninmuutoksia, joiden arvo ei syystä tai toisesta tule sisällytetyksi markkinahin-toihin. Lisäksi yleensä oletetaan, että ulkoisvaikutukset eivät ole tietoisien toi-minnan tulosta vaan syntyvät tuotannon tai kulutuksen tahattomana sivutuotteena. Ulkoisvaikutukset ja julkishyödykkeet voidaan mieltää saman taloudellisen kokonaisuuden osiksi. Hanleyn (1991) mukaan ulkoisvaikutus on hyöty/haitta-virta, joka vaikuttaa julkishyödykkeen eli varannon arvoon. Voidaan esimerkiki- si ajatella, että ympäristötuen perustuen ehtojen toteuttaminen aiheuttaa positiivisia ulkoisvaikutuksia eli hyötyvirtoja, jotka parantavat julkishyödykkeen eli maaseutuympäristön laatua ja sitä kautta lisäävät myös sen arvoa. Tällaisia positiivisia ulkoisvaikutuksia voivat olla ravinnehuuhtoumien pieneneminen ja biodiversiteetin lisääntyminen.

Sekä julkishyödykkeiden että ulkoisvaikutusten olemassaolo johtuu selvästi- kin siitä, että niihin liittyviä omistusoikeuksia ei pystytä joko yksiselitteisesti määrittelemään tai uskottavasti voimaansaattamaan ja valvomaan. Niinpä esim. maataloudellisille toimijoille saattaa muodostua mahdollisuus käyttää julkis- hyödykeluontoisia ympäristöresursseja hyväksi ilman asianmukaista korvausta. Tämä vaikuttaa kielteisesti markkinoiden kykyyn kohdentaa maatalouden har- joittamiseen liittyviä ympäristöresursseja tehokkaasti, koska markkinat eivät tällöin saa oikeaa hinta- ja määrainformaatiota toimintansa taustaksi. Lopputu- loksena on helposti tilanne, jossa maatalous tuottaa liian vähän positiivisia ympäristövaikutuksia ja liian paljon negatiivisia ympäristövaikutuksia.

Talusteoreettisessa mielessä ympäristövaikutuksiin liittyvä ulkoisvaikutusten sisäistäminen ja julkishyödykkeiden yhteiskunnallisesti optimaalisen määrän tuottaminen on toteutettavissa kahden toisistaan eroavan lähestymistavan avul- la. Voidaan soveltaa joko keskitettyä ratkaisua (pigoulainen vaihtoehto) tai markkinaratkaisua (coaselainen vaihtoehto) (ks. esim. Pearce ja Turner 1990).

Keskitetyssä vaihtoehdossa yhteiskunta tavalla tai toisella määrittää ympäristö- vaikutuksen sisäistämiseen liittyvän potentiaalisen hyvinvoinnin muutoksen. Esi- merkiksi tästä käy maataloustuotannon aiheuttaman negatiivisen ympäristö- vaikutuksen eli ravinnehuuhtoumien vähentämiseksi asetettava lannoitevero, joka lisätään lannoitepanoksen hintaan. Tällöin lannoitteen käyttö vähenee, mikä luonnollisesti pienentää myös tuotettua tuotemäärää. Mikäli lannoitevero on oikein asetettu, saavutetaan uusi markkinatasapaino, joka on yhteiskunnan kan- nalta alkutilannetta optimaalisempi. Tällöin vähentyneiden ravinnehuuhtoumien tuottamat yhteiskunnalliset hyödyt muodostuvat suuremmiksi kuin tuotannon alenemisesta aiheutuneet yhteiskunnalliset haitat.

Markkinaratkaisuvaihtoehdossa ympäristövaikutuksen sisäistämisestä kiinnos- tuneet ihmiset luovat markkinat, joilla eri osapuolet pyrkivät pääsemään yhteisym- märryksen tarvittavista toimenpiteistä. Niinpä esim. kielteisestä ympäristövai- kutuksesta kärsivät maksavat kielteisen ympäristövaikutuksen aiheuttajalle, jot- ta tämä vähentäisi haittaavaa toimintaansa. Tällä tavalla löytyy lopulta markkina-

tasapaino, jossa tuotetun kielteisen ympäristövaikutuksen määrä asettuu yhteiskunnan kannalta optimaaliselle tasolle.

Kuvattujen perusratkaisujen olennaisin ero on julkiselle vallalle annettussa tehtävässä. Markkinavaihtoehdossa julkisen vallan tehtävänä on markkinoiden toimintaa säätelevien instituutioiden muuttaminen siten, että ympäristövaikutuksesta käytävä kaupankäynti mahdollistuu eri osapuolien välillä. Osapuolet ratkaisevat tämän jälkeen itse, mikä on heidän kannaltaan optimaalinen ympäristövaikutuksen määrä. Keskitetyssä ratkaisussa julkinen valta arvottaa ympäristövaikutukseen liittyvät potentiaaliset hyvinvointimuutokset ja ryhtyy itse markkinaosapuoleksi ottaessaan käyttöön ympäristöohjauskeinon, jolla on tarkoitus vaikuttaa ohjauksen kohteen tavoitefunktioon siten, että julkisen vallan valitsemat ja asettamat hyvinvointitavoitteet toteutuvat.

Omistusoikeuksien määrittelyyn ja valvontaan liittyvät puutteellisuudet aiheuttavat sen, että sekä markkinoiden että julkisen vallan toimintamahdollisuudet jäävät rajallisiksi. Markkinat eivät kykene taloudellisesti tehokkaaseen vaihdantaan kaikilla hyödykkeillä, ja julkinen valta ei markkinaosallisen roolissa kykene arvottamaan oikein kaikkia ympäristövaikutuksia. Siksi onkin todennäköistä, että maatalouden ympäristövaikutusten hallinta onnistuu parhaiten, mikäli sovelletaan sekä keskitettyyn että markkinaratkaisuun pohjautuvia politiikkatoimenpiteitä. Seuraavassa tarkastellaan kuitenkin julkisen vallan harjoittamia, keskitetyn ratkaisun mukaisia ohjaustoimenpiteitä, koska markkinaratkaisua edistävät politiikkatoimenpiteet ovat kontekstisidonnaisia ja edellyttävät tapaus- ja ongelmakohtaista institutionaalisen toimintaympäristön kuvausta ja analyysiä.

3.2. Ympäristöohjauskeinojen jaottelua

Maataloustuotannon aiheuttamien ympäristövaikutusten hallinnan suurin käytännön vaikeus liittyy niiden erityisluonteeseen. Merkittävin ympäristövaikutus eli vesistöihin kohdistuva ravinnehuuhtouma on tyypiltään hajakuormitusta. Tällöin ei voida luotettavasti mitata, mikä on yksittäisen maatilan osuus vesistön kokonaiskuormituksesta. Käytännössä tämä rajoittaa soveltamiskelpoisten politiikkatoimenpiteiden joukkoa, koska toimenpidettä ei voida kohdistaa suoraan ympäristövaikutuksen määrään, vaan toimenpide on kohdennettava epäsuorasti joko maataloudellisen tuotantoprosessin lopputuotteeseen tai tuotantopanokseen. Sama mittaamisen ja kohdentamisen vaikeus pätee monien muidenkin maatalouden ympäristövaikutusten suhteen: myös biodiversiteetin ja maiseman osalta on vaikea osoittaa, mikä on yksittäisen viljelijän tai maatilan osuus kokonaisvaikutuksesta.

Keskitettyä ratkaisua palvelevat ohjaustoimenpiteet voidaan jaotella määräys- ja sopimus pohjaiseen ohjaukseen. Määräyspohjaista ohjausta käytettäessä julkinen valta päättää yksipuolisesti, keihin se kohdistaa ohjaustoimenpiteen ja mikä on ohjaustoimenpiteen sisältö. Tuore esimerkki määräyspohjaisesta ohjauk-

sesta on nitraattidirektiivi, joka määrittelee tyypilannoituksen sallitut enimmäisrajat. Sopimus pohjainen ohjaus perustuu puolestaan julkisen vallan ja ohjauksen kohteen väliseen sopimukseen, jossa määritellään kummankin osapuolen oikeudet ja velvollisuudet sekä sopimuksen rikkomisesta aiheutuvat seuraamukset. Maatalouden ympäristötuki on esimerkki sopimus pohjaisesta ohjauksesta, jossa taloudellisen kannustimen eli tuen avulla viljelijä sitoutetaan harjoittamaan maaseutu ympäristön laatua parantavia viljelytoimenpiteitä.

Julkisen vallan suorittama keskitetty ohjaus jaetaan usein hinta-, määrä- ja tiedolliseen ohjaukseen (OECD 1992). Hintaohjausta kutsutaan myös taloudelliseksi ohjaukseksi ja määräohjausta hallinnolliseksi ohjaukseksi. On vaikea antaa tarkkoja määritelmiä eri ohjaustyypeille, mutta hintaohjauksen voidaan katsoa olevan kysymyksessä silloin, kun jonkin tuotteen tuotanto- tai kulutusprosessiin liittyvän ympäristövaikutusyksikön, tuoteyksikön tai tuotannontekijäyksikön muodostumiseen tai käyttöön vaikutetaan sen hintaa tai varjohintaa muuttavalla tuella, verolla tai maksulla. Määräohjaus on puolestaan kyseessä silloin, kun jonkin tuotteen tuotanto- tai kulutusprosessiin liittyvän ympäristövaikutusyksikön, tuoteyksikön tai tuotannontekijäyksikön muodostumista tai käyttöä säätelee hallinnollisin tai lainsäädännöllisin keinoin asetettu määrällinen rajoite. Tiedollisessa ohjauksessa pyritään tiedon lisäämisen avulla vaikuttamaan ohjauksen kohteen tuotanto- tai kulutusprosessiin siten, että saadaan aikaan halutun suuntainen muutos joko ympäristövaikutusyksikköjen, tuoteyksikköjen tai tuotannontekijäyksikköjen osalta.

Hintaohjauksessa luotetaan markkinoiden toimivuuteen. Muutos jonkun tuotanto- tai kulutusprosessin osatekijän hinnassa tuottaa markkinoille uuden tasapainotilan. Jos käytetty hintaohjauksen muoto toimii niin kuin on haluttu, uudessa tasapainotilassa tavoitellun ympäristövaikutuksen määrä on lähempänä asetettua päämäärää kuin alkuperäisessä tasapainotilassa. Ongelmana on se, että asetettuun päämäärään pääseminen vaatii varsin tarkkaa tietoa siitä, miten markkinat reagoivat käytettyyn hintaohjauksen muotoon. Maataloudessa käytetystä hintaohjauksesta voidaan esimerkkinä mainita kiinteämaksuinen lannoitevero. Sitä sovellettaessa lannoitteen käyttäjä joutuu maksamaan tietyn kiinteän verosumman jokaisesta käyttämästään ravinnekilosta, minkä seurauksena optimaalinen lannoitteen käyttömäärä yleensä alenee. Lannoiteveron tehokkuus on kuitenkin riippuvainen lannoitteiden kysynnän hintajousta. Useiden tutkimusten mukaan lannoitteiden kysynnän hintajousto on niin alhainen, että lannoiteveron tulee olla erittäin korkea, mikäli sillä halutaan saada aikaan merkittävä vähenys lannoitteiden käytössä (ks. esim. Bonnieux ja Rainelli 1988).

Määräohjauksella voidaan ainakin teoriassa saavuttaa asetettu ympäristövaikutuspäämäärä varmemmin, koska hallinnollisesti asetettava määrärajoite ilmaisee kullekin ohjauksen kohteelle sallitun maksimi- tai minimitoiminnan tason. Näin ollen voidaan helposti määritellä esim. enimmäisraja tietyn viljelykasvin tuotannossa käytetyille lannoitteille. Määrärajoitteiden käyttäminen on kuitenkin

kin yleensä hallinnollisesti hankalampaa kuin hintaohjaus ja voi aiheuttaa eriarvoisuutta tilojen kesken, mikäli määrärajoitteet eivät ole tasapuolisesti asetetut suhteessa maalajeihin ja viljelykasveihin (Sumelius 1994).

Tiedollinen ohjaus eroaa käytännön tasolla hinta- ja määräohjauksesta siinä, että ohjauksen kohteen reagointia ohjaustoimenpiteeseen on paljon vaikeampi ennustaa. Tästä syystä tiedollisessa ohjauksessa ei tavallisesti pyritä kovin tarkasti määriteltyihin tavoitteisiin ympäristövaikutusten muutoksen osalta. Tiedollisessa ohjauksessa vaikuttaminen ohjauksen kohteeseen perustuu tiedon lisäämiseen ohjauksen kohteen oman toiminnan ympäristö- ja muista vaikutuksista (Pirttijärvi 1998). Tiedon lisääntyminen voi vaikuttaa toimintaan joko tuotantotaloudellisten seikkojen tai arvoperusteiden kautta. Esimerkiksi tiedottaminen sellaisesta uudesta tuotantoteknisestä innovaatiosta, joka samalla vähentää sekä haitallisia ympäristövaikutuksia että parantaa ohjauksen kohteen taloudellista tulosta, johtaa mitä todennäköisimmin tuotantotavan muutokseen tuotantotaloudellisista kannattavuussyistä. Toinen vaihtoehto on, että ohjauksen kohde saa lisätietoa oman toimintansa positiivisista tai negatiivisista ympäristövaikutuksista ja haluaa sen takia muuttaa toimintaansa, vaikka se ei olisikaan yritystaloudellisesti kannattavaa. Tällöin toiminnan muutos on arvoperusteista.

Teoreettisella tasolla olennaisin ero hinta- ja määräohjauksen ja tiedollisen ohjauksen välillä tulee kuvatuksi juuri arvoperusteisen toiminnan muutoksen kautta. Hinta- ja määräohjauksen tapauksessa sisäänrakennettu oletus on, että ohjauksen kohteella on tavoitefunktio, jonka arvoa tämä pyrkii maksimoimaan suhteessa ohjaustoimenpiteiden ja muiden ulkoisten tekijöiden asettamiin rajoitteisiin. Yritystason analyysissä ohjauksen kohteen tavoitefunktioksi oletetaan yleensä voittofunktio. Myös tiedollisessa ohjauksessa voidaan tavoitefunktioksi olettaa voittofunktio, jolloin ohjauksen kohteen toimintaan vaikuttaminen onnistuu parhaiten tuotantotaloudellisesti merkityksellisen informaation avulla. Jos tiedollista ohjausta sen sijaan käytetään arvoperusteisen muutoksen aikaansaamiseen, niin silloin kyseessä pyrkimys muuttaa ohjauksen kohteen tavoitefunktion olemusta. Toisin sanoen tiedollisen ohjauksen avulla aiheutettu arvoperusteinen muutos ohjauksen kohteen toiminnassa merkitsee uuden tavoitefunktion syntyä.

3.3. Informaation rooli ympäristöohjauksessa

Käytännön tasolla ohjauksen onnistumiseen vaikuttaa suuresti eri osapuolien hallussa olevan informaation määrä ja laatu. On esimerkiksi selvää, että mitä enemmän tuotantoprosessin suhteesta ympäristövaikutuksiin tiedetään, sitä toimivampia ohjaustoimenpiteitä kyetään kehittämään. Julkisen vallan ja viljelijän välistä ohjaus- ja vaikutussuhdetta voidaankin analysoida eri osapuolten hallussa olevaa informaatiota lähtökohtana käyttäen. Tällöin yleensä sovelletaan sääte-lijä-toimija –tarkastelukehikkoa (principal-agent). Siinä kaksi osapuolta pyrkii

keskinäiseen sopimukseen siten, että säätelijän päämääränä on saada toimija suorittamaan jokin tietty toimenpide säätelijän haluamalla tavalla (Rees 1985). Julkisen vallan ja viljelijän välisessä vuorovaikutuksessa julkinen valta on selvästi ohjausvaltaa käyttävä säätelijä ja viljelijä on puolestaan ohjauksen kohteena oleva toimija.

Säätelijä-toimija –tarkastelukehikko kuuluu informaation taloustieteen (information economics) piirissä kehitettyyn käsitteistöön. Informaation taloustiede on syntynyt kuvaamaan päätöstapahtuman eri osapuolten vuorovaikutusta tilanteessa, jossa päätöstapahtumaa koskeva informaatio on epätäydellistä tai osapuolten kesken epäsymmetrisesti jakautunutta. Informaatio on epätäydellistä, mikäli kaikki päätöstapahtumaan vaikuttavat tekijät ole osapuolten tiedossa (Phlips 1998). Epäsymmetrinen informaatio on puolestaan kyseessä silloin, kun päätöstapahtuman yhdellä osapuolella on käytettävissään sellaista informaatiota, jota toisella osapuolella ei ole hallussaan (Rasmusen 1989, s. 53).

Maatalouden ympäristötukijärjestelmän tavoitteena on, että julkinen valta pyrkii solmimaan viljelijöiden kanssa sopimuksia maaseutu ympäristön laatua parantavista toimenpiteistä. Toimenpiteiden toteuttamisesta aiheutuu kustannuksia, joita rationaalisesti käyttäytyvä viljelijä pyrkii minimoimaan. Julkinen valta haluaa viljelijän toimivan sopimusehtoja noudattaen, jotta sen sopimuksesta saama hyöty olisi mahdollisimman suuri. Julkisen vallan kannalta on ratkaisevinta, miten sopimuksen mukaiset viljelytoimenpiteet vaikuttavat ympäristön laatuun. Viljelijän sopimushyöty on puolestaan riippuvainen siitä, millaisia korvauksia sopimusehtojen toteuttamisesta maksetaan ja miten korkeiksi toimenpiteistä aiheutuvat kustannukset nousevat. Osapuolten tavoitteet ovat näin ollen jossain määrin ristikkäiset. Epätäydellisen ja epäsymmetrisen informaation maailmassa tämä aiheuttaa helposti ongelmia.

Viljelijöillä on julkiseen valtaan nähden informaatioetu useissa ympäristötukisopimuksen solmimisen kannalta olennaisissa tekijöissä, kuten esimerkiksi peltojen tuottavuutta tai tukiehtojen toteuttamiskustannuksia koskevissa tiedoissa. Näin ollen viljelijät voivat ympäristötukisopimusta solmiessaan hyödyntää vallitsevaa informaation epäsymmetrisyyttä omaksi edukseen, mistä ilmiöstä informaation taloustieteessä yleensä käytetään nimitystä haitallinen valikoituminen (adverse selection). Julkisen vallan kannalta tämä tarkoittaa sitä, että sopimuksen piiriin ei välttämättä saada juuri niitä viljelijöitä, jotka yhteiskunnan kannalta kaikkein kustannustehokkaimmin kykenisivät kohentamaan maaseutu ympäristön laatua. Toinen keskeinen sopimukseen liittyvä informaatiopohjainen vaikeus on se, että julkinen valta ei välttämättä voi aina varmistua siitä, onko viljelijä noudattanut sopimusehtoja. Jos viljelijä tietää, että julkinen valta ei kunnolla kykene kontrolloimaan ehtojen noudattamista, niin hänelle saattaa syntyä houkutus jättää osa ehdoista täyttämättä. Kyseistä menettelyä kutsutaan moraalikadoksi (moral hazard) (Holmström 1979).

4. Maatalouden ympäristövaikutusten optimointi täydellisen informaation vallitessa

Seuraavassa pohditaan yleisiä perusteluja ympäristötuen kaltaiselle säätelykeinoille. Oletetaan, että ympäristötuen ehtona on yksinkertaisuuden vuoksi pelkästään lannoitusrajoituksen noudattaminen. Taustalla täytyy tällöin olla ajatus siitä, että viljelijän yksityinen lannoiteoptimi ei ole sama kuin yhteiskunnallinen lannoiteoptimi. Vaikka tässä käsitellään vain lannoiterajoituksen määräytymistä, samantyyppinen tarkastelu voidaan tehdä muidenkin ympäristötukiehtojen osalta.

4.1. Perustapaus

Olkoon edustavan viljelijän hehtaarikohtainen viljan tuotantofunktio $y = f(x)$, $f'(x) > 0$, $f''(x) < 0$, jossa y on viljasato, kg/ha, ja x on lannoitteen määrä, kg/ha. Viljelijän voitonmaksimointiongelma on tällöin muotoa

$$(1) \quad \max \pi = pf(x) - cx + S,$$

jossa p ja c ovat viljan ja lannoitteen hinnat, S on kiinteä CAP-hehtaarituki ja p on voitto. Ensimmäisen kertaluvun ehto maksimille on $pf'(x) = c$, eli optimaalisella lannoitustasolla lannoitteen rajatuotoksen arvo on yhtä suuri kuin lannoitteen hinta.

Säätelijän tavoitteena on myös maksimoida viljelijöiden voittoa, mutta kuitenkin niin, että lannoitteiden huuhtoutumisesta aiheutuvan vesistöjen rehevöitymisen ympäristöhaitat otetaan huomioon. Säätelijän ongelma eli yhteiskunnan hyvinvoinnin SW maksimointi voidaan täten kirjoittaa esimerkiksi

$$(2) \quad \max SW = \pi - d(z),$$

jossa funktio $d(z)$ kuvaa rehevöitymisen, z , kuluttajille aiheuttamia haittoja. Oletetaan että rehevöitymisen lisääntyessä kuluttajien kokemat haitat kasvavat kiihtyvää vauhtia eli $d'(z) > 0$ ja $d''(z) > 0$. Rehevöityminen z riippuu edelleen käytetystä lannoitteen määrästä yhdistetyn huuhtoutumis- ja rehevöitymisfunktion $z(x)$ mukaisesti. Funktio $z(x)$ oletetaan myös konveksiksi eli $z'(x) > 0$, $z''(x) > 0$. Toisin sanoen mitä enemmän lannoitteita käytetään, sitä enemmän ravinteita huuhtoutuu vesistöön, ja yhden lisälannoitekilon aiheuttama huuhtoutuman ja tätä kautta rehevöitymisen lisäys on kasvava. Lannoituksen ja huuhtoutumisen sekä huuhtoutuneiden ravinteiden ja rehevöitymisen yhteydet voitaisiin halutta-

essa kuvata erikseen omina funktioinaan, mutta tässä nämä kaksi mekanismia on yksinkertaisuuden vuoksi kuvattu yhtenä funktiona $z(x)$. Kausaaliketju on siis:

$$\begin{aligned} \text{lannoitus} &\Rightarrow \text{ravinteiden huuhtoutuminen} \\ &\Rightarrow \text{vesistöjen rehevöityminen} \Rightarrow \text{haitat} \end{aligned}$$

Ensimmäisen kertaluvun ehto yhteiskunnallisesti optimaaliselle lannoitteen määrälle on

$$(3) \quad pf'(x) = c + d'(z)z'(x).$$

Rajatuotoksen arvon täytyy siis olla yhtä suuri kuin lannoitteen hinnan ja yhteiskunnallisen rajahaitan summa. Yhteiskunnallinen optimi x^s on täten pienempi kuin yksityinen optimi x^* . Ehtoa havainnollistetaan kuviolla 1. Käyrä $pf'(x)$ kuvaa lannoitteen rajatuotoksen arvoa eli lannoitteen kysyntäkäyrää; rajatuotos on tässä oletettu lineaarisesti laskevaksi, kuten kvadraattisen tuotantofunktion tapauksessa. Yksinkertaisuuden vuoksi myös lannoitteen yhteiskunnallinen rajahaitta on kuviossa oletettu lineaariseksi. Kuviosta nähdään, että yhteiskunnan kannattaa vähentää lannoitteen käyttöä yksityisestä optimista, koska vähennykset haitoissa eli saavutettavat hyödyt (alue $efgh$) ovat suuremmat kuin viljelijöiden menettämät tulot (kolmio efh). Nettohyöty yhteiskunnalle on viivoitettu kolmio efg .

Toisen kertaluvun ns. riittävä ehto maksimille on

$$(4) \quad pf''(x) - z''(x)d'(z) - d''(z)[z'(x)]^2 < 0.$$

Koska $f'' < 0$ ja kaikki muut derivaatat ovat positiivisia, toisen kertaluvun ehto toteutuu, joten edellä mainittu ensimmäisen kertaluvun ehto karakterisoi yhteiskunnallisesti optimaalista lannoitustasoa.

Yhteiskunnallisesti optimaalinen lannoitustaso voidaan periaatteessa saavuttaa useallakin eri keinolla. Suora lannoitusrajoitus lienee yksinkertaisin tapa; tällöin lannoitteen käyttö rajoitetaan suoralla määräsäätelyllä tasolle x^s . Käytännössä tämä voitaisiin toteuttaa vaikkapa ostokorttien avulla. Vaihtoehtoisesti lannoitteelle voidaan asettaa haittavero t , joka on optimissa yhtä suuri kuin lannoitteen yhteiskunnallinen rajahaitta. Kuviossa 1 haittavero t olisi suoran eh suuruinen, jolloin viljelijä automaattisesti valitsisi lannoitemäärän x^s . Koska viljelijä joutuisi maksamaan veroa jokaisesta lannoiteyksiköstä, vero merkitsisi alueen tx^s suuruista tulonsiirtoa viljelijöiltä kuluttajille. Kolmas ja ”pehmein” vaihtoehto on houkutella viljelijät vähentämään lannoitteiden käyttöä tasolle x^s ympäristötuen kaltaisilla keinoilla. Tämä taas edustaa tulonsiirtoa kuluttajilta

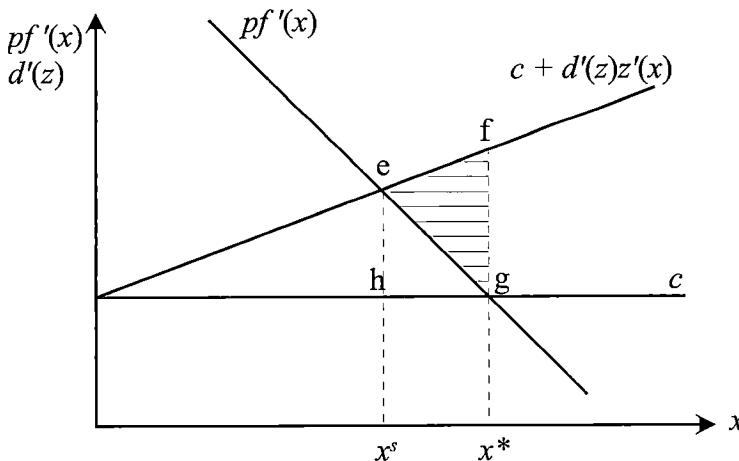
viljelijöille. Päätöksentekijän tulonjako- ym. tavoitteet sitten ratkaisevat, käytetäänkö lannoitteiden käytön vähentämiseen keppiä vai porkkanaa.

Ympäristötuen taustalla on siis ajatus yhteiskunnallisen ja yksityisen lannoiteoptimin eroavuudesta. Viljelijöitä voidaan ohjata kohti yhteiskunnallista optimia useilla eri keinoilla, joista ympäristötuki on vain yksi mahdollinen. Päätöksentekijän taloudelliset, sosiaaliset ja muut vastaavat tavoitteet sanelevat politiikka-keinon valinnan.

4.2. Tuotantokyvyltään erilaistetut peltohehtaarit

On huomattava, että tähän mennessä käsitelty esimerkki, jota on havainnollistettu kuviossa 1, kuvaa vain yhden ”edustavan” peltohehtaarin tilannetta. Käytännössä peltohehtaarit eroavat sekä tuottavuudessa että ravinteiden huuhtoutumisherkyydessä. Esimerkiksi pellon jyrkkyys ja maalaji vaikuttavat ravinteiden huuhtoutumiseen. Yhteiskunnallisesti optimaalinen lannoitustaso vaihtelee vastavasti hehtaarilta toiselle. Jyrkillä rantapelloilla lannoitteen käytön rajahaitta voi olla hyvinkin suuri, joka kuviossa 1 tarkoittaa käyrän $c + d'(z)z'(x)$ kulmakertoimen kasvua. Tällöin yhteiskunnallinen lannoiteoptimi pienenee ja ääritapauksessa lannoitteita ei tulisi käyttää lainkaan. Vastaavasti kauempana vesistöstä sijaitsevalla pellolla lannoitteen rajahaitta voi olla käytännössä nolla, jolloin yhteiskunnallinen optimi on sama kuin yksityinen optimi x^* .

Olisi siis yhteiskunnan kannalta edullista, jos ympäristötuen ehtona olevat lannoitusrajat pystyttäisiin määrittelemään jokaiselle hehtaarille erikseen. Käy-



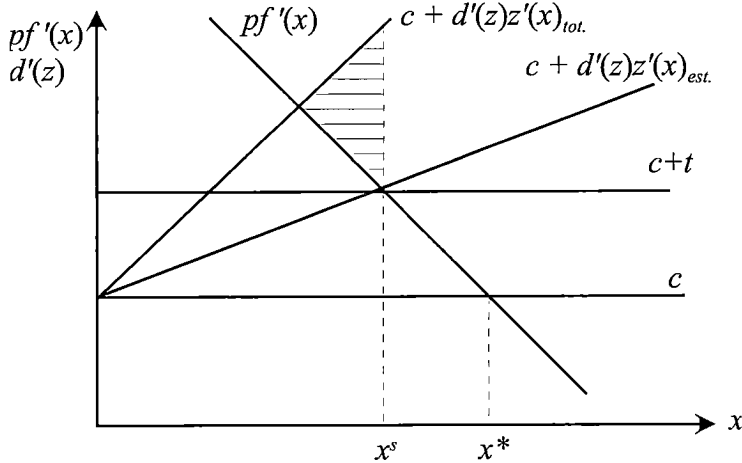
Kuvio 1. Yhteiskunnallisesti optimaalinen lannoitustaso x^s .

tännössä tämä on tietenkin mahdotonta, mutta mitä enemmän vaihtelua ehdot sisältävät, sitä parempi. Nykyisessä ympäristötukijärjestelmässä lannoituksen ns. perustasot on mahdollista ylittää, jos pellon tuottavuus on keskimääräistä parempi. Kuvion 1 tapauksessa tämä merkitsee käyrän $pf'(x)$ siirtymistä oikealle, jolloin myös yhteiskunnallinen lannoiteoptimi kasvaa. Tältä osin mukana on siis joustoa. Nykyinen järjestelmä ei kuitenkaan erottele toisistaan esimerkiksi jyrkkiä rantapeltoja ja kaukana vesistöistä sijaitsevia peltoja. Joissain ääritapauksissa saattaisi kuitenkin olla tarpeen lahjoa viljelijä lopettamaan kokonaan lannoitteen käyttö tietyillä peltolohkoilla. Tätä nykyinen järjestelmä ei kuitenkaan ota huomioon.

Edellä esitetty lannoiterajoituksen teoreettinen perustelu voidaan helposti yleistää koskemaan muitakin ympäristötuen ehtoja. Ideana perusteluissa on täten se, että panoskäytön yhteiskunnallinen ja yksityinen optimi eroavat toisistaan. Viljelijän ei esimerkiksi kannata uhrata työaikaa tuottamattomaan maisemanhoitoon, joten yksityinen työtuntioptimi maisemanhoitoon on nolla. Kuviossa 1 tämä tarkoittaisi sitä, että koska maisemanhoidosta maksettava hinta p on nolla, $pf'(x)$ on myös nolla, joten viljelijä valitsee $x^* = 0$. Yhteiskunnan kannalta tämä ei kuitenkaan ole optimaalista, jos lähdetään siitä, että kuluttajat saavat esteettistä nautintoa hyvin hoidetusta maaseutumaisemasta eli maksuhalukkuus tästä hyödykkeestä ei ole nolla. Yhteiskunnan kannattaa täten maksaa viljelijöille ympäristötuen kaltaista korvausta maisemanhoidosta. Kuten edellä, tämä ei ole ainoa mahdollinen politiikkakeino. Vaihtoehtoisesti voitaisiin subventoida panoksen eli tässä tapauksessa työtunnin hintaa. Äärimmäisin keino olisi määrätä viljelijät pakkotyöhön yhteiskunnallisesti optimaalisen maisematyötuntimäärän ajaksi.

5. Epätäydellisen ja epäsymmetrisen informaation merkitys maatalouden ympäristövaikutusten ohjauksessa

Panoskäytön ohjaaminen yhteiskunnallisesti optimaaliselle tasolle voidaan täydellisen informaation vallitessa toteuttaa millä tahansa säätelykeinolla. Todellisuudessa päätöksentekijällä ei kuitenkaan ole hallussaan kaikkia asiaan vaikuttavia tietoja. Edellisen lannoite-esimerkin tapauksessa epävarmuus voi koskea sekä pellon todellista tuotantopotentiaalia että vesistön rehevöitymisen kuluttajille aiheuttamia haittoja. Näillä epävarmuustekijöillä on edelleen vaikutusta ohjauskeinojen suhteelliseen tehokkuuteen. Seuraavassa tarkastellaan eri epävarmuustekijöiden vaikutusta säätelykeinon valintaan lannoite-esimerkin avulla.



Kuvio 2. Saastumisen haittoja koskeva epävarmuus.

5.1. Epävarmuus rehevöitymisen aiheuttamista haitoista

Edellä vesistöjen rehevöitymisen kuluttajille aiheuttamat taloudelliset haitat oletettiin tunnetuiksi. Käytännössä asia lienee juuri päinvastoin. Kuluttajille itselleenkin lienee vielä epäselvää, minkälaisia taloudellisia haittoja rehevöityminen täsmällisesti ottaen on aiheuttanut, puhumattakaan siitä, että päätöksentekijällä olisi haitoista täydellinen tietämys. Voidaan siis olettaa, että päätöksentekijä tekee ympäristöpolitiikkaa suunnitellessaan arviointivirheitä asian suhteen. Oletetaan esimerkin vuoksi, että säätelijä tuntee peltojen tuottavuuden mutta rehevöitymisestä kuluttajille aiheutuvat haitat on arvioitu liian pieniksi. Kuvio 2 esittää tällaisen tilanteen.

Estimoidun rajahaittafunktion $d'(z)z'(x)_{est.}$ ja tunnetun rajatuottofunktion $pf'(x)$ perusteella yhteiskunnallisesti optimaalinen lannoitustaso on x^s . Toteutuneet rajahaitat ovat kuitenkin arvioituja suuremmat, $d'(z)z'(x)_{tot.}$ Arvioiden perusteella asetettu lannoitevero t tai vaihtoehtoisesti määrärajoite x^s johtavat yhtä suureen hyvinvointitappioon (kuviossa viivoitettu kolmio). Tässä tilanteessa kaikki keinot ovat yhtä hyviä tai huonoja; sekä lannoitevero että ympäristötuki aiheuttavat saman hyvinvointitappion. Epävarmuus päästöjen vähentämisen hyödyistä ei siis vaikuta ohjauskeinojen suhteelliseen paremmuuteen.¹

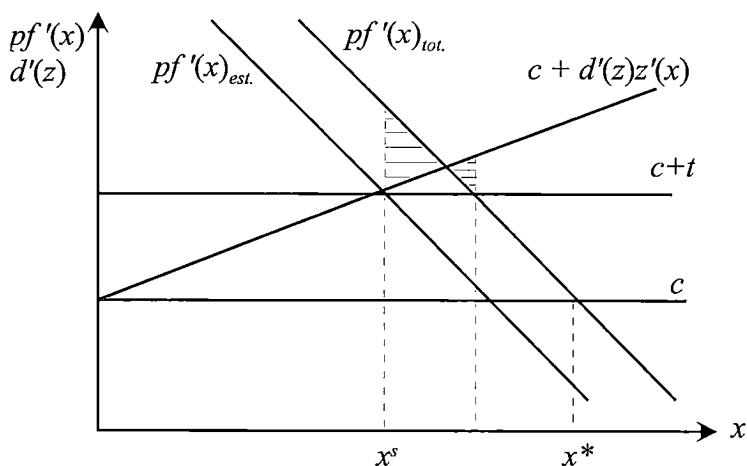
¹ Luvuissa 5.1. ja 5.2. esitetyt tulokset todisti Weitzman (1974). Stavins (1996) analysoi tilannetta, jossa epävarmuustekijät ovat korreloituneita.

5.2. Tuottavuutta koskeva epävarmuus

Toisessa esimerkissä oletetaan, että päätöksentekijä tuntee rehevöitymisen taloudelliset haitat, mutta peltojen todellinen tuottavuus on tuntematon ja perustuu epävarmoihin arvioihin. Säätelijä ei siis tiedä peltohehtaarien todellista fyysistä rajatuotosta. Tuotteiden hintatiedot ovat toki käytettävissä mutta ne eivät yksinään riitä. Kuvio 3 havainnollistaa epävarman tuottavuuden tapausta.

Päätöksentekijä arvioi lannoitteen rajatuotoksen arvon eli lannoitteen kysynnän suoran $pf'(x)_{est.}$ suuruiseksi. Todellinen kysyntä on kuitenkin suora $pf'(x)_{tot.}$. Tässä tilanteessa lannoitevero t on suhteellisesti tehokkaampi ohjauskeino. Määrärajoitteen x^s aiheuttama hyvinvointitappio on kuvassa vasemmanpuoleinen viivoitettu kolmio, joka on selvästi suurempi kuin lannoiteveron aiheuttama hyvinvointitappio eli oikeanpuoleinen viivoitettu kolmio. Hinta- ja määräohjauksen suhteellinen tehokkuus riippuu tässä tapauksessa käyrien kulmakertoimista; jos rajahaittafunktion kulmakerroin on pienempi kuin kysyntäfunktion kulmakerroin, lannoitevero on suhteellisesti tehokkaampi ja päinvastoin. Se, onko rajatuottoarvio yli vai alle todellisen, ei vaikuta ohjauskeinojen suhteelliseen tehokkuuteen.

Toisin sanoen ravinnepäästöjen vähentämisen yhteiskunnallisten hyötyjen epävarmuudella ei ole merkitystä ohjauskeinojen valinnalle. Päästöjen vähentämisen kustannusepävarmuus eli epätieto viljelijän menettämistä voitoista sen sijaan vaikuttaa ohjauskeinojen suhteelliseen tehokkuuteen. Käytännössä hyötyepävarmuus lienee kuitenkin suurempaa kuin kustannusepävarmuus. Viljelijän käyttämä tuotantoteknologia on hyvin päätöksentekijän tiedossa ja tarvittaessa päätöksentekijä voi suorittaa lannoituskokeita tuotantofunktioiden estimoimiseksi.



Kuvio 3. Epävarmuus peltojen tuottavuudesta.

Kaikesta tästä voidaan päätellä, että ravinnepäästöjen vähentämiseen ei ole ainakaan epävarmuussyistä ehdottoman välttämätöntä valita joko lannoitteiden hinta- tai määräsäätelyä, vaan molemmat ovat todennäköisesti toimivia. Eroja syntyy luultavasti muissa aspekteissa, kuten hallinnointi- ja vaihdantakustannuksissa. Suoran määrärajoitteen kontrollointi esimerkiksi ostokortein lienee halvempaa kuin ympäristötuen toimenpiteiden tarkastaminen tilakäynnein. Lannoitteen haittavero lienee tässä suhteessa kuitenkin säätelijän kannalta edullisin tapa. Hintasäätelyn huonona puolena on se, että veron asettaminen ei millään tavalla takaa säätelijän tavoittelemaa panoskäytön tasoa. Toisin sanoen viljelijät saattavat käyttäytyä epäoptimaalisesti ja käyttää lannoitetta entiseen tapaan verosta huolimatta, jolloin vesiensuojelutavoitteet jäävät saavuttamatta. Pitkällä aikavälillä epäoptimaalinen käyttäytyminen ei kuitenkaan liene todennäköistä.

Päätöksentekijän tulonjakotavoitteet vaikuttavat myös ohjauskeinon valintaan. Ns. saastuttaja maksaa –periaatetta on tavallisesti pidetty jossain mielessä oikeudenmukaisena, mutta eritoten maataloudessa on sovellettu myös toisenlaisia periaatteita. Lannoitevero ja suora määrärajoite ovat esimerkkejä saastuttaja maksaa –periaatteesta. Ympäristötuen kaltaiset keinot taas perustuvat kuluttaja maksaa –lähtökohdalle. Kun otetaan huomioon maatalouden tukiriippuvuus, asiassa ei sinänsä ole mitään ihmeellistä. Koska kuluttajien on maksettava mitävää tukea kotimaisesta elintarvikeraaka-aineesta, lienee selvää, että myös maatalouden ympäristönsuojelu lankeaa kuluttajien maksettavaksi.

5.3. Epäsymmetrisen informaatio

Epäsymmetrisellä informaatiolla tarkoitetaan tässä tilannetta, jossa joko a) säätelijällä on peltojen tuottokyvystä vähemmän tietoa kuin viljelijällä, mikä lienee luonnollinen oletus, tai b) säätelijä ei voi valvoa viljelijän tekemisiä ja tekemättä jättämisistä. Haittaveron tai pakollisen määrärajoitteen käyttöön nämä epätäydellisyydet eivät vaikuta, jos määrärajoitetta voidaan kontrolloida esimerkiksi ostokortein. Vapaaehtoisen ympäristötuen tapauksessa tuottavuutta koskevan informaation epäsymmetrisyydellä puolestaan on vaikutusta. Säätelijä ei voi tietää tarkkaan, mille tasolle tuki on eri alueilla asetettava, jotta mahdollisimman moni viljelijä saadaan mukaan järjestelmään. Peltojen tuottavuutta koskeva säätelijän epävarmuus vähenee ympäristötuen tapauksessa tosin ajan myötä, kun viljelijät paljastavat preferenssinsä erisuuruisilla tukitasoilla. Tähän voidaan käyttää esimerkiksi jonkinlaista huutokauppamekanismia. Säätelijä voi myös lisätä tuottavuustietoaan tekemällä lannoituskokeita ym. Pitkällä ajalla tuottavuusepävarmuus todennäköisesti ei ole ratkaiseva tekijä ympäristötuen hyvyttä arvioitaessa.

Päätöksentekijän lienee kuitenkin mahdotonta kontrolloida, noudatetaanko jokaisella sopimuksen tehneellä tilalla tuen edellyttämiä ympäristönsuojelutoimia. Periaatteessa tämä olisi mahdollista, jos tiloja olisi vain muutamia, jolloin tar-

kastaja voisi käydä jokaisella tilalla, mutta tilojen määrä ja tarkastuksen kalleus muodostune jossain vaiheessa esteeksi. Tällöin tarkastettavat tilat valitaan esimerkiksi satunnaisotannalla, kuten nykyään myös käytännössä tapahtuu. Sopimuksen tehneellä tilalla on täten mahdollisuus rikkoa sopimusta jäämättä kiinni. Tilannetta kutsutaan taloustieteessä päämies – agentti –ongelmaan liittyväksi moraalikadoksi (*moral hazard*).

Kuinka todennäköistä on sopimuksen rikkominen? Tämä riippuu viljelijöiden suhtautumisesta riskiin ja mahdollisen sanktion suuruudesta. Jos uhkasakko on tarpeeksi suuri, useimmat noudattavat sopimusta. Seuraava esimerkki valaisee asiaa. Oletetaan, että ympäristötukisopimusta noudattavan viljelijän tulo on 100 000 mk, mutta sopimusta rikkovan tulo nousee korkeampien satojen vuoksi 5 000 markalla eli 105 000 markkaan. Säätelijä voi tarkastaa sopimuksen noudattamisen tilakäynnillä, ja jos sopimusta ei ole noudatettu, viljelijä joutuu maksamaan sakkoa. Jos tarkastuksen todennäköisyys on 5 %, kuinka suuri sakon on oltava, jotta riskineutraali viljelijä ei riko sopimusta? Sakon jälkeisen tulon y on tällöin oltava

$$(5) \quad 0,95 \cdot 105000 + 0,05y < 100000 \Rightarrow y < 5000 \text{ mk.}$$

Sakon on täten oltava vähintään 100 001 mk. Riskineutraali viljelijä noudattaa tällöin sopimusta, koska tämän tuottama varma tulo on suurempi kuin sopimuksen rikkojan odotettu tulo. Tämä tulos voidaan myös yleistää: *mikäli tarkastuksen todennäköisyys on positiivinen ja sakko on tarpeeksi suuri, riskineutraali yritys noudattaa sopimusta* (vrt. Besanko ja Sappington 1987).²

Jos viljelijät siis ovat riskineutraaleja, sopimuksen noudattaminen saadaan aikaan tarpeeksi suurella uhkasakolla. Sama pätee luonnollisesti silloin, jos viljelijät kaihtavat riskiä, jolloin sanktioksi riittää pienempikin sakko. Ainoastaan siinä tapauksessa, että viljelijät ovat riskinottajia, tämä tulos ei päde. Todellisuudessa useimmat ihmiset lienevät todennäköisesti riskinkaihtajia eli valmiita maksamaan tuloihin liittyvän epävarmuuden poistumisesta, mikä näkyy markkinoilla vakuutuskysyntänä. Vuonna 1995 kirjanpitoliloilla käytettiin vakuutukseen keskimäärin 22 000 mk eli vajaa 5 % kokonaistuotosta (MTTL 1997). Tarpeeksi suurella uhkasakolla viljelijät saadaan täten noudattamaan ympäristötukisopimusta. Tulos on mielenkiintoinen, sillä se tekee merkityksettömäksi moraalikato-ongelman ympäristötuen tapauksessa.

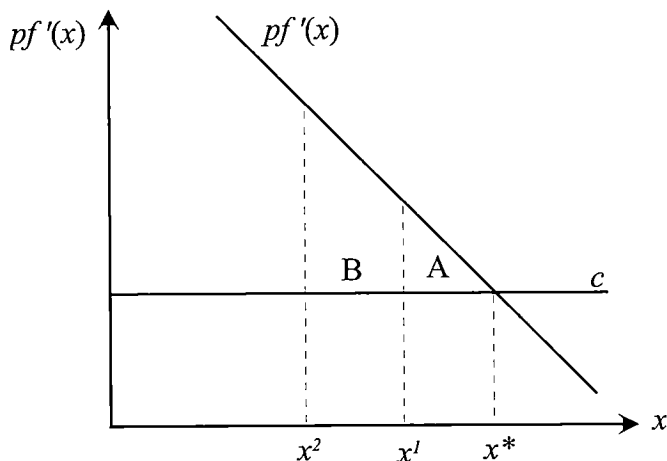
Esimerkki kuitenkin edellyttää, että tarkastuksessa voidaan yksiselitteisesti todeta sopimuksen rikkominen. Osa nykyisen tuen ehdoista onkin tämänkaltaisia, kuten suojakaistat, lantalat, ym. selkeästi näkyvät ehdot. Osa taas on vaikeammin todennettavissa, kuten lannoitusrajoitukset ja maisemanhoito; minkälainen maisema katsotaan täsmälleen chtojen mukaisesti hoidetuksi? Lannoitus-

² Ks. liite 1.

rajoitusten noudattamista ei voida taata ostokorteillakaan, jos osa viljelijöistä ei osallistu ympäristötukijärjestelmään ja voi ostaa lannoitteita vapaasti. Pimeän lannoitekaupan mahdollisuutta ei tällöin voida sulkea pois. Tarkastuksen ja sakon uhalla ei siis voida täydellisesti taata nykyisenkään ympäristötukijärjestelmän ehtojen noudattamista. Pimeän kaupan mahdollisuus kasvaisi lannoitusrajoituksen alentuessa eli siirryttäessä yhä tiukempiin ympäristönsuojelutoimiin.

Edellisten päätelmien nojalla politiikkasuositus voisi epäsymmetrisen informaation tapauksessa olla sen suuntainen, että ympäristötukiehtojen tulisi olla yksiselitteisesti tarkistettavissa, jolloin uhkasakko takaa sopimuksen noudattamisen. Maisemanhoitoehto ja lannoitusrajat eivät todennäköisesti täytä tätä vaatimusta. Kirjanpito-, suojakaista-, lantala-, kasvipeitteisyys-, ruiskun testaus- ja eläinyksikkökriteerit on sitä vastoin helppo todentaa. Poistettavat ehdot voitaisiin hoitaa muilla tavoin, kuten esimerkiksi lannoitteiden haittaverolla. Viljelijöiden maisemanhoitovaatimusta on käytännössä hyvin vaikea toteuttaa epätäydellisen ja epäsymmetrisen informaation oloissa; maisematyön tukipalkkiota ei voitaisi maksaa pelkän viljelijän ilmoituksen nojalla, koska työn tekemistä on mahdotonta valvoa.

Vapaaehtoisuuteen perustuvalla ympäristötuella voidaan täten saavuttaa periaatteessa samat panoskäytön muutokset kuin pakollisilla määrärajoitteilla lannoitteiden ja torjunta-aineiden käyttöä lukuun ottamatta. Tukijärjestelmää voidaan käyttää myös todellisen tuottavuuden paljastamiseen ja tätä kautta epäsymmetrisen informaation vähentämiseen. On kuitenkin toistaiseksi epäselvää, kannattaako tuottavuuden selvittämiseen käyttää lannoituskokeita vai ympäristötuen kaltaisia keinoja. Ympäristötuen avulla pellon rajatuottavuutta voidaan arvioida kuvion 4 mukaisesti. Oletetaan että tuki/ha on E mk, joka kyseisessä tapauksessa on pienempi kuin kolmio $A+B$ mutta suurempi kuin kolmio A . Säätelijä ei tunne rajatuottavuutta eikä siis kyseisiä kolmioita. Kun viljelijälle tarjotaan sopimusta, jossa tuki on E ja lannoiterajoitus x^1 , viljelijä osallistuu järjestelmään, mutta samalla tukisummalla ja lannoiterajoituksella x^2 viljelijä ei osallistu, koska menetetty tuotto $A+B$ on suurempi kuin tuki. Tämän tarjouspelin tuloksena säätelijä tietää, että rajoituksen 1 aiheuttama todellinen voitonmenetys on pienempi kuin E ja rajoituksen 2 voitonmenetys on suurempi kuin E . Säätelijä voi siis päätellä, että $A < E < A+B$. Tarkemman rajatuottavuusarvion saamiseksi tulisi kokeilla kolmatta lannoiterajoitusta edellisten välimaastosta, jne. Lopulta säätelijä tietää, mitä lannoiterajoitusta ja voitonmenetystä tuki E vastaa täsmälleen, jolloin voidaan laskea $pf'(x)$. Tuottavuuden haarukointi nykyisenkaltaisen ympäristötuen avulla vaikuttaa siis melko hitaalta prosessilta, jos sitä vertaa lannoituskokeiden jo yhtenä satokautena tuottamaan informaatioon. Kuvatulla menetelmällä ei myöskään saada selville tuotantofunktion mahdollista vakiotermiä.



Kuvio 4. Rajatuottavuuden arviointi ympäristötuen avulla.

6. Ympäristötuen perustuki informaation talousteorian ja sopimusteorian näkökulmasta

Luvussa 5 käsiteltiin perusteellisesti erilaisten epävarmuutta luovien tekijöiden vaikutuksia maatalouden ympäristövaikutusten ohjauksessa. Seuraavassa tarkastellaan ympäristötuen perustukijärjestelmää siten, että aiemmin esitellyt informaation talousteorian käsitteet sijoitetaan osaksi perustukisopimusten toteutuksen analyysiä. Lisäksi tarkastellaan lähemmin perustuessa toteutettuja sopimusratkaisuja.

6.1. Perustukijärjestelmän sopimusanalyysi

Ympäristötukijärjestelmän tavoitteeksi on asetettu ympäristön tilan parantaminen sekä järjestelmään osallistuvien tilojen tulotason turvaaminen (Vnp 760/95). Valtion ja viljelijän välisessä sopimuksessa määritellään ehdot, joiden avulla pyritään järjestelmän ensisijaiseen tavoitteeseen eli ympäristön tilan parantamiseen. Viljelijöiden tulotaso pyritään turvaamaan siten, että tukiehtojen toteuttamisesta maksetaan korvausta, jolla kompensoidaan aiheutuneita kustannuksia. Perustukijärjestelmästä veronmaksajille aiheutuvat kustannukset ovat jaettavissa suoriin viljelijöille maksettaviin kompensatiokustannuksiin, joita ovat korvaukset tulojen menetyksestä ja kustannuksista sekä osallistumiseen kannustavista palkkioista. Lisäksi järjestelmän toimeenpanosta syntyy *transaktio-* eli vaihdantakustannuksia. Vaihdantakustannusten yksi osa ovat *informaatiokustannukset*.

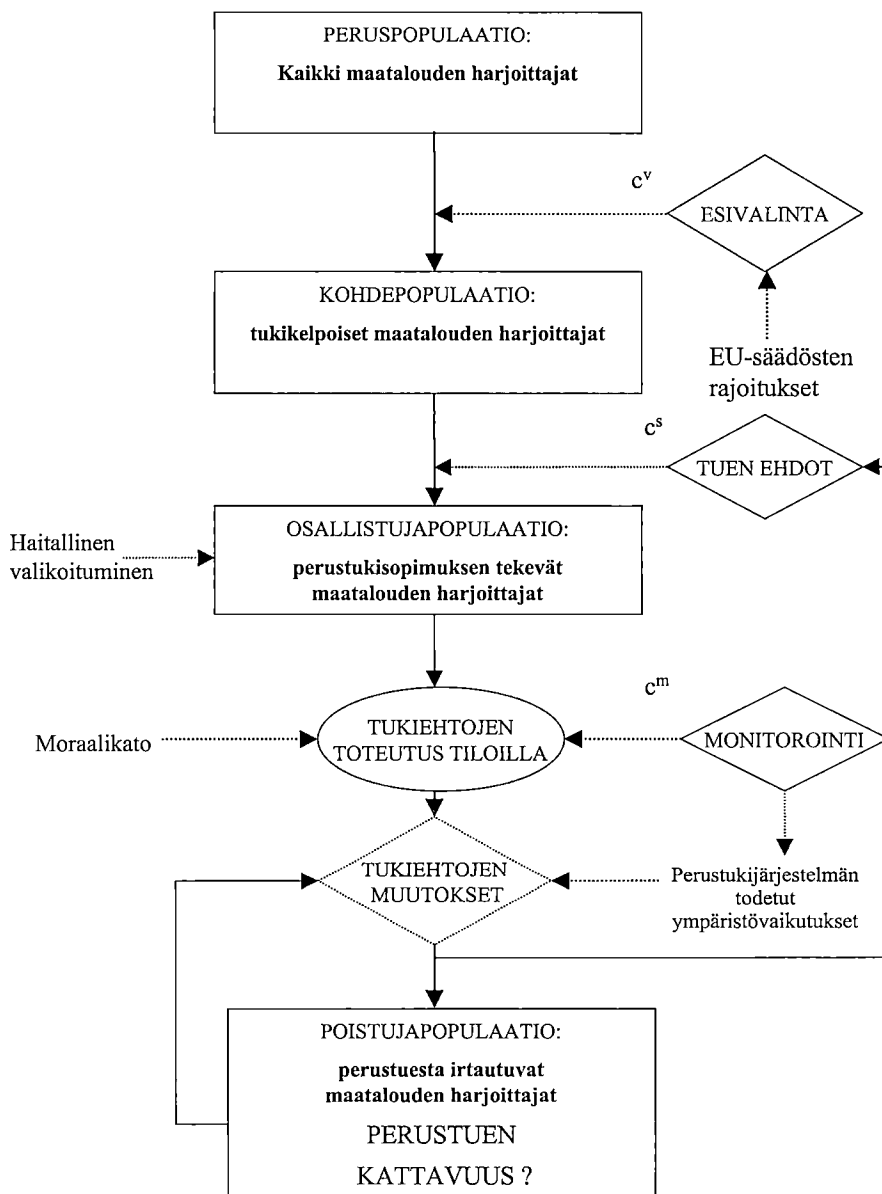
Valtion tavoitteeseen solmia ympäristötukisopimuksia viljelijöiden kanssa liittyy kaksi sopimuksellista ongelmakokonaisuutta. Ensimmäiseksi valtion on päätettävä, kenelle sopimusta tarjotaan ja millaisin ehdoin sopimus tehdään. Toiseksi on ratkaistava, miten sopimuksen ehtojen toteuttamista seurataan ja miten seurannasta saatava tieto vaikuttaa tulevaisuudessa tehtäviin sopimuksiin.

Erilaisista sopimusjärjestelmän suunnitteluun tai toteutuksen arviointiin liittyvistä toimenpiteistä syntyviä kustannuksia voidaan nimittää yhtenäisesti informaatiokustannuksiksi. Perustuen sopimusjärjestelmää on kuvattu alun perin Moxeyn ym. (1998) esittämää lähestymistapaa hyväksikäyttäen kuviossa 5. Informaatiokustannukset esitetään kuviossa oikealla ja eri toimenpiteillä aikaansaatu valinta keskellä.

Perustukijärjestelmän toimeenpanemiseksi valtio on kansallisen ja EU-lainsäädännön perusteella päätenyt rajaamaan osan viljelijöistä järjestelmän ulkopuolelle. Peruspopulaatioon on näin ollen tehty raja, jonka perusteella iäkkäät viljelijät ja alle kolmen hehtaarin tilat on rajattu järjestelmän ulkopuolelle. Informaatiokustannuksen (c^v) lähteenä ovat luokittelusta syntyvät hallinnolliset ym. kustannukset. Peruspopulaatioon tehdyn rajauksen jälkeen jäljelle jää kohdepopulaatio eli viljelijät, joille sopimusta tullaan tarjoamaan.

Kohdepopulaatioon valituille maatalouden harjoittajille on suunniteltava sopimusjärjestelmä, johon keskeisenä osana kuuluvat osallistuvien viljelijöiden päätöksentekoa ohjaavat tukiehdot. Informaatiokustannuksiin (c^v) vaikuttaa keskeisesti se, miten paljon informaatiota sopimusehtojen määrittämiseksi on hankittava. Kuten aiemmin on todettu, viljelijöillä on enemmän informaatiota tuotannollisista ominaisuuksistaan, kuten esimerkiksi pellon tuottavuudesta ja lannoitteiden käytön vähentämisestä aiheutuvista kustannuksista. Ehtoja suunniteltaessa on tehtävä päätös siitä, pyritäänkö sopimusehdoissa yksilöityihin ratkaisuihin vai tarjotaanko viljelijöille yhtä sopimusta, jossa ehdot on laadittu kokonaistasolla arvioituihin kustannuksiin ja hyötyihin perustuen. Pyrkimällä lisäämään tilakohtaista informaatiota voitaisiin sopimuksia kohdentaa tilakohtaisin perustein. Näin voitaisiin vaikuttaa haitallisen valikoitumisen ongelmaan, joka yksityiskohtaisemman informaation myötä vähenee. Sopimusehtojen monipuolistaminen ja tiloittainen tarkentaminen kasvattaa informaatiokustannuksia, joten käytännössä on pyrittävä löytämään järkevä tasapaino informaation lisäämisen kustannusten ja siitä saatavien hyötyjen välille. Jos kaikille järjestelmän osallistuville tiloille tukiehdot pidetään samoina, voidaan informaatiokustannuksia välttää. Toisaalta, ellei tilojen erilaisuutta oteta huomioon, voidaan menettää saavutettavissa olevia ympäristöhyötyjä, jolloin järjestelmässä syntyy tehokkuustappioita.

Tukiehtojen toteutumista tiloilla on myös seurattava eli monitoroitava. Sen avulla pyritään hankkimaan tietoa perustukijärjestelmän vaikutuksista ja viljelijöiden toimista tukiehtojen toteutuksessa. Monitoroinnin kustannukset (c^m) esimerkiksi päästöjen vähennyksen määrittämiseksi ovat korkeat, jolloin monitorointi jää lähes aina epätäydelliseksi (Choe ja Fraser 1998). Ellei esimerkiksi monitoroi-



Kuvio 5. Perustuen sopimusanalyysi.

malla voida luotettavasti todeta sopimusehtojen täyttymistä, syntyy moraalikadon ongelma. Moraalikadon todennäköisyyttä voi kasvattaa myös se, että osalle viljelijöistä aiheutuu sopimuksesta toisia korkeammat kustannukset tai tulonmenetykset esimerkiksi satotason alentumisen vuoksi. Lannoitteiden todellisen käyttömäärän selvittämisen vaikeus saattaa joissakin tapauksissa toimia kannustimena sopimusehtojen rikkomiseen.

Sopimuskauden aikana viljelijöiden olosuhteissa tapahtuu muutoksia. Osalla tiloista lannoitteiden käyttö on saattanut tehostua esimerkiksi teknologisen muutoksen myötä, jolloin lannoiterajoitteen aiheuttama taloudellinen haitta on pienentynyt. Toisaalta voidaan pitää mahdollisena, että lannoitteiden käytön rajoittaminen on vähentänyt ravinteiden määrää pellossa, jolloin laskevan satotason myötä tulonmenetykset sopimuskauden aikana lisääntyvät. Molemmat kehitysuunnat vaikuttavat ratkaisevasti siihen, millaisia päätöksiä viljelijät tekevät seuraavaa sopimuskautta koskien. Perustuen kattavuus heikkenee, jos osa viljelijöistä toteaa sopimuksesta saatavan hyödyn negatiiviseksi. Sopimukseton tila olisi siinä tapauksessa viljelijän näkökulmasta rationaalinen valinta.

Transaktio- ja informaatiokustannukset (c^v , c^s , c^m) ja tulojen menetyksestä, lisäkustannuksista ja kannustinpalkkioista johtuvat kustannukset muodostavat yhdessä perustukijärjestelmästä aiheutuvat kokonaiskustannukset veronmaksajille. Eri kustannuserät ovat kuitenkin ainakin jossain määrin käänteisesti riippuvaisia toisistaan. Mitä enemmän resursseja sopimusten erilaistamiseen ja informaation hankintaan käytetään, sitä pienemmät mahdollisuudet viljelijöillä on Moxeyn ym. (1998) mukaan saavuttaa sopimuksesta taloudellista ylijäämää (*information rent*). Ääriesimerkkinä olisi täydellisen informaation tapaus, jossa jokaiselle tilalle sopimusehdot voitaisiin määritellä erikseen.

6.2. Perustuessa toteutettuja sopimusratkaisuja

Nykyisessä perustukijärjestelmässä sopimuksia on eriytetty alueellisin perustein ja tuotantokasvien mukaan. Kuuden perustukialueen (A, B, C1 ja C2-C4) välillä tukitasot vaihtelevat siten, että A-tukialueella tukitasot ovat korkeimmat ja C2-C4 -tukialueilla alhaisimmat. Kasvien mukaan tukitasot vaihtelevat siten, että korkein tuki maksetaan monivuotisille puutarhakasveille ja alhaisin viljakasveille.

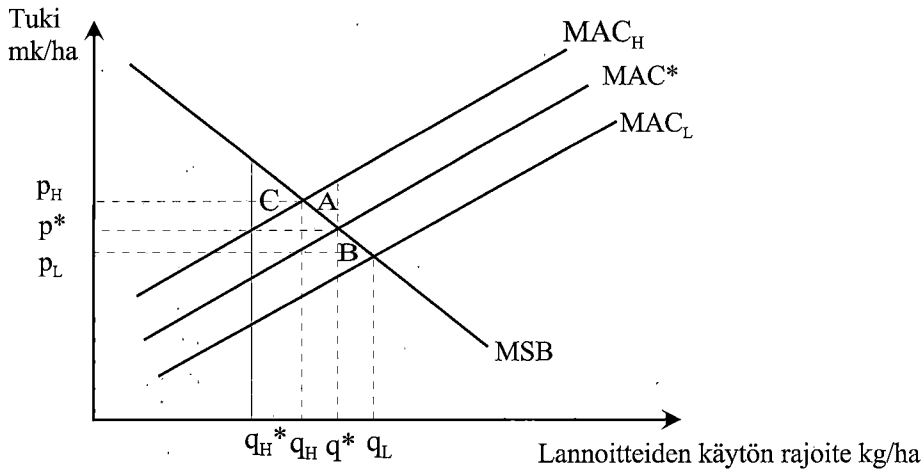
Perustuen ehdoista lannoiterajoitteen kohdalla sopimusten eriyttäminen on viety pisimmälle. Lannoitteiden käytölle on asetettu perustaso, jota kaikkien perustukisopimuksen tehneiden on noudatettava. Perustasosta on mahdollisuus poiketa käyttämällä satotasoon tai pellon ravinnetilaan perustuen ns. tarkennettuja lannoitetasoja. Lannoiterajoitteen lievennys nostaa sopimuksesta maksettavaa yksikköhintaa, koska jokaista sopimushettaaria kohden sadonmenetys pieneenee. Vastaavasti tiloilla, joilla lannoitteiden käyttö sopimusta edeltäneenä aikana on ollut enintään yhtä suuri kuin perustason mukainen käyttörajoite, tuki maksetaan 10 prosentilla alennettuna. Perustuen tukiehdoista lannoiterajoitteen

toteuttamisesta on arvioitu aiheutuvan eniten kustannuksia (MMM 1998, s. 73). Ympäristötukijärjestelmän kustannusvaikutusten arviointi on yleisesti ottaen vaikeaa, joten kustannusvaikutuksista saatu tieto perustuu useimmiten asiantuntija-arvioihin. Järjestelmän kustannustehokkaan toteuttamisen kannalta olisi kuitenkin tärkeää, että tuki- ja sopimusehdot olisivat mahdollisimman tarkasti kohdennettuja. Tarkastellaan seuraavassa lannoiterajoitteen käyttöönottoon liittyviä säätelijän ongelmia ja lisäksi tarkemmin edellä esitellyjä lannoitteiden käyttö-rajoihteeseen liittyviä sopimusratkaisuja perustuessa.

Kun vertaillaan erilaisten sopimusratkaisujen kustannustehokkuutta maatalouden aiheuttaman ympäristökuormituksen vähentämiseksi, vertailu voidaan tehdä käyttäen saastumisen vähentämisen rajakustannusta (*marginal abatement cost*). Kuviossa 6 saastumisen vähentämisen rajakustannuksesta (MAC) oletetaan, että rajoittamalla lannoitteiden käyttö tietylle tasolle, myös saastumista voidaan vähentää. Rajakustannuskäyrä (MAC) nousee rajoitteen kasvaessa ja se kuvaa rajoitteen viljelijälle aiheuttamaa kustannusta. Lannoitteiden käytön rajoittamisen yhteiskunnallista rajahyötyä kuvaava käyrä (MSB) on laskeva, ts. lannoitteiden käytön rajoittaminen yhdellä lisäyksiköllä tuottaa edellistä yksikköä pienemmän lisähyödyn. Vaaka-akselilla kuvataan lannoitteen käytön vähennystä, joka *kasvaa* (eli lannoiterajoite kiristyy) oikealle liikuttaessa. Pystyakseli kertoo tukitason, joka maksetaan rajoitteen toteuttamisesta aiheutuneiden kustannusten mukaisesti.

Oletetaan, että valtio tekee kuviossa 6 viljelijälle sopimustarjouksen lannoitteiden käytön vähentämiskustannuksista tehdyn rajakustannusarvion (MAC*) perusteella. Tällöin optimaalinen ja kustannustehokas ratkaisu on rajoittaa lannoitteiden käyttö tasolle q^* ja vastaavaksi tukitasoksi p^* . Tämä tilanne voidaan kuviossa nimetä vastaamaan epätäydellisen ja epäsymmetrisen informaation valitessa saavutettavaa sopimustasapainoa, jossa sopimuskustannukset oletetaan kaikille osallistujille yhteneväisiksi. Näin ollen jokainen lannoitteiden käytön vähentämisestä sopimuksen tekevä tila rajoittaa lannoitteiden käyttöä saman rajoitteen mukaisesti ja saa vastaavasti saman tukitason.

Oletetaan seuraavaksi, että informaatio lannoitteiden käytön vähentämisestä syntyvistä kustannuksista lisääntyy esimerkiksi tutkimuksista ja tilatarkastuksista saadun tiedon perusteella. Saadun informaation perusteella voidaan todeta, että alkuperäinen arvio (MAC*) lannoitteiden käytön vähentämisen rajakustannuksista on osalle tiloista ylisuuri ja vastaavasti osalle tiloja aliarvioitu. Jos tiloja voidaan ryhmitellä esimerkiksi rajakustannusten perusteella, alkuperäiseen tilanteeseen nähden on erotettavissa kaksi erillistä rajakustannuskäyrää. Ylempi rajakustannuskäyrä MAC_H kuvaa tiloja, joille vähentämiskustannukset ovat arvioitua korkeammat ja MAC_L vastaavasti tiloja, joille asetetusta rajoitteesta syntyvät kustannukset ovat alhaisemmat. Jotta voitaisiin saavuttaa kustannustehokas järjestelmä, on rajoitteen ja tuen taso asetettava paremmin todellisuutta vastaavien



Kuvio 6. Lannoitteiden käytön vähentämiseen pyrkivien sopimusratkaisujen kustannustehokkuus.

kustannustietojen perusteella. Näin ollen tiloille, joille vähentämiskustannukset ovat korkeat, rajoite olisi asetettava tasolle q_H ja vastaavasti tukitasoksi p_H . Tiloille, joiden vähentämiskustannukset ovat alhaisemmat, tulisi lannoitteen käyttörajoite asettaa tasolle q_L ja vastaavaksi tukitasoksi p_L .

Lisääntyneen informaation tuomaa hyötyä esitetään tasapainopisteen p^* q^* molemminpuolisilla kolmioilla. Korkeiden vähentämiskustannusten tiloilla vaadittiin liian tiukan lannoiterajoitteen käyttöönottoa tukitasolla p^* , jonka seurauksena syntynyttä kustannustehottomuutta kuvataan alueella A. Toisaalta, alhaisten vähentämiskustannusten tiloilla asetettu rajoitetaso q^* oli tukitasolla p^* liian alhainen, jonka seurauksena syntynyttä kustannustehottomuutta kuvataan alueella B. Jos sopimuksen ainoa ehto tai toimenpide on lannoitteiden käytön rajoittaminen ja kysymyksessä on vapaaehtoinen järjestelmä, rajakustannusarvion MAC^* mukaisen sopimusvaihtoehdon heikkoutena on, etteivät kustannustason MAC_H tilat osallistu järjestelmään ja vastaavasti kustannustason MAC_L tiloille osallistuminen tuottaa lisävoittoja. Kustannustehokkuutta voidaan siis parantaa pyrkimällä rajahyötykäyrällä MSB sellaiseen määrään sopimuksia, ts. lannoiterajoitteiden ja tukitasojen eri yhdistelmiä, kuin informaation hankintakustannusten ja -hyötyjen perusteella on järkevää.

Peruessa on käytännössä toteutettu sopimusvaihtoehtoja, joissa lannoiterajoitetta on ollut mahdollisuus lieventää, sekä sopimus, jossa tukitasot maksetaan alennettuna. Sen sijaan, että tuki- ja rajoitetasot olisi asetettu lannoitteiden käytön vähentämisen rajakustannusten (MAC_H ja MAC_L) ja rajahyötyjen (MSB)

mukaisesti, nykyinen järjestelmä ”rankaisee” tiloja, jotka ennen perustukijärjestelmään osallistumista lannoittivat enintään nykyisten perustustasojen mukaisesti. Tilat, joille järjestelmään osallistumisesta aiheutuu korkeat kustannukset (MAC_H), voivat puolestaan korkeaan satotasoon perustuen valita lievemmän lannoitteen määrärajoitteen. Tukitasot pysyvät näille tiloille ennallaan. Vastavasti tilat, joiden aiempi lannoitteiden käyttötaso oli lähellä asetettua perustason rajoitetta, ja joille järjestelmään rajoitteen toteuttamisesta aiheutuvat kustannukset (MAC_L) ovat alhaisemmat, saavat alennetun tukitason. Kuviossa 6 lannoitteiden käytön rajoite q_H olisi korkeiden vähentämiskustannusten tiloille kustannustehokas rajoitteen taso. Nykyisessä järjestelmässä nämä tilat osallistuvat tällä rajoitetasolla järjestelmään, koska muista perustukijärjestelmän toimenpiteistä saatu korvaus kannustaa sopimuksen tekoon. Perustukijärjestelmässä näille tiloille on annettu mahdollisuus löysemmän rajoitetason sopimuksen valintaan, jolloin lannoitteiden käyttörajoite on ainoastaan q_H^* . Kustannustehokkaan rajoitetason q_H ja ns. tarkennetun rajoitetason q_H^* erotuksesta johtuen (tukitason pysyessä ennallaan) syntyy kustannustehottomuutta, jota esitetään kuviossa 6 alueella C. Rajoitetason löysennys alentaa tilojen kustannuksia järjestelmään osallistumisesta. Alhaisten rajoittamiskustannusten tiloille rajoitetaso q^* säilyy ennallaan, mutta tukitaso alenee $p^* - p_L$ verran. Tukitasosta p_L on kuviossa oletettu, että se on sama kuin suorien MSB ja MAC_L leikkauspisteiden määräämä taso, mikä ei välttämättä vastaa todellista tilannetta. Tukitason muutos vaikuttaa joka tapauksessa tilojen tulonmuodostusta alentavasti.

Lisäinformaation saamista voidaan pitää välttämättömänä ehtona sopimusten erilaistamiselle, sillä kaikissa tapauksissa tämä ei välttämättä johda hyvinvoinnin paranemiseen. Jos säätelijän käytettävissä on vain hyvin vähän tai ei lainkaan tietoja, vaihtoehtojen lisääminen voi jopa vähentää yhteiskunnan hyvinvointia. Hypoteettisena esimerkkinä voidaan mainita käytännössä melko epätodennäköinen tilanne, jossa 100 kilon typpirajoitteen lisäksi luodaan uusi 80 kilon rajoite, johon sitoutumalla tila saa vastaavasti korkeamman tuen. Jos tuki rahoitetaan väärillä veroilla, uusi sopimusvaihtoehto vähentää hyvinvointia, jos kaikki tilat ovat jo ennestäänkin käyttäneet tyyppiä vain 70 kg/ha. Sopimusten erilaistamisen täytyy täten aina perustua relevantin lisäinformaation saamiseen.

Taulukossa 3 on koottu yhteen kuviossa 6 esitetyt tuki- ja rajoiteratkaisut, kun lannoitteiden käyttöä pyritään vähentämään epätäydellisen ja epäsymmetrisen informaation vallitessa, tilanteessa jossa sopijaosapuolia on voitu luokitella kustannustehokkuuden parantamiseksi sekä käytössä olevien perustuen sopimusratkaisujen tilanteissa.

Tukitasojen ja lannoiterajoitteiden eriyttäminen voidaan käytännössä toteuttaa, koska perustukisopimuksen noudattamista valvotaan satunnaisotannalla. Jos sopimusta ei ole noudatettu, viljelijän on maksettava sakkoa. Sakon uhka lienee useimmissa tapauksissa riittävä, jotta viljelijä valitsee hänelle tarkoitetun sopi-

Taulukko 3. Tuki- ja rajoiteratkaisut kuviossa 6 esitettyjen sopimusvaihtoehtojen mukaisesti.

	Korkeat vähentämiskustannukset MAC _H		Alhaiset vähentämiskustannukset MAC _L	
	tukitaso	rajoite	tukitaso	rajoite
Epätäydellinen ja epäsymmetrinen informaatio	p*	q*	p*	q*
Kustannustehokas ratkaisu	p _H	q _H	p _L	q _L
Perustuen sopimusratkaisut	p*	q _H *	p _L	q*

muksen.³ Toisaalta, tarkennetuista rajoitetasoista viljelijä voi hyötyä täydellä varmuudella ainoastaan silloin, kun hän pystyy luotettavasti osoittamaan aiemmin saadun satotason.

7. Johtopäätökset maatalouden ympäristövaikutusten ohjauksen kehittämismahdollisuuksista

Maatalouden ympäristövaikutusten ohjauksen tarpeellisuus perustuu siihen, että maatalouteen liittyvien ympäristöressurssien yritystaloudellisesti optimaalinen hyödyntäminen ei välttämättä tuota koko yhteiskunnan kannalta optimaalista tulosta. Tämä johtuu ennen kaikkea kahdesta asiasta: ympäristöressurssien omistusoikeuksien puutteellinen määrittely vaikeuttaa vaihdantaa, ja yhteiskunnan ympäristöressurssien käytölle asettamat tavoitteet eivät välttämättä ole yhteneväiset ympäristöressurssien taloudellisesti tehokkaan hyödyntämisen kanssa. Niinpä Suomessakin maatalouden ympäristövaikutuksia ja ennen kaikkea ympäristöhaittoja on pyritty kontrolloimaan erilaisin julkisen vallan toteuttamin ohjaustoimenpitein. Merkittävin maatalouden ympäristöpolitiikan keino on ollut maatalouden ympäristöohjelma 1995-1999. Sen ytimenä on ympäristötuen perustuki, jonka piirissä on 90 % viljellystä peltoalasta. Ympäristötukijärjestelmään kuuluminen on vapaaehtoista, ja se perustuu julkisen vallan ja viljelijän väliseen sopimukseen.

Ympäristötukijärjestelmässä on toiminnallisia piirteitä sekä hinta-, määräättä tiedollisesta ohjauksesta. Viljelykasvien erilaiset tukitasot toimivat hintaohjauksena vaikuttaen viljelyn suhteelliseen kannattavuuteen. Kasvi- ja tukialuekohtaiset lannoituksen enimmäisrajat edustavat määräohjausta. Tilakohtainen

³ Vuonna 1996 alennettua perustukea maksettiin yhteensä n. 175 600 ha:n alalle (Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus 1998).

ympäristönhoito-ohjelma arvokkaiden luontokohteiden kartoituksineen täyttää tiedollisen ohjauksen tuntomerkit. Olennaista on kuitenkin ympäristötukijärjestelmään kuuluminen vapaaehtoisuus. Siksi onkin mielenkiintoista verrata ympäristötukijärjestelmää sellaisiin ohjauskeinovaihtoehtoihin, jotka ovat kaikkia viljelijöitä sitovia. Tällaisia ovat mm. pakolliset määrärajoitteet ja erilaiset tuotantoprosessiin liittyvät verot. Informaation rooli on eri ohjauskeinojen vertailussa keskeinen, koska päätöksenteon pohjaksi kussakin ohjaustilanteessa tarvittavan informaation määrä ja luonne ratkaisee tietyn ohjauskeinojen käytettävyyden ja soveltuvuuden.

Täydellisen informaation tilanteessa kaikki ohjauskeinot, niin vapaaehtoiset kuin pakkoon perustuvat, ovat yhtä tehokkaita yhteiskunnan kannalta. Ohjauskeinot eroavat toisistaan ainoastaan tulonjakovaikutusten osalta. Sen sijaan epätäydellisen ja –symmetrisen informaation oloissa yksiselitteisiä johtopäätöksiä ei ole mahdollista tehdä. Pakollisen ohjauksen ollessa kyseessä hintaohjauksen suhteellinen tehokkuus määräohjaukseen nähden riippuu säätelyn aiheuttamista tulonmenetyksistä eli esimerkiksi peltojen tuottavuudesta Weitzmanin kulmakerroinsäännön mukaisesti. Vapaaehtoisessa ohjauksessa tavoitteiden saavuttaminen on täydellisesti kiinni siitä, kuinka hyvin säätelijä eli julkinen valta tuntee ja hallitsee ohjaustilanteen lukuisat muuttujat.

Näin ollen ei ole olemassa mitään objektiivista mittaria, jonka perusteella vapaaehtoisuuteen perustuvaa ohjausta voitaisiin pitää parempana tai huonompana kuin pakollisia ohjaustoimia. Päätöksentekijäin (ja lopulta äänestäjien) yhteiskunnallisista tavoitteista ja arvostuksista riippuu, tukeudutaanko vapaaehtoiisiin vai pakollisiin ympäristönsuojelukeinoihin. Taloustieteen keinoin voidaan arvioida esim. eri ohjaustoimenpiteiden kustannustehokkuutta, mutta tämäkin on mahdollista yleensä vain malli- ja teoriatasolla, koska riittävän yksityiskohtaista tietoa ympäristövaikutusten ja eri ohjaustoimenpiteiden välisestä suhteesta ei ole saatavissa. Lisäksi kustannustehokkuuskaan ei kerro vielä mitään ohjauskeinon yhteiskunnallisesta optimaalisuudesta. Ohjauskeino on optimaalinen ainoastaan siinä tapauksessa, että sen avulla voidaan varmistaa yhteiskunnallisesti optimaalinen ympäristövaikutuksen määrä pienimmän mahdollisin kustannuksin.

Vapaaehtoiisiin sopimuksiin perustuvan ohjauksen vahvin kilpailuvaltti pakolliseen ohjaukseen verrattuna on siinä, että sopivalla suunnittelulla on mahdollista luoda sellainen sopimusjärjestelmä, joka vähentää informaation epäsymmetrisyyttä ohjaustilanteessa. Tällöin sopivan kannustimen avulla tehdään ohjauksen kohteelle järkeväksi ja kannattavaksi paljastaa säätelijälle sellaista informaatiota, joka on ollut vain ohjauksen kohteen tiedossa ja hallinnassa. Pakolliset ohjauskeinot eivät tuota vastaavaa tietoa. Tämänäyttöyppisen tiedon paljastaminen ei nykyisen ympäristötuen kaltaisilla keinoilla suju kuitenkaan kovin nopeasti.

Teoreettisesti tarkasteltuna merkittävä edistysaskel vapaaehtoiisiin sopimuksiin perustuvan ohjauksen kehittämisessä olisi jonkinlainen ympäristösopimusten huutokauppajärjestelmä, jossa viljelijä tarjoaisi julkiselle vallalle tiettyä ympäristönhoitotoimenpidepakettia itse määrittelemällään tukitasolla. Jos tiedetään, että julkinen valta tekee vain tietyn määrän sopimuksia ja valitsee ne esim. kustannustehokkuusperiaatteella, niin tällöin sopimusta haluavan, rationaalisti toimivan viljelijän kannattaa paljastaa tarjouksessaan täsmällinen arvio esittämiensä sopimusehtojen täyttämisestä aiheutuvista kustannuksista.

Vapaaehtoisen ohjauksen soveltaminen on vaikeinta tilanteessa, jossa ei ole käytettävissä taloudellisia voimavaroja viljelijöiden kiinnostuksen herättämiseksi ja takaamiseksi. Tällöin ei ole todennäköistä, että haluttuja tavoitteita kyetään saavuttamaan vapaaehtoisen ohjauksen avulla. Toinen ongelma on, että tukien käyttöön perustuva ohjaus voi tulla kalliiksi veronmaksajille. Tosin tulonsiirrot eivät ole todellisia yhteiskunnallisia kustannuksia, jos ne voidaan kerätä konttäsummaveroina. Väärillä verotuksella kerätyt budjettivarat sen sijaan aiheuttavat tehokkuustappioita, jotka tulisi ottaa huomioon verrattaessa vapaaehtoista ja pakollista ohjausta.

Taloustieteilijät pitävät yleensä kahdesta valintatilanteesta parempana sitä, jossa vaihtoehtoja on enemmän. Säätelijän käytettävissä olevan informaation epätäydellisyys ja epäsymmetrisyys voi kuitenkin tietyissä tilanteissa johtaa jopa siihen, että valinnanmahdollisuuksien lisääminen vapaaehtoisessa sopimusjärjestelmässä aiheuttaa yhteiskunnan kannalta epätarkoituksenmukaisen lopputuloksen. Näin on saattanut osittain tapahtua nykyisen perustukijärjestelmän lannoitusrajoitusten kohdalla. Tuen pienentäminen niiltä viljelijöiltä, jotka eivät joutuneet vähentämään lannoitustaan perustuen lannoitusrajoitusten täyttämiseksi, ja täyden tuen myöntäminen niille viljelijöille, jotka korkean satotasonsa perusteella saivat ylittää lannoitusrajat, ei välttämättä antanut oikeansuuntaista signaalia viljelijöille. Valmiiksi ympäristöystävällisestä viljelystä pikemminkin rangaistiin kuin palkittiin.

On toki pidettävä mielessä, että ohjaustoimien hyvyden arvioinnin tulokset riippuvat käytettävistä perusteista. Koska käytettävissä olevan informaation puutteellisuus sekä markkina- ja muiden yhteiskunnallisten päätöksentekojärjestelmien institutionaaliset puutteet estävät yhteiskunnan kannalta optimaalisen ohjausratkaisun löytymisen, kaikki sovellettavissa olevat arviointiperusteet tuottavat epätäydellisiä ratkaisuja eri ohjaustoimenpiteiden paremmuusjärjestyksestä.

Käytetyin taloustieteellispohjainen arviointikriteeri on kustannustehokkuus. Sen avulla on määriteltävissä, millä ohjaustoimenpiteellä päästään haluttuun lopputulokseen pienimmin kustannuksin. Taloudelliselle tehokkuuskäsitykselle perustuva arviointikriteeri on kuitenkin vain yksi vaihtoehto. Kun otetaan huomioon maatalouden yleinen tukiriippuvuus ja kannattavuusongelmat, lienee melko selvää, että erityisesti tulonjakokysymykset ovat ratkaisevia maatalouden ympäristöpolitiikan ohjauskeinojen valinnassa. Lisäksi on todennäköistä, että suoma-

laisen yhteiskunnan perusarvoihin kuuluva yksityisen maanomistusoikeuden kunnioittaminen vaikuttaa potentiaalisen keinovalikoiman laajuuteen. Toisin sanoen tietynlainen oikeudenmukaisuusnäkökulma painaa ohjauskeinoon valinnassa siinä missä taloudellinen tehokkuuskin.

Tältä pohjalta on ymmärrettävissä, että maatalouden ympäristöohjelmaa tuskin aivan lähitulevaisuudessa tullaan korvaamaan pakollisella ohjauksella. Parannusehdotusten tulisi siten kohdistua ensikädessä nykyisen järjestelmän epäkohtiin ja puutteisiin. Yksi selkeä parannus aiemmin mainittujen lisäksi olisi tuen nykyistä parempi kohdentaminen potentiaalisten ympäristöhaittojen mukaan, jolloin tuki olisi nykyistä pienempi ja ehdot lievemmat kaukana vesistöistä sijaitsevilla peltolohkoilla ja päinvastoin. Vesistöjen varsilla sijaitsevat tilat saisivat tällöin nykyistä enemmän tukea, ja ehdot olisivat vastaavasti tiukemmat. Kokonaistuki voisi pysyä ennallaan, samaten tilojen tulot, mutta ympäristötyödyt voisivat muodostua nykyistä suuremmiksi.

Kirjallisuus

- Besanko, D. & Sappington, D. E. M. 1987. Designing regulatory policy with limited information. *Fundamentals of pure and applied economics* 20, Harwood Academic Publishers.
- Bonnieux, F. & Rainelli, P. 1998. Agricultural policy and environment in developed countries. *European review of agricultural economics*. 15(2/3): 263-281.
- Choe, C. & Fraser, I. 1998. A Note on Imperfect Monitoring of Agri-Environmental Policy. *Journal of Agricultural Economics* 49/2. p. 250-258.
- EEC Council Regulation 2078/92 on Agricultural Production Methods Compatible with the Requirements of the Protection of the Environment and the Maintenance of the Countryside.
- Euroopan yhteisöjen komissio 1997. Komission kertomus neuvostolle ja Euroopan parlamentille ympäristönsuojelun vaatimusten ja maaseutu ympäristön vaatimusten kanssa sopusointuisista maatalouden tuotantomenetelmistä annetun neuvoston asetuksen (ETY) N:o 2078/92 soveltamisesta. 38 s. 04.12.1997. Bryssel, Belgia.
- Grönroos, J., Rekolainen, S., Palva, R., Granlund, K., Bärlund, I., Nikander, A. & Laine, Y. 1998. Maatalouden ympäristötuki. Toimenpiteiden toteutumisen ja vaikutukset v. 1995-1997. Suomen ympäristö 239. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 77 s.
- Hanley, N. D. 1991. Farming and the Countryside. An Economic Analysis of External Costs and Benefits. CAB International, Great Britain.
- Holmström, B. 1979. Moral Hazard and Observability. *Bell Journal of Economics* 10, 74-91.

- Jokinen, P. 1995. Tuotannon muutokset ja ympäristöpolitiikka: ympäristösosiologinen tutkimus suomalaisesta maatalouden ympäristöpolitiikasta vuosina 1970-1994. *Annales Universitatis Turkuensis C* 116, Turun yliopisto, Turku.
- MMM 1994. Ehdotus Suomen maatalouden ympäristötukiohjelmaksi. Työryhmämuistio 1994:4. Helsinki.
- MMM 1996. Maatalouden ympäristötuki. Perustuki maatiloille -opas. 32 s. Helsinki.
- MMM 1998a. Maatalouden ympäristöohjelma 1995-1999. Seurantaryhmän lopPURaportti. Työryhmämuistio 1998:5. 102 s. + 37 liitteet. Helsinki.
- MMM 1998b. Maatalouden ympäristötuki tänä vuonna 1,756 mrd. markkaa. MMM:n tiedote 10.12.1998.
- Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus 1998. Vuoden 1996 perustuki 10 % alennettuna, maksun perusteena oleva pinta-ala tukialueittain. Tiedostoaineisto. Helsinki.
- Maatilahallitus 1991. Maatilahallinnon ympäristöohjelma 1991-1995. Helsinki.
- Macho-Stadler, I. & Pérez-Castrillo, D. 1997. *An Introduction to the Economics of Information. Incentives and Contracts.* Oxford. 277 p.
- Miettinen, A. 1994. Maatalouden ympäristönsuojelutoimenpiteet ja niiden kehittyminen Suomessa. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 553. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki. 33 s.
- Moxey, A., White, B. & Ozanne, A. 1998. Efficient Contract Design for Agri-Environmental Policy. Manuscript. Forthcoming in the *Journal of Agricultural Economics* 1999.
- OECD 1992. *Agricultural policy reform: environmental externalities and public goods.* OECD, Paris.
- Pearce, D. W., & Turner, R. K. 1990. *Economics of Natural Resources and the Environment.* Harvester Wheatsheaf, Great Britain.
- Phlips, L. 1988. *The Economics of Imperfect Information.* Cambridge. 281 p.
- Pirttijärvi, R. 1998. Nutrient balances in agri-environmental policy. *Maatalouden taloudellisen tutkimuslaitoksen julkaisuja* 88. Helsinki. 106 p.
- Randall, A. 1987. *Resource Economics - An Economic Approach to Natural Resource and Environmental Policy.* 2nd ed. John Wiley and Sons, U.S.A.
- Rasmusen, E. 1991. *Games and Information. An Introduction to Game Theory.* Cambridge. 352 p.
- Rees, R. 1985. The Theory of Principal and Agent Part I. *Bulletin of Economic Research* 37: 37, 3-26.
- Siikamäki, J. 1997. Suomen maatalouden ympäristötukijärjestelmän sisältö ja toiminta. *Maatalouden taloudellisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja* 216: 7-35. Helsinki.
- Slangen, L. 1997. How to Organize Nature Production by Farmers. *European Review of Agricultural Economics* 24/3-4, 509-529.

- Stavins, R. 1996. Correlated Uncertainty and Policy Instrument Choice. *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 30, no. 2, 218-232.
- Sumelius, J. 1994. Controlling nonpoint source pollution of nitrogen from agriculture through economic instruments in Finland. *Maatalouden taloudellisen tutkimuslaitoksen julkaisuja 74*. Helsinki. 66 p.
- Vesihallitus 1974. Vesiensuojelun periaatteet vuoteen 1985. *Vesihallituksen julkaisuja 8*. Valtion painatuskeskus, Helsinki.
- Vesihallitus 1976. Vesiensuojelun periaatteiden soveltamisesta. *Vesihallituksen julkaisuja 16*. Valtion painatuskeskus, Helsinki.
- Weitzman, M. L. 1974. Prices vs. Quantities. *Review of Economic Studies* 41: 477-491.
- Ympäristöministeriö 1988. Vesiensuojelun tavoiteohjelma vuoteen 1995. Valtioneuvoston periaatepäätös. Sarja B 1988: 12. Helsinki.
- Ympäristöministeriö 1992. Ehdotus maaseudun ympäristöohjelmaksi: maaseudun ympäristöohjelmatyöryhmän muistio. Työryhmän mietintö 68. Helsinki.

Liite 1. Sakko riskineutraalin viljelijän tapauksessa

Oletetaan että ympäristötukiehtoja noudattavan tilan voitto on π mutta ehtoja rikkovan tilan voitto on π' , $\pi' > \pi$. Tarkastuksen todennäköisyys on p , joka voi vaihdella välillä $[0, 1]$. Jos tarkastuksessa havaitaan, että ehtoja on rikottu, tila joutuu maksamaan sakon F . Jotta riskineutraali tila ei riko tukiehtoja, sopimuksen noudattamisen odotetun voiton täytyy olla suurempi kuin ehtoja rikkovan tilan odotetun voiton:

$$(1-p)\pi + p\pi > (1-p)\pi' + p(\pi'-F).$$

Järjestelemällä termejä saadaan

$$\pi > \pi' - pF \Leftrightarrow pF > \pi' - \pi.$$

Sakon suuruus voidaan täten laskea kaavasta

$$F > \frac{\pi' - \pi}{p}.$$

Mikäli tarkastuksen todennäköisyys on positiivinen, voidaan aina löytää (p, F) yhdistelmä, jolla riskineutraali tila saadaan noudattamaan ympäristötukisopimusta.

Ympäristötuen yhteiskunnallinen kannattavuus

Ville Vehkasalo

Social Profitability of the Finnish Agri-Environmental Programme

Abstract. The social costs and benefits of the Finnish Agri-Environmental Programme (FAEP) are manifold. There are several aggregate production, environmental, and farm-related effects, and the monetary valuation of these effects is not a straightforward task. However, an attempt has been made. The main objective of the FAEP is to reduce the agricultural nutrient leaching to surface and groundwaters, and the social benefits of this reduction have been approximated with the averting expenditures valuation method. That is, the value of the nutrient load reduction is the cost of a corresponding reduction in municipal wastewater treatment.

The overall benefits seem to outweigh the costs of the programme. The benefit to cost ratio is roughly 2 or higher, depending on the actual reduction in nutrient leaching. The programme is beneficial even without any environmental benefits, as the 50% budget share of EU just covers the estimated farm level costs and income losses of the programme.

Index words: environmental benefits, monetary valuation, wastewater treatment

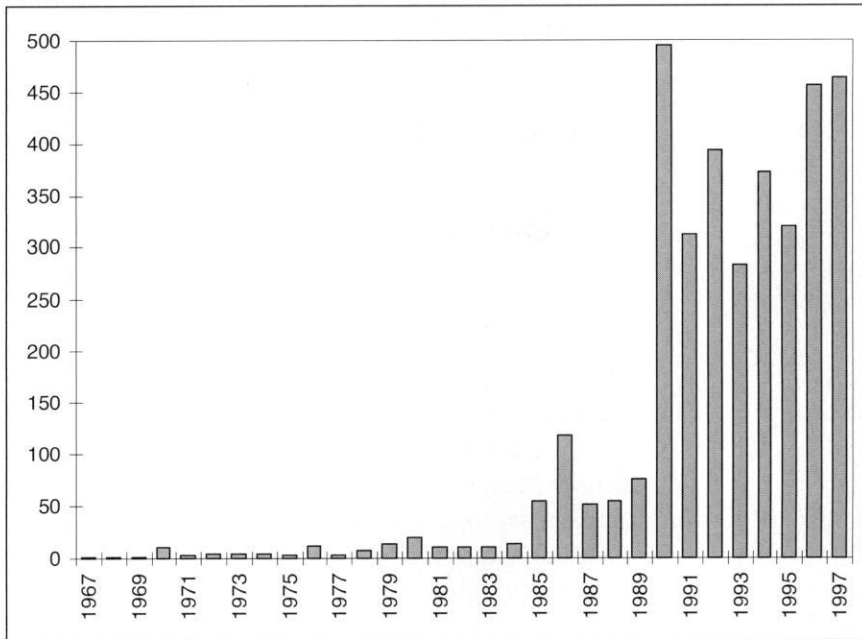
1. Johdanto

Maatalouden ympäristönsuojelu sai merkittäviä lisäresursseja, kun EU-asetukseen 2078/92 perustuva ympäristötukijärjestelmä otettiin Suomessa käyttöön vuonna 1995. Järjestelmään vapaaehtoisesti osallistuvat viljelijät sitoutuvat tiloillaan tiettyihin ympäristönsuojelutoimiin, joista aiheutuvia kustannuksia tai tulonmenetyksiä korvataan hehtaaria kohti maksettavalla ympäristötuelle. Tuki vaihtelee alueittain ja kasvilajeittain, ja esimerkiksi viljakasvien tuki on alueesta riippuen noin 250 - 1000 mk/ha. Ympäristötuki jakautuu kaikille tiloille tarkoitettuun perustukeen ja tehokkaampia ympäristönsuojelutoimia edellyttävään erityistukeen. Jälkimmäiseen kuuluvat muun muassa luomutuotanto, maataloustuotannon laajaperäistäminen, perinnebiotooppien hoito, jne. Erityistuen saamiseksi tilan on kuuluttava myös perustukijärjestelmään. Sekä perus- että erityistuki

ovat olleet suosittuja viljelijöiden keskuudessa: jo ensimmäisenä vuonna 80 % tiloista ja 90 % hehtaareista oli mukana perustukijärjestelmässä (Siikamäki 1997).

Ympäristötuen tärkeimpänä tavoitteena on vähentää maatalouden aiheuttamaa vesistöjen ravinnekuormitusta. Tavoite on perusteltu, sillä viime kesien sinilevähaitat ovat selkeästi osoittaneet sekä koti- että ulkomaista alkuperää olevan kuormituksen vähentämisen tarpeellisuuden. Kuviossa 1 on esitetty ympäristökeskuksiin tehdyt ilmoitukset sinilevähaitoista vuodesta 1967 alkaen. Vaikka kyseessä ovat yksityisten kansalaisten tekemät ilmoitukset eikä esimerkiksi otantaan perustuva seurantatutkimus, kehityssuuntaa voidaan pitää melko selkeänä. Kuluneella vuosikymmenellä ilmoituksissa on nähtävissä selkeä tasomuutos. Tämä voi johtua useasta tekijästä. Sinilevien myrkyllisyydestä saatiin selkeää näyttöä 1990-luvun alussa, mikä on saattanut vaikuttaa ilmoitusaktiiviteettiin. On myös paljon mahdollista, että aikaisempien vuosien ja vuosikymmenien ravinnekuormitus näkyy vesistöissä toden teolla vasta nyt, sillä rehevöityminen on hidaskäynninen biologinen prosessi. Yleinen ympäristötietoisuuden kasvu on myös voinut vaikuttaa levähaittailmoitusten tekemiseen.

Ympäristötukeen käytetään vuositasona noin 1,6 miljardia markkaa, josta suurin osa, vajaa 1,4 miljardia, käytetään juuri perustukeen. Maataloustulo eli viljelijöiden omalle työlle ja pääomalle maksettu korvaus oli vuonna 1995 noin



Kuvio 1. Ilmoitukset sinilevähaitoista 1967 - 1997 (SYKE 1998).

7,3 miljardia markkaa ja 1996 noin 6,7 miljardia, joten kyse on merkittävästä tukierästä. Myös kansantalouden tasolla on kyseessä merkittävä ympäristönsuojelupanostus, sillä esimerkiksi teollisuudessa ympäristönsuojelun käyttömenot olivat vuonna 1995 samaa suuruusluokkaa kuin ympäristötuki (TK 1997). Asukasta kohti laskettuna perustukeen käytetään vajaat 300 mk vuodessa.

Ympäristötukea voidaan pitää olennaisena osana maatalouden EU-tukipakettia, johon kuuluvat myös hehtaariperusteiset CAP- ja LFA-tuet. Ympäristötukea ei kuitenkaan makseta samalla tavalla automaattisesti kuin muita EU-tukia, vaan tuki perustuu Suomen oma-aloitteisesti EU-asetuksen 2078/92 pohjalta tekemään ohjelmaehdotukseen, joka hyväksyttiin virallisesti Euroopan yhteisöjen komissiossa lokakuussa 1995. Ympäristötukea voidaan täten tarkastella itsenäisenä valtioneuvoston hyväksymänä toimenpiteenä.

Tutkimuksen tavoitteena on arvioida, onko ympäristötuki ja nimenomaan sen perustukiosuus yhteiskunnan näkökulmasta kannattava toimenpide.¹ Tätä pyritään selvittämään yhteiskunnallisen kustannus-hyötyanalyysin periaatteiden mukaisesti. Selvityksen ajankohtaisena motivaationa voidaan nähdä lähiaikoina EU:n kanssa alkavat neuvottelut ympäristötukijärjestelmän mahdollisesta jatkosta vuoden 1999 jälkeen. Selvityksessä vaihtoehtoisena skenaariona käytetään tilannetta, jossa Suomi olisi EU:n jäsen, mutta ympäristötukea ei olisi otettu käyttöön vuonna 1995.

Voidaan toki kysyä, ovatko julkisen sektorin rahoittamat ympäristönsuojelutoimet ylipäänsä suotavia resurssien allokaation, yhteiskunnan hyvinvoinnin tai muun vastaavan kriteerin kannalta. Tämän selvityksen lähtökohtana on, että ympäristönsuojelu on perusteltua ainakin silloin, kun saavutettavat hyödyt ovat suuremmat kuin toimien aiheuttamat kustannukset. Ympäristö voidaan nähdä lähes puhtaana julkishyödykkeenä, jonka kulutuksen säännöstely on lähes mahdotonta ja epäsuotavaa. Lailla säädetyt jokamiehenoikeudet takaavatkin kansalaisille tietyillä ehdoilla ympäristön ilmaiskäytön. Yksityisillä kuluttajilla ei ole täten insenttiiviä ryhtyä hoitamaan ja parantamaan ympäristön tilaa, koska muut voivat hyötyä tästä ilmaiseksi. Tämän vuoksi julkisen sektorin on vastattava verovaroin esimerkiksi vesien-, ilman- ja luonnonsuojelusta.

Tutkimuksen suurin ongelma liittyy ympäristötuen kuluttajille tuottamien ympäristöhyötyjen rahalliseen arvottamiseen. Julkishyödykkeiden arvottamismenetelmät ovat viime aikoina olleet taloustieteessä kiivaan tutkimuksen kohteena, mutta toistaiseksi ei ole vielä päästy yksimielisyyteen "oikeasta" menetelmästä. Tässä selvityksessä sovelletaan ns. säästyneiden kustannusten menetelmää, joka perustuu yksinkertaiseen vaihtoehtokustannusten laskemiseen. Maatalouden ravinnepäästöjen vähenemisen kuluttajille tuottamaa hyötyä arvotetaan siis vastaavan kuormitusvähenemän aiheuttamilla kustannuksilla yh-

¹ Jatkossa ympäristötuesta puhuttaessa tarkoitetaan nimenomaan perustukea. Erityistukien yhteiskunnallista kannattavuutta ei tässä yhteydessä pohdita.

dyskuntien jätevedenpuhdistuksessa. Säästyneiden kustannusten menetelmä on ehkä yksinkertaisin käytettävissä olevista arvottamismenetelmistä mutta tiettyjen ehtojen toteutuessa silti käyttökelpoinen.

Tutkimuksen aluksi luodaan lyhyt katsaus kustannus-hyötyanalyysin perusteisiin, oletuksiin ja ongelmiin luvussa 2. Luku on tarkoitettu lähinnä niille lukijoille, jotka eivät ole aiemmin perehtyneet aihepiiriin. Luvussa 3 pohditaan ympäristötuen rahoitusta ja tarkastellaan ympäristötukea tulonsiirtona. Tuen vaikutuksia maataloustuotantoon ja tätä kautta yhteiskunnan hyvinvointiin käsitellään luvussa 4. Ympäristötuen tuottamien ympäristöhyötyjen arvottamista säästyneiden kustannusten menetelmällä pohditaan luvussa 5. Tukehtojen aiheuttamia tilatason kustannuksia tarkastellaan luvussa 6. Luvussa 7 lasketaan yhteen hyödyt ja kustannukset ja esitetään tutkimuksen johtopäätökset.

2. Kustannus-hyötyanalyysin perusteita

2.1. Asema yhteiskuntatieteissä

Yhteiskunnallinen kustannus-hyötyanalyysi voidaan nykyään nähdä yhtenä normatiivisia kysymyksiä pohtivan hyvinvoinnin taloustieteen (*welfare economics*) sovellutuksena. Hyvinvoinnin taloustiede eroaa "puhtaasta" positiivisesta taloustieteestä lähinnä siten, että siinä missä jälkimmäinen pyrkii ainoastaan kuvailemaan miten asiat ovat, edellinen on kiinnostunut myös siitä miten niiden tulisi olla. Kustannus-hyötyanalyysin taustalla olevat talousteoreettiset käsitteet on kehitetty suurimmaksi osaksi jo 1800-luvulla, mutta käytännön sovellutukset alkoivat laajemmin kuitenkin vasta 1950-luvulla.

Kustannus-hyötyanalyysin perusidea on hyvin yksinkertainen. Siinä selvitetään julkisen investointi- tms. hankkeen yhteiskunnallisia hyötyjä ja kustannuksia ja verrataan näitä nettohyödyn eli hankkeen yhteiskunnallisen kannattavuuden² arvioimiseksi. Mikäli nettohyöty osoittautuu positiiviseksi, hanke kannattaa toteuttaa ja päinvastoin. Varsinaiset päätökset yhteiskunnassa tekee useimmiten joku muu kuin itse analyysintekijä, joten analyysiä voidaan pitää lähinnä päätöksentekijän *apuvälineenä* erilaisten allokaatiovaihtoehtojen valinnassa. On melko epätodennäköistä, että pelkän kustannus-hyötyanalyysin perusteella toteutettaisiin tai jätettäisiin toteuttamatta jokin julkinen hanke, koska julkisessa päätöksenteossa oletettavasti huomioidaan muitakin kuin pelkkiä taloudellisia näkökohtia.

Yhteiskunnallisella päätöksentekijällä (*social planner, decision-maker*) tarkoitetaan tässä yhteydessä joko yhtä henkilöä tai ryhmää, joka tekee julkis-

² Tässä tutkimuksessa yhteiskunnallinen, yhteiskuntataloudellinen ja kansantaloudellinen kannattavuus tarkoittavat kaikki samaa asiaa. Käytäntö on kuitenkin kirjavaa.

talouteen liittyviä päätöksiä yhteiskunnalta tai yhteisöltä saamansa luottamuksen turvin (Sugden ja Williams 1978, p. 229). Demokratioissa päätöksentekijät ovat tavallisesti poliitikkoja tai poliitikon alaisia virkamiehiä. Päätöksentekijän tavoitteena voidaan pitää yhteiskunnan hyvinvoinnin maksimointia resurssi- ym. rajoitusten puitteissa, koska muut tavoitteet voisivat hyvin nopeasti johtaa päätöksentekijän vaihtamiseen, diktatuurit poisluettuna. Yhteiskunnan hyvinvointi voidaan tietenkin määritellä lukuisilla tavoilla ja voidaan puhua esimerkiksi taloudellisesta tai henkisestä hyvinvoinnista. Kustannus-hyötyanalyysissä hyvinvoinnilta tarkoitetaan kuitenkin yksinomaan taloudellista hyvinvointia.

Kustannus-hyötyanalyysin lähtökohtana voidaan pitää periaatetta, jonka mukaan yksityisten preferenssien tulisi näkyä yhteiskunnallisissa päätöksissä (Dasgupta ja Pearce 1972, p. 17). Julkisen päätöksentekijän tulisi siis vain ja ainoastaan maksimoida yksityisten kuluttajien hyötyä tai hyvinvointia. Tämä periaate kuulostaa länsimaaisessa demokratiassa itsestäänselvyydeltä, mutta sitä se ei suinkaan välttämättä ole. Tulisiko yksityisten preferenssien *aina* näkyä yhteiskunnallisissa päätöksissä? Periaate sulkee äärimmäisyyteen vietyä pois kaiken paternalismin, toisin sanoen julkisen vallan suorittaman kuluttajien ohjailun ja kontrollin. Eräät yhteiskuntateoreetikot pitävät tätä pelkästään suotavana mutta useimmat lienevät vastakkaisella kannalla. Välttämättä kuluttajat eivät aina parhaiten tiedä, mikä heille on hyväksi. Kuinka moni lapsi esimerkiksi menisi vapaaehtoisesti kouluun? Koulutus on esimerkki ns. meriittihyödykkeestä, jonka pitkällä aikavälillä tuottama yhteiskunnallinen hyöty poikkeaa merkittävästi tätä kuluttavan yksilön omasta mielestään saamasta hyödystä. Jonkinlainen rajanveto tulee tässä tapauksessa tehdä tavallisten ja meriittihyödykkeiden välille ja soveltaa kustannus-hyötyanalyysiä ainoastaan edellisiin (Sugden ja Williams 1978, p. 179-180).

Kustannus-hyötyanalyysin tapaista hyötyjen ja haittojen laskemista tapahtuu enemmän tai vähemmän eksplisiittisesti myös lukuisissa muissa kuluttajien kohtaamisissa valintatilanteissa, kuten elämänkumppanin, työpaikan tai harrastusten valinnassa. Näissä tilanteissa hyötyjä ja kustannuksia ei välttämättä osata tai haluta muotoilla täsmällisesti, mutta julkisten investointihankkeiden tapauksissa tätä voidaan pitää vähimmäisvaatimuksena. Seuraavassa tarkastellaan lähemmin taloudellisen hyödyn ja kustannuksen käsitteitä.

2.2. Hyödyn mittaamisesta

Hyödyke voidaan määritellä miksi tahansa tavaraksi, palveluksi tai resurssiksi, joka tuottaa kuluttajalle positiivista hyötyä eli täyttää kuluttajan tarpeita. Hyödykkeet voidaan jakaa niukkoihin hyödykkeisiin ja ilmaishyödykkeisiin, jolloin jälkimmäisiin kuuluvat esimerkiksi auringonvalo, happi ja painovoima. Jokaiseen niukkaan hyödykkeeseen liittyy hinta p , joka muodostuu täydellisen kilpailun markkinoilla kysynnän ja tarjonnan yhteisvaikutuksena. Kuluttajan maksu-

halukkuus riippuu luonnollisesti hyödykkeen kuluttajalle tuottamasta hyödystä. Hyötyään maksimoiva kuluttaja ostaa hyödykettä kunnes yhden lisäyksikön tuottama kokonaishyödyn lisäys eli rajahyöty on yhtä suuri kuin hyödykkeen hinta p kerrottuna rahan rajahyödyllä. Kustannus-hyötyanalyysin taustalla oleva ajatus hyödystä voidaan täten pukea muotoon

$$\text{hyöty} = \text{maksuhalukkuus} = \text{hinta}.$$

Markkinahinnat eivät kuitenkaan kaikissa tapauksissa anna täyttä kuvaa kuluttajalle koituvista hyödyistä. Usein kuluttaja olisi halukas maksamaan ensimmäisistä yksiköistä jotakin hyödykettä enemmänkin kuin markkinahinnan. Koska kuluttaja saa nämä ensimmäiset yksiköt samaan hintaan kuin kaikki muutkin, kuluttajalle muodostuu ylijäämää, jota kuviossa 2 kuvaa hinta-akselin, kysyntäkäyrän D ja hinnan p rajoittama kolmio $p''ep$. Kuluttajan maksuhalukkuus määrästä q on $p''eq\theta$, mutta koska hinta on p , kuluttaja maksaa tästä määrästä ainoastaan suorakulmion $peq\theta$:n verran eli p kertaa q . Hintasuora p voidaan tulkita myös kyseisen hyödykkeen tarjontakäyräksi eli tässä tapauksessa tuotannon vakioisiksi rajakustannuksiksi. Voidaan osoittaa, että kuluttajan ylijäämä on hyödyn eksakti mittari ainoastaan kvasilineaarisen hyötyfunktion tapauksessa, jolloin kaikkien muiden paitsi yhden hyödykkeen kysyntä ei riipu kuluttajan tuloista. Muissa tapauksissa ylijäämää voidaan kuitenkin käyttää approksimaationa todellisesta hyödystä. (Varian 1992, p. 163-169.)

Oletetaan nyt että hyödykettä tuottava julkinen sektori investoi entistä tehokkaampaan tuotantoteknologiaan, joka laskee rajakustannuksia ja täten hintaa p :stä p' :hen. Muiden hintojen ja tulojen pysyessä ennallaan kuluttaja on halukas ostamaan hinnalla p' määrän q' , joten kuluttajan kokonaismaksuhalukkuus määrästä q' on $p''e'q'\theta$. Maksuhalukkuuden muutos määrän muutoksesta Δq ($= q' - q$) on täten yhtä kuin alue $qee'q'$. Lineaarisen kysyntäkäyrän tapauksessa maksuhalukkuuden muutos ja tätä kautta hyödyn muutos ΔU voidaan ilmaista muodossa

$$(1) \quad \Delta U = \lambda(p'\Delta q + \frac{1}{2}\Delta p\Delta q),$$

jossa $\Delta p = p - p'$ ja λ = rahan rajahyöty. Yhtälössä (1) suluisissa oleva summa (alue $qee'q'$) on maksuhalukkuuden muutos, mutta koska maksuhalukkuus riippuu osaltaan myös kuluttajan tuloista, sitä ei voi sellaisenaan käyttää hyödyn mittarina. Sekä suuri- että pienituloisen voisi olla *valmis* maksamaan alueen $qee'q'$ verran määrän muutoksesta Δq , mutta tämä maksuhalukkuus ei välttämättä merkitse samaa suurituloiselle. Tämän vuoksi maksuhalukkuuden muutosta on korjattava rahan rajahyödyllä todellisen hyötymuutoksen selvittämiseksi. Jos hinta muuttuu vain marginaalisesti tai ei lainkaan, voidaan kirjoittaa $p = p'$, jolloin (1) supistuu muotoon

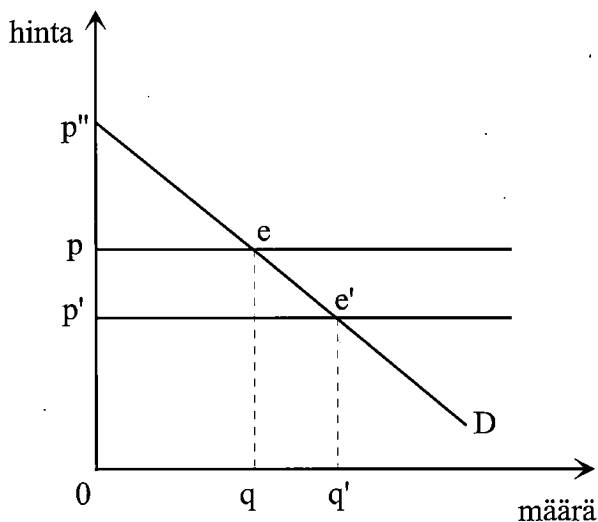
(2)

$$\Delta U = \lambda p \Delta q,$$

joka on useimmissa tapauksissa riittävän tarkka mittari. Investointihanke tuottaa siis kuluttajan hyödyssä muutoksen, joka on yhtä suuri kuin hyödykkeen hinta kertaa määrän muutos kerrottuna rahan rajahyödyllä. (Dasgupta ja Pearce 1972, p. 39-46.)

Hinnan muutoksen vaikutusta kuluttajan hyötyyn voidaan tarkastella myös kuluttajan ylijäämän näkökulmasta. Kuviosta nähdään, että hinnan lasku p :stä p' :hen kasvattaa kuluttajan ylijäämää markkamäärällä $pee'p'$. Kuten edellä, lineaarisen kysyntäkäyrän tapauksessa muutos hyödyssä voidaan kirjoittaa $\lambda(q\Delta p + \frac{1}{2}\Delta p\Delta q)$. Jos kuvion kysyntäkäyrä tulkitaan kuluttajien yhteenlasketuksi markkinakysyntäkäyräksi, voidaan nähdä suoraan millä ehdolla muutos lisää yhteiskunnan hyvinvointia. Koska rajakustannusten p' alla oleva alue kuvaa tuotannon muuttuvia kustannuksia, investointi on yhteiskunnallisesti kannattava, jos sen aiheuttamat kiinteät kustannukset ovat pienemmät kuin muutos kuluttajien yhteenlasketussa ylijäämässä $pee'p'$.

Kumpaa mittaria sitten tulisi käyttää hyötymuutosten arviointiin, ylijäämän muutosta $pee'p'$ vai maksuhalukkuuden muutosta $qee'q'$? Nämä antavat saman tuloksen, kun $p'\Delta q = q\Delta p$ eli kun $p'q' = pq$. Muutokset ovat siis yhtä suuria vain silloin, kun hyödykkeen hintajousto on ykkösen suuruinen, mikä on vaihtoehtoinen ehto sille, että nämä mittarit kuvaavat todellisia hyötymuutoksia oikein. Toisin sanoen hinnan muutoksella ei saisi olla mitään vaikutusta kuluttajan reaaliiseen ostovoimaan ja tätä kautta muiden hyödykkeiden kysyntöihin. Esim.



Kuvio 2. Kuluttajan ylijäämä.

Cobb-Douglas -hyötyfunktioista johdetut kysyntäfunktiot muotoa $q_i = \alpha_i Y/p_i$, toteuttavat tämän ehdon. Kuten muillakin homoteettisilla hyötyfunktioilla, kysyntä q_i riippuu lineaarisesti tuloista eli kuluttaja käyttää vakio-osuuden tuloistaan, $\alpha_i Y$, kuhunkin hyödykkeeseen i .

Hintajoustopoiketessa ykkösestä hinnan muutos muuttaa samalla muiden hyödykkeiden kysyntää. Jos hintajousto on pienempi kuin 1, kyseessä on välttämättömyyshyödyke, jonka hinnan lasku 5 prosentilla kasvattaa kysyntää vähemmällä kuin 5 prosentilla, ja säästyneet tulot käytetään muihin hyödykkeisiin, joiden kysyntäkäyrät siirtyvät oikealle. Maksuhalukkuuden muutos on tällöin tarkasteltavan hyödykkeen osalta pienempi kuin ylijäämän muutos. Mikäli taas hintajousto on suurempi kuin 1, kyseessä on yllisyyshyödyke, jonka kysyntä kasvaa enemmän kuin 5 prosentilla, ja muiden hyödykkeiden kysyntäkäyrät siirtyvät vastaavasti vasemmalle. Nyt maksuhalukkuuden muutos on suurempi kuin muutos ylijäämässä. Kysyntämuutosten edelleen aiheuttamia muutoksia ylijäämissä tai maksuhalukkuuksissa on lähes mahdotonta mitata, ja käytännössä edellä kuvattua ylijäämien mittausta on pidettävä todellisten hyötymuutosten approksimaationa. Virhe ei kuitenkaan liene kovin suuri, jos tarkasteltavan hyödykkeen osuus kuluttajan budjetista on pieni, jolloin sen hinnan muutosten tulovaikutukset ovat myös pieniä.

Hyödyn mittaamista helpottaa siis suuresti se, jos tarkasteltavan hyödykkeen hinta ei muutu, ts. ollaan kaavan (2) mukaisessa tilanteessa. Tätäkin on syytä hieman selvittää. Hyöt्यान maksimoiva kuluttaja käyttää kaikki tulonsa hyödykkeiden hankintaan, eli $\mathbf{p}\mathbf{q} = Y$, jossa \mathbf{p} on hyödykkeiden hintavektori, \mathbf{q} hyödykkeiden määrävektori ja Y kuluttajan tulot. Miten on tällöin mahdollista lisätä jonkin hyödykkeen kulutusta (Δq) tämän hinnan pysyessä ennallaan, kuten kaavassa (2) implisiittisesti oletetaan? Ainoa vaihtoehto on se, että kuluttajan tulot kasvavat samalla määrällä $p\Delta q$. Näinhän käytännössä onkin, sillä tuotannon kasvu - Δq - kasvattaa samalla kuluttajien tuloja. Kaava (2) voitaisiin täten kirjoittaa yhtä hyvin muodossa $\Delta U = \lambda \Delta Y$.

Edellä selvitettiin lyhyesti julkisen investoinnin seurauksena yksittäisen kuluttajan i hyödyssä U_i tapahtuvat muutokset. Seuraava vaihe on aggregoida näistä yksityisistä hyötymuutoksista koko yhteiskunnan hyvinvoinnin muutos. Yhteiskunnan kokonaisuhyvinvointia voidaan kuvata hyvinvointifunktiolla SW , joka on jokin funktio yksityisten kuluttajien hyötyfunktioista U_i , $SW = f(U_1, U_2, \dots, U_n)$. Kustannus-hyötyanalysissä SW oletetaan utilitaristiseksi, toisin sanoen aggregointi tapahtuu laskemalla yksittäisten kuluttajien hyötymuutokset yhteen:

$$(3) \quad SW = U_1 + U_2 + \dots + U_n$$

Rahan rajahyöty λ oletetaan tämän lisäksi tavallisesti vakioksi, jolloin yksi lisämarkka tuottaa köyhälle yhtä paljon lisähyötyä kuin rikkaalle. Tämän ole-

tuksen jälkeen yhteiskunnan hyvinvointi riippuu yksinkertaisesti kuluttajien tulojen Y_i summasta:

$$(4) \quad SW = Y_1 + Y_2 + \dots + Y_n$$

Muutos yhteiskunnan hyvinvoinnissa, ΔSW , saadaan tällöin suoraan tulomuutosten, ΔY_p , summana.

Käytetyin taloudellisen hyvinvoinnin mittari kansantalouden tasolla on markkinahintainen bruttokansantuote (BKT), mikä vastaa melko hyvin funktiota (4). BKT saadaan laskemalla yhteen taloudessa vuoden aikana tuotetut arvonlisäykset eli tuotannon arvo markkinahinnoin (veroineen) miinus hankittujen välituotteiden arvo. Koska arvonlisäys on aina jonkun tuloa, arvonlisäysten summan täytyy olla yhtä suuri kuin kansantulo eli yhteenlasketut tuotantotehtäjätulot + välilliset verot. Käytännössä eroa aiheuttaa kiinteän pääoman kuluminen, toisin sanoen $BKT = \text{kansantulo} + \text{poistot}$. Kolmas tapa laskea sama asia on ynnätä taloudessa tuotettujen lopputuotteiden arvo, sillä tämän muodostuu erisuuruisista arvonlisäviipaleista. On huomattava että BKT tai funktio (4) ei ota hyvinvoinnin mittauksessa lainkaan huomioon kansantaloudessa tuotettavan kakun jakaantumista, ainoastaan kakun koon.

Hyötyjen mittaaminen markkinahinnoin vaikuttaa edellä sanotun nojalla melko luontevalta. Ongelmat lisääntyvät siinä vaiheessa, kun hyödykkeelle ei ole olemassa markkinoita eikä näinollen markkinahintaakaan. Esimerkkejä on lukuisia: ympäristöhyödyt, ihmishenget, aika jne. Markkinattomien hyödykkeiden arvottamismenetelmät ovat viime vuosina saaneet paljon huomiota ekonomistien keskuudessa. Yksiselitteisesti parhaasta menetelmästä ei kuitenkaan vielä ole päästy yksimielisyyteen, joten kustannus-hyötyanalyysin tekijä joutuu käyttämään sitä mikä parhaiten soveltuu kyseiseen tutkimusongelmaan. Tästä enemmän ympäristötuen ympäristöhyötyjä käsittelevässä luvussa.

2.3. Kustannukset

Kansantaloustieteessä kustannuksilla tarkoitetaan aina vaihtoehtokustannuksia, resurssien parasta mahdollista vaihtoehtoista kohdentamista. Kustannus-hyötyanalyysissä kustannuksilla tarkoitetaan siis niitä *hyötyjä, jotka olisi voitu saavuttaa* toteuttamalla projektin A sijaan paras mahdollinen vaihtoehtoinen projekti B . Oletetaan että projekti B tuottaisi yhteiskunnalle taloudellista hyötyä X mk. Voidaan osoittaa, että täydellisen kilpailun oloissa projekti A :sta aiheutuneet kustannukset ovat samansuuruiset kuin X , ja tätä voidaan perustella seuraavasti. Täydellisen kilpailun markkinoilla tuotantopanoksen hinta muodostuu yhtä suureksi kuin panoksen rajatuotoksen arvo, joten esimerkiksi A :han uhratun työtunnin arvo heijastaa sitä hyötyä mikä sillä olisi saatu aikaan missä tahansa vaihtoehtoisessa käytössä. Työvoiman kysyjillä eli erilaisilla yritysillä on luon-

nollisesti käytössään eri teknologioita ja ne kysyvät työtä erilaisia määriä, mutta jos kaikki yritykset ottavat työpanoksen hinnan annettuna ja maksimoivat voittoa, työn rajatuotoksen arvon täytyy kuitenkin olla sama joka yrityksessä. Täten työn rajatuotoksen arvo eli palkka heijastaa sitä yhteiskunnallista hyötyä, joka saataisiin yhdestä lisäyksiköstä työtä. Sama pätee muihinkin tuotanto-panoksiin.

Kustannukset voidaan täten ajatella menetettyinä, negatiivisina hyötyinä, jotka sisältyvät luonnollisesti myös hyvinvointifunktioon (3) tai (4). Jälkimmäisessä tapauksessa voidaan kustannus-hyötyanalyysille kehittää ekvivalentti mutta yksinkertaistettu tulkinta "kansantulotesti". Toisin sanoen julkinen tms. hanke lisää yhteiskunnan hyvinvointia, jos kansantulo alkutilanteen hinnoilla laskettuna kasvaa (Varian 1992, p. 407). Vaihtoehtoisesti voitaisiin käyttää myös nimeä kansantuotetesti, koska kansantalouden tilinpidossa taloudellisen toiminnan hyödyt (bruttokansantuote) ja kustannukset (kansantulo + poistot) ovat aina yhtä suuria. Kansantuotetesti olisikin ehkä parempi nimitys, sillä kausaliiteetti on luontevampaa mieltää järjestyksessä tuote, tulo. Asiaa pohtiessa tosin lähestyy helposti vanhaa *muna vai kana* -ongelmaa.

2.4. Kompensaatioperiaate

Kustannus-hyötyanalyysissä käytettyä aggregointimenettelyä eli utilitaristista hyvinvointifunktiota perustellaan tavallisesti Kaldorin ja Hicksin kehittämän *kompensaatioperiaatteen* nojalla, joka tavallaan täydentää yhteiskunnallisen Pareto-parannuksen ehtoja. Pareto-parannukseksi voidaan sanoa siirtymistä allokaatiosta x allokaatioon y , jos ainakin yksi kuluttaja hyötyy siirtymisestä eli preferoi y :tä ja muiden kuluttajien hyötytaso säilyy ennallaan (ts. ovat indifferenttejä $x:n$ ja $y:n$ suhteen). Kompensaatioperiaatetta kutsutaan usein myös potentiaalisen Pareto-parannuksen kriteeriksi.

Pareto-parannuksen mahdollisuuksia yhteiskunnista löytyy melko harvoin, tästä huolehtivat muun muassa lukuisat yksityisyrittäjät. Julkiset investointiym. hankkeetkin tavallisesti hyödyttävät yksii ihmisiä ja aiheuttavat taloudellisia menetyksiä toisille. Kompensaatioperiaatteen nojalla julkista projektia voidaan tässä tapauksessa pitää kansantaloudellisesti kannattavana, jos hyötyjät *voisivat kompensoida* täydellisesti menettäjien tappiot ja vielä jäisi nettohyötyä jaettavaksi. Kompensaatioperiaate ei kuitenkaan edellytä, että tällainen kompensatio myös käytännössä maksetaan, kyse on pelkästään mahdollisuudesta. Kustannus-hyötyanalyysi perustuu aivan suoraan kompensatioperiaatteelle: jos hankkeen rahalliset hyödyt ovat suuremmat kuin kustannukset, hyödyillä voidaan kompensoida täydellisesti kustannukset ja vielä jää jaettavaa, joten hanke kannattaa toteuttaa.

Kompensoinnin toteutumattomuus käytännössä on aiheuttanut paljon keskustelua kustannus-hyötyanalyysin meriiteistä. Tämäkin on ensikädessä tulonjako-

kysymys: kompensatioperiaate voi toimia ainoastaan silloin, jos rahan raja-hyöty on vakio yli kuluttajien. Tällöin on kokonaisyhyvinvoinnin kannalta sama, kenen pussista kustannukset katetaan ja kenelle hyödyt kohdistuvat. Ainoa mikä ratkaisee on näiden summien erotus. Jos tämä on suurempi rakennettaessa oopperatalo kuin jalkapallostadion, edellinen rakennetaan, riippumatta siitä mihin tuloluokkiin hyöty ensisijaisesti kohdistuu.

2.5. Diskonttaus

Koska investointihankkeessa hyödyt ja kustannukset ajoittuvat usein eri aikoihin, tulee ne saattaa yhteismitallisiksi ennen lopullisia laskutoimituksia. Tässä käytetään apuna diskonttokerrointa $1/(1+r)^t$, jossa r on korkokanta ja t aika vuosina. Investoinnin netto nykyarvo NNA saadaan laskemalla yhteen kaikkien periodien hyötyjen B ja kustannusten C erotusten nykyarvot:

$$(5) \quad NNA = \sum_{t=0}^T \frac{(B_t - C_t)}{(1+r)^t}.$$

Jos hyötyjä tai kustannuksia diskontataan hyvin kaukaa tulevaisuudesta, hyödyllinen approksimaatio nykyarvolle on B/r , jossa B on vuotuinen hyöty ja r korko. Julkisten hankkeiden diskonttokoron valinnasta on taloustieteessä kiistely vuosikymmeniä ja kiista jatkuu yhä. Vaihteluvälin ääripäinä voidaan nähdä bruttokansantuotteen kasvuvauhti (Suomessa noin 3 %) ja yksityisten investointien keskimääräinen tuottoaste (noin 8 - 10 %). Suomessa on yleensä käytetty noin 5 prosentin korkoa, hankkeesta riippuen. (Mustonen ja Niskanen 1992.)

Myös tässä tutkimuksessa käytetään viiden prosentin diskonttokorkoa. Tämä on jopa hieman enemmän kuin tämänhetkinen pitkä reaalikorko, jos käytetään viitekorkona vuonna 2006 erääntyvän valtion joukkovelkakirjalainan korkoa. Pienempi diskonttokorko, esimerkiksi 4 %, alittaisi jo kokonaistuotannon nykyisen kasvuvauhdin.

2.6. Käytännön sovellutukset

Kustannus-hyötyanalyysiä on useimmiten sovellettu julkisen sektorin kiinteisiin investointeihin, kuten siltoihin, ratahankkeisiin, voimaloihin jne. Tuomalan (1997, s. 302) mukaan kustannus-hyötyanalyysin käyttöala tulisi kuitenkin ymmärtää tätä laajemmaksi. Yleisesti ottaen analyysiä voidaankin käyttää minkä tahansa julkisen hankkeen, kuten koulutuksen, sosiaaliturvan ja terveydenhoidon arviointiin. Tämä selvitys palvelee osaltaan tätä päämäärää.

On keskusteltu, pitäisikö kustannus-hyötyanalyysiä soveltaa mihinkään käytännön ongelmaan. Useat ekonomistit pitävät koko normatiivisen taloustieteen ideaa käyttökelttomana. Heidän mukaansa taloustieteilijöiden tulisi vain ker-

toa, miten asiat ovat ja jättää päätöksenteko poliitikoille, sillä normatiiviset hypoteesit eivät ole tieteellisesti testattavia, eikä normatiivisuudelle ja kustannus-hyötyanalyysille näin ollen pitäisi löytyä sijaa taloustieteen piiristä.

Kustannus-hyötyanalyysistä löytyy toki ongelmia ja puutteita, kuten taloustieteestä yleensäkin. Ongelmana on vain se, että mahdolliset vaihtoehdot projektien arvioinnissa ovat tähän asti olleet vähintään yhtä puutteellisia ja epävarmoja. Kustannus-hyötyanalyysissä hyvinvoinnin mittarina käytetään rahaa; tämän sijasta mittana voitaisiin tietysti käyttää vaikkapa onnellisuutta tai henkistä ja fyysistä terveydentilaa, jos näitä pystyttäisiin objektiivisesti mittaamaan. Julkiset hankkeet voidaan tietysti myös jättää kokonaan arvioimatta tai arvioida ne poliitikon tai virkamiehen toimesta, kuten usein onkin asianlaita. Jokaista hanketta ei ehditä alistaa täydelliseen kannattavuuslaskelmaan, mikä pätee usein myös yksityisten kuluttajien valintatilanteisiin.

3. Ympäristötuki tulonsiirtona

Nykyinen ympäristötukijärjestelmä on hyväksytty vuosiksi 1995 - 1999, ja ympäristötukiasetuksen mukaisesti EU maksaa järjestelmän suorista budjettimenoina 50 %. EU:n maksuosuus oli alkuperäisen suunnitelman mukaan 135 miljoonaa ECUa vuodessa, mutta luomutuotannon suuren suosion vuoksi ympäristötuen erityistukeen jouduttiin marraskuussa 1996 anomaan lisärahoitusta 10 miljoonan ECU:n verran, mikä myönnettiin heinäkuussa 1997. Täten vuosiksi 1997 - 1999 EU:n maksuosuus on 145 miljoonaa ECUa. Lopullinen tuki markoissa määräytyy kulloisenkin valuuttakurssin mukaan ja tämän mukaan myös valtion budjetista maksettava osuus. Vuodelle 1998 perustukeen ja erityistukeen on budjetoitu yhteensä 1,69 mrd. mk. Ympäristötuen perustukea on maksettu tähän mennessä seuraavasti:

1995	1 331 milj. mk
1996	1 366 milj. mk
1997	1 382 milj. mk.

Ympäristötuki on tavallaan suomalaisten omaa rahaa, sillä vuodesta 1996 eteenpäin Suomi on näillä näkymin EU:ssa nettomaksaja, eli Suomen suorat EU-menot ovat suuremmat kuin EU-tulot (Valtiovarainministeriö 1997). Ympäristötuesta ja samalla 145 miljoonasta ECUsta luopuminen ei kuitenkaan vähentäisi Suomen maksuja EU:lle vastaavalla summalla, vaan nämä säilyisivät lähes ennallaan. Tuen vaikutukset bruttokansantuloon (BKTL) ja arvonlisäverokertymään ovat toki positiivisia mutta melko marginaalisia. Tästä näkökulmasta tarkasteltuna EU:n maksuosuus ympäristötuesta tulee laskea mukaan tuen tuottamiin yhteiskunnallisiin hyötyihin. Ilman ympäristötukijärjestelmää ja maatalous-

tukia yleensä Suomen nettotulo EU:sta olisi huomattavasti vielä nykyistä enemmän negatiivinen.

Ympäristötuen rahoituslähde on täten osittain tulkintakysymys. Koska tämän tutkimuksen vaihtoehtoisena skenaariona on käytetty tilannetta, jossa Suomi olisi EU:n jäsen, mutta ympäristötukea ei olisi otettu käyttöön, yhteiskunnallisissa hyötylaskelmissa on otettava huomioon EU:n maksuosuus perustuesta, sillä tuesta luopuminen ei säästäisi veronmaksajien rahoja vastaavalla määrällä. Vuosina 1995 - 1997 perustukea maksettiin keskimäärin 1360 miljoonaa markkaa vuodessa, josta 50 % on 680 mmk. Tämä edustaa kansantalouden kannalta puhdasta tuloa. Jos nykyisenkaltainen ympäristötukijärjestelmä olisi voimassa esimerkiksi 10 - 20 vuotta, 680 miljoonan markan vuotuisen EU-tuen nykyarvo olisi 5 % korolla 5 251 - 8 474 mmk. Tuen kotimainen rahoitusosuus on puolestaan pelkkä tulonsiirto, joka ei lisää tai vähennä yhteiskunnan hyvinvointia, jos kuluttajien hyvinvointipainot oletetaan yhtäsuuriksi.

Edelliset päätelmät eivät huomioi vääristävän verotuksen mahdollisia hyvinvointitappioita (*dead weight loss*). Työn tarjonnan palkkajousto on yleensä arvioitu sen verran pieneksi, että on epäselvää, ovatko ympäristötuesta aiheutuvat hyvinvointitappiot merkittäviä. Esimerkiksi valtion progressiivisen tuloveron aiheuttaman hyvinvointitappion on arvioitu olevan keskimäärin noin 1,4 ja korkeintaan noin 5 prosenttia verokertymästä (Kuismanen 1993, s. 98). Tuen kerääminen veroina, maksujärjestelyt ja maksujen kontrollointi aiheuttavat luonnollisesti joka vuosi myös jonkin verran suorita hallintomenoja. Nämä ovat vaikeita arvioida ja tukisummaan nähden kuitenkin niin marginaalisia, että tässä selvityksessä ne jätetään huomioimatta.

4. Tuen vaikutukset maataloustuotantoon

Ympäristötuella on hyvin todennäköisesti ainakin lyhytaikaisia vaikutuksia maataloustuotannon kokonaismäärään, kuten muillakin maatalouteen kohdistuvilla yhteiskunnan tukitoimilla. Vuonna 1996 Maatalouden taloudellisessa tutkimuslaitoksessa tehdyn kyselyn perusteella A-tukialueen viljelijöistä noin 18 % ja muiden alueiden viljelijöistä noin 10 - 12 % olisi lopettanut tuotannon kokonaan ilman ympäristötukea (Siikamäki 1997, s. 28).

Siikamäki (1997) on tarkastellut myös ympäristötuen perustuen osuutta maataloustulosta kannattavuustutkimuksessa (FADN) vuonna 1990 osallistuneilla tiloilla. A-alueen vilja- ja lypsykarjatiloilta perustuen osuus maataloustulosta oli yli 40 prosenttia ja sikatiloilla reilut 20 prosenttia. B-alueen viljatiloilta osuus oli vajaa 20 prosenttia ja muissa tuotantosunnissa sekä C-alueella noin 10 prosenttia. Ympäristötuki on siis varsinkin A-alueen viljelijöille merkittävä tulonlisa. Tukiehtojen aiheuttamat kustannukset tulee kuitenkin myös ottaa huomioon, kun pohditaan tuen merkitystä tilojen talouteen. Näiden kustannusten

huomioiminen alentaisi tuen taloudellista merkitystä todennäköisesti eniten nautakarjatiloilta. (Siikamäki 1997, s. 23.)

Tuen aiheuttamat tuotantovaikutukset on luonnollisesti otettava huomioon myös tuen yhteiskunnallisissa kannattavuuslaskelmissa. Näitä voidaan hahmottaa esimerkiksi seuraavasti. Oletetaan että ilman tukea 20 % A-alueen tuottajista ja 10 % muiden alueiden tuottajista lopettaisi tuotannon kokonaan. Edellä sanotun perusteella voidaan edelleen olettaa, että A- ja B-alueilla tuotannosta luopuvat tilat olisivat todennäköisesti viljajaloja ja C-alueella maitotiloja, sillä sikatiloilla ympäristötuen taloudellinen merkitys on vähäinen. Tuen avulla nämä tilat ja hehtaarit kuitenkin pysyvät tuotannossa, ja täten aikaansaatu markkinahintainen tuotto on tuen tuottama yhteiskunnallinen hyöty. Kustannus-hyöty-analyysissä lähettiin liikkeelle siitä, että kuluttajan hyödykkeestä maksama hinta kuvaa hyödykkeen kuluttajalle tuottamaa hyötyä. Vastaavasti tuella ylläpidettyyn tuotantoon uhratut, markkinahintoihin arvetut panokset edustavat yhteiskunnallista kustannusta eli sitä menetettyä hyötyä, joka olisi ollut yhteiskunnan saatavissa, jos nämä resurssit olisi kohdennettu parhaaseen mahdolliseen vaihtoehtoiseen käyttöön. Ensiksi tarkastellaan perustukihehtaareita ja sitten tuottoja ja kustannuksia vuoden 1995 kirjanpitoaineiston avulla.³

4.1. Perustukihehtaarit 1995

Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskuksen TIKE:n ylläpitämän IACS-rekisterin (Integrated Agricultural Control System) mukaan ympäristötuen perustukea maksettiin vuonna 1995 taulukon 1 mukaisesti. Tilaa kohti maksettu tuki vaihteli A-alueen vajaan 35 000 markasta C4-alueen hieman yli 10 000 markkaan, ja koko maan painotettu keskiarvo oli 16 693 mk/tila. Keskimääräinen maataloustulo oli vuonna 1995 noin 70 400 mk/aktiivitala, joten ympäristötuki edustaa merkittävää osaa useimpien tilojen tulonmuodostuksessa. Vuonna 1996 ja 1997 tukeen osallistuneiden tilojen määrä oli lähes sama, hieman alle 80 000, mutta tukihehtaareja oli enemmän, 1,87 milj. ha. Koska kannattavuuskirjanpitoaineisto koskee vuotta 1995, tässä käytetään saman vuoden hehtaaritietoja.

³ MTTL (1997) sekä tähän liittyvät julkaisemattomat taulukot.

Taulukko 1. Ympäristötuen perustuki alueittain 1995.

Tukialue	Tukea saavia tiloja	Hehtaarit	Tuki milj. mk
A	10 856	327 487	375,1
B	22 345	552 198	375,4
C1	19 122	356 934	219,6
C2 & C2P	23 743	477 878	312,8
C3	3 170	55 181	43,1
C4	523	6 427	5,3
yhteensä	79 759	1 776 103	1 331,4

Lähde: TIKE/IACS.

Tuen avulla tuotannossa säilyy täten:

A-alueella	65 497 ha
B -"-	55 220 ha
C1 -"-	35 693 ha
C2 -"-	47 788 ha
C3 -"-	5 518 ha
C4 -"-	643 ha
yhteensä	210 359 ha

Noin 10 % viljelyksessä olevasta peltoalasta poistuisi siis lyhyellä ajalla tuotannosta ilman ympäristötukea, mikäli viljelijät myös käytännössä toimisivat edellä mainitun kyselyn tulosten mukaisesti. On kuitenkin syytä korostaa, että osa otokseen kuulumattomista viljelijöistä saattaisi toimia eri tavoin ja osa muuttaa mieltään todellisessa tilanteessa. Yllä olevaa arviota on siksi pidettävä vain suuntaa-antavana. Toinen huomioon otettava seikka on vaikutuksen kesto-aika. Hyvin todennäköisesti ainakin osa luopuvien tilojen pelloista palaisi ennemmin tai myöhemmin tuotantoon joko vuokrattuna tai myytynä jatkaville tiloille, jotka voisivat näin kasvattaa yrityksen kokoa ja tätä kautta parantaa kannattavuutta. Tähän olisi epäilemättä tarvetta, sillä ympäristötuen poistuminen heikentäisi myös jatkavien tilojen taloudellista asemaa. Ympäristötuen todellinen tuotantovaikutus jäisi siis luultavasti osittain melko lyhytaikaiseksi, ehkä vain muutaman vuoden mittaiseksi. Kolmas seikka on tämänkaltaisten kyselyjen luotettavuus. Ympäristötuen tai minkä tahansa maataloustuen todellisen tuotantovaikutuksen laajuutta ja kesto-aikaa on täten hyvin vaikea arvioida, mikä on otettava huomioon myös näitä laskelmia punnittaessa.

4.2. Tuotot ja kustannukset

A- ja B-alueiden viljatilojen markkinahintainen hehtaarituohto vuonna 1995 on seuraavassa laskettu kirjanpitoltilojen keskimääräisten hehtaarisatojen ja TIKE:n keskihintatietojen⁴ perusteella vilja- ja öljykasvien suhteellisilla viljelyaloilla painotettuna keskiarvona. C-alueiden maitotilojen markkinahintainen tuotto on puolestaan laskettu suoraan kirjanpitoltilojen keskimääräisistä kokonaistuotoista vähentämällä näistä kaikki maksetut tuotanto- ja suorat tuet ja varastokorvaukset. Ero laskentatavassa johtuu siitä, että viljatilat eivät vuoden 1995 uudessa markkinatilanteessa myyneet läheskään koko satoaan, vaan osa varastoitiin odottamaan tilanteen kehittymistä. Maitotiloilla vastaava varastointi ei sen sijaan onnistu, joten kokonaistuottoarviota voidaan käyttää hyväksi.

Yhteiskunnalle koituvat markkinahintaiset kustannukset on molemmissa tuotantosuunnissa laskettu lisäämällä kirjanpitoltilojen liikekustannuksiin maatalouteen sijoitetun vieraan pääoman korot ja maanvuokrat sekä oman pääoman korkovaatimus 5 prosentin mukaan. Liikekustannuksiin sisältyviin työkustannuksiin ei ole tehty muutoksia, sillä niissä viljelijäperheen oman työn arvo on jo valmiiksi arvotettu maataloustyöntekijöiden keskipalkan (39 mk/t) mukaan maatalouden kannattavuuskertoimen laskemiseksi. Yhteiskunnallisiin kustannuksiin pyritään siis laskemaan kaikki tuotannon aiheuttamat kustannukset vaihtoehtoiskustannusten periaatteella eli mitä kyseinen tuotantontekijä olisi tuottanut parhaassa mahdollisessa vaihtoehtoisessa käytössä. On myös pohdittu, pitäisikö julkisessa hankkeessa tarvittava työpanos arvottaa markkinapalkkaa pienemmällä ns. varjopalkalla, jos työllistetty henkilö olisi työtön ilman kyseistä hanketta. Vaikka osa viljelijöistä voisikin ilman ympäristötukea joutua työttömäksi, työpanoksen varjohinnoittelu ei ole kuitenkaan tässä tapauksessa oikeutettua (ks. tarkemmin luku 4.4). Markkinahintaiset tuotot ja kustannukset hehtaaria kohti selviävät taulukosta 2.

Taulukosta 2 ilmenee melko selkeästi, miksi maataloutta ylipäänsä joudutaan tukemaan: maatalouden markkinahintainen tuotto kattaa vain hieman alle puolet todellisista tuotantokustannuksista. Käytännössä tuki ei kata kokonaan tätä tuottojen ja kustannusten erotusta, vaan viljelijä joutuu tyytymään pienempään tuntipalkkaan ja jopa negatiiviseen oman pääoman tuottoon. On lisäksi huomattava, että kannattavuuskirjanpidossa mukana olevat tilat edustavat lähinnä päätoimisia tiloja. Jos tarkastelu koskisi kaikkia maatiloja, markkinahintaisten tuottojen ja kustannusten suhde saattaa olla vielä taulukkoa 2 huonompi.

Kertomalla hehtaarit tuotto- ja kustannuserillä saadaan arvio koko yhteiskunnalle kohdistuvista hyödyistä ja kustannuksista. Ympäristötuen aiheuttamien tuotantovaikutusten yhteiskunnalle tuottama hyöty on täten noin 1 140 miljoo-

⁴ Koska suomalaiset viljelijät joutuvat toimimaan osana EU:n yhteisiä markkinoita, tuen aiheuttamalla tuotantovaikutuksella ei oleteta olevan vaikutuksia kotimaisiin markkinahintoihin.

Taulukko 2. Markkinahintainen tuotto (mk/ha) ja kustannus (mk/ha) alueittain kannattavuuskirjanpitotiloilla vuonna 1995.

Alue	Tuotantosuunta	Tuotto	Kustannus
A	vilja	3 108	7 508
B	vilja	2 751	6 620
C1	maito	9 310	18 065
C2	maito	8 334	17 451
C3	maito	8 771	19 062
C4	maito	9 218	20 601

naa markkaa vuodessa. Vastaavasti tuotantovaikutusten aiheuttama yhteiskunnallinen kustannus on noin 2 454 miljoonaa markkaa. Sama voidaan sanoa myös niin, että tuella ylläpidetyssä tuotannossa 2 454 miljoonan markan arvoiset panokset muunnetaan 1 140 miljoonan markan arvoiseksi tuotokseksi. Tuotoksen arvo on siis noin 46 % panosten arvosta.

Edellisten lukujen erotus, 1 314 miljoonaa markkaa, edustaa puhtaassa tehokkuusmielessä yhteiskunnan kannalta hyvinvointitappiota. Voidaan kuitenkin kysyä, miksi hyvinvointia maksimoiva yhteiskunta vuodesta toiseen tuhlaaisi resurssejaan maatalouden ylläpitämiseen, elleivät kuluttajat arvostaisi maataloustuotantoa joistain aivan erityisistä syistä. Elintarvikeomavaraisuuden tuoma huoltovarmuus kriisitilanteessa ja perinteisen maaseutumaiseman säilyminen voisivat olla tällaisia arvostusmotiveja. Tuotannon ylläpito tuottaa tällöin kuluttajille hyötyjä, jotka eivät ilmene markkinahinnoissa, toisin sanoen positiivisia ulkoisvaikutuksia.⁵ Optimaalista resurssien allokaatiota määritettäessä nämä hyödyt tulee ottaa huomioon, kuten myös tuotannon negatiiviset ulkoisvaikutukset. Tästä näkökulmasta voidaan päätellä, että ympäristötuella ylläpidettävä tuotanto tuottaa kuluttajille markkinahintaisen tuoton lisäksi vähintään 1 314 miljoonan markan edestä muita hyötyjä, joten hyvinvointitappioita ei synny. Jos positiiviset ulkoisvaikutukset olisivat pienemmät kuin mainittu summa, tuotantoa ei kannattaisi ylläpitää ainakaan nykyisessä laajuudessa.

Tuotantovaikutuksen markkinahintaisen tuoton lisäksi tulisi huomioida myös tuen avulla jatkavien tilojen EU:lta saama CAP-tuki, joka edustaa kansantalouden kannalta puhdasta tuloa. Tätä maksetaan vilja-, öljykasvi- ja kesantohehtaareille, joten lähinnä kyseeseen tulevat A- ja B-alueilla tuotannossa säilyvät hehtaarit. C-alueiden maitotiloilla peltoala käytetään enimmäkseen nurmikasvien tuotantoon. CAP-tuki on A-alueella noin 1 100 mk/ha ja B-alueella 900 mk/ha, joten vuotuinen kokonaissumma olisi arviolta 122 milj. mk. Nykyarvoksi saa-

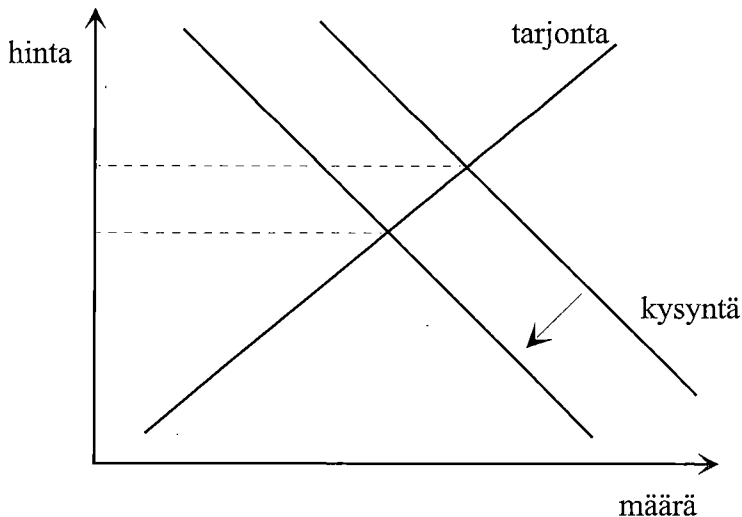
⁵ Tosin ulkoisvaikutukset määritellään tavallisesti jonkin toiminnan *tahattomiksi* sivuvaikutuksiksi, joten nimenomaisesti tavoiteltu omavaraisuus ei ole tässä mielessä "aito" ulkoisvaikutus.

daan 5 % korolla noin 942 - 1 520 mmk, jos oletetaan että nykyinen ympäristötukijärjestelmä olisi voimassa 10 - 20 vuotta.

4.3. Muita vaikutuksia

Tuella ylläpidetyssä maataloustuotannossa käytetään viljelijän oman työn lisäksi runsaasti tilan ulkopuolelta hankittuja ostopanoksia kuten väkilannoitteita. Olisiko tuen poistumisesta haittaa näiden panosten valmistajille? Jos esimerkiksi lannoitteiden vähentynyt kysyntä laskisi lannoitteiden markkinahintaa, lannoitteiden tarjoajien ylijäämä supistuisi, mikä vähentäisi vastaavasti yhteiskunnan kokonaisyhyvinvointia. Toisaalta tuotantoa jatkavat ja lannoitteita yhä kysyvät viljelijät saisivat lannoitekilonsa entistä halvemmalla, mikä taas lisäisi heidän ylijäämäänsä. Ympäristötuen ja minkä tahansa vastaavan julkisen hankkeen epäsuorat kysyntä- ja hintavaikutukset voidaan täten nähdä pelkkänä tulojen uudelleenjakona, jossa muutos hyödykkeen tarjoajan ylijäämässä kompensoituu samansuuruisella vastakkaismerkkisellä muutoksella hyödykkeen kysyjän ylijäämässä (ks. kuvio 3).

Tämänkaltaiset epäsuorat tulonjakovaikutukset voidaan jättää pois kustannus-hyötylaskelmista kuitenkin ainoastaan optimaalisen tulonjaon tapauksessa. Jos oheisessa esimerkissä lannoitetta tarvitsevien viljelijöiden ja lannoitetehtaan omistajien hyvinvointipainot ovat erisuuria, nämäkin vaikutukset tulisi ottaa yhteiskunnallisessa tarkastelussa huomioon. Koska useimmat julkiset hankkeet ovat epäsuorilta vaikutuksiltaan vielä hyvin laaja-alaisia, tehtävä muuttuu nope-



Kuvio 3. Kysyntä ja tarjonta.

asti ylivoimaiseksi. Yhtäläisten hyvinvointipainojen käyttöä yhteiskunnallisissa kannattavuuslaskelmissa voidaan siis perustella melko vahvasti niiden käytön suhteellisella helppoudella. Hintavaikutuksissa voidaan tällöin rajoittua pelkästään välittömiin vaikutuksiin eli maataloustuen tapauksessa maataloustuotteiden hintoihin. Edellä oletettiin, että ympäristötuella ei olisi vaikutuksia kotimaisiin markkinahintoihin. Joitain vaikutuksia tuella toki saattaa hintoihin olla, mutta mahdolliset hintamuutokset lienevät joka tapauksessa sen verran marginaalisia, että niitä voitaneen approksimoida nolllalla. EU:n sisämarkkinat pitävät huolen siitä, että Suomessa hinnat eivät voi kovin paljoa poiketa EU:n hintatasosta, ainakaan ylöspäin.

Ympäristötuen hintavaikutuksia arvioitiin varmuuden vuoksi myös MTTL:ssa kehitetyllä maatalouden sektorimallilla (Lehtonen 1998). Kun vuosien 1995 - 2005 perusskenaariosta jätettiin ympäristötuki pois, tasapainohinnat eivät juuri muuttuneet. Esimerkiksi viljojen osalta erot olivat korkeintaan parin pennin luokkaa suuntaan tai toiseen. Eräissä tapauksissa hinta ilman ympäristötukea oli pienempi kuin hinta ympäristötuen kanssa, mikä on ennakko-oletuksen vastaista. Ympäristötuen hintavaikutukset on tämän vuoksi oletettu laskelmissa nolllaksi.

4.4. Tuen vaikutus työllisyyteen

Jos ilman ympäristötukea osa viljelijöistä lopettaisi maataloustuotannon harjoittamisen ja joutuisi tämän vuoksi työttömäksi, tuella voidaan sanoa olevan myös jonkinlaisia työllisyysvaikutuksia. Miten nämä tulisi ottaa huomioon yhteiskunnallisissa kannattavuuslaskelmissa? Tämä riippuu käytetyistä hyvinvointipainoista. Työttömyyskorvaukset ja vastaavat sosiaaliavustukset ovat yhteiskunnan näkökulmasta pelkkiä tulonsiirtoja, joten näissä tuen poistumisen seurauksena tapahtuvat muutokset eivät vaikuta hyvinvointiin yhtäläisten hyvinvointipainojen tapauksessa.

Työllisyysvaikutus tulisi ottaa huomioon ainoastaan siinä tapauksessa, että tuen avulla työllistyneet viljelijät saavat täten yhteiskunnassa aikaan tuotantoa ja kulutusmahdollisuuksia yli sen, mitä he saisivat aikaan vaihtoehtoisissa ammateissa tai työttömänä ollessaan (vrt. Mustonen ja Niskanen 1992, s. 35). Viljelijöiden työpanos tulisi tällöin arvottaa markkinapalkkaa pienemmällä varjopalkalla. Kuten edellä kävi ilmi, mitään tällaisia uusia kulutusmahdollisuuksia ei synny, sillä markkinahinnoin arvotettuna maataloustuotanto aiheuttaa hyvinvointitappioita. Tuotannon tuottama arvostushyöty taas ei varsinaisesti lisää yhteiskunnan kulutusmahdollisuuksia. Tuen työllisyysvaikutuksia ei oteta tämän vuoksi selvityksessä lainkaan huomioon. Halutessaan voisi tässä tapauksessa löytää perusteita jopa markkinapalkkaa *suuremman* varjopalkan soveltamiselle, onhan maataloustyöntekijän palkka vain noin 2/3 keskimääräisestä teollisuustyöntekijän palkasta.

5. Ympäristötuen tuottamat ympäristöhyödyt

Markkinattomien ympäristöhyödykkeiden ja -haitakkeiden rahalliseen arvottamiseen käytetyt menetelmät voidaan jakaa karkeasti kahteen pääryhmään:

- epäsuoraa markkinainformaatiota hyväksikäyttävät menetelmät
- suoraan maksuhalukkuutta erilaisilla kyselyillä selvittävät menetelmät.

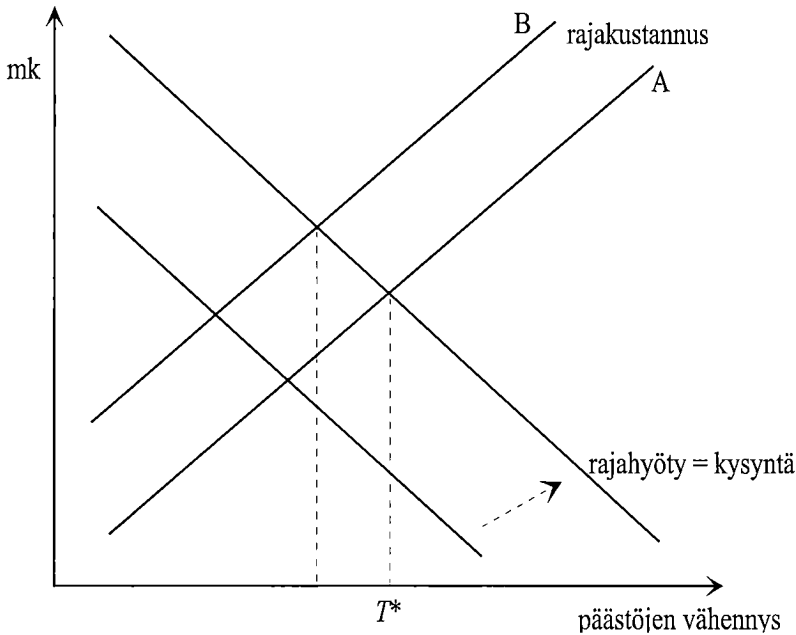
Ensimmäiseen ryhmään kuuluvat lähinnä matkakustannus-, haittafunktio- ja hedonisten hintojen menetelmät, toista ryhmää puolestaan edustaa laaja *contingent valuation* -metodiikka.⁶

Epäsuoraa markkinainformaatiota hyödyntävistä menetelmistä vanhin ja yksinkertaisin lienee ns. haittafunktio menetelmä (*damage function method*). Tässä lähdetään siitä, että rahalliset ympäristöhyödyt ja -haitat voidaan nähdä eräässä mielessä toistensa peilikuvina: hyödyt edustavat rahassa mitattavaa parannusta siirryttäessä huonosta ympäristön tilasta B parempaan tilaan G ja haitat ovat vastaavasti taloudellinen tappio siirryttäessä tilasta G tilaan B. Esimerkiksi jonkin ilmansaasteen aiheuttamaa taloudellista haittaa mitataan saasteen aiheuttamilla taloudellisilla menetyksillä kuten mahdollisten hengityselin- ym. sairauksien aiheuttamilla terveydenhoitomenoilla, maatalouden satotappioilla ja kotitalouksien kasvavilla siivouskuluilla. Vastaavasti tämän ilmansaasteen vähenemisen tuottamaa taloudellista hyötyä mitataan vähennyksen myötä yhteiskunnassa syntyvillä säästöillä. (Freeman 1982, p. 3-20.)

Haittafunktio menetelmän lähisukulainen on *averting expenditures* -lähestymistapa, jossa selvitetään saasteelta suojautumisen kustannuksia esim. kotitalouksissa. Saasteen vähenemisen tuottamaa säästöä suojautumiskustannuksissa voidaan pitää rahallisen ympäristöhyödyn konservatiivisena estimaattina, ja tiettyjen ehtojen toteutuessa todellisen maksuhalukkuuden alarajana (Abdalla et al. 1992). Erona haittafunktio menetelmään on kustannusten ajoitus *ennen* mahdollisten haittojen syntymistä. Jos haittoja syntyy suojautumistoimenpiteistä huolimatta, nämä kaksi menetelmää voivat tietysti täydentää toisiaan. Olennaista kummassakin on se, että hyötyjä arvotetaan säästyneillä kustannuksilla.

Jos haittafunktio menetelmää haluttaisiin soveltaa sellaisenaan ympäristötuki-ongelmaan, tulisi arvioida esimerkiksi vesistöjen rehevöitymisen aiheuttamia fyysisiä haittoja, näiden aiheuttamia suoria kustannuksia ja edelleen näissä tuen avulla saavutettavia säästöjä. Tämä on kuitenkin tässä yhteydessä hankalaa, sillä mahdolliset muutokset rehevöitymisessä näkyvät vasta vuosien tai jopa vuosikymmenien kuluttua kuormitusmuutoksista. Jo rehevöitymisen aiheuttamat suorat kustannukset, kuten esimerkiksi kalaverkkojen puhdistuskulut sekä vesistöjen ruoppaus- ja kunnostusmenot olisivat melko hankalia arvioida. Näiden sijaan on käytettävä hyväksi eräänlaista *averting expenditures* -menetelmän muunnelmaa.

⁶ Arvottamismenetelmistä yleensä kts. Freeman (1993).



Kuvio 4. Optimaalinen päästöjen vähennys T^* .

Oletetaan, että yhteiskunnallinen päätöksentekijä haluaa vähentää vesistöjen rehevöitymistä ja asettaa tavoitteeksi T tonnin vähennyksen ravinteiden kokonaiskuormituksessa. Kysyntä-tarjonta -kehikossa tämä tarkoittaa päästöjen vähennyksen yhteiskunnallisen kysyntäkäyrän siirtymistä oikealle, kuten kuviossa 4. Jos kuormittajia on useita ja tunnetaan vähentämisen kustannusfunktiot eri kuormittajilla, vähennykset tulisi kohdentaa siten, että rajakustannukset ovat kullakin kuormittajalla yhtäsuuret. Tällöin kokonaiskustannukset minimoituvat.⁷ Muussa tapauksessa tulisi luonnollisesti valita vähentäjäksi se kuormittaja, jolla vähentämisen kokonaiskustannukset ovat pienimmät. Tällöin edullisimman vaihtoehdon A yhteiskunnalle tuottaman *hyödyn alarajaa* voidaan arvioida toiseksi edullisimman vaihtoehdon B kustannuksilla, jos yhteiskunta olisi valmis maksamaan kuormituksen vähenemisestä myös vaihtoehdon B mukaisesti siinä tapauksessa, että vaihtoehtoa A ei jostain syystä voitaisikaan toteuttaa. Tämä kertoisi epäsuorasti siitä, että vedenlaadun paranemisen kuluttajille tuottama hyöty on vähintään yhtä suuri kuin B :n kustannukset.

⁷ Tämä sääntö pätee globaaleille saasteille. Paikallisille saastuttajille, esim. joen ylä- ja alajuoksulla sijaitseville, pätee ns. konsentraatiovähennyksen rajakustannusten yhtäsuuruussääntö.

Vähennetty määrä T on taloudellisesti tehokas eli optimaalinen (T^*), kun päästöjen vähentämisen rajakustannus on yhtä suuri kuin päästöjen vähentämisen yhteiskunnallinen rajahyöty. Täten kustannusten noustessa - jouduttaessa käyttämään A :n sijasta vaihtoehtoa B - tulisi tavoitetta T vastaavasti pienentää (ks. kuvio 4). Optimaalisen T :n asettaminen edellyttäisi kuitenkin päätöksen tekijän täydellistä informaatiota päästöjen vähentämisen kustannuksista ja hyödyistä, eikä optimaaliseen ratkaisuun päädytä todellisuudessa kuin sattumalta. Käytännössä julkisten viranomaisten asettamat kuormituksen vähentämistavoitteet ovat juuri edellisen esimerkin kaltaisia kiinteitä määriä. Menettely johtuu osaksi epätäydellisestä informaatiosta mutta myös siitä, että vähennystavoitteisiin vaikuttavat muutkin kuin puhtaasti taloudelliset seikat, kuten esimerkiksi sosiaaliset, poliittiset tai biologis-tekniset näkökohdat. Esimerkiksi vuonna 1998 valtioneuvoston asettamien vesiensuojelutavoitteiden mukaan ihmisen aiheuttamia tyyppipäästöjä vähennetään vuoden 1993 tasosta vuoteen 2005 mennessä noin 40 % eli 24500 t ja fosforipäästöjä noin 45 % eli 2300 t. Vähennyksistä yhdyskuntien ja haja-asutuksen osuus on 2000 t typpeä ja 215 t fosforia. (YM 1998.)

Maataloudessa ympäristötuella aikaansaadun ravinnepäästöjen vähennyksen yhteiskunnalle tuottamaa rahallista hyötyä arvotetaan täten vastaavansuuruisen kuormitusvähenemän aiheuttamalla kustannuksella yhdyskuntien ja haja-asutuksen jätevedenpuhdistuksessa. Koska myös yhdyskuntien ja haja-asutuksen jätevedenpuhdistusta halutaan vielä nykytasosta tehostaa, voidaan päätellä, että kuluttajien kokeman hyödyn täytyy olla vähintään relevanttien kustannusten suuruinen. Selvityksessä esitetty kustannus-hyötylaskelma voidaan tältä osin tulkita myös ravinnepäästöjen vähentämisen yhteiskunnallisen kustannus-tehokkuuden tarkasteluksi.

Laskelmien helpottamiseksi puhdistamoiden rajakustannukset oletetaan relevantilla tarkastelualueella vakioksi β , joka kuvaa keskimääräisiä muuttuvia kustannuksia, ja kokonaiskustannusten oletetaan olevan muotoa $c(x) = F + \beta x$, jossa x on kuormitusvähenemä ja F kiinteä kustannus. On kuitenkin huomattava, että laajemmassa skaalassa esiintyy hyvin todennäköisesti epälinearisuutta, mutta tässä yhteydessä ei ole mahdollisuutta ryhtyä estimoimaan jätevedenpuhdistamojen tarkempia kustannusfunktioita. Yksikkökustannuskäyrä lienee todellisuudessa leveän U-kirjaimen muotoinen: ensimmäiset puhdistetut kilot ovat erittäin kalliita, mikä johtuu suurista kiinteistä kustannuksista, ja lähestyttäessä 100 % puhdistustehoa rajakustannukset todennäköisesti nousevat voimakkaasti.

5.1. Tuen vaikutukset kuormitukseen ja maaseutumaisemaan

Ympäristötuen tukiehtojen toteutumista ja kuormitusvaikutuksia arvioidaan laajassa MYTVAS-tutkimuksessa⁸, josta on tähän mennessä ilmestynyt kaksi

⁸ MYTVAS on lyhenne sanoista "maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus".

raporttia (Grönroos ym. 1997, 1998). Ensimmäiset kokemukset perustuen vaikutuksista viljelytoimenpiteisiin olivat ristiriitaisia. Esimerkiksi keskimääräisissä lannoitustasoissa ei vielä vuonna 1995 tapahtunut merkittävää alenemista vuoteen 1994 verrattuna, mutta suuntaa voidaan kuitenkin luonnehtia keskimäärin lievästi alenevaksi. Toisaalta varsinkin fosforin mutta myös typen kohdalla tukiehtojen mukainen lannoitustaso ylittyi monilla tiloilla. Tätä voitaneen osittain selittää vanhalla lannoitevalikoimalla, joka ei ollut tukiehtojen kannalta paras mahdollinen erityisesti fosforin osalta. Eläintiheys- ja kasvipeitteisyysvaatimusten täyttämässä oli ensimmäisen vuoden perusteella niinkään korjaamisen varaa monella tilalla. (Grönroos ym. 1997.) Vuosien 1996 ja 1997 aikana tukiehtojen toteuttamisessa on kuitenkin tapahtunut huomattavaa parantumista, ja tällä hetkellä voidaan jo sanoa että viljelymenetelmät ovat MYTVAS-tutkimusalueilla tukeen sitoutuneilla tiloilla suurimmaksi osaksi tukiehtojen mukaiset (Grönroos ym. 1998).

Ennen ympäristötukijärjestelmän käyttöönottoa perustuen arvioitiin vähentävän maatalouden muun kuin liukoisen fosforin ja kokonaistypen kuormitusta noin 20 prosenttia. Välittömästi rehevöitymistä aiheuttavan liukoisen fosforin kuormitusvähennemä arvioitiin erikseen 10 prosentiksi. On arvioitu, että noin 25 % maatalouden koko fosforikuormituksesta on liukoisessa fosfaattimuodossa, joten voidaan laskea, että maatalouden kokonaisfosforikuormitus vähenisi näiden esiarvioiden mukaan noin 17,5 %. Liukoisen fosforin ja nitraattitypen kuormitus vähenee tehokkaimmin lannoitusmääriä vähentämällä (Rekolainen 1996), ja perustuella saavutetut kuormitusvähennemät perustuvatkin suurelta osin tukiehdoissa asetettuihin lannoitusrajoihin. Sinilevien massaesiintymien vähentämiseksi erityisesti fosforikuormituksen vähentäminen on avainasemassa, sillä sinilevät ovat typpiomavaraisia eli ne pystyvät sitomaan typpeä ilmasta (Huttunen 1998).

Miten näihin arvioihin tulisi suhtautua edellä mainittujen kokemusten valossa? Vuosien 1995-1997 aikana MYTVAS-tutkimuksen neljän valuma-alueen tiloilla on erityisesti fosfori- mutta myös typpilannoituksessa tapahtunut selkeätä vähenemistä (Grönroos ym. 1998). Kemiran lannoitemyyntitilastojen mukaan typpilannoitteiden myynti hehtaaria kohden on vähentynyt noin 9 % vuodesta 1994 vuoteen 1997 ja fosforin vastaavasti 38 %. On kuitenkin vaikea sanoa, mikä osuus näistä muutoksista on ympäristötukijärjestelmän aiheuttamaa ja mikä johtuu EU-jäsenyyden tuomasta hintasuhteiden muutoksesta ja toisaalta lannoiteveron poistumisesta. Muutokset maatalouden ravinnekuormituksessa riippuvat lopulta kaikkien ympäristötukiehtojen toteutumisesta koko maan tasolla, joten tässä selvityksessä joudutaan turvautumaan melko pitkälle edellä esitettyihin arvioihin. Sekä kokonaisfosforin että -typen osalta oletetaan, että perustukiehdot vähentävät maatalouden aiheuttamaa kuormitusta noin 10 - 20 prosenttia.

Peltoviljelyn aiheuttama vuotuinen ravinnekuormitus on Suomessa arvioitu havaintojaksolla 1986 - 1990 seuraavaksi:

- kokonaisfosfori 2 000 - 4 000 t
- kokonaistyppi 20 000 - 40 000 t.

Suorat fosforipäästöt lantavarastoista on tämän lisäksi arvioitu 300 tonniksi ja typpipäästöt noin 3 000 tonniksi. (Rekolainen 1996.) Maatalouden keskimääräinen fosforikuormitus on siten noin 3 300 t a⁻¹ ja typpikuormitus 33 000 t a⁻¹. Kuormituksen 10 - 20 prosentin vähennys merkitsisi vuositasolla noin 330 - 660 fosforitonnin ja 3 300 - 6 600 typpitonnin vähennystä. Vähennykset pyritään muuttamaan markoiksi luvuissa 5.2. ja 5.3.

Maatalouden ammoniakkipäästöjen on arvioitu vähenevän tuen myötä noin 10 %. Maatalous aiheuttaa koko Suomen ammoniakkipäästöistä noin 90 % ja ilmakehään joutuvista kokonaistyppipäästöistä noin 30 % (Grönroos 1993). Ammoniakkilaskeuma aiheuttaa muun muassa maaperän happamoitumista ja havupuiden latvavaurioita. Ongelmana on vähennyksen tuottaman hyödyn rahallinen arvottaminen, ja tästä enemmän luvussa 5.4.

Mikä on ympäristötuen vaikutus maaseutumaiseman rahalliseen arvoon? Maaseutumaisema voidaan nähdä maatalouden harjoittamisen positiiviseksi ulkoisvaikutukseksi, jonka rahallista arvoa voidaan yrittää mitata esimerkiksi maksuhaluuskyselyillä. Tehtävä on kuitenkin todettu hyvin vaikeaksi (Aakkula 1997, s. 45). Lähinnä kyseeseen voisi tulla tuen mahdollisen pysyvän tuotantovaikutuksen aiheuttama muutos pellonkäytössä ja tätä kautta maisemassa. Luvussa 4 kuitenkin todettiin, että perustuen todellista tuotantovaikutusta on vaikea arvioida ja vaikutus saattaisi olla myös hyvin lyhytaikainen. Tässä selvityksessä mahdolliset maisemaan ja luonnon monimuotoisuuteen liittyvät hyödyt jätetään näistä syistä arvottamatta.

Perustuen tuottamien typpi- ja fosforikuormitusvähennysten vertailukohtana käytetään tässä selvityksessä skenaariota, jossa Suomi on EU:n jäsen, mutta ympäristötukijärjestelmää ei olisi otettu käyttöön vuonna 1995. Maatalouden ravinnekuormituksen oletetaan tällöin säilyvän edellä arvioidulla tasolla. On tosin esitetty epäilyjä, että EU-jäsenyyden seurauksena tavanomainen maatalous olisi ilman ympäristötukiehtoja kehittynyt entistä enemmän tehotuotannon suuntaan, joka puolestaan lisäisi maatalouden ympäristöhaittoja. Taloustieteellinen päättely ei kuitenkaan johda samaan lopputulokseen. Voittoaan maksimoiva tuottaja käyttää panosta x_i määrän, jolla panoksen rajatuotos on yhtä suuri kuin panoksen suhteellinen hinta w_i/p :

$$(6) \quad \frac{\partial f(\mathbf{x})}{\partial x_i} = \frac{w_i}{p}.$$

EU-jäsenyys vaikutti Suomessa sekä maatalouden tuottajahintoihin että tuotantopanosten hintoihin. Taulukosta 3 nähdään, että tuottajahinnat laskivat vuodesta 1994 vuoteen 1996 keskimäärin 36 % ja tuotantopanosten hinnat noin

Taulukko 3. Maatalouden hintaindeksejä 1994 - 1997. 1990 = 100.

	Tuottajahinnat			Panoshinnat		
	Kok.ind.	Kasvinvilj.	Kotieläint.	Kok.ind.	Lannoitteet	Rehut
1994	96,0	93,3	97,2	107,6	115,6	97,2
1995	71,5	62,4	75,5	86,6	96,5	69,4
1996	61,3	56,7	63,3	88,0	96,1	72,0
1997	60,5	56,8	62,1	90,0	94,4	75,9

Lähde: TK 1998.

18 %. Tämä tarkoittaa sitä, että panosten suhteellinen hinta w/p on noussut. Esimerkiksi lannoitteiden hinta suhteessa kasvinviljelytuotteiden hintaan nousi 37 % vuodesta 1994. Vähenevän rajatuotoksen lain⁹ perusteella voidaan täten päätellä, että panoksen, tässä tapauksessa lannoitteen, optimaalisen käyttömäärän täytyy vähentyä. Näillä hintasuhteilla on siis melko epätodennäköistä, että tuotanto muuttuisi entistä intensiivisemmäksi, pikemminkin päinvastoin.

5.2. Fosforinpoistokustannus jätevedenpuhdistamoissa

Yhdyskuntien jätevesiä on puhdistettu Suomessa systemaattisesti vuodesta 1932, jolloin rakennettiin ensimmäinen täyden mittakaavan biologinen jätevedenpuhdistamo Helsingin Kyläsaareen. Aluksi jäteveden puhdistuksessa keskityttiin lähinnä happea kuluttavan orgaanisen aineen kuormituksen eli biologisen hapenkulutuksen (BHK₇) vähentämiseen. Tähän käytetään tavallisesti aktiivilietemenetelmää, jossa jäteveden orgaanista ainesta hajottavan ja samalla happea kuluttavan mikrobimassan kasvua kiihdytetään hapettamalla vettä ilmastusaltaissa. (Katko 1996.)

Fosforinpoisto jätevesistä alkoi 1970-luvulla. Suomessa yleisin poistoprosessi on ns. rinnakkaissaostusmenetelmä, jossa ilmastusaltaassa olevan jäteveden liukoinen fosfori saostetaan lisäämällä veteen ferrosulfaattia. Suomen kaikista puhdistamoista lähes 80 % käyttää fosforinpoistoon rinnakkaissaostusta, ja puhdistustulokset ovat nykyään erittäin hyviä: 1990-luvun alusta yhdyskuntien vuotuisen kokonaisfosforikuormituksen vähenemä on ollut yli 90 prosenttia (taulukko 4). Fosforin tulokuormitus kasvoi yhdyskunnissa aina vuoteen 1990 asti, jonka jälkeen se on vähentynyt noin 20 %. Tähän on saattanut vaikuttaa mm. uusien fosfaatittomien pesuaineiden tulo kauppoihin.

⁹ Lisättäessä tuotannossa yhden panoksen määrää muiden panosmäärien pysyessä ennallaan saadaan yhä pienempi ja pienempi tuotoksen lisäys. Laki on voimassa, jos tuotantofunktio on konkaavi.

Taulukko 4. Yhdyskuntien jätevesien fosforikuormitus.

	Ennen käsittelyä, t	käsittelyn jälkeen, t	vähemmän, %
1990	4 657	458	90,2
1991	3 993	296	92,6
1992	3 674	279	92,4
1993	3 607	242	93,3
1994	3 663	274	92,3
1995	3 725	245	93,4

Lähde: SYKE 1996.

Kunnallisissa jätevedenpuhdistamoissa käsiteltiin 517 miljoonaa kuutiota jätevettä vuonna 1995. Kuluttajilta *laskutetun* jäteveden määrä oli kuitenkin lähes sama kuin kulutettu vesimäärä¹⁰ eli 412 milj. m³. (SYKE 1996.) Laskutetun ja käsitellyn jätevesimäärän erotuksen muodostaa viemäreihin valuva sadevesi. Koska jätevesimaksulain mukaan myös sadevesien puhdistuskulut on katettava kuluttajilta perittävillä jätevesimaksuilla, kustannuslaskelmissa käytetään nimenomaan laskutetun jäteveden määrää. Keskimääräinen käyttökustannus puhdistamoissa on noin 2,50 mk m⁻³.¹¹ Kokonaiskäyttökustannukset orgaanisen aineen ja fosforinpoistosta olivat täten noin 1 030 miljoonaa markkaa.

Ongelmana on kustannusten jakaminen eri päästöjen kesken, ts. mikä osuus kustannuksista johtuu fosforinpoistosta ja mikä orgaanisen aineen poistosta. Tähän ei ole olemassa yksiselitteistä vastausta. Joitain viitteitä kustannusten jakautumisesta löytyy ulkomaisista tutkimuksista. Esimerkiksi Morse et al. (1993) arvioivat aktiivilieteprosessin täydentämistä erityyppisillä fosforinpoistomenetelmillä. Rinnakkaissaostus lisäisi käyttökustannuksia arviolta 40 %, joten yhteenlasketuista käyttökustannuksista saostuksen osuus olisi noin 30 %. Tavoiteltu puhdistusteho 1 mg l⁻¹ ei ollut tässä selvityksessä kuitenkaan Suomen tasolla (1995 keskimäärin noin 0,5 mg l⁻¹). Yhdyskuntien orgaanisen aineen kuormituksesta myös yli 90 % saadaan poistettua, esimerkiksi vuonna 1995 kuormitusvähennelmä oli 104 700 tonnia (SYKE 1996). Koska päästöt ovat suhteellisella vähennemällä vertailtuna tavallaan yhtä tärkeitä, tässä selvityksessä kustannukset jaetaan tasan fosforin ja orgaanisen aineen kesken. Puhdistamojen käyttökustannukseksi poistettua kiloa kohti saadaan tällöin:

- orgaaninen aines 5 mk
- fosfori 148 mk.

¹⁰ Pieni osa vesijohtoverkkoon liittyneistä kotitalouksista ei kuulu viemäriverkkoon.

¹¹ Toiminnanjohtaja Rauno Piippo, Vesi- ja viemärilaitosyhdistys. Puhelinhaastattelu 17.2.1997.

Yleisesti ottaen jätevesienkäsittelyn kokonaiskustannuksista noin 2/3 on rakennuksista ja laitteista aiheutuvia pääomakustannuksia ja loput käyttökustannuksia, joita aiheuttavat mm. työpanos, kemikaalit ja energia. Kustannustaso- ja rakenne vaihtelevat kuitenkin paljon, riippuen paikallisista olosuhteista. (Morse et al. 1993, p. 20.) Keskimääräinen jätevesimaksu oli Suomessa 1.1.1996 noin 7,30 mk m⁻³, joten tämä kustannusrakenne pätee melko hyvin myös meillä.

Edellä arvioitiin että perustuki vähentäisi maatalouden fosforipäästöjä 10 - 20 %. Tonneissa tämä tekisi arviolta 330 - 660 t. Taulukosta 4 nähdään, että vastaavaan vähenemälisäykseen ei enää päästä yksinomaan yhdyskunnissa, sillä vuonna 1995 käsittelyn jälkeinen kuormitus oli vain 245 t. Tämänkin poistaminen jätevesistä tarkoittaisi käytännössä 100 % fosforinpoistoa, jota lähestyttäessä rajakustannukset voisivat nousta jyrkästikin. Keskimääräisten muuttuvien kustannusten arviota 148 mk/kg on täten pidettävä todellisten rajakustannusten alarajana. Nykyinen puhdistusteho vaihtelee jonkin verran laitosten välillä siten, että 75 % puhdistamoista ylittää yli 90 % fosforivähennykseen, 15 prosentilla teho on 80 - 89 % ja lopuilla teho on alle 80 % (SYKE 1996). Haja- ja loma-asutuksen arvioidut fosforipäästöt olivat vuonna 1992 noin 415 t, joten maatalouden fosforipäästöjen 20 % vähennystä (660 t) vastaavaan vähennykseen pääsemiseksi sekä näiden että yhdyskuntapäästöjen tulisi vähentyä nollaan. Tämä ei ole vuoteen 2005 mennessä nykyteknologialla kovin realistinen tavoite (vrt. SYKE 1995, s. 59). Jotta päästäisiin 660 fosforitonniin vähennykseen nykytasosta, edellä mainittujen lähteiden lisäksi tulisi vähentää myös teollisuuden fosforipäästöjä. Teollisuuden vähennyskustannuksia on kuitenkin hyvin vaikea arvioida, minkä vuoksi tässä esitetyt kustannusarviot ovat tältä osin puutteellisia mutta suuntaa-antavia.

Fosforinpoiston tehostaminen vaaditulle tasolle edellyttäisi sekä yhdyskunnissa että haja-asutuksessa melko mittavia investointeja. Tässä selvityksessä investointien osalta käytetään Suomen ympäristökeskuksen tekemän vesiensuojelun tavoite-ehdotuksen kustannusarvioita. Yhdyskunnissa fosforinpoiston tehostaminen tasolle 0,3 mg l⁻¹ = 0,3 g m⁻³ = 145 t a⁻¹ aiheuttaisi tämän mukaan noin 1 miljardin markan investoinnit (SYKE 1995, s. 154). Nykytasosta kuormitus vähenisi tällöin noin 100 tonnia. Haja-asutuksessa investoinnit viemäröintiin ja jätevesien käsittelyyn tulisivat maksamaan noin 2,9 miljardia markkaa ja vastaavasti loma-asutuksessa parhaan mahdollisen jätevesien käsittelytekniikan käyttöönotto noin 2,8 miljardia. Koska haja-asutusten viemäröinti on tarpeen rakentaa muistakin kuin vesiensuojeluyistä, ei luonnollisesti kaikkia tästä aiheutuvia kustannuksia voida lukea vesiensuojelukustannuksiksi. Ehdotuksessa noin puolet edellä mainituista investointikustannuksista luetaan vesiensuojeluperusteisiksi, joten tämä tekisi haja- ja loma-asutuksen osalta yhteensä noin 2,85 miljardia markkaa. (SYKE 1995, s. 163-164.) Näillä investoinneilla haja-asutuksen fosforikuormituksen arvioidaan vähenevän noin 275 tonnia eli alle puoleen nykyisestä. Yhdyskuntien ja haja-asutuksen yhteenlaskettu kuormitusvähenemä olisi täl-

löin 375 t, joten oltaisiin vielä kaukana fosforin nollapäästöistä. Tätä epäkohtaa kompensoi osaksi se, että samalla myös haja-asutuksen typpi- ja orgaanisen aineen kuormitus vähenisi selvästi.

Voidaan siis arvioida, että ympäristötuella saavutettavaa 330 - 660 t fosforikuormitusvähenemää vastaavat investointikustannukset olisivat yhdyskunnissa ja haja-asutuksessa vähintään noin 3,85 miljardia markkaa. Puhdistamojen vuotuisten käyttökustannusten kasvua arvioidaan edellä lasketulla keskimääräisellä muuttuvalla kustannuksella 148 mk/poistettu fosforikilo. Jos fosforinpoiston käyttökustannus oletetaan samaksi myös haja-asutuksen kunnallisessa jätevesien käsittelyssä, voidaan käyttökustannusten kasvuksi laskea noin 49 - 98 miljoonaa markkaa vuodessa.

5.3. Typenpoistokustannus jätevedenpuhdistamoissa

Typenpoistoa ei ole tähän asti edellytetty kunnallisilta jätevedenpuhdistamoilta. Kokonaistypikuormitus on puhdistamoissa vähentynyt keskimäärin noin 30 %, mutta kyse on ollut lähinnä rinnakkaissaostusprosessin sivuvaikutuksesta. Aktiivinen typenpoisto on Suomessa vasta alkamassa. Syksyllä 1997 uudistettuna käyttöön otettu Espoon Suomenojan puhdistamo on ensimmäinen jätevedenpuhdistamo Suomessa, jolle vesiylioikeus asetti vaatimuksen kokonaistypenpoistosta (Sipi 1997). Typenpoiston käyttökustannuksista ei täten ole vielä saatavissa kokemukseräistä tietoa vaan on turvauduttava Suomenojalla tehtyihin kustannusarvioihin. Tarvittavien investointien osalta lähde on osittain sama kuin edellä.

Typpiyhdisteitä voidaan poistaa jätevesistä useilla eri menetelmillä, joista Suomen oloissa käyttökelpoisin yhdyskuntajätevesien käsittelyyn lienee biologinen nitrifikaatioon (N) ja denitrifikaatioon (D) perustuva prosessi. Tässä jäteveden ammoniumtyppi hapetetaan ensin nitriittitypen kautta nitraattitypeksi (= N), jonka jälkeen tietyt bakteerilajit käyttävät täysin hapettomassa tilassa hengitykseen hapen asemasta nitraattitypeä, joka tällöin pelkistyy typpikaasuksi (= D). Ilman erityistoimenpiteitä päästään tällä menetelmällä noin 60 - 70 prosentin typpivähennykseen. Tehostamalla prosessia erilaisilla modifikaatioilla saavutetaan jopa 80 % typenpoisto. (Kangas ym. 1993, s. 58-59.) Espoon Suomenojan puhdistamolla typenpoisto perustuu DN-prosessiin, jossa käsittelemätön jätevesi johdetaan ensin D-vaiheeseen. Tämän jälkeen lietettä kierrätetään prosessissa 1,5 - 3 kertaa. Vuoden 1998 alusta puhdistamon tavoitteena on 65 % kokonaistypenpoisto vesiylioikeuden päätöksen mukaisesti. Aiemmin Suomenojalla on tuestä saatu poistettua vain noin 20 %.¹²

¹² Laboratoriopäällikkö Maija Jäppinen, Espoon vesi- ja viemärilaitos. Julkaisematon muistio 20.8.1997.

Taulukko 5. Yhdyskuntien jätevesien typpikuormitus.

	Ennen käsittelyä, t	käsittelyn jälkeen, t	vähemmän, %
1990	22 254	15 374	30,9
1991	21 733	14 646	32,6
1992	20 862	14 428	30,8
1993	21 290	14 338	32,7
1994	21 974	14 592	31,5
1995	21 115	14 570	31,0

Lähde: SYKE 1996.

Vuonna 1995 yhdyskuntien aiheuttama typpikuormitus oli ennen käsittelyä 21 115 t ja käsittelyn jälkeen 14 570 t, joten kuormituksen vähennemä oli 31 % (taulukko 5). Ympäristötuella aikaansaatu maatalouden typpikuormituksen vähennemä arvioitiin edellä 10 - 20 prosentiksi, mikä on noin 3 300 t - 6 600 t. Jotta vastaavaan vähennemään päästäisiin yhdyskunnissa, tulisi typenpoiston olla kaikissa puhdistamoissa noin 47 - 62 % tulokuormituksesta. Kuten edellä kävi ilmi, teknisesti tämä ei ole ongelma. Kustannusten arviointi on sitä vastoin melko hataralla pohjalla, sillä kustannusten muodostumisesta ei voi antaa yleispätevää arviota vaan jokainen tapaus olisi laskettava erikseen (Kangas ym. 1993, s. 57).

Tässä selvityksessä sovelletaan edellä mainitun vesiensuojelun tavoite-ehdotuksen arviota typenpoiston edellyttämistä investointikustannuksista. Ohjelmassa on laskettu, että jos typenpoisto toteutetaan rannikkokuntien yli 10 000 asukkaan puhdistamoissa, eli noin 1,1 miljoonan asukkaan jätevesille, se tulisi maksamaan noin 800 miljoonaa markkaa. Tällöin kokonaistyppikuormitus vähenisi noin 2 900 tonnia. (SYKE 1995, s. 74, 154.) Tämä tarkoittaa noin 80 % typenpoistoa, jos ennen investointeja näissä puhdistamoissa on poistettu keskimäärin 30 % typen tulokuormituksesta. Asukasta kohti vuotuinen tulokuorma on noin 5,3 kg typpeä, joten 3 300 - 6 600 typpitonin vähennykseen puhdistusteholla 80 % tarvittaisiin 1,25 - 2,5 miljoonaa asukasta typenpoiston piiriin. Tämä aiheuttaisi karkeasti arvioiden noin 900 - 1 800 miljoonan markan investointikustannukset.¹³

Lisäksi tarvitaan arvio vuotuisista käyttökustannuksista. Espoon Suomenojalla typenpoistosta johtuviksi käyttökustannuksiksi on arvioitu 5 - 6 miljoonaa vuodessa (Sipi 1997). Koska puhdistamo käsittelee noin 245 000 asukkaan jätevedet, saadaan kustannukseksi asukasta kohden 20 - 25 mk. Suomenojan puhdistusteho ei ole aivan edellisissä laskelmissa vaaditulla 80 % tasolla, mutta puhdistustehon kasvu on samaa luokkaa, 45 prosenttiyksikköä, joten käytetään paremman

¹³ Tekn.lis. Matti Valve, SYKE. Kirjallinen tiedonanto 9.9.1997.

tiedon puutteessa hyväksi tämän arvion ylärajaa. 3 300 - 6 600 typpitonnin vähennys maksaisi täten yhdyskunnissa puhdistamoiden käyttökustannuksina noin 31,3 - 62,5 miljoonaa markkaa vuodessa. Kustannus poistettua typpikiloa kohti on noin 9,5 mk. Tätäkin arviota on pidettävä todellisten kustannusten alarajana edellä mainituista puhdistustehoista johtuen.

5.4. Ammoniakki

Ilmakehän ammoniakkikuormittajia ovat Suomessa maatalous (88 %), turkistarhaus (9 %) ja teollisuus (3 %) (Grönroos 1993, s. 25). Ympäristötuella maatalouden päästöjen on arvioitu vähenevän noin 10 %, mikä on noin 3 800 tonnia ammoniakkiä. Ongelmana on tämän vähennyksen rahallinen arvottaminen, sillä turkistarhaus on maatalouden sivuelinkeino, ja ammoniakkipäästöjä voidaan turkistarhoilla vähentää suurin piirtein samoin keinoin ja kustannuksin kuin maataloudessakin.¹⁴ Näiden käyttö johtaisi tässä selvityksessä kuitenkin kehäpäätelmään: hyöty = kustannus. Teollisuudessa taas ei saataisi aikaan vastaavaa absoluuttista kuormitusvähennyksen lisäystä.

Ainoa keino olisi luultavasti lähteä liikkeelle ammoniakkin aiheuttamista haitoista. Ammoniakkipäästöt ilmaan aiheuttavat myöhemmin maaperän happamoitumista, mikä johtaa esimerkiksi kasvavaan peltojen kalkitustarpeeseen. Kalkitustarve on kasvanut tosin myös keinotekoisesti valmistettujen typpilannoitteiden käytön yleistymisen myötä. Vuonna 1995 kalkkia hankittiin panoksena maatalouteen yhteensä hieman yli 100 miljoonalla markalla (Kettunen 1997). Jos ympäristötuella saavutetaan maatalouden ammoniakkipäästöissä arvioitu 10 prosentin vähennys, vastaavasti kalkitustarpeessa ja -kustannuksissa voisi ainakin periaatteessa syntyä säästöjä, riippuen toteutuvasta maaperän happamoitumiskehityksestä. Tätä on kuitenkin hyvin vaikea arvioida etukäteen, mikä johtuu ilmakehän typpipäästöjen kaukokulkeutumista ym. seikoista. Absoluuttinen ammoniakki vähennys 3 800 t on typeksi muunnettuna (noin 3 100 t typeä) vain noin 3 % Suomen vuotuisesta kokonaistyyppilaskeumasta (Grönroos 1993, s. 15-17). Edellä mainituista syistä ammoniakkipäästöjen rahallinen arvottaminen jätetään tässä selvityksessä tekemättä.

5.5. Ympäristöhyötyjen nykyarvoja

Ympäristötuella aikaansaadun ravinnekuormitusvähennyksen tuottamaa yhteiskunnallista hyötyä on edellä arvioitu yksinkertaisella säästöneiden kustannusten menetelmällä. Maatalouden typpi- ja fosforikuormituksen 10 - 20 prosentin vähennyksen rahallinen hyöty arvioitiin 80 - 160 miljoonaksi markaksi vuodessa

¹⁴ Tutkija Juha Grönroos, SYKE. Kirjallinen tiedonanto 7.11.1997.

Taulukko 6. Ympäristötuen tuottamien ympäristöhyötyjen nykyarvoja v. 1995, milj. mk.

Järjestelmän voimassaoloaika, vuotta	Typen ja fosforin kuormitusvähenemä	
	10 %	20 %
10	5 368	6 887
15	5 581	7 313
20	5 748	7 646

plus 4 750 - 5 650 miljoonan markan potentiaalisiksi säästöksi investoinneissa. Jos oletetaan että yhdyskuntien vastaavansuuruiseen fosforin- ja typenpoistoon vaadittavat investoinnit olisi toteutettu samaan aikaan kun ympäristötuki otettiin käyttöön eli vuonna 1995, voidaan laskea hyötyjen nykyarvoja esimerkiksi 10 - 20 vuoden pituisten ympäristötukikausien aloitushetkeen. Taulukossa 6 on diskonttokorkona käytetty 5 prosenttia (perusteluista ks. luku 2.5). On huomattava että nykyinen ympäristötukijärjestelmä on voimassa vain 5 vuotta, 1995 - 1999. Jatkosta Suomi neuvottelee EU:n kanssa lähiaikoina. Näiden laskelmien perusoletuksena on täten se, että samankaltainen ympäristötuki on voimassa myös vuodesta 2000 eteenpäin.

Ravinnepäästöjen vähenemiseen vaadittavat noin 5 miljardin investoinnit ovat jo niin laajoja hankkeita, että näiden toteuttamiseen kuluisi nopeimmillaankin käytännössä useita vuosia.¹⁵ Vesiensuojelun tavoite-ehdotuksessa (SYKE 1995) ei ole kuitenkaan spesifioitu investointien mahdollista aikataulua. Koska tämän selvityksen alkuoletuksena on, että ympäristötuki vähentää maatalouden ravinnekuormitusta heti ensimmäisestä vuodesta alkaen, tarvittavat investoinnit olisi pitänyt tehdä yhdyskunnissa viimeistään vuonna 1995, jotta näissä olisi päästy vastaavaan absoluuttiseen kuormitusvähenemään samanaikaisesti.

5.6. Tuen vaikutukset luontoon

Olivat ympäristötuen vaikutukset maatalouden aiheuttamaan vesistökuormitukseen mitkä tahansa, mahdollisten kuormitusmuutosten vaikutukset luonnossa näkyvät kuitenkin vasta pitemmän ajan kuluttua. Muutokset vesistöjen rehevöitymiskehityksessä ja muissa luonnon toiminnoissa tapahtuvat hitaasti vuosien ja vuosikymmenien kuluessa. Nykyinen, vain viisi vuotta voimassa oleva ympäristötukiohjelma on tässä suhteessa melko lyhytaikainen ympäristönsuojelun kan-

¹⁵ Julkiset investoinnit ovat viime vuosina olleet noin 15 mrd. mk vuodessa, joten kyseessä olisi merkittävä lisäys.

nalta. Sama koskee luonnollisesti myös yhdyskuntien ja teollisuuden aiheuttamaa vesistökuormitusta. Kuten luvun alussa todettiin, hitaasti näkyvät vaikutukset hankaloittavat haittafunktiomenetelmän suoraa soveltamista tuen vaikutusten arvottamiseen. Muut ympäristöhyötyjen arvottamismenetelmät eivät toimi tässä suhteessa sen paremmin. Esimerkiksi *contingent valuation* -kyselyssä kuluttajilla ei todennäköisesti olisi kovin selvää käsitystä siitä, mikä olisi heidän nykyinen maksuhalukkuutensa esimerkiksi 10 vuoden kuluttua tapahtuvasta vesistöjen rehevöitymisen hidastumisesta. Tässä selvityksessä esitetty yksinkertainen kustannustehokkuustarkastelu on oikeastaan ainoa lyhyellä ajalla käytettävissä oleva lähestymistapa.

6. Ympäristötukiehtojen aiheuttamat kustannukset maataloudessa

Ympäristötukijärjestelmään osallistuminen edellyttää viljelijältä useita ympäristönsuojelutoimia, joista ainakin osasta aiheutuu tilalle ylimääräisiä kustannuksia tai tulonmenetyksiä. Näitä menoja kutsutaan jäljempänä tukiehtokustannuksiksi. Alkuperäisen ympäristötukiohjelman laskelmien mukaan noin 2/3 perustuesta oli tarkoitettu kompensoimaan tukiehtokustannuksia (MMM 1994). Ohjelmassa koko maan tukiehtokustannukset arvioitiin noin 500 - 1 000 miljoonaksi markaksi vuodessa, sisältäen myös investointimenot. Kustannuslaskelmat on esitetty toisaalla tässä julkaisussa (Koikkalainen ym.), ja tässä analyysissä tukeudutaan näihin laskelmiin.

Kuten yhdyskuntien jätevedenpuhdistuksessa, tukiehtokustannukset voidaan jakaa kahteen osaan, kertaluonteisiin investointimenoihin ja vuosittain toistuviin kustannuseriin. Investointimenot koostuvat seuraavista toimenpiteistä:

- lantala- ja säilörehuvarastoinvestoinnit
- ympäristöhoito-ohjelman laatiminen
- ruiskun testaus ja käyttökoulutuksen hankinta
- lannankäsittelyvälineistön uusiminen
- kultivaattoreiden ym. kevytmuokkausvälineiden hankinta
- suojakaistojen perustaminen.

Vuosittain tai säännöllisin väliajoin toistuvat kustannukset taas muodostuvat lähinnä

- lannoitteiden käytön vähentämisen aiheuttamista satomenetyksistä
- viljavuustutkimuksesta ja lanta-analyysistä
- viljelykirjanpidosta, suunnittelusta ja lomakkeiden täytöstä
- maisemanhoitoon liittyvistä kustannuksista ja muista vuosittain toistuvista menoista.

Kun tukiehtokustannukset jaotellaan edellä mainitulla tavalla, saadaan kerta-luonteisiksi investointimenoiksi 1911 miljoonaa markkaa ja vuosittain toistuviksi kustannuksiksi 464 miljoonaa markkaa. Taulukossa 7 on esitetty 5 % diskontto-korolla laskettuja nykyarvoja eripituisille ympäristötukijärjestelmille.

Taulukko 7. Ympäristötuen tukiehtokustannusten nykyarvoja.

Voimassaoloaika	milj. mk
10 vuotta	5 494
15 ”	6 727
20 ”	7 693

On huomattava, että käytetyissä kustannusarvioissa on useita epävarmuustekijöitä, joita on tarkemmin eritelty edellä mainitussa artikkelissa.

7. Johtopäätökset

Vuonna 1995 käyttöön otettu ympäristötuki poikkeaa merkittävästi aikaisemmista maatalouden tukimuodoista. Ensimmäistä kertaa yhteiskunnan maataloudelle osoittama tuki on sidottu tiettyihin ympäristönsuojelutoimiin ja hyväksyttäviin viljelymenetelmiin. Ympäristötuen tärkeimpänä tavoitteena on vähentää maatalouden aiheuttamaa vesistöjen ravinnekuormitusta. Tavoite on perusteltu, sillä esimerkiksi viime kesien sinilevähaitat ovat selkeästi osoittaneet sekä koti- että ulkomaista alkuperää olevan kuormituksen vähentämisen tarpeellisuuden. Tässä tutkimuksessa on arvioitu ympäristötukijärjestelmän yhteiskunnallista kannattavuutta.

Ympäristötuen yhteiskunnalle tuottamat hyödyt arvioitiin edellä nykyarvoltaan yhteensä noin 11,6 - 17,6 miljardiksi markaksi, voimassaoloajasta ja ravinteiden kuormitusvähennyksestä riippuen. Hyötysumma on saatu laskemalla yhteen tuen EU-osuus, tuen avulla jatkavien tilojen CAP-tuki ja arvioidut ympäristöhyödyt. Tukiehtojen aiheuttamat kustannukset on arvioitu 5,5 - 7,7 miljardin markan suuruisiksi.

Näiden lukujen perusteella tukijärjestelmä on yhteiskunnallisesti kannattava. Järjestelmä kannattaa siinäkin tapauksessa, että mitään varsinaisia ympäristöhyötyjä ei synny, sillä EU:lta saatu tukisumma (ympäristötukiosuus + CAP-tuki) kattaa ympäristötukiehdosta suomalaiselle yhteiskunnalle aiheutuvat kustannukset. Tästä näkökulmasta tulosta ei ympäristön kannalta voida pitää kovinkaan myönteisenä asiana. Ensimmäisten arvioiden mukaan maatalouden typpi-kuormitus on tuen avulla kuitenkin vähennyksessä hieman, A-alueella -1 kg/ha ja B-alueella -3,5 kg/ha, mutta fosforikuormituksessa ei ole ainakaan lyhyellä

ajalla tapahtumassa juurikaan muutoksia (MMM 1998, s. 84-85). Samansuuntaisiin tuloksiin päädyttiin myös MYTVAS-tutkimuksen toisessa raportissa, jossa potentiaalisen typpikuormituksen arvioitiin hieman vähentyneen kaikilla tutkimuksen valuma-alueilla mutta fosforikuormituksen Etelä-Suomessa jopa kasvaneen (Grönroos ym. 1998).

Tuloksia tulkittaessa on muistettava, että ravinnepäästöjen vähenemisen arvioidut hyödyt ovat vain karkeita approksimaatioita kuluttajien todellisesta maksuhalukkuudesta. Lisäksi kaikkia ympäristötuen mahdollisesti tuottamia ympäristöhöyötyjä ei ole tässä menetelmävaikeuksien vuoksi pystytty arvottamaan rahallisesti. Näitä ovat maatalousmaisemaan, luonnon monimuotoisuuteen ja maatalouden ilmansaasteiden vähenemiseen liittyvät hyödyt. Niiden sisällyttäminen tuen tuottamiin ympäristöhöyötyihin todennäköisesti vielä parantaisi tuen yhteiskunnallista kannattavuutta.

Kirjallisuus

- Aakkula, J. 1997. Maaseutu ympäristö taloudellisena arvona. Teoksessa Luostarinen, M. & Yli-Viikari, A. (toim.), Maaseudun kulttuurimaisemat. Suomen ympäristö 87, Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 151 s.
- Abdalla, C. W., Roach, B. A. & Epp, D. J. 1992. Valuing Environmental Quality Changes Using Averting Expenditures: An Application to Groundwater Contamination. *Land Economics* 68: 163-169.
- Dasgupta, A. K. & Pearce, D. W. 1972. *Cost-Benefit Analysis*. Macmillan, London. 270 p.
- Freeman, A. M. 1982. *Air and Water Pollution Control - a Benefit-Cost Assessment*. Wiley, New York. 186 p.
- Freeman, A. M. 1993. *The Measurement of Environmental and Resource Values. Resources for the Future*, Washington, D.C. 516 p.
- Grönroos, J. 1993. Maatalouden ammoniakkipäästöjen vähentäminen. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja A 163. Helsinki. 139 s.
- Grönroos, J., Rekolainen, S. & Nikander A. 1997. Maatalouden ympäristötuen toimenpiteiden toteutuminen v. 1995. Suomen ympäristö 81, Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 88 s.
- Grönroos, J., Rekolainen, S., Palva, R., Granlund, K., Bärlund, I., Nikander, A. & Laine, Y. 1998. Maatalouden ympäristötuki, toimenpiteiden toteutuminen ja vaikutukset v. 1995-1997. Suomen ympäristö 239, Suomen ympäristökeskus. 77 s.
- Huttunen, L. 1998. Sinilevä aisoihin. *Ympäristö* 4/1998, s. 8-10.
- Kangas, A., Rantanen, P., Sikow, M. & Valve, M. 1993. Typenpoisto yhdyskuntien jätevesistä. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 479. Helsinki. 65 s.

- Katko, T. S. 1996. Vettä! Suomen vesihuollon kehitys kaupungeissa ja maaseudulla. Vesi- ja viemärilaitosyhdistys, Helsinki. 416 s.
- Kettunen, L. 1997. Suomen maatalous 1996. Maatalouden taloudellisen tutkimuslaitoksen julkaisuja 82. Helsinki. 64 s.
- Kuismanen, M. 1993. Progressiivisen tuloverotuksen vaikutus miesten työn tarjontaan. Valtion taloudellisen tutkimuskeskuksen tutkimuksia 14. Helsinki. 118 s.
- Lehtonen, H. 1998. Suomen maatalouden alueellinen sektorimalli. Maatalouden taloudellisen tutkimuslaitoksen tutkimuksia 224. 155 s.
- MMM 1994. Ehdotus maatalouden ympäristötukiohjelmaksi. Työryhmämuistio 1994:19.
- MMM 1998. Maatalouden ympäristöohjelman seurantatyöryhmän loppuraportti. Työryhmämuistio 1998:5.
- Morse, G. K., Lester, J. N. & Perry R. 1993. The Economic and Environmental Impact of Phosphorus Removal from Wastewater in the European Community. Selper Publications, London. 92 p.
- MTTL 1997. Kirjanpitotilojen tuloksia, tilivuosi 1995. Maatalouden taloudellisen tutkimuslaitoksen tutkimuksia 220. Helsinki. 112 s.
- Mustonen, E. & Niskanen, E. 1992. Vuotos-hankkeen yhteiskuntataloudellinen kannattavuus. Valtion taloudellisen tutkimuskeskuksen keskustelualoitteita 27. Helsinki. 49 s.
- Rekolainen, S. 1996. Assessing and reducing nutrient loading to surface and groundwaters. Agriculture - Environment Interaction - challenges for research, Agricultural Research Centre of Finland, Jokioinen. p. 15-17
- Siikamäki, J. 1997. Suomen maatalouden ympäristötukijärjestelmän sisältö ja toiminta. Maatalouden taloudellisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja 216, s. 7-35.
- Sipi, P. 1997. Typenpoistolaitoksen vihkiäiset Suomenojan jätevedenpuhdistamolla 2.10.1997. Espoon vesi- ja viemärilaitoksen lehdistötiedote.
- Stiglitz, J. E. 1988. Economics of the Public Sector. 2nd edition. Norton, New York.
- Sugden, R. & Williams, A. 1978. The Principles of Practical Cost-Benefit Analysis. Oxford University Press, Oxford. 275 p.
- Suomen ympäristökeskus 1995. Ehdotus vesiensuojelun tavoitteiksi vuoteen 2005. Julkaisematon muistio 28.12.1995. Helsinki. (Lainattavissa SYKE:n kirjastosta.)
- Suomen ympäristökeskus 1996. Yhdyskuntien vesihuolto 1970 - 1995. Helsinki.
- Suomen ympäristökeskus 1998. Levähaitat vuonna 1997 -tiedote. Helsinki. 4 s.
- Tilastokeskus 1996. Suomen tilastollinen vuosikirja 1996. Helsinki. 661 s.
- Tilastokeskus 1997. Teollisuuden ympäristönsuojelumenot 1995. Helsinki.
- Tilastokeskus 1998. Tilastokatsaus 1998:1. Helsinki.
- Tuomala, M. 1997. Julkistalous. Gaudeamus, Tampere. 372 s.

- Valtiovarainministeriö 1997. Suomi muuttui vuonna 1996 nettomaksajaksi EU:ssa. Lehistötiedote, VM tiedotus.
- Varian, H. R. 1992. *Microeconomic Analysis*. 3rd edition. Norton, New York. 506 p.
- Ympäristöministeriö 1998. Vesiensuojelun tavoitteet vuoteen 2005. Suomen ympäristö 226. 82 s.

Maatalouden ympäristötuen perustuen merkitys maatilojen taloudelle

Kauko Koikkalainen, Kaisu Haataja & Jyrki Aakkula

Economic consequences of the General Agri-Environmental Protection Scheme

Abstract. Agri-environmental support included in the General Agri-Environmental Protection Scheme (GAEPS) is used to compensate the farmers for the loss of farm income and increased production costs due to the adaptation of more environmentally-friendly production practices. This study is an attempt to estimate and aggregate the costs of the GAEPS. The main costs at the farm level consist of investments to manure and silage storage, crop losses due to reduced use of nitrogen and phosphorus fertilisers, and landscape management. Other major sources of additional costs are the plant cover criterion, regular soil fertility testing, and nutrient analyses of manure. Filter strips, testing of pesticide sprayers, and making an environmental management plan for the farm are also cost-creating activities. According to the calculations, the total cost of the adaptation of the GAEPS are ca. FIM 850 million annually. This corresponds to the a priori cost estimates that were made at the planning stage of the GAEPS. In addition, farm models were used to assess the monetary net benefits of the GAEPS in different types of farms. It seems that the GAEPS has the most significant effect on net farm income in the southern part of Finland.

Index words: agriculture, environmental support, agri-environmental programme, farm economy

1. Johdanto

Suomen EU-jäsenyys vuoden 1995 alussa mullisti maatalouspolitiikan ja erityisesti maatalouden tukipolitiikan. Korkeista kotimaisista tuottajahinnoista ja tuotantomääriin sidotusta tuesta siirryttiin yhdessä yössä selvästi alhaisimpiin EU-tuottajahintoihin ja suoraan tulotukeen. Periaatteellisesti uusia asioita olivat myös maatalouden ympäristötuen perustuki ja erityistuki, jotka muodostavat keskeisimmän osan maatalouden vuosille 1995-1999 tarkoitettua ympäristöohjelmaa. Lisäksi maatalouden ympäristöohjelmaan sisältyy jonkin verran kou-

lutukseen, neuvontaan ja kokeiluhankkeisiin myönnettävää tukea. Maatalouden ympäristöohjelman mukainen tuki on puoliksi Suomen valtion ja puoliksi EU:n rahoittama.

Maatalouden ympäristötuki pitää sisällään periaatteellisen tukiajattelun muutoksen. Ensimmäistä kertaa Suomessa maataloustuen saaminen on tehty riippuvaiseksi ympäristön hyvinvoinnin huomioon ottavien ehtojen noudattamisesta. Taustalla on näkemys siitä, että mikäli maataloustuottajat viljelykäytäntöjään muuttamalla osallistuvat ympäristön laadun parantamiseen, he ovat oikeutettuja saamaan toiminnastaan myös kohtuullisen korvauksen. Tässä mielessä maatalouden ympäristötuki on selkeästi vastikkeellista, se kohdistaa tuen tietyille viljelytoimenpiteille.

Tämän selvityksen tarkoituksena on antaa sekä tila- että kokonaistasolla käsitys siitä, minkälainen taloudellinen vaikutus ympäristötuen perustuella ja siihen liittyvien ehtojen täyttämällä on maatalouden tuottoihin ja kustannuksiin. Rajaus sulkee tarkastelun ulkopuolelle ympäristötuen erityistukien kustannusvaikutukset. Näin on toimittu ennen kaikkea siksi, että valtaosa erityistuista maksetaan kustannusarvion sisältävän hakemuksen perusteella, jolloin arvio kustannusvaikutuksista voidaan tehdä suoraan hakemusten perusteella.

Maatalouden ympäristötuessa ja erityisesti perustuessa on kyse merkittävistä summista. Vuosittainen kokonaistukimäärä oli vuonna 1997 noin 1 635 milj. markkaa. Pelkkään perustukeen käytetään vuosittain keskimäärin noin 1 350 miljoonaa markkaa koko viisivuotisen ohjelmakauden ajan. Vertailun vuoksi voidaan todeta, että vuonna 1997 maataloustulo oli noin 6 600 miljoonaa markkaa. Siten ympäristötuen perustuen osuus maataloustulosta nousi vuonna 1997 hiukan yli 20 %:iin.

Esiteltävän ympäristötuen perustuen kokonaiskustannuslaskelman keskeisimmät osat on julkaistu maatalouden ympäristöohjelman seurantatyöryhmän loppuraportissa (MMM 1998). Laskelmiin on kuitenkin tehty korjauksia ja tarkennuksia joidenkin kustannuserien osalta uuden seurantatiedon pohjalta, joten tässä selvityksessä esiteltävät laskelmat eivät ole täysin yhtäpitäviä maatalouden ympäristöohjelman seurantatyöryhmän raportin vastaavien laskelmien kanssa. Kokonaiskustannuslaskelman muutosten lisäksi viljelmämallitarkastelujen määrää on lisätty ja viljelmämallilaskelmia on joiltain osin tarkistettu.

Ympäristötukijärjestelmän perustuen kokonais- ja tilataloudellisten vaikutusten selvittäminen edellyttää tarkkaa tietoa perustukeen liittyvistä tuotoista ja kustannuksista. Kummankin komponentin selvittämiseen liittyy kuitenkin hankaluuksia. Koska ympäristötuen perustuen tilatason muista mahdollisista tuottovaikutuksista kuin suoraan tukeen perustuvasta tulovaikutuksesta ei ole luotettavaa tietoa saatavissa, tuottojen lisäys oletetaan yhtä suureksi kuin tilan saama perustuki. Näin ollen ei oteta huomioon niitä mahdollisia myönteisiä vaikutuksia, joita ympäristötuen perustuen ehtojen seuraamisella saattaa olla tuotannon määrään tai laatuun. Voidaan kuitenkin olettaa, että ainakin lyhyellä tähtäimellä

tämäntyyppiset tuotot ovat yksittäisillä tiloilla selvästi pienempiä kuin ympäristötuen perustuen täyttämistä aiheutuvat kustannukset. Tämän selvityksen piiriin ei myöskään kuulu ympäristötukijärjestelmän mahdollisesti tuottamien julkishyödykeluontoisten ympäristö- ja muiden hyötyjen arvioiminen.

Ympäristötuki on tarkoitettu viljelijöille kompensaatioksi järjestelmään osallistumisen aiheuttamista ylimääräisistä kustannuksista ja tulonmenetyksistä. Lisäksi ympäristötuen on tarkoitus pitää sisällään riittävän voimakas taloudellinen kannustin viljelijöiden saamiseksi mukaan järjestelmään. Tarkoituksena on ollut, että kaksi kolmannesta ympäristötuesta olisi kustannuskompensaatiota ja yksi kolmasosa osallistumiskannustinta (MMM 1994). Taloustieteellisessä mielessä kustannuskompensaation voidaan katsoa kohdistuvan kahden hiukan erilaisen kustannustekijän eli ylimääräisen tuotantokustannuksen (tarvike-, työ- ja investointikustannus) ja menetetyin vaihtoehtoistuoton kattamiseen. On myös muistettava, että ympäristötukijärjestelmän perustuen ehtojen täyttäminen aiheuttaa myös kustannussäästöjä ennen kaikkea tarvikekustannuksen osalta. Voidaan kuitenkin olettaa, että nämä kustannussäästöt ovat suuruudeltaan vähäisiä verrattuna ehtojen täyttämisen tuottamiin uusiin tarvikekustannuksiin.

Kustannuseristä ongelmallisin on menetetyin vaihtoehtoistuoton arvioiminen. On selvää, että suojakaistojen myötä vähenevä viljelyala ja lannoitetasojen aleneminen pienentävät satoja jonkin verran. Sen lisäksi tukiehdoissa vaadittujen viljelykäytäntöjen omaksuminen voi aiheuttaa sekä sadon määrä- että laatu-tappioita, kun kylvöä tai muita viljelytoimenpiteitä ei syystä tai toisesta voida tehdä sopivimpana mahdollisena ajankohtana. Näiden tekijöiden todellista vaikutusta on kuitenkin vaikea arvioida, koska varsinaisia tutkimustuloksia ei ole saatavilla. Luettaessa tätä selvitystä on siis muistettava, että huomattava osa raportoiduista ympäristötukijärjestelmän kustannusvaikutuksista perustuu asiantuntija-arvioihin, jotka on tehty parhaan mahdollisen saatavissa olevan tiedon pohjalta, mutta jotka eivät ole johdettavissa varsinaisista tutkimustuloksista.

Selvitys on jäsennelty seuraavasti: luvussa 2 esitetään arvio ympäristötuen perustuen aiheuttamista kustannuksista kokonaistasolla maa- ja puutarhataloudessa sekä käydään läpi laskelmassa käytetyt keskeisimmät laskentaperiaatteet. Ympäristötuen perustuen merkitystä kannattavuuskirjanpitoiltoilla tutkitaan luvussa 3, jossa lasketaan ympäristötuen perustuen osuus tilojen saamasta maataloustulosta. Tämä tehdään tuotantosunnittain ja tukialueittain siinä laajuudessa kuin pohjana oleva aineisto antaa mahdollisuuden. Koska kannattavuuskirjanpito-tila-aineisto ei mahdollista perustuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvien kustannusten selvittämistä, niin luvussa 4 pyritään MTTL:n tuotantokustannusviljelmämalleja soveltamalla arvioimaan perustuen ehtojen noudattamisen kustannukset eri tuotantosunnissa, tilakokoluokissa ja tukialueilla. Malleissa on käytetty vuoden 1996 hinta- ja tukitietoja. Pääasiallisena perustuen taloudellista merkitystä kuvaavana indikaattorina käytetään nettoympäristötuen suhdetta maataloustuloon. Nettoympäristötueella tarkoitetaan tässä yhteydessä suuretta,

joka saadaan vähentämällä tilalle maksetusta ympäristötuen perustuen kokonaissummasta kaikki perustuen ehtojen täyttämisen aiheuttavat ylimääräiset tuotantokustannukset ja menetyt vaihtoehtoistuotot. Luvussa 5 kerrataan keskeisimmät johtopäätökset ympäristötuen perustuen merkityksestä niin kokonais- kuin tilatasollakin. Liitteessä 2 ovat taulukot, joissa käydään yksityiskohtaisemmin läpi viljelmämallilaskelmien tuloksia tuotto- ja kustannuserien osalta.

2. Ympäristötuen perustuen kustannusvaikutukset kokonaistasolla

Kattavan kustannusarvion tekemistä vaikeuttaa se, että ympäristötuen perustuen ehtojen noudattamisen kustannusvaikutuksista on vain vähän tutkittua tietoa. Ongelmana on lisäksi erottaa ympäristötukijärjestelmän vaikutukset EU:n muun yhteisen maatalouspolitiikan (CAP) vaikutuksista. Kaikesta huolimatta jäljempänä pyritään arvioimaan toimenpiteittäin ympäristötuen perustuen ehtojen noudattamisesta viljelijöille aiheutuvat kustannukset sekä vuosittain että koko ohjelmakauden ajalta.

2.1. Ympäristötuen tavoitteet ja perustuen ehdot

Ympäristötuen tavoitteena on maa- ja puutarhataloudesta lähtöisin olevan, erityisesti vesistöihin ja ilmaan kohdistuvan ympäristökuormituksen ja torjunta-aineiden käytöstä aiheutuvien haittojen vähentäminen, luonnon monimuotoisuudesta huolehtiminen ja maaseutumaiseman hoito. Yleisenä tavoitteena on laaja-peräinen ja ympäristöystävällinen tuotantotapa maa- ja puutarhataloudessa. Ympäristötueella aikaan saadut parannukset ympäristön tilassa voidaan käytännössä todentaa vasta vuosien kuluttua, mutta esimerkiksi ravinteiden ja maa-aineksen huuhtoutumisen vesistöihin odotetaan pitkällä aikavälillä vähenevän noin 20-40 %:lla ja siten johtavan myönteiseen kehitykseen sekä sisä- että rannikko-vesien liiallisen rehevöitymisen suhteen (MMM 1994; Siikamäki 1997).

Ympäristötuen perustuki on kaikille alle 65-vuotiaille viljelijöille tarkoitettu yleinen tukimuoto. Perustuki on porrastettu viljelykasvin ja tukialueen mukaan. Tukisummat ovat korkeimmat A-tukialueella ja alenevat kohden pohjoisempia tukialueita. Tuki on hehtaarikohtainen ja sitä saadakseen viljelijän on sitouduttava noudattamaan perustuen ns. viljelyehtoja. Tukea hakeva viljelijä sitoutuu noudattamaan seuraavia ehtoja koko sitoumuskauden eli viiden vuoden aikana (MMM 1996b; MMM 1998):

- 1. Maatilan ympäristöhoito-ohjelma ja muu viljelyn suunnittelu.* Tilalle oli vuoden 1998 alkuun mennessä laadittava ympäristöhoito-ohjelma. Lohko-kohtaista kirjanpitoa tehdyistä viljelytoimenpiteistä on pitänyt pitää viimeis-

tään vuoden 1998 alusta lähtien. Ympäristönhoito-ohjelmaan liittyen oli laadittava viljelysuunnitelma ja lannan ravinneanalyysi ja peltojen viljavuustutkimus tuli tehdä vähintään kerran ohjelmakauden aikana ja viimeistään vuoden 1998 kasvukautta varten.

2. *Lannoitus ja lannan varastointi.* Maatilalla käytetään väkilannoitteita ja karjanlanta enintään maa- ja metsätalousministeriön päätöksen mukaisesti. Lanta varastoidaan hyväksyttävällä tavalla. Lantavaraston on riitettävä 12 kuukauden ajaksi tai, jos eläimiä laidunnetaan, 8 kuukauden ajaksi. Lantavaraston on täytettävä tämä vaatimus kolmen vuoden kuluttua sitoutumisesta, eri anomuksesta voi saada lisääaikaa, jolloin lannan tilapäisvarastointiin patterissa voi saada luvan. Lantaa ei levitetä lumipeitteeseen tai routaantuneeseen maahan. Lannanlevityksen on oltava A- ja B-alueella käytettävissä peltoa vähintään 1 hehtaari 1,5 eläinyksikköä kohti tai lanta käytetään muutoin hyväksyttävällä tavalla.
3. *Suojakaistat ja pientareet.* Maatilalla jätetään valtaojien varsille noin metrin levyiset pientareet sekä purojen ja muiden vesistöjen varsille sekä talousvesikaivojen ympärille vähintään kolmen metrin levyiset monivuotisen kasvillisuuden peittämät suojakaistat. Piennarta tai suojakaistaa ei saa muokata, lannoittaa tai käsitellä torjunta-aineilla. Mahdollinen hukkakaura tulee kuitenkin torjua käsin kitkemällä tai kemiallisesti.
4. *Kasvipeitteisyys.* A- ja B-tukialueilla vähintään 30 % pelloista on pidettävä talvikautena kasvipeitteisinä tai kevennetysti muokattuina. Kasvipeitteisyyttä laskettaessa voidaan ottaa huomioon useamman perustukeen sitoutuneen tilan yhtenäiset peltoalueet.
5. *Maisemanhoito ja luonnon monimuotoisuus.* Viljelijä pitää yllä viljelymaisemaa ja sen luonnon monimuotoisuutta, hoitaa asuin- ja tuotantorakennusten ympäristöä ja viljelemättömiä peltoalueita sekä pidättäytyy maaseutumaiseman kannalta arvokkaiden peltoalueiden metsityksestä.
6. *Torjunta-aineiden käyttö.* Maatilalla torjunta-aineiden levitykseen käytettävä kalusto on testattava vuoden 1999 loppuun mennessä ja vuoden 1998 kasvukauden alusta alkaen torjunta-aineita on saanut levittää vain asianmukaisen torjunta-aineiden käyttökoulutuksen saanut henkilö. Avomaan vihannes- ja koristekasviviljelyn sekä hedelmän-, marjan- ja taimitarhaviljelyn kasvinuojelun tulee täyttää maa- ja metsätalousministeriön määräämät ehdot.
7. *Puutarhaviljelyn erityisehdot.* Puutarhaviljelyssä viljelijä vähentää kasvinravinteina käytettävän typen ja fosforin hehtaarikohtaisia käyttömääriä vähintään 10 % vuonna 1994 sovellettuja lannoitus suosituksia pienemmiksi. Puutarhatilalle tulee tehdä viljelykiertosuunnitelma sekä lannoitussuunnitelma. Viljelijä pitää havaintokirjaa rikkakasvien, tuholaisten ja kasvitautien sekä niiden luontaisten vihollisten esiintymisestä. Kasvinsuojeluruiskutukset tehdään kyseisiin havaintoihin perustuen ja vain todellisen tarpeen mukaan.

Marja- ja hedelmätuotannossa sekä taimitarhaviiljelyssä voidaan käyttää mekaanista rikkakasvien torjuntaa ja lehtivaikutteisia rikkakasvihävitteitä. Maavaikutteisia rikkakasvihävitteitä saadaan käyttää vain erikoistapauksissa.

2.2. Perustuen aiheuttamat kustannukset tiloille

Maatalouden ympäristöohjelmaa 1995-1999 suunniteltaessa tehtiin alustava arvio perustuen ehtojen noudattamisen kustannusvaikutuksesta. Laskelman lähtökohtana pidettiin sitä, että kaikilla kolmella tukialueella (A, B ja C) saataisiin järjestelmän piiriin 87 % peltopinta-alasta (taulukko 2.1).

Osallistumisen laajuustavoitteen saavuttamisessa on onnistuttu varsin hyvin, sillä koko maan tasolla ympäristötuen perustuen piirissä vuonna 1997 oli 88 % peltoalutukia saaneesta peltoalasta (MMM 1998, s. 78). Tässä selvityksessä esitettävän laskelman tuloksia tuleekin ennen kaikkea verrata ympäristöohjelman suunnitteluvaiheessa tuotettuun kustannusarvioon.

2.2.1. Maatilan ympäristönhoito-ohjelma

Maatilan ympäristönhoito-ohjelman laatiminen ei aiheuttanut tiloille suoria kustannuksia. Korvaus ohjelman laatimisesta maksettiin ympäristötukivaroista suoraan ohjelman laatijoille eli pääasiassa maaseutukeskuksille. Ympäristönhoito-ohjelman laatimisen arvioitiin maksavan keskimäärin 1000 mk/tila. Ympäristönhoito-ohjelmia laadittiin vuosina 1995-1997 kaikkiaan 79 700 kpl ja noin 1 875 000 hehtaarin pelto-alalle (MMM 1998). Ympäristönhoito-ohjelmista aiheutui siis 79,7 milj. mk:n kustannus eli vuotta kohti koko ohjelmakaudelle laskettuna 15,9 milj. mk.

Viljelijä joutui kuitenkin lisäksi käyttämään aikaa ympäristöohjelman laatijan kanssa käytyihin keskusteluihin, joissa kartoitettiin tarvittavia perustietoja ja suunniteltiin tarvittavia toimenpiteitä. Aikaa tähän kului keskimäärin neljä tuntia yhtä tilaa ja ympäristönhoito-ohjelmaa kohti, mikä tekee 45 markan tuntipalkkavaatimuksella 180 mk/tila. Viisivuotisen ohjelmakauden aikana tästä muo-

Taulukko 2.1. Maatalouden ympäristöohjelman 1995-1999 suunnitteluvaiheessa tehty arvio perustuen ehtojen täyttämisen kokonaistason kustannusvaikutuksista.

A-alue	$400-800 \text{ mk/ha} \times 383\,292 \text{ ha} \times 0,87$	= 133-267 milj. mk
B-alue	$300-600 \text{ mk/ha} \times 742\,567 \text{ ha} \times 0,87$	= 194-388 milj. mk
C-alue	$100-200 \text{ mk/ha} \times 1\,420\,345 \text{ ha} \times 0,87$	= 124-247 milj. mk
	Yhteensä	= 451-902 milj. mk

Lähde: MMM 1994

dostuu kokonaistasolla 14,3 milj. markan kustannus, kun kaikki perustuessa mukana olevat tilat (noin 78 000 kpl) otetaan huomioon. Vuosittainen kokonaistason kustannus on siten 2,9 milj. markkaa.

Maatilan ympäristönhoito-ohjelmassa edellytettiin tiloilta lohko-kohtaista viljelykirjanpitoa, tietyin väliajoin tehtävää viljavuustutkimusta ja lanta-analyysiä sekä ajan tasalla olevaa viljelysuunnitelmaa. Näiden arvioitiin maksavan keskimäärin 1 500 mk/tila eli koko ohjelmakautena vuositason 300 mk/tila. Lisäantyvän viljelykirjanpidon ja suunnittelun arvioitiin nostavan työnmenekkiä vuodessa 10-20 h/tila (MMM 1994).

Viljavuustutkimus edellytetään tehtäväksi 5-7 vuoden välein tuotantosuunnasta riippuen. Viljavuustutkimusnäytetiheydeksi suositellaan näyte/1-2 ha. Keskimäärin perustukea hakeneella tilalla on peltoa 24,1 ha, jolloin näytteitä tulee noin 16/tila. Viljavuuspalvelu Oy:n perustutkimusnäytteen hinta postituskuluineen on tällä hetkellä noin 70 mk/näyte (Viljavuuspalvelu 1997). Keskimääräiselle tilalle viljavuustutkimuksen teettämisestä aiheutuu näin ollen 1 120 markan kustannus. Viidelle vuodelle jaettuna vuosikustannus olisi 224 mk. Viljavuustutkimuksista aiheutuva vuosikustannus koko maan tasolla olisi siten 17,5 milj. mk. Tässä laskelmassa ei oteta huomioon sitä, kuinka suuri määrä viljavuustutkimuksia olisi joka tapauksessa tehty ilman ympäristötukijärjestelmääkin.

Kotieläintiloilla tarvittava lanta-analyysi on tehtävä kerran ohjelmakauden aikana. Suppea lanta-analyysi maksaa Viljavuuspalvelu Oy:ssä 250 mk, johon on lisättävä vielä postitus ja käsittelykulut 30 mk sekä lantanäytteen lähettämisestä aiheutuvat postituskulut n. 20 mk (Viljavuuspalvelu 1997). Lanta-analyysin kokonaiskustannukset ovat näin ollen 300 mk. Viidelle vuodelle jaettuna vuosikustannus olisi 60 mk. Kotieläintilojen osuus ympäristötuen perustukea hakeneista tiloista on noin 60 % eli 46 800 tilaa. Lanta-analyysistä aiheutuva vuosikustannus koko maan tasolla olisi siten noin 2,8 milj. mk.

Lisääntyvästä viljelykirjanpidosta, viljelysuunnittelusta ja erilaisten ympäristötukeen liittyvien lomakkeiden täytöstä arvioidaan aiheutuvan 10-20 tunnin työnmenekin lisäys. Keskimääräisellä 15 tunnin työnmenekin lisäyksellä ja keskimääräisellä maataloustyöntekijän tuntiansiolla (45 mk/h) kerrottuna tästä aiheutuisi 675 mk vuosikustannus tilaa kohti. Koko maan tasolla siitä muodostuisi noin 52,7 milj. markan kustannus vuodessa. Tähän on lisättävä vielä puutarhayritysten tarkemmasta tuholaisien ja tautien seurannasta aiheutuvat kustannukset, jotka ovat keskimäärin 400 mk/ha eli 5,9 milj. mk/vuosi.

Yhteensä ympäristönhoito-ohjelmien laadinnasta ja vaadituista viljelyn suunnittelutoimenpiteistä aiheutuisi siis noin 97,7 milj. markan kokonaistason vuosikustannus.

2.2.2. Lannoituksessa vaadittavien toimenpiteiden kustannusvaikutukset

Maatalouden ympäristöohjelma 1995-1999:n suunnitteluvaiheessa ympäristötuen perustuen lannoituskriteerien täyttämisen arvioitiin alentavan tuotantofunktiosta¹ estimoitujen arvojen perusteella viljojen tuotantotasoa 5-10 % ja nurmien tuotantotasoa noin 10 %. Näin ollen lannoituskriteerien täyttämistä laskettiin aiheutuvan koko maan tasolla keskimäärin 75 mk/ha suuruinen tulonmenetys. A-alueen tulonmenetys arvioitiin keskiarvoa suuremmaksi mm. maalajin savespitoisuuden takia. Esimerkiksi vehnänviljelyn tulonmenetykset A-alueella arvioitiin 100-300 markaksi hehtaarilta (MMM 1994).

Tässä selvityksessä sadon määrässä tapahtuneita muutoksia on arvioitu sekä satotilastojen että Maatalouden tutkimuskeskuksen (MTT) vielä julkaisemattomien typpilannoituskokeiden tuloksista johdettujen tuotantofunktioiden avulla. Lisäksi on käytetty hyväksi Bäckmanin ym. (1997) Kemiran Kotkaniemen koetilan pitkäaikaisten (1973-1993) lannoitushavaintoruujujen pohjalta estimoimia tuotantofunktioita. Nämä kaikki antavat toisistaan jossain määrin poikkeavia tuloksia. Ympäristötuen perustuen ehdot rajoittavat myös fosforin käyttöä, mutta tästä mahdollisesti aiheutuvia kustannuksia ei laskelmissa ole voitu ottaa huomioon. Fosforin käytön vähentäminen ei heti näy sadonmuodostuksessa, koska peltomaiden fosforitila Suomessa on tällä hetkellä hyvä. Lisäksi typen käytön vähentäminen pienentää myös fosforin tarvetta ja sellaisia tutkimustuloksia, joista typen ja fosforin yhdysvaikutus olisi erotettavissa ei ole käytettävissä.

Koeolosuhteista estimoidut optimaaliset typpimäärät ja niitä vastaavat sato-
tasot ovat yleensä huomattavasti korkeampia kuin käytännön viljelyssä käytetyt typpimäärät ja niitä vastaavat sato-
tasot, mikä hankaloittaa koetulosten käyttöä arvioitaessa maatalojen todellisia sadonmuutoksia. Satotrendien mukaan ennustettaessa vaikeutena on puolestaan se, että vuosittaiset satovaihtelut ovat suuria, jolloin lannoitusrajoitusten vaikutuksen erottaminen tästä vaihtelusta on mahdollonta.

Bäckmanin ym. (1997) laskemien tuotantofunktiovaihtoehtojen mukaan kvadraattinen tuotantofunktio olisi käyttökelpoisin. Kvadraattisen tuotantofunktion mukaan typen taloudellinen käyttömäärä aleni tarkastelussa mukana olleilla kolmella kasvilla EU:n yhteiseen maatalouspolitiikkaan liittyttäessä seuraavasti (taulukko 2.2). Syy typen käyttömäärien alenemiseen löytyy ennen kaikkea viljojen tuottajahintojen ja typpipanoksen hinnan välisestä suhteellisesta muutoksesta.

Ympäristötuen perustuen ehdoissa annetut tarkennetun lannoituksen ylärajat sallivat Bäckmanin ym. (1997) mukaan Etelä-Suomen savialueilla (missä Kemi-

¹ Laskelmat pohjautuivat pääasiassa Heikkilän (1980) estimoimiin tuotantofunktioihin.

Taulukko 2.2. Typen taloudellisen käyttömäärän aleneminen kauralla, ohralla ja vehnällä EU-jäsenyyden aiheuttamien hintamuutosten seurauksena.

	Kaura, kg N/ha	Ohra, kg N/ha	Vehnä, kg N/ha
Optimi ennen EU:ta	111	136	168
Optimi liittymisen jälkeen	104	127	151
Erotus	7	9	17

Lähde: Bäckman ym. 1997

ran Kotkaniemen koetila sijaitsee) kauran ja ohran osalta taloudellisesti optimaalisen typen käytön. Sen sijaan vehnällä ympäristötuen perustuen mukainen ylin sallittu lannoitus jää 20 kg/ha pienemmäksi kuin em. tutkimuksessa estimoitu taloudellinen optimi (151 kg/ha). Vehnästä saataisiin tällä typpilannoitustasolla (131 kg/ha) estimoitun tuotantofunktion mukaan 189 kg/ha pienempi sato kuin optimilannoitusmäärällä. Sadonmenetyksen arvo olisi noin 160 mk/ha ja säästetyn typen arvo 70 mk/ha eli nettosadonmenetyks on 90 mk/ha. Osalla kauralajikkeista optimityppilannoitusmäärällä (104 kg/ha) saadulla satotasolla (4563 kg/ha) saa käyttää typpeä tarkennetussa lannoituksessa 121 kg/ha, mikä on 17 kg/ha enemmän kuin taloudellinen optimi em. tutkimuksessa. Ohralla vastaavasti taloudellinen typpilannoitusoptimi on 127 kg/ha ja satotaso 4942 kg/ha, jolloin ympäristötuen perustuen ehtojen mukainen typpilannoitusmahdollisuus olisi 129 kg/ha eli kaksi kiloa enemmän kuin taloudellinen optimi.

MTT:n vielä julkaisematta olevien viimeisten typpilannoituskenttäkoetulosten mukaan estimoitujen tuotantofunktioiden mukaan vehnän typpioptimi (151 kg/ha) on Bäckmanin ym. (1997) tulosten mukainen, joskin typpioptimia vastaava satotaso on hieman korkeampi (4950 kg/ha). Ohran ja kauran typpioptimit ovat suuremmat kuin Bäckmanin ym. (1997) määrittämät optimit samoin kuin optimilannoitusmäärillä saadut sadot. Ohran typpilannoitusoptimi on 169 kg/ha (vastaava taloudellinen optimisato 5809 kg/ha) ja kauran 136 kg/ha (vastaava taloudellinen optimisato 5597 kg/ha). Lisäksi koesarjassa oli mukana rypsi, jonka typpilannoitusoptimi oli 166 kg/ha (vastaava taloudellinen optimisato 2093 kg/ha). Näiden satotasojen perusteella optimitalanteesta poikkeava ympäristötuen perustuen ehtojen mukainen tarkennettu lannoitus johtaisi selviin tulonmenetyksiin (taulukko 2.3).

Lannoituksen perustasolla toimittaessa tuotantofunktiot antavat 30-40 % suurempia satoja kuin mitä todellisuudessa saadaan käytännön viljelystä. Tämä vaikeuttaa niiden luotettavaa käyttöä arvioitaessa lannoituksen muutosten vaikutuksia tilatasolla. Tuotantofunktioiden yleistettävyyden kyseenalaisuuden takia satomuutoksia tarkasteltiin myös satotrendien ja tilastoitujen keskimääräisten satojen valossa.

Taulukko 2.3. Ympäristötuen perustuen lannoitusehtojen noudattamisesta aiheutuvat sadon- ja tulonmenetykset kauralla, ohralla, vehnällä ja rypsilä.

	Kaura	Ohra	Vehnä	Rypsi
Typpioptimi (kg/ha)	137	169	151	166
Sato optimitasolla (kg/ha)	5 597	5 809	4 950	2 093
Tulo sadosta (mk/ha)	4 142	4 356	4 506	2 595
Ympäristötuen mukaan toimittaessa				
typpimäärä (kg/ha)	132	126	139	122
Sato em. määrällä (kg/ha)	5 579	5 411	4 892	1 916
Tulo sadosta (mk/ha)	4 128	4 058	4 451	2 376
Tulonmenetykset (mk/ha)				
-lannoitesäästö (mk/ha)	14	298	53	219
Nettotappio (mk/ha)	2	147	11	65

Pitkän ajanjakson (1960-1994) satotrendien mukaan ennustettuja satoja ja toteutuneita satoja vuosina 1995-1997 vertaamalla havaitaan, että kaura- (-1,3 %), säilörehu- (-11,0 %), herne- (-11,7 %) ja rypsisadot (-11,0 %) olivat pitkäaikaisista satotrendistä pienempiä kaikkina vuosina (TIKE 1998). Ohrasato oli prosentin trendiä pienempi vuonna 1997. Ruissato oli trendisatoa 10 % pienempi vuonna 1996 ja 26 % pienempi vuonna 1997. Syysvehnäsato oli 3 % trendisatoa pienempi vuonna 1997. Sokerijuurikassato oli trendisatoa 14 % pienempi vuonna 1996, mutta 26 % suurempi vuonna 1997. Heinäsato oli 9 % trendisatoa pienempi vuonna 1995 ja 7 % pienempi vuonna 1997. Kevätvehnä- ja perunasadot olivat keskimäärin yli 10 % pitkäaikaisista satotrendistä parempia, vaikka vehnänviljelyssä satojen laskun oletettiin olevan suurinta.

Trendisatojen ja toteutuneiden satojen muutokseen vaikuttaa lannoituksen muuttumisen ohella myös hyvin monet muutkin tekijät. Tästä johtuen ainoastaan vuoden 1997 ruissato poikkesi tilastollisesti merkitsevästi trendisadosta. Vuosittaisten satovaihteluiden tärkein tekijä on kasvukauden sää. Vuodet 1995-1997 olivat keskimäärin normaalia parempia kasvukausia. Tästä syystä toteutuneiden satojen perusteella ei voida johtaa suoraan loppupäätelmää lannoitusrajoitusten vaikutuksista. Vehnän toteutuneen satotason ja trendisatotason suurta positiivista eroa selittää paljon se, että vehnänviljely siirtyi lähes kokonaisuudessaan parhaimmalle viljelyalueelle A-tukialueelle EU:iin liittymisen jälkeen. Vehnän typpilannoitusoptimi oli molemmissa edellä mainituissa tuotantofunktioissa sama, joten tuotantofunktioista saadaan vehnälle melko luotettava arvio lannoitusrajoitusten aiheuttamasta sadonmenetyksestä, mikä on noin 8,1 milj. mk/vuosi (laskettuna Bäckmanin ym. (1997) estimoimasta vehnän tuotantofunktiosta, joka siis perustuu vehnän pääasiallisella viljelyalueella, A-tukialueella, suoritettuihin lannoituskokeisiin). Säilörehu- ja heinäsatojen noin 10 % sadonalen-

nus oli odotetun suuruinen. Ruissadon vuoden 1997 suurta sadonalennusta selittää osaltaan se, että rukiin kokonaisalasta lähes viidesosa oli luomuviljeltyä tai siirtymävaiheessa luomutuotantoon (KTTK 1998). Luomuviljelyssä satotasot ovat olleet selvästi tavanomaista viljelystä alempia.

Rehuviljojen osalta satotrendien mukaiset muutokset ovat hyvin pieniä. Kauran osalta tulos on samansuuntainen kuin myös MTT:n typpilannoituskokeista estimoidut tuotantofunktiot antavat olettaa. Typpilannoitusrajoituksista johtuva kauran nettotappio hehtaaria kohti olisi kaksi markkaa eli noin 1 milj. mk/vuosi. Ohralla nettotappio olisi huomattavasti suurempi, 147 mk/ha, eli noin 80,4 milj. mk/vuosi. Rypsin nettotappio olisi MTT:n kokeiden mukaan 65 mk/ha eli 4,5 milj. mk/vuosi. Muista viljelykasveista ei ole käytettävissä nykyviljelytekniikalla suoritetuista kokeista estimoituja tuotantofunktioita. Tällöin ainut käyttökelpoinen menetelmä on tarkastella pitkän aikavälin satotrendin ja vuosittain toteutuneen sadon välistä eroa.

Satotrendien ja toteutuneiden satotasojen pohjalta tarkasteltuna maatalouden ympäristöohjelmaa 1995-1999 suunniteltaessa arvioitu keskimääräinen 75 mk/ha tulonmenetyksistä vaikuttaa ensi silmäyksellä melko suurelta. Laajimmin viljeltyjen viljakasvien, ohran ja kauran, sadoissa ei ole tapahtunut satotilastojen mukaan merkittävää pienenemistä (taulukko 2.4.). Satotrendeihin pohjautuvien sadonmenetysten ja -lisäysten perusteella laskettuna tulonmenetysten yhteissummaksi tulee -51,3 milj. mk. Suurimmat tulonmenetykset olivat juuri heinällä (-25,7 milj. mk) ja säilörehulla (-123,9 milj. mk), joita kuitenkin kompensoivat peruna (+68,2 milj. mk), kevätvehnä (+28,8 milj. mk) ja sokerijuurikas (+24,0 milj. mk). Perunasatojen satotrendistä ylöspäin poikkeama ei ilmeisesti kuitenkaan johdu lannoituksen muutoksista, vaan siitä, että vuosina 1995-1997 ei esiintynyt juuri lainkaan perunaruttoa. Vehnän positiivisen tuloksen selittää viljelyn siirtyminen olosuhteiltaan paremmille tuotantoalueille. Sokerijuurikkaan hyvä tulos puolestaan aiheutuu vuoden 1997 poikkeuksellisen hyvien sääolosuhteiden tuottamasta ennätysasadosta.

Puutarhaviljelyssä sadon arvo hehtaaria kohti on huomattavasti suurempi kuin peltoviljelyssä. Siellä lannoituksen alentamisesta seuraavat tulonmenetykset voivat olla suurempia, mutta 10 % lannoituksen vähentäminen vuoden 1994 tasosta ei kunnolla näy satotilastoissa, koska puutarhaviljelyn vuosittaiset satovaihtelut ovat erittäin suuria. Tosin nykyisillä tukitasoilla jo pienetkin sadonalennukset tekisivät ympäristötuesta kannattamattoman puutarhayrityksille.

Taulukossa 2.5 on yhteenvetolaskelma ympäristötuen perustuen lannoitusrajojen noudattamisen aiheuttamista tulonmenetyksistä vuositason tasolla. Luvut perustuvat tuotantofunktioiden avulla laskettuihin estimaatteihin niiden kasvien osalta, joista tuotantofunktiot ovat käytettävissä (vehnä, ohra, kaura ja rypsi) sekä muutoin pitkän aikavälin trendien ja vuosittaisten satojen vertailuun. Perunan ja sokerijuurikkaan osalta sadonmuutosten arvo on oletettu nolaksi, koska

Taulukko 2.4. Eri kasvien vuosien 1960-1994 trendillä ennustettu sato vuosiksi 1995-1997 ja toteutunut sato kg/ha sekä keskimääräisen hinnan ja viljelypinta-alan mukaan laskettu sadonmenetyksen tai -lisäyksen arvo (rypsin osalta käytetty vuosia 1974-1994).

	Vuosi	Ennuste	Toteutunut	Erotus	Ero-%	Sadonmenetyksen tai -lisäyksen arvo, milj. mk
Kevätvehnä	1995	3 422	3 710	288	8 %	
	1996	3 472	4 020	548	16 %	28,8
	1997	3 523	3 790	267	8 %	
Syysvehnä	1995	3 486	4 170	684	20 %	
	1996	3 526	4 300	774	22 %	8,0
	1997	3 567	3 450	-117	-3 %	
Ohra	1995	3 366	3 420	54	2 %	
	1996	3 413	3 430	17	0 %	6,8
	1997	3 461	3 440	-21	-1 %	
Kaura	1995	3 359	3 330	-29	-1 %	
	1996	3 404	3 370	-34	-1 %	-12,2
	1997	3 449	3 370	-79	-2 %	
Ruis	1995	2 713	2 770	57	2 %	
	1996	2 748	2 460	-288	-10 %	-7,1
	1997	2 783	2 070	-713	-26 %	
Peruna	1995	19 332	22 110	2 778	14 %	
	1996	19 489	22 000	2 511	13 %	68,2
	1997	19 646	22 710	3 064	16 %	
Heinä	1995	4 165	3 780	-385	-9 %	
	1996	4 187	4 300	113	3 %	-25,7
	1997	4 209	3 920	-289	-7 %	
Säilörehu	1995	20 391	18 720	-1 671	-8 %	
	1996	20 579	18 360	-2 219	-11 %	-123,9
	1997	20 767	17 910	-2 857	-14 %	
Sokerijuu- rikas	1995	29 720	31 900	2 180	7 %	
	1996	29 900	25 840	-4 060	-14 %	24,0
	1997	30 080	38 820	8 740	29 %	
Herne	1995	2 594	2 420	-174	-7 %	
	1996	2 624	2 340	-284	-11 %	-2,2
	1997	2 654	2 190	-464	-17 %	
Rypsi	1995	1 668	1 500	-168	-10 %	
	1996	1 679	1 450	-229	-14 %	-16,0
	1997	1 690	1 530	-160	-9 %	
				Yhteensä		-51,3

Taulukko 2.5. Yhteenvetolaskelma ympäristötuen perustuen lannoitusehtojen noudattamisesta aiheutuvien sadonmenetysten vuosittaisesta taloudellisesta arvosta.

Kasvi	milj. mk/vuosi
Kevätvehnä	-8,1
Syysvehnä	-1,9
Ohra	-80,4
Kaura	-1,0
Ruis	-7,1
Peruna	0,0
Heinä	-25,7
Säilörehu	-123,9
Sokerijuurikas	0,0
Herne	-2,2
Rypsi	-4,4
Yhteensä	-254,7

poikkeuksellisen hyvät tuotanto-olosuhteet vuosina 1995-1997 tekevät perustelun vaikutusanalyysin mahdolliseksi.

Sadonmenetykslaskelmassa päädytään n. 255 milj. mk vuosikustannukseen lannoitusrajoitusten vaikutuksesta. Tästä on kuitenkin vähennettävä niiden tilojen osuus, jotka eivät joutuneet alentamaan lannoitustasojaan ympäristötuen vaikutuksesta. Ympäristötukea saaneilta tiloilta kysyttiin vuoden 1997 tukihaussa, oliko tila joutunut alentamaan lannoitustasoa vuodesta 1994. Tiloja, jotka eivät olleet joutuneet alentamaan lannoitustasoa, oli 12 000. Näiden tilojen keskipinta-ala (13,3 ha) oli huomattavasti pienempi kuin kaikkien ympäristötukitilojen keskipinta-ala (24,1 ha). Lannoituksen vähennyksen piiriin jäi siten n. 66 000 tilaa ja n. 1 716 000 ha. Kun edellä mainittu otetaan huomioon, päädytään 233 milj. mk vuosikustannuksiin lannoitusrajoitusten vaikutuksesta. Se merkitsee suunnilleen 125 markan kustannusta ympäristötuen perustuesa mukana olevaa hehtaaria kohti. Luku on noin 1,7 -kertainen ympäristötuen perusteluissa esitettyyn arvioon verrattuna. Kokonaiskustannuslaskelmassa käytetään tätä tuotantofunktioiden ja satotilastojen trendianalyysin avulla tehtyä sadonmenetykslaskelmaa.

Perustuen kriteerit täyttävä kotieläinten lannan varastointi ja peltoon levityksen sijaan aiheuttavat huomattavan suuria kustannuksia tiloille ohjelmakauden aikana. Säilörehu- ja puristenesteverastojen ajanmukaistaminen aiheuttaa vastaavanlaisia kustannuksia. Ympäristötuen seurantatyöryhmä on arvioinut väliraportissaan lantalainvestointien kokonaiskustannukseksi noin miljardi markkaa (MMM 1996a).

Ympäristönhoito-ohjelmien yhteenvedon (MKL 1998) mukaan lantaloiden lisärakentamistarvetta oli 29 000 perustukea hakeneella tilalla ja lantaloiden kattamistarvetta 1 500 tilalla. Lisärakentamisen kustannukset olisivat 1 223 milj. mk ja kattamisesta aiheutuvat kustannukset 45 milj. mk. Yhteensä nämä tekisivät 1 268 milj. mk. Vuosikustannukset olisivat täten 254 milj. mk viiden vuoden ohjelmakaudelle jaettuna. Todellisuudessa lantaloiden käyttöikä on huomattavasti pitempi, joten kustannukset voitaisiin myös jakaa pitemmälle ajalle, mutta investoinnit pitää tehdä vuoden 1998 loppuun mennessä, joten kustannukset voidaan ottaa kokonaisuudessaan huomioon ohjelmakauden aikana.

Säilörehu- ja puristenestevävarastojen rakentaminen aiheuttaisi 295 milj. markan kustannukset koko ohjelmakaudella eli 59 milj. markan kustannukset vuotta kohti. Toteutuneita tai toteutettavia investointeja on lähes mahdoton selvittää, mutta tehtyjen maatalouden rahoitustukipäätösten avulla voidaan tarkastella toteutunutta tilannetta. Esimerkiksi vuonna 1997 tehtyjen rahoitustukipäätösten mukaan ympäristönsuojelullista rakentamista tuettiin 47 milj. markalla. Tästä suurin osa käytettiin lantaloiden rakentamiseen tai laajennukseen. Tuettujen hankkeiden yhteenlaskettu kokonaiskustannusarvio oli 269 milj. markkaa. Tämän lisäksi tulevat viljelijöiden omalla kustannuksellaan toteuttamat investoinnit. Näiden lukujen valossa ympäristönhoito-ohjelmien yhteenvedosta löytyvä arvio lantala- ja säilörehuvarastoinvestointitarpeesta näyttää todellisuutta vastaavalta.

Lannankäsittelyvälineistön ennenaikaisesta uusimisesta johtuvista kustannuksista ei ole esitetty ympäristötukiohjelman perusteluissa minkäänlaisia arvioita. Kustannuksia aiheutuu kuitenkin mm. siksi, että lantaa joudutaan levittämään perustukivaatimusten johdosta entistä pienempiä määriä pinta-alayksikköä kohden, jolloin lantaa täytyy ajaa kauempana talouskeskuksesta sijaitseville lohkoille. Tämä lisää luonnollisesti työnmenekkiä. Työnmenekin lisäksi saatetaan joutua investoimaan kapasiteetiltaan suurempaan levityskalustoon, jotta levitystyö ehdittäisiin tehdä hyväksyttynä aikana (roudattomaan ja lumettomaan maahan). Maatalouskoneiden myyntitilastot vuosilta 1992-1997 (Vakola 1998) osoittavat, että karjanlannan käsittelyvälineiden myynti on lisääntynyt 1995-97 noin 13,8 milj. markalla vuodessa verrattuna vuosiin 1992-94 eli ympäristötukijärjestelmää edeltävään aikaan. Tämän perusteella arvioituna lannankäsittelyvälineistön uusimis- ja kapasiteetinkasvattamiskustannus olisi noin 13,8 milj. mk/vuosi eli koko ohjelmakaudella 69,0 milj. markkaa.

2.2.3. Kasvinsuojelu

Ympäristötuen perusteluissa kasvinsuojeluruiskujen testauksen laskettiin maksavan 300-800 mk/laite. Lisäksi tarvitaan ruiskuttajan tutkinto (MMM 1994).

Maaseutukeskusten järjestämät ruiskuttajatutkintokurssit ovat maksaneet noin 200 mk. Ruiskun testauksen hinta on 400 mk. Nämä hinnat ovat voimassa koko

ohjelmakauden (Jaakonsaari 1998). Ympäristötuen seurantatyöryhmä arvioi Suomen maataloilla olevan 20 000 testattavaa ruiskua (viittä vuotta nuorempia, valmistajan tyyppitestaamia ruiskuja ei tarvitse testata uudelleen). 20 000 ruiskun testaus maksaa 8 milj. mk eli 1,6 milj. mk per vuosi. Ruiskuttajan tutkinto vaaditaan jokaiselta ruiskutukselta suorittavalta henkilöltä. Ruiskuttajatutkintoja suoritetaan arviolta 30 000 kpl. Tästä aiheutuu 6 milj. markan kokonaiskustannus eli vuositasolla 1,2 milj. markkaa.

Kasvinsuojeluruiskujen korjaamisesta ja uusimisesta perustuen vaatimukset täyttäväksi aiheutuu myös kustannuksia. Tarkastetuista ruiskuista noin joka kolmannessa esiintyy korjaustarvetta. Yleisimpiä korjauskohteita ovat painepuolen suodattimet ja suutinten vaihto pienempiin, joista aiheutuu noin 600 mk:n kustannus korjattavaa ruiskua kohti (Jaakonsaari 1998). Tästä aiheutuu ohjelmakauden aikana noin 4 milj. markan kokonaiskustannus eli noin 0,8 milj. mk/vuosi. Kasvinsuojeluruiskujen myyntitilaston mukaan kasvinsuojeluruiskuja myytiin vuosina 1995-1997 noin 10 milj. markalla enemmän vuodessa kuin vuosina 1992-1994. Koko ohjelmakauden ajalta tästä muodostuisi 50 milj. markan lisäinvestointitarve. Mikäli viljelijän työaika kuluu käyttäjäkoulutukseen ja ruiskun testaukseen kaksi työpäivää (16 h) á 45 mk/h, aiheutuu tästä lisäkustannuksia 18,0 milj. markkaa eli vuotta kohti 3,6 milj. markkaa.

2.2.4. Suojakaistat

Peltojen vesistöihin rajoittuvan reunaviivan pituudeksi arvioitiin ympäristötuki-ohjelmaehdotuksessa 27 000 km. Keskimäärin tämä tekee 220 metriä rantaviivaa tilaa kohti, joskin tilakohtainen vaihtelu on erittäin suurta. Suojakaistojen perustamisesta ja hoidosta arvioitiin aiheutuvan kustannuksia 400-600 mk/ha ja lisääntyvästä työnmenekistä 200 mk/ha. Sadonmenetyksen arvoksi laskettiin katetuottona 2 500-4 000 markkaa per aiemmin peltona viljelty suojakaistahehtaari. Kasvuston pois keräämisestä arvioitiin aiheutuvan 100-200 mk/ha kustannus. Tilaa kohti suojakaistoista laskettiin aiheutuvan 200-700 markan kokonaiskustannus (MMM 1994).

Ympäristönhoito-ohjelmien yhteenvedon mukaan laskettuna tiloilla on keskimäärin 257 m/tila sellaista rantaviivaa, joka tarvitsee suojakaistan. Jos suojakaista on kolmen metrin levyinen, tulee keskimääräiseksi suojakaistapinta-alaksi tilaa kohti 0,08 ha. Koko maan tasolla suojakaistoina olisi siten 6 240 ha, mikä on noin 0,3 % kokonaispeltoalasta. Sadonmenetyksen arvo esim. keskimääräisen ohrasadon ($3\,360\text{ kg/ha} \times 0,75\text{ mk/kg} = 2\,520\text{ mk/ha}$) tuotolla mitattuna on tältä alalta 15,7 milj. mk vuodessa. Tilaa kohti sadonmenetyksen arvo olisi 202 mk. Puutarhatiloilla sadonmenetyksen arvo olisi huomattavasti korkeampi, jos pelto on aikaisemmin viljelty puutarhakasvilla ojaan saakka, noin 4 400 mk/tila. Käytännössä monilla vihannesviljelmillä on kuitenkin ollut tapana viljellä viljakasveja pellon reuna-alueilla.

Suojakaistan perustamiskustannus sisältää traktori- ja ihmistyön sekä siemenkustannuksen. Traktoriyötä kuuluu keskimäärin yhden suojakaistahehtaarin perustamiseen 4 h (kyntö, muokkaus ja kylvö), mistä aiheutuu 224 mk:n kustannus eli 4 h x 56 mk/h (Työtehoseura 1997). Ihmistyötä kuuluu hieman enemmän, noin 5 h/ha. 45 markan tuntikustannuksella tämä tekee 225 mk. Siemenkustannus suojakaistahehtaarille on keskimäärin 325 mk (25 kg timoteinsiementä á 13 mk/kg). Suojakaistaa ei lannoiteta eikä siellä suoriteta torjunta-aineruiskutuksia. Suojakaistahehtaarin perustamiskustannuksiksi tulee siten 774 mk. Koko maan tasolla tämä tekee 4,8 milj. mk. Tilaa kohti suojakaistojen perustamisen laskennallinen kustannus on 62 mk. Suojakaistojen kasvustoa ei uusita ohjelmakauden aikana.

2.2.5. Kasvipeitteisyysvaatimus

Ympäristöohjelmassa kasvipeitteisyyskriteeristä aiheutuva ajallisuuskustannus sadonmenetyksen muodossa arvioitiin noin 5 %:ksi. Kynnön rinnalla tapahtuvasta sänkimuokkauksesta arvioitiin aiheutuvaksi 100-150 markan kustannus hehtaarille. A-alueella kone- ja ajallisuuskustannuksen laskettiin nousevan jopa 10 %:iin, mikä merkitsee 200-400 mk/ha (MMM 1994).

Kasvipeitteisyyskriteerin täyttäminen vaatii keskimääräisesti tarkasteltuna melko pieniä muutoksia viljelykasvivalikoimassa tai viljelytekniikassa. Jos kasvipeitteisyydeksi katsotaan nurmi, syysvilja ja (viher)kesanto, vain Turun työvoima- ja elinkeinokeskuksen alueella 30 % keskimääräinen kasvipeitteisyyskriteeri ei tilastojen valossa täyttynyt ennen vuotta 1995. Tilatasolla kasvipeitteisyysvaatimus on kuitenkin huomattavasti vaikeampi toteuttaa. Tämä johtuu ennen kaikkea melko yksipuolisesta, viljanviljelypainotteisesta viljelykierrosta A- ja B-tukialueiden tiloilla. Nurmenviljely on lisääntynyt vuosina 1995-97 viiden eteläisimmän maaseutuelinkeinopiirin alueella keskimäärin noin 22 000 ha verrattuna vuosiin 1992-94. Tämä on laskettavissa kasvipeitteisyyskriteerin täyttämistä johtuvaksi. Nurmen katetuotto on noin 1 500 mk/ha viljaa pienempi, joten tämä voidaan laskea kasvipeitteisyyskriteeristä aiheutuvaksi vaihtoehtokustannukseksi. Vuositasolla tästä tulee 33 milj. mk eli koko ohjelmakautena 165 milj. mk.

Kasvipeitteisyysvaatimuksen muita kustannusvaikutuksia on vaikea määrittää siten, että otetaan huomioon siitä yksittäiselle tilalle aiheutuva kaikkien kustannus. Kevennetystä muokkauksesta johtuvia investointikustannuksia voidaan arvioida myytyjen kultivaattoreiden ja syysmuokkaukseen soveltuvien äkeiden myynnin määrän perusteella. Vakolan (1998) koneiden myyntitilaston perusteella syysmuokkaukseen soveltuvien muiden koneiden kuin aurojen myynti on ollut noin 18,8 milj. markkaa suurempi vuosina 1995-97 verrattuna vuosiin 1992-94.

Kevennetyistä muokkauksesta aiheutuvien sadon määrään ja laatuun vaikuttavien tekijöiden kustannusvaikutuksille on vielä vaikeampi esittää kestäviä perusteluja. Kylvötöiden viivästyminen aiheuttaa ns. ajallisuuskustannusta sadonvähennyksen muodossa ei ole ainakaan koko maan keskiarvoista havaittavissa (vrt. lannoituksen vähennys). MTT:n aurattoman viljelyn pitkäaikaisissa tutkimuksissa, joissa kyntö on korvattu sänkimuokkauksella, ei myöskään ole havaittu keskimäärin sadonalennusta jäykällä mailla (Pitkänen 1998). Näissä tutkimuksissa on päinvastoin saatu aurattomassa viljelyssä keskimäärin pieni sadonlisä (200 kg/ha) pitkällä aikavälillä.

Sadon laadun heikkeneminen ja torjunta-aineiden käyttötarpeen lisääntyminen on myös usein esitetty kasvipeitteisyysvaatimuksen ja nimenomaan kevennetyen muokkauksen syyksi ja kustannukseksi, mutta tästä on hyvin vähän tutkimuksellista näyttöä. Kevyillä mailla juolavehnan torjuntatarve ilmeisesti kasvaa aurattoman viljelyn lisääntyessä, mutta kasvipeitteisyysvaatimusalueilla vallitseva maalaji on savi tai hiesu.

2.2.6. Maisemanhoito ja luonnon monimuotoisuus

Maisemanhoidosta ja luonnon monimuotoisuuden vaalimisesta arvioitiin aiheutuvan 50-100 markan kustannus hehtaarille (MMM 1994). Jos koko ympäristötukijärjestelmässä mukana olevalle peltoalalle lasketaan 75 mk:n maisemanhoitokustannus, tulee siitä koko valtakunnan tasolla 135 milj. mk. Tilaa kohti tämä on keskimäärin 1 650 mk vuodessa.

Maisemanhoidosta aiheutuvaa kustannusta on selvitetty Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seuranta -tutkimuksessa (MYTVAS) sekä MTTL:n kannattavuuskirjanpidossa mukana oleville tiloille tehdyssä tutkimuksessa. Tila sai arvioida aiheutuneet kustannukset joko markkoina tai tehtyinä työtunteina. MYTVAS-tutkimuksessa keskimääräinen maisemanhoitokustannus hehtaaria kohti oli noin 25 markkaa tai 0,6 tuntia. 45 markan tuntipalkalla laskettuna maisemanhoitokustannukseksi tulisi myös noin 25 mk/ha. Tässä tutkimuksessa oli mukana neljä eri valuma-aluetta: Lepsämäjoki, Yläneenjoki, Lestijoki ja Taipaleenjoki. Vastauksissa hajonta oli huomattavan suuri, joten niihin on suhtauduttava tietyllä varauksella.

MTTL:n kannattavuuskirjanpidossa mukana oleville tiloille tehdyssä tutkimuksessa maisemanhoidon kustannukseksi muodostui 64 mk/ha, kun kysyttiin hehtaarikohtaista kustannusta. Siinä tapauksessa, että hehtaarikohtainen kustannus laskettiin maisemanhoitoon käytettyjen työtuntien perusteella (työtunnin hinta 45 mk/h), kustannukseksi saatiin 46 mk/ha.

Kokonaiskustannuslaskelmassa maisemanhoitokustannuksen laskemisen perusteeksi valittiin kannattavuuskirjanpitotiloilta saatu tieto, koska sen voitiin olettaa perustuvan ainakin osittain systemaattiseen kustannus- ja työpanoskirjanpitoon. Koska maisemanhoitokustannus erosi jonkin verran laskentatavasta riip-

puen, kokonaiskustannuslaskelmaan valittiin kysytyn hehtaarikustannuksen ja työpanoksen perusteella johdetun hehtaarikustannuksen keskiarvo 55 markkaa hehtaarille.

2.3. Yhteenvetolaskelma ympäristötuen perustuen kustannuksista

Seuraavaan laskelmaan (taulukko 2.6) on koottu kustannuserittäin ympäristötuen perustuesta aiheutuvat kustannukset sekä vuosittain että koko ohjelma-kauden ajalle (1995-1999) laskettuna.

Taulukko 2.6. Ympäristötuen perustuen kokonaiskustannus koko maan tasolla.

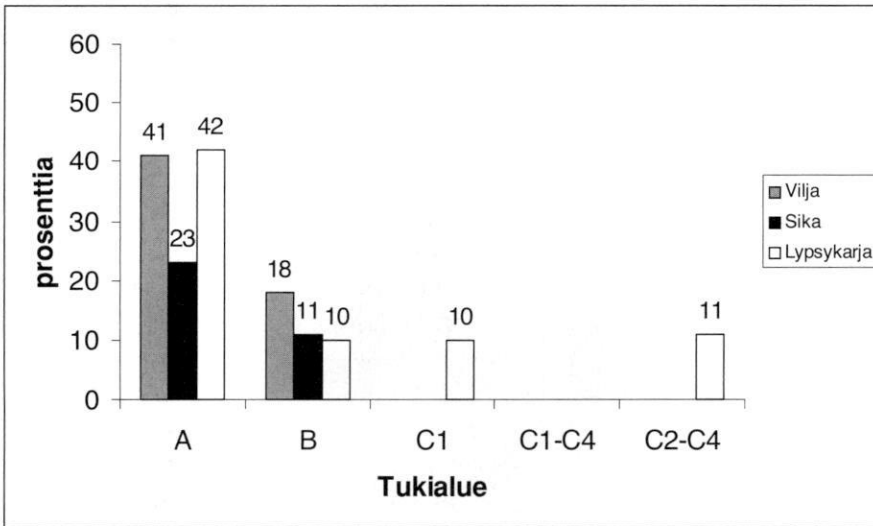
Kustannuserä	Yhteensä milj. mk	Milj. mk vuodessa	Mk/tila	Tilamäärä	
Ympäristönhoito-ohjelma	79,7	15,9	(1000 mk)	kaikki	79 700
Viljelijän työnmenekki					
em. ohjelmaan	14,3	2,9	180	kaikki	79 700
Viljavuustutkimus	87,4	17,5	1 120 mk	kaikki	78 000
Lanta-analyysi	14,0	2,8	300 mk	osa	46 800
Viljelykirjanpito, suunnittelu, lomakkeiden täyttö ym.	263,5	52,7	675 mk/v	kaikki	78 000
Puutarhاتیلوjen					
lisäkustannukset	29,5	5,9	400 mk/ha		14 700 ha
Lannoituksen vähennys	1 165,0	233,0		osa	66 000
Lantaloiden lisärakennus	1 223,0	244,5		osa	
Lantaloiden kattaminen	45,0	9,0		osa	
Säilörehuvarastot	276,0	55,2		osa	
Säilörehun puristenestevarasto	19,0	3,8		osa	
Lannankäsittelyvälineistö	69,0	13,8		osa	
Ruiskuttajatutkinto	6,0	1,2	200 mk	osa	30 000
Kasvinsuojeluruiskujen					
testaus	8,0	1,6	400 mk	osa	20000
Työnmenekki tutkintoon					
ja testaukseen	18,0	3,6		osa	
Ruiskujen korjaus	4,0	0,8	600 mk	osa	6 600
Ruiskujen uusinta	50,0	10,0		osa	
Suojakaistat					
-perustaminen	4,8	1,0	62 mk	kaikki	78 000
-sadonmenetyt	78,5	15,7	202 mk/v	kaikki	78 000
Kasvipeitteisyysvaatimus					A+B-alue
-sadonmenetykset	165,0	33,0		osa	
-konekustannus	94,0	18,8		osa	
Maisemanhoito ja luonnon					
monimuotoisuus	515,0	103,0	1 320 mk/v	kaikki	78 000
Yhteensä	4 228,7	845,7			

Ympäristötuen perustuen vaatimusten täyttö aiheuttaa tiloille kustannuksia joko lisääntyneiden investointien, sadonvähennyksen, kasvaneen työmäärän tai jonkun muun syyn takia. Vaatimusten täyttämisen aiheutuvien kustannusten määrittäminen on useimpien toimenpiteiden osalta hyvin hankalaa. Kyseessä on tukimuoto, josta ei ole aikaisempia kokemuksia. Näin ollen aiempi tutkimustieto on vain osittain käyttökelpoista. Lisäksi perustuen esitetään sellaisia toimenpidekriteereitä, joiden kustannusvaikutuksia ei voida mitata tai laskea yksiselitteisesti. On myös muistettava, että ympäristötukijärjestelmä otettiin käyttöön ensimmäisenä EU:hun liittymisvuonna, jolloin koko maatalouspoliittinen keinovalikoima uudistui ja muuttui aikaisempaan verrattuna huomattavasti. Tämä vaikeuttaa omalta osaltaan sen arvioimista, mikä kustannusvaikutus ympäristötuen perustuen ehtojen noudattamisella on ollut. On esimerkiksi vaikea sanoa, mikä osuus lannoitteiden käytön vähenemiseen on ollut tuotteiden ja lannoitteiden hintasuhteen muutoksella ja mikä puolestaan ympäristötukisäädöksillä.

Yhteenlaskettuna kaikista toimenpiteistä aiheutuva vuosikustannus on noin 850 milj. markkaa, mikä on noin kaksi kolmasosaa perustukseen suunnatuista varoista. Summa asettuu siihen vaihteluväliin, joka estimoitiin ympäristötukea suunniteltaessa. Ympäristötukijärjestelmän tavoitteeksi asetettiin suunnitteluvaiheessa 87 % viljellystä peltoalasta. Tavoite ylittyi, sillä nyt tukijärjestelmän piirissä on 91 % peltoalasta. Kustannusten osalta on kuitenkin syytä pitää mielessä, että tässä vaiheessa tehdyt laskelmat perustuvat vielä monilta osiltaan arvioihin. Ympäristötuen perustuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvien kustannusten tarkka kokonaismäärä voidaan laskea vasta sitten, kun ohjelmakausi on päättynyt. Joskin siinäkin vaiheessa osa kustannuksista jää asiantuntija-arvioiden varaan, sillä riittävän laajaa ja luotettavaa tilastoaineistoa ei kaikilta osin voida koskaan kerätä.

3. Ympäristötuen perustuen merkitys maatilalla

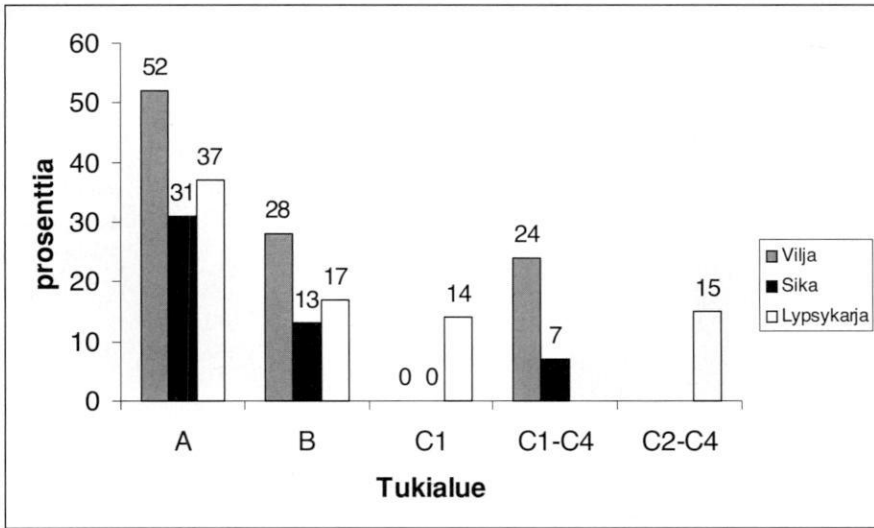
Ympäristötuen perustuen tulovaikutuksen hahmottamiseksi tarkastellaan seuraavaksi MTTL:n kanattavuuskirjanpitoaineiston (EU:n FADN-järjestelmä) ja Siikamäen (1997) tutkimuksen pohjalta tilan saaman ympäristötuen perustuen suhdetta maataloustuloon. Maataloustulo on korvausta viljelijän tekemästä työstä ja maatilayritykseen sijoitetusta omasta pääomasta. Se saadaan vähentämällä bruttotuloista kaikki muut tuotantokustannukset paitsi korvaus omalle työlle ja pääomalle. Kuvioissa 3.1, 3.2 ja 3.3 esitetään, mikä on vuosina 1995, 1996 ja 1997 ollut ympäristötuen perustuen ja maataloustulon keskimääräinen suhde eri tukialueilla ja tuotantosuunnissa. Kuvioista nähdään selkeästi ympäristötuen perustuen tilataloudellinen merkitys ja sen vaihtelu tukialueittain. Vuoden 1997 osalta laskelmat perustuvat ennakkotietoon.



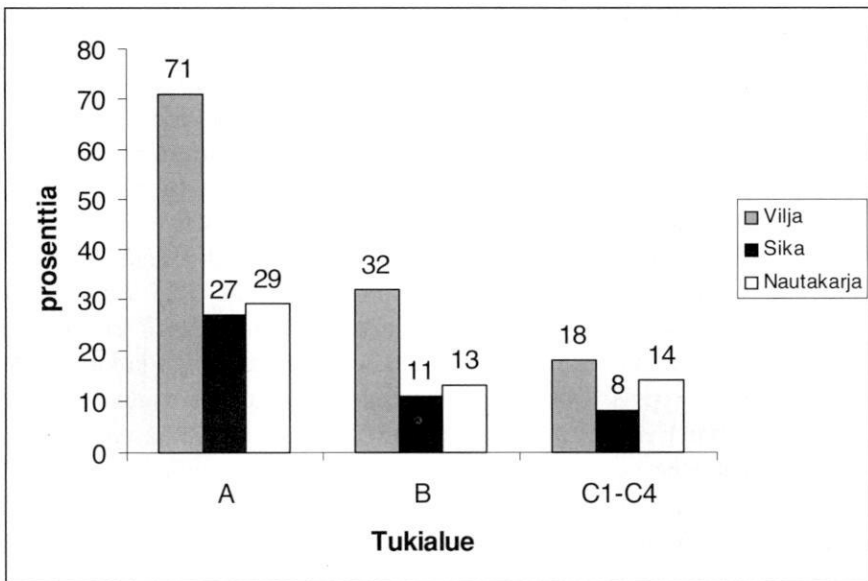
Kuvio 3.1. Ympäristötuen perustuen ja maataloustulon suhde (%) kirjanpitotiloilla vuonna 1995 (Siikamäki 1997).

Tuotantosuunnittain tarkasteltuna ympäristötuen perustuella tulonmuodostuksessa on suurin merkitys viljantuotannossa ja tukialueittaisessa tarkastelussa A-tukialueella, jossa yksikkökohtaiset tukisummat ovat suurimpia. A-tukialueella vuonna 1995 vilja- ja lypsykarjatiloiilla ympäristötuen ja maataloustulon suhde oli yli 40 %. Vuonna 1996 suhde oli yli 50 % A-tukialueen viljantuotannossa ja vuonna 1997 peräti yli 70 %². Tämä kehitys vahvistaa edelleen sitä käsitystä, että A-tukialueen viljatiloiille perustuki on taloudellisesti erittäin merkittävä. A-tukialueen lypsykarjatiloiilla tuen merkitys oli hieman vähentynyt vuonna 1996 ja edelleen vuonna 1997, mutta se oli kuitenkin huomattavasti suurempi kuin muiden alueiden lypsykarjatiloiilla. Sikataloudessa A- ja B-tukialueilla ympäristötuen perustuen osuus maataloustulosta lisääntyi vuodesta 1995 vuoteen 1996 muutaman prosenttiyksikön, mutta väheni jälleen vuonna 1997. B-tukialueen viljatiloiilla ympäristötuen osuus maataloustulosta on sen sijaan jatkuvasti kasvanut. C-tukialueen lypsykarjatiloiilla ympäristötuen perustuen osuus maataloustulosta on lisääntynyt vuodesta 1995 vuoteen 1996, mutta ei enää vuonna 1997. Lukuja tulkittaessa on syytä panna merkille, että C-tukialueiden vilja- ja sikatilojen tiedot yhdistettiin pienen tilalukumäärän vuoksi vuosina 1995 ja 1996. Vuoden 1997 aineistossa yhdistettiin tämän lisäksi myös C-tukialueiden lypsykarjatilojen tiedot.

² Ympäristötuen perustuen suhteellisen merkityksen voimakas kasvu vuonna 1997 A-tukialueen viljatiloiilla selittyy osaltaan sillä, että etelärannikon viljatilat kärsivät muuta maata enemmän kesän 1997 kuivuudesta.



Kuvio 3.2. Ympäristötuen perustuen ja maataloustulon suhde (%) kirjanpitotiloilla vuonna 1996.



Kuvio 3.3. Ympäristötuen perustuen ja maataloustulon suhde (%) kirjanpitotiloilla vuonna 1997 (ennakkotieto).

Ympäristötuen perustuen suhteellisen osuuden lisääntyminen maataloustulosta selittyy pääosin tuotteiden hintojen alentumisella ja siirtymäkauden tukien pientymisellä. Ympäristötuen perustuen markkamäärät eivät sen sijaan ole pienentyneet.

Tulkittaessa suhteellista mittaria kuten ympäristötuen osuutta maataloustulosta on pidettävä mielessä, että tällainen mittari kertoo ennen kaikkea maatalouden yleisestä suuresta tukiriippuvuudesta eikä pelkästään ympäristötuen merkityksestä tulonmuodostuksessa. Suhteellisen mittarin pohjalta ei ole syytä vetää liian pitkälle meneviä johtopäätöksiä ympäristötuen perustuen absoluuttisesta tulovaikutuksesta, mutta se antaa hyvän kuvan ympäristötuen perustuen merkityksestä eri tuotantosuuntien ja tukialueiden välillä.

4. Perustuen tuotto- ja kustannusvaikutukset viljelmämallien avulla laskettuna

Ympäristötuen perustuen kokonaistason kustannuslaskelma ja etenkin perustuen tulovaikutustarkastelu kannattavuuskirjanpitoiloilla antavat viitteitä perustuen tilatason taloudellisesta merkityksestä. Ne eivät kuitenkaan vastaa kunnolla kysymykseen siitä, mikä on ympäristötuen perustuen taloudellinen nettovaikutus eri tukialueita, tuotantosuuntia ja tilakokoluokkia edustavilla tiloilla. Arvio ympäristötuen perustuen taloudellista nettovaikutuksesta tehdään viljelmämallien avulla.

Viljelmämallitarkastelussa erityyppisten tilojen ympäristötuen perustuesta aiheutuvia tuottoja ja kustannuksia on arvioitu tarkoitukseen sovellettujen MTTL:n viljelmämallien avulla. Sovellettujen viljelmämallien pohjana ovat tuotantokustannusten laskemisessa käytettävät tilamallit. Tuotantokustannuslaskelmissa otetaan huomioon kaikki tuotannosta aiheutuvat kustannukset. Tarkastelussa ovat mukana maidon-, naudanlihan-, sianlihan-, rehuviljan sekä leipä- ja rehuviljantuotantotilat eri tukialueilta ja tilakokoluokista. Perusmallien laskentaperusteet ja rakenteen on yksityiskohtaisesti esittänyt Ala-Mantila (1998). Laskelmissa käytettyjen tuotantopanosten ja investointitarvikkeiden hinnat edustavat vuoden 1996 hintatasoa.

Ala-Mantilan (1998) esittämiin laskentaperusteisiin on tehty joitakin muutoksia. Työkustannuksia laskettaessa viljelijäperheen työtunnin hintana käytetään 40 markan sijasta 45 markkaa/tunti, joka vastaa paremmin ammattitaitoisen maataloustyöntekijän palkkatasoa. Kotieläintiloilla tuotantokustannuksien lähtökohtatilannetta muutettiin realistisemmaksi siten, että lantavarastojen tilavuudeksi arvioitiin vain puolet suositustilavuudesta. Tilamallilaskelmat tehtiin tuotantosuunnittain eri tukialueille A, B, C1, C2 ja C2pohjoinen, jolloin kustannuksien alueelliseen vaihteluun vaikuttivat alueen normisadot, maatalousmaan arvo ja salaajituskustannus.

Sianlihantuotantotiloilla tarkasteltiin kahta pellonkäyttövaihtoehtoa. Laaja-peräisessä tuotannossa tila tuotti itse tarvitsemansa rehuviljan. Intensiivisemmässä vaihtoehdossa rehuomavaraisuutta laskettiin 100 %:sta 40-55 %:iin siten, että A- ja B-tukialueilla eläintiheys ehto vielä täyttyi. Intensiiviset sianlihantuotantomallit laadittiin myös eri C-tukialueille. Lisäksi malleja tarkennettiin vastaamaan vuoden 1996 kesannointisäännöksiä, jolloin tukialueesta riippuen yli 27-40 viljahehtaarin tiloilla kesannoitettiin 10 % peltoalasta.

Ympäristötuen perustuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvat kustannukset koostuivat lisääntyneestä työntarpeesta (arvotettuna työtunnin hinnalla), eri toimenpiteiden suorista rahallisista kustannuksista, laitehankintojen vuotuis-kustannuksista sekä laskennallisista sadonmenetyksistä, joiden arvo määritettiin ostoviljan hintaan pohjautuen. Viisivuotisella sopimuskaudella vain kertaalleen toteutettavien toimenpiteiden kustannukset jaettiin viidelle vuodelle. Suuremmilla tiloilla, joilla käytettiin viljelijäperheen ulkopuolista työvoimaa, lisätyö arvotettiin palkkatyötunnin hinnan perusteella. Viljelmämalleille tuotot laskettiin vuoden 1996 hinta- ja tukitasoilla.

Ympäristötuen perustuen ehtojen noudattamisesta aiheutuviksi kustannuksiksi katsottiin viljelmämalleissa seuraavat erät:

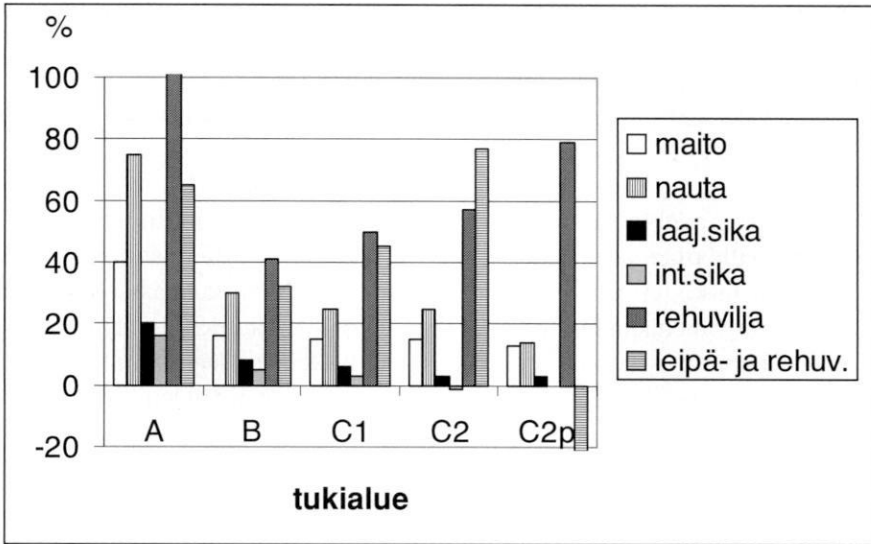
- ympäristöhoitosuunnitelma (1 työpäivä × 8 tuntia/5 vuotta)
- lanta-analyysi (300 mk/5 vuotta)
- peltojen viljavuustutkimus (1 näyte /1,5 ha × 70 mk/näyte/5 vuotta)
- viljelysuunnitelma (800 mk/vuosi)
- suuremmilla tiloilla ruiskutuskaluston testaus (400 mk/5 vuotta + 1 päivä × 8 tuntia/5 vuotta + testauksessa ilmenneiden puutteiden korjaaminen 200 mk/5 vuotta)
- torjunta-aineiden käyttökoulutus (200 mk/kurssi/5 vuotta + 1 päivä × 8 tuntia/5 vuotta)
- rakennetaan lisälantavarastotilaa (ennen riittänyt puolelle vaaditusta tilavuudesta, poisto-aika 25 vuotta), rakennuskustannuksista on vähennetty pois 25 %:n investointiavustuksen osuus
- lannanlevitys pelkästään keväällä aiheuttaa maan tiivistymistä (1,5 % sato-tappiot)
- sikatiloilla lannanlevitys aiheuttaa viljanviljelyssä myös ajallisuuskustannuksia
Ajallisuuskustannus, mk = $(1/3) \times L \times a \times T$
jossa L = ajallisuusvaikutus mk/ha/päivä (40 kg/päivä × 0,75 mk/kg)
a = kevätiljapinta-ala, ha
T = lannanlevityksen vaatima aika, päivä
- tiloilla, joilla tehdään siiloon säilörehua, tarvitaan lisääumaa varten puristenes-teen talteenottosäiliövarustus (1 000 mk/vuosi)
- pientareet ja suojakaistat pienentävät viljelyalaa (ala vähenee 0,3 %, jolta alalta sadonmenetykset arvioidaan viljan hinnan perusteella)

- pellon reunojen, pientareiden ja tienvarsien niitto ja raivaus (raivaussaha 4 000 mk/10 v kesto aika + 2 työpäivää × 8 tuntia/vuosi)
- asuin- ja tuotantoympäristön hoito (0,5 päivää/kesä)
- kasvipeitteisyysvaatimus A- ja B-tukialueilla (hankitaan kultivaattori 20 000 mk/14 vuotta)

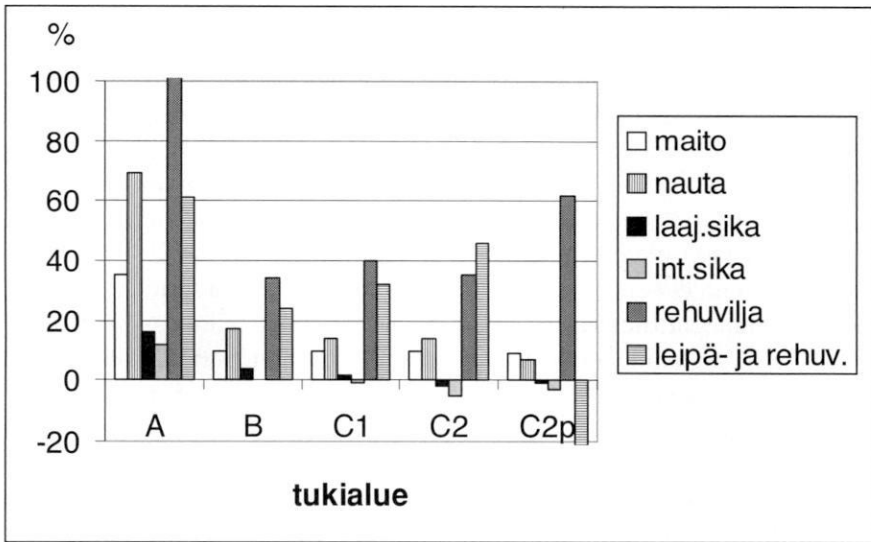
Ympäristötuen perustuen merkitystä tilojen taloudelle arvioitiin ennen kaikkea suhteuttamalla tilan saama nettoympäristötuki tilan maataloustuloon. Nettoympäristötuelle tarkoitetaan erotusta, joka syntyy, kun tilan saamasta ympäristötuen perustuesta vähennetään ympäristötuen perustuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus (jossa on siis mukana myös laskennallisen tulonmenetyksen osuus). Maataloustulo saadaan puolestaan laskemalla ensin yhteen tilan myyntituotot ja maataloustuet ja vähentämällä tästä summasta tuotantokustannus, johon ei ole sisällytetty viljelijäperheen laskennallista palkkavaatimusta eikä oman pääoman korkovaatimusta. Tuotantokustannuksessa on luonnollisesti mukana ympäristötuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvat kustannukset (ynnä laskennallinen tulonmenetykset).

Kuvioissa 4, 5 ja 6 on tarkasteltu nettoympäristötuen suhdetta maataloustuloon. Maidontuotannosta on esimerkkinä 16 lehmän, naudanlihantuotannosta 90 eläinpaikan, sianlihantuotannosta 300 sikapaikan ja kasvintuotannosta 40 viljahehtaarin tila. Tilakokoluokkavalinnalla on pyritty kuvaamaan vuoden 1996 keskitilakokoa hieman suurempia tiloja.

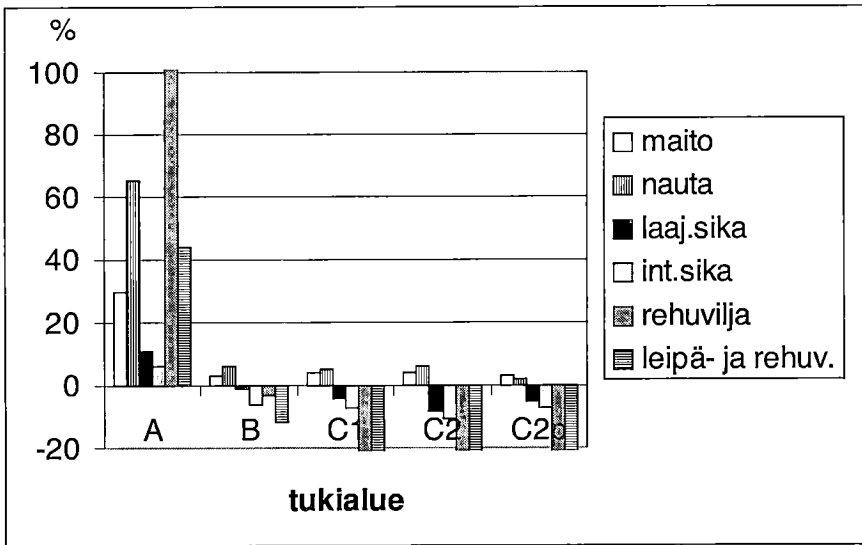
Ympäristötuen perustussa määriteltyjen enimmäislannoitustasojen noudattamisesta aiheutuvia sadonmenetyksiä ja laatutappioita arvioitiin kolmen eri vaihtoehdon avulla. Ensimmäisessä vaihtoehdossa eli perusskenaariossa oletettiin, että sadonmenetyksiä ei aiheudu lainkaan (I vaihtoehto). Vaihtoehto kuvaa ennen kaikkea tilannetta niillä tiloilla, jotka eivät ole joutuneet lainkaan vähentämään lannoitustaan noudattaessaan ympäristötuen perustuen ehtoja. Toisessa vaihtoehdossa sadon oletettiin vähentyvän rukiilla 5 %, vehnällä 1 %, ohralla 7 %, kuivalla heinällä 5 %, säilörehulla 10 % ja laidunnurmella 7,5 % (II vaihtoehto). Vaihtoehto edustaa asiantuntija-arviota kaikkein todennäköisimmistä keskimääräisistä sadonmenetyksistä. Kolmannessa vaihtoehdossa oletettiin jokaisen viljelykasvin sadon alenevan 15 % (III vaihtoehto). Tämä vaihtoehto pyrkii kuvaamaan tilannetta sellaisilla tiloilla, jotka tuotannon poikkeuksellisen intensiivisen lähtötason takia joutuvat kärsimään keskimääräistä selvästi suuremmista sadonmenetyksistä perustuen ehtojen noudattamisen seurauksena. Liitteessä 1 on käyty läpi erittäin viljelmämallien osalta tuotto- ja kustannuslaskelmien yksityiskohtaisempaa rakennetta. Liitteessä 2 olevissa taulukoissa, joissa on esitetty keskeisimpien viljelmämallien osalta nettoympäristötuen ja maataloustulon suhteen laskemisen pohjana toimivat numeroarvot, on sadot oletettu II vaihtoehdon mukaisiksi.



Kuvio 4. Nettoympäristötuen suhde maataloustuloon tuotantosuunnittain ja tukialueittain tarkasteltuna. Perustuen ehdot eivät aiheuta sadonmuutoksia (I vaihtoehto).



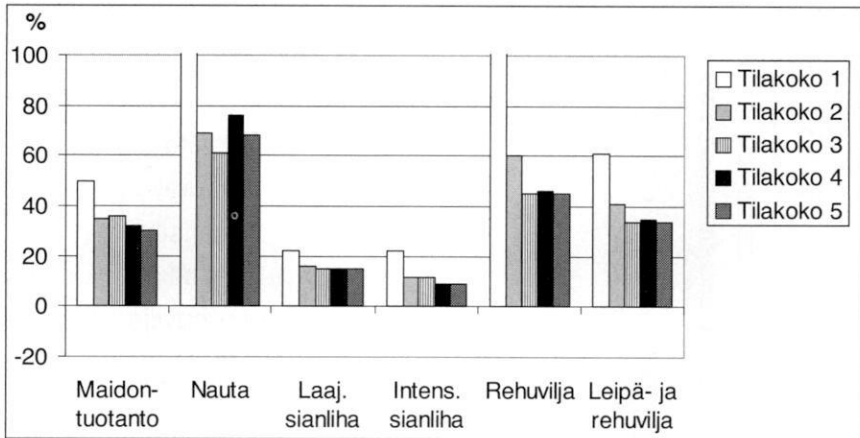
Kuvio 5. Nettoympäristötuen suhde maataloustuloon tuotantosuunnittain ja tukialueittain tarkasteltuna. Perustuen ehdot aiheuttavat sadonmuutoksia: rukiille -5 %, vehnälle -1 %, ohralle -7 %, säilörehulle -10 %, heinälle -5 % ja laidunurmelle -7,5 % (II vaihtoehto).



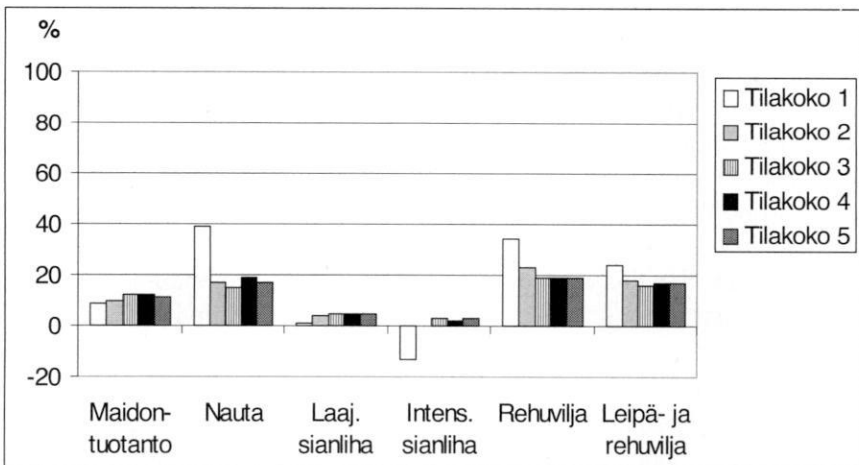
Kuvio 6. Nettoympäristötuen suhde maataloustuloon tuotantosuunnittain ja tukialueittain tarkasteltuna. Perustuen ehdot aiheuttavat kautta linjan 15 % sadonmenetyksen (III vaihtoehto).

A-tukialueella ympäristötuen merkitys on kaikilla tuotantosuunnilla niin suuri, ettei edes 15 % kasvikohtainen sadonalennus (III vaihtoehto) riitä mitätöimään ympäristötuen perustuen tilojen talouden kannalta myönteistä nettovaikutusta. Sama havainto koskee B-tukialueen maidon- ja naudanlihantuotantoa, mutta sianlihan ja viljantuotannon osalta 15 % kasvikohtainen sadonmenetykset aiheuttaa sen, että ympäristötuen perustuen nettovaikutus alkaa muuttua negatiiviseksi. Myös eri C-tukialueilla maidon- ja naudanlihantuotannossa perustuen nettovaikutus on jonkin verran positiivinen, vaikka oletettaisiin 15 % kasvikohtaiset sadonmenetykset. Sen sijaan erityisesti intensiivisessä sianlihantuotannossa perustuen nettovaikutus muuttuu kaikilla C-tukialueilla negatiiviseksi jo II vaihtoehdossa. Kolmannessa vaihtoehdossa myös rehuviljan- ja leipäviljantuotannossa perustuen nettovaikutus on kaikilla C-tukialueilla negatiivinen.

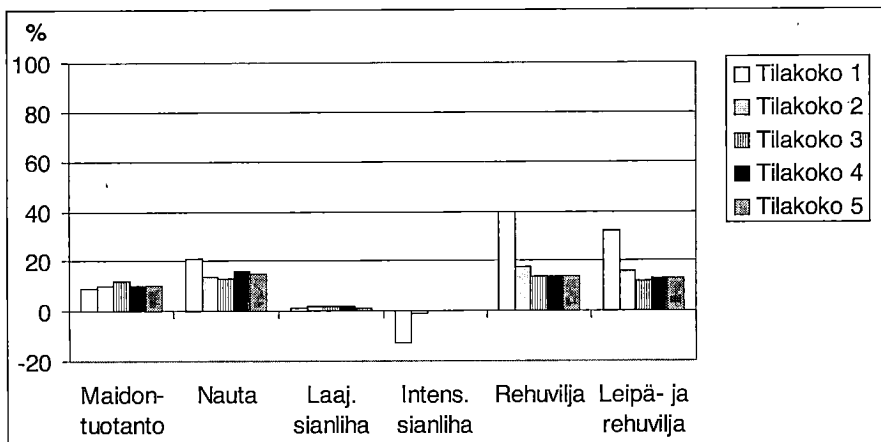
Kuvioissa 7, 8, 9, 10 ja 11 on selvitetty nettoympäristötuen suhdetta maataloustuloon tilakoon vaihdeltaessa (tilakoko: 1=pienin ja 5=suurin). Maidontuotantotiloista olivat mukana 8, 16, 32, 64 ja 96 lehmän ja naudanlihantuotannosta 60, 90, 120, 150 ja 180 eläinpaikan tilat. Sianlihantuotantoa tarkasteltiin 150, 300, 500, 1000 ja 1500 sikapaikan tilamalleilla. Viljantuotantolaskelmat tehtiin 40, 80, 120, 160 ja 240 hehtaarin tiloille. Sadonmenetyksarviona on käytetty II vaihtoehtoa, koska sen katsotaan parhaiten kuvaavan keskimääräisiä tilatason tapahtumia.



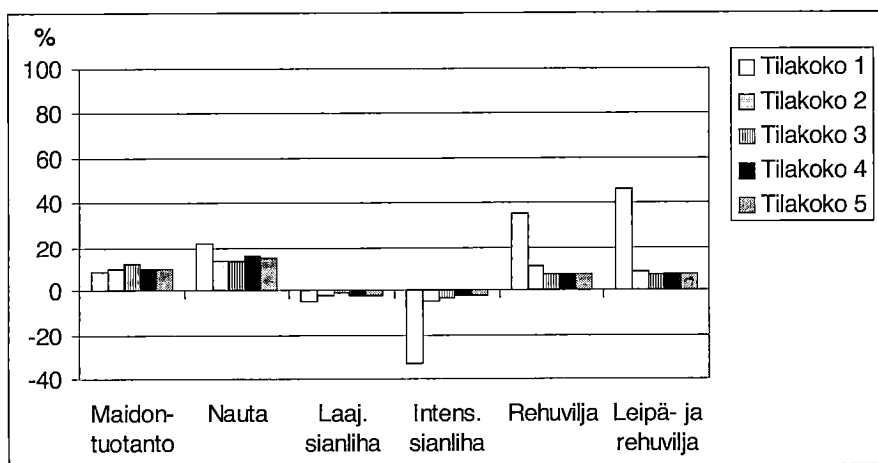
Kuvio 7. Nettoympäristötuen suhde maataloustuloon tilakokoluokittain eri tuotantosuosunnissa A-tukialueella. Sadonmuutokset rukiille -5 %, vehnälle -1 %, ohralle -7 %, säilörehulle -10 %, heinälle -5 % ja laidunnurmelle -7,5 % (II vaihtoehto).



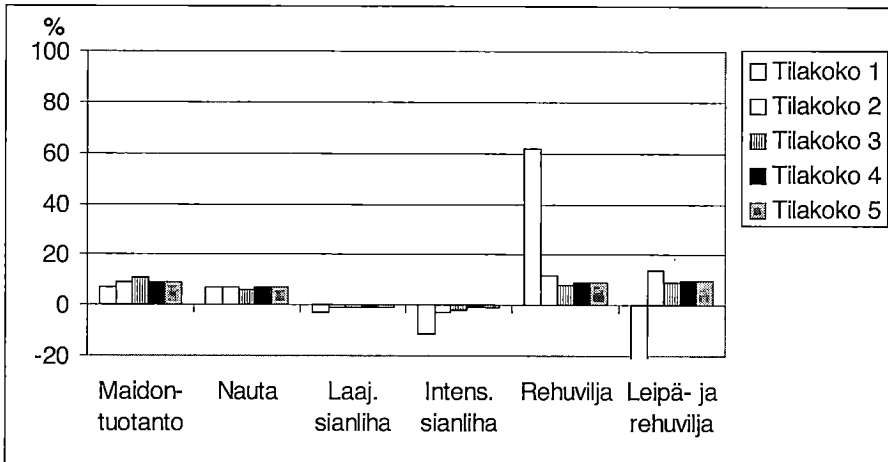
Kuvio 8. Nettoympäristötuen suhde maataloustuloon tilakokoluokittain eri tuotantosuosunnissa B-tukialueella. Sadonmenetykset rukiille -5 %, vehnälle -1 %, ohralle -7 %, säilörehulle -10 %, heinälle -5 % ja laidunnurmelle -7,5 % (II vaihtoehto).



Kuvio 9. Nettoympäristötuen suhde maataloustuloon tilakokoluokittain eri tuotantosuunnissa C1-tukialueella. Sadonmuutokset rukiille -5 %, vehmälle -1%, ohralle -7 %, säilörehulle -10 %, heinälle -5 % ja laidunnurmelle -7,5 % (II vaihtoehto).



Kuvio 10. Nettoympäristötuen suhde maataloustuloon tilakokoluokittain eri tuotantosuunnissa C2-tukialueella. Sadonmuutokset rukiille -5 %, vehnälle -1 %, ohralle -7 %, säilörehulle -10 %, heinälle -5 % ja laidunnurmelle -7,5 % (II vaihtoehto).



Kuviot 11. Nettoympäristötuen suhde maataloustuloon tilakokoluokittain eri tuotantosuunnissa C2pohj.-tuki-alueella. Sadonmuutokset rukiille -5 %, vehnälle -1 %, ohralle -7 %, säilörehulle -10 %, heinälle -5 % ja laidunnurmelle -7,5 % (II vaihtoehto).

Yleinen havainto on, että tilakoko ei aivan pienintä tilakokoluokkaa lukuun ottamatta vaikuta kovinkaan keskeisesti ympäristötuen perustuen nettomerkityseen. Tuki-alue ja tuotantosuunta ovat tässä suhteessa ehdottomasti ratkaisevampia tekijöitä. Ongelmana on, että pienimmän tilakokoluokan ollessa kyseessä ympäristötuen perustuen nettovaikutus näyttää käyttäytyvän jossain määrin epäloogisesti. Periaatteessa voisi olettaa, että ympäristötuen perustuen nettomerkitys olisi pienimmässä tilakokoluokassa kaikkein vähäisin, koska tietyt pakolliset investoinnit (esim. konehankinnat suojakaistojen hoitamista varten) perustuen ehtojen täyttämiseksi rasittavat pieniä tiloja suhteellisesti enemmän kuin suurempia tiloja. Tämä onkin totta, ja erityisesti intensiivisen sianlihantuotannon ja osin myös leipä- ja rehuviljantuotannon pienimmässä tilakokoluokassa nettoympäristötuki on sadonmenetysten suuruuden takia negatiivinen tietyillä tuki-alueilla. Nettoympäristötuen suuri positiivinen vaikutus muiden tuotantosuuntien pienimmässä tilakokoluokassa selittyy sen sijaan sillä, että vaikka nettoympäristötuki itsessään jää myös niillä suhteellisesti ottaen pienemmäksi (mutta kuitenkin positiiviseksi) kuin suuremmissa tilakokoluokissa, niin vielä suurempi suhteellinen ero on havaittavissa maataloustuloissa. Pienimmässä tilakokoluokassa maataloustulo jää korkeiden kiinteiden kustannusten takia aina varsin pieneksi. Tällöin nettoympäristötuen suhteellinen osuus maataloustulosta on suuri, vaikka nettoympäristötuki absoluuttisina markkamäärinä hehtaaria kohti mitattuna olisi-kin pienimmässä tilakokoluokassa selvästi alhaisempi kuin suuremmissa tilakokoluokissa.

On siis pidettävä mielessä, että tietyillä tilakokojen, tukialueiden ja tuotanto-suuntien yhdistelmillä tilamallilaskelmat tuottavat vaikeasti tulkittavia ja osin jopa epärealistisia tuloksia. Niinpä kuvioissa 4 - 11 nettoympäristötuen suhde maataloustuloon on esitetty vain vaihteluvälillä [-20 % ... 100 %], vaikka ääriarvot ovatkin olleet -297 % ja +257 %. Ääriarvot on kuitenkin saavutettu tilamalleilla, joissa leipäviljan viljelyä harjoitetaan C2p-tukialueella pienimmässä tilakokoluokassa (negatiivinen ääriarvo) ja naudanlihantuotantoa A-tukialueella samoin pienimmässä tilakokoluokassa (positiivinen ääriarvo). Kumpikaan vaihtoehto ei todellisuudessa ole kovinkaan realistinen.

Tilamallitarkastelun ulkopuolelle on jätetty sekä kaikkein pohjoisimmat tukialueet (C3 ja C4) että kananmunan-, broilerinlihan- ja erikoiskasvituotanto. Rajaukset johtuvat siitä, että tilamallien tietopohjana olevia kannattavuuskirjanpitoiljoja on pohjoisimmasta Suomessa ja kyseisistä tuotantosuunnista aineiston luotettavuuden kannalta liian vähän.

Koska ympäristötuen perustuen hehtaarikohtaiset markkamäärät ovat samat C3- ja C4-tukialueella kuin C2-tukialueella, on perusteltua olettaa, että nettoympäristötuki on C3- ja C4-tukialueilla taloudelliselta merkitykseltään ainakin samaa luokkaa kuin C2-tukialueella. On todennäköistä, että nettoympäristötuen osuus maataloustulosta on C3- ja C4-tukialueilla isompi kuin C2-alueella, koska pohjoisimmilla tukialueilla maataloustulo jää alhaisempien satotasojen takia jonkin verran pienemmäksi. Lisäksi ei ole todennäköistä, että ympäristötuen perustuen ehtojen täyttäminen olisi pohjoisimmilla tukialueilla vaatinut lannoitetasojen alentamista.

Kananmunan- ja broilerinlihantuotannon voidaan arvioida noudattavan pitkälle sianlihantuotannon käyttäytymistä. Mitä intensiivisempi tuotanto on kyseessä, sitä pienempi on perustuen taloudellinen merkitys tilalle. Suhteellisesti suurin se on luonnollisesti A-tukialueella ja pienenee pohjoiseen päin mentäessä. Erikoiskasvintuotannossa ympäristötuen perustuen taloudellinen merkitys tilatasolla on samaa suhteellista suuruusluokkaa kuin intensiivisessä sianlihantuotannossa eli varsin vähäinen kaikkialla muualla paitsi A-tukialueella. Tosin on muistettava, että huomattava osa erikoiskasvintuotannosta tapahtuu A-tukialueella. Toisaalta ympäristötuen perustuen vähäinen merkitys erikoiskasvintuotannossa on itsestään selvää, koska markkamääräiset hehtaari tuotot ovat suuria perustuen enimmäishehtaaritukimääriin verrattuina.

5. Johtopäätökset

Ympäristötuen perustuella on kiistatta merkittävä vaikutus suomalaisten maatalojen talouteen. Jos ympäristötukijärjestelmä jostain syystä lakkautettaisiin ilman mitään korvaavaa järjestelyä, huomattava osa suomalaisista maatiloista joutuisi kestävämpään taloudelliseen tilanteeseen. Tämä havainto tosin kerto-

nee ennen kaikkea suomalaisen maatalouden yleisestä tukiriippuvuudesta eikä niinkään ympäristötuen perustuen merkityksestä.

Esitetyt arviot ympäristötuen perustuen kustannus- ja tuottovaikutuksista sisältävät useita varsin arvionvaraisia elementtejä. Perustuen aiheuttamat kustannukset perustuvat monelta osin asiantuntija-arvioihin eivätkä varsinaisiin tutkimuksiin. Perustuen vaikutukset tilojen tuloihin ovat sen sijaan suhteellisen helposti ja luotettavasti arvioitavissa, mikäli oletetaan, että perustuella ei ole välillisiä tai epäsuoria tuottovaikutuksia. Tällöin riittää, että tuottojen osalta otetaan huomioon perustuen tuottama suora tulonlisäys.

Jos ympäristötuen perustuen merkityksestä tilojen taloudelle etsitään yhtä todistetta, joka kaikkein parhaiten kertoisi tuen tärkeydestä, niin tällainen todiste on epäilemättä viljelijöiden korkea osallistumisaste. Kun yli 80 % viljelijöistä ja lähes 90 % peltoalasta on perustuen piirissä, on johdonmukaista päätellä, että perustuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvat kustannukset ovat pienemmät kuin perustuesta saatava tulonlisäys.

Kokonaistasolla näyttää siltä, että ympäristötuen perustukeen osallistumisen kustannukset ovat suunnilleen sitä suuruusluokkaa kuin mitä ajateltiin maatalouden ympäristöohjelmaa suunniteltaessa. Jos perustuen aiheuttama lisäkustannus vuositasolla on n. 850 milj. markkaa ja perustukea maksetaan vuosittain n. 1 350 milj. markkaa, tällöin kustannus- ja tulonmenetykskompensaation osuudeksi perustukisummasta muodostuu n. 62 % ja kannustimen osuudeksi n. 38 %. Kun tätä verrataan alkuperäiseen tavoitteeseen eli siihen, että kustannus- ja tulonmenetykskompensaation osuus olisi ollut kaksi kolmasosaa ja kannustimen yksi kolmasosa, niin tavoitteesta ei olla kovin kaukana.

Tarkasteltaessa kannattavuuskirjanpitoaineiston pohjalta ympäristötuen perustuen merkitystä tilojen tulonmuodostuksessa voidaan todeta, että merkitys pääsääntöisesti pienenee pohjoiseen päin mentäessä. Tuotantosunnittain tarkasteltuna ympäristötuen perustuella tulonmuodostuksessa on suurin merkitys viljan tuotannossa ja tukialueittaisessa tarkastelussa A-tukialueella, jossa yksikkökohtaiset tukisummat ovat suurimpia. Perustuen suhteellinen osuus maataloustulosta on ollut vuonna 1996 ja edelleen vuonna 1997 suurempi kuin vuonna 1995 lähes kaikilla tukialueilla ja tuotantosunnilla. Tämä selittyy pääasiassa tuotteiden hintojen alentumisella ja siirtymäkauden tukien pienentymisellä.

Tilamallien pohjalta tehdyt havainnot nettoympäristötuen taloudellisesta merkityksestä tilatasolla ovat pitkälti samansuuntaisia kuin kannattavuuskirjanpito-tiloilta saadut tulokset. On kuitenkin huomattava, että tilamallien rakenne saattaa toisinaan aiheuttaa yllätyksiä ja vaikeasti selitettäviä yksittäisiä arvoja. Siksi onkin syytä suhtautua varovaisesti etenkin niihin laskelmiin, joissa tarkastellaan nettoympäristötukea tilasuuruusluokittain. Useimmissa tapauksissa nettoympäristötuen merkitys kuitenkin pienenee tilakoon kasvaessa, mikä on aivan luonnollista, koska tuotannon yleinen kannattavuus lisääntyy mittakaavaetujen myötä ja sitä kautta puolestaan tukien osuus maataloustulosta vähenee.

Ehkä merkittävin tilamallilaskelmien tuottama havainto on, että A-tukialueella ympäristötuen perustukeen osallistuminen kannattaa kaikilla tuotantosuunnilla jopa siinäkin tapauksessa, että kokonaissatotason oletetaan laskevan 15 %. B-tukialueella 15 % sadonlasku merkitsisi sitä, että perustukeen osallistumisella ei olisi juuri lainkaan vaikutusta taloudelliseen tulokseen. On kuitenkin epätodennäköistä, että B-alueella olisi paljon sellaisia tiloja, joille perustuen ehtojen noudattaminen aiheuttaisi 15 % sadonlaskun. Tilamallilaskelmat tukevat myös sitä muutoinkin tehtyä yleistä havaintoa, että pohjoisemmille tukialueille siirryttäessä tehokkaiden sikatilojen hyödyt perustukeen liittymisestä jäävät hyvin vähäisiksi tai muuttuvat jopa negatiivisiksi.

Tilamallilaskelmat ylipäättään varmentavat aikaisemmin tehtyjä havaintoja ja oletuksia perustuen taloudellisesta merkityksestä maataloilille. On kuitenkin muistettava, että tilakohtainen vaihtelu perustuen taloudellisen merkityksen suhteen voi olla hyvinkin huomattava myös samantyyppisillä tiloilla. Tuotannon yleisellä organisoinnilla ja alkuperäisellä tuotannon voimaperäisyysasteella on olennainen merkitys, kun arvioidaan mahdollisten menetettyjen vaihtoehtoistuottojen merkitystä kustannustekijänä. Tilamallilaskelmat eivät valitettavasti tavoita tilajoukossa esiintyvää vaihtelua, vaan ne tyytyvät kuvaamaan keskiarvotoimijoita. Niiden pohjalta voidaan kuitenkin päätellä, että ympäristötuen perustuen tärkeä merkitys tilojen taloudelle perustuu ennen kaikkea siihen, että useimmissa tapauksissa perustuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvat kustannukset ovat tilatasolla pienemmät kuin perustuesta saatava tulo.

Tarkasteltaessa ympäristötukijärjestelmän perustukea kokonaisuutena on hyvää pitää mielessä, että kokonaistason kustannuksia nostaa pyrkimys ympäristötuen perustuen laajaan kattavuuteen. Tätä on helppo havainnollistaa yksinkertaisella laskelmalla. Vuonna 1997 perustukeen käytettiin 1 367 milj. markkaa, jota maksettiin 1 875 000 hehtaarille. Tästä voidaan johtaa hehtaariohtaiseksi keskimääräiskorvaukseksi n. 730 markkaa. Tällä summalla saatiin 88 % peltoalasta perustuen piiriin. Oletetaan seuraavaksi, että perustuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvat kustannukset ovat jakautuneet normaalisesti peltoalan suhteen. Tällöin voidaan normaalijakaumaan pohjautuen laskea, että puolet kokonaispeltoalasta (50 %) oltaisiin saatu järjestelmään mukaan maksamalla 523 mk/ha. Perustukikustannus olisi tässä tapauksessa ollut yhteensä vain 557 milj. markkaa eli 32 % perustuen nykyisestä kokonaismäärästä. Tästä puolestaan seuraa, että 68 % perustuen kokonaissummasta joudutaan käyttämään, jotta perustuen piiriin saadaan lisää peltoalaa määrää, joka vastaa vain 38 % viljelyksessä olevasta kokonaispeltoalasta. Lisähehtaarien saaminen mukaan järjestelmään tulee siis kalliiksi, koska viimeiselle mukaan halutulle hehtaarille maksettava tuki on maksettava myös kaikille muille hehtaareille.

Kokonaisuuden kannalta on suuri merkitys myös sillä, että ympäristötuen perustuen ehtojen täyttäminen tilakohtaisten ympäristönhoito-ohjelmien laadintoinen on mitä oletettavimmin lisännyt viljelijöiden ympäristötietoisuutta. Vaikka

onkin vaikea arvioida, mikä tämän tiedonlisäyksen vaikutus on ollut tilan taloudelliseen tulokseen, niin se on epäilemättä lisännyt ympäristötukijärjestelmän tehokkuutta myönteisten ympäristövaikutusten tuottajana.

Yhteenvetona voidaan todeta, että ympäristötuen perustuen merkitys suomalaisten viljelijöiden tulonmuodostuksessa on niin huomattava lähes kaikilla tukialueilla, tuotantosuunnissa ja tilakokoluokissa, että nykyisen maatalouden ympäristöohjelman päättymisen vuoden 1999 lopussa aiheuttaa valtaosalle maatalosta vakavia taloudellisia vaikeuksia, ellei vastaavaa uutta ohjelmaa tai muita yleisen tukitason takaavia korvaavia toimenpiteitä toteuteta.

Kirjallisuus

- Ala-Mantila, O. 1998. Maatalouden tuotantokustannukset viljelmämalleilla. Julkaisussa: Ala-Mantila, O. & Riepponen, L. Maatalouden tuotantokustannukset Suomessa. Maatalouden taloudellisen tutkimuslaitoksen tutkimuksia 222. Helsinki. s. 7-93.
- Bäckman, S., Vermeulen, S. & Taavitsainen, V.-M. 1997. Long-term fertilizer field trials: Comparison of three mathematical response models. *Agricultural and Food Science in Finland* 6: 151-160.
- Heikkilä, T. 1980. Typpilannoitteiden taloudellisesta käytöstä koetulosten perusteella. Maatalouden taloudellisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja 70. Helsinki. s. 45 + 4 liites.
- Jaakonsaari, P. Puhelinkeskustelu 3.2.1998. Uudenmaan maaseutukeskuksen koneagrologi.
- Kasvintuotannon tarkastuskeskus 1998. Luomupinta-alatilastot.
- MMM 1994. Ehdotus Suomen maatalouden ympäristötukiohjelmaksi. Työryhmämuistio 1994:4. Helsinki.
- MMM 1996a. Maatalouden ympäristötukiohjelma 1995-1999. Seurantatyöryhmän väliraportti 2.9.1996. Helsinki.
- MMM 1996b. Ympäristötuen perustuki maataloilille. Helsinki.
- MMM 1998. Maatalouden ympäristöohjelma 1995-1999. Seurantatyöryhmän loppuraportti. Työryhmämuistio MMM 5/1998. Helsinki.
- Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus 1998. Satotilastot 1960-1997 ja tukitilastot 1998. Helsinki.
- Maaseutukeskusten liitto 1998. Maatilojen ympäristönhoito-ohjelmat 1995-1997. Maatalouden tutkimuskeskus 1998. Maatalousteknologian tutkimuslaitos. Maatalous- ja metsäkoneiden myynti vuosina 1992-1997.
- Pitkänen, J. 1998. Kevennetyn muokkauksen mahdollisuudet. Maaseudun Tulevaisuus 24.1.1998.
- Siikamäki, J. 1997. Suomen maatalouden ympäristötukijärjestelmän sisältö ja toiminta. Julkaisussa: Ajankohtaista ympäristöekonomiaa. Maatalouden taloudellisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja 216: 7-35.
- Tietopalvelukeskus 1997. Maatilatilastollinen vuosikirja 1997. Maa- metsätalousministeriön tietopalvelukeskus. Helsinki.
- Työtehoseura 1997. Urakointihinnat ja konetyön kustannukset. Työtehoseuran maataloustiedote 7/1997 (458).
- Viljavuuspalvelu Oy 1997. Hinnasto.

Liite 1. Tuottojen ja kustannusten yksityiskohtainen erittely eräillä viljelmämalleilla

LEIPÄ- JA REHUVILJIAN TUOTANTOKUSTANNUS 1996. TUKIALUE A

	Tilian koko peltotaa, ha							
	40	80	120	160	240			
Ohra	18,00	36,00	54,00	72,00	108,00			
Ruis	4,50	9,00	13,50	18,00	27,00			
Kevätvehnä	13,50	27,00	40,50	54,00	81,00			
Kesanto	4,00	8,00	12,00	16,00	24,00			
Tuotantokustannus yht. ennen ymp.tukeen liittymistä, mk	275572	476130	636320	847098	1233318			
Tuotettu viljämäärä, kg	141894	283788	425682	567576	851364			
Viljan tuotantokustannus, p/kg	194	168	149	149	145			
	mk/tila p/vilja- /v kilo /ha	mk/tila p/vilja- /v kilo /ha	mk/tila p/vilja- /v kilo /ha	mk/tila p/vilja- /v kilo /ha	mk/tila p/vilja- /v kilo /ha			
LISÄYS TUOTANTOKUSTANNUKSEEN:								
tehdään ympäristöhoitosuunnitelma (1 pv x 8 h / 5 v.)	78 0,055 1,96	78 0,027 0,97	77 0,018 0,64	77 0,014 0,48	77 0,009 0,32			
peltojen viljävuuhtokimus (70 mk / 1,5 ha / 5 v.)	407 0,287 10,17	806 0,284 10,08	1202 0,282 10,01	1602 0,282 10,01	2383 0,280 9,93			
viljelysuunnitelma (800 mk / vuosi)	871 0,614 21,79	864 0,304 10,80	858 0,202 7,15	858 0,151 5,36	851 0,100 3,55			
ruiskutuskaluston testaus								
400 mk / 5 vuotta	87 0,061 2,18	86 0,030 1,08	86 0,020 0,72	86 0,015 0,54	85 0,010 0,35			
1 pv x 8 h / 5 vuotta	78 0,055 1,96	78 0,027 0,97	77 0,018 0,64	77 0,014 0,48	77 0,009 0,32			
ruiskun korjaus ja varaosat (200 mk / 5 vuotta)	44 0,031 1,09	43 0,015 0,54	43 0,010 0,36	43 0,008 0,27	43 0,005 0,18			
torjunta-ainesten käyttökoulutus								
kurssimaksu 200 mk / 5 v.	44 0,031 1,09	43 0,015 0,54	43 0,010 0,36	43 0,008 0,27	43 0,005 0,18			
1 pv * 8 h / 5 v.	78 0,055 1,96	78 0,027 0,97	77 0,018 0,64	77 0,014 0,48	77 0,009 0,32			
lannoitefasojen noudattaminen vaikuttaa satotasoihin, %								
(sadonmenetyt viljan hinnan perusteella)								
ohra, kg/ha (75 p/kg)	4100	8368	12472	16629	24731			
vehnä, kg/ha (91 p/kg)	4200	8400	12600	16800	25200			
ruis, kg/ha (90 p/kg)	3000	6000	9000	12000	18000			
pientareet ja suojakaistat, viljelyala vähenee 0,3 %	389 0,274 9,73	772 0,272 9,65	1150 0,270 9,58	1533 0,270 9,58	2281 0,268 9,50			
(sadonmenetyt viljan hinnan perusteella)								
peltojen reuna-alueiden ja tienvarsten niitto ja raivaus								
raivaussaha 4000 mk / 10 v.	648 0,457 16,20	648 0,228 8,10	648 0,152 5,40	648 0,114 4,05	648 0,076 2,70			
2 pv x 8 h/v.	784 0,553 19,61	778 0,274 9,72	773 0,181 6,44	773 0,136 4,83	766 0,090 3,19			
asuin- ja tuotantoympäristön hoito (½ pv / v.)	196 0,138 4,90	194 0,068 2,43	193 0,045 1,61	193 0,034 1,21	191 0,022 0,80			
kasvipeitteisyysvaatimus A- ja B-alueilla	2669 1,881 66,71	2669 0,940 33,36	2669 0,627 22,24	2669 0,470 16,68	2669 0,313 11,12			
(hankitaan kultivaattori 20 000 mk / 14 v.)								
KUSTANNUKSET YHTEENSÄ	11818 8,33 295	17931 6,32 224	23984 5,63 200	30130 5,31 188	42091 4,94 175			
YMPÄRISTÖTUKI YHTEENSÄ	40296 28,4 1007	80592 28,4 1007	120888 28,4 1007	161184 28,4 1007	241776 28,4 1007			
YMPÄRISTÖTUKI - KUSTANNUKSET	28478 20,97 712	62661 22,08 783	96904 22,77 807	131054 23,09 819	199685 23,46 832			

LEIPÄ- JA REHUVILJAN TUOTANTOKUSTANNUS 1996, TUKIALUE A

	Tilan koko peltoala, ha														
	40,00			80,00			120,00			160,00			240,00		
	mk/tila /v	p/vilja /ha	mk/tila /v	p/vilja /ha	mk/tila /v	p/vilja /ha	mk/tila /v	p/vilja /ha	mk/tila /v	p/vilja /ha	mk/tila /v	p/vilja /ha	mk/tila /v	p/vilja /ha	
MYNNITTUOTOT															
Ohra, rehu	55350	1384	110700	1384	166050	1384	221400	1384	332100	1384	332100	1384	332100	1384	
Ruis, mylly	12150	304	24300	304	36450	304	48600	304	72900	304	48600	304	72900	304	
Vehnä, mylly	51597	1290	103194	1290	154791	1290	206388	1290	309582	1290	206388	1290	309582	1290	
MYNNITTUOTOT YHTEENSÄ	119097	83,93	238194	83,93	357291	83,93	476388	83,93	714582	83,93	476388	83,93	714582	83,93	
TUET tukialue															
EU:n kokonaan tai osittain rahoittamat tuet															
CAP-peltokasvituki															
Yleinen järjestelmäviljat															
kesanto (10 %)	1114	mk/ha			120312	28,26	1003	160416	28,26	1003	240624	28,26	1003	240624	
Luonnonhaittakorvaus eli LFA-tuki	1411	mk/ha			16932	3,98	141	22576	3,98	141	33864	3,98	141	33864	
Ympäristötuki	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	
vilja	37908	26,72	948	75816	26,72	948	113724	26,72	948	151632	26,72	948	227448	26,72	
monivuotinen viherkesanto	2388	1,68	60	4776	1,68	60	7164	1,68	60	9552	1,68	60	14328	1,68	
yhteensä	40296	28,40	1007	80592	28,40	1007	120888	28,40	1007	161184	28,40	1007	241776	28,40	
Kansalliset tuet															
Siirtymäkauden tuotantotuet															
Kasvinviljelyn tuotantotuki															
Vehnä	12650	8,91	316	25300	8,91	316	37949	8,91	316	50599	8,91	316	75899	8,91	
Ruis	3274	2,31	82	6548	2,31	82	9821	2,31	82	13095	2,31	82	19643	2,31	
Viljelyalaan perustuvat tuet	6840	4,82	171	13680	4,82	171	20520	4,82	171	27360	4,82	171	41040	4,82	
hehtaarituki (ei kesannolle)															
Pohjoinen tuki	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	
Viljelyalaan perustuva pohj. tuki	108808	76,68	2720	217615	76,68	2720	326423	76,68	2720	435230	76,68	2720	652845	76,68	
TUET YHTEENSÄ															
MYNNITTUOTOT YHT.	119097	83,93	2977	238194	83,93	2977	357291	83,93	2977	476388	83,93	2977	714582	83,93	
TUOTOT YHT.	227905	160,62	5698	455809	160,62	5698	683714	160,62	5698	911618	160,62	5698	1367427	160,62	
TUOTANTOKUSTANNUS	275572	194,21	6889	476130	167,78	5952	636320	149,48	5303	847098	149,25	5294	1233318	144,86	
+ TUOTANTOKUSTANNUS YMPÄRISTÖTUESTA	11818	8,33	295	17931	6,32	224	23984	5,63	200	30130	5,31	188	42091	4,94	
TUOTANTOKUSTANNUKSET YHTEENSÄ	287390	202,54	7184	494061	174,10	6176	660304	155,11	5503	877228	154,56	5482	1275409	149,80	
TUOTOT - TUOTANTOKUSTANNUKSET	-59485	-41,92	-1486	-38252	-13,48	-478	-23410	-5,51	-195	-34390	-6,06	-216	-92018	-10,82	
YMP.KUST / KOK.KUST, %															
Ympäristötuki tuista yht, %	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	
Ympäristötuki tuotoista yht, %	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18	
Nettoympäristötuki (ympäristötuki - ymp.tuen kustannukset)	28478	20,07	712	62661	22,08	783	96904	22,76	808	131054	23,09	819	199685	23,45	
Maataloustulo	46586	32,83	1165	153693	54,16	1921	285063	66,97	2373	375252	66,11	2345	579874	68,11	
Nettoympäristötuki / Maataloustulo	0,61	0,41	0,34	0,41	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	

SIANLIHAN TUOTANTOKUSTANNUS 1996, TUKIALUE B, (oman rehuviljan osuus 55 %)

	Sikapaikkoja, kpl									
	150	300	500	1000	1500	3000	4500	1500	3000	4500
Yhteensä sikoja kpl/vuosi	450	900	1500	3000	4500	9000	13500	15000	22500	33750
Tilan koko peltotala, ha	12,73	25,45	47,14	94,28	141,41	282,82	424,23	636,34	954,51	1431,77
Ohra	12,73	25,45	42,42	84,85	127,27	190,91	286,36	429,54	644,31	966,47
Kesanto	0,00	0,00	4,71	9,43	14,14	21,21	31,82	47,73	71,59	107,39
Sikapaikkoja /ha	12	12	11	11	11	11	11	11	11	11
Tuotantokustannus yhteensä ennen ymp.tukeen liittymistä, mk	490430	867286	1370811	2477249	3640912	5461368	8192052	12288078	18432117	27648176
Tuotettu lihamäärä, kg	35797	71594	119323	238645	357968	536952	805428	1208142	1812213	2718319
Sianlihan tuotantokustannus, mk/kg	13,70	12,11	11,49	10,38	10,17	9,86	9,56	9,26	8,96	8,66
LISÄYS TUOTANTOKUSTANNUKSEEN:										
tehdään ympäristöhoitosuunnitelma (1 pv x 8 h / 5 vuotta)	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
lanta-analyysi (300 mk / 5 vuotta)	63	63	63	63	63	63	63	63	63	63
peltojen viljavuustutkimus (70 mk / 1,5 ha / 5 v.)	124	248	480	960	1440	2160	3240	4860	7290	10935
viljelysuunnitelma (800 mk / vuosi)	835	835	835	835	835	835	835	835	835	835
ruokituskaluston testaus	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400
400 mk / 5 vuotta	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84
1 pv x 8 h / 5 vuotta	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
ylimääräinen ruiskun korjaus ja varaosat	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42
testauksen johdosta 200 mk / 5 v.	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42
torjunta-aineiden käyttökoulutus	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42
kurssimaksu 200 mk / 5 v.	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42
1 pv * 8 h / 5 v.	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
rakennetaan lisälantavarastotilaa (6 kk → 12 kk:lle)	854	1706	2559	5118	7677	11516	17274	25911	38866	58299
lannanlevitys pelkästään keväällä	583	1165	1748	3496	5244	7866	11799	17698	26547	39820
aiheuttaa maan tiivistymistä	109	218	327	654	981	1471	2206	3309	4964	7446
sadonmenetyks korvataan ostoviljalla	109	218	327	654	981	1471	2206	3309	4964	7446
lannan levitys pelkästään keväällä aih. ajallisuuskustannuksia	109	218	327	654	981	1471	2206	3309	4964	7446
(ennen levitystä keväällä 12 etä syksyllä)	109	218	327	654	981	1471	2206	3309	4964	7446
lannoitusasteen noudattaminen vaik. satotasoihin -7 %	2720	5440	8160	16320	24480	36720	55080	82620	123930	185895
pienareet ja suoja-aikeat pienentävät viljelyalaa 0,3 %	117	233	350	700	1050	1575	2363	3544	5316	7974
sadonmenetyks korvataan ostoviljalla	117	233	350	700	1050	1575	2363	3544	5316	7974
pellon reunojen, pientareiden ja tienvarsiens niitto ja raivaus	648	1296	1944	3888	5832	8748	13122	19683	29524	44286
raivaussaha 4000 mk / 10 v.	648	1296	1944	3888	5832	8748	13122	19683	29524	44286
2 pv x 8 h / v.	752	1504	2256	4512	6768	10152	15228	22842	34263	51394
asuin- ja tuotantoympäristön hoito 1/2 pv /kesä	188	376	564	1128	1704	2556	3834	5751	8627	12940
kasvipeitteisyysvaatimus A- ja B-alueilla	2669	5338	8007	16014	24021	36031	54047	81070	121605	182408
hankitaan kultivaattori 20 000 mk / 14 v.	10052	20104	30156	60312	90468	135702	203553	305330	458000	687000
KUSTANNUKSET YHTEENSÄ	7598	15196	22794	45588	68382	102573	153860	230790	346185	519278
YMPÄRISTÖTUKI YHTEENSÄ	-2454	-4908	-7362	-14724	-22086	-33129	-49694	-74541	-111812	-167718
YMPÄRISTÖTUKI - KUSTANNUKSET										

MAIDON TUOTANTOKUSTANNUS 1996, TUKIALUE C2

	Lehmiä, kpl															
	8			16			32			64			96			
	19,10	38,20	76,40	164,55	310,00	620,00	1240,00	2480,00	4960,00	9920,00	19840,00	39680,00	79360,00	158720,00	317440,00	
	litra	litra	litra	litra	litra	litra	litra	litra	litra	litra	litra	litra	litra	litra	litra	
Tilan koko peltoala, ha																
Kaura	2,85	5,70	11,39	24,22	3100 kg/ha											246,83
Ohra	2,94	5,89	11,77	25,03	3000											36,33
Kuiva heinä -nurmi	4,42	8,83	17,67	35,33	4000											37,54
Säilörehu -nurmi	6,49	12,97	25,94	51,88	3780 ry/ha											0,00
Laidun -nurmi	4,41	8,81	17,63	35,26	3100											95,39
Kesanto	0,00	0,00	0,00	0,00												52,89
Tuotantokustannus yhl. ennen ymp.tukeen liittymistä, mk	298410	501148	806832	1409788												24,68
Tuotettu maitomäärä, l	51556	103112	206223	412447												1985524
Maidon tuotantokustannus, p/l	578,8	486,0	391,2	341,8												618670
LISÄYS TUOTANTOKUSTANNUKSEEN:																
tehdään ympäristöhoitosuunnitelma (1 pv x 8 h / 5 vuotta)	76	151	302	604												
lanta-analyyssi	63	126	252	504	3000 mk / 5 vuotta											
peltojen viljavuustutkimus (70 mk / 1,5 ha / 5 v.)	188	376	752	1504												
viljelysuunnitelma	800	1600	3200	6400	800 mk / vuosi											
ruokituskaluston testaus	400	800	1600	3200	400 mk / 5 vuotta											
1 pv x 8 h / 5 vuotta																
ruiskuun korjaus ja varaosat	200	400	800	1600	200 mk / 5v.											
torjunta-aineiden käyttökoulutus	200	400	800	1600	200 mk/kurssi/5 v											
rakennetaan lisälantavarastotilaa	4	8	16	32	4 kk → 8 kk:lle											
hankitaan yhden säilörehuaman																
puristetun taltteenottovarus	1000	2000	4000	8000	1000 mk/vuosi											
lannoiteosojen noudattaminen vaikuttaa satotasoihin, %																
kaura, kg/ha	3100	6200	12400	24800	-0 %											
ohra, kg/ha	3000	6000	12000	24000	-7 %											
kuiva heinä -nurmi, kg/ha	4000	8000	16000	32000	-5 %											
säilörehu -nurmi, ry/ha	3780	7560	15120	30240	-10 %											
laidun -nurmi, ry/ha	3100	6200	12400	24800	-7,5 %											
korvataan ostoviljalla	75	150	300	600	75 p/kg											
pientareet ja suoja-aikeistat pienentävät viljelyalaa	0,3	0,6	1,2	2,4	0,3 %											
lannanlevitys pelkästään keväällä																
aiheuttaa maan tiivistymistä					1,5 %											
pellon reunojen, pientareiden ja tienvarsien niitto ja raivaus																
raivaussaha	4000	8000	16000	32000	4000 mk / 10 v.											
2 pv x 8 h / vuosi																
asuin- ja tuotantoympäristön hoito (½ pv x 8 h / vuosi)																
KUSTANNUKSET YHTEENSÄ	9260	17960	35320	70640												
YMPÄRISTÖTUKI YHTEENSÄ	12778	24796	49592	99184												
YMPÄRISTÖTUKI - KUSTANNUKSET	3518	6836	13672	27344												

MAIDON TUOTANTOKUSTANNUS 1996, TUKIALUE C2

	Lehmäsi, kpl														
	8			16			32			64			96		
	mk/tila /v	p/maito /ha	mk/tila /v	p/maito /ha	mk/tila /v	p/maito /ha	mk/tila /v	p/maito /ha	mk/tila /v	p/maito /ha	mk/tila /v	p/maito /ha	mk/tila /v	p/maito /ha	
MYYNITTIUOTOT															
Maito (perushinta + laatu- + jälkitili) 203,712	105025	203,71	5499	210051	203,71	5499	420102	203,71	5499	840203	203,71	5106	1260305	203,71	5106
Poisolehmät	5836	11,32	306	11672	11,32	306	23344	11,32	306	46687	11,32	284	70031	11,32	284
Välit. myyt. sonnivasikat	2901	5,63	152	5802	5,63	152	11603	5,63	152	23206	5,63	141	34810	5,63	141
Välit. myyt. lehmävasikat	538	1,04	28	1075	1,04	28	2150	1,04	28	4301	1,04	26	6451	1,04	26
MYYNITTIUOTOT YHTEENSÄ	114300	221,70	5984	228599	221,70	5984	457199	221,70	5984	914398	221,70	5557	1371597	221,70	5557
TUET tukialueella C2															
EU:n kokonaan tai osittain rahoittamat tuet															
CAP-peltokasvituki															
Yleinen järjestelmä															
viljat															
753 mk/ha															
kesanto (10 %)															
954 mk/ha															
Yksinkertaistettu järjestelmä															
viljat															
753 mk/ha															
Luonnonhaittakorvaus eli LFA-tuki 950 mk/jakoyks.															
Ympäristötuki															
vilja															
253 mk/ha															
nurni															
850 mk/ha															
monivuotinen vilherkesanto 0 mk/ha															
yhteensä	12778	24,79	669	25557	24,79	669	51114	24,79	669	96484	23,39	586	144727	23,39	586
Kansalliset tuet															
Siihtymäkauden tuotantotuet															
Kotieläntalouden tuotantotuki															
0,52 mk/kg	27613	53,56	1446	55227	53,56	1446	110453	53,56	1446	220906	53,56	1342	331360	53,56	1342
Teur. yhteydessä maks. tuet															
138 mk/teur.eläin	276	0,54	14	552	0,54	14	1104	0,54	14	2208	0,54	13	3312	0,54	13
Viljelyalaan perustuvat tuet/190 mk/vilja/ha															
Pohjoinen tuki															
0,173 mk/kg	9187	17,82	481	18373	17,82	481	36747	17,82	481	73494	17,82	447	110241	17,82	447
Maidon pohjoinen tuotantotuki															
200 mk/ha	3820	7,41	200	7640	7,41	200	15280	7,41	200	32911	7,98	200	49366	7,98	200
Viljelyalaan perustuva pohj. tuki															
154560	77280	149,90	4046	154560	149,90	4046	309120	149,90	4046	644466	156,25	3916	966699	156,25	3916
TUET YHTEENSÄ	191580	371,60	10030	383159	371,60	10030	766319	371,60	10030	1558864	377,96	9473	2338296	377,96	9473
TUOTOT YHT.	298410	578,81	15623	501148	486,02	13119	806832	391,24	10560	1409788	341,81	8567	1985524	320,93	8044
TUOTANTOKUSTANNUS	9260	17,96	485	14336	13,90	375	22579	10,95	296	43010	10,35	261	62444	10,04	253
+ TUOTANTOKUSTANNUS YMPÄRISTÖTUESTA															
TUOTANTOKUSTANNUKSET YHTEENSÄ	307670	596,77	16108	515484	499,92	13494	829411	402,19	10856	1452798	352,16	8828	2047968	330,97	8297
TUOTOT - TUOTANTOKUSTANNUKSET	-116091	-225,17	-6078	-132324	-128,33	-3464	-63092	-30,60	-826	106066	25,79	645	290327	46,98	1176
Ympäristötuki tuista yht. %	17			17			17			15			15		
Ympäristötuki tuotoista yht. %	7			7			7			6			6		
Ympäristötuki tuotoista yht. %	3518	6,82	184	11221	10,88	294	28534	13,84	373	53475	13,04	325	82283	13,35	333
Nettoympäristötuki (ympäristötuki - ymp. tuen kustannukset)	39845	77,29	2086	114011	110,57	2985	240035	116,40	3142	543885	131,95	3305	851040	137,61	3448
Maatalousnulo	0,09			0,10			0,12			0,10			0,10		
Nettoympäristötuki															

Liite 2. Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta: keskeisimpien viljelmämallien numeroarvot

Satotasot ovat II vaihtoehdon mukaiset eli arvioidut sadonmenetykset ovat rukiille -5 %, vehnälle -1 %, ohralle -7 %, säilörehulle -10 %, heinälle -5 % ja laidun-
nurmelle -7,5 %:

MAIDONTUOTANTOTILAT, TUKIALUE A

	Lehmiä				
	8	16	32	64	96
Rehuomavaraisuus maito- malleissa 100 %					
Tilan koko peltoala, ha	15.70	31.40	62.81	134.43	201.65
Maataloustulo, mk	29418	97116	204596	455942	738769
Nettoympäristötuki, mk	14748	34160	73453	147531	223367
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	50	35	36	32	30
Kokonaistuotantokustannus, mk	293399	492206	793916	1383461	1919801
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	9236	13808	22484	42789	62113
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	3	3	3	3	3
Kokonaistuotto					
(myyntitulot+maataloustuet), mk	172236	344472	688945	1398364	2097546
Myyntitulot yhteensä, mk	114300	228599	457199	914398	1371597
Maataloustuet yhteensä, mk	57936	115873	231746	483967	725950
Ympäristötuen perustuki, mk	23984	47969	95937	190321	285481
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	14	14	14	14	14
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustuista, %	41	41	41	39	39

MAIDONTUOTANTOTILAT, TUKIALUE B

	Lehmiä				
	8	16	32	64	96
Tilan koko peltoala, ha	15.70	31.40	62.81	134.43	201.65
Maataloustulo, mk	31606	101492	213347	480407	775467
Nettoympäristötuki, mk	2934	10533	26199	55424	85206
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	9	10	12	12	11
Kokonaistuotantokustannus, mk	293399	492206	793916	1383461	1919801
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	9236	13808	22484	42789	62113
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	3	3	3	3	3
Kokonaistuotto					
(myyntitulot+maataloustuet), mk	174424	348848	697696	1422829	2134244
Myyntitulot yhteensä, mk	114300	228599	457199	914398	1371597
Maataloustuet yhteensä, mk	60124	120248	240497	508432	762647
Ympäristötuen perustuki, mk	12171	24341	48683	98213	147319
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	7	7	7	7	7
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustuista, %	20	20	20	19	19

MAIDONTUOTANTOTILAT, TUKIALUE C1

	Lehmiä				
	8	16	32	64	96
Tilan koko peltoala, ha	17.76	35.52	71.04	152.10	228.16
Maataloustulo, mk	38424	114806	232210	538124	844677
Nettoympäristötuki, mk	3437	11059	28210	52976	81534
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	9	10	12	10	10
Kokonaistuotantokustannus, mk	304969	511067	834719	1443631	2032250
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	9250	14316	22539	42908	62292
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	3	3	3	3	3
Kokonaistuotto					
(myyntitulot+maataloustuet), mk	186326	372651	745302	1515187	2272780
Myyntitulot yhteensä, mk	114300	228599	457199	914398	1371597
Maataloustuet yhteensä, mk	72026	144052	288104	600789	901183
Ympäristötuen perustuki, mk	12687	25375	50749	95884	143826
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	7	7	7	6	6
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustuista, %	18	18	18	16	16

MAIDONTUOTANTOTILAT, TUKIALUE C2

	Lehmiä				
	8	16	32	64	96
Tilan koko peltoala, ha	19.10	38.20	76.40	164.55	246.83
Maataloustulo, mk	39845	114011	240035	543885	851040
Nettoympäristötuki, mk	3518	11221	28534	53475	82283
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	9	10	12	10	10
Kokonaistuotantokustannus, mk	307671	515483	829411	1452798	2047968
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	9260	14336	22579	43010	62444
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	3	3	3	3	3
Kokonaistuotto (myyntitulot+maataloustuet), mk	191580	383159	766319	1558864	2338296
Myyntitulot yhteensä, mk	114300	228599	457199	914398	1371597
Maataloustuet yhteensä, mk	77280	154560	309120	644466	966699
Ympäristötuen perustuki, mk	12778	25557	51114	96484	144727
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	7	7	7	6	6
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustuista, %	17	17	17	15	15

MAIDONTUOTANTOTILAT, TUKIALUE C2POHJ.

	Lehmiä				
	8	16	32	64	96
Tilan koko peltoala, ha	19.03	38.06	76.13	164.79	247.18
Maataloustulo, mk	46226	126638	259855	596074	924947
Nettoympäristötuki, mk	3338	10861	27813	52176	80335
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	7	9	11	9	9
Kokonaistuotantokustannus, mk	307308	514877	837862	1450787	2050748
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	9204	14223	22355	42975	62392
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	3	3	3	3	3
Kokonaistuotto (myyntitulot+maataloustuet), mk	198148	396295	792591	1613533	2420299
Myyntitulot yhteensä, mk	114300	228599	457199	914398	1371597
Maataloustuet yhteensä, mk	83848	167696	335392	699135	1048703
Ympäristötuen perustuki, mk	12542	25084	50168	95151	142727
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	6	6	6	6	6
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustuista, %	15	15	15	14	14

NAUDANLIHANTUOTANTOTILAT, TUKIALUE A

	Eläinpaikkoja				
	60	90	120	150	180
Rehuomavaraisuus nautamalleissa 100 %					
Tilan koko peltoala, ha	28,37	41,02	54,70	68,37	82,04
Maataloustulo, mk	10577	60940	91874	92747	126516
Nettoympäristötuki, mk	27134	42255	55660	70617	85612
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	257	69	61	76	68
Kokonaistuotantokustannus, mk	501136	639150	794550	966791	1104531
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	16423	20425	27913	33850	39748
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	3	3	4	4	4
Kokonaistuotto					
(myyntitulot+maataloustuet), mk	324471	484053	628972	773891	918811
Myyntitulot yhteensä, mk	173903	260854	347805	434757	521708
Maataloustuet yhteensä, mk	150568	223199	281167	339135	397103
Ympäristötuen perustuki, mk	43556	62680	83573	104467	125360
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	13	13	13	13	14
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustuista, %	29	28	30	31	32

NAUDANLIHANTUOTANTOTILAT, TUKIALUE B

	Eläinpaikkoja				
	60	90	120	150	180
Tilan koko peltoala, ha	28,37	41,02	54,70	68,37	82,04
Maataloustulo, mk	14458	66648	99486	102261	137933
Nettoympäristötuki, mk	5651	11378	14492	19157	23860
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	39	17	15	19	17
Kokonaistuotantokustannus, mk	501136	639150	794550	966791	1104531
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	16423	20425	27913	33850	39748
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	3	3	4	4	4
Kokonaistuotto					
(myyntitulot+maataloustuet), mk	328352	489761	636583	783406	930228
Myyntitulot yhteensä, mk	173903	260854	347805	434757	521708
Maataloustuet yhteensä, mk	154449	228907	288778	348649	408520
Ympäristötuen perustuki, mk	22074	31804	42405	53007	63608
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	7	6	7	7	7
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustuista, %	14	14	15	15	16

NAUDANLIHANTUOTANTOTILAT, TUKIALUE C1

	Eläinpaikkoja				
	60	90	120	150	180
Tilan koko peltoala, ha	31,29	45,29	60,39	75,48	90,58
Maataloustulo, mk	28013	83872	115826	123687	165225
Nettoympäristötuki, mk	5883	11610	14801	19542	24323
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	21	14	13	16	15
Kokonaistuotantokustannus, mk	503860	650828	820842	998714	1141122
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	16419	20444	27937	33880	39784
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	3	3	3	3	3
Kokonaistuotto					
(myyntitulot+maataloustuet), mk	345978	516003	671573	827143	982712
Myyntitulot yhteensä, mk	173903	260854	347805	434757	521708
Maataloustuet yhteensä, mk	172075	255149	323767	392386	461004
Ympäristötuen perustuki, mk	22302	32053	42738	53422	64107
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	6	6	6	6	7
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustuista, %	13	13	13	14	14

NAUDANLIHANTUOTANTOTILAT, TUKIALUE C2

	Eläinpaikkoja				
	60	90	120	150	180
Tilan koko peltoala, ha	34,66	50,16	66,88	83,61	100,33
Maataloustulo, mk	30893	90559	122032	134326	175712
Nettoympäristötuki, mk	6739	12760	16309	21460	26585
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	22	14	13	16	15
Kokonaistuotantokustannus, mk	509914	656334	826844	1002743	1148237
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	16455	20476	28006	33933	39887
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	3	3	3	3	3
Kokonaistuotto					
(myyntitulot+maataloustuet), mk	357339	532350	693369	854387	1015406
Myyntitulot yhteensä, mk	173903	260854	347805	434757	521708
Maataloustuet yhteensä, mk	183437	271496	345563	419630	493698
Ympäristötuen perustuki, mk	23194	33236	44315	55393	66472
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	6	6	6	6	7
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustuista, %	13	12	13	13	13

NAUDANLIHANTUOTANTOTILAT, TUKIALUE C2POHJ.

	Eläinpaikkoja				
	60	90	120	150	180
Tilan koko peltoala, ha	33,70	48,81	65,08	81,36	97,63
Maataloustulo, mk	81011	163221	223408	260823	327265
Nettoympäristötuki, mk	5726	11304	14393	19066	23712
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	7	7	6	7	7
Kokonaistuotantokustannus, mk	505855	653274	819400	993661	1137582
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	16430	20461	27960	33875	39818
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	3	3	3	3	4
Kokonaistuotto (myyntitulot+maataloustuet), mk	405993	605463	790852	976242	1161631
Myyntitulot yhteensä, mk	173903	260854	347805	434757	521708
Maataloustuet yhteensä, mk	232090	344609	443047	541485	639923
Ympäristötuen perustuki, mk	22156	31765	42353	52941	63529
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	5	5	5	5	5
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustuista, %	10	9	10	10	10

SIANLIHANTUOTANTO, TUKIALUE A

	Sikaikkoja				
	150	300	500	1000	1500
Tilan koko peltoala, ha	23.14	51.42	85.71	171.41	257.12
Rehuomavaraisuus 100 %					
Maataloustulo, mk	51152	187891	354433	731688	1114799
Nettoympäristötuki, mk	11317	30655	54358	110527	167794
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	22	16	15	15	15
Kokonaistuotantokustannus, mk	512834	898091	1397543	2693611	3946457
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	13050	21148	31981	62152	91224
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	3	2	2	2	2
Kokonaistuotto (myyntitulot+maataloustuet), mk	433985	878295	1463825	2927649	4391474
Myyntitulot yhteensä, mk	284943	569885	949809	1899618	2849427
Maataloustuet yhteensä, mk	149042	308410	514016	1028032	1542048
Ympäristötuen perustuki, mk	24367	51804	86339	172679	259018
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	6	6	6	6	6
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustuista, %	16	17	17	17	17

SIANLIHANTUOTANTO, TUKIALUE B

	Sikapaikkoja				
	150	300	500	1000	1500
Tilan koko peltoala, ha	23.14	51.42	85.71	171.41	257.12
Rehuomavaraisuus 100 %					
Maataloustulo, mk	58025	204228	381661	786145	1196484
Nettoympäristötuki, mk	765	8538	17497	36803	57209
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	1	4	5	5	5
Kokonaistuotantokustannus, mk	512834	898091	1397543	2693611	3946457
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	13050	21148	31981	62152	91224
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	3	2	2	2	2
Kokonaistuotto					
(myyntitulot+maataloustuet), mk	440857	894632	1491053	2982106	4473160
Myyntitulot yhteensä, mk	284943	569885	949809	1899618	2849427
Maataloustuet yhteensä, mk	155915	324747	541244	1082489	1623733
Ympäristötuen perustuki, mk	13815	29687	49478	98955	148433
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	3	3	3	3	3
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustuista, %	9	9	9	9	9

SIANLIHANTUOTANTO, TUKIALUE C1

	Sikapaikkoja				
	150	300	500	1000	1500
Tilan koko peltoala, ha	27.35	60.77	101.29	202.58	303.86
Rehuomavaraisuus 100 %					
Maataloustulo, mk	53407	195894	373371	777544	1164267
Nettoympäristötuki, mk	477	3164	6673	11944	16085
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	1	2	2	2	1
Kokonaistuotantokustannus, mk	535637	937971	1466055	2783182	4097734
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	10462	18715	29790	60983	93306
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	2	2	2	2	2
Kokonaistuotto					
(myyntitulot+maataloustuet), mk	446636	906107	1510179	3020357	4530536
Myyntitulot yhteensä, mk	284943	569885	949809	1899618	2849427
Maataloustuet yhteensä, mk	161693	336222	560370	1120740	1681110
Ympäristötuen perustuki, mk	10939	21878	36464	72927	109391
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	2	2	2	2	2
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustuista, %	7	7	7	7	7

SIANLIHANTUOTANTO, TUKIALUE C2

	Sikapaikkoja				
	150	300	500	1000	1500
Tilan koko peltoala, ha	30.08	66.85	111.42	222.83	334.25
Rehuomavaraisuus 100 %					
Maataloustulo, mk	56210	188672	368546	748595	1131617
Nettoympäristötuki, mk	-2893	-3645	-4732	-11252	-19063
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	-5	-2	-1	-2	-2
Kokonaistuotantokustannus, mk	525388	946927	1474211	2806885	4117864
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	10504	18867	30101	61992	95172
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	2	2	2	2	2
Kokonaistuotto					
(myyntitulot+maataloustuet), mk	450016	914098	1523496	3046992	4570488
Myyntitulot yhteensä, mk	284943	569885	949809	1899618	2849427
Maataloustuet yhteensä, mk	165074	344212	573687	1147374	1721062
Ympäristötuen perustuki, mk	7611	15222	25370	50739	76109
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	2	2	2	2	2
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustaista, %	5	4	4	4	4

SIANLIHANTUOTANTO, TUKIALUE C2POHJ.

	Sikapaikkoja				
	150	300	500	1000	1500
Tilan koko peltoala, ha	31.12	69.16	115.26	230.52	345.78
Rehuomavaraisuus 100 %					
Maataloustulo, mk	76834	228140	439424	882740	1315374
Nettoympäristötuki, mk	-2651	-3178	-3975	-9885	-17146
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	-3	-1	-1	-1	-1
Kokonaistuotantokustannus, mk	530232	958869	1488321	2839367	4154920
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	10524	18925	30219	62374	95879
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	2	2	2	2	2
Kokonaistuotto					
(myyntitulot+maataloustuet), mk	474050	962926	1604877	3209753	4788080
Myyntitulot yhteensä, mk	284943	569885	949809	1899618	2849427
Maataloustuet yhteensä, mk	189107	393041	655068	1310136	1938653
Ympäristötuen perustuki, mk	7873	15747	26244	52489	78733
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	2	2	2	2	2
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustaista, %	4	4	4	4	4

SIANLIHANTUOTANTO, TUKIALUE A

	Sikapaikkoja				
	150	300	500	1000	1500
Tilan koko peltoala, ha	12.73	25.45	47.14	94.28	141.41
Rehuomavaraisuus 55 %					
Maataloustulo, mk	15337	98838	214573	598067	912657
Nettoympäristötuki, mk	3350	12038	26066	55447	85692
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	22	12	12	9	9
Kokonaistuotantokustannus, mk	500482	882051	1392231	2516775	3697680
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	10052	14765	21421	39527	56768
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	2	2	2	2	2
Kokonaistuotto					
(myyntitulot+maataloustuet), mk	409441	818881	1374268	2748535	4122803
Myyntitulot yhteensä, mk	284943	569885	949809	1899618	2849427
Maataloustuet yhteensä, mk	124498	248996	424459	848917	1273376
Ympäristötuen perustuki, mk	13402	26804	47487	94973	142460
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	3	3	3	3	3
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustuista, %	11	11	11	11	11

SIANLIHANTUOTANTO, TUKIALUE B

	Sikapaikkoja				
	150	300	500	1000	1500
Tilan koko peltoala, ha	12.73	25.45	47.14	94.28	141.41
Rehuomavaraisuus 55 %					
Maataloustulo, mk	19117	106398	229549	628019	957584
Nettoympäristötuki, mk	-2454	431	5792	14899	24870
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	-13	0	3	2	3
Kokonaistuotantokustannus, mk	500482	882051	1392231	2516775	3697680
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	10052	14765	21421	39527	56768
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	2	2	2	2	2
Kokonaistuotto					
(myyntitulot+maataloustuet), mk	413221	826441	1389243	2778487	4167730
Myyntitulot yhteensä, mk	284943	569885	949809	1899618	2849427
Maataloustuet yhteensä, mk	128278	256556	439434	878869	1318303
Ympäristötuen perustuki, mk	7598	15196	27213	54425	81638
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	2	2	2	2	2
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustuista, %	6	6	6	6	6

SIANLIHANTUOTANTO, TUKIALUE C1

	Sikapaikkoja				
	150	300	500	1000	1500
Tilan koko peltoala, ha	12.31	24.61	45.58	91.16	136.74
Rehuomavaraisuus 45 %					
Maataloustulo, mk	14267	94263	202309	573767	872785
Nettoympäristötuki, mk	-1832	-987	-188	860	1662
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	-13	-1	0	0	0
Kokonaistuotantokustannus, mk	500360	884538	1400865	2537643	3733914
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	6754	10832	16597	31958	47564
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	1	1	1	1	1
Kokonaistuotto					
(myyntitulot+maataloustuet), mk	409680	819359	1375225	2750451	4125676
Myyntitulot yhteensä, mk	284943	569885	949809	1899618	2849427
Maataloustuet yhteensä, mk	124737	249474	425416	850833	1276249
Ympäristötuen perustuki, mk	4923	9845	16409	32817	49226
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	1	1	1	1	1
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustuista, %	4	4	4	4	4

SIANLIHANTUOTANTO, TUKIALUE C2

	Sikapaikkoja				
	150	300	500	1000	1500
Tilan koko peltoala, ha	12.33	24.67	45.68	91.36	137.04
Rehuomavaraisuus 41 %					
Maataloustulo, mk	10374	86510	188591	546468	832131
Nettoympäristötuki, mk	-3385	-4095	-5356	-9486	-13862
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	-33	-5	-3	-2	-2
Kokonaistuotantokustannus, mk	499577	882918	1397374	2530437	3723587
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	6506	10336	15757	30289	45067
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	1	1	1	1	1
Kokonaistuotto					
(myyntitulot+maataloustuet), mk	408378	816756	1370871	2741741	4112612
Myyntitulot yhteensä, mk	284943	569885	949809	1899618	2849427
Maataloustuet yhteensä, mk	123435	246870	421062	842124	1263185
Ympäristötuen perustuki, mk	3120	6241	10402	20803	31205
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	1	1	1	1	1
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustuista, %	3	3	2	2	2

SIANLIHANTUOTANTO, TUKIALUE C2POHJ.

	Sikapaikkoja				
	150	300	500	1000	1500
Tilan koko peltoala, ha	12.45	24.90	46.10	92.21	138.31
Rehuomavaraisuus 40 %					
Maataloustulo, mk	30231	126335	254977	679543	1005311
Nettoympäristötuki, mk	-3296	-3920	-5062	-8916	-13014
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	-11	-3	-2	-1	-1
Kokonaistuotantokustannus, mk	500871	885281	1401335	2537620	3733530
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	6446	10218	15559	29911	44507
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	1	1	1	1	1
Kokonaistuotto					
(myyntitulot+maataloustuet), mk	429498	858997	1441546	2883092	4298088
Myyntitulot yhteensä, mk	284943	569885	949809	1899618	2849427
Maataloustuet yhteensä, mk	144556	289112	491737	983474	1448661
Ympäristötuen perustuki, mk	3149	6299	10498	20996	31493
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	1	1	1	1	1
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustuista, %	2	2	2	2	2

REHUVILJANTUOTANTO, TUKIALUE A

Satotasot: ohra 4100 kg/ha; kaura 3900 kg/ha
vilja-alasta 50 % ohralla ja 50 % kauralla

	Tilan koko peltoala, ha				
	40	80	120	160	240
Maataloustulo, mk	23935	109412	224835	294876	462358
Nettoympäristötuki, mk	29740	65164	100635	136027	207082
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	124	60	45	46	45
Kokonaistuotantokustannus, mk	283321	482612	636311	847073	1226701
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	10556	15428	20253	25157	34694
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	4	3	3	3	3
Kokonaistuotto					
(myyntitulot+maataloustuet), mk	200182	400364	600546	800728	1201092
Myyntitulot yhteensä, mk	107298	214596	321894	429192	643788
Maataloustuet yhteensä, mk	92884	185768	278652	371536	557304
Ympäristötuen perustuki, mk	40296	80592	120888	161184	241776
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	20	20	20	20	20
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustuista, %	43	43	43	43	43

REHUVILJANTUOTANTO, TUKIALUE B
 satotasot: ohra 4100 kg/ha; kaura 3900 kg/ha

	40	Tilan koko peltoala, ha			
		80	120	160	240
Maataloustulo, mk	36643	134828	262959	345708	538606
Nettoympäristötuki, mk	12536	30756	49023	67211	103858
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	34	23	19	19	19
Kokonaistuotantokustannus, mk	283321	482612	636311	847073	1226701
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	10556	15428	20253	25157	34694
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	4	3	3	3	3
Kokonaistuotto					
(myyntitulot+maataloustuet), mk	212890	425780	638670	851560	1277340
Myyntitulot yhteensä, mk	107298	214596	321894	429192	643788
Maataloustuet yhteensä, mk	105592	211184	316776	422368	633552
Ympäristötuen perustuki, mk	23092	46184	69276	92368	138552
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	11	11	11	11	11
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustuista, %	22	22	22	22	22

REHUVILJANTUOTANTO, TUKIALUE C1
 satotasot: ohra 3470 kg/ha; kaura 3480 kg/ha

	40	Tilan koko peltoala, ha			
		80	120	160	240
Maataloustulo, mk	18078	94510	203618	262723	412507
Nettoympäristötuki, mk	7208	17419	27670	37852	58450
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	40	18	14	14	14
Kokonaistuotantokustannus, mk	267247	455201	592800	792998	1148144
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	7192	11381	15530	19748	27950
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	3	3	3	2	2
Kokonaistuotto					
(myyntitulot+maataloustuet), mk	190067	380133	570200	760266	1140400
Myyntitulot yhteensä, mk	93167	186333	279500	372666	559000
Maataloustuet yhteensä, mk	96900	193800	290700	387600	581400
Ympäristötuen perustuki, mk	14400	28800	43200	57600	86400
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	8	8	8	8	8
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustuista, %	15	15	15	15	15

REHUVILJANTUOTANTO, TUKIALUE C2
satotasot: ohra 3150 kg/ha; kaura 3270 kg/ha

	Tilan koko peltoala, ha				
	40	80	120	160	240
Maataloustulo, mk	6495	71273	169401	218515	353687
Nettoympäristötuki, mk	2264	7525	12822	18054	28736
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	35	11	8	8	8
Kokonaistuotantokustannus, mk	266435	453867	590291	788331	1129302
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	6844	10691	14502	18378	25912
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	3	2	2	2	2
Kokonaistuotto					
(myyntitulot+maataloustuet), mk	178973	357946	536919	715892	1073838
Myyntitulot yhteensä, mk	86101	172202	258303	344404	516606
Maataloustuet yhteensä, mk	92872	185744	278616	371488	557232
Ympäristötuen perustuki, mk	9108	18216	27324	36432	54648
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	5	5	5	5	5
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustuista, %	10	10	10	10	10

REHUVILJANTUOTANTO, TUKIALUE C2POHJ.
satotasot: ohra 3050 kg/ha; kaura 3060 kg/ha

	Tilan koko peltoala, ha				
	40	80	120	160	240
Maataloustulo, mk	3873	65981	160997	207867	337673
Nettoympäristötuki, mk	2386	7767	13182	18535	29451
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	62	12	8	9	9
Kokonaistuotantokustannus, mk	261802	444779	578494	770374	1102463
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	6722	10449	14142	17897	25197
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	3	2	2	2	2
Kokonaistuotto					
(myyntitulot+maataloustuet), mk	176346	352691	529037	705383	1058074
Myyntitulot yhteensä, mk	81874	163747	245621	327495	491242
Maataloustuet yhteensä, mk	94472	188944	283416	377888	566832
Ympäristötuen perustuki, mk	9108	18216	27324	36432	54648
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	5	5	5	5	5
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustuista, %	10	10	10	10	10

LEIPÄ- JA REHUVILJA, TUKIALUE A

peltoalasta ohralla 45 %, kevätvehnällä 34 %, rukiilla 11 % ja viherkesannolla 10 %
satotasot: ohra 4100 kg/ha; ruis 3000 kg/ha; kevätvehnä 4200 kg/ha

	Tilan koko peltoala, ha				
	40	80	120	160	240
Maataloustulo, mk	46586	153693	285063	375252	579874
Nettoympäristötuki, mk	28478	62661	96904	131054	199685
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	61	41	34	35	34
Kokonaistuotantokustannus, mk	287391	494061	660304	877228	1275409
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	11818	17931	23984	30130	42091
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	4	4	4	3	3
Kokonaistuotto					
(myyntitulot+maataloustuet), mk	227905	455809	683714	911618	1367427
Myyntitulot yhteensä, mk	119097	238194	357291	476388	714582
Maataloustuet yhteensä, mk	108808	217615	326423	435230	652845
Ympäristötuen perustuki, mk	40296	80592	120888	161184	241776
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	18	18	18	18	18
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustuista, %	37	37	37	37	37

LEIPÄ- JA REHUVILJA TUKIALUE B

peltoalasta ohralla 45 %, kevätvehnällä 34 %, rukiilla 11 % ja viherkesannolla 10 %
satotasot: ohra 4100 kg/ha; ruis 3000 kg/ha; kevätvehnä 4200 kg/ha

	Tilan koko peltoala, ha				
	40	80	120	160	240
Maataloustulo, mk	46469	153459	284712	374784	579172
Nettoympäristötuki, mk	11274	28253	45292	62238	96461
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	24	18	16	17	17
Kokonaistuotantokustannus, mk	287391	494061	660304	877228	1275409
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	11818	17931	23984	30130	42091
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	4	4	4	3	3
Kokonaistuotto					
(myyntitulot+maataloustuet), mk	227788	455575	683363	911150	1366725
Myyntitulot yhteensä, mk	119097	238194	357291	476388	714582
Maataloustuet yhteensä, mk	108691	217381	326072	434762	652143
Ympäristötuen perustuki, mk	23092	46184	69276	92368	138552
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	10	10	10	10	10
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustuista, %	21	21	21	21	21

LEIPÄ- JA REHUVILJA, TUKIALUE C1

peltoalasta ohralla 45 %, kevätkuivalla 34 %, rukiilla 11 % ja viherkesannolla 10 %
 satotasot: ohra 3470 kg/ha; ruis 2600 kg/ha; kevätkuiva 3300 kg/ha

	Tilan koko peltoala, ha				
	40	80	120	160	240
Maataloustulo, mk	19277	95804	199989	259376	411933
Nettoympäristötuki, mk	6178	15376	24625	33792	52411
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	32	16	12	13	13
Kokonaistuotantokustannus, mk	269533	463311	611248	814406	1171860
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	8222	13424	18575	23808	33989
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	3	3	3	3	3
Kokonaistuotto (myyntitulot+maataloustuet), mk	194756	389513	584269	779025	1168539
Myyntitulot yhteensä, mk	97905	195810	293715	391620	587431
Maataloustuet yhteensä, mk	96851	193703	290554	387405	581108
Ympäristötuen perustuki, mk	14400	28800	43200	57600	86400
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	7	7	7	7	7
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustuista, %	15	15	15	15	15

LEIPÄ- JA REHUVILJA, TUKIALUE C2

peltoalasta ohralla 45 %, kevätkuivalla 34 %, rukiilla 11 % ja viherkesannolla 10 %
 satotasot: ohra 3150 kg/ha; ruis 2000 kg/ha; kevätkuiva 3000 kg/ha

	Tilan koko peltoala, ha				
	40	80	120	160	240
Maataloustulo, mk	3081	64330	150765	194259	314177
Nettoympäristötuki, mk	1417	5845	10318	14716	23771
Nettoympäristötuen osuus maataloustulosta, %	46	9	7	8	8
Kokonaistuotantokustannus, mk	268383	460931	610282	811053	1167029
josta ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuva kustannus, mk	7691	12371	17006	21716	30877
ymp.tuen ehtojen noudattamisesta aiheutuvan kustannuksen osuus kokonaiskustannuksesta, %	3	3	3	3	3
Kokonaistuotto (myyntitulot+maataloustuet), mk	178797	357594	536391	715188	1072782
Myyntitulot yhteensä, mk	87532	175064	262596	350128	525192
Maataloustuet yhteensä, mk	91265	182530	273795	365060	547590
Ympäristötuen perustuki, mk	9108	18216	27324	36432	54648
Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta, %	5	5	5	5	5
Ympäristötuen perustuen osuus maataloustuista, %	10	10	10	10	10

Maatalouden ympäristöohjelma 1995-1999:n vaikutus keinolannoitteiden käyttöön - ekonometrinen analyysi

Jukka Peltola

Effects of the Finnish Agri-Environmental Programme on demand for main nutrients

Abstract. In this study, effects of Finnish Agri-Environmental Programme (FAEP) on input demand are reviewed. More specifically, changes in demand of main nutrients, nitrogen (N), phosphorous (P) and potassium (K) are studied. Measuring and valuing non-point source pollution itself is a very difficult task, therefore, it was seen to be more fruitful to determine changes in the demand of polluting inputs. It is clear that changes in amounts of inputs demanded do not guarantee similar changes in leaching, as farming practices, weather, attitudes, as well as many other things affect the leaching. Generally speaking it can be assumed, however, that decreased use of fertilizers also shows in decreased leaching.

The main features of the FAEP and main components in farmer's decision making are reviewed first. Next, a history of artificial fertilizer use in recent decades is presented. After that, demand of nitrogen, phosphorous and potassium is analyzed. As a method in the analysis a normal linear regression is used. The demand is evaluated per-hectare basis, first, using an aggregated nation level data, and secondly, for nitrogen and phosphorous, using data divided by agricultural centers. As a main observation, it can be said, that per-hectare-demand of nitrogen and phosphorous started to decline in the end of the eighties. At the time of joining into the EU in the 1995, the demand of these nutrients actually peaked again. However, the year 1996 FAEP started to take an effect, and nutrient demands started decrease, nitrogen already during the crop year 1995-1996 and phosphorous 1996-1997. The demand of potassium is not visibly affected. This is logical as the use of potassium is not directly regulated in the FAEP. In the regional analysis, the main observation is that the demand of nitrogen and phosphorus have been mostly affected in the Central and Northern Finland, except in Lapland. In the Southern Finland, the demand of nitrogen decreased more than forecasted in some regions, but the demand of phosphorus was not affected.

Index words: demand for nutrients, fertilizer demand, Finnish Agri-Environmental Programme

1. Johdanto

Ympäristötukijärjestelmä (YTJ) on osa vuonna 1995 luotua maatalouden ympäristöohjelmaa 1995-1999, jonka tarkoituksena on toisaalta vähentää maatalouden haitallisia vaikutuksia ympäristölle ja toisaalta luoda kanava, jonka kautta maatalousyrittäjille voidaan maksaa korvausta heidän tuottamistaan myönteisistä ympäristövaikutuksista. Ympäristötukijärjestelmän myötä maataloussektorin ympäristövaikutukset saadaan muiden hyödykkeiden tapaan muutettua, ainakin osittain, markkinoitaviksi tuotteiksi. Ympäristötukijärjestelmässä maatalousyrittäjät toimivat ympäristöhyödykkeiden tuottajina ja myyjinä, ja valtio on näiden hyödykkeiden ainoa ostaja. Kyseessä ovat siten monopsonistiset markkinat. Koska ympäristöhyödykkeet eivät ole normaaleja markkinoitavia hyödykkeitä, ympäristötukijärjestelmän vaikutukset ovat vaikeasti mitattavia. YTJ:n vaikutuksia seurataan, jotta voitaisiin arvioida, millaista vastinetta valtio on ostajana rahoilleen saanut. Käsillä olevan tutkimuksen tehtävänä on osaltaan vastata tähän kysymykseen. Tässä osiossa keskitytään selvittämään, onko maataloussektorin keinolannoitetuotantopanosten kysyntä vähentynyt maatalouden ympäristöohjelman ja EU-jäsenyyden myötä.

Maatalouden ympäristöohjelman 1995-1999:n toimenpiteet jaetaan karkeasti neljään osaan: 1) perustuen edellyttämät toimenpiteet, 2) erityistuen edellyttämät toimenpiteet, 3) koulutus ja neuvonta sekä 4) mallitilat ja kokeiluhankkeet. Näistä perustuki- ja erityistukitoimenpiteet muodostavat ympäristötukijärjestelmän. Siikamäki (1997) on arvioinut perustukeen oikeuttavien sopimusten lukumäärää ja jakautumista alueittain ja tuotantosunnittain. *Perustuki* on laaja-alaisesti maksettava korvaus ympäristöystävällisten viljelymenetelmien käytöstä. Tavoitteena on yleinen ja laaja-alainen viljelymenetelmien muutos ympäristöystävällisempään suuntaan ja sen seurauksena vähentyneet ravinne- ja kemiaalipäästöt vesistöihin. Perustuen ohella voidaan tehdä tilakohtaisesti räätälöityjä *erityistukisopimuksia*. Erityistuilla pyritään kohdentamaan toimenpiteitä erittäin aroille luonnonalueille ja toisaalta alueille, missä päästöt ovat syystä tai toisesta teknisesti hyvin hallittavissa, eli siis alueille, missä toimenpiteiden panos-tuotos-suhteen odotetaan olevan korkea.

Ympäristötukijärjestelmän vaikutuksia on vaikea arvioida lyhyellä tähtämellä. Hajakuormituksen vaikutukset ovat sinällään vaikeasti arvioitavissa, ja lisäksi luonnossa tapahtuva satunnaisvaihtelu vaikuttaa ympäristöön tavalla, jota on vaikea erottaa tutkittavan toimenpiteen aiheuttamista vaikutuksista. Esimerkiksi erittäin sateinen tai kuiva kesä voi muuttaa ravinnepäästöjä tuntuvasti. Samoin myöhäinen kevät voi vaikuttaa viljeltäviin kasvilajeihin ja -lajikkeisiin ja siten myös lannoite- ja torjunta-aineiden käyttömääriin. Sen vuoksi suoranaisten päästömuutosten arviointi on tässä vaiheessa vaikeaa. Teknisiä ongelmia arvioinnissa aiheuttaa myös se, että yli 80 % maataloista on mukana järjes-

telmässä, ja siten ei voida muodostaa selkeää vertailuasetelmaa järjestelmään kuuluvien ja kuulumattomien tilojen välillä.

Koska päästömuutoksia ei voida luotettavasti arvioida, ongelmaa on lähesyttävä toisella tavalla. Päästömuutosten sijasta ympäristöystävällisempien viljelymenetelmien vaikutukset saattavat ilmetä selvemmin vähentyneenä panoskäyttönä, koska perustuki asettaa korkeimmat sallitut ravinteiden hehtaarikohtaiset käyttömäärät kasvilajeittain. Siksi on syytä selvittää, onko keinolannoitteiden kysyntä vähentynyt ympäristötukijärjestelmän myötä koko maan tasolla. Tämäkään arviointitapa ei ole ongelmaton: ympäristötukijärjestelmä luotiin samassa yhteydessä, kun Suomi liittyi EU:iin, ja samanaikaisesti muuttuivat mm. lopputuotteiden ja tuotantopanosten hinnat. Näillä muutoksilla on vaikutuksensa tuotantopanosten käyttöön ja tuotantoon sekä niiden aiheuttamiin ympäristövaikutuksiin. Sen vuoksi selkeiden kausaalisuhteiden sijaan on nimettävä vaikuttavia tekijöitä ja arvioitava vuorovaikutusten suuntaa.

Käytettyjen tuotantopanosten määrä ei ole kuitenkaan ainoa merkittävä tekijä. Koska sama määrä panoksia voidaan käyttää ympäristöystävällisesti tai ympäristöstä välittämättä, myös käyttötavan tulisi olla analyysissa mukana. Toimintatapojen ympäristöystävällisyys on kuitenkin hyvin vaikeasti mitattavissa, joten tässä tutkimuksessa päätettiin keskittyä suhteellisen tarkasti mitattaviin vaikutuksiin. Pää tarkoituksena on keinolannoitteiden kysynnässä YTJ:n käyttöönoton jälkeen tapahtuneen muutoksen selvittäminen. Panosten käytön laatua ei siten analysoida. Tutkimuksen tavoitteena on arvioida, *onko maataloudessa käytettyjen keinolannoitteiden ja niihin sisältyvien ravinteiden käyttö vähentynyt merkittävästi maatalouden ympäristöohjelma 1995-1999:n voimassaoloaikana ja onko vähennys ollut suurempi kuin olisi voitu olettaa hintasuhteiden muutosten perusteella.*

Mikäli muutoksesta olisi kulunut jo runsaasti aikaa, selkeä tutkimusvaihtoehto olisi pitkän yksittäisen aikasarjan tai paneeliaineiston tarkastelu. Tarkastelussa voitaisiin tilastollisesti mitata, onko ko. aineistossa selkeää trendiä, muuttuuko tämä trendi maatalouden ympäristöohjelman seurauksena ja onko ko. muutos tilastollisesti merkittävä. Koska dataa on kuitenkin niukasti, ei kuvatus kaltaisen analyysi ole mahdollinen. Tilastollinen malli voidaan estimoida käsillä olevalla aineistollakin, mutta mallia voidaan käyttää lähinnä vain ennustamiseen, ei niinkään rakenteellisen muutoksen todentamiseen.

Tässä tutkimuksessa sovitetaan perinteinen regressiomalli vuotta 1995 edeltävään keinolannoitteiden kysyntäaineistoon, ja saadulla mallilla ennustetaan pääravinteiden käyttömäärät vuosille 1995-1997. Malli ottaa huomioon hintasuhteissa tapahtuneen muutoksen ja teknisen kehityksen. Mikäli käyttömäärät poikkeavat tilastollisesti merkitsevästi ennusteesta, johtopäätös on, että lannoitteiden käyttömäärät ovat muuttuneet jonkin institutionaalisen tekijän kuten esim. YTJ:n käyttöönoton johdosta. Tällä tavoin yleensä mitataan mallin vakautta tilanteessa, jossa instituutiot säilyvät ennallaan koko tutkimusajanjakson. Tässä

tutkimuksessa tehdään perinteinen analyysi, mutta epäortodoksisesti mallin otak-
sutaan olevan vakaa, ja instituutiomuutoksen vaikutusta mitataan tällä, oletetta-
vasti hyvin estimoidulla mallilla. Menetelmä on käyttökelpoinen, koska käytet-
tävä malli valitaan testaamalla sitä ns. out-of-sample -tekniikalla vuotta 1995
aikaisemmalla aineistolla. Tällainen tekniikka osoittaa melko luotettavasti, kuinka
hyvin valittu malli sopii aineistoon ja auttaa siten mallin valinnassa.

Tutkimus rakentuu seuraavasti. Ensin käydään läpi ympäristötukijärjestelmän
pääkohdat niiltä osin kuin ne vaikuttavat keinolannoitteiden kysyntään. Sitten
käsitellään viljelijän lannoituspäätökseen vaikuttavia tekijöitä. Varsinainen ana-
lyysi alkaa lannoitteiden käytön lähihistorian esittelyllä, minkä jälkeen seuraa
koko maan laajuisella aineistolla tehty kysyntäanalyysi. Tämän jälkeen analy-
soidaan maaseutukeskuksittaisella aineistolla typen ja fosforin aluetason kysyn-
tää. Lopuksi esitetään johtopäätökset siitä, mitkä tekijät ovat keskeisimmin
vaikuttaneet keinolannoitteiden kysynnän muutokseen.

2. Ympäristötukijärjestelmä

Ympäristötukijärjestelmä on Suomessa niin suosittu, että lähes 90 % peltoalasta
on YTJ:n perustuen piirissä. Järjestelmää tulee kuitenkin seurata ja mahdolini-
suuksien mukaan kehittää edelleen tehokkaammaksi. Yhteiskunnan näkökul-
masta katsottuna tämä merkitsee sitä, että sama määrä ympäristöhyödykettä
tulisi hankkia halvemmalla, tai samalla kustannuksella tulisi tuottaa samaa
hyödykettä enemmän. Sen vuoksi on tärkeää seurata, miten nykyinen järjestel-
mä toimii. Ympäristötukijärjestelmä otettiin käyttöön vuonna 1995, mutta käy-
tännössä se ei ehtinyt vielä vuonna 1995 vaikuttaa suurestikaan viljelyyn. Sen
vuoksi tarkastelussa tulee keskittyä vuosiin 1996-1998.

Ympäristötukijärjestelmä on monien ääneen lausumattomien ja osin vastak-
kaisten tavoitteiden tulos. Esimerkiksi alueellinen samanarvoisuustavoite, tuotan-
totavoite, ympäristötavoite, tulotavoite ja rakennekehitystavoite saattavat olla
osin vastakkaisia. Ristikkäiset tavoitteet vaikeuttavat toimivan järjestelmän luo-
mista. Ympäristötukijärjestelmää laadittaessa eri tuotantomuotojen käsittelyssä
otettiin huomioon tuotannon erikoispiirteet, ja sen vuoksi esimerkiksi lannoittei-
den hehtaarikohtaiset maksimirajat ovat kasvilajikohtaiset. Perustuen tasolla
järjestelmä ei ota kantaa siihen, mikä tuotanto on ympäristöystävällistä, eikä se
kannusta rakenteellisiin muutoksiin. Erityistuuissa sen sijaan esimerkiksi luon-
nonmukaisen tuotannon tuki on rakenteelliseen muutokseen kannustava tuki.
Tämä tutkimus keskittyy perustuen vaikutusten selvittämiseen.

Perustuki on valtion maksama korvaus tietystä paketista ympäristöystävällisiä
viljelymenetelmiä, joita viljelijä sitoutuu noudattamaan. Käytännössä valvotta-
vissa olevia sitoumuksia ovat mm. ympäristöhoito-ohjelman teko, suojakaistojen
jättäminen peltojen reunamille, lannoiterajoitusten noudattaminen ja peltojen

kasvipeitteisyysvaatimuksen noudattaminen. Vaikeammin mitattavia seikkoja ovat ammattitaidon kohottaminen työtehtävissä ja maisemanhoito sekä luonnon monimuotoisuuden edistäminen. Koska maatalouden tuotantoprosessi ja sen ympäristövaikutukset ovat hyvin monimutkaisia, ei prosessia voida ohjata ainoastaan määräyksillä ja valvonnalla. Valvonta ei voisi olla tarpeeksi kattavaa eikä se olisi kustannustehokasta. Sen vuoksi on tärkeää, että viljelijät saadaan koulutuksella, neuvonnalla sekä sopivilla kannustimilla entistä paremmin sitoutumaan ja sitoutettua ympäristöhyödykkeen tuotantoon. Tämä takaa tiukkaan valvontaan, määräyksiin ja sakkoihin perustuvaa järjestelmää paremmin hyvät tulokset ympäristöhyödykkeen tuotannossa, ja on pitkällä aikavälillä ainoa toimiva ratkaisu.

Keinolannoitteiden kysyntään ja käyttöön YTJ:n toimenpiteistä kaikkein suoranasisimmin vaikuttavat ravinteiden hehtaarikohtaiset maksimikäyttömäärät. Perustuen vaatimuksena on, että viljelijä ei käytä sallittua enempää ravinteita kasvin lannoitukseen kasvilajista ja alueesta riippuen. Rajoite vaikuttaa suoraan käyttömääriin. Peltoalasta lähes noin 90 % on mukana YTJ:ssä. Mikäli noin 90 %:lla YTJ:n alaisesta peltoalasta on jouduttu alentamaan lannoitustasoa, järjestelmä on vaikuttanut kaiken kaikkiaan ravinteiden käyttöön n. 80 %:lla peltoalasta. Erityistuista ravinteiden käyttöön vaikuttavat lähinnä sulfaattimaiden kalkitus- ja luomutuotannon siirtymistuki. Sulfaattimaiden kalkitusta tukevan toimenpiteen tarkoituksena on vähentää maan happamuutta ja siten parantaa jokiin laskevien valumavesien laatua. Luomutuotanto taas kannustaa luomutuotantoon siirtymiseen ja siis keinolannoitteiden käytöstä pidättäytymiseen. Luomutuotantoon siirtyminen vaikuttaa omalta osaltaan keinolannoitteiden kokonaiskäytön tasoon. Sulfaattimaiden kalkitus parantaa kasvien fosforin hyödyntämiskykyä, ja siten se saattaa vähentää lannoituksessa tarvittavaa fosforin määrää runsaasti kalkituilla pelloilla.

3. Tilatason päätöksenteko

Maatalouden tuotantoprosessi on monisyinen kokonaisuus, missä lannoituspäätös on kokonaisuuden eräs osa. Lannoituspäätökseen kuuluu päätös yksittäisten ravinteiden käyttömääristä ja -suhteista ja toisaalta päätös tietyn lannoitetyypin valinnasta. Lannoituspäätöstä ei voi eriyttää muista tuotantoa koskevista päätöksistä, vaan se on tiiviisti limittynyt osaksi tuotannon kokonaisstrategiaa. Muiden kemikaalien käytöstä tehtävät päätökset tehdään kuta kuinkin samalla tavoin, ja alla oleva lannoitetta koskeva keskustelu sopii melko hyvin myös muiden maatalouskemikaalien käsittelyyn. Tärkeimmät pitkän aikavälin päätökset tehdään valittaessa luonnonmukaisen tuotannon ja perinteisen tuotannon välillä sekä päätettäessä kasvintuotannon ja mahdollisen kotieläintuotannon välisestä suhteesta. Strategiavalinnan jälkeen viljelijän on vuosittain sovittava

lannoituksensa tuotantosysteemiinsä sopivaksi. Tällöin viljelijän on edelleen yhteensovittettava tuotannon eri tavoitteet samoin kuin siihen vaikuttavat rajoitteet. Nämä seikat voidaan jakaa viiteen ryhmään: 1) hinnat ja kustannukset, 2) laatuvaatimukset lopputuotteelle, 3) viljelijän asenteet, 4) käytössä oleva teknologia ja 5) muut ulkoiset tekijät.

Pinta-alaperusteiset tuet eivät periaatteessa vaikuta optimaalisiin lannoitteiden käyttömääriin, koska ne eivät ole sidottuja sadon määrään tai käytettyjen tuotantopanosten määrään (viljelysmaata lukuun ottamatta). Pitkällä tähtäimellä niillä on merkitystä viljelijän strategiavalintaan, mutta vaikutukset lannoitteiden käyttöön eivät ole yksiselitteisiä. Ensiksikin suorat tuet pitävät yllä viljelyä myös sellaisilla alueilla, missä viljely ei muuten olisi kannattavaa, eli lannoitettu pinta-ala ei pienene heti kannattavuuden heikkenemisen myötä. Toisaalta, mikäli pinta-alaperusteinen tuki on merkittävä tekijä viljelijän tulonmuodostuksessa, se osaltaan vie kannustimen voimaperäiseen viljelyyn. Tämä saattaa laskea hehtaarikohtaista ravinteiden käyttöä. Kolmanneksi suorat tuet tasaavat tuloriskiä ja vaikuttavat tällä tavoin viljelijöiden ravinteiden käyttöpäätökseen.

Hinnat ja kustannukset ovat kaikkein suorimmin ostopäätökseen vaikuttavia tekijöitä. Mikäli viljelijä voi käyttää halutun määrän keinolannoitteita ja karjanlanta, lannoituspäätökseen vaikuttavat normaalisti vähintäänkin lannoitteen oma hinta, parhaimman vaihtoehdoisen lannoitteen hinta (keinolanta vs. karjanlanta), sekä tietysti niiden laadulliset eroavaisuudet. Koska yksittäisillä ravinteilla on merkittäviä yhteisvaikutuksia, näiden komplementti-tuotantopanosten hinnoilla voidaan olettaa olevan tärkeä merkitys lannoituspäätöstä tehtäessä. Edelleen lannoitekustannusta arvioitaessa on otettava mukaan myös lannoitteen käyttöön kiinteästi liittyvät levitys-, kuljetus- ja varastointikustannukset, mitkä vaihtelevat runsaasti lannoitetyypistä riippuen. Toinen tärkeä hintavaikutus tulee lopputuotteen hinnan myötä. Lopputuotteen hinta riippuu edelleen yleisestä hinnan vaihtelusta ja myös esimerkiksi laatulisistä ja -vähennyksistä.

Myös sadon laatuvaatimukset ohjaavat lannoituspäätöksiä. Esimerkiksi viljan valkuaisainepitoisuuteen lannoitus saattaa vaikuttaa paljonkin ja laatuhinnoittelun kautta myös sadosta saatavaan hintaan. Joissain tapauksissa laatuvaatimus aiheuttaa sen, että satoa ei voida lainkaan käyttää suunniteltuun tarkoitukseen, jos sovitut ehdot eivät täyty (esim. mallasohra, leipävehnä). Lannoituksen epäonnistuuessa lopputuote voi kokonaisuudessaan muuttua toiseksi kuin mitä oli alunperin tarkoitus, esimerkiksi leipävilja täytyykin käyttää rehuna. Kotieläinten rehun tuotannossa hygieniavaatimukset saattavat vaikeuttaa tai jopa kokonaan estää lannan käytön (esim. EHEC-bakteerivaara säilörehun tuotannossa). Lannoitevalinta ja kemikaalien käyttö on helpompaa non-food tuotetta tuotettaessa. Tällöin lopputuotteen laatu ei välttämättä vaadi samanlaista tarkkuutta terveystarkoituksen suhteen, vaikka ympäristönäkökohtien tärkeys toki säilyy ennallaan.

Myös viljelijän asenteet vaikuttavat lannoituspäätöksiin. Eri viljelijät painottavat eri tavoin taloudellista tulosta, sadon määrää ja laatutavoitetta. Myös viljelijän asenne riskiin on merkittävä, ja tämä näkyy myös lannoituspäätöksissä, koska korkea lannoitustaso tavallisesti lisää satoriskiä. Edelleen tuotannon pitkän aikavälin tavoitteet vaikuttavat päätökseen, samoin kuin viljelijän kyky ja halu hankkia ja omaksua uutta tietoa. Osaltaan edelliseen liittyvät myös tavat ja tottumukset. Tällainen nk. habit formation saattaa hidastaa tuotannon sopeuttamista, mikä käsillä olevassa tarkastelussa tulee esille lannoitemäärien viiveellisenä sopeutumisenä uusiin hintasuhteisiin.

Tuotantostrategiaan liittyvä tuotantoteknologiavalinta ja kokonaistuotannon järjestely tuovat omalta osaltaan lannoituspäätöksiin niin mahdollisuuksia kuin rajoitteitakin. Mikäli tilalla harjoitetaan kotieläintaloutta, lannankäsittely on hoidettava hyväksyttävällä tavalla, mikä antaa mahdollisuuden karjanlannan käyttöön, ja siten suhteellisen halvan lannoitteen hankintaan. Toisaalta, muodostuvalle lannalle on löydettävä järkevä ja mahdollisimman edullinen, ympäristöä vahingoittamaton käyttökohde. Mikäli peltoala on vähäinen eläinmäärään nähden, saattaa lannankäsittelystä tulla kasvinviljelyn vaihtoehtoja rajoittava tekijä. Keinolannoitteisiin verrattuna karjanlannan käyttö on myös vaikeampaa sen epätasalaatuisuuden ja ravinteiden hitaan liukoisuuden vuoksi. Karjanlannan käyttö saattaa kannustaa suurempaan kasvunsäätöiden käyttöön ja mahdollisten rikkakasvien lisääntyessä myös kemiallisten torjunta-aineiden käytön lisäykseen. Töiden järjestelyjen kannalta keinolannoitteet ovat yleensä helpompia. Karjanlannan levitys vaatii vähintään yhden lisäajokerran pellolle ja siten vaikeuttaa työhuippuja entisestään. Mikäli lanta täytyy levittää märkään maahan, levitys lisää maan tiivistymistä, muuten karjanlannan käyttö ennemminkin parantaa maan rakennetta. Ongelmien vuoksi osa viljelijöistä onkin suhtautunut karjanlantaan lähinnä jätteenä eikä niinkään lannoitteena.

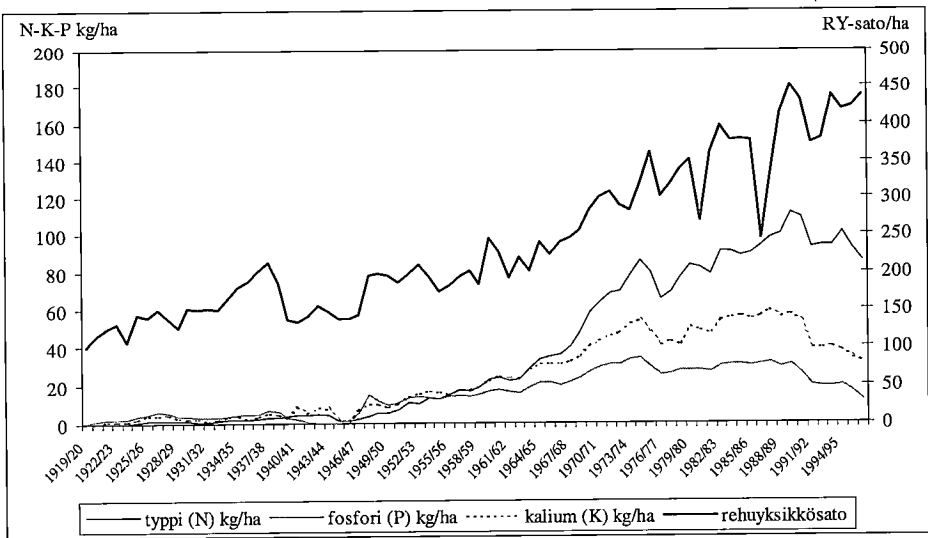
Muita lannoituspäätökseen vaikuttavia tekijöitä ovat esimerkiksi tilakoko ja tilan sijainti. Asutuskeskusten lähistöllä keinolannoitteet ovat usein sopivin vaihtoehto. Toisaalta herkkien vesistöalueiden lähetyillä ravinteiden kokonaiskäytön vähentäminen saattaa olla ainoa vaihtoehto, erityisesti pitkällä aikavälillä. Neuvonta, käyttösuositukset ja -rajoitukset osaltaan ohjaavat käyttöä. Edellä mainitut instituutiot kaikki osaltaan painottavat lannoituksen ympäristövaikutuksia. Myös lopputuotteen jalostusmahdollisuudet vaikuttavat lopputuotteen valinnan kautta lannoitukseen. Karjanlannan jatkojalostusmahdollisuuksien puute tai sen kannattamattomuus on ainakin tähän saakka pitänyt karjanlannan vaihtoehtoisen käytön hyvin pienenä. Suomessa ei karjanlannalle ole myöskään muodostunut laajamittaisia markkinoita, ja sen vuoksi kotieläintuotantoa harjoittavan viljelijän on yleensä itse vastattava myös karjanlannan jatkokäsittelystä.

Yllä käsitellyt seikat vaikuttavat viljelijän lannoituspäätöksiin ja osaltaan myös muiden maatalouskemikaalien käyttöön kaikessa tuotannossa. Näiden lisäksi tuotannon viitekehukseen vaikuttavat makrotason politiikka ja laajat yh-

teiskunnan muutokset. Esimerkiksi yleisen ympäristötietoisuuden muutos, lisääntynyt luomutuotanto, kansainvälisten kauppaneuvottelujen tulokset ja EU:n myötä tullut uusi matalahintajärjestelmä vaikuttavat merkittävästi niin tuotantostrategioihin kuin vuosittaisiin tuotantopäätöksiinkin.

4. Keinolannoitteiden käytön lähihistoria

Keinolannoitteiden käyttö Suomessa pääravinteina laskien on moninkertaistunut 1920-luvulta lähtien. Kaikkien pääravinteiden käyttö kiloina peltohehtaaria kohden on noussut, käytön ollessa alimmillaan alle 10kg/ha ja korkeimmillaan 1980-luvun lopulla (N 111.5 kg/ha, v. 1990, P 32 kg/ha, v. 1988, K 59.3 kg/ha, v. 1988). Lannoitteiden käyttö lähti nopeaan kasvuun erityisesti toisen maailmansodan jälkeen yleisen maatalouden voimaperäistymisen ja koneistumisen myötä. Tuolloin valtio myös tuki keinolannoitteiden käyttöä mm. kuljetusavustuksin. Suhteellisesti arvioiden sodan jälkeisenä ajanjaksona lannoitteiden käyttö on lisääntynyt paljon nopeammin kuin hehtaarilta saatava rehuyksikkösato. Tämä saattaa osaltaan kuvastaa vallitsevia hintasuhteita, jotka ovat kannustaneet keinolannoitteiden käyttöä, ja toisaalta keinolannoitteiden soveltuvuutta koneistettuun, ihmistyötä säästävään maatalouteen. Vuosien 1920-1995 lannoitteen käyttö typpi (N), fosfori (P) ja kalium (K) ravinteina ilmaistuna sekä rehuyksikkösadon kehitys on esitetty kuviossa 1 (Kemira).



Kuvio 1. Lannoitteiden käyttö ja rehuyksikkösadon kehitys 1920-1997 (normaalisoitu RY-sato=100, vuonna 1920).

Viime vuosikymmenen huippuvuosista lannoitteiden käyttö on laskenut paljon. Vuonna 1996-1997 ravinteita käytettiin seuraavasti: typpeä 86.1 kg/ha, fosforia 11.8 kg/ha ja kaliumia 32.6 kg/ha. Huippuvuosista ovat käyttömäärät alentuneet typellä 23 % (v. 1990), fosforilla 63 % (v. 1988) ja kaliumilla 45 % (v. 1988). Ennakkotiedon mukaan vuonna 1998 vastaavat käyttömäärät olivat N 86.4, P 11.6, ja K 33.1 kg/ha. Satovuonna 1998 ei lannoitekäytössä siis näytä tapahtuneen suuria muutoksia edellisestä vuodesta.

Keskimääräinen lannoitteiden käyttö lähti laskuun jo vuosikymmenen vaihteessa osittain yleisen ympäristötietoisuuden nousun myötä. Kemira muutti lannoitteittensa koostumuksia ja ravinnesuhteita vuosikymmenen vaihteessa ja vielä uudestaan vuonna 1996. Koostumusta muutettaessa vähennettiin erityisesti fosforin määrää suhteessa typen määrään. Osittain fosforin suhteelliseen vähentämiseen on ollut syynä myös viljavuustutkimusten lisääntyminen ja tavoitellun fosforitason saavuttaminen maaperässä. Suomessa on kerätty myös lannoiteveroa jo 1980-luvulta lähtien, ensin vientikustannusten kattamiseen ja myöhemmin ympäristövaikutusten ohjauksena¹. Veroilla saattoi olla jonkin verran merkitystä ravinteiden käyttöön lannoitevuosina 1990-91 ja 1993-94. Koska typpi- ja fosforiverot olivat käytössä vain muutaman vuoden, ja niiden suuruudet vaihtelivat vuosittain, viljelijät eivät ehtineet kunnolla sopeuttaa tuotantonsa uusiin hintoihin. EU-jäsenyyden myötä myös lopputuotteiden ja tuotantopainosten hintasuhteet muuttuivat rajusti, ja ”kustannuksitta” käytössä olevan karjanlannan käytön tehokkuuteen² on kiinnitetty entistä enemmän huomiota (Kekäläinen 1998). Mikäli tarkastellaan kehitystä ympäristötukijärjestelmän voimassaoloajalta, voidaan verrata vuoden 1997 (ennakkoarvio) käyttömääriä vuoden 1995 ja 1996 vastaaviin. Vuotta 1995 voidaan pitää periaatteessa lähtötasona. Selvä poikkeama edeltävään trendiin voidaan havaita vasta vuodesta 1996 lähtien. Tämä on luonnollista kun muistetaan, että Y TJ pääsi täydellä teholla liikkeelle vasta vuonna 1996. Erityisesti fosforin käyttö on selvästi vähentynyt, prosenttivähennykset ovat seuraavat:

¹ Lannoiteveroa on kerätty Suomessa 1980-luvulla vientikustannusmaksuna. Maksu oli useita vuosia 1-5 penniä lannoitekiloa kohti, mutta vuosina 1990-1991 se nostettiin asteittain 20 penniin, ja edelleen tuotantovuoden 1991-92 aikana 60 penniin käytettyä lannoitekiloa kohti. Vuonna 1990 alettiin kerätä myös erillistä ympäristöveroa käytettyjen fosforikilojen mukaan. Fosforivero kehittyi seuraavasti: 1.00 mk/kg 1990-91, 1.50mk/kg 1991-92. Vuoden 1992 aikana fosforivero nousi edelleen tasolle 1.70mk/kg, ja lisäksi asetettiin rinnakkainen ympäristövero typelle, 2.90 mk/kg typpeä. Tuotantovuodelle 1992-93 verot olivat 1.70 mk/kg fosforia ja 2.60 mk/kg typpeä. Vuodelle 1993 verojen määrät säilyivät ennallaan. Vuonna 1994 keväällä lannoiteverot säilyivät edellisen vuoden tasolla kesäkuuhun saakka, ja sen jälkeen ne poistettiin kokonaan.

² Karjanlannan käyttöä ja käytön tehokkuutta on pohdittu laajasti kahdessa tutkimuksessa, jotka ilmestyivät Maatalouden taloudellisen tutkimuslaitoksen sarjoissa vuonna 1998: Haataja 1998 ja Sipilä & Pehkonen 1998.

	N	P	K	
1995 → 1997	16 %	41 %	16 %	(kahden vuoden vähennys)
1996 → 1997	7 %	27 %	5 %	(yhden vuoden vähennys)

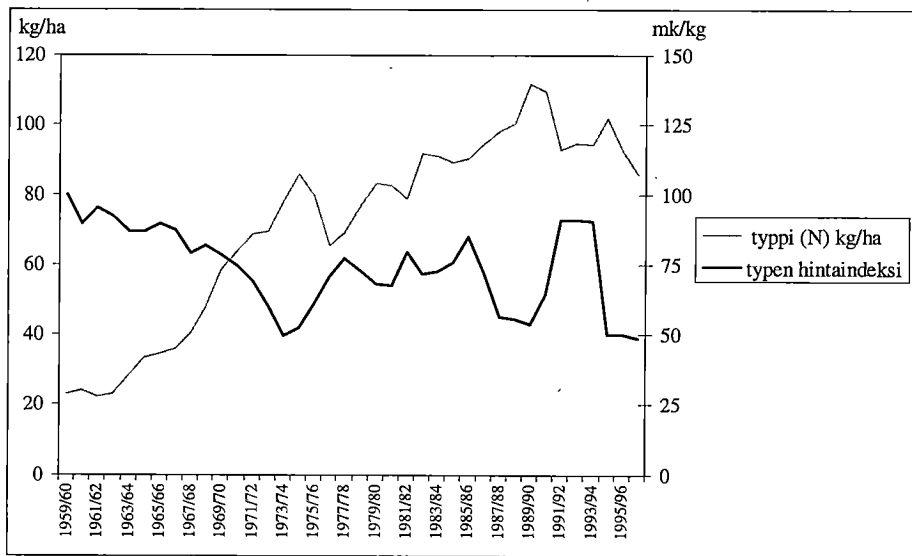
Vuonna 1997 ravinteiden käyttö väheni edelleen merkittävästi, mutta vuonna 1998 väheneminen ei enää jatkunut, vaan ravinteiden käyttö pysyi vuoden 1997 tasolla. On luonnollista, että kaikki viljelijät eivät reagoineet muutoksiin välittömästi, eivätkä myöskään ehkä heti täysimääräisesti, ja siten aggregoidut panoskäytön muutokset ajoittuvat useammille vuosille.

Pelkän määrätarkastelun ohella alla esitetään lannoitteiden käyttö rinnastettuna niiden omiin hintasarjoihin. Nimelliset hinnat ovat reilusti nousseet, mutta kun hinnoista puhdistetaan inflaatio jakamalla nimelliset lannoitehinnat tukkuhinta-indeksillä, huomataan, että lannoitteiden reaalihinnat ovat pysyneet melko vakaina, ja samalla voidaan arvioida oman hintaresponssin vaikutusta kysyntämääriin.

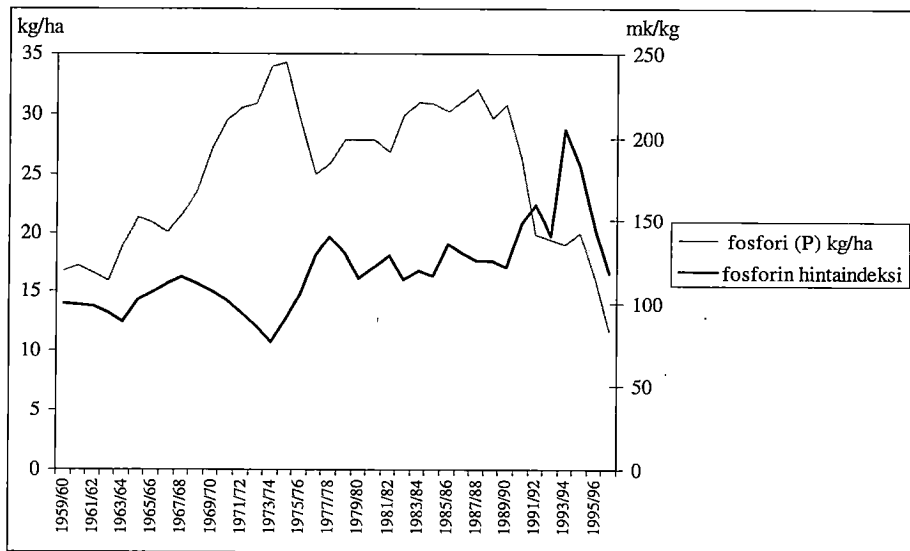
Hintaresponssi on selvin typen kohdalla, missä hinnan ja käyttömäärän kuvaajat seuraavat melko hyvin käänteisesti toisiaan. Fosforilla ja kaliumilla hinta-määräyhteys ei ole yhtä selvä. Luonnollisesti muut kysyntään vaikuttavat tekijät eivät pääse esille kuvissa 2, 3 ja 4.

Ravinteiden keskimääräinen hehtaarikohtainen myyntimäärä on tietenkin vain yksi tapa arvioida niiden käyttöä. Käyttöä voidaan kuvata myös ravinteiden kokonaismyyntimäärillä. Kokonaismyynti määrien perusteella typen käytössä on ollut kaksi huippua: ensimmäinen vuoden 1974-75 paikkeilla (226 441 tonnia) ja toinen 1989-90 (232 873 tonnia). Kuluvalle vuosikymmenellä typen vuosimyynti on ollut n. 170 000 tonnia. Vain vuosina 1990-91 ja 1994-95 tyyppiä myytiin selvästi enemmän, eli 202 462 ja 195 460 tonnia per vuosi. Vuodesta 1990-91 vuoteen 1996-97 typen kokonaismyynti on alentunut 27 %. Fosforin kokonaismyynnin huippuvuodet ajoittuvat vuosille 1973-75 (87 555 tonnia) ja jossain määrin myös vuosille 1983-85 (70 895). Fosforin kokonaismyyntimäärät ovat tällä vuosikymmenellä olleet noin 35 000 tonnia, joskin kahtena viimeisenä vuonna ainoastaan n. 23 000 tonnia. Kaliumin kohdalla kysynnän huiput osuvat vuosille 1974-75 (136 786 tonnia) ja 1984-85 (128 004). Kuluvalle vuosikymmenellä kaliumin kysyntä on ollut n. 65 000 - 75 000 tonnia. Verrattaessa viime vuosien ravinteiden myyntiä myynnin huippuvuosiin, muutos on ollut huomattava: vuodesta 1990-91 vuoteen 1996-97 typen kokonaismyynti on alentunut 27 %, vastaavasti vuodesta 1973-74 vuoteen 1996-97 fosforin kokonaismyynti on vähentynyt 73 %, ja edelleen kaliumin kysyntä on vähentynyt 53 % vuodesta 1974-75 vuoteen 1997. Ravinteiden kokonaiskysyntä on siis vähentynyt ratkaisevasti ravinnemyynnin huippuvuosista.

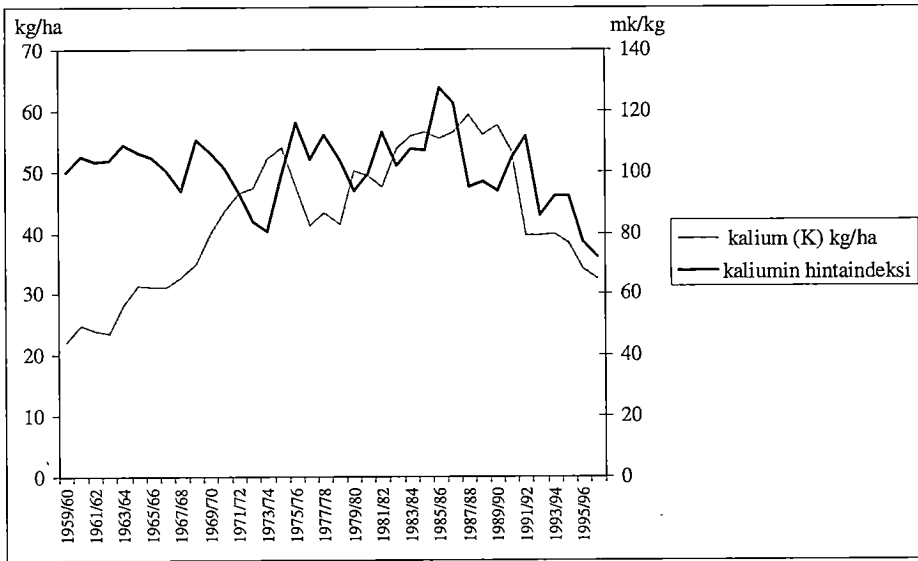
Kuluva vuosikymmentä tarkasteltaessa vuoden 1994-1995 lannoitemyynti erottuu muita vuosia korkeampana. Tähän on ainakin kolme syytä: 1) EU-jäsenyyden myötä pakkokesannointi poistui, ja siten osa aikaisemmin kesannoidusta alasta palasi viljelyyn (viljelyala nousi noin 10 % vuodesta 1994 vuoteen



Kuvio 2. Typen hinnan ja käyttömäärän kehitys (typen hinta = 100, vuonna 1959/60).



Kuvio 3. Fosforin hinnan ja käyttömäärän kehitys (fosforin hinta = 100, vuonna 1959/60).



Kuvio 4. Kaliumin hinnan ja käyttömäärän kehitys (kaliumin hinta =100, vuonna 1959/60).

1995), 2) viljelijöiden keskuudessa oli epätietoisuutta niin EU-jäsenyyden toteutumisesta kuin sen vaikutuksista ja sen vuoksi kohtuullisen hyvän sato vuoden 1994 jälkeen osa viljelijöistä varautui tulevaan ostamalla tavallista runsaammin lannoitteita³ ja 3) YTJ ei vaikuttanut vielä täydellä tehollaan, koska vuonna 1995 niin viljelijät kuin viranomaisetkin vielä opettelivat järjestelmän yksityiskohtia. Tämä on muistettava erityisesti arvioitaessa YTJ:n vaikutuksia kuluneella 3-4 vuotiskaudella. Monin osin voidaan vuotta 1996 pitää ajankohtana, jolloin YTJ alkoi olla täydessä toimintakunnossa.

Luomutuannon vaikutusta voidaan arvioida laskemalla siitä aiheutunut kokonaisvähennys. Noin 70 000 hehtaaria on siirtynyt viime vuosina luomutuotantoon ja hehtaarikohtaisesti käytetyt ravinne määrät ovat kuten edellä mainittiin (v. 1997). Kokonaismäärinä ravinneiden käyttö on alentunut, hehtaarikohtaisia keskiarvoja käyttäen, noin 6 000 tonnia typpeä, 826 tonnia fosforia ja 2 300 tonnia kaliumia. Luomualan lisääntyminen ei voi siis yksistään olla syytä ravinneiden kokonaiskäyttömäärien laskuun.

Ympäristötukiohjelman lisäksi vuosi 1995 toi muassa suuria hintamuutoksia, ja sen vuoksi on vaikea arvioida, mistä yllä kuvattu tuotantopanosten käytön

³ On muistettava, että kaikki tässä tutkimuksessa käytetty aineisto kuvaa ravinneiden myyjä määriä. Viljelijän vuosittain käyttämistä ravinne määristä ei ole olemassa aineistoa. Oletuksena on, että vuosittaiset ravinneiden ostomäärät kuvaavat käyttömääriä.

vähentyminen on aiheutunut. Alun viive lannoitteiden ja muiden kemikaalien käytön vähentämisessä johtuneesta normaaleista rahamääräisistä ja vaikeammin havaittavista rakenteellisista sekä asenteellisista sopeuttamiskustannuksista: äkillinen tuotantoympäristön muutos vaatii niin teknistä kuin asenteellistakin uudelleenarviointia ja vie siten aikaa. Jos maatalouden kannattavuus edelleen heikkenee, panosten käyttö vähenee vastaavasti. Maatalous ei kuitenkaan välttämättä laajaperäisty ratkaisevalla tavalla vain hintasuhteiden muutoksen vaikutuksesta, sillä tilatason typpiresponssilaskelmissa on lannoiteoptimin arvioitu olevan melko vakaa, eivätkä suurelta (lopputuotteiden) hintamuutokset välttämättä muuta sitä merkittävästi.

5. Keinolannoitteiden kysyntäanalyysi

Tässä luvussa arvioidaan tilastollisesti pääravinteiden eli typen, fosforin ja kaliumin kysyntää sekä kysynnässä tapahtuneita muutoksia. Malli rakentuu mikrotason olettamukselle viljelijän voiton maksimoinnista ja normaaleille oletuksille voittofunktiosta. Edellä on listattu käytännön tasolla viljelijän lannoitevalintoihin vaikuttavia seikkoja. Tilastolliseen estimointimalliin on otettu mukaan monetaarisista tekijöistä lannoitteiden ja maatalouden lopputuotteiden hinnat. Lannoiteverot on sisällytetty hintoihin. Yleistä teknistä kehitystä kuvaa vuosiluvuista koostuva aikasarja. Lisäksi rakenteellista kehitystä ja viljelymenetelmien muutosta kuvataan vaihtoehtoisesti joko hehtaarikohtaisella rehuyksikkösaannilla tai nurmiviljelyn ja kokonaisviljelyalan suhteella. Kysyntään sisältyy yleensä myös viiveellistä muutosta. Esimerkiksi viljelijän taitotieto ja koneistus on sovitettava tietyn teknologian mukaiseksi. Tällöin hintamuutokset eivät heilauta kysyntää välittömästi, vaan vasta viiveellä.

Lannoitteiden myyntimäärät lasketaan pääravinteina typpi (N), fosfori (P) ja kalium (K). Määrä on Suomen kokonaismyyntimäärä viljelyhehtaaria kohden laskettuna ilman alueellisia rajoituksia. Myyntimäärien oletetaan kuvaavan samalla käyttömääriä. Tilastot on kerätty lannoitevuosittain, heinäkuu-kesäkuu⁴, ja kyseisenä lannoitevuonna hankitut lannoitteet oletetaan otettavan käyttöön lannoitevuoden aikana. Vuosilta 1959/60-1996/97 Kemira Agro on kerännyt kattavan tilastoaineiston lannoitteiden myyntimääristä. Pääosan ajasta Kemira oli ainoa lannoitemyyjä Suomessa, ja viimeisen kymmenen vuoden ajan kun vaihtoehtoisia lannoitekanaviakin on ollut tarjolla, Kemira on kuitenkin kattanut käytännöllisesti katsoen koko suomalaisen lannoitekäytön.

⁴ Joissain tapauksissa lannoitevuodesta puhuttaessa käytetään vain yhtä vuosilukua. Tällöin kyseessä on lannoitteiden käyttövuosi, esim. tässä lannoitevuodesta 1994-1995 saatettaisiin käyttää pelkkää satovuotta 1995.

Lannoitteiden hintasarjat ovat hankalammin muodostettavissa, koska suurin osa lannoitteista on myyty moniravinteina, ja lukuisat tekijät ravinnehintojen ohella vaikuttavat moniravinteiden hintaan. Koska maataloudessa käytetään pääasiassa moniravinteita, periaatteellisesti oikeampi tapa saattaisi olla, että ravinteiden hinnat johdettaisiin moniravinteisten lannoitteiden hinnoista. Tässä tapauksessa nähtiin kuitenkin mielekkäämmäksi käyttää hintoina vastaavien yksiravinteisten lannoitteiden hintasarjoista muodostettuja hintasarjoja. Typen hinta muodostettiin Oulunsalpietarin avulla, fosforin hinta Superfosfaatin avulla, ja kaliumin hinta johdettiin Kalisuolan hinnasta. Hintasarjan alkupää muodostettiin Nevalan (1976) käyttämiä hintaindeksejä hyödyntäen siten, että indeksi kalibroitiin samalle tasolle kuin mistä oma, uudempi hintasarja lähti liikkeelle.

Tarvittava aineisto on vuosilta 1959/60-1996/97. Analyysissä on tavoitteena, että vuosien 1959/60-1993/94 aineistosta estimoidulla mallilla ennustetaan ravinekysyntää vuosille 1994/95-1996/97. Näin luotu estimaatti kuvaa ravinteiden kysyntää siinä tapauksessa, että tuottajan toimintaympäristö olisi säilynyt ennallaan tästä eteenpäinkin. Oletuksena on, että mikäli institutionaalisia muutoksia ei olisi tapahtunut, lähihistorian perusteella voi suhteellisen hyvin ennustaa seuraavien vuosien ravinteiden kysynnän. Vertaamalla todellista kysyntää näin saatuun estimaattiin, voidaan arvioida, aiheuttiko ympäristötukijärjestelmä (ja EU-jäsenyys yleisemminkin) muutoksia ravinteiden kysyntään.

Lannoitteiden käyttöä selitetään perinteisellä regressioanalyysillä. Analyysissä käytetään lineaarista regressiomallia ja mallin sopivuutta arvioidaan selitysteasteilla sekä osaltaan out-of-sample -testauksen ja talousteoreettisen intuition perusteella. Aikasarjadatan perättäistä riippuvuutta nk. autokorrelaatiota korjataan käyttämällä nk. autoregressiivistä (AR) mallia (esim. Gujarati 1988). Oletuksena on, että aineistossa on yhden periodin riippuvuus, mikä voidaan estimoida AR1-mallilla. Mikäli Durbin-h⁵ testillä mitattuna aineistossa oleva autokorrelaatio ei korjaannu AR1-mallin käytöllä, estimoinnissa käytetään AR2-mallia, missä oletetaan kahden periodin riippuvuus. Malli on pyritty pitämään suhteellisen yksinkertaisena. Voimakkaasti aggregoituun dataan lienee turha soveltaa kovin monimutkaista mallia, koska osa datan selittävytydestä peittyi jo pelkästään aggregoinnin vuoksi. Osaltaan tästä syystä ja osittain aineiston puutteen vuoksi myös kasvunsäätöiden käyttö on jätetty tämän mallin ulkopuolelle.

Normaalisti regressiomallin hyvyttä arvioidaan pelkästään selitysteasteen, R², ja yksittäisten kertoimien merkitsevyyden (t-testien) avulla. Koska tässä tavoitteena on ennusteen luominen selitettävälle muuttujalle, eikä niinkään syy- ja

⁵ Regressiomallissa autokorrelaation olemassa oloa mitataan normaalisti Durbin-Watson -testisuureella. Testi ei kuitenkaan kelpaa korkeamman asteen autokorrelaation mittaamiseen, mikäli autokorrelaation vaikutusta on jo pyritty poistamaan autoregressiivistä mallia käyttämällä. Mahdollista jäljellä olevaa autokorrelaatiota AR1-mallissa voidaan sen sijaan testata Durbin h -testisuureella (Gujarati 1988, s. 525-527).

seuraussuhteiden selvittäminen, on mallin esitetaus tärkeä mallin hyvyyden arviointitapa. Tällainen nk. out-of-sample -testaus perustuu siihen, että estimointiin käytettävästä kokonaisaineistosta (vuodet 1960-1994) valitaan noin 75 % (tässä vuodet 1960-1987) *in-sample* -estimointiaineistoksi. Tähän aineistoon sovitetulla mallilla muodostettuja ennusteita verrataan todellisiin havaintoihin *out-of-sample* -ajanjaksolla (vuodet 1988-1994). Ennusteiden ja todellisten havaintojen eroa mitataan nk. keskimääräisellä ennustevirheellä, MSE:llä tai RMSE:llä (mean squared error, root mean squared error). Pienimmän ennustevirheen tuottava malli valitaan käytettäväksi lopullisessa ennustetyössä. Siinä vaiheessa valittu ennustemalli sovitetaan vuosiaineistoon (1960-1994, *in-sample* ja *out-of-sample* yhdistettynä) ja näin luodaan lopullinen, nk. *ex-ante* -ennuste ravinnekysynnälle vuosina 1995, 1996 ja 1997 (*post-sample* -ajanjakso) (esim. Kennedy 1992, Kmenta 1986, Gujarati 1988). Mallien estimointiin käytettiin Shazam ekonometria -ohjelmaa. Alla esitetään tehdyt ravinnekysyntäanalyytit.

Typpi, N

Alustavien tarkastelujen tuloksena typen kulutus on analyysillä melko hyvin kuvattavissa. Yllä esitetyn kuvion perusteella typen oma hintaresponsio näyttää olevan melko vankka, ja käänteinen suhde typen hinnan ja kulutuksen välillä on selvä. Regressioanalyysiin typen selittäjäksi valittiin (AR1) malli, missä viljelymenetelmien muutosta kuvaa rehuyksikkösaannin kehitys. Typen hehtaarikoh- taisen kysynnän määrää (*NM*) selitetään typen hintaindeksillä (*NPRIS*), fosforin (*PPRIS*) ja kaliumin (*KPRIS*) hintaindeksillä, kasvituotteiden hintaindeksillä (*KASVP*), sekä hehtaarikoh- taisen rehuyksikkösaannin (*RY*) kehityksellä. Muuta teknologista kehitystä kuvaavalla vuosilukumuuttujilla (*V*), sekä sen toisella potenssilla (*VV*), että saataisiin mukaan kysynnän ensin nouseva, sitten laskeva trendi. Kertoimien alla on suluissa esitetty niitä vastaavat t-testisuureet:

$$\begin{aligned}
 NM = & -0.0000002 - 10.21*NPRIS + 0.32*PPRIS + 5.85*KPRIS \\
 & (-3.05) \quad (-3.98) \quad (0.31) \quad (1.04) \\
 & +10.82*KASVP + 0.006*RY + 225.52*V - 0.06*VV \\
 & (1.07) \quad (2.38) \quad (3.03) \quad (-3.01)
 \end{aligned}$$

$$R^2 = 0.9757$$

$$DURBIN-h = 1.6628$$

Mallin selitysaste R^2 on 0.98, mikä on hyvä aikasarja-aineistolle. Durbin-h - testiarvo on 1.6628, minkä perusteella emme voi tilastollisen testin perusteella hylätä nollahypoteesia, että mallissa ei ole jäljellä autokorrelaatiota. Sen vuoksi AR2-mallin estimoinnille ei ole tarvetta. Kaikki selittävät muuttujat ovat mer-

kitseviä (t -arvo ≥ 1.96) fosforin, kaliumin ja kasvituottiden hintaindeksejä lukuunottamatta. Kertoimien etumerkit ovat loogisia, joskin fosforin ja kaliumin hintakertoimien voisi odottaa olevan negatiivisia, ravinteiden voimakkaasta komplementtiluonteesta johtuen. Kertoimien positiivisuus on kuitenkin hyväksyttävissä, koska fosforin ja kaliumin hintakertoimet eivät ole merkitseviä. Regressioanalyysin perusteella typen omalla hinnalla on selvä, käänteinen merkitys sen omaan kulutukseen, mikä vaikuttaa luonnolliselta. Kasvituotteiden hintaindeksin muutos on odotettu ja vaikuttaa kysyntään positiivisesti (ei-merkitsevä). Rakenteellista muutosta kuvaavan rehuyksikkösaannin vaikutus on pieni, mutta positiivinen. Yleistä teknologista kehitystä kuvaavien vuosilukumuuttujien vaikutus on myös oikeasuuntainen, hidastuvasti nouseva.

Seuraavaksi estimoitua mallia käytettiin typen kysynnän ennustamiseen vuosille 1995-1997. Näitä ennusteita verrattiin typen kysyntähavaintoihin samoilta vuosilta tavoitteena selvittää, onko toteutunut kysyntä ollut ennusteen mukaista tilastollisen merkitsevyyden puitteissa. Ensimmäisenä ennustevuonna 1995 typen hehtaarikohtainen käyttö itse asiassa lisääntyi tilastojen mukaan noin 8 %:lla. Ennusteen mukaan, annetuilla hintasuhteilla typen kysyntä olisi kuitenkin saatanut lisääntyä hiukan enemmänkin. Vuonna 1996 hehtaarikohtainen typen käyttö laski lähes 10 %, ja siten alle vuonna 1994 käytetyn määrän. Vuonna 1997 käyttö laski edelleen, ollen noin 9 % vuoden 1994 ja noin 16 % vuoden 1995 käyttömäärää alhaisempi. Tehty ennuste osoitti kysynnän laskua vuosille 1996 ja 1997, mutta toteutunut kysynnän lasku oli ennustettua suurempi. Vuosina 1996 ja 1997 toteutunut käyttömäärä oli enemmän kuin yhden standardipoikkeaman verran ennustettua pienempi, ja siten kysyntävähennyksen katsotaan tässä olevan tilastollisesti merkitsevä. Johtopäätöksenä on, että viljelijöitten kysyntä on muuttunut aikaisemmasta, osittain ehkä ympäristötukijärjestelmän myötä, osittain ehkä hintasuhteiden muututtua.

Toisena johtopäätöksenä on, että ympäristötukijärjestelmä ei ehtinyt vaikuttaa vielä vuonna 1995, mikä on toki hyvin ymmärrettävää. Maataloustuotanto on pitkäjänteistä toimintaa, ja mikäli koneet ja laitteet samoin kuin viljelijän osaaminen perustuvat tietylle tekniikalle, ei muutoksia voida odottaa kovinkaan nopeasti. Lannoitteet usein myös hankitaan jo satovuotta edeltävänä vuonna. Siten osa vuoden 1995 lannoitteista oli jo hankittu ennen kuin ympäristötukijärjestelmä itse asiassa alkoi syksyllä 1994. Viljelijät ostivat tavallista runsaammin lannoitteita, koska EU-jäsenyyteen sisältyi monia epävarmuustekijöitä.

Fosfori, P

Fosforin kysyntää selittävä malli on rakennettu samalla periaatteella kuin typpi-malli, joskin rehuyksikkökehityksen sijaan on selittävänä muuttujana alasuhte (*ASUH*). Alasuhte-muuttuja on kokonaisviljelyalan ja nurmialan suhde. Muuttujan pääasiallisena tehtävänä on tuoda esiin yksivuotisten kasvien viljelyalan

lisääntymisen vaikutus ravinteiden kysyntään. Luonnollisesti ASUH-tyyppinen muuttuja toimisi paremmin alueellisessa mallissa, mutta kokonaismallissakin se tuotti paremman tuloksen kuin rehuyksikkösaanti-muuttuja. Ensiksi aineistoon sovitettiin AR1-malli kuten tyypelläkin. AR1-mallissa näytti kuitenkin olevan jäljellä autokorrelaatiota (Durbin-h -testisuure, 2.74, oli suurempi kuin raja-arvo 1.96, kts. Gujarati 1988, s. 525-527), joten aineistoon sovitettiin AR2-malli. Aineiston perusteella fosforin käyttömäärissä on keskinäistä riippuvaisuutta jopa kahden periodin ajalla. Tämä on ymmärrettävää, kun muistetaan fosforin kumuloituminen viljelysmaahan.

$$\begin{aligned}
 PM = & -0.0000001 + 0.05*PPRIS - 3.63*NPRIS - 0.49*KPRIS + \\
 & (-7.47) \quad (0.13) \quad (-3.59) \quad (-0.28) \\
 & 8.30*KASVP + 5.14*ASUH + 144.14*V - 0.04*VV \\
 & (2.51) \quad (1.71) \quad (7.49) \quad (-7.51)
 \end{aligned}$$

$$R^2 = 0.9494$$

Valitun mallin selitysvaste on melko hyvä 0.95. Selittävistä muuttujista viisi (kuusi) oli tilastollisesti merkitseviä (t-arvo ≥ 1.96 , t-arvo ≥ 1.65). Vain fosforin omalla hinnalla ja kaliumin hinnalla ei ollut tilastollista merkitsevyyttä. Kokonaisuudessaan malli on siis melko hyvä selitettävän muuttujan ennustamiseksi. Myös kertoimet olivat etumerkeiltään intuition mukaiset fosforia lukuun ottamatta (ei-merkitsevä). Komplementtisen tuotantopanoksen, typen hinta vaikutti fosforin kysyntään negatiivisesti, lopputuotteiden hintaa kuvaava kasvituotteiden hintaindeksin kohoaminen vastaavasti lisäsi fosforin kysyntää. Vuosilukumuuttujien etumerkit olivat myös oikeansuuntaiset. ASUH-muuttuja oli positiivinen, eli siis yksivuotisten viljelykasvien osuuden viljelyalasta lisääntyessä, fosforin kysyntä keinolannoitteissa lisääntyy.

Ennusteen mukaan fosforin käyttö tulee laskemaan ennusteajanjaksolla, vuodelle 1995 tehty ennuste on toteutunutta kysyntää alhaisempi. Ennustevuosina 1996 ja 1997 mallin antama ennuste on toteutunutta kysyntää korkeampi, joskin vasta jälkimmäisenä vuonna laskettu jäännösarvo on suurempi kuin yksi standardipoikkeama, ja siten ero merkitsevä. Näin tehty tarkastelu tukee havaintoa, että fosforin käyttö on lannoitevuoden 1995-96 jälkeen merkittävästi laskenut. Johdopäätöksensä voidaan todeta, että EU-jäsenyyden tuomat muutokset ovat vähentäneet fosforin kysyntää Suomessa. Kysynnän lasku on kuitenkin hitaampaa kuin tyypellä, osin viiveellisemmän kysynnän vuoksi, osin mahdollisesti jo aiemmin alkaneen kysyntämuutoksen vuoksi. Samansuuntainen tulos saatiin myös sellaisella mallilla, missä alasuhte-muuttuja oli korvattu rehuyksikkösaannin kehityksellä.

Kalium, K

Ympäristötukijärjestelmä ei suoranaisesti rajoita kaliumin käyttöä. Koska se on kuitenkin yksi kolmesta pääravinteesta, ja koska pääravinteiden käyttö on toisistaan riippuvaista, myös kaliumin kysyntää selittävä malli päätettiin estimoida, jotta nähdään vaikuttaako typen ja fosforin käytön rajoittaminen myös kaliumin käyttöön. Kaliumin käyttöä kuvaava malli on tyypimallin kaltainen rehuyksikkömuuttujan sisältävä AR1-malli ilman VV-muuttujaa.

$$\begin{aligned} \text{KM} = & -211120 - 0.23*\text{KPRIS} - 6.20*\text{NPRIS} - 0.04*\text{PPRIS} + \\ & (-5.59) \quad (-0.06) \quad (-3.86) \quad (-0.06) \\ & +21.11*\text{KASVP} + 0.003*\text{RY} + 213.01*\text{V} - 0.05*\text{VV} \\ & (3.71) \quad (1.64) \quad (5.58) \quad (-5.57) \end{aligned}$$

$$R^2 = 0.9430$$

$$\text{DURBIN-h} = 1.1206$$

Mallin selitysaste R^2 on edellisten tapaan suhteellisen hyvä, 0.94. Selittävästä muuttujista fosforin ja kaliumin hinta ovat selvästi ei-merkittäviä, ja rehuyksikkömuuttujan merkitsevyydestäkin on hiukan alle 90 prosenttia. Malli toimii hyvin samaan tapaan kuin fosforimalli, joskaan tässä tapauksessa AR2-rakenteelle Durbin-h -testin perusteella ole tarvetta. Kertoimien etumerkit olivat odotetut kaliumin omaa hintaa lukuun ottamatta: tuotantopanosten hinnoissa negatiiviset, lopputuotteen hinnan suhteen positiivinen. Samoin vuosiluku- ja rehuyksikkömuuttujien kertoimet olivat loogisia.

Myös kaliumin kysyntäennuste toimii fosforiennusteen tapaan: ennusteen mukaan kaliumin kysyntä laskee vuosina 1996 ja 1997. Toteutuneitten havaintojen mukaan kysyntä on myös laskenut, ja jopa ennustettua enemmän, vuodesta 1994 vuoteen 1997 lähes 20 %. Toteutuneen ja ennustetun kysynnän ero, jäännösarvo ei kuitenkaan ole yhdellekään ennustevuodelle yli yhden standardipoikkeaman, eli ennustetta mittavampaa alennusta käyttömäärissä ei voi pitää tilastollisesti merkitsevänä. Kalium-aineistolle tehtiin samanlainen ennustemalli käyttäen alasuhte-muuttujaa rehuyksikkömuuttujan sijasta. Tällä tavoin voitiin todeta kulutuksen alentuneen juuri ja juuri tilastollisesti merkitsevästi.

Johtopäätöksenä on, että ei voida selvästi todeta onko kaliumin kysyntämäärä muuttunut ennustettua enemmän EU-jäsenyyden myötä. Tässä vaiheessa on muistettava, että ympäristötukijärjestelmä ei aseta hehtaariohtaisia maksimimääriä kaliumin käytölle, sen sijaan kaikki muut viime vuosina tapahtuneet ravinteiden kysyntään vaikuttavat muutokset vaikuttavat kaikkiin pääravinteisiin samalla tavoin. Mikäli siis typen ja fosforin käyttö on vähentynyt, ja vain

kaliumin käyttö ei ole muuttunut EU-jäsenyyden myötä, ympäristötukijärjestelmä on alentanut typen ja fosforin käyttömääriä.

Kaikkien kolmen ravinteiden käyttöä kuvaavissa malleissa alasuhteen ja rehu-yksikkömäärää kuvaavien muuttujien käyttö selittäjänä tuotti hyvin samankaltaiset tulokset. Samoin voidaan todeta, että ravinteiden hinnoista vain typen hinnalla on merkitystä ravinteiden kysyntään. Lopputuotteen hinta vaikutti fosforin ja kaliumin kysyntyyhin määriin, mutta ei typen kysyntään. Kaikki neljä hintamuuttujaa haluttiin säilyttää malleissa mukana, koska niiden katsottiin olevan teoreettisesti perusteltuja. Mikäli analyyseissä oltaisiin kahden ”muun ravinteiden” hinnat korvattu niiden kysyntämäärillä, selvitysasteet olisivat nousseet. Loogisesti ajatellen tämä olisi kuitenkin väärin spesifioitu malli, koska siinä olisi sisäänrakennettuna oletuksena, että komplementtien määrät ovat eksogeeniset, etukäteen annetut. Käytännössä kolmen pääravinteiden käyttöpäätös on kuitenkin simultaaninen.

6. Alueellinen analyysi

Alueellisissa analyysissä arvioidaan ja ennustetaan lannoitekysyntää maaseutukeskuksittaisella aineistolla. Aineisto on saatavilla vuosilta 1962-1997 viideltätoista alueelta (Kemira 1962-1998). Lisäksi Österbottens Svenska Lantbrukssällskapet:n alueelta on tilastoitu vuodet 1965-1997. Maaseutukeskuksista mukana ovat: Uusimaa ja Nylands Svenska Lantbrukssällskapet, Farma ja Finska Hushållningssällskapet, Satakunnan, Pirkanmaan, Hämeen, Päijät-Hämeen, Kymenlaakson, Mikkelin, Pohjois-Savon, Pohjois-Karjalan, Keski-Suomen, Etelä-Pohjanmaan, Österbottens Svenska Lantbrukssällskapet, Oulun, Kainuun sekä Lapin maaseutukeskukset. Etelä-Karjalan maaseutukeskuksen ja Keski-Pohjanmaan maaseutukeskuksen alueet eivät ole tarkastelussa mukana, koska joinakin vuosina ne tilastoitiin yhdessä Kymen maaseutukeskuksen ja Oulun maaseutukeskuksen osina. Tämä on muistettava myös arvioitaessa Kymen ja Oulun maaseutukeskusten tuloksia.

Kun arvioidaan lannoitteiden alueittaista kysynnän muutosta ”silmämääräisesti”, ilman tilastollista analyysiä, nähdään, että yleisesti ottaen lannoitteiden hehtaarikohtaiset myyntimäärät laskivat kuluvaan vuosikymmenen alkupuolella. Lannoitevuonna 1994-1995 lannoitteita ostettiin kuitenkin jälleen selvästi enemmän kuin vuosikymmenen alussa. Tämä näkyy sekä fosforin että erityisesti typen hankintamäärissä: Etelä-Pohjanmaata ja Päijät-Hämettä lukuun ottamatta typen kysyntä oli kaikkialla vuonna 1994-1995 reilusti edellisvuotta korkeampi. Fosforin kysyntä nousi kaikilla alueilla hiukan. Ensimmäisen EU-vuoden jälkeen, lannoitevuosina 1995-1996 ja 1996-1997, ravinteiden ostomäärät laskivat selvästi, 10-15 %. Poikkeuksia olivat Mikkelin ja Pohjois-Karjalan alueet, missä typen ostomäärät näyttävät jääneen pysyvästi vuoden 1994 tasolle, tai jopa

hieman sitä korkeammalle. Edelleen Kainuussa, Lapissa ja Österbottenin alueilla typen ostomäärät selvästi nousivat, ollen vuonna 1997 jopa 7-15 % vuotta 1994 korkeammalla. Fosforin määrät ovat laskeneet kaikilla alueilla vuotta 1994 alhaisemmalla tasolle. Vähennykset ovat olleet jopa 40-45 %:n luokkaa, ja kiloissa on päädytty alhaisimmalle tasolle Österbottenin alueella, n. 7.8 kg per ha. Näille muutoksille ei ole selvää syytä, mutta ne saattavat kieliä rakenteellisesta muutoksesta: sinänsä aktiivitilojen keskimääräinen ravinteiden käyttö ei ole välttämättä lisääntynyt, mutta viljelyn loppuessa pienemmiltä tiloilta pellot ovat saattaneet siirtyä intensiivisemmin hoidettujen tilojen käyttöön. Osaltaan saattaa syynä olla myös ympäristötukijärjestelmä ja sen alueittainen suosion vaihtelu. Lannoitevuonna 1997-1998 on typen kysyntä näillä viidelläkin alueella laskenut

Edellä esiteltiin koko maan tasolla tehty pääravinteiden, typen, fosforin ja kaliumin kysyntäanalyysi. Estimoidut mallit toimivat teknisillä testisuureilla mitattuna suhteellisen hyvin. Samoin kertoimien etumerkit olivat intuitiivisesti arvioiden oikeat. Alueellisessa tarkastelussa aineisto on jaoteltu maaseutukeskusluokituksen mukaan. Maanlaajuiseen aineistoon verrattuna tämä vaihtoehto toisaalta tarkentaa tuloksia ja toisaalta kuvaa alueellisia erilaisuuksia. Mallissa on kuitenkin sama ongelma kuin edelläkin: aineistoa on vain suhteellisen lyhyeltä aikajaksolta. Alueellisessa lannoitteiden kysyntäanalyyseissä voidaan olettaa virhetermien olevan korreloituneita, koska politiikkariski, sään vaihtelu ja teknologiset innovaatiot vaikuttavat jossain määrin samoin kaikilla alueilla. Yleensä virhetermien korrelaatiota voidaan hyödyntää kertoimien luotettavuuden lisääjänä⁶. Koska tässä tapauksessa selittävinä muuttujina ovat kaikilla alueilla samat kansalliset aikasarjat, linkitetystä mallista ei ole etua saatavissa, ja malli estimoitii samaan tapaan kuin edellä.

Alueittaisia ravinteiden hehtaarikohtaisia myyntimääriä on arvioitu tässä käytäen selittävinä muuttujina kansallisen tason hintatietoja ja rehuyksikköindeksiä sekä aikatrendinä vuosilukumuuttujaa. Käytetyt selittävät muuttujat ovat täsmälleen samat kuin maanlaajuisessa analyysissä, joskin aikasarja on tässä vuodesta 1962 vuoteen 1997. Myydyn määrän oletettiin määräytyvän samaan tapaan kuten edellä tuotantopanosten, typen, fosforin ja kaliumin hinnan mukaan, sekä kasvituoitteiden hintaindeksin mukaan. Edelleen vuosittaisen rehuyksikkösaannin ja teknologisen kehityksen (vuosilukumuuttuja) oletetaan vaikuttavan kysyntään. Fosforin kohdalla kokeiltiin lisäksi kokonaisviljelyalan ja nurmialan suhdetta (ASUH) rehuyksikkösaannin asemesta selittäväksi muuttujana. Muuten

⁶ Poikkileikkaus-aikasarja -aineiston lyhyttä voidaan kompensoida osittain estimoimalla aineisto linkitettyinä, nk. seemingly unrelated regression (SUR) mallina. SUR-mallin luotettavuus perustuu mallin kykyyn hyödyntää poikkileikkausaineiston eri alueiden välisiä yhtäläisyyksiä, tai niihin yhteisesti vaikuttavia voimia. Yhtäläisyydet tulevat esiin korreloituneiden virhetermien kautta. Mikäli selittävät muuttujat ovat täsmälleen samat kaikille rinnakkaisille sarjoille, SUR-malli ei poikkea tavallisesta regressiomallista.

estimoitavat mallit ovat samat kuin edellä, koko maan aineistolla estimoidut mallit, ja niitä käytetään samaan tapaan arvioitaessa ravinteiden kysynnän muutoksia EU:iin liityttäessä.

Typen estimoinnissa mallin selityksasteet olivat vähintään 94-98 %, fosforin kohdalla selityksasteet jäivät hiukan alemmiksi, 85-95 %:iin. Fosforin kohdalla estimoitiin automaattisesti AR2-malli, koska se vaikutti oikealta mallilta maan kokonaistason analyysissä. Typen kysyntäaineistossa oletettiin pääsääntöisesti olevan yhden periodin viiverakenne, joten ne estimoitiin AR1-malleina. Mikäli Durbin-h -testisuure osoitti autokorrelaatiota olevan jäljellä, typellekin estimoitiin AR2-malli. Tällainen kahden periodin malli oli tarpeen Pohjois-Karjalan, Mikkelin, Lapin, Kymen, Kainuun, Hämeen ja Etelä-Pohjanmaan alueilla. Kertoimien arvot, selityksasteet, sekä testisuureet on esitetty liitteessä.

Selittävien muuttujien tilastollista merkitsevyyttä arvioitiin perinteisellä t-testillä (tässä merkitsevä mikäli testisuureen arvo on suurempi tai yhtä kuin 1.96). Sen perusteella typen hinta, lopputuotteen hinta, sekä vuosilukumuuttujat olivat tilastollisesti merkitseviä selittäjiä fosforin kysynnälle kaikilla alueilla Farma-maaseutukeskusta lukuun ottamatta. Fosforin oma hinta, kaliumin hinta ja rehuyksikkösaannin kehitys eivät yleensä olleet merkitseviä fosforin kysynnän selittäjinä. Typen kohdalla oman hinnan vaikutus oli negatiivinen normaalin talousteorian mukaisesti ja tilastollisesti merkitsevä, samoin vuosilukumuuttujat. Lopputuotteitten hintaa kuvaava kasvituotteiden hintaindeksi ei sen sijaan ollut useinkaan tilastollisesti merkitsevä typen kysynnässä. Fosforin ja kaliumin hinta on muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta tilastollisesti ei-merkitsevä. Aikatrendi vaikutti yleensä molemmissa tapauksissa positiivisesti, joskin vuosittain vähenevästi.

Lannoitteiden käytön lähihistoriaa arvioitaessa laskettiin miten lannoitteiden todellinen kysyntä on alueittain muuttunut viimeisen kolmen vuoden ajan. Tilastollisessa analyysissä arvioidaan, onko kysyntä muuttunut vuosien 1995-1997 aikana siitä, mitä sen ennustettiin olevan historiallisen kysynnän perusteella. Mikäli toteutunut kysyntä poikkesi ennustetusta kysynnästä, voidaan olettaa, että ympäristötukijärjestelmän ja EU-jäsenyyden aiheuttamat institutionaaliset syyt olivat muutoksen takana. Edellä kuvattiin alueellisten mallien sopivuutta ja toimivuutta testisuureiden avulla. Päätavoitteena tässä alueellisessa mallissakin oli kuitenkin luoda ennuste typen ja fosforin kysynnästä vuosina 1995-1997 ja sen perusteella arvioida onko näiden ravinteiden kysyntä muuttunut tarkasteltavien vuosien aikana ennusteesta poikkeavasti. Alueelliset mallit toimivat koko Suomen aineistoa hyödyntävien mallien tapaan.

Todellisuudessa ravinteiden kysyntä on siis laskenut pääsääntöisesti kaikilla alueilla. Nyt on päätarkoituksena selvittää onko kysyntä vähentynyt enemmän kuin mitä EU-jäsenyyden tuottamien muutosten, hintasuhteiden muuttumisen ja muiden mallissamme huomioon otettujen seikkojen perusteella oli odotettavissa. Mikäli kysyntä on laskenut enemmän kuin mallin perusteella ennustettiin,

syynä on jokin muu seikka, esimerkiksi ympäristötukijärjestelmien ravinteiden käyttörajoitus. Ennusteeseen verrattuna typen kysyntä laski Satakunnan, Pirkanmaan, Hämeen ja Lapin maaseutukeskusten alueita lukuun ottamatta koko maassa vuonna 1997, sekä Farman ja Hämeen alueella myöskin vuonna 1996 tilastollisesti merkitsevästi. Muilla alueilla ei typen kysyntä näyttänyt eroavan ennustetusta kysynnästä viimeisen kolmen vuoden aikana. Tosin jopa Österbottenin ja Kainuun alueilla, missä typen kysyntä kilomääräisesti nousi, se oli vähäisempää kuin ennusteen mukainen kysyntä. Fosforin kysyntä laski Mikkelin, Pohjois-Karjalan, Keski-Suomen, Kuopion, Etelä-Pohjanmaan, Österbottenin, Kainuun ja Oulun alueilla vuonna 1997. Fosforin kohdalla muutoksen todentaminen ennusteen perusteella oli odotetusti tyypeä vaikeampaa, koska fosforin kysyntä oli laskenut reilummin vuoden 1988 jälkeen. Tämä saattoi jo itsessään tuottaa laskevan trendin fosforin ennusteeseen. Ainoastaan Satakunnan, Pirkanmaan, Päijät-Hämeen ja Lapin maaseutukeskusten alueilla toteutunut kysyntä ei poikennut ennusteesta kumpanakaan vuonna kummankaan ravinteiden kohdalla. Kysynnän katsottiin muuttuvan, jos muutos oli vähintäänkin yhden keskipoikkeaman suuruinen.

Käytettyä yksinkertaista regressiomallia oli tarkoitus verrata myös nk. virheenkorjausmalliin (ECM = error correction model, kts. Malley 1990, Kennedy 1992). ECM-mallia käyttäen oli tarkoitus toisaalta erottaa trendi lyhyen ajan vaihteluista ja toisaalta huomioida ravinteiden kysyntään liittyvät dynaamiset seikat, kuten hitaasti muuttuvat viljelymenetelmät, kotieläintuotannon aiheuttamat viiveet kysynnän muutoksissa jne. ECM-mallin käytöstä kuitenkin luovuttiin, koska estimoitavien kertoimien määrä nousi liian suureksi aineiston kokoon nähden. Aineiston osalta kehittämismahdollisuuksia olisi mm. hintasarjojen kokoonpanossa. Ravinnehintasarjojen tarkemmassa konstruoinnissa voitaisiin hyödyntää nk. maximum entropy -ekonometriaa (Golan et al. 1996). Tässä tutkimuksessa ei ollut kuitenkaan tarkoitus keskittyä itse hintasarjan konstruointiin, ja sen vuoksi nyt käytetty, yksinkertaisempi menetelmä on mielekkäämpi.

7. Johtopäätökset

Tutkimuksen tavoitteena oli arvioida, onko maataloudessa käytettyjen keino-lannoitteiden ja niihin sisältyvien ravinteiden käyttö vähentynyt Suomessa merkittävästi maatalouden ympäristöohjelma 1995-1999:n voimassaoloaikana. Analyysi tehtiin trenditarkasteluna ja perinteistä regressioanalyysiä käyttäen. Regressiomalli estimoitiin vuosien 1960-1994 aineistolla, ja saatuja tuloksia hyödyntäen luotiin ravinteiden kysyntäennuste vuosille 1995-1997. Kysyntäennuste otti huomioon hintamuutokset sekä teknologiset ja rakenteelliset trendimuutokset. Mikäli toteutunut kysyntä poikkesi ennustetusta, katsottiin poikkeaman johtuvan institutionaalisista muutoksista. Tässä analyysissä ei kuitenkaan voitu sel-

vittää kysyntämuutosten syy- ja seuraussuhteita. Ravinteiden kysynnässä todettiin muutos, mutta ei ollut mahdollista määrittää, johtuiko se nimenomaan ympäristötukijärjestelmän käyttöönotosta vaiko jostain muusta institutionaalisesta tekijästä.

Ravinteiden kokonaismyyntimäärät saavuttivat 1995 eli YTJ:n käyttöönotto-vuonna 1990-luvun korkeimman tasonsa. Tämä johtui mm. kesantoalan pienentymisestä, YTJ:n verkkaisesta käynnistymisestä sekä EU-jäsenyyden aiheuttamasta epätietoisuudesta. Vuosina 1996 ja 1997, kun YTJ toimi jo tehokkaammin, ravinteiden kokonaiskysyntä putosi selvästi vuotta 1995 alemmalle tasolle. Selvimmiten kokonaiskysynnän lasku näkyi fosforin kohdalla. Typen kokonaiskysyntä oli suunnilleen 1990-luvun alkupuoliskon tasoa.

Seuraavaksi arvioitiin peltoviljelyssä käytettyjä keskimääräisiä ravinnemääriä. Tutkimusongelma oli, onko keinolannoitteiden käytössä tapahtunut suhteellisia muutoksia EU-jäsenyyden myötä eli oliko ostoravinteiden suhteellinen merkitys viljelyssä lisääntynyt vai vähentynyt viime vuosina ja ovatko muutokset olleet suurempia kuin hintasuhteiden muutosten perusteella voisi odottaa. Käytettävissä olevaa aineistoa silmämääräisesti tarkastellen nähdään, että peltoviljelyssä käytetyt hehtaariohtaiset ravinnemäärät ovat Suomessa 1990-luvulla vähentyneet. Maanlaajuisella aineistolla tehdyt analyysit osoittivat typen käytön vähentyneen ennustettavissa olevaa enemmän tarkasteluvuosina 1996 ja 1997, fosforin kohdalla vähennystä näytti tapahtuneen vain satovuoden 1997 aikana (lannoitevuosi 1996-97) ja kaliumin kohdalla kysyntämuutosta ei voitu tilastollisesti todeta. Tulos oli odotusten mukainen, koska ympäristötuen perustuen ehdot suoraan rajoittavat vain typen ja fosforin käyttöä. Toisaalta fosforin käyttö on vähentynyt merkittävästi jo vuodesta 1988 lähtien, joten tilastotieteellisin keinoin on vaikea osoittaa ympäristötukijärjestelmän tähän trendiin ratkaisevasti vaikuttaneen. Vaikka regressioanalyysissä eivät kaikkien yksittäisten muuttujien kertoimet olleetkaan aina tilastollisesti merkitseviä, mallien selitysasteet olivat kauttaaltaan hyviä. Samalla mallilla estimoitiin typen ja fosforin alueellinen kysyntä maaseutukeskuksittaista aineistoa käyttäen.

Alueellisissa kysyntäanalyyseissä ennusteet vaikuttivat tasapainoisilta, ja mallit olivat teknisillä testisuureilla mitattuina hyvin toimivia. Vuoden 1995 typen käyttö oli muutamaa aluetta lukuun ottamatta vuoden 1994 tasoa korkeammalla, ja fosforin hehtaariohtainen käyttö satovuonna 1995 oli kaikkialla edellisvuotta suurempi. Vuosina 1996 ja 1997 ravinteiden käyttö muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta vähentyi huomattavasti. Tilastollisesti merkitseväksi ero ravinteiden todellisessa ja ennustetussa kysynnässä muodostui yleensä vasta vuoden 1997 osalta (ero tällöin suurempi kuin ennusteen standardipoikkeama). Vuosina 1995 ja 1996 tapahtuneet muutokset saattoivat johtua mallissa jo huomioon otetuista seikoista, esim. hintasuhteiden muutoksista. Eteläisimmässä Suomessa ravinteiden käytön vähennys ei ollut yhtä selvästi havaittavissa.

Fosforin hehtaarikohtainen käyttö on yleisen ympäristötietoisuuden nousun myötä vähentynyt 50-60 % huippuvuodesta 1988, ja ympäristötukijärjestelmä on todennäköisesti vähentänyt fosforin käyttöä entisestään. Myös Kemiran vuonna 1996 toteuttama, osin ympäristötukijärjestelmän innoittama lannoitteiden koostumuksen muutos on vaikuttanut pienentävästi ravinteiden kokonaiskäyttömääriin. On kuitenkin huomattava, että koostumusmuutos vaikuttaa ainoastaan lannoitesuhteisiin. Koska myös typen käyttö laski pääsääntöisesti kaikilla alueilla, ei lannoitteiden koostumuksen muutos voi olla ainoa selittävä tekijä vuoden 1995 jälkeisille ravinteiden kysyntämuutoksille.

Johtopäätöksiä tehtäessä on yhtä hyvin otettava huomioon sekä malliin sisältyvät ennustavat muuttujat että malliin sisältyvät vaikuttavat muuttujat. Molempia muuttujaryhmiä tarvitaan selitettäessä maaseutukeskuksittaisia typen ja fosforin kysynnän muutoksia. Typen ja fosforin hehtaarikohtainen kysyntä laski pääsääntöisesti kaikilla maaseutukeskusalueilla, mutta vain osalla alueista malli ennusti oikein kysynnän laskun. Tulkinta on, että ainoastaan näillä alueilla kysynnän lasku selittyi mallin sisältämällä ennustavilla muuttujilla, joita olivat tuotantopanosten ja lopputuotteiden hinnat, rehuyksikkösaanti, eri kasvien viljelyalat ja yleinen teknologinen kehitys. Sen sijaan niillä maaseutukeskusalueilla, joilla mallin ennustama kysynnän lasku oli tilastollisesti merkitsevästi pienempi kuin toteutunut kysynnän lasku, voitiin katsoa kysynnän laskun osaltaan johtuneen myös malliin sisällyttämistä vaikuttavista muuttujista. Näitä ovat muun muassa: 1) ympäristötukijärjestelmän perustuen sisältämät ravinteiden käyttörajoitukset, 2) viljelijöiden ympäristötietoisuuden lisääntyminen, jota ympäristötukijärjestelmä on edesauttanut, 3) pinta-alaperusteisten tukien (mm. ympäristötuen perustuki) kannustinvaikutukset viljelyn voimaperäisyyteen ja 4) ympäristötukijärjestelmän käyttöönoton motivoima keinolannoitteiden ravinnekoostumuksen muutos.

Tuote- ja panosmarkkinoiden markkinatilanne ja harjoitettava maatalouspolitiikka tulevat vaikuttamaan tuotanto- ja lannoituspäätöksiin myös jatkossa. Samalla kun suora tuki ylläpitää viljelyä laajemmalla alueella kuin ilman tukea, se muuttaa viljelymenetelmiä muuttuneen tuki-sadon arvo-suhteen kautta. Jos maataloustuotteiden markkinahinnat edelleen alenevat, sadon määrän ja laadun merkitys kokonaistulon muodostuksessa vähenee, ja tämä tulee vaikuttamaan myös lannoituspäätöksiin ja muuhun viljelytekniikkaan. Hehtaariperusteisen tulo-tuen saanti tosin edellyttää tällä hetkellä "alueen yleisiä tapoja vastaavaa tuotantoa", mutta sekä määräykset että vallitseva viljelytapa voivat muuttua ajan myötä. Onkin mahdollista, että esimerkiksi karjanlannan käyttö tulee entistä kannattavammaksi ja vähentää omalta osaltaan keinolannoitteiden tarvetta.

Kirjallisuus

- Golan, A. Judge, G. & Miller, D. 1996. Maximum Entropy Econometrics. Series in Financial Economics and Quantitative Analysis. Wiley. 307 p.
- Gujarati, D. 1988. Basic Econometrics. Second Edition. McGraw-Hill.
- Haataja, K. 1998. Karjanlannan käytön kannattavuus. Maatalouden taloudellisen tutkimuslaitoksen tutkimuksia, 227. Helsinki. 107 s.
- Kekäläinen, A. 1998. (Kemira) Puhelinkeskustelut joulukuu 1998.
- Kemira. 1960-1998. ”Kemiran vihreä kirja”, Lannoitteiden myynnin jakautumisen maaseutukeskuksittain. Kemira Agro Oy.
- Kennedy, P. 1992. A Guide to Econometrics. 3 rd. edition. The MIT press. 410 p.
- Kmenta, J. 1986. Elements of Econometrics. Second Edition. MacMillan Publishing Company. 786 p.
- Malley, J. 1990. Dynamic Specification in Econometric Estimation. Journal of Agricultural Economics Research, 42, 2.
- MMM 1996: Maatalouden Ympäristöohjelma 1995-1999. Seurantaryhmän väliraportti 2.9.1996. Työryhmämuistio 1996:18 MMM, Helsinki.
- Nevala, M. 1976. Väkilannoitteiden kysyntä. Jakautuneita viiveitä sisältävien mallien sovellutuksia Suomen väkilannoitteiden käyttömäärien vaihteluiden selittämisessä ja ennakoinnissa. Journal of the Scientific Agricultural Society of Finland, vol. 48, n:o 1: 45-89, 1976.
- Siikamäki, J. 1997. Suomen maatalouden ympäristötukijärjestelmän sisältö ja toiminta. Julkaisussa: Ajankohtaista maatalouden ympäristöekonomiaa. Maatalouden taloudellisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja 216. Helsinki. s. 7-35.
- Sipilä, I. & Pehkonen, A. (toim.). 1998. Karjanlannan ympäristöystävällinen ja kustannustehokas käyttö - MMM:n karjanlantatutkimusohjelman 1995-97 loppuraportti. Maatalouden taloudellisen tutkimuslaitoksen julkaisuja 87. Helsinki. 156 s.

Liite 1. Alueellisen analyysin kertoimet ja testisuureet

Alla on taulukoitu typelle ja fosforille alueellisissa analyyseissä saadut muuttujien kertoimet. Kertoimien merkitsevyyttä mittaavat t-arvot ovat kertoimien alapuolella. Taulukon vasemmassa laidassa on kunkin mallin selitysaste, R^2 . Mikäli kyseessä on AR(1) malli, on autokorrelaatiota mittaava Durbin-h -testisuureen arvo myös listattu. Mikäli AR(1) malli sisälsi autokorrelaatiota, estimoittiin AR(2) malli, ja tällöin Durbin-h -suureen sijasta on sarakkeeseen merkitty AR2. Kahdessa oikeanpuoleisessa sarakkeessa on merkintä, mikäli toteutunut kysyntä poikkesi tilastollisesti merkitsevästi tehdystä ennusteesta.

		R^2	Durbin-h	Vakio	N-pris	P-pris	K-pris	Kasvp	RY	Vuosil	Vuosil2	-96	-97
Uusimaa	N	0,96	1,62	0,00	-6,56	-0,46	5,12	1,14	0,01	353,63	-0,09	ei	kyllä
				-3,68	-3,04	-0,53	1,06	0,89	1,66	3,66	-3,64		
	P	0,94	AR2	0,00	-3,30	-0,10	0,27	1,18	0,00	227,52	-0,06	ei	ei
				-8,52	-3,70	-0,30	0,16	2,96	0,14	8,53	-8,53		
Farma	N	0,94	1,57	0,00	-6,95	0,96	4,11	0,44	0,00	320,10	-0,08	kyllä	kyllä
				-2,63	-3,25	1,13	0,88	0,31	1,02	2,62	-2,61		
	P	0,95	AR2	0,00	-2,82	0,18	0,65	0,63	0,00	232,33	-0,06	ei	ei
				-6,38	-3,20	0,58	0,40	1,25	-0,13	6,39	-6,40		
Satakunta	N	0,96	0,99	0,00	-5,92	0,11	4,37	1,76	0,00	329,20	-0,08	ei	ei
				-3,80	-3,12	0,15	1,03	1,55	0,90	3,78	-3,76		
	P	0,93	AR2	0,00	-2,56	0,00	0,99	0,99	0,00	237,91	-0,06	ei	ei
				-7,14	-2,93	-0,01	0,56	2,11	0,52	7,14	-7,14		
Häme	N	0,97	AR2	0,00	-12,96	1,33	4,11	1,97	0,00	148,37	-0,04	kyllä	kyllä
				-2,36	-6,34	1,90	1,21	2,10	1,82	2,34	-2,31		
	P	0,95	AR2	0,00	-4,25	0,31	0,62	1,15	0,00	201,85	-0,05	kyllä	ei
				-8,12	-5,49	1,13	0,45	3,15	0,93	8,13	-8,14		
Pirkanmaa	N	0,96	0,21	0,00	-3,36	0,68	1,57	2,20	0,00	245,67	-0,06	ei	ei
				-5,03	-2,07	0,99	0,39	3,06	1,53	5,00	-4,96		
	P	0,86	AR2	0,00	-1,80	0,23	-0,01	1,29	0,00	118,00	-0,03	ei	ei
				-5,80	-2,67	0,81	-0,01	4,34	0,44	5,80	-5,79		
Päijät-Häme	N	0,96	1,88	0,00	-6,09	0,62	2,54	1,89	0,00	361,69	-0,09	ei	ei
				-4,74	-2,99	0,74	0,54	1,76	0,26	4,71	-4,69		
	P	0,93	AR2	0,00	-1,96	0,10	-0,33	1,05	0,00	183,80	-0,05	ei	ei
				-6,59	-2,61	0,36	-0,24	2,63	-0,92	6,59	-6,58		
Kymi	N	0,95	1,94	0,00	-4,95	-0,33	6,98	1,70	0,01	266,17	-0,07	ei	kyllä
				-2,94	-2,15	-0,35	1,32	1,36	1,35	2,92	-2,90		
	P	0,88	AR2	0,00	-2,60	0,01	1,45	1,33	0,00	114,92	-0,03	ei	ei
				-3,82	-3,12	0,03	0,92	3,10	0,50	3,82	-3,83		

		R ²	Durbin-h	Vakio	N-pris	P-pris	K-pris	Kasvp	RY	Vuosil	Vuosil2	-96	-97
Mikkeli	N	0,97	AR2	0,00	-3,00	-1,36	-1,24	0,87	0,01	238,39	-0,06	ei	kyllä
				-6,63	-1,79	-1,83	-0,31	1,57	1,59	6,57	-6,52		
	P	0,93	AR2	0,00	-1,06	-0,46	-1,85	1,35	0,00	117,84	-0,03	ei	kyllä
				-12,46	-2,35	-2,22	-1,74	9,23	0,60	12,44	-12,42		
Kuopio	N	0,97	1,65	0,00	-8,01	0,43	4,15	1,86	0,01	355,91	-0,09	ei	kyllä
				-5,20	-3,68	0,47	0,78	1,87	2,79	5,18	-5,15		
	P	0,94	AR2	0,00	-2,33	0,01	-1,69	1,42	0,00	133,93	-0,03	ei	kyllä
				-9,86	-3,85	0,04	-1,31	6,80	1,46	9,86	-9,86		
Pohjois-Karjala	N	0,96	AR2	0,00	-2,44	-1,99	-3,87	1,43	0,01	244,97	-0,06	ei	kyllä
				-5,27	-1,11	-2,01	-0,74	1,99	2,76	5,23	-5,19		
	P	0,87	AR2	-91209	-1,63	-0,35	-1,77	1,38	0,00	92,05	-0,02	ei	kyllä
				-6,34	-2,34	-1,16	-1,15	6,12	1,50	6,34	-6,33		
Keski-Suomi	N	0,95	1,30	0,00	-4,41	-0,96	-0,63	0,54	0,01	348,78	-0,09	ei	kyllä
				-4,42	-2,04	-1,08	-0,13	0,49	1,75	4,40	-4,38		
	P	0,87	AR2	0,00	-2,06	-0,18	-1,71	1,07	0,00	142,68	-0,04	ei	kyllä
				-5,97	-2,48	-0,55	-0,96	3,03	0,82	5,97	-5,97		
Etelä-Pohjanmaa	N	0,98	AR2	0,00	-5,19	0,74	-2,01	2,03	0,01	253,32	-0,06	ei	kyllä
				-7,65	-3,41	1,14	-0,58	3,98	2,59	7,60	-7,54		
	P	0,94	AR2	0,00	-2,15	0,15	-1,77	1,43	0,00	161,28	-0,04	ei	kyllä
				-11,18	-3,29	0,55	-1,27	6,43	0,30	11,17	-11,17		
Åsterbotten	N	0,96	1,27	0,00	-3,13	-0,76	6,01	0,33	0,01	226,26	-0,06	ei	kyllä
				-5,41	-2,61	-1,40	1,86	0,67	2,62	5,37	-5,34		
	P	0,91	AR2	0,00	-1,19	-0,30	1,27	0,63	0,00	212,20	-0,05	ei	kyllä
				-9,61	-1,71	-0,96	0,73	2,37	1,35	9,61	-9,60		
Oulu	N	0,96	1,63	0,00	-7,54	0,24	4,50	1,79	0,01	219,85	-0,06	ei	kyllä
				-2,51	-3,51	0,27	0,92	1,49	2,25	2,49	-2,47		
	P	0,92	AR2	0,00	-3,26	0,26	-0,70	1,63	0,00	124,40	-0,03	ei	kyllä
				-6,27	-4,46	0,98	-0,52	5,45	2,65	6,27	-6,27		
Kainuu	N	0,97	AR2	0,00	-5,56	-2,59	-1,18	3,30	0,01	104,35	-0,03	ei	kyllä
				-2,66	-2,93	-2,99	-0,26	5,36	2,80	2,61	-2,55		
	P	0,90	AR2	0,00	-1,50	-0,28	-3,80	1,89	0,00	110,55	-0,03	ei	kyllä
				-8,43	-2,41	-0,98	-2,62	9,32	1,47	8,42	-8,41		
Lappi	N	0,96	1,81	0,00	-9,69	0,78	4,83	2,45	0,00	-129,32	0,03	ei	ei
				1,89	-5,73	1,14	1,25	2,64	1,06	-1,91	1,93		
	P	0,85	AR2	-67417	-2,72	0,47	-0,78	1,93	0,00	67,95	-0,02	ei	ei
				-3,31	-3,29	1,49	-0,48	6,15	0,08	3,30	-3,30		

Maatalouden taloudellisen tutkimuslaitoksen julkaisuja
Publications of the Agricultural Economics Research Institute

- No 80 Marttila, J. The effect of oligopolistic competition on economic welfare in the Finnish food manufacturing. 163 p. Helsinki 1996.
- No 81 Kettunen, L. (ed.). First Experiences of Finland in the CAP. 157 p. Helsinki 1996.
Kettunen, L. Adjustment of the Finnish Agriculture in 1995. p. 7-25.
Hokkanen, M., Kettunen, L. & Marttila, J. Changes in Foreign Trade in the First Year in the EU. p. 27-42.
Aaltonen, S. Adjustment of the Finnish Food Industry. p. 43-56.
Heikkilä, T. & Myhrman, R. Food Sector Facing Changes and Challenges. p. 57-68.
Ryhänen, M. & Sipiläinen, T. Economic Analysis of Finnish Farm Enterprises in the Changing Operational Environment. p. 69-81.
Siikamäki, J. Finnish Agri-environmental Programme in Practice - Participation and Farm-level Impacts in 1995. p. 83-98.
Lehtimäki, S. & Lassheikki, K. Finnish Horticulture within the EU. p. 99-110.
Keränen, R. Integration and Regional Development Policy; Food-chain in Finland. p. 111-121.
Niemi, J. & Linjakumpu, H. Regional Structural Development of Finnish Agriculture until 2005. p. 123-141.
Kola, J. From the CAP to a RAP. p. 143-157.
- No 82 Kettunen, L. Suomen maatalous 1996. 64 s. Helsinki 1997.
- No 82a Kettunen, L. Finnish agriculture in 1996. 64 p. Helsinki 1997.
- No 82b Kettunen, L. Finlands lantbruk 1996. 64 s. Helsinki 1997.
- No 83 Miettinen, A., Koikkalainen, K., Vehkasalo, V. & Sumelius, J. Luomu-Suomi? Maatalouden tuotantovaihtoehtojen ympäristötaloudelliset vaikutukset -projektin loppuraportti. 124 s. Helsinki 1997.
- No 84 Pietola, K. A Generalized Model of Investment with an Application to Finnish Hog Farms. 113 p. Helsinki 1997.
- No 85 Kallio, P. Export Subsidies in an Imperfectly Competitive Market When Market Share Matters: The Case of International Wheat Trade. 178 p. Helsinki 1998.
- No 86 MTTL. Suomen maatalous 1997. 64 s. Helsinki 1998.
- No 86a MTTL. Finnish Agriculture in 1997. 64 p. Helsinki 1998.
- No 87 Sipilä, I. & Pehkonen, A. (toim.). Karjanlannan ympäristöystävällinen ja kustannustehokas käyttö. MMM:n karjanlantatutkimusohjelman 1995-97 loppuraportti. 156 s. Helsinki 1998.
- No 88 Pirttijärvi, R. Nutrient balances in agri-environmental policy. 106 p. Helsinki 1998.
- No 89 Puurunen, M. Suomen maa- ja puutarhatalouden sopeutuminen EU-jäsenyyden alkuvuosina. MATEUS-tutkimusohjelman yhteenvetoraportti. 165 s. Helsinki 1998.
- No 89a Puurunen, M. Adjustment of the Finnish agriculture and horticulture in the first years in the EU. Final report of the MATEUS research programme. 176 p. Helsinki 1998.



MAATALOUDEN
TALOUDELLINEN
TUTKIMUSLAITOS

ISBN 951-687-037-6
ISSN 0788-5393