

Dynamisk massbalansmodellering av fosfor i Östersjön

Dynamic Mass-balance Modelling of Phosphorus
in the Baltic Sea

Malin Karlsson

Referat

Dynamisk massbalansmodellering av fosfor i Östersjön

Malin Karlsson

Under senare år har mycket forskning utförts för att öka förståelsen av det komplexa ekosystem Östersjön utgör. Viktiga redskap för att öka förståelsen för systemet är modellering och simulering. För att en modell ska vara lämplig att använda är det viktigt att den inte är för komplicerad och att de parametrar och variabler som används i modellen är lättillgängliga.

I detta arbete har en dynamisk massbalansmodell, CoastMab, som är validerad för mindre kustområden använts för att modellera fosforkoncentrationer och fosforflöden i tre större kustområden - Finska viken, Gdanskbukten och Rigabukten. CoastMab reglerar genom ordinära differentialekvationer inflöden, utflöden och interna flöden. För att kunna hantera säsongsvariationer i temperatur och olika typer av flöden har modellen en temporär upplösning på en månad. Syftet med arbetet har främst varit att se hur väl CoastMab predikterar fosforkoncentrationen och fosforflöden inom respektive område, samt att analysera hur mycket och varför prediktionerna skiljer sig från empiriska data.

De simuleringar som utfördes visade att djupet på den teoretiska vågbasen, som modellen beräknar, är av stor betydelse eftersom den i sin tur bestämmer fördelningen yt- och djupvatten samt fördelningen av ackumulationsbottnar och erosions- och transportbottnar. De utbyttestider för yt- och djupvatten som modellen beräknar är också av största vikt eftersom de har en direkt inverkan på vattenflödet mellan studerat område och havet utanför, vilket i sin tur tillsammans med fosforkoncentrationen bestämmer fosforflöden in och ut ur det studerade området.

Den dynamiska massbalansmodellen kan anses fungera väl för samtliga tre studerade områden, trots att de ligger utanför modellens domän i flera avseenden. Även om prediktionen av fosforkoncentrationen i Rigabukten blev sämre än för de två övriga områdena, låg prediktionen inom det intervall för standardavvikelsen som beräknats utifrån empiriska data. De största fosforflödena i modellen förekom för samtliga områden i gränssnittet mellan egentliga Östersjön och det modellerade kustområdet.

Enkelheten i att använda modellen och det låga antalet obligatoriska drivvariabler gör att den är väl värd att utveckla för att hantera områden av samma eller större storlek än de nu studerade områdena.

Nyckelord: Dynamisk massbalans modellering, eutrofiering, fosfor, Östersjön, Finska viken, Gdanskbukten, Rigabukten.

Abstract

Dynamic Mass-balance Modelling of Phosphorus in the Baltic Sea

Malin Karlsson

During the past few years a vast amount of research has been done to increase the understanding of the complex ecosystem of the Baltic Sea. Modelling and simulations are important tools to increase knowledge of the system. A suitable model must be simple to use and the parameters and variables needed in the model must be easy to access.

In this paper a dynamical mass-balance model, CoastMab, which is validated for smaller coastal areas, has been used to predict concentrations and transports of phosphorus in three large coastal areas - the Gulf of Finland, the Gulf of Gdansk and the Gulf of Riga. CoastMab uses ordinary differential equations to regulate inflow, outflow and internal flows. To reflect seasonal variations in temperature and different types of flows the model has a temporal resolution of a month. The main purposes of this paper have been to evaluate CoastMab, predict the concentrations and the transports of phosphorus in each coastal area and to analyse how much and why the results differ from empirical data.

The performed simulations show the importance of a correct calculation of the wave base. This is due to its influence on the division between surface and deep water as well as the division of areas of accumulation and areas of erosion and transport. The retention times of surface and deep water calculated by the model also is of great importance because of their direct influence on the flow of water between the study area and the sea outside the area. This together with the concentration of phosphorus determines the flow of phosphorus in and out of the study area.

The dynamical mass-balance model is considered to work well in the three studied areas even though the areas are outside the model domain in several respects. Even if the predictions of the phosphorus concentration in the gulf of Riga was less accurate than in the other study areas, the prediction was inside the interval of standard deviation that has been calculated from empirical data. The major flow of phosphorus in the model was in the cross section between the Baltic proper and the modelled coastal area.

Since the model is easy to use and requires only a small number of obligatory input variables it would be appealing to continue development of the model to handle coastal areas of the same size and larger than the study areas in this paper.

Keywords: Dynamical mass-balance modelling, eutrophication, phosphorus, Baltic Sea, Gulf of Finland, Gulf of Gdansk, Gulf of Riga.

*Department of Earth Sciences, Uppsala University, Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala
ISSN 1401-5765*

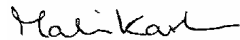
Förord

Detta examensarbete är utfört inom civilingenjörsutbildningen i miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet och omfattar 20 högskolepoäng.

Examensarbetet har utförts vid Institutionen för Geovetenskaper vid Uppsala Universitet.Handledare har varit doktorand Dan Lindgren och ämnesgranskare professor Lars Håkanson båda tillhörande forskargruppen för miljöanalys, Institutionen för Geovetenskaper, Uppsala Universitet.

Jag vill tacka Dan som med många positiva kommentarer har uppmuntrat mig att arbeta effektivt. Dessutom har Dan även snabbt svarat på frågor som uppstått samt varit till stor hjälp under rapportskrivningen med både tips och idéer. Även tack till Lars som under Dans pappaledighet hoppade in som temporär handledare och var till stor hjälp under arbetet med modellen. Jag vill också tacka för den hjälp och det stöd jag har fått av min syster Marie Karlsson och min sambo Jan Karjalainen.

Uppsala, 2007



Malin Karlsson

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	1
1.1	INTRODUKTION	1
1.2	EXAMENSARBETETS SYFTE OCH MÅL	1
2	BAKGRUND	2
2.1	EUTROFIERING	2
2.2	ÖSTERSJÖN	3
2.2.1	Eutrofiering	5
2.3	STUDERADE OMRÅDEN	7
2.3.1	Finska viken	7
2.3.2	Gdanskbukten	8
2.3.3	Rigabukten	10
3	COASTMAB	11
3.1	BAKGRUND	12
3.2	MODELLBESKRIVNING	12
3.2.1	Operationella effektvariabler	14
3.2.2	Inflöden och utflöden	15
3.2.3	Interna flöden	16
4	METOD	17
4.1	AVGRÄNSNING AV STUDERADE OMRÅDEN I GIS	17
4.2	TEST AV COASTMAB	18
4.2.1	Generell metod	18
4.2.2	Finska viken	20
4.2.3	Gdanskbukten	21
4.2.4	Rigabukten	22
4.3	TEST AV VATTENUTBYTESTIDER	23
4.4	ÅTGÄRDSSCENARIER FÖR DE STUDERADE OMRÅDENA	23
4.4.1	Kostnadsanalys	24
5	RESULTAT	24
5.1	AVGRÄNSNING AV STUDERADE OMRÅDEN I GIS	24
5.2	TEST AV COASTMAB	24
5.2.1	Finska viken	24
5.2.2	Gdanskbukten	30
5.2.3	Rigabukten	35
5.3	TEST AV VATTENUTBYTESTIDER	39
5.3.1	Känslighetsanalys för vattenutbytestiderna	43
5.4	ÅTGÄRDSSCENARIER FÖR DE STUDERADE OMRÅDENA	45
5.4.1	Kostnadsanalys	48
6	DISKUSSION	48
6.1	TEST AV COASTMAB	48
6.2	TEST AV VATTENUTBYTESTIDER	51
6.3	ÅTGÄRDSSCENARIER FÖR DE STUDERADE OMRÅDENA	52
6.3.1	Kostnadsanalys	53
6.4	SAMMANFATTANDE DISKUSSION	53
	REFERENSER	55

BILAGOR	I
Bilaga 1	Kostnadsfördelningen mellan Östersjöländerna för att reducera fosforflödet med 50 %.
Bilaga 2	Den allmänna uppbyggnaden av TP-modellen.
Bilaga 3	Karta över årlig landhöjning.
Bilaga 4	Jämförelse mellan intervall för valideringsområdena och de studerade områdena.
Bilaga 5	De obligatoriska drivvariablerna för Finska viken.
Bilaga 6	Variablernas osäkerhet uttryckt i CV.
Bilaga 7	De obligatoriska drivvariablerna för Gdanskbukten.
Bilaga 8	De obligatoriska drivvariablerna för Rigabukten.
Bilaga 9	Årliga kostnaden för att reducera fosforflödet från respektive land till kustområden.
Bilaga 10	Rangordning av samtliga flöden av TP i modellen för Finska viken.
Bilaga 11	Jämförelse mellan olika utbytestider för vatten i respektive bukt och resulterande TP-koncentration.
Bilaga 12	Beräknade klorofyllkoncentrationer och deras konfidensintervall utifrån EEA och ICES.
Bilaga 13	Beräknade siktdjup och deras konfidensintervall utifrån ICES.
Bilaga 14	Rangordning av samtliga flöden av TP i modellen för Gdanskbukten.
Bilaga 15	Rangordning av samtliga flöden av TP i modellen för Rigabukten.
Bilaga 16	Samtliga morfometriska parametrar.

Förkortning	Förklaring
A	Ytarea
A-	Akkumulations-
ADA	Kustområdets avrinningsområde
At	Tvårsnittsarea
$C_{TP_{sea}}$	Koncentrationen av TP i SW utanför kustområdet
D_m	Medeldjup
DW	Djupvatten
E-	Erosions-
ET-	Erosion och transport-
Ex	Exposure, topografisk öppenhet
F_{ADW}	Diffusion från A-botten till DW
$F_{bur\ TP}$	Del av TP-flödet som begravs i sedimenten
F_{DWA}	Sedimentation till A-botten
F_{DWSW_x}	Omblandning, DW till SW
F_{ETSW}	Resuspension till SW
F_{ETDW}	Resuspension till DW
F_{inDW}	Inflöde av TP till DW från havet utanför
F_{inSW}	Inflöde av TP till SW från havet utanför
F_{SWDW}	Sedimentation från SW till DW
F_{SWDW_x}	Omblandning, SW till DW
F_{SWET}	Sedimentation från SW till ET-botten
F_{utDW}	Utflödet av TP från studerat område i DW
F_{utSW}	Utflödet av TP från studerat område i SW
Sed_{DW}	Sedimentation till DW
SPM	Suspenderat partikulärt material
SW	Ytvatten
T-	Transport-
T_{DW}	Teoretisk utbytestid för DW
TP	Total fosfor
T_{SW}	Teoretisk utbytestid för SW
Vd	Formfaktor
Vol	Volym
YEx1	"Switch", vid beräkning av den teoretiska vågbasen
ΔChl	Förändring i klorofyllkoncentration

1 INLEDNING

1.1 INTRODUKTION

Östersjöns näringstillstånd är en mycket aktuell fråga och dess status har under senare år uppmärksammats i medierna. Människan har i alla tider påverkat ekosystemen de nyttjar och efter lång tids exploatering av Östersjön övergick det tidigare oligotrofa systemet till eutroft (Naturvårdsverket, 2006). Under de varma sommarmånaderna juli och augusti syns tydligt effekten av eutrofiering i form av en explosiv förökning av cyanobakterier.

Under 1960- och 1970-talet företogs stora investeringar för att reducera flödet av fosfor från svenska reningsverk och industrier. Investeringarna ledde till miljöförbättringar i främst sjöar och vattendrag, men även i kustområden. På 1990-talet vidtog arbete för att minska kväveläckaget från jordbruksmarker i södra Sverige (Naturvårdsverket, 2006). Finansiella medel har även gått till reningsverken för rening av kväve som av många anses vara det begränsande näringsämnet i marina havsområden. Reduceringen av kväveflödet har till synes inte gett önskad effekt på algblomningen i Östersjön, vilket antas bero på att cyanobakterier kan använda atmosfärens kvävgas som kvävekälla och påverkas därför inte nämnvärt av det reducerade antropogena kväveflödet. Cyanobakteriernas förmåga att fixera kväve innebär vid en god fosfortillgång därmed en konkurrensfördel gentemot andra organismer. Fosfor anses vara det begränsande näringsämnet i kustnära områden och dess betydelse i marina system har tidigare ansetts ringa av flertalet havsmiljöforskare. Under senare år har idén om fosfors betydelse även inom marina system fått ett ökat gehör inom forskarvärlden. Oenigheten kvarstår dock mellan en del forskare angående vilket närsalt som utgör det största hotet mot det marina systemet. I en internationell expertbedömning av situationen i Östersjön som utförts på uppdrag av Naturvårdsverket slår man dock fast att det är mycket viktigt att rena fosforutsläppen till Östersjön (Naturvårdsverket, 2006).

Modellering och simulering utgör viktiga redskap vid studier av eutrofiering förr, nu och i framtiden. Det är viktigt att komma ihåg att en modell endast utgör en abstraktion av verkligheten och enbart innehåller de väsentliga egenskaperna hos systemet som avbildas. För att en modell ska vara funktionell är det av största vikt att den har en optimal storlek och inte beskriver systemet i för stor detalj. Viktigt är att modellen ska vara enkel att använda och att drivvariablerna ska vara lättillgängliga. För att kontrollera att modellen beskriver verkligheten på ett tillfredställande sätt måste modellen valideras. Det område som senare studeras med hjälp av modellen bör ligga inom valideringsområdets domän för att ett direkt användbart resultat ska erhållas.

1.2 EXAMENSARBETETS SYFTE OCH MÅL

I denna studie ska den dynamiska massbalansmodellen CoastMab som modellerar fosforflöden och fosforkoncentrationer i kustområden utvärderas utifrån tre kustområden: Finska viken, Gdanskbukten och Rigabukten. Dessa områden är betydligt större än de kustområden modellen är validerad för och ligger i flera avseenden utanför modellens domän. De studerade områdena skiljer sig även från varandra ifråga om öppenhet mot havet, ytarea och medeldjup.

Viktiga delar i arbetet är att motivera modellens applicerbarhet på områdena ifråga och motivera lämplig generisk skala. Delar av arbetet ska även ägnas åt att identifiera de största fosforflödena och att undersöka vilka antropogena källor som är lämpligast att reducera i respektive område. En hypotes för arbetet är att flödet av totalfosfor mellan studerade områden och havet utanför är så stort, att en reduktion av de antropogena flödena till områdena inte påverkar koncentrationen av totalfosfor i områdena i någon större utsträckning.

2 BAKGRUND

2.1 EUTROFIERING

Med eutrofiering menas vanligen tillståndet i ett akvatiskt ekosystem där en hög näringstillförsel har medfört en obalans i systemet. Fosfor och kväve tillhör de viktigaste näringsämnena för växternas produktion. Normalt är det fosfor som reglerar produktionen i sjöar och i kustområden med begränsad vattenomsättning, medan både kväve och fosfor ömsom anses vara det tillväxtbegränsande näringsämnet i Östersjön (Naturvårdsverket, 2003). I marin miljö är det generellt sett kväve som är det begränsande näringsämnet. För varje fosforatom växterna tar upp behöver de ungefär 16 kväveatomer, Redfields kvot (Naturvårdsverket, 2006). Även kisel är ett viktigt näringsämne för algutväxt, främst för kiselalger (Naturvårdsverket, 2003).

Kväve kan tillföras havet på en mängd olika sätt. Till den antropogena kvävetillförseln hör bland annat kväveläckage från jordbruket som når havet via vattendrag. Kväveföreningar tillförs även havet via nederbörd som kan innehålla nitrat och ammonium. Nitrat härstammar bland annat från biltrafikens utsläpp av kväveoxider medan stallgödsel, från vilket ammoniak avgår till luften, är källan för ammonium (Naturvårdsverket, 2006). Vissa cyanobakterier kan omvandla kvävgas som är löst i vattnet till en biologiskt tillgänglig kväveförening. Dessa bakteriers kvävefixering anses till viss del upphäva effekten av de åtgärder som människan utför för att minska den antropogena kvävetillförseln (MARE, WP 3, 2000).

Fosfor härrör framförallt från jordbruk, industrier, enskilda avlopp och reningsverk. Cirka 20 % av Sveriges antropogena fosforutsläpp kommer från avlopp i glesbygd där ungefär en miljon av hushållen inte är anslutna till ett kommunalt reningsverk (Naturvårdsverket, 2003). Läckaget från åkermark av både kväve och fosfor kan ha varit lika stort för 200 år sedan (Naturvårdsverket, 2006), men transporten till havet är idag mycket större än den var på 1800-talet. Den ökade transporten beror troligtvis på att den största delen av näringsämnena förr fångades upp av våtmarker och sjöar innan det nådde havet. Denna process har störts då våtmarkerna utdikades, vattendragen rätades ut och många sjöar sänktes. Åtgärder vilka samtliga medför en snabbare transport till havet (Naturvårdsverket, 2006).

Kisel i kustområden är i huvudsak en vittringsprodukt från mineraler och kommer till havet via vattendrag. Genom mänskliga aktiviteter, som byggnation av dammar med mera, förändras tillförseln av kisel till havet. I dammar ökar vattnets utbytestid och därmed gynnas tillväxten av kiselalger vilka sakta sjunker till botten. Därmed hålls kiset kvar längre i dammarna och bidrar till att kiselkoncentrationen i vattendragen minskar. Även eutrofieringen påverkar koncentrationen av kisel i kustområden negativt. Den goda näringstillgången ökar primärproduktionen och kiselkoncentrationen i vatten-

massan minskar. Reduceringen av kisel i vattenmassan medför en konkurrensfördel för de alger som inte använder sig av kisel för sin tillväxt (Papush & Danielsson, 2006).

Eutrofiering av sjöar, vattendrag och kustområden leder bland annat till ökad primärproduktion och en ökad produktion av högre vegetationstyper. Mer växtlighet leder i sin tur till en ökad sedimentation av döda växtdelar som bryts ner av bakterier. Nedbrytningen kräver syre och kan medföra att det uppstår syrebrist vid bottarna. Istället för syremolekyler kan vissa bakterier använda nitrat- och sulfatjoner. När bakterierna använder sulfatjoner vid sin energiomsättning bildas svavelväte som på grund av sin giftighet omöjliggör livet på bottnen för de flesta organismer (Naturvårdsverket, 2003). Andra negativa effekter av eutrofiering kan till exempel vara förlust av kommersiellt värdefull fisk, förlust av bentisk fauna, giftiga algbloomningar, förlust av rekreativ värde, ökade kostnader för rening av dricksvatten, infektioner, sjukdomar och allergier (Läane et al., 2005). Kustområden har naturligt en högre koncentration näringsämnen än öppna havet. Detta beror bland annat på att kusten är grundare, har ett inflöde av näringsämnen från land, ett begränsat vattenutbyte och en högre vattentemperatur. Ett av de största problemen med eutrofiering i kustområden är en ökad tillväxt av fintrådiga alger som konkurrerar ut makroalger. I den fria vattenmassan är det svårare att urskilja vilka förändringar som orsakas av naturliga variationer som klimat och vilka som beror av antropogena orsaker som eutrofiering (Bonsdorff et al., 2002).

För att åstadkomma en förbättring av dagens situation är det nödvändigt att identifiera samt urskilja små och stora flöden, naturliga och antropogena källor, punktkällor och diffusa källor, även de ideala- och operationella effektvariablerna måste skiljas åt. Eftersom de ideala effektvariablerna är svårare att mäta, då de beskriver produktion och biomassa hos funktionella nyckelarter, används ofta de operationella effektvariablerna. De operationella effektvariabler som ofta används i eutrofieringssammanhang är syrgaskoncentrationen i det bottenära vattenskiktet, klorofyllkoncentrationen och siktdjupet (Håkanson et al., 2002). Effektvariabler kallas de variabler som först påverkas av en förändring i ekosystemet (Håkanson & Peters 1995). Att klorofyll-koncentration och siktdjup tillhör de vanligaste effektvariablerna för eutrofiering beror på att de är förhållandevis lätta att mäta och därmed praktiska att använda. Vid en trofisk bestämning för kustområden runt Östersjön benämns ett område mesotroft vid en klorofyllkoncentration, under sommarmånaderna, mellan 2 och 6 µg/l och eutroft mellan 6 och 20 µg/l. Då siktdjupet är 7,5 till 28 meter anses områdets status vara mesotrof medan ett siktdjup på 2 till 7,5 meter tyder på ett eutrofierat kustvatten (Håkanson et al., 2006). Hur stort siktdjupet är beror av mängden planktonalger och andra partiklar i vattenmassan. Syrgaskoncentrationen i det bottenära vattenskiktet beror dels av inflödet av saltare och syrerikare vatten från Nordsjön, dels av eutrofikation. Klorofyllkoncentrationen är ett mått på mängden fytoplankton i vattenmassan (Lundberg, 2005).

2.2 ÖSTERSJÖN

Östersjön är ett av världens största brackvattenhav och har en yta på 415 000 km². Havet omges av nio länder och delar av fjorton länder ingår i havets avrinningsområde, figur 1, som är 1 700 000 km². Inom avrinningsområdet bor nästan 85 miljoner människor (HELCOM, 2006). Saliniteten varierar och har en avtagande trend från Kattegat i söder till Bottniska viken i norr. Saltkoncentrationen befinner sig under den

kritiska gränsen för de flesta marina organismer i merparten av Östersjön (Bonsdorff et al., 2002). De arter som ändå klarar av att leva där använder mycket av energin till att reglera sin salthalt och är till följd av det känsligare för miljöpåverkan. Sötvattnet tillförs kontinuerligt Östersjön via vattendrag och strömmar vidare ut i Kattegat genom de danska sunden och Öresund (SMF, 2006). Endast under vissa meteorologiska förhållanden går vattenströmmen åt andra hållet och saltvatten kommer in i systemet. Det inflödande saltvattnet förser då Östersjöns djuphålor med syre (MARE, WP 2, 2000). Den trånga förbindelsen mellan Nordsjön och Östersjön medför att Östersjön har en relativt lång vattenutbytestid på 25 till 30 år (SMF, 2006). Vattenmassan i Östersjön är skiktad av en haloklin och ofta även av en termoklin, det vill säga ett salthaltsprångskikt och ett temperatursprångskikt. Skiktningen försvårar omblandning och den vertikala transporten av näringsämnen samt syre. Speciellt stark är skiktningen vid kusterna där vatten från vattendrag möter saltare havsvatten (SMF, 2006). Djupet på såväl haloklin och termoklin varierar ofta både i tid och rum (Håkanson et al., 2004). Det är inte enbart saliniteten som varierar mycket i Östersjön utan det finns stora variationer i topografi, geologi, hydrografi och klimat. Ansenliga skillnader kan även ses mellan kustområden och öppet hav (Rönnerberg & Bonsdorff, 2004).



Figur 1 Östersjöns avrinningsområde (Stålnacke et al., 1999).

2.2.1 Eutrofiering

Sedan 1800-talet anses Östersjön ha övergått från att vara ett oligotroft klarvattensystem till ett eutroft system och eutrofiering anses idag vara ett av de allvarligaste hoten mot Östersjön (HELCOM, 2006). Mängden näringsämnen och organiskt material som tillförs systemet har ökat radikalt sedan början av 1900-talet. Utsläppen av kväve och fosfor har ökat fyra respektive åtta gånger (Rönnerberg & Bonsdorff, 2004) och under år 2000 släpptes 1 009 700 ton kväve och 34 500 ton fosfor ut i Östersjön (HELCOM, 2000) från floder, direkt utsläpp och atmosfärisk deposition. De sex floderna Neva, Narva, Vistula, Daugava, Nemunas och Odra står för det största inflödet av sötvatten och över 50 % av det totala inflödet av kväve och fosfor (Bonsdorff et al., 2002). Inom 10 km från Östersjöns kustlinje, lever 15 miljoner människor (HELCOM, 2006) och under 1995 producerade dessa människor 3 500 miljoner kubikmeter kommunalt avloppsvatten, varav nästan 14 % var orenat. Av det orenade vattnet kom 85 % från St Petersburgsregionen (Naturvårdsverket, 2000). Efter detta har dock reningsverk byggts i St Petersburg vilket gör att detta flöde har minskat (Water-Technology, 2007). Det industriella avloppsvattnet behandlas däremot till mer än 99 % innan det släpps ut i havet (Naturvårdsverket, 2000). Egentliga Östersjön är den delbassäng som tar emot den största andelen näringsämnen och av det externa fosforflödet motsvarar det ungefär hälften av det totala flödet till Östersjön (Gren & Wulff, 2004).

Sedan 1970-talet har primärproduktionen i öppna havet under sommarmånaderna ungefär fördubblats i södra delen av egentliga Östersjön och klorofyllkoncentrationen har ökat i samma storleksordning. År 2002 var ungefär en fjärdedel av Östersjöns botten anoxisk, vilket motsvarar en area på 100 000 km², och ett av de värst utsatta områdena är Finska viken (Bonsdorff et al., 2002). Effekten av eutrofiering innebär ökade kostnader för många olika parter. Algblomningar orsakar bland annat höga reningskostnader av igentäppta filter i de rör som förser en del industrier med vatten från Östersjön. Förekomsten av giftiga algblomningar har på vissa håll medfört stora förluster för fiskodlingar efter att djuren blivit utsatta för algerna och därför inte längre kan konsumeras. Även förlusten av kommersiellt värdefull fisk och minskad turism medför kostnader. För att motivera de kostnader som det innebär att sänka tillförseln av näringsämnen till Östersjön är det viktigt att ekonomiskt validera Östersjöns resurser. Ett sätt att utföra detta är att värdera de skador eutrofieringen förorsakat ekosystemet och de kostnader förändringen av ekosystemet innebär för befolkningen runt Östersjön (Zylicz et al., 1995).

HELCOM föreslog att samtliga länder som angränsar till Östersjön skulle minska närsaltsbelastningen med 50 % från år 1988 till 2005. Att istället angripa problemet med ett socioekonomiskt synsätt och reducera närsaltsbelastningen i de länder där det skulle vara mest kostnadseffektivt innebär att den totala belastningen på havet minskar lika mycket, men till en mindre kostnad. Den lägsta totala kostnaden att reducera fosforflödet med 50 % uppgår till ungefär 3 miljarder svenska kronor. En proportionell minskning av flödet, mellan Östersjöländerna, innebär en cirka 300 % ökad kostnad. I bilaga 1 ses kostnaden det innebär för respektive land att reducera fosforflödet med 50 % och kostnaden det innebär att minska det totala flödet till en minimal kostnad (Gren et al., 1997). Det optimala angreppssättet betyder att länderna Polen, Ryssland, Estland, Lettland och Litauen ska minska sin belastning med mer än 50 % medan de skandinaviska länderna gör en mindre insats. En kostnadseffektiv reduktion innebär vidare att investeringar mellan Östersjöländerna är nödvändig (Schernewski & Neumann, 2002). Simuleringar utförda av Schernewski & Neumann (2002) med de två

olika metoderna, proportionell och optimal minskning, som underlag antyder att en kostnadseffektiv minskning inte ger några direkta förändringar längs den svenska kusten, däremot tydliga positiva effekter längs den tyska. I båda fallen ökar blomningen av cyanobakterier då minskningen sker till 50 % av både fosfor och kväve. En något större minskning av fosfor kan visa sig hindra en ökad algblomning (Schernewski & Neumann, 2002).

Åtgärder för att minska närsaltsbelastningen av Östersjön kan vara plantering av fånggrödor på åkermark, återställa och nyanlägga våtmarker, kväverening av rökgaser och effektivare rening av avloppsvatten (Naturvårdsverket, 2006). Kostnaden att minska fosfortransporten till Östersjön är mycket lägre än den för att reducera kvävetransporten. Den lägre kostnaden för fosfor beror på att ungefär 80 % av den reduktion som krävs för att uppnå det mål som antogs 1988 av HELCOM kan åstadkommas genom effektiviseringar inom reningsverken (Neumann & Schernewski, 2005), vilket är den billigaste åtgärden. Fortfarande sker dock relativt stora utsläpp av fosfor till Östersjön via stora floder i Polen, Baltikum och Ryssland (HELCOM, 2000). Sedimenten i havet innehåller också stora mängder fosfor, vilket medför svårigheter att på kort sikt minska fosforkoncentrationen i Östersjön (Conley et al., 2002). Enligt Gren et al. (1997) tar det efter en reduktion av näringsflödet till Östersjön ungefär 25 år för fosfor att uppnå ett nytt jämviktsläge, medan det för kväve enbart tar 10 år. Skillnaden beror på att det för kväve finns en effektiv sänka, denitrifikation (Gren et al., 1997), medan fosfors enda sänka är begravnin i sediment vilket är en mycket långsam process (Neumann & Schernewski, 2005). Att enbart inrikta sig på att rena fosfor är inte säkert ett bra alternativ, eftersom det skulle kunna leda till att Redfields kvot skulle bli för svår att uppnå i Östersjön. Kväveöverskottet i Östersjön skulle då i sin tur leda till en större kvävetransport till det kvävebegränsade Kattegat och leda till mer eutrofieringsproblem där (Conley et al., 2002). Vidare skriver Conley et al. (2002) att en reduktion av kväve medan fosforkoncentrationen fortfarande är hög antagligen ökar den biologiska kvävefixeringen och reduktionen kan visas vara ineffektiv.

Fosfor

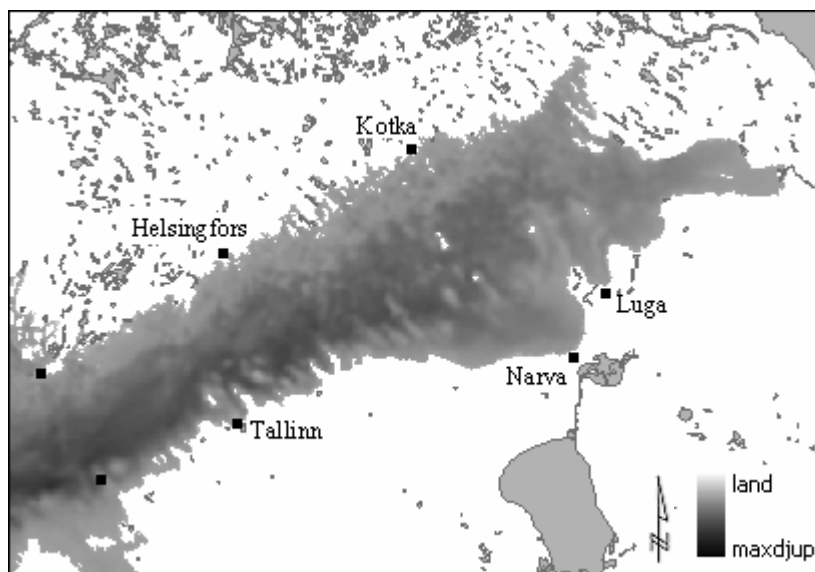
Totalt transporteras 34 500 ton fosfor per år till Östersjön via vattendrag, reningsverk och industrier med direkt utsläpp i havet (HELCOM, 2006). I Sverige står utsläpp från jordbruksmark, enskilda avlopp och reningsverk för 90 % av den antropogena tillförseln av fosfor. Under senare år har fosforutsläppen från Sverige minskat, men transporten till havet är fortfarande lika stor som för 30 år sedan. Viktiga orsaker till det är att markens naturliga läckage utgör 18 % av den totala transporten och fosfor som under årtionden ackumulerats i mark, sjöar och vattendrag frigörs då koncentrationen i utsläppen minskar (Miljömålsportalen, 2006). Koncentrationen av fosfor i havet påverkas i stor utsträckning av de olika processer som förekommer i sedimenten. De faktorer som påverkar koncentrationen av fosfor i sedimenten är bland annat sedimenttyp, syreförhållandena på botten och i vattenskiktet nära botten, mängden organiskt material samt koncentrationen av kalcium, järn och aluminium. Fosfor kan bilda en stor variation av föreningar med olika ämnen som järn och aluminium. Dessa föreningar är inte stabila, vilket under speciella förhållanden medför att fosfor kan frigöras och påverka systemets näringsstatus (Matuszewska et al., 2003). Den interna belastningen bromsar återhämtningen av systemet när bottensediment med ackumulerad fosfor utsätts för anaeroba förhållanden och det sker då ett läckage av fosfor till vattenmassan (Miljömålsportalen, 2006). Läckaget beror främst på reduktion av oxiderade järnföreningar (Kiirikki et al., 2001).

År 1999 antog Sveriges riksdag 15 nationella miljö kvalitetsmål (Sveriges Riksdag, 2006) för ett långsiktigt hållbart Sverige, varav ett delmål gäller eutrofiering (Miljömålsportalen, 2006). Specifikt för fosfor gäller: ”Fram till år 2010 skall de svenska vattenburna utsläppen av fosforföreningar från mänsklig verksamhet till sjöar, vattendrag och kustvatten ha minskat med minst 20 % från 1995 års nivå. De största minskningarna skall ske i de känsligaste områdena” (Miljömålsportalen, Delmål 7.1., 2006). Till mänsklig verksamhet räknas belastning från industri, dagvatten, enskilda avlopp, kommunala reningsverk, skogsbruk samt jordbruk och 1995 års belastning uppgick till 3 550 ton (Naturvårdsverket, 2006).

2.3 STUDERADE OMRÅDEN

2.3.1 Finska viken

Finska viken, figur 2, är belägen i östra delen av Östersjön. Viken som gränsar mot Finland, Estland och Ryssland har en yta på 29 600 km² (HELCOM, 2006). Det förekommer inte någon tröskel i inloppet och viken är morfologiskt en direkt förlängning av egentliga Östersjön. Ofta delas Finska viken upp i den grundare östra delen och den djupare västra. Vattencirkulationen i viken sker moturs och beror på corioliskraften som även påverkar cirkulationen i egentliga Östersjön (Håkanson et al., 2002). Vikens totala avrinningsområde är 413 100 km² och de länder som delvis befinner sig inom området är Finland, Ryssland och Estland (HELCOM, 2006).



Figur 2 Finska viken och några av de angränsande städerna. De svarta kvadraterna till vänster i figuren representerar ön Osmussaar vid Estlands fastland och halvön Hanko i Finland. Skala 1:4 000 000.

Floderna som har de största vattenflödena till viken är Narva, Neva och Kymijoki. Neva flyter genom den ryska miljonstaden Sankt Petersburg och mynnar i den östra delen av viken. Floden står för 20 % av Östersjöns totala flodvattentillförsel och har ett avrinningsområde som är ungefär 281 000 km². Floden Narva flyter genom Estland och Ryssland och har ett avrinningsområde på 56 200 km². Kymmene älv, Kymijoki, mynnar i Finska viken på fem platser och förgreningspunkten ligger vid Perno 12 km

från den finska kusten. Det totala inflödet av flodvatten till viken är ungefär 112 km³/år (Savchuk 2000). Den stora volymen sötvatten som tillförs den östra delen av viken tillsammans med vattenutbytet med egentliga Östersjön medför en stark salinitetsgradient i området. Haloklinen är som tydligast i västra delen av viken, där den befinner sig på djupet 60-70 meter, vilket är samma djup som i egentliga Östersjön (Pertillä et al., 1994).

Eutrofiering

I den östra delen av viken fanns redan 1912 tydliga tecken på eutrofiering. Observationen är inte helt överraskande eftersom St Petersburg redan då hade 3 miljoner invånare, idag 4,5 miljoner (Rönnberg & Bonsdorff, 2004). Enligt Pitkänen (1994) har viken en tre till fem gånger så stor tillförsel av näringsämnen som resten av Östersjön i medel. Total fosforflödet, TP-födet, till bukten år 2000 från floder, direkt utsläpp och atmosfärisk deposition var 6 029 ton (HELCOM, 2006). Staden St Petersburg och floden Neva är huvudkällorna för externa näringsämnen (Rönnberg & Bonsdorff, 2004). Tillsammans står de för 70 - 80 % av det totala flödet till viken (Savchuk & Wulff, 1999). Av avloppsvattnet som produceras i St Petersburg renades år 2001 endast två tredjedelar medan en tredjedel leddes direkt till Finska viken utan rening. I reningen togs enbart ungefär 50 % av fosfor bort. För att kunna rena den sista tredjedelen av avloppsvattnet behövs ett nytt reningsverk och genom att optimera processen kan en större andel fosfor tas bort (Kiirikki et al., 2001). Reningsverket UZOS som planerades vara färdigbyggt i augusti 2005 kan ta emot och behandla avloppsvatten från 720 000 av St Petersburgs invånare. Det nya reningsverket kommer därmed att leda till en signifikant reduktion av bland annat fosfor och kväve (Water-Technology, 2007).

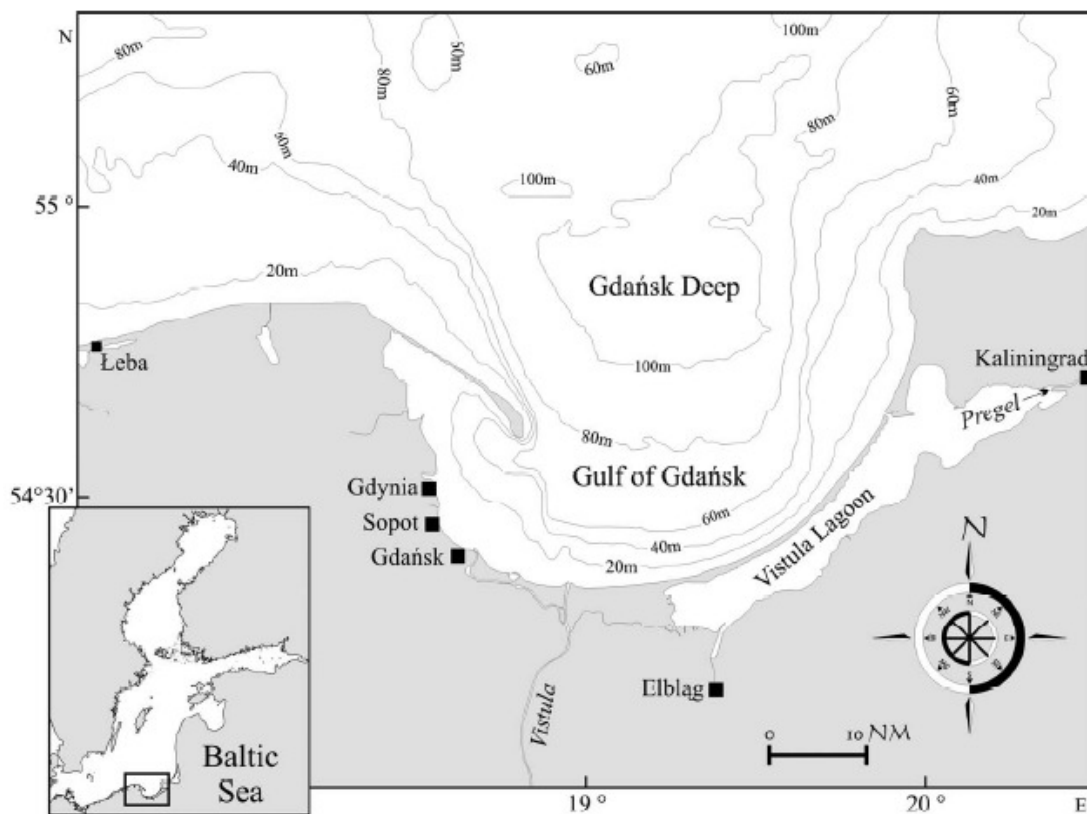
Det näringsämne som begränsar primärproduktionen i Finska viken varierar. I den östra delen antas fosfor vara det begränsande näringsämnet medan kväve är viktigare i den västra (Kiirikki et al., 2001). Syrebristen i det bottennära vattenskiktet på djup större än 50-60 meter är omfattande och syretillgången år 2006 var den lägsta sedan början av 2000-talet. Sedan årsskiftet 2005/2006 har saltrikt och syrefattigt vatten strömmat in från egentliga Östersjön till viken. Saltskiktningen som då uppstod hindrar syrefattigt bottenvattnet från att blandas med det mer syrerika ytvattnet. Syrebristen i bottenvattnet har lett till att fosforhalterna i vattenskiktet nära botten har ökat (Finlands miljöcentral, 2006). När sedimentytan i östra delen av viken är oxisk fungerar bottensedimenten som en sänka för näringsämnen och flödet till den västra delen och egentliga Östersjön blir mindre (Kiirikki et al., 2006). Efter många år med kraftig näringsbelastning har stora mängder näringsämnen lagrats i vikens bottensediment och internbelastningen anses idag vara den viktigaste faktorn som reglerar näringsförhållandet i Finska viken (Finlands miljöcentral, 2003).

I Finlands agenda för 2005, ”Water Protection Targets to 2005”, var målet att halvera de finska utsläppen av kväve och fosfor innan 2005. Som referensår användes början av 1990-talet. År 2001 hade målet delvis uppnåtts (Kiirikki et al., 2001).

2.3.2 Gdanskbukten

Bukten gränsar mot länderna Polen och Ryssland. Floden Vistula som står för det näst största flodvattenflödet till Östersjön, ungefär 1 200 m³/s, mynnar i bukten, figur 3, och svarar för 90 % av den totala flodvattentillförseln till Gdanskbukten (Witek et al.,

2003). Den största delen av flodens avrinningsområde ligger inom Polen, men även delar av Vitryssland, Slovakien och Ukraina befinner sig i området. Inom Vistulas avrinningsområde bor fler än 20 miljoner människor. Det näst största vattenflödet till bukten kommer från Vistula lagun (Witek et al., 2003), som separeras från resten av bukten av en sandbank. Sandbanken är mer än 20 km lång och har en smal öppning som tillåter lagunens vatten att flöda in i Gdanskbukten (Kannen et al., 2004). Gdanskbukstens avrinningsområde som är 194 424 km² består till 27 % av skogsmark, 63 % jordbruksmark, 3 % stadsområden och 2 % vatten och våtmarker (Witek et al., 2000). Viken som är relativt djup, har en stratifierad vattenmassa som delvis hindrar vind-inducerade erosionsprocesser och består till två tredjedelar av ackumulationsbotten (Witek et al., 2003).



Figur 3 Gdanskbukten och Vistula lagun (Witek et al., 2003).

Eutrofiering

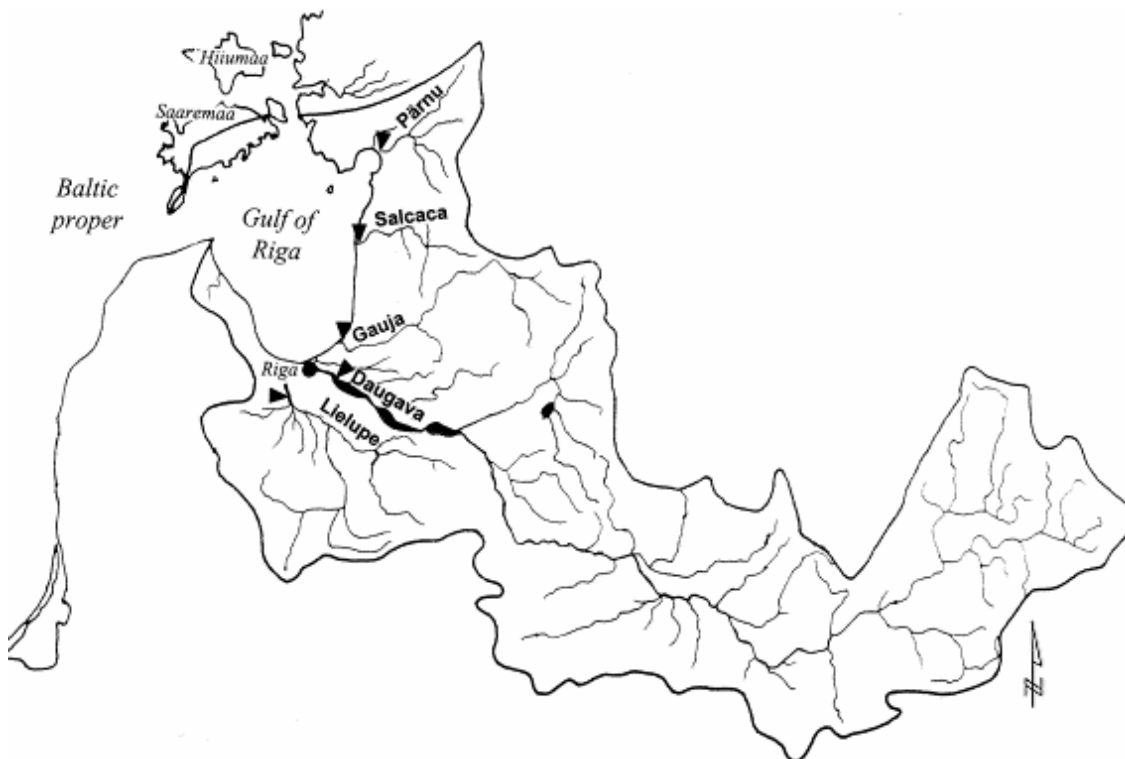
Under de senaste 30 åren har eutrofiering och syrebrist ökat i Gdanskbukten. Vattendjupet i bukten ökar snabbt med avståndet från kusten vilket medför att vattnet från floden Vistula kan sprida sig i hela området (Voss et al., 2005). Vistula för med sig mycket slam och näringsämnen från det polska jordbruket. Flodens fosfor- och kväveflöde motsvarar 19 respektive 15 % av den totala transporten från antropogena källor till Östersjön. Av det totala flödet näringsämnen till bukten står Vistula ensam för 79 % av TP-flödet och 89 % av det totala kväveflödet (Witek et al., 2003). Under femårsperioden 1993 till 1998 var tillförseln av TP från floderna enligt Matuszewska et al. (2003) i medeltal 7 000 ton/år.

Den djupaste delen i Gdanskbukten fungerar på grund av sitt stora djup och skiktningen av vattenmassan som en sänka för fosfor som kommer från floder och andra land-

baserade källor. I detta område finns även de högsta TP-koncentrationerna i sedimenten. Den högsta koncentrationen av TP finns i det översta sedimentlagret, 0 till 1 cm, och i silt- och lersediment med hög vattenhalt och stor andel organiskt material (Matuszewska et al., 2003). Eftersom vattenmassan inom bukten är stratifierad blir vattnet nära botten ibland syrefritt och under dessa syrefria perioder anrikas vattnet av fosfat (Witek et al., 2003). Det behandlade avloppsvattnet från städerna Gdansk, Gdynia och Sopot släpps ut i Vistulas mynning. Rening av avloppsvattnet började redan år 1871 i Gdansk och från 1932 och framåt har reningen utförts i reningsverket Zaspá. Detta reningsverk stängs under 2006 och ersätts av reningsverket Wschod major. Avloppsvatten från Gdansk raffinaderi släpps ut direkt i bukten nära Vistulas mynning (Kannen et al., 2004).

2.3.3 Rigabukten

Rigabukten som gränsar mot Estland och Lettland separeras från egentliga Östersjön av två öar, Saaremaa och Hiiumaa. Ett antal sund förbinder egentliga Östersjön med bukten varav det största sundet är Irbesundet och är 27 km brett. Utloppen i nordost mellan Saaremaa, Hiiumaa, Muhu och fastlandet är en rad sund som kallas Vainameri. Det största sundet av de i Vainameri är Suursundet och skiljer Muhu från fastlandet. Vatten-cirkulationen i bukten antas generellt bestå av ett inflöde genom den södra delen av Irbe och sedan en moturs cirkulation genom bukten. Huvudutflödet antas ske i norra delen av Irbe och då främst genom ett flöde av ytvatten. Vattenflödet mellan bukten och egentliga Östersjön beror främst på vindstyrkan (Wassmann & Tamminen, 2000). Vattenmassan är normalt skiktad av en termoklin på mellan 20 och 30 meters djup som hindrar den vertikala omblandningen i bukten (Carman et al., 1996).



Figur 4 Rigabuktens avrinningsområde (Laznik et al., 1998).

Daugava som är en av Europas största floder mynnar i bukten. Floden har ett avrinningsområde på 87 900 km² och flyter genom Ryssland, Vitryssland och Lettland. Även ett antal mindre floder som Lielupe, Gauja, Pärnu och Salaca har sitt utlopp i bukten. Rigabuktens tillrinningsområde, figur 4, är cirka 134 000 km² och av denna areal uppskattas 40 % vara jordbruksmark och 38 % skogsmark. De länder som tillhör avrinningsområdet med minskande andel är, Estland, Lettland, Vitryssland, Ryssland och Litauen. I området bor över 4,5 miljoner människor varav två tredjedelar bor i stadsområden och ungefär hälften i Daugavas avrinningsområde (Savchuk & Swaney, 2000).

Eutrofiering

Redan under 50-talet förekom rapporter om de första tecknen på miljöproblem i bukten, såsom alltför hög primärproduktion och algbloomning (Stålnacke et al., 2000). Huvudkällorna för flödet av näringsämnen till Rigabukten är avloppsvatten från huvudstaden Riga, som främst släpps ut nära mynningen av Daugava, och floderna Lielupe, Daugava och Gauja (Wassmann & Tamminen, 2000). Ungefär 68 % av det totala TP-flödet från antropogena källor till bukten härrör från floderna (Stålnacke et al., 1999). Det totala TP-flödet från floder, direkta utsläpp samt atmosfärisk deposition är enligt HELCOM (2006) 2 209 ton. Reningen av det avloppsvatten som produceras i området är fortfarande bristfällig (Savchuk & Swaney, 2000). Ett modernt reningsverk vid staden Riga skulle minska transporten av fosfor till bukten med mer än 30 %. En reduktion som enligt Gren et al. (1997) i sin tur innebär ett minskat fosforflöde till egentliga Östersjön. Områdets näringstatus är starkt kopplad till storleken på sedimentationen av näringsämnen samt vattenutbytet mellan bukten och egentliga Östersjön. Sedimentationen av kväve och fosfor till ackumulationsbottnar, A-bottnar, uppskattas av Carman et al. (1996) vara 5 800 ton/år samt 1 100 ton/år. Av Rigabuktens botten estimeras 28 % bestå av A-botten och huvuddelen finns på 40 till 50 meters djup även om kohesivt material i allmänhet dominerar på bottenarna belägna på större djup än 27 meter. Den största andelen av A-botten finns i sydvästra delen av bukten medan den norra delen av området domineras av erosions- och transportbottnar, ET-bottnar (Carman et al., 1996).

Under ett femårigt projekt, Gulf of Riga Project, utfördes undersökningar av hur problemen med föroreningar samt eutrofiering i Rigabukten och dess avrinningsområde påverkade resten av Östersjön, främst egentliga Östersjön. En av de viktigaste delarna i projektet var att bygga upp en databas som skulle användas för att testa olika hypoteser. Detta för att hitta de källor och ämnen som är viktigast vid eutrofiering av marina system. Forskningen har visat att Rigabuktens status inte är lika illa som tidigare befarats då närsaltsflödet från avrinningsområdet per ytenhet är förvånansvärt litet (Stålnacke & Wassman, 2000).

3 COASTMAB

Den primära målsättningen i detta examensarbete är att testa och utvärdera massbalansmodellen CoastMab (Håkanson & Eklund, 2006) som modellerar fosforflöden och koncentrationer av fosfor i kustområden. Den allmänna strukturen på TP-modellen kommer från CoastMab-modellen för SPM, suspenderat partikulärt material (Håkanson et al., 2004). För att få en bättre bild av hur CoastMab-modellen för fosforflöden och koncentrationer av fosfor fungerar följer här en beskrivning av denna.

3.1 BAKGRUND

CoastMab-modellen är definierad för kustzonen vilket är ett viktigt område med anledning av en rad olika faktorer. Flera olika intressenter träffas där såsom yrkesfiskare, fartygsdrift och allmänheten som vill nyttja kustområden för friluftsliv som segling, bad och fiske. Dessa aktörer har varierande kriterier för vad som är ett tillräckligt rent vatten. De olika typerna av intressen kan medföra konflikter (Håkanson & Eklund, 2006) och forskning inom denna zon är därmed eftertraktad. I de grunda kustområdena ansamlas många olika föreningar, som till exempel organiskt material och näringsämnen. Kustområden har i allmänhet en hög primärproduktion, vilket dels beror på ansamlingen av substanser, dels på att alla tre typer av primärproducenter, växtplankton, bentiska alger och makrofyter, kan hittas där. Den grunda kustzonen kan innehålla flera gånger större bioproduktion än de mest produktiva landområdena (Håkanson et al., 2002).

CoastMab är uppbyggd av ordinära differentialekvationer som reglerar inflöden, utflöden och interna flöden. För att kunna hantera säsongsvariationer i temperatur och olika typer av flöden har modellen en temporär upplösning på en månad. Genom att ta hänsyn till de viktigaste faktorerna som påverkar flödena av fosfor kan målvariabeln fosforkoncentration predikteras. Sedimentation är en viktig variabel då den måste vara känd för att beräkna olika flöden av till exempel näringsämnen från biosfären till geosfären och ålder på sediment. Några av de processer modellen tar hänsyn till är primärproduktion, emission från punktkällor, tillförsel från floder, vattenutbyte mellan djup- och ytvatten, landhöjning, internbelastning och omblandning.

För att kalibrera och testa CoastMab-modellen för fosfor användes data från 21 olika kustområden runt Östersjön. De olika kustområdenas morfometriska parametrar, koncentrationer av TP och salinitet anses kunna ge begränsningar till modellens användningsområde. Modellen kan därmed visa sig obrukbar för ett kustområde som skiljer sig från valideringsområdena. En jämförelse mellan valideringsområdena och studerade områden finns i bilaga 4.

3.2 MODELLBESKRIVNING

Modellens grundstruktur återges i bilaga 2. I modellen delas kustområdet upp i fyra delområden: ytvatten (SW), djupvatten (DW), och sediment dels på ackumulationsbottnar (A), och dels på erosions- och transportbottnar (ET) (Håkanson & Eklund, 2006). A-bottnar kännetecknas av att de är belägna under vågbasen där fint suspenderat material kan deponeras kontinuerligt till skillnad från T-bottnarna där kohesivt material med en diameter mindre än 0,06 mm deponeras diskontinuerligt (Håkanson & Peters, 1995). På E-bottnar däremot deponeras inte det kohesiva materialet alls och därmed dominerar dessa bottnar av grövre material. För att separera modelldelarna DW och SW används den teoretiska vågbasen. Nedanför vågbasen följer fint kohesivt material Stokes lag och avsätts kontinuerligt. På så sätt bestämmer vågbasen även uppdelningen mellan ET- och A-bottnar (Håkanson et al., 2004). Kustområden som är grunda och öppna har större områden belägna över vågbasen än områden som är djupare och mindre öppna, det vill säga om allt annat hålls konstant. Den ursprungliga algoritmen som beräknar vågbasen är utformad för sjöar och skillnaden mellan sjöar och kustområdets påverkan av vindar måste tas i beaktning. Kustområden är i större utsträckning utsatta för starka vindar och därmed bör vågbasen ligga djupare för kuster än för sjöar. En dimensionslös moderator används för att ta hänsyn till skillnaden,

vilken multipliceras med den ursprungliga algoritmen för vågbasen (Håkanson & Eklund, 2006).

De obligatoriska drivvariabler som modellen behöver för att fungera för ett specifikt område, är:

- 1) Kustens ytarea, A [m^2]
- 2) Medeldjup, D_m [m]
- 3) Maxdjup, D_{max} [m]
- 4) Tvärsnittsarea, At [m^2]
- 5) Latitud [$^{\circ}N$]
- 6) Karaktäristisk medelsalinitet i kustområdet och utanför [psu]
- 7) Karaktäristiskt TP-koncentration precis utanför kusten [$\mu g/l$]
- 8) TP från punktkällor och floder [$\mu g/l$]
- 9) Landhöjning [m/år]

Latituden används för att bestämma ytvattentemperaturen och djupvattentemperaturen. Detta sätt att bestämma temperaturer är betydligt enklare än att nyttja komplexa klimatologiska interaktioner. De morfometriska parametrarna kustområdets area, maximala djupet, medeldjupet och tvärsnittsarea används för att beräkna områdets volym och TP-koncentration. Saliniteten påverkar aggregatbildning av suspenderade partiklar och därmed även sedimentationen. En hög sedimentation leder till en ökad internbelastning av näringsämnen. Det siktdjup [m] som nyttjas i modellen är ett medel från empiriska data nära avgränsningen mellan kustområde och hav.

För att avgränsa kustområdena användes den topografiska flaskhalsmetoden (Pilesjö et al., 1991). Metoden innebär att kvoten mellan tvärsnittsarean, där vattenutbytet mellan kust och hav sker, och den inneslutna arean görs så liten som möjligt. Att använda den topografiska flaskhalsmetoden möjliggör en uppskattning de teoretiska utbytestiderna för SW och DW (Håkanson et al., 2004). Den teoretiska utbytestiden för DW [dagar], T_{DW} , beräknas genom ekvation (1), där V_d är formfaktorn (2). Utbytestiden för SW [månader], T_{SW} (3), kan bestämmas utifrån kustens utsatthet, Ex (4), och är en av de viktigaste faktorerna som reglerar inflöde, utflöde och kvarhållning av föreningar i kustområden. För att göra denna typ av uppskattning bör utsattheten vara $0,002 < Ex < 1,3$. Om $Ex > 1,3$ beräknas T_{SW} från en modell som baseras på kustströmmar. Ett högre Ex innebär att den potentiella inverkan från havet är större. Vid beräkning av T_{DW} bör tvärsnittsarean ligga inom intervallet, $0,0006 < At < 0,08$ [km^2] och V_d inom intervallet $0,5 < V_d < 1,5$.

$$T_{DW} = -251 - 138 \cdot \log(At) + 269 \cdot \log(V_d) \quad (1)$$

$$V_d = \frac{3D_m}{D_{max}} \quad (2)$$

$$T_{SW} = e^{3,49 - 4,33 \cdot \sqrt{Ex}} / 30 \quad (3)$$

$$Ex = \frac{At}{A} \cdot 100 \quad (4)$$

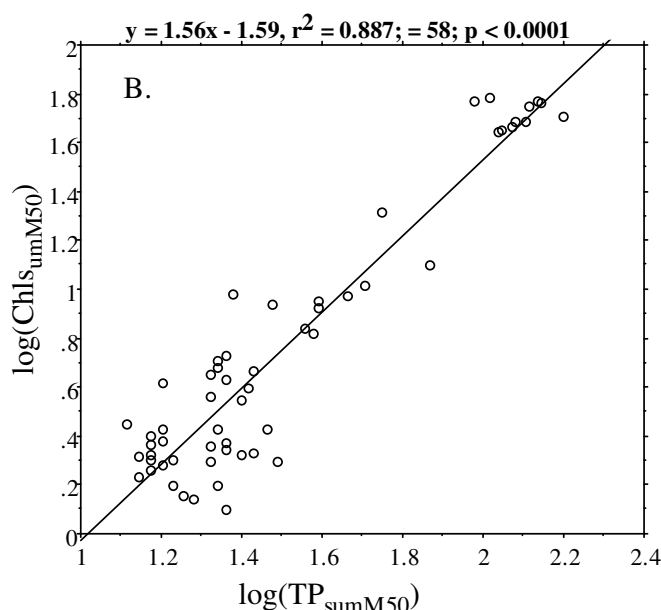
3.2.1 Operationella effektvariabler

Den dynamiska modellens operationella effektvariabler är syremättnad i DW [%], klorofyllkoncentration [$\mu\text{g/l}$] och siktdjup. Faktorer som visat sig påverka syremättnaden i DW mest är den teoretiska utbytestiden för SW och DW, medeldjupet, kustområdets form och fördelning mellan A- och ET-bottnar (Håkanson et al., 2004). Modellen för syremättnad i DW bör inte användas då det studerade området ligger utanför intervallen i tabell 1 (Håkanson, 2005).

Tabell 1 Intervallen för när modellen bör användas. Sed_{DW} är sedimentationen till DW, ju större sedimentation desto lägre syrekoncentration (omritad från Håkanson, 2006)

	D_m [m]	ET [andel]	T_{DW} [dagar]	Sed_{DW} [g/m^2 dag]
Min.	3,8	0,19	1	5,3
Max.	13,8	0,99	128	82,5

Den empiriska modellen för att prediktera klorofyllkoncentration är baserad på växtsäsongens medelkoncentration, vilket beräknas utifrån den av modellen predikterade TP-koncentrationen i SW. I regressionen framtagen för hela Östersjön, figur 5, ses att r^2 -värdet är högt, vilket visar på att en stark korrelation mellan TP och klorofyll.



Figur 5 Sambandet mellan koncentrationen av klorofyll och TP (Håkanson & Eklund, 2006). $\text{Chl}_{\text{sumM50}}$ och $\text{TP}_{\text{sumM50}}$ är mediankoncentrationen under sommarmånaderna för klorofyll respektive TP.

Siktdjupet beräknas i modellen med algoritmen (5) utifrån värden på salinitet och medelkoncentrationen av SPM i SW, SPM_{SW} .

$$\text{Siktdjup} = 10^{-(10^{(0,15 \cdot \log_{10}(1 + \text{Salinitet}) + 0,3)} - 1) + 0,5} \cdot (\log_{10}(\text{SPM}_{\text{SW}}) + 0,3) / 2 + (10^{(0,15 \cdot \log_{10}(1 + \text{Salinitet}) + 0,3)} - 1) \quad (5)$$

3.2.2 Inflöden och utflöden

Det finns sex inflöden av TP till modellen och de är inflöde till SW samt DW från havet utanför, landhöjning, TP från kustnära punktkällor, inflöde från floder och direkt atmosfäriskt nedfall. Modellens interna flöden, in- och utflöden har enheten g/månad.

- 1) Inflödet av TP till SW från havet utanför (6), F_{inSW} , beräknas från utbyttestiden för ytvattnet T_{SW} , ytvattnets volym, V_{SW} , och koncentrationen av TP i SW utanför kustområdet, C_{TPsea} .

$$F_{inSW} = \frac{V_{SW}}{T_{SW}} \cdot C_{TPsea} \quad (6)$$

I (6) används empiriska värden på C_{TPsea} eller så beräknas den från siktdjupet nära avgränsningen (Håkanson & Eklund, 2006).

- 2) TP från landhöjning, F_{LU} (7). Sediment som höjs över vågbasen på grund av landhöjning är en stor källa av material samt näringsämnen och leder till att material som tidigare befunnit sig under vågbasen når nivåer ovanför denna och därmed kan påverkas av vindgenererad vågerosion. Det sediment som redan är beläget över vågbasen når nivåer med ökad erosion.

$$F_{LU} = DER \cdot (AreaE - AreaT) \cdot (1 - W/100) \cdot d \cdot 10^6 \quad (7)$$

DER står för erosionsdjupet, AreaE och AreaT är E- respektive T-bottnarnas area, W är vatteninnehållet i sedimenten som lyfts över vågbasen och d är bulkdensiteten (Håkanson et al., 2004). Ungefär 80 % av det material som permanent deponerats i Östersjön idag anses komma från landhöjningen (Jonsson et al., 1990).

- 3) TP från kustnära punktkällor.
- 4) Inflöde av TP via DW från havet utanför det studerade området (8), F_{inDW} . Detta flöde beräknas som kvoten mellan djupvattnets volym, V_{DW} , och T_{DW} , multiplicerat med C_{TPsea} . TP-koncentrationen i DW uppskattas vara 25 % större än i SW.

$$F_{inDW} = \frac{V_{DW}}{T_{DW}} \cdot C_{TPsea} \cdot 1,25 \quad (8)$$

- 5) Inflöde från floder beräknas enligt (9).

$$F_{in} = Q \cdot C_{in} \quad (9)$$

Q är vattenföringen i floden och C_{in} är TP-koncentration i vattenflödet.

- 6) Direkt atmosfäriskt nedfall beror på årsmedelnederbörd, koncentration TP i nederbörden och ytarean.

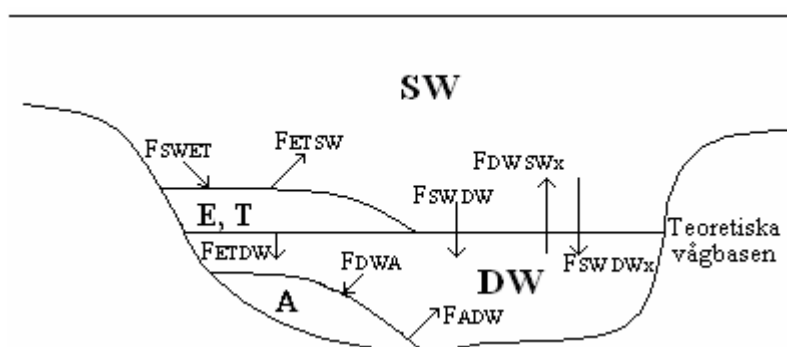
Modellens utflöden är flöde från SW och DW till havet utanför samt begravnin, burial, från A-sedimenten till geosfären.

3.2.3 Interna flöden

Modellen tar hänsyn till en rad interna transportprocesser mellan modellens fyra delområden, figur 6. För att beskriva dessa flöden används ett antal fördelningskoefficienter. En av de viktigaste fördelningskoefficienterna är PF som beskriver hur stor andel fosfor som är i partikulär form (10).

$$PF = PP/TP \quad (10)$$

Det är endast den partikulära delen som kan sedimentera och enbart den lösta som kan tas upp genom bioupptag.



Figur 6 Modellens interna TP-flöden. F_{DWSWx} och F_{SWDWx} beskriver omblandningen mellan SW och DW. F_{SWDW} , F_{DWA} och F_{SWET} skildrar samtliga sedimentation. F_{SWDW} sedimentationen från SW till DW, F_{DWA} till A-bottnar och F_{SWET} till E, T-bottnar. F_{ETSW} och F_{ETDW} beskriver resuspensionen från E, T-bottnar till SW respektive DW. F_{ADW} är diffusion från A-bottnar.

De interna flödena i modellen är sedimentation, resuspension, omblandning och diffusion (Håkanson & Eklund, 2006).

- 1) Sedimentation inbegriper transport från SW till DW, F_{SWDW} , från DW till A-bottnar, F_{DWA} , och från SW till ET-bottnar, F_{SWET} . Storleken av fosforflödet från SW, F_{SWET} och F_{SWDW} , beror på mängden TP i SW, den partikulära fraktionen TP, hur stor del av botten som utgör ET-botten och sedimentationsraten i SW. Ju större andel ET-bottnar desto större blir F_{SWET} medan F_{SWDW} blir mindre. Transporten från DW till A-bottnar, F_{DWA} , beror på koncentrationen TP i DW, den partikulära fraktionen TP och sedimentationsraten i DW. Vattnets salinitet påverkar hastigheten varmed partiklar sedimenterar, en högre salinitet främjar aggregatbildning av suspenderade partiklar, vilket ger en större flockbildning och därmed högre sedimentationshastighet. I modellen antas att resuspenderat material som redan har bildat aggregat sjunker tio gånger så snabbt som primära material. Sedimentationshastigheten som är direkt kopplad till sedimentationsraten beror på en rad dimensionslösa moderatorer för till exempel SPM-koncentration och salinitet (Håkanson et al., 2004).
- 2) Över vågbasen påverkas sediment av vindinducerade vågor, fina partiklar som deponerats där utsätts för erosion samt transport och återgår till vattenmassan, detta kallas resuspension. Resuspension till SW, F_{ETSW} , och resuspension till DW, F_{ETDW} , beror på formfaktorn (5) (Håkanson et al., 2004) och åldern av TP på bottenarna. En större formfaktor medför att flödet till DW ökar medan flödet till SW minskar.

Starka vindar kan medföra en ökad resuspension, men det är inte bara vindstyrkan som är av relevans utan även vindens riktning. Det är likaså meningsfullt att beakta om det inträffat många resuspensionstillfällen under en månad, troligtvis kommer det då att finnas mindre material på botten som kan resuspenderas. Ett allmänt antagande är att om det förekommer en lång period med lite vindar kommer TP-koncentrationen i vattenmassan att minska (Håkanson & Eckhéll, 2005).

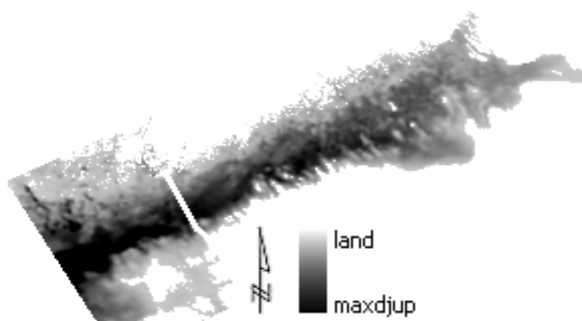
- 3) Omblandning mellan SW och DW, F_{DWSWx} respektive F_{SWDWx} , beror på hur stratifierad vattenmassan är (Håkanson & Eklund, 2006) och stratifikationen är i sin tur beroende av klimatologiska faktorer och temperaturskillnaden mellan yt- och djupvatten (Håkanson et al., 2004). Även skillnad i salinitet mellan SW och DW är av betydelse för omblandningen. Enligt modellen förekommer omblandning om salinitetdifferensen mellan SW och DW är mindre än 0,5 (Håkanson & Eckhéll, 2005).
- 4) När sediment är oxiskt kommer A-sedimenten och därmed även burial, begravning av sediment, påverkas av bioturbation. Om syremättnaden i sedimenten är lägre än 20 % kommer bioturbationen att avstanna. Detta beror på att de flesta organismer inte klarar av att överleva i en miljö med en lägre syrekoncentration (Håkanson et al., 2004).
- 5) Flödet av löst fosfor, diffusion, från A-bottnar till DW, F_{ADW} , beror på syremättnaden som i sin tur påverkas av den totala sedimentationen (Håkanson & Eklund, 2006).

4 METOD

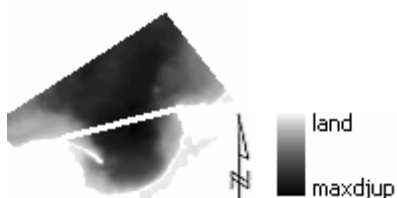
4.1 AVGRÄNSNING AV STUDERADE OMRÅDEN I GIS

För att beräkna de morfometriska parametrarna för de studerade områdena samt för att avgränsa områdena användes programmet ArcGIS. Djupdata för Östersjön (Seifert et al., 2001) laddades från the Baltic GIS portal (Baltic GIS, 2006). De studerade områdena begränsades sedan med hjälp av den topografiska flaskhalsmetoden. Ett antal olika avgränsningar utfördes och de avgränsningar som gav lägst exposure, Ex, valdes. Metoden som användes för att beräkna tvärsnittsarean kräver att rastret har en så hög upplösning som möjligt, här 100 meter, för att få minsta möjliga fel i den beräknade arean. Den avgränsning av Finska viken och Gdanskbukten som gav de minsta tvärsnittsareorna ses i figur 7 respektive figur 8. Den begränsning som utfördes av Finska viken sträcker sig från Estlands fastland via ön Osmussaar och vidare till Hanko i Finland, figur 2. Denna avgränsning av viken är även den som används av HELCOM (1986). Avgränsningen av Gdanskbukten är inte lika självklar som de övriga två studerade områdena och Witek et al. (2003) har till exempel begränsat bukten vid latitud 54°44'. För att få en avgränsning lämplig för ekosystemmodellering är det dock viktigt att använda den topografiska flaskhalsmetoden och inte en rak linje som inte följer bottenprofilen. Rigabukten hade redan avgränsats enligt topografiska flaskhalsmetoden i ett tidigare projekt (Karlsson & Törnqvist, 2006), figur 9, och dess morfometriska parametrar var redan framräknade. Efter avgränsningen av Finska viken och Gdanskbukten utfördes en analys i ArcMap av tvärsnittsarea, volym, maxdjup och ytarea för respektive bukt. Genom att plotta provtagningsstationernas koordinater, varifrån empiriska data erhöles, i ArcMap kunde stationer av intresse urskiljas från

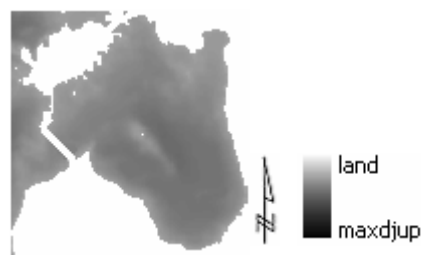
mindre relevanta och data uppdelas efter om stationen låg inne i viken eller utanför. För vidare beskrivning av ArcGIS se ESRI (2006).



Figur 7 Den vita linjen i figuren representerar den avgränsning som utfördes av Finska viken. Skala 1:7 700 000.



Figur 8 Den vita linjen representerar den avgränsning som utfördes av Gdanskbukten. Skala 1:7 200 000.



Figur 9 Den vita linjen representerar den avgränsning som utfördes av Rigabukten. Skala 1:5 400 000.

Provtagningsstationerna varifrån empiriska data över salinitet, TP, siktdjup, klorofyll och syremättnaden i DW erhållits befann sig innanför eller utanför avgränsningen och med avseende på placering bearbetades de båda datagrupperna var för sig. Beroende på hur långa dataserier som hittats utfördes medianvärdesbildning över tre eller flera år. För att få så tidskompatibla data som möjligt användes data från samma tidsperiod i den utsträckning som var genomförbart.

4.2 TEST AV COASTMAB

4.2.1 Generell metod

De obligatoriska drivvariablerna för det kustområde som skulle modelleras fördes in i modellen. TP-koncentrationen utanför viken delades upp i SW och DW. Modellen utvecklades därefter från att tidigare antagit att koncentrationen i DW var 25 % högre än i SW till att de empiriska värdena för TP-koncentrationen i SW och DW skrevs in. Två smooth-funktioner lades in i modellen (11), en för vardera målvariabel, TP-koncentrationen i SW och DW. Funktionerna minskar variationen av TP i SW och DW och tar hänsyn till att empiriska data är årsmedelvärden och inte månadsmedelvärden.

$$\text{Smth}(\text{målvariabel}, 12, \text{målvariabel}) \quad (11)$$

Samtliga tre studerade områden ligger utanför modellens domän i flera avseenden, bilaga 4, vilket kan leda till att vissa delar av modellen behöver justeras. En inledande

provkörningen utfördes därför på samtliga studerade områden för att kontrollera ett antal parametrar som beräknas i modellen. Dessa jämfördes sedan med andras modellerade resultat och empiriska data. Alla simuleringar utfördes över en tioårsperiod. Ur provkörningen erhöles modellens simulerade värden på den teoretiska vågbasen, T_{DW} och T_{SW} . Den teoretiska vågbasen i egentliga Östersjön ligger på ungefär 44 meters djup så samtliga områden bör ha en vågbas på en grundare nivå eftersom de är mindre. Algoritmen som beräknar vågbasen i modellen är validerad för sjöar och för kustområden används en switch, YEx1, som sänker vågbasen. I områden där algoritmen inte verkade fungera korrekt justerades vågbasen genom att sänka YEx1 till ett.

En ny provkörning utfördes och TP-koncentrationer samt TP-flöden i olika modelldelar kontrollerades. De predikterade TP-koncentrationerna i SW och DW stämde i regel väl med empiriska data. TP-flödena i modellen rangordnades för att få en bättre bild av storleksordningen. Den utifrån algoritmer beräknade TP-koncentrationen i sediment på A-bottnar upptäcktes ha ett orimligt lågt värde. Koncentrationen bör aldrig ha ett värde lägre än 0,5 mg/g dw (Håkanson muntligen, 2006). För att höja värdet togs ett antagande om sedimentens ålder bort som inte hör till grundalgoritmen. Detta gav en högre, men fortfarande en för låg koncentration, i A-sedimenten men inga vidare justeringar utfördes. De algoritmer som beräknar vågbasen samt TP-koncentrationen i A-bottnar tillhör inte TP-modellen och kan med fördel ersättas med empiriska data om dessa finns tillgängliga. Om empiriska data saknas erbjuder algoritmen användaren ett förslag som kan accepteras eller bytas ut mot ett bättre kvalificerat antagande.

Nästa steg var att redigera modellen för att ta hänsyn till de specifika inflödena från respektive flod. För detta användes data över TP-koncentrationen i floderna samt flodernas vattenföring. Innan justeringen beräknade modellen ett flöde till området utifrån nederbörd och storleken på avrinningsområdet, men eftersom empiriska vattenföringsdata fanns tillgängliga användes dessa istället.

Storleken på kustområdenas avrinningsområden jämfördes med Östersjöns, andelen av Östersjöns avrinningsområde som tillhör ett kustområde (12) jämfördes med den andel av Östersjöns totala TP-flöde som härrör från kustområdets avrinningsområde (13). Det totala flödet till Östersjön på 36 800 ton/år erhöles från Gyllenhammar & Håkanson (2005).

$$\text{Andel av } ADA_{\bar{o}} \text{ som tillhör kustområdet} = \frac{ADA}{ADA_{\bar{o}}} \quad (12)$$

$$\text{Andel av TP-flödet till Östersjön som härrör från ADA} = \frac{\Phi}{\Phi_{\bar{o}}} \quad (13)$$

$ADA_{\bar{o}}$ står för Östersjöns avrinningsområde och ADA för kustområdets. TP-flödet till Östersjön betecknas $\Phi_{\bar{o}}$ och flödet till kustområdet Φ .

Operationella effektvariabler

En regressionsmodell utvecklad för Östersjön användes för att erhålla klorofyllhalten vid de predikterade TP-koncentrationerna i SW, figur 5. Den uträknade klorofyllkoncentrationen och det siktdjup modellen predikterade jämfördes sedan med litteraturvärden samt beräknade medianvärden utifrån ICES och EEA.

Syrekoncentrationen i DW som bland annat styr diffusionen av TP från botten och förekomsten av bioturbation är en annan viktig effektvariabel. Koncentrationen som beräknas av undermodellen syremättnad i DW kontrollerades därmed och jämfördes med litteraturvärden.

Samma som gäller för algoritmerna som beräknar vågbasen samt TP-koncentrationen i A-sediment gäller även för de operationella effektvariablerna, det vill säga algoritmerna tillhör inte den faktiska TP-modellen. Att effektvariablerna ändå kontrolleras i det här arbetet beror på intresset av att se hur väl algoritmerna beräknar variabeln i fråga samt den pedagogiska betydelsen av att kunna placera de studerade områdena inom en trofisk nivå.

Känslighetsanalys

För att se hur mycket osäkerheten i de olika variablerna och flödena påverkar osäkerheten i modellens prediktion av målvariabeln, utfördes ett antal känslighetsanalyser med 200 körningar vardera. Metoden som användes vid analysen var Monte-Carlosimulering med avseende på de två målvariablerna, TP-koncentration i DW och i SW. Monte-Carlo simulering möjliggör statistisk analys då det finns många variabler som styr prediktionen. Metoden innebär att olika variablers inverkan på prediktionen av målvariabeln undersöks genom att variabeln slumpmässigt varierar kring ett givet värde. Kort kan analysen beskrivas med att ett antal olika värden provas för variabel x som slumpmässigt varierar inom givna gränser och modellen beräknar vad TP-koncentrationen blir för varje slumpad variabel x . Variationen som uppstår i målvariabeln är ett mått på modellens känslighet. Analysen utfördes för samtliga TP-flöden, den utifrån latituden beräknade temperaturen och modellens drivvariabler. Eftersom osäkerheten hos de morfometriska drivvariablerna kan anses vara mycket låg gjordes ingen känslighetsanalys på dessa. För samtliga drivvariabler och flöden användes schablonvärden framräknade för hela Östersjön som CV-värden, bilaga 6. Resultatet från analyserna importerades in i Statistica där en boxplot utfördes.

4.2.2 Finska viken

De morfometriska variablerna framtagna med ArcGIS skrevs in i modellen. För salinitet användes medianvärden från åren 1999 till 2001 samt 2004 innanför och utanför avgränsningen (EEA, 2006). Eftersom endast få värden från siktdjupsmätningar nära avgränsningen erhöles, nyttjades ett medianvärde från åren 1981 till 1991 (ICES, 2006). Litteraturvärden användes för årsmedelnederbörd (Myrberg, 1998), avrinningsområde (Gran & Pitkänen, 1999) samt landhöjning (Svensson, 2006), bilaga 3. För TP utanför viken i SW och DW användes medianvärden från åren 1999 till 2001 samt 2004 (EEA, 2006), bilaga 5.

Som tidigare nämnts ligger Finska viken utanför modellens domän i flera avseenden, bilaga 4. Ur den inledande provkörningen som därför utfördes, med obligatoriska drivvariabler enligt bilaga 5, erhöles modellens beräknade värden på den teoretiska vågbasen, T_{DW} och T_{SW} , tabell 2.

Tabell 2 Värden beräknade utifrån algoritmer i modellen

Teoretisk vågbas [m]	56,18
YEx1	1,3
T _{sw} [dag]	21,6
T _{DW} [dag]	21,3

Finska viken som är mer skyddad för vind och vågor än egentliga Östersjön förväntas ha en teoretisk vågbas på ungefär 40 meter. Genom att sänka YEx1 som tidigare var 1,3 till 1 erhöles en rimligare vågbas. Enligt Savchuk (2004) är utbytestiden för den totala vattenmassan 2 år, beräknat enligt Knudsens teorem. Knudsens tillvägagångssätt innebär att volym och salthalten bevaras inom ett kustområde. De teoretiska utbytstiderna för SW på 21,6 dagar och DW på 21,3 dagar är därför inte rimliga. Trots att de utbytstider som modellen beräknade var korta användes de under vidare simulering. En särskild studie av utbytstiderna utfördes dock senare (se 4.3).

De största floderna Narva, Neva och Kymijoki simulerades var för sig. Övriga floder där både vattenflöde och TP-koncentration fanns att tillgå var Vantaa, Virojoki, Porvoonjoki, Karjaanjoki och Koskenylänjoki. Dessa floder simulerades som en flod och i ett försök att ta mer hänsyn till övriga mindre floder multiplicerades detta flöde med 1,5. Eftersom inga empiriska data från EEA eller ICES fanns att tillgå användes en TP-koncentration från perioden 1980 till 1993 för floden Neva (Stålnacke et al., 1999). För övriga floder nyttjades ett medianvärde från åren 1999 till 2001 samt 2004. Vattenföringen i floderna erhöles från olika litteraturkällor, Narva (Myrberg, 1998), Neva (Pitkänen et al., 2001), Kymijoki (Myrberg, 1998) och övriga (Pitkänen et al., 1994).

Då inget värde på TP från kustnära punktkällor hittades gjordes antagandet att andelen TP från kustnära källor vid Finska viken var lika stor som andelen TP av dessa utsläpp från Sverige till Östersjön. Utsläppen från kustnära punktkällor blev då i samma storleksordning som det antropogena flödet från floderna och därmed beräknades andelen som motsvarar punktkällor enligt (14). Från Sverige år 1990 var det naturliga TP-flödet från floder, $floder_N$, 2 060 ton/år, det antropogena flödet från floder, $floder_A$, 1 360 ton/år (Gyllenhammar & Håkanson, 2005). I modellen användes därmed det totala TP-flödet från floderna multiplicerat med andelen som till storlek motsvarade de kustnära källorna.

$$\text{Andel som motsvarar punktkällor} = floder_A / (floder_N + floder_A) \quad (14)$$

4.2.3 Gdanskbukten

De morfometriska variablerna framtagna med ArcGIS skrevs in i modellen. För salinitet utanför bukten användes ett medianvärde från åren 2001 till 2003. Inne i bukten nyttjades ett medianvärde från 2001 till 2004 (EEA, 2006). Då endast få siktdjupsmätningar hittades nära avgränsningen användes ett medianvärde från åren 1987 till 1997 (ICES, 2006). Litteraturvärden användes för årsmedelnederbörd (Fisheries Department, 2006), TP från punktkällor (Witek et al., 2000), avrinningsområde (Lundberg, 2005) samt landhöjning (Svensson, 2006), bilaga 3. För TP-koncentration i DW och i SW användes medianvärden från åren 2001 till 2004 (EEA, 2006). Samtliga drivvariabler förutom siktdjupet härrör från 2001 och framåt, detta för att använda så tidskompatibel data som möjligt.

De TP-flöden från floder som användes i modelleringen var flödet från Vistula, Vistula lagun och övriga floder. För TP-koncentrationen i Vistula och flödet från Vistula lagun användes empiriska medianvärde från åren 2001 till 2004 (EEA, 2006). Vattenföringen från Vistula och Vistula lagun erhöles från litteratur (Witek et al., 2003). Eftersom otillräcklig information hittades om övriga floder beräknades övriga floders vattenföring utifrån storleken på Vistulas avrinningsområde, dess flöde och Gdanskbukts avrinningsområden enligt (15).

$$Q_{\text{övriga}} = ADA_{\text{övriga}} / ADA_{\text{Vistula}} \cdot Q_{\text{Vistula}} \quad (15)$$

ADA står för områdenas avrinningsområden och Q för vattenföringen. TP-koncentrationen i flödet från övriga floder antogs vara ett medianvärde av de empiriska TP-koncentrationer som erhållits för Vistula, Pasleka och Reda från åren 2001 till 2004.

Även Gdanskbukten, ligger som tidigare nämnts, utanför modellens domän i flera avseenden, bilaga 4, och därför utfördes den inledande provkörningen av modellen med de obligatoriska drivvariablerna, bilaga 7, för att få fram modellens beräknade värden på den teoretiska vågbasen, T_{DW} och T_{SW} , tabell 3.

Tabell 3 Parametrar beräknade utifrån algoritmer i modellen

Teoretisk vågbas [m]	95,22
Yex1	2,69
T_{SW} [dag]	6,1
T_{DW} [dag]	5,91

Den beräknade teoretiska vågbasen blev 95,22 meter vilket inte är realistiskt. Genom att, på samma sätt som för Finska viken, sätta YEx1 till 1 minskade vågbasen till ett mer rimligt värde. T_{SW} och T_{DW} anses vara en aning korta även om Gdanskbukten har en stor öppenhet mot egentliga Östersjön. Enligt Witek et al. (2000) är utbytestiden av den totala vattenmassan 80 dagar och enligt Witek et al. (2003) är den 15 dagar. Eftersom det empiriska medianvärdet för siktdjupet är relativt stort provades att sätta ett siktdjup på 5 meter. Resultatet visade att siktdjupet i detta fall inte påverkar målvariablerna i någon större utsträckning och därför valdes det empiriska värdet under fortsatt modellering.

4.2.4 Rigabukten

De tidigare framtagna morfometriska variablerna skrevs in i modellen (Karlsson & Törnqvist, 2006). För salinitet inne i och utanför bukten användes medianvärden från åren 1999 till 2001 (EEA, 2006). Då endast få siktdjupsmätningar hittades nära avgränsningen användes ett medianvärde uträknat för både Suur- och Irbe sundet från åren -82, -92, -94, -97 och -98 (ICES, 2006). Litteraturvärden användes för årsmedelnederbörd (Savchuk & Swaney, 2000), TP från punktkällor, avrinningsområde (Laznik et al. 1998) samt landhöjning (Svensson, 2006), bilaga 3. För TP-koncentration i DW och SW användes medianvärden från åren 1999 till 2001 (EEA, 2006). Samtliga drivvariabler förutom siktdjupet härrör från 1999 och framåt, detta för att använda så tidskompatibel data som möjligt.

De TP-flöden från floder som användes i modelleringen var flödet från Daugava, Pärnu, Gauja, Lielupe, Salaca och övriga floder. För alla TP-koncentrationer utom i övriga

floder användes empiriska medianvärden från åren 1999 till 2001 (EEA, 2006). För TP-koncentrationen i övriga floder användes ett medianvärde från de fem floderna ovan. Vattenföringen i samtliga floder härrör från en litteraturkälla (Laznik et al. 1998).

Liksom Finska viken och Gdanskbukten ligger även Rigabukten utanför modellens domän i flera avseenden, bilaga 4, och en provkörning av modellen utfördes med obligatoriska drivvariabler enligt bilaga 8. Detta för att erhålla modellens beräknade värden på teoretiska vågbasen, T_{DW} och T_{SW} , tabell 4.

Tabell 4 Parametrar beräknade utifrån algoritmer i modellen

Teoretisk vågbas [m]	39,02
Y_{EX1}	1
T_{SW} [dag]	27,1
T_{DW} [dag]	26,64

Den beräknade teoretiska vågbasen blev 39,02 meter vilket är rimligt och därmed användes den ursprungliga algoritmen under fortsatt simulering. T_{SW} är enligt Oelsen et al. (1999) 1 år och HELCOM (1993) skriver att utbytestiden för den totala vattenmassan är 2 till 4 år. De tider som modellen beräknat är därmed inte realistiska men användes likaväl under fortsatt simulering. Se stycke 4.3 för en särskild analys av vattenutbytestidernas betydelse.

4.3 TEST AV VATTENUTBYTESTIDER

För att se hur väl modellen predikterar vattenflödet mellan det studerade området och egentliga Östersjön provades att ersätta de vattenflöden som beräknats av modellen, utifrån öppenhet, med flöden från litteraturkällor. Detta utfördes genom att byta ut algoritmerna för utbytestiden i DW samt SW mot värden som hittats i olika litteraturkällor. De nya predikterade koncentrationerna jämfördes sedan med tidigare erhållna värden, bilaga 11. En rangordning utfördes även över de nya TP-flödena som uppstod då algoritmerna ersattes med litteraturvärden.

4.4 ÅTGÄRDSSCENARIER FÖR DE STUDERADE OMRÅDENA

Några olika scenarier simulerades i ett försök att lokalisera de källor som påverkar näringsstatusen i störst utsträckning. En reducering av de antropogena källorna med 20 %, 50 % respektive 100 % simulerades. De två mindre reduceringarna valdes utifrån det svenska miljödålmålet, som syftar till att minska utsläppen från antropogena källor till Östersjön med 20 % fram till år 2010, samt utifrån HELCOMs gamla målsättning att minska det totala TP-flödet till Östersjön med 50 % fram till år 2005. En reducering på 100 % är inte ett realistiskt scenario men simuleringen utfördes för att se effekten som minskningen skulle innebära. Slutligen sänktes TP-koncentrationen i DW och SW stegvis i egentliga Östersjön för att uppnå samma resultat som när samtliga antropogena TP-flöden reducerats med 100 %.

Regressionsmodellen för hela Östersjön användes för att erhålla klorofyllhalten vid olika TP-koncentrationer, figur 5. Därefter predikterades förändringen av siktdjupet (16).

$$\Delta\text{siktdjup [m]} = 1,54 \cdot \log(1 + \Delta\text{Chl [\mu g/l]}) + 0,14 \quad (16)$$

ΔChl är skillnaden mellan framräknade klorofyllkoncentrationer vilka beräknades utifrån regressionsmodellen.

4.4.1 Kostnadsanalys

En enkel kostnadsanalys utfördes för en reducering av det modellerade antropogena TP-flödet med 50 %. Enligt Neumann & Schernewski (2005) kan enbart cirka 80 % av TP-flödet reduceras genom effektivare reningsverk, men på grund av bristande fakta antas i denna mycket förenklade beräkning att hela reduceringen kan ske inom reningsverk.

De kostnader som det innebär för respektive land att rena ett kilo fosfor kommer från Gren et al. (1997) och återfinns i bilaga 9. Den lägsta kostnaden finns under rubriken deposition som innebär ökad rening av avloppsvatten, minskad spridning av gödsel och mindre djurhjordar. Under kategorin deposition tillhör de högsta kostnaderna reduktion av luftburna emissioner och att de är så höga beror bland annat på att endast en liten andel av de emissioner som släpps ut når Östersjön.

5 RESULTAT

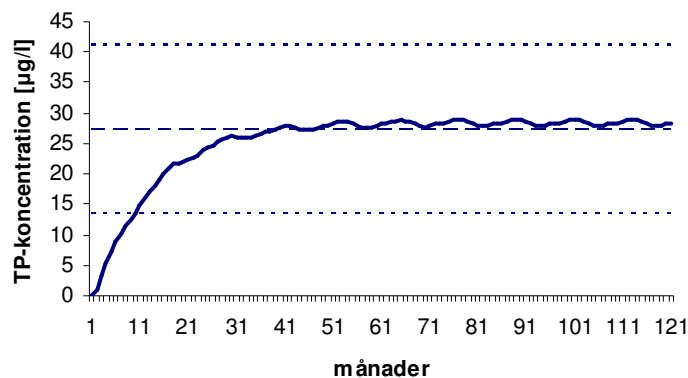
5.1 AVGRÄNSNING AV STUDERADE OMRÅDEN I GIS

De morfometriska parametrarna som beräknades med ArcGIS samt parametrar som beräknades utifrån dessa återfinns i bilaga 16.

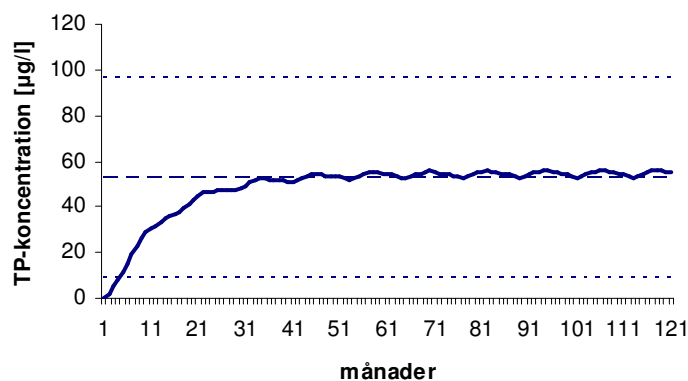
5.2 TEST AV COASTMAB

5.2.1 Finska viken

Efter anpassning av modellen till Finska viken ger prediktionen av TP-koncentrationen i viken ett medianvärde under sista halvan av simuleringen, då månadsvariationerna stabiliserat sig, på 28,3 $\mu\text{g/l}$ i SW och 54,7 $\mu\text{g/l}$ i DW. De modellerade värdena kan jämföras med de empiriska medianvärdena beräknade utifrån EEAs databas från åren 1999 till 2001 samt 2004 på 27,3 $\mu\text{g/l}$ i SW och 52,8 $\mu\text{g/l}$ i DW. I figur 10 och figur 11 ses de predikterade TP-koncentrationerna i SW respektive DW. Den utifrån modellen beräknade koncentrationen ligger helt klart inom empiriska datas intervall för standardavvikelsen. Intervallet för de empiriska värdena i SW och DW är mycket breda och ligger mellan 13,6 och 40,9 $\mu\text{g/l}$ respektive 8,9 och 96,7 $\mu\text{g/l}$. De breda intervallen visar på en stor variation och osäkerhet i empiriska data. I Finska viken blir den modellerade fosforkoncentrationen i A-sedimenten 0,29 mg/g dw.

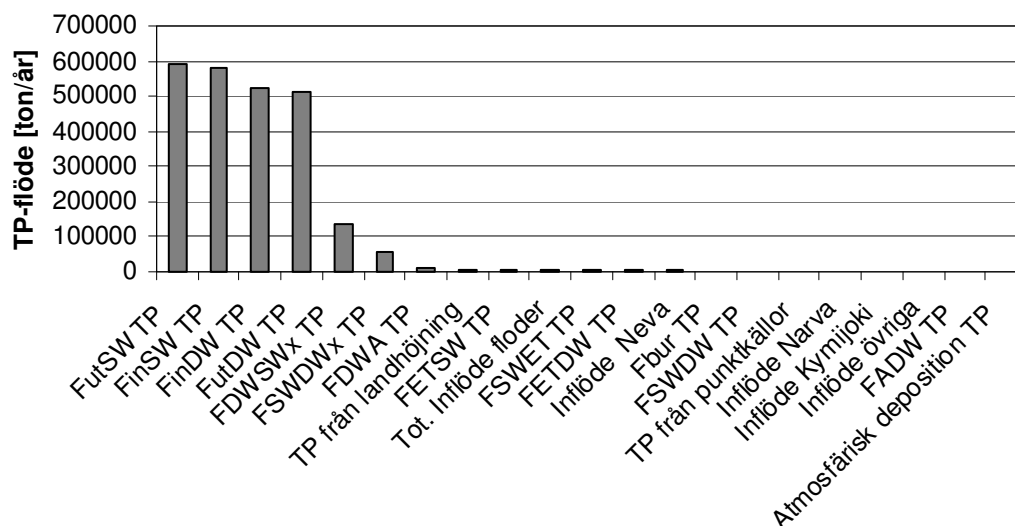


Figur 10 Den markerade linjen motsvarar den modellerade TP-koncentrationen i SW. Det empiriska medianvärdet är den streckade linjen och de prickade linjerna representerar empiriska datas standardavvikelse.



Figur 11 Den markerade linjen motsvarar den modellerade TP-koncentrationen i DW. Det empiriska medianvärdet är den streckade linjen och de prickade linjerna representerar empiriska datas standardavvikelse.

Rangordningen av samtliga TP-flöden i modellen från augusti år 10 och storleken på dessa kan ses i figur 12 och bilaga 10. Ur histogrammet kan utläsas att de fyra största flödena är in- och utflöde av SW och DW. Inflödet av DW är något större än övriga tre flöden. Finska viken har ett medeldjup på 38,2 meter och enligt modellen ligger den teoretiska vågbasen på 41,65 meters djup. Den djupt liggande vågbasen medför att en stor del av vattenmassan och sedimenten klassificeras som SW respektive ET-bottnar. Detta innebär att resuspensionen från ET-bottnar, $F_{ETDW\ TP}$ och $F_{ETSW\ TP}$, är betydligt större än diffusionen från A-bottnar, $F_{ADW\ TP}$.



Figur 12 TP-flödena i modellen för Finska viken rangordnade efter storlek.

Jämförelsen av Finska vikens avrinningsområde med Östersjöns och det modellerade flödet av fosfor till viken med det totala flödet till Östersjön, ger resultatet att andelen av Östersjöns avrinningsområde som tillhör Finska vikens är 0,25 och andelen av TP-flödet till Östersjön som härrör från Finska vikens avrinningsområde är 0,16. Enligt Savchuk och Wulff (1999) ska dessa värden vara 0,26 respektive 0,23, vilket är relativt nära modellresultatet. Den totala modellerade TP-transporten från egentliga Östersjön till viken är 951 148 ton/år och är ett av de största flödena. Orsaken till det stora flödet är den stora vattentransport som modellen beräknar utifrån T_{SW} , T_{DW} , volymen SW och volymen DW. De utbytestider som modellen beräknar är mycket mindre än de värden som hittats i litteratur (avsnitt 5.3) och det är framförallt de korta tiderna som orsakar det stora flödet i modellen.

Operationella effektvariabler

De predikterade värdena på klorofyllkoncentrationen, tabell 5, kan jämföras med det utifrån ICES beräknade medianvärdet på 2,1 $\mu\text{g/l}$ från sommarmånaderna år 1981 till 1991. Nyare data från åren 1999 till 2001 och 2004 fanns att tillgå på EEAs databas, medianvärdet som erhöles var 4,56 $\mu\text{g/l}$, bilaga 12. Det senare medianvärdet samt den predikterade klorofyllkoncentrationen ligger inom det intervall som Leppänen et al. (1995) anger för kustområden, mellan 4 och 10 $\mu\text{g/l}$. De predikterade klorofyllkoncentrationerna och mediankoncentrationerna beräknade från ICES samt från EEA ligger enligt Håkanson et al. (2006) inom det mesotrofa intervallet.

Tabell 5 Predikterade klorofyllkoncentrationer beräknade utifrån regressionen i figur 5

	TP i SW [$\mu\text{g/l}$]	Klorofyll [$\mu\text{g/l}$]	Siktdjup [m]
Empiriskt värde, EEA	27,3	4,56	
Empiriskt värde, ICES		2,1*	4,5*
Predikterat värde	28,28	4,72	5,3
Predikterat värde, sommarmånaderna	28,57	4,8	

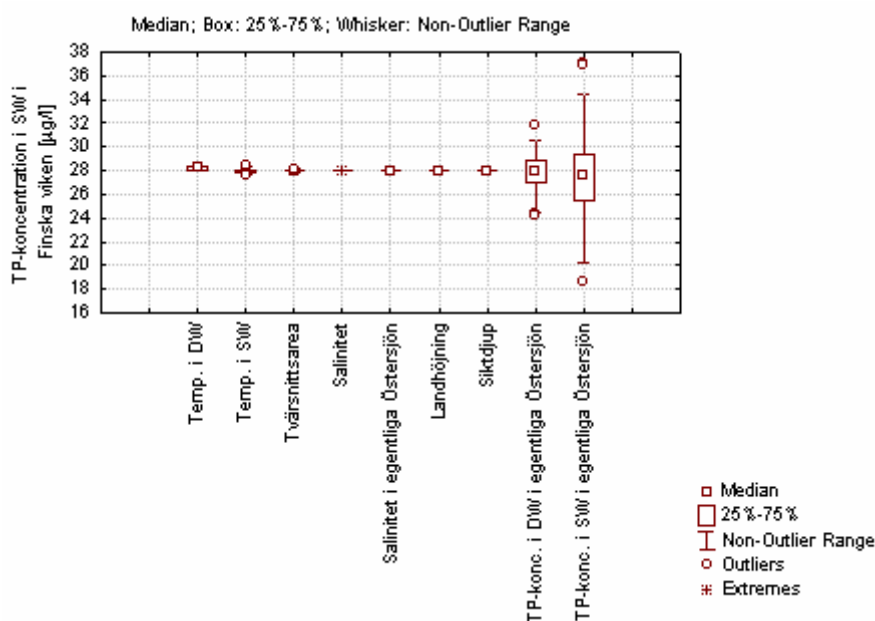
*Inte tidskompatibelt

I Finska viken predikterades ett siktdjup inne i viken på 5,3 meter. Enligt Bonsdorff et al. (2002) är siktdjupet i Finska viken 5 meter vilket stämmer rätt bra med det medianvärde på 4,5 meter (ICES, 2006) som beräknats från åren 1981 till 1991, bilaga 13. Samtliga siktdjup ovan tyder på att området är eutroft (Håkanson et al., 2006).

Undermodellen som predikterar syremättnad i DW beräknar i Finska viken en syremättnad på 42 %. Vid jämförelse av Finska vikens parametrar och syremodellens domän, tabell 1, ses att områdets medeldjup på 38,2 meter ligger utanför modellens domän. Modellen bör enbart användas då medeldjupet ligger mellan 3,8 och 13,8 meter. Den sedimentation till DW som CoastMab predikterar är 1 870 g/m² dag vilket även det ligger långt utanför intervallets gränser. Resultatet som erhålls i modellen är dock inte helt orimligt även om alla förutsättningarna för att nyttja modellen inte är uppfyllda. Några empiriska data för jämförelse har inte gått att få tag på.

Känslighetsanalys

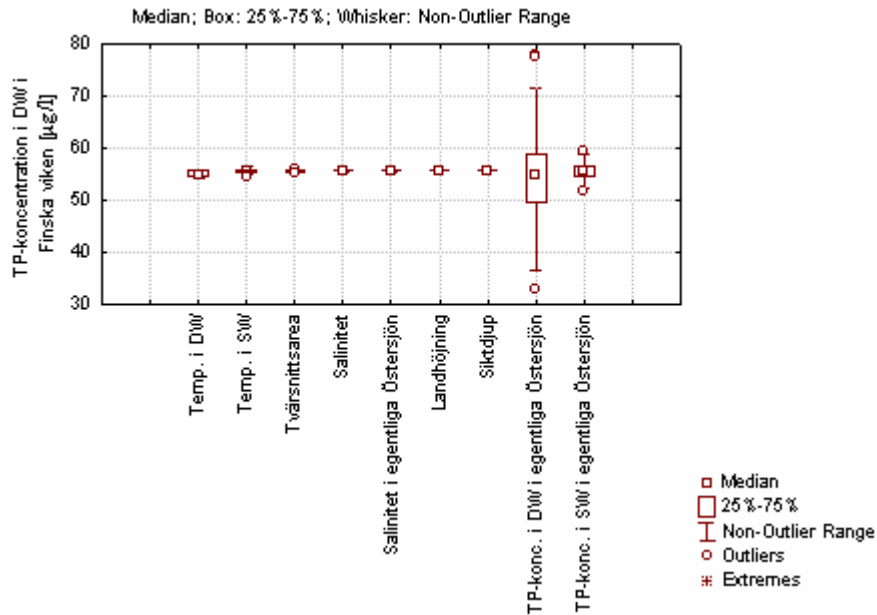
Känslighetsanalysen för TP-koncentrationen i SW visar att samtliga variabler, förutom TP i SW och DW i egentliga Östersjön, endast tillför en liten osäkerhet till modellen, figur 13. Resultatet visar även att tvärsnittsarean inte tillför någon stor osäkerhet till prediktionen och därmed antas att metoden som användes för att beräkna den är tillräckligt noggrann. Liknande resultat kan även ses för DW i figur 14 och för Gdanskbukten i figur 20 och 21, samt för Rigabukten i figur 27 och 28.



Figur 13 Känslighetsanalys för hur variationen av olika variabler påverkar TP-koncentrationen i SW i Finska viken. I analysen användes olika CV för de olika variablerna framtagna för ett antal kustområden i Östersjön. Figuren visar medianvärde, 25 till 75 % kvantil, en 10 till 90 % percentil och uteliggare.

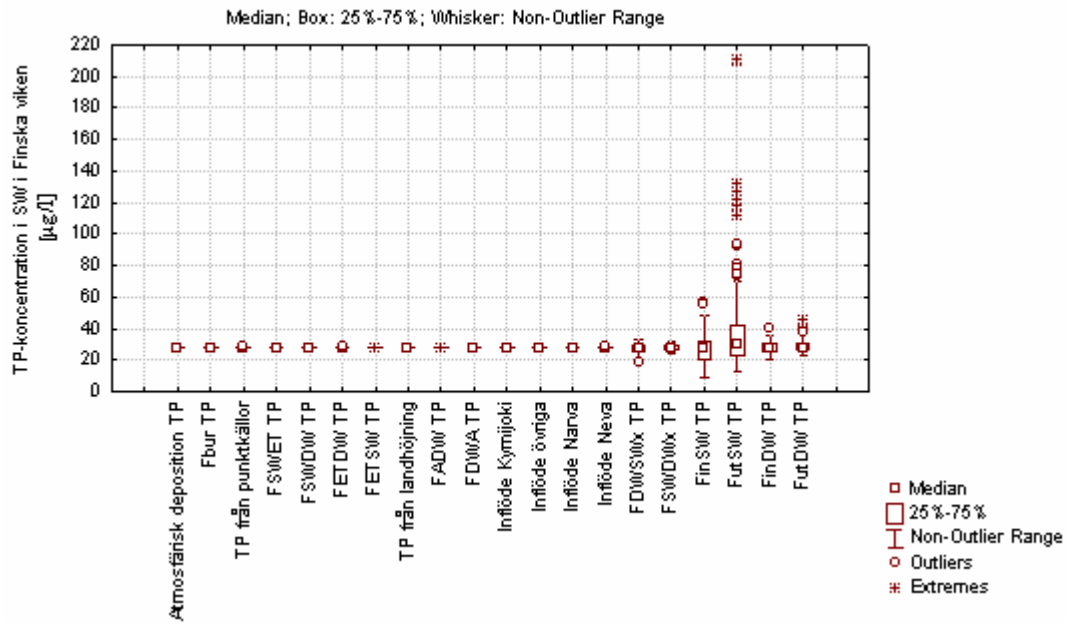
Skillnaden är att TP i DW utanför viken tillför en större osäkerhet till prediktionen av TP i SW i Finska viken, än TP-koncentrationen i SW i egentliga Östersjön gör i känslighetsanalysen för TP i DW, figur 14. Eftersom empiriska data över TP-koncentrationen varierar mycket i egentliga Östersjön ger detta en stor osäkerhet. I både

figur 13 och 14 ses att temperaturen i vattnet, främst i DW, tillför en något större osäkerhet till modellen än salinitet, landhöjning, siktdjup och tvärsnittsarea gör.

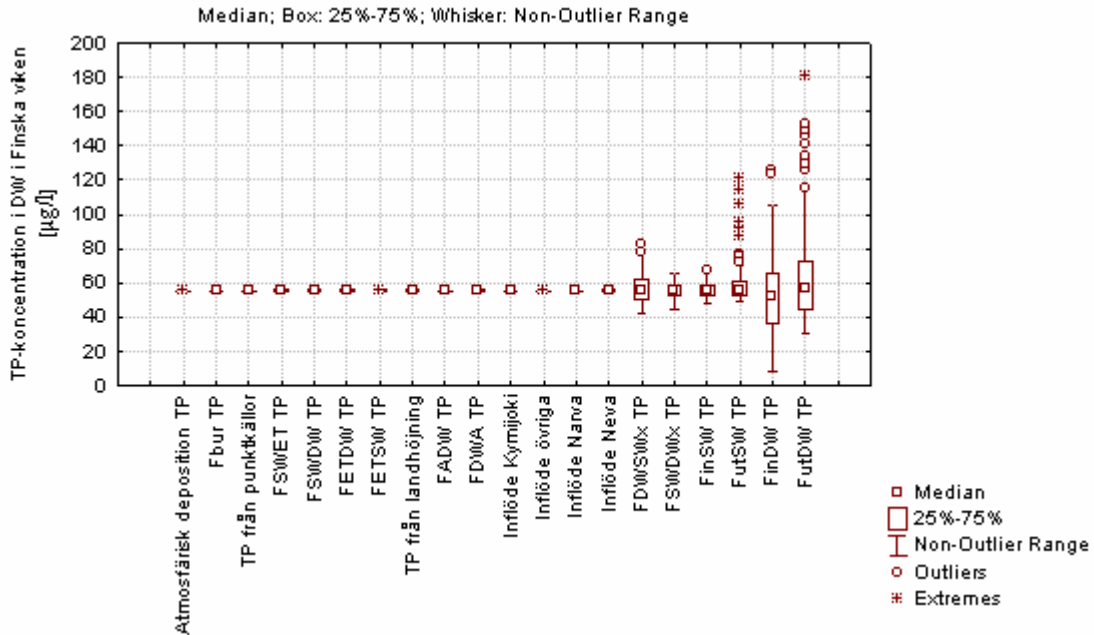


Figur 14 Känslighetsanalys för hur variationen av olika variabler påverkar TP-koncentrationen i DW i Finska viken.

Resultatet från känslighetsanalysen som utfördes för samtliga TP-flöden i modellen kan ses i figur 15 och 16. I Monte-Carlosimuleringen med TP-koncentrationen i SW som målvariabel kan utläsas att in- och utflöde av SW har störst inverkan på prediktionen. Även in- och utflöde av DW och omblandning influerar resultatet något mer än övriga flöden. Då TP-koncentrationen i DW är målvariabeln erhålls ett liknande resultat, fast det är främst in- och utflöde av DW som påverkar målvariabeln. Omblandningen har en något större roll i prediktionen av TP-koncentrationen i DW än i SW.



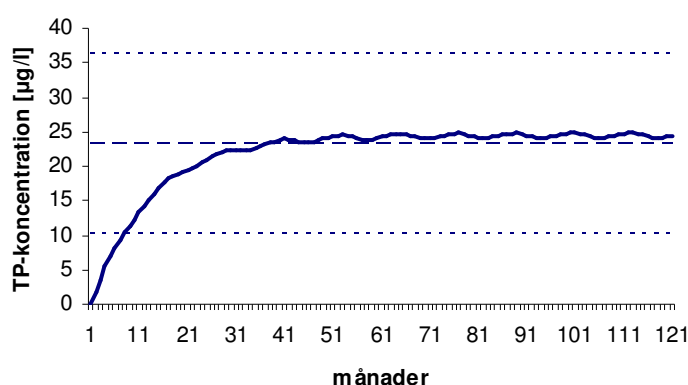
Figur 15 Känslighetsanalys för hur variationen av samtliga TP-flöden i modellen påverkar målvariabeln TP-koncentrationen i SW. Alla flöden testas ett i taget och alla utom ett flöde hålls konstant under simuleringen. För samtliga flöden användes ett CV-värde på 0,5 och en normal fördelning kring medelvärdet. De flöden som har störst inverkan på TP-koncentrationen i SW är in- och utflöde av SW.



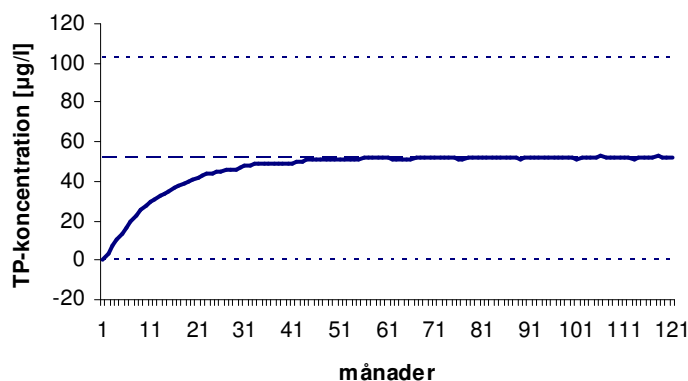
Figur 16 Känslighetsanalys för hur variationen av samtliga TP-flöden i modellen påverkar målvariabeln TP-koncentrationen i DW. De flöden som har störst inverkan på TP-koncentrationen i DW är in- och utflöde av DW.

5.2.2 Gdanskbukten

Vattenföringen som används i modellen för övriga floder, beräknad utifrån ekvation 15, är $702,8 \text{ m}^3/\text{s}$ och TP-koncentrationen i flödet som nyttjas är $0,17 \text{ mg/l}$. Den modellerade TP-koncentrationen i SW och DW har under sista halvan av simuleringen ett medianvärde på $24,38 \text{ }\mu\text{g/l}$ respektive $51,9 \text{ }\mu\text{g/l}$. Dessa predikerade värdena kan jämföras med de empiriska medianvärdena $23,29 \text{ }\mu\text{g/l}$ i SW och $51,73 \text{ }\mu\text{g/l}$ i DW beräknade utifrån EEAs databas från åren 2001 till 2004. I figur 17 respektive 18 ses att även prediktionen av TP-koncentrationen i Gdanskbukten strämmer väl med det empiriska medianvärdet och att de modellerade värdena befinner sig inom intervallet för empiriska datas standardavvikelse. Den beräknade standardavvikelsen för de empiriska TP-koncentrationerna i SW och DW ligger mellan $10,3$ och $36,3 \text{ }\mu\text{g/l}$ respektive $0,2$ och $103,3 \text{ }\mu\text{g/l}$.



Figur 17 Den markerade linjen är den modellerade TP-koncentrationen i SW. Det empiriska medianvärdet är den streckade linjen och de prickade linjerna representerar empiriska datas standardavvikelse.

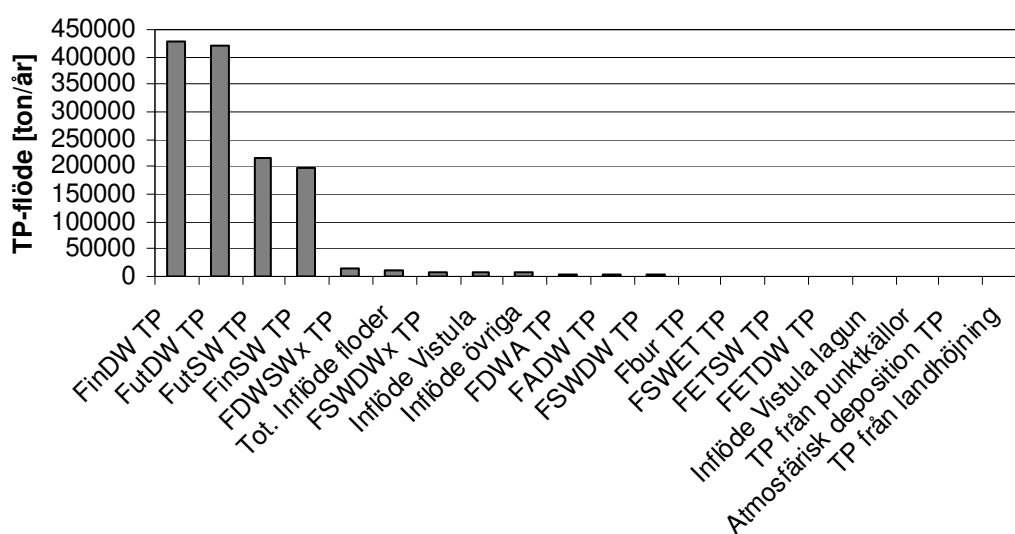


Figur 18 Den markerade linjen är den modellerade TP-koncentrationen i DW. Det empiriska medianvärdet är den streckade linjen och de prickade linjerna representerar empiriska datas standardavvikelse.

Modellen beräknade en TP-koncentration i A-sedimenten på $0,36 \text{ mg/g dw}$ i Gdanskbukten vilket är betydligt lägre än de värden som hittats i litteraturen. Enligt Frankowska et al. (2002) är koncentrationen $1,94 \text{ mg/g dw}$ i de djupare delarna av

bukten 4,21 mg/g dw i det djupaste området. För Gdanskbukten verkar algoritmen som beräknar andelen A-botten fungera väl då den ger värdet 65 % och enligt Witek et al. (2003) ska det vara ungefär två tredjedelar.

Rangordningen av samtliga TP-flöden i modellen visar att de största flödena förekommer mellan egentliga Östersjön och bukten vilket inte är förvånande eftersom bukten är så öppen. Utbytet av DW mellan bukten och havet utanför är i särklass de största flödena, figur 19 och bilaga 14. I Gdanskbukten där medeldjupet ligger på 52 meter och den teoretiska vågbasen på 35,4 meters djup ses ett, jämfört med Finska viken, omvänt förhållande mellan ET-bottnar och A-bottnar. Stora delar av Gdanskbuktens botten och vattenmassa klassificeras i modellen som A-botten respektive DW och resuspensionen från ET, F_{ETDW} TP och F_{ETSW} TP, är i det här fallet liten i jämförelse med diffusionen från A-bottnar, F_{ADW} TP.



Figur 19 TP-flödena i modellen för Gdanskbukten rangordnade efter storlek. De största flödena är de som förekommer i DW mellan bukten och havet.

Resultatet från jämförelsen mellan Gdanskbuktens avrinningsområde och Östersjöns samt det modellerade flödet av fosfor till bukten och det totala flödet till Östersjön, visar att andelen av Östersjöns avrinningsområde som tillhör Gdanskbuktens avrinningsområde är 0,19 och andelen av TP-flödet till Östersjön som härrör från buktens avrinningsområde är 0,33. Den totala TP-transporten från havet utanför in i bukten är cirka 625 000 ton/år. CoastMab beräknar utifrån T_{SW} , T_{DW} , volymen SW och volymen DW ett vattenflöde från egentliga Östersjön till bukten på 13 944 km³/år då utbyttestiderna för SW och DW är 5,91 dagar respektive 6,1 dagar. För jämförelse beräknades utifrån utbyttestiderna och volymerna från Witek et al. (2000) och Witek et al. (2003) ett inflöde från egentliga Östersjön till bukten på 1 077 km³/år respektive 7 081 km³/år. Algoritmerna som beräknar utbyttestiderna i modellen beräknar lite korta utbyttestider och detta avspeglar sig på vattenflödet mellan egentliga Östersjön och bukten och därmed blir även transporten av fosfor för stor. Mer information om detta i avsnitt 5.3.

Operationella effektvariabler

De erhållna värdena på klorofyllkoncentrationen, tabell 6, kan jämföras med medianvärdet som beräknades utifrån ICES databas på 1,65 µg/l (ICES, 2006) under

sommarmånaderna år 1993 till 1998. På EEAs databas hittades nyare data från år 2002 till 2004 och det medianvärde som räknades fram utifrån dessa data var 7,77 µg/l (EEA, 2006), bilaga 12. Den predikterade klorofyllkoncentrationen ligger enligt Håkanson (1999) inom det mesotrofa intervallet. Det medianvärde som erhöles från ICES databas ligger inom det oligotrofa området medan det som beräknades utifrån data hos EEA befinner sig i det eutrofa intervallet.

Tabell 6 Predikterade klorofyllkoncentrationer beräknade utifrån regressionen i figur 5

	TP i SW [µg/l]	Klorofyll [µg/l]	Siktdjup [m]
Empiriskt värde, EEA	23,29	7,77	
Empiriskt värde, ICES		1,65*	4*
Predikterat värde	24,38	3,75	6,6
Predikterat värde, sommarmånaderna	24,5	3,78	

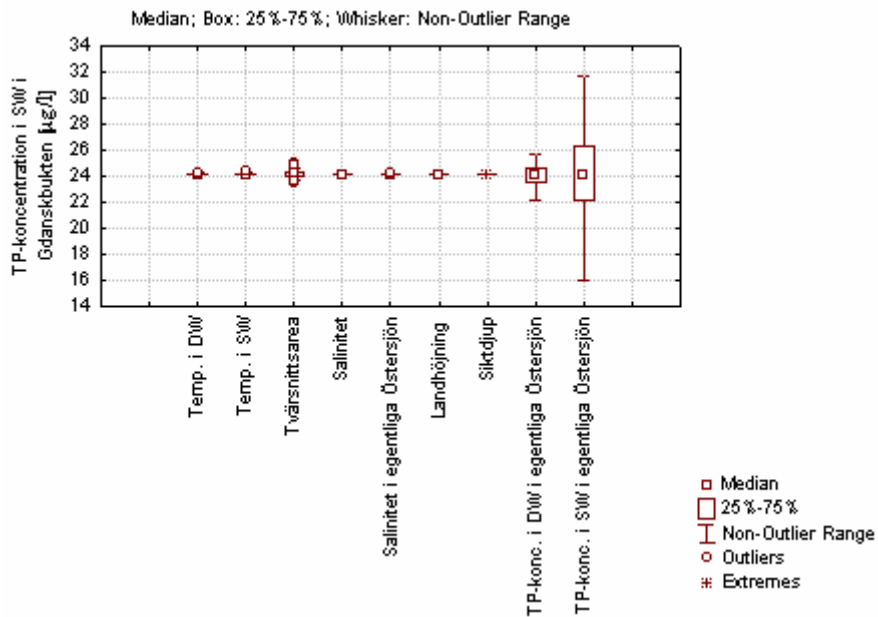
*Inte tidskompatibelt

Det predikterade siktdjupet inne i bukten på 6,6 meter tyder på att området är eutroft (Håkanson et al., 2006). Siktdjupet som beräknats över åren 1993 till 1998 utifrån ICES databas är ett medianvärde på 4 meter, bilaga 13, och tyder även det på att området är eutroft. Lundberg (2005) skriver att siktdjupet i Gdanskbukten ligger mellan 0,6 och 2,5 meter vilket enligt (Håkanson et al., 2006) innebär att systemet kan klassificeras som hypereutroft till eutroft.

Undermodellen för syremättnad i DW ger i Gdanskbukten en syremättnad på -135 %, vilket uppenbart är orimligt. Undermodellen som beräknar syremättnad har begränsningarna enligt tabell 1. Vid jämförelse av intervallen med Gdanskbuktens parametrar ses att medeldjupet på 51,95 meter och den i CoastMab predikterade sedimentationen till DW på 947 g/m² dag ligger långt utanför intervallet medan övriga parametrar ligger inom respektive intervall. Vid test av olika medeldjup upptäcktes att djup större än 42 meter ger ett negativt värde på syremättnaden i Gdanskbukten. Det modellerade värdet kan jämföras med medianvärdet som beräknats utifrån data från EEA, medianvärdet från åren 2001 till 2004 blir 61,76 %.

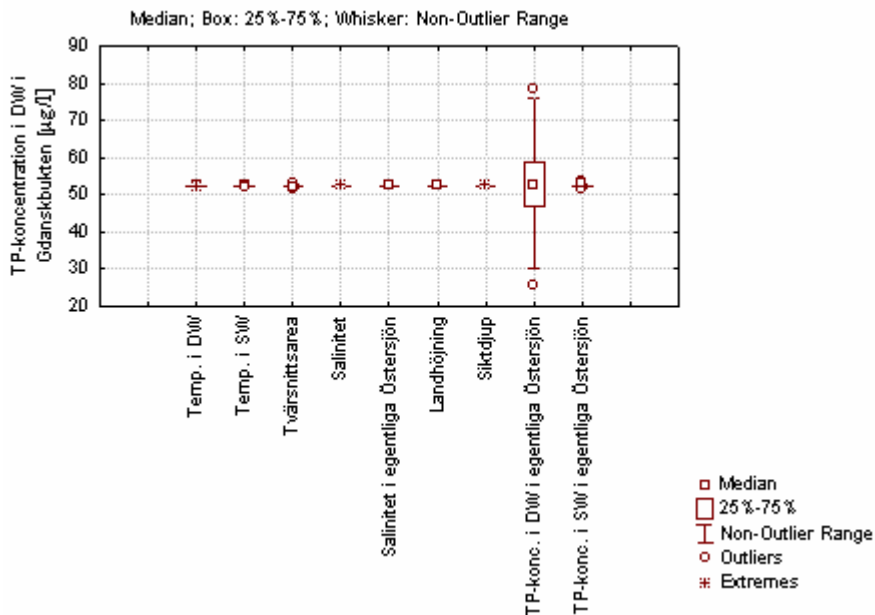
Känslighetsanalys

Känslighetsanalysen för de olika variablerna visar att TP-koncentrationen i egentliga Östersjön tillför en stor osäkerhet till prediktionen av koncentrationen i bukten. Målvariabeln TP-koncentrationen i SW är mest känslig för koncentrationen i SW utanför bukten. I figur 20 ses att även koncentrationen i DW i egentliga Östersjön är viktig för en säker prediktion av TP-koncentrationen i SW.



Figur 20 Känslighetsanalys för hur variationen av olika variabler påverkar TP-koncentrationen i SW i Gdanskbukten.

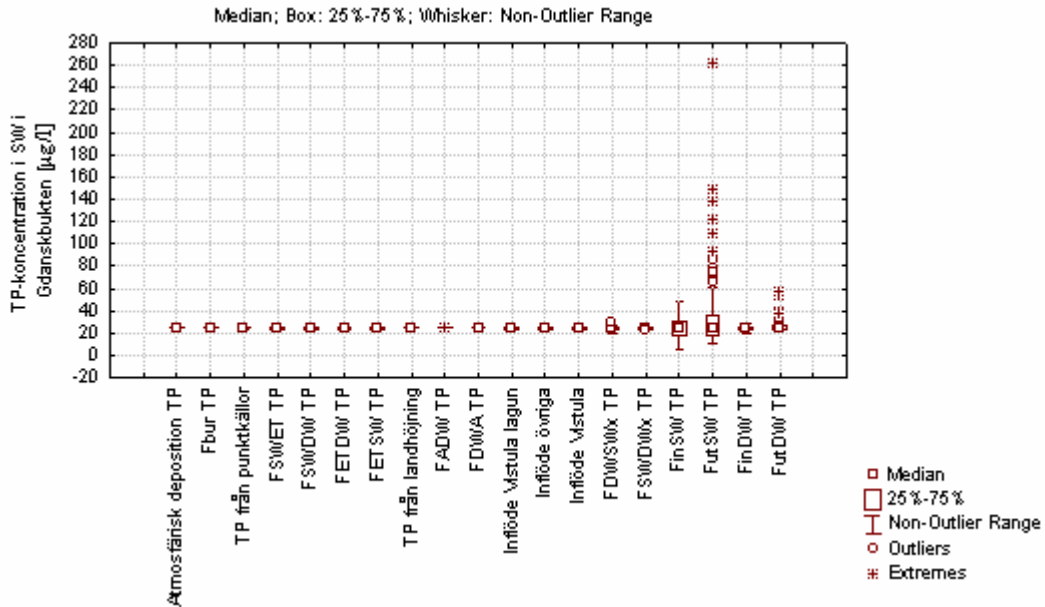
Då målvariabeln för känslighetsanalysen är TP-koncentrationen i DW är det koncentrationen i DW utanför bukten som tillför störst osäkerhet till prediktionen. Till skillnad från i Finska viken tillför koncentrationen i SW en väldigt liten osäkerhet till modellen, figur 21.



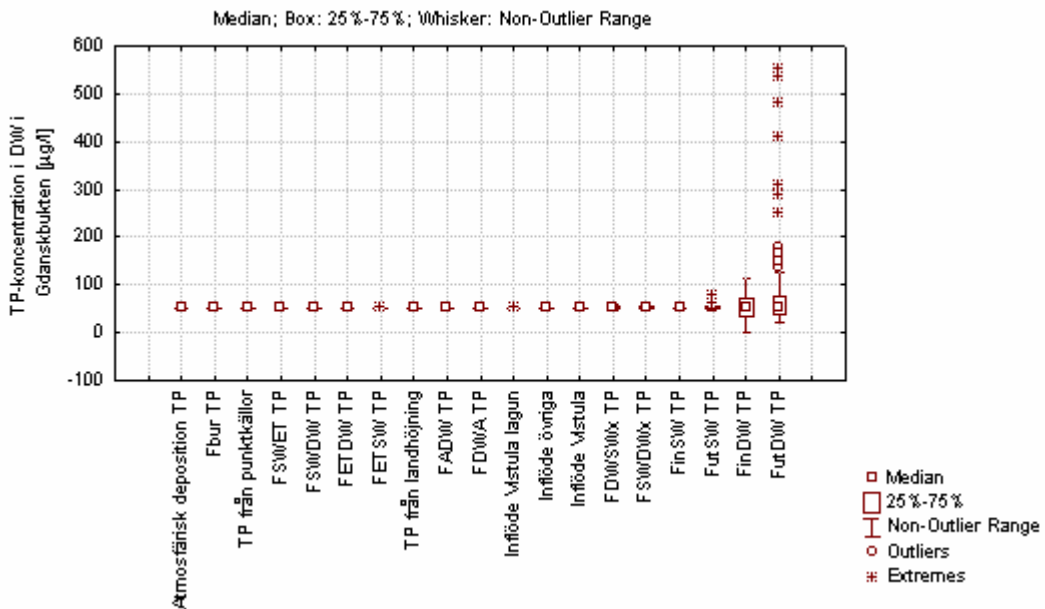
Figur 21 Känslighetsanalys för hur variationen av olika variabler påverkar TP-koncentrationen i DW i Gdanskbukten.

Monte-Carlosimuleringen över hur samtliga TP-flöden påverkar målvariabeln TP-koncentrationen i SW visar att in- och utflöde av SW har störst inverkan på prediktionen i SW, figur 22. Dessa två flöden är mycket större än övriga flöden,

figur 19. Att de påverkar målvariabeln i störst utsträckning är föga förvånande. Då istället TP-koncentrationen i DW är målvariabeln ses ett liknande resultat fast in- och utflöde av DW är de flöden som främst påverkar prediktionen, figur 23.



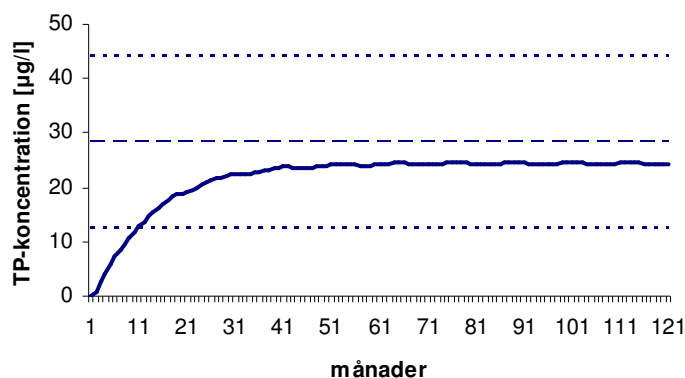
Figur 22 Känslighetsanalys för hur variationen av samtliga TP-flöden i modellen påverkar målvariabeln TP-koncentration i SW. I figuren kan ses att det är utflödet av SW som främst påverkar prediktionen av TP-koncentrationen i SW.



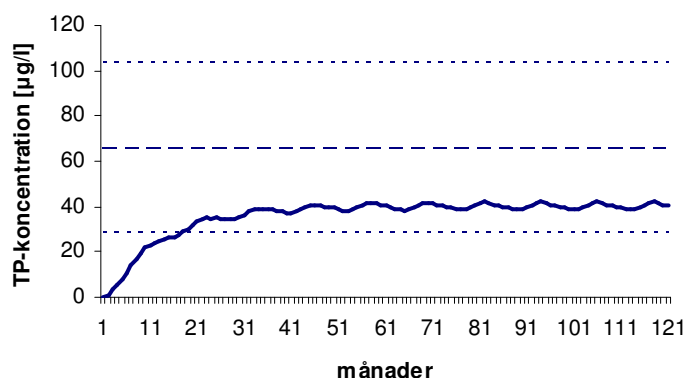
Figur 23 Känslighetsanalys för hur variationen av samtliga TP-flöden i modellen påverkar målvariabeln TP-koncentration i DW.

5.2.3 Rigabukten

De predikterade TP-koncentrationerna i SW och DW har under sista halvan av simuleringen ett medianvärde på 24,3 $\mu\text{g/l}$ respektive 40,16 $\mu\text{g/l}$. De predikterade värdena kan jämföras med de empiriska medianvärdena beräknade utifrån EEAs databas över åren 1999 till 2001, 28,19 $\mu\text{g/l}$ i SW och 65,66 $\mu\text{g/l}$ i DW (EEA, 2006). I figur 24 respektive figur 25 ses att de predikterade TP-koncentrationerna båda ligger inom intervallet för empiriska datas standardavvikelse, vilka för SW och DW ligger mellan 12,4 och 44 $\mu\text{g/l}$ respektive 27,8 och 103,5 $\mu\text{g/l}$.



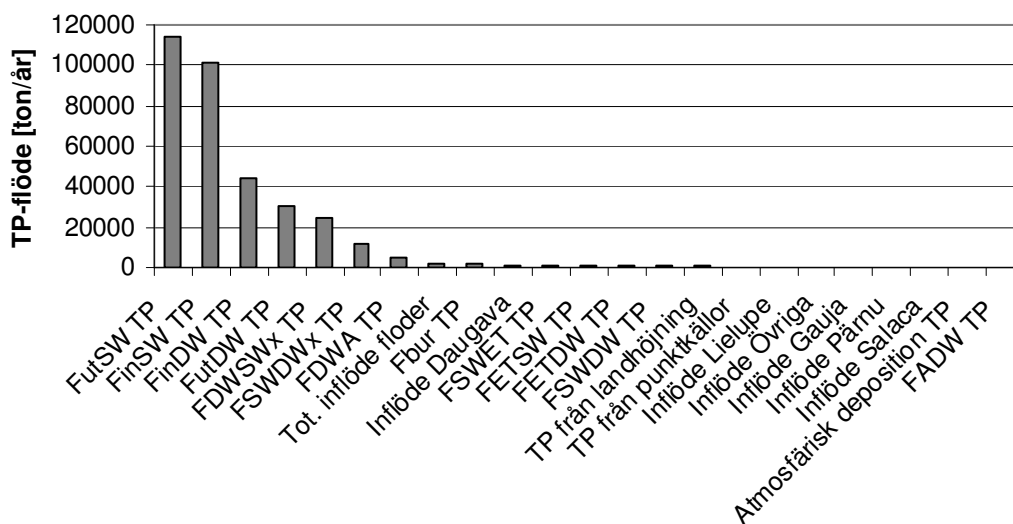
Figur 24 Den markerade linjen är den modellerade TP-koncentrationen i SW. Det empiriska medianvärdet är den streckade linjen och de prickade linjerna representerar empiriska datas standardavvikelse. Den predikterade koncentrationen ligger ungefär 4 $\mu\text{g/l}$ lägre än det empiriska medianvärdet.



Figur 25 Den markerade linjen är den modellerade TP-koncentrationen i DW. Det empiriska medianvärdet är den streckade linjen och de prickade linjerna representerar empiriska datas standardavvikelse. Den predikterade koncentrationen ligger 25,5 $\mu\text{g/l}$ lägre än det empiriska medianvärdet.

För Rigabukten predikterade modellen en fosforkoncentration på 0,34 mg/g dw i A-sedimenten och enligt Carman et al. (1996) är koncentrationen 1,96 mg/g dw. Vidare skriver Carman et al. (1996) att 28 % av Rigabuktens botten består av A-sediment och modellen ger ett värde på 41 %. Då modellens algoritm ersätts med 28 % ökar koncentrationen i sedimenten till ungefär 0,5 mg/g dw.

Rangordningen av samtliga TP-flöden i modellen ger resultatet i figur 26 och bilaga 15. De i särklass största flödena är in- och utflöde av SW. Rigabukten har ett medeldjup på 26 meter och enligt modellen ligger vågbasen på 39,02 meters djup. Den djupt liggande vågbasen medför på motsvarande sätt som i Finska viken att en stor del av vattenmassan och sedimenten klassificerades som SW respektive ET-bottnar. Detta innebär även i Rigabukten att resuspensionen från ET-bottnar, F_{ETDW} TP och F_{ETSW} TP, är betydligt större än diffusionen från A-bottnar, F_{ADW} TP.



Figur 26 TP-flödena i modellen för Rigabukten rangordnade efter storlek. Det största flödet för området är utflödet av SW.

Vid jämförelse av Rigabuktens avrinningsområde med Östersjöns samt det modellerade flödet av fosfor till bukten med det totala flödet till Östersjön, blir andelen av Östersjöns avrinningsområde som tillhör Rigabuktens 0,079 och andelen av TP-flödet till Östersjön som härrör från buktens avrinningsområde 0,07. Den totala TP-transporten från egentliga Östersjön in i bukten är cirka 145 000 ton/år, vilket är ett av de största flödena. Orsaken till det stora flödet är den stora vattentransport som modellen beräknar utifrån T_{SW} , T_{DW} , volymen SW och volymen DW. Vattentransporten som algoritmerna i CoastMab ger blir 5 490 km³/år då utbytestiderna för SW och DW är 26,6 dagar respektive 27,1 dagar. Detta kan jämföras med vattenflödet 133,4 km³/år (Savchuk, 2006) beräknat utefter Knudsens teorem. Jämförelsen antyder att algoritmerna som beräknar utbytestider i modellen predikterar för korta utbytestider, vilket leder till att vattentransporten och därmed transporten av fosfor blir alldeles för stor. Mer information om detta i avsnitt 5.3.

Operationella effektvariabler

De predikterade värdena av klorofyllkoncentrationen, tabell 7, beräknade utifrån regressionen i figur 5 kan jämföras med medianvärdet från ICES databas beräknat utifrån sommarmånaderna under åren 1993 till 1998, 1,67 µg/l. I EEAs databas hittades nyare data från åren 1999, 2001 och 2004, medianvärdet som erhöles var 1,8 µg/l bilaga 12. Den predikterade klorofyllkoncentrationen ligger enligt Håkanson et al. (2006) inom det mesotrofa intervallet. De medianvärden som beräknades utifrån databaserna ligger båda inom det oligotrofa intervallet.

Tabell 7 Predikterade klorofyllkoncentrationer beräknade utifrån regressionen i figur 5

	TP i SW [µg/l]	Klorofyll [µg/l]	Siktdjup [m]
Empiriskt värde, EEA	28,19	1,8	
Empiriskt värde, ICES		1,67*	2,8*
Predikterat värde	24,3	3,75	4,6
Predikterat värde, sommarmånaderna	24,49	3,77	

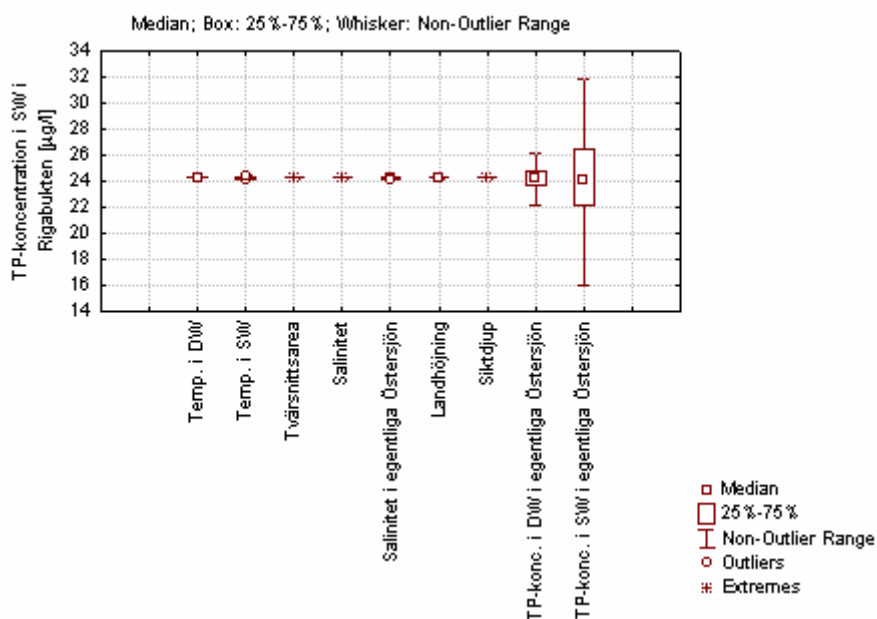
*Inte tidskompatibelt

Siktdjupet som modellen predikterar inne i Rigabukten är 4,6 meter och tyder på att bukten är eutrof. Det siktdjup som beräknats utifrån ICES databas från åren 1992 till 1998 är 2,8 meter, bilaga 13, visar även det på ett eutroft system (Håkanson et al., 2006). Båda siktdjupen stämmer väl med det medianvärde som hittades i litteratur på 3 meter (Savchuk et al., 2006).

Undermodellen för syremättnad i DW predikterar i Rigabukten en syremättnad på 55 %. Detta värde kan jämföras med det medianvärde som beräknades utifrån data från EEA. Medianvärdet från åren 2001 till 2004 blir 66,57 %. Rigabukten som har ett medeldjup på 26 meter, tabell 1, har ett för stort medeldjup för att undermodellen bör användas. Den sedimentation till djupvattnet som predikteras av CoastMab har storleken 756 g/m² dag vilket är drygt nio gånger större än det maximala värdet i det tillåtna intervallet. Syremättnaden som predikteras av modellen stämmer dock rätt bra med det beräknade medianvärdet.

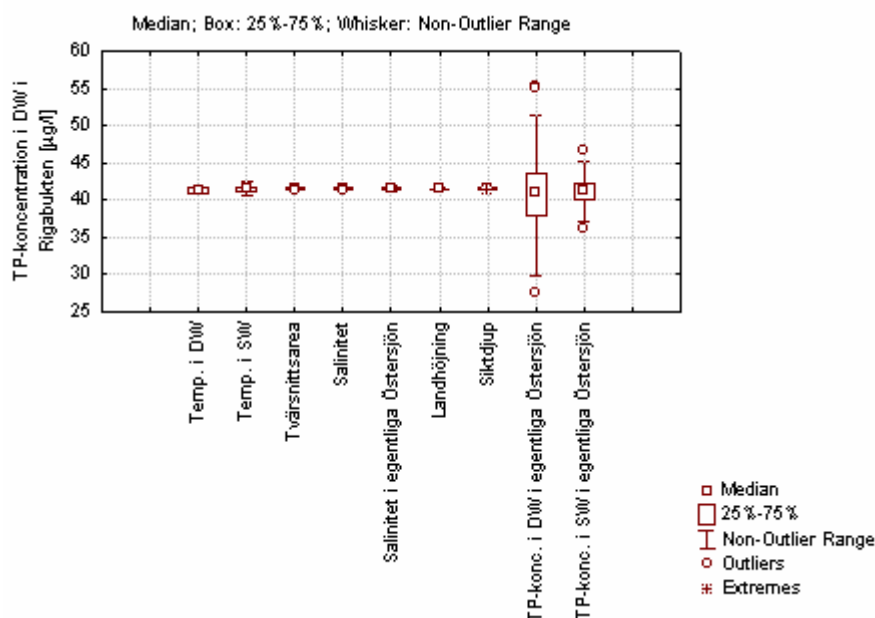
Känslighetsanalys

Monte-Carlosimuleringen över hur de olika drivvariablerna påverkar prediktionen av TP-koncentrationen i SW visar att TP-koncentrationen i SW i egentliga Östersjön påverkar prediktionen av koncentrationen i SW i Rigabukten i störst utsträckning, figur 27.



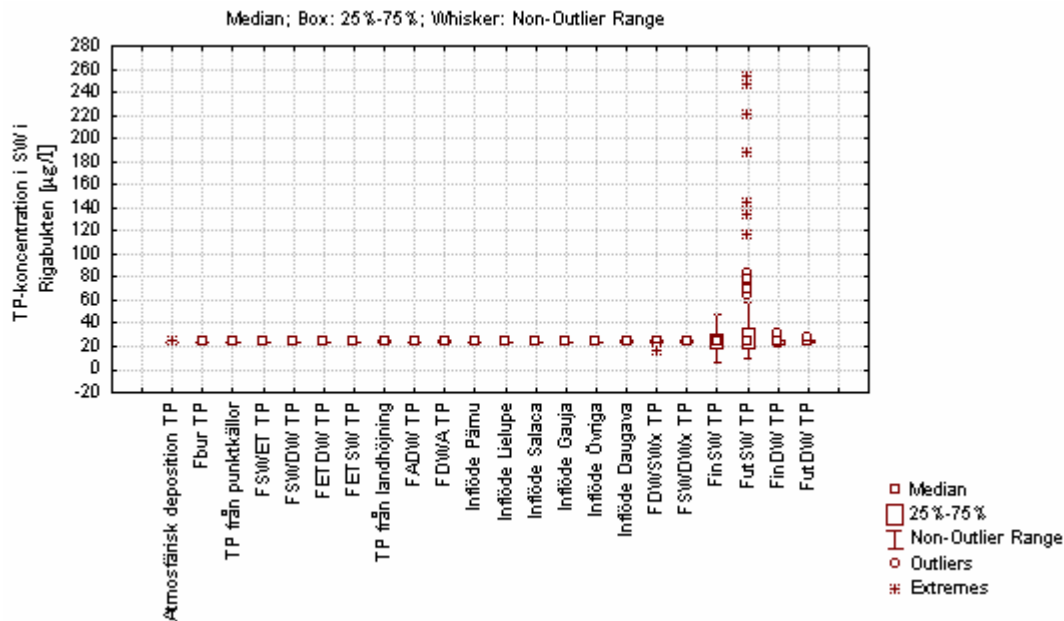
Figur 27 Känslighetsanalys för hur variationen av olika variabler påverkar TP-koncentrationen i SW i Rigabukten.

I figur 28 ses resultatet från känslighetsanalysen då målvariabeln är TP-koncentration i DW. Figuren visar att den drivvariabel som påverkar prediktionen i störst utsträckning är TP-koncentrationen i DW följt av koncentrationen i SW. I likhet med Finska viken ses även att vattentemperaturen har något större inverkan på prediktionen än landhöjning, salinitet, siktdjup och tvärsnittsarea.

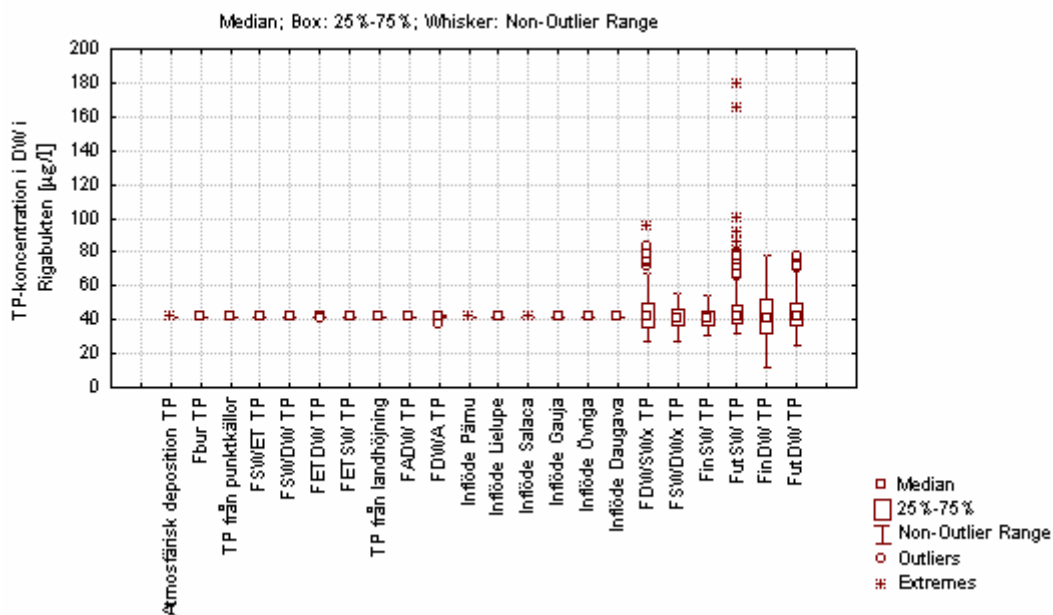


Figur 28 Känslighetsanalys för hur variationen av de olika variablerna påverkar TP-koncentrationen i DW i Rigabukten.

Resultatet från känslighetsanalysen som utfördes för samtliga TP-flöden i modellen kan ses i figur 29 och 30. I Monte-Carlosimuleringen med TP-koncentrationen i SW som målvariabel kan utläsas att in- och utflöde av SW har störst påverkan, även in- och utflöde av DW påverkar prediktionen något mer än övriga flöden. Då TP-koncentrationen i DW är målvariabel kan ett liknande resultat ses, fast det är in- och utflöde av DW som främst påverkar prediktionen. Omblandningen har en större roll i prediktionen av TP-koncentrationen i DW än i SW.



Figur 29 Känslighetsanalys för hur variationen av samtliga TP-flöden i modellen påverkar målvariabeln TP-koncentration i SW. I figuren kan ses att det främst är utflödet av SW som påverkar prediktionen av TP-koncentrationen i SW.



Figur 30 Känslighetsanalys för hur variationen av samtliga TP-flöden i modellen påverkar målvariabeln TP-koncentration i DW. Resultatet visar att det är in- och utflödet av TP i DW som är de största flödena. Även omblandning och flödena i SW har en förhållandevis stor inverkan på TP-koncentrationen i DW.

5.3 TEST AV VATTENUTBYTESTIDER

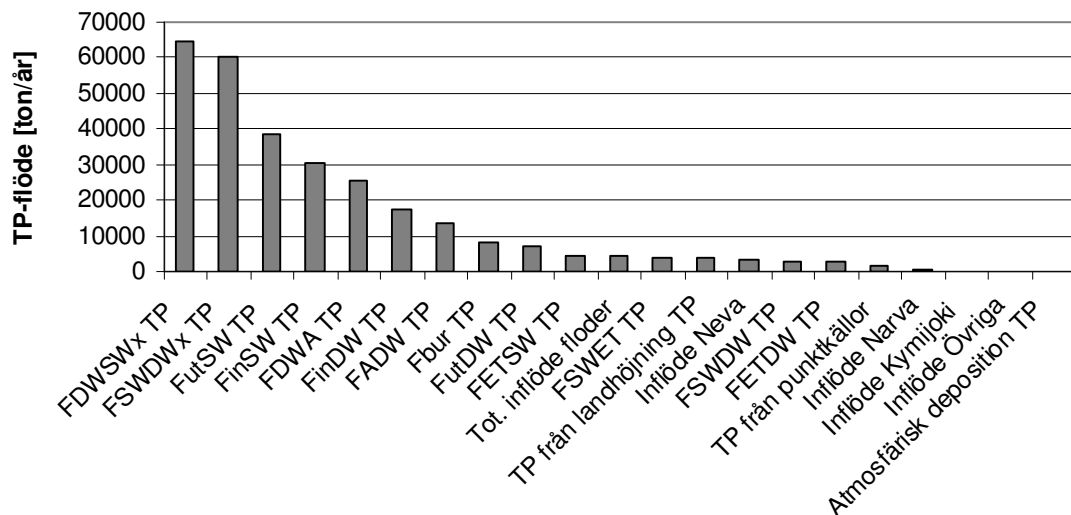
I avsnitt 4.2 konstaterades att de utbytestider som modellen predikterar är mycket kortare än de uppskattningar och beräkningar som hittats i olika litteraturkällor. Valet av utbytestiderna har en direkt inverkan på vattenflödet mellan det studerade området och

havet utanför, vilket i sin tur tillsammans med TP-koncentrationen bestämmer TP-flödena in och ut ur det studerade området. Eftersom de TP-flöden som förekommer mellan egentliga Östersjön och aktuella studerade områden, visat sig vara överlägset störst i de rangordningar som utförts över TP-flödena i modellen, är det av största vikt att vattenutbytet är så korrekt som möjligt.

Finska viken

Vattentransporten är enligt CoastMab 31 176 km³/år då utbytestiderna för SW och DW är 21,3 respektive 21,6 dagar. Ett antal uppskattningar har tidigare utförts med avseende på vattenutbytet mellan egentliga Östersjön och Finska viken. Redan år 1910 beräknade Witting utifrån ”Knudsen’s hydrographical theorem” in- och utflödet till 480 respektive 600 km³/år (Andrejev et al., 2004). Wittings resultat kan jämföras med vattenflödet 453,3 km³/år (Savchuk, 2006). De vattenflöden som erhållits från Savchuk (2006) är även de beräknade utifrån Knudsen’s teorem med en medelsalinitet beräknad från åren 1991 till 1999 utifrån databasen DAS och uppskattade sötvattenflöden. Enligt Andrejev et al. (2004) är dessa vattenflöden mindre än de verkliga vattenflödena mellan egentliga Östersjön och viken. Med en tredimensionell modell har Andrejev et al. (2004) modellerat utbytet med två olika tillvägagångssätt. I det första tillvägagångssättet togs hänsyn till samtliga flöden genom tvärsnittsarean mellan Hanko och Osmussaar under en simulering på fem år. Resultatet av simulering gav in- och utflödet 3 154 km³/år respektive 3 273 km³/år. Den andra metoden baserades utbytet på medelhastigheterna för den femåriga simuleringen vilket medförde att variationen i cirkulationen dämpades. Det resultat som erhöles var inflödet 1 417 km³/år och utflödet 1 532 km³/år. En jämförelse mellan samtliga vattenflödena antyder att algoritmerna som beräknar utbytestider i CoastMab beräknar för korta utbytestider, vilket leder till att vattentransporten och därmed transporten av fosfor blir alldeles för stor.

I modellen för Finska viken ersattes algoritmerna som beräknar utbytestiderna i DW och SW med givna värden, 730 respektive 365 dagar. Dessa längre tider är mer realistiska än de som modellen beräknar. Utbytestiderna är uppskattade utefter de tider för den totala vattenmassan som hittades i olika litteraturkällor. De tidigare predikterade TP-koncentrationerna kan jämföras med dem som erhålls med de mer realistiska utbytestiderna, bilaga 11. Den största förändringen ses i DW där TP-koncentrationen sjunker med 48 % till 28,8 µg/l. Detta värde är längre ifrån det empiriska medianvärdet på 52,8 µg/l, men fortfarande inom standardavvikelsen för de empiriska värdena. I figur 31 ses rangordningen av TP-flödena i viken då de längre uppehållstiderna används. Tydligt är att de interna processerna i modellen får större betydelse än tidigare.

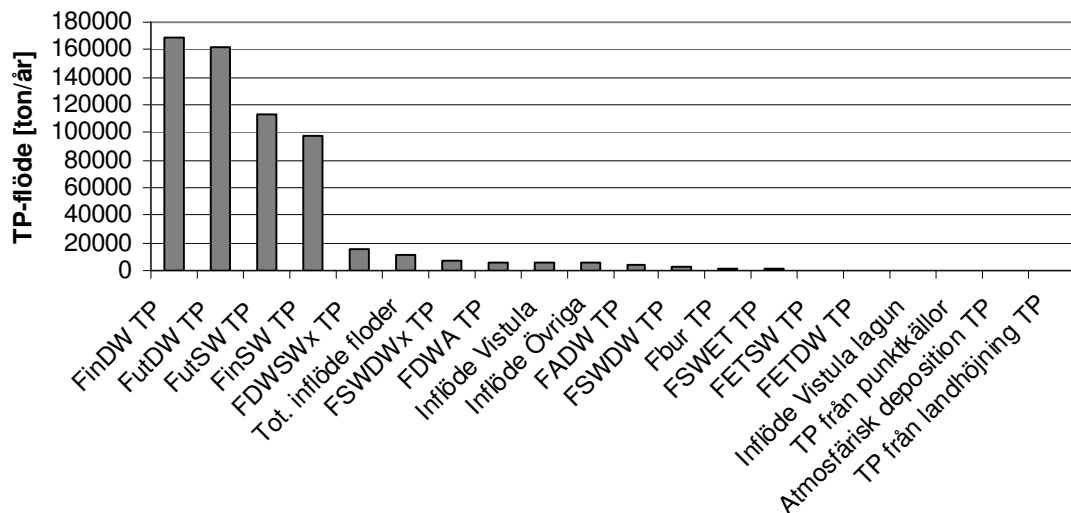


Figur 31 Rangordnade TP-flöden efter att mer realistiska utbytestider för vattenmassan använts. Tydligt är att de interna processerna som omblandning, F_{DWSWx} och F_{SDWx} , har ökat i betydelse.

Vattenflödet som modellen nu beräknar mellan egentliga Östersjön och viken är $1\,601\text{ km}^3/\text{år}$ och detta flöde stämmer bättre med Savchuk (2006) även om det fortfarande är fyra gånger så stort. Det inflöde som Andrejev et al. (2004) predikterar utifrån vattnets medelhastighet är $1\,417\text{ km}^3/\text{år}$ och är av samma storleksordning som det vattenflöde CoastMab predikterar med de längre utbytestiderna. Eftersom undermodellen som beräknar syremättnad inte ser ut att fungera för Gdanskbukten kontrollerades syremättnaden i samtliga områden efter att T_{SW} och T_{DW} bytts ut mot mer realistiska tider. I Finska viken blir nu syremättnaden negativt vilket inte är ett rimligt resultat.

Gdanskbukten

De utbytestider som modellen beräknar för SW och DW, 6,1 respektive 5,91 dagar, ersattes med värden uppskattade utifrån den utbytestid för hela vattenmassan som Witek et al. (2003) beräknar enligt Knudsens teorem (1900), fast anpassad till den öppenhet mot havet som råder i Gdanskbukten. Den beräknade utbytestiden är 15 dagar och de värden som fördes in i CoastMab var 12,2 respektive 15 dagar. Prediktionen av TP-koncentrationerna då de nya utbytestiderna används är $26,36\ \mu\text{g/l}$ i SW och $49,66\ \mu\text{g/l}$ i DW, bilaga 11. De nya koncentrationerna ligger båda inom respektive standardavvikelse för empiriska data. Koncentrationerna skiljer sig endast lite från den tidigare prediktionen. I SW har koncentrationen ökat medan den har minskat i DW. TP-flödena i modellen efter bytet kan ses i figur 32. Även om de nya utbytestiderna endast skiljer sig något från de utbytestider CoastMab predikterar medför de längre tiderna en tydlig reducering i utbytet av TP mellan egentliga Östersjön och bukten. Vid jämförelse mellan figur 19 och 32, observera skilda skalor för TP-flödet, ses att reduceringen motsvarar en tiopotens.

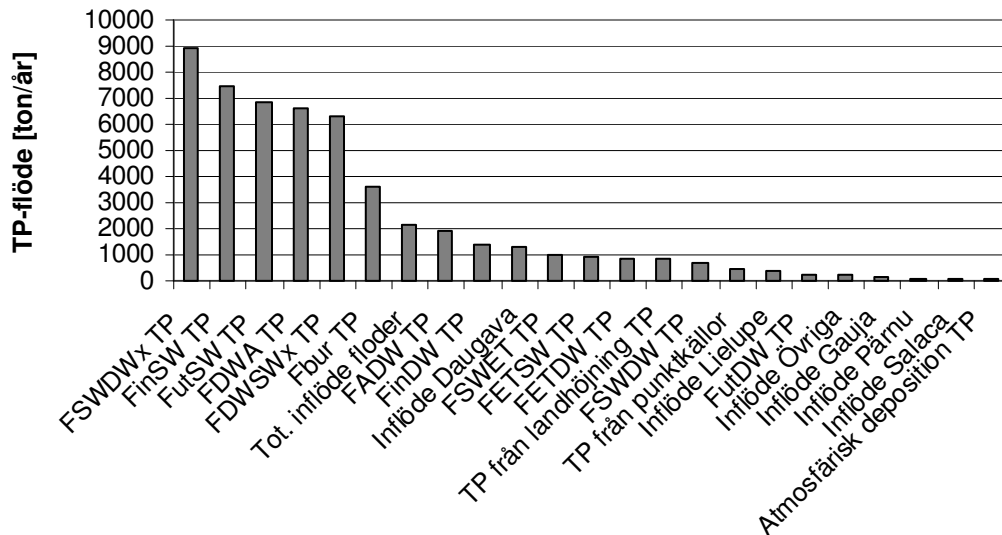


Figur 32 TP-flödena i modellen rangordnade efter storlek.

Det vattenflöde som modellen beräknar från egentliga Östersjön till bukten utifrån de nya utbytestiderna är $6\,516\text{ km}^3/\text{år}$. Detta vattenflöde är av samma storleksordning som det beräknade från informationen av Witek et al. (2003). Även i Gdanskbukten ger modellen orimliga syremättnader med de längre utbytestiderna.

Rigabukten

Utbytestiderna för DW och SW som modellen beräknar, 26,64 respektive 27,1 dagar, ersattes med tiderna 860 respektive 365 dagar och detta resulterar i lägre TP-koncentrationer inne i bukten än tidigare, bilaga 11. Utbytestiden som användes för DW befinner sig inom det intervall som HELCOM (1993) anger för den totala vattenmassan, medan T_{SW} är det värde från Oelsen et al. (1999). De predikterade TP-koncentrationerna minskar med 32 % i SW samt 68 % i DW och reduceras båda till under $20\ \mu\text{g}/\text{l}$. Den koncentration som erhålls i SW befinner sig inom standardavvikelsen för empiriska data medan den i DW ligger utanför intervallet. I figur 33 ses de rangordnade TP-flödena och liksom för Finska viken ses att de interna processerna har ökat i betydelse.



Figur 33 Rangordnade TP-flöden efter att mer realistiska utbytestider för vattenmassan använts. Tydligt är att de interna processerna har ökat i betydelse.

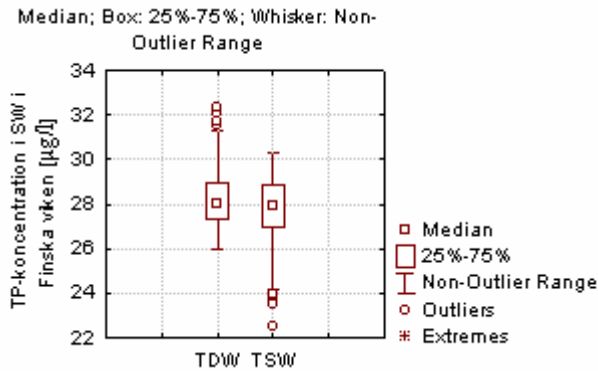
Vattenflödet som modellen beräknar mellan egentliga Östersjön och bukten utifrån de mer realistiska utbytestiderna är $375 \text{ km}^3/\text{år}$ och detta flöde stämmer bättre med Savchuk (2006) även om det fortfarande är ungefär tre gånger så stort. Liksom för övriga studerade områden producerar syremodellen ett orimligt resultat med de nya utbytestiderna.

5.3.1 Känslighetsanalys för vattenutbytestiderna

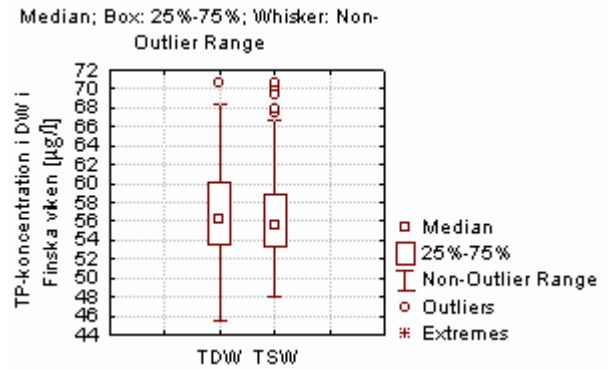
Resultatet som erhålls vid byte av utbytestider visar att modellens prediktion av målvariablerna i samtliga studerade områden är beroende av hur väl tiderna beräknas. För att få en uppfattning av hur känslig modellen är för de beräknade utbytestiderna utfördes en känslighetsanalys över T_{DW} och T_{SW} . Det CV-värde på 0,5, bilaga 6, som användes under analysen är ett antaget värde.

Finska viken

Känslighetsanalysen för utbytestiderna i Finska viken visar att både T_{SW} och T_{DW} påverkar TP-koncentrationen i SW, figur 34, samt DW, figur 35, i nästan lika stor utsträckning. Koncentrationen i SW är därmed lika beroende av en korrekt utbytestid för SW som för DW, motsvarande gäller även för koncentrationen i DW. Vid jämförelse av tidigare känslighetsanalyser för undersökta variabler i Finska viken, för SW figur 13 och för DW figur 14, ses att betydelsen av korrekta utbytestider är av nästan samma storleksordning som TP-koncentrationen i egentliga Östersjön.



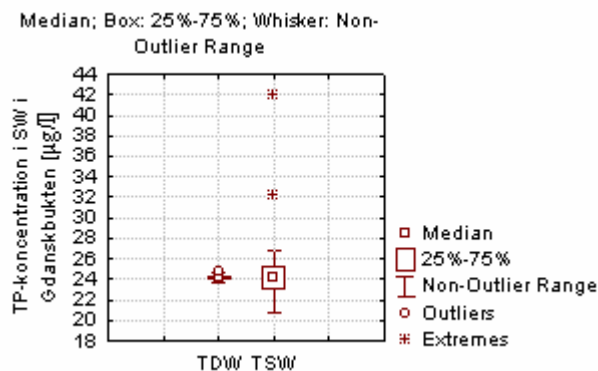
Figur 34 Känslighetsanalys för hur T_{DW} och T_{SW} påverkar TP-koncentrationen i SW i Finska viken.



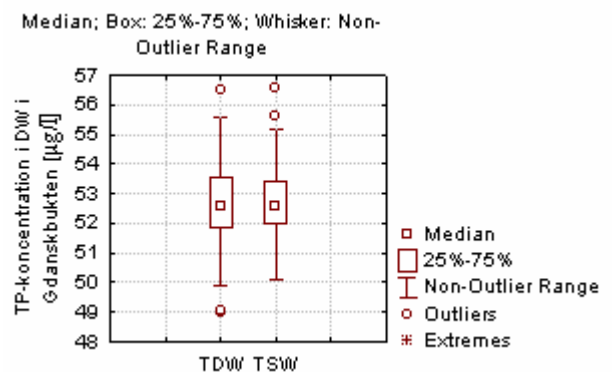
Figur 35 Känslighetsanalys för hur T_{DW} och T_{SW} påverkar TP-koncentrationen i DW i Finska viken.

Gdanskbukten

För Gdanskbukten visar känslighetsanalysen för utbytestiderna att T_{SW} har en större inverkan än T_{DW} på prediktionen av TP-koncentrationen i SW, figur 36. Vid prediktion av TP-koncentrationen i DW är båda utbytestiderna av ungefär samma betydelse, figur 37. Då resultatet jämförs med tidigare känslighetsanalyser för undersökta variabler i Gdanskbukten, figur 20 för SW och figur 21 för DW, ses att betydelsen av korrekta utbytestider är mindre än betydelsen av TP-koncentrationen i egentliga Östersjön men större än övriga variabler.



Figur 36 Känslighetsanalys för hur T_{DW} och T_{SW} påverkar TP-koncentrationen i SW i Gdanskbukten.

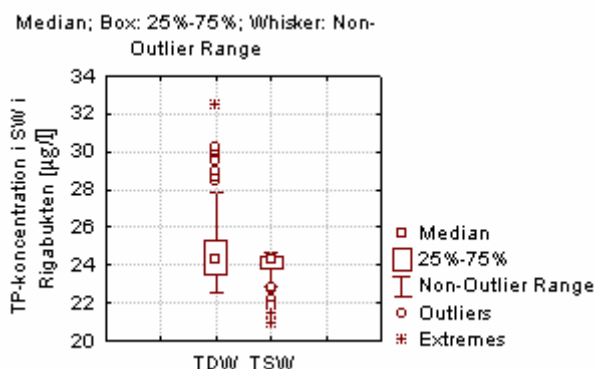


Figur 37 Känslighetsanalys för hur T_{DW} och T_{SW} påverkar TP-koncentrationen i DW i Gdanskbukten.

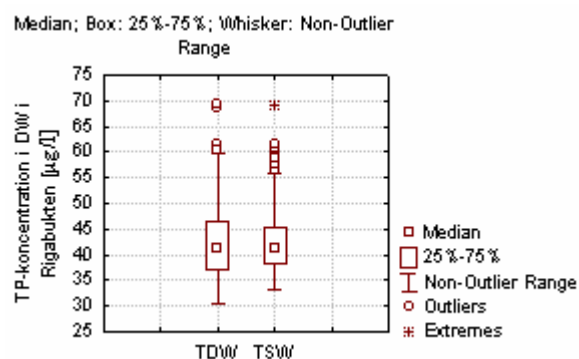
Rigabukten

I figur 38 ses att T_{DW} är av större betydelse för en säker prediktion av TP-koncentrationen i SW än T_{SW} i Rigabukten. Samma resultat kan ses i DW, figur 39. Då resultatet jämförs med tidigare känslighetsanalys i SW för undersökta variabler i Rigabukten, figur 27, ses att betydelsen av korrekta utbytestider är mindre än betydelsen av TP-koncentrationen i egentliga Östersjön men större än övriga variabler. I DW påverkar dock utbytestiderna prediktionen av TP-koncentrationen i bukten mer än TP-koncentrationen i egentliga Östersjön, figur 28. Detta kan vara förklaringen till att

tidigare resultat visat en sämre prediktion i Rigabukten i främst DW än i övriga studerade områden.



Figur 38 Känslighetsanalys för hur T_{DW} och T_{SW} påverkar TP-koncentrationen i SW i Rigabukten.



Figur 39 Känslighetsanalys för hur T_{DW} och T_{SW} påverkar TP-koncentrationen i DW i Rigabukten.

5.4 ÅTGÄRDSSCENARIER FÖR DE STUDERADE OMRÅDENA

Finska viken

Vid reducering av TP-flödet från de antropogena källorna med 20 %, 50 % samt 100 % erhålls resultatet i tabell 8. Minskningen med 20 % av det antropogena TP-flödet reducerar flödet till viken från 6 019 till 4 815 ton/år vilket ger ett ökat siktdjup med drygt en decimeter. Klorofyllkoncentrationen och siktdjupet beräknas båda utifrån TP-koncentrationen i SW. Genom att sänka TP-koncentrationen i SW och DW i egentliga Östersjön med 1 % respektive 0,2 % erhöles samma resultat som en minskning av TP-flödet från de antropogena källorna med 100 %.

Tabell 8 Resultatet från regressionsanalysen av klorofyll vs TP (figur 5) och Δ siktdjup vs Δ Chl (16)

	TP i SW [$\mu\text{g/l}$]	TP i DW [$\mu\text{g/l}$]	Klorofyll [$\mu\text{g/l}$]	Δ Chl [$\mu\text{g/l}$]	Δ Siktdjup [m]	Siktdjup [m]
Predikerat värde	28,28	54,7	4,724			5,3
20 % reducering av antropogena flöden	28,25	54,64	4,716	0,008	0,145	5,4
50 % reducering av antropogena flöden	28,18	54,61	4,698	0,018	0,152	5,6
Total reducering av antropogena flöden	28,07	54,57	4,669	0,03	0,159	5,8

På grund av det stora utbytet som förekommer i modellen mellan egentliga Östersjön och Finska viken, då de kortare utbytestiderna används, ses ingen stor skillnad i TP-koncentrationen i området vid reducering av det antropogena flödet. Tidigare sågs att flödet mellan havet och viken minskade då utbytestiderna blev längre och andra transporter fick ökad betydelse. Om algoritmerna som beräknar utbytestiderna än en

gång ersätts med litteraturvärden och det antropogena flödet reduceras med 50 % erhålls resultatet i tabell 9.

Tabell 9 Resultatet av en reduktion med 50 % då längre utbyttestider från litteratur nyttjas

	TP i SW [µg/l]	TP i DW [µg/l]
Predikterat värde	27,64	28,8
50 % reduktion av antropogena flöden	25,98	27,25

Vid jämförelse av tabell 9 och tabell 8 ses att skillnaden mellan det predikterade värdet och det värde som erhålls vid en 50 %-ig reduktion är större då de längre utbyttestiderna nyttjas. Detta visar återigen på att det är av mycket stor vikt att modellen beräknar korrekta vattenutbyttestider.

Gdanskbukten

Vid reduktion av det antropogena TP-flödet med 20 %, 50 % samt 100 % sker ingen större förändring i buktens TP-koncentration. Klorofyllkoncentrationen och siktdjupet beräknas utifrån TP-koncentrationen i SW, tabell 10. En 20 %-ig reduktion av det antropogena TP-flödet till bukten innebär en minskning från 12 019 till 9 615 ton/år vilket ger en ökning av siktdjupet med nästan två decimeter. En minskning av TP-koncentrationen i SW och DW i egentliga Östersjön med ungefär 5,7 % respektive 0,2 % ger en lika stor reduktion av TP-koncentrationen inne i bukten som en minskning av de antropogena källorna med 100 %.

Tabell 10 Resultatet från regressionsanalysen av klorofyll vs TP (figur 5) och Δ siktdjup vs Δ Chl (16)

	TP i SW [µg/l]	TP i DW [µg/l]	Klorofyll [µg/l]	Δ Chl [µg/l]	Δ Siktdjup [m]	Siktdjup [m]
Predikterat värde	24,38	51,94	3,75			6,6
20 % reduktion av antropogena flöden	24,2	51,89	3,70	0,04	0,17	6,8
50 % reduktion av antropogena flöden	23,8	51,84	3,61	0,095	0,20	7,0
Total reduktion av antropogena flöden	23,27	51,77	3,48	0,12	0,22	7,2

Då de längre utbyttestiderna nyttjas i Gdanskbukten och det antropogena flödet minskas med 50 % erhålls resultatet i tabell 11.

Tabell 11 Resultatet av en reduktion med 50 % då längre utbyttestider nyttjas

	TP i SW [µg/l]	TP i DW [µg/l]
Predikerat värde	26,36	49,66
50 % reduktion av antropogena flöden	25,26	49,4

Vid jämförelse av tabell 10 och tabell 11 ses att skillnaden mellan det predikerade värdet och det värde som erhöles vid en 50 %-ig reduktion är större då de längre utbyttestiderna nyttjas. Skillnaden är dock inte så stor.

Rigabukten

Då flödet från samtliga antropogena källor reduceras med 20 %, 50 % respektive 100 % erhålls resultatet i tabell 12. Minskningen av TP-flödet med 20 % innebär en reduktion av TP-flödet från 2 702 till 2 161 ton/år vilket ger en ökning i siktdjupet på nästan två decimeter. En total reduktion ger enbart en minskning på 0,5 µg/l jämfört med det predikerade värdet. En minskning av TP-koncentrationen i SW och DW med 2,6 % respektive 0,02 % ger en lika stor reduktion av TP-koncentrationen inne i bukten som en minskning av de antropogena källorna med 100 %.

Tabell 12 Resultatet från regressionsanalysen av klorofyll vs TP (figur 5) och Δ siktdjup vs Δ Chl (16)

	TP i SW [µg/l]	TP i DW [µg/l]	Klorofyll [µg/l]	Δ Chl [µg/l]	Δ Siktdjup [m]	Siktdjup [m]
Predikerat värde	24,3	40,16	3,75			4,6
20 % reduktion av antropogena flöden	24,2	40,1	3,70	0,024	0,156	4,8
50 % reduktion av antropogena flöden	24	40	3,66	0,048	0,17	4,9
Total reduktion av antropogena flöden	23,8	39,8	3,61	0,047	0,17	5,1

I Rigabukten ger en halvering av det antropogena TP-flödet då de längre utbyttestiderna används resultatet i tabell 13.

Tabell 13 Resultatet av en reduktion med 50 % då längre utbyttestider nyttjas

	TP i SW [µg/l]	TP i DW [µg/l]
Predikerat värde	16,62	13,34
50 % reduktion av antropogena flöden	14,55	11,72

Vid jämförelse av tabell 12 och 13, ses att differensen mellan det predikterade värdet och det värde som erhöles vid en halvering av det antropogena flödet ökar då utbytestiderna blir längre.

5.4.1 Kostnadsanalys

Att reducera det antropogena fosforflödet från Finska vikens avrinningsområde med 50 % skulle innebära höga kostnader för Finland, Ryssland och Estland. Tidigare simulering med CoastMab visade att en halvering av flödet motsvarar en reduktion på ungefär 3 000 ton/år, bilaga 10, som stämmer mycket bra med det flöde HELCOM beräknade (2006). I bilaga 9 finns de kostnader det innebär för respektive land att reducera ett kilo fosfor med effektivare rening. För Finland är den lägsta kostnaden 42 kr/kg och den högsta 1 490 kr/kg medan den lägsta i Ryssland och Estland är 24 kr/kg och den högsta 1 216 respektive 1 402 kr/kg. Enligt en uppskattning utförd av HELCOM (2000) var år 2000 flödet från Ryssland till Finska viken 4 473 ton. För samma år skriver HELCOM (2000) att det totala flödet till viken är 6 029 ton per år. Andelen av flödet som härrör från Ryssland blir därmed 0,74. Det totala flödet från Finland och Estland uppgår till 777 respektive 779 ton (HELCOM, 2000), vilket motsvarar ungefär 13 % vardera av det totala flödet. Om respektive land ansvarar för sin andel av flödet och om reningen utförs till den lägsta kostnaden skulle den totala kostnaden bli 79 miljoner kr /år.

De länder som gränsar mot Gdanskbukten är främst Polen, men även Ryssland. Att reducera fosforflödet till bukten från Polen genom effektivare rening skulle innebära en kostnad på mellan 24 och 568 kr/kg. Eftersom den lägsta kostnaden för Ryssland är samma som den i Polen behövs inget antagande om flödesfördelning mellan länderna. En halvering av flödet från Gdanskbuktens avrinningsområde skulle innebära att flödet minskar med 6 000 ton/år, bilaga 14. Om minskningen sker till den lägsta kostnaden innebär det en kostnad på 144 miljoner kr/år.

I Rigabukten medför ett halverat antropogent TP-flöde till bukten att transporten minskar med 1 350 ton/år. Det TP-flöde som modellen predikterar, bilaga 15, stämmer bra med det flöde HELCOM beräknade (2006) på 2 209 ton. De länder som måste stå för reduktionen är främst Lettland, men även Estland. För Lettland kostar en effektivare rening mellan 24 och 1 518 kr/kg. Den lägsta kostnaden för de båda länderna är densamma och reduktionen skulle till lägsta kostnad bli 32,4 miljoner kr/år.

6 DISKUSSION

6.1 TEST AV COASTMAB

En förutsättning för att flera av modellens algoritmer ska ge bra prediktioner, är att den teoretiska vågbasen är någorlunda korrekt beräknad. Vågbasen är central eftersom den separerar SW och DW samt ET-bottnar och A-bottnar. För Gdanskbukten och Finska viken fungerade inte algoritmen på ett tillfredställande sätt, vilket antas bero på områdenas stora öppenhet mot havet samt deras stora ytarea. I Rigabukten blev den resulterande vågbasen rimlig, vilket kan antas bero på att området inte har samma öppenhet mot egentliga Östersjön som övriga studerade områden.

Algoritmen som beräknar TP-koncentrationen i ackumulationsbottnar predikterade inte ett resultat som överensstämmer med de empiriska koncentrationer som hittats inom de studerade områdena. Justeringen som utfördes för att erhålla en bättre prediktion var att ta bort boundary age som inte tillhör grundalgoritmen. Resultatet som erhöles var något bättre även om det fortfarande var för lågt.

Algoritmerna som beräknar vågbasen samt TP-koncentrationen i A-sediment ger, som tidigare nämnts, enbart ett förslag som kan användas i modelleringen om så önskas. Empiriska data är att föredra om sådana finns tillgängliga.

Ett antal extremt höga TP-koncentrationer uppmärksammades i empiriska data inom samtliga områden. I Finska viken förekom dessa i SW och hade sitt ursprung på djup nära den teoretiska vågbasen. Gdanskbukten empiriska data innehöll avvikande höga koncentrationer både i SW och i DW. De höga koncentrationerna i DW härrörde från de djupaste områdena i bukten medan de i SW lokaliserades till en provtagningsstation belägen nära Vistulas mynning. I Rigabukten upptäcktes att de högsta koncentrationerna kom från ett område nära kusten och floden Pärnus mynning. Merparten av dessa provtagningar har skett på 23 meters djup, vilket kan tänkas vara nära botten i detta område. Att de högsta fosforkoncentrationerna hittas i det bottennära skiktet beror troligen på att diffusionen från sedimenten är hög.

På grund av intresset av att kunna minska TP-flödet från specifika floder justerades modellen genom att inaktivera de algoritmer som beräknade avrinningen till de studerade områdena. Innan ändringen beräknade modellen en avrinning utifrån nederbörd och avrinningsområdets area. Istället för de ursprungliga algoritmerna utvecklades modellen för att ta hänsyn till de största flodernas flöden. Att enbart minska en flods TP-flöde visade sig senare vara onödigt på grund av den lilla effekt som erhöles då samtliga floders flöden reducerades. Det är dock alltid bra att använda tillförlitliga empiriska data när sådana finns tillgängliga.

Vid en jämförelse av det totala TP-flödet från floderna till Finska viken, Gdanskbukten och Rigabukten sågs tydligt att flödet till Gdanskbukten var betydligt större än till de två övriga studerade områdena. Det totala vattenflödet från floderna till Finska viken var i modellen ungefär $3\,442\text{ m}^3/\text{s}$, till Gdanskbukten $1\,730\text{ m}^3/\text{s}$ och till Rigabukten $1\,149\text{ m}^3/\text{s}$. Vattenflödet till Finska viken var ungefär dubbelt så stort som det till Gdanskbukten, dock var TP-koncentrationen i det vatten som kom till Gdanskbukten fyra gånger så hög som i det vatten som nådde Finska viken och tre gånger så stor som det till Rigabukten. Andelen av Östersjöns avrinningsområde som utgjorde Gdanskbukten avrinningsområde var endast 19 %, men området stod för 33 % av det totala TP-flödet till Östersjön.

I Finska viken uppträder en stark salinitetsgradient från mindre än 2 psu i öster till ungefär 6 psu i västra delen av viken. Denna gradient beror till stor del på det stora inflödet av sötvatten från floden Neva. Saliniteten påverkar aggregatbildning av suspenderade partiklar och en högre salinitet främjar flockbildning, vilket medför att sedimentationshastigheten blir högre. Gradienten i viken innebär därmed en lägre sedimentation i östra delen av viken jämfört med den västra. CoastMab hanterar den totala vattenvolymen i SW respektive DW som om den vore enhetlig och att samma koncentration förekommer i östra och västra delen av området. Modellen är dock anpassad till områden med inflöde av sötvatten och tar därmed hänsyn till den ökade

flockbildning som förekommer i områden där salt och sött vatten möts. Då modellen används i kustområden med ett inflöde av sötvatten från floder skrivs både saliniteten i området och i havet utanför in i modellen. Om området inte har något sötvatteninflöde används inte variabeln salinitet i havet utanför i modelleringen.

Den dynamiska massbalansmodellen kan anses fungera bra vid prediktion av TP-koncentrationen i Finska viken och Gdanskbukten. Prediktionen i Rigabukten gav inte ett lika bra resultat, men den låg dock inom det intervall för standardavvikelsen som beräknades utifrån empiriska data och modellen bedömdes därmed vara brukbar. Det är främst i DW som prediktionen i Rigabukten skiljer sig från det empiriska medianvärdet. Detta tros bero på att prediktionen av utbytestider i Rigabukten har större inverkan på prediktionen av TP-koncentrationen i DW, än den inverkan TP-koncentrationen i egentliga Östersjön har. I övriga områden är det TP-koncentrationen i egentliga Östersjön som tillför störst osäkerhet till modellen (se avsnitt 6.2). Utbytet med egentliga Östersjön genererade i samtliga områden de absolut största fosforflödena. Eftersom övriga flöden är små i jämförelse med dessa är en rangordning av övriga flöden nästan ointressant. Detta kan dock delvis vara ett resultat av att modellen predikterar för korta utbytestider, vilket diskuteras vidare i avsnitt 6.2.

Även om modellens flöden mellan samtliga studerade områden och egentliga Östersjön är större än vad litteraturkällor anger, ger modellen en bra prediktion av TP-koncentrationen. En förklaring till att prediktionen blir så bra trots de stora flödena kan vara att TP-koncentrationen i egentliga Östersjön är av samma storleksordning som i det studerade området. Vid studie av Gdanskbukten ses detta tydligt då koncentrationerna utanför bukten är väldigt lika de predikterade koncentrationerna. I Finska viken och Rigabukten där prediktionen, jämfört med i egentliga Östersjön, antar en något högre TP-koncentration i SW och en lägre i DW är sambandet inte lika tydligt. En förklaring kan vara att dessa områden har längre utbytestid än Gdanskbukten och att ett annat TP-flöde därmed får större inverkan. Då TP-koncentrationen i egentliga Östersjön, flodernas koncentration som är ungefär 55 µ/l och de predikterade koncentrationerna i Finska viken och Rigabukten jämförs, kan det misstänkas att det är just TP-flödet från floderna som påverkar prediktionen, då det har en koncentration som storleksmässigt ligger mellan koncentrationen i SW och DW i egentliga Östersjön. Rigabukten och Finska viken har även ett TP-flöde som Gdanskbukten saknar, TP från landhöjningen. Detta TP-flöde är större än det totala flödet från floderna till Finska viken men mindre i än det till Rigabukten.

Operationella effektvariabler

Klorofyllkoncentrationerna predikterade utifrån TP-koncentrationen i SW visade ett varierande resultat vid jämförelse med data från databaserna ICES och EEA. I Finska viken överensstämde den predikterade koncentrationen med det medianvärde som beräknades utifrån EEA medan värdet från ICES var lägre. Den predikterade koncentrationen i Gdanskbukten låg mellan de två beräknade medianvärdena. Medianvärdena som bildades i Rigabukten var båda lägre än den predikterade klorofyllkoncentrationen. De klorofyllkoncentrationer som beräknades utifrån TP-koncentrationen i SW tyder enligt det klassificeringssystem som presenterats av (Håkanson et al., 2006) på att samtliga studerade områden är mesotrofa. Samtliga predikterade koncentrationer befinner sig även inom de konfidensintervall för klorofyllkoncentration som beräknats utifrån EEA respektive ICES.

Siktdjupen som predikterades av modellen ligger i samtliga studerade områden inom de konfidensintervall som beräknats utifrån ICES. De predikterade siktdjupen samt de beräknade utifrån ICES tyder enligt det klassificeringssystem som presenterats av (Håkanson et al., 2006) att samtliga studerade områden är eutrofa.

Undermodellen som predikterar syremättnad i DW gav rimliga prediktioner i Finska viken samt Rigabukten. Det fanns dock inga empiriska data att jämföra med för Finska viken. Den syremättnad som erhöles i Gdanskbukten var negativ och är därmed felaktig. Modellen som beräknar syremättnad har begränsningar som avgör om den kan nyttjas för ett specifikt område. De tre undersökta områdena i detta arbete har alla ett för stort medeldjup och en för hög sedimentation till DW. Då utbyttestiderna för DW och SW ersattes med längre utbyttestider blev den beräknade syremättnaden även felaktig i Rigabukten och Finska viken.

Som tidigare nämnts tillhör de algoritmer som beräknar de operationella effektvariablerna inte den faktiska TP-modellen och resultatet som erhålls från algoritmerna kan inte användas för att bedöma själva TP-modellens brukbarhet.

Känslighetsanalys

Känslighetsanalyserna för de olika drivvariablerna, visade i stort sett samma sak i samtliga områden. I resultatet sågs att de drivvariabler som tillförde störst osäkerhet till målvariabeln var de empiriska mätvärdena på TP-koncentrationen i egentliga Östersjön, vilket är ett direkt resultat av att inflödet från havet alltid är ett av de absolut största flödena. Det är därmed viktigt att dessa koncentrationer är noggrant bestämda för att en säker prediktion ska erhållas. Temperaturen i vattenmassan påverkade prediktionen mer i Finska viken och Rigabukten än i Gdanskbukten. Skillnaden var tydligast i DW då TP-koncentration i DW var målvariabeln. Gdanskbukten som har mycket större djup än de två övriga områdena kan antas ha en lägre temperatur i DW än Finska viken och Rigabukten. En högre temperatur förmodas ge en större sedimentation på grund av en större produktion (Håkanson & Eckhéll, 2005) samt en effektivare nedbrytning då bakteriell nedbrytning är temperaturberoende och antas öka vid högre temperaturer (Håkanson et al., 2004). Dessa två faktorer kan medföra att syrekoncentrationen i det bottennära vattenskiktet är låg och att det därför förekommer en högre diffusion. Monte-Carlosimuleringen över samtliga TP-flöden i modellen visade att de största flödena uteslutande var de som förekom mellan egentliga Östersjön och de studerade områdena. Resultatet från känslighetsanalysen i Finska viken och Rigabukten liknade varandra medan Gdanskbukten skilde sig något. Då målvariabeln är TP-koncentration i DW är omblandning och in- och utflöde av TP i SW viktigare i Finska viken och Rigabukten än i Gdanskbukten.

6.2 TEST AV VATTENUTBYTESTIDER

Som redan har konstaterats är det av största vikt att modellen predikterar korrekta vattenutbyttestider, eftersom de styr TP-flödena mellan det studerade området och egentliga Östersjön, vilka är helt dominerande. Av det resultat som erhöles efter att T_{SW} och T_{DW} ersatts med litteraturvärden kunde antagandet göras att någorlunda korrekta utbyttestider av SW och DW är en förutsättning för att modellen ska fungera tillfredställande. Skillnaden mellan de av modellen beräknade utbyttestiderna och de funna i litteraturkällor kan bero på att modellen inte är anpassad till de stora områdena som har undersökts. Algoritmen som beräknar T_{DW} i modellen bör till exempel endast

användas då A_t ligger inom intervallet $0,0006 < A_t < 0,08$ [km^2], vilket inte är fallet för något av de undersökta områdena. Rigabukten som har den minsta tvärsnittsarean av de tre områdena har en tvärsnittsarea på $0,32 \text{ km}^2$ medan Gdanskbukstens tvärsnittsarea är $8,53 \text{ km}^2$. De stora tvärsnittsareorna betyder en öppnare kust som är mer utsatt för påverkan av vågor och vindar, vilket medför en kortare teoretisk utbytestid för vattenmassan. Modellen har även en begränsning på 120 dagar för hur stor T_{DW} får vara. Eftersom algoritmen inte är anpassad för den öppnhet mot havet som förekommer i de studerade områdena är det inte konstigt att utbytestiderna för DW avviker. I fallet för T_{SW} finns en algoritm för kustströmmar som nyttjas då utsattheten i området blir större än 1,3, vilket dock inte är fallet för något av de undersökta kustområdena. Att inget av områdena har en utsatthet som överskrider 1,3 beror på att områdenas stora ytarea kompenserar den större tvärsnittsarean. För så stora områden, som de aktuella, kan utbytestiden istället beräknas med hjälp av en massbalans för salt.

Då de av CoastMab beräknade utbytestiderna ersattes med de längre tiderna funna i litteratur minskade betydelsen av utbytet mellan egentliga Östersjön och de studerade områdena. Interna processer som omblandning och diffusion fick istället en ökad betydelse. Utbytet som tidigare beräknats vara mycket högre än de flöden som hittats i andra rapporter, minskade till en nivå som enligt dessa var mer rimlig. TP-koncentrationen i främst Rigabukten och Finska viken minskade då de längre utbytestiderna nyttjades. I Finska viken och Gdanskbukten befann sig de predikterade TP-koncentrationerna för SW och DW inom intervallen för standardavvikelsen. Rigabukten var det område där den största förändringen erhöles och TP-koncentrationen i DW minskade där till $13,3 \mu\text{g/l}$, vilket låg utanför det intervall för standardavvikelsen som tidigare beräknats. Den operationella effektvariabeln syremättnad i DW blev med de längre utbytestiderna negativ i samtliga områden. Viktigt att observera är dock att även vid modellering med litteraturvärden som utbytestider blev TP-flödet mellan egentliga Östersjön och de studerade områdena nästan uteslutande de största flödena.

De utbytestider som CoastMab beräknade gav en bättre prediktion av TP-koncentrationen i de studerade områdena än de tider som ansågs vara mer realistiska för områdena ifråga. Detta ses främst i Finska viken och Rigabukten där den längre utbytestiden för DW var större än de 120 dagar som modellen är anpassad för. I Gdanskbukten skiljer sig de predikterade TP-koncentrationerna inte mycket från varandra och den längre utbytestiden för DW är inte större än 15 dagar.

6.3 ÅTGÄRDSSCENARIER FÖR DE STUDERADE OMRÅDEN

En reduktion av det antropogena flödet av fosfor med 20 % gav ingen tydlig minskning av TP-koncentrationerna inom de studerade områdena. Siktdjupet ökade däremot i samtliga områden med 15 till 17 cm. En total reducering av flödet är inte ett realistiskt scenario, men det skulle enligt modellen medföra att siktdjupet ökade från 46 till 59 cm. Den största ökningen av siktdjupet vid reduktion ses i Gdanskbukten. Innan någon reducering samt efter en total reducering klassificeras samtliga områden eutrofa då klorofyllkoncentrationen används som effektvariabel. I Rigabukten innebär en minskning av det antropogena flödet med drygt 20 % att buktens vattenmassa kan klassificeras som mesotrof med avseende på siktdjupet.

Eftersom TP-flödet mellan de studerade områdena och egentliga Östersjön var mycket större än övriga flöden medförde en reducering av det antropogena flödet inte någon

större förändring av TP-koncentrationen i områdena. Då utbyttestiderna senare byttes ut minskade utbytet mellan havet och bukterna, vilket medförde att en reducering av det antropogena TP-flödet gav en större effekt. Den effektivaste åtgärden borde dock vara att minska det totala flödet till Östersjön så mycket att koncentrationen där minskar, eftersom denna variabel visade sig ha störst påverkan på TP-koncentrationerna vid känslighetsanalys. För att kunna bedöma vilka åtgärder som skulle behövas för att åstadkomma detta måste man dock göra en massbalans för hela Östersjön.

6.3.1 Kostnadsanalys

Att reducera det antropogena fosforflödet från Finska vikens avrinningsområde med 50 % skulle innebära en årlig totalkostnad för länderna inom avrinningsområdet på 79 miljoner kr. För länderna inom Gdanskbukstens avrinningsområde blir den årliga totala kostnaden 144 miljoner kr medan den totala kostnaden för länderna inom Rigabuktens avrinningsområde blir 32,4 miljoner kr/år. De beräkningar som utförts är grovt förenklade och ingen hänsyn har tagits till att all rening inte kan ske till den lägsta kostnaden.

6.4 SAMMANFATTANDE DISKUSSION

Modellen kan anses fungera väl för samtliga tre studerade områden, trots att de ligger utanför modellens domän i flera avseenden. Vissa justeringar krävdes dock för att anpassa modellen till kustområdena. De algoritmer som ändrades var de som beräknar den teoretiska vågbasen samt TP-koncentrationen i ackumulationsbottnar. Algoritmen som predikterar läget för vågbasen verkar inte fungera för områden med en stor öppenhet mot havet. Den fungerade endast tillfredsställande för Rigabukten, som är mer sluten. Trots att modellen predikterade TP-koncentrationerna i områdena väl, var de utbyttestider som beräknades av CoastMab för korta. Då utbyttestiderna byttes ut mot längre tider blev prediktionerna något sämre. Försämringen som främst skedde i Finska viken och Rigabukten tros bland annat bero på den begränsning som finns i algoritmen som beräknar utbyttestiden i DW.

De största TP-flödena i modellen förekom i samtliga områden mellan egentliga Östersjön och det studerade området. På grund av dessa flödens storlek var betydelsen av de antropogena flödena ringa och vidare analys av dessa flöden svår att genomföra. Då längre utbyttestider för DW och SW nyttjades ökade de interna processerna i betydelse och utbytet mellan hav och kustområde blev mindre. Även de antropogena flödena påverkade prediktionen i större utsträckning än tidigare. Viktigt att observera är dock att TP-flödet mellan egentliga Östersjön och de studerade områdena fortfarande tillhör de största flödena. Skillnaden som uppstod i TP-flödets samt TP-koncentrationernas storlek vid olika utbyttestider visade att prediktionen av utbyttestider har stor betydelse för en säker prediktion.

För att använda modellen inom ännu större områden som till exempel egentliga Östersjön krävs troligen viss omarbeting. Svårigheten i att använda modellen över stora områden beror bland annat på att modellen hanterar vattenmassan som en helhet. Östersjöns variation i topografi, geologi, hydrografi och klimat gör också systemet svårmodellerat. Samtliga simuleringar har visat att den viktigaste faktorn som styr TP-koncentrationen i de studerade områdena är förhållandet i egentliga Östersjön. Därmed

antys att det är av största vikt att hela Östersjön modelleras för att lokalisera de största flödena av näringsämnen och kostnadseffektivt minska det totala tillflödet.

Enkelheten i att använda modellen och det låga antalet obligatoriska drivvariabler gör den dock väl värd att utveckla för att hantera områden av samma storlek och större än de aktuella studerade områdena.

REFERENSER

- Andrejev, O., Myrberg, K., Alenius, P. & Lundberg, P.A. (2004). Mean circulation and water exchange in the Gulf of Finland – a study based on three-dimensional modelling. *Boreal Environment Research* 9, s. 1-16.
- Baltic GIS (2006). Raster karta över Östersjön. <http://gis.ekoi.lt/gis/index.php> (2006-09-06).
- Bonsdorff, E., Rönnerberg, C. & Aarnio, K. (2002). Some ecological properties in relation to eutrofication in the Baltic Sea. *Hydrobiologia* 475/476, s. 371-377.
- Carman, R., Aigars, J. & Larsen, B. (1996). Carbon and nutrient geochemistry of the surface sediments of the Gulf of Riga, Baltic Sea. *Marine Geology* 134, s 57-76.
- Conley, D.J., Humborg, C., Rahm, L., Savchuk, O.P. & Wulf, F. (2002). Hypoxia in the Baltic Sea and Basin-Scale Changes in Phosphorus Biogeochemistry. *Environmental science & technology* 36, nr. 24, s 5315-5320.
- Elofsson, K. & Gren, I.-M. (2003). *Kostnadseffektivitet i svensk miljöpolitik för Östersjön – en utvärdering*. Specialstudier nr. 3. <http://www.konj.se/download/18.1ab11b0fc9be6a97b7fff10158/Specialstudier3.pdf> (2007-01-16)
- Estonica. (2006). <http://www.estonica.org/> (2006-11-13).
- ESRI GIS and Mapping software. (2006). <http://www.esri.com>
- European Environment Agency (EEA). (2006). Empiriska värden TP och salinitet. <http://dataservice.eea.eu.int/dataservice/metadetails.asp?id=835> (2006-09-15).
- Finlands miljöcentral (SYKE). (2006). Syrebristen i Finska viken exceptionellt omfattande, tillståndet i havsbotten sämre än tidigare på 2000-talet. Pressmeddelande 2006-08-17.
- Finlands miljöcentral (SYKE). (2003). Intern belastning reglerar kraftigt algblomningen i Finska viken. Pressmeddelande 2003-06-11.
- Fisheries Department, Inland fisheries of Europe (2006). <http://www.fao.org/docrep/009/t0377e/T0377E23.htm> (2006-10-24).
- Frankowskia, L., Bolałek, J. & Szostek, A. (2002). Phosphorus in Bottom Sediments of Pomeranian Bay (Southern Baltic-Poland). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 54, nr 6, s. 1027-1038.
- Gran, V. & Pitkänen, H. (1999). Denitrification in estuarine sediments in the eastern Gulf of Finland, Baltic Sea. *Hydrobiologia* 393, s. 107-115.
- Gren, I.-M., Söderqvist, T. & Wulff, F. (1997). Nutrient Reductions to the Baltic Sea, Costs and Benefits. *Journal of Environmental Management* 51, nr. 2, s. 123-143.

- Gren, I.-M., Elofsson, K. & Jannke, P. (1997). Cost-Effective Nutrient Reductions to the Baltic Sea. *Environmental and Resource Economics* 10, s. 341-362.
- Gren, I.-M. & Wulff, F. (2004). Cost-effective nutrient reductions to coupled heterogeneous marine water basins: An application to the Baltic Sea. *Regional Environmental Change* 4, s. 159-168.
- Gyllenhammar, A. & Håkanson, L. (2005). Environmental consequence analyses of fish farm emissions related to different scales and exemplified by data from the Baltic - a review. *Marine Environmental Research* 60, s. 211-243.
- HELCOM. (1986). Water balance of the Baltic Sea. International Summary Report. *Baltic Sea Environment Proceedings* 16, 174 s.
- HELCOM. (1993). The Baltic Sea Joint Comprehensive Environmental Action. Programme. *Baltic Sea Environment Proceedings* 48.
- HELCOM. (2000). Nutrient Pollution to the Baltic Sea in 2000. *Baltic Sea Environment Proceedings nr. 100*.
- HELCOM. (2006). http://www.helcom.fi/environment2/eutrophication/en_GB/front/ (2006-09-06).
- HELCOM. (2006). Development of tools for assessment of eutrophication in the Baltic Sea. *Baltic Sea Environment Proceedings nr. 104*.
- Håkanson, L. & Peters, R. (1995). Predictive limnology, methods for predictive modelling. SPB Academic Publishing, Amsterdam, 464 s.
- Håkanson, L. (1999). *Water pollution- Methods to Rank and Criteria to Rank, Model and Remediate Chemical Threats to Aquatic Ecosystems*. 277 s. Backhuys Publishers, Leiden.
- Håkanson, L., Gyllenhammar, A. & Karlsson, M. (2002). *Östersjön – hur läget är, hur det borde vara och hur man kommer dit!* Department of Earth Science, Uppsala University, [http:// www.sedimentology.geo.uu.se/baltic.pdf](http://www.sedimentology.geo.uu.se/baltic.pdf) (2006-12-15).
- Håkanson, L., Gyllenhammar, A. & Brodin, A. (2004). A dynamic compartment model to predict sedimentation and suspended particulate matter in coastal areas. *Ecological Modelling* 175, s. 353-384.
- Håkanson, L. (2006). The relationship between salinity, suspended particulate matter and water clarity in aquatic systems. *Ecological Research* 21, nr 1, s. 75-90.
- Håkanson, L. & Eckhéll, J. (2005). Suspended particulate matter (SPM) in the Baltic Sea - New empirical data and models. *Ecological Modelling* 189, s. 130-150.
- Håkanson, L. (2006). A revised dynamic model for suspended particulate matter (SPM) in coastal areas. *Aquatic Geochemistry*.

- Håkanson, L. & Eklund, J.M. (2006). A dynamic mass-balance model for phosphorus fluxes and concentrations in coastal areas. *Ecological Research (in press)*.
- Håkanson, L., Bryhn, A.C., Blenckner, T. (2006). *Operational effect variables and functional coastal ecosystem classifications - a review on empirical models*. Manuscript, Inst. of Earth Sci., Uppsala Univ. (submitted for publication).
- International Council for the Exploration of the Sea, ICES. (2006). Empiriska värden för siktdjup och klorofyllkoncentrationer. <http://www.ices.dk/Ocean/project/secchi/secchi.csv> (2006-09-15).
- Jonsson, P., Carman, R. & Wulff, F. (1990). Laminated sediments in the Baltic- a tool for evaluating nutrient mass balances. *Ambio 19*, s. 152-158.
- Kannen, A., Jedrasik, J., Kowalewski, M., Oldakowski, B. & Nowacki, J. (2004). Assessing catchment - coast interactions for the Bay of Gdansk. Managing the Baltic Sea. *Coastline Reports 2*, s. 155-165.
- Karlsson, M. & Törnqvist, R. (2006) *Massbalansmodellering av fosfor i marina kustområden - En studie av Rigabuktens näringsstatus*. Projektrapport i kursen Prediktiv limnologi. Uppsala Universitet.
- Kiirikki, M., Inkala, A., Kuosa, H., Pitkänen, H., Kuusisto, M. & Sarkkula, J. (2001). 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*, s. 1-16.
- Kiirikki, M., Lehtoranta, J., Inkala, A., Pitkänen, H., Hietanen, S., Hall, P.O.J., Tengberg, A., Koponen, J. & Sarkkula, J. (2006). A simple sediment process description suitable for 3D-ecosystem modelling - Development and testing in the Gulf of Finland. *Journal of Marine Systems 61*, nr. 1-2, s. 55-66.
- Laznik, M., Stålnacke, P., Grimvall, A. & Wittgren, H.B. (1998). Riverine input of nutrients to the Gulf of Riga - temporal and spatial variation. *Journal of Marine Systems 23*, nr. 1-3, s. 11-25.
- Leppänen, J., Basova, S., Drabkova, V., Eloheimo, K., Gran, V., Heiskanen, A., Koponen, J., Pitkänen, H., Savchuk, O., Shpaer, I., Silina, N. & Skakalsky, B. (1995). *Eutrophication and its effects in the Gulf of Finland*. <http://www4.fimr.fi/project/algaline/slsymp/slsymp.htm> (2006-11-27).
- List of rivers of Poland. (2006). <http://mot.foice.ki.wa.xanax-prescription.be/en/Rivers+of+Poland> (2006-10-09).
- Lundberg, C. (2005). *Eutrophication in the Baltic Sea from area-specific biological effects to interdisciplinary consequences*. ISBN 952-12-1537-2. Åbo Akademis tryckeri.

- Lääne, A., Kraav, E. & Titova, G. (2005). Global International Water Assessment. Baltic Sea, GIWA Regional assessment 17. Sunds Tryck Öland AB. ISSN 1651-940X.
- MARE, WP 2. (2000). Hur betydelsefull är närsaltstillförseln för halterna i havet? *Kostnadseffektiva åtgärder för närsaltsbegränsning till Östersjön*, Årsrapport 2000. <http://www.mare.su.se/dokument/MARE-arsrapport2000.pdf> (2007-01-15).
- MARE, WP 3. (2000). Kvävefixering och utsläppsminskningar. *Kostnadseffektiva åtgärder för närsaltsbegränsning till Östersjön*, Årsrapport 2000. <http://www.mare.su.se/dokument/MARE-arsrapport2000.pdf> (2007-01-15).
- MARE, WP 4. (2000). Eutrofieringen och Östersjöns sediment, *Kostnadseffektiva åtgärder för närsaltsbegränsning till Östersjön*, Årsrapport 2000. <http://www.mare.su.se/dokument/MARE-arsrapport2000.pdf> (2007-01-15).
- MARE, WP 6. (2000). Åtgärd och effekt – kostnader av osäkerhet och tidsfördröjningar *Kostnadseffektiva åtgärder för närsaltsbegränsning till Östersjön*, Årsrapport 2000. <http://www.mare.su.se/dokument/MARE-arsrapport2000.pdf> (2007-01-15).
- Matuszewska, K., Białkowska, I. & Bolałek, J. (2003). Interdependence between phosphorus forms in sediments and iron and the waters in the Gulf of Gdansk. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 32, nr 1.
- Miljömålportalen. (2006). Tillförsel av fosfor till kusten. <http://miljomal.nu/Pub/Indikator.php?MmID=7&InkID=Til-42%3A1-NV&LocType=Basin&LocID=SEOS> (2006-09-06).
- Miljömålportalen. (2006). 7. Ingen övergödning. http://miljomal.nu/om_miljomalen/miljomalen/mal7.php (2006-09-06).
- Myrberg, K. (1998). *Analysing and modelling the physical processes of the Gulf of Finland in the Baltic Sea*. Monographs of the Boreal Environment research. Nr 10.
- Naturvårdsverket. (2000). *Hur mår Östersjön?* Miljötilståndet i egentliga Östersjön, Årsrapport 2000.
- Naturvårdsverket. (2003). *Ingen övergödning*. Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet. Rapport 5319.
- Naturvårdsverket. (2006). Övergödning av mark och vatten. <http://www.naturvardsverket.se/index.php3?main=/dokument/foren/overgod/eutro.html> (2006-11-27).
- Naturvårdsverket. (2006). *Övergödning av Sveriges kuster och hav*. Naturvårdsverkets ställningstagande med anledning av en internationell expertutvärdering av kväve/fosfor- problematiken i våra omgivande hav. Rapport 5587.

- Neumann, T. & Schernewski, G. (2005). An ecological model evaluation of two nutrient abatement strategies for the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems* 56, nr. 1-2, s. 195-206.
- Olesen, M., Lundsgaard, C. & Andrushaitis, A. (1999). Influence of nutrients and mixing on the primary production and community respiration in the Gulf of Riga. *Journal of Marine Systems* 23, nr. 1-3, s. 127-143.
- Ostmann, M., Suursaar, Ü. & Kullas, T. (2001). The oscillatory nature of the flows in the system of straits and small semienclosed basins of the Baltic Sea. *Continental Shelf Research* 21, s. 1577-1603.
- Papush, L. & Danielsson, A. (2006). Silicon in the marine environment: Dissolved silica trends in the Baltic Sea. *Estuarine, coastal and shelf science* 67, nr.1-2, s. 53-66.
- Perttilä, M., Niemistö, L. & Mäkela, K. (1995). Distribution, development and Total Amounts of Nutrients in the Gulf of Finland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 41, nr. 3, s. 345-360.
- Pilsjö, P., Persson, J. & Håkanson, L. (1991). *Digital bathymetric information for calculation of morphometrical parameters and surface water retention time for coastal areas (in Swedish)*. Naturvårdsverket rapport nr. 3916.
- Pitkänen, H. (1994). *Eutrophication of the Finnish coastal waters: Origin, fate and effects of riverine nutrient fluxes*. Publications of the Water and Environment Research Institute. National Board of Water and the Environment, Finland. Nr 18.
- 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* 30, nr. 4-5.
- Rönnerberg, C. & Bonsdorff, E. (2004). Baltic Sea eutrophication: area-specific ecological consequences. *Hydrobiologia* 514, s. 227-241.
- Savchuk, O. & Wulff, F. (1999). Modelling regional and large-scale response of Baltic Sea ecosystems to nutrient load reductions. *Hydrobiologia* 39, s. 35-43.
- Savchuk, O.P. (2000). Studies of the assimilation capacity and effects of nutrient load reductions in the eastern Gulf of Finland with a biogeochemical model. *Boreal Environment Research* 5, s. 147-163.
- Savchuk, O.P. & Swaney, D.P. (2000). *Water and Nutrient Budget of the Gulf of Riga*. <http://data.ecology.su.se/mnode/Europe/Gulf%20of%20Riga/rigabud.htm> (2006-04-19).
- Savchuk, O.P. (2004). Resolving the Baltic Sea into seven subbasins: N and P budgets for 1991-1999. *Journal of Marine Systems* 56, nr. 1-2, s. 1-15.

- Savchuk, O.P., Larsson, U., Elmgren, R. & Rodriguez Medina, M. (2006). *Secchi depth and nutrient concentrations in the Baltic Sea: model regressions for MARE's NEST*, version 2. http://www.mare.su.se/nest/docs/Secchi_v2.pdf (2007-01-15).
- Savchuk, O.P. (2006). *SANBaLTS - Simple as Necessary Long-Term large-Scale simulation model of the nitrogen and phosphorus biogeochemical cycles in the Baltic Sea*, version 3. http://www.mare.su.se/nest/docs/SANBaLTS_QAv3.pdf (2007-01-15).
- Schernewski, G. & Neumann, T. (2002). *Impact of river basin management on the Baltic Sea: Ecological and economical implications of different nutrient load reduction strategies*. Proceedings of the second international conference. Sustainable management of transboundary waters in Europe. UNECE, 21-24 April 2002, Miedzyzdroje Poland, 43-51. ISBN 83-87588-04-0.
- Seifert, T., Tauber, F. & Kayser, B. (2001). A high resolution spherical grid topography of the Baltic Sea – 2nd edition. Baltic Science Congress, Stockholm 25-29. November 2001.
- SMF, Stockholms marina forskningscentrum. (2006). Fakta Östersjön. <http://www.smf.su.se/havet/faktaostersjon.html> (2006-09-07).
- Stålnacke, P., Grimvall, A., Sundblad, K. & Tonderski, A. (1999). Estimation of riverine loads of nitrogen and phosphorus to the Baltic Sea, 1970-1993. *Environmental Monitoring and Assessment* 58, s. 173-200.
- Stålnacke, P., Vagstad, N., Tamminen, T., Wassmann, P., Jansons, V. & Loigu, E. (1999). Nutrient runoff and transfer from land and rivers to the Gulf of Riga. *Hydrobiologia* 410, s. 103-110.
- Stålnacke, P. & Wassman, P. (2000). Rigabukten är renare än vi tror, *Forskning och framsteg* 6, s. 34-39.
- Stålnacke, P., Wassman, P., Jansons, V. & Andrushaitis, A. (2000). *The Gulf of Riga – cleaner than expected*. Baltic Bulletin 2/2000.
- Susning.nu. (2007). <http://susning.nu> (2007-01-18).
- Svenssons, C., Ingenjörsgelogiska Exkursion, Sveriges jordarter. (2006). <http://connywww.tg.lth.se/Sv.jordarterdokument/DeglaciationiSvdokument/Landhningen.html> (2006-09-14).
- Sveriges Riksdag. (2005). Miljö- och jordbruksutskottets betänkande 2005/06: MJU3. Svenska miljömål - ett gemensamt uppdrag m.m.
- Voss, M., Liskow, I., Pastuszak, M., Rüß, D., Schulte, U. & Dippner, J.W. (2005). Riverine discharge into a coastal bay: A stable isotope study in the Gulf of Gdańsk, Baltic Sea. *Journal of Marine Systems* 57, nr. 1-2, nr. 1-3, s. 127-145.

- Wassmann, P. & Tamminen, T. (2000). Pelagic eutrophication and sedimentation in the Gulf of Riga: an introduction. *Journal of Marine Systems* 23, s. 1-10.
- Water-Technologi. (2007). The website for the water industry. <http://www.water-technology.net/projects/uzos/> (2007-01-16).
- Witek, Z., Lysiak-Pastuszek, E., Grelowski, A., Humborg, C., Savchuk, O. & Swaney, D. (2000). *Nitrogen and Phosphorus Budgets of the Gulf of Gdansk*. <http://data.ecology.su.se/MNODE/Europe/GulfofGdansk/gdanskbud.htm> (2006-09-04).
- Witek, Z., Humborg, C., Savchuk, O., Grelowski, A. & Lysiak-Pastuszek, E. Nitrogen and phosphorus budgets of the Gulf of Gdansk (Baltic Sea). (2003). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57, nr. 1-2, s. 239-248.
- Yurkovskis, A. (2004). Long-term land-based and internal forcing of the nutrient state of the Gulf of Riga (Baltic Sea). *Journal of Marine Systems* 50, nr. 3-4, s. 181-197.
- Zylicz, T., Bateman, I., Georgiou, S., Markowska, A., Dziegielewska, D., Turner, R.K., Graham, A. & Langford, I. (1995). *Contingent valuation of eutrophication damage in the Baltic Sea region*. CSERGE Working Paper GEC 95-03. http://www.uea.ac.uk/env/cserge/pub/wp/gec/gec_1995_03.pdf (2007-01-18)

Muntliga referenser

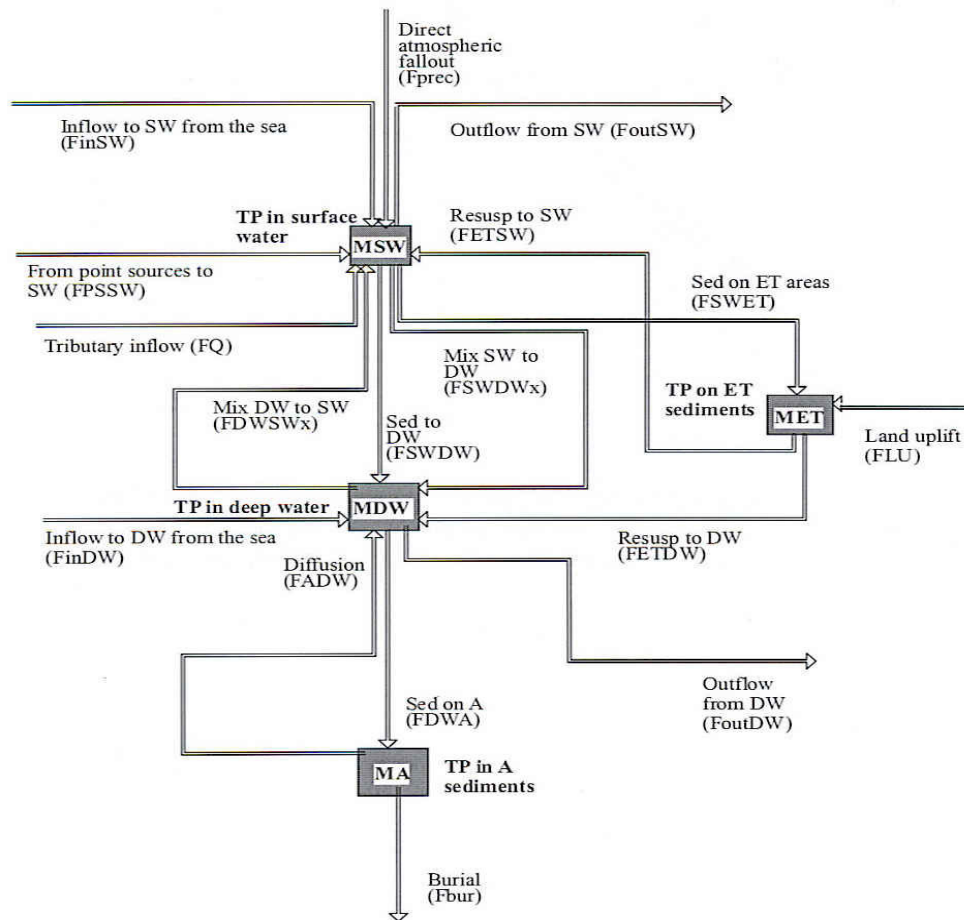
- Håkanson, L. (2006). Forskargruppen för miljöanalys, Institutionen för Geovetenskaper, Uppsala Universitet.

BILAGOR

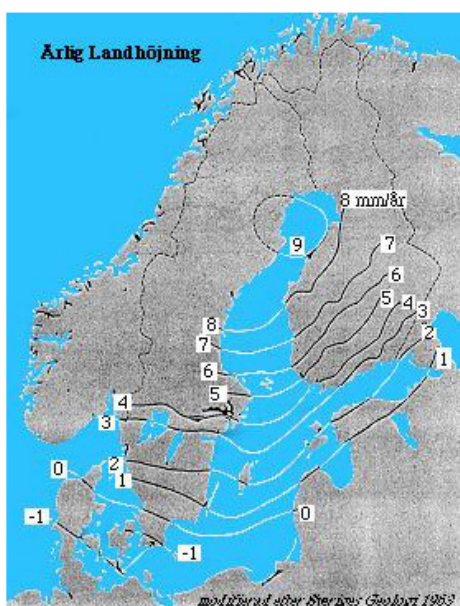
Bilaga 1 Kostnadsfördelningen mellan Östersjöländerna för att reducera fosforflödet med 50 % utifrån ett kostnadseffektivt och ett proportionellt tillvägagångssätt (omritad från Gren et al., 1997)

Land	Optimal [milj. kr]	% Optimal reduktion	Proportionell [milj. kr]
Sverige	81	19	10 438
Finland	477	32	1 402
Danmark	276	60	162
Tyskland	259	55	150
Polen	1 625	58	559
Estland	8	10	531
Lettland	237	55	193
Litauen	109	52	92
Ryssland	134	65	50
Totalt	3 205	50	13 577

Bilaga 2 Den allmänna uppbyggnaden av TP-modellen (Håkanson & Eklund, 2006).



Bilaga 3 Karta över årlig landhöjning (Svensson, 2006).



Bilaga 4 Jämförelse mellan intervall (range) för valideringsområdena (Håkanson & Eklund, 2006) och de studerade områdena (se andra bilagor för referenser)

	Intervall för valideringsområdena	Medelvärde för valideringsområdena	Finska viken	Gdanskbukten	Rigabukten
Latitud [°N]	56-61	58,6	60	54,5	57,7
Landhöjning [mm/år]	0-7,5	2,9	2	-1	1
Ytarea [km ²]	0,9-17,1	5,3	48 437	5 450	15 639
Maxdjup [m]	11,1-46,9	21,3	104,5	113,5	54,3
Medeldjup [m]	4,8-13,8	7,2	38,2	51,95	25,8
Tvårsnittsarea [km ²]	0,0006-0,0825	0,0135	4,81	8,53	0,32
Salinitet [psu]	3,9-7,2	6,4	6,43	7,11	7,2
C _{TPsea} [µg/l]	15,9-24	21	22,4 (SW)	20,63 (SW)	20,75 (SW)
Siktdjup [m]	1-5,5	3,2	5,85	7	5,3

Bilaga 5 De obligatoriska drivvariablerna för Finska viken

Inparameter		REF
Latitud	60°	susning.nu
Avrinningsområdets area [km ²]	421 000	Gran & Pitkänen, 1999
Medelnederbörd [mm/år]	593	Myrberg, 1998
Landhöjning [mm/år]	2	Svensson, 2006
Salinitet inne [psu]	5,65	EEA (1999-2001 & 2004)
Salinitet utanför [psu]	6,43	EEA (1999-2001 & 2004)
TP utanför i SW [µg/l]	22,4	EEA (1999-2001 & 2004)
TP utanför i DW [µg/l]	70,93	EEA (1999-2001 & 2004)
Siktdjup [m]	5,85	ICES (1981-1991)
Maxdjup [m]	104,51	ArcGIS
Medeldjup [m]	38,2	ArcGIS
Ytarea [km ²]	48 437	ArcGIS
Tvårsnittsarea [km ²]	4,81	ArcGIS

Bilaga 6 Variablernas osäkerhet uttryckt i CV (=standardavvikelse/medelvärde), beräknade utifrån data från hela Östersjön

Variabel	CV
TP-flöden	0,5*
T _{DW} och T _{SW}	0,5*
Tvårsnittsarea	0,10
Salinitet, inne	0,07
Salinitet, ute	0,07
Siktdjup	0,19
TP i havet	0,16
Temperaturen	0,04
Landhöjning	0,05

*Antagen

Bilaga 7 De obligatoriska drivvariablerna för Gdanskbukten

Inparameter		REF
Latitud	54,5°	susning.nu
Avrinningsområdets area [km ²]	323 200	Lundberg, 2005
Medelnederbörd [mm/år]	600	Fisheries Department, 2006
Landhöjning [mm/år]	-1	Svensson, 2006
Salinitet inne [psu]	7,11	EEA (2001-2004)
Salinitet utanför [psu]	7,175	EEA (2001-2003)
TP utanför i SW [µg/l]	20,63	EEA (2001-2004)
TP utanför i DW [µg/l]	55,63	EEA (2001-2004)
Siktdjup [m]	7	ICES (1987-1997)
Maxdjup [m]	113,45	ArcGIS
Medeldjup [m]	51,95	ArcGIS
Ytarea [km ²]	5450	ArcGIS
Tvårsnittsarea [km ²]	8,53	ArcGIS

Bilaga 8 De obligatoriska drivvariablerna för Rigabukten

Inparameter		REF
Latitud	57,7°	susning.nu
Avrinningsområdets area [km ²]	135 700	Wassman & Tamminen, 2000
Medelnederbörd [mm/år]	590	Savchuk & Swaney, 2000
Landhöjning [mm/år]	1	Svensson, 2006
Salinitet inne [psu]	5,2	EEA (1999-2001)
Salinitet utanför [psu]	7,24	EEA (1999-2001)
TP utanför i SW [µg/l]	20,75	EEA (1999-2001)
TP utanför i DW [µg/l]	70,62	EEA (1999-2001)
Siktdjup [m]	5,3	ICES (82, 92, 94, 97 & 98)
Maxdjup [m]	54	ArcGIS
Medeldjup [m]	26	ArcGIS
Ytarea [km ²]	15639	ArcGIS
Tvårsnittsarea [km ²]	0,36	ArcGIS

Bilaga 9 Årliga kostnaden för att reducera fosforflödet från respektive land till kustområden (omritad från Gren et al., 1997). Deposition innebär ökad rening av avloppsvatten och minskad spridning av gödsel. Markanvändning inbegriper spridning av gödsel på våren istället för på hösten och plantering av fånggrödor och energiskog. Till kvarhållning räknas återskapande av våtmarker

Land	Deposition [kr/kg]	Markanvändning [kr/kg]	Kvarhållning [kr/kg]
Sverige	42-2 346	526-6 600	260, 683
Finland	42-1 490	710-6 080	360, 683
Ryssland	24-1 216	404-4 314	198, 273
Polen	24-568	246-1 662	203
Lettland	24-1 518	784-6 191	413
Estland	24-1 402	766-5 408	1 010
Litauen	24-1 916	712-6 696	320
Tyskland	42-1 184	414-2 964	202
Danmark	44-1 996	360-2 610	270

Bilaga 10 Rangordning av samtliga flöden av TP i modellen för Finska viken. De antropogena flödena är kursiva

TP-flöde	TP-transport [ton/år]
F_{utSW} TP	657895
F_{inSW} TP	584560
F_{inDW} TP	366588
F_{utDW} TP	297327
F_{DWSWx} TP, omblandning	141879
F_{SWDWx} TP, omblandning	62088
F_{DWA} TP, sedimentation	8076
TP från landhöjning	6128
F_{ETSW} TP, resuspension	6122
<i>Tot. Inflöde floder</i>	<i>4207</i>
F_{SWET} TP, sedimentation	3554
F_{ETDW} TP, resuspension	3527
<i>Inflöde Neva</i>	<i>3098</i>
F_{bur} TP	2547
F_{SWDW} TP, sedimentation	1975
<i>TP flöde från punktkällor</i>	<i>1683</i>
<i>Inflöde Narva</i>	<i>587</i>
<i>Inflöde Kymijoki</i>	<i>266</i>
<i>Inflöde övriga</i>	<i>256</i>
F_{ADW} TP, diffusion	200
<i>Atmosfärisk deposition TP</i>	<i>129</i>

Bilaga 11 Jämförelse mellan olika utbyttestider för vatten i respektive bukt och resulterande TP-koncentration

	Finska Viken		Gdanskbukten		Rigabukten	
T_{DW} [dagar]	21,3	730	5,91	15	26,64	860
T_{SW} [dagar]	21,6	365	6,1	12,2	27,1	365
TP-konc. i SW [$\mu\text{g/l}$]	28	27,64	24,15	26,36	24,25	16,61
TP-konc. i DW [$\mu\text{g/l}$]	55,6	28,8	52,42	49,66	41,56	13,32

Bilaga 12 Beräknade klorofyllkoncentrationer och deras konfidensintervall utifrån EEA och ICES

	Finska viken		Gdanskbukten		Rigabukten	
	EEA	ICES	EEA	ICES	EEA	ICES
Årtal	1999-2001, 2004	1981-1991	2002-2004	1993-1998	1999-2001, 2004	1993-1998
Medianvärde [$\mu\text{g/l}$]	4,56	2,1	7,77	1,65	1,8	1,67
Konfidensintervall	0,8 till 8,3	-2,6 till 6,8	-51 till 66	-3,9 till 7,2	-0,6 till 4,2	-13 till 16

Bilaga 13 Beräknade siktdjup och deras konfidensintervall utifrån ICES

	Finska viken	Gdanskbukten	Rigabukten
Årtal	1981-1991	1993-1998	1992-1998
Medianvärde [m]	4,5	4,0	2,8
Konfidensintervall	1,5 till 7,5	-2,4 till 10,4	0,6 till 5,0

Bilaga 14 Rangordning av samtliga flöden av TP i modellen för Gdanskbukten. De antropogena flödena är kursiva

TP-flöde	TP- transport [ton/år]
F_{inDW} TP	428197
F_{utDW} TP	420078
F_{utSW} TP	214768
F_{inSW} TP	196882
F_{DWSWx} TP, omblandning	15137
<i>Tot. Inflöde floder</i>	<i>11829</i>
F_{SWDWx} TP, omblandning	6218
<i>Inflöde Vistula</i>	<i>5795</i>
<i>Inflöde övriga</i>	<i>5652</i>
F_{DWA} TP, sedimentation	4299
F_{ADW} TP, diffusion	2054
F_{SWDW} TP, sedimentation	2025
F_{bur} TP	1785
F_{SWET} TP, sedimentation	1094
F_{ETSW} TP, resuspension	591
F_{ETDW} TP, resuspension	500
<i>Inflöde Vistula lagun</i>	<i>382</i>
<i>TP från punktkällor</i>	<i>175</i>
<i>Atmosfärisk deposition TP</i>	<i>15</i>
TP från landhöjning	0

Bilaga 15 Rangordning av samtliga flöden av TP i modellen för Rigabukten. De antropogena flödena är kursiva

TP-flöde	TP- transport [ton/år]
F_{utSW} TP	113675
F_{inSW} TP	100958
F_{inDW} TP	44506
F_{utDW} TP	30476
F_{DWSWx} TP, omblandning	24926
F_{SWDWx} TP, omblandning	11953
F_{DWA} TP, sedimentation	4711
<i>Tot. Inflöde floder</i>	<i>2181</i>
F_{bur} TP	1505
<i>Inflöde Daugava</i>	<i>1299</i>
F_{SWET} TP, sedimentation	1209
F_{ETSW} TP, resuspension	1057
F_{ETDW} TP, resuspension	982
F_{SWDW} TP, sedimentation	852
TP från landhöjning	834
<i>TP från punktkällor</i>	<i>479</i>
<i>Inflöde Lielupe</i>	<i>390</i>
<i>Inflöde övriga</i>	<i>204</i>
<i>Inflöde Gauja</i>	<i>118</i>
<i>Inflöde Pärnu</i>	<i>108</i>
<i>Inflöde Salaca</i>	<i>61</i>
<i>Atmosfärisk deposition TP</i>	<i>42</i>
F_{ADW} TP, diffusion	2

Bilaga 16 Samtliga morfometriska parametrar, parametrarna som beräknades utifrån dessa, litteraturvärden och uträknade medianvärden från dataserier på EEA och ICES (EEA = ¹ och ICES = ²)

Finska Viken			
Storhet	Litteraturvärden	Databaser	ArcGIS
Morfometri			
Ytarea [km ²]	30 000 (Pitkänen et al., 2001) 29 571 (Myrberg, 1998) 29 600 (Perttilä et al., 1995)		48 437
Tvärsnittsarea [km ²]			4,8
Maxdjup [m]	120 (Rönneberg & Bonsdorff, 2004) 123 (Perttilä et al., 1995)		104,5
Medeldjup [m]	38 (Rönneberg & Bonsdorff, 2004) 37 (Myrberg, 1998)		38,2
Volym [km ³]	1 103 (Myrberg, 1998) 1 100 (Perttilä et al., 1995)		1 850
TP delmodell			
TP utanför viken i SW [µg/l]		21,06 (1999) ¹ 22,92 (2000) ¹ 21,68 (2001) ¹ 25,4 (2004) ¹	
TP utanför viken i DW [µg/l]		27,26 (1999) ¹ 69,38 (2000) ¹ 139,07 (2001) ¹ 83,32 (2004) ¹	
TP i Finska viken i SW [µg/l]		29,7 (1999) ¹ 23,54 (2000) ¹ 22,3 (2001) ¹ 31,9 (2004) ¹	
TP i Finska viken i DW [µg/l]		32,68 (1999) ¹ 40,58 (2000) ¹ 72,32 (2001) ¹ 61,64 (2004) ¹	
TP från floder [mg/l] Neva Narva Kymijoki	0,0502 (Stålnacke et al., 1999) 0,0393 (Stålnacke et al., 1999) 0,05245 (Stålnacke et al., 1999)	0,062 (1999) ¹ 0,046 (2000) ¹ 0,048 (2001) ¹ 0,036 (2004) ¹ 0,0258 (1999) ¹ 0,0247 (2000) ¹ 0,0293 (2001) ¹ 0,0345 (2004) ¹	

Storhet	Litteraturvärden	Databaser	ArcGIS
fort. TP-delmodell			
<u>Tot. TP från floder nedan</u>		0,0832 (1999) ¹ 0,09 (2000) ¹ 0,0848 (2001) ¹ 0,0962 (2004) ¹	
Koskenylänjoki		0,096 (1999) ¹	
Karjaanjoki		0,03 (1999) ¹	
Porvoonjoki		0,1065 (1999) ¹	
Vantaa		0,101 (1999) ¹	
Virojoki		0,0825 (1999) ¹	
Temp och Q-delmodeller			
Latitud	60° (susning.nu)		
Landhöjning [mm/år]	1-3 (Svensson, 2006)		
Årlig nederbörd [mm/år]	593 (Myrberg, 1998)		
<u>Tot. ADA [km²]</u>	421 000 (Gran & Pitkänen, 1999) 424 000 (Savchuk, 2000)		
Neva	281 000 (Stålnacke et al., 1999)	56 060 ¹	
Narva	56 200 (Stålnacke et al., 1999)		
Kymijoki	37 159 (Pitkänen, 1994) 37 200 (Stålnacke et al., 1999)		
Koskenylänjoki	895 (Pitkänen, 1994)		895 ¹
Karjaanjoki	2 046 (Pitkänen, 1994)	2 034 ¹	
Porvoonjoki	1 273 (Pitkänen, 1994)	1 128 ¹	
Vantaa	1 686 (Pitkänen, 1994)	1 680 ¹	
Virojoki	357 (Pitkänen, 1994)	357 ¹	
<u>Vattenflöde från floder [m³/s år]</u>	3 551,5 (Savchuk, 2000) 3 615 (Myrberg, 1998) 3 874,5 (Stålnacke et al., 1999)		
Neva	2 500 (Pitkänen et al., 2001) 2 505 (Savchuk, 2000) 2 394 (Myrberg, 1998)		
Narva	2 591 (Stålnacke et al., 1999) 396 (Myrberg, 1998) 453 (Stålnacke et al., 1999)		
Kymijoki	301 (Myrberg, 1998) 334,4 (Pitkänen, 1994)		
<u>Tot. vattenflöde i floder nedan</u>	62,2		
Koskenylänjoki	8,4 (Pitkänen, 1994)		
Karjaanjoki	18,7 (Pitkänen, 1994)		
Porvoonjoki	13,8 (Pitkänen, 1994)		
Virojoki	4,4 (Pitkänen, 1994)		
Vantaa	16,9 (Pitkänen, 1994)		

Storhet	Litteraturvärden	Databaser	ArcGIS
Andra			
Salinitet utanför Finska viken [psu]		6,82 (1999) ¹ 6,43 (2000) ¹ 6,12 (2001) ¹ 6,25 (2004) ¹	
Salinitet i Finska viken [psu]	3 - 6 (Rönnberg & Bonsdorff, 2004)	6,08 (1999) ¹ 5,34 (2000) ¹ 5,38 (2001) ¹ 5,65 (2004) ¹	
Siktdjup, nära avgränsningen [m]	5 (Bonsdorff et al., 2002)	6,35 (71-91) ² 5,85 (81-91) ²	
Inne i viken	4,2 (Savchuk et al., 2006)	4,5 (81-91) ²	
Vattenutbyte [km ³ /år]			
Från viken till Östersjön	554 (Savchuk, 2006)		
Från Östersjön till viken	435,3 (Savchuk, 2006)		
Utbytestid för vattenmassan [år]	2 (Savchuk, 2004) 1-3 (Myrberg, 1998)		
Klorofyllkoncentration [mg/m ³]		2,1 (81-91) ² 4,56 (99-01, 04) ¹	
Kust	4-10 (Leppänen et al., 1995)		
Öppet vatten	< 4 (Leppänen et al., 1995)		

Gdanskbukten			
Storhet	Litteratur värden	Databaser	ArcGIS
Morfometri			
Ytarea [km ²]	4 296 (Witek et al., 2000) 4 940 (Witek et al., 2003)		5 450
Tvärsnittsarea [km ²]			8,5
Maxdjup [m]	118 (Witek et al., 2003)		113,5
Medeldjup [m]	59 (Voss et al., 2005)		52,0
Volym [km ³]	235 (Witek et al., 2000) 291 (Witek et al., 2003)		283,2
TP delmodell			
TP utanför bukten i SW [µg/l]		17,96 (2001) ¹ 24,69 (2002) ¹ 18,15 (2003) ¹ 21,06 (2004) ¹	
TP utanför bukten i DW [µg/l]		67,83 (2001) ¹ 47,81 (2002) ¹ 62,35 (2003) ¹ 65,97 (2004) ¹	

Storhet	Litteraturvärden	Databaser	ArcGIS
fort. TP delmodell			
TP i Gdanskbukten i SW [$\mu\text{g/l}$]		23,08 (2001) ¹ 26,23 (2002) ¹ 22,89 (2003) ¹ 21,68 (2004) ¹	
TP i Gdanskbukten i DW [$\mu\text{g/l}$]		63,65 (2001) ¹ 68,67 (2002) ¹ 47,93 (2003) ¹ 53,58 (2004) ¹	
TP i Vistula lagun [$\mu\text{g/l}$]		104,1 (2001) ¹ 168,6 (2002) ¹ 133,6 (2003) ¹ 139,7 (2004) ¹	
TP i A-sed. [mg/g dw]	1,94 (Frankowskia et al., 2002) 4,21 (Frankowskia et al., 2002)		
TP från bukt till Östersjön [ton/år]	2 700 (Witek et al., 2003)		
Burial [ton/år]	2 400 (Witek et al., 2003)		
Atmosfärisk deposition [ton/år]	71 (Witek et al., 2003)		
TP från floder [mg/l]	0,196 (Witek et al., 2003)		
Vistula	0,207 (Witek et al., 2003) 0,17 (Stålnacke et al., 1999)	0,175 (2001) ¹ 0,165 (2002) ¹ 0,16 (2003) ¹ 0,18 (2004) ¹	
Reda		0,135 (01-04) ¹	
Pasleka		0,21 (01-04) ¹	
TP från Vistula lagun	0,476 (Witek et al., 2003)		
TP, kustnära punktkällor [ton/år]	250 (Witek et al., 2000)		
TP från industri	84 (Witek et al., 2003)		
Temp och Q-delmodeller			
Latitud	54,5° (susning.nu)		
Landhöjning [mm/år]	-1 (Svensson, 2006)		
Årlig nederbörd [mm/år]	600 (Fisheries Department, 2006)		
Tot. ADA [km ²]	323 200 (Lundberg, 2005)		
Vistula	194 424 (list of rivers, 2006) 194 400 (Stålnacke et al., 1998)	194 408 ¹	
Reda	485 (list of rivers, 2006)	395 ¹	
Pasleka	2 294 (list of rivers, 2006)	2 295 ¹	
Vattenflöde från Vistula [m ³ /s år]	1 027 (Stålnacke et al., 1998)		
Vistula, vid mynning	1 081 (Witek et al., 2003)		
Tot. vattenflöde till Vistula lagun	117 (Witek et al., 2003)		
Vattenflöde från Vistula lagun	92 (Witek et al., 2000)		

Storhet	Litteraturvärden	Databaser	ArcGIS
Andra			
Salinitet utanför Gdanskbukten [psu]		7,175 (2001) ¹ 7,141 (2002) ¹ 7,193 (2003) ¹	
Salinitet i Gdanskbukten [psu]	5-7 (Rönnerberg & Bonsdorff, 2004) 7-8 (Voss et al., 2005)		
Inkl. Vistula lagun		7,073 (2001) ¹ 6,947 (2002) ¹ 7,101 (2003) ¹ 7,043 (2004) ¹	
Exkl. Vistula lagun		7,115 (2001) ¹ 6,994 (2002) ¹ 7,128 (2003) ¹ 7,105 (2004) ¹	
I Vistula lagun		3,302 (2001) ¹ 3,074 (2002) ¹ 3,486 (2003) ¹ 2,966 (2004) ¹	
Medel för utflödande vatten	7,95 (Witek et al., 2000)		
Siktdjup, nära avgränsningen [m]		7 (87-97) ² 7 (93-97) ² 9 (1997) ² 4 (93-98) ²	
Inne i bukten	0,6-2,5 (Lundberg, 2005)		
Utbytestid för vattnet [dagar]	80 (Witek et al., 2000) 15 (Witek et al., 2003)		
Klorofyllkoncentration [mg/m ³]		1,65 (93-98) ² 7,77 (02-04) ¹	

Rigabukten			
Storhet	Litteraturvärden	Databaser	ArcGIS
Morfometri			
Ytarea [km ²]	16 330 (Savchuk & Swaney, 2000) 17 913 (Otsmann et al., 2001) 19 000 (Wassman & Tamminen, 2000)		15 639
Tvärsnittsarea [km ²]			0,32
Irbesundet	0,37 (Savchuk & Swaney, 2000) 0,45 (Otsmann et al., 2001)		0,31
Suursundet	0,037 (Savchuk & Swaney, 2000) 0,045 (Otsmann et al., 2001)		0,0038
Lilla sundet, Vainamerisunden			0,00021
Maxdjup [m]	>60 (Savchuk & Swaney, 2000) 52 (Otsmann et al., 2001) 67 (Wassman & Tamminen, 2000)		54,3

Storhet	Litteraturvärden	Databaser	ArcGIS
fort. Morfometri			
Medeldjup [m] Rigabukten	26 (Savchuk & Swaney, 2000) 23 (Otsmann et al., 2001)		25,8
Volym [km ³]	420 (Wassman & Tamminen, 2000) 406 (Otsmann et al., 2001)		404
TP delmodell			
TP utanför bukten i DW [µg/l]		70,62 (1999) ¹ 67,83 (2000) ¹	
TP utanför bukten i SW [µg/l]		22,3 (1999) ¹ 16,88 (2000) ¹	
TP i Rigabukten i DW [µg/l]		26,02 (1999) ¹ 67,52 (2000) ¹ 112,74 (2001) ¹	
TP i Rigabukten i SW [µg/l]		30,04 (1999) ¹ 29,43 (2000) ¹ 27,41 (2001) ¹	
TP i A-sed. [mg/g dw]	1,96 (Carman et al., 1996)		
TP från bukt till Östersjön [ton/år]	2 973 (Savchuk & Swaney, 2000)		
Burial [ton/år]	1 084 (Savchuk & Swaney, 2000)		
Atmosfärisk deposition [ton/år]	300 (Laznik et al., 1998)		
Tot. TP från floder [mg/l]	0,058 (Laznik et al., 1998) 0,054 (Savchuk & Swaney, 2000)		
Daugava		0,0558 (99-01) ¹	
Gauja		0,0455 (99-01) ¹	
Lielupe		0,086 (99-01) ¹	
Pärnu		0,044 (99-01) ¹	
Salaca		0,05 (99-01) ¹	
TP, kustnära punktkällor [ton/år]	684 (Laznik et al., 1998) 681 (Savchuk & Swaney, 2000)		
Temp och Q-delmodeller			
Latitud	57,7° (susning.nu)		
Landhöjning [mm/år]	1 (Svensson, 2006)		
Årlig nederbörd [mm/år]	590 (Savchuk & Swaney, 2000)		
Tot. ADA [km ²]	134 000 (Savchuk & Swaney, 2000) 138 000 (HELCOM, 1993) 135 700 (Wassman & Tamminen, 2000)		
Duagavas	87 900 (Laznik et al., 1998)		
Lielupe	17 600 (Laznik et al., 1998)		
Gauja	8 900 (Laznik et al., 1998)		
Pärnu	6 909 (Laznik et al., 1998)		
Pärnu	5 200 (HELCOM, 1993)		
Salaca	3 570 (Laznik et al., 1998)		
Mindre floder	10 820 (Laznik et al., 1998)		

Storhet	Litteraturvärden	Databaser	ArcGIS
fort. Temp och Q-delmodeller			
Vattenflöde från floder [m ³ /s år]	1 149 (Laznik et al., 1998) 1 046 (Otsmann et al., 2001) 1 202 (Savchuk & Swaney, 2000)		
Duagava	738 (Laznik et al., 1998)		
Lielupe	96 (Laznik et al., 1998)		
Gauja	83 (Laznik et al., 1998)		
Pärnu	78 (Laznik et al., 1998)		
Salaca	39 (Laznik et al., 1998)		
Övriga floder	115 (Laznik et al., 1998)		
Andra			
Salinitet utanför Rigabukten [psu]	7,4 (Savchuk & Swaney, 2000) 7,2 (Otsmann et al., 2001)	7,26 (1999) ¹ 6,87 (2000) ¹	
Salinitet i Rigabukten [psu]	5,7 (Savchuk & Swaney, 2000) 5 (Rönnberg & Bonsdorff, 2004) 5,6 (Otsmann et al., 2001)	5,2 (1999) ¹ 5,3 (2000) ¹ 5,0 (2001) ¹	
Siktdjup nära avgränsningen [m]		5,3 (82,92-94,97,98) ²	
Inne i bukten	3 (Savchuk et al., 2006)	2,8 (92-98) ²	
Vattenutbyte [km ³ /år]			
Från bukten till Östersjön	171,2 (Savchuk, 2006)		
Från Östersjön till bukten	133,4 (Savchuk, 2006)		
Utbytestid för vattnet [år]	2-4 (HELCOM, 1993)		
SW	1 (Oelsen et al., 1999)		
Klorofyllkoncentration [mg/m ³]		1,67 (93-98) ² 1,8 (99, 01, 04) ¹	