



Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 50/2022

Ohutturpeiselta pelloilta tuleva ympäristökuormitus

Ruukin koekentän perustaminen ja
ensimmäisiä tuloksia veteen ja
ilmakehään päätyvästä kuormituksesta

Markku Yli-Halla, Timo Lötjönen, Maarit Liimatainen
ja Erkki Joki-Tokola (toim.)

Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 50/2022

Ohutturpeiselta pellolta tuleva ympäristökuormitus

Ruukin koekentän perustaminen ja ensimmäisiä tuloksia
veteen ja ilmakehään päätyvästä kuormituksesta

Markku Yli-Halla, Timo Lötjönen, Maarit Liimatainen ja Erkki Joki-Tokola (toim.)

Viittausohje:

Yli-Halla, M., Lötjönen, T., Liimatainen, M.J. & Joki-Tokola, E. (toim.). 2022. Ohutturpeiselta pellolta tuleva ympäristökuormitus : Ruukin koekentän perustaminen ja ensimmäisiä tuloksia veteen ja ilmakehään päätyvästä kuormituksesta. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 50/2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 61 s.

Viittausohje yksittäiseen artikkeliin:

Yli-Halla, M., Lötjönen, T., Kekkonen, J., Marttila, H., Suomela, R., Virtanen, S., Saari, M. & Joki-Tokola, E. 2022. Koekentän perustaminen ohutturpeiselle viljelymaalle. Julkaisussa: Yli-Halla, M., Lötjönen, T., Liimatainen, M.J. & Joki-Tokola, E. (toim.). Ohutturpeiselta pellolta tuleva ympäristökuormitus : Ruukin koekentän perustaminen ja ensimmäisiä tuloksia veteen ja ilmakehään päätyvästä kuormituksesta. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus xx/2020. Luonnonvarakeskus. Helsinki. s. 7–26.

Markku Yli-Halla ORCID ID, <https://orcid.org/0000-0002-8062-7019>

Timo Lötjönen ORCID ID, <https://orcid.org/0000-0003-1440-8165>

Maarit Liimatainen ORCID ID, <https://orcid.org/0000-0001-8011-3475>

Erkki Joki-Tokola ORCID ID, <https://orcid.org/0000-0002-7698-8321>



ISBN 978-952-380-449-4 (Painettu)

ISBN 978-952-380-450-0 (Verkojulkaisu)

ISSN 2342-7647 (Painettu)

ISSN 2342-7639 (Verkojulkaisu)

URN <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-380-450-0>

Copyright: Luonnonvarakeskus (Luke)

Kirjoittajat: Markku Yli-Halla, Timo Lötjönen, Maarit Liimatainen ja Erkki Joki-Tokola (toim.)

Julkaisija ja kustantaja: Luonnonvarakeskus (Luke), Helsinki 2022

Julkaisu vuosi: 2022

Kannen kuva: Jaakko Heikkinen, Luke

Painopaikka ja julkaisumyynti: PunaMusta Oy, <http://luke.omapumu.com/fi/>

Alkusanat

Suoalueiden maankäyttö edellyttää kuivatuksen, mikä synnyttää kasvihuonekaasupäästöjä ja lisää vesistökuormitusta. Turvepeltojen synnyttämää kuormitusta ja sen vähentämistä on tutkittu maassamme verrattain vähän. Luonnonvarakeskuksen Ruukin toimipisteessä toteutettiin vuosina 2012–2015 hanke, jossa rakennettiin ohutturpeisten viljelymaiden ympäristökuormituksen tutkimusympäristö. Hankkeen ohjausryhmän puheenjohtaja Markku Yli-Hallan (Helsingin yliopisto) merkitys tutkimusympäristön suunnittelussa ja käynnistyneessä tutkimuksessa oli hyvin keskeinen. Hankkeen suunnitteluun osallistuivat myös Hannu Marttila (Oulun yliopisto), Seija Virtanen (Salaojituksen Tukisäätiö sr), Helena Äijö (Salaojayhdistys) ja Raimo Ihme (Suomen ympäristökeskus) sekä Luonnonvarakeskuksen tutkijoista Raija Suomela, Timo Lötjönen, Perttu Virkajärvi ja Erkki Joki-Tokola. Tutkimusympäristö valmistui pääosin vuoden 2015 aikana. Vuonna 2016 käynnistyneessä ja tässä julkaistavassa tutkimuksessa seurattiin erityisesti tutkimuskentältä tulevan salaoja- ja pintavalunnan vesistökuormitusta.

Tutkimusympäristön toteutuksessa painottui vesistökuormituksen tutkimus, vaikka tutkimusympäristön rakentamisen aikana julkisessa keskustelussa olivat esillä lähinnä turvepeltojen kasvihuonekaasupäästöt. Kasvihuonekaasupäästöjen rooli jäi kuitenkin tässä raportissa vesistökuormituksen tutkimusta vähäisemmäksi. Päästötulosten laskennasta ja raportoinnista vastasi Maarit Liimatainen. Tutkimuskentän viljelystä vastasi Ruukissa toimiva kenttähenkilöstö Jarkko Kekkosen johdolla.

Kentän turvekerroksen paksuus vaihtelee ruuduittain ja on enimmillään 80 cm. Koeruudut ja oteltiin raportissa ohut- ja syväturpeisiin. Termiä "paksuturpeinen" ei haluttu käyttää, sillä se johtaisi vääriin mielleyhtymiin. Kenttä on kauttaaltaan ohutturpeista maata, jossa salaojat sijaitsevat selvästi kivennäismaakerroksessa.

Tutkimusympäristön toteutukseen myötävaikuttaneita yrityksiä olivat tutkimuskentän salaojituksen suunnittelusta vastannut Maveplan Oy ja valuntojen mittaus- ja seurantajärjestelmän suunnitellut ja toteuttanut EHP Environment Oy. Eurofins Viljavuuspalvelu Oy vastasi vesi- ja maanäytteiden analysoinnista ja luovutti julkaisun laatimisessa tarvittua tausta-aineistoa kirjoittajien käyttöön.

Tutkimusympäristön rakentamisen mahdollisti Pohjois-Pohjanmaan liiton myöntämä hankerahoitus, joka kattoi tutkimusympäristön suunnittelun, toteutuksen ja kentän käyttöönoton synnyttämiä kustannuksia. Tässä raportoitavan tutkimuksen toteutumisen mahdollisti Suomen eduskunnan Ruukille myöntämä lisämääräraha yhdessä Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskuksen myöntämän hankerahoituksen kanssa.

Hankkeen toteuttajat kiittävät rahoittajia, hankkeiden ohjausryhmien jäseniä ja kaikkia hankkeen toteutukseen ja toimintaan osallistuneita yhteistyökumppaneita erittäin hyvästä ja antoisasta yhteistyöstä. Raportin keskeiset tulokset on esitetty aikaisemmin englanninkielisessä julkaisussa (Yli-Halla ym. 2022). Tämän raportin tarkoituksena on tehdä ne laajemmin tunnetuksi myös suomenkielisen lukijakunnan keskuudessa.

Ruukissa helmikuussa 2022

Erkki Joki-Tokola

Tiivistelmä

Markku Yli-Halla¹, Timo Lötjönen², Maarit Liimatainen² ja Erkki Joki-Tokola² (toim.)

¹Maataloustieteiden osasto, Viikinkaari 9, PL 56, 00014 Helsingin yliopisto

²Luonnonvarakeskus (Luke), Paavo Havaksen tie 3, 90570 Oulu

Turvemailta peräisin olevan typen (N), fosforin (P) ja orgaanisen aineksen huuhtoutuminen on jo pitkään tunnistettu ympäristöongelmaksi. Turvemaita koskevan keskustelun painopiste on kuitenkin viime vuosina siirtynyt vesistökuormituksesta ilmakehään vapautuvaan hiilidioksidiin (CO₂), dityppioksidiin (N₂O) ja metaaniin (CH₄) eli kasvihuonekaasuihin (KHK). Edessä olevien merkittävien maatalous- ja ympäristöpoliittisten päätösten pohjaksi tarvitaan luotettavaa mitaustietoa turvemailta sekä vesiin että ilmaan joutuvaan kuormituksen suuruudesta ja kuormitukseen vaikuttavista tekijöistä. Ruukkiin perustettiin v. 2016 koekenttä, jolla saadaan tietoa Pohjanmaan rannikolla yleisiltä ohuilta turvemailta tulevan kuormituksen suuruudesta ja eri viljelytoimien vaikutuksesta siihen. Kentän pinta-ala on 19,6 ha, ja kentän kuudella ruudulla olevan turvekerroksen paksuus vaihtelee 15–80 cm:n välillä. Salaojat ovat siis selvästi kivennäismaassa, joka on alueen jokilaaksoille tyypilliseen tapaan hapanta sulfaattimaata. Kenttä on salaojitettu siten, että kunkin ruudun vedet saadaan kerättyä erikseen. Pintavaluntavettä kerätään yhdeltä ruudulta. Tässä raportissa esitetään kentän maaperän ominaisuudet, kuvataan kentän perustaminen ja esitetään salaojista tulleesta valumavedestä mitattuja tuloksia lokakuusta 2016 lokakuuhun 2018. Raportissa esitetään myös tulokset kasvihuonekaasuemissioista heinä-elo-kuussa 2017 toteutetun kahdeksan viikon mittausjakson ajalta. – Ruukin kenttä kuuluu eurooppalaiseen kokeellisen ekosysteemiekologian tutkimusinfrastruktuuriverkoston (AnaEE, <https://blogs.helsinki.fi/anaee-suomi/>).

Salaojaveden sisältämä kokonaistypen ja orgaanisen aineksen määrä kasvoi ruutujen turvekerroksen paksuuden kasvaessa. Normaali- ja vähäsateisen vuoden tulosten perusteella huuhtoutuneen typen määrä syväturpeisemmilta (40–80 cm) ruuduilta oli keskimäärin 15,4 kg ha⁻¹ vuodessa ja ohutturpeisemmilta (≤20 cm) ruuduilta 9,2 kg ha⁻¹ vuodessa. Orgaanisissa yhdisteissä olevan typen osuus oli 36 %. Salaojaveden kokonaisfosforin määrä (0,27 kg ha⁻¹) ei ollut riippuvainen turvekerroksen paksuudesta, mutta veteen liunneen fosfaattifosforin osuus oli ohutturpeisemmalla alueella pienempi (18 %) kuin syväturpeisemmalla alueella (50 %). Huuhtoutunut fosforimäärä oli pieni, koska kivennäismaakerrosten happamille sulfaattimaille tyypilliset runsaat rautayhdisteet luultavasti sitoivat fosforia tehokkaasti. Salaojien kautta tulleen kokonaistypen ja -fosforin määrien arvioitiin olleen 83 % ja 64 % pellolta tulleesta kokonaishuuhtoumasta.

Kasvihuonekaasupäästöissä ei ollut selkeää eroa eri ruutujen välillä, vaikka turpeen syvyys eri ruuduilla vaihtelee 15 ja 80 cm:n välillä. Metaanipäästö tai -nielu oli kaikilla ruuduilla pieni, kuten on tyypillistä hyvin ojitetuille turvepelloille ja hiilidioksidi- ja dityppioksidipäästöt olivat puolestaan suuremmat kuin vastaavalla kivennäismaapellolla. Kasvihuonekaasumittausten aikaan ruuduilla 1–4 kasvoi ohra ja ruuduilla 5–6 ruisvehnä. Mittauskampanja kesti kuitenkin vain 8 viikkoa ja kattoi ainoastaan osan kasvukautta, joten turpeen syvyyden ja kasvilajin merkitystä kasvihuonekaasupäästöihin ei tässä tapauksessa voida selkeästi osoittaa.

Pellolta huuhtoutunut rikkimäärä (keskiarvo 147 kg ha⁻¹) oli noin 10-kertainen verrattuna peltoihin, jotka eivät ole hapanta sulfaattimaata. Tulokset viittaavat kuitenkin siihen, että turvekerros hidastaa pelkistyneiden rikkiyhdisteiden hapettumista, jolloin rikin huuhtoutuminen jää vähäisemmäksi, eikä oja-vesissä havaita yhtä suurta happamuutta kuin sulfaattimailta, joilla ei ole turvekerrosta.

Ruukin ohutturpeiselta maalta huuhtoutui typpeä ja fosforia vähemmän kuin maalta, jossa salaojat ovat turvekerroksessa. Arvioitaessa turvemailta tulevaa vesistökuormitusta kaikkia turvemaita ei saa pitää samanlaisina, vaan turvekerroksen paksuus on otettava kuormitusarvioissa huomioon.

Asiasanat: fosforikuormitus, hiili, huuhtoutuminen, kasvihuonekaasupäästöt, salaojitus, sulfaattimaat, turvemaat, typen oksidit, typpi, valumavesi

Sisällys

1. Koekentän perustaminen ohutturpeiselle viljelymaalle.....	7
1.1. Johdanto.....	7
1.2. Aineisto ja menetelmät.....	9
1.2.2. Kentän perustaminen.....	11
1.2.3. Tilastolliset menetelmät.....	12
1.3. Tulokset	13
1.3.1. Koekentän maan hiili- ja typpivarat	13
1.3.2. Maan pH ja helpoliukoisten ravinteiden pitoisuudet	18
1.3.3. Happaman sulfaattimaan määrittäminen.....	19
1.3.4. Maan luokittelu WRB-järjestelmän mukaan	20
1.4. Tulosten tarkastelu	21
1.5. Johtopäätökset	23
2. Typen, fosforin hiilen ja happamille sulfaattimaille tyypillisten aineiden huuhtoutuminen ohutturpeiselta viljelymaalta	27
2.1. Johdanto.....	27
2.2. Aineisto ja menetelmät.....	30
2.2.1. Koealue ja viljelytoimet	30
2.2.2. Pohjaveden ja valuman mittaukset	30
2.2.3. Tilastolliset menetelmät.....	32
2.3. Tulokset	33
2.3.1. Maan vesitalous	33
2.3.2. Valumaveden ominaisuudet	35
2.4. Tulosten tarkastelu	44
2.4.1. Salaojaveden typpi.....	44
2.4.2. Maan ominaisuudet vaikuttavat salaojavesien hiilen ja typen pitoisuuksiin	45
2.4.3. Viljelytoimien vaikutus typen huuhtoutumiseen	47
2.4.4. Kontakti kivennäismaan kanssa vähensi fosforin huuhtoutumista.....	48
2.4.5. Happaman sulfaattimaan vaikutus valumaveden ominaisuuksiin	49
2.4.6. Johtopäätökset.....	49
3. Ohutturpeisen pellon kasvihuonekaasupäästöt.....	54
3.1. Johdanto.....	54
3.2. Aineisto ja menetelmät.....	55
3.3. Tulokset	57
3.4. Tulosten tarkastelu	59

1. Koekentän perustaminen ohutturpeiselle viljelymaalle

Markku Yli-Halla¹, Timo Lötjönen², Jarkko Kekkonen², Hannu Marttila³, Raija Suomela⁴, Seija Virtanen⁵, Markus Saari³ ja Erkki Joki-Tokola²

¹Maataloustieteiden osasto, Viikinkaari 9, PL 56, 00014 Helsingin yliopisto

²Luonnonvarakeskus (Luke), Paavo Havaksen tie 3, 90570 Oulu

³Vesi- ja ympäristötekniikka, PL 8000, 90014 Oulun yliopisto

⁴Luonnonvarakeskus (Luke); nykyinen osoite: Oulun ammattikorkeakoulu, Yliopistokatu 9, PL 222, 90101 Oulu

⁵Salaojituksen Tukisäätiö sr., Simonkatu 12, 00100 Helsinki

Tiivistelmä

Ruukin tutkimusaseman ohutturpeiselle pellolle (kaltevuus ~0,2 %) perustettiin 19,6 ha:n laajuinen koekenttä vesiin ja ilmakehään tulevan kuormituksen suuruuden mittaamiseksi. Kentällä on kuusi ruutua, joiden salaojavedet kerätään havaintorakennukseen vesimäärän mittaamiseksi ja näytteiden ottoa varten. Kolmella ruudulla turvekerroksen syvyys on 50–80 cm ja kolmella ruudulla korkeintaan 20 cm. Raportin tässä luvussa esitetään koekentän maaperän ominaisuuksia ja kerrotaan kentän perustamisesta ja sen yhteydessä tehdystä instrumentoinnista. Kentän ominaisuuksista voidaan todeta seuraavaa: 1) Kaikkien ruutujen muokkauskerros on eloperäistä maa-ainesta tai hiilipitoisuudeltaan lähellä sitä, 2) kenttä on kauttaaltaan ohutturpeinen, ja salaojat ovat selvästi kivennäismaassa, 3) kaikkien ruutujen maa-aines sisältää ainakin salaojien alapuolella sulfidipitoista maa-ainesta, ja koko pelto on hapanta sulfaattimaata, 4) pohjamaassa salaojien alapuolella on runsaasti ammoniumtyyppiä, etenkin syväturpeisemmillä ruuduilla ja 5) pohjamaan maa-aines on aistinvaraisen määrityksen perusteella kaikilla ruuduilla melko savespitoista. Kenttä edustaa viljavuudeltaan tavanomaista Pohjanmaan rannikon eloperäistä viljelymaata.

1.1. Johdanto

Viljavuustutkimuksen tulosten mukaan Suomen eloperäisten viljelymaiden ala vuosina 1998–2002 tehtyjen määritysten mukaan oli noin 300 000 ha ja osuus peltoalasta 13,6 % (Myllys & Sinkkonen 2004). Turvemaiden osuus peltoalasta oli valtakunnallisesti vain noin 3 % muiden ollessa pääasiassa multamaita. Viimeisimmän yhteenvedon mukaan (Viljavuuspalvelu 2021) kaikkia eloperäisiä maita edustavien viljavuusnäytteiden osuus oli laskenut 9,5 %:iin turvemaiden osuuden ollessa 3,5 %. Joillain alueilla eloperäisten maiden merkitys on kuitenkin paljon tätä suurempi. Esimerkiksi Pro Agria Oulun alueella v. 2011–2015 otetuista maanäytteistä eloperäisten maiden osuus oli 25,6 % ja v. 2016–2020 otetuista näytteistä 20,3 %. Vaikka joillain alueilla turvepeltoja poistuu viljelystä, ja turpeen kulumisen takia niitä siirtyy multamaiden luokkaan, Pohjanmaan maakunnissa turvemaita edustavien viljavuusnäytteiden osuus on ajoittain jopa lievästi kasvanut. Uutta peltoa on ollut tarpeen raivata, jotta karjanlanta saadaan levitettyksi pelloille ympäristökorvausehtojen mukaisesti, ja raivauskelpoista maata on ollut etupäässä turvemaidella. Pro Agria Oulun alueen viljavuusnäytteistä v. 2001–2005 oli turvemaita 9,9 %, v. 2011–2015 niiden osuus oli 11,9 % ja jaksolla 2016–2020 jälleen 9,9 %.

Turvemaidella on suuret orgaanisen aineksen varat, joista sulan maan aikana mineralisoituu tyyppiä enemmän kuin kivennäismailla. Tästä syystä eloperäisten maiden typpilannoitus-

suositukset ovat alemmat kuin kivennäismaiden. Viljelykasvit käyttävät maasta vapautuvaa typpeä tehokkaasti, mutta typen vapautuminen jatkuu maassa pitkään vielä senkin jälkeen, kun yksivuotiset viljelykasvit on jo korjattu. Tällaisessa tapauksessa typpeä voi talven ja varhaiskevään aikana huuhtoutua huomattava määrä. Pellon ollessa syksyllä kasvipeitteinen – esimerkiksi viljeltäessä monivuotisia nurmia, syysviljoja tai kerääjäkasveja – syksyllä vapautuva typpi tulee kasvuston ottamaksi, jolloin typen huuhtoutuminen vähenee.

Orgaaninen aines sitoo fosforia heikosti (Nieminen & Jarva 1996, Saarela 2008). Lysimetrikokeissa turve päästää läpi enemmän fosforia kuin kivennäismaat (Riddle ym. 2018), ja runsaampaa fosforin huuhtoutumista turvemailta on mitattu myös pelto-oloissa (Huhta & Jaakkola 1993). Siksi etenkin rahkaturvemaiden fosforilannoitusuositukset ovat huomattavan matalat kivennäismaihin verrattuna. Kun turvemailta ryhdyttiin 2000-luvulla raivaamaan uutta peltoa, esitettiin arveluja, että lannan levitys näille pelloille johtaa runsaaseen vesien fosforikuormitukseen.

Maataloudellisessa maalajiluokituksessamme (Hartikainen 2016) eloperäisiksi maiksi luetaan lähinnä sellaiset maat, joiden muokkauskerroksen orgaanisen aineksen pitoisuus on vähintään 20 %. Multamaissa orgaanista ainesta on 20–40 % ja turvemaisissa yli 40 %. Turvemaisiksi luokiteltavien peltojen muokkauskerroksessa voi siis olla kivennäismaata enimmillään 60 %, ja multamaissa 60–80 %, ja tämä kivennäismaajae tuo omat ominaisuutensa maahan. Oleellista on tiedostaa, että viljavuusanalyysissä saatava maalajitieto ottaa kantaa ainoastaan muokkauskerroksen ominaisuuksiin; jo heti muokkauskerroksen alapuolella voi olla kivennäismaata, kun taas joillain turvemailloilla eloperäinen kerros voi jatkua useiden metrien syvyyteen. Multamaat ovat useimmiten syntyneet siten, että ohutturpeinen maa on otettu viljelyyn, ja pinnan turvekerros on muokattu alla olevan kivennäismaan sekaan. Jotkut nykyisistä multamaista ovat olleet aikaisemmin turvemaita (orgaanisen aineksen pitoisuus vähintään 40 %), mutta orgaanisen aineksen "kulumisen" (hapettumisen) takia ne luokitellaan nyt multamaiksi. Yhteistä näille maille kuitenkin on se, että kivennäismaa tulee vastaan melko lähellä maan pintaa. Tällaisilla mailloilla salaajat ovat selkeästi kivennäismaassa. Niihin päätyvät valumavedet ovat siis alttiina niille prosesseille, joita kivennäismaissa tapahtuu, vaikka maan pintakerros olisikin eloperäistä maata.

Myös turvemaiden ominaisuuksien kirjo on laaja, ja turvekerroksen syvyys vaihtelee. Noin 50 vuotta sitten tehdyissä maaperäkartoituksissa (Soini & Virri 1968, Urvas 1976) todettiin, että laajoilla alueilla Pohjanmaan rannikolla saraturve oli vallitseva maalaji, mutta turvekerros oli "ohut". Vaikka orgaanisen aineksen pitoisuus muokkauskerroksessa saattoi olla jopa 60 % (Soini & Virri 1968), maan hiilivarasto ei välttämättä ole suuri, koska runsaasti orgaanista ainesta sisältävä kerros ei välttämättä ole juuri muokkauskerrosta paksumpi. Tällaisia maita on runsaasti Pohjanmaan jokilaaksoissa. Näillä pelloilla 1,0–1,2 metrin syvyyteen tehty salaajitus on selkeästi kivennäismaassa. Myös syväturpeisia soita on otettu viljelykäyttöön. Niissä salaajiin päätyvä vesi ei ole tekemisissä kivennäismaan kanssa. Käytettävissä ei ole julkaistua tietoa siitä, miten turvepellot jakautuvat ohut- ja paksuturpeisiin, koska tilastotiedot perustuvat pelkästään muokkauskerroksesta otettuihin näytteisiin.

Käsitys typen ja fosforin huuhtoutumisesta turvemailta perustuu Maatalouden tutkimuskeskuksen Tohmajärvellä sijaitsevalla kentällä saatuihin tuloksiin (Huhta & Jaakkola 1993). Tämä kenttä sijaitsi pellolla, jossa turvekerroksen paksuus oli 3–4 metriä, eli salaajat olivat turvekerroksessa. Voidaan perustellusti epäillä, että tällaisella paksuturpeisella kentällä saatuja tuloksia ei voi käyttää arvioitaessa Pohjanmaan ohutturpeisilta mailta tulevaa vesistökuormituksen suuruutta.

Pohjanmaan ohutturpeisilla viljelymailloilla turvekerroksen alapuolella olevassa kivennäismaassa on yleensä paljon ruostesaostumia. Vanhat juurikanavat, jotka ovat tärkeitä veden kulkureittejä,

ovat usein kauttaaltaan ruostesaostumien verhoamia. Näiden peltojen pohjavedet ovat usein rautapitoisia, ja ruostetta saostuu salaojiin niin paljon, että se haittaa salaojituksen toimintaa tai voi suorastaan tukkia ojat (Puustjärvi & Väre 1952, Peltomaa & Veijalainen 1986). Tästä syystä alueella asennetaan salaojaputkiin huuhteluliitoksia. Pohjanmaan ohutturpeisissa pelloissa on siis suuri rautahydroksideista johtuva fosforin sitomiskapasiteetti. Sen sijaan etenkin paksuilla rahkaturvemaidella kivennäisainesta on hyvinkin vähän, ja niiden rautapitoisuus on pieni, jolloin niissä on vain pieni määrä fosforin sitomiseen kykeneviä ainesosia. Pohjanmaan jokilaaksojen maa on usein hapanta sulfaattimaata, mistä syystä salaojavedet ovat happamia ja sisältävät runsaasti rikkiä (Puustjärvi 1959, Edén ym. 1999, GTK 2021). Osa maan rautahydroksideista voi olla syntynyt siitä raudasta, joka on vapautunut rautasulfidien hapettuessa, jolloin rauta on vapautunut niistä.

Eloperäisten maiden on todettu tuottavan kasvihuonekaasuja (KHK) ilmakehään enemmän kuin kivennäismaiden (esim. Duxbury & Peverly 1978, Kløve ym. 2010, Regina ym. 2019). Eloperäisiltä mailta tulevaa ympäristökuormitusta koskevan keskustelun painopiste onkin siirtynyt muutamassa vuodessa vesistökuormituksesta lähes kokonaan KHK-päästöihin. Eloperäisten viljelymaiden on laskettu tuottavan niiden pienestä pinta-alaosuudesta huolimatta noin puolet maamme maatalouden KHK-tuotannosta. Näissä laskelmissa turvemaita ei ole eroteltu muista eloperäisistä maista, koska hallitusten välisen ilmastonmuutospaneelin ohjeessa (IPCC 2014) ”eloperäisillä mailla” on yksi ja sama päästökerroin. IPCC määrittelee eloperäiset maat siten, että niissä on ainakin 20 cm:n paksuinen kerros, jossa on vähintään 20–30 % orgaanista ainesta. Eloperäisen maan kerros voi sinänsä olla ohuempikin, mutta mainitun hiilipitoisuuden vaatimuksen pitää täytyä, kun kyseisen maan pintakerrokset sekoitetaan 20 cm:n paksuudelta. Matalampaa raja-arvoa (20 %) sovelletaan karkeisiin maihin ja korkeampaa arvoa (30 %) maihin, joissa on vähintään 50 % savesta. Maissa, joiden savespitoisuus on 0–60 %, raja-arvo kasvaa savespitoisuuden myötä.

Jotta saataisiin käsitys ohutturpeiselta viljelymaalta vesiin ja ilmakehään päätyvän kuormituksen suuruudesta, Luken Ruukin toimipisteeseen perustettiin koekenttä näiden mittauksen toteuttamiseksi. Raportin tässä luvussa esitetään tietoja kentän maaperän ominaisuuksista ja dokumentoidaan kentän perustaminen.

1.2. Aineisto ja menetelmät

1.2.1. Kentän yleispiirteet ja maa-analyysit

Luonnonvarakeskuksen Siikajoen kunnassa sijaitsevalle Ruukin tutkimusasemalle (64,42 °N, 25,00 °E) perustettiin vuosina 2015–2016 koekenttä, jolla voidaan tutkia ohutturpeiselta pellolta valumaveteen päätyvää kuormitusta. Valumavesitutkimuksia palvelevan kentän kokonaisala on 19,6 ha, ja se koostuu kuudesta ruudusta, joiden koot vaihtelevat 2,97 ha:n ja 3,77 ha:n välillä. Ruutukoko on suuri, koska kentällä on tarkoitus tehdä kokeita, joissa ruutujen pohjaveden pintaa säädellään eri korkeuksille, eikä tällaisia kokeita pysty toteuttamaan pienillä ruuduilla. Pohjaveden pinnankorkeutta koskevia koejäseniä ei kuitenkaan ole toteutettu vielä tämän raportin kattamalla seurantakaudella. Peltoalueen kaltevuus on keskimäärin 0,2 %, ja se sijaitsee noin 45 metrin korkeudella nykyisestä merenpinnasta. Pellon muokkauskerros on sarraturvetta, ja pohjamaa on Siikajokilaaksole tyypilliseen tapaan hapanta sulfaattimaata, joka on lajitekoostumukseltaan hiesua tai hiesusavea. Kaikki koekentän osat ovat olleet viljeltyjä ainakin vuodesta 1933 saakka, jolloin päivätty peltokartta tutkimusasemalla on.

Vuonna 2014 suunnitellun kentän alueelta otettiin maanäytteitä 0–40 cm, 40–80 cm ja 80–100 cm syvyydestä. Näytteitä otettiin 15 alueelta, ja ne koottiin neljästä osanäytteestä. Näistä alueista 13 on sellaisia, että ne sijaitsevat myöhemmin rajattujen koeruutujen sisällä. Maanäytteistä tehtiin viljavuusanalyysin perustutkimus, ja niistä määritettiin orgaanisen aineksen pitoisuus hehkutushäviömenetelmällä. Maan pH ja maan suolapitoisuutta kuvastava johtoluku määritettiin vesilietoksesta (maa : vesi 1:2,5). Helppoliukoinen kalsium (Ca), magnesium (Mg), kalium (K), rikki (S) ja fosfori (P) uutettiin happamalla (pH 4,65) ammoniumasetaattiliuoksella (Vuorinen & Mäkitie 1955).

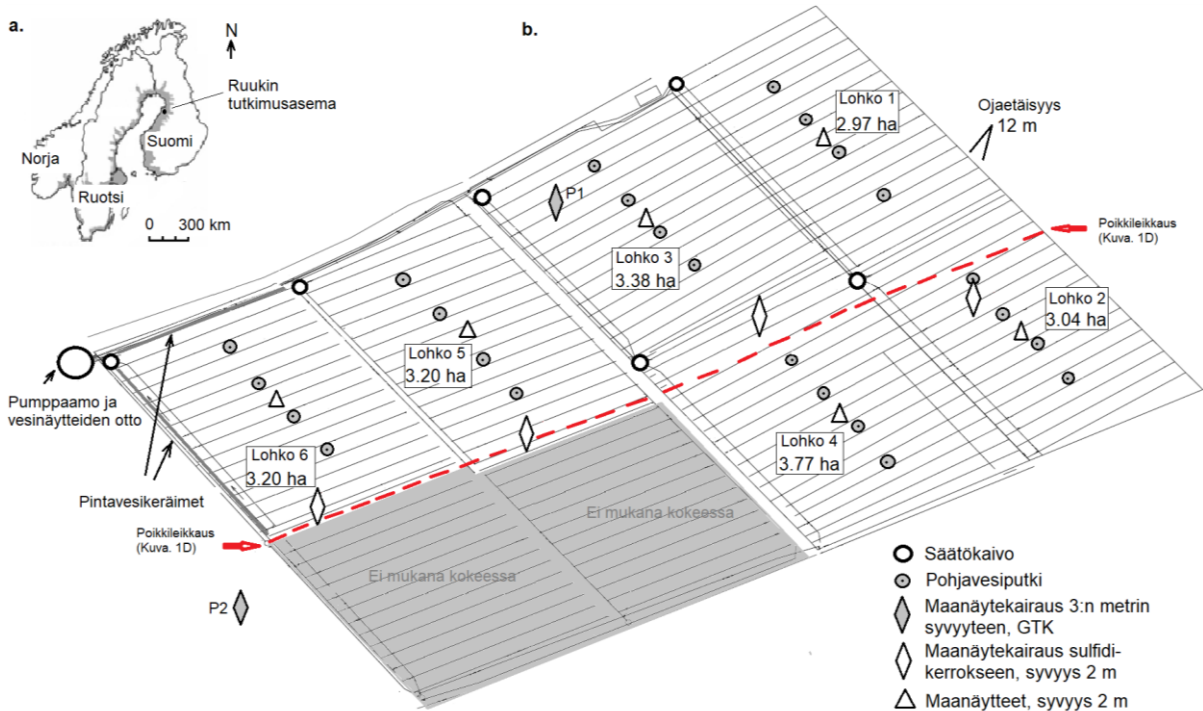
Geologian tutkimuskeskus oli vuonna 2012 tehnyt sulfaattimaakartoitusten yhteydessä kairauksia koekenttäalueella. Ruudulla 3 ja lähellä ruudun 6 reunaan olevien kairauspisteiden 20 cm:n tai 40 cm:n välein otetuista maanäytteistä määritettiin rikin kokonaispitoisuus kunin-gasvesiuutolla. Tuoreiden maanäytteiden pH määritettiin vesilietoksessa heti näytteenoton jälkeen. Sulfidien esiintymisen toteamiseksi näytteitä inkuboitiin laboratorioissa hapellisissa oloissa kahdeksan viikon ajan, minkä jälkeen niiden pH taas mitattiin. Jos maan pH oli laskenut vähintään 0,5 pH-yksikköä, ja pH oli inkuboinnin päättyessä alle 4,0, näytteessä on ollut sulfidia, joka on hapettuessaan saanut aikaan pH:n laskun. Sulfidien esiintyminen osoittaa maan olevan hapanta sulfaattimaata.

Maan hiili- ja typpivarojen suuruuden selvittämiseksi jokaisen ruudun keskikohdasta otettiin maanäytteitä kerroksittain. Turvekerroksesta maanäytteitä otettiin jokaisesta 10 cm:n kerroksesta. Sen alapuolella olevasta kivennäismaasta näytteet otettiin siten, että ensimmäinen näyte edusti maata, joka ulottui turvekerroksen alarajalta 50 cm:n (ohutturpeisimmat ruudut 3, 5 ja 6) tai 100 cm:n (syväturpeisemmat ruudut 1, 2 ja 4) syvyyteen. Lisäksi otettiin näytteet, jotka edustivat 100–150 cm:n ja 150–200 cm:n syvyydessä olevaa maata. Näistä näytteistä määritettiin kokonaishiili- ja kokonaistyyppipitoisuus kuivapolttomenetelmällä ja irtotiheys lieriömenetelmällä käyttäen 150 cm³:n suuruisia sylintereitä. Irtotiheyden määrittäminen on välttämätöntä, jotta maan hiili- ja typpivarojen suuruus pystytään laskemaan. Hiili- ja typpivarojen suuruus kussakin kerroksessa laskettiin kertomalla hiili- tai tyyppipitoisuus kyseisen maakerroksen tilavuudella ja irtotiheyden arvolla.

Toukokuussa 2020 jokaisen ruudun keskeltä otettiin maanäytteet kerroksittain mineraalityypen määrittystä varten. Näytteenottosyvyydet olivat 0–20 cm, 20–50 cm, 50–100 cm, 100–150 cm ja 150–200 cm. Näytteet pakastettiin samana päivänä ja sulatettiin vasta määrittäispäivänä. Näytteistä uutettiin 2 M KCl-liuoksella (Esala 1995) ammonium- ja nitraattityppi, jotka määritettiin kolorimetrisesti. Samalla näytteenottokerralla tehtiin myös havainnot kivennäismaan lajitekoostumuksesta samoista syvyyksistä.

Heinäkuussa 2020 koekentällä tehtiin maatutkaus, jonka tarkoituksena oli selvittää turvekerroksen syvyys eri ruuduilla. Tutkaus tehtiin 30 m:n linjaväleihin, ja linjojen kokonaispituus oli 17 km. Käytössä oli MALÅ ProEx -maatutka, jossa oli 250 MHz antenni. Maatutkauksen tulosten oikeellisuuden varmistamiseksi oli käytössä 32 pisteestä tehtyjen kairausten tulokset turvekerroksen syvyydestä. Maatutkauksen raakatulokset prosessoitiin ja tulkittiin ReflexW-ohjelmiston avulla (Sandmeier 2016).

Morfologisten kuvausten ja maa-analyysien tulosten perusteella koeruutujen maalle annettiin maannosnimet World Reference Base for Soil Resources – järjestelmän mukaan (IUSS Working Group WRB 2014). Nämä nimet ovat tarpeen silloin, kun kentällä saatuja tuloksia esitellään kansainvälisesti. Ruukin kenttä kuuluu eurooppalaiseen kokeellisen ekosysteemiekologian tutkimusinfrastruktuuriverkostoon (AnaEE, <https://blogs.helsinki.fi/anaee-suomi/>), jossa yhteydessä kenttää pitää luonnehtia kansainvälisesti ymmärrettävällä tavalla.



Kuva 1. Ruukin tutkimusaseman ja Itämeren ympärillä olevien happamien sulfaattimaiden (harmaa varjostus) sijainti (a) ja Ruukin koalueen kartta (b).

1.2.2. Kentän perustaminen

Tavoitteena oli, että koeruutujen salaojavedet johdetaan erillisinä yhteen paikkaan, jossa valuman määrä mitataan jatkuvatoimisesti ja otetaan vesinäytteet kemiallisia analyysejä varten. Koeruudut rajattiin olemassa olevan salaojituksen mukaisesti, mistä syystä ruutujen koko vaihtelee jonkin verran. Tavoitteena oli olemassa olevien ojastojen hyödyntäminen ja se, että pellolla kaivetaan mahdollisimman vähän, koska kaivaminen saa aikaan pohjamaan sulfidien hapestumista ja luultavasti johtaisi ainakin tyypellä luonnollista tasoa suurempiin huuhtoutumismääriin (Äijö ym. 2016). Kaivamisen minimoinnilla päästään siihen, että kentältä saatavat tulokset vastaavat alusta alkaen tuloksia, jollaisia käytännön viljelyksilläkin saataisiin.

Kuvassa 1 näkyvillä ruuduilla 5 ja 6 oli vuonna 2005 ja ruuduilla 3 ja 4 vuonna 2007 muoviputkilla toteutettu salaojitus. Näitä käytettiin hyväksi koekentän vesien keräämisen toteutuksessa. Ruutujen 1 ja 2 salaojitus oli peräisin 1980-luvulta, eikä se enää toiminut kunnolla. Turpeen kulumisen takia putket olivat vain 80 cm:n syvyydessä. Tästä syystä näiden ruutujen salaojitus jouduttiin uusimaan koekenttää perustettaessa. Imuojat (\varnothing 65 mm) asennettiin 12 metrin ojaväleihin 1,1–1,3 metrin syvyyteen. Salaojasoraa käytettiin $6,5 \text{ m}^3$ 100 ojametriä kohti. Imuojat liitettiin kokoojajiin (\varnothing 160 mm), joita pitkin vesi johdetaan jokaisen ruudun kulmassa sijaitsevaan salaojakaivoon (\varnothing 800 mm, korkeus 1800 mm). Kaivoissa on mahdollisuus pohjaveden pinnan korkeuden säätöön, mistä syystä säätösalojitus voi olla yksi kentän koekäsittelyistä. Tätä mahdollisuutta ei kuitenkaan tässä raportissa esitettävällä ajanjaksolla käytetty. Salaojakaivosta vedet johdettiin näytteenottoasemalle. Koalueella salaojiin saostuu ruostesakkaa, ja sen takia jokaiseen imujoaan on asennettu ojan huuhtelun mahdollistava haara.

Pellon pinta tasattiin käyttäen RTK-GPS – ohjattua lanaa syksyllä 2016 ja keväällä 2017. Tavoitteena oli, että vettä ei kerry ruudun keskiosissa oleviin painanteisiin, jotka olivat peräisin aiemmin pellolla olleesta suursarkaojituksesta. Ruudulla 6 taseus toteutettiin siten, että pintavedet valuvat ruudun kahdella sivulla oleviin keräimiin, joista vedet johdetaan näytteenottoasemalle.

Pintavalunnan keräystä ei toteutettu muilla ruuduilla. Pintavalunnan keräimet eivät kuitenkaan toimineet kunnolla lumen sulamiskausilla 2017–2018, ja keräimillä saadun pintaveden määrä jäi vähäiseksi. Vuonna 2019 pintaveden keräimet korjattiin ja edustavampia tuloksia alettiin saada vuodesta 2020 lähtien, mutta niitä esitetä vielä tässä raportissa.

Joka ruudulle asennettiin neljä pohjavesiputkea (\varnothing 50 mm), jotka ulottuvat kahden metrin syvyyteen. Pohjavesiputket sijoitettiin aina kahden imuojan väliin keskelle (Kuva 1). Pohjaveden pintaa mitattiin manuaalisesti heinä-elokuussa 2017. Jokaisen ruudun kahteen putkeen asennettiin Solinst Levellogger -anturit keväällä 2018, ja ne rekisteröivät pohjaveden pinnan korkeuden 15 minuutin välein. Tämä seuranta oli käynnissä ajalla 26.3.–31.8.2018.

Salaojavalunta kerätään mittausasemalle erikseen joka ruudulta (Kuva 2). Veden määrä mitataan V-padon ja paineanturin (STS PTM/N) avulla. Tämä tieto rekisteröidään jatkuvatoimisesti ja tallennetaan pilvipalveluun. Automatiikka ottaa jokaisen ruudun valunnasta vesinäytettä virtaamasuhteisesti näytekaniistereihin. Näytteenotto on toteutettu imevillä letkupumpuilla. Näytekaniistereista vesinäytteet on toimitettu noin kerran viikossa laboratorioon analysoitavaksi, silloin kun virtausta on ollut. Mittausaseman datapalveluineen toimitti EHP Environment Oy.

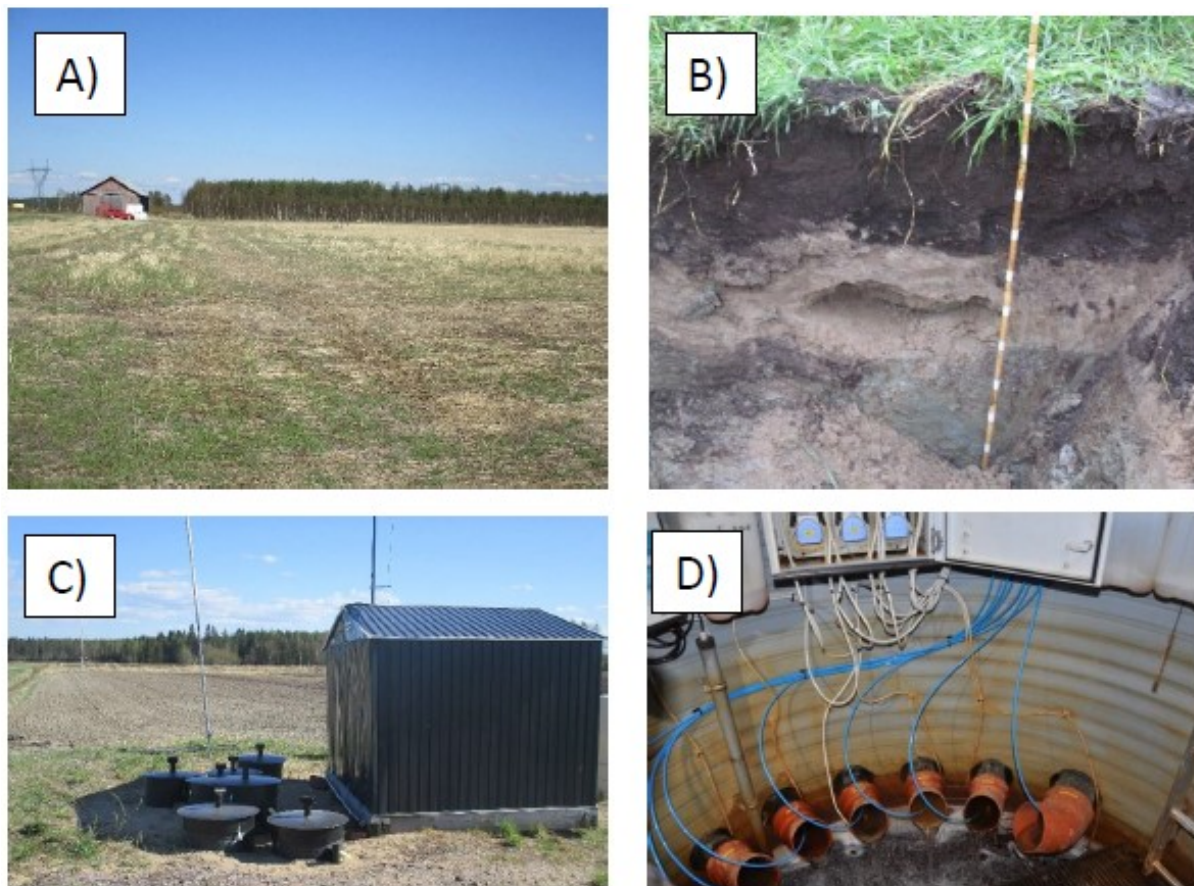
Mittausasemalle tuleva vesi joudutaan pumppaamaan pois, koska veden pinta ympäröivässä ojassa on usein korkeammalla kuin mittausasemalle tulevien putkien pää. Suunnitteluvaiheessa pumppu mitoitettiin olettaen, että alueelta tuleva virtaama on enimmillään 20 l s^{-1} . Sen mukaisesti hankittiin 2,5 kW:n pumppu. Sen teho ei kuitenkaan ollut kaikin ajoin riittävä, vaan suurimman valunnan aikana asemalla on lisäksi tarvittu traktorikäyttöistä hydraulista pumppua. Kaikki mittausasemalla oleva elektroniikka sijoitettiin siten, että se on tulvarajan yläpuolella.

Veden suuren rautapitoisuuden takia mittausaseman V-patojen alakulmaan alkoi kertyä ruostesakkaa, mikä johtaa virheellisiin valuntatuloksiin. V-patoihin asennettiin järjestelmä, joka poistaa ruosteen kuuden tunnin välein paineilman (3–4 bar) avulla. Lisäksi laitetoimittaja käy huoltamassa laitteiston ja mm. kalibroimassa paineanturit kaksi kertaa vuodessa huoltosopimuksen mukaisesti.

Veden virtausmittauksen oikeellisuutta testattiin vuoden 2017 aikana viitenä eri ajankohtana. Testaus tehtiin 5 tai 10 litran mittakannulla ja sekuntikellolla, jolla mitattiin mittakannun täyttymiseen kulunut aika. Saatua virtaamatulosta verrattiin laitetoimittajan datapalveluun samana aikana tallentuneisiin tuloksiin. Mittakannulla mitatut virtaamatulokset ja datapalvelun tulokset poikkesivat toisistaan keskimäärin 10–30 %. Virhe ei ollut systemaattista, koska välillä datapalvelun näyttämä tulos oli suurempi ja välillä pienempi kuin mittakannulla saatu tulos. Suhteellinen virhe oli suurimmillaan, kun virtaukset olivat pieniä ja pienimmillään, kun virtaukset olivat suuria. Kuormitusta arvioitaessa suurimmat virtaamat ovat oleellisia, jolloin mittaustarkkuudesta aiheutuva virhe on pienimmillään.

1.2.3. Tilastolliset menetelmät

Viljavuusanalyysin tulokset testattiin kaksisuuntaisella varianssianalyysillä ja Duncanin testillä ($P=0.05$). Maan hiili- ja typpipitoisuuksille laskettiin standardipoikkeaman arvot.

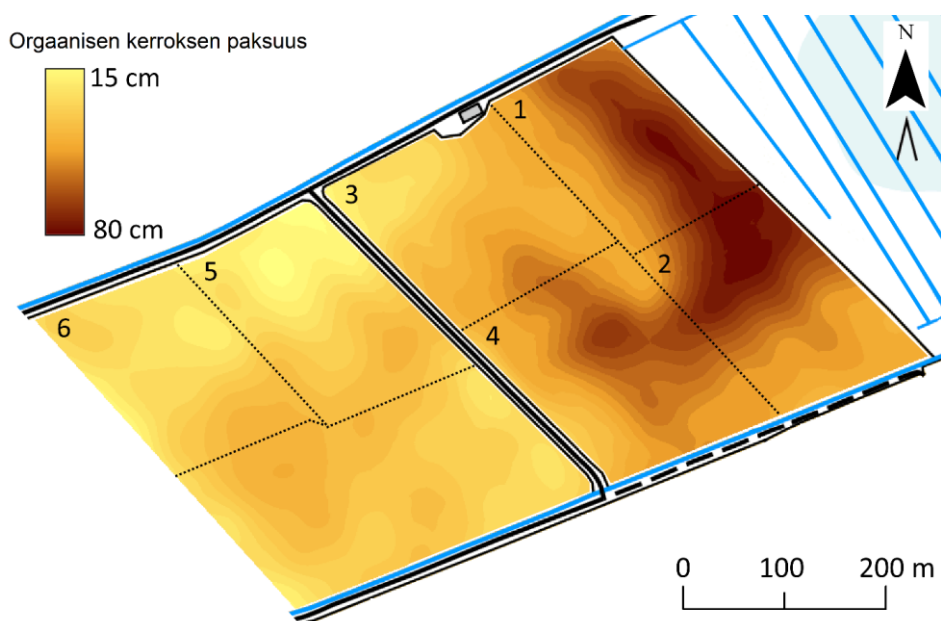


Kuva 2. A) Koekenttä kuvattuna ruudulta 5 ruutujen 3 ja 1 suuntaan. B) Maaprofiili ruudulta 2; huomaa eloperäisen kerroksen ja kivennäismaan jyrkkä raja noin 40 cm:n syvyydessä. C) V-patokaivot, johon koeruutujen vesi kootaan ja näytteenottorakennus, johon kaivojen vesi johdetaan. D) Näytteenottorakennuksessa vesinäytteet kerätään automaattisesti 10 litran kanistereihin valkoisia letkuja pitkin käyttäen kuvan ylälaidassa näkyviä vaaleansinisiä letkupumppuja. Jokaiseen putkeen menevä sininen letku syöttää paineilmaa V-patoihin niihin kertyvän ruostesakan poistamiseksi. Valokuvat A, B ja C: Markku Yli-Halla, valokuva D: Timo Lötjönen, Luonnonvarakeskus.

1.3. Tulokset

1.3.1. Koekentän maan hiili- ja typpivarat

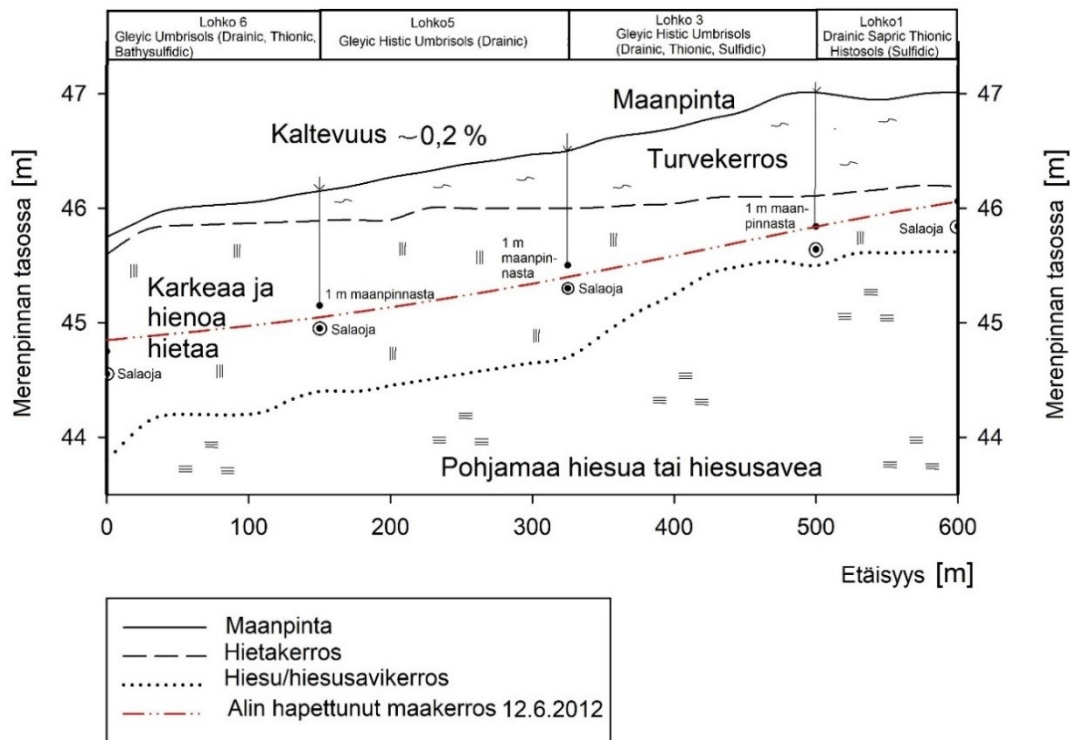
Turvekerroksen syvyys vaihteli 15 cm:stä 80 cm:iin ruuduilla 1–5 (Kuva 3). Ruudun 6 muokkauskerros ei kaikissa paikoissa itse asiassa enää edes ollut turvemaata vaan multamaata, koska siinä oli organista ainesta vain 27 % (Taulukko 1), kun luokittelu turvemaaksi edellyttää vähintään 40 %:n pitoisuutta. Tässä raportissa turvemaan termistöä käytetään yksinkertaisuuden vuoksi kuitenkin myös ruudulla 6. Kentässä voidaan erottaa syväturpeisempi (40–80 cm) osa, joka koostuu ruuduista 1, 2 ja 4, sekä ruuduista 3, 5 ja 6 koostuva ohutturpeisempi (≤ 20 cm) osa (Kuva 3). Tosin kaikkien syväturpeisempien ruutujen, erityisesti ruudun 4, reunoilla on ohutturpeisempia osia, ja ohutturpeisellä ruudulla 3 on myös pieni syvemmän turpeen (40 cm) alue. Turvekerroksen syvyyttä voidaankin pitää koekäsittelyyn rinnastuvana tekijänä, ja useimmat tulokset raportoidaan tämän jaon mukaisesti.



Kuva 3. Ruukin koekentän eloperäisen kerroksen syvyys maatumaukusten tulosten perusteella.

Välittömästi turvekerroksen alla oleva kivennäismaa oli karkeaa hietaa, jonka alla oli hienoa hietaa. Ruuduilla 1 ja 2 hietakerrosten paksuus oli vain 20–30 cm, minkä jälkeen maa muuttui hiesusaveksi noin metrin syvyydessä. Karkeampien lajitteiden kerros paksuni tasaisesti edettäessä kohti kentän toista päätä. Ruudulla 6 karkeamman maan kerros oli jo noin 1,7 m paksuinen, ja savikerros tuli vastaan vasta 1,9 m syvyydessä. Nämä kerrospaksuudet näkyvät poikkileikkauksuvasta (Kuva 4), joka esittää kentän keskilinjalla vallitsevaa tilannetta.

Syväturpeisemmilla ruuduilla 1, 2 ja 4 muokkauskerroksen orgaanisen aineksen pitoisuus ($1,732 \times C$ %) oli 40–48 %, mutta noin 30–50 cm:n syvyydessä orgaanista ainesta oli 69–85 % maan massasta (Taulukko 1). Tämä kerrosten välinen ero saattaa johtua osittain siitä, että muokkauskerroksessa kivennäisaineksen pitoisuus on kasvanut, kun orgaanista ainesta on hapestunut enemmän kuin syvemmillä maassa kivennäisaineksen jäädessä jäljelle. Kivennäismaata on lisäksi saatettu ajaa näille pelloille maanparannusmielessä, ja sitä on tullut muokkauskerrokseen myös kivennäismaahan ulottuvien valtaojien kaivuunmassoja levitettäessä. Orgaanisen aineksen pitoisuus pieneni turvekerroksen alapuolella jyrkästi. Ainoastaan ruuduilla 2 ja 3 turvekerroksen alapuolella oli 10 cm:n kerros, jossa oli 11–14 % orgaanista ainesta, kun muilla ruuduilla orgaanisen aineksen pitoisuus laski heti turvekerroksen jälkeen alle 2 %:iin. Näillä ruuduilla kerrosten välillä oli myös jyrkkä väriero (Kuva 5).



Kuva 4. Ruukin kentän maan poikkileikkaus, josta käy ilmi maa-aineksen ominaisuuksien syvyysuuntainen vaihtelu.



Kuva 5. Syväturpeisen ruudun 2 (vasemmalla) ja ohutturpeisen ruudun 5 (oikealla) maaprofiili. Huomaa eloperäisen maa-aineksen ja kivennäismaan jyrkkä raja varsinkin ruudulla 2. Kuvat: Markku Yli-Halla

Syväturpeisemmillä ruuduilla 1, 2 ja 4 maan hiilivarat päällimmäisessä metrin kerroksessa olivat 627–666 tonnia hehtaarilla, kun hiilivarojen suuruus vastaavassa kerroksessa ruuduilla 3, 5 ja 6

oli vain 237–263 tonnia hehtaarilla (Taulukko 1). Tämä laskelma puoltaa kentän jakamista kahteen osaan turvekerroksen syvyyden perusteella. Syvemmällä, 100–200 cm kerroksessa, ruutujen välinen hiilivarojen vaihtelu oli pienempää ruutujen 1–4 hiilivarojen suuruuden ollessa 123–162 tonnia hehtaarilla ja ruuduilla 5 ja 6 noin puolet tästä (81 ja 61 t/ha).

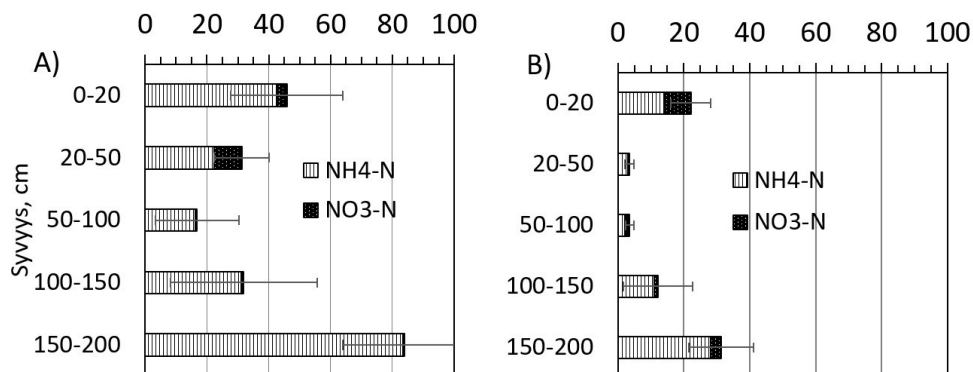
Kokonaistypen pitoisuus ja kokonaistypen määrä myötäilivät kiinteästi hiilen pitoisuutta ja varastoa. Ruuduilla 1, 2 ja 4 kokonaistypen varasto ylimmässä metrin kerroksessa oli 35–39 tonnia hehtaarilla, kun ruuduilla 3, 5 ja 6 kokonaistyppeä oli vain 14–16 tonnia hehtaarilla. Seuraavan metrin kerroksessa ruuduilla 1–5 oli kokonaistyppeä 6–10 tonnia hehtaarilla ja ruudulla 6 vain 2 tonnia hehtaarilla.

Taulukko 1. Ruokin kentän aistinvaraisesti määritetty maalaji sekä irtotiheydet, hiili- ja typpipitoisuudet ja hiili- ja typpivarastojen suuruus eri syvyyksillä. Maalajien lyhenteet: Ct=saraturve, Mm=multamaa, KHt=karkea hieta, HHt=hieno hieta, Hs=hiesu, HsS=hiesusavi

Ruutu	Syvyys cm	Maalaji	Irtotiheys kg dm ⁻³	C %	N %	Hiilivarasto tonnia ha ⁻¹	Typpivarasto tonnia ha ⁻¹
1	0–20	Ct	0,48	24,0	1,29	227	12,2
	20–50	Ct	0,21	49,2	2,54	318	16,0
	50–60	Ct	0,15	48,1	2,76	73	4,2
	60–70	KHt-HHt	1,64	1,0	0,07	17	1,2
	70–100	HHt-Hs	1,35	0,7	0,04	28	1,6
	100–200	HsS	1,32	1,0	0,08	128	9,9
	<i>Summa 0–100</i>					662	35,2
	<i>Summa 100–200</i>				128	9,9	
2	0–20	Ct	0,49	28,7	1,81	281	17,7
	20–40	Ct	0,21	48,7	2,63	206	11,1
	40–50	KHt	0,81	7,9	0,47	64	3,8
	50–60	KHt	1,63	0,6	0,06	9	1,0
	60–100	KHt	1,63	1,0	0,05	66	3,3
	100–120	HHt-Hs	1,65	2,5	0,12	82	4,0
	120–200	HsS	1,32	0,8	0,05	80	5,3
	<i>Summa 0–100</i>				627	37,0	
	<i>Summa 100–200</i>				162	9,2	
3	0–20	Mm/Ct	0,36	18,6	1,08	145	8,4
	20–30	HHk	0,89	6,1	0,36	54	3,2
	30–60	KHt	1,63	0,4	0,02	22	1,0
	60–100	HHt-Hs	1,41	0,3	0,02	15	1,1
	100–160	Hs	1,27	0,8	0,07	64	5,3
	160–200	HsS	1,32	1,3	0,08	70	4,2
		<i>Summa 0–100</i>				237	13,8
	<i>Summa 100–200</i>				134	9,6	
4	0–30	Ct	0,62	23,8	1,43	442	26,5
	30–50	Ct	0,23	40,0	2,19	181	9,8

	50–60	KHt	1,63	0,2	0,04	4	0,4
	60–100	KHt-HHt	1,41	0,7	0,03	39	1,7
	100–160	Hs	1,27	1,2	0,06	88	4,6
	160–200	HsS	1,32	0,7	0,06	35	3,2
	<i>Summa 0–100</i>					666	38,7
	<i>Summa 100–200</i>					123	7,7
5	0–10	Ct	0,61	24,6	1,45	150	8,9
	10–20	Ct	0,21	31,1	2,03	67	4,3
	20–30	KHt	1,62	0,62	0,06	10	1,0
	30–100	KHt-HHt	1,33	0,24	0,02	22	2,0
	100–180	HHt-Hs	1,48	0,54	0,04	64	4,7
	180–200	HsS	1,32	0,63	0,04	17	1,1
	<i>Summa 0–100</i>					249	16,2
	<i>Summa 100–200</i>					81	5,8
6	0–20	Mm	0,65	16,5	0,85	215	11,0
	20–30	KHt	1,65	1,0	0,09	16	1,5
	30–100	KHt	1,33	0,3	0,02	32	1,6
	100–190	HHt-Hs	1,48	0,4	0,01	55	1,3
	190–200	HsS	1,32	0,5	0,03	6	0,4
	<i>Summa 0–100</i>					263	14,1
	<i>Summa 100–200</i>					61	1,7

Keväällä ennen lannoitusta tehdyt mineraalityypimääritykset osoittivat koekentän maissa olevan huomattavat epäorgaanisen typen varat (Kuva 6). Nitraattitypen määrä oli kaikilla ruuduilla pieni, noin 14 kg ha^{-1} , ja se keskittyi muokkauskerrokseen. Valtaosa mineraalitypestä oli kaikilla ruuduilla ammoniumtyyppiä. Sitä oli erityisen runsaasti syväturpeisemmissa ruuduilla varsinkin vedenkylästämissä maakerroksissa (150–200 cm). Ruuduilla 1, 2 ja 4 mineraalityyppiä oli kahden metrin syvyyteen saakka 210 kg ha^{-1} , ja siitä 93 % oli ammoniumtyyppiä, mutta ohutturpeisemmissä ruuduilla vain 73 kg ha^{-1} , ja siitä 81 % oli ammoniummuodossa.



Kuva 6. Keväällä 2021 otetuista maanäytteistä määritetyt mineraalityypivarat (kg ha^{-1}) eri syvyyksillä A) syväturpeisemmissä ruuduilla 1, 2 ja 4 ja B) ohutturpeisillä ruuduilla 3, 5 ja 6.

1.3.2. Maan pH ja helppoliukoisten ravinteiden pitoisuudet

Kentän suunnitteluvaiheessa vuonna 2014 eri kerroksista tehdyn viljavuusanalyysin tulokset osoittavat, että pitkään jatkunut lannoitus ja kalkitus ovat kohottaneet muokkauskerroksen helppoliukoisen kalsiumin, magnesiumin ja fosforin pitoisuuksia ja maan pH:ta, joiden arvot pienenivät jyrkästi syvemmälle maahan mentäessä (Taulukko 2). Eri ruutujen pintamaan pH vaihteli 5,4:stä 6,0:aan ja edusti kaikilla ruuduilla viljavuusluokkaa ”hyvä”. Kalsiumpitoisuudet olivat niin ikään luokassa ”hyvä” paitsi ruuduilla 1 ja 2 ne olivat luokassa ”korkea”. Magnesiumpitoisuudet edustivat enimmäkseen viljavuusluokkaa ”hyvä”. Turvemaalle tyypilliseen tapaan kaliumin pitoisuudet olivat useimmiten luokassa ”välttävä”, mutta ruudulla, jossa ohuen turvekerroksen alla oli paksuin kerros karkeaa maata, kaliumpitoisuus oli ”huono”. Helppoliukoisen fosforin pitoisuus vaihteli ruutujen välillä vain vähän (9,3–11,6 kg/l) ja edusti kauttaaltaan viljavuusluokkaa ”tydyttävä”. Kenttä on siis näiden ominaisuuksien osalta melko tasalaatuinen ja edustaa tavanomaista eloperäistä viljelymaata.

Muokkauskerroksen helppoliukoisen rikin pitoisuudet (33–85 mg/l) olivat luokassa ”hyvä” tai ”korkea”, ja pitoisuudet kasvoivat syvemmälle mentäessä. Kentän luoteisreunan ruuduilla 1, 3, 5 ja 6 helppoliukoista rikkiä oli 80–100 cm:n syvyydestä otetuissa näytteissä 215–613 mg/l, ja tämä edustaa selvästi ”arveluttavan korkeaa” tasoa (raja-arvo 150 mg/l). Sen sijaan kentän toisessa laidassa sijaitsevilla ruuduilla 2 ja 4 helppoliukoista rikkiä oli tällä syvyydellä ”vain” 83 mg/l. Helppoliukoisen rikin pitoisuus kuvastuu eri kerrosten johtolukujen arvoissa ($r=0,98$, $p>0,001$). Muokkauskerroksen johtoluvut (1,7–3,0) olivat samaa tavanomaista viljelymailla esiintyvää tasoa kaikilla ruuduilla, ja vähärikkisemmällä ruuduilla 2 ja 4 ne olivat samantaisia (2,0 ja 2,3) myös 80–100 cm:n syvyydessä. Sen sijaan runsasrikkisillä ruuduilla johtoluvut olivat 3,–7,7 ja kertovat maassa olevan melko runsaasti vesiliukoisia ioneja. Taulukossa 2 viljavuusanalyysin tulokset esitetäänkin tämän jaon mukaisesti keskiarvoina erikseen ruuduille 1, 3, 5 ja 6 ja ruuduille 2 ja 4, koska rikkipitoisuus ja johtoluku olivat ainoat ominaisuudet, joissa ruutuja voitiin ryhmitellä siten, että ryhmien välille tuli tilastollisesti merkitseviä eroja.

Pohjamaan liukoiset suolat ovat tällä koekentällä peräisin syvemmissä maakerroksissa olevan rautasulfidin hapettumisesta. Tämä johtaa yleensä maan happamoitumiseen, joka näkyy pH:n laskuna. Vaikka ruutukohtaiset pH-keskiarvot 80–100 cm syvyydessä olivat yhden pH-yksikön sisällä (4,1–5,1), joidenkin ruuduilta 1 ja 6 otettujen osanäytteiden pH oli 3,5, mikä kertoo siitä, että kyseisessä kerroksessa tapahtuu kaiken aikaa sulfidien hapettumista ja siihen liittyvää rikkihapon tuotantoa.

Taulukko 2. Vuonna 2014 otetuista maanäytteistä tehdyn viljavuusanalyysin tulokset.

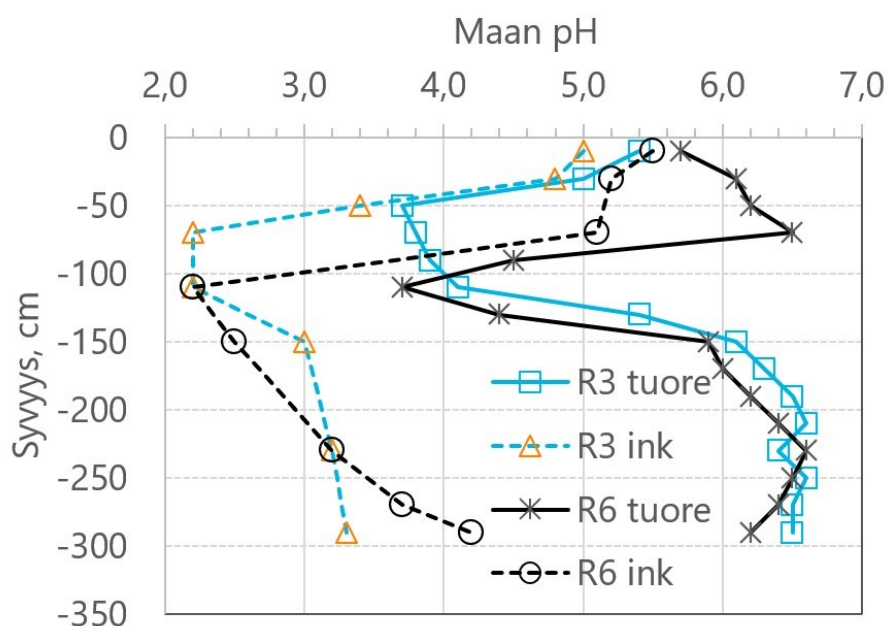
JL=johtoluku

Ruutu	Syvyys cm	n	pH	pH vaihteluväli	JL	Ca mg/l	K mg/l	Mg mg/l	P mg/l	S mg/l
1,3,5,6	0–40	12	5,8 ^a	5,4–6,1	1,8 ^b	3340 ^a	64 ^a	270 ^a	10,8 ^a	44 ^b
	40–80	12	4,9 ^b	3,7–5,8	2,4 ^b	880 ^b	31 ^a	120 ^b	6,8 ^b	138 ^{ab}
	80–100	12	4,4 ^b	3,5–5,0	5,5 ^a	610 ^b	54 ^a	130 ^b	6,2 ^b	416 ^a
2, 4	0–40	6	5,6 ^{ab}	5,4–5,8	2,7 ^{ab}	3520 ^a	79 ^a	340 ^a	10,3 ^a	69 ^{ab}
	40–80	6	5,2 ^{ab}	4,8–5,3	2,0 ^{ab}	1060 ^b	40 ^a	130 ^b	4,6 ^b	61 ^{ab}
	80–100	6	4,9 ^b	4,7–5,1	2,1 ^{ab}	500 ^b	28 ^a	78 ^b	3,8 ^b	82 ^{ab}

Keskiarvot, jotka on merkitty samalla kirjaimella, eivät eroa tilastollisesti merkitsevästi toisistaan ($P=0,05$).

1.3.3. Happaman sulfaattimaan määrittäminen

Kaksi GTK:n kolmen metrin syvyyteen tekemää kairauspistettä (Kuva 1, pisteet P1 ja P2) ja siinä yhteydessä otetuista maanäytteistä tehdyt määrittäykset osoittivat kentän olevan hapanta sulfaattimaan. Muokauskerroksen pH oli tehtyjen kalkitusten takia kummassakin mittauspisteessä GTK:n määrittämysten mukaan 5,4–5,7. Heti näytteenoton yhteydessä (*in situ*) mitattu pH laski syvemmälle mentäessä ruudulla 3 jo 50 cm:n syvyydessä koko profiilin alimpaan arvoon 3,6 (Kuva 7), mikä osoittaa tässä syvyydessä tapahtuvan sulfidien hapettumista rikkihapoksi. Koko 50–100 cm:n maakerros oli erittäin hapanta, ja sen pH oli alle 4,0. Ruudun 6 laidalla sama matalin pH (3,6) saavutettiin vasta 110 cm:n syvyydessä, ja pelto-oloissa hyvin hapanta kerros oli ohuempi kuin ruudulla 3. Mentäessä salaojasyvyyden alapuolelle maan pH kohosi molemmissa pisteissä samalla tavalla ja oli yli 6,0:n noin 150 cm:n tason alapuolella.



Kuva 7. Kahdesta pisteestä (Ruutu 3 ja ruudun 6 reuna, Kuvassa 1 pisteet P1 ja P2) eri syvyyksiltä otettujen maanäytteiden pH näytteenottohetkellä (tuore) ja kahdeksan viikon inkuboinnin jälkeen (ink).

Hapellisissa oloissa kosteana pidettyjen maanäytteiden pH laski GTK:n tekemissä määrittäyksissä kahdeksan viikon aikana kaikista syvyyksistä otetuissa näytteissä (Kuva 7). Muokauskerroksen näytteissä tapahtunut melko pieni lasku johtui todennäköisesti maan orgaanisen aineksen hapettumisesta. Ruudulla 3 näytteenoton yhteydessä 50 cm:n syvyydessä mitattu hyvin alhainen pH ei juuri laskenut inkuboinnin aikana, mikä osoittaa kaiken näytteessä olevan sulfidien hapettuneen rikkihapoksi jo pelto-oloissa. Kuvasta 7 nähdään, että kuitenkin jo 70 cm:n syvyydessä pH laski 1,5 yksikköä ja saavutti arvon pH 2,2. Syvemmällä maassa pH laski inkubaation aikana jopa yli 3 pH-yksikköä. Nämä tulokset osoittavat, että ruudun 3 maassa oli sulfidia noin 70 cm:n syvyydestä alkaen. Ruudun 6 reuna-alueelta 110 cm:n syvyydestä otetun näytteen pH laski inkuboinnin aikana 1,5 yksikköä, ja tässäkin näytteessä saavutettiin arvo 2,2. Näytteenoton yhteydessä mitattu matala pH ja pH:n huomattava lasku vielä inkuboinnin aikana osoittaa, että tässä näytteessä sulfidien hapettuminen oli hyvässä vauhdissa, ja näytteessä oli vielä huomattava määrä sulfidia jäljellä. Tulokset osoittavat tämän kairauspisteen maassa olevan sulfidia noin metrin syvyydestä alkaen.

Myös GTK:n määrittämät maan rikin kokonaispitoisuudet tukevat sitä, että maassa on sulfidia salaojasyvyyden alapuolella ja ruudulla 3 jonkin verran jopa lähempänä maan pintaa. Suurimmat rikkipitoisuudet (0,79–1,02 %) esiintyvät 120–140 cm:n syvyydessä kummassakin maassa. Ruudulla 3 jo 80–100 cm:n syvyydessä rikkiä oli 0,66 %, mutta ruudun 6 reuna-alueella tämän syvyyden rikkipitoisuus oli vain 0,03 %, mikä viittaa siihen, että mahdollinen sulfidimuotoinen rikki on tästä näytteestä jo hapettunut ja huuhtoutunut pois.

1.3.4. Maan luokittelu WRB-järjestelmän mukaan

Julkaistaessa Ruukin kentän tuloksia tieteellisissä sarjoissa on tarpeen ilmoittaa koekentän maalle kansainvälisesti ymmärrettävä maan nimi, joka ottaa kantaa maan ominaisuuksien lisäksi myös maassa tapahtuneisiin prosesseihin eli maannostumiseen. Tähän tarkoitukseen on käytettävissä Euroopan Unionin ja Kansainvälisen Maaperätieteellisten Seurojen Liiton (IUSS) suosittama World Reference Base for Soil Resources -luokittelujärjestelmä (IUSS Working Group WRB 2014), joka on laadittu 1990-luvun lopulla aiemman FAO:n ja Unescon mailman maaperäkartassa käyttämän järjestelmän pohjalle. Tämän järjestelmän perusteella kentän eri ruudut saavat seuraavat maannosnimet:

- Ruutu 1 ja 3 (osittain): Drainic Sapric Thionic **Histosols** (Sulfidic)
- Ruutu 2 and 4: Drainic Sapric **Histosols** (Sulfidic)
- Ruutu 5 ja 3 (osittain): Gleyic Histic **Umbrisols** (Drainic, Thionic, Sulfidic)
- Ruutu 6: Gleyic **Umbrisols** (Drainic, Thionic, Sulfidic)

WRB-järjestelmän kriteerien mukaan maa-aines, jossa on yli 20 % orgaanista hiiltä, on orgaanista maa-ainesta. Tämän vaatimuksen täyttävät Ruukin kentän ruudut 1, 2, 4, 5 ja osa ruudusta 3. Ruutu 6 ja osa ruudusta 3 ovat sen sijaan kokonaan kivennäismaata, vaikka ne suomalaisen luokituksen mukaan ovatkin multamaata. WRB-järjestelmän kriteerit edellyttävät, että pitkälle maatuneen orgaanisen maa-aineksen kerroksen pitää olla yli 40 cm:n syvyinen, jotta maa luokitellaan Histosols-maaksi, joka laajasti ottaen vastaa suomalaisen luokituksen turvemaita. Ruukin kentällä näin on selvästi asian laita ruuduilla 1, 2 ja 4, ja osittain myös ruudulla 3. Niinpä ne saavat maannosnimekseen Histosols. Vaikka ruudulla 5 ja osalla ruudusta 3 muokkauskerros on orgaanista maa-ainesta, kyseinen kerros on ohuempi kuin 40 cm, ja tästä syystä nämä alueet sijoittuvat Umbrisols-luokkaan, jolle on nimenomaan tyypillistä ohuen (10–40 cm) orgaanisen maa-aineksen kerros. Umbrisols-luokkaan kuuluvat myös maat, jotka ovat suomalaisessa luokituksessa erittäin runsasmultaisia (orgaanisen aineksen pitoisuus 12–19,9 %) tai ovat multamaiden vähähiilisemmässä päässä (orgaanisen aineksen pitoisuus 20–34 %). Niinpä ruutu 6 ja osa ruudusta 3 saa maannosnimekseen Umbrisols. Kentän ruudut voidaan siis jakaa kahteen ryhmään, Histosols (ruudut 1, 2 ja 4) ja Umbrisols (ruudut 3, 5 ja 6). Vaikka osalla ruudusta 3 on syvempi orgaanisen aineksen kerros, se on kuitenkin siinä määrin ohut ja pienialainen (ks. kuva 4), että pääjaottelussa sijoittaminen Umbrisols-luokkaan on perusteltua. Histosols ja Umbrisols ovat siis ne pääluokat, joilla Ruukin kentän ruutuja voi kansainvälisesti ymmärrettävällä tavalla luonnehtia.

Edellä mainitut päänimet voivat saada attribuutteja, jotka antavat lisätietoja maan ominaisuuksista. Jokaisella attribuutilla on tarkat kriteerit. Kaikki ruudut saavat attribuutin Drainic, koska niissä on ihmisen tekemä kuivatusjärjestelmä. Histosols-pääloukassa Sapric kertoo sen, että orgaaninen aines on pitkälle maatunutta; Umbrisols-loukassa kyseistä attribuuttia ei käytetä. Thionic-attribuutti ilmaisee sen, että maassa on sulfidien hapettumisen aiheuttama erittäin hapan (<pH 4) kerros. Vaikka tätä seikkaa ei täsmällisesti tutkittu, viljavuusanalyysin tulokset viittaavat siihen, ettei tämä kriteeri täyty ruuduilla 2 ja 4, mutta ruuduilla 1, 3, 5 ja 6 Thionic-attribuutti on paikallaan. Vaikka sulfidien esiintymistä kaikkien ruutujen pohjamaassa ei tutkittu,

voidaan olettaa Sulfidic-attribuutin kuuluvan jokaisen ruudun luonnehdintaan, koska runsas sulfidien esiintyminen kentän eri laidoilla sijainneissa kairauspisteissä tuli mittauksin todetuksi. Attribuutti Gleyic viittaa vedellä kyllästyneeseen ja väriltään harmaaseen kivennäismaahan. Tätä attribuuttia ei käytetä Histosols-mailla, koska jo eloperäisen maa-aineksen runsas esiintyminen kertoo vedellä kyllästyneistä oloista.

On ilmeistä, että edellä esitetty ruutukohtainen maannosluokittelu on tarpeettoman hienojakoinen, vaikka se ilmaiseekin maan ominaisuudet täsmällisesti. Selkeyden vuoksi voidaan käyttää seuraavaa yleisluontoisempaa luokittelua:

- Ruudut 1, 2 ja 4: Drainic Sapric Histosols (Sulfidic)
- Ruudut 3, 5 ja 6: Gleyic Umbrisols (Drainic, Thionic, Sulfidic)

1.4. Tulosten tarkastelu

Ruukin kentällä on tarkoitus tehdä vesitaloudellisia kokeita ja käyttää säätösalaajitusta pohjaveden pinnan pitämiseksi eri korkeuksilla. Jotta tämä olisi käytännössä mahdollista, ruutujen pitää olla suuria, sillä ruutuja ei ympäröity veden sivuttaissuuntaista virtausta estävällä muovikalvolla, niin kuin tehtiin Söderjärdenin kentällä Mustasaassa (Österholm ym. 2015). Ruukin 19,6 hehtaarin laajuinen kenttä on tasainen, ja se näyttää maan pinnalta katsoen tasalaatuiselta. Näin onkin monessa mielessä asian laita: 1) Kaikkien ruutujen muokkauskerros on eloperäistä maa-ainesta tai hiilipitoisuudeltaan lähellä sitä, 2) eloperäisen maa-aineksen kerros on melko ohut, ja salaajat ovat kaikilla ruuduilla selvästi kivennäismaassa, 3) kaikkien ruutujen maa-aines sisältää ainakin salaajien alapuolella sulfidipitoista maa-ainesta, ja koko pelto on hapanta sulfaattimaata, 4) kaikkien ruutujen pohjamaassa salaajien alapuolella on runsaasti ammoniumtyyppiä, ja 5) pohjamaan maa-aines on aistinvaraisen määrityksen perusteella kaikilla ruuduilla melko savespitoista. Ruutujen maan ominaisuuksissa on kuitenkin myös useita eroja: 1) Eloperäisen maa-aineksen kerroksen syvyys ja hiilipitoisuus maan pinnassa vaihtelee, 2) happaman sulfaattimaan ominaisuuksien esiintymisen voimakkuus vaihtelee ruudulta toiselle, ja 3) eloperäisen maa-aineksen ja savisen pohjamaan välillä olevan karkeamman maa-aineksen paksuus vaihtelee kentän eri osissa. Nämä yhtäläisyydet ja erot pitää ottaa huomioon kentällä saatavia tuloksia tarkasteltaessa.

Ruudut 1, 2 ja 4 muodostavat yhtenäisen alueen, jossa eloperäisen maa-aineksen kerroksen syvyys on 50–80 cm. Näillä ruuduilla maan hiilipitoisuus on muokkauskerroksessa noin 24 % ja orgaanisen aineksen pitoisuus (1,732 x hiilipitoisuus) noin 41 %, eli pelkästään muokkauskerrosta tarkasteltaessa maa tulee juuri ja juuri luokitelluksi turvemaaksi. Muokkauskerroksen alla on kuitenkin 20–40 cm:n paksuinen kerros, jonka hiilipitoisuus on 40–49 %, ja orgaanisen aineksen pitoisuus 70–85 % maan massasta. On mahdollista, että muokkauskerroksen orgaanisen aineksen pitoisuus on alentunut, 1) jos pellolle on levitetty maanparannustarkoituksessa muualta tuotua kivennäismaata, 2) kun pellolle on levitetty varsinkin syvien valtaojien kaivamisen yhteydessä noussutta kivennäismaa-ainesta, ja 3) kun muokkauskerroksen orgaanista ainesta on hapettunut ja hiiltä on poistunut hiilidioksidina (CO₂), kivennäisaineksen osuus muokkauskerroksessa on noussut. Myös pienellä osalla ruudusta 3 on noin 40 cm syvä eloperäisen maan kerros, mutta valtaosa tästä ruudusta on samantapaista kuin ruudut 5 ja 6, joissa eloperäisen maa-aineksen kerros rajoittuu vain muokkauskerrokseen (ruutu 5), tai muokkauskerros on multamaata (ruutu 6). Kentän kolme ruutua (1, 2 ja 4) muodostavat alueen, jolla on syvempi eloperäisen maa-aineksen kerros ja suuremmat hiilivarat kuin kolmella muulla ruudulla (3, 5 ja 6). Tämä ero rinnastuu koekäsittelyyn. Myös WRB-järjestelmän mukaiset maannosnimet (Histosols – Umbrisols) ilmaisevat kentän kahden alueen keskeisen eron selkeästi ja kansainväliseen

julkaisutoimintaan sopivalla tavalla. Tällä kentällä voidaan siis tutkia eloperäisen maa-aineksen kerroksen syvyyden vaikutusta valumavesien laatuun ja ilmakehään meneviin päästöihin. On kuitenkin pidettävä mielessä, että eloperäisen maa-aineksen kerros on melko ohut koko kentän alueella, myös ruuduilla 1, 2 ja 4, sillä salaojat sijaitsevat kauttaaltaan kivennäismaassa.

GTK:n tekemien kairausten (GTK 2021) perusteella happamat sulfaattimaat ovat yleisiä koko Siikajokilaaksossa, ja useimmat tutkimusaseman pelloilla tutkitut pisteet todettiin kartoituksessa happamiksi sulfaattimaiksi. Koska myös nyt tarkasteltavan koekentän kahdella laidalla olevien pisteiden todettiin olevan hapanta sulfaattimaata, voidaan perustellusti olettaa koko kentän olevan hapanta sulfaattimaata, vaikka syväturpeisemmalla osalla (ruudut 1, 2 ja 4) ei näitä tutkimuksia ole valitettavasti vielä tehty. Kahden kairauspisteen perusteella sulfidipitoista pohjamaata esiintyy vähintään salaojien tasosta alaspäin, ruudulla 3 myös jonkin verran myös salaojien tason yläpuolella. On ilmeistä, että sulfidia on ollut aikaisemmin myös lähempänä maan pintaa, mihin viittaa 50 cm:n syvyydessä ruudulla 3 sijainnut tuoreen maan minimi-pH 3,6. Tältä syvyydeltä sulfidi on hapettunut rikkihapoksi maankuivatuksen jälkeen, ja helpoliukoinen sulfaattirikki on suureksi osaksi huuhtoutunut pois. Maan pH ei kuitenkaan huuhtoutumisen seurauksena juurikaan nouse siitä tasosta, jolle se on sulfidien hapettumisen jälkeen laskenut. On tyypillistä, että sulfaattimailla happamimman kerroksen rikkipitoisuus on melko pieni, ja rikkipitoisuus kasvaa jyrkästi mentäessä syvempiin sulfidimuotoista rikkiä sisältäviin kerroksiin (esim. Hartikainen & Yli-Halla 1986, Joukainen & Yli-Halla 2003, Boman ym. 2010). Ruukin kentän pohjamaassa mitatut rikin kokonaispitoisuudet (max. 1,0 %) ovat melko korkeita verrattuna Suomessa yleensä mitattuihin pitoisuuksiin, jotka ovat Limingassa, Ilmajoella, Ylistarossa, Lapualla, Helsingissä ja Mustasaarella tyypillisesti olleet luokkaa 0,3–0,6 % (Esim. Yli-Halla 1997, Joukainen & Yli-Halla 2003, Paasonen-Kivekäs & Yli-Halla 2005), joskin korkeampiakin pitoisuuksia on mitattu merenrantapenkereillä ja äskettäin viljelykseen otetuilla viljelyksillä (1,4–1,7 %) (esim. Hartikainen & Yli-Halla 1986, Boman ym. 2010) tai pelloilla, joilla riittävä kuivatussyvyys on saatu aikaan pumppauksella kuten Viikin Patoniityllä Helsingissä (2,1 %, Virtanen ym. 2014), Söderfjärdenissä lähellä Vaasaa (1,4 %, Nordmyr ym. 2008) ja Rintalan pengerrysalueella Ilmajoella (1,04 %, Österholm & Åström 2002). Monissa pitkään viljeltyissä maissa sulfidikerroksia esiintyy vasta syvemmillä (1,8–2,0 m maan pinnasta) kuin Ruukin pellolla (esim. Joukainen & Yli-Halla 2003, Boman ym. 2010). Ruukissa melko lähellä pintaa olevat sulfidikerrokset yhdistettynä niiden korkeahkoon sulfidipitoisuuteen merkitsevät sitä, että tämä pelto voi tuottaa valumavesiin suurta happamuuskuormitusta, jos pohjaveden pinta pääsee pysyvästi laskemaan salaojasyvyyttä alemmaksi. Sen takia voidaan olettaa, että tällä pellolla säätosalaojituksella ja varsinkin säätökastelulla pystytään jokivesien happamoitumisongelmaa hillitsemään ainakin jossain määrin.

Ruukin pellon syvemmissä kerroksissa, nimenomaan salaojien alapuolisessa maassa, olevan runsaan ammoniumtyypen määrän on todettu olevan happamille sulfaattimaille tyypillinen piirre (Paasonen-Kivekäs & Yli-Halla 2005, Šimek ym. 2011). Hapettomissa oloissa ammoniumtyppi ei muutu nitraatiksi vaan voi sitoutua maan kationinvaihtopaikoille. On toistaiseksi epäselvää, missä määrin nämä typpivarat ovat kasveille käyttökelpoisia ja missä määrin ne tuottavat tyypeä valumavesiin. Toukokuussa kevätkuivun jälkeen otettujen maanäytteiden ammoniumtyypen pitoisuudet olivat erityisen suuret Ruukin kentän syväturpeisemmassa osassa, mutta nitraattityypen pitoisuudet olivat kauttaaltaan pieniä.

Eloperäisen kerroksen alapuolella olevan kivennäismaan lajitekoostumuksella (tekstuurilla) on vaikutusta veden liikkeisiin maassa. Syväturpeisemmillä ruuduilla 1 ja 2 eloperäisen maa-aineksen alla oli vain 40–60 cm paksuinen kerros karkeampaa kivennäismaata ennen syvemmillä (100–120 cm) olevia savikerroksia. Sen sijaan kentän toisessa päässä olevilla ruuduilla 5 ja 6 savikerrokset tulivat vastaan vasta 180–190 cm:n syvyydessä. Näillä ruuduilla ohuen eloperäisen

kerroksen alla oleva kivennäismaa-aines oli ainakin yläosassa (20–100 cm) karkeampaa kuin ruuduilla 1 ja 2, ja ruudulla 3 näillä syvyyksillä esiintyi jopa hiekan karkeusastetta olevaa maa-ainesta. Savikerrosten tarkkaa alkamissyvyyttä ei tosin pystyä vielä sanomaan, koska kentältä ei ole tehty mekaanisia maa-analyysyjä. Näyttää kuitenkin siltä, että kentän ruuduilla 3, 4 ja 5 maan karkeampi lajitekoostumus ja paksummat karkeamman maa-aineksen kerrokset johtavat tehokkaampaan maan ilmanvaihtoon, nopeampaan maan kuivumiseen ja veden liikkumiseen maassa verrattuna ruutuihin 1 ja 2, todennäköisesti myös ruutuun 4, verrattuna.

1.5. Johtopäätökset

Ruukin 19,6 ha:n laajuinen koekenttä on tyypillistä Pohjois- ja Keski-Pohjanmaan rannikon turvemaata, jossa turvekerros on melko ohut. Tämän kentän kuudella ruudulla turvekerroksen paksuus on enimmillään 80 cm. Kolmella kentän syväturpeisemmalla osalla sijaitsevalla ruudulla turvekerros on 40–80 cm paksu, ja kolmella muulla ruudulla tätä ohuempi. Salaojat ovat siis selkeästi kivennäismaakerroksessa. Jokaisella ruudulla on säätösaloituksen mahdollisuus. Turvekerroksen alla on karkeaa hietaa. Maa muuttuu hienojakoisemmaksi syvemmälle mentäessä siten, että syväturpeisemmassa osassa hiesusavi alkaa noin metrin syvyydessä ja ohutturpeisemmassa osassa noin 1,8 metrin syvyydessä. Pohjamaa on sulfidipitoista noin metrin syvyydestä alkaen. Kaikkien kuuden ruudun salaojavedet voidaan kerätä erikseen, veden määrä voidaan mitata ja vedestä voidaan ottaa valuntapainotteisia vesinäytteitä. Pintavaluntaa voidaan kerätä yhdeltä ruudulta.

Kentän maaperän analysointi on vielä kesken, sillä mekaanista maa-analyysiä (raekokojakauma) ei ole tehty, vaan käsitys pohjamaan maalajista perustuu aistinvaraiseen määrittelyyn. Rikkimäärittelyksiäkin on tehty vain kahdesta kohdasta, joista kumpikaan ei sijaitse kentän syväturpeisemmalla osalla. Sulfidipitoisen maa-aineksen alkamissyvyys kentän eri osissa tunnetaan vain likimääräisesti. Näiden tietojen hankkimista pitää jatkaa eri projektien antamien mahdollisuuksien mukaan.

Vaikka koko kenttä on ohutturpeinen, ruuduittain vaihteleva turvekerroksen paksuus mahdollistaa tämän muuttujan käyttämisen koetekijänä. Onnistunut koesuunnittelu vaatii maan ominaisuuksien huomioon ottamista varsinaisten koekäsittelyjen sijoittelussa. Vaarana on se, että varsinaisten koekäsittelyjen vaikutus peittyi turvekerroksen paksuudesta johtuvien vaikutusten alle.

Viitteet

- AnaEE 2021. European Network of Platforms for Analysis and Experimentation on Ecosystems. <https://platforms.anaee.eu/research-platform-index/10052-5/>. Vierailtu 19.3.2021.
- Boman, A., Åström, M., Fröjdö, S. & Backlund, K. 2010. Impact of isostatic land uplift and artificial drainage on oxidation of brackish-water sediments rich in metastable iron sulfide. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 74: 1268–1281
- Duxbury, J.M. & Beverly, J.H. 1978. Nitrogen and phosphorus losses from organic soils. *Journal of Environmental Quality* 7: 566–570.
- Edén, P., Weppling, K. & Jokela, S. 1999. Natural and land-use induced load of acidity, metals, humus and suspended matter in Lestijoki, a river in western Finland. *Boreal Environment Research* 4: 31–43.

- Esala, M.J. 1995. Changes in the extractable ammonium-nitrogen and nitrate-nitrogen contents of soil samples during freezing and thawing. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 26: 61–68.
- GTK 2021. Geological Survey of Finland. Data sets and on-line services. Acid sulfate soils. <https://gtkdata.gtk.fi/hasu/index.html>. Vierailtu 25.5.2021.
- Hartikainen, H. 2016. Maalajit. Teoksessa: Paasonen-Kivekäs, M., Peltomaa, R., Vakkilainen, P. & Äijö, H. (toim). Maan vesi- ja ravinnetalous. Salaojayhdistys ry. Toinen täydennetty painos. Helsinki. s. 23–30.
- Hartikainen, H. & Yli-Halla, M. 1986. Oxidation-induced leaching of sulphate and cations from acid sulphate soils. *Water, Air and Soil Pollution* 27: 1–13.
- Huhta, H. & Jaakkola, A. 1993. Viljelykasvin ja lannoituksen vaikutus ravinteiden huuhtoutumiseen turvemaasta Tohmajärven huuhtoutumiskentällä v. 1983–87. Maatalouden tutkimuskeskus. Tiedote 20/93. 66 s.
- IPCC 2014. 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands, Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M., & Troxler, T.G. (toim.). IPCC, Switzerland. <https://www.ipcc.ch/publication/2013-supplement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories-wetlands/>. Vierailtu 15.3.2020.
- IUSS Working Group WRB 2014. World Reference Base for Soil Resources 2014. World Soil Resources Reports 106. FAO, Rome. 192 s.
- Joukainen, S. & Yli-Halla, M. 2003. Environmental impacts and acid loads from deep sulfidic layers of two well-drained acid sulfate soils in western Finland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 95: 297–309.
- Kløve, B., Sveistrup, T.E. & Hauge, A. 2010. Leaching of nutrients and emission of greenhouse gases from peatland cultivation at Bodin, Northern Norway. *Geoderma* 154: 219–232.
- Myllys, M. & Sinkkonen, M. 2004. Viljeltyjen turve- ja multamaiden pinta-ala ja alueellinen jakauma Suomessa. Summary: The area and distribution of cultivated organic soils in Finland. *Suo – Peat and Mires* 55: 53–60.
- Nieminen, M. & Jarva, M. 1996. Phosphorus adsorption by peat from drained mires in southern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 11: 321–326.
- Nordmyr, L., Boman, A., Åström, M. & Österholm, P. 2006. Estimation of leakage of chemical elements from boreal acid sulphate soils. *Boreal Environment Research* 11: 261–273
- Paasonen-Kivekäs, M. & Yli-Halla, M. 2005. A comparison of nitrogen and carbon reserves in acid sulphate and non-acid sulphate soils in western Finland. *Agricultural and Food Science* 14: 57–69.
- Peltomaa, R. & Veijalainen, V. 1986. Ochre and subsurface drainage in Finland. Proceedings of International Seminar on Land Drainage, Helsinki 9.–11.6.1986. s. 348–355. <https://www.tukisaatio.fi/tietopankki/1112/ochre-and-subsurface-drainage-in-finland/>. Vierailtu 2.1.2021.

- Purokoski, P. 1959. Rannikkoseudun rikkipitoisista maista. Referat: Über die schwefelhaltigen Böden an der Küste Finlands. *Agrogeologia Julkaisuja* 74, Helsinki. 27 s.
- Puustjärvi, V. & Juusela, T. 1952. On rust precipitates present in drainage pipes and on the means of preventing their formation. *Acta Agriculturae Scandinavica* 2: 131–152.
- Regina, K., Heikkinen, J. & Maljanen, M. 2019. Greenhouse gas fluxes in agricultural soils in Finland. In N. Shurpali, N., Agarwal, A.K. & Srivastava, V.K. (eds.): *Greenhouse gas emissions: Challenges, Technologies and Solutions*. Book series Energy, Environment and Sustainability. Springer. p. 7–22
- Riddle, M. 2018. Phosphorus leaching from Swedish arable organic soils. Doctoral dissertation. Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences, Department of Soil and Environment. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala. 83 s.
- Saarela, I. 2008. Estimating bioavailable reserves and potential leaching of soil P by simple chemical tests. *NJF Seminar Phosphorus management in Nordic-Baltic agriculture – reconciling productivity and environmental protection*. *NJF Reports* 4(4): 166–170. <https://orgprints.org/15044/1/njffosfor.pdf>
- Sandmeier, K.J. 2016. ReflexW (Computer Software). Sandmeier Software. <https://www.sandmeier-geo.de/>
- Šimek, M., Virtanen, S., Krištůfek, V., Simojoki, A. & Yli-Halla, M. 2011. Evidence of rich microbial communities in subsoil of boreal acid sulfate soil conducive to greenhouse gas emissions. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 140: 113–122.
- Soil Survey Staff 2014. *Keys to Soil Taxonomy*, 12th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.
- Soini, S. & Virri, K. 1968. Oulu-Liminka. *Agrogeologia karttoja* 23. *Annales Agriculturae Fenniae* 7, Supplement 2. 100 s.
- Urvas, L. 1976. Ruukki-Lumijoki. *Agrogeologia karttoja* 28. *Annales Agriculturae Fenniae* 15, Supplement 1. 26 s.
- Viljavuuspalvelu 2021. Viljavuustilastot. Eurofins Viljavuuspalvelu Oy. <http://www.tuloslaari.fi/index.php?id=41>. Vierailtu 18.1.2022.
- Virtanen, S., Simojoki, A., Hartikainen H. & Yli-Halla, M. 2014. Response of pore water Al, Fe and S concentrations to waterlogging in a boreal acid sulphate soil. *Science of the Total Environment* 485–486:130–142.
- Vuorinen, J. & Mäkitie, O. 1955. The method of soil testing in use in Finland. *Agrogeologia Julkaisuja* 63: 1–14. Helsinki.
- Äijö, H., Paasonen-Kivekäs, M., Myllys, M., Nurminen, J., Turunen, M., Salo, H., Warsta, L., Koi-vusalo, H., Sikkilä, M., Alakukku, L. & Puustinen, M. 2016. The effect of additional sub-surface drainage on water discharge and nutrient load on clay soil. In: Strock, J.F. (eds.), *Proceedings of the 10th International Drainage Symposium, 7–9 Sept., 2016 Minneapolis, Minnesota*. American Society of Agricultural and Biological Engineers ASABE, St Joseph, Minnesota, USA.

- Österholm, P., Virtanen, S., Rosendahl, R., Uusi-Kämpä, J., Ylivainio, K., Yli-Halla, M., Mäensivu, M. & Turtola, E. 2015. Groundwater management of sulfide bearing farmlands using bypass flow prevention and subsurface irrigation. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B, Plant and Soil Sciences* 65, Supplement 1: 110–120.
- Österholm, P. & Åström, M. 2002. Spatial trends and losses of major and trace elements in agricultural acid sulphate soils distributed in the artificially drained Rintala area, W. Finland. *Applied Geochemistry* 17: 1209–1218.

2. Typen, fosforin ja hiilen huuhtoutuminen ohutturpeiselta viljelymaalta

Markku Yli-Halla¹, Timo Lötjönen², Jarkko Kekkonen², Seija Virtanen³, Hannu Marttila⁴, Jarmo Mikkola⁴ ja Erkki Joki-Tokola²

¹Maataloustieteiden osasto, Viikinkaari 9, PL 56, 00014 Helsingin yliopisto

²Luonnonvarakeskus (Luke), Paavo Havaksen tie 3, 90570 Oulu

³Salaojituksen Tukisäätiö sr., Simonkatu 12 B 25, 00100 Helsinki

⁴Vesi- ja ympäristötekniikka, PL 8000, 90014 Oulun yliopisto

⁵Luonnonvarakeskus (Luke), Latokartanonkaari 9, 00790 Helsinki

Tiivistelmä

Ruukin ohutturpeisella kentällä mitattiin salaojavalunnan määrää ja kemiallista koostumusta kahden hydrologisen vuoden ajan. Ensimmäinen vuosi oli normaalisateinen ja toinen vuosi oli tavanomaista kuivempi. Syväturpeisemmilta (40–80 cm) ruuduilta tullessa salaojavedessä oli suurempi typpipitoisuus (7,1 mg l⁻¹) kuin ohutturpeisemmilta (15–20 cm) ruuduilta purkautuneessa vedessä (4,2 mg l⁻¹). Valunnan määrä näytti vaikuttavan huomattavasti nimenomaan typpikuormituksen suuruuteen. Salaojavedessä tullut typpikuormitus syväturpeisilta ruuduilta oli kahtena vuonna 19,6 ja 10,9 kg ha⁻¹ ja ohutturpeisilta 11,1 ja 7,5 kg ha⁻¹. Tällä tasaisella (kaltevuus 0,2 %) kentällä pintavaluntaa on vähän, ja salaojaveden arvioitiin sisältäneen 85–95 % kokonaiskuormituksesta. Salaojaveden kokonaisfosforin pitoisuus oli samaa tasoa kaikilla ruuduilla (0,28 mg l⁻¹), mutta syväturpeisemmalla alueella veteen liunneen fosfaattifosforin osuus oli suurempi. Fosforikuormitus oli 0,26–0,44 kg ha⁻¹, josta pintavalunnan osuuden arvioitiin pelon tasaisuuden takia olleen vain 8–24 %. Fosforin huuhtoutuminen oli vähäistä, koska rautapitoinen pohjamaa todennäköisesti sitoi vajoveden fosforia tehokkaasti. Koekenttä on kauttaaltaan hapanta sulfaattimaata, mikä näkyi siinä, että salaojaveden rikkipitoisuus oli yli 10-kertainen verrattuna maihin, jotka eivät ole hapanta sulfaattimaata. Salaojaveden pH laski ajoittain alle pH 4:n kuitenkin vain ruudulla, jonka turvekerros oli ohuin tai jo muuttunut multa- maaksi. Turvekerros saattaa suojata pohjamaan sulfidia hapettumiselta.

2.1. Johdanto

Eloperäiset maat sijaitsevat yleensä maaston alavissa kohdissa, jotka ovat luontaisesti märkiä. Näihin kohtiin on muodostunut turvekerroksia, kun hapen puute vedellä kyllästyneessä maassa on estänyt kasvinjätteiden hajotuksen. Ilmavassa, hapellisessa maassa mikrobisto käyttää kuollutta kasviainesta hiilen ja energian lähteenään ja käyttää myös kasviaineksen muita ravinteita omiin elintoimintoihinsa. Vedellä kyllästyneessä maassa tämä hajotustoiminta hidastuu tai estyy, ja orgaaninen aines ja sen sisältämät ravinteet kertyvät maahan. Kun tällainen maa otetaan viljelykäyttöön ja ojitetaan, maan ilmanvaihto paranee, ja maahan kertyneen orgaanisen aineksen hajotustoiminta pääsee vauhtiin. Eloperäisissä maissa voi vapautua huomattava määrä typpeä kasveille käyttökelpoiseen muotoon, mistä syystä eri kasvien typpilannoitusosuudet ovat eloperäisillä mailla pienemmät kuin kivennäismailla. Turvemaat ovat yleensä luontaisesti happamia, mikä osaltaan heikentää maan mikrobitoimintaa. Kalkitus puolestaan vauhdittaa eloperäisen aineksen hajotustoimintaa, koska pH:n kohoaminen vilkastuttaa maan mikrobitoimintaa (Ivarson 1977). Myös muokkaus edistää orgaanisen aineksen hajotustoimintaa, koska se lisää maan ilmavuutta.

Maan eloperäisen aineksen typpi sisältyy suureksi osaksi valkuaisaineisiin, joissa se on aminomuodossa ($-NH_2$). Valkuaisaineista se vapautuu niistä ammoniakkinä (NH_3). Typen vapautumista orgaanisesta muodosta epäorgaaniseen muotoon kutsutaan typen mineralisaatioksi. Typpi muuttuu happamassa maassa ammoniummuotoon (NH_4^+), jollaisena se voi sitoutua maan negatiivisesti varautuneille kationinvaihtopaikoille. Vedellä kyllästyneessä ja/tai happamassa maassa ammoniumtyppi säilyy sellaisenaan, mutta hapellisissa ja lievästi happamissa tai neutraaleissa oloissa ammonium muuttuu mikrobiologisessa nitrifikaatioprosessissa nitraatiksi (NO_3^-). Nitraattimuotoinen typpi ei juurikaan sitoudu maahan, koska maassa on hyvin vähän positiivisesti varautuneita kohtia, joihin tämä negatiivisesti varautunut ioni voisi tarttua.

Typpeä voi huuhtoutua maasta vain silloin, kun kaksi ehtoa täyttyy samanaikaisesti: 1) maan huokosvedessä on oltava runsaasti nitraattimuotoista typpeä ja 2) on oltava valunutta. Kevätlannoitus levitetään maahan yleensä kevätkuukausien päätyttyä, ja viljelykasvit ottavat lannoitusaineista ja maan orgaanisesta aineksestä kasvukauden aikana vapautuvan typen yleensä tehokkaasti. Kesän aikana rankatkaan sateet eivät juuri saa aikaan valunutta, koska haihdunnan takia maassa on sadevedelle vapaata varastotilaa. Typpeä huuhtoutuu maasta lähinnä syysateiden ja kevätkuukausien aikana, jos orgaanisesta aineksestä vapautunutta tai lannoitusaineissa maahan lisättyä typpeä on jäänyt kasveilta käyttämättä. Jos viljelykasvi korjataan esimerkiksi elokuussa, syksyllä maan eloperäisestä aineksestä vapautuu typpeä vielä useiden kuukausien ajan. Se on alttiina huuhtoutumiselle, ellei pellossa kasva mitään ennen seuraavaa kasvukautta. Tällainen tilanne on kevätkuukausien viljelyssä, ellei viljan alle ole kylvetty nurmen siementä tai varsinaisia kerääjäkasveja, jotka jatkaisivat ravinteiden ottamista viljan korjuun jälkeen. Myös kasvava nurmi ottaa typpeä pitkälle syksyyn. Lannan syyslevitys on viljelytoimi, jossa peltoon tulee huomattava määrä ravinteita kasvukauden ulkopuolella. Tiloilla, joilla on peltoalaan nähden runsaasti lantaa, syyslevityksen säilyminen sallittuna on erityisen toivottavaa. On tarpeen saada lisätietoja syksyllä kasvavaan nurmeen tapahtuvan lietelannan levityksen aiheuttaman vesistökuormituksen suuruudesta.

Koska turvemaiden eloperäisen maidan varasto on suuri, siitä voi vapautua typpeä syksylläkin enemmän kuin kivennäismaista. Ilmastonmuutos on jo johtanut syksyjen lämpenemiseen, mikä edistää myös typen mineralisaatiota ja voi periaatteessa johtaa runsaampaan typen huuhtoutumiseen kuin kivennäismailla. Toistaiseksi ei ole kuitenkaan mittaustietoa siitä, kuinka paljon typpeä ohutturpeiselta viljelymaalta huuhtoutuu. Ainoat tutkimustulokset turvemaalta tapahtuvan typen huuhtoutumisen suuruudesta ovat paksutturpeiselta (2–3 m turvekerros) pellolta Tohmajärveltä (Huhta & Jaakkola 1993). Sen sijaan länsirannikon turvemaat ovat valtaosin ohutturpeisia (Soini & Virri 1968, Urvas 1976), jolloin niiden orgaanisen aineksen ja typen varasto on paljon pienempi, jolloin huuhtoutuvan typen määräkin voi olla vähäisempi.

Monissa Pohjanmaan rannikon turvemaissa on sulfidipitoinen pohjamaa. Ne ovat siis myös happamia sulfaattimaita. Tällaiset maat ovat yleisiä ainakin Siikajoen, Lestijoen ja Kyrönjoen valuma-alueilla. Sulfaattimaiden syvemmissä kerroksissa on yleisesti havaittu olevan suuret ammoniumtypen varat (Paasonen-Kivekäs & Yli-Halla 2005, Yli-Halla ym. 2020). Pohjanmaan rannikon jokivesien seurannassa on havaittu suurehkoja typpipitoisuuksia (Rekolainen 1989), mutta ei ole suoranaista näyttöä niiden yhteydestä happamiin sulfaattimaihini, sillä kyse voi olla myös turvemaiden eloperäisen aineksen hajoamisesta johtuvasta kuormituksesta, tai molemmista.

Orgaaninen aines koostuu pääosin hiilestä, timestä, rikistä, vedystä, hapestä ja fosforista, jotka ovat orgaanisten yhdisteiden rakenneosia. Tällainen aines sitoo heikosti epäorgaanista, sulfaattimuotoista (PO_4^{3-}) fosforia. Maan orgaaninen aines sisältää kuitenkin yleensä eri tavoin siihen sitoutuneita metalleja, etenkin rautaa ja alumiinia, jotka puolestaan sitovat fosforia tehokkaasti. Turvemaanäytteiden fosforinsitomiskyky onkin suuresti riippuvainen turpeen rauta-

ja alumiinipitoisuudesta (Kaila 1959, Nieminen & Jarva 1996). Turpeen fosforin sitomiskyky on yleensä kuitenkin pienehkö, ja paksuturpeiselta viljelymaalta on todettu huuhtoutuvan fosforia enemmän kuin kivennäismailta (Huhta & Jaakkola 1993). Tästä syystä etenkin rahkaturvemaiden fosforilannoitusosuudet ovat pienemmät kuin kivennäismaiden.

On tyypillistä, että turvemaista puhutaan yhtenä kokonaisuutena, koska niiden moninaisuudesta huolimatta erilaisilta turvemailta tulevasta vesistökuormituksesta ei ole olemassa paljonkaan mitattua tietoa. Paksuturpeisten maiden heikolla fosforinsitomiskyvyllä on esimerkiksi perusteltu arveluja siitä, että lannan levitys kaikille turvemaille johtaisi suureen vesistön fosforikuormitukseen. Toistaiseksi ei ole olemassa tutkimustuloksia tämän olettamuksen tueksi tai sitä vastaan.

Pelto luokitellaan turvemaaksi, jos sen muokkauskerroksessa on vähintään 40 % orgaanista ainesta. Turvemaan muokkauskerroksessa voi siis olla jopa 60 % epäorgaanista maa-ainesta, jonka fosforinpidätyskyky on yleensä orgaanista ainesta suurempi. Turvekerroksen epäorgaanisen aineksen osuus vaikuttaa siis huomattavasti sen fosforinsitomiskykyyn. Vaikka kivennäismailla valtaosan fosforista katsotaan yleensä huuhtoutuvan pintavalunnassa, asia voi olla toisin tasaisilla turvemaidella, joilla pintavalunnan suuruus jää pieneksi kaltevampiin peltoihin verrattuna. Tästä syystä salaojavesien merkitys turvemaiden fosforikuormituksessa voi olla kivennäismaita suurempi.

Toinen merkittävä vajoveden fosforipitoisuuteen vaikuttava tekijä on turvekerroksen syvyys, johon viljavuustutkimuksessa annettava maalajinimi ei ota kantaa. Voidaan kuitenkin olettaa, että turvekerroksen paksuudella on vaikutusta siihen, paljonko fosforia maasta salaojavesien mukana huuhtoutuu. Ohutturpeisella pellolla 1,0–1,3 metrin syvyyteen asennettavat salaojat ovat selkeästi kivennäismaa-aineksen ympäröimät. Ennen päätymistään salaojiin valumavedet ovat siis kontaktissa usein useita kymmeniä senttimetrejä paksun kivennäismaakerroksen kanssa, jolloin vajoveden sisältämää fosforia voi sitoutua maa-ainekseen. Sen sijaan paksuturpeisella maalla salaojatkin voivat sijaita turvekerroksessa, jolloin samanlaista fosforin sitoutumismahdollisuutta ei ole, ja fosforin huuhtoutumisen salaojavesissä voi olettaa olevan runsaampaa. Turvekerroksen syvyyden vaikutuksesta fosforin huuhtoutumiseen ei kuitenkaan ole tutkittua tietoa.

Maasta lähtee valumaveden mukana myös orgaanista ainesta (Manninen ym. 2018), eniten nimenomaan turvemaista. Onkin tyypillistä, että valuma-alueilla, joilla on paljon turvemaita, joki-vedet ovat humuksen ruskeaksi värjäymiä. Veden mukana maasta poistuvan orgaanisen aineksen määrästä on tarpeen saada tietoa, jotta eri reittejä maasta poistuvan hiilen määrästä saadaan totuudenmukainen kvantitatiivinen käsitys ja päästään arvioimaan esimerkiksi sitä, miten merkittävää hiilen huuhtoutuminen on verrattuna ilmaan meneviin hiilidioksidimääriin. Veden mukana maasta pois kulkeutuvassa orgaanisessa aineksessa on myös typpeä ja fosforia, joiden määrästä tarvitaan mitattua tietoa eloperäiseltä maalta tulevan kokonaiskuormituksen selvittämiseksi.

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli tiedon tuottaminen ohutturpeiselta viljelymaalta tulevan vesistökuormituksen suuruudesta. Raportin tässä luvussa esitetään ensimmäiset tulokset Ruukin vuonna 2016 perustetulta koekentältä saaduista tuloksista, jotka koskevat typen, fosforin ja orgaanisen aineksen huuhtoutumista. Pääpaino on salaojavesissä, koska pintavaluntaa oli ylipäätään vähän ja siitä saatiin vain harvoja näytteitä. Syksystä 2016 syksyyn 2018 ulottuvalla tarkastelujaksolla ei vielä päästy tutkimaan viljelykasvin tai viljelytoimien vaikutusta kuormitukseen. Ensimmäistä kertaa saadaan mitattua tietoa ohutturpeiselta maalta tulevan typpi- ja fosforikuormituksen suuruudesta ja päästään vertailemaan sitä muilta maalajeilta saatuihin tuloksiin.

2.2. Aineisto ja menetelmät

2.2.1. Koealue ja viljelytoimet

Luonnonvarakeskuksen Siikajoen kunnassa sijaitsevalle Ruukin tutkimusasemalle (64,42 °N, 25,00 °E) perustettiin vuosina 2015–2016 koekenttä, jolla voidaan tutkia ohutturpeiselta pellolta valumaveteen päätyvää kuormitusta. Valumavesitutkimuksia palvelevan kentän kokonaisala on 19,6 ha, ja se koostuu kuudesta ruudusta, joiden koot vaihtelevat 2,97 ha:n ja 3,77 ha:n välillä. Peltoalueen kaltevuus on keskimäärin 0,2 %. Pellon muokkauskerros on sara-turvetta, sen alla on karkeaa hietaa, mutta syvemmälle mentäessä lajitekoostumus muuttuu hienommaksi. Varsinainen pohjamaa salaojien tasan alapuolella on hapanta sulfaattimaata, joka on lajitekoostumukseltaan hiesua tai hiesusavea. Kenttä on viljavuusanalyysin perusteella melko tasalaatuinen ja edustaa tavanomaista eloperäistä viljelymaata. Muokkauskerroksen pH vaihtelee välillä 5,4–6,0. Kalkituksen takia Ca- ja Mg-pitoisuudet ovat viljavuusluokassa ”hyvä” tai ”korkea”, mutta K-pitoisuus on ”välttävä” ja P-pitoisuus ”tyydyttävä”. Ruuduilla 1, 2 ja 4 turvekerroksen syvyys on 50–80 cm ja ruuduilla 3, 5 ja 6 korkeintaan 20 cm. Maan ominaisuudet ja kentän tekninen toteutus on esitetty tarkemmin tämän raportin ensimmäisessä luvussa (Yli-Halla ym. 2022b).

Ilman lämpötilaa ja sademäärää koskevat tiedot saatiin Ilmatieteenlaitokselta, jonka mittausasema sijaitsee 800 m:n päässä koekentän keskipisteestä. Roudan syvyyttä mitattiin metyleenisininiputkilla, joissa värin muutos ilmaisee roudan syvyyden (Soveri & Varjo 1977).

Kasvukaudella 2016 koko kentällä kasvoi timotei-nurminatanurmi (Taulukko 3). Ruuduilla 1 ja 2, joilla toteutettiin uusintasalaojitus kesällä 2016, nurmi lopetettiin yhden niiton jälkeen kemiallisesti heinäkuun alussa, mutta muilta ruuduilta korjattiin kolme nurmisatoa ja ne kynnettiin syyskuussa. Salaojavesien seurantajakso alkoi lokakuussa 2016. Koko kenttä oli siis kynnettyinä vailla kasvipeitettä kevääseen 2017. Ruudut 1–4 olivat ohran viljelyssä vuodet 2017 ja 2018. Nämä ruudut kynnettiin syksyisin, eli ne olivat talvikauden vailla kasvipeitettä koko seurantajakson ajan. Ruuduille 5 ja 6 kylvettiin keväällä 2017 ruisvehnä, joka toimi timotei-nurminatanurmen suojaviljana. Näillä ruuduilla oli siis kasvipeitteenä nuori nurmi talvikauden 2017–2018 ja seuraavana talvikautena nurmi, josta oli korjattu ensimmäisen vuoden sato. Lannoitukseen käytettiin pelkästään väkilannoitteita.

2.2.2. Pohjaveden ja valuman mittaukset

Salaojavalunta kerättiin mittausasemalle erikseen joka ruudulta. Veden määrä mitattiin V-paddon ja paineanturin (STS PTM/N) avulla. Myös pintavaluntaa pyrittiin keräämään, mutta keräin ei kuitenkaan toiminut kunnolla lumen sulamiskaudella, ja siihen saadun pintaveden määrä jäi vähäiseksi. Vuonna 2019 pintaveden keräin korjattiin, ja edustavia tuloksia alettiin saada vuodesta 2020 lähtien, eikä niitä vielä esitetä tässä raportissa. Joka ruudulle asennettiin neljä pohjavesiputkea (Ø 50 mm), jotka ulottuivat kahden metrin syvyyteen. Pohjaveden pintaa mitattiin manuaalisesti heinä-elokuussa 2017. Jokaisen ruudun kahteen putkeen asennettiin Solinst Levelogger -anturit keväällä 2018, ja ne rekisteröivät pohjaveden pinnan korkeuden 15 minuutin välein. Tämä seuranta oli käynnissä ajalla 26.3.–31.8.2018.

Taulukko 3. Koekentällä toteutetut viljelytoimet 2016–2018.

Vuosi	Ruutu	Kasvi	Lannoitus NPK(S) kg ha ⁻¹	Muut toimenpiteet
2016	1–6	Timotei – nurminata, perustettu 2010, niitetty kertaalleen (ruudut 1–2) tai kolmeen kertaan (ruudut 3–6)	Ruudut 1–2: N-P-K 52–5–31 yhtä niittoa varten Ruutu 3–4: N-P-K 152–4.5–92.5 kolmea niittoa varten Ruutu 5: N-P-K 161–4–95 kolmea niittoa varten Ruutu 6: N-P-K 147–5–66 kolmea niittoa varten	Ruudut 1–2: Nurmi lopetettu glyfosaatilla 5.7.2016. Sen jälkeen uusintaojitus. Ruudut 3–6: Nurmi kynnetty syyskuussa <i>Kaikkien ruutujen maa paljaana yli talven</i>
2017	1–4	Ohra	N-P-K-S 60–6–36–9	<i>Kynnetty syyskuussa, maa paljaana yli talven</i>
	5–6	Ruisvehnä + nurmisiemen ^{*)}	N-P-K-S 60–6–36–9	<i>Kasvipeite yli talven</i>
2018	1–4	Ohra	N-P-K-S 57–6–34–9	<i>Kynnetty syyskuussa, maa paljaana yli talven.</i>
	5–6	Timotei-nurminata niitetty kahdesti	N-P-K-S 157–8–90–23 kahta niittoa varten	<i>Kasvipeite yli talven</i>

^{*)} Ruisvehnä oli timotei-nurminata -nurmen suojaviljana ja korjattiin kokoviljasäilörehuksi elokuussa.

Koeruuduilta tulleista salaojavesistä otettiin vesinäytteitä automaattisesti letkupumpun avulla ruuduittain. Noin 0,1 litran näytteitä kerättiin 10 litran muovikanistereihin jokaisesta 2000 litrasta salaojavetä. Kanistereista otettiin 1,0 litran suuruisia näytteitä, jotka lähetettiin analysoitavaksi muutaman kerran vuosina 2016–2017. Vuonna 2018 kerätyt näytteet säilytettiin -20 C°:n lämpötilassa, kunnes ne analysoitiin keväällä 2019. Kunkin ruudun salaojavesistä otettiin 23 näytettä lokakuun 2016 ja lokakuun 2018 välisenä aikana. Näytteet edustivat syksyn ja alkutalven sateiden ja lumen sulamisvaiheen aikana tullutta valuntaa. Näinä aikoina analysoitavaksi lähetetyt vesinäytteet edustivat 5–29 päivän jaksoja, keskiarvon ollessa 12 päivää. Kesäisin ja alkusyksystä 2018 oli pitkiä aikoja, jolloin valuntaa ei tullut lainkaan, ja keskitalvellakin valunta oli melko vähäistä. Vesianalyysien tulokset esitetään jaoteltuna hydrologisiin vuosiin lokakuusta lokakuuhun, jolloin runsaampi valunta yleensä alkaa kesän kuivan kauden jälkeen.

Vesianalyysimenetelmät on esitetty lyhyesti Taulukossa 4. Analyysit teetettiin Suomen Ympäristöpalvelu Oy:ssä, joka on nykyisin osa Eurofins Ahma -yhtiötä. Laboratorion käyttämät menetelmät on akkreditoitu lukuun ottamatta titrattavissa olevan happamuuden määrittystä.

Eri aineiden kuormitukset laskettiin ruutukohtaisesti hydrologista vuotta kohti seuraavalla tavalla:

$$\text{Vuotuinen kuormitus (kg ha}^{-1}\text{)} = \sum C_{wi} \cdot Q_i$$

C_{wi} on vesinäytteessä mitattu pitoisuus (mg l⁻¹) ja Q_i on valunnan määrä (l ha⁻¹) sinä aikana, jota kyseinen vesinäyte edustaa. Lisäksi eri aineille laskettiin pitoisuuksien valuntapainotteiset keskiarvot.

Taulukko 4. Vesianalyysimenetelmät.

Ominaisuus	Menetelmä tai mittalaite	Viite
Sähkönjohtavuus	Johtokyky mittari	SFS-EN 2788: 1994
pH	pH-mittari	SFS 3021: 1979
Titratavissa oleva happamuus	Potentiometrinen titraus 0,02 M NaOH-liuoksella pH 8,3:een	SFS 3005:1981
Orgaanisen hiilen pitoisuus	Shimadzu TOC-CSH-analysaattori. CO ₂ :n määrittäminen infrapunadetektorilla	SFS-EN 1484:1997
Alumiini (Al), rauta (Fe), rikki (S)	Typpiä hapotettu näyte, mittaus ICP-laitteella (Thermo Fisher Scientific iCAP6500) Spectrometer	SFS-EN ISO 11885:2009
Kokonaisfosfori, kokonaistyyppi	Kiintoaineen hajotus emäksisellä perokso-disulfaattilla (K ₂ S ₂ O ₈), kolorimetrinen määrittäminen molybdeeninimenetelmällä käyttäen Tecator FIASStar 5000 -laitetta	P: SFS-EN ISO 15681-1:2005 N: ISO 11905-1:1997
Veteen liuenneet fosfaattifosfori	Suodatus membraanisuodattimen (0,45 µm) läpi, kolorimetrinen määrittäminen molybdeeninimenetelmällä käyttäen Tecator FIASStar 5000 -laitetta	SFS-EN ISO 15681-1:2005
Kiintoaineen fosfori	Kokonaisfosforin ja veteen liunneen fosfaattifosforin erotus	
Ammonium- (NH ₄ ⁺ -N) ja nitraattityppi (NO ₃ ⁻ -N)	Kolorimetrinen määrittäminen	NH ₄ ⁺ -N: SFS-EN ISO 11732:005 NO ₃ ⁻ -N: SFS-EN ISO 13395:1997
Orgaanisen aineksen tyyppi	Kokonaistyyppien ja NO ₃ ⁻ -N:n ja NH ₄ ⁺ -N:n summan erotus	

2.2.3. Tilastolliset menetelmät

Salaojavesien hiili-, typpi- ja fosforipitoisuuksien erojen tilastollista testausta varten tulokset jaettiin syväturpeisemmilta ruuduilta 1, 2 ja 4 ja ohutturpeisemmilta ruuduilta 3, 5 ja 6 tulleita vesinäytteitä edustaviin ryhmiin. Näiden ryhmien välisten konsentraatioerojen tilastollinen merkitsevyys testattiin toistettujen mittausten kovarianssianalyysillä (ANCOVA). Tilastolliset mallit analysoitiin SAS 9.4:n yleistettyjen lineaaristen sekamallien (GLIMMIX) testaamiseen tarkoitetulla menetelmällä, joka sisältyy ohjelmapakettiin SAS/STAT 15.1. Malleja rakennettaessa tarkasteltiin malliin tulevien muuttujien ja kovariaattien tulosten muunnostarvetta. Muuttujan arvoille tehtiin logaritimuunnos, jos sillä päästiin lähemmäs tulosten normaalijakaumaa. Aikatekijä otettiin huomioon dummy-muuttujien avulla. Muuttujien F-testin vapausasteiden ja standardipoikkeamien laskennassa käytettiin Kenwardin ja Rogerin (2009) menetelmää.

2.3. Tulokset

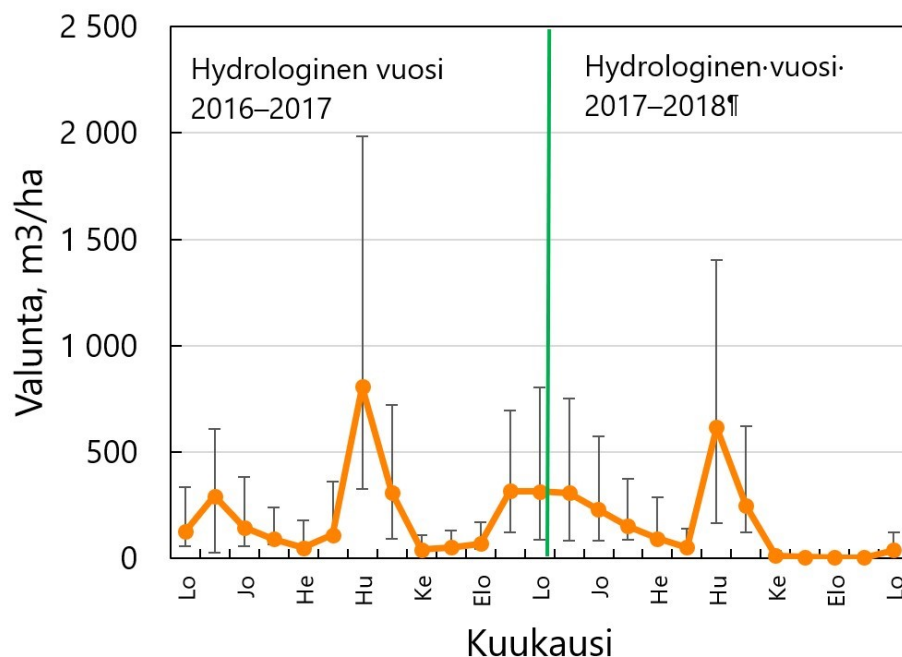
2.3.1. Maan vesitalous

Ensimmäisenä hydrologisena vuonna sademäärä oli 544 mm, ja se oli hyvin lähellä vuosien 1981–2010 keskiarvoa (541 mm), mutta toinen hydrologinen vuosi oli vähäsateisempi (458 mm). Valuntamäärät olivat suurimmat huhti-toukokuussa, enimmillään 99 m³ ha⁻¹ päivässä (Kuva 8). Myös loppusyksystä 2016 ja 2017 oli kohtalaisen runsasta valuntaa (19–25 m³ ha⁻¹ päivässä), mutta toisen hydrologisen vuoden syysvalunta jäi hyvin pieneksi (enimmillään 4 m³ ha⁻¹ päivässä). Kumpanakin kesänä valuntaa oli hyvin vähän, ja toisena hydrologisena vuonna oli toukokuusta lokakuun loppuun ulottunut lähes kuuden kuukauden jakso, jolloin vesinäytteitä ei saatu lainkaan. Valunnan osuus sademäärästä oli ensimmäisenä vuotena 46 % (vaihteluväli 31–64 %) ja toisena vuonna 41 % (27–49 %) (Taulukko 5). Ruutujen väliset erot olivat siis melko suuria, ja on epäiltävissä, että ensimmäisenä vuonna ruudulle 1 on tullut vettä pintavaluntana ruudulta 2. Lisäksi ruudun 2 salaojiin on saattanut päästä vettä vaakasuuntaisena virtailuna ruudun vieressä kulkevasta valtaojasta. Näiden epävarmuutta yksittäisten ruutujen salaojavesien todelliseen määrään aiheuttavien seikkojen takia kuormituksen laskemisessa käytettiin kaikkien ruutujen valuntakeskiarvoa.

Kaksivuotisen seurantajakson aikana maa oli roudassa ensimmäisenä talvena 6 kk ja toisena talvena 4 kk 10 pv. Ensimmäisenä talvena roudan syvyys oli enimmillään 36 cm ja toisena talvena vain 19 cm. On huomionarvoista, että puolet salaojavesinäytteistä (12 kpl) otettiin aikana, jolloin maassa oli routaa. Ensimmäisen hydrologisen vuoden aikana 37–51 % valunnasta tuli routaisesta maasta. Toisena vuonna osuus oli 26–45 %, paitsi ruudulla 6 se oli vain 14 %.

Taulukko 5. Sademäärä (mm), valunnan määrä (V, mm) ja valunnan osuus (VO, %) sademäärästä kahtena hydrologisena vuonna eri ruuduilla.

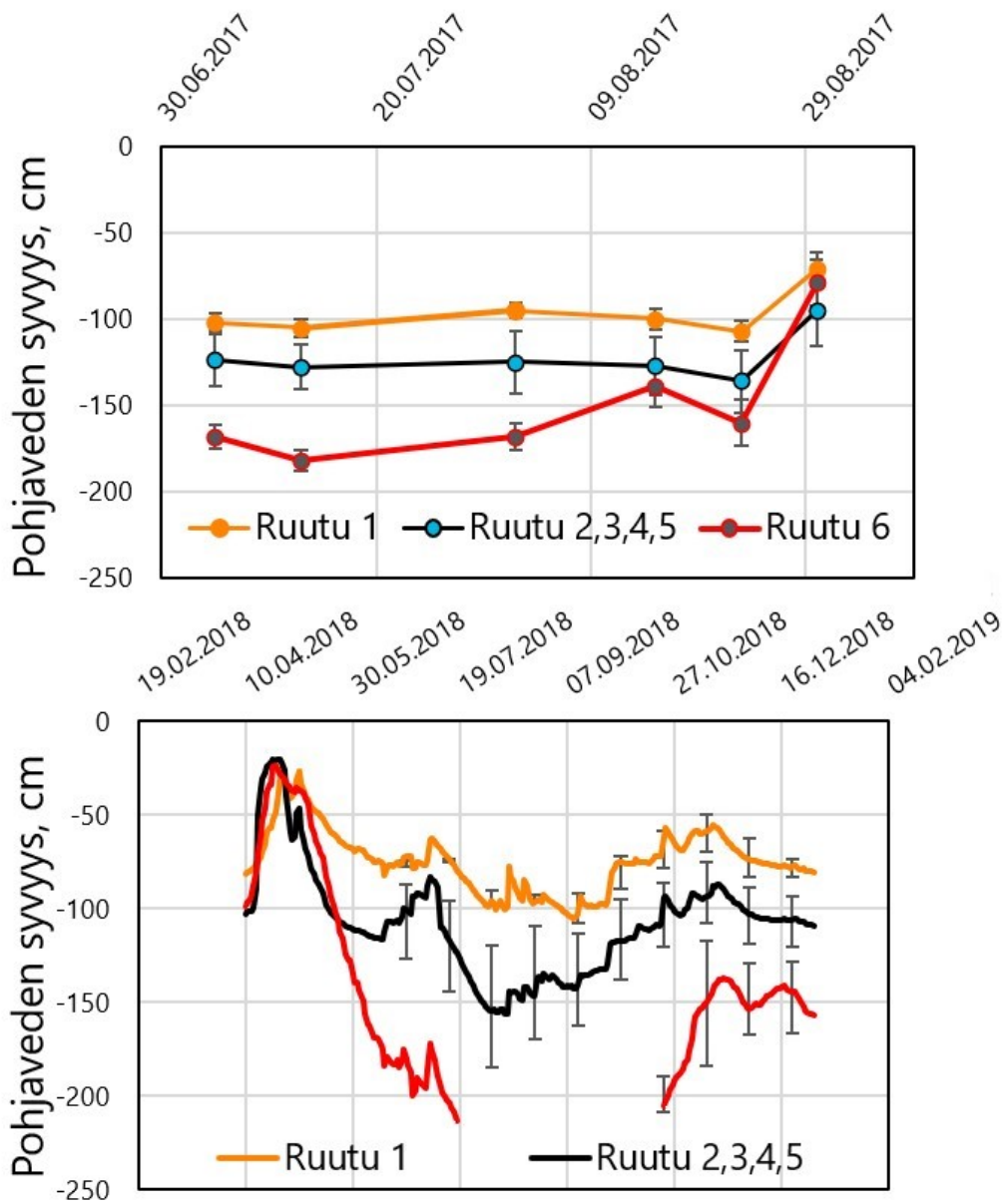
Hydrologinen vuosi ja sademäärä (mm)	Ruutu 1		Ruutu 2		Ruutu 3		Ruutu 4		Ruutu 5		Ruutu 6	
	V	VO	V	VO	V	VO	V	VO	V	VO	V	VO
1: 544	348	64	171	31	219	40	312	57	226	41	221	41
2: 458	226	49	123	27	214	47	198	43	210	46	143	31



Kuva 8. Kuukausittainen keskimääräinen valunta. Virhepalkit ilmaisevat eri ruuduilta mitatun valunnan määrän vaihteluvälin.

Pohjaveden pinnan seuranta heinä-elokuussa 2017 (Kuva 9) osoitti että useimmilla ruuduilla pohjaveden korkeus oli vain vähän salaojaputkien alapuolella, mutta ruudulla 6 pohjavesi laski syvemmälle. Kaikilla ruuduilla elokuun lopussa havaittava pohjaveden pinnan nousu johtui kuun viimeisten päivien runsaasta sateista (56 mm). Kuivana kesänä 2018 pohjaveden pinta oli syvemmällä kuin vuonna 2017, paitsi ruudulla 1, jossa se ei laskenut salaojaputkien tasoa syvemmälle kumpanakaan vuonna. Ruuduilla 2, 3, 4 ja 5 pohjaveden pinta laski salaojaputkien tasoa syvemmälle heinäkuun alussa noin kolmen kuulauden ajaksi ja saavutti maksimisyvyyden 156 cm elokuun alussa. Ruudulla 6 pohjaveden pinta laski pohjavesiputkien tason (200 cm) alapuolelle kolmen kuukauden ajaksi ja nousi takaisin 150 cm:n tasolle, eli jäi selvästi salaojien alapuolelle, hydrologisen vuoden loppuun mennessä, mikä selittää tältä ruudulta vuoden 2018 kesällä ja syksyllä tuleen hyvin pienen valunnan määrän.

Pohjaveden pinta laski kesällä 2017 salaojien alapuolelle, niin että pohjamaan sulfidikerroksen yläosa pääsi hapettumaan kaikkialla muualla paitsi ruudulla 1, jossa sulfidikerros pysyi mittaus-ten mukaan vedellä kyllästettynä koko kesän ajan. Myös kesällä 2018 pohjaveden pinta pysyi tällä ruudulla melko korkealla, mutta muilla ruuduilla pohjaveden pinta laski sulfidikerrokseen useiden kuukausien ajaksi.



Kuva 9. Pohjaveden pinnan syvyys vuonna 2017, jolloin vuosisadanta oli pitkän ajan keskiarvon mukainen, ja kuivana vuonna 2018.

2.3.2. Valumaveden ominaisuudet

Salaojaveden hiili ja typpi

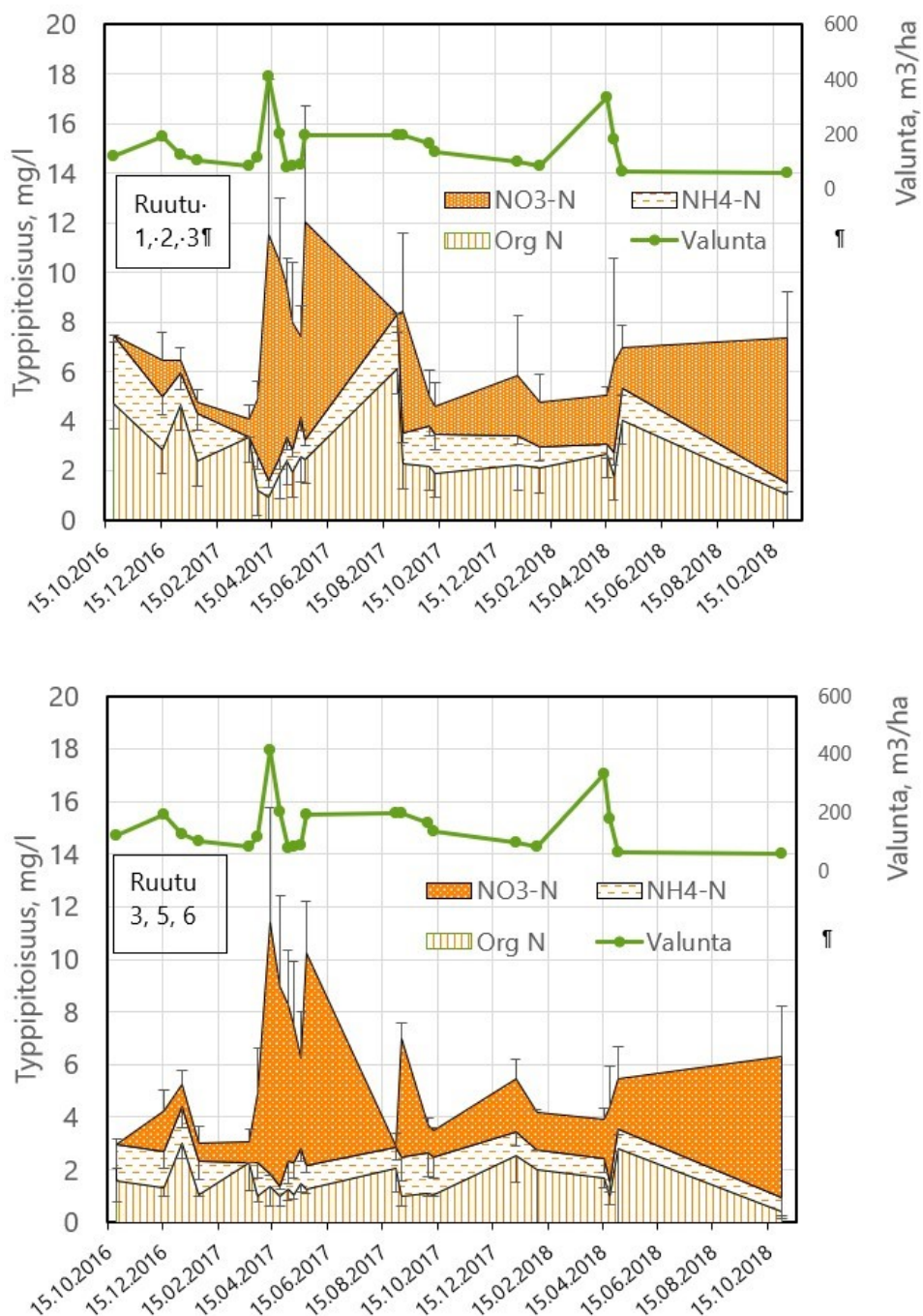
Salaojaveden hiili- ja kokonaistyyppipitoisuudet ja orgaanisten yhdisteiden sisältämän typen pitoisuudet olivat suuremmat ruuduilta 1, 2 ja 4, joilla oli syvempi turvekerros ja suurempi hiili- ja kokonaistyyppivarasto kuin kolmelta muulta ruuduilta (3, 5 ja 6). Ruutujen välinen ero oli tilastollisesti merkitsevä. Veden hiilipitoisuus oli suurimmillaan runsaan syysvalunnan alussa, ja pienimmät pitoisuudet mitattiin runsaan kevätvalunnan aikana, jolloin ruutujen välillä ei ollut mainittavaa pitoisuuseroa. Koko kaksivuotisen tarkastelujakson aikana ruuduilta 1, 2 ja 4 huuhtoutui hiiltä 189 kg ha^{-1} (vaihteluväli $186\text{--}191 \text{ kg ha}^{-1}$), kun huuhtoutuminen ruuduilta 3, 5 ja 6 oli

vain 94 kg ha⁻¹ (79–115 kg ha⁻¹). Suurimmat kokonaistypen pitoisuudet puolestaan mitattiin kevään 2017 valuntahuipun aikana ja pienimmät pitoisuudet silloin, kun valuntakin oli vähäistä.

Kuvasta 10 nähdään, että salaojaveden kokonaistyyppipitoisuuden vaihtelu johtui pääasiassa nitraattitypen pitoisuuden vaihtelusta. Kokonaistypen pitoisuuden ollessa suuri valtaosa tästä tyyppistä oli nitraattimuotoista. Esimerkiksi huhti-toukokuussa 2017 noin 70 % kokonaistypestä oli nitraattia, kun taas vuoden 2017 talvikuukausina sen osuus oli vain 20 %. Nitraattitypen valuntapainotteiden keskiarvo vaihteli välillä 1,1–4,8 mg l⁻¹, ja koko aineiston mediaani oli 1,6 mg l⁻¹. Koko 132 näytteen aineistossa oli vain kolme tulosta, jotka ylittivät 10 mg l⁻¹; suurin pitoisuus oli 16,7 mg l⁻¹, ja se mitattiin huhtikuussa 2017 ruudulta 2, jolla salaojaveden nitraattitypen keskiarvokin oli korkein. Pienimmät nitraattitypen pitoisuuden keskiarvot mitattiin ruuduilta 5 ja 6, joissa oli myös pienimmät kokonaistypen varat. Ammoniumtypen ja orgaanisen typen pitoisuudet eivät olleet yhtä riippuvaisia valunnan suuruudesta ja vaihtelivat ajan kuluessa paljon vähemmän kuin nitraattitypen pitoisuudet. Orgaanisen typen pitoisuuden ja veden hiilipitoisuuden välillä oli positiivinen korrelaatio ($r=0,67$, $p<0,001$).

Nitraatti- ja ammoniumtypen ja orgaanisen typen koko seurantakauden ajan osuudet olivat 41, 23 ja 36 %. Huomattakoon, että ammoniumtypen osuus oli suurin ruudun 6 vesinäytteissä, joissa se oli peräti 40 %. Tällä ruudulla ammoniumtypen osuuden suurimmat arvot havaittiin vesinäytteissä, joiden pH oli matalin ($r=-0,66$, $p=0,0011$); tosin tällaista yhteyttä ei ollut tarkasteltaessa koko aineistoa.

Ensimmäisenä, normaalisateisena hydrologisena vuonna kokonaistyyppikuormitus syväturpeisemmilta ruuduilta 1, 2 ja 4 oli 19,6 kg ha⁻¹, ja ohutturpeisemmilta ruuduilta 3, 5 ja 6 se oli 10,9 kg ha⁻¹. Seuraavana, kuivempänä vuonna kuormitus oli pienempi, mutta erot näiden kahden ruuturyhmän välillä olivat edelleen merkitsevät (Taulukko 6).



Kuva 10. Salaojaveden typpipitoisuus syväturpeisemmillä ruuduilla 1, 2 ja 4 ja ohutturpeisemmillä ruuduilla 4, 5 ja 6. Hajontajanat osoittavat kunkin typpifraktion standardipoikkeaman suuruuden kussakin vesinäytteessä. NO₃-N = nitraattityppi, NH₄-N = ammoniumtyppi, OrgN = orgaanisten yhdisteiden typpi. Valunta ilmaisee kentältä tulleen kuukausittaisen keskimääräisen valunnan suuruuden.

Taulukko 6. Salaojavesien valuntapainotteiset typpipitoisuudet ja typpikuormitukset syväturpeisemmilla (1, 2 ja 4) ja ohutturpeisemmilla (3, 5 ja 6) ruuduilla. Kuormitus on laskettu käyttäen koko kentän keskimääräistä valuntaa kyseisenä hydrologisena vuonna.

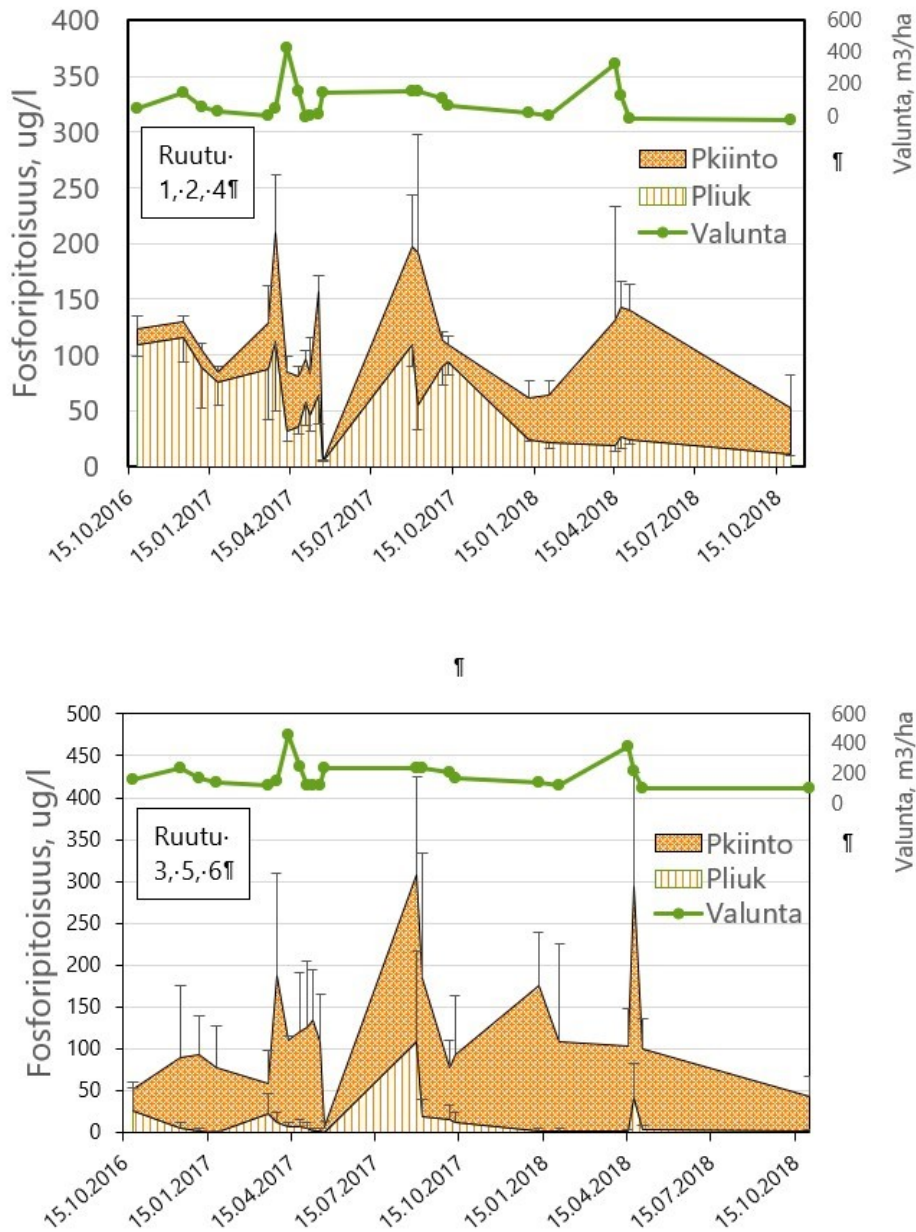
Ruutu	Valuntapainotteinen pitoisuus, mg l ⁻¹					Kuormitus, kg ha ⁻¹				
	Hiili	Nkok	NO ₃ -N	NH ₄ -N	Norg	Hiili	Nkok	NO ₃ -N	NH ₄ -N	Norg
Hydrologinen vuosi 16.10. 2016–15. 10. 2017										
1, 2, 4	47,7	7,8	3,7	1,4	2,7	120	19,6	9,3	3,6	6,8
3, 5, 6	22,2	4,4	1,9	1,2	1,3	55	10,9	4,8	2,8	3,4
Hydrologinen vuosi 16. 10. 2017–15. 10. 2018										
1, 2, 4	37,9	6,0	2,4	1,1	2,5	70	11,1	4,8	2,0	4,5
3, 5, 6	21,0	4,0	1,5	1,0	1,5	39	7,5	2,7	1,9	3,0
Toistettujen mittausten ANCOVA-testi ruuturyhmien pitoisuuseroille										
F-arvo	36,32	12,19	1,21	2,62	19,05					
p-arvo	0,0033	0,0295	0,2783	0,1831	0,0002					

Nkok = Kokonaistyyppi, Norg = orgaanisten yhdisteiden typpi

Salaojaveden fosfori

Valuntapainotteinen kokonaisfosforin pitoisuus eri ruuduilta tulleessa salaojavedessä vaihteli välillä 98–170 µg l⁻¹ (Kuva 11), mutta turvekerroksen paksuudella ei ollut merkittävää vaikutusta. Sen sijaan veteen liuenneen fosfaattifosforin pitoisuus (51–74 µg l⁻¹) oli merkittävästi (p<0,01) korkeampi ruuduilla 1, 2 ja 4, joilla oli vahvempi turvekerros kuin ruuduilla 3, 5 ja 6; niillä fosfaattifosforin pitoisuus oli 12–32 µg l⁻¹. Vaihteluvälit eivät siis olleet lähestulkoonkaan päällekkäisiä. Sen sijaan kiintoainekseen sitoutuneen fosforin pitoisuudet käyttäytyivät päinvastoin, eli olivat merkittävästi suurempia ohutturpeisimmilla ruuduilla. Koko kaksivuotisen seurantajakson aikana veteen liuenneen fosfaattifosforin osuus oli 49–54 % ruuduilla 1, 2 ja 3, joilla oli vahvempi turvekerros, mutta ohutturpeisemmilla ruuduilla 3, 5 ja 6 vain 12–22 % huuhtoutuneesta fosforista oli tässä muodossa (F=101.9, p<0.001). Kokonaisfosforin ja veteen liuenneen fosfaattifosforin pitoisuudet olivat suurimmillaan suuren valunnan aikana, mutta pitoisuudet pienenevät valunnan vähenemisen myötä. Tilastollisesti ero ruuturyhmien (1, 2 ja 4–3, 5 ja 6) välillä oli merkittävä fosfaattifosforin pitoisuuksissa (ja laskennallisissa kiintoaineeseen sitoutuneen fosforin pitoisuuksissa) mutta ei kokonaisfosforin pitoisuuksissa.

Ensimmäisenä, normaalisateisena hydrologisena vuonna kokonaisfosforin kuormitus vaihteli välillä 0,17–0,50 kg ha⁻¹ (Taulukko 7). Vaikka suurin kuormitus tuli ruudulta 1, jolla oli vahvin turvekerros, kuormitus näytti riippuvan valunnan määrästä. Maan hiilivaraston suuruuden ja kokonaisfosforin kuormituksen välillä ei ollut merkittävää yhteyttä (r=-0,227, p=0,665). Toisena, kuivempina hydrologisena vuonna kokonaisfosforin huuhtoutuma oli välillä 0,13–0,37 kg ha⁻¹. Veteen liuenneen fosfaattifosforin kuormitus koko kaksivuotisen seurantajakson aikana oli suurinta (0,43 ja 0,26 kg ha⁻¹) ruuduilta 1 ja 4, joissa oli vahvempi turvekerros, kun taas muilta ruuduilta huuhtoutui kokonaisfosforia vain 0,05–0,17 kg ha⁻¹.



Kuva 11. Salaojaveden fosforipitoisuus syväturpeisemmilla ruuduilla 1, 2 ja 4 ja ohutturpeisemmilla ruuduilla 4, 5 ja 6. Hajontajanat osoittavat kunkin fosforifraktion standardipoikkeaman suuruuden kussakin vesinäytteessä. Pkiinto = valumaveden kiintoaineen fosfori ja liuennut orgaaninen fosfori, Pliuk = veteen liuennut fosfaattifosfori. Valunta ilmaisee kentältä tulleen kuukausittaisen keskimääräisen valunnan suuruuden.

Taulukko 7. Salaojavesien valuntapainotteiset fosforipitoisuudet ja fosforikuormitukset syvä- turpeisemmilla (1, 2 ja 4) ja ohutturpeisemmilla (3, 5 ja 6) ruuduilla. Kuormitus on laskettu käyttäen koko kentän keskimääräistä valuntaa kyseisenä hydrologisena vuonna.

Ruutu	Valuntapainotteinen pitoisuus, mg l ⁻¹			Kuormitus, g ha ⁻¹					
				Pkok		Pliuk		Pkiinto	
	Pkok	Pliuk	Pkiinto	K.a.	Vv	K.a.	Vv	K.a.	Vv
Hydrologinen vuosi 16.10.2016–15.10. 2017									
1, 2, 4	0,113	0,072	0,042	322	238–347	201	154–213	122	84–139
3, 5, 6	0,118	0,027	0,092	300	206–411	60	32–91	241	150–320
Hydrologinen vuosi 16.10. 2017–15. 10. 2018									
1, 2, 4	0,125	0,045	0,080	232	193–307	80	73–87	151	113–220
3, 5, 6	0,143	0,019	0,124	276	224–282	36	20–52	240	204–287
Toistettujen mittausten ANCOVA-testi ruuturyhmien pitoisuuseroille									
F-arvo	2,06	20,98	9,37						
P-arvo	0,2157	0,0044	0,0401						

Pkok = kokonaisfosfori, Pliuk = veteen liuennut fosfori, Pkiinto = vedessä olevan orgaanisen aineksen ja erodoituneen kivennäisaineksen fosfori, K.a. = keskiarvo, Vv = vaihteluväli

Pintavalunta

Pintavalunnan määrää ei saatu tällä seurantajaksolla mitatuksi luotettavasti. Pintavalunnasta saatiin vain kaksi näytettä (24.4. ja 2.5.2017), mutta niiden pitoisuuksien voi kuitenkin olettaa edustavan koko pintavaluntaa uskottavalla tavalla. Tässä raportissa esitettävät salaojien kautta tulleet kuormitusarvot edustavat siis vain osaa pelloilta tulleesta vesistökuormituksesta. Pintavalunnan sisältämän kuormituksen suuruutta pyrittiin kuitenkin arvioimaan karkeasti muutamien aineiden osalta käyttäen vuoden 2017 pitoisuustietoja ja vuosien 2020 ja 2021 pintavalunnan määriä (Taulukko 8).

Taulukko 8. Karkea arvio siitä, kuinka suuri osuus Ruukin pelloilta tulevasta kokonaiskuormituksesta sisältyy salaojavaluntaan normaalisateisena ja kuivana vuonna. Tulokset perustuvat kentällä v. 2020 ja 2021 mitattuihin valunnan määriin ja v. 2017 pintavaluntavedessä mitattuihin pitoisuuksiin.

Vuosi	Pinta- valun- nan osuus	Hiili	Koko- nais- typpi	NO ₃ ⁻ - N	NH ₄ ⁺ - N	Koko- nais- fosfori	Liukoi- nen fos- fori	Kiinto- ainek- sen fosfori
	%	%	%	%	%	%	%	%
Nor- maali- sateinen	24	88	85	84	91	73	66	74
Kuiva	8	96	95	95	97	91	86	91

Tavanomaisen sateisena vuonna 2020 pintavalunta (124 mm) oli 24 % vuoden kokonaisvalunnasta, mutta tavanomaista kuivempina vuonna 2021 pintavalunnan (23 mm) osuus oli vain 8 %. Voidaan siis perustellusti olettaa, että kuivana vuonna 2018 salaojavalunnassa mitattu kuormitus oli lähempänä todellista kokonaiskuormitusta kuin sateisempina vuonna 2017. Kun otetaan huomioon eri aineiden pitoisuudet ruudulta 6 otetuissa pintavaluntanäytteissä ja saman ruudun salaojavedestä otetuissa näytteissä, voidaan laskea karkea arvio sille, miten suurta osuutta kokonaiskuormituksesta salaojien kautta tullut kuormitus edustaa.

Taulukon 8 tulosten perusteella voidaan tehdä suuntaa antava laskelma kokonaistyyppi- ja kokonaisfosforikuormituksesta, joka koostuu salaojavalunnasta ja pintavalunnasta (Taulukko 9). Ensimmäiselle hydrologiselle vuodelle (pääosin 2017) on käytetty normaalisateisena vuonna mitattua pintavalunnan osuutta ja toiselle hydrologiselle vuodelle (pääosin 2018) kuivan vuoden tuloksia.

Taulukko 9. Suuntaa antava arvio kokonaistyyppi- ja kokonaisfosforikuormituksesta (kg ha^{-1}). Vuosi 2017 viittaa ensimmäiseen hydrologiseen vuoteen (16.10.2016–15.10.2017) ja vuosi 2018 toiseen hydrologiseen vuoteen (16.10.2017–15.10.2018).

Ruudut	Vuosi	N-salaoja	N-pinta	N yhteensä	P-salaoja	P-pinta	P-yhteensä
kg ha^{-1}							
1, 2, 4	2017	19,6	3,5	23,1	0,32	0,12	0,44
	2018	11,1	0,6	11,7	0,23	0,02	0,26
3, 5, 6	2017	10,9	1,9	12,8	0,30	0,11	0,41
	2018	7,5	0,4	7,9	0,28	0,03	0,31

Viljelytoimien vaikutus kuormitukseen

Ruuduilla 1–4 viljeltiin kumpanakin vuonna ohraa, ja maa oli talvikauden kynöksellä. Myös ruudut 5 ja 6 olivat kynöksellä ensimmäisen talvikauden, ja niille kylvettiin ruisvehnä ja nurmen siemen keväällä 2017. Ensimmäisen talven ja sitä seuraavan kasvukauden 2017 kaikkia ruutuja viljeltiin siis vesistökuormituksen näkökulmasta likimain samalla tavalla. Ruudut 1 ja 2 poikkeavat kuitenkin muista siinä, että niillä toteutettiin uusintasalaojitus kesällä 2016. Tähän liittyvän maan kaivamisen voi arvella johtavan orgaanisen aineksen hapettumiseen ja mahdolliseen typen huuhtoutumisen lisääntymiseen. Ruuduilta 1 ja 2 näyttääkin huuhtoutuneen talvikauden 2016–2017 aikana enemmän typpeä kuin kolmannelta syväturpeiselta ruudulta 4 (1: $14,4 \text{ kg ha}^{-1}$, 2: $18,8 \text{ kg ha}^{-1}$, 4: $12,9 \text{ kg ha}^{-1}$), mutta tulos on hyvin epävarma, koska tulosten tilastollinen testaus ei ruutumäärän vähäisyyden takia ole mahdollista. Kolmelta muulta ruudulta huuhtoutui typpeä $6,3\text{--}12,8 \text{ kg ha}^{-1}$, ja onkin luultavaa, että typen huuhtoutumisen erot selittyvät ensisijaisesti maan typpivaraston suuruudella.

Syksyllä 2017 ruudut 1–4 kynnettiin, mutta ruuduille 5 ja 6 jäi talvikauden kasvipeitteeksi nuori nurmi, joka on syksyn aikana voinut ottaa maasta vapautuvaa mineraalityppeä. Nurmikasvusto voisi siis periaatteessa vähentää typen huuhtoutumista, Sen kokeellinen toteaminen luotettavalla tavalla on kuitenkin nyt mahdotonta, koska nurmiruuduilla 5 ja 6 oli kentän ruuduista vähiten eloperäistä ainesta, ja niiltä tuleva typpihuuhtoutuma on jo sen takia lähtökohtaisesti pienempi. Epäsuorasti voidaan kuitenkin päätellä, että kyntämättömyys ja nuori nurmi eivät ainakaan vähentäneet typen huuhtoutumista näiltä ruuduilta. Ruuduilta 1–4 tullut typpikuormitus talvikautena 2017–2018 oli nimittäin pienempi kuin edellisellä talvikaudella ($14,7 \text{ kg ha}^{-1}$

vs. 10,3 kg ha⁻¹) mutta ruuduilla 5 ja 6 typen huuhtoutuma oli kumpanakin talvikautena sama (6,4 kg ha⁻¹ ja 7,0 kg ha⁻¹). Syksyllä 2018 valunta oli niin vähäistä, että viljelytoimilla ei ole ollut vaikutusta typpikuormituksen suuruuteen.

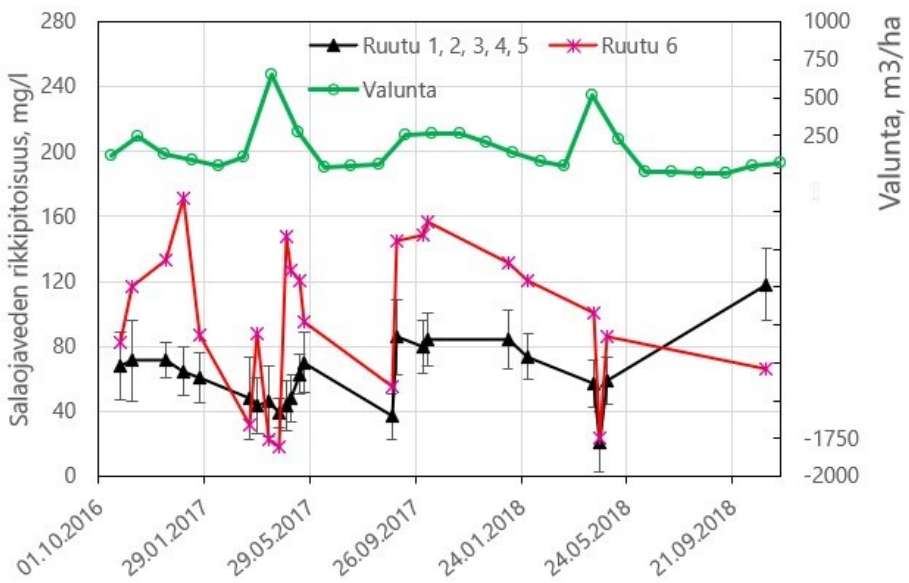
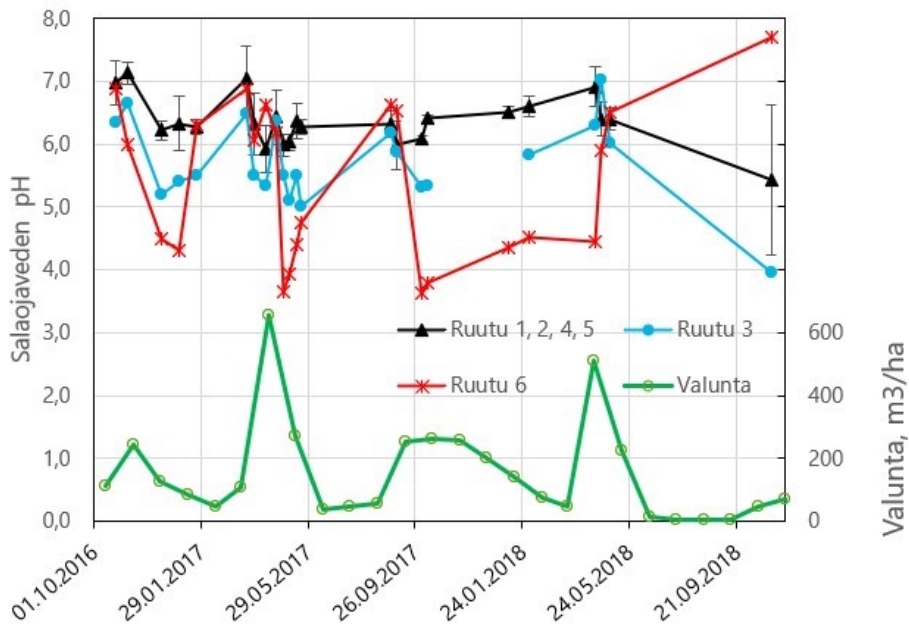
Kentällä tehdyillä toimenpiteillä ei voida osoittaa olleen vaikutusta myöskään salaojien kautta tulleeseen fosforikuormitukseen. Koska pintavalun näytteitä otettiin vain ruudulta 6, ja niitäkin saatiin koko seurantajakson aikana vain kaksi, viljelytoimien vaikutusta pintavalun fosforipitoisuuteen ei voida tarkastella.

Happamiin sulfaattimaihin liittyvät vedenlaatumuuttajat

Vaikka koekentän pohjamaa salaojien tasoa syvemmillä ja joillain ruuduilla lähempänäkin maanpintaa oli sulfidipitoista, ruutujen 1, 2, 4 ja 5 salaojaveden pH oli kaikilla mittauskerroilla yli 6,0:n, ja ruudulla 5 veden pH oli yhtä näytettä lukuun ottamatta yli 5,0:n (Kuva 12). Pohjamaan sulfidikerros ei siis ollut päässyt hapettumaan siinä määrin, että se olisi tuottanut salaojaveteen merkittäviä määriä happamuutta. Sen sijaan ruudulta 6 tuli syksyllä 2017 vettä, jonka pH oli 3,8, ja molempina keväänä salaojaveden pH oli juuri ja juuri yli 4,0:n. Huomattakoon, että tältäkin ruudulta tuli usein vettä, jonka pH oli yli 6,0:n, erityisesti valuntahuippujen alkupuolella. Myös ruudun 3 salaojaveden pH oli toisinaan alle 5,5. Ruutujen välinen ero oli vielä selvempi, kun tarkastellaan salaojaveden titrattavissa olevaa happamuutta. Koko kaksivuotisen seurantajakson aikana ruudut 2 ja 5 tuottivat happamuutta vain 1400 mol ha⁻¹ kun taas muut neljä (1, 3, 4, 6) tuottivat happamuutta 2300–2800 mol ha⁻¹. Veden sähkönjohtokyky, joka kuvastaa veden suolapitoisuutta, vaihteli välillä 30–110 mS m⁻¹ (keskiarvo 56 mS m⁻¹). Sähkönjohtavuuden suurimmat arvot mitattiin syksyllä 2017, kun syysvalunta alkoi huuhtoa maata kesän kuivan kauden jälkeen. Matalimmillaan sähkönjohtavuus oli huhti-toukokuussa, jolloin salaojavedet sisälsivät pääosin lumen ja roudan sulamisvettä.

Kaikkien salaojavesinäytteiden valuntapainotteinen rikkipitoisuus oli 71 mg l⁻¹, yksittäisten ruutujen näytteiden pitoisuuskeskiarvot vaihtelivat 46:sta (Ruutu 4) ja 106 mg:aan l⁻¹ (Ruutu 6). Muilla ruuduilla (1, 2, 3, 5), salaojaveden rikkipitoisuuden keskiarvon vaihteluväli (62–76 mg l⁻¹) oli melko pieni. Salaojaveden rikkipitoisuus oli pienimmillään lumen sulamisen alkuvaiheessa ja syysateiden aiheuttaman valun alkupuolella (Kuva 11B) mutta pitoisuus kasvoi runsaan valun jatkuessa. Salaojaveden rikkipitoisuuden ja sähkönjohtavuuden välillä oli kiinteä positiivinen korrelaatio ($r=0,898$, $p<0,001$) kun taas rikkipitoisuus yleensä kasvoi pH:n laskiessa ($r=-0,61$, $p<0,001$). Suurin rikkikuormitus tuli ruuduilta 1 ja 6, kahden vuoden seurantajakson aikana yhteensä 449 ja 394 kg ha⁻¹. Pienin rikkikuormitus (232 ja 246 kg ha⁻¹) tuli ruuduilta 2 ja 4, jotka sijaitsivat toisessa laidassa kenttää kuin neljä muuta ruutua.

Salaojaveden alumiinipitoisuus kasvoi, kun pH laski ($r=-0,645$, $p<0,001$). Suurimmat alumiinipitoisuudet mitattiin ruudulta 6 tulleissa vesissä silloin, kun pH oli alhaisin. Muilla ruuduilla alumiinipitoisuudet vaihtelivat melko vähän ja ne olivat pieniä; mediaanit olivat välillä 0,6–1,4 mg l⁻¹ (Taulukko 10). Salaojaveden rautapitoisuudet puolestaan vaihtelivat paljon jokaisella ruudulla. Rautapitoisuuden vaihtelut olivat nopeita: rautapitoista vettä tuli ikään kuin pulsseina valun huipun alkupuolella. Toisin kuin alumiinilla, vesinäytteiden ja veden pH:n välillä ei ollut korrelaatiota ($r=0,008$, $p=0,926$). Suurimmat rautapitoisuudet mitattiin useimmiten näytteissä, joiden pH oli noin 6, eikä suinkaan happamimmissa näytteissä. Rautakuormitus oli noin kahdeksankertainen alumiinikuormitukseen verrattuna. Suurin rautakuormitus tuli ruuduilta 1 ja 4, joilla oli 50–80 cm turvekerros, mutta kumpanakin hydrologisena vuonna pienin rautakuormitus tuli ruudulta 2, jolla myös oli vahva turvekerros, ja se oli samaa suuruusluokkaa kuin kolmelta ohutturpeisimmalta ruudulta 3, 5 ja 6.



Kuva 12. Salaojaveden pH ja rikkipitoisuus

Taulukko 10. Happamiin sulfaattimaihin liittyvät salaojavalunnan kemialliset ominaisuudet. Arvot ovat valuntapainotteisia keskiarvoja. Ka = keskiarvo, Md=mediaani, Vv=vaihteluväli. Hydrologinen vuosi 1: 16.10.2016–15.10.2017. Hydrologinen vuosi 2: 16.10.2017–15.10.2018.

Ominaisuus	Suureen arvo					Kuormitus, mol ha ⁻¹ (happamuus) tai kg ha ⁻¹ (alkuaineet)			
	Ka	Md	Vv	F25% ¹	F75% ²	Hydrologinen vuosi 1		Hydrologinen vuosi 2	
						Ka	Vv	Ka	Vv
	6,10	6,27	3,63–7,81	5,90	6,96				
EC, mS m ⁻¹	56	55	10–110	45	75				
Happamuus mmol l ⁻¹	0,49	0,39	0,04–2,5	0,27	0,57	1282	916–2010	799	475–1391
S, mg l ⁻¹	69	65	3,0–171	45	85	166	113–237	127	81–150
Fe, mg l ⁻¹	14	7,7	0,8–108	3,3	17	30,0	22,9–46,5	24,4	11,9–28,5
Al, mg l ⁻¹	1,9 (1,2) ³	0,9 (0,8) ³	0,14–19,8 (0,14–8,5)*	0,7	1,9	4,3 (2,5) ³	1,8–10,2 (1,8–3,1) ³	3,5 (1,8) ³	1,2–10,0 (1,2–2,7) ³

¹ 25 % tuloksista oli sarakkeessa ilmoitettua arvoa pienempiä.

² 75 % tuloksista oli sarakkeessa ilmoitettua arvoa pienempiä.

³ Valuntapainotteinen keskiarvo ja vaihteluväli ruuduilla 1, 2, 4 ja 5

2.4. Tulosten tarkastelu

2.4.1. Salaojaveden tyyppi

Ruukin kentän salaojavedet poikkesivat ominaisuuksiltaan kivennäismailta tulevista vesistä etenkin siten, että eri ruudilta tulleen veden tyyppistä 33–44 % oli sitoutuneena orgaanisiin yhdisteisiin. Kivennäismailla nitraatti on yleensä vallitseva tyypin muoto, mutta Ruukissa sen osuus oli eri ruuduilla keskimäärin vain 30–52 %. Osuus on siis selvästi pienempi kuin vuosina 2011–2017 hiuetta ja hiesusavea edustavalla happamalla sulfaattimaalla Mustasaassa toteutetussa seurannassa (94 %; Yli-Halla ym. 2020), kolmivuotisessa kokeessa 1991–1993 Jokioisten savi- maalla (85 %; Turtola & Paajanen 1995) tai Lounais-Norjassa sijaitsevalla pääasiassa viljanviljelyssä olleella 449 ha:n valuma-alueella (78 %; Chen & Bechmann 2019). Myös ammoniumtyypin osuus (12–24 % ruuduilla 1–5) oli suurempi kuin yleensä kivennäismailla mutta samaa tasoa kuin Tohmajärven pellolla, jossa oli 3–4 m paksu turvekerros (5–16 %; Huhta & Jaakkola 1993). Ruukin kentän ruudulla 6 ammoniumtyypin osuus salaojaveden tyyppistä oli keskimäärin peräti 37 %, vaikka maa-analyysin mukaan tämän ruudun maassa mitattu ammoniumtyypin varasto ei ollutkaan kentän suurin. Ammoniumtyypin pitoisuuksien suurimpien arvojen ja matalan pH:n esiintyminen samoissa näytteissä viittaa siihen, että kyseinen vesi on tullut syvemmistä kerroksista, joissa sulfidi on hapettumassa ja ammoniumtyypin nitrifikaatio on estynyt happamuuden takia, tai vesi voi olla peräisin kerroksista, joissa hapen puute on estänyt nitrifikaation. Nitraattityppi on myös saattanut pelkistyä ammoniummuotoon sulfidien hapettuessa (Brunet & Garcia-Gil 1996). Ammoniumtyypin runsaus turvemaiden valumavesissä on havaittu myös turpeenottoalueiden vesissä (Heikkinen ym. 2018).

Tämän tutkimuksen tulokset osoittavat, että haluttaessa saada käsitys turvemaalta tulevan typikuormituksen suuruudesta pelkkä nitraattimääritys ei millään muotoa riitä kuormitusarvion tekemiseen, vaan vesistä on tehtävä kokonaistyyppimääritys. Tämä johtuu siitä, että vastaanotavassa vesistössä ammoniumtyppi todennäköisesti nitrifioituu melko pian nitraatiksi, ja

orgaaniset typpiyhdisteet voivat mineralisoitua. Nitraatin lisäksi turvemaiden salaojavesissä on siis suuri osuus muitakin typen muotoja, jotka ovat vesistöissä eliöiden käytettävissä heti tai aikaa myöden.

2.4.2. Maan ominaisuudet vaikuttavat salaojavesien hiilen ja typen pitoisuuksiin

Mitä suurempi hiili- ja kokonaistypipivarasto ruudulla oli, sitä suurempi oli salaojaveden kokonaistyppi- ja hiilipitoisuus ja kuormitus. Ruukin kaikkien ruutujen salaojavesien hiilipitoisuudet olivat suurempia kuin kivennäismailta mitatut (Manninen ym. 2018), joissa veden hiilipitoisuuden suurimmat arvot (25–30 mg l⁻¹) olivat samaa luokkaa kuin Ruukin eri ruutujen salaojavesien keskiarvot (Taulukko 11). Ruukin salaojavesien hiilipitoisuudet olivat samaa tasoa kuin Suomessa on mitattu turpeenottoalueilla (18–81 mg l⁻¹; Heiderscheidt 2016). Ruukin salaojavesien sisältämä hiilikuormitus (suurin ruutukohtainen vuosikuormitus 125 kg ha⁻¹) oli tämän mukaisesti huomattavasti runsaampaa kuin kivennäismailta (25–52 kg ha⁻¹; Manninen ym. 2018) mutta vähäisemmän valunnan takia ainakin tällä tarkastelujaksolla pienempää kuin norjalaiselta turvepellolta (Kløve ym. 2010).

Syväturpeisemmilta ruuduilta 1, 2 ja 4 tullut runsaampi typpikuormitus selittyy sillä, että niiden suuremmista orgaanisen aineksen varoista on mineralisoitunut enemmän typpeä, joka on huuhtoutunut. Keväällä 2021 tehdyissä mittauksissa näillä ruuduilla oli myös runsaammat mineraalitypen varat sekä muokkauskerroksessa että pohjamaassa (Yli-Halla ym. 2022b), mikä voi osaltaan selittää runsaampaa huuhtoutumista. Lisäksi ruuduilla 1 ja 2 tehdyn uusintasalaojituksen aiheuttama maan runsaampi hapettuminen on voinut lisätä typen mineralisoitumista ja huuhtoutumista.

Ruukin koekentältä salaojavedessä huuhtoutuneen typen määrän kahden vuoden keskiarvo oli samaa tasoa kuin Jokioisten aitosavimaalla (10–17 kg ha⁻¹) (Turtola & Paajanen 1995) ja samaa luokkaa kuin suomalaisilta viljellyiltä kivennäismailta lasketaan huuhtoutuvan (15,5 kg ha⁻¹, sisältää sekä pinta- että salaojavalunnan; Tattari ym. 2017). Ruukin kentän syväturpeisemmilta ruuduilta kuitenkin huuhtoutui normaalisateisena vuonna noin 50 % enemmän typpeä kuin kivennäismailta keskimäärin (Taulukko 6 ja 9). Tohmajärven koekentällä (Huhta & Jaakkola 1993), jossa on 3–4 m paksu turvekerros, salaojavesien kokonaistypipitoisuus oli suunnilleen sama kuin Ruukin syväturpeisemmillä ruuduilla, joissa turvetta on enimmillään 0,8 m. Tohmajärvellä typpikuormitus oli silti Ruukkia suurempi, koska valunta oli siellä runsaampaa. Kaikilta Ruukin ruuduilta huuhtoutui kumpanakin vuonna paljon vähemmän typpeä kuin Mustasaaressa sijaitsevalta Söderfjärdenin hiuetta ja hiesusavea edustavalta kevätiljojen viljelyssä olleelta happamalta sulfaattimaalta, jossa vuosina 2011–2017 huuhtoutui salaojavesissä typpeä vuosittain 50–63 kg ha⁻¹ (Yli-Halla ym. 2020).

Tämän tutkimuksen mukaan turvekerroksen paksuuden ja maan kokonaistypipivarojen kasvaessa salaojavalunnan typpipitoisuus kasvaa. Valunnan määrä vaikuttaa suuresti typpikuormituksen suuruuteen siten, että kuormitus kasvaa valunnan kasvaessa. Eloperäisten maiden suuri kokonaistypipivarasto ei aina johda runsaaseen typpikuormitukseen, vaan varsinkin ohutturpeiselta maalta tuleva typpikuormitus voi vähäsateisina vuosina olla samaa tasoa kuin kivennäismailta tyypillisesti tuleva kuormitus. Syväturpeisella maalla typen huuhtoutuminen normaalisateisena vuotena näyttää kuitenkin olevan runsaampaa kuin kivennäismailla mitataan.

Taulukko 11. Salaojavesien hiili-, typpi- ja fosforipitoisuudet ja vuotuiset kuormitusmäärät Ruukin kentällä (tämä tutkimus), ja eräissä muissa tutkimuksissa. Ruukin kentän tulokset on ilmoitettu kahden hydrologisen vuoden keskiarvona n.d. = ei mitattu.

Viite	TOC	TN	NO ₃ ⁻ -N	NH ₄ -N	TP	DP	TN	TP	Maa, kasvi ja valunta
	mg l ⁻¹						kg ha ⁻¹		
Tämä tutkimus	21,7	4,2	1,5	1,3	0,13	0,022	9,3	0,29	0,2–0,3 m turve, 218 mm
	43,5	7,1	3,4	1,1	0,12	0,059	15,4	0,26	0,6 m turve, 218 mm
Huhta ja Jaakkola 1993	n.d.	8,5	n.d.	0,6	0,31	0,19	38,2	1,4	3–4 m turve, ohra nurmi; 429 mm, 1983–87
	n.d.	4,8	n.d.	0,7	0,43	0,24	19,1	1,7	
Kløve ym. 2010 ²	20,8	2,8	1,2	0,24	0,30	0,229	21,7	2,32	0,6 m turve, 763 mm, nurmi, 2003–04
Yli-Halla ym. 2020	n.d.	21,1	19,8	0,15	n.d.	n.d.	63	n.d.	Hiuesavi, 298 mm, kevätvilja, 2011–17
Jaakkola 1984	n.d.	n.d.	9,0	n.d.	n.d.	n.d.	13 ⁴	n.d.	Aitosavi, 145 mm, vilja, 1976–82
Turtola ja Paajanen 1995 ¹	10,3 ⁵	7,9	6,8	n.d.	0,20	0,028	16,4	0,59	Aitosavi, 328 mm, vilja, 1991–93
	n.d.	6,2	5,2	n.d.	0,23	0,027	n.d.	n.d.	Aitosavi, 159 mm, nurmi, 1991–93
Manninen ym. 2018 ³	15,2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	Karkea hietä, vilja, 2012–14

¹ Uusintasalaojituksen jälkeinen koejakso

² Salaojitettu ruutu. Kuormitus on kertynyt 13 kuukauden ja 10 päivän kuluessa.

³ Toholammin koekenttä

⁴ Nitraattityypikuormitus

⁵ Kahden vuoden tulokset samalta kentältä kuin Mannisen ym (2018) tutkimuksessa

Typpeä huuhtoutuu viljelymailta etenkin salaojavalunnassa, joka on valunnan suurin komponentti. Jokioisten Nummelan savimaalla, jonka kaltevuus on alle 0,2 %, kokonaishuuhtoutumasta on tullut salaojien kautta 80–90 % (Äijö ym. 2017), ja salaojavalunnan määrä on ollut 75 % kokonaisvalunnasta. Tämä usean vuoden keskiarvo vastaa kaltevuudeltaan samanlaisen Ruukin kentän (niukkojen) tulosten perusteella saatua arviota, jonka mukaan normaalisateisena vuonna noin neljäsosa valunnasta oli pintavaluntaa, ja noin 85 % huuhtoutuvasta tyydestä tuli salaojien kautta. Toholammin hietakentällä, jonka keskikaltevuus on 0,54 %, pintavalunnan osuus on kuitenkin ollut suurempi, varsinkin nurmivuosina (Turtola & Kempainen 1998). Jaakkolan (1984) mittauksissa Jokioisten savimaankentällä (keskikaltevuus 2 %) pintavalunnan osuus viljan viljelyssä v. 1976–1982 oli 46 % ja se sisälsi 23 % kokonaistyyppikuormituksesta. On kuitenkin todennäköistä, että Ruukin kentällä pintavalunnan merkitys on melko vähäinen;

jälkimmäisenä seurantavuotena pintavalunta jäi niin pieneksi, ettei saatu edes vesinäytteitä analysoitavaksi.

Ruukin kentältä salaojien kautta typpihuuhtouman arvot pohjautuvat kattavaan mittaustietoon, ja niitä voi pitää ohutturpeiselta pellolta tulevan typpikuormituksen tyypillisinä arvoina sateisuudeltaan tavanomaisena ja kuivana vuonna. Typpikuormituksen suuruusluokka ei muutu, vaikka näihin lukuihin lisätään karkeat arviot pintavalunnan mukana huuhtoutuneen typen määristä (Taulukko 9). Seurannan jatkuessa kuormituksen suuruudesta ja maan ominaisuuksien vaikutuksesta siihen saadaan kattavampi arvio, kun seurantajaksoon sisältyy sääoloiltaan erilaisia vuosia ja myös pintavalunnan typpimäärästä saadaan lisää tuloksia. Nyt esitetyt tulokset on saatu viljelystä, jossa lannoitus on annettu väkilannoitteina. Jatkotutkimuksissa on selvitettävä myös eloperäisten lannoitusaineiden, etenkin lietalannan, ja niiden levitysaikojen vaikutusta typen huuhtoutumiseen.

2.4.3. Viljelytoimien vaikutus typen huuhtoutumiseen

Useissa kokeissa on todettu, että monivuotisen nurmen viljelyssä typen huuhtoutuminen on nurmivuosien aikana vähäisempää kuin kevätiljojen viljelyssä. Jokioisten aitosavimaalla Jaakkolan (1984) kolmivuotisessa kokeessa typpeä huuhtoutui ohranviljelyssä $6,4 \text{ kg ha}^{-1}$ vuodessa, mutta nurmelta huuhtoutui vain $3,0 \text{ kg ha}^{-1}$, kun typpilannoitus ohralle oli 100 kg ha^{-1} ja nurmelle 200 kg ha^{-1} . Tohmajärven paksuturpeisella maalla ohraruuduilta huuhtoutui typpeä $38,2 \text{ kg ha}^{-1}$ ja nurmiruuduilta puolet siitä, $19,1 \text{ kg ha}^{-1}$ (Huhta & Jaakkola 1993). Viljelykasvien välinen ero johtuu lähinnä siitä, että kasvava nurmi ottaa maasta typpeä pitkälle syksyyn, kun taas kevätiljan korjuun jälkeen maassa mineralisoitua typpiä voi huuhtoutua. Turvemailla, joissa on suuret kokonaistyppevarat ja mineralisoituminen voi siksi olla runsasta, nurmen ja kevätiljan viljelyssä olevilta pelloilta huuhtoutuvan typen määrät voivat poiketa toisistaan huomattavasti.

Ruukin kentällä viljeltiin enimmäkseen kevätiljoja (ohra, ruisvehnä). Ruudut kynnettiin syksyisin, ja ne olivat talvikauden vailla kasvipeitettä. Poikkeuksena ovat ruudut 5 ja 6, joita ei syksyllä 2017 kynnetty ja joissa oli talven ajan nuori, suojaviljan alla kasvuun lähtenyt nurmi. Tällaista nurmea ei voi pitää kovin tehokkaana maan pinnan suojana, eikä sen typen otto liene syksyllä 2017 ollut kovinkaan tehokasta. Vuoden 2018 kasvukausi, joka oli nurmen ensimmäinen sato-vuosi, oli niin kuiva, että jälkimmäisen hydrologisen vuoden kasvukaudella ja sen jälkeisenä syksynä ei ollut valuntaa tai typen huuhtoutumista, eikä viljelykasvien vaikutusta ravinteiden huuhtoutumiseen voitu tänä aikana tutkia. Voidaankin todeta, että sinä aikana, kun vesinäytteitä saatiin, kentän viljelykasvit ja siellä toteutetut viljelytoimet olivat niin samanlaisia, etteivät ne aiheuttaneet eroja eri ruuduilta tulleeseen typpikuormitukseen. Ruutujen 1 ja 2 uusinta-otuksen mahdollisesti aiheuttama typen mineralisoitumisen lisääntyminen ei myöskään selkeästi selittänyt eri ruuduilta huuhtoutuneiden typpimäärien eroja. Typen huuhtoutumisen vuosivaihtelu selittyy valunnan määrän eroilla, ja ruutujen väliset erot puolestaan turvekerroksen syvyydellä, jonka kasvaessa kokonaistyppevarat kasvavat ja mineralisoituvan typen määrä lisääntyy.

Tässä raportissa esitetyt tulokset ilmaisevat huuhtoutuvan typen määriä kevätiljojen viljelyssä sateisuudeltaan tavanomaisena ja kuivana vuonna, kun pelto on talvikauden käytännössä vailla kasvipeitettä. Muiden tutkimusten perusteella voidaan olettaa, että viljeltäessä monivuotisia nurmia typen huuhtoutuminen on vähäisempää. Tätä oletusta pitää tutkia kenttäkokeessa, jossa viljelykasvin vaikutus ei peity turvekerroksen syvyyden vaikutuksen alle. Nyt kentällä käytettiin pelkästään väkilannoitteita. Alueen nautakarjavaltaisen maatalouden ja viranomaiset kaipaavat tietoa myös siitä, millaista typpikuormitusta karjanlannalla lannoitetusta pellostä tulee vesiin.

2.4.4. Kontakti kivennäismaan kanssa vähensi fosforin huuhtoutumista

Salaojaveden valuntapainotteinen kokonaisfosforin pitoisuus ($0,10\text{--}0,16\text{ mg l}^{-1}$) oli hyvin samanlainen kaikilla ruuduilla, mutta veteen liunneen fosfaattifosforin ja kiintoaineksen sisältämän fosforin osuudet vaihtelivat. Ohutturpeisemmilta ruuduilta 3, 5 ja 6 tuli vettä, jossa vain 12–23 % fosforista oli veteen liunneessa muodossa, kun taas syväturpeisemmillä ruuduilla 1, 2 ja 4 tämä osuus oli 49–57 %. Tohmajärven koekentällä, jossa turvekerroksen paksuus on 3–4 m, veteen liunneen fosforin osuus salaojavedessä oli vieläkin suurempi, 50–80 % (Huhta & Jaakkola 1994). Kun Ruukin kentällä salaojien kautta tulevan fosforin määrä oli $0,17\text{--}0,34\text{ kg ha}^{-1}$ vuodessa, vastaava kuormitus Tohmajärven kentällä oli $1,3\text{--}2,0\text{ kg ha}^{-1}$. Ruukin kentän fosforikuormitus muistuttaa Turtolan ja Paajasen (1995) Jokioisten aitosavimaan salaojavesissä mitattavaa kuormitusta ($0,59\text{ kg ha}^{-1}$), tai on itse asiassa sitäkin pienempi. Tattari ym. (2017) arvioivat maatalousmaalta pinta- ja salaojavalunnassa tulevan kuormituksen olevan $1,1\text{ kg ha}^{-1}$. Jos Ruukin kentän salaojien kautta tulevaan kuormitukseen lisätään arvioitu pintavalunnassa tullut kuormitus ($0,02\text{--}0,12\text{ kg ha}^{-1}$, 8–24 % kokonaiskuormituksesta, Taulukko 8 ja 9), saadaan kokonaiskuormitukseksi $0,26\text{--}0,44\text{ kg ha}^{-1}$. Käsitys turvepelloilta tulevasta suuresta fosforikuormituksesta ei siis saa Ruukin tulosten perusteella tukea.

Ruukin pellolla pintavalunnan merkitys fosforin kuljettajana on luultavasti melko pieni, koska pelto on niin tasainen, kuten viljellyt turvemaat yleensäkin ovat. Käsitys pintavalunnan suurehokosta osuudesta fosforikuormituksessa perustuukin kaltevammilla kivennäismailla saatuihin tuloksiin. Eniten tuloksia tästä aiheesta Suomessa on julkaistu Jokioisten aitosavimaalla sijaitsevalta huuhtoutumiskentältä, ja siellä kaltevuus on 1–4 %, keskimäärin 2 %. Tällä kentällä ohralla tehdyssä kolmivuotisessa kokeessa pintavalunnan osuus kokonaisvalunnasta oli 56 % ja fosforikuormituksesta peräti 65 % (Turtola & Jaakkola 1995). Toholammin hietamaan kentällä, jossa keskikaltevuus on 0,54 % ja vedenjohtavuus huono, pintavalunnan osuus oli nurmiviljelyssä peräti 85 % vesimäärästä ja 99 % fosforikuormituksesta. Huhta ja Jaakkola (1993) eivät tehneet arviota pintavalunnan osuudesta ravinnekuormituksessa Tohmajärven ”melko tasaisella” turvekentällä, jossa he toteavat pintaveden keräinten toiminnan olleen epäluotettavaa. Peltojen maalajista ja muista pellon ominaisuuksista kuten kaltevuudesta johtuvat erot onkin siis otettava painokkaasti huomioon kuormitusarvioita tehtäessä. Tarvitaan välttämättä lisää seurantaa, jotta Ruukin kentältä etenkin pintavalunnassa tulvasta fosforikuormituksesta saadaan luotettavampi käsitys.

Vaikka Ruukin koekentän muokkauskerros luokitellaan ruuduilla 1–5 turvemaaksi ja ruudulla 6 multamaaksi, salaojat ovat kaikilla ruuduilla selvästi kivennäismaassa. Vahvemman turvekerroksen ruuduillakin turvekerroksen ja salaojien välissä on 40–50 cm kivennäismaata ja muilla ruuduilla 70–80 cm. Ruukin kentällä vajovesi on siis kosketuksissa eri syvyisen kivennäismaakerroksen kanssa, ja vajovedestä voi sitoutua liukoista fosforia kivennäismaa-ainekseen. Ruukin kentän kivennäismaassa on silmin nähden runsaasti rautahydroksidia, joka tunnetusti sitoo fosforia tehokkaasti. Kivennäismaakerrokset siis selittänevät Ruukin pellon salaojavesien pienet fosforipitoisuudet. Ruuduilla 1, 2 ja 4, joilla oli vahvempi turvekerros, veteen liunneen fosfaattifosforin osuus oli suurempi kuin kolmella muulla ruudulla. Tämä voi puolestaan selittyä sillä, että ruuduilla 1, 2 ja 4 vajoveden kanssa kosketuksissa ollut kivennäismaakerros oli ohuempi, jolloin fosforin sitoutuminenkin jäi vähäisemmäksi. Lisäksi pohjamaassa olevat vanhat juurikanavat edistävät oikovirtauksia ja edistävät vajoveden pääsyä salaojiin.

Saarela (2008) osoitti, että fosforin sitoutuminen turvemaahan on vähäisempää kuin kivennäismaa-ainekseen. Vaikka Ruukin kenttä on muokkauskerrokseltaan turvemaata, sen pohjamaa on kivennäismaata. Sen sijaan Tohmajärven kentällä myös pohjamaa on heikosti fosforia sitovaa turvetta, mikä todennäköisesti selittää Huhtan ja Jaakkolan (1993) siellä mitaamat, Ruukiin verrattuna suuret fosforin huuhtoutumat. Vaikka noissa kokeissa käytettiin ajalle tyypillisiä

ja nykykäsitteiden mukaan runsaita fosforilannoitusmääriä (ohralle 21 kg ha⁻¹, nurmelle 21 ja 63 kg ha⁻¹), lannoitefosforin huuhtoutuminen on siellä kuitenkin ollut ilmeisen vähäistä. Kyseisessä kokeessa lannoittamattomilta ohraruuduilta huuhtoutui fosforia 1,5 kg ha⁻¹ kun huuhtoutuminen lannoitetuilta ruuduilta oli 1,3 kg ha⁻¹. Tämän tutkimuksen koejaksolla Ruukin kentällä käytettiin pelkästään väkilannoitteita, ja niiden mukana levitetyt fosforimäärät olivat viljavuustutkimuksen mukaisesti vain 5–8 kg ha⁻¹. Jatkotutkimuksissa on välttämätöntä selvittää, millaista fosforikuormitusta tulee ruuduilta, joille levitetään lietalantaa, ja miten fosforikuormituksen käy, jos pellolle levitetään runsaampia lietalantamääriä nurmen varastolannoitukseksi. On kuitenkin tämän raportin tulosten perusteella jo selvää, että Tohmajärven kentällä saatuja tuloksia ei voi käyttää arvioitaessa Ruukin kentän kaltaiselta ohuelta turvemaalta tulevaa fosforikuormitusta.

2.4.5. Happaman sulfaattimaan vaikutus valumaveden ominaisuuksiin

Ruukin kentän pohjamaa salaojien tasosta lähtien on sulfidipitoista, ja sulfidia saattaa olla jonkin verran jäljellä myös lähempänä maan pintaa. Osa sulfidista on jo hapettunut rikkihapoksi. Runsaamman valunnan alussa salaojaveden rikkipitoisuus oli pieni, kun valumavesi oli koskeuksissa kokkareiden pintaosien kanssa. Salaojaveden rikkipitoisuus kasvoi aikaa myöden, kun kokkareiden sisällä olevat kuivan kauden aikana syntyneet sulfidin hapettumistuotteet diffundoituivat vähitellen kokkareiden sisäosista makrohuokosiin ja pääsivät kulkeutumaan salaojiin. Suurimmat rikkipitoisuudet mitattiin ruudun 6 vesissä. Juuri tällä ruudulla pohjaveden pinta laski syvimmälle, jolloin sulfidikerrokset pääsivät hapettumaan. Koko kentän vesinäytteiden sulfaattirikin (SO₄²⁻ -S) pitoisuuden mediaani 65 mg l⁻¹, joka oli noin 13-kertainen esimerkiksi Jokioisten savimaalla mitattuun pitoisuuteen (5 mg l⁻¹; Turtola ja Jaakkola 1986) verrattuna. Salaojaveden rikkipitoisuudet olivat kuitenkin paljon pienempiä kuin kivennäismaata edustavilla happamilla sulfaattimailla Ilmajoella ja Mustasaarella. Näillä kentillä toteutetussa kolme ja viisi vuotta kestäneissä seurannoissa salaojaveden rikkipitoisuus oli keskimäärin 441 ja 2312 mg l⁻¹ (Bärlund ym. 2005). Myös pellolta tullut rikkikuormitus (166 ja 127 kg ha⁻¹ kahtena hydrologisena vuonna) oli paljon pienempi kuin Rintalan sulfaattimaa-alueella Seinäjoella (630 kg ha⁻¹; Österholm & Åström 2004) mutta lähes 10-kertainen verrattuna maihin, jotka eivät ole hapanta sulfaattimaata (15–20 kg ha⁻¹; Turtola & Jaakkola 1986, Eriksen & Askegaard 2000).

Ruukin kentän pohjamaan sulfidipitoisuus oli samaa tasoa kuin muissa edellä mainituissa sulfaattimaissa. Tästä huolimatta ruuduilta 1, 2, 4 ja 5 ei kuitenkaan tullut merkittävää happamuuskuormitusta. Näiltä ruuduilta tulleen salaojaveden pH oli koko ajan vähintään 6,0. Myös titratavan happamuuden (mediaani 0,4 mmol l⁻¹) ja alumiinin pitoisuudet (mediaani 0,9 mg l⁻¹) olivat pienet verrattuna Ilmajokeen (happamuus 3,9 mmol l⁻¹ ja alumiini 20 mg l⁻¹) ja varsinkin Mustasaareen (happamuus 11,0 mmol l⁻¹ ja alumiini 88 mg l⁻¹), ja salaojaveden keskimääräinen pH Ilmajoella oli 4,3 ja Mustasaarella 3,7. Ruukissa turvekerros voi suojata sulfidikerroksia hapettumiselta samoin kuin turvetuotantoalueilla (Nystrand ym. 2019). On mahdollista, että turvekerroksessa tapahtuva orgaanisen aineksen hapettuminen kuluttaa maan ilmasta hapen, niin että turvekerroksen alapuolella olevien huokosten ilma on hapetonta, jolloin sulfidikaan ei pääse sanottavasti hapettumaan pohjaveden laskusta huolimatta eikä rikkihappoa näin pääse muodostumaan (Cook ym. 2004). Tätä käsitystä tukee se, että happaminta vettä tuli nimenomaan ruudulta 6, jonka hiilivarat olivat kaikkein pienimmät ja jonka muokkauskerros oli multamaata.

2.4.6. Johtopäätökset

Tässä raportissa esitetään ensimmäiset tulokset vesistökuormituksesta, joka on tullut Ruukkiin ohutturpeiselle pellolle perustetulta koekentältä, jossa mitattiin salaojavalunnan määrää ja

kemiallista koostumusta kahden hydrologisen vuoden ajan. Ensimmäinen vuosi oli normaalisateinen ja toinen vuosi tavanomaista kuivempi. Syväturpeisemmilta (40–80 cm) ruuduilta tuli runsaampaa typpikuormitusta (19,6 ja 10,9 kg ha⁻¹) kuin ohutturpeisilta (15–20 cm) ruuduilta (11,1 ja 7,5 kg ha⁻¹). Nämä määrät ovat samaa tasoa kuin kivennäismailta tuleva typpikuormitus ja pienempiä kuin paksuturpeisella maalla, jossa salaojatkin ovat turvekerroksessa. Toisen koevuoden kuivuus ja valunnan vähäinen määrä selittävät pieniä kuormituslukuja. Salaojaveden kokonaisfosforin pitoisuus oli samaa tasoa kaikilla ruuduilla ja yleisesti ottaen vähäistä, koska rautapitoinen pohjamaa todennäköisesti sitoi vajoveden fosforia tehokkaasti. Syväturpeisemällä alueella veteen liunneen fosfaattifosforin osuus oli suurempi kuin ohutturpeisimmilla ruuduilla. Koska koekenttä on hapanta sulfaattimaata, salaojaveden rikkipitoisuus oli yli 10-kertainen verrattuna maihin, jotka eivät ole hapanta sulfaattimaata. Alustavien tulosten perusteella vaikuttaa kuitenkin siltä, että turvekerros suojaa pohjamaan sulfidia hapettumiselta.

Jotta saadaan kattava käsitys ohutturpeiselta pellolta tulevan vesistökuormituksen suuruudesta, tutkimusta pitää jatkaa useita vuosia, jotta seurantajaksoon saadaan sääoloiltaan vaihtelevia vuosia. Kentällä on syytä vertailla syntyvän kuormituksen suuruutta nurmen ja viljan viljelyssä ja tutkia eri aikoina tapahtuvan lietalannan levityksen mahdollista vaikutusta vesistökuormituksen suuruuteen. Koekäsittelyjen sijoittaminen kentälle tulee suunnitella siten, etteivät niiden vaikutukset peity turvekerroksen paksuserojen aiheuttamaan vaikutukseen. Kenttä mahdollistaa myös säätosaloituksen vaikutuksen tutkimisen, mikä voi olla erityisen relevanttia, jos halutaan selvittää mahdollisuuksia happaman sulfaattimaan aiheuttaman kuormituksen minimoimiseen.

Viitteet

- Bärlund, I., Tattari, S. & Yli-Halla, M. 2005. Measured and simulated effects of sophisticated drainage techniques on groundwater level and runoff hydrochemistry in areas of boreal acid sulphate soils. *Agricultural and Food Science* 14: 98–111.
- Brunet, R.C. & Garcia-Gil L.J. 1996. Sulfide-induced dissimilatory nitrate reduction to ammonia in anaerobic freshwater sediments. *FEMS Microbiology Ecology* 21: 131–138.
- Chen, X. & Bechmann, M. 2019. Nitrogen losses from two contrasting agricultural catchments in Norway. *Royal Society Open Science* 6, artikkeli 190490. 11 s.
- Cook, F., Dobos, S., Carlin, G. & Millar, G., 2004. Oxidation rate of pyrite in acid sulfate soils: in situ measurements and modelling. *Australian Journal of Soil Research* 42: 499–507.
- Eriksen, J. & Askegaard, M. 2000. Sulfate leaching in an organic crop rotation on sandy soil in Denmark. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 78: 107–114.
- Heiderscheidt, E. 2016. Evaluation and optimisation of chemical treatment for non-point source pollution control purification of peat extraction runoff water. Oulun yliopisto. Väitöskirja. *Acta Universitatis Ouluensis C* 580. 93 s.
- Heikkinen, K., Karppinen, A., Karjalainen, S.M., Postila, H., Hadzic, M., Tolkkinen, M., Marttila, H., Ihme, R. & Kløve, B. 2018. Long-term purification efficiency and factors affecting performance in peatland-based treatment wetlands: An analysis of 28 peat extraction sites in Finland. *Ecological Engineering* 117: 153–164.
- Huhta, H. & Jaakkola, A. 1993. Viljelykasvin ja lannoituksen vaikutus ravinteiden huuhtoutumiseen turvemaasta Tohmajärven huuhtoutumiskentällä v. 1983–87. Maatalouden tutkimuskeskus. Tiedote 20/93. 66 s.

- ISO 11905–1:1997. 1997. Water quality — Determination of nitrogen — Part 1: Method using oxidative digestion with peroxodisulfate. International Organization for Standardization.
- Ivarson, K.C. 1977. Changes in decomposition rate, microbial population and carbohydrate content of an acid peat bog after liming and reclamation. *Canadian Journal of Soil Science* 57: 129–137.
- Jaakkola, A. 1984. Leaching losses of nitrogen from a clay soil under grass and cereal crops in Finland. *Plant and Soil* 76: 59–66.
- Kaila, A. 1959. Retention of phosphate by peat samples. *Journal of the Scientific Agricultural Society of Finland* 31: 215–225.
- Kenward, M.G. & Roger J.H. 2009. An improved approximation to the precision of fixed effects from restricted maximum likelihood. *Computational Statistics & Data Analysis* 53: 2583–2595.
- Kløve, B., Sveistrup, T.E. & Hauge, A. 2010. Leaching of nutrients and emission of greenhouse gases from peatland cultivation at Bodin, Northern Norway. *Geoderma* 154: 219–232.
- Manninen, N., Soinnie, H., Lemola, R., Hoikkala, L. & Turtola, E. 2018. Effects of agricultural land use on dissolved organic carbon and nitrogen in surface runoff and subsurface drainage. *Science of the Total Environment* 618: 1519–1528.
- Nieminen, M. & Jarva, M. 1996. Phosphorus adsorption by peat from drained mires in southern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 11: 321–326.
- Nystrand, M., Auri, J., Bollström, F., Hadzic, M., Ihme, R. & Österholm, P. 2019. Minimum peat thickness to prevent oxidation of underlying sulfidic mineral soil in peat extraction sites. *Geophysical Research Abstracts EGU2019–8066*. EGU General Assembly 2019.
- Paasonen-Kivekäs, M. & Yli-Halla, M. 2005. A comparison of nitrogen and carbon reserves in acid sulphate and non-acid sulphate soils in western Finland. *Agricultural and Food Science* 14: 57–69.
- Rekolainen, S. 1989. Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. *Aqua Fennica* 19: 95–107.
- Saarela, I. 2008. Estimating bioavailable reserves and potential leaching of soil P by simple chemical tests. NJF Seminar Phosphorus management in Nordic-Baltic agriculture – reconciling productivity and environmental protection. *NJF Reports* 4 (4): 166–170. <https://orgprints.org/15044/1/njffosfor.pdf>
- Sandmeier, K.J., 2016. ReflexW (Computer Software). Sandmeier Software. <https://www.sandmeier-geo.de/>
- SFS-EN 27888:en. 1994. Water quality. Determination of electrical conductivity (ISO 7888:1985). Suomen Standardisoimisliitto SFS ry.
- SFS-EN ISO 11732:en. 2005 Water quality. Determination of ammonium nitrogen. Method by flow analysis (CFA and FIA) and spectrometric detection (ISO 11732:2005). Suomen Standardisoimisliitto SFS ry.

- SFS-EN ISO 15681-1:2005. 2005. Water quality. Determination of orthophosphate and total phosphorus contents by flow analysis (FIA and CFA). Part 1: Method by flow injection analysis (FIA) (ISO 15681-1:2003). Suomen Standardisoimisliitto SFS ry.
- SFS-EN ISO 11885:2009. 2009. Water quality. Determination of selected elements by inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES) (ISO 11885:2007). Suomen Standardisoimisliitto SFS ry.
- SFS-EN 1484: 1997. 1997. Water analysis. Guidelines for the determination of total organic carbon (TOC) and dissolved organic carbon (DOC). Suomen Standardisoimisliitto SFS ry.
- SFS-EN ISO 13395:en. 1997. Water quality. Determination of nitrite nitrogen and nitrate nitrogen and the sum of both by flow analysis (CFA and FIA) and spectrometric detection (ISO 13395:1996). Suomen Standardisoimisliitto SFS ry.
- SFS 3021:1979, 1979. Veden pH-arvon määrittäminen. (Determination of the pH of water). Suomen Standardisoimisliitto SFS ry.
- SFS 3005: 1981, 1981. Veden alkaliteetin ja asiditeetin määrittäminen. Potentiometrinen titraus. (Determination of the alkalinity and acidity of water. Potentiometric titration). Suomen Standardisoimisliitto SFS ry.
- Soini, S. & Virri, K. 1968. Oulu-Liminka. Agrogeologisia karttoja 23. *Annales Agriculturae Fenniae* 7, Supplement 2. 100 s.
- Soveri, J. & Varjo, M. 1977. Roudan muodostumisesta ja esiintymisestä Suomessa vuosina 1955–1975. *Vesientutkimuslaitoksen Julkaisuja* 20. 66 s.
- Tattari, S., Koskiahho, J., Kosunen, M., Lepistö, A., Linjama, J. & Puustinen, M. 2017. Nutrient loads from agricultural and forested areas in Finland from 1981 up to 2010 - can the efficiency of undertaken water protection measures seen? *Environmental Monitoring and Assessment* 189, artikkeli 95. 25 s.
- Turtola, E. & Jaakkola, A. 1986. Viljelykasvin, lannoituksen ja sadetuksen vaikutus kaliumin, kalsiumin, magnesiumin, natriumin, sulfaattirikin sekä kloridin huuhtoutumiseen savi- maasta. *Maatalouden tutkimuskeskus. Tiedote* 17/1986.
- Turtola, E. & Kemppainen, E. 1998. Nitrogen and phosphorus losses in surface runoff and drainage water after application of slurry and mineral fertilizer to perennial grass ley. *Agricultural and Food Science*, 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.
- Urvas, L. 1976. Ruukki-Lumijoki. Agrogeologisia karttoja 28. *Annales Agriculturae Fenniae* 15, Supplement 1. 26 s.
- Yli-Halla, M., Lötjönen, T., Kekkonen, J., Virtanen, S., Marttila, H., Liimatainen, M., Saari, M., Mikola, J., Suomela, R. & Joki-Tokola, E. 2022. Thickness of peat influences leaching of substances and greenhouse gas emissions from a cultivated organic soil. *Science of the Total Environment* 806, artikkeli150499. 15 s.

- Yli-Halla, M., Lötjönen, T., Kekkonen, J., Marttila, H., Suomela, R., Virtanen, S., Saari, M. & Joki-Tokola, E. 2022. Koekentän perustaminen ohutturpeiselle viljelymaalle. Julkaisussa: Yli-Halla, M., Lötjönen, T., Liimatainen, M. & Joki-Tokola, E. (toim.). Ohutturpeiselta pellolta tuleva ympäristökuormitus: Ruukin koekentän perustaminen ja ensimmäisiä tuloksia veteen ja ilmakehään päätyvästä kuormituksesta. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 50/2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. s. 7–26.
- Yli-Halla, M., Virtanen, S., Regina, K., Österholm, P., Ehnvall, B. & Uusi-Kämpä, J. 2020. Nitrogen stocks and flows in an acid sulfate soil. *Environmental Monitoring and Assessment* 192, artikkeli 751. 20 s.
- Äijö, H., Nurminen, J., Myllys, M., Sikkilä, M., Salo, H., Paasonen-Kivekäs, M., Turunen, M., Koivusalo, H., Alakukku, L. & Puustinen, M. 2017. Toimivat salaojitusmenetelmät kasvintuotannossa (TOSKA) : Loppuraportti 2017. Salaojituksen tutkimusyhdistys ry:n tiedote. 112 s. Salaojituksen tutkimusyhdistys ry.
- Österholm, P. & Åström, M. 2004. Quantification of current and future leaching of sulfur and metals from Boreal acid sulfate soils, western Finland. *Australian Journal of Soil Research* 42: 547–551.

3. Ohutturpeisen pellon kasvihuonekaasupäästöt

Maarit Liimatainen, Timo Lötjönen, Jarkko Kekkonen ja Erkki Joki-Tokola

Luonnonvarakeskus (Luke), Paavo Havaksen tie 3, 90570 Oulu

Tiivistelmä

Luonnonvarakeskuksen Ruukkiin rakentamalla koekentällä mitattiin kasvukaudella 2017 viljan viljelystä turvemaalla syntyvät kasvihuonekaasujen (KHK) päästöt. Pinta-alaltaan noin 20 hehtaarin koekenttä sisälsi kuusi koeruutua, joista kolme nimettiin turvekerroksen syvyyden ja muokkauskerroksen orgaanisen aineksen pitoisuuden perusteella syväturpeiseksi ja loput samoin perustein ohutturpeiseksi. Pimeäkammion menetelmällä tehdyissä mittauksissa määritettiin tärkeimmät KHK:t, eli hiilidioksidi (CO₂), dityppioksidi (N₂O) ja metaani (CH₄). Mittaukset käynnistyivät heinäkuussa ja päättyivät noin kahdeksan viikon jälkeen elokuussa, ja ne toistettiin mittauskauden aikana kuusi kertaa. Kokeen tarkoituksena oli saada tietoja koekentän sisäisestä vaihtelusta kentällä jatkossa toteutettavien tutkimusten suunnittelua varten. Erityisen mielenkiinnon kohteena oli turvekerroksen syvyyden vaikutus KHK-päästöihin. Turvekerroksen syvyys ei vaikuttanut merkittävästi KHK-päästöjen kokonaismäärään. Tulosten tulkinnessa tulee kuitenkin ottaa huomioon se, että KHK-päästöjen mittauskausi jäi kestoaltaan lyhyeksi. Lisäksi koekentän rakentamisen yhteydessä toteutettu tasauslanaus ja osittainen uusintaajitus saattoivat jälkivaikutuksena kasvattaa erityisesti CO₂-päästöjä.

3.1. Johdanto

Luonnontilaisella suolla vuosittain kertyvät kasvillisuuden jätteet hajoavat veden kyllästävässä hapettomassa ja viileässä ympäristössä hitaasti, ja hajoavan kasvuston orgaanisessa aineksessa olevaa hiiltä kertyy suopohjiin syntyvään turvekerrokseen, jolloin luonnontilainen suo muodostaa hiilinielun. Soille viime jääkauden aikana kertynyt hiilimäärä (5,7 x 10⁹ tonnia) muodostaakin maaperämme suurimman hiilivaraston (Sarkkola 2007). Soiden maankäyttö maa- ja metsätaloudessa, energiantuotannossa ja rakentamisessa edellyttää aina kuivatuksen, mikä laskee pohjaveden pinnankorkeutta, niin että turpeesta väistävä vesi antaa tilaa ilmalle ja siinä olevalle hapelle, mikä käynnistää turpeen nopean hajoamisen. Kuivatuksen lisäksi maatalouskäytössä olevien turvemaiden orgaanisen aineksen hajoamista nopeuttavat myös maanmuokkaus, lannoitus ja kalkitus.

Turvemaiden viljely vapauttaa ilmakehään kasvihuonekaasuina (KHK) hiilidioksidia (CO₂), dityppioksidia (N₂O) ja metaania (CH₄) niin, että viljelyssä oleva turvepelto on aina erityisesti CO₂:n mutta yleensä myös N₂O:n nettopäästäjä, kun taas CH₄:n osalta se voi olla CH₄-nielu. Ojitettujen turvemaiden maankäytössä turvepeltojen KHK-päästöt ovat yleensä suurimmat, mutta myös turvemetsien KHK-päästöt voivat olla merkittäviä, erityisesti ravinteikkailla mailla (Maljanen ym. 2010). Pohjavedenpinnan korkeus on KHK-päästöjen kannalta avainparametreja (Martikainen ym. 1993, Evans ym. 2021), sillä vaihtelevat kosteusolot määräävät suoraan, kuinka suuri osa turpeesta on hapellisissa olosuhteissa, jolloin turve hajoaa ja tuottaa suuria KHK-päästöjä.

Pohjanmaan rannikkoalueen turvepellot ovat usein ohutturpeisia, koska ne on raivattu meren vetäytymisen jälkeen paljastuneelle ja pinnanmuodoiltaan tasaiselle maannousemarannikolle muodostuneista soista. Niiden hiilivaraston määrä jää ohuen turvekerroksen vuoksi syväturpeisten peltojen sisältämää hiilimäärää pienemmäksi, minkä takia niiden viljelystä odotettavissa olevien hiilipäästöjen kesto aika jää syväturpeisia peltoja lyhyemmäksi. Ohutturpeisten peltojen

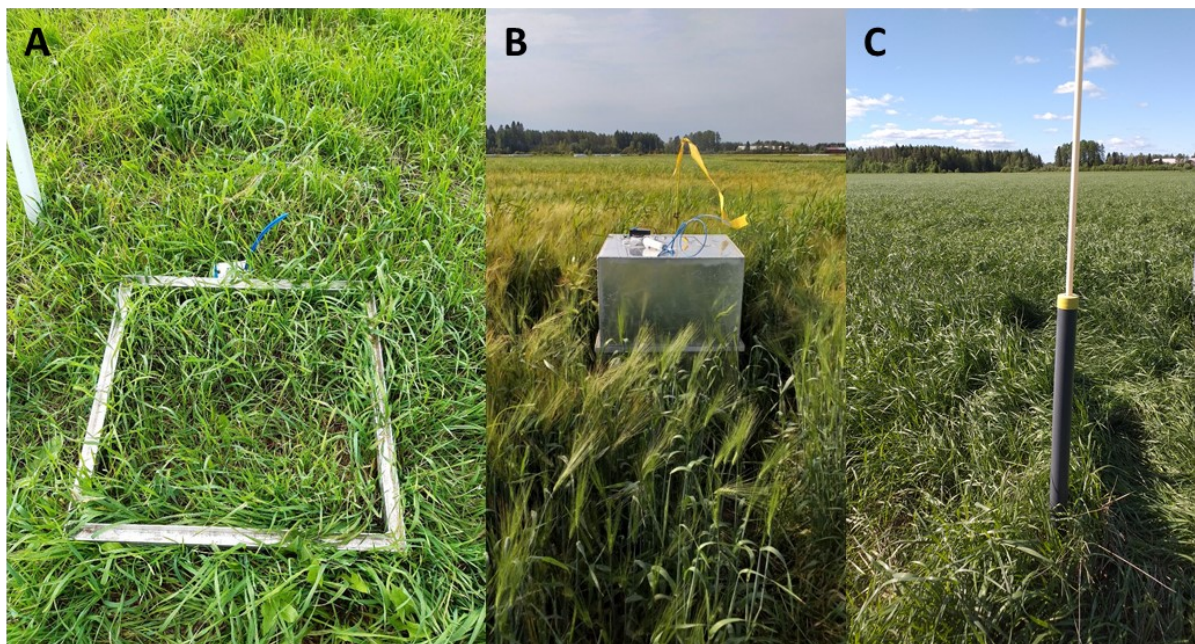
maanmuokkaus ja pellolla mahdollisesti tehtävät muut maansiirrot voivat sekoittaa turvekerroksen alapuolista kivennäismaata muokkauskerrokseen, mikä voi vähentää ohutturpeisen pellon muokkauskerroksen hiilipitoisuutta, niin että pellon maalajiluokitus muuttuu orgaanisen aineksen kulumisen ja kivennäismaan sekoittumisen myötä turvemaasta multamaaksi.

Luonnonvarakeskuksen Ruukin toimipisteessä mitattiin kasvukaudella 2017 KHK-päästöjä tutkimuskentällä, jossa turvekerroksen paksuus ja muokkauskerroksen orgaanisen aineksen pitoisuus vaihtelivat koeruuduittain. Kokeen ensisijaisena tavoitteena oli saada taustatietoja kentällä jatkossa toteuttavien tutkimushankkeiden suunnittelua varten. Erityisesti haluttiin selvittää turvekerroksen syvyyden vaikutus KHK-päästöihin. Koe palveli samalla myös henkilöstön koulutautumista uuden tutkimusalan osaajiksi.

3.2. Aineisto ja menetelmät

Kasvihuonekaasumittaukset toteutettiin Luonnonvarakeskuksen Ruukin toimipisteessä (64,42 °N, 25,00 °E) ohutturpeisten turvemaiden ympäristökuormituksen tutkimusta varten vuosina 2015–2016 rakennetulla koekentällä. Koekentän muokkauskerros on saraturvetta, ja pohjamaa on alueelle tyypilliseen tapaan hapanta sulfaattimaata, joka on lajitekoostumukseltaan hiesua tai hiesusavea. Kentän kokonaispinta-ala oli 19,6 ha koostuen kuudesta pinta-alaan 2,97–3,77 ha:n suuruisesta koeruudusta. Koeruuduista puolet sijaitsee kentän syväturpeisella (40–80 cm) ja puolet sen ohutturpeisemmalla (≤ 20 cm) osalla. Syväturpeisemmilla ruuduilla muokkauskerroksen orgaanisen aineksen pitoisuus (1,732 x C %, van Bemmelen 1890) oli 40–48 %, kun se ohutturpeisilla ruuduilla oli vastaavasti 29–43 %. Syväturpeisemmilla ruuduilla maan hiilivarat pellon päällimmäisessä metrin kerroksessa olivat 627–666 tonnia hehtaarilla, kun hiilivarojen suuruus vastaavassa kerroksessa ruuduilla oli 237–263 tonnia hehtaarilla.

Koekentän KHK-päästöjen seuranta kasvukaudella 2017 toteutettiin heinäkuusta elokuuhun kestäneen mittauskauden aikana. Yksittäisiä mittauskertoja kertyi kaikkiaan kuusi kappaletta niin, että niistä puolet ajoittui heinäkuulle ja puolet elokuulle (Kuva 15). Kukin mittauskerta sisälsi kultakin kuudelta koeruudulta neljänä toistona tehdyt KHK-päästömittaukset. Mittauspisteisiin sijoitettiin maahan pysyvästi metallikaulukset (60 cm x 60 cm), joihin asennettiin aina mittauksen ajaksi valoa läpäisemätön mittauskammio (60 cm x 60 cm x 40 cm). Kauluksen kouru täytettiin vedellä, jotta kammiokokonaisuudesta saatiin ilmatiivis. Mittauskammion tilavuutta kasvatettiin tarvittaessa lisäkauluksilla kasvuston korkeuden lisääntyessä (Kuva 13B). KHK-mittauksen yhteydessä mitattiin lisäksi tulosten laskennassa tarvittavina taustamuuttujina ulkoilman ja kammion sisäilman lämpötila sekä pohjaveden pinnankorkeus. Pohjavesiputket (\varnothing 50 mm) ulottuivat kahden metrin syvyyteen, ja ne sijoitettiin koekentän salaojaverkostossa aina kahden vierekkäisen imuojan puoliväliin. Kun jokaisen kauluksen vieressä oli oma pohjavesiputki, kullakin ruudulla oli yhteensä neljä putkea (Kuva 13C). Pohjaveden pinnankorkeutta seurattiin manuaalisesti mittaamalla.



Kuva 13. KHK-mittauksia varten maahan kiinteästi asennettu metallinen kaulus (Kuva A), johon asennettiin aina mittauksen ajaksi ilmatiivisti valoa läpäisemätön mittauskammio. Lisäkauluk-sella voitiin tarvittaessa kasvattaa kammion tilavuutta (Kuva B). Kukin mittauspiste sijoitettiin aina pohjavesiputken tuntumaan (Kuva C). Kuvat: Maarit Liimatainen, Luonnonvarakeskus.

Yksittäinen KHK-päästömittaus kesti 30 min, jona aikana kammioista otettiin kymmenen minuutin välein yhteensä neljä 20 ml:n kaasunäytettä 60 ml:n ruiskulla. Kaasunäytteet siirrettiin välittömästi 12 ml:n lasiampulleihin, joista oli etukäteen poistettu ilma vakuumilaitteiston avulla. Kaasunäytteiden CO₂-, N₂O- ja CH₄-pitoisuus analysoitiin Luonnonvarakeskuksen Joki-oisten laboratoriossa kaasukromatografilla (HP 7890 Series, GC System, Agilent, USA), jossa on kantokaasuna typpi ja joka on varustettu automaattisella näytteensyötöllä. Laitteen ominaisuudet on selitetty tarkemmin aiemmassa julkaisussa (Yli-Halla ym. 2022).

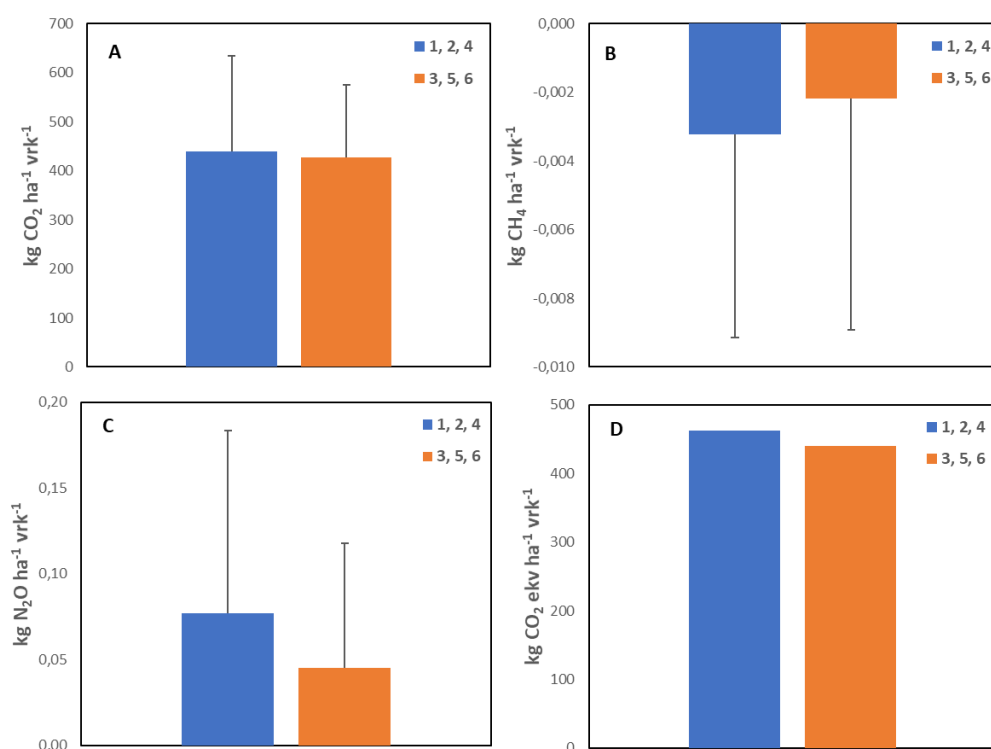
Koekentän viljelykasveina oli vuonna 2017 ohra (ruudut 1–4) ja ruisvehnä (ruudut 5 ja 6). Molempien viljojen lannoitus oli sama (N-P-K 60–6–36 kg ha⁻¹), ja ne kylvettiin nurmen suojaviljaksi. Viljasato korjattiin kokeen päätyttyä kokoviljasäilörehuksi. Kahden eri viljakasvilajin viljelystarve johtui siitä, että ne viljeltiin seuraavana sisäruokintakautena Ruukin lihanautakasvattamossa toteutetun sonnien ruokintakokeen koerehuiksi.

Kasvihuonekaasupäästöjen mittaustulokset laskettiin keskiarvoina syväturpeisille (ruudut 1, 2 ja 4) ja ohutturpeisille (ruudut 3, 5 ja 6) ruuduille sekä myös kaikille kuudelle ruudulle erikseen. Mitattujen KHK-päästöjen ilmastoa lämmittävä vaikutus yhteismitallistettiin muuttamalla CH₄- ja N₂O-päästöt hiilidioksidiekvivalenteiksi (CO₂-ekv kg⁻¹ ha⁻¹ vrk⁻¹). Metaanille käytetty muunto-kerroin oli 25 ja typpioksiduulille vastaavasti 298.

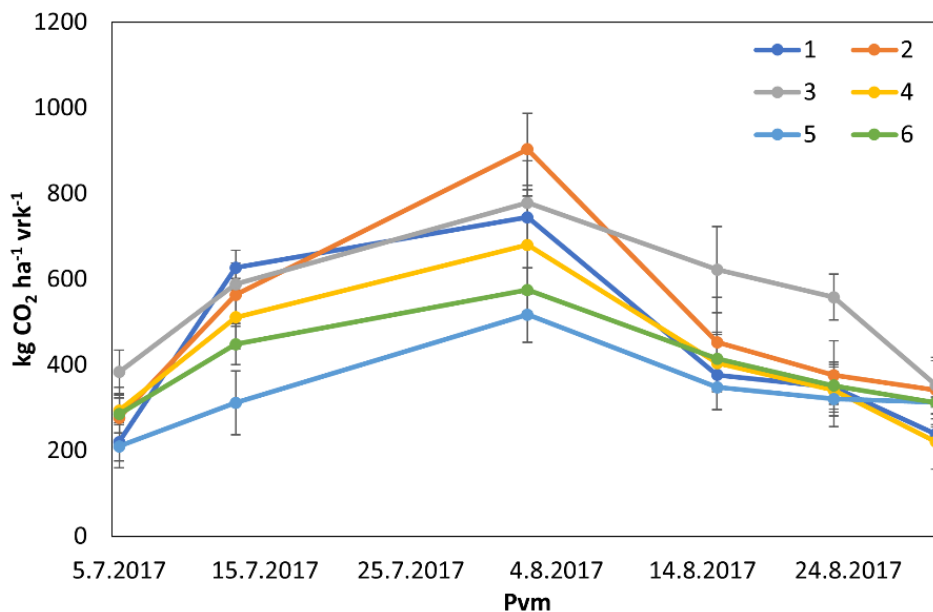
Syväturpeisten ja ohutturpeisten sekä yksittäisten koeruutujen päästökeskiarvojen erojen tilastollinen merkittävyys testattiin varianssianalyysillä. Keskiarvojen välinen ero katsottiin merkitseväksi, jos testin P-arvo oli pienempi kuin 0,05.

3.3. Tulokset

Syväturpeisten ruutujen (ruudut 1, 2 ja 4) CO₂-päästö oli mittauskauden aikana keskimäärin 440 ± 194 kg CO₂ ha⁻¹ vrk⁻¹, kun ohutturpeisten ruutujen (ruudut 3, 5 ja 6) CO₂-päästö oli vastaavasti keskimäärin 427 ± 148 kg CO₂ ha⁻¹ vrk⁻¹ (Kuva 14A). Syväturpeisten ruutujen CO₂-päästön sisältämä hiilimäärä oli keskimäärin 120 ± 53 kg CO₂-C ha⁻¹ vrk⁻¹, kun se ohutturpeisilla ruuduilla oli vastaavasti keskimäärin 116 ± 40 kg CO₂-C ha⁻¹ vrk⁻¹. Syvä- ja ohutturpeisten ruutujen CO₂-päästöjen välinen ero jäi merkitykseltään olemattomaksi. Kun CO₂-päästöjä verrattiin kaikkien ruutujen kesken, ruudun 3 CO₂-päästö (547 ± 159 kg CO₂ ha⁻¹ vrk⁻¹) oli tilastollisesti merkitsevästi suurempi kuin ruudun 5 (337 ± 100 kg CO₂ ha⁻¹ vrk⁻¹), vaikka molemmat ruudut sisällytettiin kokeen suunnittelussa kuuluviksi kentän ohutturpeiseen osaan. Kaikkien ruutujen CO₂-päästöt kasvoivat yhtenevästi mittauskauden alusta heinäkuun loppuun saakka ja vähenivät samalla tavoin elokuun loppua kohti (Kuva 15).

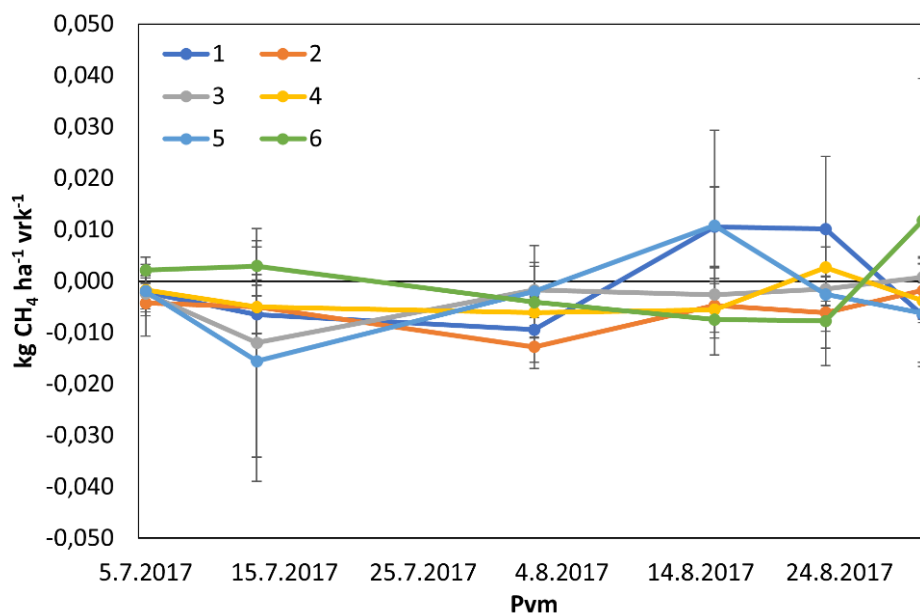


Kuva 14. Kasvihuonekaasupäästöjen keskiarvot laskettuna syväturpeisille ruuduille 1, 2 ja 4 sekä ohutturpeisille ruuduille 3, 5 ja 6 kuuden mittauksen keskiarvona. Kuvassa A on esitetty hiilidioksidipäästöt (kg CO₂ ha⁻¹ vrk⁻¹), kuvassa B metaanipäästöt (kg CH₄ ha⁻¹ vrk⁻¹), kuvassa C dityppioksidipäästöt (kg CO₂ ha⁻¹ vrk⁻¹) ja kuvassa D on edellisten perusteella laskettu kokonaispäästö hiilidioksidiekvivalentteina (kg CO₂-ekv ha⁻¹ vrk⁻¹). Hajontapalkit kuvaavat keskihajontaa.



Kuva 15. Hiilidioksidipäästöt ($\text{kg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ vrk}^{-1}$) kaikilla kuudella ruudulla mittausjakson aikana. Hajontapalkit kuvaavat keskihajontaa.

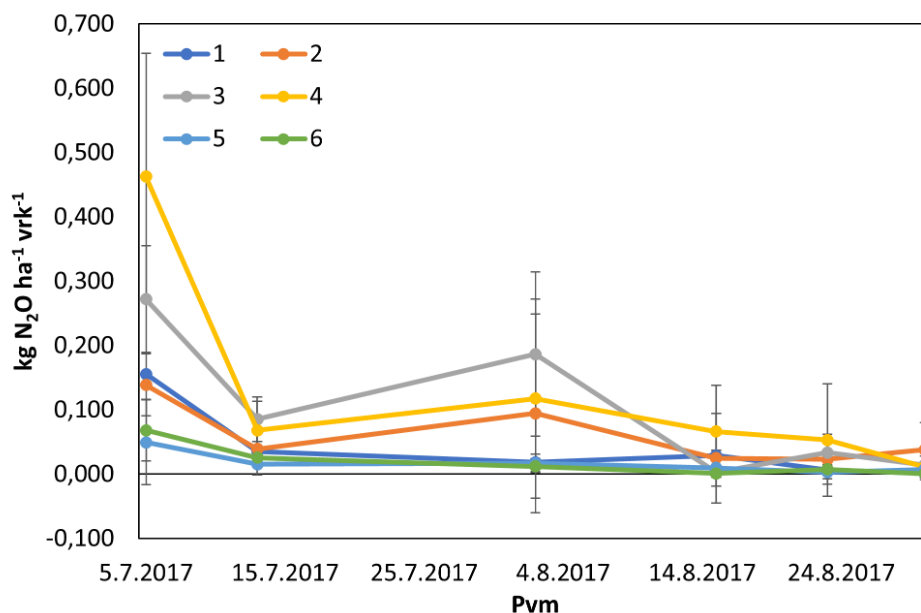
Syväturpeisten ruutujen CH₄-päästö oli mittauskaudella keskimäärin $-0,003 \pm 0,006 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ vrk}^{-1}$, kun ohutturpeisilla ruuduilla se oli vastaavasti $-0,002 \pm 0,007 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ vrk}^{-1}$ (Kuva 14B). Sekä syväettä ohutturpeiset ruudut synnyttivät siten CH₄-nielun. Jos tulokset ilmoitetaan CH₄-nielun sisältämän hiilen määränä, se oli syväturpeisilla ruuduilla 1, 2 ja 4 keskimäärin $0,002 \pm 0,004 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ vrk}^{-1}$ ja ohutturpeisilla ruuduilla 3, 5 ja 6 vastaavasti $0,0008 \pm 0,004 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ vrk}^{-1}$. Ruutukohtaiset CH₄-päästöjen tulokset esitetään Kuvassa 16.



Kuva 16. Metaanipäästöt ($\text{kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ vrk}^{-1}$) kaikilla kuudella ruudulla mittausjakson aikana. Hajontapalkit kuvaavat keskihajontaa.

Mittauskauden N₂O-päästöt päästöt olivat suurimmillaan heinäkuun alussa, jonka jälkeen ne vähenivät kohotakseen hiukan osalla ruuduista kolmannella mittauskerralla ja laskeakseen

uudelleen mittauskauden edetessä (Kuva 17). Syväturpeisten ruutujen N₂O-päästöt olivat mittauskauden aikana keskimäärin $0,08 \pm 0,11$ kg N₂O ha⁻¹ vrk⁻¹ ja ohutturpeisten ruutujen N₂O-päästöt olivat vastaavasti $0,05 \pm 0,07$ kg N₂O ha⁻¹ vrk⁻¹ (Kuva 14C). Kun N₂O-päästöjä verrattiin kaikkien ruutujen kesken, ruutujen 5 ja 6 olivat mittauskauden aikana keskimäärin tilastollisesti merkitsevästi pienemmät kuin ruudun 4. N₂O-päästöissä ilmaan vapautuneen typen määrä oli syväturpeisilla ruuduilla keskimäärin $0,05 \pm 0,07$ kg N₂O-N ha⁻¹ vrk⁻¹ ja ohutturpeisilla ruuduilla vastaavasti $0,03 \pm 0,05$ kg N₂O-N ha⁻¹ vrk⁻¹. Syvä- ja ohutturpeisten ruutujen välinen ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä ($P > 0,30$).



Kuva 17. Dityppioksidipäästöt (kg N₂O ha⁻¹ vrk⁻¹) kaikilla kuudella ruudulla mittausjakson aikana. Hajontapalkit kuvaavat keskihajontaa.

Syväturpeisten ruutujen yhteenlasketut KHK-päästöt olivat keskimäärin 463 kg CO₂-ekv ha⁻¹ vrk⁻¹, kun ne ohutturpeisilla ruuduilla olivat vastaavasti keskimäärin 441 kg CO₂-ekv ha⁻¹ vrk⁻¹. Syvä- ja ohutturpeisten koeruutujen KHK-päästöjen välinen ero jäi merkitykseltään olemattomaksi (Kuva 14D). Kaikkien koeruutujen keskinäinen vertailu osoitti, että ruutujen 3 ja 5 välinen ero oli tilastollisesti merkitsevä, mikä johtui siitä, että ruudun 3 CO₂-päästö oli suurempi kuin ruudun 5.

Yksi KHK-päästöjen määrään ja koostumukseen vaikuttava tekijä on pohjaveden pinnankorkeus. Kasvukaudella 2017 koekentällä ei pyritty vaikuttamaan pohjaveden pinnankorkeuteen, vaan sen korkeus asettui luontaisten tekijöiden perusteella. Pohjaveden pinnankorkeus oli lähimpänä pellon pintaa ruudulla 1, keskimäärin noin 73 cm syvyydessä ja syvimmällä pellon pinnasta ruudulla 6, keskimäärin 125 cm syvyydessä (Ks. Luvun 1 kuva 9).

3.4. Tulosten tarkastelu

Ohutturpeisten viljelymaiden ympäristökuormituksen tutkimukseen suunniteltu koekenttä rakennettiin Luonnonvarakeskuksen Ruukin toimipisteeseen vuosina 2015–2016 Pohjois-Pohjanmaan liiton kentän suunnitteluun, rakentamiseen ja käyttöönottoon myöntämällä rahoitustuella. Rakentamiseen sisältynyt koekentän pinnantasaus edellytti mittavia maansiirtoja. Pellon pinnantasauksen tarve syntyi siitä, että koekenttä oli aiemmin muotoiltu avo-ojitusta hiukan

muistuttaviin suursarkoihin. Sen tavoitteena oli sulamisvesien hallinta talvikaudella ja erityisesti keväällä. Koekentän rakentamisen yhteydessä kuivatusvaot tasattiin pintamaan siirroilla. Tasausta ei kuitenkaan voitu saattaa loppuun vuonna 2016, koska syksyn 2016 märkyys pakotti jatkamaan koekentän tasausta vielä alkukesästä 2017. Se viivästi tässä raportoitavien KHK-päästömittausten käynnistymistä.

Kokeen päästömittausten tavoitteena oli tuottaa tietoa koekentän sisäisestä vaihtelusta ja erityisesti turvekerroksen syvyyden mahdollisesta vaikutuksesta viljelyn yhteydessä syntyviin KHK-päästöihin. Tietoa tarvittiin taustatiedoiksi koekentällä jatkossa toteutettavien tutkimusten suunnittelua varten. Koituneesta viivästyksestä johtuen KHK-päästöjen mittauskausi supistui kestoltaan vain noin kahden kuukauden mittaiseksi.

Koetulosten perusteella turvekerroksen syvyys ei vaikuttanut CO₂-päästöjen määrään. Tämä on ymmärrettävää, koska turvemaiden CO₂-päästöt ovat pääosin peräisin maan orgaanisen aineksen hapettumisesta. Sitä tapahtuu voimakkaimmin pellon pintakerroksissa, jossa on yleensä parhaiten hajotuksessa tarvittavaa happea.

Turvekerroksen paksuus voi vaikuttaa välillisesti CO₂-päästöjen määrään, koska ohutturpeisen maan muokkauskerrokseen saattaa maanmuokkauksen yhteydessä sekoittua muokkauskerroksen alapuolista kivennäismaata. Kun viljely jatkuu, sekoittuminen lisääntyy turvekerroksen ohentuessa. Koealueen ohutturpeisten ruutujen 5 ja 6 CO₂-päästöt olivatkin hieman pienemmät kuin muilla ruuduilla.

Koeruutujen ryhmittelyssä ruutu 3 sisällytettiin ruutujen 5 ja 6 ohella koekentän ohutturpeiseen alueeseen. Sen CO₂-päästöt osoittautuivat kuitenkin selvästi etenkin ruudun 5 päästöjä suuremmiksi. Tulosta saattoi hiukan selittää koeruudun 3 turvekerroksen syvyyden ruudunsisäinen vaihtelu. Vastaavaa ruudunsisäistä vaihtelua esiintyi tosin myös kentän muilla koeruuduilla (Luku 1 Kuva 3). Toinen selittävä tekijä saattoi olla pellon pinnantasauksesta aiheutuneet ja luonteeltaan satunnaiset jälkivaikutukset.

Koekentän keskimääräinen CO₂-päästö oli $434 \pm 170 \text{ kg ha}^{-1}\text{vrk}^{-1}$. Koska toteutunut KHK-mittaus ei kattanut koko kasvukautta, eikä päästömittauksiin sisälly lainkaan talviaikaisia KHK-mittauksia, tulosten pohjalta ei voida laskea KHK-päästöjen vuosikeskiarvoja, eikä tuloksia voi verrata julkaisuihin, joissa on raportoitu koko vuoden KHK-päästöt. Voidaan kuitenkin todeta, että kokeen tulokset olivat CO₂-päästöjen osalta saman suuntaisia kuin Nykänen ym. (1995) ja Lohila ym. (2003) ovat julkaisseet turvemaalla viljellyn ohran CO₂-päästöinä. Dityppioksidipäästöt olivat puolestaan hyvin aiemmin julkaistun kaltaisia (Regina ym. 2004).

Hyvin ojitettujen turvepeltojen CH₄-päästöt ovat yleensä hyvin pieniä, tai pelto voi toimia myös CH₄-nieluna (Regina ym. 2007). Niin tapahtui myös Ruukin kokeessa. Kokeen mittauskauden aikaisten CH₄-päästöjen ilmastovaikutus jäi CO₂- ja N₂O-päästöihin verrattuna vähäiseksi.

Syväturpeisilta koeruuduilta salaojavalunnan mukana hydrologisen vuoden aikana poistuneen hiilen määrä oli keskimäärin 120 kg ha^{-1} ja ohutturpeisilta ruuduilta se oli vastaavasti 55 kg ha^{-1} (Luku 2 Taulukko 6). Heinä- ja elokuussa tehdyissä KHK-mittauksissa syväturpeisilta ruuduilta ilmaan vapautuneen hiilen määrä oli jo päivässä ($120 \text{ kg ha}^{-1}\text{vrk}^{-1}$) yhtä suuri kuin alueelta vuoden salaojavalunnassa kertynyt hiilimäärä. Ohutturpeisilta mailta päivässä ilmaan vapautunut hiilimäärä ($116 \text{ kg ha}^{-1}\text{vrk}^{-1}$) oli puolestaan noin kaksi kertaa suurempi kuin alueelta vuodessa salaojavalunnassa poistunut hiilimäärä. Turvepellon salaojavalunnan mukana alapuolisiin vesiistöihin päätyneen hiilen määrä oli siten viljelyn aiheuttamaan ilmastopäästöjen määrään verrattuna varsin pieni.

Viitteet

- Evans, C.D., Peacock, M., Baird, A.J., Artz, R.R.E., Burden, A., Callaghan, N., Chapman, P.J., Cooper, H.M., Coyle, M., Craig, E., Cumming, A., Dixon, S., Gauci, V., Grayson, R.P., Helfter, C., Heppell, C.M., Holden, J., Jones, D.L., Kaduk, J., Levy, P., Matthews, R., McNamara, N.P., Misselbrook, T., Oakley, S., Page, S.E., Rayment, M., Ridley, L.M., Stanley, K.M., Williamson, J.L., Worrall, F. & Morrison, R. 2021. Overriding water table control on managed peatland greenhouse gas emissions. *Nature* 593: 548–552. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03523-1>.
- Lohila, A., Aurela, M., Regina, K. & Laurila, T. 2003. Soil and total ecosystem respiration in agricultural fields: effect of soil and crop type. *Plant and Soil* 251: 303–317.
- Maljanen, M., Sigurdsson, B.D., Guðmundsson J., Óskarsson H., Huttunen J.T. & Martikainen, P.J. 2010. Greenhouse gas balances of managed peatlands in the Nordic countries – present knowledge and gaps. *Biogeosciences* 7: 2711–2738.
- Martikainen, P., Nykänen, H., Crill, P. & Silvola, J. 1993. Effect of a lowered water table on nitrous oxide fluxes from northern peatlands. *Nature* 366: 51–53. <https://doi.org/10.1038/366051a0>.
- Nykänen, H., Alm, J., Lång, K., Silvola, J. & Martikainen, P.J. 1995. Emissions of CH₄, N₂O and CO₂ from a virgin fen and a fen drained for grassland in Finland. *Journal of Biogeography* 22, 351–357.
- Regina, K., Syväsalu, E., Hannukkala, A. & Esala, M., 2004. Fluxes of N₂O from farmed peat soils in Finland. *European Journal of Soil Science* 55: 591–599.
- Regina, K., Pihlatie, M., Esala, E. & Alakukku, L. 2007. Methane fluxes on boreal arable soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 119: 346–352.
- Sarkkola, S. (toim.) 2007. Turpeen ja turvemaiden käytön kasvihuonevaikutukset Suomessa. Tutkimusohjelman loppuraportti. Maa- ja metsätalousministeriö 11/2007. Vammalan kirjapaino ISBN 978-952-453-349-2 ISSN 1238-253.1
- Yli-Halla, M., Lötjönen, T., Kekkonen, J., Virtanen, S., Marttila, H., Liimatainen, M., Saari, M., Mikola, J., Suomela, R. & Joki-Tokola, E. 2022. Thickness of peat influences leaching of substances and greenhouse gas emissions from a cultivated organic soil. *Science of the Total Environment* 806, artikkeli150499. 15 s.



luke.fi

Luonnonvarakeskus
Latokartanonkaari 9
00790 Helsinki
puh. 029 532 6000