

Arviot ympäristökorvauksen toimenpiteiden ympäristövaikutuksista

MYTTEHO-hanke:

Terho Hyvönen, Janne Heliölä, Kauko Koikkalainen,
Mikko Kuussaari, Riitta Lemola, Antti Miettinen, Katri Rankinen, Kristiina Regina ja Eila
Turtola

Sisällysluettelo

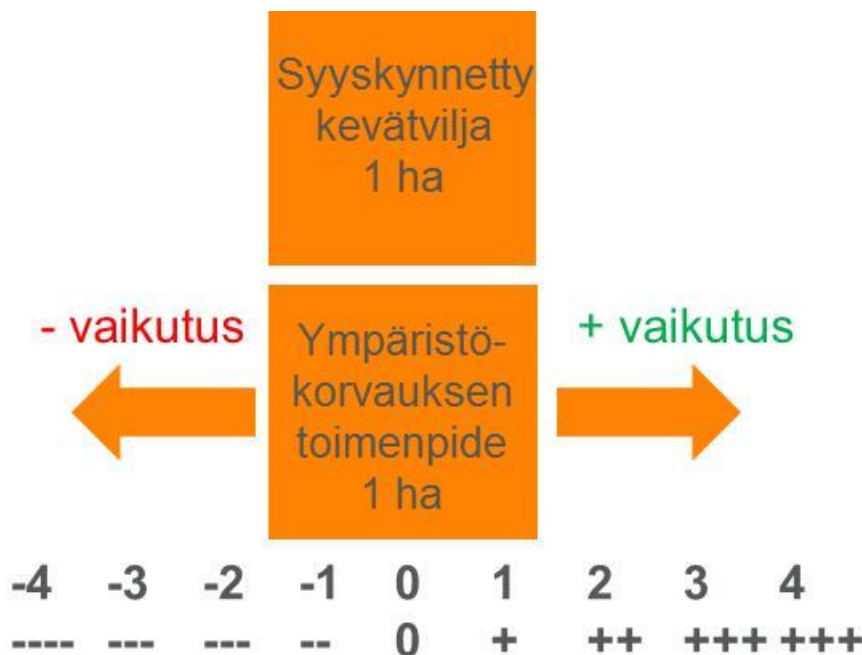
1. Vaikuttavuuden arviointi.....	2
1.1. Ohje tietolaatikoiden tulkintaan	3
2. Toimenpidearviot.....	4
2.1. Ravinteiden tasapainoinen käyttö	4
2.2. Lietelannan sijoittaminen peltoon	12
2.3. Ravinteiden ja orgaanisten aineiden kierrättäminen	16
2.4. Valumavesien hallinta	18
2.5. Ympäristöhoitonurmet	22
2.6. Orgaanisen katteen käyttö puutarhakasveilla ja siemenperunalla	30
2.7. Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys	31
2.8. Peltoluonnon monimuotoisuus	46
2.9. Puutarhakasvien vaihtoehtoinen kasvinsuojelu	56
2.10. Kosteikkojen hoidon ympäristösopimus	57
2.11. Monimuotoisuuden ja maiseman hoidon ympäristösopimus	65
2.12. Kurki-, hanhi- ja joutsenpeltojen ympäristösopimus	69
2.13. Ei-tuotannollisen investoinnin korvaus	70
3. Kirjallisuus	71

1. Vaikuttavuuden arviointi

Yksittäisen toimenpiteen ympäristönsuojelliseen kokonaistehokkuuteen vaikuttaa sen ominaisvaikuttavuus sekä toimenpiteen toteutuksen kokonaispinta-ala Suomessa. Ominaisvaikuttavuudella tarkoitamme toimenpiteen tehokkuutta eri ympäristötavoitteiden edistämässä yhden hehtaarin kokoisella toteutusalueella (Kuva 1). Ominaisvaikuttavuus voi olla suuri vaikka toimenpidettä olisi sovellettu vain yhdellä paikalla. Laajempi toteutusalue kasvattaa toimenpiteen kokonaisvaikuttavuutta.

Olemme arvioineet jokaisen ympäristökorvausjärjestelmän toimenpiteen ominaisvaikuttavuutta erikseen neljän maaseutuohjelman ympäristötavoitteen, vesiensuojelun, maaperän kasvukunnon, ilmastonsuojelun ja luonnon monimuotoisuuden osalta. Myös näiden neljän ympäristötavoitteen alla on eroteltavissa tärkeitä osatavoitteita, joihin eri toimenpiteet vaikuttavat eri tavoin. Tämän takia jokaisen laajemman ympäristötavoitteen alla olemme arvioineet ensin kunkin toimenpiteen vaikutusta erikseen kyseisen ympäristötavoitteen eri komponentteihin. Lopuksi yhdistämällä eri osatekijöiden arviointitulokset ja ottamalla niistä keskiarvo on saatu yleisarvio toimenpiteen vaikuttavuudesta kyseisen laajemman ympäristötavoitteen osalta.

Vesiensuojelun osalta eri toimenpiteiden vaikutuksia arvioitiin erikseen viiteen ravinnekuormituksen osatekijään: typpekuormitukseen, liukoiseen fosforiin, maan rakenteeseen sekä orgaanisen aineksen ja eroosion määrään. Maaperän kasvukunnon osalta erotettiin kolme arvioitavaa komponenttia, maan rakenne, orgaaninen aines ja eroosio, jotka kaikki kolme olivat osatekijöinä arvioitavana myös vesiensuojelun kohdalla. Ilmastonsuojelussa arvioitiin erikseen toimenpiteiden vaikutukset hiilidioksidi- ja dityppioksidipäästöihin. Vaikutuksia luonnon monimuotoisuuteen arvioitiin erikseen kuuden eliölajiryhmän, putkilokasvien, pölyttäjähönteisten, petoselkärangattomien, lintujen, maaperäeläinten ja riistaeläinten osalta. Näistä neljä eliöryhmää edustaa lajistollisen monimuotoisuuden ohella myös maataloudelle ja ihmiselle tärkeitä ekosysteemipalveluja: pölyttäjähönteiset viljelykasvien pölytystä, petoselkärangattomat viljelytuholaisen luonnonmukaista torjuntaa, maaperäeläimet peltomaan kasvukunnosta huolehtimista ja riistaeläimet riistalihan tuotantoa.



Kuva 1. Ominaisvaikuttavuuden arviointi.

Jokaisen toimenpiteen vaikuttavuutta arvioitiin Kuvan 1 mukaisesti yhdeksänportaisella asteikolla siten, että huonoimmassa tapauksessa vaikutus saattoi olla -4 ja parhaassa tapauksessa +4. Arvio 0 kuvasi tilannetta, jossa toimenpiteellä ei ollut mitään vaikutusta arvioitavaan ympäristömuuttuajaan. Arvioiden lähtökohtana oli kyseisen toimenpiteen toteutus 1 hehtaarin kokoisella alueella järjestelmän ohjeiden mukaisesti verrattuna tilanteeseen ilman tätä toimenpidettä. Pellolla tehtävien toimenpiteiden osalta vertailukohtana käytettiin syyskynnettyä kevätiljapelttoa. Vaikuttavuusarviointiasteikon tulkintaa on selostettu tarkemmin kunkin ympäristötavoitteen tuloksia erikseen

esittelevissä osuuksissa alla. Arvojen täsmällinen tulkinta eroaa hieman luonnon monimuotoisuuden ja yksiselitteisemmin kvantitatiivisesti mitattavissa olevien muiden ympäristömuuttujien välillä.

Arvioinnin tulokset ominaisvaikuttavuuden osalta on koottu Taulukkoon 1. Taulukon ensimmäisissä sarakkeissa on esitetty neljän laajan ympäristötavoitteen yleisarviot kunkin toimenpiteen ominaisvaikuttavuudesta. Myöhemmät sarakkeet kertovat arvioinnin tulokset tarkemmin neljän ympäristöteeman osatavoitteiden osalta. Arvioinnin tietopohjaksi laadittiin laaja kirjallisuuskatsaus alan julkaistuista tutkimustuloksista. Kirjallisuuskatsauksen tuloksia hyödyntäen hankkeen tutkijat laativat yhteisvoimin taulukon 1 asiantuntija-arviot.

Taulukko 1. Ympäristökorvauksen toimenpiteiden vaikuttavuus.

Toimenpide	Yleisarvio				Vesistö ja maaperän kasvukunto				Ilmasto		Luonnon monimuotoisuus						
	Vesien suojeleminen	Maaperän kasvukunto	Ilmaston suojeleminen	Luonnon monimuotoisuus	Typpioksimittaus	Liukoinen fosfori	Maan rakenne	Orgaaninen aines	Eroosio	CO2	N2O	Putkikasvit	Pölytäjät	Petoselkärangattomat	Linnut	Maaperäeläimet	Riistaeläimet
TOIMENPIDE																	
Ravinteiden tasapainoinen käyttö																	
-suojakaistat	+++	++++	+++	++	4	-2	2	1	4	1	4	++	++	+++	++	++	++
• Peltokasvit	++	0	++	0	3	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
• Puutarhakasvit	+	0	+	0	2	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Lietelannan sijoittaminen peltoon	+	0	+	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Ravinteiden ja orgaanisten aineiden kierrättäminen	++	+	+	0	2	3	0	1	0	1	1	0	0	0	0	++	0
Säätösalaajitus	+	+	+	0	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	+	0
Säätökastelu, kuivatusvesien kierrätys	+	+	+	0	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Ympäristönhoitourmet																	
• Monivuotiset ympäristönurmet	+++	++++	++++	++	4	-2	2	1	4	3	4	+	++	++	++	+++	+
• Suojavyöhykenurmet	+++	++++	+++	+++	4	-1	2	1	4	1	4	++	++	+++	+++	+++	++
• Luonnonhoitopellonurmet	+++	++++	+++	+++	4	-2	2	1	4	1	4	+++	+++	+++	+++	+++	++
Peltoluonnon monimuotoisuus																	
• Viherlannoitusurmet	+	++	+	++	1	0	1	1	1	1	1	0	++	++	++	++	+
• Kerääjäkasvit	+	+	+	+	3	0	0	1	1	1	2	0	+	0	0	++	++
• Saneerauskasvit	+	+	+	+	0	0	1	1	0	1	0	0	+	0	0	+	0
• Monimuotoisuuspellot (yleensä)	+	+	+	+++	2	-1	0	0	2	0	2	++	+++	++	+++	++	+++
-riistapellot	+	+	+	+++	2	-1	0	0	2	0	2	+	+++	++	+++	++	+++
-maisemapellot	+	+	+	+++	2	-1	0	0	2	0	2	+	++++	++	+++	++	+++
-niitypellot	+	+	+	+++	2	-1	0	0	2	0	2	+++	++++	+++	+++	+++	++
Orgaanisen katteen käyttö (1-vuotiset kasvit)	+	+	+	+	0	0	0	1	1	1	0	0	0	+	0	++	0
Orgaanisen katteen käyttö (monivuotiset kasvit)	+	++	+	+	1	0	0	1	2	1	1	0	0	+	0	++	0
Puutarhakasvien vaihteellinen kasvinsuojelu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	++	0	0	0	0
Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys (yleensä)	+	+	+	++	2	-1	0	0	1	0	2	++	++	++	+++	+++	++
• 20 % (voi koostua jopa kokonaan kevytmuokattusta)	0	+	0	+	1	-1	0	0	1	0	1	+	+	+	++	+	+
• 40 % (ainakin puolet muuta kuin kevytmuokattua)	+	+	+	++	2	-1	0	0	1	0	2	++	++	++	+++	+++	++
• 60 % (ainakin puolet muuta kuin kevytmuokattua)	+	+++	+	++	2	-2	0	0	2	0	2	++	++	++	+++	+++	++
• 80 % (ainakin puolet muuta kuin kevytmuokattua)	+	+++	+	++	2	-3	1	1	3	1	2	++	++	++	+++	+++	++
YMPÄRISTÖSOPIMUS																	
Kosteikon hoito	+	+	+	+++	1	0	0	0	1	0	1	+++	++	+++	++++	X	++++
Monimuotoisuuden ja maiseman hoito (MoMa)	0	0	0	++++	0	1	0	0	0	0	0	++++	++++	++++	++++	+++	+++
Kurki-, hanhi- ja joutsenpellot	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	+++	+	++

X = Ei sovellu arvioitavaksi.

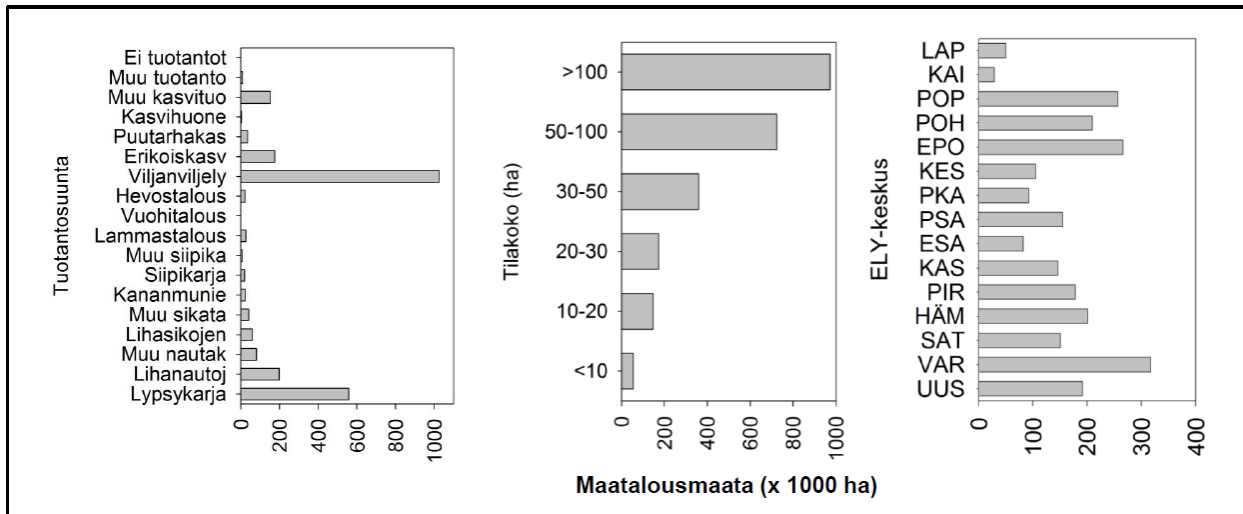
1.1. Ohje tietolaatikkojen tulkintaan

Kokonaisvaikuttavuuden arviointia varten kunkin toimenpiteen yhteydessä on esitetty tietolaatikko, jossa on esitetty tiiviisti ydintiedot toimenpiteen toteutuksesta vuonna 2016. Tietolaatikon tarkoituksena on antaa lukijalle yleiskuva siitä, missä suhteissa kutakin toimenpidettä on otettu käyttöön erilaisilla maataloilla (tuotantosuunnan ja tilakoon suhteen) sekä alueilla (ELY-keskuksissa). Eri toimenpiteiden tietolaatikkoja vertailemalla on helppo havaita, että jotkin toimenpiteet jakautuvat melko tasaisesti kaikenlaisille maataloille, muutamat taas hyvinkin rajalliselle ja eriytyneelle osajoukolle tai alueelle. Näin saadaan näkyväksi myös se, että toimenpiteet eivät aina ole painottuneet odotetulla (tai toivotulla) tavalla tietynlaisille maataloille tai alueille.

Tietolaatikkojen lähtökohdalla oli verrata kunkin toimenpiteen kohdalla sen valinneita maataloja maan kaikkiin maataloihin, eli koko maan keskiarvoon. Ensin laskettiin koko maan keskiarvo, eli **kaikkien maatalojen hallussa olevan maatalousmaan jakautuminen** eri tuotantosuuntiin, kokoluokkiin ja ELY-keskuksiin. Nämä tunnusluvut on esitetty alla kuvassa 1. Seuraavassa vaiheessa **summattiin kunkin toimenpiteen osalta sen toteutusala** tuotantosuunnittain, kokoluokittain ja ELY-kohtaisesti. Näin voitiin laskea ao. toimenpiteen toteutusalan jakautuminen eri tuotantosuuntiin jne.

Viimeisenä vaiheena kunkin toimenpiteen osalta verrattiin näitä lukuja toisiinsa. Jos esimerkiksi hevostiloilla on 4 % tietyn toimenpiteen toteutusosalasta, ja vastaavasti 2 % kaikesta maatalousmaasta, niin ao. toimenpide on hevostiloilla kaksi kertaa keskimääräistä suosittu. Tällöin tuotantosuunta hevostalous saisi ao. toimenpiteellä vertailuarvon 200.

Alla olevien tietolaatikoiden kuvaajissa katkoviivalla merkitty arvo 100 vastaa siis sitä, että ao. maatilajoukossa toimenpidettä on valittu samassa suhteessa kuin koko maassa keskimäärin.



Kuva 2. Maatalousmaan jakautuminen tuotantosuunnan ja tilakoon suhteen sekä ELY-keskuksittain vuonna 2016

2. Toimenpidearviot

2.1. Ravinteiden tasapainoinen käyttö

Toimenpiteestä ei ole tietolaatikkoo, koska toimenpide koskee kaikkia sitoutuneita maatiloja.

Toimenpiteen sisältö ja mahdolliset muutokset tälle ohjelmakaudelle

Ravinteiden tasapainoinen käyttö on ympäristösitoumuksen tehneen tilan kaikkia peltolohkoja koskeva toimenpide, joka on edellytys lohko kohtaisiin toimiin sitoutumiselle sekä niidensuunnittelun ja seurannan väline.

Toimenpiteessä vaaditaan vuosittainen viljelysuunnitelma, 5-vuotinen viljelykiertosuunnitelma, viljavuustutkimus viiden vuoden välein, peltomaan laatutestin itsearviointi kerran sitoumuskaudessa, vuosittaiset lohko kohtaiset muistiinpanot, suojakaistat vesistöjen varrelle, monimuotoisuuskaista ja yksi koulutuspäivä sitoumuskaudella. Toimenpide sisältää enimmäislannoitusmäärät typelle ja fosforille viljavuustutkimuksen tulosten ja viljeltävän kasvin mukaan.

Sallitut typpi- ja fosforilannoituksen enimmäismäärät rajoittavat lannoitusta lainsäädäntöä enemmän sekä typellä (Valtioneuvoston asetus eräiden maa- ja puutarhataloudesta olevien päästöjen rajoittamisesta 1250/2014) että etenkin fosforilla (Maa- ja metsätalousministeriön lannoitevalmisteita koskeva asetus 24/11, muutettu 5/16), jota voidaan maataloudessa käyttää viiden vuoden aikana 325 kg/ha (65 kg/ha/v) ja puutarhataloudessa 560 kg/ha (112 kg/ha/v).

Toimenpiteen kasvilajikohtaiset typpilannoitusrajat perustuvat maan multavuuteen, kun aikaisemmassa ohjelmassa ne riippuivat peltolohkon maantieteellisestä sijainnista ja maalajista. Fosforilannoituksen kasvilajikohtaisiin enimmäismääriin vaikuttaa puolestaan viljavuusluokka, joka määräytyy maalajin, multavuuden ja maan fosforipitoisuuden mukaan. Edelliseen ohjelmakauteen verrattuna fosforilannoituksen ylärajoja alennettiin varsinkin korkeammassa viljavuusluokissa (Taulukko 2). Lannan fosforisisältö alettiin myös ottaa kokonaisuudessaan huomioon, kun aikaisemmassa ohjelmassa kotieläinten lannan fosforista laskettiin 85 % kasveille käyttökelpoiseksi. Lihaluujuuhon ja puhdistamolietteen kokonaisfosforista otetaan lannoituksessa huomioon 60 %, aikaisemmin osuus oli 40 %. Lannan liukoinen typpi otetaan kokonaisuudessaan huomioon myös syyslevityksessä. Edellisellä ohjelmakaudella syyslevityksessä lannan liukoisesta typestä otettiin huomioon 75 %.

Taulukko 2. Fosforilannoituksen enimmäismäärät ohralle ja säilörehulle ohjelmakausilla 2007-2013 ja 2014-2020.

	huono	huononl.	välttävä	tydyttävä	hyvä	korkea	arv.korkea
Ohra							
2007–2013	34	26	22	14	10	-	-
-lantapoikkeus	40	31	26	18	18	18	-
2014–2020	34	26	16	10	5	0	-
-lantapoikkeus	34	26	16	15	15	-	-
Säilörehu							
2007–2013	40	32	24	16	8	-	-
-lantapoikkeus	47	38	35	35	24	24	-
2014–2020	40	32	24	14	5	-	-
-lantapoikkeus	40	32	30	30	20	-	-

- lannoitusta ei sallita, 0 lannoitus mahdollinen satotasokorjauksen avulla

Lantapoikkeusta voidaan käyttää lannoituksessa, jos fosforilannoitus toteutetaan pelkäästään kotieläinten lantaa käyttämällä. Edellisellä ohjelmakaudella lantapoikkeus mahdollisti monivuotisilla kasveilla tyydyttävässä ja sitä alemmissa viljavuusluokissa 35 kg/ha fosforilannoituksen. Hyvässä ja korkeassa viljavuusluokassa voitiin antaa 24 kg/ha fosforilannoitus. Muilla kasveilla oli sallittua lannoittaa vähintään 18 kg/ha. Luvuissa on otettu huomioon se, että edellisellä ohjelmakaudella lannan sisältämästä kokonaisfosforista laskettiin lannoituksessa huomioon 85 %. Arveluttavan korkeassa viljavuusluokassa ei fosforilannoitusta voitu antaa lantapoikkeuksellakaan. Nykyisellä ohjelmakaudella lantapoikkeus muuttui niin, ettei korkeassa viljavuusluokassa enää voida käyttää lantapoikkeusta. Lantapoikkeusta ei voi käyttää 25 metriä lähempänä vesistöä, mikä oli myös edellisellä ohjelmakaudella kielletty.

Viljojen ja öljykasvien lannoituksessa voidaan käyttää myös satotasokorjausta, jos yhtenä viidestä edeltävästä vuodesta on saatu sato, joka oikeuttaa suurempaan lannoitukseen. Satotasokorjauksen sallima taulukkoarvoa suurempi lannoitus voi olla enimmillään 6 kg/ha fosforia ja 50 kg/ha typpeä. Edellisellä ohjelmakaudella satotasokorjauksen käyttö ei ollut sallittu korkeassa ja arveluttavan korkeassa viljavuusluokassa. Sitä vastoin nykyisellä ohjelmakaudella satotasokorjauksen käyttö on mahdollista vielä korkeassakin viljavuusluokassa. Satotasokorjausta ei voida käyttää lantapoikkeuksen lisäksi. Nykyisellä ohjelmakaudella vaaditaan hieman suurempi sato 6 kg/ha fosforin satotasokorjauksen käyttöön öljykasveilla ja rukiilla verrattuna aikaisempaan ohjelmakauteen.

Viisivuotinen viljelykiertosuunnitelma ja peltomaan laadun itsearviointi ovat uusia toimenpiteitä. Peruslohkolle, joka rajoittuu vesistöön, vaaditaan keskimäärin vähintään 3 metriä leveä suojakaista vesistön puoleiselle reunalle. Metrin levyinen piennar valtaojan tai vesistön varrelle kuuluu sen sijaan täydentäviin ehtoihin.

Vertailukohta toimenpiteen vaikuttavuuden arvioinnissa

Vaikuttavuutta arvioidaan typpi- ja fosforitaseindikaattorien ja niissä tapahtuneiden muutosten kautta. Lisäksi lannoitukselle annettuja enimmäismääriä verrataan toisaalta lainsäädännön sallimiin ja toisaalta tutkimustulosten mukaisiin kasvien lannoitustarpeisiin.

Arvio toimenpiteen vaikuttavuudesta kunkin tavoitealueen osalta

Vesistökuormitus

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: suojakaistat +++, peltokasvit ++, puutarhakasvit +

Toimenpiteen vaikuttavuus perustuu etenkin typen ja fosforin enimmäislannoitusmääriin, jotka ovat pienemmät kuin kaikkea viljelystä koskevassa lainsäädännössä. Erotus on suurin fosforilla. Fosforin enimmäislannoitus on tärkein ympäristökorvauksen liukoisen fosforin kuormitusta vähentävä toimenpide, ja se kohdentuu voimakkaimmin korkean fosforitilan maille. Lannoitusrajoitukset vähentävät kuormitusta pitkäaikaisesti. Toimenpiteen ominaiskuormitusarviossa on huomioitu heikentävänä tekijänä enimmäismääriin sisältyvät poikkeukset, jotka eivät ole perusteltavissa kasvien ravinnetarpeella.

Toimenpiteeseen sisältyy viisivuotinen viljelykiertosuunnitelma ja maaperän laadun itsearviointi. Molemmat toimet tukevat viljelyn onnistumista ja voivat sitä kautta vähentää ravinnekuormituspotentiaalia. Toisaalta kumpikaan toimi ei välttämättä johda viljelykierron monipuolistumiseen tai maan rakenteen paranemiseen. Viiden vuoden

välein tehtävänviljavuustutkimuksen tavoitteena on lannoituksen tarkentuminen, suurten ravinnetaseiden aleneminen ja ravinnekuormituksen pieneneminen. Viljavuustutkimuksen toteutukseen liittyy myös epävarmuuksia, kuten mahdollisuus virheisiin näytteenotossa, näytteenoton syvyys ja edustavuus. Epävarmuutta tuloksiin luovat myös maalajin ja multavuuden määritykset, jotka perustuvat laboratorioiden aistinvaraiseen analyysiin. Maan orgaanisen hiilen mittaaminen olisi luotettavampi ja parantaisi typpilannoitustarpeen arviointia sekä tuottaisi tärkeää seurantatietoa maaperän hiilivarannon kehityksestä. Lohkokohtaiset muistiinpanot ovat osa monivuotista tietopankkia ja niihin sisältyy mm. tiedot lannoitusmääristä. Lohkokohtaiset muistiinpanot ovat välttämättömät ympäristökorvauksen toimenpiteiden valvonnalle. Muistiinpanoja on mahdollista hyödyntää esimerkiksi ravinnetaseiden laskennassa. Suojakaistan vaikutusta tarkastellaan kohdassa peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys.

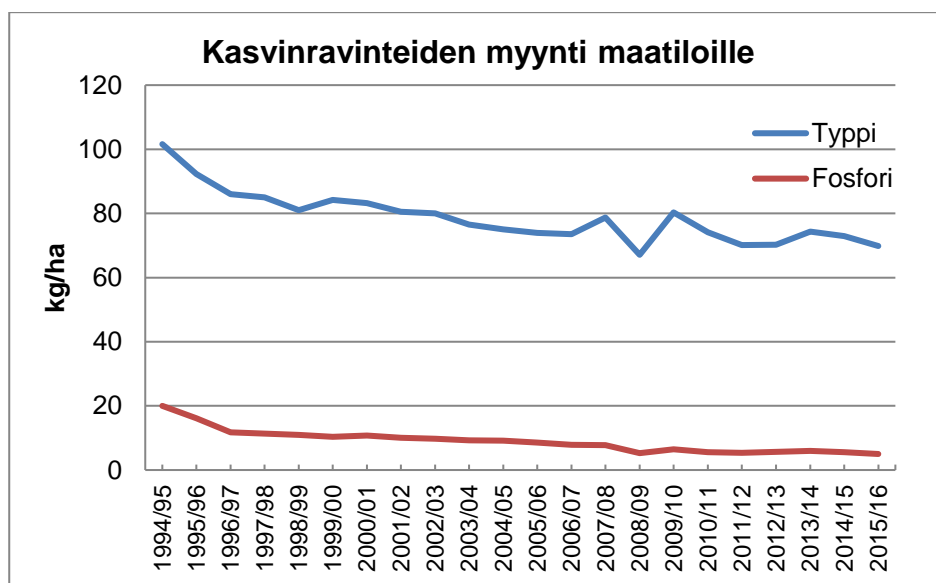
Kasvikohtaiset enimmäismäärät typpi- ja fosforilannoitukselle ovat tärkeä osa ympäristökorvauksen toimenpiteitä. Fosforin enimmäismäärät vaikuttavat eniten ohjelmaan kuuluvien kotieläintilojen lannoitukseen ja lannan levitysmääriin, sillä kotieläintuotannon keskittymisalueilla fosforin lannoitustarve on pienempi mutta samalla on olemassa tarve lannanlevitykseen (Ylivainio ym. 2015). Toisaalta lannalle ohjelmassa asetetut enimmäismäärät ovat edelleen väkilannoitteita korkeammat alimpia fosforiluokkia lukuun ottamatta (Taulukko 2). Toimenpiteen vaikutus kohdentuu kuitenkin oikeasuuntaisesti, jos fosforilannoitusta ei tehdä tai se vähenee korkeimmissa fosforiluokissa, missä tarvetta lannoitukselle ei ole.

Typpi- ja fosforitaseiden kehitys

Ravinnetaseet lasketaan tietylle alueelle, esimerkiksi peltolohkolle, annetun lannoituksen (kg/ha) ja samalta lohkolta sadon mukana poistuneen ravinne määrän erotuksena (kg/ha). Typpitase on tärkeä ympäristöindikaattori, joka ilmaisee peltoviljelyn typpikuormituspotentiaalia pinta- ja pohjavesiin (OECD 2001, Yli-Viikari ym. 2007, Turtola ym. 2017). Fosforitase vaikuttaa kuormituspotentiaaliin puolestaan muuttamalla vähitellen maan helppoliukoisen fosforin pitoisuutta, joka vaikuttaa varsin lineaarisesti liukoisen fosforin kuormitukseen (Uusitalo & Jansson 2002, Uusitalo & Aura 2005, Turtola & Yli-Halla 1998). Peltomaan fosforipitoisuus vaikuttaa myös maa-ainekseen sitoutuneen fosforin kulkeutumiseen, vaikkakin eroosion torjunta on nopein tapa vähentää maa-ainesfosforin joutumista vesistöihin.

Väkilannoiteravinteiden myynti maataloille väheni hieman lannoitusvuosina 2015/2016 ja 2016/2017, vaikkakin muutokset viimeisen viiden vuoden aikana olivat hyvin pieniä (Kuva 3). On vaikea arvioida, oliko ympäristökorvauksen enimmäismäärillä vaikutusta viime vuosien väkilannoitteiden myyntiin. Sen sijaan 1990-luvun puolivälistä lähtien typen myynti on vähentynyt ympäristöohjelmien aikana yhteensä noin 30 kg/ha ja fosforin myynti noin 15 kg/ha, mikä on aikaisempaan verrattuna merkittävästi tarkentanut lannoitusta ja pienentänyt ympäristöriskejä.

Lannassa pelloille tulleiden ravinteiden määrissä tapahtuneet muutokset ovat olleet melko vähäisiä. Vuosina 1990-2016 lannan typpimäärät vaihtelivat 48,2-52,6 kg/ha ja fosforimäärät 8,3-9,7 kg/ha välillä. Typpimäärissä ei ollut havaittavissa selvää trendiä, mutta fosforimäärät laskivat vuosiin 2008-2009 asti, minkä jälkeen on tapahtunut nousua. Väkilannoitteiden ja lannan ravinteiden pinta-alakohtaisiin käyttömääriin vaikuttaa väkilannoiteravinteiden myynnin tai lannan muodostumisen lisäksi myös viljelyaloissa tapahtuneet muutokset.



Kuva 3. Kasvinravinteiden myynti maataloille lannoitusvuosina 1994/95–2015/16 (Luke tilastopalvelu).

Tällä ohjelmakaudella koko Suomen keskimääräisissä typpi- ja fosforitaseissa tapahtuneet muutokset ovat olleet vähäisiä (Taulukko 3). Suurimmat muutokset taseissa tapahtuivat jo 1990-luvulla, ja myös edellisenä ohjelmakautena 2007-2013 fosforitase lähes puolittui sitä edeltäneeseen kauteen verrattuna. Tällöin muutos johtui pitkälti vuoden 2008 väkilannoitefosforin hintapiikistä, minkä jälkeen väkilannoitefosforin myynti ei palautunut entiselle tasolle (Uusitalo ym. 2014).

Alueellisesti typpi- ja fosforitaseissa ja myös niiden kehityksessä on kuitenkin suuria eroja johtuen etenkin kotieläintalouden keskittymisestä. Fosforitase vaihteli vuosina 2014-2016 Uudenmaan -2,5 kg/ha ja Pohjanmaan +9,7 kg/ha välillä (Taulukko 4). Kotieläinvaltaisella Etelä-Pohjanmaalla fosforitase on edelliseen ohjelmakautteen verrattuna jopa hieman noussut. Typpitase oli pienin Pirkanmaalla (29,5 kg/ha) ja suurin Pohjanmaalla (76,7 kg/ha). Kotieläinvaltaisilla alueilla typpitase on viime vuosina noussut, eniten Etelä-Pohjanmaalla. Nousua on tapahtunut myös Pohjanmaalla, Pohjois-Pohjanmaalla, Pohjois-Savossa ja Satakunnassa.

Taulukko 3. Typpi- ja fosforitaseet ennen Euroopan Unioniin liittymistä (1990-1994) sekä eri ympäristöohjelmakausilla (Luke tilastopalvelu, <http://stat.luke.fi/indikaattori/typpi-ja-fosforitase>).

Kausi	Typpitase (kg/ha)	Fosforitase (kg/ha)
1990-1994	72,2	18,5
1995-1999	70,8	12,8
2000-2006	54,6	7,6
2007-2013	47,6	4,0
2014-2016	48,1	3,8

Taulukko 4. Alueelliset typpi- ja fosforitaseet ennen Euroopan Unioniin liittymistä sekä eri ohjelmakausilla (Luke tilastopalvelu, <http://stat.luke.fi/indikaattori/typpi-ja-fosforitase>).

Alue	Typpitase, kg/ha				Fosforitase, kg/ha			
	1995-1999	2000-2006	2007-2013	2014-2016	1995-1999	2000-2006	2007-2013	2014-2016
KOKO MAA	70,8	54,6	47,6	48,1	12,8	7,6	4,0	3,8
Uusimaa	58,1	37,2	32,7	35,3	7,3	1,6	-2,2	-2,5
Varsinais-Suomi	79,6	63,1	59,3	52,6	11,4	5,2	1,3	0,7
Satakunta	60,5	42,0	46,0	50,2	11,7	5,5	2,0	1,4
Häme	70,6	44,1	44,2	35,5	11,8	4,7	1,0	-1,1
Pirkanmaa	60,4	44,7	30,9	29,5	10,0	5,9	1,3	0,6
Kaakkois-Suomi	71,1	46,8	36,3	40,2	10,6	4,6	0,1	-0,2
Etelä-Savo	73,0	53,7	49,4	49,5	11,8	6,9	3,4	3,4
Pohjois-Savo	79,4	59,3	53,1	61,1	13,5	8,5	4,3	4,5
Pohjois-Karjala	72,3	48,5	38,7	32,0	12,3	6,7	3,2	1,8
Keski-Suomi	64,5	52,1	39,3	32,0	11,0	7,1	2,9	1,3
Etelä-Pohjanmaa	77,3	62,9	45,5	59,3	15,6	10,0	4,5	5,7
Pohjanmaa	84,2	73,7	70,6	76,7	17,4	13,1	9,5	9,7
Pohjois-Pohjanmaa	64,7	51,5	47,7	51,7	12,1	7,3	3,6	4,0
Kainuu	81,3	57,4	52,8	43,2	13,4	7,3	4,6	4,3
Lappi	83,6	52,4	51,3	52,5	14,4	7,5	5,1	4,9

Ravinnetaseiden, erityisesti fosforitaseiden, kehitys on ollut hieman laskeva kasvintuotantovaltaisilla alueilla, ja tähän on voinut osaltaan vaikuttaa hieman kiristyneet enimmäislannoitusrajat korkeimmissa fosforiluokissa. Väkilannoitefosforin käyttö on laskenut kaikilla alueilla Satakuntaa ja Uuttamaata lukuun ottamatta. Satakunnassa oli tapahtunut hienoista nousua kun taas Uudellamaalla väkilannoitefosforia käytettiin kahdella jälkimmäisellä tarkastelujaksolla yhtä paljon. Kotieläinvaltaisilla alueilla, erityisesti Etelä-Pohjanmaalla, typpitaseet ovat viimeisinä tarkasteluvuosina nousseet, mihin on vaikuttanut sekä suurempi typen käyttö että sekä selvästi heikompi sadon typpisisältö aikaisempaan jaksoon verrattuna. Fosforitaseen kasvu Etelä-Pohjanmaalla johtui suuremmasta lantafosforin käytöstä sekä heikommasta sadosta. Vuonna 2014 noudatettiin vielä edellisen ohjelmakauden lannoitusrajoja, mutta kyseisen vuoden tietojen huomiotta jättäminen ei oleellisesti muuttaisi tuloksia.

Vaihtelua on myös alueiden sisällä eri kuntien ja yksittäisten maatilojen välillä kotieläintuotannosta johtuen. Hyötyä taseista – tutkimuksessa havaittiin lisäksi huomattavia eroja typpitaseissa maatilojen välillä, vaikka viljelykasvi, maalaji, alue tai lannoitelaji (väkilannoite/lanta) olivat samoja (Turtola ym. 2017).

Ympäristökorvauksen fosforilannoituksen enimmäismäärien tavoitteena on pitkällä aikavälillä viljavuusfosforipitoisuuksien sijoittuminen viljavuusluokkien välttävä ja tyydyttävä välimaastoon, jolloin fosforilannoitustarve on pieni tai sitä ei ole. Esimerkiksi Varsinais-Suomen savimaiden keskimääräinen pitoisuus on viimeisimmän tiedon mukaan 17 mg/l ja mediaani 11 mg/l (Lemola ym. 2018). Ravinnelaskurin avulla arvioiden Varsinais-Suomen peltojen keskimääräinen fosforiluku pienentyisi 25 vuodessa tasolta 17 tasolle 11 mg/l ja mediaaniarvo olisi tällöin 8 mg/l. Mediaani olisi silloin lähellä taloudellisten mallinnusten antamaa taloudellisesti optimaalista viljavuusfosforin pitoisuutta savimailla (7,3 mg/l, välttävä-tyydyttävä luokkien rajalla, Iho 2010).

Oletettavasti ympäristökorvauksen enimmäisrajat vähentävät ensisijaisesti kotieläintiloilla lannan sisältämien ravinteiden käyttömääriä, mutta ei ole olemassa ajantasaista tietoa, miten lannoitus todellisuudessa toteutetaan suhteessa viljavuustutkimuksen tuloksiin. Todennäköisesti osa viljanviljelijöistä lannoittaa hyvin maltillisesti, kun taas osa käyttää huomattavasti suurempia lannoitusmääriä tavoitellen korkeita satotasoja.

Ravinnetaselaskelmien mukaan väkilannoitefosforia on käytetty viime vuosina keskimäärin noin 5 kg/ha, kun taas kotieläinten lanta sisältää fosforia koko peltoalalle laskettuna noin 9 kg/ha. Näin ollen keskimääräinen fosforilannoitus Suomessa on noin 14 kg/ha, mikä vastaa Ravinnelaskurilla arvioiden ympäristökorvauksen sallimaa enimmäismäärää pois lukien satotasokorjaus ja lantapoikkeus.

Maataloustuotannon erikoistuminen ja alueellinen jakautuminen on johtanut ravinnekierron katkeamiseen, kun kasvinviljelytilat ostavat väkilannoitteita tuottaakseen suurelta osin rehua eläimille. Eläimet sijaitsevat eri tiloilla ja myös kaukana viljan tuottajatiiloista. Tällöin myös eläinten lannassa erittämät ravinteet jäävät kotieläintuotantotiiloille, mikä johtaa useissa tapauksissa tarpeettoman suureen ravinteiden käyttöön näillä alueilla, joilla maan fosfori-tila on jo aikaisemman lannoitushistorian vuoksi kohonnut. Asiaa on käsitelty monissa eri julkaisuissa (mm. Marttinen ym. 2017, Ylivainio ym. 2015, Lemola ym. 2013, Granstedt 2000, Bergström ym. 2015, Sharpley ym. 2015, Uusitalo ym. 2014, Uusitalo ym. 2007a). Korkeat fosforiluvut ovat tyypillisiä alueille, joilla on paljon yksimahaisia kotieläimiä tai turkistarhausta. Korkeiden maan fosforilukujen on havaittu olevan yhteydessä myös erikoiskasveihin, joiden fosforilannoitus on korkea (mm. Ylivainio ym. 2015, Bechmann 2014, Uusitalo ym. 2014, Uusitalo ym. 2007a).

Nautakarjatalouteen keskittyneillä alueilla kuten esim. Pohjois-Savossa eläintiheydet viljeltyä alaa kohti eivät ole nousseet karkearehun tuotantovaatimuksen vuoksi niin korkeiksi, että maan fosforiluvut olisivat kohonneet Suomen keskimääräisestä tasosta (Ylivainio ym. 2015, Lemola ym. 2018). Nurmiviljelyyn ja nautakarjatalouteen keskittyvillä maataloilla ja -alueilla fosforikuormituksen vähentämisen haasteena voi kuitenkin olla liukoinen fosfori pinta-lannoituksen aiheuttaman fosforin kerrostumisen ja pintavalunnan lisääntymisen vuoksi. Tätä aihepiiriä käsitellään tarkemmin kohdassa peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys.

Viljojen ja nurmien fosforilannoituksen enimmäisrajat ovat ympäristökorvauksessa edelleen korkeampia kuin tutkimusyhteenvedojen mukaan olisi tarpeen (Valkama ym. 2009, 2011, 2015). Tutkimusten mukaan fosforilannoitus ei tuota sadonlisää välttävää viljavuusluokkaa korkeammilla savi- ja kivennäismailla, eikä tyydyttävää luokkaa korkeammilla eloperäisillä mailla. Sihvosen ym. (2018) mukaan pitkällä aikavälillä optimaalinen fosforilannoitus ohranviljelyssä on savimailla 7 kg/ha ja karkeammilla kivennäismailla 22 kg/ha, kun samalla optimoitiin myös typpilannoitus (96-102 kg/ha).

Ylivainio ym. (2015) osoittivat, että 49 prosentissa viljavuusmaanäytteistä (v. 2005-2009) fosforipitoisuus oli sellainen, etteivät viljojen ja nurmien sadot hyödy fosforilannoituksesta. Laskelmien mukaan pelkästään kotieläinlannan käyttö fosforilannoitteena riittäisi kattamaan kasvien fosforilannoitustarpeen vuosien 2005–2009 viljavuusnäytteiden mukaan koko Suomessa, jos viljelykasveina olisivat pelkästään viljat ja nurmet ja lannan sisältämä fosfori pystyttäisiin levittämään peltojen fosforilannoitustarpeen mukaan. Kun tilastotietojen mukaan viljojen ja nurmien viljelyala on noin 90 % viljellystä alasta, tulokset pitävät melko hyvin paikkansa, vaikka esim. perunan, sokerijuurikkaan ja vihannesten lannoitus on suurempaa kuin viljojen ja nurmien.

Viimeaikaisten tutkimusten mukaan fosforilannoituksen vaikutus esimerkiksi vihannesten satoon on osoittautunut odotettua pienemmäksi ja tutkittujen vihannesten fosforilannoituksen tarve oli vähäisempi kuin maatalouden ympäristökorvausjärjestelmässä sallitut enimmäislannoitusmäärät. Vihannesviljelijöiden havaittiinkin käyttävän enimmäismääriä matalampaa fosforilannoitusta (Suojala-Ahlfors ym. 2017). Viimeisimmän Ravinnelaskurilla tehdyn arvion mukaan fosforin tarpeen mukainen lannoitus olisi Suomessa kaikki viljelykasvit ja peltoala mukaan lukien keskimäärin 9 kg/ha, ja näin toimimalla maan fosforipitoisuudesta riippuva liuenneen fosforin kuormitusriski voisi vähentyä 20 vuodessa noin 30 %. Arvio on samansuuruinen kuin Lemola ym. (2013) aikaisemmin esittämä. Laskelma osoittaa, että keskimääräinen fosforilannoitus (14 kg/ha) on noin 50 % suurempaa kuin sen tarve.

Koska peltojen fosforiluvulla on merkittävä vaikutus fosforin huuhtoutumispotentiaaliin, tulisi fosforilannoitus säätää kasvien tarpeen mukaiseksi. Tällöin lannan sisältämä fosfori voisi koko valtakunnan tasolla korvata väkilannoitetasofosforin käytön kokonaan, mutta haasteeksi tulee tuotannon erikoistumisesta ja alueellisesta jakautumisesta aiheutuva lantafosforin kuljetustarve (Ylivainio ym. 2015). Yhtenä lannoitusstrategiana on ehdotettu myös sadon mukana maasta poistuvan fosforin korvaamista (nollatase) tai niukasti positiivista tasetta (Bergström ym. 2015), mikä myös johtaisi peltomaiden fosforitilan laskuun, mutta muutos tapahtuisi hitaammin kuin lannoitettaessa kasvien tarpeen mukaisesti. Lemola ym. (2013) arvioivat nollataseen ja kasvien fosforintarpeen mukaisen lannoituskäytännön vaikutusta fosforiluvun muutokseen Uusitalon ym. (2016) esittämien kaavojen mukaan. Molemmilla lannoitusstrategioilla on melko samansuuruinen vaikutus keskimääräiseen fosforilukuun Suomessa, mutta fosforilukujen jakauma muodostuu nollatasestrategialla huonommaksi. Korkeat fosforiluvut laskevat hieman hitaammin ja samalla lisääntyvät hyvin alhaisten fosforilukujen määrä, joille nollataseen mukainen fosforilannoitus ei ole riittävä, vaan tällaisilla mailla fosforilannoituksella voitaisiin saada sadonlisää (Uusitalo ym. 2014). Toisaalta on hyvä muistaa, että myös tällä hetkellä monet viljelijät lannoittavat varsin niukasti alhaisen fosforipitoisuuden peltoja.

Typpilannoitus

Lähes kaikilla mailla ja viljelykasveilla typpilannoituksen avulla satotasoa voidaan nostaa huomattavasti enemmän kuin fosforilannoituksella. Typpilannoitusta säätämällä viljelijä voi myös vaikuttaa typpitaseeseen, sillä lannoituksen lisääminen tai vähentäminen heijastuu typpitaseen suuruuteen. Valkaman ym. (2016) tutkimuksessa 10 kg/ha typpilannoituksen suureneminen nurmiviljelyssä lisäsi typpitasetta kivennäismailla keskimäärin 4,8 kg/ha (4,1-5,6 kg/ha). Eloperäisillä mailla typpitase nousi vastaavasti keskimäärin 6,4 kg/ha (3,4-9,4 kg/ha). Viljoilla tehtiin vastaava havainto, jossa typpilannoituksen vaikutus typpitaseeseen oli vielä hieman suurempi kuin nurmiviljelyssä (Valkama ym. 2013). Turtolan ym. (2017) viljelijäaineistojen perusteella havaittiin sama yhteys typpilannoituksen ja typpitaseen välillä. Korkeat typpitaseet olivat yhteydessä joko korkeaan typpilannoitukseen tai heikkoon satoon.

Valkaman ym. (2013, 2016) tutkimusten mukaan viljojen ja nurmien typpilannoitusta voitaisiin nykyisestään tarkentaa, jos tiedettäisiin pellon sadontuottokyky ilman typpilannoitusta. Tutkimus osoitti, että typpilannoituksen satoaste oli heikompi silloin, kun pellon sadontuottokyky ilman typpilannoitusta oli korkea. Suuria satoja ilman typpilannoitusta tuottavien peltojen typpilannoitusta voitaisiin siten vähentää ja typpitasetta alentaa lannoitusta tarkentamalla. Tämä kuitenkin edellyttää, että on käytettävissä paikkakohtaista tietoa pellon sadontuottokyvystä ilman typpilannoitusta (Valkama ym. 2013, 2016).

Typpitase kertoo ympäristöpäästöjen riskistä. Kun typpitasetta ja kokonaisvalunnan määrää tai vain salaojavalunnan määrää käytettiin typpihuuhtoumaa ennustavassa lineaarisessa mallissa, pystyttiin ennustamaan 55-60 % typpihuuhtouman vaihtelusta (Salo & Turtola 2006). Viljelykierron keskimääräisen typpitaseen havaittiin ennustavan typpihuuhtoumaa parhaiten, jos viljelykiertoon sisältyi hyvin riskialttiita viljelytekniikoita, kuten avokesanointi ja lietalannan levitys syksyllä ja talvella. Hyvää viljelykäytäntöä noudatettaessa typpitase ei ennustanut typpihuuhtoumaa yhtä suoraviivaisesti. Hyötyä taseista -tutkimushankkeessa tehty COUP-mallinnus sen sijaan osoitti yhteyden typpitaseen ja huuhtouman välille ohran ja kevätvehnän viljelyssä käytettäessä syysmuokkausmenetelmänä kyntöä ja lannoitteena väkilannoitetyyppeä. Typpihuuhtouma 20 kg/ha ylittyi, kun typpitase nousi tasolle 20-40 kg/ha (Turtola ym. 2017). Nurmenviljelyssä puolestaan löydettiin vain hyvin lievä yhteys nurmen kyntövuoden typpitaseen ja huuhtouman välille, ja typpitaseen muutos -100 ja +135 kg/ha välillä lisäsi typpihuuhtoumaa 8 kg/ha, kun taas nurmen perustamisvuonna ja lopetusvuotta edeltävinä vuosina yhteyttä ei ollut (Valkama ym. 2016).

Turtolan ym. (2017) empiirisistä huuhtoumatutkimuksista tehdyn yhteenvedon mukaan tietyllä typpitaseen arvolla typpihuuhtoumat kasvoivat eri maalajeilla järjestyksessä savi < hieta < hiesu < turve. Viljelykasviryhmiä suhteiden huuhtoumat kasvoivat puolestaan tietyllä typpitaseen arvolla järjestyksessä viherkesanto < nurmi < ohra aluskasvin kanssa < ohra/kaura ilman aluskasvia. Kun muokkausmenetelmänä oli syyskyntö, kokeissa havaittiin lievä yhteys typpitaseen ja huuhtouman välillä, ja taseen noustessa välillä +5 ja +30 kg/ha huuhtoumat lisääntyivät kivennäismaalla noin 5 kg/ha. Turvemaalla ei vastaavaa yhteyttä ollut, mutta huuhtoumat olivat kaiken kaikkiaan korkeampia. Toteutuneeseen huuhtoumaan vaikuttivat myös valunnan määrä, valunnan jakautuminen pinta- ja salaojavaluntaan, muokkausmenetelmä ja viljelykierto, kuten aluskasvin lisääminen viljelykiertoon tai monivuotisen nurmen viljely. Valunnan suuntautumisella salaojavalunnan ja pinnanmyötäisen valunnan kesken oli suuri merkitys huuhtouman muodostumiselle. Esimerkiksi huonosti toimivan salaojituksen parantaminen pienensi typpitasetta noin 25 kg/ha, mutta typpihuuhtouma kasvoi noin kaksinkertaiseksi tasolta 8 kg/ha tasolle 16 kg/ha vuodessa, koska salaojavaluntaa muodostui aikaisempaa enemmän. Monivuotisia nurmia viljeltäessä typpitase vaihteli kokeissa laajemmissa rajoissa kuin viljoilla, mutta typpihuuhtouma oli viljoja pienempi, eikä koeaineistoissa näkynyt selvää yhteyttä nurmien typpitaseen ja typpihuuhtouman välillä, kun lannoitukseen oli käytetty väkilannoitetyyppeä (Turtola ym. 2017).

Tanskalaisessa tutkimuksessa havaittiin typpilannoituksen ja typpitaseen yhteys typpihuuhtoumiin pitkäaikaisessa kenttäkokeessa, jossa nelivuotinen viljelykierto toistettiin neljännen kerran. Typpihuuhtoumia mitattiin keraamisilla imukupeilla. Kerääjäkasvin vaikutus havaittiin kuitenkin merkittävämmäksi typpikuormituksen vähentäjänä kuin typpilannoituksen vähentäminen tai typpitaseen pienentyminen. Kerääjäkasvit vähensivät typpikuormitusta 23 kg/ha tavanomaisessa ja luomukierrossa. Palkokasvit kerääjäkasvina olivat yhtä tehokkaita kuin ei-palkokasvit (De Notaris ym. 2018).

Maaperän kasvukunto

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: suojakaistat +++, peltokasvit ++, puutarhakasvit 0

Viljelykierron suunnittelu saattaa johtaa monipuolisempien viljelykiertojen toteuttamiseen ja sitä kautta maan laadun parantumiseen ja kasvitauti-, tuholais- ja rikkakasvipaineen vähenemiseen. Viljelijöiden tukihaun yhteydessä antamien tietojen perusteella viljelykierrat olisivat hieman parantuneet. Vuosina 2014-2016 vajaat 300 000 hehtaaria peltoa kasvoi samaa yksivuotista viljelykasvia, mikä on reilu kymmenesosa käytössä olevasta maatalousmaasta. Vuosina 2008-2010 samaa yksivuotista viljelykasvia oli arviolta 350 000 hehtaarilla. (<https://www.luke.fi/uutiset/kasvinvuorottelua-kaytettiin-lahes-kaikilla-pelloilla/>)

Peltomaan laadun itsearviointi saattaa johtaa perusparannusten toteuttamiseen sellaisilla pelloilla, joilla siihen on tarvetta. Näin ollen maan tuottokyky ja rakenne voivat parantua. Olennaista on etenkin maan rakenteen ja orgaanisen aineksen pitoisuuden kehitys. Toimenpiteen toteuttamisesta ja vaikutuksista esimerkiksi perusparannusten tekemiseen ei ole vielä olemassa tutkimustietoa ja siitä syystä vaikutusta on vaikea arvioida.

Kättererin ym. (2014) 13 vuoden kenttäkoetutkimuksessa maan orgaanisen hiilen määrän lisääntymistä verrattiin annettuun typpilannoitukseen. Yksi typpikilo vastasi noin 4,6 hiilikilon sitoutumista maahan. Tämä selittyi lannoituksen satoa lisäävästä vaikutuksesta, jolloin myös maahan jäävien kasvinjätteiden määrä kasvoi. Kasvinjätteet ovat stabiilin orgaanisen aineksen muodostumisen raaka-ainetta. Typpilannoituksen maan hiiltä lisäävästä vaikutuksesta ovat raportoineet myös mm. Schjøning ym. (1994) ja Kirchmann ym. (2013), mutta epäorgaanisen lannoitetypen merkitystä on toisaalta kyseenalaistettu useissa tutkimuksissa. Khan ym. (2007) raportoivat 40-50 vuoden synteettisten lannoitteiden käytön vähentäneen hiilen määrää maassa, vaikka typpilannoitus ylitti kasvin sadon mukana poistuneen typpimäärän 60-190 -prosenttisesti. Typpi kiihdyttää kasvinjätteiden ja maan orgaanisen aineksen hajoamista, ja tästä syystä tutkijoiden mukaan ammoniumtyppilannoitus tulisi säätää mahdollisimman tarkasti vastamaan kasvien typen tarvetta. On esitetty, että pitkällä aikavälillä kestävä viljely voi edellyttää viljelyn monipuolistamista ja asteittaista siirtymistä synteettisestä typpilannoituksesta palkokasveja sisältäviin viljelykiertoihin (Mulaney ym. 2009).

Luonnon monimuotoisuus

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: suojakaistat ++, peltokasvit 0, puutarhakasvit 0

Ravinteiden tasapainoinen käyttö on ympäristökorvausjärjestelmässä erityisasemassa, koska kaikki järjestelmään sitoutuvat viljelijät sitoutuvat samalla noudattamaan tähän sisältyviä toimenpiteitä (suojakaistat, viljelykiertosuunnitelma, koulutuspäivä ja kasvikohtaiset lannoitusrajat). Kokonaisuutena toimenpiteellä arvioidaan olevan lievä myönteinen vaikutus maatalousluonnon monimuotoisuuden säilymiselle. Tätä ei kuitenkaan voida suoraan osoittaa olemassa olevan tutkimustiedon pohjalta.

Myönteisiä luontovaikutuksia saadaan vähintään kolmen metrin levyisten suojakaistojen perustamisesta vesistöjen reunoille. Lisäksi mahdollisuus perustaa keskimäärin enintään kolmen metrin levyisiä ja viljelykasvin pinta-alaan sisältyviä monimuotoisuuskaistoja myös muille kuin vesistöihin rajoittuville peruslohkon reunoille tarjoaa mahdollisuuden luonnon monimuotoisuuden edistämiseksi (Haaland ym. 2011, Korpela ym. 2013a). Ei kuitenkaan ole tiedossa, missä määrin vapaaehtoisia monimuotoisuuskaistoja on käytännössä perustettu. Arviomme mukaan muilla tässä vaadituilla toimenpiteillä ei nykyisellään ole sanottavaa merkitystä luonnon monimuotoisuudelle. Alla tarkastellaan kaikille ympäristösitoumuksen tekeville viljelijöille pakollisten toimenpiteiden sekä täydentävistä toimenpiteistä pientareiden vaikuttavuutta luonnon monimuotoisuuteen.

Nykyisessä ympäristökorvausjärjestelmässä valtaojien reunoille perustettavat vähintään metrin levyiset pientareet on sisällytetty kaikkia viljelijöitä koskeviin täydentäviin ehtoihin. Pysyvästi viljelemättömillä pientareilla on hyvin suuri merkitys maatalousluonnon monimuotoisuudelle tavanomaisilla maatalousalueilla, joilla avointa

viljelemätöntä elinympäristöä on jäljellä vain vähän (Batáry ym. 2015). Pientareiden merkityksestä on runsaasti tutkimuksia sekä Suomesta (Ma ym. 2002, Bäckman ym. 2004, Kuussaari ym. 2007a, Tarmi ym. 2009, Herzon ym. 2014) että ulkomailta (Marshall & Moonen 2002, Ouin & Burel 2002, Holland ym. 2016). Monissa tutkimuksissa on havaittu pientareen leveyden kasvattavan sillä elävien kasvi- (Ma ym. 2002, Tarmi ym. 2009, Sybertz ym. 2017) ja hyönteislajien (Kuussaari ym. 2007a, Merckx ym. 2012, Sybertz ym. 2017) määrää. Pientareet hyödyttävät maatalousalueiden lajistoa laajasti, koska niillä on merkitystä kaikille arvioinnissamme tarkastelluille eliöryhmille.

Ojien ja pientareiden pinta-alan väheneminen salaojitusten ja peltojen lohkokoon kasvattamisen seurauksena on yksi keskeisistä maatalousluonnon köyhtymistä viime vuosikymmeninä aiheuttaneista maatalouden muutoksista (Tscharntke ym. 2005, Herzon & Helenius 2008, Kivinen ym. 2008, Kettunen ym. 2014, Marja ym. 2013, Konvicka ym. 2016). Pientareiden säilyttäminen ja niiden monimuotoisuutta edistävät toimenpiteet kuuluvat tärkeimpiin kaikille maataloille soveltuviin keinoihin, joilla voidaan edistää maataloudelle tärkeitä ekosysteemipalveluja, kuten viljelykasvien pölytystä ja tuholaisten luontaista torjuntaa (Holland ym. 2016). MYTVAS-seurantatutkimuksen havaintojen mukaan vähintään metrin levyiset valtaojien pientareet toteutuivat maataloilla käytännössä kuitenkin yllättävän harvoin (Kivinen ym. 2008). Vaadittujen piennarleveyksien toteutumiseen tulisi jatkossa kiinnittää huomiota, jotta pientareista saataisiin niiden tarjoamat hyödyt sekä luonnon monimuotoisuudelle että maatalouden ekosysteemipalveluille. Jatkossa olisi tärkeää löytää keinoja, joilla viljelemättömien pientareiden pinta-alan väheneminen saataisiin pysäytettyä, ja kompensoitua se esimerkiksi jäljelle jääviä pientareita leventämällä tai lisäämällä kannustimia monimuotoisuuskaistojen perustamiseen. Tämä on tärkeä tavoite, sillä peltolohkojen keskikoon kasvu jatkunee tulevaisuudessakin.

Suojakaistojen perustaminen edistää kohtalaisesti tai hyvin lajiston monimuotoisuutta riippuen eliöryhmästä. Vesistöjen varsille perustettavat vähintään kolmen metrin levyiset suojakaistat ovat keskimäärin tavallisia ojanpientareita vähälajisempia, reheväkasvuisia ja heinävaltaisia elinympäristöjä, joilla kasvilajisto on tyypillisesti yksipuolista (Ma ym. 2002, Tarmi ym. 2009). Silti ne tarjoavat suojaa ja elinympäristöä monille eliöryhmille (Bäckman ym. 2004, Marshall ym. 2006). Erityisesti tuholaisten torjunnassa tärkeät petoselkärangattomat, kuten maakiitäjäiset ja hämähäkit, hyötyvät lajiköyhästäkin kasvillisuudesta, joka tarjoaa niille suojaa ympäri vuoden (Huusela-Veistola 1998, Pywell ym. 2005, Bianchi ym. 2006, Holland ym. 2016, Toivonen ym. 2018). Myös peltolinnut hyötyvät suojakaistoista (Vepsäläinen ym. 2010).

Viljelykiertosuunnitelman laatimisella ja koulutuspäivällä ei nykyisellään ole merkitys luonnon monimuotoisuudelle. Viljelykiertosuunnitelma ei velvoita viljelijää viljelykierron monipuolistamiseen, jolla voitaisiin saada aikaan ainakin lievästi positiivisia monimuotoisuusvaikutuksia (Lichtenberg ym. 2017) esimerkiksi peltolintujen ja maaperäeläinten osalta. Siksi viljelykiertosuunnitelmalla ei nykyisellään ole arviomme mukaan myönteisiä luontovaikutuksia. Sama pätee vaadittuun koulutuspäivään: luonnon monimuotoisuus jää käytännössä muiden ympäristötavoitteiden sekä suoraan tuotantoon liittyvien asioiden varjoon. Periaatteessa viljelijöiden (sekä maatalousneuvojien) vapaaehtoisella koulutuksella voitaisiin edistää merkittävästikin maatalousluonnon monimuotoisuuden huomiointia viljelyssä, mutta hyvät käytännön esimerkit puuttuvat.

Yksi maatalousluonnon monimuotoisuuden edistämisen suurimpia haasteita on edelleen tietoisuuden lisääminen luonnon monimuotoisuutta edistävästä toimenpiteistä sekä näistä viljelylle saatavista hyödyistä. Seuraavalla ohjelmakaudella olisi perusteltua panostaa erityisesti tämän aihepiirin tiedotus- ja koulutushankkeisiin, joissa painotettaisiin toimenpiteiden viljelylle tuottamia hyötyjä. Tätä voitaisiin edistää esimerkiksi Neuvo2020 –neuvojille suunnatun tuetun koulutuksen avulla.

Kasvikohtaiset lannoitusrajat on vesiensuojelun kannalta tärkeä toimenpide, mutta sillä ei ole käytännön merkitystä maatalousluonnon monimuotoisuudelle. Tämä johtuu pitkälti siitä, että pellon ravinnetaseen paraneminen ei heijastu suoraan lajiston monimuotoisuuteen pellolla tai niitä ympäröivillä viljelemättömillä alueilla. Peltomaan laatu-testin itsearviointi voisi saada viljelijän muuttamaan käytäntöjään peltomaan rakennetta parantavaan suuntaan, joka puolestaan voisi hyödyttää maaperäeläinten monimuotoisuutta. Tästä ei kuitenkaan ole suoraa havaintoja.

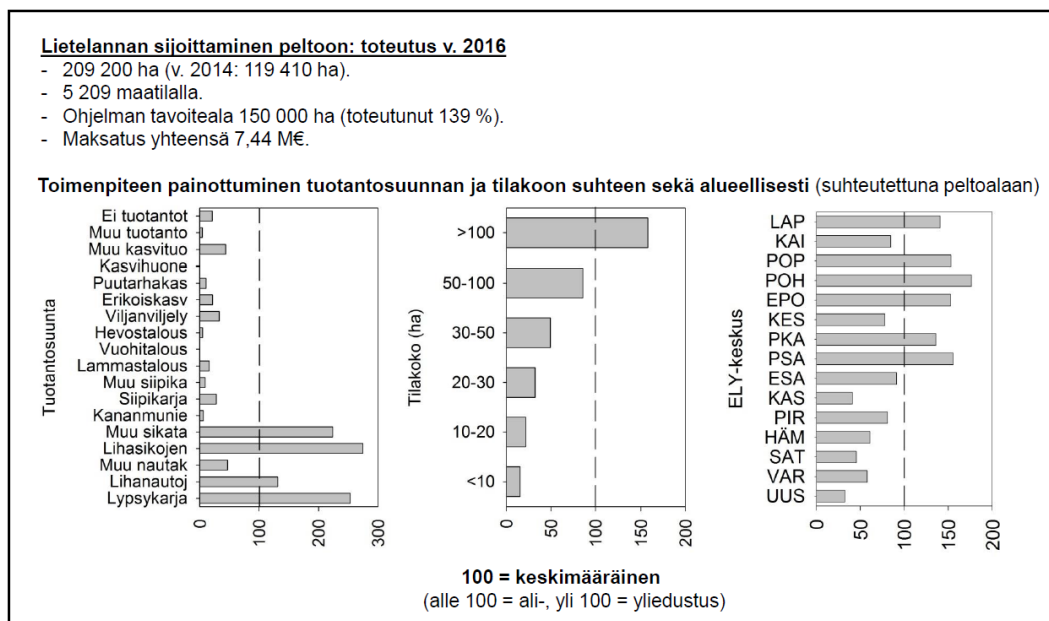
Ilmastonmuutoksen hillintä ja sopeutuminen

Arvio ominaisvaikutavuudesta: suojakaistat +++, peltokasvit ++, puutarhakasvit +

Useimmissa kirjallisuusyhteenvedoissa on saatu lineaarinen yhteys lannoitetypen määrän ja N₂O-päästön välille (Stehfest & Bouwman 2006, Liu ym. 2017). Tämä yhteys kuitenkin on selkeä vain, kun mukana on myös erittäin korkeita lannoitusmääriä. Suomesta kerätyssä aineistossa päästöt nousivat lannoituksen noustessa, mutta hajonta oli hyvin suurta (Regina ym. 2013). Päästötietojen pohjana käytetään IPCC:n ohjeistoa vuodelta 2006, jossa oleva

päästökerroin lannoitukselle tulee päivittämään vuoden 2019 aikana. Tällä hetkellä päästö lasketaan olettaen 1 % levitetyn typen määrästä aiheuttavan N₂O-päästöä (IPCC 2006). Typen käyttömäärien ja N₂O-päästöjen välillä on siis lineaarinen yhteys.

2.2. Lietelannan sijoittaminen peltoon



Toimenpiteen sisältö ja mahdolliset muutokset tälle ohjelmakaudelle

Lietelanta, virtsa ja vastaavat aineet on levitettävä laitteella, joka leikkaa maan pintaan viillon ja valuttaa tai ruiskuttaa lietelannan tai virtsan viiltoon. Hyväksyttävää on myös käyttää multaavaa laitetta, joka on kytketty aineita levittävään yksikköön. Levitysmäärän on oltava vähintään 20 m³/ha. Lohkot, joilla toimenpidettä on toteutettu, tulee ilmoittaa kunnan maaseutuelinkeinoviranomaiselle vuosittain viimeistään 30.10.

Edellisellä ohjelmakaudella (2007–2013) vastaava toimenpide oli erityistukisopimus.

Toimenpiteen tavoitteet: Vesiensuojelu- ja ilmastotoimenpide, joka myös vähentää ammoniakkipäästöjä. Toimea voidaan toteuttaa korvauskelpoisilla pelloilla koko maassa. Toimenpide tavoitteena on tehostaa kasvinviljelytilojen ja kotieläintilojen välistä yhteistyötä ja laajentaa lannan levitysalaa. Toimenpiteellä vastataan seuraaviin tunnistettuihin tarpeisiin:

- Energiatehokkuuden ja resurssitehokkuuden parantaminen
- Kasvihuonekaasujen ja ammoniakkipäästöjen vähentäminen maataloudessa
- Peltomaan ravinnetaseiden parantaminen ja vesistöihin kulkeutuvan typpi- ja fosforikuormituksen vähentäminen maa- ja puutarhataloudessa

Vertailukohta toimenpiteen vaikuttavuuden arvioinnissa

Vertailukohtana voidaan pitää lietelannan hajalevitystä, letkulevitystä tai erillistä multausta levityksen jälkeen.

Arvio toimenpiteen vaikuttavuudesta kunkin tavoitealueen osalta

Vesistökuormitus

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: +

Toimenpide vähentää vesistökuormitusta ehkäisemällä fosforin kertymistä maan pintaan ja pienentämällä riskiä lietelannasta tapahtuvaan välittömään ravinteiden huuhtoutumiseen lannan levityksen jälkeen. Jos vältetään liete- lannan toistuva levitys nurmen pintaan, liukoisen fosforin huuhtoutuminen voi pienentyä alle puoleen. Ammoniakin haihtumisen pienentyessä väkilannoitetyypen levitystarve vähenee. Kun suurempi osa lannan typestä voidaan laskea tulevan kasvien käyttöön, lannan levitysmäärä pinta-alaa kohti voi myös olla pienempi ja lannan mukana

maahan tulee vähemmän fosforia. Tämä on usein hyväksi vesiensuojelun kannalta, koska monilla lohkoilla ei ole fosforin lannoitustarvetta.

Luken tilastojen mukaan vuonna 2016 vain noin neljäsosa pelloille levitetystä lannasta oli kiinteää lantaa ja kolme neljäsosaa lietelantaa tai muuta nestemäistä lantaa. Lietelannasta yli 40 % sijoitettiin maan sisään levityksen yhteydessä multainlaitteilla ja noin 13 % levitettiin pintamaahan veitsimultaimella tai vastaavalla laitteella. Veitsimultain avaa kasvustoa ja maanpintaa, mutta jättää lietteen maan pinnalle. Multainlaitteet puolestaan sijoittavat lietteen matalassa sijoituksessa alle 10 cm:n syvyyteen ja syvässä sijoituksessa tätä syvemmälle. Noin 30 % lietteestä sijoitettiin matalaan. Lietteen sijoittaminen on lisääntynyt vuoteen 2010 verrattuna, jolloin lietelannasta 31 % sijoitettiin maan sisään levityksen yhteydessä (<http://stat.luke.fi/maatalouden-rakennetutkimus-maatalouslaskenta-2010-viljelysmaan-hoito-fi>)

Vuonna 2016 lietteestä letkulevitettiin 15% ja hajalevitettiin lähes 30%. Kiinteästä lannasta noin 75% mullattiin levityksen jälkeen. Letku- tai hajalevitetystä lietelannasta mullattiin lähes 2/3. (<http://stat.luke.fi/viljelysmaan-hoito-ja-kastelu-2016-fi-0>)

Fosforikuormitus

Naudan lietelannan matala sijoittaminen säilörehunurmeen (5-10 cm) savimaassa vähensi kokonaisfosforin ja liukoisen fosforin kulkeutumista vesiin 79 ja 86 % pintakerrosvalunnassa (30 cm) verrattuna lietteen hajalevitykseen maan pintaan (Uusi-Kämpä & Heinonen-Tanski 2008). Lietettä levitettiin kaksi kertaa kasvukauden aikana. Levitys tapahtui ensimmäisen sadonkorjuun jälkeen kesäkuussa ja lokakuussa. Vaikutus johtui maan pintakerroksen (0-2 cm) fosforipitoisuuden pysymisestä alhaisempana kuin tapauksessa, jossa liete levitettiin maan pinnalle hajalevityksenä. Kokonaisfosforin kulkeutuminen pysyi samalla tasolla kuin väkilannoitetussa kontrollissa, joka kuitenkin sai vain puolet siitä fosforimäärästä, joka sijoittamalla levitettiin. Salaojien kautta tapahtuvaa fosforikuormitusta ei voitu tutkia, mutta sen oletettiin kirjallisuuteen perustuen olevan vähäistä, koska nurmiviljelyssä pintavalunnan osuus kokonaisvalunnasta kasvaa viljanviljelyyn verrattuna (Turtola & Kemppainen 1998, Turtola & Jaakkola 1995, Uhlen 1978). Lietteen levityksen vuotuiset kokonaistypinmäärät ylittivät kokeessa 170 kg/ha rajan.

Kun lietettä levitettiin em. kokeessa vain kerran kesässä, ensimmäisen sadonkorjuun jälkeen kesäkuussa, ei lietteen hajalevityksen, sijoituksen ja väkilannoitetta saaneen kontrollin välillä ollut kuitenkaan eroa. Huuhtoutuneen kokonaisfosforin ja liukoisen fosforin määrät olivat kaikissa koejäsenissä alhaiset. Maan viljavuusfosforipitoisuuksissa ei myöskään ollut tällöin eroa koejäsenten välillä. Syynä erilaisiin tuloksiin yhden ja kahden levityskerran välillä mainitaan pienempi lanta- ja fosforimäärä yhden levityskerran kokeessa sekä kasvien ravinteiden otto kesälevityksen jälkeen, kun taas lokakuussa tapahtuneen levityksen jälkeen se oli vähäistä. Suurimmat kokonaisfosforin ja liukoisen fosforin kulkeumat mitattiin, kun lietettä oli levitetty märkään maahan syksyllä ja sateet seurasivat lietteen levitystä. Samanlaisen havainnon tekivät myös Rätty ym. (2015), joiden tutkimuksessa märkään maahan syksyllä sijoittamalla levitetty liete aiheutti huomattavan suuren fosforihuuhtouman verrattuna kesälevitykseen.

Syksyllä tapahtuva lietteen levittäminen nostavaa fosforin ja typen kuormitusriskiä ja Rätty ym. (2015) suosittavat lietteen levitystä kasvukauden aikana, jotta huuhtoumat pinta- ja pohjavesiin voitaisiin minimoida. Tutkimusta kuitenkin tarvittaisiin lisää mm. syksyllä eri ajankohtina tapahtuvasta levityksestä (sijoittaminen vs. levitys ja kyntö) ja sijoitustekniikasta (syvyys, sijoitusvaon sulkeminen), sekä lietelannan käsittelystä nitrifikaation estämiseksi ja fosforin liukoisuuden vähentämiseksi.

Liun ym. (2012) mukaan rakenteelliset maat, kuten heidän tutkimansa hiuesavi, ovat fosforin huuhtoutumisen kannalta suuririskisiä maita, joilla fosforin lisäämistä maan ollessa märkä (syksy, kevät) tulisi seurata muokkaus tai koko toimenpidettä ei lainkaan tulisi tehdä. Vaikka sian lietelannan sekoittaminen maan pintakerrokseen vähensikin kokonaisfosforin huuhtoutumista 50 % ja liukoisen fosforin huuhtoutumista 64 % pintalevitettyyn verrattuna häiriintymättömien lysimetrien sadesimulointikokeessa, huuhtoutui maasta kuitenkin enemmän fosforia kuin käsittelemättömästä kontrollista. Rakenteellisessa hiuesavimaassa tapahtui veden oikovirtausta makrohuokosten kautta, kun taas hietamaalla, jolla ei ollut oikovirtausta mutta savimaata vastaava fosforin pidätyskyky ja pidätyspaikkojen täytymisaste, lannan sekoittaminen maahan ei vähentänyt fosforin huuhtoutumista. Lannan levitys aiheutti vain pienen tai ei lainkaan riskiä fosforin huuhtoutumiselle. On kuitenkin huomattava, että lysimetrikokeessa ei voitu huomioida mahdollista pintakerrosvaluntaa, jota voi syntyä myös hietamailla varsinkin nurmea viljeltäessä.

Glæsner ym. (2011) tutkimuksessa naudan lietelannan sijoitus 8 cm:n syvyyteen vähensi kaikkien fosforimuotojen huuhtoutumista pintalevitykseen verrattuna, mutta maalajien välillä oli eroa vähennyksen suuruudessa ja liukoinen orgaaninen fosfori pidättyi vähemmän kuin muut fosforimuodot. Tämäkin tutkimus tehtiin sadesimuloimalla

häiriintymättömiä halkaisijaltaan ja syvyydeltään 20 cm:n maanäytteitä. Lietteen sijoitus vähensi fosforin huuhtoutumista savipitoisissa maissa, mutta ei hietamaassa.

Turtolan ja Kemppaisen (1995) lietalannan levitysaikakoe Toholammin hietamaan huuhtoutumiskentällä sisälsi käsittelyjä, joissa naudan liete levitettiin syksyllä, talvella tai keväällä. Vertailukoejäsenenä oli lannoittamaton kontrolli ja keväällä tehty väkilannoitus. Syyskuussa toteutettu lietteen levitys, jota seurasi kyntö, ei lisännyt tilastollisesti merkittävästi kokonaisfosforin ja liukoisen fosforin huuhtoutumista lannoittamattomiin koejäseniin verrattuna kun taas. nitraattityppikuormitus kasvoi. Nurmen pintaan levitetty naudan liete tai väkilannoite lisäsi sekä typpi- että fosforikuormitusta pintavalunnassa verrattuna lannoittamattomaan kontrolliin. Nurmelle tehdyssä syyslevityksessä lisäys oli selvästi suurempi kuin kevätlevityksessä. Fosforin huuhtoutuminen salaojavalunnan kautta oli kentällä vähäistä kaikkina vuosina ja kaikissa koejäsenissä.

Typpikuormitus

Uusi-Kämpän ja Mattilan savimaalla tehdyssä tutkimuksessa (2010) naudan lietalannan sijoittaminen alensi muutenkin vähäistä ammonium- ja kokonaistypen kulkeutumista pintavalunnassa 83 ja 34 % vastaavasti, vaikka typpeä levitettiin hieman enemmän ruuduille, joilla liete sijoitettiin. Typpikuormitus pintavalunnassa oli vähäinen (0,3-4,6 kg/ha/v), vaikka typpeä annettiin nurmelle naudan lietalannassa enemmän kuin nitraattiasetus sallii.

Maaningan peltolysimetrikentällä suoritettussa kokeessa hietamaalla naudan lietalanta sijoitettiin ja annettiin joko kesälevityksenä tai jaettuna kesä- ja syyslevitykseen. Typen kokonaishuuhtoumat olivat huomattavasti suurempia (14-61 kg/ha/v) kuin aikaisemmin oli Suomessa raportoitu. Mahdollisina syinä korkeisiin typpihuuhtoumiin pidettiin hyvin läpäisevää maalajia, lannan pitkäaikaista käyttöä kentällä sekä tutkimuskentän vedenkeräysjärjestelmää (Räty ym. 2015).

Lietteen sijoittaminen maahan vähentää ammoniumtypen tappioita ilmaan ja kasvien käytössä on typpeä enemmän, jolloin väkilannoitetyypen tarve pienenee ja/tai sadon voi olettaa kasvavan ja typpitaseen pienentyvän. Mattilan ym. (2003) tutkimuksessa lietteen levitysmenetelmällä ei ollut vaikutusta nurmen kuiva-ainesatoon, vaikka annetun typen hyötysuhde oli parempi silloin, kun liete oli sijoitettu (23-50 %, hajalevitetty 16-33 %, letkulevitetty 17-38 %). Lietteen sijoittaminen esti lähes täysin ammoniakityppitappiot ilmaan ja kasvien käytettävissä oli enemmän typpeä kuin muissa koejäsenissä, mutta kuiva-ainesadot kuitenkin pysyivät samalla tasolla lietteenlevitysmenetelmästä riippumatta. Tämä johtui todennäköisesti lietteen sijoittamisen aiheuttamista nurmen juuristovaurioista, jotka laskivat satoa. Täydentämällä lietalannoitusta väkilannoitetyypellä (50 kg/ha) saatiin savimaassa korkeampia kuiva-ainesatoja ja typen käytön hyötysuhde parani noin kolmanneksella. Myös Misselbrook ym. (1996) vertasivat lietteen sijoittamista ja hajalevitystä. Sijoittaminen vähensi ammoniakityppiot ilmaan maaliskuun levityksessä 40 % ja kesäkuun levityksessä 79 % hajalevitykseen verrattuna, mutta samalla kuitenkin sato laski, todennäköisesti sijoittamisesta nurmelle aiheutuneiden juuristovaurioiden vuoksi.

Powell ym. (2011) vertasivat nelivuotisessa Wisconsinissa tehdyssä kokeessa pintaan hajalevityksenä annetun ja sijoitetun lietalannan typpitappioiden suuntautumista ilmaan ja pohjaveteen. Nitraattityppihuuhtoumat vaihtelivat 1-27 kg/ha ja ammoniumtyppipäästöt ilmaan 6-38 kg/ha, ja sijoittaminen vähensi ammoniumtypen tappioita 74 %. Yhtenä vuotena ammoniumtyppipäästöjen pienentyessä nitraattityppihuuhtoumat kasvoivat. Vaikka lietteen sijoitus vähensi typpitappioita, ei sillä ollut merkittävää vaikutusta sadon määrään tai sen typpisisältöön eikä maan liukoisen typen pitoisuuksiin kokeen lopussa.

Rodhen ja Etanan (2005) tutkimuksessa letkulevityksenä annetun lietteen ammoniumtypestä 39 % haihtui ilmaan, ja lietteen sijoittaminen nurmeen 5 cm:n syvyyteen vähensi ammoniumtypen haihtumisen puoleen. Kuiva-ainesato tai toisen sadon typen hyväksikäyttö ei kuitenkaan lisääntynyt letkulevitykseen verrattuna. Tutkijat esittivätkin, että erilaisten sijoitusmenetelmien vaikutusta juuristovaurioihin ja maan tiivistymiseen tulisi tutkia tarkemmin. Lisää tutkimusta tarvittaisiin myös nurmen kasvilajikoostumuksen, kasvuasteen sekä sään ja maan ominaisuuksien vaikutuksista lietteen levitysmenetelmän valintaan.

Maaperän kasvukunto

Arvio ominaisvaikutavuudesta: 0

Lietettä multaavat koneet ovat raskaampia kuin lieteen hajasijoitukseen tai letkulevitykseen käytettävät koneet. Myös vetokoneen tehontarve ja paino ovat suuremmat. Nämä tekijät sisältävät riskejä maan rakenteen kannalta, erityisesti maan tiivistymiselle, mistä voi edelleen aiheutua satopotentialin heikentymistä ja suurentunut liuennon

fosforin kuormitus pintavalunnan lisääntyessä. Tiivistymisen riski on suurin, jos toimenpide toteutetaan maan ollessa märkää. Toimenpiteen vaikutusta maan tiivistymiseen tulisi selvittää (Rodhe & Etana 2005).

Luonnon monimuotoisuus

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: 0

Lietelannan sijoittamisella peltoon ei tavoitella monimuotoisuushyötyjä, eikä mikään viittaa siihen, että toimenpide vaikuttaisi luonnon monimuotoisuuteen. Periaatteessa toimenpiteellä saattaisi olla vaikutuksia pellon maaperäeliöiden monimuotoisuuteen, mutta aihetta ei ole tutkittu. Todennäköisesti myönteisiä vaikutuksia ei ole, koska peltoon sijoitettava lietelanta on nestemäistä, pitoisuudeltaan vahvaa eikä se sisällä maaperäeläinten ravinnoksi sopivaa orgaanista hajotettavaa ainesta (vrt. seuraava toimenpide).

Ilmastonmuutoksen hillintä ja sopeutuminen

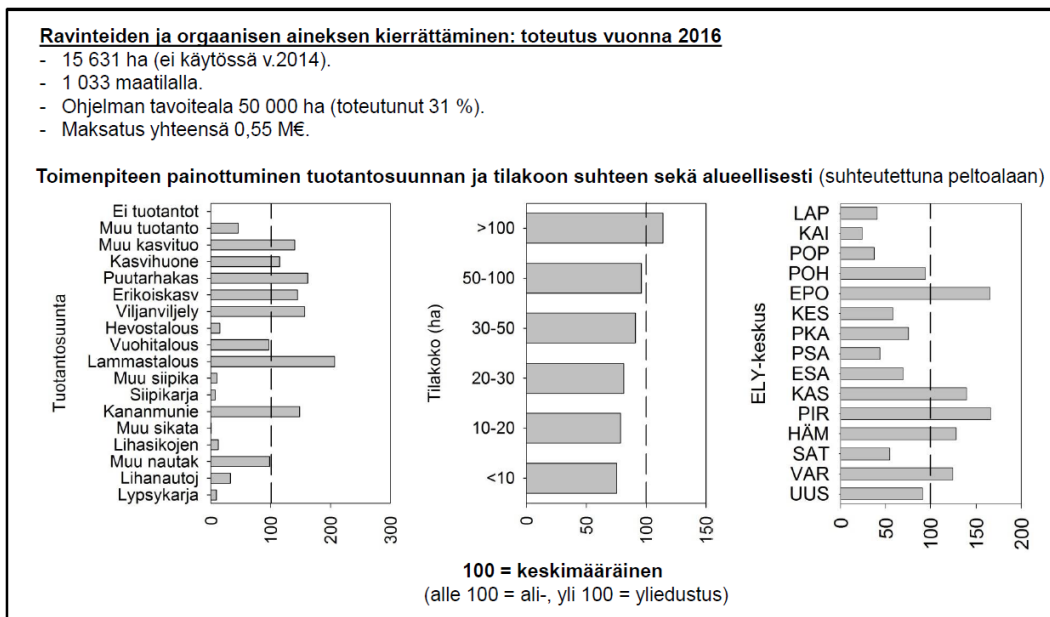
Arvio ominaisvaikuttavuudesta: +

Lietteen sijoittaminen yleensä vähentää ammoniakkipäästöä mutta nostaa N₂O:n päästöä. Meta-analyysi, jossa oli lietteen sijoittamisesta 77 havaintoa, osoitti, että sijoittaminen vähentää ammoniakkipäästöä 80 % pintalevitykseen verrattuna (Hou ym. 2015). Samassa tutkimuksessa todettiin, että N₂O-päästö lisääntyy 26-199 % sijoituslevityksessä. Kokonaisuutena kasvihuonekaasupäästöt eivät vähentyneet, jos otetaan huomioon ammoniakkipäästön laskeumasta ja lietteen ravinteista syntyvä N₂O ja metaanipäästö.

Pintalevityksessä kolmannes ammoniumtypestä haihtui ammoniakkinä, vaikka lietteen levitys tehtiin lokakuussa. Lietteen sijoittaminen estii ammoniakkin haihtumisen lähes kokonaan (Uusi-Kämpä & Mattila 2010). Ensimmäisen sadonkorjuun jälkeen tehdyn lietteenlevityksen ammoniumtypestä noin puolet haihtui ilmaan levityksen jälkeen. Lietteen sijoittaminen (injektio) maahan 8-10 cm:n syvyyteen estii ammoniakkin haihtumisen lähes täysin. Letkulevitys ei vähentänyt ammoniakkitappioita ilmaan verrattuna lietteen hajalevitykseen. Lietteen separointi tai ilmastus eivät myöskään vähentäneet ammoniakkin haihtumista ilmaan, vaikka joissakin tapauksissa haihtuminen oli vähäisempää separoidusta lietteestä (Mattila & Joki-Tokola 2003).

Kasvihuonekaasuinventaarion laskelmissa sijoituslannoitus vähentää ammoniakkipäästöjä ja siitä laskettavaa epäsuoraa N₂O-päästöä. Sen mahdollista N₂O-päästöjä lisäävää vaikutusta ei kuitenkaan oteta huomioon, koska tämän arvion tekemiseen ei ole laskentamenetelmää.

2.3. Ravinteiden ja orgaanisen aineksen kierrättäminen



Toimenpiteen sisältö ja mahdolliset muutokset tälle ohjelmakaudelle

Ravinteiden ja orgaanisen aineksen kierrättämisen tavoitteena on lisätä ravinteiden kierrätystä kotieläin- ja kasvinviljelytilojen välillä ja parantaa maaperän rakennetta, kasvukuntoa ja mikrobiaktiivisuutta. Toimenpidettä voidaan toteuttaa korvauskelpoisilla pelloilla koko maassa ja se on lohkoittainen.

Peltolohkolle lisätään ravinnepitoista orgaanista materiaalia, jonka orgaanisen aineksen pitoisuus (kuiva-ainepitoisuus) on vähintään 20 %. Käytettävät materiaalit voivat olla vain lannoitevalmistelaimen mukaisia orgaanisia lannoitteita, maanparannusaineita tai kasvualustoja, toiselta tilalta hyötykäyttöön hankittua kuivalantaa tai lannasta erotettua kuivajaetta. Kuivalannassa on oltava mukana kuiviketta tai muuta orgaanista ainesta. Viljelijän omalta tilalta peräisin oleva lanta, turve, olki, niittojäte tai vastaavat aineet eivät oikeuta korvaukseen. Lisättävän määrän on oltava vähintään 15 m³/ha vuodessa.

Edellisellä ohjelmakaudella ei ollut vastaavaa toimenpidettä.

Vertailukohta toimenpiteen vaikuttavuuden arvioinnissa

Ravinteita ja orgaanista ainesta ei kierrätetä kotieläintiloilta kasvinviljelytiloille.

Arvio toimenpiteen vaikuttavuudesta kunkin tavoitealueen osalta

Vesistökuormitus

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: ++

Pääsääntöisesti ravinteiden kierrättäminen vähentää vesistökuormitusta sen myötä, että kokonaislannoitus pienenee, kun lannan ravinteita hyödynnetään kierrätyksen avulla kasvinviljelytiloilla ja väkilannoitteiden käyttö näin ollen vähenee. Kotieläintiloilla puolestaan fosforin liikakäyttö laskee.

Tässä raportissa ravinteiden kierrätyksen vaikutusta vesistökuormitukseen on osittain käsitelty Ravinteiden tasapainoinen käyttö -tilatason toimenpiteen yhteydessä erityisesti fosforin kannalta. Maan orgaanisen aineksen määrän vaikutusta eroosioon on selvitetty mm. Soinnen ym. (2016) tutkimuksessa, jota käsitellään Maan laatu ja rakenne -tavoitealueen kohdalla.

Toimenpiteen seurauksena lannan ravinteita ja orgaanista ainesta levitetään suuremmalle alalle. Jos lannan ravinteet levitetään pelloille, joilla on fosforilannoitustarvetta ja joiden fosforipitoisuus on pienempi kuin kotieläintilalla,

fosfori tulee paremmin hyödynnetyksi ja kuormitus vähenee. Kierrätyslannoitteiden käyttö voisi lisätä vesistökuormitusta, jos typpi vapautuu kasvien kasvun kannalta epäsopevaan ajankohtaan (Sørensen 2004) tai kierrätyslannoitteen orgaaninen aines kilpailee samoista pidättymispaikoista fosforin kanssa, jolloin fosforin huuhtoutuminen voisi lisääntyä.

Ravinteiden kierrättäminen ja ”uusien” peltojen mukaantulo lannan hyödyntäjien piiriin vähentää kotieläintiloilla saman lohkon lannoittamista lannalla vuodesta toiseen ja tämä todennäköisesti pienentää typpihuuhtoumia. Esimerkiksi Hyötylanta –hankkeessa tehdyissä valuma-aluehallinnoissa havaittiin, että lannan käyttö lisäsi hieman vesistökuormitusta väkilannoitetyyppeen verrattuna, kun lannassa levitettiin liukoista tyyppiä jatkuvasti yhtä paljon kuin väkilannoiteissa (Luostarinen ym. 2011). Shepherd ja Newell-Price (2013) tutkivat Uudessa-Seelannissa broilerin ja naudanlannan levityksen vaikutusta nitraatin huuhtoutumiseen 7-vuotisessa viljelykierrossa verrattuna väkilannoitukseen. Lanta lisäsi typpihuuhtoumia selvästi. Tutkijoiden mukaan vuosittaista lannan käyttöä tulisi välttää, sillä annettaessa lantaa vain kolmena vuonna seitsemästä nitraatin huuhtoutuminen ei lisääntynyt väkilannoitukseen verrattuna. Tutkijat myös korostivat, että typpilannoitusosuuksissa tulisi ottaa paremmin huomioon mineralisoituvan typen potentiaali, jos lantaa käytetään lannoituksessa usein.

Ruotsalaisessa kolmivuotisessa lysimetrikokeessa verrattiin typen huuhtoutumista tuoreen, anaerobisesti tai aerobisesti käsitellyn siipikarjanlannan ja väkilannoitetyypin käytön jälkeen. Ensimmäisenä koevuonna lannoissa ja väkilannoitteena annettiin kokonaistyyppiä 100 kg/ha ja seuraavina vuosina kaikki koejäsenet saivat vain väkilannoitetyppiä saman määrän. Lannan tyyppiä huuhtoutui selvästi enemmän kuin väkilannoitetyppiä (Bergström & Kirchmann 1999).

Maaperän kasvukunto

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: +

Toimenpide vaikuttaa positiivisesti orgaanisen aineksen määrään maassa, koska orgaanista ainesta tuodaan sellaisille lohkoille, jotka eivät sitä ehkä muuten saisi. Asiaa käsitellään tarkemmin Ilmastonmuutoksen hillintä ja sopeutuminen -tavoitealueen kohdalla.

Soinne ym. (2016) tutkivat orgaanisen aineksen pitoisuuden ja maan kosteuden vaikutusta maan murujen kestävyys-teen savimaissa, jotka kasvoivat metsää, olivat pysyvää nurmea tai viljan viljelyssä muokkaustavan ja viljelykier-ron vaihdellessa. Murut olivat sitä kestävämpiä mitä korkeampi oli maan orgaanisen aineksen pitoisuus, mikä viittaa siihen, että maan orgaanisen aineksen kasvattaminen vaikuttaisi hyvin positiivisesti maan rakenteeseen. Muokkauksen esiintymistiheydellä havaittiin puolestaan olevan negatiivinen vaikutus murujen kestävyys-teen. Saveshiuk- kasia irtosi eniten muruista, kun maan saves%/org. C% -suhde oli suuri, ja kyseistä suhdetta pidettiin hyvänä indi- kaattorina kuvaamaan savimaan liettymistä, eroosiota ja maa-ainekseen sitoutuneiden ravinteiden tappioita. Maamurujen hajoaminen oli 2-3-kertaista viljan viljelyssä verrattuna pysyvään nurmeen, ja erityisen herkästi murut hajosivat veden kyllästävässä tilassa.

Soinnen ym. (2016) tulosten mukaan maan orgaanisen aineksen määrän lisääminen ja kuivatuksen parantaminen lisääisivät maamurujen kestävyyttä viljellyillä savimailla, mutta nykytilanteen parantamiseksi myös maan muok- kausta tulisi dramaattisesti vähentää sellaisilla mailla, joilla eroosioriski on suuri. Parhaimmillaan tapahtuva maan hiili- pitoisuuden lasku (Heikkinen ym. 2013) lisää siten eroosioriskiä ja olisi tärkeää kääntää kehityksen suunta varsin- kin savimailla ja kohdentaa orgaanisen materiaalin lisäys kaikkein vähämultaisimmille ja eroosioherkille mailla.

Luonnon monimuotoisuus

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: 0

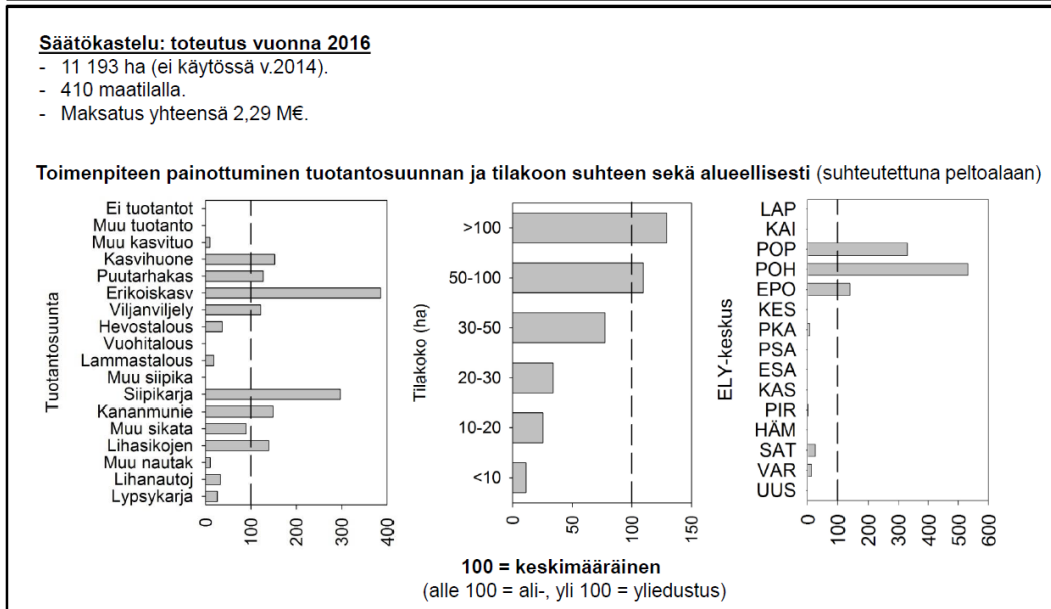
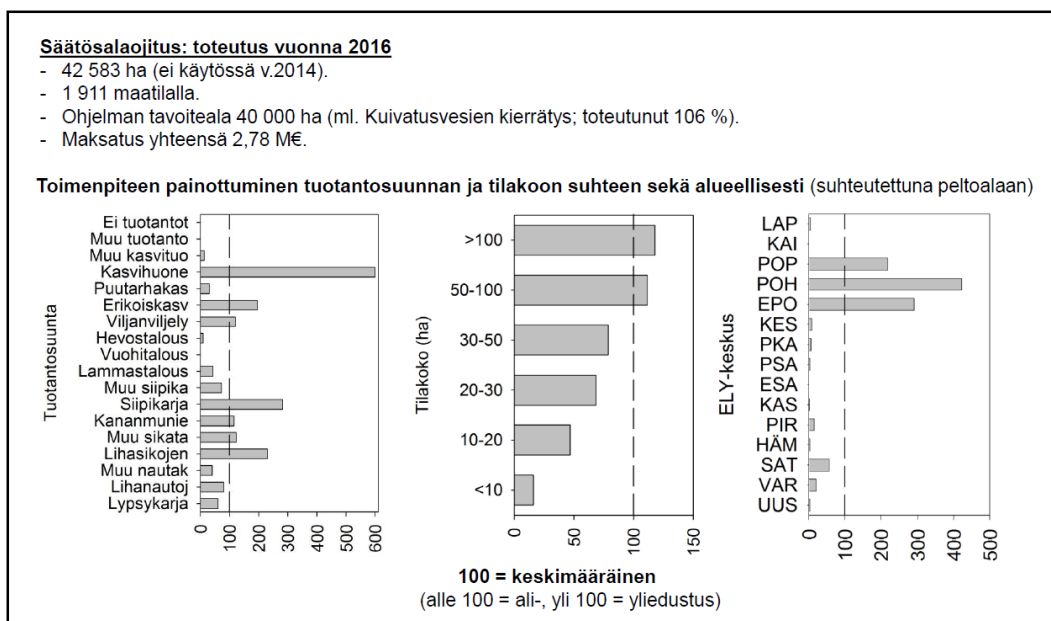
Ravinteiden ja orgaanisten aineiden kierrättämisen monimuotoisuusvaikutukset rajoittuvat pellon maaperäeläimiin. Kiinteän orgaanisen aineksen, kuten lannan ja niittojätteen, lisääminen maahan lisää maaperäeläinten aktiivisuutta ja samalla parantaa edellytyksiä monimuotoiselle maaperäeliöstölle, sillä orgaaninen aines tarjoaa ravintoa maape- räeliöstölle. Yleensä ottaen maan rakenteen parantuessa viljelyn näkökulmasta myös maaperäeläinten monimuotoi- suus kasvaa (Palojärvi & Yli-Halla 2004, Nuutinen & Palojärvi 2017).

Ilmastonmuutoksen hillintä ja sopeutuminen

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: +

Orgaanisen aineksen lisääminen maahan lisää maan hiilivarastoa, mutta lopullinen vaikutus riippuu levitysmäärästä ja materiaalin kemiallisesta laadusta (Kätterer ym. 2011). Kättererin ym. (2014) tutkimuksessa erilaiset orgaaniset materiaalit lisäsivät maan orgaanista ainesta seuraavassa järjestyksessä: komposti>karjanlanta>kasvien juuret>puhdistamoliete>kasvien versot (viherlannoitus). Orgaanisen materiaalin hajoamisaste ennen maahan lisäämistä määrittää niiden stabiilisuuden maassa. Kompostin ja karjanlannan helposti hajoavaa orgaanista ainesta oli jo mikrobin toimesta käytetty varastoinnin aikana ja tästä syystä jäljelle oli jäänyt heikommin hajoavaa orgaanista hiiltä. Suomen kasvihuonekaasuinventaariorissa käytetään hiilivarastomuutosten arviointiin Yasso –mallia, joka soveltuu hyvin kierrätyslannoitteiden vaikutusten arviointiin, sillä hiilisyötteen kemiallinen laatu on mallissa syöttötietona. Yasso –mallia käyttäen saatiin Maaseutuohjelman arviointityössä ensimmäiset arviot Mavin tilastoimien käytettyjen materiaalien hehtaarikohtaisista vaikutuksista (Regina & Heikkinen 2017). Hiilivarastovaikutuksen arvioitiin olevan 1,2-1,7 tonnia hehtaarille, mikä on linjassa myös ruotsalaisen pitkäaikaiskokeen kanssa, jossa kompostin lisäksi maahan joka toinen vuosi lisäsi maan hiilivarastoa 1,5 t/ha (Kätterer ym. 2014).

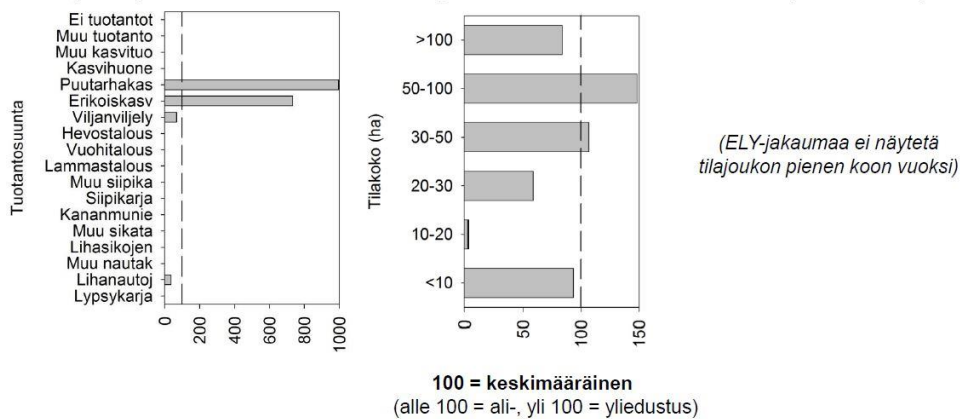
2.4. Valumavesien hallinta (kolme osatoimenpidettä)



Kuivatusvesien kierrätys: toteutus vuonna 2016

- 345 ha (ei käytössä v.2014).
- 21 maatilalla.
- Maksatus yhteensä 0,55 M€.

Toimenpiteen painottuminen tuotantos suunnan ja tilakoon suhteen sekä alueellisesti (suhteutettuna peltolaan)



Toimenpiteen sisältö, ja mahdolliset muutokset tälle ohjelmakaudelle

Toimenpide sisältää säätösalaajituksen, säätökastelun tai kuivatusvesien kierrätyksen hoitotoimenpiteet. Toimenpiteellä ei tueta valumavesien käsittelyjärjestelmien perustamista, vaan ainoastaan ko. järjestelmien ylläpitoa. Säätösalaajitetulla loholla vedenpinnan säätöä on toteutettava nostamalla tai laskemalla padotuskorkeutta kokoojajajaan asennetuissa säätökaivoissa tai muilla padotuslaitteilla. Padotusta on hoidettava sää- ja kasvuolosuhteiden ja viljelytoimenpiteiden mukaan. Säätökastelussa pellon vesitaloutta säädellään kokonaisvaltaisesti salaajajastojen kautta tapahtuvan ojastokastelun ja säädetyn kuivatuksen avulla. Kuivatusvesien kierrätyksellä tarkoitetaan peltolaueelta kevätvalunnassa ja rankkasateiden aikana kertyvien valumavesien varastointia erilliseen altaaseen, josta ne kuivana kautena johdetaan kasteluvetenä takaisin pellolle. Näin pelloilta alapuoliseen vesistöön joutuvien valumavesien määrä ja sitä kautta myös vesistön ravinnekuormitus pienenevät, jos altaaseen kerättyjen valumavesien ravinteet kierrätetään uudelleen kasvien käyttöön, ja kuivuuden aiheuttamia satotappioita voidaan torjua, jolloin myös lannoiteravinteiden hyötysuhde paranee.

Säädön toteutuksesta on pidettävä kirjaa, johon on merkittävä säätö-, hoito- ja huoltotoimenpiteet. Kirjanpito voidaan merkitä myös lohkokokohtaisiin muistiinpanoihin. Viljelijän on säädettävä padotuskorkeutta ja mahdollista kasteluvien käyttöä asianmukaisesti ja huolehdittava laitteiden kunnosta. Toimea on toteutettava loholla vuosittain hoidon aloittamisesta lähtien sitoumuskauden loppuun.

Toimenpidettä toteutetaan happamalla sulfaattimailla tai mailla, joiden maalaji on eloperäinen ja joille on rakennettu säätösalaajitus, säätökastelu tai kuivatusvesien kierrätys. Lisäksi sellaiset peltolohkot, joilla on edellisen ohjelmakauden erityiskisopimus valumavesien käsittelystä voivat toteuttaa toimenpidettä.

Vastaava toimenpide oli edellisellä ohjelmakaudella erityiskisopimuksen piirissä. Ohjelmakaudella 2007-2013 sopimus voitiin tehdä hyvin vettä läpäiseville hiekka- ja hietapitoisille peltomaille sekä urpasavimaille, joiden pellon pinnan kaltevuus oli enintään 2 %. Säätökastelussa ja kuivatusvesien kierrätyksessä maalajin tuli olla hienoa tai karkeaa hietaa, hienoa tai karkeaa hiekkaa tai urpasavea sekä pellon pinnan kaltevuuden alle 1 %.

Vertailukohta toimenpiteen vaikuttavuuden arvioinnissa

Toimenpidettä verrataan tavanomaisesti salaajitetuun peltoon.

Arvio toimenpiteen vaikuttavuudesta kunkin tavoitealueen osalta

Vesistökuormitus

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: +

Toimenpiteellä säädetään kuivatuksen tehokkuutta ja pellon vesitaloutta kasvusto- ja sääolosuhteiden mukaan. Ravinteiden hyväksikäyttö voi parantua, valunta vähentyä ja maan orgaanisen aineksen hajoaminen hidastua. Toimenpide kohdistuu erityisesti happamille sulfaattimaille.

Säätösalaajituksella voidaan vähentää valumavesien happamuutta ja metallipitoisuuksia happamilla sulfaattimaille. Padottu pohjavesi estää hapen kulkeutumisen syvemmällä oleviin potentiaalisesti happamiin maakerroksiin. Tällöin happamuutta muodostuu vähemmän kuin tavanomaisesti salaajitetulla pellolla, minkä seurauksena myös myrkyllisten metalliyhdisteiden liukeneminen vähenee. Säätösalaajituksen vaikutus riippuu pitkälti siitä, kuinka paljon ja kauan padotus nostaa pohjaveden pintaa ja kuinka syvällä potentiaalisesti happamat kerrokset ovat (Bärlund ym. 2004, 2005).

Vaikka on epäselvää, voidaanko hapettumisprosessi borealisessa happamassa sulfaattimaassa kääntää happamuutta kuluttavaksi sulfaatin pelkistymiseksi nostamalla pohjaveden pintaa, on se kuitenkin toimenpide, joka ehkäisee sulfidien hapettumista eli ”uuden happamuuden” muodostumista alemmassa maakerroksessa ja parantaa valumaveden laatua tulevaisuudessa. Äärevät sääolosuhteet ilmaston muutoksesta johtuen, kuten voimakas kuivuus ja sitä seuraavat tulvat, lisäävät maakerrosten hapettumista ja happamuuden purkautumista valuntaan. Säätösalaajitus ja säätökastelu ovat melko helposti hallittavissa olevia toimenpiteitä ja niillä on potentiaalia vähentää hapettumista. Säädön kunnollinen toteuttaminen edellyttää tietoa pohjaveden pinnan vaihteluista pellolla. ”Kelluva antenni” osoittautui hyväksi ja toteuttamiskelpoiseksi työkaluksi pohjaveden pinnan tason seurantaan, kun pohjaveden pinnan korkeutta säädetään säätösalaajituksessa (Österholm ym. 2015).

Säätösalaajitus on useimmissa tapauksissa vähentänyt salaajavaluntaa ja kokonaisvaluntaa (salaaja- ja pintavalunnan summa) tavanomaiseen salaajitukseen verrattuna. Useimpien tutkimusten mukaan säätösalaajituksella ei ole ollut vaikutusta salaajaveden kokonaistypen pitoisuuksiin, mutta paikoitellen se on pienentänyt nitraattitypen pitoisuuksia keskimäärin 10–20 % tavanomaiseen salaajitukseen verrattuna. Typpi- ja fosforihuuhtoumien vähenemä säätösalaajitetuilta alueilta on johtunut pääasiassa salaajavalunnan pienentymisestä tavanomaiseen salaajitukseen verrattuna (Paasonen-Kivekäs 2016). Mm. Yhdysvalloissa tehdyissä kokeissa säätösalaajitus vähensi kokonaistypen (Evans ym. 1995) ja nitraattitypen (Faysey ym. 2004) huuhtoumia 45 % tavanomaiseen salaajitukseen verrattuna, mikä johtui pääasiassa valunnan vähentymisestä.

Mikäli padotusta ei hoideta asianmukaisesti, säädöllä voi olla myös haitallisia vaikutuksia, esimerkiksi pintavalunnan lisääntymistä, satotappioita ja maan rakenteen huonontumista. Suomessa säätösalaajitus soveltuu hyvin kesäaikaisen kuormituksen vähentämiseen, sillä maassa on yleensä varastotilavuutta pienehköjä valuntoja varten. Tällä on merkitystä varsinkin sateisina alkukesinä, jolloin valumavesien typpipitoisuudet ovat poikkeuksellisen korkeita ja salaajavalunta aiheuttaa suuria huuhtoumia (Paasonen-Kivekäs 2016).

Vaasan lähellä sijaitsevalla happaman sulfaattimaan havaintokentällä on mitattu korkeita NO₃-N pitoisuuksia (9,9–31 mg/l) kaikkien seurattujen ojitusjärjestelmien (perinteinen ojitus, säätösalaajitus ja säätökastelu) valumavesistä. Pitoisuudet vaihtelivat ajallisesti voimakkaasti, mutta eri ojitusjärjestelmien välillä ei tähän mennessä saaduissa tuloksissa ole eroja. Valumavesien NH₄-N (< 0,50 mg/l) ja kokonaisfosforipitoisuudet (< 0,065 mg/l) olivat sen sijaan alhaisia. Valunnan määrä vaihteli 220-280 mm:n välillä vuonna 2011 ja vuotuinen typpikuormitus oli korkea, noin 50 kg/ha (Uusi-Kämpä ym. 2012a, Jaana Uusi-Kämpä suullinen tiedonanto).

Säätökastelun tavoitteena on turvata kasvuston tehokas veden ja ravinteiden otto, jolloin huuhtoutumisaltiita ravinteita jää vähemmän maahan kasvukauden jälkeen. Kasvukaudella jatkuvasti kosteana pidettävä maa edistää myös denitrifikaatiota, jolloin maa- ja pohjaveden nitraattitypen pitoisuudet pienenevät. Pitoisuudet laskevat myös kasteluveden aiheuttaman laimenemisen vuoksi. Säätökastelu saattaa kuitenkin lisätä kesän ja alkusyksyn valuntaa, koska maassa on vähemmän veden varastotilavuutta. Ravinnehuuhtoumat eivät tällöin kuitenkaan välttämättä kasva tavanomaiseen salaajitukseen tai säätösalaajitukseen verrattuna alhaisista pitoisuuksista johtuen.

Säätökastelun vesiensuojelulliset hyödyt riippuvat mm. alueen luontaisesta pohjaveden pinnan syvyydestä sekä kastelun toteutuksesta. Menetelmän vaikutuksia typpihuuhtoumiin on tutkittu erityisesti Yhdysvalloissa ja Kanadassa. Esimerkiksi salaajakastelu-säätöojitusjärjestelmä vähensi vuotuista nitraattitypen huuhtoumaa 35 - 45 % tavanomaiseen salaajitukseen verrattuna (Drury ym. 1996, Tan ym. 1998). Kasvukaudella salaajakastelu vähensi nitraattitypen huuhtoumia 0 - 95 % tavanomaiseen salaajitukseen verrattuna sääolosuhteista riippuen (Mejia & Madramootoo 1998). Säätökastelulla voidaan torjua happamuushaittoja happamissa sulfaattimaissa, sillä kastelulla voidaan pohjaveden pinta pitää tavoitekorkeudessa paremmin kuin pelkällä säätöojituksella. Kuivatusvesien varastoaltilta ja kierrätyksellä voidaan vähentää varsinkin kesän ja alkusyksyn huuhtoumia suoraan vesistöihin. Sulamiskaudella ja runsaiden sateiden aikaan altaiden merkitys on vähäinen pienestä varastotilavuudesta johtuen. Altaat tulisikin mitoittaa tietyille viipymälle ja yhdistää niihin myös kosteikkoja vesiensuojelutehon parantamiseksi.

Sääolosuhteilla ja säädön onnistumisella on suuri vaikutus siihen, kuinka hyvin kuivatusvesien hallinnalla voidaan vähentää vesistöihin kohdistuvaa kuormitusta. Siihen vaikuttavat viljelijän ammattitaito ja kokemus sekä sääolosuhteissa tapahtuvien muutosten nopeus. Liian suuri padotuskorkeus voi myös johtaa kuormituksen lisääntymiseen tilanteissa, joissa rankkasade yllättää hyvin lyhyellä varoitusaajalla. Voitaisiinko toimenpiteen tehokkuutta parantaa anturoinnin, mallintamisen ja automatisoinnin avulla? Parempi säädön onnistuminen edellyttäisi myös nykyistä luotettavampia pidemmän ajan sääennusteita.

Maaperän kasvukunto

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: +

Vaikutusarvio perustuu orgaanisen aineksen hajoamisen vähentymiseen. Asiaa käsitellään myös Ilmaston muutoksen hillintä ja sopeutuminen –kohdassa.

Luonnon monimuotoisuus

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: 0

Valumavesien hallintaan tarkoitetuilla toimenpiteillä ei ole ilmeisiä vaikutuksia luonnon monimuotoisuuteen. Säättösalaajitus saattaa kuitenkin jossain määrin parantaa maaperäeliöstön elinoloja vähentämällä maaperän liiallista märkyyttä tai kuivuutta (Nuutinen & Palojärvi 2002).

Ilmastonmuutoksen hillintä ja sopeutuminen

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: +

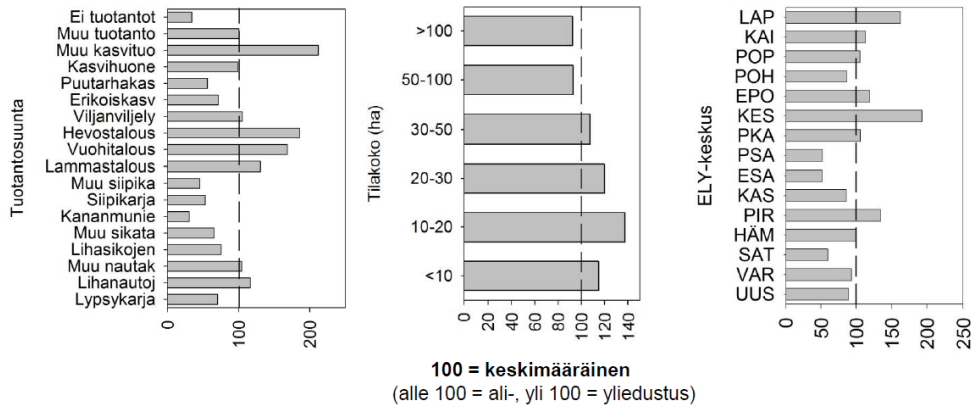
Säättösalaajitusta voidaan käyttää monin tavoin. Pohjaveden pintaa voidaan nostaa ympärivuotisesti tai vain sadonkorjuun jälkeen. Viljelijä mahdollisesti nostaa veden pintaa vain kuivina kausina. Nurmilla pysyvä veden pinnan nosto on helpompi toteuttaa kuin yksivuotisilla kasveilla. Vaikutus khk-päästöihin riippuu noston tehokkuudesta ja pituudesta. Säättösalaajitettujen nurmien tapauksessa voidaan käyttää arvioiden pohjaksi maailmanlaajuiseen kirjallisuustarkasteluun perustuvia päästökertoimia (IPCC 2013). Niiden mukaan kokonaispäästöt (CO₂, CH₄, N₂O) pienenevät 40 %, kun pohjaveden korkeus on noin 30 cm verrattuna normaaliin ojitussyvyyteen. Turveprofiileista tehtyjen mittausten mukaan päästöt vähenevät vähintään 25 % veden pinnan noustessa 70 cm:stä 30 cm:iin (Regina ym. 2014). Arvio pienehköstä ominaisvaikuttavuudesta perustuu oletukseen, että pohjaveden pintaa ei ole säättösalaajitetuilla pelloilla todellisuudessa pidetty normaalia korkeammalla.

2.5. Ympäristöhoitonurmet (kolme osatoimenpidettä)

Suojavyöhykkeet: toteutus vuonna 2016

- 55 999 ha (2015-). Lisäksi 1 090 ha aiempia erityistukisopimuksia (v.2014: 8 496 ha).
- 10 052 maatilalla.
- Kohdentamisalueella 24 155 ha (43 %).
- Ohjelman tavoiteala 23 000 ha (toteutunut 243 %).
- Maksatus yhteensä 2,63 M€.

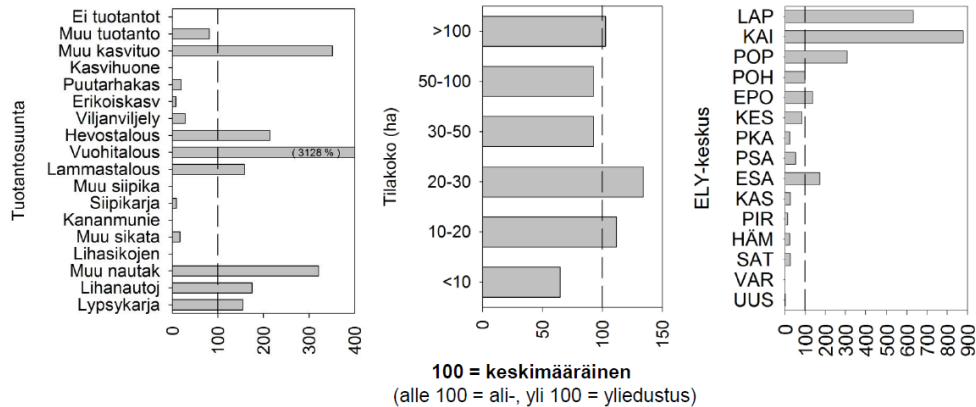
Toimenpiteen painottuminen tuotantosuunnan ja tilakoon suhteen sekä alueellisesti (suhteutettuna peltoalaan)



Monivuotiset ympäristönurmet: toteutus vuonna 2016

- 2 804 ha (ei käytössä v.2014).
- 448 maatilalla.
- Ohjelman tavoiteala 32 000 ha (toteutunut 9 %).
- Maksatus yhteensä 1,36 M€.

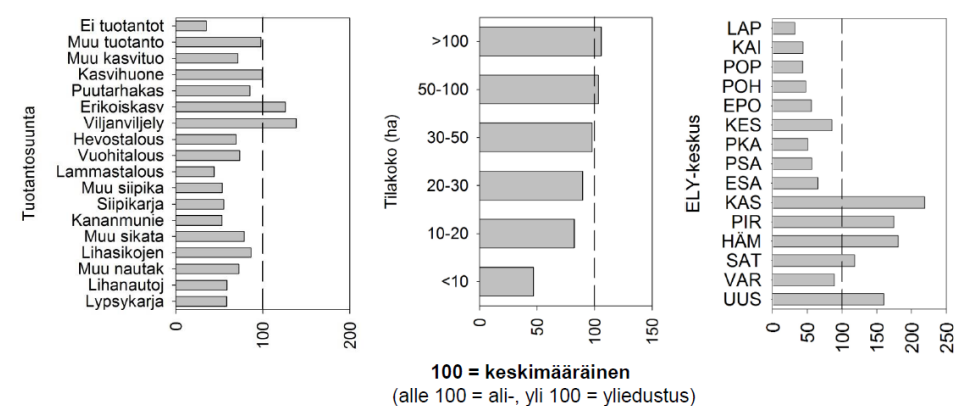
Toimenpiteen painottuminen tuotantosuunnan ja tilakoon suhteen sekä alueellisesti (suhteutettuna peltoalaan)



Luonnonhoitopeltonurmet: toteutus vuonna 2016

- 75 695 ha.
- 22 414 maatilalla.
- Kohdentamisalueella 54 368 ha (72 %).
- Ohjelman tavoiteala 85 000 ha (toteutunut 89 %).
- Maksatus yhteensä 8,60 M€.

Toimenpiteen painottuminen tuotantosuunnan ja tilakoon suhteen sekä alueellisesti (suhteutettuna peltoalaan)



Toimenpiteen sisältö, ja mahdolliset muutokset tälle ohjelmakaudelle

Ympäristönhoitonurmet:

- Suojavyöhykkeet (*peruste: Natura-alue, pohjavesialue, vesistön tai valtaojan varsi, rajoittuu kosteikon hoito –ympäristösopimuksella hoidettavaan kosteikkoon tai on kohdentamisalueen rannikon kuntien saaristoksi luettavilla osa-alueilla olevalla peltolohkolla*)
- Monivuotiset ympäristönurmet (*peruste: pohjavesialue, hapan sulfaattimaa [kohdentamisalue 1] tai maalaji on multa-/tai turvema*) Happamille sulfaattimaille tehtäviä ympäristönurmia voi perustaa happamiksi sulfaattimaiksi todetuille pelloille, jotka sijaitsevat Sirppujoen valuma-alueen ja Liminganlahteen laskevien jokien valuma-alueiden välisellä alueella kyseiset valuma-alueet mukaan lukien.
- Luonnonhoitopeltonurmet kohdennetaan painottaen niitä Etelä-Suomeen rajoittuvalle kohdentamisalueelle

Suojavyöhykkeet olivat edellisellä ohjelmakaudella erityysopimuksen piirissä. Luonnonhoitopeltonurmet oli lohkokohmainen toimenpide. Kohdentaminen on uutta tällä ohjelmakaudella. Suojavyöhykkeiden ja luonnonhoitopeltonurmien kohdentamisalue vastaa A- ja B-tukialueita Manner-Suomessa. Ympäristönhoitonurmiin kuuluvat suojavyöhykkeet ja luonnonhoitopeltonurmet kohdennetaan puolestaan alueellisesti siten, että ne painottuvat maan eteläosiin alueelle, jossa yksivuotisten kasvien viljely on valitsevaa, eroosioherkän peltomaan eli savimaan osuus peltoalasta on korkea (keskimäärin yli 50 %) ja valuma-alueiden pintavesien ekologinen tila on suurelta osin hyvää heikommassa tilassa. Aluerajauksessa on kiinnitetty huomiota myös maan eteläosan yhdyskuntien vedenhankinnan kannalta tärkeisiin alueisiin. Rannikon saaret ovat mukana kohdentamisalueessa rannikkovesien tilan perusteella.

Vertailukohta toimenpiteen vaikuttavuuden arvioinnissa

Vertailukohtana on syyskynnetty kevätiljapello.

Arvio toimenpiteen vaikuttavuudesta kunkin tavoitealueen osalta

Vesistökuormitus

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: +++

Toimenpide sisältää monivuotisia nurmia, jotka vähentävät erittäin tehokkaasti typen huuhtoutumista ja peltomaan eroosiota. Näiden kuormituskomponenttien suhteen kyseessä on ympäristökorvauksen vaikuttavin toimenpide. Liuokaisen fosforin kuormitus ei välttämättä vähene vaan yleensä kasvaa. Suojavyöhykkeiden sijainti ei ole toteutunut optimaalisesti, mikä myös heikentää toimenpiteen tehoa.

Suojavyöhykkeet

Suojavyöhykkeiden tarkoitus on vähentää peltolohkolta tulevaa eroosiota ja ravinnekuormitusta, ja ne voivat toimia kahdella eri tavalla. Suojavyöhyke voi vähentää omalta alueeltaan lähtevää kuormitusta mutta myös pidättää yläpuoliselta pellon osalta tulevaa kuormitusta estäen sen pääsyä vesistöön. Vyöhykkeen yläpuolella olevalta pellon osalta irronneiden painavampien hieta- ja hiesuhiukkasten tai maamurujen laskeutuminen suojavyöhykkeelle on todennäköisempää kuin pienten ja keveiden saveshiukkasten (Brown ym. 1981). Suojavyöhyke toimii kuitenkin myös kuten muukin monivuotinen nurmi ja vähentää eroosiota ja typen kulkeutumista omalta alueeltaan, ja tämän vuoksi suojavyöhykkeen sijoittaminen kaltevalle pellon osalle parantaa tehokkuutta eroosion ja hiukkasmaisen fosforin kulkeutumisen vähentämisessä.

Suomessa typpikuormituksesta noin 2/3:sta tulee salaojavalunnan kautta (Lemola & Turtola 1998), joten pellon reunassa sijaitseva suojavyöhyke ei todennäköisesti kykene vähentämään tätä osaa yläpuolisen peltolohkon typpi-kuormasta. Pintavalunnan kautta tuleva kokonaistypen kuormitus voi sen sijaan vähentyä tuoreen meta-analyysin mukaan keskimäärin noin 60 %, tehon ollessa paras silloin, kun pitoisuudet ilman suojavyöhykettä olisivat korkeita (Valkama ym. 2018). Jo suhteellisen kapeatkin suojavyöhykkeet (< 10 m) vähensivät pintavalunnan typpikuormaa samalla teholla kuin leveämmät, tosin vaihtelu oli hyvin suuri.

Norjassa Syversenin (1994) tekemässä kokeessa hiesuisella hiuemaalla ja hiesuisella hiuesavimaalla luonnonheiniä kasvaneet 10 m:n levyiset suojakaistat (kaltevuudet 12-17 %) pidättivät 73-91 % eroosioaineksesta, 56-85 % kokonaisfosforista ja 69-87 % orgaanisesta aineksesta. Eroosioainesta laskeutui eniten suojakaistan yläosaan. Syversen (1994) suositteli suojakaistan leveydeksi 5-10 m, sillä 15 m:n leveys ei tässä tutkimuksessa parantanut merkittävästi tehoa.

Lintupajun suojakaistakentällä Jokioisten savimaalla on tutkittu 10 metriä leveän luonnonkasvikaistan ja saman levyisen nurmikaistan vaikutusta eroosioon ja ravinnekuormitukseen suojakaistattomaan koeyäseneseen verrattuna. Kerranteita tutkimuksessa on ollut kaksi. Kentällä suojavyöhykkeet sijaitsevat rinteessä, jonka kaltevuus on keskimäärin 16 %. Suojavyöhykkeettömässä koeyäsenessä viljeltiin sekä tasaista että jyrkkää pellon osaa, jolloin suojavyöhykkeen vaikutukseksi tuli myös jyrkän rinteiden viljelystä aiheutuvan eroosion ja ravinnekuormituksen väheneminen eikä ainoastaan suojavyöhykkeelle laskeutuneen eroosioaineksen tai ravinteiden osuus. Kentällä on tutkittu suojavyöhykkeiden vaikutusta, kun suojavyöhykkeiden yläpuolisella alueella on viljelty viljaa ja maa on perusmuokattu kyntämällä (1991–2001), kenttä on laidunnettu (2003–2005) tai kenttä on kylvetty suorakylvömenetelmällä (2006–2016). Suojakaistat havaittiin tarpeellisimmiksi perinteisessä viljanviljelyssä, jossa vuotuinen eroosio pintavalunnassa oli 1100 kg/ha, partikkelifosforikuormitus 0,87 kg/ha ja kokonaistypikuormitus 6,6 kg/ha. Molemmat suojakaistakoejäsenet puolittivat eroosion ja kokonaistypen kuormituksen pintavalunnassa. Samalla ne vähensivät partikkelifosforin ja kokonaisfosforin kuormitusta 44-45 % ja 27-36 % vastaavasti. Liukoisen fosforin kuormitus sitä vastoin oli 90 % korkeampi luonnonkasvikaistalta verrattuna muihin koeyäseniin.

Laidunnustutkimuksen aikana eroosio ja ravinnekuormitus olivat pienimmillään lukuun ottamatta liukoisen fosforin kuormitusta, joka oli poikkeuksellisen korkea kaikissa koeyäsenissä (0,3-0,4 kg/ha/v) (Uusi-Kämpä & Jauhiainen 2010, Uusi-Kämpä 2017). Suuri liukoisen fosforin kulkeuma aiheutui todennäköisesti fosforin vapautumisesta laitumen kasvimassasta sekä lantakasoista tapahtuneesta huuhtoutumisesta lumen sulaessa. Ennen kolmen vuoden laidunjakson alkua oli erittäin lämmin ja kuiva vuosi 2002, jolloin ei ollut lainkaan syysvaluntaa. Pysyvä lumipeite satoi syys-lokakuun vaihteessa. Seuraavana keväänä liukoisen fosforin kuormitus oli suuri (0,4–0,9 kg ha⁻¹) siitä huolimatta, että eläimet eivät olleet vielä laiduntaneet eikä fosforilannoitetta ollut annettu pintalevityksenä.

Verrattuna suojavyöhykkeen niittoon sen laiduntaminen ei tilastollisesti lisännyt eroosiota tai fosforikuormitusta (Uusi-Kämpä & Jauhiainen 2010). Lehmien laiduntaminen kuitenkin tiivistää maata, minkä seurauksena pintavalunta saattaa lisääntyä (Rasa ym. 2012). Sen vuoksi hiljattain perustettujen suojavyöhykkeiden laiduntamista tulisi välttää ja aloittaa laidunnus vasta yli vuoden ikäisillä suojavyöhykkeillä pitämällä laidunnuspaine pienenä. Juottopaikka ja mahdollinen kivennäisten syöttöpiste tulisi järjestää suojavyöhykkeen yläreunaan mahdollisimman etäälle vesistöä. Juottopaikkaa voi myös siirtää välillä, jolloin samaa paikkaa ei kuormiteta jatkuvasti.

Suojavyöhykkeiden hoitaminen parantaa niiden tehoa vesiensuojelussa. Niitolla ja niitoksen poiskorjaamisella vähennetään ravinteiden määrää vyöhykkeellä ja fosforin kertymistä maan pintakerrokseen. Niittoaajankohdalla voidaan myös vaikuttaa ravinnekuormitukseen. Vaikka kukinta-aikaan juhannuksen tienoilla ja vähän sen jälkeen maanpäällisen biomassan fosforimäärät ovat suurimmillaan (Uusi-Kämpä & Kilpinen 2000), niiton viivästyttäminen heinä-elokuun vaihteeseen saattaa olla hyödyllistä biodiversiteetin kannalta, ja fosforia jää maanpäälliseen biomassaan talveksi huomattavasti vähemmän huuhtoutumiselle alttiiksi kuin ilman niittoa (Yli-Heikkilä 2012).

Toistuva jäätyminen ja sulaminen keväällä rikkovat kasvisoluja ja aiheuttavat fosforin vapautumista kasviaineksesta (Liu ym. 2013). Laboratoriokokeessa jäätyminen-sulamissykliä jälkeen kasvustosta vapautui jopa 7 kg/ha fosforia, ja vapautumisesta yli puolet tapahtui ensimmäisen jäätyminen-sulamistapahtuman jälkeen (Uusi-Kämpä ym. 2012b). Tutkimuksessa lähes kaikki maanpäällisissä kasvinosissa ollut fosfori vapautui, ja 90 % siitä oli liukoisessa muodossa. Kasvin typestä vapautui alle 20 %, mikä vastaa 4-7 kg/ha typpihuuhtoutumaa. Tutkimuksessa suositeltiin, että kasvimassa tulisi korjata pois joko eläinten rehuksi tai esim. biokaasun tuotantoon.

Vaikka suojavyöhykkeiden pinta-alat ovat huomattavasti kasvaneet edelliseen ohjelmakauteen verrattuna, on niiden tehokkuus pinta-alaa kohti kuormituksen vähentäjänä todennäköisesti laskenut. Nykyisten suojavyöhykkeiden (56 282 ha) sijoittumisesta uomaverkoston läheisyyteen ja eri kaltevuuden omaaville lohkoille on tehty erillisselvitys maa- ja metsätalousministeriölle (Harri Lilja: 24.1.2018). Selvityksen perusteella 16 432 ha nykyisistä suojavyöhykkeistä sijaitsee uomaverkoston läheisyydessä (puskuri 12 m) ja 39 850 ha muualla. Näistä pohjavesialueilla sijaitsee 5564 ha ja Natura-alueilla 750 ha. Suojavyöhykkeistä suuri osa on koko peltolohkon kokoisia, koska suojavyöhykkeiden keskikoko ja peltolohkojen keskikoko ovat hyvin lähellä toisiaan. Laskelmien mukaan suojavyöhykkeiden kokonaispinta-alaa voitaisiin selvästi pienentää, jos nykyisistä suojavyöhykkeistä valittaisiin uomaverkoston välittömässä läheisyydessä olevat vyöhykkeet ja suojavyöhykkeen leveys rajattaisiin esimerkiksi 10 tai 50 metriin. Tällöin suojavyöhykkeiden pinta-alaksi tulisi 2 650 tai 7 731 hehtaaria vastaavasti.

Keskikaltevuudeltaan suojavyöhykkeet olisivat hieman tasaisempia (1,42 % ja 1,71 %) nykyisten suojavyöhykkeiden 2,26% keskikaltevuuden sijaan.

Suojavyöhykkeiden paikat voitaisiin valita myös kokonaan uudelta pohjalta. Jos 10 m leveä suojavyöhyke perustettaisiin kaikkien uomien varrelle ja kaltevuuden ylittäessä 3 % suojavyöhykkeen leveys kasvaisi 50 metriin, tulisi suojavyöhykepinta-alaksi 42 292 ha. Tällä skenaariolla suojavyöhykkeiden kokonaispinta-ala vähenisi kolmanneksen nykyisestä, mutta keskikaltevuuden huomattava nousu (2,26% => 4,85%) osoittaisi parempaa tehoa valuntailmiöön. Skenaariolla päästäisiin 7676 ha säästöön nykyiseen verrattuna, kun mukaan lasketaan lisäksi Natura-alueet ja pohjavesialueet samassa laajuudessa kuin nyt.

Edellä kuvattuja tuloksia täydennettiin tässä hankkeessa tarkastelemalla myös suojavyöhykkeiden sijoittumista käyttäen aineistona kaikkia digitoituja yleissuunnittelualueita. Tärkeimpänä tavoitteena oli selvittää, kuinka paljon pinta-alaa ja kuinka suuri osuus perustetuista suojavyöhykkeistä sijaitsee kasvavan minimietäisyyden säteellä suositelluista sijoituskohdista. Tarkastelu tehtiin erikseen sekä vuoden 2013 että 2015 aineistoille, jotta saatiin selville onko suojavyöhykkeiden sijoittelussa tapahtunut muutoksia, mitä pidettiin hyvin mahdollisena, koska vertailuvuosien välillä suojavyöhykkeiden määrä lähes seitsenkertaistui (8 763 ha vuonna 2013; 59 268 ha vuonna 2015). Koska suojavyöhykkeiden yleissuunnitelmat kattavat vain osan maasta, tarkasteltiin analyyseissä vain valitulla minimisäteellä (10 km) suunnittelualueista sijaitsevia suojavyöhykkeitä.

Suosittelujen kohteiden välittömässä läheisyydessä (25 metrin säteellä) sijaitsi vuonna 2013 yhteensä 1045 ha suojavyöhykkeitä (20 % vertailuotoksesta) ja vuonna 2015 vastaavasti 5 646 ha (22 %). Niiden yhteisala oli siten 5,4-kertaistunut samalla, kun suojavyöhykkeiden yhteisala oli 6,8-kertaistunut. Vuonna 2015 suojavyöhykkeet kohdentuivat kuitenkin suhteellisesti aiempaa heikommin, eli painottuivat etäämmälle suositelluista kohteista. Vuonna 2013 otoksen suojavyöhykkeistä 54 % sijaitsi enintään 250 metrin säteellä suositelluista kohteista, kun vuonna 2015 vastaava osuus oli vain 31 %.

Saadut tulokset ovat yhteneväisiä Uudellamaalla ja Varsinais-Suomessa aikaisemmin tehtyjen selvitysten kanssa (Yli-Viikari & Aakkula 2017, Parkkila 2018). Kuluvalla ohjelmakaudella suojavyöhykkeiden määrä on noin seitsenkertaistunut aiemmasta, mutta ne kohdentuvat jossain määrin aiempaa heikommin.

Monivuotiset ympäristönurmet

Toimenpiteessä kasvatetaan nurmi- tai heinäkasveja koko sitoumuskauden ajan. Kasvustoa voidaan uusia vain suorakylvämällä. Kasvusto on korjattava vuosittain ja sen voi käyttää hyödyksi. Laidunnus on myös sallittua ja aluetta saa lannoittaa kuten tavallista rehunurmea. Ympäristövaikutus tavalliseen nurmeen verrattuna tulee monivuotisen ympäristönurmen sijainnista ja nurmen uusimistavasta turvemaalla tai happamalla sulfaattimaalla, joilla on tavoitteena estää orgaanisen aineksen hajoamisesta aiheutuvia vesistöhaittoja. Pohjavesialueilla nurmiviljelyllä vähennetään typen huuhtoutumista.

Turvemaiden viljelyn kivennäismaita suuremmat ravinnehuuhtoumat johtuvat ravinteiden mineralisaatiosta turpeen hajoamisen yhteydessä, ravinteiden heikosta pidätyksestä maahan ja näiden seurauksena maanesteen liiallisesta ravinteiden määrästä viljelykasvin tarpeisiin nähden (Bergström & Johansson 1991, Lemola ym. 2000, Lemola & Turtola 2006, Mylly 2012).

Maatalouden tutkimuskeskuksen Karjalan tutkimusasemalle Tohmajärvelle rakennetulla turvemaan (LCt) huuhtoutumiskentällä tehtiin vuosina 1984–1987 kenttäkoe, jossa tutkittiin ravinteiden huuhtoutumista eri tavoin lannoitettusta timoteinurmesta ja ohrapellosta (Huhta & Jaakkola 1993). Eniten ravinteiden huuhtoutumiseen salaajavedessä vaikutti viljelykasvi. Ohrapellosta huuhtoutui keskimäärin 100 % enemmän typpeä kuin nurmesta, kun taas nurmesta huuhtoutui 21 % enemmän fosforia kuin ohrasta. Kivennäismaahan verrattuna Tohmajärven turvemaan tyyppihuhtoumat olivat yli kaksinkertaisia, sillä kokonaistyyppä huuhtoutui nurmista noin 19 kg/ha ja ohramaalta 38 kg/ha. Kokonaisfosforia huuhtoutui puolestaan nurmelta 1,7 kg/ha ja ohralta 1,4 kg/ha. Liukoista fosforia huuhtoutuneesta fosforista oli yli puolet, nurmilla 0,95 kg/ha ja ohralla 0,85 kg/ha. Nurmen lannoituksen lisäys tasolta 21 kg/ha tasolle 63 kg/ha lisäsi fosforin huuhtoutumista (Huhta & Jaakkola 1993).

Samalla kentällä tutkittiin vuosina 1996–2000 rehunurmen ja ruokohelpinurmen viljelyn vaikutusta salaajavalunnan typpi- ja fosforikuormitukseen. Nurmikasvustoa perustettaessa ja sitä uusittaessa maa kynnettiin ennen kylvöä. Tässä Partalan ja Turtolan (2000) kokeessa liukoista typpeä huuhtoutui perustamisvuonna nelinkertaisesti verrattuna seuraaviin vuosiin. Koska pitkäikäistä ruokohelpinurmea uudistetaan huomattavasti harvemmin (10 vuoden välein) kuin rehunurmea, ruokohelpinurmesta huuhtoutui liukoista typpeä noin 40 % ja kokonaistyyppä noin 30 %

vähemmän kuin rehunurmesta. Pitemmän viljelykierron lisäksi lannoitusmäärät olivat pienempiä kuin rehunurmella. Nurmien kokonaisfosforin huuhtoutumismäärissä ei ollut suuria eroja, vaihtelu oli koko koejakson aikana 1,8-2,0 kg/ha. Liukoista fosforia siitä oli 0,6-0,8 kg/ha (Partala & Turtola 2000).

Viljan viljely happamilla sulfaattimailla tuotti suuren NO₃-N -kuormituksen salaajavalunnassa (50 kg/ha/vuosi) (Uusi-Kämpä ym. 2012a). Kirjallisuudesta ei löytynyt tietoa nurmen vaikutuksesta typpikuormituksen vähentämiseen happamilla sulfaattimailla, mutta nurmiviljelyn tiedetään pitävän maan liukoisen typen pitoisuudet kevätiljoja pienempinä myös aikaisin keväällä ja myöhään syksyllä. Oletettavaa on, että tämä pätee myös happamilla sulfaattimailla.

Luonnonhoitopeltonurmet

Luonnonhoitopellot vähentävät typpikuormitusta ja eroosiota tehokkaasti. Vesiensuojeluteho voisi olla jopa nykyistä parempi, jos luonnonhoitopeltovaihe sisältyisi useimpien peltojen viljelykiertoon. Nykyisellään luonnonhoitopellot sijaitsevat usein samoilla lohkoilla pitkään. Niemeläisen ym. (2014) tutkimuksen maatila-aineistossa luonnonhoitopelloista puolet oli vanhempia kuin 5 vuotta ja neljännes oli vanhempia kuin 11 vuotta.

Pintamaan (0-5 cm) fosforiluku kasvaa luonnonhoitopeltolohkoilla vähitellen, kun kasvin juuret nostavat fosforia syvemmistä kerroksista ja niitosta ei korjata pois, ja myös Niemeläisen ym. (2014) aineistossa pintamaan fosforipitoisuus oli kohonnut 0-2,5 cm:n kerroksessa muokkauskerroksen (0-20 cm) pitoisuutta korkeammaksi. Liuenneen fosforin kuormitusriskiä kasvattaa samalla pintavalunnan runsastuminen nurmilta vuosittain muokattaviin peltoihin verrattuna.

Jokioisten Yölin savimaan valuntakentällä on kaksi luonnonnurmea kasvavaa ruutua, joita ei ole lannoitettu eikä nurmikasvustoa ole niitetty eikä korjattu pois, joten alueet kuvaavatkin melko hyvin pitkäaikaisen luonnonhoitopellon tilannetta. Toisella ruudulla luonnonnurmi on kasvanut vuodesta 1990 lähtien, mitä ennen ruutu on ollut laajaperäisessä viljelyssä, jossa lannoitteita on käytetty hyvin vähän. Toisella ruudulla luonnonnurmi on kasvanut samalla tavoin yhtämittaisesti, mutta vasta vuodesta 1995 lähtien, mitä edelsi muutaman vuoden ajan rehunurmi. Vuonna 2005 ensin mainittu ruutu, jota ei ole koskaan viljelty tehokkaasti, sisälsi maan pintakerroksessa (0-2 cm) fosforia 7,8 mg/l. Toinen ruutu, joilla viljeltiin muutaman vuoden ajan nurmea ennen luonnonnurmivaihetta, sisälsi 0-2 cm:n pintakerroksessa fosforia 16,1 mg/l. Koko kyntökerroksessa (0-25 cm) oli fosforia vastaavasti 0,67 mg/l ja 2,18 mg/l. Näiden mittausten mukaan luonnonhoitopeltonurmen tyyppiset nurmet lisäävät huomattavasti maan fosforipitoisuutta aivan maan pintakerroksessa ja lisäksi saattaa olla sitä suurempi mitä suurempi maan fosforipitoisuus on lähtötilanteessa. Fosforin kerrostumisen vaikutus on näkynyt myös liukoisen fosforin kuormituksen lisääntymisenä luonnonnurmikenttien kokonaisvalunnassa verrattuna vieressä sijaitseviin luonnonhoito- ja tavanomaisen viljelyn koeruutuihin, joissa on viljelykierto ja maata muokataan säännöllisesti kyntämällä (Turtola ym. 2005).

Luonnonhoitopellon vaikutuksesta vesistökuormitukseen voidaan tehdä päätelmiä myös toiselta savimaan kentältä Jokioisilta. Kotkanojan huuhtoutumiskentälle perustettiin vuonna 2002 viisivuotinen kesantonurmi. Nurmen sato korjattiin yhtä vuotta lukuun ottamatta kerran loppukesällä. Fosforin kertymisen maan pintakerrokseen (0-5 cm) havaittiin lisääntyneen aikaisempaan tilanteeseen verrattuna. Viljavuusfosforin pitoisuus oli ennen koetta syksyllä 2001 maan pintakerroksessa (0-5 cm) 29 % korkeampi kuin muokkauskerroksessa (0-25 cm), kun se oli kesantovaiheen jälkeen syksyllä 2007 jo 48 % korkeampi kuin muokkauskerroksessa. Muokkauskerroksen viljavuusluokka oli välttävä.

Luonnonhoitopellot tulee niittää joka toinen vuosi, mutta satoa ei tarvitse korjata. Luonnonhoitopellon liukoisen fosforin kuormitusta voitaisiin vähentää niittämällä ja korjaamalla sato niin, että maan pintaan jää mahdollisimman vähän kasvustoa talven ajaksi.

Maaperän kasvukunto

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: ++++

Maan laadun ja rakenteen kehittymisen kannalta toimenpide arvioitiin selkeästi parhaaksi ympäristökorvauksen toimenpiteeksi. Monivuotisesta nurmiviljelmästä hyötyvät kaikki arvioon sisältyvät maan laadun ja rakenteen laatu-komponentit, orgaanisen aineksen pitoisuus, maan rakenne ja eroosiokestävyys.

Pohjois-Amerikassa toteutetuissa tutkimuksissa on havaittu mururakenteen kestävyuden, mykorrhiza-aktiivisuuden ja entsyymiaktiivisuuksien olevan suurempia nurmimaissa kuin maissa,

joissa viljelykiertoon on sisältynyt vain yksivuotisia kasveja (Bandik & Dick 1999, Wright & Anderson 2000, Arshad ym. 2004). Nurmen lisäämisen kiertoon on havaittu kasvattavan myös satopotentiaalia (Weeks 2008). Suomalaisia savimaita koskenut Soinnen ym. (2016) tutkimus löysi selvän eron pitkäaikaisen nurmimaan ja muiden viljelymaiden maamurujen kestävyudessa, kun taas jatkuvan viljanviljelyn ja aika ajoin nurmea sisältäneen viljakierron välillä ei ollut eroa. Pohjois-Ruotsissa toteutetuissa pitkäaikaiskokeissa havaittiin, että maan huokoisuus ja vedenjohtavuus lisääntyivät sitä enemmän mitä enemmän viljelykiertoissa oli nurmivuotia. Maan tilavuuspaino sitä vastoin aleni nurmivuotien lisääntyessä (Zhou ym. 2019).

Muut suomalaiset tutkimukset ovat osoittaneet, että jatkuvassa viljanviljelyssä oleviin peltolohkoihin verrattuna peltomaan biologinen aktiivisuus on suurempaa nautakarjatiloiilla, joilla viljelykiertoon sisältyy sekä nurmea että lannan käyttöä. Tutkimuksessa ei havaittu eroja peltomaan eloperäisen aineksen määrässä, mutta sen käyttökelpoisuus maaperän eliöstölle saattoi olla erilainen. Johtopäätösten tekemistä vaikeutti se, että tutkimuskohteena olivat viljelijöiden peltoparit, jolloin vaihtelua aiheutui myös viljelyn erilaisesta toteuttamisesta (koneistus, lannoitus jne.) (Palojärvi ym. 2002). Kahdessa erillisessä yli kymmenen vuotta jatkuneessa viljelykiertokokeessa havaittiin, että kasvinvuorotus ja eloperäiset lannoitteet vaikuttavat pitkällä aikavälillä maan rakenteeseen ja biologisiin ominaisuuksiin. Nurmea sisältävä viljelykierto ja lannan käyttö kerryttivät eloperäistä ainesta maahan kaikissa viljelytyypeissä (luomu, tavanomainen), vaikkakaan erot käsittelyjen välillä eivät olleet suuria (Palojärvi ym. 2018). Maan rakenteen paranemisesta saatiin vain suuntaa-antavia tuloksia, kun sen sijaan selvempiä muutoksia havaittiin maan mikrobiologisissa ominaisuuksissa. Kotieläintilojen nurmea sisältävät kierrot ylläpitivät maaperän mikrobiston määrää kasvintuotantotilojen kiertoja tehokkaammin.

Tulosten perusteella nurmen sisällyttäminen viljelykiertoon voi parantaa maan rakennetta mm. lisäämällä tuoreen eloperäisen aineksen määrää maassa. Paras hyöty maaperän laadun kannalta saataisiin sisällyttämällä nurmet kaikkien peltojen viljelykiertoihin. Pysyviä nurmia sen sijaan tarvitaan ennen kaikkea happamille sulfaattimaille, turvemaille ja suojavyöhykkeiksi vesistöjen varrella sijaitseville kalteville pelloille. Pysyvillä nurmilla oikea-aikainen niitto on tärkeää.

Luonnon monimuotoisuus

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: monivuotiset ympäristönurmet ++, suojavyöhykkeet ja luonnonhoitopellot +++

Suojavyöhykkeet

Viljelemättömän avoimen alan lisääntyminen suojavyöhykkeiden perustamisen myötä on luonnonvaraiselle kasvi- ja eläinlajistolle yleisesti ottaen myönteistä (ks. myös toimenpiteet Suojakaistat ja Talviaikainen kasvipeitteisyys). Suojakaistojen laiduntaminen tai niittäminen ja niitetyn kasvialueen poiskorjuu lisäävät lajiston monimuotoisuutta. Sekä monimuotoisuuden että vesiensuojelun kannalta paras niiton ajankohta on loppukesällä heinä-elokuun vaihteen tienoilla (Heliölä ym. 2010b, Uusi-Kämpä ym. 2012b). Sen sijaan ennen heinäkuun puoliväliä tehtävällä niitolla voi olla tuhoisa vaikutus kasvien, hyönteisten ja lintujen lisääntymiselle (Berg & Gustafson 2007, Konvicka ym. 2008, Humbert ym. 2009, Bruppacher ym. 2016).

Peltolinnuston kannalta pensaiden esiintyminen lisää suojavyöhykkeiden arvoa (Tiainen & Seimola 2014). Perhosten ja putkilokasvien lajimäärien on todettu kasvavan suojavyöhykkeen iän myötä (Heliölä ym. 2010b). Kasvien ja perhosten lajimäärät kasvoivat saavuttaen viereisen ojanluiskan tason noin kymmenen vuoden kuluessa perustamisesta. Kasveilla lajimäärän kasvu tasaantui 10 vuoden jälkeen, mutta perhosilla laji- ja yksilömäärät kasvoivat vielä vanhemmillakin suojavyöhykkeillä (Heliölä ym. 2010b).

Toimenpide kohdistuu pääosin vesistöjen varsille, jotka ovat kasvilajistoltaan pääsääntöisesti varsin lajikkaita alueita. Silti toimenpide hyödyttää laajasti maatalousalueiden yleistä kasvi- ja eläinlajistoa, sekä erityisesti peltojen reuna-alueita hyödyntäviä lintulajeja. Leveiden suojavyöhykkeiden on havaittu myös ehkäisevän myyrätuhoja viereisellä pellolla (Gilbert 2013).

Monivuotiset ympäristönurmet

Monivuotisilla ympäristönurmilla on samanlainen lievästi myönteinen vaikutus luonnon monimuotoisuuteen kuin monivuotisilla laidunnetuilla tai laiduntamattomilla nurmilla. Monivuotinen kasvillisuus ja peltolohkon pysyminen muokkaamattomana usean vuoden ajan kasvattavat lähinnä maaperäeläinten monimuotoisuutta (Nuutinen & Palojärvi 2002, Palojärvi & Yli-Halla 2004). Monivuotiset nurmet tarjoavat elinympäristöä ja talvehtimispaikkoja peto- selkärangattomille (Huusela-Veistola ym. 2004, Schmidt & Tschardt 2005) ja jossain määrin elinympäristöä

myös peltolinnuille (Tiainen ym. 2014), putkilokasveille ja pölyttäjille. Monivuotisella ympäristönurmella keskellä kesää tapahtuva sadonkorjuu uhkaa kuitenkin monien luonnonvaraisten lajien lisääntymisen onnistumista (Cizek ym. 2012).

Nurmikasvustoista saatavat monimuotoisuushyödyt tyypillisesti kasvavat kasvuston iän myötä (Van Buskirk & Willi 2004; ks. myös Suojavyöhykkeet). Koska monivuotiset ympäristönurmet säilytetään yleensä vain 2-3 vuoden ajan, niiden tuottamat hyödyt jäävät siksi yleensä vähäisemmiksi kuin esimerkiksi suojavyöhykkeiden.

Luonnonhoitopeltonurmet

Luonnonhoitopeltonurmien vaikutus luonnon monimuotoisuuteen vaihtelee suuresti niiden perustamistavan, hoidon ja iän mukaan. Keskimäärin vaikuttavuus on selvästi myönteinen, mutta tapauskohtaisesti vaikuttavuus vaihtelee nollassa tai jopa haitallisesta hyvin myönteiseen (Kuussaari ym. 2014a). Useimpien eliöryhmien lajistollinen monimuotoisuus kasvaa luonnonhoitopeltonurmen iän kasvaessa (ks. myös Suojavyöhykkeet; Van Buskirk & Willi 2004). Erityisesti peltolinnut hyötyvät silti merkittävästi myös lyhytaikaisista kesannoista, joilla tyypillisesti on runsaasti lintujen tarvitsemää siemenravintoa (lähinnä yksivuotisia kasveja; Henderson ym. 2000, Hyvönen & Huusela-Veistola 2011).

Loppukesällä tehtävä niitto ja niitoksen pois korjaaminen edistävät monipuolisen kasvilajiston kehittymistä ja sitä kautta myös muun eliölajiston monipuolistumista. Niiton ajankohta on luonnonhoitopeltonurmen biodiversiteetti-vaikutusten kannalta kriittinen tekijä, koska liian aikaisessa vaiheessa kesää tehty niitto voi kääntää luontovaikutukset jopa negatiivisiksi muodostamalla ekologisen ansan sinne lisääntymään asettuneille linnuille ja hyönteisille (Bruppacher ym. 2016). Yleensä luonnonhoitopeltoja ei tulisi niittää ennen elokuun alkua tai ainakaan ennen heinäkuun puoliväliä. Luonnonhoitonurmista on suurin hyöty luonnon monimuotoisuudelle alueilla, joilla puoliluonnon-tilaiset avoimet elinympäristöt ovat vähissä, kuten voimakkaasti kevätiljojen viljelyyn painottuneilla, laaja-alaisilla peltoalueilla (Tscharntke ym. 2011).

Luonnonhoitopeltojen ja luonnonhoitonurmipeltoja vastaavien viherkesantojen luontovaikutuksia on tutkittu runsaasti MYTVANA-raportin (Grönroos ym. 2007) ilmestymisen jälkeen. Yhteenveto vuoteen 2013 mennessä julkaistuista kesantotutkimuksista raportoitiin MYTVAS 3-loppuraportin yhteydessä (Kuussaari ym. 2014a). Samalla arvioitiin, miten maatalouden ympäristötuen monivaikutteisilla toimenpiteillä voidaan edistää maatalousluonnon monimuotoisuutta ja vesiensuojelua samanaikaisesti, ja toisaalta, mitä rajoitteita näiden kahden tavoitteen samanaikaiseen edistämiseen on. Alla on esitelty tärkeimpiä tutkimustuloksia luonnonhoitonurmien vaikutuksista eri eliöryhmiin.

Jokioisissa vuosina 2003-2005 toteutetussa kenttäkokeessa havaittiin, että lyhytaikaisillakin viherkesannoilla on myönteinen merkitys kasvien ja pölyttäjähönteisten monimuotoisuudelle sekä lintujen siemenravinnon tuotolle (Hyvönen 2007, Kuussaari ym. 2007b, Kuussaari ym. 2011). Kasvit ja pölyttäjähönteiset hyötyivät tavallista heikommin kilpailevien heinien käytöstä kylvöseoksessa sekä kesannon perustamisesta ilman suojaviljaa. Muutokset tapahtuivat nopeammin vapaasti taimettumaan jätetyillä sänkikesannoilla kuin timotei-apilaseoksilla kylvetyillä viherkesannoilla. Pölyttäjähönteiset hyötyivät lisäksi siitä, että kesannointia jatkettiin vielä toisen kesän ajan.

Ypäjällä toteutettu pitkäaikaisten kesantojen koe osoitti, että sekä kasvien että pölyttäjähönteisten, kuten perhosten ja kimalaisten, monimuotoisuus lisääntyi nurmiseoksilla perustetuilla koealoilla vähitellen koko kuusi vuotta jatkuneen seurannan ajan (Kuussaari ym. 2007b, Hyvönen ym. 2010, Alanen ym. 2011; katso myös Suojavyöhykkeet) ja vielä sen jälkeenkin. Seurannan viimeisinä vuosina myös vaateliaampia ja heikommin liikkuvia perhoslajeja onnistui asuttamaan kesantokoealueita (Alanen ym. 2011, Kuussaari ym. 2014b). Vuosittain myöhään syksyllä tehdyn niiton (ilman niittojätteen korjuuta) myönteinen vaikutus pölyttäjähönteisiin tuli esiin vasta kokeen kahtena viimeisenä vuonna (Hyvönen ym. 2010).

Pitkäaikaisilla viherkesannoilla maaperän siemenpankista taimettuneiden kasvien lajimäärä oli suurempi tavallista heikommin kilpailevien heinien seoksella kylvetyillä alueilla, mutta kasvilajimäärä kasvoi hyvin hitaasti (Hyvönen ym. 2010). Niiton myönteinen vaikutus kasvilajimäärään tuli esiin kolmantena vuotena. Kokeessa mitattiin myös lintujen siemen- ja hönteisravinnon (luteet, kaskaat, kärpäset, kovakuoriaiset, pistiäiset ja hämähäkit) määrän kehitystä erilaisilla koealueilla (Huusela-Veistola 2007, Hyvönen & Huusela-Veistola 2011). Siemenravinnon määrä oli korkeimmillaan ensimmäisenä vuotena ja korkeampi niitetyillä kuin niittämättömillä koealoilla. Hönteisravinnon kokonaismäärä ja eri eliöryhmien runsaus vaihtelivat huomattavasti vuosien välillä. Niiton positiivinen vaikutus näkyi kahtena viimeisenä koevuotena.

Herzonin ym. (2011) laaja CAP-kesantojen otostutkimus osoitti viherkesantojen suuren, myönteisen merkityksen peltolinnustolle. Tulosten mukaan kesantopelloilla pesii 25–40 prosenttia enemmän avoimen ympäristön peltolintulajeja ja 60–105 prosenttia enemmän lintupareja kuin vastaavanlaisilla peltoaukeilla sijaitsevilla viljapelloilla. Samansuuntaisia havaintoja viherkesantojen myönteisestä merkityksestä peltolinnustolle on saatu myös muissa, laaja-alaisemmin peltolintujen monimuotoisuuden vaikuttavista tekijöistä selvittäneissä tutkimuksissa (Tiainen ym. 2007, Piha ym. 2007b, Vepsäläinen ym. 2010, Tiainen ym. 2014). Toivonen ym. (2015) tutkivat luonnonhoitopeltojen vaikutuksia eri eliöryhmien lajeihin erityyppisissä viljelymaisemissa. Peltolintujen osalta luonnonhoitopeltojen vaikutus riippui erityisesti ympäröivän maiseman rakenteesta: nurmivaltaisilla alueilla peltolintuja oli erityisen paljon niittykasvien siemenseoksella perustetuilla luonnonhoitopelloilla, mutta vähän nurmipeltoja sisältäneissä viljelymaisemissa peltolintuja oli eniten pitkäaikaisilla luonnonhoitopeltonurmilla.

Luonnonhoitopeltojen kasvillisuutta tutkittiin laajasti vuosina 2010–2011 kolmella maantieteellisellä alueella tehdyssä otostutkimuksessa (Herzon ym. 2012, Toivonen ym. 2013). Kasvillisuudeltaan nuoret nurmipelto olivat yleensä hyvin lajiköyhiä, usein yhtä köyhiä kuin viherlannoitusnurmet, kun taas vanhoilla nurmipelloilla lajimäärä oli usein suuri ja parhaimmillaan samaa tasoa kuin luonnonniityillä. Kasvien lajimäärä kasvoi luonnonhoitopellon iän sekä kasvillisuuden korkeuden vaihtelun myötä ja myös peltolohkon koon ja samalla kasvaneen pellonsisäisen kasvilajidiversiteetin myötä. Kasvilajimäärä laski kasvillisuuden tiheyden ja korkeuden kasvaessa.

Toivosen ym. (2015, 2016) pitkäaikaisten, vähintään kahdeksan vuoden ikäisten luonnonhoitopeltonurmien ja niitykasveilla perustettujen, 3–4 vuoden ikäisten monimuotoisuuspeltojen monimuotoisuusvaikutuksia vertaillut kenttätutkimus osoitti, että erityisesti päiväperhoset hyötyivät pitkäaikaisista nurmipelloista. Kasvien ja päiväperhosten lajimäärät sekä vaatelioiden päiväperhoslajien runsaudet olivat korkeimpia metsävaltaisessa maisemassa sijainneilla pitkäaikaisilla nurmipelloilla. Myös reuna-alueiden maatalouslinnut viihtyivät erityisen hyvin metsävaltaisessa maisemassa sijainneilla pitkäaikaisilla nurmipelloilla.

Pitkään samalla peltolohkolla tehtävät monimuotoisuutta edistävät toimenpiteet mahdollistavat kohdelajien populaatioiden syntymisen ja kasvamisen (Kuussaari ym. 2018). Pitkäaikaiset nurmipelto ovat tässä suhteessa arvokas toimenpide, jota neuvonnalla voitaisiin tuoda nykyistä enemmän esiin. Eri-ikäisten, vähintään 8 vuotta vanhojen nurmipeltojen määrä ja esiintyminen olisi syytä kartoittaa ja keinoja niiden säilyttämiseksi seuraavalla ohjelmakaudella tulisi selvittää. Toivosen ym. (2015) tutkimuksen tulosten pohjalta pitkäaikaisia nurmipeltoja tulisi pyrkiä säilyttämään myös metsävaltaisilla alueilla.

Ilmastonmuutoksen hillintä ja sopeutuminen

Arvio ominaisvaikutavuudesta: monivuotiset ympäristönurmet +++++, suojavyöhykkeet ja luonnonhoitopellot +++

Suojavyöhykkeet

Suojavyöhykkeiden N₂O-päästöt jäänevät aina lannoitettua peltoa vähäisemmiksi, joten niiden perustaminen vähentää päästöjä niiden käyttämältä alalta. Lisäksi niiden voidaan arvioida vähentävän N₂O-päästöjä vesistöihin huuhtoutuvasta tyepistä. Suomessa kasvihuonekaasumittauksia on tehty vain Lintupajun suojakaistakokeella, jossa suojakaistan N₂O-päästö oli selkeästi alle puolet ja parhaassa tapauksessa alle 10 % sen yläpuolisen pellon päästöstä (Regina ym. 2006).

Monivuotinen ympäristönurmi

Erityisesti turvemailla monivuotinen nurmiviljely usein vähentää kasvihuonekaasujen päästöjä verrattuna yksivuotisen kasvin viljelyyn. Tästä on kuitenkin ristiriitaista tietoa kirjallisuudessa. Eurooppalaisessa yhteenvedossa saatiin nurmille pienempi keskipäästö kuin yksivuotisille kasveille (Leppelt ym. 2014), mutta pohjoismaisessa koossa-artikkelissa nurmien päästöt eivät ole olleet alhaisemmat kuin yksivuotisten viljelykasvien (Maljanen ym. 2010). Tämä voi johtua siitä, että pohjoismainen aineisto oli suhteellisen pieni ja mukaan valikoitujen nurmikokeiden päästöt ovat olleet tavanomaista suurempia. Toisaalta nurmen juurten tuottamat eritteet saattavat myös kiihdyttää turpeen hajotusta (*priming effect*; Hamer ja Marschner 2002). Luotettavan vertailun voi tehdä vain samalla koekentällä samaan aikaan olevien käsittelyjen välillä. Jokioisilla ja Rovaniemellä toteutetuissa kenttäkokeissa N₂O-päästöt olivat alhaisemmat nurmelta kuin viljalta (Regina ym. 2004). Myös ruotsalaisessa kenttäkokeessa ja Kanuksessa tehdyissä mittauksissa N₂O-päästöt olivat korkeammat viljalta (Klemedtsson ym. 2009; Maljanen ym. 2004). Vastaavanlaisella kokeella Itä-Suomessa päästöt nurmelta olivat viljaa korkeammat, mutta tämä on ainoa poikkeus Suomessa tehdyissä mittauksissa (Maljanen ym. 2003). Kyseisessä tutkimuksessa nurmi oli ensimmäisen vuoden nurmi, eivätkä mittaukset jatkuneet seuraavina vuosina. Tilastoinnin perusteena käytettävillä IPCC:n

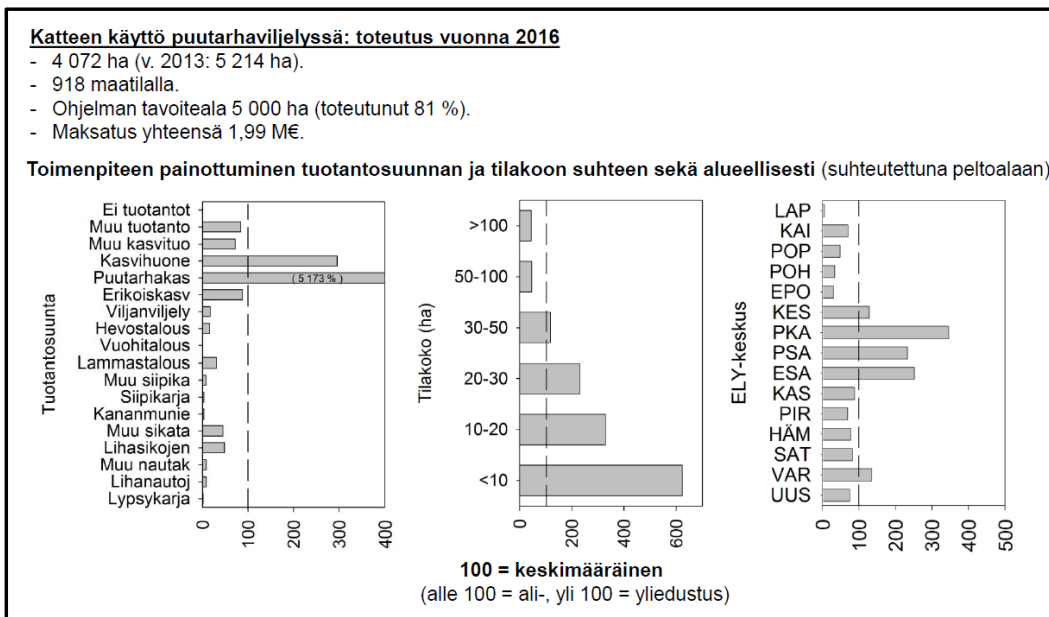
laskentaohjeilla (jotka myös perustuvat kirjallisuuskatsaukseen) saadaan sekä N₂O- että CO₂-päästöksi pienempi arvo monivuotisilla kuin yksivuotisilla kasveilla (IPCC 2013).

Luonnonhoitopellot

Luonnonhoitopellot vastaavat tyypiltään lannoittamattomia nurmia, joten niihin voidaan soveltaa nurmilta saatuja tuloksia. Mitatut N₂O-päästöt tyypillisesti nousevat lannoitustason noustessa (Kim ym. 2013); sama on havaittu myös turvepelloilla, joilla lannoituksen päästöillä on tyypillisesti pienempi rooli kuin turpeen hajoamisesta syntyvällä päästöllä (Leppelt ym. 2014). Koska nämä päästöt raportoidaan kasvihuonekaasuinventaarissa lannoitustason mukaisesti, ei niitä lannoittamattomilta pelloilta käytännössä raportoida.

Luonnonhoitopelloilla kasvintähteitä jää maahan enemmän kuin intensiivillä nurmilla tai yksivuotisilla kasveilla, joten niillä maaperän hiilivarasto voi kasvaa ja siten CO₂-päästöt vähentyä. Suomen oloissa nurmivaltaisuuden nousun vaikutukset näkyvät parhaiten peltomaiden laadun seurannassa, jossa hiilivarasto on laskenut vähiten viljelykierrossa ja monivuotisilla nurmilla (Heikkinen ym. 2013).

2.6. Orgaanisen katteen käyttö puutarhakasveilla ja siemenperunalla



Toimenpiteen sisältö, ja mahdolliset muutokset tälle ohjelmakaudelle

Toimenpiteen tavoitteena on vähentää rikkakasvien ja kasvitautien torjunta-aineiden käyttötarvetta, kastelutarvetta sekä ravinteiden huuhtoutumista. Eloperäinen kate tuo maahan hajoavaa orgaanista ainesta ja vähentää maanpinnan eroosiota.

Toimenpiteessä viljelijä sitoutuu kattamaan yksivuotisten puutarhakasvien rivit ja monivuotisten kasvien rivit tai rivivälit niiltä lohkoilta, jotka hän on ilmoittanut toimeen. Yksivuotisten puutarhakasvien rivien kohdilta maanpinta on katettava oljella, hakkeella, ruohosilpulla, biohajoavalla kalvolla, katepaperilla tai muulla maaperälle haitattomalla orgaanisella materiaalilla. Sertifioidun siemenperunan tuotantoalalla rivit ja rivivälien maanpinta on katettava oljella. Monivuotisten kasvien maanpinta on katettava rivien kohdalta oljella, hakkeella, ruohosilpulla, biohajoavalla kalvolla tai muulla orgaanisella materiaalilla, katepaperilla tai leikattavalla nurmikatteella. Rivivälit on katettava joko riviväleihin perustettavalla leikattavalla nurmikatteella tai muulla maaperälle haitattomalla orgaanisella katteella. Lohkon voi kattaa kokonaan tai vain rivin tai rivivälin kohdalta.

Katteen käyttö monivuotisilla puutarhakasveilla oli edellisen ohjelmakauden vastaava toimenpide. Nyt katteen käyttö on ulotettu myös yksivuotisiin kasveihin. Edellisellä ohjelmakaudella myös muovi ja kangas hyväksyttiin toimenpiteen katteeksi. Toimenpiteen pinta-ala on nykyisellä ohjelmakaudella vapaasti viljelijän päätettävissä, kun edellisellä ohjelmakaudella tietty osuus kyseisten kasvien viljelypinta-aloista piti olla katettu.

Vertailukohta toimenpiteen vaikuttavuuden arvioinnissa

Tilanne, jossa ei ole katetta.

Arvio toimenpiteen vaikuttavuudesta kunkin tavoitealueen osalta

Vesistökuormitus

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: +

Arvio pohjana on katteen antama suoja eroosiota vastaan ja typpihuuhtouman vähentyminen varsinkin nurmikatteiden tapauksessa.

Maaperän kasvukunto

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: 1-vuotiset kasvit +, monivuotiset kasvit ++

Katteiden arvioidaan vähentävän maan pinnan kulumista ja vaikuttavan positiivisesti maan laatuun orgaanisen materiaalin lisäyksen kautta.

Luonnon monimuotoisuus

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: +

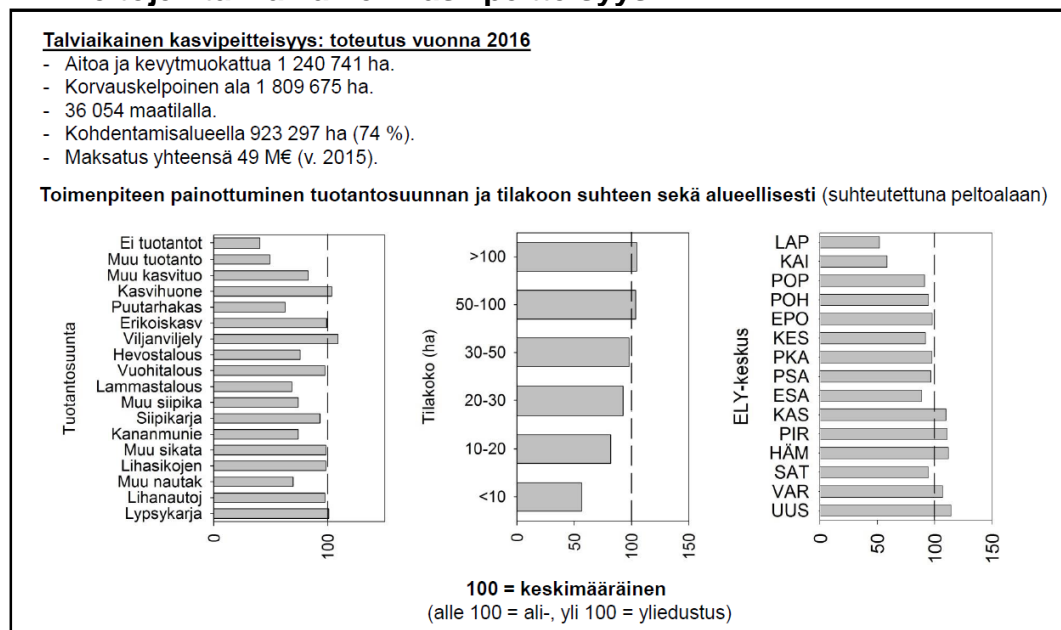
Orgaanisen katteen käytöllä lienee marginaalisesti myönteinen vaikutus luonnon monimuotoisuuteen. Näin siksi, että orgaanisen aineen (kuten oljen, hakkeen ja ruohosilpun) lisääminen peltoon yleisesti ottaen lisää maaperäeläinten aktiivisuutta ja monimuotoisuutta. Toimenpiteellä tavoitellaan kemiallisen kasvintorjunnan vähentämistä, minkä kautta sillä voi olla lievästi myönteisiä vaikutuksia kasvien ja selkärangattomien eläinten monimuotoisuuteen. Aiheesta ei kuitenkaan ole tutkimuksia.

Ilmastonmuutoksen hillintä ja sopeutuminen

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: +

Orgaanisen katteen vaikutuksista maaperän hiilivarastoon tehtiin arvio Maaseutuohjelman arvioinnissa (Regina & Heikkinen 2017). Siinä hiilen hajoamista mallinnettiin Yasso07-mallilla, jonka mukaan tyypillisen hakekatteen hiilestä siirtyy maaperän humusfraktioon 56 kg/ha ensimmäisen vuoden aikana. Muiden kaasujen päästöihin toimella ei todennäköisesti ole vaikutusta.

2.7. Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys



Toimenpiteen sisältö, ja mahdolliset muutokset tälle ohjelmakaudelle

Peltojen talviaikaista kasvipeitteisyyttä voidaan toteuttaa seuraavilla tavoilla:

- Monivuotiset viljellyt *nurmet* ja talven yli säilytettävät yksivuotiset nurmet ja ruokohelppi
- Monivuotiset *puutarhakasvit* (ml. kumina)
- Viljan, öljykasvien, tattarin, siemenmausteiden ja kuitupellavan sekä härkäpavun, herneen ja lupiinin *sänki ja suorakylvö sänkeen*.
- *Kerääjäkasvien* viljely, jos kasvusto säilytetään seuraavaan kevääseen asti *-italian raiheinä tai muu heinä, apila, muu nurmipalkokasvi, öljyretikka, muokkausretiisi tai muu ristikukkainen öljykasvi tai näiden seos. kylvettävä viimeistään 15.8.*
- *Syyskylvöiset* viljat ja öljykasvit kuten syysruis, ruisvehnä, syysvehnä ja spelttivehänä, syysrypsi ja syysrapsi sekä muut syyskylvöiset kasvit ja keväällä korjattava pellava ja hamppu.
- Hyväksyttävää kasvipeitteisyyttä täyttävät myös *kesannoksi* ilmoitetut alat, joihin on kylvetty syysvilja tai syysöljykasvi tai jotka ovat nurmen tai edellä mainitun sängin peittämiä. Tällaiselle kesantoalalle ei kuitenkaan makseta korvausta peltojen talviaikaisesta kasvipeitteisyydestä.
- Vaadittavaa 20%:n vähimmäiskasvipeitettä voidaan täydentää kohdentamisalueella myös *kevennetyllä syyssänkimuokkauksella* vilja-, öljykasvi-, tattari-, siemenmauste-, kuitupellava- ja härkäpapu-lohkoilla, jos muokkaus tehdään kultivaattorilla, lautasäkeellä, joustopiikkiäkeellä, rullailmasti-mella tai lapiorullaäkeellä yhteen kertaan ajaen. Muulla alueella kevennetty syyssänkimuokkaus kelpaa täyttämään talviaikaisen kasvipeitteisyyden ehtoja kaikkiin prosentteihin asti.
- Kelpaa myös *saneerauskasvit*, jos ovat öljykasvia (valkosinappia, öljyretikka).
- Kemiallisesti tuhottu nurmi ei kelpaa.

Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys on ollut mukana ympäristötukiohjelmissa alusta lähtien. Hyväksytyt tavat toteuttaa kasvipeitteisyyttä ovat olleet hyvin pitkälti samat kuin nytkin, mutta joitakin poikkeuksia on esiintynyt. Ensimmäisellä ohjelmakaudella (1995–1999) vaadittiin, että kaikkien perustukia saavien maatilojen pelloista on A- ja B-tukialueilla pidettävä 30 % kasvipeitteisinä tai kevennetysti muokattuna talvikauden aikana (MMM 1996). Kasvipeitteiseksi alaksi hyväksyttiin tällöin myös sokerijuurikas, peruna ja avomaan vihannekset, kun niiden naatit jätettiin korjuun jälkeen hajalleen pellolle.

Vuosina 2000–2006 peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys oli valinnainen lisätoimenpide. Toimenpiteen valinneen viljelijän tuli pitää 30 % maatilan tukikelpoisten peltolohkojen pinta-alasta kasvukauden ulkopuolella kasvien tai kasvinjätteiden peittämänä tai hyväksytyllä tavalla kevennetysti muokattuna (MMM 2000). Toimenpidettä ei voinut valita kotieläintilaa koskeviin ehtoihin sitoutunut viljelijä, jonka tilalla kasvatettiin nautoja, hevosia tai lampaita. Kasvipeitteeksi hyväksyttiin myös sokerijuurikaspellot, kun niissä oli riittävät ympäristötuen mukaiset pien-tareet ja suojakaistat. Tällöin kevennetyksi muokkaukseksi hyväksyttiin myös kyntö miniauroilla.

Vuosina 2007–2013 peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys oli lohko-kohtainen lisätoimenpide (MMM 2007). Koko maassa oli mahdollista valita peltokasvien talviaikainen kasvipeitteisyys ja kevennetty muokkaus –toimenpide. Sitä ei kuitenkaan voinut valita ympäristötuen mukainen kotieläintila, jolla kasvatettiin nautoja, lampaita, vuohia tai hevosia yhteensä enemmän kuin 2 elänyksikköä. Viljelijän oli pidettävä vähintään 30 % maatilan ympäristötukikelpoisten peltolohkojen yhteismäärästä kasvukauden ulkopuolella kasvien tai sängin peittämänä tai hyväksytysti kevennetysti muokattuna. Nurmipeitteinen hoidettu viljelemätön pelto myös täytti ehdot. Kevennetyksi muokkaukseksi hyväksyttiin myös kyntö miniauroilla. A- ja B-tukialueilla oli mahdollista valita peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys tai peltojen talviaikainen tehostettu kasvipeitteisyys. Peltojen talviaikaisessa kasvipeitteisyydessä vaadittiin, että vähintään 30 % peltolohkojen yhteispinta-alasta olisi pidettävä kasvukauden ulkopuolella kasvien tai sängin peittämänä. Toimenpidettä ei voinut valita tila, jolla kasvatettiin nautoja, lampaita, vuohia tai hevosia enemmän kuin 2 ey verran. Kasvipeitteisyyttä saattoi toteuttaa myös nurmipeitteisen viljelemättömän pellon avulla. Peltojen tehostetussa kasvipeitteisyydessä talviaikaista kasvipeitettä tai sänkeä tuli olla vähintään 50%:lla ympäristötukikelpoisesta pinta-alasta. Nurmipeitteinen tilatukijärjestelmän mukainen hoidettu viljelemätön pelto hyväksyttiin kasvipeitteiseksi alaksi. Nauta-, lammas-, vuohi- ja hevostiloja ei tässä lisätoimenpiteessä ollut rajattu tuen ulkopuolelle.

Nykyisellä ohjelmakaudella (2014–2020) kasvipeitteisyystoimenpide on valinnainen lohko-kohtainen toimenpide, joka on myös maantieteellisesti kohdennettu. siten, että kohdentamisalueella toimi on ehdoiltaan vaativampi ja vaikeuttavampi (MMM 2015). Aluerajaus noudattelee suojavyöhykkeiden ja luonnonhoitopeltonurmien kohdentamis-alueita ja sen muodostamisen perusteet ovat pääosin samat, mutta alue ulottuu rannikolla pohjoisemmaksi alueille, joilla valuma-alueiden vesien tila on suurelta osin hyvää heikommissa tilassa. Myös pohjoisemmalla

rannikkoalueella on korostunut tarve vähentää kasvukaudenulkopuolista huuhtoumaa, mutta alue ei ole eroosioherkkää maaperää. Sen sijaan tällä alueella on runsaasti eloperäisiä maita ja niiden maanmuokkaamisen vähentämisellä voidaan hillitä myös kasvihuonekaasupäästöjä. Suomenlahden, Saaristomeren, Selkämeren ja osin myös Perämeren saaret ovat mukana kohdentamisalueessa rannikkovesien tilan perusteella. Suomen peltoalasta noin 70 % sijaitsee peltojen talviaikaisen kasvipeitteisyyden kohdentamisalueella. Aluerajaus mukaillee kuntarajoja hallinnollisen taakan vähentämiseksi.

Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys on vesiensuojelu-, ilmasto ja maaperätoimenpide. Kohdentamisalueella tukeen oikeutetun kasvipeitteisyyden määrä on porrastettu seuraavasti: 20, 40,60 tai 80 % tilan korvauskelpoisesta peltoalasta. Kohdentamisalueen ulkopuolella porrastukset ovat 20, 40 tai 60 %. Kohdentamisalueella kevennetty muokkaus voi täyttää kasvipeitteisysehtoa vain 20%:iin asti ja korkeammat prosenttirajat tulee täyttää aidolla kasvipeitteellä. Muulla alueella kasvipeitteisyyden voi toteuttaa kevennetyllä muokkauksella. Korvausta ei makseta peltoalasta, joka on talviaikaan peitteisenä jonkin muun ympäristösitoumuksen tai aiemman ympäristötukijärjestelmän toimenpiteen perusteella. Toimesta ei makseta tiloille, jotka on vapautettu viherryttämistuen viljelyn monipuolistamisvaatimuksesta tai ekologisen alan vaatimuksesta, koska tilan peltoalasta on 75 % nurmea tai kesantoa.

Vertailukohta toimenpiteen vaikuttavuuden arvioinnissa

Toimenpidettä verrataan kevätiljan viljelyyn, jossa perusmuokkauksena on syyskyntö. Toimenpiteen vaikuttavuusarvioon kuuluu myös se, missä määrin talviaikainen kasvipeitteisyys toteutuisi ilman erityistä toimenpidettä. Vaikuttaako toimenpide esimerkiksi suorakylvön laajuuteen, syyskylvöisten kasvien viljelyn laajuuteen tai nurmi-pinta-aloihin?

Arvio toimenpiteen vaikuttavuudesta kunkin tavoitealueen osalta

Vesistökuormitus

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: + (20 % 0, 40-80 % +)

Kasvipeitteisyyden avulla voidaan vähentää eroosiota ja typpikuormitusta mutta ei liukoisen fosforin kuormaa. Toimenpiteeseen sisältyy laadultaan monenlaisia kasvipeitteitä, joiden ympäristövaikutukset ja vaikutusten suuruus vaihtelevat paljon. Monivuotinen nurmi ja ruokohelpi ovat tehokkaimpia, syyssänkimuokkaus vähiten tehokas.

Nurmi [Tavanomaiset tuotantonurmet yleensä]

Nurmi vähentää tehokkaasti eroosiota ja typpihuuhtoumaa viljanviljelyyn verrattuna mutta lisää liukoisen fosforin kuormitusta. Jos nurmelle ei anneta fosforin pinalannoitusta voidaan nurmiviljelyn liukoisen fosforin kuormituksen lisääntymistä vähentää.

Kotkanojan savimaan kentän pinta- ja salaojavalunnassa typpikuormitus nurmelta oli noin puolet (5,4 kg/ha) verrattuna ohraan ohraan (11,1 kg/ha), vaikka nurmen typpilannoitus oli kaksinkertainen ohran lannoitukseen verrattuna. Gustafsonin (1987) mukaan viljan viljelystä huuhtoutui nitraattityppeä 3,6-kertainen määrä nurmiviljelyyn verrattuna. Ylärannan ym. (1993) lysimetrikokeessa nurmi vähensi typen huuhtoutumista eniten hietamaalla. Toholammin hietamaan huuhtoutumiskentän pitkäaikaisessa (kevät 1997-kevät 2013) viljelykiertokokeessa typpeä huuhtoutui vähemmän kotieläintilan nurmivaltaisesta viljelykierrosta verrattuna kasvitilan viljelykiertoon, todennäköisesti nurmen vuoksi. Myöhään syksyllä ja aikaisin keväällä typpeä ottava nurmi piti maan typpipitoisuuden alhaisena ja typpihuuhtoumat kurissa (Lemola 2016).

Typen huuhtoutumisen nurmista on havaittu kuitenkin jonkin verran lisääntyvän, kun nurmi kynnetään. Tällöin nurmimassa alkaa hajota ja osa sen sisältämästä tuestä alkaa vapautua huuhtoutumiselle alttiiksi (mm. Bergström 1987, Turtola 1992, Turtola & Jaakkola 1987). Maan liukoisen typen määrä lisääntyi myös Toholammin huuhtoutumiskentän viljelykiertokokeessa nurmen kynnön jälkeen, ja typen huuhtoutuminen lisääntyi, jos salaojavaluntaa muodostui runsaasti (Lemola 2016). Kokonaisuutena nurmiviljelyn kuitenkin katsotaan vähentävän typpikuormitusta (Turtola & Jaakkola 1987). Nurmen kynnön jälkeistä typpikuormituksen lisääntymistä voidaan myös hillitä kylvämällä nurmen kynnön jälkeen syysvilja (Bergström 1987, Gustafson 1987) tai jättämällä kyntö myöhäiseen syksyyn (Gustafson 1987, Lemola ym. 2000) tai kevääseen (Bergström 1987).

Eroosio väheni em. kokeessa Kotkanojan savimaan huuhtoutumiskentällä Jokioisissa nurmella 58 % ohraan verrattuna. Sitä vastoin kokonaisfosforin kulkeutuminen oli nurmelta 33 % suurempaa ohranviljelyyn (1,2 kg/ha) verrattuna, ja nurmelta myös kulkeutui enemmän liukoista fosforia (1,0 kg/ha) kuin ohralta (0,4 kg/ha), minkä katsottiin johtuvan nurmen suuremmasta fosforilannoituksesta ja pintalevitystekniikasta (Turtola & Jaakkola 1985). Toholammin hietamaan huuhtoutumiskentällä fosforilla pintalannoitetusta nurmesta huuhtoutui fosforia lähes nelinkertainen määrä pintalannoittamattomaan verrattuna (Turtola ym. 2005). Aurajoen jyrkästi viettävällä savimaalla nurmiviljely vähensi eroosiota pintakerrosvalunnassa 73 % ja maa-ainekseen sitoutuneen fosforin kulkeutumista 74 % kyntöön verrattuna samalla kun liukoisen fosforin kulkeutuminen lisääntyi 57 % (Puustinen ym. 2005). Järvenrannan ym. (2014) tutkimuksessa pintalannoitetun heinänumilaitumen kokonaisfosforin kuormitus pintavalunnassa oli 0,9-1,2 kg/ha vuodessa, mistä 90 % oli liukoisessa muodossa, ja maan pintakerroksen fosforipitoisuus ja fosforikuormitus kasvoivat lineaarisesti laidunnusvuosien edetessä. Fosforilannoittamattoman apila-heinänumilaitumen pintakerroksessa ei tapahtunut vastaavaa fosforipitoisuuden kasvua. Tutkijoiden mukaan on kuitenkin epäselvää johtuuko se siitä, ettei pintaan annettu fosforia vai apila-heinänumen erilaisesta käyttäytymisestä heinänumeen verrattuna (Järvenranta ym. 2014).

Norjalaisissa tutkimuksissa nurmet ovat vähentäneet eroosiota yli 90% kevätiljan viljelyyn verrattuna (Skjøien 1988) ja kokonaisfosforin kulkeutumista pintavalunnassa 66-86% (Lundekvan 1998, Skjøien 1988) keinotekoisesti tasoitetuilla kaltevilla (10-12%) mailla, jotka ovat normaalia herkempiä eroosiolle. Norjalaisessa valuma-aluearvostelussa havaittiin, että kokonaisfosforin pitoisuudet valumavedessä olivat korkeimpia alueilla, joilla harjoitettiin peltokasviviljelyä kuin nurmiviljelyä. Liukoisen fosforin pitoisuudet olivat sitä vastoin korkeampia nurmiviljelyssä olevilta alueilta (Bechmann 2014).

Myös Liperin tasaisella savimaan huuhtoutumiskentällä vuosina 1989–2000 tehdyssä tutkimuksessa eroosio oli suurinta syksyllä kynnetystä maasta ja pienintä nurmista. Pintavalunta muodosti vain 1,9 % kokonaisvalunnasta ja Liperissä myös kokonaisfosforia, partikkelifosforia ja liukoista fosforia huuhtoutui eniten syksyllä kynnetystä maasta ja vähiten nurmista (Kukkonen ym. 2004).

Monivuotiset puutarhakasvit (ml. kumina)

Monivuotiset puutarhakasvit ovat omena- ja hedelmäpuita, marjapensaita ja taimitarhoja. Vuonna 2016 monivuotisia puutarhakasveja tilastoitiin viljeltävän 6 050 hehtaarilla ja taimitarhojen pinta-ala oli alle 500 ha. Kuminaa viljeltiin 20 478 hehtaarilla.

Suomessa ei ole tutkittu monivuotisten puutarhakasvien ja kuminan vaikutusta eroosioon tai ravinnekuormitukseen. Monivuotisten puutarhakasvien kuten omena- ja herukkatarhojen välialueet kasvavat useimmiten nurmea, mikä vähentää eroosiota ja typen kuormitusta. Toisaalta nurmi niitetään ajoittain, mutta niittojätettä ei kerätä pois. Koska omenapuita ja marjapensaita kasvatetaan yhtäjaksoisesti kymmeniä vuosia, voi maan pintakerrokseen rikastua fosforia, mikä voi lisätä liukoisen fosforin kuormitusta. Mansikkamaiden osuus monivuotisista puutarhakasveista on suuri, 3 800 ha vuonna 2016, ja niillä käytetään pääsääntöisesti muovikatetta. Avoviljelmiä on arviolta 15 % pinta-alasta, ja näillä käytetään riviväleissä olkea. Tihkukastelu on käytössä arviolta puolella pinta-alasta (vuonna 2010 tehdyn kyselyn mukaan tihkukasteltuna oli 31 % alasta. Tihkukastelun mukana annetaan myös ravinteita (Tuija Tanska, Puutarhaliitto, s-posti 14.3.2018). Kattaminen vähentää ravinnekuormitusta, koska maan läpi suodattuvan valunnan määrä on pienempi ja sateen aiheuttama pintavalunta kulkee suurelta osin muovikatteen päällä tavoittamatta maata.

Kumina on monivuotinen kasvi, josta voidaan korjata satoa 2-4 vuotena. Talvehtiva kumina peittää ja suojaa maata eroosiolta. Ympäristövaikutuksiltaan kumina voitaneen rinnastaa sänkeen, jos fosforilannoitus kuminalle annetaan kerralla perustamisen yhteydessä. Jos kuminaa pintalannoitetaan satovuosina NPK-lannoitteilla, saattaa fosforia kertyä maan pintakerrokseen ja liukoisen fosforin kuormituksen suhteen kumina rinnastuisi pintalannoitettuun nurmeen. Puinnan jälkeen pellolle jäävästä biomassasta ja talvehtimaan valmistautuneesta kuminakasvustosta saattaa myös irrota ravinteita syksyn ja talven valunnoissa.

Perusmuokkaus ja talviaikainen peitteisyys

Syyskyntö oli yleisin ja kevennetty muokkaus toiseksi yleisin perusmuokkausmenetelmä (Taulukko 5, Kuva 4) vuonna 2016 kylvetyllä pinta-alalla Luonnonvarakeskuksen tekemän otantatutkimuksen mukaan, kun taas keväällä kynnettiin 19 % ja 9 % suorakylvettiin joko syksyllä 2015 tai keväällä 2016 (<http://stat.luke.fi/viljelysmaan-hoito-ja-kastelu>) Vastaava tutkimus oli tehty myös vuonna 2010, ja siihen verrattuna kynnetyn ja kevennetysti muokatun pinta-alan osuus oli kasvanut ja suorakylvön osuus oli pienentynyt. Maatalousmaan peitteisyyttä on selvitetty

hieman tarkemmin talvikausina 2009-2010 ja 2015-2016 (Taulukko 6, Kuva 5). Tulosten mukaan viljely- ja kesantokasvien peittämän maan osuus on selvästi pienentynyt, kun taas kasvinjätteiden ja sängen sekä kerääjäkasvien tai aluskasvien peittämän maan osuus on lisääntynyt.

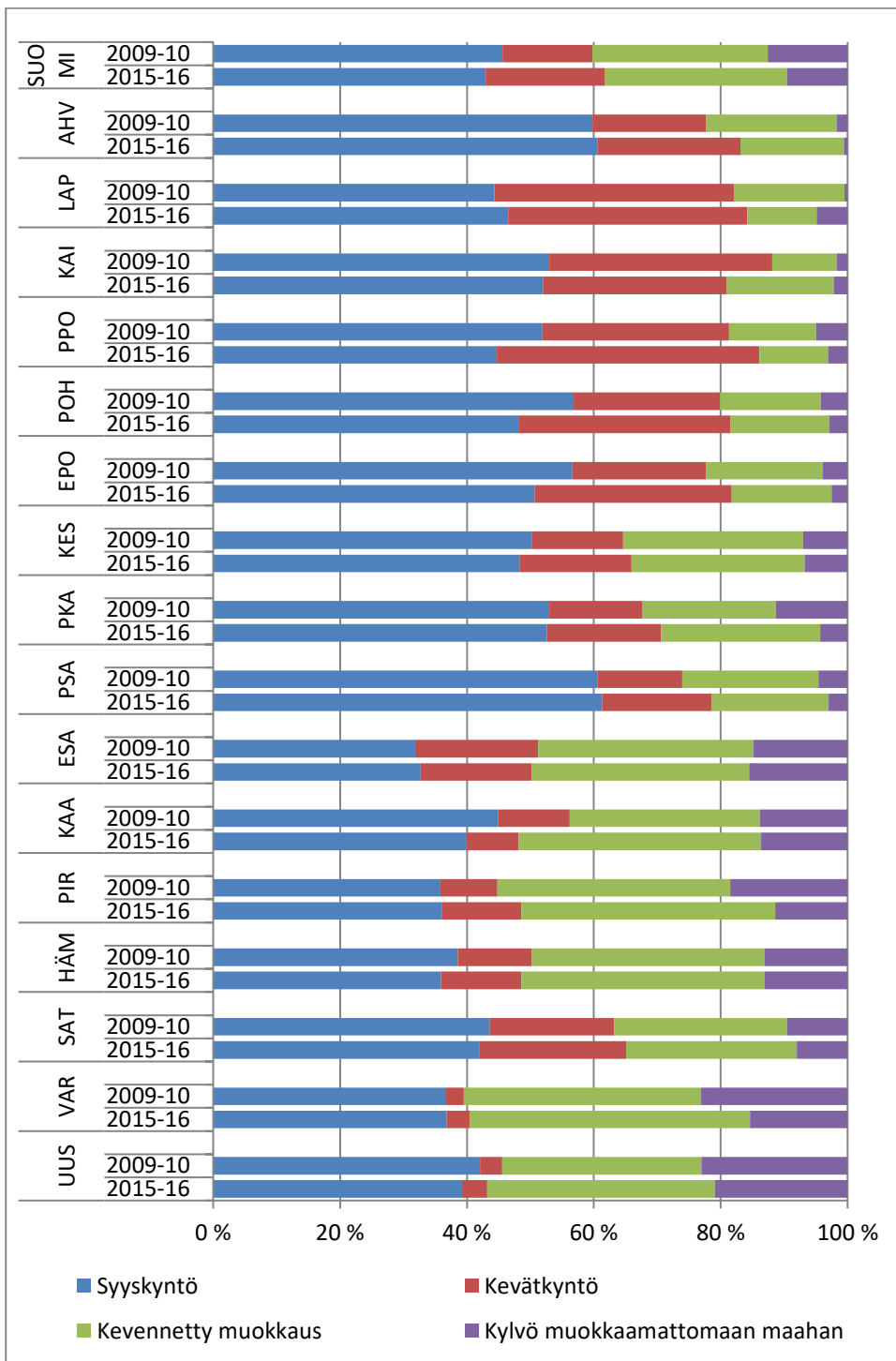
Taulukko 5. Perusmuokkaus vuonna 2016 kylvetyllä (1 348 000 ha, s-posti Pasi Mattila 19.12.2017) pinta-alalla (%). Verranteena vuonna 2010 kylvetty ala (1 228 000 ha) ja sen perusmuokkauksen jakautuminen.

Perusmuokkaus	2015-2016		2009-2010	
	%	Pinta-ala, ha	%	Pinta-ala, ha
Syyskylvä	43	579 640	45,6	559 968
Kevätkylvä	19	256 120	14,2	174 376
Kevennetty muokkaus	29	390 920	27,6	338 928
Kylvö muokkaamattomaan maahan	9	121 320	12,6	154 728
Yhteensä	100	1 348 000	100,0	1 228 000

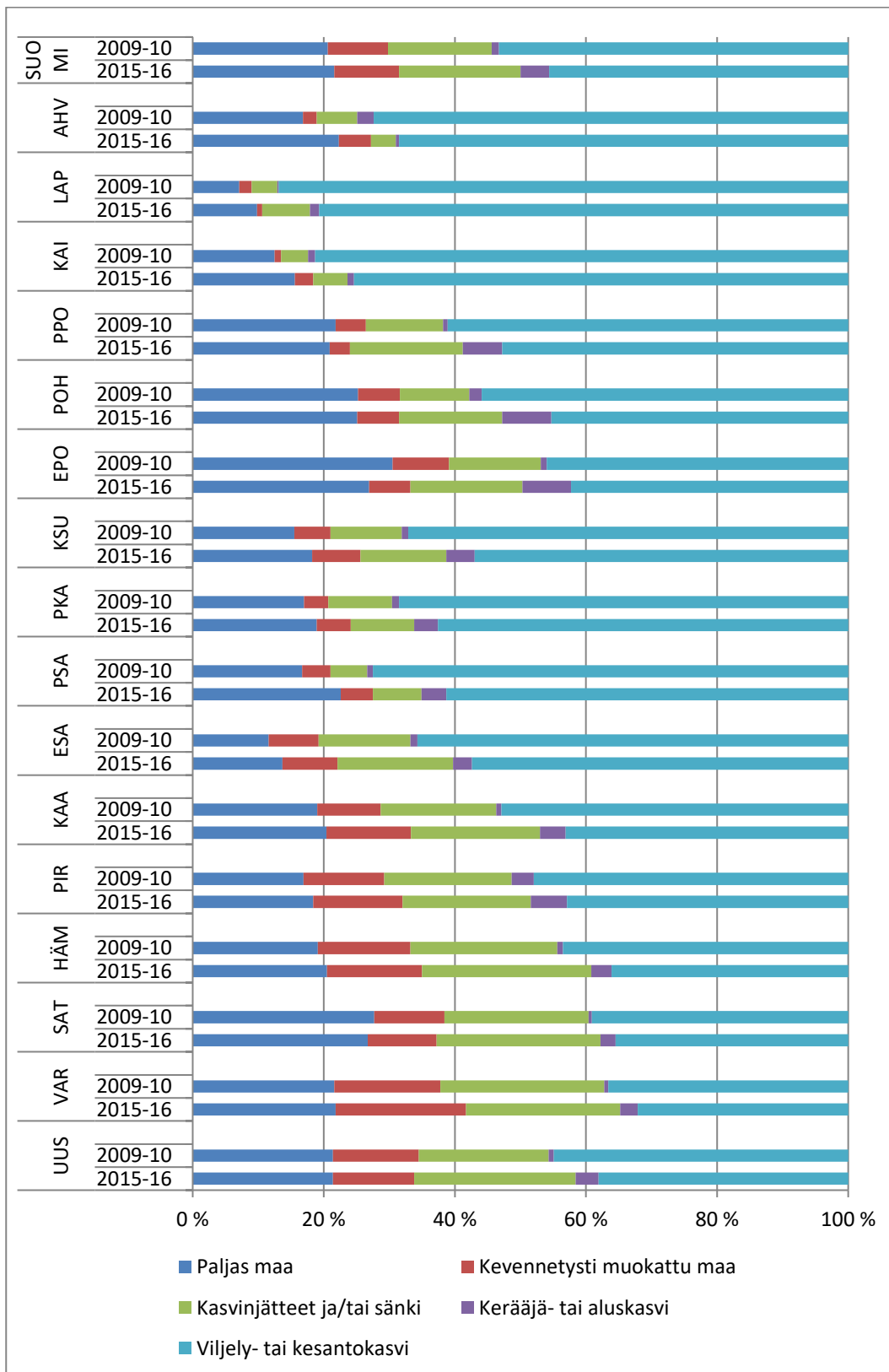
Taulukko 6. Maatalousmaan peitteisyys (%) talvella 2015-2016 ja 2009-2010.

Talviaikainen peitteisyys	Peitteisyys-%	
	2015-2016	2009-2010
Paljas maa	21,6	20,6
Kevennetty muokkaus	9,9	9,2
Kasvinjätteet ja/tai sänki	18,5	15,8
Kerääjä- tai aluskasvi	4,4	1,1
Viljely- tai kesantokasvi	45,6	53,3

Syysrukiin kylvöalasta kylvettiin vuonna 2016 suorakylvönä 10 % ja syysvehnän kylvöalasta 21 %. (http://stat.luke.fi/ennakollinen-syyskylv%C3%B6ala-ja-suorakylv%C3%B6alat-2017_fi)



Kuva 4. Perusmuokkaus vuosina 2010 ja 2016 kylvetyillä aloilla eri ELY-keskusten alueilla.



Kuva 5. Maan peitteisyys talvina 2009-2010 ja 2015-2016 eri ELY-keskusten alueilla.

Sänki

Pellon jättäminen sängelle talviajaksi luetaan ympäristökorvausjärjestelmässä aidoksi kasvipeitteeksi ja viljan lisäksi hyväksytään myös mm. öljykasvien ja palkokasvien sänki. Tutkimustuloksia on vain viljan sängeltä, mutta todennäköisesti muiden kasvien sänki käyttäytyy viljan sängän tavoin, vaikkakin esim. öljykasvien sänki on hennoompaa ja vähemmän peittävä ja palkokasvien sänki sisältää enemmän typpeä kuin viljan sänki.

Sänki vähentää yleensä hieman eroosiota, partikkelifosforikuormitusta ja typen huuhtoumaa. Liukoisen fosforin kuormitus hieman nousee verrattuna syyskylvöön. Kotkaojan loivasti viettävällä savimaan kentällä pellon

jättäminen ohran sängelle vähensi eroosiota kahden vuoden aikana 12 %, ja typen huuhtoutumista noin neljänneksen kyntöön verrattuna (Turtola ym. 2007, Turtola ym. 2017). Sänki lisäsi liukoisen fosforin kuormaa kyntöön verrattuna 25 %, eikä kiintoainesfosforin kuorma vähentynyt koejaksolla lainkaan (Uusitalo ym. 2007b). Aurajoen kaltevalla (8–9 %) savimaalla sänki vähensi pintavalunnan tuomaa eroosiota keskimäärin 62 % ja kokonaisfosforikuormitusta 60 % yhdeksänvuotisessa kenttäkokeessa. Sitä vastoin liukoisen fosforin kuormitus oli noin 1,5-kertainen kyntöön verrattuna (Puustinen ym. 2005).

Ruotsalaisessa tutkimuksessa selvitettiin kevätkynnön vaikutusta eroosioon ja ravinnetappioihin kaltevalla (10 %) hiesusavimaalla pintavalunnassa. Sänki lisäsi pintavaluntaa 32 %, mutta valumaveden eroosioainespitoisuus oli 55 % pienempi kuin kynnetyistä maasta. Valumaveden partikkelifosforipitoisuutta sänki vähensi 12 % kyntöön verrattuna. Liuenneen fosforin pitoisuus pintavaluntavedessä oli kummassakin käsittelyssä matala, mutta sängellä se oli kaksinkertainen kyntöön verrattuna (Ulén 1997). Norjalaisessa tutkimuksessa eroosioherkillä hiesusavimailla sängelle jättäminen vähensi eroosiota 85–99 % ja kokonaisfosforin kulkeutumista 66–82% (Lundekvam 1993, 1998). Hiesusavimaalla (kaltevuus 10 %), joka ei ollut eroosioherkkä, kyntämättömyys lisäsi pintavalunnan määrää ja vähensi eroosiota vain 8–18 %, kokonaisfosforin tappiot sitä vastoin lisääntyivät 63 % (Lundekvam 1998).

Suorakylvö

Suorakylvössä kylvetään suoraan sänkeen joko keväällä tai syksyllä. Suorakylvö vähentää eroosiota, partikkelifosfori- ja typpikuormitusta, mutta lisää selvästi liukoisen fosforin kuormitusta.

Suorakylvöä voidaan harjoittaa samoilla lohkoilla monia vuosia peräkkäin, ja se voi olla tilan ainoa kylvömenetelmä, mutta sitä voidaan harjoittaa myös satunnaisesti, jolloin peltoja välillä myös kynnetään tai muokataan kevenetysti. Siitä, kuinka suuri osuus suorakylvöstä on jatkuvaa ja kuinka suuri osuus satunnaista, ei ole tilastotietoa. Suorakylvön vesistövaikutuksiin sillä on kuitenkin merkitystä, kuinka monta vuotta peräkkäin suorakylvöä harjoitetaan samalla lohkoilla. Jos fosforin kerrostuminen katkaistaan välillä esimerkiksi kynnöllä, on fosforin kerrostumisen aiheuttama liukoisen fosforin huuhtoutumisen lisääntyminen vähäisempää. Toisaalta tällöin myös katkaistaan maahan muodostuneiden jatkuvien makrohuokosten verkosto, jota pidetään suorakylvön onnistumiselle tärkeänä, ja sekoitetaan maan pintaan kerrostunut orgaaninen aines koko kyntökerrokseen

Kotkanojan aitosavimaan huuhtoutumiskentällä kevätiljan suorakylvö vähensi typpihuuhtoutumaa seitsemän vuoden aikana 40 % syyskyntöön verrattuna (Turtola ym. 2017). Eroosiota suorakylvö vähensi samalla melko tasaisella (kaltevuus 1–4%) kentällä noin kolmanneksen. Samalla kentällä tutkittiin suorakylvön vaikutusta myös fosforikuormitukseen (Uusitalo ym. 2018). Yhdeksän vuoden aikana partikkelifosforikuormitus oli suorakylvössä alle puolet kyntöön verrattuna (5,6 vs. 12,3 kg/ha). Liukoisen fosforin kuormitus sitä vastoin lisääntyi noin kolminkertaiseksi kyntöön verrattuna (4,3 vs. 1,4 kg/ha). Suorakylvössä salaojavalunnan liukoisen fosforin pitoisuus nousi vuosien mittaan. Suorakylvön hyöty fosforin rehevöittävän vaikutuksen vähentämiseksi riippuu siitä, missä määrin partikkelifosfori sisältää suoraan leville käyttökelpoista fosforia. Tutkitussa tapauksessa yli 43 % partikkelifosforista pitäisi olla suoraan leville käyttökelpoista, jotta suorakylvöllä saataisiin hyötyä vesiä rehevöittävän fosforikuormituksen vähentämiseksi. Vaatimusta voidaan pitää melko korkeana, koska Aurajoen, Lintupajun ja Kotkanojan kenttien valumaveden maa-ainekseen sitoutuneesta fosforista arvioitiin olevan leville käyttökelpoista vain 6–10 %, kun käyttökelpoisuus määritettiin anioninvaihtohartsimenetelmällä (Uusitalo ym. 2003). Levätestit antavat yleensä korkeampia käyttökelpoisuuksia. Krogerus ja Ekholm (1999) mittasivat kolmen viikon levätestien avulla maa-ainekseen sitoutuneen fosforin käyttökelpoisuudeksi 17–28 % Lintupajun ja Aurajoen kentiltä otetuista valumavesinäytteistä. Hapettomat olosuhteet lisäävät maa-ainekseen sitoutuneen fosforin käyttökelpoisuutta leville selvästi (Uusitalo & Turtola 2003), millä saattaa olla merkitystä silloin, kun maa-aines sedimentoituu vesistöjen hapettomiin syvänteisiin.

Aurajoen kaltevalla savimaan kentällä suorakylvö vähensi pintavalunnan tuomaa eroosiota ja kokonaisfosforikuormitusta noin 70 % kyntöön verrattuna, mutta liukoisen fosforin kuormitus kasvoi 250 % (Puustinen ym. 2005).

Alakukku ym. (2004b) tutkivat sadesimuloinnin avulla suorakylvön ja kynnön vaikutusta neljältä lohkoparilta (kyntö, suorakylvö), joilla suorakylvöä oli harjoitettu usean vuoden ajan. Sadesimuloinneissa kuitenkin myös kynnemaiden näytteet olivat sängellä. Valunnan suuntautumisessa pintavalunnaksi tai maaprofiilin läpi tullee valunnaksi ei ollut eroa. Sitä vastoin eroosioainespitoisuus pintavaluntavedessä oli alhaisempi suorakylvetyiltä kuin kynnetyiltä mailta. Maaprofiilin läpi tulleen valumaveden eroosioainespitoisuus oli samansuuruinen tai alempi suorakylvetyiltä kuin kynnetyiltä mailta. Suorakylvö vähensi kokonaiseroosiota hienojakoisilla mailla, mutta lisäsi sitä hiukan karkeammilla mailla. Maa-ainekseen sitoutunut fosfori käyttäytyi yhteneväisesti eroosion kanssa. Liukoisen fosforin kuormitus oli suurempi suorakylvössä kuin kynnössä.

Norjassa herkästi erodoituvalla keinotekoisesti tasoitetulla savimaalla (kaltevuus 12 %) suorakylvö vähensi keväällä tehtynä eroosiota 80–84 % ja syksyllä tehtynä 13 %. Fosforikuormitus väheni kevätsuorakylvössä 72-81 % syyskylvöön verrattuna, mutta syysuorakylvössä kokonaisfosforikuormitus lisääntyi (7%) kylvöön verrattuna. Kevätsuorakylvöllä ei ollut vaikutusta liukoisen fosforin kuormitukseen, mutta syksyllä tehty suorakylvö lisäsi liukoisen fosforin kuormitusta kylvöön verrattuna 31 %, mikä saattoi johtua lannoitefosforin liukenemisestä pintaveteen (Skøien 1988, Skøien ym.1995). Skandinaavisten tutkimusten yhteenvedon mukaan kylvämättä viljely savimailla vähensi eroosiota ja partikkelifosforin kuormitusta jopa 80 % mutta lisäsi liukoisen fosforin kuormaa jopa nelinkertaiseksi syyskylvöön verrattuna. Ulén ym. (2010) suosittelivatkin suorakylvöä vain erittäin eroosioherkille maille.

Myös pohjoisamerikkalaisten muokkaustutkimusten mukaan suorakylvö lisäsi liukoisen fosforin kuormaa salaojavesissä kolminkertaiseksi kylvöön verrattuna Christianson ym. (2016). Smithin ym. (2015) tutkimuksessa suorakylvö vähensi kymmenen vuoden aikana kokonaisfosforin kuormitusta lähes 70 %, mutta lisäsi liukoisen fosforin kuormitusta kaksinkertaiseksi. Tutkijat totesivat, ettei liukoisen fosforin kuormaa saada vähennettyä muokkausta keventämällä. Typen ja fosforin kuormituksen yhtäaikainen vähentäminen saman toimenpiteen avulla katsottiin vaikeaksi (Smith ym. 2007). Erie-järven ympäristössä Yhdysvalloissa on siirrytty laajasti suorakylvöön ja järvi on alkanut uudelleen rehevöityä. Peltomaiden (1758 peltoa) pintakerroksesta (0-2,5 cm) otettujen maanäytteiden STP-arvot olivat 55 % korkeampia, kuin normaalisyvyydestä (0-20 cm) otettujen maanäytteiden arvot, mikä osoitti fosforia rikastuneen maan pintaan. Kirjoittajat ehdottavat ratkaisuksi strategista muokkausta, kuten joidenkin vuosien aikaväleihin tehtävää kylvöä, jonka ansiosta maan pintakerroksen fosforipitoisuus saadaan laskemaan ja joka kohdennettaisiin pintakerroksen fosforipitoisuuden (STP) perusteella (Thompson & Whitney 2000). Liu ym. (2014) tutkivat suorakylvömaiden joka toinen vuosi toteutetun muokkauksen vaikutusta vesistökuormitukseen. Toimenpide lisäsi liukoisen orgaanisen hiilen, liukoisen orgaanisen typen ja kokonaistypen kuormitusta 34, 34 ja 60 %, mutta maan helpoliukoisen fosforin pitoisuus (STP) pieneni pintakerroksessa ja sen myötä liuenneen fosforin sekä kokonaisfosforin kuormat vähenivät 56 ja 42 %.

Kevennetty muokkaus

Kotkanojan loivasti viettävän (kaltevuus keskimäärin 2 %, vaihtelu 1-4%) savimaan huuhtoutumiskentällä matala (5-8 cm) syysänkimuokkaus kultivaattorilla vähensi tyypihuhtouman viiden vuoden aikana noin 45 % mutta tuotti yhtä suuren eroosion kuin kylvö (Turtola ym. 2017). Pintavalunnan osuus kokonaisvalunnasta oli sitä suurempi mitä vähemmän maan pintaa muokattiin. Tähän vaikutti maanpinnan painannevaraston suuruus, makrohuokosten määrä ja maan vedenjohtavuus. Maan eroosioherkkyys oli suurin heti muokkaustoimenpiteiden jälkeen ja muokkaus vaikutti eroosioon selvästi myös loivasti viettävällä savimaalla, jollaiset ovat tyypillisiä Etelä-Suomessa. Tutkimuksen johtopäätöksenä oli suositus pikemminkin harventaa muokkausta kuin madaltaa sen syvyyttä savimailla, joilla veden johtavuus ja maan rakenteen stabiilisuus ovat heikkoja, jos pyrkimyksenä on eroosion vähentäminen (Turtola ym. 2007).

Kotkajoella syksyllä tehty kultivointi aiheutti yksiselitteisesti suurempia fosforikuormia kuin kylvö. Liuenneen fosforin kuorma oli 28 % suurempi ja kiintoainesfosforin kuorma 11 % suurempi kuin kylvetyssä. Muokkauksenkäsittely vaikutti valunnan suuntautumiseen pinta- ja salaojavalunnaksi. Kevennetysti muokatuista ruuduista tuli enemmän pintavaluntaa kuin kylvetyiltä ruuduilta kokonaisvalunnan ollessa samansuuruisia. Koska pintavaluntaveden fosforipitoisuus on korkeampi kuin salaojaveden, vaikutti kevennetty muokkaus kuormitusta lisäävästi. Uusitalo ym. (2007b) toteavatkin, että tasaisilla tai loivasti viettävillä lohkoilla kevennetyn muokkauksen ei voi odottaa vähentävän rehevöittävän fosforin kulkeumaa pellolta vesistöön. Kun Suomessa viljelysmaiden valtaosa on suhteellisen tasaisilla maille (Taulukko 7), ei yksistään muokkaustapojen muutoksilla voida vähentää vesistöihin päätyvää rehevöittävää fosforikuormaa.

Taulukko 7. Vuoden 2014 peruslohkojen luokittuminen kaltevuuden mukaan 25 m:n korkeusmallin avulla lasketuna (sähköposti Harri Lilja 30.5.2018).

Kaltevuus	Lohkojen lukumäärä, kpl	Pinta-ala, ha	%-osuus
alle 2 %	572 366	1 563 827	68
2-4 %	380 416	470 026	20
4-6 %	95 872	175 836	8
yli 6 %	77 588	106 186	5
yhteensä	1 126 242	2 315 875	100

Aurajoen kentällä kevennetty muokkaus vähensi pintavalunnan tuomaa eroosiota 16-31% ja kokonaisfosforikuormitusta 8-28 % kyntöön verrattuna, mutta liukoisen fosforin kuormitus kasvoi 17-25 %. Kevennetty muokkaus tehtiin joustopiikkiäkeellä kahteen kertaan ajamalla ja muokkaussyvyys oli kaksi, joista syvemmän vaikutus eroosiin ja kokonaisfosforikuormitukseen oli pienempi. (Puustinen ym. 2005).

Koskiahon ym. (2002) raportoivat aurattoman viljelyn ja perinteisen syyskynnön vaikutuksista Vihdin Kotkaniemen kokeesta (1991-1995). Savimaan kenttä oli jaettu kahteen lohkokseen, joista toista (kaltevuus 4,0-5,3 %) kynnettiin ja toista (kaltevuus 3,7-5,7%) muokattiin lapiorullaäkeellä 5 cm:n syvyyteen joka syksy. Eroosio oli kynnetyltä lohkolta 234 kg/ha salaojavalunnassa ja 479 kg/ha pintavalunnassa, kun ne olivat kyntämättömässä 158 kg/ha ja 160 kg/ha. Kynnetyn lohkon salaojavalunnan typpihuuhtoumat olivat 7,2 kg/ha ja kyntämättömän 4,6 kg/ha. Kokonaisfosforia huuhtoutui noin 0,7 kg/ha/v, eikä lohkojen välillä havaittu eroa. Liuennutta reaktiivista fosforia huuhtoutui enemmän kevennetysti muokatulta lohkolta, pintavalunnassa 0,21 kg/ha verrattuna kynnön 0,05 kg/ha.

Bechmannin ym. (2011) kokosivat yhteen pohjoismaisia tutkimustuloksia maan muokkauksen vaikutuksesta eroosiin ja fosforikuormitukseen. Eroosio ja fosforikuormitus olivat yleensä suurempia syyskynnetystä maasta verrattuna syksyllä kevennetysti muokattuun, keväällä kynnetyyn tai kevennetysti muokattuun tai suorakylvettyyn maahan. Tulokset olivat yhdenmukaisia sekä vähäisen että korkean eroosioriskin mailla. Kevennetty maan muokkaus vähensi eroosiota eniten korkean eroosioriskin mailla. Tällaisia maita ovat esim. Norjassa keinotekoisesti tasoitetut maat. Veden virtausreitillä on myös suuri merkitys muokkauskäsittelyn vaikutukseen. Jos veden imeytymiskyky ja veden johtavuus ovat korkeita, kevennetty maan muokkaus ei juuri vähennä eroosiota kyntöön verrattuna.

Eroosion ja fosforikuormituksen suuruudessa eri kokeiden ja vuosien välillä oli suurta vaihtelua. Rankkasateen vaikutuksesta maa voi tulla veden kyllästämäksi ja joissakin tapauksissa kynnety maa voi imeä enemmän vettä kuin tiiviimpi muokkaamaton maa. Tällöin kevennetty muokkaus tuottaa enemmän pintavaluntaa kuin kynnety. Joissakin kokeissa syksyllä tehty kevennetty muokkaus aiheuttikin suuremman eroosion ja fosforikuormituksen kuin syyskyntö.

Bechmannin ym. (2011) yhteenveto osoitti kevennetyn maan muokkauksen joko lisäävän tai vähentävän liukoisen fosforin kuormitusta riippuen fosforin kerrostumisesta maan pintaan tai vapautumisesta maanpäällisestä kasvimateriaalista talven jäätymis-sulamissykliin seurauksena.

Dodd ja Sharpley (2015) toteavat, että toimenpiteet, jotka vähentävät eroosiota ja samalla partikkelifosforin kuormitusta johtavat erittäin yleisesti liukoisen fosforin kuormituksen kasvuun. Näihin toimenpiteisiin kuuluvat myös mm. suojavyöhykkeet ja kosteikot. Heidän mukaansa viljelijät ottavat mieluummin käyttöön näitä toimenpiteitä kuin sellaisia, joiden vaikutuksesta liukoisen fosforin kuormitus vähenisi, kuten pienempi fosforilannoitus. Kun peltojen fosforitila on pitkään jatkuneen lannoituksen seurauksena kohonnut, liukoisen fosforin kuormitus ei vähene perinteisten eroosiota rajoittavien toimien avulla.

Kerääjäkasvi

Kerääjä- ja aluskasveja viljeltiin vuonna 2016 Suomessa 118 600 ha:n alalla (Yli-Viikari & Aakkula 2017). Känkäsen ym. (2012) laskelmien mukaan aluskasvin viljelyyn soveltuisi maksimissaan noin 360 000 ha peltoalasta. Aluskasvit, etenkin italianraiheinä, ovat tehokkaita typpikuormituksen vähentäjiä. Tutkimustuloksia fosforikuormituksesta on vähän.

Valkama ym. (2015) tarkastelivat kevätiljojen aluskasvien vaikutusta typpihuuhtoumiin (kokonaistyyppi tai nitraattityppi) tai typpikuormitusriskiin 35 tutkimuksen tulosten pohjalta meta-analyysimenetelmällä. Tutkimukset oli suoritettu Tanskassa, Ruotsissa, Suomessa tai Norjassa viimeisen 40 vuoden aikana. Aluskasvit (raiheinät, muut kuin palkokasvit) vähensivät kokonais- tai nitraattityypin huuhtoumaa keskimäärin 50 % aluskasvittomaan verrattuna. Maan typpikuormitusriski (nitraattityppi tai epäorgaaninen typpi maassa myöhään syksyllä) väheni keskimäärin 35 % (heinät, ei-palkokasvit) aluskasvittomaan verrattuna. Italianraiheinä oli aluskasveista tehokkain. Se vähensi typpikuormitusriskiä 60 %, kun englanninraiheinällä ja westerwoldinraiheinällä vähennys oli 25 %. Palkokasvit (puna- ja valkoapila) eivät vähentäneet typpikuormitusriskiä. Tulokset olivat johdonmukaisia eri maissa, maala-jeilla (savi, karkeat kivennäismaat), eri kyntöajoilla, typpilannoitustasoilla (< 160 kg/ha) ja erilaisilla vuosisadan määrillä (480-1040 mm). Heinämäiset aluskasvit vähensivät jyväsatoa 3 %, mutta jyvien valkuaispitoisuuden aluskasveilla ei ollut vaikutusta. Palkokasvit tai palkokasvien ja heinien seokset aluskasvina lisäsivät sekä jyväsatoa että sadon typpipitoisuutta 6 %. Heinämäisten aluskasvien ympäristöhyödyt nähtiin merkittäviksi verrattuna sadon alennuksiin. Tutkijat suosittelivat aluskasveja pelloille, joilla on suuri typpikuormitusriski kuten hietamaille ja tilanteisiin, joissa typpilannoitus on suurta. Absoluuttinen (kg/ha) typpikuormituksen väheneminen aluskasvin

ansiosta on näillä mailla suurempi, vaikka suhteellinen vaikutus oli eri tilanteissa (mm. maalaji, lannoitus) saman-
suuruinen.

Liettuassa hietamaan lysimetreillä tehdyssä kokeessa aluskasviksi kylvetty puna-apila lisäsi typen huuhtoutumista
ja koiranheinä vähensi sitä (Tripolskaja ym. 2016). Tulokset ovat yhdenmukaiset Valkaman ym. (2015) meta-ana-
lyysin antamien tulosten kanssa.

Aronsson ym. (2016) selvittivät kirjallisuuskatsauksessa peittokasvien (cover crop) vaikutusta typpihuuhtoumiin ja
fosforitappioihin Etelä-Skandinaviassa ja Suomessa tehtyjen tutkimusten perusteella. Peittokasvilla tarkoitettiin
tutkimuksessa aluskasvia tai jotakin muuta kasvia, joka typpikuormituksen vähentämisen lisäksi suojaa myös maan
pintaa eroosiolta ja kokonaisfosforitappioilta talven aikana. Tutkimukset osoittivat, että aluskasviksi kylvetyn rai-
heinän maan päällisen biomassan typpisisältö oli 7-38 kg/ha. Pääkasvin sadonjälkeen kylvettävien peittokasvien
(ristikukkaiset) käytön katsottiin rajoittuvan Etelä-Skandinaviaan ilmastollisista syistä, koska pohjoisempina kas-
vu-aika jää liian lyhyeksi. Ne soveltuvat myös aikaisin korjattavien varhaisperunan tai -vihannesten jälkeen. Peitto-
kasvit vähensivät typpikuormitusta keskimäärin 43 % (vaihtelu 85-89 %:n vähennyksestä englannin raiheinällä hie-
tamaalla Tanskassa 62 %:n lisäykseen puna-apilalla savimaalla Ruotsissa). Joillakin savi- ja hiesumailla typpikuor-
mitus oli pientä ilman aluskasviakin ja aluskasvin vaikutus absoluuttiseen typpikuormitukseen (kg/ha) jäi vä-
häiseksi. Muokkaus keväällä antoi yleensä suuremman kuormitusvähennyksen kuin muokkaus syksyllä. Tutkijoi-
den mukaan muokkaus myöhään syksyllä saattaa kuitenkin olla suositeltavampi vaihtoehto seuraavan kasvukauden
typpidynamiikkaa ajatellen. Savimaiden kevätkuokkaus sisältää kuitenkin maan tiivistymisriskin.

Aronssonin ym. (2016) yhteenvedon mukaan peittokasvit eivät vähentäneet merkittävästi fosforin huuhtoutumista
tai kulkeutumista pintavalunnassa. Peittokasvin vaikutus fosforikuormitukseen vaihteli 86%:n lisäyksestä 43%:n
vähennykseen. Ilmasto-olosuhteet ja siitä johtuvat peittokasvin biomassan jääntymis-sulamissyklit talven aikana vai-
kuttavat liukoisen fosforin kuormituksen lisääntymiseen kasvibiomassasta. Tutkijat pohtivatkin, kannattaako peitto-
kasveja suositella savimaille, joilla typpihuuhtoumat ovat pienempiä, mutta liukoisen fosforin kuormitus saattaa
lisääntyä. Sen sijaan hietamailla on helpompaa vähentää typpikuormitusta tehokkaasti ilman, että liukoisen fosforin
kuormitus lisääntyy, jos maat pidättävät fosforia tehokkaasti (fosforin kyllästysaste alhainen), pintavalunnan osuus
valunnasta on vähäinen eikä veden oikovirtausta esiinny.

Aronsson ym. (2016) korostavat, että lisätutkimusta tarvitaan erityisesti erilaisten peittokasvien vaikutuksesta fos-
forikuormitukseen. Heidän mukaansa tutkimuskohteita voisivat olla eri kasvilajien fosforin otto maasta, juuriston
vaikutus fosforin liukoisuuteen (ritsosfääri) ja verson ja juuren suhde, jolla voi olla vaikutusta jääntymis-sulamissyk-
lien aiheuttamaan fosforikuormitukseen. Liu ym. (2013) tutkivat laboratorio-olosuhteissa eri kerääjäkasvien versojen
ja juurien sisältämän fosforin vapautumispotentiaalia jääntymis-sulamissykliin vaikutuksesta. Tutkittavat kasvit
olivat englanninraiheinä, koiranheinä, sikuri, hunajakukka, puna-apila, valkosinappi, öljyretikka ja daikon. Öljyreti-
kan, daikonin ja valkosinapin vesiliukoisen fosforin konsentraatiot olivat muita kasveja korkeammat ja hunajaku-
kan ja sikurin alemmat. Versojen vesiliukoinen fosfori oli 43% korkeampi kuin juurien. Kumulatiivinen fosforin
vapautuminen kasvimateriaalista korreloi materiaalin kokonaisfosforisisällön kanssa. Tutkijat pitivät hunajakukkaa
ja sikuria potentiaalisina kerääjäkasveina fosforin kannalta.

Ruotsin maatalousviraston selvityksessä viljelijöiden vähentynyt mielenkiinto peittokasvien viljelyä kohtaan johtui
tukitasosta, tiukasta pinta-alavaatimuksesta ja peittokasvin päättämisaikakohtaan kohdistuvista määräyksistä. Muita
syytä olivat huoli peittokasvin vaikutuksesta pääkasvin satoon, ongelmat sadonkorjuussa ja peittokasvin muuttumi-
nen rikkakasviksi seuraavalle kasville. Selvityksen mukaan viljelijät haluaisivat lopettaa peittokasvin herbisidillä ja
samalla torjua rikkakasveja. Sääolosuhteet lokakuun 10. ja 20. päivän jälkeen, jolloin kasvuston tuhoaminen olisi
sallittua, ovat kuitenkin kyseenalaiset toimenpiteen teholle ja viljelijät vaativatkin herbisidiruiskutuksen tekemiselle
laajempaa aikajännettä (Aronsson ym. 2016). Aronssonin ym. (2011) tutkimuksessa kuitenkin havaittiin, että peit-
tokasvin tuhoamisen aikaistaminen lokakuulta syyskuulle vähensi sen tehoa typpikuormituksen kannalta. Peittokas-
vin kasvun salliminen mahdollisimman pitkään syksyllä oli tärkeää mailla, joilla typpikuormitusriski oli korkea.
Viime kädessä on kysymys kompromissin tekemisestä typpikuormituksen vähentämisen, rikkakasvikontrollin ja
maan tiivistymisriskin välillä. Aronsson ym. (2016) pitivät Suomen ympäristökorvausjärjestelmän kerääjäkasvitoi-
menpiteen monitavoitteisuutta hyvänä korkeamman tukitason, palkokasvien käytön sallimisen ja hyvän tietotason
ansiosta.

Uudellamaalla tehdyssä kotimaisessa kerääjäkasviselvityksessä italianraiheinää käytti aluskasvina 56 % ja val-
koapilaa 43 % viljelijöistä. Seuraavina tulivat puna-apila (19 %) ja muut nurmiheinät (14 %), joihin sisältyi mm.
timotei, englanninraiheinä ja ruokonata. Italianraiheinän kylvömäärä oli useimmiten 3-4 kg/ha ja valkoapilan 1-2
kg/ha. Kerääjäkasvien viljely oli yleisempää suurilla tiloilla ja keskimääräistä nuorempien viljelijöiden

keskuudessa. Viljelystä saatava taloudellinen tuki oli suurin syy kerääjäkasvien viljelyyn, mutta myös myönteiset ympäristövaikutukset koettiin tärkeiksi (Alestalo 2016).

Jos taas kerääjäkasvien viljelyä halutaan edistää ilman korkeita tukia tai pakollisuutta, pitäisi niillä saavuttaa lyhyessä ajassa jotakin muutakin hyötyä kuin ravinnekuormituksen vähentyminen. Esimerkkeinä muista hyödyistä Aronsson ym. (2016) nostivat esille rikkakasvien torjunnan, palkokasvien typen jälkivaikutuksen, maan rakenteen paranemisen, maan orgaanisen aineksen lisääntymisen hiilen sidonnan kautta ja peittokasvien biomassan käytön biokaasun tuotantoon.

Varhaisperunan ja –vihannesten jälkeen kylvettävien kerääjäkasvien vaikutuksesta typpikuormitukseen oli vain vähän tutkittua tietoa. Iivosen ym. (2017) tilatutkimuksessa selvitettiin heinäkuussa korjatun luomuparsakaalin jälkeen viljeltävien kerääjäkasvien kykyä vähentää typen huuhtoutumisriskiä, mikä arvioitiin maan liukoisen typen määrän avulla. Valkosinappi tuotti 1416 kg/ha kuiva-ainesadon kun taas öljyretikka tuotti vain 291 kg/ha kuiva-ainesadon heikon taimettumisen vuoksi, mikä mahdollisesti johtui parsakaalin satojätteiden hajoamisen tuottamista itämistä heikentävistä aineista. Valkosinappi, hunajakukka ja italian raiheinä pystyivät estämään liukoisen typen huuhtoutumisriskiä maasta syksyllä 40-49 kg/ha.

Varhaisvihannesten jälkeen kerääjäkasvien tehon on yleensä havaittu riittävän vain vähäiseen typpikuormituksen vähentämiseen kotimaisen selvityksen mukaan, koska maassa ja nopeasti hajoavissa satotähteissä on niin paljon typpeä, että kerääjäkasvit pystyvät keräämään vapautuvasta typestä vain pienen osan. Pääkasvin sadonkorjuun jälkeen kylvettävien kerääjäkasvien viljelystä ja siihen sopivista kasvilajeista tarvittaisiin systemaattista tutkimusta (Lemola ym. 2014).

Lounais-Ruotsissa tutkittiin erityyppisten perunoiden ja niiden jälkeen kylvettyjen kerääjäkasvien vaikutusta typen huuhtoutumiseen kolmen vuoden ajan (2007–2009) hietamaalla (Neumann ym. 2012, Torstensson ym. 2011a, Torstensson ym. 2011b). Varhaisperuna nostettiin kesä–heinäkuussa ja pian sen jälkeen kylvettiin öljyretikka kerääjäkasviksi. Ruokaperuna nostettiin elokuussa ja varastoon menevä talviperuna syys–lokakuussa. Talvehtiva ruisvehnä kylvettiin syyskuussa ruokaperunan jälkeen ja lokakuussa talviperunan jälkeen. Tärkkelysperuna nostettiin loka–marraskuussa, eikä sen jälkeen kylvetty kerääjäkasvia. Verranteena käytettiin tavanomaisesti viljeltyä ohraa. Varhais- ja tärkkelysperunaa sekä ohraa kasvaneet ruodut kynnettiin marras–joulukuun vaihteessa. Epäorgaanisen typen määrä 0–90 cm:n maakerroksessa pian sadonkorjuun jälkeen oli suurin varhaisperunan ja pienin viljan jälkeen. Varhaisperunan jälkeen kylvetty öljyretikka pystyi vähentämään maan epäorgaanisen typen määrän marras–joulukuun vaihteeseen mennessä noin 20:een kg/ha. Ruoka- ja talviperunan jälkeen kylvetyn ruisvehnänmenestymisessä ja typen otossa oli suurta vuosittaista vaihtelua. Öljyretikan maanpäällinen sato oli 20-kertainen ja typpisäältä kuusinkertainen ruisvehnään verrattuna. Tutkimustulosten perusteella varhaisperunan jälkeen kylvetyllä öljyretikalla on potentiaalia vähentää typpikuormitus samalle tasolle ohran kanssa. Myöhemmin korjattavien perunoiden jälkeen kylvettävien viljojen potentiaali on selvästi pienempi.

Kerääjäkasvien vaikutusta tutkittiin kolmessa Pohjois-Ranskassa toteutetussa pitkäaikaiskokeessa (13-17 vuotta). Valkosinappia ja öljyretikkaa käytettiin kerääjäkasvina joka vuosi, raiheinää käytettiin joka toinen vuosi. Kerääjäkasvien teho typpihuuhtoumien vähentäjänä kesti koko tutkimusjakson ajan kaikilla kolmella koepaikalla. Typen mineralisaatio kerääjäkasvittomaan koejäseneen verrattuna kasvoi yhdellä koepaikalla heti ensimmäisenä tutkimusvuonna, mutta toisilla koepaikoilla vasta muutaman tutkimusvuoden jälkeen (Constantin ym. 2011). Belgialaisen tutkimuksen mukaan hienojuuriset kerääjäkasvit kuten raiheinä estivät eroosiota juuriensa avulla tehokkaammin kuin paksujuuriset kasvit kuten öljyretikka ja valkosinappi silloin, kun kasvusto oli jäänyt ja sen maanpäällisen osan teho eroosion vähentäjänä oli huonontunut (De Baets ym. 2011).

Syyskylvöiset kasvit

Tutkimustulokset syyskylvöisten kasvien vaikutuksesta ravinnehuuhtoumiin ja eroosioon ovat vaihtelevia riippuen kasvustojen perustamisen onnistumisesta, syksyn sääilmiöistä ja lannoiteravinteiden hyväksikäytöstä.

Turtolan ja Jaakkolan (1987) mukaan syysvehnä vähensi typpikuormitusta salaojavalunnassa 29 %, mutta lisäsi fosforikuormitusta 35 % kevätvehnän viljelyyn verrattuna Kotkanojan savimaan kentällä tehdyssä tutkimuksessa. Aurajoen kaltevilla savimailla syysvehnän viljely vähensi pintakerrosvalunnan tuomaa eroosiota ja kokonaisfosforin kuormitusta kyntöön verrattuna 25 % ja 23 % vastaavasti. Liukoisen fosforin kuormitus vähentyi noin 7 % kyntöön verrattuna (Puustinen ym. 2005). Liperin savimaan tasaisella huuhtoutumiskentällä syysrukiista huuhtoutui puolestaan typpeä noin kaksinkertainen määrä syksyllä kynnettyyn verrattuna ja fosforikuormitus oli kynnon jälkeen toiseksi suurinta (Kukkonen ym. 2004). Tähän saattoi vaikuttaa rukiin huono orastuminen. Lemolan ym.

(2010) tutkimusten mukaan syksyllä annettu rukiin typpilannoitus on kuormitusriski, joka joinakin vuosina realisoituu korkeina rukiin typpihuuhtoutumina, mikä on havaittu Yönin savimaan ja Toholammin hietamaan huuhtoumamentillä.

Pohjoismaisten tutkimusten mukaan syyskynnön jälkeen kylvetty syysvilja lisäsi yleensä myös eroosiota syyskynnöön verrattuna, mutta syysviljakasvuston perustamisen onnistumisella oli ratkaiseva vaikutus asiaan (Bechmann ym. 2011).

Kesanto

Nurmikesanto vähentää eroosiota ja typpikuormitusta mutta liukoisen fosforin kuormitus lisääntyy. Monivuotisen kesannon vaikutus voidaan rinnastaa luonnonhoitopeltonurmeen, jos kesannolla kasvaa nurmi. Kotkanojan huuhtoutumiskentällä suoritetun tutkimuksen mukaan viherkesanto vähensi kuuden vuoden aikana tehokkaasti typpikuormitusta ja eroosiota, mutta lisäsi liukoisen fosforin kuormituksen kaksinkertaiseksi verrattuna kynnetyyn viljapeltoon (Turtola ym. 2017). Tässä tutkimuksessa tosin kesannon nurmisato korjattiin kerran kasvukaudessa, kun yleensä kesannolta satoa ei korjata. Näin ollen liukoisen fosforikuormituksen lisäys saattaisi olla vielä suurempi kynnetyyn viljapeltoon verrattuna, kun satoa ei korjata. Jos kesannolle on kylvetty syysvilja- tai öljykasvi, on ravinnekuormitusvaikutus syyskylvöisten kasvien kanssa sama. Sängellä olevan kesannon vaikutus taas on sama kuin muutenkin sängellä olevan lohkon vaikutus.

Saneerauskasvit

Talven yli säilytettävät valkosinappi ja öljyretikka vastaavat vaikutuksiltaan likipitäen kyseisten kasvien vaikutusta kerääjäkasveina. Toisaalta varhaisperunan ja –vihannesten jälkeen maassa on runsaasti typpeä, kun taas saneerauskasvitoimenpiteessä typpeä on maassa alkutilanteessa vähemmän. Vaikutusta on vaikea arvioida.

Maaperän kasvukunto

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: + (20-40 % +, 60 % ++, 80 % +++)

Mitä enemmän toimenpide sisältää nurmea, sitä myönteisemmin se vaikuttaa maan laatuun, rakenteeseen ja orgaanisen aineksen määrään. Myös suorakylvö parantaa maan laatua etenkin pintakerroksessa ja on omiaan lisäämään lieroaktiivisuutta.

Nurmi

Nurmen vaikutusta maan laatuun ja rakenteeseen on käsitelty aikaisemmin.

Monivuotiset puutarhakasvit ml. kumina

Tutkimustietoa ei löytynyt.

Kyntö/kevennetty muokkaus/suorakylvö

Tutkimusten mukaan muokkauksen keventäminen yleensä lisää orgaanisen aineksen pitoisuutta maan pintakerroksessa mutta sen kokonaismäärä maaprofiilissa ei juuri muutu. Suurempi orgaanisen aineksen pitoisuus pinnassa parantaa maan eroosiokestävyyttä. Kevennetty muokkaus ja suorakylvö lisäävät lieroaktiivisuutta ja suorakylvössä veden oikovirtaukset voivat olla merkittäviä pystysuorien syvälle jatkuvien lierokanavien kautta (Nuutinen ym. 2011).

Pohjoisissa viljelyolosuhteissa orgaanisen hiilen kertyminen maahan suorakylvössä tai kevennetyssä muokkauksessa kyntöön verrattuna näyttää rajalliselta. Soane ym. (2012) ovat laatineet yhteenvedon suorakylvöstä pohjoisen ja läntisen Euroopan alueilla. Kosteassa ilmastossa suorakylvettyjen maiden sato on jäänyt yleensä pienemmäksi kuin kynnössä. Suorakylvö myös vaatii hyvin kuivatetun maan onnistuakseen. Suorakylvetyt maat ovat tiiviimpiä ja niissä on enemmän pystysuoria makrohuokosia sekä syvälle kaivautuvia lieroja kuin kynnetyissä maissa. Orgaanisen aineksen määrä ei suorakylvetyillä mailla välttämättä kasva, vaikka sitä kertyykin maan pintakerrokseen kynnetyä enemmän.

Haddawayn ym. (2017) meta-analyysissä selvitettiin 351 boreaalisella ja lauhkealla vyöhykkeellä suoritettujen tutkimuksen pohjalta muokkauksikäsitteilyjen vaikutusta orgaanisen aineksen pitoisuuteen ja varastoon maassa. Tarkasteluun hyväksytyissä tutkimuksissa muokkauksikäsitteilyjä oli jatkettu vähintään kymmenen vuotta. Orgaanisen aineksen pitoisuus oli selvästi suurempi suorakylvetyillä mailla kuin kynnetyillä 0-15 cm:n maakerroksessa. Myös maata kääntämättä muokatuilla mailla orgaanisen aineksen pitoisuus oli korkeampi kuin kynnetyillä mailla 0-15 cm maakerroksessa. Sitä vastoin kääntämättä muokattujen maiden syvemmissä kerroksissa (15-30 cm) orgaanisen aineksen pitoisuus oli alempi kuin kynnetyissä. Kokonaisuudessaan orgaanisen aineksen varastoituminen maahan lisääntyi siirryttäessä suorakylvöön 0-30 cm maakerroksessa, noin 4600 kg/ha (780-8430 kg/ha, 95%:n luottamusvälillä) yli kymmenen vuoden aikana, mutta kun huomioitiin koko maaprofiili, muutosta ei havaittu. Kuitenkin maan pintakerroksen suurempi orgaanisen aineksen määrä parantaa maan tuottokykyä lisäämällä maan biologista aktiivisuutta. Samalla se parantaa maiden kestävyyttä ja sopeutumiskykyä (resilienssi) ääreviin sääolosuhteisiin.

Kevennetyn muokkauksen ja suorakylvön vaikutusta maan orgaanisen hiilen määrään ja pidättymiseen erikokoisiin maamuruihin tutkittiin neljästä suomalaisesta maasta (3 savimaata ja 1 hiesumaa), joiden muokkauksikäsitteilyt olivat kestäneet 9-11 vuotta (Sheehy ym. 2015). Kevennetty muokkaus tai suorakylvö ei lisännyt orgaanisen hiilen määrää 0-20 cm:n maakerroksessa kynnetyyn maahan verrattuna. Tutkijat arvioivat sen johtuneen suorakylvetyin ja kevennetysti muokatun koejäsenen kynnetyä alhaisemmista sadoista, jolloin hiilisyöte maahan oli pienempi. Suorakylvetyillä hiesumaalla havaittiin enemmän orgaanisen hiilen kertymistä makroaggregaattien sisällä oleviin mikroaggregaatteihin kuin kynnetyillä mailla, mutta savimailla kyseistä ilmiötä ei voitu vahvistaa (Sheehy ym. 2015).

Julkaisemattoman suomalaisen aineiston mukaan pitkäaikainen kyntämättömyys (vuodesta 1991-2007) ja viisi vuotta kestänyt suorakylvö lisäsivät orgaanisen hiilen pitoisuutta maan pintakerroksessa (0-2 ja 2-5 cm). Sitä vastoin alemmissa maakerroksissa (5-10, 10-25 cm) orgaanista hiiltä oli saman verran tai vähemmän kuin kynnetyissä koejäsenissä. Orgaanisen aineksen pitoisuudessa ei havaittu laskennallisesti eroa koko muokkauksikerroksessa (0-25 cm) kynnetyin ja kyntämättömän/suorakylvetyin välillä.

Yhdysvalloissa Kansasissa suoritettussa kokeessa kevennetty muokkaus tai suorakylvö ei lisännyt orgaanisen aineksen kokonaismäärään (luokkaa 2-3 %) maassa tilastollisesti merkitsevästi perinteiseen kyntöön verrattuna 15 cm:n maakerroksessa 30 vuoden aikana (Thompson & Whitney 2000). Suorakylvössä maan pintakerroksen, 0-2,5 cm, orgaanisen aineksen pitoisuus oli suurempi kuin kynnetyssä, mutta syvemmissä kerroksissa kynnetyin maan orgaanisen aineksen pitoisuus oli korkeampi kuin suorakylvössä tai kevennetysti muokatussa maassa. Typpilannoituksen lisäys ei vaikuttanut orgaanisen aineksen määrään mutta alensi pintakerroksen (0-7,5 cm) fosforipitoisuutta tilastollisesti merkitsevästi.

Etelä-Illinoisissa hiesumaalla 45-vuotta kestäneiden muokkauksikäsitteilyjen jälkeen orgaanisen aineksen pitoisuus 0-25 cm:n maakerroksessa oli suorakylvössä korkeampi kuin kynnetyssä (2,8% vs 2,1%) ja ero oli tätä suurempi 0-5 cm:n maakerroksessa. Maan kuivatustila oli heikohko, mutta NPK-lannoitettu suorakylvö tuotti tasoltaan samansuuruisen sadon kuin kynnetykin. Fosfori ja kalium rikastuivat maan pintakerrokseen, mutta se ei vaikuttanut saatoon (Cook & Trlica 2016).

Orgaanisen aineksen, kokonaistypen, potentiaalisesti mineraloituvan typen ja fosforin havaittiin kerrostuneen maan pintakerrokseen (0-10 cm) muokkauksen keventyessä seitsemänvuotisessa chernozem-maalla toteutetussa muokkauksikokeessa (Neugschwandtner ym. 2014). Muokkauksikäsitteilyjen ääripäinä olivat perinteinen kyntö ja kylvö muokkaamattomaan maahan (suorakylvö).

Belgiassa suoritettussa kokeessa karjanlannan käytön (maks. 170 kg/ha kokonaistyyppä) ja hyvän maatalouskäytännön (mm. kerääjäkasvit ja oljen muokkaus maahan) avulla pystyttiin ylläpitämään ja hieman lisäämään maan orgaanisen hiilen määrää. Ainoastaan lisäämällä kasviperäistä kompostia 8,3 tn/ha maahan vuosittain voitiin maan hiilipitoisuutta merkittävästi kohottaa neljän vuoden aikana maassa, jonka hiilipitoisuus oli ennestään liian alhainen (0,81%). Eri muokkauksen vaikutus näkyi selvemmin maan pintakerroksessa (0-10 cm), jossa kultivointi lisäsi maan orgaanisen hiilen, kokonaistypen, kuumavesiuuttoisen hiilen ja fosforin sekä kasveille käyttökelpoisen fosforin ja kaliumin pitoisuutta kyntöön verrattuna. Maa-aggregaatit olivat stabiilimpia, lieroja oli enemmän ja bakteeri- ja sienipopulaatiot olivat suurempia kultivoidulla mailla (D'Hose ym. 2016).

Maan rakenteellinen kestävyys parani muutamassa vuodessa, kun muokkausta kevennettiin rakenteellisesti heikolla maalla, joka sisälsi paljon hiesua ja hietaa. Koe suoritettiin Prinssi Edwardin saarella Kanadassa. Muokkauksen keventäminen ja suorakylvö lisäsivät orgaanisen aineksen määrää 1-2 ja 4,75-9 mm:n makroaggregaateissa (Carter 1992). Nurmimaiden pintakerros sisälsi huomattavasti enemmän orgaanista hiiltä kuin muokatut viljelysmaat. Hiilipitoisuus oli sitä korkeampi mitä pidempään maat olivat olleet yhtäjaksoisesti nurmena (Carter 1992).

Maan hiilipitoisuus lisää vettä kestävien aggregaattien (> 2 mm) määrää. Kynnetyllä maalla tähän tarvitaan kuitenkin suurempi hiilipitoisuus kuin suorakylvössä. Vettä kestävässä mikroaggregaateissa (0,25-0,053 mm) havaittiin olevan kaikkein suurin hiili-, typpi- ja fosforipitoisuus verrattuna muihin aggregaatteihin ja koko maahan (Jiao ym. 2006). Soinnen ym. (2016) tutkimuksessa pysyvällä nurmella olleiden savimaiden murujen vedenkestävyys oli selvästi ja suorakylvettyjen hieman parempi kuin muokattujen maiden.

Syyskylvöiset kasvit

Syyvehnä ja ruis tuottavat suuremman biomassan (säntki + juuret) ja hiilisyötteen maahan kuin ohra ja kaura. Kevätvehnä tuottaa biomassaa likipitään saman verran kuin ruis, mutta selvästi vähemmän kuin syyvehnä (Hakala ym. 2016).

Kerääjäkasvit

Maaperävaikutukset muistuttavat nurmia mutta ovat heikompia. Kerääjäkasvien avulla saadaan lisää hiilisyötettä maahan, mikä hidastaa maan orgaanisen aineksen vähenemistä. Globaalin meta-analyysin mukaan kerääjäkasvi kerryttää maaperän hiiltä 0,32 tonnia hehtaarille vuodessa (Poeplau & Don 2015). Ruotsalaisissa pitkäaikaiskokeissa kerääjäkasvien hiilensidontavaikutus oli samansuuruinen kuin em. meta-analyysissä (0.32±0.28) (Poeplau ym. 2015).

Kesanto

Vaikutus on samansuuntainen kuin nurmella.

Saneerauskasvit

Saneerauskasvien vaikutusta käsitellään Peltoluonnon monimuotoisuus- toimenpiteen yhteydessä.

Luonnon monimuotoisuus

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: ++ (20 % +, 40-80 % ++)

Peltojen talviaikaisella kasvipeitteellä on monia myönteisiä vaikutuksia luonnon monimuotoisuuteen. Merkittävin vaikutus on kasvipeitteen tarjoama talvehtimiselinympäristö monille eläimille (Huusela-Veistola ym. 2004) sekä talviaikainen ravinto Suomessa talvehtiville linnuille, kuten esimerkiksi peltopyylle (Maa- ja metsätalousministeriö 2007, Mykrä & Väänänen 2008). Tiaisen ym. (2014) mukaan ainakin puolet avoimen peltomaan lintulajistosta hyötyy talviaikaisesta kasvipeitteisyydestä. Suorakylvetyllä pellolla lintujen reiviiritiheys on samaa luokkaa kuin nurmilla, ja useat lintulajit esiintyvät runsaampina kuin kynnetyllä pellolla (Tiainen & Seimola 2014).

Talviaikainen kasvipeite tukee myös maataloudelle tärkeiden ekosysteemipalveluiden säilymistä, sillä monet peltoviljelykasvien tuholaisien luontaiset viholliset, kuten hämähäkit ja maakiitäjäiset, hakeutuvat kasvillisuuden suojaan talvehtimaan (Pywell ym. 2005, Bianchi ym. 2006, Holland ym. 2016, Toivonen ym. 2018). Myös pellon maaperäeläimet hyötyvät talviaikaisesta kasvillisuudesta, koska tällöin niille haitallinen pellon syysmuokkaus jää tekemättä (Alakukku ym. 2004a, Palojärvi & Yli-Halla 2004). Suoranaisesti talviaikaisen kasvipeitteen monimuotoisuusvaikutuksiin keskittyviä tutkimuksia on tehty niukasti. Erilaisten nurmien ja monivuotisen kasvillisuuden vaikutuksia luonnon monimuotoisuuteen on tarkasteltu lähemmin muiden toimenpiteiden, kuten luonnonhoito- ja monimuotoisuuspeltojen sekä suojakaistojen ja -vyöhykkeiden kohdalla.

Ilmastonmuutoksen hillintä ja sopeutuminen

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: + (20 % 0, 40-80 % +)

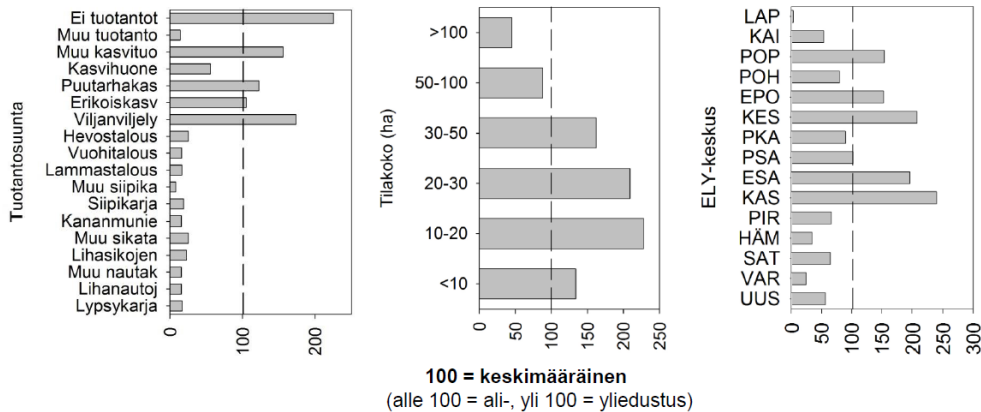
Kasvipeitteisyys talvella voidaan toteuttaa monella tavoin, ja vaikutukset riippuvat siitä, onko kyseessä ravinteita pidättävä kasvillisuus syksyllä tai säntkipeite. Miltei kaikissa Suomessa tehdyissä kasvihuonekaasumittauksissa pelto on ollut syksyllä kynnetty, joten vertailua kevätkyntöön ei voida suomalaisen aineiston perusteella tehdä (Regina ym. 2013). Samassa aineistossa kuitenkin näkyy, että N₂O-päästöt ovat nurmipeiteisiltä pelloilta pienemmät kuin yksivuotisten kasvien viljelystä. Nurmista saatujen tulosten perusteella voidaan arvioida, että aluskasvien tai syyskylvöisten kasvien vaikutukset ovat saman suuntaiset.

2.8. Peltoluonnon monimuotoisuus (useita alatoimenpiteitä)

Viherlannoitusnurmets: toteutus vuonna 2016

- 21 929 ha (ei käytössä v. 2014).
- 3 720 maatilalla.
- Ohjelman tavoiteala 49 000 ha (toteutunut 45 %).
- Maksatus yhteensä 1,18 M€.

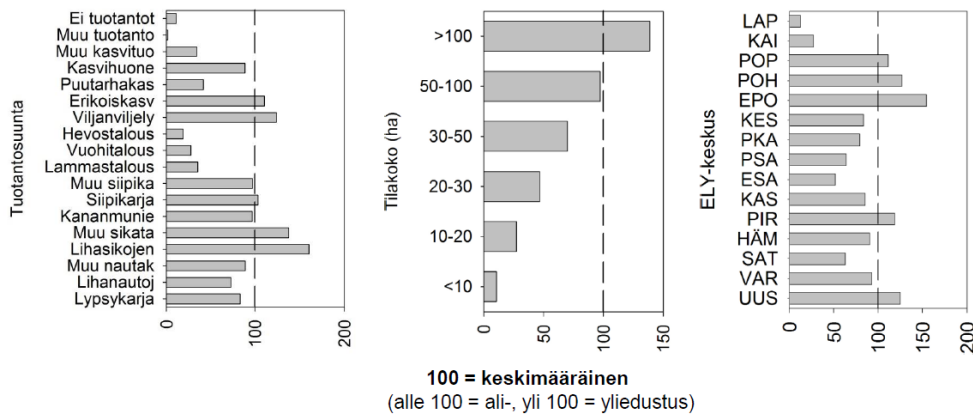
Toimenpiteen painottuminen tuotantosuunnan ja tilakoon suhteen sekä alueellisesti (suhteutettuna peltoalaan)



Kerääjäkasvit: toteutus vuonna 2016

- 119 519 ha (v. 2013: 24 198 ha).
- 8 090 maatilalla.
- Ohjelman tavoiteala 7 500 ha (toteutunut 1 590 %).
- Maksatus yhteensä 11,94 M€.

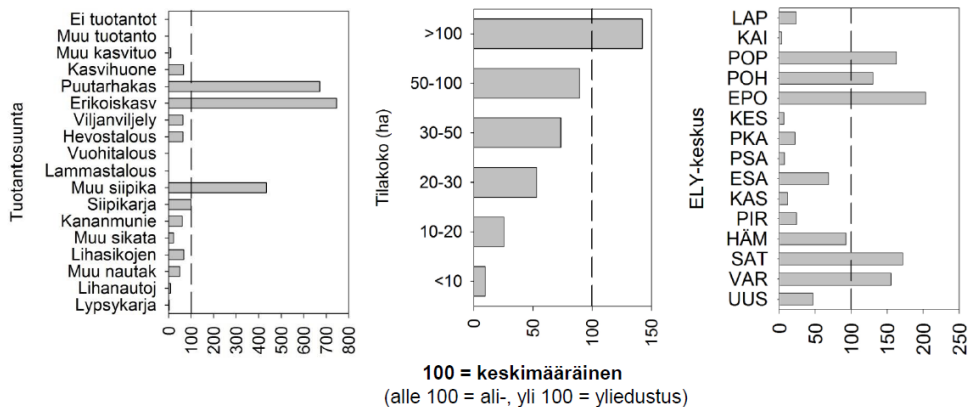
Toimenpiteen painottuminen tuotantosuunnan ja tilakoon suhteen sekä alueellisesti (suhteutettuna peltoalaan)



Saneerauskasvit: toteutus vuonna 2016

- 6 343 ha (ei käytössä v. 2014).
- 717 maatilalla.
- Ohjelman tavoiteala 500 ha (toteutunut 1 270 %).
- Maksatus yhteensä 1,90 M€.

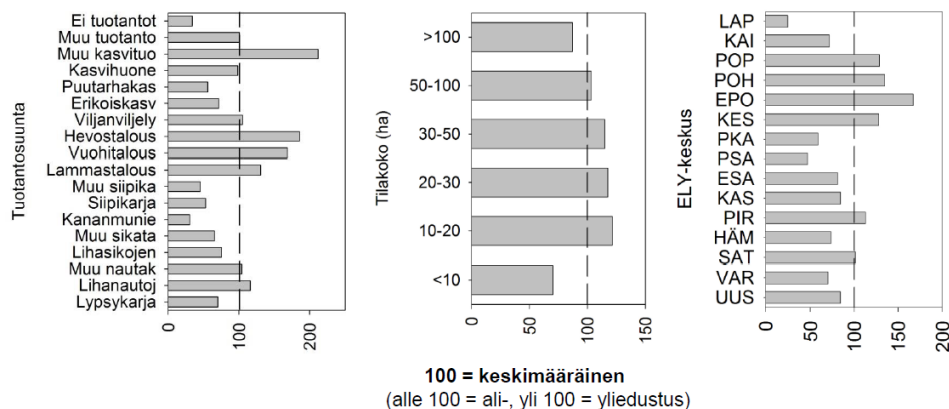
Toimenpiteen painottuminen tuotantosuunnan ja tilakoon suhteen sekä alueellisesti (suhteutettuna peltoalaan)



Monimuotoisuuspellot: toteutus vuonna 2016

- 21 661 ha (ei käytössä v.2014).
- 8 685 maatilalla.
- Kohdentamisalueella 8 160 ha (38 %).
- Ohjelman tavoiteala 19 000 ha (toteutunut 119 %).
- Maksatus yhteensä 6,47 M€.

Toimenpiteen painottuminen tuotantosuunnan ja tilakoon suhteen sekä alueellisesti (suhteutettuna peltoalaan)



100 = keskimääräinen
(alle 100 = ali-, yli 100 = yliedustus)

Toimenpiteen sisältö, ja mahdolliset muutokset tälle ohjelmakaudelle

Peltoluonnon monimuotoisuus on ympäristösitoumuksen luonnon monimuotoisuutta edistävä lohkokohtainen toimi. Toimen tavoitteena on edistää maan kasvukuntoa, rakennetta ja laatua parantavien viherlannoitusnurmien ja saneerauskasvien viljelyä sekä maan kasvukuntoa ylläpitävien ja eroosiota ja ravinnehuuhtoumaa ehkäisevien kerääjäkasvien viljelyä. Toimeen kuuluu myös luonnon monimuotoisuutta edistävien ja maisemaa monipuolistavien kasvien viljely. Peltoluonnon monimuotoisuuden edistämisessä pellolla kasvavalla viljelykasvilla ja viljelymenetelmillä on suuri merkitys. Ohjelmatekstin mukaan monimuotoisuuspellot on todettu toimiviksi ja yksinkertaisiksi keinoiksi edistää peltoluonnon monimuotoisuutta (MMM 2015).

Viherlannoitusnurmet

Viherlannoitusnurmi perustetaan nurmi- tai heinäkasvien ja typensitojakasvien siemenillä kylväen. Käytettävän siemenseoksen painosta vähintään 20 % on oltava typensitojakasvien siemeniä. Viherlannoitusnurmen saa lopettaa ennen suunniteltua syysviljan tai syysöljykasvin kylvöä. Jos seuraava viljelykasvi kylvetään keväällä, viherlannoitusnurmen saa päättää aikaisintaan syyskuun alussa ja muokata aikaisintaan lokakuun alussa. Sama kasvulohko voi olla viherlannoitusnurmena enintään kolmena vuonna peräkkäin. (MMM 2015).

Kerääjäkasvit

Kerääjäkasvin tarkoitus on käyttää varsinaisen viljelykasvin jälkeen maahan jääviä ja viljelykasvin tähteistä vapautuvia ravinteita. Kasvusto myös suojaa maata lisäämällä kasvipeitteisyyttä viljelykasvin sadonkorjuun jälkeen. Kerääjäkasvi voidaan kylvää aluskasviksi varsinaisen viljelykasvin kylvön yhteydessä tai viimeistään viljan orasvaiheessa. Kerääjäkasvi voidaan kylvää myös viljelykasvin (varhaisperuna, varhaisvihannekset) korjuun jälkeen tai hieman ennen korjuuta, kuitenkin viimeistään 15.8. Kasvuston voi muokata tai kyntää syksyllä aikaisintaan 1. loka-kuuta (MMM 2015).

Monimuotoisuuspellot

Monimuotoisuuspeltoihin luetaan riista- tai maisemakasveilla vuosittain perustettavat monimuotoisuuspellot sekä niitty- ja lintukasveilla perustettavat kaksivuotiset monimuotoisuuspellot. Monimuotoisuuspellot voivat olla kokonaisia peruslohkoja tai kasvulohkoja. Monimuotoisuuspeltona ilmoitettavia kasvulohkoja voidaan perustaa myös yli kolme metriä leveinä kaistoina lohkojen reunoille, etenkin etelään ja länteen avautuville reunoille sekä suurten peltoaukeiden keskelle. Monimuotoisuuspellot on perustettava ja niitä on hoidettava erillisten ohjeiden mukaisesti (MMM 2015).

Monimuotoisuuspellot on kylvettävä kesäkuun loppuun mennessä ja niiden kasvusto on säilytettävä keväeseen saakka. Eri monimuotoisuuspelloissa vaaditaan erilaista kasvilajikoostumusta, mutta erilaisia kasvilajikombinaatioita on lukuisia samassakin monimuotoisuuspeltotyypissä. Kaikkia monimuotoisuuspelloja voidaan niittää 1.8.

lähtien. Niittojäte voidaan kerätä pois, mutta riistapelloissa se pitää käyttää riistan ruokintaan. Muissa monimuotoisuuspelloissa myös taloudellinen hyödyntäminen on mahdollista. Lannoitusta voidaan antaa monimuotoisuuspellon perustamisen yhteydessä saman verran kuin luonnonhoitopelloillekin. Monimuotoisuuspellot eroavat toisistaan kasvilajikoostumuksen perusteella.

Riistapellon siemenseoksessa pitää olla kahden seuraavan kasvin siemeniä: viljat, tattari, auringonkukka, öljypellava, herne, rypsi, rapsi, sinappi, rehukaali, rehurapsi, öljyretikka, rehujuurikkaat (rehusokerijuurikas, naattinauris tai turnipsi) heinäkasvit ja apilat. Jos siemenseos koostuu heinäkasveista ja apilasta, pitää mukana olla myös jokin yksivuotinen kasvi.

Maisemapellolle kylvettävä siemenseos pitää sisältää kahta seuraavista kasvilajeista: auringonkukka, hunajakukka, sinimailanen, persianapila, keltalupiini, ruisvirna, ruiskaunokki, malva, kehäkukka, valko- ja keltamesikkä. Nurmi- ja heinäkasvien osuus siemenseoksesta saa olla enintään 30%.

Niitty- ja lintukasvipellot on säilytettävä samalla lohkolla vähintään kaksi kasvukautta. Niittykasvien siemenseoksessa on oltava nurmirönnin, lampaannadan tai jäykkänadan ja vähintään yhden monivuotisen niittykasvin siementä seuraavista kasveista: harakankello, valkoailakki, ahdekaunokki, keltasauramo, ketoneilikka, mäkitervakko, nurmihokki, purtojuuri, puna-ailakki, päivänkakkara, ruusuruoho, särmäkuisma tai muu vastaava niittykasvi. Peltolinuilla tarkoitetuilla monimuotoisuuspelloilla niittykasvien lisäksi kylvetään pienempiä määriä ruisvirnan, hunajakukan, kehäkukan tai muiden yksivuotisten kukkivien kasvien siemeniä tai pellavien, durran, punahirssin, tattarin, hampun, maissin, auringonkukan, kinuan, rypsin, rapsin, kuminan, viljojen (maks. 50 kg/ha) tai muiden vastaavien peltokasvien siemeniä.

Saneerauskasvit

Hyväksytyt saneerauskasvit ovat öljyretikka, valkosinappi, samettikukka tai näiden seokset. Saneerauskasvi on kylvettävä keväällä (30.6.) ja sen saa muokata maahan kahden kuukauden kuluttua kylvöstä. Saneerauskasveista voidaan maksaa tilalle, jolla on viljelykierrossa peruna-, sokerijuurikas- tai avomaan puutarhakasveja. Sama kasvuloikko voi olla saneerauskasvilla kylvettynä enintään kaksi vuotta peräkkäin (MMM 2015). Saneerauskasveja voidaan lannoittaa samoin kuin luonnonhoitopeltonurmea perustamisen yhteydessä. Saneerauskasvit voidaan myös niittää noin 25 cm:n korkeudelta 1-2 kertaa kasvuajasta ja kasvuolosuhteista riippuen. Suositeltavaa on niittää kasvusto ennen kukintaa.

Saneerauskasvit ja viherlannoitusnurmi ovat uusia toimenpiteitä. Monimuotoisuuspellotoimenpide oli mukana viime ohjelmakaudella osana luonnonhoitopeltoja. Kerääjäkasvien viljely oli A- ja B-tukialueille mahdollinen lisätoimenpide.

Vertailukohta toimenpiteen vaikuttavuuden arvioinnissa

Kaikkien toimenpiteen toteuttamistapojen vertailukohteena on kevätiljan viljely, jossa perusmuokkauksena on syyskyntö.

Arvio toimenpiteen vaikuttavuudesta kunkin tavoitealueen osalta

Vesistökuormitus

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: +

Toimenpide vähentää typen huuhtoutumista ja eroosiota. Toimenpidevaihtoehdoista Italian raiheinä aluskasvina arvioitiin tehokkaimmaksi typpihuuhtouman torjunnan kannalta kun taas eroosio vähenee parhaiten monimuotoisuuspelloilla.

Viherlannoitusnurmet

Viherlannoitusnurmien tavoite on parantaa maan kasvukuntoa, rakennetta ja laatua. Tutkimustuloksia, joissa olisi suoraan tutkittu viherlannoituksen vaikutusta typen huuhtoutumiseen, löytyi niukasti. Aluskasveiksi kylvettyjen apila-heinänurmien vaikutuksesta löytyi enemmän tietoa ja aihetta onkin käsitelty niiden osalta kerääjäkasvittoimenpiteen yhteydessä Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys -toimenpiteen kohdalla.

Talven yli säilyvät viherlannoitusnurmet suojaavat maan pintaa eroosiolta kuten nurmet, mutta ne voivat myös samalla tavoin lisätä fosforihuuhtoumia suoraan kasvustosta talven jäätymis-sulamissykliä aikana. Erityisesti yksi-vuotiset talven tullen kuolevat kasvustot voivat aiheuttaa ravinnekulkeumia leudon talven ja kevätvalunnan aikana.

Tavanomaisessa viljelyssä viherlannoitusnurmien tarkoitus on viljelykiertojen monipuolistaminen. Samalla viherlannoitusnurmet sitovat ilmasta typpeä ja näin vähentävät seuraavan kasvin typpilannoitustarvetta. Karjattomassa luomuviljelyssä viherlannoitus on merkittävä keino saada käyttöön kasvien tarvitsemää ja usein kasvua rajoittavaa typpeä. Viherlannoitusnurmen sisältämä typpi voi olla myös ongelmallinen huuhtoutumisriskin ja toisaalta kasvimassasta vapautuvan typen ja kasvien typpitarpeen synkronoinnin suhteen (mm. Känkänen ym. 2012, Bergström & Kirchmann 2004).

Viherlannoitusnurmet voivatkin sisältää huomattavia typpimääriä. Känkäsen ym. (1998) tutkimuksissa neljällä paikkakunnalla puna-apilan kasvustot sisälsivät typpeä 40-200 kg/ha, kun myös juurien typpisisältö oli otettu huomioon. Nykäsen ja Lemolan (2012) Jokioisten viherlannoituskokeessa apila-timoteinurmi tuotti 10 700 kg/ha maanpäällisen kuiva-ainesadon kahdessa niitossa. Viherlannoitusnurmi sisälsi typpeä yli 400 kg/ha, kun myös juuriston typpisisältö oli otettu laskennallisesti huomioon. Suureen typpimäärään vaikutti seosnurmen poikkeuksellisen korkea apilapitoisuus, mikä saattoi johtua siitä, ettei koepaikalla ollut viljelty apilaa aikaisempina vuosina. Mikkelissä suoritetussa vastaavassa kokeessa apila-heinänurmen sadot vaihtelivat 6900-7700 kg/ha välillä. Kasvuston apilapitoisuus oli Jokioisten koetta alempi, 35-40%, ja sadon typpisisältö oli noin 110 kg/ha. Juuristo mukaan luettuna maahan jäi typpeä keskimäärin 200 kg/ha (Nykänen & Lemola 2012). Kivijärven ym. (2017) kokoaman aineiston mukaan monivuotisia palkokasveja sisältävät seoskasvustot sisältävät typpeä keskimäärin 150 kg/ha.

Kaksivuotisessa lysimetrikokeessa Bergström ja Kirchmann (2004) tutkivat 15-N -merkityn puna-apila- ja raiheinämassan käyttöä viherlannoitteena. Ensimmäisenä vuonna molempien viherlannoitemassojen kokonaistyppeä annettiin 160 kg/ha. Verranteena oli 80 kg/ha väkilannoitetyypeä saanut koejäsen ja typpilannoittamaton kontrolli. Kahden vuoden aikana väkilannoitetusta koejäsenestä huuhtoutui 62 kg/ha typpeä, raiheinäviherlannoituksen saaneesta 50 kg/ha ja puna-apilaviherlannoituksen saaneesta 73 kg/ha. Erot koejäsenten välillä eivät olleet kuitenkaan tilastollisesti merkitseviä. Kontrollikäsitteystä, joka ei saanut lainkaan typpilannoitusta, huuhtoutui 37 kg/ha typpeä ja ero lannoitettuihin koejäseniin oli tilastollisesti merkitsevä.

Känkäsen ym. (1999) tutkimusten mukaan runsaasti typpeä sisältävän viherlannoituskasvuston myöhäinen kyntö syksyllä oli seuraavan sadon tuoton kannalta parempi vaihtoehto kuin kevätkyntö. Molemmat muokkausajankohdat vähentävät typpikuormitusriskiä. Savimaalla kevätkyntö tai keväällä tehty kevennetty muokkaus vähensivät selvästi viherlannoituksen jälkeen viljelyn ohran jyväsatoa. Koska ravinnehuuhtoumien vähentämisen ja typen tehokkaan hyödyntämisen kannalta on tärkeää myös hyvän sadon tuottaminen viherlannoitusta seuraavana vuonna, on savimailla viherlannoituskasvuston muokkaus parempi tehdä myöhään syksyllä mutta kuitenkin niin, ettei maa olisi liian märkä, jolloin kyntö aiheuttaisi maan tiivistymistä.

Ohjelman viherlannoitustoimenpiteessä viherlannoitusnurmet ovat heinäkasvien ja palkokasvien seoksia, joissa typpeä sitovien palkokasvien osuudelle on annettu vähimmäismäärä (20% siemenmäärästä). Kasvimassan hajoaminen ja ravinteiden mineraloituminen riippuvat kasvumassan laadusta, erityisesti kasvumassan C/N-suhteesta ja liukoisen hiilen, ligniinin ja polyfenolien pitoisuuksista. Myös maalaji, maan lämpötila ja kosteus vaikuttavat kasvumassan hajoamiseen merkittävästi. Heinäkasvien C/N-suhde on korkeampi kuin apilakasvien, mikä ennakoii niiden hitaampaa hajoamista. Baggs ym. (2000) tutkimuksessa italian raiheinän C/N-suhde oli 25, puna-apilan 10,3 ja valkoapilan 9 vaiheessa, jossa kasvusto muokattiin maahan. Tutkimuksessa raiheinää kasvatettiin aluskasvina ja apiloita viherlannoituskasveina. Sekoittamalla helposti hajoavia hiilihydraatteja sisältävää kasvumassaa paljon typpeä sisältävän kasvumassan kanssa voidaan hidastaa typen vapautumista ja altistumista huuhtoutumiselle. Dahlinin ja Marstorpin (2012) lysimetrikokeessa valkoapilan versojen kanssa maahan muokattiin joko raiheinän versoja tai sikurin juuria. Molemmat käsittelet vähensivät typen huuhtoutumista pelkästään valkoapilan versojen maahan sekoittamiseen verrattuna, mutta sikurin vaikutus oli suurempi. Koe osoitti, että viljeltäessä erilaisia kasveja seoksena voidaan säädellä typen vapautumisnopeutta kasvumassasta ja sen altistumista huuhtoutumiselle. Toisaalta typen mineraloitumiseen vaikuttaa maan lämpötila ja kosteus, minkä vuoksi typen mineraloitumisen ohjaus on haastavaa.

Ohjelmassa muokkausajankohta kasvuston päättämiseksi on nykyisten tutkimustietojen mukaan asetettu niin, ettei typpeä mineraloituisi kovin paljon aikana, jolloin kasvit eivät ole sitä ottamassa ja valunta on suurta. Toisaalta päättävässä viherlannoitusnurmien syysöljykasvin tai syysviljan kylvöä runsaasti typpeä sisältävän kasvumassa tulee muokattua maahan sen ollessa typen mineraloitumiselle suotuisassa lämpötilassa. Syysviljojen ja syysöljykasvien ravinteiden hyödyntäminen mineraloituvasta kasvumassasta on rajallinen. Mm. tanskalaisessa kokeessa havaittiin, ettei aikaisin syksyllä kynnetyn apila-heinänurmen jälkeen kylvetty syysvehnä ottanut kasvumassasta

vapautuvaa tyyppiä syksyllä (Djuurhus & Olesen 1997). Myrbekin ja Stenbergin (2014) tutkimuksessa Lounais-Ruotsissa tyyppiä huuhtoutui 40-50 kg/ha viherlannoitusnurmen kynnön jälkeen kylvetystä syysvehnästä, jonka maan päälliset osat sisälsivät vain 2-6 kg/ha tyyppiä syksyllä. Sama toistui kyseisen 6-vuotisen viljelykierron seuraavissa vaiheissa. Viherlannoituskasvuston muokkauksen jälkeen aikaistetun syysvehnän kylvön jälkeen huuhtouma väheni, koska kasvusto otti tyyppiä 20-40 kg/ha.

Yhtenä keinona viherlannoitukseen liittyvien ongelmien ratkaisemiseksi on ehdotettu viherlannoituskasvuston korjuuta ja mädättämistä. Syntynyt mädäte ravinteineen voitaisiin levittää joustavammin myös muille pelloille kuin on mahdollista perinteisessä viherlannoituksessa ja samalla tuotettaisiin energiaa (mm. Möller & Stinner 2009, Nykänen & Lemola 2012). Borgen ym. 2012 esittivät typen käytön tehostamiseksi viljelykierron ja muokkausajankohdan säädön lisäksi biokaasun tuotantoa viherlannoitusnurmesta ja syntyvän mädätteen käyttöä lannoitteena. Lisäksi he esittivät harkittavaksi myös kotieläintuotannon uudelleen integroimista kasvintuotannon kanssa.

Kerääjäkasvit

Kerääjäkasveja on käsitelty Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys –toimenpiteen yhteydessä.

Monimuotoisuuspellot

Vaikka monimuotoisuuspeltojen ensisijainen tarkoitus on lisätä luonnon monimuotoisuutta ja monipuolistaa maisemaa, on niillä vaikutusta jossakin määrin myös ravinnekuormitukseen. Kaikki monimuotoisuuspellot ovat talven kasvipeitteisinä, joten ne vähentävät eroosiota ja kokonaisfosforikuormitusta syksyllä kynnettäviin kevätiljapelloihin verrattuna. Vaikutuksen suuruus riippuu maan eroosioherkkyydestä ja kaltevuudesta. Niitty- ja lintukasveilla perustetut monimuotoisuuspellot ovat kaksivuotisia. Eroosion ja kokonaisfosforikuormituksen voidaan olettaa olevan niiltä muita monimuotoisuuspeltoja hieman pienempi, kun muokkauksensittelyjä on vähemmän.

Monimuotoisuuspellot voivat vähentää myös typen huuhtoutumista. Kun maata ei muokata syksyllä, suurempi osuus kevävalunnasta tulee pintavaluntana, ja maahan suodattava vesi huuhtoo vähemmän tyyppiä. Monimuotoisuuspelloilla kasvit saavat kasvaa myöhään syksyyn ja varsinkin yksisirkkaisia kasveja kasvavilta pelloilta typpikuormituksen voi olettaa olevan alhaisempi kuin syksyllä kynnetyiltä kevätiljapelloilta, koska nurmien tiedetään pienentävän epäorgaanisen typen pitoisuuksia maaprofiilissa. Monimuotoisuuspeltoja voidaan toteuttaa hyvin erilaisilla kasvilajikoostumuksilla ja tästä johtuen vaikutukset kuormitukseenkin voivat olla erilaisia. Tyyppiä sitovat kasvit lisäävät maan typpipitoisuutta ja voivat lisätä typpikuormitusta.

Koska monimuotoisuuspellot ovat kasvipeitteisiä talven yli, liukoisen fosforin kuormitus voi nousta kasvimassan jäätymis-sulamissykliin vuoksi. Kaikkia monimuotoisuuspeltoja voi niittää ja kasvimassan voi kuljettaa pois pelolta. Riistapelloissa kasvimassan saa käyttää riistan ruokintaan, muissa monimuotoisuuspelloissa kasvimassan taloudellista hyödyntämistä ei ole rajoitettu. Mikäli kasvimassa korjataan pois pelolta, liukoisen fosforin kuormitusriski on pienempi.

Saneerauskasvit

Saneerauskasvien tarkoitus ei ensisijaisesti ole eroosion tai ravinnekuormituksen vähentäminen. Tutkimustuloksia saneerauskasvien vesistökuormitusvaikutuksista ei myöskään ole. Öljyretikkaa ja valkosinappia käytetään yleisesti kerääjäkasveina varhaisperunan- ja vihannesten jälkeen ja ne ovat tehokkaita ottamaan kyseisten kasvien viljelyn jälkeen yli jäänyttä tai korjuutähteistä mineraloituvaa tyyppiä. Asiaa on käsitelty Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys –toimenpiteen yhteydessä.

Saneerauskasvitoimenpide eroaa kerääjäkasvitoimenpiteestä kylvö- ja muokkausajan suhteen, mutta maassa ei toisaalta ole niin paljon tyyppiä kuin varhaisperunan ja -vihannesten jälkeen. Ankeroistorjunnan onnistumisen kannalta saneerauskasvien muokkaus pitäisi tapahtua melko aikaisin syksyllä, jotta kasvimassa alkaisi hajota ja vapauttaa ankerosiin vaikuttavia rikkiyhdisteitä. Kerääjäkasvitoimenpiteessä taas pyritään mahdollisimman myöhäiseen muokkausajankohtaan, jotta kerätty typpi ei vapautuisi syksyllä.

Saneerauskasvien vaikutus ravinnekuormitukseen on siten epäselvä. Ne voivat ottaa maasta tyyppiä ja sitoa sen valuntahuippujen ajaksi kasvimassaan mutta ottaen huomioon kasvustojen melko alhaisten C/N suhteen (Constantin ym. 2011, C/N-suhde valkosinappi 13 ja öljyretikka 17, raiheinä 28) kasvimassa alkaa todennäköisesti hajoamaan syksyllä ja saneerauskasvien keräämät ravinteet altistuvat huuhtoumille.

Jos taas saneerauskasvit muokataan maahan vasta myöhään syksyllä tai seuraavana keväänä, vastaa niiden vaikutus kerääjäkasvina käytettävien ristikukkaisten kasvien vaikutusta. Jos saneerauskasvien avulla maahan saadaan lisää orgaanista ainesta ja maan kasvukunto paranee, paranee myös ravinteiden käytön hyötysuhde ja huuhtoumariskit pienenevät.

Maaperän kasvukunto

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: viherlannoitusnurmet ++, muut toimenpiteet +

Viherlannoitusnurmet arvioitiin parhaimmiksi maan laadun ja rakenteen kehittymisen kannalta.

Viherlannoitus

Viherlannoitusnurmien ja kerääjäkasvien positiiviset vaikutukset maaperään liittyvät etenkin kasvimateriaalin hajoamiseen maassa ja hiilivarastojen muutoksiin johtuen ylimääräisestä hiilisyötteestä. Maaperän hiilen suhteen tutkimustulokset ovat varsin yhdensuuntaisia: viherlannoituksen ja kerääjäkasvin voidaan katsoa lisäävän maan hiilipitoisuutta väkilannoituskäsittelyyn verrattuna. Viherlannoituksen osalta vaikutuksia maaperän hiilivarastoihin on koottu taulukkoon 1, joka esitetään Ilmastonmuutoksen hillintä ja sopeutuminen -alakohdassa. Viherlannoitus kuitenkin lisää maan orgaanisen aineksen määrää vähemmän kuin esim. komposti tai karjanlanta, joista helposti hajoava aines on jo varastoinnin aikana hävinnyt (Kätterer ym. 2014).

Viherlannoituksesta on olemassa kirjoitettua tietoa jo ennen ajanlaskumme alkua Kreikan ja Rooman valtakunnan alueilta. Kiinasta vastaavia kirjallisia tietoja on varhaisemmilta Chou-dynastian ajoilta (1134-247 eaa., Pieters 1927). Viherlannoituksen määritelmänä on ollut vihreän kasvimassan muokkaaminen maahan ja massa voi olla kasvatettu myös peltolohkon ulkopuolelle. 1900-luvun ensimmäisellä kolmanneksella viherlannoituksen ensisijaisena tarkoituksena alettiin pitää maan laadun parantamista ylläpitämällä tai lisäämällä humuksen määrää maassa (Allison 1973) ja myöhemmin alettiin tuntee huolta maan kasvukunnon säilymisestä maatalouden koneellistumisen ja erikoistumisen myötä (Joffe 1955). Viherlannoituksella tarkoitetaan usein myös aluskasvien tai kerääjäkasvien viljelyä (Baggs ym. 2000).

Känkäsen (2000) viherlannoitustutkimuksissa yksivuotisen westerwoldin raiheinän ja puna-apilan seos tuotti noin 6000 kg/ha kuiva-ainetta, johon sisältyi myös juuristo. Kolmivuotinen timotein ja puna-apilan seos tuotti vuodessa lähes 14 000 kg/ha kuiva-ainesadon juuristo mukaan lukien juuriston osuuden ollessa monivuotisessa kasvustossa yksivuotista suurempi. Kivijärven ym. (2017) kokoamien tietojen mukaan monivuotisia palkokasveja sisältävät seoskasvustot voivat saavuttaa yli 10 000 kg/ha kuiva-ainesatoja, jotka sisältävät huomattavan määrän tyypeä, keskimäärin yli 150 kg/ha. Lisäksi ne tuottavat huomattavia juuristomassoja ja kuohkeuttavat maata. Känkänen (2000) pitää viherlannoitusta viljatilalla viljelykierron pitkäjänteisenä maanparannustoimena, johon pitää suhtautua samaan tapaan kuin kalkitukseen tai pellon pinnan muotoiluun.

Kerääjäkasvit

Kerääjäkasveja on käsitelty Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys –toimenpiteen yhteydessä.

Monimuotoisuuspellot

Tutkittua tietoa monimuotoisuuspeltojen vaikutuksesta maahan ei ole. Sallittu monimuotoisuuspeltojen kasvilajikoostumus on myös hyvin vaihteleva, mikä hankaloittaa arviointia. Jos monimuotoisuuspellot sisältävät paljon nurmea, lisäävät ne todennäköisesti hiilisyötettä maahan ja voivat näin ollen parantaa maan laatua. Viljelykiertojen monipuolistuminen monimuotoisuuspeltojen kasveilla voidaan olettaa parantavan maan kasvukuntoa. Viljelykasvit hyötyvät eniten parantuneesta kasvukunnosta, jos monimuotoisuuspellot ovat mukana viljelykiertoissa eivätkä sijaitse aina samoilla peltolohkoilla.

Saneerauskasvit

Saneerauskasvien tavoitteena on parantaa maan kasvukuntoa, rakennetta ja laatua viljelykierron monipuolisuutta lisäämällä. Saneerauskasveilla pyritään myös vähentämään sukkulamatoihin kuuluvien ankeroiden määrää peruna-, sokerijuurikas- ja avomaan puutarhakasvituloilla.

Öljyretikan, valkosinapin ja samettikukan biomassatuotannosta saneerauskasvina on melko vähän tietoa saatavissa Suomen olosuhteista. Eri kasvilajit ja lajikkeet sekä sääolosuhteet vaikuttavat biomassan tuotantoon merkittävästi. Lisäksi siihen vaikuttaa kasvuaika, jolle on toimenpiteessä annettu hyvin väljät rajat. Kasvuaika voi olla lyhimmillään kaksi kuukautta ja pisimmillään se voi jatkua myöhäiseen syksyyn asti, ja saneerauskasvi saatetaan muokata maahan vasta seuraavana keväänä. Myös niitot vaikuttavat biomassan tuotantoon. Puoleen sänkeen niitto todennäköisesti lisää kasvin biomassatuotantoa, mutta siitä ei ollut saatavissa mitattua tietoa.

Kivijärven ja Iivosen (2017) tutkimuksessa samettikukka tuotti kerääjäkasvina 2821 kg/ha kuiva-ainesadon varhaiskaalin jälkeen. Öljyretikan kuiva-ainesato syyskuun puolivälissä oli 1985 kg/ha ja lokakuun alussa 2951 kg/ha lantun jälkeen, mutta huono itävyys heikensi satoa. Valkosinappi tuotti puolestaan 1400 kg/ha kuiva-ainesadon paraskaalin jälkeen.

Rahkosen (1996) tutkimuksessa öljyretikka tuotti 2000 kg/ha kuiva-ainesadon varhaisperunan jälkeen ja virnan jälkeen heinä-elokuun vaihteessa kylvettynä 2500-4100 kg/ha myöhään syksyyn mennessä (Sähköposti: Hannu Känkänen/Luke 20.9.2017).

Sokerijuurikkaan tutkimuskeskuksessa mitattiin öljyretikan ja valkosinapin seoskasvuston kuiva-ainesato, kun ensimmäisten kukat olivat auenneet (Sähköposti: Marja Turakainen/Sjt 24.9.2018). Kolmen kasvustonäytteen keskimääräinen kuiva-ainesato oli 3702 kg/ha. Kasvusto voidaan niittää myös pitkään sänkeen ja antaa kasvaa, mutta sen vaikutuksesta satoon ei ole mitattua tietoa. Öljyretikka on valkosinappia vanterampi ja tuottaa suuremman biomassan. Myös lajikkeiden välillä on eroja, ja esimerkiksi Maximus-retikka voi kasvaa kaksi metriä korkeaksi, jos olosuhteet ovat hyvät.

Saneerauskasvien tavoitteena on myös maassa elävien ankerosten vähentäminen ja maata desinfioiva vaikutus riippuu muokkauksen jälkeen vallitsevista sääolosuhteista. Jos on riittävän lämmintä, maahan voi muodostua kasvianneksen hajotessa rikkiyhdisteitä, jotka voivat vähentää ankerosten määrää maassa. Toinen vaikutusmekanismi on, että saneerauskasvi houkuttelee juurikasankeroisia juurensa, jossa ne eivät kuitenkaan pysty lisääntymään. Kirjallisuudessa on vaihtelevia tuloksia toimenpiteen tehosta (Puhelinkeskustelu Asko Hannukkala 24.4.2017). Sokerijuurikasmailla valkosinapin ja öljyretikan on havaittu tehoavan hyvin ankerosten muniin ja toukkiin (Turakainen 2015).

Jos ankeroista pyritään torjumaan maasta saneerauskasvien sisältämien rikkiyhdisteiden hajoamisen avulla, joudutaan kasvusto muokkaamaan maahan melko varhain, jotta lämpötila olisi suotuisa biomassan hajoamiselle. Tällöin biomassan tuotanto varmastikin jää edellä esitettyjä lukuja alemmaksi. Todennäköistä kuitenkin on, että onnistuessaan saneerauskasvit voivat tuottaa maahan enemmän biomassaa kuin viljat, joista sadonkorjuun jälkeen maahan jää olki ja juuret. Sitä vastoin viherlannoitusnurmien biomassatuotanto todennäköisesti on suurempi kuin saneerauskasveilla. Toisaalta saneerauskasvien juuristo on tyypiltään erilainen kuin nurmilla ja siitä saattaa olla hyötyä maan pintakerroksen kuohkeuttajana.

Luonnon monimuotoisuus

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: kerääjä- ja saneerauskasvit +, viherlannoitusnurmet, riistapellot ja maisemapellot ++, niittypellot (ja monimuotoisuuspellot yleensä) +++

Kerääjä- ja saneerauskasvit

Kerääjä- ja saneerauskasvien merkitystä luonnon monimuotoisuudelle ei ole tutkittu Suomessa. Niiden vaikutuksia voidaan kuitenkin arvioida sen perusteella, mitä tiedetään erilaisten muiden kasvipeitteisten toimenpiteiden monimuotoisuusvaikutuksista. Kerääjäkasvit sisältyvät myös EU:n yhteisiin viherryttämistoimiin, minkä ansiosta niiden monimuotoisuusvaikutuksia on tutkittu ja arvioitu monissa EU-maissa. Yhteenveto näistä arvioista on esitetty toisaalla tässä raportissa (ks. Viherryttämistoimet).

Kylvettävillä kerääjä- ja saneerauskasveilla pellolle luotava hyvin lyhytikäinen kasvipeitteisyys ei tue sanottavissa määrin muuta lajistollista monimuotoisuutta. EU:n viherryttämistoimien vaikuttavuutta koskeneissa arvioinneissa kerääjäkasvien tuottamat monimuotoisuushyödyt on yleisesti katsottu marginaalisiksi (ks. Viherryttämistoimet; mm. Pe'er ym. 2017, Underwood & Tucker 2016). Kukkakasvien, kuten öljyretikan ja valkosinapin, käyttö kerääjä- tai saneerauskasvina voi tarjota ravintoa pölyttäjähönteisille, jos niiden annetaan kukkia. Yleensä ne kuitenkin niitettäneen jo aiemmin, jolloin ne toimivat lähinnä viherlannoituksena. Kerääjä- ja saneerauskasveista on hyötyä maaperäeläimille, jotka hyötyvät yleensä ottaen kaikesta mikä lisää pellon orgaanisen aineksen määrää

(Nuutinen & Palojärvi 2002, Palojärvi & Yli-Halla 2004). Kokonaisuutena näiden kahden toimenpiteen monimuotoisuushyötyjä voidaan pitää marginaalisina ja ne ovat keskenään samaa tasoa.

Viherlannoitusnurmet

Viherlannoitusnurmet ovat luontovaikutuksiltaan vähäisinä lähellä kerääjä- ja saneerauskasveja, mutta arvioimme ne kuitenkin vaikutuksiltaan keskimäärin hieman näitä kahta paremmaksi. Tämä johtuu lähinnä kahdesta seikasta. Viherlannoitusnurmi saa olla samalla kasvulohkolla enintään kolme kasvukautta, joten merkittävä osa niistä on selvästi pitkäikäisempiä kasvustoja kuin kerääjä- tai saneerauskasveilla. Heinän ja typensitojakasvien siemenseoksella perustettavat viherlannoitusnurmet tarjoavat lisäksi sopivaa elinympäristöä laajemmalle lajijoukolle (selkärangattomille pedoille, pölyttäjille ja peltolinnuille) kuin vain yhden kasvilajin siemenillä perustettavat kasvustot.

Jokioisissa vuosina 2003–2005 toteutetussa lyhytaikaisten kesantojen kenttäkokeessa tehtyjen havaintojen mukaan 1- ja 2-vuotisten timotei-nurminata-puna-apila –seosten lajiston monimuotoisuus oli alhaisempi verrattuna sänkikesantoon tai heikommin kilpailevalla heinäseoksella perustettuun kesantoon (Hyvönen 2007, Kuussaari ym. 2007b, Kuussaari ym. 2011).

Monimuotoisuuspellot

Neljästä peltoluonnon monimuotoisuus -toimenpiteestä monimuotoisuuspellot on ainoa selkeästi ja merkittävästi maatalousluonnon monimuotoisuutta edistävä toimenpide. Monimuotoisuuspeltoja on kolme tyyppiä; maisema-, riista- ja niittykeltoja, joilla kaikilla on erilaiset tavoitteet ja omanlaisensa vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen. Näistä toimenpiteistä lajistollinen monimuotoisuus on suurin niittykasveilla perustetuilla niitykeltoilla (Toivonen ym. 2013), joille maksetaan niitykeltojen tukea kahden ensimmäisen vuoden ajan. Kaikille monimuotoisuuskeltoille on tyypillistä, että niille pääsee taimettumaan melko runsaasti kasveja myös maaperän siemenpankista (Herzon ym. 2012).

Niitykeltojen arvo kasvien ja hyönteisten monimuotoisuudelle edelleen kasvaa, jos ne säilytetään samalla paikalla pidempään kuin vain kahden vuoden ajan (Alanen ym. 2011, Hyvönen ym. 2010, Toivonen ym. 2013, 2015). Tämä on mahdollista ja suositeltavaa ilmoittamalla niitykelto luonnonhoitopeltoiksi kahden ensimmäisen vuoden jälkeen. Samalla viljelijälle maksettavan tuen määrä laskee niitykelton 300 eurosta 120 euroon (kohdentamisalueen II ulkopuolella 100 euroon). Olisi tarpeen selvittää, kuinka yleistä on niitykeltojen säilyttäminen samalla paikalla yli kahden vuoden ajan ja voidaanko esimerkiksi neuvonnan avulla tukea niitykeltojen säilymistä samalla paikalla tavallista pidempään.

Toivonen ym. (2013) raportoivat, että niitykeltojen kasvidiversiteetti vaihtelee suuresti, mutta voi parhaimmillaan ylittää lähelle luonnonniittyjä. Toivosen ym. (2015) tutkimuksessa 3-4-vuotiaita niitykeltoja verrattiin pitkäikäisiin (vähintään 8 v.) nurmipeltoihin. Näillä molemmilla peltotyypeillä esiintyi varsin monimuotoista kasvi- ja niityperhoslajistoa, mutta lajiston koostumuksessa oli eroja kahden tyyppin välillä. Tutkijat totesivat niitykeltojen olevan toimiva keino kasvattaa nopeasti kasvien ja pölyttäjähönteisten, kuten yleisten kimalais- ja päiväperhoslajien runsauksia, mutta että pitkäaikaiset nurmipelto on erittäin hyvä täydentävä toimenpide, joka hyödyttää myös vaateli-aampaa lajistoa.

Niitykeltojen kokonaisvaikuttavuutta heikentää niiden suhteellisen alhainen suosio viljelijöiden keskuudessa. Vuonna 2017 niitykeltoja oli vain 8 % monimuotoisuuskeltojen noin 25 000 ha:n peltoalasta. Osaltaan heikon suosion taustalla voi olla ongelmat kohtuuhintaisten, hyvien siemenseosten saatavuudessa (Hyvönen ym. 2010). Ongelmia on esiintynyt myös kunnollisen niitykasvikasvuston perustamisessa, kun kylvetyt kasvusto ei ole lähtenyt kunnolla kasvuun (Herzon ym. 2012, Toivonen ym. 2013). Tällaisilla alueilla myös rikkakasviongelmat ovat korostuneet, mikä on tuonut monimuotoisuuskeltoille paikoin huonoa mainetta. Niitykeltoille kylvetyistä lajeista parhaiten menestyviä kukkakasveja ovat olleet keltasauramo (*Anthemis tinctoria*), päivänkakkara (*Leucanthemum vulgare*), ruisvirna (*Vicia villosa*), rohtomesikkä (*Melilotus officinalis*) ja ahdekaunokki (*Centaurea jacea*) (Alanen ym. 2011, Herzon ym. 2012), mutta näistä ahdekaunokin siementä ei ole ollut edullisesti saatavilla.

Suurin osa monimuotoisuuskeltoista on yksivuotisia riistapeltoja (86 % vuonna 2017). Niiden suosiota on lisännyt riistapelton perustamisen huomattavasti halvempi hinta suhteessa muihin monimuotoisuuskeltoihin (Herzon ym. 2012). Riistapelto on viljelijälle sekä taloudellisesti että käytännön toteutuksen helppouden takia houkutteleva vaihtoehto. Osittain riistapeltojen suosio selittyy myös sillä, että metsästäys on viljelijöiden joukossa yleinen harrastus, ja he ylipäättään kokevat riistan keskeisimpänä osana omaa lähiluontoaan.

Maisemapellot ovat riistapeltojen tapaan yksivuotisia kasvustoja. Niitä on viime vuosina ollut hieman niittypeltoja vähemmän (6 % monimuotoisuuspeltoista vuonna 2017). Maisemapellot perustetaan kylvämällä yksivuotisia kukkivia kasveja, kuten hunaja- tai auringonkukkaa. Kukkivat maisemapellot tarjoavat ravintoa pölyttäjähönteisille, ja esimerkiksi hunajakukkapellot voivat houkuttaa ympäröiviltä alueilta hyvin suuria määriä mehiläisiä ja kimalaisia (Alanen ym. 2010, 2011). Muun eliölajiston kannalta näiden yksivuotisten kasvustojen monimuotoisuusshyödyt jäävät kuitenkin vähäisiksi.

Monimuotoisuuspeltona ilmoitettavia kasvulohkoja voidaan perustaa myös yli kolme metriä leveinä kaistoina joko lohkojen reunoille tai suurilla peltoaukeilla myös niiden keskelle. Monimuotoisuuskaistoja voidaan suositella etenkin etelään ja länteen avautuville metsänreunoille. Ei kuitenkaan ole tiedossa, missä määrin tällaisia monimuotoisuuskaistoja on käytännössä perustettu, koska niiden pinta-alat on tilastoitu samaan luokkaan monimuotoisuuspeltojen kanssa. Jatkossa tulisi selvittää keinoja monimuotoisuuskaistojen lisäämiseksi suomalaisilla maatalousalueilla. Sekä suomalaiset (Korpela ym. 2013a) että muualla Euroopassa (Haaland ym. 2011, Scheper ym. 2013, 2015) tehdyt maastotutkimukset ovat osoittaneet monimuotoisuuskaistat tai kukkakaistat, kuten niitä myös usein nimitetään, erittäin toimivaksi tavaksi edistää maatalousluonnon monimuotoisuutta. Peltojen ympärille perustettavat monimuotoisuuskaistat ovat myös osoittautuneet käytännölliseksi tavaksi edistää maataloudelle tärkeiden ekosysteemipalveluiden kuten pölyttäjien (Scheper ym. 2013, 2015, Holland ym. 2017) ja viljelytuholaisen luontaisten vihollisten (Wratten ym. 2012, Holland ym. 2016, Toivonen ym. 2018) runsautta.

Jokioisilla vuosina 2007-2010 toteutetussa monimuotoisuuskaistakokeessa kimalaisten ja perhosten yksilö- ja lajimäärät kasvoivat monimuotoisuuskaistoilla voimakkaasti kolmen ensimmäisen vuoden aikana niiden perustamisen jälkeen (Korpela ym. 2013a). Vaateliaampien, suojelun tarpeessa olevien lajien runsaus kaistoilla kasvoi hitaammin ja jatkoi kasvuaan vielä neljäntenä seurantavuonna. Monimuotoisuuskaistat kasvattivat myös luteiden, mutta eivät kaskaiden monimuotoisuutta (Huusela-Veistola ym. 2016). Kaistoille kylvetyt kukkakasvit ahde- ja nurmikaunokki (*Centaurea jacea* ja *C. phrygia*) sekä päivänkakkara (*Leucanthemum vulgare*) menestyivät kaistoilla hyvin ja erityisesti kaunokit houkuttelivat tehokkaasti kimalaisia ja perhosia (Korpela ym. 2013a). Monimuotoisuuskaistat kasvattivat pölyttäjien määriä enemmän metsänreunoilla kuin peltojen keskellä (Korpela ym. 2013a).

Ilmastonmuutoksen hillintä ja sopeutuminen

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: +

Kerääjä- ja saneerauskasvit

Kerääjäkasvien on havaittu nostavan maaperän hiilivarastoa kivennäismailla noin 0,3 t/ha vuodessa (Poeplau & Don 2015), joten niillä on selkeä ilmastonmuutosta hillitsevä vaikutus, jos kasvusto onnistuu. Saneerauskasveja ei ole tutkimustuloksia, mutta niillä saattaa olla samansuuntaiset vaikutukset, koska myös niistä jää peltoon suuri määrä kasvintähdettä.

Viherlannoitus

Viherlannoituksen haaste on kasvimassan typen mineralisaation osuminen oikeaan aikaan sadon typen tarvetta ajatellen. Raportoitujen tulosten perusteella viherlannoitus ei välttämättä nosta dityppioksidin päästöjä hehtaaria kohden, vaikka biomassasta vapautuva typpi ei väkilannoitteeseen verrattuna aina ole optimaalisesti käytettävissä. Viherlannoituskasvin biokaasutus ja mädätteen käyttö lannoitukseen näyttäisi parantavan sekä satoja että pienentävän hävikkejä, kun typpi saadaan kasveille oikeaan aikaan liukoisessa muodossa. Taulukossa 7 esitetään raportoituja tuloksia lauhkean ja boreaalisen vyöhykkeen kokeista, joissa viherlannoitus on ollut yksi kokeen käsittelyistä, ja tulokset käsittävät joko dityppioksidin, hiilidioksidin tai maaperän hiilivaraston mittauksia. Joissakin kokeissa verrataan viherlannoituksen vaikutuksia lannoittamattomaan kontrolliin, joissakin tapauksissa taas kontrolli on lannoitettu väkilannoitteella. Useimmiten vaikutuksia typen ja hiilen kiertoon ei ole mitattu samoista kokeista, vaan typpikokeet ovat tyypillisesti lyhyitä korkeintaan muutaman vuoden mittaisia, kun taas hiilivaraston muutoksen luotettava mittaus vaatii noin 10 vuoden kokeen.

Taulukko 8. Viherlannoituksen vaikutus N₂O:n päästöihin ja maaperän hiilivarastoihin.

Koejärjestely ja viite	Vaikutukset dityppioksidin (N ₂ O) päästöihin	Vaikutukset maaperän hiilivarastoon tai hiilidioksidin (CO ₂) päästöihin
Syysruis tai syysvehnä viherlannoituskasvina ennen maissia (UK). Sarkodie-Addo ym. 2003	Suurin N ₂ O-päästö tuli käsittelystä, jossa viherlannoituksen lisäksi käytettiin väkilannoitetta. Ilman väkilannoituslisää N ₂ O-päästö viherlannoituksesta oli lannoittamattoman kontrollin tasolla. Mittauksia tehtiin vain 55 päivää maahan muokkauksen jälkeen, joten vaikutusta muina vuodenaikoina ei tiedetä. Tyypeä immobilisoitui mikrobeihin viherlannoituskasvin maahan muokkauksen jälkeen, ja tyyden saatavuus maissin kannalta oli huono.	-
Apilanurmi/vilja-kierto tai pelkkä vilja, ei väkilannoitusta 5 v ennen koetta tai kokeen aikana (Tanska). Vinther ym. 2004	Mikrobiyhteisöt olivat vähemmän tehokkaita hiilen lähteiden hyödyntämisessä ilman viherlannoitusta viljelyissä koejäsenissä. Sادات olivat alhaisemmat lannoittamattomissa käsittelyissä. N ₂ O-päästöt olivat korkeammat viherlannoituksen kanssa kuin ilman lannoitusta. Suhteellisesti suurempi osuus kasvin-tähteiden tyypestä N ₂ O:ksi.	-
Viljelykierrat: vehnän monokulttuuri, herne-vehnä-rypsi-vehnä-puna-apila-vehnä-rypsi-vehnä-puna-apila ja ke-santo-vehnä-rypsi-vehnä. Koe oli 12-vuotinen kenttäkoe (Kanada, Alberta). Soon ym. 2007	-	Maan hiilivarasto 15 cm kerroksessa oli korkein apilaa sisältävässä kierrossa.
Apilanurmi-> syysvehnä (UK), kynnön ja laidunnuksen ajoitus tutkimuskohteina. Ball ym. 2007	Tammikuu oli parempi aika kasvuston kynn-töön kuin maaliskuu. Kylmyys vähensi tyyden hävikkiä tammikuussa. Laidunnus kannattaa lopettaa ajoissa, jotta vihermassaa jää maahan seuraavan sadon lannoitteeksi.	-
Virna (<i>Vicia sativa</i>) ja öljyretikka (<i>Raphanus sativus</i>) viherlannoituskasveina, lannoitus tehtiin erilaisilla lannoilla ja satokasveja oli useita. Möller & Stinner 2009	Kaikissa käsittelyissä oli viherlannoitusta, joten vertailua kontrollikäsitteilyyn ei voi tehdä. N ₂ O-päästö jäi 40 % pienemmäksi, kun viherlannoituskasvit mädätettiin biokaasulaitok-sessa ja palautettiin peltoon yhdessä lannan kanssa.	-
Apilanurmi-ohra-peruna –kierto, lannoit-tamaton, viherlannoitus, lanta (Venäjä) Buchkina ym. 2010	Pienimmät päästöt tulivat lannoittamatto-masta ja viherlannoitetusta käsittelystä.	-
Virna (<i>Vicia villosa</i>)/urea (130 kgN/ha)/biojätekomposti -> maissi (Ita-lia). Alluvione ym. 2010	Keväällä käsittelyjen välillä oli eroja, mutta ei kesän aikana. Päästöt olivat pienimmät kompostin käytöllä. Urean ja virnan aiheuttamat N ₂ O-päästöt olivat samansuuruiset. N ₂ O-päästö oli 2,3 % viherlannoituskasvin sitoman tyyden määrästä.	Urean ja virnan aiheuttamat CO ₂ -päästöt olivat samansuuruiset.
Durum-vehnä-tomaatti-herne –kierto ta-vanomaisena ja luomuna. Luomussa virna (<i>Vicia sativa</i>) ennen tomaattia ja durra (<i>Sorghum bicolor</i>) ennen hernettä viherlannoituksena. Mancinelli ym. 2010	-	CO ₂ -päästö oli suurempi luomussa ajoittain (viherlannoituksen maahan kyntö), mutta kolmen vuoden kokonaismäärässä ei ollut eroa. Luomusysteemissä hiiltä tuli maahan 9,5 tonnia ja tavanomaisessa 5,6 tonnia hehtaarille, joten maa voisi toimia ainakin väliaikaisena hiilen nie-luna. Pidemmällä aikavälillä tyyden puute voi kui-tenkin alkaa rajoittaa hiilen syötettä maahan.
Avokesanto korvattiin viherlannoitus-kasvipeitteellä, 12 vuoden koe (North-ern Great Plains, USA) . Allen ym. 2011	Kaasutuloksia ei raportoitu, mutta sadoista raportoitiin 33 % lasku ensimmäisten 5 vuo-den aikana, mutta sen jälkeen viherlannoite-tussa käsittelyssä tyyppitoisuus maassa oli huomattavasti korkeampi ja ero sadoissa oli vain 2 %.	Maan hiilipitoisuus kasvoi 9 % 12 vuoden ai-kana.
Apilanurmi-> ohra, silppuaminen/nur-men korjuu biokaasulaitoksen raaka-ai-neeksi (Norja). Nadeem ym. 2012	Viherlannoitus nosti päästöä verrattuna väki-lannoitukseen (viherlannoitus: 95 ja väkilan-noitus 47 g N ₂ O-N/ kg N ohran jyvissä). Mate-riaalin levittäminen biokaasutettuna ei nostanut päästöjä verrattuna apilaan sellaisenaan.	-
Pitkäaikaiskoe v. 1956 alkaen Ruot-sissa (Ultuna). Tässä verrattu timo-teinurmella tehtyä viherlannoitusta väki-lannoitettuun viljelykiertoon. Karhu ym. 2012	-	Maan hiilivarasto oli 35 koevuoden jälkeen n. 1 kg/m ² suurempi viherlannoituskäsittelyssä ver-rattuna väkilannoitettuun viljaan.
50-vuotinen kenttäkoe, jossa erilaisia vehnäviljelykiertoja (Kanada) Lemke ym. 2012	-	Viherlannoitus nosti maan hiilipitoisuutta ensim-mäisten 30 vuoden aikana, mutta sen jälkeen P alkoi rajoittaa sadon tuottoa, ja hiilisyöte maa-han pieneni. Hiilipitoisuus viherlannoituksessa oli suurempi kuin lannoittamattomalla vehnällä mutta pienempi kuin väkilannoitetulla.

Maissi-soija-vehnä+alfalfa-alfalfa-viljelykierto luomuna ja tavanomaisena (USA) Johnson ym. 2012	Luomulla ja tavanomaisella ei ollut eroa N ₂ O-tuoton suhteen vuositasona (4,2 kg N/ha/vuosi), mutta satoon suhteutettuna luomun päästöt olivat suuremmat, koska luomusato oli pienempi.	-
9 päivän laboratorikoe (Tanska), vesi/naudan lietelanta/apilanurmi –käsittelyt maanäynteille Johansen ym. 2013	Apilanurmi tuotti maahan neljä kertaa helpommin hajoavaa orgaanista hiiltä kuin lannat. Siitä johtuen mikrobibiomassa lisääntyi, ja typpeä immobilisoitui mikrobeihin, jolloin se ei ole kasvien käytettävissä. Apilanurmesta tuli kymmenkertaiset N ₂ O-päästöt verrattuna muihin käsittelyihin. Syynä oli todennäköisesti suuren mikrobiaktiivisuuden aiheuttama maan hapettomuus, joka suosii denitrifikaatiota.	-
Kevätohra-apilanurmi-peruna-syysvehnä (Tanska). Lannoitus: pelkkä apilanurmi tai biokaasutettu sianliete. Varsinaista viherlannoitus/muu lannoitus –vertailua ei tehty, vaan viherlannoitusta syysvehnässä oli joko viherlannoitus sellaisenaan tai biokaasuliete. Brozyna ym. 2013	Vuosipäästöissä ei ollut eroja käsittelyjen välillä. Mädätettyä viherlannoitusmassaa simuloiva biokaasulietteen nosti kuiva-ainesatoa 14 % typpisatoa 40 %.	-
Viisi erilaista kerääjäkasvia vuoden ajan seurannassa (Tanska). Li ym. 2015	Kontrollikäsitellystä erosi vain retiisi, joka nosti N ₂ O:n päästöä kontrolliin verrattuna.	-

Monimuotoisuuspellot

Monimuotoisuuspelto saattaa nostaa maaperän hiilivarastoa, jos maahan jäävän kasvintähteen määrä on suurempi kuin verrokkikäsitellyllä, mutta niistä ei ole tutkimustuloksia.

2.9. Puutarhakasvien vaihtoehtoinen kasvinsuojelu

Puutarhakasvien vaihtoehtoista kasvinsuojelua toteutettiin vuonna 2017 yhteensä 253 tilalla ja 2364 peltohehtaarilla. Menetelmäryhmän 1 toimenpiteitä toteutettiin 122 tilalla 400 hehtaarin alueella. Menetelmäryhmän 2 toimenpiteitä toteutettiin 1964 hehtaarilla ja 131 tilalla.

Toimenpiteen sisältö, ja mahdolliset muutokset tälle ohjelmakaudelle

Luonnon monimuotoisuutta edistävä lohkokohmainen toimi, joka kohdentuu valitun torjuntamenetelmän perusteella sille soveltuville puutarhakasvien aloille. Luonnonmukaiseen tuotantoon sitoutunut tila ei voi valita toimea, eikä sitä voi valita kumina-alalle. Toimen tavoitteena on kasvinsuojeluaineiden käytön vähentäminen edistämällä kehittyneempien biologisten ja mekaanisten torjuntamenetelmien käyttöä ja torjuntatarpeen mukaan tarkennettua torjuntaa. Toimenpiteen vaatimukset ovat laajemmalla kuin kasvinsuojeluainelain integroidun torjunnan yleiset periaatteet (MMM 2015).

Viljelijä sitoutuu käyttämään torjunnassa kyseiselle kasvilajille tai kasvintuhojalle soveltuvaa biologista tai mekaanista torjuntamenetelmää joko yksinään tai täydennettynä kemiallisin torjuntamenetelmin, jotka määritellään kansallisissa säädöksissä. Viljelijä valitsee toteutettavat torjuntatoimet, jotka soveltuvat ao. viljeltävälle kasville ja ilmoittaa lohkolle valitsemansa torjuntatoimen vuosittaisen tukihauksen yhteydessä. Lohkolle voi olla valittuna vain yksi torjuntatoimi, josta korvausta maksetaan. Valitun torjuntatoimen pitää olla sama koko lohkolle. Vaihtoehtoisia torjuntatoimia on kahdessa eri menetelmäryhmässä (MMM 2015).

Menetelmäryhmän 1 torjuntatoimia monivuotisille puutarhakasveille ovat:

- Pölyttäjähönteisten levittämien mikrobiologisten kasvinsuojeluaineiden käyttö kasvitautien torjunnassa
- Makroeliövalmisteiden käyttö kasvintuhojien torjunnassa.
- Kevytrakenteisen kausihuoneen käyttö marjojen kasvitautien torjunnassa.

Menetelmäryhmän 2 torjuntatoimia yksi- ja monivuotisille puutarhakasveille ovat:

- Mekaanisesti levitettävien mikrobiologisten kasvinsuojeluaineiden käyttö kasvitautien tai tuholaisten torjunnassa
- Tuhohönteisverkkojen käyttö vihannesten ja marjojen tuholaistorjunnassa.
- Rikkakasvien torjunta tunnistavalla haralla, traktorikäyttöisellä liekittimellä tai muulla vastaavalla laitteella.

Mikrobiologisten kasvinsuojeluaineiden tulee olla hyväksytyjä lain kasvinsuojeluaineista (1563/2011) mukaisesti ja makroeliövalmisteiden lain kasvinterveyden suojelemisesta (702/2003) mukaisesti. Viljelijän tulee käyttää kullekin kasvilajille sopivia seurannan apuvälineitä tai vastaavaa menetelmää, jolla seurataan vaihtoehtoisen torjunnan onnistumista (MMM 2015).

Vertailukohta toimenpiteen vaikuttavuuden arvioinnissa

Kemiallinen kasvinsuojelu puutarhakasveilla.

Arvio toimenpiteen vaikuttavuudesta kunkin tavoitealueen osalta

Vesistökuormitus

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: 0

Vaikka vaikutus vesistökuormituksen suhteen arvioitiin merkityksettömäksi, toimenpide vähentää torjunta-aineiden käyttöä ja voi siten pienentää niiden kulkeutumista vesistöihin.

Maaperän kasvukunto

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: 0

Toimenpiteellä ei arvioitu olevan vaikutusta maan kasvukuntoon.

Luonnon monimuotoisuus

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: 0

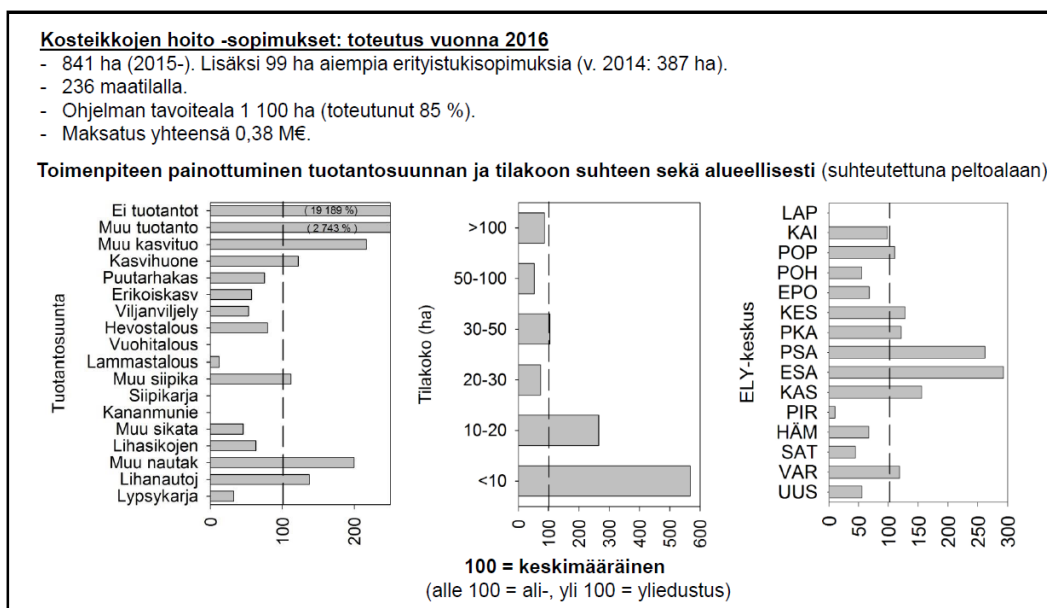
Puutarhakasvien vaihtoehtoisten torjuntamenetelmien käytöllä pyritään vähentämään hyönteistorjunta-aineiden käyttöä puutarhaviljelyssä. Silloin kun tämä toteutuu, menetelmien käytöllä on todennäköisesti myönteisiä vaikutuksia ainakin pölyttäjähönteisiin. Kuitenkin Hyvösen ja Aaltosen (2018) kyselytutkimuksesta selvisi, että useimmat viljelijöistä joutuvat täydentämään vaihtoehtoista torjuntamenetelmää kemiallisin menetelmin, mikä heikentää toimenpiteen vaikuttavuutta (Aaltonen & Hyvönen, 2019).

Ilmastonmuutoksen hillintä ja sopeutuminen

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: 0

Toimenpiteellä ei arvioitu olevan merkittävää vaikutusta ilmastonmuutoksen hillintään tai sopeutumiseen.

2.10. Kosteikkojen hoidon ympäristösopimus



Toimenpiteen sisältö, ja mahdolliset muutokset tälle ohjelmakaudelle

Toimenpiteen tavoitteena on parantaa maatalousvaikutteisten vesien tilaa paikallisesti ja valuma-alueella ja vähentää Itämereen kulkeutuvaa ravinnekuormaa, kiintoainesta ja hapanta huuhtoumaa. Kosteikkojen tarkoitus on täydentää pelloilla tehtäviä vesiensuojelutoimenpiteitä. Luontaisesti mutkittlevien uomien, tulva-alueiden ja –tasanteiden, tulvapeltojen ja laajojen kosteikkojen tai pienten kosteikkojen ketjujen tavoitteena on edistää vesiensuojelua maatalouden kuormittamilla vesistöalueilla tasaamalla veden virtaamia sekä pidättämällä kiintoainesta ja siihen sitoutunutta fosforia.

Toimen tavoitteena on edistää viljelyalueiden luonnon ja maiseman monimuotoisuutta, kun kosteat elinympäristöt lisääntyvät. Kosteikkojen ja luontaisen kaltaisten uomien tarkoitus on monipuolistaa viljelyalueiden elinympäristöä ja luoda maisemallista vaihtelua. Tarkoituksena on, että maatalousalueiden lajisto monipuolistuu ja yksilömäärät lisääntyvät. Lisäksi myös riista-, kala- ja raputalouden pitäisi hyötyä. Toimea toteutetaan alueilla, joilla maatalouden vesistökuormitusta voidaan merkittävästi pienentää ja/tai maatalousalueiden luonnon monimuotoisuutta lisätä sekä riista-, kala- ja raputaloutta edistää (MMM 2015).

Toimenpiteessä hoidetaan jo perustettua kosteikkoa hyväksytyin suunnitelman mukaisesti. Hoitotoimenpiteitä voivat olla lietteen poisto tarvittaessa, mahdollisten kemiallisten saostusaineiden poisto ja lisäys, patojen ja uoman hoitotoimenpiteet sekä kosteikon tai uoman reuna-alueiden kasvillisuuden niitto ja kasvijätteen poiskorjuu. Luonnonmukaistettujen uomien hoidossa huolehditaan veden virtaamaa hidastavista rakenteista, eroosiosuojauksesta sekä uoman reuna-alueiden kasvillisuuden säilymisestä tai tulvatasanteiden avoimuudesta. Sopimusaluetta saa laiduntaa, mutta eroosion estämisestä on huolehdittava. Toimenpiteistä on pidettävä hoitopäiväkirjaa.

Toimenpide oli jo ohjelmakaudella 2007-2013, jolloin kosteikkojen hoito eriytettiin niiden rakentamisesta. Kosteikkojen rakentaminen kuuluu ei-tuotannollisten investointien piiriin.

Uusien kosteikkojen kokovaatimus on 0,5 % valuma-alueen koosta. Vähimmäispinta-alaan voidaan lukea kosteikon yläpuoliselle valuma-alueelle samaan aikaan perustettavat, aiemmin perustetut tai siellä jo olevat luontaiset kosteikot. Kosteikon kokonaisalaan lasketaan vesi- ja tulva-alueiden lisäksi penkereet ja hoidon kannalta tarpeellinen reuna-alue. Edellytyksenä maatalouden vesiensuojelukosteikkohankkeen tukemiseksi on maatalouden merkittävä vaikutus alueen veden laatuun, mikä tarkoittaa, että suunnitellun kosteikon valuma-alueen peltoprosentti on oltava vähintään 20 %.

Vertailukohta toimenpiteen vaikuttavuuden arvioinnissa

Kosteikkoa ei ole tai kosteikkoa ei hoideta.

Arvio toimenpiteen vaikuttavuudesta kunkin tavoitealueen osalta

Vesistökuormitus

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: +

Parhaimmillaan kosteikot voivat vähentää merkittävästi typen kuormitusta ja pidättää kiintoainesta, varsinkin jos tulevan valunnan pitoisuudet ovat hyvin suuria. Kosteikon hoito kasvustoa sopivasti poistamalla voi parantaa tehoa. Ympäristökorvauksessa tämän toimenpiteen kokonaistehoa kuitenkin heikentää kosteikolle annettu pinta-alavaatimus, joka on pienempi kuin tutkimuksissa tehokkaaksi havaittu noin 2 % valuma-alueen pinta-alasta.

Vesiensuojelukosteikkojen vaikutusmekanismeja eroosioon ja ravinnekuormitukseen on käsitelty kattavasti aikaisemmin (Grönroos ym. 2007). Kosteikon kykyä pidättää maa-ainesta ja ravinteita voidaan parantaa, jos veden viipymää kosteikossa voidaan lisätä (Koskiahho ym. 2003, Puusinen ym. 2001). Riittävän viipymän edellytys on Puustisen ym. (2001) mukaan se, että kosteikon koko on vähintään 2 % valuma-alueen koosta.

Kasvien ravinteiden oton vaikutus ravinnekuormitukseen on rajallinen, koska kiintoaines- ja ravinnekuormitukset ovat suurimmillaan aikaisin keväällä roudan ja lumen sulamisen yhteydessä sekä syksyllä runsaiden syyssateiden yhteydessä (Puustinen ym. 2007a, Valkama ym. 2017, Koskiahho ym. 2015). Tällöin kasvien kasvu ei ole vielä alkanut tai se on ehtinyt jo päättyä. Kasvillisuus toimii myös kiintoaineen tarttumispintana ja osaltaan hidastaa veden virtausta kosteikossa. Braskerud (2001) havaitsi kasvillisuuden myös estävän sedimentoituneen maa-aineksen uudelleen liettymistä, niin että se väheni vuoden jälkeen 40 % ja oli sen jälkeen merkityksetöntä.

Kosteikot poistavat typpeä valumavedestä denitrifikaatiossa (Xue ym. 1999), jossa typpi vapautuu ilmaan dityppi-oksidiin tai typpikaasuna. Denitrifikaatiolle otollinen hapeton tila syntyy kasvimassan hajoamisen aiheuttamasta hapen kulutuksesta. Kiintoainesfosforia laskeutuu kosteikkoon maa-aineksen mukana kun taasveteen liuenneen fosforin pidätyminen riippuu kosteikon pohjan ja kosteikossa liikkuvan veden välisestä reaktiosta. Fosforia pidättyy, jos valumaveden fosforikonsentraatio on korkeampi kuin sedimentoituneen maan ja veden fosforin tasapainokonsentraatio, kun taas päinvastaisessa tilanteessa fosforia vapautuu sedimentistä valumaveteen. Tällainen tilanne on silloin, kun valumavedet ovat fosforin suhteen laimeita (esim. lumen sulamisvedet). Mitä suurempi kosteikolle tulevan veden kiintoaines- tai ravinnepitoisuus on, sitä paremmin kosteikko ravinteita pidättää (Puustinen ym. 2001, Koskiahon ym. 2003). Koskiahon ym. (2015) tutkivat kolmen kosteikon tehoa kahden vuoden ajan (Taulukko 9). Samaa taulukkoa yhdistettiin myös Wahlroosin ym. (2015) ja Valkaman ym. (2017) tutkimustuloksia Nummellan portti –kosteikolta.

Taulukko 9. Hovin, Rantamo-Seittelin ja Tarvaalan kosteikon ominaisuuksia ja tuloksia Koskiahon ym. (2015) mukaan. Nummellan portti –kosteikon tuloksia Wahlroosin ym. (2015) mukaan vuodelta 2013 ja Valkaman ym. (2017) mukaan vuodelta 2014.

	Hovi	Rantamo-Seitteli	Tarvaala	Nummellan portti
Kunta	Vihti	Tuusula	Saarijärvi	Vihti
Koko, ha	0,6	24	1,4	0,5
Valuma-alue, ha	12	1900	139	550
Kosteikko/Valuma-alue, %	5	1,3	1,0	0,1
Maatalousmaata, %	100	42	16	14
Valuma-alueen pääasiallinen maalaji	savi	savi	hiekkamoreeni/hiesu	savi
Perustamisvuosi	1998	2009	2012	2010
Toteutustapa	kaivamalla	kaivamalla	kaivamalla	kaivamalla
Kiintoainepoistuma				
2013, kg	8 170	114 000	1 760	12 490
2014, kg	4 320	37 000	2 254	
2013, %	70	12	28	13
2014, %	79	6	69	
Tot-P poistuma				
2013, kg	7,0	220	3,0	17,0
2014, kg	4,3	119	11,0	15,5*
2013, %	49	15	10	10
2014, %	62	12	55	13
PO ₄ -P poistuma				
2013, kg	2,4	41		
2014, kg	0,8	31		
2013, %	76	30		
2014, %	87	28		
Tot-N poistuma				
2013, kg	135	1200	-206	
2014, kg	66	2800	56	
2013, %	55	6	-53	
2014, %	72	17	29	
NO ₃ -N poistuma				
2013, kg	125	0	-148	37
2014, kg	64	1560	83	90,0*
2013, %	55	0	-71	3
2014, %	84	16	76	14

Tarvaalan kosteikko 24.3.-2.12.2013 ja 12.3.-22.12.2014.

*) Tulokset laskettu julkaisun tietojen perusteella.

Koskiahon ym. (2015) tutkimuksessa seurattiin jatkuvatoimisten antureiden avulla veden sameuden ja nitraattipitoisuuden muutoksia kosteikoille tulevasta ja siltä poistuneesta vedestä. Käsin otettujen kalibrointinäytteiden avulla antureiden tulokset muunnettiin kiintoaines-, kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppipitoisuuksiksi. Liukoisen fosforin tulokset perustuivat käsin tehtyihin näytteenottoihin.

Kosteikkojen välillä oli selviä eroja tehokkuudessa, mutta myös vuosien välinen vaihtelu oli suurta (Koskiahio ym. 2015). Hovin kosteikko toimi hyvin kiintoaineen ja ravinteiden poistajana. Kiintoaineen ja kokonaisfosforin pidättymistulokset ovat samaa luokkaa kuin kosteikon perustamisen jälkeisellä jaksolla (1999-2000) (Koskiahio ym. 2003) ja liuenneiden ravinnejakeiden ($\text{PO}_4\text{-P}$ ja $\text{NO}_3\text{-N}$) pidättyminen oli perustamisen jälkeistä jaksoa suurempaa. Hovin kosteikon hyviä tuloksia selitetään mitoituksella (kosteikon/valuma-alueen suhde), hydraulisella tehokkuudella (vesi kulkee tasaisesti koko kosteikon alueella) ja valuma-alueen 100 % peltoisuudella, minkä vuoksi ainespitoisuuksia kosteikolle tulevassa vedessä ovat suurempia kuin vähemmän peltoisilta alueilta. Korkea liukoisen fosforin pidättyminen selittyy kosteikon pohjan maa-aineksen korkeilla rauta- ja alumiinioksidien pitoisuuksilla, jotka lisäävät fosforin adsorptiokapasitettia. Kosteikon runsaan kasvillisuuden ravinteiden otto voi osaltaan selittää liukoisten ravinteiden poistumaa. Runsas kasvillisuus selittäisi myös nitraattitypen korkeaa poistumaa denitrifikaatioissa.

Rantamo-Seittelin kosteikon suhteellinen kiintoaineen ja ravinteiden pidättyminen olivat selvästi Hovin kosteikkoa vaatimattomammat, eivätkä tulokset kuivempina vuonna olleet runsasvetisempää paremmat. Rantamo-Seittelin heikkoja tuloksia Koskiahio ym. (2015) selittivät kosteikkoon tulneiden kalojen aiheuttamalla bioturbaatiolla (pohjan möyhennyksellä) ja suurella avovesipinnalla, joka saattoi lisätä rantojen eroosiota. Liukoisen fosforin melko suuri suhteellinen poistuma mahdollisesti johtui kosteikon pohjan hyvästä fosforin adsorptiokapasiteetista, koska vähäisen kasvillisuuden ravinteiden otto ei voinut olla syynä (Koskiahio ym. 2015). Kosteikon heikkoa typenpoistoa Hovin kosteikkoon verrattuna tutkijat selittävät mitoituksella, alhaisemmalla tuloveden typpipitoisuudella ja vähäisemmällä kasvillisuudella, jonka hajoaminen lisäisi tyypeä kosteikosta poistavaa denitrifikaatiota.

Tarvaalan kosteikon tulokset olivat paremmat vuonna 2014 mahdollisesti siitä syystä, että vuonna 2013 kosteikolla vielä tehtiin kaivutöitä. Tarvaalan kosteikko poisti kiintoainetta ja ravinteita eniten suurten virtaaminen ja pitoisuuksien aikana. Pienen virtaaman aikana kosteikko saattoi jopa lisätä veden ravinne- ja kiintoainespitoisuutta. Tarvaalan kosteikon hyviä tuloksia kiintoaineen ja fosforin pidättämisessä jälkimmäisenä tutkimusvuonna selitettiin eteläsuomalaisia kosteikkoja karkeammalla valuma-alueen maalajilla, mikä edesauttaa maa-aineksen laskeutumista. Toisena mahdollisena syynä pidettiin kosteikon runsasta kasvillisuutta. Toisen vuoden typen poistumia pidetään yllättävänkin hyvinä, mitä selitettiin runsaalla kasvillisuudella ja sen aiheuttamalla denitrifikaatiolla (Koskiahio ym. 2015).

Rantamo-Seittelin kosteikon suhteellinen pidätysteho on alhainen, mutta absoluuttiset ainespoistumat ovat useissa tapauksissa selvästi suuremmat kuin Hovissa. Tarvaalan kosteikkoon verrattuna teho on kosteikkoneliötä kohden suurempi. Rantamo-Seittelin kosteikko on nuori ja tutkijat uskovat, että kasvillisuuden lisääntyminen voi tehostaa kosteikon toimintaa. Lisäksi tehokalastuksella saatettaisiin parantaa kiintoaineen ja kokonaisfosforin pidättymistä (Koskiahio ym. 2015).

Valkama ym. (2017) tutkivat vuonna 2010 perustetun Nummelan portti -kosteikon suhteellista ja absoluuttista kokonaisfosforin ja nitraattitypen poistoa jatkuvatoimisten antureiden avulla vuoden 2014 ajan. Kosteikko on kooltaan 0,5 ha. Keskivedenpinnan tasossa kosteikko kattaa noin 0,1 % Kilsoin puron valuma-alueesta, josta 14 % on peltoa, 43 % metsää ja loput kaupunkimaisia alueita ja puistoa. Kosteikkoon tuli vuoden aikana 24 g/m^2 kokonaisfosforia ja 130 g/m^2 nitraattitypeä. Kokonaisfosforia kosteikko pidätti $3,1 \text{ g/m}^2$ (13 %) ja nitraattitypeä 18 g/m^2 (14 %). Vuositasolla tarkasteltuna kokonaisfosforin ja nitraattitypen pidättyminen kosteikkoon oli tilastollisesti merkitsevää. Kokonaisfosforin pidättyminen riippui veden viipymästä. Nitraattitypen pidättymiseen tehokkuuteen vaikutti lämpötila, veden happipitoisuus, kosteikkoon tulleen veden nitraattitypen pitoisuus ja määrä. Pidättymistehossa oli suurta ajallista vaihtelua. Viipymän havaittiin lisääntyneen kosteikon vanhentuuessa, kun tuloksia verrattiin Wahlrosin ym. (2015) tuloksiin. Tutkijoiden mukaan runsas kasvillisuus on avainasemassa, kun vähennetään kokonaisfosforia savimaalta tulleesta valumavedestä kylmässä ilmastossa. Kasvillisuus pidättää eroosioainesta ja torjuu jo sedimentoituneen maa-aineksen liettymistä.

Kosteikkojen teho ei kuitenkaan aina ole hyvä. Koskiahio ym. (2003) tutkivat Hovin, Alastaron ja Flytträskin kosteikkojen tehoa pidättää kiintoainesta ja ravinteita. Hovin kosteikko toimi hyvin, kuten myös myöhemmin on raportoitu (Koskiahio ym. 2015), mutta Alastaron ja Flytträskin kosteikkojen teho oli heikko ja tulokset vaihtelivat huomattavasti vuosien välillä (Taulukko 10). Alastaron kosteikosta vapautui liukoisia ravinteita enemmän kuin sinne pidättyi. Kosteikot toimivat paremmin ensimmäisenä vuonna kuin toisena vuonna, koska ensimmäisenä vuonna suurempi osuus vedestä tuli kosteikkoon kesällä. Alastaron huonoon tulokseen pidettiin syynä veden lyhyttä viipymää, koska kosteikko on liian pieni suhteessa valuma-alueen kokoon. Flytträskin ongelmana oli patoamalla vanhan järvenpohjan alueelle muodostetun kosteikon kanavointi ja veden kulkeminen pitkiä aikoja kanavia myöden ilman kosketusta suureen osaan kosteikon pinta-alasta.

Lahden Vesijärven alueella seurattiin kuuden ja Säkylän Pyhäjärven alueella kahdeksan kosteikon kykyä pidättää kiintoainesta ja ravinteita vuosien 2017 ja 2018 avovesiaikana (Ketola ym. 2018). Kosteikot olivat suosituksia pienempiä ja niiden teho vaihteli paljon. Vesinäytteiden perusteella Pyhäjoen valuma-alueen kosteikoilla ei ollut jatkuvasti havaittavissa olevaa positiivista vaikutusta vedenlaatuun, vaan vuoden 2017 seurantajaksolla kosteikosta lähtevän veden pitoisuudet saattoivat välillä olla alempia ja välillä korkeampia kuin tuloveden. Yläneenjoen valuma-alueella kosteikkojen toimivuus oli kokonaisuutena jonkin verran parempi molempina vuosina. Tehokkain kosteikko alensi vuonna 2017 kausikeskiarvon perusteella laskettuna vähintään viidenneksellä kiintoaineen, kokonaisuuden, kokonaisfosforin ja liukoisin fosfaattifosforin pitoisuuksia. Kosteikko toimi myös kuivana vuonna 2018, mutta huomattavasti alentuneella pidätysteholla (Laine ym. 2018).

Taulukko 10. Alastaron ja Flytträskin kosteikkojen ominaisuuksia sekä kiintoaineen ja ravinteiden poistumia kosteikon pinta-alaa (kg/ha) kohti ja %-osuutena kahtena tutkimusvuonna (Koskiaho ym. 2003).

	Flytträsk	Alastaro
Kunta	Inkoo-Siuntio	Loimaa
Koko, ha	60	0,48
Valuma-alue, ha	2000	90
Kosteikko/Valuma-alue, %	3,0	0,5
Maatalousmaata valuma-alueesta, %	35	90
Valuma-alueen pääasiallinen maalaji	savi	savi
Perustamisvuosi	1980-luvulla	1996
Toteutustapa	patoamalla	kaivamalla
Kiintoaine		
Vuosi 1, kg/ha	1100	20600
Vuosi 2, kg/ha	410	-1800
Vuosi 1, %	16	41
Vuosi 2, %	8	-5
Tot-P		
Vuosi 1, kg/ha	1,9	21
Vuosi 2, kg/ha	14	-6
Vuosi 1, %	15	19
Vuosi 2, %	1,3	-4,8
PO ₄ -P		
Vuosi 1, kg/ha	0,3	-8,3
Vuosi 2, kg/ha	0	-1,1
Vuosi 1, %	15	-33
Vuosi 2, %	0	-6
Tot-N		
Vuosi 1, kg/ha	57	11
Vuosi 2, kg/ha	27	-520
Vuosi 1, %	11	0
Vuosi 2, %	5	-12
NO ₂ -N+NO ₃ -N		
Vuosi 1, kg/ha	18	-58
Vuosi 2, kg/ha	28	-450
Vuosi 1, %	14	-2
Vuosi 2, %	6	-14
NH ₄ -N		
Vuosi 1, kg/ha	10	-5,7
Vuosi 2, kg/ha	5,8	-8,5
Vuosi 1, %	57	-17
Vuosi 2, %	53	-50

Alastaro: 1. vuosi 1.6.1998-31.5.1999 ja 2. vuosi 1.6.1999-31.5.2000

Flytträsk : 1. vuosi 1.5.1998-30.4.1999 ja 2. vuosi 1.5.1999-30.4.2000

Vesijärven kosteikoissa ei havaittu juurikaan kiintoaineen tai kokonaisfosforin pidättymistä, mikä saattoi johtua myös käsinäytteisiin perustuneen näytteenoton osumiseen niin, että kosteikolle sateen seurauksena tullut samea vesi oli ohittanut kosteikon yläpuolisen näytteenottopisteen, mutta ei vielä kosteikolta alapuolista näytteenottopistettä. Saatujen tulosten perusteella vaikutti siltä, että kosteikko vapautti kiintoainesta veteen. Jatkuvat toimisella mittauksella tällainen ongelma voitaisiin välttää. Vuonna 2017 alkukesällä useimmat kosteikot pidättävän tyyppiä, mutta loppukesällä kosteikot vapauttivat tyyppiä. Vuonna 2018 tulokset olivat vaihtelevia. Liukoinen

fosfaattifosfori pidättyi kaikilla kosteikoilla parhaiten. Lisäksi liukoisen fosforin osuus kokonaisfosforista laski kosteikoilla (Ketola 2018).

Tutkijaryhmän mukaan pienimuotoiset valuma-alueet kuten suodattimet, kosteikot ja laskeutusaltaat sopivat parhaiten ravinnekuormituksen 'hot-spot'-kohteisiin, mutta eivät ratkaise ravinnekuormituksen kokonaisuutta. Toimia pidetään lähinnä muita toimenpiteitä täydentävinä toimina ja huomiota tulisi aiempaa enemmän kohdistaan peltomaan kasvukuntoon, jotta peltomaa pidättäisi mahdollisimman tehokkaasti ravinteita ja vettä (Ketola ym. 2018).

Braskerud ym. (2005) selvittivät kosteikkojen vaikutusta fosforikuormitukseen seitsemältätoista intensiivisesti tutkitulta kosteikolta saatujen tutkimustulosten perusteella. Tutkimukset oli suoritettu kylmällä lauhkealla tai kylmällä ilmastovyöhykkeellä ja kosteikkojen pinta-ala suhteessa valuma-alueen pinta-alaan oli 0,007-8,7 %. Kosteikkojen tehokkuus fosforin pidättäjänä vaihteli suuresti, mikä johtui kosteikkojen paikkasidonnoista tekijöistä liittyen itse kosteikon tai valuma-alueen ominaisuuksiin. Kokonaisfosforia pidättyi kosteikkoihin 1-88 % ja liukoista fosforia enimmillään 89 %, mutta sitä saattoi myös vapautua kosteikosta niin, että kosteikosta poistui 19 % enemmän verrattuna sinne saapuneeseen liukoisen fosforin määrään. Kosteikon ja valuma-alueen pinta-alan suhteen kasvaessa sekä liukoisen että maa-ainekseen sitoutuneen partikkelifosforin pidättymistehokkuus lisääntyi, mutta partikkelifosforin pidättyminen ei ollut yhtä herkkä muutoksille kuin liukoisen fosforin. Nuoremmat kosteikot pidättivät liukoista fosforia tehokkaammin kuin vanhemmat. Partikkelifosforin pidättymiseen ei kosteikon iällä ollut vaikutusta.

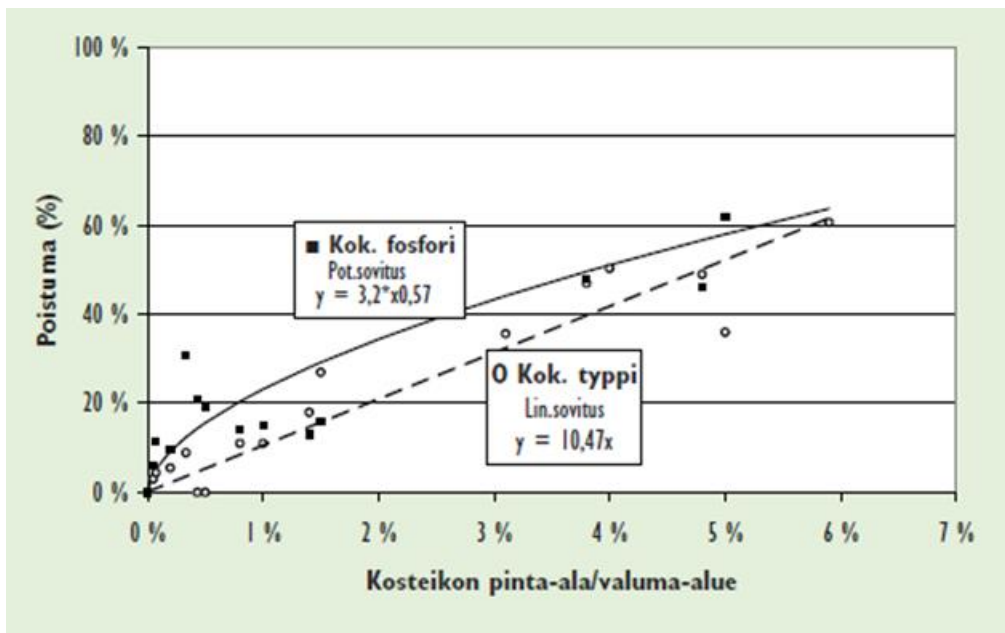
Land ym. (2016) tutkivat laajassa meta-analyysissä kosteikkojen vaikutusta kokonaistypen ja fosforin pidättymiseen. Kosteikot sijaitsivat pääasiassa Euroopassa ja Pohjois-Amerikassa. Maatalousvesiä vastaanottavat kosteikot (100 kpl) poistivat kokonaistyppeä 36 % (25-46 %) ja kokonaisfosforia 44 % (31-54 %). Typen poiston teho korreloi kosteikkoon ohjatun vesimäärän ja lämpötilan kanssa. Kokonaisfosforin poisto korreloi kosteikkoon ohjatun veden fosforipitoisuuden ja vesimäärän sekä lämpötilan ja kosteikon pinta-alan kanssa.

Maatalousmaalle palautetut kosteikot olivat huomattavasti tehottomampia poistamaan kokonaisfosforia valumavedestä kun rakennetut kosteikot (Land ym. 2016). Samoin kosteikot, joihin vesi ohjautui sateiden ja valuntojen mukaan olivat tehottomampia kuin kosteikot, joissa veden sisääntulo oli säädelty. Tutkijoiden mukaan kosteikkoon menevän veden määrä ja sen ravinnepitoisuudet pitäisi ottaa paremmin huomioon kosteikon suunnittelussa ja lisää tietoa tarvittaisiin kosteikkojen pitkäaikaisesta toimivuudesta (> 20 vuotta).

Johannesson ym. (2015) tutkivat kahden vuoden ajan seitsemän pinta-alaltaan 0,05-0,69 ha:n Etelä-Ruotsissa sijaitsevan kosteikon tehoa pidättää kiintoainesta ja kokonaisfosforia maatalousvaltaisilta valuma-alueilta (22-267 ha) tulevasta vedestä. Kosteikot olivat kooltaan 0,04-0,8 % valuma-alueen koosta. Kiintoainesta pidättyi kosteikkoihin vuodessa 13-108 tn/ha ja fosforia 11-175 kg/ha, kun tuloksia tarkasteltiin kaikkien kosteikkojen ja molempien vuosien osalta yhtä aikaa. Kokonaisfosforin osalta hajonta oli suurempaa vuosien välillä kuin kosteikkojen välillä. Tutkijat havaitsivat positiivisen korrelaation kiintoaineen ja partikkelifosforin pidättymisen ja valuma-alueen maatalousmaan fosforipitoisuuden, keskimääräisen kaltevuuden ja kotieläintiheyden välillä. Maatalousmaan savespitoisuuden kanssa kosteikkojen pidätysteho korreloi negatiivisesti.

Edellä esitettyjen tulosten perusteella kosteikkojen tehoissa on huomattavaa vaihtelua ja kosteikkojen suunnittelua ja siihen liittyvää mitoitusta tulisi kehittää. Ohjelmakaudella rahoitetut kosteikot vuoden 2018 loppuun mennessä olivat kooltaan 0,3-39,2 ha. Keskimääräinen kosteikon koko oli 3,1 ha ja mediaani 1,6 ha (Ruokaviraston tietojärjestelmät). Tietoa rahoitettujen kosteikkojen koosta suhteessa sen valuma-alueen kokoon ei ollut saatavissa, mistä syystä ominaisvaikutusarvioinnissa tukeuduttiin kosteikkoinvestointien ehtoihin. Nykyisen investointirahoituksen ehtojen mukainen 0,5 %:n vaatimus valunta-alueen kokoon verrattuna on selvästi pienempi kuin Puustisen ym. (2001) ehdottama 2 %:n suositus. Puustisen ym. (2007b, Kuva 6) esittämien kaavojen avulla saadaan selvä kuva mitoituksen vaikutuksesta kokonaistypen ja -fosforin pidättymiseen kosteikossa.

Toimenpide sisältää olemassa olevien kosteikkojen hoidon. Massan poistoa ja siihen liittyvää kaivutyötä tulisi tehdä harkiten, koska se lisää kiintoaines- ja ravinnekuormitusta ainakin lyhytaikaisesti. Kasvuston niitto ja niitetyn massan poistoa voidaan pitää hyvänä toimenpiteenä, jolla voidaan vähentää kosteikon ravinteisuutta. Toisaalta kasvustolla ja sen hajoamisella on tärkeä merkitys ravinteiden pidättymiseen ja denitrifikaatioon, minkä vuoksi hoitotoimien pitäisi tukea kosteikon kasvillisuuden kehittymistä. Kosteikon hoidosta tehty sopimus perustuu hakijan tekemään suunnitelmaan. Siitä, millä tavoin toimenpidettä on lopulta toteutettu ja kuinka hyvin suunnitelmat ja neuvonnalliset kosteikkojen hoito-ohjeet kohtaavat, ei ole tietoa käytettävissä. Tästä syystä arvion tekeminen toimenpiteen vaikutuksesta kuormitukseen on vaikea tehdä.



Kuva 6. Pohjoismaisissa ja USA:laisissa kosteikoissa mitattuja kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppi-poistumia suhteessa kosteikkojen pinta-ala/valuma-alue suhteisiin julkaisusta Puustinen ym. (2017b).

Maaperän kasvukunto

Arvio ominaisvaikutavuudesta: 0

Perustetuilla kosteikoilla ei arvioitu olevan merkitystä viljelysmaan kasvukuntoon.

Luonnon monimuotoisuus

Arvio ominaisvaikutavuudesta: +++

Kosteikkojen perustamisella ja hoidolla on huomattava myönteinen merkitys maatalousluonnon monimuotoisuudelle, koska näin saadaan palautettua maatalousalueille monille lajeille tärkeitä elinympäristöjä, jotka ovat jyrkästi vähentyneet kuivatustoimien seurauksena. Perustetut kosteikot tarjoavat elinympäristöä erityisesti linnuille, riista- ja sammakkoeläimille sekä monille pysyvistä lammikoista riippuvaisille selkärangattomille eläimille, kuten sudenkorennoille. Maaperäliöstölle kosteikot eivät ole varsinaisia elinympäristöjä.

Laajemmilla kosteikoilla on merkitystä erityisesti vesilinnuille sekä muille kosteikkojen lintulajeille, mutta pienialaisillakin kosteikoilla voi olla suuri merkitys monille pienemmille eliöille. Kosteikon sisäinen vaihtelu veden syvyydessä sekä ranta- ja vesikasvillisuuden tiheydessä ja laadussa tyypillisesti lisäävät kosteikon lajistollista monimuotoisuutta. Paikallistasolla pienetkin kosteikot voivat silti merkittävästi lisätä monimuotoisuutta etenkin peltovaltaisilla alueilla, joilla luontaisia vesistöjä on niukasti.

Monimuotoisuushyödyistään huolimatta maatalousalueille perustettujen kosteikkojen luontovaikutuksista on tutkittu melko vähän. Tiainen ym. (2010) tutkimuksen mukaan maatalousympäristön pienialaisilla vesialueilla, kuten jokien ja ojien varsilla ja erilaisilla altailla, on merkitystä etenkin sinisorsan, telkän, tavin ja haapanan pesimäalueina. Tulosten perusteella näiden lajien koko Suomen kannoista 5–10 prosenttia näyttäisi pesivän maatalousympäristössä. Perustetuilla kosteikoilla ja laskeutusaltailla tehtyjen laskentojen perusteella vesilintujen lajimäärä kasvaa voimakkaasti kosteikon koon kasvaessa, kun taas pienialaisten kosteikkojen merkitys vesilinnuille on suhteellisen vähäinen (Pitkänen 2008, Tiainen ym. 2010). Suurista kosteikoista hyötyvät myös useat vähälukuisemmat vesilintulajit ja lokkilinnut sekä muutamat kahlaaja- ja varpuslintulajit. Suuret kosteikot ovat lisäksi merkittäviä muuttoaikaisia levähdys- ja ravinnonhankintapaikkoja lukuisille vesilintu- ja kahlaajalajeille.

Yhdeksällätoista Uudellemaalle perustetulla kosteikolla tehdyssä tutkimuksessa laskettiin yli 2000 sudenkorentoyksilöä 25 eri lajista (Heikkilä 2010, Heliölä ym. 2010a). Tutkimuksen merkittävin tulos oli se, että pienelläkin kosteikolla voi elää runsas ja monipuolinen sudenkorentolajisto. Sudenkorentojen lajimäärä ei korreloinut merkittävästi kosteikon koon kanssa. Perustetuilla kosteikoilla havaittiin selvästi enemmän sekä sudenkorentolajeja että yksilöitä kuin niiden vertailuympäristöissä, läheisten valta- tai sarkaojien varsilla. Tämä osoittaa, että perustetut

kosteikot lisäävät merkittävästi sudenkorentojen paikallista monimuotoisuutta peltoalueilla verrattuna tilanteeseen, jossa tarjolla olisi vain erilaisia valta- tai sarkaojia.

Sudenkorentojen kannalta keskeisimpiä kosteikon ympäristötekijöitä olivat pysyvä vesi sekä monipuolinen, puoliaivo vesi- ja rantakasvillisuus. Hyvän sudenkorentokosteikon ei tarvitse olla kovinkaan suuri, kunhan se on rakenteeltaan vaihteleva ja sisältää jonkin verran myös avointa vesipintaa. Korentomäärät olivat alhaisia tiheän rantakasvillisuuden vallitsemilla alueilla, joten kosteikon liiallista umpeenkasvua voidaan pitää niille haitallisena. Sudenkorentojen ohella kosteikoilla elää suuri määrä muitakin vesiympäristöön sidoksissa olevia selkärangattomia eläimiä, ja todennäköisesti monipuolinen sudenkorentolajisto indikoi myös muutoin lajistollisesti monimuotoista kosteikkoa. Ruotsalaisessa tutkimuksessa perustettujen monivaikutteisten kosteikkojen on havaittu kasvattavan selkärangattomien lajien diversiteettiä myös valuma-alueitasolla (Thiere ym. 2009).

Sammakkoeläimet on yksi kaikkein eniten maatalouden tehostumisesta kärsinyt selkärangattomien ryhmä. Pihan (2006) Etelä-Suomen MYTVAS-alueilla vuosina 2000–2003 tekemä tutkimus osoitti pysyvien lammikoiden ja kosteikkojen suuren merkityksen sammakkoeläimille. Piha ym. (2007a) havaitsivat, että monimuotoinen maisemarakenne auttoi maatalousalueiden sammakkoeläinpopulaatioita selviytymään hengissä poikkeuksellisen kuivana kesänä.

Ilmastonmuutoksen hillintä ja sopeutuminen

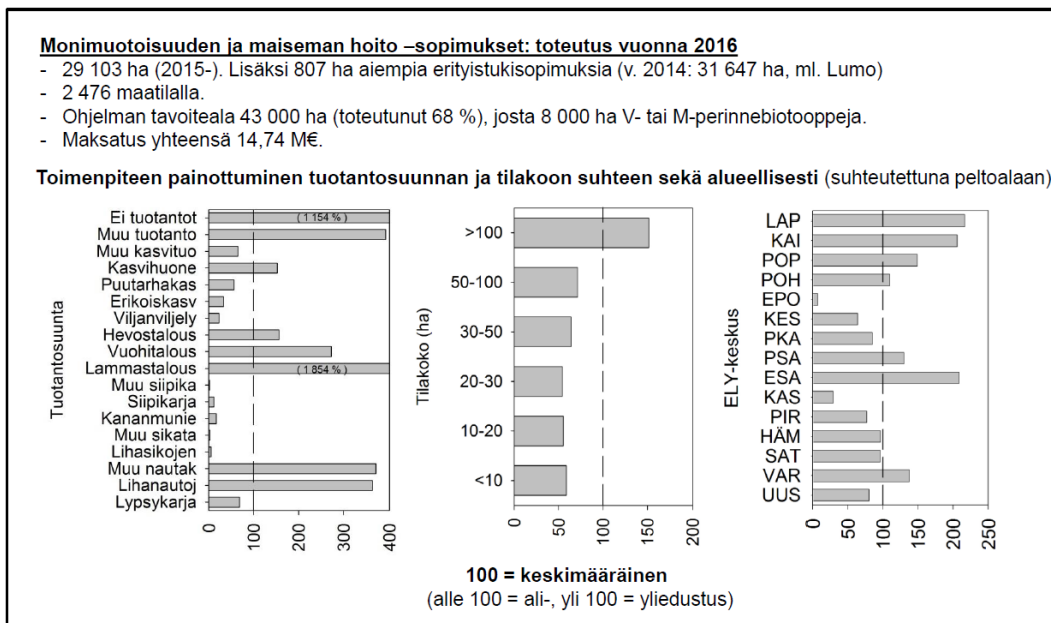
Arvio ominaisvaikutavuudesta: +

Vesiensuojelukosteikon kasvillisuus sitoo kosteikkoon hiiltä yhteyttämällä, minkä seurauksena kosteikot ovat yleensä hiilidioksidin nieluja (Maucieri ym. 2017). Kosteikon ravinteita vähentävä toiminta perustuu anaerobisten ja aerobisten olosuhteiden vaihteluun kosteikon maaperässä, mikä on omiaan aiheuttamaan metaani- ja typpioksiduulipäästöjä. Kosteikon kokonaisvaikutus ilmastoon hiilidioksidiekvivalentteina voi olla lämmittävä tai viilentävä riippuen ympäristöolosuhteista ja kosteikon ominaisuuksista (Kayranli ym. 2010).

Pohjoiseurooppalaisista vesiensuojelukosteikoista on mitattu typpioksiduulivirtoja vaihteluvälillä $-2,1 - 1000 \text{ mg N}_2\text{O-N m}^{-2}\text{d}^{-1}$ (Søvik ym. 2006). Kesällä päästöt ovat huomattavasti suurempia kuin talvella (Søvik ym. 2006). Eurooppalaisten maatalouden hajakuormitusvesiä käsittelevien pintavaluntakosteikoiden keskimääräiset mitatut typpioksiduulipäästöt ovat välillä $0-4 \text{ mg N}_2\text{O-N m}^{-2}\text{d}^{-1}$ (Mander ym. 2014) Suomalaisen maatalouden hajakuormitusvesiä käsittelevän Hovin kosteikon vuotuinen typpioksiduulipäästö oli mittausten perusteella 1,6 % kosteikkoon tulevasta kokonaistypestä ja 7,6 % typen kokonaispoistumasta (Søvik ym. 2006). Taulukon 8 typen kokonaispoistumalla Hovin kosteikon typpioksiduulipäästöiksi tulisi 10 t CO₂-ekv vuonna 2013 ja 5 t CO₂-ekv vuonna 2014 (17 ja 8 t CO₂-ekv ha⁻¹). IPCC:n Wetland Supplementin päästökerroin pintavalunta vesiensuojelukosteikoille on 0,13 % (kg N₂O-N/kg N) (IPCC 2014, 2013).

Pohjoiseurooppalaisista vesiensuojelukosteikoista on mitattu metaanivirtoja vaihteluvälillä $-32 - 38000 \text{ CH}_4\text{-C mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ (Søvik ym. 2006). Eurooppalaisten maatalouden hajakuormitusvesiä käsittelevien pintavaluntakosteikoiden keskimääräiset mitatut metaanipäästöt ovat välillä $4-74 \text{ mg CH}_4\text{-C m}^{-2}\text{d}^{-1}$ (Mander ym. 2014). Hovin kosteikon metaanipäästöt olivat mittaauksissa 2002–2003 keskimäärin $38 \text{ mg CH}_4\text{-C m}^{-2}\text{d}^{-1}$ (Søvik ym. 2006). Tästä suoraan vuodelle yleistämällä Hovin kosteikon vuoden metaanipäästöksi tulisi 3 t CO₂-ekv (5 t CO₂-ekv ha⁻¹). Metaanintuottoa säätelee lämpötila, substraatin saatavuus ja happitilanne. IPCC Wetland Supplement ohjeistaa käyttämään metaanipäästön laskennan pohjätietoina biokemiallista hapenkulutusta (BOD), substraatin metaanintuottopotentiaalia ja IPCC:n korjauskertoimia erityyppisille kosteikoille (IPCC 2014, 2013).

2.11. Monimuotoisuuden ja maiseman hoidon ympäristösopimus



Toimenpiteen sisältö, ja mahdolliset muutokset tälle ohjelmakaudelle

Toimenpide on luonnon monimuotoisuutta ja maisemaa edistävä lohko-kohtainen ympäristösopimus. Sen tavoitteena on ylläpitää ja edistää luonnon monimuotoisuutta sekä maisemanhoitoa maatalousympäristöissä. Toimi luo edellytykset maatalousalueiden hoitoa vaativien elinympäristöjen, niille ominaisen monipuolisen lajiston sekä maatalousalueiden maisema-arvojen suunnitelmalliselle edistämiseksi. Tavoitteena on saada hoidon piiriin mahdollisimman suuri osa arvokkaaksi luokitelluista perinnebiotooppeista, lisätä hoidettujen perinnebiotooppien ja luonnonlaidunten kokonaisalaa, ylläpitää ja parantaa hoidon laatua sekä uhanalaisten lajien säilymistä. Lisäksi edistetään peltojen reuna-alueiden maisema- ja monimuotoisuusarvoja (MMM 2015).

Sitoumuksen mukaan sopimusaluetta on hoidettava ja kunnostettava erillisen hyväksytyyn suunnitelman mukaisesti. Suunnitelmaan hyväksytyjen hoitotoimenpiteiden tulee edistää toimenpiteen tavoitteita ja olla riittäviä laadukkaan hoidon varmistamiseksi. Hoitotoimenpiteillä tulee säilyttää tai edistää sopimusalueen tavanomaisesta poikkeavia luonto- tai maisema-arvoja hoitamalla kasvi- ja eläinlajien säilymisen ja lisääntymisen sekä viljelymaiseman kannalta tärkeitä alueita tai kohteita. Toimenpiteiden on perustuttava paikallisen luonnon edellytyksiin ja toteutuksessa on kiinnitettävä huomiota alueellisiin erityispiirteisiin, maisemaan ja kulttuuriperinteeseen. Perinnebiotoopiksi luokitellun alueen ja uhanalaisen lajin esiintymän hoito tulee suunnitella ja toteuttaa siten, että hoito on ensisijaisesti eduksi alueen maatalousluonnon monimuotoisuudelle. Muunlaisilla kohteilla maiseman hoito voi olla ensisijainen tavoite. Sopimukseen voidaan sisällyttää tilan viljelyhistoriaan kuuluvien rakennelmien, muinaismuistojen sekä niiden lähiympäristöjen hoitoa (MMM 2015).

Perinnebiotooppien ja luonnonlaidunten hoitotoimia voivat olla muun muassa laidunnus, niitto, puiden ja pensaiden raivaus, vieraslajien poisto sekä lehtipuiden lehdestys. Sopiva laidunnuspaine on varmistettava tapauskohtaisesti. Laidunnus on toteutettava siten, ettei se aiheuta alueen kasvillisuuden haitallista rehevöitymistä tai maaperän eroosiota. Laidunnettava perinnebiotooppi tai perinnebiotoopiksi kunnostettava alue on yleensä erotettava aidalla muista laidunnurmista. Reunavyöhykettä ja metsäsaarekettä tulee niittää tai raivata vähintään joka toinen vuosi, ellei hyväksyttävä suunnitelma muuta edellytä. Hoitotoimenpiteisiin voi kuulua myös vieraslajien poisto. Sopimusaluetta ei saa muokata, lannoittaa tai käsitellä kasvinsuojeluaineilla. ELY-keskus voi tapauskohtaisesti sallia lannoituksen tai vesakon kemiallisen torjunnan kantokäsittelynä tai jättiputkenkasvuston kemiallisen torjunnan. Aluetta ei saa ojittaa tai metsittää. Sopimusalueella toteutettavista toimenpiteistä on pidettävä hoitopäiväkirjaa tai tiedot on merkittävä lohko-kohtaisesti muistiinpanoihin (MMM 2015).

Tälle ohjelmakaudelle toimenpiteen tukiehtoihin tehtiin merkittäviä muutoksia. Aiemmasta kustannusperusteisyydestä siirryttiin kiinteään tukitasoon (450€/ha/v), minkä johdosta myös kustannuslaskelmista luovuttiin. Tämän lisäksi maakunnallisesti tai valtakunnallisesti arvokkaaksi todetuille perinnebiotooppeille otettiin käyttöön korotettu tuki (600€/ha/v). Tuensaajan yläkärärajasta luovuttiin, ja sopimuksen voi tehdä sitoutumatta ympäristökorvauksen yleisiin ehtoihin. Lisäksi sopimuksen vähimmäisala nostettiin 0,3 hehtaariin.

Vertailukohta toimenpiteen vaikuttavuuden arvioinnissa

Perinnebiotooppia ei hoideta.

Arvio toimenpiteen vaikuttavuudesta kunkin tavoitealueen osalta

Vesistökuormitus

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: 0

Toimenpiteellä ei arvioitu olevan merkittävää vaikutusta vesistökuormitukseen.

Maaperän kasvukunto

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: 0

Toimenpiteellä ei arvioitu olevan merkittävää vaikutusta maaperän kasvukuntoon.

Luonnon monimuotoisuus

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: ++++

Monimuotoisuuden ja maiseman (MoMa) hoidon ympäristösopimusten tavoitteena on lisätä hoidettujen perinnebiotooppien ja luonnonlaidunten kokonaisalaa, ylläpitää ja parantaa niiden hoidon laatua sekä turvata uhanalaisten lajien säilymistä. Lisäksi sopimuksilla edistetään peltojen reuna-alueiden maisema- ja monimuotoisuusarvoja. Eri-tyisenä tavoitteena on saada hoidon piiriin mahdollisimman suuri osa arvokkaaksi luokitelluista perinnebiotoopeista.

Perinnebiotoopit ovat lajistoltaan rikkaimpia ja toisaalta uhanalaisimpia maatalouselinympäristöjämme (Schulman ym. 2008). Maailman laajuisestikin kasvilajien tiheydet ovat suurimmillaan niittyelinympäristöissä (Wilson ym. 2012). Aiempaa perinnebiotooppien hoidon erityistukea onkin pidetty vaikuttavuudeltaan kaikkein tärkeimpänä maatalouden ympäristötuen maatalousluonnon monimuotoisuuteen vaikuttavana toimenpiteenä (Kuussaari ym. 2004a, 2008). Perinnebiotooppien hoidon merkitys on hyvin suuri lukuisille kasvi- ja hyönteislajeille, esimerkiksi uhanalaisille lantakuoriaisille (Roslin & Heliövaara 2007, Roslin ym. 2009). Luonnonlaitumet eroavat perinnebiotoopeista lähinnä siten, että perinnebiotoopeilla perinteisen hoidon jatkuvuus pitkällä aikavälillä on parempi ja sen takia myös lajistollinen monimuotoisuus suurempi kuin luonnonlaitumilla. Perinnebiotoopeja ei myöskään ole lannoitettu. Perinnebiotoopeilla esiintyy tyypillisesti vaateliaampaa lajistoa kuin luonnonlaitumilla, joita ei lueta perinnebiotoopeiksi. Oikein hoidettuna luonnonlaidunten lajistollinen monimuotoisuus ja arvo voi kasvaa ja ajan myötä saavuttaa perinnebiotooppien tason.

Perinnebiotooppien hoito perustuu yleensä karjan, lampaiden tai hevosten pitkäaikaiseen laidunnukseen, ja harvemmin kasvillisuuden niittämiseen (Habel ym. 2013, Török ym. 2016, Tälle ym. 2016). Hoidon vaikutuksista luonnon monimuotoisuuteen on yleensä ottaen hyvä tietämys, vaikkakaan hoidon vaikuttavuudesta ei ole kotimaisia tutkimuksia aivan kaikilta perinnebiotooppityypeiltä. Karjan laidunnus poistaa luonnonlaitumelta ravinteita, mikä johtaa vähitellen kasvilajiston ja sitä kautta myös muun eliölajiston monipuolistumiseen, mikäli laidunpaine ei ole liian suuri (van Klink ym. 2015). Hoidon haasteena on saavuttaa sopiva laidunpaine, jolloin suuri osa kasvillisuudesta tulee kesän aikana syödyksi ilman, että maanpinta kuitenkaan kuluu haitallisesti puhki ylilaidunnuksen seurauksena. Pienialainen kasvillisuuden puhkikuluminen kuitenkin edistää kilpailukyvyltään heikkojen, pienikokoisten kasvien säilymistä.

Niiton vaikutuksista on vähemmän maastotutkimuksia, mutta myös sen lajistoa monipuolistava vaikutus perustuu paljolti ravinteiden poistamiseen hoidettavalta alueelta (Tälle ym. 2018). Liian aikaisin kesällä tai useaan kertaan kesän aikana tehdyllä niitolla on kuitenkin haitallisia vaikutuksia sekä lintujen pesinnälle (Berg & Gustafson 2007) että hyönteisten lisääntymiselle (Konvicka ym. 2008, Humbert ym. 2009, 2010, Bruppacher ym. 2016). Useissa tutkimuksissa on havaittu, että niittyjen eläinlajiston kannalta on hyödyllistä, jos alueen reunoille jätetään niittämättömiä kaistaleita (Kühne ym. 2015, Lebeau ym. 2015) tai jos niiton ajoituksessa on vaihtelua lähekkäisten alueiden välillä (Cizek ym. 2012). Parhaiten eri eliöryhmien tarpeet huomioidaan sallimalla hoitotavassa ja sen ajoituksessa pienipiirteistä vaihtelua maisematasolla (Bonari ym. 2017, Fiedler ym. 2017). Suuremmalla alueella laidunnus voi

olla kiertävää, eli tapahtua eri osa-alueilla kesän eri aikoina. Lisäksi on hyödyllistä, jos osa alueista on niiton piirissä ja osa vuosittain kokonaan hoidon ulkopuolella.

Suomessa luonnonhoitopelloilta tehtyjen havaintojen mukaan myös pelkkä loppukesällä tehty niitto ilman niitoksen korjaamista pois voi vuosien kuluessa johtaa melko runsaaseen niittykasvi- ja perhoslajistoon alkujaan vähälajisella nurmipellolla (Hyvönen ym. 2010, Alanen ym. 2011, Toivonen ym. 2015). Hoidon loputtua perinnebiotoopin luontoarvot heikkenevät vähitellen umpeenkasvun seurauksena, mutta tutkimustietoa on niukasti siitä, kuinka nopeasti lajisto köyhtyy hoidon loputtua. Ulkomaisissa tutkimuksissa niittylajiston köyhtyminen hoidon loppumisen jälkeen on ollut pitkälti sidoksissa puuston ja pensaikon peittävytyden kasvuun (esim. Balmer & Erhardt 2000, Öckinger ym. 2006). Merenrantaniityillä uhanalaisten kasvi- ja lintulajien suojelun kannalta keskeistä on, että ne pysyvät avoimina joko laidunnuksen tai niittämisen avulla.

Suuren merkityksensä takia perinnebiotooppien hoidon vaikutuksia luonnon monimuotoisuuteen on tutkittu runsaasti ja 2000-luvullakin aiheesta on julkaistu suuri määrä sekä kotimaisia että ulkomaisia tutkimuksia. Suomessa karjan laidunnuksen vaikutuksia lajistolliseen monimuotoisuuteen on selvitetty erityisesti lajistoltaan runsaimmilla perinnebiotoopeilla, tuoreilla ja kuivilla niityillä (Pykälä 2007, Pöyry 2007, Raatikainen ym. 2007), sekä toisaalta pinta-alaltaan tärkeillä rantaniityillä (Niemelä 2009) – ja aivan viime aikoina myös metsälaitumilla (Oldén 2016, Raatikainen 2018). Tutkimuksia avoimena pidettävien reunavyöhykkeiden merkityksestä luonnon monimuotoisuudelle on tehty vähemmän, mutta myös avoimilla reunavyöhykkeillä esiintyy arvokasta lajistoa ja lajistollinen monimuotoisuus voi olla suuri (Korpela ym. 2015, Šálek ym. 2015).

Tuoreiden niittyjen laidunnuksen vaikutuksia kasvi- ja perhoslajistoon selvitettiin kahdessa Suomen ympäristökeskuksen toteuttamassa laajassa maastotutkimuksessa, joiden tuloksista on ilmestynyt kaksi väitöskirjaa (Pykälä 2003, 2004, 2005, Pykälä & Heikkinen 2005, Pykälä ym. 2005, Pöyry ym. 2004, 2005, 2006, 2009) ja joukko muita raportteja (Pykälä 2008, Raatikainen ym. 2007, 2009, Raatikainen 2008). Nämä tutkimukset osoittivat esimerkiksi sen, että lajistollisen monimuotoisuuden maksimoimiseksi kasveille tarvitaan suurempi laidunnuspaine kuin perhosille (Pöyry ym. 2006). Perhosten lajimäärä oli suurimmillaan äskettäin laidunnuksen ulkopuolelle jääneillä niityillä, kun taas kasveilla korkeimmat lajimäärät havaittiin vuosittain melko voimakkaasti laidunnetuilla niityillä. Toisessa Suomen ympäristökeskuksen tutkimuksessa tutkittiin kuivien niittyjen eli ketojen laidun- ja niittohoidon vaikutuksia (Kuussaari ym. 2004b).

Laajat luonnonlaitumet lisäävät lintujen reviiritiheyksiä maatalousmaisemassa (Heikkinen ym. 2004) ja niillä on erityisen suuri merkitys uhanalaisille peltolinnuille (Tiainen ym. 2012). Lintujen kannalta perinnebiotoopeilla on kuitenkin kokonaisuutena melko vähän merkitystä, koska ne ovat yleensä kooltaan liian pienialaisia tarjotakseen tilaa monellekaan lintureviirille. Laaja-alaisempien niittyalueiden merkitys vaihtelee eri lintulajien välillä riippuen alueen hoitotilanteesta. Eräiden varpuslintujen tiheydet voivat olla melko suuria hoitamattomilla niityillä, joilla kasvaa korkeita ruohoja ja hiukan pensaikkoa. Kahlaajat puolestaan hyötyvät laajojen ja alavien rantaniittyjen laidunnuksesta (Tiainen ym. 2012, Ottvall & Smith 2006). Rantalaitumilla lintujen reviiritiheydet ovat selvästi korkeampia kuin peltomaalla (Tiainen & Seimola 2014).

Rantalaidunnuksen luontovaikutuksia selvitettiin monipuolisesti Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskuksen laajassa tutkimuksessa (Huuskonen 2006), jossa syntyi myös väitöskirja rantaniittyjen laidunnuksen ympäristövaikutuksista (Niemelä 2009). Näiden tutkimusten tuloksista on jatkojalostettu erinomaisen tiivis ja kattava yhteenveto rantaniittyjen laidunnukseen liittyvistä moninaisista luonnon monimuotoisuus- ja vesiensuojelukysymyksistä ja näiden tavoitteiden yhteensovittamisesta (Niemelä 2012). Laajojen merenrantaniittyjen merkitys uhanalaisten kasvi- ja lintulajien suojelussa on keskeinen. Heikosti kilpailukykyiset uhanalaiset kasvilajit menestyvät vain hoidetuilla niityillä; osalle lajistoa niitto ei ole riittävä toimenpide, vaan tarvitaan laidunnusta (Rautiainen 2006, Niemelä 2009, Piippo 2010). Pohjanlahden rannikoiden laajojen merenrantaniittyjen hoito on ollut tärkeä toimenpide erityisesti eräiden uhanalaisten kahlaajien, kuten etelänsuosirrin kannalta (Pakanen 2011, Rönkä 2006). Ilman näiden alueiden hoitoa etelänsuosirri olisi häviämässä maamme linnustosta (Mikkola-Roos ym. 2010).

Lajitasolle asti menevien vaikuttavuustutkimusten ohella tärkeää tietoa perinnebiotooppien hoidon erityistuen toimivuudesta on saatu maastokäynteihin pohjautuvasta hoidon laadun seurantatutkimuksesta, jota on tehty kolmeen otteeseen ensimmäisestä ympäristötukiohjelmakaudesta alkaen (Rauramo & Kekäläinen 2000, Schulman ym. 2006, Heliölä & Kuussaari 2012). Seurantatulokset ovat olleet pääpiirteissään myönteisiä, sillä useimpia tukikohteita on pidetty luontoarvoiltaan merkittävinä ja hoitotoimista on katsottu olleen selvästi hyötyä. Esimerkiksi perinnebiotooppien hoito on toteutettu pääsääntöisesti hyvin, joskin viljelijöiden väliset erot hoidon laadussa vaikuttavat pysyviltä (Heliölä & Kuussaari 2012). Seurannassa on myös selvinnyt seikkoja, joihin hoidon laadussa on usein tarvetta kiinnittää huomiota. Näitä ovat erityisesti kasvillisuuden rehevöitymiseen johtava riittämätön laidunpaine sekä tarve puuston ja pensaiden lisäraivauksille. Osalla koteista ongelmana on ollut tukiehtojen vastainen yhteys

peltomaisille nurmialueille, mikä voi osaltaan lisätä kasvillisuuden rehevöitymistä. Hoitosopimuksiin sisältyneistä reunavyöhykkeistä ja metsäsaarekkeista valtaosa on ollut vähäarvoisia ja heikosti hoidettuja (Heliölä & Kuussaari 2012).

Arposen ym. (2013) tutkimuksessa käytettiin Zonation-optimointiohjelmistoa selvittämään, mille Lounais-Suomen perinnebiotoopeille hoitoa olisi optimaalista kohdentaa. Optimoinnissa perinnebiotoopin hoidon arvo sidottiin sen kytkeytyneisyyteen eli siihen, kuinka paljon sen lähistöltä löytyy muita perinnebiotooppeja. Tämä on ekologisesti perusteltua, koska vaatelioiden perinnebiotooppien lajien on havaittu muodostavan elinvoimaisempia kantoja niiden elinympäristön kytkeytyneisyyden kasvaessa. Tulosten perusteella perinnebiotooppien hoitosopimukset eivät kohdentuneet Lounais-Suomessa optimaalisella tavalla. Tämä ei ole yllättävää, koska nykyiseen ympäristötukijärjestelmään ei juuri sisälly mahdollisuuksia kohdentaa hoitotoimia tietyille alueille. Tutkimus osoitti, että optimointimenetelmät tarjoaisivat käyttökelpoisia työkaluja tuen kohdentamiseen, mikäli tukijärjestelmän perusteita muutettiin paremmin kohdentamisen mahdollistaviksi.

Raatikainen ym. (2017) sovelsivat Zonation-optimointiohjelmistoa perinnebiotooppeihin koko Suomen alueella ja tunnistivat tärkeimmät alueet, joille elinympäristöjen ennallistamista ja hoitoa tulisi jatkossa erityisesti kohdentaa. Nykyisin hoidetuista perinnebiotoopeista noin 40 % sijaitsee yksityisillä tai metsähallituksen omistamilla valtion suojelualueilla (Raatikainen & Raatikainen 2015, Katja Raatikainen, suull. tieto). Näilläkin alueilla monimuotoisuuden ja maiseman hoidon ympäristösopimukset ovat olleet keskeisiä käytännön hoidon järjestämisen kannalta.

Korpelan ym. (2013b, 2015) laajassa kenttäkokeessa selvitettiin pellon ja metsän reunaan, mutta metsän puolelle raivattavien avointen kaistojen merkitystä perhosten ja kimalaisten monimuotoisuudelle. Kukilla käyvien hyönteisten laji- ja yksilörunsaudet kasvoivat avoimen kaistan raivaamisen seurauksena kahtena ensimmäisenä vuonna raivaamisen jälkeen, mutta osalla kaistoja lehtipuiden vesakoitumisesta johtuva umpeenkasvu eteni nopeasti jo toisena vuonna. Metsän puolelle perustettujen kaistojen nopean umpeenkasvun takia tutkijat arvioivat, että monimuotoisuuskaistan perustaminen on yleensä kannattavampaa pellon puolelle. Poikkeuksena ovat tilanteet, joissa metsän reuna-alueiden umpeenkasvu voidaan estää esimerkiksi vuosittaisen laiduntamisen avulla.

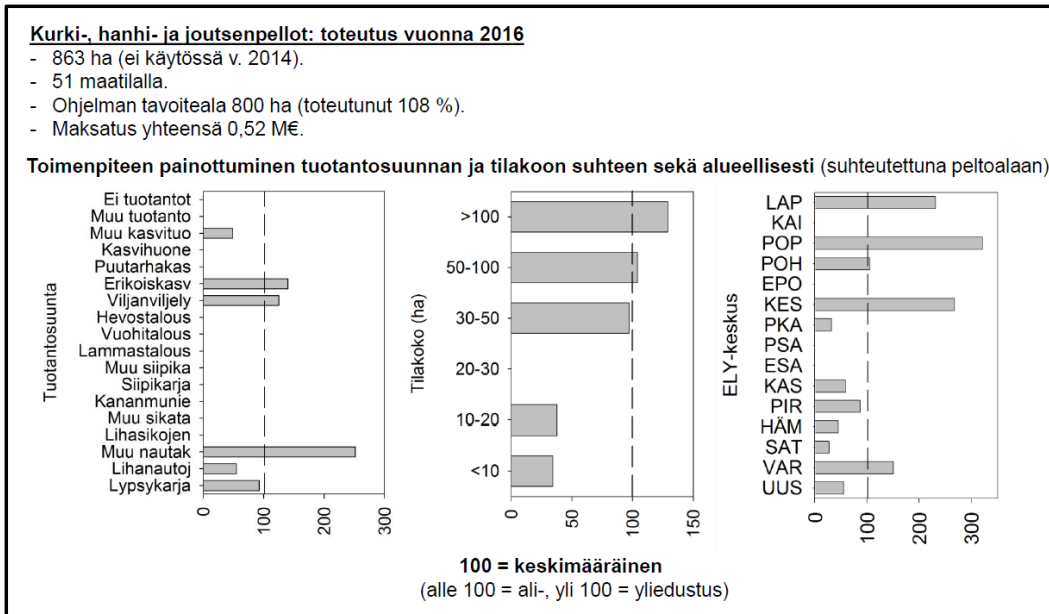
MALMI-hankkeen tulosten perusteella ympäristökorvausjärjestelmän hoitotuella metsänreunoille ja metsäsaarekkeille on vain harvoin saatu hyviä tuloksia luonnon monimuotoisuuden edistämiseksi (Heliölä & Kuussaari 2012). Syynä tähän on erityisesti hoitosopimusten heikko kohdentuminen erityisiä luontoarvoja sisältäville paikoille, mutta tyypillisesti myös riittämätön reuna-alueiden raivaus ja risujen poisto hoidetuilla alueilla. Tutkijoiden mukaan hoidettaviksi hyväksyttävien alueiden valintaa voitaisiin parantaa esimerkiksi soveltamalla TARVEKE-hankkeessa (Iho ym. 2011) kehitettyä pellonreunojen arvottamismallia ja perustamalla alueittain hoidettujen mallikohteiden verkostoja (Heliölä & Kuussaari 2012).

Ilmastonmuutoksen hillintä ja sopeutuminen

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: 0

Toimenpiteellä ei arvioitu olevan merkittävää vaikutusta ilmastonmuutoksen hillintään tai sopeutumiseen.

2.12. Kurki-, hanhi- ja joutsenpeltojen ympäristösopimus



Toimenpiteen sisältö

Ns. kurkipellot ovat tälle ohjelmakaudelle uusi toimenpide, joka on suunniteltu lähinnä Niemen ym. (2009) raporttien kokemusten perusteella. Sen tavoitteena on helpottaa peltoviljelyn ja kohdelajien yhteensovittamista alueilla, joilla suuret lintuparvet säännöllisesti ruokailevat tai levähtävät muuttomatkoillaan. Sopimuksen voi tehdä kohteesta, jossa 1) on merkittäviä kurkien, hanhien tai joutsenten massaesiintymiä, 2) on todettu näiden lintujen aiheuttamia satovahinkoja, sekä 3) jonka läheisyydessä on näille linnuille tärkeitä elinympäristöjä, kuten vesistö tai kosteikko. Sopimuksen vähimmäisala on viisi hehtaaria. Sopimuslohkot tulee sijoittaa siten, ettei linnuille aiheudu häiriötä esimerkiksi teistä tai asutuksesta.

Hakemukseen tulee liittää hoitosuunnitelma, jossa esitetään todisteet alueen lintuesiintymistä ja satovahingoista, sekä kuvaus kohdelajeille perustettavien kasvustojen viljelystä. Sopimuslohkoille tulee perustaa nurmesta, ohrasta ja kaurasta koostuvat kasvustot siten, että nurmi on alueen keskellä ja kaura reunoilla. Nurmen lajikoostumusta tai eri kasvustojen suhteellisia osuuksia ei ole määritetty. Linnuille on järjestettävä sopimusalueella myös muuta ruokintaa. Kasvustot voi perustaa tavanomaisen viljelykäytännön mukaisesti ja niitä saa lannoittaa ympäristösitoumuksen rajoitusten mukaan. Nurmi- ja viljasadot saa hyödyntää, joskin ohrasta (määrittelemätön) osa tulee johtaa peltoon lintujen ravinnoksi. Nurmi tulee niittää 30.8. mennessä, mutta sitä ei ole pakko korjata.

Vertailukohta toimenpiteen vaikuttavuuden arvioinnissa

Vertailukohta on sopimuslohkoilla vaihtoehtoisesti viljeltävät kevätiljat tai tähän soveltumattomilla (esimerkiksi märillä) lohkoilla tavanomainen rehunurmi tai luonnonhoitopeltonurmi. Lannoitus noudattaa ympäristösitoumuksen mukaisia raja-arvoja. Vilja- ja nurmikasvustot voi muutenkin perustaa, hoitaa ja uudistaa tavanomaisen viljelykäytännön mukaisesti.

Arvio toimenpiteen vaikuttavuudesta kunkin tavoitealueen osalta

Vesistökuormitus

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: 0

Toimenpiteellä ei arvioitu olevan merkittävää vaikutusta vesistökuormitukseen.

Maaperän kasvukunto

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: 0

Toimenpiteellä ei arvioitu olevan merkittävää vaikutusta maaperän kasvukuntoon.

Luonnon monimuotoisuus

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: +

Perustettavilla nurmi- ja viljakasvustoilla pyritään ohjaamaan kohdelajit ruokailemaan juuri niillä ympäröivien peltoalueiden sijasta. Tämä ei itsessään paranna kohdelajien elinolosuhteita tai niiden muutonaikaista selviytyvyyttä, vaan ensisijaisesti vähentää viljelijöille lähialueilla aiheutuvien satovahinkojen määrää. Tämä kylläkin voi parantaa kohdelajien hyväksyttävyyttä viljelijöiden keskuudessa, mikä puolestaan voi esimerkiksi vähentää kohdelajien muuton aikana kokemaa häirintää ja karkottamista.

Heliölä (2018a) selvitti mm. tuensaajien kokemuksia kurkipelloista sekä maastossa niiden käytännön toteutusta. Tuensaajien mukaan kaikilla sopimusalueilla on esiintynyt kohdelajeja sekä useimmilla myös muita riistaeläimiä, etenkin hirvieläimiä. Tehtyjen paikkatietotarkastelujen perusteella merkittävä osa kurkipelloista on kuitenkin kohdelajien kannalta liian lähellä metsänreunoja ja liian pienillä peltoaukeilla. Ne ovat myös monesti etäällä etenkin valkoposkihanhille tärkeästä avovedestä. Nykyiset kurkipellot painottuvat vahvasti Länsi-Suomeen, ja ovat siten valkoposkihanhen päämuuttoreitin ulkopuolella. Sopimukseen sisältyvät nurmet saa perustaa haluamallaan siemen-seoksella, joka kaikilla maastossa inventoiduilla kohteilla oli tavanomainen timotei-apilaseos. Etenkin ilman korjuuta tällainen lähinnä kookkaista heinistä koostuva kasvusto soveltuu heikosti hanhien ja joutsenten ravinnoksi. Säilörehu tulisi korjata mahdollisimman myöhään (tai kahdesti), jotta kasvusto on tuoretta ja matalaa lintujen saapuessa. Tulosten perusteella sekä sopimuslohkojen valintaa että kasvustojen perustamista tulisivat ohjeistaa nykyistä tarkemmin, jotta toimenpiteen vaikuttavuutta saataisiin parannettua. Jos tarkennuksia ei tehdä, niin toimenpide ei välttämättä ole perusteltua jatkaa seuraavalla ohjelmakaudella.

Kurkipeltojen merkitystä muulle kuin kohdelajistolle heikentää se, että toimenpiteen edellyttämät nurmi- ja viljakasvustot eivät useinkaan eronne tavanomaisesta tuotannosta. Erona on lähinnä se, että sopimuslohkoilla on kolmenlaisia kasvulohkoja, kun ilman sopimusta peruslohkot olisivat pääsääntöisesti vain yhdellä kasvulla. Ohrasadosta (määrittelemätön) osa tulee jättää peltoon, mikä hyödyttää myös muuta pelloilla syksyisin ruokailevaa lintuja riistalajistoa. Oikein sijoitettuna ja toteutettuna toimenpide voi hyödyttää sen keskeisiä kohdelajeja merkittävästikin, mutta muilta osin sen monimuotoisuushyödyt jäänevät marginaalisiksi.

Ilmastonmuutoksen hillintä ja sopeutuminen

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: +

Toimenpiteellä ei arvioitu olevan merkittävää vaikutusta ilmastonmuutoksen hillintään tai sopeutumiseen.

2.13. Ei-tuotannollisen investoinnin korvaus

Ei-tuotannollisista investoinneista ei ole tietolaatikkoa, koska hankkeista ei ole pinta-alatietoja.

Toimenpiteen sisältö ja mahdolliset muutokset tälle ohjelmakaudelle

Ei-tuotannollisen investoinnin (ETI-) korvausta voi hakea kosteikkojen perustamiseen (aktiiviviljelijä, rekisteröity yhdistys, vesioikeudellinen yhteisö) tai perinnebiotoopin alkuraivaukseen ja aitaamiseen (aktiiviviljelijä tai rekisteröity yhdistys). Hakemuksen tulee sisältää kuvaus tehtävistä toimenpiteistä sekä niiden kustannuslaskelma, jonka perusteella ELY-keskus määrittelee korvauksen. Korvausta saadakseen hakijan on sitouduttava tekemään viisivuotinen ympäristösopimus alueen hoidosta investoinnin valmistuttua. Korvausta voi hakea maksettavaksi joko kerta-korvauksena tai toteutuneiden kustannusten mukaisesti. Kosteikkojen perustamisen korvaus pysyi edellisen ohjelmakauden tasolla, perinnebiotooppien kohdalla korvaustasoja osin nostettiin.

Vuoden 2017 haussa rahoitettiin 28 kosteikko- ja 26 perinnebiotooppi-investointia (Horiskon v. 2017 vuosikertomus). Toimenpiteen vuosimaksatus oli samaa tasoa kuin edellisellä ohjelmakaudella (Heliölä & Haveri 2014). Tällä ohjelmakaudella hankkeita ei enää rahoiteta, sillä toimenpiteelle osoitetut varat haluttiin käyttää etupainotteisesti.

Vertailukohta toimenpiteen vaikuttavuuden arvioinnissa

Vertailukohtaa ei ole mielekästä määrittää, sillä sellainen olisi lähinnä tilanne, jossa investointia ei toteuteta. Hankkeiden välillä voi kuitenkin olla suuria eroja sekä toteutuskuluissa että ympäristöhyödyissä.

Arvio toimenpiteen vaikuttavuudesta kunkin tavoitealueen osalta

Vesistökuormitus

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: +

Kosteikon osalta pätee aikaisemmin tässä raportissa esitetty arvio. Perinnebiotooppien toimenpiteillä ei arvioida olevan merkittäviä vesistövaikutuksia.

Maaperän kasvukunto

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: 0

Toimenpiteellä ei arvioida olevan merkittävää vaikutusta maaperän kasvukuntoon.

Luonnon monimuotoisuus

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: ++++

Toimenpiteestä ei ole uusia tutkimuksia Heliölän & Haverin (2014) edellisellä ohjelmakaudella tekemän selvityksen jälkeen. Tuolloin perinnebiotooppien kunnostukseen tukea saaneet viljelijät olivat toimenpiteeseen varsin tyytymättömiä, kun taas kosteikkoja perustaneiden mielestä se toimi pääsääntöisesti hyvin. Heliölän (2018b) tuoreessa kyselytutkimuksessa muutamat monimuotoisuuden ja maiseman hoidon ympäristösopimuksen tehneet viljelijät sivusivat vastauksissaan myös ETI-korvausta. Siihen oltiin aiempaan tapaan varsin tyytymättömiä, sillä korvaustasoa pidettiin riittämättömänä todellisiin kustannuksiin nähden. Aiheesta tiedusteltiin myös ELY-keskusten sopimus-käsittelijöiltä, joista yksi kommentoi ETI-korvauksella tehdyn peruskunnostuksen parantaneen selvästi uusien sopimusalueiden laatua. Toinen sopimuskäsittelijä kuitenkin kritisoi ETI-korvausta liian raskaaksi sekä viljelijälle että käsittelijälle. Tästä huolimatta hakemuksia tuli ohjelmakauden alkuvuosina enemmän kuin voitiin rahoittaa (Horiskon vuosikertomus 2017). Valtaosa rahoituksesta on käytetty kosteikkohankkeisiin, jotka ovat euromääräisesti huomattavasti suurempia kuin perinnebiotooppihankkeet.

Toimenpiteeseen edelleen kohdistuneesta kritiikistä huolimatta ETI-korvaus on kuitenkin edistänyt merkittävästi sekä kosteikkojen perustamista että perinnebiotooppien hoitoon saamista. Perinnebiotooppien kunnostuksen osalta toimenpiteen korvaustasoa olisi syytä arvioida uudelleen toimenpiteen suosion kasvattamiseksi.

Ilmastonmuutoksen hillintä ja sopeutuminen

Arvio ominaisvaikuttavuudesta: +

Kosteikkojen vaikutuksia on käsitelty edellä kappaleessa Kosteikkojen hoidon ympäristösopimus.

3. Kirjallisuus

Aaltonen, M., & Hyvönen, T. 2019. Puutarhakasvien vaihtoehtoinen kasvinsuojelu-toimenpiteen tehokkuutta ja käytön onnistumista selvitetty. *Kasvinsuojelulehti* 1: 23-27.

Alakukku, L., Mikkola, H., Nuutinen, V. & Palojärvi, A. 2004a. Suorakylvöön siirtymisen edellytykset. Teoksessa L. Alakukku, H. Mikkola & H. Teräväinen (toim.), *Suorakylvöopas. Tieto tuottamaan* 107. S. 6-22.

Alakukku, L., Turtola, E., Ventelä, A-M., Nuutinen, V., Aura, E. & Uusitalo, R. 2004b. Suorakylvön soveltuvuus käytännön vesiensuojelutyöhön: esiselvitys. *Pyhäjärvi-instituutin julkaisuja. Sarja A* 28: 92 p.

Alanen, E.-L., Hyvönen, T. & Kuussaari, M. 2010: Luonnonhoitopeltojen merkityksestä pölyttäjähönteisille. *Mehiläinen* 27: 107-109.

- Alanen, E.-L., Hyvönen, T., Lindgren S., Härmä, O. & Kuussaari, M. 2011. Differential responses of bumblebees and diurnal Lepidoptera to vegetation succession in long-term set-aside. *Journal of Applied Ecology* 48: 1251–1259.
- Alestalo, L. 2016. Kerääjäkasvien viljely Uudellamaalla vuonna 2015. Uudenmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. Raportteja 25/2016. 34 p.
- Allen B.L. Pikul Jr. J.L., Waddell J.T. & Cochran V.L. 2011. Long-Term Lentil Green-Manure Replacement for Fallow in the Semiarid Northern Great Plains. *Agronomy Journal* 103: 1292–1298.
- Allison, F. E. 1973. Green manuring and related practices. In: Soil organic matter and its role in crop production. *Developments in Soil Science* 3. p. 445–460.
- Alluvione, F., Bertora, C., Zavattaro, L. & Grignani, C. 2010. Nitrous Oxide and Carbon Dioxide Emissions Following Green Manure and Compost Fertilization in Corn. *Soil Science Society America Journal* 74: 384–395.
- Aronsson, H., Hansen, E. M., Thomsen, I.K., Øgaard, A. F., Känkänen, H. & Ulén, B. 2016. The ability of cover crops to reduce nitrogen and phosphorus losses from arable land in southern Scandinavia and Finland. *Journal of Soil and Water Conservation* 71: 41–55.
- Aronsson, H., Stenberg, M. & Ulén, B. 2011. Leaching of N, P and glyphosate from two soils after herbicide treatment and incorporation of a ryegrass catch crop. *Soil Use and Management* 27: 54–68.
- Arponen, A., Heikkinen, R.K., Paloniemi, R., Pöyry, J., Similä, J. & Kuussaari, M. 2013. Improving conservation planning of semi-natural grasslands: integrating connectivity into agri-environment schemes. *Biological Conservation* 160: 234–241.
- Arshad, M.A., Franzluebbers, A.J. & Azooz, R.H. 2004. Surface-soil structural properties under grass and cereal production on a Mollic Cyroboralf in Canada. *Soil & Tillage Research* 77: 15–23.
- Baggs, E. M., Watson, C. A. & Rees, R. M. 2000. The fate of nitrogen from incorporated cover crop and green manure residues. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 56: 153–163.
- Ball, B.C., Watson, C.A. & Crichton, I. 2007. Nitrous oxide emissions, cereal growth, N recovery and soil nitrogen status after ploughing organically managed grass/clover swards. *Soil Use and Management* 23: 145–155.
- Balmer, O. & Erhardt, A. 2000. Consequences of succession on extensively grazed grasslands for central European butterfly communities: rethinking conservation practices. *Conservation Biology* 14: 746–757.
- Bandik, A.K. & Dick, R.P. 1999. Field management effects on soil enzyme activities. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 1471–1479.
- Batáry, P., Dicks, L.V., Kleijn, D., & Sutherland, W.J. 2015. The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology* 29: 1006–1016.
- Bechmann, M. 2014. The effect of phosphorus application and balance on concentrations in streams from agricultural dominated catchments in Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science* 63: 162–171.
- Bechmann, M., Kværnø, S., Skøien, S., Øygarden, L., Riley, H., Børresen, T. & Krogstad, T. 2011. Effekter av jordarbeiding på fosfortap. Sammenstilling av resultater fra nordiske forsøk. *Bioforsk Rapport* 6/2011. 73 p.
- Berg, Å. & Gustafson, T. 2007. Meadow management and occurrence of corncrake *Crex crex*. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 120:139–144.
- Bergström, L. 1987. Nitrate leaching from annual and perennial crops in tile-drained plots and lysimeters. *Journal of Environmental Quality* 16: 11–19.

- Bergström, L. & Johansson, R. 1991. Leaching of nitrate from monolith lysimeters of different types of agricultural soils. *Journal of Environmental Quality* 20: 801–807.
- Bergström, L. & Kirchmann, H. 1999. Leaching of total N from ¹⁵N-labeled poultry manure and inorganic N fertilizer. *Journal of Environmental Quality* 28: 1283–1290.
- Bergström, L. F. & Kirchmann, H. 2004. Leaching of total nitrogen from ¹⁵N-labelled green manures and ammonium nitrate. *Journal of Environmental Quality* 33: 1786–1792.
- Bergström, L., Kirchmann, H., Djodjic, F., Kyllmar, K., Ulén, B., Liu, J., Andersson, H., Aronsson, H., Börjesson, G., Kynkäänniemi, P., Svanbäck, A. & Villa, A. 2015. Turnover and losses of phosphorus in Swedish soils: Long-term changes, leaching trends, and mitigation measures. *Journal of Environmental Quality* 44: 512–523.
- Bianchi, F.J.J.A., Booij, C.J.H. & Tschardtke, T. 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B.* 273, 1715–1727.
- Bonari G, Fajmon K, Malenovský I, Zelený D, Holuša J, Jongepierová I, Kočárek P, Konvička O, Uříčář J & Chytrý M 2017. Management of semi-natural grasslands benefiting both plant and insect diversity: the importance of heterogeneity and tradition. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 246: 243–252.
- Borgen, S. K., Lundekvan, H. W., Bakken, L. R., Bleken, M. A. & Breland, T. A. 2012. Nitrogen dynamics in stockless organic clover-grass and cereal rotations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 92(3): 363–378.
- Braskerud, B. C. 2001. The influence of vegetation on sedimentation and resuspension of soil particles in small constructed wetlands. *Journal of Environmental Quality* 30(4): 1447–1457.
- Braskerud, B. C., Tonderski, K. S., Wedding, B., Bakke, R., Blankenberg, A.-G.B., Ulén, B. & Koskiaho, J. 2005. *Journal of Environmental Quality* 34(6): 2145–2155.
- Brown, M. J., Bondurant, J. A., Brockway, C. E. 1981. Ponding surface water for sediment and phosphorus removal. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 25: 1478–1481.
- Brozyna, M. A., Petersen, S. O., Chirinda, N. & Olesen, J.E. 2013. Effects of grass-clover management and cover crops on nitrogen cycling and nitrous oxide emissions in a stockless organic crop rotation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 181: 115–126.
- Bruppacher, L., Pellet, J., Arlettaz, R. & Humbert, J.-I. 2016. Simple modifications of mowing regime promote butterflies in extensively managed meadows: evidence from field-scale experiments. *Biological Conservation* 196: 196–202.
- Buchkina, N.P., Balashov, E.V., Rizhiya, E.Y. & Smith, K. A. 2010. Nitrous oxide emissions from a light-textured arable soil of North-Western Russia: effects of crops, fertilizers, manures and climate parameters. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 87: 429–442.
- Bäckman, J.-P., Huusela-Veistola, E. & Kuussaari, M. 2004. Pientareiden ja suojakaistojen selkärangattomat eläimet. Teoksessa J. Tiainen, M. Kuussaari, I. P. Laurila & T. Toivonen (toim.): *Elämää pellossa - Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus*. Edita, Helsinki. p. 128–146.
- Bärlund, I., Tattari, S., Yli-Halla, M. & Åström, M. 2004. Effects of sophisticated drainage techniques on groundwater level and drainage water quality on acid sulphate soils. Final report of the HAPSU project. *The Finnish Environment* 732. Finnish Environment Institute. 68 p.
- Bärlund, I., Tattari, S., Yli-Halla, M. & Åström, M. 2005. Measured and simulated effects of sophisticated drainage techniques on groundwater level and runoff hydrochemistry in areas of boreal acid sulphate soils. *Agricultural and Food Science* 14: 98–111.

- Carter, M. R. 1992. Influence of reduced tillage systems on organic matter, microbial biomass, macro-aggregate distribution and structural stability of the surface soil in a humid climate. *Soil & Tillage Research* 23: 361–372.
- Christianson, L. E., Harmel, R. D., Smith, D., Williams, M. R. & King, K. 2016. Assessment and synthesis of 50 years of published drainage phosphorus losses. *Journal of Environmental Quality* 45: 1467–1477.
- Cizek, O., Zamecnik, J., Tropek, R., Kocarek, P. & Konvicka, M. 2012. Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. *Journal of Insect Conservation* 16: 215–226.
- Cook, R.L. & Trlica, A. 2016. Tillage and fertilizer effects on crop yield and soil properties over 45 years in Southern Illinois. *Agronomy Journal* 108(1): 415–426.
- Constantin, J., Beaudoin, N., Laurent, F., Cohan, J-P. & Mary, B. 2011. Cumulative effects of catch crops on nitrogen leaching and net mineralization. *Plant and Soil* 341: 137–154.
- Dahlin, S. & Marstorp, H. 2012. N release pattern from green manures can be modified through species composition. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B – Soil and Plant Science, Short communication* 62: 659–665.
- De Baets, S., Poesen, J., Meersmans, J. & Serlet, L. 2011. Cover crops and their erosion-reducing effects during concentrated flow erosion. *Catena* 85: 237–244.
- D'Hose, T., Ruysschaert, G., Viaene, N., Debode, J., Vanden Nest, T., Van Vaerenbergh, J., Cornelis, W., Willekens, K. & Vandecasteele, B. 2016. Farm compost amendment and non-inversion tillage improve soil quality without increasing the risk for N and P leaching. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 225: 126–139.
- De Notaris, C., Rasmussen, J., Sørensen, P. & Olesen, J. E. 2018. Nitrogen leaching: A crop rotation perspective on the effect of N surplus, field management and use of catch crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 255: 1–11.
- Djuurhuus, J. & Olsen, P. 1997. Nitrate leaching after cut grass/clover leys as affected by time of ploughing. *Soil Use and Management* 13: 61–67.
- Dodd, R. J. & Sharpley, A. N. 2015. Conservation practice effectiveness and adoption: unintended consequences and implications for sustainable phosphorus management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. DOI 10.1007/s10705-015-9748-8
- Drury, C.F., Tan, C.S., Gaynor, J.D., Oloya, T. O. & Welacky, T.W. 1996: Influence on controlled drainage-subirrigation on surface and tile drainage nitrate losses. *Journal of Environmental Quality* 25: 317–324.
- Evans, R.O., Skaggs, W., Gilliam & J.W. 1995. Controlled versus conventional drainage effects on water quality. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 121(4): 271–276.
- Faysey, N., King, K.W., Barker, B.J. & Cooper, R.L. 2004. Controlled drainage performance on Hotville soil in Ohio. In: Cooke, R. (ed.) *Drainage VIII, Proceedings of the Eighth International Drainage Symposium*. ASAE. 84–88
- Fiedler, K., Wrška, T. & Dullinger, S. 2017. Pluralism in grassland management promotes butterfly diversity in a large Central European conservation area. *Journal of Insect Conservation* 21, 277–285.
- Gilbert, S. 2013. Herbivory in riparian buffers of agricultural landscapes in SW Finland. *Väitöskirja. Turun yliopiston julkaisuja, sarja AII, osa 279*.
- Glæsner, N., Kjaergaard, C., Rubæk, G. H. & Magid, J. 2011. Interaction between soil texture and placement of dairy slurry application: II. Leaching of Phosphorus Forms. *Journal of Environmental Quality* 40: 344–351.
- Granstedt, A. 2000. Increasing the efficiency of plant nutrient recycling within the agricultural system as a way of reducing nutrient pollution to the Baltic Sea. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 1570: 1–17.

- Grönroos, J., Hietala-Koivu, R., Kuussaari, M., Laitinen, P., Lankoski, J., Lemola, R., Miettinen, A., Perälä, P., Puustinen, M., Schulman, A., Salo, T., Siimes, K. & Turtola, E. 2007. Analyysi maatalouden ympäristötukijärjestelmästä 2000-2006. Suomen ympäristö 19/2007. 168 p. <http://hdl.handle.net/10138/38395>
- Gustafson, A. 1987. Nitrate leaching from arable land in Sweden under four cropping systems. *Swedish Journal of Agricultural Research* 17: 169–177.
- Haaland, C., Naisbit, R.E. & Bersier, L. 2011. Sown wildflower strips for insect conservation: a review. *Insect Conservation and Diversity*, 4, 60–80.
- Habel, J.C., Dengler, J., Janišová, M., Török, P., Wellstein, C. & Wiezik, M. 2013. European grassland ecosystems: threatened hotspots of biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 22, 2131–2138.
- Haddaway, N.R., Hedlund, K., Jackson, L.E., Kätterer, T., Lugato, E., Thomsen, I. K., Jørgensen, H.B. & Isberg, P.-E. 2017. How does tillage intensity affect soil organic carbon? A systematic review. *Environmental Evidence* 6:30.
- Hakala, K., Heikkinen, J., Sinkko, T. & Pahkala, K. 2016. Field trial results of straw yield with different harvesting methods, and modelled effects on soil organic carbon. A case study from Southern Finland. *Biomass and Bioenergy* 95: 8-19. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2016.08.021>
- Hamer, U. & Marschner, B. 2002. Priming effects of sugars, amino acids, organic acids and catechol on the mineralization of lignin and peat. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 165: 261–268.
- Heikkilä, S. 2010. Maatalouden monivaikutteisten kosteikkojen merkitys luonnon monimuotoisuudelle – esimerkkinä sudenkorennot. Pro gradu -työ, Helsingin yliopisto.
- Heikkinen, J., Ketoja, E., Nuutinen, V., Regina, K. 2013. Declining trend of carbon in Finnish cropland soils in 1974–2009. *Global Change Biology* 19: 1456–1469.
- Heikkinen, R., Luoto, M., Virkkala, R. & Rainio, K. 2004. Effects of habitat cover, landscape structure and spatial variables on the abundance of birds in an agricultural–forest mosaic. *Journal of Applied Ecology* 41: 824–835.
- Heliölä, J. 2018a. Kurkipelto-toimenpiteen onnistuneisuuden arviointi. Keskenkärsäinen käsikirjoitus, 14.9.2018.
- Heliölä, J. 2018b. Maatalousluonnon ja maiseman hoidon ympäristösopimusten kohdentuminen, hoidon laatu ja taloudellinen merkitys tiloille. Keskenkärsäinen käsikirjoitus, 14.9.2018.
- Heliölä, J. & Haveri, M. 2014. Ei-tuotannollisen investointituen ja LEADER-toimintatavan merkitys perinnetuotantojen kunnostamisessa ja kosteikkojen perustamisessa. Teoksessa: Aakkula, J. & Leppänen, J. (toim.). Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS3). Loppuraportti. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 3/2014. p. 194–201.
- Heliölä, J. & Kuussaari, M. 2012. Erityistukialueiden laadun ja hoidon seuranta. Teoksessa: Heliölä, J. & Herzon, I. (toim.). Maatilan luontoarvojen mittaaminen – luonnonhoitopellot, erityistukialueet ja tilataso. Suomen ympäristö 2/2012. p. 41–54.
- Heliölä, J., Heikkilä, S. & Kuussaari, M. 2010a. Erityistuella perustettujen kosteikkojen merkitys hyönteisille. Teoksessa: Aakkula, J., Manninen, T. & Nurro, M. (toim.). Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3) – Väli­raportti. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 1/2010. p. 79–90.
- Heliölä, J., Virtanen, L., Sandholm, L. & Kuussaari, M. 2010b. Suojavyöhykkeiden merkitys putkilokasvien ja suurperhosten monimuotoisuudelle. Teoksessa: Aakkula, J., Manninen, T. & Nurro, M. (toim.): Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3) – Väli­raportti. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 1/2010. p. 94–104.
- Henderson, I.G., Cooper, J., Fuller, R.J. & Vickery, J., 2000. The relative abundance of birds on set-aside and neighbouring fields in summer. *Journal of Applied Ecology* 37, 335–347.

- Herzon I. & Helenius, J., 2008. Agricultural drainage ditches, their biology and functioning: Literature review. *Biological Conservation* 141: 1171–1183.
- Herzon, I., Ekroos, J., Rintala, J., Tiainen, J., Seimola, T. & Vepsäläinen, V. 2011. Importance of set-aside for breeding birds of open farmland in Finland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 143: 3–7.
- Herzon, I., Heliölä, J., Kankaanpää, O. & Helenius, J. 2014. Putkilokasvit. Teoksessa: Aakkula, J. & Leppänen, J. (toim.). Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantar tutkimus (MYTVAS3). Loppuraportti. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 3/2014. p. 89–97.
- Herzon, I., Toivonen, M., Kankaanpää, O., Mäkinen, T., Delasalle, M., Le Barh, C., Swiderski, C. & Helenius, J. 2012. Luonnonhoitopeltojen ympäristöhyödyt. Teoksessa: Heliölä, J. & Herzon, I. (toim.). Maatilan luontoarvojen mittaaminen – luonnonhoitopellot, erityistukialueet ja tilataso. *Suomen ympäristö* 2/2012. p. 9–40.
- Holland, J.M., Bianchi, F.J.J.A., Entling, M.H., Moonen, A.C., Smith, B.M. & Jeanneret, P. 2016. Structure, function and management of semi-natural habitats for conservation biological control: a review of European studies. *Pest Manage. Sci.* 72: 1638–1651.
- Holland, J.M., Douma, J.C., Crowley, L., James, L., Kor, L., Stevenson, D.R.W. & Smith, B.M. 2017. Semi-natural habitats support biological control, pollination and soil conservation in Europe. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. 37: 31:1-23.
- Hou, Y., Velthof, G.L. & Oenema, O. 2015. Mitigation on ammonia, nitrous oxide and methane emissions from manure management chains: a meta-analysis and integrated assessment. *Global Change Biology* 21: 1293–1312. <https://doi:10.1111/gcb.12767>.
- Huhta, H. & Jaakkola, A. 1993. Viljelykasvin ja lannoituksen vaikutus ravinteiden huuhtoutumiseen turvemaasta Tohmajärven huuhtoutumiskentällä v. 1983–87. Maatalouden tutkimuskeskus, Tiedote 20/93, 66 p.
- Humbert, J.-Y., Ghazoul, J., Richner, N. & Walter, T. 2010. Hay harvesting causes high orthopteran mortality. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139: 522–527.
- Humbert, J.Y., Ghazoul, J. & Walter, T. 2009. Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 130: 1–8.
- Huusela-Veistola, E. 1998. Effects of perennial grass strips on spiders (Araneae) in cereal fields and impact on pesticide side effects. *Journal of Applied Entomology* 122, 575–583.
- Huusela-Veistola, E. 2007. Kesantojen ekosysteemipalvelut: lintujen hyönteisravinto ja tuholaisten luontaiset viholliset. Teoksessa: Salonen, J., Keskitalo, M. & Segerstedt, M. (toim.). Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. Maa- ja elintarviketalous 110. s. 34–46.
- Huusela-Veistola, E., Helenius, J., Kinnunen, H., Tiainen, J., & Tiira, M. 2004. Viljelykasvustojen selkärangattomat eläimet. Teoksessa J. Tiainen, M. Kuussaari, I. P. Laurila & T. Toivonen (toim.): Elämää pellossa - Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Edita, Helsinki. S. 112-127.
- Huusela-Veistola, E., Hyvönen, T., Norrdahl, K., Rinne, V., Saarijärvi, I. & Söderman, G. 2016. Different response of two Hemiptera species groups to sown wildflower strips: True bugs and leafhoppers. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 222: 93–102.
- Huuskonen A. (toim.) 2006. LUMOLAIDUN. Maisemalaiduntaminen luonnon monimuotoisuuden lisääjänä – tasapaino monimuotoisuuden ja tuottavuuden välillä. Maa- ja elintarviketalous 79.
- Hyvönen, T. 2007. Kesantojen kasvilajiston monimuotoisuus ja siemenravinnon tuotto linnuille. Teoksessa: Salonen, J., Keskitalo, M. & Segerstedt, M. (toim.). Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. Maa- ja elintarviketalous 110. s. 13–25.
- Hyvönen, T. & Aaltonen, M. 2018. Puutarhakasvien vaihtoehtoinen kasvinsuojelu-toimenpiteen onnistumisen arviointi. Keskenäinen käsikirjoitus, 8.10.2018.

- Hyvönen, T. & Huusela-Veistola, E. 2011. Impact of seed mixture and mowing on food abundance for farmland birds in set-asides. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 143: 20–27.
- Hyvönen, T., Huusela-Veistola, E., Kuussaari, M. & Alanen, E.-L. 2010. Viherkesantojen luontovaikutukset. Teoksessa: Aakkula, J., Manninen, T. & Nurro, M. (toim.). *Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3) – Väiliraportti*. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 1/2010. p. 105–114.
- Iho, A. 2010. Spatially optimal steady-state phosphorus policies in crop production. *European Review of Agricultural Economics* 37(2): 187–208.
- Iho, A., Lankoski, J., Ollikainen, M., Puustinen, M., Arovuori, K., Heliölä, J., Kuussaari, M., Oksanen, A. & Väisänen, S. 2011. Tarjouskilpailu maatalouden vesiensuojeluun ja luonnonhoitoon: järjestelmän kehittäminen ja pilotointi. TARVEKE-hankkeen loppuraportti. MTT Raportti 33, 1–96.
- Iivonen, S., Kivijärvi, P. & Suojala-Ahlfors, T. 2017. Characteristics of various catch crops in the organic vegetable production in Northern climate conditions – Results from an on-farm study. University of Helsinki, Ruralia Institute Reports 165. 29 p.
- IPCC 2006, 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>
- IPCC, 2013. 2013 Supplement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Wetlands. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/home/wetlands.html>
- IPCC 2014, 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands, Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. and Troxler, T.G. (eds). Published: IPCC, Switzerland.
- Jiao, Y., Whalen, J. K. & Hendeshot, W.H. 2006. No-tillage and manure applications increase aggregation and improve nutrient retention in a sandy-loam soil. *Geoderma* 134: 24–33.
- Joffe, J. S. 1955. Green manuring viewed by a pedologist. *Advances in Agronomy* 7:141–187.
- Johannesson, K. M., Kynkäänniemi, P., Ulén, B., Weisner, S. E.B. & Tonderski, K. S. 2015. Phosphorus and particle retention in constructed wetlands – a catchment comparison. *Ecological Engineering* 80: 20–31.
- Johansen, A., Carter, M.S., Jensen, E.S., Hauggard-Nielsen, H. & Ambus, P. 2013. Effects of digestate from anaerobically digested cattle slurry and plant materials on soil microbial community and emission of CO₂ and N₂O. *Applied Soil Ecology* 63: 36–44.
- Johnson, J.M.F., Weyers, S.L., Archer, D.W. & Barbour, N.W. 2012. Nitrous Oxide, Methane Emission, and Yield-Scaled Emission from Organically and Conventionally Managed Systems. *Soil Science Society America Journal*. 76: 1347–1357.
- Järvenranta, K., Virkajärvi, P. & Heinonen-Hanski, H. 2014. The flows and balances of P, K, Ca and Mg on intensively managed Boreal high input and low input grass-clover pastures. *Agricultural and Food Science* 23:106–117.
- Karhu, K., Gardenas A.I., Heikkinen, J., Vanhala, P., Tuomi, M. & Liski, J. 2012. Impacts of organic amendments on carbon stocks of an agricultural soil - Comparison of model-simulations to measurements. *Geoderma* 189: 606–616.
- Kayranli, B., Scholz, M., Mustafa, A. & Hedmark, Å. 2010. Carbon storage and fluxes within freshwater wetlands: a critical review. *Wetlands* 30 (1): 111–124.

- Ketola, M. 2018. Vesijärven valuma-alueen vesienhoitotoimenpiteiden vaikuttavuuden seuranta, PyhäVesi-hanke, Päijät-Hämeen Vesijärvisäätiö, Liiteraportti 41 p. https://www.puhdasvesijarvi.fi/easydata/customers/puhdasvesijarvi/files/vesijarven_tila/raportit_katsaukset/kosteikkojen_seuranta_vjs_final.pdf
- Ketola, M., Laine, P., Mäkinen, H., Vaarala, H. & Ventelä, A-M. 2018. Vesienhoitosuunnitelmien tavoitteiden edistäminen Lahden Vesijärvellä ja Säskylän Pyhäjärvellä – testattuja toimintatapoja kaikkien hyödynnettäväksi. Loppuraportti (1.1.2017–31.12.2018) 39 p. https://www.puhdasvesijarvi.fi/easydata/customers/puhdasvesijarvi/files/hankkeet/pyhavesi/pyhavesi_loppuraportti_final.pdf
- Kettunen, H., Heliölä, J., Lehtomäki, J. & Kuussaari, M. 2014. Maatalousmaiseman rakenteen muutokset ja niiden merkitys lajiston monimuotoisuudelle. Teoksessa J. Aakkula & J. Leppänen (toim.): Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3) – Loppuraportti. Maa- ja metsätalousministeriö 3/2014. S. 133–149.
- Khan, S.A., Mulvaney, R.L., Ellsworth, T.R. & Boast, C.W., 2007. The myth of nitrogen fertilization for soil carbon sequestration. *Journal of Environmental Quality* 36: 1821–1832.
- Kim, D-G., Hernandez-Ramirez, G. & Giltrap, D. 2013. Linear and nonlinear dependency of direct nitrous oxide emissions on fertilizer nitrogen input: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 168: 53-65.
- Kirchmann, H., Kätker, T., Schön, M., Börjesson, G. & Hammér, K. 2013. Properties of soils in the Swedish long-term fertility experiments: VII. Changes in topsoil and upper subsoil at Örja and Fors after 50 years of nitrogen fertilization and manure application. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B* 63:25-36.
- Kivijärvi, P. & Iivonen, S. 2017. Tuoretta tietoa viherlannoitus- ja kerääjäkasvien käytöstä vihannesviljelyssä. PP-esitys, 28 diaa. <https://www.slideshare.net/LukeFinland/tuoretta-tietoa-viherlannoitus-ja-kerjikasvien-kytst-vihannesviljelyss>
- Kivijärvi, P., Iivonen, S., Hannukkala, A. & Suojala-Ahlfors, T. 2017. Viherlannoitus- ja kerääjäkasvit avomaanvihannestuotannossa. Luke tietokortti, Innovatiivinen elintarvikeketju, Luonnonvarakeskus. 15 p.
- Kivinen, S., Kuussaari, M., Heliölä, J., Luoto, M., Helenius, J. & Härjämäki, K. 2008. Maatalousmaiseman rakenteen muutokset ja niiden merkitys lajiston monimuotoisuudelle. Teoksessa M. Kuussaari, J. Heliölä, J. Tiainen & J. Helenius (toim.): Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: MYTVAS loppuraportti 2000–2006. Suomen ympäristö 4/2008. p. 112-127.
- Klemedtsson, A.K., Weslien, P. & Klemedtsson, L. 2009. Methane and nitrous oxide fluxes from a farmed Swedish Histosol. *European Journal of Soil Science*.60: 321-331.
- Konvicka M., Benes, J., Cizek, O., Kopecek, F., Konvicka, O. & Vitaz, L. 2008. How too much care kills species: grassland reserves, agrienvironmental schemes and extinction of the *Colias myrmidone* butterfly from its former stronghold. *Journal of Insect Conservation* 12: 519–525.
- Konvicka, M., Benes, J. & Polakova, S. 2016. Smaller fields support more butterflies: comparing two neighbouring European countries with different socioeconomic heritage. *Journal of Insect Conservation* 20, 1113–1118.
- Korpela E, Hyvönen T & Kuussaari M 2015. Logging in boreal field-forest ecotones promotes flower-visiting insect diversity and modifies insect community composition. *Insect Conservation and Diversity* 8:152–162.
- Korpela, E-L., Hyvönen, T., Lindgren, S. & Kuussaari, M. 2013a. Can pollination services, species diversity and conservation be simultaneously promoted by sown wildflower strips on farmland? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 179: 18–24.
- Korpela, E.-L., Kuussaari, M. & Hyvönen, T. 2013b. Metsänreunan avartaminen luo elintilaa kimalaisille ja perhosille. *Maaseudun Tulevaisuus, Maaseudun Tiede –liite*, 5.6.2013.
- Koskiaho, J., Ekholm, P., Rätty, M., Riihimäki, J. & Puustinen, M. 2003. Retaining agricultural nutrients in constructed wetlands – experiences under boreal conditions. *Ecological Engineering* 20: 89–103.

- Koskiaho, J., Kivisaari, S., Vermeulen, S., Kauppila, R., Kallio, K. & Puustinen, M. 2002. Reduced tillage: Influence on erosion and nutrient losses in a clayed field in southern Finland. *Agricultural and Food Science in Finland* 11: 37–50.
- Koskiaho, J., Siimekselä, T. & Puustinen, M. 2015. Maatalouden vesiensuojelukosteikkojen tehokkuusseuranta automaattilaitteistojen avulla. *Vesitalous* 4: 35–40.
- Krogerus, K. & Ekholm, P. 1999. Availability of soil phosphorus to the green algae *Selenastrum capricornutum*. p. 253-260. In: Berthelin J. ym. (ed.). *Effect of mineral organic microorganism interaction on soil and freshwater environments*. Plenum Publications, New York.
- Kukkonen, M., Niinioja, R. & Puustinen, M. 2004. Viljelykäytäntöjen vaikutus ravinnehuuhtoutumiin Liperin koekentällä Pohjois-Karjalassa. *Alueelliset ympäristöjulkaisut* 367. Pohjois-Karjalan ympäristökeskus. 60 p.
- Kühne, I., Arlettaz, R., Pellet, J., Bruppacher, L., Humbert, J.-Y. 2015. Leaving an uncut grass refuge promotes butterfly abundance in extensively managed lowland hay meadows in Switzerland. *Conservation Evidence* 12, 25–27.
- Kuussaari, M., Heliölä, J., Herzon, I., Honkanen, M., Hyvönen, T., Korpela, E.-L., Saarinen, M. & Toivonen, M. 2018. Evidence for positive population-level effects of an agri-environment scheme on grassland butterflies. Conference abstract, 5th European Conference of Conservation Biology in Jyväskylä.
- Kuussaari, M., Heliölä, J., Koskiaho, J., Rankinen, K., Hyvönen, T., Lilja, H., Uusi-Kämppe, J. & Tiainen, J. 2014a: Ympäristötuen monivaikutteisten toimenpiteiden integroitu tarkastelu. – Sivut 169-194 teoksessa J. Aakkula & J. Leppänen (toim.): *Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3) – Loppuraportti*. – Maa- ja metsätalousministeriö 3/2014.
- Kuussaari, M., Heliölä, J., Luoto, M. & Pöyry, J. 2007a: Determinants of local species richness of diurnal Lepidoptera in boreal agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 122, 366–376.
- Kuussaari, M., Heliölä, J., Tiainen, J. & Helenius, J. (toim.) 2008. *Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: MYTVAS-loppuraportti 2000–2006. Suomen ympäristö 4/2008*. Helsinki: Suomen ympäristökeskus (SYKE). 208 s.
- Kuussaari, M., Hyvönen, T. & Härmä, O. 2011. Pollinator insects benefit from rotational fallows. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 143: 28–36.
- Kuussaari, M., Härmä, O., Hyvönen, T. 2007b. Viherkesantojen merkitys pölyttäjähyönteisille. Teoksessa: Jukka Salonen, Marjo Keskitalo ja Marjo Segerstedt (toim.). *Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus*. Maa- ja elintarviketalous 110. p. 47–69.
- Kuussaari, M., Pykälä, J., Pöyry, J., Ikonen, I., Lammi, A. & Lindström, M. 2004b. Ketojen uhanalainen lajisto ja optimaalinen hoito. Sivut 168–169 teoksessa A. Otsamo (toim.): *MOSSE puolimatassa – monimuotoisuuden tutkimusohjelman välitulokset*. MMM:n julkaisuja 14/2004.
- Kuussaari, M., Saarinen, M., Korpela, E.-L., Pöyry, J. & Hyvönen, T. 2014b. Higher mobility of butterflies than moths connected to habitat suitability and body size in a release experiment. *Ecology and Evolution* 4: 3800-3811.
- Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. (toim.) 2004a. *Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003. Suomen Ympäristö 709: 1–212*.
- Känkänen, H. 2000. Viherlannoituksestako apua viljelyn yksipuolisuuteen? In: Salo, R. (toim.) *Maatalouden tutkimus- ja tuotantopäivät, 20-vuotisjuhlaseminaari, Jokioinen 26.-27.7.2000*. Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisu, Sarja A. p. 31–38.
- Känkänen, H., Kangas, A., Mela, T., Nikunen, U., Tuuri, H. & Vuorinen, M. 1998. Timing incorporation of different green manure crops to minimize the risk of nitrogen leaching. *Agricultural and Food Science in Finland* 7: 553–567.

- Känkänen, H., Kangas, A., Mela, T., Nikunen, U., Tuuri, H. & Vuorinen, M. 1999. The effect of incorporation time of different crops on the residual effects on spring cereals. *Agricultural and Food Science in Finland* 8: 285–298.
- Känkänen, H., Suokannas, A., Tiilikkala, K. & Nykänen, A. 2012. Biologinen typensidonta fossiilisen energian säästäjänä. *MTT Raportti* 76. 62 p.
- Kätterer, T., Bolinder, M.A., Andren, O., Kirchmann, H. & Menichetti, L. 2011. Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 141: 184–192.
- Kätterer, T., Börjesson, G. & Kirchmann H. 2014. Changes in organic carbon in topsoil and subsoil and microbial community composition caused by repeated additions of organic amendments and N fertilisation in a long-term field experiment in Sweden. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 189: 110–118
- Laine, P., Mikkilä, E., Vaarala, H. & Ventelä, A.-M. 2018. Pyhäjoen ja Yläneenjoen vesiensuojelukohteiden toimivuusseuranta ja valuma-alueiden vedenlaadun seuranta 2017–2018. PyhäVesi-hanke, Liiteraportti, 41 p.
- Land, M., Granéli, W., Grimvall, A., Hoffmann, C. C., Mitsch, W. J., Todenski, K. S. & Verhoeven, T. A. 2016. How effective are created or restored freshwater wetlands for nitrogen and phosphorus removal? A systematic review. *Environmental Evidence* 5:9, 26 p.
- Lebeau, J., Wesselingh, R.A. & Van Dyck, H. 2015. Butterfly density and behaviour in uncut hay meadow strips: behavioural ecological consequences of an agri-environmental scheme. *PLoS One* 10.
- Lemke, R. L., Van den Bygaart A.J., Campbell, C.A., Lafond, G.P., McConkey, B.G. & Grant, B. 2012. Long-term effects of crop rotations and fertilization on soil C and N in a thin Black Chernozem in southeastern Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science* 92: 449–461.
- Lemola, R. 2016. Luomuviljely vähensi typpikuormitusta vesiin pitkäaikaisessa kenttäkokeessa. *Luomulehti* 35(2): 22–24.
- Lemola, R. & Turtola, E. 1998. Kasvipeitteisyys, eroosio ja ravinnekuormitus. Kirjallisuuskatsaus. Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja. Sarja B 18. Jokioinen: Maatalouden tutkimuskeskus. 28 p. + 4 app.
- Lemola, R. & Turtola, E. 2006. Typen huuhtoutuminen laitumelta eri maalajeilla. In: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämpä, J. (toim.). Laitumen ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous 76. p. 55–74.
- Lemola, R., Esala, M. & Turtola, E. 2010. Luomuviljelyn mahdollisuudet vesistökuormituksen vähentäjänä. In: Hopponen, A. (ed.): Maataloustieteen Päivät 2010, 12.-13.1.2010, Viikki, Helsinki: esitelmä- ja posteritivistelmät. p. 63.
- Lemola, R., Turtola, E. & Eriksson, C. 2000. Undersowing Italian ryegrass diminishes nitrogen leaching from spring barley. *Agricultural and Food Science in Finland* 9: 201–215.
- Lemola, R., Uusitalo, R., Hyväluoma, J., Sarvi, M. & Turtola, E. 2018. Suomen peltojen maalajit, multavuus ja fosforipitoisuus. Vuodet 1996–2000 ja 2005–2009. *Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus* 17/2018. 209 p.
- Lemola, R., Uusitalo, R., Sarvi, M., Ylivainio, K. & Turtola, E. 2013. Plant requirement and zero balance – soil P development under two P input scenarios in Finland. Knowledge report. Baltic Forum for Innovative Technologies for Sustainable Manure Management. 17 p. http://www.balticmanure.eu/download/Reports/plant_requirement_web.pdf
- Lemola, R., Valkama, E., Suojala-Ahlfors, T., Känkänen, H., Heikkinen, J. & Turtola, E. 2014. Alus- ja kerääjäkasvien potentiaali vähentää maatalouden aiheuttamaa typpikuormitusta. *TEHO Plus –hankkeen julkaisu* 6/2014. p. 2–13.

- Leppelt, T., Dechow, R., Gebbert, S., Freibauer, A., Lohila, A., Augustin, J., Droesler, M., Fiedler, S., Glatzel, S., Hoeper, H., Järveoja, J., Laerke, P.E., Maljanen, M., Mander, U., Mäkiranta, P., Minkkinen, K., Ojanen, P., Regina, K. & Stromgren, M. 2014. Nitrous oxide emission budgets and land-use-driven hotspots for organic soils in Europe. *Biogeosciences*, 11: 6595–6612.
- Li, X., Petersen, S.O., Sorensen, P. & Olesen, J. E. 2015. Effects of contrasting catch crops on nitrogen availability and nitrous oxide emissions in an organic cropping system. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 199: 382–393. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.016>
- Lichtenberg, E.M., Kennedy, C.M., Kremen, C., Batáry, P., Berendse, F., Bommarco, R., Bosque-Pérez, N.A., Carvalho, L.G., Snyder, W.E., Williams, N.M., Winfree, R., Klatt, B.K., Åström, S., Benjamin, F., Brittain, C., Chaplin-Kramer, R., Clough, Y., Danforth, B., Diekötter, T., Eigenbrode, S.D., Ekroos, J., Elle, E., Freitas, B.M., Fukuda, Y., Gaines-Day, H.R., Grab, H., Gratton, C., Holzschuh, A., Isaacs, R., Isaia, M., Jha, S., Jonason, D., Jones, V.P., Klein, A.-M., Krauss, J., Letourneau, D.K., Macfadyen, S., Mallinger, R.E., Martin, E.A., Martinez, E., Memmott, J., Morandin, L., Neame, L., Otieno, M., Park, M.G., Pfiffner, L., Pocock, M.J.O., Ponce, C., Potts, S.G., Poveda, K., Ramos, M., Rosenheim, J.A., Rundlöf, M., Sardiñas, H., Saunders, M.E., Schon, N.L., Sciligo, A.R., Sidhu, C.S., Steffan-Dewenter, I., Tscharrntke, T., Veselý, M., Weisser, W.W., Wilson, J.K. & Crowder, D.W. 2017. A global synthesis of the effects of diversified farming systems on arthropod diversity within fields and across agricultural landscapes. *Global Change Biology* 23: 4946–4957.
- Liu, J., Aronsson, H., Bergström, L. & Sharpley, A. 2012. Phosphorus leaching from loamy sand and clay loam topsoils after application of pig slurry. *SpringerPlus* 2012 1:53.
- Liu, K., Elliot, J. A., Lobb, D. A., Flaten, D. N. & Yarotski, J. 2014. Conversion of conventional tillage to rotational tillage to reduce phosphorus losses during snowmelt runoff in the Canadian prairies. *Journal of Environmental Quality* 43: 1679–1689.
- Liu, J., Khalaf, R., Ulén, B. & Bergkvist, G. 2013. Potential phosphorus release from catch crop shoots and roots after freezing-thawing. *Plant and Soil* 371: 543–557.
- Liu, S., Lin, F., Wu, S., Cheng, J., Sun, Y., Jin, Y., Li, S., Li, Z. & Zou, J. 2017. A meta-analysis of fertilizer-induced soil NO and combined with N₂O emissions. *Global Change Biol.* 23: 2520–2532.
- Lundekvam, H. 1998. P-losses from three soil types at different cultivation systems. In: Agerlid, G. (ed.). Phosphorus balance and utilization in agriculture - towards sustainability: Seminarium, den 17-19 mars 1997. *Kungliga skogs- och lantbruksakademiens tidskrift* 137(7): 177–185.
- Lundekvam, H. 1993. Soil erosion and runoff under different tillage systems. In: Elonen, P. & Pitkänen, J. (eds.). Proceedings of NJF-seminar no. 228. Soil tillage and environment. NJF-Utredning/Rapport nr. 88. Jokioinen, Finland, 8-10 June 1993. p. 50-63.
- Luostarinen, S., Logren, J., Grönroos, J., Lehtonen, H., Paavola, T., Rankinen, K., Rintala, J., Salo, T., Ylivainio, K. & Järvenpää, M. (toim.) 2011. Lannan kestävä hyödyntäminen. MTT Raportti 21. 164 p. <http://www.mtt.fi/mttraportti/pdf/mttraportti21.pdf>
- Ma, M., Tarmi, S. & Helenius, J. 2002. Revisited species–area relationship in a semi natural habitat: floral richness in agricultural buffer zones. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 89: 137–148.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2007. Suomen peltopyykannan hoitosuunnitelma. Maa- ja metsätalousministeriö 10/2007.
- Maljanen, M., Komulainen, V., Hytönen, J., Martikainen, P. & Laine, J. 2004. Carbon dioxide, nitrous oxide and methane dynamics in boreal organic agricultural soils with different soil characteristics. *Soil Biology & Biochemistry*, 36:1801–1808.
- Maljanen, M., Liikanen, A., Silvola, J. & Martikainen, P. 2003. Nitrous oxide emissions from boreal organic soil under different land-use. *Soil Biology & Biochemistry* 35: 689–700.

- Maljanen, M., Sigurdsson, B.D., Guðmundsson, J., Óskarsson, H, Huttunen, J.T. & Martikainen, P.J. 2010. Greenhouse gas balances of managed peatlands in the Nordic countries – present knowledge and gaps. *Biogeosciences* 7: 2711–2738.
- Mancinelli, R., Campiglia, E., Di, Tizio, A. & Marinari, S. 2010. Soil carbon dioxide emission and carbon content as affected by conventional and organic cropping systems in Mediterranean environment. *Applied Soil Ecology* 46: 64–72.
- Mander, Ü., Dotro, G., Ebie, Y., Towprayoon, S., Chiemchaisri, C., Nogueira, S.F., Jamsranjavh, B., Kasaka, K., Truua, J., Tournebize, J. & Mitsch, W.J. 2014. Greenhouse gas emission in constructed wetlands for wastewater treatment: a review. *Ecological Engineering* 66: 19–35.
- Marja R., Herzon, I., Rintala, J., Tiainen, J. & Seimola, T. 2013. Type of agricultural drainage modifies the value of fields for farmland birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 165: 184–189.
- Marshall, E.J.P. & Moonen, A.C. 2002. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 89: 5–21.
- Marshall, E.J.P., West, T.M. & Kleijn, D. 2006. Impacts of an agri-environment field margin prescription on the flora and fauna of arable farmland in different landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 113: 36–44.
- Martinen, S., Venelampi, O., Iho, A., Koikkalainen, K., Lehtonen, E., Luostarinen, S., Rasa, K., Sarvi, M., Tampio, E., Turtola, E., Ylivainio, K., Grönroos, J., Kauppila, J., Koskiaho, J., Valve, H., Laine-Ylijoki, J., Lantto, R., Oasmaa, A. & zu Castell-Rüdenhausen, M. 2017. Kohti ravinteiden kierrätyksen läpimurtoa. Nykytila ja suositukset ohjaukeinojen kehittämiseksi. *Luonnonvara- ja biotaloudent tutkimus 45/2017*. Luonnonvarakeskus, Helsinki. 45 p.
- Mattila, P.K. & Joki-Tokola, E. 2003. Effect of treatment and application technique of cattle slurry on its utilization by ley: I. Slurry properties and ammonia volatilization. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 65: 221–230.
- Mattila, P.K. & Joki-Tokola, E., Tanni, R. 2003. Effect of treatment and application technique of cattle slurry on its utilization by ley: II. Recovery of nitrogen and composition of herbage yield. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 65: 231–242.
- Maucieri, C., Barbera, A.C., Vymazal, J. & Borin, M. 2017: A review on the main affecting factors of greenhouse gases emission in constructed wetlands. *Agricultural and Forest Meteorology* 236: 175–193.
- Mejia, M.N. & Madramootoo, C.A. 1998. Improved water quality through water table management in Eastern Canada. *Journal of Irrigation and drainage* 124(2): 116–122.
- Merckx, T., Marini, L., Feber, R. E., & Macdonald, D. W. 2012. Hedgerow trees and extended-width field margins enhance macro-moth diversity: Implications for management. *Journal of Applied Ecology*, 49: 1396–1404.
- Mikkola-Roos, M., Tiainen, J., Below, A., Hario, M., Lehikoinen, A., Lehikoinen, E., Lehtiniemi, T., Rajasärkkä, A., Valkama, J. & Väisänen, R. A. 2010. Linnut Aves. Teoksessa: Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.), Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. p.123–134.
- Misselbrook, T. H., Laws, J. A. & Pain, B. F. 1996. Surface application and shallow injection of cattle slurry on grassland: nitrogen losses, herbage yields and nitrogen recoveries. *Grass and Forage Science* 51: 270–277.
- MMM 1996. Maatalouden ympäristötuki. Perustuki maataloille -opas. Maa- ja metsätalousministeriö. 32 p.
- MMM 2000. Ympäristötukiopas. Maatalouden ympäristötuki v. 2000–2006. Maa- ja metsätalousministeriö 2000. 27 p.
- MMM 2007. Manner-Suomen maaseudun kehittämissuohjelma 2007–2013. Maa- ja metsätalousministeriö. 375 p.

- MMM 2015. Manner-Suomen maaseudun kehittämisohjelma 2014–2020. Maa- ja metsätalousministeriö. 877 p. https://www.maaseutu.fi/globalassets/maaseutuohjelma/hyvaksytyy-ohjelma_16.2.2017.pdf
- Mulvaney, R.L., Khan, S.A. & Ellsworth, T. R. 2009. Syntetic nitrogen fertilizer deplete soil nitrogen: a global dilemma for sustainable cereal production. *Journal of Environmental Quality* 38: 2295–2314.
- Mykrä, S. & Väänänen, V.-M. (toim.) 2008. Peltopyynn kannanhoito. Toimintaa peltoluonnon hyväksi. Luonnon- ja riistanhoitosäätiö, Otavan Kirjapaino Oy, Keuruu.
- Myllys, M. 2012. Turvemaiden viljelyn vesistövaikutuksista –huuhtotumis- ja lysimetrikentiltä saatuja tuloksia. Suoseuran seminaari 17.10.2012.
- Myrbeck, Å. & Stenberg M. 2014. Chages in N leaching and crop production as a result of measures to reduce N losses to water in a 6-yr crop rotation. *Soil Use and Management* 30: 219–230.
- Möller, K. & Stinner, W. 2009. Effects of different manuring systems with and without biogas digeston on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen losses (ammonia, nitrous oxides). *European Journal of Agronomy* 30: 1–16.
- Nadeem, S., Hansen, S., Azzaroli Bleken, M. & Dörsch, P. 2012. N₂O Emission from organic barley cultivation as affected by green manure management. *Biogeosciences* 9: 2747–2759.
- Neugschwandtner R.W., Liebhard P., Kaul H.-P. & Wagentristl H. 2014. Soil chemical properties as affected by tillage and crop rotation in a long-term field experiment. *Plant, Soil and Environment* 60: 57–62.
- Neumann, A., Torstensson, G. & Aronsson, H. 2012. Nitrogen and phosphorus leaching losses from potatoes with different harvest times and following crops. *Field Crops Research* 133: 130–138.
- Niemelä M. 2009. Biotic interactions and vegetation management on coastal meadows. Väitöskirja. Acta Universitatis Ouluensis 529.
- Niemelä, M. 2012: Eläimet rantaan – Kyllä vai ei? Opas kestävään rantalaiduntamiseen. Natureshape-julkaisuja. Kopijyvä Oy, Jyväskylä.
- Niemeläinen, O., Hyvönen, T., Jauhiainen, L., Lötjönen, T., Virkkunen, E. & Uusi-Kämpä, J. 2014. Hoidettu viljelmätön pelto biokaasuksi - biomassan sopivuus syötteeksi ja korjuun vaikutukset tukiohjelmien muiden tavoitteiden saavuttamiseen. MAKERA Nnro 2619/312/2009 HPV biokaasuksi -Loppuraportti 28.2.2014
- Niemi, M., Eronen, V., Aitto-oja, S. & Nummi, P. 2009. Kurkien aiheuttamat viljelysvahingot ja niiden ennaltaehkäisy. Suomen ympäristö 28/2019.
- Nuutinen, V. & Palojarvi, A. 2002. Maaperäeliöstö ja maan rakenne. Teoksessa Alakukku, L. & Teräväinen, H. (toim.), Maan rakenteen hoito. Tieto tuottamaan 98. p. 24–32.
- Nuutinen, V. & Palojarvi, A. 2017. Havainnoi maaperän eliötoiminnan aktiivisuutta. Teoksessa S. Peltonen & S. Anttila (toim.), Peltojen kunnostus. Tieto tuottamaan 143. p. 26-29.
- Nuutinen, V., Butt, K., R. & Jauhiainen, L. 2011. Field margins and management affect settlement and spread of an introduced dew-worm (*Lumbricus terrestris* L.) population. *Pedobiologia* 54 (Suppl. 29): 167-172)
- Nykänen, A. & Lemola, R. 2012. Viherlannoituksen tehostaminen biokaasutuksella. In: Nykänen, A. (toim.), Typpi- ja valkuaisomavaraisuuden lisääminen palkokasveja tehokkaasti hyödyntämällä. p. 66–71.
- OECD 2001. OECD National soil surface nitrogen balances. Explanatory notes. 19 p. <http://www.oecd.org/green-growth/sustainable-agriculture/1916652.pdf>
- Oldén, A. 2016. Plant Biodiversity in boreal wood-pastures: impacts of grazing and abandonment. *Jyväskylä Studies in Biological and Environmental Science* 318: 1–82.

- Ottvall, R. & Smith, H. G. 2006. Effects of an agri-environmental scheme on wader populations of coastal meadows of southern Sweden. *Agriculture, Ecology & Ecosystems* 113: 264–271.
- Ouin, A. & Burel, F., 2002. Influence of herbaceous elements on butterfly diversity in hedgerow agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93: 45–53.
- Paasonen-Kivekäs, M. 2016. Säättösalaajitus. In: Paasonen-Kivekäs, M., Peltomaa, R., Vakkilainen, P. & Äijö, H. (toim.). *Maan ravinnetalous, ojitus, kastelu ja ympäristö. Salaajayhdistys ry, 2. täydennetty painos.* p. 337-349.
- Pakanen, V.-M. 2011. Nest predation and trampling as management risks in grazed coastal meadows. *Biodiversity and Conservation* 20: 2057–2073.
- Palojärvi, A. & Yli-Halla, M. 2004. Peltojen maaperä. Teoksessa J. Tiainen, M. Kuussaari, I. P. Laurila & T. Toivonen (toim.): *Elämää pellossa - Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus.* Edita, Helsinki. p. 75-81.
- Palojärvi, A., Alakukku, L., Martikainen, E., Niemi, M., Vanhala, P., Jörgensen, K. & Esala, M. 2002. Luonnonmukaisen ja tavanomaisen viljelyn vaikutukset maaperään. *Maa- ja elintarviketalous* 2: 88 s. + 2 liitettä. <http://www.mtt.fi/met/pdf/met2.pdf> Verkkojulkaisu päivitetty 10.4.2002.
- Palojärvi, A., Lemola, R., Turtola, E. & Alakukku, L. 2018. Viljelykierron ja karjanlannan hyödyt peltomaan biologisille ja fysikaalisille ominaisuuksille: tuloksia pitkäaikaisilta koealoilta. *Maataloustieteen päivät 2018, posterit.* p. 179. Saatavissa: http://www.smts.fi/sites/smts.fi/files/MTP2018_Abstraktikirja.pdf
- Parkkila, P. 2018. KOTOMA-hanke, Maatalouden vesiensuojelun kohdentaminen. Varsinais-Suomen ELY-keskus, Loppuraportti 26 p.
- Partala, A. & Turtola, E. 2000. Biomassanurmi estää tehokkaasti typen huuhtoutumista. *Koetoiminta ja käytäntö* 57 (6):6. Liite 24.10.2000.
- Pe'er, G., Zinngrebe, Y., Hauck, J., Schindler, S., Dittrich, A., Zingg, S., Tschardt, T., Oppermann, R., Sutcliffe, L.M.E., Sirami, C., Schmidt, J., Hoyer, C., Schleyer, C. & Lakner, S. 2017. Adding some green to the Greening: improving the EU's Ecological Focus Areas for biodiversity and farmers. *Conservation Letters* 10: 517–530.
- Pieters, A. J. 1927. *Green manuring, Principles and practice.* John Wiley & Sons, Inc. London: Chapman & Hall, Limited. 356 p.
- Piha, H. 2006. Impacts of agriculture on amphibians at multiple scales. Väitöskirja, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Helsingin yliopisto.
- Piha, H., Luoto, M., Piha, M. & Merilä, J. 2007a. Anuran abundance and persistence in agricultural landscapes during a climatic extreme. *Global Change Biology* 13: 300–311.
- Piha, M., Tiainen, J., Holopainen, J. & Vepsäläinen, V. 2007b. Effects of land-use and landscape characteristics on avian diversity and abundance in a boreal agricultural landscape with organic and conventional farms. *Biological Conservation* 140: 50–61.
- Piippo, S. 2010. Grazing tolerance of biennial meadow plants in relation to resource availability. Väitöskirja. *Acta Universitatis Ouluensis A* 557.
- Pitkänen, J. 2008. Maatalousympäristöjen pienkosteikot vesilintujen elinympäristöinä. Pro gradu tutkielma, Helsingin yliopisto, Metsäekologian laitos.
- Poeplau, C. & Don, A. 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops - A meta analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 200: 33–41.
- Poeplau, C., Aronsson, H., Myrbeck Å & Kätterer, T. 2015. Effect of perennial ryegrass cover crop on soil organic carbon stocks in southern Sweden. *Geoderma Regional* 4: 126–133. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2015.01.004>
- Powell, J. M., Jokela, W. E. & Misselbrook, T. H. 2011. Dairy slurry application method impacts ammonia emission and nitrate leaching in no-till corn silage. *Journal of Environmental Quality* 40: 383–392.

- Puustinen, M., Koskiaho, J., Gran, V., Jormola, J., Maijala, T., Mikkola-Roos, M., Puumala, M., Riihimäki, J., Raty, M. & Sammalkorpi, I. 2001. Maatalouden vesiensuojelukosteikot – VESIKOT-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 499. 61 p.
- Puustinen, M., Koskiaho, J., Jormola, J., Järvenpää, L., Karhunen, A., Mikkola-Roos, M., Pitkänen, J., Riihimäki, J., Svensberg, M. & Viksberg, P. 2007b. Maatalouden monivaikutteisten kosteikkojen suunnittelu ja mitoitus. Suomen ympäristö 21. 77 p.
- Puustinen, M., Koskiaho, J. & Peltonen, K. 2005. Influence of cultivation methods on suspended solids and phosphorus concentrations in surface runoff on clayed sloped fields in boreal climate. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105: 565-579.
- Puustinen, M., Tattari, S., Koskiaho, J. & Linjama, J. 2007a. Influence of seasonal and annual hydrological variations on erosion and phosphorus transport from arable areas in Finland. *Soil Tillage Research* 93: 44-55.
- Pykälä, J. 2003. Effects of restoration with cattle grazing to plant species composition and richness of semi-natural grasslands. *Biodiversity and Conservation* 12: 2211-2226.
- Pykälä, J. 2004. Cattle grazing increases the plant species richness of most species trait groups in mesic semi-natural grasslands. *Plant Ecology* 175: 217-226.
- Pykälä, J. 2005. Plant species responses to cattle grazing in mesic semi-natural grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 108: 109-117.
- Pykälä, J. 2007. Maintaining plant species richness by cattle grazing: mesic semi-natural grasslands as focal habitats. *Publications in Botany from the University of Helsinki* 36.
- Pykälä, J. 2008. Perinnebiotooppien hoidon erityistuella aloitetun karjan laidunnuksen merkitys niittykasveille. Sivut 160-175 teoksessa M. Kuussaari, J. Heliölä, J. Tiainen & J. Helenius (toim.): Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: MYTVAS-loppuraportti 2000-2006. Suomen ympäristö 4/2008.
- Pykälä, J. & Heikkinen, R. K. 2005. Complementarity-based algorithms for selecting sites to preserve grassland plant species. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 106: 41-48.
- Pykälä, J., Luoto, M., Heikkinen, R. K. & Kontula, T. 2005. Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. *Basic and Applied Ecology* 6: 25-33.
- Pywell, R.F., James, K.L., Herbert, I., Meek, W.R., Carvell, C., Bell, D. & Sparks, T.H. 2005. Determinants of overwintering habitat quality for beetles and spiders on arable farmland. *Biological Conservation* 123: 79-90.
- Pöyry, J. 2007. Management of semi-natural grasslands for butterfly and moth communities. PhD Thesis, University of Helsinki.
- Pöyry, J., Lindgren, S., Salminen, J. & Kuussaari, M. 2004. Restoration of butterfly and moth communities in semi-natural grasslands by cattle grazing. *Ecological Applications* 14: 1656-1670.
- Pöyry, J., Lindgren, S., Salminen, J. & Kuussaari, M. 2005. Responses of butterfly and moth species to restored cattle grazing in semi-natural grasslands. *Biological Conservation* 122: 465-478.
- Pöyry, J., Luoto, M., Paukkunen, J., Pykälä, J., Raatikainen, K. & Kuussaari, M. 2006. Comparative responses of plants and herbivore insects to continuous gradient of vertebrate grazing. *Oikos* 115: 401-412.
- Pöyry, J., Paukkunen, J., Heliölä, J. & Kuussaari, M. 2009. Relative contributions of local and regional factors to species richness and total density of butterflies and moths in semi-natural grasslands. *Oecologia* 160: 577-587.
- Raatikainen, K. 2008. Arvokkaiden perinnebiotooppien kasvillisuuden seuranta Uudellamaalla ja Pirkanmaalla 2000-2006. Sivut 140-159 teoksessa M. Kuussaari, J. Heliölä, J. Tiainen & J. Helenius (toim.): Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: MYTVAS-loppuraportti 2000-2006. Suomen ympäristö 4/2008.

- Raatikainen 2018. Conservation of traditional rural biotopes in Finland: a social-ecological approach. *Jyväskylä Studies in Biological and Environmental Science* 340: 1-151.
- Raatikainen, K.J. & Raatikainen, K., 2015. Valtion maiden perinnebiotooppien pinta-alaselvitys 2014. In Finnish, Metsähallitus, Parks & Wildlife Finland, Jyväskylä, Tikkurila.
- Raatikainen, K. M., Heikkinen, R. H. & Pykälä, J. 2007. Impact of local and regional factors on vegetation of boreal semi-natural grasslands. *Plant Ecology* 189: 155–173.
- Raatikainen, K., Luoto, M. & Heikkinen, R. K. 2009. Relative importance of habitat area, connectivity, management and local factors for vascular plants: spring ephemerals in boreal semi-natural grasslands. *Biodiversity and Conservation* 18: 1067–1085.
- Raatikainen, K.J., Mussaari, M., Raatikainen, K.M. & Halme, P., 2017. Systematic targeting of management actions as a tool to enhance conservation of traditional rural biotopes. *Biological Conservation* 207: 90–99.
- Rahkonen, A. 1996. Varhaisviljelyn jäännösravinteet talteen kerääjäkasvilla. *Tuottava Peruna* 2/96:36-37.
- Rasa, K., Eickhorst, T., Tippkötter, R. & Yli-Halla, M. 2012. Structure and pore system in differently managed clayey surface soil as described by micromorphology and image analysis. *Geoderma* 173: 10–18.
- Rauramo, T. & Kekäläinen, H. 2000. Maatalouden ympäristötuen kohdentuminen ja hoitomuodot perinnebiotoopeilla Pohjois-Pohjanmaalla ja Uudellamaalla. *Suomen ympäristökeskuksen moniste* 174.
- Rautiainen, P. 2006. Population biology of the *Primula sibirica* group species inhabiting frequently disturbed sea-shore meadows: implications for management. Väitöskirja. *Acta Universitatis Ouluensis A* 453.
- Regina K. & Heikkinen J. 2017. Hiilen sitominen ja talteenotto maataloudessa. Kirjassa: Maaseutuohjelman ympäristöarviointi. A. Yli-Viikari & J. Aakkula (toim.). *Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus* 54/2017, Luonnonvarakeskus, Helsinki 2017. URN: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-455-7>
- Regina, K., Kaseva, J. & Esala, M., 2013. Emissions of nitrous oxide from boreal agricultural mineral soils Statistical models based on measurements. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 164: 131–136.
- Regina, K., Sheehy, J. & Myllys, M., 2014. Mitigating greenhouse gas fluxes from cultivated organic soils with raised water table. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 20: 1529–1544.
- Regina, K., Syväsalu, E., Hannukkala, A. & Esala, M. 2004. Fluxes of N₂O from farmed peat soils in Finland. *European Journal of Soil Science* 55: 591-599.
- Regina, K., Virkajärvi, P., Saarijärvi, K. & Maljanen, M. 2006. Kasvihuonekaasupäästöt laitumilta ja suojakais-toilta. Kirjassa: Laitumien ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. P. Virkajärvi & J. Uusi-Kämpä (toim.). *Maa- ja elintarviketalous* 76, 208 s.
- Rodhe, L. & Etana, A. 2005. Performance of slurry injectors compared with band spreading on three Swedish soils with ley. *Biosystems Engineering* 92: 107–118.
- Roslin, T. & Heliövaara, K. 2007. Suomen lantakuoriaiset. Yliopistopaino Kustannus, Helsinki.
- Roslin, T., Avomaa, T., Leonard, M., Luoto, M. & Ovaskainen, O. 2009. Some like it hot: Microclimatic variation affects the abundance and movements of a critically endangered dung beetle. *Insect Conservation and Diversity* 2: 232–241.
- Räty, M., Virkajärvi, P. & Järvenranta, K. 2015. Syksyllä nurmelle sijoittamalla levitetyn lietelannan vaikutus saatoon ja ravinnehuuhtoumiin. In: Ruokojärvi, A. (toim) *Ravinnehävikit euroiksi*. p. 43–52. www.savonia.fi/julkaisut
- Rönkä, A. 2006. Dynamics, genetic structure and viability of a small and declining Temminck's Sting (*Calidris temminckii*) population. Väitöskirja. *Acta Universitatis Ouluensis A* 465.

- Šálek, M., Kučera, T., Zimmermann, K., Bartůšková, I., Plátek, M., Grill, S. & Konvička, M. 2015. Edges within farmland: Management implications of taxon specific species richness correlates. *Basic and Applied Ecology* 16: 714–725.
- Salo, T. & Turtola, E., 2006. Nitrogen balance as an indicator of nitrogen leaching in Finland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 113: 98–107.
- Sarkodie-Addo, J., Lee, H. & Baggs, E. 2003. Nitrous oxide emissions after application of inorganic fertilizer and incorporation of green manure residues. *Soil Use and Management* 19: 331–339.
- Scheper, J., Bommarco, R., Holzschuh, A., Potts, S.G., Riedinger, V., Roberts, S.P.M., Rundlöf, M., Smith, H.G., Steffan-Dewenter, I., Wickens, J.B., Wickens, V.J., & Kleijn, D. 2015. Local and landscape-level floral resources explain effects of wildflower strips on wild bees across four European countries. *Journal of Applied Ecology* 52: 1165–1175.
- Scheper, J., Holzschuh, A., Kuussaari, M., Potts, S.G., Rundlöf, M., Smith, H.G. & Kleijn, D. 2013. Environmental factors driving the effectiveness of European agri-environmental measures in mitigating pollinator loss – a meta-analysis. *Ecology Letters* 16: 912–920.
- Schjønning, P., Christensen, B.T. & Carstensen, B. 1994. Physical and chemical properties of a sandy loam receiving animal manure, mineral fertilizer on no fertilizer for 90 years. *European Journal of Soil Science* 45: 257–268.
- Schmidt, M.H. & Tschardtke, T. 2005. The role of perennial habitats for central European farmland spiders. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105: 235–242.
- Schulman A., Alanen A., Hæggström C.-A., Huhta A.-P., Jantunen J., Kekäläinen H., Lehtomaa L., Pykälä J. & Vainio, M. 2008. Perinnebiotoopit. Teoksessa: Raunio A., Schulman A. & T. Kontula (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 2: Luontotyyppien kuvaukset Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 6/2011: 397–465.
- Schulman, A., Heliölä, J. & Pykälä, J. 2006. Maatalouden ympäristötuen sopimusalueiden laatu ja hoidon toteutuminen – perinnebiotooppien hoidon ja luonnon monimuotoisuuden edistämisen erityistuet. Suomen ympäristö 3/2006: 1–87.
- Sharpley, A. N., Bergström, L., Aronsson, H., Bechmann, M., Bolster, C. H., Börling, K., Djodjic, F., Jarvie, H. P., Shoumans, O. F., Stamm, C., Todderski, K. S., Ulén, B., Uusitalo, R. & Withers, P. J. A. 2015. Future agriculture with minimized phosphorus losses to waters: Research needs and direction. *Ambio* 44 (Suppl.2):163–179.
- Sheehy, J., Regina, K., Alakukku, L. & Six, J. 2015. Impact of no-till and reduced tillage on aggregation and aggregate-associated carbon in Northern European agroecosystems. *Soil & Tillage Research* 150: 107–113.
- Shepherd, M. & Nevell-Price, P. 2013. Manure management practices applied to a seven-course rotation on a sandy soil: effects on nitrate leaching. *Soil Use and Management* 29: 210–219.
- Sihvonen, M., Hyytiäinen, K., Valkama, E. & Turtola, E. 2018. Phosphorus and nitrogen yield response models for dynamic bio-economic optimization: an empirical approach. *Agronomy* 8, 41.
- Skøien, S. 1988. Virkning av jordarbeiding og plantedekke på erosjon og fosforavrenning. *Norsk landbruksforskning* 2: 207–218.
- Skøien, S., Børresen, T., Lundekvam, H. & Uhlen, G. 1995. Effects of plant cover and tillage on soil erosion and phosphorus losses in surface runoff. In: Linden, B. (ed.). Proceedings on NJF seminar no. 245. The use of catch or cover crops to reduce leaching and erosion. NJF-utredning/rapport nr 99. Knivsta Sweden 3-4 October 1994. p. 142–147.
- Smith, D. R., Francesconi, W., Livingston, S. J. & Huang, C. 2015. Phosphorus losses from monitoring fields with conservation practices in the Lake Erie Basin, USA. *Ambio* 44: 319–331.
- Smith, D. R. Warnemuende, E. A., Huang, C. & Heathman, G. C. 2007. How does the first year tilling an long-term no-tillage field impact soluble nutrient losses in runoff. *Soil & Tillage Research* 95: 11–18:

- Soane, B. D., Ball, B. C., Arvidson, J., Basch, G., Moreno, F. & Roger-Estrade, J. 2012. No-till in northern, western and south-western Europe: A review of problems and opportunities for crop production and environment. *Soil & Tillage Research* 118: 66–87.
- Soinne, H., Hyväluoma, J., Ketoja, E. & Turtola, E. 2016. Relative importance of organic carbon, land use and moisture conditions for aggregate stability of post-glacial clay soils. *Soil & Tillage Research* 158: 1–9.
- Soon, Y.K., Arshad, M.A., Haq, A. & Lupwayi, N. 2007. The influence of 12 years of tillage and crop rotation on total and labile organic carbon in a sandy loam soil. *Soil & Tillage Research* 95: 38–46.
- Stehfest, E. & Bouwman, L. 2006. N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 74: 207–228.
- Stepherd, M. A. & Newell-Price, P. 2013. Manure management practices applied to a seven-course rotation on a sandy soil: Effects on nitrate leaching. *Soil Use and Management* 29(2): 210–219.
- Suojala-Ahlfors, T. Uusitalo, R., Kivijärvi, P. & Hurme, T. 2017. Vihannesten fosforilannoitustutkimus. In: Suojala-Ahlfors, T. (toim.). 2017. Vihannesten ja mansikan tasapainoinen fosfori- ja typpilannoitus. Luonnonvara- ja biotaloudentutkimus 44/2017. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 84 p.
- Sybertz, J., Matthies, S., Schaarschmidt, F., Reich, M. & von Haaren, C. 2017. Assessing the value of field margins for butterflies and plants: how to document and enhance biodiversity at the farm scale. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 249: 165–176.
- Syversen, N. 1994. Effect of vegetative filter strips on minimizing agricultural runoff in southern Norway. In: Persson, R. (ed.). *Proceedings of NJF-seminar 247, Agrohydrology and nutrient balances*. Uppsala, Sweden: Division of Agricultural Hydro-technics Swedish University of Agricultural Sciences Communications 94: 5. p. 70–74.
- Sørensen, P. 2004. Immobilisation, remineralisation and residual effects in subsequent crops of dairy cattle slurry nitrogen compared to fertiliser nitrogen. *Plant and Soil* 267: 285–296.
- Søvik, A.K., Augustin, J., Heikkinen, K., Huttunen, J.T., Necki, J.M., Karjalainen, S.M., Kløve, B., Liikanen, A., Mander, U., Puustinen, M., Teiter, S. & Wachniew, P., 2006. Emission of the greenhouse gases nitrous oxide and methane from constructed wetlands in Europe. *Journal of Environmental Quality* 35 (6): 2360–2373.
- Tan, C.S., Drury, C.F., Sultani, M., van Wesenbeck, I.J., Ng, H., Gaynor, J.D. & Welacky, T.W. 1998. Controlled drainage and subirrigation effects on crop yields and water quality. *Drainage in the 21st Century: Food Production and Environment*. Proceedings of the Seventh International Drainage Symposium. ASAE Vol. 7, 02-98, 676–683.
- Tarmi, S., Helenius, J. & Hyvönen, T. 2009. Importance of edaphic, spatial and management factors for plant communities of field boundaries. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 131: 201–206.
- Thiere, G., Milenkovski, S., Lindgren, P.-E., Sahlén, G., Berglund, O. & Weisner, S. 2009. Wetland creation in agricultural landscapes: Biodiversity benefits on local and regional scales. *Biological Conservation* 142: 964–973.
- Thompson, C. A. & Whitney, D. A. 2000. Effects of 30 years of cropping and tillage systems on surface soil test changes. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 31 (1-2): 241–257. doi: 10.1080/00103620009370433
- Tiainen, J. & Seimola, T. 2014. Maatalousympäristön linnuston habitaattien välinen tiheysvaihtelu. *Linnut-vuosikirja* 2013: 72-79.
- Tiainen, J., Piha, M. & Vepsäläinen, V. 2007. Kesantojen merkitys pesimälinnustolle (Importance of set-asides for breeding farmland birds). Teoksessa: Salonen, J., Keskitalo, M. & Segerstedt, M. (toim.), *Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus*. Maa- ja elintarviketalous 110: 70–80. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus.

- Tiainen, J., Pitkänen, J., Rintala, J. & Seimola, T. 2010. Maatalousympäristön kosteikkojen merkitys vesilinnustolle. Sivut 90–94 teoksessa J. Aakkula, T. Manninen & M. Nurro (toim.): Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3) – Väiliraportti. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 1/2010.
- Tiainen, J., Seimola, T., Holmström, H. & Rintala, J. 2012. Ahvenanmaan maatalousympäristön linnusto 2002 ja 2011 (Farmland bird populations in Åland in 2011 with a comparison to 2001 and continental Finland). Linnutusvuosikirja 2011: 48–57.
- Tiainen, J., Seimola, T. & Rintala, J. 2014. Maatalousympäristön pesimälinnusto. Teoksessa: Aakkula, J. & Leppänen, J. (toim.). Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS3). Loppuraportti. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 3/2014. p. 106-132.
- Toivonen, M., Herzon, I. & Helenius, J. 2013. Environmental fallows as a new policy tool to safeguard farmland biodiversity in Finland. *Biological Conservation* 159: 355–366.
- Toivonen, M., Herzon, I. & Kuussaari, M. 2015. Differing effects of fallow type and landscape structure on the occurrence of plants, pollinators and birds on environmental fallows in Finland. *Biological Conservation* 181:36-43.
- Toivonen, M., Herzon, I. & Kuussaari, M. 2016. Community composition of butterflies and bumblebees in fallows: niche breadth and dispersal capacity modify responses to fallow type and landscape. – *Journal of Insect Conservation* 20: 23-34.
- Toivonen, M., Huusela-Veistola, E. & Herzon, I. 2018: Perennial fallow strips support biological pest control in spring cereal in Northern Europe. *Biological Control* 121: 109–118.
- Torstensson, G., Aronsson, H. & Ekre, E. 2011a. Utlakningsförsök med vitsenap och oljerättika som eftersådda fånggrödor. Slutrapport. *Ekohydrologi* 124. 13 p.
- Torstensson, G., Aronsson, H. & Ekre, E. 2011b. Kväve- och fosforutlakning efter potatis – utlakning efter olika potatistyper. *Ekohydrologi* 127. 18 p.
- Tripolskaja, L., Baksiene, E., Razukas, A. & Sidlauskas, G. 2016. How organic fertilizers change chemical element leaching: a summary of the lysimeter studies in Lithuania 1987-2014. *Polish Journal of Environmental Studies* 25: 2589–2599.
- Tscharntke, T., Batáry, P. & Dormann, C.F. 2011. Set-aside management: How do succession, sowing patterns and landscape context affect biodiversity? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 143: 37–44.
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. & Thies, C. 2005: Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity—ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857–874.
- Turakainen, M. 2015. Ankeröisen torjunta juurikkaalla saneerauskasvin avulla. In: Viljelykiertojen monipuolistaminen. Tieto tuottamaan 141. p. 38.
- Turtola, E. 1992. Kesannointimenetelmän vaikutus typen ja fosforin huuhtoutumiseen. In: Rekolainen, S. & Kauppi, L. (eds.). Maatalous ja vesien kuormitus. Yhteistutkimusprojektin tutkimusraportit. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 359. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallitus. p. 135–145.
- Turtola, E. & Jaakkola, A. 1985. Viljelykasvin ja lannoitustason vaikutus typen ja fosforin huuhtoutumiseen savimaasta. Maatalouden tutkimuskeskus. Tiedote 6/85. Jokioinen 43 p.
- Turtola, E. & Jaakkola, A. 1987. Viljelykasvin vaikutus ravinteiden huuhtoutumiseen savimaasta Jokioisten huuhtoutumiskentältä v. 1983–1986. Maatalouden tutkimuskeskus. Tiedote 22/87. Jokioinen. 34 p.
- Turtola, E. & Jaakkola, A. 1995. Loss of phosphorus by surface runoff and leaching from a heavy clay soil under barley and grass ley in Finland. *Acta Agriculturae Scandinavica Sect. B, Soil and Plant Science* 45:159–165

- Turtola, E. & Kemppainen, E. 1998. Nitrogen and phosphorus losses in surface runoff and drainage water after application of slurry and mineral fertilizer to perennial grass ley. *Agricultural and Food Science in Finland* 7: 569–581.
- Turtola, E. & Puustinen, M. 1998. Kasvipeitteisyys ravinnehuuhtoumien vähentäjänä. *Vesitalous* 1/1998:6–11.
- Turtola, E. & Yli-Halla, M. 1998. Fate of phosphorus in slurry and mineral fertilizer: accumulation in soil and release onto surface runoff water. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 55: 165–174.
- Turtola, E., Alakukku, L., Uusitalo, R. & Kaseva, A. 2007. Surface runoff, subsurface drainflow and soil erosion as affected by tillage in a clayed Finnish soil. *Agricultural and Food Science* 16: 332–351.
- Turtola, E., Lemola, R., Laitinen, P., Kiljala, J., Esala, M., Rämö, S., Huttu, S., Joki-Tokola, E., Hakkola, H. & Lehto, E. 2005. Ympäristökuormitus luonnonmukaisessa viljelyssä. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, 68 p.
- Turtola, E., Salo, T., Miettinen, A., Iho, A., Valkama, E., Rankinen, K., Virkajärvi, P., Tuomisto, J., Sipilä, A., Muurinen, S., Turakainen, M., Lemola, R., Jauhiainen, R., Uusitalo, R., Grönroos, J., Mylly, M., Heikkinen, J., Merilaita, S., Cano Bernal, J., Savela, P., Kartio, M., Salopelto, J., Finér, A. & Jaakkola, M. 2017. Hyötyä taseista – Ravinnetaseiden tulkinta ympäristön ja viljelyn hyödyksi. *Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus* 15/2017. 70 p.
- Tälle, M., Deák, B., Poschlod, P., Valkó, O., Westerberg, L. & Milberg, P. 2016. Grazing vs. mowing: a meta-analysis of biodiversity benefits for grasslands management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 222: 200–212.
- Tälle, M., Deák, B., Poschlod, P., Valkó, O., Westerberg, L. & Milberg, P. 2018. Similar effects of different mowing frequencies on the conservation value of semi-natural grasslands in Europe. *Biodiversity and Conservation* 27: 2451–2475.
- Török, P., Hölzel, N., van Diggelen, R. & Tischew, S. 2016. Grazing in European open landscapes: How to reconcile sustainable land management and biodiversity conservation? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 234: 1–4.
- Uhlen, G. 1978. Nutrient leaching and soil surface runoff in field lysimeters on a cultivated soil. I. Runoff measurements, water composition and nutrient balances. *Meldinger fra Norges landbrukshogskole* 57, 27. 26 p.
- Ulén, B. 1997. Nutrient losses by surface run-off from soils with winter cover crops and spring-ploughed soils in the south of Sweden. *Soil & Tillage Research* 44: 165–177.
- Ulén, B., Aronsson, H., Bechmann, M., Krogstad, T., Ørgarden, L. & Stenberg, M. 2010. Soil tillage methods to control phosphorus loss and potential side-effects: a Scandinavian review *Soil Use and Management* 26: 94–107.
- Underwood, E. & Tucker, G. 2016. Ecological Focus Area choices and their potential impacts on biodiversity. Report for BirdLife Europe and the European Environmental Bureau. Institute for European Environmental Policy, London. Final report, 25.11.2016. 103 s. DOI: 10.13140/RG.2.2.12692.30085.
- Uusi-Kämpä, J. 2017. A long-term field experiment: Effect of buffer strips on erosion and nutrient losses in boreal conditions. Lu WQ 2017, The Hague, The Netherlands, 29 May - 1 June 2017. p. 17
- Uusi-Kämpä, J. & Heinonen-Tanski, H. 2008. Evaluating slurry broadcasting and injection to ley for phosphorus losses and fecal microorganisms in surface runoff. *Journal in Environmental Quality* 37: 2339–2350.
- Uusi-Kämpä, J. & Jauhiainen, L. 2010. Long-term monitoring of buffer zone efficiency under different cultivation techniques in boreal conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 137: 75–85.
- Uusi-Kämpä, J. & Kilpinen, M. 2000. Suojakaistat ravinnekuormituksen vähentäjänä. *Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja. Sarja A* 83. Jokioinen.
- Uusi-Kämpä, J. & Mattila, P. K. 2010. Nitrogen losses from grass ley after slurry application - surface broadcasting vs. injection. *Agricultural and Food Science in Finland* 19: 327–340.

- Uusi-Kämpä, J., Mäensivu, M., Westberg, V., Regina, K., Rosendahl, R., Virtanen, S., Yli-Halla, M., Ylivainio, K., Osterholm, P. & Turtola, E. 2012 a. Greenhouse gas emissions and nutrient losses to water from an acid sulfate soil with different drainage systems. In: Österholm, P., Yli-Halla, M., Edén, P. (Eds.). Proceedings of the 7th International Acid Sulfate Soil Conference, Vaasa, Finland, 2012. Geological Survey of Finland, Guide 52: 141–143.
- Uusi-Kämpä, J., Yli-Heikkilä, K., Kaseva, J. & Niemeläinen, O. 2012b. Nurmen niittoajankohta vaikuttaa vesistöjen fosforikuormitukseen. *Maaseudun tiede* 22.10.2012 69:17.
- Uusitalo, R. & Aura E. 2005. A rainfall simulation study on the relationships between soil test P versus dissolved and potentially bioavailable particulate phosphorus forms in runoff. *Agricultural and Food Science* 14: 335–345
- Uusitalo, R. & Jansson, H. 2002. Dissolved reactive phosphorus in runoff assessed by soil extraction with an acetate buffer. *Agricultural and Food Science in Finland* 11: 343–353.
- Uusitalo, R. & Turtola, E. 2003. Determination of redox-sensitive phosphorus in field runoff without sediment pre-concentration. *Journal of Environmental Quality* 32(1): 70-77.
- Uusitalo, R., Ekholm, P., Lemola, R., Rankinen, K., Sarvi, M., Cano Bernal, J. E., Ylivainio, K. & Keinänen, H. 2014. Fosforikuormitus ja maan eroosio. In: Aakkula, J. & Leppänen, J. (toim.) Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3), loppuraportti. Maa- ja metsätalousministeriö 3/2014. 265 p.
- Uusitalo, R., Hyväluoma, J., Valkama, E., Ketoja, E., Vaahtoranta, A., Virkajärvi, P., Grönroos, J., Lemola, R., Ylivainio, K., Rasa, K. & Turtola, E. 2016. A simple dynamic model of soil test phosphorus responses to phosphorus balances. *Journal of Environmental Quality* 45: 977–983.
- Uusitalo, R., Lemola, R. & Turtola, E. 2018. Surface and subsurface phosphorus discharge from a clay soil in nine-year study comparing no-till and plowing. *Journal of Environmental Quality* 47: 1478–1486.
- Uusitalo, R., Turtola, E., Grönroos, J., Kivistö, J., Mäntylähti, V., Turtola, A., Lemola, R. & Salo, T. 2007a. Finnish trends in phosphorus balances and soil test phosphorus. *Agricultural and Food Science* 16: 301–316.
- Uusitalo, R., Turtola, E. & Lemola, R. 2007b. Phosphorus losses from a subdrained clayed soil as affected by cultivation practices. *Agricultural and Food Science* 16: 352–365.
- Uusitalo, R., Turtola, E., Puustinen, M., Paasonen-Kivekäs, M. & Uusi-Kämpä, J. 2003. Contribution of particulate phosphorus to runoff phosphorus bioavailability. *Journal of Environmental Quality* 32: 2007–2016.
- Valkama, E., Lemola, R., Känkänen, H. & Turtola, E. 2015. Meta-analysis of the effects of undersown catch crops on nitrogen leaching loss and grain yields in the Nordic countries. *Review. Agriculture, Ecosystems & Environment* 203: 93–101.
- Valkama, P., Mäkinen, E., Ojala, A., Vahtera, H., Lahti, K., Rantakokko, K., Vasander, H., Nikinoja, E. & Wahlroos, O. 2017. Seasonal variation in nutrient removal efficiency of a boreal wetland detected by high-frequency online monitoring. *Ecological Engineering* 98: 307–317.
- Valkama, E., Rankinen, K., Virkajärvi, P., Salo, T., Kapuinen, P. & Turtola, E. 2016. Nitrogen fertilization of grass leys: Yield production and risk of N leaching. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 230: 341–352.
- Valkama, E., Salo, T., Esala, M. & Turtola, E. 2013. Nitrogen balances and yields of spring cereals as affected by nitrogen fertilization in northern conditions: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 164: 1–13.
- Valkama, E., Usva, K., Saarinen, M. & Uusi-Kämpä, J. 2018. Meta-analysis on nitrogen retention by buffer zones. *Journal of Environmental Quality* 48: 270–279.
- Valkama, E., Uusitalo, R. & Turtola, E. 2011. Yield response models to phosphorus application: a research synthesis of Finnish field trials to optimize fertilizer P use of cereals. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 91:1–15.

- Valkama, E., Uusitalo, R., Ylivainio, K., Virkajärvi, P. & Turtola, E. 2009. Phosphorus fertilization: A meta-analysis of 80 years of research in Finland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 130: 75–85.
- Van Buskirk J. & Willi Y. 2004. Enhancement of farmland biodiversity within set-aside land. *Conservation Biology* 18: 987–994.
- Van Klink, R., van der Plas, F., van Noordwijk, C.G.E., Wallis de Vries, M.F. & Olff, H. 2015. Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity. *Bioogyl Reviews* 90: 347–366.
- Vepsäläinen, V., Tiainen, J., Holopainen, J., Piha, M. & Seimola, T. 2010. Improvements in the Finnish agri-environment scheme are needed in order to support rich farmland avifauna. *Annales Zoologici Fennici* 47: 287–305.
- Vinther, P., Hansen, E. & Olesen, J. 2004. Effects of plant residues on crop performance, N mineralisation and microbial activity including field CO₂ and N₂O fluxes in unfertilised crop rotations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70:189–199.
- Wahlroos, O., Valkama, P., Mäkinen, E., Ojala, A., Vasander, H., Väänänen, V.-M., Halonen, A., Lindén, L., Nummi, P., Ahponen, H., Lahti, K., Vessman, T., Rantakokko, K. & Nikinmaa, E. 2015. Urban wetland in Finland: improving water quality and creating endangered habitats. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 11(1): 46–60.
- Weeks, J.M. 2008. Perennial grass based crop rotations in Virginia: Effects on soil quality, disease incidence and cotton and peanut growth. M.Sc. Thesis. Crop and Environmental Sciences. Virginia Polytechnic Institute and State University.
- Wilson, J.B., Peet, R.K., Dengler, J., Pärtel, M. 2012. Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science* 23, 796–802.
- Wratten, S.D., Gillespie, M., Decourtye, A., Mader, E., Desneux, N. 2012. Pollinator habitat enhancement: benefits to other ecosystem services. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 159: 112–122.
- Wright, S. F. & Anderson, R. L. 2000. Aggregate stability and glomalin in alternative crop rotations for the central Great Plains. *Biology and Fertility of Soils* 31: 249–253.
- Xue, Y., Kovacic, D. A., David, M. B., Gentry, L.E. Mulvaney, R. L. & Lindau, C. W. 1999. In situ measurements of denitrification in constructed wetlands. *Journal of Environmental Quality* 28: 262–269.
- Yli-Heikkilä, K. 2012. Mitigating agricultural phosphorus leaching. The effect of timing in grass harvesting in mitigating wintertime phosphorus leaching. Kandidaatin tutkielma. Tampere University of Applied Sciences. 61 p.
- Ylivainio, K., Sarvi, M., Lemola, R., Uusitalo, R. & Turtola, E. 2015. Regional P stocks in soil and in animal manure as compared to P requirement of plants in Finland. *Natural resources and bioeconomy studies* 62/2015. 32 p.
- Yli-Viikari, A. & Aakkula, J. 2017. Maaseutuohjelman ympäristöarviointi. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 54/2017. 100 p.
- Yli-Viikari, A., Hietala-Koivu, R., Huusela-Veistola, E., Hyvönen, T., Perälä, P. & Turtola, E. 2007. Evaluating agri-environmental indicators (AEIs) – Use and limitations of international indicators at national level. *Ecol. Indic.* 7, 150–163.
- Ylärinta, T., Uusi-Kämppe, J. & Jaakkola, A. 1993. Leaching of nitrogen in barley, grass ley and fallow lysimeters. *Agricultural Science in Finland* 2: 281–291.
- Zhou, Z., Palmberg, C., Ericson, L., Dryler, K., Lindgren, K., Bergkvist, G. & Parsons, D. 2019. A 60-years old field experiment demonstrates the benefit of leys in the crop rotation. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science* 69(1): 36–42. <https://doi.org/10.1080/09064710.2018.1492010>
- Öckinger, E., Eriksson, A.K. & Smith, H.G. 2006. Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants. *Biological Conservation* 133: 291–300.

Österholm, P., Virtanen, S., Rosendahl, J., Uusi-Kämpä, J., Ylivainio, K., Yli-Halla, M., Mäensivu, M. & Turtola, E. 2015. Groundwater management of acid sulfate soils using controlled drainage, by-pass flow prevention, and subsurface irrigation on a boreal farmland. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science* 65: 110-120.