UUDENMAAN
YMPÄRISTÖKESKUS
NYLANDS
MILJÖCENTRAL

Julkaisuja
Publikationer
3

Tero Taponen

Laskeutusaltaat maatalouden vesiensuojelussa

Sammandrag: Sedimenteringsbassänger inom jordbrukets vattenskydd

Helsinki
Helsingfors 1995

Tero Taponen

Laskeutusaltaat maatalouden vesiensuojelussa

Sammandrag: Sedimenteringsbassänger inom jordbrukets vattenskydd

Helsinki
Helsingfors 1995

Ulkoasun suunnittelu: Terttu Halme

Julkaisutilaukset:
Uudenmaan ympäristökeskus
PL 36, 00521 Helsinki
puh. (90) 148 881/tiedotus

ISSN 1238 - 5611
ISBN 952 - 11 - 0006 - 0

Hakapaino Oy, Helsinki 1995

SISÄLLYS

OSA I. TEORIASELVITYS

1 JOHDANTO 3

2 LASKEUTUSALTAAN TEORIAA 3
2.1 Altaan toimintaan vaikuttavia tekijöitä 4
2.1.1 Hiukkasten laskeutuminen 4
2.1.2 Resuspensio 4
2.1.3 Fosforin reaktiot 6
2.1.4 Vesikasvillisuus 6
2.1.5 Mikrobitoiminta 7
2.1.5.1 Nitrifikaatio 7
2.1.5.2 Denitrifikaatio ja siihen vaikuttavat tekijät 7
2.1.5.2.1 Denitrifikaation nopeus 9

3 LASKEUTUSALTAAN TOTEUTUS 9
3.1 Mitoitusperusteita 10

4 TUTKIMUSTULOKSIA 11
4.1 Suomi 11
4.2 Muut pohjoismaat 13
4.3 USA ja Kanada 15

5 TUTKIMUSMENETELMISTÄ 17
5.1 Ainetaseet 17
5.2 Sedimentaatio 18

6 JOHTOPÄÄTÖKSET 19

KIRJALLISUUS 20

II OSA. LASKEUTUSALTAIDEN VEDENLAADUN SEURANTA HELSINGIN VESI- JA YMPÄRISTÖPIIRISSÄ VUOSINA 1993 ja 1994 25

SAMMANDRAG 48

Kuvailulehti 55

Presentationsblad 56

1 JOHDANTO

Vesistöjen haitallisen rehevöitymisen ehkäisemisessä on viime vuosikymmeninä saatu merkittävää edistystä aikaan erityisesti yhdyskuntien fosforikuormituksen vähentämisen kautta. Tämä on merkinnyt hajakuormituksen suhteellisen osuuden kasvamista. Valtaosa fosforin ja typen hajakuormituksesta on nykyään peräisin maataloudesta. Kuormitus jopa ylittää teollisuuden ja asutuksen yhteenlasketun kuormituksen (Rekolainen & Kauppi 1992). Mikäli Suomen ilmaston muuttumisesta esitetyt ennusteet toteutuvat, tulee entistä suurempi osa sateesta vetenä sulaan maahan kasvien kasvukauden ulkopuolella, ja hajakuormitusta aiheuttava huuhtouma tulee näin lisääntymään.

Maa- ja metsätalousministeriö sekä ympäristöministeriö vahvistivat vuonna 1992 maaseudun ympäristöohjelman, jossa määritellään maatalouden ympäristönsuojelun tavoitteet. Yhtenä tavoitteena on mainittu puhtaat vedet. Maaseudun ympäristöohjelman pohjalta syntyneessä Hyvät viljelymenetelmät -lehtisessä (maa- ja metsätalousministeriön työryhmämuistio 1993:7) esitetään eräänä vesiensuojelun keinona laskeutusaltaita, joilla pysäytetään maa-aineksen ja ravinteiden kulkeutuminen vesistöön. Muistiossa kerrotaan, että altaiden suunnitteluun ja mitoitukseen voi saada apua vesi- ja ympäristöpiireiltä (1.3.1995 lähtien alueellisia ympäristökeskuksia). Piireillä on ollut vuodesta 1992 käytössään ohjeita suunnittelun ja mitoituksen pohjaksi (Heino ym. 1992), mutta kokemuksia ja tietoja laskeutusaltaiden käytöstä maatalouden vesiensuojelussa ei juuri nimeksikään. Laskeutusaltaiden käyttöä vesiensuojelukeinona on Suomessa tutkittu puhdistuslaitostekniikan lisäksi enemmän metsätaloudessa (esim. Joensuu 1990, Roila 1990 ja turvetuotannossa (esim. Koskinen 1983, Selin ja Koskinen 1985, Ihme ym. 1991 ja Vesi- ja ympäristöhallitus 1991), mutta maataloudessa ei juuri lainkaan.

Tässä raportissa esitellään laskeutusaltaiden toiminnan teoreettisten perusteiden lisäksi sellaisia kotimaisia ja ulkomaisia tutkimuksia, joissa altaita on käytetty maatalouden aiheuttaman hajakuormituksen vähentämiseen, sekä tutkimuksia joiden tuloksia voidaan tähän tarkoitukseen soveltaa. Hyvin suuren mittakaavan altaita, joista ovat raportoineet mm. Benndorf & Putz (1987) ja Fiala & Vasata (1982) ei tässä yhteydessä tarkastella.

2 LASKEUTUSALTAAN TEORIAA

Laskeutusaltaalla tarkoitetaan yksinkertaisimmillaan ojastoon kaivamalla tai patoamalla aikaansaatua läpivirtausallasta, jonka avulla pyritään hidastamaan veden virtausnopeutta ja siten laskeuttamaan veden mukanaan kuljettamaa maa-ainesta ja siihen sitoutuneita ravinteita. Luontoon rakennettujen maapohjaisten altaiden toimintaan voi huomattavasti vaikuttaa myös altaissa tapahtuva mikrobitoiminta sekä altaisiin mahdollisesti kehittyvä kasvillisuus. Ihanteellisen laskeutusaltaan ominaisuuksiin kuuluvat halpa ja helppo toteutettavuus sekä hyvät hoito- ja tyhjennysmahdollisuudet, mutta vähäinen hoitotarve, sillä altaiden rakentaminen yksittäisten maatilojen alueelle on

perustunut vapaaehtoisuuteen. Euroopan unionin jäsenyyden myötä tilanne on muuttumassa siten, että altaiden toteuttamiseen voi hakea maatalouden ympäristötukea.

2.1 Altaan toimintaan vaikuttavia tekijöitä

2.1.1 Hiukkasten laskeutuminen

Vesihuoltotekniikassa on laskeutusaltaiden mitoituksessa käytetty apuna ns. pintakuormateoriaa, ja samaa teoriaa voitaneen soveltaa maataloudenkin laskeutusaltaisiin. Pintakuormateoriassa oletetaan että suorakulmaiseen altaaseen tuleva virtaus jakaantuu tasaisesti ja virtausnopeus on sama kaikkialla altaassa. Tällöin altaaseen pidättyvän hitaimmin laskeutuvan hiukkasen laskeutumisnopeus on sama kuin altaan tulovirtaaman ja altaan pinta-alan osamäärä ($Q\ m^3\ s^{-1}$ / $A\ m^2$). Pintakuorman dimensiona käytetään metriä tunnissa ($m\ h^{-1}$). Teoriaa on tarkemmin esitellyt mm. Kajosaari (1981). Hiukkasten laskeutumisnopeus voidaan arvioida Stokesin lain perusteella. Tällöin oletetaan että

1) laskeutuvat hiukkaset ovat isoja verrattuna molekyyleihin, mutta riittävän pieniä, jotta niiden laskeutumista vastustavana ainoana voimana voidaan pitää viskositeettia
2) hiukkanen on kova, sileä ja pallonmuotoinen
3) lähekkäiset hiukkaset eivät estä toistensa laskeutumista.

Taulukossa 1 on esitetty eri kokoisten hiukkasten laskeutumisnopeuksia ja laskeutumiseen kuluva aika metriä kohden. Esitetyt laskeutumisnopeudet ovat teoreettisia, ja siten vain suuntaa antavia, sillä luonnossa Stokesin lain ehdot eivät täyty ainakaan hiukkasten muodon osalta. Merkittävää on myös, että pienet hiukkaset voivat esiintyä yhteen takertuneina muruina, joiden koko vastaa selvästi karkeamman maalajin hiukkaskokoa. Lisäksi luonnossa virtaus on hyvin usein turbulenttista, mikä häiritsee hiukkasten suoraviivaista laskeutumista.

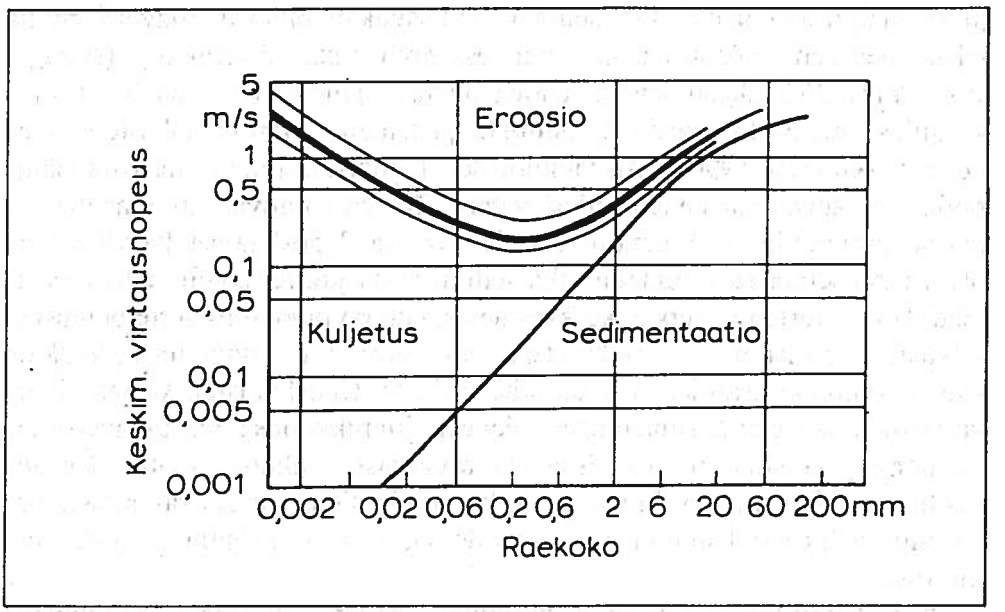
2.1.2 Resuspensio

Altaan pohjalle laskeutunut kiintoaine ravinteineen ei välttämättä ole vielä poistunut vesistöä kuormittamasta, sillä sopivissa virtausoloissa kiintoainetta voi resuspendoitua. Tätä voi tapahtua erityisesti syksyn ja kevään ylivirtaamakausina, jolloin alivirtaaman aikana sedimentoitunutta hienojakoista ainetta voi lähteä uudestaan kulkeutumaan. Hiukkaset lähtevät liikkeelle kun veden hydraulinen irroitusvoima on yhtä suuri tai suurempi kuin hiukkasten ja pohjan välinen kitkavoima yhdistettynä hiukkasten välillä vallitseviin voimiin (Aho ja Kantola 1985). Osa kiintoaineesta on niin karkeaa, ettei se juurikaan sekoitu vesimassaan, vaan liikkuu pääasiassa pohjakulkeumana. Veden virtauksesta aiheutuvaa resuspensiota ei teoriassa tapahdu alle 0,1 $m\ s^{-1}$ virtausnopeudessa (kuva 1). Veden virtauksen lisäksi resuspensiota voivat aiheuttaa altaassa mahdollisesti ruokailevat vesilinnut

tai kalat. Avoimilla paikoilla olevissa matalissa altaissa voi tapahtua myös tuulen aiheuttamaa pohjasedimentin resuspensiota. Resuspension ehkäisemiseksi altaat olisi syytä mitoittaa ylivirtaamien mukaan, tai tyhjentää kertynyt liete ennen tulvia, ellei altaiden mahdollinen muu käyttö aseta tyhjentämiselle esteitä. Tyhjentäminen voi myös haitata typen pidättymistä altaassa (kts. kappale 2.1.5.2). Virtauksen aiheuttamaa resuspensiota voidaan vähentää myös johtamalla suurimmat tulvahuiput altaan ohi.

Taulukko 1. Maahiukkasten laskeutumisnopeus seisovassa vedessä. Veden lämpötila on 10 °C ja hiukkasten tiheys 2,65 g cm^{-3}. (Heino ym. 1992).
Tabell 1. Jordpartiklarnas sedimenteringshastighet i stillastående vatten. Vattentemperaturen är 10 °C och partikeltätheten 2,65 g cm3 (Heino et al. 1992).

Hiukkanen		Laskeutumis-nopeus mm s^{-1}	Laskeutumis-aika 1 m kohden
Laji	Halkaisija mm		
Sora (20–2)	10,0	1000	1 s
Hiekka (2–0,2)	0,8	83	12 s
	0,6	63	16 s
Hieta (0,2–0,02)	0,08	6	3 min
	0,06	3,8	4 min
Hiesu (0,02–0,002)	0,008	0,08	3 h
	0,006	0,065	4 h
	0,002	0,0062	45 h
Savi (<0,002)	0,0015	0,0035	79 h
	0,0001	0,000015	750 d
Kolloidit	0,00001	0,00000015	205 a



Kuva 1. Veden virtausnopeuden vaikutus maa-aineksen eroosioon, kuljetukseen ja sedimentaatioon (Selmer-Olsen 1971 ref. Heino ym. 1992)
Fig. 1. Inverkan av strömningshastigheten på jorderosionen, -transporten och -sedimentationen (Selmer-Olsen 1971 ref. Heino et al. 1992).

2.1.3 Fosforin reaktiot

Maataloualueilla vesistöihin joutuvasta fosforista noin 75 % on kiintoaineeseen sitoutunutta ja 25 % liukoista reaktiivista fosforia (Pietiläinen & Rekolainen 1991, Ekholm 1992). Kiintoaineeseen sitoutunutta fosforia voi vapautua liukoiseen muotoon tietyissä oloissa. Tärkeimpiä liukenemiseen vaikuttavia ympäristötekijöitä ovat happipitoisuus ja pH. Happipitoisuuden laskiessa tarpeeksi rauta- ja alumiiniyhdisteisiin sitoutunutta fosforia alkaa vapautua veteen. pH:n nousulla on myös fosforin liukenemista lisäävä vaikutus. Laskeutusaltaassa veden happipitoisuus voi laskea kriittiselle tasolle, jos pohjalla on runsaasti helposti hajotettavaa orgaanista ainesta ja samaan aikaan altaan viipymä on pitkä. Erityisen helposti tällainen tilanne voi syntyä talvella, jolloin lisäksi jääpeite estää hapen vaihdon ilmakehän ja veden välillä.

2.1.4 Vesikasvillisuus

Ajan myötä altaisiin alkaa perifyyttisten levien lisäksi todennäköisesti kehittyä korkeampaa vesikasvillisuutta tai sitä voidaan niihin haluttaessa istuttaa, elleivät veden syvyys tai maaperäolot, esim mahdollinen liika happamuus, estä kasvien juurtumista.

Kasvillisuus vaikuttaa ravinteiden ja kiintoaineen dynamiikkaan altaassa monella tavoin. Kasvit, joilla on hyvin kehittynyt juuristo, ottavat kasvuunsa tarvitsemansa ravinteet pääosin juurten kautta maaperästä. Tällaisia kasveja ovat useimmat ilmaversoiset kosteikkokasvit ja osa kelluslehtisistä kasveista (esim. järviruoko, järvikaisla, sarat, monet palpakot, lumpeet ja ulpukka). Kasvien lakastuessa osa maanpäällisen verson ravinteista varastoidaan juuristoon, missä ne ovat taas seuraavalla kasvukaudella käytettävissä, mutta lakastuneeseen versoon jää silti suuri osa ravinteista. Järviruo'olla (*Phragmites australis*) lakastuneiden lehtien mukana putoaa 10 – 20 % kasvien kesällä sisältämästä typestä ja fosforista, ja saman verran jää lakastuneeseen korteen (Granéli 1990). Mikrobiologisen hajotustoiminnan ansiosta nämä ravinteet vapautuvat ennen pitkää veteen. Kasvit toimivat siis eräänlaisina ravinnepumppuina sedimentin ja veden välillä. Uposlehtiset kasvit voivat ottaa tarvitsemiansa ravinteita sekä sedimentistä juurten avulla että vedestä lehdillään. Juurten ja verson keskinäinen suhde ravinnonotossa riippuu usein selvästi ympäristön ravinteikkuudesta: mitä enemmän ravinteita vedessä on sitä suuremman osan kasvi ottaa niitä vedestä. Uposlehtisten kasvien kyky varastoida ravinteita suhteellisen pieneen juurakkoonsa on ilmaversoisia huonompi, ja siten niiden sitomista ravinteista valtaosa joutuu kasvien kuoltua takaisin veteen. Puuvartisiin kasveihin sitoutuneista ravinteista osa on niin vaikeasti hajotettavassa muodossa, että se poistuu pysyvämmin kierrosta.

Kasvillisuuden ajoittaisella korjuulla saadaan versoihin sitoutuneita ravinteita pois altaasta ja vesistöstä. Järviruo'on maanpäällisten osien fosforipitoisuus on Granélin (1990) mukaan Etelä-Ruotsissa 0,12 – 0,15 % kuiva-aineesta ja typpipitoisuus 1,2 % kuiva-aineesta. Tiheä järviruokokasvusto voi sisältää 10 000 kg kuiva-ainetta hehtaarilla, ja siten jopa 15 kg

fosforia ja 120 kg typpeä. Uposlehtisen vesiruton (*Elodea canadensis*) fosforipitoisuus on 0,59 - 1,18 % (1,2 - 2,4 kg P ha^{-1}) ja typpipitoisuus 2,51 - 3,86 % (5,0 - 7,7 kg N ha^{-1}) kuiva-aineesta, ja kuiva-aineen määrä hehtaarilla 200 kg Puustisen ja Lindqvistin (1982) keräämien tietojen mukaan.

Kasvillisuuden poistolla voi kuitenkin olla kielteinen vaikutus altaan denitrifikaatiotoiminnalle, sillä denitrifikaation edellytyksenä on riittävä orgaanisen aineen määrä (kts. kappale 2.1.4.2.1.). Myös maisemalliset ja luonnonsuojeluun liittyvät arvot on otettava huomioon kasvillisuuden poistoa suunniteltaessa.

Vesikasvillisuudella on vaikutusta myös altaan hydraulisiin oloihin. Kasvien pinnan lähellä veden virtausnopeus hidastuu ja hiukkasten sedimentoitumisedellytykset paranevat. Kasvillisuuden tulisi olla tasaisesti jakautunut eikä se saisi olla liian tiheää, sillä muutoin altaaseen tuleva vesi voi etsiä itselleen yhden tai muutamia kapeita uomia kasvillisuuden läpi. Tällöin suurin osa altaasta saattaa jäädä virtauksen ulkopuolelle, ja varsinainen tehollinen allastilavuus pienenee koska vesi ei vaihdu koko altaassa.

Suurvesikasvit tarjoavat myös kiinnittymispintaa epifyyttisille leville ja bakteereille, jotka käyttävät aineenvaihduntaansa veteen liuenneita ravinteita. Toisaalta tiheä epifyyttikasvusto voi estää isäntäkasvinsa kasvua ja siten ravinteiden käyttöä (Bishop & Eighmy 1989).

2.1.5 Mikrobitoiminta

Vedessä ja sedimentissä elävillä mikrobeilla on keskeinen tehtävä erityisesti typen muuntumisprosesseissa, joista merkittävimmät ovat nitrifikaatio ja denitrifikaatio. Jansson ym. (1991) ovat selvittäneet typen muuntumiseen vaikuttavia tekijöitä maatalousalueen virtaavissa vesissä. Olot laskeutusaltaassa vastaavat pitkälti virtavesien oloja, joten seuraavat nitrifikaatiota ja denitrifikaatiota käsittelevät kohdat perustuvat suurelta osin em. selvitykseen.

2.1.5.1 Nitrifikaatio

Nitrifikaatiossa aerobiset bakteerit hapettavat ammoniumia nitriitin kautta nitraatiksi. Vesiympäristössä nitrifikaatiota tapahtunee merkittävässä määrin vain alueilla, joilla sedimentin pinnassa tapahtuva orgaanisen aineen hajotus tuottaa ammoniumia, ja joilla happipitoisuus on riittävä ammoniumin hapetukseen. Maatalousalueilta, etenkin peltoalueilta, huuhtoutuvasta typestä valtaosa on yleensä jo veteen joutuessaan nitraattimuodossa.

2.1.5.2 Denitrifikaatio ja siihen vaikuttavat tekijät

Denitrifikaatiolla tarkoitetaan tapahtumaa, jossa bakteerit pelkistävät nitraattia typpikaasuksi. Välituotteina reaktiossa ovat nitriitti ja typpioksiduuli. Prosessista huolehtivat kemo-organotrofiset bakteerit (mm. suvuissa

Pseudomonas, Actinobacter, Bacillus ja Micrococcus) jotka käyttävät hapettuneita typpiyhdisteitä elektronin vastaanottajina orgaanisen aineksen hapettamisessa. Ensisijaisesti hapettamisessa käytetään kuitenkin vapaata happea, ja siksi merkittävässä määrin denitrifikaatiota tapahtuukin yleensä pohjasedimentissä, missä on hajottamiskelpoista orgaanista ainesta ja vain vähän happea.

Denitrifikaation nopeuteen vaikuttavat monet tekijät joiden keskinäinen osuus vaihtelee paljon ajallisesti ja alueellisesti.

Typpipitoisuuus

Maanviljelysalueiden jokivesissä on yleensä runsaasti typpeä, josta valtaosa yleensä nitraattina. Minään vuodenaikana nitraattipitoisuus, toisin kuin joskus rehevissä järvissä, ei laske nollaan eli denitrifikaation edellytykset täyttyvät tältä osin, eikä nitraatin puute siis useinkaan rajoita denitrifikaatioaktiivisuutta. Nitraatin puutteesta johtuvaa denitrifikaation heikkenemistä voi kuitenkin ilmetä maanviljelysalueiden vesissä joskus kesällä kun lämpötila- ja muut edellytykset denitrifikaatiolle ovat hyvät mutta nitraatin saanti vedestä on vähimmillään.

Orgaaninen aine

Orgaanisen aineksen puute on mahdollisesti yksi tärkeimpiä denitrifikaatiota rajoittavia syitä. Maatalousalueiden pienissä virtavesissä orgaaninen aines on pääosin alloktonista ja siten jo osittain hajonnutta. Laskeutusaltaiden pohjilla denitrifikaation edellytykset voivat olla paremmat sinne sedimentoituvan orgaanisen ja epäorgaanisen aineksen ansiosta. Kasvijätteisen akkumulaatiopohjan denitrifikaatiopotentiaalin on havaittu olevan 3 - 5 kertaa suurempi kuin minerogeenisemman pohjan (Christensen & Sörensen 1988). Autoktoninen materiaali on parempi alusta mikrobeille, ja biofilmissä tapahtuvan denitrifikaation on havaittu olevan suhteessa biofilmin orgaanisen aineksen määrään. Tässä suhteessa laskeutusaltaissa, joissa on orgaanista ainetta tuottavaa kasvillisuutta, voivat denitrifikaatio-olot olla paremmat kuin täysin paljaissa altaissa. Myös runsas kasvillisuus jokien ja ojien varrella tuottaa orgaanista ainetta, joka voi sedimentoitua altaisiin.

Happiolot

Bakteerit käyttävät nitraatin happea elektroniakseptorina vähähappisissa oloissa. Biofilmissä tapahtuva denitrifikaatio on suuressa määrin happirajoitteista. Päiväsaikaan, jolloin autotrofit tuottavat happea on denitrifikaation määrä selvästi yöaikaa vähäisempi (Nielsen et al 1990a, 1990b).

Lämpötila ja pH

Denitrifikaatiobakteerit voivat toimia lähes jäätymispisteestä aina yli 30° C lämpötilaan saakka. Lämpötiloissa 4 - 25° C denitrifikaationopeus kasvaa 1,5 - 3 kertaiseksi lämpötilan noustessa 10° C. Suotuisin pH on denitrifikaation kannalta 6 - 8.

Virtausnopeus

Tulva–aikojen alhainen denitrifikaatio voi usein alhaisen lämpötilan ohella olla seurausta siitä, että sedimentoituminen on vähäistä ja näin ollen orgaanisen aineen siirto sedimenttiin vähäistä. Hapen siirto sedimenttiin nopeutuu virtausnopeuden kasvaessa ja estää siten denitrifikaatiota.

2.1.5.2.1 Denitrifikaation nopeus

Jansson ym.(1991) tutkivat denitrifikaation merkitystä typen kierrossa eteläruotsalaisessa joessa, jonka 200 km^2:n valuma–alueesta 80 % on maatalousaluetta. Denitrifikaatinopeus joessa eroosio– ja transportaatiopohjilla vaihteli kesällä 2 mg m^{-2} h^{-1} ja 46 mg m^{-2} h^{-1} välillä, ja oli keskimäärin 18 mg m^{-2} h^{-1}. Talvella denitrifikaationopeus oli vain 10 % kesäisestä. Ainetaselaskelmien perusteella denitrifikaation kautta poistui vuositasolla noin 4 % nitraatista. Marginaalista suurempaa merkitystä denitrifikaatiolla ei ollut muulloin kuin normaaleilla kesävirtaamilla, vaikka se vastasi lähes kaikesta typen pidättymisestä jokiuomassa. Joen alajuoksulla olevan 1,5 ha:n patoaltaan suhteellinen osuus typen pidättymisessä oli sen sijaan merkittävä: puolet koko joen 4 %:n typenpidätyksestä tapahtui altaassa. Kesällä altaaseen pidättyi viikkotasolla enimmillään 25 %, ja talvella 0,5 – 5 % typpivirtaamasta. Altaassa denitrifikaation osuus typen kokonaishävikistä oli kesällä alle 30 % (alle 7,5 % kokonaiskuormituksesta) ja talvella vain 3 % (0,1 % kokonaiskuormituksesta). Lopun typen kirjoittajat arvelivat sedimentoituneen orgaanisen aineen mukana.

Cooke ja White (1987) arvioivat englantilaisen maatalousalueen joen kesäiseksi denitrifikaationopeudeksi 11 mg m^{-2} h^{-1} normaalivirtaamilla, mikä vastasi 15 % kuormituksesta. Hill (1979) arvioi Kanadalaisen joen kesäiseksi denitrifikaatiotehoksi noin 15 % kuormituksesta ja vuotuiseksi tehoksi 5 – 6 %.

Leonardson (1991) tutki Etelä–Ruotsissa joen patoamisella aikaansaatujen tulvaniittyjen denitrifikaationopeuksia. Niityt padottiin 4 – 11 vuorokaudeksi, minkä jälkeen niiden annettiin kuivua 3 – 7 vuorokautta. Denitrifikaationopeudet vaihtelivat 2 mg m^{-2} h^{-1} ja 9 mg m^{-2} h^{-1} välillä. Eri alueiden välisen vaihtelun lisäksi mittauksissa todettiin denitrifikaationopeuksissa suurta vaihtelua myös alueiden sisällä. Vuotuisen typenpoistuman määräksi kirjoittaja arvelee 370 kg ha^{-1}.

3 LASKEUTUSALTAAN TOTEUTUS

Laskeutusaltaat on yleensä luonnollisinta sijoittaa paikkoihin, joissa veden virtausnopeus muutenkin hidastuu, esimerkiksi rumpujen yläpuolelle ja ojien kaltevuuden muutoskohtiin. Tällaisissa paikoissa on usein mahdollista tehdä laskeutusallas myös patoamalla, tai kaivamista ja patoamista yhdistämällä. Näin voidaan saada aikaan helposti melko suuriakin altaita.

Patoaltaan suunnittelussa ja sijoittamisessa on kuitenkin otettava huomioon altaan mahdollinen vaikutus lähialueen kuivatustilaan.

3.1 Mitoitusperusteita

Allas on syytä mitoittaa suurelle virtaamalle, koska tulva-aikoina veden kiintoaine- ja ravinnepitoisuudet ovat yleensä suurimmillaan. Suomen oloissa vuotuisesta kiintoainevirtaamasta yli 90 % voi tapahtua kevättulvan aikana (Wartiovaara 1975, Seuna 1982). Myös fosforista suuri osa huuhtoutuu tulva-aikana, sillä peltoviljelyalueen valumavesissä kiintoainepitoisuus yleensä korreloi positiivisesti fosforipitoisuuden kanssa. Rekolaisen (1992) tutkimuksissa on havaittu että peltoalueen vuotuisesta fosforihuuhtoumasta jopa puolet voi tapahtua virtaamahuippujen aikana, joiden kesto on yhteensä vajaan viikon mittainen.

Maatalouden hajakuormituksen vähentämiseen tähtäävien altaiden mitoitusohjeita ovat esittäneet Heino ym. (1992) sekä Leonardson (1994). Heino ym. (1992) ovat pitäneet lähtökohtanaan sitä, että laskeutusaltaita käytetään hiesua karkeampien maa-ainesten laskeuttamiseen peruskuivatustöiden yhteydessä. He ovat esittäneet peltoviljelyalueelle kaivamalla tehtävän altaan mitoitukseen seuraavia perusteita:

1) mitoitusvirtaama MHQ (keskiylivirtaama, $m^3\ s^{-1}$)
2) pintakuorma 2,0 m h^{-1}
3) viipymä 0,5 - 1,0 h
4) minimitilavuus viipymän perusteella
5) altaan enimmäisleveys puhdistuskaluston mukaan, noin 15 m
6) syvyys varastotilan vuoksi mahdollisimman suuri
7) virtausnopeus altaassa laskeutuvaksi halutun raekoon perusteella (kuva 1).

Tarvittavan altaan pinta-alan A (m^2) laskeminen, kun tunnetaan mitoitusvirtaama Q ($m^3\ s^{-1}$) ja pintakuormaPK (m h^{-1}) voidaan tehdä seuraavalla kaavalla:

$$A = Q / (PK / 3\ 600)$$

Laskeutusallasta suunniteltaessa olisi hyvä tietää käsiteltävän veden sisältämien hiukkasten kokojakauma, tai ainakin altaan valuma-alueen pintakerroksen maalajit. Näin allas voitaisiin mitoittaa laskeuttamaan halutun koon ylittävät hiukkaset, ja samalla olisi mahdollista arvioida altaalla saavutettava kuormituksen vähennys. Veden kiintoaineen hiukkasten kokojakauma voidaan määrittää ainakin röntgen- ja lasertekniikkaan perustuvilla menetelmillä. Niiden heikkoutena on kuitenkin näytteiden työläs konsentrointi ennen mittausta. Paremman menetelmän kehittäminen veden kiintoaineen hiukkaskokojakauman analysoimiseksi onkin tärkeää laskeutusallastutkimuksen kannalta.

Ruotsissa Leonardson (1994) on päätynyt erilaisia kosteikkoratkaisuja kartoittaneen kirjallisuuskatsauksen pohjalta suosittamaan erityisesti typpi-

kuormituksen vähentämiseen suunnatun, mutta myös fosforia ja kiintoainetta vähentävän laskeutusaltaan mitoitukseen seuraavia perusteita:

1) viipymä vähintään 3 – 5 vuorokautta tavallisilla ylivirtaamakausilla (under normala högvattenperioder)
2) altaan pinta–ala vähintään 1 – 2 % valuma–alueen pinta–alasta
3) altaan pituuden ja leveyden suhde oikovirtausten estämiseksi vähintään 10:1

Turvetuotantoalueilta huuhtoutuvan kiintoaineen pysäyttämiseen tarkoitettujen laskeutusaltaiden mitoitukseen on päädytty suosittelemaan seuraavia mitoitusperusteita (Vesi– ja ympäristöhallitus 1991):

1) mitoitusvaluma 300 l s^{-1} km^{-2}.
2) virtausnopeus enintään 0,01 m s^{-1}.
3) viipymä mitoitusvaluman aikana vähintään 1,0 h.
4) pintakuorma enintään 1,0 m^{-3} m^{-2} h^{-1}.
5) maksimileveys 8 m, jotta allas voidaan puhdistaa kokonaan altaan toiselta puolelta. Altaan pituus määräytyy mitoitusvaluman ja pintakuorman perusteella.
6) lietetilaa vähintään 4 m^3 tuotantoaluehehtaaria kohti.
7) valuma–alueen koko enintään 30 – 50 ha. Tuotantokentän ulkopuoliset vedet johdetaan lietealtaiden kautta laskeutusaltaan ohi.

Metsäojitusalueilla laskeutusaltaat on suunniteltu ojitusalueilta kulkeutuvan, pääasiassa karkeajakoisen kiintoaineksen pysäyttämiseen. Altaiden valuma–alueet ovat usein hyvin pieniä (Roila 1990, Joensuu 1990), ja altaiden koko tavallisesti huomattavasti esim turvetuotantoalueiden laskeutusaltaita pienempi. Metsäojitusten aiheuttaman kiintoainehuuhtouman pysäyttämiseen tarkoitettujen laskeutusaltaiden toteutukseen on suositeltu seuraavia mitoitusperusteita (Anon. 1993):

1) leveys 3 – 6 m
2) pituus 10 – 40 m
3) pinta–ala 2 – 5 m^2 valuma–aluehehtaaria kohti
4) lietetilavuus 2 – 5 m^3 valuma–aluehehtaaria kohti
5) valuma–alue enintään 30 – 40 ha

4 TUTKIMUSTULOKSIA

4.1 Suomi

Laskeutusaltaiden käyttö maatalouden kuormituksen vähentämisessä on Suomessa vielä uutta ja altaita on toistaiseksi toteutettu melko vähän. Ensimmäiset altaat on ilmeisesti tehty Köyliönjärven valuma–alueelle (Hirvonen 1991). Vuonna 1988 kaivettuun altaaseen jäi Hirvosen mukaan

kahdessa vuodessa 80 m^3 sadan hehtaarin peltovaltaiselta valuma-alueelta kulkeutunutta maa-ainesta. Köyliössä peltojen muokkauskerroksessa vallitsevat maalajit ovat karkea ja hieno hieta (Kähäri ym. 1987). Hirvonen on raportoinut toisestakin alueelle rakennetusta altaasta (Hirvonen 1992, Hirvonen julkaisematon aineisto). Tämän altaan valuma-alue on 575 ha (peltoprosentti 30) ja altaan pinta-ala 2 100 m^2, joten altaan pinta-ala on 0,04 % valuma-alueesta. Allas on mitoitettu ($MHq_{1/20}$) hiesulle, pintakuorma 2,0 m h^{-1}, ja siihen on istutettu vesikasveja. Altaaseen sisään ja ulos virtaavasta vedestä on otettu vesinäytteitä tiheimmillään vajaan viikon välein, yleensä paljon harvemmin. Vesinäytteissä on ollut suuriakin eroja kokonaisfosfori-, typpi- ja kiintoainepitoisuuksissa altaan ylä- ja alapuolella. Useimmiten altaan alapuolelta on mitattu selvästi pienempiä fosfori- ja kiintoainepitoisuuksia kuin yläpuolelta. Typen kohdalla suurimmat erot ovat toisinpäin. Ainakin keväällä 1993 vedestä on analysoitu myös liukoista fosfaattifosforia. Fosfaattifosforin pitoisuudessa tulevan ja lähtevän veden välillä oli enimmillään 71 %:n ero. Ainetaselaskelmien mukaan allas vähentää kiintoainetta ja fosforia noin 50 %, typpipitoisuutta ei juurikaan (Hirvonen, suullinen tiedonanto 21.9.1993). Näytteenoton harvuuden ja säännöllisen virtaamamittauksen puutteen vuoksi laskelmien virherajat ovat kuitenkin suuret.

Helsingin vesi- ja ympäristöpiiri on seurannut yhteensä kolmen laskeutusaltaan vaikutusta peltoviljelyalueilta tulevien ojien vedenlaatuun vuosina 1993 - 94. Seuraavassa on esitetty lyhyt yhteenveto altaista ja seurantatuloksista. Tarkemmin tuloksia esitellään tämän julkaisun toisessa osassa.

Kaksi altaista sijaitsee Lahden Vesijärveen laskevan Myllyojan valuma-alueella, toinen pääuomassa ja toinen sivu-uomassa, Kytyänojassa. Myllyojan valuma-alue on 30 km^2 ja pellon osuus 41 %. Myllyojan suun läheisyyteen vuonna 1992 kaivettu 160 m:n pituinen ja keskimäärin noin 1,2 metrin syvyinen allas on pinta-alaltaan noin 3 100 m^2, eli 0,01 % valuma-alueestaan. Kytyänojaan vuonna 1990 lähinnä kastelualtaaksi padotun ja kaivetun altaan pinta-ala on noin 1 ha, eli 0,15 % ojan 6,5 km^2:n valuma-alueesta, ja keskisyvyys noin 1,5 m. Sammalkorpi (1992) aloitti Kytyänojan altaan vedenlaadun seurannan ja havaitsi kesäaikana altaasta lähtevässä vedessä huomattavasti tulevaa vettä pienempiä kokonaisfosfori ja -typpipitoisuuksia. Sammalkorvella oli vain yksi kevätaikainen havainto ja sen mukaan altaasta lähtevän veden fosfori- ja typpipitoisuus oli tulevaa vettä korkeampi. Helsingin vesi- ja ympäristöpiirin tutkimuksissa havaittiin myös kesäaikaista ravinteiden ja kiintoaineen pidättymistä. Keväällä fosfori- typpi ja kiintoainepitoisuudet olivat sen sijaan hyvin usein selvästi korkeampia altaasta lähtevässä kuin sinne tulevassa vedessä. Näytteenoton harvuuden ja virtaamamittausten puutteellisuuden vuoksi mielekkäitä ainetaselaskelmia ei ole voitu tehdä, mutta näyttää vahvasti siltä että tällä hetkellä allas ei vuositasolla pidätä ravinteita ja kiintoainetta, vaan niitä huuhtoutuu suurten virtaamien aikana altaasta. Syynä huuhtoutumiseen voi olla altaan ravinteikkaan maaperän eroosio.

Myllyojan pääuoman altaalla eroja altaaseen tulevan ja siitä poistuvan veden fosfori- ja typpipitoisuuksissa ei juurikaan ole ollut. Kiintoainepitoisuus sen sijaan on usein ollut lähtevässä vedessä pienempi kuin tulevassa, mutta erot eivät ole olleet suuria. Altaan sijainti hyvin tasaisen ojaosuuden

jälkeen voi vaikuttaa siten, että helpoimmin sedimentoituva aines laskeutuu suurelta osin jo altaan yläpuoliseen uomastoon, ja altaaseen asti kulkeutuva aines on ilmeisesti pääosin niin hienojakoista, ettei sitä saada tällaiseen altaaseen sedimentoitumaan.

Karjalohjan Puujärveen laskevaan Luhjunojaan kaivetun laskeutusaltaan vedenlaadusta Helsingin vesi- ja ympäristöpiirillä on ensimmäiset tiedot syksyltä 1993, mutta säännöllinen seuranta alkoi keväällä 1994. Pinta-alaltaan noin 2 200 m^2:n laajuinen ja keskimäärin 1,2 m:n syvyinen allas kaivettiin ojaan elokuussa 1993 paikallisen suojeluyhdistyksen toimesta. Luhjunojan valuma-alue on noin 8,5 km^2 ja peltoprosentti 28. Altaan koko on noin 0,025 % valuma-alueen koosta.

Vesianalyysitulosten mukaan altaasta lähtevän veden kiintoaine- ja fosforipitoisuus oli keväällä ja kesällä tulevaan veteen verrattuna yleensä alentunut. Loppukesän ja syksyn näytteissä tilanne oli usein päinvastainen, mutta ilmeisesti nettopidättymistä kuitenkin on tapahtunut. Veden kokonais-typpi- ja nitraattityppipitoisuuteen allas vaikutti hyvin vähän, mutta vaikutus oli säännönmukaisesti pitoisuuksia alentava.

4.2 Muut pohjoismaat

Lähimmät esimerkit ulkomaisista tutkimuksista, jotka koskevat laskeutusaltaiden käyttöä maatalousalueiden hajakuormituksen vähentämisessä löytyvät Etelä-Ruotsista.

Skånessa on tutkittu kahden peräkkäisen laskeutusaltaan muodostaman kokonaisuuden vaikutusta läpi virtaavan puroveden typpipitoisuuteen (Wennberg 1991) ja typpi- sekä fosforipitoisuuteen (Lindkvist 1992, Lindkvist & Håkansson 1993). Tutkimukset toteutettiin noin kuukauden mittaisina intensiiviseurantoina, Wennbergin tutkimus touko- kesäkuussa, Lindkvistin marras- joulukuussa ja Lindkvistin & Håkanssonin maalis-huhtikuussa. Laskeutusaltaiden yhteinen pinta-ala oli 0,4 ha eli 0,06 % valuma-alueesta, ja tilavuus vaihteli 4 000 - 6 000 m^3:n välillä virtaamasta ja vedenkorkeudesta riippuen. Vesisyvyys altaissa oli 0,4 - 2,0 m. Altaiden valuma-alue oli 650 ha. Tutkimuksessa virtaama mitattiin mittapadosta jatkuvasti ja vesinäytteet altaaseen tulevasta ja siitä poistuvasta vedestä otettiin automaattisesti 4 - 5 tunnin välein.

Toukokuussa (Wennberg 1991) puron virtaama vaihteli muutamasta litrasta vajaaseen puoleen kuutiometriin sekunnissa, ja altaan viipymä oli 1,5 - 14 vuorokautta. Altaaseen tulevan veden typestä yli 90 % oli nitraattia (pitoisuus 5,2 - 8,5 mg NO_3-N l^{-1}). Altaaseen pidättyi tutkimusjakson aikana 27 % (29 kg) nitraatista. Pidättymisen kirjoittaja arveli johtuneen denitrifikaatiosta ja hiukkasiin sitoutuneen typen sedimentoitumisesta altaaseen.

Lindkvist ja Håkansson (1993) tekivät tutkimuksensa maalis - huhtikuussa, jolloin viipymä altaassa oli vain 3 - 42 tuntia. Tulevan veden nitraattipitoisuus oli yleensä 7 - 9 mg l^{-1} ja kokonaistyppipitoisuus noin 1 mg l^{-1} tätä korkeampi. Kokonaisfosforipitoisuus oli enimmillään noin 500 μg l^{-1} ja tavallisesti alle 100 μg l^{-1}. Fosfaattifosforipitoisuus oli yleensä noin 30 μg l^{-1}. Kokonaistypestä altaaseen pidättyitutkimusjakson aikana 3 %

(60 kg), nitraattitypestä 1,7 % (30 kg), ja ammoniumtyppeä altaasta lähti kaksinkertainen määrä (13,2 kg) tulevaan verrattuna. Kokonaisfosforista pidättyi 22 % (8,7 kg), fosfaattifosforia huuhtoutui 19 % (1,5 kg). Altaaseen pidättyi 30 % (7 000 kg) tulevan veden kiintoaineesta.

Lindkvist (1992) tutki altaan vaikutusta vedenlaatuun syysylivirtaaman aikana. Vuorokauden keskivirtaama vaihteli tällöin 0,07 – 0,83 $m^3 s^{-1}$ välillä ja viipymä parin tunnin ja 1,5 vrk:n välillä. Tulevan veden kokonaisfosforipitoisuus oli virtaamahuippujen aikana 300 – 500 μg P l^{-1}, muulloin 50 – 80 μg P l^{-1}. Fosfaattifosforipitoisuus oli vastaavasti runsaat 100 μg PO_4–P l^{-1} ja 30 – 50 μg PO_4–P l^{-1}. Nitrattityppipitoisuus oli 8 – 13 mg l^{-1} ja kokonaistyppipitoisuus yleensä 1 mg l^{-1} tätä korkeampi. Kiintoainepitoisuus oli enimmillään yli 400 mg l^{-1}, mutta yleisimmin alle 50 mg l^{-1}.

Tutkimusjakson aikana altaaseen pidättyi 7,7 % (3,4 kg) kokonaisfosforista ja 1,2 % (30 kg) nitraattitypestä. Allas lisäsi veden fosfaattifosforia 7,6 % (0,9 kg), kokonaistyppeä 1,8 % (50 kg) ja ammoniumtyppeä 48 % (2,6 kg). Kirjoittaja päättelee kokonaistypen lisäyksen johtuvan altaaseen sedimentoituneen orgaaniseen aineeseen sitoutuneen typen resuspensiosta. Vähäinen denitrifikaatio puolestaan on luultavasti seurausta resuspension aiheuttamasta orgaanisen aineen puutteesta ja veden nopeasta vaihtuvuudesta.

Jansson ym. (1991) tutkivat 1,5 ha:n laajuisen altaan vaikutusta veden typpipitoisuuteen Skånelaisessa joessa, jonka valuma–alue oli 151 km^{-2} eli allas vastasi 0,01 % valuma–alueesta. Allas vähensi kesällä veden typpipitoisuutta viikkotasolla enimmillään 25 %, ja talvella 0,5 – 5 %. Koko vuodelle laskettuna vähennys oli noin 2 %. Kirjoittajat arvelevat suurimman osan typestä pidättyneen sedimentoitumisen kautta, sillä mitattu denitrifikaatio vastasi kesällä alle 30 %:sta ja talvella noin 3 %:sta typen häviöstä. Kirjoittajat pitivät jokialueen typenpoiston lisäämismahdollisuuksina patoaltaita, kosteikkoja, rannan kasvillisuusvyöhykkeitä ja vakovalutuskenttiä Näillä voitaisiin lisätä sedimentoitumista, denitrifikaatiota ja typen sitoutumista kasveihin.

Braskerud (1993 ref. Leonardson 1994) on tutkinut Etelä–Norjassa neljän altaan vaikutusta veden fosfori–, typpi– ja kiintoainepitoisuuteen. Altaiden pinta–alat vaihtelivat välillä 0,03 – 0,1 % valuma–alueen pinta–alasta. Altaat olivat tulopäästään kasvittomia ja yli metrin syvyisiä, ja lähtöpäästään vesikasvillisia ja 0,4 – 0,5 m syvyisiä. Parhaiten fosforia, typpeä ja kiintoainetta pidättivät suuret altaat, mutta altaan pinta–alayksikköä kohti tehokkaimmin toimivat pienemmät ja pitkänomaiset altaat. Pidätysteholla ja altaan koolla suhteessa valuma–alueeseen ei kuitenkaan ollut selvää yhteyttä. Altaiden tulopäiden kasvittomiin osiin sedimentoitui huomattavia määriä kiintoainetta, fosforia ja typpeä. Sedimentaatio oli selvästi riippuvaista virtausnopeudesta. Saviaineksen sedimentoituminen oli lisäksi yhteydessä altaan pituuteen ja kasvillisuuspeitteeseen. Sedimentoituneesta aineesta resuspendoitui arviolta 25 %. Järviruoko– ja järvikortealueilla kiintoaineen sedimentaatio oli kalmojuurialuetta ja kontrollialuetta selvästi voimakkaampaa, mutta kuitenkin altaan tulopään sedimentaatiota monin kerroin vähäisempää. Fosfaattifosforin pidättyminen oli yleensä heikkoa. Tutkimusta tehtiin vain kesäisenä vuodenaikana, joten koko vuotta koskevia ainetaseita ei ole esitetty. Kirjoittaja päättelee, että on suositeltavampaa

tehdä useita pieniä altaita yhden suuren sijasta, ja altaiden pinta-alan tulisi olla mielellään yli 0,1 % valuma-alueesta.

Bechmann (1992 ref. Leonardson 1994) on tutkinut Etelä-Norjassa yhdistetyn laskeutusaltaan ja kosteikon vaikutusta ojaveden laatuun. Altaan koko oli 80 m^2 (0,1 % valuma-alueesta) ja kosteikon koko 100 m^2. Typestä systeemiin näyttäisi pidättyneen 11 % (6,6 kg) ja fosforista 4 % (0,2 kg). Tutkimuksen aikana syys - lokakuussa sääolot olivat poikkeukselliset ja mittaustekniikassa puutteita, joten tuloksia voidaan pitää vasta alustavina.

Leonardsonin (1994) kosteikkokatsauksessa ovat S.E.B. Weisner ja L. Leonardson (julkaisematon) esittäneet laskeutusaltaan mallin, jossa altaan pohja koostuu matalista maa-, kivi- ja savivalleista ja niiden välisistä 1,5 - 2 m syvistä osista. Vallit ovat suorassa kulmassa virtaussuuntaan nähden ja ne ulottuvat 0,8 - 1 m vedenpinnan alapuolelle. Valleihin istutetaan ruokoa. Ruo'ot leviävät heikosti 1,5 m syvemmälle, ja näin ollen altaaseen ei muodostu yhtenäistä tiheää kasvustoa. Tällä edistetään veden tasaista, kanavoitumatonta kulkua altaan läpi.

4.3 USA ja Kanada

Devito ym. (1989) ovat tutkivat Ontariossa Kanadassa metsäalueella suokosteikkojen ja kahden majavien patolammen vaikutusta ravinnetaseisiin. Patolammet olivat kooltaan 3,8 ha (valuma-alue 58 ha, keskisyvyys 1m) ja 0,83 ha (valuma-alue 17 ha, keskisyvyys 3,2 m) eli 6,6 % ja 4,9 % valuma-alueistaan. Tutkimus tehtiin kahtena vuonna, ja vesinäytteitä tulevasta ja lähtevästä vedestä otettiin keskimäärin kerran viikossa. Veden laatu näissä altaissa poikkesi melkoisesti maatalousalueiden vesistä, joten tulokset eivät ole suoraan sovellettavissa maatalousalueille. Tulevan veden keskimääräiset fosforipitoisuudet olivat eri altaissa vain 19 μg ja 4 $\mu g\ l^{-1}$, typpipitoisuudet 380 μg ja 220 $\mu g\ l^{-1}$. Tulosten mukaan suurempi ja matalampi lammista pidätti vuositasolla 7 % kokonaisfosforista ja 4 % kokonaistypestä, mitkä osuudet ovat laskelmiin liittyvää epävarmuutta pienempiä. Pienemmän ja syvemmän lammen kokonaisfosforin pidätyskyky oli -44 % eli sieltä huuhtoutui fosforia. Kokonaistypen pidättyminen, -14 %, oli tässäkin tapauksessa laskelmiin liittyvää epävarmuutta pienempi. Molemmissa lammissa tapahtui selvästi epäorgaanisen nitraattitypen vähenemistä, mutta vastaavasti tai enemmänkin orgaanisen typen lisäystä. Molemmissa lammissa typen ja fosforin pidättyminen oli tehokkainta kesäkuukausien aikana.

Brown ym. (1981) ovat tutkineet USA:ssa Idahon osavaltiossa laskeutusaltaan toimintaa keinokastellun viljelyalueen eroosioaineksen pysäyttämisessä. Allas oli pinta-alaltaan 2 800 m^2 ja tilavuudeltaan 3 400 m^3 (153 m x 18 m x 1,2 m). Allas oli mitoitettu virtaamalle 0,283 $m^3\ s^{-1}$, jolloin Stokesin lain mukaan altaaseen sedimentoituvat 5 μm:n kokoiset ja sitä suuremmat hiukkaset. Tehtyjen pitoisuus- ja raekokomittausten perusteella arveltiin altaaseen pidättyvän 54 % eroosioaineksesta. Viisivuotisessa tutkimuksessa altaaseen tulevan ja siitä lähtevän veden kiintoaine- ja kokonaisfosforipitoisuutta seurattiin vähintään viikottain kastelukauden aikana huhti-marraskuussa. Pidätysteho osoittautui laskettua paremmaksi. Eri vuosina kiintoainetta pidättyi 65 - 76 % ja fosforia 25 - 33 %. Allas

ruopattiin joka toinen vuosi. Altaaseen tulevan veden kiintoainepitoisuus vaihteli 20 ja 750 mg l^{-1} välillä. Virtaama vaihteli 0,028 - 0,765 m^3 s^{-1} välillä. Altaan toiminnan kannalta optimaalinen virtaama-alue oli 0,340 - 0,453 m^3 s^{-1}. Tätä pienemmillä virtaamilla (0,028 - 0,170 m^3 s^{-1}) kiintoainepitoisuus oli alle 240 mg l^{-1}, ja valtaosa kiintoainehiukkasista oletettavasti alle 5 μm:n kokoisia ja siten heikosti sedimentoituvia. Suurilla virtaamilla (max 0,765 m^3 s^{-1}) pidätystehon laskun arveltiin johtuvan altaan viipymän lyhenemisestä ja virtausnopeuden kasvusta.

Bondurant ym. (1975) ovat raportoineet toisesta USA:ssa Idahossa sijaitsevasta altaasta. Altaan tilavuus oli kokeen alussa noin 880 m^3 (61 m * 12 m * 1,2 m). Allasta laajennettiin tutkimuksen aikana 150 m^3 (21 m * 12 m * 0,6 m jatko-osa). Virtaama altaaseen vaihteli 0,00 ja 0,043 m^3 s^{-1} välillä (mediaani 0,011 - 0,014 m^3 s^{-1}). Vesi poistui altaasta ylisyöksypadon kautta. Tulevan veden kiintoainepitoisuus oli 40 - 8 400 mg l^{-1} ja kiintoaineen pidätysteho 56 - 96 % eri näytteenottokerroilla. Altaaseen sedimentoituneen aineksen koostumus analysoitiin useista kohdista. Savea aineksesta oli 16 - 29 %, silttiä 62 - 68 % ja hiekkaa 9 - 18 %. Saven osuus kasvoi ja hiekan väheni mitä kauempana tulouoman suusta näytteet olivat.

Artikkelin kirjoittajat esittävät parhaaksi laskeutusaltaan muodoksi pitkänomaista, virtaussuunnassa levenevää ja madaltuvaa allasta. Tällaisen altaan tulopäässä on runsaasti tilaa sedimentoituvalle ainekselle ja virtausnopeus pysyy kutakuinkin samana koko altaassa. Paras ratkaisu lähtöpäässä on heidän mielestään leveä ylisyöksypato.

Edellä esitellyissä kahdessa USA:ssa tehdyssä tutkimuksessa (Brown ym. 1981 ja Bondurant ym. 1975) saadut tulokset kiintoaineen prosentuaalisesta vähennyksestä ovat hyvin lupaavia. On kuitenkin syytä huomioida, että kyseiset altaat toimivat parhaiten hyvin korkeissa kiintoainepitoisuuksissa, jotka Suomessa eivät ole kovin tavallisia. Lisäksi altaiden virtaaman vaihtelu oli suhteellisen vähäistä verrattuna suomalaisiin oloihin. Suomessa suuret virtaaman ja siten myös kuormituksen vaihtelut ovat kuitenkin luonteenomaisia maatalouden hajakuormitukselle, ja niiden huomioon ottaminen on keskeistä toimivien laskeutusaltaiden suunnittelussa. Jääpeitteen vaikutus altaan toimintaan on myös syytä ottaa huomioon. Keväällä allas voi olla jäässä vielä pitkään ojien aukeamisen ja tulvan alkamisen jälkeenkin. Tällöin vesi voi virrata altaassa tavallaan kahdessa osassa, toinen jään päällä ja toinen jään alla. Tällaisessa tapauksessa altaan mitoituslaskelmat eivät toimi. Devito ym. (1989) havaitsivat tutkimuksessaan että huuhtoutuminen altaista oli merkittävää jääpeitteisenä aikana.

Hammer (1992) esittelee USA:ssa kehitetyn kosteikko- ja allasjärjestelmän peltoviljelyn valumavesien puhdistamiseen. Järjestelmä koostuu useista vyöhykkeistä, joista varsinaisen laskeutusaltaan pinta-alaosuus on noin kolmannes. Koko järjestelmän vaatima pinta-ala on vähintään 1,8 - 3,6 % valuma-alueesta. Tällä menetelmällä perunanviljelyalueen valumavesien kiintoaineen pidättyminen on ollut 90 - 100 %, kokonaisfosforin 85 - 100 % ja typen 80 - 90 %. Rakennuskustannuksiksi 67 ha:n valuma-alueelle esitetään 23 000 USA:n dollaria.

Reddy ym. (1982) ovat tutkineet erilaisten vesikasvillisten altaiden ja niiden kontrollikokeena käytettyjen kasvittomien altaiden käyttöä ravinteiden pidättämiseen USA:ssa Floridan osavaltiossa alueella missä vihannesvil-

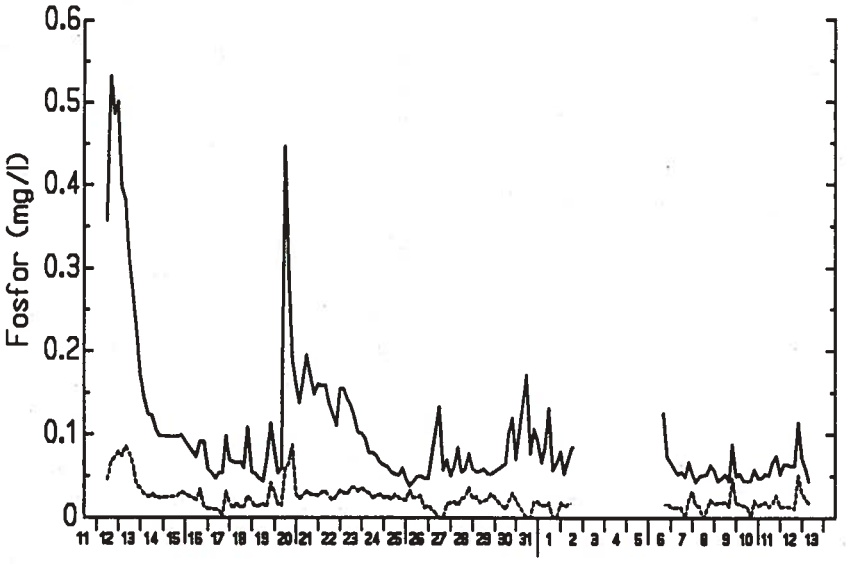
jelyalueen hyvin ravinteikkaat kuivatusvedet ovat rehevöittäneet vesistöä. Kokeissa käytetty kuivatusvesi on sisältänyt keskimäärin 660 $\mu g\ l^{-1}$ fosforia (josta 70 – 80% PO_4–P), 1 040 $\mu g\ l^{-1}$ nitraattia, 570 $\mu g\ l^{-1}$ ammoniumtyppeä ja 3 760 $\mu g\ l^{-1}$ Kjeldahl–typpeä. Kiintoainetta tutkimuksessa ei analysoitu. Vesikasvittomia kontrollialtaita kokeessa oli kaksi. Toinen altaista oli neliönmuotoinen, sen pinta–ala oli 1 240 m^2, syvyys 1 m ja siihen pumpattiin vettä noin 5 $l\ s^{-1}$ kuuden tunnin ajan kuutena päivänä viikossa, eli altaan viipymä oli noin 13 vrk. Altaaseen pidättyi 27 kk:n tutkimusjakson aikana neljännes kokonaisfosforista, viidennes fosfaattifosforista, puolet nitraatista ja kolmannes ammoniumtypestä. Kjeldahl–typpeä allas ei pidättänyt. Vastaavassa vesihyasinttien peittämässä altaassa tulokset eivät tilastollisesti eronneet edellä esitetyistä Kjeldahl–typpeä lukunottamatta, josta pidättyi noin 4 %. Toinen allas oli muodoltaan pitkänomainen (pituuden suhde leveyteen noin 4:1), ja sen pinta–ala 3 720 m^2. Syvyydeltään allas oli vain 0,2 m. Altaaseen pumpattu vesimäärä oli 7 $l\ s^{-1}$ kuuden tunnin ajan kuutena päivänä viikossa ja viipymä siten noin 6 vrk. Altaaseen pidättyi kokeen aikana kymmenesosa kokonaisfosforista, vajaa kolmannes fosfaattifosforista, puolet nitraatista ja runsas kolmannes ammoniumtypestä. Myöskään tämä allas ei pidättänyt Kjeldahltyppeä. Tulokset eivät poikenneet tilastollisesti merkitsevästi vastaavan osmankäämiä (*Typha sp.*) kasvavan altaan tuloksista. Molemmissa kokeissa havaittiin sarjaan kytkettyjen pienten kasvialtaiden toimivan isoja paremmin.

5 TUTKIMUSMENETELMISTÄ

5.1 Ainetaseet

Ainetaselaskelmissa mitataan altaaseen tulevaa ja sieltä poistuvaa ainemäärää, ja näiden erotuksena saadaan altaaseen pidättyneen aineen määrä tutkimusaikana laskettua. Luotettavan ainetaseen laskemiseksi vaaditaan tiheää näytteenottoa etenkin ylivirtaama–aikoina. Pienillä valuma–alueilla jopa puolet vuotuisesta fosforikuormasta voi kulkeutua virtaamahuippujen aikana, jotka kestävät yhteensä alle viikon (Rekolainen 1992), ja tämän vuoksi lyhyetkin tauot näytteenotossa voivat aiheuttaa tuloksiin suuriakin virheitä. Mitattavan aineen pitoisuus vedessä saattaa vaihdella suuresti vuorokaudenkin aikana (kuva 2), joten edustavan kuvan saaminen ainevirtaamasta vaatii hyvin tiheätä näytteenottoa.

Hyvin keskeisenä tekijänä ainetaselaskelmissa on altaan vesitase. Huolellisesti toteutetussa tutkimuksessa altaaseen tulevaa ja siitä lähtevää virtaamaa mitataan jatkuvatoimisesti virtaamahuippujen havaitsemiseksi. Hyvin vettä läpäisevillä mailla on tärkeää ottaa huomioon mahdolliset pohjavesivirtaukset tuloksiin vaikuttavina tekijöinä.



Kuva 2. Veden kokonaisfosforipitoisuus (yhtenäinen viiva) ja fosfaattifosforipitoisuus (katkoviiva) neljän tunnin välein otetuissa näytteissä Etelä-Ruotsalaisessa pelto-viljelyalueen purossa maalis - huhtikuussa (Lindkvist & Håkansson 1993).
Fig. 2. Halten av total fosfor(enhetlig linje) och fosfatfosfor(streckad linje) i vattenprover tagna med 4 h intervaller i en bäck i ett sydsvenskt åkerbruksområde i mars–april 1992 (Lindkvist & Håkansson 1993).

Tulevasta ja lähtevästä vedestä yhdellä näytteenottokerralla mitattujen ainemäärien vertailuun liittyy aina epävarmuus näytteiden edustavuudesta. Erityisen suureksi ongelma muodostuu jos mitatun aineen pitoisuus tulevassa vedessä vaihtelee nopeasti ja/tai altaan viipymä on pitkä. Tällaisessa tapauksessa altaan ylä- ja alapuolelta otetut näytteet voivat edustaa hyvinkin erilaista kuormitustilannetta. Äärimmäisenä esimerkkinä voisi olla näytteenoton ajoittuminen pitkän poutajakson jälkeisen rankkasateen alkuun. Siinä tilanteessa virtaama altaaseen on juuri voimakkaasti noussut ja eroosioaineksen määrä suuri, kun taas altaasta lähtevä vesi on sinne pienen virtaaman ja vähäisen eroosion aikana varastoitunutta. Jos nyt verrataan näytteiden pitoisuuksia keskenään ja päätellään että erotus on pidättynyt altaaseen, on johtopäätös pahasti virheellinen.

5.2 Sedimentaatio

Veden laadun tutkimisen ohella on aina syytä seurata altaaseen sedimentoituvan aineen määrää. Parhaiten altaan nettosedimentaation määrä voidaan arvioida altaan pohjan tason yksityiskohtaisella vaaituksella joka toistetaan esimerkiksi vuosittain. Jos tällöin analysoidaan myös kertyneen sedimentin ravinnesisältö, voidaan altaaseen pidättyneiden ravinteiden määrä arvioida kohtalaisen tarkasti. Denitrifikaation kautta poistuvan typen tai sedimentistä mahdollisesti liukoiseen muotoon vapautuvan fosforin kohtalo jää kuitenkin avoimeksi. Pidättyneiden ravinteiden osuutta kokonaiskuormituksesta ei kuitenkaan saada selville, ellei tunneta altaaseen tulevan kuormituksen suuruutta.

Tavallisten sedimentaatioputkien käyttö ei laskeutusallastutkimuksissa ole kovinkaan mielekästä, sillä niihin kertyvä liete kuvaa altaan bruttosedimentaatiota ilman virtaaman aiheuttamaa resuspensiota.

6 JOHTOPÄÄTÖKSET

Maatalouden aiheuttaman hajakuormituksen vähentämiseen tähtäävien laskeutusaltaiden toiminnan ja ravinteidenpidätystehokkuuden tutkimusta on alettu tehdä enemmässä määrin vasta viime vuosina. Laskeutusaltaille asetetut tavoitteet eivät ole kaikkialla samanlaiset, vaan altaiden vesiensuojelutavoitteet voivat liittyä joko kiintoaineen, typen tai fosforin kulkeutumisen estäminen. Allasratkaisuihin voivat vesiensuojelun ohella vaikuttaa myös kasteluun, vesiviljelyyn, maisemaan, virkistykseen tai luonnonsuojeluun liittyvät tavoitteet. Kaikkiin näihin tarkoituksiin parhaalla mahdollisella tavalla soveltuvaa allastyyppiä ja altaan mitoitusta ei ole olemassakaan, eikä kunnollisiin tutkimuksiin perustuvia altaiden mitoitusohjeita tavoitteineen kuhunkin erilliseen tarkoitukseen myöskään vielä ole esitetty. Harvat tutkimuksetkaan ovat perustuneet johonkin teoriaan altaan kuormitusta vähentävästä merkityksestä ja sen testaamiseen.

Leonardson (1994) pitää Ruotsissa ongelmana sitä, että laskeutusaltaita ja muita kosteikkoja koskevilla toimenpidesuosituksilla ja tähän mennessä toteutetuilla ratkaisuilla ei ole pitävää tieteellistä pohjaa, ja on olemassa vaara että kosteikkojen merkitystä typpi- ja fosforikuormituksen vähentämisessä on yliarvioitu muiden kuormitusta vähentävien toimenpiteiden kustannuksella. Kosteikkojen soveltaminen vesiensuojelussa tapahtuu samaan aikaan tutkimuksen kanssa, eikä tutkimuksella näin ollen ole sitä etumatkaa, joka vaadittaisiin järkiperäisten ratkaisujen löytämiseksi. Suomessa tilanne on samantapainen, ja on ilmeistä että nykyinen tietämys ei vielä riitä laskeutusaltaiden ja muiden kosteikkojen maatalouden hajakuormitusta vähentävän merkityksen arviointiin.

Vaikka toistaiseksi tehdyt tutkimukset ovat olleet usein puutteellisesti toteutettuja, eivätkä ne mahdollistaneet ainetaseiden luotettavaa laskemista, on tutkimusten tuloksissa viitteitä siitä, että laskeutusaltaiden käyttö maataloudesta vesistöihin kohdistuvan hajakuormituksen vähentämisessä voi olla tuloksellista. Altaiden suunnittelun pohjaksi tarvitaan kuitenkin vielä lisää tutkimusta.

KIRJALLISUUS

Aho, M. & Kantola, K. 1985. Kiintoaineen sedimentoituminen turvetuotannon vesissä. VTT tutkimuksia 345 1985.

Anon. 1993. Metsätalouden ympäristöopas. Metsähallitus. Helsinki. 112 s.

Bechmann, M. 1992. Renseeffekt av damm/våtmark. Jordforsk, Ås, Norge. Rapport nr 6.92.06. 11 s.

Benndorf, J & Putz, K. 1987. Control of eutrophication of lakes and reser voirs by means of pre-dams - I. Mode of operation and calculation of the nutrient elimination capacity. -II. Validation of the phosphate removal model and size optimization. Wat. Res. 21:829-838 ja 839-842.

Bishop, P.L. & Eighmy, T.T. 1989. Aquatic wastewater treatment using *Elodea nuttallii*. J. Water Pollut. Control Fed. 61:641-648.

Bondurant, J.A., Brockway, C.E. & Brown, M.J. 1975. Some aspects of sedimentation pond design. National symposium on urban hydrology and sediment control. Univercity of Kentucky, Lexington, KY, July 28-31, 1975.

Braskerud, B. 1993. Konstruksjon og effekt av fangdammer. Jordforsk, Ås, Norge. Rapport nr 6.24.09-2A. 51 s.

Brown, M.J., Bondurant, J.A. & Brockway, C.E. 1981. Ponding surface drainage water for sediment and phosphorus removal. Transactions of the ASAE 25(6):1478-81.

Christensen, P.B. & Sörensen, J. 1988. Denitrification of sediments in lowland streams: Regional and seasonal variations in Gelbaek and Rabis Baek, Denmark. FEMS Mikrobiol. Ecol. 53:335-344.

Cooke, J.G. & White, R.E. 1987. Spatial distribution of denitrifying activity in a stream draining an agricultural catchment. Freshwater Biol. 18:509-519.

Devito, K.J., Dillon, P.J. & Lazerte, B.D. 1989. Phosphorus and nitrogen retention in five Precambrian shield wetlands. Biogeochemistry 8:185-204.

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

Fiala, L. & Vasata, P. 1982. Phosphorus reduction in a man-made lake by means of a small reservoir on the inflow. Arch. Hydrobiol. 94:24-37.

Granéli, W. 1990. Standing crop and mineral content of reed, *Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUDEL, in Sweden - Management of reed stand to maximize harvestable biomass. - Folia Geobot. Phytotax., Prag, 25:291-302.

Hammer, D.A. 1992. Designing constructed wetland systems to treat agricultural nonpoint source pollution. Ecol. Eng. 1:49-82.

Heino, S., Puustinen, M., Maijala, T. & Latostenmaa, H. 1993. Vesistökuormituksen vähen täminen peltojen peruskuivatuksessa. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 406. 66 s.

Hill, A.R. 1979. Denitrification in the nitrogen budget of a river ecosystem. Nature 281:291- 292.

Hirvonen, A. 1991. Maatalouden aiheuttaman ulkoisen kuormituksen vähentäminen. Ympäristö ja Terveys 22:491–496.

Hirvonen, A.T. 1992. Can multiuse ponds reduce the phosphorus transport to lakes in agricul tural areas? SIL XXV Intenational Congress, 21. - 27. 8. 1992, Barcelona, Spain. Abstract.

Ihme, R., Heikkinen, K. & Lakso, E. 1991. Laskeutusaltaiden toimivuuden parantaminen turvetuotantoalueiden valumavesien käsittelyssä. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A 77, s.120 - 167.

Jansson, M., Leonardson, L. & Henriksson, J. 1991. Kväveretention och denitrification i jordbrukslandskapets rinnande vatten. Naturvårdsverket. Rapport 3901.

Jansson, M., Leonardson, L. & Rönner, U. 1986. Denitrifikation i jord brukslandskapets rinnande vatten minskar kvävebelastningen på svenska kustvatten. Vatten 42:25–32.

Joensuu, S. 1990. Laskeutusaltaiden mitoitus, kunto ja toimivuus metsäoji tusalueilla. Keskus metsälautakunta Tapio, Metsänparannusosasto. Moniste. 64 s.

Kajosaari, E. 1981. Vesihuolto. RIL 124. Helsinki.

Koskinen, K. 1983. Laskeutusaltaiden vaikutukset turvetuotantoalueiden valumavesien laatuun. Vesihallituksen monistesarja nro 205. Osa 2, s. 1 - 25.

Kähäri, J., Mäntylahti, V. & Rannikko, M. 1987. Suomen peltojen viljavuus 1981 - 1985. Viljavuuspalvelu Oy. 105 s.

Leonardson, L. 1991. Nitrogen retention in floating meadows: denitrification studies. Vatten 47:315–316.

Leonardson, L. 1994. Våtmarker som kvävefällor - Svenska och internationella erfarenheter. Naturvårdsverket, rapport 4176. Stockholm.

Lindkvist, H. 1992. Kväve-, fosfor- och partikelfångande egenskaper hos en halländsk damm under ett höstflöde. Sveriges lantbrukuniversitet, avdelningen för vattenvårdslära. Seminarier och examensarbeten 16. Uppsala.

Lindkvist, H. & Håkansson, Å. 1993. Kväve-, fosfor- och partikelfångande egenskaper hos en halländsk damm under ett vårflöde. Sveriges lantbrukuniversitet, avdelningen för vattenvårdslära. Seminarier och examensarbeten 21. Uppsala.

Nielsen, L.P., Christensen, P.B., Revsbech, N.P. & Sörensen, J. 1990a. Denitrification and oxygen respiration in biofilms studied with a microsensor for nitrous oxide and oxygen. Microb. Ecol. 19:63–72.

Nielsen, L.P., Christensen, P.B., Revsbech, N.P. & Sörensen, J. 1990b. Denitrification and photosynthesisin stream sediment studied with microsensor and whole-core techniques. Limnol. Oceanogr. 35:1135–1144.

Pietiläinen, O-P. & Rekolainen, S. 1991. Dissolved reactive and total phosphorus load from agricultural and forested basins to surface waters in Finland. Aqua Fennica 21:127–136.

Puustinen, M. & Lindqvist, O.V. 1982. Kalanviljelylaitosten ravinnepäästöt ja niiden vähentäminen: biomassa ravinteiden sitojana. Kuopion korkeakoulu, soveltavan eläintieteen laitos. Moniste. 102 s.

Reddy, K.R., Sacco, P.D., Graetz, D.A., Campbell, K.L. & Sinclair, L.R. 1982. Water treatment by aquatic ecosystem: nutrient removal by reservoirs and flooded fields. Environmental management 6(3):261–271.

Reddy, K.R. & DeBusk, T.A. 1987. State–of–the–art utilization of aquatic plants in water pollution control. Water Science and Technology 19(10):61–79.

Rekolainen, S. & Kauppi, L. (toim.) 1992. Maatalous ja vesien kuormitus. Yhteistutkimuspro jektin tutkimusraportit. Vesi– ja ympäristöhallituksen monistesarja 359. Helsinki.

Rekolainen, S. 1992. Maatalouden aiheuttama fosfori– ja typpikuorma vesistöihin. Teoksessa: Rekolainen, S. & Kauppi, L. (toim.) 1992. Maatalous ja vesien kuormitus. Yhteistutkimusprojektin tutkimusraportit. Vesi– ja ympäristöhallituksen monistesarja 359. Helsinki.

Roila, T. 1990. Laskeutusaltaiden toteutus ja nykyinen kunto metsäojitus alueilla. Vesi– ja ympäristöhallitus, vesien– ja ympäristönsuojelutoimisto. Moniste. 13 s.

Sammalkorpi, I. 1992. Vesijärven kunnostus. Väliraportti Helsingin yliopiston Lahden tutkimus– ja koulutuskeskuksen ympäristöyksikön koordinoimista toimenpiteistä ja selvityksistä tammi – elokuussa 1992. Helsingin yliopisto, Lahden tutkimus– ja koulutuskeskus, ympäristöyksikkö. Moniste. 4 s.

Selin, P. & Koskinen, K. 1985. Laskeutusaltaiden vaikutus turvetuotantoalueiden vesistökuor mitukseen. Vesihallitus, tiedotus 262. Helsinki. 95 s.

Selmer–Olsen, R. 1971. Alminnelig geologi og ingeniörgeologi I og II. Trondheim.

Seuna, P. 1982. Influence of forestry draining on runoff and sediment discharge in the Ylijoki basin, North Finland, Aqua Fennica 12, s.3 – 6.

Vesi– ja ympäristöhallitus 1991. Turvetuotannon vesiensuojelua koskeva valvontaohje nro 64. Helsinki. 15 s.

Wartiovaara, J. 1975. Jokien ainevirtaamista Suomen rannikolla. Vesientut kimuslaitoksen julkaisuja 13. 54 s.

Wennberg, K. 1991. Våtmark som kvävefälla: En studie av en nyanlagd våtmark i Halland. Sveriges lantbruksuniversitet, avdelningen för vattenvårdslära. Seminarier och examensarbeten 14. Uppsala.

II OSA

LASKEUTUSALTAIDEN VEDENLAADUN

SEURANTA HELSINGIN VESI- JA YMPÄRISTÖPIIRISSÄ

VUOSINA 1993 ja 1994

SISÄLLYS

1	JOHDANTO	29
2	TUTKIMUSALUEET	29
2.1	Myllyojan allas	29
2.2	Kytyänojan allas	29
2.3	Luhjunojan allas	30
3	AINEISTO JA MENETELMÄT	30
3.1	Vesinäytteet	30
3.1.1	Myllyoja ja Kytyänoja	30
3.1.2	Luhjunojan allas	31
3.2	Virtaamat	31
3.3	Virhelähteitä	31
3.3.1	Näytteiden vertailtavuus	31
3.3.2	Kiintoaineen määritys	32
4	TULOKSET JA NIIDEN TARKASTELU	32
4.1	Myllyojan allas	32
4.1.1	Virtaama	33
4.1.2	Kiintoaine ja sameus	33
4.1.3	Fosfori	34
4.1.5	Kemiallinen hapenkulutus (COD_{Mn}), pH ja sähkönjohtavuus	36
4.1.6	Happi ja a-klorofylli	37
4.2	Kytyänojan allas	37
4.2.1	Virtaama	37
4.2.2	Kiintoaine ja sameus	37
4.2.3	Fosfori	38
4.2.4	Typpi	39
4.2.6	Sähkönjohtavuus ja pH	41
4.2.7	Happi ja a-klorofylli	42
4.3	Luhjunojan allas	42
4.3.1	Virtaama	42
4.3.2	Kiintoaine ja sameus	42
4.3.3	Fosfori	43
4.3.4	Typpi	44
4.3.5	Kemiallinen hapenkulutus (COD_{Mn}) ja sähkönjohtavuus	46
5	YHTEENVETO	46
5.1	Myllyojan allas	46
5.2	Kytyänojan allas	47
6	JOHTOPÄÄTÖKSET	47
LIITTEET		50

1 JOHDANTO

Helsingin vesi- ja ympäristöpiiri on seurannut kolmen laskeutusaltaan vaikutusta niiden läpi virtaavan veden laatuun vuosina 1993 - 1994. Ensimmäisiksi seurantakohteiksi otettiin kaksi Lahden Vesijärveen laskevan Myllyojan valuma-alueella sijaitsevaa allasta maaliskuussa 1993. Niiden seurantaa jatkettiin vuoden 1994 kesäkuuhun. Karjalohjan Puujärveen laskevan Luhjunojan laskeutusaltaan tarkkailu aloitettiin marraskuussa 1993, ja sitä jatkettiin vuoden 1994 loppuun Seurannan tarkoituksena on ollut kartuttaa nykyisellään kovin vähäisiä kokemuksia laskeutusaltaiden soveltuvuudesta ja tehokkuudesta maatalousvaltaisilta alueilta vesistöihin kohdistuvan hajakuormituksen vähentämisessä.

2 TUTKIMUSALUEET

2.1 Myllyojan allas

Myllyojan laskeutusallas sijaitsee Lahden Vesijärven Paimelanlahteen laskevan ojan alajuoksulla, noin 300 m:n päässä järvestä. Myllyojan valuma-alueen koko on 32,3 km^2, ja altaan valuma-alue on noin 32 km^2. Allas sijaitsee Hollolan kunnassa, mutta valuma-alueesta suurin osa Asikkalassa. Valuma-alueen peltoprosentti on 41, ja Asikkalassa yleisimmät pellon muokkauskerroksen maalajit ovat hieno hieta, karkea hieta ja hietamoreeni. Helsingin vesi- ja ympäristöpiiri toteutti altaan Vesijärviprojektin yhteydessä syksyllä 1992 leventämällä ja syventämällä ojauomaa 160 m:n matkalta. Altaan pinta-ala on noin 3 100 m^2, eli 0,01 % valuma-alueen pinta-alasta, ja syvyys keskivedenkorkeudella noin 1,2 m. Kaavakuva altaasta on liitteessä 1. Keskivirtaaman aikana altaan viipymä on noin 4 tuntia, ja keskiylivirtaaman aikana noin 20 minuuttia. Alkuperäisen suunnitelman mukaan altaasta piti tehdä 300 m:n pituinen ja 7 000 m^2:n laajuinen, mutta altaan vaikutusta vedenlaatuun päätettiin seurata ennen laajennustöihin ryhtymistä. Altaan laajennuksesta on luovuttu. Altaaseen on syksyyn 1994 mennessä levinnyt hyvin niukasti upos- ja kelluslehtistä vesikasvillisuutta. Myllyojan uoman kaltevuus on hyvin pieni pitkällä matkalla altaan yläpuolella ja altaan vedenpinnan tasoon vaikuttaa Vesijärven pinnan taso.

2.2 Kytyänojan allas

Kytyänoja on Myllyojan sivuhaara, joka laskee Myllyojaan noin 1,4 km Myllyojan altaan yläpuolelle. Altaan on padonnut ja kaivanut paikallinen viljelijä vuonna 1990 noin 500 m:n päähän ojien yhtymäkohdasta. Altaan valuma-alue on noin 6,2 km^2 ja siitä on peltoa 60 %. Altaan pinta-ala on 1 ha (0,16 % valuma-alueesta), pituus 220 m ja keskisyvyys noin 1,5 m (liite 1). Allas syvenee kohti munkilla varustettua patoa, jonka edustalla suurin syvyys on noin 3 m. Altaan viipymä on keskivirtaaman aikana kaksi

ja puoli vuorokautta, ja keskiylivirtaaman aikana noin viisi tuntia. Allas on tehty ensisijaisesti mansikkaviljelmien kastelualtaaksi, mutta virkistyskäyttö, hallantorjunta ja mullanotto ovat myös olleet syynä toteutukseen.

Altaan rannoille on levinnyt paikoitellen lähinnä ilmaversoista vesikasvillisuutta.

2.3 Luhjunojan allas

Luhjunoja on Karjalohjan Puujärveen laskeva oja, jonka valuma-alue on 8,5 km^2 ja peltoprosentti 28. Karjalohjalla peltojen muokkauskerroksessa runsaimpia maalajeja ovat hieno hieta, hiesu ja hietasavi. Puujärven suojeluyhdistys kaivautti Luhjunojaan laskeutusaltaan noin 300 m:n päähän järvestä. Altaan pituus on 140 m, pinta-ala noin 2 200 m^2 (0,025 % valumaalueesta) ja tilavuus keskivedenkorkeudella noin 2 000 m^3. Allas on tavallaan kaksiosainen, sillä lähellä altaan alaosaa on salaojakaivojen takia kaivamatta jätetty kurouma, jossa altaan leveys on vain viitisen metriä (liite 1). Altaan viipymä on keskivirtaaman aikana runsaat kuusi tuntia, ja keskiylivirtaaman aikana puolisen tuntia.

Altaan alaosaan on kehittynyt melko runsas vesiruttokasvusto.

3 AINEISTO JA MENETELMÄT

3.1 Vesinäytteet

Altaiden vaikutusta niiden läpi virtaavan veden laatuun seurattiin ottamalla vesinäytteitä analysointia varten altaaseen tulevasta ja altaasta lähtevästä vedestä. Tulevan ja lähtevän veden analyysitulosten erotuksen oletettiin kuvaavan altaan vaikutusta sen läpi virtaavan veden laatuun.

3.1.1 Myllyoja ja Kytyänoja

Myllyojan ja Kytyänojan altaiden vedenlaadun tarkkailu aloitettiin maaliskuussa 1993. Maalis - toukokuussa 1993 näytteitä otettiin yhdeksän kertaa ja kesä - lokakuussa viisi kertaa. Vuoden 1994 huhtikuussa näytteitä otettiin kahdesti, ja touko- sekä kesäkuussa kerran. Myllyojan altaan näytteet otettiin ojasta välittömästi altaan ylä- ja alapuolelta. Maalis-toukokuussa 1993 altaan tulo- ja lähtöpäästä otettiin molemmista kaksi näytettä. Jääpeitteen aikana näytteet otettiin vierekkäisistä (1 m:n väli) avannoista, ja avovesiaikana vierekkäisistä pisteistä. Kaksien näytteiden tarkoituksena oli selvittää erityisesti jään alta tapahtuvassa näytteenotossa mahdollisesti ilmaantuvia virheitä.

Kytyänojan ja sen altaan ollessa jäässä otettiin tulevan veden näyte altaasta läheltä tulo-ojan suuta. Ojan auettua näytteenotto tapahtui ojasta muutaman kymmenen metrin päässä altaasta. Altaasta lähtevän veden

näytteet otettiin padon läpi kulkevan rummun päästä. Touko-, kesä-, heinä- ja syyskuussa vesinäytteitä otettiin myös altaan syvimmästä kohdasta läheltä lähtöputkea. Maalis- huhtikuussa 1993 altaasta mitattiin pohjanläheisen vesikerroksen happipitoisuus.

Kaikista vesinäytteistä analysoitiin lämpötila, pH, sähkönjohtavuus, kemiallinen hapenkulutus (COD-Mn), kokonaisfosfori, liukoinen fosfaattifosfori, kokonaistyppi, nitraattityppi, nitriittityppi, ammoniumtyppi ja kiintoaine (0,45 μm:n suodatin). Kytyänojan altaan syvimmästä kohdasta otetuista näytteistä analysoitiin edellisten lisäksi happipitoisuus ja a-klorofylli, kuten myös Myllyojan altaan lähtevästä vedestä kesällä 1993.

3.1.2 Luhjunojan allas

Luhjunojasta näytteet otettiin välittömästi altaan ylä- ja alapuolelta. Ensimmäisen kerran näytteet otettiin vuoden 1993 marraskuussa, mutta säännöllisempi seuranta alkoi vuoden maaliskuussa 1994. Näytteitä otettiin tiheimmillään viikon välein, yhteensä 16 kertaa. Näytteistä määritettiin samat muuttujat kuin muidenkin altaiden näytteistä lukuunottamatta nitriittiä ja nitraattia, jotka määritettiin yhteismäärityksenä, sekä pH:ta ja a-klorofyllia, joita ei määritetty lainkaan..

3.2 Virtaamat

Myllyojan ja Kytyänojan laskeutusaltaiden vesinäytteenoton yhteydessä vuonna 1993 pyrittiin mittaamaan uomien virtaamat elektronisella pienoissiivikolla. Kytyänojan altaan yläpuolelta ei mittauksia pystytty tekemään jääpeitteisenä aikana. Luhjunojan virtaamia ei siivikoitu.

Vesinäytteenoton yhteydessä tehdyillä verraten harvoilla virtaamamittauksilla ei voi saada kuvaa seurantajakson aikaisesta virtaaman vaihtelusta, vaan siihen tarkoitukseen käytettiin vertailualueilta saatuja jatkuvia virtaamahavaintoja. Myllyojan ja Kytyänojan vertailualueeksi valittiin noin 20 km:n päässä Koski Hl:ssä sijaitseva Mustajoen valuma-alue (valuma-alue 35.836). Alueen koko on 81,14 km^2, järvisyys 0,67 % ja pellon osuus 9,8%.

Luhjunojan vertailualueena toimi Uskelanjoen yläosan valuma-alue (Kaukolankoski, vesistöalue 25.002), jonka koko on 481 km^2, järvisyys 0,7 % ja pellon osuus 56,5 %. Valuma-alueen alaraja on Luhjunojasta noin 40 km päässä Perttelin kunnassa.

3.3 Virhelähteitä

3.3.1 Näytteiden vertailtavuus

Seurantamenetelmänä käytetty altaaseen tulevan ja siitä poistuvan veden näytteenotto ja analysointi herättää kysymyksen näytteiden keskinäisestä

vertailtavuudesta. On havaittu että pienissä maatalousalueiden virtavesissä veden määrä ja ravinne- sekä kiintoainepitoisuus voivat vaihdella huomattavasti lyhyenkin ajan sisällä. Kun laskeutusaltaasta lähtevästä vedestä otetaan näyte, on se sitä vettä, mikä on virrannut altaaseen jo altaan viipymän verran aiemmin, jolloin veden laatu on saattanut olla toisenlainen. Näin ollen samanaikaisesti otettujen näytteiden keskinäiseen vertailuun liittyy epävarmuutta. Tämä epävarmuus voitaisiin kuitenkin poistaa vain jatkuvalla virtaaman ja pitoisuuksien mittaamisella, mihin ei tässä seurannassa ollut mahdollisuuksia. Edellä todettu epävarmuustekijä sisältyy aina tämän kaltaiseen tutkimukseen, ja se on syytä pitää mielessä sitä tiiviimmin, mitä pitempi on altaan viipymä.

3.3.2 Kiintoaineen määritys

Käytettäessä kiintoaineen suodatuksessa 0,45 μm:n NPC- suodatinta on tilanne usein se, että suodatettu näytemäärä jää hyvin pieneksi (10 - 50 ml). Tällöin näytteen mahdollisesta epähomogeenisuudesta aiheutuvan virheen todennäköisyys lisääntyy. Erityisesti suurten virtaamien aikaiset näytteet voivat olla epähomogeenisia, koska silloin vedessä liikkuu huomattavan isoja yksittäisiä kiintoainemurusia. Pieni suodatusmäärä lisää tämän, kuten kaikkien muidenkin virheiden merkitystä lopputuloksen kannalta, sillä määritystulos joudutaan kertomaan kertoimella 20 - 100, kun ilmoitetaan pitoisuus litrassa vettä. NPC -suodatuksen käyttö on kuitenkin perusteltua kun halutaan suodattaa pienikokoisimmatkin kiintoainehiukkaset vedestä. Kiintoainemääritysten rinnalla on hyvä tarkastella esim. sameutta, joka on vähemmän herkkä virheille. Jos kiintoainepitoisuuden ja sameuden suhde poikkeaa selvästi tavallisesta, voi se olla merkkinä virheestä kiintoainemäärityksessä tai epäedustavasta osanäytteestä.

4 TULOKSET JA NIIDEN TARKASTELU

4.1 Myllyojan allas

Myllyojan altaan keväällä 1993 otettujen rinnakkaisten näytteiden pitoisuuserot olivat yleensä pieniä tai niitä ei ollut lainkaan. Kiintoainepitoisuudessa kuitenkin oli selviä eroja muutamissa näytteissä ja sameudessa sekä kokonaisfosforissa yhdessä näytteessä. Kaikki poikkeamat ilmenivät jään alta otetuissa näytteissä. Kiintoainemäärityksen virhelähteet olivat todennäköisesti syynä useimpiin havaittuihin eroihin, ja todellista eroa vedenlaadussa rinnakkaisten näytteiden välillä oli vain kerran. Mahdollinen syy eroon voi olla näytteenotossa tapahtunut virhe tai poikkeuksellisen voimakas esimerkiksi turbulenttisuuden aiheuttama vedenlaadun hetkellinen muutos.

Koska rinnakkaisten näytteiden erot olivat yleensä merkityksettömiä, eikä selvästikään toisistaan poikkeavista havainnoista voinut osoittaa vir-

heellistä, on tuloksien käsittelyssä käytetty rinnakkaisten näytteiden keskiarvoa kuvaamaan kyseisen ajankohdan vedenlaatua.

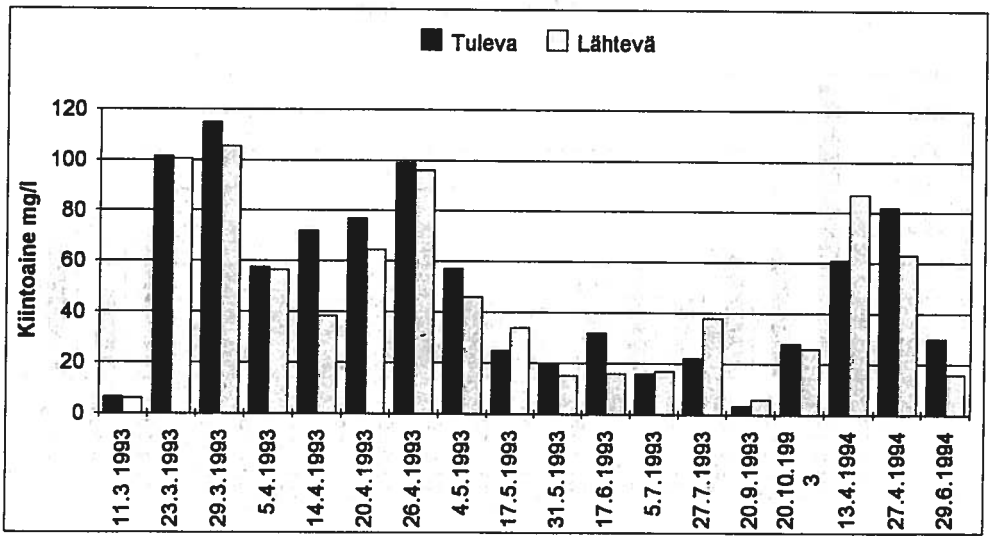
4.1.1 Virtaama

Myllyojan altaan ylä- ja alapuolisen virtaaman mittaaminen pienoissiivikolla oli vaikeaa uoman suuren poikkileikkauksen ja käytetyn siivikon pienen ulottuvuuden vuoksi. Mittaustulokset altaan ylä- ja alapuolella erosivat kaikilla mittauskerroilla huomattavasti toisistaan. Suuren virhemahdollisuuden takia tulokset eivät ole käyttökelpoisia, ja Myllyojan virtaaman vaihtelun kuvaamisessa käytetään Mustajoen vertailualueen virtaamatuloksia (liite 2).

4.1.2 Kiintoaine ja sameus

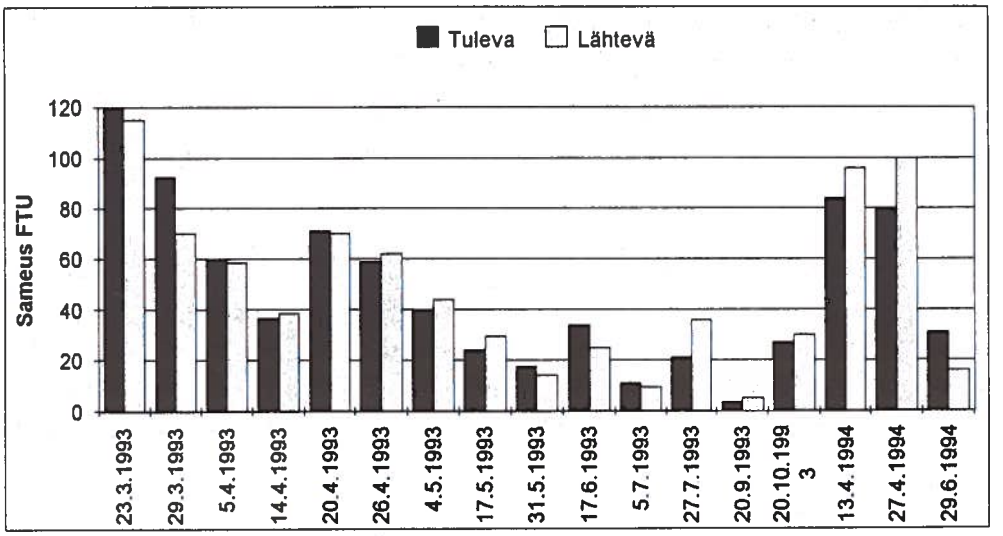
Myllyojan kiintoainepitoisuus seurasi virtaaman vaihtelua. Vuoden 1993 keväällä altaasta lähtevässä vedessä oli lähes kaikilla havaintokerroilla vähemmän kiintoainetta kuin tulevassa, mutta erot olivat yleensä pieniä (kuva 1). Pitoisuusero oli suurimmillaan 14.4.1994, mutta kyse voi olla määritysvirheestä, sillä muissa mitatuissa muuttujissa ei silloin ollut isoja eroja. Kesän ja syksyn näytteissä tapahtui sekä huuhtoutumista että pidättymistä, samoin kuin vuoden 1994 keväällä.

Veden sameuteen altaalla ei näytä olleen niin suurta vaikutusta kuin kiintoainepitoisuuteen (kuva 2), mikä johtuu todennäköisesti siitä, että sameuteen vaikuttavat ennen kaikkea savi- ja muut pienikokoiset kiintoainehiukkaset, joiden kulkeutumiseen altaalla ei juurikaan voi olla vaikutusta.



Kuva 1. Myllyojan laskeutusaltaaseen tulevan ja siitä lähtevän veden kiintoainepitoisuus.

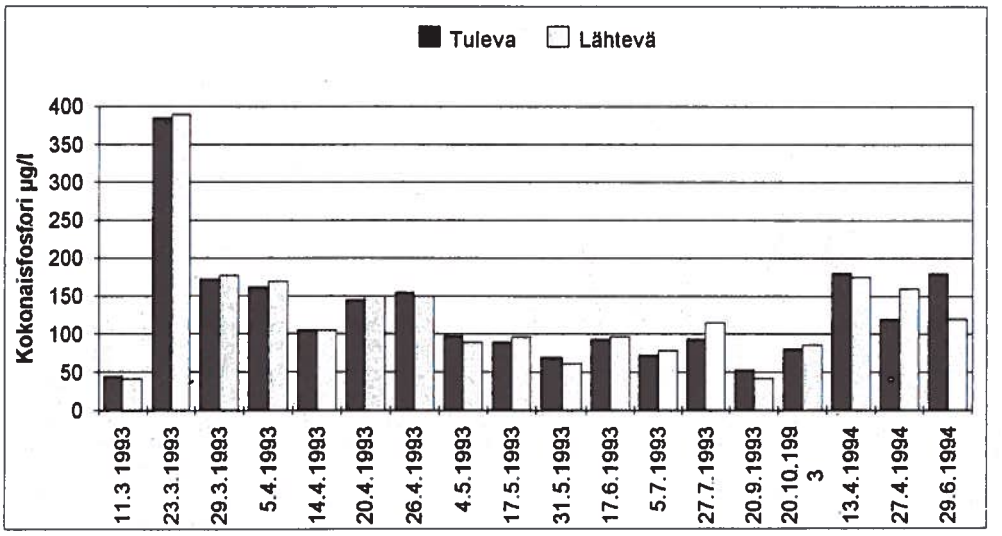
Fig. 1. Halten av suspenderat material i det in- resp. utrinnande vattnet från sedimenteringsbassängen i Kvarnbäcken.



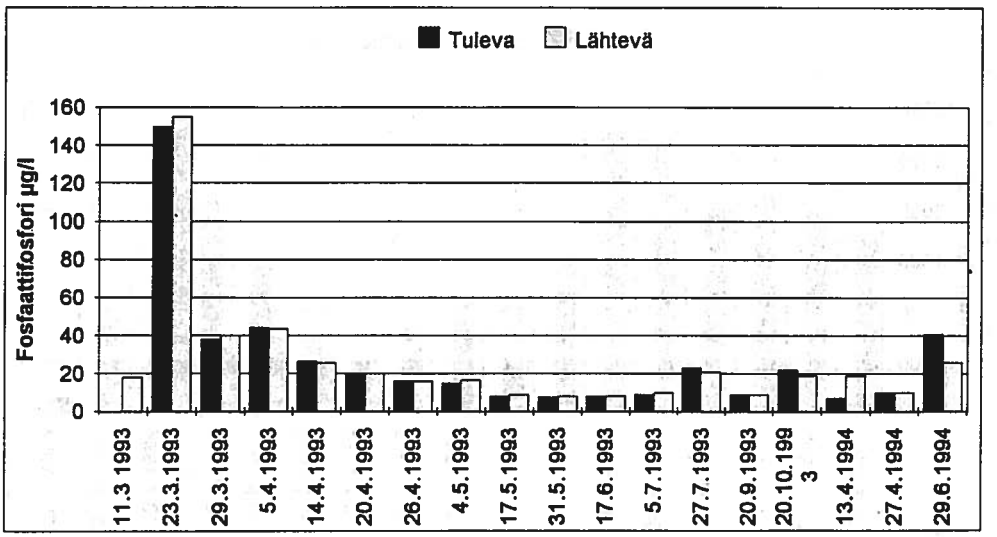
Kuva 2. Myllyojan laskeutusaltaaseen tulevan ja siitä lähtevän veden sameus.
Fig. 2. Grumligheten i det in- resp. utrinnande vattnet från sedimenteringsbassängen i Kvarnbäcken.

4.1.3 Fosfori

Myllyojan altaan läpi virtaavan veden kokonaisfosforipitoisuus seurasi melko tarkasti virtaaman ja kiintoainepitoisuuden vaihteluita koko tutkimusjakson ajan. Merkittävää kokonaisfosforin tai fosfaattifosforin pidättymistä altaaseen tai huuhtoutumista altaasta ei juurikaan tapahtunut (kuvat 3 ja 4). Ilmeisesti suuri osa kiintoaineeseen sitoutuneesta fosforista on hyvin pienissä hiukkasissa, jotka eivät sanottavasti laskeudu tämän kokoisissa altaissa. Fosfaatinkaan pidättymiselle ei ole edellytyksiä ilman runsasta kasvillisuutta.



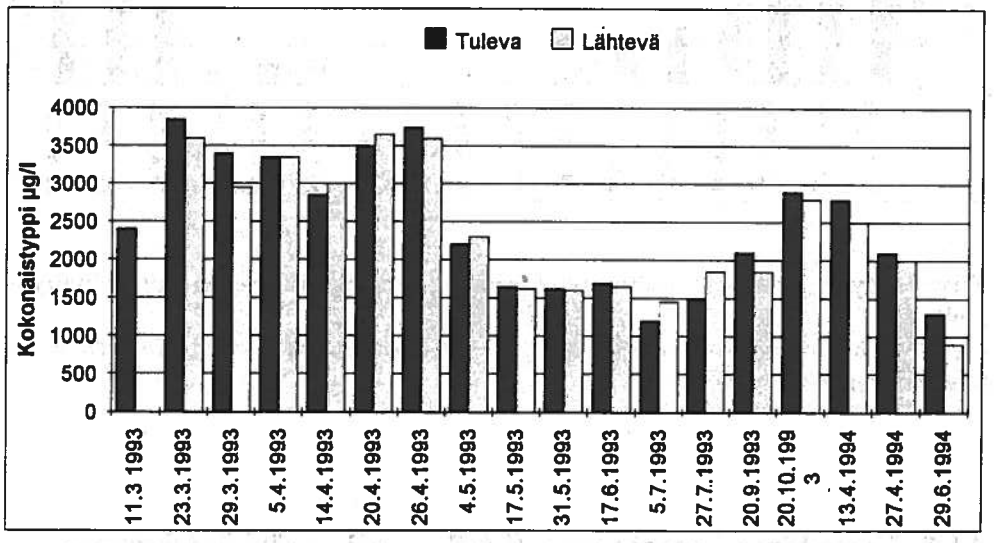
Kuva 3. Myllyojan laskeutusaltaaseen tulevan ja siitä lähtevän veden kokonaisfosforipitoisuus.
Fig. 3. Halten av totalfosfor i det in- resp. utrinnande vattnet från sedimenteringsbassängen i Kvarnbäcken



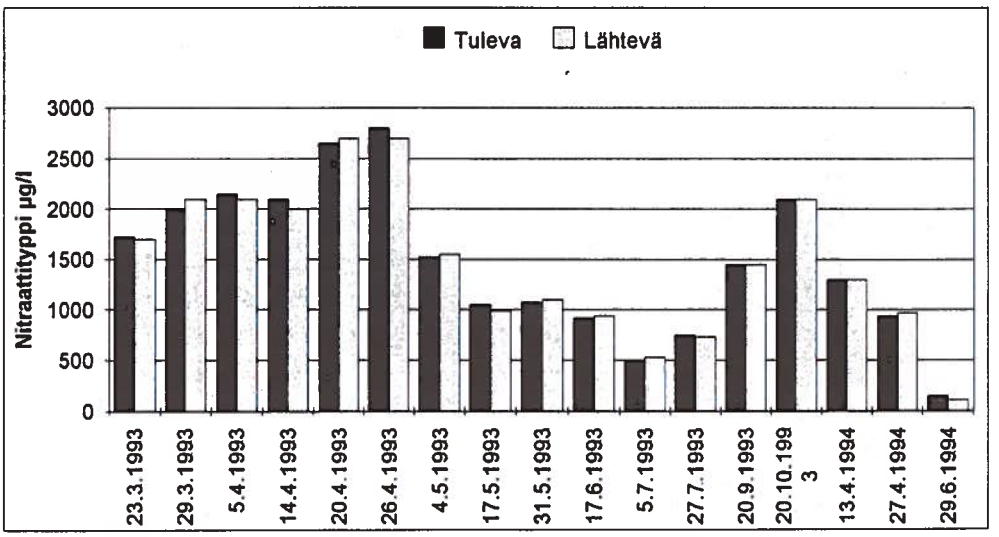
Kuva 4. Myllyojan laskeutusaltaaseen tulevan ja siitä lähtevän veden fosfaattifosforipitoisuus.
Fig. 4. Halten av fosfatfosfor i det in- resp. utrinnande vattnet från sedimenteringsbassängen i Kvarnbäcken

4.1.4 Typpi

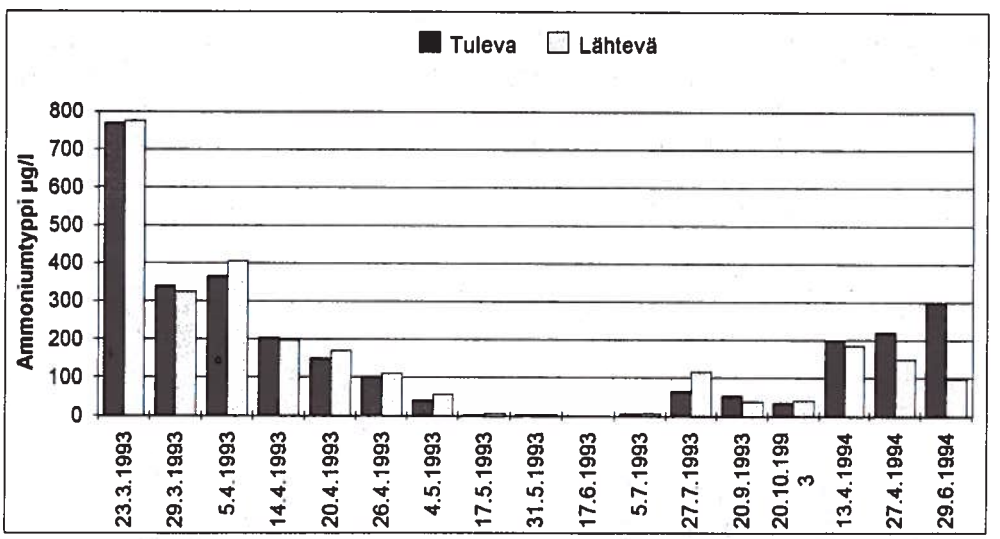
Typpiyhdisteiden pitoisuudet olivat suurimmillaan kevään ja syksyn ylivirtaamakausien aikana. Altaalla ei ollut selvää tai säännönmukaista vaikutusta pitoisuuksiin, lukuunottamatta vuoden 1994 kevättä, jolloin kokonais- ja ammoniumtyppipitoisuus olivat altaasta lähtevässä vedessä tulevaa vettä vähän pienempiä (kuvat 5 - 7). Typen pidättyminen voi olla seurausta orgaanisten typpiyhdisteiden sedimentoitumisesta kiintoaineen mukana. Denitrifikaatiota altaassa rajoittaa todennäköisesti altaan lyhyt viipymä ja vähäisestä sedimentaatiosta johtuva hiilen puute.



Kuva 5. Myllyojan laskeutusaltaaseen tulevan ja siitä lähtevän veden kokonaistyppipitoisuus.
Fig. 5. Halten av totalkväve i det in- resp. utrinnande vattnet från sedimenteringsbassängen i Kvarnbäcken



Kuva 6. Myllyojan laskeutusaltaaseen tulevan ja siitä lähtevän veden nitraattityppipitoisuus.
Fig. 6. Halten av nitratkväve i det in- resp. utrinnande vattnet från sedimenteringsbassängen i Kvarnbäcken.



Kuva 7. Myllyojan laskeutusaltaaseen tulevan ja siitä lähtevän veden ammoniumtyppipitoisuus.
Fig. 7. Halten av ammoniumkväve i det in- resp. utrinnande vattnet från sedimenteringsbassängen i Kvarnbäcken.

4.1.5 Kemiallinen hapenkulutus (COD_{Mn}), pH ja sähkönjohtavuus

Altaalla ei ollut havaittavaa vaikutusta veden COD_{Mn}-arvoon, pH-arvoon eikä sähkönjohtavuuteen.

4.1.6 Happi ja a-klorofylli

Altaan alapäästä mitattu pintaveden a-klorofyllipitoisuus oli korkeimmillaan 56 $\mu g\ l^{-1}$ heinäkuun lopulla, mikä kertoo voimakkaasta perustuotannosta. Tällöin veden happikylläisyys oli 101 %. Muina havaintoaikoina a-klorofyllipitoisuus vaihteli 2,1 ja 6,3 $\mu g\ l^{-1}$ välillä, ja happikylläisyys 70 ja 80 %:n välillä.

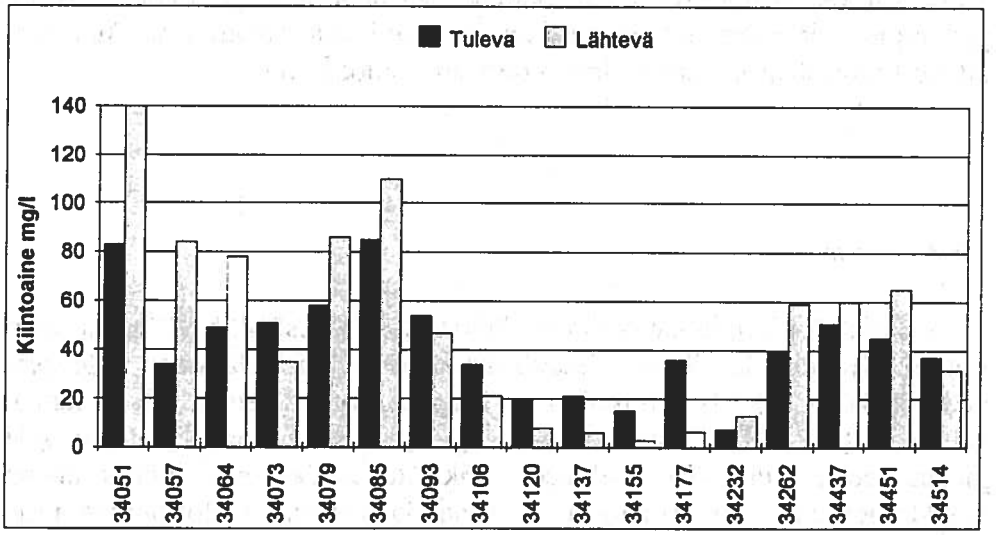
4.2 Kytyänojan allas

4.2.1 Virtaama

Kytyänojan altaan yläpuolelta tehtävä virtaamamittaus osoittautui uoman pensoittumisen ja selkeän poikkileikkauksen puutteen vuoksi epäluotettavaksi, minkä vuoksi vain altaasta lähtevän rummun virtaama vuoden 1993 näytteenoton yhteydessä on esitetty liitteessä 2.

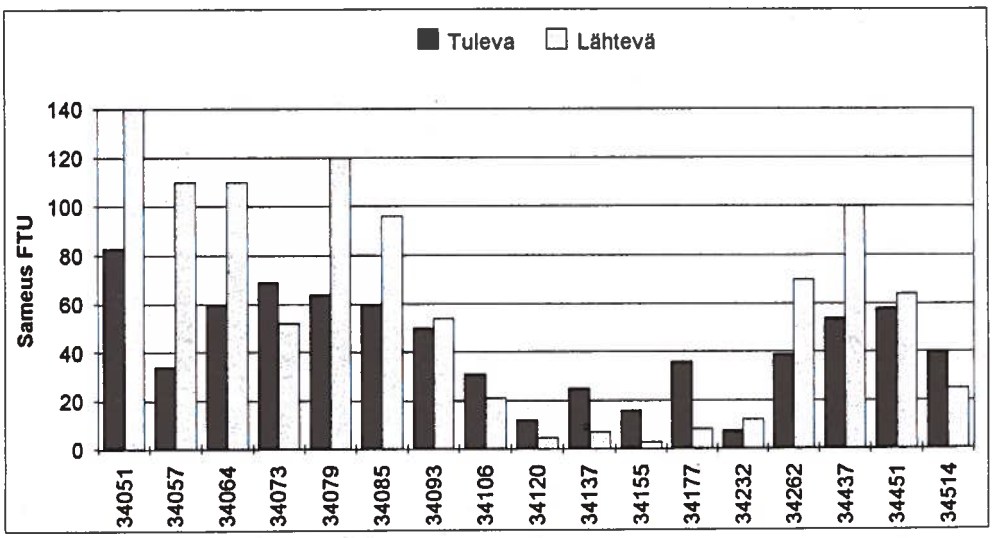
4.2.2 Kiintoaine ja sameus

Kiintoaineen pidättymistä näytti tapahtuvan vain kesällä vähäisen virtaaman vallitessa. Sen sijaan syksyllä ja keväisin altaasta lähtevän veden kiintoainepitoisuus ja sameus olivat lähes poikkeuksetta tulevaa vettä korkeampia (kuvat 8 ja 9).



Kuva 8. Kytyänojan laskeutusaltaaseen tulevan ja siitä lähtevän veden kiintoainepitoisuus.

Fig. 8. Halten av suspenderat material i det in- resp. utrinnande vattnet från sedimenteringsbassängen i bäcken Kytyänoja.

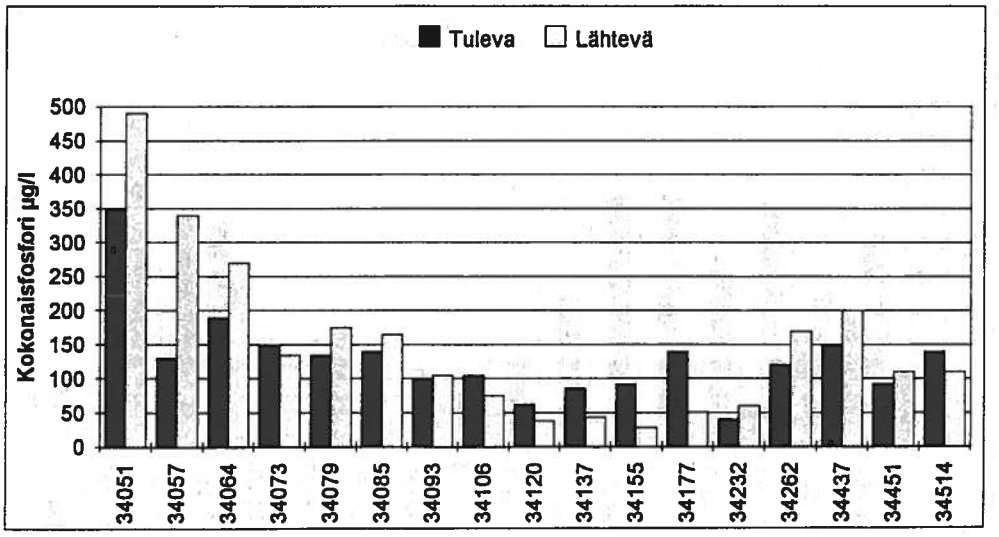


Kuva 9. Kytyänojan laskeutusaltaaseen tulevan ja siitä lähtevän veden sameus.
Fig. 9. Grumligheten i det in- resp. utrinnande vattnet från sedimenteringsbassängen i bäcken Kytyänoja.

Vaikka puutteellisten virtaamatietojen ja harvan näytteenoton vuoksi ainetaselaskelmia ei voi tehdä, on ilmeistä että altaasta vuositasolla erodoituu kiintoainetta. On mahdollista että keväällä rantoja vasten hankaava jää aiheuttaa eroosiota suoraan altaaseen, mikä voi suurelta osin vastata keväällä altaasta huuhtoutuvasta kiintoaineesta. Tämän lisäksi alivirtaamakaudella sedimentoitunutta ainesta saattaa resuspendoitua virtaaman kasvaessa. Alustavat vaaitustulokset altaan pohjasta vuosina 1993 ja 1994 viittaavat jyrkimpien rinteiden eroosioon juuri vedenpinnan alapuolella, kun taas altaan tulopäähän näyttää sedimentoituvan kiintoainetta.

4.2.3 Fosfori

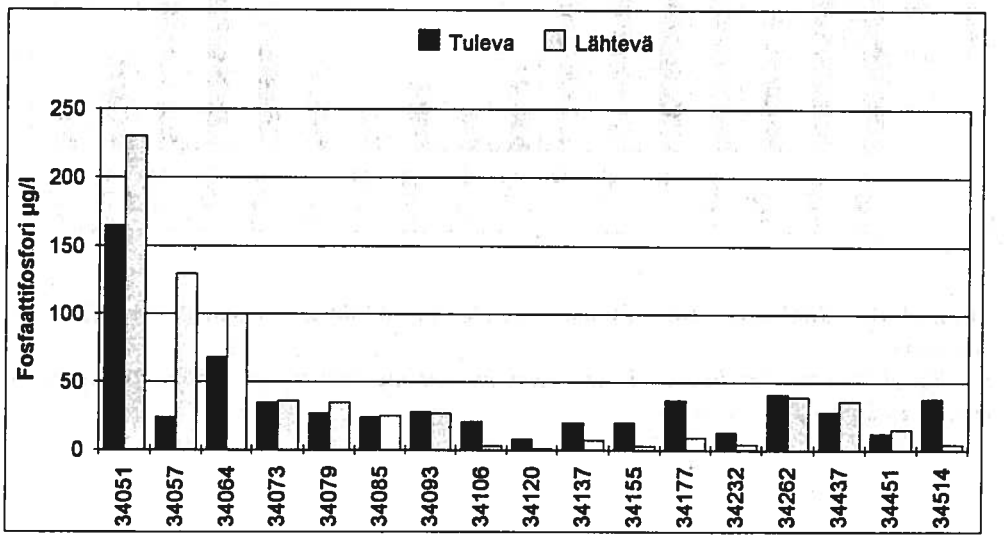
Kokonaisfosforipitoisuus altaasta lähtevässä vedessä oli kevään ja syksyn suurten virtaamien aikana yleensä korkeampi kuin altaaseen tulevassa vedessä (kuva 10). Myös liukoisen fosfaattifosforin pitoisuus vaihteli saman kaltaisesti (kuva 11). Kesäaikana molempien pitoisuudet sen sijaan näyttävät pienentyneen altaan vaikutuksesta, mikä todennäköisesti johtuu altaan planktonlevästön fosforinotosta. Kevään ja syksyn fosforihuuhtoumiin vaikuttivat todennäköisesti samat syyt kuin kiintoaineen huuhtoumaan, eli rantojen eroosio ja sedimentin resuspendoituminen. Fosfaattifosforipitoisuuden kasvuun voi vaikuttaa altaan sijainti paikalla, josta on otettu ravinteikasta multaa.



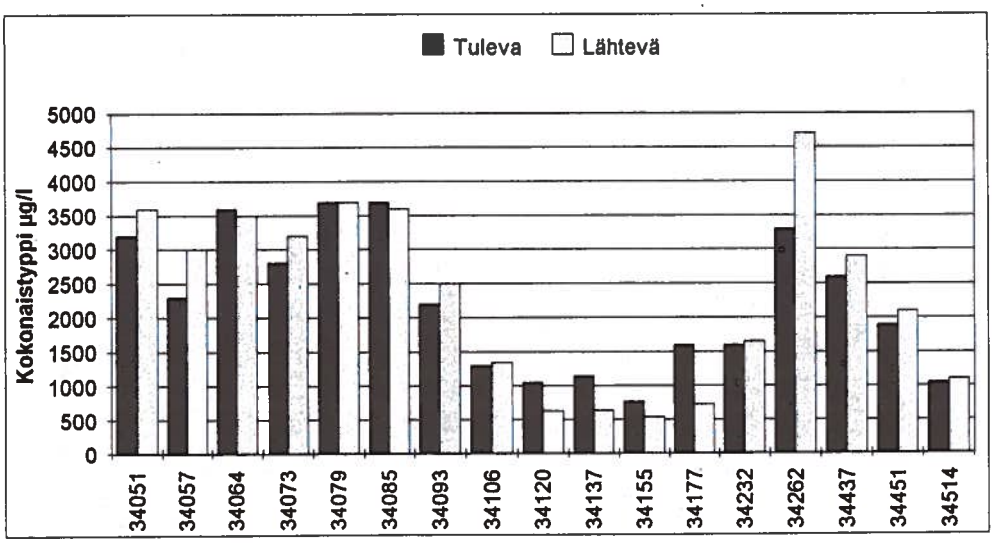
Kuva 10. Kytyänojan laskeutusaltaaseen tulevan ja siitä lähtevän veden kokonaisfosforipitoisuus.
Fig. 10. Halten av totalfosfor i det in- resp. utrinnande vattnet från sedimenteringsbassängen i bäcken Kytyänoja.

4.2.4 Typpi

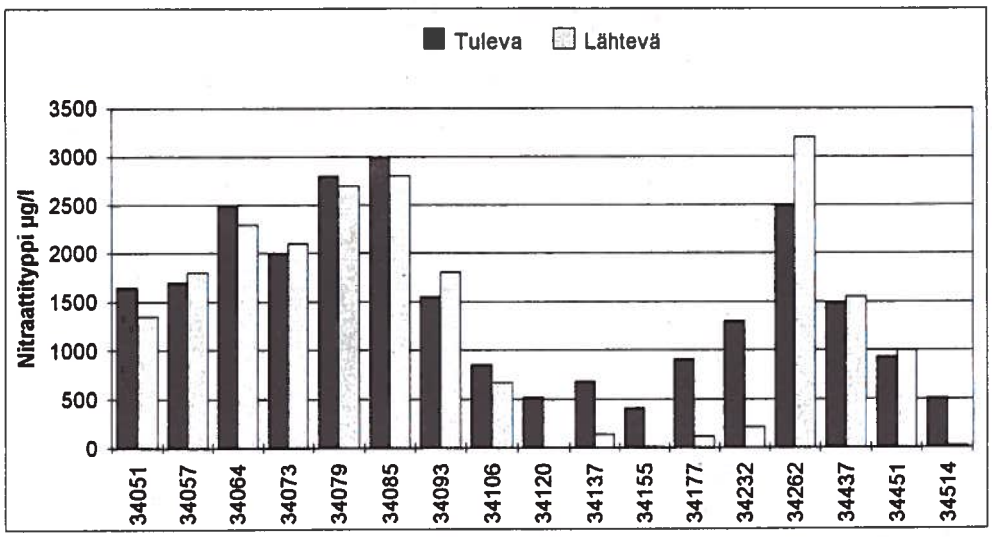
Kokonais- ja nitraattityppipitoisuuden erot altaaseen tulevassa ja siitä lähtevässä vedessä olivat selvimmät kesällä, jolloin altaaseen ilmeisesti pidättyi typpeä (kuvat 12 ja 13). Mahdollisia pidätysmekanismeja ovat sedimentoituminen, denitrifikaatio ja kasvien ravinteiden käyttö. Keväällä ja syksyllä altaasta poistuva vesi oli usein typpipitoisempaa kuin sinne tuleva vesi. Ammoniumtypen huuhtoutuminen altaasta oli tavallista, ja johtunee typpipitoisten yhdisteiden hajotuksesta altaassa (kuva 14).



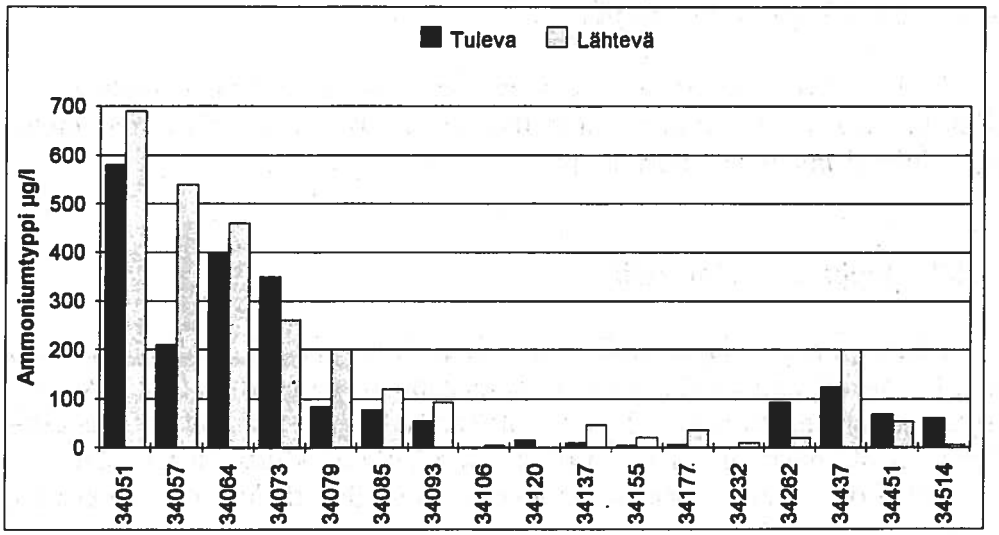
Kuva 11. Kytyänojan laskeutusaltaaseen tulevan ja siitä lähtevän veden fosfaattifosforipitoisuus.
Fig. 11. Halten av fosfatfosfor i det in- resp. utrinnande vattnet från sedimenteringsbassängen i bäcken Kytyänoja



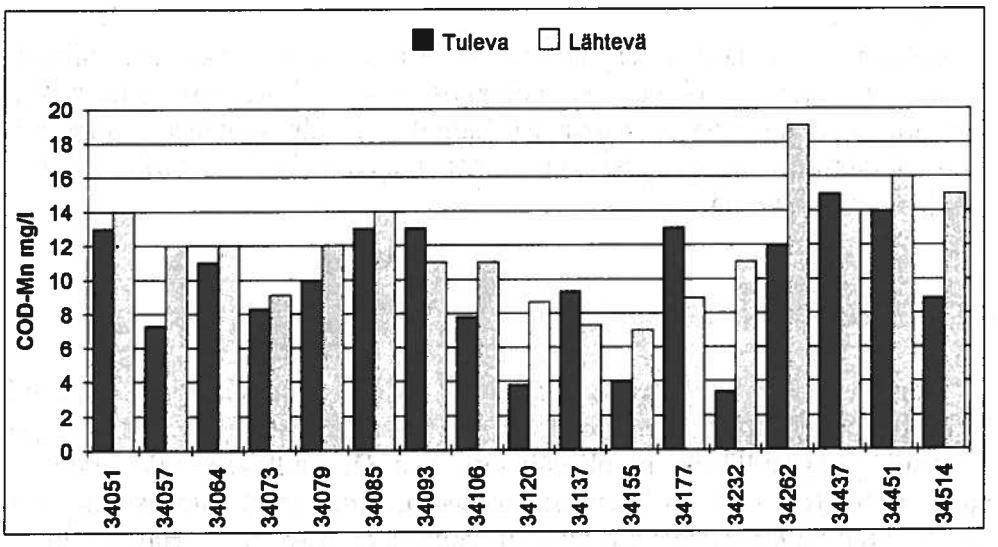
Kuva 12. Kytyänojan laskeutusaltaaseen tulevan ja siitä lähtevän veden kokonaistyppipitoisuus.
Fig. 12. Halten av totalkväve i det in- resp. utrinnande vattnet från sedimenteringsbassängen i bäcken Kytyänoja.



Kuva 13. Kytyänojan laskeutusaltaaseen tulevan ja siitä lähtevän veden nitraattityppipitoisuus.
Fig. 13. Halten av nitratkväve i det in- resp. utrinnande vattnet från sedimenteringsbassängen i bäcken Kytyänoja.



Kuva 14. Kytyänojan laskeutusaltaaseen tulevan ja siitä lähtevän veden ammonium-typpipitoisuus.
Fig. 14. Halten av ammoniumkväve i det in- resp. utrinnande vattnet från sedimente-ringsbassängen i bäcken Kytyänoja.



Kuva 15. Kytyänojan laskeutusaltaaseen tulevan ja siitä lähtevän veden kemiallinen hapenkulutus.
Fig. 15. Den kemiska syreförbrukningen i det in- resp. utrinnande vattnet från sedimen-teringsbassängen i bäcken Kytyänoja.

4.2.5 Kemiallinen hapenkulutus (COD_{Mn})

Tavallisin muutos altaan läpi virtaavan veden kemiallisessa hapenkulu-tuksessa oli hapenkulutuksen vaihtelevan suuruinen nousu, mikä viittaa hajotuskelpoisen aineksen huuhtoutumiseen altaan pohjalta (kuva 15).

4.2.6 Sähkönjohtavuus ja pH

Veden sähkönjohtavuus yleensä pieneni hieman altaan vaikutuksesta. Kesällä altaassa tapahtunut yhteyttäminen nosti veden pH–arvoa, mutta muulloin ei muutoksia tapahtunut.

4.2.7 Happi ja a–klorofylli

Altaan pohjanläheisen vesikerroksen happipitoisuus oli pienimmillään 7,6 mg l^{-1} maaliskuussa 1993, jolloin kevätsulanta oli jo alkanut. Ennen kevätsulannan alkamista näytteitä ei ole otettu, mutta luultavaa on että happitilanne ei ole missään vaiheessa ollut aivan heikko. Altaaseen istutetut siiat nimittäin ovat menestyneet maanomistajalta saadun tiedon mukaan erittäin hyvin.

A–klofyllin määrä altaassa nousi kesällä ajoittain kymmeniin mikrogrammoihin litrassa, jolloin myös hapen ylikyllästystä esiintyi.

4.3 Luhjunojan allas

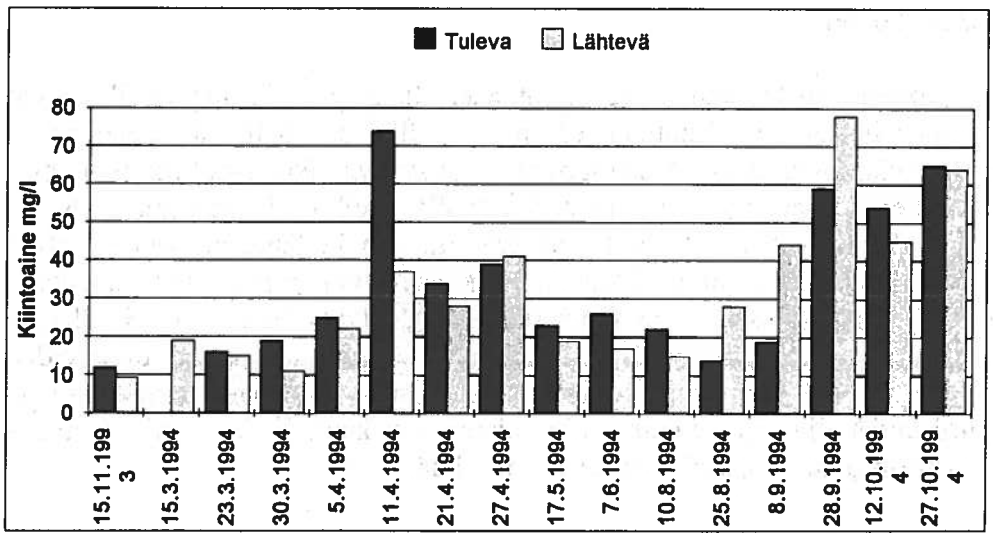
4.3.1 Virtaama

Luhjunojan virtaamia ei mitattu siivikolla, vaan virtaaman vaihtelu ilmenee liitteessä 3 olevan Kaukolankosken vertailualueen virtaamasta. Vertailualueen koko on huomattavasti Luhjunojan valuma–aluetta suurempi, mutta järvettömyyden vuoksi sen virtaama kuvaa riittävän tarkasti Luhjunojan virtaamaoloja.

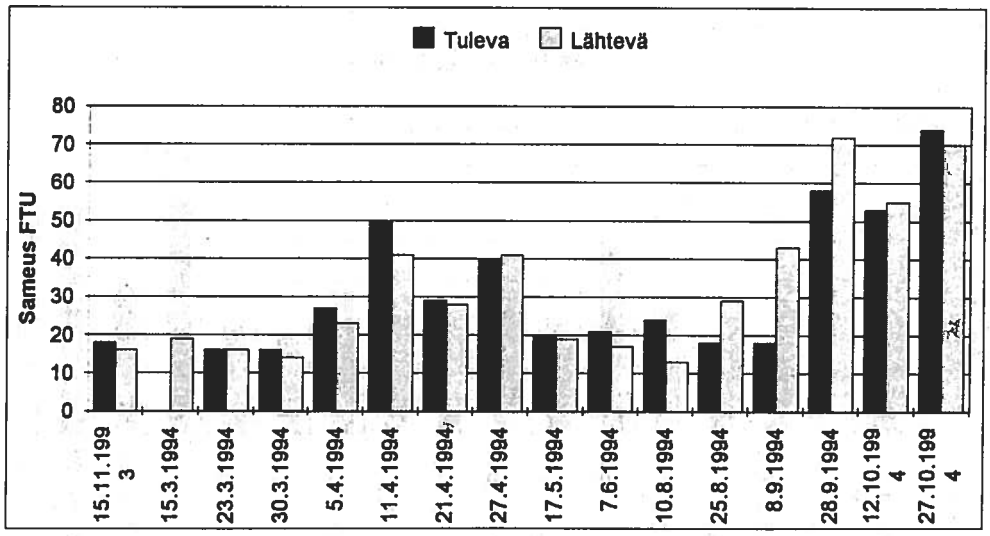
4.3.2 Kiintoaine ja sameus

Kevään ja kesän näytteissä altaasta lähtevässä vedessä kiintoainetta oli lähes poikkeuksetta vähemmän kuin tulevassa vedessä (kuva 16). Loppukesällä ja syksyllä tilanne oli päinvastainen. On luultavaa, että uudehkon altaan pohjalle kevään ja kesän aikana sedimentoituneesta aineesta ainakin osa on huuhtoutunut syksyllä kun virtaamat ovat kasvaneet. Harvan näytteenoton ja mitattujen virtaamien puutteen vuoksi ei ole mahdollista arvioida tarkasti huuhtoutuvan aineksen osuutta kaikesta sedimentoituneesta aineesta, mutta altaasta tehtyjen alustavien vaaitusten mukaan ainakin altaan tulopäähän on kertynyt lietettä.

Veden sameus on vaihdellut hyvin samankaltaisesti kuin kiintoainepitoisuus (kuva 17).



Kuva 16. Luhjunojan laskeutusaltaaseen tulevan ja siitä lähtevän veden kiintoainepitoisuus.
Fig. 16. Halten av suspenderat material i det in- resp. utrinnande vattnet från sedimenteringsbassängen i bäcken Luhjunoja.



Kuva 17. Luhjunojan laskeutusaltaaseen tulevan ja siitä lähtevän veden sameus.
Fig. 17. Grumligheten i det in- resp. utrinnande vattnet från sedimenteringsbassängen i bäcken Luhjunoja.

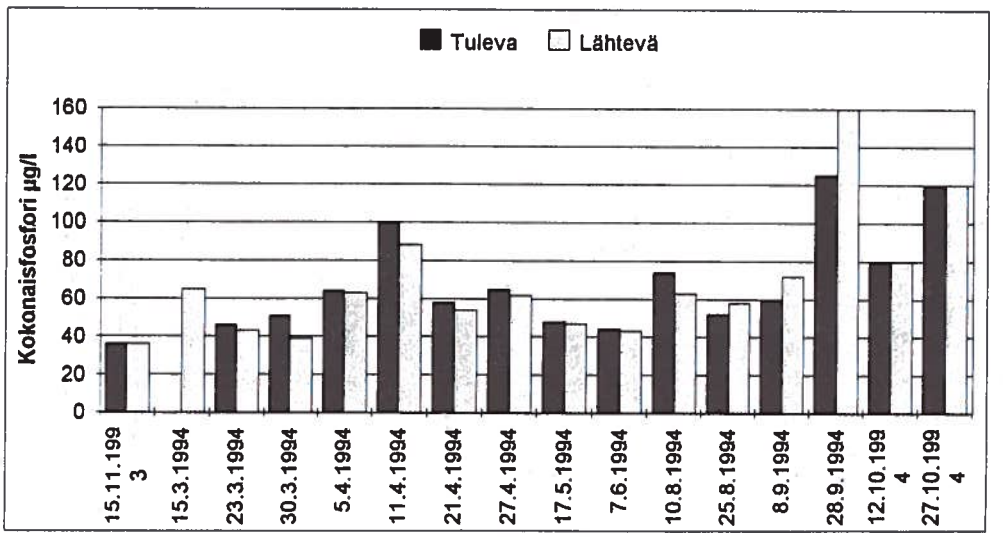
4.3.3 Fosfori

Kokonaisfosforipitoisuudet muutokset altaan ylä- ja alapuolella olivat samankaltaisia kuin kiintoaineenkin. Keväällä ja kesällä altaaseen näytti pidättyvän fosforia, kun taas loppukesän ja syksyn aikana fosforia huuhtoutui tai eroa tulevan ja lähtevän veden välillä ei ollut lainkaan (kuva 18).

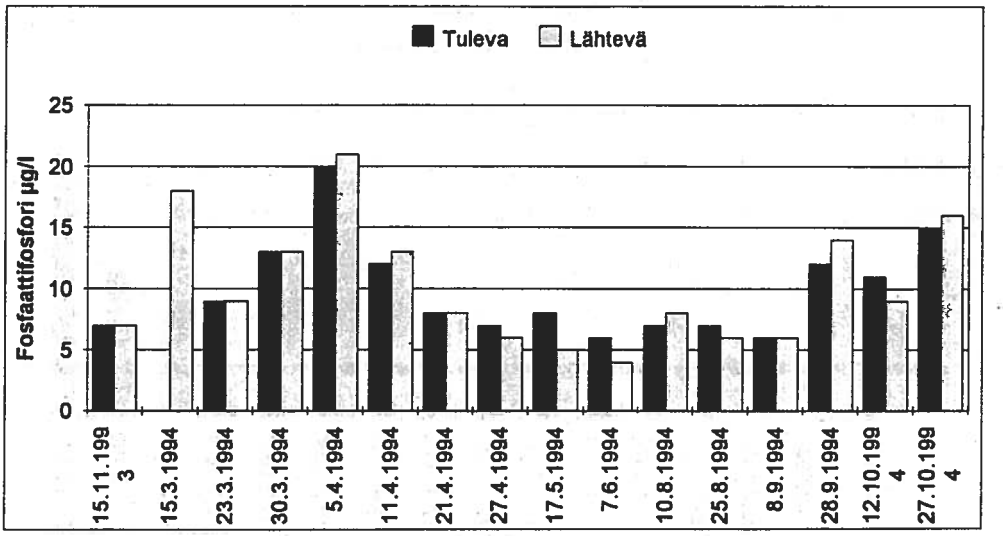
Fosfaattifosforin pitoisuuksissa erot tulevan ja lähtevän veden välillä olivat keväällä suurten virtaamien aikana hyvin pieniä, eikä ainakaan pidättymistä altaaseen tapahtunut (kuva 19). Alkukesällä tapahtui vähäistä fosfaattifosforin pidättymistä ilmeisesti vesiruttokasvuston ravinteiden käytön vuoksi. Muulloin eroja oli satunnaisesti kumpaankin suuntaan, ja pitoisuudet olivat kaiken aikaa niin pieniä ettei kunnollisia arvioita fosfaattifosforin pidättymisestä altaaseen voi tehdä.

4.3.4 Typpi

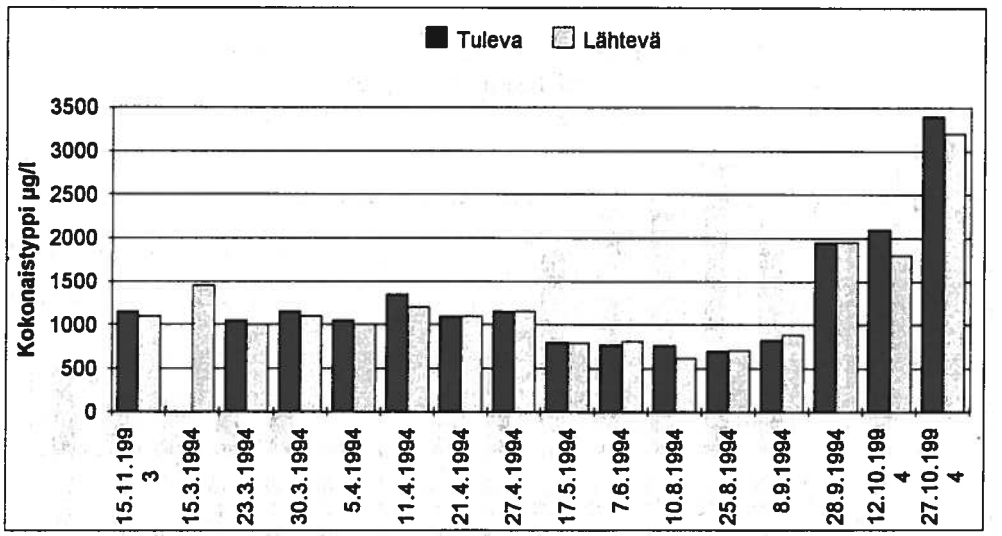
Kokonaistyppipitoisuuden erot tulevan ja lähtevän veden välillä olivat koko seurantajakson ajan hyvin pieniä, mutta lähes säännönmukaisesti allas vähensi typpipitoisuutta (kuva 20). Nitraattitypen osalta tilanne oli hyvin samanlainen (kuva 21). Ammoniumtyppeä pidättyi vähän kesäaikana, mutta kevään ja syksyn aikana tapahtui pientä huuhtoutumista (kuva 22).



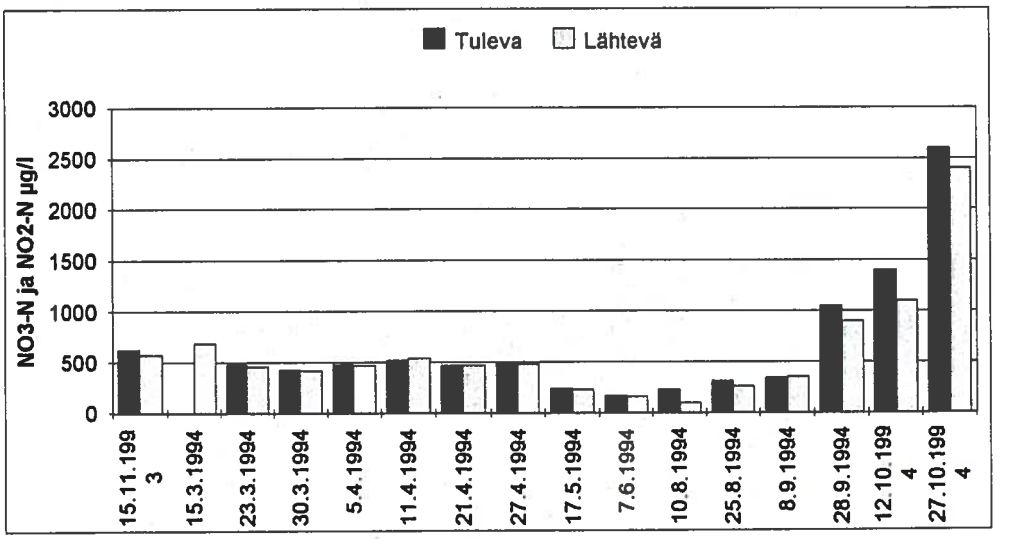
Kuva 18. Luhjunojan laskeutusaltaaseen tulevan ja siitä lähtevän veden kokonaisfosforipitoisuus.
Fig. 18. Halten av totalfosfor i det in- resp. utrinnande vattnet från sedimenteringsbassängen i bäcken Luhjunoja.



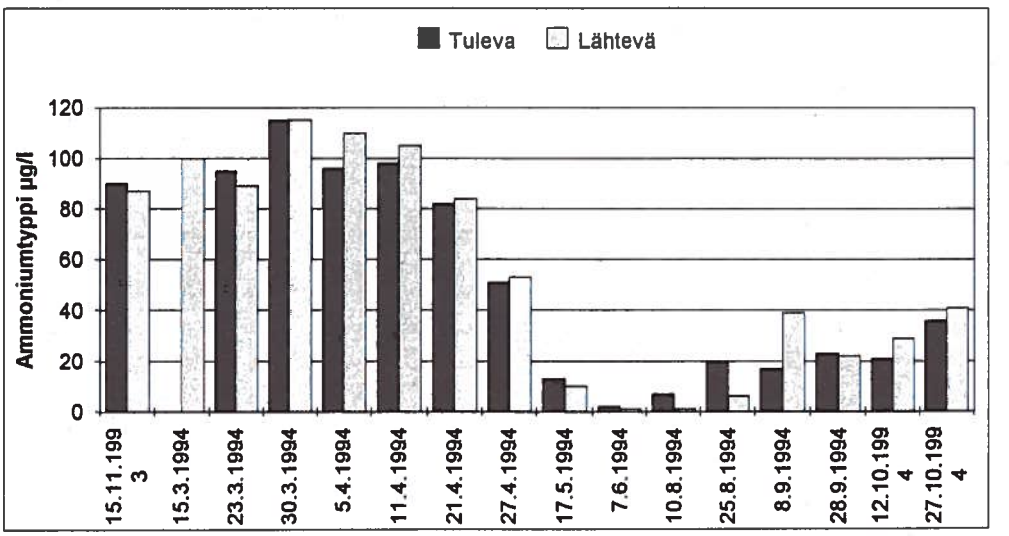
Kuva 19. Luhjunojan laskeutusaltaaseen tulevan ja siitä lähtevän veden fosfaattifosforipitoisuus.
Fig. 19. Halten av fosfatfosfor i det in- resp. utrinnande vattnet från sedimenteringsbassängen i bäcken Luhjunoja.



Kuva 20. Luhjunojan laskeutusaltaaseen tulevan ja siitä lähtevän veden kokonaistyppipitoisuus.
Fig. 20. Halten av totalkväve i det in- resp. utrinnande vattnet från sedimenteringsbassängen i bäcken Luhjunoja.



Kuva 21. Luhjunojan laskeutusaltaaseen tulevan ja siitä lähtevän veden nitraatti- ja nitriittityppipitoisuus.
Fig. 21. Halten av nitrat- och nitritkväve i det in- resp. utrinnande vattnet från sedimenteringsbassängen i bäcken Luhjunoja.



Kuva 22. Luhjunojan laskeutusaltaaseen tulevan ja siitä lähtevän veden ammoniumtyppipitoisuus.
Fig. 22. Halten av ammoniumkväve i det in- resp. utrinnande vattnet från sedimenteringsbassängen i bäcken Luhjunoja.

4.3.5 Kemiallinen hapenkulutus (COD_{Mn}) ja sähkönjohtavuus

Altaaseen tulevan veden kemiallinen hapenkulutus (COD–Mn) vaihteli seurantajakson aikana välillä 7,8 – 24 mg l^{-1} ja sähkönjohtavuus välillä 4,9 – 15,8 mS m^{-1}, eivätkä ne muuttuneet altaan vaikutuksesta juurikaan.

5 YHTEENVETO

5.1 Myllyojan allas

Myllyojan altaan vaikutus läpi virtaavan veden laatuun tutkimusjaksolla näytti olevan hyvin vähäinen. Pientä kiintoaineen pidättymistä tapahtui monilla havaintokerroilla, mutta ravinteiden pitoisuuteen ei altaalla näyttänyt olevan selvää eikä johdonmukaista vaikutusta. Altaan huonoon toimivuuteen kiintoaineen ja siihen sitoutuneiden ravinteiden pysäyttäjänä voi yhtenä merkittävänä syynä olla altaan pieni koko suhteessa valuma–alueen kokoon ja sijainti pitkän hidasvirtaisen jokiosuuden alapäässä. On luultavaa, että suuri osa veden mukanaan kuljettamasta aineksesta sedimentoituu jo altaan yläpuoliseen jokiuomaan. Vain pienikokoiset hiukkaset ja niiden sisältämät ravinteet kulkeutuvat altaaseen asti, eikä niiden laskeuttaminen altaaseen ole ainakaan suuressa määrin mahdollista.

5.2 Kytyänojan allas

Vesianalyysitulosten ja virtaamatietojen perusteella näyttää siltä, että allas ei vuositasolla pidätä ravinteita ja kiintoainetta, vaan niitä huuhtoutuu altaasta. Allas on kuitenkin valuma–alueeseensa nähden niin suuri, että siihen voisi olettaa sedimentoituvan merkittävästi kiintoainetta ja sen mukana ravinteita myös ylivirtaamakaudella. Mahdollisesti suurin syy siihen, ettei näin tapahdu on altaan paikoitellen jyrkkien reunojen ja pohjan eroosio. Keväällä eroosiota saattaa sateen lisäksi aiheuttaa jään liike rantoja ja pohjaa vasten. Syksyllä altaasta voi huuhtoutua sinne alivirtaaman aikana sedimentoitunutta ainesta. Kesällä altaaseen jää huomattava osa kiinto–aineesta, fosforista ja typestä. Sedimentoituminen, kasvien ravinteiden otto ja denitrifikaatio ovat todennäköisimpiä pidättymismekanismeja.

5.3 Luhjunojan allas

Fosforia ja kiintoainetta pidättyi altaaseen kevään ja kesän aikana vaihtelevassa määrin, mutta syksyllä näitä ajoittain huuhtoutui altaasta. Huuhtoutumisesta huolimatta nettopidättymistä ilmeisesti on tapahtunut. Altaasta lähtevän veden typpipitoisuus oli lähes kaikilla havaintokerroilla

pienempi kuin altaaseen tulevassa vedessä, mutta ero oli useimmiten hyvin pieni eikä typen pidättyminen altaaseen siten ollut merkittävää.

6 JOHTOPÄÄTÖKSET

Laskeutusaltaiden seurannassa käytetty melko harva vesinäytteenotto ilman jatkuvaa virtaaman mittausta on menetelmänä sellainen, että tuloksiin sisältyy paljon epävarmuutta, eikä niistä voi tehdä kovin pitkälle meneviä päätelmiä. Kaikki seurannassa olleet altaat ovat lisäksi kooltaan pienehköjä suhteessa valuma-alueisiinsa. Seurannan perusteella näyttää kuitenkin ilmeiseltä että Myllyojan, Kytyänojan ja Luhjunojan laskeutusaltaiden vesiensuojelullinen merkitys ei ole nykyisellään kovin suuri. Myllyojan allas on kaivettu vasta puoleen kokoonsa, mutta jatkorakentaminenkaan ei luultavasti parantaisi altaan tehoa oleellisesti, sillä altaan yläpuolinen oja on pitkältä matkalta hyvin vähäinen kaltevuudeltaan ja siten toimii jo osittain laskeutusaltaana ainakin isommille hiukkasille. Kytyänojan allas on alunperin rakennettu kastelualtaaksi, ja se on ojan virtaamaan nähden kohtalaisen suuri laskeutusaltaaksi. Tästä huolimatta allas ei seurannan aikana kesäkuukausia lukuun ottamatta ole vähentänyt Kytyänojasta tulevaa kiintoaine- ja ravinnekuormaa. Syy tähän saattaa olla altaan reunojen ja pohjan eroosiossa ja paikan ravinteikkaassa maaperässä, mutta varmuutta asiasta ei ole. Luhjunojan altaaseen ilmeisesti pidättyy jonkin verran fosforia ja kiintoainetta ajoittaisesta huuhtoutumisesta huolimatta, mutta kovin suurta pidättyminen ei ole. Typen pidättyminen on tasaisempaa, mutta määrältään hyvin vähäistä.

SAMMANDRAG

På senare tid har minskningen belastningen från jordbruket på vattendragen blivit en allt viktigare del av vattenskyddet. I enlighet med "Miljöprogrammet för landsbygden" har man under de senaste åren rekommenderat byggandet av sedimenteringsbassänger för att minska näringsämnesbelastningen på vattendragen. F o m år 1995 har man kunnat anhålla om jordbrukets miljöstöd för bassängbyggen.

Den enklaste typen av sedimenteringbassäng anläggs genom att den vattenförande fåran fördjupas och breddas eller däms upp till en damm och eftersom vattnets flödeshastighet på så sätt reduceras kraftigt kan en avsevärd sedimentation av partiklar som innehåller näringsämnen ske. Flere fysikaliska, kemiska och biologiska faktorer inverkar på processerna i sedimenteringsbassängen.

Hittills har användningen och effekten av sedimenteringsbassänger i förhållande till vattenskyddet i praktiken undersökts väldigt lite. De olika faktorer

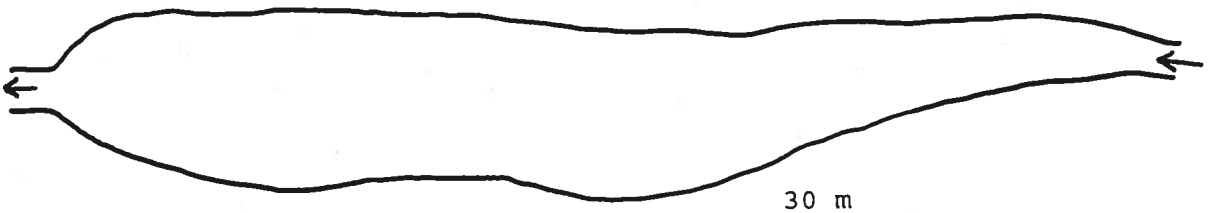
som påverkar effekten av bassängerna har ännu inte klarlagts så detaljerat att man skulle kunna ange rätt bassängdimensioner för varje enskilt fall så, att eftersträvad effekt uppnås. Inhemska och utländska undersökningar visar att sedimenteringsbassänger i vissa fall har varit till stor nytta för vattenskyddet, medan de i andra fall inte bevisligen haft någon effekt alls.

Nylands miljöcentral (dåvarande. Helsingfors vatten- och miljödistrikt) har under åren 1993 och 1994 undersökt tre sedimenteringsbassänger visavi vattenkvaliteten i det in- resp. -utrinnande vattnet. När provtagningsfrekvensen var som högst togs prover varje vecka, men vanligtvis mer sällan. En så låg provtagningsfrekvens är inte den bästa tänkbara med beaktande av de snabba variationerna i vattenkvaliteten i diskesvattnet. På basen av resultaten kan man emellertid säga att de undersökta bassängerna inte var av stor betydelse för retentionen av fosfor, kväve och suspenderat material. En trolig orsak är att bassängerna var för små i relation till avrinningsområdet.

Mycket mer forskning krävs för att utreda sedimenteringsbassängernas användningsmöjligheter. Speciellt efterlyses information om hur processerna i bassängen påverkas av storlek och form och växlighet.

LIITE 1

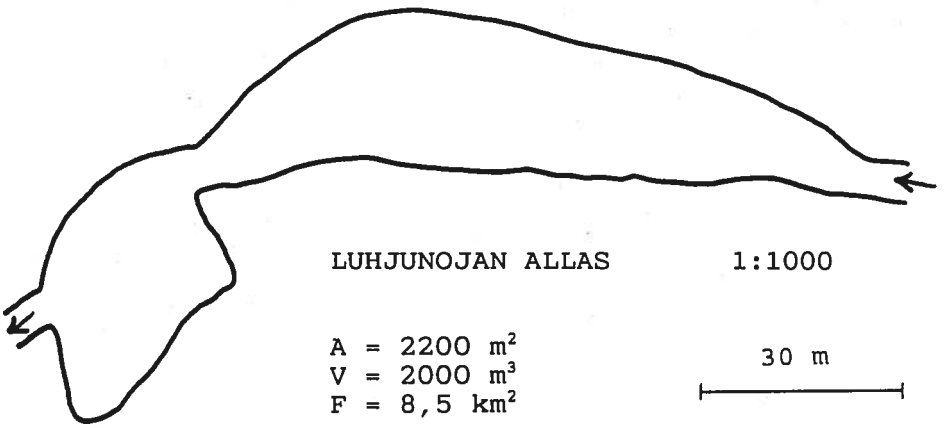
LASKEUTUSALTAIDEN KAAVAKUVAT



MYLLYOJAN ALLAS 1:1000

30 m

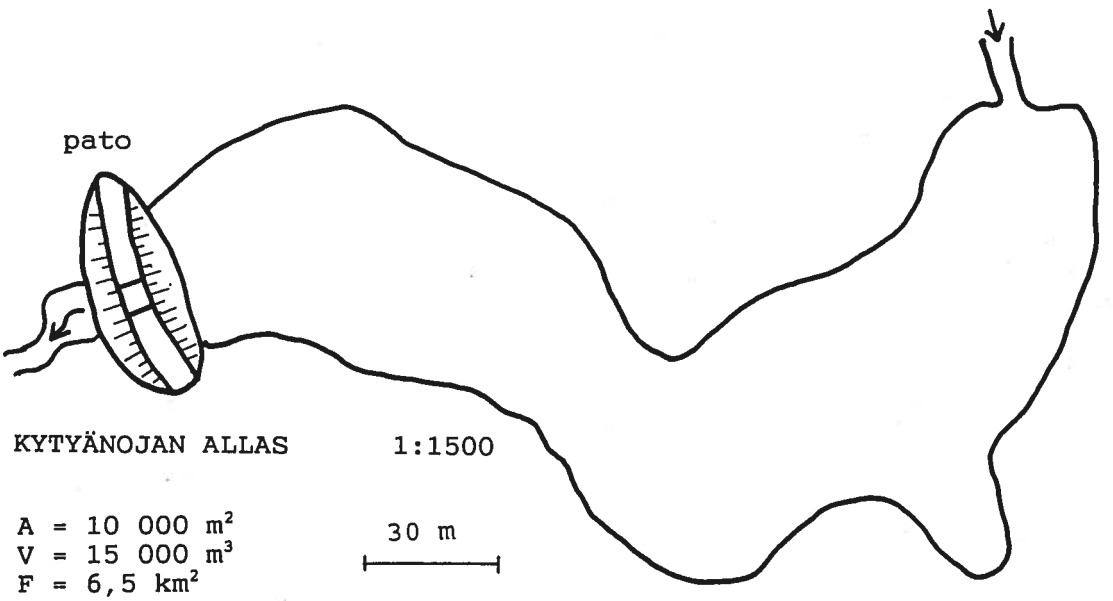
A = 3100 m^2
V = 4650 m^3
F = 30 km^2



LUHJUNOJAN ALLAS 1:1000

A = 2200 m^2
V = 2000 m^3
F = 8,5 km^2

30 m

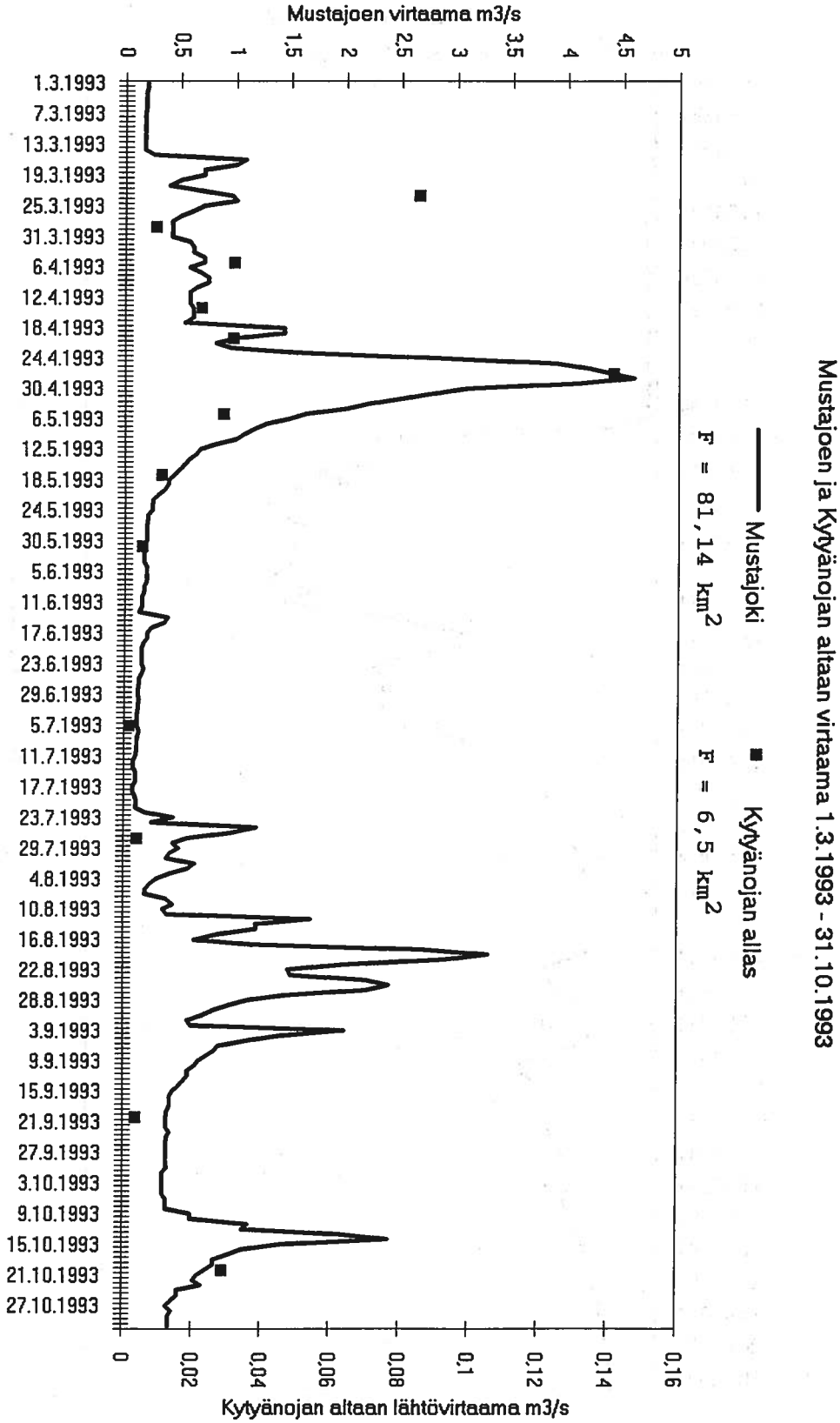


KYTYÄNOJAN ALLAS 1:1500

A = 10 000 m^2
V = 15 000 m^3
F = 6,5 km^2

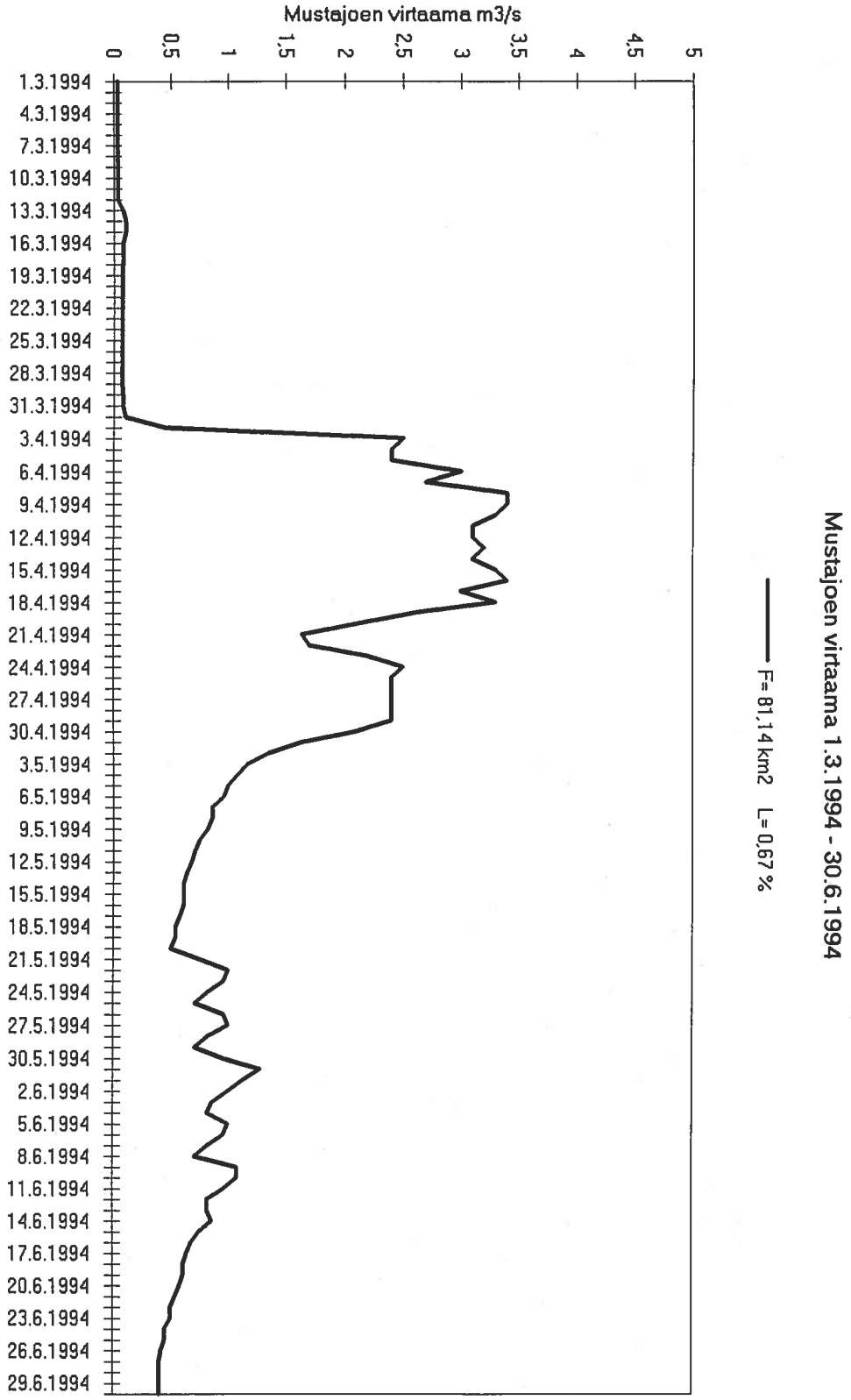
30 m

KYTYÄNOJAN VIRTAAMA JA MYLLYOJAN SEKÄ KYTYÄNOJAN LASKEUTUSALTAIDEN VERTAILUVESISTÖNÄ KÄYTETYN MUSTAJOEN VIRTAAMA

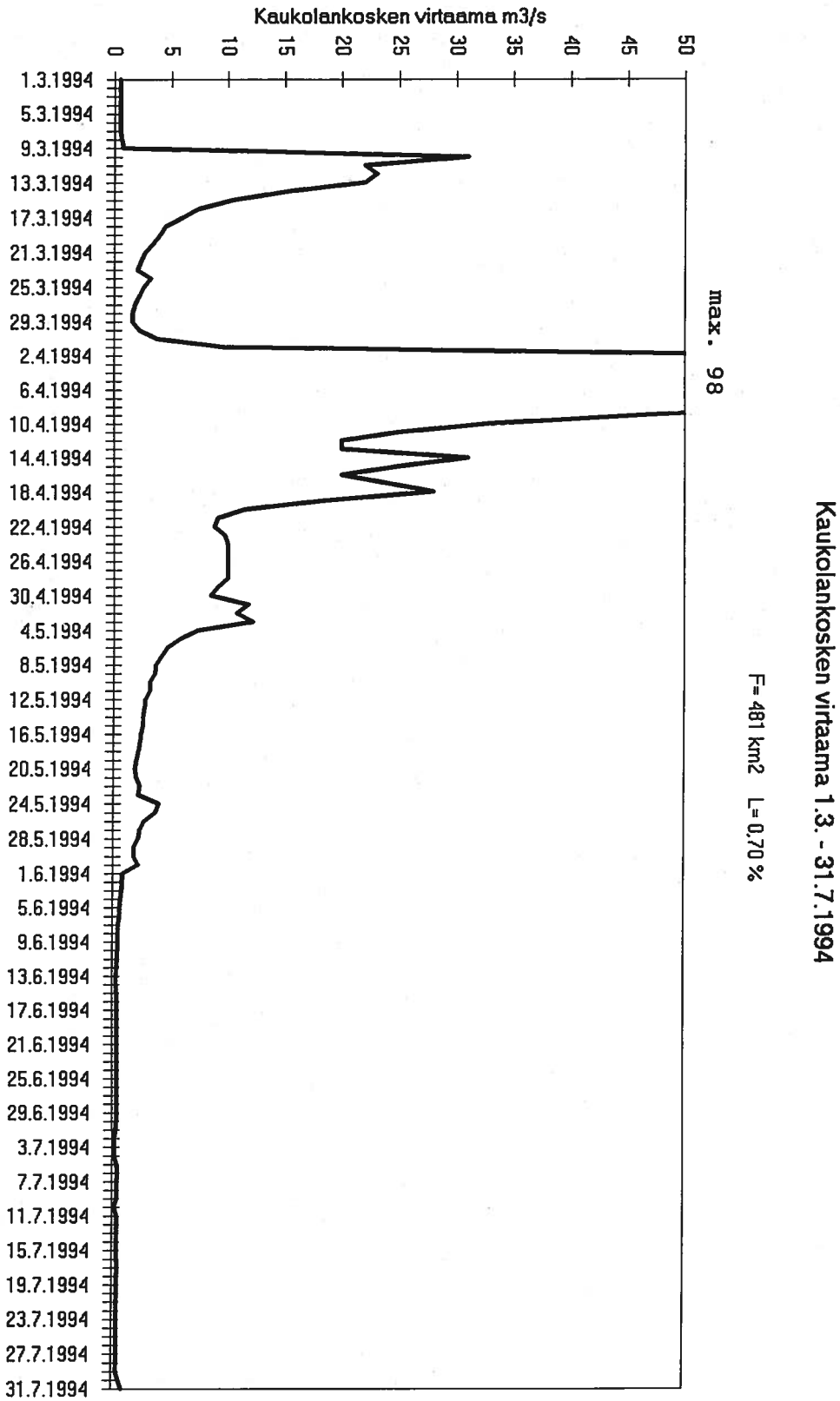


LIITE 2/2

KYTYÄNOJAN VIRTAAMA JA MYLLYOJAN SEKÄ KYTYÄNOJAN LASKEUTUSALTAIDEN VERTAILUVESISTÖNÄ KÄYTETYN MUSTAJOEN VIRTAAMA



LUHJUNOJAN LASKEUTUSALTAAN VERTAILUVESISTÖNÄ KÄYTETYN USKELANJOEN VIRTAAMA KAUKOLANKOSKESSA



Kuvailulehti

Julkaisija	Uudenmaan ympäristökeskus
Päivämäärä	Lokakuu 1995
Tekijä(t)/ Toimittaja(t)	Tero Taponen
Julkaisun nimi	Laskeutusaltaat maatalouden vesiensuojelussa I osa: Teoriaselvitys II osa: Laskeutusaltaiden vedenlaadun seuranta Helsingin vesi- ja ympäristöpiirissä vuosina 1993 ja 1994
Tiivistelmä	Laskeutusaltaiden käyttöä maatalouden vesiensuojelussa ravinteiden ja kiintoaineen pidättämiseen on Suomessa suositeltu jo muutaman vuoden ajan. Vuodesta 1995 alkaen laskeutusaltaiden toteuttamiseen on myös voinut hakea maatalouden ympäristötuen erityistukea. Kokemukset laskeutusaltaiden käytöstä ja toimivuudesta ovat kuitenkin vielä toistaiseksi hyvin vähäiset niin Suomessa kuin muuallakin. Laskeutusaltaiden toimintaa koskevaa tutkimusta on tehty niin vähän ja monet tutkimuksista ovat olleet niin puutteellisesti toteutettuja, ettei altaiden merkitystä ja käyttömahdollisuuksia maatalouden vesiensuojelussa vielä voi luotettavasti arvioida. Eräiden tutkimusten perusteella on kuitenkin aihetta olettaa, että ainakin joissakin tapauksissa laskeutusaltailla on mahdollista saavuttaa vesiensuojeluhyötyä. Raportin ensimmäisessä osassa tarkastellaan laskeutusaltaan toiminnan teoreettista perustaa ja selostetaan lähinnä ulkomailla tehtyjä laskeutusallaskokeita. Toinen osa sisältää Uudenmaan ympäristökeskuksen (aik. Helsingin vesi- ja ympäristöpiiri) alueella vuosina 1993 ja 1994 tehtyjen laskeutusallaskokeiden tulokset.
Avainsanat/asiasanat	maatalous, vesiensuojelu, laskeutusallas, hajakuormitus, fosfori, typpi, kiintoaine
Julkaisusarjan nimi ja numero	Uudenmaan ympäristökeskus – Julkaisuja 3
ISSN	1238-5611
ISBN	952-11-0006-0
Sivuja	56
Kieli	Suomi
Julkisuuden aste ja ehdot	Julkinen
Hinta	30,- mk (sis. alv 12 % = 3,60 mk)
Julkaisun nimi englanniksi	Sedimentation basins in water protection control of agriculture
Muut tiedot	
Julkaisun kustantaja	Uudenmaan ympäristökeskus
Julkaisun myynti/ Jakaja	Uudenmaan ympäristökeskus / tiedotus PL 36 (Asemapäällikönkatu 14) 00521 HELSINKI puh. (90) 148 881 fax (90) 1488 8295

Presentationsblad

Utgivare	Nylands miljöcentral
Datum	Oktober 1995
Författare/ Redaktör	Tero Taponen
Publikationens titel	Sedimenteringsbassänger inom jordbrukets vattenskydd DEL I: Teoriutredning DEL II: Övervakning av vattenkvaliteten i sedimenteringsbassänger inom Nyland miljöcentrals (tid. Helsingfors vatten- och miljödistrikt)verksamhetsområden åren 1993 och 1994.
Referat	Användningen av sedimenteringsbassänger för retention av näringsämnen och suspenderat material har under de senaste åren rekommenderats i Finland. Fr.o.m. 1995 har man från jordbrukets miljöstöd kunnat anhålla om specialstöd för bassängbyggen. Erfarenheterna av sedimenteringsbassängernas användning och funktionsduglighet är tillsvidare mycket begränsade såväl i Finland som annorstädes. Tillämpad forskning beträffande de fysikaliska, kemiska och biologiska som styr processerna i sedimenteringbassängerna har inte utförts i stor omfattning och forskningsresultaten kan i allmänhet inte generaliseras. På basen av den kunskap som finns att tillgå idag går det inte att utvärdera sedimenteringsbassängernas betydelse för och användningsmöjligheter inom jordbrukets vattenskydd. Några undersökningar visar emellertid att bruket av sedimenteringsbassänger i vissa fall lett till mycket goda resultat beträffande vattenskyddet. I rapportens första del behandlas den teoretiska bakgrunden till hur sedimenteringsbassängerna fungerar och beskrivs främst utländska försök med sedimenteringsbassänger. I den andra delen presenteras resultaten från den undersökning av sedimenteringsbassänger, som utfördes vid Nylands miljöcentral (tid. Helsingfors vatten- och miljödistrikt) åren 1993 och 1994.
Nyckelord	jordbruk, vattenskydd, sedimenteringsbassänger, diffus belastning, fosfor, kväve, suspenderat material
Publikationsserie och nummer	Nylands miljöcentral - Publikationer 3
ISSN	1238-5611
ISBN	952-11-0006-0
Sidantal	56
Språk	Finska
Offentlighet och andra villkor	Offentlig
Pris	30,- mk (ink.moms. 12 % = 3,60 mk)
Publikationens titel på engelska	Sedimentation basins in water protection control of agriculture
Övriga uppgifter	
Förläggare	Nylands miljöcentral
Beställningar/ Distribution	Nylands miljöcentral / information PB 36 (Stinsgatan 14) 00521 HELSINGFORS tel. (90) 14 8881 fax (90) 1488 8295

Raportin ensimmäisessä osassa tarkastellaan laskeutusaltaan toiminnan teoreettista perustaa ja selostetaan lähinnä ulkomailla tehtyjä laskeutusallaskokeita. Toinen osa sisältää Uudenmaan ympäristökeskuksen (aik. Helsingin vesi- ja ympäristöpiiri) alueella vuosina 1993 ja 1994 tehtyjen laskeutusallaskokeiden tulokset.

Laskeutusaltaiden käyttöä maatalouden vesiensuojelussa ravinteiden ja kiintoaineen pidättämiseen on Suomessa suositeltu jo muutaman vuoden ajan. Vuodesta 1995 alkaen laskeutusaltaiden toteuttamiseen on myös voinut hakea maatalouden ympäristötuen erityistukea. Kokemukset laskeutusaltaiden käytöstä ja toimivuudesta ovat kuitenkin vielä toistaiseksi hyvin vähäiset niin Suomessa kuin muuallakin.

I rapportens första del behandlas den teoretiska bakgrunden till hur sedimenteringsbassängerna fungerar och beskrivs främst utländska försök med sedimenteringsbassänger. I den andra delen presenteras resultaten från den undersökning av sedimenteringsbassänger, som utfördes vid Nylands miljöcentral (tid. Helsingfors vatten- och miljödistrikt) åren 1993 och 1994.

Användningen av sedimenteringsbassänger för retention av näringsämnen och suspenderat material har under de senaste åren rekommenderats i Finland. Fr.o.m. 1995 har man från jordbrukets miljöstöd kunnat anhålla om specialstöd för bassängbyggen. Erfarenheterna av sedimenteringsbassängernas användning och funktionsduglighet är tillsvidare mycket begränsade såväl i Finland som annorstädes.

ISSN 1238 - 5611
ISBN 952 - 11 - 0006 - 0