

Kirjallisuuskatsaus peitekasvien vaikutuksista typen ja fosforin huuhtoutumiseen

Paula Luodeslampi, VHVSY

(Puhtaaksikirjoitus sekä joitakin tarkennuksia ja lisäyksiä: Hannu Känkänen, Luke)

UusiRaHa –hanke

1. Johdanto

Suomessa yli puolet vesistöihin päätyvästä ihmistoimintojen aiheuttamasta ravinnehuuhtoumasta arvioidaan olevan peräisin maataloudesta. Orgaanisen aineksen ja ravinteiden huuhtoutuminen laskee peltojen viljavuutta ja aiheuttaa taloudellisia tappioita viljelijöille. Vesistöihin huuhtoutuvat ravinteet ja maa-aines puolestaan huonontavat vastaanottavan vesistön laatua aiheuttaen mm. rehevöitymistä, samentumista ja leväkukintoja. Fosfori lisää levien kasvua etenkin sisävesissä ja rannikkomeren alueella, typpi puolestaan on minimiravinne avomerellä (Pietiläinen ja Räike 1999; Kauppila ja Bäck 2001). Suomessa fosforia huuhtoutuu vesistöihin vuosittain noin 6 800 tn, josta maatalouden osuus on 2 600 tn. Typen vastaavat luvut olivat vuonna 2006 Suomen ympäristökeskuksen mukaan 145 000 t ja 39 500 tn. Maa- ja metsätalouden tietopalvelukeskus puolestaan arvioi, että maatalouden osuus vuonna 2011 oli 34 000 tn N/v. Hehtaarikohtaiset kuormitusluvut olivat vuosituhannen vaihteen tienoilla keskimäärin 1,1 kg fosforia ja 15 kg typpeä (Vuorenmaa ym. 2002).

Erosio ja ravinnekuormitus painottuvat kevään lumensulamiskausiin ja syksyn sateisiin jaksoihin (Rekolainen 1992; Lam ym. 2016), jolloin pellot ovat kasvipeitteettämiä ja muokattuja. Eroosiota ja maa-ainekseen sitoutuneen fosforin huuhtoutumista voidaan vähentää säilyttämällä pellot kasvipeitteisinä ympäri vuoden (Chambers ym. 2000; Puustinen ym. 2005 ja 2007). Kasvipeitteisyydellä voidaan vähentää myös typen huuhtoutumista, kun liukoisena maassa oleva nitraattityppi pidättyy kasvien juuristoon ja biomassaan (Valkama ym. 2015). Ympärivuotisella kasvipeitteisyydellä, esimerkiksi peitekasveilla, voidaan lisäksi parantaa maan rakennetta ja lisätä orgaanisen aineksen määrää (Tonitto ym. 2006; Damon ym. 2014). Tässä kirjallisuuskatsauksessa tarkastellaan kerääjä- ja aluskasvien vaikutusta typen ja fosforin huuhtoutumiseen pohjoismaisissa ilmasto-olosuhteissa.

2. Peitekasvit

Peitekasvi tai kerääjäkasvi on yleisnimi kasveille, jotka eivät ole varsinaisia tuotantokasveja ja jotka kylvetään pellolle kasvamaan samaan aikaan yksivuotisen viljelykasvin kanssa tai sen korjuun jälkeen. Peitekasvin tarkoituksena on pitää pelto kasvipeitteisenä kasvukauden ulkopuolella. Kasvit ja niiden juuret pitävät maa-ainesta paikoillaan ja suojaavat sitä vesipisaroiden iskuilta ja pintavalunnalta. Ne lisäävät maan orgaanisen aineksen määrää ja biologista aktiivisuutta, mikä parantaa edelleen maan mururakennetta ja vedenpidätyskykyä sekä estää tiivistymistä (Soane 1990; Wolf ja Snyder 2003). Orgaaninen aines toimii ravintona mikrobeille ja maaperäeliöille ja parantaa niiden elinoloja maassa. Maaperäeliöt puolestaan hajottavat orgaanista ainesta, muokkaavat maata ja kaivavat käytäviä, joita pitkin vesi voi imeytyä pinnalta syvemmälle. Ne myös erittävät liima-aineita, jotka stabiloivat maahiukkasia ja toimivat kemiallisia reaktioita nopeuttavina katalyytteina (Ladd ym. 1996).

Peitekasvit sitovat viljelykasvilta maahan jääviä ja viljelykasvin tähteistä tai maasta vapautuvia ravinteita pienentäen ravinteiden huuhtoutumisriskiä. Matala- ja syväjuurisia kasveja vuorottelemalla parannetaan

maan rakennetta ja saadaan ravinteet käyttöön tehokkaasti koko muokkauskerroksesta. Viljelykasveista mm. apila ja sinimailanen rei'ittävät maata syvälle ulottuvilla juurillaan tehokkaammin kuin lähelle pellon pintakerrosta juuristonsa muodostavat viljakasvit (Klepper 1992; Pietola ja Smucker 1995). Nurmikasvien tiheä juuristo puolestaan kuohkeuttaa ja murustaa maan pintakerrosta (Heinonen 1992).

Typensitojakasveja (palkokasvit: pavut, herneet, apilat, virnat, mailaset, vuohenherne) käyttämällä voidaan kasvattaa maaperän typpipitoisuutta ilman keinotekoisia typpilannoitteita, sillä kasvit sitovat ilmakehän typpikaasua juurinystryöillään. Juurinystryöissä elävät bakteerit luovuttavat kasville sitomaansa typpeä, jota vastaan kasvi antaa bakteereille energiapitoisia yhteyttämistuotteita. Tämän lisäksi mm. Azotobacter ja Klebsiella-bakteerit elävät löyhässä vuorovaikutuksessa kasvien juurten läheisyydessä ja sitovat muutamia kiloja typpeä hehtaaria kohden kasvukauden aikana.

Suomessa viljanviljely on keskittynyt maan eteläosiin. Peitekasveja käyttämällä voidaan parantaa yksipuolisesta viljanviljelystä aiheutuvia haittoja (maan tiivistyminen, orgaanisen aineksen vähentyminen, alhainen biologinen aktiivisuus, kasvitaudit) ja lisätä kasvipeitteisen ajan kestoa. Peltojen kantavuus paranee ja valunta vähenee, kun kasvusto käyttää syksylläkin vettä (Dabney ym. 2001; Shah ym. 2017). Kerääjäkasvin tulee kasvaa nopeasti pääkasvin korjuun jälkeen, mutta aluskasvina se ei saa kilpailla liiaksi pääkasvin kanssa. Kasvin tulee myös ottaa typpeä tehokkaasti maasta, jotta huuhtoutumiselle alttiin nitraattitypen pitoisuus pysyy mahdollisimman alhaisena. Toinen tärkeä ominaisuus on kasvimassaan sidotun typen pitäminen sidottuna suurimman valuntakauden aikana. Peitekasvi voi ympäristökorvauksen ehtojen mukaan olla italianraiheinä tai muu heinä, apila, muu nurmipalkokasvi, öljyretikka, muokkausretiisi tai muu ristikkukainen öljykasvi tai näiden seos. Peitekasvit voidaan jakaa kahteen eri ryhmään kylvöajankohdan perusteella: aluskasveihin ja viljelykasvin jälkeen kylvettäviin kasveihin.

Aluskasvit kylvetään kasvamaan samaan aikaan pääkasvin (yleensä vilja) kanssa ja ne muokataan maahan selvästi pääkasvin sadonkorjuun jälkeen, mahdollisimman myöhään syksyllä tai seuraavana keväänä. Kasvusto voidaan myös lopettaa kemiallisesti. Aluskasvit voivat vähentää rikkakasvien esiintymistä muodostamalla varsinaisen viljelykasvin kanssa tiheän kasvuston, jossa rikkakasvien selviytyminen heikkenee. Jatkaessaan kasvua myös syksyllä, ne vähentävät oleellisesti rikkakasvien biomassaa. Aluskasvit ovat yleisin tapa toteuttaa peitekasvien viljelyä pohjoisissa olosuhteissa, koska sadonkorjuun jälkeinen kasvukausi on lyhyt (Känkänen ym. 2001, Melander ym. 2013). Eniten pohjoismaisia tutkimustuloksia on kevätiljojen aluskasveista (Aronsson ym. 2016). Aluskasviksi kylvettyä peitekasvia käytetään myös syysviljojen, maissin ja rapsin yhteydessä. Ympäristökorvauksen myötä Suomessa käytetään aluskasveja useiden eri viljelykasvien, kuten tattarin, kanssa.

Peitekasvi voidaan kylvää myös viljelykasvin sadonkorjuun jälkeen. Näin kylvetylle kasville ei ole terminologiassa yksiselitteistä vastinetta. Suomessa yleiseen käyttöön tullut termi **kerääjäkasvi** voi olla kylvetty joko aluskasviksi tai viljelykasvin korjuun jälkeen. Jälkimmäisen yhteydessä näkyy termiä pyydyskasvi, mikä kuitenkin tarkoittaa myös tuholaisia pois viljelykasveista houkuttelevaa kasvia, ja sopii siten huonosti ravinteiden keräämistä kuvaavaan tarkoitukseen.

Myös silloin kun peitekasvi eli kerääjäkasvi kylvetään pääkasvin korjuun jälkeen, on niiden tehtävänä sitoa maasta viljelykasvilta käyttämättä jääneitä ravinteita. Tällä tavalla niitä käytetään lähinnä varhaisperunan tai muiden varhaisvihannesten viljelyn yhteydessä. Kun kylvö tapahtuu pääkasvin korjuun jälkeen, on nopea kasvuun lähtö tärkeää. Sopiviksi kasveiksi on mainittu mm. ohra, kaura, apilat, raiheinät, rehurapsi ja rypsi. Erityisen vahvakasvuisia ovat kuitenkin öljy- ja muokkausretiisi sekä valkosinappi. Peitekasvit pidetään pellolla keväeseen asti tai muokataan maahan myöhään syksyllä (Suomessa aikaisintaan 1.10.). Kasvusto

voidaan tuhota myös kemiallisesti. Ruotsissa, Tanskassa ja Suomessa peitekasvuston tuhoaminen kemiallisesti syksyllä on sallittua, mutta Norjassa peitekasvien tulee kasvaa pellolla syksystä kevääseen (Aronsson ym. 2016). Mitä pidempään kasvipeite on pellolla, sitä tehokkaammin se ehkäisee eroosiota ja typen huuhtoutumista.

Korjuun jälkeen kylvettäviä peitekasveja käytetään Pohjoismaissa lähinnä vain aikaisille kasvilajeille, kuten vihanneksille (varhaisperuna) tai eteläisimmissä osissa (Tanska, Etelä-Ruotsi ja Etelä-Norja) syysviljan, syysrapsin tai perunoiden jälkeen. Suomessa puutarhakasvien korjuun jälkeen perustettava kerääjäkasvi on kylvettäviä 15.8. mennessä, jotta siitä on mahdollista saada korvausta (MMM 2016). Lannoituksella voidaan parantaa peitekasvin kasvua, mutta samalla typen huuhtoutumisen riski kasvaa. Sen takia lannoitusta ei suositella (Hansen ym. 2000) ja esimerkiksi Tanskassa peitekasvin lannoitus on kokonaan kiellettyä (Aronsson ym. 2016).

Viljatilain satoa tuottavista kasveista ympärivuotinen kasvipeitteisyys toteutuu syysviljoilla ja syysöljykasveilla, jotka kylvetään maahan syksyllä ja puidaan seuraavana syksynä. Tällöin pellolla on elävä kasvipeite talven ajan. Ruotsissa ja Tanskassa syysviljojen osuus kokonaisviljapinta-alasta on noin 50 %, mutta Suomessa ja Norjassa huomattavasti pienempi (Aronsson ym. 2016). Syysviljojen osuus Suomessa viljeltävistä viljoista on vain noin 10 % (Luonnonvarakeskus 2017). Syynä tähän on Suomen lyhyt kasvukausi: edellinen kasvi ei välttämättä ehdi korjuuseen riittävän ajoissa, jotta syysvilja ehtisi kasvuun ennen säiden kylmenemistä liiaksi. Usein etenkin syysvehnä ehtiikin vähäisestä kasvusta johtuen kerätä ravinteita syksyn aikana talteen selvästi vähemmän kuin kerääjäkasvit. Kerääjäkasvit ovat hyödyllisiä myös syysviljan satovuonna, sillä ne vähentävät eroosiota ja nitraattitypen huuhtoutumista sadonkorjuun jälkeen.

Ympäristön kannalta ongelmallisimpia viljeltäviä ovat avomaan vihannekset (peruna, kaali, sokerijuurikas), joiden lannoitusmäärät ovat korkeampia kuin viljojen. Lisäksi avomaan viljely altistaa maaperän eroosiolle, sillä pellot muokataan joka vuosi ja rivien välit ovat kasvipeitteettömiä myös kasvukauden aikana. Peitekasvien käyttö avomaan viljelyssä on siksi erittäin suositeltavaa. Kylvö on syytä tehdä pian korjuun jälkeen, ja kerääjäkasvikorvauksen saadakseen viimeistään 15. elokuuta.

3. Peitekasvien viljelyn yleisyys Pohjoismaissa

Peitekasvien viljelypinta-ala vaihtelee Pohjoismaiden välillä, pääosin tukipolitiikasta johtuen. **Tanskassa** peitekasvien käyttö on pakollista 8 %:lla maatalousmaasta. Vuonna 2011 peitekasvien pinta-ala oli Tanskassa noin 211 000 ha ja ala olisi mahdollista kaksinkertaistaa (Aronsson ym. 2016). **Ruotsissa** peitekasvien viljelyä on tuettu intensiivisesti vuoden 2000 jälkeen ja tukia myönnetään alueille joilla on todettu korkea typen huuhtoutumisen riski. Näillä alueilla peitekasvin tulee peittää 20 % peltopinta-alasta, kun muilla alueilla vaadittava osuus on keskimäärin 5 %. Vuonna 2011 peitekasvipinta-ala oli noin 143 000 ha ja on arvioitu, että potentiaalinen pinta-ala voisi tulevaisuudessa olla noin kolminkertainen. Ruotsissa noin puolet tukikelpoisesta peitekasvialasta kynnetään maahan keväällä ja loput 10. – 20. lokakuuta välisenä aikana (Aronsson ym. 2016).

Norjassa peitekasveja käytetään eroosion ja fosfori- ja typpikuormituksen vähentämiseen. Vuonna 2002 peitekasveja kasvoi noin 4 %:lla peltoalasta, mutta pinta-ala on pienentynyt tämän jälkeen 0,5 %:iin (4 400 ha) mm. tukien ja satojen pienenemisen, rikkakasviongelmiin ja levityskaluston puutteiden takia (Aronsson ym. 2016). Norjassa peitekasvialaa olisi mahdollista kasvattaa huomattavasti, jopa 176 000 hehtaariin asti.

Suomessa kerääjäkasvien viljely on osa peltoluonnon monimuotoisuus -toimenpidettä ja Manner-Suomen maaseutuohjelman 2014-2020 ympäristösitoumusta. Kerääjäkasveista voidaan maksaa tukea enintään 25 prosentille tilan tukikelpoisesta peltopinta-alasta. Niillä ei voi kuitenkaan perustaa monivuotisia nurmia tai viherkesantoja eikä niitä saa lannoittaa erikseen. Tuen saamisen ehtona on mm. kerääjäkasvin kylvö kasvamaan yhdessä pääkasvin kanssa tai avomaanvihanneksilla sadonkorjuun jälkeen, viimeistään 15.8. mennessä. Kasvuston voi tuhota kemiallisesti aikaisintaan 15.9. ja kyntää tai muuten muokata aikaisintaan 1.10. Vuonna 2015 tukea maksettiin tilan kaikelle kerääjäkasvialalle, ja tuolloin kerääjäkasveja viljeltiin Suomessa noin 270 000 hehtaarilla (Känkänen 2019). Uudellamaalla kerääjäkasveja viljeltiin noin 25 000 hehtaarilla, mikä on 14 % Uudenmaan peltoalasta. Kerääjäkasvien viljelypinta-ala kasvoi noin kymmenkertaiseksi vuodesta 2010 vuoteen 2015, suurimmaksi osaksi kohonneen korvaustason vuoksi. Korvaus nousi vuonna 2015 tasosta 52 e/ha tasoon 100 e/ha, mikä lisäsi viljelijöiden mielenkiintoa. Kun tuki vuonna 2016 rajoitettiin 25 prosenttiin tilan peltoalasta, pieneni kerääjäkasvien kokonaisala noin puoleen. Potentiaalinen peitekasviala olisi 360 000 ha (Aronsson ym. 2016), mutta vuonna 2016 toteutetun viljelijäkyselyn perusteella on todennäköistä, että peitekasvien pinta-ala ei kasva olennaisesti ainakaan nykyisillä tukiehdoilla. Paljon riippuu myös siitä, miten hyödylliseksi viljelijät kokevat kerääjäkasvien käytön pellon kasvukunnon kannalta (Känkänen ja Ketola 2018).

Vuosina 2015 ja 2016 tehtyjen viljelijäkyselyiden perusteella italianraiheinä oli yleisimmin käytetty kerääjäkasvi (51 – 56 % vastaajista) ja valkoapila toiseksi yleisin (43 % vastaajista) (Alestalo 2016, Känkänen ja Ketola 2018). Vuonna 2015 italianraiheinä kevätevehnän aluskasvina oli yleisin yhdistelmä ja suosituimmat pääsatokasvit kerääjäkasviloikoilla olivat kevätevehnä (48 %), ohra (39 %) ja kaura (36 %). Luomuviljelyssä valko- ja puna-apila olivat suositumpia kuin tavanomaisilla tiloilla (Alestalo 2016).

Peite- eli kerääjäkasvit ottavat maasta typpeä sitä enemmän mitä enemmän sitä on tarjolla ja mitä lämpimämpiä syksyt ovat. Etelämpänä typpeä siis kerätään enemmän kiloina hehtaaria kohti kuin Suomessa. Prosentuaalinen typpikuorman vähennys poikkeaa pohjoismaiden välillä kuitenkin vähemmän, koska Tanskassa ja Etelä-Ruotsissa typpeä myös huuhtoutuu enemmän kuin Suomessa. (Taulukko 1.)

Taulukko 1: Typen kuormitus hehtaaria kohti sekä kerääjäkasveilla aikaansaatu kuormituksen väheneminen kiloina ja prosentteina kerääjäkasvihehtaaria kohti eri Pohjoismaissa (Aronsson ym. 2016).

	Kuormitus kg/ha	Kuormituksen vähennys kg/ha	Kuormituksen vähennys %
Tanska	63	33	52
Norja	29	ei määritetty	
Ruotsi	18	11	61
Suomi	15	6,5	43

Peitekasvien osuus peltoviljelyn typpikuormituksen vähentämisessä on Ruotsissa ja Tanskassa merkittävä, koska niiden osuus peltopinta-alasta on Ruotsissa 5 % ja Tanskassa 8 %. Maatalouden kokonaistyppikuormituksesta ne vähentävät silti vain 3 – 4 % (Aronsson ym. 2016). Suomessa kerääjäkasveja on viime vuosina ollut noin 6 % koko peltokasvialasta, mutta niiden merkitys typpikuorman vähentäjänä on arvioitu Ruotsia ja Tanskaa maltillisemmin. Typpikuormituksen vähennyksen on arvioitu olevan vähintään 300 tn/v (Känkänen 2019). Se on noin 1 % maatalouden kokonaistyppikuormituksesta, vaikka yksittäisen viljalohkon typen huuhtoutumisen italianraiheinä voi vähentää puoleen. Norjasta vastaavia laskelmia ei ole saatavilla.

4. Peitekasvien vaikutukset typen huuhtoutumiseen

4.1. Typen reaktiot ja huuhtoutuminen

Typpeä esiintyy maassa orgaaniseen ainekseen sitoutuneena, ammoniumtyyppinä sekä nitriitti- ja nitraattityyppinä. Maaperässä mikrobit hapettavat orgaaniseen ainekseen sitoutunutta typpeä ammoniummuotoon ja edelleen nitrifikaatiossa nitriitin kautta nitraatiksi. Mikrobit muuttavat myös lannoitteissa olevaa ammoniumtyyppä nitraattimuotoon. Ammoniumtyppi voi pidäytyä maassa paisuvahilaisten savimineraalien kerrosväleihin, mutta nitraatti huuhtoutuu helposti veden mukana pois maasta, sillä sille ei ole maaperässä juuri lainkaan pidätyspaikkoja. Karkeilla mailla vesi liikkuu helpommin kuin hienojakoisilla mailla, mikä edistää typen huuhtoutumista. Typen säilymistä maaperässä edistää sen pidättyminen orgaaniseen ainekseen ja eläviin kasveihin.

Korkea maaperän tyyppipitoisuus satokasvin korjuun jälkeen lisää typen huuhtoutumisriskiä. Esimerkiksi kuivan kesän jälkeen satokasveilta on voinut jäädä käyttämättä paljon lannoitteissa lisättyä ja mineralisaatiossa vapautunutta typpeä. Koska typpi liikkuu pelloilta vesistöihin veden mukana, sateiset syksyt lisäävät kuormitusriskiä. Kuivina syksyinä typpi puolestaan voi pysyä maassa ja huuhtoutua pelloilta vasta keväällä lumensulamisesien mukana. Talvella kuormitus lumipeitteisiltä pelloilta on vähäistä, mutta leutojen talvien yleistyessä kuormitus voi tulevaisuudessa kasvaa. Rankisen ym. (2007) mukaan 40 - 98 % vuosittaisesta typen huuhtoutumisesta Lounais-Suomen pelloilta tapahtuu kasvukauden ulkopuolella ja huuhtoutuminen painottuu sadonkorjuun ja maan routaantumisen väliseen aikaan. Mitä pidempi aika kuluu sadonkorjuusta talven tuloon, sitä suurempi on typen huuhtoutumisen riski, etenkin jos kasvintähteet muokataan maahan lämpimissä ja kosteissa oloissa.

4.2. Kasvipeitteisyys vähentää typen huuhtoutumista

Peitekasvien vaikutuksia typen huuhtoutumiseen tarkasteltiin Aronssonin ym. (2016) artikkelissa, jossa koottiin yhteen Pohjoismaissa vuosina 1990 – 2015 tehtyjä tutkimuksia. Kaikissa näissä tutkimuksissa havaittiin typen sitoutuvan parhaiten mahdollisimman tehokkaasti kasvavaan peitekasviin. Monivuotisen raiheinän maanpäällisen biomassan keskimääräinen typen määrä eri tutkimuksissa oli 7 – 38 kg N/ha lannoittamattomilla lohkoilla (Thomsen ym. 1993; Hansen ja Djurhuus 1997; Torstensson ja Aronsson 2000; Aronsson ym. 2003; Aronsson ja Torstensson 2003, 2009) ja 30 – 76 kg N/ha lannoitetuilla lohkoilla tanskalaisissa (Simmelsgaard 1991) ja ruotsalaisissa tutkimuksissa (Aronsson ym. 2003). Iso-Britanniassa tehdyssä yksivuotisessa peltokokeessa rypisikasvusto sitoi maasta 86 kg N/ha ja peitekasviseos, jossa oli sinappia, ruista, virnaa ja hunajakukkaa, jopa 91 kg N/ha (Shah ym. 2017).

Ruotsalaisessa kahdeksanvuotisessa kokeessa havaittiin, että aluskasvi tuli kylvää hyvissä ajoin, viimeistään syyskuun puoliväliin mennessä, jotta se sitoisi typpeä maaperästä (Lindén ym. 2000). Myrbeck ym. (2012) ja Lindén ym. (2000) havaitsivat, että syysviljan kylvöajankohta vaikutti maaperän mineraalitypen määrään enemmän kuin muokkaustapa. Mitä aikaisemmin vilja kylvettiin, sitä paremmin se sitoi typpeä ja sitä pienemmäksi jäi maaperän mineraalitypen pitoisuus. Syysviljan yhteydessä maahan kylvettävän peitekasvin tehokkuus typen huuhtoutumisen vähentämisessä oli noin puolet alhaisempi kuin keväällä kylvettävien tehokkuus, koska syysviljan kylvön yhteydessä maata muokattiin, mikä lisäsi typen mineralisaatiota. Pohjoismaisissa tutkimuksissa peitekasvien kyntö maahan keväällä lisäsi tehoa typen huuhtoutumisen estämisessä verrattuna syyskyntöön, mutta tästäkin oli poikkeuksia (Aronsson ym. 2016).

Eri lajien seokset kerääjäkasveina ovat suositeltavia onnistumisen varmistamisen ja hyötyjen monipuolisuuden vuoksi (Shah ym. 2017). Suomessa timotein ja italianraiheinän sekoitus on todettu tehokkaaksi yhdistelmäksi typen keräämisessä. Italianraiheinä kasvaa ja kerää typpeä hyvin syksyllä ja timotei puolestaan keväällä (Känkänen ja Eriksson 2007; Känkänen 2010). Valkaman ym. (2015) meta-analyysissä havaittiin, että typensitojakasvit (apilat) sitoivat ilmakehän typpeä hyvin, mutta eivät vähentäneet typen huuhtoutumisen riskiä. Samanlaisia tuloksia saivat Känkänen (2010) ja Aronsson ym. (2016).

Pohjoismaissa peltokokeita on tehty eniten monivuotisilla raiheinillä, jotka on kylvetty keväällä samaan aikaan kevätviljan kanssa. Peltokokeissa peitekasvit kynnettiin maahan yleensä myöhään syksyllä tai joissakin kokeissa vasta keväällä. Yhdentoista tutkimusalueen tulosten perusteella peitekasvit vähensivät typen huuhtoutumista keskimäärin 43 %, vaihtelun ollessa 0 – 89 % (Aronsson ym. 2016). Eniten (51 kg N/ha/v) typen huuhtoutuminen on vähentynyt tanskalaisessa hiekkamaalla tehdyssä kokeessa (Eriksen ym. 2008). Tanskalaisessa tutkimuksessa (De Notaris ym. 2018) vertailtiin peitekasvien vaikutusta luomun ja tavanomaisen viljelyn viljelykierroissa, joissa typpilannoitus tuotettiin joko keinolannoitteena, karjanlantana tai viherlannoituksena. Tutkimuksessa oli mukana peitekasviseoksia, joissa oli sekä palkokasveja että ei-typensitojakasveja, ja seoksia, joissa ei palkokasveja ollut lainkaan. Peitekasvit vähensivät typen huuhtoutumista keskimäärin 23 kg ha⁻¹, eikä palkokasvien mukana olo seoksessa vaikuttanut tähän. Peitekasvien tuli saavuttaa riittävä biomassa, jotta ne pystyivät vähentämään typen huuhtoutumista hyvin. Eniten peitekasvien kasvuun vaikutti kasvuajan lämpösomma.

Maailmanlaajuisessa meta-analyysissä, jossa tarkasteltiin 28 tutkimusta ja 238 havaintoa, peitekasvit vähensivät typen huuhtoutumista keskimäärin 56 % (Thapa ym. 2018). Peitekasvit olivat tehokkaimpia karkeilla mailla ja aikainen kylvö ja mahdollisimman suuri juuribiomassa lisäsivät niiden tehoa typen huuhtoutumisen vähentämisessä. Peitekasvien tehokkuus typpihuuhtoumien prosentuaalisessa vähentämisessä vaihtelee vuosittaisen sadannan mukaan. Yhdysvalloissa tehdyssä peltokokeessa havaittiin, että syksyllä peitekasviksi kylvetty vilja vähensi typen huuhtoutumista kuivana vuonna 92 %, ja kaksinkertaisen huuhtouman aiheuttaneena runsassateisenakin vuonna 43 % (Meisinger ja Ricigliano 2017). Kiloina pinta-alaa kohti mitaten kerääjäkasvien tehokkuus oli kuivimman ja märimmän vuoden kesken samaa luokkaa, noin 80 kg/ha. Myös muita vaikuttavia tekijöitä kuin sadanta on, koska kolmantena, keskimääräisenä vuonna kerääjäkasvit ottivat talteen vähemmän, noin 30 kg N/ha.

Pohjoismaissa peitekasveilla pystyttiin vähentämään typen huuhtoutumista monenlaisilla mailla ja eri tutkimuksissa, mutta vaihtelu kokeiden välillä oli suurta (Aronsson ym. 2016). Toisaalta pohjoismaisia tutkimuksia yhdistävässä meta-analyysissä (Valkama ym. 2015) todettiin, että suhteellisesti tarkastellen kerääjäkasvien tehokkuus typpihuuhtoumien vähentämisessä oli saman suuruinen savi-, hiesu-, hieta- ja turvemailloilla. Se oli myös riippumaton käytetyn typpilannoituksen suuruudesta (60–120 kg/ha).

Kylvettävä peitekasvi tulee valita pellon ja pääkasvin ominaisuuksien sekä tavoitteiden mukaan. Typensitojakasvi on hyvä valinta, kun halutaan vähentää mineraalityppilannoitteiden käyttöä. Italianraiheinä ja talvehtiva timotei puolestaan vähentävät tehokkaasti typpihuuhtouman riskiä. Puna-apilan ja timotein seoskasvustoilla puolestaan voidaan saada typpihyötyä, lisätä monimuotoisuutta ja pienentää typen huuhtoutumisen riskiä (Känkänen 2010).

5. Peitekasvien vaikutukset fosforin huuhtoutumiseen

5.1. Fosforin reaktiot ja huuhtoutuminen

Pellon fosforikuormitusriskiin vaikuttaa maa-aineksen fosforin pidätyskyky ja fosforipitoisuus. Hienojakoisilla mailla savimineraalit ja Al- ja Fe-oksidit pidättävät tehokkaasti fosforia, kun taas karkeilla maalajeilla on suuremman raekoon seurauksena savimaita pienempi ominaispinta-ala ja fosforin pidätyskyky. Runsaan lannoituksen seurauksena fosforipitoisuus voi olla korkea koko muokkauskerroksessa, mutta nurmilla ja muokkaamattomilla lohkoilla fosforia kertyy pellon pintakerrokseen. Fosforirikas maa-aines voi vesistöön joutuessaan luovuttaa suuremman määrän fosforia verrattuna maa-ainekseen, jonka fosforiluku on alhaisempi. Toisaalta, vähänkin fosforia sisältävästä maa-aineksestä voi liueta fosforia ympäröivään veteen, jos vesi on riittävän laimeaa (Yli-Halla ja Hartikainen 1996). Tämä tilanne on yleinen lumensulamisen aikaan sekä maahiukkasten joutuessa pelloilta ojaan ja edelleen jokiin ja järviin.

Mitä korkeampi maan fosforipitoisuus on ja mitä kyllästyneempiä maahiukkasten ja oksidien pinnat ovat fosforilla, sitä helpommin fosfori irtoaa liukoisena maanesteeseen (Turtola ja Yli-Halla 1999). Liukoinen fosfori voi pidättyä oksidien ja maahiukkasten pinnoille uudelleen, jos valumavesi imeytyy maahan ja reagoi fosforiköyhempien syvempien maakerrosten kanssa. Jos pelloilta muodostuu sen sijaan paljon pintavaluntaa tai vesi liikkuu oikovirtauksina nopeasti salaojiin, liukoinen fosforikuormitus voi muodostua suureksi. Liukoista fosforia irtoaa pellon pinnalla olevasta kasviaineksestä myös jäätymis-sulamissykliä seurauksena (Úlen 1984; Uusi-Kämpä ja Kilpinen 2000; Liu ym. 2013).

Karkeilla mailla huomattava osa fosforista huuhtoutuu pelloilta liukoisessa muodossa, joka on vesistöissä kokonaan leville käyttökelpoista. Hienojakoisilta mailta tulevasta peltoviljelyn fosforikuormituksesta 75 - 90 % tulee kiintoaineeseen sitoutuneena (Ekholm 1992) ja sen rehevöittävä vaikutus riippuu siitä kuinka paljon tästä maa-ainekseen sitoutuneesta fosforista irtoaa levien käyttöön. Näin ollen kasvipeitteisyyteen perustuvien menetelmien (peitekasvit, suojakaistat ja suorakylvö) vaikutusta rehevöittävä fosforin kuormitukseen on arvioitava lohko kohtaisesti vertaamalla menetelmien vaikutusta liukoisen ja maa-ainekseen sitoutuneen fosforin huuhtoutumiseen.

5.2. Kasvipeitteisyyden vaikutukset fosforin huuhtoutumiseen

Laajojen Pohjoismaissa ja Yhdysvalloissa tehtyjen kirjallisuuskatsausten perusteella tutkimuksia peitekasvien vaikutuksista fosforin huuhtoutumiseen on tehty vain vähän (Lemola ja Turtola, 1998; Aronsson ym. 2016; Christianson ym. 2017). Kasvipeitteisyyden vaikutusta on tutkittu eniten vertailemalla fosforin huuhtoutumista kyntö- ja suorakylvöpelloilta sekä suojavyöhykkeiltä. Suojavyöhykkeiden fosforin pidättyminen ja huuhtoutuminen on samankaltaista kuin peitekasvien viljelyaloilla.

Kasvit sitovat maaperästä ja valumavedestä liukoista fosforia kasvukauden aikana, mutta Pohjoismaissa kasvien fosforinotto on kylmänä aikana vähäistä (Granéli 1990). Suomalaisessa suojakaistatutkimuksessa luonnonkasvillisuuden fosforin otton ($10,7 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$) todettiin olevan keskimäärin suurempaa kuin timotein ja nurminadan ($8,3 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$) (Uusi-Kämpä ja Kilpinen 2000). Pohjoismaisessa suojavyöhykkeiden vaikuttavuuteen keskittyvässä kirjallisuuskatsauksessa (Hoffman ym. 2009) havaittiin, että suojavyöhykkeen kasvit pystyivät väliaikaisesti pidättämään $15 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$. Koska fosfori kuitenkin pidättyy maaperään tehokkaasti, toisin kuin typpi, kasvien fosforinsidonnalla ei ole olennaista vaikutusta fosforin huuhtoutumisherkyyteen.

Tutkimusten mukaan pellon eroosio ja maa-ainekseen sitoutuneen fosforin kuormitus pienenevät 50 – 80 % siirryttäessä kynnostä suorakylvöön (mm. Chichester ja Richardson 1992; Lundekvam 1998; Puustinen ym. 2005 ja 2007), muokkauksen vähenemisen ja ympärivuotisen kasvipeitteen ansiosta (Rankinen ym. 2015). Suojakaistojen on todettu vähentävän eroosiota 60 – 91 %, kokonaisfosforikuormitusta 30 – 85 % ja maa-ainekseen sitoutuneen fosforin kuormitusta 30 – 40 % (mm. Syversen 1994; Uusi-Kämpä ja Kilpinen 2000; Uusi-Kämpä ym. 2000). Kaistojen tehokkuus kasvaa kaistan leveyden kasvaessa. Aronssonin ym. (2016) Pohjoismaisessa yhteenvedossa havaittiin kevätkyntöön ja suorakylvöön siirtymisen vähentäneen tehokkaasti eroosiota ja maa-ainekseen sitoutuneen fosforin huuhtoutumista. Kun tutkimuksissa huomioitiin samaan aikaan tapahtunut liukoisen fosforikuormituksen kasvu, rehevöittävän fosforikuorman ei nähty kuitenkaan aina laskeneen, vaan joissakin tapauksissa jopa kasvaneen.

Liukoisen fosforin huuhtoutuminen voi olla suurempaa suorakylvö- kuin kyntöpelloilta (Skøien 1988; Puustinen 1999; Puustinen ym. 2004 ja 2005; Uusitalo ym. 2007), etenkin jos pelloilta tulee paljon pintavaluntaa ja fosforia on kertynyt pellon pintakerrokseen muokkaamattomuuden ja runsaan lannoituksen seurauksena. Typpilannoitteiden kertyminen pellon pintaan voi happamoittaa pintamaata, mikä edesauttaa fosforin kertymistä. Liukoista fosforia voi kertyä myös suojakaistojen pintamaahan (0-2 cm), jos kaistan kasvillisuus jätetään niittämättä ja korjaamatta (Uusi-Kämpä ja Kilpinen 2000).

Jotta kasvipeitteisyydestä saataisiin paras hyöty, kasvipeitteisillä lohkoilla olennaista on ennaltaehkäistä fosforin kertymistä pintamaahan ja saada fosfori liikkumaan alaspäin maaprofiilissa. Liukoisen fosforin kuormitusriskin hallinnassa maan rakenteella on olennainen merkitys. Jos maan rakenne on kunnossa ja valumavesi imeytyy maahan, veden mukana kulkeutuva liukoinen fosfori voi pidäytyä syvempiin, fosforiköyhempiin maakerroksiin (Turtola ja Pitkänen 1988; Addiscott ja Thomas 2000; Muukkonen 2009). Tällöin huuhtoutuminen vesistöön jää alhaisemmaksi kuin veden kulkiessa pintavaluntana tai oikovirtausreittien kautta salaojiin.

Kuormituksen tarkkailussa on tärkeää mitata sekä pinta- että salaojavalunnassa kulkeutuvaa fosforia, sillä savimaillakin jopa 40 – 90 % peltokuormituksesta voi tulla salaojien kautta (Paasonen-Kivekäs ja Koivusalo 2006; Turtola ym. 2007). Ontariolaisessa suorakylvöä ja kyntöä vertailevassa tutkimuksessa kokonaisfosforin ja liukoisen fosforin huuhtoutumisessa ei ollut eroja kynnon ja suorakylvön välillä, kun pitoisuuksia mitattiin hiesusavimaan salaojavesistä (Lam ym. 2016). Pohjoismaisissa tutkimuksissa liukoisen fosforin kuormitus ei lisääntynyt maaperän korkeasta fosforipitoisuudesta huolimatta, kun vesi suodattui pellolla maan läpi (Aronsson ym. 2011, Roberson ym. 2007). Suomessa Lepsämänjoen tutkimusalueella suorakylvöalan kasvaessa kokonaisfosforikuorma pieneni erityisesti tulvatilanteissa, eikä liukoisen fosforin pitoisuuksissa havaittu muutosta (Valkama 2018).

5.3. Jäätymis- ja sulamissykliäen vaikutus fosforin huuhtoutumiseen

Liukoista fosforia voi huuhtoutua pintamaan lisäksi myös kasviaineksesta jäätymis-sulamissykliäen seurauksena (Úlen 1984; Miller ym. 1994; Bechmann ym. 2005; Liu ym. 2013; Kirchmann ja Wessling, 2017). Noin puolet kasvintähteiden sisältämästä fosforista voi muuttua liukoiseen muotoon (Damon ym. 2014) ja kulkeutua eteenpäin sade- tai lumensulamisesien mukana (Elliott 2013) joko pintavaluntana tai imeytymällä maahan (Vadas ym. 2009). Alueilla, joilla suurin osa valunnasta tulee lumensulamisen mukana, huomattava osa vuotuisesta fosforikuormituksesta voi olla peräisin jäätyneestä kasviaineksesta (Elliott 2013).

Se mitä liukoiselle fosforille tapahtuu kasvista irtoamisen jälkeen, riippuu olosuhteista. Jos jäätymsulamisjaksoa seuraa lämmin jakso ja vesi imeytyy maahan, kasvisoluista vapautunut fosfori voi pidättyä syvempiin maakerroksiin eikä huuhtoudu vesistöön asti (Lozier ym. 2017). Jos jäätymsulamisjaksojen jälkeen sadetta on vain vähän ja pellot saavat lumipeitteen, kasvisoluista irronnut fosfori kulkeutuu vesistöihin vasta lumensulamisvesien mukana (Roberson ym. 2007). Jos maa on tällöin roudassa, liukoinen fosfori ei imeydy valumaveden mukana maahan, vaan voi huuhtoutua vesistöön. Liukoisen fosforikuormituksen rajoittamiseksi kasvien niitto ja kasvijätteen korjaaminen pois vyöhykkeeltä on tärkeää (Räty ym. 2010).

Myös kasviaineksen iällä voi olla vaikutusta fosforin huuhtoutumisherkkyyteen. Ontariossa tehdyssä tutkimuksessa kahdeksanviikkoisen peitekasvibiomassan altistaminen neljälle jäätymsulamissyklille kasvatti kasviaineksesta vapautuvan fosforin määrää 1,6 – 16 -kertaiseksi (O'Halloran 2017). Kun 12-viikkoista kasviainesta jäädytettiin ja sulatettiin, kasviaineksesta vapautui fosforia vain 1,5 – 2,8 -kertaisesti jäätyttömään kasviainekseen verrattuna (O'Halloran 2017). Tämä viittaisi siihen, että peitekasvi tulisi kylvää peltoon jo aluskasviksi, jotta se olisi hallan tullessa mahdollisimman vanhaa ja kasviaineksesta vapautuvan fosforin huuhtoutuminen voitaisiin minimoida.

Kanadassa tehdyssä tutkimuksessa (Lozier ym. 2017) tutkittiin pintamaan ja peitekasvien (puna-apila ja kaura) vesiliukoisen fosforin pitoisuuksia kasvukauden ulkopuolella. Peitekasvien fosforipitoisuus nousi kasviaineksen hajotessa ja laski pellolla tapahtuneiden valumien jälkeen, mikä viittasi fosforin irronneen valumavesien mukaan. Pellolta huuhtoutuneen liukoisen fosforin ($0,17 - 0,25 \text{ kg ha}^{-1}$) ja kokonaisfosforin ($0,30 - 0,36 \text{ kg ha}^{-1}$) määrät olivat kuitenkin alhaisia verrattuna fosforin määrään, joka sisältyi peitekasveihin (kaura $7,7 \text{ kg ha}^{-1}$ ja puna-apila $1,7 \text{ kg ha}^{-1}$), viljelykasvin eli vehnän tähteisiin ($0,03 - 0,06 \text{ kg ha}^{-1}$) ja maaperään ($1,4 - 5,9 \text{ kg ha}^{-1}$). Peitekasveista irronnut fosfori siis todennäköisesti pidättyi pääosin maahan. Lozier ym. (2017) suosittelevat miettimään peitekasveja korvaavia vaihtoehtoja sellaisille lohkoille, joilla on taipumusta jäädä veden alle, koska niiltä kasvimateriaalista vapautuvan liukoisen fosforin huuhtoutuminen on hyvin todennäköistä.

Kansasissa tutkittiin peitekasvien vaikutusta suorakylvöpeltojen fosforikuormitukseen, kun hiesavipelloilla viljeltiin syyskylvöistä maissia ja soijaa (Carver ym. 2018). Peitekasvit vähensivät selkeästi maa-aineksen huuhtoutumista, mutta lisäsivät liukoisen fosforin huuhtoutumista kaksi vuotta kestäneessä tutkimuksessa. Carver ym. (2018) totesivat, että tutkimusta olisi ollut hyvä jatkaa useamman vuoden ajan perusteellisempien tulosten saamiseksi.

6. Johtopäätökset

Ympärivuotinen kasvipeitteisyys on tehokas tapa vähentää eroosiota sekä liukoisen typen ja maa-ainekseen sitoutuneen fosforin kuormitusta. Peitekasvien tehokkuus typpihuuhtoumien vähentämisessä vaihtelee käytetyn kasvin, maalajin ja ilmaston mukaan (Aronsson ym. 2016). Valkama ym. (2015) totesivat meta-analyysinsä perusteella, että määrällisesti eniten maan typpipitoisuutta saatiin vähennettyä hietamailla, joihin oli jäänyt runsaasti kasveilta käyttämätöntä typpeä. Kerääjäkasvit vähensivät typen huuhtoutumista suhteellisesti yhtä paljon savi-, hiesu-, hietä- ja turvemaitailla. Vähennyksen suhteellinen osuus oli myös riippumaton käytetyn typpilannoituksen suuruudesta ($60 - 120 \text{ kg/ha}$) eli kerääjäkasvit vähensivät typen huuhtoutumista määrällisesti sitä enemmän, mitä suurempi on viljelykasville annettu typpilannoitus.

Pohjoismaisen kartoituksen (Aronsson ym. 2016) mukaan peitekasvi kannattaisi kyntää maahan vasta keväällä (hiekkamailla) tai mahdollisimman myöhään syksyllä (savimailla). Savimailla typen huuhtoutumisriski on luonnostaan pienempi kuin karkeammilla mailla ja fosforin huuhtoutumisriski puolestaan korkeampi. Fosforin huuhtoutumisen kannalta peitekasvit sopivat parhaiten vain vähän fosforia sisältäville hiekkamailla ja sellaisille maille, joilla pintavaluntaa syntyy vain vähän. Suorakylvö- ja suojavyyhyketutkimusten perusteella peitekasvit voivat jopa lisätä fosforin huuhtoutumista huonorakenteisilla mailla, joiden fosforipitoisuus on korkea ja fosforia on kertynyt pellon pintakerrokseen. Maaperän korkea fosforipitoisuus yhdistettynä liukoisen fosforin huuhtoutumiseen kasviaineksesta jäätymis-sulamissykliä seurauksena kasvattaa liukoisen fosforin huuhtoutumisriskiä. Onkin hyvä tunnustaa, että yhdellä keinolla ei pystytä ratkaisemaan kaikkia peltoviljelyn ravinnekuormitukseen liittyviä ongelmia, vaan tarvitaan erilaisia keinoja erilaisille lohkoille.

Liukoisen fosforikuormituksen minimoimisen edellytyksenä on maan alhainen fosforipitoisuus sekä veden tehokkaan imeytymisen mahdollistava hyvä rakenne. Liukoisen fosforikuormituksen vähentäminen edellyttäisi myös maanpäällisen kasvibiomassan korjaamista syksyllä pois pellolta, mikä toisaalta vähentää menetelmän tehoa eroosion torjunnassa. Jos peltoa ei muokata syksyllä, peitekasvien tiheä juuristo parantaa maan eroosiokestävyyttä sekä sitoo itseensä typpeä ja fosforia. Peitekasvien biomassasta suuri osa on juurissa, mikä voi vähentää maanpäällisistä kasvinosista jäätymis-sulamissykliä seurauksena irtoavan ja pintavalunnassa huuhtoutuvan liukoisen fosforin merkitystä, kun tarkastellaan kerääjäkasvin kokonaismerkitystä fosforin huuhtoutumisen osalta.

Tulevaisuudessa olisi hyödyllistä kartoittaa kasvilajeja, joiden biomassasta suurin osa olisi juuristossa ja joiden maanpäälliset osat vapauttaisivat mahdollisimman vähän liukoista fosforia jäätyksen seurauksena. Tämä voi riippua myös kasvin kasvuvaiheesta ja siitä, onko kasvibiomassa elävää vai kuollutta huuhtoutumiselle altistavien olojen vallitessa. Tutkimuksissa on saatu viitteitä siitä, että esimerkiksi öljyretikka ja sikuri olisivat peitekasveja, jotka eivät lisää fosforin huuhtoutumista (Aronsson ym. 2016).

Suomessa noin kaksi kolmasosaa kerääjäkasvustoista pidetään kasvipeitteisinä yli talven (Känkänen 2019). Loput tuhotaan syksyllä joko muokaten tai kemiallisesti, usein jälkimmäisessäkin tapauksessa tehdään muokkaus myöhään syksyllä. Vaikka talvipeitteisyys yleensä vähentää typen huuhtoutumista ja eroosiota, voi kasvuston maahan muokkaaminen pitää fosforin paremmin tallessa. Käytäntöjä olisikin hyvä vielä harkita kokonaisvaikutusten ja kulloisenkin käyttökohteen kannalta.

Peitekasvien vaikutusta fosforin kiertoon tulisi tutkia lisää, etenkin kasvien juurten vaikutusta fosforin liikkuvuuteen ja huuhtoutumiseen. Maapallon fosforivarojen köyhtyessä fosforilannoitus tulee todennäköisesti vähentymään ja fosforin tehokkaampi käyttö ja kierrätys lisääntyvät. Fosforiköyhillä mailla peitekasvit voivat lisätä mikrobiologista aktiivisuutta ja mykorritsayhteisöjä ja siten parantaa pääkasvin fosforin saantia maasta (Hallama ym. 2019). Juuret voivat vähentää ritsosfäärin alueella maanesteessä olevan liukoisen fosforin pitoisuutta. Toisaalta ne voivat lisätä fosforin liukoisuutta muuttamalla ritsosfäärin biokemiallista ympäristöä (Hinsinger 2001). Juurten hajotessa maahan syntyy myös makrohuokosia, joita pitkin fosfori kulkeutuu maan läpi syvemmälle (Jarvis 2007).

Peitekasvien pinta-alaa olisi hyvä lisätä niin, että korvauksissa huomioitaisiin eri alueiden tarpeet. Peitekasvien muita hyötyjä tulee tuoda esiin. Sellaisia ovat mm. maan rakennetta ja muruisuutta parantavat ja maan orgaanista ainesta lisäävät vaikutukset ja rikkakasvien kasvun väheneminen. Myös mahdollisuus käyttää peitekasvien biomassaa esimerkiksi biopolttoaineen raaka-aineena tulisi tuoda esiin. Peitekasvien hyötyjä ja haittoja tulee tarkastella kokonaisuutena.

Viitteet:

Addiscott, T.M. ja Thomas, D. 2000. Tillage, mineralization and leaching: phosphate. *Soil & Tillage Research* 53: 255–273.

Alestalo, L. 2016. Kerääjäkasvien viljely Uudellamaalla vuonna 2015. Elinkeino-, Liikenne- ja ympäristökeskuksen julkaisuja 25. 29 s. + 2 liitettä.

Aronsson, H. ja Torstensson, G. 2003. Höstgrödor- Fånggrödor-Utlakning. Kvävedynamik och kväveutlakning i två växtföljder på moränlättilera i Skåne, 1999-2003 (Winter crops and cover crops-soil mineral N dynamics and N leaching from two crop rotations in south Sweden). *Ekohydrologi* 75, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden (ruotsiksi).

Aronsson, H., Torstensson, G. ja Lindén, B. 2003. Långliggande utlakningsförsök på lätt jord i Halland och Västergötland, 1998-2002 (Long-term field leaching experiments on two sandy soils in Sweden). *Ekohydrologi* 74, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden (ruotsiksi).

Aronsson, H. ja Torstensson, G. 2009. Långsiktiga effekter av flytgödsel och fånggrödor på växtnäringsdynamik i marken och utlakning. Mellby försöksfält 1989-2009 (Long-term effects of applications of pig slurry on soil N dynamics and leaching. Mellby experimental field, 1989-2009). *Ekohydrologi* 114. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden (ruotsiksi).

Aronsson, H., M. Stenberg, and B. Ulén. 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.

Aronsson, H. Hansen, E. M., Thomsen, I.K., Liu, J., Øgaard, A. F., Känkänen, H. ja 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.

Bechmann, M. E., Kleinman, P. J. A., Sharpley, A. N. ja Saporito, L. S. 2005. Freeze-thaw effects on phosphorus loss in runoff from manured and catch-cropped soils. *Journal of Environmental Quality* 34: 2301–2309. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.0415>

Carver, R. E., Nelson, N.O., Kluitenberg, G. J., Roozeboom, K. L. ja Tomlinson, P. J. 2018. Impacts of Cover Crops on Phosphorus Loss. Great Plains Soil Fertility Conf., Denver, CO. March 6-7, 2018. Poster.

Chambers, B.J., Garwood, T.W.D. ja Unwin, R.J. 2000. Controlling soil water erosion and phosphorus losses from arable land in England and Wales. *Journal of Environmental Quality* 29: 145–150.

Chichester, F.W. ja Richardson, C.V. 1992. Sediment and nutrient loss from clay soils as affected by tillage. *Journal of Environmental Quality* 21: 587–590.

Christianson R., Fox, J., Wong, C., Caraco, D., Daniels, A., Law, N. ja Stack, B. 2017. Literature Review and Synthesis of the Effectiveness of Cover Crops for Water Quality Management in the Upper Mississippi River Basin (White Paper). Center for Watershed Protection, Inc., Ellicott City, Maryland. <https://owl.cwp.org/?mdocs-file=8834>.

Dabney, S.M., Delgado, J.A. Reeves, D. W. 2001. Using winter cover crops to improve soil and water quality. Communication in Soil Science and Plant Analysis 32: 1221-1250.

Damon, P. M., Bowden, B., Rose, T. ja Rengel, Z. 2014. Crop residue contributions to phosphorus pools in agricultural soils: a review. Soil Biol. Biochem. 74: 127–137. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.03.003>

De Notaris, C., Rasmussen, J., Sørensen, P. ja 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; 1-11.

Ekholm, P. 1992. Maataloudesta peräisin oleva fosfori vesien rehevöittäjänä. Teoksessa: Rekolainen, S. ja Kauppi, L. (toim). Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 359. Maatalous ja vesien kuormitus. Yhteistutkimusprojektin tutkimusraportit, 39-46.

Elliott, J. 2013. Evaluating the potential contribution of vegetation as a nutrient source in snowmelt runoff. *Can. J. Soil Sci.* 93: 435–443. <https://www.nrcresearchpress.com/doi/10.4141/cjss2012-050#.XH635ilzaUk>

Eriksen, J., Askegaard, M ja Sjøgaard, K. 2008. Residual effect and nitrate leaching in grass-arable rotations: Effect of grassland proportion, sward type and fertilizer history. Soil Use and Management 24: 373-382.

Granéli, W. 1990. Standing crop and mineral content of reed, *Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUDEL, in Sweden –Management of reed stands to maximize harvestable biomass. Folia Geobotanica et Phytotaxonomica 25: 291-301.

Hallama, M., Pekrun, C., Lambers, H. ja Kandeler, E. 2019. Hidden miners – the roles of cover crops and soil microorganisms in phosphorus cycling through agroecosystems. Plant and Soil 434: 7–45.

Hansen, E.M. ja Djurhuus, J. 1996. Nitrate leaching as affected by long-term N fertilization on a coarse sand. Soil Use and Management 12: 199-204.

Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Djurhuus, J., Kyllingsbaek, A., Jørgensen, V. ja Thorup-Kristensen, K. 2000. Efterafgrøder (Cover crops). DJF rapport Markbrug nr 37. Danmarks jordbrugsforskning (tanskaksi).

Heinonen, R. 1992. Maan rakenne. Teoksessa: Heinonen, R. (toim.) Maa, viljely ja ympäristö. Helsinki, WSOY. s. 90–141.

Hinsinger, P. 2001. Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: A review. Plant and Soil 237: 173-195.

Hoffmann, C. C., Kjaergaard, C., Uusi-Kämppä, J., Bruun Hansen, H. C. ja Kronvang, B. 2009. Phosphorus Retention in Riparian Buffers: Review of Their Efficiency. Journal of Environmental Quality 38: 5; 1942-1955.

Jarvis, N.J. 2007. A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: Principles, controlling factors and consequences for water quality. *European Journal of Soil Science* 58: 523-546.

Kauppila, P. ja Bäck, S. (toim). 2001. The state of Finnish coastal waters in the 1990s. *Suomen ympäristö* 472. Vammalan kirjapaino Oy. 134 s.

Kirchmann, H., ja Wessling, J. 2017. Kinetics of inorganic and organic P release from red clover (*Trifolium pratense* L.) and ryegrass (*Lolium multiflorum* L.) upon frost or drying. *Acta Agric. Scand. B Soil Plant Sci.* 67, 693–696. <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/09064710.2017.1339823?journalCode=sagb20>

Klepper, B. 1992. Development and growth of crop root systems. *Advances in Soil Science* 19: 1–18.

Känkänen, H. 2010. Undersowing in a northern climate: effects on spring cereal yield and risk of nitrate leaching. *MTT Science, MTT Tiede* 8: 93 p. Väitöskirja.

Känkänen, H., Eriksson, C., Rökköläinen, M. ja Vuorinen, M. 2001. Effect of annually repeated undersowing on cereal grain yields. *Agricultural and Food Science in Finland* 10: 197 - 208.

Känkänen, H. ja Eriksson, C. 2007. Effects of undersown crops on soil mineral N and grain yield of spring barley. *European Journal of Agronomy* 27: 25-34.

Känkänen, H. ja Ketola, J. 2018. Kerääjäkasvikokemuksia Uudenmaan tiloilta. Kyselytutkimus kerääjäkasvien viljelystä Uudellamaalla 2016.

Känkänen, H. Kerääjäkasvitoimenpiteen laadullinen toteutuminen tiloilla. Julkaisussa: Yli-Viikari, A. (toim.). 2019. Maaseutuohjelman (2014–2020) ympäristöarviointi. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 63/2019. Luonnonvarakeskus. Helsinki. s. 39-60.

Ladd, J.N., Foster, R.C., Nannipieri, P. ja Oades, J.M. 1996. Soil structure and biological activity. Teoksessa: *Soil Biochemistry*. (toim. Stotzky, G. ja Bollag, J.M.) Vol. 9. s. 23–78. Marcel Dekker, New York.

Lam, W.V., Macrae, M. L., English, M. C., O'Halloran, I.P. ja Wang, Y. T. 2016. Effects of tillage practices on phosphorus transport in tile drain effluent under sandy loam agricultural soils in Ontario, Canada. *Journal of Great Lakes Research* 42: 6; 1260-1270.

Lemola, R. ja Turtola, E. 1998. Kasvipeitteisyys, eroosio ja ravinnekuormitus. Kirjallisuuskatsaus. Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja, sarja B 18. 28 s. + 4 liitettä.

Lindén, B., Roland, J. ja Tunared, R. 2000. Höstsäds kväveupptag under hösten (N uptake in winter cereals during autumn). Rapport 5, Institutionen för jordbruksvetenskap, Swedish University of Agricultural Sciences, Skara, Sweden (in Swedish with English summary).

Liu, J., Khalaf, R., Ulén, B. ja Bergkvist, G. 2013. Potential phosphorus release from catch crop shoots and roots after freezing-thawing. *Plant Soil* 371: 543–557. <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs11104-013-1716-y>

Lozier, T.M., Macrae, M.L., Brunke, R. ja Van Eerd, L.L. 2017. Release of phosphorus from crop residue and cover crops over the non-growing season in a cool temperate region. *Agricultural Water Management* 189: 39-51.

Lundekvam, H. 1998. P-losses from three soil types at different cultivation systems. Teoksessa: Agerlid, G. (toim.), *Phosphorus balance and utilization in agriculture – towards sustainability: seminarium, den 17–19 mars 1997*. *Kungliga Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift* 137: 177–185.

Luonnonvarakeskus. 2017. Vehnän ja rukiin syyskylvöt jäivät sään vuoksi vähäisiksi – rukiin omavaraisuus vaarassa. Tiedote 12.12.2017. <https://www.luke.fi/uutiset/vehnan-ja-rukiin-syyskylvot-jaivat-saan-vuoksi-vahaisiksi-rukiin-omavaraisuus-vaarassa/>

Meisinger, J. J ja Ricigliano, K.A. 2017. Nitrate Leaching from Winter Cereal Cover Crops Using Undisturbed Soil-Column Lysimeters. *J Environ Qual.* 46; 3; 576-584.

Melander, B, Nørremark, M. ja Kristensen, E.F. 2013. Combining mechanical rhizome removal and cover crops for *Elytrigia repens* control in organic barley systems. *European Weed Research Society* 53: 461–469.

Miller, M., E. Beauchamp ja J. Lauzon. 1994. Leaching of nitrogen and phosphorus from the biomass of 3 cover crop species. *J. Environ. Qual.* 23: 267-272.
<https://dl.sciencesocieties.org/publications/jeq/abstracts/23/2/JEQ0230020267>

MMM 2016. Maa- ja metsätalousministeriön asetus ympäristökorvauksesta annetun maa- ja metsätalousministeriön asetuksen muuttamisesta 17.3.2016.

Muukkonen, P. 2009. No-tillage and boardmill sludge – possibilities to diminish erosion and P losses from clay fields. *Pro Terra* 44. Lisensiaatintyö. 54 s. + 4 liitettä.

Myrbeck, Å., Stenberg, M ja Rydberg, T. 2012. Establishment of winter wheat–strategies for reducing the risk of nitrogen leaching in a cool-temperate region. *Soil & Tillage Research* 120: 25-31.

O’Halloran, I. 2018. Phosphorus loss mitigation: cover crop species and soil P interactions. Research project of University of Guelph, Ontario, USA. <https://gfo.ca/research-projects/w2016ag01/>

Paasonen-Kivekäs, M. ja Koivusalo, H. 2006. Losses of sediment and phosphorus through subsurface drains in clayey field in southern Finland. NJF seminar 373. Transport and retention of pollutants from different production systems. Tartu, Estonia, 11–14 June 2006. NJF Report Vol. 2, No 5, 95–100, Nordic Association of Agricultural Scientists.

Pietiläinen, O.-P. ja Räike, A. 1999. Typpi ja fosfori Suomen sisävesien minimiravinteina. Suomen ympäristö 313. Suomen ympäristökeskus. Edita, Helsinki. 37 s. + 5 liitettä.

Pietola, L. M. ja Smucker, A. J. M. 1995. Fine root dynamics of Alfalfa after multiple cuttings and during a late invasion by weeds. *Agronomy Journal* 87: 1161–1169.

Puustinen, M. 1999. Viljelymenetelmien vaikutus pintaeroosion ja ravinteiden huuhtoutumiseen. Suomen ympäristö 285. 116 s.

Puustinen, M., Turtola, E. ja Tattari, S. 2004. Leudot talvet ja peltoviljely. *Vesitalous* 45: 17–21. (suomeksi).

Puustinen, M., Koskiaho, J. ja Peltonen, K. 2005. Influence of cultivation methods on suspended solids and phosphorus concentrations in surface runoff on clayey sloped fields in boreal climate. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105: 565–579.

Rankinen, K., Salo, T., Granlund, K. ja Rita, H. 2007. Simulated nitrogen leaching, nitrogen mass field balances and their correlation on four farms in southwestern Finland during the period 2000-2005. *Agricultural and Food Science* 16: 387 - 406.

Rankinen, K., Gao, G., Granlund, K., Grönroos, J. ja Vesikko, L. 2015. Comparison of impacts of human activities and climate change on water quantity and quality in Finnish agricultural catchments. *Landscape Ecology* 30 (3): 415-428.

Rekolainen, S. 1992. Maatalouden aiheuttama fosfori- ja typpikuorma vesistöihin. Teoksessa Rekolainen, S. ä L. Kauppi (toim.). Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 359 -Maatalous ja vesien kuormitus. Yhteistutkimusprojektin tutkimusraportit, 9-15.

Roberson, T., Bundy, L. G. ja Andraski, T. W. 2007. Freezing and drying effects on potential plant contributions to phosphorus in runoff. *J. Environ. Qual.* 36: 532–539.
<https://dl.sciencesocieties.org/publications/jeq/abstracts/36/2/532>

Räty, M., Uusi-Kämppe, J., Yli-Halla, M., Rasa, K. ja Pietola, L. 2010. Phosphorus and nitrogen cycles in the vegetation of differently managed buffer zones. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 86: 1, 121–132.

Shah, S., Hookway, S., Pullen, H., Clarke, T., Wilkinson, S., Reeve, V. ja Fletcher, J. M. 2017. The role of cover crops in reducing nitrate leaching and increasing soil organic matter. *Aspects of Applied Biology* 134: 243-251.

Simmelsgaard, S.E. 1991. Slutrapport for projektet: Kvælstofudvaskning efter udbringning af kartoffelrugtsaft. (Final report of the project: N leaching after application of potato juice) Statens Planteavlsvforskning. Working paper, Aarhus University.

Skøien, S. 1988. Soil erosion and runoff losses of phosphorus, effect of tillage and plant cover. *Norsk lantbruksforskning* 2: 207–218.

Soane, B. D. 1990. The role of organic matter in soil compactibility: A review of some practical aspects. *Soil & Tillage Research* 16: 179–201.

Syversen, N. 1994. Effect of vegetative filter strips on minimizing agricultural runoff in Southern Norway. Teoksessa: Persson, R., (toim.) Proceedings of NJF-seminar 247, Agrohydrology and nutrient balances.

Uppsala, Sweden: Division of Agricultural Hydrotechnics Swedish University of Agricultural Sciences
Communications 94; 5; 70-74.

Thapa, R., Mirsky, S. B. ja Tully, K.L. 2018. Cover Crops Reduce Nitrate Leaching in Agroecosystems:A Global Meta-Analysis. *Journal of Environmental Quality* 47: 1400 – 1411.

Thomsen, I.K., Hansen, J.F. Kjellerup, V. ja Christensen, B. T. 1993. Effects of cropping system and rates of nitrogen in animal slurry and mineral fertilizer on nitrate leaching from a sandy loam. *Soil Use and Management* 9: 53-58.

Tonitto C, David M.B, Drinkwater L.E. 2006. Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112: 58–72.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.07.003>

Torstensson, G. ja Aronsson, H. 2000. Nitrogen leaching and crop availability in manured catch crop systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 56(2): 139-152.

Turtola, E. & Pitkänen, J. 1998. A rainfall simulation study on P losses from a clay soil under different tillage conditions. *Kungliga Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift* 135: 209–217.

Turtola, E. ja Yli-Halla, M. 1999. Fate of phosphorus applied in slurry and mineral fertilizer: accumulation in soil and release into surface runoff water. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 55: 165-174.

Turtola, E., Alakukku, L. ja Uusitalo, R. 2007. Surface runoff, subsurface drainflow and soil erosion as affected by tillage in a clayey Finnish soil. *Agricultural and Food Science* 16: 332–351.

Úlen, B. 1984. Nitrogen and phosphorus to surface water from crop residues. *Ekohydrologi* 18: 39-44.

Uusi-Kämppä, J., Braskerud, B., Jansson, H., Syversen, N. ja Uusitalo, R. 2000. Buffer zones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorus. *Journal of Environmental Quality* 29; 1; 151-158.

Uusi-Kämppä, J. ja Kilpinen, M. 2000. Suojakaistat ravinnekuormituksen vähentäjänä. Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja, sarja A: 83. 49 s + 2 liitettä.

Uusitalo, R., Turtola, E. ja Lemola, R. 2007. Phosphorus losses from a subdrained clay soil as affected by cultivation practices. *Agricultural and Food Science* 16: 352–365.

Vadas, P. A., Bolster, C. H. ja Good, L. W. 2013. Critical evaluation of models used to study agricultural phosphorus and water quality. *Soil Use Management* 29: 36–44.
<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1475-2743.2012.00431.x>

Valkama, E., Lemola, R., Känkänen, H. ja Turtola, E. 2015. Meta-analysis of the effects of undersown catch crops on nitrogen leaching loss and grain yields in the Nordic countries. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 203: 93-101.

Valkama, P. 2018. Impacts of agricultural water protection measures on erosion, phosphorus and nitrogen loading based on high-frequency on-line water quality monitoring. Väitöskirja. Helsingin yliopisto. 38 s.

Wolf, B. ja Snyder, G. H. 2003. Sustainable soils. Food Products Press, New York. 353 s.

Yli-Halla, M. ja Hartikainen, H. 1996. Release of soil phosphorus during runoff as affected by ionic strength and temperature. *Agricultural and Food Science in Finland* 5: 193–202.