

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLITUKSEN M O N I S T E S A R J A

Nro 615

**TARINAHARJUN GOLFKENTÄN VAIKUTUKSET
POHJA- JA PINTAVESIIN**

Ismo Littunen, Ritva Britschgi, Juhani Gustafsson

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLITUKSEN MONISTESARJA

**Nro 615
TARINAHARJUN GOLFKENTÄN VAIKUTUKSET
POHJA- JA PINTAVESIIN**

Ismo Littunen, Ritva Britschgi, Juhani Gustafsson

Tekijät ovat vastuussa julkaisun sisällöstä eikä siihen voida vedota vesi- ja ympäristöhallituksen virallisena kannanottona.

Piirroksat: Pirjo Möttönen ja Oili Ahola

Maanmittauslaitoksen lupa nro 113/MAA/95

Julkaisua saa vesi- ja ympäristöhallituksen kuntatoimistosta
(1.3.1995 alkaen SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUS)
Puh.(90) 695 11

ISBN 951-53-0041-X

ISSN 0783-3288

Painopaikka: Vesi- ja ympäristöhallituksen monistamo, Helsinki 1995

Julkaisija
Vesi- ja ympäristöhallitus

Julkaisun päivämäärä
Helmikuu 1995

Tekijä(t) (toimielimestä: nimi, puheenjohtaja, sihteeri)
Ismo Littunen, Ritva Britschgi, Juhani Gustafsson

Julkaisun nimi (myös ruotsinkielinen)
Tarinaharjun golfkentän vaikutukset pohja- ja pintavesiin
(Golfverksamhetens inverkan på grund- och ytvatten på Tarinaharju golfbana)

<i>Julkaisun laji</i> Selvitys	<i>Toimeksiantaja</i> Vesi- ja ympäristöhallitus	<i>Toimielimen asettamispvm</i>
-----------------------------------	---	---------------------------------

Julkaisun osat

Tiivistelmä

Golfkenttien ympäristövaikutuksista tehtiin eduskuntakysely vuonna 1991. Vesi- ja ympäristöhallitus aloitti samana vuonna golfkenttiä koskevan selvitysprojektin. Tutkimuskohteeksi valittiin Tarinaharjun golfkenttä Siilinjärven kunnassa. Alueelle rakennettiin lysimetrejä, jotta voitaisiin selvittää golfkentän hoitotoiminnasta mahdollisesti aiheutuvat muutokset alueen vajoveden laadussa. Tähän raporttiin on kirjallisuudesta kerätty tietoa golfkenttätöiminnan ympäristövaikutuksista. Tutkimusalueelta on saatu tietoa vajo- ja pintaveden laadusta vuosilta 1991-1994.

Yhteensä neljä kappaletta lysimetrejä rakennettiin syksyllä 1991. Lysimetrit sijoitettiin 6. reiän pelialueelle siten, että toinen pari sijaitsee väyläosuudella ja toinen viheriöllä. Lysimetrejä on kahden kokoisia. Pienemmät lysimetrit täytettiin paikalla olleella maa-aineksella ja suuremmat vettä hyvin läpäisevällä karkealla hiekalla.

Ruotsissa tehdyssä tutkimuksissa on todettu golfkentän hoidon aiheuttavan tyyppiyhdisteiden huuhtoutumista vajoveteen. Nitraattipitoisuus jäi vajovedessä kuitenkin alle 10 mg l⁻¹ tasolle. Yhdysvalloissa tehdyssä tutkimuksessa golfkentän hoitotoiminta aiheutti nitraattityypipitoisuuksien nousua pohjavedessä. Samassa tutkimuksessa pohjavedestä havaittiin 10 torjunta-ainetta, joista yhden pitoisuutta voitiin pitää terveydelle vaarallisena. Tarinaharjun golfkentän hoitotoiminta näyttää lisäävän lysimetreistä saatujen vajovesinäytteiden perusteella pohjaveteen huuhtoutuvien tyyppiyhdisteiden määrää. Luonnontilaiseen pohjaveteen verrattuna vajovesien nitraattipitoisuuksien keskiarvot maa- ja hiekkalysimetreissä ovat moninkertaisia.

Asiasanat (avainsanat)
Pohjavesi, golfkenttä, lannoitus

Muut tiedot

<i>Sarjan nimi ja numero</i> Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 615	<i>ISBN</i> 951-53-0041-X	<i>ISSN</i> 0783-3288
---	------------------------------	--------------------------

<i>Kokonaissivumäärä</i> 73	<i>Kieli</i> Suomi	<i>Hinta</i> 36,60 mk	<i>Luottamuksellisuus</i> Julkinen
--------------------------------	-----------------------	--------------------------	---------------------------------------

<i>Jakaja</i> Vesi- ja ympäristöhallitus Kuntatoimisto (1.3.1995 alkaen SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUS) puh. (90) 69511	<i>Kustantaja</i> Vesi- ja ympäristöhallitus PL 250 00101 Helsinki
---	---

Utgivare
Vatten- och miljöstyrelsen

Utgivningsdatum
Februari 1995

Författare (uppgifter om organet: namn, ordförande, sekreterare)
Ismo Littunen, Ritva Britschgi, Juhani Gustafsson

Publikation (även den finska titeln)
Golfverksamhetens inverkan på grund- och ytvatten på Tarinaharju golfbana
(Tarinaharjun golfkentän vaikutukset pohja- ja pintavesiin)

Typ av publikation
Forskningsrapport

Uppdragsgivare
Vatten- och miljöstyrelsen

Datum för tillsättandet av organet

Publikationens delar

Referat

År 1991 gjordes en riksdagsförfrågan om miljökonsekvenserna av golfbanor. Samma år började vatten- och miljöstyrelsen sitt forskningsprojekt om golfbanornas miljökonsekvenser. Som forskningsområde valdes Tarinaharju golfbana i Siilijärvi kommun. På området byggdes lysimetrar, så att man skulle kunna utreda eventuella förändringar av golfbanans skötselverksamhet på kvaliteten av områdets sjunkvatten. I denna rapport har samlats information från litteraturen om miljökonsekvenserna av golfbanans verksamhet. Information om sjunk- och ytvattnets kvalitet på undersökningsområdet fick man för åren 1991-1994.

Totalt byggdes fyra stycken lysimetrar under hösten 1991. Lysimetrarna placerades runt 6. hålet på spelområdet så, att två var belägna på fairwayn och två på greenen. Det finns två olika storlekar av lysimetrar. De mindre lysimetrarna fylldes med jord från området och de större med grov sand, som lätt släpper igenom vatten.

Enligt undersökningar gjorda i Sverige, har man kunnat konstatera att skötseln av golfbanan förorsakade att kväveföreningar sköljdes med i sjunkvattnet. Sjunkvattnets nitrathalt blev ändå på en nivå på under 10 mg l⁻¹. I en undersökning utförd i USA förorsakade golfbanans skötselverksamhet en höjning av nitratkvävehalterna i grundvattnet. I samma undersökning kunde man observera 10 bekämpningsmedel i grundvattnet, varav en av dessa kunde konstateras ha en för hälsan skadlig koncentration. Skötselverksamheten på Tarinaharju golfbana verkar, på basen av de sjunkvattentest man fått från lysimetrarna, öka mängden kväveföreningar som sköljs med i grundvattnet. Jämfört med grundvatten i naturligt tillstånd är medelvärdet av sjunkvattnets nitrathalter i jord- och sandlysimetrarna mångfaldiga.

Sakord (nyckelord)

Grundvatten, golfbana, gödsling

Övriga uppgifter

Seriens namn och nummer

Vatten- och miljöstyrelsens duplikatserie nr 615

ISBN

951-53-0041-X

ISSN

0783-3288

Sidantal

73

Språk

Finska

Pris

36,60 mk

Sekretessgrad

Offentlig

Distribution

Vatten- och miljöstyrelsen
(sedan 1.3.1995 FINLANDS MILJÖCENTRAL)
Kommunalbyrå
tel. (90) 69511

Förlag

Vatten- och miljöstyrelsen
PB 250
00101 Helsingfors

SISÄLLYS

1	JOHDANTO	7
2	LANNOITTEIDEN JA TORJUNTA-AINEIDEN HUUHTOUTUMISESTA NURMIKOILTA	7
2.1	Golfnurmikoista	7
2.2	Huuhtoutumisriskin arviointia	9
2.2.1	Typpi	9
2.2.2	Fosfori	10
2.2.3	Torjunta-aineet	11
3	TARINAHARJUN TUTKIMUS	11
3.1	Tutkimuskohteen sijainti	11
3.2	Tutkimusalue	12
3.2.1	Hydrogeologia	12
3.2.2	Pintavedet	15
3.3	Golfkentän hoitotoiminta	16
3.3.1	Lannoitus	16
3.3.2	Torjunta-aineiden käytöstä ja ominaisuuksista	18
3.4	Tutkimusjärjestelyt Tarinaharjun golfkentällä	19
3.5	Näytteenotto ja analysointi	23
3.6	Analyysitulokset	23
3.6.1	Typpi ja fosfori	23
3.6.2	Torjunta-aineet	27
4	JOHTOPÄÄTÖKSET	27
5	YHTEENVETO	30
	KIRJALLISUUS	32

LIITTEET:

- Liite 1. Golfkentät ja jäsenmäärä 1957–1992
- Liite 2. Maaperätutkimuksen kairaustulokset
- Liite 3.–20. Analyysitulokset
- Liite 21. Sadanta ja lämpötila Rissalassa 1991–1994

1 JOHDANTO

Suomen golfkenttien lukumäärä on nelinkertaistunut vuosien 1985–1992 aikana (liite 1). Golfkenttiä on rakennettu metsämaalle, entisille peltoalueille ja myös pohja-vesialueille. Tutkittua tietoa golfkenttien pohja- ja pintavesivaikutuksista on hyvin vähän, eikä kaikkea tutkimustietoa ole sellaisenaan voitu soveltaa Suomen olosuhteisiin. Golfkenttien ympäristövaikutuksista tehtiin eduskuntakysely vuonna 1991. Vesi- ja ympäristöhallitus käynnisti samana vuonna golfkenttien pohja- ja pintavesivaikutuksia koskevan selvitysprojektin.

Raportin alkuosa koostuu kirjallisuusselvityksestä, johon on kerätty pääosin ulkomaisten tutkimusten tuloksia golfkenttien ympäristövaikutuksista. Kenttätutkimuskohteeksi valittiin Tarinaharjun golfkenttä Siilinjärven kunnasta. Tarinaharjun golfkentälle rakennettiin yhteensä neljä lysimetriä. Tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää golfkentän hoitotoiminnasta, lähinnä lannoituksesta ja torjunta-aineiden käytöstä, aiheutuvia vajoveden laadunmuutoksia ja arvioida niiden mahdollista vaikutusta pohjaveden laatuun. Pintavesien osalta otettiin näytteitä muutamasta pintavesikohteesta. Tähän raporttiin on kerätty kirjallisuusselvityksen tulokset sekä Tarinaharjun golfkentän analyysituloksia vuosilta 1991–1994. Tarinaharjun kentän lisäksi aloitettiin tutkimukset vuonna 1994 myös Yyterin golfkentällä. Tutkimuksia jatketaan edelleen Tarinaharjun golfkentällä.

Selvitysprojektia varten perustettiin "Golfkenttien valuntapäästöjen tutkimusryhmä", johon kuuluvat Reijo Porttikivi, Tapani Suomela ja Sakari Koskinen Vesi- ja ympäristöhallituksesta, Aarno Särkioja ja Irmeli Taipalinen Kuopion vesi- ja ympäristöpiiristä, Seppo Virtanen ja Ari Kärki Tarinaharjun Golf Oy:stä, Tauno Koivumäki ja Pentti Mäkinen Kemira Oy:stä. Tutkimusta on tehty Suomen Golfliiton kanssa yhteistyössä. Kuopion vesi- ja ympäristöpiiri on huolehtinut näytteenotosta sekä pääosasta analyysistä, joita on tehty myös Kemira Oy:n Espoon tutkimuskeskuksessa ja Keski-Suomen vesi- ja ympäristöpiirissä. Raportin kirjallisuusosuuden on pääosin koennut LuK Ismo Littunen vuosina 1992–1993.

2 LANNOITTEIDEN JA TORJUNTA-AINEIDEN HUUHTOUTUMISESTA NURMIKOILTA

2.1 Golfnurmikoista

Golfia pelataan nurmikkoalustalla, jonka hoito vaihtelee kentän eri alueiden mukaan. Kasvuston tulisi olla peittävä ja riittävän tiheä, jotta se kantaisi muutaman kymmenen gramman painoisen golfpallon. Golfnurmikoilta vaaditaan hyvää talvehtimiskykyä ja kestävyyttä pelaamisen ja toistuvan leikkuun aiheuttamaa stressiä vastaan. Normaalikokoinen golfkenttä on pinta-alaltaan noin 70 hehtaaria, josta pääosan hoitotoiminnan piiriin kuuluvista alueista muodostaa väylät, joiden pinta-ala on yhteensä noin 20 ha, viheriöiden osuus on noin 1–1,5 ha, aloituslyöntipaikkojen 1 ha sekä esikarheikkojen ja karheikkojen yhteensä 7 ha.

Viheriöt hoidetaan pelisesongin aikana päivittäin. Nurmea leikataan, kastellaan ja käytetään kasvitautien torjunta-aineita. Lannoitemäärät ovat puhtaana typpinä 140–

240 kg hehtaaria kohti. Lannoitus tehdään 5–15 kertaa vuodessa. Mikäli käytetään nestemäistä lannoitusta lannoituskerrat nousevat 25–30 kertaan kasvukaudessa. Käytetyt fosforimäärät ovat luokkaa 40–80 kg ha⁻¹ ja ajoittuvat kasvukauden alkuun ja loppuun. Viheriöiden tulee olla niin tasaisia, että niiden nurmi voidaan leikata 3–8 mm korkuiseksi. Viheriön alueella ei saa olla muuta kasvillisuutta.

Aloituslyöntipaikat eli teet vaativat myös säännöllistä hoitoa. Niitä hoidetaan kuten viheriöitä. Käytetyt lannoitemäärät puhtaana typpinä ovat 80–170 kg hehtaaria kohti. Aloituslyöntipaikkojen nurmikko leikataan 10–15 mm korkuiseksi.

Väylät kuuluvat myös säännöllisen hoidan piiriin. Lannoitemäärät ja kastelu ovat vähäisempää kuin viheriöillä ja lyöntipaikoilla. Lannoitemäärät ovat ravinnetilanteesta riippuen puhtaana typpinä 40–80 kg ha⁻¹. Nurmikko tulee voida leikata 12–18 mm korkuiseksi. Väylien ruohon leikkausjätteet jäävät lannoittamaan väylää. Esikarheikko on hoidon kannalta väylän ja karheikon välimuoto. Karheikkoja leikataan 2–6 kertaa kaudessa. Karheikkoja ei yleensä lannoiteta. (Suomen Golffiiton ympäristöohjelma, 1995)

Lannoitus ja torjunta-aineiden käyttö on viheriöillä ja lyöntipaikoilla selvästi suurempaa kuin muulla nurmikkoalalla. Koko nurmikkoalaa kohden typpien määrä on kuitenkin esim. tavalliseen nurmirehuntuotantoon verrattuna pieni. Lannoituskertoja hoitokaudessa on puolisenkymmentä. Golfkentillä käytetyt torjunta-aineet ovat meillä pääasiassa rikkakasvien ja kasvitautien torjunta-aineita. Koko hoitoalalla käytetty torjunta-aineiden määrä on samaa suuruusluokkaa kuin maataloudessa käytetty.

Taulukko 1. Lannoitussuosituksen kentän eri osille (kg/ha/v). (Suomen Golffiiton ympäristöohjelma, 1995)

	N	P
Viheriöt (1–1,5 ha)	140–240	40–80
Aloituslyöntipaikat (1 ha)	80–170	20–50
Väylät (20 ha)	40–80	10–40
Karheikot (5 ha)	20	10

Niemeläisen ja Huusela–Veistolan (1991) nurmikkotutkimuksessa tutkittiin eräiden nurmikkoheinien kasvua ja kestävyyttä erilaisilla typpitasoilla (0–300 kgN ha⁻¹ 60 kg:n välein). Typpilannoitus lisäsi talvituhoja ja rikkaruohottumista. Ravinteikkaalle alustalle perustetut nurmikot menestyivät hyvin 60 kg ha⁻¹ typpilannoituksella. Typpilannoitus lisäsi kasvua, mutta myös nitraattityppien määrää maassa kasvukauden päätyttyä. Muokkauskerrokseen jäi 300 kg:n typpilannoituksella 30–60 kg nitraattityppiä hehtaaria kohti, joka voi huuhtoutua.

Ruotsissa golfnurmien lannoiteen typpimäärät hehtaaria kohti ovat viheriöillä noin 200 kg N, lyöntipaikoilla 100 kg N ja väylillä 56 kg N. Kaliumia käytetään viheriöillä 100 kg hehtaaria kohti ja lyöntipaikoilla 50 kg. Fosforilannoitusta käytetään viheriöillä ja lyöntipaikoilla ainoastaan mikäli siitä on puutetta. (Ruotsin golffiitto/Eriksson, 1991)

2.2 Huuhtoutumisriskin arviointia

2.2.1 Typpi

Pohjavesien kannalta huuhtoutumisriskiä typen osalta aiheuttaa lähinnä nitraatti (NO_3^-), muista helposti veteen liukenevista typen fraktioista ammonium (NH_4^+) kationina pidättyvä tavallisesti maakolloideihin maan ioninvaihtokapasiteetista riippuen (Bärlund 1992). Petrovicin mukaan nurmikoilta huuhtoutuu vajaa kymmenesosa annetusta typpilannoituksesta. Huuhtoutumisriskiin vaikuttaa mm. lämpötila, kasvipeite, maaperän laatu, sadanta ja kastelu, typpilannoituksen määrä ja laatu sekä ajankohta (Petrovic 1990).

Morton et al. (1988) tutkivat lysimetrikokeessa kastelun vaikutusta pihanurmikoilta huuhtoutuvan typen määrään erilaisilla lannoitustasoilla. Kokeen kesto oli kaksi vuotta (lokakuusta -84 lokakuuhun -86) ja typpitasot olivat $0,97 \text{ kg N ha}^{-1}$ ja 244 kg N ha^{-1} . Maa-aines oli kohtalaisen hyvin vettäläpäisevää hiekkaista hiesua (sandy loam). Typpi annettiin 2-5 erässä urealiuksena. Kastelu oli järjestetty siten, että osalla koealueista kastelu alkoi maan kosteusjännityksen alitettua $-0,05 \text{ MPa}$, jolloin vettä annettiin 12 mm kenttäkapasiteetin ($-0,01 \text{ MPa}$) saavuttamiseksi. Muita alueita kasteltiin sadannasta riippumatta kesän keskimääräistä maksimievapotranspiraatiota vastaavalla määrällä ($37,5 \text{ mm}$ viikossa). Liikakastelluilla lannoitetuilla alueilla lysimetrivesien nitraattityppipitoisuudet pitoisuudet kohosivat selvästi loppukesällä ylittäen 10 mg l^{-1} . (Morton et al. 1988)

Taulukko 2. Lysimetrivesien nitraattityppipitoisuuksien (mg N l^{-1}) keskiarvot liikakastelluilla ja rajoitetusti kastelluilla pihanurmikoilla eri typpilannoitustasoilla (Morton et al. 1988).

Typpitaso (kg N ha^{-1})	0	97	244
liikakastelulla rajoitetulla kastelulla	0,36	1,77	4,02
	0,51	0,87	1,24

Typpilähteen merkitystä golfviheriöiltä huuhtoutuvan typen määrään ovat selvittäneet Brown et al. (1982). Koeviheriöillä oli kolme erilaista kylvöalustaa: hiekka (hiekkaa 90 %, turvetta 10 %), maa-hiekka sekoitus (hiekkaa 80 %, savea 10 % ja turvetta 10 %) sekä pelkkä maa (hiekkainen hiesu, sandy loam). Typpilähteenä käytettiin mm. ammoniumnitraattia, NH_4NO_3 (163 kgN ha^{-1}), ureaformaldehydiä (244 kgN ha^{-1}) sekä isobutylideeniureaa, IBDU (146 kgN ha^{-1}). Typen huuhtoutuminen oli maa-alustalta selvästi vähäisempää kuin hiekka- ja hiekka-maa-alustalta. Ammoniumnitraatista (NH_4NO_3) huuhtoutui maa-alustalla alle 10 %, muilla kylvöalustoilla yli 20 %, ureaformaldehydillä ja IBDU:lla hävikki oli kaikilla kylvöalustoilla alle 2 % annetusta typpimäärästä. Nitraattityppipitoisuus ($\text{NO}_3\text{-N}$) kaikkien kylvöalustojen suotovedessä ylitti 40 mg l^{-1} kuukauden ajan NH_4NO_3 -lannoituksen jälkeen, IBDU-lannoituksella pitoisuudet jäivät alle 10 mg l^{-1} ja ureaformaldehydillä alle 2 mg l^{-1} .

In situ-tutkimuksessa Cape Codin alueella Yhdysvaltain koillisosassa selvitettiin golfkenttien pohjavesivaikutuksia (Cohen et al. 1990). Kentät sijaitsevat päätmoree-neihin liittyvillä sandurkentillä (outwash plain), joilla maaperä on pääasiassa vettä

hyvin läpäisevää soraa ja karkeaa hiekkaa. Cape Cod on tärkeä pohjavesialue. Kaik-
kiaan alueella on kolmekymmentä golfkenttää, joista tutkimuksen kohteeksi valittiin
neljä yli 30 vuotta toiminutta kenttää. Pohjaveden pinta golfkenttien kohdalla on 2–10
metrin syvyydellä. Pohjavesinäytteet otettiin pvc-pohjavesiputkista kerran tai kahdesti
kuukaudessa kahden vuoden tutkimusjakson ajan. Typpilannoitus neljällä kentällä
vaihteli melkoisesti, esim. viheriöillä 54–280 kg N ha⁻¹. Keskimääräiset nitraattitypen
pitoisuudet pohjavedessä olivat viheriöillä 2,44–6,31 mg l⁻¹ ja väylillä 3,24–6,66
mg l⁻¹. Kahdella kentällä oli 10 mg l⁻¹ ylittäviä yksittäisiä havaintoarvoja. Maksimi oli
30 mg l⁻¹. Tällä kentällä nitraattityppipitoisuudet laskivat seuraavana vuonna alle 10
mg l⁻¹, kun helppoliukoisien typen osuutta lannoitteessa vähennettiin. Pohjaveden
nitraattitypen tausta-arvot olivat kolmella kentällä 0,1 mg l⁻¹ ja yhdellä 8,02 mg l⁻¹.

Ruotsissa on vuoden 1990 aikana tutkittu golfkenttäviheriöiden ravinne- ja torjunta-
ainepäästöjä. Näytteet otettiin kentän salaojakaivojen vesistä eli näytteet edustavat
vajoveden laatua. Ravinnenäytteet otettiin kasvukauden aikana kerran kuukaudessa.
Lisäksi otettiin yhden torjunta-ainenäytteet kasvukauden aikana. Tutkimuskohteina
olivat St. Arildin kenttä Höganäsissä, Varbergin uusi kenttä, A6- kenttä Jönköpingissä
sekä Österåkerin kenttä Tukholmassa. Viheriöiden vajovesien kokonaistyyppipitoisuudet
vaihtelivat välillä 0,94–5,90 mg l⁻¹.

Edellä esitetyn tutkimuksen perusteella golfkentiltä pohjavesiin suotautuvan veden
nitraattityppipitoisuus näyttäisi jäävän alle 10 mg l⁻¹. Suomalaisten harjuakviferien
NO₃-N-pitoisuus ylittää harvoin 1 mg l⁻¹. Tällaisilla alueilla golfkentän
hoitotoimenpiteet saattavat lisätä tyyppiyhdisteiden määrää pohjavedessä. Paikan
hydrogeologiasta riippuu kuinka laaja-alaiseksi tai suppeaksi vaikutus kulloinkin jää.
Typen huuhtoutumista voidaan todennäköisesti vähentää lisäämällä hitaiden
typpilannoitteiden käyttöä sekä välttämällä liikakastelua.

Sosiaali- ja terveysministeriön päätöksen N:o 74 mukaan nitraattitypen sallittu
enimmäismäärä talousvedessä on 6 mg l⁻¹. EU-normien alempi raja-arvo on 6 mg l⁻¹
ja ylempi 11 mg l⁻¹. Tavallisesti pääosa nitraatista saadaan ruoasta. Nitraatin
aiheuttamat terveysriskit kohdistuvat imeväisikäisiin lapsiin, joille nitraatista
muodostuva nitriitti voi aiheuttaa häiriöitä veren punasolujen happiaineenvaihduntaan.

2.2.2 Fosfori

Fosforia ei yleensä kulkeudu pohjaveteen haitallisia määriä, koska se sitoutuu maassa
savimineraaleihin ja metallioksideihin (Hartikainen 1978, 1979, 1981). Huuhtoutumiseen
vaikuttaa maan fosforikonsentraatio; jos pintakerrokseen on rikastunut lannoitefosforia
riittävästi, ylimääräinen fosfori ei enää sitoudu vaan jää liukoiseksi. Jos nurmikon alla
on esim. ohut salaojasorakerros, jolloin vesi valuu salaojiin kiertämättä pohjamaan tai
jankon kautta, fosforin kulkeutuminen salaojavesiin on mahdollista. Fosforin huuht-
outuminen pintavalunnassa erodoituneen maa-aineksen mukana ei nurmikoilla
todennäköisesti ole kovin merkittävä, koska maaperä on kasvuston peittämä läpi
kasvukauden. Kuiva nurmikko hidastaa infiltraatiota jonkin verran kunnes pintamaa on
täysin kastunut, jonka jälkeen infiltraatio saavuttaa vakaan tilan (Taylor & Blake
1982). Pintavalunta jäänee vähäiseksi paitsi huonosti läpäisevillä, tiivistyneillä mailla.
Sosiaali- ja terveysministeriö on päätöksessään N:o 74 määritellyt talousveden
fosfaatin (PO₄-P) teknis-esteettiseksi enimmäispitoisuudeksi 0,1 mg l⁻¹. Golfkenttien
fosforilannoitus ei aiheuttane pohjavesien likaantumisvaaraa, pintavesiä salaoja- ja
mahdollinen pintavaluma voi kuormittaa erityisesti rakentamisvaiheessa, kun maa on
vielä paljas kasvillisuuden puuttuessa.

2.2.3 Torjunta-aineet

Torjunta-aineen huuhtoutumisriskin arvioimiseksi on kehitetty erilaisia teoreettisia laskentamenetelmiä (Cohen 1990 ja Bottoni & Funari 1992). Yksinkertaisen ja nopean tavan on esittänyt Gustafson (1989). Huuhtoutumisriski ilmoitetaan GUS-indeksinä, jonka laskennassa käytetään aineen adsorptiovakiota (K_{oc}) ja puoliintumisaikaa maassa.

$$GUS = (\log t_{1/2} \text{ maa}) * (4 - \log K_{oc})$$

GUS-indeksillä torjunta-aineet voidaan alustavasti luokitella todennäköisesti huuhtoutuviin, jonkin verran huuhtoutuviin ja huuhtoutumattomiin. Indeksien käyttöä hankaloittaa mm. se, ettei läheskään kaikista markkinoilla olevista tuotteista ole tarvittavia parametreja saatavilla. Parametrien arvoissa voi myös olla melkoista hajontaa, riippuen missä oloissa arvot on saatu.

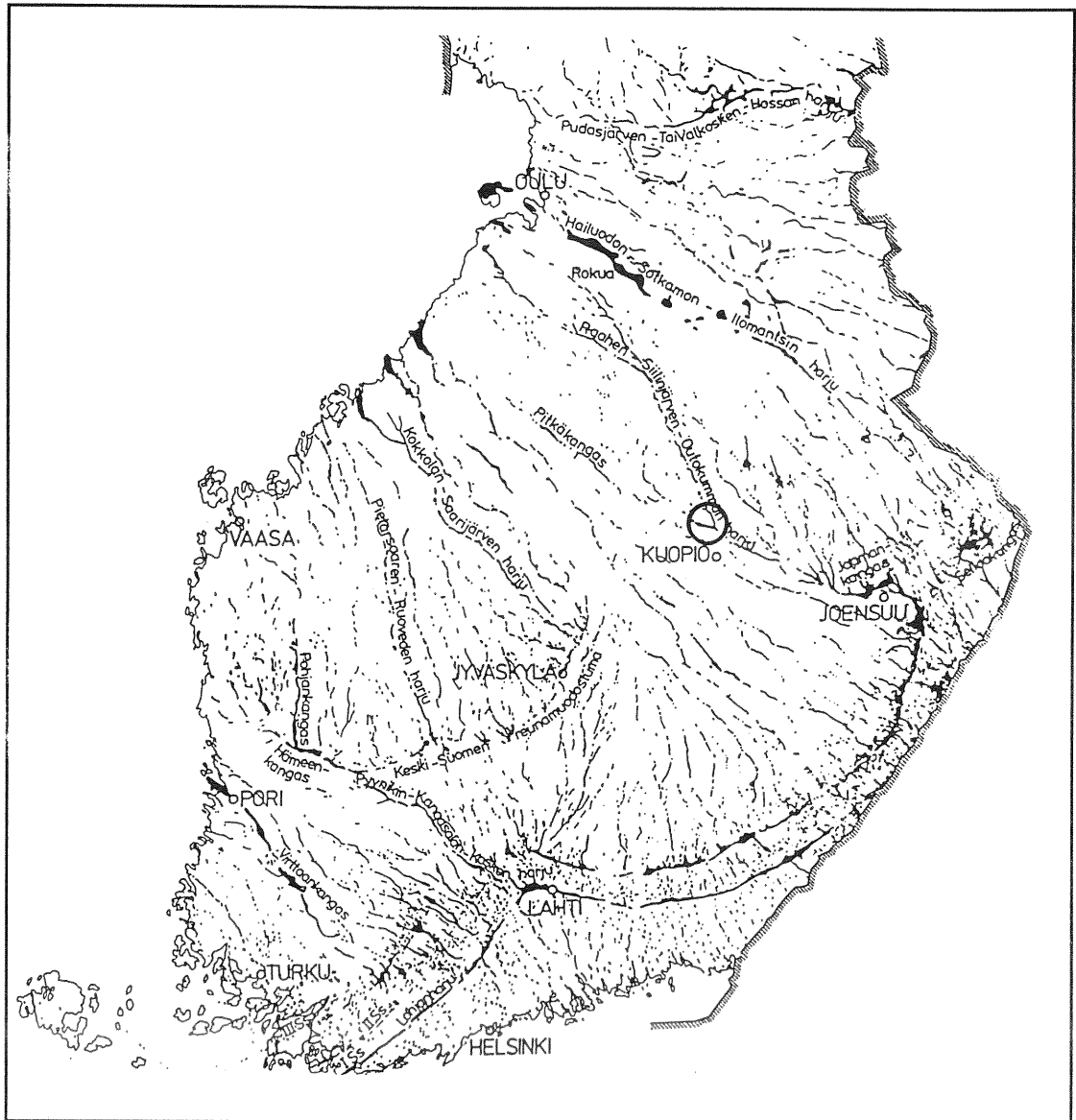
Edellä mainitussa Cape Codin tutkimuksessa golfkenttien pohjavedestä analysoitiin neljännesvuosittain puolentoista vuoden ajan 17 torjunta-ainetta. Vuonna 1987 käyttömäärät olivat 0,6 – 6,7 l hehtaaria kohti. Torjunta-aineiden kokonaiskäyttömäärä ei tutkimuksesta käy ilmi. Pohjavedessä havaittiin 10 eri torjunta-ainetta. Yksittäisen torjunta-aineen pitoisuudet olivat useimmiten alle $5 \mu\text{g l}^{-1}$.

Japanissa maatalouskemikaalien käyttö golfkentillä on huolestuttanut viranomaisia jo kauan. Japanissa on noin 1300 kenttää ja 1000 uutta on suunnitteilla (Niitsuma & Onishi 1992, Tase 1992). Torjunta-aineita käytetään kenttää kohti keskimäärin 1,9 tonnia (0,6–3,1 tonnia). Japanin ympäristöviranomaiset tutkivat 394 kentän pohjavesiä, mutta vakavaa pohjaveden pilaantumista ei havaittu. Kaikkiaan 13800 näytteestä kuudessa prosentissa havaittiin torjunta-aineita, joista yleisin havaittu oli simatsiini. Parillekymmenelle torjunta-aineelle on asetettu tavoitearvot, joita golfkenttien valumavedet eivät saisi ylittää. Lisäksi Chiban maakunnassa uusilta golfkentiltä kiellettiin torjunta-aineiden käyttö kokonaan huhtikuussa 1990.

3 TARINAHARJUN TUTKIMUS

3.1 Tutkimuskohteen sijainti

Tutkimuksen kohteena oleva golfkenttä sijaitsee Kuopion läänissä Siilinjärvellä. Kartasta käy selville alueen sijoittuminen Tarinaharjun – Patakukkulan harjualueen lievealueelle (kuva 1). Kuvassa 1 on esitetty Suomen sora- ja hiekkamuodostumat, jotka ovat myös merkittäviä pohjavesiesiintymiä. Tarinaharjun golfkeskus rajoittuu pohjoisessa Huosiaisesta Syvä-Kumpuseen kulkevaan harjuhautaan, etelässä kylätiehen ja lännessä suunnilleen linjalle Kaleton-Huosainen. Aumanalasen ja Syvä-Kumpusen välinen niemeke kuuluu myös golfkeskuksen alueeseen.

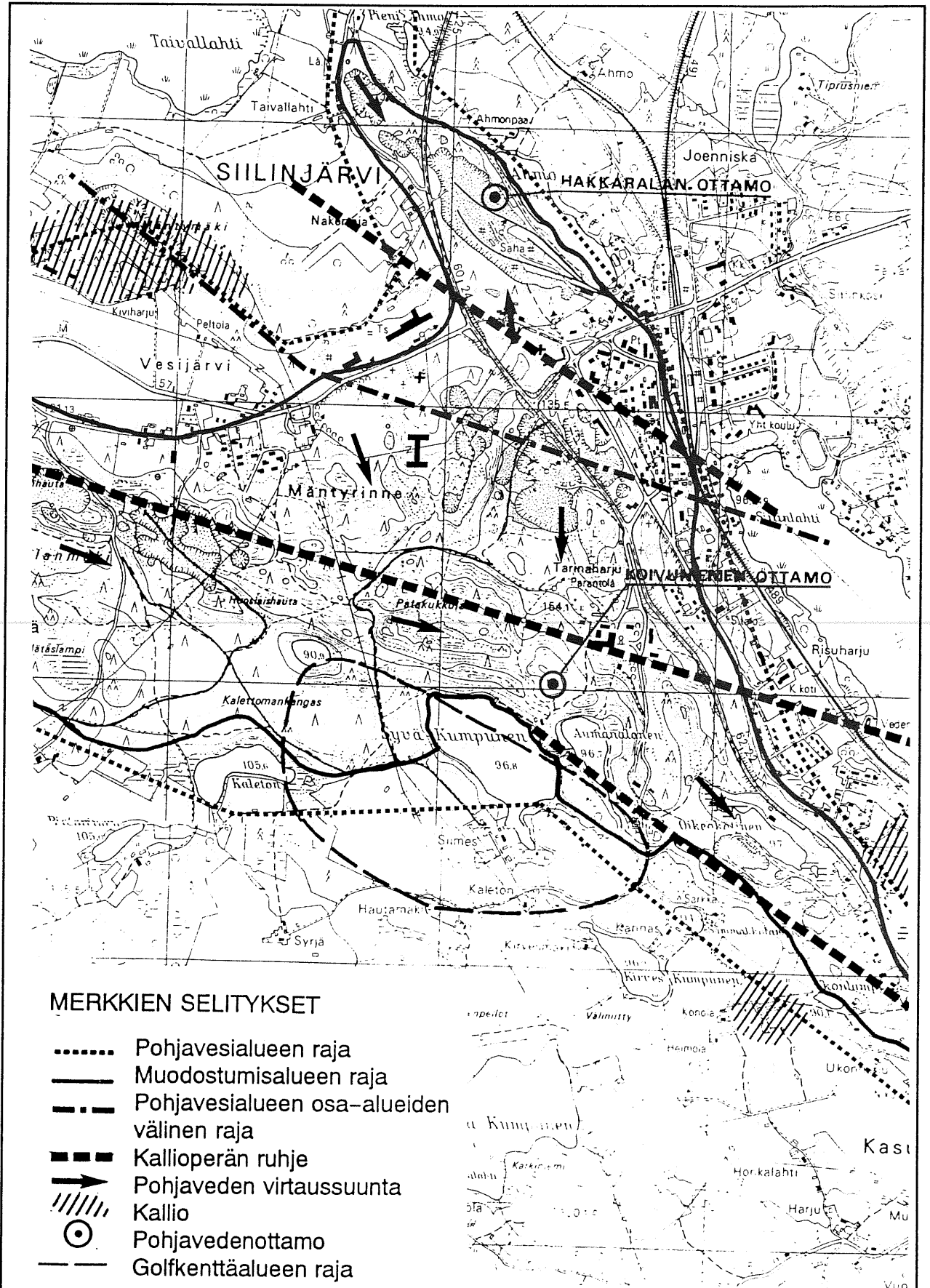


Kuva 1. Tutkimusalueen sijainti Raahen-Siilinjärven-Outokummunharjujaksolla.

3.2 Tutkimusalue

3.2.1 Hydrogeologia

Tarinaharjun – Patakukkulan harjualue on osa laajasta harjumuodostosta, joka on kerrostunut Pohjois-Karjalan ja Järvi-Suomen kielekkeitä ja ns. passiivisen jään alueen (Keski-Pohjanmaan kolmio) väliseen saumaan (Punkari 1982). Siilinjärvellä jäätikön virtaus on sulamisvaiheessa ollut länsiluoteesta ja samanaikaisesti likimain pohjoisesta. Harjualueen korkein kohta on Tarinan sairaalan ympärillä oleva tasanne (n.150–155 m mpy), joka kohoaa yli 70 metriä Siilinjärven pinnasta ja edustanee paikallista Yoldia-vaiheen tasoa. Tasanteeseen yhtyy länsi-luoteeseen ja pohjois-luoteeseen haarautuvat syvien supprien ja harjuhautojen ja niiden välisten kumpujen ja selänteiden luonnehtimat harjujaksot.



Kuva 2. Golfkenttäalue Kasurila-Harjamäen tärkeän pohjavesialueen liepeillä. (1:20 000)
Maanmittauslaitos, lupa nro 113/MAA/95.

Peruskarttalehden 3331 11 (Siilinjärvi) alucelle jäävä em. harjumuodoston osa kuuluu Kasurilan – Harjamäen tärkeään pohjavesialueeseen, jolla sijaitsee kaksi Siilinjärven kunnan vedenottamoa (kuva 2). Osa golfkentästä Kalettomankankaalla jää Koivuniemen vedenottamon kaukosuojavyöhykkeelle. Harjamäen–Kasurilan pohjavesialue on jaettu kahteen osa-alueeseen. Vedenjakajan katsotaan sijaitsevan lännessä Harjamäen sairaalan kohdalla, jossa virtaus jakaantuu länsi–luoteeseen Maaningalle päin purkautuen Käärmelahteen ja itä–kaakkoon. Pohjavedenkorkeus vedenjakajalla on n. +94 – +95 metriä. Toisen pohjavedenjakajan oletetaan sijaitsevan linjalla Siilinlahti–Mäntymäki n. +93 – +94 metrin tasossa. Täältä pohjavesivirtaus suuntautuu pohjoiseen Hakkaralan vedenottamolle päin ja etelään.

Harjun ydinosa koostuu hyvin vettäjohtavasta hiekkaisesta sorasta, sorasta ja kivisestä sorasta. Pohjaveden virtauskuva on harjun eteläreunalla synkliininen ja harju kerännee vettä ympäröiviltä lievealueilta (mm. Kalettomankankaalta). Alueen kaakkoisosassa Husonlammen kohdalla harju painuu siltti- ja hienohiekkakerrostumien alle. Koska harjun Siilinjärven puoleisella reunamalla ei ole havaittavia purkautumispaikkoja on arveltu (Suunnittelukeskus, 1981), että pohjavesi purkautuu luode–kaakko suuntaisen kallioperän ruhjeen ja siihen kerrostuneen harjuaineksen kautta Isoon–Jälään. Kallioperäkartoituksen yhteydessä tehdyt ruhjevahainnot tukevat tätä käsitystä (Lukkarinen, 1992). Alueella ovat vallitsevina luode–kaakko–suuntaiset ruhjeet. Pohjois–etelä–suuntaiset ruhjeet leikkaavat näitä Jälän tienoilla, jossa kallioperä on varsin pirstoutunutta. Peitteisillä alueilla ruhjeiden tarkkaa kulkua ei kuitenkaan saada selville ilman yksityiskohtaisia geofysikaalisia tutkimuksia.

Harjamäki–Kasurilan pohjavesialueen kokonaisantoisuudeksi on arvioitu $4000 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$, josta Koivuniemen ottamon antoisuus $2000 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$ ja Hakkaralan $1000 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$. Vuonna 1993 vettä pumpattiin Koivuniemen ottamosta $1330 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$ ja Hakkaralan ottamosta $873 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$. Taulukkoon 3 on koottu vedenlaatutietoja Koivuniemen vedenottamolta. Kuopion läänin mediaaniarvot on otettu Natukan (1962) tutkimuksesta.

Taulukko 3. Pohjavedenlaatutietoja Koivuniemen vedenottamolta.

Koivuniemen ottamon raakavesi 1992	22.5.	28.7.	23.9.	Kuopion lääni mediaani
pH	7,9	8,0	7,8	6,4
sähkönjohtavuus (mS/m)	30	32	32	7,8
kokonaiskovuus (dH)	7,8	9,1	8,4	1,7
KMnO ₄ (mg l ⁻¹)	< 3	< 3	< 3	8,8
NH ₄ (mg l ⁻¹)	0,01	0,01	< 0,01	< 0,01
NO ₂ (mg l ⁻¹)	0,01	0,01	< 0,01	–
NO ₃ (mg l ⁻¹)	0,16	0,17	0,12	1,9
Fe (mg l ⁻¹)	0,20	0,21	0,10	1,0
Mn (mg l ⁻¹)	0,05	0,06	0,06	< 0,05
Cl (mg l ⁻¹)	8,0	8,6	8,3	6,0

Koivuniemen pohjavedenottamon raakaveden pH ja kokonaiskovuus sekä sähkönjohtavuus ovat Kuopion läänin mediaaniarvoja korkeammat. Tämä selittyy alueen kivilajikoostumuksella; harju sijaitsee Käärmelahdesta Jälään ulottuvan emäksisen vulkaniitin päällä, lisäksi kallioperässä on karbonaattiiesiintymä, kalkkikiveä sekä mustaliuskeita (Lukkarinen, 1991). Pohjavesi on Koivuniemen ottamalla lähes hapetonta mikä voi johtua mm. ottamon sijainnista syvän supan pohjalla sivussa pohjaveden päävirtauksesta. Rautapitoisuus on ajoittain korkeahko.

3.2.2 Pintavedet

Valumavedet tulevat Syvä-Kumpuseen peltovaltaiselta alueelta lampiketjun kautta, joista lähimmät ovat Kirves-Kumpunen ja sen yläpuolella Apaja-Kumpunen. Apaja-Kumpusen rantoja kiertää luhtaranta, joka rajoittuu valtaosin peltoon, osittain metsäsaarekkeisiin. Kirves-Kumpunen on kokonaan peltojen ja parin talouskeskuksen ympäröimä. Syvä-Kumpusen rannoista noin puolet rajoittuu golf-kenttään, pohjois- ja koillisosassa ranta nousee jyrkästi metsärinteinä.

Lammista on varhaisempia analyysituloksia vain vuosilta 1971 ja 1991, kevättalvisia tuloksia. Apaja-Kumpunen on syvimmältä kohdaltaan noin 8 metriä syvä. Molemmilla havaintokerroilla happitilanne ollut erittäin huono; jo 1 metrin näytteessä hapen kyllästysaste on ollut alle 20 %. Kokonaistyyppipitoisuudet ovat olleet $1100 \mu\text{g l}^{-1}$ vuoden 1971 näytteessä ja $960\text{--}5100 \mu\text{g l}^{-1}$ vuoden 1991 näytteessä. Kokonaisfosforipitoisuudet ovat olleet $40\text{--}150 \mu\text{g l}^{-1}$ vuonna 1971 ja $59\text{--}480 \mu\text{g l}^{-1}$ vuoden 1991 näytteessä.

Kirves-Kumpusen syvyys on vajaan 8 metriä. Happitilanne on myös ollut varsin huono. Metrin syvyydeltä otetuissa näytteissä hapen kyllästysaste on ollut 18–22 %. Pohjan läheisissä näytteissä hapenkyllästysprosentti on ollut 7–8 %. Ravinnepitoisuudet ovat olleet melko korkeat. Kokonaistyyppipitoisuus oli $1700\text{--}1800 \mu\text{g l}^{-1}$ vuoden 1971 näytteessä ja $1000\text{--}1200 \mu\text{g l}^{-1}$ vuoden 1991 näytteessä. kokonaisfosforipitoisuus on vuonna 1971 ollut $40\text{--}60 \mu\text{g l}^{-1}$ ja vuonna 1991 $64\text{--}140 \mu\text{g l}^{-1}$. Väriarvot ovat olleet jonkinverran alhaisemmat kuin Apaja-Kumpusessa.

Syvä-Kumpusen syväne on noin 20 metriä syvä. Happitilanne pinnan lähellä on ollut selvästi parempi kuin yläpuolen lammissa, mutta kuitenkin heikohko. Metrin syvyydeltä otetuissa näytteissä hapenkyllästysaste on ollut 57 % ja 47 %. Pohjan lähellä on vuoden 1971 näytteessä ollut jonkinverran happea (6 % kyll.), mutta vuoden 1991 näytteissä 15 metrissä happipitoisuus on ollut enää 3 % kyll. ja metri pohjan yläpuolelta otetussa näytteessä happi on ollut kokonaan lopussa. Vuonna 1971 on tyyppipitoisuus pinnalla ollut korkea, $1600 \mu\text{g l}^{-1}$, sama pohjan lähellä otetuissa näytteissä. Vuonna 1991 pinnalla tyyppipitoisuus on ollut $720 \mu\text{g l}^{-1}$ ja pohjan lähellä $1700 \mu\text{g l}^{-1}$. Pintaveden kokonaisfosforitaso on ollut tyydyttävä $20\text{--}29 \mu\text{g l}^{-1}$, pohjan lähellä pitoisuudet ovat olleet korkeat, 150 ja $420 \mu\text{g l}^{-1}$. Syvä-Kumpunen on yläpuolisia lampia selvästi vaaleavetisempi, väriarvot ovat olleet pohjan läheisiä kerroksia lukuunottamatta tasolla $35\text{--}70 \text{ mg Pt l}^{-1}$.

Syvä-Kumpusen uudempien tulosten mukaan happitilanne on ollut edellisiä vuosia heikompi ja näyttää siltä, että kierto järvestä, erityisesti keväisin, jää puutteelliseksi ja pohja pysyy pitkiä aikoja hapettomana, jolloin ravinteiden liukenemista pohjasedimentistä pääsee tapahtumaan. Järvellä on viime vuosina näytteenottojen yhteydessä todettu sinileväkukintoja. Aiemmilta vuosilta ei ole tietoja

leväkukinnoista. Käytettävissä olevien vähäisten analyysitulosten mukaan Apaja- ja Kirves-Kumpunen ovat varsin huonokuntoisia, happi-ongelmaisia ja rehevähköjä lampia. Syvä-Kumpusella on myös vakavia happi- ja rehevöitymisongelmia.

3.3 Golfkentän hoitotoiminta

3.3.1 Lannoitus

Golfkenttä aloitti toimintansa vuonna 1987. Kentän eteläpuoli on rakennettu lähes kokonaan entisille pelloille, Kalettomankankaalle ulottuva pohjoisosa sen sijaan on ollut vielä kymmenisen vuotta sitten metsämaata. Pelialueen kokonaispinta-ala on noin 60 hehtaaria, josta väyliä on noin 20 hehtaaria, karheikkoja 15 hehtaaria sekä lyöntipaikkoja ja viheriöitä kumpiakkin hehtaari.

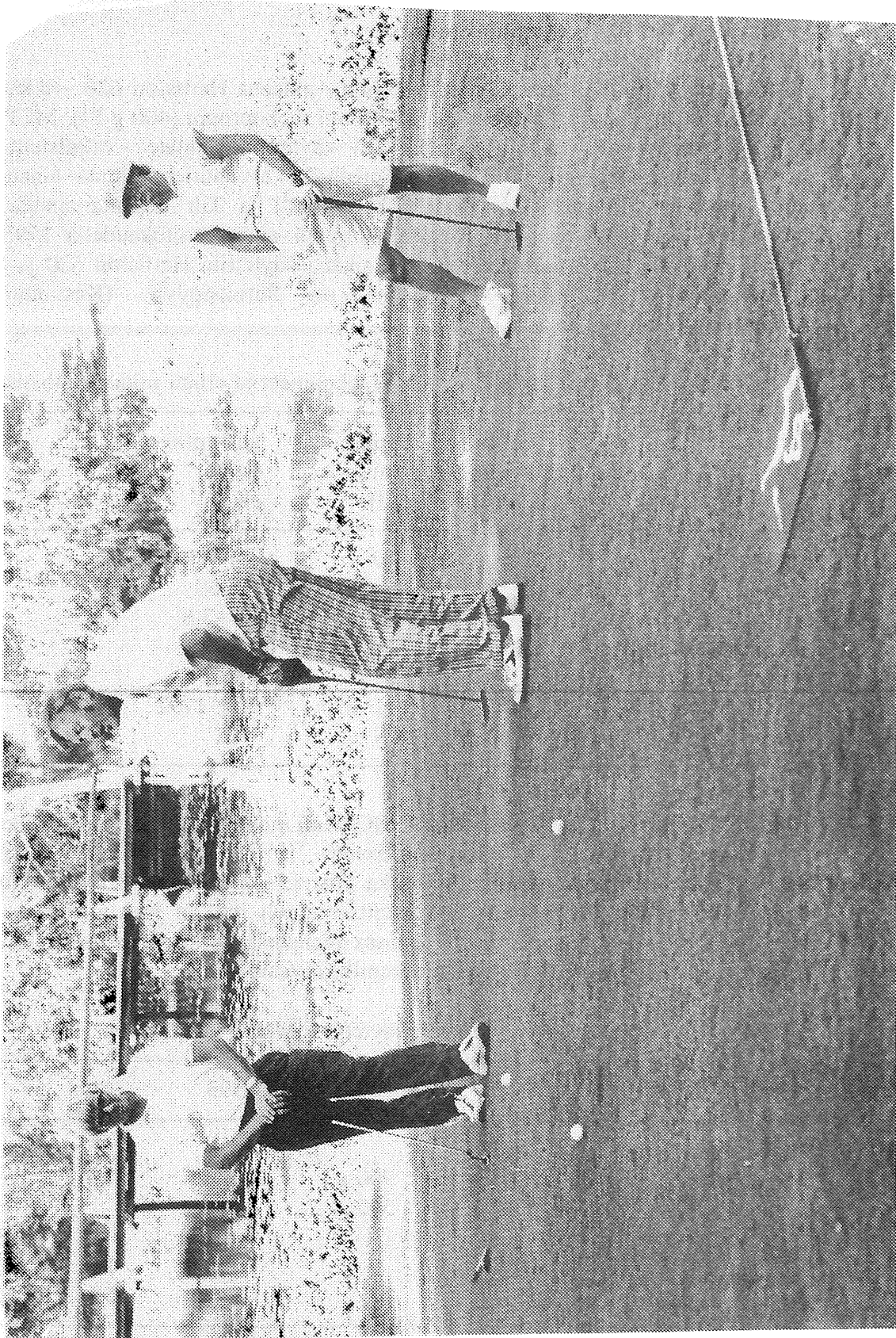
Taulukko 4. Kokonaislannoitemäärät Tarinaharjun golfkentällä sekä typen ja fosforin kokonaismäärä käytetyissä lannoitemäärässä.

Vuosi	kg	kg ha ⁻¹	N kg	P kg
1991	30 565	509	3866	2955
1992	10 978	183	1404	1281
1993	11 501	191	1655	643
1994	15 024	250	1978	1269

Taulukko 5. Tarinaharjun golfkentän lannoitteiden typpi- ja fosforimäärät

	1990	1991	1992	1993	1994
Viheriöt					
N (kg ha ⁻¹)	300	271	342	251	329
P (kg ha ⁻¹)	30	214	139	150	219
Väylät					
N (kg ha ⁻¹)	132	173	53	68	78
P (kg ha ⁻¹)	64	119	57	22	51
Lyöntipaikat					
N (kg ha ⁻¹)	78	135	2	44	89
P (kg ha ⁻¹)	30	361	2	53	3 0

Kokonaispinta-alaa (noin 60 ha) kohti laskettuna typpeä kertyy 20–50 kg ha⁻¹ ja fosforia 10–50 kg ha⁻¹ vuodessa. Hoitokauden pituus kentällä on noin 25 viikkoa. Lannoituskertojen määrä vaihteli eri alucilla kolmesta seitsemään. Kasvukausina 1991 ja 1992 reiän 6 viheriön päätyypilannoitteena käytettiin IBDU-pohjaista N–P–K lannoitetta, jonka pääraavinnekoostumus on 20–2–7. Lannoitustasona pyrittiin typen osalta pitämään n. 200 kg ha⁻¹. Koeväylä viheriötä lukuunottamatta lannoitettiin kasvukautena 1992 Nurmikon kestolannoksella (25–4–2), jossa on typpenä hitaasti vaikuttavaa metyleeniureaa. Vuosien 1991–1994 aikana kentällä käytettiin lannoitteena mm. Kemiran valmistamia Fosforirikas Y-lannosta, Hiven PK-lannosta, Puutarhan Y-lannos-1 ja Puutarhan Y-lannos-4, Puutarhan PK-lannosta sekä Kekkilän greeni- ja lehtilannoitetta.



Kuva 3. Golfinpelaajia viheriöllä Tarinaharjun kentällä.

3.3.2 Torjunta-aineiden käyttöstä ja ominaisuuksista

Hoitokaudella 1992 kentällä käytettiin torjunta-aineena Herbalon 620 -rikkakasvien torjunta-ainetta, jonka tehoaineina on MCPP eli mekopropi (400 g l⁻¹), MCPA (200 g l⁻¹) ja klopyralidi (21,5 g l⁻¹). Lisäksi käytettiin Benlate -valmistetta, jossa tehoaineena on benomyyliä (500 g kg⁻¹), Topsin-M kasvitautien torjunta-ainetta, jossa tehoaineena on tiofanaatti-metyyliä (700 g kg⁻¹) ja Tilt torjunta-ainetta, jonka tehoaineena on propikonatsoli. Käytetyt torjunta-aineet hoitokaudella 1993 olivat Herbalon 620 ja Tilt. Hoitokauden 1994 aikana käytettiin Herbalon 620 ja Starane torjunta-aineita. Staraneen tehoaineena on fluoksipyyri. (Kasvintuotannon tarkastuskeskus, 1994)

Taulukko 6. Käytettyjen torjunta-aineiden tehoaineet ja eräitä niiden ominaisuuksia

Teho- aine	vesiliu- koisuus (mg l ⁻¹)	puoliintu- misaika (d)	adsorptio- vakio (K _{oc})
MCPP	850	40	8,4-25
MCPA	825	5-50	50-60
Klopyralidi	10	30-90	1,5-3,8
Tiofanaattimetyyli	niukkal.	1-7	
Benomyyli	3,6	320	1857
Propikonatsoli	110	41-310	655-1792
Fluoksipyyri	91	24-55	<43

Herbalon 620:n sisältämistä tehoaineista MCPP eli mekopropi on erittäin kulkeutuvaa. Arviot hajoamisnopeudesta vaihtelevat kenttä- ja laboratoriokokeiden perusteella. Erään kokeen perusteella puoliintumisaika olisi 13-17 päivää. MCPA ja klopyralidi ovat myös erittäin kulkeutuvia. Tiofanaatti-metyyli liikkuu jonkin verran maassa, mutta toisaalta nopea hajoamisaika maassa pienentää kulkeutumisriskiä. (Taulukon tiedot on saatu VYH:n lausunnoista ja kemikaaliyksiköstä.)

Taulukko 7. Tarinaharjun golfkentällä käytetyt torjunta-aine määrät

	1991	1992	1993	1994
Avicol	10 kg			
Topsin M	1,2 kg	900 g		750 g
Benlate		500 g		
Tilt		1 l	7 dl	
Herbalon			16 l	10 l
Starane				5 l

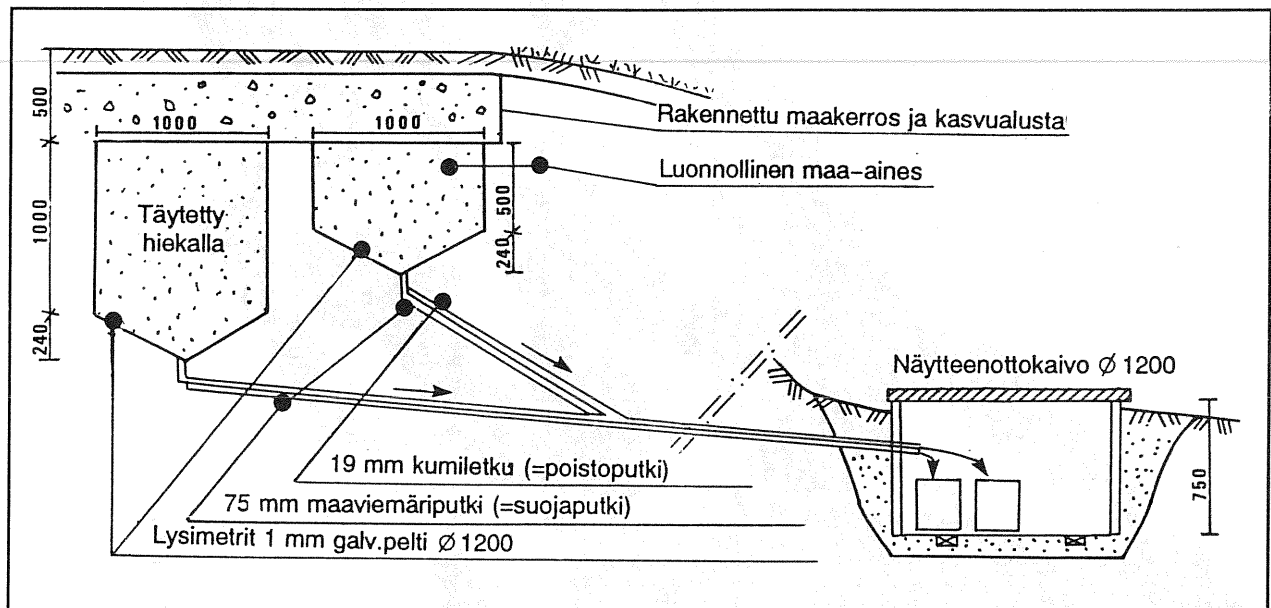
Tilt sisältää propikonatsolia, jonka hajoamistuotteet ovat maaperässä kohtalaisen kulkeutuvia, minkä vuoksi valmistetta ei saa käyttää tärkeillä tai muilla vedenhankintakäyttöön soveltuvilla pohjavesialueilla eikä vettä hyvin läpäisevillä mailla. Starane sisältää fluoksipyyriä, joka on myös helposti kulkeutuvaa. Sen käyttöä koskee samat rajoitukset kuin Tilt-valmistetta. Tehoaineista kloryralidi on maaperässä helposti kulkeutuvaa, joten sen käyttöä pohjavesialueilla tulee välttää. Avicol-,

Topsin-, Benlate- ja Herbalon 620-valmisteilla ei ole pohjavesirajoituksia. Avicol ei ole enää rekisterissä. Benlate ja Herbalon 620 tullaan poistamaan rekisteristä 31.12.1996.

3.4 Tutkimusjärjestelyt Tarinaharjun golfkentällä

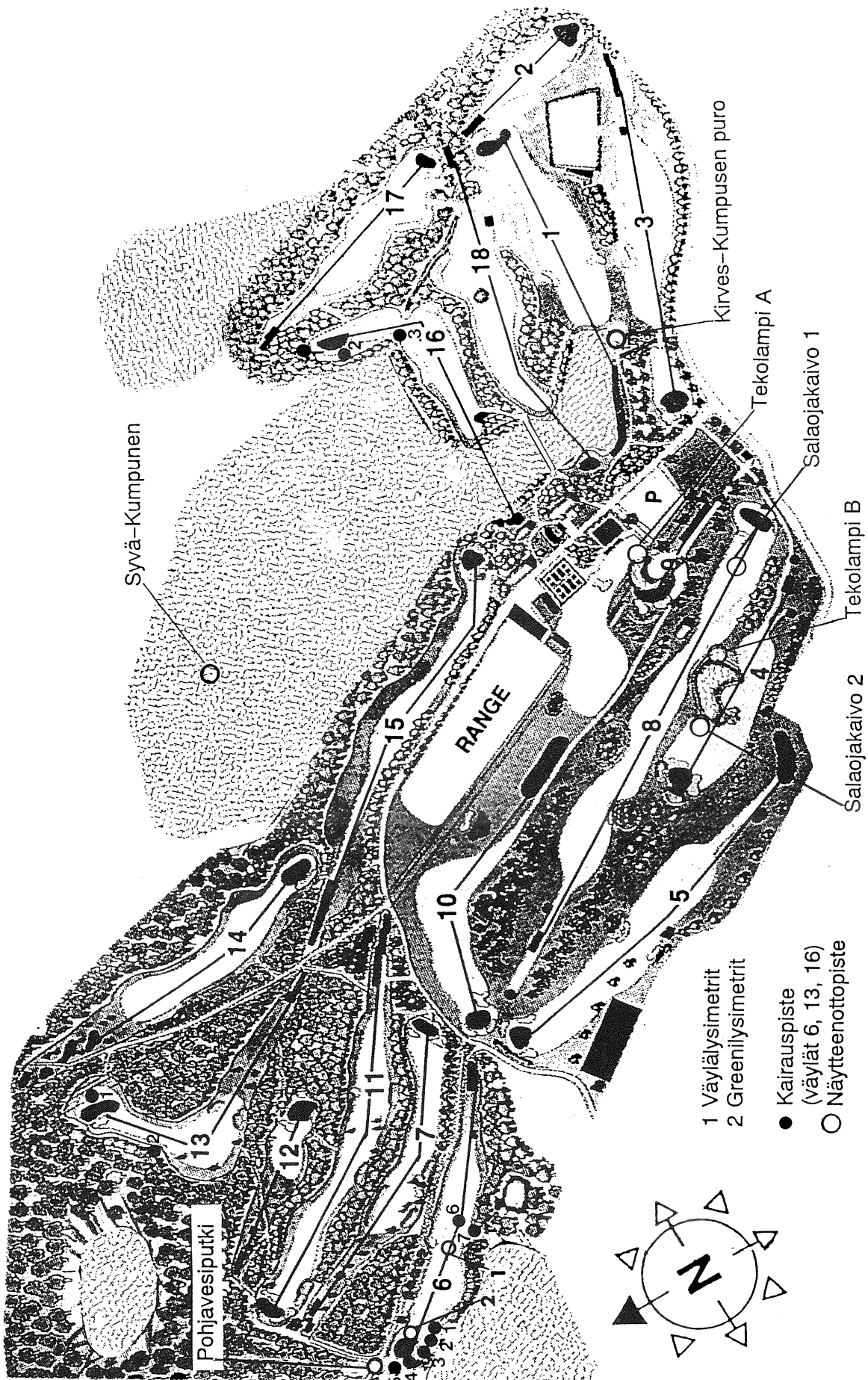
Näytteenottoa varten rakennettiin syksyllä 1991 kaksi lysimetriparia 6. reiän pelialueelle siten, että toinen pari sijaitsee väyläosuudella ja toinen viheriöllä (kuva 2). Lysimetriastiat valmistettiin 1 mm galvanoidusta pelistä. Lysimetrejä tehtiin kahta eri kokoa. Halkaisija on molemmissa 100 cm, suuremman astian suoran seinän korkeus 100 cm ja pienemmän 50 cm, suppilo-osa on molemmissa 24 cm syvä. Suppilosta tuleva vesi johdetaan pvc-putkella suojaputken sisällä betonirenkaisessa lukittavassa näytteenottokaivossa olevaan astiaan. Lysimetrin sijoitettiin 0,5 metrin syvyyteen.

Pienemmät lysimetriastiat täytettiin paikalla olleella maa-aineksella ja suuremmat vettä hyvin läpäisevällä karkealla hiekalla. Kaikkien lysimetrien päälle asennettiin siirtonurmi. Lysimetrien maa-aineksesta ei tehty rakeisuusanalyysejä eikä muita laboratoriomäärytyksiä. Aistinvaraisesti arvioituna maa-aines, jolla pienemmät lysimetriastiat täytettiin oli silttiä, jossa oli jonkin verran eloperäistä ainesta joukossa.

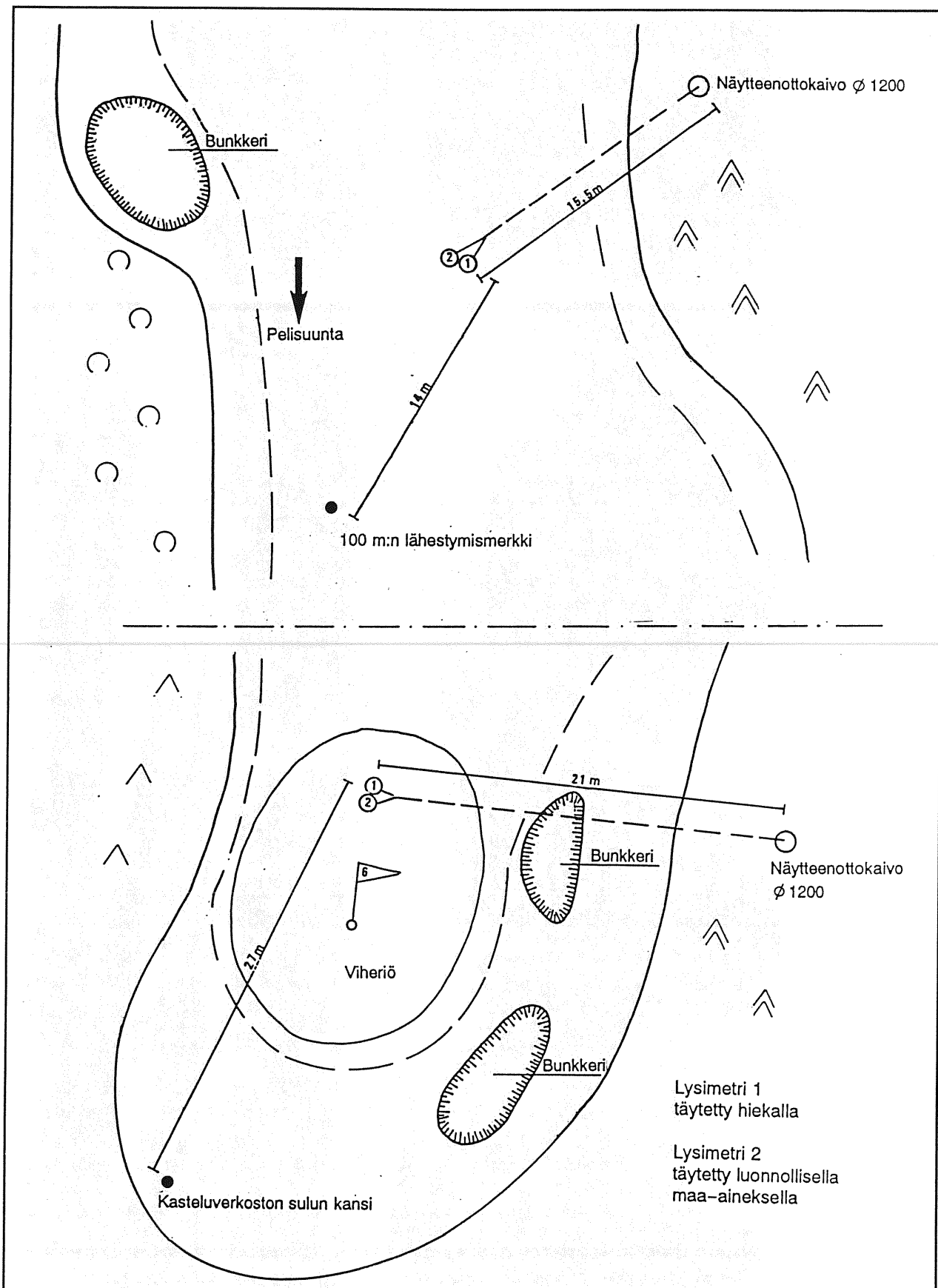


Kuva 4. Kaavakuva lysimetrien rakenteesta.

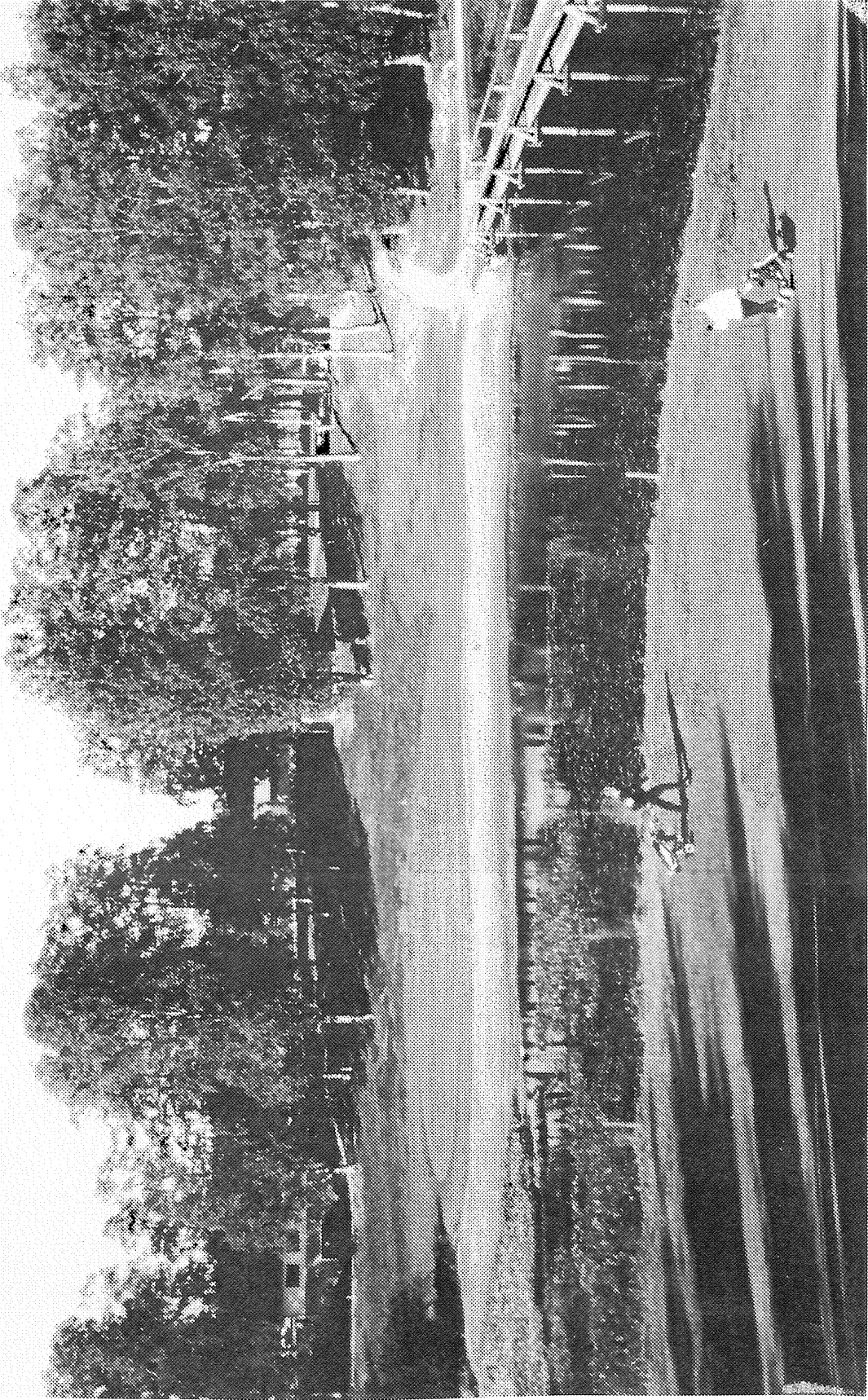
Maaperän laadun selvittämiseksi tehtiin kevyellä kalustolla lyöntikairauksia lysimetrien ympäriltä (reikä 6) seitsemässä pisteessä, reijällä 13 kahdessa sekä reijällä 16 kolmessa pisteessä. Kairauksia ei ulotettu kovaan pohjaan asti, joten kokonaiskerrospaksuutta ei tiedetä. Kairaustulokset, jotka perustuvat pelkästään aistinvaraiseen arviointiin ilman maanäytetutkimuksia on esitetty liitteessä 2. Kairausten perusteella maaperä on reikävälillä 6 ja 13 n. 3–5 metrin syvyydeltä alaspäin heikosti vettäjohtavaa silttiä, savista silttiä tai savea, jonka päällä on vaihtelevan paksuinen hienohiekkakerros (paikoin silttiä mukana). Reijän 16 alueelta hienohiekkakerros puuttuu.



Kuva 5. Näytteenotto- ja kairauspisteet Tarinaharjun golfkentällä.



Kuva 6. Yläkuvassa lysimetrien sijoitus Tarinaharjun golfkentän 6 reijän väylällä ja alakuvassa maa- ja hiekkalysimetrien sijoitus viheriöllä.



Kuva 7. Tarinaharjun golfkenttä. Etualalla reikä 18:sta väylä ja Syvä-Kumpunen. Taustalla reikä 18 ja huoltorakennuksia.

3.5 Näytteenotto ja analysointi

Lysimetrien lisäksi näytteenottopaikoiksi valittiin salaojakaivo A ja tekolampi A reikävälillä 9, sekä Kirves-Kumpusesta Syvä-Kumpuseen laskeva puro ja Syvä-Kumpunen, josta näytteet otettiin vertikaalisarjana. Näytteenotto aloitettiin marraskuussa 1991 ja kesällä 1992 näytteitä otettiin toukokuulta lokakuuhun kerran kuukaudessa. Näytteenotosta vastasi Kuopion vesi- ja ympäristöpiiri. Vuodesta 1993 alkaen tarkkailua varten valittiin uudeksi näytteenottopaikaksi tekolampi B, joka sijaitsee kentän lounaislaidassa uudella reikävälillä 4. Vanhan salaojakaivon A lisäksi valittiin uusi salaojakaivo B tekolammen B pohjoispuolelta. Kuudennen reijän päähän asennettiin pohjavesiputki. Varsinaisen pohjavesialueen reunalla maasto oli niin tiivistä ettei putken sijoittaminen sinne ollut mahdollista. Pohjavesiputki sijaitsee Kaletonin reunalla. Maasto on alueella soistunutta ja pohjavesiputkesta otetut näytteet eivät kuvasta alueen pohjaveden laatua. Reikien 6 ja 7 väliseen maastoon asennettiin sademittari.

Lysimetri-, salaoja- ja pintavesinäytteistä määritettiin pH, sähkönjohtavuus, kemiallinen hapenkulutus, kokonaisfosfori, fosfaattifosfori, kokonaistyyppi, nitraatti-, nitriitti- ja ammoniumtyppi, kiintoaine ja kalium. Nämä määritykset teki Kuopion vesi- ja ympäristöpiiri. Torjunta-ainesten kulkeutumisen selvittämiseksi tutkittiin tehoainepituisuudet (MCP, MCPA ja klopyralidi) lysimetrien vajovesinäytteistä, pohjavesiputkesta, Kirves-Kumpusen purosta, Syvä-Kumpusesta, tekolampi A:sta ja B:stä sekä salaojakaivo A:sta ja B:stä 2-3 kertaa hoitokaudella. Määritykset teki Kemira Oy:n Espoon tutkimuskeskus.

3.6 Analyysitulokset

3.6.1 Typpi ja fosfori

Väylän lysimetreistä on tutkimusjaksolla haettu 19 näytettä, viheriön hiekkalysimetreistä 21 ja viheriön maalysimetreistä 23 näytettä. Näytteistä ei ole määritetty kaikkia parametrejä. Alla olevassa taulukossa on esitetty kustakin näytteenottopaikasta analysoidut kokonaistyyppi-, nitraattityppi-, nitriittityppi-, ammoniumtyppi-, kokonaisfosfori- ja fosfaattifosforipitoisuuksien minimi, maksimi, keskiarvot sekä analyysimäärät. Analyysitulokset on esitetty kuvina liitteissä 3-19.

Taulukko 8. Typpi- ja fosforipitoisuudet Tarinaharjun golfkentän tutkimuspisteissä ajanjaksolla marraskuu 1991 – marraskuu 1994.

Väylälysimetri, maa	min	max	x	n
kok.tyyppi (mg l ⁻¹)	2,5	74	13,4	18
NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	2,2	67	11,8	18
NO ₂ -N (µg l ⁻¹)	4	100	47	18
NH ₄ -N (µg l ⁻¹)	2	39	14	18
kok.fosfori (µg l ⁻¹)	3	26	6,8	19
PO ₄ -P (µg l ⁻¹)	1	5	2	5

Väylälölysimetri, hiekka	min	max	x	n
kok.typpi (mg l ⁻¹)	0.63	11	3,98	18
NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	0.44	5,6	2,9	17
NO ₂ -N (µg l ⁻¹)	2	36	13	13
NH ₄ -N (µg l ⁻¹)	2	89	18,6	16
kok.fosfori (µg l ⁻¹)	7	39	11,9	18
PO ₄ -P (µg l ⁻¹)	2	11	5	8
Viheriölysimetri, maa	min	max	x	n
kok.typpi (mg l ⁻¹)	2.4	66	15,25	23
NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	1,4	60	13,8	23
NO ₂ -N (µg l ⁻¹)	2	98	24,6	21
NH ₄ -N (µg l ⁻¹)	2	51	14	21
kok.fosfori (µg l ⁻¹)	4	52	14,2	22
PO ₄ -P (µg l ⁻¹)	2	7	3,6	14
Viheriölysimetri, hiekka	min	max	x	n
kok.typpi (mg l ⁻¹)	2	7.5	3.8	20
NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	1.3	7.5	3,1	20
NO ₂ -N (µg l ⁻¹)	4	370	100	9
NH ₄ -N (µg l ⁻¹)	2	170	20,8	20
kok.fosfori (µg l ⁻¹)	9	32	13,7	21
PO ₄ -P (µg l ⁻¹)	3	10	5	14
Salaojakaivo A	min	max	x	n
kok.typpi (mg l ⁻¹)	1	9,3	3,1	17
NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	0.03	6,35	1,4	17
NO ₂ -N (µg l ⁻¹)	3	100	34	13
NH ₄ -N (µg l ⁻¹)	8	2100	474,5	17
kok.fosfori (µg l ⁻¹)	140	800	338	17
PO ₄ -P (µg l ⁻¹)	21	770	209	17
Salaojakaivo B	min	max	x	n
kok.typpi (mg l ⁻¹)	1,4	6,2	3,9	9
NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	0,01	3,6	2,1	9
NO ₂ -N (µg l ⁻¹)	2	49	14,5	6
NH ₄ -N (µg l ⁻¹)	11	510	124	9
kok.fosfori (µg l ⁻¹)	130	740	271	9
PO ₄ -P (µg l ⁻¹)	27	670	169	9

Tekolampi A	min	max	x	n
kok.typpi (mg l ⁻¹)	0.9	1.8	1.25	15
NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	0.003	0.22	0.03	14
NO ₂ -N (µg l ⁻¹)	0	8	3	7
NH ₄ -N (µg l ⁻¹)	2	370	6	15
kok.fosfori (µg l ⁻¹)	110	280	225	15
PO ₄ -P (µg l ⁻¹)	45	130	52.5	15
Tekolampi B	min	max	x	n
kok.typpi (mg l ⁻¹)	1,3	3,1	1,96	9
NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	0,003	0,3	0,08	9
NO ₂ -N (µg l ⁻¹)	2	5	3,8	4
NH ₄ -N (µg l ⁻¹)	4	160	32,4	9
kok.fosfori (µg l ⁻¹)	120	270	193,3	9
PO ₄ -P (µg l ⁻¹)	16	70	33,2	9
Pohjavesiputki	min	max	x	n
kok.typpi (mg l ⁻¹)	2,1	3,0	2,65	12
NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	0,002	0,007	0,005	7
NO ₂ -N (µg l ⁻¹)	2	3	2,5	4
NH ₄ -N (µg l ⁻¹)	1700	3000	2430	12
kok.fosfori (µg l ⁻¹)	100	360	204,5	12
PO ₄ -P (µg l ⁻¹)	90	260	130	12

Kemira Oy analysoi näytteistä urea-, metyleenidiurea- (MDU), dimetyleenitriurea- (DMTU) ja isobutylideeniureapitoisuudet (IBMU). Määritykset tehtiin yhteensä 155 näytteestä. Yli 10 mg l⁻¹ ureaa sisältäviä näytteitä oli yhteensä 9 kappaletta. Salaojakaivosta A 28.6.1993 otetussa vesinäytteestä oli ureaa 19 mg l⁻¹ ja 30.8.1993 otetussa näytteessä 13 mg l⁻¹. Salaojakaivossa B:stä otetussa näytteessä oli ureaa 28.6.93 ja 30.8.93 molemmilla kerroilla 12 mg l⁻¹ Tekolampi A:sta 30.8.1993 otetussa näytteessä oli ureaa 11 mg l⁻¹ ja Tekolampi B:ssä 10 mg l⁻¹. Väylän hiekka lysimetristä 30.8.1993 otetussa näytteessä oli ureaa 10 mg l⁻¹. Syvä-Kumpusesta löytyi 28.10.1993 ureaa 15 mg l⁻¹ 10 metristä otetusta näytteestä ja 30.8.1993 11 mg l⁻¹ 19 metristä otetussa näytteessä.

Lysimetrivesien kokonaistyyppipitoisuuksien keskiarvot ovat vaihdelleet tutkimusaikana 3,8–15,25 mg l⁻¹ välillä. Kokonaistyyppipitoisuudet ovat olleet korkeammat maalysimetreissä kuin hiekkalysimetreissä. Maalysimetrivesien kokonaistyyppipitoisuudet ovat olleet keskimäärin luokkaa 13–15 mg l⁻¹ ja hiekkalysimetrivesien noin 4 mg l⁻¹. Väylän ja viheriön maalysimetrissä kokonaistyyppipitoisuus on korkeimmillaan ollut noin 70 mg l⁻¹ ja hiekkalysimetreissä 7,5–11 mg l⁻¹.

Viheriön maalysimetrissä kokonaistyyppipitoisuudet nousevat selvästi syyskesällä; Vuonna 1993 kokonaistyyppipitoisuus oli viimeisellä näytteenotokerralla (18.10) 36 mg l⁻¹. Seuraavana vuonna, 1994, kokonaistyyppipitoisuus oli kesäkuussa otetussa näytteessä laskenut 4,3 mg l⁻¹:n. Tyyppipitoisuudet nousivat syyskuun alusta lähtien.

Korkeimmillaan kokonaistyyppipitoisuus oli lokakuun näytteessä (66 mg l⁻¹). Marraskuussa otetussa näytteessä kokonaistyyppipitoisuus oli jo laskenut hieman.

Väylän maalyksimetrissä kokonaistyyppipitoisuuden maksimiarvo on ollut lokakuussa 1993 (74 mg l⁻¹). Tämän jälkeen tyyppipitoisuus on laskenut tasaisesti. Vuoden 1994 syksyllä eivät tyyppipitoisuudet nousseet kuten viheriön maalyksimetrissä.

Viheriön hiekkalyksimetrissä kokonaistyyppipitoisuus nousi lokakuussa 1992 (7,5 mg l⁻¹), jonka jälkeen pitoisuus on laskenut tasolle 4 mg l⁻¹ ja pysytellyt siinä vuodenaajoista riippumatta. Väylän hiekkalyksimetrissä on havaittavissa sama ilmiö. Toukokuussa 1994 kokonaistyyppipitoisuus nousi maksimiin (11 mg l⁻¹) ja on sen jälkeen laskenut, mutta on kuitenkin pysytellyt korkeammalla kuin vuonna 1992. Kokonaistyyppipitoisuus on ollut samalla tasolla kuin viheriön hiekkalyksimetrissä eli noin 4 mg l⁻¹.

Kokonaistyyppipitoisuuksien keskiarvot ovat olleet salaojakaivoissa 3–4 mg l⁻¹, tekolampien näytteissä 1–2 mg l⁻¹ ja pohjavesiputkessa 2,5 mg l⁻¹. Maksimissaan kokonaistyyppipitoisuus on ollut salaojakaivo A:ssa 9,3 mg l⁻¹, tekolampi B:ssä 3,1 mg l⁻¹ ja pohjavesiputkessa maksimiarvo on ollut 3,0 mg l⁻¹.

Väylän ja viheriön hiekkalyksimetrivesien nitraattityypipitoisuuksien (NO₃-N) keskiarvot ovat noin 3 mg l⁻¹, vastaavasti maalyksimetreissä nitraattityypipitoisuuksien keskiarvot ovat 11,8–13,8 mg l⁻¹. Maksimissaan nitraattityypipitoisuudet hiekkalyksimetreissä on ollut 5,6–7,5 mg l⁻¹ ja maalyksimetrivesissä 60–67 mg l⁻¹. Lysimetrivesissä suurin osa kokonaistypestä on nitraattityypimuodossa, keskimäärin 70–90 % kokonaistypestä on nitraattityypimuodossa.

Salaojakaivojen nitraattityypipitoisuudet ovat alhaisia, kokonaistypestä noin 50 % on nitraattityypimuodossa. Tekolampien nitraattityypipitoisuudet ovat myös alhaisia; alle 0,1 mg l⁻¹. Nitraattityypin osuus kokonaistypestä on muutama prosentti. Pohjavesiputken nitraattityypin määrä on erittäin pieni, kokonaistyyppimäärästä vain 0,2 % on nitraattityypimuodossa.

Ammoniumtyypipitoisuudet (NH₄-N) ovat olleet alhaisia lysimetreissä ja tekolammissa. Salaojakaivo A:ssa analyysitulosten keskiarvo on 0,475 mg l⁻¹. Pohjavesiputkesta otettujen näytteiden ammoniumtyypipitoisuuksien keskiarvo on 2,4 mg l⁻¹. Maksimissaan ammoniumtyyppeä on pohjavesiputken näytteissä ollut 3,0 mg l⁻¹. Pohjavesiputkessa typpi on käytännöllisesti katsoen kokonaan (noin 92%) ammoniumtyypinä.

Lysimetreihin verrattuna fosforipitoisuudet ovat salaojakaivossa moninkerroin suurempia ja fosfaattifosforin osuus kokonaisfosforista selvästi suurempi. Lysimetrivesien fosforipitoisuuksien keskiarvot ovat olleet 0,007–0,014 mg l⁻¹ ja salaojakaivojen keskiarvot noin 0,3 mg l⁻¹ luokkaa. Tekolampien ja pohjavesiputken fosforipitoisuuksien keskiarvot ovat olleet noin 0,2 mg l⁻¹. Pohjavesiputkessa fosfaattifosforin osuus kokonaisfosforipitoisuudesta on samaa luokkaa kuin salaojakaivoissa. Koska ammoniumin ja fosforin pitäisi pidäytyä tehokkaasti maa-ainekseen on ilmeistä, että salaojiin tulee pintavaluntaa suotautumatta pintakerroksen läpi. Suurimmillaan fosforiarvot ovat olleet juuri kesä- ja elokuun näytteissä, mikä osoittaa osan fosforilannoituksesta huuhtoutuvan kastelu/kuivatusvesien mukana.

Kaliumpitoisuudet lysimetrivesissä vaihtelivat 3,5–9,8 mg l⁻¹. Keskiarvot olivat 4,3–5,96 mg l⁻¹. Salaojakaivojen kaliumpitoisuudet olivat korkeammat. Keskiarvot olivat 8,9 mg l⁻¹ ja 9,2 mg l⁻¹. Tekolammista otettujen näytteiden kaliumpitoisuuksien keskiarvot olivat 8,2 ja 8,8 mg l⁻¹. Syvä-Kumpusen näytteiden kaliumpitoisuuksien keskiarvot olivat 3,28–3,91 mg l⁻¹ ja Kirves-Kumpusen 3 mg l⁻¹. Pohjavesiputkesta otettujen näytteiden kaliumpitoisuudet jäivät alle 1 mg l⁻¹.

Kirves-Kumpusen puro edustaa fosforitasoltaan erittäin rehevää vettä, happipitoisuus on syksyllä -92 ja kesällä -93 ollut kohtalainen. Syvä-Kumpunen on parikymmentä metriä syvä suppalampi, joka kesällä on selvästi lämpötilaltaan kerrostunut. Syvä-Kumpusen pintakerroksessa (0–5 m) fosforitaso on alhaisempi kuin Kirves-Kumpusen purossa. A-klorofylliarvot ovat rehevän veden tasoa. Syvä-Kumpusen pohjan läheinen vesi näyttäisi olevan pysyvästi hapeton eli pohjalla vallitsevat pelkistävät olosuhteet.

3.6.2 Torjunta-aineet

Torjunta-aineita analysoitiin yhteensä 58 näytteestä, kustakin näytteestä analysoitiin MCPP-, MCPA- ja klopyralidipitoisuudet. Lysimetreistä analysoitiin yhteensä 15 näytettä, tekolammista 6, salaojakaivoista 9, Syvä-Kumpusesta (1 ja 19 metriä) yhteensä 13 näytettä ja 5 metrin ja 10 metrin syvyydeltä kummastakin yksi näyte sekä pohjavesiputkesta 4 näytettä. MCPP:n ja MCPA:n havaitsemisraja on noin 0,1 µg l⁻¹ (GC/MS SIM-ajo). Klopyralidin määrittämisessä käytettiin HPLC UV-detektointia. Analysoiduista näytteistä 4 näytteestä löydettiin torjunta-aineita. Korkein analysoitu pitoisuus oli 4,0 µg l⁻¹ MCPP:a 28.6.1993 salaojakaivo A:sta otetusta näytteestä. Sekä MCPP:a että MCPA:a havaittiin 0,5 µg l⁻¹ kumpaakin ainetta heinäkuussa 1992 Syvä-Kumpusesta 19 metrin syvyydeltä. Myöhemmin Syvä-Kumpusesta (19 m) otetuissa näytteissä ei ollut torjunta-aineita. Tekolampi A:sta löydettiin MCPP:ta (0,5 µg l⁻¹) elokuun 1992 näytteissä, lokakuun näytteet olivat "puhtaat". Salaojakaivo B:stä analysoitiin 0,6 µg l⁻¹ MCPP:ta heinäkuussa 1994. Sosiaali- ja terveysministeriö on päätöksessään nro 74 antanut yksittäiselle pestisidille 0,1 µg l⁻¹ raja-arvon ja pestisidien kokonaismäärä talousvedessä ei saa ylittää 0,5 µg l⁻¹. Talousveden laadusta anetussa EU-direktiivissä on samat raja-arvot.

4 JOHTOPÄÄTÖKSET

Ruotsissa tehdyissä tutkimuksissa on todettu golfkenttän hoitotoiminnan seurauksena vajovesien typpiyhdisteiden pitoisuuksien nousua. Kuitenkin pohjaveteen suotautuvan vajoveden nitraattipitoisuus näyttäisi jäävän alle 10 mg l⁻¹. Yhdysvalloissa tehdyissä tutkimuksissa todettiin 53–280 kg N ha⁻¹ typpilannoitustasolla pohjaveden nitraattityppipitoisuuksien jäävän 2,44–6,66 mg l⁻¹ tasolle. Tärkeitä tekijöitä typpiyhdisteiden huuhtoutumisen kannalta ovat kastelun määrä ja lannoitteiden typpilähde. Yhdysvalloissa tehdyssä tutkimuksessa tutkittiin myös torjunta-aineiden huuhtoutumista pohjaveteen. Pohjavesinäytteistä havaittiin 10 torjunta-ainetta. Ainoastaan kielletyn torjunta-aineen (chlordanen) määriä pohjavedessä voitiin pitää terveydelle vaarallisina.

Tarinaharjulla tutkittiin lysimetrein kerätyn vajoveden laatua. Varsinaisesta pohjavedestä ei saatu näytteitä. Pohjavesiputki jouduttiin sijoittamaan pohjavesialueen liepeen maaperän tiiviynä takia lähelle Kaletonin soistunutta rantaa. Analyysitulosten mukaan pohjavesiputkesta saadut näytteet eivät kuvasta varsinaisen pohjavesialueen pohjaveden laatua.

Soranoton vaikutus pohjaveteen-projektin yhteydessä tutkittiin Tuusulan Kapulasillanmäellä ja Lammilla vajoveden laatua. Tuusulassa luonnontilaisella maannoksella täytetyssä lysimetrissä (0,4 m syvyydellä) vajoveden nitraattipitoisuus vaihteli <math><1,0</math> ja $4,6$ mg l⁻¹ välillä. Analyysitulosten (10 kpl) keskiarvo on $2,3$ mg l⁻¹. Täyttömaalla täytetyssä lysimetrissä vajoveden nitraattipitoisuudet olivat pienempiä. Pitoisuudet vaihtelivat <math><1,0</math> ja $1,3$ mg l⁻¹ välillä. Tulosten (10 kpl) keskiarvo on $1,08$ mg l⁻¹. Lammilla 0,8 metrin syvyyteen sijoitetussa lysimetrissa vajoveden nitraattipitoisuus vaihteli 2 ja $4,3$ mg l⁻¹ välillä. Keskiarvo on $3,73$ mg l⁻¹ (ainoastaan 3 näytettä). Toisen lysimetrin, joka oli sijoitettu $1,5$ metrin syvyyteen, nitraattipitoisuudet vaihtelivat $18,3$ ja $23,6$ mg l⁻¹ välillä. Analyysitulosten keskiarvo (4 näytettä) on $21,33$ mg l⁻¹. Lammilla molemmat lysimetrit oli täytetty luonnollisella maannoksella. (Sandborg, 1993)

Vajoveden nitraattipitoisuus vaihtelee riippuen syvyydestä. Tuusulassa luonnontilaisella alueella vajoveden nitraattipitoisuus oli pienimmillään välittömästi huuhtoutumishorisontin alapuolella ja syvyysvälillä $1,2-2,5$ metriä. Rikastumishorisontin ($0,3-0,4$ m) vajovedessä nitraattipitoisuuden mediaaniarvo oli korkea verrattuna muihin horisontteihin. Alaspäin mentäessä nitraattipitoisuus väheni aina $0,8$ metriin, mutta $1,2$ metrissä nitraattipitoisuus jälleen nousi. (Sandborg, 1993)

Tuusulan vajovesitutkimuksessa samoin kuin Tarinaharjulla luonnontilaisissa lysimetreissä vajoveden nitraattipitoisuudet olivat korkeammat kuin täyttömaalla täytetyistä lysimetreistä otetuissa näytteissä (vrt. Tarinaharjun maa- ja hiekkalysimetrit).

Siilinjärven Tarinaharjulla golfkenttän hoitotoiminta näyttää lisäävän vajoveteen huuhtoutuvien tyyppiyhdisteiden määrää. Tarinaharjun maalysimetrivesien nitraattityypipitoisuuksien keskiarvot ($13,8$ mg l⁻¹ ja $11,8$ mg l⁻¹) ovat moninkertaisia Tuusulassa luonnontilaisella maannoksella täytetyistä lysimetreistä otettujen vajovesinäytteiden nitraattipitoisuuksiin (ka. $2,3$ mg l⁻¹, typeksi muutettuna noin $0,53$ mg l⁻¹) verrattuna. Tuusulassa täyttömaalla täytetyn lysimetrin vajoveden nitraattipitoisuudet olivat noin 1 mg l⁻¹, typeksi muutettuna noin $0,25$ mg l⁻¹. Vastaavasti Tarinaharjulla hiekkalla täytettyjen lysimetrin vajoveden nitraattityypipitoisuuksien keskiarvo oli noin 3 mg l⁻¹. Tarinaharjun hiekkalysimetrivesien nitraattityypipitoisuudet ovat Tuusulan lysimetrivesien tyyppipitoisuuksiin verrattuna moninkertaisia. Luonnontilaista pohjavettä edustavan Koivuniemen ottamon raakaveden nitraattipitoisuus on $0,12-0,16$ mg l⁻¹, joka on nitraattitypeksi muutettuna noin $0,03$ mg l⁻¹. Kuopion läänin pohjaveden nitraattipitoisuuden mediaani on $1,9$ mg l⁻¹.

Sosiaali- ja terveysministeriö on päätöksessään n:o 74 antanut talousveden nitraattitypen enimmäismääräksi 6 mg l⁻¹. Sekä viheriön että väylän maalysimetrivesien nitraattityypipitoisuuksien keskiarvot ylittävät annetun raja-arvon.

Väylän maalysimetrin ($0,047$ mg l⁻¹), viheriön hiekkalysimetrin ($0,1$ mg l⁻¹) ja salaojakaivo A:n ($0,034$ mg l⁻¹) nitriittityypipitoisuuksien keskiarvot ylittävät sosiaali- ja terveysministeriön talousveden nitriittityypipitoisuudelle (NO₂-N) antaman $0,03$ mg l⁻¹ raja-arvon. Koivuniemen ottamon v. 1992 nitriittipitoisuuteen ($0,01$ mg l⁻¹), joka nitriittitypeksi muutettuna on noin $0,003$ mg l⁻¹, verrattuna ko. havaintopisteiden nitriittityypipitoisuuksien keskiarvot arvot ovat moninkertaisia.

Pohjavesiputkesta otettujen näytteiden ammoniumtyyppipitoisuudet, joiden keskiarvo on $2,43 \text{ mg l}^{-1}$, ylittävät selvästi talousveden ammoniumtyyppipitoisuudelle annetun raja-arvon ($0,4 \text{ mg l}^{-1}$). Kokonaistypestä on noin 92% ammoniumtyyppimuodossa, mikä on merkki vähähappisista olosuhteista maaperässä ja pohjavedessä. Koivuniemen ottamon ammoniumtyyppipitoisuuksiin ($0,01 \text{ mg l}^{-1}$) verrattuna pohjavesiputken pitoisuudet ovat selvästi luonnontilaista korkeammat. Pohjavesiputken nitraattityyppipitoisuudet eivät puolestaan ylitä talousvedelle annettuja raja-arvoja.

Erot viheriön ja väylän tyyppipitoisuuksissa voivat selittyä lannoituksen voimakkuudella ja/tai suotautuneen veden määrällä. Kentältä ei ole käytettävissä tietoja kastelusta, mutta todennäköisesti viheriöllä on kastelu ollut runsaampaa. Liitteessä 13 on esitetty vuosien 1991–1994 sadanta ja lämpötila Rissalan lentoasemalla, joka sijaitsee yhdeksän kilometriä golfkentältä kaakkoon. Vuoden 1991 kesä oli erittäin sateinen touko–syyskuun yhteenlaskettu sademäärä oli $467,8 \text{ mm}$. Touko–kesäkuu 1992 oli erittäin vähäsateinen (yht. $24,8 \text{ mm}$) ja tänä aikana ei suuren haihdunnan takia lysi-metreihin todennäköisesti ole kertynyt kuin kastelusta tullutta vettä. Havaintojakson loppua kohti sademäärä on kasvanut. Vaikka kastelutarve on vastaavasti vähentynyt on lysi-metriä läpi suotautunut ilmeisesti enemmän vettä kuin havaintojakson alussa, mistä osaltaan saattaisivat johtua kesän aikana nousevat ravinnepitoisuudet. Vuoden 1992 touko–syyskuun yhteenlaskettu sademäärä oli $306,3 \text{ mm}$. Vuoden 1993 kesä- ja heinäkuu olivat kohtalaisen sateisia. Syyspuolella sademäärät jäivät selvästi pienemmiksi. Yhteenlaskettu sademäärä touko–syyskuussa oli $331,6 \text{ mm}$. Vuoden 1994 sateisin kuukausi oli heinäkuu. Syys- ja lokakuun sademäärät olivat kohtalaisia. Touko–syyskuun yhteenlaskettu sademäärä oli $387,7 \text{ mm}$.

Fosforia ei yleensä huuhtoudu pohjavesiin, koska fosfori sitoutuu maassa savimineraaleihin ja metallioksideihin. Huuhtoutumiseen vaikuttaa maan fosforikonsentraatio. Mikäli pintakerrokseen on rikastunut riittävästi fosforia, ylimääräinen fosfori ei enää sitoudu vaan jää liukoiseksi ja saattaa huuhtoutua pohjaveteen. Kentällä suoritettu fosforilannoitus ei ole vaikuttanut lysi-metrivesien fosfori- eikä fosfaattifosforipitoisuuksiin. Pohjavesiputkesta otettujen näytteiden keskiarvo ($0,13 \text{ mg l}^{-1}$) ylittää Sosiaali- ja terveysministeriön antaman fosfaatti raja-arvon ($0,1 \text{ mg l}^{-1}$). Pohjavesiputkesta otetuissa näytteissä fosfaattifosforipitoisuudet saattavat yksittäisinä näytteenottokertoina ylittää kaksinkertaisesti annettun raja-arvon. Salaojakaivojen fosfaattifosforipitoisuuksien keskiarvot olivat $0,209 \text{ mg l}^{-1}$ ja $0,169 \text{ mg l}^{-1}$.

Golfkentillä, jotka sijaitsevat pohjavesialueella, on otettava huomioon torjunta-aineita valittaessa käyttörajoitukset. Veteen hyvin liukenevia ja maahiukkasiin heikosti sitoutunut torjunta-aine voi kulkeutua maassa valuma- ja vajovesien mukana aina pohjaveteen asti. Tällaisten valmisteiden käyttöä tulee erityisesti välttää hyvin vettä läpäisevillä mailla ja myöhään syksyllä. Kaivojen ja vedenottamoiden läheisyydessä ei pitäisi lainkaan käyttää torjunta-aineita. Vastaavasti maahan tiukasti sitoutunut aine voi päätyä vesistöön maahiukkasten huuhtoutuessa rankkasateen seurauksena.

Tutkimustulosten perusteella golfkenttien hoitotoiminnasta aiheutuu vajoveteen huuhtoutuneiden tyyppiyhdisteiden pitoisuuksien nousua. Vajoveden muodostaessa pohjavettä tutkimuksessa saadut korkeat tyyppiyhdistepitoisuudet laimenevat. Tulee huomata, ettei näitä vajovesistä saatuja tuloksia tule verrata pohjavedestä tutkittuihin tyyppiyhdistepitoisuuksiin. Golfkenttien hoitotoiminta, lannoitus ja torjunta-aineiden käyttö, on pohjavesiä kuormittavaa toimintaa ja se aiheuttaa pohjaveden pilaantumisriskin. Tutkimuksen yhteydessä ei suoritettu tarkempaa pohjavesiolojen

selvitystä alueella, mutta käytettävissä olevien selvitysten perusteella golfkenttäalueelta ei ole selvästi havaittavaa pohjaveden virtausyhteyttä Kasurilan–Harjumäen pohjavesialueelle. Pintavesien likaantumiseriskin kannalta tulisi selvittää salaojien kautta pintavesiin purkautuvien kentän valumavesien typpi- ja fosforikuormituksen vaikutus. Syvä–Kumpusen rehevöitymiseen ovat pääasiassa vaikuttaneet Kasurilan pelloilta valumavesien mukana kulkeutuneet ravinteet.

Ympäristötekijät tulee ottaa uusien golfkenttien suunnittelussa huomioon mm. maisemasyistä. Lisäksi pohjavesialueet tulee säilyttää pohjaveden muodostumisolosuhteiden vuoksi mahdollisimman luonnontilaisina. Uutta golfkenttää suunniteltaessa olisi ensisijaisesti otettava tarkasteluun pohjavesialueen ulkopuoliset vaihtoehdot.

Yyterin golfkentällä käynnistettiin vuonna 1994 golfkentän hoitotoiminnan vaikutuksia pohjaveteen selvittävä tutkimus. Tältä alueelta tullaan saamaan vajovesinäytteiden lisäksi näytteitä pohjavedestä.

5 YHTEENVETO

Kirjallisuusselvityksen mukaan golfkentän hoitotoiminta on lisännyt typpiyhdisteiden määrää vajovedessä ja pohjavedessä. Yhdydvalloissa ja Ruotsissa tehdyissä tutkimuksissa vajo- ja pohjaveden typpiyhdisteiden pitoisuudet jäivät kuitenkin alle 10 mg l^{-1} tasolle. Petrovicin mukaan 1/10 typpilannoituksesta huuhtoutuu pohjaveteen. Cohen ym:n tekemässä tutkimuksessa $54\text{--}280 \text{ kg N ha}^{-1}$ lannoitustasolla pohjaveden nitraattityppipitoisuudet olivat viheriöllä $2,44\text{--}6,31 \text{ mg l}^{-1}$ ja väylällä $3,24\text{--}6,66 \text{ mg l}^{-1}$. Ruotsissa tehdyn tutkimuksen mukaan pohjaveteen suotautuvan veden (vajovesi) nitraattipitoisuus näyttäisi jäävän alle 10 mg l^{-1} .

Tarinaharjun golfkentän viheriöillä on tutkimusjaksolla (3 vuotta) käytetyn typpilannoitteen keskimääräinen kokonaistyppimäärä ollut noin 300 kg N ha^{-1} . Viheriön lysimetreistä analysoitujen kokonaistyppipitoisuudet ovat olleet maalysimetrissä $15,25 \text{ mg l}^{-1}$ ja hiekkalysimetrissä $3,8 \text{ mg l}^{-1}$. Nitraattityppipitoisuuksien keskiarvot ovat olleet maalysimetrissä $13,8 \text{ mg l}^{-1}$ ja hiekkalysimetrissä $3,1 \text{ mg l}^{-1}$.

Väylillä käytettyjen lannoitteiden kokonaistyppimäärä on ollut tutkimusjaksolla keskimäärin 100 kg N ha^{-1} . Kokonaistyppipitoisuuksien keskiarvo on väylän maalysimetrissä ollut $13,4 \text{ mg l}^{-1}$ ja hiekkalysimetrissä $3,98 \text{ mg l}^{-1}$. Nitraattipitoisuuksien keskiarvot ovat olleet väylän maalysimetrissä $11,8 \text{ mg l}^{-1}$ ja hiekkalysimetrissä $2,9 \text{ mg l}^{-1}$.

Väylillä käytetyn lannoitteen kokonaistyppimäärä on kolmannes viheriöllä käytetyn lannoitemäärän kokonaistyppimäärästä. Pohjaveden kokonaistyppipitoisuuksien keskiarvot ja maksimi-arvot ovat sekä väylällä että viheriöllä samaa tasoa, maalysimetreissä $13,4 \text{ mg l}^{-1}$ ja $15,25 \text{ mg l}^{-1}$ sekä hiekkalysimetreissä $3,98 \text{ mg l}^{-1}$ ja $3,8 \text{ mg l}^{-1}$.

Hiekkalysimetreissä kokonaistyppipitoisuudet ovat tasaantuneet maksimi-arvojen jälkeen $3\text{--}4 \text{ mg l}^{-1}$ tasolle. Lievää nousua kokonaistyppipitoisuuksissa on tutkimusjakson aikana kuitenkin havaittavissa, koska ensimmäisistä näytteistä analysoidut kokonaistyppipitoisuudet olivat $1\text{--}2 \text{ mg l}^{-1}$.

Viheriön maalysimetrissä kokonaistyppipitoisuudet ovat kohonneet ensimmäisen kerran vuoden 1993 syksyllä. Seuraavana keväänä pitoisuudet ovat laskeneet, kunnes

syyskuussa kokonaistyyppipitoisuudet kohosivat. Maksimi, 66 mg l^{-1} , on analysoitu 18.10.1994 haetusta näytteestä.

Väylän maalysoimetrissä kokonasytyppipitoisuudet ovat pysytelleet samalla tasolla ($< 5 \text{ mg l}^{-1}$) aina 1993 elokuuhun asti, jolloin pitoisuudet alkoivat nousta. Maksimissaan, 74 mg l^{-1} , kokonasytyppipitoisuus oli 18.10.1993, jonka jälkeen pitoisuus on laskenut hitaasti samalle tasolle kuin ennen maksimia.

Pohjavesiputkesta analysoidut ammoniumtyyppipitoisuudet ovat olleet korkeita. Tämä on merkki hapettomista olosuhteista maaperässä. Saadut analyysitulokset eivät kuvasta alueen pohjaveden laatua. Pohjavesiputki sijaitsee harjumuodostuman lievealueella Kaletonin soistuneella reunalla.

Fosforipitoisuudet ovat nousseet salaojakaivoissa ja pohjavesiputkessa. Fosforia ei yleensä kulkeudu pohjaveteen haitallisia määriä, koska se sitoutuu maassa savi-mineraaleihin ja metallioksideihin (Hartikainen 1978, 1979, 1981). Mikäli pintakerrokseen on rikastunut lannoitefosforia, ylimääräinen fosfori ei enää sitoudu vaan jää liukoiseksi ja saattaa huuhtoutua pohjaveteen.

Analysoiduista näytteistä 4 näytteestä löydettiin torjunta-aineita. Korkein analysoitu pitoisuus oli $4,0 \mu\text{g l}^{-1}$ MCPP:a 28.6.1993 salaojakaivo A:sta otetusta näytteestä. Sekä MCPP:a että MCPA:a havaittiin $0,5 \mu\text{g l}^{-1}$ kumpaakin ainetta heinäkuussa 1992 Syvä-Kumpusesta 19 metrin syvyydeltä. Myöhemmin Syvä-Kumpusesta (19 m) otetuissa näytteissä ei ollut torjunta-aineita. Tekolampi A:sta löydettiin MCPP:ta ($0,5 \mu\text{g l}^{-1}$) elokuun 1992 näytteissä, lokakuun näytteet olivat "puhtaat". Salaojakaivo B:stä analysoitiin $0,6 \mu\text{g l}^{-1}$ MCPP:ta heinäkuussa 1994.

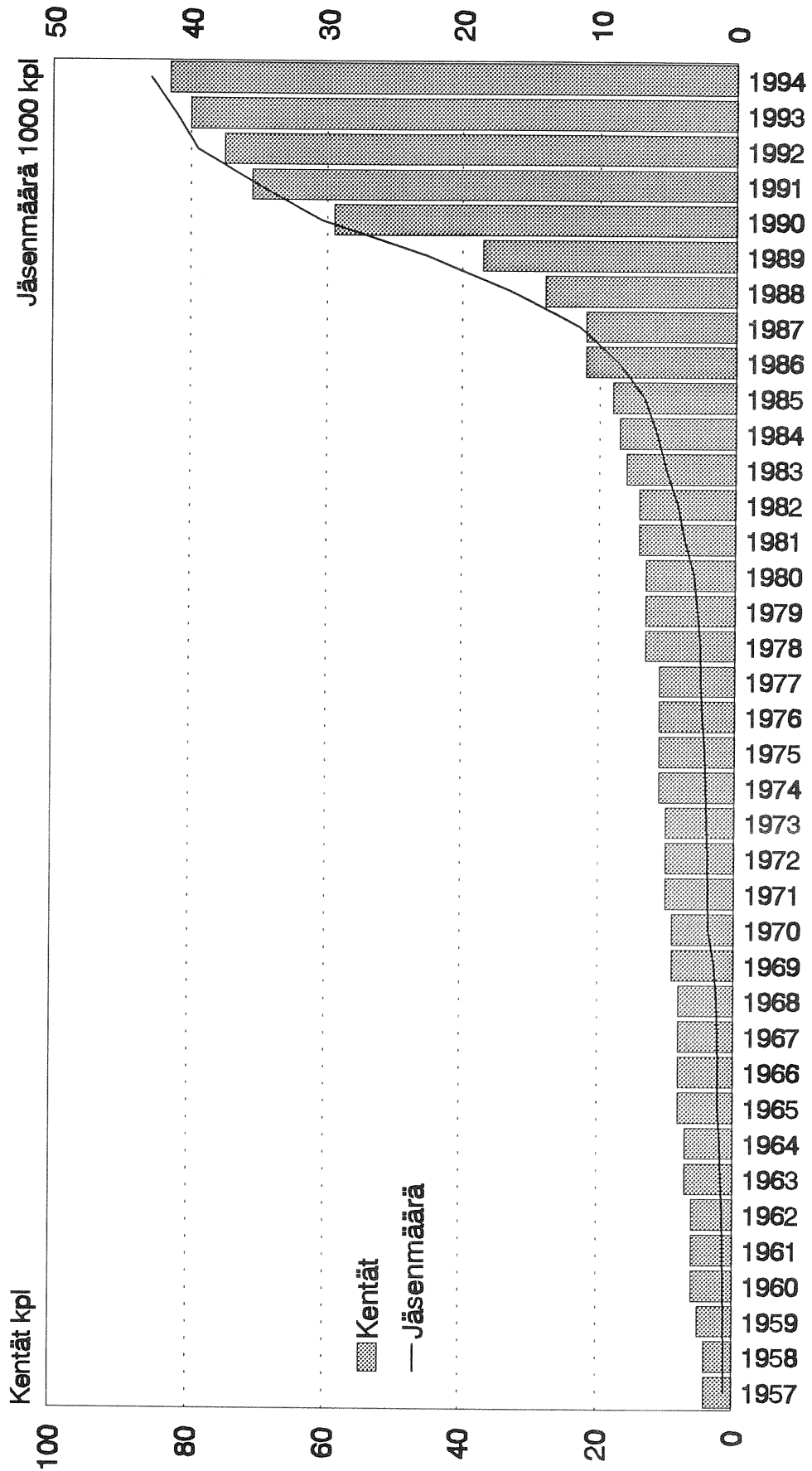
KIRJALLISUUS

- Beard, James, B., Turf Management for golf Courses, 1981. A Publication of The United States Golf Association. ISBN 0-02-307660-7
- Bottoni P. & Funari E. 1992. Criteria for evaluating the impact of pesticides on groundwater quality. The science of the total environment vol. 123/124 s. 581-590. ISSN 0048-9697.
- Brown K.W. et al. 1982. Nitrogen source effect on nitrate and ammonium leaching and runoff losses from greens. Agronomy Journal. vol. 74 s. 947-950. ISSN 0002-1962.
- Bärlund I. 1992. Typen fraktiot maaperässä ja kasvustossa-lysimetrikokeet. Diplomityö. TKK, vesitalouden laboratorio.
- Cohen S.Z. et al. 1990. A ground water monitoring study for pesticides and nitrates associated with golf courses on Cape Cod. Ground Water Monitoring Review. ISSN 0277-1926.
- Cohen S.Z. 1990. Pesticides in ground water: an overview. Teoksessa Hutson & Roberts (toim.): Environmental fate of pesticides. ISBN 0-471-91711-7.
- Gustafson D.I. 1989. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. Environmental toxicology and chemistry. vol 8 s. 339-357. ISSN 0730-7268.
- Hartikainen H. 1978. Leaching of plant nutrients from cultivated soils. I-II. J. Scient. Agric. Soc. Finl. vol 50 s. 263-275. ISSN 0024-8835.
- Hartikainen H. 1979. Phosphorus and its fractions in terrestrial soils and lake sediments. J. Scient. Agric. Soc. Finl. vol 51 s. 537-624. ISSN 0024-8835.
- Hartikainen H. 1981. Effect of decreasing acidity on the extractability of inorganic soil phosphorus. J. Scient. Agric. Soc. Finl. vol 53 s. 16-26. ISSN 0024-8835.
- Hynninen E-L, & Blomqvist H. 1992. Pesticide sales in Finland in 1991. Kemia-Kemi vol. 19. ISSN 0355-1628.
- International programme on chemical safety, IPCS, 1993. Environmental Health Criteria 148 Benomyl, WHO 1993
- Johansson, Karin, 1992. Bevattning av golfbanor. Behovsbedomningen idag och imorgon, skiljer den sig åt ?, Svenska Golfförbundet. Examsarbete i Jordbrukslära, handledare: Ann-Britt Karlsson. Sveriges Landbruksuniversitet, Institutionen för lantmästar- och trädgårdstekniterutbildning, avdelning för lantmästarutbildning, 1992
- Kallio-Mannila, Kaija ja Ylä-Mononen, Leena, Torjunta-aineet ja ympäristö, 1992. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki. ISBN 951-47-6770-5
- Kasvintuotannon tarkastuskeskus, 1994. Torjunta-aineet 1994. 59 s. ISBN 951-47-7263-6, ISSN 0784-1043
- Lannoitekäsikirja, Kemira Agro, 1992

- Lukkarinen H. 1992. Kallioperäkartta 3331 11 GTK. Kuopio.
- Lukkarinen H. 1991. Kivilajiretkeily Siilinjärven alueella. Retkeilyopas. GTK. Kuopio.
- Morton T.G. et al. 1988. Influence of overwatering and fertilization on nitrogen losses from home lawns. *J. Environ. Qual.* vol 17 s. 124–130. ISSN 0047–2425.
- Niemeläinen O & Huusela–Veistola E. 1991. Typpilannoituksen vaikutus niittynurmikka-, nurmi rölli-, puisto- ja punanatanurmikon kasvuun ja kestävyteen. Maatalouden tutkimuskeskus. Tiedote 12/91.
- Niitsuma K. & Onishi S. 1992. Regulation of pesticides used on golf courses–water quality preservation. *Water Supply.* vol. 10 s. 197–206. ISSN 0735–1917.
- OM 1990. Golfkenttien suunnittelu- ja rakentamisopas. Julkaisu n:o 33.
- Paatela, J. ja Järvinen E., 1994. Golfkenttien viherpeitettutkimus 1989–93, Suomen Golfliitto ry. Helsinki 1994 ISBN 952–90–5362–2
- Petrovic A.M. 1990. The fate of nitrogenous fertilizers applied to turfgrass. *J. Enviro. Qual.* 19 s. 1–14. ISSN 0047–2425.
- Punkari M. 1982. The ice lobes of the Scandinavian ice sheet during the deglaciation. INQUA XI congress, Moscow 1–9.8.1982. Presentation and reprint from: Abstracts I 258.
- Sandborg, Matti. 1993. Soranoton vaikutus pohjaveteen. Tutkimusraportti III, Vajovesitutkimukset. Vesi- ja ympäristöhallitus, Geologian tutkimuskeskus ja Tiehallitus. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 330, Helsinki 1993. 127 s.
- Suomen Golfliitto ry, 1995. Suomen Golfliiton ympäristöohjelma.
- Suunnittelukeskus Oy. 1981. Pohjavesitutkimus. Kasurilan alue. Työ n:o 6448.
- Tase N. 1992. Groundwater contamination in Japan. *Environmental Geology Water Sciences.* vol 20 s. 15–20. ISSN 0177–5146.
- Taylor D.H. & Blake G.R. 1982. The effect of turfgrass thatch on water infiltration rates. *Soil Science Society of America Journal* vol.46 s. 616–619. ISSN 0361–5995.

LIITE 1. GOLFKENTTIEN JA -SEUROJEN JÄSENMAÄRÄ

GOLFKENTTIEN LUKUMÄÄRÄ JA SEUROJEN JÄSENMAÄRÄ 1957-1994



LIITE 2. TARINAHARJUN GOLFKENTÄN MAAPERÄTUTKIMUKSEN KAIRAUSTULOKSET

KUOPION VESI- JA YMPÄRISTÖPIIRI

Siilinjärvi
Tarinaharjun Golf-kenttä
Maaperätutkimus, pionjärkairaus
24.-26.6.1991

Reikä 6

Pt 1 (viheriön reuna)

0,80 Tv
6,90 Si
e.k.s.

Pt 2 (viheriön reuna)

0,60 Tv
2,90 HkSi
6,90 Si
e.k.s.

Pt 3 (viheriön reuna)

0,20 Tv
3,90 HkSi
9,50 Si
e.k.s.

Pt 4 (bunkkeri)

0,20 Hk
3,90 HkSi
5,90 Si
6,90 SaSi
8,50 Sa
e.k.s.

Pt 5

0,80 Si
4,90 HkSi
6,90 SaSi
7,90 Sa
e.k.s.

Pt 6 (väylä)

0,20 Tv
2,90 hHk
4,90 Si
5,90 SaSi
e.k.s.

Pt 7 (väylän reuna)

0,20 Tv
1,90 hHk
3,90 HkSi
5,90 Si
e.k.s.

Reikä 13

Pt 1 (viheriön reuna)

0,60 Tv
4,90 hHk
11,90 Si (tiukka)
e.k.s.

Pt 2 (väylä)

0,50 Tv
2,90 hHk
7,00 Si (tiukka)
e.k.s.

Pt 1 (viheriön reuna)

0,20 Tv
9,50 SaSi
e.k.s.

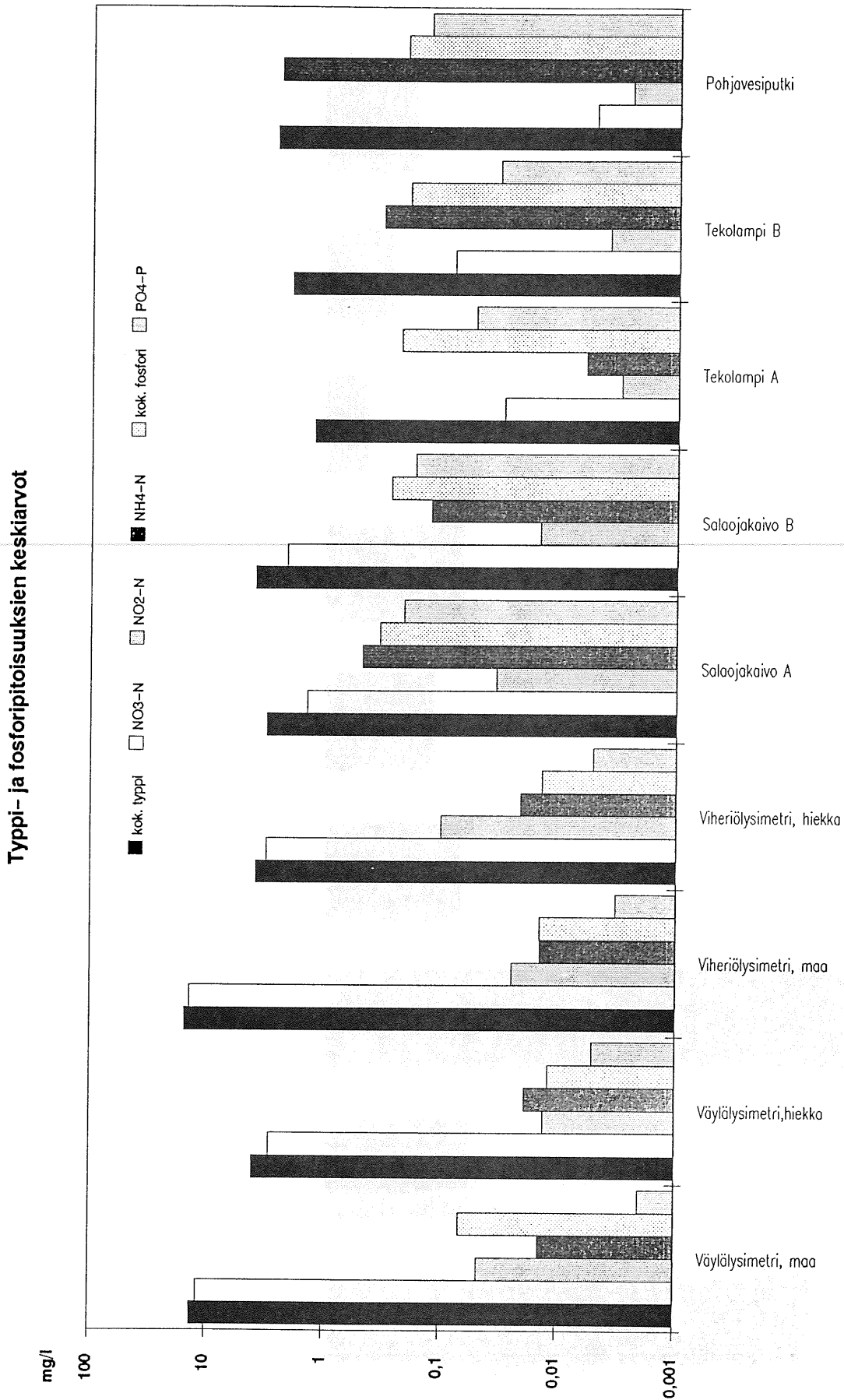
Pt 2 (ranta)

5,90 SaSi
e.k.s.

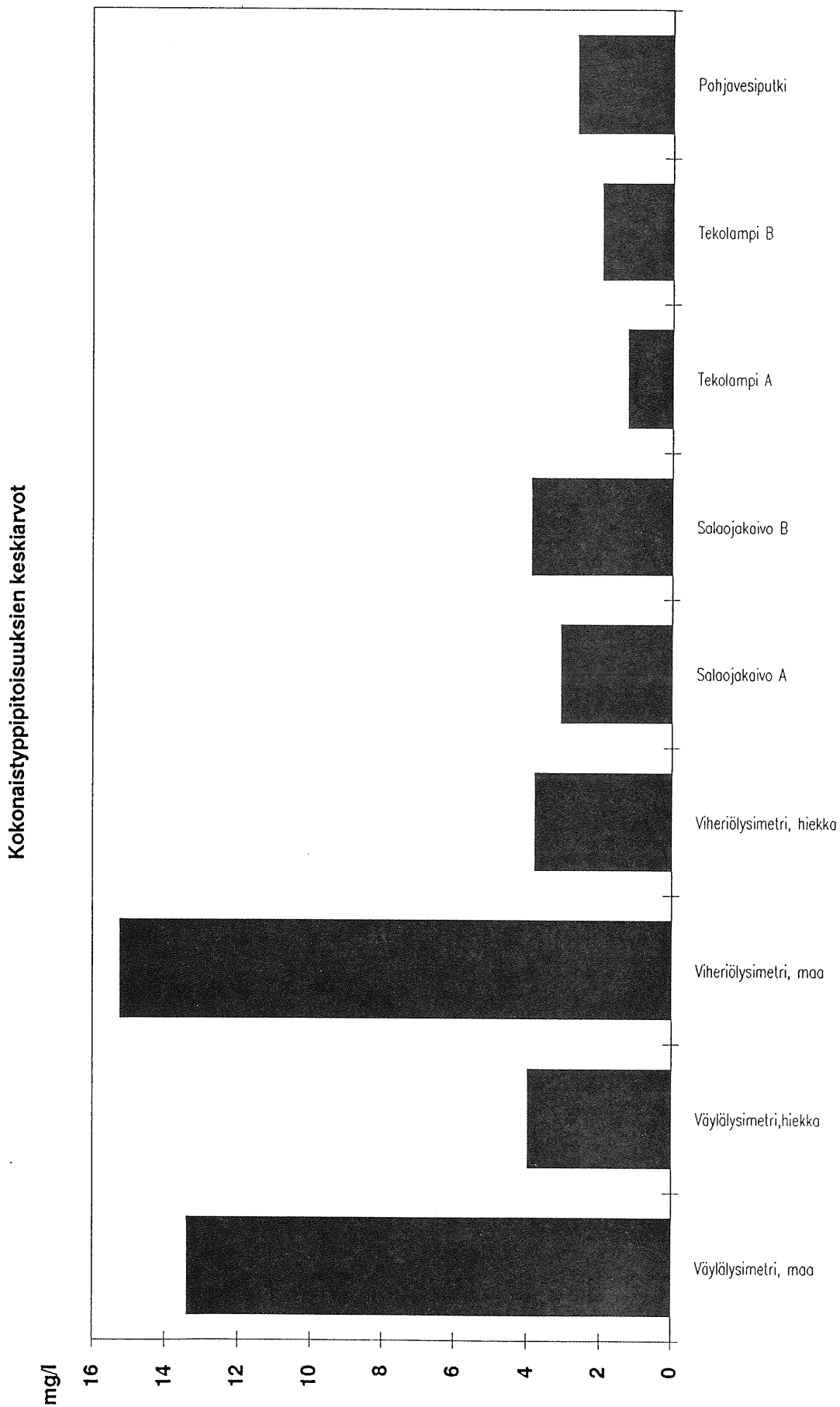
Pt 3 (väylä)

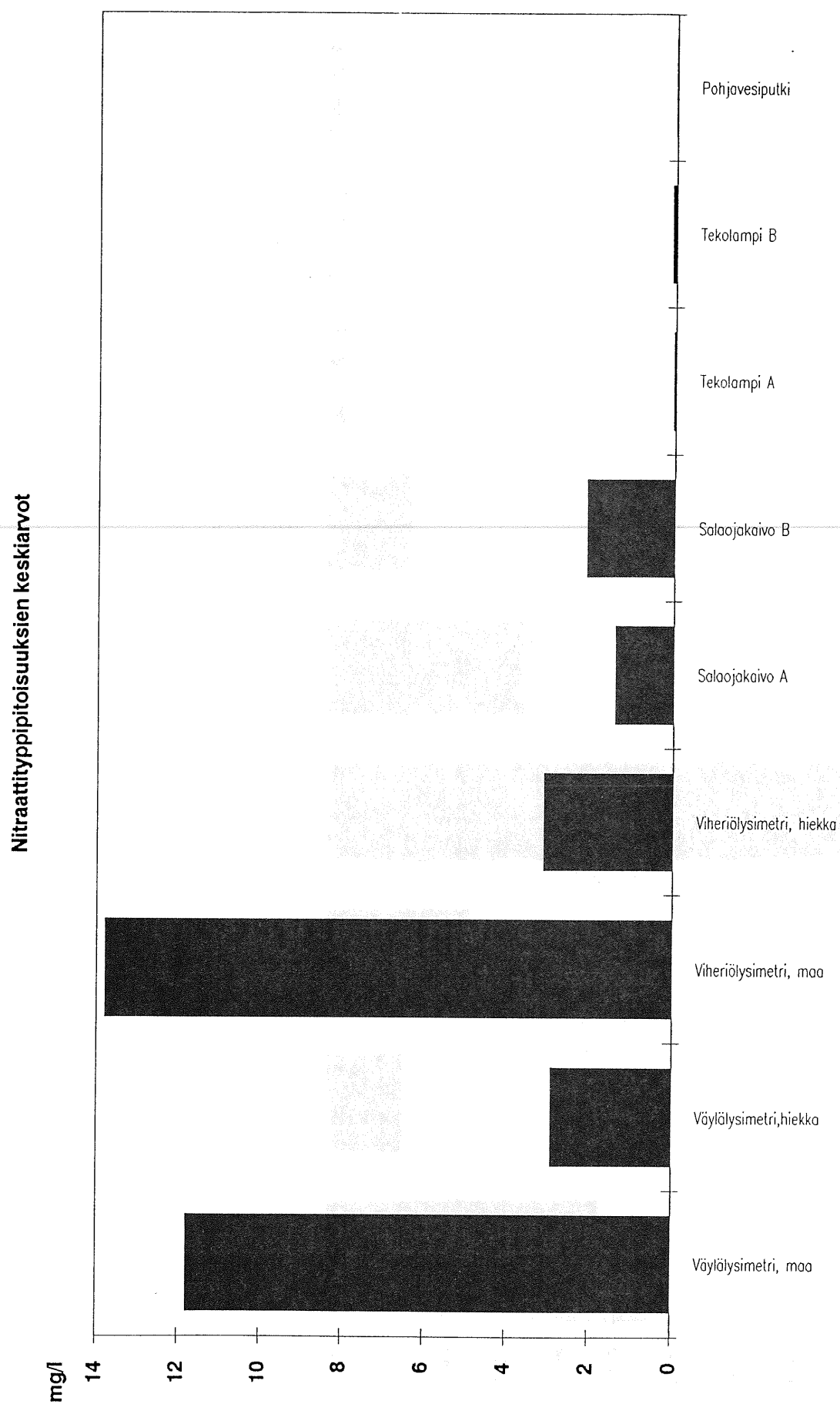
0,70 Tv
5,90 SaSi
e.k.s.

LIITE 3. TYYPPI- JA FOSFORIPITOISUUKSIEN KESKIARVOT HAVAIN- TOIPISTEISSÄ

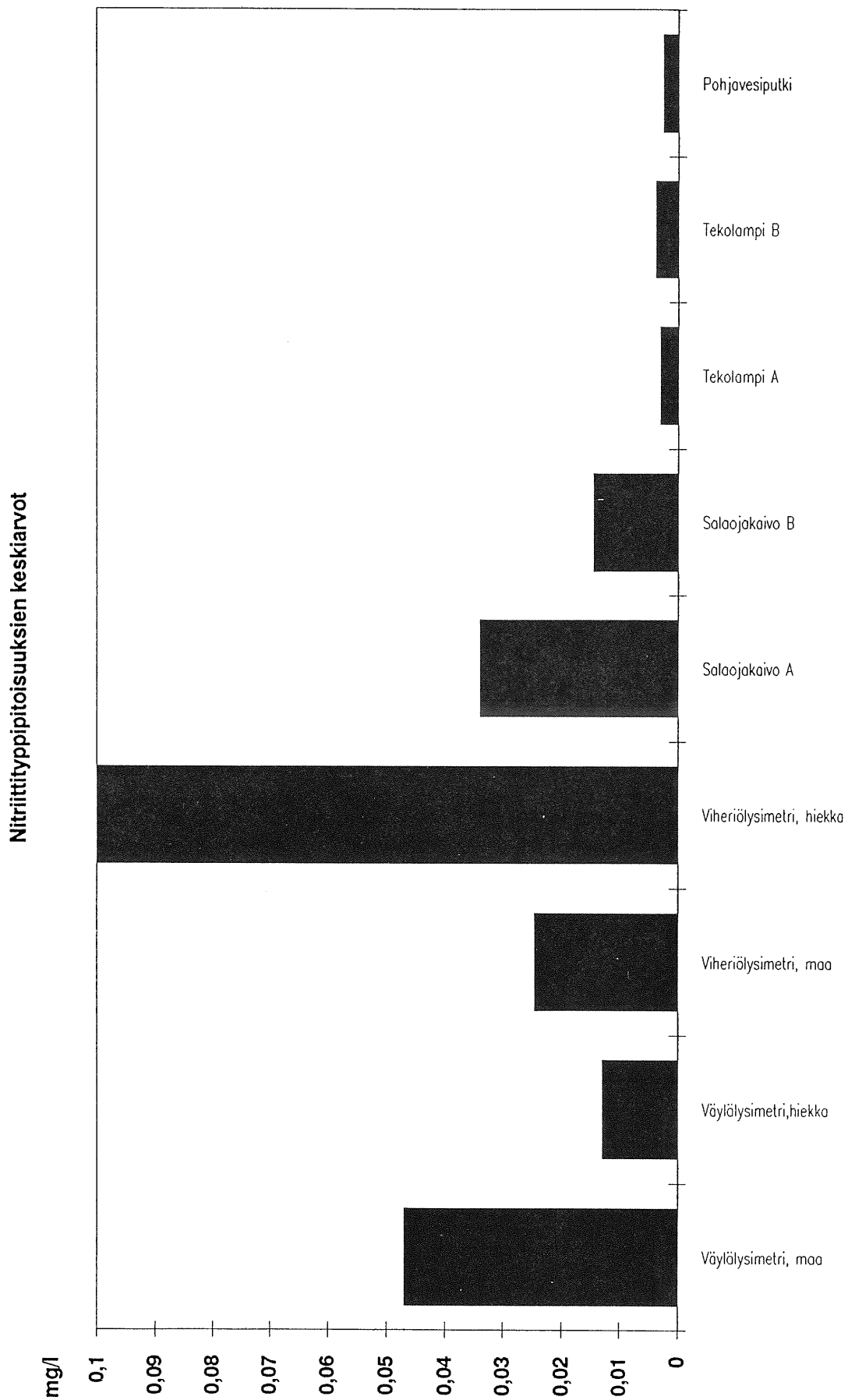


LIITE 4. KOKONAISTYPPIPITOISUUKSIEN KESKIARVOT HAVAINTO-PISTEISSÄ

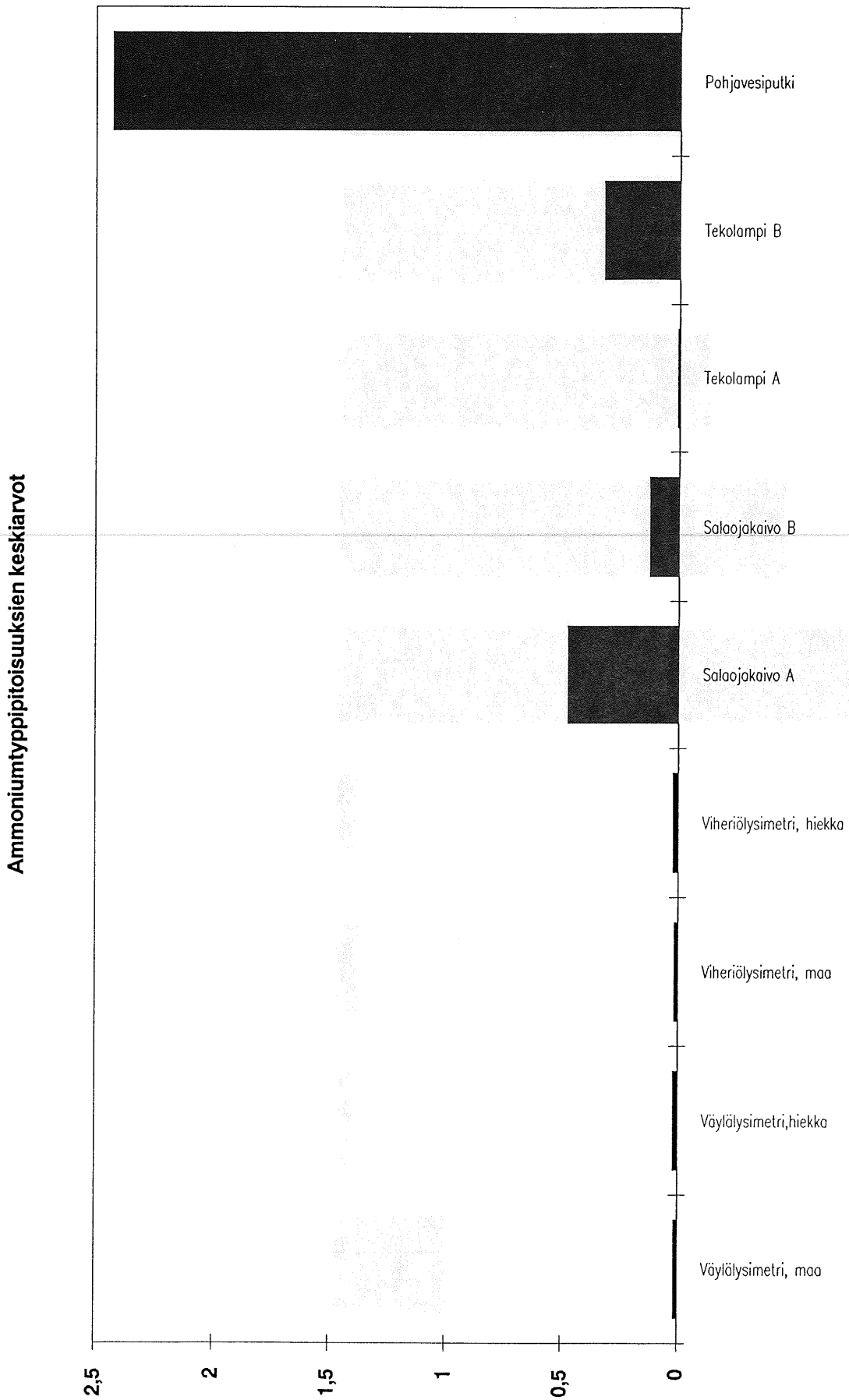


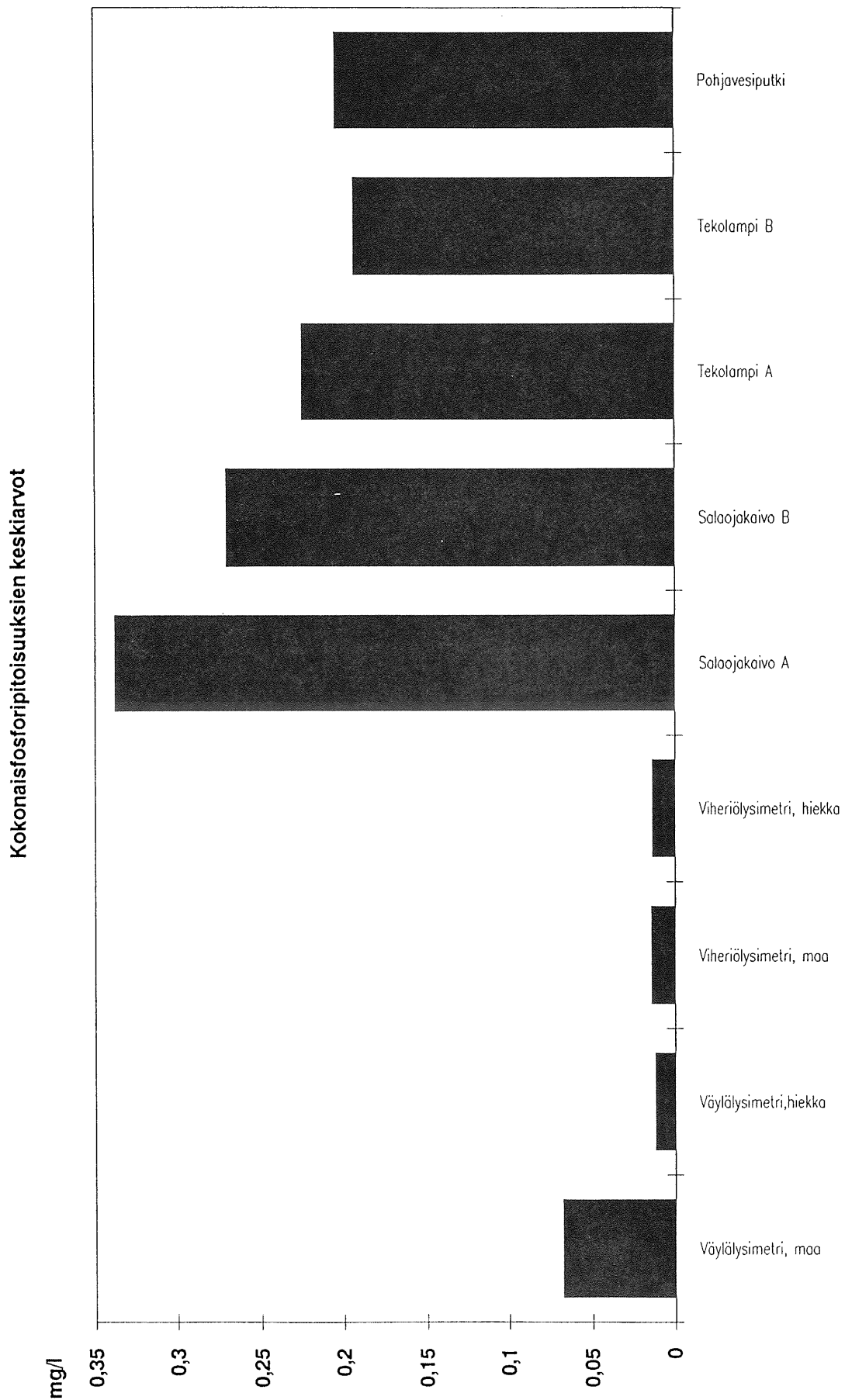
**LIITE 5. NITRAATTITYYPPIPITOISUUKSIEN KESKLIARVOT HAVAINTO-
PISTEISSÄ**

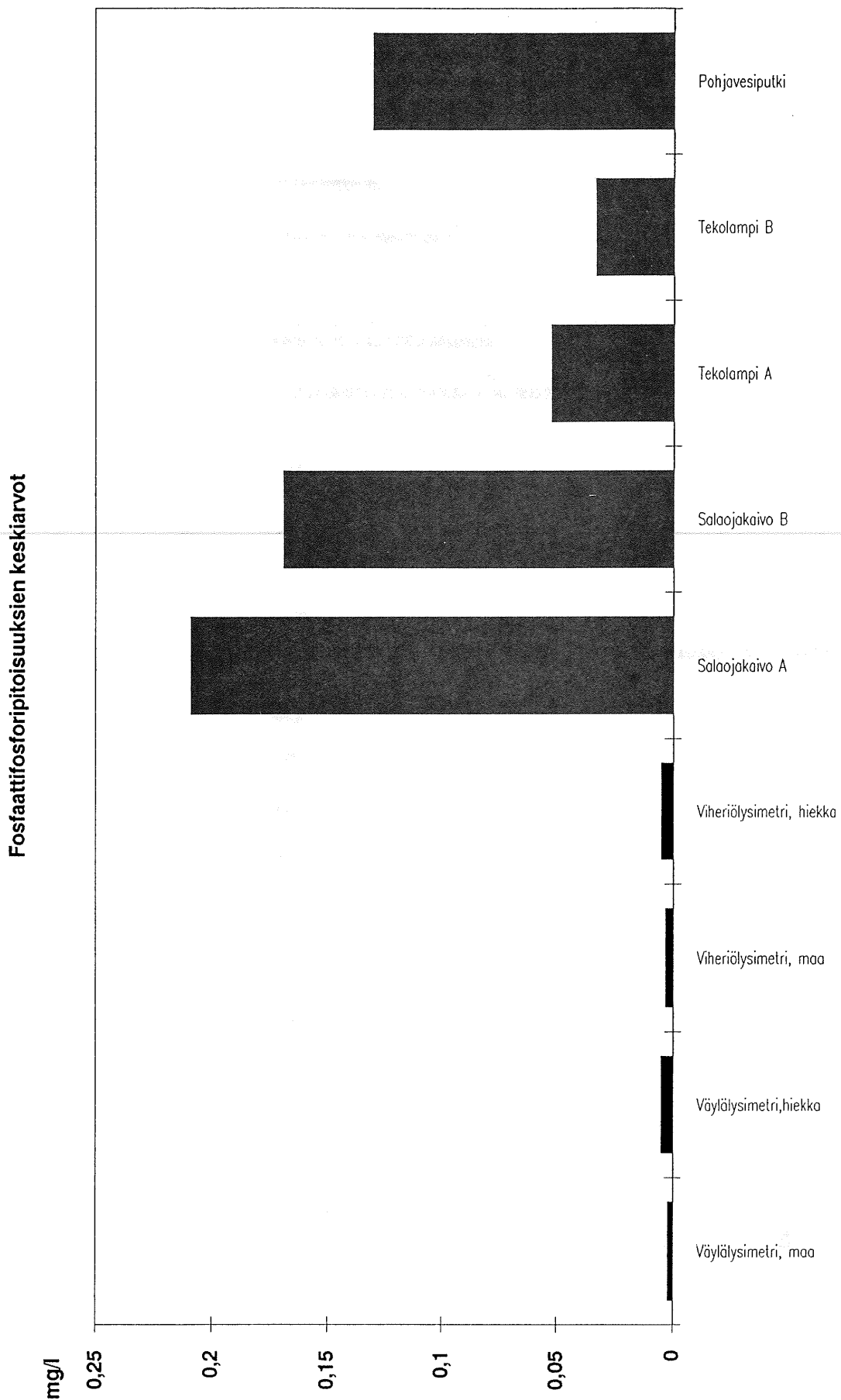
LIITE 6. NITRIITTITYYPPIPITOISUUKSIEN KESKIARVOT HAVAINTOPISTEISSÄ



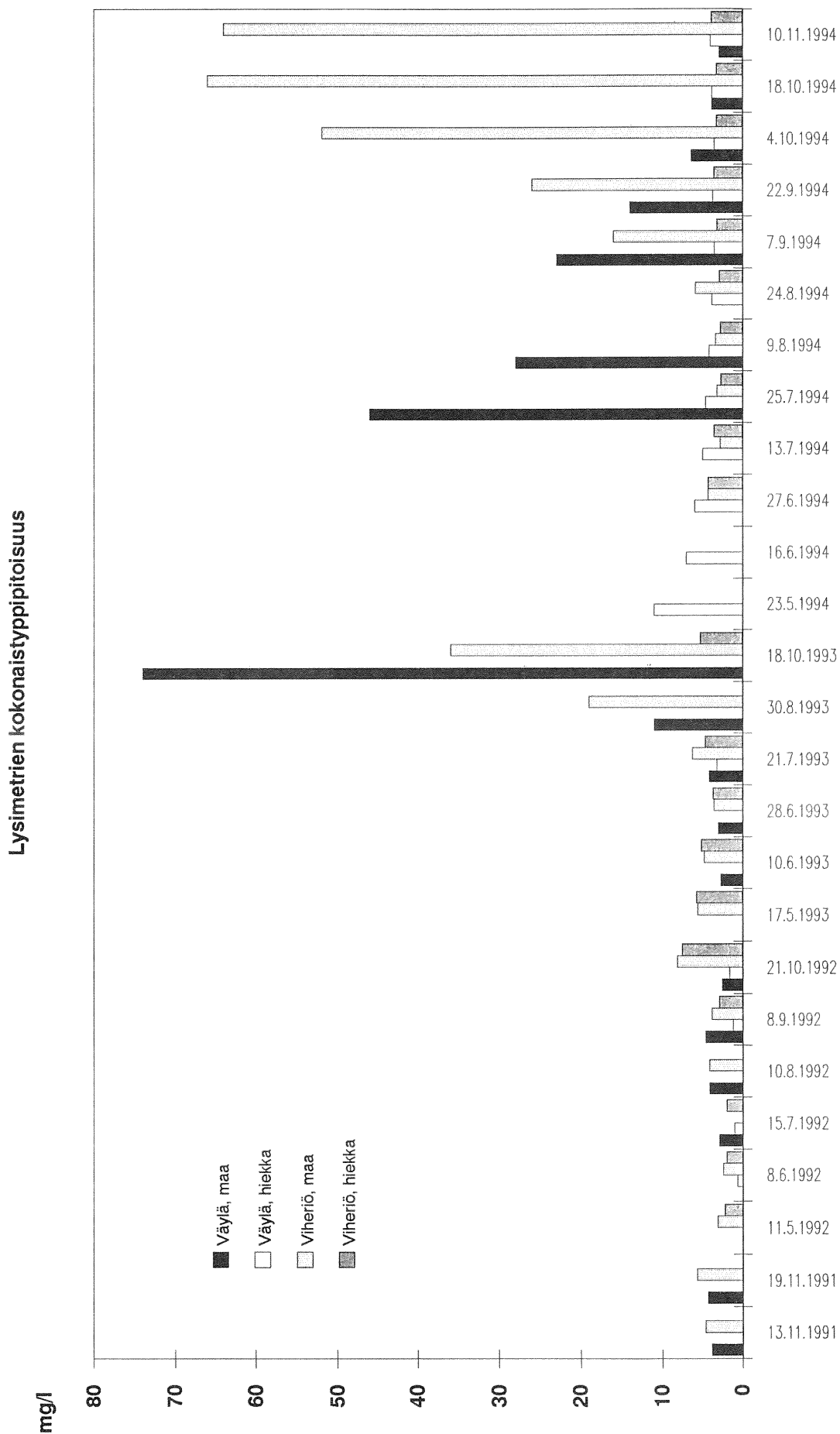
LIITE 7. AMMONIUMTYYPPIPITOISUUKSIEN KESKIARVOT HAVAINTOPISTEISSÄ



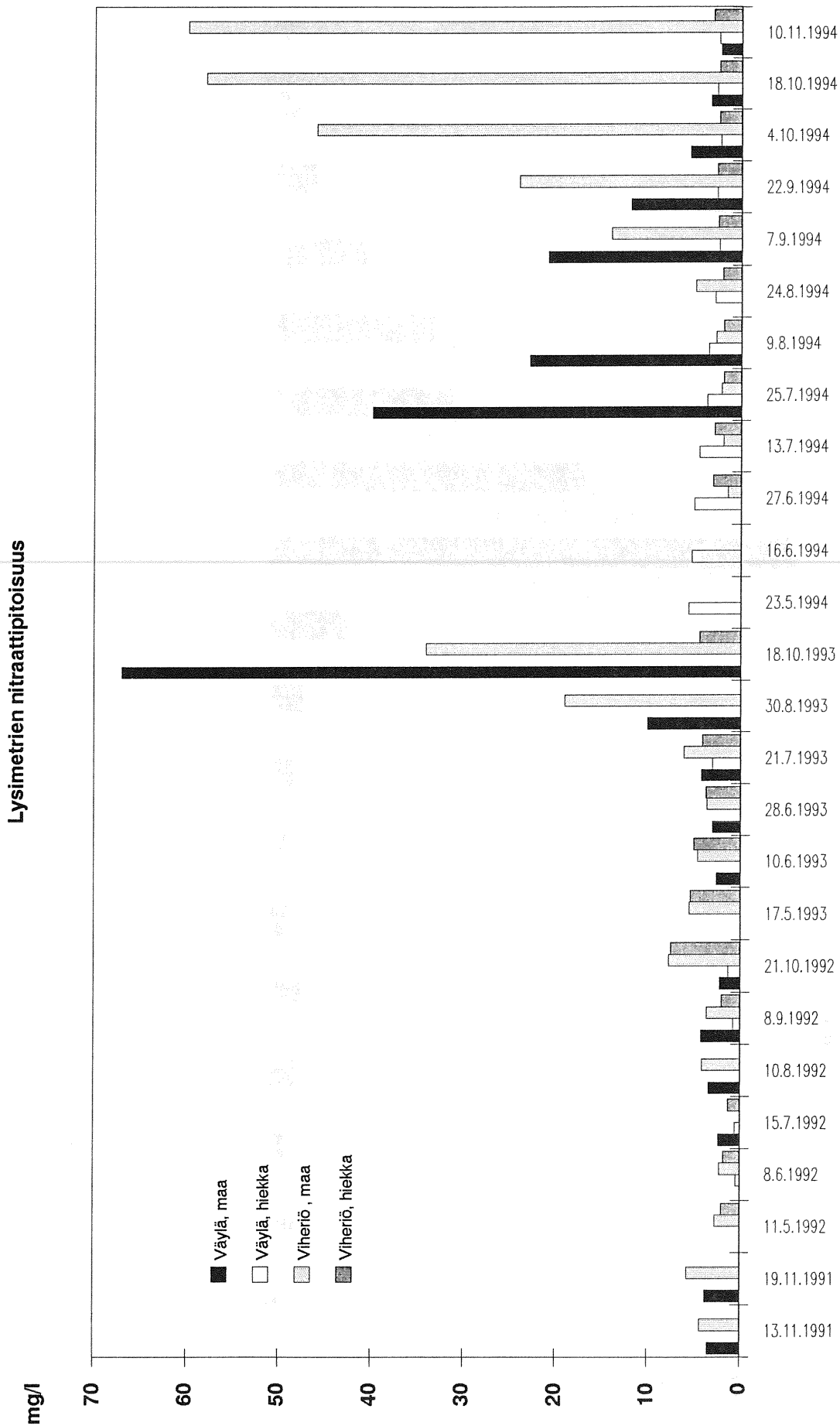
**LIITE 8. KOKONAISFOSFORIPITOISUUKSIEN KESKIARVOT HAVAIN-
TOPISTEISSÄ**

**LIITE 9. FOSFAATTIFOSFORIPITOISUUKSIEN KESKIARVOT HAVAIN-
TOPISTEISSÄ**

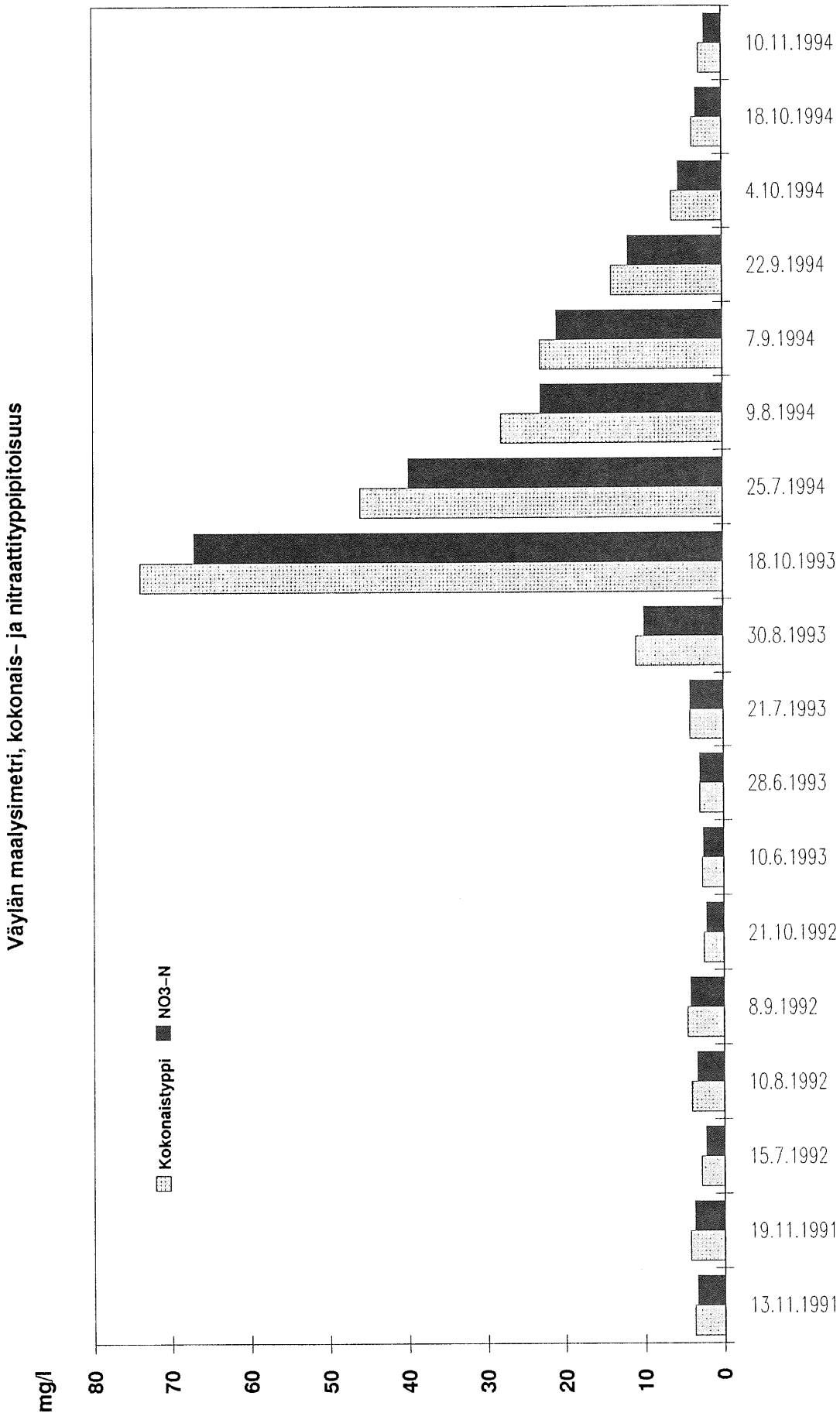
LIITE 10. LYSIMETRIVESIEN KOKONAISTYPPITOISUUDET



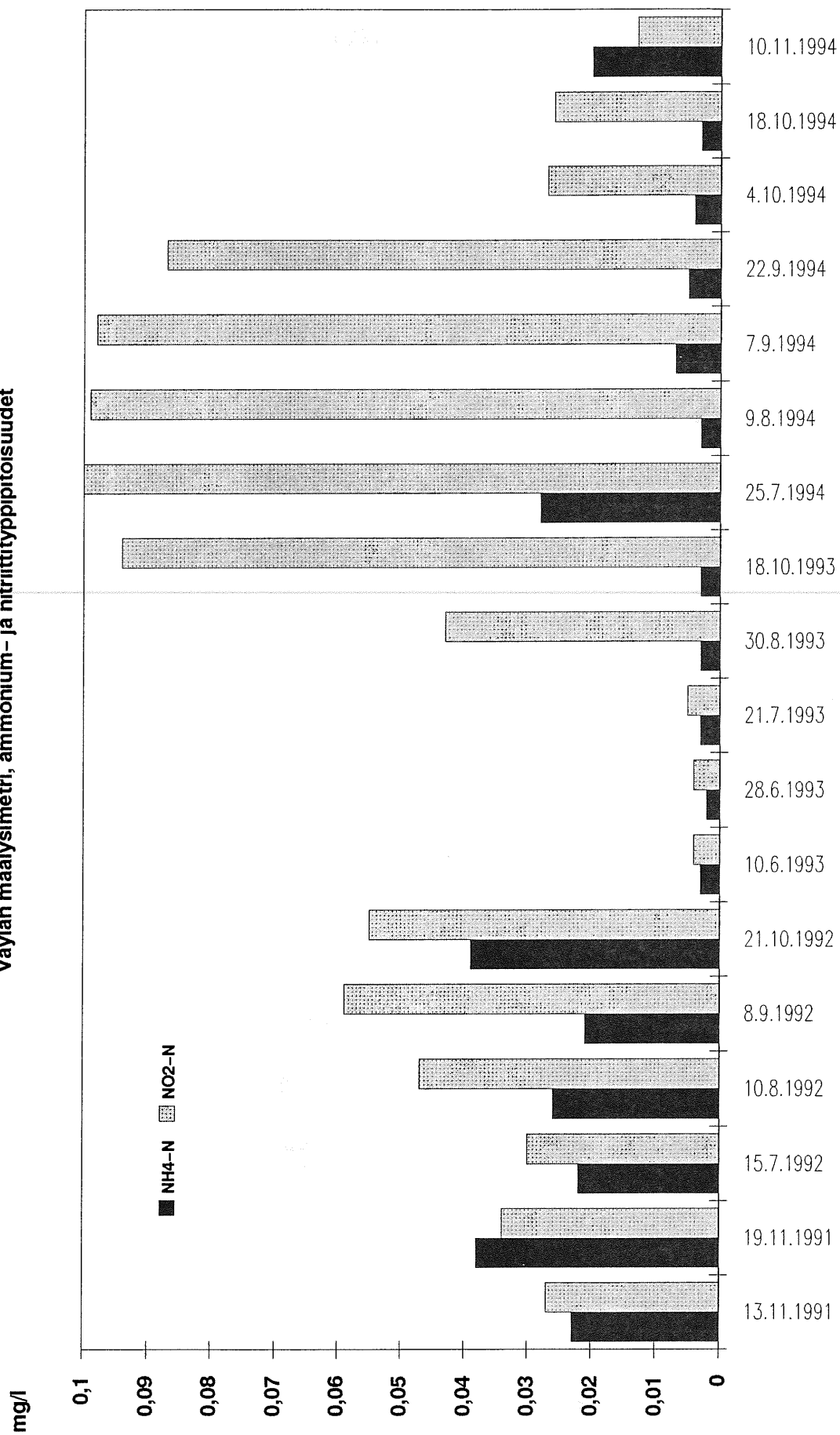
LIITE 11. LYSIMETRIVESIEN NITRAATTIPITOISUUDET



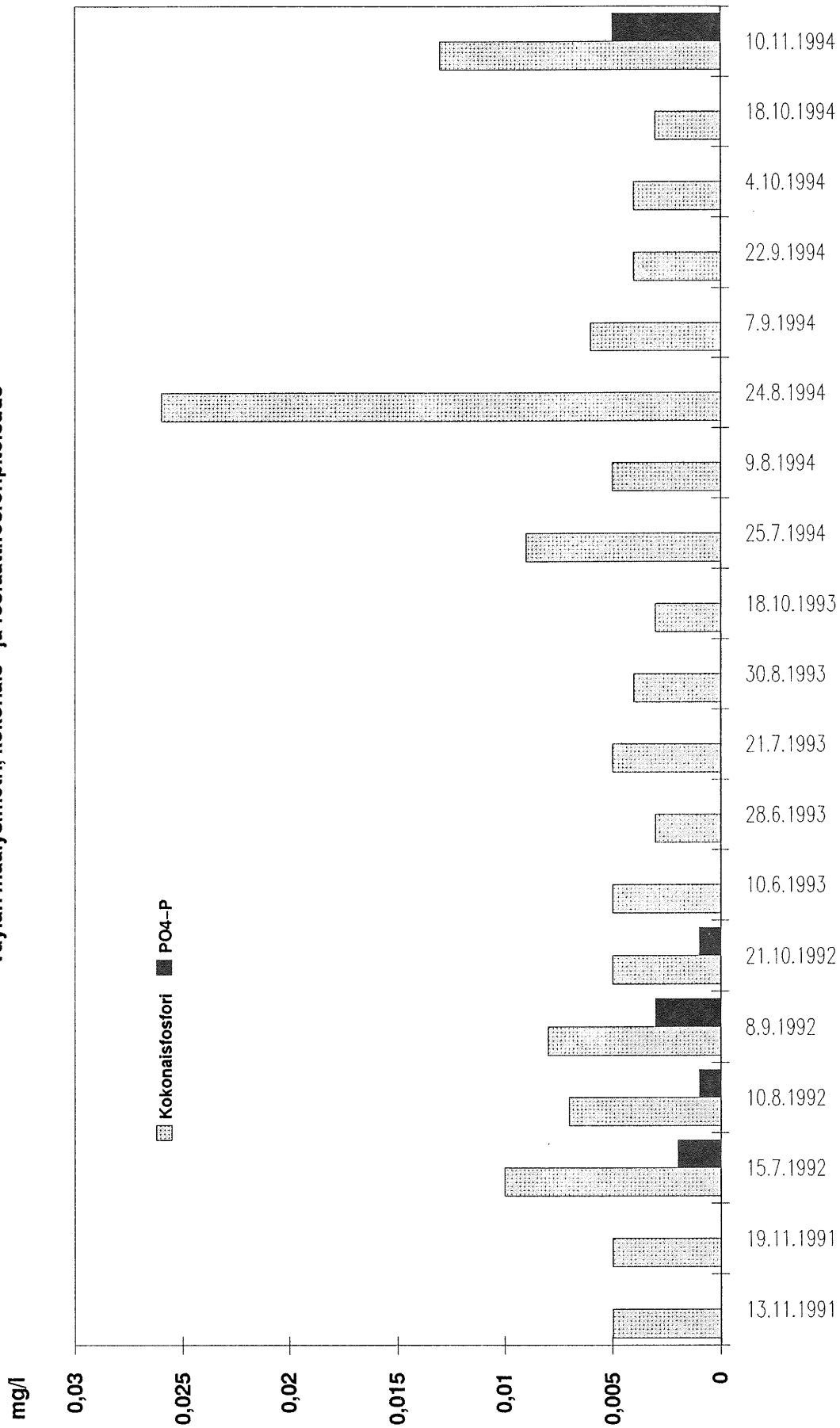
LIITE 12. VÄYLÄN MAALYSIMETRIN ANALYYSITULOKSET



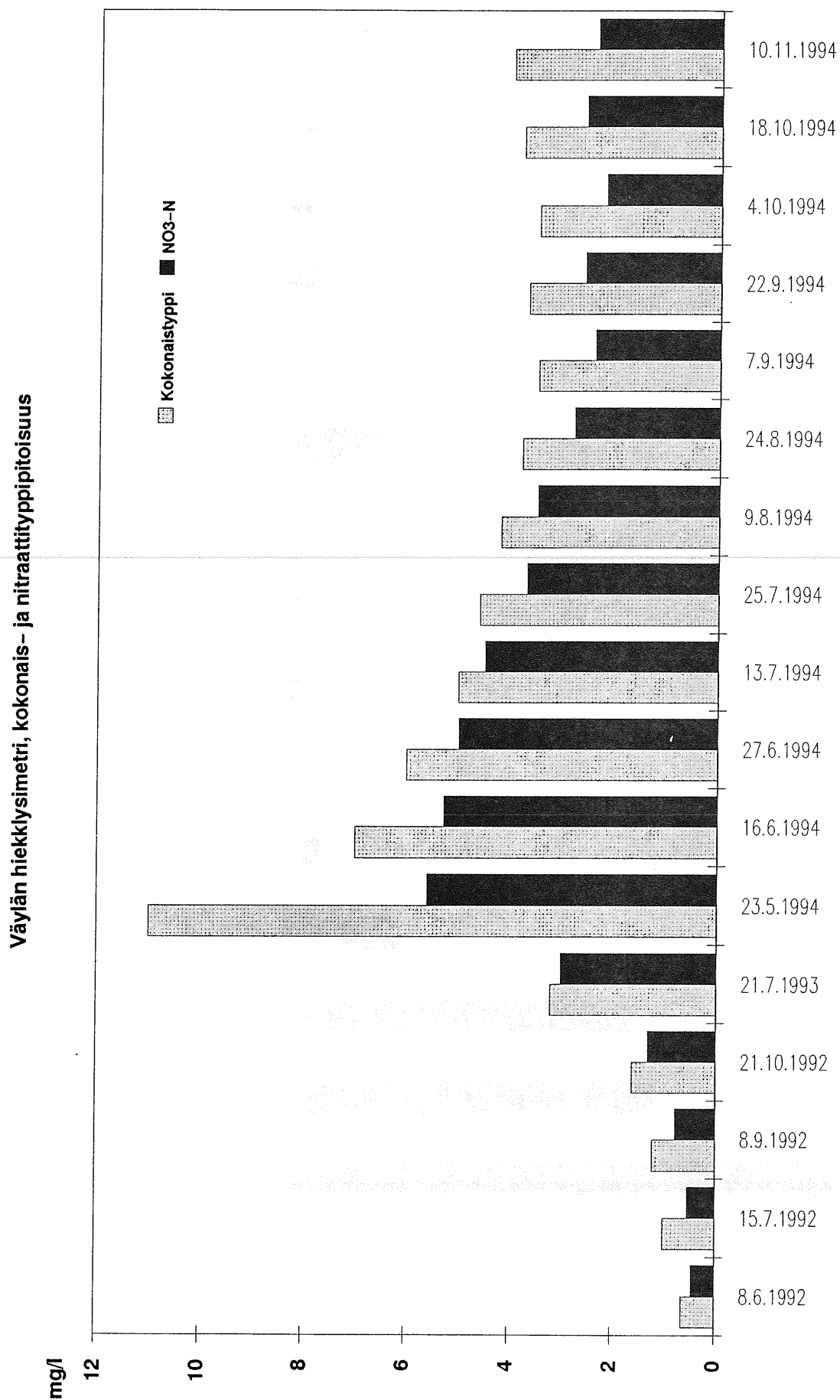
Väylän maalysimetri, ammonium- ja nitriittityypipitoisuudet



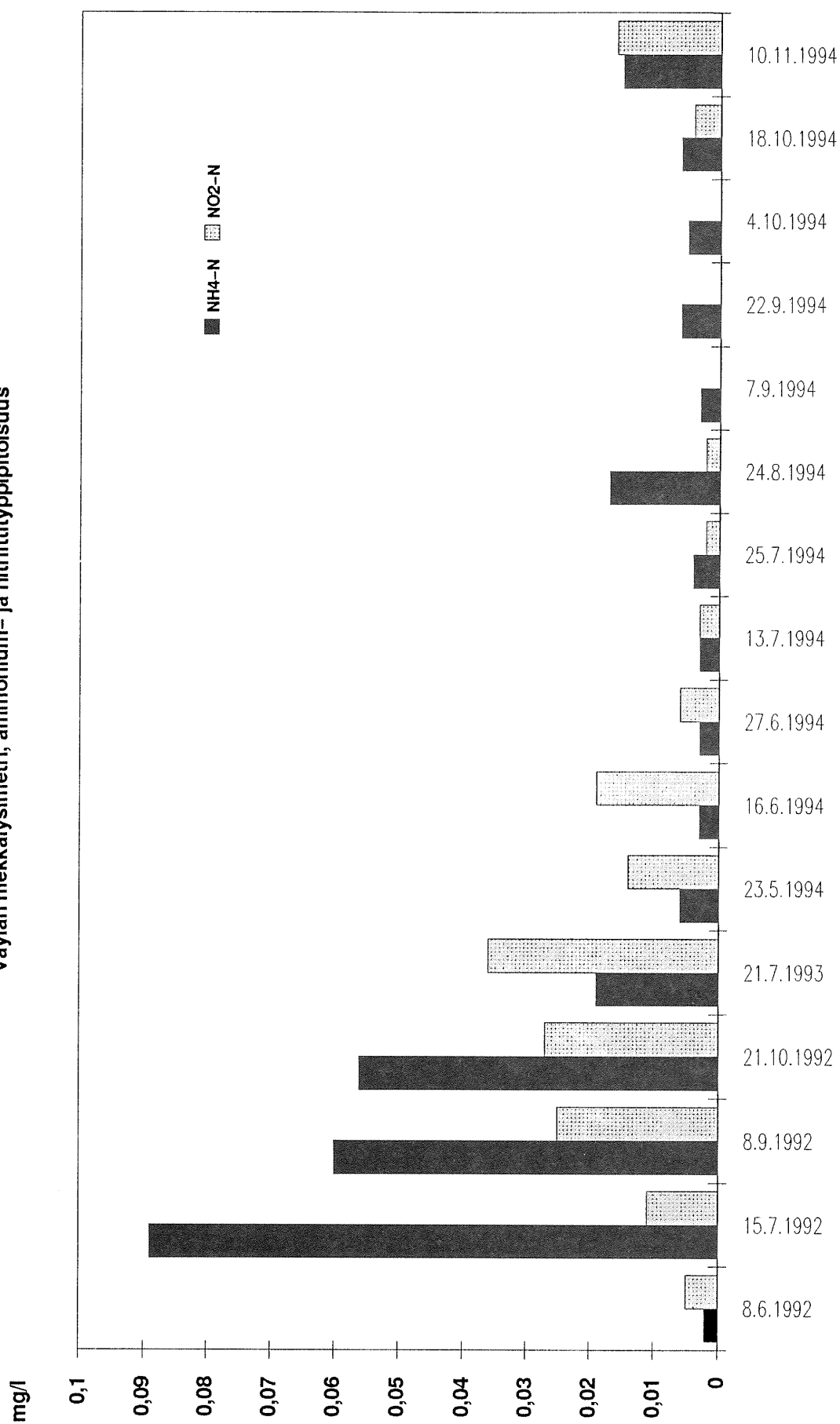
Väylän maalysimetri, kokonais- ja fosfaattifosforipitoisuus



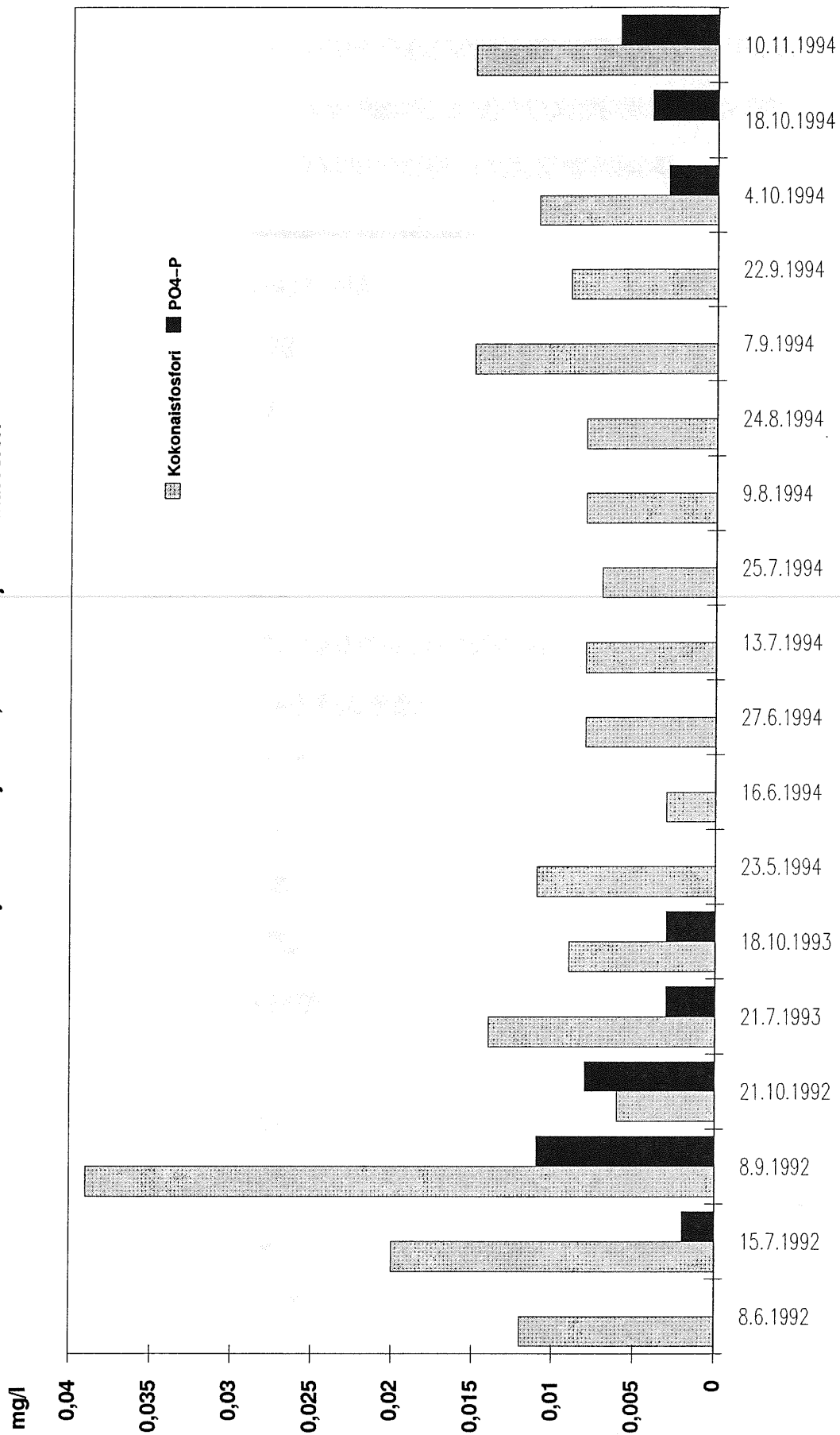
LIITE 13. VÄYLÄN HIEKKALYSIMETRIN ANALYYSITULOKSET



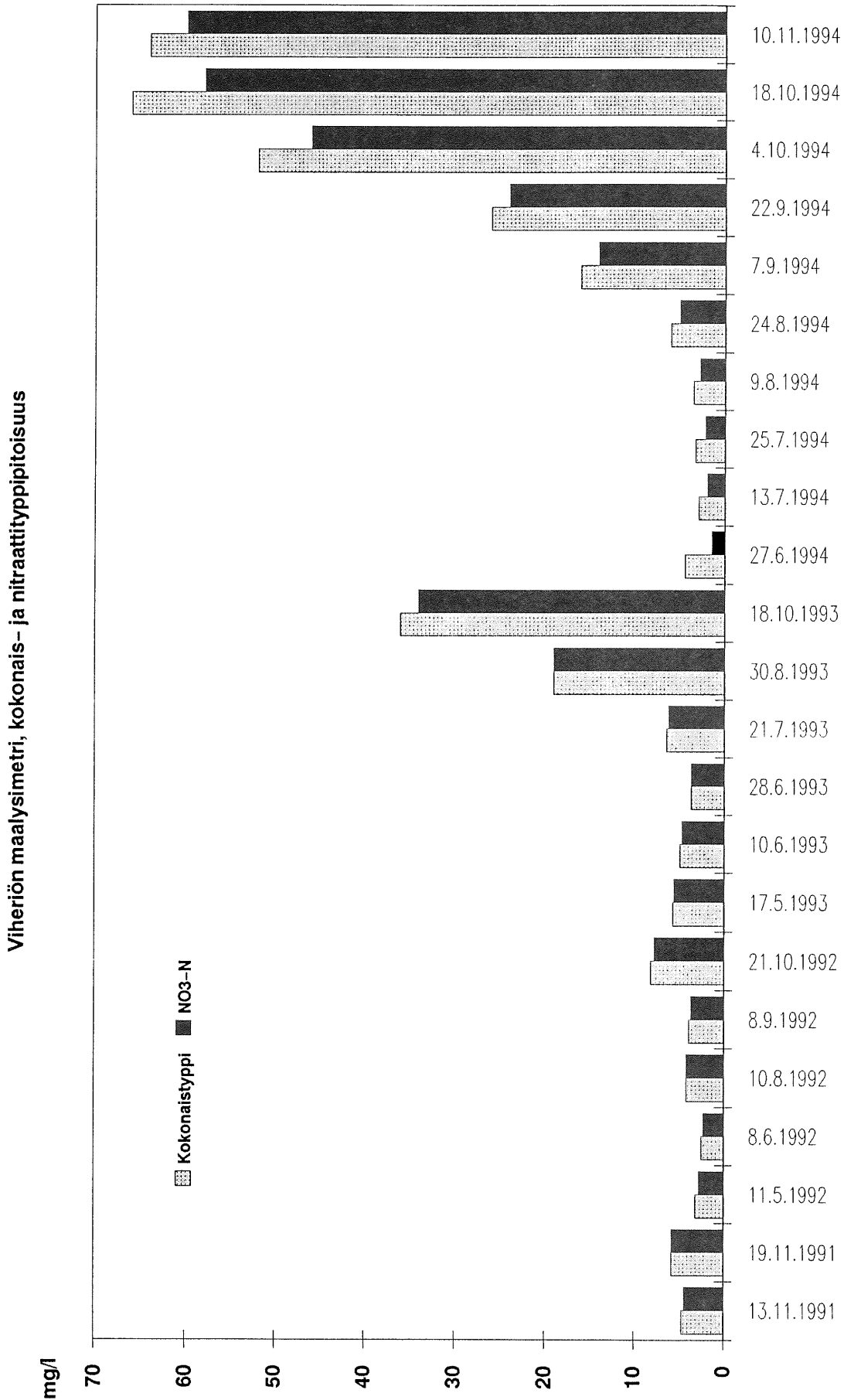
Väylän hiekkalysimetri, ammonium- ja nitriittityppipitoisuus



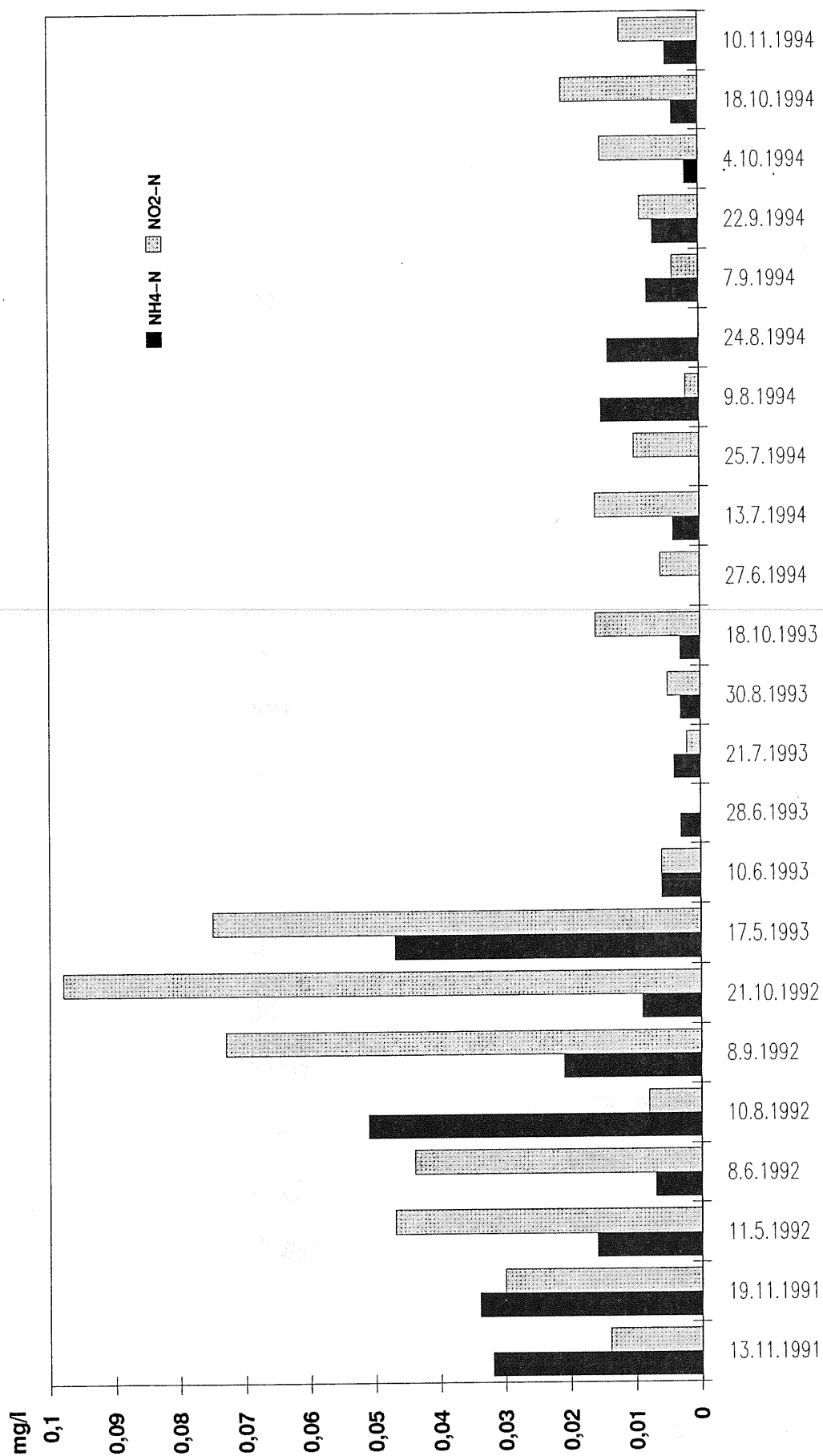
Väylän hiekkalysimetri, kokonais- ja fosfaattifosfori



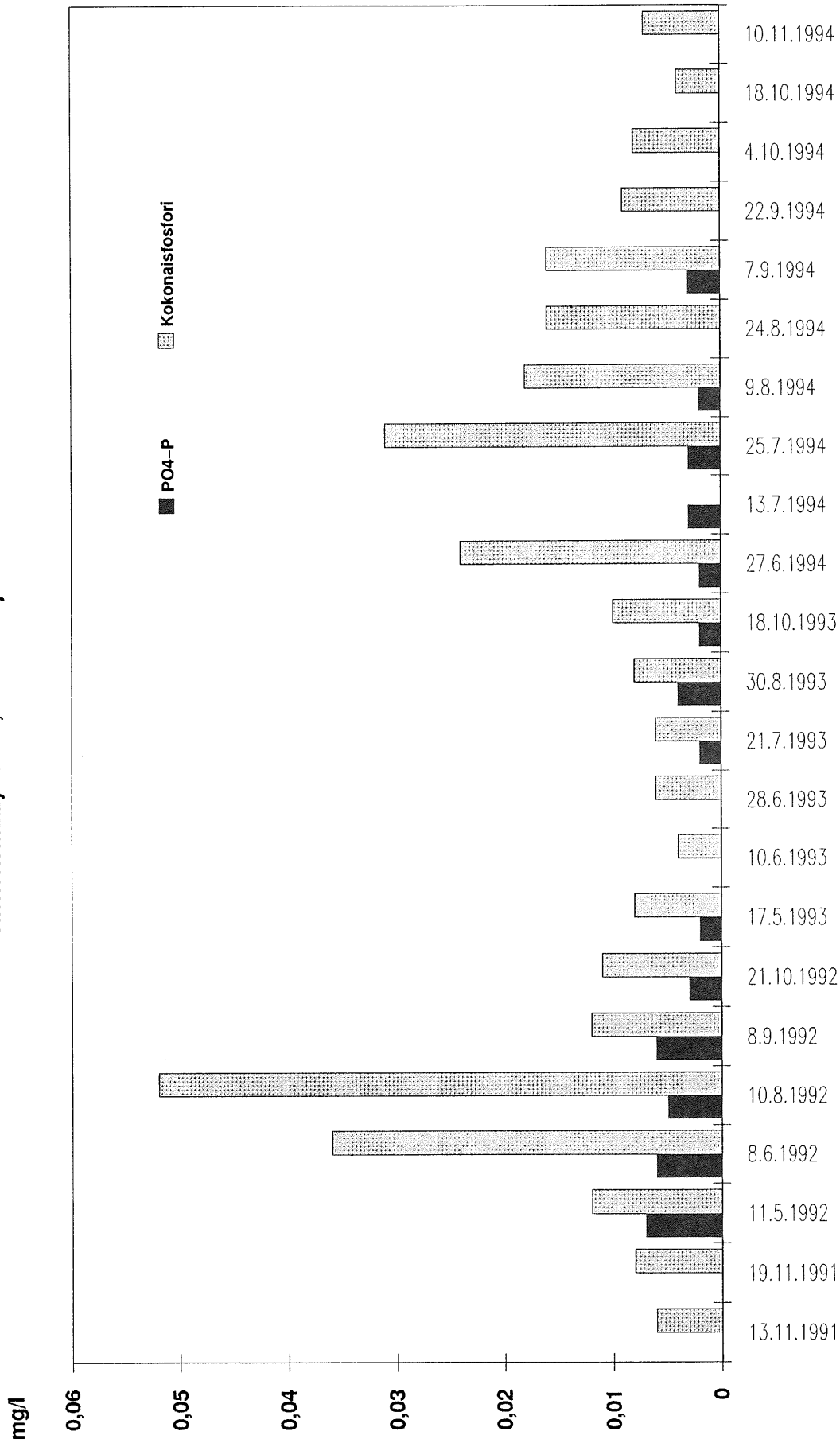
LIITE 14. VIHERIÖN MAALYSIMETRIN ANALYYSITULOKSET



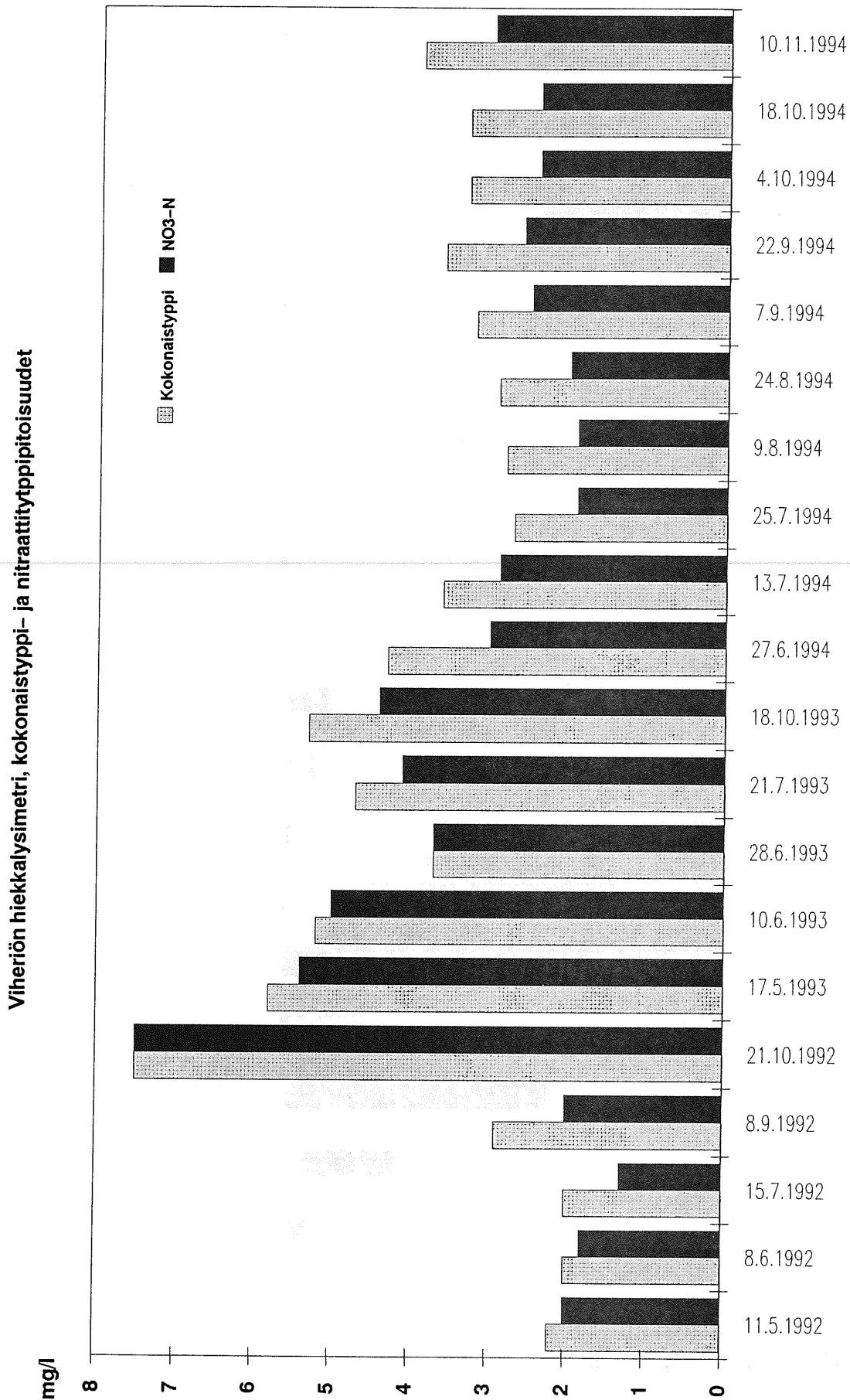
Viheriön maalysimetri, ammonium- ja nitriittityppipitoisuudet



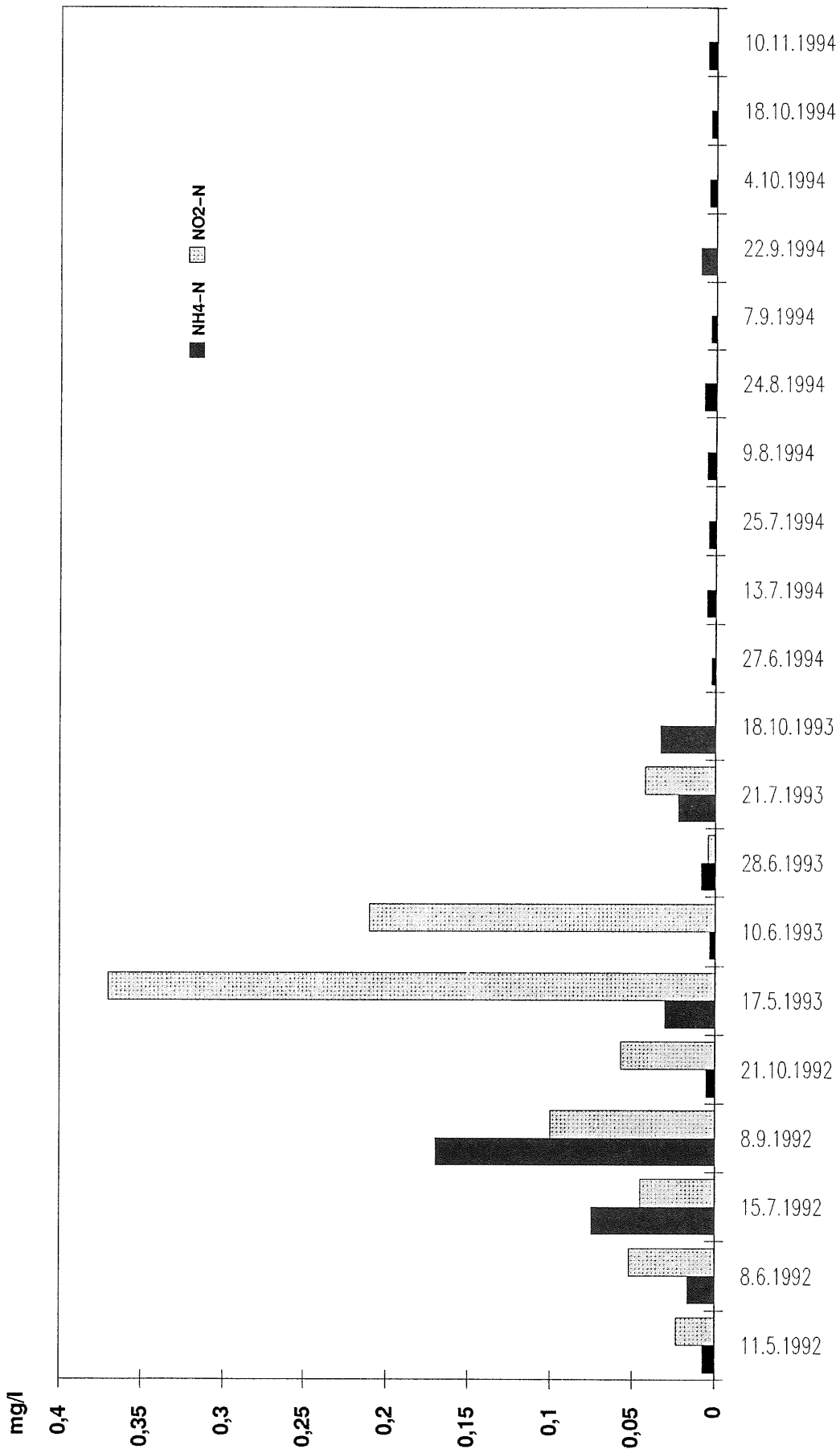
Viherrön maalysimetri, kokonais- ja fosfaattifosfori



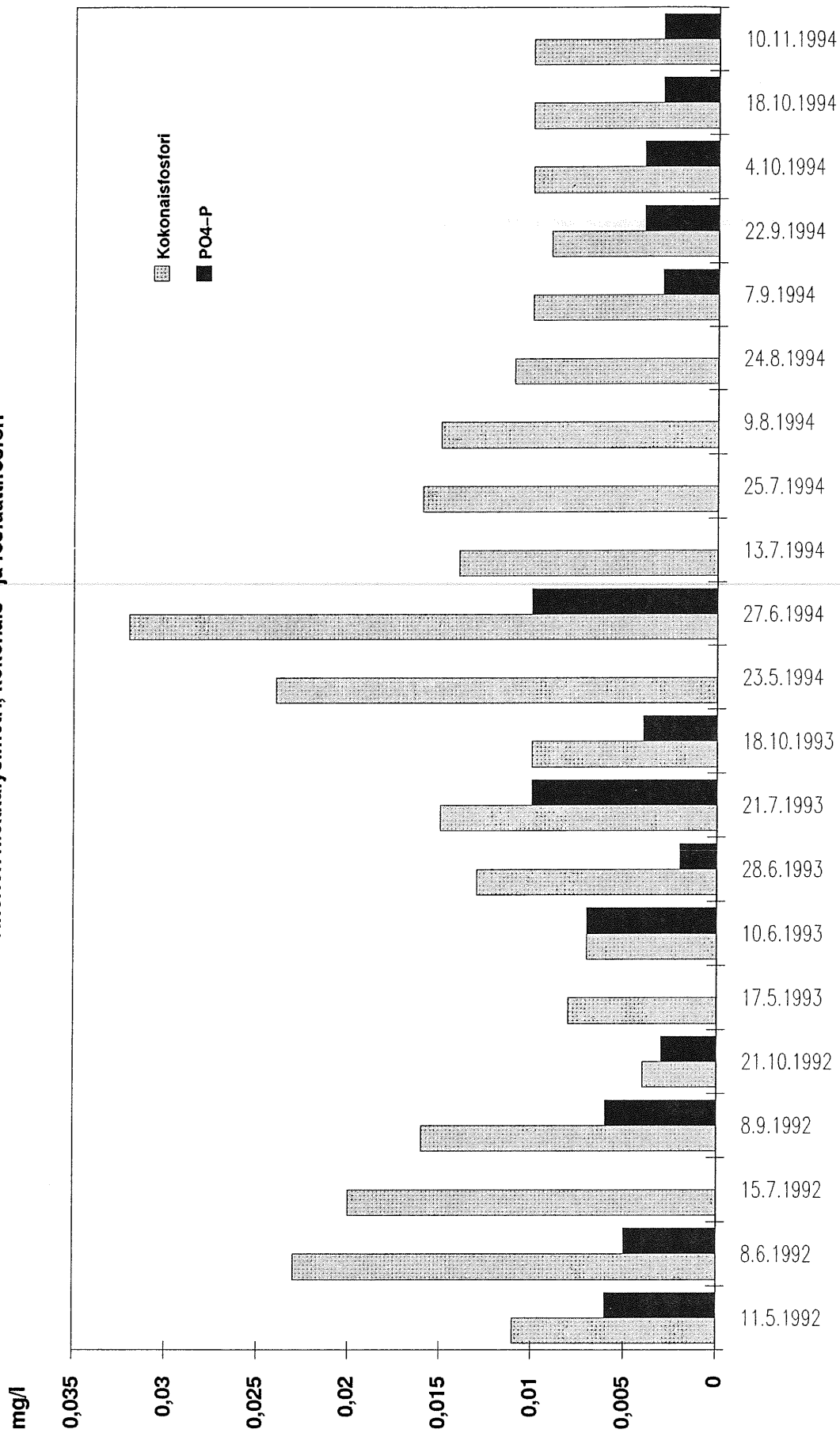
LIITE 15. VIHERRÖN HIEKKALYSIMETRIN ANALYYSITULOKSET



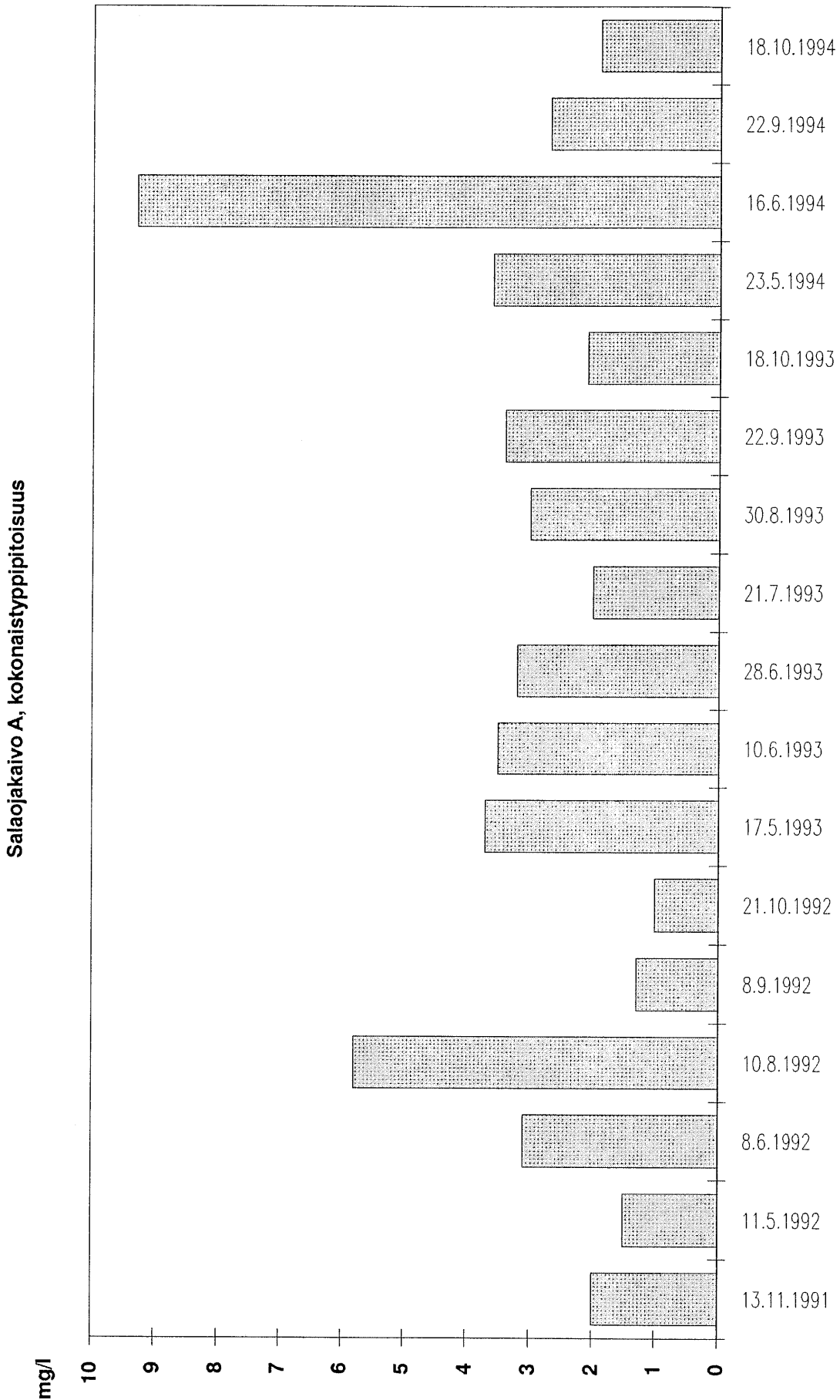
Viheriön hiekkalysimetri, ammonium- ja nitriittityppipitoisuudet



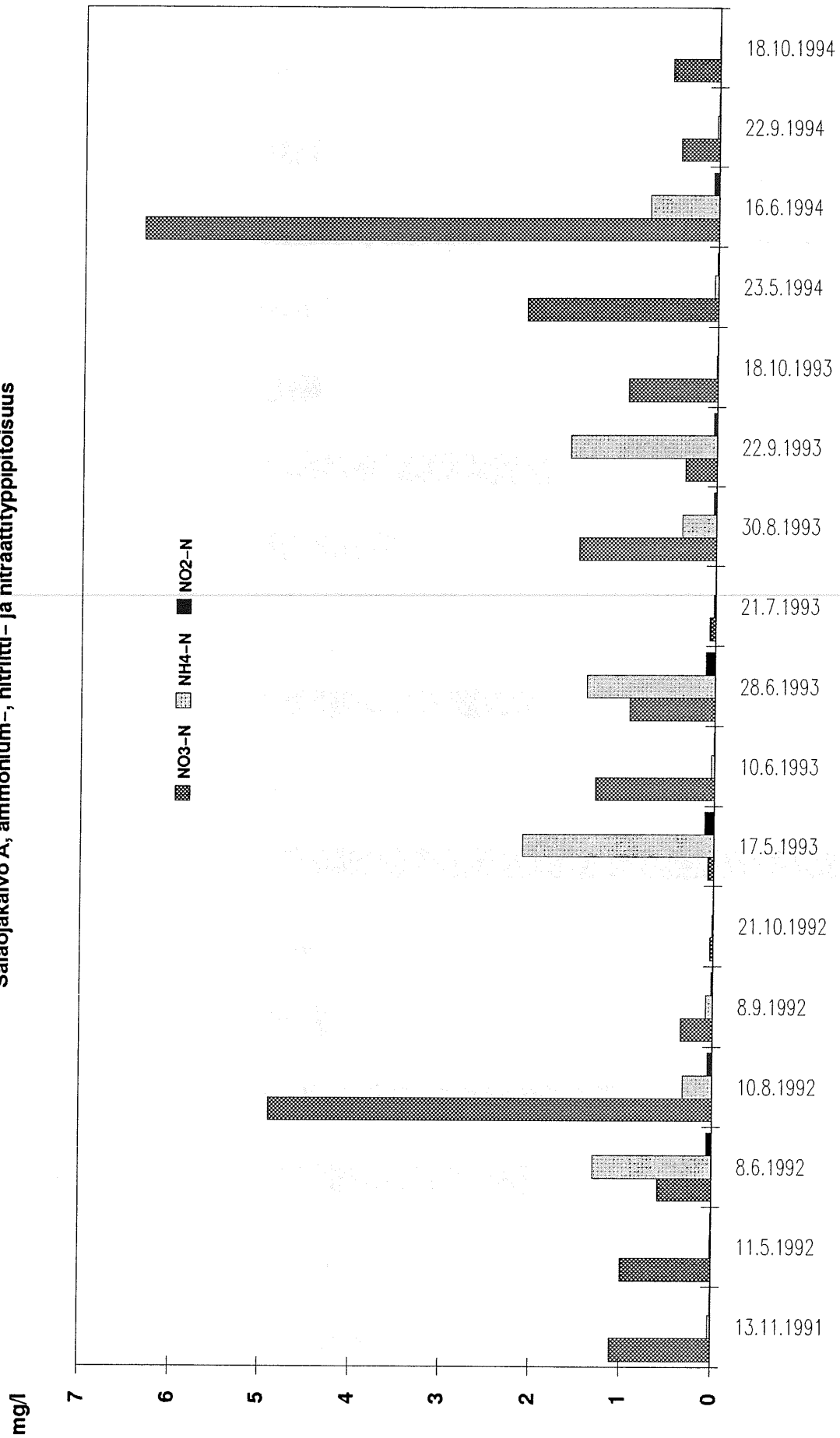
Viheriön hiekkalysimetri, kokonais- ja fosfaattifosfori



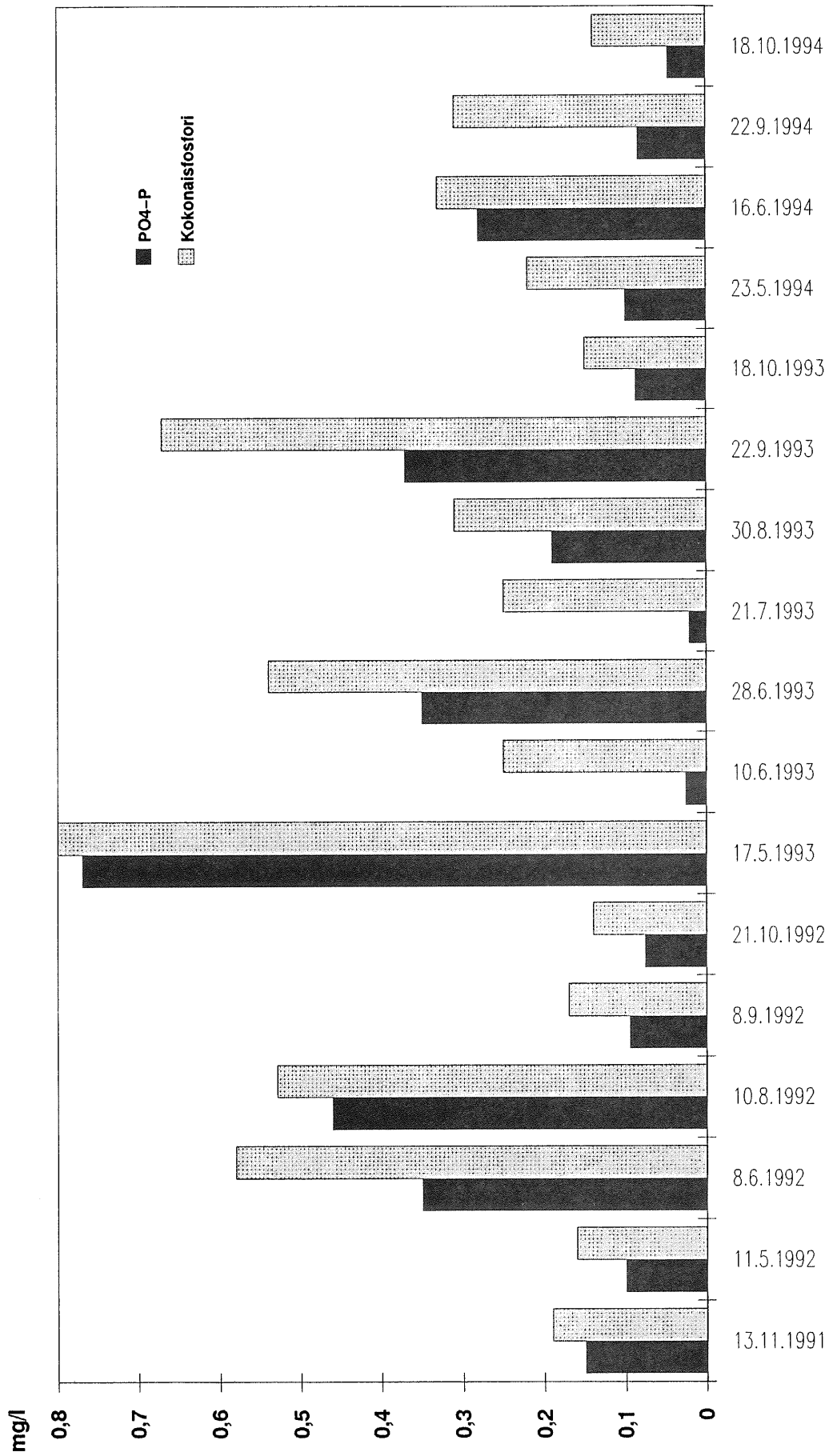
LIITE 16. SALAOJAKAIVO A:N ANALYYSITULOKSET



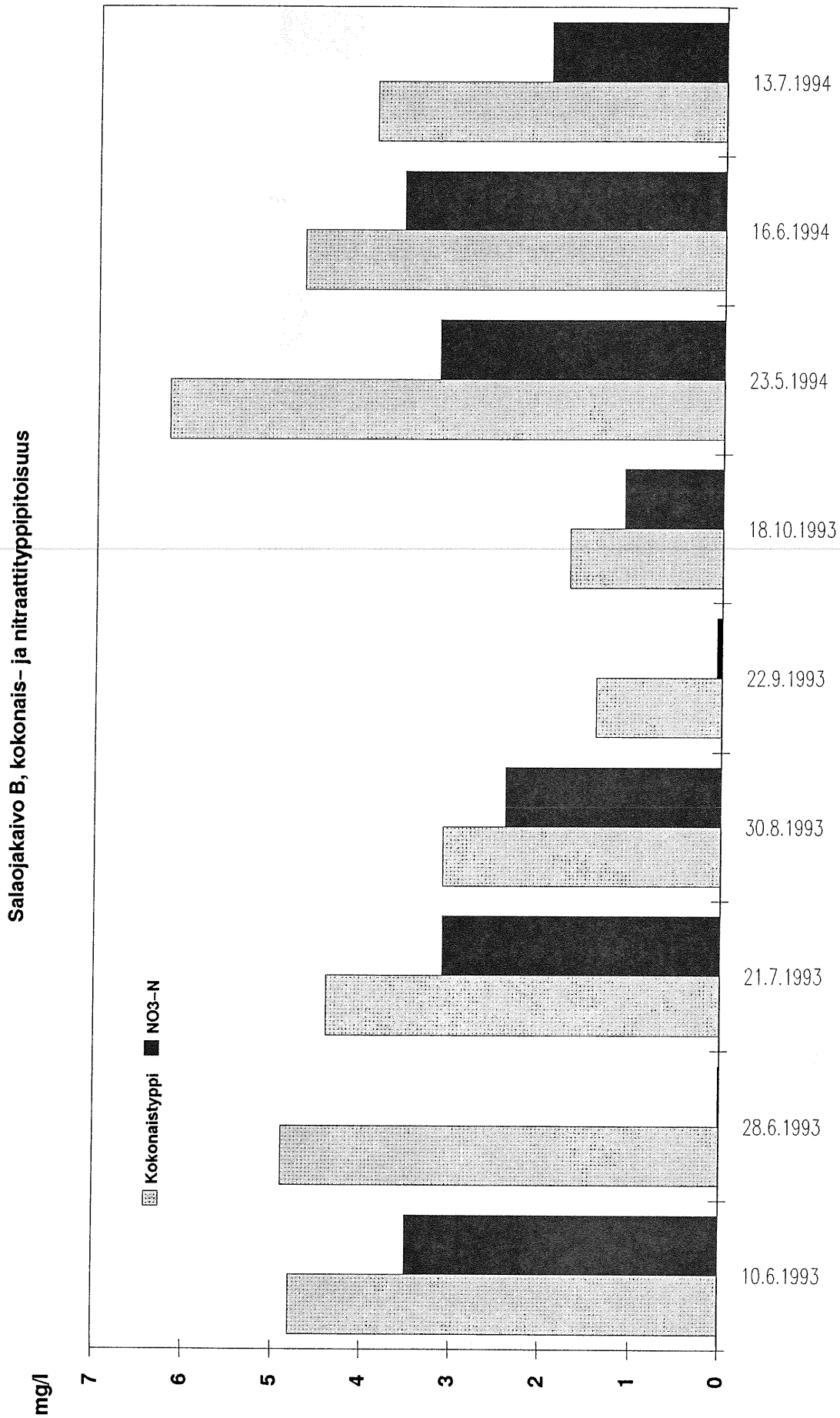
Salaajakaivo A, ammonium-, nitriitti- ja nitraattityppipitoisuus



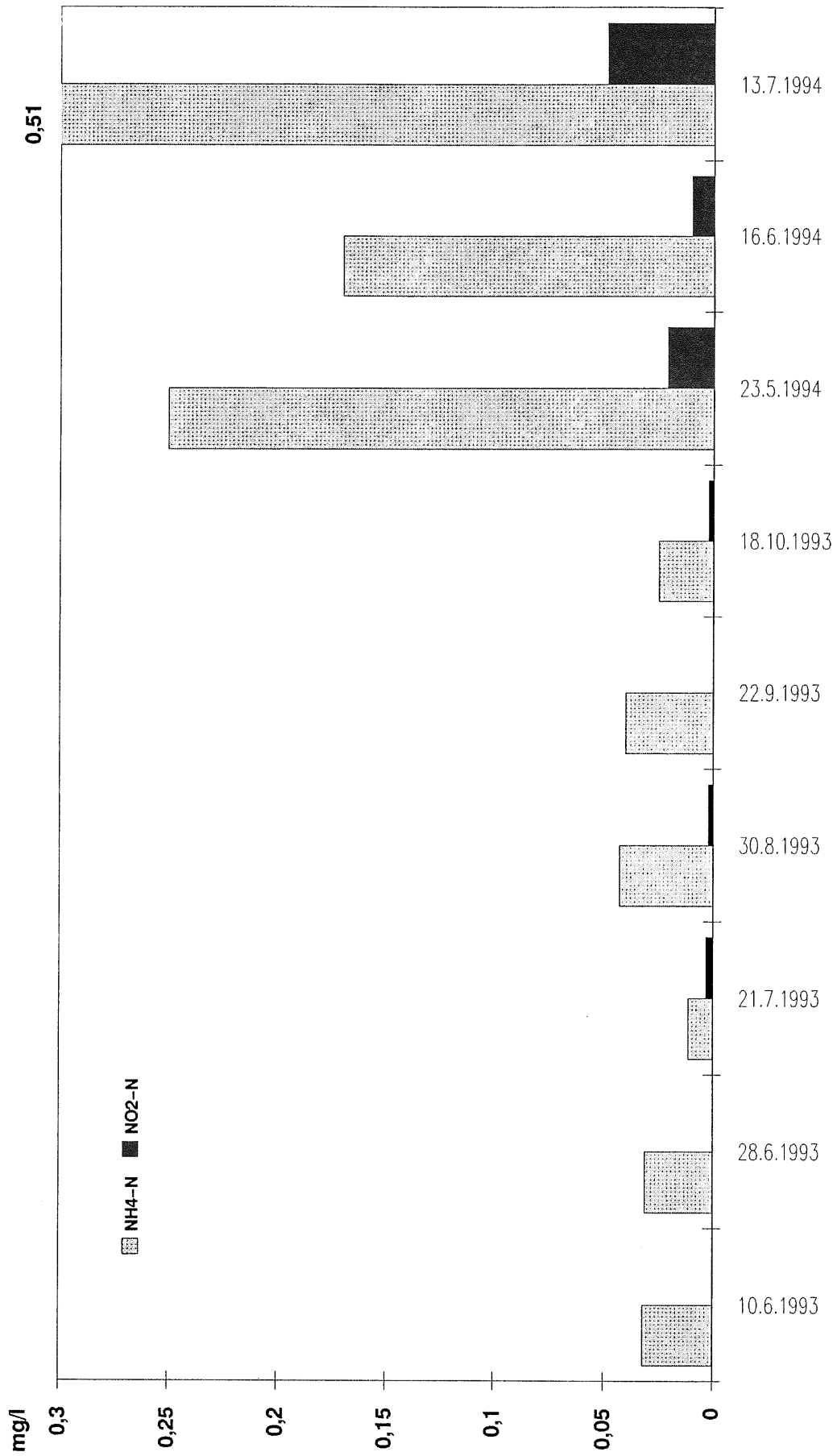
Salaajaivo A, kokonais- ja fosfaattifosforipitoisuus



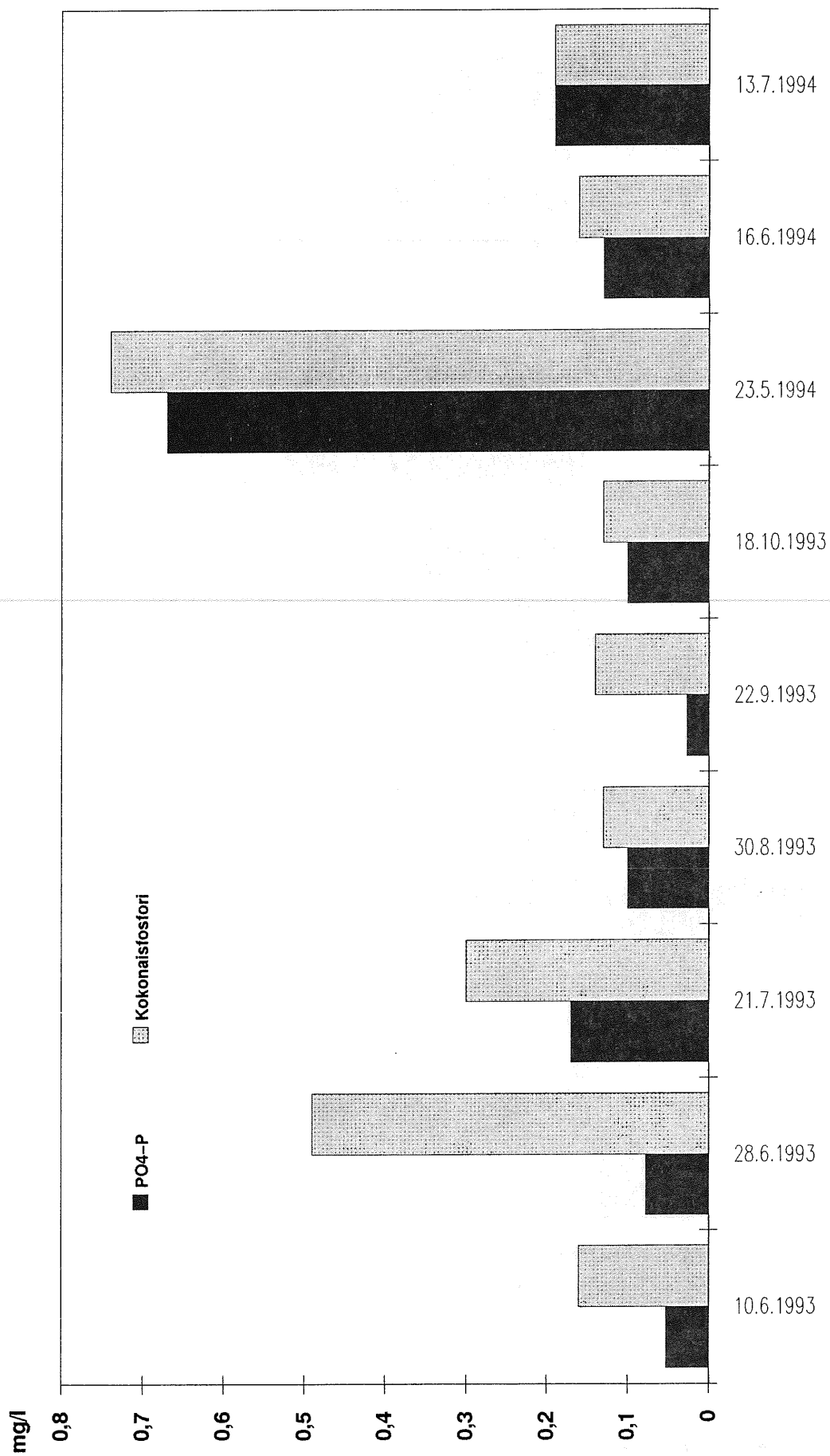
LIITE 17. SALAOJAKAIVO B:N ANALYYSITULOKSET



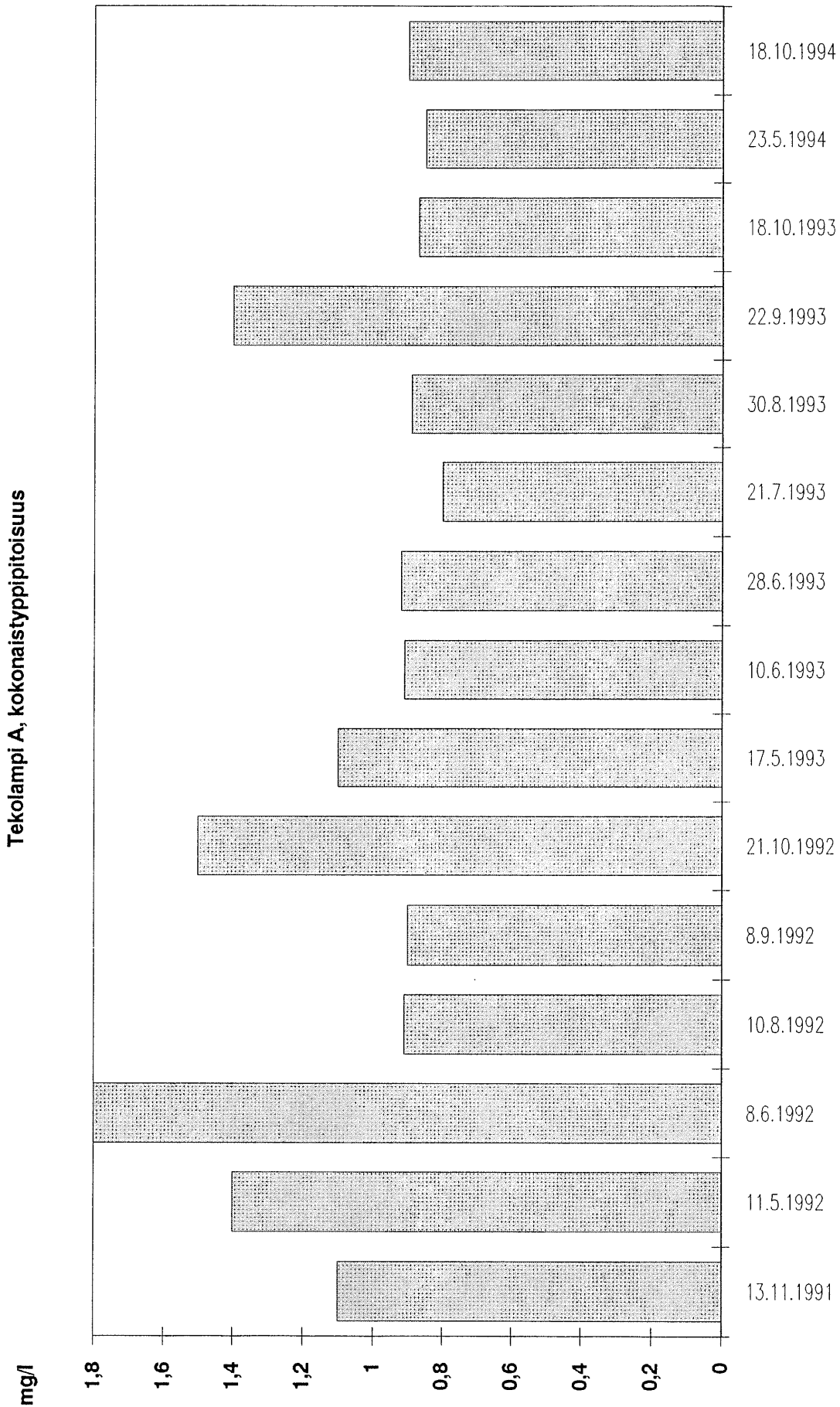
Salaajakaivo B, ammonium- ja nitriittityppipitoisuus



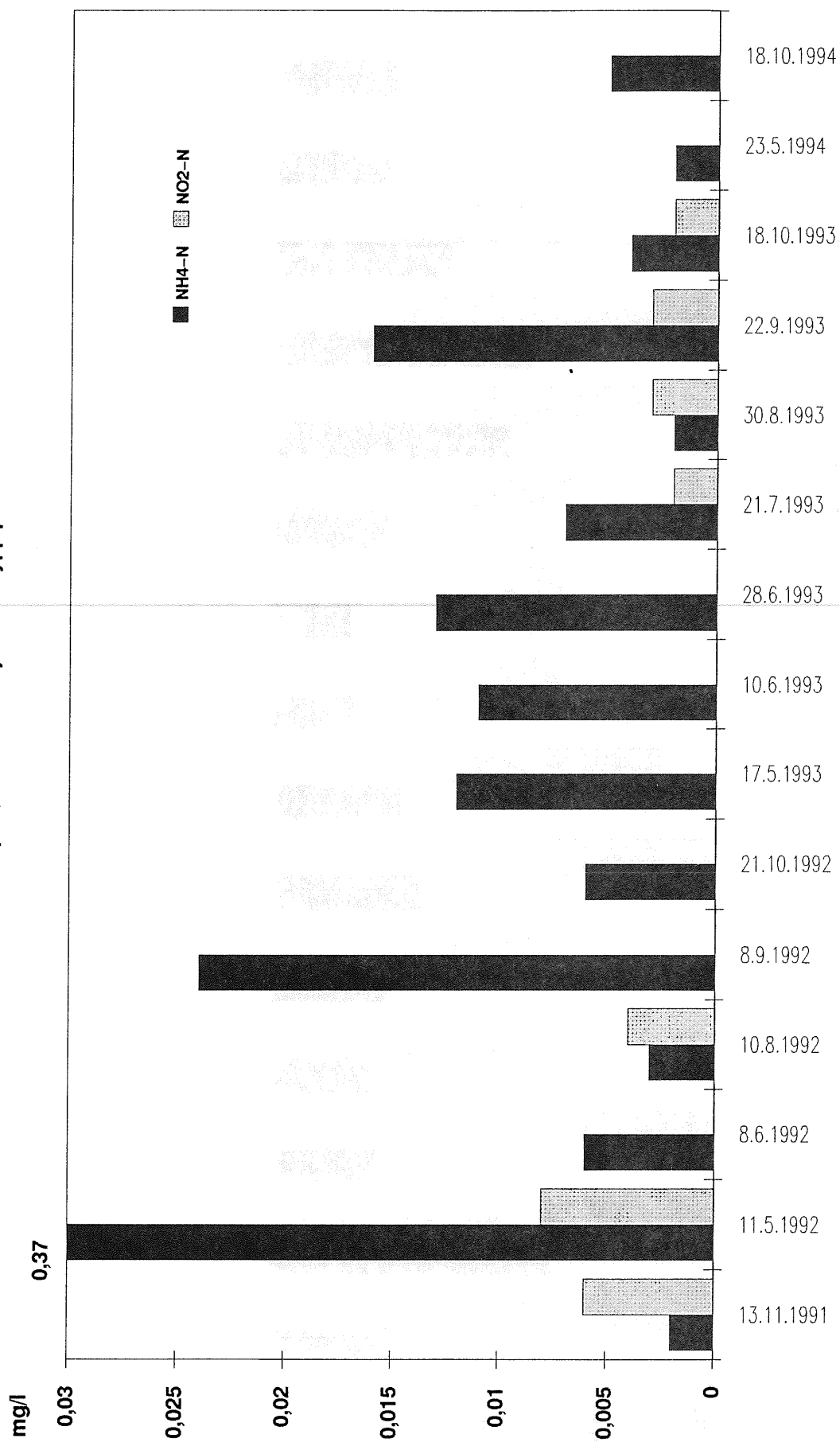
Salaojakaivo B, kokonais- ja fosfaattifosforipitoisuus



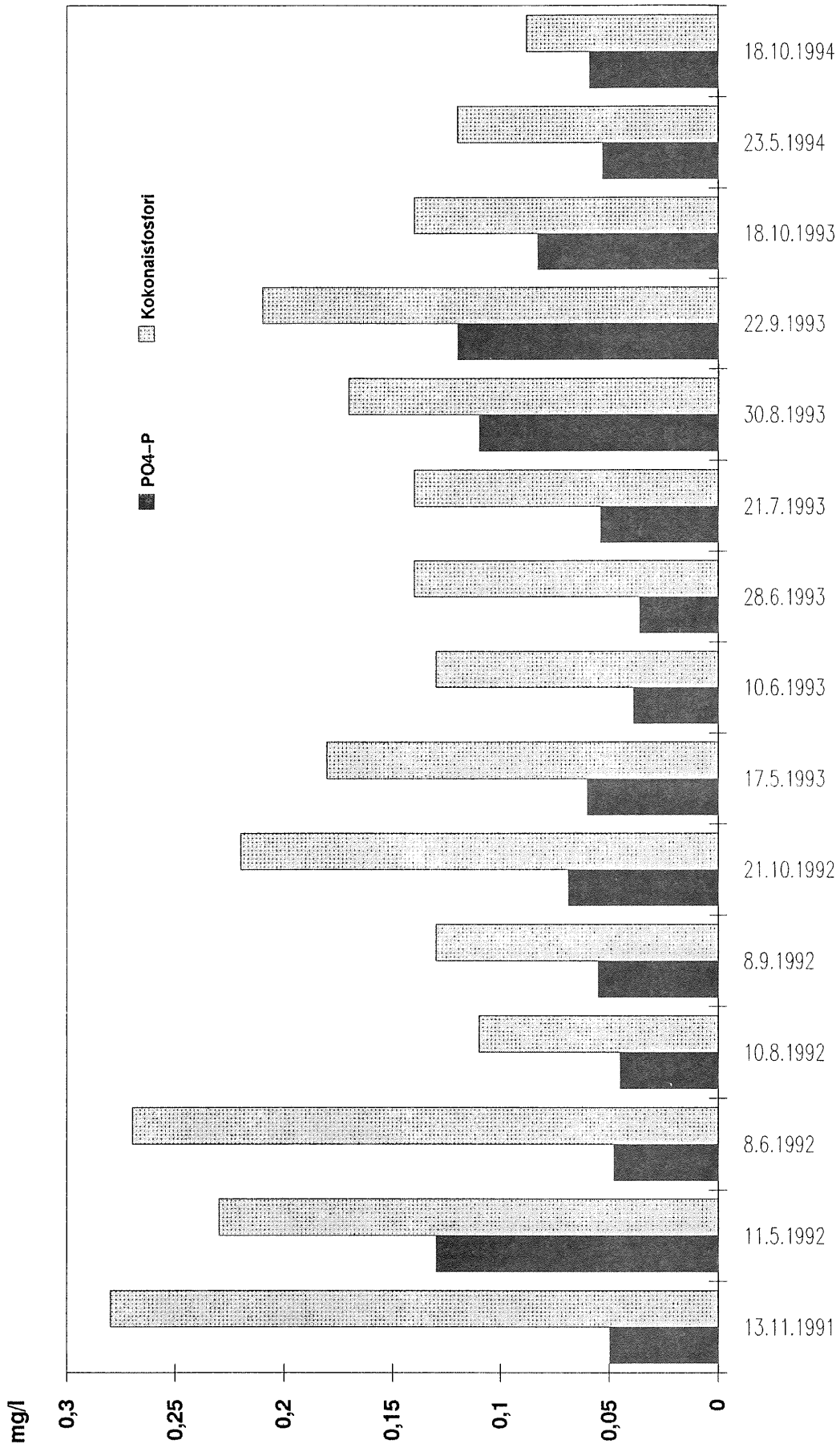
LIITE 18. TEKOLAMPI A:N ANALYYSITULOKSET



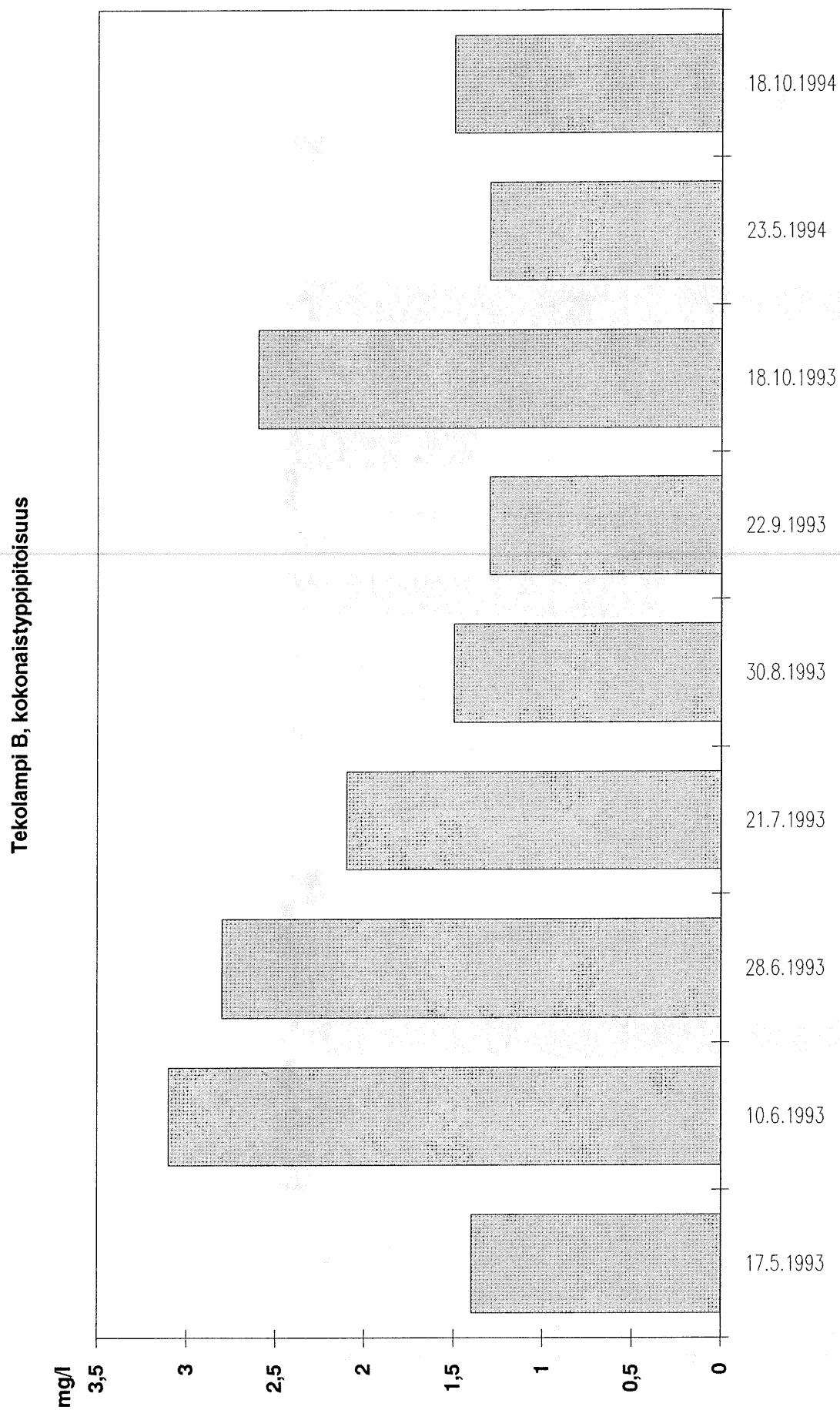
Tekolampi A, ammonium- ja nitriittityppipitoisuus



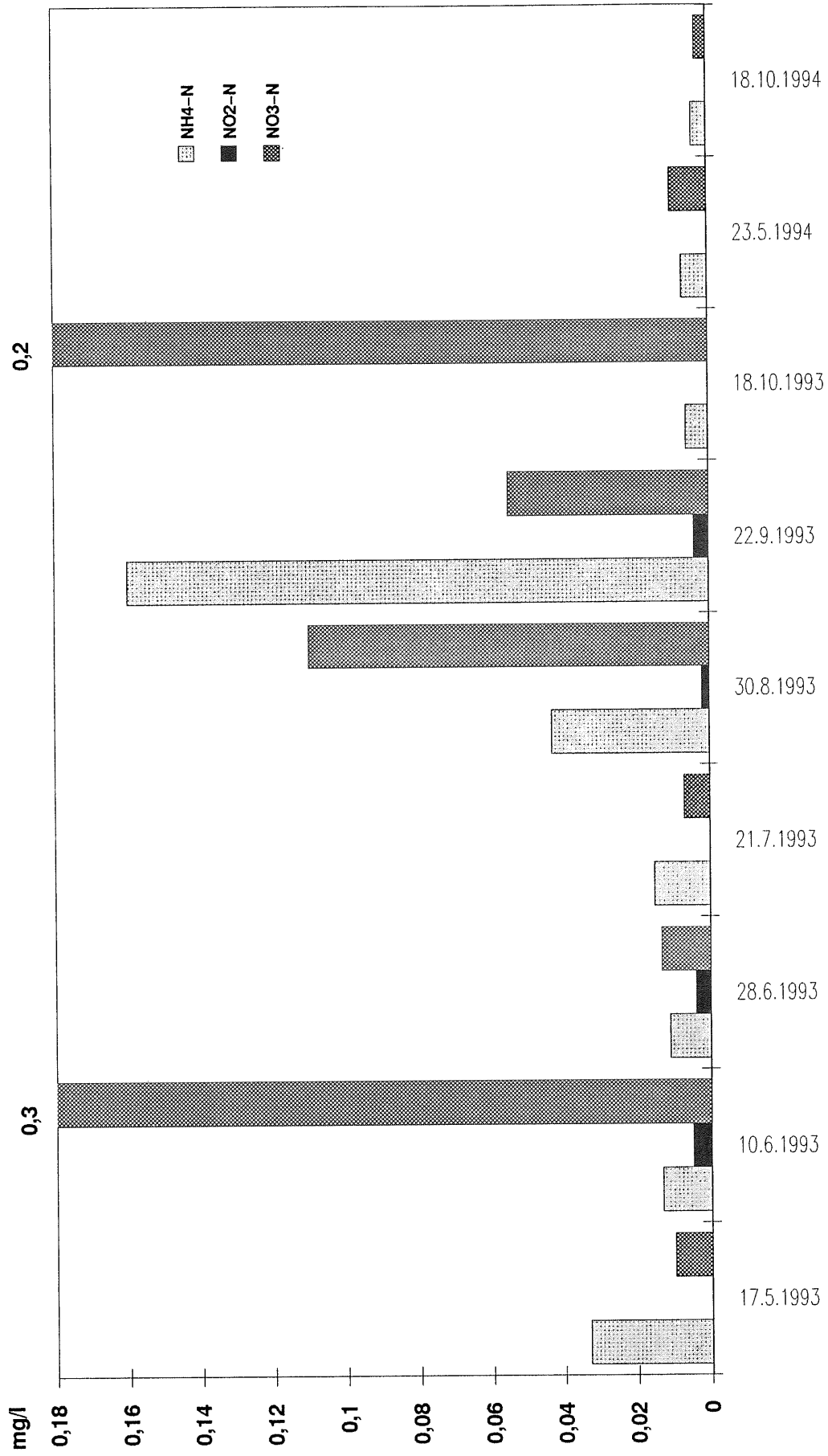
Tekolampi A, kokonais- ja fosfaattifosforipitoisuus



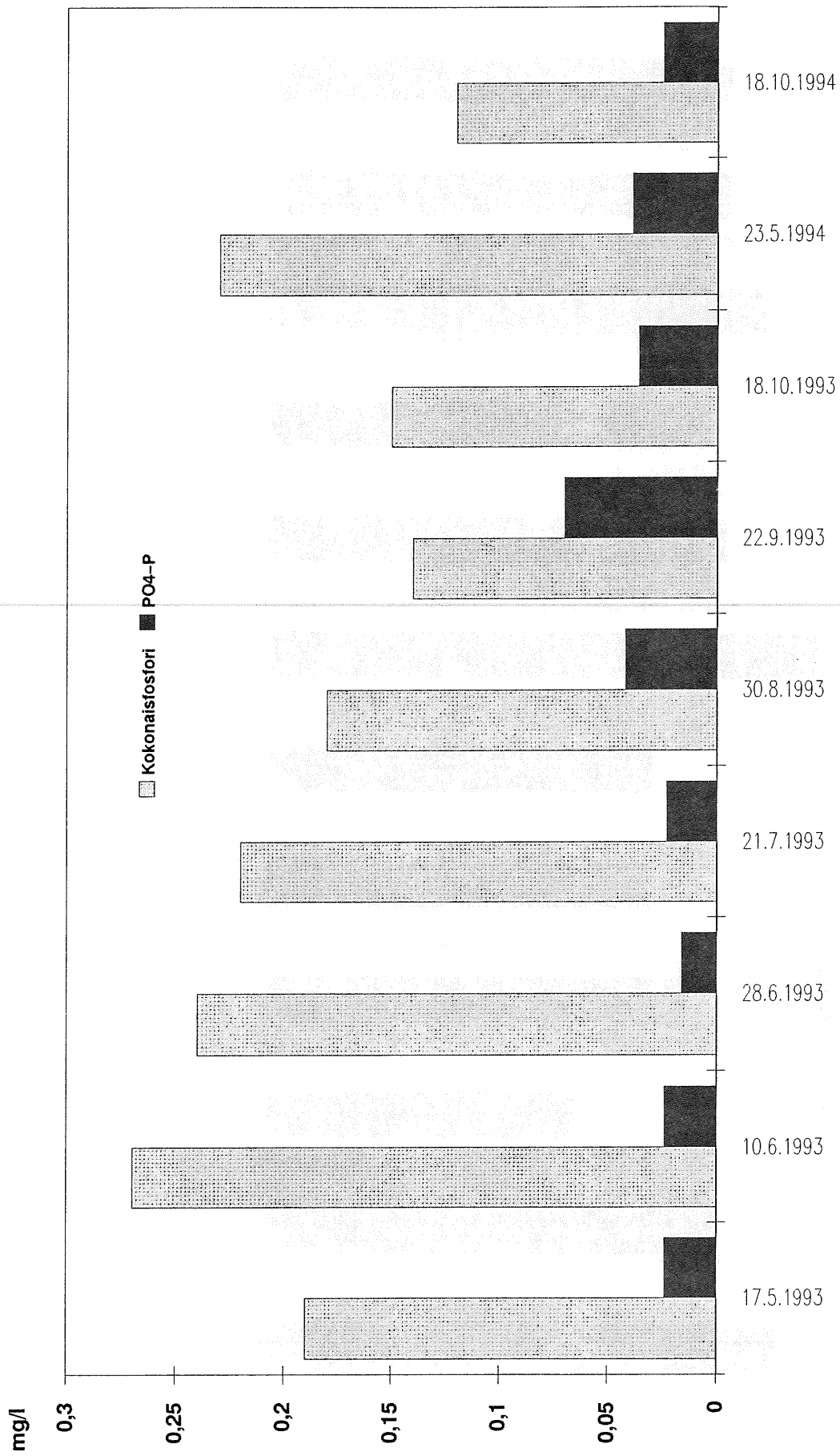
LIITE 19. TEKOLAMPI B:N ANALYYSITULOKSET



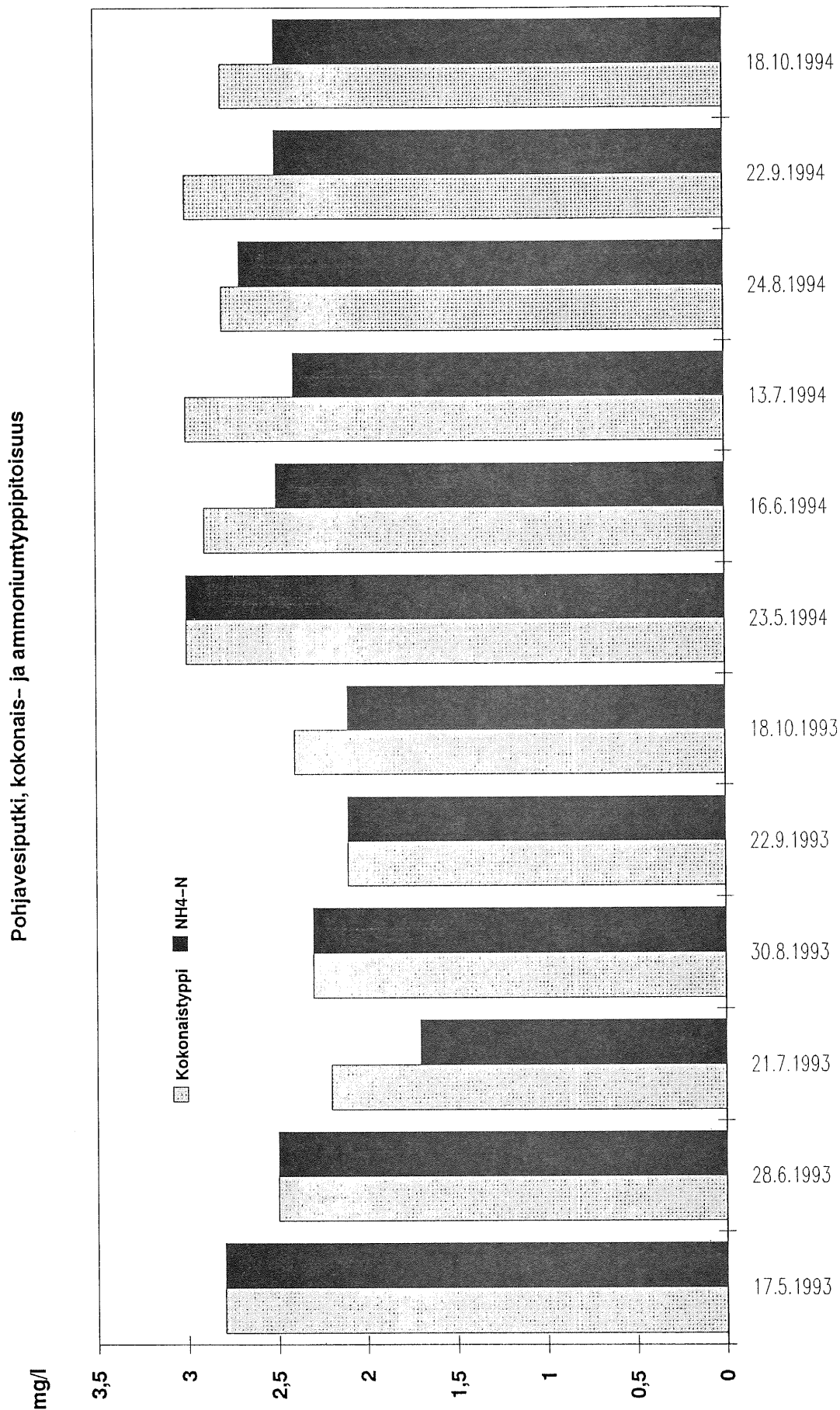
Tekolampi B, ammonium-, nitriitti- ja nitraattityypipitoisuus



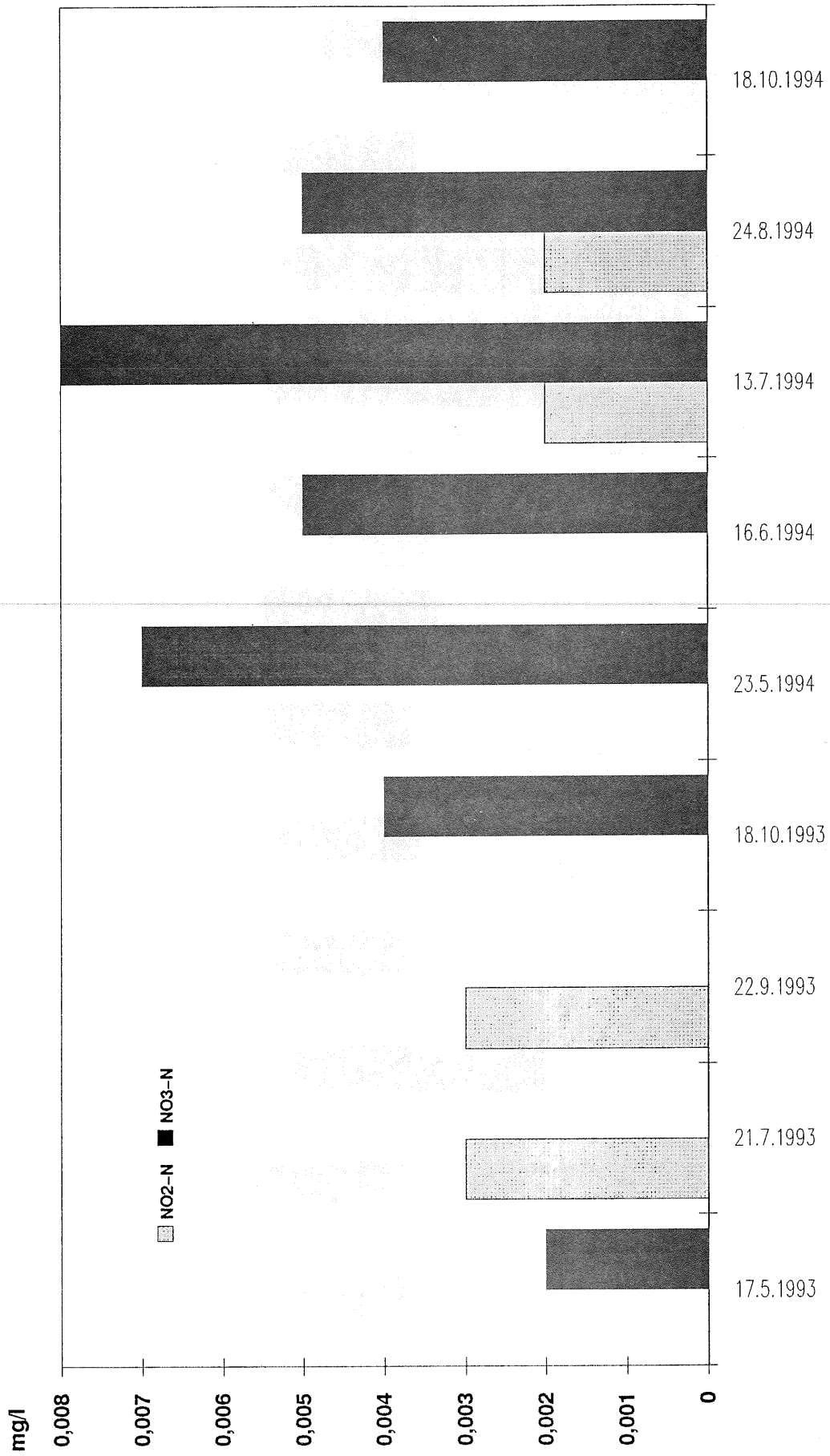
Tekolampi B, kokonais- ja fosfaattifosforipitoisuus



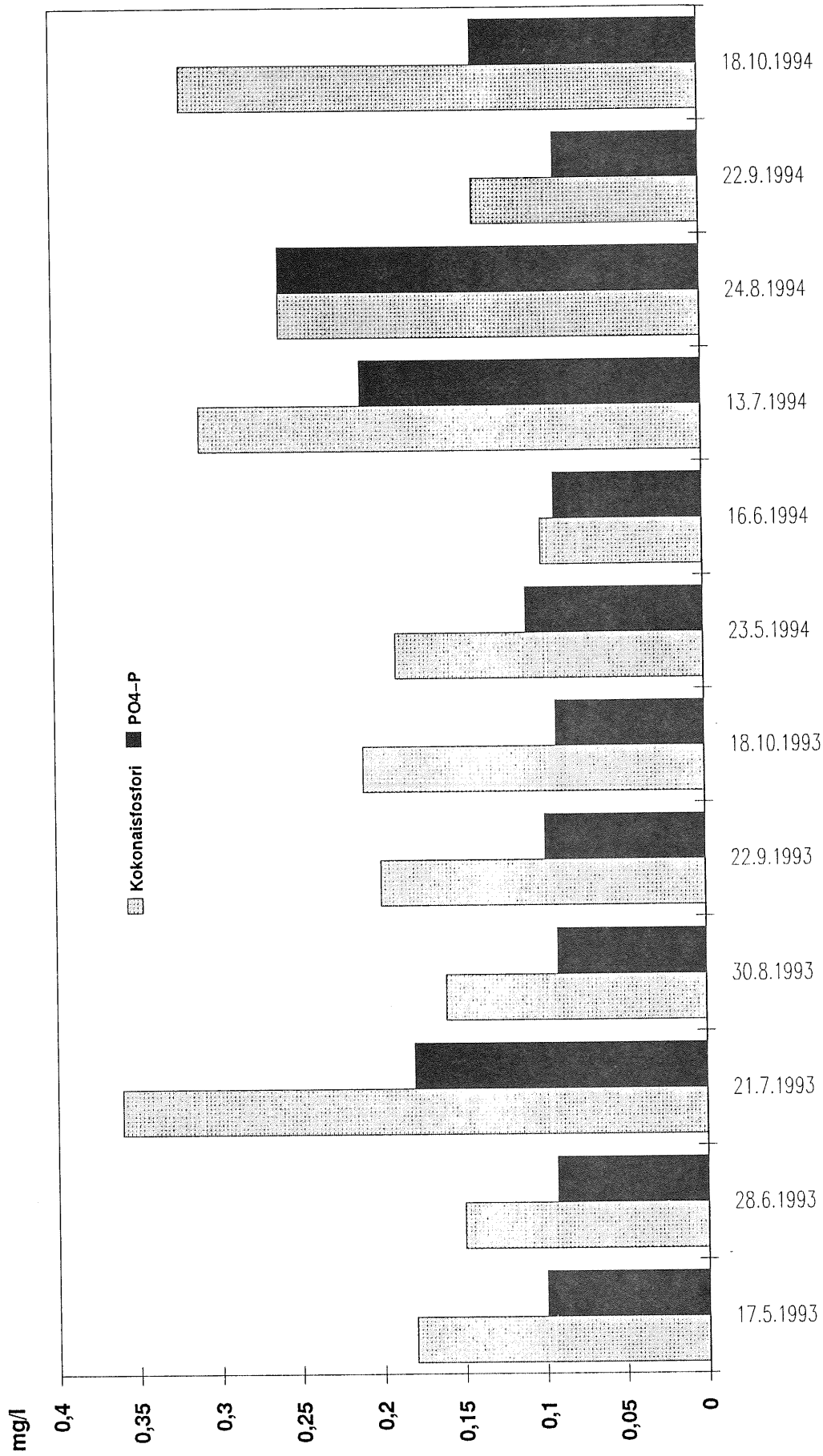
LIITE 20. POHJAVESIPUTKEN ANALYYSITULOKSET



Pohjavesiputki, nitraatti- ja nitriittityppipitoisuus



Pohjavesiputki, kokonais- ja fosfaattifosforipitoisuus



LIITE 21. SADANTA JA LÄMPÖTILA RISSALASSA VUOSINA 1991-1994

Kuopion lentokenttä

Kuukauden keskilämpötila ja sademäärä 1991-1994

