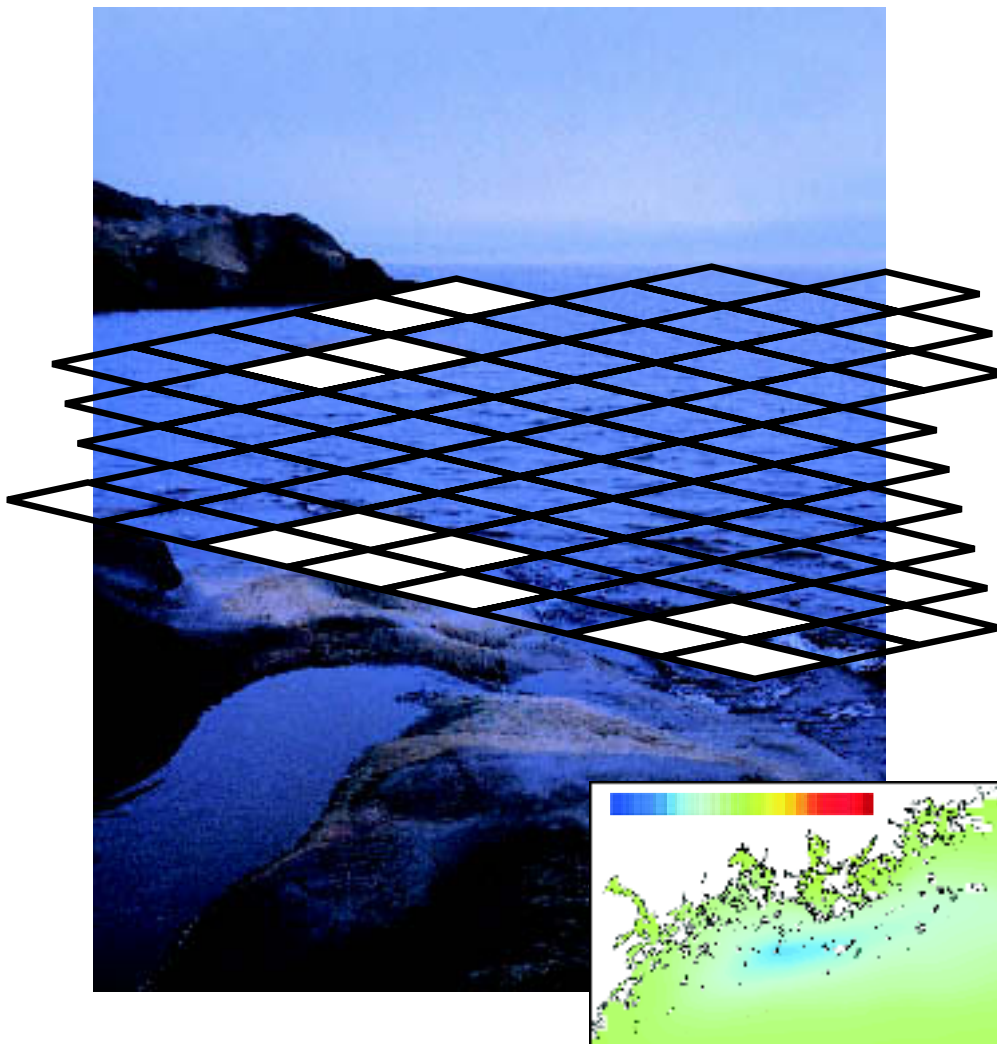


YMPÄRISTÖN-
SUOJELU

Päivi Korpinen, Jorma Koponen, Mikko Kiirikki, Juha Sarkkula,
Hannu Peltoniemi, Paula Väänänen ja Maria Gästgifvars

HESPO vesistömalli:
Ympäristöriskien ja rehevöitymiskehityksen
arviointi Helsinki-Espoo-Tallinna merialueella



Päivi Korpinen, Jorma Koponen, Mikko Kiirikki, Juha Sarkkula,
Hannu Peltoniemi, Paula Väänänen ja Maria Gästgifvars

HESPO vesistömalli:
Ympäristöriskien ja rehevöitymiskehityksen
arviointi Helsinki-Espoo-Tallinna merialueella

HELSINKI 2002

Julkaisu on saatavana myös Internetistä
<http://www.ymparisto.fi/palvelut/julkaisu/elektro/sy559/sy559.htm>

Rantaviiva-aineisto: MKH lupa n:o 10/721/98

ISBN 952-11-1148-8 (nid.)

ISBN 952-11-1149-6 (pdf)

ISSN 1238-7312

Kannen kuva:

Valokuva: Mikko Kiirikki

Mallikuvan muokkaus: Paula Väänänen

Taitto: Ritva Koskinen

Dark Oy
Vantaa 2002

Sisällys

Tiivistelmä	5
Summary	6
I Johdanto	7
1.1 Hankkeen tavoite ja yhteistyötahot	7
1.2 Suomenlahden onnettomuustilanteet ja operatiiviset sovellukset	8
1.3 Suomenlahden rehevöitymiskehitys ja vesiensuojelun tuki	8
2 Aineisto ja menetelmät	10
2.1 Virtausmalli	10
2.1.1. Rakenne	10
2.1.2 Mallihila ja laskentaparametrit	11
2.1.3 Mallin testaus ja tärkeimmät rajoitukset	11
2.2 Operatiivinen HESPO-malli	12
2.2.1 Operatiivisen mallin rakenne sekä kulkeutumisen ja leviämisen laskenta ...	12
2.2.2 Mallien käyttö operatiivisessa toiminnassa	13
2.3 HESPO-ekosysteemimalli	14
2.4 Mittausaineisto	15
2.4.1 Virtausmittaukset	15
2.4.2 Kuormitus	18
2.4.3 Vedenlaatutiedot	20
2.4.4 Rihmalevät	20
2.5 Skenaariotarkastelu	21
2.5.1 Vesiensuojeluskenaarioiden kuvaukset	21
2.5.2 Vesiensuojeluskenaarioiden vaikutusten laskenta	22
3 Tulokset ja johtopäätökset	23
3.1 Virtausmalli	23
3.2 Operatiiviset sovellukset	25
3.2.1 Kuvitteelliset tilanteet: Helsingin edustan öljyn kulkeutuminen ja kappaleiden ajelehtiminen Tallinnan matalalta	26
3.2.2 Todelliset tilanteet: Kevään 2001 meripelastusharjoitus ja Lapinlahden hukkuneen etsintä	28
3.2.3 Operatiivinen toiminta ja mallikehitys jatkossa	28
3.3 Vedenlaatu ja rihmaleväbiomassa	29
3.4 Vesiensuojeluskenaarioiden vaikutukset	32
3.4.1 Pääkaupunkiseudun yhdyskuntajätevesien tehokkaampi käsittely	32
3.4.2 Kuormituksen vähentyminen Vantaanjoen valuma-alueella	33
3.4.3 Muutokset tyypeä sitovien sinilevien määrässä	33
3.4.4 Ekosysteemimallin jatkokäyttö	34

Kirjallisuus	35
Liitteet	37
LIITE 1. Vesistön virtauksia, aineen kulkeutumista ja sekoittumista kuvaavat muuttujat, yhtälöt ja kertoimet.	37
LIITE 2. Ekosysteemimallin muuttujat, vakiot sekä malliyhtälöt, nopeudet ja rajoittavat tekijät	39
Kuvailulehdet	44

Tiivistelmä

Suomenlahden tila on ollut kasvavan huolen aiheena viimeisen vuosikymmenen ajan. Vaikka rantavaltioista tuleva ravinnekuormitus on vähentynyt, myrkylliset sinileväkukinnat ovat edelleen yleisiä avomerellä ja rihmalevien massaesiintymät haittaavat monin paikoin ranta-alueiden virkistyskäyttöä. Rehevöitymisen lisäksi öljy- ja kemikaalionnettomuuksien riskin on ennustettu kasvavan merkittävästi uusien satamien avautuessa Venäjällä. Tässä raportoitavan työn keskeinen motiivi on ollut luoda apuvälineitä Suomen ja Viron yhteistyölle onnettomuuksiin varautumisessa, niiden torjunnassa sekä rehevöitymiskehityksen arvioinnissa Helsingin, Espoon ja Tallinnan merialueella.

HESPO-vesistömalli perustuu kolmiulotteiseen virtausmalliin, joka portaitaisesti tarkentuu Helsingin ja Espoon edustalle. Erotuskyky Suomenlahdella on 5000m, Helsingin ja Tallinnan välisellä merialueella 1000m ja Helsingin edustalla 250m. Portaitaisesti tarkentuva malli mahdollistaa suuren erotuskyvyn hyödyntämisen ensisijaisella kohdealueella ilman, että koko merialueen kuvaamisesta jouduttaisiin luopumaan rajallisen laskentakapasiteetin takia. Operatiivinen HESPO-malli ja HESPO-ekosysteemimalli käyttävät kummatkin hyväkseen kolmiulotteisen virtausmallin laskemia virtauksia. Operatiivisella HESPO-mallilla pystytään kuvaamaan öljy- ja kemikaalivuotojen kulkeutumista sekä kelluvien kappaleiden ajalehtimistä virtauksen mukana. HESPO-ekosysteemimalli laskee biologisesti käyttökelpoisten ravinteiden kulkeutumista, kolmen leväryhmän kasvua, typen sidontaa sekä kuolleen leväbiomassan vajoamista, sedimentoitumista ja biomassaan sitoutuneiden ravinteiden vapautumista.

Virtausmallin toimintaa testattiin vertaamalla mallilla laskettuja tuloksia virtausmittauksiin Helsingin edustan 39

mittauspisteellä. Useimmissa tapauksissa malli pystyi kuvaamaan tyypilliset virtausolot jopa topografialtaan rikkonaisella saaristoalueella. Ekosysteemimalli kuvasi mallialueen tärkeimmät ravinnegradientit ja kiintoaineen leviämisen Vantaajoen edustalla. Tämän lisäksi kasviplanktonin biomassan ja rihmalevien massaesiintymien kuvaus onnistui kohtalaisella tarkkuudella.

Operatiivista mallia käytettiin sekä kuvitteellisten onnettomuustilanteiden simuloinnissa että todellisessa kadonneen henkilön etsinnässä. Ekosysteemimallilla tarkasteltiin kahden vesiensuojeluskenaarion vaikutuksia kasviplanktonin ja rantavyöhykkeen rihmalevien määrään. Skenaarit olivat ”yhdyskuntajätevesiskenario”, joka kuvaa 47% vähennystä Helsingin ja 10% vähennystä Espoon yhdyskuntajätevesien ravinnekuormassa, sekä ”maatalousskenario”, joka kuvaa 20% vähennystä Vantaajoen ravinnekuormassa. Yhdyskuntajätevesiskenario vähensi sekä kasviplanktonin että rihmalevien biomassaa 5-15% ulkosaaristossa purkuputkien läheisyydessä. Muutokset sisäsaaristossa ja ranta-alueilla jäivät vähäisiksi. Maatalousskenaarion vaikutukset jäivät suurelta osin 2% havaintorajan alapuolelle. Todennäköisin syy vaikutusten vähäisyyteen on Vantaajoen suuri kiintoainekuorma, joka pitää levien kasvun laajalla merialueella valorajoitteisena. Jos levät eivät pysty käyttämään ravinteita tehokkaasti estuaarissa, ravinnekuormitus kulkeutuu laajalle merialueelle ja kuormitusvähennysten vaikutukset jäävät käytetyn 2 % havaintorajan alapuolelle. Kiintoainekuorman ja valorajoituksen vähentyessä lahtialueella levien kasvu saattaa lyhyellä aikavälillä jopa lisääntyä.

Summary

The environmental state of the Gulf of Finland has been a matter of great concern during the last decade. Even though the nutrient load has been diminishing in the 1990s, toxic cyanobacteria blooms are still common in the open sea and filamentous algal mats are a problem for the users of the coastal zone. In addition to eutrophication, the risk for oil and chemical accidents has been predicted to increase due to opening of new harbours in Russia. The main motivations for the present work have been to develop tools for Finnish-Estonian co-operation in preparation and combating against accidents and eutrophication.

HESPO-model system is based on 3D-flow model, which utilises a nested calculations grid with variable horizontal resolution. The whole Gulf of Finland is presented in the nested model with resolution of 5000 m. Resolution increases in two steps towards the main model area being 1000 m between Helsinki and Tallinn and 250 m in front of Helsinki and Espoo. HESPO-operational model and HESPO-ecosystem model both utilise the calculated 3D-flows. HESPO-operational model is able to predict transport of oil and chemical leakage as well as drifting of any floating objects. HESPO-ecosystem model calculates transport of biologically available nutrients, growth of three groups of algae, nitrogen fixation, settling and sedimentation of algal biomass as well as regeneration of nutrients.

The performance of HESPO-flow model was tested by comparing the calculation results with measured flows in 39 sites within the high-resolution model area. In most cases the model was able to reproduce the flow pattern relatively well even in the topographically complex archipelago. The HESPO-ecosystem model was able to reproduce the main

nutrient gradients and transport of suspended solids in front of the estuary. Also the timing and biomass of the phytoplankton biomass as well as mass occurrences of brown filamentous alga *Pilayella littoralis* were reproduced with a reasonable accuracy.

The practical applications of HESPO operational model were demonstrated with both fictional accident cases as well as in a real SAR case. Analysing ecological effects of two nutrient load reduction scenarios on the phytoplankton and littoral filamentous algal biomasses demonstrated the use of HESPO-ecosystem model. The two analysed scenarios were "wastewater scenario" describing about 47% nutrient load reduction in the municipal wastewaters of Helsinki area and "agriculture scenario" describing 20% decrease in the nutrient load from the drainage area of river Vantaanjoki. The wastewater scenario decreased both phytoplankton and filamentous algal biomass by 5–15 % in the vicinity of the outlet located in the outer archipelago of Helsinki. Changes in the inner archipelago and close to the shoreline were hardly detectable. The effects of the agriculture scenario on the algal biomasses stayed mainly below the arbitrarily selected detection limit of 2%. The reason for low impact is probably the effective transport of the riverine nutrients out of the estuary. The water of river Vantaanjoki has a very high concentration of suspended solids making the growth of both phytoplankton and filamentous algae clearly light limited and decreasing the nutrient uptake in front of the river mouth. When the nutrients are transported and diluted into a large area also the effects of load reductions fade below the detection limit.

Johdanto

1.1 Hankkeen tavoite ja yhteistyötahot

Helsinki-Espoo-Tallinna merialueen rehevöitymiskehityksen arvioimiseksi, ympäristöriskien hallinnan parantamiseksi ja vesiensuojelun suunnittelun tukemiseksi käynnistettiin vuonna 1999 yhteistyöprojekti, jonka tarkoituksena oli kehittää käytännöllinen työkalu, HESPO-vesistömalli, Helsingin, Espoon ja Uudenmaan ympäristökeskusten käyttöön. Matemaattinen mallintaminen on yleisesti käytössä oleva menetelmä sekä ilmakehän että meriympäristön tilan ymmärtämisessä ja ennustamisessa. Mallia voidaan hyödyntää vesiensuojelun suunnittelun ja päätöksenteon apuvälineenä mm. seuraavissa tutkimus- ja toimenpideprosessin vaiheissa:

- vesistön tilaan vaikuttavien tekijöiden erittely
- vesiensuojelutoimenpiteiden kustannustehokkuuden arviointi
- rakennushankkeiden ympäristövaikutusten arviointi
- vaikutusten havainnollistaminen karttapohjaisina esityksinä
- puutteellisen havaintoaineiston täydentäminen malliarvioilla
- seurantaohjelmien havaintopaikkojen ja aikojen optimointi
- leväennusteiden laatiminen

Toisena päätavoitteena oli laatia öljy- ja kemikaalionnettomuuksien torjunnan sekä meripelastuksen tueksi nykyistä tarkempi ajelehtimis- ja kulkeutumismalli. Ennustemalleja on kehitetty 1990-luvulla ja niitä on käytössä öljyntorjunnan ja meripelastustoiminnan tukena Suomen rannikkoalueella Merivartioston

johtokeskuksissa Vaasassa, Turussa ja Helsingissä. Operatiivista mallia voidaan hyödyntää mm seuraavissa tilanteissa:

- öljylauttojen kulkeutumisennusteiden laatiminen onnettomuustilanteissa torjuntatoimenpiteiden tueksi
- ajelehtivien kappaleiden (haaksirikoutuneet alukset, veden varaan joutuneet ihmiset ja pelastuslautat, puutavaralastit tai muut ajelehtivät kappaleet, joista on vaaraa meriliikenteelle) liikeradan laskeminen ja kulkeutumisreitien ennustamiseen etsintä- ja pelastustoimien kohdistaminen
- tuntemattoman päästölähteen selvittäminen
- ajelehtivien tai uponneiden neste- ja kemikaalien vaikutusalueen arviointi
- myrkyllisten levälauttojen kulkeutumisen ennustaminen

Yhteistyöhankkeen rahoittajina toimivat Helsingin kaupunki (Helsingin Vesi, Helsingin kaupungin ympäristökeskus, Helsingin Satama ja Kaupunkisuunnitteluvirasto), Espoon kaupunki (Espoon Vesi, Espoon aluepelastuslaitos, Espoon ympäristökeskus, Kaupunkisuunnittelukeskus ja Tekninen keskus), Uudenmaan ympäristökeskus ja EU:n aluekehitysrahasto (EU Interreg IIA). Yhteistyötahoina yllä mainittujen lisäksi toimivat Uudenmaan Liitto, Helsingin pelastuslaitos, Helsingin ja Vantaanjoen vesiensuojeluyhdistys, Sisäministeriön pelastusosasto ja Rajavartiolaitoksen eskunta. Hankkeen toteutuksesta vastasivat Suomen ympäristökeskus ja Suomen Ympäristövaikutusten Arviointikeskus Oy. Viron puolelta yhteistyötahoina ovat olleet Viron Merentutkimuslaitos ja Ympäristöministeriö sekä sen alainen Meritarkastusvirasto, jonka vastuulle on Vi-

rossa kuulunut mm. öljyntorjunta. Yhteistyötä Viron operatiivisen tahon kanssa ovat haitanneet viimeisen parin vuoden aikana tapahtuneet suuret hallinnolliset muutokset. Meritarkastusvirasto on lakkautettu ja öljyntorjuntavastuu on siirtynyt Viron Rajavartiolaitokselle. Operatiivisiin malleihin liittyvässä kehittämistoiminnassa työtä on tarkoitus jatkaa Viron Merentutkimuslaitoksen kanssa. Yhteistyöhön on tullut mukaan myös Viron Merenkulkuakatemia.

1.2 Suomenlahden onnettomuustilanteet ja operatiiviset sovellukset

Öljy- ja kemikaalionnettomuuksien riskin odotetaan kasvavan Suomenlahdella voimakkaasti lähitulevaisuudessa Venäjän suursatamien toteutuessa. Satamien rakentaminen ja laajentuminen on vilkkaassa kehitysvaiheessa myös Virossa. Samalla meriliikenteen kasvu on ollut huomattavaa erityisesti Helsingin ja Tallinnan välillä, jossa suurella nopeudella Suomenlahden poikki kulkevat alukset lisäävät onnettomuusriskiä. Liikennesuorituksen voidaan arvioida kasvavan kaksinkertaiseksi vuoteen 2010-2015 mennessä. Öljykuljetusten osalta voi lisäys nykyiseen olla jopa kolminkertainen.

Operatiiviset mallit liittyvät koko Itämeren HIROMB (High Resolution Operational Model for the Baltic Sea) ennustepalveluun, jota toteutetaan Itämeren maiden yhteistyönä. HIROMB ennuste lasketaan päivittäin Ruotsin Ilmatieteenlaitoksella seuraavan 2 vrk ajalle. Ennusteita voidaan käyttää mm. paikallisten, suuren erotustarkkuuden mallien reunaehtojen määrittelyssä. HIROMB-mallin kehittäminen perustuu Helsingin Komission (Helcom) suositukseen (1991) yhteisen Itämerimallin kehittämiseksi sekä onnettomuustilanteiden hallinnan ja ennustevalmiuden parantamiseksi. Suositukseen liittyi myös kehoitus tukea Baltian maita mallivalmiuden parantamisessa ja Itämeren operatiiviseen yhteistyöhön liittymisessä. HIROMB-malli ei kuitenkaan ole riittävän

tarkka topografialtaan monimuotoisella saaristoalueella. Operatiivinen HESPO-malli on suunnattu ensisijaisesti paikkaamaan tätä puutetta pääkaupunkiseudun edustan merialueella. Onnettomuustilanteessa on tärkeätä myös paikallisen tuuliennusteen jatkuva tarkentaminen, mihin paikallisen mallin käyttö antaa mahdollisuuden.

Operatiivisen HESPO-mallin antamia mahdollisuuksia on tässä työssä havainnollistettu laskemalla kuvitteellisen öljyonnettomuuden vaikutuksia sekä kappaleen kulkeutumista kuvitteellisen veneonnettomuuden jälkeen. Mallia on käytetty apuna myös todellisessa onnettomuustilanteessa hukkuneen etsintään Helsingin Lapinlahdessa.

1.3 Suomenlahden rehevöitymiskehitys ja vesiensuojelun tuki

Vaikka Suomenlahden ravinnekuormitus on laskenut 1990-luvun aikana, pintaveden fosforipitoisuuksissa on tapahtunut päinvastaista kehitystä. Tämä johtuu laajojen hapettomien pohjien esiintymisestä Itäisellä Suomenlahdella ja niiden aiheuttamasta sisäisestä kuormituksesta. Typpipitoisuudessa tapahtui lievää laskua, jonka uskotaan johtuneen kuormituksen vähenemisestä varsinkin Venäjällä ja Virossa (Kauppila & Bäck 2001, Pitkänen ym. 2001). Avomerien ravinnesuhteissa tapahtuneet muutokset näkyivät kesän 1997 voimakkaissa sinileväkukinnoissa. Talvella 2001-2002 Suomenlahden pintavesistä on mitattu jälleen korkeita fosforipitoisuuksia ja kesäksi 2002 odotetaan runsaita sinileväkukintoja lähes koko Suomenlahdelle.

Pääosa rannikkovesistämme on avoimeen Suomenlahteen verrattuna selvästi rehevöityneitä. Kuitenkin aikaisemmin huonokuntoisen pääkaupunkiseudun rannikkoalueen tila on parantunut selvästi 1980- ja 1990-luvuilla, kun asutuksen ja teollisuuden päästöjä on vähennetty, ja jätevesien purkupaikat on siirretty avomerien laitaan (Pesonen ym. 1995). Helsingin seudun puhdistetut yh-

dyskuntajätevedet johdetaan Viikinmäen puhdistamolta tunnelissa Katajaluodon ulkopuolelle noin 30 metrin syvyyteen. Espoon asumajätevedet johdetaan vastaavasti Espoon ulkosaaristoon. Yhdyskuntien jätevesikuormituksen lisäksi Helsingin merialueelle laskee Vantaanjo-ki, joka tuo ravinnekuormitusta erityisesti maataloudesta, mutta myös jokivarren yhdyskunnista, haja-asutuksesta ja teollisuudesta. Pääosin liikenteen ja energiantuotannon päästöistä peräisin olevalla ilmakehän kautta tulevalla typpikuormituksella on merkittävä rooli varsinkin avomeren kuormittajana. Pääkaupunkiseudun rannikkovesien ongelmat ovatkin tyypillisiä koko Suomenlahdelle, jossa kaukokulkeutumisena tuleva kuormitus sekoittuu paikallisen piste- ja hajakuormituksen vaikutuksiin rannikkovyöhykkeellä.

Rehevöitymiskehityksen ymmärtämiseksi ja torjuntastrategian luomiseksi on oleellista erottaa eri kuormituslähteistä peräisin olevien kuormitusten vaikutukset vesistössä, jotta kuormitusvähennyksiin kohdistettujen toimenpiteiden kustannustehokkuutta voidaan arvioida. Vesiensuojelutoimenpiteiden kustannus-

tehokkuuden arviointi on toteutettu koko Suomenlahden mittakaavassa Suomen ympäristökeskuksen vetämässä Ympäristöklusteri-hankkeessa (Kiirikki ym. 2000), jossa verrattiin Vesiensuojelun tavoiteohjelmaa ja Pietarissa toteutettaviksi suunniteltuja vesiensuojelutoimenpiteitä Suomen rannikkoalueiden kannalta Suomenlahden ekosysteemimallia apuna käyttäen.

Koko Suomenlahtea kuvaavan mallin pohjalta voidaan kehittää verkkomaisesti paikallisia osamalleja, joilla voidaan suuremman erotustarkkuuden vuoksi havainnoida tarkemmin eri toimenpiteiden vaikutuksia nimenomaan kiinnostuksen kohteena olevaan alueeseen. Tällaisia osamalleja on kehitetty Viikin-Vanhankaupunginlahden linnustonsuojelualueelle, Kotkan rannikkoalueelle (Kramer ym. 2000, Kiirikki ym. 2001a) ja Porvoon rannikkoalueelle.

HESPO-ekosysteemimallilla arvioitiin tässä työssä esimerkinomaisesti pääkaupunkiseudun jätevesien ja Vantaanjoen ravinnekuormituksessa tapahtuvien muutosten vaikutuksia levämääriin Helsingin edustan merialueella.

2

Aineisto ja menetelmät

Helsinki-Espoo-Tallinna merialueen hanke toteutettiin laatimalla alueelle veden virtauksia kuvaava kolmidimensioinen hydrodynaaminen malli. Mallin kehitystä ja testaamista varten koottiin aiemmin tehtyjen virtausmittausten tulokset, sekä suoritettiin lisämittauksia kesän ja syksyn 2000 aikana. Laskettuja virtauksia käytettiin operatiivisessa ja vesiensuojelua palvelevassa mallinnuksessa. Operatiivisia sovelluksia varten virtausmalliin liitettiin öljyä, kemikaaleja sekä ajelehtivia kappaleita kuvaavat moduulit. Vesiensuojelua palvelevan mallinnuksen osaa käytetään veden laadun sekä kasviplanktonin ja rantavyöhykkeen rihmalevästön kasvun ja muutosten arvioimiseen. Veden laadun, ja kasviplanktonin laskenta testattiin vedenlaadun seurantaohjelman havainnoilla. Rihmalevien biomassan muutoksia seurattiin neljällä havaintopaikalla.

2.1 Virtausmalli

2.1.1. Rakenne

Luonnossa vesistön virtauksiin vaikuttavat

- tuulet ja tulovirtaamat
- vedenkorkeus-, -tiheys- ja ilmanpaine-erot
- maan pyörimisliike
- veden sisäinen kitka ja liikemäärän kulkeutuminen
- veden häviämättömyys ja kokoonpuristumattomuus
- pohjan ja rantojen muodot

Näiden fysikaalisten tekijöiden vaikutukset ja syy-yhteydet ovat yksityiskohtaisesti tunnettuja. Virtausmallilaskennassa on mukana kaikki nämä meren tilaan vaikuttavat tärkeimmät tekijät, joiden pohjalta vesialueen virtaukset ja niiden vaihtelut saadaan lasketuiksi halutulla erotustarkkuudella eri tuuli- ja virtaamatilanteissa, kun syvyydet, jääpeitteen esiintyminen, jokivirtaamat ja avovesikauden tuulet tunnetaan (Koponen ym. 1992a).

Veden ominaisuudet ja pitoisuudet kulkeutuvat virtausten mukana. Samalla viereisten vesimassojen ominaisuudet sekoittuvat keskenään vesistön pyörteiden ja nopeuserojen vaikutuksesta. Kun vesistön virtaukset kullakin hetkellä ovat selvillä, saadaan myös pitoisuuksien ja veden muiden ominaisuuksien aika- ja paikkavaihtelut lasketuiksi. Liitteessä 1 on esitetty vesistön virtauksia matemaattisesti kuvaavat yhtälöt sekä aineen kulkeutumista ja sekoittumista kuvaava yhtälö. Yhtälöiden reunaehtoina ovat tuulen leikkausjännitykset, pohjakitka, mahdollinen jääkitka sekä alueelle laskevat joet tai muut ulkoa määrättyt virtaukset tai pinnankorkeudet.

Vesistöön tuleva pitkä- ja lyhytaaltainen säteily voidaan joko antaa mittaustiedoista tai laskea säätiedoista (ilman lämpötila, suhteellinen kosteus, paine ja pilvisuus) ja auringon kulmasta. Vesistöstä poistuva lämpömäärä lasketaan pitkäaaltoisena säteilynä (Stefan-Boltzman laki), haihduntana ja lämmön johtumisena. Lämpövuota kuvaavat yhtälöt (15 kappaletta) on esitetty viitteessä Koponen ym. 1992a. Tässä työssä käytettyä virtausmallia on verrattu myös toiseen Suomessa käytössä olevaan malliin (Inkala & Myrberg 2001).

2.1.2 Mallihila ja laskentaparametrit

Mallissa tarkastelualue jaetaan horisontaalitasossa pienempiin osiin, ns. hilakoppeihin, joiden välisiä eroja seurataan laskennassa. Hilakopin leveys ja pituus muodostavat laskennan horisontaalisen erotustarkkuuden.

Eri erotustarkkuudella ratkaistavat osamallit voidaan liittää toisiinsa sisäkkäisesti tarkentuvaksi järjestelmäksi. Näin mallissa voidaan ottaa huomioon laajan merialueen virtausten vaikutus tarkasti kuvattuun paikalliseen alueeseen. HESPO-mallissa on tällainen horisontaalisesti sisäkkäinen hilarakenne. Hilakoppien koko suurenee portaittain varsinaiselta kohdealueelta pois päin siirryttäessä. HESPO-mallissa käytetty hila koostuu kolmesta sisäkkäisestä hilasta. Karkein 5 km:n erotustarkkuuden hila käsittää koko Suomenlahden, 1 km:n hila Helsingin-Talinnan välisen alueen ja 250 m:n hila Helsingin edustan merialueen. Mallin hilarakenne on esitetty Kuvassa 1.

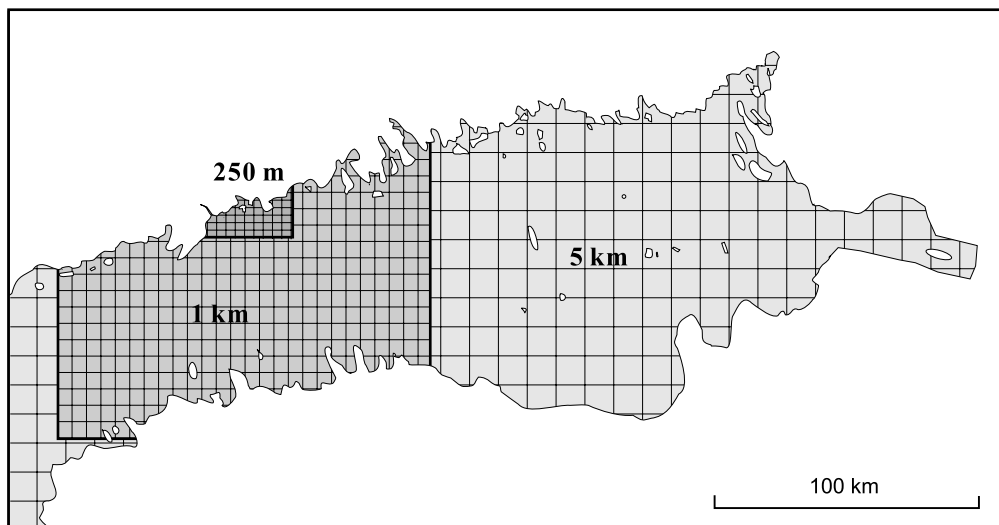
Syvyysuunnassa vesitilavuus on vastaavasti jaettu eri paksuisiin kerroksiin. Kunkin hilakopin syvyydet on laskettu ja tarkistettu merikorteista sekä digitaalisista topografiatiedoista. Hilaruutujen sisällä voi olla erotustarkkuutta kapeampia saaria, niemiä ja syvänteitä, joita ei pystytä kuvaamaan, ellei ero-

tustarkkuutta kasvateta. Helsingin edustan tiheän alueen syvyydet on esitetty Kuvassa 2. Syvyysuunnassa mallissa on kymmenen kerrosta, joiden kerrosrajat ovat syvyyksillä 1, 2, 3, 5, 9, 15, 25, 40, 65 ja 100 metriä. Operatiivisissa sovelluksissa, jossa tarkkojen pintavirtausten laskenta on tärkeää, on käytetty kerrosjakoa 0.1, 0.5, 1, 2, 3, 5, 10, 20, 40, 100 metriä. Liitteessä 1 on esitetty mallissa käytetyt kerrotoimet, jotka on saatu käyttämällä hyväksi aiemmista sovelluksista saatuja kokemuksia ja sovittamalla lasketut virtaukset mittauksiin.

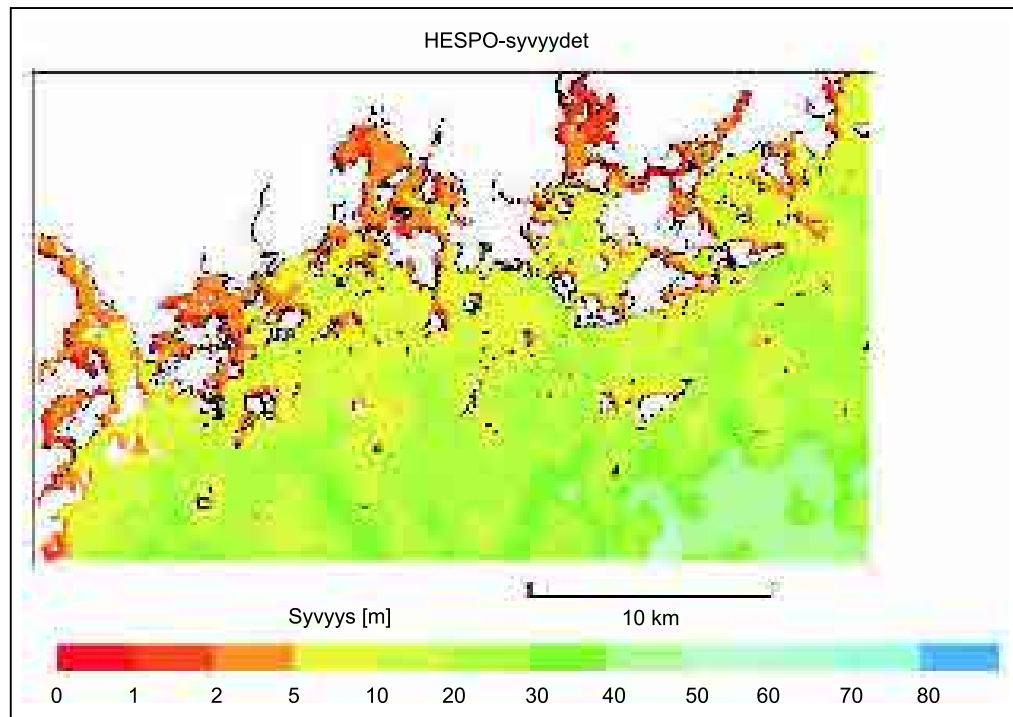
2.1.3 Mallin testaus ja tärkeimmät rajoitukset

Malli testataan virtaus- ja pitoisuusmittausten perusteella. Mallia tarkennetaan vertailun perusteella korjaamalla mahdolliset epätarkat tai virheelliset syvyys- ja olosuhdetiedot, muuttamalla prosesseja tai tarkentamalla laskentaparametrejä. Esimerkkinä jälkimmäisestä on tuulikitkakerroin, jota muuttamalla voidaan kompensoida erilaisista tuulen nopeuden mittausspaikoista (avomeri, sisämaa) aiheutuvat erot.

Malli- ja mittausvertailussa on huomioitava mallin ja mittauksen periaatteelliset erot. Mittaus- ja laskentatulokset eivät aina ole tarkasti yhdenmukaisia kes-



Kuva 1. HESPO-mallin laskenta-alue. Mallin erotustarkkuudet ovat karkeimmasta tarkimpaan 5000, 1000 ja 250 m.



Kuva 2. Helsingin edustan tarkan hilan syvyydet.

kenään. Mallissa tietyn pisteen virtaus kuvaa keskimääräistä virtausta hilakopissa, jonka suuruus HESPO-mallissa on pienimmillään 250 x 250 m. Virtausmittaus sen sijaan on pistemäinen, jolloin esimerkiksi paikalliset poikkeavuudet pohjanmuodossa voivat suuresti vaikuttaa mitattuihin virtauksiin.

Tärkeimpänä hydrodynaamisen mallin rajoituksena onkin mallin rajallinen erotustarkkuus paikan suhteen. Laskenta ei voi kuvata pienen mittakaavan ilmiöitä, koska laskentatulokset ovat aina vesialueen osien keskiarvoja. Mallin erotustarkkuus vaikuttaa myös suoraan kulkeutumiseen, sekoittumiseen ja pitoisuuksien laskentaan. Malliin tuleva kuormitus jaetaan aina koko hilaruutuun, jolloin karkea hila ei voi toistaa purkupaikan lähialueen suuria pitoisuuksia. Ravinnepitoisuuksiin vaikuttavat tämän lisäksi esim. sedimenttiprosessit ja sisäinen kuormitus, joita ei ole huomioitu mallitarkastelussa. Helsingin edustan 250 m:n ja Helsinki-Tallinna alueen 1 km:n resoluutio riittää kuvaamaan pohjan ja rantojen muotojen pääpiirteet, mutta sisäsaaristossa ja lahtialueilla käytetty tarkkuus ei välttä-

mättä ole aina riittävä kuvaamaan veden vaihdon kannalta tärkeitä kapeita salmia, saaria ja syvännekanavia.

Syynä mallitulosten ja mittausten eroihin voi olla myös olosuhdetietojen (kuormitukset, tuulet, jokivirtaamat) epätarkkuudet, näytteenoton satunnaisuus ja vaikutusten esiintyminen luonnossa erilaisina laikkuina, ohuina kerroksina tai lyhytaikaisina pulsseina. Myös laskentakapasiteetin rajoitukset pakottavat usein yksinkertaistamaan laskentaa, koska luonnon prosesseja lasketaan yleensä kuukausien tai vuosien jaksoissa.

2.2 Operatiivinen HESPO-malli

2.2.1 Operatiivisen mallin rakenne sekä kulkeutumisen ja leviämisen laskenta

Operatiivisella mallilla lasketaan veden virtausta ja kerrostuneisuutta sekä kappaleiden, öljyn tai kemikaalien kulkeutumisesta virtausten mukana ja leviämistä. Kemikaaleista lasketaan myös erilaisia

prosesseja (horisontaalista ja vertikaalista dispersiota, liukenemista, haihtumista, emulsifikaatiota, hajoamista). Kemikaalimallin prosessiosio perustuu 90-luvulla tehtyyn kemikaalimalliin (Koponen ym. 1992b, Vepsä ym. 1993, Salo 2001). Malli on suunniteltu pinnalla kelluville, liukeneville ja vettä raskaammille aineille. Esimerkiksi aineen haihtuminen on erilaista riippuen aineen syvyysuuntaisesta jakautumisesta ja aineen sekoittumisesta vesimassaan.

Merkittävin virtauksiin ja kulkeutumiseen vaikuttava tekijä on tuuli. Tästä syystä tuulitiedot on mitattava havainto-alueelta riittävän usein (10–60 min välein), jotta mallitulokset olisivat yhtäpitävät havaintojen kanssa. Paikallisesti vaihtelevat tuulet saattavat vaatia onnettomuuspaikan lähialueen tuulimallia. Laajalla merialueella voidaan käyttää esimerkiksi SMHI:n tai Ilmatieteen laitoksen HIRLAM (High Resolution Limited Area Model) sääennustusmallin tuottamia tuulianalyyssejä ja tuuliennusteita. Myös paikalliset tuuliennusteet saadaan HIRLAM-sääennusteista. Tällöin päivystävän meteorologin suorittama paikallinen korjaus on usein tarpeen, koska HIRLAM-mallin erotustarkkuus 27 km ei ole varsinkaan rannikon lähellä riittävä. Muut säätiedot eivät ole lyhyillä jaksoilla yhtä kriittisiä kuin tuuli virtausten laskennan kannalta. Toisaalta kemiallisia prosesseja, erityisesti haihduntaa laskettaessa säätilalla on suuri vaikutus. Tarvittaessa malli lukee säätiedot esimerkiksi HIRLAM-tiedostoista tai paikallismittauksista. Operatiivisella mallilla voidaan laskea ensimmäinen, nopea ennuste stationäärisillä, vakiotuulella lasketuilla kentillä. Onnettomuustilanteiden laskennassa lyhytaikaisen kulkeutumisen ja merialueen dynamiikan vaikutus korostuu, joten koko dynamiikka voidaan laskea myös täysimääräisenä.

Jos virtausten mukana kulkeutuvaa ainetta esiintyy ainoastaan pintakalvona, kulkeutuminen voidaan kuvata hyvällä tarkkuudella yksinkertaisella tuuliriippuvuudella. Kuitenkin havaintojen perusteella välittömästi pinnan alapuolella oleva virtaus voi olla jopa tuulelle vastakkainen. Eräs virtauksia liikkeelle paneva

voima on vedenpinnan korkeuserot, joka voi esimerkiksi rannikon lähellä ajaa vesimassaa tuulta vastaan. Näin käy tyypillisesti rantaa vastaan olleen myrskyn jälkeen, jolloin rannikolle pakkautunut vesi virtaa avomerelle. Talviaikana jäätietojen tarkentaminen vaikuttaa oleellisesti laskennan tarkkuuteen. Talviaikaisissa onnettomuustilanteissa tarvittavat jäätiedot ja jääennusteet saadaan tällä hetkellä Merentutkimuslaitoksen jääpalvelulta, joka tuottaa päivittäisiä jääkarttoja.

Kulkeutumisen ohella veteen joutunut aine sekoittuu tai dispergoituu vesimassaan. Sekoittuminen johtuu pyörteisestä virtauksesta (turbulenssi) sekä virtausnopeuseroista. Sekoittuminen kuvataan joko tiheyserojen tai virtausnopeuden funktiona. Tyypillisesti alkujaan pyöreä läikkä venyy kulkeutuessaan, koska syvemmälle dispergoitunut aine kulkeutuu hitaammin kuin pinnalla oleva aine. Virtausten ohella veteen liukenemattoman aineen tiheysero veteen nähden vaikuttaa pystysuuntaiseen kulkeutumiseen. Vettä raskaampi aine vajoaa syvemmälle ja vettä kevyempi pyrkii pinnalle. Aineen ja veden tiheyserosta johtuva liike lasketaan olettamalla aineen olevan joko pallomaisena (ei-dispergoitunut, vettä raskaampi aine) tai dispergoituneena vesimassassa. Pohjalle joutuneen aineen leviäminen riippuu mallissa pohjan laadusta ja muodosta.

Veteen joutunutta ainetta voidaan mallissa kuvata laskennallisesti joko partikkeleina tai hilakoppeihin sidottuna pitoisuutena. Pitoisuuskuvauksen käyttö soveltuu liuenneen aineen kuvaukseen. Pitoisuuskuvausta käytettäessä sekoittuminen riippuu aineen pitoisuuseroista. Ongelmana on todellisuutta suurempi sekoittuminen, joka johtuu numeerisista syistä. Partikkelikuvaus soveltuu paremmin tarkempaa kulkeutumisen kuvauksia varten.

2.2.2 Mallien käyttö operatiivisessa toiminnassa

Malli tarvitsee onnettomuustilanteiden laskentaa varten seuraavat tiedot:

- tuuli ja muut säätiedot (ilman lämpötila, kosteus, ilmanpaine jne.)
- jäätilanne
- tiedot onnettomuudesta (ajankohta, sijainti) ja laskennan ohjaus (mallin ajon kesto)
- tiedot aineesta (kemikaali, öljy) tai kappaleesta

Mallista on apua kun:

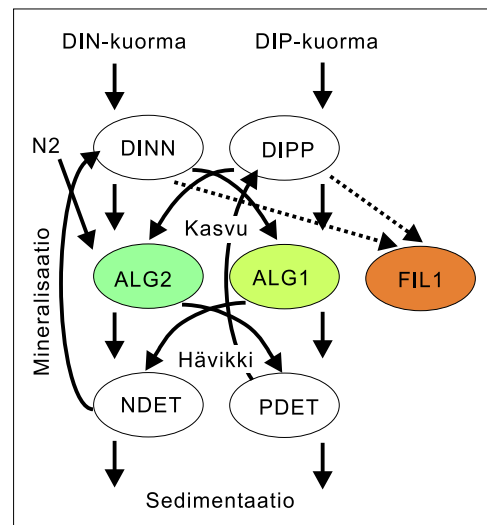
- onnettomuuspaikka on likimain tiedossa, mutta kulkeutuminen on tuntematon
- olosuhteet estävät öljyn tai ajelehtivan veneen seurannan (pimeys, sumu, myrsky, uppoaminen)
- päätetään varoalueista ja torjuntatoimista
- jäljitetään tuntematonta päästölähdettä
- koulutetaan torjuntahenkilöstöä
- varaudutaan ennakolta torjuntatoimiin
- selvitetään ympäristökatastrofeja (esim. 1990-luvulla Suomenlahden lintukuolemat)

Mallit ovat yksi keinoista auttaa meripelastus-, torjunta- ja valvontaviranomaisia etsinnöissä ja torjuntatoimien kohdentamisessa sekä tilanteiden arvioinneissa ja dokumentoinnissa. Meripelastuksessa malleilla voidaan määrätä etsintäpaikat, kun merihätään joutuneen haaksirikkipaikka ja -aika tunnetaan. Kemikaalionnettomuustilanteissa ei pystytä useinkaan tehokkaihin torjuntatoimiin. Tällöin mallien tehtäväksi jää vaikutusalueiden arviointi, jolloin väestöä voidaan varoittaa veden käytöstä ja kalastuksesta saastuneella alueella.

2.3 HESPO-ekosysteemimalli

Ekosysteemimalli perustuu virtausmallin hilaan ja sillä laskettuihin virtauksiin. Laskentamuuttujina ovat liukoinen fosfori ja typpi, kuolleen leväbiomassan (detritus) sisältämä typpi ja fosfori sekä kolme leväryhmää. Mallin sisältämiä prosesseja ovat kulkeutumisen lisäksi detri-

tusravinteiden vajoaminen ja sedimentoituminen (Kuva 3). Happipitoisuudesta riippuvia sedimenttiprosesseja kuten sisäistä kuormitusta ei ole toistaiseksi huomioitu mallissa. Mallin lähtötiedoiksi tarvitaan tiedot ravinnekuormituksesta, ravinnepitoisuuksien alkuarvoista, jokivirtaamista, veden lämpötilasta, auringon säteilystä sekä mallin toiminnan validointia varten mittaustuloksia ravinnepitoisuuksista ja leväbiomassoista.



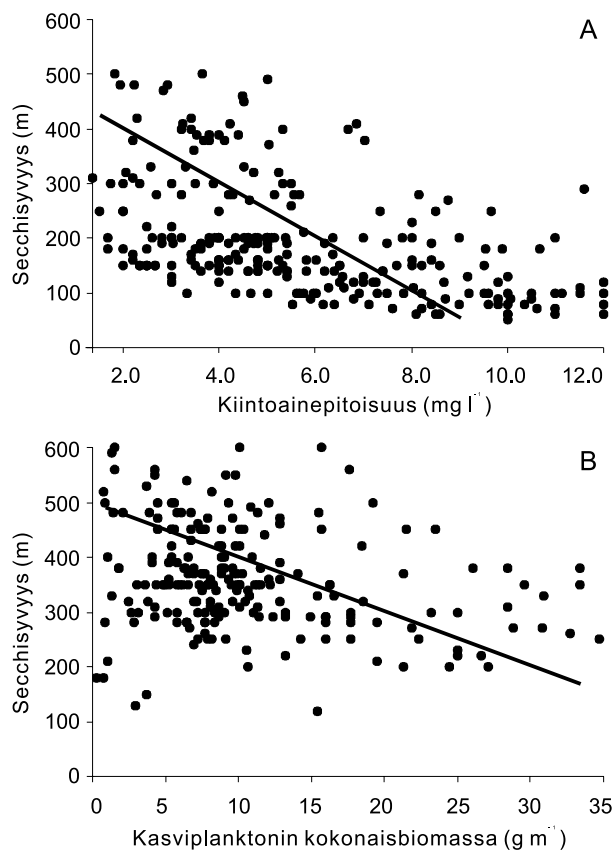
Kuva 3. Ekosysteemimallin laskentamuuttujat ja prosessit.

Ekosysteemimallin keskeinen toimintaperiaate on kuvata kasviplankton kahtena kilpailevana lajiryhmänä. Nämä kaksi ryhmää ovat ilmakehästä liuennutta tyyppiä sitovat sinilevät ja muu kasviplankton (Tyrrell 1999). Muu kasviplankton kasvaa nopeammin ja syrjäyttää tyyppiä sitovat sinilevät aina, kun sekä liukoista tyyppiä että fosforia on riittävästi saatavilla. Kun pintaveden liukoiset tyypivarastot on käytetty loppuun, ilmakehän tyyppiä sitovat sinilevät saavat kilpailuedun. Sinilevien kasvun on havaittu vaativan muuta kasviplanktonia korkeamman kasvulämpötilan. Voimakaimmillaan kasvu on Itämerellä yli 16°C lämpötilassa (Kononen & Leppänen 1997). Kummatkin leväryhmät käyttävät mallissa ravinteita Redfield-suhteessa (Redfield 1958) eli tyyppiä käytetään 7,2 kertaa enemmän kuin fosforia.

Kun levät kuolevat, niiden sisältämät ravinteet muuttuvat detritustypeksi ja -fosforiksi, jotka vajoavat vesipatsaassa tasaisella nopeudella ja hajoavat liukoisiksi ravinteiksi lämpötilasta riippuvalla nopeudella. Kun jäljelle jääneet detritusravinteet saavuttavat pohjan, ne alkavat sedimentoitua tasaisella nopeudella pysyvästi pois ravinnekierrosta. Tyypin poistumista takaisin ilmakehään ei ole mallissa kuvattu erillisenä prosessina vaan se on sisällytetty detritustypen sedimentaatioon. HESPO-ekosysteemimalliin on lisätty Vantaanjoesta tulevan suuren kiintoainekuorman takia ominaisuus, jolla kuvataan savisamennuksen kasviplanktonin kasvua hidastavaa vaikutusta. Ekosysteemimallin toimintaa kuvaavat yhtälöt ja parametrit on kuvattu Liitteessä 2. Malli laadittiin koko Suomenlahtea koskevassa projektissa 1999-2000, jonka loppuraportissa sen toiminta ja testaus on esitetty (Kiirikki ym. 2001b).

Ekosysteemimallissa on mukana rantavyöhykkeen rihmaleviä kuvaava osa (Kiirikki ym. 1998). Rihmalevämalli pysyy nykyisellään kuvaamaan keväällä rantavyöhykkeen valtalajina kasvavaa *Pilayella littoralis*-levää (laskentamuuttuja FIL1). Malli kuvaa rihmalevien kasvupotentiaalia, jolla tarkoitetaan kasvua mikäli kuvatulla alueella olisi niille sopivia kasvupaikkoja. Skenaarioiden vaikutusten arvioinnissa on käytetty rihmalevien kasvupotentiaalia 2 m syvyydellä. Rihmalevämallin semi-kvantitatiivisuuden takia rihmalevien kasvu ja ravinteiden käyttö on kytketty pois muun mallin ravinnetaloudesta. Tällä tarkoitetaan sitä, että ympäröivän vesimassan ravinnepitoisuudet vaikuttavat rihmalevien kasvupotentiaaliin, mutta rihmalevien kasvu ei kuluta ympäröivän vesimassan ravinnevarastoja. Ravinteiden lisäksi rihmalevien kasvunopeuteen vaikuttaa olennaisesti veden kirkkaus, joka säätelee pohjalle tunkeutuvan valoenergian määrää. Tärkeimmät, yleensä Secchi-syvyytenä mitattavaan veden kirkkauteen vaikuttavat tekijät ovat kasviplanktonin ja kiintoaineen pitoisuudet. Tästä syystä jokien kiintoainekuorma otettiin mallissa mukaan omaksi laskentamuuttujakseen. Suomen ympäristökeskuksen VETREK-tietokan-

nasta kerätyn aineiston pohjalta määritettiin karkeat riippuvuussuhteet kiintoainepitoisuuden ja leväbiomassan samentavalle vaikutukselle (Kuva 4). Muuttujien välinen riippuvuus oletettiin lineaariseksi tulosten tulkinnan helpottamiseksi. Rihmalevämallin toimintaa kuvaavat yhtälöt ja parametrit on kuvattu Liitteessä 2.



Kuva 4. Rihmalevämallin secchi-syvyyttä kuvaavan yhtälön (Liite 2) perustana käytetty kiintoainearaisto ($n=327$, $R^2=0,22$) ja kasviplanktonaisto ($n=261$, $R^2=0,13$).

2.4 Mittausaineisto

2.4.1 Virtausmittaukset

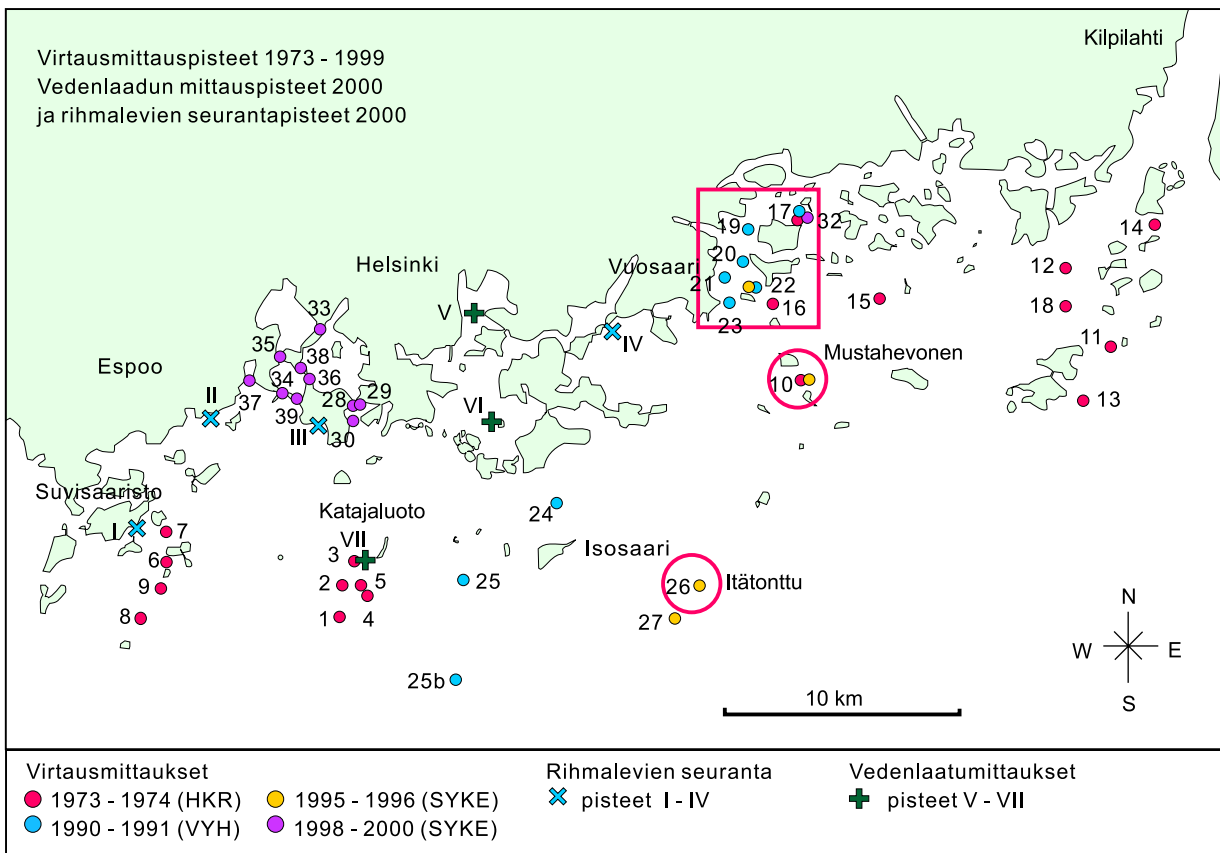
Mallin toiminnan testaamisessa käytettiin Helsingin ja naapurikuntien merialueilla vuosina 1973-1999 tehtyjä virtausmittauksia. Vuosien 1973-74 mittaukset on suorittanut Helsingin kaupungin rakennusvirasto (Hari & Soini 1975), 1990-91 Vesi- ja ympäristöhallitus ja 1995-1999 Suomen ympäristökeskus (SYKE). Vanhojen mittausten lisäksi Helsingin alueen

salmassa tehtiin kesän 2000 aikana virtausmittauksia (SYKE), joilla pyrittiin selvittämään mm. Helsingin länsipuolen lahtien ja saariston vedenvaihtoa. Mittauspisteiden sijainti käy ilmi Kuvassa 5. Virtausmittauksista sekä tuuli- ja vedenkorkeustiedoista laskettiin virtauksia kuvaavat regressioyhtälöt. Käytetyt tuulet ovat Isoaaren mittausasemalta, mitatut pinnankorkeudet Merentutkimuslaitoksen Helsingin mareografilta. Regressioanalyysissä pyritään selittämään virtauksen itä- ja pohjoiskomponentteja tuulen ja vedenkorkeuden vaihteluilla.

Virtaushavainnot tehdään yleensä 10 min välein, jolloin havaintoaineistossa esiintyvä ajallinen vaihtelu on suurta. Regressioyhtälöiden laskemiseksi käytetään tunti- tai vuorokausikeskiarvoja, jotka suodattavat pois lyhytaikaisia värähelyjä ja nettovirtaus saadaan selvemmin näkyville. Regressioyhtälön selitysaste (R^2) kertoo kuinka suuren osan yhtälö selittää virtausten kokonaisvaihtelusta.

Käytetyssä havaintoaineistoissa mittausjaksot ovat tyypillisesti noin yhden kuu-kauden pituisia ja niitä kuvaavien regressioyhtälöiden selitysaste on useimmissa tapauksissa yli 50 %. Tämä antaa varsin hyvän lähtökohdan mitattujen ja mallilla laskettujen virtausten vertailuun. Mittausryvytydet ja -ajankohdat sekä regressioyhtälöiden selitysasteiden suuruusluokat on esitetty Taulukossa 1 koko käytettävissä olevalle mittausaineistolle.

Eri tekijöiden selitysosuuksia vertailemalla saadaan käsitys tuulen ja vedenkorkeuden vaikutuksesta virtausten syntyyn eri mittauspisteissä. Toisinaan yksi tai useampi selittävä muuttuja ei ole merkitsevä tilastolliselta kannalta ja jää pois regressiomallista. Jossain tapauksessa tilastollista yhteyttä ei ilmene lainkaan, tai se löytyy vain toiselle virtauskomponentille. Yksikomponenttinen virtaus on lähes poikkeuksetta rantojen ja pohjan muotojen määräämän pääsuunnan mukainen.



Kuva 5. Rihmalevien seuranta-, vedenlaadun ja virtausten mittauspisteet HESPO-mallihilan alueella. Virtausmittauspisteiden numerointi viittaa Taulukkoon I. Rihmaleväpisteet: I Furuholm, II Haukilähti, III Lauttasaari ja IV Vuosaari. Vedenlaatumittauspisteet: V Vanhankaupunginlahti, VI Kruunuvuorenselkä ja VII Katajaluoto. Punaisella ympäröidyt kohdat viittaavat mallinnettujen ja mitattujen virtausten vertailuihin Kuvissa 9-11.

Taulukko I. Yhteenvedo virtausmittauksista pisteittäin.

Piste kuvassa 5	Pohjan syvyys [m]	Mittausvyvydet [m]		Mittausjakso		Regression R ² välillä	
1	27.0	6.0	17.0	1973	toukokuu	0.04 - 0.76	
2	26.0	9.0		1973	toukokuu	0.32 - 0.51	
3	27.0	10.0		1973	toukokuu	0.15 - 0.87	
4	28.0	9.0	20.0	1973	toukokuu	0.16 - 0.73	
5	30.0	10.0	20.0	1973	joulukuu	0.27 - 0.76	
6	6.0	3.0		1973	huhtikuu	0.53 - 0.87	
7	11.0	5.0		1973	huhtikuu	0.86 - 0.91	
8	27.0	8.0	16.0	1973	huhti-touko	0.28 - 0.72	
9	7.0	4.0		1973	huhtikuu	0.86 - 0.94	
10	19.0	8.0		1974	syyskuu	0.64 - 0.66	
10	4.0	1.5		1995	heinä-syys	0.38 - 0.50	
11	22.0	8.0		1974	syyskuu	0.73 - 0.74	
12	18.0	5.0	9.0	14.0	1974	elokuu	0.01 - 0.12
13	27.0	12.0		1974	kesä-heinä	0.11 - 0.37	
14	17.0	6.0	10.0	1974	huhti-touko	0.07 - 0.69	
15	18.0	8.0		1974	syys-loka	0.58 - 0.61	
16	18.0	7.0		1974	elokuu	0.14 - 0.35	
17	7.0	4.0		1974	heinä-elo	0.38 - 0.68	
17	4.6	1.7		1991	maaliskuu	ei reg.mallia	
17	3.5	1.5		1991	huhti-kesä	0.13 - 0.88	
17	3.5	1.5		1991	heinä-elo	0.16 - 0.63	
18	24.0	7.0		1974	kesä-heinä	0.32 - 0.52	
19	5.7	1.7		1990	loka-marras	0.50 - 0.63	
19	4.6	1.7		1991	helmi-maalis	ei reg.mallia	
20	12.0	2.2	6.5	1990	loka-marras	0.15 - 0.68	
21	8.5	2.2		1990	loka-marras	0.28 - 0.80	
22	10.0	2.0	7.0	1991	heinä-elo	0 - 0.53	
22	15.0	1.5	8.5	1995	heinä-syys	0.24 - 0.55	
23	9.0	2.0	6.0	1991	heinä-elo	0 - 0.77	
24	10.0	4.5		1991	huhti-heinä	0 - 0.82	
25	16.0	4.0		1991	toukokuu	ei reg.mallia	
25b	16.5	4.5		1991	touko-heinä	0.10 - 0.23	
26	26.0	7.0	18.0	1996	heinäkuu	0.17 - 0.46	
26	26.0	7.0	18.0	1996	elo-syys	0.16 - 0.49	
27	36.0	7.0	18.0	28.0	1996	heinäkuu	0 - 0.62
27	36.0	7.0	18.0	28.0	1996	elo-syys	0 - 0.58
28	10.5	2.5	8.0	1998	marras-joulu	0 - 0.47	
28	9.0	2.0	6.5	2000	heinä-elo	0.25 - 0.60	
29	10.5	2.5	7.5	1998	marras-joulu	0 - 0.66	
30	9.7	3.0	7.0	1998	marras-joulu	0 - 0.69	
32	4.5	2.0		1999	helmi-maalis	0.27 - 0.65	
33	3.5	2.5		2000	elokuu	0 - 0.22	
34	3.5	2.0		2000	heinä-elo	0.62 - 0.64	
35a	3.5	1.5		2000	heinä-elo	0.08 - 0.36	
35b	4.5	3.5		2000	elokuu	0 - 0.23	
36	4.5	2.5		2000	heinä-elo	0 - 0.52	
37	3.5	1.8		2000	elo-syys	0 - 0.11	
38	3.5	1.5		2000	heinä-elo	0.43 - 0.47	
39	3.5	2.0		2000	elokuu	0.42 - 0.46	

Regressioyhtälöiden avulla laskettiin mittauspisteillä vallitsevat virtaukset, kun tuulen suunta ja nopeus pysyvät vakioina. Virtaukset laskettiin ilman vedenkorkeusvaihtelua, jonka yhteys tuuleen ei ole yksiselitteinen ja jonka vaikutus virtauksiin on yleensä tuulen vaikutusta pienempi.

2.4.2 Kuormitus

HESPO-ekosysteemimallissa käytetään laskentamuuttujina liukoisia epäorgaanisia ravinteita (DIN, DIP), koska ne edustavat leville käyttökelpoista osaa kokonaisravinteista. Mallin ravinnekuormittajina käytettiin merialueelle laskevia jokia sekä yksittäisiä suurimpia pistekuormittajia. Helsingin seudun merialueelle laskee vain yksi suuri joki, Vantaanjoki. Malliin lisättiin myös kolme pientä jokikuormittajaa, Espoonjoki, Mankinjoki ja Gräsanoja. Vantaanjoen jokikuorma (kg/d) laskettiin liukoisten ravinteiden kuukausikeskiarvoista ja päivittäisistä virtaamista. Fosforin osalta käytettiin Nucleopore-suodatettuja fosfaattipitoisuuksia. Suodatettu fosfaatti saattaa kuitenkin olla lievä aliarvio savisamean Vantaanjoen käyttökelpoisen fosforin osuudesta. Vantaanjoen suodatetuista mittaauksista laskettu fosforikuorma kerrottiin 1,2:lla, jotta se kuvaisi paremmin nimenomaan käyttökelpoista fosforia (Ekholm 1998). Pienemmistä joista oli ravinne- ja vir-

tausmittauksia vain muutaman kerran vuodessa, joten kuormat ovat useamman kuukauden keskiarvoja.

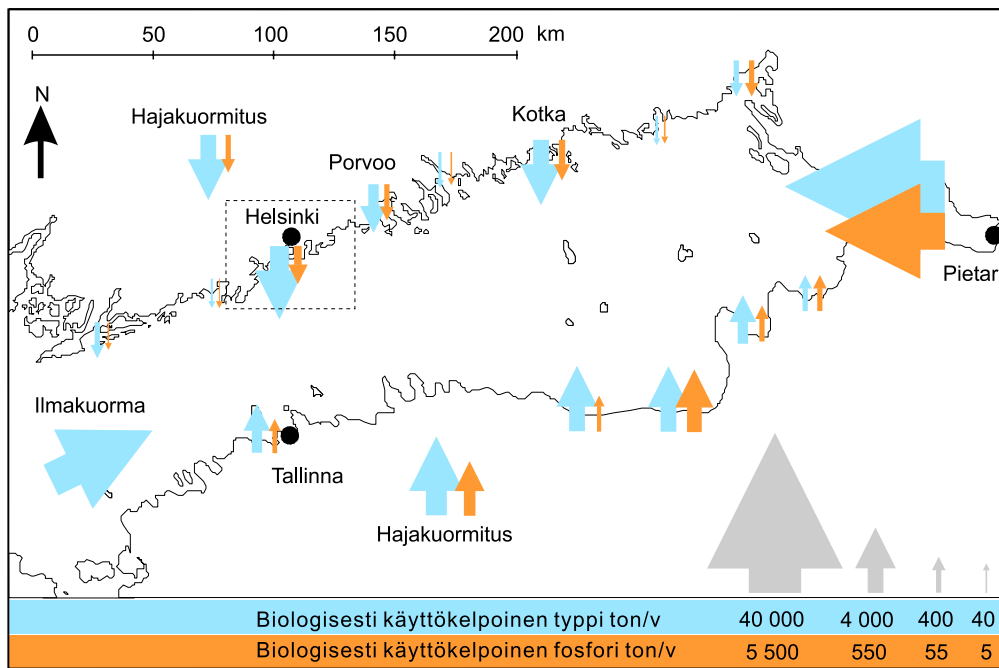
Pistekuormittajia mallissa ovat Helsingin Viikinmäen ja Espoon Suomenojan jätevedenpuhdistamot. Kuormat laskettiin liukoisten ravinteiden mittaauksista. Viikinmäen kuormituksen laskenta perustuu päivittäistarkkailutuloksiin. Viikinmäen puhdistamon kokonaiskuormituksenä on käytetty puhdistetun veden (kg/d) ja ohitusveden (kg/d) kuormituksen summaa. Näytteet puhdistetusta vedestä on kerätty virtaamapainotetusti vuorokauden kokoomänäytteinä. Koska kaikilta päiviltä ei ole näytteitä, on kaikkien päivien tulokset laskettu 7 päivän liukuvalla keskiarvolla. Ohitusvedestä ei kaikilta osin ole mittaustuloksia, minkä vuoksi ohitusveden aiheuttaman kuormituksen laskennassa on käytetty pitoisuuksina laskennallisia suureita ja päiväkohtaista ohitusvirtaamaa. Espoosta oli saatavissa kolmen kuukauden keskiarvokuormat. Taulukossa 2 on esitetty mallissa käytetty biologisesti käyttökelpoinen typen ja fosforin vuosikuorma ja Taulukossa 3 vertailuksi kokonaisravinteiden vuosikuormat. Kuvassa 6 on esitetty koko Suomenlahdelle ja Kuvassa 7 Helsingin alueelle tulevan biologisesti käyttökelpoisen typen ja fosforin kuorma. Vantaanjoki ja Helsingin kaupungin jätevedet dominoivat alueelle tulevaa ravinnekuormaa. Näistä kahdesta lähteestä on peräisin 74-79 % käyttökelpoisen fosforin ja 84 % käyttökelpoisen typen kuormasta.

Taulukko 2. Helsingin edustan ravinnekuormitus biologisesti käyttökelpoisina ravinteina 1998-2000, sekä skenaarioiden laskennassa käytetyt kuormitukset (Vantaanjoki -20 %, Viikinmäen jätevedenpuhdistamo keskimäärin -47 % ja Suomenojan jätevedenpuhdistamo -10 % käyttökelpoisesta ravinnekuormasta).

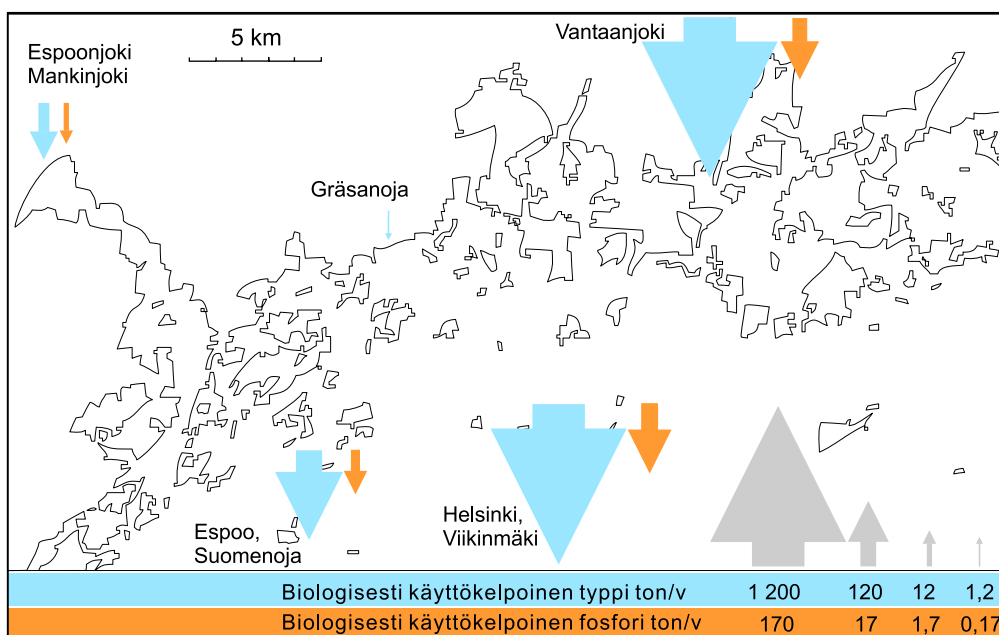
Kuormittaja	1998	1999	1999	2000	1998	1999	1999	2000
	DIN tn/v	DIN tn/v	DIN tn/v	DIN tn/v	DIP tn/v	DIP tn/v	DIP tn/v	DIP tn/v
		(nykytila)	skenaario			(nykytila)	skenaario	
Vantaanjoki	1 041.4	1 095.2	876.2	1 483.7	15.9	9.1	7.3	13.7
Viikinmäen jätevedenpuhdistamo (Helsinki)	1 287.3	1 293.5	685.6	1 211.2	14.6	19.0	10.1	19.5
Suomenojan jätevedenpuhdistamo (Espoo)	423.4	416.1	374.5	445.3	7.1	7.3	6.6	7.3
Espoonjoki	20.8	21.5	21.5	30.2	1.7	1.6	1.6	0.8
Mankinjoki	14.6	14.6	14.6	23.1	0.8	0.8	0.8	0.5
Gräsanoja	1.2	1.8	1.8	0.9	0.02	0.01	0.01	0.02

Taulukko 3. Helsingin edustan ravinnekuormitus kokonaisravinteina 1998-2000.

Kuormittaja	1998	1999	2000	1998	1999	2000
	totN tn/v	totN tn/v	totN tn/v	totP tn/v	totP tn/v	totP tn/v
Vantaanjoki	1 587.6	1 377.3	1 867.3	75.0	93.5	89.7
Viikinmäen jätevedenpuhdistamo (Helsinki)	1 390.1	1 427.7	1 357.2	54.7	51.7	52.8
Suomenojan jätevedenpuhdistamo (Espoo)	423.4	423.4	449.0	10.9	11.8	12.6
Espoonjoki	41.6	43.0	60.4	4.4	4.2	2.1
Mankinjoki	26.3	26.3	41.6	3.0	3.0	1.9
Gräsanoja	1.6	2.3	1.2	0.05	0.02	0.05



Kuva 6. Suomenlahdelle tuleva biologisesti käyttökelpoinen typen ja fosforin kuorma 90-luvun lopussa.



Kuva 7. Helsingin seudun merialueelle tuleva biologisesti käyttökelpoinen typen ja fosforin kuorma 90-luvun lopussa.

2.4.3 Vedenlaatumiedot

Ekosysteemimallin validoinnissa eli mallin testauksessa tarkasteltiin liukoisen typen ja fosforin pitoisuusmittauksia 11 pisteeltä Helsingin ja Espoon edustan merialueelta vuosilta 1999 ja 2000. Tuloksia on esitetty tässä yhteydessä 3 pisteeltä (Vanhankaupungin lahti 4 Vantaanjoen lähellä, Vasikkasaari 18 Kruunuvuorenselällä ja Katajaluoto 125 avomerellä), jotka edustavat kolmea erityyppistä vesistön osaa. Pisteiden sijainti on esitetty Kuvassa 5. Mallin validoinnissa käytettiin myös Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen tekemiä planktonlevien biomassamääriytyksiä. Vanhankaupunginlahdelta ja Katajaluodosta biomassamääriytyksiä oli molemmilta vuosilta, mutta Kruunuvuorenselältä vain vuodelta 1999. Kruunuvuorenselän vuoden 2000 mallituloksia on verrattu a-klorofyllistä laskettuun biomassaan, joka tosin on yksinkertaistus ja keskiarvo todellisesta, alueellisesti, ajallisesti ja lajiston mukaan vaihtelevasta suhteesta. Tähän laskennalliseen biomassaan sisältyvät sekä sinilevät että muut planktonlevät. Muuntamisessa käytettiin kaavaa, joka perustuu 90-luvulla tehtyihin yhtäaikaisiin klorofylli- ja biomassamittauksiin useilla Suomen rannikon mittauspisteillä (Kuusisto 1997). Yhtälö on esitetty Liitteessä 2.

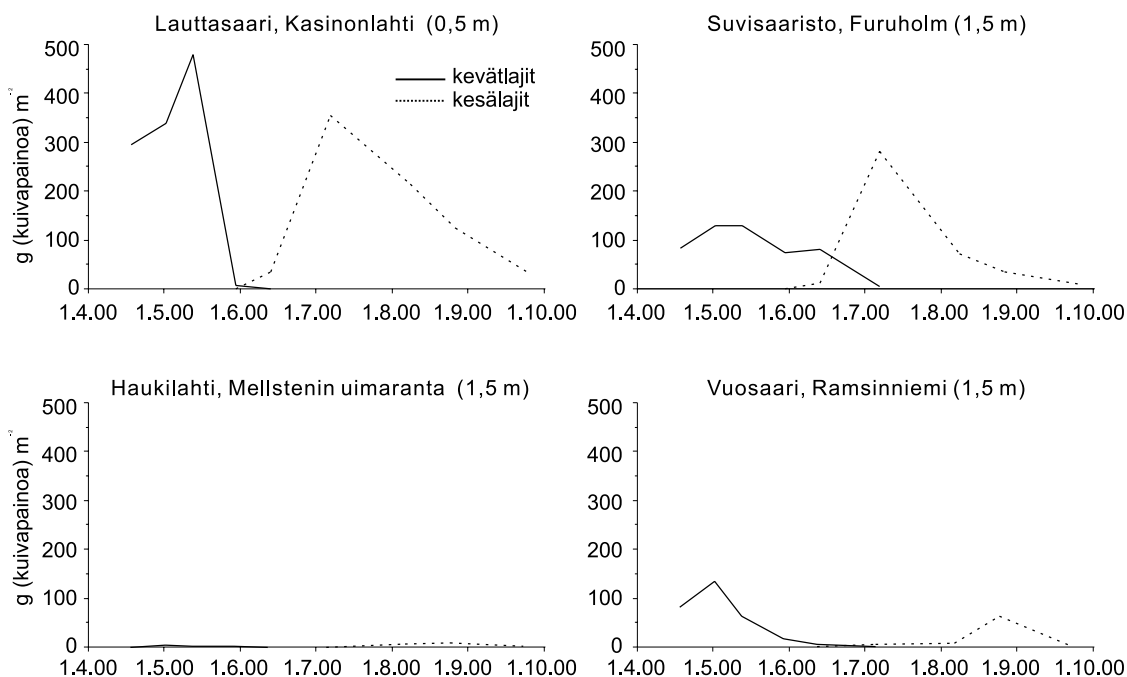
Ravinnepitoisuuksia on mitattu avovesikaudella tavallisesti 1-2 kertaa kuukaudessa usealta syvyydeltä. Fosforin osalta käytettiin Nucleopore-suodatettuja fosfaattipitoisuuksia, mikäli niitä oli saatavilla. Kiintoaineeseen sitoutunut fosfaatti ei ole suoraan leville käyttökelpoista, joten se haluttiin rajata mittaustuloksista pois.

Kasviplanktonbiomassa [g m^{-3}] on muutettu koko tuottavan kerroksen biomassaksi [g m^{-2}] kertomalla se näytteenotto-syvyydellä eli kaksi kertaa näkösyvyydellä. Mittaustuloksia verrattiin mallin laskemiin ravinteiden ja kasviplanktonin pitoisuuksiin ja biomassoihin. Vertailussa käytettiin ylimmän kymmenen metrin ravinnemittausten keskiarvoja. Mallissa käytetyt liukoisten ravinteiden alkuarvot perustuvat vuosina 1999-2000 tehtyihin talvikauden ravinnemittauksiin.

2.4.4 Rihmalevät

Rihmalevien biomassasta kerättiin aineistoa avovesikauden 2000 aikana neljältä havaintopisteeltä (Kuva 5). Havaintopisteiden sijoittelussa kriteereinä olivat rihmaleville sopiva kasvuympäristö, joka on yleensä kova kallio- tai kivikkopohja. Suuria rihmalevämassoja voidaan myös tavalta hiekkapohjilta joko putkilokasvien epifyyteinä tai suojaisilla rannoilla myös hiekkapohjalla kasvavina levämattoina. Pisteiden sijoittelun kriteerinä oli myös helppo saavutettavuus, jotta riittävän tiheän havaintoaineiston kerääminen ei vaatisi kohtuutonta työpanosta. Tästä syystä kaikki havaintopisteet ovat rannikolla ja tieyhteyden päässä olevilla saarilla. Kullakin havaintopisteellä kasvillisuus tutkittiin sukeltamalla kolmelta syvyysvyöhykkeeltä (0,2 m, 0,5 m ja 1,5 m) noin 5 m^2 kokoiselta alueelta. Havaintokertoja oli vuonna 2000 yhdeksän: 18.4., 2.5., 13.5., 30.5., 13.6., 7.7., 8.8., 26.8. ja 25.9. Havaintopisteiden kasvillisuus kvantifioitiin tilavuusarvioimenetelmällä (Kiirikki 1996). Menetelmä perustuu lajikohtaiseen peittävyysarvioon ja kasvuston korkeuden mittaukseen. Tuloksena on levien täyttämä tilavuus pohjan pinta-alayksikköä kohti. Levien tilavuus voidaan muuttaa kuivapainoksi mittauksiin perustuvan kertoimen avulla (Kiirikki ym. 1998).

Kuvassa 8 on esitetty rihmaleväbiomassojen kehitys kunkin havaintopisteen syvimmällä tutkitulla vyöhykkeellä. Levälajit on jaettu kahdeksi ryhmäksi: kevätlajit (*Pilayella littoralis*) ja kesälajit (*Ectocarpus siliculosus*, *Cladophora glomerata* ja *Enteromorpha* spp.). Kummankin lajiryhmän suurimmat biomassat havaittiin Lauttasaaren Kasinonlahden uimarannalla. Kasinonlahti on matala hiekkapohjainen lahti, jossa rihmalevät kasvavat runsaan putkilokasvillisuuden epifyyteinä. Mataluudesta johtuva hyvä valaistustilanne ja putkilokasvien tarjoamat kiinnittymisalustat tekevät Kasinonlahdesta, hiekkapohjasta huolimatta, erittäin otollisen rihmalevien kasvuympäristön. Haukilahden Mellstenin uimaranta muistuttaa monessa suhteessa Kasinonlahtea, mutta putkilokasvien määrä on siellä hyvin vähäinen. Kiinnittymisalus-



Kuva 8. Rihmaleväbiomassa tutkimuspisteillä.

tojen puutteessa rihmalevien biomassa onkin Mellstenissä jäänyt selvästi kaikkia muita havaintopisteitä vähäisemmäksi.

Lauttasaaren ja Haukilahden hiekkarantojen rihmaleväbiomassat riippuvat voimakkaasti putkilokasvien määrästä ja tästä syystä niitä ei pystytä ennustamaan luotettavasti ekosysteemimallilla. Mallin validoinnissa käytettiin tyypillisiä kivikko- tai kalliopohjaisia rihmalevien kasvuympäristöjä edustavien Suvisaariston ja Vuosaaren havaintopisteiden tuloksia.

2.5 Skenaariotarkastelu

2.5.1 Vesiensuojeluskenaarioiden kuvaukset

Pääkaupunkiseudulla suunniteltujen vesiensuojelutoimenpiteiden vaikutuksia arvioitiin kahden vesiensuojeluskenaarion avulla. Ensimmäisessä skenaariossa tarkasteltiin pääkaupunkiseudun jätevesikuormassa tapahtuvia muutoksia jätevesien puhdistustehon noustessa. Laskennassa otettiin huomioon sekä Helsingissä että Espoossa tapahtuvat kuormitusvähennykset. Viikinmäen jätevedenpuhdistamolle rakennetaan jälkidenitrifikaatiosuodatin. Kaikki biologisesti kä-

sitelty jätevesi johdetaan biologisille suodattimille ennen mereen johtamista. Jälkisuodatus pienentää biologisesti käsitellyn jäteveden fosfori- ja nitraattipitoisuuksia. Jälkidenitrifikaatiosuodatin on valmis 2003. Vuoteen 2004 mennessä Viikinmäkeen valmistuu kahdeksas aktiivilietelinja. Uusi linja lisää puhdistuskapasiteettia, jolloin ohituksista aiheutuva kuormitus tulee pienentymään. Lisälinja kompensoi pääasiassa Viikinmäkeen johdettavien jätevesien kasvusta johtuvaa puhdistuskapasiteettivajetta. Kuormitusennusteessa on huomioitu myös suunnitteilla oleva ohitusvesien erilliskäsittely saostuksella. Päätöstä ohitusvesien erilliskäsittelyn investoinnista ei ole vielä tehty. Erilliskäsittely pienentää ohitusvesistä aiheutuvaa fosforin kuormaa. Saostus valmistuu mahdollisesti 2004 aktiivilietelinjan yhteydessä. Näiden kaikkien toimenpiteiden seurauksena vähennystä Viikinmäen ravinnekuormassa laskettiin tapahtuvan keskimäärin 47 % biologisesti käyttökelpoisen typen ja fosforin kuormassa.

Espoon jäteveden puhdistamolle (Suomenoja) arvioitiin tässä tarkastelussa vähennystä 10 % sekä typelle että fosforille. Kirkkonummen ja Siuntion jätevedet tullaan ohjaamaan muutaman vuo-

den sisällä Espoon puhdistamolle. Tällöin puhdistamolle tuleva jätevesimäärä kasvaa hieman. Suomenojan jätevedenpuhdistamolle ei ole tiedossa isoja muutoksia prosessiin, mutta mm. pintalietteenpoistoa tullaan tehostamaan. Typenpoistoa kehitetään, ja mahdollisesti vuoteen 2003 mennessä Suomenojalla otetaan käyttöön ohitusvesien erilliskäsittely. Tertiäärikäsittelyä harkitaan typen- ja fosforinpoistoa varten viiden vuoden sisällä.

Toinen skenaario kuvaa karkeasti Vantaanjoen kautta mereen tulevassa kuormassa tapahtuvia muutoksia. Kuormitusvähennysten arvioinnissa on otettu huomioon maataloudessa tapahtuvat päästövähennykset Maatalouden ympäristöohjelman toteutuessa (Palva ym. 2001). Skenaariossa tarkasteltiin HESPO-hankkeen ohjausryhmässä realistiseksi arvioitua 20 % vähennystä käyttökelpoisen typen ja fosforin kuormissa.

2.5.2 Vesiensuojeluskenaarioiden vaikutusten laskenta

Ekosysteemimallille laadittiin vesiensuojeluskenaarioita ja nykytilaa (1999) kuvaavat kuormitustiedostot. Kuormitus on tiedostossa jaettu rannikon suuriin kuormituslähteisiin kuten joet, asutuskeskukset ja teollisuuslaitokset. Mallin sisällytettyjen suurten kuormittajien ulkopuolelle jäävä ravinnekuorma on jaettu tasaisesti koko rantaviivalle. Mallissa on lisäksi huomioitu ilman kautta tuleva typpi-kuorma. Kuormitusvähennyksiä laskettaessa lähtötilanteena on käytetty vuoden 1999 kuormitusta.

Mallilla laskettiin kummassakin skenaarioissa yhden kasvukauden pituinen jakso 1.1.-30.9.1999, joka riittää toimenpiteiden välittömien vaikutusten arvioimiseen rannikon lahdissa ja saaristossa, jossa veden viipymä on suhteellisen lyhyt. Mallin alkuarvoina käytettiin keväätalven 1999 ravinnepitoisuusmittauksia ja laskenta suoritettiin kokonaisuudessaan kerrostuneita virtauskenttiä käyttäen.

Ensimmäinen laskenta tehtiin vuoden 1999 ravinnekuormalla ja seuraava skenaarion mukaisesti vähennetyllä kuormalla. Skenaarion tuloksena saatuja keskimääräisiä leväbiomassoja verrattiin vuoden 1999 kuormalla laskettuihin biomassoihin. Tulokset esittävät skenaarion aiheuttamaa muutosta leväbiomassassa prosentteina ilmaistuna. Havaintorajaksi valittiin 2 %. Kahta prosenttia pienemmät muutokset jätettiin huomiotta. Pienekköä kynnyksarvoa käytettiin, koska haluttiin saada esiin myös vähäiset muutokset. Skenaarioiden vaikutukset on esitetty kahden laskentamuuttujan avulla:

Kasviplanktonin kokonaisbiomassa, jolla tarkoitetaan typpeä sitovien sinilevien ja muiden planktonlevien yhteenlaskettua biomassaa (ALG1 + ALG2). Tämä laskentamuuttuja havaitaan merialueella parhaiten veden sameutena.

Rantavyöhykkeen rihmalevät (FIL1), jotka näkyvät selvimmin rantojen limoittumisena, rannalle ajautuneina hai-sevina levälauttoina sekä kalaverkkojen likaisuutena.

Tulokset ja johtopäätökset

3.1 Virtausmalli

Virtausmallilla laskettiin vakiotuulensuunnalla ja nopeudella virtaukset, joita verrattiin mittauksista ja tuulitiedoista lasketun tilastollisen regressiomallin antamiin vakiovirtauksiin. Tarkasteluun valittiin pisteet, joilla ainakin toisen virtauskomponentin tuuliriippuvuus oli suurempi kuin 60 % ($R^2 > 0,6$). Kuvissa 9-11 on esitetty esimerkkinä virtausten vertailu kolmella Vuosaaresta ulkomerelle ulottuvalla mittauspisteellä 5 m/s puhaltavalla kaakkois- ja lounaistuulella. Vuosaaresta on esitetty pintavirtaukset, Mustahevonselta virtaukset 8 m syvyydestä ja Itätontusta pohjan läheiset virtaukset 28 m syvyydestä.

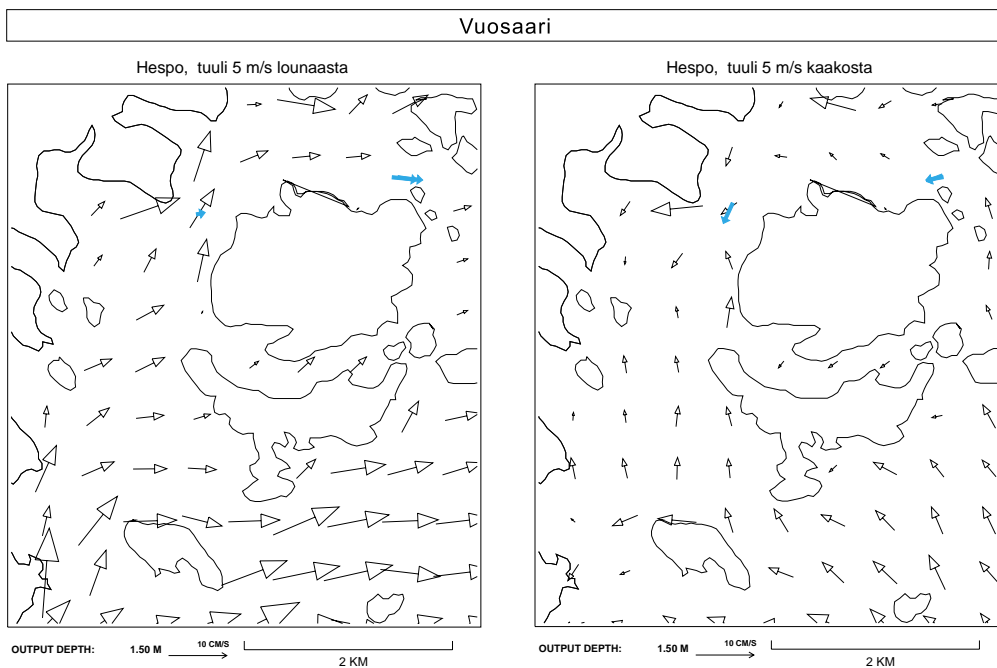
Mallin vastaavuus mittauksista saatuihin tilastollisiin virtauksiin on hyvä. Tyypilliset poikkeamat johtuvat todennä-

köisesti mallin erotustarkkuudesta, joka ei riitä kuvaamaan kaikista pienipiirteisimpiä rannikon ja saariston muotoja.

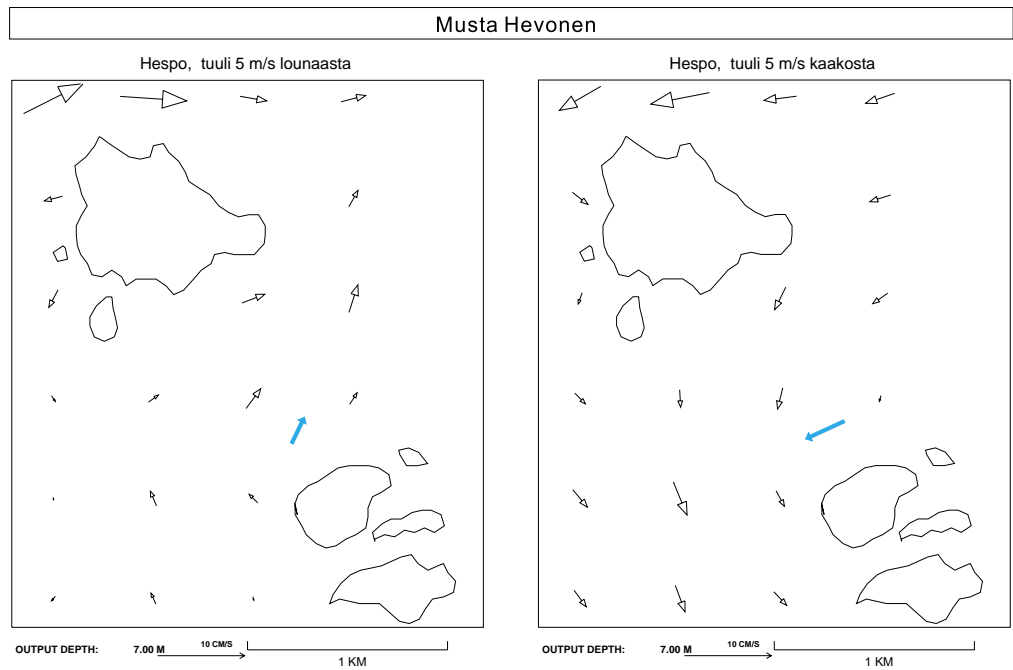
Vuosaari: Vuosaaren alueen ongelmana on mallin suhteellisen suuri hila-koko verrattuna alueen salmiin ja rannanmuotoihin, jotka virtauksia ohjaavat. Tämä huomioiden vastaavuus on kuitenkin pääsääntöisesti hyvä. Mallinnettu virtaus on syvyydeltä 1,5 m.

Mustahevonen: Vastaavuus on hyvä. Kaakkoistuulella saaren ranta ohjaa virtauksia luonnossa voimakkaammin kuin mallissa. Mallinnettu virtaus on kerroksesta, jonka keskisyvyys on 7 m.

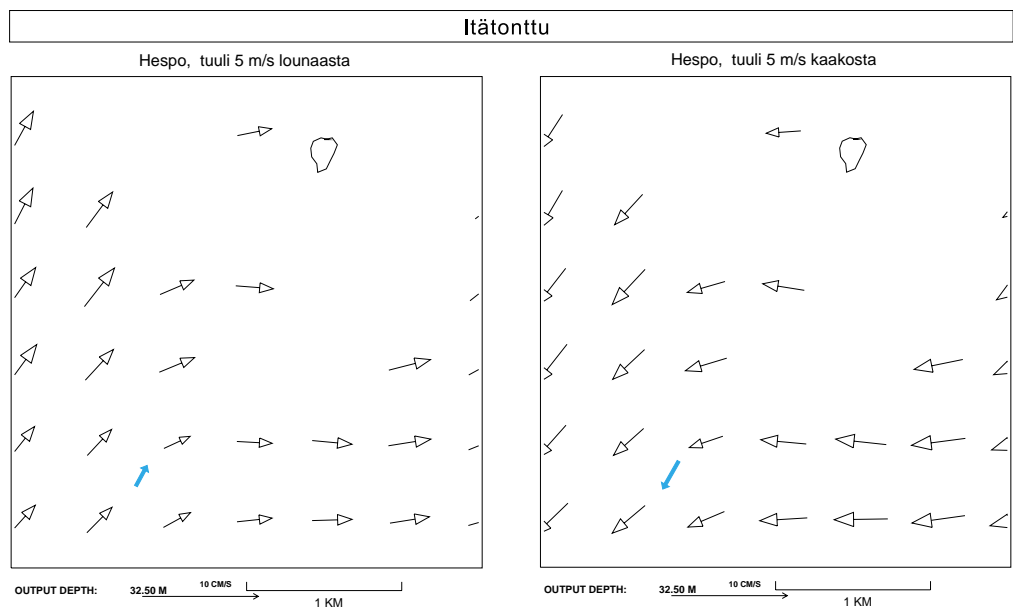
Itätonttu: Vastaavuus on varsin hyvä. Mittauspiste on tässä vertailussa olevista pisteistä syvimmällä. Mallinnettu virtaus on kerroksesta, jonka keskisyvyys on 32,5 m.



Kuva 9. Mallin laskemien virtausten vertailu mittauksiin Vuosaaresta. Mittauksiin perustuvan regressioanalyysin mukainen nuoli on tumma ja paksumpi. Tuuli lounaasta ja kaakosta 5 m/s.



Kuva 10. Mallin laskemien virtausten vertailu mittauksiin Mustahevosella. Mittauksiin perustuvan regressioanalyysin mukainen nuoli on tumma ja paksumpi. Tuuli lounaasta ja kaakosta 5 m/s.



Kuva 11. Mallin laskemien virtausten vertailu mittauksiin Itätontussa. Mittauksiin perustuvan regressioanalyysin mukainen nuoli on tumma ja paksumpi. Tuuli lounaasta ja kaakosta 5 m/s.

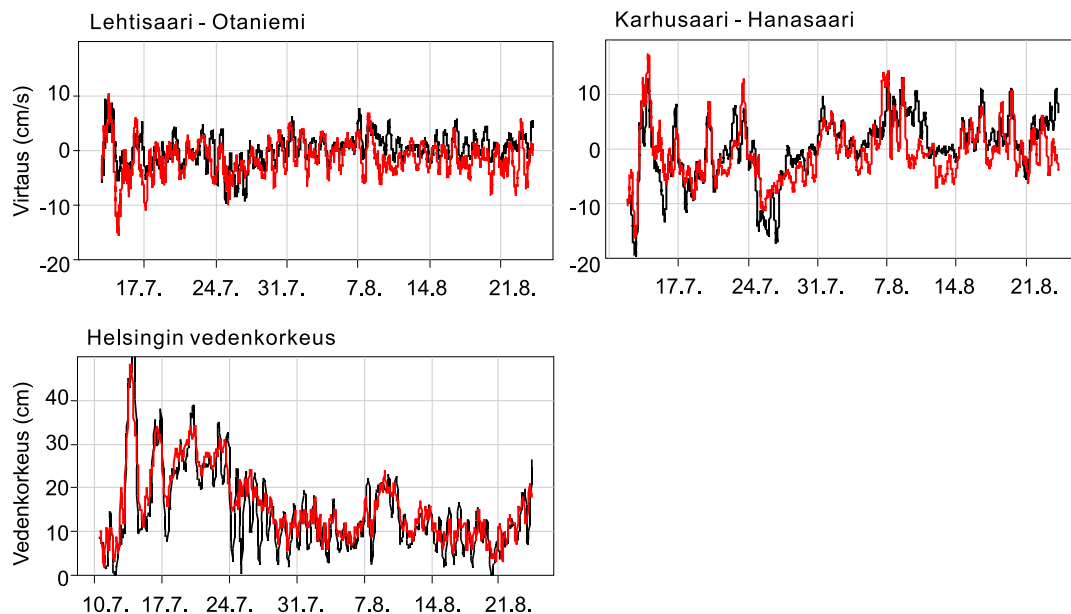
Kesän 2000 aikana tehtyjä mittauksia on verrattu suoraan mallin laskemiin virtauksiin Helsingin ja Espoon välillä olevissa kapeissa salmissa. Mallin suorituskyvyn parantamiseksi kapeissa ja pienipiirteisissä salmissa varsinaisen 250 m HESPO-mallin hilan päälle rakennettiin 50 m erotuskyvyllä toimiva tarkennus. Tätä tihennystä ei käytetty varsinaisessa HESPO-mallissa, koska sen käyttö olisi hidastanut laskentaa huomattavasti, ja projektin tarkoitus oli kuvata laajempaa merialuetta, ei pelkästään Laajalahden salmia. Tihennys ja mittaukset tehtiin Espoon metrohankkeen ympäristövaikutusten arvioimiseksi (Peltoniemi & Koponen 2001), mutta niitä voitiin hyödyntää myös tässä yhteydessä HESPO-mallin virtausten vertailussa. Otaniemen ja Karhusaaren salmien tuloksia sekä Helsingin vedenpinnan korkeuksia on esitetty Kuvassa 12. Malli- ja mittausaikasarjoja on keskiarvoistettu 8 tunnin liukuvalla keskiarvoistuksella.

Virtaukset Lehtisaaren-Otaniemen sillan alla ovat pääasiallisesti edestakais- ta heilahtelua. Karhusaaressa ulomman

merialueen merkitys on oleellisesti suurempi ja virtausten edestakainen heilunta on suhteellisesti pienempää. Mallin ja mittausten vastaavuus on kohtuullinen, kvalitatiivisesti malli ja mittaukset käyttäytyvät hyvin samankaltaisesti, myös virtausten suuruusluokat vastaavat mallituloksia.

3.2 Operatiiviset sovellukset

Mallia on sovellettu operatiiviseen käyttöön sekä kuvitteellisissa että todellisissa tilanteissa. Esimerkkeinä kuvitteellisista tilanteista ovat öljyonnettomuus Helsingin edustalla ja veneonnettomuus Tallinnan matalikolla. Toukokuussa 2001 pidetyn meripelastusharjoituksen yhteydessä mallia validoitiin ajalehtimiskoikeilla. Mallia käytettiin myös hukkuneen ihmisen etsintään joulukuussa 2000.



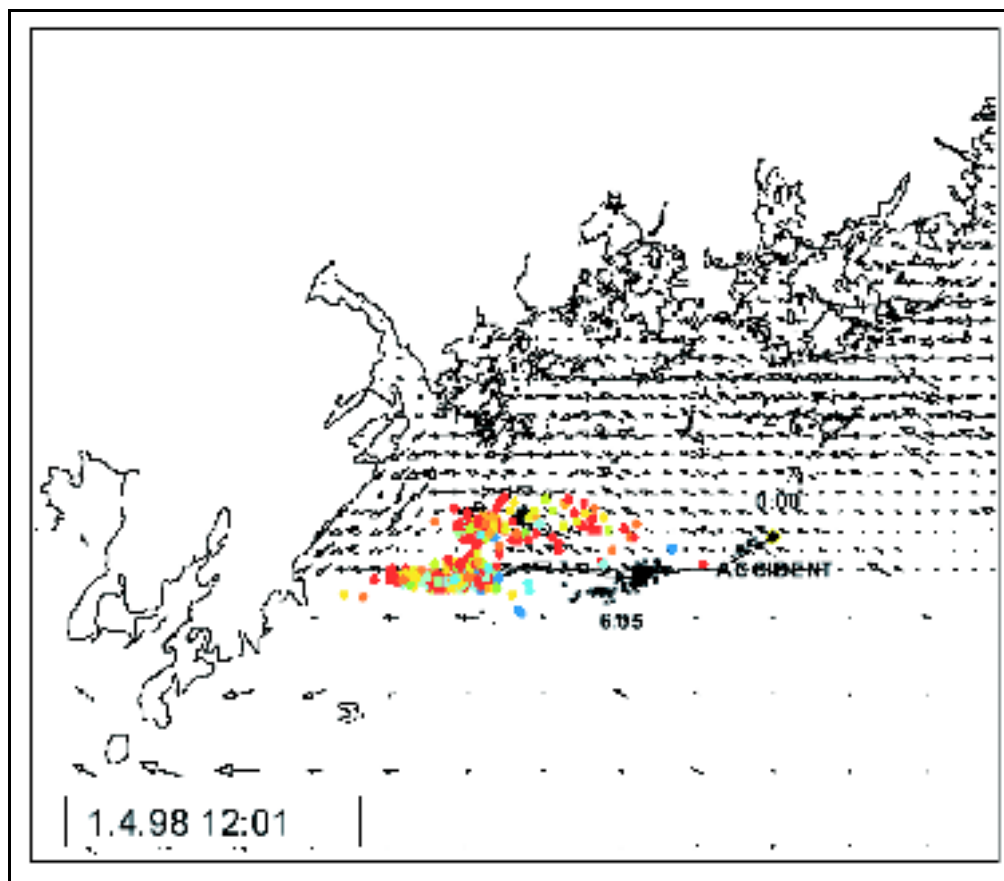
Kuva 12. Salmensuuntaiset virtaukset Lehtisaari - Otaniemi ja Karhusaari - Hanasaari siltojen alla sekä vedenkorkeus Helsingissä vuonna 2000. Mallitulokset on kuvattu mustalla viivalla, mittaukset punaisella. Positiivinen virtaussuunta merkitsee sisäänvirtausta.

3.2.1 Kuvitteelliset tilanteet: Helsingin edustan öljyn kulkeutuminen ja kappaleiden ajelehtiminen Tallinnan matalalta

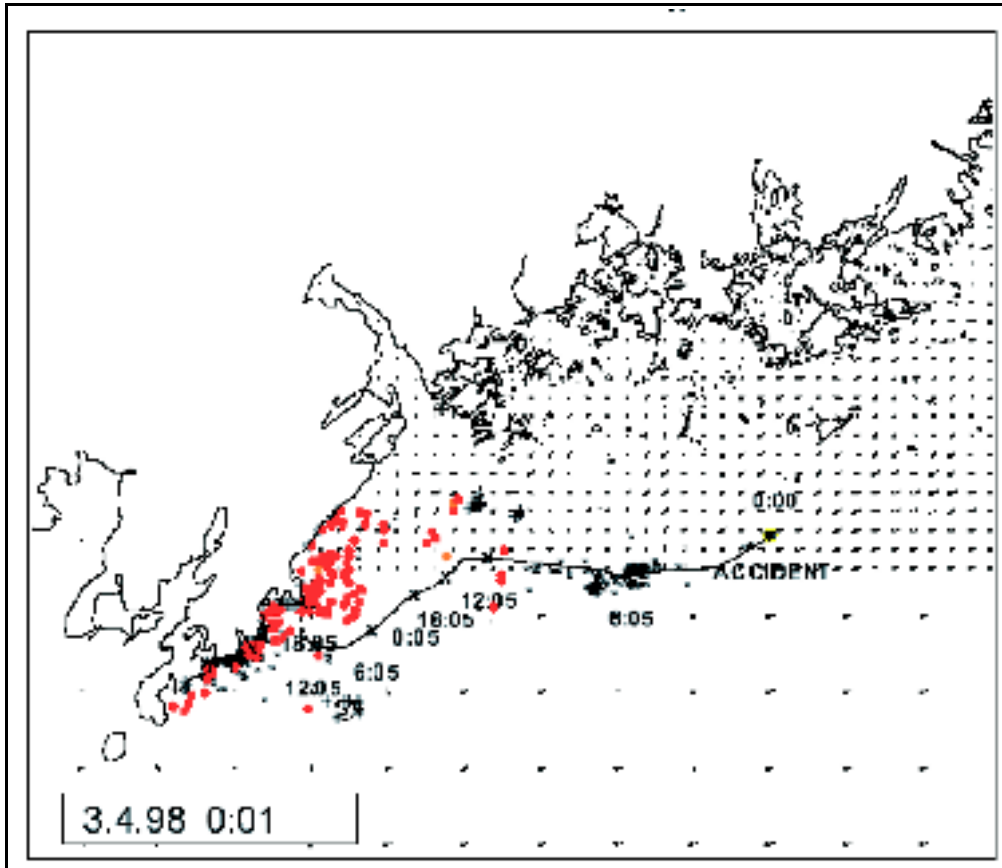
Ensimmäisessä esimerkissä on laskettu kuvitteellista öljyonnettomuutta, joka on tapahtunut 1.4.1998 klo 0:00 Isosaaresta lounaaseen. Kuvassa 13 on esitetty pintavirtaus-tilanne, öljyn massakeskipisteen trajektorit sekä öljyläikän paikka 12 tuntia onnettomuudesta. Kukin värillinen partikkeli kuvaa pientä osaa koko öljyn määrästä. Partikkelien väri kuvaa partikkelin syvyyttä - punasävyiset ovat lähellä pintaa ja siniset n. 8 m:n syvyydellä. Partikkelien jakaantuminen syvyys suunnassa johtuu dispersiosta, jonka aiheuttaa aaltojen ja virtausten sekoittava vaikutus erityisesti kovatuulisina jaksoina. Trajektorin läheisyydessä näkyvät mustat

tähdet ovat pohjaan osuneita partikkeleita. Pohja on näissä kohdissa matalalla, tai voimakastuulinen jakso on sekoittanut öljypisaroita syvyys suunnassa. Virtausnopeudet on esitetty vektoreina. Kuvassa 14 on vastaava onnettomuustilanne 48 tuntia onnettomuushetkestä. Öljy on rantautunut tai on rantautumassa laajalle alueelle Porkkalanniemen itärannalle. Rantautuneet partikkelit on merkitty ristillä. Trajektorissa näkyvät x:t ja kellonajat osoittavat öljyn massakeskipisteen sijaintipaikan eri ajanhetkinä.

Toisessa esimerkissä laskettiin kuvitteellinen tilanne, jossa tarkasteltiin kahden eri syvyydellä kulkevan kappaleen kulkeutumista Tallinnan matalikolta (Kuva 15). Ensimmäinen kappale kuvaa pinnalla kelluvaa ihmistä tai hylkytavaraa, ja toinen vedellä täyttyneitä venettä. Pinnalla kelluvan kappaleen kulkeutuminen laskettiin 20 cm:n syvyydel-



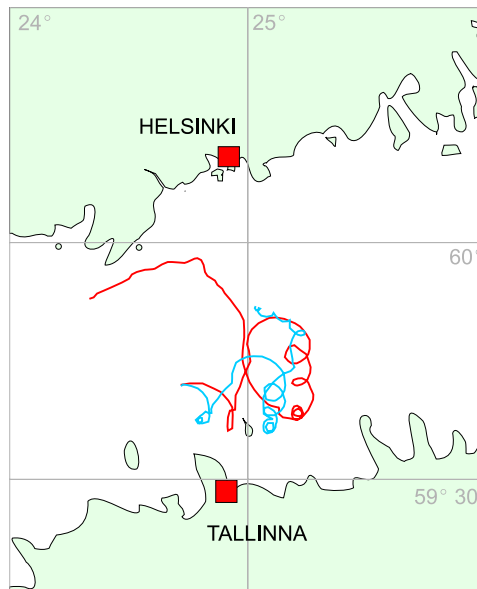
Kuva 13. Mallilla laskettu öljyn leviäminen 12 tunnin aikana. Kuvassa on esitetty pintavirtaus-tilanne ja öljyn massakeskipisteen trajektorit. Värit kuvaavat öljyn syvyyttä, punainen on pinnalla ja sininen 8 metrin syvyydessä kulkevaa öljyä. Tuulina on käytetty luonnontuulia, vallitseva suunta koillisesta.



Kuva 14. Kuva 13. vastaavassa onnettomuustilanteessa laskettu öljyn kulkeutuminen 48 tunnin aikana.

lä ja vedellä täyttyneen veneen 2 m:n syvyydellä. Esimerkissä oletettiin, että kappaleilla ei ole merkittävää tuulipintaa, jolloin virtausten syvyyssuuntaisten erojen vaikutus saatiin selkeästi esiin. Laskentajakso oli 1.3.1998-11.3.1998.

Syvemmillä uiva kappale (Kuvassa 15 sinisellä piirretty trajektorii) liikkui hitaammin kuin pinnemmalla oleva (Kuvassa 15 punaisella piirretty trajektorii). Myös kulkeutumissuunta oli selvästi erilainen. Laskennan lopputilanteessa kappaleiden välinen etäisyys oli yli 40 km. Esimerkki osoittaa, että mikäli onnettomuustilanteessa ei varmuudella tiedetä ajelehtivan kappaleen (esim. vene, ihminen) ominaisuuksia ja tilannetta, kuten onko vene täyttynyt vedellä vai ei, laskenta joudutaan suorittamaan useampaan kertaan erilaisilla lähtöoletuksilla.



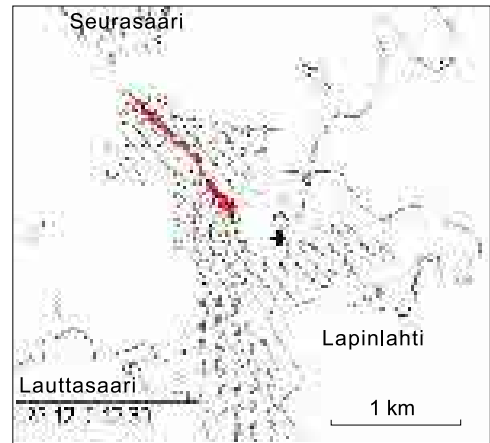
Kuva 15. Kahden kappaleen kulkeutuminen Tallinnan matalikolta. Punaisella trajektorilla kuvatus kappaleen kulkeutuminen on laskettu 20 cm:n syvyydellä ja sinisellä kuvatus 2 m:n syvyydellä. Laskenta-aika 1.3.1998 - 11.3.1998.

3.2.2 Todelliset tilanteet: Kevään 2001 meripelastusharjoitus ja Lapinlahden hukkuneen etsintä

Keväällä 2001 järjestettiin Itämeren valtioiden yhteinen meripelastusharjoitus. Tallinnasta Tukholmaan lähteneestä laivasta pudotettiin pelastuslauttoja, jotka pelastusviranomaiset etsivät merestä. Näiden ajelehtimiskokeiden avulla mallia validoitiin sekä pyrittiin selvittämään, minkälaisia parannuksia pitäisi tehdä laskentaan, raportointiin ja eri tahojen väliseen yhteistyöhön. Puutteita havaittiin niin suorituspyynnön tarkkuudessa, eri tahojen yhteydenpidossa ja yhteydenpitolomakkeissa kuin myös mallilaskennan nopeudessa, laskennan ohjeistuksessa, mallin koordinaatistossa sekä karttojen ja tuulitietojen saatavuudessa. Parannusehdotuksia saatiin näihin kaikkiin eri osa-alueisiin, ja nämä voidaan ottaa huomioon mallin ja yhteistoiminnan jatkokehityksessä.

Mallia käytettiin apuna joulukuussa 2000 veden varaan joutuneen veneilijän etsintään Lapinlahden edustalla Helsingissä. Hukkunutta etsittiin useita viikkoja tuloksetta lähinnä hukkumispaikasta itään, koska tuulen mukana kulkeutunut vene löytyi tästä suunnasta. Mallia hyödynnettiin etsinnöissä vasta viikkoja tapahtuman jälkeen. Mallilla laskettiin pohjan virtauksia ja mahdollisesti vajonneen hukkuneen kulkeutumista. Kuvassa 16 on esitetty virtaustilanne 6,5 m:n syvyydellä 2,5 tuntia onnettomuuden jälkeen. Pohjan lähelle on muodostunut tuulen suuntaan nähden lähes päinvas-tainen voimakas paluuvirtaus. Arvioitu hukkumispaikka on esitetty rastilla. Punaiset pisteet ovat hukkuneen mahdollinen kulkeutumisreitti.

Mallilaskelmat auttoivat osaltaan etsintöjen uudelleenkäynnistämisen ja suuntaamisessa. Hukkunut löytyi pian tämän jälkeen lähirannasta, jonne hän oli päässyt uimaan, mutta pyörtnyt matalaan rantaveteen. Laskentaesimerkki osoittaa, että mallilla ei välttämättä voida laskea tarkasti tapahtumien kulkua. Vaikka hukkunut veneilijä olisi kulkeutunut pohjavirtausten mukana, on mahdollonta ennustaa tarttumista pohjalla



Kuva 16. Mallilla lasketut virtaukset 6.5 m:n syvyydellä sekä mahdollisesti pohjalle vajonneen hukkuneen kulkeutuminen 2.5 tuntia onnettomuudesta. Punaiset pisteet kuvaavat kulkeutumisreitit lähellä pohjaa. Arvioitu onnettomuuspaikka on esitetty rastilla.

oleviin esineisiin tai pohjan muotoihin. Mallilla voidaan kuitenkin antaa arvio todennäköisestä kulkeutumis suunnasta, jolloin mahdollisesti laaja etsintäsektori kapenee helpommin hallittavaksi.

3.2.3 Operatiivinen toiminta ja mallikehitys jatkossa

Operatiivista HESPO-mallia kehitetään jatkossa käytettäväksi öljyntorjunta- ja pelastustoiminnassa. Malliin rakennetaan operatiiviseen toimintaan suunniteltu käyttöliittymä ja käyttökoulutusta tullaan järjestämään. Operatiiviseen toimintaan sopivan graafisen käyttöliittymän suunnittelu ja toteutus on välttämätöntä, jotta mallia voidaan käyttää onnettomuustilanteessa nopeasti ja tarkoituksenmukaisesti.

Mallin yhteiskäytön eri viranomaisten välillä tulisi olla sujuvaa. Mallille lähtötietoina syötettävän tuuliennusteen tai tuulihavaintojen nopea saaminen on keskeistä. Myös mallin käyttötaidon ylläpito, palautteen antaminen mallin kehittäjille ja palautteen hyödyntäminen edellyttää yhteistyötä. Meripelastusharjoitusten yhteydessä testataan mallin toimivuutta, minkä lisäksi järjestetään ajelehtimiskokeita, joiden perusteella arvioidaan ja parannetaan mallin ennustetark-

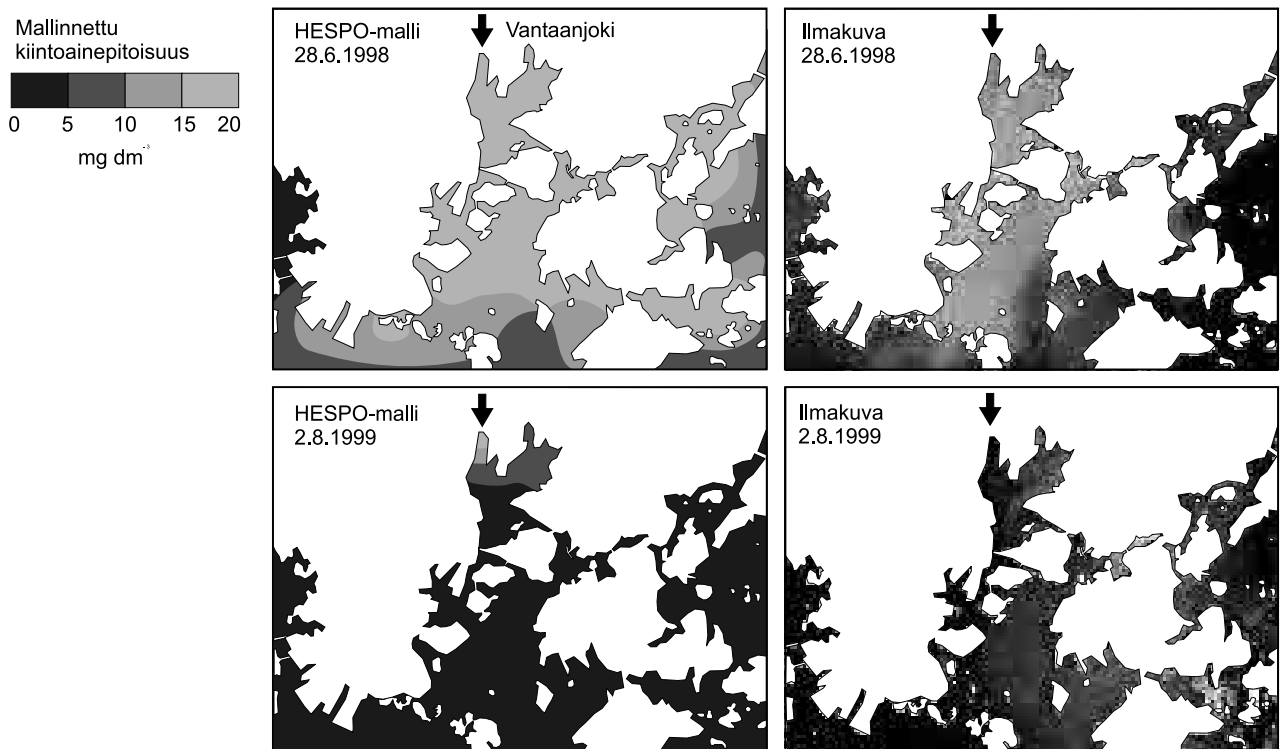
kuutta. Viranomaisten kanssa pyritään kehittämään yhtenäinen, joustava ja ole-massa oleviin tietojärjestelmiin integroi-tu raportointikäytäntö, jolla turvataan keskeisen onnettomuustiedon dokumen-tointi ja sujuva tiedonkulku. Helsingin edustalle perustetaan automaattinen vir-tausmittausasema, jolla saadaan jatkuvaa tietoa merialueen virtauksista. Havaintojen kerääminen mahdollistaa mallin va-lidointityön jatkamisen.

3.3 Vedenlaatu ja rihma-leväbiomassa

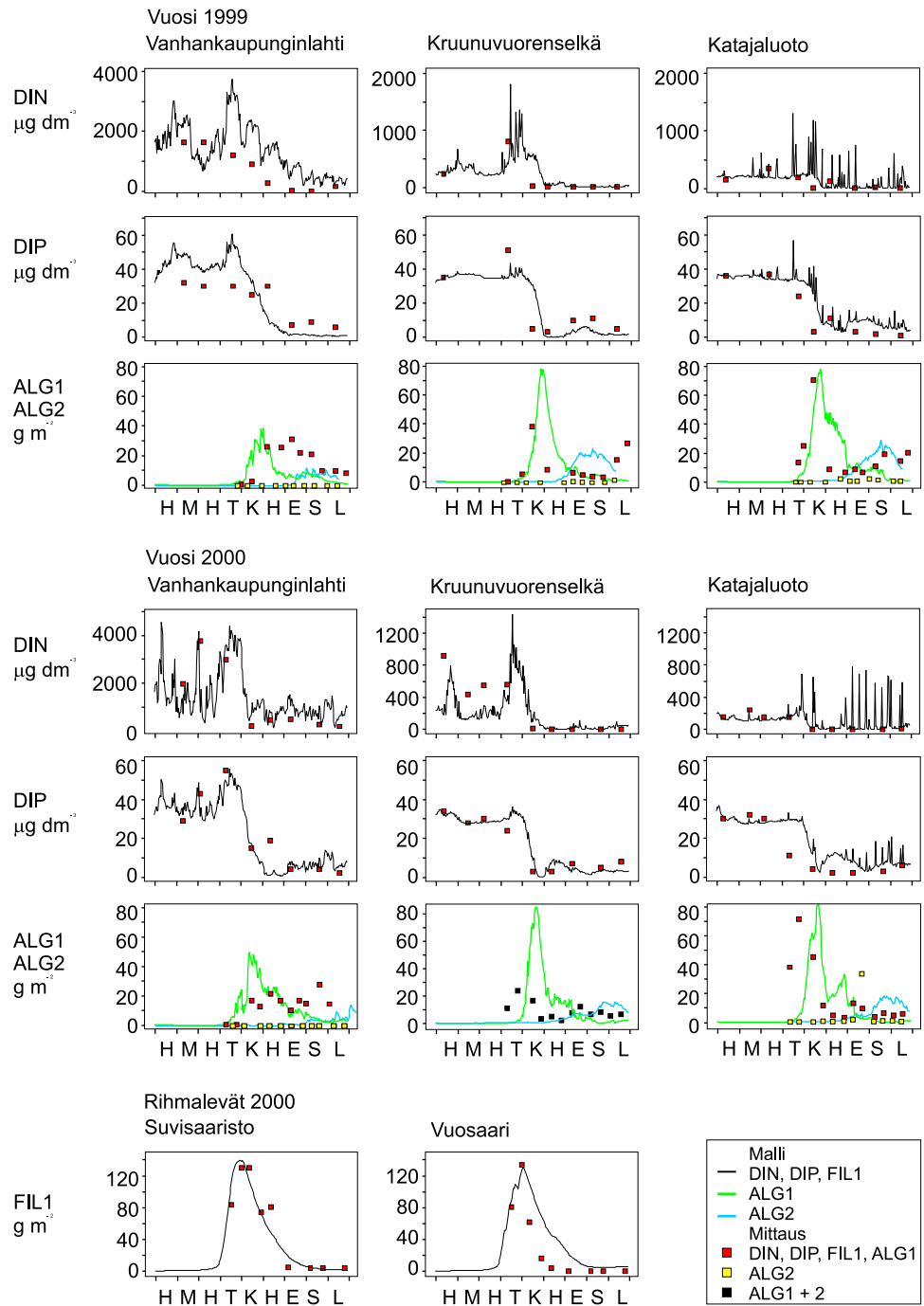
HESPO-mallin laskemaa Vantaanjoesta tulevan kiintoainekuorman kulkeutumista verrattiin semikvantitatiivisesti kahteen laskentavuosilta saatavissa olevaan ilma-kuvaan (Kuva 17). Kuvat ovat Helsingin kaupungin kiinteistöviraston tilauksesta otettuja pankromaattisia mustavalkoku-via. Ensimmäinen kuva (28.6.1998) edus-taa runsassateista kesätilannetta, jossa Van-taanjoen vettä kulkeutuu Kruunuvuoren-selälle ja pienissä määrin myös ulos Sär-

känsalmesta. Toinen kuva (2.8.1999) edus-taa kuivaa loppukesän tilannetta, jossa vir-taama ja kiintoainekuorma ovat alhaisim-millaan ja Vantaanjoen vaikutus ei ole juu-rikaan havaittavissa. Silmämääräisen tar-kastelun perusteella HESPO-malli kuva-si jokivesien hetkellistä kulkeutumistilan-etta varsin hyvin. Tarkastelualueen län-sireunalla kuvien vastaavuus on hyvä. Itä-reunalla malli näyttää ainakin hetkellisesti yliarvioivan jokivesien määrää.

HESPO-ekosysteemimallin toimin-taa testattiin vertaamalla laskentatuloksia vuosina 1999 ja 2000 tehtyihin ravinnepi-toisuuksien, klorofyllin ja rihmalevien mittauksiin sekä biomassamäärytyksiin. Kuvassa 18 on esitetty pintakerroksen (ra-vinteet, sinilevät ja muu kasviplankton 0-1 m, rihmalevät 2 m) vertailutulokset. Mallin laskemat ravinnepitoisuudet vas-tasivat melko hyvin mittauksia molempi-na vuosina. Mallin ravinnepitoisuudet pysyivät ennen kevätkukinnan alkamista mittaustulosten mukaisella tasolla kaikil-la kolmella havaintopisteellä, mikä kertoo mallin kyvystä kuvata vesimassojen kul-keutumista ja ravinnepitoisuuksien laime-nemista tutkimusalueen mittakaavassa.



Kuva 17. Vantaanjoen veden kulkeutumista havainnollistavat ilmakuvat ja niitä vastaavat HESPO-mallin laskemat hetkelliset Vantaanjoen kiintoainekuorman leviämistilanteet.



Kuva 18. HESPO-ekosysteemimallin vuosille 1999 ja 2000 laskemat ravinnepitoisuudet sekä planktonlevien ja Pilayella littoralis-rihmalevän biomassat verrattuna mittauksiin. Planktonlevien ja sinilevien biomassamääritykset on tehnyt Helsingin kaupungin ympäristökeskus. Kruunuvuorenselältä biomassamäärityksiä oli vain vuodelta 1999. Kruunuvuorenselän vuoden 2000 planktonlevien ja sinilevien mallituloksia on verrattu a-klorofyllistä laskettuun biomassaan, johon sisältyvät sekä sinilevät että muut planktonlevät.

Kasviplanktonin kevätukinnan ajoitus onnistui hyvin vuonna 1999. Vuonna 2000 kevätukinta oli mallissa huipussaan noin kaksi viikkoa mittauksissa havaittujen korkeimpien arvojen jälkeen. Keväällä kasvavan *Pilayella littoralis* -rihmalevän biomassasta oli käytettävissä havaintotietoja vuodelta 2000 kahdelta kovapohjaiselta havaintopisteeltä Espoon Suvisaaristosta ja Helsingin Vuosaaresta. Kummallakin pisteellä mallin laskemien biomassahuippujen ajoitus ja suuruusluokka olivat mittausten mukaisia. Mallin laskemat tyypeä sitovien sinilevien biomassat olivat kasviplanktonnäytteistä laskettuja biomassoja suurempia kumpanakin vuonna. Tyypeä sitovien sinilevien riimmat ovat usein kelluvia, mikä hankaloittaa laskentaa. Levänäytettä laskeutettaessa ei käytetty pintajännitystä alentavia aineita, minkä takia kelluvat sinilevärihmat saattoivat jäädä laskennan ulkopuolelle ja biomassaa-arvio liian pieneksi.

Kevätukinnan jälkeen ulompi merialue jäi mallissa selvästi typpirajoitteiseksi. Vanhankaupunginlahdella ja Kruunuvuorenselällä kasviplanktonin kasvu oli mallissa selvästi Vantaanjoesta tulevan savisamennuksen rajoittamaa. Uusi HESPO-mallia varten kehitetty kiintoaineen levien kasvua hidastavaa vaikutusta kuvaava funktio toimi hyvin, sillä Vanhankaupunginlahdella mallin laskema kevätukinta jäi huomattavasti pienemmäksi kuin ulommilla pisteillä, mikä sopi hyvin mittaustuloksiin. Kruunuvuorenselän mittauspisteessä (Vasikkasaari) mallin laskema planktonlevien kevätukinnan biomassaa ylitti kuitenkin mittaustulokset molempina vuosina. On mahdollista että suhteellisen lyhyt kevätukinnan huippu ei ole osunut harvakseltaan tehtyihin mittauksiin, tai kiintoainekuorman kasvua rajoittava vaikutus ei ole mallissa riittävän voimakas enää Kruunuvuorenselällä.

Kesäkaudella typen pitoisuudet pysyivät mallissa oikeassa suuruusluokassa ulomman merialueen suurimman pis-

tekuormittajan Katajaluodon meriviemärin läheisellä mittauspisteellä, lukuun ottamatta tilapäisiä ravinnepiikkejä. Katajaluodon mittauspisteelle tuli mallin mukaan hetkittäin kohonneita määriä ravinnekuormitusta. Näitä hetkellisiä ravinnetason nousuja ei kuitenkaan havaittu muutaman viikon välein tehdyissä mittauksissa. Mallissa Viikinmäen puhdistamolta tuleva ravinnekuormitus on laitettu pintaan. Kuorman sijoittamisesta keskusteltiin Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen kanssa. Heidän mukaansa ravinnekuorma tulee käytännössä kokonaan pintaan, koska jätevesi on merivettä lämpimämpää ja suolatonta, ja siten kevyempää. Mallin aikasarjapisteen (mittauspisteen) ja kuormituspisteen välinen ero on neljä hilakoppia eli 1 km. Vähäisestä etäisyydestä johtuen mallissa kuormaa tulee ajoittain aikasarjapisteelle, ennen kuin kuorma kerkiää sekoittua tai laimentua suurempaan vesimassaan. On mahdollista, että todellisuudessa jäteveden sekoittumista meriveteen tapahtuu jo syvemmillä, ja mallin kuorma tulisi sijoittaa paksumpaan vesikerrokseen. Tätä kokeiltiin mallinnustyön aikana, ja jäteveden aiheuttamia piikkejä ei tällöin Katajaluodon mittauspisteelle syntynyt. Lopullisessa työssä päätettiin kuitenkin noudattaa Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen suositusta.

Kesällä ulkomerelle jäi mallissa liukoista fosforia 5-10 g/l, kun se mittausten mukaan kului useimmissa tapauksissa lähelle määritysrajaa 2 g/l. Alkuarvojen lisäksi pintaveden liukoisen fosforin pitoisuuteen voi vaikuttaa myös piilevien kyky varastoida fosforia yli oman tarpeensa (Istvanovics ym. 1994, Glibert ym. 1995). Malli ei nykyisellään pysty kuvaamaan piilevien ja muiden kevätukintaan osallistuvien leväryhmien osuuksia biomassasta, mikä voi ajoittain johtaa kesän fosforitasojen ja tyypeä sitovien sinilevien määrän lievään yliarviointiin.

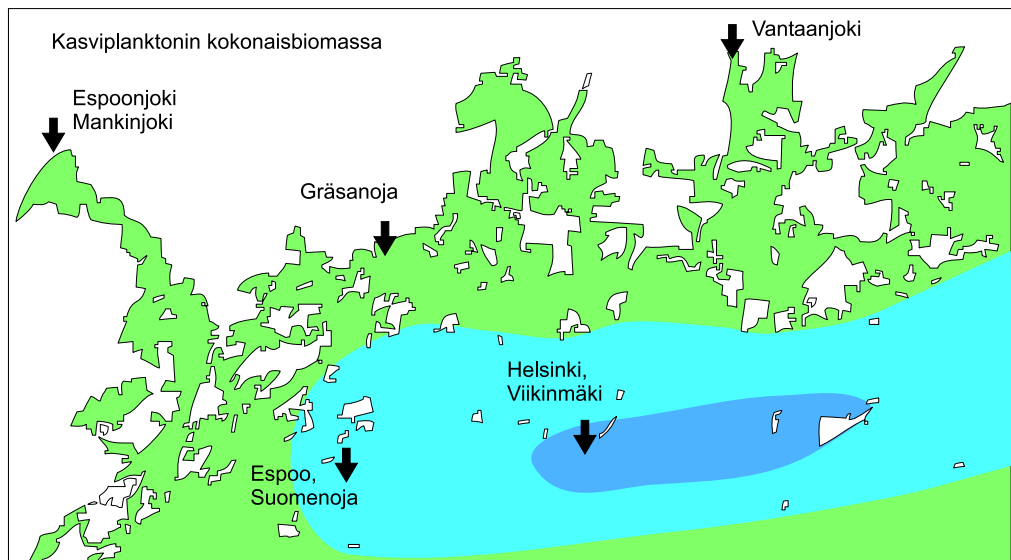
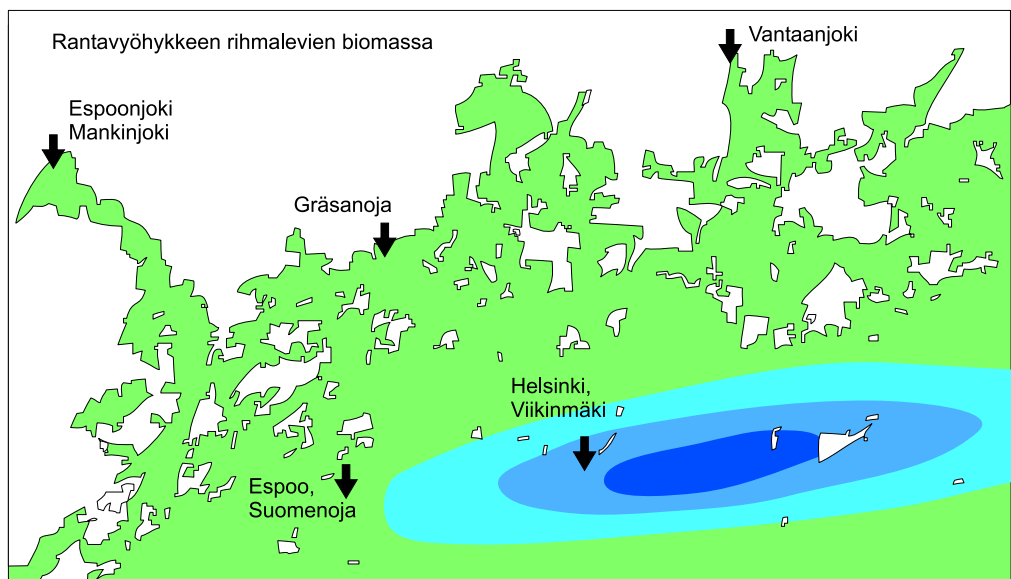
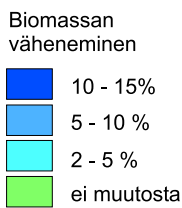
3.4 Vesiensuojeluskenaario- oiden vaikutukset

3.4.1 Pääkaupunkiseudun yhdyskuntajätevesien tehokkaampi käsittely

Skenaarion ekologiset vaikutukset ovat voimakkaimmillaan ulkosaaristossa ja sen vaikutusalue sijaitsee kuormituspisteiden itäpuolella Rysäkari-Katajaluoto-Isosaari-linjalla. Tällä alueella rihmaleväbiomassa las-

kee mallitulosten perusteella 5–15 % ja kasviplanktonin kokonaisbiomassa 5-10 % (Kuva 19). Rihmaleväbiomassan muutos rajoittuu suppeammalle alueelle ja on voimakkaampi, koska rihmalevät eivät itse kulje virtauksen mukana. Vesimassan mukana kulkevien planktonlevien väheneminen ulottuu myös sisemmälle saaristoon Suvisaaristo-Miessaari-Melkki-Suomenlinna-linjalle.

Skenaariossa vähentyvä ravinnekuormitus on mallissa sijoitettu pintakerrokseen, jonka virtaukset ovat voimakkaasti tuuliriippuvaisia. Tästä syystä vaikutusten



Kuva 19. Pääkaupunkiseudun jätevesien käsittelyn tehostamisen vaikutukset merialueen keskimääräisiin leväbiomassoihin yhden kasvukauden (1.1.-30.9.) jälkeen. Mallilaskennassa vuoden 1999 Viikinmäen jätevedenpuhdistamon biologisesti käyttökelpoista ravinnekuormaa vähennettiin keskimäärin 47 % ja Suomenojan jätevedenpuhdistamon biologisesti käyttökelpoista ravinnekuormaa noin 10 %.

pääasiallinen kulkeutumissuunta on skenaarioissa vallitsevien länsituulien mukainen eli kohti itää. Suomenlahden pohjoisrannalle tyypillinen länttä kohti suuntautuva perusvirtaus alkaa vaikuttaa voimakkaasti vasta noin 10 m syvyydessä (Andrejev ym. 2000).

Ravinnekuorman sijoittamisella mallissa eri syvyydelle tai paksumpaan vesikerrokseen on suuri vaikutus tuloksiin. Jätevedenpuhdistamojen kuormien sijoittaminen vain ylimpään vesikerrokseen mallissa on siis tulosten kannalta perustavaa laatua oleva ratkaisu. Lämpimän ja suolattoman jäteveden sekoittuminen meriveteen ei ole yksiselitteinen kysymys. Voidaan ajatella jäteveden kevyempänä nousevan kokonaan pintaan. Todennäköisesti jonkinasteista sekoittumista tapahtuu kuitenkin jo syvemmissä vesikerroksissa. Esim. Viikimäen jätevesiviemäri on sijoitettu syvälle, 21-22 m syvyyteen.

3.4.2 Kuormituksen vähentyminen Vantaanjoen valuma-alueella

Vantaanjoen ravinnekuormituksen vähentyminen 20 %:lla ei näy kasviplanktonin kokonaisbiomassassa kun havaittavan biomassan muutoksen kynnyksarvoksi on asetettu 2 % (Kuva 20). Rihmalevien määrässä on havaittavissa 2-5 % vähenemistä Helsingin sisäsaaristossa, missä rihmaleväbiomassat ovat muutenkin veden sameuden ja kovien kasvualustojen puutteen takia vähäisiä.

Ekologisen vasteen vähäisyys johtuu jokiveden suuresta kiintoainepitoisuudesta. Kiintoaineen aiheuttama varjostus pitää levien kasvun varsinkin keväisin laajoilla alueilla valorajoitteisena. Tällaisessa tilanteessa jokivedet ehtivät levitä laajalle merialueelle ennen kuin niiden sisältämät ravinnevarat kulutetaan loppuun. Laajalle alueelle levitessään kuormitusvähennysten vaikutukset heikkenevät ja jäävät skenaariokuvissa käytetyn 2 % kynnyksarvon alapuolelle. Kiintoainekuormaa ei vähennetty tässä skenaariossa lainkaan. Maataloudessa tapahtuvat toimenpiteet vaikuttavat kuitenkin todennäköisesti myös kiintoainekuormaan. Valorajoitus on tärkeä tekijä kas-

villisuudelle ennenkaikkea rehevöityneillä sisälähdillä, joihin joen tuoman kiintoaineen samentava vaikutus kohdistuu. Ravinteet eivät rajoita tuotantoa tällaisessa systeemissä. Mitä ulommas merelle päin siirytään, sitä tärkeämmäksi nousee ravinteiden merkitys, kun taas kiintoaineen aiheuttama valorajoitus heikkenee (Cabecadas ym 1999). Kiintoainekuorman ja valorajoituksen vähentyessä lahtialueella levien kasvu saattaa lyhyellä aikavälillä jopa lisääntyä. Tulosta tarkasteltaessa tulee kuitenkin ottaa huomioon myös mallilaskennassa käytetyn vuoden merkitys jokikuormaan. Vuosi 1999 oli vähävetisempi kuin vuosi 2000 ja Vantaanjoen kuorma oli lähes 400 tonnia pienempi. Tällöin jokikuorman osuus kokonaiskuormasta ja myös vaikutukset jäävät vähäisemmiksi kuin runsaan sadannan vuosina.

Ekosysteemimalli kuvaa ravinteiden sedimentoitumisen pohjakerrokseen sekä ravinteiden vapautumisen detrituksen hajotessa. Siinä ei kuitenkaan pystytä huomioimaan pohjan happitilanteen muutosten aiheuttamia vaikutuksia sedimentistä takaisin vesipatsaaseen suuntautuvaan ravinnevuohon. Tästä syystä malli ei nykyisellään pysty kuvaamaan sisäisen kuormituksen aiheuttamia voimakkaita fosforipitoisuuden nousuja.

3.4.3 Muutokset typpeä sitovien sinilevien määrässä

Skenaarioiden sinilevävaikutuksia ei ole esitetty erikseen, vaan ne on sisällytetty kasviplanktonin kokonaisbiomassaan. Analysoidut vesiensuojeluskenaariot vähentävät typpeä ja fosforia yhtä suurilla prosenttimääriä nykykuormituksesta. Koska sekä Vantaanjoen että pääkaupunkiseudun yhdyskuntajätevesien kuormitus on nykyisellään Redfield-suhteeseen verrattuna selvästi typpivoittoista, myös prosenttimääräisistä kuormitusvähennyksistä muodostuu typpivoittoisia. Tästä syystä millään analysoidulla skenaariolla ei ole lyhyellä tarkastelujaksolla typpeä sitovia sinileviä vähentäviä vaikutuksia. Pitkällä tähtäimellä typpi-vähennykset saattavat vähentää myös typpeä sitovien sinilevien määrää pohjan hap-

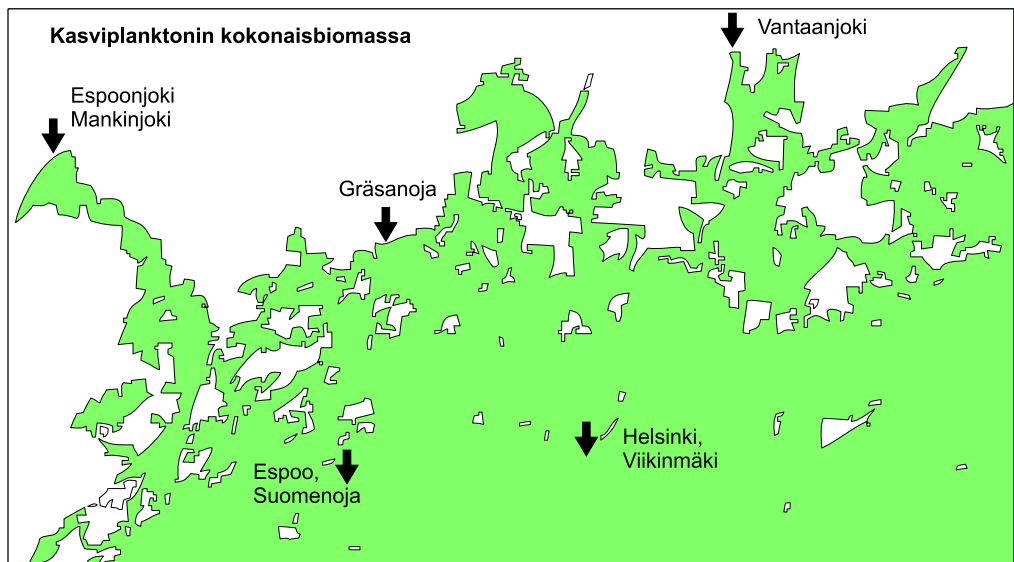
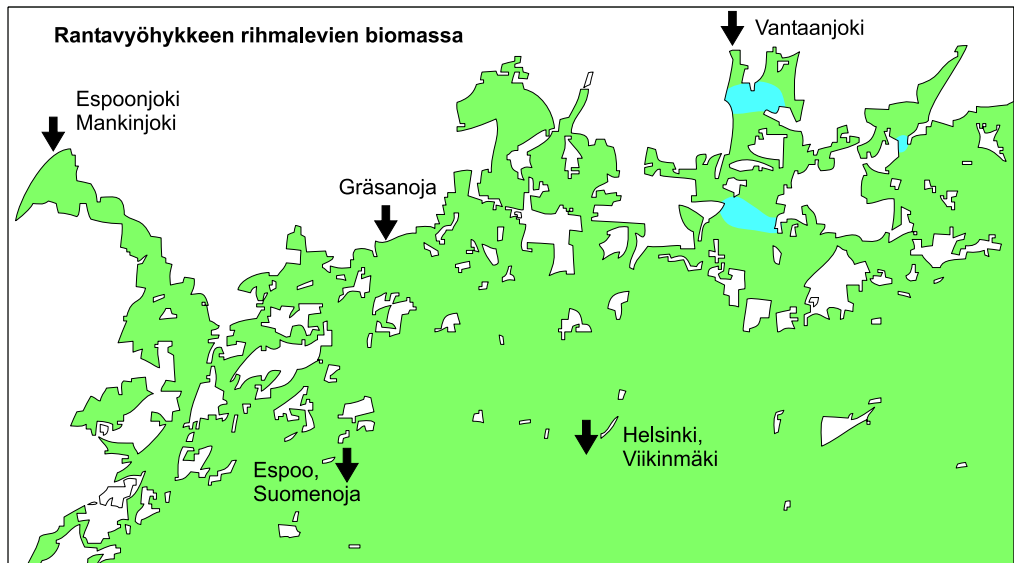
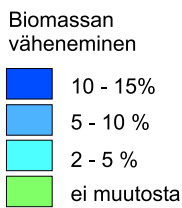
pitilanteessa ja sisäisessä kuormituksessa tapahtuvien muutosten kautta (Kiirikki ym. 2001b).

3.4.4 Ekosysteemimallin jatkokäyttö

HESPO-ekosysteemimallia voidaan tulevaisuudessa hyödyntää monissa eri käyttötarkoituksissa. Paikallismalleilla voidaan tehdä lyhyen tähtäimen ennusteita sinilevälauttojen kulkeutumisesta rannikon läheisyydessä. Mallia voidaan käyttää

kustannustehokkuuden arviointiin vesien-suojelutoimenpiteiden ja -ohjelmien valmistelutyössä. Samoin ruoppausten tai hiekanoton aiheuttaman kiintoainesamenuksen vaikutusalueen arviointi on HESPO-mallin resoluutiolla avomerialueilla mahdollista.

Oleellinen näkökohta pääkaupunkiseudun merialueen tilaa arvioitaessa on kaukokulkeutumisen merkitys. Erityisesti Pietarissa tehtävien toimenpiteiden vaikutukset pääkaupunkiseudun merialueeseen voivat olla merkittäviä. Kotkan mal-



Kuva 20. Vantaanjoen valuma-alueelta tulevan kuormituksen vähentymisen vaikutukset pääkaupunkiseudun edustan merialueen keskimääräisiin leväbiomassoihin yhden kasvukauden (1.1.-30.9.) jälkeen. Mallilaskennassa vuoden 1999 Vantaanjoen biologisesti käyttökelpoista ravinnekuormaa vähennettiin 20 %. Kiintoainekuormaa ei tässä skenaariossa vähennetty lainkaan.

lityössä Pietarin toimenpiteiden arvioitiin vähentävän sinilevien määrää ulkosaaristossa ja avomerellä jopa useita kymmeniä prosentteja (Kiirikki ym. 2001a). Suomen ympäristökeskuksessa on käynnissä koko Itämeren kattavan ekosysteemin kehittämisen tutkimus, joka avaa myös paikallismallien käytölle uusia mahdolli-

suuksia. Laajoista, koko Itämeren käsittävistä useamman vuoden mallilaskennoista voidaan ottaa ravinteiden pitoisuuskehitystä paikallismallin alkuarvoiksi. Näin voidaan yhdistää pitkäaikainen skenaariotarkastelu paikallismallin alueelliseen tarkkuuteen.

Kirjallisuus

- Andrejev, O., Myrberg, K., Andrejev, A. & Perttilä, M. (2000). Hydrodynamic and chemical modelling of the Baltic Sea—A three-dimensional approach. *Meri* 42:1-41.
- Cabecadas, G., Nogueira, M. & Brogueira, M.J. (1999). Nutrient dynamics and productivity in three European estuaries. *Marine Pollution Bulletin* 38:1092-1096.
- Ekholm, P. (1998). Algal-available phosphorus originating from agriculture and municipalities. *Monographs of the boreal Environment Research* 11:1-60. Väitöskirja.
- Frisk, T. (1982). An oxygen model for Lake Haukivesi. *Hydrobiologia* 86:133-139.
- Glibert, P.M., Conley, D.J., Fischer, T.R., Harding, L.W.Jr. & Malone, T.C. (1995). Dynamics of the 1990 winter/spring bloom in Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series* 122:27-43.
- Hari, J. & Soini, K. (1975). Meriveden virtaus Espoon, Helsingin ja Sipoon edustalla. *Vesien suojelulaboratorion tiedonantoja* 7.
- Inkala, A. & Myrberg, K. (2001). Comparison of hydrodynamical models of the Gulf of Finland in 1995 – a case study. *Environmental Modelling & Software* (painossa).
- Istvanovics, V., Padisak, J., Petterson, K. & Pierson, D.C. (1994). Growth and phosphorus uptake of summer phytoplankton in Lake Erken (Sweden). *Journal of Plankton Research* 16:1167-1196.
- Kauppila, P. & Bäck, S. (2001). State of the Finnish coastal waters in the 1990s. *Suomen Ympäristö* 472:1-134.
- Kiirikki, M. (1996). Experimental evidence that *Fucus vesiculosus* (Phaeophyta) controls filamentous algae by means of the whiplash effect. *European Journal of Phycology* 31: 61-66.
- Kiirikki, M., Haapamäki, J., Koponen, J., Ruuskanen, A. & Sarkkula, J. (1998). Linking the growth of filamentous algae to the 3D-Ecohydrodynamic model of the Gulf of Finland. *Environmental Modelling & Software* 13: 503-510.
- Kiirikki, M., Westerholm, L. & Sarkkula, J. (2000). Suomenlahden levähaittojen vähentämismahdollisuudet. *Suomen Ympäristö* 416:1-36.
- Kiirikki, M., Välipakka, P., Korpinen, P., Koponen, J. & Sarkkula, J. (2001a.) 3D-ecosystem models as decision support tools in the Gulf of Finland–Kotka archipelago as an example. *CEEDES* (painossa).
- Kiirikki, M., Inkala, A., Kuosa, H., Pitkänen, H., Kuusisto, M. & Sarkkula, J. (2001b). Evaluating the effects of nutrient load reductions on the biomass of toxic nitrogen-fixing cyanobacteria in the gulf of Finland, Baltic Sea. *Boreal Environment Research* 6:1-16.
- Kononen, K. & Leppänen, J.-M. (1997). Patchiness, scales and controlling mechanisms of cyanobacterial blooms in the Baltic Sea: Application of a multiscale research strategy. *Teoksessa: Kahru M, Brown CW (toim.) Monitoring algal blooms: New techniques for detecting large-scale environmental change. Landes Bioscience. Austin.*
- Koponen, J., Alasaarela, E., Lehtinen, K., Sarkkula, J., Simbierowicz, P., Vepsä, H. & Virtanen, M. (1992a). Modelling the Dynamics of a Large Sea Area, Bothnian Bay Research Project 1988–90. *Publications of the Water and Environment Research Institute* 7:1-91. National Board of Waters and the Environment, Helsinki, Finland.

- Koponen, J., Salo, S. & Hirvi, J.P. (1992b). Description of a computer program for chemical spill simulation. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja* 440:1-21.
- Kramer, T., Jozsa, J. & Sarkkula, J. (2000). Modelling of a coastal wetland for restoration planning. *Proc. Symposium on restoration of lakes and wetlands*. Bangalore, India. November 27-29, 2000.
- Kuusisto, M. (1997). Suomenlahden kasviplankton- ja ravinne-dynamiikka-vedenlaatumallisuus. Diplomityö. Teknillinen korkeakoulu.
- Palva R., Rankinen K., Granlund K., Grönroos J., Nikander, A. & Rekolainen, S. (2001). Maatalouden ympäristötuen toimenpiteiden toteutuminen ja vaikutukset vesistökuormitukseen vuosina 1995–1999. *Suomen ympäristö* 478:1-92.
- Peltoniemi, H. & Koponen J. (2001). Selvitys meritäyttöjen vaikutuksesta virtausolosuhteisiin, Koivusaaren, Hanasaaren, Lemislahden alue. Suomen Ympäristövaikutusten Arviointikeskus Oy:n raportti 47s.
- Pesonen, L., Norha, T., Rinne, I., Viitasalo, I. & Viljamaa, H. (1995). Helsingin ja Espoon meri-alueiden velvoitetarkkailu vuosina 1987–1994. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen monisteita 1:1-143.
- Pitkänen, H., Lehtoranta J. & Räike, A. (2001). Internal nutrient fluxes counteract decreases in external load: The case of the estuarial Eastern Gulf of Finland, Baltic Sea. *Ambio-Stockholm* 30:195-201.
- Redfield, A.C. (1958). The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Sci.* 46: 205-221.
- Salo, S. (2001). Experimental xylene and cumene spill at sea. Suomen ympäristökeskuksen moniste 216:1-15.
- Tyrrell, T. (1999). The relative influence of nitrogen and phosphorus on the oceanic primary production. *Nature* 400: 525-531.
- Vepsä, H., Koponen, J. & Salo, S. (1993). Finnish operational model system for oil- and chemical accident and sea rescue. *Aqua Fennica* 23:251-258.

LIITE I. Vesistön virtauksia, aineen kulkeutumista ja sekoittumista kuvaavat muuttujat, yhtälöt ja kertoimet.

Virtausmallin muuttujat

symboli	määritelmä	yksikkö
\mathbf{u}	nopeusvektori	m s^{-1}
u, v	horisontaaliset nopeuskomponentit	m s^{-1}
t	aika	s
p	paine	Pa
ρ_0	keskimääräinen veden tiheys	g m^{-3}
f	Corioliskerroin	1 s^{-1}
g	maan vetovoiman kiihtyvyys	m s^{-2}
V_{hor}, V_{ver}	horisontaalinen ja vertikaalinen liikemäärän pyörrediffuusiokerroin	$\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$
ζ	pinnankorkeus	m
p_a	ilmanpaine	Pa
p_i	nesteen sisäinen paine (barokliininen paine (tiheyden vaihtelut))	Pa
p_e	nesteen ulkoinen paine (barotrooppinen paine)	Pa
c	pitoisuus	g m^{-3}
D_h, D_v	horisontaalinen ja vertikaalinen pyörrediffuusiokerroin	$\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$

Virtausmallin yhtälöt:

Horisontaalinen nopeudenmuutos ajan suhteen:

$$(1) \frac{\partial u}{\partial t} = fv - \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left(v_{hor} \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(v_{hor} \frac{\partial u}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(v_{ver} \frac{\partial u}{\partial z} \right) - \mathbf{u} \cdot \nabla u$$

$$(2) \frac{\partial v}{\partial t} = -fu - \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial x} \left(v_{hor} \frac{\partial v}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(v_{hor} \frac{\partial v}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(v_{ver} \frac{\partial v}{\partial z} \right) - \mathbf{u} \cdot \nabla v$$

Paine:

$$(3) \frac{\partial p}{\partial z} = -g\rho$$

Massan säilyminen

$$(4) \nabla \cdot \mathbf{u} = 0$$

Paine p voidaan jakaa ulkoiseen ja sisäiseen osaan:

$$(5) p = p_e + p_i$$

$$(6) p_e = g\eta\rho_0 + p_a$$

$$(7) p_i = g \int_z^\eta \Delta\rho dz$$

Aineen kulkeutuminen ja sekoittuminen:

$$(8) \frac{\partial c}{\partial t} = -\mathbf{u} \cdot \nabla c + D_h \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + D_h \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} + D_v \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} + L$$

Virtausmallin kertoimet:

vakio	selite (yksikkö)	arvo
v_{ver}	liikemäärän vertikaalinen pyörrediffuusiokerroin ($\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$) (osassa ajoista k- tai k-Å-turbulenssimalli)	5 – 15
v_{hor}	liikemäärän horisontaalinen pyörrediffuusiokerroin ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$)	1 - 10
C_d	tuulen neliöllinen kitkakerroin (1 m^{-1}) (osassa ajoista rantojen suojausvaikutus)	0.0012
C_{b2}	pohjan neliöllinen kitkakerroin (1 m^{-1})	0.0025
C_{b1}	pohjan lineaarinen kitkakerroin (1 s^{-1})	0.03

LIITE 2 Ekosysteemimallin muuttujat, vakiot sekä malliyhtälöt, nopeudet ja rajoittavat tekijät

Ekosysteemimallin muuttujat

Planktonlevät:

symboli	määritelmä	yksikkö
c_C	Typensitojien märkäpaino	$g\ m^{-2}$
c_A	Muiden planktonlevien märkäpaino	$g\ m^{-2}$
c_{DIN}	DIN pitoisuus	$mg\ m^{-3}$
c_{DIP}	DIP pitoisuus	$mg\ m^{-3}$
c_{Ndet}	Detritus tyyppi	$mg\ m^{-3}$
c_{Pdet}	Detritus fosfori	$mg\ m^{-3}$
c_{SS}	Kiintoainepitoisuus	$g\ m^{-3}$
L_{DIN}	DIN kuorma	$mg\ m^{-3}\ d^{-1}$
L_{DIP}	DIP kuorma	$mg\ m^{-3}\ d^{-1}$
I	Kokonaissäteily	$MJ\ m^{-2}\ d^{-1}$
T	Lämpötila	$^{\circ}C$
Ice	Jääpeite (0,1)	-
t	Aika	d
h	Hilakopin syvyys	m

Rihmalevät:

symboli	määritelmä	yksikkö
c_F	Rihmalevien kuivapaino	$g\ m^{-2}$
d_{ice}	Jääpeite	cm
$SECC$	Secchi-syvyys	cm
hh	Kasvusyvyys	cm
Ib	Kokonaissäteily kasvusyvytydessä	$MJ\ m^{-2}\ d^{-1}$

Ekosysteemimallin vakiot

Planktonlevät:

symboli	määritelmä	viite	arvo	yksikkö
N_{inC}	Typensitojien sisältämä typpi	Redfield 1958	0.0193	-
P_{inC}	Typensitojien sisältämä fosfori	Redfield 1958	0.00268	-
N_{inA}	Muiden planktonlevien sisältämä typpi	Redfield 1958	0.0193	-
P_{inA}	Muiden planktonlevien sisältämä fosfori	Redfield 1958	0.00268	-
$\mu_{C\ max}$	Typensitojien kasvunopeuden yläraja	kalibrointi	0.5	d^{-1}
$\mu_{A\ max}$	Muiden planktonlevien kasvunopeuden yläraja	Olli ym. 1996	0.7	d^{-1}
$R_{C\ max}$	Typensitojien kokonaishävikin yläraja	kalibrointi	0.1	d^{-1}

R_{Amax}	Muiden planktonlevien kokonaishävikin yläraja	kalibrointi	0.15	d^{-1}
K_{NC}	DIN:n puolikyllästysvakio typensitojille	Tyrrell 1999	0	$mg\ m^{-3}$
K_{PC}	DIP:n puolikyllästysvakio typensitojille	Kononen & Leppänen 1997	2	$mg\ m^{-3}$
K_{NA}	DIN:n puolikyllästysvakio muille planktonleville	kalibrointi	7	$mg\ m^{-3}$
K_{PA}	DIP:n puolikyllästysvakio muille planktonleville	kalibrointi	1	$mg\ m^{-3}$
K_{IC}	Säteilyn puolikyllästysvakio typensitojille	kalibrointi	20	$MJ\ m^{-2}\ d^{-1}$
K_{IA}	Säteilyn puolikyllästysvakio muille planktonleville	kalibrointi	15	$MJ\ m^{-2}\ d^{-1}$
C_{min}	Typensitojien märkäpainon alaraja	kalibrointi	0.5	$g\ m^{-2}$
A_{min}	Muiden planktonlevien märkäpainon alaraja	kalibrointi	0.01	$g\ m^{-2}$
A_{max}	Kokonaismärkäpainon yläraja	kalibrointi	300	$g\ m^{-2}$
β_0	Detritustypen mineralisaationopeuden yläraja	Garber 1984	0.018	d^{-1}
γ_0	Detritusfosforin mineralisaationopeuden yläraja	Garber 1984	0.018	d^{-1}
V_{Ndet}	Detritustypen vajoamisnopeus	Heiskanen & Tallberg 1999	1	$m\ d^{-1}$
V_{Pdet}	Detritusfosforin vajoamisnopeus	Heiskanen & Tallberg 1999	1	$m\ d^{-1}$
S_{Ndet}	Detritustypen sedimentaationopeus			
	0-20 m	kalibrointi	1.0	$m\ d^{-1}$
	20-100 m	kalibrointi	0.0	$m\ d^{-1}$
S_{Pdet}	Detritusfosforin sedimentaationopeus			
	0-20 m	kalibrointi	1.0	$m\ d^{-1}$
	20-100 m	kalibrointi	0.0	$m\ d^{-1}$
T_{opt}	Optimilämpötila			
	typensitojien kasvulle	Kononen & Leppänen 1997	25	$^{\circ}C$
	muiden planktonlevien kasvulle	kalibrointi	15	$^{\circ}C$
	kokonaishävikeille	kalibrointi	25	$^{\circ}C$
	detritustypen mineralisaatiolle	Garber 1984	18	$^{\circ}C$
	detritusfosforin mineralisaatiolle	Garber 1984	18	$^{\circ}C$
a_T	Lämpötilarajoitusfunktion vakio			
	typensitojien kasvulle	kalibrointi	1.14	-
	muiden planktonlevien kasvulle	kalibrointi	1.001	-
	kokonaishävikeille	kalibrointi	1.05	-
	detritustypen mineralisaatiolle	Garber 1984	1.3	-
	detritusfosforin mineralisaatiolle	Garber 1984	1.3	-
I_{red}	Säteilyn väheneminen jään vaikutuksesta	kalibrointi	0.5	-
h_{mix}	Sekoittuvan kerroksen paksuus	kalibrointi	20	m

Rihmalevät:

symboli	määritelmä	viite	arvo	yksikkö
μ_{Fmax}	Rihmalevien kasvunopeuden yläraja	Reed & Barron 1983	0.6	d ⁻¹
R_{Fmax}	Rihmalevien kokonaishävikin yläraja	kalibrointi	0.068	d ⁻¹
K_{NF}	DIN:n puolikyllästysvakio rihmaleville	kalibrointi	37	mg m ⁻³
K_{PF}	DIP:n puolikyllästysvakio rihmaleville	kalibrointi	17	mg m ⁻³
K_{IF}	Säteilyn puolikyllästysvakio rihmaleville	Wallentinus 1978	2.9	MJ m ⁻² d ⁻¹
F_{min}	Rihmalevien kuivapainon alaraja	mittaukset	0.5	g m ⁻²
F_{max}	Rihmalevien kuivapainon yläraja	Wallentinus 1979	150	g m ⁻²
	Optimilämpötila			
	rihmalevien kasvulle	kalibrointi	15	°C
	rihmalevien kokonaishävikille	kalibrointi	25	°C
	Lämpötilarajoitusfunktion vakio			
	rihmalevien kasvulle	kalibrointi	1.001	-
	rihmalevien kokonaishävikille	kalibrointi	1.2	-
α	Yksikötön valovakio	Canale & Auer 1982	1.35	
K_{ice}	Valon määrän puolittava jään paksuus	kalibrointi	2	cm
$sec1$	Secchi-syvyyden yläraja	mittaukset	500	cm
$sec2$	Secchin riippuvuus kasviplanktonin biomassasta	mittaukset	-10	cm g ⁻¹ m ²
$sec3$	Secchin riippuvuus pintaveden kiintoainepitoisuudesta	mittaukset	-50	cm g ⁻¹ m ³
C_{SSmin}	kiintoainerajoituksen alaraja	mittaukset	1	g m ⁻³
C_{SSmax}	kiintoainerajoituksen yläraja	mittaukset	10	g m ⁻³

Malliyhtälöt, nopeudet ja rajoittavat tekijät.

Yhtälöt

$$(9) \frac{\partial c_C}{\partial t} = (\mu_C - R_C)c_C$$

$$(10) \frac{\partial c_A}{\partial t} = (\mu_A c_A - R_A)c_A$$

$$(11) \frac{\partial c_F}{\partial t} = (\mu_F - R_F)c_F$$

$$(12) \frac{\partial c_{DIN}}{\partial t} = \beta c_{Ndet} - \mu_A N_{inA} c_A h_{mix}^{-1} - \mu_C N_{inC} c_C h_{mix}^{-1} + L_{DIN}$$

$$(13) \frac{\partial c_{DIP}}{\partial t} = \gamma c_{Pdet} - \mu_A P_{inA} c_A h_{mix}^{-1} - \mu_C P_{inC} c_C h_{mix}^{-1} + L_{DIP}$$

(14)

$$\frac{\partial c_{Ndet}}{\partial t} = N_{inA} R_A c_A h_{mix}^{-1} + N_{inC} R_C c_C h_{mix}^{-1} - \beta c_{Ndet} - v_{Ndet} c_{Ndet} h^{-1} - S_{Ndet} c_{Ndet} h^{-1}$$

(15)

$$\frac{\partial c_{Pdet}}{\partial t} = P_{inA} R_A c_A h_{mix}^{-1} + P_{inC} R_C c_C h_{mix}^{-1} - \gamma c_{Pdet} - v_{Pdet} c_{Pdet} h^{-1} - S_{Pdet} c_{Pdet} h^{-1}$$

Nopeudet

$$(16) \mu_C = \mu_{Cmax} f_{CN}(c_{DIN}, c_{DIP}) f_{CI}(I) f(T) f_{AC}(c_A, c_C) f_{SS}(c_{SS})$$

$$(17) \mu_A = \mu_{Amax} f_{AN}(c_{DIN}, c_{DIP}) f_{AI}(I) f(T) f_{AC}(c_A, c_C) f_{SS}(c_{SS})$$

$$(18) \mu_F = \mu_{Fmax} f_{FN}(c_{DIN}, c_{DIP}) f_{FI}(I) f(T) f_{FC}(c_F)$$

$$(19) R_C = R_{Cmax} f(T) (c_C - C_{min}) / c_C$$

$$(20) R_A = R_{Amax} f(T) (c_A - A_{min}) / c_A$$

$$(21) R_F = R_{Fmax} f(T) (c_F - F_{min}) / c_F$$

$$(22) \beta = \beta_0 f(T)$$

$$(23) \gamma = \gamma_0 f(T)$$

Rajoittavat tekijät

$$(24) f_{CN}(c_{DIN}, c_{DIP}) = \frac{c_{DIN}}{c_{DIN} + K_{NC}} \frac{c_{DIP}}{c_{DIP} + K_{PC}}$$

$$(25) f_{AN}(c_{DIN}, c_{DIP}) = \frac{c_{DIN}}{c_{DIN} + K_{NA}} \frac{c_{DIP}}{c_{DIP} + K_{PA}}$$

$$(26) f_{FN}(c_{DIN}, c_{DIP}) = \frac{c_{DIN}}{c_{DIN} + K_{NF}} \frac{c_{DIP}}{c_{DIP} + K_{PF}}$$

$$(27) f(T) = \exp \left[\int_{T_{opt}}^T \ln \theta dT \right], \text{ missä } \theta = a_T + (1 - a_T)T/T_{opt} \quad (\text{Frisk 1982})$$

$$(28) f_{CI}(I) = \frac{I(1 - IceI_{red})}{I(1 - IceI_{red}) + K_{IC}}$$

$$(29) f_{AI}(I) = \frac{I(1 - IceI_{red})}{I(1 - IceI_{red}) + K_{IA}}$$

$$(30) f_{FI}(I) = \frac{I_b}{I_b + K_{IF}}$$

$$(31) f_{AC}(c_A, c_C) = 1 - \frac{c_A + c_C}{A_{max}}$$

$$(32) f_{FC}(c_F) = 1 - \frac{c_F}{F_{max}}$$

$$(33) f_{SS}(c_{SS}) = \begin{cases} 1 & C_{SS} \leq C_{SSmin} \\ (C_{SSmax} - C_{SS}) / (C_{SSmax} - C_{SSmin}) & C_{SSmin} < C_{SS} < C_{SSmax} \\ 0 & C_{SS} \geq C_{SSmax} \end{cases}$$

$$\begin{aligned} C_{SS} &\leq C_{SSmin} \\ C_{SSmin} &< C_{SS} < C_{SSmax} \\ C_{SS} &\geq C_{SSmax} \end{aligned}$$

Secchi-syvyys

(34)

$$SECC = sec1 + sec2(c_A + c_C) + sec3 c_{KIIN}$$

Valon määrä rihmalevien kasvusyvytydessä

(35)

$$I_b = Ie^{-\alpha_{hh}/SECC} \left(1 - \frac{d_{ice}}{d_{ice} + K_{ice}} \right)$$

Biomassa-klorofylli-regressio (n=148, R²=0.84):

(36)

$$\text{Biomassa [g m}^{-3}] = 0.15 * \text{a-klorofylli [mg m}^{-3}]^{1,2} \quad (\text{Kuusisto 1997})$$

Kuvailulehti

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus (SYKE)	Julkaisu-aika	Huhtikuu 2002
Tekijä(t)	Päivi Korpinen, Jorma Koponen, Mikko Kiirikki, Juha Sarkkula, Hannu Peltoniemi, Paula Väänänen ja Maria Gästgifvars		
Julkaisun nimi	HESPO vesistömalli: Ympäristöriskien ja rehevöitymiskehityksen arviointi Helsinki-Espoo-Tallinna merialueella		
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	Julkaisu on saatavana myös internetistä http://www.ymparisto.fi/palvelut/julkaisu/elektro/sy559/sy559.htm		
Tiivistelmä	<p>Portaittaisesti Helsingin ja Espoon edustalle tarkentuvat operatiivinen HESPO-malli ja HESPO-ekosysteemimalli kehitettiin rehevöitymiskehityksen arvioimiseksi, ympäristöriskien hallinnan parantamiseksi ja vesiensuojelun suunnittelun tukemiseksi Helsinki-Espoo-Tallinna merialueella. Portaittaisesti tarkentuva malli mahdollistaa suuren erotuskyvyn hyödyntämisen kohdealueella ilman, että koko merialueen kuvaamisesta jouduttaisiin luopumaan. Mallia voidaan hyödyntää vesiensuojelun suunnittelun ja päätöksenteon apuvälineenä.</p> <p>Operatiivista mallia käytettiin sekä kuvitteellisten onnettomuustilanteiden simuloinnissa että todellisessa kadonneen henkilön etsinnässä. Ekosysteemimallilla tarkasteltiin kahden vesiensuojeluskenaarion vaikutuksia kasviplanktonin ja rantavyöhykkeen rihmalevien määrään. Sekä kasviplanktonin että rihmalevien biomassa väheni 5-15% ulkosaaristossa purkupuutkien läheisyydessä Helsingin ja Espoon yhdyskuntajätevesikuorman vähentämisen seurauksena. Muutokset sisäsaaristossa ja ranta-alueilla jäivät vähäisiksi. Vantaanjoen ravinnekuormassa tapahtuvaa vähennystä kuvaavan maatalousskenaarion vaikutukset jäivät suurelta osin 2% havaintorajan alapuolelle.</p>		
Asiasanat	vesistökuormitus, väheneminen, vesiensuojelu, vesistömallit, mallit		
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 559		
Julkaisun teema	Ympäristönsuojelu		
Projektihankkeen nimi ja projektinumero	Helsingin, Espoon ja Tallinnan merialueen malli; ympäristöriskien ja rehevöitymiskehityksen arviointi ja hallinta XYB14		
Rahoittaja/ toimeksiantaja	Euroopan aluekehitysrahasto, Uudenmaan ympäristökeskus, Helsingin kaupunki ja Espoon kaupunki		
Projektiryhmään kuuluvat organisaatiot	Ympäristövaikutusten Arviointikeskus Oy, Uudenmaan ympäristökeskus, Helsingin ja Espoon kaupunki, Uudenmaan Liitto, Helsingin pelastuslaitos, Helsingin ja Vantaanjoen vesiensuojeluyhdistys, Sisäministeriön pelastusosasto, Rajavartiolaitoksen esikunta, Viron Merentutkimuslaitos, Viron Ympäristöministeriö, Viron Rajavartiolaitos		
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-1148-8 (nid.) 952-11-1149-6 (pdf)	
	Sivuja 46	Kieli Suomi	
	Luottamuksellisuus Julkinen	Hinta 8,41 e (50,00 mk)	
Julkaisun myynti/ jakaja	Edita Publishing Oy, PL 800, 00043 EDITA, vaihde 020 450 00. Asiakaspalvelu: puhelin 020 450 05, faksi 020 450 2380. Sähköposti: asiakaspalvelu@edita.fi www.edita.fi/netmarket		
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus (SYKE), PL 140, 00251 Helsinki		
Painopaikka ja -aika	Tummavuoren Kirjapaino Oy, Vantaa 2002		

Presentationsblad

Utgivare	Finlands miljöcentral (SYKE)	Datum	Apri 2002
Författare	Päivi Korpinen, Jorma Koponen, Mikko Kiirikki, Juha Sarkkula, Hannu Peltoniemi, Paula Väänänen och Maria Gästgifvars		
Publikationens titel	Vattendragsmodellen HESPO: Approximering av miljöriskerna och eutrofieringsutvecklingen i havsområdet Helsingfors-Esbo-Tallinn (HESPO vesistömalli: Ympäristöriskien ja rehevöitymiskehityksen arviointi Helsinki-Espoo-Tallinna merialueella)		
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma project	Publikationen finns tillgänglig på internet http://www.ymparisto.fi/palvelut/julkaisu/elektro/sy559/sy559.htm		
Sammandrag	<p>Den operativa HESPO-modellen och HESPO-ekosystemmodellen, som blir gradvis exaktare ju närmare de appliceras på vattnen utanför Helsingfors och Esbo, utvecklades för att approximera eutrofieringsutvecklingen, för att förbättra hanteringen av miljöriskerna och för att stöda planeringen av vattenskyddet i havsområdet Helsingfors-Esbo-Tallinn. Modellen som blir gradvis exaktare möjliggör att man kan utnyttja en stor upplösningsförmåga i målområdet utan att behöva avstå från att beskriva av hela havsområdet. Modellen kan utnyttjas som hjälpmedel vid planering av vattenskydd och beslutsfattande.</p> <p>Den operativa modellen användes både vid simulering av fiktiva olyckor och vid en reell sökning av en försvunnen person. Med ekosystemmodellen undersöktes verkningarna av två vattenskyddscenarier på mängderna växtplankton och strandzonens trådalger. Både växtplankton och trådalger biomassa minskade med 5-15 % i den yttre sjärgården i närheten av utsläppsröret som en följd av minskningen av belastningen med Helsingfors och Esbos samhällsavlöppsvatten. Förändringarna i den inre skärgården och på strandområdena var små. Effekterna av minskningen av näringsbelastningen som jordbruksscenarioet beskriver, stannade till stor del 2 % under observationsgränsen.</p>		
Nyckelord	vattendragsbelastning, minskning, eutrofiering, vattenskydd, modeller, vattendragsmodeller		
Publikationsserie och nummer	Miljö i Finland 559		
Publicationens tema	Miljövård		
Projektets namn och nummer			
Finansiär/ uppdragsgivare			
Organisationer i projektgruppen			
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-1148-8 (952-11-1149-6 pdf)	
	Sidantal 46	Språk Finska	
	Offentlighet Offentlig	Pris 8,41 e (50,00 mk)	
Beställningar/ distribution	Edita Publishing Ab, PB 800, 00043 EDITA, växel 020 450 00. Postförsäljningen: Telefon 020 450 05, fax 020 450 2380. Internet: www.edita.fi/netmarket		
Förläggare	Finlands miljöcentral (SYKE), PB 140, 00251 Helsingfors, Finland		
Tryckeri/ tryckningsort och -år	Tummavuoren Kirjapaino Oy, Vanda 2002		

Documentation page

Publisher	Finnish Environment Institute (SYKE)	Date	April 2002
Author(s)	Päivi Korpinen, Jorma Koponen, Mikko Kiirikki, Juha Sarkkula, Hannu Peltoniemi, Paula Väänänen and Maria Gästgifvars		
Title of publication	HESPO water system model: The evaluation of environmental risks and eutrophication in Helsinki-Espoo-Tallinn sea area (HESPO vesistömalli: Ympäristöriskien ja rehevöitymiskehityksen arviointi Helsinki-Espoo-Tallinna merialueella)		
Parts of publication/ other project publications	The publication is available in the internet: http://www.ymparisto.fi/palvelut/julkaisu/elektro/sy559/sy559.htm		
Abstract	<p>Nested HESPO-model system with variable horizontal resolution was developed to help in evaluation of eutrophication, to improve the control of environmental risks and to support the planning of water protection measures. Nesting makes it possible to have a good resolution in the area of interest and also to include larger sea areas to the model. The model can be utilized in planning and decision-making of water protection.</p> <p>The practical applications of HESPO operational model were demonstrated with both fictional accident cases as well as in a real SAR case. Analysing ecological effects of two nutrient load reduction scenarios on the phytoplankton and littoral filamentous algal biomasses demonstrated the use of HESPO-ecosystem model. The wastewater scenario describing the nutrient load reduction in the municipal wastewaters of Helsinki area decreased both phytoplankton and filamentous algal biomass by 5–15 % in the vicinity of the outlet located in the outer archipelago of Helsinki. Changes in the inner archipelago and close to the shoreline were hardly detectable. The effects of the agriculture scenario describing the decrease in the nutrient load from the drainage area of river Vantaanjoki on the algal biomasses stayed mainly below the arbitrarily selected detection limit of 2%.</p>		
Keywords	eutrophication, loading, reduction, water protection, modelling, models		
Publication series and number	The Finnish Environment 559		
Theme of publication	Environment Protection		
Project name and number, if any			
Financier/ commissioner			
Project organization			
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-1148-8 (952-1149-6 pdf)	
	No. of pages 46	Language Finnish	
	Restrictions Public	Price 8,41 e (FIM 50,00)	
For sale at/ distributor	Edita Publishing Ltd, P.O.Box 800, FIN-00043 EDITA, Finland, Phone + 358 20 450 00. Mail orders: Phone + 358 20 450 05, fax + 358 20 450 2380. Internet: www.edita.fi/netmarket		
Financier of publication	Finnish Environment Institute (SYKE), P.O. Box 140, FIN-00251 Helsinki, Finland		
Printing place and year	Tummavuoren Kirjapaino Oy, Vantaa 2002		



Hespo vesistömalli: Ympäristöriskien ja rehevöitymiskehityksen arviointi Helsinki-Espoo-Tallinna merialueella

Portaittaisesti Helsingin ja Espoon edustalle tarkentuvat operatiivinen HESPO-malli ja HESPO-ekosysteemimalli kehitettiin rehevöitymiskehityksen arvioimiseksi, ympäristöriskien hallinnan parantamiseksi ja vesiensuojelun suunnittelun tukemiseksi Helsinki-Espoo-Tallinna merialueella. Portaittaisesti tarkentuva malli mahdollistaa suuren erotuskyvyn hyödyntämisen kohdealueella. Malli on käytännöllinen työkalu vesiensuojelun suunnittelun ja päätöksenteon apuvälineenä. Operatiivista mallia käytettiin sekä kuvitteellisten onnettomuustilanteiden simuloinnissa että todellisessa etsintätapauksessa. Ekosysteemimallilla tarkasteltiin esimerkinomaisesti pääkaupunkiseudun jätevesien ja Vantaanjoen ravinnekuormituksessa tapahtuvien muutosten vaikutuksia kasviplanktonin ja rantavyöhykkeen rihmalevien määrään Helsingin edustan merialueella. Tässä työssä esitettävät tulokset tarjoavat tietoa vesiensuojelun kanssa työskenteleville. Julkaisu palvelee myös kaikkia pääkaupunkiseudun merialueen tilasta kiinnostuneita.

Julkaisu on saatavana myös internetissä:
<http://www.ymparisto.fi/palvelut/julkaisu/elektro/sy559/sy559.htm>

ISBN 952-11-1148-8 (nid.)
ISBN 952-11-1149-6 (PDF)
ISSN 1238-7312

Edita Publishing Oy
PL 800, 00430 EDITA, vaihde 020 450 00
Asiakaspalvelu:
puhelin 020 450 05, faksi 020 450 2380
Edita-kirjakauppa Helsingissä:
Annankatu 44, puhelin 020 450 2566