

MAATALOUDEN RAVINNEKUORMITUKSEN VAIKUTUKSET RANNIKKOVESISSÄ

Petri Ekholm
Vesien- ja ympäristöntutkimuslaitos

Johdanto

Peltoviljely on Suomessa keskittynyt maan etelä- ja lounaisosiin sekä Etelä-Pohjanmaalle. Viljeltyt alueet ovat yleensä hyvin vähäjärvisiä, joten suuri osa pelloilta valumavesiin huuhtoutuneesta fosforista ja typestä kulkeutuu jokien mukana suoraan rannikkoalueelle. Maataloutemme koko ravinnekuormituksesta on arvioitu päätyvän joko suoraan (lähivaluma-alueelta) tai välillisesti (jokien mukana) rannikkovesiin 60–70 % (Pitkänen 1987).

Maatalouden ravinnekuormituksen aiheuttamat vesistövaikutukset voivat rannikkoalueemme murtovesiolosuhteissa poiketa järvissä havaituista vaikutuksista. Jokien suistoalueet (estuaarit), joiden kautta valtaosa merialueelle päätyvästä maatalouden kuormituksesta kulkeutuu, ovat makean veden ja murtoveden vaihtumisvyöhykkeitä. Veden vaihdunta estuaareissa on usein hyvä, joten happikatoja alueilla ei yleensä esiinny. Estuaarit ovat usein myös suhteellisen syviä, joten tuulen aiheuttama pohja-aineksen resuspensio lienee vähäisempää kuin matalissa maatalouden kuormittamissa järvissä.

Laboratoriokokeissa on havaittu, että makean veden oloissa keskimäärin 5,1 % kiintoaineeseen sitoutuneesta fosforista on leville potentiaalisesti käyttökelpoista (Ekholm 1992). Kiintoainefosforin käyttökelpoisuus murtovesiolosuhteissa on kuitenkin epäselvä. Murtoveden jokivettä huomattavasti korkeampi ionivahvuus voi vähentää fosforin vapautumista suspendoituneista kiintoainehiukkasista ja pohjasedimentistä (ks. Hartikainen ja Yli-Halla 1982). Toisaalta veden sulfaattipitoisuus 6‰:n murtovedessä on noin 50-kertainen järviveteen verrattuna. SO_4 -pitoisuuden kasvu voi edesauttaa fosforin vapautumista suolaisessa vedessä, sillä SO_4 -ionin on havaittu kilpailevan PO_4 -ionin kanssa kiintoaineen adsorptiopaikoista (ks. Hartikainen ja Yli-Halla 1982, Caraco 1989). Murtoveden pH on noin yhden yksikön korkeampi kuin pH maatalouden kuormittamissa järvissä. Myös tämä voi lisätä fosforin vapautumista (Hartikainen 1981).

Eräiden, osittain jo kyseenalaistettujen teorioiden mukaan savihiukkasten laskeutuminen murtovedessä on nopeampaa kuin järvissä suolaisuuden aiheuttaman hiukkasten agglomerisoinnin johdosta. Siten kiintoainehiukkasiin sitoutunut fosfori olisi murtovesiolosuhteissa vähemmän aikaa tuottavassa vesikerroksessa levien käytettävissä.

Meri- ja järviveden erilaisesta luonteesta johtuen makeassa vedessä fosfori rajoittaa yleensä kasviplanktonin kasvua kun taas merivedessä kasvua rajoittava ravinne on typpi.

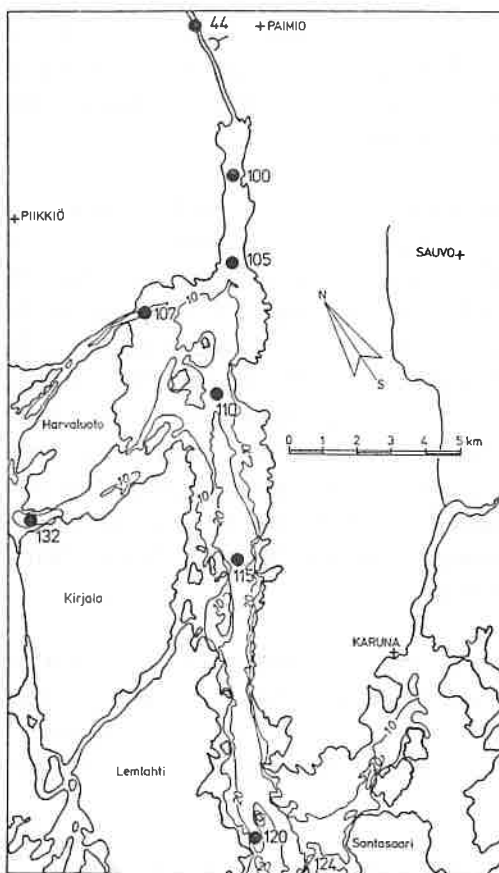
Vuosina 1988–1990 selvitettiin vesistötutkimuksin maatalouden ravinnekuormituksen vaikutuksia Paimionlahdella. Tämän lisäksi arvioitiin maatalouden merkitystä lounais-suomalaisen jokivesistön (Paimionjoki) ravinnekuormittajana. Tässä raportissa

esitetään yhteenveto kerätystä vedenlaatuaineistosta. Aineiston pohjalta laaditaan myöhemmin vedenlaatumalli.

Tutkimusalue

Paimionjoen valuma-alue (1097 km²) sijaitsee Lounais-Suomen tehokkaasti viljellyllä savikkoalueella. Peräti 43 % valuma-alueesta on peltoa. Järviä valuma-alueen pinta-alasta on vain 1,6 % ja ne sijaitsevat pääosin valuma-alueen latvoilla. Osaa järvistä säännöstellään vedenhankinnan ja voimatalouden tarpeisiin. Paimionjoessa on myös 3 pienikokoista vesivoimalaa. Säännöstelystä huolimatta virtaamavaihtelut Paimionjoessa ovat hyvin suuria ja nopeita.

Paimionlahti on tasaisesti eteläänpäin syvenevä melko erillinen Saaristomereen kuuluva rehevä merialue. Paimionlahti on yhteydessä Piikkiönlahteen ja Airiston merialueeseen Harvaluodon salmien välityksellä (kuva 1). Virtausmittausten perusteella vedenvaihdunta salmissa voi olla hyvinkin merkittävää, tosin selvää päävirtaussuuntaa ei voida osoittaa. Paimionlahden pääkuormittaja on Paimionjoki. Jokikuormitus näkyy Paimionlahdella mm. ajoittain erittäin voimakkaana savisamenuksena.

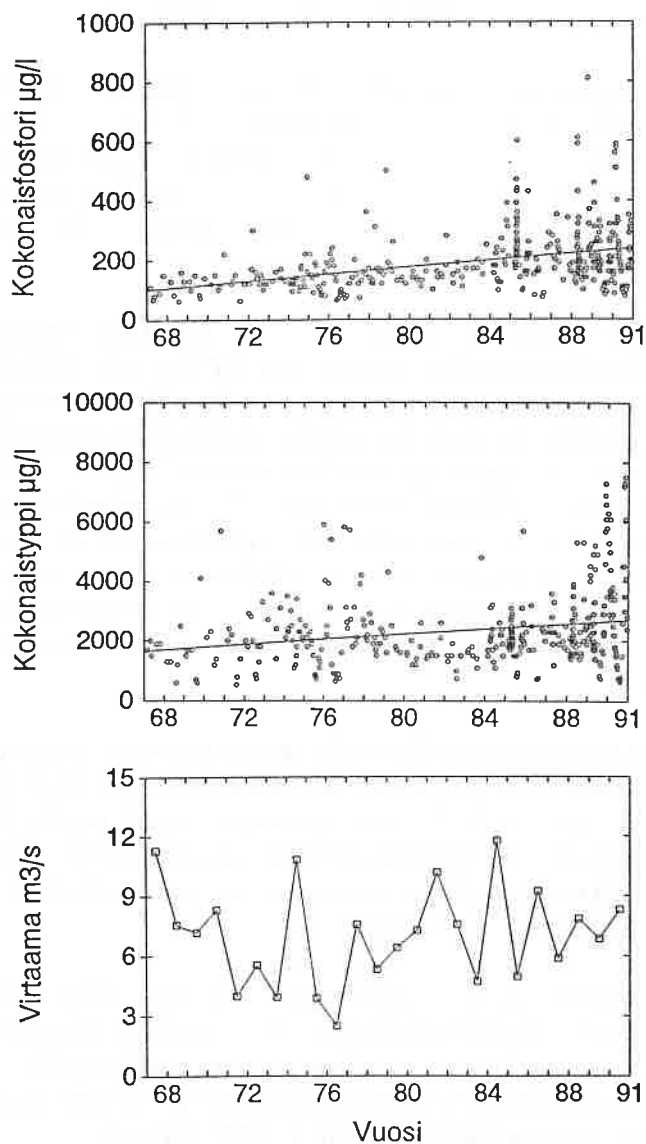


Kuva 1. Tutkimusalue. Vuosina 1988–1990 otettiin Paimionjoesta (havaintopaikalta 44) vesinäytteitä yli 50 kertaa vuodessa tulvakausia painottaen. Paimionlahdelta näytteitä otettiin 1–2 kertaa kuukaudessa (havaintopaikat 100, 105, 110 ja 115) tai 3–4 kertaa vuodessa (havaintopaikat 107, 120, 124 ja 132). Tutkimuksessa on omien havaintojen lisäksi käytetty Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistyksen ja Turun vesi- ja ympäristöpiirin aineistoa.

Maatalous Paimionjoen ravinnekuormittajana

Paimionjoen veden laadun kehitys

Paimionjoen vedenlaatua on seurattu vuodesta 1967 lähtien. Kokonaisfosforin (TP) pitoisuudet ovat vuosien 1967 ja 1990 välillä selvästi nousseet (kuva 2). Jakson alkupuolella TP-pitoisuudet olivat keskimäärin tasolla $100 \mu\text{g L}^{-1}$ ja jakson lopussa tasolla $200 \mu\text{g L}^{-1}$. Pitoisuustason nousuun vaikuttaa tihentynyt näytteenotto, jonka avulla on saatu useammin näytteitä tulvatilanteista. Todennäköisesti Paimionjoen TP-pitoisuudet ovat myös todellisuudessa kasvaneet maataloudessa tapahtuneiden muutosten sekä mahdollisesti myös ilmaston lämpenemisen vuoksi.



Kuva 2. Paimionjoen kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppipitoisuudet sekä keskivirtaama vuosina 1967–1990. Havaintopaikka 44 (Paimion kunnan puhdistetut jätevedet lasketaan havaintopaikan alapuolelle). Kokonaisfosforin määrittäminen menetelmä muuttunut vuonna 1971, kokonaistyyppien vuonna 1974. Vanhoilla menetelmillä saadut tulokset voivat olla jonkin verran korkeampia kuin nykyisellä menetelmällä saadut tulokset (Vesihallitus 1979).

Vuosina 1988–90 Paimionjoen TP-pitoisuus oli keskimäärin $220 \mu\text{g L}^{-1}$. Liukoisen fosforin (DP) osuus TP-pitoisuuksista oli 19 %. Liukoisen reaktiivisen fosforin (DRP) osuus TP:sta oli 13 % ja liukoisen ei-reaktiivisen fosforin (DUP) osuus siten 6 %.

Kokonaistypen (TN) pitoisuuksissa vuodesta 1967 vuoteen 1990 ei ole havaittavissa yhtä selväpiirteistä muutosta (kuva 2). TN-pitoisuudet ovat yleensä korkeita kuivina syksyinä. Vuosina 1988–1990 keskimääräinen TN-pitoisuus oli $2800 \mu\text{g L}^{-1}$. Tästä keskimäärin 57 % oli $\text{NO}_3\text{-N}$:ä ja 5 % $\text{NH}_4\text{-N}$:ä.

Paimionjoen fosfori- ja typpivirtaama

Tutkimusvuodet (1988–90) olivat meteorologialtaan melko poikkeuksellisia, selvin erityispiirre olivat lämpimät talvet. Paimionjoen keskivirtaama (taulukko 1, kuva 2) oli vuonna 1989 normaali mutta vuosina 1988 ja 1990 jonkin verran suurempi kuin pitkänajan (1961–1985) keskivirtaama ($9,9 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$).

Paimionjoen kokonaisfosforivirtaama vuosina 1988–90 oli keskimäärin 110 t a^{-1} (taulukko 1). Tästä oli keskimäärin 15 % (16 t a^{-1}) DP:a. DRP:n osuus TP-kuormasta oli 13 %. Osuus on huomattavasti pienempi kuin pienillä maatalousvaltaisilla valuma-alueilla (17–43 %) (vrt. Pietiläinen ja Rekolainen 1991). Paimionjoen TP- ja DP kuormitus oli suurin vuonna 1990 ja selvästi pienin kuivimpana tutkimusvuonna (1989).

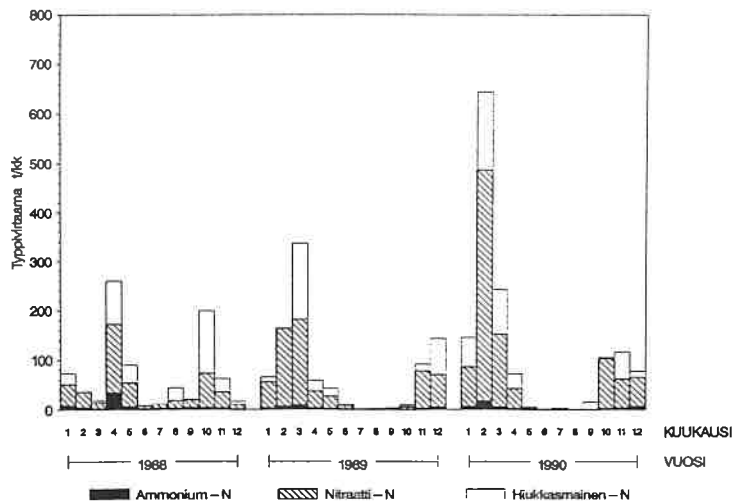
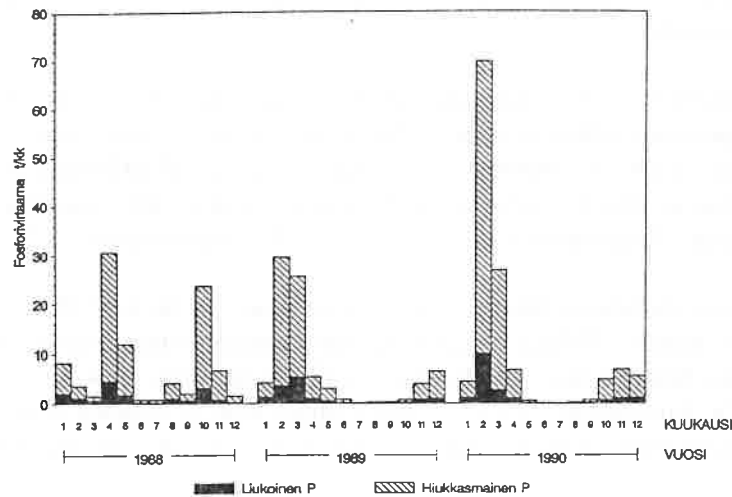
TP-kuormituksen ajoittuminen eri vuodenajoille noudatti virtaaman jakaamaa. Kaikina tutkimusvuosina suurin osa TP:sta tuli kevättulvan yhteydessä (kuva 3). Kevätkuormituksen osuus koko vuoden TP-kuormituksesta kasvoi vuosi vuodelta suuremmaksi. Samoin kevättulva ajoittui yhä aikaisemmaksi. Vuonna 1988 kevättulva oli normaaliin aikaan huhtikuussa, mutta vuosina 1989 ja 1990 jo helmimaaliskuussa. Vuoden 1990 koko TP-kuormituksesta ajoittui 55 % helmikuulle. Kesä-syyskuussa kuormitus oli tyypillisen vähäistä, lukuunottamatta vuoden 1988 sateista elo-syyskuuta. Vuosien 1989 ja 1990 syksyt olivat keskimääräistä kuivempia. Tyypillinen syyshuippu havaittiinkin vain vuoden 1988 lokakuussa. Myös DP:n kuormitus noudatti virtaaman vuosijakaamaa vaikkakin lievemmin kuin TP-kuormitus (kuva 3).

Leville potentiaalisesti käyttökelpoisen fosforin virtaama voidaan arvioida olettamalla, että 1) DRP on täysin leville käyttökelpoista, 2) DUP ole missään määrin käyttökelpoista ja että 3) 5 % kiintoaineeseen sitoutuneesta fosforista (TP-DP) on leville potentiaalisesti käyttökelpoista (ks. Ekholm 1992). Näillä oletuksilla potentiaalisesti käyttökelpoisen fosforin kuormitus on keskimäärin 19 t a^{-1} eli 17 % Paimionjoen kuljettamasta TP-kuormituksesta.

Paimionjoen kokonaistypivirtaama vuosina 1988–1990 oli keskimäärin 1100 t a^{-1} (taulukko 1). Tästä keskimäärin 58 % oli $\text{NO}_3\text{-N}$:ä ja 5 % $\text{NH}_4\text{-N}$:ä. Myös TN:n ja $\text{NO}_3\text{-N}$ kuormituksen jakautuminen eri vuodenajoille noudatti virtaaman jakaamaa. Kyseisten vedenlaatumuuttujien kuormitus oli kuitenkin pienimmillään vuonna 1988 eikä kuivimpana tutkimusvuonna 1989 (kuva 3).

Taulukko 1. Paimionjoen vuosina 1984–1985 (Ekholm, julkaisematonta aineistoa) ja 1988–1990 kuljettamat fosfori-, typpi- ja kiintoainemäärät ($t a^{-1}$). Ainevirtaamat on laskettu vuosittaisen keskivirtaaman ja virtaamalla painotetun keskipitoisuuden tulona. Lukuihin ei sisälly Paimion jätevedenpuhdistamon kuormitusta. MQ=keskivirtaama, TP=kokonaisfosfori, DP=liukoinen fosfori, DRP=liukoinen reaktiivinen fosfori, TN=kokonaistyyppi, NO_3-N =nitraattityppi (sisältää vuosina 1989 ja 1990 myös nitriittitypen), NH_4-N =ammoniumtyppi, SS=kiintoaine. DP-, DRP- ja SS-määrityksissä käytetty Nuclepore-suodatinkalvoa (huokoskoko $0,4 \mu m$) paitsi vuosina 1984–1985 (merkitty *), jolloin suodatuksessa käytetty Millipore HA suodatinkalvoa (huokoskoko $0,45 \mu m$).

VUOSI	MQ $m^3 s^{-1}$	TP	DP	DRP	TN	NO_3-N	NH_4-N	SS
1984	16,3	120	39*	32*	1 100	–	–	68 000*
1985	6,8	76	20*	17*	530	–	–	44 000*
1988	11,0	110	17	18	910	460	94	96 000
1989	9,6	84	13	11	1 100	560	28	69 000
1990	11,6	130	20	12	1 400	960	39	97 000
\bar{x} (1988–1990)	10,7	110	16	14	1 100	660	54	87 000



Kuva 3. Paimionjoen kuukausittaiset fosfori- ja typpivirtaamat vuosina 1988–1990. Havaintopaikka 44.

Maataloudesta aiheutuva kuormitus Paimionjoen valuma-alueella

Peltoalueelta tuleva keskimääräinen TP-kuormitus Paimionjoen valuma-alueella (taulukko 2) ylittää selvästi Rekolaisen (1989) pienille valuma-alueille esittämän arvon ($90\text{--}180 \text{ kg P km}^{-2} \text{ a}^{-1}$), mutta TN-kuormitus jää Rekolaisen esittämän vaihteluvälin ($800\text{--}2000 \text{ kg N km}^{-2} \text{ a}^{-1}$) sisälle. Peltoalueelta tuleva TP-kuormitus on Paimionjoella myös huomattavasti korkeampi kuin vastaavana aikana Artjärvellä sijaitsevan Villikkalanjärven valuma-alueen pelloilta tuleva kuormitus ($140 \text{ kg P km}^{-2} \text{ a}^{-1}$) (Knuuttila ym. 1992). Vastaava TN-kuormitus sen sijaan on Paimionjoella jonkin verran pienempi kuin Villikkalanjärven valuma-alueella ($2100 \text{ kg N km}^{-2} \text{ a}^{-1}$) (Knuuttila ym. 1992). Paimionjoen valuma-alueen pelloilta tulevat suuret fosforimäärät johtuvat siitä, että varsinkin joen alajuoksulla pellot ovat hyvin kaltevia. Tämän lisäksi esim. Paimion ja Tarvasjoen kuntien pelloista yli puolet on herkästi erodoituvilla hietasavimailla (Kähäri ym. 1987). Paimionjoen alajuoksulla peltomaan eroosio onkin erittäin voimakasta, ehkä suurinta Suomessa (Mansikkaniemi 1982). Voimakas kiintoaineen eroosio selittää osittain myös Paimionjoella havaitun alhaisen liukoisen fosforin osuuden.

Tutkimusjakson, erityisesti vuosien 1989 ja 1990 talvet olivat poikkeuksellisen lämpimiä ja roudan muodostus oli vähäistä. Ilmaston lämpeneminen saattaakin lisätä pelloilta tulevaa TP-kuormitusta. Vuosina 1988 ja 1990 olivat TP-virtaamat Paimionjoessa samaa luokkaa kuin ennätysellisen sateisena vuonna 1984 (ks. taulukko 1). Tämä selittyy pitkälti vuosien 1988 ja 1990 kevään ja talven suurilla TP-kuormilla.

Olettaen, että haja-asutuksesta ja yhdyskunnista tuleva fosforikuormitus on kokonaisuudessaan DP:a (yliarvio) ja, että metsäalueelta ja luonnonkuormituksena tuleva DP-kuormitus on $1,6 \text{ kg P km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Pietiläinen ja Rekolainen 1991) voidaan laskea, että Paimionjoen peltoalueelta tuleva DP-kuormitus on $28,3 \text{ kg P km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ja osuus Paimionjokeen tulevasta DP-kuormituksesta 74 %.

Paimionlahden lähivaluma-alueen koko on 66 km^2 . Peltoa alueesta on 28,7 %, loput on metsää. Edellä esitettyjen ominaiskuormituslukujen perusteella voidaan arvioida, että lähivaluma-alueelta tuleva TP-kuormitus on $4,7 \text{ t a}^{-1}$, DP-kuormitus $0,7 \text{ t a}^{-1}$ ja TN-kuormitus 51 t a^{-1} . Lähivaluma-alueella sijaitsee myös yksi pistekuormittaja. Sen kuormitus vaihteli vuosina 1988–1990 välillä $0,01\text{--}0,24 \text{ t P a}^{-1}$ ja $0,1\text{--}0,7 \text{ t N a}^{-1}$.

Taulukko 2. Paimionjokeen eri lähteistä tuleva kokonaisfosfori- ja kokonaistypipikuormitus v. 1988–1990. Kuormitusluvut perustuvat maatalouden ja yhdyskuntien kuormitusta lukuunottamatta Virtasen (1991) tekemään selvitykseen. Maatalouden aiheuttama kuormitus perustuu Paimionjoen ainevirtaaman ja muiden kuormituslähteiden erotukseen. Karjatalouden aiheuttamaa kuormitusta ei ole erotettu peltoviljelyn aiheuttamasta kuormituksesta.

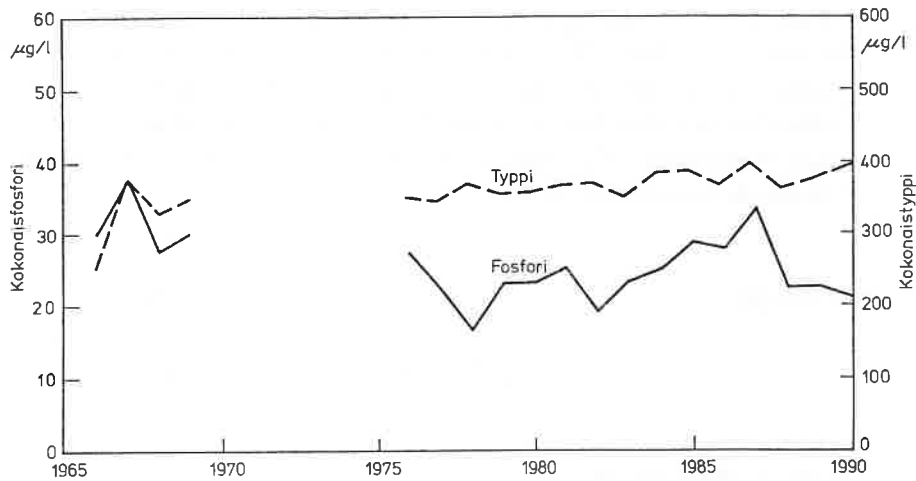
LÄHDE	TP		TN	
	kg km ⁻² a ⁻¹	%	kg km ⁻² a ⁻¹	%
Luonnonkuormitus, peltoalueelta	10		250	
Luonnokuormitus, metsäalueelta	6	8 (yht.)	120	17 (yht.)
Metsätalous	4	2	130	7
Maatalous	210	87	1 800	71
Ilma-laskeuma	13	0	790	1
Yhdyskunnat (t a ⁻¹)	1,8	2	44,1	4
Haja-asutus (t a ⁻¹)	0,8	1	2	0

Maatalouden ravinnekuormituksen vaikutukset Paimionlahdella

Paimionlahden veden laadun kehitys

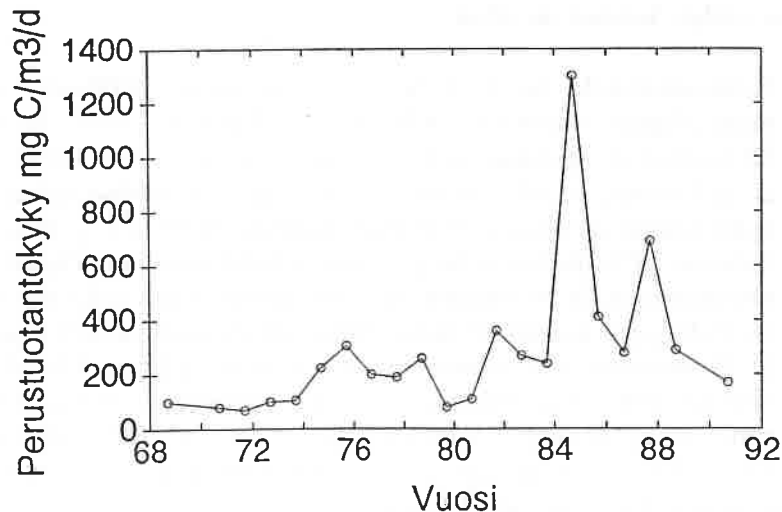
Paimionlahdella on TP:n ja TN:n pitoisuutta määritetty vuosina 1966–1969 sekä säännöllisesti vuodesta 1976 lähtien (kuva 4). 1960-luvulla TP-pitoisuudet ovat Paimionlahdella olleet jonkin verran nykyistä tasoa korkeampia. 1960-luvun tiedot eivät kuitenkaan ole täysin vertailukelpoisia myöhempien arvojen kanssa erilaisen määrittämenetelmän vuoksi (Vesihallitus 1979). TP-pitoisuuksissa ei vuodesta 1976 vuoteen 1990 ole havaittavissa selvää kehityssuuntaa (kuva 4), vaikka alueelle tuleva yhdyskuntien jätevesikuormitus on fosforin osalta nykyisin vain noin viidesosa 1970-luvun huippuvuosien arvoista. Tämä johtuu kasvaneesta hajakuormituksesta (ks. kuva 2). Korkeimmillaan avovesikauden keskimääräinen TP-pitoisuus on ollut sateisena vuonna 1987. Saaristomeren TP-pitoisuuksien on havaittu nousseen 1960-luvun puolivälistä lähtien. Nousu on jatkunut selvästi vielä 1980-luvulla (ks. Cederlöf ym. 1991). TP-pitoisuuksien nousu koko Saaristomeren alueella johtune osittain juuri kasvaneesta hajakuormituksesta.

TN-pitoisuudet ovat Paimionlahdella vuosina 1976–1990 lievästi nousseet (kuva 4). Myös 1960-luvun havainnot viittaavat siihen, että typpipitoisuudet ovat nousseet. Tuolloin käytössä olleella menetelmällä saadaan jonkin verran suurempia tuloksia kuin nykyisellä menetelmällä (Vesihallitus 1979). Paimionlahdelle tulevassa yhdyskuntien typpikuormituksessa ei ole tapahtunut selviä muutoksia 1970-luvun puolivälistä jälkeen. Meriveden nitraattipitoisuuden on havaittu yleisesti nousseen viime vuosina (ks. Cederlöf ym. 1991).



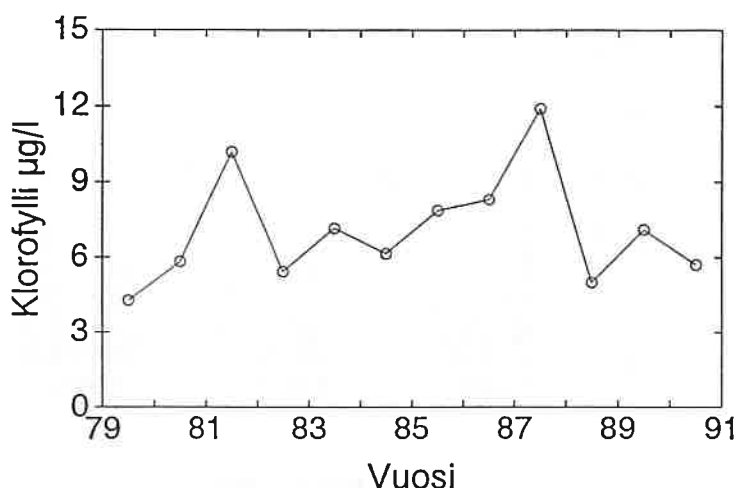
Kuva 4. Kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppipitoisuudet Paimionlahdella avovesikautena (touko-lokaku). Havaintopaikka 115, koko vesipatsas.

Paimionlahden rehevyystasossa tapahtuneita muutoksia voidaan arvioida perustuotantokyky- ja klorofylli-a:n pitoisuuksien perusteella. Veden perustuotantokykyä on mitattu Paimionlahdella vuodesta 1968 lähtien. Loppukesän perustuotantokyvyn arvot vaihtelevat huomattavasti vuodesta toiseen, etenkin 1980-luvulla (kuva 5) mutta niissä on kuitenkin havaittavissa nouseva trendi. Paimionlahden perustuotantokyvyn nousu johtunee kasvaneesta hajakuormituksesta.



Kuva 5. Perustuotantokyky Paimionlahdella elokuussa. Havaintopaikka 110, Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistyksen aineisto.

Klorofylli-a:n pitoisuutta Paimionlahdella on määritetty vasta vuodesta 1978 lähtien. Kasvukauden keskimääräisen klorofylli-a:n pitoisuudessa ei ole tänä kautena havaittavissa selvää kehityssuuntaa (kuva 6). Klorofylli-a -pitoisuuksissa (samoin kuin perustuotantokykymittauksissa) näkyy kuitenkin sateisten vuosien 1981, 1984 ja 1987 kasviplankton biomassaa lisäävä vaikutus.

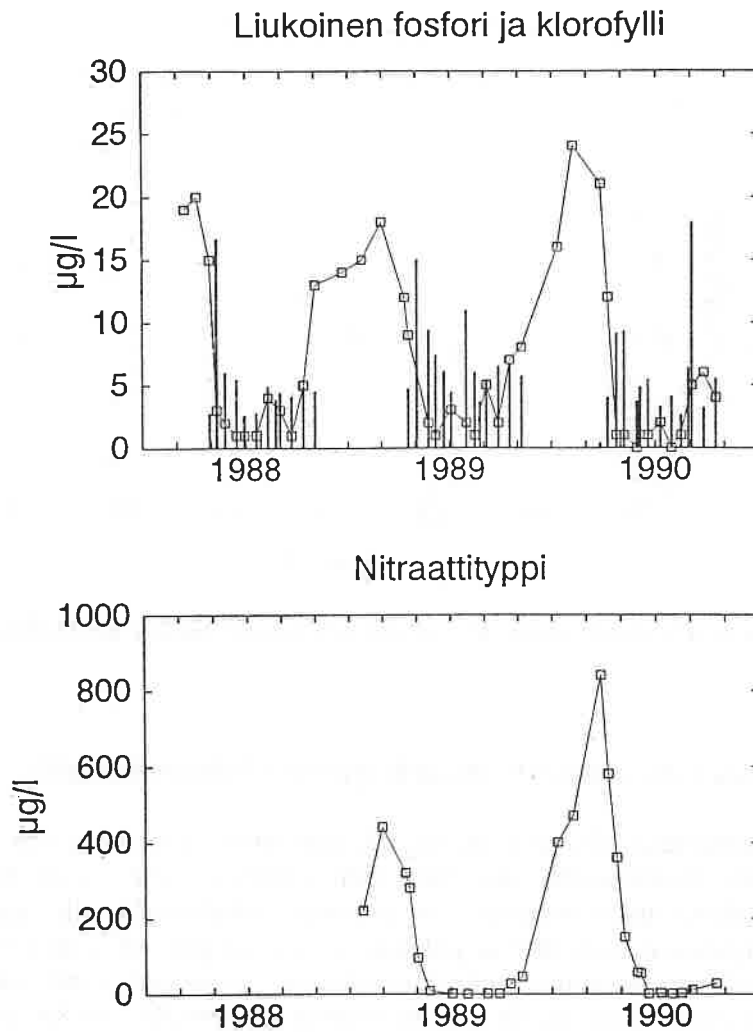


Kuva 6. Paimionlahden klorofylli-a:n kasvukauden keskipitoisuus.

Liukoisten ravinteiden pitoisuuksien määräytyminen Paimionlahdella

Jääpeitteisenä aikana Paimionjoen vesi leviää ohuena kerroksena jään alla hyvinkin pitkälle merialueelle sekoittuen vain vähäisesti meriveteen. Kevättulvan aikana jään alla oleva jokivesikerros voi jokisuun lähetyillä olla jopa 2 metriä paksu ja ulompanakin noin metrin paksuinen. Tämän jokivesikerroksen alapuolella on ensin vaihtelevan paksuinen sekoittumiskerros, jossa jokiveden osuus on 25 % ja tämän alapuolella lähes täysin sekoittumatonta merivettä. Jäiden lähdettyä jokivesikerros sekoittuu melko nopeasti meriveteen. Pintaveden suolaisuus vaihtelee avovesikautena jossain määrin tuulitilanteesta ja Paimionjoen virtaamasta riippuen.

Talvisin DRP-pitoisuudet ovat Paimionlahdella pinnalla olevaa jokivesikerrosta lukuunottamatta hyvin tasaisia, vähän alle $20 \mu\text{g L}^{-1}$. Taso on tyypillinen myös Suomenlahden länsiosan vesille (PELAG II 1990). Jäiden lähdettyä kasviplankton-tuotanto voimistuu veden lämmittyä noin $5 \text{ }^\circ\text{C}$:een. Kasviplanktonin keväthuiipun aikana huhtikuun loputtua tai toukokuun alkupuolella DRP-pitoisuudet laskevat aivan jokisuussa olevaa havaintopaikkaa lukuunottamatta lähelle nollaa (kuva 7). DRP on alkukesällä yleensä alle määritysrajan koko tuottavasta vesikerroksesta ja havaintopai-kalla 115 jopa 20 metriin saakka. Kerrostuneisuuden vahvistuessa kesällä DRP-pitoisuudet kasvavat jonkin verran termokliinin alapuolella. Tämä johtunee kasviplanktonin hajoamisesta. Loppukesällä termisen kerrostuneisuuden vähitellen purkaantuessa DRP-pitoisuudet nousevat myös pintakerroksessa jonkin verran (kuva 7) mutta kasviplankton käyttää DRP:n nopeasti hyväkseen. Lokakuussa veden ollessa tasalämpöistä pinnasta pohjaan DRP-pitoisuudet nousevat nopeasti noin tasolle $10 \mu\text{g L}^{-1}$ ja vähitellen tyypilliselle talvitasolle koska kasviplankton ei enää kykene käyttämään kaikkea DRP:a epäedullisten valo-olosuhteiden vuoksi (valon määrän väheneminen ja kerrostumattomuus).



Kuva 7. Liukoisen reaktiivisen fosforin, nitraattitypen ja klorofylli-a:n (pylväät) pitoisuudet Paimionlahdella. Havaintopaikka 115, 3 m syvyys, paitsi klorofylli-a (2 x näkösyvyys).

DRP-pitoisuudet ovat Paimionlahdella hyvin tasaisia vuodesta toiseen kuormituksesta riippumatta. Ilmiö on tyypillinen monille estuaareille (Froelich 1988). Se johtunee siitä, että suspendoitunut saviaines samoin kuin pohjasedimentti toimivat estuaareissa puskureina, jotka pyrkivät pitämään DRP-pitoisuuden tietyllä tasolla.

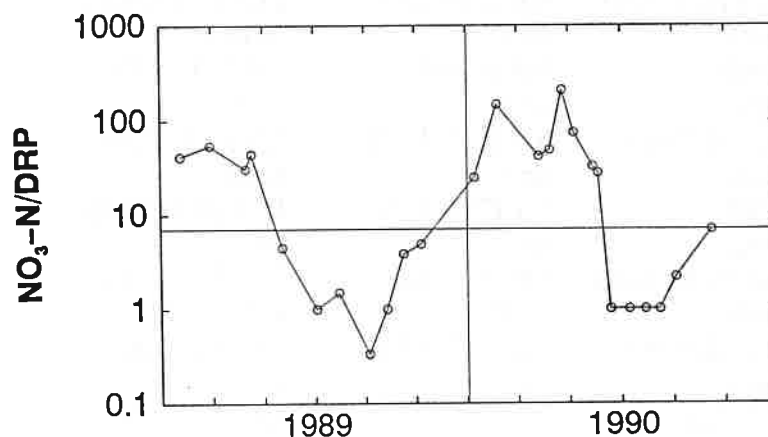
Talvella $\text{NO}_3\text{-N}$:n pitoisuudet ovat Paimionlahdella Suomenlahden länsiosan (Hangan edusta) merivedelle tyypillisellä tasolla $100 \mu\text{g L}^{-1}$ vain syvemmissä vesikerroksissa (PELAG II 1990). Jokivesikerroksessa ja sen alapuolella olevassa kerroksessa pitoisuudet ovat huomattavasti korkeampia. Kasviplanktontuotanto (ja denitrifikaatio?) kuluttavat kuitenkin keväällä nopeasti $\text{NO}_3\text{-N}$:n ja kesä-heinäkuussa pitoisuudet ovat jo lähelle nollaa (kuva 7). Termisen kerrostuneisuuden purkautuessa syksyllä $\text{NO}_3\text{-N}$ -pitoisuudet nousevat selvästi.

Tuotantoa rajoittava ravinne Paimionlahdella

Leville suoraan käyttökelpoisen typen ja fosforin suhdetta ($\text{NO}_3\text{-N/DRP}$) on käytetty kasviplanktonin kasvua rajoittavan ravinteiden arvioimiseen. Kun suhde on yli 7 on fosfori kasvua rajoittava ravinne ja suhteen ollessa alle 7 rajoittaa typi kasviplanktonin kasvua. Kasvukauden alussa oli Paimionlahti selvästi fosforirajoitteinen (kuva 8). Suhde laskee kuitenkin nopeasti ja alittaa arvon 7 toukokuussa. Siten tämän suhteen perusteella arvioituna Paimionlahti on kevättä lukuunottamatta typpirajoitteinen. On mahdollista, että DRP -pitoisuuksien ollessa alle määritysrajan kasviplankton saa käyttöönsä jonkin verran fosforia kiintoainehiukkasista tai pohjasedimentistä. Tämän mahdollistavat alhainen DRP -pitoisuus ja suhteellisen korkea pH (pH 8–9).

Suomenlahden länsiosissa tuotantoa rajoittaa alkukesällä sekä fosfori- ja typi mutta loppukesällä vain typi. Toisin kuin Paimionlahdella, jossa DRP loppuu aina $\text{NO}_3\text{-N}$ aikaisemmin Suomenlahdella DRP ja $\text{NO}_3\text{-N}$ loppuvat keväällä samanaikaisesti (PELAG II 1990).

Suomenlahdella havaitaan keskikesällä yleensä typpeä sitovia sinileviä (*Anabaena lemmermannii*, *Aphanizomenon spiroides*, *Nodularia spumigena*). Paimionlahdella niitä ei kuitenkaan havaittu merkittäviä määriä koko tutkimuskautena. Ainoa poikkeus oli elokuussa 1988 jolloin Paimionjoen suun lähellä (havaintopaikka 100) esiintyi 9.8.1988 typpeä sitovia sinileviä (*Aphanizomenon flos-aquae*, *A. gracile* ja *Anabaena spiroides*). Tätä ennen oli Turun seudulla satanut ennätysmäisen paljon ja Paimionjoki oli tuonut käyttökelpoista fosforia alueelle. Se että ulompana ei typpeä sitovia leviä havaittu, voi johtua siitä, että jokikuormituksen vaikutus rajoittui vain aivan jokisuulle. Typpeä sitovien sinilevien puuttuminen Paimionlahdelta sekä yleensäkin Lounais-Suomen maatalouden kuormittamilta rannikkoalueilta viittaisi siihen, että näillä alueilla typi ei rajoita kasviplanktonin kasvua yhtä selkeästi kuin Suomenlahden ulappavesissä. Sen sijaan itse Paimiojoessa on havaittu sinileväkukintoja kesäisin.



Kuva 8. Nitraattitypen ja liukoisin reaktiivisen fosforin suhde Paimionlahdella. Havaintopaikka 115, 3 metrin syvyys.

Paimionlahden kasviplanktonlajisto ja rehevyystaso

Paimionlahdella kasviplanktonin biomassa alkaa keväällä kasvaa veden lämmentyessä lähelle $5\text{ }^\circ\text{C}$. Suurimmillaan biomassa on keväällä veden lämpötilan ollessa noin $7\text{--}8\text{ }^\circ\text{C}$ (huhtikuun lopulla tai toukokuussa). Tällöin pii- ja panssarilevät (*Gonyaulax*

catenata, *Skeletonema costatum*, *Chaetoceros* sp., *Peridinium wighamii*) ovat selvästi valtaryhmä. Keväthuipun jälkeen biomassat pienenevät melko nopeasti käyttökelpoisen fosforin kuluessa lähes loppuun. Kerrostuneisuuden syventymisen tai murtumisen vuoksi syvemmissä vesikerroksissa olevia ravinteita tulee aika ajoin kasvukaudella käyttökelpoisiksi. Tällöin havaitaan kasviplanktonin biomassahuippuja, jotka eivät kuitenkaan yleensä ole yhtä suuria kuin keväällä. Kesähuipuissa valtalajeina ovat mm. piilevä *Coscinodiscus granii* tai sinilevä *Gomphosphaeria lacustris*. Syksyllä kasviplanktonbiomassasta yleensä noin 80 % on piilevää *Coscinodiscus granii*.

Kasvukauden keskimääräinen kasviplanktonbiomassa oli Paimionlahdella jokisuun havaintopaikkaa lukuunottamatta vuosina 1988 ja -90 samalla tasolla (taulukot 3 ja 4). Vuonna 1989 kasviplankton biomassa oli kaikilla havaintopaikoilla korkeampi kuin vuosina 1988 ja 1990. Tämä siitä huolimatta, että vuonna 1989 sekä kokonaisfosforin että liukoisen fosforin kuormitus oli pienempi kuin vuosina 1988 ja 1990. Myöskään typpikuormitus ei vuonna 1989 ollut kovin suuri. Paimionlahden rehevyytasoon tietyllä havaintopaikalla samoin kuin rehevöitymisen alueelliseen laajuuteen vaikuttaakin kokonaiskuormituksen lisäksi oleellisesti kuormituksen ajoittuminen sekä virtauskenttää säätelevät tuuliolot.

Taulukko 3. Paimionlahden kasvukauden keskimääräiset klorofylli-a:n pitoisuudet (a-chl) ja pitoisuuksien vaihteluväli vuosina 1984 (Ekholm, julkaisematonta aineistoa) ja 1988–1990. Vuoden 1984 keskipitoisuudet jonkin verran todellisia pienempiä sillä keväthuipusta ei ole näytettä.

Havaintopaikka	a-chl ($\mu\text{g L}^{-1}$)			
	1984	1988	1989	1990
100	12,6 (2,1–43) n=6	13,4 (0,7–34,4) n=8	26,1 (0,9–77,0) n=12	26,3 (0,7–200) n=13
105	5,4 (1,7–17,0) n=7	8,0 (1,6–13,6) n=11	11,5 (1,4–24,0) n=14	7,0 (0,2–23,0) n=16
107	16,0 n=2	5,8 (1,6–9,0) n=3	6,8 (5,1–9,3) n=3	4,0 (3,1–5,1) n=3
110	4,1 (2,0–6,0) n=8	5,1 (1,7–15,2) n=13	7,0 (0,3–15,0) n=16	5,5 (0,5–12,0) n=16
132	15,0 n=2	5,1 (2,1–7,7) n=3	13,3 (8,5–18,0) n=2	4,0 (3,7–4,2) n=3
115	6,1 (2,6–14,0) n=9	5,0 (1,5–16,7) n=13	7,1 (3,7–15,0) n=13	5,7 (0,4–18,0) n=14
120	7,2 (2,9–9,9) n=3	3,6 (1,7–5,5) n=2	5,8 (3,1–8,5) n=2	3,5 (2,1–4,8) n=2
124	3,7 (2,1–6,6) n=3	2,3 n=1	4,1 (3,2–4,9) n=2	3,1 n=1

Taulukko 4. Paimionlahden keskimääräinen kasviplanktonbiomassa.

Havaintopaikka	1988	1989 mg L ⁻¹	1990
100	1,3 (0,1–4,1) n=6
105	1,7 (0,5–3,0) n=6	3,1 (0,3–9,3) n=12	2,0 (0,1–8,3) n=13
110	1,7 (0,1–6,2) n=9	2,0 (0,2–8,7) n=13	1,6 (0,0–6,5) n=13
115	1,6 (0,1–6,4) n=13	2,7 (0,1–14,9) n=14	1,6 (0,1–4,3) n=13

Johtopäätökset

- Paimionjoen kuljettama kokonaisfosforimäärä ja mahdollisesti myös typpimäärä on 1960-luvun lopulta vuoteen 1990 noussut. Tämä johtuu maataloudessa tapahtuneista muutoksista ja mahdollisesti myös ilmaston lämpenemisestä. Epäselvää on, onko kasviplanktonille suoraan käyttökelpoisen, liukoisen reaktiivisen fosforin kuormitus kasvanut.
- Paimionlahden rehevyystaso on kyseisenä aikana myös noussut.
- Paimionlahdella rehevyystasoon vaikuttaa kuormituksen suuruuden lisäksi oleellisesti myös sääolot sekä kuormituksen ajoittuminen.
- Paimionlahti on maatalouden kuormittamana rannikkoalueena vähemmän typpirajoitteinen kuin muut vastaavat alueet. Tämä johtuu siitä, että maatalouden kuormituksessa on runsaasti typpeä. Tämän lisäksi suspendoituneet savihiukkaset ja pohjasedimentti pitävät liukoisen reaktiivisen fosforin pitoisuuden suhteellisen alhaisella tasolla (Paimionlahdella saman verran liukoista reaktiivista fosforia mutta enemmän typpeä kasvukauden alussa kuin ulompana merellä).

Kirjallisuus

- Caraco, N.F., J.J. Cole & G.E. Likens, 1989. Evidence for sulphate controlled phosphorus release from sediments of aquatic systems. *Nature* 341:316–318.
- Cederlöf, M., P. Ekholm, K. Häkkinen, K.E. Storberg, P. Valpasvuo-Jaatinen, T. Virtanen & H.Vuoristo, 1991. Skyddet av den marina miljön i bottenhavet. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 320.
- Ekholm, P., 1992. Maataloudesta peräisin oleva fosfori vesien rehevöittäjänä. Rekolainen, S. & L. Kauppi (toim.). Maatalous ja vesien kuormitus. Yhteistutkimusprojektin tutkimusraportit. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 359.

- Froelich, P.N., 1988. Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: A primer on the phosphate buffer mechanism. *Limnol. Oceanogr.* 33:649–668.
- Hartikainen, H., 1981. Effect of decreasing acidity on the extractability of inorganic soil phosphorus. *J. Scient. Agric. Finl.* 53:16–26.
- Hartikainen, H. & M. Yli-Halla, 1982. Chloride and sulphate solutions as extractants for soil P. III Effect of increasing sulphate concentration on P desorption. *J. Scient. Agric. Finl.* 55:363–369.
- Knuuttila, S., Kallio, K. & Salo, S., 1992. Ravinnetaseet ja rehevöityminen maatalouden kuormittamissa järvissä. Rekolainen, S. & L. Kauppi (toim.). *Maatalous ja vesien kuormitus. Yhteistutkimusprojektin tutkimusraportit. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 359.*
- Kähäri, J., V. Mäntylahti & M. Rannikko, 1987. Suomen peltojen viljavuus 1981–1985. *Viljavuuspalvelu Oy, Helsinki.* 105 s.
- Mansikkaniemi, H., 1982. Soil erosion in areas of intensive cultivation in southwestern Finland. *Fennia* 160:225–276.
- PELAG II, 1990. Ecological plankton research of the Baltic Sea. Final Report 1987–1989. PELAG Press, Helsinki. 172p.
- Pietiläinen, O.-P. & S. Rekolainen, 1991. Dissolved reactive and total phosphorus load from agricultural and forested basins to surface waters in Finland. *Aqua Fennica* (in press).
- Pitkänen, H., 1987. Joet rannikkovesien ravinnekuormittajina Suomessa. *Lisensiaattityö, Helsingin Yliopisto, Limnologian laitos.* 33 p.
- Rekolainen, S., 1989. Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. *Aqua Fennica* 19:95–107.
- Vesihallitus, 1979. "Vanhalla" ja "uudella" menetelmällä saatujen vesikemiallisten tulosten vertailtavuus. *Vesihallituksen tiedotuksia* 184.
- Virtanen, T., 1991. Vesistöjen ravinnekuormitusselvitys. Turun vesi- ja ympäristöpiiri. *Moniste* 13 s.