VESITALOUS

6/2004

TYPENPOISTO

Ravinteet

Salaojitus

VESITALOUS
6 / 2004

Vol. XLV

Julkaisija
YMPÄRISTÖVIESTINTÄ YVT Oy
(omistajat:
Maa- ja vesitekniikan tuki ry ja
Vesi- ja viemärilaitosyhdistys ry)

Päätoimittaja
TIMO MAASILTA, dipl.ins.
E-mail: timo.maasilta@mvtt.fi

Toimitus ja tilaukset
MARJA-LEENA JÄRVI
(toimitussihteeri 31.3.2005 asti)
Tontunmäentie 33 D
02200 Espoo
Puhelin ja faksi (09) 412 5530
E-mail: vesitalous@mvtt.fi

TUOMO HÄYRYNEN
(toimitussihteeri 1.1.2005 alkaen)
Puistopiha 4 A 11
02610 Espoo
Puhelin 050-585 7996
E-mail:
tuomo.hayrynen@talotekniikka-julkaisut.fi

Talous
TAINA HIHKIÖ
Puhelin (09) 694 0622
Faksi (09) 694 9772
Nordea 120030-29108
E-mail: taina.hihkio@mvtt.fi

Ilmoitukset
MIKKO KORHONEN
Ollilantie 11 S
04250 Kerava
Puhelin ja faksi (09) 242 8057
GSM 0500 707 757
E-mail: mikko.korhonen@mark-kor.fi

Kannen kuva
SIRPA MANNILA

Painopaikka
FORSSAN KIRJAPAINO Oy
ISO 9002

ISSN 0505-3838

Ilmestyy kuusi kertaa vuodessa.
Vuosikerran hinta 50 €.

www.vesitalous.com

Tämän numeron kokosivat ja toimittivat
MARJA LUNTAMO
E-mail: marja.luntamo@pori.fi
LEA SIIVOLA
E-mail: lea.siivola@ymparisto.fi

SISÄLTÖ

Komissio vastaan Suomi
Riku Vahala 5

Typpi vesiensuojelun säännöksissä ja tavoiteohjelmissa
Jorma Kaloinen
Uusi valmisteltavana oleva asetus yhdyskuntajätevesistä tarkentaa typpipäästöjen sääntelyä. Haja-asutuksen jätevesien typpikuormitukselle asetetut vähimmäisvaatimukset ovat olleet voimassa jo vuoden 2004 alusta lähtien. 6

Jätevedenpuhdistamoiden ravinteidenpoistovaatimukset
Markku Mäkelä
Yli 10 000 asukkaan puhdistamon tavanomaisen fosforinpoistovaatimuksen raja-arvot ovat 0,3 mg/l:n pitoisuus ja 95 %:n poistoteho. Typen poistoa on vaadittu lähinnä rannikolla ja tällöin useimmiten 70 %:n poistotehoa. 12

Ravinteiden reitit latvavesistöistä Suomenlahden ulapoille
Olli-Pekka Pietiläinen, Heikki Pitkänen, Antti Räike ja Timo Tamminen
Ravinnekuormituksen vähentämistarpeen arviointi vaatii aina sekä typen että fosforin kuormituksen, kulkeutumisen ja vaikutusten selvittämistä koko vaikutusalueella. Molemmat ravinteet voivat olla perustuotantoa säätelevä minimiravinne jossain vaiheessa kulkeutumistaan suurten vesistöjen latvoilta rannikkovesiin. 16

TOIMITUSKUNTA

JUHANI KETTUNEN
tekn.tri, dosentti
tutkimusjohtaja, professori
Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos
Teknillinen korkeakoulu

ESKO KUUSISTO
fil.tri, hydrologi
Suomen ympäristökeskus, hydrologian yksikkö

MARKKU MAUNULA
dipl.ins., yksikönpäällikkö
Suomen ympäristökeskus asiantuntijapalveluosasto vesivarayksikkö

MARJA LUNTAMO
dipl.ins., johtaja
Porin Vesi

PIPSA POIKOLAINEN
dipl.ins., maat.metsät.kand
Uudenmaan ympäristökeskus

LEA SIIVOLA
dipl.ins., ympäristöneuvos
Länsi-Suomen ympäristölupavirasto

RIKU VAHALA
dipl.ins. (väit.)
Vesi- ja viemärilaitosyhdistys

OLLI VARIS
tekn.tri, dosentti, akatemiatutkija
Teknillinen korkeakoulu

ERKKI VUORI
lääket.kir.tri, oikeuskemian professori
Helsingin yliopisto, oikeuslääketieteen laitos

Itämeren ravinnerajoitteisuudesta
Risto Lignell ja Tapani Stipa

Rannikkovesiemme rehevöityminen on niiden hydrodynamiikasta johtuen omissa käsissämme. Uusia lupaavia menetelmiä vesiekosysteemin minimiravinteen määrittämiseksi on olemassa. **23**

Typenpoistoa ”täsmäolosuhteissa”
Jani Sillanpää

Alhaisissakin prosessilämpötiloissa toimiva nitrifikaatio ja nitraattipitoisen jäteveden kierrätys mahdollistavat parhaimmillaan lähes 70 %:n typpivähenemän kaksivaiheisessa rengaskanavalaitoksessa. **28**

Valuntasuhteet muuttuvat salaojitetulla pellolla
Pertti Seuna

Salaojitetun pellon pintavalunnan osuus kasvaa voimakkaasti ajan mittaan. **34**

Tekopohjavettä sadettamalla – maaperä- ja kasvillisuusmuutokset
Heljä-Sisko Helmisaari, Antti-Jussi Lindroos, John Derome, Leila Korpela, Ilari Lumme, Tiina Nieminen ja Pekka Nöjd

Sadetusimeytyksellä tekopohjavettä valmistettaessa maaperän kemiallisen tilan ja aluskasvillisuuden lajikoostumuksen muutokset ovat väistämättömiä ja pitkäaikaisia. Maaperän ja kasvillisuuden riittävät lepotauot imeytysten välillä ovat välttämättömiä imeytyksen pitkän aikavälin toimivuudelle. **38**

Kaatopaikkojen ilmastokuormituksen vähentäminen metaaninhapetuksella
Juha Einola, Elina Karhu, Kai Sormunen ja Jukka Rintala

Metaaninhapetusteknologialla voidaan vähentää kaatopaikkojen ilmastokuormitusta. Kaatopaikan pintakerroksen mikrobitoimintaa säätteleviä tekijöitä kuten kaasujen siirtoa, kosteutta, lämpötilaa ja ravinteisuutta optimoimalla lisätään metaanin muuttumista hiilidioksidiksi. **46**

Liikehakemisto **51**

Mielipide
Hans Wennerström **55**

Vesiväen tietokaivo
Anneli Tiainen **56**

Abstracts **57**

Paluu tulevaisuuteen
Tapio S. Katko **58**

Asiantuntijat ovat tarkastaneet lehden artikkelit.

www.vesitalous.com

Pyydä vesihuollon tarviketarjous Vesitalouden markkinapaikan kautta!

VESITALOUS 1/2005

ilmestyy 17.2. Teemana on YK:n vesivuosikymmen, kokoajana Olli Varis. Ilmoitusvaraukset 20.1. mennessä.

KUKA MUU TARJOAISI YHTÄ HYVÄÄ JA PUHDASTA LAATUA?

Kemira Kemwaterin vedenpuhdistuskemikaalit ovat jatkuvasti niin puhtaita, pysyviä ja tasalaatuisia, että tuotantomme on saanut ISO 9002 -sertifioinnin.

PIX ferrikoagulantit • FERROSUL ja COP ferrosulfaatit • FIN ferrinitraatti • FERIX rakeinen ferrisulfaatti • PAX polyalumiinikoagulantit • PAX-XL erikoistuotteet • ALS alumiinisulfaatti • ALG rakeinen alumiinisulfaatti • ALF rakeinen alumiini- ja ferrisulfaatin seos • FENNOPOL polymeerit • Rikkihappo • Hapettimet • Ravinteet • Ammoniakkivesi • Sooda

kemira

Kemira Kemwater, PL 330, 00101 HELSINKI
Puh. 010 86 1211, Fax 010 862 1968
www.kemira.com

Komissio vastaan Suomi

Riku Vahala
vesiasiain päällikkö
Vesi- ja viemärilaitosyhdistys
E-mail: riku.vahala@vvy.fi

Euroopan komissio tulkitsee direktiiviä yhdyskuntien jätevesien käsittelystä toisin kuin Suomen valtio. Komission näkemyksen mukaan kaikilla Suomen yli 10 000 avl:n jätevedenpuhdistamoilla tulisi poistaa sekä typpeä että fosforia. Suomi on asiasta eri mieltä.

Mistä erimielisyys johtuu? Jorma Kaloisen artikkelissa perehdytään asiaan tarkemmin. Peruskysymys on, pitääkö haavoittumiselle alttiilla vesialueilla poistaa typpeä, vaikka sillä ei olisi merkittävää vaikutusta sen paremmin purkuvesistöön kuin sen alapuolisen vesistön tilaan. Jotkut ovat jopa esittäneet, että typenpoisto voisi lisätä sinilevähaittoja.

Asia on tärkeä erityisesti unionin ympäristöpolitiikan uskottavuuden kannalta. Miten kansalaiset voivat luottaa unionin päätöksentekoon, jos he joutuvat vesilaskussaan maksamaan turhasta typenpoistosta?

Komission kannalta asia on vaikea. Unioniin on liittynyt kymmenen uutta jäsenvaltiota, joilla on edessään mittavat investoinnit jäteveden puhdistukseen. Direktiiviä on tulkittava mahdollisimman tinkimättömästi, jotta tilanne pysyy edes jossain määrin hallinnassa. Edelleen on poliittisesti helpompaa, kun voidaan osoittaa, että ”maailman paras vesimaakin” rikkoo direktiivejä.

Eurooppalaisten vesihuoltolaitosten edustajien epäviralliset keskustelut direktiivin toimeenpanosta vastaavan virkamiehen kanssa antavat toivoa järjen voittamisesta. Ymmärrystä Suomen ja samassa sopassa olevan Ruotsin tilanteeseen löytyy. Lähikuukaudet osoittavat, nostaako komissio asiassa kanteen EY:n tuomioistuimessa.

Suomi on virallisessa vastauksessaan komissiolle vedonnut useisiin tutkimuksiin, jotka osoittavat, että fosfori on useimpien sisävesien minimitekijä ja että suurin osa typestä poistuu luonnon omien prosessien kautta ennen Itämerta. Tutkimusten painoarvo on kuitenkin vähäinen, koska niitä ei ole julkaistu kansainvälisissä tiedelehdissä. Tämä kuvastaa suomalaisen vesitutkimuksen historiaa ja nykytilaa, jossa sen paremmin rahoittajat kuin tutkijat eivät ole kiinnostuneita kansainvälisestä näkyvyydestä. Nyt sitä olisi tarvittu.

Laiskalle julkaisupolitiikalle löytyy onneksi myös positiivisia poikkeuksia. Merentutkimuslaitos on viime vuosina julkaissut ahkerasti Itämeri-tutkimuksiaan. Niistä pieni näyte tämänkin lehden palstoilla. Tutkimusten myötä on saatu yhä varmempaa tietoa typen roolista Itämeren hyvinvoinnille. Tätä tietoa ei kuitenkaan ollut käytettävissä silloin, kun kaikki Suomen pintavedet määriteltiin haavoittumiselle alttiiksi alueiksi.

Typenpoiston vaatimukset on pyritty asettamaan kulloinkin käytettävissä olevan parhaan tietämyksen pohjalta. Markku Mäkelä valottaa näkemyksiään typenpoistovaatimusten asettamiselle jätevedenpuhdistamon ympäristöluvassa. Logiikka vaihtelee kuitenkin eri lupaviranomaisten välillä luvan myöntäjästä riippuen. Toiminnanharjoittajan kannalta vaatimusten tulisi olla mahdollisimman hyvin ennakoitavia. Ohjeistus ministeriön taholta olisi tarpeen.

Suomi arvioi vastauksessaan komissiolle, että typenpoiston pelkät rakentamiskustannukset vesihuoltolaitoksille voisivat olla noin 150 miljoonaa euroa. Sillä rahalla rakentaisi Helsinkiin kiistellyn musiikkitalon. Mutta sittenkään kysymys ei ole niinkään kustannuksista vaan uskottavuudesta. Rahasumma ei ole kohtuuton, jos sillä voidaan parantaa ympäristön tilaa. Turhana investointina se on aivan liikaa. Sanoi komissio mitä tahansa.

Typpi vesiensuojelun säännöksissä ja tavoiteohjelmissa

Vesiensuojelua käsittelevässä lainsäädännössä keskityttiin 1960-luvulta 1990-luvun puoliväliin yleisiin vesiensuojelun periaatteisiin sekä prosesseihin, joissa periaatteiden toteutuminen varmistettiin. Lainsäädännössä vältettiin ainekohtaisia päästörajoituksia. Vaatimukset näiden osalta selvitettiin ja asetettiin tapauskohtaisesti vesiä kuormittavan toiminnan lupaharkinnan yhteydessä. Lainsäädännön luonne muuttui, kun Suomi alkoi panna täytäntöön Euroopan yhteisön direktiivejä. Harmonisoinnin tuloksena on tullut voimaan myös typpeä ja sen yhdisteitä käsitteleviä säännöksiä pintavesien laadusta ja vesipäästöistä.

Jorma Kaloinen

yli-insinööri
Ympäristöministeriö,
ympäristönsuojeluosasto
E-mail: jorma.kaloinen@ymparisto.fi
Kirjoittajan vastuualueena ympäristöministeriössä on muun muassa yhdyskuntien vesiensuojelu.

Euroopan yhteisön tasolla vesiensuojeluun liittyviä säännöksiä on perinteisesti valmisteltu sektoreittain, jolloin säännökset ovat käsitelleet kunkin kuormittaja- tai toimijatahon erityisongelmia. Jäsenmaiden lainsäädäntöä ohjaavat direktiivit ovat syntyneet osin toisistaan riippumatta eikä niiden perusteella ole ollut mahdollista ohjata kattavasti vesiensuojelua. EY-tasoinen vesiensuojelun ohjaus on kuitenkin yhtenäistymässä. Vuonna 2000 hyväksytyllä Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivillä 2000/60/EY yhteisön vesipolitiikan puitteista (jäljempänä vesipuitedirektiivi) harmonisoidaan jäsenvaltioiden vesiensuojelutoimien suunnittelua ja toteuttamista siten, että yhteisön vesien tila saadaan hyväksi. Vesipuitedirektiivin toimeenpanoa kansalliseen lainsäädäntöön ollaan parhaillaan toteuttamassa, ja seuraavan vuosikymmenen kuluessa saamme kokemuksia tästä ja sen vaikutuksista Suomen ja koko Euroopan vesien tilaan.

EY:n direktiivejä, joissa pintavesien typpiyhdisteiden pitoisuuksiin ja typpikuormitukseen tai sen vähentämiseen liittyviä yksilöityjä vaatimuksia

T75/440/ETY	Juomaveden valmistukseen tarkoitetun pintaveden laatuvaatimukset (raakavesidirektiivi)
78/650/ETY	Suojelua ja parantamista edellyttävien makeiden vesien laadusta kalojen elämän turvaamiseksi (kalavesidirektiivi)
91/676/ETY	Vesien suojelemisesta maataloudesta peräisin olevien nitraattien aiheuttamalta pilaantumiselta (nitraattidirektiivi)
91/271/ETY	Yhdyskuntajätevesien käsittely (yhdyskuntajätevesidirektiivi) kutukuopalla olevalle naaraalle. Kuvan 1(d) naaraslohi puolestaan kaivoi tasaisin väliajoin kutukuoppaa, mutta pysytteli muuten paikoillaan.

Juomaveden valmistuksen laatuvaatimukset

Valtioneuvoston päätöksellä juomaveden valmistamiseen tarkoitetun pintaveden laatuvaatimuksista ja tarkkailusta (366/1994) saatettiin Suomen lainsäädäntö vastaamaan raakavesidirektiivin vaatimuksia. Kaikkien pintavesien, joita käytetään juomaveden valmistukseen, tulee täyttää direktiiviin perustuvat vähimmäisvaatimukset. Riippuen juomaveden valmistusprosessista vaatimukset on jaoteltu kolmeen luokkaan ja ne on esitetty joko pakollisina taikka ohjeellisina enimmäispitoisuuksina. Mikäli vaatimukset eivät täyty, pääsääntö on, ettei vettä saa käyttää juomaveden valmistukseen. Ympäristönsuojeluasetuksen (169/2000) perusteella pintaveden puhdistuslaitoksella on oltava ympäristölupa, jossa raakaveden laadulle asetetaan mm. asetuksen vaatimukset täyttävät raja-arvot ja seurantavelvoitteet. Mikäli raakavesi ei täytä asetettuja direktiiviin perustuvia vaatimuksia, sitä ei voida käyttää juomaveden valmistukseen ellei veden laatua paranneta suunnitelmallisesti vaatimukset täyttäviksi ympäristöhallinnon laatimissa toimintasuunnitelmissa esitetyin toimenpitein. Taulukossa 1 on esitetty typpiyhdisteiden enimmäispitoisuudet, joita ei saa ylittää, jotta pintavesi soveltuisi juomaveden valmistukseen. Taulukossa käsittelytaso A1 tarkoittaa yksinkertaista fysikaalista käsittelyä ja desinfiointia kuten esimerkiksi pikasuodatusta ja desinfiointia tai maahanimeytystä, A2 normaalia fysikaalis-kemiallista käsittelyä ja desinfiointia kuten esimerkiksi saostusta, hiutaloittamista, laskeutusta tai flotaatiota, suodatusta ja desinfiointia tai kontaktisuodatusta ja desinfiointia sekä A3 tarvittavaa allasvarastointia sekä fysikaallis-kemiallista käsittelyä tehostettuna jatkokäsittelyllä kuten esimerkiksi saostusta, hiutaloittamista, laskeutusta tai flotaatiota, suodatusta aktiivihiilisuodattimella taikka biologisella hidassuodattimella ja desinfiointia.

Taulukko 1. Asetuksen 366/1994 laatuvaatimukset juomaveden valmistukseen käytettävän pintaveden typpiyhdisteille. Vaatimukset täytetään pääsääntöisesti silloin, kun 95 % tuloksista on korkeintaan yhtä kuin pakollinen raja-arvo tai kun 90 % tuloksista on alle muiden vaatimusten. Tällöin tulvan tai muun luonnonmullistuksen aiheuttamat tilanteet voidaan jättää huomiotta.

Typpiyhdiste	Enimmäispitoisuuden raja-arvo (mg/l)	Käsittelytaso	Lisätietoja
Nitraatti (mg NO_3 /l)	25 50	A1	Pakollinen, vaatimus Pakollinen, vaatimus
Kjeldahl-typpi (orgaanisesti sitoutunut $N+NH_4+NH_3$, mg N/l)	1,0 2,0 3,0	A1 A2 A3	Pakollinen, vaatimus Pakollinen, vaatimus Pakollinen, vaatimus
Ammonium (mg NH_4/l)	0,05 1,0 1,5 2,0	A1 A2 A3 A3	Pakollinen, vaatimus Pakollinen, vaatimus Ohjeellinen Pakollinen, vaatimus

Kalavesien laatuvaatimukset

Kalavesidirektiivi saatettiin voimaan valtioneuvoston päätöksellä, joka koski suojelua ja parantamista edellyttävien sisävesien laatua kalojen elinolojen turvaamiseksi (1172/1999) sekä ympäristöministeriön päätöksellä, joka koski sisävesien kalavesiksi nimittämistä ja näiden tutkimista (117/2000). Säännökset määrittelevät 24 kalastuksen suojelemisen kannalta tärkeää sisävesialuetta, joista viisi on nimetty särkivesiksi ja loput lohivesiksi. Näiden on täytettävä kalavesidirektiiviin perustuvat fysikaaliset ja kemialliset raja-arvot (pakolliset), joita täydentävät säädöksessä esitetyt ohjeelliset raja-arvot. Säännöksissä on myös yksilöity ne valtakunnalliseen vesistöseurantaan kuuluvat tarkkailupaikat, joista kunkin kalaveden laatua seurataan, sekä seurantatiheys. Vesien typpiyhdisteiden osalta kalavesien edellytetään täyttävän taulukossa 2 esitetyt vaatimukset.

Laatuvaatimukset vesiensuojelussa

Kala- ja raakavesien laatuvaatimukset on tarvittaessa otettava huomioon ympäristöluvissa siten, että lupaehdoin ehkäistään vesiympäristön laadun heik-

keneminen vähimmäisvaatimustason alapuolelle ja vesiympäristön laatua parannetaan siellä missä vaatimuksia ei täytetä.

Vesien laatuvaatimuksista voi aiheutua tarvetta alentaa esimerkiksi kokonaistyppikuormitusta tai ammoniumpäästöjä. Käytännössä kala- ja raakavesien laatuvaatimusten vaikutus ympäristönsuojelutoimiin on jäänyt tähän mennessä vähäiseksi. Tiedossani ei ole ympäristölupia, joiden perusteluissa olisi viitattu valtioneuvoston päätöksiin kala- ja raakaveden laadusta, vaikka Suomessa on annettu useita mm. ammoniumtypen päästöjä rajoittavia lupaehtoja. Näitä on perusteltu ammoniumin aiheuttamilla yleisillä haittavaikutuksilla vesiympäristössä. Ympäristöhallinnossa ei ole myöskään todettu tähän mennessä tarpeelliseksi tehdä mainituissa säädöksissä tarkoitettuja toimintasuunnitelmia, joten tältäkin osin säännösten vaikutus on jäänyt vähäiseksi.

Nitraattidirektiivi maataloudessa

Maatalous on suurin vesien typpikuormittaja. Nitraattidirektiivi on ympäristönsuojelun kannalta tärkeä, koska sen toimeenpanolla vähennetään maatalouden aiheuttamaa typpikuormitusta. Direktiivi on saatettu osaksi Suomen lainsäädäntöä valtioneuvoston asetuksella maataloudesta peräisin olevien nitraattien vesiin pääsyn rajoittamisesta (931/2000). Asetuksessa ei aseteta vaatimuksia eikä raja-arvoja sallitulle vesikuormitukselle taikka kuormituksen vaikutuksille vesien laatuun. Sen sijaan direktiiviin perustuen asetuksessa säädetään typpipäästöjä aiheuttaville maatalouden toiminnoille päästöjä vähentäviä teknisluonteisia vaatimuksia ja rajoituksia, jotka liittyvät mm. lannan varastointiin ja määrään sekä levitystapaan ja -ajankohtaan. Maatalouden vapaaehtoisesta ympäristötukijärjestelmästä saatavien korvausten ehtona on, että tuotannossa toteutetaan nitraattiasetusta tehokkaampia typpipäästöjen vähentämistoimia. Näin asetuksen vähimmäisvaatimusten ja ympäristötukijärjestelmän taloudellisten kannustimien yhteisvaikutuksena maatalouden nitraattipäästöjä pyritään alentamaan vesiensuojelullisesti hyväksyttävälle tasolle.

Taulukko 2. Valtioneuvoston päätöksessä 1172/1999 kalavesille asetetut laatuvaatimukset typpiyhdisteiden osalta. Vaatimus täytetään, kun tuloksista 95 % on enintään raja-arvon suuruinen. Tällöin tulvan tai muun luonnonmullistuksen aiheuttamat tilanteet voidaan jättää huomiotta.

Yhdiste	Enimmäis-pitoisuuden raja-arvo (mg/l)	Lisätietoja
Nitriitti (NO_2)	0,01 0,03	Lohivedet, ohjeellinen Särkivedet, ohjeellinen
Ionisoitumaton ammoniakki (NH3)	0,025 0,005	Lohi- ja särkivedet, pakollinen Lohi- ja särkivedet, ohjeellinen
Kokonaisammonium (NH4)	1,0 0,2 0,04	Lohi- ja särkivedet, pakollinen Särkivedet, ohjeellinen Lohivedet, ohjeellinen

Yhdyskuntajätevesidirektiivi

Yhdyskuntajätevesidirektiivissä esitetään tietyissä olosuhteissa vaatimuksia jätevesien typpikuormituksen vähentämiseksi. Direktiivin vaatimukset saatettiin osaksi Suomen lainsäädäntöä valtioneuvoston päätöksellä, joka koskee yleisestä viemäristä ja eräiltä teollisuudenaloilta vesiin johdettavien jätevesien sekä teollisuudesta yleiseen viemäriin johdettavien jätevesien käsittelyä (365/1994). Tässä päätöksessä kaikki Suomen pintavedet määriteltiin direktiivin tarkoittamiksi haavoittumiselle alttiiksi vesiksi. Niihin johdettavat taajamien jätevedet tulee tiettyihin määräaikoihin mennessä puhdistaa biologisesti tai biologis-kemiallisesti niin, että direktiiviin perustuvat vaatimukset täyttyvät. Lisäksi kaikilla yli 10 000 asukasvastineluvun puhdistamoilla jätevesistä on poistettava joko fosforia tai typpeä taikka kumpaakin riippuen paikallisista olosuhteista. Ravinteiden poisto tuli toteuttaa 31.12.1998 mennessä. Mikäli typenpoisto on tarpeen, sen on täytettävä vähintään yksi direktiiviin vaihtoehtoisista kokonaistyppeä koskevista vaatimuksista, jotka ovat:

1) Puhdistustehovaatimus; vuoden keskimääräinen typenpoistoteho on vähintään 70 %
2) Puhdistetun veden pitoisuusvaatimus; pudistetun veden kokonaistyppipitoisuuden vuotuinen keskiarvo on enintään 15 mg N/l, kun puhdistamon avl on yli 10 000 mutta enintään 100 000 ja enintään 10 mg/l, kun puhdistamon avl on yli 100 000
3) Lämpötilarajoitteinen pitoisuusvaatimus; kun puhdistusprosessin lämpötila on yli 12 C-astetta, jokaisessa hyväksytyssä puhdistetun jäteveden tarkkailunäytteessä kokonaistyppipitoisuus saa olla enintään 20 mg/l
4) Aikaan sidottu pitoisuusvaatimus; lämpötilarajan soveltamisen sijasta otetaan ilmasto-olosuhteet huomioon määrittelemällä vuotuinen typenpoiston voimassaoloajanjakso, jolloin jokaisen hyväksytyn tarkkailunäytteen kokonaistyppipitoisuus saa olla enintään 20 mg /l.

Poikkeuksellisista tilanteista kuten rankkasateista johtuvat veden laadun ääriarvot voidaan jättää huomiotta, kun typenpoistovaatimuksia valvotaan. Kohdissa 3 ja 4 olevien vaatimusten soveltamisen edellytyksenä on, että ympäristönsuojelullinen taso vastaa sitä tasoa, joka saavutettaisiin soveltamalla vaihtoehtovaatimuksia 1 tai 2.

Suomessa ravinteiden poistovaatimukset jätevesistä asetetaan puhdistamokohtaisesti ympäristöluvissa. Direktiivin edellyttämä ravinteiden poiston vähimmäisvaatimus on täytetty laitoksittain fosforinpoistoa käsittelevällä lupaehdolla, joka on poikkeuksetta direktiivin vaatimustasoa tiukempi. Ty-

penpoiston tarvetta on käsitelty laitoskohtaisesti ympäristölupien tarkistusten yhteydessä. Kokonaistypen poistoa käsitteleviä lupaehtoja on tullut voimaan 1990-luvun loppupuolelta lähtien erityisesti puhdistamoille, joissa käsiteltyjen jätevesien kuormitus kohdistuu Merenkurkun eteläpuoleisiin merialueisiin.

Nykytilanne yhdyskuntajätevesien typenpoistossa

Suomen ympäristökeskuksessa tehdyn selvityksen mukaan Suomessa on tällä hetkellä 93 yhdyskuntajätevedenpuhdistamoa, joissa tulevasta maksimivuorokausikuormituksesta laskettu asukasvastineluku on yli 10 000 (laskenta yliarvioi direktiivissä tarkoitettua avl:n arvoa). Näistä 16 täyttää joko vapaaehtoisesti tai lupaehtojen velvoittamana tarpeelliseksi todetulle typenpoistolle asetetut vaatimukset, jotka perustuvat yhdyskuntajätevesidirektiiviin. Lisäksi 15 puhdistamon ympäristöluvassa on todettu tehostetun typenpoiston tarve ja asetettu velvoite toteuttaa se määräaikaan mennessä.

Ympäristöhallinnon vahti-tietojärjestelmän mukaan typenpoisto yhdyskuntajätevesistä on parantunut vuoden 1995 keskimääräisestä noin 30 %:n puhdistustehosta vajaaseen 50 %:n tehoon vuonna 2003. Vastaavana aikana vuosittainen typpikuormitus vesiin on alentunut 14 500 tonnista 12 000 tonnin tasolle, vaikka viemäriverkostoon liittyneiden määrä on lisääntynyt noin 250 000 henkilöllä. Useissa kohteissa ollaan toteuttamassa tai suunnittelemassa typenpoistoinvestointeja, joiden tuloksena typpikuormituksen vähentyminen jatkuu. Merkittävimmät vähentämistoimet on toteutettu Suomenlahtea kuormittavissa puhdistamoissa.

Näkemyseroja vaatimusten soveltamisessa

Yhdyskuntajätevesidirektiiviä on pidetty sekä ympäristö- että kustannusvaikutuksiltaan merkittävimpänä ympäristönsuojelua edistävänä yksittäisenä direktiivinä. Komissio on seurannut tiivisti sen toimeenpanoa, ja puutteiden korjaamiseksi useimmat jäsenvaltiot ovat olleet valvontatoimien kohteena. Itämeren tilaa käsitteleviin tutkimuksiin perustuen komission kantana on, että Itämeri ja sen valuma-alueen vedet ovat haavoittumiselle alttiita, ja typenpoisto fosforinpoiston ohella on meren rehevöitymisen ehkäisemiseksi tarpeen. Tästä ja yhdyskuntajätevesidirektiivistä on seurauksena typenpoistovelvoite, joka koskee kaikkia Itämeren valuma-alueella sijaitsevien jäsenmaiden yli 10 000 avl:n puhdistamoja.

Kesällä 2002 komissio lähetti Suomelle virallisen huomautuksen yhdyskuntajätevesidirektiivin puutteellisesta toimeenpanosta typenpoiston suhteen. Ruotsi sai vastaavansisältöisen huomautuksen muutamaa kuukautta myöhemmin. Vastauksessaan Suomi totesi jätevesipuhdistamoiden toiminnan täyttävän direktiivin vaatimukset, jotka edellyttävät poistettavaksi yhdyskuntajätevesistä joko fosforia tai typpeä taikka kumpaakin riippuen paikallisista olosuhteista. Määräajoin tarkistettavissa ympäristöluvissa direktiivin vähimmäisvaatimus on toteutettu pääsääntöisesti fosforinpoistolla, ja typenpoistotarve yli 10 000 avl:n laitoksilla selvitetään ja ratkaistaan tapauskohtaisesti.

Komissio ei tyytynyt Suomen ja Ruotsin antamiin vastauksiin. Valvontamenettely jatkui keväällä 2004 lähetetyllä perustellulla lausunnolla. Komissiolle annetussa vastauksessa kiistettiin edelleen komission väitteet ja todettiin, että Suomessa noudatetaan yhdyskuntajätevesidirektiiviä myös typenpoiston osalta. Typenpoistoa yhdyskuntajätevesistä on toteutettu ja tullaan edelleen tehostamaan kansallisten vesiensuojeluohjelmien periaatteiden mukaisesti. Kuitenkin typenpoistotarve on voitava ratkaista tapauskohtaisesti siten, että direktiivin mukaisesti paikalliset olosuhteet voidaan ottaa huomioon. Tällöin sekä sisävesien että merialueiden vesiensuojelutarpeet vaikuttavat asetettaviin lupaehtoihin. Vastauksessa esitettiin tapauksia, joissa typpipäästöjen vähentämisellä ei ole ollut taikka niillä ei olisi havaittavaa vaikutusta rehevöitymiseen purkukohdassa, sen alapuolisissa sisä- ja rannikkovesissä eikä Itämeressä. Li-

www.nordkalk.com/watergroup

Tehokkaaseen typenpoistoon

Typenpoiston alkaliteetin säätöön toimivat ratkaisut erilaisilla kalkkikivipohjaisilla tuotteilla.

Nordkalk Filtra N
- tehokas suodinmateriaali typenpoistoon viemäriverkoston ulkopuolisille jätevesille.

Kysy räätälöityjä tuotepakettejamme.

Nordkalk Oyj Abp
21600 Parainen
Pasi Mikkola 0204 556 519
Satu Antola 0204 556 728

Nordkalk

Asennustyöt käynnissä rakenteilla olevan jätevedenpuhdistamon selkeytysaltaalla. (Kuva Pertti Keskitalo)

säksi todettiin, että eräissä tilanteissa typpikuorman vähentäminen voi jopa huonontaa vesien tilaa lisäämällä myrkyllisiä sinileväkukintoja vesistön ravinnetasapainon häiriintymisen seurauksena. Tällaisissa olosuhteissa investointi typenpoistoon on tarpeeton eikä vaatimukseen sen toteuttamiseksi ole perusteita.

Mikäli komissio viralliseen huomautukseen annetun vastauksen jälkeenkin katsoo, ettei Suomessa noudateta yhdyskuntajätevesidirektiiviä, se jatkaa valvontamenettelyä. Tämä tapahtuu nostamalla kanne Suomea vastaan EY:n tuomioistuimessa, joka tekee lopullisen päätöksen asiassa.

Typpipäästöjen sääntely tarkentuu

Vuoden 2000 lopussa ympäristöministeriössä asetettiin eri intressiryhmien edustajista koottu työryhmä, jonka tehtävänä oli arvioida vesilain nojalla annettujen vesien suojelua käsittelevien valtioneuvoston päätösten uudistustarvetta ja tehdä tarpeelliset ehdotukset asetuksiksi.

Kesällä 2002 antamassaan mietinnössä (ympäristöministeriön moniste nro 90) työryhmä ehdottaa, että annettaisiin uusi asetus yhdyskuntajätevesistä ja valtioneuvoston päätös 365/1994, jolla yhdyskuntajätevesidirektiivi on pantu täytäntöön, kumottaisiin. Ehdotetussa ympäristönsuojeluasetuksen muutoksessa ja yhdyskuntajätevesiasetuksessa tarkennettaisiin ympäristölupamenettelyä jätevesien fosforin ja typen osalta siten, että:

- fosforia olisi poistettava kaikista yhdyskuntajätevesistä ja lupaehtojen olisi täytettävä yhdyskuntajätevesidirektiiviin perustuvat vaatimukset
- yhdyskuntajätevedenpuhdistamon ympäristölupahakemuksessa ja luvan tarkistamista käsittelevässä hakemuksessa tulisi aina olla selvitys typenpoiston tarpeesta
- ympäristöluvassa tai sen tarkistuksessa olisi aina ratkaistava typenpoiston tarve
- mikäli ympäristöluvassa typenpoisto todettaisiin tarpeelliseksi, typenpoistovaatimuksia käsittelevien lupaehtojen olisi täytettävä yhdyskuntajätevesidirektiiviin perustuva typenpoistovaatimus.

Ehdotetulla yhdyskuntajätevesiasetuksella vahvistettaisiin nykyinen menettely. Ehdotetut säännökset myös varmistaisivat, että yhdyskuntajätevesidirektiiviin perustuvat typenpoiston tarve ja vaatimukset tulevat asianmukaisesti otetuksi huomioon ympäristölupamenettelyssä.

Yhdyskuntajätevesiasetusehdotuksessa tarkennetaan myös kansallisia vähimmäisvaatimuksia jäteveden käsittelylle asukasvastineluvultaan 100–1999 suuruisille yhdyskuntien jätevedenpuhdistamoille.

Ehdotettu asetus ja työryhmän ehdotukset ympäristönsuojeluasetuksen muuttamiseksi muodostavat saumattoman kokonaisuuden. Ehdotus on ollut lausuntokierroksella ja tämän hetken tavoitteena on valmistella asia päätettäväksi vuoden 2004 loppuun mennessä.

Haja-asutuksen jätevesien typpikuormitus

Vuoden 2004 alussa tuli voimaan asetus jätevesien käsittelystä vesihuoltolaitosten viemäriverkostojen ulkopuolisilla alueilla (542//2003). Vaikka asetuksella pyritään ensisijaisesti vähentämään jätevesien orgaanisten aineiden ja fosforin kuormitusta, siinä asetetaan vaatimuksia myös kokonaistypenpoistolle. Talousjätevedet on käsiteltävä pääsääntöisesti niin, että jätevesijärjestelmästä ympäristöön joutuvan kuormituksen ja käsittelemättömien talousjätevesien normitetun kuormituksen avulla laskettu kokonaistypen poistoteho on vähintään 40 %.

Tavanomaisilta asumisjätevesiltä asetus edellyttää sellaista käsittelyä, jonka tuloksena ympäristöön joutuva keskimääräinen kokonaistyppikuormitus asukasta kohden vuorokaudessa ei ylitä arvoa 8,4 g. Vuoden 2004 alusta lukien uudisrakennusten jätevesijärjestelmät on rakennettava ja hoidettava siten, että jätevesien käsittelyvaatimukset täyttyvät. Vuoden 2004 alussa käytössä olevien jätevesijärjestelmien on täytettävä käsittelyvaatimukset vuoden 2014 alkuun mennessä.

Vesiensuojelun ohjelmat kehittyvät

Valtioneuvosto hyväksyi vuonna 1998 periaatepäätöksen vesien suojelun tavoitteista vuodelle 2005. Periaatepäätös valmisteltiin yhteisesti sopimalla eri kuormittajien kanssa. Typen osalta valtakunnalliseksi tavoitteeksi asetettiin ihmisen aiheuttaman typpikuormituksen vähentäminen 1990-luvun puolivälin tasosta noin 40 % vuoteen 2005. Ympäristöministeriö hyväksyi vuonna 2000 vesien suojelun toimenpideohjelman vuo-

teen 2005. Tähän koottiin yhteistyössä kuormittajien ja muiden osapuolten kanssa asetettuihin tavoitteisiin pääsemiseksi tarvittavat keinot ja toimet.

Vuonna 2002 valtioneuvosto hyväksyi Suomen Itämeren suojeluohjelman, jossa typpikuormituksen vähentämiseksi asetettuja aikaisempia tavoitteita täsmennettiin yhdyskuntajätevesien osalta. Täsmennettynä tavoitteena on typenpoiston tehostaminen siten, että jätevedenpuhdistamolle tulevasta kokonaistyppikuormasta voi enintään 30 % kulkeutua typpiherkkiin merialueisiin. Tällaisia ovat lähinnä Merenkurkusta etelään ja itään Suomenlahden pohjukkaan olevat alueet. Tavoiteasettelu sallii, että laitoksen typenpoistotarpeessa voidaan ottaa huomioon typen pidättyminen ennen typestä rehevöityviä sisävesi- tai merialueita. Suomen Itämeren suojeluohjelmaa tarkistetaan määräajoin ja toteuttamisen aikajänne ulottuu vuosiin 2015–20.

Valtioneuvoston hyväksymistä valtakunnallisista vesien suojelun tavoiteohjelmista on saatu hyviä kokemuksia. Kansalliset ohjelmat ovat olleet toimivan lupajärjestelmän ohella yksi vaikuttavimmista välineistä ja ohjauskeinoista, joilla vesien suojelu on saatu kansainvälisestikin arvostetulle tasolle. Ohjelmien vaikuttavuus on yhteisesti hyväksytyissä päämäärissä, joissa on otettu huomioon vesien suojelun tarpeet sekä tiedolliset, taidolliset ja taloudelliset resurssit. Tasapainoisesti asetetuilla, perustelluilla ja riittävän selkeillä tavoitteilla saadaan yhteiskunnan lukuisat tahot suuntaamaan toisiaan täydentävästi toimintojaan ja kehittämisresurssejaan yhteisen tavoitetilan saavuttamiseksi

Vesipuitedirektiivin toimeenpano edellyttää vielä tämän vuosikymmenen kuluessa tehtäviä alueellisia vesienhoitosuunnitelmia. Valtioneuvostossa hyväksytyt valtakunnalliset vesien suojelun tavoitteet eivät kuitenkaan käy tarpeettomiksi. On edelleenkin tarpeellista saada lukuisat vesien suojeluun kytkeytyvät toimijatahot valtakunnallisesti sitoutumaan yhteisiin tavoitteisiin. Toisaalta myös alueellisia vesienhoitosuunnitelmia on tarpeen ohjata yhteisillä EU:n tasoa tarkemmilla ja olosuhteisiimme sovitetuilla tavoitteilla. Haasteena on kehittää kansalliset tavoitteet sellaisiksi, että ne antavat riittävän yhdenmukaiset lähtökohdat vesienhoitoalueiden suunnittelulle, mutta ovat samalla riittävän väljät kannustamaan ja vapauttamaan alueellisia voimavaroja vesien suojelun edistämiseksi. Tulevaisuus näyttää kuinka siinä onnistutaan.

Nimitys

Vesi- ja viemärilaitosyhdistyksen vesiasiain päällikkö Riku Vahala on nimitetty hallituksen puheenjohtajaksi EU:n vesihuollon teknologiayhteisöön (Water Supply and Sanitation Technology Platform). Vahala edustaa tehtävässä eurooppalaisten vesihuoltolaitosten yhteistyöjärjestöä EUREAU:ta.

Vesihuollon teknologiayhteisö vastaa osaltaan teknologian keinoin maailmanlaajuiseen ongelmaan saada puhdasta vettä niille reilulle puolelle miljardille ihmiselle, jotka ovat sitä vailla. Lisäksi pyritään parantamaan eurooppalaisten yritysten kilpailukykyä. Yhteisö luo Euroopan laajuisen tutkimusohjelman, jonka linjaukset helpottavat Euroopan komissiota suuntaamaan rahoitustaan niihin tutkimuskohteisiin, jotka ovat ensiarvoisen tärkeitä.

Vahala jatkaa samalla työssään Vesi- ja viemärilaitosyhdistyksen vesiasiain päällikkönä.

Toimitussihteeri Tuomo Häyrynen

Vesitalous-lehteä julkaiseva Ympäristöviestintä YVT Oy sekä Talotekniikka-Julkaisut Oy ovat sopineet yhteistyöstä. Sopimuksen mukaan Talotekniikka-Julkaisut Oy tulee lehden kustantajaksi vuoden 2005 alusta. Talotekniikka-Julkaisut Oy kustantaa ja julkaisee mm. Talotekniikka-lehteä ja sen ”kuluttajaversiota” Oman kodin talotekniikka -lehteä. Lisäksi yhtiö kustantaa mm. asiakaslehtiä.

Vesitalouden pitkäaikainen toimitussihteeri **Marja-Leena Järvi** jää maaliskuun lopussa eläkkeelle. Lehden uudeksi toimitussihteeriksi on nimitetty **Tuomo Häyrynen**. Hän on 34-vuotias espoolainen rakennusalan diplomi-insinööri ja ollut kaksi vuotta Talotekniikka-Julkaisut Oy:n palveluksessa. Hän jatkaa Vesitalouden toimitussihteerin työn ohella rakennusalan asiakaslehtien tekemistä.

Uuden toimitussihteerin yhteystiedot löytyvät lehden etuaukeamalta.

Timo Maasilta
päätoimittaja

Jätevedenpuhdistamoiden ravinteidenpoisto-vaatimukset

Markku Mäkelä

ympäristöneuvos
Länsi-Suomen ympäristölupavirasto
E-mail: markku.makela@ymparisto.fi

Keskikokoisten ja suurten puhdistamoiden ympäristöluvissa on useimmiten edellytetty fosforin poistossa enintään 0,3 mg/l:n jäännöspitoisuutta ja vähintään 95 %:n poistotehoa neljännesvuosikeskiarvoina laskettuna. Tehostettua typenpoistoa on edellytetty erityisesti rannikolla Perämerta lukuun ottamatta. Tavanomainen vaatimus on tällöin ollut vähintään 70 %:n poistoteho vuosikeskiarvona laskettuna.

Ympäristönsuojelulain mukaan päästöjen ehkäisemistä ja rajoittamista koskevien lupamääräysten tulee perustua parhaaseen käyttökelpoiseen tekniikkaan. Tältä osin lainsäädännön muuttuminen ei ole sanottavasti vaikuttanut yhdyskuntajätevesiä koskeviin lupiin. Lupapäätösten tavoitteena on ollut 1960-luvulta lähtien vesistöhaittojen vähentäminen niin tehokkaasti kuin parhaan käyttökelpoisen tekniikan ja menettelyn avulla on kulloinkin katsottu mahdolliseksi.

Periaatteena on ollut, että luvan myöntäjän tiedossa on oltava parasta käyttökelpoista tekniikkaa vastaava menettely, jolla lupamääräysten edellyttämä jäteveden käsittelytulos on saavutettavissa, mutta lopputuloksesta vastuussa olevalla luvan saajalla on oltava mahdollisuus toteuttaa muukin ympäristövaikutuksiltaan vastaava menettely. Myös jätevesien yhteiskäsittelyn ja siirtoviemäröinnin sekä parhaan mahdollisen purkupaikan valinnan mahdollisuudet on pyritty alun alkaen ottamaan huomioon.

Aikaisempi keskusvirastojohtoinen aloitteellinen valvonta mahdollisti tapauskohtaisesti parhaan menettelyn selvittämisen luvan hakijan ja valvontaviranomaisen yhteistyönä muun muassa jäteveden käsittelytutkimuksin ennen lupahakemuksen jättämistä. Vesi- ja ympäristöhallituksen lakkauttaminen ja käytettävissä olevien resurssien rajallisuus on sittemmin vähentänyt valvontaviranomaisten mahdollisuuksia vastaavaan yhteistyöhön ja ohjaukseen.

Lähinnä purkupaikan mahdollista myöhempää siirtämistä ajatellen lupa myönnettiin aikaisemmin usein määräaikaisena. Nykyisin lupa on useimmiten voimassa toistaiseksi, mutta lupamääräykset tarkistetaan joka tapauksessa määräajoin muun muassa jäteveden käsittelytekniikan kehittyminen sekä olosuhteiden ja jäteveden käsittelytarpeen muuttuminen huomioon ottaen.

Viemäriverkostoon tulleet, virtaamaa ja sen vaihteluita lisäävät ja jäteveden lämpötilaa erityisesti virtaamahuippujen aikana alentavat hule- ja vuotovedet haittaavat yleensä merkittävästi jäteveden käsittelyä ja erityisesti typen poistoa. Tämän vuoksi lupapäätöksissä on alun alkaen edellytetty hule- ja vuotovesien määrän rajoittamista viemäriverkostoa kunnostamalla ja sekaviemäröintiä erillisviemäröinniksi muuttamalla.

Lupamääräysten rakenne

Vesistöpäästöjen rajoittamiseksi kaikissa tilanteissa mahdollisimman pieniksi yhdyskuntajätevesien käsittelyvaati-

mukset määritetään yleensä vesistöön johdettavan jäteveden pitoisuusarvoina ja/tai prosenttisina käsittelytehon arvoina. Arvot lasketaan tietyn kalenterijakson, yli 10 000 asukasvastineluvun laitoksilla typpiyhdisteitä lukuun ottamatta yleensä kolmen kuukauden keskiarvoina, puhdistamolla ja muualla viemäriverkosta tapahtuvat ohijuoksutukset, ylivuodot ja poikkeustilanteet mukaan lukien. Sekä pitoisuuden että prosenttisen käsittelytehon arvot ovat tarpeen puhdistamon käytön tehokkuuden määrittämiseksi. Prosenttiset puhdistustehovaatimukset määräävät tavanomaisen yhdyskuntajäteveden kyseessä ollen käytännössä myös vesistöön johdettavan kokonaispäästön suuruuden. Puhdistamolle johdettavan jätevesikuormituksen olennaisesti muuttuessa koko lupapäätös on tarkistettava.

Käsittelytulosta koskevat numeeriset raja-arvot on asetettu BOD_{7ATU}-arvolle ja fosforille sekä nykyisin useimmiten myös COD_{Cr}-arvolle, kiintoaineelle sekä ammonium- ja kokonaistypelle. Raja-arvojen asettaminen pelkästään fosforille sekä ammonium- ja/tai kokonaistypelle käytännössä tosin riittäisi vaadittavan käsittelytuloksen määrittämiseen useimmissa tapauksissa. Pienen fosforipitoisuuden saavuttamiseksi myös kiintoainepitoisuuden on oltava pieni. Tehokas nitrifiointi merkitsee tehokasta biologista hajotusta ja näin ollen hyvää käsittelytulosta myös BOD_{7ATU}- ja COD_{Cr} -arvojen osalta.

COD_{Cr}-arvon ja kiintoaineen sisällyttäminen lupamääräyksiin johtuu pitkälti yhdyskuntajätevesien käsittelystä annetun Euroopan yhteisöjen neuvoston direktiivin (91/271/ETY) täytäntöön panemiseksi annetusta valtioneuvoston päätöksestä 365/1994 (muutettu päätöksellä 757/1998), jossa myös näille parametreille on asetettu vaatimukset. BOD_{7ATU}-arvo ja ammoniumtypen pitoisuus kuvaavat yhdessä parhaiten purkuvesistössä aiheutuvaa välitöntä hapen kulutusta. Suurin merkitys COD_{Cr}-arvolla on tilanteissa, joissa hitaasti hajoavien teollisuusjätevesien osuus on merkittävä.

Tilanteissa, joissa tarpeellisen tuloksen saavuttamisesta ei ole riittävää varmuutta, vaatimuksia saatetaan asettaa myös joko puhdistamon käyttöä tai uusien prosessien suunnittelua ohjaavina tavoitearvoina. Käsittelytulosta koskevien, raja-arvoina asetettujen vaatimusten lisäksi edellytetään aina puhdistamon ja koko viemärilaitoksen käyttämistä ja hoitamista siten, että puhdistustulos on mahdollisimman hyvä ja toiminnasta aiheutuvat ympäristöhaitat ovat mahdollisimman pienet. Puhdistamon käyttötarkkailutuloksilla on keskeinen merkitys jäteveden käsittelyn ja puhdistamon käytön valvonnassa sekä harkittaessa käsittelymahdollisuuksia ja ne huomioon ottaen uusia lupamääräyksiä jo toiminnassa olevan puhdistamon lupahakemusta käsitel-täessä

Fosforin poisto

Vaatimus kemiallista saostusta vastaavan tuloksen saavuttamisesta fosforin poistossa tuli lupapäätöksiin 1970-luvun alkupuolella sen jälkeen, kun Raimo Määtän Helsingin kaupungin Talin puh-

LAATU SYNTYY KOKEMUKSESTA

Vesihuollon teknologia, sähkötekniset palvelut ja toimitukset.

• Sähköistys, instrumentointi ja automatisointi
• Valvomoratkaisut • Paineenkorotusasemat
• Jäte- ja puhdasvesipumppujen ja -pumppaamojen huolto
• Ohjauskeskukset • Puhdasvesipumput

SLATEK

PL 333 (Tuotekuja 4), 90401 Oulu, puh. (08) 5620 200
Huolto: Tapsitie 13, 90630 Oulu, puh. (08) 5306 401
www.slatek.fi

distamolla vuonna 1966 suorittaman kokeilun nojalla Vantaanjoen vesistöalueen sisämaan aktiivilietelaitoksissa vuonna 1969 käsisyöttönä suoraan säkeistä aloitettu fosforin rinnakkaissaostus ferrosulfaatilla oli osoittanut menetelmän hyvän tehokkuuden ja käyttökelpoisuuden.

Ensimmäiset vaatimukset edellyttivät enintään noin 2 mg/l:n jäännöspitoisuutta ja vähintään noin 80 %:n poistotehoa. Nykyisin yleisenä vaatimuksena keskikokoisille ja suurille laitoksille on enintään 0,3 mg/l:n jäännöspitoisuus ja vähintään 95 %:n poistoteho. Vaatimukset edellyttävät käytännössä kemiallista saostusta, koska biologisen fosforin poiston nykyiset sovellutukset yksinään ei ole riittävän tehokkaita. Varsinkin nitrifioinnin tai tehostetun typen poiston yhteydessä riittävän hyvän selkeytystuloksen varmistamiseksi tarvitaan usein vielä jälkiselkeytystä täydentävä käsittelyvaihe, kuten jälkisaostus, flotaatio tai hiekkasuodatus.

Ammoniumtypen poisto

Ammoniumtypen poistoa eli käytännössä nitrifiointia koskevat vaatimukset alkoivat yleistyä lupapäätöksissä lähinnä tapauksissa, joissa ammoniumtypen katsottiin alentavan haitallisesti vesistön happipitoisuutta tai aiheuttavan myrkkyvaikutuksia kaloille, sen jälkeen kun 1970-luvun alkupuolella nitrifikaatio todettiin mahdolliseksi hyvinkin alhaisissa, Vantaanjoen vesistöalueen rengaskanavatyyppisissä pitkäilmastuslaitoksissa jopa +2 °C:n prosessilämpötiloissa. Lupaharkinnassa on otettu huomioon, että tehokas nitrifikaatio merkitsee orgaanisen aineen tehokasta hajotusta kokonaisuudessaan.

Ankarimmillaan nitrifiointivaatimukset, jotka laitoskoosta riippumatta on asetettu vuosikeskiarvoina, edellyttävät enintään 4 mg N/l:n jäännöspitoisuutta ja vähintään 95 %:n, puhdistamolle johdetun jäteveden kokonaistypen ja vesistöön johdettavan jäteveden ammoniumtypen määristä laskettavaa nitrifiointiastetta.

Kokonaistypen poisto

Niillä puhdistamoilla, joilla nitrifiointi on joka tapauksessa tarpeen, kokonaistypen poiston tehostaminen ei yleensä kovin merkittävästi lisää kokonaiskustannuksia eikä varsinkaan energian tarvetta. Denitrifiointiprosessin myötä vähenee myös tarve kalkin tai vastaavan kemikaalin käyttöön alkaliteetin ja pH:n nostamiseksi. Lisäksi prosessissa hyödynnetään nitraattia happilähteenä, mikä lisää orgaanisen hajotuksen energiatehokkuutta. Lupapäätöksissä onkin nitrifiointivaatimuksen yhteydessä usein asetettu tavoitteeksi myös kokonaistypen poiston tehostaminen.

Yhdyskuntajäteveden puhdistamolle johdettavien elintarviketeollisuusjätevesien esikäsittelyvaatimuksissa on pyritty ottamaan huomioon niiden mahdollinen hyödyntäminen denitrifioinnissa hiililähteenä ulkoisen hiililähteen käyttötarpeen vähentämiseksi. Teollisuus- ja yhdyskuntajätevesien yhteiskäsittely saattaa myös tarjota mahdollisuuden yhdyskuntajätevesien ravinteiden hyödyntämiseen väheravinteisten metsäteollisuusjätevesien käsittelyssä. Tämä on toteutettu muun muassa Raumalla, jossa kaupungin jätevedet on vuodesta 2002 alkaen johdettu paikkakunnan metsäteollisuuden aktiivilietelaitokselle, jossa typen lisäystä puhdistusprosessiin on voitu vähentää kaupungin jätevesien sisältämää typpimäärää vastaavasti ja typenpoistotehoksi on täten arvioitu kaupungin jätevesien osalta 100 %.

Pelko sinilevähaittojen lisääntymisestä vesistöön johdettavien typpipäästöjen pienentämisen seurauksena ovat viivästyttäneet Suomessa kokonaistyppipäästöjen vähentämistä. Typenpoistovaatimukset ovat vähitellen kuitenkin yleistymässä, koska purkuvesistön rehevöitymisen rajoittamiseksi ei yhä useammissa tapauksissa enää pidetä riittävänä pelkästään rehevöitymistä yleensä eniten rajoittavan fosforin tehokasta poistamista.

Edellä mainittu valtioneuvoston päätös 365/1994 on edellyttänyt ”riippuen paikallisista olosuhteista” päätöksen mukaista typen poistoa 1.1.1999 alkaen yli 10 000 asukasvastineluvun laitoksissa. Asukasluku lasketaan päätöksessä määritellyllä tavalla. Koska lupamääräykset on myös typen poiston osalta tarkistettu vasta aikaisempien lupien edellyttämän koko luvan tarkistamisen yhteydessä, kyseistä määräaikaa ei ole yleensä voitu noudattaa, vaan tarvittava typen poiston tehostaminen on vaadittu toteutettavaksi niin nopeasti kuin se teknisesti on katsottu mahdolliseksi.

Vähintään 10 000 asukasvastineluvun puhdistamoiden ympäristöluvissa on muutamia poikkeuksia ja Perämerta kuormittavia puhdistamoita lukuun ottamatta vaadittu useimmiten vähintään 70 %:n tehoista typen poistoa silloin kun jätevedet johdetaan suoraan mereen tai sellaisiin mereen laskeviin jokiin, joissa purkupaikan alapuolella ei ole typpeä sanottavammin pidättäviä järvialtaita. Virtaamahuippujen ja alhaisten lämpötilojen aiheuttamien vaikeuksien vuoksi vaatimus on poikkeuksetta asetettu vuosikeskiarvona. Vesistöön johdettavan jäteveden kokonaistypen pitoisuudelle on harvemmin asetettu vaatimusta, koska sillä sinänsä ei ole sanottavaa merkitystä purkuvesistössä eikä pitoisuusvaatimus myöskään ole tarpeen puhdistamon tehokkaan käytön varmistamiseksi. Lupapäätöksissä on erikseen mainittu, milloin jäteveden käsittelytuloksen on typen osalta täytettävä myös valtioneuvoston päätöksen vaatimukset.

Edellä mainituista poikkeuksista ehkä merkittävimmät koskevat Toijalan ja Vammalan kaupunkien jätevedenpuhdistamoita. Toijalan puhdistamon ympäristöluvassa edellytetään alapuoliseen vesistöön ennen typpirajoitteista Selkämerta pidättyvän typen arvioitu osuus huomioon ottaen vuoden 2006 alusta lukien vähintään 50 %:n tehoista typen poistoa, minkä lisäksi jokaisen vesistöön johdettavasta jätevedestä otetun kokoomanäytteen typpipitoisuus saa olla enintään 20 mg/l silloin kun prosessilämpötila on vähintään 12 °C.

Saman Kokemäenjoen vesistön alajuoksulla sijaitsevan Vammalan kaupungin puhdistamon ympäristöluvasta poistettiin Vaasan hallinto-oikeuden päätöksellä typenpoistovelvoite muun muassa sen johdosta, että edellisissä lupapäätöksissä jo vuosikymmenien ajan vaadittua viemäriverkoston kunnostusta katsottiin vielä tarpeelliseksi jatkaa ennen typen poiston tehostamiseen ryhtymistä. Asia tulee uudelleen harkittavaksi vuoden 2006 loppuun mennessä jätettävän uuden hakemuksen yhteydessä.

VARASTONHALLINTA

ONNINEN INFRAN varastonhallintapalvelu huolehtii siitä, että varastosi pysyy ajan tasalla. Jos varaston ylläpito ei ole ydinliiketoimintaasi, ota yhteyttä meihin. Onninen Infra hallinnoi varastoasi vuosien kokemuksella nykyaikaisen tekniikan avulla jotta Sinä voit keskittyä omaan toimintaasi.
Laita ammattilainen asialle – soita meille!

onninen

www.onninen.fi
p. 0204 85 5111

Onninen on perheyhtiö ja yksi Euroopan johtavista kattavan materiaalipalvelun yrityksistä. Konsernilla on Suomen lisäksi toimipaikkoja Baltian maissa, Norjassa, Puolassa, Ruotsissa ja Venäjällä. Noin 60 000 asiakasta edustavat sähkö-, lvi- ja kylmäalan urakoitsijoita, teollisuutta, energialaitoksia, julkisia organisaatioita ja teknisten tuotteiden jälleenmyyjiä. Onninen työllistää noin 2 600 ihmistä, joista 1 000 Suomessa. Yhtiön liikevaihto on noin 1,1 miljardia euroa.

Ravinteiden reitit latvavesistöistä Suomenlahden ulapoille

Olli-Pekka Pietiläinen

maat.metsät.maist., vanhempi tutkija
Suomen ympäristökeskus (SYKE)
E-mail: olli-pekka.pietilainen@ymparisto.fi
Kirjoittaja työskentelee vesistöalueiden integroidussa tutkimusohjelmassa ja on perehtynyt sisävesien typpi- ja fosforiproblematiikkaan, erityisesti minimiravinnekysymykseen.

Heikki Pitkänen

maat.metsät.tri, johtava tutkija
Suomen ympäristökeskus (SYKE)
E-mail: heikki.pitkanen@ymparisto.fi
Kirjoittaja työskentele Itämeren suojelun tutkimusohjelmassa ja on keskittynyt rannikkovesien ravinnevirtojen ja rehevöitymisen tutkimukseen.

Antti Räike

maat.metsät.maist., vanhempi tutkija
Suomen ympäristökeskus (SYKE)
E-mail: antti.raike@ymparisto.fi
Kirjoittaja työskentelee Itämeren suojelun tutkimusohjelmassa ja on perehtynyt typen ja fosforin taseisiin ja kulkeutumiseen valuma-alueilla.

Timo Tamminen

maat.metsät.tri, erikoistutkija
Suomen ympäristökeskus (SYKE)
E-mail: timo.tamminen@ymparisto.fi
Kirjoittaja työskentelee Itämeren suojelun tutkimusohjelmassa ja on perehtynyt planktonekosysteemin toimintaan ja ravinteiden vaikutuksiin rannikkoekosysteemissä.

Suomen sisävesien minimiravinne on yleensä fosfori, rannikkovesien ja avomeren typpi. Sisävesien tilaa voidaan siten parantaa erityisesti fosforikuormitusta vähentämällä, merialueiden tilaa myös typpikuormitusta supistamalla. Sisävesiin kohdistuvan typpikuorman vähentäminen on kuitenkin perusteltua silloin, kun typpeä kulkeutuu merkittävästi vesistöalueilta mereen.

Sisä- ja rannikkovesiin maalta tai ilmasta joutuvat ravinteet kohottavat tuotantoa eli aiheuttavat rehevöitymistä. Tärkeimmät kasvinravinteet niin maalla kuin vesissäkin ovat typpi ja fosfori. Kumpikin pääravinteista säätelee perustuotantoa, joten tuotantotason muutoksia tapahtuu pääsääntöisesti silloin, kun suhteellisesti niukemman pääravinteen saatavuus muuttuu. Muutos voi johtaa voimakkaimmin säätelevän ravinteen (ns. minimiravinne) vaihtumiseen. Vesien ravinnerajoitteisuus ei siis ole yksiselitteinen joko/tai-ilmiö. Yksi oleellisimmista seikoista typenpoiston tarvetta selvitettäessä on ymmärtää, että typen ja fosforin kierrot vesissä ovat tiivisti sidoksissa toisiinsa. Typpikuormituksen vaikutuksia ja vähentämistarvetta ei kannata selvittää, ellei samanaikaisesti huomioida vastaavia asioita fosforin osalta.

Aiemmin ravinteiden rehevöittävyyttä tarkasteltiin usein vain kuormittajan lähivaikutusalueella. Sisämaan kuormittajien kaukovaikutukset reittivesistön alemmissa osissa tai rannikkoalueella jätettiin huomiotta. Ravinteet – ja erityisesti tietyt leville käyttökelpoiset jakeet kuten nitraatti – voivat kulkeutua vuosien saatossa kauaksikin lähtöalueiltaan. Kaukokulkeutuminen on merkittävä tekijä pohjoisilla leveysasteillamme, joilla ravinteita kulutetaan merkittävästi tuotannossa vain toukokuusta syys-lokakuulle. Ravinteet mat-

kailevat siten lähes koskemattomina reittivesistöissä suuren osan vuodesta. Typen ja fosforin vähentämistarpeen kokonaisvaltainen arviointi vaatii, että sisävesien ravinnekuormittajien vaikutus selvitetään koko alapuolisella vesistöalueella ja rannikkovesissä.

Ravinteet jokien mukana rannikkovesiin

Joet kuljettavat valtaosan Suomen alueelta rannikkovesiimme päätyvästä ravinnekuormasta. Vuosien väliset ainevirtaamat vaihtelevat kuitenkin suuresti, koska sadannan vaihtelu vaikuttaa merkittävästi maaperästä huuhtoutuvien ravinteiden määrään. Kun jokien ainevirtaamiin lisätään pistekuormittajien (yhdyskunnat, teollisuus, kalankasvatus) suorat päästöt, tulee Suomesta vuosittain (1997–2001 keskiarvona) rannikkovesiimme 84 000 tonnia typpeä ja 4 200 tonnia fosforia (taulukko 1, Pitkänen ja Räike 2004). Lisäksi typpeä tulee suorana laskeumana rannikkovesiimme (20 km:n rantavyöhyke) arviolta 7 000 tonnia vuosittain (Kauppila ym. 2004). Haja- ja pistelähtöisen ulkoisen kuormituksen lisäksi fosforin sisäinen kuormitus pohjasedimenteistä on ajoittain Saaristomerellä ja erityisesti Suomenlahdella suuri. Vaikka Suomenlahden ulkoinen typpi- ja fosforikuormitus Venäjältä, Suomesta ja Virosta on alentunut 1980-luvun lopulta 2000-luvun alkuun 30–40 %, sinileväkukinnat ovat voimistuneet, koska sisäinen kuormitus on voimistunut ja osin kompensoinut ulkoisen kuormituksen vähenemisen (Kauppila ym. 2004, Pitkänen ym. 2004).

Maatalouden osuus maalta tulevasta fosforikuormituksesta on lähes 50 % ja typpikuormituksesta 35 % (taulukko 1). Luonnonhuuhtouman osuus on merkittävä etenkin Pohjanlahden rannikkovesissä. Luonnonhuuhtoumassa ravinteiden käyttökelpoisuus on suhteellisen alhainen, mikä vähentää sen rehevöittävyyttä suhteessa jätevesipäästöihin tai ilman kautta leviävään kuormitukseen. Vesiensuojelutoimenpiteiden ansiosta pistekuormituksen merkitys rehevöittäjänä on vähentynyt viime vuosikymmeninä etenkin fosforin osalta. Jätevesien tehostunut käsittely on pienentänyt monin paikoin myös yhdyskuntien typpikuormitusta. Esimerkiksi pääkaupunkiseudulla typpikuorma on supistunut yli 50 % vuoden 1998 tasosta.

Taulukko 1. Typpi- ja fosforikuormitus Suomen rannikkovesiin kuormituslähteittäin vuosien 1997–2001 keskiarvoina.

1997–2001	NTOT		PTOT	
	ta^{-1}	%	ta^{-1}	%
Yhdyskunnat	9 500	11	170	4
Teollisuus	2 600	3	160	4
Kalanviljely	570	1	73	2
Maatalous	29 000	35	2 000	48
Metsätalous	3 000	4	310	7
Luonnonhuuhtouma	31 000	37	1 100	27
Haja-asutus	2 200	3	250	6
Laskeuma	6 400	8	110	3
Yhteensä	**84 000**	**100**	**4 200**	**100**

Sisävesien fosfori, rannikkovesien typpi

Suomen sisävesien perustuotantoa rajoittaa useimmiten fosfori. Typpi voi säädellä levien määrää lähinnä vain rehevimmillä vesialueilla, ja erityisesti loppukesällä (Pietiläinen ja Räike 1999). Kasvukaudella Merenkurkun eteläpuolisten rannikkovesien ja avomeren ensisijainen rehevyyden säätelijä on typpi, jonka perustuottajille käyttökelpoisten jakeiden pitoisuudet putoavat yleensä jo keväällä/alkukesällä määritysrajan tuntumaan tai sen alle (Pitkänen ym. 2004).

Typen- ja fosforinpoiston tarpeellisuutta arvioitaessa voidaan perustellusti päätyä erilaisiin johtopäätöksiin sisävesien suurten pistekuormittajien osalta tarkastelun mittakaavasta riippuen. Laajassa mittakaavassa rehevyyshaittojen torjuminen vaatii fosfori- ja typpikuormituksen vähentämistä sekä sisävesialueella että rannikolla. Yksittäisissä tapauksissa sisävesien typenpoistotarve voidaan asettaa kyseenalaiseksi sinilevien vaivaamien, liiallisesti rehevöityneiden, alueellisesti tai valtakunnallisesti merkittävien järvien osalta. Näissäkin tapauksissa järvien ulkoisen ja/tai sisäisten fosforikuormituksen riittävän vähentämisen jälkeen typenpoisto on perusteltua.

Järvien typpipitoisuudet laskussa…

Suomen 173 merkittävimmän järven tai järven osa-altaan typpi- ja fosforijakeiden pitkäaikaistrendejä (vv. 1975–2000) selvittäneen tutkimuksen mukaan kokonaistyppipitoisuudet ovat olleet tilastollisesti merkitsevästi laskussa 16 järvipaikalla ja nousussa vain yhdellä paikalla (Räike ym. 2003, kuva 1). Kokonaistypen laskevan trendin selittää osittain 1990-luvun alusta jatkunut pistemäisen typpikuormituksen lasku. Osa laskusta selittyy nitraattitypen laskevilla trendeillä (53 paikkaa), mikä johtuu erityisesti typen ilmalaskeuman vähenemisestä, mutta osin mahdollisesti myös hajakuormituksen ja metsätalouden nitraattihuuhtoumien vähenemisestä (Rekolainen ym. 2002). Myös ammoniumtyppipitoisuudet ovat laskeneet monin paikoin laskeuman pienenemisen sekä jätevesityppikuormituksen asteittaisen vähenemisen ja typen nitrifioinnin ansiosta.

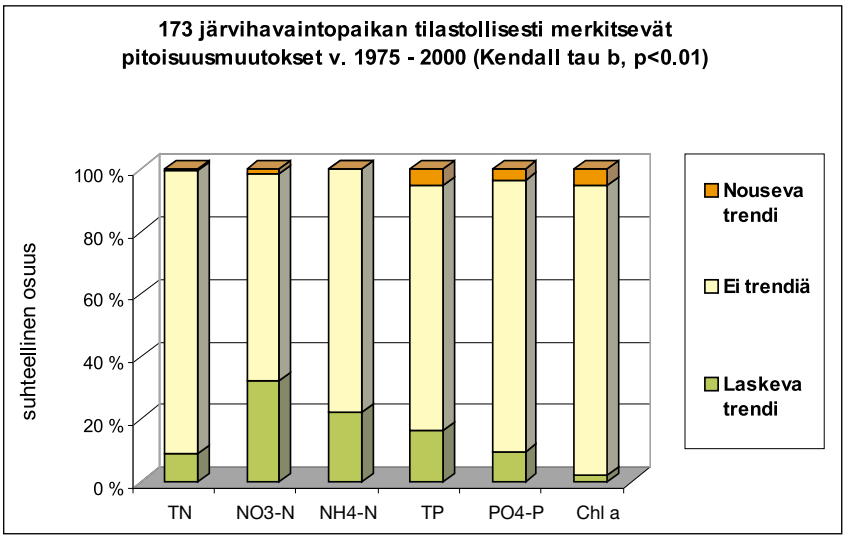
Fosforipitoisuudet laskivat 28 paikalla ja nousivat yhdeksällä. Yhdyskuntien fosforikuormituksen voimakas väheneminen 1970-luvun puolivälistä alkaen ja teollisuuden fosforikuormituksen tehokas supistaminen 1980-luvun loppupuolelta lähtien selittävät pääosin laskevat trendit. Fosforikuormituksen väheneminen näkyy myös leville käyttökelpoisen fosfaattifosforin pitoisuuksien alenemisena monin paikoin. Nousevia fosforipitoisuuksia havaittiin lähinnä maatalousvaltaisten alueiden järvissä.

…jokien typpipitoisuudet nousussa

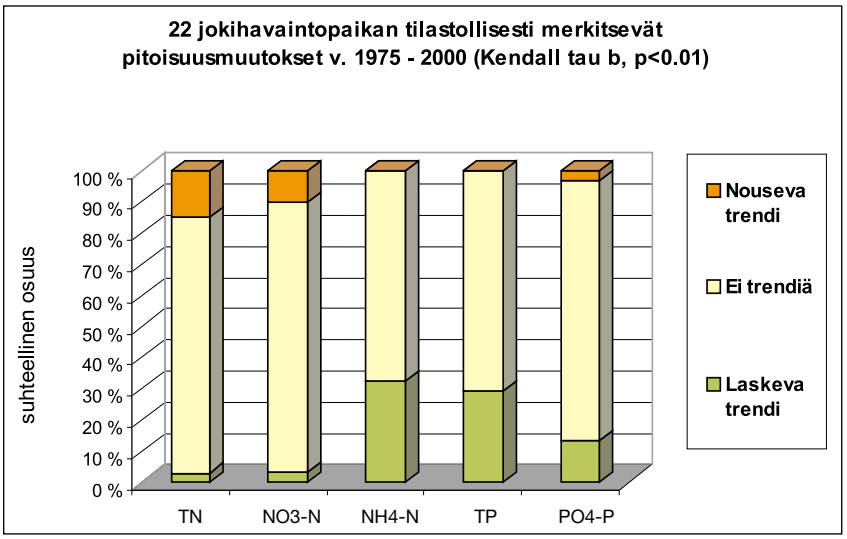
Toisin kuin järvissä, jokivesien kokonaistyppipitoisuuksien trendi oli nousuvaltainen: lasku oli havaittavissa neljässä joessa ja nousu seitsemässä joessa (kuva 2). Laskevat trendit havaittiin pistekuormitetuissa joissa ja nousevat lähinnä pienehköissä hajakuormitetuissa joissa. Hajakuormitetuilla alueilla nousu oli voimakasta, esimerkiksi Porvoonjoessa koko 1975–2000 jaksolle tasaisesti jaettuna 38 µg l^{-1} a^{-1} ja Eurajoessa 23 µg l^{-1} a^{-1}.

Joissa ei havaittu järvien kaltaista nitraattityppipitoisuuksien laajamittaista laskevaa trendiä, vaan pitoisuudet laskivat kahdessa ja nousivat kuudessa joessa. Nousevat nitraattitrendit keskittyivät Pohjanmaan vähäjärvisille valuma-alueille.

Kokonaisfosforipitoisuus laski 12 lähinnä pistekuormitetussa joessa ja nousi kolmessa pienehkössä hajakuormitetussa joessa. Pitoisuuksien lasku tai nousu olivat Porvoonjokea (–4,4 µg l^{-1} a^{-1}) ja Kyrönjokea (–1,9 µg l^{-1} a^{-1}) lukuun ottamatta aina alle 1 µg l^{-1} a^{-1}. Fosfaattifosforin pitoisuustrendi oli nouseva vain yhdessä ja aleneva kolmessa joessa.



Kuva 1. Typpi- ja fosforijakeiden tilastollisesti merkitsevät (Kendall Tau b -testi, p<0,01) pitoisuustrendit Suomen 173 merkittävimmässä järvessä tai suurimpien järvien osa-altaissa.



Kuva 2. Typpi- ja fosforijakeiden tilastollisesti merkitsevät (Kendall Tau b -testi, p<0,01) pitoisuustrendit Suomen 22 merkittävimmän joen alajuoksulla.

Kymijoen vesistöalueen ravinnesuhteet

Ravinteiden rajoittavuutta voidaan arvioida kahdella päätavalla. Suorissa menetelmissä selvitetään typpi- ja/tai fosforilisäysten vaikutukset leväkasvuun joko kontrolloiduissa oloissa laboratoriossa tai luonnollisissa oloissa järvissä tai meressä (säkkikokeet). Tässä artikkelissa ravinteiden rajoittavuutta on arvioitu epäsuorin menetelmin, leville käyttökelpoisten ravinteiden suhteiden (nitraattityppi + ammoniumtyppi / fosfaattifosfori) perusteella. Suomen sisävesissä leville käyttökelpoinen typpi on lähinnä nitraattityppeä. Mikäli leville käyttökelpoisten ravinteiden suhde on alle 5, typpi on potentiaalinen leväkasvua rajoittava ravinne. Mikäli suhde on 5–12, molemmat ravinteet ovat potentiaalisesti rajoittavia. Suhteen ollessa yli 12 rajoittava ravinne on fosfori (Forsberg ym. 1978). Ravinnesuhde ei kuitenkaan kuvaa luotettavasti ravinteiden rajoittavuutta, kun typen ja fosforin pitoisuudet ovat hyvin pieniä. Mikäli veden ravinnepitoisuudet ovat korkeita, rajoittaa perustuotantoa jokin muu tekijä, kuten valo tai lämpötila.

Kymijoen vesistö on hyvä esimerkki siitä, miten leville käyttökelpoisten ravinteiden suhteet muuttuvat edettäessä Järvi-Suomen suuren vesistöalueen latvoilta mereen (kuva 3). Vesistöalueen monet latvajärvet ovat karuja ja varsin hyväkuntoisia, ja niihin kulkeutuvat perustuottajille käyttökelpoiset ravinteet hyödynnetään tarkasti kasvukauden aikana perustuotannossa. Tällaiset järvet ovat potentiaalisesti yhteisrajoitteisia eli ravinnesuhteiden ja alhaisten pitoisuuksien perusteella sekä fosfori että typpi voivat säädellä perustuotantoa. Näissä järvissä molempien ravinteiden kuormituksen vähentäminen on perusteltua, mikäli haitallista rehevöitymistä ylipäätään ilmenee.

Koko ala yhdessä näyttelyssä. Jo yli 20 vuotta.

Näytteilleasettajien ilmoittautuminen! www.yhdyskuntatekniikka.fi

YT 05

Yhdyskuntatekniikka

Infratech • Lahti 25.–27.5.2005

12. YHDYSKUNTATEKNIIKAN VIIKKO, LAHTI 24.-28.5.2005

TIISTAI 24.5.	KESKIVIIKKO 25.5.	TORSTAI 26.5.	PERJANTAI 27.5.	LAUANTAI 28.5.
Vesimittarikurssi (VVY)		Kuntatekniikan päivät (SKTY)		
Yv-laitosten asentajien ja työnjohtajien koulutuspäivät (VVY)		Vesihuolto 2005 (VVY)		
		Vesiensuojelupäivät (VVY)		
	Liikenneväylähankkeen toteutus – uusia innovaatioita vai pelkkiä esteitä? (STY)			
	SML:n neuvottelupäivät			
	Jätelaitospäivät (JLY)			
	YHDYSKUNTATEKNIIKKA 2005 -NÄYTTELY Infratech 2005 Exhibition			

MAKSUTTOMAT LUENNOT LAHDEN MESSUKESKUKSESSA

Haja-asutuksen jätehuolto | Haja-asutuksen vesihuoltopalvelut | Tiet ja kadut haja-asutusalueella

YHDYSKUNTATEKNIIKKA / INFRATECH: PL 122, 00521 HELSINKI, puh. (09) 868 9010, fax (09) 8689 0190, email yt@yhdyskuntatekniikka.fi, www.yhdyskuntatekniikka.fi

JÄRJESTÄJÄT: Vesi- ja viemärilaitosyhdistys (VVY), Suomen Maarakentajien Keskusliitto (SML), Suomen Kuntatekniikan Yhdistys (SKTY), Suomen Tieyhdistys (STY), Jätelaitosyhdistys (JLY)

• ENERGIAHUOLTO • JÄTEHUOLTO • KATU-, TIE- JA LIIKENNETEKNIIKKA • KONEKALUSTO • MITTAUSTEKNIIKKA JA LABORATORIOPALVELUT • SATAMAT JA VÄYLÄT • INFORMAATIOTEKNOLOGIA • TYÖMAAVARUSTEET • URHEILU- JA VIRKISTYSALUEET • VESIHUOLTOTEKNIIKKA • YHDYSKUNTASUUNNITTELU • YMPÄRISTÖNSUOJELU

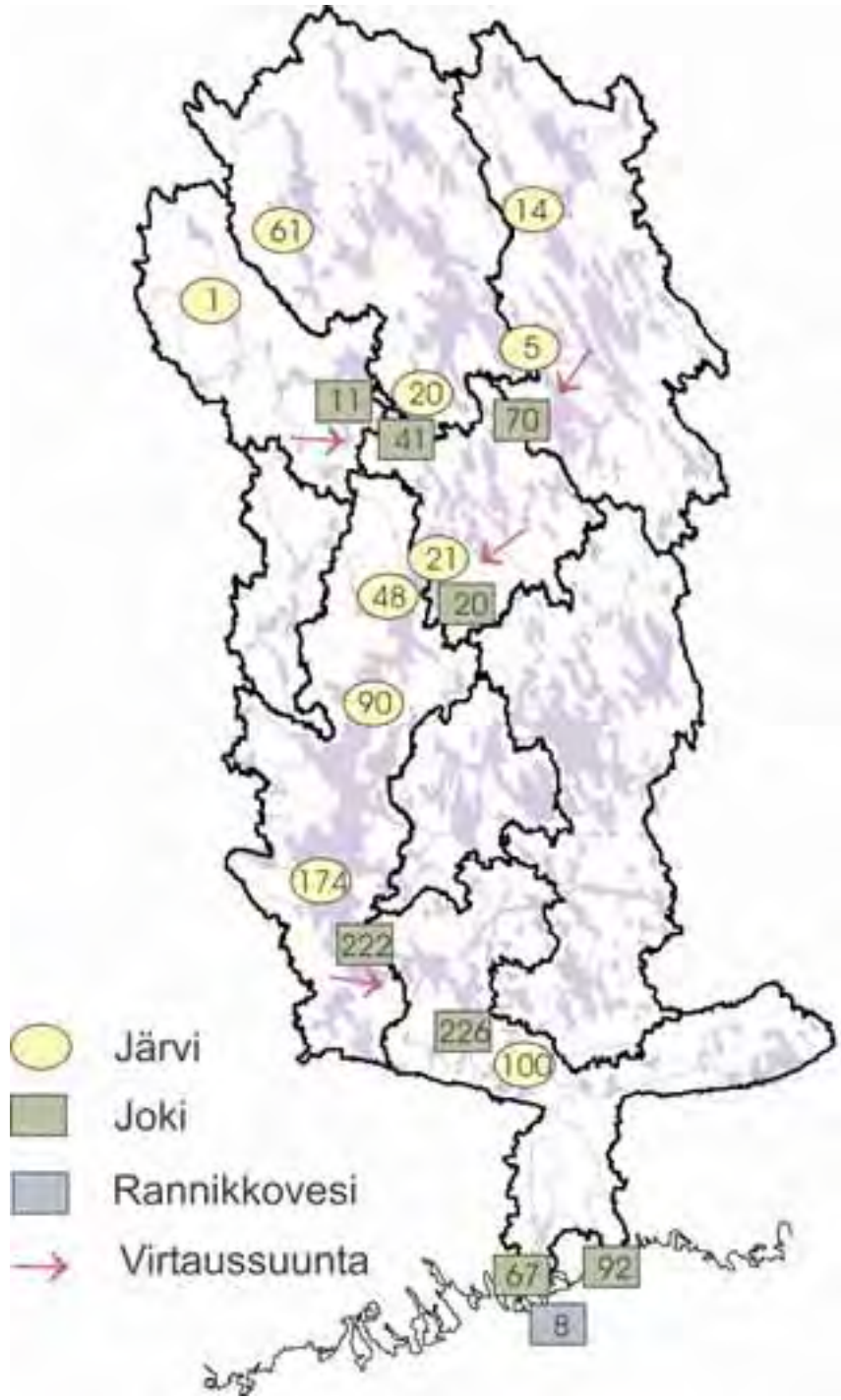
Osa vesistöalueen yläosan järvistä on selvästi typpirajoitteisia, kuten hyvin tummavetinen, runsasfosforinen ja rehevä Karstulan Pääjärvi (ravinnesuhde 1, kts. kuva 3). Vesannon Pohjois-Konnivesi (ravinnesuhde 5) on laskennallisesti typpi- ja yhteisrajoitteisuuden rajoilla. Vesistöalueen yläosissa on myös selvästi fosforirajoitteisia suuria järviä, kuten Kivijärven Kivijärvi (ravinnesuhde 61).

Vesistöalueen yläosan ravinnesuhteiden vaihteluista huolimatta pääsääntö on, että vesistön latvoilta alemmas edettäessä fosforin merkitys tuotannon säätelijänä vahvistuu. Keiteleellä (suhde 20) leville käyttökelpoisen fosforin pitoisuus on yhä alhainen, mutta leville välittömästi käyttökelpoisen nitraattitypen määrä on kasvanut karuihin latvajärviin verrattuna. Fosforista on tullut kasvukauden rehevyystason määräävä minimiravinne, jonka kuormituksen säätely on ratkaisevassa asemassa vesistön tilan kannalta.

Päijänne ja Kymijoki selkeästi fosforirajoitteisia

Päijänteen pohjoisosissa leville käyttökelpoisten ravinteiden suhde on 48 ja keskiosissa 90 eli fosfori on selvästi minimiravinne. Päijänteen eteläosissa ravinnesuhde on jo 174 eli nitraattitypen ylimäärä suhteessa fosfaattifosforiin on kasvanut vielä merkittävästi. Jaalan Pyhäjärvessä ravinnesuhde on pienentynyt (suhde 100), mutta fosfaattifosforin niukkuuden ja nitraattitypen selvän ylimäärän vuoksi nämä vesistön osat ovat yhä voimakkaasti fosforirajoitteisia. Ravinnesuhteen suureneminen koko vesistöalueen mittakaavassa näkyy järvien lisäksi hyvin myös joissa tai järvien virtaamapaikoissa (kuva 3). Päijänteen alapuolella Kalkkisissa ja Vuolenkoskessa suhde on yli 200.

Myös varsinaisen Kymijoen yläjuoksulla nitraattitypen ylimäärä suhteessa fosforiin on hyvin selvä. Joen alajuoksun mereen laskevissa päähaaroissa suhde on pienempi (Ahvenkoski 67 ja Kokonkoski 92), vaikka nitraattitypen määrä ei edelleenkään vähenekään, vaan päinvastoin kasvaa hieman. Ravinnesuhteen pieneneminen selittyykin paikallisen piste- ja hajakuormituksen aiheuttamasta fosforipitoisuuksien kasvusta.



Kuva 3. Leville käyttökelpoisten ravinteiden suhde vuosien 1993–2003 keskiarvona eräissä Kymijoen vesistöalueen järvissä (0–2 m, kesä–elokuu) ja joissa (yleensä 1m, koko vuosi).

Kymijoen vesistöalueen nitraattitypen ylimäärä johtuu erityisesti suuresta typpikuormituksesta (ilmakehän NO_x-kuormitus, hajakuormitus, pistekuormitus), mutta myös tehostuneesta pistekuormituksen fosforinpoistosta. Mitä vähemmän vesistössä on fosforia, sitä enemmän sinne jää vapaaksi leville käyttökelpoista typpeä. Päinvastoin kuin fosfori, leville käyttökelpoinen nitraattityppi ei sitoudu epäorgaaniseen kiintoainekseen ja sedimentoidu järven pohjalle, vaan ylimäärä kulkeutuu veteen liuenneena Kymijoen vesistön ala-

osia kohti kuukausien ja vuosien saatossa. Päijänteen ja Kymijoen tapaisten fosforirajoitteisten järvien ja jokien tilaa ei voi parantaa typpikuormitusta vähentämällä. On kuitenkin oleellista huomata, että ylimäärätyppi kulkeutuu vääjäämättä rannikkovesiin.

Rannikkovesissä ravinnesuhteet muuttuvat nopeasti

Kymijoesta Suomenlahdelle siirryttäessä leville käyttökelpoisen typen (epäorgaaninen typpi) ja fosforin suhde pienenee, talvisin vain hieman, mutta kasvukauden aikana voimakkaasti. Tämä selittyy osittain pelkällä fysikaalisella sekoittumisella, mutta lisäksi merialueen kemiallisten ja biologiset prosessit poistavat vedestä typpeä nopeammin kuin fosforia. Typpeä poistuu erityisesti sedimentin pinnasta typen mikrobiologisessa pelkistymisessä eli denitrifikaatiossa, mutta myös pohjasedimenttiin hautautumalla. Fosforin pääasiallinen poistumistie on pohjaan sedimentoituminen. Prosessi on kuitenkin merisedimentissä selvästi järviä tehottomampi, mikä johtuu lähinnä meriveden suuresta sulfaattipitoisuudesta ja tästä johtuvista kemiallisista ja mikrobiologisista ilmiöistä. Erityisen huono merisedimentin fosforin pidätyskyky on silloin, kun pohjan happiolot ovat huonot ja pohjan pinta on pelkistyneessä tilassa.

Talvella Kymijoen vesi leviää muutaman metrin kerroksena suolaisemman meriveden päällä satojen neliökilometrien alueelle. Jääpeitteisinä talvina jokivettä havaitaan lähes sellaisenaan heti jään alapuolella. Jäiden lähdettyä vesimassat pääsevät sekoittumaan ja biologinen tuotanto alkaa nopeasti sitoa ravinteita ja muokata ravinnesudetta. Suurin osa biologisesti käyttökelpoisista ravinteista vajoaa kevään mittaan pohjalle kuolleen kasviplanktonin mukana. Pintakerrokseen jäävät ravinnevarat yhdessä Kymijoen alueelle jatkuvasti tuomien uusien ravinteiden kanssa määräävät tämän jälkeen kesän rehevyysolot.

Talven ravinnesuhde aivan pinnassa vaihtelee voimakkaasti joki- ja meriveden sekoittumissuhteen mukaisesti hyvin pienistä arvoista aina noin sataan saakka. Kevään planktonkukinta on ravinnesuhteen perusteella tällä alueella useimmiten fosforin säätelemä ja vapaata leville käyttökelpoista typpeä saattaa muutaman viikon ajaksi jäädä käyttämättä. Suomenlahden vedessä on kuitenkin huomattava fosforivarasto, joka nopeasti tasapainottaa tilanteen niin, että myös vapaa typpi tulee käytetyksi. Kesän ravinnesuhde on keskimäärin suhteellisen lähellä tasapainoa (N/P-painosuhde 7.2 eli Redfield-suhde) ja kumpaakin pääravinnetta on yleensä vapaana vain pieninä pitoisuuksina. Siten myös oheisen esimerkin mukainen merkittävällä ylimääräisen epäorgaanisen typen määrällä kuormitettu rannikkovesialue on perustuotannoltaan sekä typen että fosforin säätelemä, ja kaikki pintavesiin saapuvat ravinteet kohottavat tuotantoa.

Avomeri typpirajoitteinen

Jokiveden vaikutuspiirin ulkopuolella typpi on ollut Suomenlahdella erityisesti 1990-luvun puolivälin jälkeen fosforia selvemmin perustuotantoa rajoittava ravinne, joskin jo 1990-luvun alkupuolen tutkimustulokset (Kivi ym. 1993, Pitkänen & Tamminen 1995) viittasivat typen merkitykseen keskeisenä tuotannon säätelijänä Suomenlahdella.

Erityisesti 1990-luvun puolivälin jälkeen, kun Suomenlahden fosforipitoisuus on noussut toistuvien sisäisen kuormituksen kausien seurauksena ja vastaavasti typen pitoisuus on ollut laskussa, avoimen Suomenlahden ja laajalti myös rannikkovesien leville käyttökelpoisen typen ja fosforin suhde on alentunut ja samalla typen rajoittava rooli vahvistunut. Typpipitoisuuden lasku on luultavasti yhteydessä Suomenlahden typpikuorman n. 40 % laskuun 1990-luvulla (mm. Kiirikki ym. 2003). On kuitenkin painotettava, että Suomenlahden kokoisen ekosysteemin reaktiot ulkoisiin muutoksiin ovat varsin hitaita, ja ilmastollisista syistä johtuvat luontaiset vaihtelut kerrostuneisuudessa vaikuttavat voimakkaasti ravinteiden poistumaan tai sekoittumiseen tuottavaan vesikerrokseen. Tämä vaikeuttaa kuormituksen muutosten vaikutusten yksiselitteistä arviointia lyhyellä tähtäimellä. Varmaa tietoa kuormituksen vähentämisen ilmenemisestä voidaan saada vain vuosikymmenien mittaisilla aikasarjoilla. Tällä välin päätökset joudutaan välttämättä perustamaan ekosysteemin prosessien ymmärrykselle ja näiden pohjalta luoduille ennusteille. Prosessien ymmärryksen lisääminen on luotettavampien ennusteiden edellytys.

Vastikään läntiseltä Suomenlahdelta analysoitu pitkä aikasarja kevään planktonbiomassan kehityksestä viittaa kevätaikaisen rehevöitymiskehityksen taittumiseen 1990-luvun alussa (Raateoja ym. 2004). Tulos on sopusoinnussa samaan aikaan laskuun kääntyneen typpipitoisuuden ja Suomenlahden typpikuormituksen vastaavan kehityksen kanssa, koska jokisuiden vaikutusalueen ulkopuolella (vrt. Kymijoki) juuri käyttökelpoinen typpi rajoittaa kevään planktontuotantoa.

Vesiensuojelua maalta merelle

Suomen sisävedet ovat laajalti ja usein voimakkaasti fosforirajoitteisia. Tällaisiin vesiin kohdistuvien typpivirtojen muutokset eivät juurikaan näy vesien tilan muutoksina. Sisävesien suojelun perusta on tehokas fosforinpoisto. Fosforirajoitteisilta valuma-alueilta peräisin oleva tuotannossa käyttämättä jäänyt, leville käyttökelpoinen typpi päätyy kuitenkin kuukausien ja vuosien mittakaavassa lopulta rannikkovesiin ja avomerelle, jossa sen rehevöittävä vaikutus on yksiselitteinen. Vesistöalueen pienistä, keskikokoisista ja suurista typpilähteistä syntyy mereen saavuttaessa yksi merkittävä leville käyttökelpoisen typen virta, jonka tuntemus ja hallinta ovat tärkeässä asemassa vesiensuojelua kehitettäessä.

Suomenlahden keskeinen vesiensuojeluongelma on liiallinen rehevöityminen. Suuri planktontuotanto kuluttaa pohjalle joutuessaan happivarat ja laukaisee sisäisen kuormituksen, jossa sekä fosforia että typpeä vapautuu takaisin vesimassaan. Vapauduttuaan veteen ravinteet aiheuttavat noidankehän lailla perustuotannon ja sedimentaation kasvua entisestään. Kierteen pysäyttämiseksi Suomenlahteen joutuvia ravinnevirtoja tulee rajoittaa sekä typen että fosforin osalta. Rannikkoalueen pis-

tekuormituksen vähentäminen on välttämätöntä, mutta ei riittävää. Ravinnehanoja on kiristettävä entistä kauempana rantaviivasta, jotta Itämeren ravinnebudjetit saadaan kääntymään pysyvään laskuun.

Suomenlahdella suuri osa typen ja fosforin kuormasta on peräisin Venäjältä, erityisesti Pietarin alueelta, ja ilmakuorman kohdalla myös kauempaa Itämeren valuma-alueelta, osin myös sen ulkopuolelta. Itämeren tilan parantaminen vaatii kansainvälisiä säädöksiä ja sopimuksia sekä lähialueyhteistyötä. Suomen on oman etunsa nimissä syytä selkeästi sitoutua niihin ja samalla hoitaa esimerkillisesti omat valuma-alueensa.

Kirjallisuus

Forsberg, C., Ryding, S.-O., Claesson, A. & **Forsberg, A.** 1978. Water chemical and / or algal assay? – Sewage effluent and polluted lake water studies. Mitt. Int. Verh. Limnol. 21: 352–363.

Kauppila, P., Pitkänen, H. Räike, A., Kiirikki, M., Bäck, S. & **Kangas, P.** 2004. The Baltic Waters around Finland: Eutrophication continues despite decreased nutrient loading.. Teoksessa: Eloranta, P. (toim.). Inland and coastal waters of Finland, s. 41–62. University of Helsinki / Palmenia Centre for Continuing Education. Saarijärvi.

Kivi, K., Kaitala, S., Kuosa, H., Kuparinen, J., Leskinen, E., Lignell, R., Marcussen. B. & **Tamminen, T.** 1993. Nutrient limitation and grazing control of the Baltic plankton community during annual succession. Limnology and oceanography 38: 893–905.

Kiirikki, M., Rantanen, P., Varjopuro, R., Leppänen, A., Hiltunen, M., Pitkänen, H., Ekholm, P., Moukhametsina, E., Inkala, A., Kuosa, H. & **Sarkkula, J.** 2003. Cost effective water protection in the Gulf of Finland – Focus on St. Petersburg. The Finnish Environment 632, 55 s.

Pietiläinen, O.-P. & **Räike, A.** 1999. Typpi ja fosfori Suomen sisävesien minimiravinteena. Suomen ympäristö 313. 57 s.

Pitkänen, H. (toim.) 2004. Rannikko- ja avomerialueiden tila vuosituhannen vaihteessa. Suomen Itämeren suojeluohjelman taustaselvitykset. Suomen Ympäristö 669, 104 s.

Pitkänen, H. & **Tamminen, T.** 1995. Nitrogen and phosphorus as production limiting factors in the estuarine waters of the eastern Gulf of Finland. Mar. Ecol. Prog. Ser. 129: 283–294.

Raateoja, M., Seppälä, J., Kuosa, H. & **Myrberg, K.** 2004. Recent changes in trophic state of the Baltic Sea along the south-western coast of Finland. Ambio (painossa).

Rekolainen, S., Mannio, J., Mitikka, S., Vuorenmaa, J., Lepistö, L., Lepistö, A., Kenttämies, K., Rissanen, J., Syri, S., Pietiläinen, O.-P., Ekholm, P., Malve, O., Mäkinen, R. & **Nikander, A.** 2002. Nitraattitypen väheneminen Suomessa. Esiselvitys syistä ja seurauksista. Suomen ympäristökeskuksen moniste 244. 33 s.

Räike, A., Pietiläinen, O.-P., Rekolainen, S., Kauppila, P., Pitkänen, H., Niemi, J., Raateland, A., Vuorenmaa, J. 2003. Trends of phosphorus, nitrogen and chlorophyll a concentrations in Finnish rivers and lakes in 1975–2000. The Science of the Total Environment 310 (2003): 47–59.

YT 05

Yhdyskuntatekniikka
Infratech
Lahti 25.–27.5.2005

Toivotamme
Vesitalouden lukijoille, kirjoittajille, ilmoittajille ja painotyöhön osallistuneille

Hyvää Joulua ja
Onnellista Vuotta 2005

ja kiitämme hyvästä yhteistyöstä kuluneena vuonna.

Toimitus

Itämeren ravinnerajoitteisuudesta

Risto Lignell

maat.metsät.tri
Merentutkimuslaitos
E-mail: risto.lignell@fimr.fi
Kirjoittaja on DANLIM EU-projektin koordinaattori erikoisalana planktonyhteisön vuorovaikutussuhteet ja rehevöitymisilmiö

Tapani Stipa

fil.tri
Merentutkimuslaitos
E-mail: tapani.stipa@fimr.fi
Kirjoittaja hyödyntää MTL:n tutkijana matemaattisia malleja erikoisalana biogeofysikaalinen fluididynamiikka

Ravinnekuormituksen vaikutusten arvioinnissa on ymmärrettävä niitä säätelevien biologis-kemiallisten prosessien ohella vesiekosysteemin hydrodynaamisten puitteiden rooli. Kustannustehokkaat toimet ihmisen vaikutuksien vähentämiseksi vastaanottavissa vesissä on kohdennettava minimiravinteen (-ravinteiden) kuormituksen vähentämiseen – mutta mihin Itämeren tapauksessa?

Rehevöitymisilmiön tiimoilla käytävät tieteelliset väittelyt kulminoituvat kysymykseen siitä, onko typpi (N) vai fosfori (P) merialueiden rehevöitymistä (elävän orgaanisen aineksen eli biomassan määrää) rajoittava minimiravinne. Ravinnekuormituksen vaikutusten arviointi on kuitenkin laaja aihe kattaen tila- ja aikaskaalat planktonin organismien fysiologisesta ravinnerajoitteisuudesta vallitsevan yhteisön biomassavasteiden kautta ekosysteemitason vaikutuksiin. Kuvaa mutkistavat lisäksi vesiekosysteemin moniin keskeisiin prosesseihin liittyvät takaisinkytkennät ja hydrodynamiikan suuri merkitys avoimissa merisysteemeissä.

Minimiravinteen tunnistaminen

Valitettavasti tällä haavaa ei ole saatavilla yleisesti hyväksyttyjä ja rutiinikäytössä olevia ravinnerajoitteisuuden arvioimismenetelmiä, joita voitaisiin käyttää merialueiden tilan seurannassa. Merentutkimuslaitoksen (MTL) koordinoiman EU-rahoitteisen DANLIM -projektin (2002–04) tavoitteena onkin testata uusia seurantatutkimusten tarpeisiin ja täydennykseksi soveltuvia menetelmiä. Seuraavassa esitellään niistä lupaavimpia, jotka tullaan esittelemään seikkaperäisesti DANLIMin tuottamassa selonteossa: ”Ohjeita rannikkovesien seurantatutkimuksiin”.

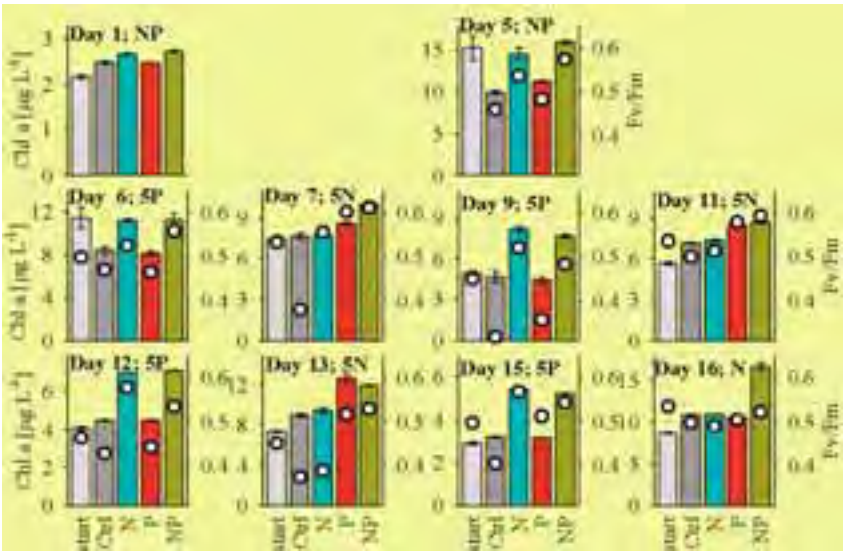
Erityisesti on hyvä huomata, ettei yksikään näistä menetelmistä erottele planktonyhteisön saatavissa olevien ravinteiden olomuotoa tai lähdettä – biologisesti hyödynnettävät ravinteet voivat olla epäorgaanisessa tai orgaanisessa muodossa, ja ne voivat olla peräisin vesipatsaan vapaan varannon ohella planktoneliöiden solunsisäisistä varastoista tai planktonyhteisön remineralisaatio (hengitys)- ja eritysprosesseista. Näin ollen vältetään ne ongelmat, jotka liittyvät perinteisiin ravinnerajoitteisuuden arvioimismenetelmiin, ravinteiden pitoisuuksien ja niiden suhteiden suoriin kemiallisiin määrityksiin (mää-

ritysten epäherkkyys, biologisen tulkinnan häilyvyys yms.):

1 Ravinnelisäyskokeet (Prof. Tom Andersen, NIVA, Norja ja MMT Timo Tamminen, SYKE, Suomi): Herkkä ja taloudellinen rajoittavan ravinteen tunnistusmenetelmä, joka perustuu perinteisten levätestien hengessä luonnon kasviplanktonyhteisön biomassan 1–3 vrk. ravinnevasteiden analysointiin (koepulloissa kaikki N- ja P-lisäyskombinaatiot; kuva 1).
2 Valobiologiset (fluoresenssi-) menetelmät (Prof. Richard Geider, Essexin yliopisto, Wales ja MMM Jukka Seppälä, MTL, Suomi): Kasviplanktonin fysiologista ravinnerajoitteisuutta voidaan tutkia FRR (”Fast Repetition Rate”) -fluorometrilla, joka mittaa suoraan vesipatsaassa leväyhteisön yhteyttämiseen liittyvien valokemiallisten prosessien tehokkuutta (tehokkuus laskee ravinteiden saatavuuden heikkenemisen myötä). Lupaavia tuloksia on saatu (kuva 1), mutta aina ne eivät ole olleet niin myönteisiä kuin kirjallisuus antaa ymmärtää – syitä tutkitaan.
3 Epäorgaanisen P -varannon kiertoaika (Prof. Frede Thingstad ja Dr Tsuneo Tanaka, Bergenin yliopisto, Norja): Lyhyet, alle yhden tunnin kiertoajat luonnon näytteiden pullokasvatuksissa (^{33}P-fosfaatilla mitattuina) heijastavat pientä epäorgaanisen P:n biologisesti käytettävissä olevaa varantoa ja ovat luotettava P-rajoitteisuuden indikaattori.

Pulloista ulapalle

Luonnon kasviplanktonin 1–3 vrk:n kasvuvasteet ravinnelisäyskokeissa ovat osoittaneet, että P-rajoitteisia makean veden vyöhykkeitä (Perämeri ja jokien suualueet) lukuunottamatta Itämeren planktonyhteisö on N-rajoitteinen suurimman osan kevätkukinnan jälkeistä kasvukautta, (esim. Granéli ym. 1990, Lignell ym. 2003). Näiden pullo- ja allaskokeiden tulosten soveltaminen koko Itämeren ekosysteemiin ei kuitenkaan ole triviaali operaatio. Itämeren keskeiset tila- ja aikaskaalat ovat aivan eri suuruusluokkaa kuin näissä kokeissa (esim. veden viipymä Suomenlahdella on 3–5 v. ja koko Itämerellä n. 20 v.). Lisäksi moni ekosysteemimittakaavassa tärkeä ravinnedynamiikkaan liittyvä prosessi on käytännössä eliminoitu pullokokeissa, mukaanlukien advektio eli ravinteiden kulkeutuminen, vuorovaikutus pohjan ja ilmakehän kanssa, N_2:n sidonta ja vapautuminen ilmakehään (denitrifikaatio), Tanskan salmista aika ajoin tulevat hapekkaat, voimakkaasti myös tuottavan pintakerroksen ravinnetilanteeseen vaikuttavat suolavesipulssit, jne.



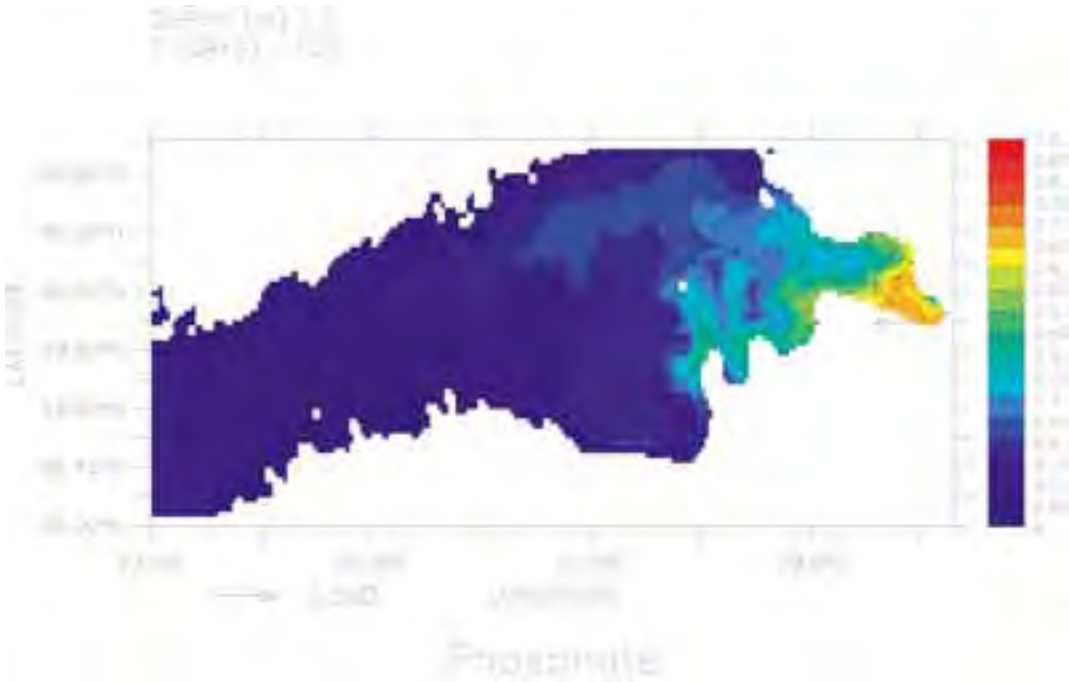
Kuva 1. Ravinnelisäyskokeita P-rajoitteisilla (N, 5N) ja N-rajoitteisilla (5P) Suomenlahden näytteillä. Kasviplanktonin biomassavaste (Chl a, pylväät) sekä fotosynteesin tehokkuus (Fv/Fm, pallot) indikoivat samaa rajoittavaa ravinnetta (24 t vaste kaikkiin epäorgaanisen N:n ja P:n käsittelykombinaatioihin, Ctrl = ei lisäyksiä). (J. Seppälä, julkaisematon DANLIM aineisto).

On hyvä pitää mielessä, että pullokokeiden tulosten pohjalta kiisteltiin aikoinaan ankarasti siitä, ovatko järvet hiili- vai fosforirajoitteisia, kunnes monivuotisilla, järvimittakaavan ravinnekäsittelykokeilla voitiin osoittaa, että kaasujen vaihto veden ja ilmakehän välillä tyydytti yhteyttävien levien hiilidioksidin tarpeen johtaen P-rajoitteisuuteen.

Pientä liikehdintää onkin edelleen myös Itämeren ravinnerajoitteisuuskysymyksen tiimoilla. Hiljattain on julkaistu kolme koko Itämerta koskevaa mallitarkastelua, joista kaksi perustuu nk. reaktorimalliin (Itämereen tuleva ravinnekuormitus sekoittuu heti tasaisesti koko altaaseen; Eilola ja Stigebrand 1999, Savchuk ja Wulff 1999) ja yksi teoreettiseen ennustemalliin (Tyrrell 1999). Kaikki kolme ovat päätyneet pitämään Itämerta P-rajoitteisena. Seuraavassa käydään muun ohella kriittisesti läpi näiden kolmen mallin keskeisiä heikkouksia.

Rannikkovyöhyke ravinnekuormituksen suodattimena

Eilolan ja Stigebrandin (1999) sekä Savchukin ja Wulffin (1999) malleissa tehty yleistävä oletus Itämereen tulevan ravinnekuormituksen välittömästä sekoittumisesta koko altaaseen on liian karkea. Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) tutkijat ovat tehneet tähän liittyen arvokkaan – ja aivan liian vähän tunnetun ja merkitykseltään ymmärretyn – tutkimuksen Pietarin (ent. Leningrad) jätevesikuormituksen kulkeutumisesta Suomenlahdelle (Pitkänen ja Tamminen 1995). Pietarin läpi virtaava Neva-joki vastaa valtaosasta Suomenlahteen päätyvästä jokivirtaamasta ja 60–70% ravinnekuormituksesta. Pitkänen ja Tamminen (1995) osoittivat kuitenkin, että Nevan suiston suolaisuuden vaihettumisvyöhykkeellä (saliniteetti 0–2 psu) tuottavan pintakerroksen liukoisten epäorgaanisten N- ja P-ravinteiden pitoisuudet alenevat kertaluokan verran ja kokonais-P ja -N pienenee alle puoleen. Tämän suistovyöhykkeen tehokkaan suodatuksen ansiosta epäorgaanisten ravin-

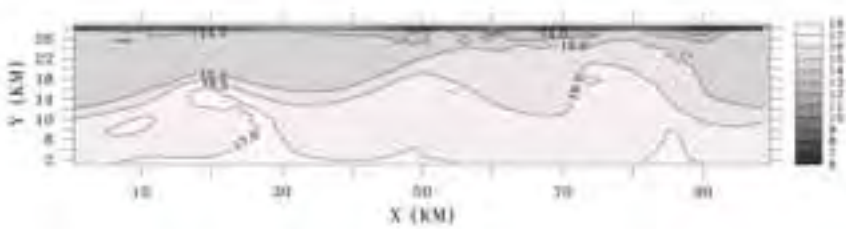


Kuva 2. Nevan (Pietarin) epäorgaanisen fosforikuormituksen (PO_4^{3-}) mallilla simuloitu kulkeutuminen tuottavassa pintakerroksessa (120 vrk. jakso; Stipa 2002). Malli sisältää 3-ulotteisen hydrodynamiikan kuvauksen sekä keskeiset biologiset komponentit.

teiden pitoisuudet itäisen Suomenlahden ulapalla ovat erittäin alhaisia.

Todennäköisesti erilaiset biologiset prosessit vastaavat epäorgaanisten ravinteiden hävikistä vaihettumisvyöhykkeellä, mikä heijastuu ko. alueen voimakkaana rehevöitymisenä – mm. lähes kertaluokkaa Suomenlahden ulappaa suurempana kasviplanktonin biomassana (*a*-klorofyllinä; Pitkänen ja Tamminen 1995). Kuvassa 2 (Stipa 2002) on havainnollistettu mallitarkastelun avulla Nevan jätevesikuormituksen kulkeutuminen kesällä Suomenlahdelle epäorgaanisen P:n osalta.

Stipa (2004) on myös tarkastellut pohjan vaikutuksen huomioonottavalla 3-ulotteisella hydrodynaamisella mallilla 100 km rannikkokaistan käyttäytymistä 100 päivän (kesän) kuluessa, kun veden suolaisuus vähenee rannan lähellä jokivirtaamien ansiosta (kuva 3). Rannikolle valuva makea vesi aiheuttaa tiheyseron rannan ja suolaisemman avomeren välillä, mikä edelleen johtaa maan pyörimisen ansiosta rannikkoa pitkin oikealle suuntautuvaan virtaukseen (so. etelärannikollamme länteen). Pintakerroksen suolaisuuden kehitys osoittaa, että valuma-alueelta tulevien ravinteiden diffuusio avomerelle estyy rantaa myötäilevän, laajassa mittakaavassa stabiilin virtauksen seurauksena (kuva 3). Tosin



Kuva 3. Mallisimulaatio idealisoidun Suomenlahden rannikkokaistan hydrodynaamisesta käyttäytymisestä kesällä (100 vrk. jakso): Veden suolaisuuden väheneminen rannan lähellä jokivirtaamien ansiosta synnyttää yhdessä maan pyörimisliikkeen kanssa etelärannikollamme länteen suuntautuvan, laajassa mittakaavassa stabiilin virtauksen. (kts. teksti; Stipa 2004).

tuuli, pohjan topografia tai muut tekijät luonnollisesti ajoittain johtavat rannikon ja avomeren väliseen sekoittumiseen.

Suomenlahden länsireunalla toteutettu vuoden 1994 kattava koko vesipatsaan seurantatutkimus osoitti, ettei kokonais- ja epäorgaanisen N:n ja P:n nettovuota tapahdu lahdelta varsinaiselle Itämerelle (Stipa, julkaisematon aineisto). Näin ollen myös etelärannikollamme biologiset ja fysikaalis-kemialliset prosessit ilmeisesti suodattavat Nevan suiston tavoin (Pitkänen ja Tamminen 1995) tehokkaasti jokien ravinnekuormituksen rannikon läheisellä, länteen virtaavalla suolaisuuden vaihettumisvyöhykkeellä (vrt. kuva 3), ja ravinnepäästöt näkyvät lähinnä tämän vyöhykkeen rehevöitymisenä.

Nämä empiiriset ja mallinnuksen tulokset osoittavat, että oman ravinnekuormituksemme vähentämisellä on keskeinen merkitys rannikkoalueidemme rehevöitymisen torjunnassa. Eilolan ja Stigebrandin (1999) sekä Savchukin ja Wulffin (1999) Itämeren ulapan P-rajoitteisuuteen päätyvät reaktorimallilaskelmat perustuvat puolestaan vääriin nummeroihin, sillä niissä ei ole otettu huomioon jokien tuoman ravinnekuormituksen (vastaa 2/3 kokonaiskuormituksesta) rannikolla tapahtuvaa suodattumishävikkiä. Lisäksi Eilola ja Stigebrand (1999) olettivat, että ylivoimaista valtaosaa kokonais-N:stä edustava liukoisen orgaanisen N:n varanto (esim. Suomenlahdella yli 80 %) olisi levien käytettävissä. MTL:n tutkimukset

ovat kuitenkin osoittaneet, että vain vähäinen osa (n. 5%) liukoisesta orgaanisesta N:stä on biologisesti käytettävissä (Walter ja Andrée de Nottbeckin säätiön projekti, vastaava tutkija R. Lignell).

Denitrifikaatio ja sinilevien rooli

Päinvastoin kuin fosforin tapauksessa, Itämeren typen kierrossa on kaksi kvantitatiivisesti tärkeää prosessia, jotka kytkeytyvät ilmakehän suunnattomaan, sinänsä inerttiin kaasumaisen typen varantoon: denitrifikaatio ja sinilevien N_2-sidonta. Denitrifikaatio on enimmäkseen hapekkaan ja hapettoman ympäristön rajapinnalla tapahtuva bakteerien välittämä prosessi, jossa nitrifikaatiossa ammoniumista (NH_4^+) nitraatiksi (NO_3^-) hapetettu typpi edelleen pelkistetään ja poistuu vähähappisissa oloissa N_2-kaasuna. Denitrifikaation välityksellä tapahtuvalla typen hävikillä on huomattava merkitys vesiekosysteemin typpitaseessa, ja esimerkiksi Tuominen ym. (1998) arvioivat mittaustensa pohjalta, että Suomenlahdella tämän prosessin myötä poistuu n. 30% koko vuotuisesta typen ulkoisesta kuormituksesta.

On esitetty toiveikkaasti, että typen poisto jätevesistä on luonnon denitrifikaation vuoksi tarpeetonta. Valitettavasti kosteikkojen raivauksella ja jokien perkauksella on kuitenkin kavennettu luontaisen denitrifikaation edellytyksiä Itämeren valuma-alueella. Lisäksi suorat denitrifikaation ravinneriippuvuustutkimukset osoittavat, ettei tämä prosessi kompensoi vesiekosysteemin lisääntyvää typen kuormitusta (kts. Tuominen ym. 1998). Itse asiassa typen poistosta luopuminen todennäköisesti johtaisi denitrifikaation vähenemiseen: Koska kevätkukinta on N-rajoitteinen (kts. Larsson ym. 2001, Lignell ym. 2003), niin lisääntyvä N-kuormitus johtaisi voimakkaampiin kukintoihin. Kevätkukinnan vajoaminen pohjalle (sedimentaatio) edustaa puolestaan valtaosaa pohjan vuotuisesta orgaanisen aineksen syötteestä, ja lisääntyvä vajonneen orgaanisen aineksen bakteerien toimesta tapahtuva hajotus kasvattaisi hapettomien pohjien pinta-alaa ja eliminoisi näiltä alueilta nitrifikaatio-denitrifikaatio kytkennän ja po. typen poistoprosessin.

Sinilevien N_2-sidonta on Itämeressä ilmeisesti suuruudeltaan suunnilleen samaa luokkaa kuin denitrifikaation välittämä N_2 -poistuma (Tuominen ym. 1998, Larsson ym. 2001). Koska kukintoja muodostavat rihmamaiset sinilevät pystyvät ottamaan tarvitsemansa typen veden riittoisista N_2-varannoista, ne ovat käytännössä P-rajoitteisia. Näin ollen ne saavat kilpailuedun muihin leviin nähden kesällä, jolloin epäorgaanisten typpiravinteiden saatavuus suhteessa fosforiin on alhainen (Larsson ym. 2001, Lignell ym. 2003).

Monien muiden tavoin, mutta täsmällisemmin perusteluin, Tyrrell (1999) esitti mallitarkasteluidensa perusteella, että tämän P:n lähteisiin verrattuna 'ylimääräisen', sinilevien välittämän N-syötteen vuoksi valtameret yleensä ja siten myös Itämeri olisi viime kädessä P-rajoitteinen. Mikäli sinilevien N_2-sidonta ei olisi riippuvainen muista tekijöistä kuin N:n ja P:n saatavuudesta, tämä väite pitäisi varmasti paikkansa, kuten järvienkin tapauksessa. Nykytiedon valossa Tyrrellin lähestymistapaan on kuitenkin huomauttamista:

1 Tyrrellin (1999) mallin mittakaava on P-rajoitteisuuteen siirtymisen suhteen geologinen eli sen aika-askeleet mitataan tuhansissa vuosissa. Nykyiseen kvartaalitalouden aikaan moni kansalainen saattaa pitkästyä odotellessaan Tyrrellin ennustusten toteutumista.
2 Koko nykymuotoisen 7000 vuoden olemassaolonsa ajan Itämeressä on sedimenttitutkimusten mukaan ollut N_2:a sitovia sinileviä (Bianchi ym. 2000). Tämä viittaa siihen, että Itämeri on 7000 vuotta ollut N-rajoitteinen, eikä Tyrrellin (1999) ennustus ole ainakaan tässä ajassa toteutunut.
3 Selitys Itämeren järvistä poikkeavaan ravinnerajoitteisuuteen saattaa olla Stalin ym. (1999) havainnossa, jonka mukaan sen järviä korkeammat sul-

Haitalliset sinileväkukinnat

Nodularia spumigena -sinilevän rihmoista koostuva kasauma (Kuva Seija Hällfors, MTL).

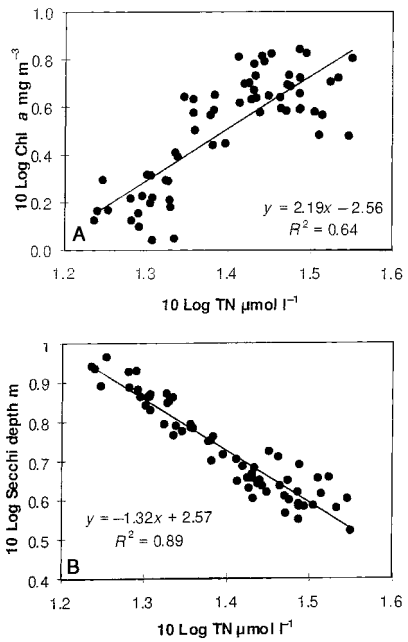
Loppukesän massiiviset ja osin myrkylliset (*Nodularia spumigena*n nodulariiini) sinileväkukinnat etenkin Suomenlahdella ovat aiheuttaneet suurta huolta ja polemiikkia maassamme. MTL:ssä Suomen Akatemian projekteissa toimivien tutkijoiden, FT Harri Kankaanpään ja FM Miina Karjalaisen, mukaan sinilevämyrkyt näyttäisivät kuitenkin siirtyvän ja kertyvän ravintoverkossa tavattoman heikosti, ja akuutin vaaran voi välttää jättämällä kampelan maksan ja sinisimpukat pois ruokavaliostaan. Toisaalta sinileväyhteisöt ovat myös keskeisessä asemassa kesän planktisen ravintoverkon energian ja ravinteiden lähteenä. Esimerkiksi kalanpoikasten tärkein ravinto, kookas eläinplankton, on runsaimmillaan juuri kesällä. Sinileväkukintojen kokonaisvaikutusta ravintoverkon ylemmille tasoille (kaloihin) ei juuri tunneta, ja sitä tutkitaan paraikaa MTL:ssa.

Sinileväkukintojen torjuntakeinona on ehdotettu N-kuormituksen lisäämistä, jolloin alhaisesta N:n saatavuudesta sinileville kesällä koituva kilpailuetu poistuisi, ja muut levät syrjäyttäisivät ne. Tämä on kuitenkin aika erikoinen ajatus tilanteessa, jossa rehevöitymistä on pidettävä N-rajoitteisen Itämeren pahimpana ongelmana (vrt. Granéli ym. 1990, Elmgren ja Larsson 2001, Lignell ym. 2003). Lisäksi uhkana olisi, että lisääntyvän N-kuormituksen mahdollistaman rehevöitymisen myötä yltyvä hiukkasmaisen orgaanisen aineksen sedimentaatio kuluttaisi hajotessaan pohjalta hapen. Tämä puolestaan johtaisi pohjalle hapekkaissa oloissa varastoituneen epäorgaanisen P:n kemialliseen mobilisoitumiseen vapaaseen veteen ja parantaisi näin viime kädessä myös sinilevien kasvuedellytyksiä pintakerroksessa.

faatti (SO_4^{2-}) pitoisuudet inhiboivat (epäorgaanisen P:n saatavuuden sijasta) sinilevien N_2-sidonnassa avainasemassa olevan nitrogenaasi-entsyymin toimintaa.

Kokeilua puhdistamolla

Päinvastoin kuin järvien tapauksessa, rannikkovyöhykkeiltä on tiettävästi olemassa vain yksi edustava ekosysteemimittakaavan ravinnekäsittelykoe. Parahiksi tämä koe on toteutettu varsinaisen Itämeren länsirannalla, Tukholmasta n. 50 km etelään sijaitsevalla Himmerfjärdenin lahdella (Elmgren ja Larsson 2001). Himmerjärdenillä sijaitsevan puhdistamon ravinnepäästöjen ekologisia vaikutuksia on seurattu vuodesta 1976 (samalla sen palvelun piirissä oleva väestö on kasvanut asteittain 90 000:stä nykyiseen 250 000:een). Ravinnekuormitus on muuttunut palvelun laajetessa, mutta myös koemielessä, 1983–84 tilapäisesti 3–4 -kertaiseksi nostetun P-päästön ja vuodesta 1988 aloitetun, asteittain tehostuneen typenpoiston (n. 90 % 1998) seurauksena.



Kuva 4. Kasviplanktonin biomassan (*a*-klorofylli, A) ja näkösyvyyden (B) riippuvuus puhdistamon typpipäästöjen säätelemistä kokonaistyppipitoisuuksista Himmerfjärdenin lahdella (vuoden keskiarvot 5 näytteenottoasemalta; Elmgren ja Larsson 2001).

Koko tutkimusjakson ajan Himmerfjärdenin lahden kokonais-N:n pitoisuudet heijastivat puhdistamon typpipäästöjä (Elmgren ja Larsson 2001), ja kasviplanktonin biomassa (a-klorofylli) ja näkösyvyys korreloivat puolestaan selvästi kokonais-N:n kanssa (kuva 4). Kokonais-P:n pitoisuudet taas vaihtelivat ajallisesti kokonais-N:stä riippumatta, ja kokonais-P:n ja leväbiomassan korrelaatio oli heikko. Lisäksi 1983-84 kohotetuilla P-päästöillä ei ollut vaikutusta kasviplanktonin tuotantoon. Kaikkiaan nämä tulokset ovat vahva näyttö siitä, että N on minimiravinne eli sen saatavuus kontrolloi rehevöitymistä tällä lahdella.

Johtopäätökset

Yllä esitettyjen huomioiden perusteella voidaan tehdä kolme keskeistä johtopäätöstä:

1 Nykyinen rannikkovesien hoitolinja, joka perustuu sekä N- että P-kuormituksen vähentämiseen, on järkevä. Epäorgaanisen P:n saatavuus rajoittaa osaltaan epämiellyttävien loppukesän sinileväkukintojen biomassaa. Vastaavasti N on koko planktonsysteemin rehevöitymistä rajoittava ravinne kaikilla keskeisillä tila- ja aikaskaaloilla mitattuna (pienimuotoiset pullokokeet – laaja-alainen Himmerfjärdenin puhdistamokoe).
2 Vaikka Nevan tuoma ravinnekuormitus epäilemättä osin selittääkin Suomenlahden muuta Itämerta voimakkaammat sinileväkukinnat, ei se ole riittävä peruste olla vähentämättä omia ravinnepäästöjämme – hydrodynaamisista syistä rannikkovesiemme rehevöityminen on ratkaisevasti omissa käsissämme.
3 Numeeriset mallit ovat hyödyllisiä pyrkiessämme jäsentämään tietämystämme ja ymmärtämään em. johtopäätösten taustalla olevia ekosysteemitason monimutkaisia, usein epälineaarisia vuorovaikutussuhteita. Toisaalta yllä on osoitettu, että mallit ovat hyötykäyttöä varten – eivät uskonkappaleita (so. merialueiden hoitoon kehitetyt mallit eivät toistaiseksi sovellu ravinnekuormituksen vaikutusten kvantitatiiviseen ennustamiseen).

Kirjallisuus

Bianchi, T.S., E. Engelhaupt, P. Westman, T. Andrén, C. Rolff ja **R. Elmgren.** 2000. Cyanobacterial blooms in the Baltic Sea: Natural or human-induced? Limnol. Oceanogr. 45: 716–726.

Eilola, J. ja **A. Stigebrand.** 1999. On the seasonal nitrogen dynamics of the Baltic proper biogeochemical reactor. J. Mar. Res. 57: 693–713.

Elmgren, R. ja **U. Larsson.** 2001. Eutrophication in the Baltic Sea area: Integrated coastal management issues. Teoksessa: von Bodungen, B., ja R.K. Turner (toim.) Science and Integrated Coastal Management. Dahlem University Press.

Granéli, E., K. Wallström, U. Larsson, W. Graneli ja **R. Elmgren.** 1990. Nutrient limitation of primary production in the Baltic Sea area. Ambio 19: 142–151.

Larsson, U., S. Hajdu, J. Walve ja **R. Elmgren.** 2001. Baltic Sea nitrogen fixation estimated from the summer increase in upper mixed layer total nitrogen. Limnol. Oceanogr. 46: 811–820.

Lignell, R., J. Seppälä, P. Kuuppo, T. Tamminen, T. Andersen ja **I. Gismervik.** 2003. Beyond bulk properties: Responses of coastal summer plankton communities to nutrient enrichment in the northern Baltic Sea. Limnol. Oceanogr. 48: 189–209.

Pitkänen, H. ja **T. Tamminen.** 1995. Nitrogen and phosphorus as production limiting factors in the estuarine waters of the eastern Gulf of Finland. Mar. Ecol. Prog. Ser. 129: 283–294.

Savchuk, O. ja **F. Wulff.** 1999. Modelling regional and large-scale response of Baltic Sea ecosystems to nutrient load reductions. Hydrobiologia 393: 35–43.

Stal, L.J., M. Staal ja **M. Villbrandt.** 1999. Nutrient control of cyanobacterial blooms in the Baltic Sea. Aquat. Microb. Ecol. 18: 165–173.

Stipa, T. 2002. Freshwater, density gradients and biological processes in cold, brackish seas: Aspects of the biogeophysical fluid dynamics characterising the Baltic Sea. PhD thesis at Department of Meteorology, Stockholm University. ISBN 91-7265-462-7, pp 1–42.

Stipa, T. 2004. Baroclinic adjustment in the Finnish coastal current. Tellus 56A: 79–87.

Tuominen, L., A. Heinänen, J. Kuparinen ja **L.P. Nielsen.** 1998. Spatial and temporal variability of denitrification in the sediments of the northern Baltic proper. Mar. Ecol. Prog. Ser. 172: 13–24.

Tyrrell, T. 1999. The relative influences of nitrogen and phosphorus on oceanic primary production. Nature 400: 525–531.

Typenpoistoa ”täsmäolosuhteissa”

Kaksivaiheinen biologinen puhdistus on osoittautunut tehokkaaksi typenpoistoprosessiksi Laitilan jätevedenpuhdistamolla. Lämpimänä vuodenaikana laitoksella saavutetaan yli 50 %:n typpivähenemä ja optimiolosuhteissa n. 70 %:n vähenemä. Nämä tulokset on saavutettu prosessin sisäisillä virtausjärjestelyillä ilman uusien prosessiyksiköiden rakentamista.

Jani Sillanpää

fil.maist. (insinööri AMK)
Tritonet Oy
E-mail: jani.sillanpaa@tritonet.fi
Kirjoittaja on vesi- ja ympäristötekniikan suunnittelija.

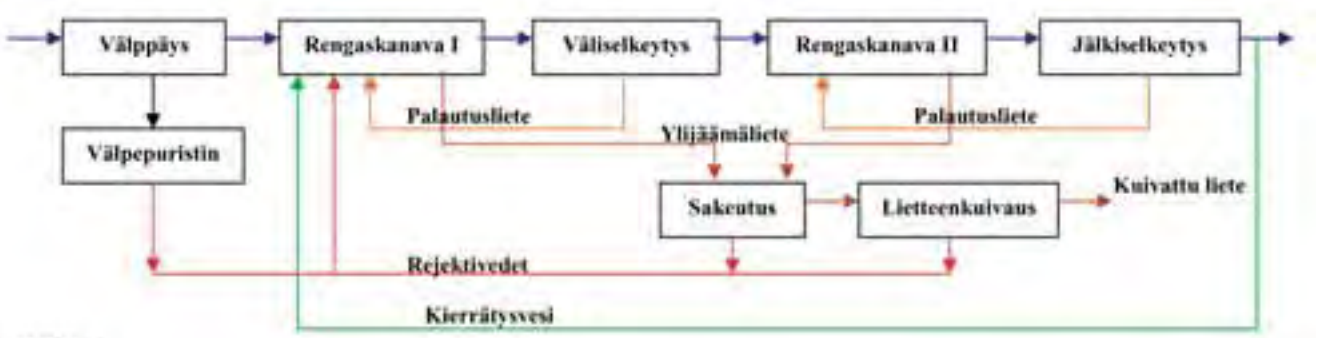
Typen poistaminen jätevedestä voidaan usein toteuttaa modifioimalla olemassa olevaa laitosta siten, että prosessin denitrifioiville bakteereille tarjotaan niiden edellyttämät ”täsmäolosuhteet”. Denitrifikaatioon vaikuttavista olosuhdetekijöistä tärkeimpiä ovat: prosessilämpötila, happipitoisuus, orgaanisen hiilen ja typen suhde, viipymä/lieteikä, pH ja alkaliteetti.

Varsinaisesta typenpoistosta, denitrifikaatiosta, vastaavat useat heterotrofisiset bakteerit, joita on jätevedessä ja jätevesilietteissä. Heterotrofiset bakteerit ovat toisenvaraisia eli ne käyttävät eloperäisiä yhdisteitä energian- ja hiilenlähteenä. Useat denitrifioivat bakteerit ovat fakultatiivisia eli ne voivat käyttää soluhengitykseen esim. happea, nitriittiä tai nitraattia. Kun happi loppuu, useimmat denitrifioivat bakteerit käyttävät soluhengityksessään esim. nitraattia. Tämän takia denitrifikaatiota pidetään pääosin anoksisena prosessina.

Tutkimuskohde

Tutkimuskohteena oli Laitilan kaupungin jätevedenpuhdistamon 1-linjainen ja 2-vaiheinen DN-prosessi (esidenitrifikaatio). Jätevedenpuhdistamon mitoitusarvot ovat seuraavat: mitoitusvirtaama 3 500 m^3/d, $BOD_{7\text{-}ATU}$-kuormitus 600 kg/d, fosforikuormitus 19 kg/d, typpikuormitus 80 kg/d ja asukasvastineluku 6 470.

Laitilan kaupungin jätevedenpuhdistamon rengaskanava I rakennettiin 1970 ja selkeytys I 1972. Rengaskanava II ja selkeytys II rakennettiin 1983. Alun perin puhdistamoa ajettiin kaksilinjaisena rinnakkaissaostuslaitoksena. Suhteellisen väljän prosessimitoituksen ansiosta laitoksen ajotapaa on pystytty vuosien mittaan muokkaamaan uusien lupaehtojen edellyttämällä tavalla. Vuonna 1992 aloitettiin lähes kaksi vuotta kestäneet esiselkeytyskokeet. Selkeytys I:stä tehtiin esiselkeytysallas, rengaskanavat I ja II yhdistettiin yhdeksi ilmastusyksiköksi ja selkeytys II toimi koko puhdistamon jälkiselkeytysaltaana. Esiselkeytyksen avulla ei kuitenkaan pystytty luotettavasti saavuttamaan silloisten uusien lupaehtojen edellyttämää 85 %:n ympärivuotista nitrifikaatioastetta. Ajotapa muutettiin vuonna 1995 toteutetun yleissuunnitelman myötä



Kuva 1. Laitilan kaupungin jätevedenpuhdistamon 2-lieteprosessi.

nykyisen kaltaiseksi eli rengaskanavia ja selkeytyslinjoja alettiin ajaa sarjassa (kuva 1). Tämä 2-lietesysteemi tarjoaa vakaan nitrifikaation ympärivuoden. Lisäksi suunnittelussa varauduttiin mahdollisten seuraavien lupakierrosten edellyttämään kokonaistypenpoistoon nitraattipitoisen puhdistetun jäteveden kierrätyksellä prosessin alkuun. Kierrätyksen avulla saatiin myös laitoksen hydraulinen kapasiteetti tehokkaammin käyttöön. Prosessia ei ole kuitenkaan varsinaisesti suunniteltu typenpoistoa varten, mutta se tarjoaa siihen mahdollisuuden tietyin rajoituksin.

Prosessin vaihe I koostuu rengaskanavasta I (denitrifikaatio) ja väliselkeytyksestä. Vaiheeseen I kierrätetään nitraattipitoista puhdistettua jätevettä. Prosessin vaihe II koostuu rengaskanavasta II (nitrifikaatio) ja jälkiselkeytyksestä. Vaiheeseen II annostellaan kalkkia nitrifikaation aiheuttaman pH:n aleneman kompensoimiseksi. Vaihe I leikkaa suurimman osan orgaanisesta kuormituksesta ja täten vaihe II voidaan pitää matalakuormitteisena ja ympärivuotisen nitrifikaation ylläpitäminen on mahdollista. Vaiheen I korkeakuormitteisuus helpottaa myös anoksisen tilan luomista rengaskanavaan I (taulukko 1).

Normaalissa virtaamatilanteessa vuorokausivirtaamat jäävät usein varsin kauas jätevedenpuhdistamon mitoitusvirtaamasta. Tämä hydraulinen kapasiteetti voidaan ainakin osittain hyödyntää Laitilan 2-lietesysteemissä nitraattipitoisen puhdistetun jäteveden kierrättämiseen. Kuvassa 2 on tarkasteltu jätevedenpuhdistamon vuorokausivirtaaminen pysyvyyskäyriä vuosilta 2000 ja 2001. Tämä kuvaa hyvin jätevedenpuhdistamolla veden kierrättämiseen käytettävissä olevaa hydraulista kapasiteettia ja sitä kuinka suuriin kierrätyssuhteisiin nykyisellä kierrätysvesivirtaamalla (max. 800 m^3/d) voidaan päästä. Kuvasta nähdään myös, että vuosien 2000 ja 2001 vuorokausista n. 4 %:ssa oli mahdollista saavuttaa ≥ 100 % kierrätyssuhde, vastaavasti n. 78 %:ssa vuorokausista oli mahdollista saavuttaa ≥50 % kierrätyssuhde ja n. 4 %:ssa vuorokausista kierrätys ei ollut mahdollista (virtaama ≥100 m^3/h). Kirjallisuuden mukaan 90 % kierrätyssuhdetta käyttäen voidaan teoreettisesti tarkasteltuna saavuttaa n. 50–65 % typpivähenemä ja vastaavasti 40 % kierrätyssuhdetta käyttäen voidaan teoreettisesti tarkasteltuna saavuttaa n. 30–60 % typpivähenemä (1, 4).

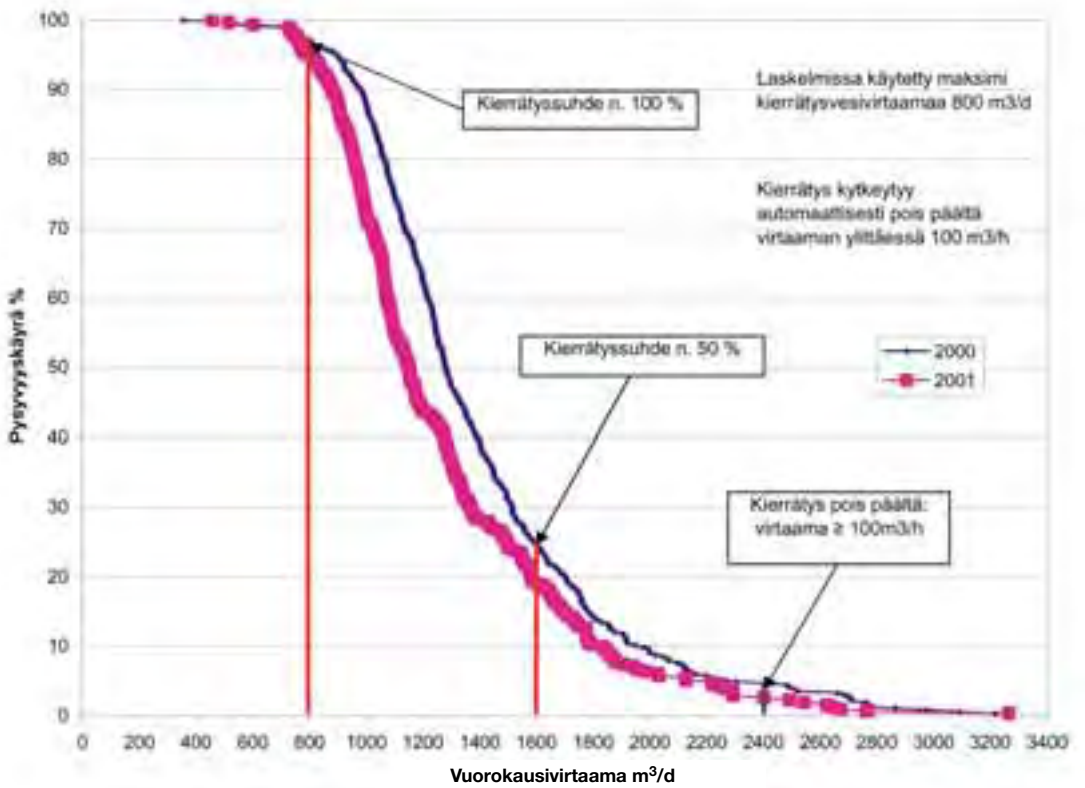
Laitilan kaupungin jätevedenpuhdistamon prosessiratkaisu herätti myös yleisempää kiinnostusta. Aiheeseen liittyvä tutkimusprojekti käynnistettiinkin Lounais-Suomen ympäristökeskuksen myöntämän ympäristönsuojelun kehittämisavustuksen turvin (7).

Taulukko 1. Laitilan kaupungin jätevedenpuhdistamon prosessivaiheiden mitat ja tärkeimmät ominaisuudet.

	Tilavuus m^3	Pinta-ala m^2	Lieteikä d	Kuormitus	Lietteentuotto	Muuta
Rengaskanava I	500	–	2–4	Korkea	Suuri	anoksinen, denitrifikaatio, tehokas orgaanisen aineen poisto, voimakas ferrosulfaattisaostus, nitraattipitoisen jäteveden palautus
Väliselkeytys	n. 400	170	–	–	–	–
Rengaskanava II	500	–	50–100	Matala	Pieni	aerobinen, nitrifikaatio, maltillinen ferrosulfaattisaostus, kalkin annostelu
Jälkiselkeytys	750	254	–	–	–	–

Tutkimuksen tavoite ja tutkimusmenetelmät

Tutkimuksen tavoitteena oli tutkia denitrifikaation toimintaa lämpimänä ja kylmänä kautena ja todeta prosessin puutteet typenpoiston kannalta. Tutkimuksen tausta-aineistona käytettiin velvoite- ja käyttötarkkailujen ja raportointijärjestelmän tietoja vuosilta 2000 ja 2001. Tutkimuksen aikana toteutettiin kaksi intensiivistä seurantajaksoa. Intensiivijaksojen aikana pyrittiin jätevedenpuhdistamoa ajamaan mahdollisimman tehokkaasti typpeä poistaen



Kuva 2.
Laitilan kaupungin jäteveden-puhdistamon (mitoitusvirtaama 3 500 m^3/d) vuorokausi-virtaaminen pysyvyyskäyrät 2000 ja 2001 ja mahdolliset kierrätyssuhteet (0, 50 ja 100 %)

prosessin ja kyseisen ajankohdan asettamien rajoitusten asettamissa puitteissa. Intensiivijakso I suoritettiin 8.–12.9.2002 ja intensiivijakso II suoritettiin 24.–29.11.2002. Näiden aikana näytteenotto suoritettiin 24 tunnin kokooma- ja kertanäyttein. Intensiivijaksojen I ja II aineistojen tukena käytettiin velvoite- ja käyttötarkkailujen ja raportointijärjestelmän tietoja. Kuvassa 3 on esitetty intensiivijaksojen I ja II sijoittuminen suhteessa prosessilämpötilaan (vrt. vuosi 2002). Intensiivijaksojen I ja II aikana otettujen näytteiden tuloksia on esitetty taulukoissa 2, 3 ja 4.

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Jätevedenpuhdistamon keskimääräinen typpivähenemä intensiivijaksojen I ja II aikana oli 48 (26–68) % ja tausta-aineiston vastaavasti 51 %. (taulukko 2). Rengaskanavan I keskimääräinen prosessilämpötila intensiivijaksojen I ja II aikana oli 12,7 °C ja vastaavasti tausta-aineiston 10,5 °C (taulukko 2). Käytännössä denitrifikaatioreaktio tapahtuu prosessilämpötiloissa 5–30 °C. Denitrifikaationopeus 8 °C prosessilämpötilassa on enää 10 % denitrifikaationopeudesta 20 °C prosessilämpötilassa (5).

Rengaskanavan I keskimääräinen happipitoisuus intensiivijaksojen I ja II aikana oli 0,67 (0,29–1,29) mg/l ja tausta-aineiston vastaavasti 1,17 mg/l (taulukko 2). Denitrifikaation kannalta happipitoisuuden tavoitearvoksi on kirjallisuudessa esitetty < 0,2 mg/l /6/. Kun intensiivijakson I aikana (10.–11.9.) happipitoisuudesta (ka. 0,3 mg/l) johtuva denitrifikaation inhibitio oli vähäistä ja kierrätysvesivirtaama toimi pääasiallisena denitrifikaatiota rajoittavana tekijänä (kierrätyssuhde 80 %), niin saavutettiin keskimääräinen typpivähenemä 67 %.

Nitraattipitoisen puhdistetun jäteve-

Taulukko 2. Tausta-aineiston ja intensiivijaksojen I ja II keskimääräiset typpivähenemät ja tärkeimmät denitrifikaatioon vaikuttavat olosuhdetekijät.

	Typpi-vähenemä (%)	Prosessi-lämpötila (°C)	Happi-pitoisuus (mg/l)	Kierrätys -suhde (%)	COD/N -suhde	pH
2000–2001 KA	51	10,5	1,17	39	13,3	7,3
Intensiivijakso I KA	58	17,0	0,49	87	11,0*	7,5
Intensiivijakso II KA	38	8,4	0,84	94	4,9*	7,2
KA	49	12,0	0,83	73	9,7	7,3

* mukana kierrätys ja rejektit

Taulukko 3. Intensiivijaksojen I ja II aikaiset virtaamat, kuormitukset ja vähenemät prosessivaiheittain.

	Laitos/vaihe I tuleva (ei sisällä kierrätystä ja rejektejä)							
	Virtaama (m^3/d)	COD (kg/d)	N (kg/d)					
Intensiivijakso I KA	898	543	53					
Intensiivijakso II KA	900	443	64					
	Vaihe I lähtevä/vaihe II tuleva							
	COD (kg/d)	Vaihe I (red. %)	N (kg/d)	Vaihe I (red. %)	NO_3-N (kg/d)			
Intensiivijakso I KA	57	89	21	61	4,00			
Intensiivijakso II KA	73	83	44	31	10,35			
	Laitos/vaihe II lähtevä							
	COD (kg/d)	Vaihe II (red. %)	Laitos (red. %)	N (kg/d)	Vaihe II (red. %)	Laitos (red. %)	NH_4-N (kg/d)	Laitos* (red. %)
Intensiivijakso I KA	36	37	93	22	-6	58	0,15	99,7
Intensiivijakso II KA	48	34	89	40	10	38	0,08	99,9

* nitrifikaatioaste

den keskimääräinen kierrätyssuhde intensiivijaksojen I ja II aikana oli 91 (69–144) % ja tausta-aineiston vastaavasti 39 % (taulukko 2). Intensiivijaksojen I ja II aikana kierrätysvedessä olevasta typestä keskimäärin 81 % ja rengaskanavaan I tulevasta typpikuormituksesta keskimäärin 29 % oli nitraattityppimuodossa. Kirjallisuuden mukaan 91 % keskimääräistä kierrätyssuhdetta käyttäen voidaan teoreettisesti tarkasteltuna saavuttaa n. 50–65 % typpivähenemä (1,4).

Rengaskanavaan I tulevan jäteveden (tuleva jätevesi, kierrätysvesi ja rejektit) keskimääräinen COD/N -suhde intensiivijaksojen I ja II aikana oli 8,0 (4,5–13,1) ja tausta-aineiston vastaavasti 13,3 (tuleva jätevesi) (taulukko 2). Kierrätysvesi ja rejektit alensivat normaalitilanteessa tulevan jäteveden COD/N -suhdetta. Denitrifikaation kannalta COD/N -suhteen tavoitearvoksi kirjallisuudessa on esitetty 4–15 (3).

Tulevan jäteveden keskimääräinen pH intensiivijaksojen I ja II aikana oli 7,4 (7,2–7,5) ja tausta-aineiston vastaavasti 7,3 (taulukko 2). Denitrifikaation kannalta pH:n tavoitealueeksi on esitetty kirjallisuudessa 6,5–7,5 (2).

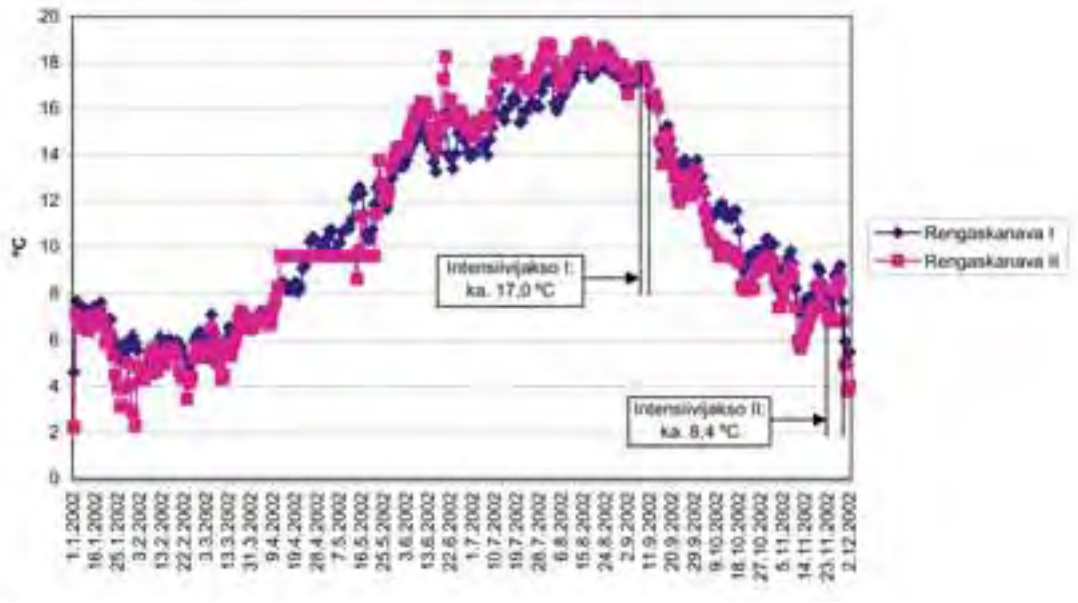
Yhteenveto ja johtopäätökset

Rengaskanavan I liian korkea happipitoisuus oli ensisijainen denitrifikaatiota rajoittava tekijä. Ongelma liian korkeista happipitoisuuksista korostui erityisesti intensiivijakson II aikana, viikonloppuisin ja öisin, kun hapen liukeneminen veteen oli kylmästä vedestä johtuen tehokasta tai hapen kulutus oli vähäinen. Intensiivijakson II aikana alhainen prosessilämpötila hidasti denitrifikaatioprosessia myös reaktionopeuksien kautta. Alhaisesta prosessilämpötilasta johtuvalla hapen tehokkaalla liukenemisella veteen ja prosessin alhaisemmalla hapen tarpeella oli kuitenkin suurempi merkitys denitrifikaation kannalta, sillä niistä ja ilmastuksen/sekoituksen säätömahdollisuuksien puutteesta johtuen prosessin happitaseita ei pystytty hallitsemaan. Kun rengaskanavan I happipitoisuus oli denitrifikaation kannalta oikealla alueella ja kun nitraattityppi kului lähes loppuun rengaskanavassa I, niin kierrätyssuhde toimi pääasiallisena denitrifikaatiota rajoittavana tekijänä. Normaalitilanteissa COD/N -suhde ei ra-

Taulukko 4. Rengaskanavan I prosessiolosuhteet intensiivijaksojen I ja II aikana.

	Lietepit. (kgMLSS/m^3)	Lieteikä (d)	Palautussuhde (%)	Tilakuorma (kgCOD/m^3)	Lietekuorma (kgCOD/kgMLSS*d)
Intensiivijakso I KA	5,6	2,1	209	1,09	0,19
Intensiivijakso II KA	4,4	2,4	179	0,89	0,20

Kuva 3. Intensiivijaksojen I ja II sijoittuminen suhteessa prosessilämpötilaan.



joittanut denitrifikaation toimintaa, mutta ajoittain hieman alhainen COD/N -suhde hidasti denitrifikaation toimintaa (esim. intensiivijakso II, viikonloput, yöaika). Normaalitilanteissa pH-arvo ei rajoittanut denitrifikaation toimintaa.

Laitilan kaupungin jätevedenpuhdistamon 2-vaiheisessa rengaskanavalaitoksessa voidaan saavuttaa ≥ 50 % keskimääräinen typpivähenemä, kun prosessilämpötila ≥ 12 °C. Optimaalisissa prosessiolosuhteissa (rengaskanavan I happipitoisuus 0,2–0,3 mg/l, prosessilämpötila ≥ 12 °C, kierrätyssuhde n. 100–150 % ja COD/N -suhde n. 10) on mahdollista saavuttaa n. 70 % typpivähenemä. Tästä parempaan typpivähenemään pääseminen edellyttää nitraattipitoisen puhdistetun jäteveden kierrätysvesivirtaaman kasvattamista nykyisestä maksimivirtaamasta (n. 800 m^3/d).

Typenpoistoprosessin toimintaa ja ohjattavuutta voidaan huomattavasti parantaa happitaseiden hallinnan avulla. Nykyisellään denitrifikaatio- ja nitrifikaatiovaiheiden sekoituksen ja ilmastuksen säätömahdollisuudet ovat puutteelliset ja säätöautomatiikka puuttuu. Jätevedenpuhdistamon allasrakenne on myös hieman epäedullinen anoksisen tilan luomiseen, koska rengaskanavan pinta-ala suhteessa sen tilavuuteen on varsin suuri. Erityisesti kylmänä kautena hapen liukenemisen ollessa runsasta rengaskanavan I saaminen nykyisiä sekoitus- ja ilmastusratkaisuja käyttäen anoksiseksi on ongelmallista. Prosessin happitaseet voidaan kuitenkin saada hallintaan sekoitus- ja ilmastusjärjestelyiden ja säätöautomatiikan avulla. Happitaseiden hallinnan myötä 2-lietesysteemi tarjoaa varmatoimisen ratkaisun typenpoistoon. Sen etuna on korkeakuormitteisena ”puskurina” toimiva rengaskanava I, jonka ansioista rengaskanavaa II voidaan ajaa matalakuormitteisena ja nitrifioivana ympärivuoden. Korkeakuormitteisuus edesauttaa rengaskanavan I pitämistä anoksisena ja mahdollistaa samalla tulevan jäteveden sisältämän orgaanisen aineksen tehokkaan hyödyntämisen sisäisenä hiilen lähteenä. Rengaskanavaa I ei tule kuitenkaan päästää täysin hapettomaksi, jotta sen orgaanisen aineen vähenemä säilyy 80–90 % tasolla ja täten rengaskanava II matalakuormitteisena.

Tämä tutkimus todistaa, että Laitilan kaupungin jätevedenpuhdistamon 2-vaiheisesta rengaskanavalaitoksesta voidaan modifioida varsin tehokas typenpoistoprosessi ilman uusien altaiden rakentamista. Tärkeintä on hallita prosessiolosuhteet siten, että saavutetaan denitrifioivien bakteerien edellyttämät ”täsmäolosuhteet”. ”Täsmäolosuhteet” takaavat luonnon valinnan kautta oikean bakteeripopulaation läsnäolon ja elinvoimaisuuden prosessissa. Ensisijaisesti tulee siis saada prosessin happitaseet hallintaan, ja tämän jälkeen typenpoiston tehostaminen edellyttää kierrätysvirtaaman kasvattamista.

Kirjallisuus

1 **Manual**: Nitrogen Control, U.S. Environmental Protection Agency, 1993.

2 **Third Edition**: Wastewater Engineering, Treatment, Disposal and Reuse, McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering, Metcalf & Eddy INC., 1991.

3 **Kuwaja K.; Klapwijk B.**: A method to estimate denitrification potential for predenitrification systems using nur batch test, Water Research, vol. 33, no. 10, 1999.

4 The Handbook on Water Treatment, Kemira Kemi AB, 1990.

5 **Choi, E.; Rhu, D.; Yun, Z.; Lee, E.**: Temperature effects on biological nutrient removal system with weak municipal wastewater, Water Science and Technology, vol. 37, no. 9, pp. 219–226, 1998.

6 **Lie E.; Welander T.**: Influence of dissolved oxygen and oxidation-reduction potential on the denitrification rate of activated sludge, Water Science and Technology, vol. 30, no. 6, pp. 91-100, 1994.

7 Jäteveden kokonaistypenpoisto kaksivaiheisessa rengaskanavalaitoksessa, Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Pro gradu -tutkielma 2003.

VVY kouluttaa keväällä 2005

TILAISUUS	KESTO	AIKA	PAIKKA
Talousveden laatu	1 pv	helmikuu	Tampere
Vesihuoltolaki	1 pv	helmikuu	Helsinki
Vesimittarikurssi	1 pv	helmikuu	Helsinki
Verkostomestaripäivät	2 pv	helmikuu	Helsinki-Tukholma-Helsinki
Jätevedenpuhdistamoiden käyttöpäällikköpäivät	2 pv	maaliskuu	Helsinki
Vesilaitoshoitajien koulutuspäivä	1 pv	maaliskuu	Vaasa
Skolning för vatten avloppsverksinstallatörer, arbetsledare och teknisk personal	2 dg	april	Helsingfors-Stockholm-Helsingfors

TILAISUUS	KESTO	AIKA	PAIKKA
Vh-laitosten hallinto- ja talousseminaari (VVY:n vuosikokous)	2 pv	huhtikuu	Helsinki
Haja-asutuksen jätevedet ja vesihuoltolaitokset	1 pv	huhti-toukokuu	Helsinki Tampere Jyväskylä Oulu
Vesilaitosten asentajien ja työnjohdon koulutus-päivät	2 pv	toukokuu	Lahti
Vesimittarikurssi	2 pv	toukokuu	Lahti

Lisätietoja:
Puh. (09) 8689 0116/Antti Forsberg
E-mail: antti.forsberg@vvy.fi
Internet: www.vvy.fi

ABETONI

Itsepuhdistuva

Qmax™

Munanmuotoinen Qmax on hydraulisesti tehokkain putkipoikkileikkaus antaen maksimaalisen kokonaiskapasiteetin. Qmaxin muoto lisää lujuutta pystysuoraa kuormitusta vastaan. EK-sarjaan kuuluva, pienilläkin virtaamilla itsepuhdistuva Qmax vähentää huolto- ja kunnossapitotarpeita. Monipuolisesti toimiva putki, jonka kokovalikoima ø 150, 225, 300 ja 400 mm ennakoi rakentamisen laajennusvaran kasvaville virtaamille.

- Tilaa esite!

Abetoni Oy
Ympäristötuotteet

SFS

www.abetoni.fi

Myynti	Puh.	Myynti	Puh.
• Kurikka	(06) 450 8900	• Tampere	(03) 356 5200
• Lahti	(03) 872 1400	• Tornio	(016) 446 951
• Lappeenranta	(05) 610 5400	• Turku	(02) 510 3500
• Lohja	(019) 315 01	• Tuusula	(09) 274 5930
• Oulu	(08) 540 9890		

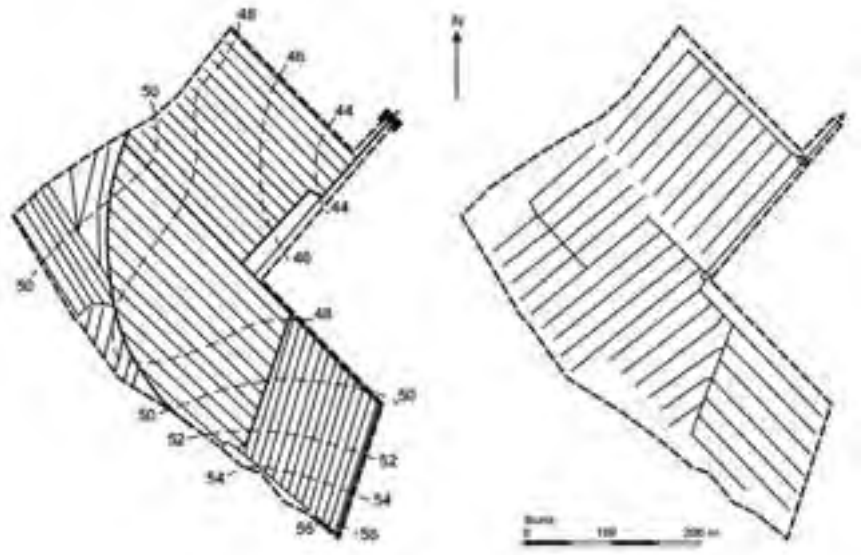
Valuntasuhteet muuttuvat salaojitetulla pellolla

Vuonna 1971 salaojitetulla Hovin peltoalueella Vihdissä on seurattu aluksi salaojituksen välittömiä vaikutuksia ja myöhemmin näiden vaikutusten muuttumista purkautuvan veden määrään ja laatuun.

Vihdin Maasojan vesitaloudellisen koekentän yhteydessä olevalla Hovin peltoalueella on tehty hydrologisia mittauksia vuodesta 1953 alkaen. Alueen maaperästä 55 % on savea ja 43 % silttiä ja pellon keskikaltevuus on 2,8 %. Alun perin avo-ojitettuna ollut 12 ha:n pelto salaojitettiin vuonna 1971. Avo-ojituksen tiheys oli 920 m ha^{-1} ja salaojituksen 443 m ha^{-1} (kuva 1). Salaojitus ''ylimitoitettiin'' putkikoon suhteen niin, että myös ylivalumat oli mahdollista mitata leikkautumattomina. Salaojien kautta tulevat vedet mitattiin erillisen mittapadon avulla; yhteiselle pinta- ja salaojavalunnalle oli toinen mittapato. Salaojituksen välittömiä vaikutuksia tarkasteltiin ns. vertailualuemenetelmän avulla; vertailualueena oli viereinen 24 ha:n Ali-Knuutilan valuma-alue, josta on 50 % peltoa.

Pertti Seuna

professori
E-mail: pertti.seuna@luukku.com



Kuva 1. Hovin peltovaluma-alue avo-ojitettuna (vasen) ja salaojitettuna (oikea).

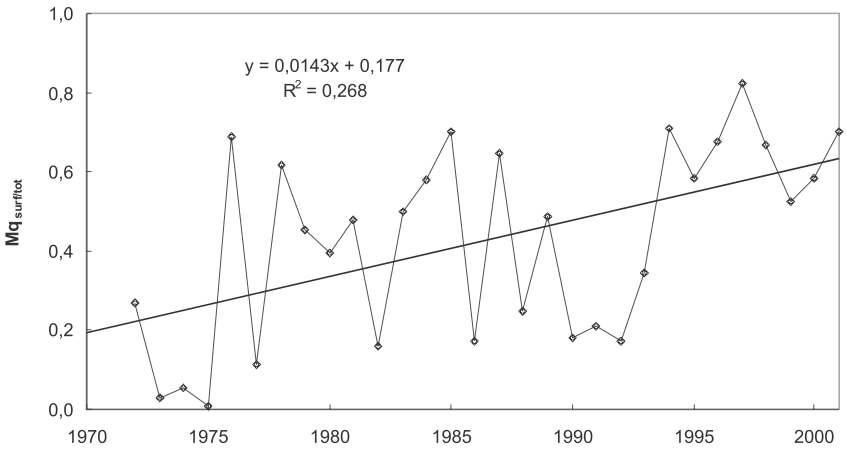
Välittömät vaikutukset

Tuloksia salaojituksen välittömistä vaikutuksista ovat aikaisemmin julkaisseet Seuna ja Kauppi (1981). Ensimmäisen seitsemän vuoden aikana 1972–78 vuosivalunta kasvoi keskimäärin 15 %, kevätylivaluma väheni 4 % ja kesäylivaluma 36 %. Pintavaluntana tuli 23 % vuosivalunnasta, 44 % kevätylivalumasta ja alle 10 % kesäylivalumasta (Seuna 1981). Ravinteista kokonaistypen ja nitraattitypen huuhtoumat kasvoivat selvästi 1971–78. Ennen salaojitusta kokonaistypen pitoisuuden vuosikeskiarvot olivat 1,4–3,6 mg l^{-1} ja salaojituksen jälkeen 4,9–20 mg l^{-1}. Nitraattitypen vastaavat pitoisuusvaihtelut olivat 0,68–1,7 mg l^{-1} ja 2,0–17 mg l^{-1}. Kokonaistypen vuosihuuhtoumat kasvoivat 52–410 % (Kauppi 1981). Nitraattitypen vuosihuuhtoumien kasvu oli vielä suurempi, 106–840 %.

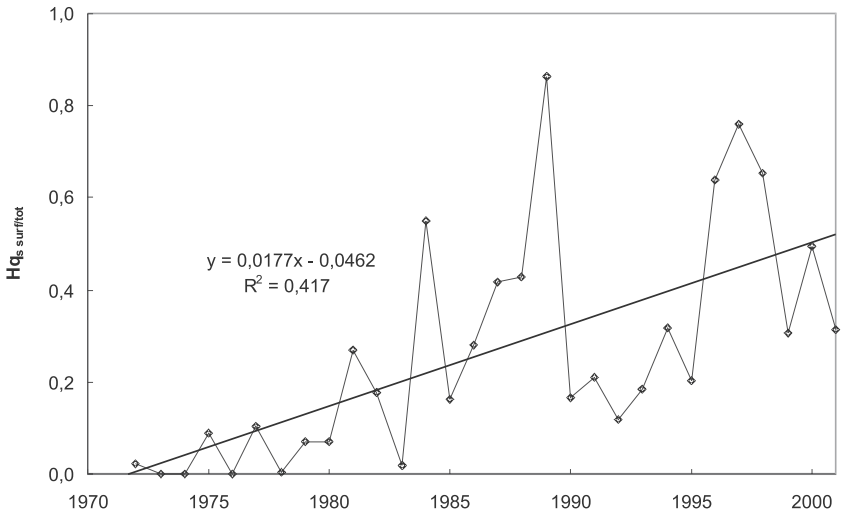
Trendit

Salaojitusta seuranneen 30 vuoden aikana pintavalunnan osuus on kasvanut huomattavasti. Kymmenvuotiskausien pintavalunnan osuudet vuosivalunnalle, kevätylivalumalle ja kesäylivalumalle on esitetty taulukossa 1.

Kuvassa 2 on esitetty pintavaluntaosuuden trendi vuosivalunnalle ja kuvassa 3 kesäylivalumalle. Vaikka vaihtelu vuosien välillä onkin suuri, on pintavalunnan osuuden kasvusuunta selvä; vuosivalunnan pintavaluntaosuus on kasvanut noin 20 %:n tasolta yli 60 %:n tasolle. Kesäylivalumalla (kuva 3) pintavalunnan osuus on kasvanut noin nollasta 50 %:iin. Pintavalunnan osuuden voimakkaan kasvun voidaan arvioida aiheuttavan jonkinasteisen tulvalisän ja vaikutuksia myös veden laatuun. Tulvien ja tulvaherkkyyden kasvua on syytä pitää todennäköisenä erityisesti alueilla, joilla on runsaasti vanhoja maatalousalueita. Näinhän on tilanne esimerkiksi monilla Keski-Euroopan alueilla. Siinä vaiheessa, kun salaojitus on melko nuori ja toimii tehokkaasti, seuraa salaojavesien valuntakäyrä varsin hyvin pintavalunnan aikakäyrää. Tämä on todettu sekä Hovin tutkimuksissa että eräissä ulkomaisissa tutkimuksissa (mm. Dolezal 2003). Isotooppitutkimusten mukaan ainakin alkuvuosien salaojavalunta onkin alkuperältään suurimmaksi osaksi ns. uutta vettä eli vettä, joka on peräisin suoraan kyseisestä sateesta tai sulamisesta, toisin kuin metsäisellä valuma-alueella.



Kuva 2. Pintavalunnan osuus vuosivalunnasta (Mqsurf/tot) Hovin salaojitella peltovaluma-alueella 1972–2001.



Kuva 3. Pintavalunnan osuus kesäylivalumasta (Hqs surf/tot) Hovin salaojitetulla peltovaluma-alueella 1972–2001.

Taulukko 1. Pintavalunnan osuus (%) vuosivalunnasta, kevätylivalumasta ja kesäylivalumasta keskimäärin 10-vuotiskausina 1972–81, 1982–1991 ja 1992–2001 Hovin salaojitetulla valuma-alueella.

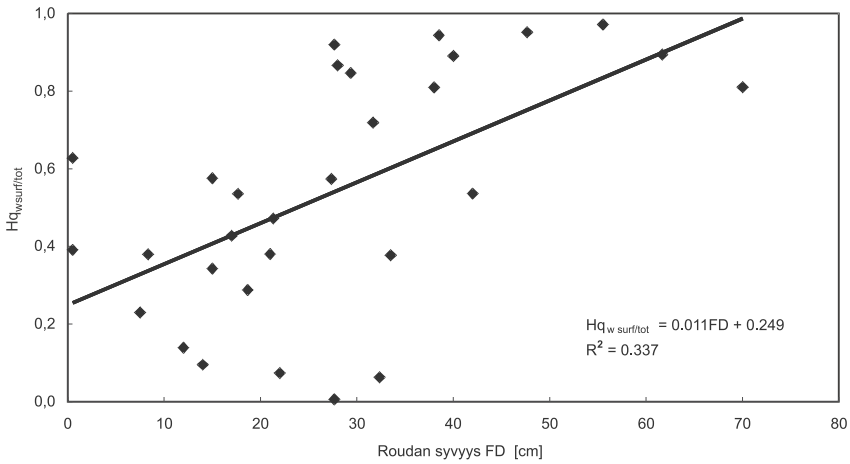
	1972–81	1982–1991	1992–2001	1972–2001
Vuosivalunta	32	38	59	44
Kevätylivaluma	54	67	70	64
Kesäylivaluma	9	38	40	32

Kevätylivaluman jakaumaan pinta- ja salaojavalunnaksi vaikuttaa suuresti routa. Kuvista 4 ja 5 voidaan todeta, että edeltävän talven roudansyvyyden ylittäessä 65–70 cm, kevätylivaluma tulee yleensä kokonaisuudessaan pintavaluntana. Roudattomina ja heikkoroutaisina keväinä on salaojien kautta Hovin alueella mitattu noin 200 l s-1km2 huippuja. Vertailun vuoksi voidaan todeta, että suurimmat mitatut ylivalumat ovat Hovissa olleet avo-ojituskautena keväällä 463 l s-1km2 ja kesällä 355 l s-1km2 ja hetkellisesti vielä huomattavasti suuremmat eli 1209 l s-1km2 keväällä ja 1872 l s-1km2 kesällä. Viimeistä arvoa voitaneen pitää luonnon valuma-alueiden epävirallisena Suomen ennätyksenä.

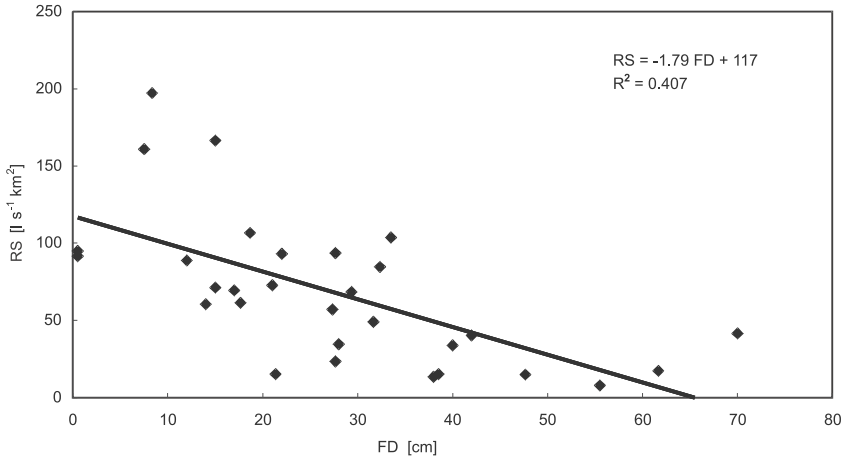
Typen huuhtouma, joka välittömästi salaojituksen jälkeen kasvoi voimakkaasti, on sittemmin laskenut sangen selvästi (kuva 6). Vaikka vaihtelu on luonnollisesti suuri, voidaan arvioida, että kokonaistypen pitoisuus olisi laskenut noin 60 % alkuvuosien tasosta sekä kokonaisvalunnassa että salaojavalunnassa. Tänä 30 vuoden aikana myös lannoitustaso on jonkin verran laskenut, noin 20–25 %, ja tämä selittää osittain pitoisuustason laskua. Loppuosa laskusta johtunee salaojavalunnan vähenemisestä.

Tulosten tarkastelu

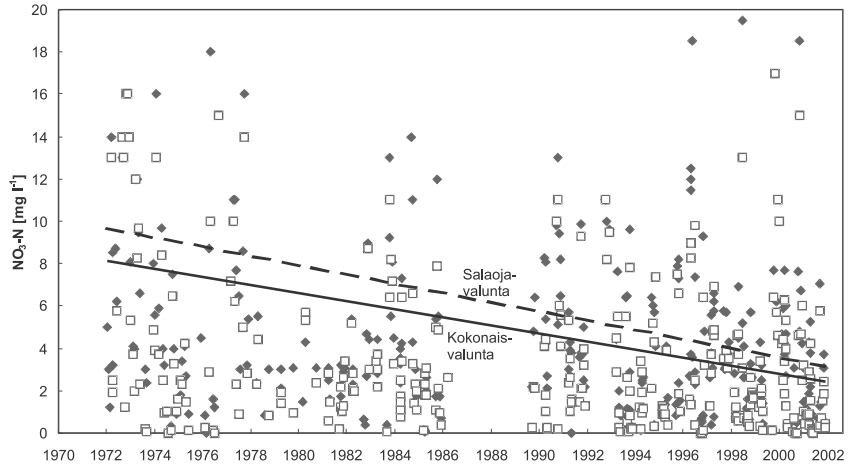
Salaojituksen välittömät vaikutukset ja myös näiden vaikutusten muuttuminen on ollut yleisesti ottaen voimakasta, mutta suuresta vaihtelusta johtuen trendit eivät ole tilastollisesti merkitseviä. Suuntaa antavia johtopäätöksiä niistä voidaan kuitenkin vetää. Meteorologiset tekijät, kuten lämpötila ja sadanta, vaihtelevat myös voimakkaasti vuosien välillä, mutta kausien välillä ennen salaojitusta ja sen jälkeen ei ole merkittäviä eroja ehkä 1990-luvun leudohkoja talvia lukuun ottamatta. Leudot talvet näkyvät mm. lumen vesiarvon maksimissa (kuva 7). Vuosijakson 1939–2002 ”trendi” johtaisi lumettomiin talviin Vihdissä vuodesta 2120 alkaen. Jos tarkastelujaksoksi otettaisiin 1961–2002, tulisi lumettomuus vastaan jo vuonna 2035. Viime talven mukaanotto puolestaan normalisoisi tilannetta. Esimerkki



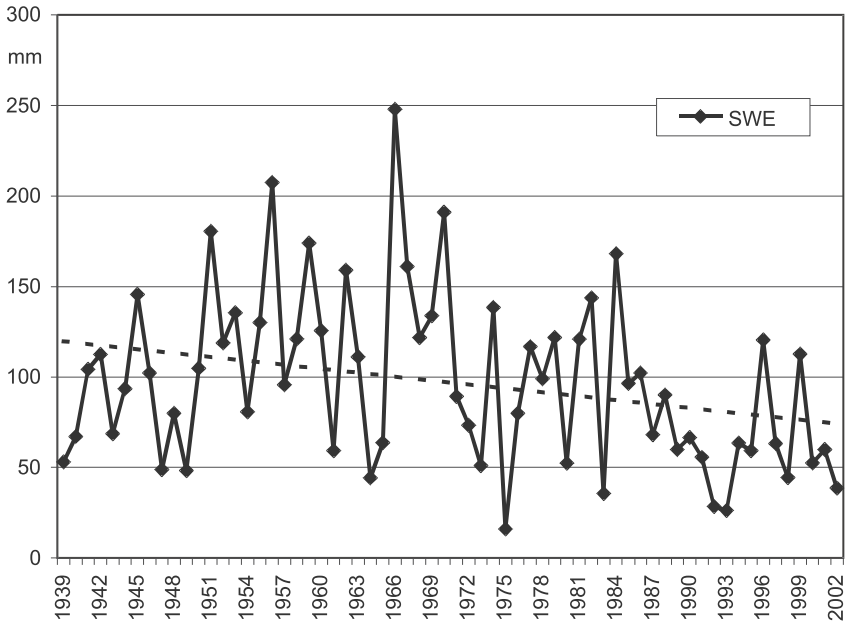
Kuva 4. Pintavalunnan osuus kevätylivalumasta (Hqw surf/tot) kyseisen talven routamaksimin (FD) funktiona Hovin peltovaluma-alueella 1972–2001.



Kuva 5. Salaojista tulevan kevätylivaluman (RS) ja roudan maksimisyvyyden (FD) vuorosuhde Hovin peltovaluma-alueella 1972–2001.



Kuva 6. Nitraattitypen pitoisuus kokonaisvalunnassa (total runoff) ja salaojavalunnassa (sub-drainage runoff) Hovin peltovaluma-alueella 1971–2001.



Kuva 7. Lumen vuotuinen maksimivesiarvo (SWE) Hovin 4 km lumilinjalla 1939–2002.

korostaa tarkastelujakson valinnan merkitystä; saman havaintosarjan eri osista saadaan varsin erilaisia päätelmiä, joten varovaisuus johtopäätöksissä on tarpeen.

Vuosien mittaan kasvaneella pintavalunnan osuudella voidaan ajatella olevan tulvariskiä lisäävä vaikutus verrattuna salaojitusta välittömästi seuraaviin vuosiin. Salaojituksethan on monissa maissa tehty pääosin useita kymmeniä vuosia sitten, joten tilanne esimerkiksi Keski-Euroopassa ja Suomessakin vastannee tämän tutkimuksen ajoitustilannetta. Suomen pelloista on tällä hetkellä salaojitettu Salaojakeskuksen mukaan runsaat 1,2 miljoonaa ha eli noin 60 % ja valtaosin salaojitukset toteutettiin 1960-luvun puolivälin ja 1980-luvun lopun välillä. Ajan mittaan maan tiivistyminen on vähentänyt salaojituksen tehoa ja ajankohtaistanut täydennysojituksen tarvetta.

Johtopäätökset

1. Salaojitus on muuttanut voimakkaasti valunnan määrää ja laatua vähentämällä pintavaluntaa ja lisäämällä typen huuhtoumaa Hovin peltoalueella Etelä-Suomessa Vihdissä.
2. Alkuvuosina salaojavalunnan aikakäyrä likimain yhtyy kokonaisvalunnan aikakäyrään.
3. Salaojavalunta on alkuperältään pääasiassa ns. uutta vettä eli sateesta tai lumen sulamisesta suoraan peräisin olevaa vettä, päinvastoin kuin metsäisellä valuma-alueella.
4. Salaojituksen iän lisääntyessä on pintavalunnan osuus kasvanut vuosivalunnassa 20 prosentista noin 60 prosenttiin ja kesäylivalumassa noin 0 prosentista 50 prosenttiin 30 vuoden aikana.
5. Kevätylivalumalla pintavalunnan ja salaojavalunnan suhde riippuu ratkaisevasti roudan syvyydestä; talven maksimiroudan ylittäessä 65–70 cm on kevätylivaluma yleensä kokonaan pintavaluntaa.
6. Pintavalunnan osuuden kasvulla salaojituksen iän lisääntyessä saattaa olla tulvaherkkyyttä lisäävä vaikutus vesistöalueilla, joilla on runsaasti vanhoja, salaojitettuja maanviljelysalueita, kuten esimerkiksi yleisesti Keski-Euroopassa ja myös Suomessa.
7. Typen huuhtouma on aluksi lisääntynyt moninkertaiseksi, mutta vähentynyt sen jälkeen useita kymmeniä prosentteja, pääosin pinta- ja salaojavaluntojen suhteen muuttumisen vuoksi.
8. Lumen vesiarvo Hovin pitkällä lumilinjalla on vähentynyt laskennallisesti 60 vuodessa 120 mm:stä noin 80 mm:iin. Vähennys on voimakas, mutta ei silti tilastollisesti merkitsevä. Roudan vuotuinen maksimisyvyys on vaihdellut 11 ja 64 cm:n välillä ilman trendiä.

KIRJALLISUUTTA

Dolezal, F., Kulhavy, Z., Kvitek, T., Soukup, M. & **Tippl, M.** 2002. Methods of runoff separation applied to small stream and tile drainage runoff. Int. conf. Interdisciplinary approaches in small catchment hydrology: monitoring and research. Demänovska dolina, Slovakia.

Seuna, P. 2003. Hydrological trends after agricultural sub-drainage at the Hovi experimental catchment, southern Finland. Poster in IUGG XXIII General Assembly, Sapporo July.

Seuna, P. & **Kauppi, L.** 1981. Influence of sub-drainage on water quantity and quality in a cultivated area in Finland. Publications of the Water Research Institute 43:32-47.

Tekopohjavettä sadettamalla – MAAPERÄ- JA KASVILLISUUS-MUUTOKSET

Heljä-Sisko Helmisaari

dosentti
Metsäntutkimuslaitos (Metla)
metsäekosysteemitutkimus
E-mail: helja-sisko.helmisaari@metla.fi
Kirjoittaja on toiminut Metlan tekopohjavesihankkeiden vetäjänä

Antti-Jussi Lindroos

dosentti
Metla, maaperätutkimus
E-mail: antti.lindroos@metla.fi
Kirjoittaja on toiminut Metlan tekopohjavesihankkeissa maaperän ja veden kemian tutkijana

John Derome

Leila Korpela

Ilari Lumme

Tiina Nieminen

Pekka Nöjd

Metla

Tekopohjaveden valmistamisen ympäristövaikutuksiin ja sadetusimeytykseen tekopohjaveden tuotantotapana kohdistuu kasvava mielenkiinto. Allasimeytykseen verrattuna sadetusimeytyksessä kasvillisuus säilyy vaurioittavilta maansiirroilta. Suurina määrinä yhtäjaksoisesti sadetettava pintavesi aiheuttaa kuitenkin kasvillisuudessa muutoksia kohottamalla maaperän pH-arvoa, ravinteisuutta ja kosteutta. Muutokset ovat väistämättömiä ja pitkäaikaisia. Metsäntutkimuslaitos tutki yhteistyössä Jyväskylän vesilaitoksen kanssa vuosina 1998–2003 sadetusimeytyksen vaikutuksia maaperään, puustoon ja aluskasvillisuuteen Vuonteenharjulla. Tutkimuksessa tarkasteltiin myös havaittujen muutosten palautumista imeytystä edeltäneeseen tilaan.

Vuonteenharjun tekopohjavesilaitos otettiin käyttöön loppuvuodesta 2000. Sadetusimeytys aloitettiin tutkimusalueilla kuitenkin jo syksyllä 1999. Tekopohjavesilaitoksen käyttöönottoa edelsivät perusteelliset tekopohjavesitutkimukset (Mäkelä ja Reijonen 1995). Sadetusimeytysmäärä eli ns. teoreettinen pintakuorma Vuonteenharjun eteläisen imeytysalueen tutkimusalueella oli 20.9.1999–31.12.2001 keskimäärin 1–3 m/m^2/vrk. Vuonteenharjulla on kokonaisuudessaan 33 ha mahdollista imeytysaluetta, josta 20 000 m^2 on kerralla käytössä 15 000 m^3:n vuorokautiseen imeyttämiseen.

Vuonteenharjun imeytysalueen maaperämuutoksia tutkittiin ottamalla vuosittain maanäytteitä humuskerroksesta ja kivennäismaan ylimmistä osista (0–40 cm). Aluskasvillisuus kartoitettiin ennen imeytyskäsittelyjä vuonna 1998, ja

Heinät ja ruohot runsastuivat Vuonteenharjulla imeytysputkien läheisyydessä. (Kuva Erkki Oksanen)

kartoitus toistettiin tämän jälkeen vuosittain. Kasvilajien prosenttipeittävyydet ja kasvipeitteettömän maan osuus arvioitiin silmämääräisesti näyteruuduilta. Eri imeytysmenetelmien vaikutusta puiden kasvuun tutkittiin kasvukairauksilla. Vuosilustojen leveyden mittauksilla voidaan taannehtivasti määrittää puun vuotuista paksuuskasvua lähes puun koko elinajalta. Kasvuseurantaa varten kultakin kahdelta vertailualalta ja kahdelta imeytysalalta valittiin viisi koepuuta. Koepuut kairattiin kahdesti: syksyllä 2001 ja syksyllä 2003. Puuston ravinnetilaa seurattiin neulasnäyttein.

Maaperä

pH, emäsravinteet ja fosfori

Sadetusimeytys kohotti maaperän pH-arvoa selvästi jo hyvin lyhyessä ajassa, muutaman viikon aikana. pH-arvon kohoaminen kuvastaa maaperän happamuuden vähenemistä. Vuonteenharjun maaperä koostuu lajittuneesta hiekasta, ja maannostyyppi on suomalaisille metsämaille tyypillinen podsoli. Alue edustaa puolukkatyypin kasvupaikkaa. Metsämaan alkuperäinen pH oli lähellä maaperä- ja kasvupaikkatyypille tavanomaista arvoa, pH 3,7 ohuessa humuskerroksessa ja pH 4,8 kivennäismaassa syvyydellä 0–5 cm. pH kohosi sadetusimeytyksessä arvoon pH 6,3 humuskerroksessa ja pH 6,0–6,3 kivennäismaan ylimmissä osissa (0–40 cm) (Derome ym. 2003). Metsämaan pH:n kohoaminen tapahtui pääasiassa aivan imeytysputkistojen lähituntumassa, mutta maaperän veden imeytymiskyky kuitenkin ylittyi ajoittain, mistä seurasi veden leviäminen laajemmalle alueelle ja edelleen pH-arvojen muuttuminen koko veden kastelemalla alueella (Derome ym. 2003). Maaperän humuskerroksen ja kivennäismaan ylimpien osien (0–40 cm) pH:n kohoaminen johtui siitä, että imeytettävän järviveden pH-arvo on noin 6,9, ja maaperä hakeutui varsin nopeasti kemialliseen tasapainoon imeytysveden pH:n kanssa.

Maaperän pH:n kohoamisen taustalla on useita kemiallisia prosesseja. Imeytysveden mukana maahan tulee runsaasti emäsravinteita, kuten Ca ja Mg, jotka sitoutuvat maaperän kationinvaihtopaikoille syrjäyttäen happamat H^+-ionit. pH:n kohoaminen aiheuttaa maaperän funktionaalisten orgaanisten yhdisteiden dissosioitumista, jolloin maaperän kationinvaihtokapasiteetti lisääntyy ja emäsravinteita voi sitoutua yhä enemmän vaihtopaikoille (Lindroos ym. 2001). Koska Vuonteenharjulla humuskerroksen kationinvaihtokapasiteetti kuitenkin kokonaisuudessaan aleni, imeytysvesi on kuljettanut humuskerroksesta hienoja orgaanisen aineen hiukkasia mekaanisesti veden virtauksen mukana syvemmälle kivennäismaahan.

Emäsravinteiden pitoisuudet kohosivat selvästi Vuonteenharjun imeytysalojen metsämaassa etenkin humuskerroksen alla kivennäismaassa. Maaperän happamuuden ja ravinnetilan kannalta tärkeä tunnus, emäskyllästysaste, kohosi lähelle teoreettista maksimia eli 100 %. Emäskyllästysaste kuvaa kaikkien emäskationien (Ca, Mg, K, Na) suhteellista osuutta maaperän hiukkasten pinnoilla olevista kationinvaihtopaikkojen kaikista kationeista. Samansuuntaisia pH:n ja emäsravinnepitoisuuksien muutoksia on havaittu myös muilla sadetusimeytystä käyttävillä tekopohjavesilaitoksilla (Lindroos ym. 2001, 2003a). Muutosten laajuus metsämaan pintavyöhykkeen kemiallisessa koostumuksessa riippuu suoraan imeytysalojen laajuudesta sekä maaperän veden imeytymiskyvystä.

Sadetusimeytys aiheutti myös uuttuvan, kasveille käyttökelpoisen fosforin pitoisuuksien alenemista Vuonteenharjun imeytysalojen metsämaassa. Kasveille käyttökelpoisen fosforin saatavuus riippuu maaperän pH:sta, ja pH:n kohoaminen eli happamuuden väheneminen voi heijastua kasveille käyttökelpoisen fosforin määrän alenemisena (esim. Hartikainen 1979). Fosfori ei näyttäisi kuitenkaan kokonaisuutena vähentyneen Vuonteenharjun imeytysaloilla sadetusimeytyksen ja huuhtoutumisen seurauksena, vaan se on muuttanut muotoaan kasveille käyttökelpoisesta, uuttuvasta muodosta vaikeammin liukenevaan muotoon.

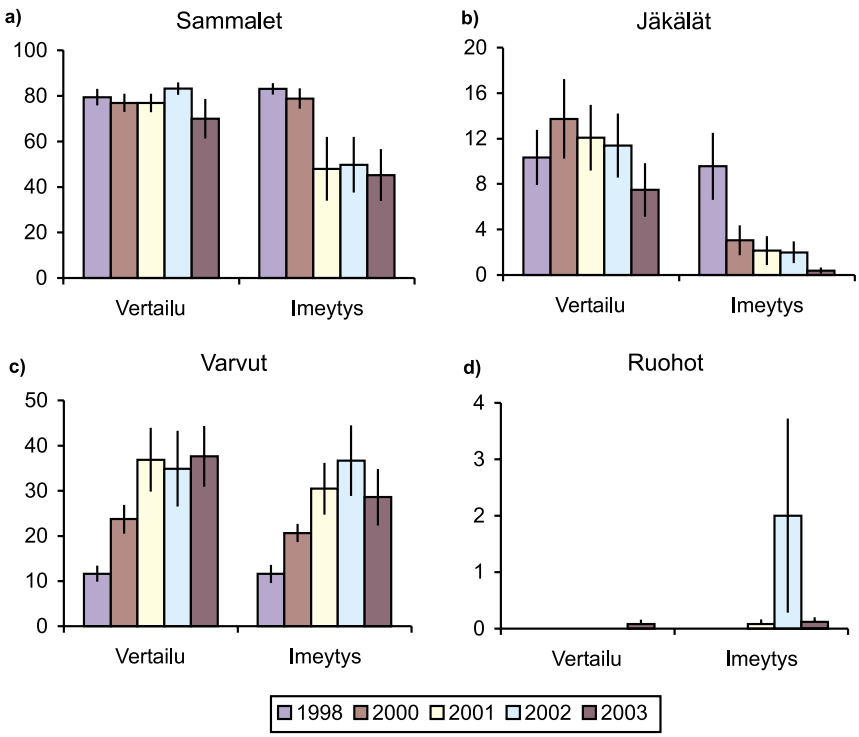
Edellä kuvatut sadetusimeytyksen aiheuttamat muutokset metsämaan ylimpien osien (humuskerros, kivennäismaa 0–40 cm) kemiallisessa tilassa näyttäisivät olevan varsin pitkäaikaisia, vaikka imeytys lopetettaisiinkin. Vuonteenharjulla sadetusimeytys lopetettiin tutkimusalueella vuonna 2001 ja seuraavina kahtena vuotena tutkittiin maaperän muutosten mahdollista palautumista kohti alkutilannetta ennen imeytystä. Kaksi vuotta imeytyksen päättymisen jälkeen vuonna 2003 metsämaan pH-arvot olivat hieman alentuneet verrattuna imeytyksen aikaiseen tilanteeseen, mutta arvot olivat edelleen sel-

västi kohonneella tasolla lähtötilanteeseen tai alueen tavanomaisiin pH-arvoihin nähden. Emäskyllästysastearvot olivat niin ikään pysyneet imeytyksen päättymisen jälkeenkin erittäin korkeina ja jopa kohonneet vielä hieman, joten niidenkään osalta selvää palautumista ei havaittu. Myös uuttuvan fosforin pitoisuuksien alentuminen sadetusimeytyksen seurauksena oli havaittavissa edelleen vuosina 2002 ja 2003, vaikka aluetta ei enää imeytettykään.

Typpi

Sadetusimeytys aiheutti Vuonteenharjulla metsämaan ammoniumtyppipitoisuuksien kohoamista verrattuna alueisiin, joita ei imeytetty. Humuskerroksen suhteellisen korkea NH_4-N -pitoisuus imeytysaloilla imeytyksen aikana ja heti imeytyksen lopettamisen jälkeen vuosina 2001–2002 osoittautui kuitenkin lyhytaikaiseksi ilmiöksi. Kahden vuoden kuluttua imeytyksen lopettamisesta vuonna 2003 pitoisuudet olivat laskeneet jo lähelle alueen tavanomaista tasoa. Myös kivennäismaan ammoniumtyppipitoisuudet olivat kahden vuoden kuluttua imeytyksen päättymisestä suhteellisen alhaisia. Puuston voimakas kasvu imeytysaloilla on saattanut vähentää imeytyksessä kohonneita maaperän typpivarastoja. Typen mineralisaatio voi olla imeytysaloilla varsin voimakasta. Vuonteenharjulla typen mineralisaation on kuitenkin todettu olevan humuskerroksessa vähäisempää kuin useilla muilla sadetusimeytystä käyttävillä tekopohjavesilaitoksilla (Smolander ym. 2003).

Sadetusimeytys aiheutti Vuonteenharjulla myös metsämaan nitraattityppipitoisuuksien kohoamista verrattuna imeyttämättömiin alueisiin. Nitraatin esiintyminen imeytysalojen maaperässä liittyy läheisesti pH-arvoihin ja NH_4:n saatavuuteen nitrifikaation kautta. Imeytyksen aiheuttama kohonnut pH ja korkeat NH_4-pitoisuudet edistävät nitrifikaatiota. Vuonteenharjulla nitraatin muodostus on ollut humuskerroksessa kuitenkin vähäisempää kuin useilla muilla sadetusimeytystä käyttävillä tekopohjavesilaitoksilla (Smolander ym. 2003). Vuonteenharjun imeytysalojen humuskerroksen kohonneet



Kuva 1. Eri kasviryhmien prosenttipeittävyydet Vuonteenharjun imeytys- ja vertailualoilla ennen imeytystä (v. 1998), imeytyksen aikana (v. 2000 ja 2001) ja yhden (v. 2002) ja kahden (v. 2003) vuoden kuluttua imeytyksen päättymisestä. Tulokset ovat sekä imeytys- että vertailualalla 12 näyteruudun keskiarvoja. Janat kuvaavat keskiarvon keskivirhettä.

nitraattityppipitoisuudet alenivat myös selvästi ajan kuluessa imeytyksen lopettamisesta. Myös kivennäismaan nitraattityppipitoisuudet olivat alhaisia vuonna 2003 kaksi vuotta imeytyksen päättymisestä.

Johtopäätökset maaperän ravinnetilasta

Maaperätutkimusten mukaan Vuonteenharjun imeytysalojen humus- ja kivennäismaakerrosten (0–40 cm) ravinnetila on yleisesti ottaen varsin hyvä. Kasveille käyttökelpoisten kalsiumin ja magnesiumin pitoisuudet ovat korkeita, ja typpipitoisuudet olivat selvästi tavanomaista korkeammat imeytyksen päättymisen jälkeen. Maaperän emäsravinnepitoisuuksien ja emäskyllästysasteen kohoaminen sadetusimeytyksen seurauksena on lisännyt maaperän puskurikykyä mm. luontaisia happamoitumisprosesseja vastaan.

Sadetusimeytysalojen maaperän kemiallinen tila poikkesi monien tunnusten osalta selvästi alueen tavanomaisesta kemiallisesta tilasta vielä kahden vuoden kuluttua imeytyksen lopettamisen jälkeen. Typpipitoisuuksissa havaittiin tosin alentumista. Myöskään muilla sadetusimeytystä käyttävillä tekopohjavesilaitoksilla ei ole havaittu palautumista lähtötilanteeseen muutaman vuoden imeytystauolla (Lindroos ym. 2003b). Metsämaan pintaosan muutokset näyttävätkin olevan suhteellisen pitkäaikaisia, mutta ne rajoittuvat imeytysveden kastelemalle alueelle.

Aluskasvillisuus

Vuonteenharjun männiköiden aluskasvillisuuslajisto on niukkaa. Sammalista luonteenomaisin on seinäsammal (*Pleurozium schreberi*), myös kynsisammalet (*Dicranum spp.*) ovat yleisiä ja paikoitellen esiintyy kerrosammaltakin (*Hylocomium splendens*). Jäkälät ovat yleisiä, mutta niiden peittävyys on selvästi pienempi kuin sammalten. Varpulajeista runsaimmin on mustikkaa (*Vaccinium*

myrtillus), ja paikoitellen on myös puolukkaa (*Vaccinium vitis-idaea*), variksenmarjaa (*Empetrum nigrum*) ja kanervaa (*Calluna vulgaris*).

Vuoden kestäneen imeytyksen jälkeen syksyllä 2000 imeytysalojen kasvillisuudessa oli selviä muutoksia: imeytysalueille oli ilmaantunut ruohoja, puolukoissa oli jonkun verran sienipatogeenin aiheuttamaa puolukanpöhöä, ja sammalissa ja jäkälissä oli selviä värimuutoksia. Jatkuvan vesisuihkun alle jääneet sammal- ja jäkäläkasvustot olivat kuolleet, mutta erodoituneen, täysin paljaan maan kokonaisala oli vielä suhteellisen pieni.

Syksyllä 2001, eli noin kahden vuoden kuluttua imeytyksen aloittamisesta, sammalten peittävyys oli selvästi vähentynyt. Syksyllä 2002, eli noin vuosi imeytyksen lopettamisen jälkeen ei sammalten peittävyydessä ollut juuri tapahtunut muutosta, ja syksyllä 2003 imeytysalojen sammalten peittävyys oli entisestään hieman vähentynyt (kuva 1a).

Jäkälien peittävyys väheni imeytysaloilla koko imeytysjakson ajan, eivätkä niiden peittävyydet olleet lainkaan palautuneet vuoden tai kahden kuluttua imeytyksen lopettamisesta (kuva 1b). Jäkälät ovat tyypillisiä kuivien kasvupaikkojen lajeja, ja ne kärsivät liiasta kosteudesta. Lisäksi niiden kasvu on hidasta, joten niiden kasvustojen leviäminen on suotuisissakin oloissa melko hidasta.

Imeytysjakson aikana varpujen peittävyydet lisääntyivät sekä imeytys- että vertailualoilla (kuva 1c), joten muutos ei välttämättä johdu ainakaan pelkästään imeytyksen suorasta vaikutuksesta. Toisaalta varpujen peittävyyden selvä taantuminen imeytyksen loputtua johtunee kuitenkin imeytyksen päättymisen aiheuttamasta kasvupaikan kuivumisesta. Pursialan, Rusutjärven ja Ahveniston sadetusimeytysaloilla varpujen peittävyys oli selvästi pienempi kuin vertailualoilla (Nieminen 2003).

Ruohojen ilmaantuminen imeytysaloille (kuva 1d) oli seurausta imeytyksestä ja sen mukanaan tuomasta ravinnelisästä. Imeytysaloilla kasvoi maitohorsmaa (*Epilobium angustifolium*), mutta myös muita horsmalajeja, leskenlehteä (*Tussilago farfara*) sekä heiniä (*Agrostis sp., Calamagrostis spp.*). Imeytyksen lopettaminen ei vähentänyt ruohojen peittävyyttä vielä vuoden kuluessa, eräillä imeytysaloilla ruohot jopa runsastuivat. Toisen toipumisvuoden aikana ruohojen ja heinien peittävyys oli kuitenkin jonkin verran vähentynyt.

Lätäköityminen oli syksyllä 2000 voimakasta Vuonteenharjun eteläisen tutkimusalueen vettä huonosti läpäisevissä kohdissa. Lätäköityminen lisääntyi edelleen vuoden 2001 syksyyn mennessä. Seisovan veden tuntumaan jääneet sammal- ja jäkäläkasvustot kuolivat imeytysjakson aikana, eikä imeytyksen päättymisellä ja lätäköiden kuivumisella näyttänyt olleen vaikutusta sammalten peittävyyksiin.

Vuonteenharjun aluskasvillisuustulokset ovat samansuuntaisia Ahveniston harjulla tehdyn VIVA-tutkimuksen kanssa (Helmisaari ym. 1999). Vuonteenharjun kasvillisuusmuutokset eivät kuitenkaan olleet yhtä suuria kuin Mikkelin Pursialan ja Tuusulan Rusutjärven tekopohjavesialueilla todetut muutokset (Nieminen 2003).

Tekopohjavettä valmistettaessa aluskasvillisuusmuutokset ovat väistämättömiä. Niitä voidaan kuitenkin lieventää sadetusimeytysalojen riittävän usein tapahtuvilla vaihdoilla. VIVA-tutkimuksessa maanpinnan eroosion todettiin lisääntyvän sitä enemmän, mitä pidempi yhtäjaksoinen imeytysjakso oli. Samoin todettiin, että imeytyksen keskeyttäminen tai jaksottaminen kasvukaudella edistää kasvillisuuden toipumista ja kasvien kykyä sitoa paljastunutta maata. VIVA-tutkimuksessa suositeltiin yhtäjaksoisen imeytysjakson maksimipituudeksi yhtä vuotta, minkä jälkeen alueen olisi levättävä vähintään yhden kasvukauden verran (Helmisaari ym. 1999).

Vuonteenharjulla pisin yhtäjaksoinen imeytysjakso oli tässä tutkimuksessa noin kahden vuoden mittainen. Jo ensimmäisen imeytysvuoden aikana tapahtuneet muutokset viittaavat siihen, että karuillakaan harjualueilla yhtäjaksoiset imeytysjaksot eivät saisi olla ainakaan vuotta pidempiä. Toipumisjakson pituuden tulisi olla mieluiten useita kasvukausia, koska aluskasvillisuus ei toipunut imeytyksestä edes kahdessa vuodessa.

Puuston kasvu

Vuonteenharjun imeytys- ja vertailualojen puusto on hyvin samantyyppistä: tasaikäistä 110-vuotiasta männikköä. Puut altistuivat voimakkaalle sadetukselle vajaat puolitoista vuotta keväästä 2000 syksyyn 2001.

Eri koealojen puuston kasvukäyrät olivat hyvin samantapaisia sadetusimeytystä edeltävällä jaksolla. Vuodesta 2001 alkaen imeytys- ja vertailukoealojen kasvutulokset sen sijaan poikkesivat selvästi toisistaan. Kesän 2001 lustot ovat imeytysaloilla 1,5–2 kertaa edellisvuotisia leveämpiä; vertailualoilla sen sijaan hieman niitä kapeampia. Sadetusimeytys lopetettiin syksyllä 2001. Tästä huolimatta imeytysalojen puuston kasvu edelleen kiihtyi kesällä 2002. Vuoden 2002 lustot ovat keskimäärin kolme kertaa leveämpiä kuin imeytystä edeltävinä vuosina. Myös vuonna 2003 imeytysalojen puiden kasvu oli edelleen nopeaa. Vertailualoilla ei havaittu mainittavaa kasvun kiihtymistä (kuva 2).

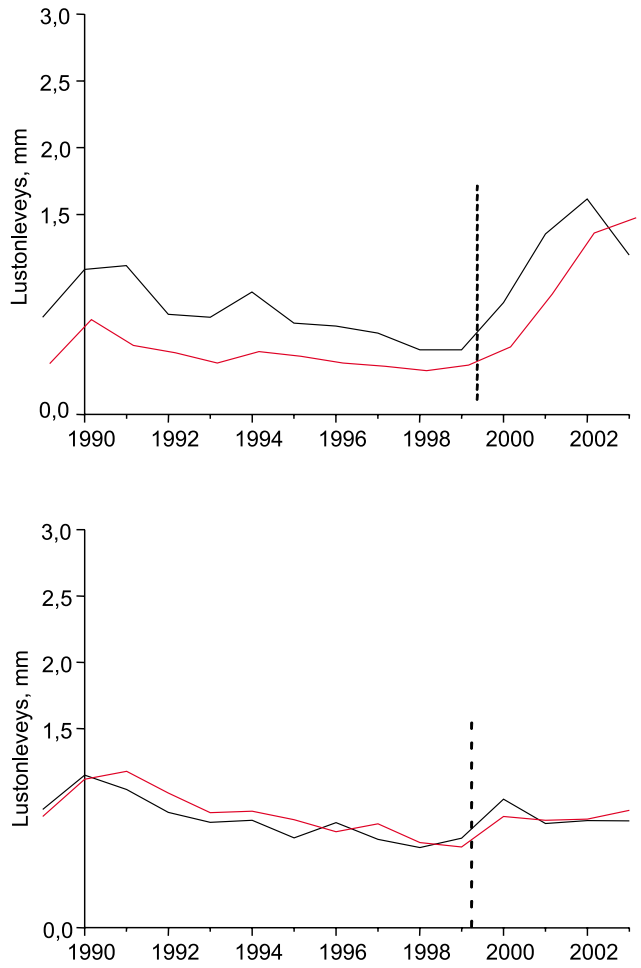
On ilmeistä, että mäntyjen kasvun kiihtyminen aiheutui imeytysveden mukanaan tuomista ravinteista – varsinkin typestä - ja puiden vesitalouden paranemisesta. Vaikka järviveden typpipitoisuus on pieni, vesimäärät ovat niin suuria, että maaperään kulkeutuneen typen kokonaismäärä on mittava. Karuhkoilla mäntykankailla typpilannoituksen on todettu lisäävän puuston kasvua erittäin tehokkaasti.

Imeytysaloilla mitattu puuston kasvunlisäys oli poikkeuksellisen voimakas. Metsänlannoitus, joka (kuten imeytyskin) lisää puiden käytettävissä olevan typen määrää, lisää tyypillisesti karuhkon kankaan männikön kasvua vajaat 50 prosenttia. Vuonteenharjun imeytysaloilla lustonleveydet ovat noin kolminkertaistuneet. Myös silmämääräiset havainnot puiden neulasmassasta olivat yhdensuuntaisia kasvumittausten kanssa: imeytettyjen koealojen puiden neulastot olivat silminnähden tuuheita. Runsas neulasmassa kykenee tehokkaasti sitomaan auringonvaloa yhteyttämiseen, johon puun kasvu perustuu.

Hyvin voimakas typpilannoitus saattaa kuitenkin olla myös riskitekijä puus-

tolle. Metsäntutkimuslaitoksen kenttäkokeissa, joissa testattiin erittäin suurten lannoitemäärien vaikutuksia puustoon, todettiin varsin vakavia kasvuhäiriöitä nimenomaan männiköissä (Lipas ym. 1983). Vaikka lisääntynyt kasvu onkin periaatteessa osoitus puuston elinvoimaisuudesta, pitkäaikaisella imeytyksellä voi myös olla vaaransa, jos typpeä kertyy pintamaahan hyvin suuria määriä. Tästäkin syystä imeytysalojen vuorottelu varsin lyhyitä (alle vuoden) imeytysjaksoja käyttäen on perusteltua.

Hämeenlinnan Ahveniston harjulla tehdyssä VIVA-tutkimuksessa todettiin sadetusimeytyksen aiheuttaneen lähinnä positiivisia vaikutuksia, so. puuston veden ja ravinteiden saannin paranemista. Kuitenkin haitallisten vaikutusten ennalta ehkäisemiseksi suositeltiin imeytysputkiston harvaa sijoittamista niin, ettei yhdenkään puun juuristo ole kokonaan imeytyksen vaikutuspiirissä. Sama suositus pätee myös karummilla kasvupaikoilla. Seisovan veden aiheuttama pintamaan hapettomuus voi paikoitellen heikentää hienojuuriston toimintaa, mutta kuivemmilla välialueilla kasvavat hienojuuret vähentävät puille tästä mahdollisesti aiheutuvia haittoja. Hienojuuriston toiminnan ja puiden hyvinvoinnin kannalta onkin edullista, että imeytysalaa ei imeytetä tasaisesti, vaan putkien välissä on kuivempia välialueita.



Kuva 2. Mäntyjen keskimääräiset vuosilustojen leveydet Vuonteenharjun imeytys- ja vertailualoilla (kaksi imeytysalaa ja kaksi vertailualaa, kuvaajat viiden puun keskiarvoja).

Puuston ravinnetila

Pintaveden imeytyksen vaikutuksia Vuonteenharjun männikön ravinnetilaan tutkittiin neulasnäytteiden avulla. Syksyllä 1998 tehtiin taustatutkimus, ja imeytyksen vaikutuksia puuston ravinnetilaan tutkittiin vuonna 2001. Ravinnetilan palautumista vuonna 2003, kahden vuoden kuluttua imeytyksen päättymisestä.

Eri koealojen puiden neulasten ravinnepitoisuudet olivat ennen imeytystä samaa luokkaa. Sadetusimeytys aiheutti männyn neulasten ravinnetilassa selviä muutoksia. Muutokset olivat puuston kannalta sekä positiivia että negatiivisia. Neulasten pääravinteiden; typen, fosforin ja kaliumin ja lisäksi boorin pitoisuudet kohosivat imeytyksen vuoksi. Tämä selittää osaltaan puustossa havaittua huomattavaa kasvunlisäystä. Merkittävintä tässä suhteessa oli puiden typen saannin ja oton lisääntyminen.

Vuoden 2003 neulasnäytteenoton perusteella Vuonteenharjun koemännikön neulasten ravinnetila oli palautunut kahden vuoden kuluessa imeytyksen päättymisestä melko lähelle imeytystä edeltänyttä tilannetta. Erityisesti vuoden 2003 kesäkuussa syntyneiden nuorimpien neulasten typpi- ja fosforipitoisuudet olivat alentuneet selvästi, mutta ne olivat edelleen jonkin verran korkeammat kuin ennen imeytystä. Neulasten kalium-, kalsium- ja hivenainepitoisuudet olivat alentuneet vuonna 2003 jo lähes vuoden 1998 lähtötasolle. Näin ollen mäntyjen ravinnetilan palautuminen lähelle imeytystä edeltänyttä lähtötilannetta kesti vähintään kaksi kasvukautta.

Positiivisten vaikutusten lisäksi sadetusimeytys aiheutti vuonna 2001 Vuonteenharjun männikön ravinnetaloudessa myös häiriöitä. Yksivuotiaissa neulasissa todettiin kloroosia, (solujen lehtivihreän vähenemistä/muuttumista), joka ilmeni neulasten vaaleana värinä. Lisäksi valtaosa imeytysalojen puiden nuorimmista neulasista oli väriltään poikkeuksellisen vaalean vihreitä vielä syyskuussa. Sen sijaan vuosi imeytyksen päättymisestä vuonna 2003 syntynyt uusi neulasvuosikerta oli saman vuoden syksyllä ulkoisesti tarkasteltuna jo normaalin näköinen; neulaset olivat väriltään terveen tumman vihreät.

Johtopäätökset

Sekä Vuonteenharjun tutkimus että aiemmin Ahveniston harjulla tehty ns. VIVA-tutkimus (Helmisaari ym. 1999) osoittivat, että sadetusimeytyksessä maaperän kemiallisen tilan ja aluskasvillisuuden lajikoostumuksen muutokset ovat väistämättömiä ja pitkäaikaisia. Maaperän ja kasvillisuuden lepääminen imeytysten välillä on välttämätöntä imeytyksen pitkän aikavälin toimivuu-

Pumppaamoperhe Liningilta

PROLINING

- linjapumppaamo PRO 1400
- kiinteistö- ja linja-pumppaamo PRO 1100
- kiinteistö-pumppaamo PRO 800
- perusvesi-pumppaamo PRO 700

- kierteetön liitosjärjestelmä - DN 32-300

Lining
INDUTRADE GROUP

Oy Lining Ab
Riihikuja 5 • 01720 Vantaa • puh. 09-4764 611
Fax 09-4764 6220 • E-mail: lining.info@lining.fi

delle. Vettä suosivien kasvilajien elinmahdollisuuksia on rajoitettava riittävän pitkin imeytystauoin, koska kasvillisuuden runsastuminen voi myös johtaa maaperän pintaosan tukkeutumiseen ja imeytyksen estymiseen. Puustolle imeytys aiheuttaa ainakin ensimmäisten imeytysvuosien aikana lähinnä positiivisia muutoksia. Liiallinen ravinnelisä voi puuston kannalta olla myös riskitekijä, minkä vuoksi on tärkeää, että aluskasvillisuuden suojaamiseksi tarvittavat imeytystauot ennaltaehkäisevät mahdollisia haittoja myös puiden osalta.

Ahveniston harjulla ja Vuonteenharjulla pohjavesi on tutkimusalueella imeytyksen aikanakin yli 10 metrin syvyydellä maaperässä. Alueilla, joilla pohjaveden pinta nousee imeytyksen vaikutuksesta lähelle maan pintaa, voivat vaikutukset poiketa huomattavastikin em. tutkimusalueilla havaituista.

Vuonteenharjulla pisin yhtäjaksoinen imeytysjakso oli tässä tutkimuksessa noin kahden vuoden mittainen. Jo ensimmäisen imeytysvuoden aikana tapahtuneet muutokset viittaavat siihen, että karuillakaan harjualueilla yhtäjaksoiset imeytysjaksot eivät saisi olla ainakaan vuotta pidempiä. Toipumisjakson pituuden tulisi Vuonteenharjua vastaavilla karuilla harjualueilla olla mieluiten useita vuosia, koska aluskasvillisuus ei toipunut edes kahdessa vuodessa. Toipumisjakson pituus määräytyy paikallisten olosuhteiden mukaan.

Alkuperäiseen maaperän kemialliseen tilaan tai kasvillisuuden lajikoostumukseen ei muutaman vuoden imeytystauoilla kuitenkaan päästä, vaan muutoksista palautuminen vaatii huomattavasti pitemmän ajan. Tämän vuoksi imeytysalueiksi ei tule valita arvokkaita elinympäristöjä tai mieluiten luonnontilaisina säilytettäviä alueita.

Kirjallisuutta

Braekke, F. 1994. Diagnostiske grenseverdier for naeringselementer i gran- og furunåler. Aktuelt fra skogforsk. 15. 11 s.

Derome, J., Lindroos, A.-J., Helmisaari, H.-S. 2003. Vuonteenharju. Metsämaan pintakerroksen pH-arvo ja ravinteiden pitoisuudet. Teoksessa: Helmisaari, H.-S., Illmer, K., Hatva, T., Lindroos, A.-J., Miettinen, I., Pääkkönen, J., Reijonen, R. (toim.). Tekopohjaveden muodostaminen: imeytystekniikka, maaperäprosessit ja veden laatu. TEMU-tutkimushankkeen loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 902: 78–80.

Hartikainen, H. 1979. Phosphorus and its reactions in terrestrial soils and lake sediments. J. Sci. Agric. Soc. Fin. 51: 537–624.

Helmisaari, H-S., Derome, J., Kitunen, V., Lindroos, A.-J., Lumme, I., Monni, S., Nöjd, P., Paavolainen, L., Pesonen, E., Salemaa, M. ja Smolander, A. 1999. Veden imeytyksen vaikutukset metsämaahan ja kasvillisuuteen sekä vajo- ja pohjaveden laatuun. VIVA- tutkimushankkeen lopuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 721. 91 s.

Helmisaari, H-S., Illmer, K., Hatva, T., Lindroos, A-J., Miettinen, I., Pääkkönen, J. & Reijonen, R. (toim.). 2003. Tekopohjaveden muodostaminen: imeytystekniikka, maaperäprosessit ja veden laatu. TEMU-tutkimushankkeen loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 902. 219 s.

Lindroos, A.-J., Derome, J., Paavolainen, L., Helmisaari, H.-S. 2001. The effect of lake-water infiltration on the acidity and base cation status of forest soil. Water, Air and Soil Pollution 13(1–4): 153–167.

Lindroos, A.-J., Derome, J., Smolander, A., Helmisaari, H.-S. 2003a. Maaperän pintavyöhykkeen muuttuminen fysikaalis-kemiallisesti ja mikrobiologisesti. Teoksessa: Helmisaari, H.-S., Illmer, K., Hatva, T., Lindroos, A.-J., Miettinen, I., Pääkkönen, J., Reijonen, R. (toim.). Tekopohjaveden muodostaminen: imeytystekniikka, maaperäprosessit ja veden laatu. TEMU-tutkimushankkeen loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 902: 180–182.

Lindroos, A.-J., Derome, J., Smolander, A., Helmisaari, H.-S. 2003b. Maaperän palautuminen luonnontilaan. Teoksessa: Helmisaari, H.-S., Illmer, K., Hatva, T., Lindroos, A.-J., Miettinen, I., Pääkkönen, J., Reijonen, R. (toim.). Tekopohjaveden muodostaminen: imeytystekniikka, maaperäprosessit ja veden laatu. TEMU-tutkimushankkeen loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 902: 183.

Lipas, E., Levula, T., Välikangas, P. 1983. Eräitä metsänlannoitustuloksia Lapista. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 114. 14 p.

Mäkelä, J. ja Reijonen, R. 1995. Vuonteenharjun tekopohjavesitutkimus, Laukaa. Keski-Suomen ympäristökeskuksen julkaisu 4/1995, Jyväskylä. 36 s. + 90 liites.

Nieminen, J. 2003. Sadettamalla muodostettavan tekopohjaveden vaikutukset aluskasvillisuuteen ja maan kemialliseen tilaan. Pro gradu-tutkielma, Helsingin yliopisto, Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos, 62 s.

Smolander, A., Höijer, L., Illmer, K., Derome, J., Lindroos, A.-J., Helmisaari, H.-S. 2003. Vuonteenharju. Typen mineralisaatio, nitrifikaatio ja häviöt maaperästä ilmakehään. Teoksessa: Helmisaari, H.-S., Illmer, K., Hatva, T., Lindroos, A.-J., Miettinen, I., Pääkkönen, J., Reijonen, R. (toim.). Tekopohjaveden muodostaminen: imeytystekniikka, maaperäprosessit ja veden laatu. TEMU-tutkimushankkeen loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 902: 84–88.

ESIKÄSITTELYKEMIKAALIT • PINTAKÄSITTELYKEMIKAALIT • PERUSKEMIKAALIT
VEDENPUHDISTUSKEMIKAALIT • SAOSTUSKEMIKAALIT • RASKASMETALLIEN SAOSTUS

Algol Chemicals Oy • Karapellontie 6 • PL 13, 02611 Espoo • Puhelin (09) 50 991 • Faksi (09) 5099 254

www.algol.fi

ALGOL CHEMICALS

VESIHUOLTO 2005
LAHTI
26.–27.5.2005
CALL FOR PAPERS
KUTSU LUENNOIMAAN

Vesihuolto 2005 on YT05-näyttelyn yhteydessä Lahden Messukeskuksessa. Suurkatselmus kokoaa vesihuoltoalan ammattilaiset kuulemaan tutkimuksia ja käytännön kokemuksia.

Vesihuolto 2005 muodostuu esitelmistä ja laajasta näyttelystä. Tapahtuma on alan suurin kotimainen tapaamistilaisuus ja uuden tiedon esittelyareena. Osallistujina ovat vesihuoltoalan ammattilaiset, tutkijat, päättäjät, viranomaiset ja vaikuttajat. Vesihuolto 2005 -päivien aikana järjestetään mahdollisuus tutustua lähialueiden vesihuoltolaitoksiin. Vesi- ja viemärilaitosyhdistys järjestää valtakunnalliset vesihuoltopäivät nyt 49. kerran.

Onko Sinulla kerrottavaa vesihuollosta?

Toteutamme vesihuoltopäivät noudattaen call for papers -menettelyä. Vesihuolto 2005 on oiva tilaisuus välittää tutkimusten ja kehittämishankkeiden tuloksia, oivalluksia, keksintöjä, sovelluksia ja uusia ajatuksia lisähankkeiden toteuttamiseksi ja toisten asiantuntijoiden arvioitavaksi.

Tarkoituksenamme on esitysten korkeasta tasosta tinkimättä antaa erityisesti nuorille ammattilaisille aikaisempaa enemmän mahdollisuuksia esiintymiseen.

Päivillä toivomme myös vesihuoltolaitosten henkilöstön esittelevän uusinta tutkimustietoa sekä vesihuoltolaitoksilla esiintyvien käytännön ongelmien ratkaisuja. Olisi erinomainen asia, että myös Sinä alan ammattilaisena kerrot kollegoillesi omalla laitoksellasi tapahtuvasta kehittämistoiminnasta.

Liitä sisältörunko mukaan ilmoittautumiseen

Ilmoita halukkuutesi 15–30 min mittaisen alustuksen pitämiseen viimeistään **10.1.2005.** Emme voi ottaa ohjelmaan esitelmää, josta tiedossa on vain otsikko. Pyydämme, että ehdottomasti liität mukaan lyhyen sisältörungon. Sisältörungon maximi pituus on yksi A4-liuska.

Meillä on vain rajoitetut mahdollisuudet maksaa palkkiota esiintymisistä sekä kulukorvauksia matkasta ja majoittumisesta. Esitelmöitsijöille osallistuminen (sisältää ohjelmaan merkityt tarjoilut) on kuitenkin Vesihuolto 2005 -päiville sen molempina päivinä maksutonta.

Esitelmäehdotukset pyydämme lähettämään 10.1.2005 mennessä osoitteella:

VESI- JA VIEMÄRILAITOSYHDISTYS

Asemapäällikönkatu 7, 00520 HELSINKI tai faksi (09) 8689 0190 tai s-posti: vvy@vvy.fi

Yhteyshenkilöinä VVY:ssä ovat
Mika Rontu (09) 8689 0114, mika.rontu@vvy.fi sekä
Eeva Hörkkö (09) 8689 0118, eeva.horkko@vvy.fi

Esityksiä julkaistaan YT05-näyttelynumerossa

Osa vesihuoltopäivien esitelmistä julkaistaan Vesitalous -lehden YT05-näyttelynumerossa, joka ilmestyy 25.5.2005. Pyydämme esitelmäehdotuksen yhteydessä ilmoittamaan, mikäli olet kiinnostunut mahdollisuudesta kirjoittaa esitelmäsi aiheesta myös Vesitalous-lehteen. Artikkeliaineisto kuvamateriaaleineen pitää olla lehden käytössä **7.3.2005.** Vesitalous-lehden toimitus valitsee kiinnostuksensa ilmoittaneista lehteen sopivan kokonaisuuden ja on yhteydessä valitsemiinsa esitelmöitsijöihin.

KAATOPAIKKOJEN ILMASTOKUORMITUKSEN vähentäminen metaaninhapetuksella

Jätehuollon kasvihuonepäästöistä suurin osa aiheutuu kaatopaikkojen metaanipäästöistä, joiden osuus on n. 10–20% ihmisperäisistä metaanipäästöistä. Metaaninhapetusteknologia perustuu biologiseen prosessiin, jossa mikrobit muuttavat metaania hiilidioksidiksi vähentäen kaasun ilmastovaikutusta. Kaatopaikoilla metaanin biologinen hapetus voi olla pääasiallinen tai talteenottoa täydentävä menetelmä kaasun käsittelyyn.

Juha Einola

fil.maist.
Kirjoittaja valmistelee väitöskirjaa metaaninhapetusteknologiasta kaatopaikkojen ilmastokuormituksen vähentämisessä.

Elina Karhu

fil.yo

Kai Sormunen

fil.maist.

Jukka Rintala

tekn.tri, professori
Kaikki kirjoittajat työskentelevät Jyväskylän yliopiston bio- ja ympäristötieteiden laitoksella.
E-mail: etunimi.sukunimi@bytl.jyu.fi

Metaania muodostuu kaatopaikoilla jätteiden anaerobisessa biohajoamisessa. Metaanin ilmastonlämmityspotentiaali on 23-kertainen 100 vuoden tarkastelujaksolla hiilidioksidiin verrattuna (IPCC 2001). Kaatopaikoilla päästöjä on pyritty vähentämään lähinnä kaasun talteenotolla ja soihtupoltolla tai metaanin hyödyntämisellä energiana. Kaasun hyötykäytön esteenä voi kuitenkin olla esim. muodostuvan kaasun pieni määrä tai kaatopaikan sijainti kaukana kaasun hyödyntämiskohteista. Kaasua talteenottavillakin kaatopaikoilla osa kaasusta pääsee kuitenkin talteenottojärjestelmän ohi pintakerrokseen ja ilmakehään. Vaikka monet Suomessa uuden lainsäädännön myötä suljetuista sadoista kaatopaikoista ovat pieniä ja kaasun talteenottoon soveltumattomia, ne voivat aiheuttaa haitallisia metaanipäästöjä vielä vuosikymmenten ajan. Tulevaisuudessa jätteiden esikäsittely pienentää loppusijoitettavien jätteiden kaasuntuottoa, ja talteenotto tulee kyseeseen lähinnä suurilla kaatopaikoilla. Vaihtoehtoista ja täydentävää teknologiaa kaasun käsittelyyn tarvitaan siis sekä vanhoilla että uusilla kaatopaikoilla. Jos kaikki muodostuva metaani muutetaan hiilidioksidiksi, ts. poltetaan tai käsitellään biologisesti, kaatopaikkakaasun nettokasvihuonekaasupäästöt ovat nollatasolla.

Metaaninhapetusteknologia hyödyntää luonnon mikrobiprosessia

Metaaninhapetusteknologia on metaanin biologista hapettumista säätelevien tekijöiden optimointia, joka perustuu metaania hapettavien bakteereiden (metanotrofien) toimintaan. Metanotrofit hapettavat metaanin ensin yhtälön (1) mukaisesti formaldehydiksi, joka voi sitoutua bakteereiden biomassaa tai se voi hapettua edelleen hiilidioksidiksi

Kuva 1. Huokosilmamittaus kaatopaikan pintakerroksesta IR-kaasuanalysaattorilla pysyvistä huokosilmaputkista (ylempi) ja siirrettävällä huokosilmanäytteenottimella (oikealla). (Kuvat Kai Sormunen)

yhtälön (2) mukaisesti, jolloin kokonaisreaktio vastaa metaanin polttoa.

$$CH_4 + O_2 \rightarrow CHOH + H_2O \quad \text{(yhtälö 1)}$$

$$CH_4 + 2O_2 \rightarrow CO_2 + 2H_2O \quad \text{(yhtälö 2)}$$

Metanotrofiset bakteerit ovat yleisiä luonnossa sekä ihmisen tekemissä ympäristöissä, kuten kaatopaikan pintakerroksissa, joissa metaania ja happea on käytettävissä. Kaatopaikoilla metaanintuotto pinta-alayksikköä kohden on kuitenkin niin suurta, että suuri osa metaanista jää tyypillisesti hapettumatta, ellei olosuhteita optimoida. Metaanin hapettumista voivat rajoittaa mm. ilmasto-olosuhteet, kuten kylmyys, kuivuus tai liika kosteus, tai hapen huono saatavuus pintakerroksessa.

Seuraavassa esitellään metaanin hapettumisen todentamis- ja mittausmenetelmiä ja optimointikeinoja liittyen *Kaatopaikkojen prosessien ohjaus* (Kaatopro)- hankkeeseen, joka on osa TEKESin Streams-teknologiaohjelmaa.

Metaanin hapettumisen todentamis- ja mittausmenetelmät

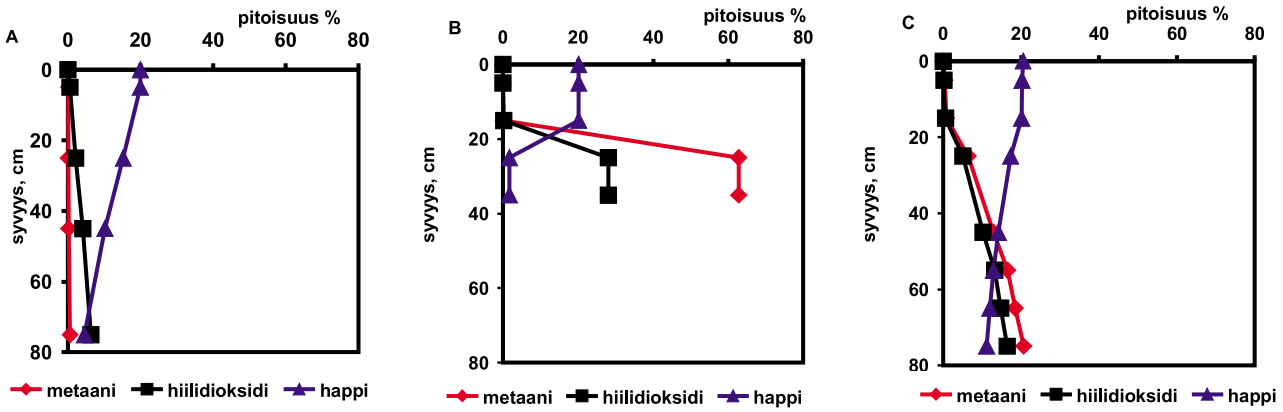
Metaanin hapettumista kaatopaikoilla voidaan mitata kaasupäästöjen, pintakerroksen huokosilman koostumuksen ja pintamateriaalien mikrobiaktiivisuuden avulla. Hapettuvan metaanin määrän mittaamiseen ei toistaiseksi ole yksittäistä mittausmenetelmää, joten ko. tarkoitukseen käytetään useita erilaisia menetelmiä. Seuraavassa esiteltyjen lisäksi on syytä mainita isotooppimenetelmä, joka on tarkimpia menetelmiä kentällä tapahtuvan metaanin hapettumisen määrittämiseen. Se perustuu metaanin hapettumisen aiheuttamiin muutoksiin metaanin ja hiilidioksidin hiili-isotooppisuhteissa (Börjesson ym. 2001). Menetelmän laajempaa käyttöä haittaavat kuitenkin mm. tarvittavan laitteiston kalleus ja soveltumattomuus kenttäkäyttöön (kaasunäytteet on kuljetettava laboratorioon). Kaasupäästöt, huokosilman koostumus ja metaanin hapettuminen voivat vaihdella suuresti mm. vuorokauden ja vuodenaikojen lämpötilaerojen mukaan ja sääolosuhteiden kuten ilmanpaineen ja sademäärän mukaan, sekä alueellisesti. Keskimääräisen metaanin hapettumisen arviointiin kaasumittausten avulla tarvitaan siis runsaasti mittauksia. On viitteitä, että mikrobiaktiivisuuteen perustuvat menetelmät olisivat vähemmän herkkiä nopeille olosuhdevaihteluille (Nozhevnikova ym. 2003).

Päästömittaukset

Metaanin hapettuminen vähentää kaatopaikan metaanipäästöjä ja voi lisätä hiilidioksidipäästöjä. Kokonaisvaikutuksena kasvihuonekuormitus vähenee. Metaanin hapettumista voidaan arvioida metaani- ja hiilidioksidipäästöjen avulla. Jätetäytössä muodostuvassa kaasussa metaani-hiilidioksidisuhde (CH_4/CO_2 -suhde) on 1–1.5. Pintakerroksessa osa metaanista hapettuu hiilidioksidiksi, jolloin ylöspäin kulkevan kaasun CH_4/CO_2 -suhde pienenee. Pintaan tulevassa kaasussa CH_4/CO_2 -suhde voi olla 0–2. Suuri CH_4/CO_2 -suhde päästössä kertoo, että metaanin hapettumista ei tapahdu tai se on vähäistä. Pieni CH_4/CO_2 -suhde voi johtua metaanin hapettumisesta, mutta tällöin on varmistettava, paljonko ko. kohdassa tulee metaania jätetäytöstä pintakerrokseen. Metaani- ja hiilidioksidipäästöjä voidaan mitata esimerkiksi kammiotekniikalla (Sormunen ym. 2004).

Huokosilmamittaukset

Pintakerroksen huokosilmakoostumuksen perusteella voidaan päätellä metaanin hapettumisen suuruusluokkaa (kuvat 1 ja 2). Huokosilmamittausten olisi hyvä ulottua hapellisen vyö-



Kuva 2. Huokosilman metaani-, hiilidioksidi- ja happipitoisuuksien syvyysprofiilit jätetäytön pintakerroksessa kolmessa eri kohdassa, joissa oli käytetty erilaisia pintamateriaaleja. (A; vanha jätetäyttö, B; uuden jätetäytön luiska, yli 1 v. vanha pintamateriaali (lietekomposti/savi); C uuden jätetäytön laki, uusi (3-4 kk) pintamateriaali (Kujalan kaatopaikka, Lahti).

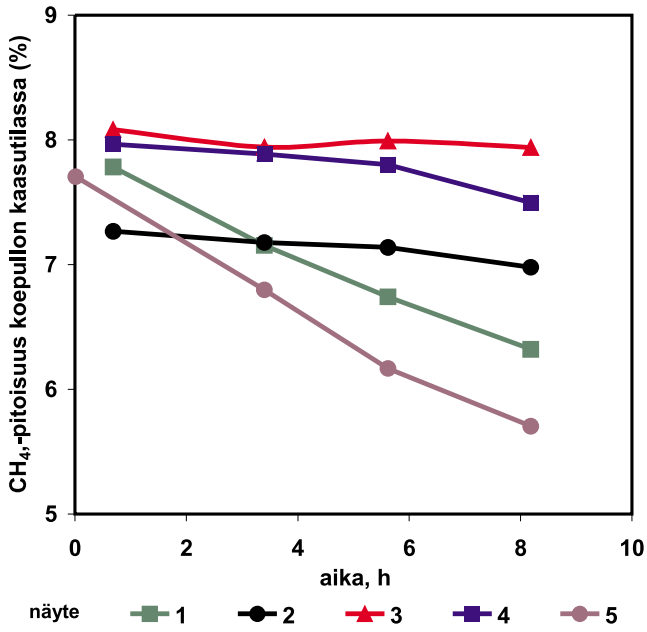
hykkeen alaosaan saakka. Jätetäytöstä nousevan kaasun laimentuminen ilmalla riippuu jätetäytön ja ilmakehän paine-erosta sekä pintamateriaalin kaasunläpäisevyydestä. Mikäli kaatopaikkakaasua purkautuu pintaan runsaasti, ei kaasun laimeneminen ilmalla vaikuta merkittävästi huokosilman CH_4/CO_2 -suhteeseen, koska ilmassa ko. kaasujen pitoisuudet ovat huomattavasti pienemmät kuin kaatopaikkakaasussa. Metaania hapettavassa pintakerroksessa happipitoisuus pienenee ja CH_4/CO_2 -suhde suurenee syvyyssuunnassa jyrkemmin verrattuna pintakerrokseen, jossa metaania ei hapetu. Kuvassa 2 on esitetty huokosilman syvyysprofiilit kolmessa mittauspisteessä. Kuvan 2A kohteessa metaanipitoisuus pintakerroksessa oli pieni. Kuvan 2B kohdassa kaatopaikkakaasua pääsi pintakerrokseen, mutta ilmeisesti metaani hapettui 15–25 cm syvyydellä lietekompostikerroksessa. Kohdassa havaittiin myös suuri metaaninhapetusaktiivisuus (kuva 3, näyte 1), eikä lainkaan metaanipäästöä. Kuvassa 2C kaatopaikkakaasua pääsi pintakerrokseen, ja happi ylsi muita pisteitä syvemmälle. Kohdassa oli suuri metaanipäästö ja pieni metaaninhapetusaktiivisuus (kuva 3, näyte 3), ts. hapettuminen ei estänyt päästöjä.

Mikrobien metaaninhapetusaktiivisuuden määrittäminen

Kaatopaikan pintanäytteiden mikrobien metaaninhapetusaktiivisuus (MHA) voidaan määrittää laboratoriossa koepulloissa, joihin lisätään tutkittava näyte, happea ja metaania. Jos materiaalissa on aktiivisia metaaninhapettajia, metaanipitoisuus koepullossa laskee (kuva 3). MHA lasketaan metaanin vähenemisnopeudesta, esim. grammoina metaania pintamateriaalikilogrammaa kohden vuorokaudessa. MHA riippuu metaaninhapettajien solutiheydestä, mutta myös mm. kosteudesta sekä lämpötilasta. Kuvassa 3 suurin metaaninkulutus oli lietekomposti-pintakerroksessa (näytteet 1 ja 5), joka oli altistunut suurille metaanipitoisuuksille. Muissa kohdissa hitaampi metaaninkulutus voi johtua siitä, että ko. kohtiin oli edeltävän talven aikana levitetty uusi pintamateriaali, eikä metaania hapettava mikrobipopulaatio ollut ehtinyt kehittyä.

Metaanin hapettumisen optimointi kaatopaikan pintakerroksessa

Taulukossa 1 on esitetty metaanin hapettumisen optimoinnissa huomioitavia tekijöitä ja optimointikeinoja (mm. Humer ja Lechner 1999, Einola 2002, Hilger ja Humer 2003). Metaanin ja hapen liikkuminen huokosilmasta maaveden kautta mikrobeille on tärkeimpiä metaanin hapettumiseen vaikuttavia tekijöitä, koska ko. kaasujen vesiliukoisuus on alhainen ja diffuusio hitaampaa vedessä kuin kaasussa. Liian pieni tai



Kuva 3. Metaanipitoisuuden väheneminen laboratoriokokeessa kaatopaikan pintamateriaalien metaaninhapetusaktiivisuutta määritettäessä (näytteet 1-5 Kujalan kaatopaikalta Lahdesta).

liian suuri kosteus hidastavat metaanin hapettumista. Metaanin hapettumisen optimilämpötila on tyypillisesti 20–40°C, ja lämpötilan laskiessa alle optimaalisen hapettuminen voi hidastua huomattavasti. Erityisesti kylmässä ilmastossa ei-biologiset tekijät on optimoitava, jotta metaania hapettuisi kylmänäkin vuodenaikana. Jätetäytössä lämpötila säilyy korkealla talvellakin, ja yleensä metaanintuotto jatkuu. Pintakerroksen lämpötila taas riippuu voimakkaasti ilman lämpötilasta.

Kaasun muodostumiseen ja kulkeutumiseen vaikuttavat tekijät

Tyypillisesti kaasuntuotto vaihtelee jätetäytön eri osissa, koska sijoitetun jätteen ikä ja koostumus sekä olosuhteet vaihtelevat. Kaasuntuottoa voidaan alueellisesti tasoittaa jätteen tasaisella sijoittelulla tai kierrättämällä jätetäytön sisäistä vettä (bioreaktorikaatopaikka). Kaasun ohjaukselle tärkeää on myös välttää kaasua läpäisemättömien kerroksien muodostumista jätteiden läjityksessä tai väliaikaisessa peittämisessä. Tasalaatuisemman esikäsitellyn jätteen kaatopaikoilla kaasuntuotto ja kaasun virtaus pintakerrokseen ovat tasaisemmat verrattuna käsittelemättömän jätteen kaatopaikkoihin.

Metaanin hapetus jätetäytön pintakerroksessa

Metaanin hapetus on toteutettava jätetäytön pintarakenteen ylimmässä osassa (pintakerros), jossa happea on saatavilla. Pintakerroksen materiaalilla voidaan vaikuttaa useisiin mikrobitoimintaa sääteleviin tekijöihin. Metaania hapettavan pintakerroksen suunnittelussa jätetäytön lopullisen peittämisen yhteydessä on huomioitava Valtioneuvoston päätös (VNp 861/1997) kaatopaikoista, jonka mukaan kaatopaikka-alueen pintavedet ja ulkopuoliset valumavedet on pidettävä erillään jätteestä ja kaatopaikkavesistä pintarakenteella, joka estää pintavesien pääsyn jätetäyttöön. VNp:n mukaisesti on tavanomaisen jätteen kaatopaikan pintakerroksessa oltava (ylhäältä alaspäin lueteltuina): Pinta- (≥ 1 m), kuivatus- (≥ 0,5 m), tiivistys- (≥ 0,5 m) ja kaasunkeräyskerros. Metaanin hapettumisen optimoimiseksi tarvitaan lisäksi muita järjestelyjä, joita VNp:ssä ei huomioida. Lopullisessa

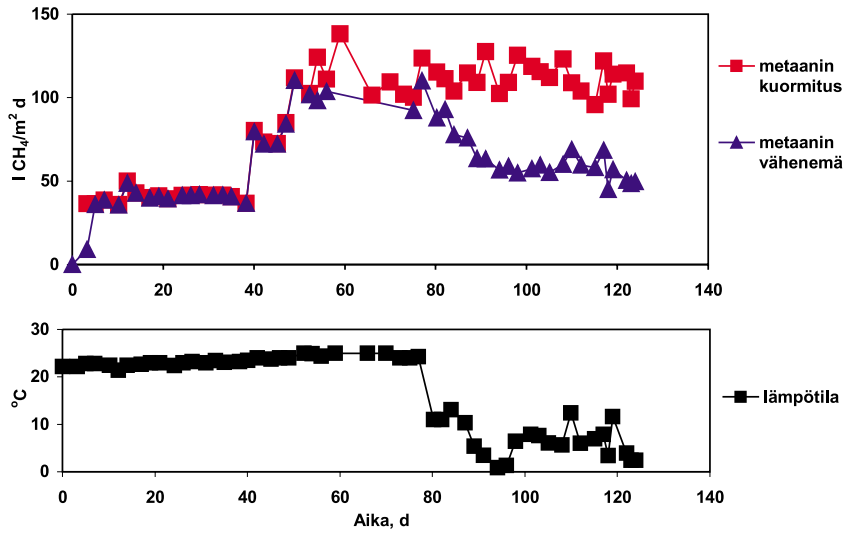
Taulukko 1. Metaanin hapettumiseen vaikuttavat tekijät kaatopaikalla ja niiden optimointimenetelmät.

Metaanin hapettumiseen vaikuttava tekijä	Optimointimenetelmät
Kaasun ohjaus jätetäytöstä pintakerrokseen	
Kaasuntuoton tasaisuus	• Jätteen tasalaatuisuus (esikäsittely) • Jätteen tasainen sijoittelu • Suotoveden kierrätys (bioreaktorikaatopaikka)
Kaasun virtaus pintakerrokseen (pintakerroksen kuormituksen tasaisuus)	• Kaasunjakokerros (huokoinen materiaali) • Kaasunjakoputkisto
Kaasun talteenotto	• Talteenoton maksimointi (pintakerroksen ylikuormittumisen estäminen ja ilmastuksen tehostaminen alipaineella)
Metaaninhapetuskerroksen ominaisuudet ja olosuhdetekijät	
Pintakerroksen mitoitus – Kaasun virtaus ja viipymä pintakerroksessa, hapen pääsy	• Riittävä korkeus • Sopiva tiiveys ja ilmahuokoisuus
Pintakerrosmateriaalin ominaisuudet – Huokoisuus, vedenpidätyskapasiteetti – Ravinteisuus – Biologinen stabiilisuus – Lämmönjohtavuus	• Orgaaniset materiaalit (esim. komposti) • Tukiaineena esim. huokoinen epäorgaaninen materiaali • Orgaanisilla materiaaleilla eristysvaikutus lisää lämmön säilymistä
Pintakerrosmateriaalin kosteus – Optimikosteus 40–80% vedenpidätyskapasiteetista	• Pintakerrosmateriaalin kuivumisen ja liiallisen kosteuden välttäminen (kastelu tai sadeveden poisjohtaminen)
Pintakerroksen lämpötila – Riippuu ilman lämpötilasta – Metaanin hapettuminen optimaalista n. 20–40°C:ssa, hidastuu kylmässä – Jäätyminen estää kaasujen siirron ja metaanin hapettumisen	• Lämmön säilymistä voidaan lisätä käyttämällä materiaalia jolla suuri lämmöneristyskyky • Jäätymistä voidaan estää ylläpitämällä pintakerrosmateriaalissa sopiva kosteus ja käyttämällä huokoista materiaalia, jotta kaasuvirtaus ja mikrobitoiminta jatkuvat
Pintakerroksen mikrobisto – Metanotrofien määrä ja ominaisuudet	• Metanotrofien lisääminen (ymppäys) • Kylmään sopeutuneiden metanotrofien lisäys

pintarakenteessa kaasukuormituksen jakautumista voidaan edistää esim. johtamalla kaasu erillisjärjestelyin kuivatuskerroksen kautta metaania hapettavaan pintakerrokseen. Jotta päästöt vähenisivät jo ennen lopullisen pintarakenteen asentamista, on metaanin hapettumista pyrittävä lisäämään myös jätetäytön väliaikaisissa peitteissä.

Tutkimustuloksia

Mekaanis-biologisesti käsitellyn kuivajätealitteen (MB-alitteen) soveltuvuutta metaanin hapetukseen tutkittiin kaatopaikan pintakerrosta simuloivissa laboratoriokolonneissa (halk. 30 cm, alitekerroksen kork. 30 cm). Hapettuneen metaanin määrä laskettiin kolonneihin syötetyn ja ulostulevan metaanin erotuksena. MB-alitteesta koostuvien pintakerrosten toiminta oli tasaista ja metaania hapettui 110 l/m^2 d 20–25°C:ssa, ja 60 l/m^2 d 6°C:ssa (Karhu). Saavutettu metaaninhapetuskapasiteetti vastaa suurehkon kaatopaikan metaanin-muodostusta, eli metaaninhapetusteknologialla voitaisiin käsitellä valtaosa suurehkonkin kaatopaikan metaanista Suomen olosuhteissa suuren osan vuodesta. Lisäksi tulevaisuudessa MB-alitteen loppusijoituksessa olisi mahdollista hyödyntää MB-alitetta myös pintakerroksessa. Jätemateriaalien käyttö pintakerroksessa voi pienentää kustannuksia ja on kestävän kehityksen mukaista, koska uusiutumattomien luonnonvarojen kuten saven tai hiekan käyttöä voidaan vähentää. Metaania hapettavan pintakerrosmateriaalin valinnassa on myös huomioitava paikallinen ympäristönsuojelu, eli esim. ravinteiden ja haitta-aineiden liukoistumisen pintakerroksesta tulee olla hyväksyttävällä tasolla.



Kuva 4. Metaaninhapetus-koekolonnin metaanikuormitus ja -vähenemä koeajon aikana eri lämpötiloissa. Metaania hapettava materiaali oli mekaanis-biologisesti käsiteltyä kuivajätteen alitetta.

Johtopäätökset

- Uusi lainsäädäntö ja kasvihuonekaasupäästöjen vähentäminen edellyttävät uutta teknologiaa kaatopaikkakaasun käsittelyyn
- Metaaninhapetusteknologia perustuu biologiseen prosessiin, jossa metaani hapettuu hiilidioksidiksi
- Biologinen käsittely soveltuu yksinomaiseksi kaasun käsittelymenetelmäksi tai täydentämään kaasun talteenottoa
- Metaanin hapettumisesta saadaan tietoa mm. kaasumittauksin ja mikrobiaktiivisuustestein
- Metaanin hapettumista voidaan optimoida mm. ohjaamalla kaasun virtausta, käyttämällä soveltuvaa pintamateriaalia ja ylläpitämällä pintakerroksessa sopiva kosteus

Kirjallisuus

Börjesson, G., Chanton, J., Svensson, B.H. 2001. Methane oxidation in two Swedish landfill covers measured with carbon-13 to carbon-12 isotope ratios. Journal of Environmenal Quality 30, 369-376.

Einola, J. 2002. Materiaalin, vesipitoisuuden ja matalan lämpötilan vaikutukset metaanin biologiseen hapettumiseen kaatopaikan pintakerroksessa. Pro gradu. Jyväskylän yliopisto. 117 s.

Hilger, H., Humer, M. 2003. Biotic landfill cover treatments for mitigating methane emissions. Enviromental Monitoring and Assessment 84, 71–84.

Humer, M., Lechner, P. 1999. Alternative approach to the elimination of greenhouse gases from old landfills. Waste Management and Research 17, 443–452.

IPCC 2001. Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. toim.: Houghton, J.T. ym. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 881 s.

Karhu, E. Mekaanis-biologisesti käsitellyn kuivajätealitteen soveltuvuus metaanin biologiseen hapetukseen. Pro gradu. Jyväskylän yliopisto. Valmisteilla.

Nozhevnikova, A, Glagolev, M., Nekrasova, V., Einola, J., Sormunen, K., Rintala, J. 2002. The analysis of methods for measurement of methane oxidation in landfills. Water Science and Technology 48: 4, 45–52.

Sormunen, K., Einola, J., Rintala, J., Ettala, M. Kaatopaikkojen kasvihuonepäästöjen mittaukset kammiotekniikalla ja FTIR-analysaattorilla sekä päästöjen alueellinen mallinnus. Tekniikka ja kunta 2/2004, 26–29.

YT 05

Yhdyskuntatekniikka
Infratech
Lahti 25.–27.5.2005

ABS
COST-EFFECTIVE PUMPING

• pumppaamot
• jätevesipumput
• kaukolämpöpumput
• NOPOL/OKI ilmastimet
• epäkeskoruuvipumput
• työmaauppopumput
• potkuripumput
• tyhjöpumput
• sekoittimet

ABS Pumput Oy
Turvekuja 6, 00700 Helsinki
puh. 075 324 0300, fax (09) 558 053, www.abspumps.com

AKVA FILTER -
PUHTAAN VEDEN PUOLESTA!

-suunnittelua ja palvelua yli 35 vuoden kokemuksella.
-vedenkäsittelyratkaisut ja suodatusmateriaalit raudan, mangaanin, orgaanisten aineiden, rasmetallien ja kloorin poistoon sekä veden neutralointiin.
-suodattimet manuaalisena tai moottoriventtiili-automatiikalla varustettuina.
-vedenottamoille 10-1000 m³/vrk.
-omakotitalouksiin, maatiloille, laitoksiin.
-myös vesipistekohtaiset suodattimet.

AKVA FILTER OY
www.akvafilter.fi,
E-mail:akva.filter@co.inet.fi
PL 33,
19650 Joutsa
Puh. 014-883 521
Fax 014-883 522

Dosfil oy – Vedenkäsittelyn hallintaa –
• Automaattiset suotimet vedenkäsittelyyn
• Erilaiset säiliöt vaihteleviin prosesseihin
• RO-laitteistot ja Nanosuodatuslaitteet
• UV-lamput ja Otsoninkehityslaitteistot
• pH-, Cl2- ja johtokykysäätimet uima-allas- ja vesilaitoskäyttöön
• Vedenkäsittelyjärjestelmien komponentit
• Vedenkäsittelyn prosessisuunnittelu
• Aqua-Dos vesiautomaatit
Harkkoraudantie 4, 00700 Helsinki, puh. 09 350 88 140, fax. 09 350 88 150
Email: dosfil@dosfil.com, internet: www.dosfil.com, Antti Jokinen GSM 0400 224777

BIOPERT-ohjelmistot jätevedenkäsittelyn ohjaukseen sekä raportointiin. Myös erillisiä raportointijärjestelmiä lähinnä WINDOWS-ympäristöön.
Enviro Data Oy, Tekniikantie 21, 02150 Espoo,
puh. (09) 2517 5246, fax (09) 2517 5247
www.envirodata.fi

Etelä-Pohjanmaan VESITUTKIMUS OY
Puh. (06) 424 2800, fax (06) 424 2888
• Akkreditoitu testauslaboratorio T153
• Julkisen valvonnan alainen vesilaboratorio.
• EELA:n hyväksymä vesilaboratorio.
• Sosiaali- ja terveysministeriön hyväksymä vesilaboratorio.

Lokapalvelu
H. EEROLA Oy
24 h (09) 855 30 450
Monipuolista viemärihuollon palvelua
kaivon tyhjennyksestä viemäreiden
kuvauksiin ja saneerauksiin
asianmukaisella erikoiskalustolla!
OTA YHTEYTTÄ!
Puh. (09) 8553 0450, fax (09) 852 1616

Jäteveden puhdistamot:
www.greenrock.fi
GREEN ROCK
Green Rock Oy
Teollisuustie 2 Puh. +358 (0)8 8192 200 E-mail: info@greenrock.fi
91100 Ii Fax: +358 (0)8 8192 211 Internet: www.greenrock.fi

TURBO SUOMI
Oy HV-TURBO SUOMI Ab, PL 49, 02211 ESPOO
Puh (09) 884 5500, Faksi (09) 884 5600
HV-TURBO kompressorit
STAMO sekoittimet
LANDIA upposekoittimet ja pumput

Kala-ja Vesitutkimus Oy
✻ **kalatalous**
✻ **vesistötutkimus**
✻ **vedenhankinta**
Luotsikatu 8 00160 Helsinki
Puh. (09) 692 71 00 Fax (09) 692 71 24
www.silakka.pp.fi

KART OY KART AB
– urakoiva ja valmistava konepaja
Jätevedenpuhdistamot, -pumppaamot
Välppeenkäsittely
Raakavesipumppaamot
Kalkkirouhesäiliöt, -siilot, -suodattimet
Suodatussäiliöt
Kivenlahdenkatu 1, 02320 Espoo
puh. (09) 8190 440, fax (09) 8190 4410

VESIKEMIKAALIEN YKKÖNEN

kemira

Kemira Oyj
Kemwater Finland
PL 330, 00101 HELSINKI
Puh. 010 86 1211, fax 010 862 1968
http://kemwater-fi.kemira.com

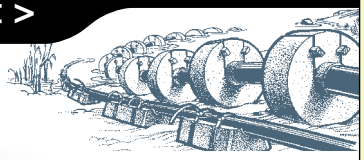
KMV-tuotteet

KAIKKEA VEDEN PUMPPAUKSEEN JA SUODATUKSEEN.

Kirkkonummen Metallivalmiste Oy
Pippurintie 122
02400 KIRKKONUMMI
Puhelin: 09-298 2141
Fax: 09-298 5860

www.kokkobe.fi

Nopeasti asennusvalmiit KOKKO-painot >



KOKKO S-10
Lukkopaino 90mm:stä ylöspäin
KOKKO S-20
Sidos 75mm:stä alaspäin

OY KOKKOBE AB
PL 202, 67101 KOKKOLA
PUH. (06) 8242 700
FAX (06) 8242 777

KOKKOBE

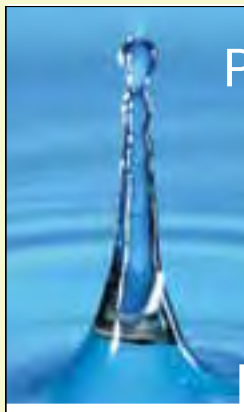
ALITUS-PORAUKSET

- ❑ kaikilla menetelmillä
- ❑ kaikki halkaisijat Ø 50 – 2000 mm
- ❑ kaikkiin maalajeihin savesta kallioon
- ❑ asennuspituudet jopa 1000 m

LÄNNEN ALITUSPALVELU OY

Läpikäytäväntie 103, 28400 Ulvila
puh. (02) 5383655, fax (02) 5383093,
gsm 0400 593928

sähköposti:
lannenalitus@lannenalitus.com
www.lannenalitus.com



Puhdasta vettä

Tuotteet ja räätälöidyt ratkaisut vesienkäsittelyyn. Kaikki ympäristön hyväksi.

Nordkalk Oyj Abp
21600 Parainen
Puh. 0204 55 6999
Fax 0204 55 6038
www.nordkalk.com

Nordkalk
Ympäristö

MISO

MIPRO OY - VESIHUOLLON ASIANTUNTIJA

- VESILAITOSTEN AUTOMAATIOJÄRJESTELMÄT
- VESIHUOLLON KAUKOKÄYTTÖJÄRJESTELMÄT
- JÄTEVEDENPUHDISTAMOIDEN AUTOMAATIOJÄRJESTELMÄT
- KAUKOLÄMPÖLAITOSTEN JA -VERKOSTOJEN AUTOMAATIO

MIPRO OY
INFRA – Vesi- ja energiahuollon automaatio

Kumpumäki 9, 90600 MUHOS
Puh. (015) 200 11, fakti (015) 200 1333
www.mipro.fi

Oulun toimisto / Logi Con
Peuraharjuntie 22, 90500 OULU
Puh. (08) 555 5466, fakti (08) 555 5662

Multipipe Service

Paineputken valurautaosat
Huot vetoa kestävät liittimet
Huot laajatoleranssi liittimet
Nova Siria laajatoleranssi liittimet myös isoissa kokoluokissa
Service-Line korjausmuhvit ja -vanteet

Multipipe Service Oy,
Vuoripojankatu 13, 15300 LAHTI
Puh. 03-7563 260, fax 03-7563 270
E-mail Multipipe@pp.phnet.fi

PIPELIFE

Muoviputket vesihuoltoon
Pipelife Finland Oy
Puh. 030 600 2200
www.pipelife.fi

ProMinent Finland Oy
Orapihlajatie 39, 00320 HELSINKI
puh. (09) 4777 890 fax (09) 4777 8947
www.prominentfinland.fi

- UV-desinfiointi
- Mittaus- ja säätötekniikka
- Annostuspumput
- Kemikaalisäiliöt
- Otsonointi
- Polymeerilaitteet
- Klooridioksidilaitteet
- Käänteisosmoosi (RO)

MYYNTI : HUOLTO : VARASTO

MODERNIA TEKNIIKKAA VESIHUOLTOON
- Automatisointi - sähköistys - valvomoratkaisut
- Paineenkorotusasemat
- Suunnittelu - asennus - huolto

SLATEK
PL 333, 90401 Oulu (Tuotekuja 4)
puh. (08) 5620 200, fax (08) 5620 220
www.slatek.fi

SK-TRADE OY
PINNINKATU 53 B
33100 TAMPERE
www.sk-trade.com
PUH. (03) 35 95 400
FAX (03) 35 95 444

UV-LAITTEET
- ♦ JUOMAVEDET
- ♦ JÄTEVEDET
- ♦ UIMA-ALTAAT
- ♦ PROSESSIVEDET

Hanovia

Flotaatiotekniikkaa yli 35 vuotta
Vesilaitokset
Jätevesilaitokset
Jäähdytysvesilaitokset
INSINÖÖRITOIMISTO OY RICTOR AB
SIBELIUKSENKATU 9 B
PUH. 09-440 164
00250 HELSINKI
FAX 09-445 912

RUMPUSIIVILÄT
KONEVÄLPÄT
RUUVIKULJETTIMET
DEKANTTERILINGOT
- SUOTONAUHAPURISTIMET
- NESTESUODATTIMET
- VÄLPEPURISTIMET
- POLYMEERILAITTEET

OY SLAMEX AB
PL 20, 00981 HELSINKI
PUH. (09) 343 6200, TELEFAX (09) 3436 2020

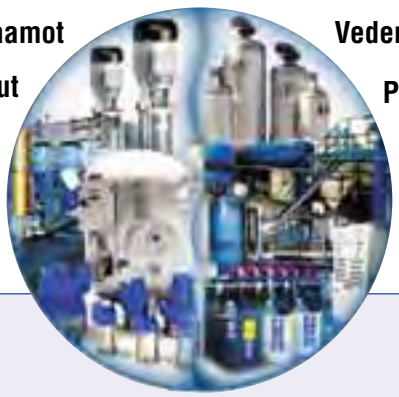
Yhteistyöllä luontoa säästäviin tuloksiin
- ◆ Laaja valikoima kiertomäntäpuhaltimia: **Hibon, Hick Hargreaves, WKE ja Roots**
- ◆ **Elmacron**-näytteenottimet ja pH-laitteet
- ◆ **ProMinent**-pumput, hoito- ja valvontavälineet
- ◆ Mukavat ja hajuttomat **BioLet**-kompostivessat

Kysy lisää! Meiltä saat asiantuntevaa palvelua!

Launeenkatu 67
15610 LAHTI
Y-LAITE OY
Puh. (03) 884 080
Fax (03) 884 0840
Internet: http://www.y-laite.fi Sähköposti: info@y-laite.fi

PUMPUT JA VEDENKÄSITTELYLAITTEET
TEOLLISUUTEEN JA KUNNALLISEEN VESIHUOLTOON

Pumppaamot
Keskipakopumput
Paineenkorotuspumput
Säiliöt 0,01–30 m³
Mäntäpumput



Vedensuodattimet
Puhdasvesilaitteet ja -laitokset
Öljynerotuslaitteet ja -laitokset
Neutralointilaitteet ja -laitokset

PUMPPU LOHJA OY
www.pumppulohja.fi

WatMan
www.watman.fi

SUOMEN KONSULTTITOIMISTOJEN LIITON JÄSENET

Vesihuolto
Maankäytön suunnittelu
Tie-, liikenne- ja aluetekniikka
Teollisuuden vesi- ja ympäristötekniikka
Suunnitteluohjelmistot (YTCAD, Paikkatietopalvelut)

AIR-IX SUUNNITTELU

Air-Ix Ympäristö Oy

PL 52, 20781 **KAARINA**, 02-515 9500
PL 453, 33101 **TAMPERE**, 03-244 2111
PL 82, 02631 **ESPOO**, 09-439 3050 **www.airix.fi**
Sepänkatu 9 A 7 90100 **OULU**, 08-883 030 **Email: etunimi.sukunimi@airix.fi**

Competence. Service. Solutions.

• Jyväskylä • Kuopio • Lahti • Lappeenranta
• Lapua • Oulu • Tampere • Turku • Vantaa

JAAKKO PÖYRY INFRA
Maa ja Vesi

Maa ja Vesi Oy • PL 50 (Jaakonkatu 3), 01621 Vantaa
Puh. (09) 682 661 • e-mail: sw@poyry.fi

- Ympäristötutkimus ja -suunnittelu
- Vesihuollon suunnittelu
- Yhdyskuntasuunnittelu
- Mittaus- ja laboratoriopalvelut

insinööritoimisto PAAVO RISTOLA OY

▸ www.ristola.com
Terveystie 2, 15870 HOLLOLA
puh. (03) 52 351, faksi (03) 523 5252
Aluetoimistot: Jyväskylä, Savonlinna, Vantaa
proy@ristola.com

NEUVOTTELEVIA INSINÖÖRITOIMISTOJA

KRT **Kiuru & Rautiainen Oy**
Vesihuollon asiantuntijatoimisto

- Laitosten yleis- ja prosessisuunnittelu
- Vesihuollon kehittämissuunnitelmat
- Talous- ja organisaatioselvitykset
- Taksojen määritysennusteet
- Ympäristölupahakemukset

SAVONLINNA (015) 510 855
HELSINKI (09) 692 4482 www.kiuru-rautiainen.fi

Vesilaitokset
Jätevesilaitokset
Flotaatiolaitokset

INSINÖÖRITOIMISTO OY RICSON AB
Sibeliuksenkatu 9 B 00250 HELSINKI
Puh. 09-447 161 Fax 09-445 912

YIT
YIT ENVIRONMENT OY
PL 36, 00621 HELSINKI
Käyntiosoite: Panuntie 6
Puhelin 020 433 111
Faksi 020 433 2066
sähköposti etunimi.sukunimi@yit.fi

Vesi- ja ympäristötekniikan asiantuntemusta ja suunnittelua
TRITONET OY
Pinninkatu 53 C, 33100 Tampere
Puh. (03) 3141 4100, fax (03) 3141 4140
E-mail pertti.keskitalo@tritonet.fi

• Vesihuolto, vesirakenteet
• Suunnittelu, työnjohto

oy vesirakentaja
INSINÖÖRITOIMISTO
Hiihtomäentie 39 A 1, 00800 Helsinki, puh. 09-7552 1100

Kommentteja Harri Helmisen artikkeliin ”Umpikassitekniikka ei ratkaise kalankasvatuksen ympäristöongelmia” (Vesitalous 4/2004)

Skagsund Ab alkoi vuonna 1997 yhteistyössä norjalaisten ja tanskalaisten kalanviljelijöiden kanssa tutkia vaihtoehtoja kalanviljelyn vesistökuormituksen pienentämiseksi, koska kalanviljelyä vastustettiin voimakkaasti. Yhteistyön tuloksena kehitettiin menetelmä veden pumppaamiseksi altaisiin mammut-pumpuilla. Menetelmässä matalapainekompressori painaa ilmaa 3,5 m:n syvyyteen pystyputkeen, jossa nouseva ilma saa veden kiertoliikkeeseen ja osa ilman hapesta liukenee veteen. Enimmillään voidaan pumpata kahdella pumpulla 1080 m^3 vettä tunnissa noin 4,5 kW teholla. Oikea vedenpumppausmenetelmä on taloudellisesti kannattavan umpikassissa tapahtuvan kalankasvatuksen edellytys. Norjassa pumpataan paljon pienempiä vesimääriä kuin meillä, ja lisättävä happi otetaan kaasupulloista. Silloin kun vettä pumpataan ilman avulla, saadaan veteen hapenlisäys, jonka arvo lähes vastaa kulutettua sähköä.

Umpikassina oli norjalaismallinen pressuallas, jonka Skagsund Ab suunnitteli ja Janus Oy:n rakensi. Allas toimi ja pysyi puhtaana lietteestä. Lietteen talteenoton Skagsund Ab kehitti yhteistyössä Eko-Finnin ja Kemira Chemicalsin kanssa. Menetelmässä saadaan liete talteen melko kuivana, kuiva-ainepitoisuus 17–18 % (esimerkiksi Norjassa kuiva-ainepitoisuus noin 6 %). Tässä Drainad-menetelmässä kuiva-aineen osuus nousee edelleen varastoinnin aikana.

Lietteen lannoitearvo on suuri, sillä kalanviljelyn liete on melko voimakas lannoite, jota viljelykokeissa käytettiin liian suurina annoksina. Skagsund Ab:n kokemuksen mukaan liete on erinomaista perunanviljelyssä. Esimerkiksi Norjassa liete on ongelmajätettä liian suolaisuuden ja sisältämiensä raskasmetallien vuoksi. Helmisen väite, että olisimme suunnitelleet lietteen käyttöä luomuviljelyksessä, ei pidä paikkaansa. Liete on arvokas lannoite, joka oikein käytettynä ei aiheuta ongelmia.

Vuonna 1999 kalanviljelykokeilu umpikassissa alkoi hyvin myöhään viivästyneiden laitetoimitusten vuoksi, ja lisäksi todettiin, että virheellinen rokotus oli vahingoittanut kalojen haimaa. Kalojen lisäkasvu jäi hyvin pieneksi.

Vuonna 2000 kalanviljelykokeilu alkoi normaaliin aikaan ilman vaikeuksia, mutta ympäristökeskuksen näytteenotot viivästyivät, näytteiden kerääminen oli vaikeaa ja niiden analysointi kesti kauan. Kasvatuskausi oli jo pitkällä ennen kuin näytteistä saatiin tuloksia. Skagsund Ab:lla ei ollut enää mitään mahdollisuutta säätää tekniikkaa analyysien perusteella.

Lounais-Suomen ympäristökeskuksen tutkimuksista saatiin tuloksia ainoastaan ainetaseen perusteella. Vesitaseesta ei saatu uskottavia tuloksia johtuen altaaseen pumpattavasta vesimäärän suuruudesta (lähes 26 000 m^3 vuorokaudessa) ja ulosmenevän veden hyvin pienestä ainepitoisuudesta (mikrogramman osia litrassa). Kun otetaan huomioon, että poistuvan veden putki oli noin metrin korkeudella pohjasta ja poistuvan veden happipitoisuus oli noin 7 mg litrassa, olisi pohjan hapen pitänyt lisääntyä. Skagsund Ab kutsui paikalle tanskalaisen yhteistyökumppaninsa, kun kasvatuskausi oli hyvin pitkällä, eikä yhtiö ollut saanut mitään tuloksia. Tanskalaiset tekivät vesianalyysejä ja totesivat, että ympäristökeskuksen käyttämät vedenottolaitteet eivät sovi tarkoitukseen (veden virtausnopeus oli näytteenottopaikalla liian suuri). Skagsund Ab huomautti asiasta ympäristökeskukselle, se ei vaikuttanut asiaan ja niin uskottava vesitase jäi tekemättä. Asiaa kuvastaa hyvin se, että ympäristökeskuksella ei ollut tarpeellista määrää kylmälaukkuja vesinäytteiden kuljettamiseen. Lisäksi analyysien tekeminen kesti hyvin kauan.

Ympäristökeskuksella oli useita havaintopaikkoja meressä laitoksen ympäristössä hyvin laajalla, mutta niukasti laitoksen läheisyydessä. Esimerkiksi vedenvirtausmittari ankkuroitiin laitoksen kannalta tärkeään paikkaan, mutta valvonnan puutteen takia vesikasvillisuus tukki mittarin eikä kunnollisia tuloksia saatu.

Virtausmittauksista ympäristökeskus sai tulokseksi, että veden vaihtuminen määrätyllä alueella kestää kahdeksan vuorokautta. Skagsund Ab kertoi tämän ammattikalastajille, jotka ovat kalastaneet vuosikymmenet tällä alueella. Kaikki olivat sitä mieltä, että kahdeksan vuorokautta ei pidä paikkaansa. Asian varmistamiseksi Skagsund Ab rakensi laitteen, jossa oli melko syvällä veden alla uiva purje, jota kannatti pieni koho, ja teki laitteella 12 koetta vaihtelevissa virtaus- ja tuuliolosuhteissa. Vedenvaihtumisajaksi saatiin 5–25 tunnin virtausaika. Ympäristökeskuksen väittämä kahdeksasta vuorokaudesta ei pidä paikkaansa.

Skagsund Ab on ympäristökeskuksen kanssa samaa mieltä siitä, että kalankasvatuslaitokselle on alueella meriveden virtauksen kannalta kokeilupaikkaa parempia paikkoja, mutta korkeat aallot ja liikkuvat jäät tekevät laitoksen sijoittamisen näille paikoille mahdottomaksi.

Ympäristökeskus ei tehnyt mitään umpikassitekniikan kehittämiseksi. Ympäristökeskus ei henkilö- ja laitepulan vuoksi pysty tämän tapaiseen tutkimukseen.

Vuonna 2000 Skagsund Ab:lle tapahtui rehuautomaattia täytettäessä valitettava onnettomuus, kun 500 kg:n rehusäkki rikkoutui ompeluvirheen takia ja sen koko sisältö meni mereen. Rehusäkit ovat yleisesti ottaen hyvin luotettavia, sillä koskaan yhtiön toiminnan aikana ei ole tällaista tapahtunut.

Ympäristökeskuksen kenttätutkijat paikansivat paikan ja tekivät johtopäätöksensä. Myös tunnettu pohja- ja pohjaeläintutkija Lauri Paasivirta teki laajan tutkimuksen laitoksen ympäristössä, mutta ei löytänyt mitään hälyttävää. Skagsund Ab luottaa enemmän Paasivirran kuin ympäristökeskuksen tutkimukseen.

Yhtiö on tyytyväinen siihen työhön, mitä MTT ja Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy tekivät, mutta Lounais-Suomen ympäristökeskuksen työ oli ala-arvoista. TE-keskuksen raha meni hukkaan.

Yhtiö on itse tyytyväinen laitoksen tekniseen toimivuuteen. Kalat kasvoivat hyvin, allas pysyi puhtaana, liete saatiin talteen suhteellisen kuivana ja energiakustannukset pystyttiin pitämään alhaisina. Suomessa ei kukaan ole päässyt meriolosuhteissa näin pieneen ominaisfosforikuormitukseen, 1,6 g P/kg, kun tavallinen arvo perinteisessä kassikasvatuksessa on n. 7 g P/kg. Kokeilussa ei panostet-

jatkuu sivulle 56

Tulvavahingoista

Poikkeuksellisen ankarista rankkasateista johtuvat viemäritulvat ovat puhuttaneet viime aikoina. Varsinkin vahingonkorvausvastuista on kysytty paljon. Vesihuoltolaitoksen vastuutta on oikeuskäytännössä rajoitettu silloin, kun vahingon on aiheuttanut ennakolta arvaamaton ylivoimainen tapahtuma tai luonnonilmiö. Menneen kesän rankkasateet voidaan katsoa eräissä kaupungeissa ja kunnissa tällaisiksi tapahtumiksi tai ilmiöiksi. Niistä aiheutui ylivoimainen este verkoston normaalille toiminnalle.

Ylivoimaisen esteen vallitessa ei ole yleensä kyse vesihuollon virheestä. Ylivoimaisesta esteestä ei sanota vesihuoltolaissa, mutta sen huomioon ottaminen perustuu yleiseen oikeusperiaatteeseen. Lisäksi siitä on sanottu vesihuoltolaitoksen yleisten toimitusehtojen mallin 7.3 -kohdassa.

Jotta rankkasade katsottaisiin ylivoimaiseksi tapahtumaksi, joka vapauttaa vesihuoltolaitoksen vastuusta, edellytetään, että rankkasateen aiheuttama tulvavaara ei ole ollut kohtuudella ennakoitavissa. Lisäksi edellytetään, että vahingon syntymiseen ei ole vaikuttanut vesihuoltolaitoksen tuottamus. Tämä tarkoittaa, että viemärin rakentamisessa ja kunnossapidossa ei ole havaittavissa vahingon syntymiseen vaikuttaneita laiminlyöntejä ja virheitä eikä rankkasade ole ollut sellainen, että siihen olisi tullut kohtuudella varautua viemärin mitoituksessa. Tavanomainen rankkasade ei sinänsä poista laitoksen vastuuta. Verkoston tulisi olla mitoitettu niin, että se kestää normaalit rankkasateet.

Jatkossa yhdyskunnan rakentamisessa, kaavoituksessa ja muussa suunnittelussa tulisi kiinnittää entistä enemmän huomiota vesien johtamiseen. Tiiviisti rakennetuille alueille tarvitaan tulvareittejä poikkeuksellisen suurten vesimäärien johtamiseksi. Putkiviemäreitä ei ole taloudellisista eikä teknisistä syistä mahdollistakaan mitoittaa niin, että ne hoitaisivat kaikissa olosuhteissa poikkeuksellisten rankkasateiden aiheuttamat vesimäärät.

Asiakas, kuluttaja ja henkilö

Vesihuoltolaitos kysyy, mitä tarkoittaa, että vesihuoltolain 28 §:n 1 momentin korvaussäännöksessä puhutaan henkilölle tai yksityiseen käyttöön tai kulutukseen käytettävälle omaisuudelle aiheutuneesta vahingosta. Muualla vesihuoltolaissa puhutaan asiakkaasta ja kuluttajasta.

Asiakas on vesihuoltolain mukaan kiinteistön omistaja, haltija tai muu, jolla on sopimus vesihuoltolaitoksen kanssa. Kuluttajalla tarkoitetaan vesihuoltolaissa luonnollista henkilöä, jolla on sopimus vesihuoltolaitoksen kanssa. Kuluttajat ovat siis yksi asiakasryhmä. Oikeus vahingonkorvaukseen lain 28 §:n nojalla perustuu yleensä sopimussuhteeseen. Kuitenkin vesihuoltolain 28 §:n 1 momentin nojalla vesihuollon virheestä aiheutuneet henkilövahingot sekä yksityiseen käyttöön tai kulutukseen tarkoitetulle omaisuudelle aiheutuneet esinevahingot korvataan myös muille luonnollisille henkilöille kuin laitoksen sopimuskumppaneille, vaikka heitä ei katsota vesihuoltolaissa asiakkaiksi eikä myöskään kuluttajiksi.

Anneli Tiainen
lakiasiain päällikkö
Vesi- ja viemärilaitosyhdistys
E-mail: anneli.tiainen@vvy.fi

jatkoa sivulta 55

tu paljoakaan typpikuormituksen vähentämiseen. Kokeilussa saatiin kuitenkin viitteitä siitä, että osa typestä haihtuisi ilmaan ja että säätämällä toimintoja voitaisiin päästä typen osalta alle 30 g N/kg:n ominaiskuormitukseen. Tarvittaessa systeemiin voisi liittää pienen biologisen puhdistusyksikön.

Kehittämistä on paljon. Umpikassin kelluntakaulus täytyy saada helpommaksi asentaa ja altaan poistovesiputki toimivammaksi, ennen kuin yhtiö voi suositella laitosta ammattimaiseen käyttöön.

Ympäristökeskukselta kului lähes vuosi loppuraportin tekemiseen. Sitä ei koskaan toimitettu yhtiölle, vaan suoraan ympäristölupavirastolle, jolta yhtiö haki lupaa laajentaa ja jatkaa kokeilutoimintaa. Ympäristölupavirasto, jolta yhtiö haki lupaa laajentaa tai jatkaa kokeilutoimintaa, lähetti meille tämän meidän kannaltamme hyvin negatiivisen loppuraportin.

Ympäristölupavirasto lopetti kokeilun toteamalla, että nykyinen viljelypaikka ei kelpaa, ja kielsi yhtiötä jatkamasta kokeilua. Siinä meni monen vuoden työ ja paljon rahaa hukkaan. Skagsund Ab:ssa olemme hyvin pettyneitä, mutta näin ovat virkamiehet päättäneet.

Yhtiö odottaa nyt mahdollista lainmuutosta, ennen sitä yhtiö ei voi jatkaa kokeilua.

Hans Wennerström
toim.joht.
Skagsund AB

Aiheeseen liittyvä tutkimus:

Lauri Paasivirta, Suomen kalatalous- ja ympäristöinstituutti: Sorpon vedenlaatu- ja pohjaeläintutkimus syyskuussa 2001.

VESITALOUS

Finnish journal for professionals in the water sector

Published six times annually | Editor-in-chief **Timo Maasilta** | Address **Annankatu 29 A 18, 00100 Helsinki, Finland**

ABSTRACTS

Some observations on nutrient limitation in the Baltic Sea

by Risto Lignell and Tapani Stipa

Nutrient-limiting coastal plankton communities can be identified more reliably on the basis of their physiological and biomass responses in nutrient bioassays than with traditional indicators based on nutrient concentrations and their ratios. Coastal salinity gradients effectively filter riverine nutrient inputs in the Gulf of Finland, thus considerably reducing the open-sea load. Some recent model exercises suggest P limitation in the Baltic Sea, but empirical research on temporal and spatial scales, ranging from bottle experiments to ecosystem level nutrient responses, provide strong evidence of N limitation.

Methane oxidation technology at landfills

by Juha Einola

The bulk of the greenhouse gas emissions caused by waste management are due to the methane escaping from landfills, which accounts for 10–20% of human-caused methane emissions. Methane oxidation technology is based on a biological process in which microbes convert methane into carbon dioxide, thus reducing the climatic impact of the gas. At landfills, the biological oxidation of methane may be the main method for treating the gas or it may serve as a procedure to back up gas recovery.

Paths of nutrients from headwaters to the open sea of the Gulf of Finland

by Olli-Pekka Pietiläinen

Nutrients that end up in inland and coastal waters, whether from land or air, stimulate production, i.e., they cause eutrophication. The main plant nutrients on land and in waters are nitrogen and phosphorus. Since both of these main nutrients control primary production, changes will occur in production when there is a change in the availability of the less abundant main nutrient. This change may result in replacement of the most dominant nutrient (minimum nutrient) by another one. Thus the nutrient limitation of waters is not a straightforward "either/or" problem. In efforts to establish the need for nitrogen removal, it is essential to understand that nitrogen and phosphorus cycles in waters are intimately tied to one another. There is no point in investigating the impact of the nitrogen load and the need to reduce it unless the corresponding investigations are made simultaneously for phosphorus.

Making artificial groundwater by sprinkler recharging – changes in soil and vegetation

by Heljä-Sisko Helmisaari and Antti-Jussi Lindroos

Increasing interest is focusing on the environmental impact of artificial groundwater recharging and on sprinkler infiltration as a means of producing groundwater. In contrast to basin infiltration, sprinkler infiltration does not damage the vegetation, as no earth moving is needed. However, surface water that is sprinkled continuously in large amounts causes changes in vegetation by increasing the soil pH, and nutrient and moisture contents. The changes are both inevitable and long-lasting. In cooperation with Jyväskylä Water, the Finnish Forest Research Institute studied the impact of sprinkler recharge on soil, trees and undergrowth at Vuonteenharju in 1998–2003. The project also examined the feasibility of returning the site to the state it was in before the recharge.

Other articles

Nutrient removal requirements of wastewater treatment plants

by Markku Mäkelä

Nitrogen in legal provisions and target programmes for water protection

by Jorma Kaloinen

Runoff changes in underdrained fields

by Pertti Seuna

Return to the future

by Tapio Katko

''Precision'' nitrogen removal

by Jani Sillanpää

Paluu tulevaisuuteen

Tapio S. Katko

dosentti
Tampereen teknillinen yliopisto
bio- ja ympäristötekniikan laitos
E-mail: tapio.katko@tut.fi

Oletko laskenut, kuinka paljon vettä käytät päivässä käsien pesuun, entä hampaiden pesuun tai muuhun siistiytymiseen? Entä paljonko kuluu vettä tuottamiesi eritteiden poishuuhtomiseen wc:ssä?

WC:lla, vesivessalla, on monta nimeä, mutta niin on sen vaihtoehdollakin: huussi, käymälä, puusee, pikkula, makki, hyyskä ja pihanperä. Yksi uusimpia nimiä lienee käyskä. Meille, jotka emme ole paljasjalkaisia ”wc-läisiä”, tämä on tuttua.

Vanhimpia käymäläohjeita löytyy mm. Mooseksen 5. kirjasta, luvusta 23, jakeista 13–14: ”Teillä tulee olla leirin ulkopuolella paikka, missä voitte käydä tarpeillanne. Varusteidenne joukossa teillä tulee olla pieni lapio, jolla kaivatte ulosteitanne varten kuopan ja peitätte jälkenne”. Eipä ihmiskunta ole kovin paljon noista ajoista edistynyt, kun lähes puolelta maailman väestöstä puuttuu vieläkin perussanitaatio.

Vanhimmat viemärit Rooman Cloaca Maximista aina 1800-luvun lopulle olivat kuivatusta ja pesuvesiä varten, sitten vesiklosettien jätevedet johdettiin niihin. Entä mitä olisi tapahtunut, jos vesivessoja ei olisi aikanaan hyväksytty? Käyttäisimme varmaankin ekovessoja. Nykyään näitä erottelevia käymälöitä rakennetaan ja käytetään Ruotsissa ja Saksassa kaupunkioloissakin. Suomessa ekokuivakäymälöitä pidetään vielä kummajaisina. Jotkut suhtautuivat alkuvaiheessa kesän 2003 kansainväliseen kuivakäymäläkonferenssiin Tampereella kuin teekkarijäynään, mutta tapahtuma lopulta herätti paljon positiivista kiinnostusta myös mediassa.

Sosioantropologi Mary C. Douglas kirjoitti 60-luvulla teoksen ”Purity and danger”, joka on hiljattain julkaistu myös suomeksi nimellä ”Puhtaus ja vaara”. Hänen mukaansa lika on ainetta, joka on väärässä paikassa. Douglas myös pohtii, mistä tulevat sanitaatioon liittyvät häveliäisyys- ja hävettävyyskäsitteet. Joissakin kulttuureissa ihmisjätöksiä ei uskota tai myönnetä syntyvän ollenkaan.

Mutta mitä hävettävää oikeastaan on meille kaikille tutuimmassa asiassa? Ehkäpä se johtuu historiallisista rasitteista. Keskiajan lopulla käymälöiden puhdistus saattoi usein kuulua pyövelille. Hävettävyys voi johtua myös siitä, että kaikki epämiellyttävä halutaan pois silmistä ja mielistä. Tämähän oli aika pitkään myös mottona teollisuuden vesiensuojelussa. Järvien piti pilaantua kunnolla asutuskeskusten lähellä, ennen kuin yhteiskuntamme kypsyi ajatukseen, että jotain on ruvettava tekemään.

Eurooppaan käymälät levisivät aikanaan roomalaisten valloittajien mukana. Maamme ensimmäiset käymälät on rakennettu keskiaikaisiin linnoihin, joissa ne sijaitsivat ulkomuureilla. Käymäläjätteet vierivät muuria pitkin maahan tai vesistöön. Ennen tärkeitä vierailuja muurit tosin kalkittiin. Tällainen ”vesivessa” löytyy mm. Olavinlinnasta.

Keskiaikaisissa kaupungeissa ulosteet jätettiin kaduille ja niihin oli pakko suhtautua luontevasti. Pariisin ”yleisenä käymälänä” toimi 1700-luvulla kaupunkia kiertänyt mies, joka kantoi ämpäriä ja viittaa. Ohikulkijat saattoivat viitan suojassa tehdä tarpeensa maksua vastaan.

Ensimmäiset yhteiskäymälät rakennettiin munkkiluostareihin. Maamme ja tietävästi samalla Pohjoismaiden pisin käymälärivistö rakennettiin vuonna 1937 Niinisalon varuskuntaan Kankaanpäähän. Siinä oli kaikkiaan 120 istumapaikkaa, joten tarvittaessa lähes koko patteristo mahtui asioimaan tähän laitokseen.

Ulkohuussi pihan perällä muutaman kymmenen asteen pakkasessa ei ole monellekaan meistä kovin romanttinen kokemus. Olisiko jo aika ryhtyä kehittämään kunnollisia, nykyaikaisia käymälöitä niin Suomeen kuin erityisesti maailmankyläänkin ?

VESITALOUS

Sisällysluettelo 2004

N:o 1

- **Pertti Vakkilainen:** Kohti parempaa maailmaa
- **Pertti Vakkilainen:** Vesien käytön kehitys
- **Tuomo Karvonen:** Ravinteiden huuhtoutuminen valuma-aluetasolla
- **Pertti Eloranta:** Vesitiede ja vesistötutkimukset
- **Heikki Kiuru:** Asumisjätevesien puhdistaminen
- **Jorma Niemi** ja **Pertti Heinonen:** Ympäristönseurannat
- **Nora Metsäranta:** Valunnan muodostuminen rakennetuilla alueilla
- **Eira Toivanen** ja **Ville Härmä:** Orgaanisen aineen poistokokeet MIEX-prosessilla
- **Kyösti Jumppanen:** Vesistöjen hyvästä ekologisesta tilasta
- **Katriina Etholén:** Porvoon veden 90 vuotta
- **Helinä Hartikainen:** Maa josta elämme

N:o 2

- **Kristiina Isokallio:** Euroopan unioni laajenee
- **Esko Kuusisto:** Uusien EU-maiden vesivarat ja vesiongelmat
- **Simonas Valatka:** Liettuan vesisektori
- **Sylvie Fraboulet-Jussila, Mikko Punkari** ja **Jukka Tana:** Berettyó-joen päästöonnetomuuksien ehkäisy- ja torjuntasuunnitelma
- **Karri Eloheimo:** Viron vesihuoltohankkeet
- **Kari Johansson** ja **Raisa Kyrönseppä:** Romahtaako vedenkulutus Venäjälläkin?
- **Bob Gallienne:** Tallinnan veden yksityistäminen
- **Juhani Turunen:** Typensidonta ilmasta sellu- ja paperitehtaiden aktiivilietelaitoksissa
- **Markku Huhtamäki** ja **Leena Huhtamäki:** Typenpoiston tehostusta prosessijärjestelyin Raision puhdistamolla
- **Jari Lyytimäki:** Kriisi- ja rutiiniviestintä levätiedotuksessa
- **Marko Keskinen:** Taistelu vedestä
- **Pertti Seuna:** Maailman vesipäivä
- **Zbigniew Kundzevicz:** Puolan vesiongelmat

N:o 3

- **Sirpa Kurppa:** Maataloudessa mietitään suhdetta veteen
- **Jaana Uusi-Kämppä:** Kotieläintalouden vesiensuojelu ja ympäristönhoito
- **Katriina Kujala-Räty:** Haja-asutuksen jätevesipulmat
- **Markku Puustinen, Eila Turtola** ja **Sirkka Tattari:** Leudot talvet ja peltoviljely
- **Risto Uusitalo:** Fosfori maatalouden kuormituksessa
- **Sirkka Tattari** ja **Jarmo Linjama:** Vesistöalueen kuormituksen arviointi
- **Laura Alakukku:** Suorakylvö
- **Anna-Liisa Toivonen:** Vapaa-ajankalastus tuottaa ja työllistää
- **Juhani Kettunen:** Oikeudenmukaisuus ja maailmanloppu
- **Kari Ruohonen:** Kuin kala kuivalla maalla

N:o 4

- **Mikko Korhonen:** Päivästä päivään
- **Jan-Erik Enestam:** Haja-asutuksen jätevesikuormitusta on vähennettävä
- **Outi Zacheus:** Suurten laitosten toimittaman talousveden valvonta ja laatu
- **Juhani Gustafsson:** Torjunta-aineita pohjavesissä
- **Tommi Fred:** Biologinen jälkisuodatin typenpoistossa
- **Petri Juuti** ja **Tapio Katko:** Historian hallinta on myös tulevaisuuden hallintaa
- **Terhi Helmiö:** Monimuotoisten jokiuomien hydraulinen mitoitus
- **Ari Väntänen:** Sosiaalisten vaikutusten arviointi vesistörakentamisessa
- **Harri Helminen:** Umpikassitekniikka ei ratkaise kalankasvatuksen ympäristöongelmia
- **Pertti Vakkilainen:** Pitkä marssi
- **Timo Kulmala:** Vesihuollon yhteistyötä on kehitettävä

N:o 5

- **Juhani Kettunen:** Mitä vesiala voisi oppia sillinpurkituksesta?
- **Walter Schmidt:** Avaruuden vedet
- **Samuli Räisänen** ja **Heikki Turtiainen:** Telemetria ja automaatio ympäristönseurannassa
- **Marja Englund:** Patojen valvonta
- **Markku Lahti, V-P Sirniö** ja **Teppo Vehanen:** Jokien mallinnus ja telemetria
- **Jyri Rautiainen:** Jätevedenpuhdistamon etävalvonta asiantuntijapalveluna
- **Markku Puupponen:** Hydrologisten mittausten haasteet
- **Timo Huttula, Antti Lindfors** ja **Mikko Kiirikki:** Vedenlaadun seuranta automatisoituu
- **Jaakko Erkinaro** ja **Petri Karppinen:** Telemetria kalantutkimuksessa
- **Jari Silander, Jouni Pulliainen** ja **Martti Hallikainen:** Kaukokartoitus vesistöjen seurannassa
- **Piia Moilanen:** Liiketoimintaa mittauksista
- **Helena Valta:** Ylä-Savon vesihuoltoyhteistyö
- **Jan-Erik Enestam:** Vesi muuttuu tiedoksi

N:o 6

- **Riku Vahala:** Komissio vastaan Suomi
- **Jorma Kaloinen:** Typpi vesiensuojelun säännöksissä ja tavoiteohjelmissa
- **Markku Mäkelä:** Jätevedenpuhdistamoiden ravinteidenpoistovaatimukset
- **Olli-Pekka Pietiläinen, Heikki Pitkänen, Antti Räike** ja **Timo Tamminen:** Ravinteiden reitit latvavesistöistä Suomenlahden ulapoille
- **Risto Lignell** ja **Tapani Stipa:** Itämeren ravinnerajoitteisuudesta
- **Jani Sillanpää:** Typenpoistoa "täsmäolosuhteissa"
- **Pertti Seuna:** Valuntasuhteet muuttuvat salaojitetulla pellolla
- **Heljä-Sisko Helmisaari, Antti-Jussi Lindroos, John Derome, Leila Korpela, Ilari Lumme, Tiina Nieminen** ja **Pekka Nöjd:** Tekopohjavettä sadettamalla – maaperä ja kasvillisuusmuutokset
- **Juha Einola, Elina Karhu, Kai Sormunen** ja **Jukka Rintala:** Kaatopaikkojen ilmastokuormituksen vähentäminen metaaninhapetuksella
- **Tapio S. Katko:** Paluu tulevaisuuteen

WehoPuts® Pienpuhdistamot kotiin ja koko kylään

WehoPuts-pienpuhdistamot käsittelevät kirkkaiksi yhden kotitalouden tai koko kyläyhteisön jätevedet. Kotitalouksien lisäksi pienpuhdistamoon voi liittää myös kyläkoulut, loma-asunnot ja muita kiinteistöjä. Pienpuhdistamo soveltuu myös maitotilojen, pienteurastamojen, kuorimoiden yms. jätevesien käsittelyyn.

Toimitamme **kyläkohtaisen järjestelmän**, joka sisältää **kaikki tarvittavat komponentit** jätevesien puhdistamiseksi. WehoPuts-pienpuhdistamon lisäksi esim. paineviemäri- ja viettoviemäriputket, kiinteistökohtaiset jäteveden pienpumppaamot, mittauskaivot, venttiilikaivot ja tarvittavat liitososat.

WehoPuts-pienpuhdistamolla toteutettu kyläkohtainen järjestelmä on varmatoiminen ja vaivaton käyttäjälleen. Käyttömukavuudeltaan se on verrattavissa kunnalliseen viemäröintiin ja hallitun menetelmän ansiosta puhdistustulokset ovat erittäin korkealuokkaiset.

WehoPuts®-pienpuhdistamon edut:

- ***Joustava mitoitus: yhden perheen tai useamman kiinteistön yhteinen puhdistamo***
- ***Helppohoitoinen ja vaivaton, automatisoitu prosessi***
- ***Erinomaiset puhdistustulokset***
- ***Sallii hyvin kuormitusvaihteluita***
- ***Alhaiset käyttökulut***
- ***Hajuton***
- ***Kestävä, tiivis ja pitkäikäinen rakenne***

KWH PIPE

Oy KWH Pipe Ab
PL 21, 65101 Vaasa
Puhelin (06) 326 5511
Telefax (06) 315 3088
www.kwhpipe.fi