

Modellering av vattenutbytet i Stockholms innerskärgård och fosfortillförseln till Kanholmsfjärden

Modelling of the water exchange in the inner
archipelago of Stockholm and phosphorus
supply to Kanholmsfjärden

Johanna Tengdelius Brunell

REFERAT

Modellering av vattenutbytet i Stockholms innerskärgård och fosfortillförseln till Kanholmsfjärden

Johanna Tengdelius Brunell

I Stockholms innerskärgård, som sträcker sig från Mälarens utlopp i väster till Trälhavet i nordost, är miljögifter och eutrofiering två av de största vattenmiljöproblemen. Situationen har förbättrats i takt med reningsverkens antal och effektivitet men för att uppnå en "god vattenstatus" krävs fortfarande åtgärder. När det gäller effekten av föroreningar är det av stor vikt att känna koncentrationen då denna ofta är avgörande för hur stor påverkan blir. Genom att kvantifiera vattenutbytet mellan källa och recipient möjliggörs prediktion av miljögifters och andra intressanta ämnens koncentration.

Syftet med detta examensarbete var att hitta den lämpligaste indelningen av innerskärgårdens fjärdar och med hjälp av dynamisk massbalansmodellering kvantifiera vattenutbytet mellan olika områden i Stockholms innerskärgård.

Den konstruerade modellen har beräknat vattenutbytet för fyra sammankopplade bassänger med hjälp av massbalansen för salt (Knudsens relationer). Långa tidsserier av salinitetsdata ligger till grund för den genomförda indelningen av bassänger som skett utifrån skillnader i salthalt. Mätningarna av saliniteten är utförda under åren 1988-2007 i ett antal mätpunkter i Stockholms innerskärgård. I den använda metoden bestäms vilket inflöde av saltvatten som erfordras för att bibehålla den salinitet som uppmätts i vattenmassan givet storleken på sötvattentillförseln från Mälaren via Norrström. Vattenmassan i varje bassäng har delats in i yt- och djupvatten utifrån vågbasens läge för att ta hänsyn till de vertikala skillnaderna i salthalt. Omblandningen mellan de två vattenmassorna har skattats utifrån vattentemperaturdata. Resultaten visar att det sker stora interna utbyten av vatten mellan bassängerna som försvårar uttolkningen av det effektiva vattenutbytet. Den genomsnittliga uppehållstiden för respektive delbassängs ytvatten uppgår typiskt till 0,9, 2, 17 och 5 dygn. Den genomsnittliga uppehållstiden för hela vattenmassan i Stockholms innerskärgård har skattats till 28 dygn.

För att bestämma den lämpligaste metoden för att erhålla vågbasens läge och undersöka hur fosfor flödar i ett system, likt det i Stockholms innerskärgård, har en modell för partikulärt fosfor i Kanholmsfjärden använts. Enligt modellen genomströmmas årligen ytvattnet i Kanholmsfjärdens av cirka 200 ton fosfor.

Nyckelord: Stockholms skärgård, Vattenutbyte, Salinitetsgradient, Dynamisk massbalansmodellering

*Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala universitet,
Geocentrum, Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala, Sverige
ISSN 1401-5765*

ABSTRACT

Modelling of the water exchange in the inner archipelago of Stockholm and phosphorus supply to Kanholmsfjärden

Johanna Tengdelius Brunell

In the inner archipelago of Stockholm, that stretches from the lake Mälaren to Trälhavet toxic contaminations and eutrophication are two of the most severe problems in the aquatic environment. The situation has improved as water treatment plants have increased in number and become more efficient but actions are still needed for the water to reach the desired quality. To understand how extensive the effects from a certain pollution will be, it is important to know the concentration of the pollution. By quantifying the water exchange between the source and the recipient the knowledge of the pollution and others substances of interest increases.

The aim of this Master's thesis is to find the most appropriate grouping of archipelago bays and quantify the water exchange by using a dynamic mass-balance model.

The constructed model was used to calculate the water exchange between four interconnected basins. In order to achieve an evenly rising salinity gradient, the inner archipelago was divided into four different areas. To determine how to group the archipelago bays, salinity data from 1988-2007 were used. The work process was to decide what kind of inflow of saltwater is needed to maintain the salinity that has been measured in the water mass, given the incoming amount of sweet water from Mälaren via Norrström

In order to take the vertical differences of salinity into account, the water mass in each basin was divided into surface- and deep water according to the depth of the wave base. The vertical mixing between the surface- and deep water was estimated from water temperature data. The results showed that the internal water exchange between the basins complicates the interpretation of the effective water exchange. The average retention time for basins surface water was typically 0.9, 2, 17 and 5 days. The average retention time for the entire area in the archipelago was estimated to 28 days.

In order to determine the most appropriate method to derive the depth of the wave base and investigate the phosphorus supply in Kanholmsfjärden, a model for particulate phosphorus was used. According to the results of the model, 200 tons of phosphorus flow through the surface water in Kanholmsfjärden each year.

Keywords: Stockholm archipelago, Water exchange, Gradient of salinity, dynamic mass-balance model

*Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala universitet,
Geocentrum, Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala, Sverige
ISSN 1401-5765*

FÖRORD

Detta examensarbete har utförts som en del av civilingenjörsprogrammet i Miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet och motsvarar 30 högskolepoäng. Uppdragsgivare var IVL Svenska Miljöinstitutet och handledare var Magnus Karlsson. Ämnesgranskare var Andreas Bryhn vid institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet.

Jag vill ägna ett stort tack till Magnus och Andreas som alltid funnits tillgängliga och svarat på frågor. Jag vill också tacka Dan Lindgren för visat intresse och hjälp med GIS. Tack även Fredrik Romehed som har funnits som stöd under hela arbetets gång.

Uppsala 2011

Johanna Tengdelius Brunell

Copyright © Johanna Tengdelius Brunell och Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten och landskapslära, Uppsala universitet.

UPTEC W 11010, ISSN 1401-5765

Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala universitet, Uppsala, 2011.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Massbalansmodellering i Stockholms innerskärgård

Johanna Tengdelius Brunell

Stockholms innerskärgård sträcker sig från sjön Mälaren i väst till fjärden Trälhavet i nordost. Vattnet i Stockholms skärgård har på många sätt fungerat som mottagare av diverse utsläpp som skadar miljön i vattnet. Miljögifter som når vattenmiljön är, för naturen, svåra att bryta ner och ansamlas därför lätt i organismer. Då tillräckligt mycket av ett miljögift har ansamlats i en organism kan giftet göra en mycket stor skada. Ett annat problem är att det stora antalet hushåll i Stockholm leder till stora mängder avloppsvatten som, idag efter rening, når skärgårdens vatten. Trots att avloppsreningsverken ökat till antal och blivit mycket bättre på att rena vattnet så passerar fortfarande miljögifter och fosfor.

Tillgången på fosfor, som är ett så kallat näringsämne, är nödvändig för i princip alla levande celler. En ökad tillförsel av näringsämnen till vattnet resulterar i övergödning. I ett övergött vatten finns risk att tillväxten av växter och alger blir så pass kraftig att den naturliga balansen i ekosystemet störs. Vid nedbrytningen av organiskt material förbrukas syre. I de fall då mängden organiskt material är så pass stor att det tillgängliga syret inte räcker till, uppstår syrebrist och en obalans i vattnet som gör det svårt för vissa växter och djur att leva.

För att kunna förbättra förhållandena i vattnet är det viktigt att ha kunskap om hur till exempel miljögifter sprider sig. På så sätt kan man beräkna koncentrationen och dra slutsatser om hur stor den eventuella skadan skulle bli. Genom att beräkna vattenutbytet som är ett utbyte av vatten, mellan angränsade havs- eller kustområden, kan man se hur mycket vatten som rör sig från den aktuella källan till det intressanta området. Eftersom att de flesta ämnen transporteras med hjälp av vattnet kan även mängden av det intressanta ämnet avslöjas. En annan fördel med att känna till vattenutbytets storlek är att informationen om botten syresituation ökar. Syre blandas in i vattnet från atmosfären och kan sedan transporteras med hjälp av vattnet till djupare områden.

För att få fram vattenutbytet har en modell som beräknar vattenflödena satts upp. Denna modell räknar ut salthalterna i olika delar av skärgården och jämför dessa med tidigare uppmätta salthalter. Till förfogande fanns storleken på Mälarens utflöde och en stor mängd salthaltsdata. För att kunna ta reda på Stockholms innerskärgårds vattenutbyte var det nödvändigt att avgränsa områden som flödena kunde beräknas mellan. I första hand så delades vattenmassan för varje fjärd in i två skikt som benämndes ytvatten och djupvatten. Därefter genomfördes en lämplig indelning av fjärdarna i skärgården. Denna indelning resulterade i fyra bassänger. För att få fram flödet, mellan de fyra bassängerna och dess omgivande vatten, ändrades storleken på flödet tills att den modellerade salthalten stämde överens med den uppmätta.

Mälaren är en sjö och består av sötvatten. Trälhavet, som är den fjärd som ligger närmast havet, har störst utbyte med havet vilket leder till att det är där den högsta salthalten finns. När vatten strömmar in i innerskärgården från Mälaren och Trälhavet bör en gradient bildas med den lägsta saltkoncentrationen vid Mälarens inlopp och den högsta saltkoncentrationen vid Trälhavet. Då salthalten är känd i ett antal punkter och tillströmningen av det söta vattnet är känd, går det att räkna ut hur pass stort tillflöde av saltvatten som krävs för att salthalten i en viss punkt ska upprätthållas. Detta är precis vad modellen räknar ut.

Salt är ett ämne som fullständigt löser sig i vatten och dess koncentration är lätt att få fram med hjälp av en elektrod som mäter konduktiviteten, vilket är ett mått på den elektriska ledningsförmågan. Av denna anledning är salt ett lämpligt ämne att studera då vattenutbytet ska beräknas. För att få reda på mer om hur partikulära ämnen, alltså ämnen som inte löser sig i vatten, rör sig i vattnet har en modell för partikulärt fosfor satts upp inom ramen för detta examensarbete. Modellen som hanterar fosfor i Kanholmsfjärden bygger på en tidigare modell av Håkanson & Karlsson (2004).

Flödet till och från Kanholmsfjärdens ytvatten, som inte var känt, uppskattades med hjälp av ett tidigare använt samband. Flödet till och från djupvattnet uppskattades till noll. Alternativet att använda detta samband och denna uppskattning, istället för att genomföra upprepade undersökningar för att hitta storleken på flödet, bedömdes utifrån resultaten vara ett bra alternativ för ytvattnet men inte för djupvattnet. Den modellerade fosforkoncentrationen jämfördes mot uppmätta fosforkoncentrationer för att kunna dra slutsatsen om hur väl modellen beskriver verkligheten.

ORDLISTA

Akkumulationsbotten	Del av botten där fint material ansamlas kontinuerligt. Förkortas även A-botten.
Aktiv del av A-sed	Del av sediment på akkumulationsbotten där syrehalten är så pass hög att bottenlevande djur kan leva och skapa omblandning i sediment (bioturbation).
Burial	Flöde som sker från den aktiva delen av sediment på akkumulationsbotten till den passiva delen av sediment på akkumulationsbotten.
CV-värde	Coefficient of variation, ett mått på en parameters osäkerhetsgrad. CV-värdet definieras som standardavvikelsen genom medelvärdet.
Erosionsbotten	Del av botten där inget fint material ansamlas. Förkortas även E-botten.
Exogent vatten	Utsjövatten och färskvatten.
Haloklin	Språngskickt som bildas i en vattenmassa på grund av skillnader i salthalt.
Passiv del av A-sed	Den del av sediment på akkumulationsbotten där syrehalten är för låg för att bottenlevande djur ska kunna leva. I denna del av sedimentet sker ingen omblandning (bioturbation).
psu	Practical salinity unit, enhet för salthalt hos vatten. Motsvara SI-enheterna m^3/kg .
Retentionstid	Tid det teoretiskt sett tar att fylla eller tömma en avgränsad bassäng.
Salinitet	Salthalt hos vatten.
Termoklin	Språngskickt som bildas i en vattenmassa på grund av skillnader i temperatur.
Transportbotten	Del av botten där fint material ansamlas oregelbundet för att, efter perioder av vila, resuspendera upp till vattenmassan. Förkortas även T-botten.
Vågbas	Ovanför vågbasens djup kan vågornas energi ge upphov till omblandning av vattenmassan. Gränsen mellan A- och ET-botten definierar var vågbasen är belägen.

BEGREPPSFÖRKLARINGAR OCH FÖRKORTNINGAR

A-sed	Sediment på ackumulationsbotten.
DW	Djupvatten
DWSW	Flöde från djupvatten till ytvatten.
ET-sed	Sediment på erosions- och transportbotten.
ETSW	Flöde från erosions- och transportbottnar till ytvatten.
KAST	Område som består av fjärdarna Kyrkfjärden, Askrikefjärden, Stora Värtan och Tranholmenområdet.
Mixing	Vertikal omblandning som uppstår på grund av temperaturskillnader i vattenmassan.
PF	Partikelfraktion, i detta fall andelen partikulärt totalfosfor.
ST	Område som består av fjärdarna Solöfjärden och Torsbyfjärden.
SW	Ytvatten
SWDW	Flöde från ytvatten till djupvatten.
SWET	Flöde från ytvatten till erosions- och transportbotten.
TP	Totalfosfor

Innehållsförteckning

1	INLEDNING.....	1
2	BAKGRUND.....	2
2.1	VATTENUTBYTE	2
2.1.1	Retentionstider	4
2.2	FOSFORTRANSPORT	5
2.3	VÅGBAS OCH BOTTENDYNAMIK.....	6
3	MATERIAL OCH METODER	7
3.1	PROVTAGNING OCH DATA	7
3.2	STUDIEOMRÅDEN	7
3.2.1	Stockholms innerskärgård.....	7
3.2.2	Kanholmsfjärden.....	8
3.3	UPPBYGGNAD AV MODELLER.....	9
3.3.1	Vattenutbyte i Stockholms innerskärgård.....	9
3.3.2	Fosfortransport i Kanholmsfjärden	12
3.3.3	Känslighets- och osäkerhetsanalys samt validering.....	14
4	RESULTAT	16
4.1	VATTENUTBYTE I STOCKHOLMS INNERSKÄRGÅRD	16
4.1.1	Ytvatten.....	18
4.1.2	Yt- och djupvatten.....	20
4.1.3	Känslighetsanalys	24
4.2	FOSFORTRANSPORT I KANHOLMSFJÄRDEN	25
4.2.1	Känslighetsanalys och osäkerhetsanalys.....	29
5	DISKUSSION.....	32
6	SLUTSATSER.....	39
7	REFERENSER	40

Bilagor

BILAGA 1. FOSFORTRANSPORT I KANHOLMSFJÄRDEN –EKVATIONER.....	43
BILAGA 2. VATTENUTBYTE I STOCKHOLMS INNERSKÄRGÅRD – EKVATIONER.....	46
BILAGA 3. CV-VÄRDEN.....	48
BILAGA 4. RESULTAT: SALINITETSMODELL MED FYRA YTVATTENS - OCH FYRA DJUPVATTENS BASSÄNGER	49
BILAGA 5. VATTENUTBYTE – ÖVRIGA RESULTAT.....	51
BILAGA 6. TEMPERATURGRAFER	52
BILAGA 7. FOSFORTRANSPORT I KANHOLMSFJÄRDEN – RESULTAT FRÅN SIMULERINGAR MED TERMOKLINEN SOM VÅGBAS	53
BILAGA 8. FOSFORTRANSPORT I KANHOLMSFJÄRDEN – OSÄKERHETSANALYS	54

1 INLEDNING

Stockholms vatten har under många år varit utsatt för utsläpp från fabriker och ett stort antal hushåll. Efter 1970 har situationen förbättrats, till stor del tack vare ett ökat antal avloppsreningsverk och ökad effektivitet i dessa. Till följd av dessa förbättrande åtgärder har den totala fosforkoncentrationen, och halten klorofyll (Chl-a) minskat och siktdjupet ökat vilket bidragit till att eutrofieringen bedömts ha minskat i skärgården (Karlsson m.fl., 2010). Årsmedelvärdet för totalfosforkoncentrationen (TP-koncentrationen) låg under år 2009 mellan 25-40 µg/L. Detta tillsammans med övriga indikatorer bidrar till att området fortfarande klassas som relativt eutroft (Karlsson m.fl., 2010).

År 2006 antog Stockholms stad vattenprogrammet som verkar för att dess vatten till 2015 ska uppnå en ”god vattenstatus” inom ramen för EU:s vattendirektiv (Stockholms stad, 2010a). Det berörda området består av sjöar och vattendrag runt Stockholms stad men påverkar även utanförliggande vattenområden. Enligt en lägesrapport från Stockholms stad (2009) redovisas att kvaliteten på det tillrinnande vattnet, enligt de tre befintliga indikatorerna, uppnått en viss förbättring. Stockholms skärgårdsvatten är dock fortfarande utsatt för föroreningar. Den urbaniserade miljön som finns omkring vattnet i Stockholms stad ökar påfrestningen då bebyggelser av olika slag leder till att naturmark trängs undan av hårdgjorda ytor. Detta bidrar till att en ökad mängd närsalter och tungmetaller når vattenmassorna (Stockholms stad, 2009). Trots att förhållandena har förbättrats krävs därför fortfarande en rad åtgärder.

Övergödningsproblematiken och miljögifter är två av de största vattenmiljöproblemen i Stockholms skärgård idag (Stockholms stad, 2010b). Föroreningens koncentration är avgörande för hur stor påverkan på det berörda området blir. Genom att känna vattenutbytet mellan källa och recipient finns möjlighet att prediktera koncentrationen och därefter kvantifiera föroreningarnas effekter. Vattenutbytet och då främst det utbyte som sker i djupvatten ger också indikationer på bottenens syrestatus, då ett stort vattenutbyte leder till en ökad syrekoncentration (Persson, 1999). Genom att studera vattenutbytet ökar kunskapen om syreförhållanden och föroreningars koncentration i vattnet och denna kunskap kan i sin tur underlätta ett fortsatt arbete för att förbättra vattenkvaliteten i Stockholms innerskärgård.

För att undersöka vattenutbytet i Stockholms innerskärgård har en modell som beräknar saliniteten beroende av flödena, i de berörda fjärdarna, tagits fram. Den modellerade saliniteten har jämförts mot den empiriska saliniteten som ett mått på hur väl de framtagna flödena överensstämmer med verkligheten. Som ett steg i undersökningen av fosforomsättningen i Stockholms innerskärgård har en massbalansmodell satts upp separat för Kanholmsfjärden, belägen i östra delen av Stockholms skärgård.

Den dynamiska typ av modell som har använts i detta arbete ger möjligheten att beskriva de processer som sker på ett verklighetstroget sätt. För att modellen ska vara tillförlitlig krävs kalibrering av modellen mot tillförlitliga empiriska data och för att undersöka hur pass bra modellen beskriver verkligheten är det viktigt att validera mot oberoende data. Det är viktigt att komma ihåg att en modell aldrig återger exakt hur det naturliga systemet

ser ut, utan är en beskrivning av hur modelleraren tror att systemet ska fungera (Håkanson, 1995).

Syftet med detta examensarbete är följande:

- 1) Att med hjälp av dynamisk massbalansmodellering kvantifiera vattenutbytet i Stockholms innerskärgård. Den lämpligaste uppdelningen av områdets fjärdar skall bestämmas vilket möjliggör modellering av vattenutbytet för djup- och ytvatten till följd av att retentionstiderna kan beräknas. Jämförelse med tidigare presenterad data sker som ett steg i att bedöma modellens relevans.
- 2) Uppskatta tillförseln av fosfor till Kanholmsfjärden samt bestämma den lämpligaste metoden för att erhålla vågbasen.

2 BAKGRUND

2.1 VATTENUTBYTE

Vattenutbytet i Stockholms innerskärgård har tidigare beräknats med hjälp av olika modeller. I Angert m.fl. (1986) beräknades utvalda volymflöden utifrån uppmätta strömmar och Knudsens relationer, se beskrivning nedan. I Engqvist & Andrejev (2002) har vattenutbytena mellan ett flertal skärgårdsområden modellerats. Modellen utgår från den fysiska drivningen som är de fysiska processer som ger upphov till vattenomsättningen. I Engqvists modell utgörs den fysiska drivningen till stor del av beräknade vattenståndsfuktuationer samt temperatur- och salthaltsdata (Engqvist, n.d.). I Engqvist (1999) har den genomsnittliga retentionstiden för exogent vatten (utsjövatten och färskvatten) i ett antal utvalda kustbassänger uppskattats. Den fysiska drivningen ligger även här till grund för den modell som beräknat retentionstiderna.

I Faxö m.fl. (2010) undersöks vattenutbytet i Stockholms innerskärgårds ytvatten med hjälp av en massbalansmodell för salt. De erhållna resultaten anses av författarna ligga lite för högt för att anses som rimliga. De fem bassänger som området är uppdelat i innehåller en liten variation i salinitet i förhållande till varandra. Detta anses vara det huvudsakliga problemet för modellen som förutsätter en, från kusten, gradvis stigande salinitet (Faxö m.fl., 2010).

Modellen som presenteras i detta arbete bygger på samma sätt som den i Faxö m.fl. (2010) på en massbalansmodellering av salt. Modellen gör det möjligt att bestämma vilket inflöde av saltvatten som erfordras för att bibehålla den salinitet som uppmätts i vattenmassan givet storleken på sötvattentillförseln från Mälaren via Norrström. De bakomliggande principerna för massbalansen bygger på Knudsens relationer som visas i ekvation 1-4 och Figur 1 (Masson & Cummins, 2004; Knudsen, 1900).

$$Q_2 = Q_0 + Q_1 \quad (1)$$

$$Q_2 S_2 = Q_1 S_1 \quad (2)$$

$$Q_1 = \frac{Q_0 S_2}{S_1 - S_2} \quad (3)$$

$$Q_2 = -\frac{Q_0 S_1}{S_2 - S_1} \quad (4)$$

där:

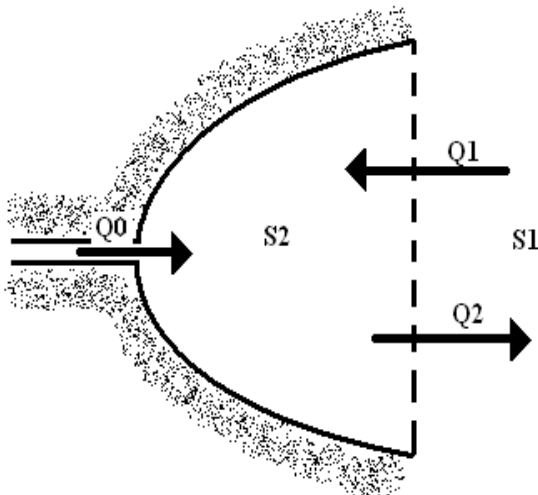
Q_0 = Tillförsel av sötvatten [m^3/s]

Q_1 = Inflöde till kustområde från utanför liggande vatten med salthalt S_1 [m^3/s]

Q_2 = Utflöde från kustområde, med salthalt S_2 , till utanför liggande vatten [m^3/s]

S_1 = Salthalt i utanför liggande vatten/hav [psu]

S_2 = Salthalt i kustområde [psu]



Figur 1 Flöden och salthalter som ingår i massbalansekvationerna för salt (Knudsens relationer).

Vattenutbytet som sker mellan yt- och djupvatten beskrivs i tidigare litteratur som en funktion av stratifieringen som beror av temperaturskillnaden mellan yt- och djupvatten (Håkanson m.fl. 2004; Håkanson & Eklund, 2006). Grunden för att beskriva de två ämnesflödena mellan vattenmassorna bygger på ekvation 5 och 6 men den exakta ekvationen varierar i litteraturen.

$$F_{DWSW} = M_{DW} \times R_{mix} \quad (5)$$

$$F_{SWDW} = M_{SW} \times R_{mix} \quad (6)$$

där:

F_{DWSW} = Massflöde av ämnet från djupvatten till ytvatten [kg/mån]

F_{SWDW} = Massflöde av ämnet från ytvatten till djupvatten [kg/mån]

M_{DW} = Total massa i djupvatten [kg]

M_{SW} = Total massa i ytvatten [kg]

R_{mix} = Vertikal omblandning [1/mån]

Känslighetsanalys och osäkerhetsanalys är två metoder som gör det möjligt att se hur en variabel eller *rate* (hastighet, 1/tidsenhet) påverkar osäkerheten i prediktionen (Håkanson, 1999). För att få ett mått på osäkerheten beräknas ett CV-värde (*coefficient of variation*) som definieras som standardavvikelsen genom medelvärdet. En låg varians resulterar i ett lågt CV-värde. Dessa två typer av modelltester utförs för att göra det möjligt att se var i modellerna den största osäkerheten finns.

2.1.1 Retentionstider

Vid beräkning av retentions- eller vattenutbytestiden bör utbytet av någon specifik egenskap, som till exempel saliniteten, hos vattnet studeras och inte vattenmängden i sig. I områden som ligger i anknytning till varandra sker ofta ett kontinuerligt utbyte av vatten. Detta utbyte leder dock inte till att utbyte av den bestämda egenskapen hos vattnet per definition påverkas. Eftersom bassängerna, som Stockholms innerskärgård är uppdelad i, ligger i förbindelse med varandra är det av vikt att undvika att basera retentionstiden på det flöde som sker fram och tillbaka mellan bassängerna. Genom att använda ekvation 7 tas hänsyn till den faktiska mängd salt som transporteras genom systemet.

$$T = \frac{V}{Q+Q_h} \quad (7)$$

där:

T = Retentionstiden [s]

V = Den totala vattenvolymen [m^3]

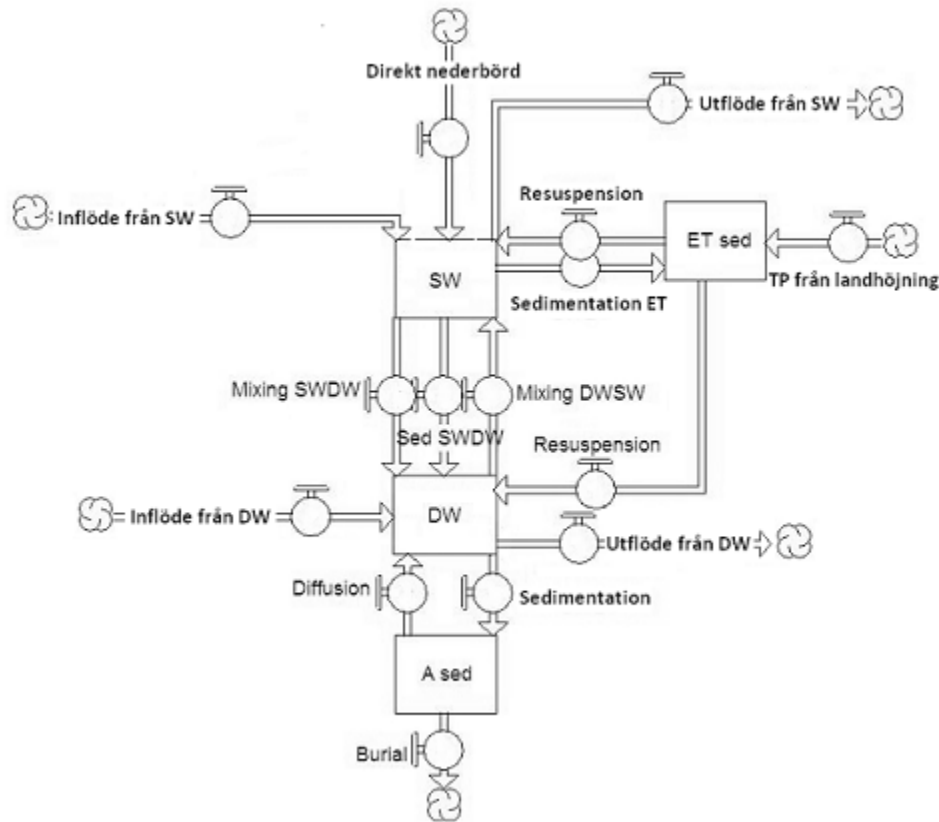
Q = Vattenföringen från tillrinnande vatten [m^3/s]

Q_h = Vattenföringen från omgivande hav [m^3/s]

Ekvation 7 härleds från massbalansekvationen för öppna kustområden (Håkanson m.fl., 1986). Genom att beräkna retentionstiden från inkommande söt- och saltvattenflöden fås retentionstiden för det exogena vattnet.

2.2 FOSFORTRANSPORT

I Håkanson & Karlsson (2004) och Håkanson & Eklund (2006) beskrivs en generell massbalansmodell för fosfor, se figur 2. Transporten av totalfosforfosfor (TP), som i figuren är markerad med pilar, sker mellan ytvatten (SW), djupvatten (DW), sediment på erosions- och transportbottnar (ET sed) och sediment på ackumulationsbottnar (A sed). Inflödet som sker till yt- och djupvatten motsvarar alla typer av inflöden som sker via vattnet och på samma sätt motsvarar utflödet, från de båda vattenmassorna, all den transport av TP som sker från området. *Direkt nederbörd* är det flöde av fosfor som når vattenytan via nederbörd. Mellan yt- och djupvatten sker ett utbyte som här beskrivs av de två motriktade flödena *mixing SWDW* och *mixing DWSW*. Från SW till ET sed och DW samt från DW till A sed sker en sedimentation som uppstår till följd av gravitationens inverkan på fosforpartiklarna. Resuspension uppstår då någon form av fysisk inverkan bidrar till att sedimentpartiklar förflyttas från botten till vattenmassan (SMHI, 2009). De två resuspensionsflödena beskriver denna process från ET sed till SW och DW. Till ET sed sker också flödet TP från landhöjning. Flödet av fosfor motsvaras av det fosfor som följer med den botten som övergår från A sed till ET sed då landhöjning sker (Håkanson & Eklund, 2006). Diffusionen, som uppstår då bundet fosfor i sediment övergår till löst form i vattenmassan, beskrivs av flödet med samma namn och sker mellan A sed och DW. *Burial* är namnet på flöde som sker mellan den aktiva delen i A-sediment till den passiva delen (Håkanson & Eklund, 2006).



Figur 2 Skiss över den generella massbalansen för fosfor i kustområden.

2.3 VÅGBAS OCH BOTTENDYNAMIK

För att modellerna ska ta hänsyn till den skillnad i rörelse som finns i den totala vattenmassan delas den upp i djup- och ytvatten under antagandet att dessa är kopplade till de bottendynamiska förhållandena. Ackumulationsbottnar (A-bottnar) motsvarar de områden där fint material ansamlas kontinuerligt. Transportbottnar är bottnar där fint material ansamlas oregelbundet för att, efter perioder av vila, resuspendera upp till vattenmassan. På erosionsbottnar sker ingen ansamling av fint material. Dessa bottnar består främst av bergsytor, grus och sand (Håkanson & Jansson, 1983). Erosions- och transportbottnar benämns ofta som ET-bottnar. Begreppet är användbart då denna yta motsvarar den ovanför vågbasen och ofta beräknas som en enhet. Gränsen mellan A- och ET-botten definierar var vågbasen är belägen och delar in den totala vattenmassan i ytvatten och djupvatten. Ekvationen för vågbasen bygger på områdets area samt den stryklängd som är ett mått på den vattenyta som påverkas av vinden, se ekvation 8 (Håkanson & Karlsson, 2004; Håkanson & Jansson, 1983).

$$WB = \frac{(45,7(area \cdot 10^{-6})^{0,5})}{21,4+(area \cdot 10^{-6})^{0,5}} \quad (8)$$

där:

WB = Vågbasens djup [m]

$Area$ = Kustområdets area [m^2]

Vågbasen kan även bestämmas på andra sätt, se kapitel 3.3.2. Med hjälp av delmodell för bottendynamiska förhållanden kan vågbasen och således area A- och ET-botten uppskattas (Håkanson & Karlsson, 2004).

3 MATERIAL OCH METODER

3.1 PROVTAGNING OCH DATA

Provtagningarna som ligger till grund för använda data är utförda av Stockholm Vatten och är en del av det samordnade recipientkontrollprogrammet som fastställts av länsstyrelsen (Länsstyrelserna, 2007). Provtagningarna består av månadsvisa provtagningar och så kallade fiskarepunkter, vilket innebär att bland annat saliniteten och TP-koncentrationen veckovis har uppmätts i ytvattnet (Stockholm Vatten, 2009). Dock varierar antalet provtagningar under perioden. I de fall då data ej funnits tillgänglig har dessa interpolerats fram med hjälp av glidande medelvärde för två månader.

All data som använts för kalibrering i modellen för Kanholmsfjärden är månadsmedelvärden från åren 1997-2007. De data som använts för kalibrering i modellen för innerskärgården är från åren 1998-2007. För att konstruera de typår som modellerna kalibrerades och validerades mot bildades medelvärden, för varje månad, utifrån data från varje månad under den givna tidsperioden.

3.2 STUDIEOMRÅDEN

Namn och avgränsningar av de namngivna fjärdarna i figur 3 och 4 hämtades från SMHI (2003).

3.2.1 Stockholms innerskärgård

Området som benämns Stockholms innerskärgård stäcker sig från Norrström i väst till och med Trälhavet i öst (fig.3) med undantag från de fjärdar belägna direkt väster om Trälhavet. Då data för detta område endast fanns tillgängliga för Södra- och Norra Vaxholm och dessa, enligt antagande, endast innehöll ytvatten beslutades att utesluta detta västra område helt.

Trälhavet är den mätstation vars data ligger till grund för beräkningarna av havets koncentration. Stationen ligger belägen norr om systemets övriga fjärdar, se figur 3. Det har tidigare visats att den största delen av det vatten som flödar från Trälhavet in via Oxdjupet flödar från ett djup på 20-40 meter (Angerts m.fl. 1986). Vid Oxdjupet finns en tydlig tröskel på cirka 30 m (Angert m.fl., 1986). Trösklar av denna typ kan ligga till grund för att vattenutbytet i djupvattnet under vissa perioder helt uteblir (Stockholm Vatten, 2009).



Figur 3 Stockholms innerskärgård. De rödmarkerade områden motsvarar fjärder enligt SMHI:s indelning (2003). De lila punkterna visar de mätstationer som har funnits tillgängliga i området.

© Lantmäteriverket Gävle 2010. Medgivande I 2010/0058

Vattenföringsdata från Mälarens utlopp, Norrström, tillhandahålls av SMHI. Medelvärdena för alla månader under åren 1998-2007 ligger till grund för de beräknade flödena.

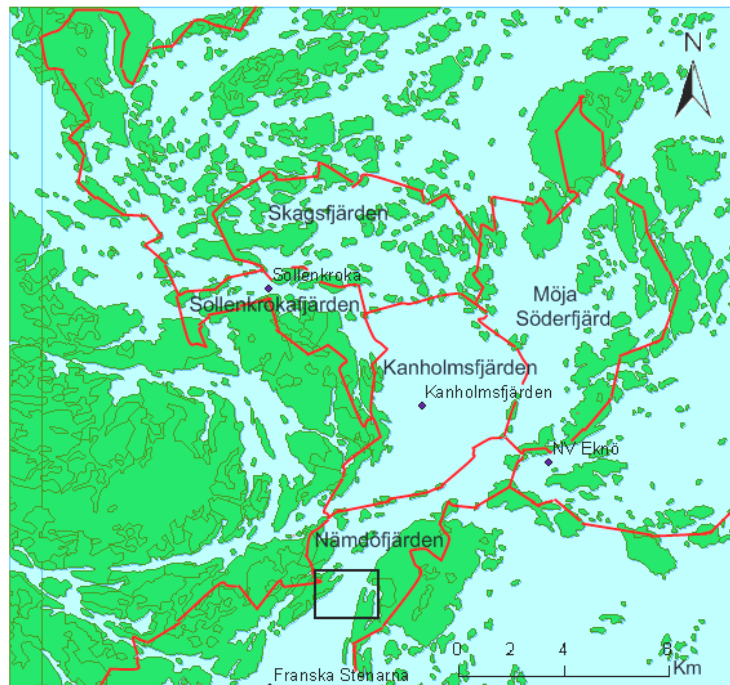
Antaganden

- Salthalten i vattnet från Mälaren är konstant 0,01 psu.
- Salthalten i vattnet som strömmar in över Oxdjupet baseras på data från ett djup på 20-40 m i Trälhavet.
- Flödet från Norrström blandas endast med ytvattnet i Strömmen i ett första skede.
- Fullständig omblandning antas i ytvatten respektive djupvatten.
- Fjärdarna innehåller en vågbas som delar in den totala vattenmassan i yt- och djupvatten.

3.2.2 Kanholmsfjärden

Kanholmsfjärden ligger i Stockholms östra skärgård och angränsar till fem omkringliggande fjärder och ön Vindö, se figur 4. Kanholmsfjärden är en relativt stor och djup fjärd som omges av tre mätstationer i olika riktningar. I fjärden pågår undersökningar för att studera utbytet av fosfor mellan sediment och vatten. Fjärden ansågs som lämplig för att studera dels tillflödet av fosfor, dels metod för val av vågbas. Den fosforkoncentration som används i modellen baseras på mätvärden från tre av Stockholm Vattens mätstationer; Sollenkrokafjärden, NV Eknö och Franska Stenarna.

Den uppmätta koncentrationen beräknas motsvara den koncentration i de tre uppdelade områdena kring Kanholmsfjärden. I norr består detta område av Sollenkroka fjärden och Skagsfjärden, där data från Sollenkroka fjärdens mätstation representerar koncentrationen. I öster motsvaras området av Möja söderfjärd där data från NV Eknö representerar koncentrationen. I söder beräknades en ny tvärsnittsarea mellan Storön och Hölö och koncentrationen utanför området representerades av data från mätstationen Franska Stenarna. I de fall då gränserna har utgjorts av fjärdar har tvärsnittsarean erhållits från SMHI (2003).



Figur 4 Området runt Kanholmsfjärden. Berörda fjärdar och deras mätstationer är markerade med namn.

© Lantmäteriverket Gävle 2010. Medgivande I 2010/0058

3.3 UPPBYGGNAD AV MODELLER

Stella 9.0 är det mjukvaruprogram som använts för att bygga upp modellerna. Programmet gör det möjligt att konstruera dynamiska system för naturliga miljöer. Modellerna byggs upp av boxar och flöden och resultaten presenteras i grafer och tabeller (iseesystems, 2010).

3.3.1 Vattenutbyte i Stockholms innerskärgård

För att bestämma vattenutbytena mellan ett bestämt antal bassänger i Stockholms innerskärgård modellerades salthalten utifrån en dynamisk massbalansmodell. Modellen bygger på Knudsens relationer och är anpassad för att hantera säsongsvariationer vilket uppnåddes genom att beräkningstiden bestämdes till en månad. Området delades in i bassänger som motsvarade en eller flera fjärdar. Dess morfometriska data hämtades från SMHI (2003). För att på ett lämpligt sätt kunna hantera både yt- och djupvatten delades varje bassäng in i en yt- och en djupvattenbox. Indelning utfördes med hjälp av delmodell för botten dynamiska förhållanden, se kapitel 3.3.2. Från denna delmodell erhöles djupet

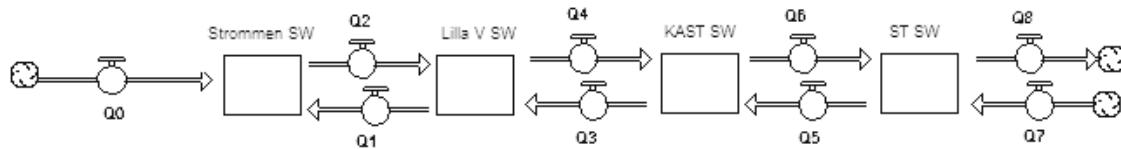
för vågbaserna och volymerna för bassängerna. Den teoretiska vågbas som erhöles för varje bassäng användes som grund till all indelning av data.

För att bestämma antalet bassänger, eller motsvarande boxar i modellen, studerades interpolerade GIS-kartor. Utifrån den karta som visade salthalten i ytvattnet från alla mätstationer bedömdes det rimligt att kunna göra en modell med fem boxar som även hanterade den cirkulation av vattnet som sker runt Lidingö. Dock uppfylldes inte antagandet om en jämnt stigande salthalt ut mot havet. Detta bidrog till att den modellerade saliniteten inte gick att matcha med den empiriska utan att orimligt stora vattenflöden användes.

Ett antal olika sammanslagningar av bassänger prövades för att få en så stabilt ökande salinitetsgradient ut mot havet som möjligt. Den uppdelning där området motsvarades av fyra boxar som hanterar ett horisontellt flöde utsågs till den mest lämpliga och användes i den modell som presenteras här. De empiriska koncentrationer som representerar fler än en fjärd baserades på medelvärden av alla inkluderade fjärdar.

För att erhålla ett initialvärde för mängden salt i varje bassäng används ett årsmedelvärde för den empiriska saliniteten multiplicerat med den aktuella volymen. Då initialvärdet var känt beräknades de inåtgående flödena av salt (kg/mån) genom att koncentrationen salt i varje box multiplicerades med ett vattenflöde.

Simuleringarna skedde till en början endast för ytvatten. I det stadium då de inåtgående flödena itererades för att ge en bra anpassning av saliniteten, användes ett enhetligt flöde för alla årets månader. Detta gav en tydlig indikation på flödenas storleksordning. Månadsvariationerna i flödena från Norrström behölls under alla simuleringar då det var ett känt flöde. Genom att massbalansen upprätthölls för varje box kunde de utåtgående flödena beräknas utifrån de inåtgående flödena samt de tidigare beräknade utflödena, se figur 5.



Figur 5 Skissen visar de fyra ytvattensboxarna samt flödena mellan boxarna.

Q1, Q3, Q5 och Q7 var de flöden som justerades under modelleringen och övriga flöden beräknades enligt ekvation 9-12.

$$Q2 = Q0 + Q1 \quad (9)$$

$$Q4 = Q3 + Q2 - Q1 \quad (10)$$

$$Q6 = Q5 + Q4 - Q3 \quad (11)$$

$$Q8 = Q7 + Q6 - Q5 \quad (12)$$

För att iterationerna initieellt skulle leda till rimliga flöden beräknades Q1 (fig. 5). Då koncentrationerna av salt i Strömmen och Lilla Värtan var kända och koncentrationen i vattnet från Norrström antagits vara nära noll kunde storleken på det ingående flödet Q1

erhållas. Därefter itererades inflödena från utanförliggande bassänger, till följd av att de utåtriktade flödena beräknades av modellen. Då de modellerade flödena gav upphov till en salthalt som liknade den empiriska byggdes ett motsvarande system upp av djupvattenbassängerna. Flödena mellan djupvattenbassängerna beräknades på samma sätt som ovan, dock med skillnaderna att flödet motsvarande Q_0 utelämnades då Norrströms flöde, enligt antagande, endast blandades ut med Strömmens ytvatten i ett första skede. För att hantera säsongsvariationerna utvidgades också flödena mellan boxarna med unika månadsflöden. Till följd av att salinitetsgradienten inte var linjärt stigande i de fyra djupvattensboxarna redovisas här två olika modeller.

Modellen vars början beskrivits ovan bestod av fyra ytvattenbassänger och fyra djupvattenbassänger. Utbytet mellan ytvatten (SW) och djupvatten (DW) beräknades i modellen enligt ekvation 13 och 14.

$$F_{DWSW} = M_{DW} \times R_{mix} \times Volume\ ratio \quad (13)$$

$$F_{SWDW} = M_{SW} \times R_{mix} \times 1.3 \quad (14)$$

där:

Volume ratio = Volym ytvatten/volym djupvatten [-]

För att anpassa den modellerade saliniteten mot den empiriska itererades flödena. Storleken på flödet mellan Trälhavet och ST-bassängens ytvatten som togs fram med modellen som hanterade endast ytvatten, användes som riktlinje för att få in rätt mängd salt till ytvattnet. Flödet till djupvattnet som krävdes för att få en överstämmande koncentration bedömdes leda till orimligt höga flöden på grund av att salinitetsgradienten inte var jämnt stigande. Modellen och dess resultat redovisas för att möjliggöra diskussion av scenarier som inte varit möjliga att illustrera med hjälp av denna modell.

För att undvika att modellera flödena mot en salinitetsgradient som inte var jämnt stigande beräknades en gemensam koncentration för områdets fyra djupvatten. Djupvattnet benämndes som en enhet vars utbyte med ytvattnet skedde till var och en av de fyra ytvattensboxarna. Då frånvaron av en jämnt stigande salinitetsgradient i djupvattnet förhindrade modellen att beräkna tillförlitliga djupvattenflöden var detta ett alternativ som möjliggjorde en skattning av detta flöde. För att uppnå en bra anpassning mellan den modellerade och empiriska saliniteten i ytvattnet itererades storleken på flödena mellan bassängerna. För att identifiera det från Trälhavet inkommande flödet till djupvattnet itererades flödet tills att medelvärdet på djupvattnets salinitet överensstämde med den genomsnittliga empiriska koncentrationen. Då vattenflödet från Norrström inte påverkade bottenvattnet direkt förutsattes att det motriktade flödet från djupvattenbassängen var av samma storlek som flödet av det inkommande vattnet. På så sätt upprätthölls massbalansen i djupvattnet. Den vertikala omblandningen beräknades för alla bassänger enligt ekvation 13 och 14. Denna modell var den som ansågs ge bäst beskrivning av vattenföringen i området. Därför lades störst fokus på denna modells resultat i kommande resultathantering.

Retentionstiderna beräknades separat för de olika bassängerna enligt principen volymen genom det utåtgående flödet. Då jämförelse mellan retentionstiden för det exogena vattnet var intressant användes ett randvillkor för att förhindra att retentionstiden beräknades utifrån det interna flödet som sker mellan bassängerna. Detta ansågs nödvändigt då utbytestiden för det exogena vattnet alltså bör baseras på det tillrinnande sötvattnet från Mälaren och det salta vattnet som kommer in via Oxdjupet. För att få retentionstiden för det exogena vattnet för varje bassäng reglerades flödet i beräkningarna av randvillkoret att det inkommande vattnet till varje bassäng ej översteg flödet från Norrström och Oxdjupet.

GIS

För att lättare bestämma hur indelningarna av fjärdarna i Stockholms innerskärgård skulle se ut interpolerades salthalten från områdets mätstationer. Figur 6 visar en karta där samtliga mätstationers årsmedelvärden för ytvatten är inlagda som koordinater med salthalt som z-parameter. För att kunna bygga en modell där salthalten är den parameter som kommer att styra flödet var det viktigt att indelningen gjordes efter en, utifrån land, stigande salinitetsgradient. Interpoleringen skedde i ArcGIS med hjälp av interpoleringsverktyget *natural neighbour*. Interpoleringen som sker mellan två mätstationer, som representeras av en koordinat och ett värde på salthalt, täckte inte hela området då antalet mätstationer var för få. För att en salthalt skulle uppträda över hela skärgårdens område användes i vissa av bassängerna fiktiva mätstationer som innehöll samma salthalt som originalmätstationen i den aktuella bassängen. Tilläggas bör också att interpoleringen utfördes över hela kartan och hänsyn har alltså inte tagits till att vattnet är avgränsat av landmassor.

3.3.2 Fosfortransport i Kanholmsfjärden

Fosforflödena i Kanholmsfjärden studerades genom att en dynamisk massbalansmodell sattes upp. Modellen är uppbyggd av differentialekvationer och anpassad för att hantera säsongsvariationer vilket uppnåddes genom att beräkningstiden bestämdes till en månad. Modellen bygger på ekvationer och teori från en tidigare modell som hanterar flöden i kustområden (Håkanson & Karlsson, 2004). Modellen har använts i ett antal miljöprovningar av verksamheter längs den svenska kusten och testades för 11 svenska kustområden i Malmaeus m.fl. (2008).

Mängden totalfosfor flödar (mg/mån) i modellen mellan fyra olika områden som alla representeras av varsin box. Dessa områden är; ytvatten, djupvatten, A-bottnar och ET-bottnar. Varje box tilldelades ett initialvärde som baserades på den empiriska koncentrationen. För att beräkna de olika vattenmassornas volym och vågbas användes dels delmodell för bottendynamiska förhållanden (Håkanson & Karlsson, 2004), dels användes djupet till termoklinen och haloklinen. Termoklinen utgör det gränsskikt som bildas på grund av temperaturskillnader i vattenmassan och haloklinen utgör det gränsskikt bildas på grund av skillnader i salthalt. För att erhålla den teoretiska vågbasen användes en delmodell för bottendynamiska förhållanden (Håkanson & Karlsson, 2004). De kända morfometriska parametrarna exponering, maxdjup (D_{max}), medeldjup (D_{medel}) och area sattes in i modellen och vågbasen beräknades med hjälp av ekvationerna i bilaga 1. Då termoklinen låg till grund för vågbasen studerades det gränsskikt som bildas på

grund av temperaturskillnaden i yt- och djupvatten. Termoklinen bestämdes genom att temperaturdata från juni, juli och augusti uppritades som funktion av djupet. På så sätt framträdde gränsskiktet som sedan bestämdes visuellt. Djupet på vågbasen erhöles utifrån två olika nivåer på temperaturgrafens. De två olika djupen representerades av två karaktäristiska nivåer. Den första nivån utgjordes av temperaturgrafens inflektionspunkt och den andra nivån utgjordes av det djup där det homogena djupvattnet mötte den omblandande vattenmassan, se figur 16. Även möjligheten att använda haloklinen, som är det gränsskikt som uppstår till följd av salinitetskillnader i vattnet, undersöktes. Salinitetsdata, från juni, juli och augusti, uppritades mot djupet.

Vattenmassorna antogs vara helt omblandade vilket möjliggjorde att varje mätpunkt kunde ses som representativ för ytvattnet respektive djupvattnet. För att kunna beräkna det totala inflödet av fosfor till Kanholmsfjärden delades fjärdarna runt om in i tre sektioner. Varje sektion antogs ha en motsvarande fosforkoncentration som dess mätstation. NV Eknös och Sollenkrokafjärdens tvärsnittsarea bestämdes enligt djupdata från SMHI (2003). Franska Stenarnas inflöde antogs ske via ett inlopp längre söder ut än den gräns mellan Kanholmsfjärden och Nämdöfjärden, som annars skulle ha legat till grund för beräkningen av tvärsnittsarean. Inloppets area, som sträcker sig mellan Hölö på Fågelbrolandet och Storön (se inringat område i figur 4), beräknades utifrån sjökortsdata. Inflödena till ytvattnet beräknades separat för de tre omgivande områden i norr, öst och syd enligt ekvation 15. 0,025 m/s är en uppskattning av vattnets hastighet som bygger på tidigare mätdata (Håkanson m.fl., 1984). Det horisontella flödet till djupvattnet uteslöts som en förenkling.

$$Q_{in} = K \cdot \frac{At}{2} \quad (15)$$

där:

$$Q_{in} = \text{inflöde [m}^3/\text{s]}$$

$$K = 0,025 \text{ [m/s]}$$

$$At = \text{Vertikal yta mellan två havsområden [m}^2\text{]}$$

Utflödet av fosfor från ytvattnet beräknades utifrån det totala inflödet och koncentrationen av fosfor. Den advektiva transport som sker mellan yt- och djupvatten kvantifierades i modellen med hjälp av en omblandning (*mixing rate*) som baserades på temperaturskillnaderna mellan de två vattenmassorna. Då temperaturskillnaden var mindre än 4°C antogs att omblandning skedde och omblandningen bestämdes till 1,5 enligt Malmaeus m.fl. (2008). Vi de tillfällen då temperaturdifferensen översteg 4°C förutsattes stratifiering och omblandningen beräknades enligt ekvation 16.

$$\text{Omblandning} = \frac{1}{|Temp_{SW} - Temp_{DW}|} \quad (16)$$

Den sedimentation som sker från ytvattnet till ET-bottnar och djupvattnet beskrevs med hjälp av partikelfractionen (PF), som är andelen partikulärt TP, och den hastighet (sed. hast.) som partiklarna sedimenterar med. I beräkningarna användes värdet 0,56 för PF och för sedimentationshastigheten användes det kalibrerade värdet 25 m/månad. Den advektiva transport som sker från ET-bottnar beror på formfaktorn (V_d) som beräknades utifrån ekvation 17 samt utbytestiden för TP i ET-bottnar som tidigare beräknats till 1,12 månader (Håkanson & Karlsson, 2004). På samma sätt beräknades även den resuspension som sker från ET-bottnar till djupvattnet.

$$V_d = 3 \cdot \frac{D_m}{D_{max}} \quad (17)$$

där:

D_m = Medeldjup [m]

D_{max} = Maxdjup [m]

V_d = Formfaktorn [-]

Mellan djupvattnet och A-botten sker två motriktade flöden. Sedimentationen beräknades på samma sätt som tidigare sedimentation. För att diffusionen skulle öka med minskad syrehalt beräknades en diffusion (*diff. rate.*) som tog hänsyn till syrgasmättnaden. Även temperaturen som reglerar mängden syrgas i vatten togs med som en variabel. Flödet mellan den aktiva delen av sedimentet på A-bottnar (A_{sed}) till den passiva delen kallas *burial*. I modellen användes ett skattat värde för detta flöde.

3.3.3 Känslighets- och osäkerhetsanalys samt validering

Vid modellprediktion tillför varje parameter en osäkerhet till målvariabeln (Håkanson, 1999). För att kunna bedöma vilka delar av modellerna som bidrog med störst osäkerhet genomfördes känslighetsanalys och osäkerhetsanalys. Alla parametrar och flöden som undersöktes i analyserna antogs vara normalfördelade.

I osäkerhetsanalysen inkluderades alla parametrar med dess bestämda osäkerhet (CV-värde) varpå den resulterade osäkerheten beräknades. Därefter uteslöts en av parametrarna i taget från processen och en ny resulterande osäkerhet beräknades. Den teknik som användes var Monte Carlo som är en statistisk metod som gör det möjligt att undersöka prediktionen av ett flertal variabler (Håkanson, 1999). För att kunna se hur modellens prediktion förändrades då en av de variabler eller *rater* som ingick varierades och allt annat hölls oförändrat utfördes känslighetsanalys.

Känslighetsanalys utfördes för salinitetsmodellen som hanterar ytvattnet i fyra bassänger och djupvattnet som en bassäng. För varje parameter utfördes 200 körningar. Som målvariabler valdes två av de fyra ytvattensbassängernas salthalt samt djupvattnets salthalt. De två bassängerna som valdes var Strömmen och ST. Dessa två bassänger antogs ge mest information om systemet och parametrarnas osäkerhet då de ligger längst ifrån varandra och representerar olika delar av modellen.

För modellen för fosfortransport i Kanholmsfjärden valdes två målvariabler; TP-koncentration i yt- och djupvatten. För varje parameter och flöde gjordes 300 körningar. Först utfördes analysen för totalt nio parametrar och i det andra fallet analyserades 10 flöden.

Låddiagram skapades utifrån de genererade koncentrationerna för målvariablerna för att tydliggöra var osäkerheterna uppträdde. Under känslighetsanalysen och osäkerhetsanalysen användes karaktäristiska CV-värden hämtade från Håkansons (1999) Övriga värden som ej fanns tillgängliga, så som CV-värden för flöden, bestämdes till 0,5 då de vanligtvis innehåller en relativt stor osäkerhet, se bilaga 3.

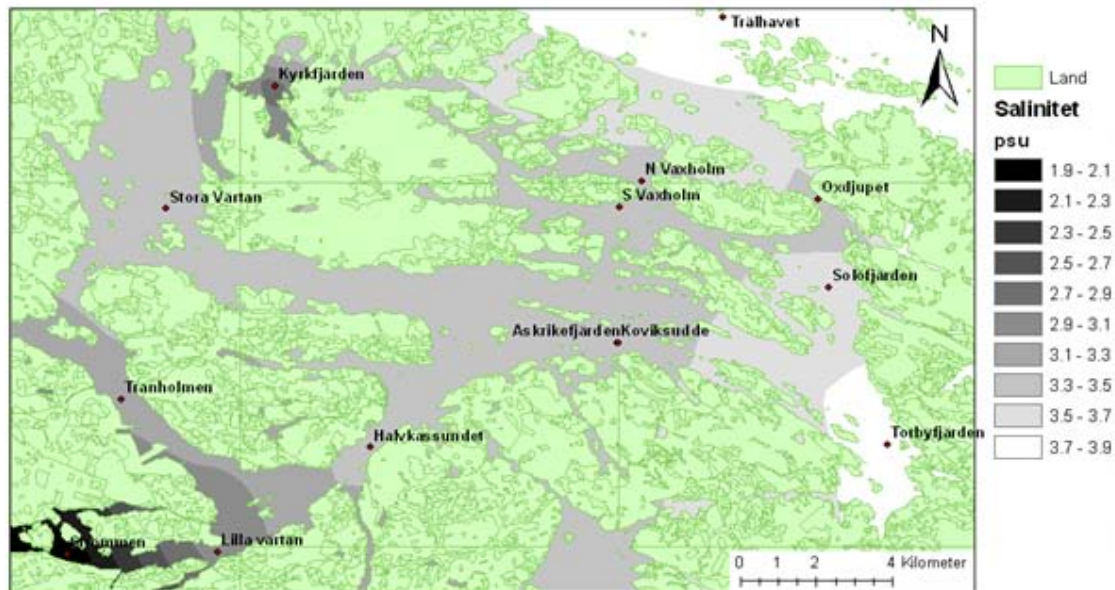
För att möjliggöra en bedömning av hur tillförlitliga modellerna är i ett mer allmänt fall användes data från olika tidsperioder för kalibrering och validering. För kalibrering användes data från den senaste 10- respektive 11-årsperioden. För validering av salinitetsmodellen användes data från åren 1988-1997 och för modellen för fosfortransport i Kanholmsfjärden användes data från åren 1986-1996.

Under valideringen av salinitetsmodellen användes de flöden som erhöles från kalibreringen och värdena på salthalten samt flödet från Norrström ändrades mot värden från perioden 1998-1997.

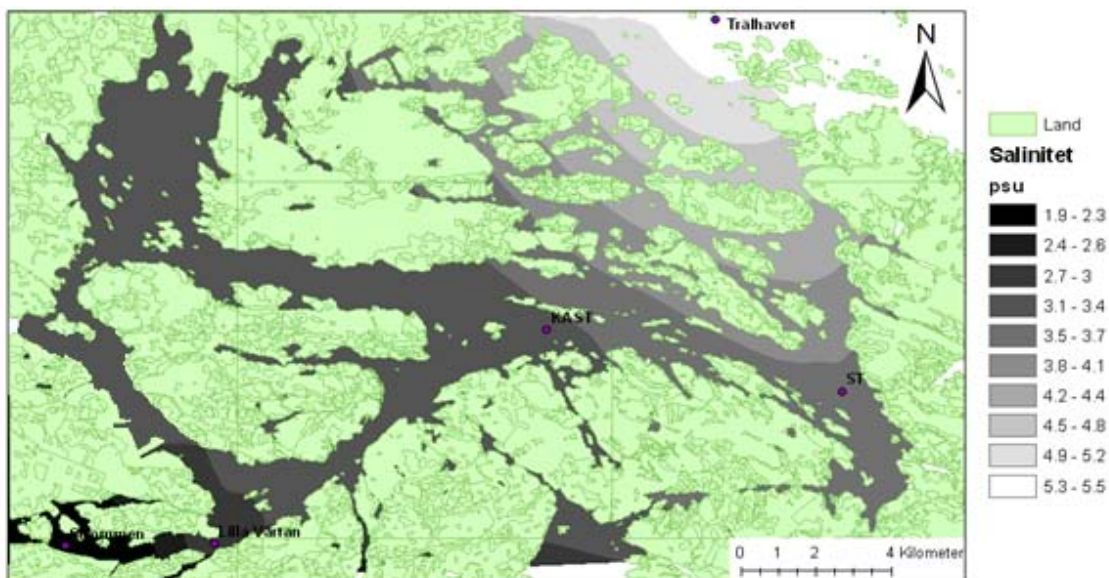
4 RESULTAT

4.1 VATTENUTBYTE I STOCKHOLMS INNERSKÄRGÅRD

Det slutgiltiga antalet bassänger som användes i modellen var fyra stycken; Strömmen, Lilla Värtan, KAST som består av Kyrkfjärden, Askrikefjärden, Stora Värtan och Tranholmenområdet samt ST som består av Solöfjärden och Torsbyfjärden. Till grund för detta beslut låg de interpolerade kartorna som visas i figur 6-8. I figur 6, där interpoleringen för ytvattnet är baserad på alla mätstationer skapas en ojämn gradient. De områden där högst salthalter 3,7–3,9 psu förekommer är Trälhavet samt Torsbyfjärden. De båda ligger långt åt öster men är ej sammankopplade med varandra. Lägst salthalt uppträder i Strömmen samt Kyrkfjärden, som är de enda områden med en salthalt i intervallet 1,9–2,9 psu. I figur 7, där de fyra angivna områdenas ytvatten ligger till grund för interpoleringen, uppträder en jämn gradient från Oxdjupet till Strömmen där Mälarens sötvatten strömmar in. Gradienten sträcker sig gradvis mellan 1,9–5,5 psu.

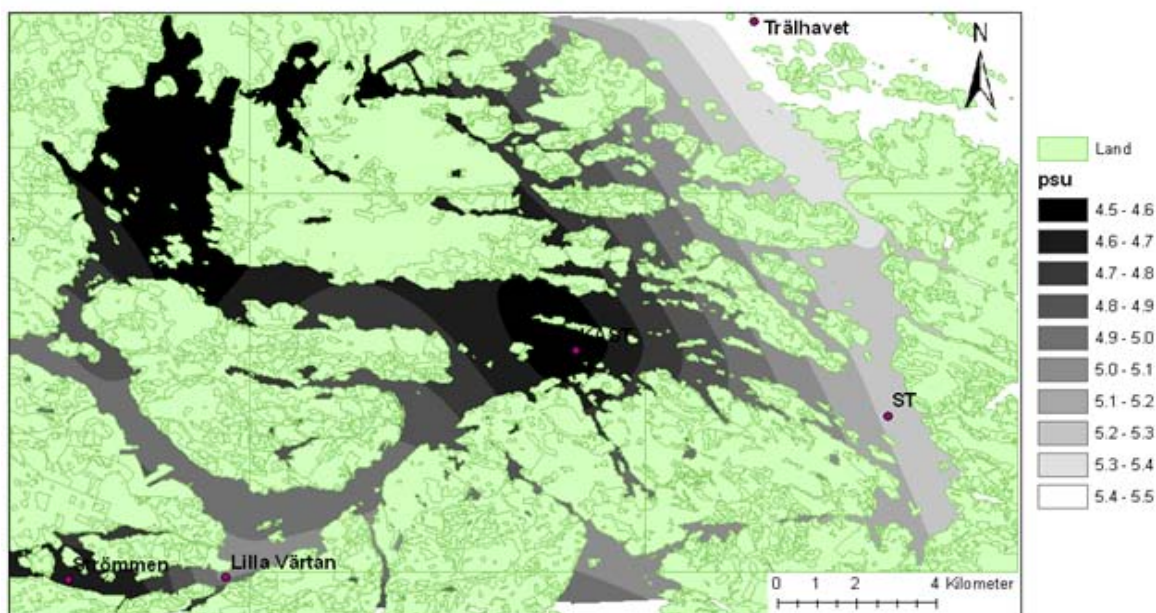


Figur 6 Medelvärde av salthalt i Stockholms innerskärgårds ytvatten från tidsperioden 1998-2007. Färgskalan visar den interpolerade salinitetsgradienten baserad på områdets långsiktigt genomsnittliga mätdata för salinitet i ytvatten. Data över landområden publiceras med tillstånd från Lantmäteriverket.



Figur 7 Medelvärde av salthalt i Stockholms innerskärgårds ytvatten från tidsperioden 1998-2007. Den slutgiltiga indelningen av fjärdarna ligger till grund för den interpolerade salinitetsgradienten som här beräknas för ytvattnet. Data över landområden publiceras med tillstånd från Lantmäteriverket.

Figur 8 visar interpoleringen av den koncentration som förekommer i de fyra områdenas djupvatten. Den jämna gradient som uppträdde i ytvattnet återspeglar sig ej i djupvattnet. Salthalten är som lägst i de mellersta delarna av innerskärgården. De lägsta halterna 4,5–4,6 psu, är uppmätta i området KAST. Salthalten i områdets djupvatten varierar mellan 4,5–5,5 psu. Intervallet är en betydligt mindre än det intervall som uppträder i ytvattnet.



Figur 8 Medelvärde av salthalt i Stockholms innerskärgårds djupvatten från tidsperioden 1998-2007. Kartan visar salinitetsgradienten då de fyra bassängernas djupvatten ligger till grund för interpoleringen. Data över landområden publiceras med tillstånd från Lantmäteriverket.

De volymer som beräknats med hjälp av delmodell för bottendynamiska förhållanden och som ligger till grund för all indelning av salinitets- och temperaturdata visas i tabell 1. Den procentuella andel som utgörs av djupvatten är för Strömmen 28 %, Lilla Värtan 24 %, KAST 17 % och för ST 26 %.

Tabell 1 Beräknade volymer för fjärdarna.

	Yt- volym (km ³)	Djup- volym (km ³)	Total volym (km ³)
Strömmen	0,036	0,017	0,053
Lilla Värtan	0,085	0,030	0,114
Tranholmenområdet	0,097	0,018	0,115
Stora Värtan	0,146	0,011	0,157
Askrikefjärden	0,456	0,107	0,563
Kyrkfjärden	0,008	0,006	0,014
Torsbyfjärden	0,153	0,044	0,197
Solöfjärden	0,073	0,031	0,104
ST	0,226	0,075	0,301
KAST	0,708	0,145	0,853

4.1.1 Ytvatten

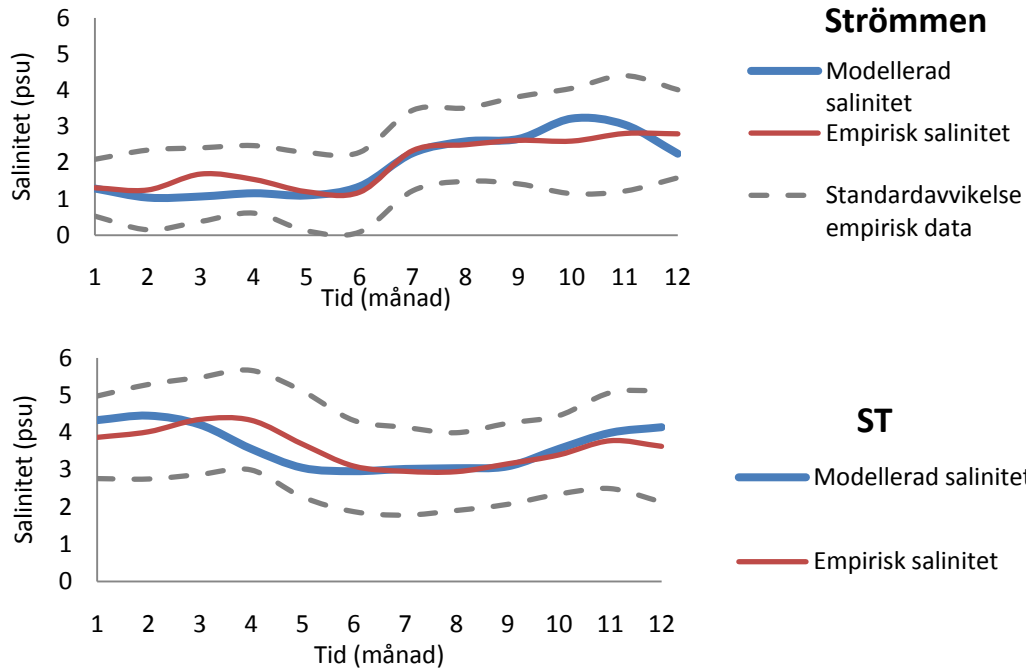
De flöden som bedömts resultera i den bästa anpassningen presenteras i tabell 2. De flöden som sker från hav till kust är de itererade flödena som alltså sker från Trälhavet in mot Strömmen. Flödena från kust till hav sker åt motsatt håll och motsvarar summan av de flöden som beräknats utifrån de itererade flödena och Norrströms flöde på 175 (m³/s).

Tabell 2 Flöden från ytvattensmodellen där alla månadsflöden baserades på samma flöde.

Flöden ytvatten (m ³ /s)	Från hav till kust
Trälhavet-ST	305
ST-KAST	1220
KAST-Lilla Värtan	610
Lilla Värtan-Strömmen	381

Kalibrering

Figur 9 visar anpassningen mellan den empiriska salthalten och den modellerade salthalten från den modell där endast ytvattnet hanterades. Då samtliga grafer visar på en liknande trend visas här ett urval av graferna från simuleringarna. För övriga grafer, se bilaga 4. I samtliga grafer presenteras ett typår från den simulerade 10-års perioden. Efter en insvängningsperiod blir simuleringen stabil.



Figur 9 Modellerad- och empirisk salthalt, kalibreringsperiod 1998-2007. Graferna visar anpassningen mellan den modellerade salthalten och den empiriska salthalten i Strömmen och ST.

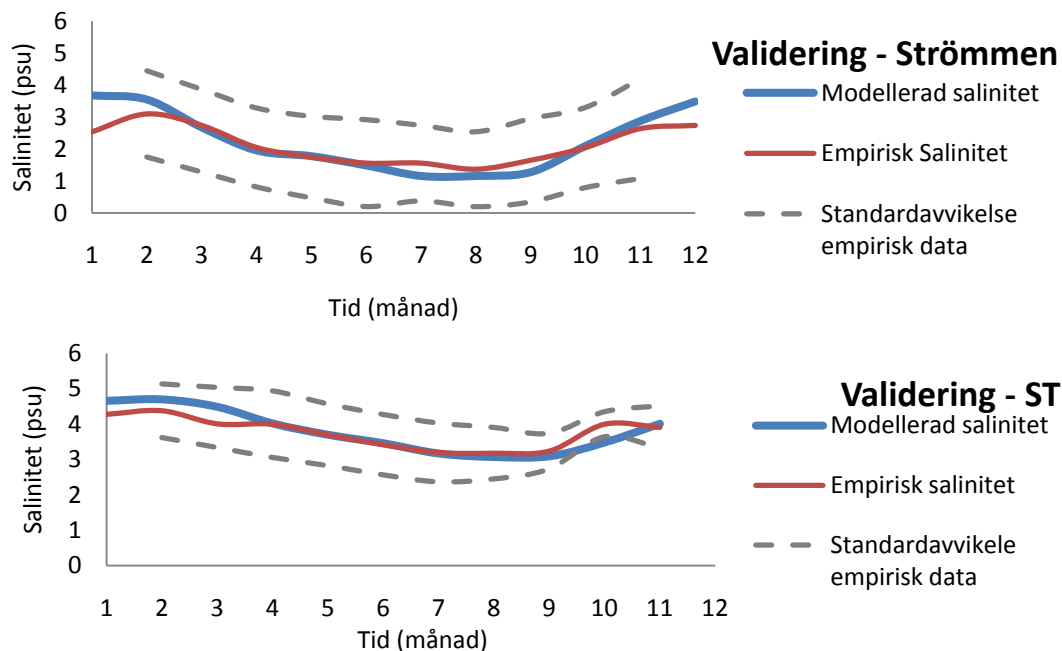
Graferna i figur 9 och bilaga 4 visar på en bra anpassning samt följsamhet efter säsongsvariation. I tabell 3 visas medelvärdet av koncentrationen från simuleringarna i figur 9. Resultatet ger en översiktlig bild av hur pass bra den modellerade salthalten stämmer överens med den empiriska under ett år. Lilla Värtan har den största differensen mellan modellerat och empiriskt värde. Differensen beräknas till 0,2 psu vilket i sammanhanget får ses som ett resultat som ger en liten avvikelse. Resultaten från övriga bassänger resulterar i en differens på 0-0,1 psu.

Tabell 3 De empiriska och modellerade salthalterna, från kalibreringen, redovisade som långtidsmedelvärden. Värdena kommer från modellen för ytvatten.

	Strömmen	Lilla Värtan	KAST	ST
Modellerad salthalt [psu]	2,0	2,9	3,3	3,7
Empirisk salthalt[psu]	2,0	3,1	3,3	3,6

Validering

I figur 10 motsvarar den ena kurvan den modellerade saliniteten från modellen där endast ytvattnet modellerades och den andra kurvan motsvarar empirisk data från valideringsperioden 1988-1997. Valideringen av modellen visar att modellen beskriver årsvariationerna för denna tidsperiod på ett bra sätt.



Figur 10 Modellerad- och empirisk salthalt, valideringsperiod 1988-1997. Graferna visar anpassningen mellan den modellerade salthalten och den empiriska salthalten i Strömmen och ST.

4.1.2 Yt- och djupvatten

De resultat som modellen med fyra ytvattensbassänger och fyra djupvattensbassänger resulterade i presenteras i bilaga 4. De djupvattenflöden som använts i modellen bidrar inte tillräckligt med salt i alla bassänger för att en god anpassning mellan empirisk och modellerad salinitet ska uppnås. För att uppnå denna anpassning krävs orimligt stora flöden på grund av att modellen kräver en jämnt stigande salinitetsgradient vilket inte existerar i områdets djupvatten.

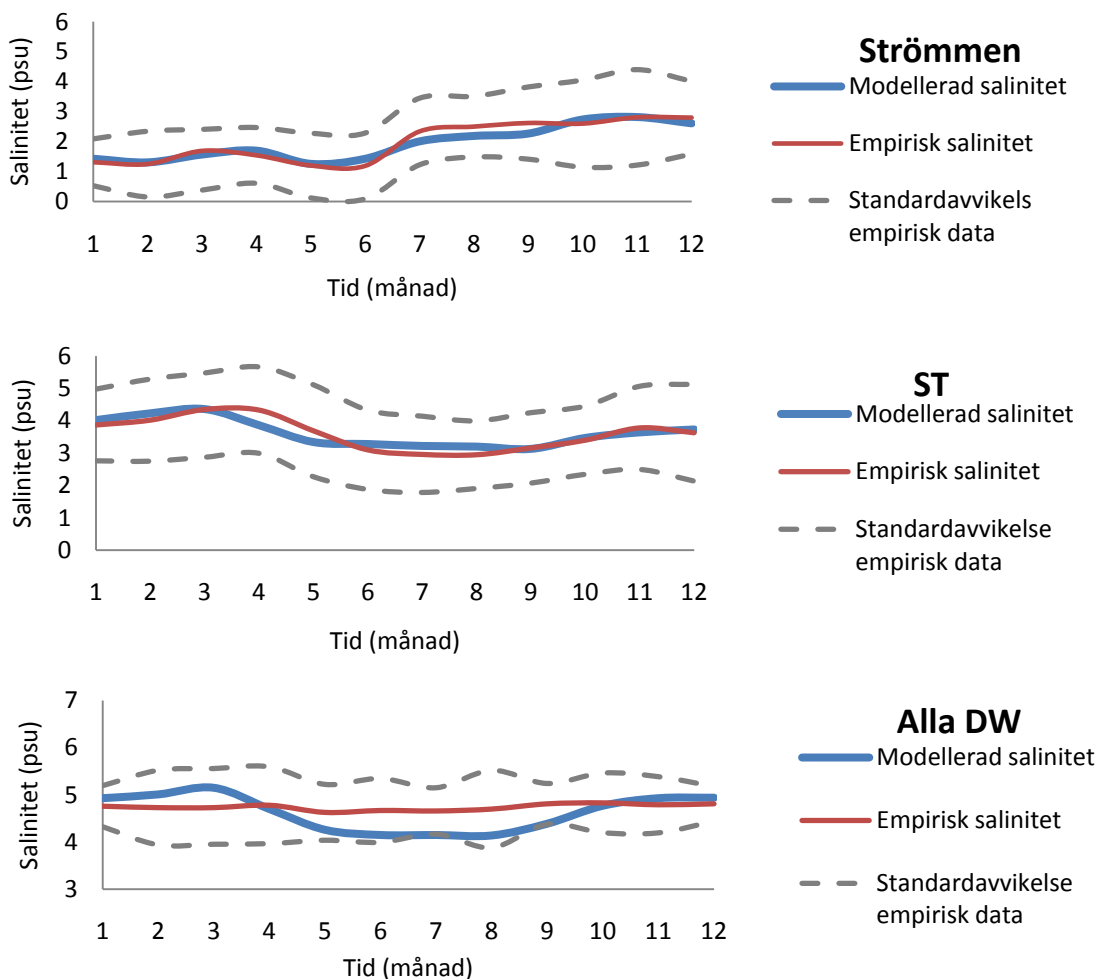
Flöden för den modell som består av fyra ytvattensboxar och en djupvattensbox visas i tabell 4. Flödena, som varierades månadsvis för att ge en bra anpassning efter systemets variation under året, redovisas här som långtidsmedelvärden av årets alla flöden.

Tabell 4 Modellerat inflöde till de fyra ytvattensbassängerna samt inflöde till djupvattnet. Flödena är framtagna med modellen för fyra ytvatten bassänger och en djupvatten bassäng.

Flöden ytvatten (m ³ /s)	Från hav till kust
Trälhavet-ST	285
ST-KAST	1205
KAST-Lilla Värtan	683
Lilla Värtan-Strömmen	431
Flöden djupvatten (m ³ /s)	
Trälhavet-ST	86

Kalibrering

Ett urval av graferna från modellen med fyra ytvattensboxar och en box motsvarande alla djupvattensbassänger visas i figur 11. För resterande grafer, se bilaga 5.



Figur 11 Modellerad- och empirisk salthalt, kalibreringsperiod 1998-2007. Graferna för de tre bassängerna visar den modellerade salthalten och den empiriska salthalt som modellen kalibrerades mot. Saliniteten är framtagen med modellen för fyra ytvatten bassänger och en djupvatten bassäng.

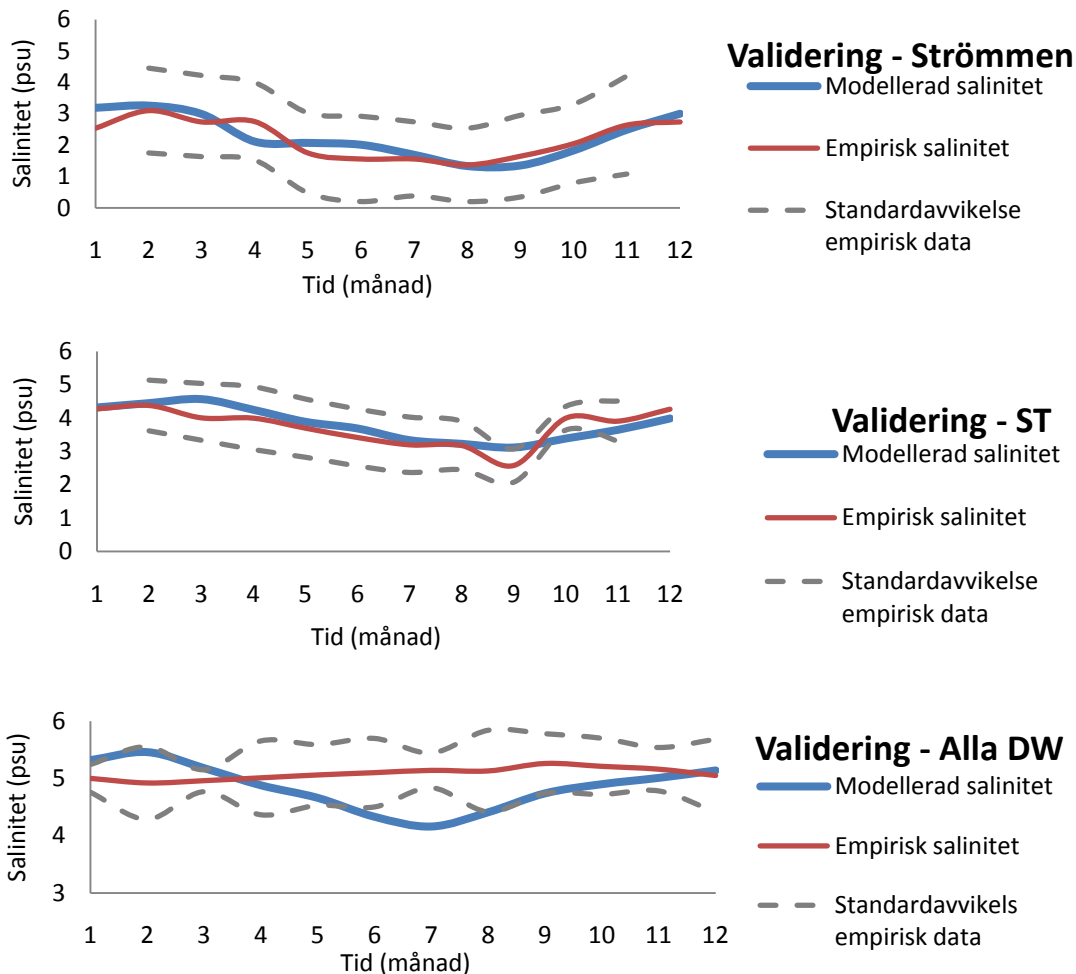
Anpassningen mellan den empiriska och den modellerade salthalten i de fyra ytvattensbassängerna uppskattas som god. Lilla Värtan är den ytvattensbassäng som enligt bilaga 5 visar på den sämsta anpassningen efter årsvariationerna och även ger den sämsta genomsnittliga anpassningen, enligt tabell 5. Differensen mellan modellerad och empirisk salinitet uppgår till 0,2 psu för Lilla Värtan. För de övriga tre ytvattensbassängerna och djupvattensbassängen ligger differenserna mellan 0 och 0,1 psu. I djupvattnet kan en sämre anpassning av säsongvariationerna ses. Dock erhålls ett modellerat medelvärde av koncentrationen som stämmer väl överens med det empiriska medelvärdet.

Tabell 5 De empiriska och modellerade salthalterna, från kalibreringen, redovisade som långtidsmedelvärden för åren 1998-2007.

	Strömmen SW	Lilla Värtan SW	KAST SW	ST SW	ALLA DW
Modellerad salthalt (psu)	2,0	2,9	3,3	3,7	4,7
Empirisk salthalt (psu)	2,0	3,1	3,3	3,6	4,7

Validering

I figur 12 motsvarar den ena kurvan den modellerade saliniteten från modellen med en djupvattenbassäng och fyra ytvattenbassänger och den andra kurvan motsvarar empirisk data från valideringsperioden 1988-1997. Valideringen av modellen visar att modellen beskriver årsvariationerna för denna tidsperiod på ett bra sätt trots att medelvärdet mellan modellerad och empirisk salinitet avviker mer än vid tidigare kalibrering, se figur 11-12.



Figur 12 Modellerad- och empirisk salthalt, valideringsperiod 1988-1997. Graferna för de tre bassängen visar den modellerade salthalten och den empiriska salthalt som modellen validerades mot. Saliniteten är framtagen med modellen för fyra ytvatten bassänger och en djupvatten bassäng.

Retentionstider

Flödena i tabell 6 är framtagna med hjälp av den modell som endast modellerar ytvatten. De redovisade in- och utflödena motsvarar summan av två in- eller utflöden, i alla fall förutom Norrström och Strömmens utflöde. Flödena är redovisade som medelvärden från det modellerade årets månader. Retentionstiden är beräknad för bassängernas ytvatten.

Tabell 6 Flöden samt retentionstider för bassängernas ytvatten baserade på de sammanlagda utflödena från varje bassäng. Resultaten är framtagna med modellen för endast ytvatten.

	Utflöde SW (m ³ /s)	Inflöde SW (m ³ /s)	Beräknad retentionstid (dygn)
Norrström	175		
Strömmen	556	556	0,7
Lilla Värtan	1166	1166	0,8
KAST	2005	2005	4
ST	1700	1700	2

Flödena i tabell 7 är framtagna med hjälp av den modell som innehåller fyra ytvattensbassänger och en djupvattensbassäng. De redovisade in- och utflödena motsvarar summan av två flöden i alla fall utom Norrström och Strömmens utflöde och härstammar från den modell där hela djupvattnet motsvaras av en bassäng. Flödena är redovisade som årsmedelvärden. Retentionstiderna är beräknade för hela bassängen.

Tabell 7 Flöden samt retentionstider för den totala volymen i varje bassäng (T_{tot}). Retentionstiden är baserad på de sammanlagda utflödena från varje bassäng. Flödena är framtagna med modellen för fyra ytvatten bassänger och en djupvatten bassäng.

	Totalt utflöde SW (m ³ /s)	Totalt inflöde SW (m ³ /s)	Utflöde DW (m ³ /s)	Inflöde DW (m ³ /s)	Beräknad T_{tot} (dygn)
Norrström	175				
Strömmen	606	606			1
Lilla Värtan	1289	1289			1
KAST	2063	2063			5
ST	1665	1665			2
Alla*			86	86	

* Alla motsvarar de fyra djupvattensbassängerna Strömmen, Lilla Värtan, KAST och ST

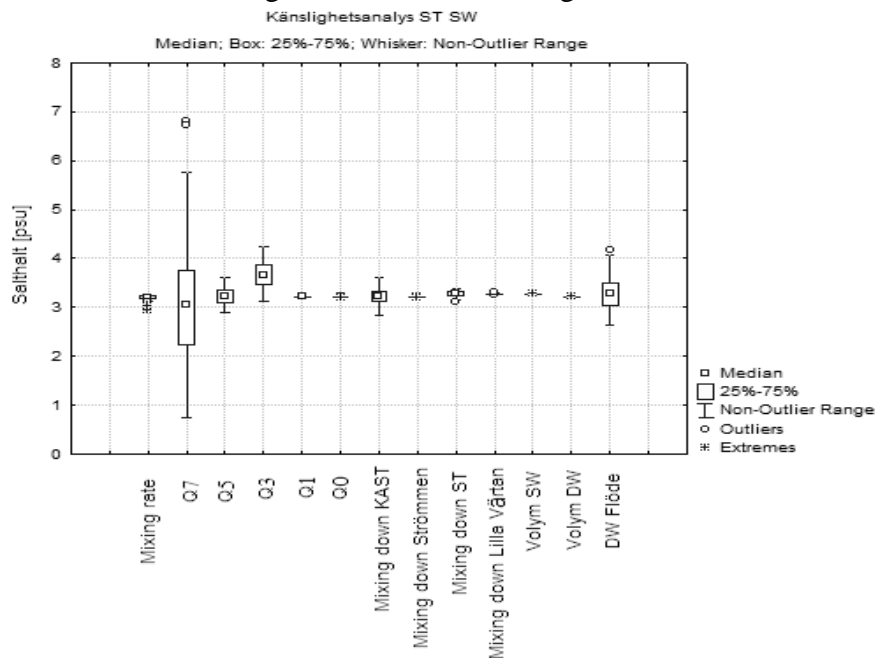
Retentionstiden för det exogena vattnet, beräknad utifrån det inkommande sötvattnet via Norrström och det saltare vatten som flödar in via Oxdjupet, uppgick till 28 dygn. De beräknade retentionstiderna för det exogena vattnet i varje bassäng redovisas i Tabell 8.

Tabell 8 Beräknade retentionstider för det exogena vattnet. Retentionstiderna redovisas dels för endast ytvattnet (T_{ytvatten}) och dels för den totala volymen (T_{tot}) i alla bassänger.

	T_{tot} beräknad (dygn)	T_{ytvatten} beräknad (dygn)
Lilla Värtan	2	2
Strömmen	1	0,9
ST	6	5
KAST	18	17

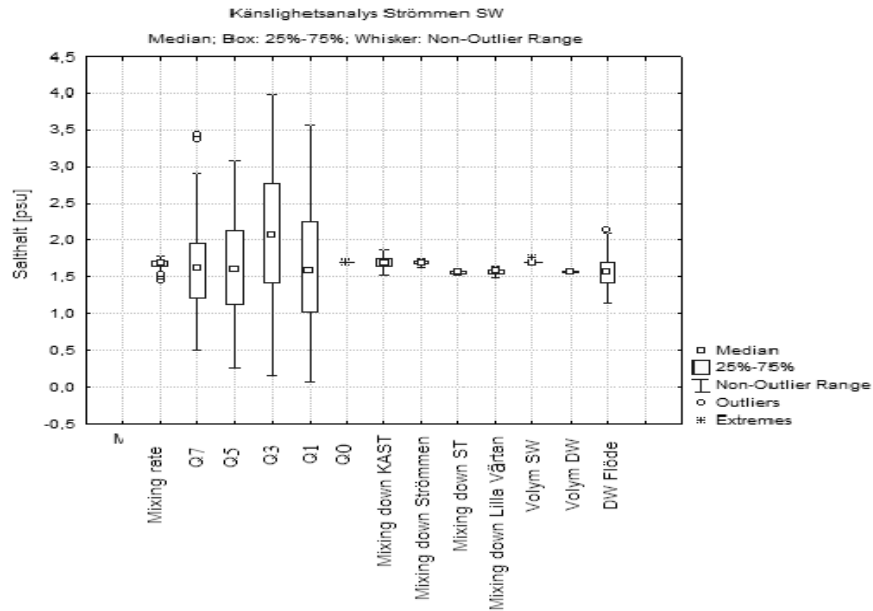
4.1.3 Känslighetsanalys

I känslighetsanalysen av modellen, där fyra ytvattensbassänger och en djupvattensbassäng användes, studerades tre målvariabler. Den största osäkerheten kommer från $Q7$ som är det flöde från Trälhavet som strömmar in i ST, se figur 13. Av de modellerade ytvattenflödena bidrar $Q1$, som är det flöde som sker mellan Lilla Värtan och Strömmen och således längst bort från ST bassängen, med minst osäkerhet.



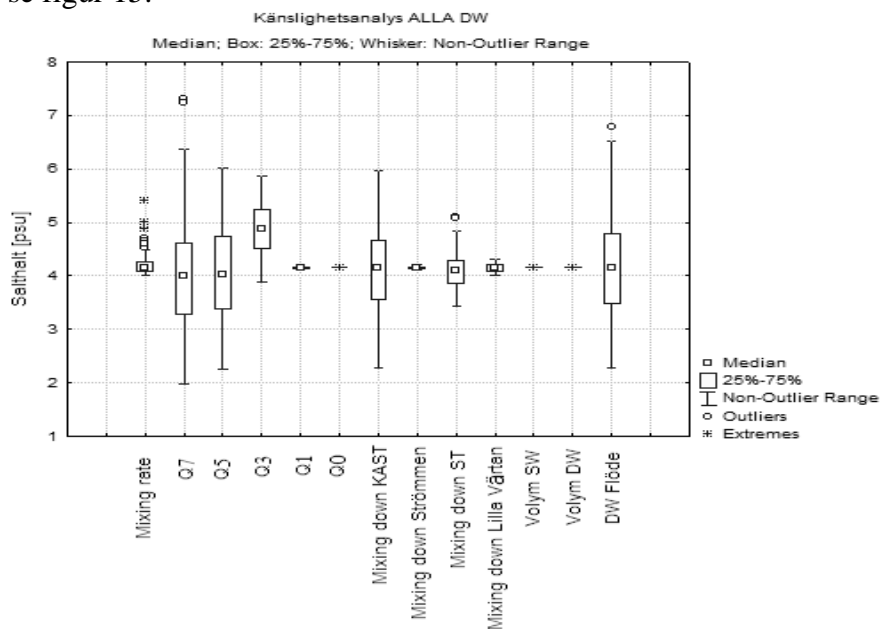
Figur 13 Känslighetsanalysen visar variationen i målvariabeln salthalt i ST-bassängens ytvatten. Förkortningar definieras i kapitel 3.3.1.

Den resulterande variationen i salinitet i Strömmen, bassängen belägen närmast Mälaren visas i figur 14. De största osäkerheterna kommer från de fyra inkommande ytvattenflödena. Flödet från djupvattnet bidrar också med en nämnvärd osäkerhet. Osäkerheten från detta flöde är av samma storleksordning i både ST och Strömmen.



Figur 14 Känslighetsanalysen visar variationen i målvariabeln salthalt i Strömmens ytvatten. Förkortningar definieras i kapitel 3.3.1.

De största osäkerheterna kommer från de tre sista ytvattenflödena *Q7*, *Q5* och *Q3*, omblandningen som sker via KAST och det flöde som strömmar in till djupvattnet från Trälhavet, se figur 15.

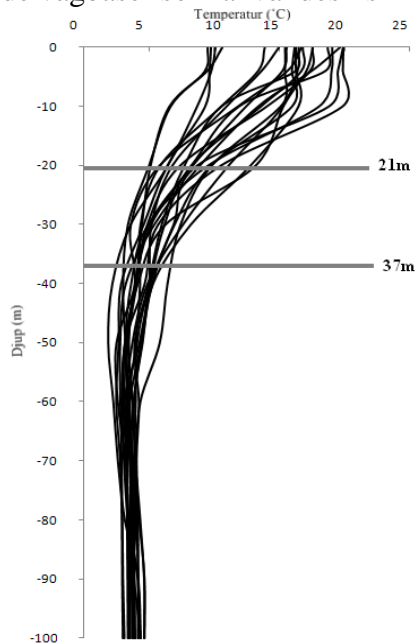


Figur 15 Känslighetsanalys visar variationen i målvariabeln salthalt i djupvattnet. Förkortningar definieras i kapitel 3.3.1.

4.2 FOSFORTRANSPORT I KANHOLMSFJÄRDEN

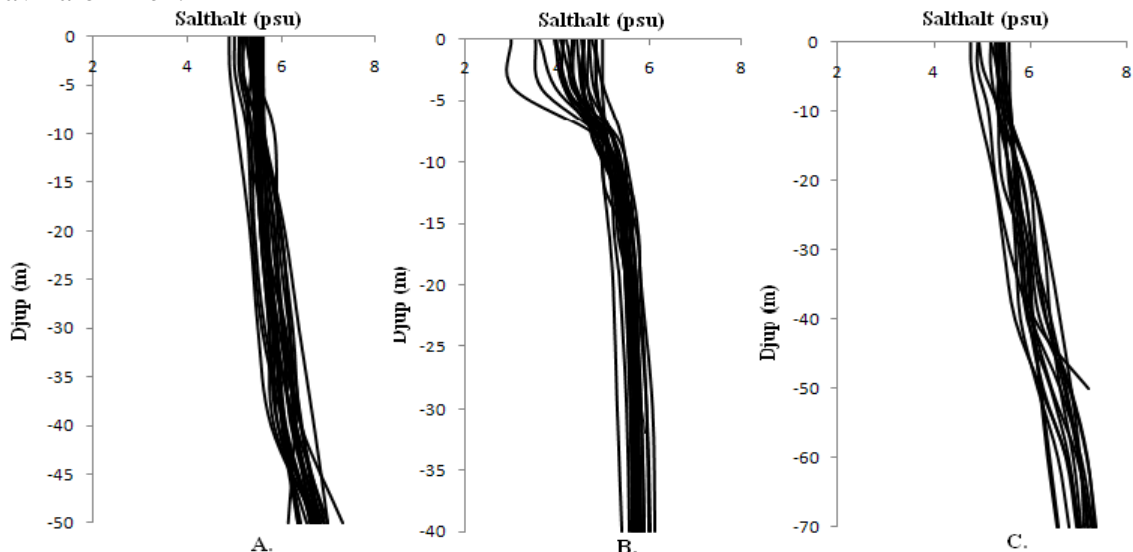
Som ett steg i att bestämma den lämpligaste indelningen av yt- och djupvatten ritades temperaturkurvor för Kanholmsområdets berörda fjärdar. Figur 16 visar de djup i

Kanholmsfjärdens där representativa termokliner låg och således också vågbaserna. För övriga fjärdars temperaturgrafer och bestämning av vågbas, se bilaga 6. Graferna visar temperaturkurvor från månaderna juni, juli och augusti. I tabell 9 visas samtliga djup på de vågbaser som användes i simuleringarna.



Figur 16 Temperaturkurvor för Kanholmsfjärden. Den övre vågbasen på 21 m motsvarar det djup där temperaturgrafernas lutning är som minst. Den undre vågbasen på 37 m motsvarar det djup där det homogena djupvattnet möter den omblandande vattenmassan.

För att undersöka möjligheten att bestämma vågbasen utifrån haloklinen ritades salthaltskurvor från de tre omkringliggande områdena, se figur 17. Kurvorna för NV Eknö och Franska Stenarna visar liten variation i salthalt vilket förhindrade bestämningen av haloklinen.



Figur 17 Graferna visar salthalten mot djupet i (A) NV Eknö, (B) Sollenkrokafjärden och (C) Franska Stenarna.

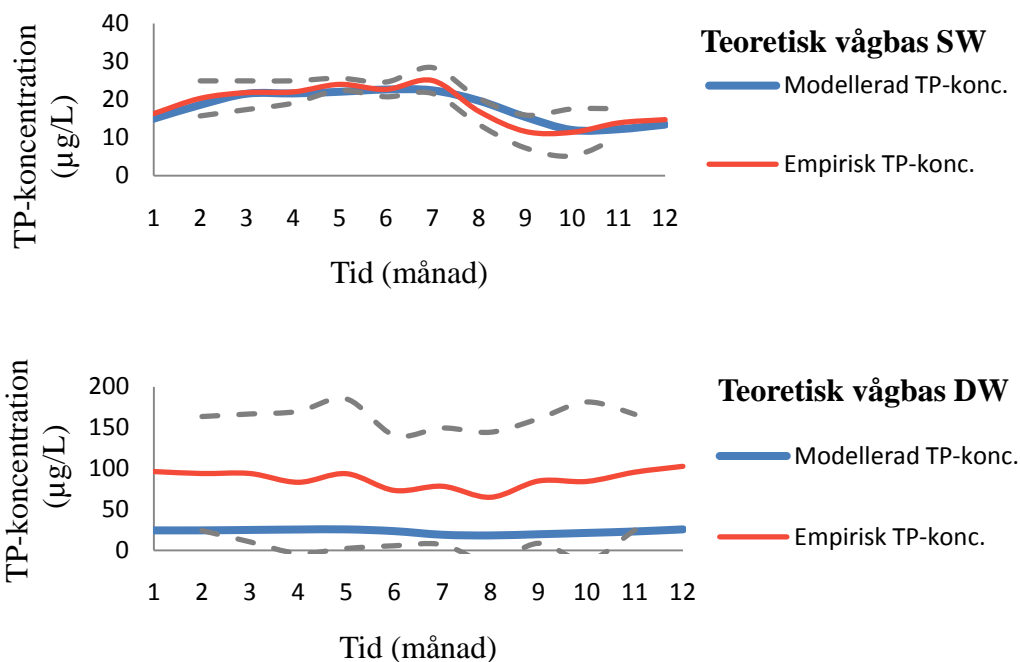
Djupvariationerna uppskattades dock vara för små för att möjliggöra en bestämning av vågbasen med hjälp av denna metod.

Tabell 9 Vågbaserna i de fyra fjärdarna

	Teoretisk vågbas	Övre termoklin (Vågbas 1)	Undre termoklin (Vågbas 2)
Kanholmsfjärden	34	21	37
Sollenkrokafjärden	21	10	18.5
Franska Stenarna	49	19	30
Eknö	15	15	27

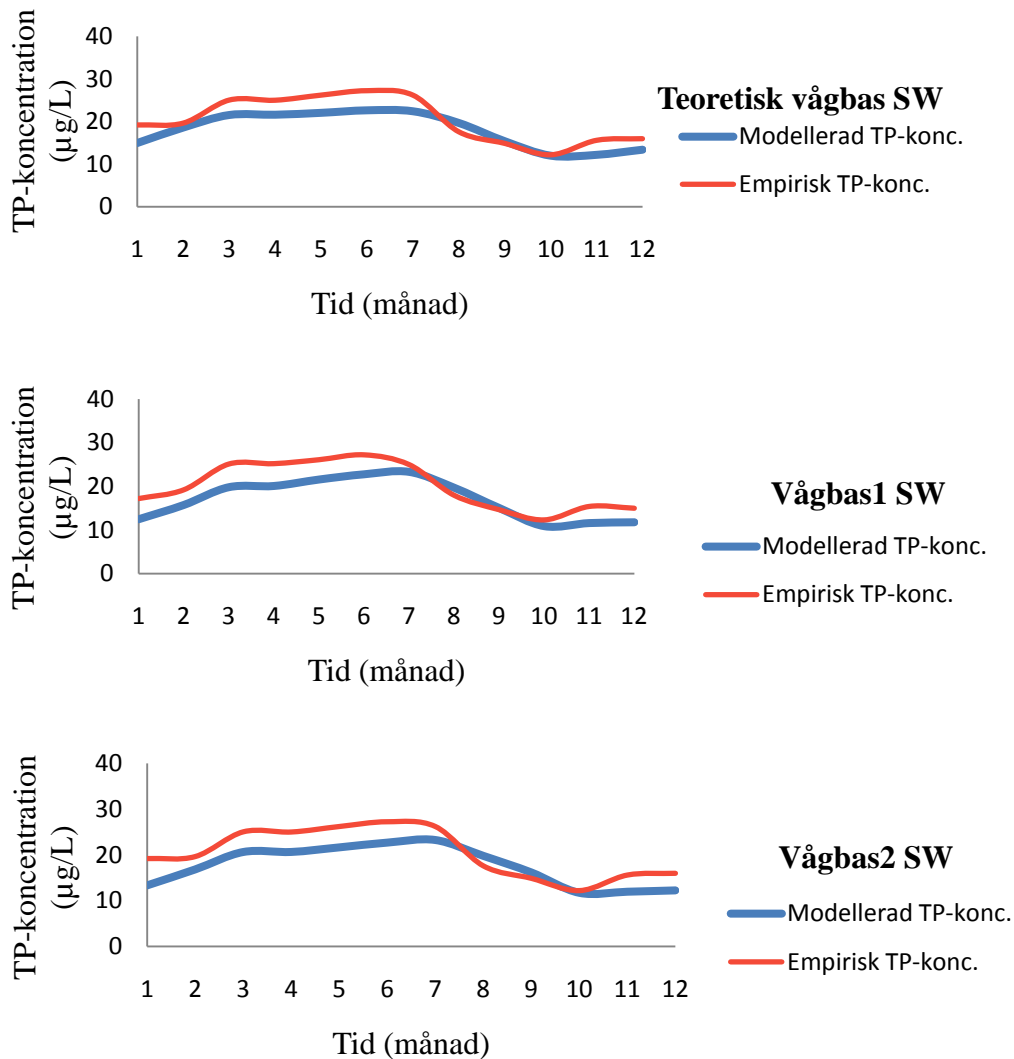
Vågbasen för Kanholmsfjärden som beräknades utifrån delmodell för bottendynamiska förhållanden (Håkanson & Karlsson, 2004) beräknades till 34 m. Denna gräns gav upphov till att yt- och djupvattenvolymen kunde beräknas till $1,27 \cdot 10^9 \text{ m}^3$ respektive $5,48 \cdot 10^8 \text{ m}^3$. Vågbaserna som bestämdes utifrån att studera termoklinen bestämdes till 21 respektive 37 m, se figur 16 Volymen ytvatten beräknades till $7,41 \cdot 10^8 \text{ m}^3$ och volymen djupvatten till $1,08 \cdot 10^9 \text{ m}^3$ med den övre vågbasen. Då den andra, nedre vågbasen användes beräknades volymen ytvatten till $1,31 \cdot 10^9 \text{ m}^3$ och djupvatten till $5,08 \cdot 10^8 \text{ m}^3$.

Följande grafer visar resultaten från simuleringarna med den teoretiska vågbasen. Graferna visar den modellerade TP-koncentrationen och den empiriska TP-koncentrationen ($\mu\text{g/L}$), se figur 18. I samtliga grafer presenteras ett typår från den simulerade 10-års perioden. Efter en insvängningsperiod blir simuleringen stabil.



Figur 18 Modellerad totalfosforkoncentration (TP-koncentration) mot empirisk TP-koncentration, kalibreringsperiod 1997-2007. Koncentrationerna erhöles för ytvatten (SW) och djupvatten (DW) då den teoretiska vågbasen användes.

Ytvattensgrafen som presenterats i figur 18 visar en bra anpassning mellan modellerade och empiriska data både till storlek och också säsongvariation. För djupvattensgrafen får anpassningen anses som dålig. Graferna som erhöles från bestämning av termoklinen presenteras i bilaga 7 och visar på snarlika resultat. Figur 18 och de figurer som presenteras i bilaga 7 är kalibreringsgrafer vilket innebär att modellen är anpassad för att matcha dess resultat mot just denna mängd av empirisk data. För valideringen av ytvattnets koncentration utifrån de tre olika vågbaserna, se figur 19. I valideringen förekommer en generellt god anpassning



Figur 19 TP-koncentration som erhöles med den teoretiska vågbasen, övre termoklinen (vågbas1) och den under termoklinen (vågbas2). Valideringen utfördes mot data från 1986-1996.

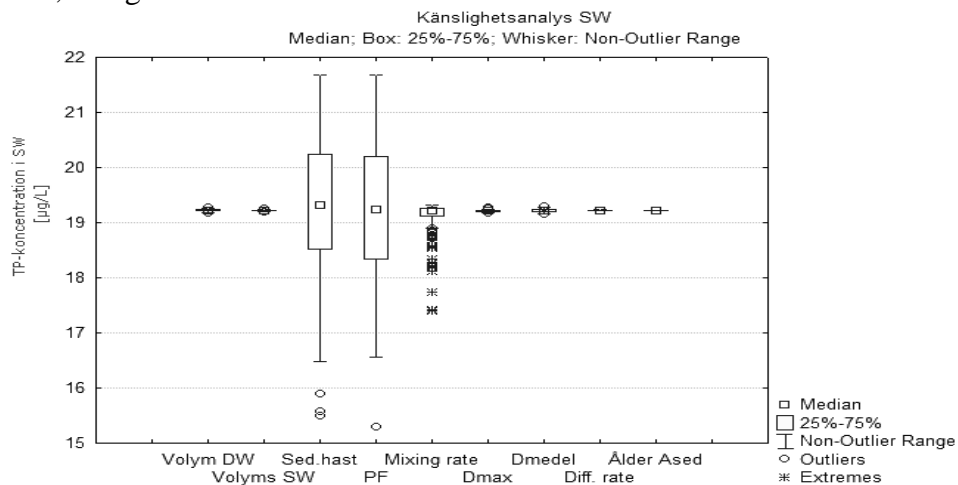
I tabell 10 redovisas koncentrationerna som årsmedelvärden. För den teoretiska vågbasen blir differensen mellan den empiriska och den modellerade TP-koncentrationen i ytvattnet 0,4 µg/L och i djupvattnet 57,1 µg/L. Då vågbas 1 användes är samma differens 0,9 µg/L i ytvattnet och 49,4 µg/L i djupvattnet. För vågbas 2 är differensen 0,5 µg/L i ytvattnet och 55,4 µg/L i djupvattnet.

Tabell 10 De empiriska och modellerade TP-koncentrationerna från tre olika metoder av bestämning av vågbas, presenteras här i form av årsmedelvärden.

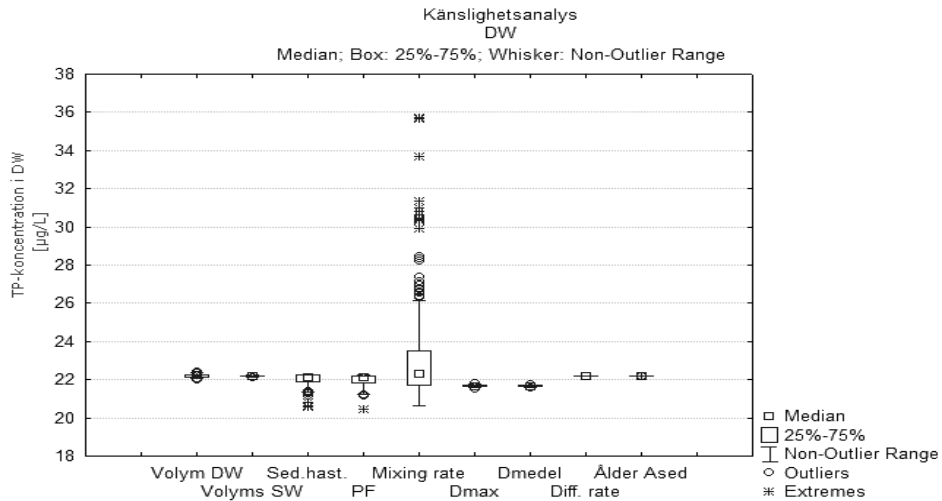
	Teoretisk vågbas Modellerad	Teoretisk vågbas Empirisk	Vågbas1 Modellerad	Vågbas1 Empirisk	Vågbas2 Modellerad	Vågbas2 Empirisk
Koncentration ytvatten(µg/L)	18,3	18,7	17,7	18,6	18,2	18,7
Koncentration djupvatten (µg/L)	23,7	80,8	26,1	75,5	26,9	80,8

4.2.1 Känslighetsanalys och osäkerhetsanalys

Resultatet från känslighetsanalysen för målvariabeln TP-koncentration i ytvattnet visar att bland de undersökta parametrarna bidrar sedimentationshastigheten och PF till störst variation, se figur 20. Omblandningen bidrar till betydligt mindre variation jämfört med PF och sedimentationshastigheten men dock nämnvärt mer än övriga parametrar. I djupvattnet visar känslighetsanalysen att det är omblandningen som bidrar till den största osäkerheten, se figur 21.

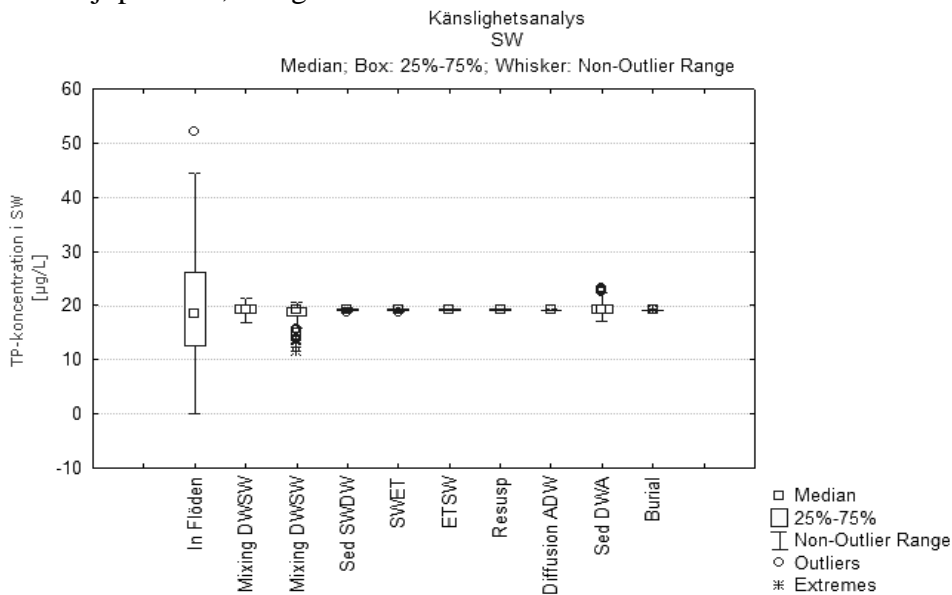


Figur 20 Känslighetsanalysen visar variationen i målvariabeln totalfosforkoncentration (TP-koncentration) i ytvattnet. Förkortningar definieras i kapitel 2.2, 3.3.1 och 3.3.2.

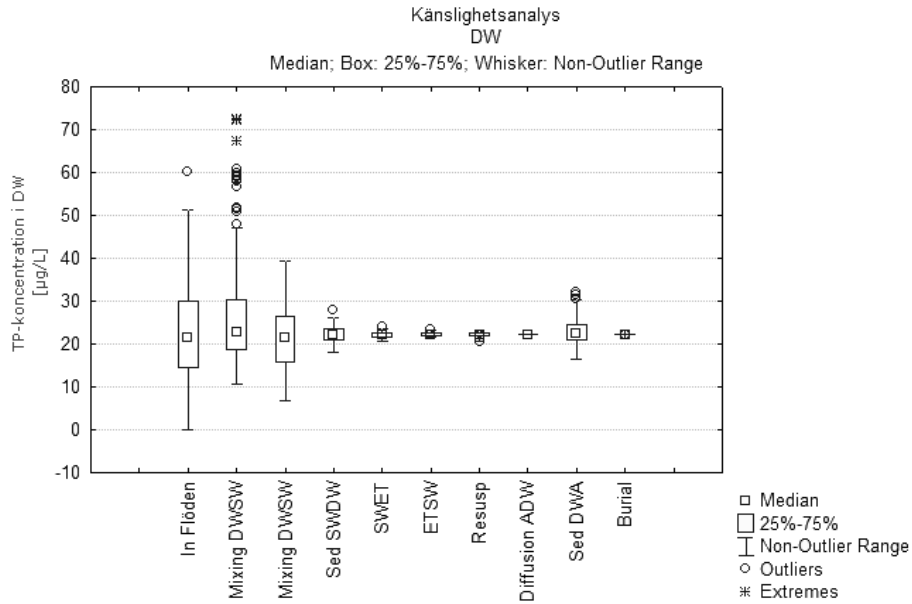


Figur 21 Känslighetsanalysen visar variationen i målvariabeln totalfosforkoncentration (TP-koncentration) i djupvattnet. Förkortningar definieras i kapitel 2.2, 3.3.1 och 3.3.2.

I känslighetsanalysen för ytvattnet där de tio utvalda flödena undersöktes bidrar inflödet från de tre omgivande områdena till den största osäkerheten. Flödena som sker mellan yt- och djupvattnet, till följd av omblandning, samt sedimentation från djupvattnet till ackumulationsbottnar bidrar också till en märkbar osäkerhet, se figur 22. I djupvattnet påverkas osäkerheten till största del av inflödena och omblandningen upp och ned mellan ytvattnet och djupvattnet, se figur 23.



Figur 22 Känslighetsanalysen visar variationen i målvariabeln totalfosforkoncentration (TP-koncentration) i ytvattnet. Förkortningar definieras i kapitel 3.3.1 och 3.3.2.



Figur 23 Känslighetsanalysen visar variationen i målvariabeln totalfosforkoncentration (TP-koncentration) i djupvattnet. Förkortningar definieras i kapitel 3.3.1 och 3.3.2.

5 DISKUSSION

I Engqvist & Andrejev (2002) finns flöden för Stockholms innerskärgård redovisade som en del av en större undersökning, där flödena modellerats för hela Stockholms skärgård. För detta stora område, som infattades i undersökningen användes olika typer av modellstrategier, dels två typer av 3D- modeller, dels en diskret bassängmodell som användes för de inre och mittersta delarna av skärgården (Engqvist & Andrejev, 2002). Då indelningen av bassängerna inte såg ut på samma sätt som i denna rapport fanns svårigheter att översätta de flöden som fanns redovisade i Engqvist och Andrejev (2002) till flöden som gick att jämföra med resultaten från salinitetsmodellen som är den modell som tagits fram i detta arbete. Till följd av detta valdes fyra passager ut där området och dess anslutna flöden var svåra att misstolka. Över Oxdjupet, alltså mellan Trälhavet och ST, är inflödet från Trälhavet redovisat i Engqvist & Andrejev (2002) till 331,9 m³/s och utflödet till 420,6 m³/s. Till bassäng nr 5 som antogs motsvara Askrikefjärden strömmar tre flöden från nordlig och östlig riktning. Då dessa adderades erhöles ett inåtströmmade flödet motsvarande 402,7 m³/s och ett utströmmade flöde på 531,4 m³/s. Mellan Lilla Värtan och de två bassänger som ligger norr ut uppgår inåtgående flöde till 880,8 m³/s och utåtgående till 1 010,9 m³/s . Det utåtgående flödet mellan Strömmen och Lilla Värtan redovisas av Engqvist & Andrejev (2002) till 755,3 m³/s och det inåtgående flödet till 617,7 m³/s (se tabell 11).

I Angerts m.fl. rapport (1986) användes boxar bestående av två skikt, där det ena representerade inflödet och det andra utflödet, för att kunna beskriva nettoströmmarna. Metoden gav upphov till en nettoström som ansågs stämma dåligt överens med den förväntade. För att förhindra detta användes ett mellanliggande skikt där både ut- och inströmning förekom. De uppmätta strömmar som, ligger till grund för modellen, räknades om till ett volymflöde med hjälp av Knudsens relationer (Angert m.fl., 1986). Mätningarna som ligger till grund för modellen i Angerts m.fl. (1986) baserades på en vecka som normalt innebär mycket höga flöden, så var även fallet för det år då mätningarna gjordes (Angert m.fl., 1986). Medelvärdet av utgående ström resulterade i ett flöde på 760 m³/s över Oxdjupet och medelvärde av inåtgående bottenström resulterade i ett flöde på 160 m³/s. Den motsvarande ytströmmen kunde på grund av tekniska fel inte mätas (Angert m.fl., 1986).

En uppskattning av flödenas storlek kan göras genom att multiplicera 2.5 cm/s med halva sektionens arean. Det inkommande flödet i ytvattnet till Strömmen beräknas då till 76,1 m³/s. Till Lilla Värtan beräknas ytvattnets flöde till 264,8 m³/s och till KAST beräknas det till 182,2 m³/s. Ytvattensflödet över Oxdjupet beräknas med metoden till 26,4 m³/s. Samtliga resultat presenteras i tabell 11.

Tabell 11 Sammanställning av flöden från salinitetsmodellen och tidigare resultat.

Flöden från salinitetsmodellen	Flöde från hav till kust (m ³ /s)	Flöde från kust till hav (m ³ /s)
Trälhavet-ST	371	546
ST-KAST	1291	1466
KAST-Lilla Värtan	769	943
Lilla Värtan-Strömmen	517	692
Engqvist och Andrejev (2002)		
Trälhavet-ST	332	421
ST-KAST	403	531
KAST-Lilla Värtan	881	1011
Lilla Värtan-Strömmen	618	755
Angert m.fl (1986)		
Trälhavet-ST	160*	760
ST-KAST		
KAST-Lilla Värtan		
Beräknat flöde**		
Trälhavet-ST	26.4	
ST-KAST	182	
KAST-Lilla Värtan	265	
Lilla Värtan-Strömmen	76	

*Flödet motsvarar inåtgående bottenström och kan jämföras med det modellerade flödet i djupvattnet på 86 m³/s.

** Ytvattensflödena beräknades med hjälp av ekvation 15.

I Engqvist (1999) har den genomsnittliga retentionstiden för exogent vatten i ett antal utvalda kustbassänger uppskattats. Modellering av salinitet var i detta fall inte möjligt då ett överordnat mål var att modellera bassängerna utifrån samma princip. Då salinitetsdata inte fanns tillgängligt för samtliga bassänger användes istället vattenståndsfluktuationer, täthetsvariationer, sötvattenavrinning och vindomblandning som alla innefattas i fysisk drivning (Engqvist, 1999). I tabell 12 finns de redovisade retentionstiderna från Engqvist (1999) samt de retentionstider som beräknats utifrån flöden och volymer som använts i den salinitetsmodell som presenteras i denna rapport. Beräknas utbytet för hela området utifrån medelvärden av de inkluderade fjärdarna uppgår retentionstiden till 104 dygn.

Tabell 12 Retentionstider för Stockholms innerskärgårds fjärdar (Engqvist, 1999) och de beräknade retentionstiderna för det exogena vattnet från salinitetsmodellen. Retentionstiderna redovisas dels för endast ytvattnet (T_{ytvatten}) och dels för den totala volymen (T_{tot}) i alla bassänger.

	T ytvatten (dygn)	T genomsn itt (dygn)	T botten (dygn)	T_{tot} beräknad (dygn)	T_{ytvatten} beräknad (dygn)
Trälhavet	83	81	104		
Solöfjärden	84	93	186		
Torsbyfjärden	84	93	186		
Askrikefjärden	77	108	201		
Lilla Värtan	55	106	144	2	2
Stora Värtan	76	103	184		
Kyrkfjärden	153	158	148		
Strömmen	14	94	137	1	0,9
ST	84	93	186	6	5
KAST*	102	123	178	18	17

*Då medelvärdet för KAST beräknades utifrån Engqvists (1999) data användes endast de tillgängliga retentionstiderna från Kyrkfjärden, Askrikefjärden och Stora Värtan. Huruvida Tranholmenområdet area har funnits med i uträkningarna för någon av de tidigare nämnda fjärdarna är osäkert.

Då flödena beräknades utifrån att multiplicera halva sektionens arean med 2.5 cm/s fås i jämförelse med alla tidigare värden ett för lågt resultat. I rapporten från Angerts m.fl. (1986) visar sig en normal utströmningshastighet typiskt varierar mellan 10-15 cm/s på djup under 15 m och att inströmningshastigheten är cirka 4 cm/s. Trots att mätningarna utfördes under en period med hög avtappning från Mälaren så är det rimligt att strömningshastigheten skulle överstiga 2.5 m/s i innerskärgården, vilket skulle leda till ökade flöden. Detta är ett resonemang som är extra relevant att ta hänsyn till i områden med passager där vattnets hastighet tvingas att öka på grund av en minskad tillgänglig flödesarea. Ett typiskt sådant område är Oxdjupet.

Flödet över Oxdjupet på 760 m³/s (Angerts m.fl., 1986) är ett värde som utifrån resonemanget i Angerts m.fl. rapport borde anses överskattat som medelvärde betraktat. Jämförs detta värde med det från salinitetsmodellens på 460 m³/s verkar förhållande mellan dem rimligt och så även det inkommande flödet på 160 respektive 285 m³/s.

Jämförs salinitetsmodellens flöden med dem som redovisas i Engqvist och Andrejev (2002) är variationen som störst mellan TS- och KAST-bassängen. Resultatet på 1291 m³/s från salinitetsmodellen är flera gånger större än de redovisade 402,7 m³/s och kan anses som ett högt värde även i förhållande till de övriga värdena från salinitetsmodellen. Värdet kan dock inte anses som orimligt då tvärsnittsarean mellan ST och KAST är en av de större. Beräknas strömningshastigheten av det modellerade flödet uppgår denna till 8.2 cm/s, vilket i jämförelse med Angerts m.fl. (1986) uppmätta strömningshastigheter inte kan anses som orimligt. Jämförs de tre övriga flödena visar det sig att dessa är aningen lägre än det som redovisats i Engqvist och Andrejev (2002). Den största differensen

uppträder mellan KAST och Lilla Värtan och uppgår till 197,8 m³/s. Då modellerna är uppbyggda på olika sätt och indelningen av fjärdarna skiljer sig kan denna avvikelse inte styrka något rätt eller fel i resultatet.

De retentionstider som redovisas för exogent vatten i Engqvist (1999) är svåra att jämföra med den beräknade retentionstiden för exogent vatten för hela innerskärgården. För att möjliggöra någon typ av jämförelse har medelvärden från de fyra berörda områdena beräknats utifrån Engqvists (1999) resultat. Det resulterande medelvärdet för retentionstiden uppgår till 104 dygn. I förhållande till 28 dygn kan detta anses som mycket men på grund av att resultaten från metoderna har varit svåra att jämföra har det inte lagts någon vikt vid denna skillnad.

Sammanfattningsvis kan sägas att då resultaten från salinitetsmodellen jämförs med tidigare resultat påvisas inga avvikelser som skulle kunna leda till förkastande av modellen. Då modellerna tagits fram efter olika principer och förutsättningar är det också fullt rimligt att resultaten skiljer sig åt.

I området beläget direkt väster om Trälhavet fanns endast de två mätstationerna Norra- och Södra Vaxholm, vilka skulle ha fått representera sammanlagt sex fjärdar om hela området skulle ha tagits med. Alternativet att låta de två mätstationerna representera de tre fjärdarna Norra- och Södra Vaxholm samt Rindösundet visade sig också vara ett sämre alternativ än att utesluta detta område. Eftersom den beräknade vågbasen i området gav en djupvattenkoncentration som avvek från övriga ansågs det rimligt att anta att hela Vaxholm i praktiken motsvarade ytvatten. Det styrktes också av att området i sig är grunt och består av en trösklad miljö. Det viktigaste argumentet för att kunna göra denna förenkling, utan att påverkan på modellen blir allt för stor, är att den största delen av vattnet från Trälhavet antas strömma in via Oxdjupet.

Vattnet från Norrström antas endast nå Strömmens ytvatten i det första skedet. Flödet från Norrström når därför endast djupvattnet med hjälp av det vertikala omblandningen mellan vattenmassorna. Det kan styrkas av att saliniteten är betydligt högre i djupvattnet än i ytvattnet där den är tämligen låg. Djupen understiger aldrig den beräknade vågbasen i det närmaste området där Strömmen och Norrström möts. Längre österut ökar förekomsten av djupare områden men en stor del utgörs av vatten grundare än 11 m, vilket är den beräknade vågbasen för Strömmen.

Enligt antagande sker inströmningen av vattnet till innerskärgården endas från Norrström och från Trälhavet via Oxdjupet. Då Norrström bidrar med ett sötare vatten och Oxdjupet med ett saltare och de både inloppen ligger på motsatt sida av det avgränsade området bör, enligt teorin, en jämn salinitetsgradient uppstå. Så är inte fallet enligt empiriska data. Då modellen kräver en stigande gradient för att kunna ge tillförlitliga värden krävdes sammanslagningar mellan vissa utav fjärdarna. Den slutgiltiga sammanslagningen som resulterade i Strömmen, Lilla Värtan, KAST och ST ger en jämn gradient i ytvattnet men ej i djupvattnet. Färre sammanslagningar av fjärdar hade resulterat i mer information om vattenutbytet men på grund av salinitetsvariationerna i fjärdarna var sammanslagningarna nödvändiga. Då det var omöjligt att få jämna gradienter i båda skikten bedömdes det mest

relevant att prioritera gradienten i ytvattnet där det största utbytet av vatten sker. Då ett område med högre salthalt ligger innanför ett med lägre halt krävs ett mycket stort tillflöde av salt för att den högre koncentrationen ska upprätthållas. Detta är anledningen till att flödena i modellen med fyra djupvattenboxar ger orimligt stora flöden samtidigt som anpassningen av den modellerade koncentrationen inte blir optimal. Hade modellen tillämpats för ett område med jämna gradienter i både yt- och djupvattnet hade troligtvis metodiken fungerat bättre. Att det existerar ett område med högre salthalt i anknytning till Lilla Värtan skulle kunna förklaras med att en större mängd saltvatten tränger in över tröskeln i Oxdjupet då särskilda förutsättningar råder och där efter inte påverkas i någon större utsträckning av det omgivande vattnet. Detta är ett tänkbart scenario som inte varit möjligt att illustrera i denna modell.

I stället för att modellera varje bassängs salinitet mot dess empiriska värde anpassades djupvattnet mot ett medelvärde av empirisk data från alla djupvattensboxar. Uppskattningen resulterar i ett flöde på $86 \text{ m}^3/\text{s}$ genom hela området från Trälhavet till Strömmen. Av det flöde som totalt sker till ST-bassängen är andelen som sker i djupvattnet 23 %. Jämförs detta med andelen djupvattensvolym på 25 % så kan det antas vara ett rimligt förhållande. Uppskattningen av djupvattnets flöde är grov då den kräver en generalisering av hela områden men ger av vad som kan dömas utifrån tidigare resonemang en god uppskattning av den genomsnittliga storleken.

En av anledningarna till att en jämn gradient inte uppträder då hänsyn tas till alla mätstationer kan vara att det finns flera sötvattentillflöden utöver Norrström. Detta skulle bland annat kunna förklara den låga halten av salt i Kyrkfjärden, som är ett relativt avgränsat område.

Differenserna mellan modellerad och empirisk salinitet som beräknats från tabell 3 och tabell 5 är lika stora från de två olika modellvarianterna vilket gör det svårt att bestämma vilken modell som är mest lämplig. Då modellen som även innehåller en djupvattenbassäng beskriver utbytet i hela vattenmassan, anses denna modell som den som ger mest information. Lilla Värtan, som är den bassäng som har gett störst avvikelser i resultaten mellan empiriska och modellerade värden, är också den bassäng som omges av de minsta skillnaderna i salinitet. Modellen är uppbyggd så att den kan ge en optimal anpassning då en tillräckligt tydlig gradient existerar. Eventuellt går det att uppnå en bättre anpassning med hjälp av fortsatta itereringar.

Säsongsvariationerna som ses i graferna över de empiriska och modellerade värdena visar på en bra anpassning i ytvattnet. Som även kan ses i graferna är variationen av salthalten betydligt större i ytvattnet än i djupvattnet. Detta leder till att då omblandningen sker så överförs dessa variationer i salthalt till djupvattnet och ger en sämre anpassning till säsongsvariationen. Detta skulle kunna ses som att det i modellen sker ett för stort utbyte mellan de två vattenmassorna. En annan anledning till den sämre anpassningen skulle kunna vara att den omblandning som skapas i modellen påverkar hela vattenmassorna till följd av att de båda antagits vara homogena. I praktiken sker endast omfattande omblandning under vissa perioder av året vilket kan förklara den jämnare salthalten i

djupvattnet. För att förbättra säsongvariationerna i djupvattnet skulle en utveckling av omblandningen vara tänkbar.

Känslighetsanalysen utfördes för den första bassängen i systemet, ST och den sista bassängen i systemet, Strömmen för att kunna vissa skillnaderna i systemets känslighet. Som figur 13 och 14 visar är det de ytvattenflöden som kommer tidigt in i systemet som bidrar med den största osäkerheten. Djupvattensbassängen som motsvarar hela områdets djupvatten har störst vertikalt utbyte med KAST och ST bassängen som är de två största. Detta kan förklara att det är flödet mellan dessa två bassänger och djupvattnet som bidrar till den största osäkerheten då den vertikala omblandningen studeras.

Av känslighetsanalysen för ytvatten i Kanholmsfjärden att döma är det inflödena från de tre omgivande områdena; Sollenkrokafjärden, Franska Stenarna och NV Eknö som står för den största osäkerheten. Det bedöms som rimligt då det också är den största källan till fosfor. Inflödet som baseras på den uppmätta fosforkoncentrationen och den tidigare beprövade konstanten 2.5 cm/s visar sig här vara en bra uppskattning då en god anpassning av den empiriska och modellerade TP-koncentrationen uppnås. Den betydligt sämre anpassningen av koncentrationen i djupvattnet kan till största del härledas till förenklingen att försumma djupvattnets horisontella flöde. Då ett horisontellt djupvattenflöde skulle bidra till ett ökat tillskott av fosfor är detta en utveckling av modellen som skulle kunna förbättra resultatet i djupvattnet. Hur detta skulle påverka modellen i sin helhet har dock inte undersökts. Den största osäkerheten i djupvattnet ligger i inflödet till ytvattnet samt den omblandning som sker mellan yt- och djupvattnet. Detta är rimligt då dessa flöden är de som även påverkar djupvattnet i störst utsträckning.

Anledningen till att de tre sommarmånaderna juni, juli och augusti användes då temperaturen ritades mot djupet var att skiktningen mellan vattenmassorna kan antas vara som tydligast då på grund av den stora temperaturskillnaden. Ett försök där månaderna maj och september även ingick genomfördes men de tillagda månaderna bedömdes endast tillföra mer otydlighet.

I Håkanson & Lindgren (2010) diskuteras valet av metod för att identifiera vågbasen. Metoden att använda termoklinen anses i Håkanson & Lindgren (2010) som svår att få ett exakt värde ifrån. Istället rekommenderas att använda den teoretiska vågbasen som beräknas utifrån de bottendynamiska förhållandena. De resulterande koncentrationerna i Kanholmsfjärden som erhöles då termoklinen låg till grund för de två olika vågbaserna gav i förhållandet till koncentrationen från den teoretiska vågbasen i sammanhanget ingen större skillnad. Den redan väl modellerade koncentrationen i ytvattnet avvek i årsmedelvärde som lägst med 0,4 µg/L då vågbasen togs fram med hjälp av delmodell för bottendynamiska förhållanden. Vågbas 2, som var den vågbas som baserades på den undre termoklinen, gav en avvikelse på 0,5 µg/L och Vågbas 1, som baserades på den över termoklinen, gav den största avvikelsen på 0,9 µg/L. För djupvattnet där anpassningen mellan den modellerade och den empiriska TP-koncentrationen stämde dåligt överens var det svårt att göra någon utvärdering av vilken metod för bestämning av vågbas som varit lämpligast då differenser var mellan 49,4 och 57,1 µg/L.

I bedömningen av vilken metod som är lämpligast då vågbasen ska bestämmas har hänsyn tagits till resultat samt till hur pass tillförlitlig själva metoden kunnat anses. De resulterande koncentrationerna som erhöles då de olika vågbaserna användes kan ses helt jämförbara. Resultatet, tillsammans med att osäkerheterna i bestämningen av vågbasen med hjälp av delmodell för bottendynamiska förhållanden upplevdes som färre, ger slutsatsen att också denna metod är den bästa för bestämning av vågbasen i Stockholms skärgård.

I ekvationen för vågbasen användes en exponeringsfaktor motsvarande ytan av området som gränsar mot öppen kust. Då vågbaserna för de olika fjärdarna i innerskärgården beräknas används i stället den tvärsnittsarea som angränsar mot en annan fjärd. Då den potentiella energin från en fjärd i Stockholms innerskärgård kan antas var lägre än den från en motsvarande öppen kust bör den beräknade vågbasen ha överskattats. Detta bör dock inte leda till någon större påverkan på den totala vattenmassan.

6 SLUTSATSER

- För att få en jämnt stigande salinitetsgradient, från Mälarens utflöde till Trälhavet, är följande indelning av innerskärgården lämpligast; Strömmen, Lilla Värtan, KAST (som består av Kyrkfjärden, Askrikefjärden, Stora Värtan och Tranholmenområdet) och ST (som består av Solöfjärden och Torsbyfjärden). Då den uppmätta saliniteten i djupvattnet var som lägst i de mellersta delarna av innerskärgården var det omöjligt att återskapa en liknande gradient i djupvattnet.
- I förhållande till tidigare presenterade resultat bedömdes de modellerade flödena som rimliga.
- Retentionstiden för det exogena vattnet i Stockholms innerskärgård beräknades till 28 dygn.
- Den lämpligaste metoden för att bestämma vågbas och således volym yt- och djupvatten var att använda en statistisk modell för bottendynamiska förhållanden.
- Modellen för fosforomsättningen i Kanholmsfjärden ger ett, med verkligheten, väl överensstämmande resultat för ytvattnet. Inflödet beräknades genom att multiplicera 2,5 cm/s med halva tvärsnittsarean. Detta visade sig vara en bra uppskattning. Resultatet från djupvattnet stämmer dåligt överens med verkligheten. En av anledningarna till detta är att förenklingen att försumma det horisontella flödet till djupvattnet var ett dåligt antagande.

7 REFERENSER

- Angert, G., Bohlin, L., Nahrungbauer, R., Rud, O., 1986. Vattenomsättningen i Stockholms inre skärgård. Göteborgs Universitet. (22s)
- Engqvist, A., 1999. *Environmental quality criteria Coast and Seas background report*. Swedish Environmental Protection Agency, Report 4910, (46s)
- Engqvist, A., Andrejev, O., 2002. Water exchange of the Stockholm archipelago – a cascade framework modeling approach. *Journal of Sea research.*, 49, 275-294.
- Engqvist, A., n.d. *Grafisk översikt av årsgenomsnittligt vattenutbyte i Stockholms skärgård*. http://www.kustdata.su.se/html/vattenutbyte_text.htm
Hämtad 2011-02-02
- Faxö, A., Hellstrand, E., Thurin, S., 2010. *Vattenutbytet i Stockholms innerskärgård*. Projektarbete i prediktiv limnologi., Uppsala Universitet. (18s)
- Håkanson, L., Jansson, M., 1983. *Principles of Lake Sedimentology*. Springer-Verlag, Berlin, Heidenberg, New York, Tokyo.
- Håkanson, L., Kulinski, I., Kvarnäs, H., 1984. In Swedish: *Vattendynamik och bottendynamik i kustzonen*. Swedish Environmental Protection Agency, Report no 1905 (228s)
- Håkanson, L., Kvarnäs, H., Karlsson, B., 1986. Coastal morphometry as regulator of water exchange – a Swedish example. *Estuarine, Coastal and Shelf Science.*, 23, 873-887.
- Håkanson, L & Peters, R. H., 1995. *Predictive limnology: Methods for predictive modeling*. SPB Academic Publishing. Amsterdam.
- Håkanson, L., 1999. *WATER POLLUTION-methods and criteria to rank, model and remediate chemical threats to aquatic ecosystems*. Backhuys Publishers. Leiden.
- Håkanson, L., Gyllenhammar, A. & Brolin, A., 2004. A dynamic compartment model to predict sedimentation and suspended particulate matter in coastal areas. *Ecological Modelling.*, 175, 353-384.
- Håkanson, L., Karlsson, M., 2004. A dynamic model to predict phosphorus fluxes, concentrations and eutrophication effects in Baltic coastal areas. I: Karlsson, M., Predictive modelling - a tool for aquatic environmental management. Licentiatavhandling, Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet. s. 67-116.
- Håkanson, L., Eklund, J., 2006. A dynamic mass balance model for phosphorus fluxes and concentrations in coastal areas. *Ecological Research.*, 22:2, 296-320.

Håkanson, L. och Lindgren, D., 2010. Water Transport and Water Retention in Five Connected Subbasins in the Baltic Sea - Simulations using a General Mass-Balance Modeling Approach for Salt and Substances. *Journal of Coastal Research.*, 26:2, 241–264.

Iseesystems, 2010. Stella© *Systems Thinking for Education and Research*
<http://www.iseesystems.com/software/education/StellaSoftware.aspx>
Hämtad 2010-12-03

Karlsson, M., Jonsson, P. O., Lindgren, D., Malmaeus, M. & Stehn, A., 2010. Indications of Recovery from Hypoxia in the Inner Stockholm Archipelago. *Ambio.*, 39, 486-495.

Knudsen, M., 1900. Ein hydrographischer Lehrsatz. *Annalen der Hydrographie und Maritimen Meteorologie.*, 28, 316-320.

Länsstyrelserna, 2007. *Övervakningsprogram för ytvatten, grundvatten och skyddade områden i Norra Östersjöns vattendistrikt.*
http://www.lst.se/NR/rdonlyres/19995004-8A4D-4735-A196-B2E447CF3037/0/ARObilaga1_sid_96147.pdf
Hämtad 2010-09-20

Malmaeus, J. M., Eklund, J. M., Karlsson, O. M., Lindgren, D., 2008. The optimal size of dynamic phosphorus models for Baltic coastal areas. *Ecological Modelling.*, 216, 303-315

Masson, D., Cummins, P. F., 2004. Observations and modeling of seasonal variability in the Straits of Georgia and Juan de Fuca. *Journal of Marine Research.*, 62, 491–516

Persson, J., 1999. On the Role of Morphometry in Coastal Ecosystem Modelling and Management. Dr thesis, Uppsala University. (36s)

SMHI, 2003. Djupdata för havsområden 2003. Svenskt vattenarkiv. SMHI Oceanografi rapport 73. (69s)

SMHI, 2009. *Hur påverkar resuspension den marina miljön?*
<http://www.smhi.se/forskning/forskningsomraden/oceanografi/hur-paverkar-resuspension-den-marina-miljon-1.2918>
Hämtad 2011-02-08

Stockholms stad, Stockholm vatten & European green Capital, 2009. *Stockholms Vattenprogram- Lägesrapport till kommunfullmäktige*
<http://www.stockholm.se/KlimatMiljo/Vatten/>
Hämtad 2011-01-13

Stockholms stad, 2010a. *Vattenprogrammet*.
<http://www.stockholm.se/KlimatMiljo/Vatten/Vattenprogrammet/>
Hämtad 2010-09-20

Stockholms stad, 2010b. *Sjöar och vattendrag*.
<http://www.stockholm.se/KlimatMiljo/Vatten/Sjoar-och-vattendrag-/>
Hämtad 2010-09-20

Stockholm Vatten, 2009. *Undersökningar i Stockholms skärgård 2008 Dnr09SV139*.
http://miljobarometern.stockholm.se/content/docs/vp/overgripande/Skargardsrapport_2008_SVAB.pdf
Hämtad 2010-09-20

BILAGA 1. FOSFORTRANSPORT I KANHOLMSFJÄRDEN – EKVATIONER

$$A_sed(t) = A_sed(t - dt) + (Sedimentation - Burial - Diffusion) * dt$$

$$INIT A_sed = 1E10$$

INFLOWS:

$$Sedimentation = PF*Kanholms_DW*Settling_velocity/DA$$

OUTFLOWS:

$$Burial = IF Age_of_Ased > 48 THEN A_sed*1/48$$

ELSE

$$A_sed/Age_of_Ased$$

$$Diffusion = A_sed*Diff_rate$$

$$ET_sed(t) = ET_sed(t - dt) + (SWET - ETSW - Resuspension) * dt$$

$$INIT ET_sed = 3.35E8$$

INFLOWS:

$$SWET = (Kanholms_SW*area_ET*PF*Settling_velocity)/DET$$

OUTFLOWS:

$$ETSW = (ET_sed*(1-Form_factor/3)/T_ET)$$

$$Resuspension = (ET_sed*Form_factor/3)/T_ET$$

$$Kanholms_DW(t) = Kanholms_DW(t - dt) + (Diffusion + Resuspension + Sed_SWDW + Mixing_SWDW - Mixing_DWSW - Sedimentation) * dt$$

$$INIT Kanholms_DW = 82*Volume_DW$$

INFLOWS:

$$Diffusion = A_sed*Diff_rate$$

$$Resuspension = (ET_sed*Form_factor/3)/T_ET$$

$$Sed_SWDW = PF*Kanholms_SW*(1-area_ET)*Settling_velocity/DTA$$

$$Mixing_SWDW = Kanholms_SW*Mixing_rate$$

OUTFLOWS:

$$Mixing_DWSW = Kanholms_DW*Mixing_rate*Volume_ratio$$

$$Sedimentation = PF*Kanholms_DW*Settling_velocity/DA$$

$$Kanholms_SW(t) = Kanholms_SW(t - dt) + (Mixing_DWSW + ETSW + Sollenkroka_in + Franska_stenarna_in + NV_Ekno_in - Mixing_SWDW - SWET - Kanholms_ut - Sed_SWDW) * dt$$

$$INIT Kanholms_SW = 24*Volume_SW$$

INFLOWS:

$$Mixing_DWSW = Kanholms_DW*Mixing_rate*Volume_ratio$$

$$ETSW = (ET_sed*(1-Form_factor/3)/T_ET)$$

$$Sollenkroka_in = Q_Sollenkroka*C_SollenkrokaSW$$

$$Franska_stenarna_in = Q_Franska_Stenarna*C_Franska_StenarnaSW$$

$$NV_Ekno_in = (Q_NV_Ekno*C_NV_Ekno_SW)$$

OUTFLOWS:

$$Mixing_SWDW = Kanholms_SW*Mixing_rate$$

$$SWET = (Kanholms_SW*area_ET*PF*Settling_velocity)/DET$$

$$Kanholms_ut = Kanholms_SW/Q_rate$$

$$Sed_SWDW = PF*Kanholms_SW*(1-area_ET)*Settling_velocity/DTA$$

$$Hastighet_in = (0.025*60*60*24*31)$$

$$Q_Franska_Stenarna = At_Franska_stenarna*Hastighet_in$$

$$Q_NV_Ekno = At_NV_Ekno*Hastighet_in$$

$$Q_Sollenkroka = At_Sollenkroka*Hastighet_in$$

$$Q_tot = Q_Franska_Stenarna+Q_NV_Ekno+Q_Sollenkroka$$

$Q_rateUt = Volume_SW/Q_tot$

$Settling_velocity = Default_settling_velocity * YSalinitySW$

$Stratification = \text{if } ABS(Temp_SW - TempDW) < 4 \text{ then } 1.5 \text{ else } 1/ABS(Temp_SW - TempDW)$

$Diff_rate = Default_diff_rate * Y_diff_temp * Y_syrgas$

$Volume = Costal_area * Dm$

$Y_diff_temp = (TempDW/8)^5$

$Y_syrgas = 1/(Syrgas_DW)^{1.5}$

$YSalinitySW = (1 + 1 * Sal_Switch * ((Salinity_medel/1) - 1))$

$Age_of_Ased = 1084$

$At_Franska_stenarna = (48829)/2$

$At_NV_Ekno = 10010/2$

$At_Sollenkroka = 16390/2$

$Sal_Switch = 0$

$Salinity_medel = 5.5$

$T_ET = 1$

$Default_settling_velocity = 300/12$

$PF = 0.56$

$Mixing_rate = Stratification$
 $C_mod_Kanholms_DW = Kanholms_DW/Volume_DW$

$C_Mod_Kanholms_SW = Kanholms_SW/Volume_SW$

$Default_diff_rate = 0.01$

$Emp_Kanholms_DW = Volume_DW * C_Kanholms_DW$

$Emp_Kanholms_SW = Volume_SW * C_Kanholms_SW$

Inparametrar till delmodell för bottendynamiska förhållanden (Kanholmsfjärden)

$At = 146035$

$Costal_area = 35E+6$

$Dm = 52$

$Exposure = 100 * 146035 / 35E+006$

$Max_depth = 101$

$Area_WB = Costal_area * ((Max_depth - DTA) / (Max_depth + DTA * EXP(3 - Form_factor^{1.5})))^{(0.5 / Form_factor)}$

$DA = \text{if } (Max_depth - DTA) / 2 < 0.5 \text{ then } 0.5$
 $\text{else } (Max_depth - DTA) / 2$

$DET = DTA / 2$

$DTA = Wave_base1$

$ET_limit = 1 - ((Max_depth - DTA) / (Max_depth + DTA * EXP(3 - Form_factor^{1.5})))^{(0.5 / Form_factor)}$

$area_ET = \text{If } ET_limit < 0.15 \text{ and } Costal_area < 1 \text{ then } 0.15 \text{ else}$

$\text{if } ET_limit > 0.99 \text{ then } 0.99 \text{ else}$

ET_limit

Form_factor = 3*Dm/Max_depth

Wave_base1 = IF (YExposure*((45.7*(Costal_area*0.000001)^0.5)/((21.4+(Costal_area*0.000001)^0.5))))
>Max_depth THEN 0.99*Max_depth
ELSE YExposure*((45.7*(Costal_area*0.000001)^0.5)/((21.4+(Costal_area*0.000001)^0.5)))

Volume_DW = if (Max_depth-DTA)*Area_WB/3 <0.05*Volume then
0.05*Volume else (Max_depth-DTA)*Area_WB/3

Volume_ratio = Volume_SW/Volume_DW

Volume_SW = Volume-Volume_DW

YExposure = if YExposure1 > 10 then 10 else YExposure1

YExposure1 = IF(Exposure)<0.003 THEN 1
ELSE (Exposure/0.003)^0.25

BILAGA 2. VATTENUTBYTE I STOCKHOLMS INNERSKÄRGÅRD – EKVATIONER

Strommen(t) = Strommen(t - dt) + (Q1 + Q0 + Strommen_up - Q2 - Strommen_down) * dt
INIT Strommen = 1.91*Volume_SW_Strommen

INFLOWS:

Q1 = Lilla_V*(Q1T/Volume_SW_Lilla_V)

Q0 = Salinitet_Norrstrom* QO_Vattenforing_Norrstrom

Strommen_up = Alla_DW*Mixing_rate_ALLA*Volume_ratio_Strommen

OUTFLOWS:

Q2 = Strommen*(Q2w/Volume_SW_Strommen)

Strommen_down = Strommen*Mixing_rate_ALLA*1.3

Lilla_V(t) = Lilla_V(t - dt) + (Q3 + Q2 + Lilla_V_up - Q1 - Q4 - Lilla_V_down) * dt

INIT Lilla_V = 2.94*Volume_SW_Stora_V

INFLOWS:

Q3 = KAST*(Q3T/Volume_SW_KAST)

Q2 = Strommen*(Q2w/Volume_SW_Strommen)

Lilla_V_up = Alla_DW*Mixing_rate_ALLA*Volume_ratio_Lilla_V

OUTFLOWS:

Q1 = Lilla_V*(Q1T/Volume_SW_Lilla_V)

Q4 = Lilla_V*(Q4w/Volume_SW_Lilla_V)

Lilla_V_down = Lilla_V*Mixing_rate_ALLA*1.3

KAST(t) = KAST(t - dt) + (Q5 + Q4 + KAST_up - Q3 - Q6 - KAST_down) * dt

INIT KAST = 3.225*Volume_SW_KAST

INFLOWS:

Q5 = ST*(Q5T/Volume_SW_ST)

Q4 = Lilla_V*(Q4w/Volume_SW_Lilla_V)

KAST_up = Alla_DW*Mixing_rate_ALLA*Volume_ratio_KAST

OUTFLOWS:

Q3 = KAST*(Q3T/Volume_SW_KAST)

Q6 = KAST*(Q6w/Volume_SW_KAST)

KAST_down = KAST*Mixing_rate_ALLA*1.3

ST(t) = ST(t - dt) + (Q6 + Q7_VT + ST_up - Q5 - Q8_TV - ST_down) * dt

INIT ST = 3.6*Volume_SW_ST

INFLOWS:

Q6 = KAST*(Q6w/Volume_SW_KAST)

Q7_VT = Q7T*S_Tralhavet_2040

ST_up = Alla_DW*Mixing_rate_ALLA*Volume_ratio_ST

OUTFLOWS:

Q5 = ST*(Q5T/Volume_SW_ST)

Q8_TV = ST*(Q8/Volume_SW_ST)

ST_down = ST*Mixing_rate_ALLA*1.3

Alla_DW(t) = Alla_DW(t - dt) + (Q9_TV_2 + Lilla_V_down + Strommen_down + KAST_down + ST_down - Q10_VT_2 - Strommen_up - Lilla_V_up - KAST_up - ST_up) * dt

INIT Alla_DW = 4.74*Volume_ALLA_DW

INFLOWS:

Q9_TV_2 = (Q_DW)*S_Tralhavet_2040

Lilla_V_down = Lilla_V*Mixing_rate_ALLA*1.3

Strommen_down = Strommen*Mixing_rate_ALLA*1.3

KAST_down = KAST*Mixing_rate_ALLA*1.3

$$ST_down = ST * Mixing_rate_ALLA * 1.3$$

OUTFLOWS:

$$Q10_VT_2 = Alla_DW * (Q_DW / Volume_ALLA_DW)$$

$$Strommen_up = Alla_DW * Mixing_rate_ALLA * Volume_ratio_Strommen$$

$$Lilla_V_up = Alla_DW * Mixing_rate_ALLA * Volume_ratio_Lilla_V$$

$$KAST_up = Alla_DW * Mixing_rate_ALLA * Volume_ratio_KAST$$

$$ST_up = Alla_DW * Mixing_rate_ALLA * Volume_ratio_ST$$

$$Q2w = Q1T + QO_Vattenforing_Norrstrom$$

$$Q4w = Q2w + Q3T - Q1T$$

$$Q6w = Q4w + Q5T - Q3T$$

$$Q8 = Q6w + Q7T - Q5T$$

$$Mixing_rate_ALLA = Stratification$$

$$Stratification = \text{if } ABS(Temp_SW_ALLA - TempDW_ALLA) < 4 \text{ then } 1 \text{ else } 1 / ABS(Temp_SW_ALLA - TempDW_ALLA)$$

$$Mod_Sal_ALLA_DW = Alla_DW / Volume_ALLA_DW$$

$$Mod_Sal_KAST_SW = KAST / Volume_SW_KAST$$

$$Mod_Sal_Lilla_V_SW = Lilla_V / Volume_SW_Lilla_V$$

$$Mod_Sal_ST_SW = ST / Volume_SW_ST$$

$$Mod_Sal_Strommen_SW = Strommen / Volume_SW_Strommen$$

$$Salinitet_Norrstrom = 0.01$$

BILAGA 3. CV-VÄRDEN

CV-värden som användes för känslighets- och osäkerhetsanalys är till största del hämtade från Håkanson (1999). Övriga flöden är uppskattade till 0,5 då dessa antas innehålla en relativt stor osäkerhet.

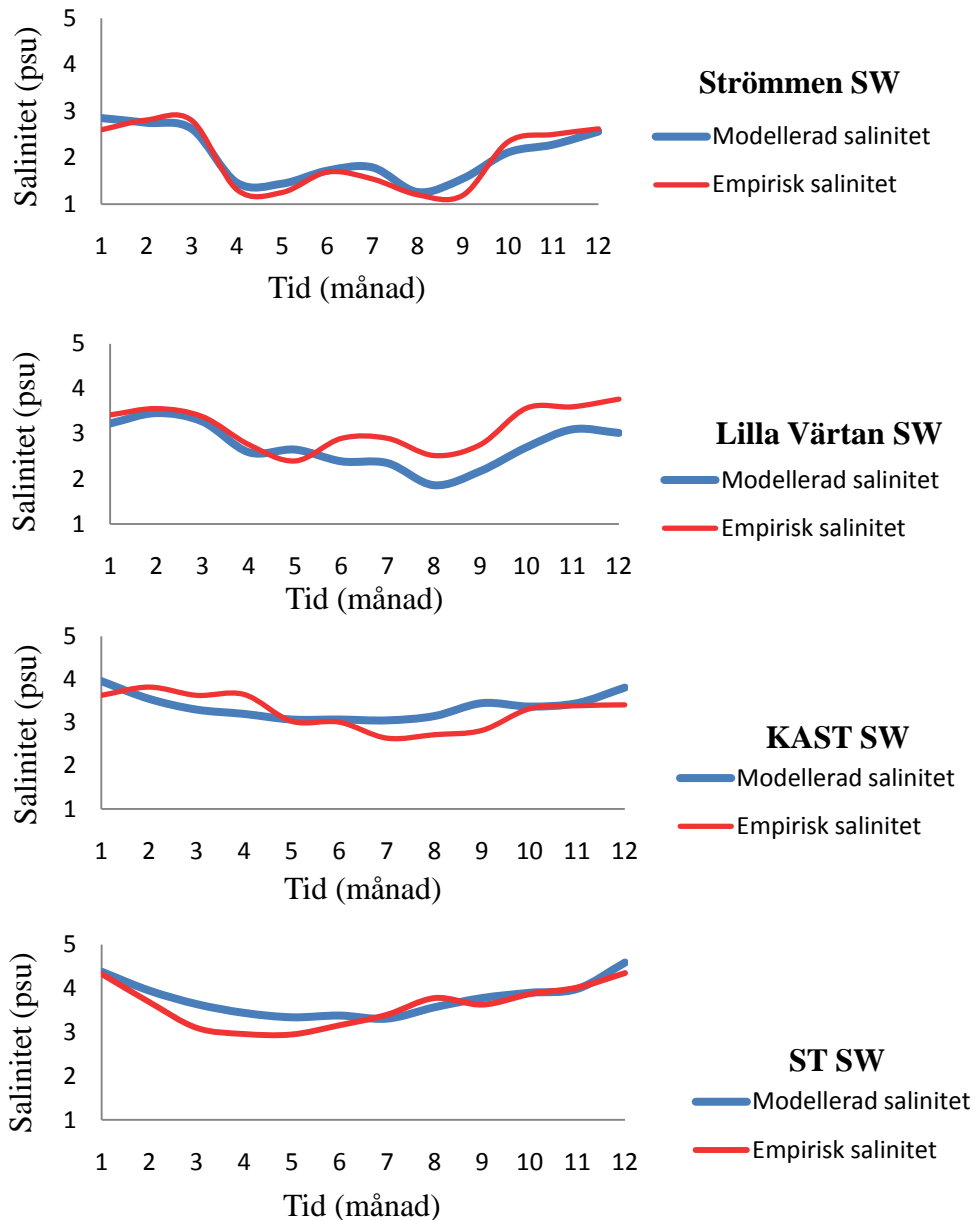
Tabell 1 CV-värden som användes vid osäkerhets- och känslighetsanalys.

Variabel	CV-värden
Sedimentations hastighet	0,5
Diffusions rate	0,5
Fördelningskoefficient (PF)	0,5
Volym DW	0,01
Volym SW	0,01
Ålder A-sediment	0,5
Medeldjup*	0,01
Total Volym*	0,01
Maxdjup	0,01
Mixing rate	0,5
Övriga flöden	0,5

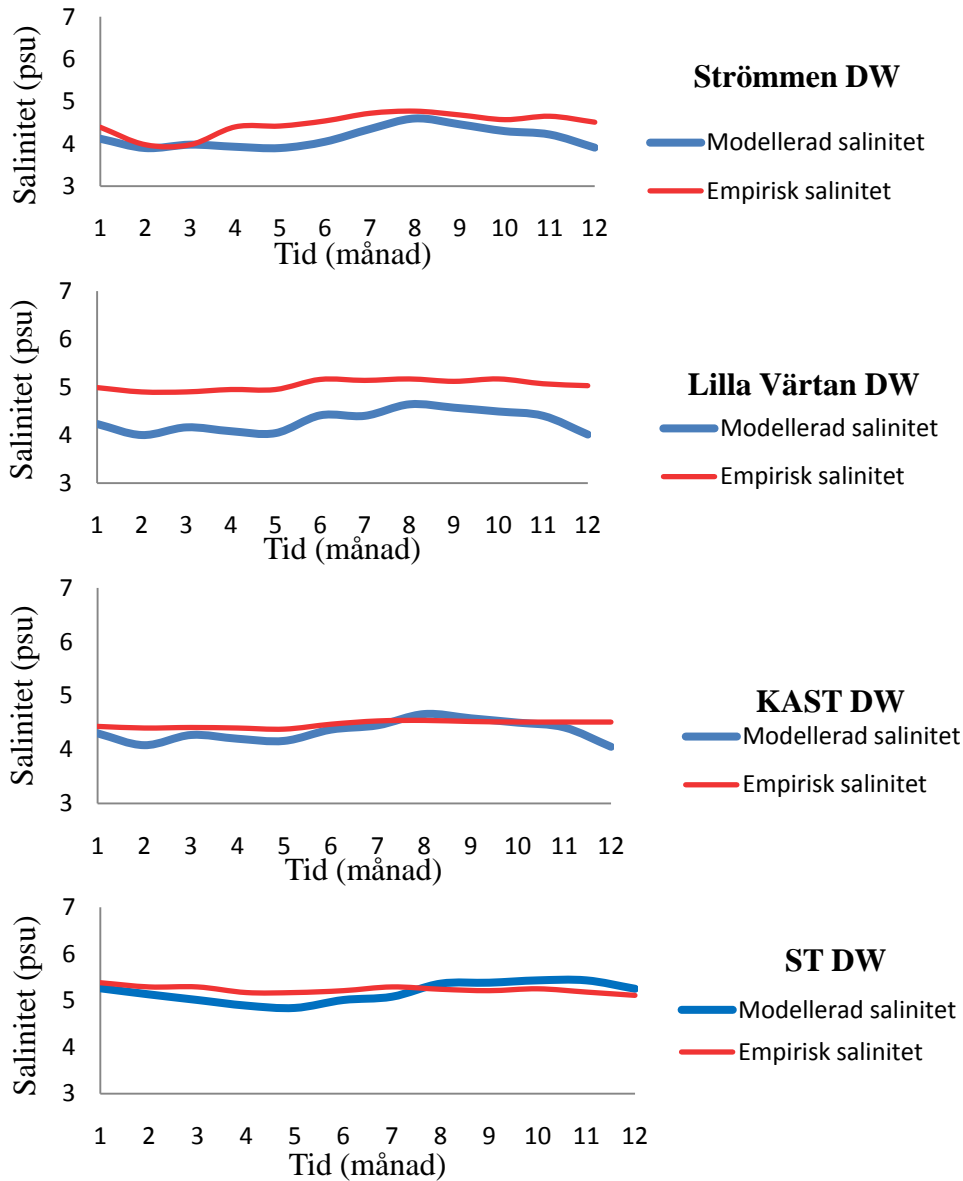
*CV- värdena är beräknade från parametrarna hos sjöar (Håkanson, 1999)

BILAGA 4. RESULTAT: SALINITETSMODELL MED FYRA YTVATTENS - OCH FYRA DJUPVATTENS BASSÄNGER

Här redovisas de resultat som erhöles från modellen med fyra ytvattenbassänger och fyra djupvattenbassänger. De djupvattensflöden som redovisas i tabell 2 är flöden vars storlek inte har räckt till för att anpassa den modellerade salthalten med den empiriska i djupvattnet.



Figur 1 Graferna visar den modellerade och den empiriska salthalten i ytvattnet.



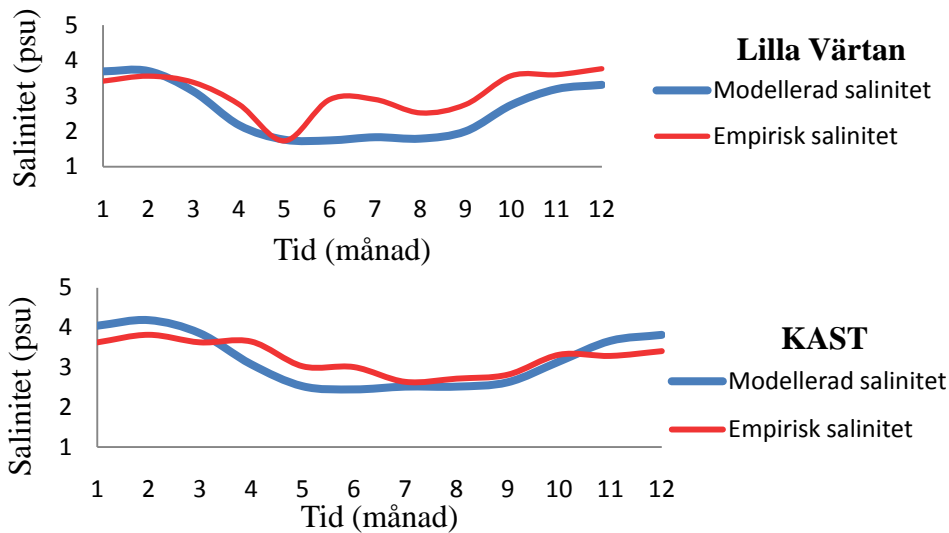
Figur 2 Graferna visar den modellerade och den empiriska salthalten i djupvattnet.

Tabell 2 Medelvärde för flöden mellan de fyra ytvattenbassängerna och de fyra djupvattensbassängerna.

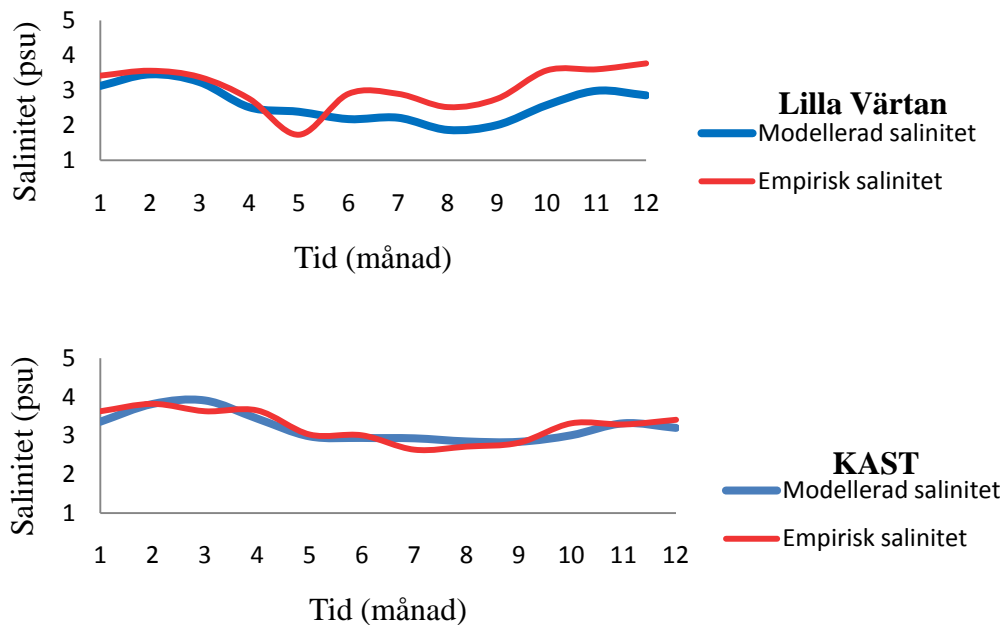
Flöden ytvatten (m/s)	Från hav till kust
Trälhavet-ST	248
ST-KAST	1205
KAST-Lilla Värtan	683
Lilla Värtan-Strömmen	443
Flöden djupvatten (m/s)	
Trälhavet-ST	88
ST-KAST	247
KAST-Lilla Värtan	215
Lilla Värtan-Strömmen	173

BILAGA 5. VATTENUTBYTE – ÖVRIGA RESULTAT

Figur 3 och 4 visar graferna för de bassänger som inte presenteras i kapitel 4.1.1. Empirisk data är från tidsperioden 1998-2007.

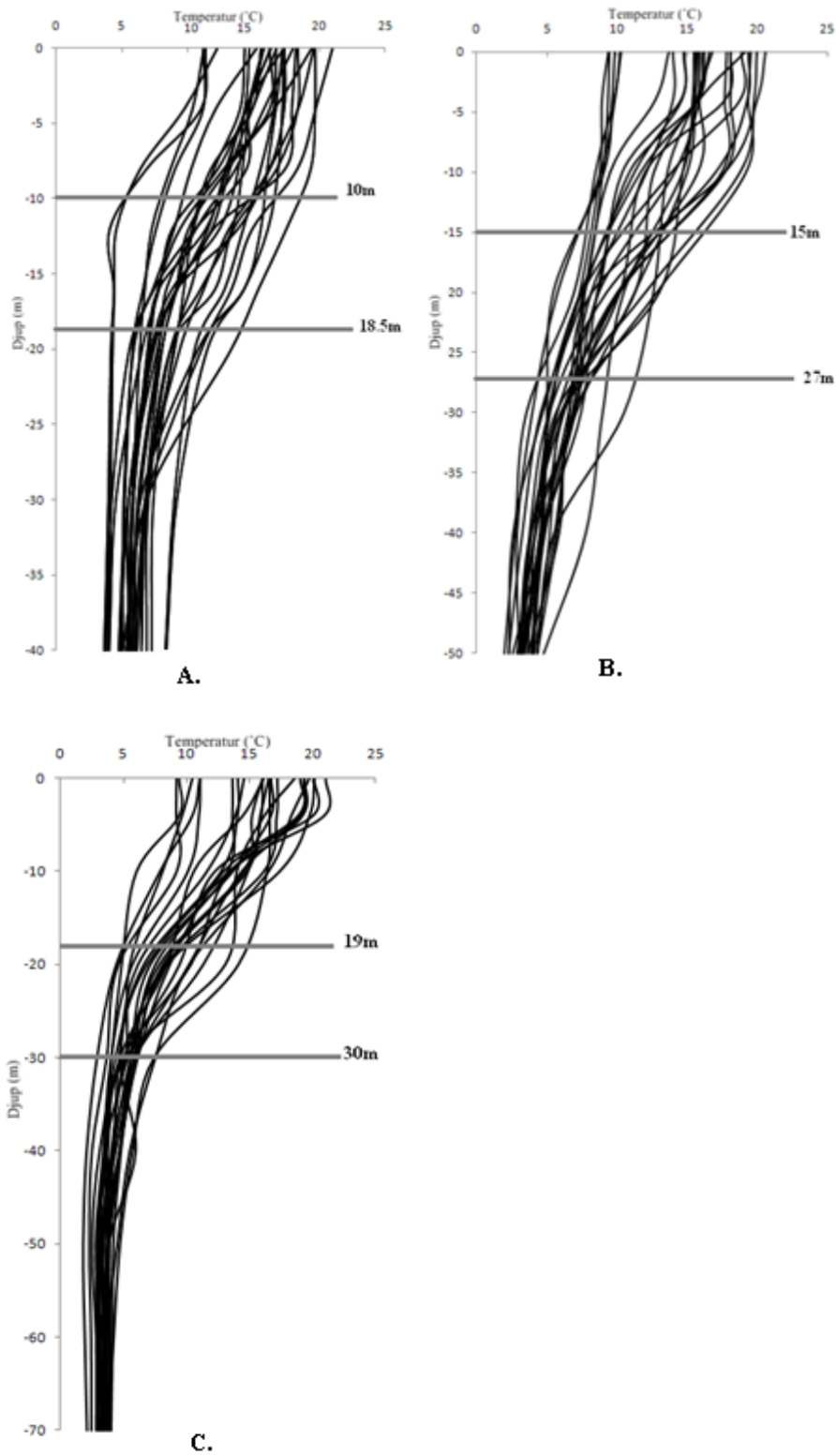


Figur 3 Resterande ytvattenbassängers modellerade salthalt mot empirisk salthalt.



Figur 4 Resterande bassängers modellerade salthalt mot empirisk salthalt från modellen med fyra ytvattens bassänger och en djupvattenbassäng.

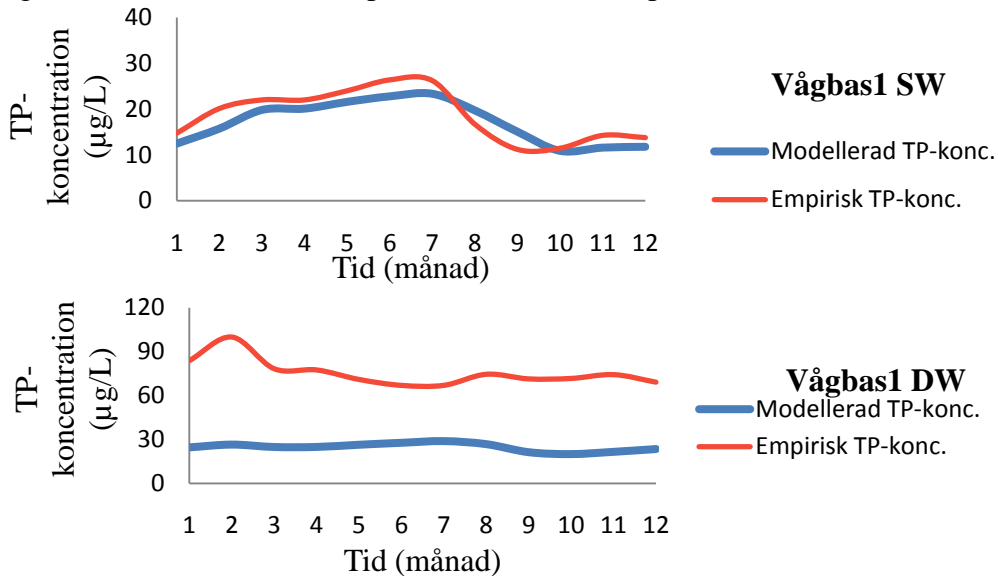
BILAGA 6. TEMPERATURGRAFER



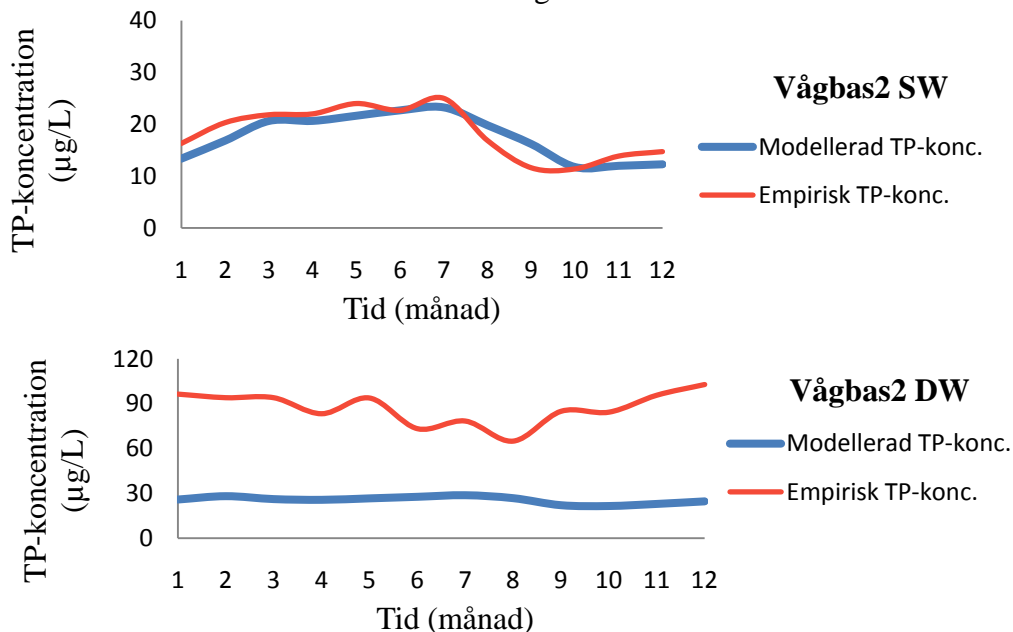
Figur 5 Temperaturgrafer som visar de två djup som användes som vågbaser i (A) Sollenkrokafjärden, (B) NV Eknö och (C) Franska Stenarna.

BILAGA 7. FOSFORTRANSPORT I KANHOLMSFJÄRDEN – RESULTAT FRÅN SIMULERINGAR MED TERMOKLINEN SOM VÅGBAS

Figur 6 och 7 visar graferna för den modellerade och empiriska totalfosforkoncentrationen (TP-konc.) för yt- och djupvattnet i Kanholmsfjärden då vågbas 1 och 2 användes. Empirisk data är från tidsperioden 1997-2007.



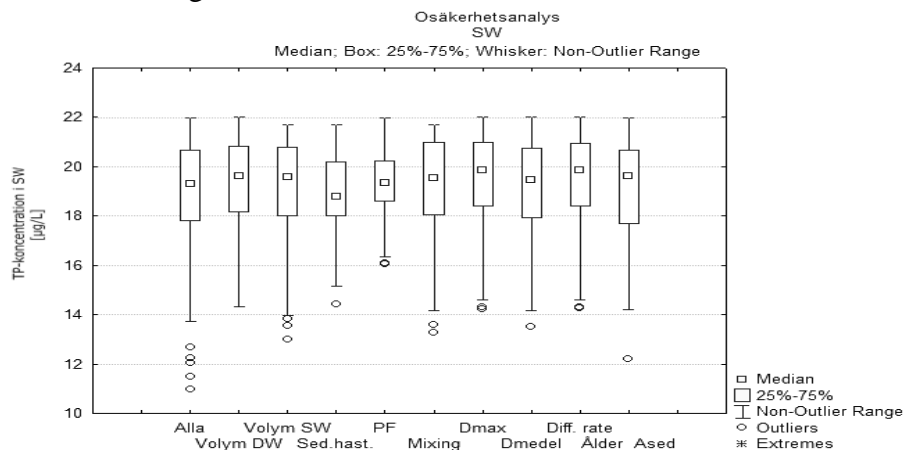
Figur 6 Kalibreringsdata mot modellerade värden i ytvatten (SW) och djupvatten (DW) då den övre termoklinen användes som vågbas.



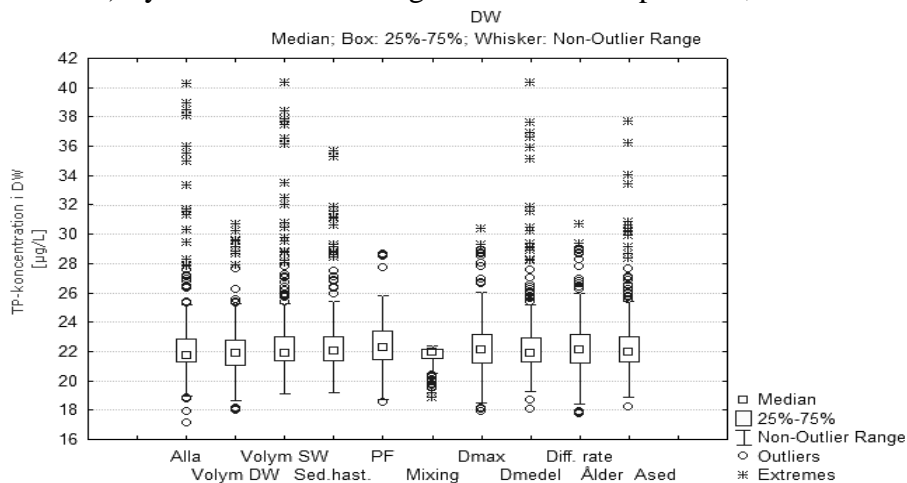
Figur 7 Kalibreringsdata mot modellerade värden i ytvatten (SW) och djupvatten (DW) då den undre termoklinen användes som vågbas.

BILAGA 8. FOSFORTRANSPORT I KANHOLMSFJÄRDEN – OSÄKERHETSANALYS

Den tillförda osäkerheten från de nio parametrar som undersöktes visas med hjälp av variationen i målvariabeln dels i ytvattnet men också i djupvattnet. Längst till vänster i diagrammen visas den totala osäkerheten för alla utvalda parametrar. Därefter visas den osäkerhet som uppträder då den angivna parametern är borttagen. Den parameter som bidrar till störst osäkerhet i ytvattnet är partikulärfractionen (PF) som vid exkludering bidrar till den minsta variationen i målvariabeln, se figur 8. Övriga parametrar bidrar marginellt till osäkerheten förutom sedimentationshastigheten som är den parametern näst efter PF som bidrar till den största osäkerheten. För djupvattnet är det den omblandning som uppkommer till följd av temperaturskiftningar som bidrar till den största osäkerheten, se figur 9.



Figur 8 Osäkerhetsanalysen visar variationen i målvariabeln totalfosforkoncentration (TP-koncentration) i ytvattnet. Förkortningar definieras i kapitel 2.2, 3.3.1 och 3.3.2.



Figur 9 Osäkerhetsanalysen visar variationen i målvariabeln totalfosforkoncentration (TP-koncentration) i djupvattnet. Förkortningar definieras i kapitel 2.2, 3.3.1 och 3.3.2.