

VESIHALLITUS—NATIONAL BOARD OF WATERS, FINLAND

Tiedotus
Report

230

TIMO TAMMINEN

**AMMONIUMTYPPIKUORMITUKSEN
VAIKUTUS MURTOVEDEN PLANKTISEEN
PERUSTUOTANTOON JA HAJOTUSTOIMINTAAN**

HELSINKI 1983



S I S Ä L L Y S

	sivu
ALKUSANAT	5
1 JOHDANTO	7
1.1 Vesien typen kierron pääpiirteet	7
1.2 Vapaan veden typpikierto	8
1.21 Tutkimuksen painopisteet	8
1.22 Uuden ja kierrätetyn typen assimilaatio	9
1.23 Typen otto alhaisissa pitoisuuksissa	11
1.24 Typen remineralisaatio	11
1.3 Typpi kasviplanktonin tuotantoa rajoittavana tekijänä	12
1.31 Ongelman pääpiirteet	12
1.32 Vesistön ravinnesuhteet	13
1.33 Levätestit	14
1.34 Leväsolujen fysiologinen tila	15
1.4 Tutkimuskohde	16
1.41 Vesistöalue	16
1.42 Kuormitus	19
1.43 Tutkimuksen tavoite	21
2 AINEISTO JA MENETELMÄT	22
2.1 Näytteenotto	22
2.2 Kuormitustiedot	23
2.3 Fysikaalis-kemialliset vesistömuuttujat	23
2.4 Biologiset vesistömuuttujat	23
2.5 Jätevesi- ja ravinnelisäytestit	25
3 TULOKSET	26
3.1 Erilliskokeet	26
3.2 Kesä 1979	26
3.21 Kuormitus	26
3.22 Fysikaalis-kemialliset vesistömuuttujat	28
3.23 Biologiset vesistömuuttujat	32
3.24 Jätevesitestit	37
3.25 Ravinnelisäytestit	40
3.3 Talvinäytteenotto	42
3.31 Vesistömuuttujat	42
3.32 Jätevesitestit	44
3.33 Ravinnelisäytestit	46
3.4 Kevät 1980	48
3.41 Kuormitus	48
3.42 Fysikaalis-kemialliset vesistömuuttujat	48
3.43 Biologiset vesistömuuttujat	51
3.44 Jätevesitestit	57
3.45 Ravinnelisäytestit	59
4 TULOSTEN TARKASTELU	60
4.1 Vesistömuuttujien suhteista	60
4.11 Yleiset suhteet	60
4.12 Biologisten muuttujien suhteet	64
4.13 Biologiset ja ravinnemuuttujat	66
4.2 Minimiravinteesta	69
4.3 Jätevesitestien merkityksestä	73

5	JOHTOPÄÄTÖKSET	77
5.1	Vapaan veden ekosysteemikuvauksesta	77
5.2	Typpikuormitus Bengtsåriissa ja puuttuvat lenkit	78
5.3	Mitä on saprobia ?	80
5.4	Seurantatutkimuksen ongelma	81
5.4	Bengtsårin alue purkupaikkana	82
6	TIIVISTELMÄ	84
	KIRJALLISUUS	85
	LIITE	94

ALKUSANAT

Länsi-Suomen vesioikeus velvoitti 9.6.1977 Hankoniemellä sijaitsevan Oy Visko Ab:n maksamaan vuotuista vesiensuojelumaksua jätevesipäästöjen edellytyksenä. Maksut tulivat Helsingin vesipiirin vesitoimiston käyttöön, ja niillä päätettiin rahoittaa vuosien 1979 ja 1980 aikana tutkimus Viskon jätevesien vaikutuksista purkualueella. Tutkimusta suorittamaan palkattiin tämän kirjoittaja, myöskin Timo Tamminen. Tulosten lopullinen käsittely ja tämän raportin laatiminen tapahtui vuonna 1982.

Oy Visko Ab on pitkälle erikoistunut elintarviketeollisuuslaitos, joka tuottaa makkarakuoria. Sen jätevesikuormitus muodostuu lähes yksinomaan prosessissa käytettävästä ammoniumsulfatista. Vaikka laitos on ainoa lajissaan maassamme - ja lähes koko maailmassa - tutkimuksen tuloksilla on paikalliselvitystä yleisempääkin merkitystä. Ammoniumtyypikuormituksen vaikutukset, jotka asumajätevesien ja useiden teollisuusalojen kohdalla ovat vaikeasti eriteltävissä muiden tekijöiden joukosta, näyttävät tässä lähes puhtaina.

Ravinnekuormituksen keskeinen vaikutuskohde vesistössä on kasvien tuotantotoiminta. Koska ammoniumtyppi on myös vesiekosysteemin hajotustason - lähinnä bakteerien - kannalta merkittävä yhdiste, ja koska tuotanto- ja hajotustasot ovat keskenään kiinteässä vuorovaikutuksessa, tutkimuksessa päätettiin selvittää jätevesikuormituksen vaikutuksia kumpaankin vapaan veden ekosysteemin perustason.

Työskentely tapahtui Helsingin vesipiirin vesitoimistossa, jonka laboratoriossa tehtiin vesihallinnon vakioanalytiikkaan kuuluvat määritykset. Haluan tässä yhteydessä kiittää lämpimästi, yleisesti ja yhtäläisesti kaikkia tutkimuksen suorittaneita edesauttaneita vesipiirin työntekijöitä. Oy Visko Ab osoitti hyvää yhteistyöhalua, ja kiitän erityisesti korvaamattomasta kenttätyöskentelystä käyttöinsinööri Frej Sjömania. Tvärminnen eläintieteellinen asema tarjosi myös ystävällistä kenttäapua, josta kiitän Birger ja Torsten Sjölundia.

Tutkimukseen kuuluneet radioaktiivisten näytteiden käsittelyt ja mittaukset suoritettiin Helsingin yliopiston maatalousmetsätieteellisen tiedekunnan isotooppiosastolla sekä vesihallituksen Kyläsaaren laboratoriossa. Tämän johdosta kiitän Antti Uusi-Rauvaa ja Maarit Niemeä. Ilman johtaja Uusi-Rauvan aktiivista myötävaikutusta tästäkään työstä ei olisi tullut mitään. Samoja tahoja ja henkilöitä sekä Tuovi Vartiota ja Kaija Korhosta kiitän ATP-mittausten tiimoilta. Analyysiavusta kiitän myös Merentutkimuslaitosta (liuennut orgaaninen hiili) ja Helsingin yliopiston limnologian laitosta (hiukkasmäinen orgaaninen hiili ja typpi).

Heikki Penttinen on suorittanut käyttämäni AGP-levätestimennetelmän käytännön kehitystyön, jonka lisäksi sain häneltä menetelmän välttämätöntä taustatietoa. Anneli Virtanen ja Tuija Talsi tekivät mahdolliseksi bakteerimikroskopiinnit ja Liisa Lepistö suoritti kasviplanktonmikroskopiinnit, kiitos hyvästä yhteistyöstä. Kari Aaltoa, Pekka Ojalaa, Rose-Marie Järvestä ja Markku Liponkoskea kiitän kärsivällisestä opastuksesta vesihallituksen tietokoneen käytössä.

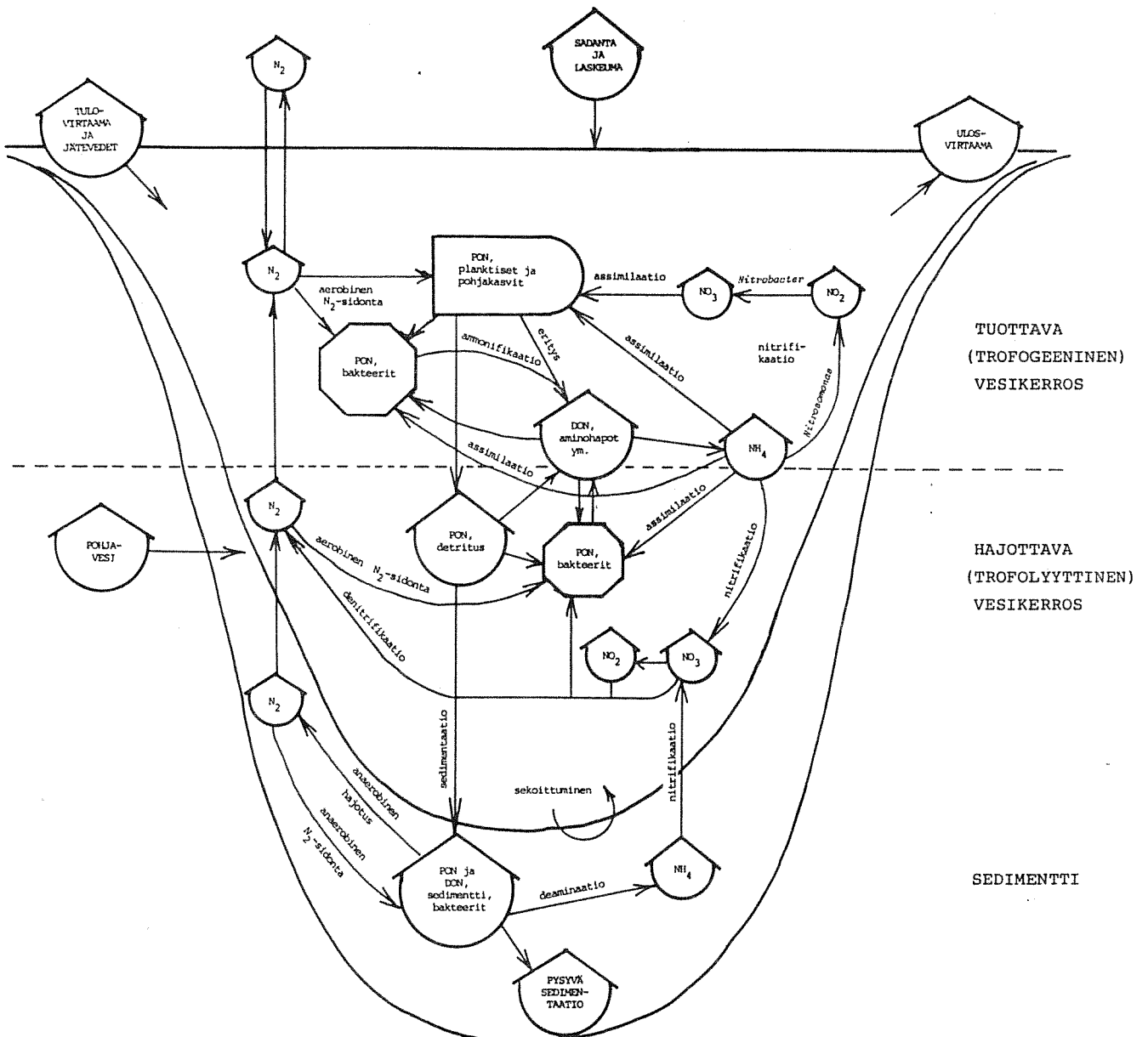
Tutkimuksen peruslähtökohdat perustuvat erinäisten vuosien yhteistyölle Jorma Kuparisen kanssa, jota kiitän syvästä palautteesta työn kaikissa vaiheissa. Käsikirjoitusta ovat sen alkuvaiheessa kommentoineet professorit Åke Niemi ja Pekka Nuorteva, joille esitän lämpimät kiitokset. Samoin kiitän käsikirjoituksen eri vaiheita ja osia kommentoineita Guy Hällforsia, Lauri Tarkkosta, Elina Leskistä, Seppo Takataloa, Sinikka Nummista ja Riitta Niiniojaa. Tvärminnen eläintieteellinen asema ja siellä toimivat tutkijat tarjosivat käsikirjoituksen viimeistelyyn miellyttävät olosuhteet. Tuula Juvosta kiitän puhtaaksipiirtoavusta. Paula Hartmania haluan erityisesti kiittää erinomaisesta ja pitkämielisestä puhtaaksikirjoituksesta. Kaikista nimistä huolimatta virheet ovat omiani.

1. JOHDANTO

1.1 VESIEN TYPEN KIERRON PÄÄPIIRTEET

Typpi on elollisten solujen tärkeimpiä alkuaineita hiilen, vedyn ja fosforin ohella. Ekosysteemien ainekierroissa liikkuva typpi on alunperin sidottu ilmakehän kaasumaisesta olo muodosta biomassaan. Typpi esiintyy vesistöissä neljässä päämuodossa: liuenneena molekylaarisena typpinä (N_2), biomassaan tai detritukseen sitoutuneena hiukkasmaisena orgaanisena typpinä, liuenneena orgaanisena typpinä (aminohapot, urea, humusaineet jne.) sekä epäorgaanisessa muodossa, ammoniumina (NH_4^+), nitriittinä (NO_2^-) ja nitraattina (NO_3^-).

Typpen kierto on keskeisiltä osiltaan mikro-organismien aineenvaihdunnan säätelämä (kts. Stanier ym. 1971). Yleistetty kaavio vesistöjen typpikierrosta esitetään kuvassa 1. Biomassan hiukkasmaisen orgaanisen typpi vapautuu biologisissa hajotusprosesseissa liuenneeseen orgaaniseen ja epäorgaaniseen muotoon,



KUVA 1. Vesistöjen typpen kierron pääpiirteet Kuznetsovin (1970), Wetzelin (1975) ja Williamsin (1981) pohjalta esitettyinä. PON = hiukkasmaisen orgaanisen typpi, DON = liuenneen orgaanisen typpi.

ja kierron eri vaiheissa pitkälle erikoistuneet bakteeriryhmät pelkistävät tai hapettavat tyypeä muodosta toiseen. Yhteyttävät kasvit hyödyntävät ennen muuta epäorgaanista tyypeä biosynteesiin, jolloin typpi palaa kierron orgaaniseen vaiheeseen.

Vesistöjen tyypin pääasialliset alkulähteet ovat

- kaasumaisen tyypin sidonta vedessä ja pohjasedimentissä
- maaperässä sidottu, pinta- tai pohjavesien mukana huuhtoutuva typpi
- sadeveden mukana tuleva typpi
- jätevesien tuoma typpi

Poistumat vesistöjen typpikierrosta tapahtuvat epäorgaanisen tyypin denitrifikaationa kaasumuotoon (N_2) tai pysyvänä epäorgaanisen ja orgaanisen tyypin sedimentaationa. Ekosysteemien eri ainevirtaamaprosessien määrälliset suhteet vaihtelevat luonnollisesti erittäin voimakkaasti alueittain, ja typpikierron yleisesityksellä voi kunkin tutkimuskohteen yhteydessä olla vain ajatuksia selkeyttävä merkitys.

Vesistöjen typpikierron eri puolia on tutkittu intensiivisesti jo vuosikymmeniä, ja ensimmäisiä kokonaisvaltaisia, karkeita alueellisia budjettilaskelmia on pystytty esittämään (kts. Wetzel 1975). Useat monimutkaista typpikiertoa säätelevät aineenvaihduntaprosessit ja eliötasojen vuorovaikutukset ovat kuitenkin edelleen hämärän peitossa, ja niiden kvantitatiivinen selvittäminen tulee vielä kestäväksi pitkään. Tästä huolimatta tyypin kierron osatekijöiden tutkimus on erittäin tärkeitä, koska asuma- ja teollisuusjätevedet vaikuttavat oleellisesti juuri tyypin kierron kautta vesistöjen kokonaiskehitykseen.

1.2 VAPAAN VEDEN TYPPIKIERTO

1.2.1 Tutkimuksen painopisteet

Vapaan veden tyypin kierto on edellä mainituista osatekijöistä kenties parhaiten tutkittu, mikä johtuu ennen kaikkea sen suhteellisesta selkeydestä. Vapaan veden ekosysteemi on litoraalisiin ja bentokseen verrattuna homogeeninen ja tässä mielessä kiitollinen kvantitatiivisen tutkimuksen kohde. Lisäksi monia typpikierron tekijöitä on tutkittu erityisesti valtamerien pelagiaalialueilla. Tutkimukset ovat kohdistuneet etenkin kahden kierron pääongelmaan: kasviplanktonin typpiassimilaatioon sekä tämän orgaaniseen muotoon sidotun tyypin remineralisaatioon.

Epäorgaanisen tyypin assimilaatiotutkimukset voi jakaa kolmeen lohkoon. Yksi päälinja on "uuden" (NO_3 ja N_2) ja "kierrätetyn" (regenerated: NH_4 ja liuennut orgaaninen N) tyypin suhteellisen merkityksen selvittäminen kasviplanktonin aineenvaihdunnassa, joka on tuottanut merkittäviä tuloksia Dugdalen ja Goeringin (1967) päänavauksen jälkeen. Toinen linja käsittelee tyypin

assimilaation mekanismeja etenkin alhaisissa, kasvua rajoittavissa pitoisuuksissa, jolloin kyky hetkelliseen "ravinnekaappaukseen" mikrovyyhykkeisessä ympäristössä mahdollistaa aktiivisen kasvun (Conway ja Harrison 1977, McCarthy ja Goldman 1979). Kolmas linja pyrkii selvittämään eri kasvutekijöiden - etenkin pääravinteiden tyypin ja fosforin - suhteellisia ja kvantitatiivisia merkityksiä kasviplanktonin kasvua rajoittavina tekijöinä. Tätä ekologisesti keskeistä ongelmaa tarkastellaan lähemmin erillisessä jaksossa (1.3).

1.22 Uuden ja kierrätetyn tyypin assimilaatio

Kasviplanktonilajien puhdasviljelmillä on osoitettu, että useat epäorgaaniset ja orgaaniset yhdisteet voivat toimia kasviplanktereiden tyypenlähteenä, vaikka lajikohtainen vaihtelu on suurta. Useimmat fysiologiset puhdasviljelmätutkimukset ovat kuitenkin vaikeasti sovellettavissa ekologiaan, koska kasvuolosuhteet poikkeavat etenkin ravinnetasoiltaan huomattavasti luonnonvesistä (kts. esim. Antia ym. 1975). Steemann Nielsen (1978a, 1978b, 1978c) on korostanut, että kertaviljelmätekniikalla (batch culture) kasvuparametrien määrittämisen on tapahduttava luonnonmukaisissa olosuhteissa tutkittavan kasvutekijän suhteen, jotta lajikohtaisista kasvu- ja ottonopeuksista voitaisiin vetää ekologisia johtopäätöksiä.

Ammoniumtyppi on samalla pelkistystasolla kuin solun typpi-yhdisteet, ja tämän vuoksi sen otto on energieteettisesti edullisempaa kuin nitraatin tai nitriitin. Näiden pelkistämiseen ennen biosynteesiä tarvitaan solunsisäinen entsyymisysteemi, jonka syntetisointi ja toiminta kuluttaa solun energiavaroja. Tämän vuoksi voidaan olettaa a priori, että ammoniumin käyttö tyypenlähteenä olisi tavallisempaa kuin hapettuneempien epäorgaanisten typpi-yhdisteiden.

Dugdale ja Goering (1967) sovelsivat ensimmäisinä ^{15}N -isotopin käyttöön perustuvia menetelmiä "uuden" ja "kierrätetyn" tyypin oton tutkimiseen luonnon planktonyhteisöissä, ja he havaitsivat nitraatin otton muodostavan vain 8 - 40 % valtameren kasviplanktonin tyypenotosta. Myöhemmät tutkimukset ovat tukenneet ja täsmentäneet huomattavasti tätä käsitystä sekä meri- että järviympäristöissä. Ammoniumtyypin kiertoaika on vain muutamia päiviä oligotrofisissa valtamerissäkin (Eppley ym. 1973) ja rannikko- ja sisävesialueilla jopa muutamia tunteja (Harrison 1978, Axler ym. 1981). McCarthy ym. (1977) osoittivat rannikkoplanktonin assimiloivan typpi-yhdisteitä suosituimmuusjärjestyksessä $\text{NH}_4 > \text{urea} > \text{NO}_3 > \text{NO}_2$. Vastaavia tuloksia kierrätetyn tyypin merkityksestä tärkeimpänä kasviplanktonin tyypenlähteenä ovat esittäneet useat tutkijat (esim. MacIsaac ja Dugdale 1969, 1972; Eppley ym. 1973, 1977; Murphy 1980, Axler ym. 1981, Paasche ja Kristiansen 1982).

McCarthy ym. (1977) osoittivat, että ammoniumilla on suoranainen nitraatin ottoa estävä vaikutus tutkitulla rannikkoalueella. Paasche ja Kristiansen (1982) saivat samanlaisia tuloksia Oslon vuonosta, kun ammoniumin pitoisuus ylitti 15 ug $\text{NH}_4\text{-N/l}$. Blasco ja Conway (1982) selvittivät tämän inhibitiomekanismin fysiologiaa luonnonpopulaatioissa ja totesivat ammoniumin (yli 7 ug $\text{NH}_4\text{-N/l}$) estävän sekä nitraatin ottoa, nitraatin pelkistystä että uuden nitraattireduktaasientsyymin synteesiä.

Eräs lähestymistapa sekä eri typen muotojen suosituimmuuden selvittämiseen että eri lajien kilpailukyvyn vertailuun on typen ottoa kuvaavien kineettisten parametrien määrittäminen. Parametreja on tavallisesti mikro-organismien tutkimuksessa määritetty Michaelis-Menten-kineettisen yhtälön mukaan, jota sovelsi tälle alueelle ensimmäisenä Monod (1942, 1949), ja jonka käyttöedellytyksiä ekologisessa tutkimuksessa täsmensi Caperon (1967). Myös kasviplanktonin typen oton tutkimiseen sekä luonnossa että puhtasviljelmässä on käytetty tätä menetelmää (MacIsaac ja Dugdale 1969). Analyysi perustuu kasvun tai ottonopeuden kuvaamiseen solun ulkoisen kasvutekijän pitoisuuden funktiona. Eppley ym. (1969) ovat osoittaneet, että puhtasviljelmien typen oton kineettisellä tarkastelulla voidaan analysoida kasviplanktonyhteisön rakenteeseen ja vuosisuknessioon vaikuttavia tekijöitä. Steemann Nielsenin (1978c) esittämät huomautukset laboratorioviljelmien käyttöedellytyksistä ekologisessa tutkimuksessa on kuitenkin otettava huomioon myös kineettistä ravinneottokirjallisuutta tarkasteltaessa, ja valtaosa aiemmista laboratoriotutkimuksista ei täytä Steemann Nielsenin perustelemia kriteerejä (esim. Thomas ja Dodson 1974).

Droop (1973) esitti kineettisen tarkastelun, joka huomioi myös solun sisäisen ravinnepitoisuuden. Goldman (1977) ja Goldman ja McCarthy (1978) arvioivat Droopin ravinneottomallia ja osoittivat sen rajoittuvan sellaisten kasvutekijöiden analysointiin, joiden osuus solun biomassasta on pieni (esim. fosfori, vitamiinit ja muut hivenaineet). Typen kohdalla Droopin malli ei heidän mukaansa toimi tyydyttävästi.

Perinteisen Michaelis-Menten-kinetiikan eräs heikkous luonnonpopulaatioiden typen oton tutkimuksessa on sen edellyttämä tarkka tieto vesistön typpipitoisuuksista. Oligotrofisilla alueilla tämän tarkkuuden saavuttaminen on usein kyseenalaista vallitsevilla analyysimenetelmillä (kts. esim. Eppley ym. 1977). Ammoniumin otto on havaittu nitraattia tehokkaammaksi määritettyjen kineettisten parametrien perusteella (mm. MacIsaac ja Dugdale 1969, Eppley ym. 1977, Murphy 1980).

Myös ^{15}N -menetelmien käytössä joudutaan oligotrofisilla alueilla käyttämään kineettisen menetelmän sovellutusta tulosten ekstrapoloimiseksi luonnonoloihin (kts. esim. Paasche ja Kristiansen 1982), joka aiheuttaa tietyn tulosten tulkinnan epävarmuustekijän.

1.23 Typen otto alhaisissa pitoisuuksissa

Conway ja Harrison (1977) havaitsivat puhdasviljelmätutkimuksissaan eräiden levien kykenevän erittäin tehokkaaseen hetkelisästi lisätyn typen "kaappaukseen" (surge), kun ne kasvoivat typpirajoitteisella alustalla. McCarthy ja Goldman (1979) tutkivat ilmiötä merellisillä luonnonpopulaatioilla, ja he havaitsivat oligotrofisissa oloissa kasvavien levien kykenevän muutamassa minuutissa ottamaan kymmeniä kertoja kasvunopeuden edellyttämiä typpimääriä, kun typen pitoisuus äkillisesti kohosi. Tämä kyky mahdollistaa levien tasaisen kasvun minimaalisissa ravinneolosuhteissa, joissa mm. eläinplanktonin eritteet luovat ajoittaisia ravinteiden mikrovyyhykkeitä niiden ympärille. Havainnot vaikeuttavat luonnonpopulaatioiden ravinnetiikan tulkintaa, koska ravinteiden otto ei suoraan heijastu kasvuna, vaan soluun otettu ravinnemäärä jakautuu toisaalta varastoon, toisaalta aktiiviseen metaboliaan. Sama ilmiö on sittemmin havaittu myös fosforin otton kohdalla (Lehman ja Sandgren 1982).

1.24 Typen remineralisaatio

Kasviplanktonin orgaanisen typen remineralisaatio on pitkään ollut kiistanalainen tutkimuskohde. Tämä typen kierron lenkki on koko vapaan veden tuotannon kannalta keskeinen, kun kierrätetyn typen (lähinnä ammoniumin) osuus perustuotannon pääasiallisena typpilähteenä on käynyt ilmeiseksi (kts. 1.22). Klassisen ravintoketjuajattelun mukaan ravinteet mineralisoituvat lähinnä herbivorisen eläinplanktonin eritteinä tai, toissijaisesti, kuolleen kasvi- ja eläinplanktonin mikrobiologisessa hajotuksessa (Steele 1974). Näiden prosessien kvantitatiivinen suhde on epäselvä, ja uusimpien tutkimusten mukaan bakteeriplanktonin ja mikroeläinplanktonin metabolian sekä kasviplanktonin eritteiden (exudation) osuus saattaa olla keskeinen vapaan veden typpikierron säätelyssä. Pomeroy (1974) ja Williams (1981) ovat esittäneet selkeimmät yhteenvedot planktisen ekosysteemin ravintoketjututkimuksen nykytilasta.

Caperon ym. (1979) ovat esittäneet aineistoa, jonka mukaan hiukasmaisen orgaanisen typen mineralisointi ammoniumiksi olisi kaksivaiheinen prosessi, jossa suurempi mikroeläinplankton (35 - 330 μm) pilkkoisi kasviplanktonin biomassaa hienoksi hiukasmaiseksi ja liuenneeksi orgaaniseksi aineeksi, mutta vasta alle 35 μm :n eläinplankton mineralisoisi typen ammoniumiksi. Myös Harrisonin (1978) esittämät tulokset tukevat alle 35 μm :n mikroeläinplanktonin keskeistä osuutta typen remineralisaatiossa (50 %), mutta bakteerien (alle 1 μm) osuus oli lähes yhtä suuri (40 %).

Bakteerien osuus typen nettomineralisaatiossa on ongelmallinen. Oppikirjaekologian käsitys bakteereista ekosysteemin "hajotustasona" on vesiekosysteemeissä erittäin voimakas yksinkertaistus, ja konkreettisesti hiili- ja ravinnetiertotutkimuksessa

bakteerien metabolista osuutta joudutaan tarkastelemaan eri kannalta. Eri menetelmillä on osoitettu, että heterotrofisten bakteerien merkitys vesistön biomassatuotannosta voi olla kaksi kertaa korkeampi kuin herbivorisen eläinplanktonin (kts. Williams 1981), ajoittain jopa ylittää perustuotannon (esim. Kuznetsov ym. 1974, Romanenko 1979, Overbeck 1979). Vinogradov ym. (1973) arvioivat, että 70 % pelaagisen ekosysteemin energiavirrasta kulki bakteerien kautta. Muun muassa Sorokin (1971a, 1971b, 1977) ja Sorokin ja Paveljeva (1972) ovat esittäneet samansuuntaisia tuloksia sekä järvi- että merialueilta (kts. myös Sieburth 1977).

Eppley ym. (1973) totesivat heterotrofisten organismien vaikuttavan merkittävästi ammoniumin assimilaatioon. Mikroheterotrofien osuuden ammoniumin ja fosfaatin assimilaatiosta on usein havaittu jopa ylittävän 50 % (Sorokin ja Vyshkvartsev 1974, Harrison ym. 1977, Horstmann ja Hoppe 1981, Tamminen ym., julkaisematonta aineistoa). Kun taas orgaaninen typpi (etenkin urea) muodostaa kasviplanktonin tärkeän typpilähteen (mm. Mc Carthy ym. 1977, kts. 1.22), karkea planktisten organismien jaottelu tuottajiin, kuluttajiin ja hajottajiin tai edes auto- ja heterotrofeihin ei johda kovin pitkälle typpikierron yksityiskohtaisemmassa selvittelyssä. Williams (1981) on todennut, että puutteellinen tieto heterotrofisten mikro-organismien osuudesta biomassan tuottajina korkeammille trofiatasoille (etenkin Protozoa) estää toistaiseksi arvioimasta, toimiiko "mikrobikompleksi" (bakteerit, heterotrofiset nanoflagellaatit ym.) mineralisoivana vai orgaanista ainetta tuottavana yksikkönä vesiekosysteemin nettoainevirtaamisissa.

1.3 TYPPI KASVIPLANKTONIN TUOTANTOA RAJOITTAVANA TEKIJÄNÄ

1.31 Ongelman pääpiirteet

Eräs vapaan veden typpikierron teoreettisesti ja yhteiskunnallisesti tärkeimpiä tutkimuskohteita on typen kasviplanktonituotantoa rajoittava merkitys. Tämän seikan selvittämisellä on ennen kaikkea jätevesipäästöjen vaikutusten ja puhdistustarpeen arvioinnin kannalta keskeinen asema, koska jätevesien aiheuttama rehevöityminen riippuu ennen kaikkea siitä, miten päästöt vaikuttavat tuotantoa rajoittaviin tekijöihin. Tässä jaksossa voidaan vain lyhyesti hahmotella ongelman pääpiirteitä, mutta valaisevia yhteenvetoja sadoista aiheen kannalta merkittävistä tutkimuksista ovat esittäneet Vollenweider (1968), Likens (1972) ja Wetzel (1975).

Tärkeimmät kasviplanktonin tuotantoa rajoittavat tekijät ovat biomassasynteesiin tarvittavat typpi ja fosfori, fotosynteesin energianlähde valo sekä aineenvaihduntaprosessien nopeuksiin vaikuttava lämpötila. Koska ihmisen toiminta tavallisesti vaikuttaa vain kahteen ensiin mainittuun, on luonnollista, että nämä ovat olleet runsaan soveltavan tutkimuksen kohteina. Kysymystä typen ja fosforin suhteellisesta merkityksestä tuotannon rajoittajina on tutkittu kolmella päälähestymistavalla: seuraamalla vesistön ravinnesuhteita; erilaisilla laboratorio- tai kenttäkokeilla, joissa manipuloidaan ravinnesuhteita ja seurataan levien reaktioita (yleisnimitys levätestit); tai analysoimalla leväsolujen kemiallista koostumusta ja kehittämällä

erilaisia ravinteiden puutostiloja indikoivia kemiallisia tai biokemiallisia muuttujia.

Kaikkia mainittuja lähestymistapoja luonnehtii lähes puhtaan liebigiläinen oletus minimiravinteiden luonteesta: organismin toimintaa/kasvua rajoittaa kunakin ajankohtana niukin kasvutekijä, jonka funktiona toimintaa/kasvua voidaan tarkastella. Tämä on nykyisen ekologisen tietämyksen valossa voimakas yksinkertaistus, ja mikäli kullakin lähestymistavalla tuotettuja tuloksia tarkasteltaessa tätä ei pidetä mielessä, ajaututaan johtopäätöksissä vulgarisointeihin, jopa selviin virheellisyyksiin. Kuten edellisen jakson (1.2) typpikierron tarkastelusta mahdollisesti saattoi havaita, vapaan veden ekosysteemi on niin hienosyinen vuorovaikutusten verkosto, että minimiravinteiden - tai yleisemminkin minimitekijän - säätelymekanismit saattavat useissa tapauksissa jäädä oikein käsittämättä seuraavassa esitellyillä lähestymistavoilla. Tutkimuskohteen monimutkaisuutta ei kuitenkaan pidä kavahtaa sen enempää kuin tutkimusmenetelmän karkeuttakaan. Tieto voi lisääntyä vain kummankin informaatiotason välisellä ei-kenenkään-maalla tehtävällä häikäilemättömällä työllä.

1.32 V e s i s t ö n r a v i n n e s u h t e e t

Koska leväsolut sisältävät tyypeä ja fosforia tietyssä suhteessa, vesistön ravinnepitoisuuksia voidaan verrata tähän suhteeseen ja arvioida karkeasti, kumpaa pääravinnetta on niukemmin saatavilla. Menetelmässä on useita vaikeuksia, jonka vuoksi sillä saataviin tuloksiin ei saa suhtautua kritiikittömästi.

Lähtövaikeus on löytää todellinen kasviplanktonin solubiomasen N/P-suhte. Esitetyt tulokset vaihtelevat ainakin välillä 4,5 - 13,5 (painosuhte). Wetzelin (1975) referoima keskimääräinen solujen N/P-suhte on 7. Chiaudani ja Vighi (1974) referoivat välillä 4,5 - 9 vaihtelevia suhteita, ja Sakshaug (1978) ilmoittaa Trondheimin vuonossa keväisin lähes puhdasviljelmänä (yli 99 % solumäärästä) kukintoja muodostavan Skeletoneman luonnonpopulaatioiden N/P-suhteen vaihdelleen välillä 4,3 - 13,5. Hän katsoo suhteen vaihtelun heijastavan levien kasvua rajoittavia tekijöitä (kts. 1.34) ja tasapainotilan vallitsevan suhteella 6,8. Tämä sopii hyvin yhteen Wetzelin (1975) esittämän keskimääräisen suhteen kanssa.

Mikäli vesistön kokonaisravinnetuloja käytetään suhteen laskuun, ongelmana on, ettei voida tietää, mitä osuutta elolliset ja elottomat orgaaniset ravinteet edustavat tässä suhteessa. Aktiivisen kasviplanktonin kasvukauden aikana epäorgaanisten ravinteiden osuus kokonaisravinteista on pieni (kts. esim. Niemi 1973), mutta syksyllä ja talvella myös nämä vaikuttavat kokonaisravinnesuhteeseen. Esimerkiksi Forsberg ym. (1978) ovat kuitenkin aineistonsa pohjalta esittäneet kokonaisravinnesuhteen raja-arvoja, jotka kuvaavat tyyden tai fosforin rajoittamia kasvuoloja.

Epäorgaanisten ravinteiden kohdalla tilanne on hieman selkeämpi, koska näistä ainakin huomattava osa on levien käytettävissä. Niinpä mm. Ryther ja Dunstan (1971) ja Forsberg ym. (1978) esittävät pienten (alle 5 - 10) N/P-suhteiden merkitsevän tyypen rajoittamia oloja (assimiloitavaa tyypeä suhteessa solumas- san koostumukseen vähemmän kuin fosforia) ja yli 10 - 12 olevien suhteiden osoittavan fosforirajoitusta. Valitettavasti vallitsevilla analyysimenetelmillä ei voida kovin luotettavasti määrittää aktiivisen kasvukauden aikana tavallisia, alhaisia fosfaatti- ja ammoniumpitoisuuksia (muutamia mikrogrammoja litrassa).

Jos kokonaisravinteiden ja epäorgaanisten ravinteiden suhteita verrataan toisiinsa, saadaan ainakin alhaisten epäorgaanisten ravinteiden kaudella jonkinlainen kuva siitä, poikkeako käytettävissä olevien (epäorgaanisten) ravinteiden suhde orgaanisesta (kokonais-)ravinnesuhteesta (esim. Rinne ja Tarkiainen 1978, Kanninen 1980). Selkeimmin tämä tapahtuu jakamalla kokonaisravinteiden N/P-suhde epäorgaanisella N/P-suhteella, jolloin saatavaa suhdetta kutsutaan tässä tutkimuksessa "ravinteiden tasapainosuhteeksi." Sen raja-arvo on siis yksi, jonka ylittävät suhteet kuvaavat tilannetta, jossa epäorgaanista tyypeä on suhteessa kokonaisravinnesuhteeseen ja fosfaattiin niukasti. Tällöin tyyppi on todennäköinen minimiravinne. Alle yhden menevät suhteet kuvaavat fosforirajoitteisia oloja. On tietenkin pidettävä mielessä, että sekä kokonais- että epäorgaanisen ravinnesuhteen yhteydessä esitetyt epävarmuustekijät sisältyvät myös ravinteiden tasapainosuhteeseen.

Kaikkia vesistön ravinnesuhdetarkasteluja rajoittaa sama pääongelma: ne perustuvat tilaparametreihin (pitoisuuksiin), mutta ravinnekierron ja kasviplanktonin perustuotanto ovat dynaamisia prosesseja. Mikäli ravinteiden kierto on nopeaa, pienilläkin pitoisuuksilla voidaan ylläpitää huomattavaa tuotantoa (kts. 1.23). Vasta kun ravinnesuhteiden tilaparametrit kyetään yhdistämään ravinteiden kiertonopeutta kuvaaviin parametreihin, saadaan minimiravinneongelmaan selkeitä vastauksia. Tästä huolimatta staattistenkin ravinnesuhteiden tarkastelulla on suuri merkitys, kun pidetään mielessä parametrien rajoitukset. Useissa tutkimuksissa on osoitettu ravinnesuhteiden ja levätestien antavan yhtäpitävän kuvan vesistön minimiravinneesta (esim. Rinne ja Tarkiainen 1978, Forsberg ym. 1978, Tamminen 1982b).

1.33 L e v ä t e s t i t

Levätestit on yleisnimitys hyvin kirjavalle joukko laboratorio- ja kenttäoloissa suoritettavia levien aineenvaihduntakokeita (kts. esim. Symposium: Experimental Use of Algal Cultures in Limnology, Mitt. internat. Verein. Limnol. 21, 1978). Tässä käsitellään vain tavallisimpia levätestimutoja, joilla on merkitystä minimiravinteiden määrittämisessä. Niissä pyritään määrittämään joko ravinteiden vaikutuksia tutkittaviin kasviplanktoniyhteisöihin tai selvittämään tutkittavan vesistön levänkasvatuskykyä standardipuhdasviljelmillä.

AGP-testi (algal growth potential, levänkasvatuskyky) on yleinen nimitys melko vakiintuneelle koejärjestelylle, jossa testi-levän (puhdas- tai sekaviljelmien) kasvu määritetään tutkittavassa, suodatetussa luonnonvedessä, johon on tavallisesti lisätty myös ravinteiden eri pitoisuuksia. AGP-testeillä saadaan kuva vesistön liuenneiden ravinteiden ja mikroravinteiden pitoisuuksien sallimasta levänkasvatuskyvystä, ja ravinnelisäysten avulla voidaan arvioida kasvua rajoittavia tekijöitä. Kasvua on määritetty maksimaalisena biomassan lisäyksenä, tuotantona, kasvunopeutena tms. Kuten Steemann Nielsen (1978c) on huomauttanut, tämän tapaisessa tutkimuksessa suotavin tulostustapa on maksimaalinen biomassatuotos, koska koejärjestely aiheuttaa vääristymiä muille kasvu- ja tuotantoparametreille.

Tutkimuskohteeksi voidaan ottaa myös kasviplanktonin luonnonyhteisö, jonka reaktioita ravinnelisäykseen seurataan joko laboratoriossa tai kenttäkokeissa. Tuloksena on tällöinkin eräs vesistön tuotantopotentiaalinen kuvaus. Vaikka AGP- ja luonnonyhteisötestien lähestymistavat ovat vastakkaisia - toisessa testataan vesistöä, toisessa planktoniyhteisöä - tulokset minimiravinnetarkasteluissa ovat usein olleet yhteneviä (esim. Granéli 1981, Tamminen 1982b) ja samansuuntaisia ravinnesuhdetarkastelujen kanssa (kts. 1.33).

AGP-testien kiistaton etu on helppokäyttöisyys. Työ tehdään laboratoriossa vakio-olosuhteissa, ja vesinäytteet voidaan säilöä pakastamalla sopivaan ajankohtaan. Näissä testeissä suoritettavat minimiravinneanalyysit edustavat kuitenkin Liebigin minimitekijäajattelua karkeimmillaan, kun planktisen ekosysteemin koko biologinen vuorovaikutusvyöhyke - jolla on keskeinen minimitekijää säätelevä merkitys (kts. 1.2) - on suodatettu näytteestä pois. Luonnonpopulaatiotestien tulokset ovat varauksettomammin sovellettavissa takaisin vesistöön, etenkin jos ne on suoritettu in situ-inkubointeina.

Kun eri testityypeillä on selvitetty vesistöjen minimiravinnetta ja ravinteiden yhteisvaikutuksia, tulosten analysointi on useimmiten jäänyt puhtaasti kuvailevaksi. Mikäli koejärjestelyn suunnitteluun kiinnitetään riittävästi huomiota, ravinteiden erillis- ja yhteisvaikutukset voidaan ratkaista kvantitatiivisesti (Maksimov 1980). Etenkin näin suunnitelluilla luonnonpopulaatiotesteillä voidaan tuottaa ekologisesti erittäin merkittäviä tuloksia esimerkiksi jätevesien puhdistustarpeen arvioinnin pohjaksi.

1.34 Leväsolujen fysiologinen tila

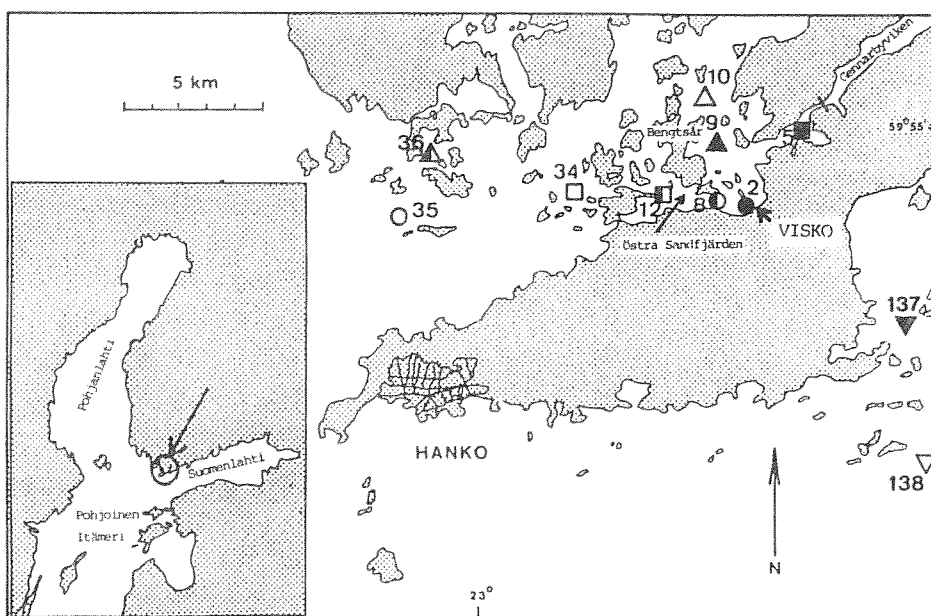
Eräs lähestymistapa kasvua rajoittavien ravinteiden määrittämiseksi on tutkia eri oloissa kasvavien solujen fysiologista tilaa kuvaavia biokemiallisia muuttujia (kts. Sakshaug 1978). Tätä työtä on tehty laboratorioviljelmillä jo pitkään, mutta sovellutukset luonnonyhteisötutkimukseen ovat melko uusia, johon tuen lähinnä analyysimenetelmien asettamista rajoituksista. Useat raportit ovat kuitenkin jo antaneet selviä viitteitä lähestymistavan hyödyllisyydestä ravinnepuutoksien indikoinnissa

(esim. Eppley ym. 1973, Sakshaug ja Myklestad 1973, Tett ym. 1975, Sakshaug 1977). Eräs menetelmän sovellutus on nk. dialyysiviljelmien käyttö kenttäoloissa, jolloin leväviljelmää inkuboidaan vesistöissä membraanipussissa, jonka seinien läpi eritteet ja ravinteet voivat vapaasti diffundoitua (Sakshaug ja Jensen 1978). Tällöin laboratorio-oloissa hyvin tutkitun viljelmän kasvuolot vastaavat huomattavasti paremmin ja pitempään luonnollisia olosuhteita kuin kertaviljelmätutkimuksessa (batch culture), ja ympäristön ravinneolojen aiheuttamia muutoksia solun koostumukseen (hiilen, typen, fosforin, klorofyllien, proteiinien, ATP:n jne. pitoisuuksiin ja suhteisiin) voidaan luotettavasti selvittää.

1.4 TUTKIMUSKOHDTE

1.41 Vesistöalue

Tutkimusalueena oli Hankoniemen pohjoispuolella sijaitseva saaristoalue (kuva 2). Viskon jätevedet purkautuvat matalaan Östra Sandfjärden-lahteen. Koko Bengtsårin saaristoalue on hyvin suljettua sisäsaaristoa, ja purkupaikalta länteen avautuu laakea ja matala (suurin syvyys 6 - 7 metriä) noin 3 km pitkä allas (pisteet 2, 8 ja 12). Tämä on toinen jätevesien leviämisseunta, toinen on purkupaikalta pohjoiseen avautuva peräkkäisten, suhteellisen eristettyjen syvänteiden ketju (pisteet 9 ja 10 edustavat näistä kahta). Tälle suunnalle sijoittuu myös Gennarbyvikenin, pitkälle sisämaahan ulottuvan kapean lahden suosa (piste 5). Lahti on padottu, ja sieltä tutkimusalueelle tuleva virtaama on melko pieni. (kts. 1.42).



KUVA 2. Tutkimusalue, näytteenottopisteet ja purkupaikka (Visko).

Koko Bengtsårin saaristoalueen virtausolot riippuvat pääasias-
sa meriveden korkeuden vaihteluista ja ovat siis jossain mää-
rin satunnaisia. Yleispiirteenä alueelle on veden heikko vaih-
tuminen, jonka vuoksi kuormituksella on suhteellisen pysyviä
vaikutuksia. Koska tutkimusalueen sisäsaaristo on matalaa,
vain Suomenlahden pintavesi (pysyvän halokliinin yläpuolinen,
kesäisin lähinnä vain termokliinin yläpuolinen vesikerros)
pääsee jonkin verran sekoittumaan alueelle virtausten mukana.
Sisäisen seiche-ilmiön (kts. Wetzel 1975) aiheuttama Suomen-
lahden pysyvien halo- ja termokliinien vertikaaliheilahtelu
rannikkoalueilla ei vaikuttane varsinaiseen tutkimusalueeseen.

Virtaukset riippuvat meriveden korkeuden ja ilmanpaineen vaih-
teluista, joiden syynä ovat pohjoisen Itämeren ja Suomenlahden
tuuliolot. Voimakkaiden etelä- ja lounaistuulten seurauksena
Suomenlahden pintavettä virtaa alueelle. Voimakkaiden pohjois-
ja itätuulten aikana pintavettä virtaa alueelta ulos, ja Hango-
niemen edustalla saattaa syntyä ajoittaisia halokliinin alai-
sen ravinnerikkaan veden kumpuamisia pintaan (upwelling; Han-
koniemen edustan virtausoloista tarkemmin Niemi 1973). Ilmiöl-
lä on tutkimusalueelle vähäinen merkitys ulkosaaristovyöhyket-
tä mahdollisesti lukuun ottamatta (piste 35).

Purkupaikan välittömän läheisyyden lisäksi tutkimukseen valit-
tiin pisteet 34 ja 35 (kuva 2), jotka täydentävät purkupaikal-
ta lähtevän linjan Hangon läntisen selän laidalle, laajempien
rannikon suuntaisten virtausten vaikutusalueelle. Piste 34
edustaa vaihettumisvyöhykettä, jossa meriveden korkeusvaihte-
luiden mukaan sisempien altaiden vesi sekoittuu Hangon länti-
sen selän vesiin. Kevään 1980 tutkimukseen otettiin uusi ver-
tailupiste 36, joka edustaa kuormittamatonta suljettua saaris-
toaluetta.

Kesän 1979 aikana noudettiin myös näytteitä kahdelta pis-
teeltä Tvärminnen edustalta (kuva 2). Näiden avulla pyrittiin
saamaan Viskon alueen tulosten taustaksi välittömän kuormituk-
sen ulottumattomissa olevan Suomenlahden rannikkoalueen tuo-
tanto- ja hajotustasoja. Tvärminnen edustan avomerellisemmän
planktondynamiikan vuoksi (kts. Niemi 1973, 1975, 1978) suoraa
vertailua Viskon alueen kanssa ei kuitenkaan voida suorittaa.

Tutkimusalueen vesistön tilaa on tarkkailtu säännöllisesti
velvoitetarkkailuna 1970-luvun alusta alkaen (Vesi-Hydro
1969, 1970, 1971, 1972, 1973, 1974, 1975, 1976, 1977, 1978,
1979, 1980; Länsi-Uudenmaan vesiensuojeluyhdistys 1982).
Lisäksi ovat käytettävissä vesihallituksen tulokset alueelta
(Villa 1980) ja Krogarsin vesiensuojeluyhdistyksen teettämät
selvitykset alueen makrolevistä (Eklund 1973, 1979, 1980a;
Hällfors 1980) sekä päällyslievistä (Hällfors 1980) ja sedimen-
tin pintakerrosten happitilasta (Eklund 1980b, Bergström 1981a,
1981b). Kautsky (1982) on tutkinut yksityiskohtaisesti Enteromorpha compressa (suolilevä) ravinneottoa alueella.

Velvoitetarkkailun mukaan purkupaikalta länteen sijaitseva
allas (pisteet 2, 8 ja 12, kuva 2) ei kerrostu kesäaikana, jo-
ten sen happitilanne pysyy hyvänä. Tämä näkyy myös sedimentti-
tutkimuksissa, joissa sedimentin pinta havaittiin hapelliseksi,

eikä pelkistyneitä kerroksia löytynyt syvemmältääkään (Eklund 1980b, Bergström 1981a, 1981b). Tuulen suunnasta riippuen jätevedet leviävät joko läntiseen altaaseen tai pohjoisiin syvänteisiin (mm. pisteet 9 ja 10). Pohjoinen purkusuunta on happitalouden kannalta ongelmallisempi, koska syvänteissä vesi kerrostuu pysyvästi kesäisin. Velvoitetarkkailun mukaan kahdessa purkupaikkaa lähinnä olevassa syvänteessä on säännöllisesti muodostunut täydellinen tai lähes täydellinen (1977) happikato kesäkuukausina.

Tämä on johtanut hapettomien sedimenttien muodostumiseen, ja myös matalammilla pohjoisen suunnan altailla sekä Bengtsårin eteläpuolisten saarten läheisyydessä on tavattu jopa 20 - 30 senttimetrin paksuisia täysin hapettomia sedimenttipatsaita, joissa sulfidien ja rikkivedyn muodostus on voimakasta (Eklund 1980b, Bergström 1981a, 1981b). Vallitsevat tuulet alueella ovat lounaisia, joten jätevesien pääasiallinen leviämisuunta on todennäköisesti pohjoinen. Voimakkaampi jätevesikuormitus sekä heikompi tuulen aiheuttama sekoittuminen syvemmillä ja rikkonaisemmilla saaristoalueilla korostaa jätevesien vaikutusta saariston tässä osassa.

Eri puolilla tutkimusaluetta (n. 3 kilometrin säteellä purkupaikasta) on havaittu pohjan paikoin olevan tarkemmin määrittelemättömän hienojakoisen, vaalean mineraali- tai orgaanisen detrituksen peitossa (jopa useita senttimetrejä), jonka alla vallitsevat hapettomat, rikkivetyä pelkistävät olosuhteet (Eklund 1979, 1980b).

Makrolevätutkimusten silmiinpistävin piirre on suolilevien (Enteromorpha compressa, E. ahlneriana, E. intestinalis) voimakas esiintyminen etenkin purkupaikan ympäristössä, mutta myös Bengtsårin pohjoispuolelle saakka (Eklund 1973, 1979, 1980a; Hällfors 1980, Kautsky 1982). Vielä kilometrin päässä purkupaikasta pohjoiseen E. compressan kuivapaino on ollut luokkaa 100 g/m² (Eklund 1979, 1980a), ja suurimmat havaitut arvot ovat Eklundin mukaan 440 g/m² (Kautsky 1982).

Kautsky (1982) on selvittänyt kokeellisesti E. compressan kykyä hyödyntää ammoniumtyyppiä ja fosfaattia ja todennut sen saavan erittäin tehokkaan ravinneottokinetiikkansa ansiosta voimakkaan kilpailuedun muihin makroleviin nähden. E. compressa kykenee lyhyessä ajassa varastoimaan suuria määriä ammoniumtyyppiä, ja sen maksimaalinen ottonopeus oli 515 ug NH₄-N/g·h. Suurimmilla havaituilla kuivapainoarvoilla tämä vastaisi 230 milligrammaa pohjaneliömetriä ja tuntia kohti. Vaikka tämä ottoarvo on sinänsä epärealistinen ja perustuu havaittuihin maksimituloksiin, on selvää, että Enteromorpha-yhteisöt muodostavat erittäin merkittävän tekijän alueen typpikierrossa.

Kautsky (1982) havaitsi myös, että suuret typpipitoisuudet (yli 500 ug NH₄-N/l) inhiboivat E. compressan nettoperustuotantoa jopa kolmannekseen alemmilla pitoisuuksilla (100 - 200 ug NH₄-N/l) havaitusta maksimista, mutta eivät alentaneet ammoniummassimilaatiota. Todennäköinen selitys Byerrumin ja Bensonin (1975) mukaan on korkeilla ammoniumpitoisuuksilla tapahtuva kohonnut syntesoidun hiilen vapauttaminen ympäristöön (exudation). Näin ollen Enteromorpha-kasvustot toimisivat pur-

kupaikan välittömässä läheisyydessä erittäin tehokkaana hiili- ja typpikiertoja kiihdyttävänä pumppuna, joka syöttäisi orgaanista hiiltä ja typpeä planktiseen ekosysteemiin.

Hällfors (1980) esittää makro- ja päällykslevätuloksia alueelta ja toteaa keskeisen piirteen koko tutkittavassa saaristossa olevan alhainen lajidiiversiteetti ja purkupaikkaa lähestyttäessä runsastuvat rehevöitymis- ja saprobisuusindikaattorilajit. Makrolevistä puhtaan saaristoalueen tyyppilajit (esim. Ceramium tenuicorne, Pilayella littoralis, Fucus vesiculosus) vähenevät purkupaikkaa kohti, kunnes Enteromorpha muodostuu täysin valtalajiksi. Fucussen väheneminen on ollut yleinen ilmiö Suomenlahden rannikolla 1970-luvun lopulla, mutta Viskon jätevesipäästöllä on ollut Hällforsin (1980) mukaan Bentsårin alueella katoa voimistava merkitys. Tällä kehityksellä on huomattava negatiivinen merkitys pohjayhteisölle ja kalastolle (mm. hauki, ahven). Fucus-kadon vaikutuksia koko pohjaekosysteemiin ovat käsitelleet erityisesti Kangas ym. (1982).

Päällykslevähavainnot (perifyton) osoittavat, että muutaman kilometrin säteellä purkupaikasta valtalajit olivat rehevöitymisindikaattoreita (Nitzschia-suku, Navicula- ja Stauroneis-lajit ym.), jotka esiintyvät harvoin puhtailla saaristoalueilla. Alue on pohjalevästön mukaan Bengtsårin pohjoisosiin asti selvästi rehevöitynyt, ja muutaman kilometrin säteellä purkupaikasta vesistöä voidaan verrata Helsingin lähistön rehevöityneisiin, oligosaprobisiin vesiin (Hällfors 1980).

Vapaan veden perustuotantokykytulokset (luokkaa 100 - 200 mg C/m³.vrk) osoittavat saaristoalueen lievää rehevöitymistä (Vesi-Hydro 1974 - 1980, Länsi-Uudenmaan vesiensuojeluyhdistys 1982).

1.42 K u o r m i t u s

Viskon tuotantolaitos on Bengtsårin alueen ainoa merkittävä kuormittaja. Östra Sandfjärdenin rannoilla on haja- ja huvilasutusta, jolla ei ole sanottavaa vaikutusta vesialueen tuotanto- ja hajotustoimintaan. Gennarbyviken on topografiansa vuoksi pysyvästi kerrostunut syvänteensä kohdalta ja alusvesi on täysin hapetonta. Lahti on eristetty Bengtsårin saaristoalueesta padolla, josta pintavettä juoksutetaan mereen vain tiettyinä aikoina. Esimerkiksi vuoden 1979 tutkimusjakson aikana pato oli täysin suljettu lukuun ottamatta 7 päivää syyskuussa ja 8 päivää lokakuussa. Keväällä 1980 juoksutettiin huhtikuussa 8 päivänä ja toukokuussa 7 päivänä, kesäkuussa³ pato oli taas suljettu. Huippujuoksutukset olivat noin 6 m³/s.

Helsingin vesipiirin tutkimusten mukaan Gennarbyvikenin eteläosan pintaveden kokonaisravinnepitoisuudet olivat vuosina 1969 - 1979 410 - 730 ugN/l (\bar{x} = 540, n = 8) ja 6 - 41 ugP/l (\bar{x} = 16, n = 8) sekä ammoniumtyppipitoisuus 9 - 120 ugN/l (\bar{x} = 40, n = 7). Näiden keskiarvojen sekä liitteen 1 kuukausittaisten keskivuorokausivirtaamien avulla arvioitiin karkeasti Gennarbyvikenistä alueelle tulevia ravinne-määriä (taulukko 1).

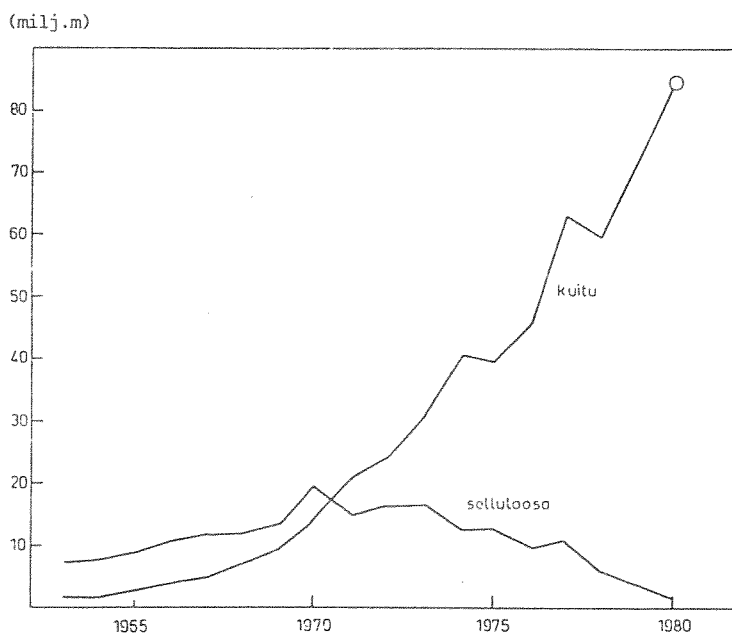
Taulukko 1. Gennarbyvikenistä tutkimusalueelle keskimäärin tullut ammonium-, kokonaistyyppi- ja kokonaisfosforikuorma tutkimusjaksoilla 1979 ja 1980. Luvut on laskettu liitteen 1 keskivuorokausivirtaamien ja tekstissä esitettyjen pintaveden keskimääraisten ravinnepitoisuuksien mukaan (kgN/vrk, kgP/vrk).

	1979								1980			
	(maalis)	(huhti)	(touko)	kesä	heinä	elo	syys	loka	maalis	huhti	touko	kesä
kok.N	0	250	110	0	0	0	40	60	0	80	70	0
NH ₄ -N	0	20	8	0	0	0	3	4	0	6	5	0
kok.P	0	7	3	0	0	0	1	2	0	2	2	0

Juoksutukset tapahtuvat vain tulva-aikoina, joten Gennarbyvikeniltä tulevilla ravinteilla ei ole kesäkausina mitään merkitystä Bengtsårin alueelle. Lisäksi havaitaan, että ravinteet ovat pääasiassa kokonaisravinteita, ts. biologisesti varsin inaktiivisessa muodossa. Gennarbyvikeniltä alueelle virtaava vesi ei siis ratkaisevasti poikkea muista, merellisemmistä sisäänvirtauksista. Näiden kohdalla olisi melko absurdiä puhua Suomenlahden aluetta "kuormittavasta" vaikutuksesta.

Tulva-aikoinakin Gennarbyvikenistä tuleva ammoniummäärä oli kertaluokkaa pienempi kuin Oy Visko Ab:n Bengtsårin alueelle säännöllisesti päästämä ammoniumkuorma (kts. alla).

Kuvasta 3 ilmenee Viskon tuotannon kehitys pitemmällä ajanjaksolla. Vaikka tehtaan tuotanto on voimakkaasti noussut 1970-luvulla, yksikkökuormitus on saatu laskemaan prosessiteknisten parannusten myötä niin, että 1970-luvun lopun netto-kuormitus on ammoniumin osalta laskenut, vaikka jätevesien aiheuttama biologinen hapenkulutus (BHK₇) on noussut.



KUVA 3. Oy Visko Ab:n tuotannon kehitys (m suolta) vuosina 1963 - 1980.

Tehtaan prosessissa käyttämä ammoniumsulfaatti joutuu lähes täysimääräisesti vesistöön (89 % vuoden 1979 tutkimusjakson ajan velvoitetarkkailun mukaan). Jätevesivirtaama on tutkimusajanjaksolla ollut noin $700 \text{ m}^3/\text{vrk}$, joka vastaa noin 300 - 350 kg/vrk ammoniumsulfaattimäärää (= 65 - 75 kg $\text{NH}_4\text{-N}/\text{vrk}$). Jäteveden sulfaattimäärää lisää tuntuvasti prosessista tuleva natriumsulfaatti, joka kohotti sulfaatin keskimääräksi vuoden 1979 tutkimusjaksolla $1\ 110 \text{ kg SO}_4\text{-S}/\text{vrk}$. Tehtaan saniteetti-jätevedet puhdistetaan biologisesti, ja tätä kautta tuleva typpikuorma on pieni, fosforikin vain muutamia kymmeniä grammoja vuorokaudessa velvoitetarkkailun mukaan.

1.43 Tutkimuksen tavoitte

Ravinnekuormitus vaikuttaa välittömästi vesistön biologisiin toimintoihin, sekä tuotantoon että hajotukseen. Tässä tutkimuksessa pyrittiin ennen muuta arvioimaan planktisia tuotanto- ja hajotusprosesseja sekä jätevesikuormituksen vaikutuksia näihin eri osissa Bengtsårin saaristoaluetta. Tutkimuksessa päätettiin keskittyä vapaan veden organismeihin käytännön rajoitusten vuoksi, vaikka sekä pohjasedimentin hajotustoiminta (ennen muuta mahdollinen denitrifikaatio) että korkeampien kasvien tuotanto olisivat olleet selvittelemisen arvoisia.

Kesällä 1979 tavoitteena oli saada riittävän perusteellinen yleiskuva saaristoalueen planktonin tuotanto- ja hajotustasoista kasvukauden eri vaiheissa (10 näytepistettä, joista kaksi Tvärminnen vertailualueella). Dynaamisina parametreina olivat tuotannon osalta perustuotantokyky ja hajotuksen osalta ^3H -glukoosin kierto nopeus. Näiden lisäksi kasviplanktonia kuvaaviksi tilaparametreiksi valittiin klorofylli a sekä aktiivinen klorofylli. Kasviplanktonin toiminta- ja tilaparametrien avulla voitiin laskea yhteisön tilaa kuvaava indeksi. Muita biologisia muuttujia olivat feopigmentit (klorofyllin hajotustuote) sekä ATP. Tausta-aineistona olivat ravinneanalyysit, liuenneen orgaanisen hiilen analyysi sekä tavallisimmat fyysis-kemialliset määritykset.

Kevään 1980 tavoitteeksi asetettiin jäidenlähdön jälkeisen kevättäyskierron ja tuotantohuipun dynamiikan tarkempi selvittäminen. Taustaksi haettiin kerran näytteet jääpeitteen aikana, jolloin selviteltiin jäteveden kertymistä alueelle ennen jäidenlähtöä. Näytteenottotiheyttä tiivistettiin viikottaiseksi, analyysivalikoimaa laajennettiin ja näytepisteiden määrä laskettiin neljään. Dynaamiset parametrit mitattiin nyt kentällä (*in situ*), jotta ne kuvaisivat mahdollisimman tarkasti vesistöissä vallitsevia prosesseja. Uusiksi tilaparametreiksi valittiin mikroskopoimalla saatavat biomassa (kasviplankton) ja solutiheys (bakteerit). Näiden sekä toimintaparametrien avulla saatiin tuotanto- ja hajotustason organismien tilaa kuvaavat indeksiluvut. Lisäksi kasviplanktonin lajikoostumuksen selvittäminen täsmänsi kevättuotantomaksimin rakennetta eri pisteillä. Muita uusia analyyseja olivat hiukkasmuotoisen orgaanisen hiilen ja tyypen määritykset.

Jäteveden suoria vaikutuksia vesistön planktisten organismien aineenvaihduntaan testattiin lisäämällä jätevettä viitenä eri

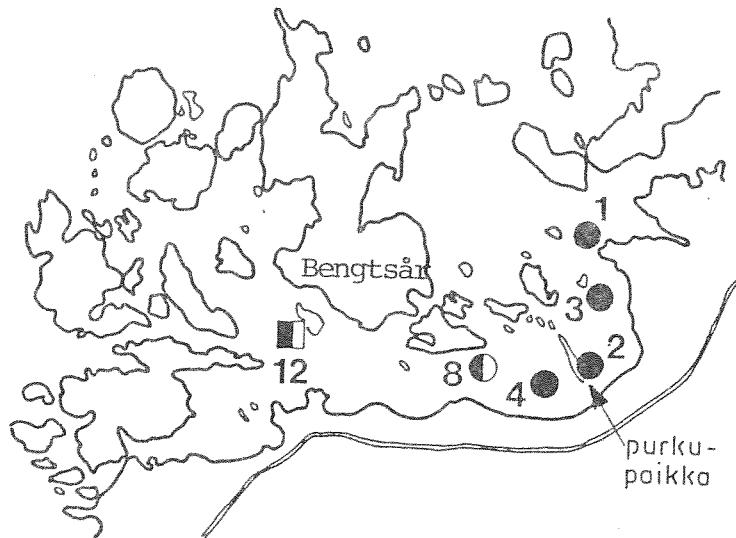
pitoisuutena (0,001 - 10 %) näyteveteen, jonka perustuotantokyky ja bakteerien hajotusnopeus mitattiin. Testejä suoritettiin kuutena ajankohtana neljällä pisteellä (yhteensä 22 kpl). Vastaavat jätevesilisäykset tehtiin myös leväntuotantokyvyn (AGP-levätestit Chlorella-testilevällä) määrittämisen yhteydessä. Ravinnelisäyksiä vaikutuksia leväntuotantokykyyn tutkittiin kahdella typpi- ja fosforilisäyksellä sekä näiden yhdistelillä.

2. AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1 NÄYTTEENOTTO

Kesän 1979 näytepisteitä olivat Viskon purkualueella 2, 5, 8, 9, 10, 12, 34 ja 35 sekä Tvärminnen edustan pisteet 137 ja 138 (kuva 2). Näytteenottokausi alkoi kesäkuun alussa ja lopui lokakuun puolivälissä.

Talvinäytteenotto oli 11.3.1980 pisteiltä 2, 8, 12, 34 ja 35 sekä jäteveden leviämisen selvittämiseksi pisteiltä 1, 3 ja 4 (kuva 4). Jäät lähtivät Hankoniemen pohjoispuolelta 25 - 26.4.1980, ja ensimmäinen kevään näytteenotto oli 28.4.1980. Näytteet noudettiin viikottain kesäkuun alkuun asti, ja viimeinen kenttämätka tehtiin 16.6.1980.



KUVA 4. Talvinäytteenoton (11.3.1980) näytteenottopisteet purkupaikan välittömässä läheisyydessä.

Näytteet nostettiin Ruttner-noutimella ja kuljetettiin laboratorioon puhtaissa polyetyleenipulloissa. Klorofyllinäytteet ja perustuotanto- ja hajotusnopeuden määrittämiseen tarkoitetut näytteet kuljetettiin pimennetyissä pulloissa. Kokoomanäytteet (0 - 2,5 m) nostettiin kesällä 1979 Ruttnerilla kuudesta syvyydestä (0 - 0,5 - 1,0 - 1,5 - 2,0 - 2,5 m), keväällä 1980 2,5 metrin putkinoutimella. Ennen näytteen jakamista se sekoitettiin huolellisesti polyetyleenikanisterissa.

2.2 KUORMITUSTIEDOT

Kuormitustiedot perustuvat tehtaan omaan tuotantoilmoitukseen sekä velvoitetarkkailun tuloksiin. Tehdas ilmoitti tutkimuskauden aikaisen viikkotuotantonsa (ammoniumsulfaatin käyttö) sekä viikottaiset jätevesivirtaamat. Velvoitetarkkailu oli suhteellisen harvaa tutkimuksen tarpeiden kannalta, joten siitä saatuja tuloksia (virtaama, BHK, $(\text{NH}_4)_2 \text{SO}_4$, kokonaistyyppi) käytetään lähinnä viikkoilmoitusten tukena.

2.3 FYSIKAALIS-KEMIAALLISET VESISTÖMUUTTUJAT

Seuraavat fysikaalis-kemialliset muuttujat analysoitiin Helsingin vesipiirin vesitoimiston laboratoriossa SFS-standardien tai vesihallituksen käyttämien standardimenetelmien mukaisesti:

- happipitoisuus ja -kyllästysprosentti
- kiintoaine (kesä 1979)
- sähkönjohtavuus
- alkaliniteetti
- pH
- väri
- kokonaistyyppi, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$
- kokonaisfosfori, $\text{PO}_4\text{-P}$
- kokonaisriikki

Lämpötila mitattiin kentällä. Liuenneen orgaanisen hiilen analysointi suoritettiin Merentutkimuslaitoksessa BECKMAN 915 kokonaishiilianalysointilaitoksella näyteveden suodatuksen (Millipore 0,45 μm) ja pakastesäilytyksen jälkeen. Hiukkasmuotoinen orgaaninen hiili ja tyyppi analysoitiin Whatman GF/F-lasikuitusuodattimelle suodatetuista näytteistä (joista oli ensin mitattu kiintoaine, SFS-standardista poiketen) Helsingin yliopiston limnologian laitoksen Hewlett-Packard 185 B CHN-analysointilaitoksella. Keväällä 1980 vesihallituksen laboratoriossa analysoitiin SiO_2 vesihallinnon standardimenetelmällä.

2.4 BIOLOGISET VESISTÖMUUTTUJAT

Perustuotantokykymittaukset (kesä 1979) suoritettiin SFS-standardin mukaisesti 24 tunnin inkubointiajalla kolmena rinnakkaisena kustakin näytteestä. Kevään 1980 perustuotantomittauksissa käytettiin standardin mukaista ^{14}C -liuosta (1 $\mu\text{Ci/ml}$), ja inkubointiaika vaihteli 3 - 6 tunnin välillä. Inkuboinnit suoritettiin kentällä, aloitettiin viimeistään puoleltapäivin, ja tulokset laskettiin yhteytettynä hiilenä tuntia kohden. Inkuboinnit suoritettiin näytteenottosyvyyksissä, kokoomanäyte inkuboitiin 1,3 metrin syvyydessä. Tässä raportissa käytetään vain kokoomanäytetuloksia. In situ-määrityksissä sekä valoisat että pimeät pullot inkuboitiin kolmena rinnakkaisena, joiden lisäksi valmistettiin nollanäyte lisäämällä formaliini (1 ml 35 % formaliinia/100 ml) näytteeseen ennen radioaktiivisuuden lisäämistä.

Hajotusta mitattiin D-(6- ^3H)-glukoosilla (ominaisaktiivisuus 12,8 Ci/mmol. Amersham, England) jota lisättiin näytteeseen yhtenä (0,09 $\mu\text{g/l}$) pitoisuutena. Menetelmää ja sen perusteita

on selvitetty muualla tarkemmin (Tamminen 1980, Kuparinen ym. 1983a, 1983b). Laboratoriossa suoritettut in vitro-inkuboinnit (1979) suoritettiin kolmena rinnakkaisena nollanäytteen lisäksi (35 % formaliinia 0,5 ml/50 ml näytettä ennen radioaktiivisuuden lisäystä) pimeässä ja in situ-lämpötilassa. Inkubointi alkoi näytteenottoa seuraavana päivänä, se kesti 2 tuntia ja päätettiin em. formaliinilisäyksellä. Näytteitä säilytettiin yli yön jääkaapissa.

Kevään 1980 in situ-inkuboinnit suoritettiin samoissa pulloissa perustuotantomittauksien kanssa, joten tilavuus oli 100 ml. Annostelut suoritettiin steriloidulla annostelijalla hyvin sekoitetuista näytteistä. Kaikissa perustuotantokyky-, perustuotanto- ja bakteerihajotusinkuboinneissa käytetyt inkubointipullot olivat steriilejä.

Inkuboinnin päätettyä perustuotanto-, -tuotantokyky- ja bakteerihajotusnäytteet suodatettiin 0,45 um suodatinkalvoille (Millipore HA), jotka säilöttiin pakastettuina käsittelyä varten. Kalvot poltettiin Junitek-polttolaitteella (oxidizer), ja kaasumaiset merkkiaineet kerättiin tuikeliuoksiin. ³H-tuikkejärjestelmä sisälsi 2,6 ml vettä sekä 7,4 ml PCS-tuikeainetta (Amersham). ¹⁴C-tuikkejärjestelmä sisälsi 8 ml Carbo-Sorb- ja 8 ml Permafluor V-tuikeaineita (Packard). Näytteiden radioaktiivisuudet mitattiin LKB-Wallac Rack-Beta-nestetuikelaskimella ulkoisen kanavasuhteen mittausten menetelmällä.

³H-glukoosin mittaustulokset (dpm) laskettiin kiertoajoiksi (T) ja kiertonopeuksiksi (¹/T). Kevään 1980 koejärjestelyllä saatiin kustakin näytteestä lasketuksi kemoheterotrofiaa (pimeät pullot - nollanäyte), nk. fotoheterotrofiaa (valoisien ja pimeiden pullojen erotus) sekä kokonaisheterotrofiaa (valoisa pullo - nollanäyte) edustavat kiertoajat ja -nopeudet. Tässä työssä käsitellään vain kokoomanäytteiden kemoheterotrofiatuloksia, koska ne ovat parhaiten vertailukelpoisia kesän 1979 tulosten kanssa. Tamminen (1983a) on analysoinut nk. fotoheterotrofiamittausten merkitystä suhteessa kokonaisheterotrofiaan ja leväparametreihin. Vastaavilla erotteilla laskettiin ¹⁴CO₂-mittauksista nettoperustuotanto (valoisien ja pimeiden pullojen erotus) sekä CO₂-pimeäsitoutuminen (pimeiden ja nollanäytteen erotus).

Klorofylli a määritettiin vesipiirin laboratoriossa SFS-standardin mukaan asetoniuutolla. Aktiivinen klorofylli ja feopigmentit analysoitiin Lorenzenin (1967) mukaan. Kasviplanktonmikroskopoinnit suoritettiin vesihallituksessa Utermöhlin (1958) tekniikalla Keefen liuoksella säilytyistä näytteistä. Bakteeritiheyksien mikroskopointi tapahtui akridiinioranssi-värjäyksellä Hobbien ym. (1977) mukaisesti. Planktinen ATP määritettiin Holm-Hansenin ja Boothin (1966) menetelmän modifikaatiolla. 50 ml:n vesinäyte suodatettiin 0,45 um suodatinkalvolle (Millipore HA), joka ripeästi siirrettiin kiehuvaan Tris-EDTA-puskuriin ennen näytteen imeytymistä kuiviin (0,05-M Tris, 0,002-M EDTA, pH 7,75 +25°C:ssa). Keitto kesti 5 minuuttia, jonka jälkeen uutokset siirrettiin steriiliin lasiampulliin ja pakastettiin. Uutoksen ATP-pitoisuus mitattiin LKB-Wallac 1250 luminometrillä käyttäen LKB-Wallacin ATP-reaagensseja. Mittaukset tehtiin kolmena rinnakkaisena.

2.5 JÄTEVESI- JA RAVINNELISÄYSTEITIT

Jätevesilisäykset tehtiin suodatetulla (0,45 µm) Viskon jätevedellä (vuorokauden kokoomanäyte), joka noudettiin näytteenoton yhteydessä (kesä 1979). Kaikki kevään 1980 testit tehtiin samalla jätevedellä, joka säilöttiin suodatuksen jälkeen pakastamalla.

Kaikki jätevesitestit tehtiin laboratoriossa, joten hajotusnopeuden ja perustuotantokyvyn mittaukset suoritettiin muutoin edellisessä kappaleessa esitetyllä tavalla (*in vitro*). Vuoden 1979 testit suoritettiin (kukin lisäystaso) kolmena rinnakkaisena. Vuonna 1980 käytettiin kahta rinnakkaista luonnonpopulaatiotesteissä, kun oli varmistuttu hajontojen tasaisuudesta (kts. Talsi ym. 1983). Jätevesipitoisuudet olivat 0 %, 0,001 % (ei AGP-testeissä), 0,01 %, 0,1 %, 1,0 % ja 10 %. Lisäyksen aiheuttamat pH-muutokset mitattiin, ja lisäysten kohottamat ravinnepitoisuudet määrättiin laskennallisesti tarkistamalla tulokset osittain analyysilla.

AGP-levätestit tehtiin *Chlorella sp.*-testilevällä, joka on eristetty Porvoon edustalta (Penttinen 1980). Ympin tiheys oli 2 µl/l. Kukin ravinne- ja jätevesipitoisuus viljeltiin 50 ml:n koeputkissa kolmena rinnakkaisena, viljelytilavuus oli 30 ml. Lämpötila oli +20°C ja valaistus 5 000 - 8 000 luksia. Näytteet sekoitettiin kerran päivässä ja viljelyn päätyttyä (14 vrk) kasvu mitattiin sameutena (FTU). Ravinnelisäykset olivat 100 ja 1 000 µg NH₄-N/l (NH₄Cl) sekä 10 ja 100 µg PO₄-P/l (K₂HPO₄) ja näiden yhdistelmät. Kaikki työskentely oli steriiliä.

3. T U L O K S E T

3.1 ERILLISKOKEET

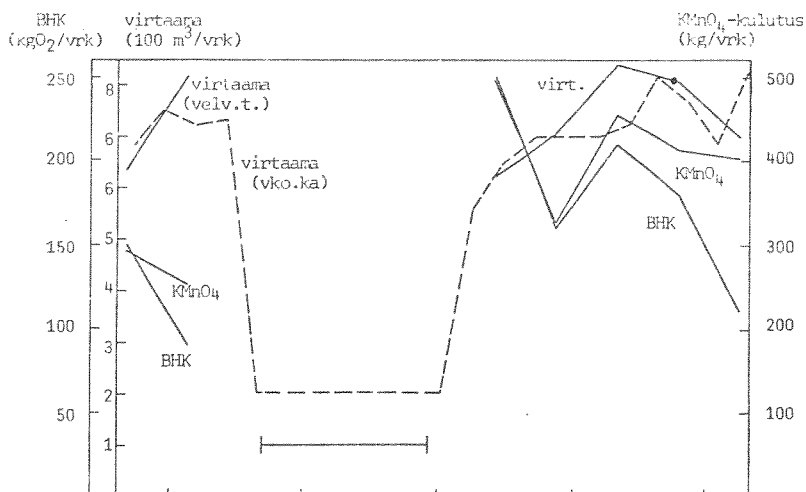
Tutkimuksen keskeinen osa oli vapaan veden hajotustoiminnan mittaaminen. Tämä tutkimusalue on kuitenkin voimakkaassa kehitysvaiheessa, joten kelvollisia standardoituja tutkimusmenetelmiä ei ole käytettävissä (kts. esim. Lower Organisms and their Role in the Food Web, Kieler Meeresforsch., Sonderheft 5, 1981; erityisesti Williams 1981). Itämerenkin piirissä on tehty mikrobiekologista tutkimusta, joka antaa selviä viitteitä käyttökelpoisista tutkimusmenetelmistä (esim. Rheinheimer 1977, Kuparinen 1980). Tähän tutkimukseen valitun heterotrofisen bakteeriaktiivisuusmuuttujan (radioaktiivisen gluukoosin kiertonopeus) teoreettisia perusteita esitettiin aiemmin (Tamminen 1980), mutta useita menetelmällisiä kysymyksiä jouduttiin selvittämään myös tämän tutkimuksen kuluessa. Näitä erilliskokeita tehtiin yhteistyössä useiden tutkijoiden kanssa, ja tuloksia esitellään mm. erillisessä Vesientutkimuslaitoksen julkaisusarjan numerossa (53, 1983) (Kuparinen ja Tamminen 1982, Tamminen ja Kuparinen 1983, Tamminen 1983 c, Tamminen ym. 1983, Kuparinen ym. 1983 a, 1983 b, Talsi ym. 1983). Lisäksi tutkimuksen kuluessa testattiin menetelmän soveltuvuutta talviaikaiseen tutkimukseen (Tamminen 1982 a).

3.2 KESÄ 1979

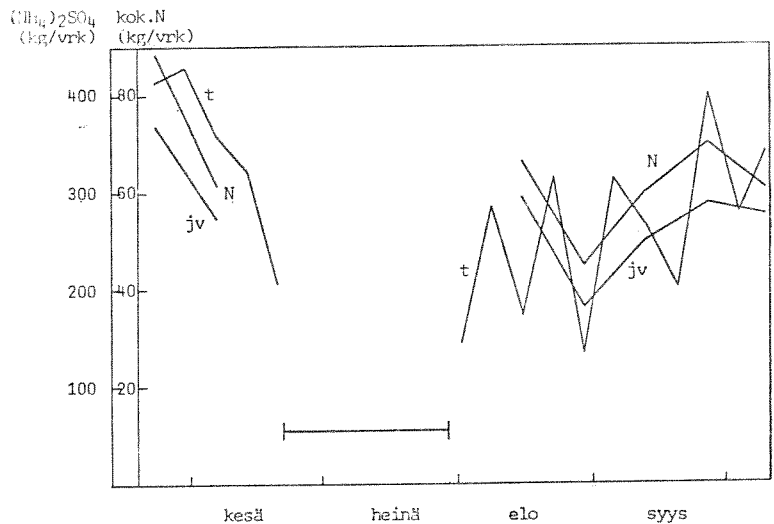
3.21 K u o r m i t u s

Kuten jaksossa 2.2 todettiin, jäteveden velvoitetarkkailun antamat tiedot ovat siinä määrin harvoja, että niitä voidaan käsitellä vain kvalitatiivisina taustatietoina, ja parhaan kuvan jätevesikuormituksen ajallisista muutoksista antavat virtaamatiedot.

Kesällä 1979 tehdas oli viisi viikkoa seisokissa, jolloin prosessi keskeytettiin ja säännöllinen kuormitus lakkasi (taulukko 2, kuvat 5 a, b). Tämä ei kuitenkaan merkinnyt jätevesipäästöjen loppumista, koska seisokin aikana suoritettiin lait-



KUVA 5a. Jäteveden virtaama (viikkokeskiarvot) ja BHK₇- ja KMnO₄-kulutustulokset.



KUVA 5b. Jäteveden kokonaisytyppi- (N) ja ammoniumsulfatituloset (jv) sekä tuotannossa käytetty ammoniumsulfatti (t, viikkokeskiarvot).

teiden pesua ja huoltotoimia. Jätevesien määrä pysyi keskimäärin 200 kuutiometrinä vuorokaudessa, ja sekä laatu että virtaama muuttuivat tuotantoaikoja huomattavasti heterogeenisemmiksi. Mitään analyysituloksia jaksolta ei ole käytettävissä, joten seisokin aika muodostaa tietyn epävarmuustekijän tulosten tulkinnan taustalle.

Tehtaan toimiessa normaalisti jätevesivirtaama (viikkokeskiarvot) pysyi suhteellisen tasaisena ($700 - 800 \text{ m}^3/\text{vrk}$). Tuotannossa käytetty ammoniumsulfattimäärä laski voimakkaasti

TAULUKKO 2. Oy Visko Ab:n tuotanto (selluloosa- ja kuitusuoli) tutkimusvuosina. Vuoden 1980 vuosituotanto kuitusuolen osalta on arvio, joka perustuu marras- ja joulukuun tuotannon laskemiseen vuoden yhdeksän normaalituotannon kuukauden keskiarvoina.

Vuosi	kuukausi	selluloosa	kuitu
1979	tammi	370 540 m	5 956 819 m
	helmi	506 900 "	5 472 771 "
	maalis	574 500 "	6 018 550 "
	huhti	561 700 "	6 083 158 "
	touko	520 100 "	6 759 298 "
	kesä	266 300 "	4 932 788 "
	heinä	-	-
	elo	-	6 722 184 "
	syys	82 500 "	6 953 038 "
	loka	284 600 "	7 335 635 "
	marras	267 000 "	7 267 194 "
	joulu	280 800 "	7 366 270 "
Vuosituotanto		3 714 940 m	70 867 705 m
1980	tammi	297 000 m	7 585 280 m
	helmi	268 000 "	7 096 500 "
	maalis	307 000 "	7 418 800 "
	huhti	287 000 "	7 287 540 "
	touko	285 500 "	7 761 550 "
	kesä	-	4 288 650 "
	heinä	-	7 147 940 "
	elo	-	7 224 700 "
	syys	-	7 119 500 "
	loka	-	7 291 100 "
	marras	-	-
	joulu	-	-
Vuosituotanto		1 444 500 m	(84 876 000 m)

kohti kesäseisokkia, ja seisokin jälkeen viikottainen vaihtelu oli huomattavaa (kuva 5b). Jätevedestä tehdyt typpi- ja ammoniumsulfaattianalyysit sijoittuivat eräänlaisina keskiarvoina tuotantovaihteluiden väliin (kuva 5b), ja muut analyysit (BHK₇ ja KMnO₄-kulutus) ovat samansuuntaisia.

Jätevesianalyysien ammoniumsulfaatti- ja kokonaistyyppianalyysien mukaan kesän 1979 tutkimusjakson aikana vesistöön olisi joutunut ammoniumtyypeä keskimäärin 58 - 64 kg/vrk, joka vastaisi 1,7 - 1,9 tonnin kuukausikuormitusta. Tasaisen tuotantokauden aikana (vuoden 1979 neljä ensimmäistä kuukautta, yhtiön ilmoituksen mukaan) ammoniumsulfaattia käytettiin keskimäärin 391 kg/vrk, mikä vastaisi 83 kg NH₄-N/vrk ja 2,5 tonnia ammoniumtyypeä kuukaudessa. Voidaan siis arvioida, että vuoden 1979 tutkimusjakson normaalin tuotannon aikana (toukokuu, elokuu) vesistöön joutui 2 - 2,5 tonnia ammoniumtyypeä kuukaudessa. Jätevesitarkkailun biologisen hapenkulutuksen (BHK₇) analyysikeskiarvo kesän 1979 tutkimusjaksolla oli 164 kgO₂/vrk.

3.22 F y s i k a a l i s - k e m i a l l i s e t v e s i s t ö - m u u t t u j a t

Kesän 1979 tutkimusjakson alkaessa kevättäyskierto oli jo ohi, ja Viskon alueen pintavesien lämpötila oli 15,7 - 19,0°C (kts. taulukko 3). Kuten aikaisempinakin vuosina, Bengtsårin alueella kehittyi kesäkerrostuneisuus vain pohjoisen linjan syvänteille (p. 5, 9 ja 10). Läntisen linjan kolme ensimmäistä pistettä (2, 8 ja 12) sijaitsevat altaassa, joka tuulten vaikutuksesta kiersi koko kesän. Pisteet 34 ja 35 olivat kerrostuneita jo ensimmäisen näytteenoton aikana.

Happitilanne kehittyi lämpötilakerrostumisen mukaisesti. Kerrostuneiden alueiden pohjanläheisten vesikerrosten happipitoisuudet alkoivat laskea ensimmäisestä näytteenotosta alkaen (taulukko 5). Pisteiden 5 alhainen lähtötaso (63 %, 7.6.1979) antaa aiheen olettaa, että kevättäyskierto oli ollut vaillinainen tällä topografialtaan muista syvänteistä poikkeavalla, suojaisella pisteellä. Kaikkien pohjoisen linjan syvänteiden pohjavesissä vallitsi täydellinen tai lähes täydellinen happikato kesäkerrostuneisuuden loppuvaiheessa (3.9.1979). Tämä on selvää seurausta alueen rehevöitymisestä: pisteillä 34 ja 35, jotka myös kerrostuivat, hapen kuluminen oli huomattavasti vähäisempää.

Happikadon seurauksena syvänpisteiden (5, 9 ja 10) pohjanläheisiin vesikerrokseen kertyi huomattavia määriä epäorgaanisia ravinteita (taulukko 5), kun pohjalietteestä vapautui sinne sitoutunutta fosforia ja vesirungon typpi muuttui mikrobitoimintojen kautta huomattavalta osin ammoniumtypeksi. Syystäyskierto alkoi syyskuun alkuvuorilla, ja syvänteisiin kertyneet ravinteet vapautuivat koko vesirungon käyttöön.

Ravinnepitoisuudet syvänpisteiden alusvedessä havainnollistavat tätä kehitystä (taulukko 5). Kokonaisravinteiden suhde laskee happikadon kuluessa lähelle yhtä fosforin vapautuessa pohjalietteestä, kun kiertävillä pisteillä (8 ja 12) se säilyi tasolla 10 - 20. Täyskierron jälkeen myös syvänteiden pohja-

TAULUKKO 3. Viskon alueen pintaveden fysikaalis-kemiallisia
vesistömuuttujia kesällä 1979.
(0 - 2,5 m, t: 1 m)

Muuttuja	pvm.	näytepiste								\bar{x} (ilman p. 2)
		2	8	12	34	35	5	9	10	
t	7. 6.79	19,0	18,4	17,9	15,7	-	17,7	17,3	17,0	
(°C)	18. 6.79	16,0	17,0	16,8	15,1	13,4	17,2	15,9	15,8	
	9. 7.79	17,3	17,7	18,1	16,6	16,8	17,5	17,9	17,5	
	7. 8.79	18,0	18,0	17,7	16,7	16,3	17,8	16,8	16,6	
	3. 9.79	16,1	16,6	16,6	16,2	16,1	16,5	16,2	16,2	
	25. 9.79	12,4	12,0	12,0	12,3	12,6	12,4	12,4	12,8	
	8.10.79	8,7	8,1	8,9	9,5	10,1	9,3	8,9	9,0	
PO ₄	7. 6.	3	3	2	2	1	2	1	1	2
(µgP/l)	18. 6.	2	4	3	4	3	2	1	2	3
	9. 7.	4	-	4	7	3	4	-	5	5
	7. 8.	7	5	4	3	6	4	5	8	5
	3. 9.	1	1	1	3	3	3	3	2	2
	25. 9.	3	3	3	8	13	2	4	3	5
	8.10.	1	3	8	12	15	6	6	5	7
	\bar{x}	3	3	4	6	6	3	3	4	
epäorg.N	7. 6.	48	6	5	4	6	4	4	4	10 (5)
(µgN/l)	18. 6.	3	6	3	2	2	2	4	1	3 (3)
	9. 7.	5	3	3	3	3	8	4	3	4 (4)
	7. 8.	73	4	4	2	3	3	2	1	12 (3)
	3. 9.	213	10	7	21	13	5	6	12	36 (11)
	25. 9.	8	8	7	7	26	5	5	6	9 (9)
	8.10.	11	4	10	14	22	36	5	3	13 (13)
	\bar{x}	52	6	6	8	11	9	4	4	
kok.N/P	7. 6.	23	18	21	17	19	18	28	19	20
(= A)	18. 6.	23	16	19	22	24	22	16	23	21
	9. 7.	12	18	21	20	14	7,6	18	39	19
	7. 8.	26	23	24	16	34	21	33	22	25
	3. 9.	22	21	17	15	13	15	15	22	18
	25. 9.	18	18	15	12	10	16	16	18	15
	8.10.	17	23	18	14	14	18	23	20	18
	\bar{x}	20	20	19	17	18	17	21	23	
epäorg. N/P (= B)	7. 6.	16	2,0	2,5	2,0	6,0	2,0	4,0	4,0	4,8 (3,2)
	18. 6.	1,5	1,5	1,0	0,5	0,7	1,0	4,0	0,5	1,3 (1,3)
	9. 7.	1,3	-	0,8	0,4	1,0	2,0	-	0,6	1,0 (1,0)
	7. 8.	10	0,8	1,0	0,7	0,5	0,8	0,4	0,1	1,8 (0,6)
	3. 9.	213	10	7,0	7,0	4,3	1,7	2,0	6,0	31 (5,4)
	25. 9.	2,7	2,7	2,3	0,9	2,0	2,5	1,3	2,0	2,1 (2,0)
	8.10.	11	1,3	1,3	1,2	1,5	6,0	0,8	0,6	3,0 (1,8)
	\bar{x}	37	3,1	2,3	1,8	2,3	2,3	2,1	2,0	
tasa- paino- suhde (A/B)	7. 6.	1,4	9,0	8,2	8,5	3,1	8,8	7,0	4,8	6,4 (7,1)
	18. 6.	15	11	19	44	35	22	4,0	47	19 (20)
	9. 7.	9,2	-	27	50	14	3,8	-	65	28 (32)
	7. 8.	2,5	29	24	23	68	26	83	220	59 (68)
	3. 9.	0,1	2,1	2,4	2,1	2,9	8,6	7,5	3,6	3,7 (4,2)
	25. 9.	6,6	6,8	6,3	14	5,2	6,3	12	9,2	8,3 (8,5)
	8.10.	1,5	18	14	12	9,3	3,0	29	33	15 (17)
	\bar{x}	5,2	13	14	22	20	11	24	55	

TAULUKKO 4. Tvärminnen edustan pintaveden fysikaalis-kemiallisia vesistömuuttujia kesällä 1979.
(0 - 2,5 m, t: 1 m)

pvm	piste	t (°C)	PO ₄ (µgP/l)	epöorg.N (µgN/l)	kok.N/P(A)	epöorg.N/P(B)	A/B
29. 5.79	137	12,0	0	29	27	(∞)	(0)
	138	7,4	5	24	18	4,8	3,8
14. 6.79	137	9,6	5	6	15	1,2	13
	138	9,3	5	5	14	1,0	14
11. 7.79	137	16,4	1	2	14	2,0	7,0
	138	14,6	1	4	18	4,0	4,5
15. 8.79	137	17,9	5	18	18	3,6	5,0
	138	16,7	2	18	23	9,0	2,6
6. 9.79	137	-	6	20	16	3,3	4,8
	138	15,9	2	16	13	8,0	1,6
11.11.79	137	8,1	15	21	10	1,4	7,1
	138	8,4	17	40	16	2,4	6,7
\bar{x}	137		5	16	17	2,3	7,4
	138		5	18	17	4,9	5,5

veden kokonaisravinnesuhteet palautuivat tälle tasolle. Kokonais- ja epäorgaanisten ravinnesuhteiden suhde (taulukoissa A/B, jäljempänä ravinteiden tasapainosuhte) laski syvännepisteillä 5 ja 9 sekä pisteellä 12 alle yhden syyskuun alussa. Syystäyskierron jälkeen suhde nousi kaikilla pisteillä välille 6,2 - 27.

Pintavesien kokonaisravinneanalyysit esitetään kuvissa 6 ja 7. Ainoastaan kokonaistyyppianalyysit kahdelta purkupaikalta lähinnä olevalta pisteeltä (2 ja 8) noudattelevat jossain määrin kuormituksen vaihteluita (vrt. kuva 5). Kokonaisravinteiden taso ei Viskon alueella poikkea Tvärminnen edustan tuloksista (6c ja 7c). Kokonaisravinteiden suhde (taulukot 3 ja 4) vaihtelee ajallisesti ja paikallisesti hyvin vähän.

Epäorgaaniset ravinnetulokset esitetään taulukoissa 3 ja 4. Sekä epäorgaanisen tyypin (ammonium + nitriitti + nitraatti) että fosforin pitoisuudet vesirungon pintaosissa ovat avovesikauden aikana varsin pieniä, 1 - 2 µg/l:n analyysitulokset ovat tavallisia levien voimakkaan kasvun aikana. Ainoan poikkeuksen tästä muodostavat purkupaikalta lähinnä olevan pisteen (2) ammoniumtyyppipitoisuudet, jotka vaihtelevat voimakkaasti ja satunnaisesti riippuen tuulien aiheuttamista virtaussuunnista.

Epäorgaanisten ravinteiden suhde määräytyy analyysitarkkuuden (1 µg/l) rajoilla liikuttaessa melko karkeasti. Pistettä 2 lukuunottamatta suhteet vaihtelevat välillä 0,1 - 10, ja pienimmät arvot saadaan Viskon alueella kesäkuukausina.

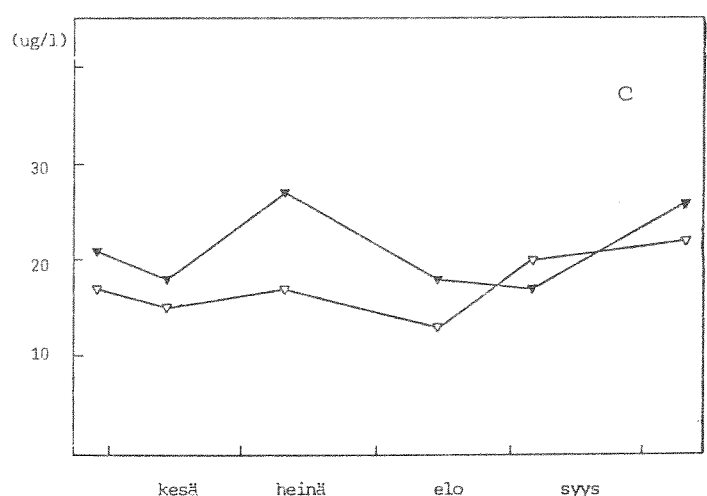
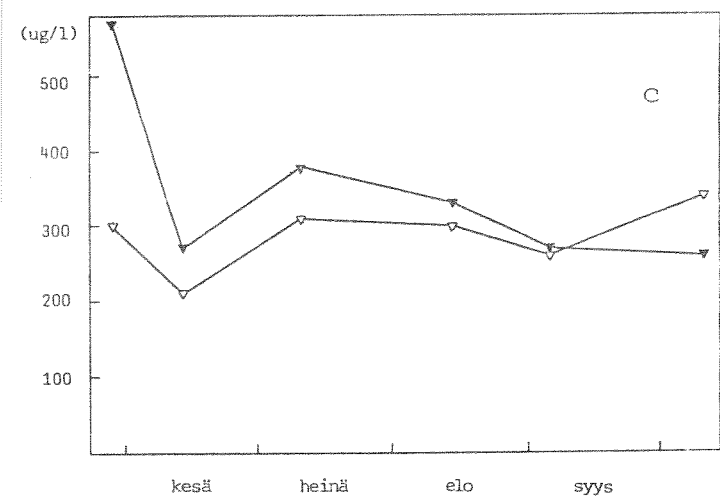
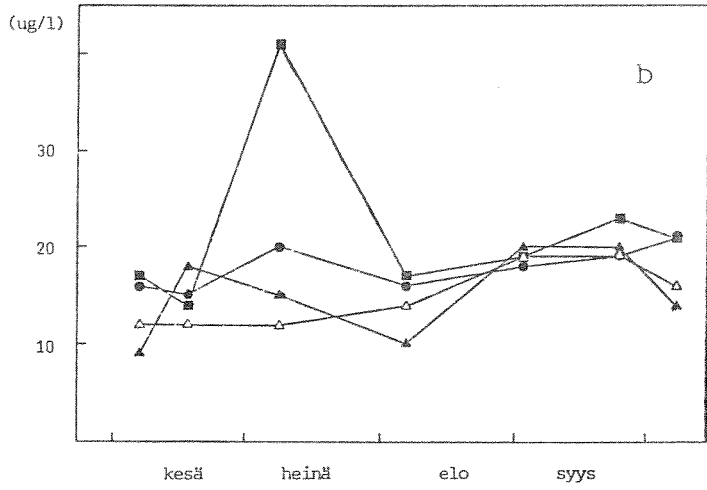
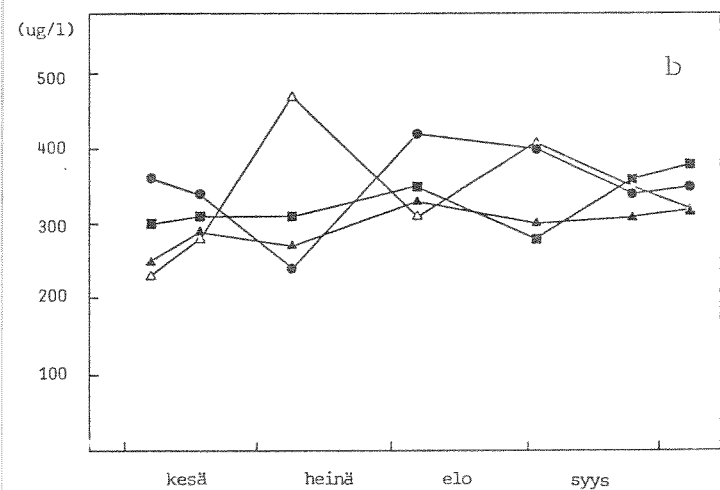
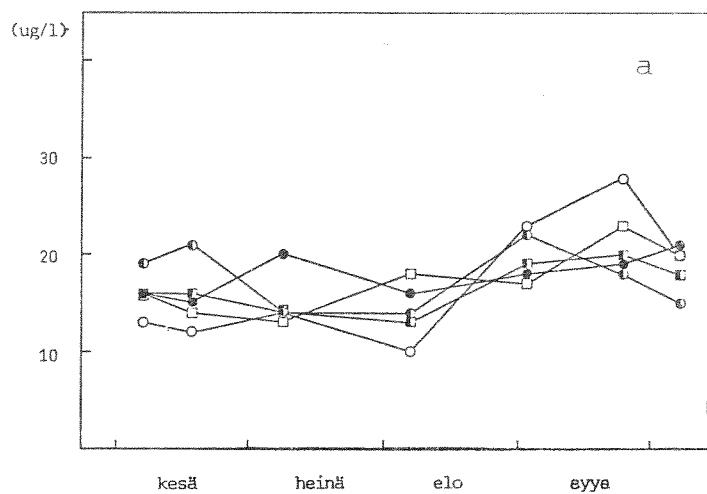
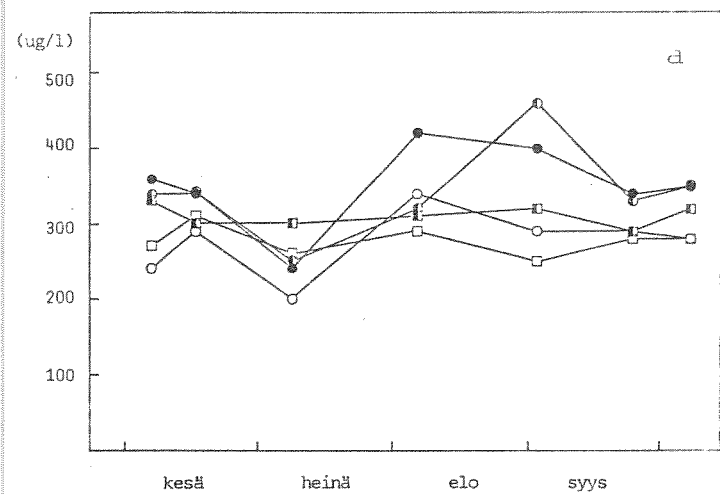
Ravinteiden tasapainosuhteeseen (A/B, taulukot 3 ja 4) on tiivistetty kaikkien typpi- ja fosforianalyysien tulokset. Tämä muuttuja vaihtelee melko voimakkaasti sekä ajallisesti että paikallisesti. Viskon alueella purkupaikan edustan (piste 2) arvot muodostavat alimman tason ($\bar{x} = 5,2$), pisteet 8, 12 ja

5 seuraavan ($\bar{x} = 11 - 14$) ja pisteet 34, 35 sekä 9 ja 10 kolmannen ($\bar{x} = 20 - 55$). Tasapainosuhteen lasku selvästä typpi-rajoituksesta kohti tasapainoarvoa (1,0) purkupaikkaa lähesyttävässä on selvin jätevesien vaikutus ravinnetuloksiin. Tämän suuntaisiin keskiarvoihin, jotka peittävät näkyvistä ajallisen kehityksen, tulee kuitenkin suhtautua varovasti. Kunkin näytteenottokerran keskiarvot kertovat selvästi muuttujan ominaisuuksista: pieniä arvoja ($\bar{x} = 3,7 - 8,3$) se saa alkukesästä ja syysmaksimin aikoihin, keskikesällä suhde kohoaa korkeaksi ($\bar{x} = 20 - 68$).

Kiintoaineanalyysit (kuva 8) vaihtelevat ajallisesti melko vähän, mutta arvot laskevat systemaattisesti purkupaikalta edettäessä (kuva 8a). Arvot edustavat osittain planktista biomassaa, mutta matalilla alueilla (p. 2, 8 ja 12) virtausten sedimentistä irrottama aines näkyy myös tuloksissa. Vesistöistä tehdyt kokonaisrikkianalyysit vaihtelivat satunnaisesti välillä 160 - 210 mg/l.

TAULUKKO 5. Viskon alueen pohjanläheisen vesikerroksen (p - 1 m) fysikaalis-kemiallisia analyysituloksia.

Muuttuja	pvm	piste:						
		8 (5)	12 (4,5)	34 (14)	35 (28)	5 (13,5)	9 (14,5)	10 (16)
O ₂ (kyl. %)	7. 6.79	100	104	88	84	63	80	78
	18. 6.79	99	98	82	90	24	70	70
	9. 7.79	93	74	75	19	17	40	40
	7. 8.79	95	97	73	59	4	21	20
	3. 9.79	88	94	55	34	0	4	5
	25. 9.79	95	95	90	92	27	94	93
8.10.79	94	95	93	91	95	92	88	
kok.N (µg/l)	9. 7.79	380	220	280	250	900	370	290
	3. 9.79	330	290	220	310	940	310	470
	8.10.79	280	320	240	270	300	280	310
NH ₄ -N (µg/l)	9. 7.79	4	4	6	25	260	130	120
	3. 9.79	7	14	8	98	680	140	160
	8.10.79	2	2	8	8	12	3	4
kok.P (µg/l)	9. 7.79	13	(25)	22	38	90	45	(57)
	3. 9.79	-	20	23	71	360	190	160
	8.10.79	14	18	23	22	21	18	15
PO ₄ -P (µg/l)	9. 7.79	4	(28)	16	22	61	36	(59)
	3. 9.79	4	1	21	58	120	74	140
	8.10.79	4	8	14	16	7	7	5
kok.N/P (= A)	9. 7.79	29	8,8	13	6,6	10	8,2	5,1
	3. 9.79	-	15	9,6	4,4	2,6	1,6	2,9
	8.10.79	20	18	12	13	14	16	21
epäorg. N/P (= B)	9. 7.79	1,0	0,2	0,6	1,5	4,4	3,8	2,1
	3. 9.79	2,0	16	0,9	2,1	5,7	1,9	1,2
	8.10.79	0,8	0,9	1,7	1,6	2,3	0,7	1,2
A/B	9. 7.79	29	49	23	4,4	2,3	2,2	2,5
	3. 9.79	-	0,9	11	2,1	0,5	0,5	2,5
	8.10.79	27	15	7,1	7,9	6,2	22	17



KUVA 6. Pintaveden (0-2 m) kokonaistyyppitulokset kesällä 1979.

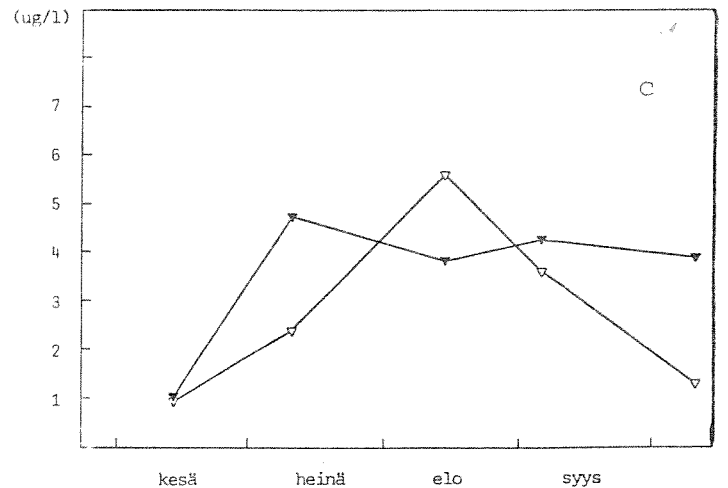
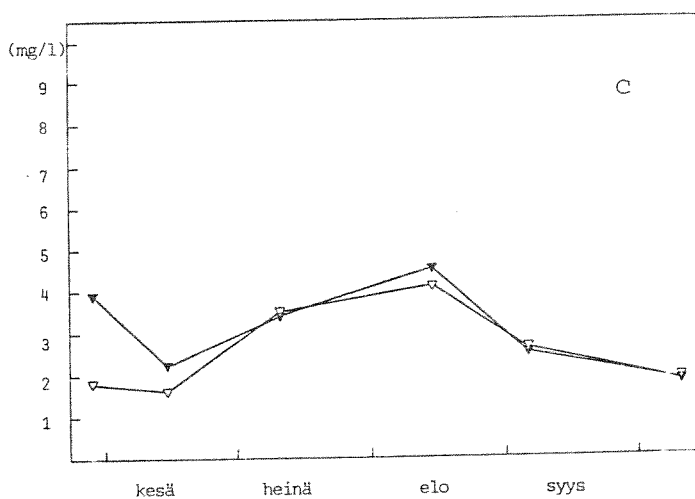
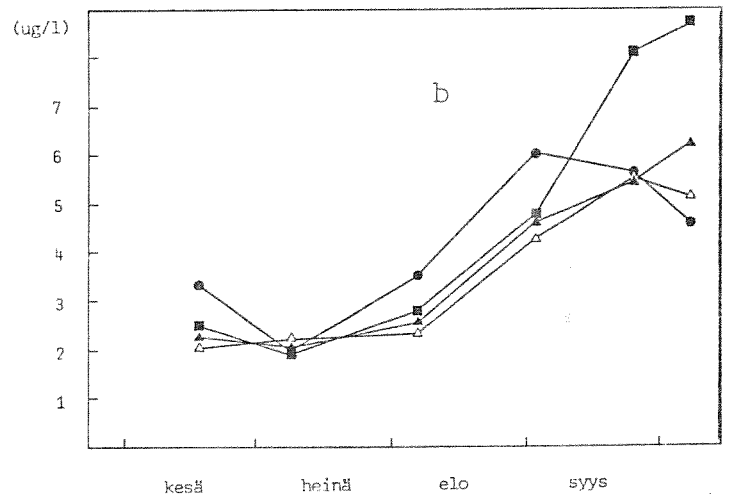
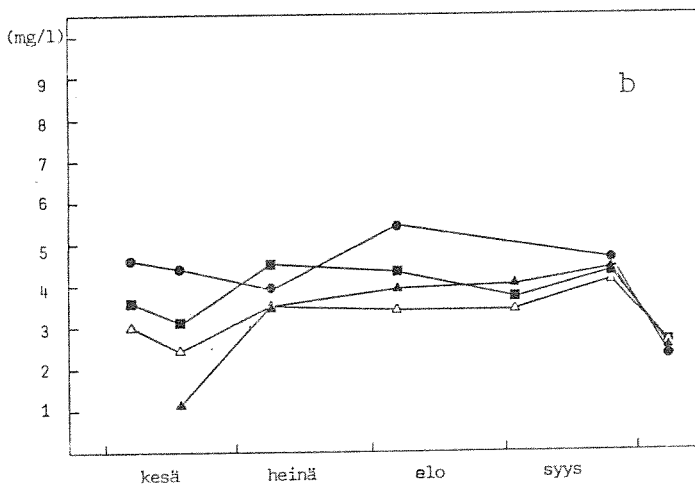
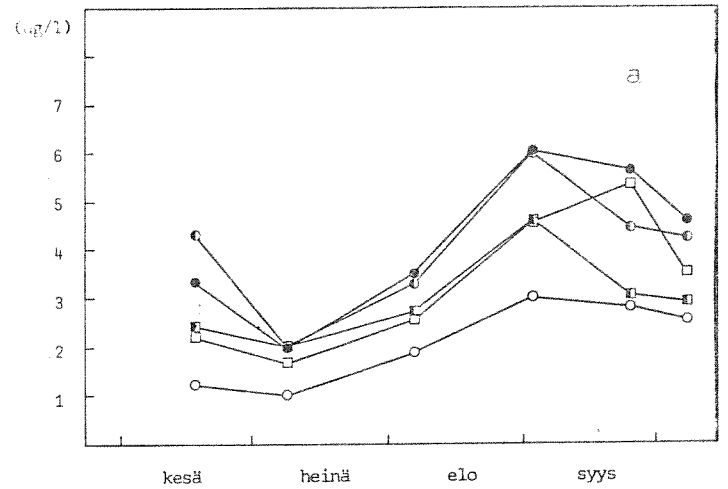
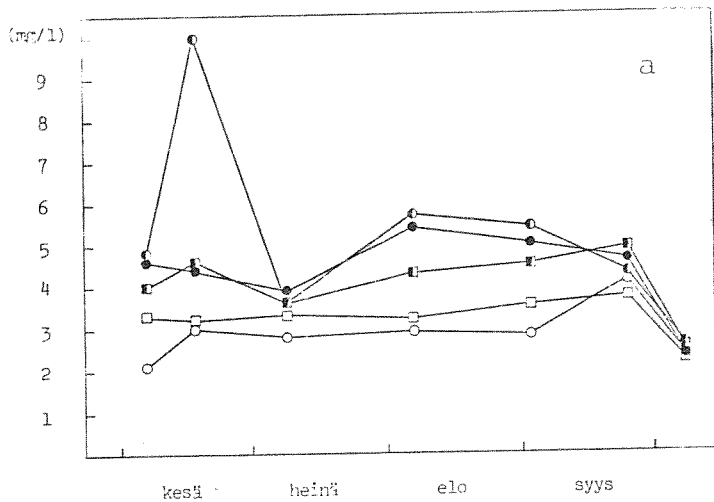
KUVA 7. Pintaveden (0-2 m) kokonaisfosforitulokset kesällä 1979.

pisteet: ●=2, ○=8, ■=12, □=34, ○=35, ■=5, ▲=9, △=10, ▼=137, ▽=138 (kts. kuva 2, s. 16)

3.23 Biologiset vesistömuuttujat

Kesän 1979 aikana mitatut biologiset vesistömuuttujat esitetään kuvaajien muodossa. Klorofylli *a* -määritys on kasviplanktonin biomassaa indikoiva standardimääritys (kuva 9). Tulosten kehitys tutkimusjakson kuluessa heijastaa osittain normaalia vuodenaikaisvaihtelua kevät- ja syyskuuhuippuineen, mutta eri pisteiden erottuminen toisistaan viittaa selvästi kuormituksen vaikutuksiin (kuva 9a).

Kesäkuun alussa, jolloin tehdas toimi vielä normaaliin tapaan, purkupaikan lähimmät pisteet (2 ja 8) olivat selvästi muita sisäsaaristopisteitä (12 ja 34) korkeammalla tasolla. Seisokin alettua (heinäkuu) pisteiden tulokset painuivat samalle tasolle, mutta ensimmäisellä näytteenotolla seisokin jälkeen (elokuu) kesäkuun vyöhykkeisyys oli selvästi palannut. Syysmaksimin alkaessa tilanne korostui edelleen. Sama ilmiö näkyy aktiivisen klorofyllin tuloksissa. Syvänteistä syystäyskierron ai-



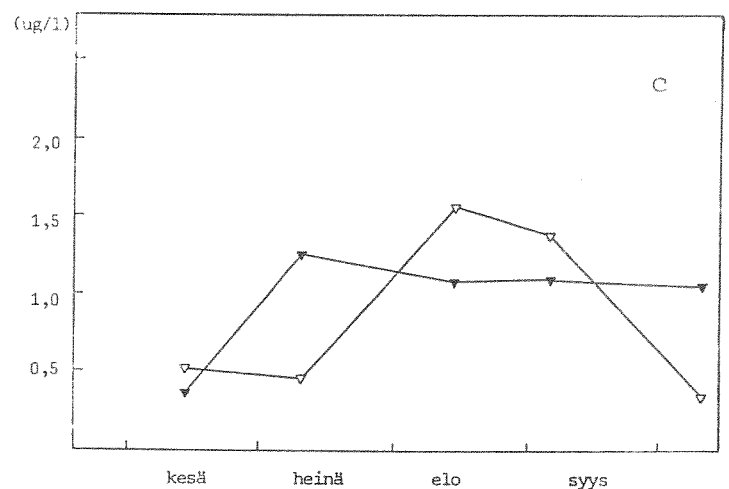
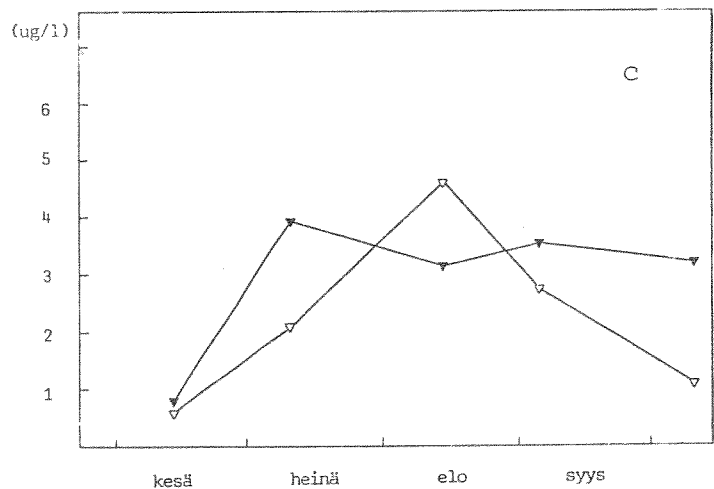
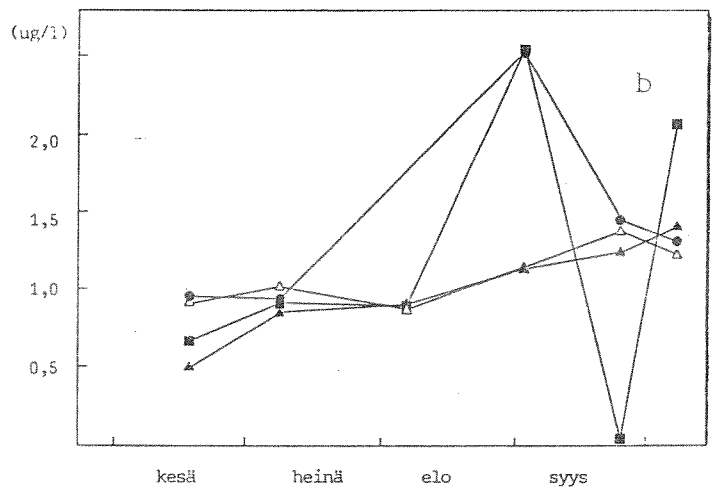
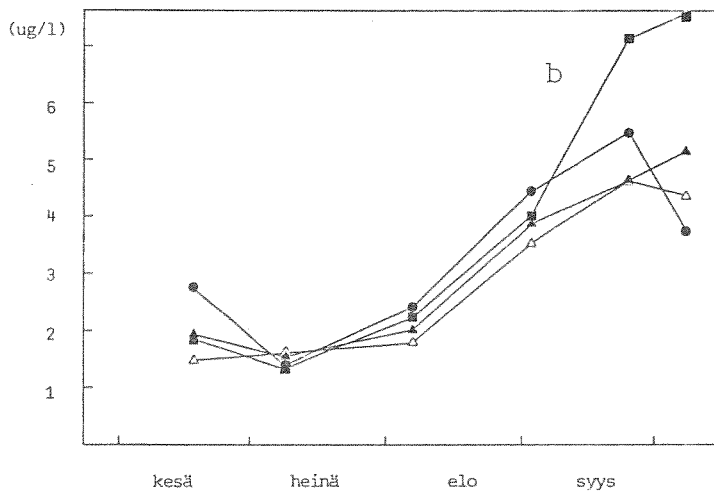
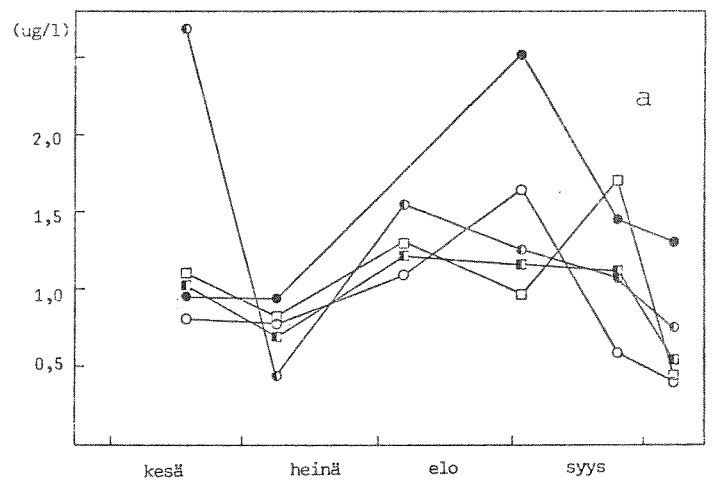
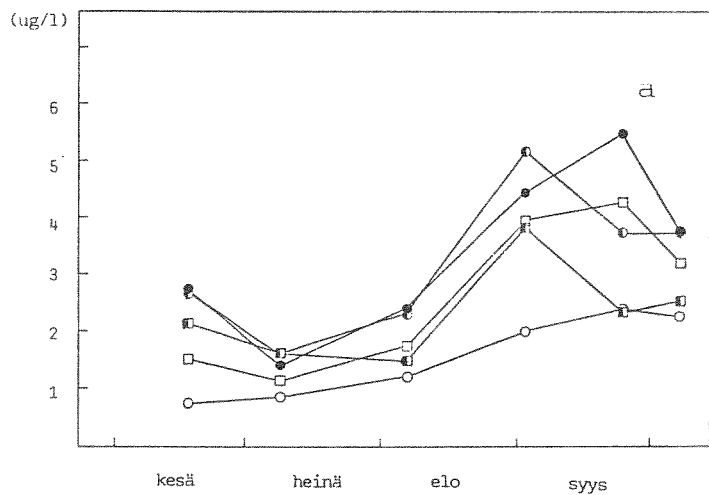
KUVA 8. Pintaveden (0-2 m) kiintoainetulokset kesällä 1979.

KUVA 9. Pintaveden (0-2 m) klorofylli a -tulokset kesällä 1979.

pisteet: ●=2, ○=8, ■=12, □=34, ○=35, ■=5, ▲=9, △=10, ▼=137, ▽=138 (kts. kuva 2, s. 16)

kana vapautuvien ravinteiden merkitys näkyy erityisen selvästi pisteen 5 syyshuipussa (9 ja 10b). Feopigmenttitulokset (kuva 11) ovat huomattavasti klorofyllejä epästabiilimpia, eivätkä pisteet eroa toisistaan systemaattisesti.

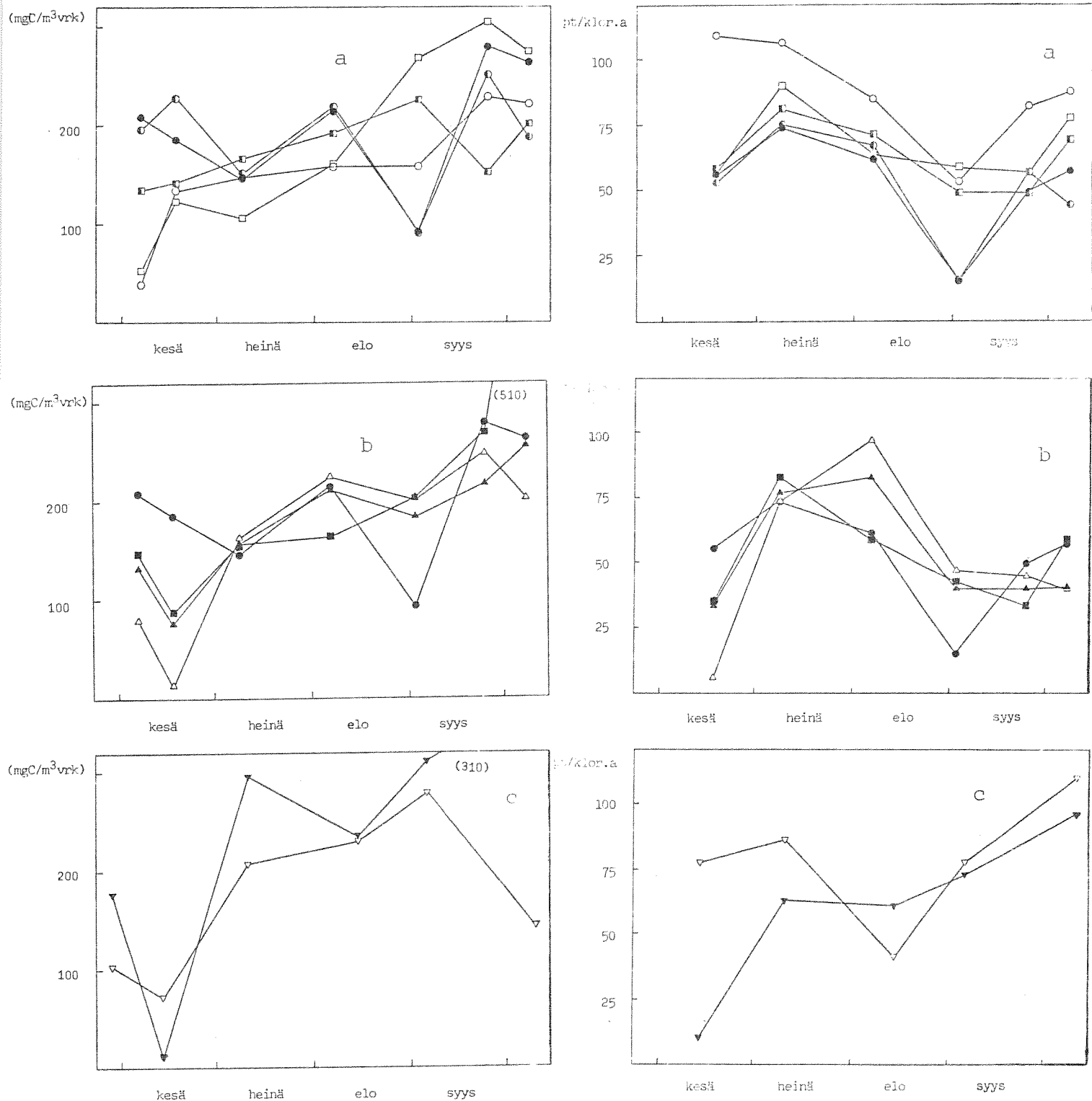
Klorofyllituloksissa näkyy selvästi Tvärminnen alueen sisäsaaristosta poikkeava planktonkehitys, jonka vuoksi biologisten muuttujien osalta ei voida tehdä suoria alueiden vertailuja.



KUVA 10. Pintaveden (0-2 m) aktiivisen klorofyllin tulokset kesällä 1979.

KUVA 11. Pintaveden (0-2 m) feopigmenttitulokset kesällä 1979.

pisteet: ●=2, ○=8, ■=12, □=34, ○=35, ■=5, ▲=9, △=10, ▼=137, ▽=138 (kts. kuva 2, s. 16)



KUVA 12. Pintaveden (0-2 m) perustuotantokykytulokset kesällä 1979.

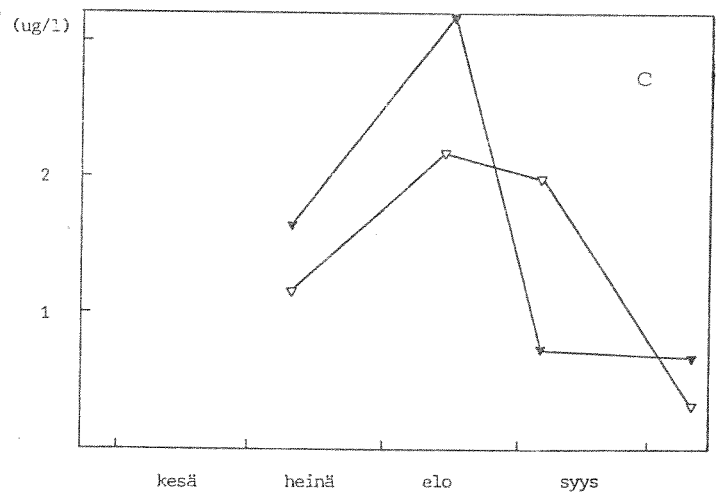
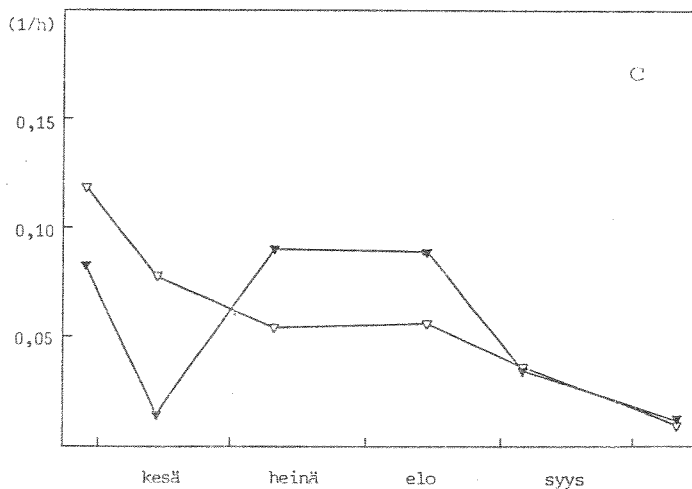
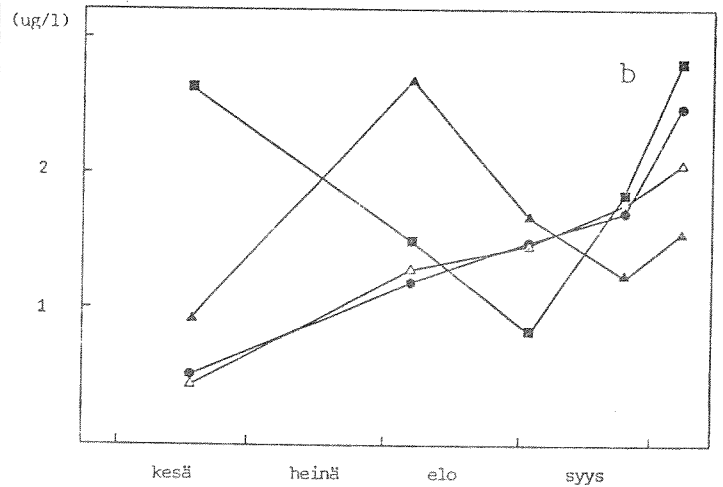
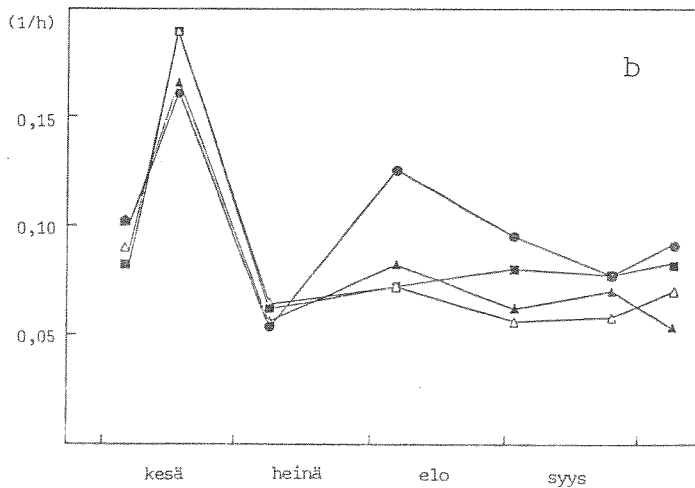
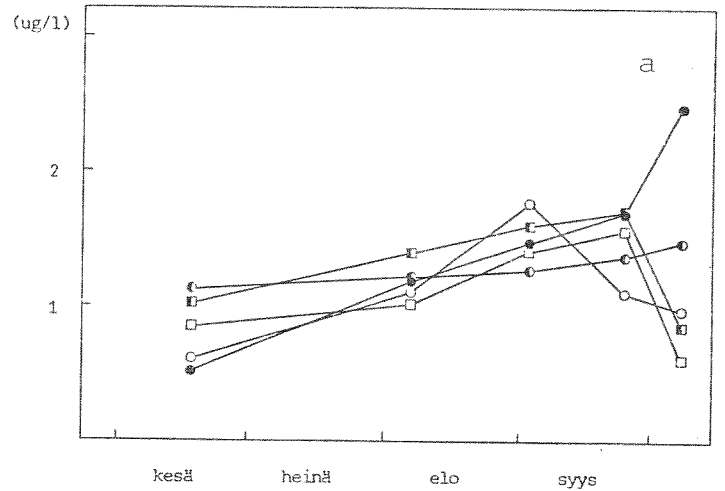
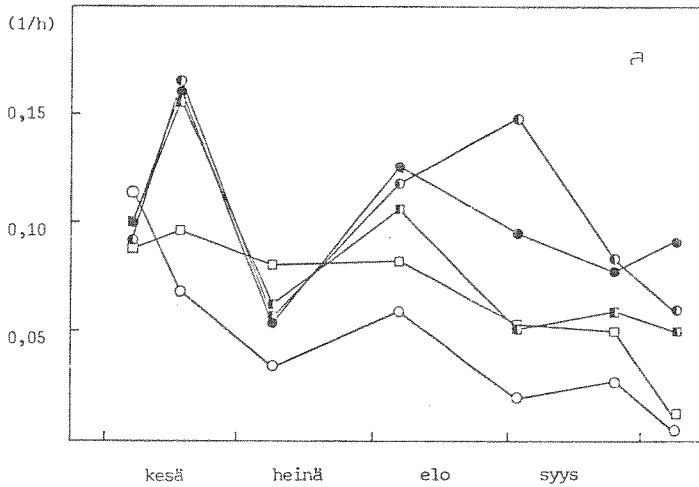
pisteet: ●=2, ○=8, ■=12, □=34, ○=35, ■=5, ▲=9, △=10, ▼=137, ▽=138 (kts. kuva 2, s. 16)

KUVA 13. Pintaveden (0-2 m) kasviplanktonin ominaisaktiivisuusindeksin tulokset kesällä 1979.

Lisäksi näytteenoton harvuus estää biologisten toimintojen syklien seuraamisen.

Perustuotantokykytulokset (kuva 12) vaihtelivat kesäkuukausina Viskon alueella välillä 100 - 200 mgC/m³.vrk. Kesäkuun tulokset purkupaikkaa lähinnä olevilla pisteillä (2 ja 8) olivat selvästi muita korkeammat klorofyllitulosten tapaan, ja arvot laskivat seisokin alettua. Nämä pisteet nousivat jälleen voi-

makkaimmmin seisokin jälkeisellä näytteenotolla. Syyskuun alussa samojen pisteiden tulokset erosivat jyrkästi muista: syysmaksimin jo käynnistyttyä pisteillä 2 ja 8 mitattiin pienimmät perustuotantokykytulokset. Kun näytteissä oli kuitenkin kasviplanktonbiomassaa muita pisteitä enemmän (kuva 9a), kyseessä on selvä levien aineenvaihdunnan inhibitio purkupaikan läheisyydessä. Perustuotantokyky nousi kasviplanktonin syysmaksimin aikana tasolle 200 - 300 mgC/m³.vrk kaikilla pisteillä. Perustuo-



KUVA 14. Pintaveden (0-2 m) heterotrofinen aktiivisuus (³H-glukoosin kiertonopeus 1/T) kesällä 1979.

KUVA 15. Pintaveden (0-2 m) ATP-tulokset kesällä 1979.

pisteet: ●=2, ○=8, □=12, □=34, ○=35, ■=5, ▲=9, △=10, ▼=137, ▽=138 (kts. kuva 2, s. 16)

tantokykylösten perusteella kasviplanktonin kevätuotantohuippu jatkui pohjoisen linjan syvänteillä ulompaa saaristoa (p. 34 ja 35) pidempään (kuva 12b), ja minimi saavutettiin vasta kesäkuun puolivälissä. Pisteellä 5 nähdään jälleen pohjakeroksiin keräytyneiden ravinteiden vapautumisen vaikutus levätuotantoon syystäyskierron kuluessa.

Kasviplanktonpopulaatioiden tilaa kuvaava ominaisaktiivisuusindeksi (kuva 13) lasketaan jakamalla näytteen tuotantokykyarvo biomassaa edustavalla klorofylliarvolla, jolloin tuloksena on populaation aktiivisuus biomassayksikköä kohti. Syyskuun alun inhibitio pisteillä 2 ja 8 ilmeni indeksituloksissa selvästi (kuva 13a). Ominaisaktiivisuustaso vaihteli kaikilla pisteillä samansuuntaisesti: kun levämassa (vrt. klorofylli a) oli pienimmillään, ominaisaktiivisuusindeksi oli korkea, ts. pieni biomassa osittain kompensoitui kohonneella toimintakyvyllä. Levätuotantohuippuina (Visko 3.9.1979, Tvärminne p. 138, 15.8.1979, kuvat 9a ja c) ominaisuusaktiivisuus laski huomattavasti, ts. leväbiomassan määrä korvasi osittain laadun. Ajallisena vaihteluna näkyvän ilmiön toisena puolena olivat pisteiden erot: merellisemmällä pisteillä (p. 35, p. 138) ominaisaktiivisuustaso oli selvästi sisäsaaristoa korkeampi. Tämä tukee Niemmen (1975) havaintoja Tvärminnen edustalta.

Bakteerien hajotustulokset kytkeytyvät kasviplanktonituloksien kehitykseen. Östra Sandfjärdenin sisäosissa (p. 2, 8 ja 12 sekä 5, 9 ja 10, kuvat 14a ja b) glukoosin kiertonopeus kasvoi voimakkaasti kesäkuun aikana. Tämä liittyi ilmeisesti kevätmaksimin kasviplanktonbiomassan hajotukseen. Seisokin alettua (heinäkuu) tulokset laskivat jyrkästi. Elo- ja syyskuun näytteenottokerroilla oli kehittynyt selvä vyöhykkeisyys (p. 2 + 8, 12 + 34, 35, kuva 14a), joka vastasi kasviplanktonituloksia (vrt. kuva 9a). Hajotustaso Östra Sandfjärdenin alueella oli koko tutkimusjakson ajan varsin korkea. Glukoosin kiertoaika vaihteli 5 - 20 tunnin välillä ja säilyi lokakuun alkupuolelle saakka alle 20 tuntina, kun ulommilla pisteillä (34 ja 35, Tvärminnen alue) havaittiin selvä laskeutuminen 100 - 200 tunnin tasolle.

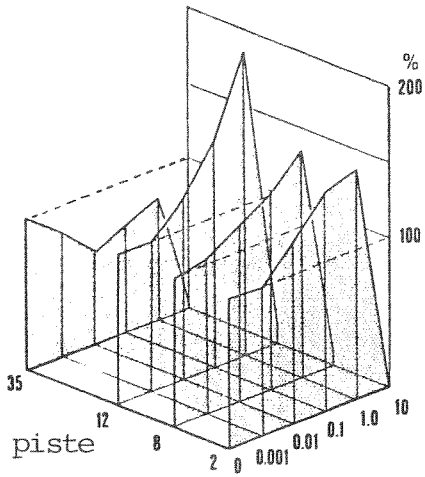
ATP-tulokset (kuvat 15a, b ja c) vaihtelivat välillä 0,3 - 3,2 µg/l, ja osittain harvan näytteenoton (vain 5 ajankohtaa) vuoksi erityisen selviä syklejä ei havaittu ulkomeren pisteitä lukuun ottamatta, joilla loppukesän tuotantohuippu (3.9.1979 p. 35, 15.8.-6.9.1979 p. 137 ja 138) ilmeni ATP-analyyseissa.

3.24 J ä t e v e s i t e s t i t

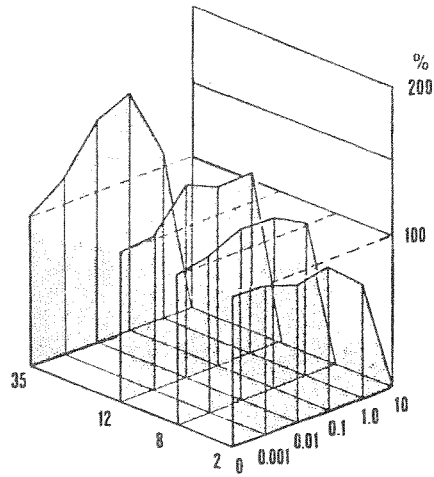
Kuvassa 16 on esitetty kesän 1979 luonnonpopulaatioilla ja testilevällä (*Chlorella sp.*) tehtyjen jätevesilisäyksiä tulokset. Yleinen piirre niissä on jäteveden perustuotantoa ja testilevän kasvua kiihdyttävä vaikutus sekä heterotrofisten bakteerien herkkyys jätevedelle.

Kullakin testikerralla käytettiin näytteenoton yhteydessä kerättyä jäteveden kokoomänäytettä. Ensimmäisellä kerralla (kesäkuu) jäteveden pH oli 2,5, jälkimmäisillä 2,2 (elokuu) ja 2,1 (syyskuu). Jäteveden happamuuserot aiheuttivat sen, että ensimmäisellä testikerralla 10 %:n jätevesilisäys laski näytteen pH:n välille 5,8 - 5,9, mutta jälkimmäisillä arvoihin

18. 6. 1979

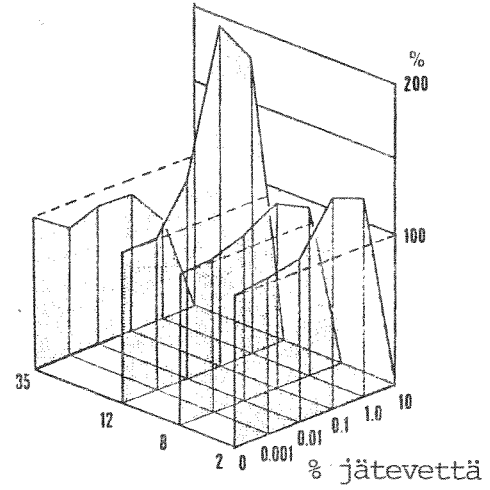


7. 8. 1979

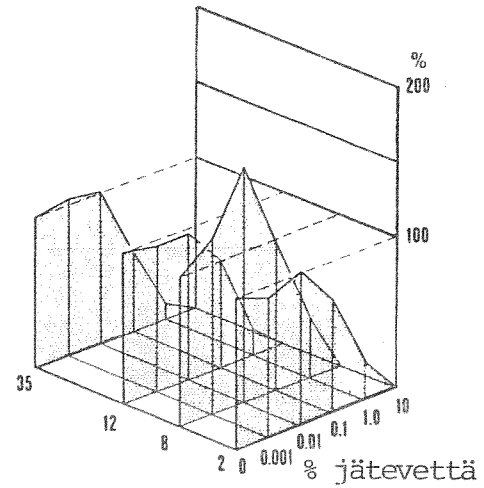
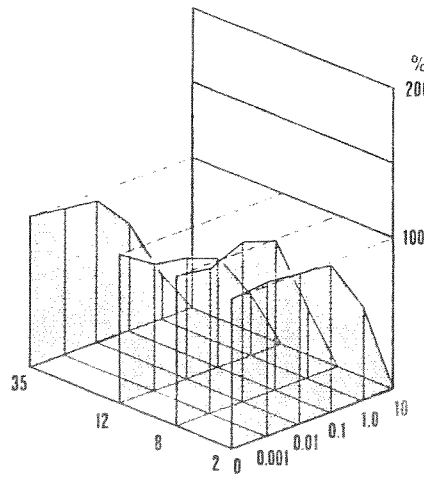
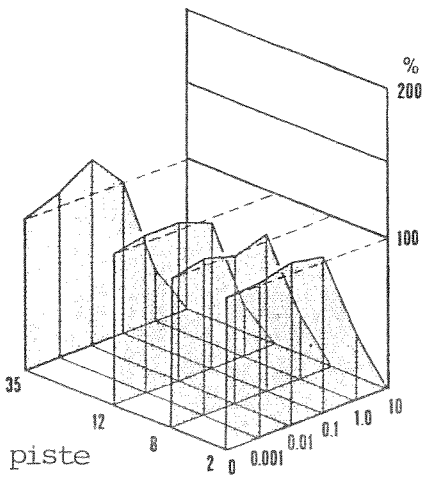


25. 9. 1979

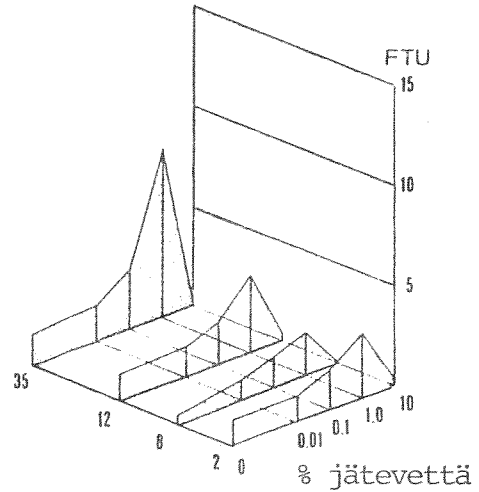
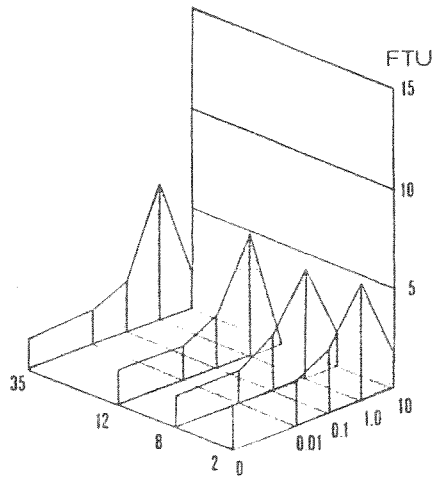
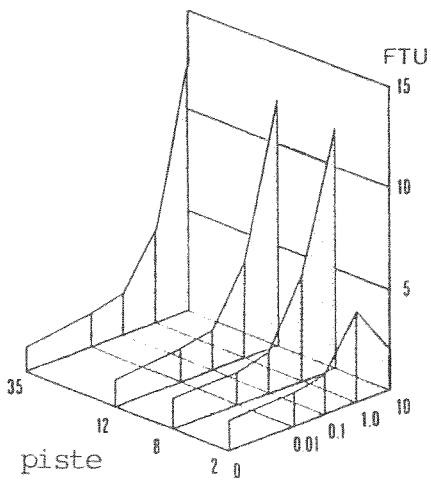
a. perustuotantokyky



b. heterotrofia



c. Chlorella



KUVA 16. Kesän 1979 jätevesitestitulokset (% nollatasosta) eri jätevesilisäyksillä (% jättevettä) neljällä näytesteellä (2, 8, 12, 35). a. kasviplanktonin luonnonyhteisöjen perustuotantokyky. b. bakteeriplanktonin luonnonyhteisöjen heterotrofinen aktiivisuus. c. Testilevä Chlorellan kasvu (FTU) suodatetussa näytesteessä.

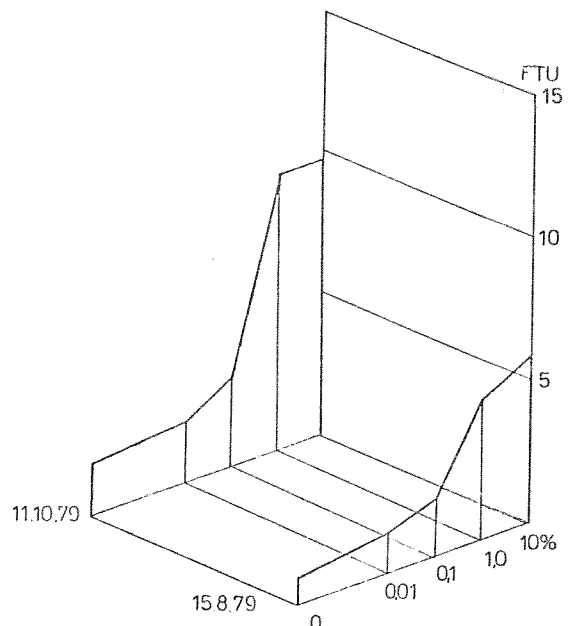
3,2 - 3,5 (elokuu) ja 3,1 - 4,4 (syyskuu). Laimeampien jätevesilisäysten vaikutus näytteiden pH:hon oli murtoveden suhteellisen hyvän puskurikyvyn vuoksi pieni. Jäteveden 0,1 %:n lisäykset laskivat pH:ta vain alle 0,8 yksikköä, ja 1 %:n lisäyksellä näytteiden pH vaihteli välillä 6,4 - 6,7.

Perustuotantokyvyn stimulaatiot havaittiin jäteveden pitoisuuksilla 0,01 - 1 %, ja suurimmat stimulaatiot olivat 230 % lähtötasosta (ei jätevesilisäystä) (kuva 16a). Suurin jätevesilisäys (10 %) oli joka kerta kasviplanktonille toksinen. Kahdella näytteenottokerralla jätevesi ainoastaan inhiboi uloimman pisteen (35) perustuotantokykyä, mutta elokuussa jäteveden aiheuttamat stimulaatiot olivat tällä pisteellä suurimpia. Eri kerroilla käytettyjen jätevesien erot näkyivät selvästi siinä, että kesäkuussa (laimein jätevesi) suurimmat stimulaatiot havaittiin 1 % lisäyksillä, mutta myöhemmillä kerroilla jo 1 % pitoisuus käänsi perustuotantokyvyn laskuun pienemmällä lisäyksillä havaituista maksimistimulaatioista.

Bakteerien hajotusnopeus ei kiihtynyt suorilla jätevesilisäyksillä kuin kahdessa näytteessä, ja jo 1 %:n lisäys oli säännöllisesti voimakkaasti inhiboiva tai täysin toksinen (kuva 16b). Jälkimmäisten testikertojen happamampi jätevesi aiheutti sen, että selvä inhibitio havaittiin jo pitoisuudesta 0,1 % lähtien suurimmalla osalla näytteistä.

Eri jätevesien erot olivat dramaattisimpia Chlorellalla tehdyissä jätevesitesteissä (kuva 16c). Ensimmäisen näytteenottokerran laimein jätevesi aiheutti inhibitiota vain lähimmällä pisteellä (2), ja 10 %:n lisäys kohotti muiden näytteiden levänkasvatuskykyä jopa 960 %. Muilla testikerroilla 10 %:n lisäys oli voimakkaasti inhiboiva tai täysin toksinen. Pienemmällä jätevesilisäyksillä (0,1 - 1 %) stimulaatiot olivat selviä, ja 1 %:n pitoisuus kohotti Chlorellan kasvua kaikissa näytevesissä 230 - 470 % lähtötasosta.

Tvärminnen alueen näytteillä (p. 138) tehtiin kaksi Chlorella-jätevesitestiä (kuva 17). Jätevesilisäykset olivat kevään 1980 testeissä käytettyä jätevettä (kts. 3.34), jonka pH oli 2,5,



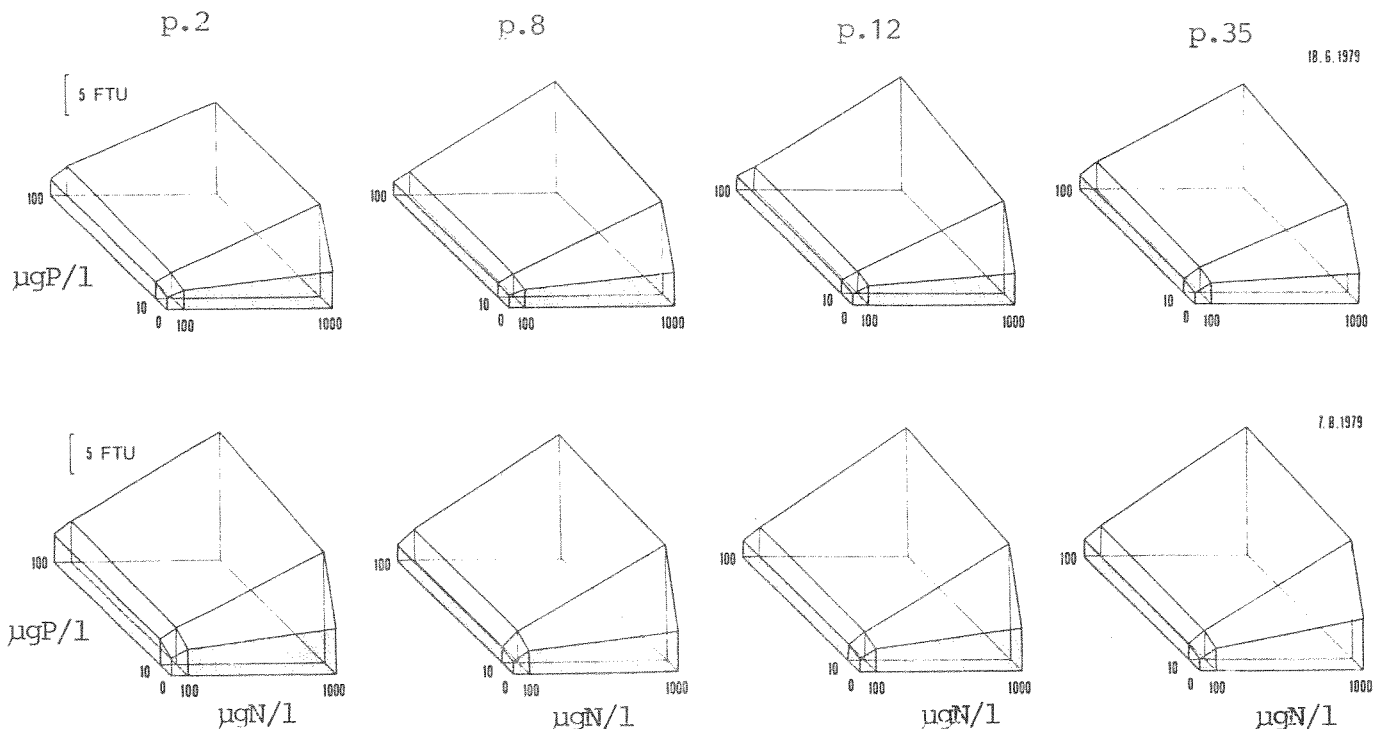
KUVA 17. Jätevesitestit Tvärminnen edustan (p. 138) suodatetulla näytevedellä. Chlorellan kasvu (FTU) eri jätevesilisäyksillä (% jätevettä).

ja 10 %:n lisäykset laskivat pH:n välille 5,6 - 5,9. Jätevesi vastasi siis kesäkuun 1979 testin jätevetttä. Niinpä myös näissä testeissä havaittiin voimakas Chlorellan kasvun lisäys vielä 10 %:n jätevesipitoisuuksilla, vaikkakin lisäys selvästi liikkuu inhibitorajoilla, koska stimulaatio oli vain niukasti 1 %:n pitoisuutta korkeampi.

Testeissä näkyy selvästi vesistössä vallitsevan ravinnetilan-teen vaikutus jätevesireaktioon: kasviplanktonhuipun aikana (15.8.1979, kts. kuva 9c) lähtötaso on alhainen pienten epäor-gaanisten ravinnepitoisuuksien vuoksi (taulukko 4), ja jäteve-sien aiheuttama stimulaatio on absoluuttisesti heikompi kuin 11.10.1979. Tällöin lähtötaso on korkea. Suhteellisesti jäte-vesistimulaatiot ovat kuitenkin samansuuntaisia (1 % : 500 - 510 %; 10 : 510 - 590 %).

3.25 Ravinnelisäyset

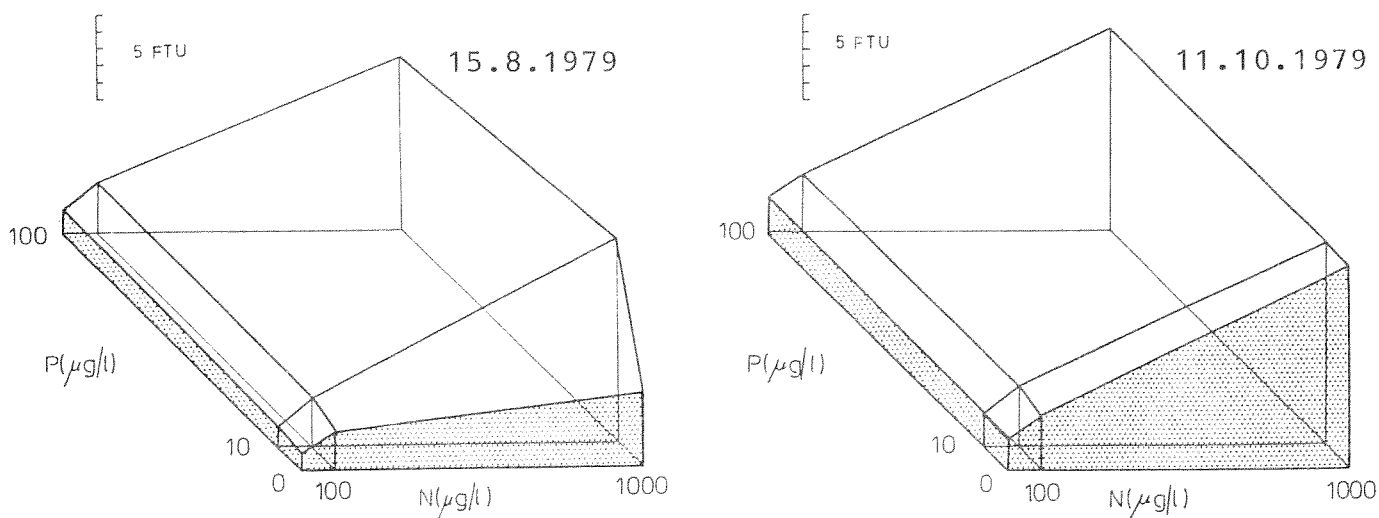
Chlorellalla suoritettuja AGP-testejä eri ravinnelisäyksillä esitetään kuvassa 18. Taulukossa 3 esitettiin testattujen näyt-teiden ravinnepitoisuudet ja -suhteet. Tulokset ovat varsin yhdenmukaisia: pelkällä fosforilisäyksellä ei ollut mitään vaikutusta leväntuotantokykyyn yhtä näytettä lukuun ottamatta (7.8.1979, piste 2), jolloin puhdas fosforilisäys lisäsi hie-man AGP-potentiaalia. Taulukosta 3 nähdään, että tässä näyt-teessä oli poikkeuksellinen ammoniumpitoisuus (73 $\mu\text{gN/l}$), joka johtui jäteveden virtauksesta pisteelle. Sekä ammonium-pitoisuudesta että ravinnesuhteista käy ilmi, että tämä testi-tilanne edustaa alueella harvinaista typpi/fosforisuhdetta.



KUVA 18. Kesän 1979 AGP-ravinnelisäyset. Chlorellan kasvu (FTU) neljän pisteen (2,8,12,35) suodatetussa näytevedessä.

Muissa näytevesissä tulokset osoittivat, että puhtaalla typpilisäyksellä leväntuotantokyky kasvoi jonkin verran perustasoon nähden, ja pienikin fosforilisäys paransi ratkaisevasti typen hyväksikäyttöä. Kesäkuun näytteissä fosfaattifosforipitoisuudet olivat pieniä (2 - 4 ug PO₄-P/l, taulukko 3). Kun elokuussa vastaavat pitoisuudet olivat hieman kohonneet (3 - 7 ug PO₄-P/l), pelkkä typpilisäys vaikutti voimakkaammin. Lisäksi ravinteiden yhteisvaikutus oli suurempi kuin 18.6.1979. Ravinnesuhteet (taulukko 3) antavat tilanteesta varsin yhdenmukaisen kuvan levätestien kanssa: typpi on näiden parametrien mukaan selvä kesäkauden minimiravinne koko alueella lukuun ottamatta tilapäisiä jätevesivirtauksia purkuputken edustalla.

Tvärminnen edustan pisteellä 138 tehdyt kaksi ravinnelisäysostetta osoittavat selvästi testiajankohdan vaikutuksen tulokseen (kuva 19). Voimakkaan leväntuotannon aikana (15.8.1979, vrt. kuvat 9 ja 12c) typpi oli varsinainen minimiravinne (lisää leväntuotantoa yksin lisättynä, fosfori ei), mutta suuren lisäyksen hyödyntäminen parantui huomattavasti lisäämällä näytteeseen myös fosforia. Heikomman levätoiminnan kautena (11.10.1979) typpi oli ainoa Chlorellan tuotantoa rajoittava ravinne.



KUVA 19. Tvärminnen edustan (p. 138) AGP-ravinnelisäysostetit. Chlorellan kasvu (FTU) kahden päivämäärän (15.8.1979 ja 11.10.1979) suodatetussa näytevedessä.

Nämäkin tulokset ovat yhtäpitäviä ravinnesuhteiden kanssa (taulukko 4). Elokuussa epäorgaaninen N/P-suhde oli lähellä tasapainoaluetta (9,0), ja tasapainosuhte oli 2,6. Lokakuun vastaavat suhteet olivat siirtyneet selvästi typpirajoitusta kuvaavalle puolelle (2,4 < 10; 6,7 > 1,0).

3.3 TALVINÄYTTEENOTTO

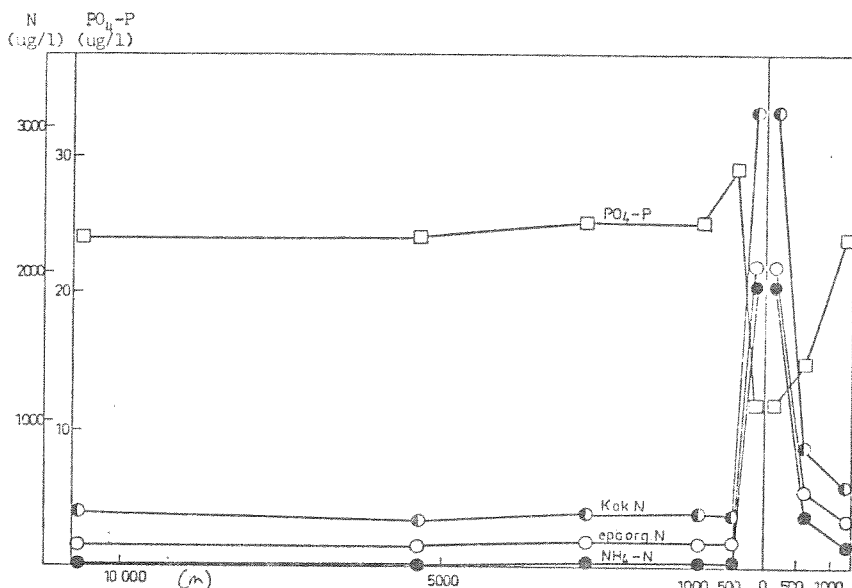
3.31 Vesistömuuttujat

Kuten taulukko 2 osoitti, Viskon tuotanto jatkui tasaisena talvikauden 1979 - 1980. Jääpeitteen muodostuttua tuulen sekoitava vaikutus lakkasi, ja tehtaan jätevedet konsentroituivat purkupaikan välittömään läheisyyteen. Talvinäytteenotto suoritettiin 11.3.1980. Jääpeite oli vallinnut muutaman kuukauden ja jäidenlähtö tapahtui 25.- 26.4.1980, joten näytteenoton aikana vallinnut tilanne tulisi vielä kärjistyään ennen avovesikautta. Tästä huolimatta näytteenoton perusteella voidaan arvioida kevätuotantohuipun lähtötilannetta ravinneolojen kannalta.

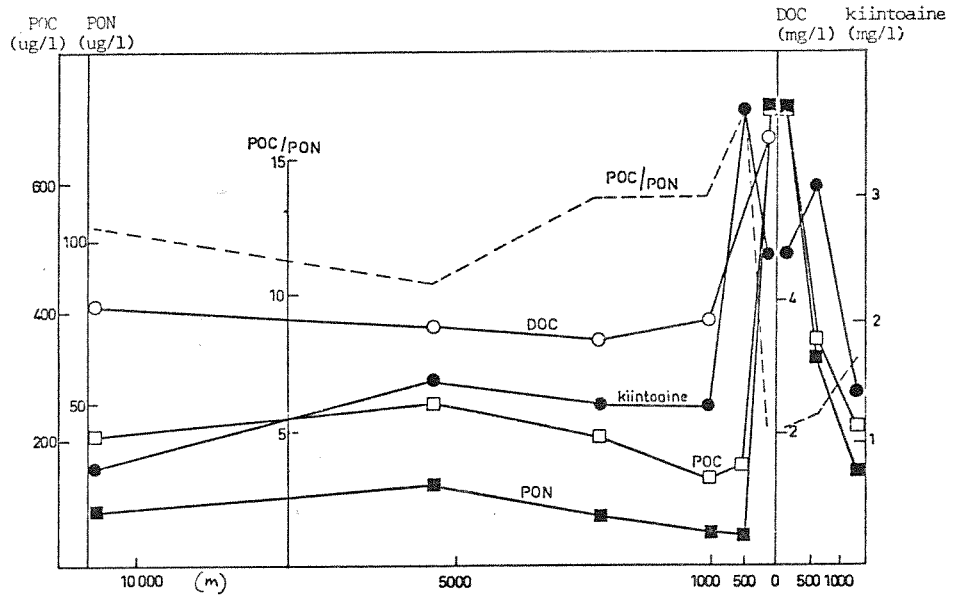
Taulukossa 6 sekä kuvissa 20, 21 ja 22 on esitetty vesistömuuttujien arvoja eri havaintopisteillä. Jäteveden kertymisen selvittämiseksi lisättiin piste 4 purkupaikan ja pisteen 8 puoli-
väliin sekä noudettiin kokoomänäytteet purkupaikasta pohjoiseen (pisteet 3 ja 1, kts. kuva 4).

TAULUKKO 6. Talvinäytteenoton fysikaalis-kemiallisia tuloksia (0 - 2,5 m kokoomänäyte, O₂-%: 1 m).

piste	O ₂ -%	alkaliniteetti	pH	kok.N/P (A)	epäorg. N/P (B)	A/B
2	10	0,76	6,6	94	170	0,6
4	-	1,41	7,6	8,2	5,7	1,4
8	87	1,44	7,6	13	6,2	2,1
12	86	1,42	7,7	8,6	6,3	1,4
34	92	1,43	7,8	10	5,5	1,8
35	94	1,45	7,7	10	5,1	2,0
3	-	1,29	6,9	30	35	0,9
1	-	1,34	7,0	15	13	1,2



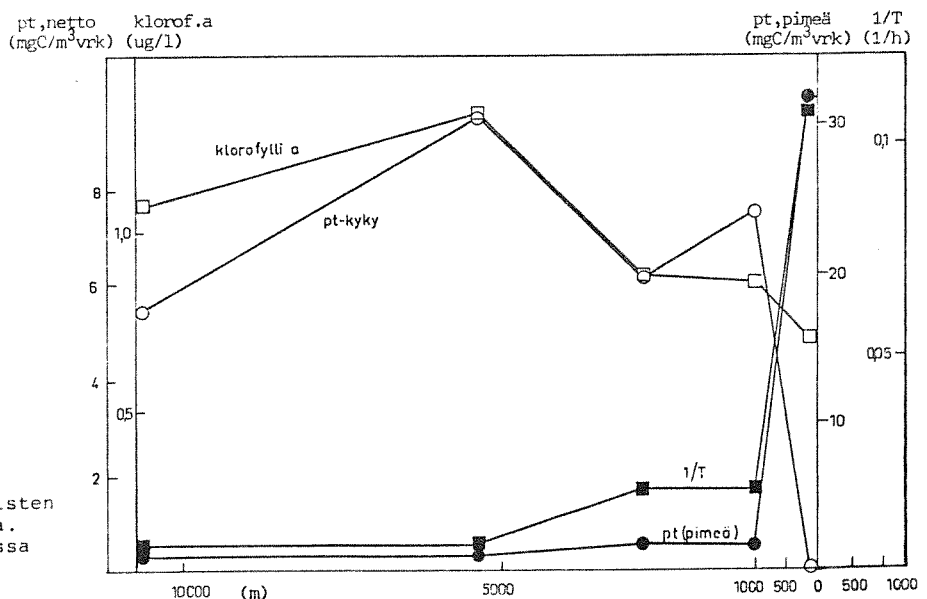
KUVA 20. Talvinäytteenoton (11.3.1980) ravinnetuloja. Vaaka-akselilla etäisyys purkupaikalta (m), pisteet vasemmalta oikealle 35-34-12-8-4-2;2-3-1 (kts. kuvat 2 ja 4).



KUVA 21. Talvinäytteenoton (11.3.1980) fysikaalis-kemiallisia tuloksia. Pisteet kuten kuvassa 20.

Tuloksista käy ilmi, että jäteveden pääasiallinen kulkeutumis-suunta on talvella 1979 - 1980 ollut pohjoinen. Purkupaikkaa lähinnä olevalla pisteellä (2) jäteveden alhainen pH (2,1-2,5) oli ylittänyt murtoveden hyvän puskurikyvyn, ja näytteiden pH-arvo oli laskenut yhden yksikön. Läntisellä linjalla (4 - 8 - 12 - 34 - 35) pH oli palautunut normaalille tasolle jo ensimmäisellä pisteellä, jonka etäisyys purkupaikasta on noin 500 metriä. Pohjoissuunnassa näyteveden pH oli selvästi alueen yleisen tason alapuolella vielä pisteellä 1, jonka etäisyys purkupaikasta on noin 1 200 metriä. Sama ilmiö näkyi alkaliniteettituloksissa.

Ravinneanalyysit vahvistavat tilanteen (kuvat 20 ja 21). Viimeistään pisteellä 8 läntisen linjan pitoisuudet olivat vakiintuneet talviselle tasolle, joka vallitsi Hangon läntiselle selälle saakka. Purkupaikan välittömässä läheisyydessä (< 200 m) analysoitiin erittäin korkeat kokonaistyyppi- ja ammoniumtyyppi-pitoisuudet (3 100 ja 1 900 ugN/l), ja pitoisuudet laskivat pohjoiseen mentäessä selvästi hitaammin. Ravinnesuhteet (taulukko 6) jakautuivat samoin. Hiukkasmuotoisen tyyppien ja hiilen pitoisuudet noudattivat samaa jakautumista purkusuuntien suhteen. Kiintoaineanalyysi purkupaikan edustalta ja pisteeltä 4 edellisen valossa tunnu uskottavalta; muuten kiintoaine heijasti karkeasti hiukkasmuotoisen orgaanisen aineen pitoisuuksia.



KUVA 22. Talvinäytteenoton (11.3.1980) biologisten muuttujien tuloksia. Pisteet kuten kuvassa 20.

Huomionarvoista ravinnetuloksissa on epäorgaanisen fosforin ja orgaanisen aineen hiili/typpi-suhteen vaihtelu eri pisteillä (kuvat 20 ja 21). Nämä tulokset selittyvät biologisten muuttujien avulla (kuva 22). Purkupaikan välittömässä läheisyydessä levien toiminta oli täysin inhiboitunut, mutta bakteeritoiminta oli erittäin vilkasta (kiertonopeus $0,107 \text{ l/h}$, joka vastaa kiertoaikaa $9,32$ tuntia). Jälkimmäinen näkyi myös perustuotantokyvyn pimeässä näytteessä, jossa hiilidioksidin sidonta ($31,9 \text{ mgC/m}^3 \cdot \text{vrk}$) ylitti kolminkertaisesti alueen korkeimman netto-perustuotannon (p. 34: $9,6 \text{ mgC/m}^3 \cdot \text{vrk}$). Hapen kyllästysprosentti oli laskenut 10% :iin, ja näytteenotossa havaittiin voimakas pelkistyneiden rikkiyhdisteiden tuoksu.

Purkupaikan tuntumassa toimivat siis vilkkaasti anaerobiset tai fakultatiivisesti anaerobiset bakteeriryhmät, jotka käyttävät hyväkseen jäteveden ammoniumtyyppiä (monet bakteeriryhmät) ja sulfaatteja (samaten useat bakteeriryhmät, erityisesti Desulfovibrio, jotka pelkistävät sulfaatin suoraan rikkivedyksi). Sorokin (1965) on osoittanut, että vähähappisissa ja anaerobisissa oloissa toimivat vesistöbakteeriryhmät voivat ottaa jopa pääosan biosynteesinsä hiilestä hiilidioksidina. Tämä ilmeni erittäin selvästi purkupaikan edustan hiilidioksidin pimeäsioutumisessa.

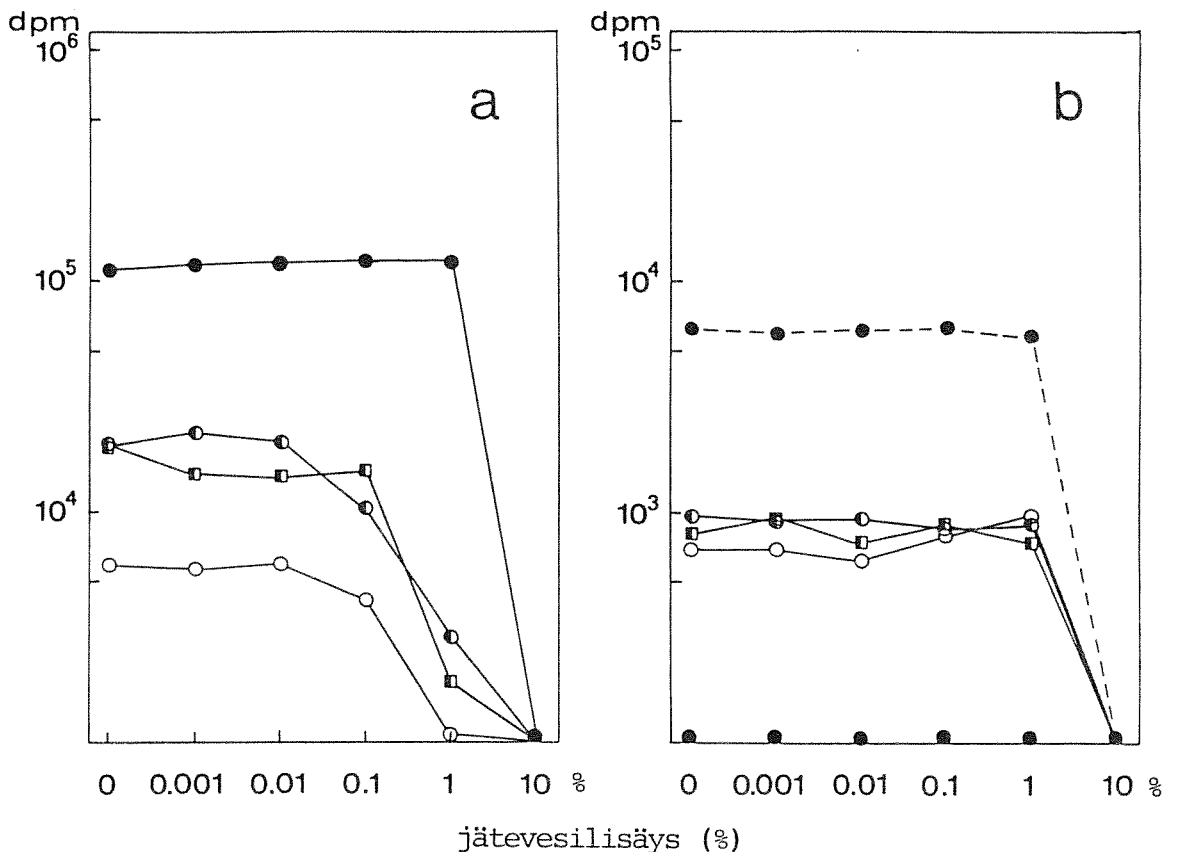
Fosfaattifosforin alentunut pitoisuus purkupaikan lähistöllä on seurausta vilkkaasta bakteeritoiminnasta, koska levien aineenvaihdunta oli täysin estynyt (kuva 22). Overbeck ja Tóth (1978) sekä Azam (suullinen tiedonanto) ovat todenneet heterotrofisten bakteerien toiminnan riippuvuuden fosfaattifosforista, joka säätelee bakteerien orgaanisten aineiden (erityisesti sokereiden) ottoa. Samoin hiukkasmuotoisen orgaanisen aineen hiili/typpi-suhteen putoaminen puoleen purkupaikan edustalla johtune osittain tyyppiä hyödyntävien bakteerien biomassan koostumuksesta. Sekä fosfaattifosforin että hiili/typpi-suhteen alueellinen jakautuminen toisti muiden parametrien pohjalta edellä jo esitetyn jätevesien pääleviämissuunnan.

Koko Östra Sandfjärdenin eteläisen altaan alueella (pisteet 8 ja 12) vallitsi selvästi ulompia alueita (pisteet 34 ja 35) korkeampi bakteerien hajotusnopeus. Pisteiden 8 ja 12 glukosin kiertonopeudet ($0,019 \text{ l/h}$) vastaavat 50 tunnin glukosin kiertoaikoja, kun puhtaammilla alueilla kiertoajat olivat $160 - 170$ tuntia. Koska jätevedet levisivät ennen muuta pohjoisia syvänteitä kohti, on syytä olettaa, että koko Bengtsårin saariston alueella vallitsi luonnontilaista selvästi korkeampi bakteeritoiminta. Levien yhteyttämisen minimitelijänä oli selvästi jääpeitteen ratkaisevasti heikentämä valaistus. Kaikilla pisteillä (välitöntä purkualuetta lukuun ottamatta) mitattiin kuitenkin selvää tuotantokykyä jään allakin ($5,4 - 9,6 \text{ mgC/m}^3 \cdot \text{vrk}$). Populaatioiden ominaisaktiivisuusindeksi vaihteli $4,8 - 8,4$ välillä, joka on kertaluokkaa pienempi kuin avovesikaudella (vrt. kuva 13).

3.32 J ä t e v e s i t e s t i t

Talvinäytteenoton jätevesi- ja ravinnelisäytestitulokset poikkesivat selvästi avovesikauden aikaisista ja täsmensivät vesistömuuttujien pohjalta saatua kuvaa. Talvinäytteenoton jäte-

vesitestit on tulostettu avovesikaudesta poikkeavasti (vrt. 3.24 ja 3.44), koska suhteellinen tulostustapa peittäisi eri näytteiden lähtötasojen suuret erot. Tämä ilmiö on kuitenkin oleellinen tulosten tulkinnalle. Suurten tasoerojen vuoksi tulokset on esitetty logaritmuunnoksina radioaktiivisuusmittauksista (dpm), jotka ovat suorassa suhteessa mitattuihin muuttujiin (perustuotantokyky ja glukoosin kiertonopeus).



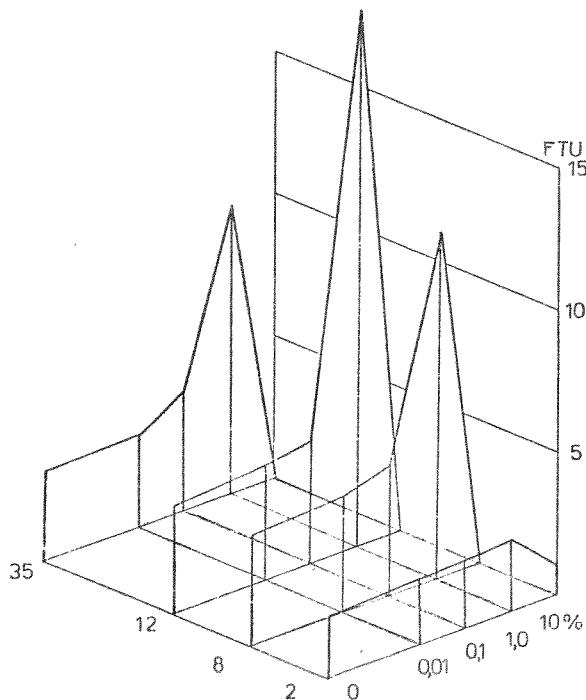
KUVA 23. Talvinäytteenoton (11.3.1980) jätevesitestit bakteeriplanktonin (a) ja kasviplanktonin (b) luonnonyhteisöillä. $^{14}\text{CO}_2$ - ja ^3H -glukoosin assimilaatio (dpm) eri jätevesilisäyksillä (% jätevettä). Pisteet: ●=2, ○=8, ■=12, ○=35. Katkoviiva = hiilidioksidin pimeäsitoutuminen.

Jätevesilisäysten vaikutus perustuotantokykyyn (kuva 23b) oli periaatteessa samanlainen kuin avovesikaudella tuotantokykyta-soa ja purkupaikan edustaa (p. 2) lukuun ottamatta. Jätevesi oli toksista 10 % lisäyksenä. Pienemmät pitoisuudet eivät mainittavasti muuttaneet perustason tilannetta paitsi uloimmalla pisteellä (35), jossa havaittiin absoluuttisesti lievä, mutta tilastollisesti merkitsevä stimulaatio (140 %; huom. logaritmuunnos). Purkupaikan edustalla jo nollassa sisälsi toksisen pitoisuuden jätevettä.

Bakteeritoimintaa jätevesitestit kuvasivat erittäin valaisevasti (kuva 23a). Pisteet asettuivat selvästi kolmelle eri tasolle: purkupaikan välitön läheisyys (p. 2), Östra Sandfjärdenin allas (pisteet 8 ja 12) sekä puhdas alue (p. 35). Pisteiden 2 jätevesitesti oli koko tutkimuksen aikana ainoa, jossa 1 % jätevesilisäyksellä ei ollut bakteeritoimintaa inhiboivia vaikutuksia. Tämä on selvä osoitus purkupaikalle kehittyneestä bakteeriyhteisöstä, joka on sopeutunut korkeisiin jätevesipitoisuuksiin. Sama näkyy perustuotantokykytestin pimeiden pullojen arvoissa, jotka edustavat heterotrofisten bakteerien

CO₂-pimeäsitoutumista (kuva 23b). 10 % jätevesilisäys oli kuitenkin myös purkupaikan edustalla toksinen.

Näytepisteen etäisyys purkupaikalta vaikutti sekä bakteeritoiminnan tasoon että jäteveden sietokykyyn. Uloimmalla pisteellä (35), jolla lähtötaso oli selvästi matalin, jo 1 % jätevesilisäys oli toksinen ja 0,1 % lisäys inhiboiva. Östra Sandfjärdenin pisteillä (8 ja 12) 1 % lisäys oli voimakkaasti inhiboiva, pisteellä 8 näkyi inhibitio myös 0,1 % lisäyksellä.



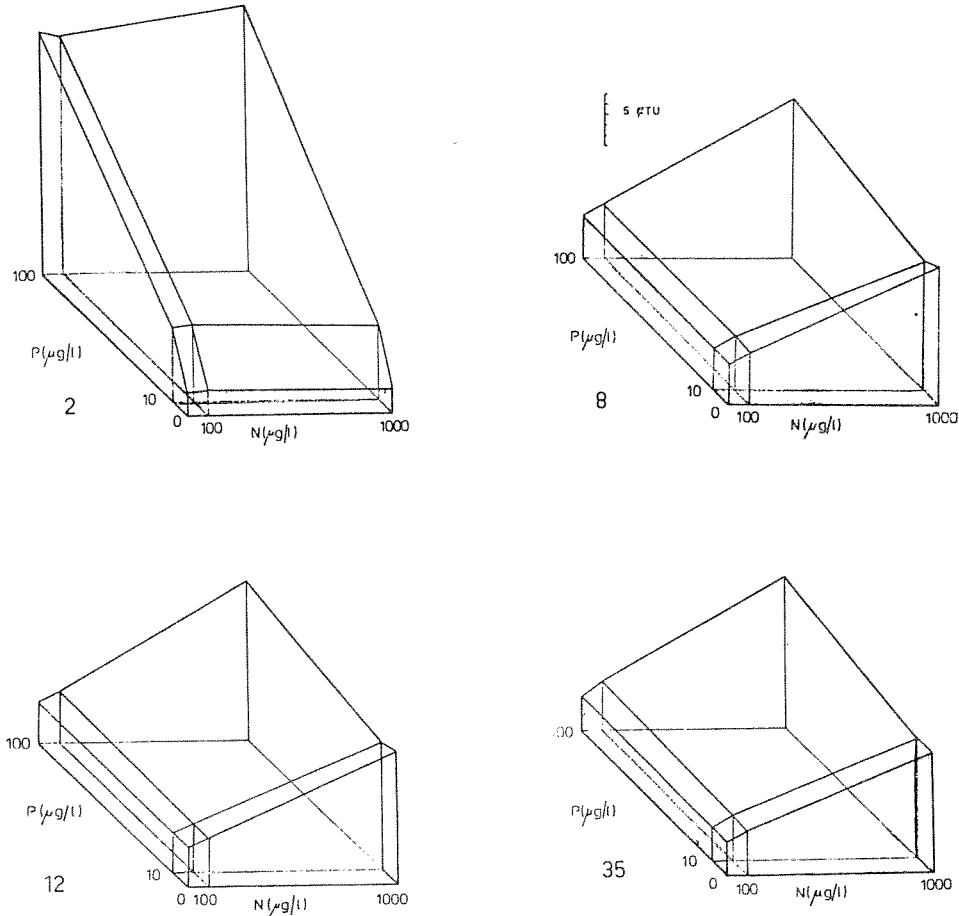
KUVA 24. Talvinäytteenotot (11.3.1980) jätevesitestit Chlorellalla. Testilevän kasvu (FTU) neljän pisteen (2,8,12, 35) suodatetussa näytevedessä eri jätevesilisäyksillä (% jätevettä).

Luonnonpopulaatiotestien lisäksi jätevesitesti suoritettiin Chlorellalla (kuva 24). Talviajan korkeat epäorgaanisten ravinteiden pitoisuudet heijastuvat korkeissa lähtötason leväntuotantokykyarvoissa. Purkupaikan edustan arvo on muita selvästi alhaisempi, mutta luonnonpopulaatioista poiketen testilevä kykeni tulemaan pisteellä 2 toimeen 1,0 % jätevesilisäykseen saakka. Mitään stimulaatiota jätevesilisäykset eivät kuitenkaan kyenneet aiheuttamaan, mikä johtuu selvästi epäorgaanisen fosforin puutteesta (vrt. seuraavat ravinnelisytestit) ja/tai näyteveteen konsentroituneista jätevesien inhiboivista tekijöistä. Muilla pisteillä jätevesilisäykset paransivat leväntuotantokykyä; 1 % jätevesilisäys aiheutti erittäin voimakkaan stimulaation (310 - 480 %), mutta 10 % oli kaikilla pisteillä toksinen.

3.33 Ravinnelisytestit

Ravinnelisytestit (kuva 25) täsmensivät eri ravinteiden vaikutuksia näytepisteiden leväntuotantokykyyn. Pisteellä 2 testi poikkesi täysin tutkimuksen kaikista muista testeistä. Pisteelle konsentroituneet jätevedet aiheuttivat sen, että fosfori oli yksiselitteinen minimitekijä: tuotantokyky kasvoi suorassa suhteessa fosforilisäykseen, ja typpilisäyksillä ei ollut mi-

tään vaikutusta. Muilla pisteillä tilanne oli täysin päinvas-
tainen: typpi oli puhdas minimitekijä, fosforilisäyksillä ei
ollut merkitystä. Testit osoittivat, että purkupaikan edustaa
lukuun ottamatta koko tutkimusalueen vesirungossa oleva fosfori
riitti testilevälle huomattavasti luonnontasoa korkeampien typ-
pimäärien hyväksikäyttöön.



KUVA 25. Talvinäytteenoton (11.3.1980) AGP-ravinnelisäytestetit. Chlorellan kasvu (FTU) neljän pisteen (2,8,12,35) suodatetussa näytevedessä.

Ravennesuhteet (taulukko 6) kävivät yksiin ravinnelisäystes-
tien tulosten kanssa talvinäytteenotonkin aikana: pisteellä 2
tasapainosuhte oli alle 1, joten fosfori oli minimitekijä,
muilla suhde oli yli yhden, ja typpi selvä minimitekijä. Samoin
epäorgaaninen N/P-suhde oli pisteellä 2 170 ($\gg 10$) ja muissa
näytteissä selvästi alle kymmenen. Pisteiden 3 tuloksista (tau-
lukko 6) havaittiin, että jätevesien voimakas vaikutus ulottui
jään alla melko etäälle pohjoiseen leviämisseuntaan, koska
näytteen ravennesuhteet olivat muusta alueesta poiketen vielä
selvästi fosforirajoitteisella puolella, ja vielä pisteellä 1
epäorgaaninen typpisuhde oli yli kymmenen.

3.4 KEVÄT 1980

3.41 Kuormitus

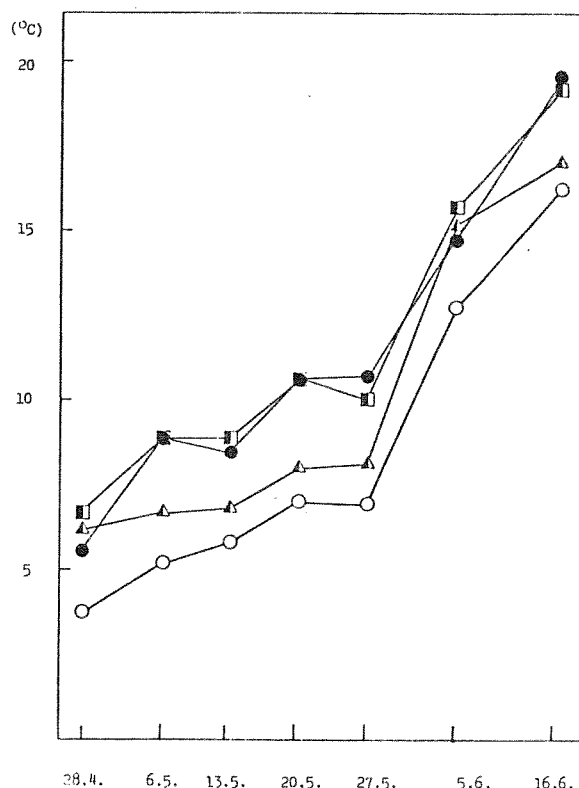
Kuten taulukosta 2 ilmeni, Viskon tuotanto alkuvuonna 1980 oli tasaista ja edellisen vuoden vastaavaa ajanjaksoa korkeammalla tasolla. Taulukossa 7 esitetään vuoden 1980 huhti-kesäkuun jätevesivirtaamat ja käytetyt ammoniumsulfaattimäärät. Keväällä 1980 jätevesien mukana vesistöön joutunut ammoniumtyppimäärä oli keskimäärin 65 kg NH₄-N/vrk, joka vastaa 2,0 tonnia kuukaudessa. Kuormitus oli koko kevättutkimuskauden ajan varsin tasaista. Edellä mainittujen taulukoiden perusteella voidaan arvioida, että jääpeitteen aikana (joulu-huhtikuu) purkupaikan välittömään läheisyyteen kertyi noin kymmenen tonnia ammoniumtyppiä, joka jäidenlähdön jälkeen levisi Östra Sandfjärdenin alueelle.

TAULUKKO 7. Viskon kevään 1980 tutkimusjakson aikana tuotannossa käyttämä ammoniumsulfaatti sekä jätevesivirtaama.

Viikko	Ammoniumsulfaatin käyttö	Jätevesimäärä
17 (21.4.80-)	2 550 kg	5 011 m ³
18 (28.4.80-)	2 500 "	5 913 "
19 (5.5.80-)	2 750 "	5 227 "
20 (12.5.80-)	2 450 "	5 557 "
21 (19.5.80-)	2 500 "	5 671 "
22 (26.5.80-)	2 400 "	5 276 "
23 (2.6.80-)	2 450 "	4 660 "
24 (9.6.80-)	3 000 "	4 323 "
25 (16.6.80-)	1 050 "	2 590 "
\bar{x}	2 400 kg	4 914 m ³

3.42 F y s i k a a l i s - k e m i a a l l i s e t v e s i s t ö -
m u u t t u j a t

Jääpeitteen lähdettyä Hankoniemen pohjoispuoleiselta saaristo-alueelta 25.-26.4.1980 koko vesimassa oli tasalämpöistä pisteen 35 syvännettä (28 m) lukuun ottamatta, ja kevättäyskierto käynnistyi. Kuvassa 26 nähdään alueen pintalämpötilojen kehitys kevään tutkimusjakson aikana. Pisteillä 35 ja 36 vesipatsas alkoi 5.6.1980 selvästi kerrostua ja pintaveden lämpötila kohota samaa tahtia matalampien pisteiden kanssa. Jäidenlähdön jälkeen pintavesi oli kaikilla pisteillä voimakkaasti hapella ylikyllästettyä (130 - 140 %). Kyllästysprosentti palasi normaalille 100 - 110 % tasolle 13.5.1980. Ylikyllästyneisyys johtui lähinnä levien voimakkaasta hapentuotannosta. Pisteiden 36 pohjan-



KUVA 26. Pintaveden (1 m) lämpötilakehitys keväällä 1980. Pisteet: ●=2, ■=12, ○=35, ▲=36 (kts. kuva 2, s. 16).

läheisten vesikerrosten hapen kyllästysprosentti ei tutkimusjakson loppuun mennessä (16.6.1980) laskenut alle sadan; piste 35 ei kiertänyt täydellisesti pohjaa myöten, ja kyllästysprosentti 16.6.1980 oli 64.

Pintavesien ravinnepitoisuuksien kehitys eri pisteillä ilmenee taulukosta 8. Epäorgaaniset ravinteet katosivat vesirungosta lähes täysin heti jäidenlähdon jälkeen; erityisen dramaattisesti tämä näkyy purkupaikkaa lähinnä olevan pisteen 2 ammoniumtyppituloksissa. Talvinäytteenoton 1 900 ug NH₄-N/l (joka vielä kohosi jäidenlähtöön mennessä) romahti muutamien päivien kuluessa 7 mikrogrammaan litraa kohti. Epäorgaaninen fosfori laski analyysitarkkuuden rajoille 6.5.- 13.5.1980. Kokonaisravinnetulokset eivät nytkään ole erityisen valaisevia sinänsä, mutta alueelle talven kuluessa kertyneet typpimäärät näkyvät koko tutkimusjakson ajanpisteiden 2 ja 12 selvästi kontrollipisteitä korkeampana kokonaistyyppitasona. Sama seikka heijastuu myös kokonaisravinteiden suhteessa, jonka pistekohtaiset keskiarvot laskivat purkupaikalta ulospäin.

Epäorgaanisten ravinteiden suhde oli Östra Sandfjärdenin pisteillä (2 ja 12) keskimäärin selvästi korkeampi kuin vertailualueella. Purkupaikan edustalla typpipitoisuudet vaihtelivat voimakkaasti tuulen suunnista riippuen, ja epäorgaanisten ravinteiden suhde heittäli niiden mukana. Kaikilla pisteillä nähtiin selvästi fosfaattifosforin erittäin alhaisen pitoisuuden vaikutus 6.5.- 13.5, joka kohottaa epäorgaanisen ravinnesuhteen tasolle 10 - 20 pienistä typpipitoisuuksista huolimatta. Suhde laskee toukokuun puolivälin jälkeen tasolle 1 - 6.

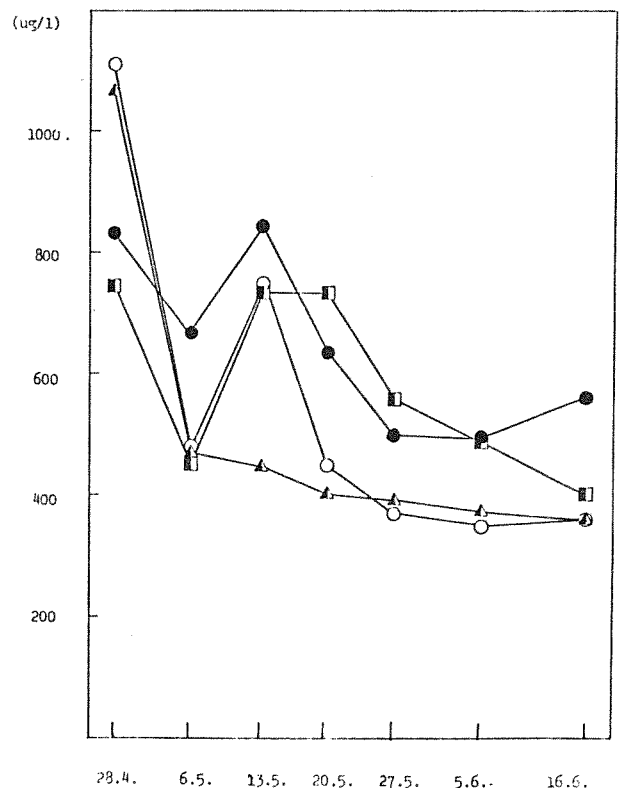
Pääravinteiden tasapainosuhte (A/B, taulukko 8) laski purkupaikan edustalla (p. 2) useaan otteeseen alle yhden, joka indikoi fosforin muuttumista levätuotannon minimitekijäksi typen

TAULUKKO 8 . Viskon alueen pintaveden (0 - 2,5 m) ravinnetuloksia
 keväällä 1980.

Muuttuja	pvm	piste						\bar{x} (ilman p. 2)
		2	12	35	36	8	34	
PO ₄ -P (µg/l)	11. 3.80	12	25	24	-	25	24	22 (25)
	28. 4.80	3	1	3	2	2	4	3
	6. 5.80	1	1	1	1			1
	13. 5.80	0	1	1	1			1
	20. 5.80	2	4	3	1			3
	27. 5.80	3	2	3	2			3
	5. 6.80	2	1	3	3			2
	16. 6.80	0	3	0	5			2
	\bar{x} (ei 11.3.)	2	2	2	2			
kok:N (µg/l)	11. 3.	3100	370	360	-	380	320	900 (360)
	28. 4.	360	330	330	360	360	360	350 (350)
	6. 5.	450	320	280	270			330 (290)
	13. 5.	350	290	250	250			290 (260)
	20. 5.	340	460	290	250			340 (330)
	27. 5.	360	310	250	220			290 (260)
	5. 6.	380	310	250	300			310 (290)
	16. 6.	350	340	280	320			320 (310)
	\bar{x} (ei 11.3.)	370	340	280	280			
NH ₄ -N (µg/l)	11. 3.	1900	16	6	-	15	6	389 (11)
	28. 4.	7	10	3	5	4	4	6 (5)
	6. 5.	200	30	6	5			60 (14)
	13. 5.	26	7	7	5			11 (6)
	20. 5.	15	5	4	3			7 (4)
	27. 5.	61	3	2	2			17 (2)
	5. 6.	23	5	6	6			10 (6)
	16. 6.	9	2	2	2			4 (2)
	\bar{x} (ei 11.3.)	49	9	4	4			
kok. N/P (= A)	11. 3.	94	8,6	10	-	13	10	27 (10)
	28. 4.	24	21	15	17	24	13	19
	6. 5.	38	25	17	21			25
	13. 5.	25	17	13	10			16
	20. 5.	24	29	22	18			23
	27. 5.	8,4	15	17	9,6			13
	5. 6.	38	22	16	23			25
	16. 6.	32	24	23	23			26
	\bar{x} (ei 11.3.)	27	22	18	17			
epäorg. N/P (= B)	11. 3.	170	6,3	5,1	-	6,2	5,5	39 (5,8)
	28. 4.	2,3	15	1,3	3,5	7,0	1,3	5,1 (5,6)
	6. 5.	207	42	11	9,0			67 (21)
	13. 5.	(∞)	8,0	7,0	11,0			(8,7)
	20. 5.	8,5	3,8	2,7	5,0			5,0 (3,8)
	27. 5.	21	2,5	1,7	3,5			7,2 (2,6)
	5. 6.	12	6,0	3,0	2,7			5,9 (3,9)
	16. 6.	(∞)	3,7	(∞)	0,8			(2,3)
	\bar{x} (ei 11.3.)	50	11,6	4,5	5,1			
tasa- painsuhde (A/B)	11. 3.	0,6	1,4	2,0	-	2,1	1,8	1,6 (1,8)
	28. 4.	10	1,4	12	4,9	3,4	10	7,0 (6,3)
	6. 5.	0,2	0,6	1,5	2,3			1,2 (1,5)
	13. 5.	(0)	2,1	1,9	0,9			(1,6)
	20. 5.	2,9	7,6	8,3	3,6			5,6 (6,5)
	27. 5.	0,4	5,9	9,8	2,7			4,7 (6,1)
	5. 6.	3,2	3,7	5,2	8,6			5,2 (5,8)
	16. 6.	(0)	6,6	(0)	29			(18)
	\bar{x} (ei 11.3.)	2,4	4,0	5,5	7,4			

sijaan. Keskiarvo tälläkin pisteellä pysyi selvästi yhden yläpuolella. Pistekohtainen keskiarvo nousi tasaisesti etäisyyden purkupaikalle kasvaessa, ja muilla pisteillä suhde laski alle yhden kullakin kerran tutkimusjakson aikana. Näytteenottokertojen keskiarvot kertovat selvästi, että 6.5.- 13.5.1980 lähesyttiin tilannetta, jossa typen ja fosforin puute rajoittaa yhtä lailla levätuotantoa, kun muina aikoina typpi olisi selvä minimitekijä. Sama käsitys muodostuu epäorgaanisten ravinteiden suhteen perusteella, kun käännekohtana pidetään yleisesti käytettyä arvoa kymmenen.

Kuvassa 27 nähdään hiukkasmuotoisen orgaanisen hiilen pitoisuudet tutkimusjakson kuluessa. Analyysi liittyy planktisen biomassan muodostumiseen, joten tuloksiin viitataan seuraavassa jaksossa (3.43). Silikaattitulokset (SiO_2) vaihtelivat välillä 0,1 - 0,4 mg/l; tulosten esitystarkkuus rajoittaa niiden käyttömahdollisuuksia tarkemmassa analyysissä.

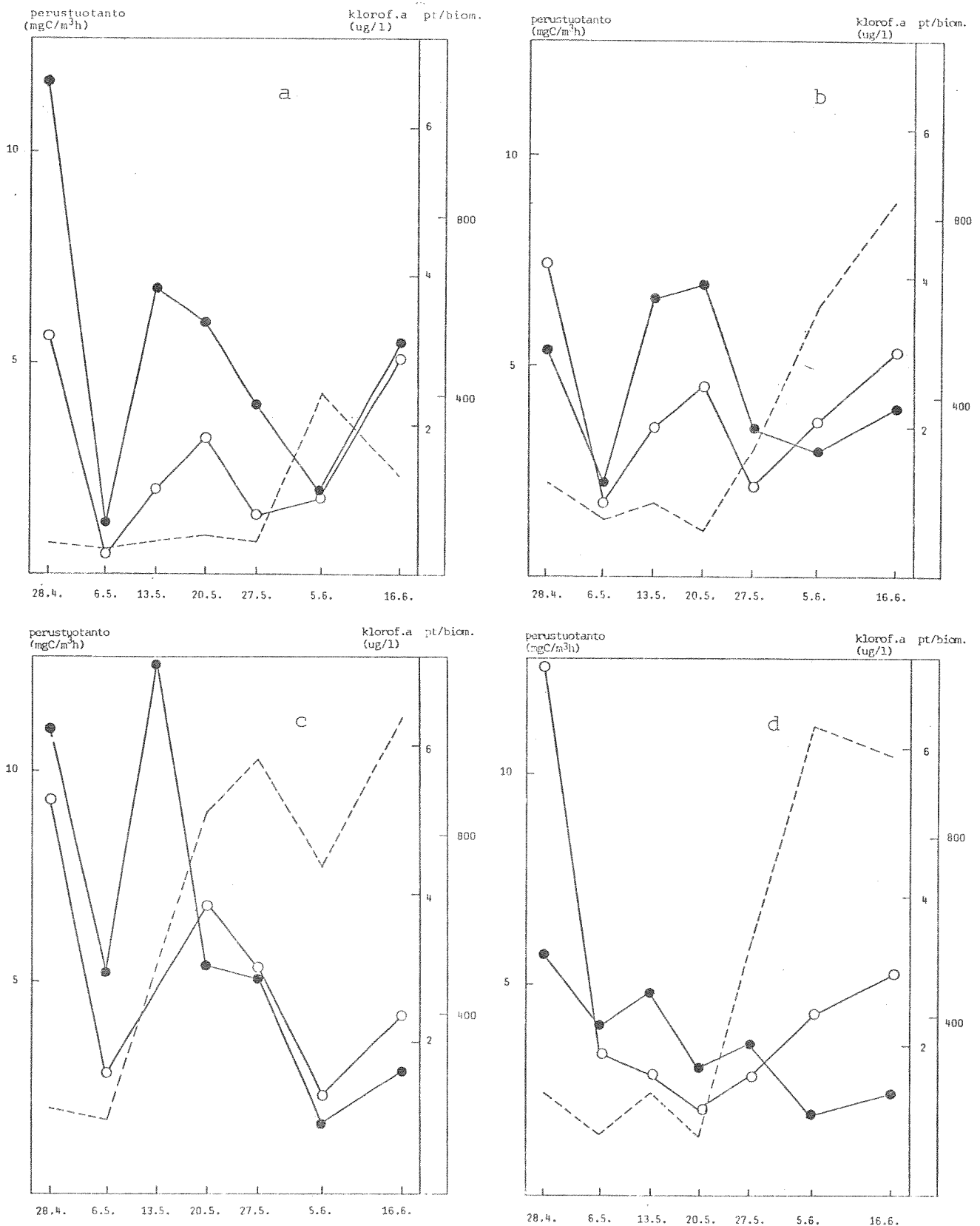


KUVA 27. Pintaveden (0-2 m) hiukkasmainen orgaaninen hiili keväällä 1980. Pisteet: ●=2, ■=12, ○=35, ▲=36 (kts. kuva 2, s. 16).

3.43 Biologiset vesistömuuttujat

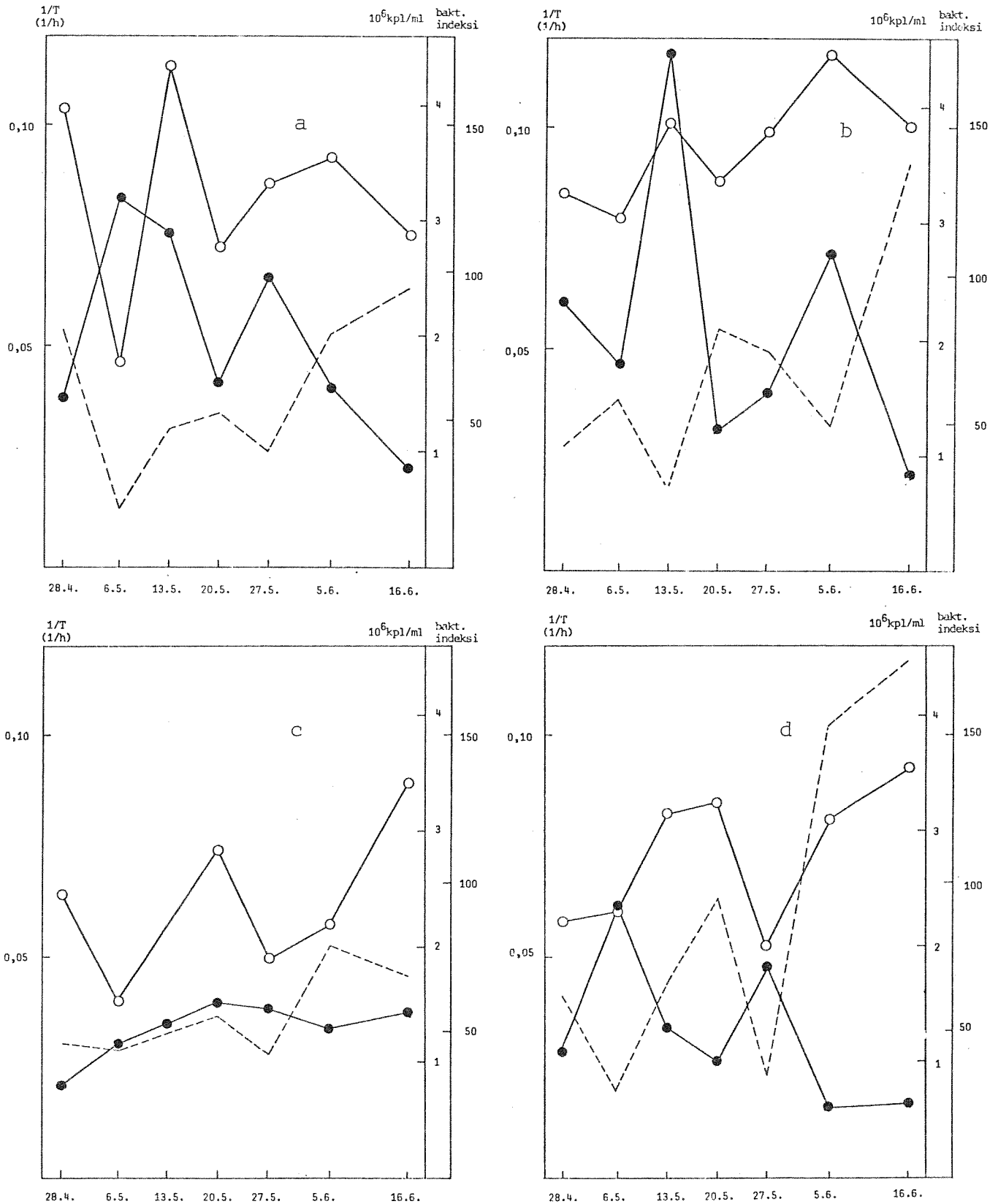
Kuvissa 28, 29 ja 30 esitetään keskeisimpien keväällä 1980 mitattujen biologisten muuttujien tulokset. Kuvat 28 ja 29 sisältävät planktisten levä- ja bakteeripopulaatioiden tila- ja toimintaparametrit sekä ominaisaktiivisuusindeksit. Kuvassa 30 esitetään kasviplanktonmikroskopointien tulokset pääluokit-
tain, ylin käyrä kussakin kuvassa edustaa näytteiden kasviplanktonin kokonaisbiomassa-arvoa.

Leväbiomassa- ja klorofyllitulokset pitävät varsin hyvin yhtä, ja niiden perusteella saadaan yleiskuva kevätuotantohuipun ajallisista vaihteluista. Välittömästi jäidenlähdön jälkeen (28.4.1980) kaikilla pisteillä käynnistyy erittäin voimakas leväbiomassatuotanto. Tämä selittää edellisessä jaksossa esitetyt



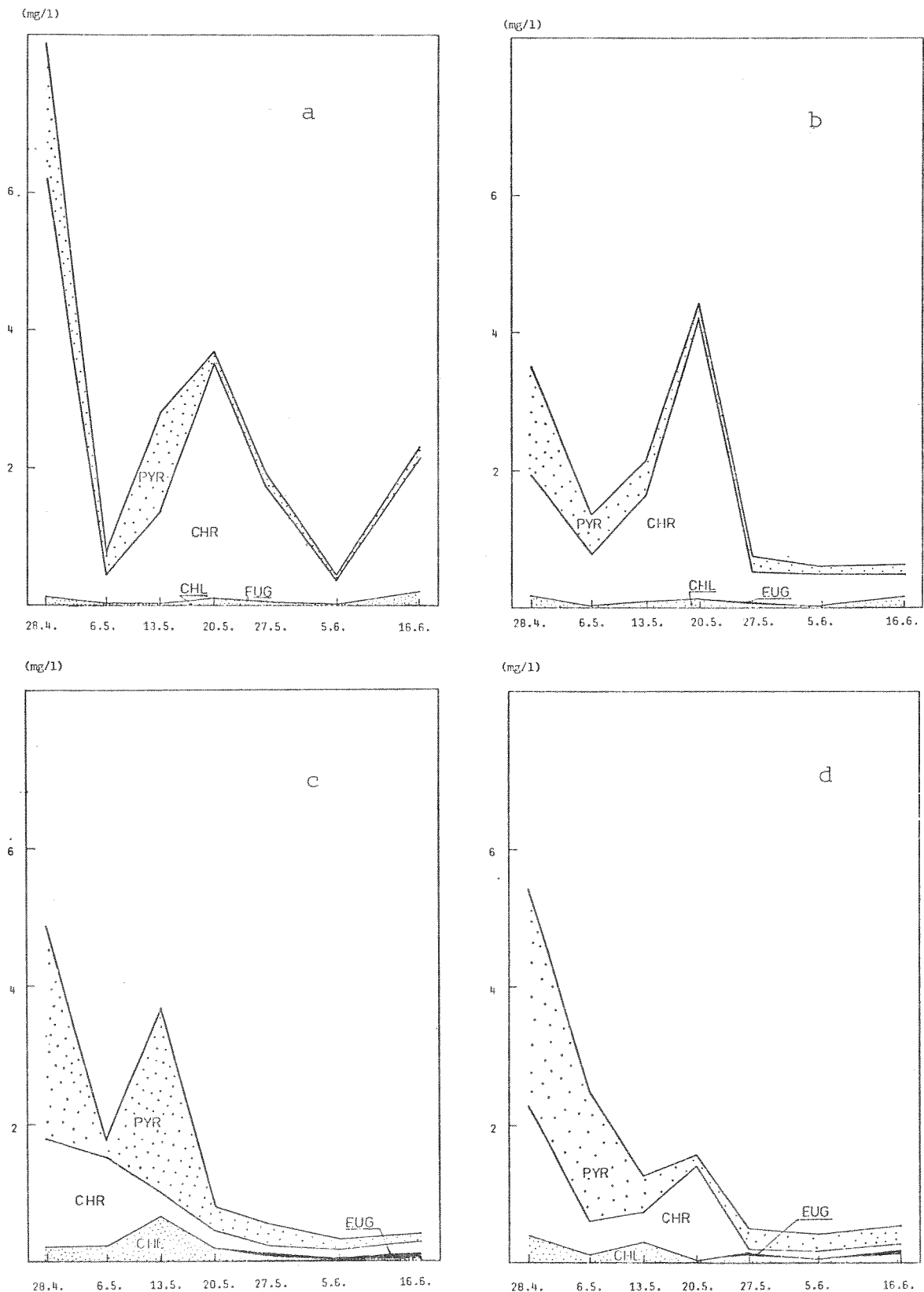
KUVA 28. Pintaveden (0-2 m) kasviplanktonituloksia keuhällä 1980 neljällä pisteellä (a=2, b=12, c=35, d=36). o=perustuotanto, e=klorofylli a, katkoviiva= kasviplanktonin ominaisaktiivisuusindeksi (suhteelliset yksiköt; perustuotanto/tuorepaino).

ravinne- ja hapen kyllästysprosenttitulokset. Jo viikon päästä ensimmäinen huippu on ohitettu, ja taulukon 8 ravinnetulokset kertovat selvästi, että syynä on vesirungon epäorgaanisten ravinteiden lähes täydellinen sitoutuminen leväbiomassaan koko tutkimusalueella.



KUVA 29. Pintaveden (0-2 m) bakteeriplanktontuloksia keväällä 1980 neljällä pisteellä (a=2, b=12, c=35, d=36). o=heterotrofinen aktiivisuus (1/T), ●=bakteerilukumäärä, katkoviiva = bakteeriplanktonin ominaisaktiivisuusindeksi (suhteelliset yksiköt; 1/T: bakt. lukumäärä).

Toinen leväbiomassahuippu näkyy kaikilla pisteillä 13.-20.5. 1980; piste 36 poikkeaa tässä vaiheessa muista (kuvat 28 ja 30). Toukokuun loppuun mennessä tämä huippu on ohi, ja vain pisteellä 2 leväbiomassatulokset kääntyvät kesäkuun puolivälissä uuteen nousuun (28a, 30a). Leväbiomassatulosten pääpiirteet heijastu-



KUVA 30. Pintaveden (0-2 m) kasviplanktonin pääryhmät keväällä 1980 neljällä pisteellä (a=2, b=12, c=35, d=36). Ylin käyrä edustaa näytteen kokonaisbiomassaa (tuorepaino). PYR= Cryptophyta + Dinophyta, CHR= Chrysophyta (lähinnä Biddulphiales), EUG= Euglenophyta, CHL= Chlorophyta.

vat selvästi edellisessä jaksossa esitetyissä hiukkasmuotoisen orgaanisen hiilen tuloksissa (vrt. kuvat 27 ja 30).

Kasviplanktonin koostumus eri pisteillä poikkesi huomattavasti (kuva 30). Lajitasoista yhteisöanalyysia ei tässä raportissa esitetä (Tamminen ja Lepistö, valmisteuilla), mutta valtalajien

luonnehdinta kuvaa pisteiden pääasiallisia eroja. Östra Sandfjärdenin alueella (p. 2 ja 12) dominoiva ryhmä oli koko jakson ajan sentriset piilevät (*Biddulphiales*), joiden osuus pisteiden biomassa-arvoista oli vähintään 50 % joka näytteessä. Vallitsevina olivat Chaetoceros- ja Skeletonema-lajit.

Ensimmäinen levähuippu pisteellä 2 koostui Chaetoceros holsaticuksen ohella lähinnä dinoflagellaatti Gonyaulax catenatasta, jonka osuus oli huomattava 13.5.1980 saakka. Toinen levähuippu (20.5.1980) koostui kuitenkin lähes yksinomaan piilevistä (runsaana Chaetoceros holsaticus, C. subtilis sekä Skeletonema costatum), samaten pisteen 2 kolmas nousu kesäkuun puolivälissä (C. subtilis).

Pisteellä 12 Thalassiosira balticalla oli huhtikuun lopulla jonkin verran merkitystä valtalajien G. catenatan ja C. holsaticuksen ohella. Tämän pisteen toisen nousun aikana (6.5.- 13.5. 1980) Cryptomonadales-heimon flagellaatit muodostivat osan (20 - 5 %) kuvan 30b yhdistetystä "keltaruskolevä"-biomassasta (entinen *Pyrophyta*, nykyään *Cryptophyta* + *Dinophyta*). Varsinainen huippu (20.5.1980) koostui valtaosaltaan S. costatumista.

Pisteiden 35 ja 36 hallitseva ryhmä oli *Dinophyceae*-dinoflagellaatit (ylivoimainen valtalaji G. catenata), joista sekä ensimmäinen että pisteen 35 osalta toinen huippu rakentui. Pisteellä 36 piilevillä (S. costatum) oli kuitenkin toinen huippu 20.5. 1980, vaikkakin tuntuvasti heikompana kuin Östra Sandfjärdenillä. Viherlevien (*Chlorophyta*, lähinnä Pyramimonas sp.) osuus oli selvästi suurempi näillä pisteillä kuin purkualueella - erityisesti pisteen 35 toisessa huipussa 13.5.1980 - ja myös silmälevillä (*Euglenophyta*) oli touko-kesäkuun vaihteessa merkitystä.

Bakteerilukumäärät (kuva 29) kehittyvät selvässä yhteydessä levätulosten kanssa. Taulukon 9 näytteenottokeskiarvot kertovat karkeasti perusmekanismin: ensimmäinen levähuippu oli 28.4.1980, ja viikon kuluttua tätä seurasi ensimmäinen bakteerihuippu (6.5.- 13.5); tämän kuluessa käynnistyi toinen levämaksimi (13.5.- 20.5), jonka jälkeen seurasi bakteeritiheyksien kasvu (27.5.- 5.6).

TAULUKKO 9. Kevään 1980 kasviplanktonbiomassa- (tuorepaino) ja bakteerilukumäärätulokset.

	pvm	piste				\bar{x}
		2	12	35	36	
kasviplankton (mg/l)	28.4.80	8,19	3,53	4,88	5,45	5,51
	6.5.80	0,75	1,34	1,74	2,46	1,57
	13.5.80	2,77	2,13	3,67	1,27	2,46
	20.5.80	3,70	4,43	0,80	1,57	2,63
	27.5.80	1,92	0,75	0,55	0,50	0,93
	5.6.80	0,44	0,61	0,32	0,41	0,45
	16.6.80	2,32	0,63	0,39	0,53	0,97
	\bar{x}	2,87	1,92	1,76	1,74	
bakteeri- lukumäärä (10^6 kpl/ml)	28.4.80	1,47	2,32	0,81	1,09	1,42
	6.5.80	3,08	1,77	1,18	2,36	2,10
	13.5.80	2,91	4,47	1,34	1,30	2,51
	20.5.80	1,54	1,22	1,53	1,00	1,32
	27.5.80	2,51	1,54	1,47	1,84	1,84
	5.6.80	1,55	2,74	1,30	0,62	1,55
	16.6.80	0,87	0,83	1,43	0,65	0,95
	\bar{x}	1,99	2,13	1,29	1,27	

Tämä eri tasojen organismien biomassahuippujen lomittuminen näkyy hyvin pisteiden 2 ja 36 tuloksissa (28a ja 29a, 28b ja 29b). Pisteellä 12 viive on kummankin bakteerihuipun kohdalla viikkoa pitempi, ja pisteen 35 bakteerilukumäärät ovat hämmästyttävän stabiileja levätuloksiin verrattuna.

Levä- ja bakteeripopulaatioita kuvaavat toimintaparametrit (perustuotanto ja glukoosin kiertonopeus, kuvat 28 ja 29) muuttuvat ajankohdasta toiseen pääasiassa samansuuntaisesti kuin biomassatulokset. Selviä poikkeuksia tästä kuitenkin on - etenkin bakteerien kohdalla - ja nämä näkyvät ominaisaktiivisuutta kuvaavien indeksilukujen muutoksissa (jatkoissa levä- ja bakteeri-indeksi).

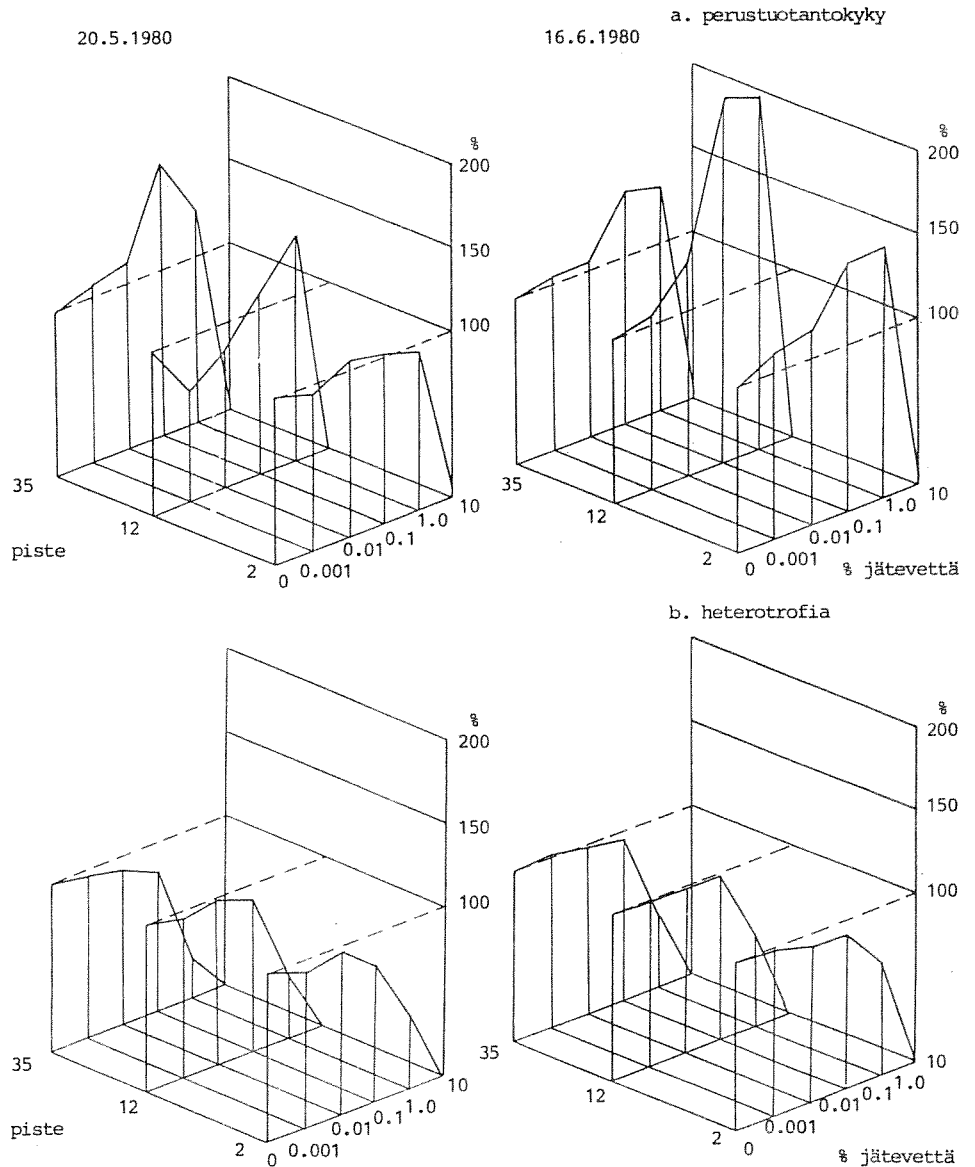
Kaikissa indeksituloksissa havaitaan nouseva trendi kesää kohti, joka on ilmeisesti seurausta sekä lämpötilakehityksestä (vrt. kuva 26) että populaatioiden sisäisestä sukkessiosta. Kesän 1979 tuloksissahan havaittiin kasviplanktonin ominaisaktiivisuusindeksin laskevan levämaksimien aikana ja kohoavan alhaisen biomassatason jaksoina (populaation laadun ja määrän keskinäinen kompensaatiosuhde). Sama ilmiö näkyy kevään 1980 kasviplanktontuloksissa ja osittain myös bakteerien kohdalla. Selviä eroja voidaan kuitenkin havaita pisteiden välillä. Levien ominaisaktiivisuus purkupaikan lähistöllä (p. 2) on huomattavasti ja pysyvästi alempi kuin muilla pisteillä; pisteen 12 leväindeksi kohoaa vasta kesäkuun näytteenottokerroilla, mutta pisteellä 36 nousu alkaa 27.5.1980, pisteellä 35 jo 20.5.1980.

Bakteerien ominaisaktiivisuus laskee säännöllisesti biomassahuippujen aikana, eikä taso poikkea eri pisteillä yhtä selvästi kuin leväindeksin kohdalla. Biomassojen suhteen tilanne oli päinvastainen: taulukon 9 mukaan Östra Sandfjärdenin alueella (p. 2 ja 12) bakteeritiheys oli korkeammalla tasolla kuin kontrollipisteillä (leväbiomassojen kohdalla vain pisteen 2 keskiarvo erosi muista). Myös glukoosin kiertoajat vaihtelivat pisteillä 2 ja 12 tasolla 8 - 15 tuntia, pisteillä 35 ja 36 tasolla 10 - 25 tuntia. Bakteerien heterotrofinen aktiivisuus Östra Sandfjärdenin alueella oli siis myös keväällä 1980 varsin korkea.

Tuotanto- ja hajotustasojen keskinäinen vuorovaikutus ilmeni selvästi toisen levätuotantohuipun (13.- 20.5.1980) kehityksessä: taulukon 8 epäorgaaniset ravinnetulokset osoittavat, että ravinteiden absoluuttiset pitoisuudet olivat hyvin pieniä sekä juuri ennen huippua (6.5.1980) että sen aikana. Levämaksimi kävi mahdolliseksi kiihtyneen bakteeritoiminnan ansiosta (vrt. kuva 29, taulukko 9); vaikka pitoisuudet olivat pieniä, vilkas hajotustoiminta aiheutti ravinteiden suuret kiertonopeudet, ts. levien saatavilla oli riittävästi aineksia biosynteesiin huipun muodostamista varten. Tuloksissa havaittua kasviplanktonin ja bakteerien välistä läheistä vuorovaikutusta sekä erityisesti levien eritteiden (exudation) osuutta pelagiaalin hiilikierrossa on käsitelty tarkemmin toisaalla (Tamminen 1983a).

3.44 J ä t e v e s i t e s t i t

Jätevesitestejä luonnonpopulaatioilla suoritettiin kahdesti kevätjakson aikana (kuva 31). Jätevesi oli 7.5.- 8.5.1980 noudettu kokoomanäyte, joka pakastettiin suodatuksen (0,45 um) jälkeen kaikissa kevään jätevesitesteissä käytettäväksi. Sen pH oli 2,5, ja 10 %:n lisäys laski näytteiden pH:n vain välille 5,6 - 5,9. 1 %:n lisäys laski näytteiden pH:ta 0,5 - 0,7 yksikköä, pienemmät eivät lainkaan. Jätevesi siis vastasi suurin piirtein kesäkuun 1979 testeissä käytettyä.



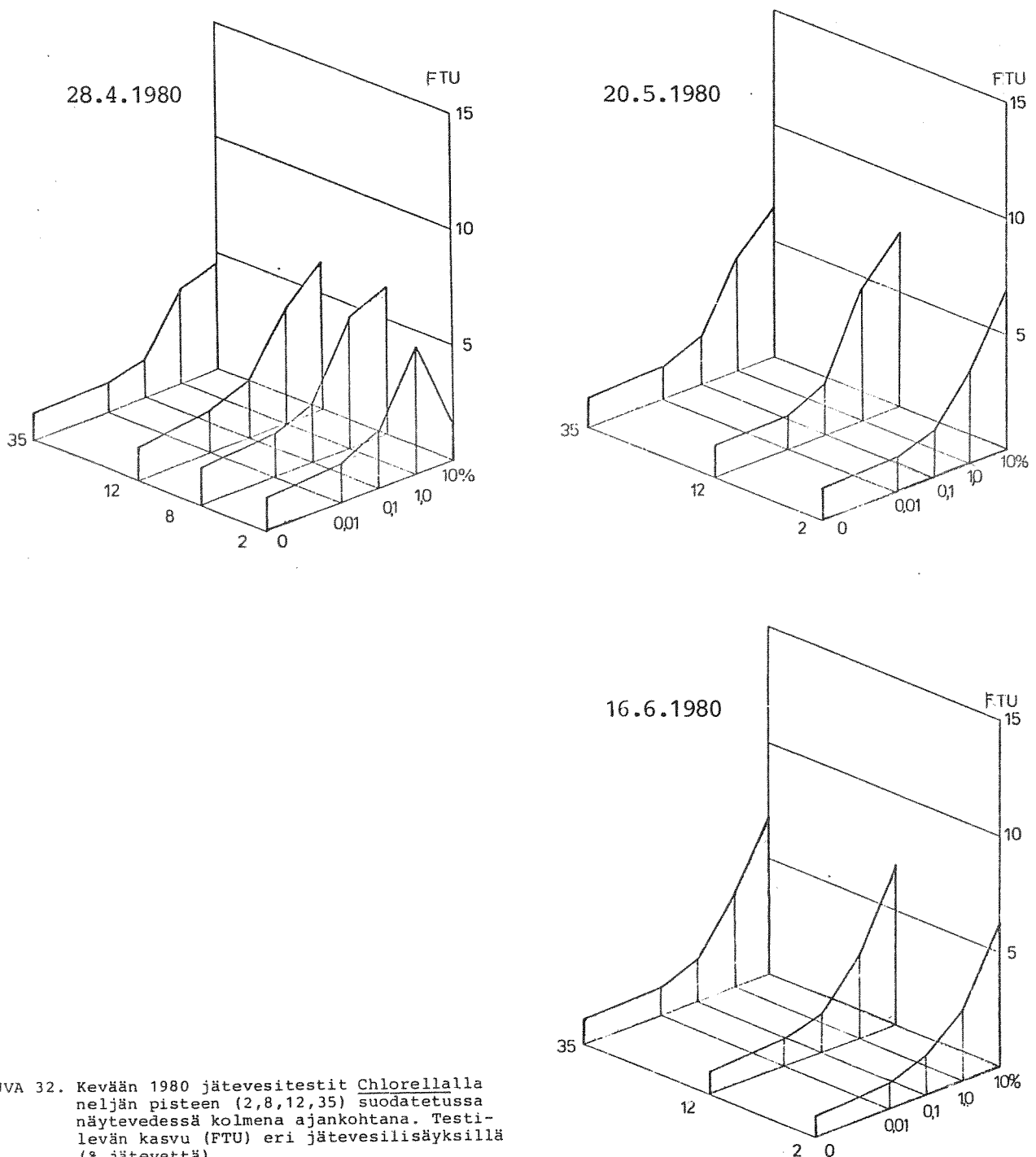
KUVA 31. Kevään 1980 jätevesitestit kasviplanktonin (a) ja bakteriplanktonin (b) luonnonyhteisöillä. Perustuotantokyky ja heterotrofinen aktiivisuus (% nollatasosta) eri jätevesilisäyksillä (% jätevettä) kolmella pisteellä (2,12,35).

Tulokset olivat samansuuntaisia kuin edellisenä kesänä: jätevesi stimuloi voimakkaasti kasviplanktonin perustuotantokykyä yhtä purkupaikan edustan näytettä lukuun ottamatta. Stimulaatiot 0,1 - 1 %:n jätevesilisäyksillä olivat em. näytettä lukuun-

ottamatta 130 - 220 % lähtötasosta. Jäteveden stimulaatio/inhibitiokynnys oli kasviplanktonille selvästi 1 %:n pitoisuuden vaiheilla, ja 10 %:n lisäys oli jälleen täysin toksinen.

Heterotrofisten bakteerien hajotusnopeus ei kiihtynyt yhdessäkään näytteessä, ja jo 0,1 %:n lisäys oli 20.5.1980 selvästi inhiboiva. 1 %:n lisäys oli voimakkaasti inhiboiva tai täysin toksinen.

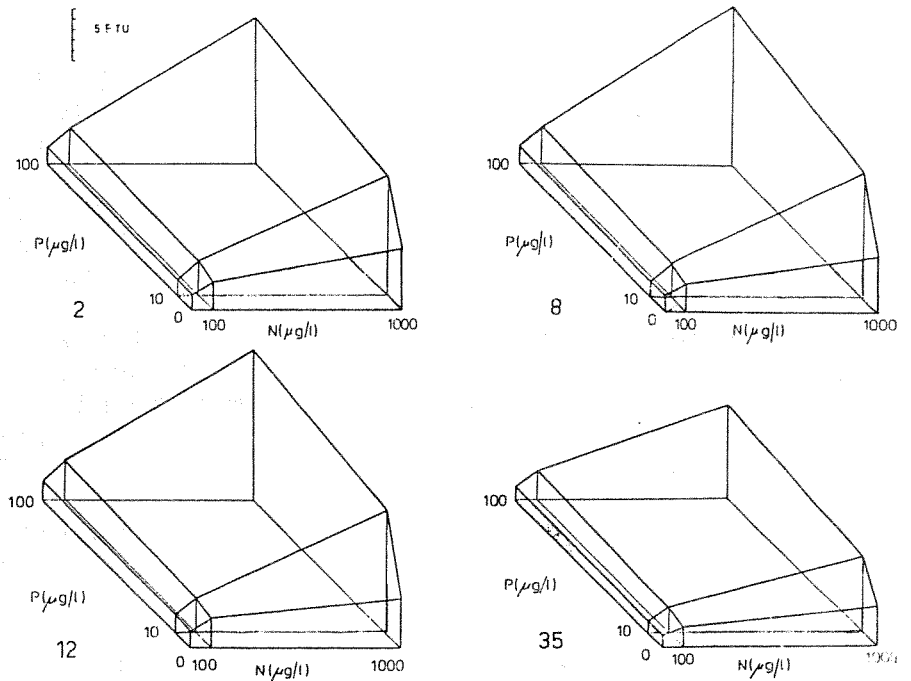
Chlorella sietä myös 10 %:n jätevesilisäyksen (stimulaatiot 380 - 700 %) lukuun ottamatta yhtä näytettä purkupaikan edustalta (kuva 32). Muuten eri testikertojen erot olivat vähäisiä. 1 %:n lisäys kohotti Chlorellan kasvua 290 - 410 % puhtaassa näytevedessä mitatusta kasvusta.



KUVA 32. Kevään 1980 jätevesitestit Chlorellalla neljän pisteen (2,8,12,35) suodatetussa näytevedessä kolmena ajankohtana. Testilevän kasvu (FTU) eri jätevesilisäyksillä (% jätevettä).

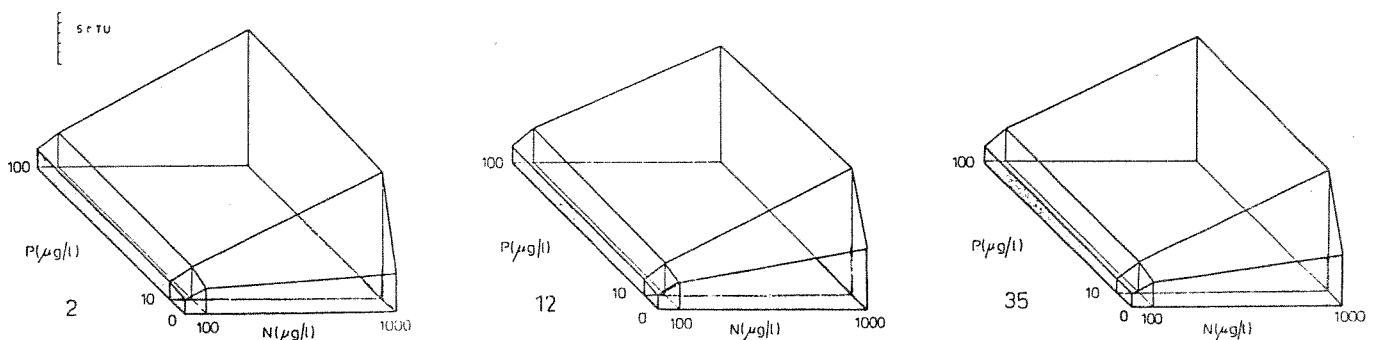
3.45 Ravinnelisäytestit

Myös ravinnelisäytestit tukivat kesän 1979 tuloksia (kuvat 33, 34 ja 35). Heti jäidenlähden jälkeen suoritetuissa testeissä (kuva 33) ulkosaariston pisteen 35 leväntuotantokyky oli poikkeuksellisen alhainen jopa suurimmilla ravinteiden yhteislisäyksillä. Tämä viittaa mikroravinteiden puutteeseen vesirungossa voimakkaan leväkukinnan seurauksena (vrt. kuva 30).

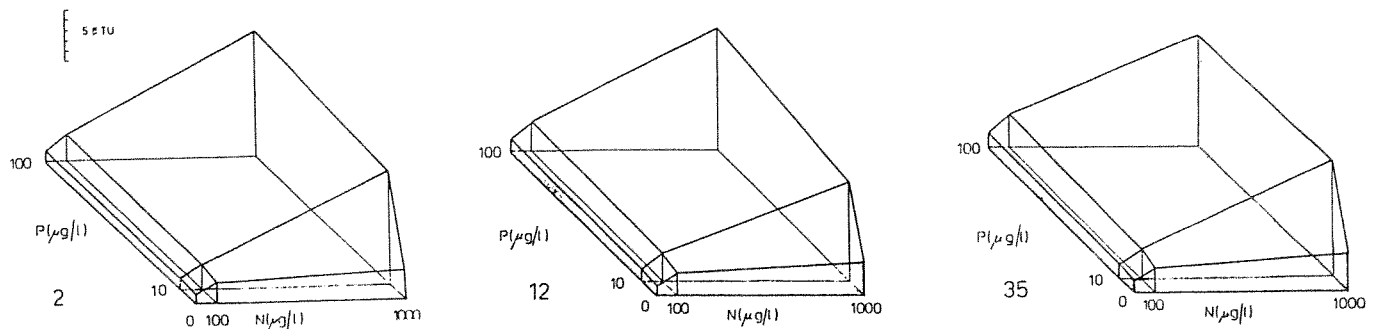


KUVA 33. AGP-ravinnelisäytestit 28.4.1980. Chlorellan kasvu (FTU) neljän pisteen (2,8,12,35) suodatetussa näytevedessä.

Muissa testeissä Chlorellan reaktio ravinnelisäyksiin oli toistuva: pelkkä typpilisäys kohotti hieman leväntuotantokykyä. Fosforilisäyksillä oli selvää merkitystä vain korkeimpien typpilisäysten yhteydessä, vaikka vesistön fosfaattipitoisuudet olivat erittäin alhaisia (1 - 4 $\mu\text{gP/l}$, taulukko 8).



KUVA 34. AGP-ravinnelisäytestit 20.5.1980. Chlorellan kasvu (FTU) kolmen pisteen (2,12,35) suodatetussa näytevedessä.



KUVA 35. AGP-ravinnelisäytestit 16.6.1980. Chlorellan kasvu (FTU) kolmen pisteen (2,12,35) suodatetussa näytevedessä.

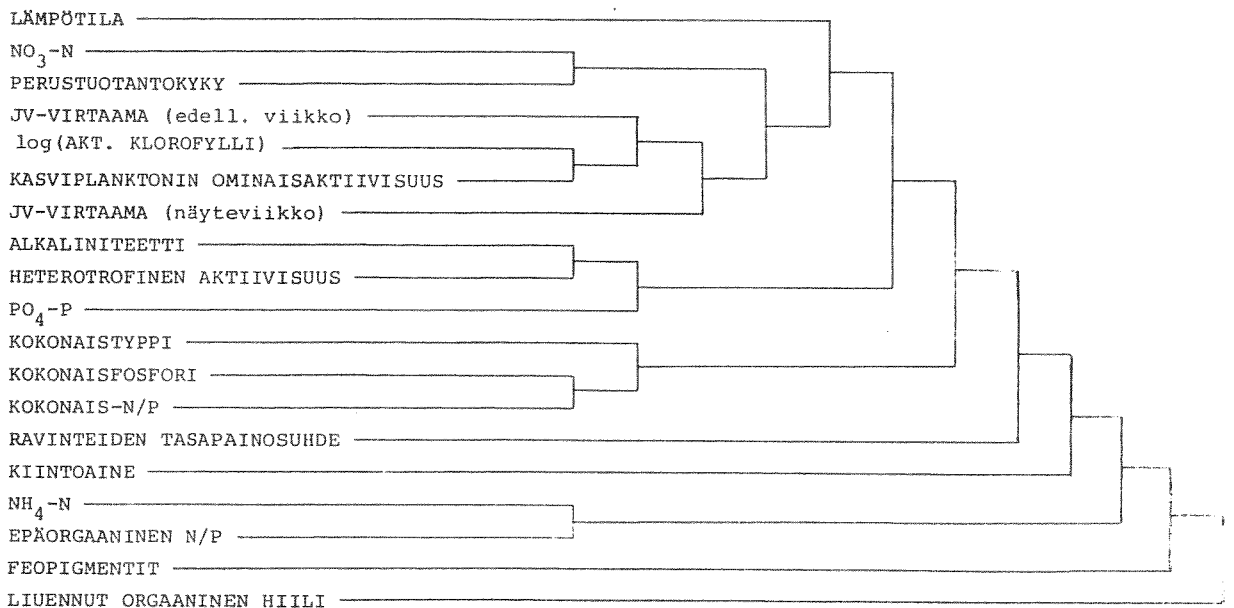
4. T U L O S T E N T A R K A S T E L U

4.1 VESISTÖMUUTTUJUIEN SUHTEISTA

4.11 Y l e i s e t s u h t e e t

Työn kuluessa määritettiin Bengtsårin alueelta useita kymmeniä muuttujia yhteensä 14 näytteenottokertana yhdeksältä eri havaintopaikalta. Kun halutaan saada kuva mitattujen muuttujien välisistä suhteista, on välttämätöntä tiivistää huomattavasti aineistomatriisin sisältämää informaatiota. Tilastolliset monimuuttujamenetelmät tarjoavat tähän useita mahdollisuuksia (kts. esim. Cooley ja Lohnes 1971). Suurin osa menetelmistä perustuu muuttujien välisen korrelaatiomatriisiin jatkokäsittelyyn. Korrelaatiomatriisi antaa peruskäsityksen muuttujien välisistä suhteista, mutta ulottuvuuksiltaan esimerkiksi 70 x 70 laajuisen matriisin (kevät 1980) tarkastelu sellaisenaan on jo varsin työlästä. Siksi tässä työssä tutkittiin valikoitujen muuttujien suhteita muutamilla korrelaatiopohjaisilla monimuuttujamenetelmillä: ryhmittelyanalyysillä (cluster analysis), faktorianalyysillä sekä kanonisella korrelaatioanalyysillä (Dixon ja Brown 1979). Lisäksi tarkastellaan lähemmin keskeisten biologisten muuttujien välisiä korrelaatioita. Koska työssä käytetyt tutkimusmenetelmät poikkesivat jonkin verran eri tutkimusjaksoilla (mm. keväällä 1980 siirryttiin prosessiparametrien kohdalla *in situ*-inkubointeihin), kesän 1979 ja kevään 1980 aineistot analysoitiin erikseen. Kesän 1979 tuloksia on käsitelty myös erillisessä artikkelissa (Tamminen 1982 c).

Ryhmittelyanalyysissa yhdistetään askeleittain kaksi aineistossa parhaiten korreloivaa muuttujaa (korrelaatiokertoimen

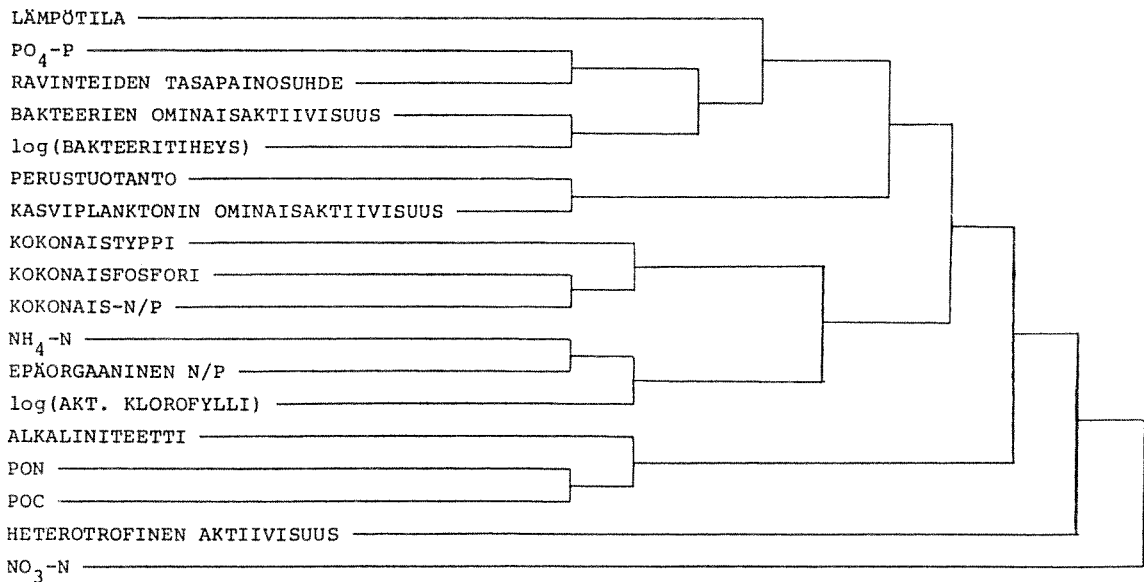


KUVA 36. Kesän 1979 19 muuttujan ryhmittelyanalyysi (n=56). Yhdistelykriteerinä minimum distance -menetelmä. Jäteveden virtaamatiedot ovat viikkokeskiarvoja. Kasviplanktonin ominaisaktiivisuus = perustuotantokyky:aktiivinen klorofylli.

itseisarvon mukaan) uudeksi muuttujaksi, joka korvaa alkupe-
räiset seuraavaa korrelaatiomatriisia laskettaessa. Kullakin
askeleella muuttujien määrä siis vähenee, ja prosessi jatkuu
siihen saakka, kun kaikki muuttujat sijaitsevat samassa ryh-
mässä. Tässä työssä käytetyn ryhmittelyanalyysin yhdistely-
kriteeri oli nk. minimum distance-menetelmä.

Kuvissa 36 ja 37 on esitetty eri tutkimusjaksojen ryhmittely-
analyysin tulokset. Kesällä 1979 pääryhmä koostui kasviplank-
ton- ja jätevesimuuttujista. Aktiivinen klorofylli ja kasvi-
planktonin aktiivisuusindeksi (perustuotanto/klorofylli) yh-
distyivät jätevesikuormituksen kanssa, ja ennen lämpötilaa
ryhmään liittyivät vielä perustuotantokyky ja nitraattityppi.
Heterotrofinen aktiivisuus kytkeytyi fosfaattiin ja alkalini-
teettiin ennen kuin tämä ryhmä liittyi pääryhmään.

Kevään 1980 tulokset poikkesivat edellisestä muutamassa suh-
teessa. Fosfaatti kytkeytyi jälleen ensin bakterimuuttujiin,
mutta tällä kertaa bakterilukumäärään ja bakterien aktiivi-
suusindeksiin (1/T:bakterilukumäärä). Levien aktiivisuusin-
deksi oli tällä ajanjaksolla kytkeytynyt selvästi enemmän pe-
rustuotantoon kuin biomassaan (aktiivinen klorofylli). Bio-
massa sen sijaan ryhmittyi ensimmäisenä ammoniumtypen ja epä-
orgaanisen N/P-suhteen kanssa.



KUVA 37. Kevään 1980 18 muuttujan ryhmittelyanalyysi (n=28). Yhdistelykriteerinä minimum distance -mene-
telmä. Bakterien ominaisaktiivisuus = 1/T:bakteritiheys, kasviplanktonin ominaisaktiivisuus
= perustuotanto:aktiivinen klorofylli. PON = hiukkasmainen orgaaninen typpi, POC = hiukkas-
mainen orgaaninen hiili.

Faktorianalyysissä luodaan korrelaatiomatriisin pohjalta
uuden tason muuttujia (faktoreita), jotka selittävät mahdolli-
simman tehokkaasti alkuperäisaineiston kokonaisvarianssia, ja
jotka ovat ortogonaalisessa suhteessa toisiinsa (korrelaatio-
kerroin = 0). Alkuperäisten muuttujien korrelaatioita fakto-
rien kanssa kutsutaan muuttujien latauksiksi em. faktoreilla.
Tässä työssä faktorit olivat nk. varimax-rotatoituja pääkom-
ponentteja.

Taulukossa 10 ja 11 on esitetty tutkimusjaksojen kolme ensimmäistä (kokonaisvarianssia eniten selittävää) faktoria. Kesällä 1979 kaksi ensimmäistä faktoria erottelivat kasviplanktonin biomassan (aktiivinen klorofylli) ja perustuotantokyvyn (taulukko 10). Biomassafaktorilla korkeita latauksia saivat jätevesimuuttujat, perustuotantofaktorilla epäorgaaniset ravinteet.

Ensimmäisen faktorin korkeaan kasviplanktonbiomassaan liittyivät alhaiset levien aktiivisuusindeksin ja ravinteiden tasapainosuhteen sekä epäorgaanisten ravinteiden lataukset. Tämä faktori kuvaa siis lähinnä leväkukinnan huipputilannetta, jolloin alhaiset ravinnepitoisuudet ja ravinteiden tasapainosuhteet (lähestyy pääravinteiden yhtäläisen minimiaseman arvoa 1) stressaavat kasviplanktonin tuotantoa (alhainen aktiivisuusindeksi). Hajotustoiminnalla on alhainen positiivinen latausbiomassafaktorilla, kun tuotantofaktorilla sen lataus oli selvästi negatiivinen. Kahden ensimmäisen faktorin selvä negatiivinen lämpötilalataus ilmaisee faktorien kuvaavan syksyn levämaksimin eri vaiheita (vrt. taulukko 3).

Kolmas kesän 1979 faktori on selvimmän tulkittavissa alueellisesti, koska korkeat alkaliniteetin, levien aktiivisuusindeksin ja fosfaatin lataukset sekä alhaiset lämpötila-, kiintoaine- ja heterotrofisen aktiivisuuden lataukset kuvaavat tutkimusalueen ulkosaariston tyypillisiä olosuhteita.

Taulukko 10. Kesän 1979 faktorianalyysi (n = 56). % TV on faktorin selittämä osuus muuttujien kokonaisvarianssista ja \leq % TV peräkkäisten faktorien kumulatiivinen selitysosuus. Lukuarvot ovat alkuperäisten muuttujien latauksia faktoreilla (muuttujien ja faktorin välisiä korrelaatioita).

muuttuja	faktori 1 "kasviplanktonin biomassa"	faktori 2 "perustuotantokyky"	faktori 3 "ulko-saaristo"
Lämpötila	-0,437	-0,490	-0,485
kiintoaine	-0,001	-0,025	-0,426
alkaliniteetti	-0,023	0,024	0,885
kokonaistyyppi	0,311	0,356	-0,333
NO ₃ -N	0,103	0,799	0,093
NH ₄ -N	0,072	-0,036	-0,073
kokonaisfosfori	0,086	0,355	-0,079
PO ₄ -P	-0,117	0,590	0,440
kokonais-N/P	-0,079	-0,091	-0,107
epäorgaaninen N/P	0,106	-0,074	-0,113
tasapainosuhte	-0,411	0,160	0,037
jätevesivirtaama*	0,621	0,296	0,558
jätevesivirtaama**	0,828	0,007	0,109
liuennut org. hiili	0,012	0,034	0,098
perustuotantokyky	0,150	0,842	0,043
log (akt. klorofylli)	0,817	0,392	-0,072
log (feopigmentit)	0,028	-0,006	0,044
levien akt. indeksi	-0,874	0,054	0,250
heterotrofisen akt.	0,261	-0,323	-0,654
% TV	16,4 %	13,6 %	12,6 %
\leq % TV	16,4 %	30,0 %	42,6 %

* näytteenottoa edeltävän viikon keskivirtaama

** näytteenottoviikon keskivirtaama

Keväällä 1980 faktorirakenne oli kesäkautta selkeämpi (taulukko 11), koska kolme ensimmäistä faktoria selittivät 60 % ai-neiston kokonaisvarianssista (kesällä 1979 43 %). Ilmeisesti pääsyytä tähän olivat pisteiden pienempi lukumäärä (4 kpl) ja

tutkimusjakson voimakas lämpötilakehitys. Niinpä ensimmäinen faktori kuvaa melko selkeästi sukkessiota keväästä alkukesään. Lämpötilan, levien ja bakteerien aktiivisuusindeksien sekä ravinteiden tasapainosuhteen lataukset ovat voimakkaan positiivisia (vrt. kuvat 26, 28 ja 29, taulukko 8), ja fosfaattipitoisuuksien kasvu (vaikkakin absoluuttisesti ottaen erittäin pieni, taulukko 8) johtaa selvään tyyden minimiasemaan (kts. ravinteiden tasapainosuhte taulukossa 8).

Toinen kevään 1980 faktori kuvaa hallitsevien hiukkasmuuttujien (hiukkasmainen orgaaninen hiili ja tyyppi, myös kokonaisytyppi) positiivisten ja alkaliniteetin negatiivisen latauksen perusteella lähinnä alueellista sisäsaaristo-ulkosaaristo -ulottuvuutta (vrt. kesän 1979 kolmas faktori, taulukko 10).

Taulukko 11. Kevään 1980 faktorianalyysi (n = 21). % TV on faktorin selittämä osuus muuttujien kokonaisvarianssista ja \leq % TV peräkkäisten faktorien kumulatiivinen selitysosuus. Lukuarvot ovat alkuperäisten muuttujien latauksia faktoreilla (muuttujien ja faktorin välisiä korrelaatioita).

muuttuja	faktori 1 "alkukesä"	faktori 2 "sisäsaaristo"	faktori 3 "purkupaikka"
lämpötila	0,524	-0,187	0,269
alkaliniteetti	-0,056	-0,751	-0,437
kokonaistyyppi	0,088	0,676	0,443
NO ₃ -N	0,031	-0,154	0,149
NH ₄ -N	-0,284	0,147	0,874
PON*	-0,148	0,910	-0,166
POC**	-0,218	0,921	-0,105
kokonaisfosfori	-0,121	0,136	0,009
PO ₄ -P	0,820	0,105	-0,117
epäorgaaninen N/P	-0,296	0,095	0,846
kokonais-N/P	0,082	0,206	0,417
tasapainosuhte	0,823	-0,069	-0,108
perustuotanto	0,410	0,576	-0,432
log (akt. klorofylli)	-0,068	0,318	-0,872
levien akt. indeksi	0,751	0,129	-0,040
heterotrofinen akt.	0,075	0,041	-0,294
log (bakt. lkm)	-0,871	0,148	0,130
bakt. akt. indeksi	0,856	-0,181	-0,067
% TV	22,9 %	18,7 %	18,1 %
\leq % TV	22,9 %	41,6 %	59,7 %

* hiukkasmainen orgaaninen tyyppi

** hiukkasmainen orgaaninen hiili

Kolmannella faktorilla ovat hallitsevia ammoniumtyypen ja epäorgaanisen N/P-suhteen positiiviset lataukset. Tämä kertoo selvästi purkupaikan välittömästä läheisyydestä (kts. taulukko 8), joka korostuu kevään 1980 aineistossa pisteiden vähäisen lukumäärän johdosta. Erityisen korkea ammoniumpitoisuus purkupaikan edustalla (200 ugN/l) sattui yksin kevätkauden ensimmäisen levähuipun romahduksen kanssa (taulukko 8, kuva 28). Samoin toinen tavallista korkeampi ammoniumpitoisuus (61 ugN/l) osui toisen levähuipun laskuvaiheeseen. Ilmeisesti tämän vuoksi levämuuttujat saivat voimakkaat negatiiviset lataukset purkupaikkafaktorilla. Koska ammoniumpitoisuuksien vaihtelu pisteellä 2 on erittäin satunnaista ja johtuu näytteenottohetken tuulioloista, levämuuttujien latauksille tällä faktorilla ei voi panna suurta painoa. Tutkimusjakson keskimääräinen kasviplanktonbiomassa oli selvästi korkein purkupaikan välittömässä läheisyydessä (taulukko 9).

Keskeisimmät ryhmittely- ja faktorianalyysien tulokset olivat siis kasviplanktonin biomassan ja kuormituksen läheinen yhteys (ryhmittely- ja faktorianalyysi), bakteerimuuttujien ja fosfaatin yhteydet (ryhmittelyanalyysi), kasviplanktonmuuttujien (tuotanto, biomassa, ominaisaktiivisuusindeksi) välisten suhteiden erittely eri kausina (ryhmittely- ja faktorianalyysi) sekä näiden suhteet hajotustoimintaan ja ravinteiden tasapainosuhteeseen (faktorianalyysi). Faktorianalyysi kiteytti keskeisten muuttujien alueellista jakautumista, sukkessiota kevästä alkukesään sekä suhteita alueen tyyppitilanteissa (leväkukinta).

4.12 Biologisten muuttujien suhteet

Perustuotanto ja hajotustoiminta ovat toisiinsa kytkeytyneitä prosesseja ekosysteemissä, ja on odotettavissa, että niitä kuvaavat muuttujat kehittyvät ajallisesti peräkkäisinä sykleinä. Leväkukintoja seuraa niissä tuotetun biomassan heterotrofinen hajotus (kts. esim. Hagström ja Larsson 1982). Tämä ilmiö heijastui selvästi kevään 1980 tuloksissa (3.43). Levien tuotanto voi kiihdyttää bakteeritoimintaa kahdella laadullisesti eroavalla tavalla: toisaalta bakteerit voivat välittömästi hyödyntää aktiivisesti yhteyttävien levien erittämiä orgaanisia aineita, toisaalta kuollut leväbiomassa tarjoaa hajotustoiminnalle hiilenlähteen (kts. esim. Williams 1981). Näiden hiilivirtojen suhteita on tämän tutkimuksen aineiston perusteella tarkasteltu lähemmin toisaalla (Tamminen 1983 a). Kummankin tutkimusjakson näytteenottotiheys mahdollistaa vain jälkimmäisen, suhteellisen hitaita syklejä (viikkoja) synnyttävän vuorovaikutuksen selvittelyn.

Koska tuotanto- ja hajotusprosessien kytkeytymisessä on ajallinen, vaihteleva viive (kts. 3.43), pelkkä korrelaatioanalyysi saattaa olla melko tehoton väline suhteen tarkassa selvittämisessä. Muutamia mielenkiintoisia tuloksia biologisten muuttujien väliset korrelaatiot kuitenkin tuovat esille (taulukko 12). Tavanomaisten korrelaatiokertoimien lisäksi laskettiin osittaiskorrelaatiot, joissa lämpötilan lineaarinen vaikutus nk. kolmantena muuttujana on eliminoitu näennäisten korrelaatioiden vähentämiseksi.

Kasviplanktonin ominaisaktiivisuusindeksi oli korkea keskikesällä ja alhainen kevään ja syksyn kukintojen aikana (kuvat 13 ja 28). Tämä käy yksiin Niemen (1975) tulosten kanssa Hankoniemen edustalta. Ilmiö liittyy epäilemättä pienikokoisten kesäplanktonilajien tehokkaaseen aineenvaihduntaan, ja yhteisötasolla sitä voidaan pitää eräänlaisena kasviplanktonin biomassan ja tuotannon keskinäisenä kompensatioilmiönä. Korrelaatiokertoimien mukaan (taulukko 12) ominaisaktiivisuusindeksi oli voimakkaammin sidoksissa biomassaan (klorofylli) kuin tuotantoon kesä- ja syyskaudella, mutta kevätjaksolla tilanne oli selvästi päinvastainen. Tulos korostaa kevätukinnan muodostavien suuri- ja pienikokoisten piilevien ja dinoflagellaattien sekä pienikokoisten kesäplanktonin (etenkin nanoflagellaatit ja Nannochloris; G. Hällfors, suullinen tiedonanto) toiminnan laadullisia eroja.

Taulukko 12. Pintaveden (0 - 2,5 m) lämpötilan ja biologisten muuttujien korrelaatioita (pairwise correlation) sekä biologisten muuttujien osittaiskorrelaatioita, joissa lämpötilan lineaarinen vaikutus on eliminoitu.

p = 0,1 (o), 0,05 (*), 0,01 (**), ja 0,001 (***) .

A. kesä 1979			korrelaatiot				osittaiskorrelaatiot						
	n	pt	l(klor.)	leväind.	1/T	pt	l(klor.)	leväind.	1/T				
perustuotantokyky (pt)	56	1,000				1,000							
log (akt. klorofylli)	48	0,606 ***	1,000			0,474 ***	1,000						
leväaktiivisuusindeksi	48	-0,035	-0,764 ***	1,000		0,113	-0,758 ***	1,000					
heterotrofinen aktiivisuus (1/T)	56	-0,360 **	-0,005	-0,359 **	1,000	-0,219	0,201	-0,493 ***	1,000				
lämpötila	56	-0,496 ***	-0,504 ***	0,250 ^o	0,349 **	-	-	-	-				
B. kevät 1980			korrelaatiot				osittaiskorrelaatiot						
	n	pt	l(klor.)	levä- ind.	1/T	l(bakt. lkm)	bakt. ind.	pt	l(klor.)	levä- ind.	1/T	l(bakt. lkm)	bakt. ind.
perustuotanto	27	1,000						1,000					
log (akt. klorofylli)	28	0,532 **	1,000					0,476 *	1,000				
leväaktiivisuusindeksi	27	0,584 ***	-0,259	1,000				0,778 ***	-0,069	1,000			
heterotrofinen aktiivisuus	25	-0,097	0,304	-0,179	1,000			-0,113	0,312	-0,187	1,000		
log (bakt. lukumäärä)	28	-0,385 *	-0,049	-0,518 **	0,080	1,000		-0,441 *	-0,050	-0,561 **	0,255	1,000	
bakt. aktiivisuus indeksi	25	0,210	-0,125	0,553 **	0,311	-0,849 ***	1,000	0,331 ^o	0,034	0,533 **	0,135	-0,863 ***	1,000
lämpötila	28	-0,188	-0,374 *	0,260	0,302	-0,285	0,633 ***	-	-	-	-	-	-

Keväällä 1980 mitattiin useampia bakteerimuuttujia. Tällöin havaittiin bakteerilukumäärän ja heterotrofisen aktiivisuuden korreloivan vain heikosti keskenään, ja ilman osittaiskorrelaatioiden laskemista edes tätä alhaista positiivista korrelaatiota ei olisi havaittu (taulukko 12 B). Bakteerilukumäärä näytti dominoivan bakteerien ominaisaktiivisuusindeksin arvojen kehitystä ($r = -0,86$).

Kun tarkastellaan levä- ja bakteerimuuttujien välisiä korrelaatioita, havaitaan toiminta- ja biomassamuuttujien käyttäytyvän varsin eri tavoin. Bakteeriheterotrofia korreloi kumpakin tutkimusjaksona erittäin heikosti leväbiomassan (aktiivinen klorofylli) kanssa, ja perustuotantoon suhde oli heikosti negatiivinen. Levien aktiivisuusindeksin kanssa heterotrofia korreloi erittäin merkittävän negatiivisesti kesällä 1979. Kevätkaudella vastaava arvo ei ollut merkittävä. Tässä työssä käsiteltiin pimeäinkubointien heterotrofiatuloksia myös kevään 1980 osalta, koska näin saatiin parempi vertailukelpoisuus vuoden 1979 tuloksiin. Edellä mainitut korrelaatiot saattavat siis olla jossain määrin keinotekoisia, koska pimeäinkuboinneissa ei tapahdu perustuotantoa. Valo- ja pimeäheterotrofia korreloivat kuitenkin pintavesissäkin erittäin merkittävästi keskenään ($r = 0,923$). Valo- ja pimeäinkubointeja on vertailtu tarkemmin toisaalla (Tamminen 1983 a).

Bakteerilukumäärä ei korreloinut lainkaan leväbiomassan kanssa, mutta selvä negatiivinen suhde perustuotantoon ja levien aktiivisuusindeksiin havaittiin. Tämä viittaa näiden muuttujien peräkkäisiin sykleihin (kts. 3.43). Sen sijaan levien ja bakteerien aktiivisuusindeksi korreloivat erittäin selvästi positiivisesti, myös osittaiskorrelaationa. Tämä osoittaa, ettei positiivinen suhde ollut vain kummankin muuttujan lämpötilasidonaisuuden aiheuttama näennäinen korrelaatio.

Nämä korrelaatiot osoittavat, että kasviplanktonin ja bakteeriplanktonin vuorovaikutus on läheinen ja varsin monisyinen. Useat korrelaatiokertoimet näyttäisivät tukevan näkemystä bakteerien roolista kuolleen tai heikkokuntoisen kasviplanktonin hajottajina (heterotrofian ja klorofyllin positiivinen suhde; perustuotannon ja bakteerilukumäärän negatiivinen suhde; levien aktiivisuusindeksin negatiiviset korrelaatiot sekä bakteerilukumäärän että heterotrofian kanssa). Bakteerien aktiivisuusindeksin selvä positiivinen suhde sekä perustuotantoon että levien aktiivisuusindeksiin ovat kuitenkin tämän näkemyksen kanssa ristiriidassa. Vaikuttaakin selvältä, että näiden trofiatasojen välisen vuorovaikutuksen perusteellisempaan selvittämiseen tämän tutkimuksen näytteenottotiheys ei ollut riittävä. Lisäksi prosessien ajallinen viive häiritsee korrelaatioanalyysia. Vuorovaikutus perustuu laadullisesti erilaisiin hiilikiertoihin (liuenneen ja hiukkasmaisen orgaanisen hiilen muodossa) ja ravinnekiertoihin, jotka ovat ajallisesti hyvin erikestoisia ja päällekkäisiä, ja joiden tutkimuksen menetelmälliset ongelmat ovat edelleen huomattavalta osin ratkaisematta (kts. Williams 1981).

Keskeinen tulos tämän työn korrelaatioanalyysista olivat tuotanto- ja biomassamuuttujien selvästi toisistaan eroavat ominaisuudet. Näitä eri tason muuttujia - esimerkiksi kasviplanktonin perustuotantoa ja klorofylliä - ei voida pitää valinnaisina, rinnasteista tietoa antavina muuttujina. Ominaisaktiivisuusindeksien vuosisuknessa ilmentää selvästi, että kasvukauden eri vaiheissa toiminta- ja biomassamuuttujien välinen suhde vaihtelee voimakkaasti, samoin kuin niiden suhde vastakkaiseen trofiatasoon, vaikkakaan tässä tutkimuksessa havaittujen suhteiden yleistettävyydestä eri alueille ei luonnollisesti vielä ole käsitystä.

4.13 Biologiset ja ravinnemuuttujat

Tulosjaksossa jo havaittiin, että purkupaikan ympäristöön kehittyi kummallakin tutkimusjaksolla biologisten muuttujien ja ravinnesuhteiden vyöhykkeitä, ja sekä kasviplankton- että bakteerimuuttujat saivat korkeimmat pistekohtaiset keskiarvot purkupaikan lähistöllä (taulukko 9; kuvat 9, 10, 12, 14, 28 ja 29). Kokeellisesti todettiin, että jätevesien ammoniumtyyppi kiihdytti voimakkaasti sekä testilevän että kasviplanktonin luonnonyhteisöjen tuotantoa (kts. 4.3). Ravinteiden ja biologisten muuttujien suhteita pyrittiin kenttäaineiston pohjalta tutkimaan lähemmin kanonisen korrelaatioanalyysin avulla.

Kanoninen korrelaatioanalyysi kuvaa kahden muuttujajoukon välisiä suhteita (kts. Cooley ja Lohnes 1971). Tavallisesti käytetty monimuuttujaregressio (multiple regression) on itse asiassa kanonisen korrelaatioanalyysin erikoistapaus: kun monimuuttujaregressiossa tutkitaan muuttujajoukon yhteyttä yhteen riippuvaan muuttujaan, kanonisessa korrelaatioanalyysissä tutkitaan kahden muuttujajoukon suhteita. Kummankin joukon sisällä muodostetaan parittain faktoreita (kanonisia muuttujia) siten, että kumpaakin muuttujajoukkoa edustavien faktorien välinen korrelaatio maksimoidaan. Peräkkäisten faktoriparien suhde on ortogonaalinen kuten faktorianalyysissä,

ja alkuperäisten muuttujien korrelaatiot kanonisten muuttujien kanssa edustavat alkuperäisten muuttujien latauksia kyseisessä kanonisten muuttujien parissa. Kanonisten muuttujien välisen korrelaation (kanonisen korrelaation) neliö (r^2 , selitysaste) ilmaisee, kuinka monta prosenttia parittaiset kanoniset muuttujat selittävät toistensa varianssista.

Tässä työssä valittiin tutkittaviksi muuttujajoukoiksi toisaalta biologiset muuttujat (perustuotanto, aktiivinen klorofylli ja heterotrofinen aktiivisuus), toisaalta ravinteet ja lämpötila. Kesän 1979 kolme kanonista muuttujaparia korreloivat erittäin merkitsevästi tai merkitsevästi, ja kanonisten muuttujien selitysasteet olivat 53, 47 ja 30 % (taulukko 13).

Taulukko 13. Kesän 1979 kanoninen korrelaatioanalyysi (n = 56).
Lukuarvot ovat alkuperäisten muuttujien latauksia kanonisilla muuttujilla (muuttujien ja kanonisen muuttujan välisiä korrelaatioita).

	1. kanoniset muuttujat "huippu"	2. kanoniset muuttujat "pro"	3. kanoniset muuttujat "post"
1. muuttujaryhmä:			
perustuotantokyky	0,756	0,637	0,147
log (akt. klorofylli)	0,956	-0,234	0,177
heterotrofinen akt.	-0,291	-0,429	0,855
kanoninen korrelaatio (R_c)	0,729***	0,688***	0,544**
R_c^2	0,531	0,474	0,296
2. muuttujaryhmä:			
lämpötila	-0,787	-0,199	0,309
kokonaistyyppi	0,458	-0,367	0,490
NO ₃ -N	0,576	0,736	0,166
NH ₄ -N	0,135	-0,503	-0,118
kokonaisfosfori	0,457	0,001	-0,300
PO ₄ -P	0,123	0,719	-0,524

Analyysin tuloksen tulkittiin kuvaavan kolmea leväkukinnan vaihetta. Keskeinen piirre on P/R-suhteen (tuotanto/respiraatio) kehitys, joka ilmentää ekosysteemin autotrofia/heterotrofia-astetta (kts. Odum 1971). P/R-suhde heijastuu perustuotannon, leväbiomassan (klorofylli) ja bakteeriheterotrofian latauksissa kanonisilla muuttujilla.

Toinen kanoninen muuttujapari (taulukko 13) kuvaa leväkukinnan kehittymisedellytyksiä ("pro"), kun biomassassa on vielä alhainen ja heterotrofinen aktiivisuus olematon, mutta korkeat epäorgaanisten ravinteiden (nitraatti ja fosfaatti) pitoisuudet mahdollistavat tehokkaan perustuotannon. Kasviplanktonin ominaisaktiivisuusindeksi ja ekosysteemin P/R-suhde ovat korkeita, ja "pro"-vaihe on selvästi autotrofinen. Lämpötilalataus viittaa syyskukinnan alkuvaiheisiin.

Ensimmäinen kanoninen muuttujapari kuvaa leväkukinnan huippuvaihetta, koska sekä perustuotannon että klorofyllin korkeat lataukset dominoivat biologisten muuttujien puolta. Heterotrofisen aktiivisuuden lataus on edelleen negatiivinen, mutta ei yhtä korostetusti kuin "pro"-vaiheessa. P/R-suhde on ilmeisesti laskenut kohonneen kasviplanktonin (biomassasidonnaisen) respiraation ja heterotrofisen aktiivisuuden vuoksi. Epäorgaanisten ravinteiden lataukset ovat laskeneet "pro"-vai-

neesta ja kokonaisravinteet kohonneet latauksiin 0,46. Lämpötilalataus vastaa syyskukinnan etenemistä, ja kanonisten muuttujien korrelaatio on huippuvaiheessa korkeimmillaan.

Kolmas kanoninen muuttujapari edustaa kukinnan jälkeistä heterotrofista vaihetta ("post"), koska leväparametrit ovat laskeneet alle 0,2 latauksiin, ja heterotrofinen aktiivisuus dominoi biologista puolta. Tilanne edustaa varsin alhaista ekosysteemin P/R-suhdetta. Lämpötilalataus on positiivinen. Näytteenottokauden päättyessä syksyllä 1979 kasviplanktonmuuttujat olivat vielä melko korkealla tasolla (kuvat 10 ja 12). Näin ollen heterotrofinen "post"-vaihe kuvaa kesäkautta, jolloin kevätkukinnan kasviplanktonbiomassan ja sedimentistä sekoittuneen orgaanisen aineen hajotus tuottaa voimakkaan heterotrofisen vaiheen etenkin tutkimusalueen matalassa sisäsaaristossa (kts. kuva 14). On pidettävä mielessä, että monimuuttuja-analyysit yhdistelevät sekä ajallista että alueellista muuttujien variaatiota.

Kuten faktorianalyysin kohdalla jo todettiin (4.11), purkupaikan edustan voimakkaat ammoniumvaihtelut heikentävät ammoniumtulosten käyttökelpoisuutta monimuuttuja-analyyseissa (vino muuttujan jakauma). Tästä huolimatta ammoniumlatauksen nousu "pro"-vaiheesta huippuvaiheeseen on mielekäs, koska ammonium on vesistöissä nopeasti kiertävä tyypen muoto (kts. 1.22), ja se on tästä syystä välitöntä aineenvaihdunnallista perua. Tutkimusalueella jätevesikuormitus näkyi vain pisteellä 2 ammoniumpitoisuuksissa.

Muut ravinnelataukset kolmannella kanonisella muuttujaparilla korostavat heterotrofisen "post"-vaiheen hajotusluonnetta. Kokonaistypen lataus on selvästi kokonaisfosforia korkeampi. Hankoniemen edustalla suoritettut sedimentaatiotutkimukset ovat osoittaneet, että hiukkasmaisen aineen C/P- ja N/P-suhteet kasvavat sedimentaation kuluessa l. hajotuksen edistyesä (Laakkonen ym.1981). Leppäsen ja Tamelanderin (1981) mukaan kokonaisfosforin kierto on jo tuottavassa (trofogeenisessä) kerroksessa nopeampaa kuin kokonaistypen.

Kokonaistyyppilataus "post"-vaiheessa liittyy ilmeisesti kuolleeseen leväbiomassaan tai sedimenttiperäiseen detritukseen, koska klorofyllillä ei ole latausta biologisella puolella. Fosfaatin voimakas negatiivinen lataus ilmentää selvästi kesäkautta, jolloin fosforin kierto on nopeaa ja lähes kaikki fosfori on sidottu biomassaan (taulukko 3).

Kevään 1980 kanonisessa korrelaationalyysissä (taulukko 14) havaittiin sama purkupaikan edustan ammoniumpitoisuuksien vaikutus kuin faktorianalyysissä (4.11). Ensimmäistä kanonista muuttujaparia hallitsee ammoniumin voimakas negatiivinen lataus, ja kaikki biologiset muuttujat saivat korkeat positiiviset lataukset. Kuten faktorianalyysin kohdalla jo todettiin, tämä ammoniumin ja biologisten muuttujien välinen (negatiivinen) suhde kevätkaudella perustuu valtaosaltaan muutamaan poikkeustapaukseen pisteellä 2, jotka dominoivat aineistoa sekä pisteiden että havaintojen pienen määrän johdosta. Jätevesitestiin ja biologisten muuttujien pistekeskisarvojen perusteella analyysin viittaus ammoniuminhibitioon on artefakti.

Taulukko 14. Kevään 1980 kanoninen korrelaatioanalyysi (n = 25).
Lukuarvot ovat alkuperäisten muuttujien latauksia
kanonisilla muuttujilla (muuttujien ja kanonisen
muuttujan välisiä korrelaatioita).

	1. kanoniset muuttujat	2. kanoniset muuttujat	3. kanoniset muuttujat
1. muuttujaryhmä:			
perustuotanto	0,631	-0,224	0,743
log (akt. klorofylli)	0,876	-0,433	-0,214
heterotrofinen akt.	0,587	0,692	-0,420
kanoninen korrelaatio (R_c)			
	0,823***	0,473*	0,385
R_c^2	0,677	0,224	0,148
2. muuttujaryhmä:			
lämpötila	-0,029	0,982	0,037
kokonaistyyppi	0,129	0,307	0,010
NO ₃ -N	-0,216	0,029	-0,412
NH ₄ -N	-0,694	-0,008	-0,142
kokonaisfosfori	-0,004	-0,247	-0,371
PO ₄ -P	0,027	0,102	0,721

Toisessa kanonisessa muuttujaparissa (taulukko 14) havaitaan kesän 1979 tuloksia suuresti muistuttava heterotrofinen tilanne, ja korkea lämpötilalataus ajoittaa sen alkukesään (kuva 26). Kokonaistyyppien ja -fosforin lataukset vastaavat edellä esitettyä kesän 1979 heterotrofista vaihetta ("post"). Kolmannessa kanonisessa muuttujaparissa perustuotanto kytkeytyy fosforin voimakkaaseen positiiviseen lataukseen, ja heterotrofialataus on negatiivinen kuten kesän 1979 "pro"-vaiheessa. Ammoniumtulosten epätasaisen jakauman vuoksi epäorganisten ravinteiden vertailua perustuotannon säätelijöinä ei kuitenkaan ole mielekäästä suorittaa tämän analyysin pohjalta.

Kanoninen korrelaatioanalyysi täsmänsi siis faktorianalyysin kuvaamia vesistön tyyppitilanteita, joissa ekosysteemin P/R-suhde kehittyi autotrofisesta selkeän heterotrofiseksi. Heterotrofinen vaihe havaittiin sekä kesällä 1979 että alkukesästä 1980, ja se viittasi ennen kaikkea tutkimusalueen sisäosiin (Östra Sandfjärden). Tällä alueella sedimentin osittain hajonnutta orgaanista ainetta sekoittuu tuulisina ajanjaksoina koko vesimassaan alueen mataluuden ja pysyvän kerrostuneisuuden puutteen vuoksi. Nämä pitkin avovesikautta satunnaisesti saapuvat allohtonisen (planktisen ekosysteemin kannalta) hiilen pulssit vaikuttavat ilmeisesti huomattavasti planktisen ekosysteemin autotrofia/heterotrofia-suhteeseen.

4.2 MINIMIRAVINTEESTA

Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin minimiravinneongelmaa kahdelta kannalta: mittaamalla vesinäytteiden N/P-suhteita sekä suorittamalla ravinnelisäytestestejä Chlorella-testilevällä. Näiden tutkimustapojen mahdollisuuksia ja rajoituksia käsiteltiin aiemmin jo lyhyesti (1.3). Vuoden 1979 aineistoa on tarkasteltu myös erillisessä artikkelissa (Tamminen 1982 b).

N/P-suhteet osoittivat tässä aineistossa varsin yhdensuuntaisesti tyypin keskeisen aseman kasviplanktonin kasvua rajoittavana tekijänä koko tutkimusalueella. Taulukkoon 15 on koottu ravinnepitoisuuksien ja -suhteiden pisteittäiset keskiarvot avovesikaudelta. Ravinteiden tasapainosuhteen keskiarvot olivat jokaisella pisteellä raja-arvon typpirajoitusta ilmentävällä puolella (>1.0). Sekä kesällä 1979 että keväällä 1980 tasapainosuhteen keskiarvo laski asteittain kohti raja-arvoa purkupaikkaa lähestyttäessä, mutta jäi vielä purkupaikan edustallakin selvästi typpirajoituksen puolelle (taulukot 3 ja 8). Tämä on selvin osoitus toisaalta jätevesien vaikutuksesta alueen N/P-suhteisiin, toisaalta ammoniumtyypin erittäin tehokkaasta hyödyntämisestä. Mitään pysyvää ammoniumin kertymistä purkupaikan lähistölle ei voitu havaita, ja vain kahdella näytteenotokerralla pisteeltä 2 analysoitiin poikkeuksellisen korkea ammoniumpitoisuus (200 ugNH₄-N/l). Nämä johtuivat selvästi satunnaisista virtausoloista. Kevätjakson aikana ammoniumin pistekeskiarvot nousivat selvästi purkupaikkaa lähestyttäessä, mutta keskiarvoihin pisteillä 2 ja 12 vaikuttivat voimakkaasti muutamat suuret tulokset. Useilla näytteenotokerroilla Östra Sandfjärdenin pisteiden taso ei poikennut oleellisesti kontrollialueesta (taulukko 8). Jätevesien tuoma ammonium hyödynnetään siis valtaosaltaan jo purkupaikan välittömässä läheisyydessä, ja koko saaristoalueella typpi on ravinnesuhteiden mukaan keskeisesti kasviplanktonin tuotantoa rajoittava minimitekijä.

TAULUKKO 15. Koko tutkimuksen avovesikauden aikaiset pintaveden (0 - 2,5 m) ravinteiden pistekeskiarvot (kts. kuva 2, sivu 16). Pisteillä 2, 12 ja 35 n=14, muilla pisteillä n=6-8. Yksiköt ovat ugN/l ja ugP/l, suhteet ovat yksiköttömiä.

piste	kok.N	NH ₄	NO ₂	NO ₃	kok.P	PO ₄	epäorg.N/P	kok.N/P	tasapainosuhte
2	360	50	1	2	17	3	44	24	3.8
8	340	5	0	2	17	3	3.1	20	13
12	320	6	0	3	16	3	7.0	21	9.0
34	290	5	0	2	19	6	1.8	17	22
35	280	5	0	4	17	4	3.4	18	13
36	280	4	0	4	18	2	5.1	17	7.4
9	300	3	0	1	15	3	2.1	21	24
10	340	4	0	1	15	4	2.0	23	55
5	330	3	0	5	22	3	2.3	17	11

Taulukon 15 keskiarvoihin on suhtauduttava tietyin varauksin. Ensinnäkin eri pisteiden keskiarvot koostuvat eri ajanjaksoista. Pisteiden 2, 12 ja 35 arvoissa kevätjakso (1980) on voimakkaasti painottunut (puolet arvoista), muilla pisteillä keskiarvot on laskettu pääasiassa keskikesän ja syksyn (1979) luke- mista. Kevätjakson painotus siirsi pisteiden 2, 12 ja 35 keskiarvoja selvästi lähemmäs tasapainotilannetta, vaikutti raja-arvoja saavutettukaan kuin pisteen 2 epäorgaanisen N/P-suhteen kohdalla. Eri pisteiden vertailuun on siis käytettävä tauluk- kujen 3 ja 8 pistekeskiarvoja.

Toinen, edelliseen liittyvä varaus koskee pistekeskiarvojen luonnetta. Ne peittävät alleen ravinnesuhteiden erittäin oleellisen vuosisukcession, jota käsiteltiin lyhyesti jo tulosjaksoissa. Loppukesän aikana typen minimiasema on selkein (taulukko 3). Sekä kevään että syksyn planktonkukintojen aikana ravinnesuhteet painuvat kohti tasapainorajoja. Loppukesän selvä typpirajoitus tukee Niemen (1979) esittämää, talvikauden kokonaisravinnesuhteille perustuvaa käsitystä elokuisten sinileväkukintojen syistä. Rihmamaiset sinilevät (ennen kaikkea Aphanizomenon flos-aquae, Nodularia spumigena sekä eräät Anabaena-lajit) saavat ilmakehän typen sidonnan johdosta voimakkaan kilpailuedun muihin lajeihin nähden.

Selitys loppukesän selvälle typpirajoitukselle on ilmeisesti orgaanisen fosforin tyypeä nopeampi mineralisaatio kesän stagnaatiovaiheessa, kun kerrostuneiden alueiden planktontuotanto on lähes täysin riippuvainen harppauskerroksen yläpuolisessa vesimassassa tapahtuvasta remineralisaatiosta. Tätä käsitystä ovat tukeneet Hankoniemen edustalla tehdyt tutkimukset sekä tuottavan (trofogeeneisen) kerroksen hiukkasmaisen orgaanisen aineen koostumuksesta (Leppänen ja Tamelander 1981) että sedimentaation kuluessa tapahtuvista C/P- ja N/P-suhteiden muutoksista (Laakkonen ym. 1981). Tähän viittasi myös kanonisen korrelaatioanalyysin kuvaama planktonsukcession heterotrofinen vaihe sekä kesällä 1979 että alkukesällä 1980, jolloin kokonaisfosforin lataus oli huomattavasti kokonaistyyppiä alhaisempi (4.13).

Ravinnesuhteiden lähestyminen tasapainoarvoja keväällä ja syksyllä kuvaa sitä tehokkuutta, millä vesirungon epäorgaaniset ravinteet pystytään hyödyntämään voimakkaissa leväkukinnoissa. Lähinnä raja-arvoa olevat tasapainosuhteen näytteenottokertaiset keskiarvot (6.5.- 13.5.1980, taulukko 8) liittyivät erittäin alhaisiin fosfaattipitoisuuksiin ($\leq 1 \mu\text{gP/l}$), mutta myös epäorgaanisen typen pitoisuudet olivat tällöin pieniä.

Ravinnesuhteiden tulkinnessa onkin kiinnitettävä huomiota epäorgaanisten ravinteiden absoluuttisiin pitoisuuksiin. Kun pitoisuudet ovat suuria ja suhde lähellä tasapainoarvoa, voidaan olettaa, etteivät pääravinteet ole planktonin kasvua ensisijaisesti rajoittavia tekijöitä (kts. esim. talvitulokset, 3.3). Kun tasapainosuhte on lähellä raja-arvoa ja ravinnepitoisuudet ovat pieniä, kasviplanktonin tuotantoa rajoittaa molempien pääravinteiden puute.

Ominaisaktiivisuusindeksin voimakas lasku kukintahuippuina kuvaa tätä stressitilannetta (kuvat 13 ja 28). Faktorianalyysissä tämä nähtiin selvästi alhaisina ominaisaktiivisuusindeksin, ravinteiden tasapainosuhteen ja epäorgaanisten ravinteiden latauksina kasviplanktonin biomassafaktorilla (taulukko 10).

Tyyppiä voidaan ravinnesuhteiden perusteella pitää koko tutkimusalueen pääasiallisena minimiravinteena. Poikkeuksia tästä säännöstä ovat purkupuutken välitön edusta, virtauksista riippuen, sekä voimakkaat kasviplanktonkukinnat, joiden huippuvaiheessa sekä epäorgaanisen typen että fosforin lähes täydellinen loppuminen vesirungosta on pääasiallinen kukinnan kasvun pysäyttävä tekijä.

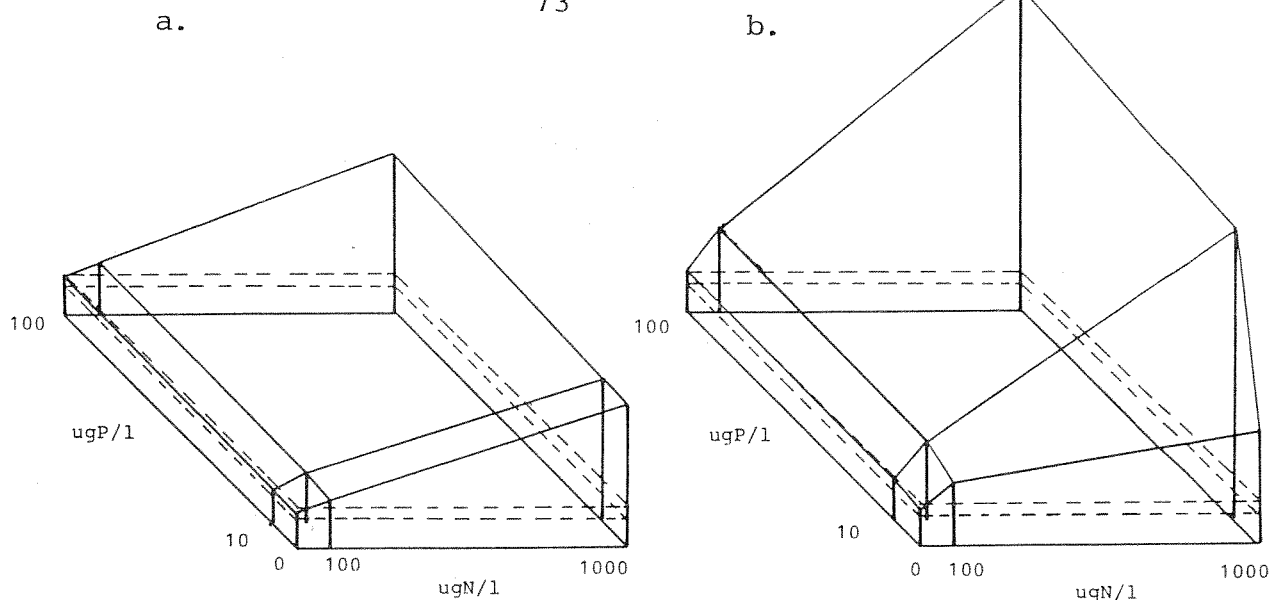
Chlorellalla tehtyjen minimiravinnetestien tulokset olivat selkeitä. Pelkällä typen lisäyksellä oli kasvua kiihdyttävä vaikutus, pelkällä fosforilisäyksellä ei. Yleisimmin käytetyn minimitekijämääritelmän mukaan kasvutekijä ei ole minimiase-massa, jos sen lisäys ei kiihdytä kasvua (Gibson 1971). Tässä mielessä tyyppi oli säännöllisesti alueen minimiravinne kahta purkupaikan edustan näytettä lukuun ottamatta (kuvat 18 ja 25). Toisella kerralla pisteellä oli poikkeuksellinen ammoniumpi-toisuus (73 ugN/l, 7.8.1979), toinen oli talvitilanne, jolloin pisteelle oli jään alla kertynyt jätevesiä usean kuukauden ajan. Jälkimmäinen testitulokset oli koko aineiston ainoa, jossa fosfori oli yksiselitteinen minimiravinne, eikä typpilisäyk-sillä ollut mitään vaikutusta (kuva 25).

Testitulokset olivat hyvin yhdenmukaisia toisaalta planktonin aktiivisen kasvukauden aikana (huhtikuun loppu - syyskuu), toisaalta talvikaudella (loka - maaliskuu). Tämän vuoksi kes-kiarvotulosten laskeminen kummallekin kaudelle erikseen on mielekästä. Taulukossa 16 on esitetty sekä absoluuttiset (FTU) että suhteelliset (% lähtötasosta) Chlorellan kasvutulokset näytevesissä eri ravinnelisäyksillä. Kuvaan 38 on piirretty suhteellisten stimulaatioiden lisäksi aineiston O-näytteiden (ei ravinnelisäyksiä) keskimääräisen rinnakkaisvariaatioker-toimen mukaan lasketut 95 % luottamusvälit poikkeamille lähtö-tasosta (CV = 5,5 %, n = 24).

Taulukko 16. Chlorella-testilevän keskimääräinen kasvu näyte-vesissä eri ravinnelisäyksillä. Tulokset on ilmoitettu sameutena (FTU) ja suhteellisena stimu-laationa (% lähtötasosta), erikseen levien aktii-viselle kasvukaudelle (huhti-syyskuu) ja talvi-kaudelle (loka-maaliskuu ilman purkupaikan edus-tan näytettä). CV % = keskiarvon variaatiokerroin ($S/\bar{x} \cdot 100$).

	a. huhti - syyskuu (n = 19)					b. loka - maaliskuu (n = 4)				
	NH ₄ (ugN/l)	PO ₄ (ugP/l)	FTU	(CV%)	%	(CV%)	FTU	(CV%)	%	(CV%)
-	-	-	1,4	(21)	100	-	3,2	(29)	100	-
100	-	-	2,6	(13)	190	(14)	4,4	(16)	140	(19)
1000	-	-	4,6	(22)	330	(18)	12,5	(5)	420	(36)
-	10	-	1,6	(29)	120	(11)	3,3	(28)	100	(2)
100	10	-	3,2	(16)	230	(13)	4,5	(15)	150	(20)
1000	10	-	11,9	(14)	870	(19)	12,2	(3)	410	(37)
-	100	-	1,7	(30)	120	(12)	3,4	(27)	110	(4)
100	100	-	3,4	(16)	250	(12)	4,7	(17)	150	(16)
1000	100	-	13,2	(16)	960	(16)	14,5	(11)	470	(24)

Ravinnelisäykestestien tulokset ovat yksiselitteisiä. Talvikau-della, kun vesirungon ravinteet ovat suurelta osin minerali-soidussa muodossa, tyyppi on yksinomainen testilevän kasvua rajoittava ravinne, ja vesirungon fosfori riitti jopa 1 000 ugNH₄-N/l pitoisuuden täysimääräiseen käyttöön (kuva 38 a). Ravinnelisäykestestien lähtötaso oli tällöin korkea (taulukko 16), joten suhteelliset ravinnestimulaatiot jäivät kesäkautta pie-nemmiksi (kuva 38). Testilevän absoluuttinen kasvu oli suu-rilla ravinnelisäyksillä kuitenkin samaa tasoa kummallakin kaudella (taulukko 16).



KUVA 38. *Chlorella*-ravinnelisäytestien keskiarvotulokset kahdelta kaudelta. a = loka-maaliskuu (n=4), b = huhti-syyskuu (n=19). Testilevän kasvu (FTU, % nollassasta) suodatetussa näytevedessä eri ravinnelisäyksillä. Katkoviiva = 95% luottamusrajat poikkeamille nollassasta.

Kasvukauden aikana suuren typpilisäyksen hyödyntäminen parani oleellisesti jo pienellä fosforilisäyksellä (10 ugP/l), mutta yksittäisillä ravinnelisäyksillä vain typpi kohotti merkittävästi testilevän kasvua. Pienemmän typpilisäyksen aiheuttama suhteellinen stimulaatio oli kasvukauden aikana (190 %) suurempi kuin talvikaudella (140 %). Suurilla ammoniumpitoisuuksilla havaitun ravinteiden yhteisvaikutuksen merkitys vesistön minimiravinnetarkastelulle on kuitenkin vähäinen, koska testitilanteessa luotiin täysin keinotekoinen ravinnesuhdetilanne (epäorgaaninen N/P-suhde jopa 1 000). Näin ollen myös kasvukauden aikaisissa testeissä typpi osoittautui vesistöalueen selväksi minimiravinneeksi. Tulokset tukevat Penttisen (1980) havaintoja Porvoon edustan rannikkoalueelta.

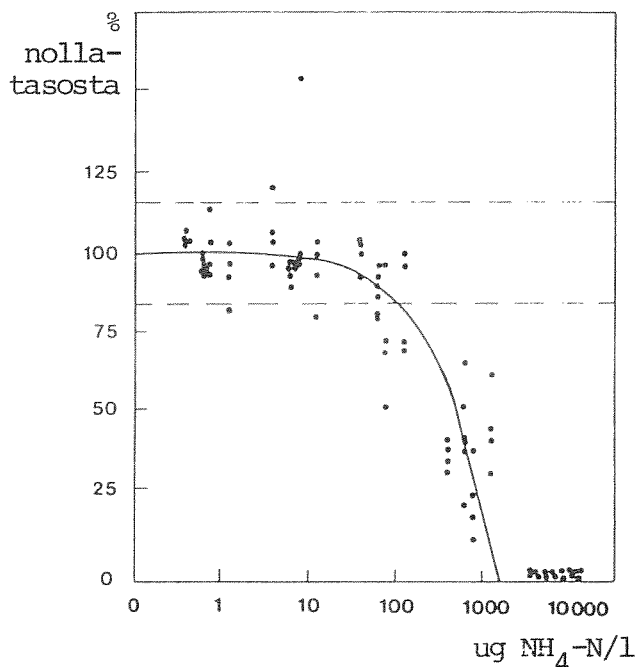
N/P-suhteet ja ravinnelisäytestien tulokset kävivät erittäin hyvin yksiin sekä eri ajanjaksoina (kts. 3.2, 3.3, 3.4) että koko aineiston keskiarvoina. Tämä tekee johtopäätöksestä varsin uskottavan menetelmiin sisältyvistä virhelähteistä huolimatta. Lisäksi typen keskeistä minimiasemaa tukee se epäsuora havainto, ettei mitään pysyvää ammoniumtyppikertymää muodostunut avovesikaudella edes purkupaikan välittömään läheisyyteen. Viskon alueelle päästämä ammoniumtyppi (tutkimusaikana noin kaksi tonnia kuussa) assimiloituu välittömästi vesistön typpikiertoihin.

4.3 JÄTEVESITESTIEN MERKITYKSESTÄ

Tässä työssä tehtiin jätevesitestejä sekä leväviljelmillä (*Chlorella*) että planktisten levien ja bakteerien luonnonyhteisöillä. Laboratorioviljelmätesteillä voidaan vakioolosuhteissa verrata erilaisten jätevesien vaikutuksia tai selvittää jätevesien potentiaalisia vaikutuksia vesistön leväkasvatuskykyyn (AGP). Luonnonyhteisötestien lähestymistapa on toinen. Kukin testi on ainutkertainen tilanne, koska sekä testattava yhteisö että näytevesi vaihtelevat kussakin näytteesä. Näin ollen erilaisten jätevesien ja erilaisten yhteisöjen vaikutuksia testitulokseen ei voida erotella toisistaan. Luonnonyhteisötestit antavat kuitenkin huomattavasti laboratorioviljelmiä realistisemmän kuvan jätevesien todellisista vaikutuksista purkualueella.

Luonnonyhteisötestien varsinainen rajoitus on niiden akuutti luonne. Vain jätevesilisäyksen välittömiä vaikutuksia voidaan seurata, koska pidennetyt altistusajat muuttaisivat ratkaisevasti yhteisön koostumusta luonnontilasta poikkeavaksi. Tästä johtuen akuuttien luonnonyhteisötestien tuloksia on hedelmällisintä tarkastella sekä potentiaalisia tuloksia antavien laboratorioviljelmätestien että suorien kenttätulosten yhteydessä. Erityinen merkitys luonnonyhteisötesteillä on silloin, kun jätevedet sisältävät ekosysteemin aineiden kierron kannalta keskeisiä yhdisteitä, kuten ravinteita tai orgaanista hiiltä. Luonnonyhteisötesteillä voidaan tällöin täsmentää jätevesien sisältämien aineiden kulkeutumisteitä ekosysteemin aineiden kiertoon. Tältä kannalta näitä testituloksia on käsitelty seikkaperäisemmin toisaalla (Tamminen 1983 b).

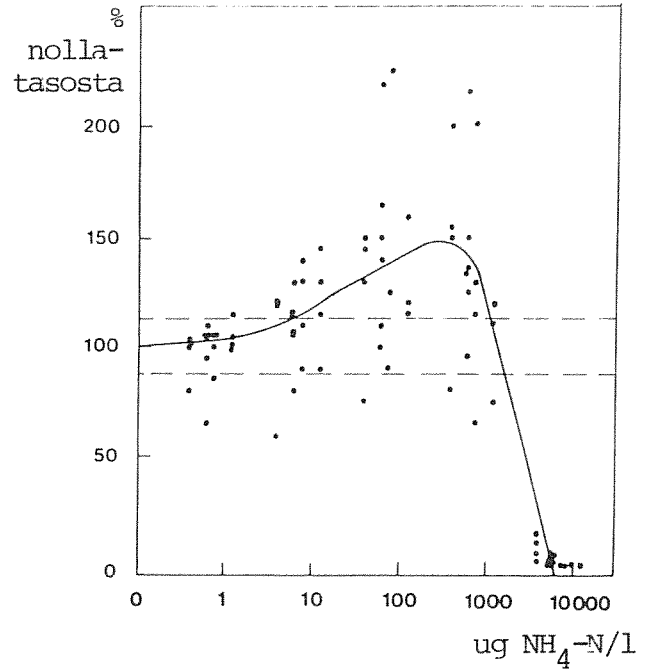
Yleiskuvan luomiseksi jätevesitestien tulokset on koottu kuviin 39, 40 ja 41. Näissä eri testikertojen erilaiset jätevedet on saatettu yhteismitallisiksi niiden sisältämien ammoniumpitoisuuksien suhteen.



KUVA 39. Jätevesitestit bakteeriplanktonin luonnonyhteisöllä. Heterotrofinen aktiivisuus (% nollatasosta) eri jätevesilisäyksillä. Katkoviivat = 95% luottamusväliä poikkeamille nollatasosta.

Kuvasta 39 nähdään, että bakteeriplanktonin heterotrofinen aktiivisuus kohosi vain muutamissa testeissä jätevesilisäyksen ansiosta. Yli 100 ugNH₄-N/l jätevesilisäyksillä havaittiin inhibitiota, ja 1 % jätevesilisäykset (380 - 1 200 ugNH₄-N/l) inhiboivat bakteeritoimintaa yli 50 % luonnontasosta. Yli 3 800 ugNH₄-N/l lisäykset (10 %) olivat täysin toksisia.

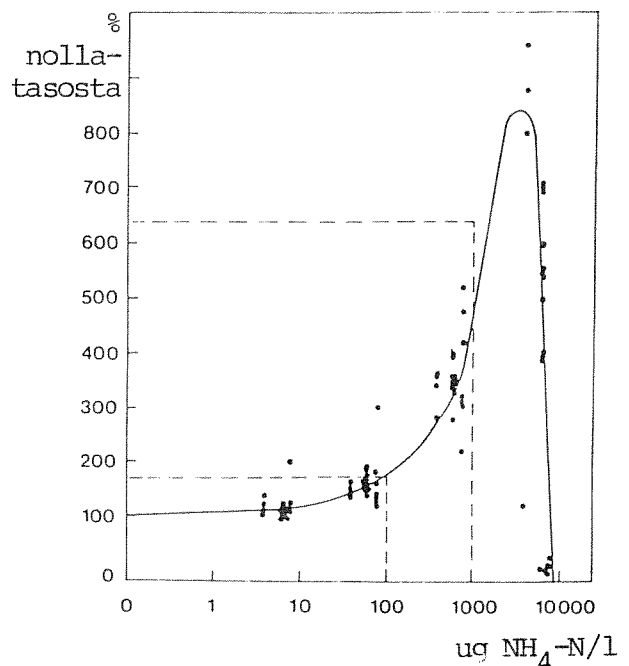
Perustuotantokyvyn kohdalla (kuva 40) mitattiin merkittäviä stimulaatioita jätevesilisäyksen pitoisuusalueella 5 - 1 000 ugNH₄-N/l. Tulosten hajonta on suuri, mikä johtuu edellä mainitusta luonnonyhteisötestien ainutkertaisuudesta kussakin tilanteessa. Kasviplankton sietä jätevesilisäyksiä huomattavasti bakteereita paremmin, koska inhibitiota ei havaittu alle 1 000 ugNH₄/l lisäyksillä. Yli 3 800 ug/l lisäykset olivat kuitenkin myös kasviplanktonille toksisia.



KUVA 40. Jätevesitestit kasviplanktonin luonnonyhteisöillä. Perustuotantokyky (% nollatasosta) eri jätevesilisäyksillä. Katkoviivat = 95% luottamustasotat.

Perustuotantokykytestit osoittivat, että kasviplanktonin tuotanto kiihtyi jätevesien ammoniumin ansiosta varsin laajalla pitoisuusalueella. Jätevesillä on siis suora rehevöittävä vaikutus tutkimusalueella. Chlorella-testit vahvistivat tuloksen (kuva 41). Kasvu kohosi jätevesilisäyksien ansiosta jopa kymmenkertaiseksi lähtötasosta. Testilevän voimakkaampi reaktio johtuu pääasiassa pitemmästä altistusajasta (14 vrk) kuin luonnonyhteisötesteissä (kasviplankton 24 h). Kuvan 41 katkoviivat kuvaavat puhtaiden ammoniumtyppilisäysten aiheuttamia keskimääräisiä stimulaatioita (100 ja 1 000 ug/l, n = 22). Koska ne pitävät varsin hyvin yhtä jätevesitestitulosten kanssa, ammoniumtyppeä voidaan pitää ainoana jätevesien sisältämänä stimulaatiotekijänä.

Chlorellan stimulaatio/inhibitiokynnys oli välillä 6 ja 9 mgNH₄-N/l. Ilmeisesti jätevesien alhainen pH oli pääasiallinen toksinen tekijä, koska tällä pitoisuusalueella murtoveden hyvä puskurikyky ylitettiin, ja näytteiden pH laski arvosta 6 (5 mgNH₄-N/l) arvoon 3,5 (9 mgNH₄-N/l).



KUVA 41. Jätevesitestit Chlorellalla. Testilevän kasvu (FTU, % nollatasosta) eri jätevesilisäyksillä.

Koska luonnonyhteisötestit kuvaavat ainutkertaisia tilanteita, vain Chlorella-testien pohjalta on mielekästä esittää keskimääräisiä jätevesien aiheuttamia stimulaatioarvoja. Jo 0,1 % lisäys (40 - 130 ugNH₄-N/l) kiihdytti testilevän kasvua keskimäärin 160 % (n = 24) luonnontasosta, ja 1 % lisäys (400 - 1 300 ugNH₄-N/l) kohotti sitä keskimäärin 360 % (n = 24). Nämä tulokset osoittavat, että jätevesillä on erittäin huomattava alueen levänkasvatuskykyä kasvattava vaikutus.

Tässä työssä tehtyjen jätevesitestien merkitys voidaan jakaa kahteen osaan: toisaalta ne kertovat jätevesien suorista vaikutuksista (rehevöityminen), toisaalta jätevesien kulkeutumisteistä alueen typpikiertoon.

Edellä esitetyn pohjalta on selvää, että jätevesillä on voimakas kasvien perustuotantoa lisäävä vaikutus. Kaikki testit tehtiin alueelta noudetuissa näytevesissä, joten fosforin puute ei ratkaisevasti rajoita jätevesien ammoniumin hyväksikäyttöä alueella. Tämä käy täysin yksiin edellisessä kappaleessa (4.2) saatujen minimiravinnetulosten kanssa.

Sekä kasviplanktonin biomassassa (klorofylli a, kuvat 9, 10 ja 28) että perustuotanto (kuvat 12 ja 28) kohosivat purkupaikkaa lähestyttäessä. Vaikka jätevesien rehevöittävä (autotrofista perustuotantoa kohottava) vaikutus on selvä (kuvat 40 ja 41), tutkimusalueen planktonin perustuotanto ei kuitenkaan ilmentänyt kuin kohtalaista rehevöitymistä (kuvat 12 ja 28; vrt. Lehmusluoto 1969 ja Bagge ja Lehmusluoto 1971). Tämän näennäisen ristiriidan selvittämiseksi on kiinnitettävä huomiota muutamaan seikkaan: ensinnäkin vesistöstä ei levien aktiivisen kasvukauden aikana koskaan analysoitu yli 100 ugNH₄-N/l ammoniumtyypipitoisuuksia muutamaa purkupaikan edustan näytettä lukuun ottamatta (taulukot 3 ja 8). Näin ollen se pitoisuusalue, jolla dramaattisimmat stimulaatiot saavutettiin (>> 100 ugNH₄-N/l), on vesistössä epärealistinen. Ammoniumtyyppiä kuitenkin laskeaan alueelle muutamia tonneja kuukaudessa. Koska mitään jätevesikertymää ei purkupaikan edustallakaan voitu havaita (kts. 4.2), vesistöön saapuva ammonium käytetään erittäin tehokkaasti biologisiin toimintoihin.

Mikäli koko alueelle laskettava ammonium (2 - 2,5 tonnia/kk) assimiloitaisiin kasvibiomassaan, tämä merkitsisi jätevesien jopa 15 tonnilla kuukausittain kohottamaa kasvibiomassatuotantoa (hiilenä ilmaistuna), kun laskuissa käytetään kertoimena tämän tutkimuksen keskimääräistä planktonin hiukkasten C/N-suhdetta (6,3; n = 28). Alue on matalaa saaristoa, jonka pinta-ala/tilavuus-suhde on korkea. Tämä viittaa pohjaan kiinnittyneen kasvillisuuden huomattavaan osuuteen alueen typpikierrossa.

Bakteeriplanktonin aktiivisuus ei kohonnut jätevesilisäysten johdosta (kuva 39), mutta alueella vallitsi varsin korkea heterotrofiataso (kuvat 14 ja 29; vrt. Talsi ym. 1983), etenkin purkupaikan ympäristössä. Myös tämä havainto viittaa tässä tutkimuksessa selvittämättömään typpikierron autotrofiseen

lenkkiin, jonka kautta rehevöityminen heijastuu bakteerien hajotustoimintaan. Näihin kysymyksiin palataan johtopäätösten jaksossa 5.2.

Tässä vaiheessa voidaan kuitenkin todeta, että ilman jätevesitestien suorittamista vesistötietojen tulkinta olisi välttämättä ollut yksiviivaisempaa; korkean heterotrofiatason olisi voitu olettaa johtuvan jätevesien suorasta vaikutuksesta, ja vain kohtalainen rehevöityminen (planktisen perustuotannon perusteella) olisi viitannut jätevesien ammoniumtyypen heikkoon käyttökelpoisuuteen, kenties fosforin puutteen tms. johdosta. Aktiivisen koejärjestelyn ja passiivisen kenttäseuranan yhdistäminen tuo siis enemmän tietoa tutkimusongelmasta kuin kumpikaan lähestymistapa yksinään.

5. JOHTOPÄÄTÖKSET

5.1 VAPAAN VEDEN EKOSYSTEEMIKUVAUKSESTA

Vapaan veden ekosysteemin tutkimus on ekologian hankalimpia alueita. Koko ekosysteemi on jatkuvassa liikkeessä, ja jo "näytteenottoasema" on varsin voimakas abstraktio. Toisaalta ekosysteemin perustrofiatasojenkin eliöiden aineenvaihdunta on toistaiseksi erittäin heikosti tunnettu. Menetelmälliset vaikeudet ovat huomattavia. Kohtuullisella tarkkuudella kyetään tällä hetkellä mittaamaan useimpia tilaparametreja (biomassoja, pitoisuuksia) sekä kasviplanktonin nettoperustuotantoa ja muutamia hajotustoimintaa indikoivia muuttujia. Muiden perusprosessien - kokonaishajotuksen, eläinplanktonin mineralisaatiomerkituksen, kasviplanktonin respiraation jne.- yhteismitallinen kvantitatiivinen mittaus on tällä hetkellä voimakkaan menetelmällisen tutkimuksen kohteena.

Vapaan veden ekosysteemin keskeisiä piirteitä ovat prosessien nopeus ja organismien lyhyet generaatioajat. Vesiekosysteemien P/B-suhde (tuotanto/biomassa) on yleensä kahta kertaluokkaa korkeampi kuin terrestisissä ekosysteemeissä (Ricklefs 1979). Ei siis ole ihme, että keskeisimpienkin aineiden kieroissa (hiili, typpi, fosfori) on useita aukkokohtia, joiden selvittämiseen ei vielä ole välineitä.

Ekosysteemin rakenteesta vallitsevan käsityksen (kts. Williams 1981) perusteella ekosysteemin toimintaa voidaan lähestyä periaatteessa kahdella tavalla: voidaan pyrkiä kvantifioimaan eri aine- ja energiavirtoja ja -sisältöjä yhteismitallisesti (energy flow approach), jolloin tiedot rakenteesta ja toiminnasta voidaan yhdistää energiavirtamalleiksi. Tätä alunperin H.T. Odumin (1957) kehittämää mallinnustapaa on sovellettu usein myös vesiekosysteemeihin (kts. esim. Mc Keller ja Hobro 1976, Sjöberg 1980, Jansson ym. 1982). Mallit perustuvat yleensä differentiaaliyhtälöille, ja mallien vakiokertoimia voidaan arvioida simulointikokeilla. Toinen lähestymistapa on mitata usean eri tietotason muuttujia (absoluuttisia pitoisuuksia ja

kiertoja sekä indikaattoritason muuttujia), joiden välisen korrelaatiomatriisin pohjalta voidaan konstruoida nk. rakenneyhtälömalleja.

Tässä tutkimuksessa pyrittiin selvittämään ammoniumtyppikuorituksen vaikutuksia vapaan veden ekosysteemiin. Lähestymistavaksi jouduttiin nk. luonnollisista syistä valitsemaan jälkimmäinen, keskeisesti indikaattoritason muuttujiin perustuva tarkastelutapa. Ekosysteemin perustasoja kuvaaviksi muuttujiksi valittiin kasviplanktonin perustuotanto ja bakteeriplanktonin heterotrofinen aktiivisuus ^3H -glukoosin assimilaationa mitattuna. Jälkimmäinen menetelmä ei toistaiseksi ole ollut kovin yleisessä käytössä. Tämän vuoksi tutkimuksen oleellinen osa oli menetelmän testaaminen hajotustoiminnan indikaattorina. Koska aineiston rakenne ei ole rakenneyhtälömalleihin riittävä, eri trofiatasojen ja ekosysteemin abioottisten komponenttien suhteita pyrittiin arvioimaan monimuuttujamenetelmillä, jotka edustavat eräänlaista puolitietä perinteisen puhtaan deskription ja täysipainoisen (toisen kertaluokan resursseja vaativan) mallitutkimuksen välillä. Tulosten perusteella heterotrofisen aktiivisuuden mittaamenetelmää voi pitää vesiekologisiin tutkimuksiin hyvin soveltuvana. Sen käytännön suoritus on riittävän vaivaton (analoginen perustuotantomittauksen kanssa), ja se tuotti käyttökelpoista tietoa vesistön hajotusintensiteetistä. Ekosysteemin tilasta saatiin selvästi täysipainoisempi kuva kuin keskittymällä yksinomaan perinteiseen kasviplanktonitutkimukseen.

5.2 TYPPIKUORMITUS BENGTSÄRISSA JA PUUTTUVAT LENKIT

Minimiravinnetarkastelussa ja jätevesitesteissä havaittiin typen olevan alueen selvin kasvituotantoa rajoittava tekijä (4.2 ja 4.3). Minimiravinne- ja jätevesitestitulosten sekä kenttäaineiston vertailu viittasi selvästi tässä työssä tutkimattomaan ekosysteemin autotrofiseen komponenttiin. Kautskyn (1982) tulokset alueen Enteromorpha-kasvustojen ravinneottokinetiikasta, aiemmin esitetyt tutkimukset alueelta (1.41) sekä Leskisen ja Tammisen (valmisteilla) tulokset alueen päällyksileväkasvustosta (perifyton) täyttävät tämän aukon kuvassa alueen typpikierrosta.

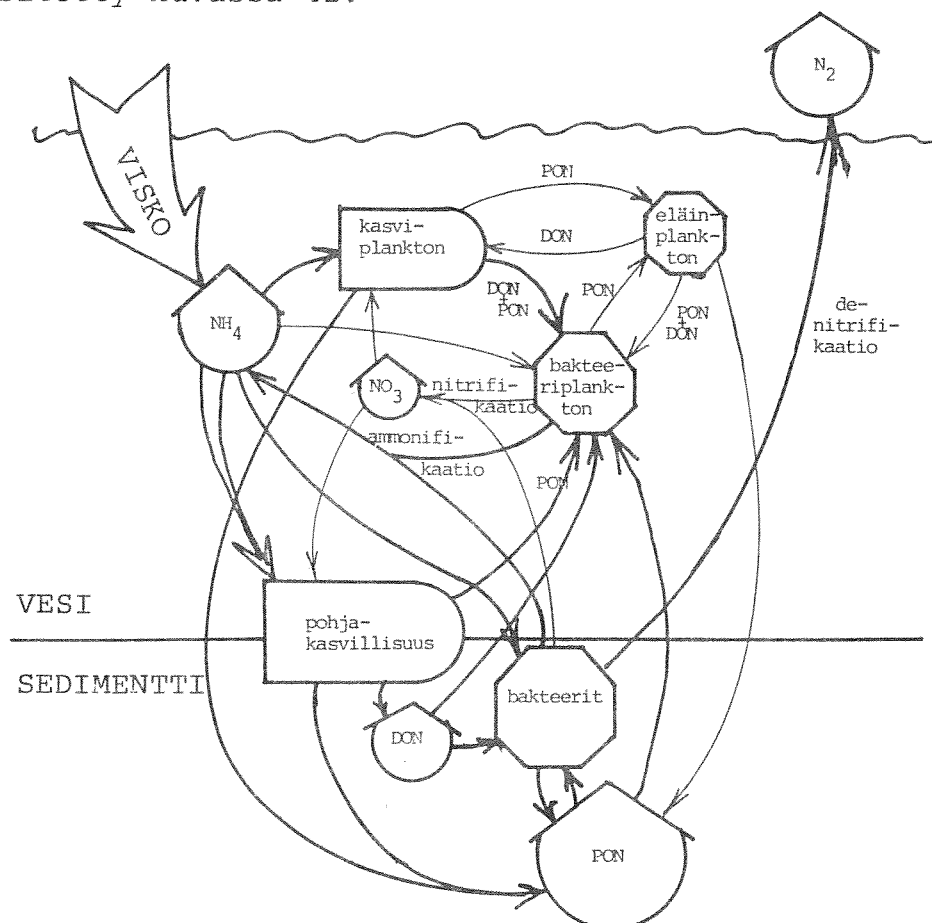
Koko Bengtsärin saaristoalueella sekä makro- että päällyksilevien yhteisökoostumus poikkeaa selvästi puhtaista saaristoalueista, ja lajidiversiteetti on alhainen (Hällfors 1980). Tämä tilanne korostuu purkupaikkaa lähestyttäessä. Enteromorpha-yhteisöt dominoivat täysin purkupaikan lähistön pohjakasvillisuutta (1.41).

Enteromorpha compressan maksimaalinen ammoniumin ottonopeus vastaisi Kautskyn (1982) tulosten pohjalta jopa 50 - 200 milligramman ammoniumottoa pohjaneliometriä ja tuntia kohti (1.41). On selvää, että purkupaikan välittömän ympäristön Enteromorpha-kasvustoilla on huomattava osuus Viskon tuoman ammoniumtyypen siirtymisessä alueen typpikiertoon. Enteromorphan ammoniumassimilaatio kohosi pitoisuuden funktiona vielä senkin jälkeen, kun perustuotanto jo inhiboitui (Kautsky 1982). Tämä viittaa selvästi kohonneeseen orgaanisen aineen erityykseen korkeilla

ammoniumpitoisuuksilla. Näiden tulosten perusteella todettiin, että *Enteromorpha*-kasvustot toimivat purkupaikan lähistöllä erittäin tehokkaana hiili- ja typpikiertoja kiihdyttävänä pumpuna, joka syöttää orgaanista hiiltä ja typpeä planktiseen ekosysteemiin. Tämä ilmiö on erittäin todennäköinen selitys alueen korkealle heterofiatasolle (vrt. Talsi ym. 1983), sillä jätevedet eivät akuuteissa testeissä kiihdyttäneet planktisten bakteerien heterotrofiaa (4.3).

Vaikka jätevedet kohottivat testeissä erittäin huomattavasti näytevesien levänkasvatuskykyä, ja niillä oli myös selvä akuutti planktista perustuotantoa kiihdyttävä vaikutus (4.3), perustuotannon kenttätulokset osoittivat vain kohtalaista rehevöitymistä. Alueen korkean pinta-ala/tilavuus-suhteen vuoksi pohjaan kiinnittyneillä kasveilla on hyvä kilpailuasema planktonin suhteen, joten jätevesien kiistaton rehevöittävä (autotrofista tuotantoa kiihdyttävä) vaikutus (4.3) ilmenee korostetusti pohjakasvillisuudessa. Kautskyn (1982) tulokset tukevat tätä käsitystä voimakkaasti. Lisäksi Leskinen ja Tamminen (valmistamalla) ovat havainneet mikropäällyslievien (perifyton) kolonisaationopeuden olevan kilometrin päässä purkupaikalta kerta-luokkaa suurempi kesäaikana kuin puhtaalla sisäsaaristoalueella.

Pohjakasvillisuuden huomioiminen alueen typpikierron tarkastelussa saattaa siis planktisten organismien jätevesitestitulokset ja kenttäaineiston eheäksi kokonaisuudeksi. Tämän työn, edellä mainittujen tutkimusten sekä typpikierron ja planktisen ekosysteemin yleisten ominaisuuksien (kts. johdanto) perusteella muodostuva kuva alueen typpikierron pääpiirteistä on esitetty kuvassa 42.



KUVA 42. Typen kierron pääasialliset tekijät tutkimusalueella. PON = hiukkasmainen orgaaninen typpi, DON = liuennut orgaaninen typpi.

Jätevesien rehevöittävä vaikutuksen ensisijainen kohde on matalan purkualueen pohjakasvillisuus (sekä makrokasvillisuus että perifyton), jonka biomassan hajotuksen ja eritteiden kautta planktinen bakteeriheterotrofia kiihtyy sekundaarisesti. Myös kasviplanktonin perustuotanto stimuloituu jätevesistä, mutta alueen topografian vuoksi purkupaikan läheisellä pohjakasvillisuudella, joka on sopeutunut erittäin tehokkaaseen ammoniumin hyödyntämiseen, on kasviplanktoniin nähden voimakas kilpailuetu. Mitään jätevesikertymää purkualueella ei havaittu, joten vesistöön laskettava ammonium assimiloidaan lähes välittömästi, ja se kiihdyttää huomattavasti alueen typen kiertoa ja tämän välityksellä koko hiilikiertoa. Tästä ovat seurauksena saariston kerrostuneiden syvänealueiden säännöllisesti toistuneet loppukesän happikadot.

5.3 MITÄ ON SAPROBIA ?

Etenkin saksalaisen kielialueen limnologisessa traditiossa on käytetty ekosysteemin tilaa luonnehtivana käsitteenä nk. saprobian astetta (saprobisuutta). Anglo-amerikkalaisessa tutkimusperinteessä tätä ei yleensä esiinny, ja esimerkiksi Wetzelin (1975) perusteos ei tunne käsitettä. Saprobisuudelle vakiintunut määritelmä ilmoittaa sen käsittävän perustuotannolle vastakkaisten hajotustapahtumien summaa (kts. Ryhänen 1978).

Käsite on kuitenkin vanhempi kuin prosessipainotteinen nykyykologia, ja vuosisadan vaihteesta lähtien saprobiaalle on kehitetty hyvinkin pitkälle eriytyneitä indikaattorijärjestelmiä (kts. Sládeček 1965). 1960-luvulla saprobisuuden mitaksi määriteltiin joko hajotusmetabolian mittausta tai vesiorganismien yhteisöanalyysi 1. indikaattorijärjestelmä (kts. Ryhänen 1978).

Yleisekologiassa on ekosysteemin autotrofia/heterotrofia-tilaa (tuotannon ja hajotuksen suhdetta) tutkittu jo pitkään P/R-suhteen avulla (tuotanto/respiraatio, kts. Odum 1971). Limnologian saprobia-käsite on selvästi kokonaisheterotrofiaalle rinnakkainen, erillistieteen terminologiakehityksen tulos. Saprobian rajaaminen vain bakteerien hajotustoiminnan mitaksi ei ole hedelmällistä (kts. johdanto), jos sillä tarkoitetaan "perustuotannolle vastakkaisten hajotustapahtumien summaa" (siis kokonaisheterotrofiaa). Käsitteen säilyttäminen ei liene perusteltua kuin varsin spesifeissä saastumislukitteluisa, jotka perustuvat indikaattorijärjestelmään ja ovat siten alueellisesti sidottuja.

P/R-suhteen lisäksi on ekosysteemin luonnehdintaan esitetty bioaktiivisuuden käsitettä, joka on tuotannon ja hajotuksen summa (Ohle 1956). Näiden ekosysteemin tilaa selkeästi ilmaisevien käsitteiden yleistymisen myös limnologiseen tutkimukseen olisi ilmeisen hyödyllistä (vrt. Ryhänen 1978).

Esteet käsitteiden käytännön hyödyntämiselle ovat olleet menettelmällisiä. Hapen tuotanto ja kulutus olisivat ilman muuta selkeimpiä näitä käsitteitä mittaavia muuttujia. Vasta 1970-luvun lopulla happimenetelmän herkkyyks on saavuttanut tason, jolla kyetään tyydyttävästi mittaamaan luonnontilaisten yhteisöjen aineenvaihduntaa (Bryan ym. 1976, Williams ja Jenkinson 1982). Koska luonnontilaisenkin vapaan veden ekosysteemin vuo-

sisuknessiossa on usein yksi tai useampia heterotrofisia vaiheita ($P/R < 1$, kts. esim. Sorokin 1977, Kuparinen ym. 1982), käsitys ekosysteemin P/R -suhteen vuosisyklisestä on välttämätön yksittäisten tulosten tulkitsemiseksi. Tässä mielessä saprobia-käsitteellä saattaisi vielä olla käyttöä, ekosysteemin heterotrofian ($P/R < 1$) asteen ja pysyvyyden ilmaisijana.

Tässä työssä tuotantoa määritettiin absoluuttisella muuttujalla (^{14}C -perustuotanto), mutta heterotrofiaa (hajotusta) vain indikaattoritason muuttujalla (kts. Tamminen ja Kuparinen 1983). Vaikka P/R -suhteen absoluuttista arvoa ei siis voida laskea, sen muutoksia voidaan arvioida. Heterotrofiasaatio oli koko Bengtsårin alueella korkea, ja ero vertailualueeseen (Tvärminnen Långskär) oli suurempi heterotrofian kuin perustuotannon kohdalla (kuvat 12 ja 14). Tämä viittaa kuormituksen aiheuttamaan selvään muutokseen alueen planktisessa P/R -suhteessa. Samoin monimuuttuja-analyysit kuvasivat kummallakin kesäkaudella voimakkaan heterotrofisen vaiheen saaristoalueella (4.3). Kuormituksen vaikutusmekanismi planktiseen P/R -suhteeseen kuvattiin edellisessä jaksossa (5.2).

Perinteisen limnologisen saprobisuusluokittelun mukaan (Sládeček 1965) alue olisi lähinnä " β -" tai " α -mesosaprobien". Hällforsin (1980) mukaan pohjalevästöä luonnehtivat muutaman kilometrin säteellä purkupaikasta oligosaprobien indikaattorilajit.

5.4 SEURANTATUTKIMUKSEN ONGELMA

Edellä on osoitettu Viskon kuormituksen ensisijaisiksi vaikutuksiksi toisaalta selvä rehevöityminen (autotrofisen tuotannon kohottaminen), joka heijastuu ennen kaikkea alueen pohjakasvillisuudessa, sekä toisaalta tämän kautta sekundaarisesti kiihtyvä heterotrofinen hajotustoiminta. Kun pohditaan, miten näitä vaikutuksia voitaisiin rutiininomaisissa seurantatutkimuksissa tarkkailla, havaitaan selviä ongelmia. Ensisijaisten vaikutusten mittaamiseen ei toistaiseksi ole ollut vakiomenetelmiä.

Vesihallituksen ja muiden julkisen valvonnan alaisten tutkimuslaitosten vakioanalytiikkaan ei kuulu makropohjakasvillisuusmuuttujia lähinnä näytteenottoon (sukellus) liittyvien vaikeuksien vuoksi. Tällä hetkellä mm. Vesihallituksessa on kehitteillä rutiinityöskentelyyn soveltuva päällyslävästön (perifyton) tutkimusmenetelmä, joka perustuu keinotekoisien alustojen perifytonsuknession mittaamiseen eikä vaadi sukellustyöskentelyä (Heinonen 1981, Marja-Aho 1982). Bengtsårin alueella tähän mennessä suoritettavat työt ovat osoittaneet, että menetelmä kykenee antamaan varsin selkeää tietoa kuormituksen vaikutuksista (Leskinen ja Tamminen, valmisteilla). Menetelmän erityinen etu rutiinityöskentelyssä on sen kumulatiivinen luonne, jonka takia mm. näytteenoton ajoitus ei ole yhtä kriittinen kuin huomattavasti dynaamisemmän vapaan veden ekosysteemin tutkimuksessa, ja näytteenottotiheys voidaan valita rutiiniseurantaa soveltuvaan (esim. 3 - 6 kertaa kesässä). Perifytonitutkimus olisi varteenotettava mahdollisuus arvioida kohtuullisella kenttätyöllä pohjakasvillisuuden reaktioita alueen kuormitukseen.

Toinen kuormituksen päävaikutus oli planktisen hajotustoiminnan kiihtyminen. Tätä on alueen tarkkailussa kyetty toistaiseksi tutkimaan vain välillisesti, seuraamalla hajotustoiminnasta johtuvien happikatojen kehitystä kerrostuvien saaristoalueiden syvänteissä. Tuottavan vesikerroksen hajotustoiminnasta tämä ei kuitenkaan kerro mitään. Standardoituja menetelmiä hajotustoiminnan suoraan mittaamiseen ei ole ollut seurantatutkimusten käytettävissä. Tässä työssä käytetty heterotrofisen aktiivisuuden mittaaminen soveltuu rutiinikäyttöön hajotustoimintaa ilmentäväksi muuttujaksi (kts. tarkemmin Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 53, 1983). Toinen reaalin mahdollisuus olisi nykyisin tyydyttävälle herkkyystasolle kehitetyn happimenetelmän käyttö kokonaisrespiraation ja P/R-suhteen määrittämiseksi (kts. esim. Kuparinen ym. 1982). Menetelmä vaatii vuorokauden inkubointia (in situ tai in vitro), eikä sen käyttö edellytä oleellisesti standardiperustuotantomittausta vaativampaa työskentelyä.

Vaikka tutkimuksen johtopäätös oli pohjalevästön ensisijainen rehevöityminen, kasviplanktonmuuttujien merkitys tarkkailussa on selvä - perustuuhan maassamme vallitseva rehevöitymisluokittelu nimenomaan ¹⁴C-perustuotantoon (Lehmusluoto 1969). Tutkimuksessa havaittiin, että perustuotanto ja klorofylli eivät anna samastettavaa tietoa kasviplanktonin tilasta, joten kummankin muuttujan seuraaminen on oleellista. Varsinainen näiden muuttujien ongelma on ajoitus, sillä planktisen ekosysteemin voimakkaat ja nopeat ajalliset vaihtelut saattavat tuottaa väärin käsitellyn alueen tuotantotasosta, jos näytteenotto on harvaa (esim. Suomenlahden rannikkoalueen muutamien viikkojen kevätökukinta saattaa tuottaa yli 30 % koko vuoden tuotannosta; Försskåhl ym. 1982, Kuparinen ym. 1982). Kriittisten tuotantohuippujen havaitseminen rutiiniseurannan 4 - 6 näytteenoton vuositiheydellä on ilman muuta epärealistista. Niinpä kasviplanktonmuuttujien käytössä seurantatutkimuksessa lienee tyydyttävä Heinosen (1980) soveltamaan näytteenoton ajoittamiseen suhteellisen stabiileille vuosisukcession periodeille.

Ravinneanalyysien tuloksista ei aiemmissa velvoitetarkkailuissa ole voitu päätellä kovinkaan paljoa (johtuen osittain typpimenetelmien vaihdoksesta 1970-luvulla, jonka takia trendianalyysi tämän ajankohdan yli ei ole mahdollinen). Tässä työssä havaittiin, että ravinnesuhteiden tarkastelun avulla vakioanalytiikan tuottamista tuloksista saadaan selvästi enemmän informaatiota kuin vain pitoisuuksien vertailuilla.

5.5 BENGTSÄRIN ALUE PURKUPAIKKANA

Oy Visko Ab:n teollisuuslaitos on alueen ainoa merkittävä kuormittaja (1.42), mikä ilmeni selvästi sekä tutkittujen ravinnesuhteiden että biologisten muuttujien alueellisessa jakautumisessa. Tehdas siirrettiin Hangosta nykyiselle paikalleen 1950-luvulla, jolloin purkupaikan valinnassa ei kyetty huomioimaan vesistövaikutuksia. Purkupuutettiin samaan tapaan kuin esimerkiksi Helsingin kaupungin silloiset jätevesipuhdistamot lähes täysin suljetun saaristoalueen perukkaan.

Tehtaan tuotanto kohosi voimakkaasti 1960- ja 1970-luvulla (1.42), ja tämän tutkimusjakson kuluessa yhtiö anoi Länsi-Suomen vesioikeudelta lupaa jätevesikuormituksen huomattavaan

kohottamiseen nykyisten lupaehtojen sallimasta tasosta. Tehdas on ilmoittanut vesioikeudelle kokeilevansa prosessissa käytetyn ammoniumsulfaatin korvaamista natriumsulfaattilla ja saatujen tulosten olleen lupaavia. Ominaisammoniumkulutus on laskenut selvästi 1970-luvun alusta. Ammoniumin poistaminen prosessista vähentäisi ratkaisevasti tehtaan aiheuttamia vesistöhaittoja. Vuoden 1982 loppuun mennessä ammoniumsulfaattia ei kuitenkaan ole poistettu prosessista, eikä toimenpiteen mahdollisesta toteuttamisesta ole vielä tietoa.

Purkualue soveltuu ravinnekuormitukseen erittäin huonosti. Alue on matalaa ja suljettua sisäsaaristoa, jonka vesitilavuus ja veden vaihto ovat vähäisiä, joten kuormituksella on suhteellisen pysyviä vaikutuksia (1.41). Jätevesien pääleviämissuunnalla (pohjoinen) sijaitsee useita suhteellisen eristettyjä syvänealtaita, joissa kesäkerrostuneisuuden aikana kehittyy säännöllisiä happikatoja. Itse asiassa nykyinen purkupaikka on heikoimpia Hankoniemeltä löytyviä vaihtoehtoja.

Mikäli kuormitus alueella lakkaisi tai oleellisesti pienenesi purkupaikan siirron tai prosessiteknisten muutosten johdosta, alueen tilan paraneminen olisi rehevöityneiden vesistöjen kunnostuksesta saatujen tietojen perusteella todennäköisesti hidadasta, koska pitkän ajan kuluessa kehittyneiden ekosysteemin ravinne- ja hiilikiertojen säätelymekanismien inertia äkillisiä ulkopuolisia vaikutuksia vastaan on huomattava (Wetzel 1975).

Mikäli kuormitus jatkuu entisellä tasolla, mitään oleellista ekosysteemin tilan paranemista ei ole odotettavissa. Lisäksi on olemassa riski alueen sedimentteihin vuosikymmeniä varastoituneiden ravinteiden mobilisaation aiheuttamasta nk. sisäisestä rehevöitymisestä, mikäli hapettomat alueet laajenevat esimerkiksi sääolojen aiheuttaman poikkeuksellisen kesäkerrostuneisuuden johdosta.

Mikäli kuormitus oleellisesti kasvaa nykyisestä, on ilmeistä, että sekä vallitseva tuotantotaso että vapaan veden hajotustoiminnan korostuminen tuotantoon nähden (nk. saprobisuus) voimistuu, mikä johtaa kerrostuneiden alueiden happikatojen laajenemiseen ja tätä kautta mahdolliseen, nk. sisäisen rehevöitymisen huomattavasti kiihdyttämään alueen tilan heikkemiseen.

6. T I I V I S T E L M Ä

Tässä työssä tutkittiin Hankoniemellä sijaitsevan Oy Visko Ab:n ammoniumpitoisten jätevesien vaikutuksia Bengtsårin saaristoalueen vapaan veden perustuotantoon ja hajotustoimintaan. Planktisen ekosysteemin perustuotannon, hajotuksen sekä ravinnepitoisuuksien ja -suhteiden vuorovaikutuksia tarkasteltiin vuosisuknession eri vaiheissa. Saaristoalueen pääasialliseksi kasvituotantoa rajoittavaksi ravinteeksi havaittiin typpi sekä ravinnesuhteiden että testilevä Chlorellalla suoritettujen minimiravinnetestien mukaan. Jätevesitestit osoittivat jätevesien kiihdyttävän huomattavasti sekä testilevän että alueen kasviplanktonin luonnonyhteisöjen tuotantoa.

Saaristoalueen korkean pinta-ala/tilavuus-suhteen ja heikkojen virtausolojen johdosta jätevesien rehevöittävä vaikutus kohdistuu korostetusti pohjaan kiinnittyneeseen kasvillisuuteen. Bengtsårin alueen vapaan veden hajotustoiminnan korkean tason osoitettiin johtuvan kasvituotannon välittämistä jätevesien sekundaarisista vaikutuksista. Vilkas hajotustoiminta aiheuttaa saariston syvänealueilla säännöllisiä happikatoja kesäkerrostuneisuuden loppuvaiheissa. Näiden johdosta veteen vapautuu pohjasedimenttiin varastoituneita ravinteita, jotka edelleen voimistavat alueen rehevöitymistä. Bengtsårin saariston todettiin soveltuvan typpipitoisten jätevesien purkupai-
kaksi erittäin huonosti.

7. K I R J A L L I S U U S

- Antia, N.J., Berland, B.R., Bonin, D.J. & Maestrini, S.Y. 1975. Comparative evaluation of certain organic and inorganic sources of nitrogen for phototrophic growth of marine microalgae. *J. Mar. Biol. Ass. UK* 55: 519 - 539.
- Axler, R.P., Redfield, G.W. & Goldman, C.R. 1981. The importance of regenerated nitrogen to phytoplankton productivity in a subalpine lake. *Ecology* 62: 345 - 354.
- Bagge, P. & Lehmusluoto, P.O. 1971. Phytoplankton primary production in some Finnish coastal areas in relation to pollution. *Merentutkimuslaitoksen julk./Havs-forskningsinst. Skr.* 235: 3 - 18.
- Bergström, I. 1981 a. Krogarsin edustan pohjasedimenttien alustava tarkastelu. Tutkimusraportti, Krogarsin vesiensuojeluyhdistys. 1 s.
- Bergström, I. 1981 b. Krogarsin edustan pohjasedimenttien laadun tarkastelu ulkonäön ja hajun perusteella 25.7.1981. Tutkimusraportti, Krogarsin vesiensuojeluyhdistys. 3 s.
- Blasco, D. & Conway, H.L. 1982. Effect of ammonium on the regulation of nitrate assimilation in natural phytoplankton populations. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 61: 157 - 168.
- Bryan, J.R., Riley, J.P. & Williams, P.J. leB. 1976. A Winkler procedure for making precise measurements of oxygen concentration for productivity and related studies. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 21: 191 - 197.
- Byerrum, R.U. & Benson, A.A. 1975. Effect of ammonia on photosynthetic rate and photosynthetic release by Amphidinium carterae (Dinophyceae). *J. Phycol.* 11: 449 - 452.
- Caperon, J. 1967. Population growth in micro-organisms limited by food supply. *Ecology* 48: 715 - 722.
- " , Schell, D., Hirota, J. & Laws, E. 1979. Ammonium excretion rates in Kaneohe Bay, Hawaii, measured by a ¹⁵N isotope dilution technique. *Mar. Biol.* 54: 33 - 40.
- Chiaudani, G. & Vighi, M. 1974. The N:P ratio and tests with Selenastrum to predict eutrophication in lakes. *Water Res.* 8: 1063 - 1069.
- Conway, H.L. & Harrison, P.J. 1977. Marine diatoms grown in chemostats under silicate or ammonium limitation. IV. Transient response of Chaetoceros debilis, Skeletonema costatum, and Thalassiosira gravida to a single addition of the limiting nutrient. *Mar. Biol.* 43: 33 - 43.

- Cooley, W.W. & Lohnes, P.R. 1971. Multivariate data analysis. 361 p. John Wiley & Sons, New York.
- Dixon, W.J. & Brown, M.B. (eds.) 1979. BMDP Biomedical computer programs, P-series. 880 p. University of California Press, Los Angeles.
- Droop, M.R. 1973. Some thoughts on nutrient limitation in algae. *J. Phycol.* 9: 264 - 272.
- Dugdale, R.C. & Goering, J.J. 1967. Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary productivity. *Limnol. Oceanogr.* 12: 196 - 206.
- Eklund, U. 1973. En situationsbild av eutrofieringsgraden i vattnen på norra sidan Hangö udd. Forskningsrapport, Krogars Vattenskyddsförening. 2 s.
- " 1979. Makroalgfloran på hårbotten i Krogarsvattnen. Arbetsrapport, Krogars Vattenskyddsförening. 4 s. + bilagor.
- " 1980 a. Resultat från provtagningen den 20 September 1980. Forskningsrapport, Krogars Vattenskyddsförening. 2 s.
- " 1980 b. "Detritus"-undersökning. Forskningsrapport, Krogars Vattenskyddsförening. 3 s. + bilagor.
- Eppley, R.W., Rogers, J.N. & Mc Carthy, J.J. 1969. Half-saturation constants for uptake of nitrate and ammonium by marine phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.* 14: 912-920.
- " , Renger, E.H., Venrick, E.L. & Mullin, M.M. 1973. A study of plankton dynamics and nutrient cycling in the central gyre of the North Pacific Ocean. *Limnol. Oceanogr.* 18: 534 - 551.
- " , Sharp, J.H., Renger, E.H., Perry, M.J. & Harrison, W.G. 1977. Nitrogen assimilation by phytoplankton and other microorganisms in the surface waters of the Central North Pacific Ocean. *Mar. Biol.* 39: 111 - 120.
- Forsberg, C., Ryding, S.-O., Claesson, A. & Forsberg, Å. 1978. Water chemical analyses and/or algal assay? - Sewage effluent and polluted lake water studies. Mitt. Internat. Verein. Limnol. 21: 352 - 363.
- Forsskåhl, M., Laakkonen, A., Leppänen, J.-M., Niemi, Å, Sundberg, A. & Tamelander, G. 1982. Seasonal cycle of production and sedimentation of organic matter at the entrance to the Gulf of Finland. *Neth. J. Sea Res.* 16: 290 - 299.
- Gibson, C.E. 1971. Nutrient limitation. *Journal WPCF* 43: 2436 - 2440.

- Goldman, J.C. 1977. Steady state growth of phytoplankton in continuous culture: Comparison of internal and external nutrient equations. *J. Phycol.* 13: 251 - 258.
- " & Mc Carthy, J.J. 1978. Steady state growth and ammonium uptake of a fast-growing marine diatom. *Limnol. Oceanogr.* 23: 695 - 703.
- Granéli, E. 1981. Experimental investigations of limiting nutrients for phytoplankton production in the brackish-water Öresund, SW Sweden. Acad. dissert., Dept. Marine Botany, University of Lund, Sweden. 18 p.
- Hagström, Å. & Larsson, U. 1982. Diel and seasonal variation in growth rates of pelagic bacteria. In: Hobbie, J.E. & Williams, P.J. leB. (eds.). *Heterotrophic activity in the sea* (in print).
- Harrison, W.G. 1978. Experimental measurements of nitrogen remineralization in coastal waters. *Limnol. Oceanogr.* 23: 684 - 694.
- " , Azam, F., Renger, E.H. & Eppley, R.W. 1977. Some experiments on phosphate assimilation by coastal marine plankton. *Mar. Biol.* 40: 9 - 18.
- Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisu* 37: 1 - 91.
- " 1981. Pohjakaasvustotutkimukset (perifyton) rehevöitymisen arvioinnissa. *Vesihallituksen tiedotus* 212: 23 - 44.
- Hobbie, J.E., Daley, R.J. & Jasper, S. 1977. Use of Nuclepore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. *Appl. Environ. Microbiol.* 33: 1225 - 1228.
- Holm-Hansen, O. & Booth, C.R. 1966. The measurement of adenosine triphosphate in the ocean and its ecological significance. *Limnol. Oceanogr.* 11: 510 - 519.
- Horstmann, U. & Hoppe, H.G. 1981. Competition in the uptake of methylamine/ammonium by phytoplankton and bacteria. *Kieler Meeresforsch. Sonderh.* 5: 110 - 116.
- Hällfors, G. 1980. Utlåtande gällande vattnets kvalitet om Bengtsår på basen av klippsträndernas algvegetation. Forskningsrapport, Krogars Vattenskyddsförening. 2 s. + bilaga.
- Jansson, A.M., Kautsky, N., Oertzen, J.-A, von, Schramm, W., Sjöstedt, B., Wachenfeldt, T. von & Wallentinus, I. 1982. Structural and functional relationships in a southern Baltic *Fucus* ecosystem. *Contrib. Askö Lab. Univ. Stockholm.* 28: 1 - 95.

- Kangas, P., Autio, H., Hällfors, G., Luther, H., Niemi, Å. & Salemaa, H. 1982. A general model of the decline of *Fucus vesiculosus* at Tvärminne, south coast of Finland in 1977 - 1981. *Acta Bot. Fennica* 118: 1 - 27.
- Kanninen, J. 1980. Typen merkitys perustuotannon rajoittajana kolmessa eutrofisessa Etelä-Suomen järvässä. Pro gradu-työ, HY limnologian laitos. 91 s. + liitteet.
- Kautsky, L. 1982. Primary production and uptake kinetics of ammonium and phosphate by *Enteromorpha compressa* in an ammonium sulfate industry outlet area. *Aquatic Botany* 12: 23 - 40.
- Kuparinen, J. 1980. Heterotrofisten bakteerien aineenvaihdunta-aktiivisuuden mittauksen hyväksikäyttö puunjalostusteollisuuden jätevesien tarkkailussa. Vesihallituksen tiedotuksia 189: 1 - 61.
- " & Tamminen, T. 1982. Respiration of tritiated substrates in heterotrophic activity assays. *Appl. Environ. Microbiol.* 43: 806 - 809.
- " , Leppänen, J.-M., Sarvala, J., Sundberg, A. & Virtanen, A. 1982. Production and utilization of organic matter in a Baltic ecosystem off Tvärminne, SW coast of Finland. ICES Symposium on biological productivity of continental shelves in the temperate zone of North Atlantic, Kiel, BRD, 2.-5. March 1982, paper 14. (käsikirjoitus).
- " , Lahti, K., Talsi, T., Tamminen, T. & Virtanen, A. 1983a. Determination of the Michaelis-Menten kinetic parameters with single concentration assays. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 53 (painossa).
- " , Lahti, K., Mäkelä, A., Rekolainen, S., Talsi, T., Tamminen, T., Virtanen, A. & Uusi-Rauva, A. 1983b. A practical approach to the measurement of microbial heterotrophic activity by the single concentration method. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 53 (painossa).
- Kuznetsov, S.I. 1970. Mikroflora ozer i ejo geohimiceskaja dejatelnost. 440 s. Nauka, Leningrad.
- " , Romanenko, V.I., Kuznetsova, N.S. & Bakulina, A.G. 1974. Harakteristika mikrobiologičeskikh protsessov krugovorota organičeskovo veščestvo v Rybinskom vodohranilišče v 1976 g. *Trudy Instituta Biologii Vnutrennih Vod, Akademija Nauk SSSR* 28 (31): 5 - 18.
- Laakkonen, A., Mälkki, P. & Niemi, Å. 1981. Studies on the sinking, degradation and sedimentation of organic matter off Hanko peninsula, entrance to the Gulf of Finland, in 1979 (progress report). *Meri* 9: 3 - 42.

- Lehman, J.T. & Sandgren, C.D. 1982. Phosphorus dynamics of the prokaryotic nannoplankton in a Michigan lake. *Limnol. Oceanogr.* 27: 828 - 838.
- Lehmusluoto, P. 1969. Perustuotantotutkimus vesien rehevöitymisen arvioinnissa (Summary: Primary production research in evaluating the eutrophication of waters). *Limnologisymposion 1968*: 28 - 33.
- Leppänen, J.-M. & Tamelander, G. 1981. Composition of particulate matter and its relation to plankton biomass in the trophogenic layer off Tvärminne, at the entrance to the Gulf of Finland. *Meri* 9: 56 - 70.
- Likens, G.E. (ed.). 1972. Nutrients and eutrophication: The limiting nutrient controversy. Special symposium, Amer. Soc. Limnol. Oceanogr. 1: 1 - 328.
- Lorenzen, C.J. 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: Spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 12: 343 - 346.
- Länsi-Uudenmaan Vesiensuojeluyhdistys 1982. Hangon merialueen ja Bengtsårin vesien yhteistarkkailun vuosiraportti vuodelta 1981. Tutkimusjulkaisu 18:1982.20s. + liitteet.
- Maksimov, V.N. 1980. Mnogofaktornij eksperiment v biologii. 278 s. Izdatelstvo Moskovskogo Universiteta.
- Marja-Aho, J. 1982. Perifyton kalankasvatuksen aiheuttaman rehevöitymisen ilmentäjänä. Vesihallituksen tiedotus 222: 1 - 80.
- Mc Carthy, J.J. & Goldman, J.C. 1979. Nitrogenous nutrition of marine phytoplankton in nutrient-depleted waters. *Science* 203: 670 - 673.
- " , Rowland Taylor, W. & Taft, J.L. 1977. Nitrogenous nutrition of the plankton in the Chesapeake Bay. I. Nutrient availability and phytoplankton preferences. *Limnol. Oceanogr.* 22: 996 - 1011.
- Mac Isaac, J.J. & Dugdale, R.C. 1969. The kinetics of nitrate and ammonia uptake by natural populations of marine phytoplankton. *Deep-Sea Res.* 16: 45 - 57.
- " & Dugdale, R.C. 1972. Interactions of light and inorganic nitrogen in controlling nitrogen uptake in the sea. *Deep-Sea Res.* 19: 209 - 232.
- Mc Keller, H. & Hobro, R. 1976. Phytoplankton - zooplankton relationships in 100-liter plastic bags. *Contrib. Askö Lab. Univ. Stockholm* 13: 1 - 83.
- Monod, J. 1942. Recherches sur la croissance des cultures bactériennes. 211 s. Hermann & Cie, Paris.
- " 1949. The growth of bacterial cultures. *Ann. Rev. Microbiol.* 3: 371 - 394.

- Murphy, T.P. 1980. Ammonia and nitrate uptake in Lower Great Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 1365 - 1372.
- Niemi, A. 1973. Ecology of phytoplankton in the Tvärminne area, SW coast of Finland. I. Dynamics of hydrography, nutrients, chlorophyll a and phytoplankton. *Acta Bot. Fennica* 100: 1 - 68.
- " 1975. Ecology of phytoplankton in the Tvärminne area, SW coast of Finland. II. Primary production and environmental conditions in the archipelago and the sea zone. *Acta Bot. Fennica.* 105: 1 - 73.
- " 1978. Ecology of phytoplankton in the Tvärminne area, SW coast of Finland. III. Environmental conditions and primary production in Pojoviken in the 1970s. *Acta Bot. Fennica.* 106: 1 - 28.
- " 1979. Blue-green algal blooms and N:P ratio in the Baltic Sea. *Acta Bot. Fennica.* 110: 57 - 61.
- Odum, E.P. 1971. *Fundamentals of ecology.* 574 p. W.B. Saunders, Philadelphia.
- Odum, H.T. 1957. Trophic structure and productivity of Silver Springs, Florida. *Ecol. Monogr.* 27: 55 - 112.
- Ohle, W. 1956. Bioactivity, production, and energy utilization of lakes. *Limnol. Oceanogr.* 1: 139 - 149.
- Overbeck, J. 1979. Dark CO₂ uptake - biochemical background and its relevance to in situ bacterial production. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 12: 38 - 47.
- " & Tóth, D. 1978. Einfluss des Phosphatgehalts auf die Glukoseaufnahme bei Bakterien. *Arch. Hydrobiol.* 82: 114 - 122.
- Paasche, E. & Kristiansen, S. 1982. Nitrogen nutrition of the phytoplankton in the Oslofjord. *Est. Coast. Shelf Sci.* 14: 237 - 249.
- Penttinen, H. 1980. Öljynjalostamon jätevesien vaikutus merialueen rehevöitymiseen. Vesihallituksen monistesarja 1980: 35: 1 - 72 + liitteet.
- Pomeroy, L.R. 1974. The ocean's food web, a changing paradigm. *Bioscience* 24: 499 - 504.
- Rheinheimer, G. (ed.) 1977. *Microbial ecology of a brackish water environment.* 291 p. Ecological studies 25. Springer-Verlag, Berlin.
- Ricklefs, R.E. 1979. *Ecology.* 966 p. 2nd edition. Nelson, Middlesex.
- Rinne, I. & Tarkiainen, E. 1978. Algal tests used to study the chemical factors regulating the growth of planktonic algae in Helsinki sea area. *Mitt. int. Verein. theor. angew. Limnol.* 21: 527 - 546.

- Romanenko, V.I. 1979. Microbiology of the Volga. Mordukhai-Boltovskoi (ed.). The river Volga and its life. Monographiae biologicae 33. Junk Publishers, The Hague. p. 106 - 136.
- Ryhänen, R. 1978. Tuotanto ja hajotus - trofia ja saprobia. Limnologisymposion 1973 ja 1974. Suomen limnologinen yhdistys, Helsinki. s. 30 - 38.
- Ryther, J.H. & Dunstan, W.M. 1971. Nitrogen, phosphorus and eutrophication in the coastal marine environment. *Science* 171: 1008 - 1013.
- Sakshaug, E. 1977. Limiting nutrients and maximum growth rates for diatoms in Narragansett Bay. *J.exp. mar. Biol. Ecol.* 28: 109 - 123.
- " 1978. The influence of environmental factors on the chemical composition of cultivated and natural populations of marine phytoplankton. Acad. dissert., Univ. of Trondheim, Norway. 34 s.
- " & Jensen, A. 1978. The use of cage cultures in studies of the biochemistry and ecology of marine phytoplankton. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16: 81 - 106.
- " & Myklestad, S. 1973. Studies on the phytoplankton ecology of the Trondheimsfjord. III. Dynamics of phytoplankton blooms in relation to environmental factors, bioassay experiments and parameters for the physiological state of the populations. *J.exp. mar. Biol. Ecol.* 11: 157 - 188.
- Sieburth, J. Mc N. 1977. International Helgoland Symposium: Convenor's report on the informal session on biomass and productivity of microorganisms in planktonic ecosystems. *Helgol. Wiss. Meeresunters.* 30: 697 - 704.
- Sjöberg, S. 1980. A mathematical and conceptual framework for models of the pelagic ecosystems of the Baltic sea. *Contrib. Askö Lab., Univ. Stockholm* 27: 1 - 105.
- Sládeček, V. 1965. The future of the saprobity system. *Hydrobiologia* 25: 518 - 537.
- Sorokin, Ju.I. 1965. On the trophic role of chemosynthesis and bacterial biosynthesis in water bodies. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol. (Suppl.)* 18: 187 - 205.
- " 1971 a. Bacterial populations as components of oceanic ecosystems. *Mar. Biol.* 11: 101 - 105.
- " 1971 b. On the role of bacteria in the productivity of tropical oceanic waters. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 56: 1 - 48.
- " 1977. The heterotrophic phase of plankton succession in the Japan Sea. *Mar. Biol.* 41: 107 - 117.
- " & Paveljeva, E.B. 1972. On the quantitative characteristics of the pelagic ecosystem of Dalnee Lake (Kamchatka). *Hydrobiologia* 40: 519 - 552.
- " & Vyshkvartsev, D.I. 1974. Consumption of mineral phosphate by a planktonic community in tropical waters. *Mar. Biol. (Vladivostok)* 14: 552 - 556.

- Stanier, R.Y. , Doudoroff, M. & Adelberg, E.A. 1971. General microbiology. 873 p. 3rd edition. Mac Millan Press, London.
- Steele, J.H. 1974. The structure of marine ecosystems. 128 p. Harvard Univ. Press, Cambridge, Mass.
- Steemann Nielsen, E. 1978 a. Growth of plankton algae as a function of N-concentration, measured by means of a batch technique. *Mar. Biol.* 46: 185 - 189.
- " 1978 b. Growth of the unicellular alga *Selenastrum capricornutum* as a function of P. With some information also on N. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20: 38 - 42.
- " 1978 c. Principal aspects concerning the batch technique in algal assays. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.* 21: 81 - 87.
- Talsi, T., Tamminen, T. & Kuparinen, J. 1983. Variability in heterotrophic activity and primary productivity assays in relation to sampling strategies. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 53* (painossa).
- Tamminen, T. 1980. Radioaktiivisten merkkiaineiden käyttömahdollisuudet vesistöjen hajotustoiminnan mittauksessa. *Vesihallituksen monistesarja 1980: 42: 1 - 79 + liitteet.*
- " 1982 a. Winter microbial activity in Lake Tuusulanjärvi. *Hydrobiologia* 86: 109 - 113.
- " 1982 b. Effects of ammonium effluents on planktonic primary production and decomposition in a coastal brackish water environment. I. Nutrient balance of the water body and effluent tests. *Neth. J. Sea. Res.* 16: 455 - 464.
- " 1982 c. Effects of ammonium effluents on planktonic primary production and decomposition in a coastal brackish water environment. II. Interrelations between biotic and abiotic components of the planktonic ecosystem. *Neth. J. Sea. Res.* 15 (3/4) (painossa).
- " 1983 a. Relations between planktonic heterotrophy and photoautotrophy in simultaneous light and dark incubations during a spring bloom. *CNEXO Publ.* (Actes Colloq.) (painossa).
- " 1983 b. Ammonium effluent tests with natural communities of phytoplankton and bacterioplankton and with test algae. *Oikos* (painossa).
- " 1983 c. Linear transformations of the Michaelis-Menten kinetic equation in natural microbial communities research. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 53* (painossa).
- " & Kuparinen, J. 1983. On the measurement of heterotrophic activity in the aquatic environment with labelled substrates. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 53* (painossa).
- " , Kaitala, S. & Iliash, L.V. 1983. Heterotrophic glucose uptake potential of three marine dinoflagellates. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 53* (painossa).

- Tett, P., Cottrell, J.C., Trew, D.O. & Wood, B.J.B. 1975. Phosphorus quota and the chlorophyll:carbon ratio in marine phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.* 20: 587 - 603.
- Thomas, W.H. & Dodson, A.N. 1974. Effect of interactions between temperature and nitrate supply on the cell-division rates of two marine phytoflagellates. *Mar. Biol.* 24: 213 - 217.
- Utermöhl, H. 1958. Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Metodik. *Mitt. Int. Verein. theor. angew. Limnol.* 9: 1 - 38.
- Vesi-Hydro. 1969 - 1980. Oy Visko Ab. Velvoitetarkkailuraportit vuosilta 1969 - 1980.
- Villa, L. 1980. Suomenlahden rannikkoalueiden tilasta. Vesi-hallituksen monistesarja 1980: 25: 1 - 60 + liitteet.
- Vinogradov, M.Y., Krapivin, V.F., Menshutkin, V.V., Fleyshman, B.S. & Shushkina, E.A. 1973. Mathematical model of the functions of the pelagic ecosystem in tropical regions (from 50th Voyage of the R/V Vityaz). *Oceanology* 13: 704 - 717.
- Vollenweider, R.A. 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors of eutrophication. 192 p. + liitteet ja bibliografia. Paris, Rep. OECD, DAS/CSI/68.27.
- Wetzel, R.G. 1975. *Limnology*. 743 p. W.B. Saunders, Philadelphia.
- Williams, P.J. leB. 1981. Incorporation of microheterotrophic processes into the classical paradigm of the planktonic food web. *Kieler Meeresforsch. Sonderh.* 5: 1 - 28.
- " & Jenkinson, N.W. 1982. A transportable micro-processor-controlled precise Winkler titration suitable for field station and shipboard use. *Limnol. Oceanogr.* 27: 576 - 584.

LIITE 1. Gennarhyvikenin tutkimusalueesta eristävän Stagsundin padon virtaamat vuosina 1979 ja 1980
 ($Q = m^3/s$).

1979, kuukaudet												
pv	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
1	0	-	0	-	4,3	0	0	0	-	5,5	-	7,9
2	-	-	-	-	5,1	-	-	-	-	2,5	-	6,8
3	-	-	-	-	4,4	-	-	-	-	4,7	-	5,6
4	-	-	-	6,8	5,4	-	-	-	-	4,6	-	5,9
5	-	-	-	7	4,8	-	-	-	-	6,0	-	-
6	-	-	-	6,8	4,9	-	-	-	-	5,1	-	-
7	-	-	-	6,8	3,8	-	-	-	-	4,5	-	-
8	-	-	-	6,8	4,2	-	-	-	-	5,2	-	-
9	-	-	-	6,8	4,5	-	-	-	6,1	-	-	-
10	-	-	-	6,8	5,0	-	-	-	5,5	-	-	6,9
11	-	-	-	6,8	4,0	-	-	-	-	-	-	7,4
12	-	-	-	6,8	4,5	-	-	-	-	-	-	7,2
13	-	-	-	6,7	4,5	-	-	-	-	-	7,1	5,5
14	-	-	-	6,6	3,6	-	-	-	-	-	6,4	6,0
15	-	-	-	6,6	4,5	-	-	-	-	-	6,3	6,2
16	-	-	-	6,3	4,2	-	-	-	-	-	7,2	4,8
17	-	-	-	6,3	-	-	-	-	-	-	-	-
18	-	-	-	6,2	-	-	-	-	-	-	6,1	-
19	-	7,1	-	6,3	-	-	-	-	-	-	7,6	5,4
20	-	6,3	-	5,8	-	-	-	-	-	-	7,0	-
21	-	5,8	-	5,6	-	-	-	-	-	-	6,5	(2,3)
22	-	5,3	-	5,5	-	-	-	-	-	-	6,0	(2,4)
23	-	5,1	-	5,2	-	-	-	-	-	-	4,4	(2,3)
24	-	-	-	5,1	-	-	-	-	-	-	5,0	(2,5)
25	-	-	-	5,0	-	-	-	-	(2,6)	-	4,7	-
26	-	-	-	5,0	-	-	-	-	(2,6)	-	-	-
27	-	-	-	4,7	-	-	-	-	(2,4)	-	-	-
28	-	-	-	5,0	-	-	-	-	(2,6)	-	5,7	-
29	-	-	-	4,9	-	-	-	-	(0,9)	-	7,2	-
30	-	-	-	4,8	-	-	-	-	-	-	7,9	-
31	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
KK.KA.	0	29,6	0	163	71,2	0	0	0	2,7	38,7	95,1	85,1
	0	1,1	0	5,4	2,3	0	0	0	0,8	1,2	3,1	2,7

1980, kuukaudet												
pv	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
1	-	0	0	-	7,2	0	0	0	-	-	6,7	(3,6)
2	-	-	-	-	7,4	-	-	-	-	-	6,6	(0,7)
3	-	-	-	-	7,2	-	-	-	-	-	6,8	7,8
4	-	-	-	-	7,0	-	-	-	-	-	6,4	6,6
5	6,6	-	-	-	6,9	-	-	-	-	-	6,4	6,4
6	6,7	-	-	-	6,6	-	-	-	-	-	6,3	6,8
7	6,2	-	-	-	6,7	-	-	-	-	-	6,7	5,5
8	5,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,8	5,1
9	5,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,1	-
10	6,5	-	-	7,0	-	-	-	-	-	-	5,3	3,9
11	5,3	-	-	6,7	-	-	-	-	-	-	4,6	-
12	4,5	-	-	6,1	-	-	-	-	-	-	5,1	-
13	-	-	-	6,0	-	-	-	-	-	-	7,2	4,1
14	-	-	-	5,7	-	-	-	-	-	7,3	-	-
15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,5	-	-
16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6,3	-	5,0
17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,6	-	-
18	-	-	-	-	-	-	-	-	6,4	7,4	(2,5)	-
19	-	-	-	-	-	-	-	-	5,6	6,1	-	8,1
20	-	-	-	-	-	-	-	-	4,8	6,1	(3,0)	6,7
21	-	-	-	-	-	-	-	-	5,0	6,5	-	7,1
22	-	-	-	-	-	-	-	-	4,6	5,8	8,7	6,1
23	-	-	-	-	-	-	-	-	4,3	6,0	7,7	4,1
24	-	-	-	-	-	-	-	-	4,7	6,2	8,2	-
25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6,1	8,4	-
26	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,5	9,0	-
27	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,7	7,3	-
28	-	-	-	7,8	-	-	-	-	-	5,4	7,2	-
29	-	-	-	7,5	-	-	-	-	-	6,8	8,3	-
30	-	-	-	7,2	-	-	-	-	-	6,9	8,4	-
31	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6,9	-	-
KK.KA.	46,9	0	0	54	49	0	0	0	35,4	123,3	154	84
	1,5	0	0	1,8	1,6	0	0	0	1,2	4,0	5,1	2,7

() = pato auki ½ vrk.