

# Luonnonmukaisen ja tavanomaisen viljelyn typpi- ja fosforihuuhtoumat

Kirjallisuuskatsaus

Kari Ylivainio, Martti Esala ja Eila Turtola



Maa- ja elintarviketalous 12  
74 s.

# **Luonnonmukaisen ja tavanomaisen viljelyn typpi- ja fosforihuuhtoumat**

## **Kirjallisuuskatsaus**

Kari Ylivainio, Martti Esala ja Eila Turtola

ISBN 951-729-692-4 (Painettu)  
ISBN 951-729-693-2 (Verkkajulkaisu)  
ISSN 1458-5073 (Painettu)  
ISSN 1458-5081 (Verkkajulkaisu)  
[www.mtt.fi/met/pdf/met12.pdf](http://www.mtt.fi/met/pdf/met12.pdf)

Copyright

MTT

Kari Ylivainio, Martti Esala ja Eila Turtola

Julkaisija ja kustantaja

MTT, 31600 Jokioinen

Jakelu ja myynti

MTT, Tietopalvelut, 31600 Jokioinen

Puhelin (03) 4188 2327, telekopio (03) 4188 2339

sähköposti [julkaisut@mtt.fi](mailto:julkaisut@mtt.fi)

Julkaisuvuosi

2002

Kannen kuva

Eila Turtola

# Luonnonmukaisen ja tavanomaisen viljelyn typpi- ja fosforihuuhtoumat

Kari Ylivainio, Martti Esala ja Eila Turtola.

MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Ympäristöntutkimus, Maaperä ja ympäristö, 31600 Jokioinen, [kari.ylivainio@mtt.fi](mailto:kari.ylivainio@mtt.fi), [martti.esala@mtt.fi](mailto:martti.esala@mtt.fi), [eila.turtola@mtt.fi](mailto:eila.turtola@mtt.fi)

## Tiivistelmä

Tässä kirjallisuuskatsauksessa selvitettiin luonnonmukaisen ja tavanomaisen viljelyn aiheuttamia typpi- ja fosforihuuhtoutumia. Typpeä huuhtoutuu enemmän, kun maan nitraattityppipitoisuus ja valunta lisääntyvät. Eniten typpeä huuhtoutuu syysateiden ja lumen sulamisen aikaan. Huuhtoumien vähentämiseksi on tärkeää sovittaa ajallisesti yhteen kasvien typen tarve ja maan liukoisen typen pitoisuus. Tavanomaisessa viljelyssä maasta huuhtoutuvan nitraattitypen määrään vaikuttaa se, kuinka hyvin kasvit käyttävät väkilannoitetyypen hyväksi. Liiallinen lannoitus lisää huuhtoutumista. Luonnonmukaisessa viljelyssä ratkaisevinta on puolestaan orgaanisen aineksen sisältämän typen vapautuminen. Eniten typpeä huuhtoutuu viherlannoituskasvien ja apilapitoisten nurmien kyntämisen seurauksena.

Kasvien typensaanti pyritään turvaamaan luonnonmukaisessa viljelyssä palkokasvien typensidonnalla ja karjanlannalla. Biologisesti sidottu typi on muiden kasvien saatavilla mineralisaation jälkeen. Orgaanisia lannoitteita käytettäessä typen vapautuminen ja kasvien typen tarpeen ajallinen yhteensovittaminen on vaikeampaa kuin väkilannoitteilla, joiden typi on suoraan kasveille käyttökelpoisessa muodossa. Karjanlantaa käytetään tavanomaisessakin viljelyssä peltojen lannoitukseen, mutta viherlannoitusta ja palkokasvien typensidontaa hyödynnetään vähemmän. Molemmissa viljelymenetelmissä typen huuhtoumia voitaisiin vähentää alus- ja kerääjäkasvien avulla.

Fosfori sitoutuu tiukasti maahan ja kulkeutuu pääasiassa maahiukkasiin sitoutuneena. Parhaiten fosforin kulkeutumista voidaan rajoittaa molemmissa viljelymenetelmissä eroosiota vähentävillä viljelytoimenpiteillä, kuten lisäämällä talviaikaista kasvipeitteisyyttä ja vähentämällä muokkausta. Liukoisen fosforin kuormitus vähenee puolestaan silloin, kun vältetään nurmien pinta-lannoitusta ja alennetaan maan helppoliukoisen fosforin pitoisuutta. Maan fosforipitoisuus laskee vähitellen luonnonmukaisessa viljelyssä. Tavanomaisessakin viljelyssä fosforipitoisuus alenee, kun käytetään vähemmän väkilannoitefosforia.

---

*Avainsanat: fosfori, typpi, huuhtoutuma, luonnonmukainen maataloustuotanto, tavanomainen viljely, viljelymenetelmät, ravinteiden huuhtoutuminen, kuormitus, lannoitus, fosforilannoitus, kerääjäkasvit, muokkaus, valunta*

---

# Nitrogen leaching and phosphorus loss in organic and conventional farming – literature review

Kari Ylivainio, Martti Esala, Eila Turtola.

MTT Arifood Research Finland, Environmental Research, Soils and Environment, FIN-31600 Jokioinen, Finland, [kari.ylivainio@mtt.fi](mailto:kari.ylivainio@mtt.fi), [martti.esala@mtt.fi](mailto:martti.esala@mtt.fi), [eila.turtola@mtt.fi](mailto:eila.turtola@mtt.fi)

## Abstract

Nitrogen (N) leaching and phosphorus (P) loss in organic and conventional farming were investigated in this literature review. The N leaching risk is positively correlated with runoff volume, and leaching is greatest during autumn rains and spring snowmelt. To decrease N leaching, crop uptake of N should be in balance with N release from soil and fertilizers. The most critical point for N leaching in conventional farming is the recovery percentage of N from artificial fertilizers. Overfertilizing leads to excessive N losses. In organic farming, N leaching is mostly connected with mineralization of organic matter, and the greatest amount of N leaching occurs after plowing clover leys.

Symbiotic N fixation and animal manure supply N for crops in organic farming. After mineralization of legume residues, the fixed N is available for other crops. While chemical fertilizers contain N in a form immediately available for plants, it is more difficult to reconcile the mineralization of organic fertilizers with the N uptake potential of the crop. Animal manures and N fixation by legumes are also utilized in conventional farming, but to a lesser extent. In both cultivation systems, N leaching can be reduced by cover and undersown crops.

Phosphorus is fixed tightly in soil, and most P losses occur in eroded soil material. In both cultivation systems, P losses are reduced most effectively by minimizing erosion by means of increased plant cover during winter. Dissolved P losses are diminished by avoiding surface application of P fertilizers and by decreasing the soil P status. In organic farming, the soil P status decreases gradually; in conventional farming, it sinks when there are smaller inputs of fertilizer P.

---

*Key words: phosphorus, nitrogen, nitrogen leaching, organic farming, conventional farming, phosphorus loss, subsurface drainage, surface runoff, cover crop, tillage, soil phosphorus status, surface application of P*

---

## Alkusanat

Tämä kirjallisuuskatsaus toteutettiin osana Suomen Ympäristökeskuksen johtamaa hanketta ”Erialaisten maatalouskäytäntöjen ravinnehuuhtoutumien arviointi”. Sen tarkoituksena oli tuottaa taustatietoa luonnonmukaisen ja tavanomaisen viljelyn ravinnehuuhtoutumia koskevia arviointeja varten. Tutkimus rahoitettiin Ympäristöministeriön ympäristöklusterivaroista.

Kirjallisuuskatsauksen on tehnyt MMM Kari Ylivainio professori Martti Esalan ja erikoistutkija Eila Turtolan avustamana. Muu tutkimukseen osallistuva ryhmä, assistentti Tommi Peltovuori Helsingin yliopistosta, tutkija Juha Grönroos, erikoistutkija Petri Ekholm ja agronomi Markku Puustinen Suomen ympäristökeskuksesta, ylitarkastaja Antero Nikander maa- ja metsätalousministeriöstä, tutkijat Pentti Seuri, Håkan Jansson, Ansa Palojärvi ja Jaana Uusi-Kämpä Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskuksesta, sekä puheenjohtaja Esa Partanen ja kehityspäällikkö Arja Peltomäki Luomuliitosta ovat ohjanneet tutkimusta arvokkailla kommenteillaan. Parhaat kiitokset ryhmän jäsenille ja heidän taustaorganisaatioilleen tutkimuksen edistämiseksi.

Jokioisissa toukokuussa 2002

Martti Esala

professori

# Sisällysluettelo

1 Johdanto .....	7
2 Viljelymenetelmän vaikutus maaperään .....	8
2.1 Maan kemialliset ominaisuudet .....	8
2.1.1 Orgaaninen aines .....	8
2.1.2 Typpi .....	9
2.1.3 Fosfori .....	12
2.2 Maan fysikaaliset ominaisuudet .....	15
2.3 Biologiset ominaisuudet .....	16
3 Ravinnehuhtoutumiin vaikuttavat tekijät .....	19
3.1 Typpi .....	19
3.1.1 Viljelytoimenpiteet .....	22
3.1.2 Viljelymenetelmät .....	32
3.1.3 Typpitase .....	36
3.1.4 Maalaji .....	39
3.1.5 Sääolosuhteet .....	40
3.2 Fosfori .....	42
3.2.1 Maan fosforitila ja lannoitus .....	43
3.2.2 Muut viljelytoimenpiteet .....	48
3.2.3 Maalaji .....	50
3.2.4 Sääolosuhteet .....	51
4 Yhteenveto .....	54
5 Kirjallisuus .....	56

# 1 Johdanto

Maatalouden on arvioitu aiheuttavan noin 50 % typen ja 60 % fosforin päästöistä vesistöihin (Valpasvuo-Jaatinen ym. 1997, Ekholm ym. 1999). Jotta vesistöjen rehevöitymiskehitys saataisiin pysäytetyksi, erityisesti fosforin mutta myös typen lannoitussuosituksia on viime vuosien aikana tarkennettu kasvien tarpeita ja ympäristönäkökohtia silmälläpitäen. Vesistöjen sinilevät ovat osittain omavaraisia typen suhteen, sillä ne pystyvät sitomaan ilmakehän typpeä. Tämän vuoksi fosfori on typpeä useammin vesistöjen rehevöitymisen minimitekijänä.

Tavanomaisessa viljelyssä maahan levitetään väkilannoitetyyppeä ja –fosforia, ja näin pyritään turvaamaan viljelykasvien ravinnetarve. Yhdessä muiden viljelyyn liittyvien toimenpiteiden, kuten maan muokkauksen kanssa tämän on katsottu olevan tärkeimpiä syitä maatalouden aiheuttamaan vesistökuormitukseen. Koska luonnonmukaisesti viljeltäessä ei käytetä väkilannoitetyyppeä eikä –fosforia, sen on arveltu puolestaan vähentävän merkittävästi maataloudesta peräisin olevaa kuormitusta.

Vuonna 2000 Suomen peltopinta-alasta noin 147 000 ha eli 6,8 % oli luonnonmukaisesti viljeltyä tai siirtymävaiheessa olevaa peltoa. Luomuviljelyssä maan viljavuutta ylläpidetään palkokasvien, viherlannoituksen ja/tai syväjuuristen kasvien avulla (KTTK 2000). Lannoitus perustuu viljelykiertoon ja eloperäisen aineksen lisäämiseen maahan, kuten karjanlannan käyttöön, viherlannoitukseen, biologiseen typensidontaan ja esikasvivaikutukseen. Myös muilta luomutiloilta saatavia eloperäisiä jätteitä voidaan käyttää. Kemialliset kasvinsuojeluaineet ja väkilannoitteet ovat kiellettyjä, mutta täydennyslannoitteiden käyttö on sallittu tietyin ehdoin, esimerkkinä viljavuustutkimukseen perustuva hivenainelannoitus (KTTK 2000). Fosforin saatavuus pyritään turvaamaan karjanlannan ja ravinteiden tehostetun kierrätyksen lisäksi fosforimineraalien avulla. Kasvinsuojelu perustuu mekaaniseen ja biologiseen torjuntaan sekä kasvinvuorotukseen.

Koska kasvien ravinteiden saanti pyritään luomuviljelyssä turvaamaan maan omien ravinnereservien avulla, maan kasvukunnon eli maan kemiallisten, fysikaalisten ja biologisten ominaisuuksien ylläpitäminen korostuu (Hansen ym. 2001). Tavanomaisessa viljelyssä väkilannoitteiden käytöllä pyritään suoraan kattamaan viljelykasvien ravinnetarve. Näiden kahden viljelymenetelmän välimaastoon sijoittuu integroitu viljely, jossa osa mineraalitypestä korvataan kompostilla ja muilla orgaanisilla lannoitteilla sekä käytetään vähemmän torjunta-aineita.

Kirjallisuuskatsauksessa tarkastellaan luonnonmukaisen viljelyn aiheuttamaa vesistökuormitusta verrattuna tavanomaiseen viljelyyn. Kirjallisuudesta löytyi kuitenkin vain niukasti suoria vertailevia tutkimuksia tavanomaisen ja



luomuviljelyn aiheuttamista ravinnehuuhtoumista. Tämän vuoksi tarkastellaan myös huuhtoutumisen taustatekijöitä, kuten eri viljelymenetelmien vaikutuksia maan ominaisuuksiin ja sitä kautta vesistökuormitukseen.

## **2 Viljelymenetelmän vaikutus maaperään**

### **2.1 Maan kemialliset ominaisuudet**

#### **2.1.1 Orgaaninen aines**

Maan sisältämän orgaanisen aineksen määrän perusteella maat luokitellaan Suomessa kivennäismaihin (orgaanista ainesta < 20 %, paitsi liejut, jotka luetaan kuuluviksi eloperäisiin maihin, jos niiden orgaanisen aineksen pitoisuus on yli 6 %) ja multamaihin (orgaanista ainesta 20-40 %). Turpeissa orgaanisen aineksen pitoisuus on yli 40 %. Maan orgaanisen aineksen hiilipitoisuudeksi on oletettu 58 % (Stevenson 1986).

Maan orgaanisessa aineksessa tapahtuvat muutokset ovat suoraan verrannollisia maahan palautuvien kasvinjätteiden määrään (Larson ym. 1972), vaikka muutokset ovatkin varsin hitaita. Oklahoman Stillwaterissa (USA) vuonna 1892 perustettu kenttäkoe osoitti maan orgaanisen aineksen määrän laskevan suhteellisen nopeasti ilman lannoitusta ensimmäisenä 35 vuotena, minkä jälkeen orgaanisen aineksen määrän aleneminen hidastui seuraavana 52 vuotena lähestyen tasapainotilaa (Mitchell ym. 1991). Campbellin ja Zentnerin (1993) mukaan orgaanisen aineksen ylläpitämiseksi on maan eroosion torjunnan lisäksi turvattava riittävä typen saanti systeemiin, jotta kompensoitaisiin kasvien ottama typpimäärä.

Kanadassa suoritetussa kenttäkokeessa tutkittiin erilaisissa viljelykierroissa 50 vuotta olleiden maiden mikrobibiomassan hiili- ja typpimääriä (McGill ym. 1986). Viisivuotisessa viljaa ja nurmea sisältäneessä viljelykierrossa maa sisälsi enemmän mikrobibiomassan sitomaa hiiltä ja typen kokonaismäärä oli 38 % ja mikrobiperöisen typen määrä 117 % suurempi kuin kaksivuotisen vehnä-kesanto -kierron maassa. Karjanlannan käyttö kohotti mikrobiperäisen typpimäärän kaksinkertaiseksi lannoittamattomaan ja väkilannoitettuun maahan verrattuna.

Breland ja Elton (1999) eivät havainneet viljelymenetelmällä olevan vaikutusta maan orgaanisen hiilen pitoisuuteen viiden vuoden aikana. Sekä tavanomaisessa viljelyssä että luomuviljelyssä orgaanisen hiilen pitoisuus oli kuitenkin hieman korkeampi nurmi- kuin viljanviljelyssä. Samoin mikrobibiomassan sitomaa hiiltä oli enemmän nurmi- kuin viljamaissa. Nguyen ym. (1995) havaitsivat orgaanisen hiilen määrän olevan korkeampi luomuviljelyssä kuin tavanomaisessa viljelyssä, mikä myös oli todennäköisesti seuraus-

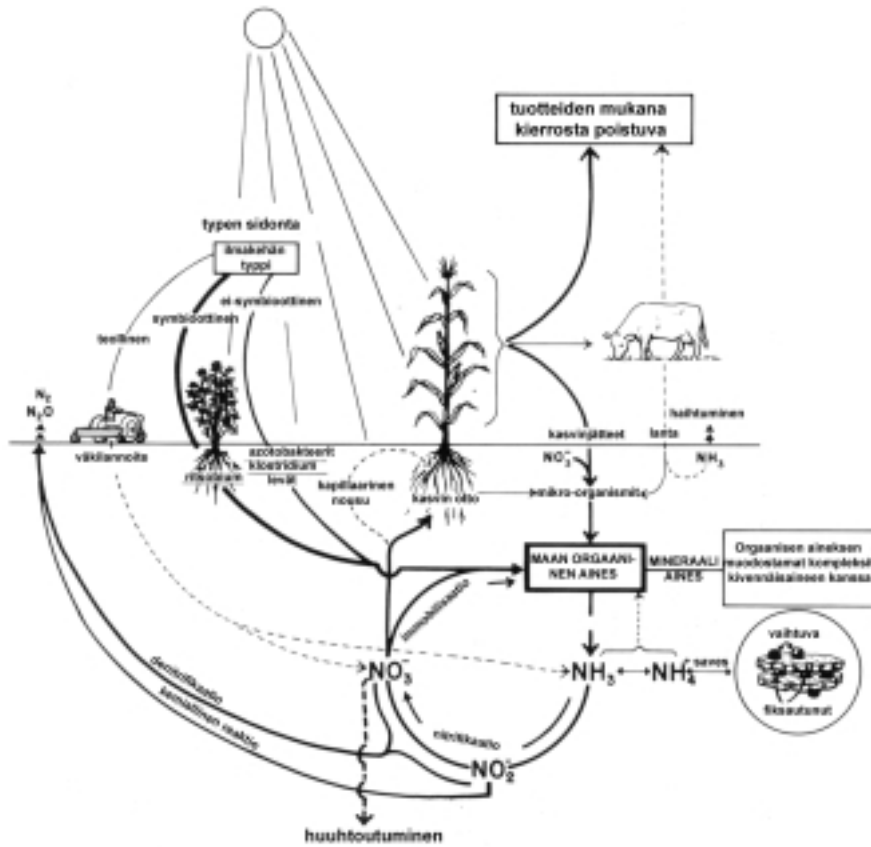
ta suuremmasta nurmen määrästä kierrossa. Esimerkiksi Skøienin (1993) mukaan nurmella pystytään parhaiten kohottamaan maan humuspitoisuutta. Kanadassa suoritetussa tutkimuksessa vehnän monokulttuuri, jossa kesannon osuus vaihteli, ei vaikuttanut orgaanisen hiilen kokonaismäärään mutta laski orgaanisen aineksen labiilin fraktion määrää (Biederbeck ym. 1994). Orgaanisen aineksen labiili fraktio korreloi positiivisesti kasvinjätteiden määrän kanssa. Wander ym. (1994) raportoivat, ettei viljelymenetelmillä ollut juuri vaikutusta maan orgaanisen aineksen määrään kymmenen vuoden aikana. Orgaaninen aines oli kuitenkin stabiilimpaa viherlannoitukseen perustuvassa luomuviljelyssä kuin karjanlantaan perustuvassa luomuviljelyssä.

Palojärven ym. (2002) tutkimuksessa mikrobibiomassan typpimäärä oli keväisin korkeampi luomumaissa kuin tavanomaisesti viljellyissä maissa, mutta mikrobibiomassan hiilimäärä ja orgaanisen aineksen kokonaismäärä eivät poikenneet viljelymenetelmien kesken. Tulos kuvastaa muutoksia suomalaisissa maissa, joissa orgaanisen hiilen pitoisuus on suhteellisen korkea. Sen sijaan alhaisen kokonaishiilipitoisuuden omaavien maiden orgaanisen aineksen pitoisuutta on voitu nostaa siirtymällä luomutuotantoon (Loes & Ogaard 1997). Fliessbach ja Mäder (2000) havaitsivat viljelytekniikalla olevan selvä vaikutus mikrobibiomassan hiili- ja typpimäärään, määrien ollessa korkeampia luomu- kuin tavanomaisessa viljelyssä. Orgaanisten maanparannusaineiden käyttö sekä muokkauksetojen vähentyminen luomuviljelyssä nostivat orgaanisen hiilen ja kokonaistypen määrää ja mikrobibiomassan hiili- ja typpimäärää verrattuna tavanomaiseen viljelyyn (Liebig & Doran 1999). Joissakin tutkimuksissa havaittu luomumaiden korkeampi kationinvaihtokapasiteetti saattaa olla yhteydessä suuremman orgaanisen aineksen pitoisuuden kanssa (Blakemore 2000).

Wander ja Traina (1996) havaitsivat viljelymenetelmien vaikuttavan maan hiili- ja typpimäärään sekä niiden jakautumiseen orgaanisen aineksen fraktioissa. Luomumaissa merkittävästi suurempi osa tyypeistä oli humushapoissa, kun tavanomaisessa viljelyssä tyypeä oli enemmän humiini-fraktiossa. Heidän mukaansa tavanomaisesti viljellyissä maissa on myös vähemmän helposti hajoavaa orgaanista ainesta kuin luomumaissa.

### **2.1.2 Typpi**

Viljellyissä mineraalimaissa on tyypeä muokkauskerroksessa yleensä 5000 - 6000 kg ha<sup>-1</sup>, eloperäisillä mailla huomattavasti enemmän (Sippola & Ylä-ranta 1985). Tästä tyypeistä on keskimäärin yli 90 % orgaanisessa muodossa (Wild 1988). Orgaaninen typpi vaatii mineralisaation muuttuakseen kasveille käyttökelpoiseen ammonium- tai nitraattimuotoon (Kuva 1). Mineralisaatio-nopeuteen vaikuttaa ratkaisevasti mm. orgaanisen aineksen hiili-typpi -suhde.



Kuva 1. Typen kierto (Stevenson 1982).

Kasveille käyttökelpoisia typen muotoja ovat ammonium- ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) ja nitraattityppi ( $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ). Väkilannoitteiden typpi on liukoisessa, välittömästi kasveille käyttökelpoisessa ammonium- tai nitraattimuodossa, kun taas orgaanisten lannoitteiden sisältämän orgaanisen typen on ensin mineralisoiduttava tullakseen käyttökelpoiseksi. Mineralisaation jälkeen ammoniumtyppi muuntuu nitrifikaation kautta nitraattitypeksi. Ammoniumtyppi pidättyy maan kationinvaihtopaikoille, mikä vähentää sen huuhtoutumisherkyyttä, kun taas nitraattityppi pidättyy heikosti ja huuhtoutuu helposti maassa valuvan veden mukana salaojavesiin tai pohjaveteen.

Viljelykäytäntö vaikuttaa maan typen varantoihin, joskin hitaasti (Poulton 1995). Esimerkiksi Korsath ja Elton (2000) eivät havainneet muutoksia luomumaiden ja tavanomaisesti viljeltyjen maiden kokonaistyyppipitoisuuksissa vielä kahdeksan viljelyvuoden jälkeen. Maan orgaanisen typen pitoisuus kasvaa myös väkilannoitteiden käytön seurauksena, vaikkakin hitaasti. Broadbalkin pitkäaikaisessa kentäkokeessa maan kokonaistyyppipitoisuus kohosi vuosittaisella  $144 \text{ kg ha}^{-1}$  typpilisäyksellä 130 vuoden aikana 20 %, mikä lisäsi pintamaan (0-23 cm) typpivarantoa  $500 \text{ kg ha}^{-1}$  (Glendinning ym. 1992). Kokonaistypen on osoitettu olevan huono typen mineralisaatiokapasiteetin mittari (Powlson ym. 1986b), mutta lannoituksen seurauksena myös mineralisoituvan typen määrä kohosi. Kasvatustaapikokeissa vehnän jyväsadon on havaittu korreloivan positiivisesti mineralisaatiopotentiaalin kanssa (Campbell ym. 1996).

Liebig ja Doran (1999) eivät havainneet luonnonmukaisen ja tavanomaisen viljelyn välillä johdonmukaisia eroja maan nitraattityppipitoisuuksissa, vaikka osalla luomulohkoista orgaanisen hiilen ja kokonaistypen pitoisuudet kohosivat tavanomaiseen viljelyyn verrattuna. Potentiaalisesti mineralisoituvan typen pitoisuutta (Stanford & Smith 1972) samoin kuin maan mikrobien biomassaa (Jenkinson & Parry 1989) on pidetty maan labiiliin eli ”aktiivisen” typen mittarina. Friedel (2000) havaitsi mikrobien sisältämän typen määrän olevan suuremman luomumaissa kuin tavanomaisesti viljellyissä maissa. Suurempi mikrobibiomassan typen määrä ei kuitenkaan nostanut kasvien saatavilla olevan typen määrää. Mikrobien sisältämä typpimäärä oli 2,3 – 4 % maan kokonaistypestä, eikä se poikennut viljelymenetelmien kesken. Merkittävä korrelaatio mikrobien typpi-hiili- suhteen ja potentiaalisesti mineralisoituvan typen suhteen osoitti typen immobilisaation kontrolloivan typen nettomineralisaatiota. Friedel (2000) ei havainnut viljelymenetelmillä olevan vaikutusta potentiaalisesti mineralisoituvan typen määrään, potentiaalisesti mineralisoituvan typen ja kokonaistypen väliseen suhteeseen eikä potentiaalisesti mineralisoituvan hiilen ja kokonaishiilen suhteeseen. Wander ja Traina (1996) havaitsivat kuitenkin tavanomaisesti viljellyissä maissa olevan vähemmän helposti hajoavaa orgaanista ainesta kuin luomumaissa. Breland ja Elton (1999) havaitsivat typen mineralisaation olevan suurempaa luomumais-

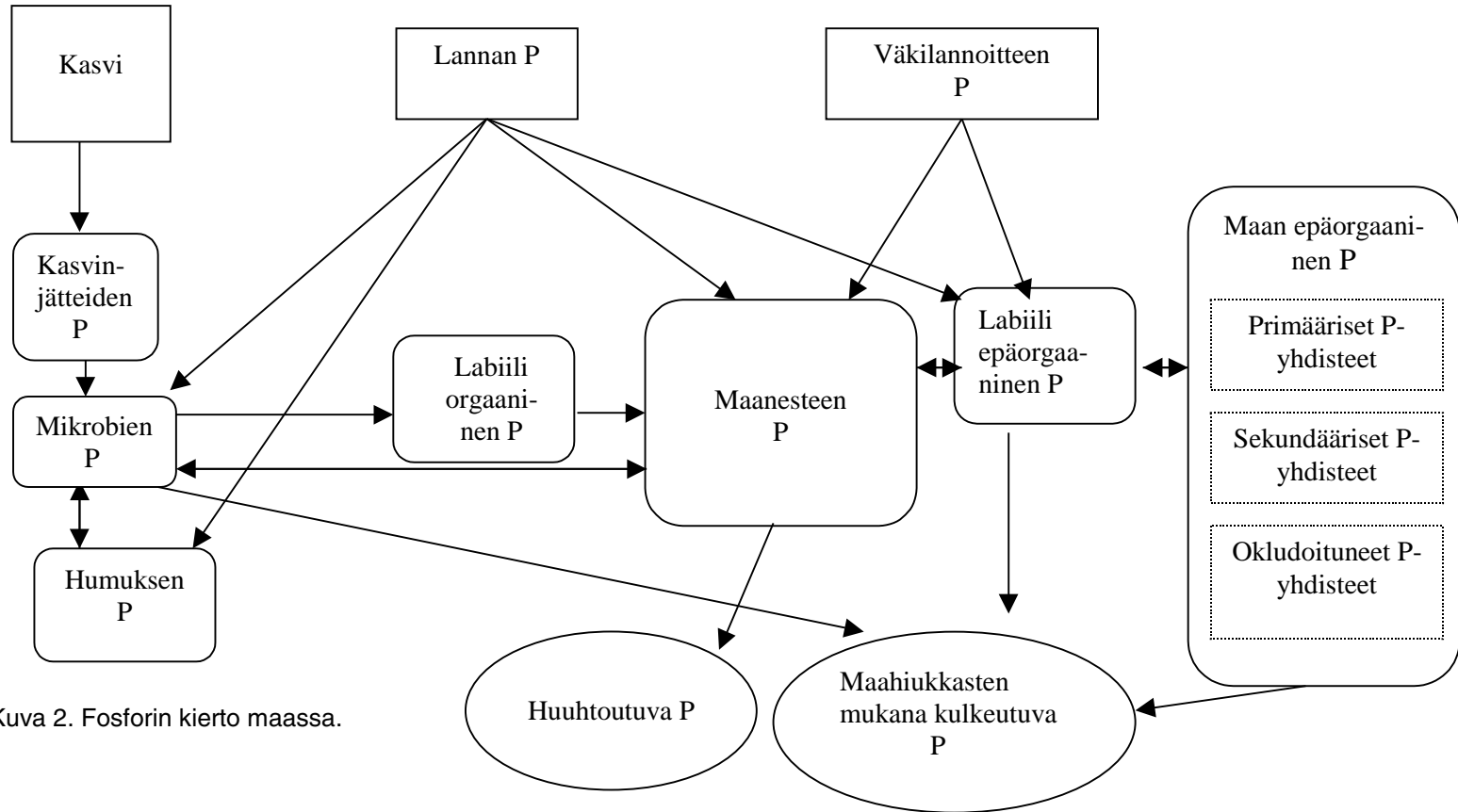
sa kuin tavanomaisesti viljellyissä maissa ja Liebig ja Doran (1999) totesivat luomumaiden sisältävän enemmän potentiaalisesti mineralisoituvaa typpeä. Näissä tutkimuksissa kuitenkin viljelykierron samoin kuin muokkausintensiiviteetti poikkesivat viljelymenetelmien kesken. Esimerkiksi kasvinjätteiden maahan kyntämisellä on havaittu olevan positiivinen vaikutus orgaanisen hiilen määrään verrattuna niiden korjaamiseen (Perucci ym. 1997).

### 2.1.3 Fosfori

Kokonaisfosforipitoisuus on suomalaisissa kivennäismaissa 390-1830 mg kg<sup>-1</sup> ja turvemaissa 220-1990 mg kg<sup>-1</sup> (Kaila 1963). Vain murto-osa fosforista on maanesteessä, jonka fosforikonsentraatio on luokkaa 0,1-1 mg l<sup>-1</sup> (Larsen 1967). Orgaanisessa muodossa olevan fosforin määrä vaihtelee huomattavasti, ollen 20-80 % kokonaisfosforista, joskin turvemaissa on tavattu korkeampiakin orgaanisen fosforin osuuksia (Dalal 1977). Fosforin mineralisaatio riippuu sekä maan mikrobien aktiivisuudesta että vapaisten fosfataasien aktiivisuudesta (Dalal 1977), joita molempia voi kontrolloida maanesteen fosforipitoisuus (McGill & Cole 1981). Orgaanisen aineksen mineralisaation seurauksena fosforia vapautuu lauhkeilla vyöhykkeillä noin 10 kg ha<sup>-1</sup> v<sup>-1</sup> (Larson ym. 1972). Kuva 2 esittää fosforin kiertoa maassa.

Rauta, alumiini, kalsium ja magnesium ovat tärkeimmät metalli-ionit, joiden kanssa fosfori muodostaa niukkaliukoisia komplekseja (Larsen 1967). Suomessa maat ovat happamia ja fosfori sitoutuu hydratoituneiden alumiini- ja rautaoksidien pinnoille sekä savimineraalien murtopinnoille. Kalkkipitoisilla mailla fosfori sitoutuu puolestaan kalsiumyhdisteisiin. Fosforin sitoutumisvoimakkuus alumiini- ja rautaoksidiin riippuu maan happamuudesta, sitoutumisvoimakkuuden kasvaessa maan pH:n aletessa. Fosforin sitoutumisvoimakkuus oksidien pinnoille kasvaa myös ajan kuluessa, mikä alentaa edelleen fosforin käyttökelpoisuutta (Barrow & Shaw 1975). Alumiinioksidien sitomasta fosforista suurempi osa on vaihtuvassa muodossa kuin rautaoksidien sitomasta ja siten paremmin kasvien saatavilla (He ym. 1991).

Fosforin lujasta sitoutumisesta maahan on osoituksena esimerkiksi se, että nurmen pintalannoitus nostaa fosforin kyllästysastetta vain aivan maan pintakerroksessa (0-5 cm) (Turtola & Yli-Halla 1999). Djodjic ym. (1999) myös havaitsivat 100 kg ha<sup>-1</sup> fosforilannoituksen nostaneen fosforipitoisuutta pintamaassa (0-1 cm) ja vain vähän alle 10 cm syvyydessä. Eghball ym. (1990) havaitsivat fosforin liikkuneen 94 päivän aikana enintään 4 cm, kun fosforia oli annettu 60 kg ha<sup>-1</sup> sijoituslannoituksena. Suurin osa fosforin liikkumisesta tapahtui ensimmäisten viikkojen aikana. Puustisen ym. (1994) mukaan fosforilannoitus on voinut nostaa Suomessa myös jankon fosfori-



Kuva 2. Fosforin kierto maassa.

pitoisuutta. Taulukossa 1 on erilaisten fosforilannoitustasojen vaikutus kyntökerroksen ja jankon helppoliukoisien fosforin pitoisuuteen Suomessa ns. fosforin porraskokeissa. Saarelan (MTT, 7.5.2002, suullinen tiedonanto) mukaan jankkoon on saattanut sekoittua pintamaata, mikä voisi yksin selittää joissakin tapauksissa jankon fosforiluvun nousun.

Taulukko 1. Fosforilannoituksen vaikutus fosforitasoltaan erilaisten kivennäismaiden helppoliukoisien fosforin pitoisuuteen. Fosforilannoituksen kesto 12 vuotta (Saarela ym. 1995).

Fosforilannoitus, kg ha <sup>-1</sup> v <sup>-1</sup>	Helppoliukoisien fosforin pitoisuus, mg l <sup>-1</sup>	
	Kyntökerros (0-20 cm)	Jankko (20-40 cm)
0	6,1	4,2
15	5,9	3,7
30	8,7	4,7
45	7,5	5,3
60	9,1	6,4
0	9,9	5,2
15	11,3	6,4
30	12,1	6,3
45	13,7	8,1
60	15,4	7,9
0	18,5	5,6
15	24,5	16,0
30	25,7	11,2
45	34,3	16,9
60	39,3	12,8

Oberson ym. (1996) eivät havainneet luonnonmukaisen ja tavanomaisen viljelyn välillä eroja labiilin orgaanisen fosforin pitoisuudessa. Suomalaisessa viljelymenetelmien vertailussa tavanomaisesti viljeltyjen maiden liukoisien fosforin pitoisuus oli korkeampi kuin luomumaiden (Palojärvi ym. 2002). Norjalaisessa tutkimuksessa (Loes & Ogaard 1997) havaittiin selviä muutoksia peltojen fosforipitoisuuksissa siirryttäessä tavanomaisesta viljelystä luomuviljelyyn. Alkuvaiheessa korkean fosforipitoisuuden omaavien maiden fosforipitoisuus aleni, mutta alhaisen fosforipitoisuuden omaavien maiden fosforipitoisuus vastaavasti kohosi. Toisessa norjalaisessa tutkimuksessa seurattiin maan fosforipitoisuudessa tapahtuneita muutoksia siirryttäessä luomuviljelyyn. Kahdella paikkakunnalla kolmesta maan fosforipitoisuus aleni merkittävästi kolmen vuoden aikana (Haraldsen ym. 2000). Liebig ja Doran (1999) eivät havainneet luonnonmukaisen ja tavanomaisen viljelyn kesken johdonmukaisia eroja maiden fosforipitoisuuksissa, vaikka osalla luomulohkoista orgaanisen hiilen ja kokonaistypen pitoisuudet kohosivatkin

verrattuna tavanomaiseen viljelyyn. Australiassa suoritetuissa kenttäkokeissa maan tuottavuuden ylläpitäminen palkokasvien avulla johti kevätvehnän satojen alenemiseen fosforin puutoksen seurauksena (Campbell ym. 1993).

Sen sijaan viljelymenetelmillä on havaittu olevan vaikutusta orgaanisen fosforin muuntautumiseen ja siihen liittyviin mikrobiologisiin tekijöihin (Oberson ym. 1996). McGillin ja Colen (1981) mukaan orgaanisen fosforin ja orgaanisen aineksen stabiloitumiseen vaikuttavat eri mekanismit. Residuaalisen orgaanisen fosforifraktion on todettu kohoavan luonnonmukaisessa viljelyssä ja tämän fraktion katsotaan mineralisoituvan tarpeen vaatiessa (Oberson ym. 1993). Brookes ym. (1984) havaitsivat biomassan sisältämän fosforimäärän olevan nurmilla 5-24 % maan orgaanisesta fosforista ja viljamailla vastaavasti noin 3 %. Nurmilla mikrobibiomassan läpi kulki fosforia vuodessa 23 kg ha<sup>-1</sup> ja viljamailla 7 kg ha<sup>-1</sup>.

## 2.2 Maan fysikaaliset ominaisuudet

Maan fysikaaliset ominaisuudet määräävät, miten hyvin maa muokkautuu ja millainen on sen eroosioherkkyys, mutta fysikaaliset ominaisuudet vaikuttavat myös ravinteiden saatavuuteen. Esimerkiksi kasvien juurten käytettävissä oleva maatilavuus riippuu maan rakenteesta ja vaikuttaa siten osaltaan kasvien kasvun kannalta kriittiseen fosforipitoisuuteen (Higgs ym. 2000).

Luomumaiden eroosioherkkyden on havaittu olevan alhaisempi kuin tavanomaisesti viljeltyjen maiden. Liebigin ja Doranin (1999) mukaan luomumaiden vähäisempi muokkaus verrattuna tavanomaiseen viljelyyn sekä viljelykiertoon sisällytetty viherlannoitus tai kerääjäkasvi kohottivat maan orgaanisen hiilen ja kokonaistypen määrää. Samalla maan fysikaaliset ominaisuudet, kuten pintamaan paksuuntuminen, maan tilavuuspainon aleneminen ja maan vedenpidätyskyvyn kasvaminen hidastivat eroosiota, kuorettumista ja tiivistymistä. Reganold ym. (1987) raportoivat yhdellä USA:n eroosioherkimmillä alueilla vesieroosion olevan 31,5 t ha<sup>-1</sup> tavanomaisesti viljellyillä mailla kun se oli luonnonmukaisesti viljellyillä mailla pienempi kuin 8,4 t ha<sup>-1</sup>. Peltojen kaltevuus koalueella oli noin 6,5 %. Luonnonmukaisesti viljeltyjen maiden kosteus ja maa-aggregaattien stabiloitumiseen vaikuttava polysakkaridipitoisuus oli suurempi ja leikkauslujuus alhaisempi kuin tavanomaisesti viljellyissä maissa. Vesieroosion seurauksena luomumaiden pintamaan hävikki oli 5 cm 37 vuoden aikana, kun se tavanomaisesti viljellyssä maassa oli 21 cm. Suomessa maa-aineksen eroosio on kuitenkin huomattavasti vähäisempää. Voimakasta eroosiota synnyttävän sateen intensiteetin raja-arvoksi on esitetty 25 mm h<sup>-1</sup> (Hudson 1971), ja lauhkealla ilmasto-työhykkeellä noin 5 % sateista ylittää tämän arvon. Esimerkiksi Helsingissä kestoaltaan tunnin pituinen sade, jonka sademäärä vastaa em. sadetta, toistuu keskimäärin kerran viidessä vuodessa (Kuusisto 1986), kun taas USA:n kes-



kiosissa vastaavan toistumisajan intensiteetti on  $50 \text{ mm h}^{-1}$  (Schwab ym. 1981).

Luomuviljelyn on havaittu parantavan maan vedenjohtavuutta, mikä osaltaan vähentää maan erodoitumista (Blakemore 2000). Wanderin ja Trainan (1996) mukaan luomumaiden parempi vedenjohtavuus samoin kuin parantunut maan aggregoituminen ovat yhteydessä viljelytoimenpiteiden aiheuttamiin muutoksiin maan orgaanisen aineksen fraktioissa. Suomessa suoritetussa tutkimuksessa seurattiin viljelytoimenpiteiden vaikutusta maan fysikaalisiin ominaisuuksiin (Palojärvi ym. 2002). Yhdellä näytteenotokerralla kahdesta kyllästetyn maan vedenjohtavuus oli luomumaassa suurempi kuin tavanomaisesti viljellyssä maassa. Sen sijaan viljelymenetelmällä ei havaittu olevan vaikutusta kyntökerroksen maan huokostilavuuteen, makrohuokostoon, kosteuteen lakastumisrajalla, lierokanavien lukumäärään, lierokanavien alaan ja murujen (1-2 mm) kestävyteen. Tutkimuksessa mukana olleilla tavanomaisilla tiloilla noudatettiin myös viljelykiertoa ja osalla käytettiin karjanlantaa.

Orgaanisen aineksen lisääminen maahan on tärkeää aggregaattien stabiilisuden kannalta (Skøien 1993, Angers ym. 1997) ja nurmiviljelyssä maamurujen kestävyden on havaittu olevan parempi kuin viljanviljelyssä (Skøien 1993, Breland & Eltun 1999). Karjanlannan käytön on havaittu lisäävän murujen kestävyttä (Skøien 1993), kun taas vuosittain tapahtuva kyntö samoin kuin kasvinjätteiden korjuu ovat heikentäneet kestävyttä (Schjønning & Rasmusen 1989).

## 2.3 Biologiset ominaisuudet

### Maaperäeläimet

Lierot sekoittavat maan mineraaliainesta ja orgaanista ainesta keskenään ja tuottavat maahan kestäviä aggregaatteja. Tämän lisäksi lierot parantavat maan vedenjohtavuutta vähentäen siten pintavaluntariskiiä (Edwards & Shipitalo 1998). Blakemore (2000) havaitsi luomuviljelyn kohottavan lierojen määrää, minkä katsottiin johtuvan suuremmasta orgaanisen aineksen lisäyksestä maahan. Myös lierolajien määrät poikkesivat viljelymenetelmien kesken: suuria, syvälle kaivautuvia kastelieroja oli enemmän luomupelloilla. Nuorten lierojen osuus oli pienempi pitkäaikaisissa laitumissa kuin viljelyssä maassa, mutta täysikasvuisten lierojen osuus oli suurempi. Suomessa suoritetussa tutkimuksessa viljelymenetelmillä ei ollut vaikutusta lierolajeihin (Nuutinen & Haukka 1990). Sen sijaan lierojen määrän ja apilasadon sekä maan liukaisen fosforipitoisuuden välillä on havaittu positiivinen yhteys (Nuutinen ym. 1998).

Broadbalkin kenttäkokeessa orgaanisen ja epäorgaanisen typpilannoitteen käyttö on lisännyt lierojen määrää (Edwards & Lofty 1982). Orgaaniset lan-

noitteet toimivat suoraan lierojen ravintona, kun taas epäorgaaniset typpilannoitteet lisäävät maan orgaanisen aineksen määrää lisääntyneen kasvien kasvun ja kasvinjätteiden myötä. Viljamailla orgaaniset lannoitteet lisäsivät lierojen määrää huomattavasti enemmän kuin epäorgaaninen typpilannoite (Edwards & Lofty 1982). Nurmilla orgaaniset lannoitteet vaikuttivat vähemmän lierojen määrään todennäköisesti sen vuoksi, että orgaanista ainesta tuli maahan muutenkin enemmän kuin viljamailla. Palojärven ym. (2002) tutkimuksessa lieromäärät olivat pieniä sekä luomumaissa että tavanomaisesti viljellyissä maissa ja maan muokkauksella näytti olevan viljelymenetelmää suurempi vaikutus lierojen määrään. Changin ja Juman (1996) tutkimuksessa sukkulamatojen ja alkueläimien populaatiot olivat suurempia viljelykierrossa kuin ohran monokulttuurissa johtuen suuremmasta kasvinjätteiden määrästä.

### Mikrobibiomassa

Orgaanisen hiilen saatavuus rajoittaa mikrobibiomassan kokoa ja aktiivisuutta (Witter ym. 1993), ja orgaanisen hiilen lisäys viljelymaahan kasvattaa sekä mikrobibiomassan määrää (Houot & Chaussod 1995) että sen aktiivisuutta (Jawson & Elliott 1986, Breland & Eltun 1999). Mikrobibiomassan onkin havaittu korreloivan maan orgaanisen hiilen pitoisuuden kanssa (Fromm ym. 1993, Witter ym. 1993). Mikrobit sisältävät kuitenkin vain pienen osan maan orgaanisesta hiilestä. Laajassa Keski-Euroopassa suoritetussa tutkimuksessa mikrobibiomassan sisältämän hiilen osuus maan orgaanisen hiilen kokonaismäärästä oli 2,3-2,9 % (Anderson & Domsch 1989). Lannoituksella pystyttiin hetkellisesti nostamaan mikrobibiomassan hiilimäärää, mutta se palautui pian lisäystä edeltäneelle tasolle. Mikrobibiomassa reagoi nopeasti ulkoisiin muutoksiin: kerääjäkasvin kyntäminen maahan kasvatti mikrobibiomassan hiilimäärän kaksinkolminkertaiseksi kun maan kokonaishiilimäärä kasvoi 20 % (maan lähtötaso n. 0,9-1,2 %) (Hu ym. 1997). Hun ym. (1997) mukaan luonnonmukaisesti viljellyissä maissa suurempi ja aktiivisempi mikrobipopulaatio pystyy hajottamaan kasvinjätteet nopeammin kuin tavanomaisesti viljellyissä maissa.

Maan muokkaus ja kasvinjätteiden keruu ovat omiaan vähentämään maan orgaanista ainesta ja vaikuttavat negatiivisesti myös mikrobibiomassaan (Salinas-Garcia ym. 1997, Ryan 1999). Karjanlannan käytön on puolestaan havaittu lisäävän mikrobibiomassaa (Martyniuk & Wagner 1978) ja maan hengitystä (Ritz ym. 1997) ja viljelykierron on havaittu kasvattavan maan mikrobibiomassaa verrattuna ohran monokulttuuriin suuremman kasvinjätteiden määrän vuoksi (Chang & Juma 1996). Mikrobibiomassaa ovat lisänneet myös väkilannoitteiden levitys (Martyniuk & Wagner 1978, Kirchner ym. 1993, Perucci ym. 1997), viherlannoitus (Kirchner ym. 1993) ja kasvinjätteiden maahankyntö (Perucci ym. 1997).

Epäorgaanisten lannoitteiden (superfosfaatti) käyttö voi aiheuttaa mikrobimäärän lisääntymistä, koska kasvien paremman kasvun seurauksena maahan

tulee enemmän orgaanista ainesta (Sarathchandra ym. 1993). Sarathchandran ym. (1993) tutkimuksessa sääolosuhteet vaikuttivat kuitenkin enemmän maan mikro-organismeihin kuin fosforilannoitus. Sitä vastoin Oberson ym. (1996) mukaan tavanomaisessa viljelyssä käytettävät väkilannoitteet sekä kasvin-suojeluaineet alentavat mikrobibiomassaa. Witterin ym. (1993) tutkimuksessa ammoniumsulfaattilisäyksen seuraksena alentunut maan pH sekä lietalannan raskasmetallipitoisuuksien aiheuttamat stressitekijät alensivat mikrobibio-massan määrää.

### Entsyymiaktiivisuus

Maan entsyymit ovat mikrobi- ja kasvipäisiä. Dick ym. (1988) havaitsivat, että epäorgaaniset typpilannoitteet vaikuttavat vain niihin entsyymeihin, jotka osallistuvat typen kiertoon. Obersonin ym. (1993, 1996) mukaan maan hap-paman fosfataasin aktiivisuus oli suurempi luomuviljelyssä kuin tavanomai-sessa viljelyssä. Fosfataasiaktiivisuus riippuu mm. maanesteen fosforipitoi-suudesta (McGill & Cole 1981), orgaanisen fosforin saatavuudesta (Helal 1990) ja kasvinsuojeluaineiden käytöstä (Speir & Ross 1978).

Palojärvi ym. (2002) havaitsivat vain rikin kiertoon liittyvän arylsulfataasin aktiivisuuden olevan korkeampi luomuviljelyssä verrattuna tavanomaiseen viljelyyn kaikilla neljällä näytteenottokerralla. Dehydrogenaasi-, peroksidaasi- ja amidaasientsyymiaktiivisuus olivat korkeampia luomumaissa verrattuna tavanomaisesti viljeltyihin maihin yhdellä näytteenottokerralla ja glu-kosidaasientsyymiaktiivisuus oli korkeampi tavanomaisesti viljellyissä mais-sa yhdellä näytteenottokerralla. Lannoituksen ja entsyymiaktiivisuuksien välillä ei havaittu selvää yhteyttä. Uudessa-Seelannissa suoritetussa kenttä-kokeessa arylsulfataasi-, arylfosfataasi- ja ureaasientsyymiaktiivisuudet olivat hieman korkeammat luonnonmukaisessa kuin tavanomaisessa viljelyssä ja tämän katsottiin johtuvan suuremmasta nurmen määrästä kierrossa (Nguyen ym. 1995).

### Mykorritsat

Luonnonmukaisen viljelyn on usein raportoitu lisäävän mykorritsojen määrää (katso Ryan 1999), mikä edistää kasvien fosforinottoa (Thompson 1994). Mykorritsojen on raportoitu infektoineen 35-70 % luonnonmukaisesti viljel-lyn vehnän juurista (Schweiger & Jakobsen 1999) ja lisänneen vehnän fosfo-rin ottoa. Liukoisten fosforilannoitteiden, kuten superfosfaatin, on puolestaan todettu alentaneen sekä juurten infektoitumista mykorritsoilla (Dann ym. 1996, Kahiluoto 2000) että mykorritsojen tehokkuutta (Kahiluoto 2000). Maan helppoliukoisen fosforin pitoisuuden kasvaessa mykorritsojen merkitys kasvien fosforin saannissa aleni ja maan sisältäessä runsaasti helppoliukoista fosforia pellavan sato pieneni mykorritsan vuoksi jopa 56 % (Kahiluoto 2000). Niukasti helppoliukoista fosforia sisältävässä maassa mykorritsat sen sijaan lisäsivät pellavan kasvua ja fosforin ottoa: sadonkorjuuseen mennessä

pellavan siementen kuiva-ainepaino kasvoi 30 %, siementen fosforipitoisuus 35 % ja fosforin otto 35 %.

## 3 Ravinnehuuhtoutumiin vaikuttavat tekijät

### 3.1 Typpi

Typpeä huuhtoutuu viljelyiltä mailta Suomessa noin 10-20 kg ha<sup>-1</sup> v<sup>-1</sup> (Rekolainen ym. 1995). Huuhtoutumista tapahtuu sekä pinta- että salaojavalunnassa, vaikkakin yleensä suurin osa kokonaistypestä huuhtoutuu salaojien kautta. Jaakkolan (1984) kenttäkokeissa nitraattityppeä huuhtoutui salaojien kautta vuosittain 1-38 kg ha<sup>-1</sup> ja pintavalunnassa 2-7 kg ha<sup>-1</sup>. Turtola ja Paajanen (1995) havaitsivat pintavalunnassa huuhtoutuvan vuosittain kokonais- ja nitraattityppeä 0,8-10,7 ja 0,4-8,1 kg ha<sup>-1</sup>. Salaojavalunnassa vastaavat määrät olivat 0,5-15,9 ja 0,2-14,2 kg ha<sup>-1</sup>. Salaojituksen toimivuudella on huomattava vaikutus nitraattitypen jakautumisen pinta- ja salaojavaluntaan: ennen salaojituksen uusimista salaojien kautta huuhtoutui 6-77 %, mutta uusimisen jälkeen yli 90 % nitraattitypestä (Turtola & Paajanen 1995). Englannissa savimaalla 95 % huuhtoutuneesta nitraatista kulkeutui salaojien kautta (Goss ym. 1993). Suomessa (Jaakkola 1984, Lemola ym. 2000) ja Ruotsissa (Bergström & Brink 1986) suoritetuissa kokeissa ammoniumtypen osuus huuhtoutuneesta kokonaistypestä on ollut pieni. Suomessa suoritettussa lysimetrikokeessa nitraattitypen osuudeksi huuhtoutuneesta typestä mitattiin 86 %, lopun ollessa pääasiassa orgaanista typeä (Lemola ym. 2000). Norjassa suoritettussa kenttäkokeessa 81 % valunnasta tapahtui salaojien kautta ja huuhtoutuneesta kokonaistypestä keskimäärin 81 % huuhtoutui salaojien kautta nitraattina (Eltun & Fugleberg 1996). Salaojien kautta huuhtoutuneesta kokonaistypestä vain 1 % oli ammoniumtyypeä kun taas pintavalunnassa sen osuus oli 25 %. Myös Eltun (1995) totesi ammoniumtypen osuuden pintavalunnassa olevan suuremman kuin salaojavalunnassa. Poikkeustilanteissa, kuten lietalannan pintalevityksen jälkeen, suurin osa pintavalunnassa huuhtoutuvasta typestä voi olla ammoniumtyypeä (Turtola & Kemppainen 1998). Taulukossa 2 on esitetty pinta- ja salaojavaluntojen kautta huuhtoutuneita nitraatti- ja ammoniumtyppimääriä.

Denitrifikaatio saattaa muodostaa merkittävän osan typen poistumasta peltosysteemistä, ja siten vähentää huuhtoutumisen kautta tapahtuvia typen tappioita. Kanadassa suoritettussa tutkimuksessa denitrifikaation aiheuttamat typen tappiot olivat lannoittamattomassa käsittelyssä 3-16 kg ha<sup>-1</sup> ja lietalantakäsittelyssä 17-48 kg ha<sup>-1</sup> (Paul & Zebarth 1997). Denitrifikaation osuus mineraalitypen tappioista syksyn ja talven (lokakuu-maaliskuu) aikana ilman lantaa ja lietalantakäsittelyssä arvioitiin olleen 7,7 % ja 13,8 %. Tutkimusjakson aikana ilman ja maan (0-7,5 cm) keskilämpötila ei laskenut alle nol- lan. Aulakh ym. (1991) havaitsivat denitrifikaatiotappioiden kasvavan maa-

han lisätyn kasviaineksen hiili-typä -suhteen alentuessa sekä maan kosteuspitoisuuden kasvaessa. Dityppioksidipäästöjen ( $N_2O$ ) on arvioitu olevan keskimäärin 1,25 % lannoitteena lisätyn typen määrästä (Bouwman 1996). Osa tyyppistä voi myös haihtua ammoniakina. Suomalaisessa tutkimuksessa ammoniakia haihtui nurmelle tehdyn lietalannan hajalevityksen seurauksena 40 % lietalannan liukoisen typen määrästä (Joki-Tokola ym. 1998). Lietalannan sijoittaminen laskee haihtuneen ammoniakkin osuuden 0,4 %:iin liukoisesta tyyppistä. Alhainen lämpötila ja maan happamuus ehkäisevät ammoniakkin haihtumista.

Typen huuhtoutumisen suuruus määräytyy karkeasti maan nitraattityppimäärän ja valunnan summana (Bergström & Brink 1986, Vagstad ym. 1997). Näihin vaikuttavia tekijöitä ovat lannoitustaso (Bergström & Brink 1986, Bergström 1987), lannoituksen ajankohta (Jaakkola 1984, Turtola & Kempainen 1998), sadon määrä (Vagstad ym. 1997), kasvilaji (Jaakkola 1984, Bergström 1987, Gustafson 1987, Nielsen & Jensen 1990, Simmelsgaard 1998), typen mineralisaatio (Vagstad ym. 1997), sademäärä (Bergström & Brink 1986, Eltun & Fugleberg 1996, Tveitnes ym. 1996, Simmelsgaard 1998), maalaji (Ylärinta ym. 1993, Simmelsgaard 1998, Lemola ym. 2000) ja pellon kaltevuus (Puustinen 1999). Seuraavassa käsitellään viljelytoimenpiteisiin liittyviä seikkoja, jotka ovat olennaisia typen huuhtoutumisen kannalta.

Taulukko 2. Pinta- ja salaojavalunnassa huuhtoutuneita typen määriä.

Viljelymenetelmä/ kasvi/kokeen kesto, v	Lannoite/levitysjankkohta/ pimäärä, kg ha <sup>-1</sup> v <sup>-1</sup>	Salaojavalunta		Pintavalunta		Lähde
		NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	
Tavanomainen/vilja/3		33,9	0,01	1,0	0,32	(Eltun 1995)
Luomu/vilja/ 3		12,6	0,01	0,5	0,49	
Tavanomainen/nurmi/3		21,7	0,01	0,9	0,21	
Luomu/nurmi/3		13,9	0,01	0,4	0,47	
Tavanomainen/ohra/5	NPK/kylvön yhteydessä/100	4,8		3,8		(Jaakkola 1984)
Tavanomainen/nurmi/4	Ei lannoitusta	3,6	0,02	1,1	0,83	(Turtola & Kemppainen 1998)
Tavanomainen/nurmi/4	Lietelanta+NPK/syyskuu+heinäkuu/193	5,3	0,03	1,8	7,75	
Tavanomainen/nurmi/4	Lietelanta+NPK/toukokuu+heinäkuu/210	3,1	0,03	2,0	2,1	
Tavanomainen/nurmi/4	NPK/toukokuu+heinkuu/128	3,1	0,02	1,1	2,75	
Tavanomainen/ohra/3	NPK/kylvön yhteydessä/50	6,3		4,8		(Turtola & Jaakkola 1985)
Tavanomainen/ohra/3	NPK/kylvön yhteydessä/100	6,3		4,8		
Tavanomainen/nurmi/3	NPK/kylvön yhteydessä/100	1,5		3,1		
Tavanomainen/nurmi/3	NPK/kylvön yhteydessä/200	3,1		3,1		

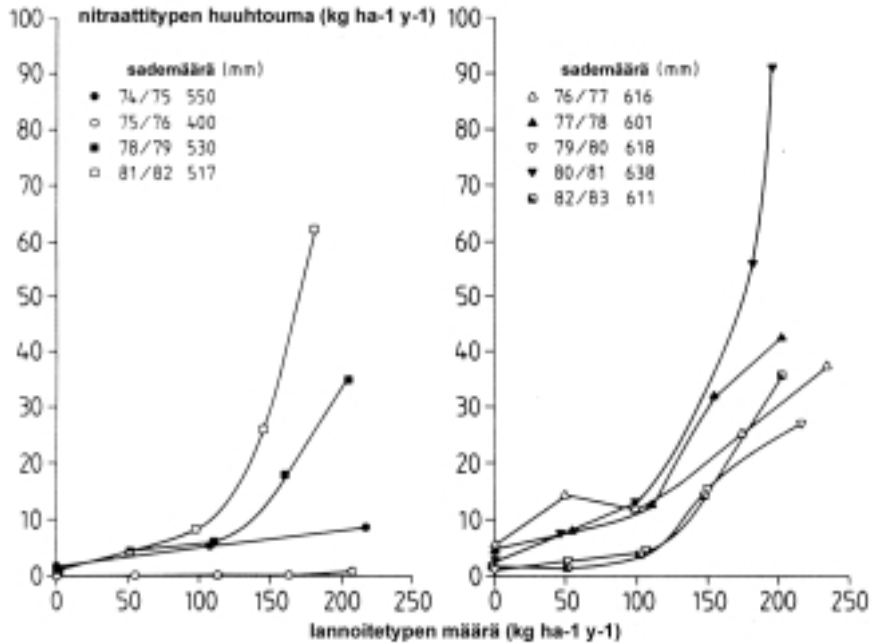
### 3.1.1 Viljelytoimenpiteet

Huuhtoumien vähentämisessä on tärkeää sovittaa ajallisesti yhteen kasvien ravinteiden tarve ja liukoisessa eli kasveille käyttökelpoisessa muodossa olevien ravinteiden määrä maassa. Yhteensovittamisen onnistuminen ratkaisee viljelymenetelmän aiheuttaman vesistökuormituksen suuruuden. Viljelyssä ja viljelykierroissa on kuitenkin typen huuhtoutumisen kannalta kriittisiä vaiheita, kuten nurmen tai viherlannoituksen kyntäminen (Davies & Barraclough 1989), avokesanointi (Turtola 1993) ja lannoitus.

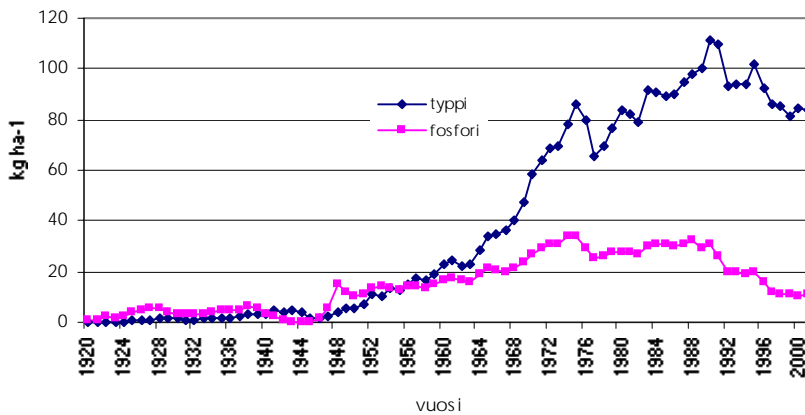
#### Väkilannoitus

Väkilannoitteilla parannetaan viljelykasvin typen saantia erityisesti alkukesällä, kun vilja- ja nurmikasvien typen tarve on korkeimmillaan, eikä orgaanisten lannoitteiden tai maan orgaanisen aineksen mineralisaatio tyydytä täysin kasvien typen tarvetta. Useissa tutkimuksissa typen huuhtoutuminen on ollut vähäistä lannoitteena annetun typpimäärän ollessa tasapainossa kasvin ottaman määrän kanssa (Sippola & Ylärinta 1985, Bergström & Brink 1986, Elton & Fugleberg 1996), mutta kasvavan voimakkaasti lannoituksen ylittäessä optimitason (Bergström & Brink 1986). Ruotsissa suoritetussa tutkimuksessa typpihuuhtoutumien riski kasvoi selvästi, kun typpilannoitustaso nousi yli 100 kg ha<sup>-1</sup> (Kuva 3). Suomessa typpilannoitusmäärät kasvoivat aina vuoteen 1990 saakka (111,5 kg ha<sup>-1</sup>), jonka jälkeen määrät alenivat ja vuonna 2001 väkilannoitetyypeä käytettiin 83,5 kg ha<sup>-1</sup> (Kuva 4). Saksassa suoritetussa lysimetrikokeessa typpilannoitustason kohottaminen alensi valunnan määrää (Meissner ym. 1995) ja lannoitustason alentamisella ei pystytty vähentämään typen huuhtoutumista. Kohtuullisella typpilannoitustasolla Lord ja Mitchell (1998) havaitsivat typen hyväksikäyttöasteen olevan 52 % ja nitraatin huuhtoutumispotentiaalini olevan riippumaton typen lisäyksestä. Broadbalkin kenttäkokeessa lannoittamattomasta koejäsenestä havaittiin huuhtoutuvan saman verran typpeä kuin 48 kg ha<sup>-1</sup> saaneesta koejäsenestä (Goulding ym. 2000). Myös Lorenzin ja Steffensin (1992) mukaan nitraatin huuhtoutumisvaara on pieni niin kauan kuin lietalannassa tai lannoitteissa annettu typpimäärä ei ylitä kasvien typen tarvetta. Goulding ym. (2000) sekä Bergström ja Brink (1986) havaitsivat huuhtoutuneen typpimäärän kasvavan lannoituksen kasvaessa.

Typpilannoitteiden käyttö voi Stopesin & Philippsin (1992) mukaan vaikuttaa nitraatin huuhtoutumiseen myös epäsuorasti kolmella eri tavalla: 1) kasvatamalla orgaanisen aineksen kertymistä maahan, 2) kasvattamalla orgaanisen aineksen typpipitoisuutta ja 3) mahdollistamalla jatkuvan viljanviljelyn.



Kuva 3. Lannoituksen vaikutus huuhtoutuvan typen määrään sademäärältään erilaisina vuosina. Koekasveina syysvehnä, kaura, ohra ja rapsi (Bergström & Brink 1986. Kluwer Academic Publishers:n luvalla).



Kuva 4. Typpi- ja fosforilannoitteiden myynti vuosina 1920-2001 (Kekäläinen 1999, Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus 2001).

Gossin ym. (1998) mukaan nitraatin huuhtoutuminen ei riipu pelkästään liiallisesta lannoituksesta vaan pääasiassa maan orgaanisen typen mineralisaation ja kasvin typen tarpeen heikosta ajallisesta yhteensopivuudesta. Macdonaldin ym. (1989), Gutserin ja Doschin (1996) sekä Addiscottin ja Powlsonin (1992) mukaan huuhtoutuvasta nitraatista vain vähän on peräisin



suoraan käyttämättömästä, kyseisen vuoden keväällä annetusta epäorgaanisesta typpilannoitteesta (Taulukko 3). Lähes kaikki keväällä lisätty typpi oli sadonkorjuun jälkeen orgaanisessa muodossa, mutta saattaisi mineralisoitua myöhemmin ja olla vaarassa huuhtoutumiselle. Tästä on osoituksena Broadbalkin vehnäkokeen maa (Powlson ym. 1986b), joka on 140 vuoden ajan saanut vuosittain typpeä  $144 \text{ kg ha}^{-1}$ , ja joka mineralisoi nykyään vähintään 50 % enemmän typpeä kuin koejäsen, joka on saanut vuosittain typpeä  $48 \text{ kg ha}^{-1}$ . Samassa Broadbalkin kokeessa seurattiin typpilannoituksen vaikutusta maan mineraalityppipitoisuuteen (Glendining ym. 1992). Vuodesta 1843 ilman typpilannoitusta viljellyn maan mineraalitypen määrä sadonkorjuun jälkeen oli vähintään  $30\text{--}50 \text{ kg ha}^{-1}$ . Typpilannoituksen seurauksena (vuoteen 1968 asti  $48 \text{ kg N ha}^{-1}$ , mistä lähtien vuoteen 1988 asti  $192 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) mineraalitypen määrä oli enimmillään  $15 \text{ kg ha}^{-1}$  suurempi.

Gutserin ja Doschin (1996) mukaan huuhtoutuminen riippuu vähemmän kasvukautena annetusta typpimäärästä kuin pitkällä ajanjaksolla maahan kertyneestä määrästä. Yläranta ym. (1993) havaitsivat lysimetrikokeessa, että neljän vuoden aikana huuhtoutui enimmillään vain 2,3 % ensimmäisenä vuotena lisätystä lannoitetyypistä (Taulukko 3). Englannissa lannoitetypen hävikin arvioitiin olevan noin 10 % syysvehnälle annetusta lannoitetyppimäärästä (Powlson ym. 1986b). Eltunin ja Fuglebergin (1996) tutkimuksessa suurin osa syksyllä ja talvella huuhtoutumisvaarassa olleesta tyyppistä vaikutti olevan peräisin kasvukauden aikana mineralisoituneesta orgaanisesta aineksestä. Suomalaisessa tutkimuksessa seurattiin keväällä lisätyn  $^{15}\text{N}$  -leimatun lannoitetypen osuutta maaprofiilin (0-90 cm) epäorgaanisen typen määrästä sadonkorjuun jälkeen (Esala 1991). Lannoitetypen osuus vaihteli vuosittain ja oli pienimmillään 1,5-2,6 % ja suurimmillaan 11,4-19,9 %. Suurin osa keväällä levitetystä lannoitetyypistä oli pintamaassa (0-25 cm). Norjalaisessa kahdeksan vuotta kestäneessä lysimetrikokeessa maahan lisätystä tyyppistä säilyi pintamaassa 40-45 % kasvinjätteisiin tai mikro-organismeihin immobilisoituneena (Uhlen 1989).

### Karjanlanta

Karjanlannan typen käyttökelpoisuus on usein alhaisempi kuin väkilannoitetypen. Kemppaisen (1989) tutkimuksessa naudnan kuivikelannan kokonaistyyppipitoisuus oli  $4,6 \text{ g kg}^{-1}$ , josta liukoisen typen osuus oli keskimäärin 26 %. Lietelannan ja virtsan kokonaistyyppipitoisuudet olivat  $3,3$  ja  $3,1 \text{ g kg}^{-1}$  ja liukoisen typen pitoisuudet vastaavasti  $1,8$  ja  $2,8 \text{ g kg}^{-1}$ . Sian kuivikelannan, liotelannan ja virtsan kokonaistyyppipitoisuudet olivat  $7,2$ ,  $5,4$  ja  $2,6 \text{ g kg}^{-1}$  ja liukoisen typen pitoisuudet vastaavasti  $2,8$ ,  $3,6$  ja  $2,2 \text{ g kg}^{-1}$ .

Karjanlannan kompostoinnilla pyritään parantamaan lannan käsittely- ja varastointiominaisuuksia ja vähentämään lannan määrää. Jos lämpötila nousee kompostoinnissa yli  $55^\circ \text{C}$ , lanta myös hygienisoituu (Kemppainen 1992). Kompostointiin liittyvä voimakas ilmastus ja lannan lämpötilan

Taulukko 3. Typen huuhtoutuminen ja lannoitetypen osuus huuhtoutuneesta kokonaistypestä lysimetrikokeissa.

Maalaji/kasvi/ kokeen kesto, v	Lannoitelaji	Huuhtoutuneen typen määrä, kg ha <sup>-1</sup>		Ensimmäisenä vuonna lisätystä <sup>15</sup> N –lannoit- teesta peräisin, %	Ensimmäisenä vuonna lisätyn <sup>15</sup> N –lannoite- typen osuus huuhtoutu- neen typen määrästä, kg ha <sup>-1</sup>	Lähde
		Kokonais- typpi	Epäorgaaninen typpi			
Hietamaa/ ohra/3	Ilman lannoitusta	38,7		-	-	(Bergström & Kirchmann 1999)
	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	128		3,5	4,5	
	Tuore lanta	139		24,6	34,2	
	Anaerobisesti kompostoitu lanta	170		31,8	54,1	
	Aerobisesti kompostoitu lanta	148		27,4	40,6	
Hietamaa/ ohra, raiheinä aluskas- vina/2	(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>		6,2		<0,1	(Sorensen ym. 1994)
	Lanta+(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>		8,1		<0,1	
Kivennäismaa/nur- mi ja ohra/4	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	n. 11-97 (nur- mi) n. 21-186 (ohra)			n. 0,08-0,72 n. 0,27-2,35	(Ylärinta ym. 1993)
Turvemaa/ nurmi ja ohra/4		n. 8-18 (nurmi) n. 12-21 (ohra)			n. 0,01-0,04 n. 0,03-0,04	
Hietamaa/ ohra/ 2	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>		49-70	3-7	3-4	(Thomsen ym. 1997)
	Lietelanta		52-87	6-14	4-10	

kohoaminen nopeuttavat ammoniakkin haihtumista, ja pitkäaikainen kompostointi saattaa hävittää lannan ammoniakkitypen täysin (Kempainen 1992). Mädätysprosessi ei aiheuta ravinnehäviöitä lannasta, ja se saattaa jopa parantaa lannan typen liukoisuutta. Huomattavia typen häviöitä tapahtuu varastoitaessa mädätysprosessin käynnystä lämmintä lantaa (Kempainen 1992). Mädätys vähentää kompostoinnin tavoin lannan hajua, määrää ja parantaa lannan hygienistä laatua.

Sorensen ja Jensen (1995) havaitsivat typen immobilisaation alkavan pian lietalannan levittämisen jälkeen, mikä alensi lietalannan ammoniumtypen saatavuutta verrattuna ammoniumsulfaattiin tai ureaan. Flowersin ja Arnoldin (1983) inkubointikokeissa sian lietalanta aiheutti nettoimmobilisaation, joka saattoi +5 °C lämpötilassa kestää 30 vrk. Korkeammassa lämpötilassa immobilisaatio kesti lyhyemmän ajan, mutta tyypeä immobilisoitui yhtä paljon, noin 40 %. Kempaisen (1989) mukaan ohralle kylvön yhteydessä levitetty lietalannan liukoinen tyyppi on lähes väkilannoitetyypen veroista kun nurmelle levitetystä on väkilannoitetyypen veroista 50-60 %. Ohranviljelyssä 73-88 % lampaan virtsan (Thomsen ym. 1997) ja 12,6-14 % lampaanlannan tyypestä oli väkilannoitetyypen veroista ammoniumsulfaatin hyväksikäyttöasteen ollessa 55-57 % (Sorensen ym. 1994). Gutseron ja Doschin (1996) tutkimuksessa lietalannan ammoniumtypen (<sup>15</sup>N) käyttöaste oli sokerijuurikkaalla lähes samaa tasoa väkilannoitetyypen verrattuna seitsemän vuoden viljelyn jälkeen. Syynä oli typen korkea mineralisaatio pitkään jatkuneen lietalannan levityksen seurauksena. Toisin kuin sokerijuurikasta viljeltäessä, orgaanisilla lannoitteilla on vaikea tyydyttää sellaisten kasvien typentarvetta, joiden kasvuaika on lyhyt ja jotka ottavat tyypeä jossakin kasvun vaiheessa hyvin nopeasti (Pang & Letey 2000). Tällöin orgaanisesta aineksestä mineralisoituvaa tyyppiä voi altistua huuhtoutumiselle kasvin ravinteiden oton loputtua.

Thomsenin ym. (1997) mukaan vuosittainen lannan levitys nostaa nitraatin huuhtoutumispotentiaalia johtuen heikommasta hyväksikäyttöasteesta verrattuna väkilannoitteisiin. Tanskassa suoritettussa lysimetrikokeessa lietalantakäsittelystä huuhtoutui enemmän nitraattia kuin väkilannoitekäsittelystä (Thomsen ym. 1993). Molemmista käsittelyissä lisättiin sama määrä epäorgaanista tyypeä ja tutkijoiden mukaan suuremmat nitraatin huuhtoumat lietalantakäsittelyssä johtuivat orgaanisen typen mineralisaatiosta. Sen sijaan Ranskassa suoritettussa viisivuotisessa lysimetrikokeessa väkilannoitetuista koejäsenistä huuhtoutui enemmän tyypeä vuodessa (124 kg ha<sup>-1</sup>) kuin kompostoitua lantaa saaneista koejäsenistä (85 kg ha<sup>-1</sup>) (Leclerc ym. 1995). Kookonaistypen lisäys kokeen aikana oli vastaavasti 960 kg ha<sup>-1</sup> ja 805 kg ha<sup>-1</sup>. Koemaassa ravinteiden ja orgaanisen aineksen pitoisuudet olivat alhaisia, minkä vuoksi käytetyt lannoitemäärät olivat korkeita.

Kolmevuotisessa lysimetrikokeessa Bergström ja Kirchmann (1999) vertasivat <sup>15</sup>N -leimatun ammoniumnitraatin ja siipikarjanlannan aiheuttamia typpi-

huuhtoumia (Taulukko 3). Kolmen vuoden aikana kokonaistyyppiä huuhtoutui yhtä paljon eri lannoitelajeja käytettäessä, mutta lannoiteperäisen typen huuhtoumämäärät poikkesivat toisistaan. Erot huuhtoutuneen lannoitetypen määrissä kasvoivat kokeen edetessä ja kaikkiaan ensimmäisenä vuotena lisätystä lannoitetyypistä huuhtoutui kolmen vuoden aikana ammoniumnitraattija lantakäsittelyssä 3,5 % ja 24,6-31,8 %. Pitkällä aikavälillä lannan käyttö aiheuttaa heidän mielestään suuremman riskin typen huuhtoutumiselle kuin vastaava määrä epäorgaanista typpilannoitetta.

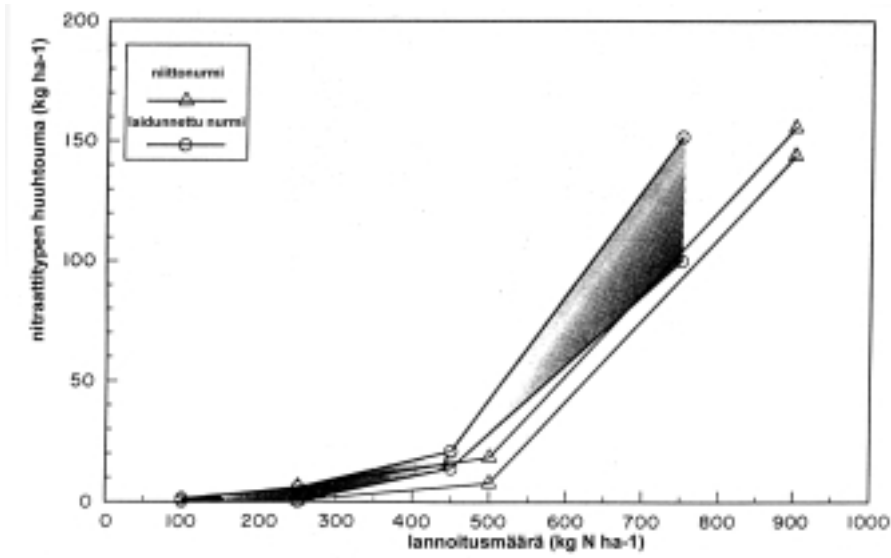
<sup>15</sup>N -merkityllä tyypellä tekemissään kokeissa Sorensen ym. (1994) havaitsivat lannasta huuhtoutuneen ensimmäisenä vuonna alle 0,3 % lisätystä tyypestä, kun taas maan omista varoista huuhtoutuneen epäorgaanisen typen määrä oli huomattavasti suurempi. Samassa tutkimuksessa havaittiin, että 55-64 % lisätystä lampaanlannan tyypestä oli 18 kuukauden kuluttua orgaanisessa muodossa. Randall ym. (2000) eivät sen sijaan havainneet neljä vuotta kestäneen kokeen aikana eroa lannan (levitys syksyllä) ja urean (levitys keväällä) aiheuttamissa nitraattityypen huuhtoumissa salaojavedessä. Gutserin ja Dorschin (1996) tutkimuksessa puolestaan maaperästä vapautui 40 vuoden kuluttua yhtä paljon tyyppiä sekä säännöllisen mineraalilannoitteen että lietalannan lisäyksen jälkeen. Tällöin merkittävin osa kasvien vuotuisesta typen otosta väkilannoitetussa maassa oli peräisin suoraan lannoitteesta (66 %) ja lietalantaa saaneesta maassa orgaanisen typen mineralisaatiosta (73 %).

Lannan levitysajankohta samoin kuin viherlannoituksen kyntöajankohta vaikuttavat typen huuhtoutumiseen (Drinkwater ym. 2000). Lannan syyslevityksen on havaittu kasvattavan typen huuhtoumia (Froment ym. 1992, Gladwin & Beckwith 1992) niin, että Englannissa Froment ym. (1992) totesivat lietteen kokonaistyypestä jopa 40 % huuhtoutuvan syyslevityksen seurauksena. Suomessa sen sijaan lietalannan syyslevitys johti huomattavasti alhaisempiin typen huuhtoumiin, kun lanta mullattiin levityksen jälkeen (Turtola & Kempainen 1998). Nurmen pintaan syksyllä tehty lietalannan levitys johti suurempaan kuormitukseen: levitetystä lietalannan tyypestä huuhtoutui talven aikana 11 %. Suomessa syksyn ja kevään alhainen lämpötila ja maan jäätyminen talvella vähentävät mineralisaatiota eteläisempiin alueisiin verrattuna (Sippola & Ylärinta 1985), mikä pienentää lannan levityksen jälkeistä typen huuhtoutumista.

### Viljelykasvi

Gustafson (1987) osoitti viljanviljelyssä huuhtoutuvan keskimäärin 3,6 kertaa enemmän nitraattityppiä kuin nurmiviljelyssä. Typen huuhtoutuminen onkin nurmelta pientä lannoitemäärän ollessa kohtuullinen kasvien tarpeeseen nähden (Barraclough ym. 1984). Englannissa suoritettussa tutkimuksessa tyyppiä huuhtoutui nurmelta kohtuullisen vähän aina typpilannoitustasolle  $450 \text{ kg ha}^{-1}$  saakka (Kuva 5), mutta tätä suuremmilla typpilannoitustasoilla huuhtoutuminen kasvoi voimakkaasti (Barraclough ym. 1992). Turtola ja Puustinen

(1998) raportoivat nurmen viljelyn vähentäneen typen huuhtoutumista ohran viljelyyn verrattuna noin 20 %, vaikka typpilannoitus oli ohraan verrattuna kaksinkertainen. Nurmen alhaisemman typen huuhtoutumisen katsotaan johtuvan pitemmästä kasvukaudesta, jolloin ravinteiden ja veden otto aikaisin keväällä ja myöhään syksyllä on suurempaa. Syynä on myös maan muokkauksen jääminen pois ja siten mineralisaation väheneminen nurmivuosina.



Kuva 5. Typpilannoituksen vaikutus nitraattitypen huuhtoutumiseen nurmelta (Barraclough ym. 1992).

Yläranta ym. (1993) seurasi neljän vuoden ajan <sup>15</sup>N -merkityn lannoitetyypin huuhtoutumista ohra- ja nurmilysimetreistä (Taulukko 3). Maalajista riippuen lannoitteena lisätystä tyypestä huuhtoutui ohralta 0-2,3 % ja nurmelta 0-0,7 %. Solberg (1995) havaitsi, että mineraalityppipitoisuus oli nurmimaissa alhaisempi kuin viljamaissa, joskin kyntäminen kohotti pitoisuutta nurmissa. Macdonald ym. (1989) havaitsivat puolestaan, että nurmen kyntö nosti maan mineraalityppipitoisuuden 3-4 kertaa korkeammaksi kuin jatkuvasti viljanviljelyssä olleessa maassa. Kohonnut mineralisaatio oli havaittavissa vielä vuoden kuluttua nurmen kyntämisestä. Ruotsissa suoritetussa kokeessa nurmi käytti huhtikuussa annetun 120 kg ha<sup>-1</sup> typpilannoituksen kuu-kaudessa, kun taas ohran typenotto alkoi merkittävästi vasta kesäkuun puolessa välissä (Bergström 1986).

Korsaeth ja Eltun (2000) arvioivat nurmien biologisesti sitomaa typen määrää eri viljelymenetelmissä. Ensimmäisen vuoden nurmi sitoi typpeä luonnonmukaisessa viljelyssä (timotei + nurminata + puna-apila + alsikeapila + valkoapila) noin 170 kg ha<sup>-1</sup> ja tavanomaisessa viljelyssä (timotei + nurminata + puna-apila) 65 kg ha<sup>-1</sup> vuodessa. Nurmen vanhetessa symbioottisesti sidotun typen määrä aleni, ja se oli kolmannen vuoden nurmella vastaavasti noin 55

ja 28 kg ha<sup>-1</sup>. Kauppilan ja Kurjen (1992) mukaan palkokasvien typensidonnan aiheuttama jälkivaikutus on Suomessa keskimäärin 40 kg ha<sup>-1</sup>.

Kristensen ym. (1994) mittasivat maan keskimääräiseksi nitraattimääräksi 12 kg ha<sup>-1</sup> apila- ja sinimailaskasvustossa, kun taas viljoilla vastaava luku oli 57 kg ha<sup>-1</sup>. Maanäytteet kerättiin loka- joulukuussa ja näytteenottosyvyys oli 0-75 cm. Eltunin ja Fuglebergin (1996) tutkimuksessa kasvilaji vaikutti siihen, kuinka suuri osuus maan mineraalitypestä oli nitraattityyppinä syksyllä: alhaisin osuus oli nurmella (23 %) ja korkein varhaisperunalla (80 %). Myös Solberg (1995) ja Honisch ym. (2002) havaitsivat perunan viljelyn kohottavan nitraatin huuhtoutumispotentialia korkeiden pintamaan nitraattipitoisuuksien vuoksi.

### Kerääjäkasvit

Kerääjäkasvit voivat alentaa nitraatin huuhtoutumista, koska ne lisäävät evapotranspiraatiota ja typen ottoa verrattuna kasvittomaan maahan. Kerääjäkasvit ovatkin pienentäneet typen huuhtoutumista useissa tutkimuksissa (Gladwin & Beckwith 1992, Thomsen ym. 1993, Lewan 1994, Francis ym. 1995, Lemola ym. 2000). Uudessa-Seelannissa suoritetussa kokeessa kerääjäkasvina toiminut rehukaura vähensi typen huuhtoutumista 60 % verrattuna tilanteeseen, jossa laidun kynnettiin aikaisin syksyllä ja annettiin olla kasvittomana talven yli (Francis ym. 1995). Tanskalaisessa kokeessa ohran aluskasviksi kylvetty raiheinä alensi nitraatin huuhtoutumista 52-69 % verrattuna ilman aluskasvia viljeltyyn ohraan (Thomsen ym. 1993).

Suomalaisessa kokeessa ohran aluskasvina viljelty raiheinä alensi nitraattityypen huuhtoutumaa 27-68 % maalajista riippuen (Lemola ym. 2000). Tässä lysimetreissä tehdyssä nelivuotisessa kokeessa aluskasvin muokkaaminen lokakuussa tuotti yhtä hyvän tuloksen kuin muokkaus keväällä. Ruotsissa tehdyssä nelivuotisessa kenttäkokeessa nitraatin huuhtoutuminen aleni viidesosaan kolmena ensimmäisenä vuonna, kun raiheinää viljeltiin kevätiljojen aluskasvina ja maa kynnettiin vasta seuraavana keväänä ennen kylvöä (Lewan 1994). Neljäntenä vuotena, jolloin raiheinää ei enää kylvetty aluskasviksi, nitraatin huuhtoutuminen oli kuitenkin suurempaa niistä koeruu- duista, joissa oli kolmena aikaisempana vuotena viljelty raiheinää aluskasvina. Norjalaisessa kokeessa seurattiin kevätiljojen aluskasviksi kylvetyn raiheinän, valkoapilan ja maa-apilan vaikutusta maan mineraalityppipitoisuuteen (Breland 1996). Raiheinä vähensi maan mineraalityppipitoisuutta viljojen sadonkorjuun jälkeen, kun taas valko- ja maa-apila eivät siihen pystyneet.

Suomalaisessa kenttäkokeessa seurattiin maan mineraalityppipitoisuuden muutoksia kynnettäessä maahan tyyppipitoisuudeltaan erilaisia aluskasveja (Känkänen ym. 1998). Kasvien tyyppipitoisuus, samoin kuin kynnön ajan- kohta olivat olennaisia maan mineraalityppipitoisuuden kannalta. Ruisvirna

nosti maan nitraattityppipitoisuutta enemmän kuin puna-apila, raiheinä tai ohran oljet. Myöhästyttämällä viherlannoituksen maahankyntöä typen huuhtoutumisriskiä saatiin vähenemään, erityisesti jos maahan kynnnettävien kasvien typpipitoisuus oli korkea.

Kerääjäkasvin perustamisvaiheen ongelmat, kuten heikko kasvuunlähtö, saattavat olla syynä siihen, että joissakin tutkimuksissa nitraatin huuhtoutuminen ei ole vähentynyt (Stenberg ym. 1999). Suomea eteläisemmissä olosuhteissa nitraatin huuhtoutumisen on havaittu kasvavan kerääjäkasvia seuraavana talvena jopa suuremmaksi kuin kasvittomista maista (Goss ym. 1998). Francis ym. (1995) eivät kuitenkaan havainneet tällaista jälkivaikutusta kokeessa, jossa oli koejäseninä laitumen kyntöajankohta ja kerääjäkasvin käyttö. Heidän mukaansa maan omista typpivaroista johtuva suuri typen mineralisaatio peitti alleen kasvinjätteiden aiheuttaman mineralisaation.

### Kasvinjätteiden hajoaminen maassa

Maahan kynnnettävien kasvinjätteiden typpipitoisuus ja hiili-typin -suhde vaikuttavat olennaisesti orgaanisen aineksen mineralisaatiossa vapautuvan typen määrään (Jawson & Elliott 1986, Aulakh ym. 1991). McGillin ja Colen (1981) mukaan hiilen tarve on ratkaisevampi orgaanisen aineksen mineralisaatiolle kuin typen tarve. Orgaanisen aineksen mineralisoituessa typpi sitoutuu mikrobibiomassaan tai vapautuu ammoniumtyppinä. Mineralisaation edetessä orgaanisen aineksen hiili-typin -suhde alenee ja saavutetaan piste, jolloin typpi ei ole enää rajoittava tekijä mikrobien kasvulle ja aktiivisuudelle. Tällöin myös nettoimmobilisaatio muuttuu nettomineralisaatioksi (Haynes 1986). Stevensonin (1986) mukaan nettomineralisaatiota tapahtuu kun hiili-typin -suhde on alle 20 ja nettoimmobilisaatiota kun se on yli 30. Haynesin (1986) mukaan kriittinen typpipitoisuus on 1,7-2,5 %.

Korkean hiili-typin -suhteen omaavien kasvinjätteiden, kuten olkien, maahankyntö on joissakin tutkimuksissa vähentänyt nitraattityypin huuhtoutumista (Nicholson ym. 1997) kun taas Stenberg ym. (1999) eivät tällaista vaikutusta havainneet. Myöskään Gossin ym. (1998) tutkimuksessa kasvinjätteiden maahankyntö ei vähentänyt olkien polttoon verrattuna nitraattihuuhtoumaa neljän vuoden aikana. Francisin ym. (1995) mukaan keväällä maahan sekoitetut suuret määrät kasvinjätteitä saattavat aiheuttaa lyhytaikaisen typen nettoimmobilisaation. Kasvinjätteiden laadun on myös havaittu vaikuttavan pintavalunnan ammoniumtyppipitoisuuteen siten, että pitoisuus on ollut korkeampi vihannesten kuin heinien kasvinjätteiden vaikutuksesta (Uhlen 1988).

### Muokkaus

Typeä huuhtoutuu usein eniten nurmien kyntämisen jälkeen. Goss ym. (1993) raportoivat, että talviaikainen typpihuuhtouma voi olla peräisin lähes kokonaan edeltävän kasvin jäännöksistä. Esimerkiksi Watson ym. (1993)

mittasivat suurimmat viljelykierron huuhtoumat, kun nelivuotinen heinä/valkoapila –nurmi oli kynnety. Vaikka syysvehnä kylvettiin pian kynnön jälkeen, suuri osa syksyllä ja alkutalvella vapautuneesta tyydestä huuhtoutui huhtikuuhun mennessä. Myös Eriksen ym. (1999) havaitsivat, että luomuviljelyssä suurimmat tyyden huuhtoumat liittyivät heinä-apila -nurmen kyntämiseen. Ensimmäisenä nurmivuonna nitraattityyden huuhtoumat olivat 20 kg ha<sup>-1</sup> mutta nurmen kyntämisen jälkeen enimmillään 61 kg ha<sup>-1</sup>. Myös Davies ja Barraclough (1989) totesivat huuhtoutumisen riippuvan viljelykierron vaiheesta; apilaa sisältävistä nurmista huuhtoutui luomuviljelyssä vuosittain nitraattityyppiä alle 2 kg ha<sup>-1</sup>, mutta sitä huuhtoutui eniten, 99 kg ha<sup>-1</sup>, kun nurmi kynnettiin. Keskimääräinen nitraattityyden huuhtouma oli kahdeksan vuoden viljelykierrossa 19,7 kg ha<sup>-1</sup> vuodessa. Myös mineraalityppipitoisuuksien on havaittu olevan nurmimaissa alhaisempia kuin viljamaissa (Solberg 1995), kun taas kyntämisen jälkeen pitoisuus on ollut viljamaista korkeampi (Macdonald ym. 1989).

Suomessa suoritettussa lysimetrikokeessa syksyllä kynnety apilakasvusto aiheutti talvella, neljä kuukautta kynnön jälkeen, korkeamman nitraatin huuhtoutumisen kuin raiheinäkasvuston kyntäminen (Turtola 1993). Ruotsissa Bergström (1986) havaitsi maan mineraalityppipitoisuuden kohonneen 117 kg ha<sup>-1</sup> kolmen kuukauden kuluttua sinimailasnurmen kynnöstä, joka oli tehty heinäkuussa. Norjalaisessa tutkimuksessa havaittiin, että luomumaissa oli huuhtoutumisaltista nitraattityyppiä lokakuussa keskimäärin 100 kg ha<sup>-1</sup>, jos apilanurmi kynnettiin kesäkuussa ensimmäisen niiton jälkeen ja maita pidettiin kesannolla syysviljojen kylvämiseen saakka (Solberg 1995). Huuhtoutumispotentiaali pieneni huomattavasti, jos nurmi kynnettiin vasta juuri ennen syysviljojen kylvää.

Muokkauksen ajankohdalla ja muokattavalla kasvilajilla on osoitettu useissa tutkimuksissa olevan vaikutusta tyyden huuhtoumiin. Mitä aikaisemmin maa kynnetään, sitä suurempi on maan syksyinen mineraalityppipitoisuus ja nitraatin huuhtoutumisriski (Gustafson 1987, Wivstad ym. 1996, Stenberg ym. 1999). Kevätkynnön tai muun kevätkuokkauksen on havaittu useissa Pohjoismaisissa tutkimuksissa alentavan tyyden huuhtoutumisriskiä tai huuhtoutumista verrattuna syysmuokkaukseen (Lyngstad & Børresen 1996, Stenberg ym. 1999, Lemola ym. 2000). Puustinen (1999) havaitsi, että nitraattityyppiä huuhtoutui pintakerrosvaluntana (0-30 cm) keväthehnän sängestä syksyn ja talven aikana huomattavasti vähemmän kuin syysvehnältä. Rinteen suhteen poikittaisella kynnöllä voitiin alentaa kaltevan (8 %) pellon eroosiota ja tyyden huuhtoutumista verrattuna rinteen suuntaiseen kyntöön.

Joissakin tutkimuksissa muokkausmenetelmä on vaikuttanut huuhtoutumiseen (Catt ym. 2000) kun taas toisissa tutkimuksissa ei ole havaittu eroja (Lloyd 1992). Cattin ym. (2000) mukaan minimikyntö alensi tyyden huuhtoutumista verrattuna tavalliseen kyntöön, koska mineralisaatio väheni maan ilmanvaihdon heikentymisen vuoksi. Englannissa suoritettussa kenttäkokeessa



kyntö aiheutti 21 % suuremmat typen huuhtoumat kuin suorakylvö (Goss ym. 1993). Neljän kasvukauden aikana vuotuinen typen huuhtouma kynnetystä maasta oli keskimäärin 39 kg ha<sup>-1</sup>. Lloydin (1992) tutkimuksessa kevätkyntö aiheutti pienemmän huuhtouman kuin syyskyntö ensimmäisenä vuonna mutta toisena talvena kevätkynnetystä huuhtoutui enemmän typpeä.

### Avokesannointi

Suomalaisessa kenttäkokeessa savimaan avokesannolta huuhtoutui typpeä 14–24 kg ha<sup>-1</sup> (Turtola 1993). Viherkesannolta tulleen salaojavalunnan nitraattityppipitoisuus laski alle 1 mg l<sup>-1</sup>, kun taas avokesannolta tulleen salaojavalunnan vastaava pitoisuus ylitti usein EU:n juomavedelle asettaman rajan 11,3 mg l<sup>-1</sup>. Samassa tutkimuksessa verrattiin typen huuhtoutumista kenttä- ja lysimetrikokeessa. Typpeä huuhtoutui enemmän avokesantona pidetyistä lysimetreistä: 77, 23, 102 ja 22 kg ha<sup>-1</sup> savi-, hiesu-, hieta- ja turvemaasta. Syynä oli ainakin osittain suurempi valunta lysimetrimaiden läpi, kun taas kentällä valtaosa valunnasta oli pintavaluntaa. Tanskassa suoritetussa lysimetrikokeessa avokesannosta huuhtoutui enemmän nitraattia kuin viljojen monokulttuurista, nurmesta tai näiden viljelykiirroista (Thomsen ym. 1993). Neljän vuoden aikana nitraatin vuotuinen, keskimääräinen huuhtouma avokesannolta oli yli 100 kg ha<sup>-1</sup>.

### 3.1.2 Viljelymenetelmät

Luomuviljelyssä typpitalouden pohjana on viherlannoitus. Keskimääräinen palkokasvien osuus samoin kuin talviaikainen kasvipeitteisyys on myös korkeampi luonnonmukaisessa kuin tavanomaisessa viljelyssä (Kirchmann & Bergström 2001). Eri tutkimuksissa käytetyt vaihtelevat viljelykierrat ja kynnon sekä lannan levityksen ajankohtien eroavaisuudet vaikeuttavat kuitenkin typpihuuhtoumien vertailua eri viljelymenetelmien kesken, varsinkin, kun tutkimuksista ei selviä, esiintyykö käytännön viljelyssä tyypillisesti vastaavia eroja viljelykäytännöissä. Arviointia vaikeuttavat mm. muokkauksen tai lannan levitysaikojen eroavaisuudet samoin kuin heinäkasvien käyttö aluskasvina, koska näiden toimenpiteiden käyttö ja ajoittaminen ovat vapaasti valittavissa sekä luonnonmukaisessa että tavanomaisessa viljelyssä.

Eltun (1995) havaitsi kolmen vuoden aikana tavanomaisessa viljanviljelyssä huuhtoutuvan typpeä 19,2 – 51,2 kg ha<sup>-1</sup> ja luomuviljelyssä vastaavasti 8–18,2 kg ha<sup>-1</sup>. Tulosten vertailua vaikeuttaa nurmen käyttö viljojen aluskasvina vain luomuviljelyssä ja edelleen se, että tavanomaisessa viljelyssä käytettiin syyskyntöä mutta luomussa kevätkyntöä (Taulukko 4). Nurmikasvien käytön aluskasvina on todettu alentavan tehokkaasti typen huuhtoutumista (Thomsen ym. 1993, Lewan 1994, Francis ym. 1995, Lemola ym. 2000) ja maan mineraalitypen akkumuloitumista syksyllä (Bergström 1986). Syyskynnon on puolestaan havaittu lisäävän maan mineraalityppipitoisuutta ja typen huuhtoutumista.

toutumista verrattuna kevätkyntöön (Stenberg ym. 1999). Eltun ja Fugleberg (1996) havaitsivat typpeä huuhtoutuvan enemmän tavanomaisesti viljellyiltä pelloilta, mutta heidän mukaansa tähän saattoi vaikuttaa merkittävästi syksyllä suoritettu lietalannan levitys, kun taas luomuviljelyssä käytettiin kevätlevitystä.

Hollantilaisessa tutkimuksessa tavanomaisesti viljeltyjen maiden salaojavalunnan nitraattityppipitoisuus oli  $11,2 \text{ mg l}^{-1}$  kun se luonnonmukaisesti viljellyillä mailla oli  $4,3 \text{ mg l}^{-1}$  (Vereijken 1990). Australiassa havaittiin luomuviljelyn nurmen sisältävän vähemmän nitraattia jokaisessa tutkitussa maakerroksessa (0-15 cm, 15-30 cm ja 30-45 cm) verrattuna tavanomaisesti viljeltyyn nurmeen (Younie & Watson 1992). Molemmissa tapauksissa nurmille annettiin karjanlantaa  $18 \text{ t ha}^{-1}$ , mikä vastasi n.  $20 \text{ kg ha}^{-1}$  typpeä, ja tavanomaisessa viljelyssä vielä lisäksi mineraalityppilannoitetta  $270 \text{ kg ha}^{-1}$ . Cuttle (1992) ei havainnut eroa huuhtoutumisessa lannoittamattoman ja lannoitetun nurmen välillä. Suuret paikalliset erot nitraatin huuhtoutumisessa olivat seurausta laiduntavien eläinten ulosteista.

Østergaard ym. (1995) havaitsivat korkeimmat mineraalityppipitoisuudet vihannestiloilla ja pelloilla, joille levitettiin sian lietalantaa (Taulukko 5). Mineraalityppipitoisuudet olivat alhaisimmat väkilannoitetta saaneissa maissa ja luomutilat sijoittuivat näiden kahden ääripään väliin. Vastaavasti Liebig ja Doran (1999) havaitsivat, että luomumaissa mineralisoituva typpipitoisuus oli korkeampi kuin tavanomaisesti viljellyissä maissa, mutta nitraattitypen pitoisuudet olivat kuitenkin jälkimmäisissä huomattavasti korkeampia. Potentiaalinen typen huuhtoutumisriski oli siten suurempi tavanomaisesti viljellyissä maissa.

Taulukko 4. Typen huuhtoumia salaojavalunnassa tavanomaisessa ja luonnonmukaisessa viljelyssä

Viljelymenetelmä: viljelykierto	Lannoitelaji ja vuosittainen levi-tysmäärä	Muokkaus ja lannan levi-tyksen ajankohta	Typpi-huuh-touma, kg ha <sup>-1</sup> v <sup>-1</sup>	Lähde
Tavanomainen: varhaisperuna,syysvehnä/syys-vehnä/kaura/ohra/peruna/kevätevehnä/kaura/ohra	NPK, N 120 kg ha <sup>-1</sup>	Syysmuokkaus kaikilla kasveilla	32,7 <sup>1)</sup>	(Eltun & Fugle-berg 1996, Kors-eth & Eltun 2000)
Luomu: ohra,apilanurmi perustettu/apilanurmi/ kevät-vehnä,valkoapila ja raiheinä aluskasvina/peruna/ohra, api-lanurmi perustettu/apilanurmi, syysvehnä/syys-vehnä,valkoapila ja raiheinä/kaura, valkoapila ja raiheinä	Lietelanta, keskimää-rin 9 t ha <sup>-1</sup>	Keväällä, lannan levitys keväällä	19,3 <sup>1)</sup>	
Tavanomainen: ohra,nurmi perustettu/nurmi/ nur-mi/nurmi/sokerijuurikas/vehnä/ kaura/vihantarehu	NPK, N 110 kg ha <sup>-1</sup> Lietelanta 45 t ha <sup>-1</sup> (N 121 kg ha <sup>-1</sup> )	Syysmuokkaus, osa liete-lannasta levitettiin syksyllä	27,6 <sup>1)</sup>	
Luomu: ohra,apilanurmi perustettu/nurmi/nurmi/nurmi/ sokeri-juurikas/vihantarehu/vehnä,valkoapila ja raiheinä/kaura, herne	Lietelanta 20 t ha <sup>-1</sup> (N 54 kg ha <sup>-1</sup> )	Kevätmuokkaus, lietelanta levitettiin keväällä ja kesällä	17,6 <sup>1)</sup>	
Luomu: puna-apila/syysvehnä/papu/kaura/herne/ohra	Lanta, N 13 kg ha <sup>-1</sup>	Syysmuokkaus/ lannan levitys syksyllä, lietelannan joko keväällä tai kesällä kasvustoon	5,6 <sup>2)</sup>	(Haak ym. 1994)
Tavanomainen: nurmi/nurmi/nurmi/nurmi/rapsi/ohra	NPK, N 100 kg ha <sup>-1</sup> Lietelanta, N 78 kg ha <sup>-1</sup>		4,2 <sup>2)</sup>	
Tavanomainen: sinimailanen/sinimailanen/ sinimailanen/rapsi/ohra	Lanta, N 17 kg ha <sup>-1</sup>		2,1 <sup>2)</sup>	
Tavanomainen: rapsi/syysvehnä/kaura/rapsi/syysvehnä/ohra	NPK, N 133 kg ha <sup>-1</sup>		6,9 <sup>2)</sup>	
Tavanomainen: rapsi/syysvehnä/kaura/rapsi/syysvehnä/ohra	NPK, N 67 kg ha <sup>-1</sup>		2,7 <sup>2)</sup>	
Tavanomainen: ohran monokulttuuri	NPK, N 51 kg ha <sup>-1</sup> Sian lietel., N 62 kg ha <sup>-1</sup>		6,9 <sup>2)</sup>	
Tavanomainen: ohran monokulttuuri, rapsi kerääjäkasvina joka toinen talvi	NPK, N 122 kg ha <sup>-1</sup>		10,4 <sup>2)</sup>	

<sup>1)</sup> = kokonaistyyppi, <sup>2)</sup> = nitraattityppi

Taulukko 5. Maan nitraatti- ja/tai ammoniumtypen määriä tavanomaisessa ja luonnonmukaisessa viljelyssä.

Viljelymenetelmä, viljelykasvi,lantalaji	Näytteenotto­syvyys, ajan- kohta	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	Lähde, tutkimuksen suorituspaikka
Luomu	0-75 cm, loka- joulukuu	31	*	(Kristensen ym. 1994), Tanska
Tavanomainen, karjanlanta		29	*	
Tavanomainen, ilman karjanlantaa		22	*	
Luomu, nurmi	0-60 cm, lokakuu	6	18	(Solberg 1995), Norja
Luomu, kynnetty nurmi		12	20	
Luomu, vilja		30	17	
Luomu, vilja aluskasvin kanssa		13	22	
Luomu, vihantarehu		14	20	
Luomu, juurikasvi		17	17	
Luomu, peruna		33	20	
Luomu, kesanto		100	15	
Tavanomainen, väkilannoite	0-100 cm, syksyllä	22	*	(Østergaard ym. 1995), Tanska
Tavanomainen, sianlanta		34	*	
Tavanomainen, karjanlanta		26	*	
Tavanomainen, vihanneksia		100	*	
Luomu		36	*	
Luomu, valkoapilanurmi	0-120 cm, loka-maaliskuu	28-44	*	(Watson ym. 1993), Englanti
Luomu, syysvehnä	0-120 cm, marras-maaliskuu	61-90	*	

\* = ei määritetty

### 3.1.3 Typpitase

Eri viljelymenetelmien vaikutusta typen huuhtoutumispotentialiin voidaan tarkastella typpitaseilla, joilla seurataan pellolle tulevia ja sieltä lähteviä typyvirtoja. Positiivinen typpitase osoittaa pellolle tulleen enemmän typpeä kuin sieltä on poistunut, kun taas negatiivinen typpitase kertoo päinvastaisesta tilanteesta. Typpitaseen positiiviselle puolelle kuuluvat lannoitteen, siementen ja kuiva- sekä märkälasseuman sisältämät typpimäärät ja palkokasvien typen sidonnan kautta maahan tullut typpi. Negatiiviselle puolelle kuuluu kaikki pellolta poistunut typpi eli satotuotteiden sisältämä sekä huuhtouman, haihdunnan ja denitrifikaation kautta poistunut typpi. Näin laskettu positiivinen typpitase osoittaa maan typpivarantojen kasvua, kun taas negatiivinen tase kertoo maan typpivarantojen alenemisestä.

Ravinnetaselaskelmia on olemassa kolmea eri päätyyppiä, joissa ravinnevirtojen tarkastelupisteet ovat erilaiset (Taulukko 6): 1) peltotase, 2) porttitase ja 3) karjatase. Peltotase lasketaan yllä kuvatun kaltaisesti lannoituksen ja sadon sisältämien ravinteiden erotuksena, jättämällä pois siementen ja lasseuman typpi sekä usein myös palkokasvien maahan sitoma typpi, kuten myös typen huuhtouma ja kaasumaiset hävikit. Porttitase lasketaan tilalle ostettujen ja tilalta myytyjen ravinteiden erotuksena. Karjataseessa lasketaan eläinten rehujen ja eläintuotteiden erotus.

Suomalaisessa maataloustuotteiden elinkaaria selvittäneessä tutkimuksessa peltotasetta käytettiin ravinnetappioiden arviointiin siten, että taseen ylijäämän oletettiin koostuvan kolmesta yhtäsuuresta osasta: pelloilta huuhtoutuvasta tyypestä, ilmaan haihtuvasta inertistä tyypestä ( $N_2$ ) ja haihtuvasta ”vaikuttavasta” tyypestä, joka jaettiin kahteen yhtä suureen osaan ammoniakitypeksi ja dityppioksiditypeksi (Grönroos & Seppälä 2000). Taseen käyttö ravinnetappioiden ennustamisessa ei kuitenkaan ole yksinkertaista, koska ravinnetappioiden suuruus ei riipu yksinomaan taseesta. Esimerkiksi Pohjois-Irlannissa suoritetussa tutkimuksessa alhaisella typpilannoitustasolla ( $100 \text{ kg ha}^{-1}$ ) typen hävikit denitrifikaation kautta olivat vähäisemmät kuin huuhtoutumisen kautta mutta lannoitustason kasvaessa tilanne oli vastakkainen (Watson ym. 1992). Korkeimmalla typpilannoitustasolla ( $500 \text{ kg ha}^{-1}$ ) denitrifikaatio vastasi 31 % lannoitteena annetusta tyypestä. Lietelannasta ammoniakkinä haihtuvan typen määrä riippuu puolestaan käytetystä levitystekniikasta. Suomessa lietalannan liukoisesta tyypestä jopa yli puolen on todettu haihtuneen ammoniakkinä (Joki-Tokola ym. 1998).

Ruotsalaisessa tutkimuksessa typen porttitase oli positiivinen tavanomaisessa ja negatiivinen luomutuotantoon suuntautuneella maitotilalla (Fagerberg ym. 1996). Myös typen peltotase oli positiivinen tavanomaisella ja negatiivinen luomutilalla. Huolimatta siitä, että typpitase oli negatiivinen luomutilalla, kuiva-ainesadoissa ei ollut suurta eroa. Tutkijoiden mukaan luomutuotannos-

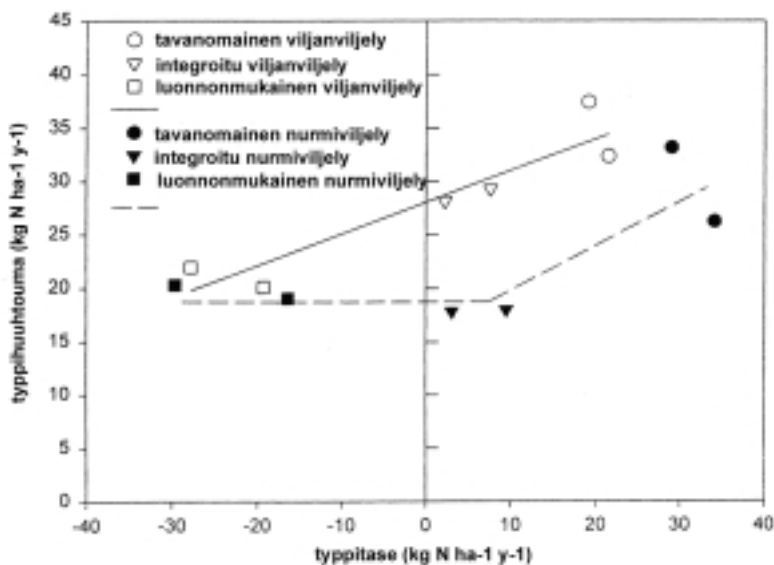
sa kuiva-ainesadot pysyivät korkealla maan ravinnereservien avulla. Tanskalaisessa tutkimuksessa verrattiin typen hyväksikäyttöastetta tavanomaisilla tiloilla ja luonnonmukaisesti viljellyillä karjatilloilla (Halberg ym. 1995). Tilatasolla typen hyväksikäyttöaste tavanomaisella tilalla oli 16 % ja luomutilalla 21 %.

Taulukko 6. Ravinnetaseisiin sisältyvät ravinnevirrat (Pirttijärvi 1998).

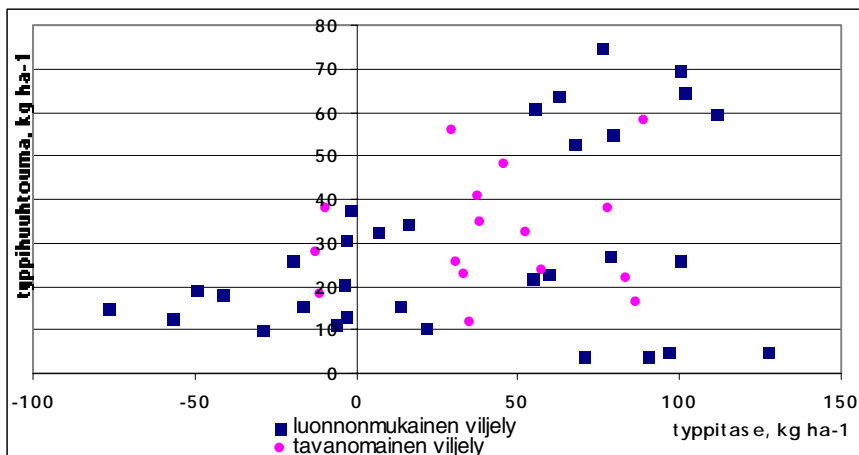
	Tase		
	Peltotase	Porttitase	Karjatase
Taseen tulopuoli			
Lannoitteet	*	*	
Ostettu lanta	*	*	
Tilalla tuotettu lanta	*		
Ostorehut		*	*
Tilalla tuotettu rehu			*
Ostosiemen	*	*	
Tilan oma siemen	*		
Tilalle ostettu karja		*	
Biologinen typensidonta	*	(*)	
Märkä- ja kuivalaskeuma	*	(*)	
Taseen menopuoli			
Sadon myynti	*	*	
Rehuksi käytetty sato	*		
Kasvinjätteet	*		
Eläintuotteiden myynti (sis. lanta)		*	*
Typen haihtuminen	(*)		

Korsaeth ja Eltun (2000) vertasivat tavanomaisesti ja luonnonmukaisesti viljellyn maan typpitasetta viljanviljelyyn ja nurmeen perustuvissa viljelykierroissa. Sekä luomu- että tavanomaisessa viljelykierrossa huuhtoutunut typpimäärä vastasi noin 10-25 % typen poistumasta pelto- ja nurmetyppitaseista, johon kuului huuhtoutuneen typen lisäksi satotuotteiden ja denitrifikaation kautta poistunut typpi ja lietelannasta ja kasvustosta haihtunut ammoniumtyppi. Viljanviljelyssä typpitase oli negatiivinen sekä luomuviljelyssä että tavanomaisessa viljelyssä. Tavanomaisessa nurmiviljelyssä typpitase oli positiivinen (1,8 kg ha<sup>-1</sup>) kun taas luomuviljelyssä se oli negatiivinen (-42,5 kg ha<sup>-1</sup>). Tutkijoiden mukaan vuosittainen typpitaseen kasvu 10 kg ha<sup>-1</sup> viljanviljelyssä johtaisi pidemmällä aikavälillä typen huuhtoumien kasvuun määrällä 1,5 kg ha<sup>-1</sup>. Korsaethin ja Eltunin (2000) tutkimuksen mukaan oli olemassa raja-arvo, jonka alapuolella typpitaseella ei ollut vaikutusta typen huuhtoumiin ja tämä raja-arvo oli erilainen vilja- ja nurmiviljelyssä (Kuva 6). Typpitaseen ja typpihuuhtoumien välillä havaittiin positiivinen korrelaatio

mutta vuosittainen sademäärä selitti suuremman osan typpihuuhtoumien hajonnasta kuin typpitase. Typpitaseiden vertailua viljelymenetelmien kesken vaikeuttaa se, että symbioottisesti sidotun typen määrä jätetään useimmiten ilmoittamatta. Kuvaan 7 on koottu typpitaseen ja typpihuuhtoumien välinen yhteys kahdesta sellaisesta tutkimuksesta, joiden taselaskelmissa on otettu huomioon symbioottisesti sidottu typpi.



Kuva 6. Typpitaseen ja typpihuuhtouman välinen korrelaatio (Korsaeth & Eltun 2000).



Kuva 7. Typpitaseen ja typpihuuhtouman välinen korrelaatio. Typpitaseissa on mukana symbioottisesti sidottu typpi (Eriksen ym. 1999, Korsaeth & Eltun 2000).

### 3.1.4 Maalaji

Maan vedenpidätyskyky (Bergström & Johansson 1991) ja sen taustamuuttajat, savespitoisuus (Bergström & Johansson 1991) ja orgaanisen aineksen pitoisuus (Bergström & Johansson 1991, Elton & Fugleberg 1996) vaikuttavat huuhtoutuvan typen määrään. Korkeamman vedenpidätyskyvyn omaavissa savimaissa typpeä huuhtoutuu vähemmän kuin heikomman vedenpidätyskyvyn omaavissa hietamaissa (Bergström & Johansson 1991). Maan vedenjohtokyky määrää valunnan jakautumisen pintavalunnan ja sala-ovalunnan/pohjavesivalunnan kesken, ja maalaji ja maan rakenne puolestaan vaikuttavat vedenjohtokykyyn. Esimerkiksi maan tiivistyminen pienentää suurten huokosten tilavuutta ja samalla maan vedenjohtokykyä.

Yläranta ym. (1993) mittasivat lysimetrikokeessaan suurimmat huuhtoumat hietamaasta, neljän vuoden aikana  $440 \text{ kg ha}^{-1}$ . Lannoitteena lisätyn  $^{15}\text{N}$  –merkityn typen huuhtoutuminen oli vähäisintä turvemaasta ja suurinta hietamaasta. Samassa tutkimuksessa maalajilla oli vaikutusta myös huuhtoutuvan typen muotoon. Mineraalimaissa nitraattitypen ja ammoniumtypen osuus huuhtoutuneesta kokonaistypestä oli suurempi kuin turvemaassa, jossa kulkeutuneesta typestä suurin osa oli orgaanisessa muodossa. Van Veen ja Kuikman (1990) katsoivat maan rakenteen ja tekstuurin vaikuttavan orgaanisen aineksen hajoamiseen mikrobien toimesta. Suuremman savespitoisuuden omaavissa maissa hajoaminen on hitaampaa ja orgaaninen aines säilyy paremmin kuin karkeammassa hietamaissa. Heidän mukaansa tälle on kaksi selitystä: orgaanisen aineksen 1) adsorptio savimineraaleihin tai muihin pintoihin ja 2) sijainti huokosissa tai aggregaateissa suojassa mikro-organismeilta.

Maan savespitoisuus ja orgaanisen aineksen määrä ja laatu vaikuttavat typen kiertokulkuun (Paul 1984). Maan korkea savespitoisuus saattaa esimerkiksi hidastaa lannan sisältämän typen vapautumista. Sorensen ja Jensen (1995) havaitsivat, että lietelannan sisältämän typen immobilisaatio kasvoi maan savespitoisuuden noustessa. Sorensen ym. (1994) totesivat, että vaikka maan tekstuuri ei vaikuttanut lannasta mineralisoituvan typen määrään kahden kasvukauden aikana, alussa lannan nettomineralisaatio oli kuitenkin hitaampaa maassa, jonka savespitoisuus oli korkein. Samoin havaittiin alkuvaiheessa immobilisoituneen typen mineralisoituvan nopeammin maassa, jonka savespitoisuus oli alhaisempi.

Bergströmin ja Johanssonin (1991) lysimetrikokeessa valumaveden nitraattityppipitoisuus oli suurin turvemaassa ja pienin savimaassa. Suomessa suoritettussa lysimetrikokeessa turvemaasta huuhtoutui enemmän ammoniumtyppeä, orgaanista typpeä ja kokonaistyppeä kuin hienohiekkamaasta (Kempainen 1995). Ammoniumtyppeä huuhtoutui jopa 50 kertaa enemmän turve- kuin hienohiekkamaasta. Myös toisessa suomalaisessa lysimetrikokeessa Lemola ym. (2000) mittasivat turvemaasta suuremmat huuhtoumat



kuin savi-, hiesu- ja hietamaasta. Lannoitetyypeä sitävästoin on havaittu huuhtoutuvan vähemmän turvemaasta (Esala & Leppänen 1998). Kun maata sadetettiin laboratorionkokeessa vuorokauden kuluttua  $^{15}\text{N}$  -leimatun lannoitetyypin lisäyksestä, huuhtoutuneesta nitraatista oli lannoiteperäistä hietamaassa 82,3 % ja savimaassa 69,5 %. Kahden viikon kuluttua vastaavat prosenttiluvut olivat 68,5 % ja 93,7 %. Riippumatta sadetuksen ajankohdasta lannoitetyypin osuus huuhtoutuneesta nitraattityypistä oli turvemaassa alle 0,01 %.

Bergströmin ja Johanssonin (1991) tutkimuksessa nitraatin huuhtoutuminen oli enemmän orgaanista ainesta sisältävistä maista suurempaa keväisin kuin syksyisin, kun taas alhaisemman orgaanisen aineksen omaavissa maissa huuhtoutuminen oli runsaampaa syksyllä. Samassa kokeessa nitraattia huuhtoutui vähän orgaanista ainesta sisältävistä hietamaista eniten (noin  $65 \text{ kg ha}^{-1}$ ). Savimaista ja paljon orgaanista ainesta sisältävistä hietamaista tyyppiä huuhtoutui noin  $20 \text{ kg ha}^{-1}$ . Norjassa tyyppien huuhtoutuminen oli puolestaan voimakkaampaa hietamaasta kuin turvemaasta (Tveitnes ym. 1996). Hietaamaan orgaanisen aineksen pitoisuus oli kuitenkin korkea (9 %).

### 3.1.5 Sääolosuhteet

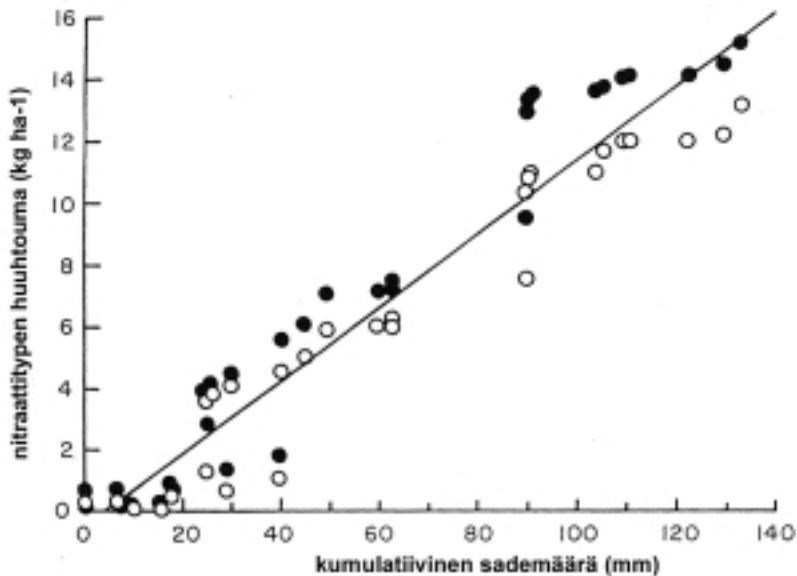
Voimakkaiden sateiden ajoittuminen sellaiseen ajankohtaan, jolloin maassa on korkea nitraattipitoisuus, johtaa suureen huuhtoutumiseen (Powlson ym. 1986a, Powlson ym. 1986b, Cookson ym. 2000, Gentry ym. 2000). Edwards ja Daniel (1993) havaitsivat lannan ammoniumtyypistä ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) huuhtoutuvan jopa yli puolet sateen intensiteetin kasvaessa ja kokonaistyyppistäkin lähes 20 %. Powlsonin ym. (1986a) tutkimuksessa syksyn kuivuus kasvatti syysvehnän lannoitetyypin ottoa ja vähensi huuhtoutumista. Lorenz ja Steffens (1992) havaitsivat, että sää- ja kasvuolosuhteet vaikuttivat jopa lisätyn tyyppien määrää enemmän maan mineraalityypipitoisuuteen. Samoin Elton ja Fugleberg (1996) totesivat, että ilmasto vaikutti enemmän huuhtoutumiseen kuin viljelymenetelmä. Heidän tuloksissaan sademäärä oli tärkein tyyppien tappioiden selittäjä.

Esala (1992, 1993) totesi vastaavasti, että kosteusoloiltaan suotuisina vuosina vehnä otti  $^{15}\text{N}$  -merkitystä lannoitetyypistä 60-70 % ja maahan jäi 30 %. Tämä tyyppi oli lähes täysin orgaanisessa muodossa. Sen sijaan kuivina vuosina tyyppien hyväksikäyttö oli vain 25-30 % ja maahan jäi käyttämättä 70 % lannoitetyypistä. Maahan jääneestä tyyppistä jopa puolet oli epäorgaanisessa muodossa ja suuri osa siitä oli hävinnyt seuraavaan sadonkorjuuseen mennessä, kun taas suotuisien vuosien jälkeen käyttämättä jäänyt tyyppi oli edelleen maassa.

Suuri osa tyyppihuuhtoutumista tapahtuu yleensä salaojavalunnassa, ja syksy on siten usein merkittävä huuhtoutumisen ajankohta, vaikkakin keväiset lumen sulamisvedet saattavat kuljettaa valtaosan pintavalunnan tuomasta tyyppi-

pikuormasta (Eltun & Fugleberg 1996, Turtola & Kempainen 1998). Valunnan lisääntyminen salaojituksen seurauksena on myös omiaan lisäämään typen huuhtoutumista (Turtola & Paajanen 1995). Bergström ja Brink (1986) havaitsivat, että lokakuun ja joulukuun välisenä aikana huuhtoutui jopa 57 % koko vuoden huuhtoumasta ( $57 \text{ kg ha}^{-1}$ ). Sadannalla onkin huomattava vaikutus vuosien välisiin eroihin typpihuuhtoumassa (Kuva 3).

Vaikka väkilannoitteiden levitys nostaa maaperän mineraalityppipitoisuuden korkeaksi kevätkesällä, valunta on tällöin yleensä alhainen runsaan evapotranspiraation vuoksi. Turtola ja Jaakkola (1985) havaitsivat halkeilevilla savimailla lisääntynyttä huuhtoutumista alkukesällä vain poikkeuksellisen runsaiden sateiden jälkeen. Esala ja Leppänen (1998) vahvistivat saman laboratorikokeella käyttämällä  $^{15}\text{N}$  -merkittyä typpeä. Englantilaisessa tutkimuksessa keväisen pintalevityksen ja sadonkorjuun välillä huuhtoutuneen nitraattitypen määrä vastasi vain noin 3 % keväällä levitetystä kokonaistypestä (Goss ym. 1993), mutta huuhtouma riippui selvästi valunnasta (Kuva 8). Tutkijoiden mukaan lähes kolmannes lannoitetypestä on vaarassa huuhtoutua, jos runsaat sateet ajoittuvat lähelle lannoitusta, ja maa on jo valmiiksi lähellä kenttäkapasiteettia.



Kuva 8. Typpilannoituksen jälkeisen sateen ja nitraattityppihuuhtoumien välinen korrelaatio. Viljelykasvi kaura. Typpilannoitus jaettu keväällä kolmeen lannoituskertaan, kukin  $37 \text{ kg ha}^{-1}$ . • = suorakylvö, o = kynnetty (Goss ym. 1993).

Miller ym. (1994) tutkivat jäätyminen ja sateen vaikutusta kasveista huuhtoutuvaan typpimäärään. Raiheinästä ja puna-apilasta huuhtoutui 5-9 % ja retiisistä yli 10 % biomassan tyyppistä.

## 3.2 Fosfori

Pienten valuma-alueiden havaintojen perusteella Suomessa on arvioitu huuhtoutuvan fosforia viljellyistä maista 0,8-1,9 kg ha<sup>-1</sup> vuodessa (Rekolainen ym. 1995, Vuorenmaa ym. 2002), suurin osa kevät- ja syysvaluntojen aiheuttaman eroosion seurauksena (Tiainen & Puustinen 1989, Turtola 1999). Fosforia kulkeutuu pinta- ja salaojavalunnassa, molemmissa sekä maahiukkasiin sitoutuneena että liuenneena fosforina (Heckrath ym. 1995, Turtola & Jaakkola 1995, Hooda ym. 1999, Turtola 1999, Uusitalo ym. 2001). Suomalaisen tutkimusten mukaan fosforia kulkeutuu pintavalunnassa yleensä enemmän kuin salaojavalunnassa (Turtola & Jaakkola 1995, Turtola & Kempainen 1998, Turtola 1999). Myös Norjassa Elton ym. (1996) havaitsivat salaoja- ja pintavalunnassa huuhtoutuvan fosforia yhteensä keskimäärin 0,32 kg ha<sup>-1</sup>, ja pintavalunnassa huuhtoutui kaksinkertainen määrä salaojien kautta huuhtoutuneeseen fosforiin verrattuna.

Joskus salaojien kautta voi huuhtoutua runsaastikin fosforia (Hooda ym. 1999). Huonosti toimivan salaojituksen kunnostaminen voi toisaalta alentaa pellolta tulevaa liukoisen fosforin kokonaiskuormaa, jos pintavalunta vähennee merkittävästi, koska salaojavalunnan liukoisen fosforin pitoisuus on yleensä pintavaluntaa pienempi (Turtola & Paajanen 1995).

Myös salaojavalunnassa hiukkasiin sitoutunut fosfori on usein pääasiallinen fosforin muoto (Beauchemin ym. 1998, Haygarth ym. 1998). Kuitenkin Heckrathin ym. (1995) tutkimusten mukaan myös liukoinen fosfori voi muodostaa suurimman osan salaojavalunnassa huuhtoutuneesta fosforista. Orgaanisen fosforin osuus maanesteen kokonaisfosforista voi olla merkittävä. Ron Vaz ym. (1993) ja Chardon ym. (1997) osoittivat, että orgaanisen fosforifraktion osuus kokonaisfosforista voi kasvaa maaprofiilissa syvemmillä mentäessä. Orgaanisen fosforin huuhtoutumisesta ei ole suomalaisia tutkimustuloksia.

Fosforin huuhtoutumiseen vaikuttavia tekijöitä ovat fosforin kyllästysaste (Hooda ym. 2000, Siddique ym. 2000), maan helppoliukoisen fosforin pitoisuus (Heckrath ym. 1995, Turtola & Yli-Halla 1999, Hesketh & Brookes 2000), lannoitteiden ja karjanlannan levitysajankohta, levitysmäärä ja levitysmenetelmä (Turtola & Jaakkola 1995, Turtola & Kempainen 1998, Hooda ym. 1999), maalaji (Simard ym. 2000), kasvillisuus (Miller ym. 1994, Elton ym. 1996, McDowell & Sharpley 2001), sateen määrä ja intensiteetti (Edwards & Daniel 1993) sekä maan muokkaus (Puustinen 1999, Simard ym. 2000).

### 3.2.1 Maan fosforitila ja lannoitus

Fosfori sitoutuu ensisijaisesti korkeimman sidosenergian vaatimaan kohtaan, mistä desorptio on puolestaan hidasta (He ym. 1994). Alhaisella kyllästysasteella kaksihampaiset ligandit ovat vallitsevia, mutta kyllästysasteen noustessa yksihampaisten ligandien osuus kasvaa ja samalla fosforin liukoisuus lisääntyy (He ym. 1994). Fosforin huuhtoutumisen onkin todettu korreloivan maan fosforin kyllästysasteen (Leinweber ym. 1999, Turtola & Yli-Halla 1999, Hooda ym. 2000, Siddique ym. 2000) ja helppoliukoisen fosforin pitoisuuden kanssa (Pote ym. 1996, Turtola & Yli-Halla 1999, McDowell & Sharpley 2001). Siddique ym. (2000) havaitsivat, että fosforin kyllästysasteen kasvu 16-20 cm syvyydellä johti nopeutuvaan fosforin desorptioon. Heidän mukaansa fosforin kyllästysaste määrää potentiaalisen fosforin huuhtoutumisen hiesumailta. Lannoitteen laadulla (lietelanta/epäorgaaninen lannos) ei ollut vaikutusta maan fosforin kyllästysasteeseen.

Hooda ym. (2000) havaitsivat fosforin desorption olevan vähäistä kyllästysasteen ollessa alle 10 %, minkä jälkeen fosforin vapautuminen kasvoi lineaarisesti, koska vapaiden sitoutumispaikkojen määrä väheni. Poten ym. (1996) tutkimissa maissa fosforin kyllästysaste vaihteli 16-80 % välillä ja se korreloi merkittävästi huuhtoutuneen liukoisen fosforin kanssa. Holfordin ym. (1997) mukaan fosforin huuhtoutuminen maan läpi alkaa kyllästysasteen noustessa 17-38 %:iin. Heckrath ym. (1995) havaitsivat puolestaan, että fosforin huuhtoutuminen salaojien kautta kasvoi selvästi, kun maan helppoliukoisen fosforin pitoisuus ylitti 60 mg kg<sup>-1</sup> (Olsen-P). Hesketh ja Brookes (2000) totesivat, että tämä kriittinen fosforipitoisuus vaihteli erilaisilla mailla välillä 10-119 mg Olsen-P kg<sup>-1</sup>. McDowell ja Sharpley (2001) havaitsivat CaCl<sub>2</sub>-uuttoisen fosforimäärän kasvavan nopeammin maan fosforipitoisuuden ylittäessä tietyn raja-arvon. Myös liukoisen fosforin pitoisuus salaojavalunnassa kasvoi, kun tämä maan fosforipitoisuuden raja-arvo ylitettiin.

Del Campillo ym. (1999) mallinsivat fosforin huuhtoutumista happamalla hiekkamaalla. Huuhtoutuneen fosforimäärän ollessa 0,44 kg ha<sup>-1</sup> v<sup>-1</sup> (valunta 300 mm v<sup>-1</sup>), maan fosforipitoisuus oli liian alhainen kasvien optimikasvuun nähden. Optimikasvuun vaadittava fosforipitoisuus johti puolestaan suurempaan fosforin huuhtoutumiseen. Kun lannoitteena lisätty fosforimäärä on suurempi kuin kasvien fosforinotto, maan fosforipitoisuus alkaa kasvaa. Hergertin ym. (1981) tutkimuksessa vuosittainen 200 t ha<sup>-1</sup> lantamäärä kohotti maan helppoliukoisen fosforin pitoisuutta kolmen vuoden aikana arvosta 12 mg kg<sup>-1</sup> arvoon 35 mg kg<sup>-1</sup>, kun taas 35 t ha<sup>-1</sup> lisäyksellä pitoisuus pysyi ennallaan. Ilman fosforilannoitusta korkean fosforipitoisuuden omaavien maiden helppoliukoisen fosforin pitoisuus aleni vuodessa maatyypistä ja viljelymenetelmistä riippuen 0,1 – 30 mg kg<sup>-1</sup> (Sharpley & Rekolainen 1997).

## Väkilannoitus

Sharpleyn ja Rekolaisen (1997) mukaan fosforikuormitukseen on vaikuttanut eniten fosforilannoituksen kasvu 20 vuoden aikana (1965-1985) tasosta 20 kg ha<sup>-1</sup> tasolle 35 kg ha<sup>-1</sup> sekä samanaikainen nurmipinta-alan väheneminen puoleen. Suomessa fosforilannoitusmäärät ovat kuitenkin viime vuosina alentuneet, mikä on nähtävissä neljällä eri vesistöalueella suoritetuissa tilahaastatteluissa. Keskimääräiset fosforilannoitustasot olivat laskeneet useimmilla kasveilla maatalouden ympäristötuen peruslannoitustasolle (15 kg ha<sup>-1</sup>) tai sen alle vuoteen 1999 mennessä (Palva ym. 2001). Vuonna 2001 väkilannoitefosforia myytiin 11,1 kg ha<sup>-1</sup> (Kuva 4).

Vaikka fosforilannoitus on nostanut pitkällä aikavälillä maan helppoliukoisen fosforin pitoisuutta, sijoittamalla annettua, kasvien tarpeeseen nähden kohutuullisella fosforilannoituksella ei ole juuri havaittu olevan välitöntä vaikutusta huuhtoutuvan fosforin määrään (Uhlen 1989, Turtola & Jaakkola 1995, Ylärinta ym. 1996). Leinweber ym. (1999) jopa havaitsivat viljanviljelyssä suurimmat fosforin huuhtoumat alhaisimmalla lannoitustasolla. Chardon ym. (1997) totesivat mineraalityypillisyyksen alentavan fosforin huuhtoumaa, mikä johtui todennäköisesti parantuneesta kasvusta ja samalla suuremmasta fosforin otosta. Sama fosforilisäys mutta suurempi typpilannoitus ovat johtaneet alhaisempaan helppoliukoisen fosforin pitoisuuteen Broadbalkin vehnäkokeessa (Heckrath ym. 1995). Vastaavasti fosforin puutoksen seurauksena lannoitetypen hyväksikäyttöaste aleni (Powlson ym. 1986b). Taulukkoon 7 on koottu tutkimustuloksia fosforin huuhtoutumisesta.

Luonnonmukaiseen viljelyyn siirtyminen on omiaan vähitellen alentamaan maan helppoliukoisen fosforin pitoisuutta. Maan fosforipitoisuuden vähenemisnopeuteen vaikuttaa alkutilanteen fosforipitoisuus (Poulton 1995): liukoisen fosforin pitoisuuden aleneminen vastasi 45 % fosforitaseesta mutta alhaisen fosforipitoisuuden maissa vain 8 %, mikä johtui fosforin otosta liukenevammista reserveista. Suomalaisessa fosforilannoituksen porraskokeessa (Saarela ym. 1995) seurattiin fosforitasoltaan erilaisten maiden helppoliukoisen fosforipitoisuuden muutosta ajan kuluessa (Kuva 9). Jos maan helppoliukoisen fosforin pitoisuus oli alkutilanteessa korkea, liukoisen fosforipitoisuuden aleneminen oli nopeampaa kuin alhaisemman lähtötason omaavissa maissa.

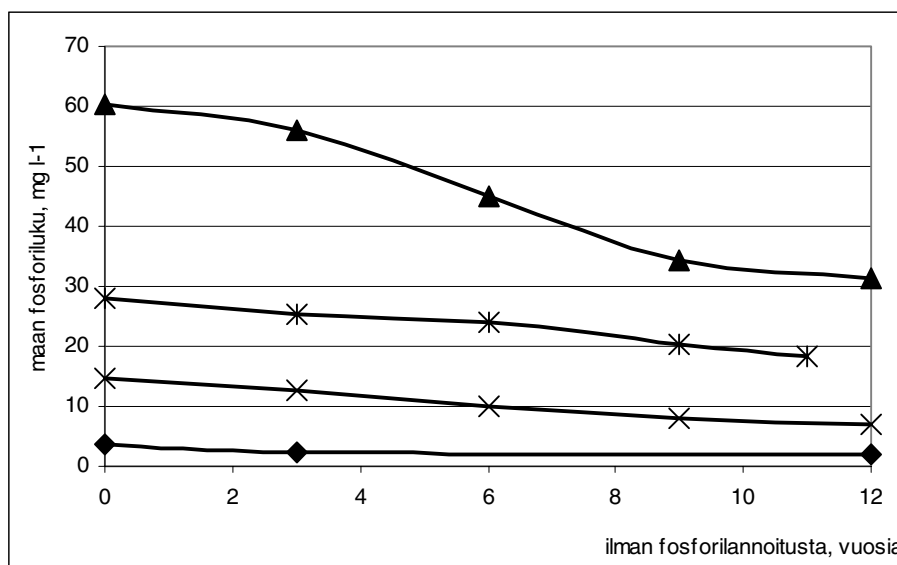
Taulukko 7. Fosforin huuhtoumia eri tutkimuksissa.

Lannoitelaji/lannoite- määrä (P kg ha <sup>-1</sup> )/kasvi	Maan helppoliukoisen fosforin pitoisuus, mg kg <sup>-1</sup>	Huuhtoutuneen kokonais- fosforin määrä, kg ha <sup>-1</sup> v <sup>-1</sup>		Huuhtoutuneen liukoisen fosforin määrä, kg ha <sup>-1</sup> v <sup>-1</sup>		Lähde, tutkimuk- sen suorituspaikka
		Pintavalunta	Salaojavalunta	Pintavalunta	Salaojavalunta	
NPK/21/ohra	3,6 <sup>2)</sup>	0,79	0,49	0,26	0,11	(Turtola & Jaakkola 1995), Suomi
NPK/42/ohra		0,79	0,35	0,26	0,10	
NPK/42/nurmi		1,27	0,32	0,87	0,15	
NPK/82/nurmi		1,27	0,34	0,87	0,19	
Ei P-lisäystä/kesanto	32 <sup>1)</sup>		0,09		0,030	(Shepherd & Withers 2001) <sup>3)</sup> , Englanti
Jäteliete/63/kesanto	Alussa 31, lopussa 37 <sup>1)</sup>		0,09		0,031	
Jäteliete/247/kesanto	Alussa 31, lopussa 55 <sup>1)</sup>		0,14		0,024	
Ei P-lannoitusta/nurmi	6,4 <sup>2)</sup>	0,34	0,008	0,10	0,002	(Turtola & Kemp- painen 1998), Suomi
NPK/27/nurmi		1,21	0,007	0,66	0,002	
Lietelanta, levitys syys- kuussa +NPK/35/nurmi		4,01	0,012	3,33	0,004	
Lietelanta, levitys keväällä +NPK/36/nurmi		1,22	0,008	0,73	0,002	
Lietelanta/45/raiheinä	38 <sup>1)</sup>		2,97		1,34	(Hooda ym. 1999), Skotlanti
Lietelanta+superfosfaatti/ 68/raiheinä-apilanurmi	47 <sup>1)</sup>		3,47		1,68	
Ei P-lannoitusta/kesanto	7,3 <sup>2,4)</sup>		0,24		0,029	(Ylärinta ym. 1996) <sup>3)</sup> , Suomi
Ei P-lannoitusta/ohra			0,28		0,024	
NPK/45/ohra			0,13		0,009	
Ei P-lannoitusta/nurmi			0,21		0,029	
NPK/78/nurmi			0,26		0,009	

<sup>1)</sup> = Olsenin uuttoliuos (NaHCO<sub>3</sub>), <sup>2)</sup> = Hapan ammoniumasetaattiuutto (Viljavuusanalyysi), <sup>3)</sup> = lysimetrikoe, <sup>4)</sup> = savimaa

Koska maan fosforipitoisuuden muutokset ovat hitaita, myös välittömät vaikutukset huuhtoutumassa ovat vähäisiä. Elton ym. (1996) havaitsivat, että pinta- ja salaojavalunnan keskimääräinen fosforipitoisuus nelivuotisessa kenttäkokeessa oli tavanomaisessa viljanviljelyssä 0,62 mg l<sup>-1</sup> ja 0,07 mg l<sup>-1</sup> ja luomuviljelyssä 0,78 mg l<sup>-1</sup> ja 0,05 mg l<sup>-1</sup>. Rehunurmella vastaavat arvot olivat tavanomaisessa viljelyssä 0,61 mg l<sup>-1</sup> ja 0,05 mg l<sup>-1</sup> ja luomuviljelyssä 0,89 mg l<sup>-1</sup> ja 0,05 mg l<sup>-1</sup>. Luomuviljelyyn oli koalueella tosin siirrytty vasta vuotta aikaisemmin. Brodbalkin kenttäkokeessa vuodesta 1843 ilman fosforilannoitusta viljellyn koeruudun salaojavesien fosforipitoisuus oli 0,03-0,23 mg l<sup>-1</sup>. Korkeimmat fosforipitoisuudet olivat 0,55-2,75 mg l<sup>-1</sup> käsittelyissä, jotka olivat saaneet fosforia 35 kg ha<sup>-1</sup> (Heckrath ym. 1995).

Apatiitin ja superfosfaatin käyttökelpoisuutta kasveille ja jälkivaikutusta seuraavina vuosina tutkittiin kenttäkokeissa Australiassa (Bolland & Gilkes 1995). Ensimmäisenä vuonna apatiitin sisältämän fosforin tehokkuus oli 10-30 % superfosfaatin fosforiin verrattuna. Seuraavina vuosina apatiittifosforin tehokkuus oli 2 – 20 % verrattuna tuoreeseen superfosfaattilisäykseen. Myös superfosfaatin tehokkuus laski ajan myötä ja koepaikasta riippuen superfosfaatin ja apatiitin jälkivaikutus oli yhtä suuri 3-9 vuoden kuluttua. Apatiitin suhteellinen tehokkuus superfosfaattiin verrattuna aleni lisäysmäärän kasvaessa. Dann ym. (1996) vertasivat superfosfaatin ja apatiitin vaikutusta vehnän kasvuun tavanomaisessa- ja luomuviljelyssä. Superfosfaatti lisäsi vehnän kasvua molemmissa viljelymenetelmissä mutta apatiitti ei merkittävästi parantanut kasvua verrattuna ilman fosforilannoitusta viljeltyyn kontrolliin.



Kuva 9. Fosforitasoltaan alunperin erilaisten maiden fosforipitoisuuden muutos ajan kuluessa ilman fosforilannoitusta (Saarela ym. 1995).

## Karjanlanta

Kemppaisen (1989) mukaan naudun kuivikelannan, lietalannan ja virtsan fosforipitoisuudet ovat 1,6, 1,0 ja 0,2 g kg<sup>-1</sup>. Sian lannan vastaavat pitoisuudet ovat 3,7, 1,9 ja 0,5 g kg<sup>-1</sup>. Karjanlannan fosforista on liukoisessa muodossa 70-80 % (Kemppainen 1992). Lannasta huuhtoutuvaan fosforimäärään vaikuttavat mm. lannan levitysmäärä, levitysjankohta, levitystekniikka, lantalaaji, sateiden ajoittuminen ja intensiteetti sekä kasvillisuus. Yhtäsuuren fosforimäärän lisäys superfosfaattina tai karjanlannassa aiheutti samansuuruisen kasvun maan helppoliukoisen fosforin pitoisuudessa (Olsen-P), vaikka CaCl<sub>2</sub> uutti enemmän fosforia karjanlantaa saaneesta maasta (Higgs ym. 2000). Tutkijoiden mukaan tämä saattoi olla seurausta suuremmasta orgaanisen aineksen määrästä kyseisessä maassa, mikä heikensi fosforin sitoutumislujutta. Hergert ym. (1981) havaitsivat, että lannan levitys (200 t ha<sup>-1</sup>) nosti huomattavasti lienneen fosforin ja lienneen orgaanisen fosforin pitoisuutta salaojavalunnassa, mutta pitoisuudet alenivat lähelle lannoitusta edeltävää tasoa 1,5 kuukauden kuluttua. Fosforin huuhtoumat olivat 4-40 kertaa suurempia, kun lantaa levitettiin 200 t ha<sup>-1</sup> verrattuna määrään 35 t ha<sup>-1</sup>.

Chardon ym. (1997) osoittivat, että yhdentoista vuoden aikana vuosittain tehty sian lietalannan levitys (160 t ha<sup>-1</sup> v<sup>-1</sup>) hietamaahan ei juuri lisännyt liukoisen orgaanisen fosforin huuhtoutumista. Tutkijoiden mukaan suurin osa lietalannan mukana maahan lisätystä orgaanisesta fosforista oli adsorboitunut maahan, mineralisoitunut tai huuhtoutunut aikaisemmin. Myös Sharpley ym. (1984) havaitsivat, että lannan lisäyksen aiheuttamat pintamaan fosforipitoisuuden muutokset olivat pitempikestoisia epäorgaanisessa kuin orgaanisessa fosforifraktiossa. Eghballin ym. (1996) tutkimuksessa fosfori kulkeutui syvemmälle maaprofiilissa, kun käytettiin lantaa verrattuna epäorgaaniseen lannoitteeseen. Tämän arveltiin johtuvan joko fosforin liikkumisesta orgaanisessa muodossa tai fosforin liukoisuuden kasvusta orgaanisten yhdisteiden vuoksi. Toisaalta Heckrath ym. (1995) raportoivat, että salaojavesien kokonaisfosforipitoisuudet olivat alhaisemmat karjanlantaa kuin superfosfaattia saaneissa koejäsenissä, vaikka maiden liukoisen fosforin pitoisuudet (Olsen-P) olivat samansuuruiset. Chardon ym. (1997) eivät havainneet 70-80 cm syvyydessä eroa orgaanisen fosforin suhteellisessa osuudessa kokonaisfosforista (70 %) lietalannan ja mineraalilannoitteen välillä. Harrisin ym. (1994) mukaan kalkkipitoisessa hietamaassa lannan lisäys vähensi Ca-P -yhdisteiden muodostumista ja fosforin liukoisuus kasvoi johtuen lannan sisältämistä orgaanisista hapoista, magnesiumista ja piistä.

Chardon ym. (1997) raportoivat lienneen orgaanisen fosforifraktion olevan merkittävä osa huuhtoutuneesta kokonaisfosforista (jopa yli 96 %) ja osuuden kokonaisfosforista kasvavan syvemmissä maakerroksissa lietalantaa tai väkilannoitetta käytettäessä. Lysimetrikokeessa lietalantakoejäsenestä huuhtoutui enemmän fosforia kuin väkilannoitekäsittelystä, tosin huuhtoutunut fosfori-



määrä oli vain 0,1 % lietalannassa lisätystä fosforimäärästä. Ron Vaz ym. (1993) havaitsivat vastaavasti happamalla podsolimaannoksella, että orgaanisen fosforin pitoisuus pysyi suhteellisen vakiona mentäessä syvempiin maakerroksiin, mistä he päättelivät, että orgaanisella fosforilla voi olla merkitystä myös fosforin huuhtoutumisen kannalta. Myös Hoodan ym. (1999) mukaan liuennutta orgaanista fosforia saattaa esiintyä merkittäviä määriä salaojavalunnassa sellaisilla mailla, joita lannoitetaan suurilla määrillä lietalantaa ja/tai mineraalilannoitteita.

Lietelannan levityksen ajankohta ja siihen liittyvä muokkaus vaikuttavat huuhtoutuvan fosforin määrään (Turtola & Kemppainen 1998). Kokonais- ja fosfaattifosforin kulkeutuminen pintavalunnassa kasvoi voimakkaasti, jos lanta levitettiin maan pintaan syksyllä, mutta välitön muokkaus syksyisen pintalevityksen jälkeen ehkäisi tehokkaasti lannan fosforin huuhtoutumista. Keväällä ja kesällä suoritettu lietalannan samoin kuin väkilannoitteiden pintalevitys kasvatti fosforin huuhtoutumia, mutta ei niin paljon kuin lietalannan syyslevitys (Taulukko 7). Hiukkasiin sitoutunutta fosforia kulkeutui pintavalunnassa syyslevityksen seurauksena 0,9-1,2 kg ha<sup>-1</sup> vuodessa kun kulkeutuminen kevätlevityksen jälkeen oli 0,25-0,6 kg ha<sup>-1</sup>, mikä osoitti, että nurmen pintaan syksyllä levitettyä lietalantaa kulkeutui pintavalunnan mukana.

### 3.2.2 Muut viljelytoimenpiteet

#### Muokkaus

Maa-ainekseen sitoutunut fosfori on merkittävin huuhtoutuneen fosforin lähde (Sharpley & Menzel 1987). Pintavalunnassa tapahtuvaa fosforin huuhtoutumista voidaan vähentää eroosiota vähentävillä viljelytoimenpiteillä (Sharpley & Menzel 1987, Sharpley ym. 1992). Kevennetty muokkaus on alentanut kulkeutuvan kokonaisfosforin pitoisuutta, mutta samalla biosaatavan fosforin osuus kokonaisfosforin pitoisuudesta on kasvanut (Sharpley ym. 1992). Suomessa suoritettussa viljelytoimenpiteiden vertailussa syyskultivointi aiheutti syksyn ja talven aikana suuremmat partikkelifosforin huuhtoumat kuin sängelle jätetty maa (Puustinen 1999). Partikkelifosforin kulkeutuminen syysvehnäkasvustolta sijoittui edellisten väliin. Liukoisen fosforin huuhtoumat sen sijaan olivat alhaisimmat syysvehnällä, ja talven yli sängellä olleesta maasta huuhtoutui lähes yhtä paljon liukoista fosforia kuin syksyllä sänkimuokatusta maasta. Kaltevilla pelloilla pintavalunnan aiheuttamaa eroosiota voidaan vähentää rinteeseen nähden poikittaisella kynällä (Puustinen 1999). Pellon kaltevuuden kasvaessa pintavalunnan osuus kokonaisvalunnasta kasvaa, mikä lisää fosforin kulkeutumista (Turtola & Puustinen 1998).

Muokkauksen aiheuttama fosforin huuhtoutumisen pienentyminen saattaa johtua makrohuokoskanavien rikkoutumisesta, jolloin preferenssivirtausten

merkitys fosforin huuhtoutumisessa vähenee (Randall ym. 2000). Kevyemmin muokatuilla savimailla partikkeleihin sitoutuneen fosforin osuus salaojavalunnan kokonaisfosforista on ollut korkeampi (Simard ym. 2000).

## Viljelykasvi

Turtola ja Jaakkola (1995) vertasivat nurmelta ja ohralta huuhtoutuvan fosforin määrää ja sen jakautumista eri fraktioihin. Fosforin vuotuinen huuhtouma oli ohralta  $1,2 \text{ kg ha}^{-1}$  ja nurmelta  $1,6 \text{ kg ha}^{-1}$ . Pintavalunta kuljetti ohralta ja nurmelta keskimäärin 65 % ja 79 % kokonaisfosforista ja hiukkasiin sitoutuneen fosforin määrä kolmena vuonna oli vastaavasti 69 % ja 35 % kokonaisfosforista. Toisin kuin kokonaisfosforia, hiukkasiin sitoutunutta fosforia kulkeutui vähemmän nurmelta, mikä osoitti nurmen kykenevän vähentämään eroosiota. Nurmelta on edelleen todettu erodoituvan vähemmän maa-ainesta kuin avokesannolta (Turtola 1993).

Uhlen (1988) havaitsi nurmelta huuhtoutuvan enemmän kokonaisfosforia kuin viljoilta, mutta se johtui fosforin huuhtoutumisesta kasvinjätteistä talven aikana ja lumien sulamisen yhteydessä keväällä. Liukoisen fosforin kulkeutumisen on havaittu olevan muissakin tutkimuksissa suurempaa nurmi- kuin viljamailta (McDowell & Sharpley 2001). Nurmimaiden korkeampi orgaanisen hiilen pitoisuus saattaa osaltaan johtaa heikosti sitoutuneen fosforin suurempaan desorptiopotentiaaliin (McDowell & Sharpley 2001). Dils ja Heathwaite (1996) osoittivat että suuri osa nurmimaiden pintavalunnan liukoisesta fosforista oli orgaanisessa muodossa. Koska fosforin analytiikkaan liittyy virhelähteitä, osa nurmien pintavalunnan liukoisesta orgaanisesta fosforista saatetaan tulkita virheellisesti liukoiseksi epäorgaaniseksi fosforiksi (McDowell & Sharpley 2001).

Viljelykasvit vaikuttavat maan labiiliin fosforifraktioon. Jatkuvan nurmi- viljelyn on havaittu kasvattavan labiilia fosforifraktiota (Leinweber ym. 1999) johtuen nurmen tiheästä juuristosta ja ritsosfääristä sekä nurmimaan suuremmasta mikrobibiomassan aktiivisuudesta. Mikrobibiomassan sitoman fosforin osuus maan orgaanisesta fosforista on todettu olevan korkeampi nurmi- kuin viljamailta (Brookes ym. 1984). Myös lannoitus kasvatti nurmella viljamaita enemmän kaikkein liukoisinta fraktiota. Syynä oli juurten erittämien orgaanisten anionien tai mikrobiperäisten metaboliittien kilpailu ortofosfaatin kanssa oksidipintojen adsorptiopaikoista.

Kasvinjätteistä myös vapautuu liukoista fosforia pintavaluntaan kasvukauden ulkopuolella (Eltun ym. 1996), vihanneskasvien jätteistä vielä enemmän kuin nurmesta (Uhlen 1988). Stressitekijät, kuten fosforin ja veden puute, ja kasvien vanheneminen lisäävät fosforin irtoamista (Sharpley 1981). Myös kasvien jäätyminen vapauttaa solujen fosforia (Timmons ym. 1970). Millerin ym. (1994) mukaan kerääjäkasveista saattaa huuhtoutua jopa yhtä paljon fosforia kuin multaamattomasta lannasta.

Orgaanisen aineksen fosforipitoisuudesta riippuu, mobilisoituuko vai immobilisoituuko fosforia orgaanisen aineksen hajotessa. Erilaisilla orgaanisilla jätteillä suorittamissaan tutkimuksissa Singh ja Jones (1976) havaitsivat, että orgaanisen aineksen fosforipitoisuus 0,3 % oli raja, jonka alapuolella maanesteen fosforipitoisuus aleni, kun taas sen yläpuolella maanesteen fosforipitoisuus nousi.

### Kesannointi

Luonnonmukaisessa viljelyssä kasvinsuojeluaineiden käyttö on kiellettyä, mikä saattaa lisätä rikkakasvien, mm. juolavehnan esiintymistä. Rikkakasvien torjumiseksi käytetään kasvinvuorottelua ja avokesannoitinta. Turtola (1993) havaitsi kahden vuoden aikana avokesannolta huuhtoutuvan fosforia 3,2 kg ha<sup>-1</sup>, kun samaan aikaan lannoittamattomalta viherkesantonurmelta huuhtoutui 1,8 kg ha<sup>-1</sup>. Avokesannolta huuhtoutui enemmän partikkeleihin sitoutunutta fosforia kuin nurmelta. Yhdysvalloissa suoritettua tutkimusta Douglas ym. (1998) havaitsivat avokesannolta kulkeutuvan maahiukkasten mukana fosforia 31,3 kg ha<sup>-1</sup>, kun pellon kaltevuus oli 16 %. Viiden vuoden aikana kokonaisfosforin huuhtoumat olivat suurempia lannoittamattomasta avokesannosta kuin lannoitetusta syysvehnä-kevätpapu- kierrosta, mihin oli syynä avokesantomaan suurempi eroosio. Toisaalta Leinweber ym. (1999) havaitsivat lysimetrikokeessaan viisivuotisen avokesannoitinnan alentavan maan kokonaisfosforipitoisuutta ja suuremman osan fosforista muuntuvan vähemmän liukoiseen muotoon. Pintavaluntakomponentin merkitys fosforin huuhtoutumisessa on kuitenkin niin suuri, että lysimetrikokeet eivät aina sovellu fosforikuormituksen tutkimiseen. Esimerkiksi Suomessa suoritettua lysimetrikokeessa avokesannolta huuhtoutui fosforia maan läpi valuneessa vedessä vain 0,10-0,23 kg ha<sup>-1</sup> vuodessa (Ylärinta ym. 1996).

### 3.2.3 Maalaji

Fosforin vapautuminen kasveille käyttökelpoiseen ja huuhtoutuvaan muotoon vaihtelee riippuen maan fosforin puskurikapasiteetista. Savespitoisuuden kasvaessa fosforin puskurikapasiteetti kasvaa ja savimaat pystyvät ylläpitämään tiettyä fosforipitoisuutta kauemmin. Kun savespitoisuus on alhainen, fosforin liukoisuus on suurempi ja samalla myös riski huuhtoutumiseen kasvaa huolimatta siitä, että kokonaisfosforin ja käyttökelpoisen fosforin pitoisuudet ovat samansuuruisia verrattuna savespitoisempiin maihin (Leinweber ym. 1999). Toisaalta karkeammilla mailla Fe- ja Al-hydroksikerrokset voivat pidättää tehokkaasti fosforia ja estää huuhtoutumista salaajiin (Turtola & Yli-Halla 1999).

Partikkeleihin sitoutuneen fosforin osuus kulkeutuvasta kokonaisfosforista on suuri hienojakoisissa maissa (Turtola & Jaakkola 1995, Turtola & Paajanen 1995, Øygarden ym. 1997, Simard ym. 2000, Uusitalo ym. 2001). Luonnon-

olosuhteissa preferenssivirtausten merkitys on yleensä suurempaa hienorakenteisissa kuin karkeammissa maissa johtuen huokosrakenteesta (Li & Ghodrati 1997). Djodjic ym. (1999) havaitsivat, että lysimetrikokeissa preferenssivirtauksilla on merkittävä rooli fosforin huuhtoutumisessa savimaissa; viimeksi lisätyn  $^{33}\text{P}$ :n osuus huuhtoutuvasta fosforista oli keskimäärin yli 70 %. Savimailla on havaittu jopa salaojastoon asti ulottuvia halkeamia, jotka mahdollistavat maapartikkeleiden kulkeutumisen suoraan salaojastoon (Øygarden ym. 1997). Uusitalon ym. (2001) mukaan salaojavesiin kulkeutuneet suspendoituneet partikkelit näyttäisivätkin olevan peräisin pintamaasta. Preferenssivirtausten merkitys fosforin huuhtoutumisessa saattaa olla merkittävä voimakkaan sateen seurattessa kuivuutta tai fosforin pintalannoitusta (Simard ym. 2000). Preferenssivirtausten ollessa vähäistä fosforin huuhtoutuminen syvemmälle on yleensä pientä myös maissa, joissa helppoliukaisen fosforin pitoisuus on korkea (Randall ym. 2000).

Koska orgaaninen aines alentaa fosforin adsorptiota, se saattaa vaikuttaa fosforin huuhtoutumiseen hiekkamaassa (Evans 1985) ja erityisesti turvemaassa. Suomessa tehdyssä lysimetrikokeessa kokonaisfosforin ja liukaisen fosforin huuhtoutuminen oli turvemaalla merkittävästi suurempaa kuin hietamaalla (Kempainen 1995). Kivennäis- ja turvemailla suoritetussa laboratoriokokeessa tietyn tasapainoliuoksen fosforikonsentraation ( $0,5 \text{ mg l}^{-1}$ ) saattaminen savimailla edellytti, että helppoliukaisen fosforin pitoisuus oli  $70 \text{ mg l}^{-1}$  (Sippola & Saarela 1992). Karkeilla kivennäismailla ja eloperäisillä mailla vastaavat pitoisuudet olivat  $53 \text{ mg l}^{-1}$  ja  $14 \text{ mg l}^{-1}$  (Kuva 10).

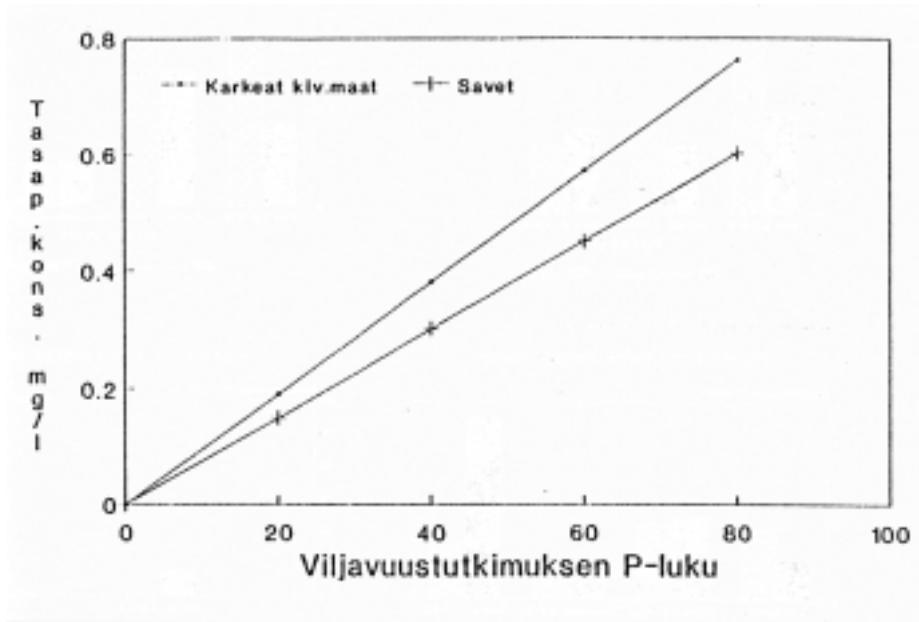
Liukaisen fosforilannoitteen on havaittu huuhtoutuvan orgaanisista maista, joiden mineraalipitoisuus on alhainen (Fox & Kamprath 1971, Miller 1979). Coggerin ja Duxburyn (1984) mukaan orgaanisten maiden Al- ja Fe- pitoisuudet ennustivat parhaiten fosforin huuhtumatappioita. Orgaanisista maista salaojien kautta tapahtuvaan fosforin huuhtoutumiseen vaikuttaa myös se, sijaitsevatko salaojaputket alla olevan mineraalimaan ala- vai yläpuolella: huuhtoutuneen fosforin määrä vaihteli Duxburyn ja Peeverlyn (1978) tutkimuksessa välillä  $0,6\text{-}30,7 \text{ kg ha}^{-1}$ .

### 3.2.4 Sääolosuhteet

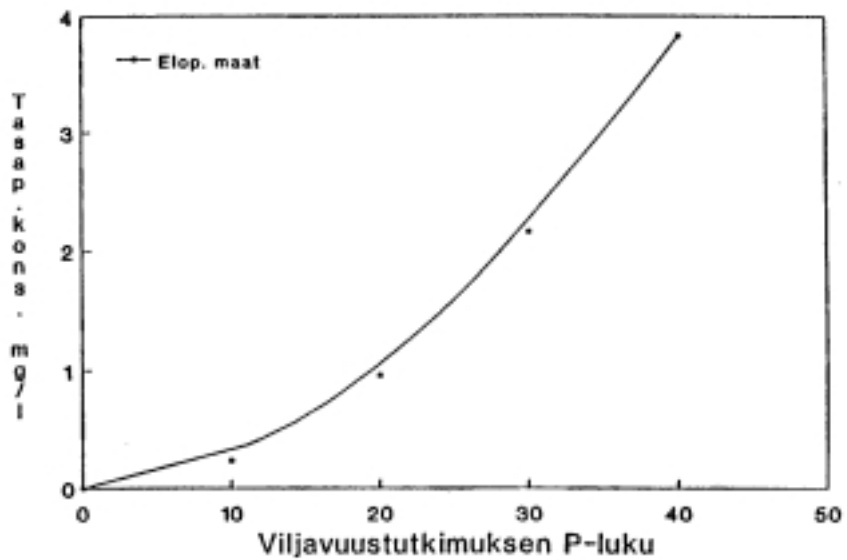
Sademäärän kasvun on havaittu lisäävän huuhtoutuvan fosforin määrää (Edwards & Daniel 1993, Tveitnes ym. 1996). Hoodan ym. (1999) kenttäkokeissa havaitsemat erot fosforin huuhtoutumisessa olivat seurausta erisuuruista valunnan määristä ja niiden ajoittumisesta lannoituksen yhteyteen: lietelannan levitystä ( $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) seuraavalla viikolla tapahtuneen sateen seurauksena huuhtoutui salaojien kautta 30 % vuotuisesta liukaisen fosforin ja 16 % kokonaisfosforin kuormasta. Jäätäneeseen maahan levitetyn lietelannan levityksen jälkeen satanut lumisade ( $>150 \text{ mm}$ ) sulii välittömästi, ja tästä seuranneessa valunnassa kulkeutui enemmän kuin 50 % vuosittaisesta liukaisen

fosforin ja kokonaisfosforin huuhtoumamäärästä. Norjassa suoritetussa kenttäkokeessa kasvinjätteiden vaikutus fosforin kuormitukseen pintavalunnassa oli merkittävä niin kauan kuin maa oli jäässä ja esti lumen sulamisveden imeytymisen maahan (Uhlen 1988).

(a)



(b)



Kuva 10. Maan helpoliukoisien fosforin ja liuoksen tasapainokonsentraation välinen riippuvuus kivennäismaalla (a) ja eloperäisellä maalla (b). Huomaa y-akselien erilainen skaala (Sippola & Saarela 1992).

## 4 Yhteenveto

Kirjallisuuskatsauksessa perehdyttiin typen ja fosforin huuhtoumiin luonnonmukaisessa ja tavanomaisessa viljelyssä. Vertailevia tutkimuksia viljelymenetelmien ravinnehuuhtoumista oli kuitenkin melko niukasti, varsinkin fosforin osalta. Eri tutkimuksissa käytetyt vaihtelevat viljelykierrot ja kynnön sekä lannan levityksen eroavaisuudet vaikeuttivat tulosten vertailua eri viljelymenetelmien kesken. Tämän vuoksi kirjallisuuskatsauksessa tarkasteltiin myös viljelymenetelmien vaikutuksia maan kemiallisiin, fysikaalisiin ja biologisiin ominaisuuksiin.

Viljelymenetelmien vaikutus maaperän ominaisuuksiin perustuu pitkälti muutoksiin maan orgaanisen aineksen määrässä sekä ns. aktiivisen fraktion osuudessa maan kokonaishiilimäärästä. Nurmen suurempi osuus luonnonmukaisissa viljelykierroissa on omiaan lisäämään maan orgaanisen aineksen määrää ja parantamaan maan fysikaalisia ominaisuuksia ja siten vähentämään eroosioherkkyyttä. Suurempi orgaanisen aineksen lisäys maahan ylläpitää myös suurempaa mikrobibiomassaa ja nopeuttaa ravinteiden kiertoa.

Suomessa vuosittaiset typpihuuhtoumat viljellyistä maista ovat noin 10-20 kg ha<sup>-1</sup> ja suurimmat typen huuhtoumat ajoittuvat lumien sulamisen ja syysateiden yhteyteen. Tällöin valunta on korkeimmillaan ja maahan heikosti pidättyvä nitraattityppi huuhtoutuu herkästi valumaveden mukana. Kesällä evapotranspiraatio on suurta ja valunta siten vähäistä. Talvella maan jäätyminen ehkäisee orgaanisen aineksen mineralisaatiota ja typen vapautuminen maan omista typpivaroista pysähtyy.

Tavanomaisessa viljelyssä maan mineraalityppipitoisuutta pystytään periaatteessa kontrolloimaan väkilannoitteiden avulla. Kuitenkin kasvien tarpeeseen nähden ylimitoitettu lannoitus tai kasvukauden epäsuotuisat säät kasvattavat käyttämättä jäävän typen määrää ja siten maan mineraalityppipitoisuutta syksyllä, mikä lisää huuhtoutumispotentiaalia. Orgaanisia lannoitteita käytettäessä palkokasvien typensidonta ja orgaanisen aineksen mineralisaationopeus ovat ratkaisevassa asemassa sekä kasvien kasvun että typen huuhtoutumisen kannalta. Luomuviljelyssä merkittävimmät typen huuhtoutumiset ajoittuvat nurmen kyntämisen yhteyteen. Molemmissa viljelymenetelmissä typen huuhtoutumispotentiaalia pystytään kontrolloimaan lannoitteiden käyttömäärillä, lannan levitysajankohdalla, viljelykasveilla, aluskasvien viljelyllä ja muokkausajankohdalla. Avokesannointi aiheuttaa suurimmat pelto- maan typpihuuhtoumat.

Typeä voi huuhtoutua, vaikka pellolle laskettu typpitase on negatiivinen. Orgaanisen aineksen mineralisaatiosta johtuen maassa on aina liukoisessa muodossa olevaa typeä, joka on alttiina huuhtoutumiselle. Orgaanisen aineksen määrän kasvaessa yhä suurempi osa maan liukoisesta tyypestä on pe-

räisin mineralisaatiosta, mikä kasvattaa huuhtoutumispotentiaalia. Luonnonmukaisessa viljelyssä labiilin orgaanisen typpifraktion osuus on suurempi kuin tavanomaisesti viljellyissä maissa.

Fosforia huuhtoutuu suomalaisista viljelymaista vuosittain noin 1-2 kg ha<sup>-1</sup>. Fosfori kulkeutuu suurimmaksi osaksi maapartikkeleihin sitoutuneena, joten kuormituksen kontrolloinnissa on olennaista eroosion vähentäminen. Eroosiota voidaan rajoittaa vähentämällä mahdollisuuksien mukaan muokkausta ja lisäämällä kasvipeitteisyyttä, erityisesti monivuotisia nurmia. Maan rakenteen ylläpito ja parantaminen samoin kuin ojituksesta huolehtiminen vähentävät eroosiota.

Lannan ja väkilannoitteen fosfori kohottavat samassa suhteessa maan helppoliukoisen fosforin pitoisuutta. Välittömästi lannan levityksen jälkeen orgaanisen fosforin pitoisuus saattaa kohota valunnassa, mutta alenee pian levitystä edeltävälle tasolle. Fosforia sisältävien lannoitteiden pintalevityksen välttäminen sekä tavanomaisessa että luomuviljelyssä vähentää liuenneen fosforin kuormitusta. Pitkällä aikavälillä helppoliukoisen fosforin pitoisuuden aleneminen luomumaissa pienentää fosforin huuhtoutumista. Samansuuntaiseen tulokseen päästään myös tavanomaisessa viljelyssä, jos helppoliukoisen fosforin pitoisuutta lasketaan määrätietoisesti erityisesti niillä mailla, joilla se on kasvien tarpeeseen nähden liian korkea.

Koska menneinä vuosikymmeninä Suomessa on nostettu peltomaiden helppoliukoisen fosforin pitoisuutta väkilannoitteiden avulla, luonnonmukaisessa viljelyssä hyödynnetään aluksi näitä fosforivaroja. Aikaisemmin maahan lisätty väkilannoitefosfori muuttuu luonnonmukaiseen viljelyyn siirtymisen jälkeen vähitellen käyttökelvottomampaan muotoon ja fosforin saatavuus alenee, mikä ilman toimenpiteitä voi johtaa maan tuottavuuden laskuun.

Jotta viljelymenetelmien kuormittavuutta voitaisiin arvioida Suomen oloissa tarkemmin, tarvitaan peltomittakaavan tutkimuksia ja huuhtoumamittauksia usean vuoden ajalta eri osissa maata. Kuormitusarviot ovat luotettavia vasta, kun käytettävissä on pitempiäaikainen aineisto, jossa erilaisten viljelykäytäntöjen vaikutukset maan ravinnetilaan, rakenteeseen ja biologisiin ominaisuuksiin tulevat näkyviin säätekijöiden aiheuttaman vaihtelun läpi.

Kirjallisuuden perusteella on kuitenkin löydettävissä useita tutkimustarpeita, jotka koskevat molempien viljelymenetelmien kehittämistä vähemmän ympäristöä kuormittavaan suuntaan siten, että viljelykasvien satotaso pysyy korkeana. Näitä ovat esimerkiksi maan fosforivarojen nykyistä parempi hyödyntäminen, lannoitefosforin hyväksikäyttöasteen kohottaminen ja erilaisten jäteaineiden nykyistä laajempi lannoituskäyttö. Tavanomaisessa viljelyssä olisi tärkeää pystyä ennustamaan typpilannoitustarve entistä tarkemmin ja molemmissa viljelymenetelmissä olisi kehitettävä viljelytekniikkaa ja kas-



vinvuorotusta siten, että voitaisiin vähentää maan muokkausta ja nurmien kynnön jälkeistä typpihuuhtoumaa.

## 5 Kirjallisuus

Addiscott, T. M. & Powlson, D. S. 1992. Partitioning losses of nitrogen fertilizer between leaching and denitrification. *The Journal of Agricultural Science, Cambridge* 118: 101-107.

Anderson, T.-H. & Domsch, K. H. 1989. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biology and Biochemistry* 21: 471-479.

Angers, D. A., Recous, S., & Aita, C. 1997. Fate of carbon and nitrogen in water-stable aggregates during decomposition of  $^{13}\text{C}^{15}\text{N}$ -labelled wheat straw *in situ*. *European Journal of Soil Science* 48: 295-300.

Aulakh, M. S., Doran, J. W., Walters, D. T., Mosier, A. R., & Francis, D. D. 1991. Crop residue type and placement effects on denitrification and mineralization. *Soil Science Society of America Journal* 55: 1020-1025.

Barraclough, D., Geens, E. L., & Maggs, J. M. 1984. Fate of fertilizer nitrogen applied to grassland. II. Nitrogen-15 leaching results. *Journal of Soil Science* 35: 191-199.

Barraclough, D., Jarvis, S. C., Davies, G. P., & Williams, J. 1992. The relation between fertilizer nitrogen applications and nitrate leaching from grazed grassland. *Soil Use and Management* 8: 51-56.

Barrow, N. J. & Shaw, T. C. 1975. The slow reaction between soil and anions: 3. The effects of time and temperature on the decrease in isotopically exchangeable phosphate. *Soil Science* 119: 190-197.

Beauchemin, S., Simard, R. R., & Cluis, D. 1998. Forms and concentration of phosphorus in drainage water of twenty-seven tile-drained soils. *Journal of Environmental Quality* 27: 721-728.

Bergström, L. 1986. Distribution and temporal changes of mineral nitrogen in soils supporting annual and perennial crops. *Swedish Journal of Agricultural Research* 16: 105-112.

Bergström, L. 1987. Nitrate leaching and drainage from annual and perennial crops in tile-drained plots and lysimeters. *Journal of Environmental Quality* 16: 11-18.

Bergström, L. & Brink, N. 1986. Effects of differentiated applications of fertilizer N on leaching losses and distribution of inorganic N in the soil. *Plant and Soil* 93: 333-345.

- 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. F. & Kirchmann, H. 1999. Leaching of total nitrogen from nitrogen-15-labelled poultry manure and inorganic nitrogen fertilizer. *Journal of Environmental Quality* 28: 1283-1290.
- Biederbeck, V. O., Janzen, H. H., Campbell, C. A., & Zentner, R. P. 1994. Labile soil organic matter as influenced by cropping practices in an arid environment. *Soil Biology and Biochemistry* 26: 1647-1656.
- Blakemore, R. J. 2000. Ecology of earthworms under the "Haughley experiment" of organic and conventional management regimes. *Biological Agriculture and Horticulture* 18: 141-159.
- Bolland, M. D. A. & Gilkes, R. J. 1995. Long-term residual value of North Carolina and Queensland rock phosphates compared with triple superphosphate. *Fertilizer Research* 41: 151-158.
- Bouwman, A. F. 1996. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46: 53-70.
- Breland, T. A. 1996. Green manuring with clover and ryegrass catch crops undersown in small grains: Effects on soil mineral nitrogen in field and laboratory experiments. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B. Soil and Plant Science* 46: 178-185.
- Breland, T. A. & Eltun, R. 1999. Soil microbial biomass and mineralization of carbon and nitrogen in ecological, integrated and conventional forage and arable cropping systems. *Biology and Fertility of Soils* 30: 193-201.
- Brookes, P. C., Powlson, D. S., & Jenkinson, D. S. 1984. Phosphorus in the soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 16: 169-175.
- Campbell, C. A., Lafond, G. P., Harapiak, J. T., & Selles, F. 1996. Relative cost to soil fertility of long-term crop production without fertilization. *Canadian Journal of Plant Science* 76: 401-406.
- Campbell, C. A., Lafond, G. P., & Zentner, R. P. 1993. Spring wheat yield trends as influenced by fertilizer and legumes. *Journal of Production Agriculture* 6: 564-568.
- Campbell, C. A. & Zentner, R. P. 1993. Soil organic matter as influenced by crop rotations and fertilization. *Soil Science Society of America Journal* 57: 1034-1040.
- Catt, J. A., Howse, K. R., Christian, D. G., Lane, P. W., Harris, G. L., & Goss, M. J. 2000. Assessment of tillage strategies to decrease nitrate leaching

- in the Brimstone Farm Experiment, Oxfordshire, UK. *Soil & Tillage Research* 53: 185-200.
- Chang, X. C. & Juma, N. G. 1996. Impact of crop rotations on microbial biomass, faunal populations, and plant C and N in a Gray Luvisol (Typic Cryoboralf). *Biology and Fertility of Soils* 22: 31-39.
- Chardon, W. J., Oenema, O., del Castilho, P., Vriesema, R., Japenga, J., & Blaauw, D. 1997. Organic phosphorus in solutions and leachates from soils treated with animal slurries. *Journal of Environmental Quality* 26: 372-378.
- Cogger, C. & Duxbury, J. M. 1984. Factors affecting phosphorus losses from cultivated organic soils. *Journal of Environmental Quality* 13: 111-114.
- Cookson, W. R., Rowarth, J. S., & Cameron, K. C. 2000. The effect of autumn applied <sup>15</sup>N-labelled fertilizer on nitrate leaching in a cultivated soil during winter. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 56: 99-107.
- Cuttle, S. P. 1992. Prospects for reducing nitrate leaching by the use of clover in grassland systems. *Aspects of Applied Biology* 30: 239-242.
- Dalal, R. C. 1977. Soil organic phosphorus. *Advances in Agronomy* 29: 83-117.
- Dann, P. R., Derrick, J. W., Dumaresq, D. C., & Ryan, M. H. 1996. The response of organic and conventionally grown wheat to superphosphate and reactive phosphate rock. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 36: 71-78.
- Davies, G.P. & Barraclough, D. 1989. Nitrate leaching at Rushall farm Wiltshire. *IFOAM Bulletin for Organic Agriculture* 7: 3-5.
- Del Campillo, M. C., Van Der Zee, S. E. A. T. M., & Torrent, J. 1999. Modelling long-term phosphorus leaching and changes in phosphorus fertility in excessively fertilized acid sandy soils. *European Journal of Soil Science* 50: 391-399.
- Dick, R. P., Rasmussen, P. E., & Kerle, E. A. 1988. Influence of long-term residue management on soil enzyme activities in relation to soil chemical properties of a wheat-fallow system. *Biology and Fertility of Soils* 6: 159-164.
- Dils, R.M. & Heathwaite, A.L. 1996. Phosphorus fractionation in hillslope hydrological pathways contributing to agricultural runoff. Teoksessa: Anderson, M. G. & Brooks, S. M. (toim.). *Advances in hillslope processes*. Chichester: John Wiley & Sons Ltd. s. 229-251. ISBN 0-471-96774-2.

- Djodjic, F., Bergström, L., Ulén, B., & Shirmohammadi, A. 1999. Mode of transport of surface-applied phosphorus-33 through a clay and sandy soil. *Journal of Environmental Quality* 28: 1273-1282.
- Douglas, C. L., Jr., King, K. A., & Zuzel, J. F. 1998. Nitrogen and phosphorus in surface runoff and sediment from a wheat-pea rotation in northeastern Oregon. *Journal of Environmental Quality* 27: 1170-1177.
- Drinkwater, L. E., Janke, R. R., & Rossoni-Longnecker, L. 2000. Effects of tillage intensity on nitrogen dynamics and productivity in legume-based grain systems. *Plant and Soil* 227: 99-113.
- Duxbury, J. M. & Pevery, J. H. 1978. Nitrogen and phosphorus losses from organic soils. *Journal of Environmental Quality* 7: 566-570.
- Edwards, C. A. & Lofty, J. R. 1982. Nitrogenous fertilizers and earthworm populations in agricultural soils. *Soil Biology and Biochemistry* 14: 515-521.
- Edwards, D. R. & Daniel, T. C. 1993. Effects of poultry litter application rate and rainfall intensity on quality of runoff from fescuegrass plots. *Journal of Environmental Quality* 22: 361-365.
- Edwards, W.M. & Shipitalo, M.J. 1998. Consequence of earthworms in agricultural soils: Aggregation and porosity. Edwards, C. A. *Earthworm ecology*. Ankeny, Iowa: Soil and Water Conservation Society. s. 147-161. ISBN 1-884015-74-3.
- Eghball, B., Binford, G. D., & Baltensperger, D. D. 1996. Phosphorus movement and adsorption in a soil receiving long-term manure and fertilizer application. *Journal of Environmental Quality* 25: 1339-1343.
- Eghball, B., Sander, D. H., & Skopp, J. 1990. Diffusion, adsorption, and predicted longevity of banded phosphorus fertilizer in three soils. *Soil Science Society of America Journal* 54: 1161-1165.
- Ekholm, P., Rekolainen, S., Antikainen, S. & Grönroos, J. 1999. Impact of agricultural pollution on water systems. Country paper of Finland. Teoksessä: van de Kraats, J. A. (toim.). Fifth scientific and technical review. Farming without harming the impact of agricultural pollution on water systems, Oslo, Norja, 7.-8.10.1998. Lelystad: European Network of Freshwater Research Organisations. s. 45-56.
- Eltun, R. 1995. Comparison of nitrogen leaching in ecological and conventional cropping systems. *Biological Agriculture and Horticulture* 11: 103-114.
- Eltun, R. & Fugleberg, O. 1996. The Apelsvoll cropping system experiment VI. Runoff and nitrogen losses. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 10: 229-248.

- Eltun, R., Fugleberg, O., & Nordheim, O. 1996. The Apelsvoll cropping system experiment VII. Runoff losses of soil particles, phosphorus, potassium, magnesium, calcium and sulphur. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 10: 371-384.
- Eriksen, J., Askegaard, M., & Kristensen, K. 1999. Nitrate leaching in an organic dairy/crop rotation as affected by organic manure type, livestock density and crop. *Soil Use and Management* 15: 176-182.
- Esala, M. 1991. Split application of nitrogen: Effects on the protein in spring wheat and fate of <sup>15</sup>N-labelled nitrogen in the soil-plant system. *Annales Agriculturae Fenniae* 30: 219-309.
- Esala, M. 1992. Mihin joutuu lannoitetyppi. *Koetoiminta ja Käytäntö* 49(29.12.1992): 21.
- Esala, M. 1993. Sadonkorjuuvaiheessa maassa olevan lannoitetyypen ympäristöriskit. *Koetoiminta ja Käytäntö* 50(30.3.1993): 5, 8.
- Esala, M. & Leppänen, A. 1998. Leaching of <sup>15</sup>N-labeled fertilizer nitrate in undisturbed soil columns after simulated heavy rainfall. *Communication in Soil Science and Plant Analysis* 29: 1221-1238.
- Evans, A., Jr. 1985. The adsorption of inorganic phosphate by a sandy soil as influenced by dissolved organic compounds. *Soil Science* 140: 251-255.
- Fagerberg, B., Salomon, E., & Jonsson, S. 1996. Comparisons between conventional and ecological farming systems at Öjebyn: Nutrient flows and balances. *Swedish Journal of Agricultural Research* 26: 169-180.
- Fliessbach, A. & Mäder, P. 2000. Microbial biomass and size-density fractions differ between soils of organic and conventional agricultural systems. *Soil Biology and Biochemistry* 32: 757-768.
- Flowers, T. H. & Arnold, P. W. 1983. Immobilization and mineralization of nitrogen in soils incubated with pig slurry or ammonium sulphate. *Soil Biology and Biochemistry* 15: 329-335.
- Fox, R. L. & Kamprath, E. J. 1971. Adsorption and leaching of P in acid organic soils and high organic matter sand. *Soil Science Society of America Proceedings* 35: 154-156.
- Francis, G. S., Haynes, R. J., & Williams, P. H. 1995. Effects of the timing of ploughing-in temporary leguminous pastures and two winter cover crops on nitrogen mineralization, nitrate leaching and spring wheat growth. *The Journal of Agricultural Science, Cambridge* 124: 1-9.
- Friedel, J. K. 2000. The effect of farming system on labile fractions of organic matter in Calcari-Epaleptic Regosols. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163: 41-45.

- Froment, M. A., Chalmers, A. G., & Smith, K. A. 1992. Nitrate leaching from autumn and winter application of animal manures to grassland. *Aspects of Applied Biology* 30: 153-156.
- Fromm, H., Winter, K., Filser, J., Hantschel, R., & Beese, F. 1993. The influence of soil type and cultivation system on the spatial distributions of the soil fauna and microorganisms and their interactions. *Geoderma* 60: 109-118.
- Gentry, L. E., David, M. B., Smith-Starks, K. M., & Kovacic, D. A. 2000. Nitrogen fertilizer and herbicide transport from tile drained fields. *Journal of Environmental Quality* 29: 232-240.
- Gladwin, A. & Beckwith, C. P. 1992. The benefit of a catch crop in minimising nitrate leaching from autumn and winter applied slurry and manure. *Aspects of Applied Biology* 30: 149-152.
- Glendining, M. J., Poulton, P. R., & Powlson, D. S. 1992. The relationship between inorganic N in soil and the rate of fertilizer N applied on the Broadbalk Wheat Experiment. *Aspects of Applied Biology* 30: 95-102.
- Goss, M. J., Howse, K. R., Christian, D. G., Catt, J. A., & Pepper, T. J. 1998. Nitrate leaching: modifying the loss from mineralized organic matter. *European Journal of Soil Science* 49: 649-659.
- Goss, M. J., Howse, K. R., Lane, P. W., Christian, D. G., & Harris, G. L. 1993. Losses of nitrate-nitrogen in water draining from under autumn-sown crops established by direct drilling or mouldboard ploughing. *Journal of Soil Science* 44: 35-48.
- Goulding, K. W. T., Poulton, P. R., Webster, C. P., & Howe, M. T. 2000. Nitrate leaching from the Broadbalk wheat experiment, Rothamsted, UK, as influenced by fertilizer and manure inputs and the weather. *Soil Use and Management* 16: 244-250.
- Grönroos, J. & Seppälä, J. (toim.) 2000. Maatalouden tuotantotavat ja ympäristö. Suomen ympäristö 431. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 244 s. ISBN 952-11-0771-5.
- Gustafson, A. 1987. Nitrate leaching from arable land in Sweden under four cropping systems. *Swedish Journal of Agricultural Research* 17: 169-177.
- Gutser, R. & Dosch, P. 1996. Cattle slurry - <sup>15</sup>N turnover in a long-term lysimeter trial. Teoksessa: Rodriguez-Barrueco, C. (toim.). *Fertilizers and Environment*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers. s. 345-350. ISBN 0-7923-3729-8.
- Haak, E., Lindén, B. & Persson, P.J. 1994. Nitrogen flow in different cultivation systems. *Sveriges Lantbruksuniversitet nro 194*. Uppsala: Swedish

University of Agricultural Sciences, Department of Soil Sciences, Division of Soil Fertility. 22 s.

- Halberg, N., Kristensen, E. S., & Kristensen, I. S. 1995. Nitrogen turnover on organic and conventional mixed farms. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 8: 30-51.
- Hansen, B., Fjelsted, H., Alroe, F., & Kristensen, E. S. 2001. Approaches to assess the environmental impact of organic farming with particular regard to Denmark. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83: 11-26.
- Haraldsen, T. K., Asdal, Å., Grasdalen, C., Nesheim, L., & Ugland, T. N. 2000. Nutrient balances and yields during conversion from conventional to organic cropping systems on silt loam and clay soils in Norway. *Biological Agriculture and Horticulture* 17: 229-246.
- Harris, W. G., Wang, H. D., & Reddy, K. R. 1994. Dairy manure influence on soil sediment composition: Implications for phosphorus retention. *Journal of Environmental Quality* 23: 1071-1081.
- Haygarth, P. M., Hepworth, L., & Jarvis, S. C. 1998. Forms of phosphorus transfer in hydrological pathways from soil under grazed grassland. *European Journal of Soil Science* 49: 65-72.
- Haynes, R.J. 1986. The decomposition process: Mineralization, immobilization, humus formation, and degradation. *Teoksessa. Mineral nitrogen in the plant-soil system*. Orlando: Academic Press. s. 52-126. ISBN 0-12-334910-9.
- He, Z. L., Yang, X., Yuan, K. N., & Zhu, Z. X. 1994. Desorption and plant-availability of phosphate sorbed by some important minerals. *Plant and Soil* 162: 89-97.
- He, Z. L., Yuan, K. N., Zhu, Z. X., & Zhang, Q. Z. 1991. Assessing the fixation and availability of sorbed phosphate in soil using an isotopic exchange method. *Journal of Soil Science* 42: 661-669.
- Heckrath, G., Brookes, P. C., Poulton, P. R., & Goulding, K. W. T. 1995. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment. *Journal of Environmental Quality* 24: 904-910.
- Helal, H. M. 1990. Varietal differences in root phosphatase activity as related to the utilization of organic phosphates. *Plant and Soil* 123: 161-163.
- Hergert, G. W., Klausner, S. D., Bouldin, D. R., & Zwerman, P. J. 1981. Effects of dairy manure on phosphorus concentrations and losses in tile effluent. *Journal of Environmental Quality* 10: 345-349.

- Hesketh, N. & Brookes, P. C. 2000. Development of an indicator for risk of phosphorus leaching. *Journal of Environmental Quality* 29: 105-110.
- Higgs, B., Johnston, A. E., Salter, J. L., & Dawson, C. J. 2000. Some aspects of achieving sustainable phosphorus use in agriculture. *Journal of Environmental Quality* 29: 80-87.
- Holford, I. C. R., Hird, C., & Lawrie, R. 1997. Effects of animal effluents on the phosphorus sorption characteristics of soils. *Australian Journal of Soil Research* 35: 365-373.
- Honisch, M., Hellmeier, C., & Weiss, K. 2002. Response of surface and sub-surface water quality to land use changes. *Geoderma* 105: 277-298.
- Hooda, P. S., Moynagh, M., Svoboda, I. F., Edwards, A. C., Anderson, H. A., & Sym, G. 1999. Phosphorus loss in drainflow from intensively managed grassland soils. *Journal of Environmental Quality* 28: 1235-1242.
- Hooda, P. S., Rendell, A. R., Edwards, A. C., Withers, P. J. A., Aitken, M. N., & Truesdale, V. W. 2000. Relating soil phosphorus indices to potential phosphorus release to water. *Journal of Environmental Quality* 29: 1166-1171.
- Houot, S. & Chaussod, R. 1995. Impact of agricultural practices on the size and activity of the microbial biomass in a long-term field experiment. *Biology and Fertility of Soils* 19: 309-316.
- Hu, S., Grunwald, N. J., van Bruggen, A. H. C., Gamble, G. R., Drinkwater, L. E., Shennan, C., & Demment, M. W. 1997. Short-term effects of cover crop incorporation on soil carbon pools and nitrogen availability. *Soil Science Society of America Journal* 61: 901-911.
- Hudson, N. W. 1971 *Soil Conservation*. B T Batsford Limited, Lontoo. 320 p.
- Jaakkola, A. 1984. Leaching losses of nitrogen from clay soil under grass and cereal crops in Finland. *Plant and Soil* 76: 59-66.
- Jawson, M. D. & Elliott, L. F. 1986. Carbon and nitrogen transformations during wheat straw and root decomposition. *Soil Biology and Biochemistry* 18: 15-22.
- Jenkinson, D. S. & Parry, L. C. 1989. The nitrogen cycle in the Broadbalk wheat experiment: A model for the turnover of nitrogen through the soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 21: 535-541.
- Joki-Tokola, E., Mattila, P., Elonen, P. & Tanni, R. 1998. Teoksessa: Sipilä, I. & Pehkonen, A. (toim.). *Karjanlannan ympäristöystävällinen ja kustannustehokas käyttö*. MMM:n karjanlantatutkimusohjelman 1995-97 loppuraportti. Maatalouden taloudellinen tutkimuslaitos. Julkaisuja 87. Helsinki: MTTL. s. 34-56. ISBN 951-687-018-X.



- Kahiluoto, H. 2000. A system approach to the management of arbuscular mycorrhiza - Bioassay and study of the impact of phosphorus supply. Helsinki: Institution of Applied Biology, University of Helsinki, Finland. 87 s. Academic Dissertation. ISBN 951-45-9630-7.
- Kaila, A. 1963. Total content of phosphorus in some Finnish soils. *The Journal of the Scientific Agricultural Society of Finland* 35: 19-26.
- Kauppila, R. & Kurki, V. 1992. Yksivuotiset palkokasvit kevätvehnän esikasveina. Teoksessa: Varis, E. & Kauppila, R. (toim.). Viherlannoituskokeiden tuloksia vuosilta 1979-87. *Kasvinviljelytieteen julkaisuja nro 30*. Helsinki: Helsingin yliopiston kasvintuotantotieteen laitos. s. 97-120. ISBN 951-45-6090-6.
- Kekäläinen, A. (toim.) 1999. Lannoitteiden myynnin jakautuminen maaseutukeskusalueittain. Lannoitusvuosi 1997/98. Lannoitteiden myynnin jakautuminen maaseutukeskusalueittain Helsinki: Kemira Agro Oy. 11 s.
- Kempainen, E. 1989. Nutrient content and fertilizer value of livestock manure with special reference to cow manure. *Annales Agriculturae Fenniae* 28: 163-284.
- Kempainen, E. 1992. Karjanlanta ja muut eloperäiset lannoitteet. Teoksessa: Heinonen, R. (toim.). Maa, viljely ja ympäristö. Porvoo: WSOY. s. 255-300. ISBN 951-0-17090-9.
- Kempainen, E. 1995. Leaching and uptake of nitrogen and phosphorus from cow slurry and fox manure in a lysimeter trial. *Agricultural Science in Finland* 4: 363-375.
- Kirchmann, H. & Bergström, L. 2001. Do organic farming practices reduce nitrate leaching? *Communication in Soil Science and Plant Analysis* 32: 997-1028.
- Kirchner, M. J., Wollum II, A. G., & King, L. D. 1993. Soil microbial populations and activities in reduced chemical input agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal* 57: 1289-1295.
- Korsaeth, A. & Eltun, R. 2000. Nitrogen mass balances in conventional, integrated and ecological cropping systems and the relationship between balance calculations and nitrogen runoff in an 8-year field experiment in Norway. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 79: 199-214.
- Kristensen, S. P., Mathiasen, J., Lassen, J., Madsen, H. B., & Reenberg, A. 1994. A comparison of the leachable inorganic nitrogen content in organic and conventional farming systems. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B. Soil and Plant Science* 44: 19-27.

- KTTK 2000. Luonnonmukaisen tuotannon ohjeet - kasvintuotanto. KTTK:n julkaisuja B2 Luomutuotanto 2. Loimaa: Kasvintuotannon tarkastuskeskus. 26 s.
- Kuusisto, E. 1986. On the intensity of rainfall in Finland. *Aqua Fennica* 10: 3-11.
- 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.
- Larsen, S. 1967. Soil phosphorus. *Advances in Agronomy* 19: 151-210.
- Larson, W. E., Clapp, C. E., Pierre, W. H., & Morachan, Y. B. 1972. Effects of increasing amounts of organic residues on continuous corn: II. Organic carbon, nitrogen, phosphorus, and sulfur. *Agronomy Journal* 64: 204-208.
- Leclerc, B., Georges, P., Cauwel, B., & Lairon, D. 1995. A five year study on nitrate leaching under crops fertilised with mineral and organic fertilisers in lysimeters. *Biological Agriculture and Horticulture* 11: 301-308.
- Leinweber, P., Meissner, R., Eckhardt, K.-U., & Seeger, J. 1999. Management effects on forms of phosphorus in soil and leaching losses. *European Journal of Soil Science* 50: 413-424.
- 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.
- Lewan, E. 1994. Effects of a catch crop on leaching of nitrogen from a sandy soil: Simulations and measurements. *Plant and Soil* 166: 137-152.
- Li, Y. & Ghodrati, M. 1997. Preferential transport of solute through soil columns containing constructed macrophores. *Soil Science Society of America Journal* 61: 1308-1317.
- Liebig, M. A. & Doran, J. W. 1999. Impact of organic production practices on soil quality indicators. *Journal of Environmental Quality* 28: 1601-1609.
- Lloyd, A. 1992. Nitrate leaching following the break-up of grassland for arable cropping. *Aspects of Applied Biology* 30: 243-247.
- Loes, A.-K. & Ogaard, A. F. 1997. Changes in the nutrient content of agricultural soil on conversion to organic farming in relation to farm-level nutrient balances and soil contents of clay and organic matter. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B. Soil and Plant Science* 47: 201-214.
- Lord, E. I. & Mitchell, D. J. 1998. Effects of nitrogen inputs to cereals on nitrate leaching from sandy soils. *Soil Use and Management* 14: 78-83.

- Lorenz, F. & Steffens, G. 1992. Agronomically efficient and environmentally careful slurry application to arable crops. *Aspects of Applied Biology* 30: 109-116.
- Lyngstad, I. & Børresen, T. 1996. Effects of undersown cover crops on yields and soil mineral nitrogen in cereal production in southeast Norway. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 10: 55-70.
- Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus 2001. Maatilastollinen vuosikirja 2001. Helsinki: Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus. 262 s.
- Macdonald, A. J., Powlson, D. S., Poulton, P. R., & Jenkinson, D. S. 1989. Unused fertiliser nitrogen in arable soils-its contribution to nitrate leaching. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 46: 407-419.
- Martyniuk, S. & Wagner, G. H. 1978. Quantitative and qualitative examination of soil microflora associated with different management systems. *Soil Science* 125: 343-350.
- McDowell, R. W. & Sharpley, A. N. 2001. Approximating phosphorus release from soils to surface runoff and subsurface drainage. *Journal of Environmental Quality* 30: 508-520.
- McGill, W. B., Cannon, K. R., Robertson, J. A., & Cook, F. D. 1986. Dynamics of soil microbial biomass and water-soluble organic C in Breton L. after 50 years of cropping to two rotations. *Canadian Journal of Soil Science* 66: 1-19.
- McGill, W. B. & Cole, C. V. 1981. Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through soil organic matter. *Geoderma* 26: 267-286.
- Meissner, R., Rupp, H., Seeger, J., & Schonert, P. 1995. Influence of mineral fertilizers and different soil types on nutrient leaching: results of lysimeter studies in East Germany. *Land Degradation & Rehabilitation* 6: 163-170.
- Miller, M. H. 1979. Contribution of nitrogen and phosphorus to subsurface drainage water from intensively cropped mineral and organic soils in Ontario. *Journal of Environmental Quality* 8: 42-48.
- Miller, M. H., Beauchamp, E. G., & Lauzon, J. D. 1994. Leaching of nitrogen and phosphorus from the biomass of three cover crop species. *Journal of Environmental Quality* 23: 267-272.
- Mitchell, C. C., Westerman, R. L., Brown, J. R., & Peck, T. R. 1991. Overview of long-term agronomic research. *Agronomy Journal* 83: 24-29.
- Nguyen, M. L., Haynes, R. J., & Goh, K. M. 1995. Nutrient budgets and status in three pairs of conventional and alternative mixed cropping farms in

- Canterbury, New Zealand. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 52: 149-162.
- Nicholson, F. A., Chambers, B. J., Mills, A. R., & Strachan, P. J. 1997. Effects of repeated straw incorporation on crop fertilizer nitrogen requirements, soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses. *Soil Use and Management* 13: 136-142.
- Nielsen, N. E. & Jensen, H. E. 1990. Nitrate leaching from loamy soils as affected by crop rotation and nitrogen fertilizer application. *Fertilizer Research* 26: 197-207.
- Nuutinen, V. & Haukka, J. 1990. Conventional and organic cropping systems at Suitia. VII: Earthworms. *Journal of Agricultural Science in Finland* 62: 357-367.
- Nuutinen, V., Pitkänen, J., Kuusela, E., Widhom, T., & Lohilahti, H. 1998. Spatial variation of an earthworm community related to soil properties and yield in a grass-clover field. *Applied Soil Ecology* 8: 85-94.
- Oberson, A., Besson, J. M., Maire, N., & Sticher, H. 1996. Microbiological processes in soil organic phosphorus transformations in conventional and biological cropping systems. *Biology and Fertility of Soils* 21: 138-148.
- Oberson, A., Fardeau, J. C., Besson, J. M., & Sticher, H. 1993. Soil phosphorus dynamics in cropping systems managed according to conventional and biological agricultural methods. *Biology and Fertility of Soils* 16: 111-117.
- Palojärvi, A., Alakukku, L., Martikainen, E., Niemi, M., Vanhala, P., Jørgensen, K. & Esala, M. 2002. Luonnonmukaisen ja tavanomaisen viljelyn vaikutukset maaperään. Maa- ja elintarviketalous 2. Jokioinen: MTT. 88 s. ISBN 951-729-648-7.
- Palva, R., Rankinen, K., Granlund, K., Grönroos, J., Nikander, A. & Rekolainen, S. 2001. Maatalouden ympäristötuen toimenpiteiden toteutuminen ja vaikutukset vesistökuormitukseen vuosina 1995-1999. MYTVAS-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö nro 478. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 92 s. ISBN 952-11-0894-0.
- Pang, X. P. & Letey, J. 2000. Organic farming: challenge of timing nitrogen availability to crop nitrogen requirements. *Soil Science Society of America Journal* 64: 247-253.
- Paul, E. A. 1984. Dynamics of organic matter in soils. *Plant and Soil* 76: 275-285.
- Paul, J. W. & Zebbarth, B. J. 1997. Denitrification and nitrate leaching during the fall and winter following dairy cattle slurry application. *Canadian Journal of Soil Science* 77: 231-240.

- Perucci, P., Bonciarelli, U., Santilocchi, R., & Bianchi, A. A. 1997. Effect of rotation, nitrogen fertilization and management of crop residues on some chemical, microbiological and biochemical properties of soil. *Biology and Fertility of Soils* 24: 311-316.
- Pirttijärvi, R. 1998. Nutrient balances in agrienvironmental policy. *Maatalouden taloudellinen tutkimuslaitos. Julkaisuja* 88. Helsinki: MTTL. 106 s. ISBN 951-687-022-8.
- Pote, D. H., Daniel, T. C., Sharpley, A. N., Moore, P. A. Jr., Edwards, D. R., & Nichols, D. J. 1996. Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. *Soil Science Society of America Journal* 60: 855-859.
- Poulton, P. R. 1995. The importance of long-term trials in understanding sustainable farming systems: the Rothamsted experience. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 35: 825-834.
- Powlson, D. S., Hart, P. B. S., Pruden, G., & Jenkinson, D. S. 1986a. Recovery of <sup>15</sup>N-labelled fertilizer applied in autumn to winter wheat at four sites in eastern England. *The Journal of Agricultural Science, Cambridge* 107: 611-620.
- Powlson, D. S., Pruden, G., Johnston, A. E., & Jenkinson, D. S. 1986b. The nitrogen cycle in the Broadbalk Wheat Experiment: recovery and losses of <sup>15</sup>N-labelled fertilizer applied in spring and inputs of nitrogen from the atmosphere. *The Journal of Agricultural Science, Cambridge* 107: 591-609.
- Puustinen, M. 1999. Viljelymenetelmien vaikutus pintaeroosioon ja ravinteiden huuhtoutumiseen. *Suomen ympäristö Suomen ympäristö nro 285*. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 116 s. ISBN 952-11-0430-9.
- Puustinen, M., Merilä, E., Palko, J. & Seuna, P. 1994. Kuivatustila, viljelykäytäntö ja vesistökuormitukseen vaikuttavat ominaisuudet Suomen pelloilla. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A* 198. Helsinki: Vesi- ja ympäristöhallitus. 323 s. ISBN 951-47-9883-X.
- Randall, G. W., Iragavarapu, T. K., & Schmitt, M. A. 2000. Nutrient losses in subsurface drainage water from dairy manure and urea applied for corn. *Journal of Environmental Quality* 29: 1244-1252.
- Reganold, J. P., Elliott, L. F., & Unger, Y. L. 1987. Long-term effects of organic and conventional farming on soil erosion. *Nature* 330: 370-372.
- Rekolainen, S., Pitkänen, H., Bleeker, A., & Felix, S. 1995. Nitrogen and phosphorus fluxes from Finnish agricultural areas to the Baltic sea. *Nordic Hydrology* 26: 55-72.
- Ritz, K., Wheatley, R. E., & Griffiths, B. S. 1997. Effects of animal manure application and crop plants upon size and activity of soil microbial bio-

- mass under organically grown spring barley. *Biology and Fertility of Soils* 24: 372-377.
- Ron Vaz, M. D., Edwards, A. C., Shand, C. A., & Cresser, M. S. 1993. Phosphorus fractions in soil solution: Influence of soil acidity and fertiliser additions. *Plant and Soil* 148: 175-183.
- Ryan, M. 1999. Is an enhanced soil biological community, relative to conventional neighbours, a consistent feature of alternative (organic and biodynamic) agricultural systems? *Biological Agriculture and Horticulture* 17: 131-144.
- Saarela, I., Järvi, A., Hakkola, H. & Rinne, K. 1995. Fosforilannoituksen porraskokeet 1977-1994. Vuosittain annetun fosforimäärän vaikutus maan viljavuuteen ja peltokasvien satoon monivuotisissa kenttäkokeissa. Maatalouden tutkimuskeskus. Tiedote 16. Jokioinen: Maatalouden tutkimuskeskus. 94 s.
- Salinas-Garcia, J. R., Hons, F. M., Matocha, J. E., & Zuberer, D. A. 1997. Soil carbon and nitrogen dynamics as affected by long-term tillage and nitrogen fertilization. *Biology and Fertility of Soils* 25: 182-188.
- Sarathchandra, S. U., Lee, A., Perrott, K. W., Rajan, S. S. S., Oliver, E. H. A., & Gravett, I. M. 1993. Effects of phosphate fertilizer applications on microorganisms in pastoral soil. *Australian Journal of Soil Research* 31: 299-309.
- Schjønning, P. & Rasmussen, K. J. 1989. Long-term reduced cultivation. I. Soil strength and stability. *Soil & Tillage Research* 15: 79-90.
- Schwab O G, Frevert R K, Edminster T W and Barnes K K 1981 Soil and water conservation engineering. John Wiley & Sons, New York. 525 p.
- Schweiger, P. F. & Jakobsen, I. 1999. Direct measurement of arbuscular mycorrhizal phosphorus uptake into field-grown winter wheat. *Agronomy Journal* 91: 998-1002.
- Sharpley, A. N. 1981. The contribution of phosphorus leached from crop canopy to losses in surface runoff. *Journal of Environmental Quality* 10: 160-165.
- Sharpley, A. N. & Menzel, R. G. 1987. The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment. *Advances in Agronomy* 41: 297-324.
- Sharpley, A.N. & Rekolainen, S. 1997. Phosphorus in agriculture and its environmental implications. Tunney, H. ym. (toim.). *Phosphorus Loss from Soil to Water*. Wallingford, UK: CAB International. s. 1-53. ISBN 0-85199-156-4.

- Sharpley, A. N., Smith, S. J., Jones, O. R., Berg, W. A., & Coleman, G. A. 1992. The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. *Journal of Environmental Quality* 21: 30-35.
- Sharpley, A. N., Smith, S. J., Stewart, B. A., & Mathers, A. C. 1984. Forms of phosphorus in soil receiving cattle feedlot waste. *Journal of Environmental Quality* 13: 211-215.
- Shepherd, M. A. & Withers, P. J. 2001. Phosphorus leaching from liquid digested sewage sludge applied to sandy soils. *The Journal of Agricultural Science, Cambridge* 136: 433-441.
- Siddique, M. T., Robinson, J. S., & Alloway, B. J. 2000. Phosphorus reactions and leaching potential in soils amended with sewage sludge. *Journal of Environmental Quality* 29: 1931-1938.
- Simard, R. R., Beauchemin, S., & Haygarth, P. M. 2000. Potential for preferential pathways of phosphorus transport. *Journal of Environmental Quality* 29: 97-105.
- Simmelsgaard, S. E. 1998. The effect of crop, N-level, soil type and drainage on nitrate leaching from Danish soil. *Soil Use and Management* 14: 30-36.
- Singh, B. B. & Jones, J. P. 1976. Phosphorus sorption and desorption characteristics of soil as affected by organic residues. *Soil Science Society of America Journal* 40: 389-394.
- Sippola, J. & Saarela, I. 1992. Suomen maalajien fosforinpidätysominaisuudet ja niiden merkitys vesien kuormituksen kannalta. Teoksessa: Rekolainen, S. & Kauppi, L. (toim.). *Maatalous- ja vesien kuormitus. Yhteistutkimusprojektin tutkimusraportit. Vesi- ja ympäristö-hallituksen monistesarja 359.* Helsinki: Vesi- ja ympäristöhallitus. s. 27-36. ISBN 951-47-5562-6.
- Sippola, J. & Ylärinta, T. 1985. Mineral nitrogen reserves in soil and nitrogen fertilization of barley. *Annales Agriculturae Fenniae* 24: 117-124.
- Skøien, S. 1993. Long-term effects of crop rotation, manure and straw on soil aggregation. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 7: 231-247.
- Solberg, S. O. 1995. Influence of crops and cultivation management on the nitrogen leaching potential on ecological farms in south east Norway. *Biological Agriculture and Horticulture* 11: 115-121.
- Sorensen, P. & Jensen, E. S. 1995. Mineralization-immobilization and plant uptake of nitrogen as influenced by the spatial distribution of cattle slurry in soils of different texture. *Plant and Soil* 173: 283-291.

- Sorensen, P., Jensen, E. S., & Nielsen, N. E. 1994. The fate of <sup>15</sup>N-labelled organic nitrogen in sheep manure applied to soils of different texture under field conditions. *Plant and Soil* 162: 39-47.
- Speir, T.W. & Ross, D.J. 1978. Soil phosphatase and sulphatase. Teoksessa: Burns, R. G. (toim.). *Soil Enzymes*. London: Academic Press. s. 197-250. ISBN 0-12-145850-4.
- Stanford, G. & Smith, S. J. 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Science Society of America Proceedings* 36: 465-472.
- Stenberg, M., Aronsson, H., Lindén, B., Rydberg, T., & Gustafson, A. 1999. Soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses in soil tillage systems combined with a catch crop. *Soil & Tillage Research* 50: 115-125.
- Stevenson, F.J. 1982. Origin and distribution of nitrogen in soil. Teoksessa: Stevenson, F. J. (toim.). *Nitrogen in Agricultural Soils*. Madison, Wisconsin USA: American Society of Agronomy. s. 1-42. ISBN 0-89118-070-2.
- Stevenson, F.J. 1986. The internal cycle of nitrogen in soil. Teoksessa: *Cycles of Soil. Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. New York: John Wiley & Sons. s. 155-215. ISBN 0-471-82218-3.
- Stopes, C. & Philipps, L. 1992. Nitrate leaching from organic farming systems. *Aspects of Applied Biology* 30: 167-173.
- Thompson, J. P. 1994. Inoculation with vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi from cropped soil overcomes long-fallow disorder of linseed (*Linum usitatissimum* L.) by improving P and Zn uptake. *Soil Biology and Biochemistry* 26: 1133-1143.
- Thomsen, I. K., Hansen, J. F., Kjellerup, V., & 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.
- Thomsen, I. K., Kjellerup, V., & Jensen, B. 1997. Crop uptake and leaching of <sup>15</sup>N applied in ruminant slurry with selectively labelled faeces and urine fractions. *Plant and Soil* 197: 233-239.
- Tiainen, I. & Puustinen, M. 1989. Peltoviljelyn vaikutus eroosioon. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 190. Helsinki: Vesi- ja ympäristöhallitus. 71 s. ISBN 951-47-2429-1.
- Timmons, D. R., Holt, R. F., & Latterell, J. J. 1970. Leaching of crop residues as a source of nutrients in surface runoff water. *Water Resources Research* 6: 1367-1375.
- Turtola, E. 1993. Phosphorus and nitrogen leaching during set-aside. Teoksessa: Elonen, P. & Pitkänen, J. (toim.). *NJF-utredning/rapport nr. 88*.



- Proceedings of NJF-seminar no. 228. Soil Tillage and Environment, Jokioinen, Suomi, 8-10.6. 1993. Jokioinen: Nordiska Jordbruksforskarens Förening. s. 207-217.
- Turtola, E. 1999. Phosphorus in surface runoff and drainage water affected by cultivation practices. Jokioinen: MTT. 108 s. Academic Dissertation. ISBN 951-729-555-3.
- Turtola, E. & Jaakkola, A. 1985. Viljelykasvin ja lannoitustason vaikutus typen ja fosforin huuhtoutumiseen savimaasta. Maatalouden tutkimuskeskus Tiedote 6. Jokioinen: Maatalouden tutkimuskeskus. 43 s.
- 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, Section B. Soil and Plant Science* 45: 159-165.
- Turtola, E. & Kemppainen, E. 1998. Nitrogen and phosphorus losses in surface 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. & Paajanen, A. 1995. Influence of improved subsurface drainage on phosphorus losses and nitrogen leaching from a heavy clay soil. *Agricultural Water Management* 28: 295-310.
- Turtola, E. & Puustinen, M. 1998. Kasvipeitteisyys ravinnehuuhtoutumien vähentäjänä. *Vesitalous* 1: 6-11.
- Turtola, E. & 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.
- Tveitnes, S., Fugleberg, O., & Opstad, S. L. 1996. Leaching of plant nutrients in drainage water as influenced by cropping system, fertilization and climatic factors. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 10: 555-582.
- Uhlen, G. 1988. Surface runoff losses of phosphorus and other nutrient elements from fertilized grassland. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 3: 47-55.
- Uhlen, G. 1989. Nutrient leaching and surface runoff in field lysimeters on a cultivated soil. *Nutrient balances 1974-81. Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 3: 33-46.
- Uusitalo, R., Turtola, E., Kauppila, T., & Lilja, T. 2001. Particulate phosphorus and sediment in surface runoff and drainflow from clayey soils. *Journal of Environmental Quality* 30: 589-595.

- Vagstad, N., Eggestad, H. O., & Hoyås, T. R. 1997. Mineral nitrogen in agricultural soils and nitrogen losses: Relation to soil properties, weather conditions, and farm practices. *Ambio* 26: 266-272.
- Valpasvuo-Jaatinen, P., Rekolainen, S., & Latostenmaa, H. 1997. Finnish Agriculture and its sustainability: environmental impacts. *Ambio* 26: 448-455.
- Van Veen, J. A. & Kuikman, P. J. 1990. Soil structural aspects of decomposition of organic matter by micro-organisms. *Biogeochemistry* 11: 213-233.
- Vereijken, P. 1990. Research on integrated arable farming and organic mixed farming in the Netherlands. Teoksessa: Edwards, C. A. ym. (toim.). *Sustainable Agricultural Systems*. Ankeny, Iowa, USA: Soil and Water Conservation Society. s. 287-296. ISBN 0-935734-21-X.
- Vuorenmaa, J., Rekolainen, S., Lepistö, A., Kenttämies, K., & Kauppila, P. 2002. Losses of nitrogen and phosphorus from agricultural and forest areas in Finland during the 1980s and 1990s. *Environmental Monitoring and Assessment* 76: 213-248.
- Wander, M. M. & Traina, S. J. 1996. Organic matter fractions from organically and conventionally managed soils: I. Carbon and nitrogen distribution. *Soil Science Society of America Journal* 60: 1081-1087.
- Wander, M. M., Traina, S. J., Stinner, B. R., & Peters, S. E. 1994. Organic and conventional management effects on biologically active soil organic matter pools. *Soil Science Society of America Journal* 58: 1130-1139.
- Watson, C. A., Fowler, S. M., & Wilman, D. 1993. Soil inorganic-N and nitrate leaching on organic farms. *The Journal of Agricultural Science, Cambridge* 120: 361-369.
- Watson, C. J., Jordan, C., Taggart, P. J., Laidlaw, A. S., Garrett, M. K., & Steen, R. W. J. 1992. The leaky N-cycle on grazed grassland. *Aspects of Applied Biology* 30: 215-222.
- Wild, A. 1988. Plant nutrients in soil: nitrogen. Teoksessa: Wild, A. (toim.). *Russell's soil conditions & plant growth*. 11 painos. New York, USA: John Wiley & Sons. s. 652-694. ISBN 0-470-20796-5.
- Witter, E., Mårtensson, A. M., & Garcia, F. V. 1993. Size of the soil microbial biomass in a long-term field experiment as affected by different N-fertilizers and organic manures. *Soil Biology and Biochemistry* 25: 659-669.
- Wivstad, M., Salomonsson, L., & Salomonsson, A.-C. 1996. Effects of green manure, organic fertilizers and urea on yield and grain quality of spring wheat. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B. Soil and Plant Science* 46: 169-177.

- Ylärinta, T., Uusi-Kämpä, J., & Jaakkola, A. 1993. Leaching of nitrogen in barley, grass ley and fallow lysimeters. *Agricultural Science in Finland* 2: 281-291.
- Ylärinta, T., Uusi-Kämpä, J., & Jaakkola, A. 1996. Leaching of phosphorus, calcium, magnesium and potassium in barley, grass and fallow lysimeters. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B. Soil and Plant Science* 46: 9-17.
- Younie, D. & Watson, C. A. 1992. Soil nitrate-N levels in organically and intensively managed grassland systems. *Aspects of Applied Biology* 30: 235-238.
- Østergaard, H. S., Stougaard, B., & Jensen, C. 1995. Nitrate leaching depending on cropping systems. *Biological Agriculture and Horticulture* 11: 173-179.
- Øyrgarden, L., Kvaerner, J., & Jenssen, P. D. 1997. Soil erosion via preferential flow to drainage systems in clay soils. *Geoderma* 76: 65-86.

## Maa- ja elintarviketalous -sarjassa ilmestyneet julkaisut

### Ympäristö

- 12 Luonnonmukaisen ja tavanomaisen viljelyn typpi- ja fosforihuuhtoumat. Kirjallisuuskatsaus. *Ylivainio ym.* 74 s. Hinta 20,00 euroa.
- 5 Agri-environmental and rural development indicators: a prosal. *Yli-Viikari ym.* 102 s. Hinta 25,00 euroa.
- 2 Luonnonmukaisen ja tavanomaisen viljelyn vaikutukset maaperään. *Palojärvi ym.* 88 s. Hinta 20,00 euroa.

### Talous

- 11 Franchising sopimukset sikatalouden hintariskien hallinnassa. *Uusitalo & Pietola.* 35 s. Hinta 15,00 euroa

### Kasvintuotanto

- 10 Biotorjunta osana ekologista kasvinsuojelua. *Tiilikkala (toim.).* 78 s. (verkkójulkaisu osoitteessa: <http://www.mtt.fi/met/pdf/met10.pdf>).
- 9 Kestorikkakasvit kevätiljantuotannon uhkana. Pelto-ohdake, peltovalvatti ja juola-vehnä. Kirjallisuuskatsaus. *Lötjönen ym.* 118 s. Hinta 25,00 euroa.
- 3 Uuden perunaruton epidemiologia ja kemiallinen torjunta. *Kurppa & Segerstedt (toim.).* 66 s. Hinta 20,00 euroa.
- 1 Ruokohelven viljely ja korjuu energian tuotantoa varten. *Pahkala ym..* 20 s. Hinta 15,00 euroa.

### Teknologia

- 4 Digitaalikuvausten ja vesierkän paperin käyttö perunan ruiskutustutkimuksessa. *Suomi & Haapala..* 70 s. Hinta 20,00 euroa.

### Esitelmät

- 13 Tutkittu maa – turvalliset elintarvikkeet. Viljavuustutkimus 50 vuotta – juhlaseminaari, Jokioinen 24.9.2002. *Uusitalo & Salo (toim.)* 13. 61 s. Hinta 20,00 euroa.
- 7 Suurenevien tilojen haasteet Ylistaro, 7.-8.8.2002. *Heikkilä & Salo (toim.).* 103 s. Hinta 15,00 euroa.

