

## Referat

### Massbalansmodellering av fosfor i ett åländskt kustområde – en utredning om lokaliseringen av Lotsbroverkets utloppsledning

Jenny Eklund

Detta examensarbete är ett uppdrag av VA-verket vid Mariehamns stad, Åland, med syfte att utreda effekter av en eventuell flyttning av avloppsreningsverket Lotsbroverkets utloppsledning. Inför en revidering av Lotsbroverkets miljötillstånd har Miljöprövningsnämnden vid Ålands landskapsregering ställt villkor på att tillståndshavaren skall utreda möjligheter till att avleda det renade avloppsvattnet till ett yttre vattenområde. Utloppsledningen mynnar i dagsläget i Svibyviken, vilken har klassificerats som ett inre vattenområde.

Målsättningen med detta arbete är att belysa vilka ekologiska effekter näringsämnesutsläppet från Lotsbroverket har på primärrecipienten Svibyviken samt att undersöka några andra områdens lämplighet som mottagare av avloppsvattnet.

Ett kustområdes utseende och form, det vill säga dess morfometri, avgör i stor utsträckning dess ekologiska förhållanden. För att få en god bild av det undersökta områdets morfometri digitaliserades området utifrån ett sjökort i digitaliseringsprogrammet Roots 3.3, varefter data bearbetades med GIS-verktyget ArcGIS 8.3. Avgränsning av kustområdet som helhet och av undersökta delområden gjordes enligt den topografiska flaskhalsmetoden, det vill säga så att kustens öppenhet mot utanförliggande hav eller vattenområde minimeras (Håkanson et al., 1984; Pilesjö et al., 1991).

För arbetet har en processbaserad, dynamisk massbalansmodell för totalfosfor använts. Modellen har tagits fram för att eutrofieringseffekter i kustområden skall kunna studeras (Håkanson & Karlsson, 2001). Vid användandet av modellen kan effekter av olika näringsämneskällor uppskattas och kvantifieras. Samtliga totalfosforflöden till, från och inom olika avgränsade områden har studerats och rangordnats. Modellsimuleringar har visat hur förändringar i något av fosfortillflödena inverkar på recipientens månadsmedelkoncentration av totalfosfor. Situationen för kväve har undersökts med hjälp av en statistisk/empirisk regressionsmodell mellan fosfor- och kvävehalt. För att belysa de ekologiska effekter som kan förväntas efter en förändring av Lotsbroverkets fosfor- och kväveutsläpp har statistiska/empiriska kopplingar gjorts mellan näringsämneskoncentrationer och ekologiska effektvariabler. Bra effektvariabler vid undersökning av eutrofieringseffekter är exempelvis klorofyllhalt, siktdjup samt syrgashalt i bottenvattnet. Dessa variabler har också använts i detta arbete.

Resultaten visar att (1) närsaltskoncentrationerna i de studerade områdena i hög grad styrs av den allmänna eutrofieringsnivån i Östersjön, (2) att utsläppet av näringsämnen från Lotsbroverket inte inverkar på recipientens näringsstatus i någon stor utsträckning, (3) att Lotsbroverkets påverkan är störst på nuvarande recipient, Svibyviken, (4) och att påverkan sedan successivt minskar ju längre ut mot öppna havet utloppsledningen lokaliseras. Slutsatsen av utredningen är att en reduktion av Lotsbroverkets utsläpp eller nylokalisering av utloppsledningen inte kan förväntas ge någon omfattande förbättring av tillståndet i Svibyviken.

**Nyckelord:** massbalansmodell, totalfosfor, totalkväve, avloppsreningsverk, recipient, Östersjön, eutrofiering, ekologiska effektvariabler, Svibyviken, utsläppspunkt, kustområde, avgränsning av kustområde, topografiska flaskhalsmetoden.

## Abstract

### Mass Balance Modeling of Phosphorous in a Coastal Area in Åland - an Investigation of the Location of the Sewage Pipe from Lotsbroverket

*Jenny Eklund*

This report is commissioned by the Water and Sewage Agency in The City of Mariehamn, Åland. The basic aim is to investigate positive or negative effects of a relocation of the sewage pipe from a wastewater treatment plant, Lotsbroverket. The environmental licence of Lotsbroverket is to be revised and The Environmental Appeal Board at Åland's Government and Administrative Board has made demands that several possible locations in an outer water area should be examined. The present location of the sewage pipe is in Svibyvikén, which has been classified as an "inner water area".

The objective of this work is to study to which extent the nutrient loading from Lotsbroverket influence the environmental conditions in Svibyvikén, and to investigate the suitability of different locations of the wastewater pipe from Lotsbroverket.

The way a coastal area looks, i.e., its morphometry, determines to a large extent its ecological characteristics. The investigated coastal area was digitalized from a nautical chart. The software used for this was Roots 3.3 and the GIS-tool ArcGIS 8.3. The localization of the coastal boundaries for the entire coastal area and for investigated sub-areas was determined according to the topographical bottleneck method, i.e., the boundary lines were drawn where the exposure of the coast to the open sea is minimized.

A process-based dynamic mass-balance model for total phosphorous has been used in this study. Using this model, one can estimate and quantify the effects of different nutrient sources in coastal areas. All the fluxes of phosphorous to, from and within the defined areas were studied and ranked. Model simulations have shown how changes in any of the phosphorous fluxes influence the mean monthly concentrations of total phosphorous. The situation for total nitrogen was determined with a statistical/empirical regression model between phosphorous and nitrogen concentrations. To estimate the expected ecological effects from a change in the nutrient loading from Lotsbroverket, statistical/empirical correlations between modelled nutrient concentrations and ecological effect variables have been used. Standard effect variables for the study of eutrophication effects in coastal areas are, e.g., the chlorophyll concentration, Secchi depth and oxygen saturation in deep water. These variables have also been used in this study.

It has been shown that (1) the nutrient concentrations of the Baltic Sea controls the concentration of nutrients in the studied areas to a very large extent, (2) that the nutrient fluxes from Lotsbroverket are small compared to the nutrient fluxes from the Baltic Sea and hence also of minor importance for the nutrient state of the receiving water system, (3) that the influence of the nutrient emissions from Lotsbroverket are most noticeable in the present inner recipient, Svibyvikén, and (4) that the impact logically decreases with distance between the location of the sewage pipe and boundary line to the open sea. The overall conclusion is that no major improvement of the conditions in Svibyvikén can be expected by a reduction or a relocation of the nutrient emissions from Lotsbroverket.

**Keywords:** mass balance model, total phosphorous, total nitrogen, wastewater treatment plant, recipient, The Baltic Sea, eutrophication, ecological effect variables, Svibyvikén, point of discharge, coastal area, coastal boundary, topographical bottleneck method.

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

## Förord

Detta arbete är ett examensarbete på 20 poäng inom civilingenjörsprogrammet Miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Uppdragsgivare är VA-verket, Tekniska verken vid Mariehamns stad, där VA-chef Jouni Huhtala har fungerat som handledare. Examensarbetet har utförts vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet. Lars Håkanson, professor i sedimentologi, har varit ämnesgranskare och Conny Larsson, univ. lektor i meteorologi har examinerat arbetet.

Först och främst vill jag tacka Lars Håkanson som åtog sig arbetet att handleda mig med stor entusiasm och som kommit med många goda råd, alltid tagit sig tid direkt och varit ett ovärderligt bollplank under arbetets gång. Tack även till Per-Olof Hårdén (1:e forskningsingenjör, Uppsala universitet) för hjälp med arbete i GIS (Geografiska informationssystem). Jag vill tacka den arbetsgrupp från Mariehamns stad, bestående av Jouni Huhtala (VA-chef), Kaj Söderlund (Teknisk chef) samt Jan Westerberg (Miljöchef) som engagerat sig i arbetet, tagit sig tid för möten under arbetets gång och även hjälpt till att leta fram behövlig information. Tack till Sofie Dahlsten (Miljötekniker, Mariehamns stad) för hjälp med insamling av data och till Husö biologiska station (Fakulteten för miljöbiologi, Åbo Akademi) för information om vilka undersökningar de tidigare har genomfört i Mariehamns vattenområden samt utlåning av rapporter. Ett stort tack till alla anställda vid institutionen för många roliga stunder under årets gång. Slutligen, tack till Magnus för stöd och uppmuntran då det behövs som bäst.



Massbalansmodellering av fosfor i ett åländskt kustområde  
- en utredning om lokaliseringen av Lotsbroverkets  
utloppsledning

Mass Balance Modeling of Phosphorous in a Coastal Area in Åland  
- an Investigation of the Location of the Sewage Pipe from Lotsbroverket

---

Jenny Eklund

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

<b>1. INLEDNING</b> .....	<b>1</b>
1.1. BAKGRUND - ÖSTERSJÖN OCH EUTROFIERINGSPROBLEMATIKEN	1
1.2. LOTSBRÖVERKET OCH VERKSAMHETENS MILJÖTILLSTÅND .....	1
1.3. SYFTE OCH MÅLSÄTTNING.....	3
<b>2. RECIPIENTFÖRHÅLLANDEN</b> .....	<b>3</b>
<b>3. BAKGRUNDSTEORI</b> .....	<b>4</b>
3.1. KUSTMORFOMETRISKA PARAMETRAR OCH BOTTENDYNAMISKA FÖRHÅLLANDEN.....	5
3.2. MASSBALANSMODELLERING .....	5
<b>4. METODER</b> .....	<b>6</b>
4.1. GEOGRAFISK AVGRÄNSNING AV SVIBYVIKEN SAMT MÖJLIGA ALTERNATIVA RECIPIENTER .....	7
4.2. INSAMLING OCH BEARBETNING AV DATA .....	8
4.3. MASSBALANSMODELLEN FÖR TOTALFOSFOR.....	10
4.3.1. Modellens struktur och anpassning till studerade områden .....	10
4.3.2. Studerade utsläppsscenarier från Lotsbroverket.....	11
4.4. KOPPLING TILL EKOLOGISKA EFFEKTVARIABLER .....	11
4.4.1. Sambandet mellan koncentrationen av totalfosfor och klorofyll.....	12
4.4.2. Sambandet mellan koncentrationen av totalkväve och klorofyll.....	12
4.4.3. Sambandet mellan klorofyllhalt och siktdjup.....	12
4.4.4. Sambandet mellan sedimentation och syrgashalt i bottenvattnet .....	12
4.5. KÄNSLIGHETS- OCH OSÄKERHETSANALYS.....	13
<b>5. RESULTAT</b> .....	<b>13</b>
5.1. DE GEOGRAFISKA AVGRÄNSNINGARNA AV DE OLIKA OMRÅDENA.....	14
5.2. JÄMFÖRELSE MELLAN EMPIRISKT UPPMÄTTA OCH MODELLERADE DATA .....	14
5.3. KÄNSLIGHETS- OCH OSÄKERHETSANALYS.....	15
5.4. RANGORDNING AV NÄRSALTSFLÖDEN FÖR DE OLIKA OMRÅDENA .....	17
5.5. KOPPLING TILL EKOLOGISKA EFFEKTVARIABLER .....	18
<b>6. DISKUSSION</b> .....	<b>20</b>
6.1. MODELLERINGSRESULTATEN .....	20
6.2. TIDIGARE UNDERSÖKNINGAR .....	22
6.3. FRAMTIDEN.....	23
<b>7. SLUTSATSER</b> .....	<b>23</b>
<b>8. REFERENSER</b> .....	<b>25</b>

# 1. INLEDNING

## 1.1. BAKGRUND - ÖSTERSJÖN OCH EUTROFIERINGSPROBLEMATIKEN

Östersjön är till följd av naturliga omständigheter känsligt för antropogen påverkan. De smala danska sunden begränsar vattenutbytet med Nordsjön, vilket resulterar i en lång vattenomsättningstid. En genomsnittlig omsättningstid har beräknats till 30 år (Helsinki Commission, 2003). Substanser, som exempelvis näringsämnen och metaller, som tillförs vattnet blir därför kvar en lång tid. För många föreningar är sedimentation i princip den enda vägen ut från vattensystemet (Östersjöportalen, 2004). Det bräckta vattnet i Östersjön medför att endast ett fåtal arter trivs och dessa är således av yttersta vikt för balansen i ekosystemet som helhet. Östersjöns avrinningsområde är ungefär fyra gånger större än dess vattenyta och bebos av cirka 85 miljoner invånare. Havets medeldjup är endast dryga 50 meter, vilket följaktligen leder till att en proportionellt liten vattenvolym belastas med storskaliga föroreningar. Det största tillflödet av näringsämnen, främst fosfor och kväve, sker via vattendrag, medan en betydligt mindre del härrör från atmosfärsdeposition och från punktkällor vid kusten (Håkanson et al., 2002). Tillflödet av näringsämnen resulterar i en ökad primärproduktion, vilket startar en kedja av eutrofieringseffekter. Klorofyllhalten är ett mått på algbiomassa och en ökning av denna förorsakar ett minskat siktdjup och en ökad sedimentation av organiskt material (Wallin et al., 1992). Nedbrytning av detta material ökar syrgasförbrukningen i bottenvattnet och kan orsaka att bottenlevande organismer slås ut, vilket i sin tur leder till en utbredning av laminerade sediment, vilket indikerar döda botten. Eutrofieringen åstadkommer således en ond cirkel och är trots gemensamma satsningar av länder kring Östersjön fortfarande ett stort problem.

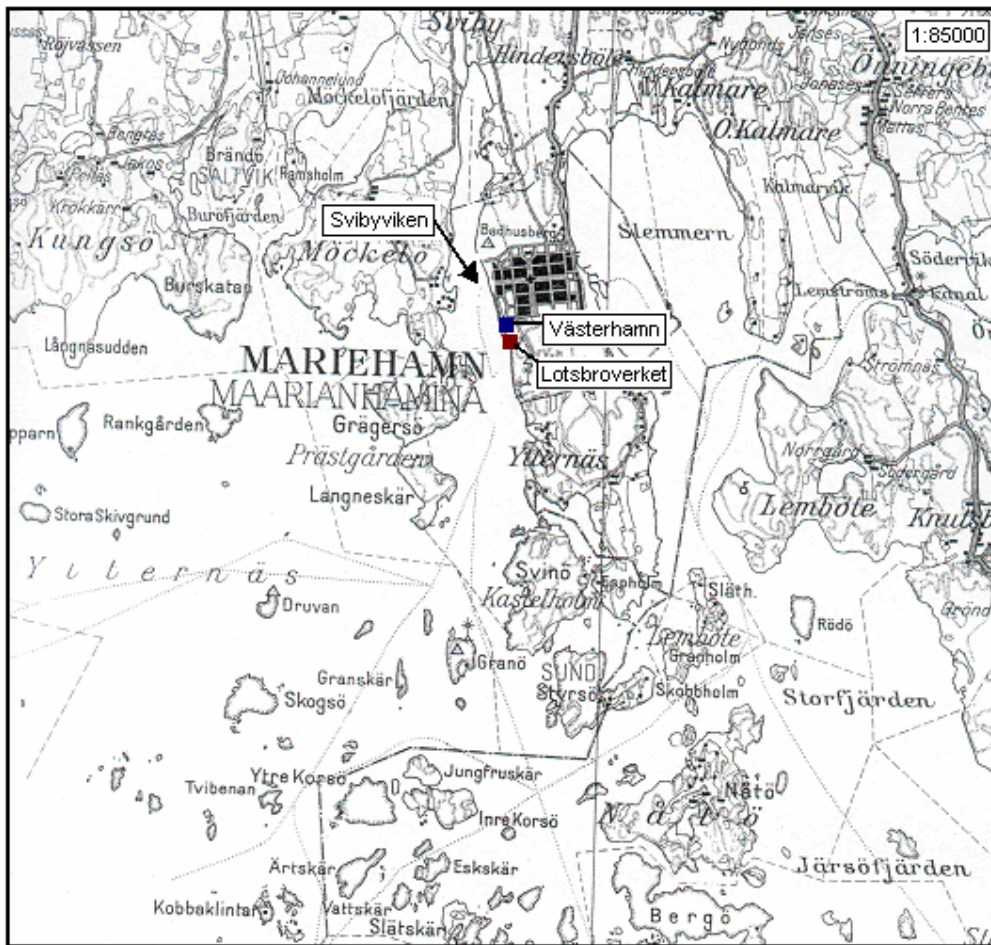
Mariehamns stad på Åland har under senare år låtit undersöka hur vattenkvaliteten i stadens vattenområden (Bilaga 1) skulle kunna förbättras med avseende på näringsförhållanden (Arnerdal & Lundell, 1996; Nylund, 1998; Maa ja vesi Oy, 1999; Suomela et al., 2000). Slutsatser har dragits att Mariehamns stads avloppsreningsverk, Lotsbroverket, är den enskilt största källan av närsaltstillförsel till stadens vatten.

## 1.2. LOTSBRÖVERKET OCH VERKSAMHETENS MILJÖTILLSTÅND

Lotsbroverket är beläget vid Mariehamns västra strand strax söder om Västerhamn (Figur 1). Verket har varit i drift sedan 1979 och är konstruerat för så kallad tre-stegsrening, vilket innebär att avloppsvattnet genomgår mekanisk, kemisk och biologisk rening. Verket tar emot avloppsvatten från Mariehamn samt delar av Jomala kommun och är dimensionerat för en belastning motsvarande 30000 personekvivalenter (p.e.). Medelbelastningen på verket under åren 1995-2003 var 17400 p.e. beräknat enligt den definition av personekvivalenter som ges i Landskapsförordning nr 105 (Ålands författningssamling, 1998). Inkommande medelflöde för samma period var cirka 1,8 miljoner m<sup>3</sup>/år. Förutom hushållsavloppsvatten inkommer till verket även avloppsvatten från passagerarfärjor samt avloppsvatten från ett fåtal industrier, främst inom livsmedelssektorn (Maa ja vesi Oy, 1999). Verkets nuvarande tillståndsvillkor för utgående avloppsvatten är 25 mg/l BOD<sub>7</sub> och 1,5 mg/l totalfosfor (Mariehamns stad, VA-verket, 2003). Reduktionen med avseende på dessa substanser är dock effektivare än kravet i

villkoren och ligger vanligen mellan 90-95 %. Närsaltsutsläppet från Lotsbroverket under åren 1995-2003 var 0,89 ton totalfosfor/år och 57,6 ton totalkväve/år.

Med anledning av EG-rådets direktiv 91/271/EEG om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse, ändrad genom kommissionens direktiv 98/15/EG, krävs att avloppsreningsverk med en belastning motsvarande Lotsbroverkets har en kvävereduktion på minst 70 % (Europa, Eur-Lex, 2004). Vid Lotsbroverket finns idag inget kväverenningssteg i processen, men en reduktion på cirka 35 % sker ändå, främst i slamavskiljningen (Arnerdal & Lundell, 1996). För att uppnå kravet på en kvävereduktion om 70 % skall om- och tillbyggnad av verket utföras. Mariehamns stads VA-avdelning har för detta ansökt och beviljats miljötillstånd av Miljöprövningsnämnden vid Ålands landskapsregering (Ålands miljöprövningsnämnd, 2002). Nya reningskrav för utgående avloppsvatten kommer att vara 10 mg/l BOD<sub>7</sub>, 0,3 mg/l totalfosfor samt 15 mg/l totalkväve. Inför en revidering av tillståndsvillkoren, som skall äga rum 2007, vill Miljöprövningsnämnden även att tillståndshavaren skall utreda möjligheter att avleda det renade avloppsvattnet till ett yttre vattenområde. Önskvärt är att flera alternativa utsläppspunkter undersöks som tänkbara nya lokaliseringsplatser för utloppsledningen. Idag mynnar utloppsledningen i Svibyviken (Figur 1) vilken klassas som ett inre vattenområde enligt Ålands landskapsregerings beslut Dnr Nf1-31-95-26, Nr. 39 (Bilaga 2 a och 2 b).



Figur 1. Karta över Mariehamn och Svibyviken.



### 1.3. SYFTE OCH MÅLSÄTTNING

I Svibyviken förekommer ofta algblomning under sensommaren. Cyanobakterier (blågröna alger) är dock mer sällsynt (Maa ja vesi Oy, 2000). En viss algblomning är naturligt och utgör en viktig del av akvatiska ekosystem, men blomningen intensifieras och ökas i omfattning till följd av näringstillförsel som härrör från antropogena källor (Svenska naturskyddsföreningen, 2004). Lotsbroverket står för en del av denna tillförsel till Svibyviken och har således en viss inverkan på de ekologiska förhållanden som råder i viken.

Syftet med detta arbete är att med hjälp av dynamisk massbalansmodellering:

- undersöka vilka ekologiska effekter en flyttning av Lotsbroverkets utloppsledning kan förväntas ge i primärrecipienten Svibyviken.
- undersöka alternativa lokaliseringmöjligheter för utloppsledningen.

Målet är att slutsatser skall kunna dras huruvida Svibyviken är en lämplig recipient för det renade avloppsvattnet från Lotsbroverket. Dessutom skall ett antal alternativa områden undersökas som möjliga recipienter. För att realistiska förväntningar skall fås vad gäller de ekologiska effekter förändringar i Lotsbroverkets närsaltsutsläpp skulle kunna åstadkomma i recipienten kommer kopplingar att göras till ekologiska effektvariabler. Effektvariabler som är relevanta att studera i samband med eutrofieringsfrågor är klorofyllhalt, siktdjup och syrgasmättnad i bottenvatten.

## 2. RECIPIENTFÖRHÅLLANDEN

Lotsbroverkets recipient utgörs av Svibyviken, vilken är ett inre vattenområde enligt tidigare nämnd klassificering (Bilaga 2 a & 2 b). Viken avgränsar Mariehamn i väster och sträcker sig i nord-sydlig riktning drygt fem kilometer (Figur 1). Bredden är i medeltal ungefär 500 meter. Söderut avslutas viken vid en tröskel där djupet är dryga tio meter. Det maximala djupet är 22 meter och i detta område mynnar Lotsbroverkets utloppsledning (Bilaga 3). Längst in i viken är djupet litet och en vägbank med en smal öppning avskiljer den inre delen av viken. I denna del av viken mynnar Möckelbybäck (även kallad Svibyån) som har ett medelflöde på cirka 70 l/s och ett avrinningsområde på 14,60 km<sup>2</sup> (Nylund, 1998). Svibyvikens totala avrinningsområde, inklusive bäckens, är 18,58 km<sup>2</sup>.

Svibyviken belastas förutom av Lotsbroverkets utsläpp även av övriga punktkällor såsom utsläpp från Ålands kraftverk, färjhamnen, fiskehamnen, ÅSS gästhamn, småbåtshamnen samt träflisverket i Möckelö. Det finns dock inga mätningar vad gäller storleken av dessa utsläpp (Suomela et al., 2000). Diffusbelastning sker från avrinningsområdet, vilket till största delen utgörs av Möckelbybäckens avrinningsområde där den dominerande markanvändningen är skogsmark följt av jordbruksmark (Nylund, 1998). Belastning sker även från dagvattendiken i staden och på Möckelö samt i Ytternäs och på Espholm via Ytternäsfjärden. Dessutom tillförs viken näringsämnen genom atmosfärisk deposition, varav de främsta källorna utgörs av trafik, energi- och värmeproduktion, industri, naturlig vittring samt behandling av kemiska gödselmedel (Suomela et al., 2000).

Viken belastas frekvent av tung färjtrafik. År 2003 gjordes 4715 stycken anlöp till Västerhamn (Sundström, 2004). Främst var det passagerarfärjor som tog i hamn, men

även tank- och lastfartyg. Trafiken bidrar till en ökad vattenomsättning, vattnet cirkulerar året runt varpå ingen märkbar temperaturskiktning förekommer. Detta resulterar i goda syreförhållanden i viken året runt. Den mekaniska omblandning som färjtrafiken förorsakar ger upphov till starka virvlar och en pumpeffekt i viken (Lindholm, 1997). Följaktligen påverkas sedimentation och resuspension från sediment till vattenmassa (Nummelin, 1999).

Svibyvikens vatten klassificeras enligt Svenska Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för trofinivå av kust och hav som mesotroft till eutroft (Naturvårdsverket, 2003). Detta understöds även av en klassificering som Åbo vatten- och miljödistrikt tagit fram (Östman & Blomqvist, 1997) samt en klassificeringsbedömning utarbetad av Wallin et al. (1992). Den inre delen av viken som avskiljs med en vägbank klassificeras dock som kraftigt övergödd, det vill säga hypereutrof. Totalfosfor- och totalkvävehalten är enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrund ”medelhög halt” under större delen av året, men ”hög halt” under sommarmånaderna. Vid värdering huruvida dessa värden avviker från den naturliga (opåverkade) nivån fås att avvikelserna i fråga om totalkväve är liten, medan avvikelserna för totalfosfor är tydliga. Trots att Svibyviken mottar ungefär 60 gånger mer kväve än fosfor från avrinningsområdet samt diffusa källor och punktkällor är totalkvävekoncentrationen i viken bara cirka 10 gånger högre än totalfosforkoncentrationen (Suomela et al., 2000).

Ett flertal undersökningar har gjorts för att klargöra vilket näringsämne som begränsar primärproduktionen. Resultaten är inte entydiga. År 1997 undersöktes detta av Sydvästra Finlands miljöcentral (Suomela et al., 2000). Studien visade att det främst var kväve som begränsade produktionen. Undersökningar utförda vid Husö biologiska station år 1996 visade dock att fosfor var det begränsande näringsämnet i början av sommaren medan båda ämnena var av betydelse under sensommaren (Nummelin, 1999). Troligt är att båda ämnena påverkar primärproduktionen samt att situationen kan variera både inom samma år och mellan olika år.

År 1997 sammanställdes en översikt av tillståndet i åländska skärgårdsvatten (Östman & Blomqvist, 1997) och resultatet visar att syreförhållandena i Svibyviken var goda till följd av en effektiv vattenomsättning som ytterligare effektiviserades av den frekventa färjtrafiken. Syrgasmättnaden i bottenvattnet i Svibyviken i augusti månad åren 1992-1996 låg mellan 70-90 %. Sommaren 1998 utförde Nummelin upprepade mätningar i Svibyviken i samband med en undersökning om växtplanktonodynamiken i mekaniskt omblandade vatten (Nummelin, 1999). Resultaten visar att syrehalten höll sig över 80 % hela sommaren. Även sedimentundersökningarna som Miljövårdskontoret, Mariehamns stad, utförde sommaren 1999 påvisar generellt goda syreförhållanden. Ytsedimenten var ljusa och spår av biologisk aktivitet förekom. Endast vid två provtagningsplatser, utanför Lotsbroverket samt Olje- och fiskehamnen konstaterades en lukt av svavelväte vilket indikerar anaeroba förhållanden. Det skall dock beaktas att dessa två sedimentprov togs på ett djup under 20 meter.

### **3. BAKGRUNDSTEORI**

Då ett kustområde skall studeras med hjälp av massbalansmodellering är kustens utseende och form givetvis av stor vikt. I detta avsnitt belyses därför några olika parametrar som beskriver morfometrin och som är av relevans i den

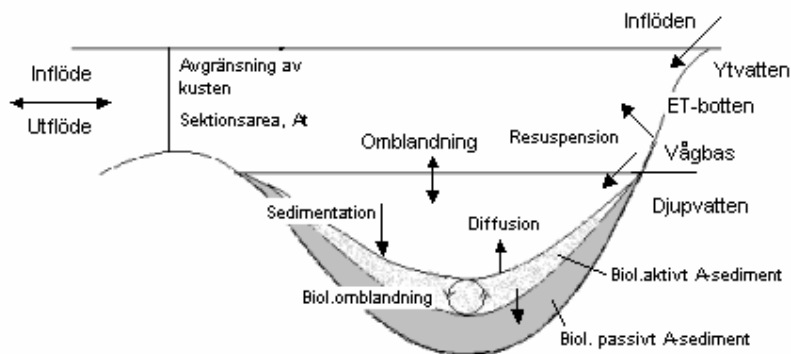
massbalansmodell som använts. Dessutom förklaras de grundläggande principerna för massbalansmodellering.

### 3.1. KUSTMORFOMETRISKA PARAMETRAR OCH BOTTENDYNAMISKA FÖRHÅLLANDEN

En kusts morfometri, det vill säga kustens utseende och form, är avgörande för hur kusten fungerar som ekosystem (Håkanson et al., 2002). Morfometrin påverkar vattenomsättning samt fördelning mellan olika sedimenttyper, koncentrationer av olika föroreningar samt även primär- och sekundärproduktion. Morfometrin är således avgörande för ett kustområdes känslighet för olika föroreningsutsläpp. Det är viktigt att definiera kustområdet på ett så relevant sätt som möjligt så att representativa värden på kustmorfometriska parametrar kan beräknas. Morfometrin beskrivs med olika storleks-, form- och specialparametrar såsom medeldjup, maximalt djup, area och sektionsarea (Figur 2).

De morfometriska parametrarna är även avgörande för kustens botten dynamiska förhållanden och påverkar kustområdets fördelning av olika botten typer det vill säga andel av ackumulations-, erosions- och transportbotten (Håkanson & Jansson, 1983). Fördelningen av dessa bottenar beror av områdets öppenhet, hur exponerat området är för vindar och vågor. Definitionsmässigt är erosionsbotten (E) de bottenar som ligger ovanför vågbasen och saknar finmaterial, transportbotten (T) är bottenar där en diskontinuerlig sedimentation av finmaterial sker och ackumulationsbotten (A) består av finmaterial som sedimenterar kontinuerligt. Erosions- och transportbottenar är svåra att särskilja och brukar slås ihop till ET-bottenar.

Det interna återflödet från sediment till vattenmassa styrs av två olika huvudprocesser, resuspension och diffusion. Resuspension orsakas av vind-, våg- eller lutningsbetingade processer och förekommer endast från ET-bottenar. Diffusion sker framförallt från A-bottenar och styrs av koncentrationsgradienten mellan sediment och bottenvatten.



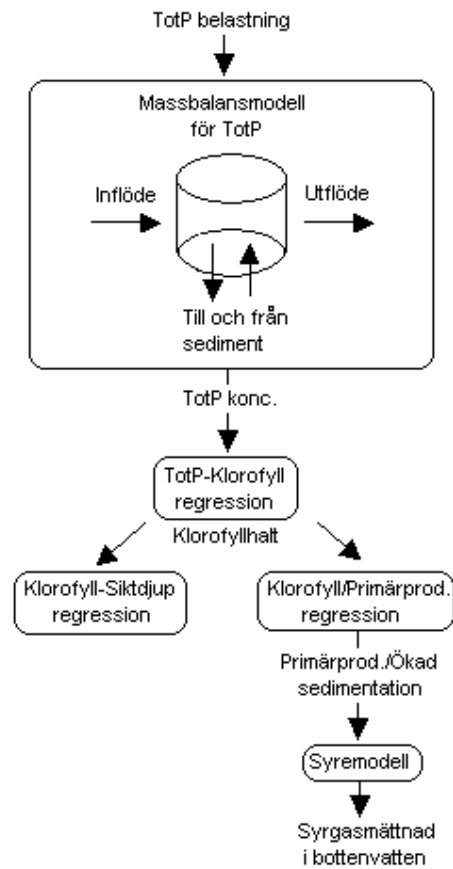
**Figur 2.** Illustration av några transportprocesser samt definitioner som är av vikt vid modellering av kustområden.

### 3.2. MASSBALANSMODELLERING

För att kunna studera olika förlopp i komplexa dynamiska system behövs modeller som förenklat beskriver verkligheten. Med modeller kan simuleringar göras för att iscensätta olika tänkbara scenarier av en viss åtgärd eller förändring, exempelvis kan

miljöeffekter av olika närsaltsutsläpp bedömas. För denna typ av analys är det nödvändigt att ett ekosystem avgränsas på ett relevant sätt så att det kan studeras ur massbalanshänseende. Vid massbalansmodellering undersöks transport av ett ämne till, från och inom ett avgränsat område samt hur förändringar däri påverkar modellens målvariabel, vilken är den parameter som skall studeras. Många faktorer kan inverka på en speciell målvariabel och dess variation inom och mellan ekosystem (Håkanson, 1998). Målet är att identifiera de viktigaste faktorerna och fokusera på dessa. Det är viktigt att empiriska data är tillförlitliga då det är med hjälp av dessa som modellen anpassas för att beskriva det område som önskas studeras. Dessutom är det viktigt att beakta modellens domän, det vill säga att en modell inte används för undersökning av områden där andra förhållanden än de som modellen tagits fram för råder.

För att kunna bedöma miljöeffekter av olika åtgärder är den så kallade effekt-dos-känslighetsprincipen viktig. Ett exempel på denna typ av modellering visas i Figur 3. Principen bygger på att en och samma dos av ett ämne kan ge olika effekt i ekosystem av olika känslighet (Håkanson, 1998). Ekosystemens olika känslighet beskrivs genom speciella områdesspecifika faktorer som införs i modellen. Det eftersträvas att dessa faktorer skall vara lättillgängliga, det vill säga vara sådana som analyseras vid rutinundersökningar eller kan avläsas från sjökort. Massbalansmodeller är således viktiga verktyg bland annat vid utförandet av miljökonsekvensanalyser samt för kontroll av återhämtningsförlopp (Karlsson, 2004).



**Figur 3.** Effekt-dos-känslighetsmodell för eutrofiering.

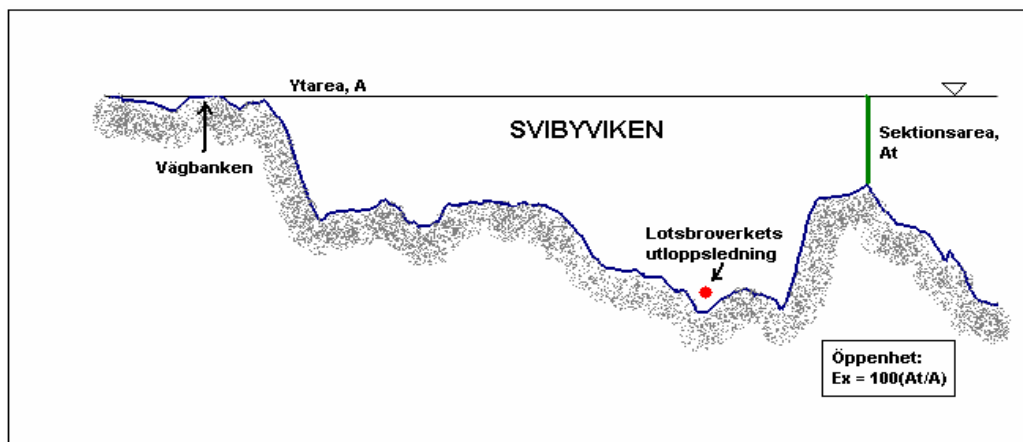
## 4. METODER

### 4.1. GEOGRAFISK AVGRÄNSNING AV SVIBYVIKEN SAMT MÖJLIGA ALTERNATIVA RECIPIENTER

Som alternativa lokaliseringmöjligheter för Lotsbroverkets utloppsledning valdes tre olika områden (Bilaga 4) ytter om gränsen för vad som klassas som inre vattenområde. För att på bästa sätt få fram parametrar som beskriver dessa områdens morfometri samt även Svibyvikens morfometri digitaliserades området från Svibyviken ut mot Kobbaklintar utifrån ett sjökort (Nr. 766, Sjökartserie C, Åland, 1998) med GIS (Geografiska informationssystem). Datorprogram som användes för detta var digitaliseringsprogrammet Roots 3.3 samt GIS-verktyget ArcGIS 8.3. Utifrån digitaliserade data interpolerades ett kontinuerligt djupprofilnät (raster) och därefter skapades tredimensionella vyer, så kallade TIN (triangular irregular network), över de olika områdena. En svårighet vid arbete med kustområden av skärgårdskaraktär är hur de skall avgränsas så att området blir att betrakta som ett enhetligt ekosystem och så att viktiga parametrar som beskriver områdets utseende och form kan beräknas på ett relevant sätt. I arbetet utnyttjades för detta en metod som visat sig ge användbara resultat, den så kallade topografiska flaskhalsmetoden. Metoden innebär att avgränsningen lokaliseras där öppenheten mot utanförliggande hav minimeras (Håkanson et al., 1984; Pilesjö et al., 1991). Detta illustreras med en genomskärningsprofil av Svibyviken (Figur 4). Öppenheten (Ex) definieras som:

$$Ex = 100 \cdot \frac{At}{A} \quad \text{Ekv. (1)}$$

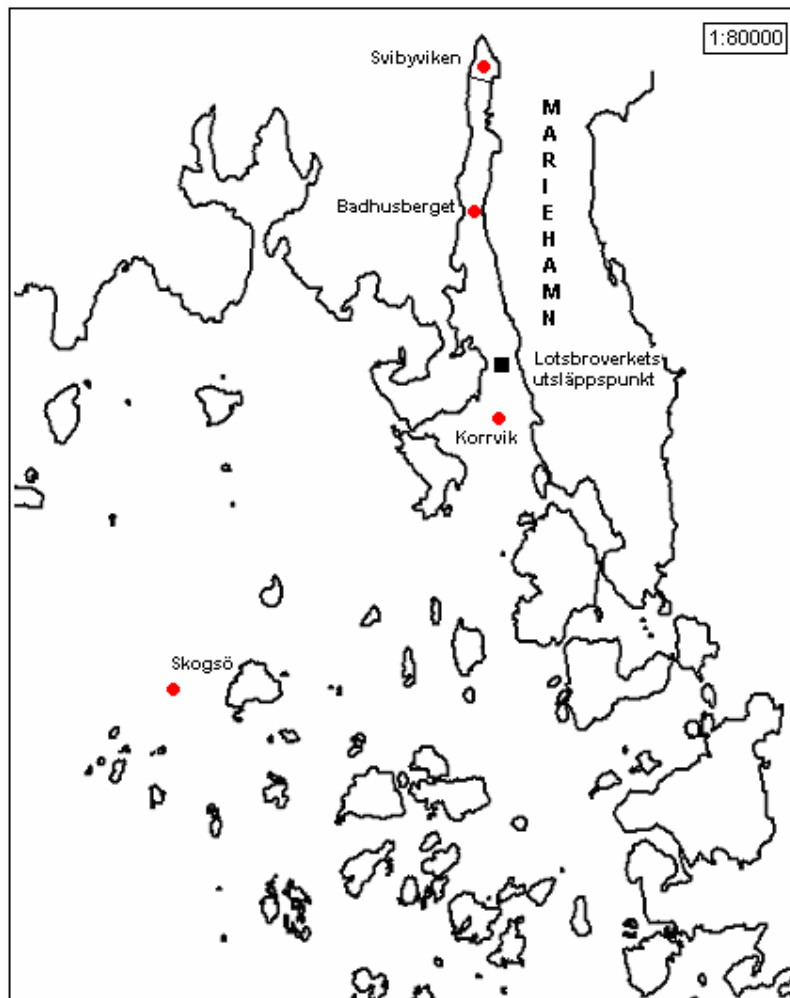
Där At är sektionsarean och A det avgränsade kustområdets ytarea. Då relevanta avgränsningar av de olika studerade områdena erhållits kunde morfometriska parametrar så som area, volym, medeldjup och maximalt djup enkelt beräknas med hjälp av GIS.



**Figur 4.** Genomskärning av Svibyviken för beskrivning av parametrarna ytarea (A), sektionsarea (At) samt topografisk öppenhet (Ex).

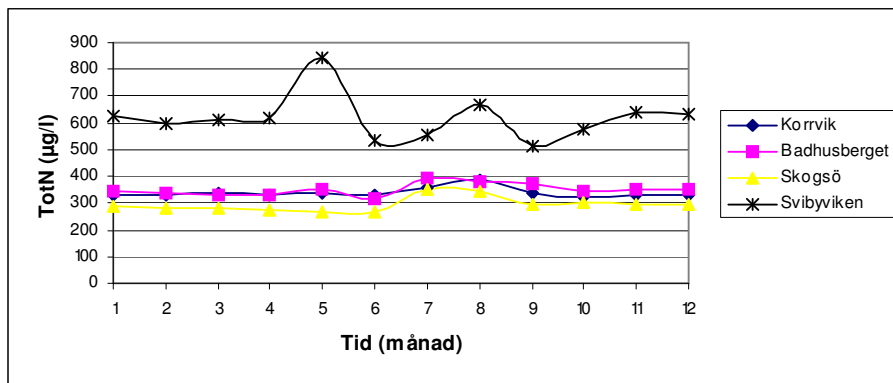
## 4.2. INSAMLING OCH BEARBETNING AV DATA

Analysresultat från vattenprovtagning i Svibyviken och utanförliggande vattenområde har erhållits från Miljöförvaldskontoret, Mariehamns stad som under åren 1997, 1999-2000 och 2002-2003 låtit utföra vattenprovtagning för kemisk och fysikalisk analys kontinuerligt vid fyra provtagningsplatser (Figur 5). Salthaltsmätningar har utförts vid samma lokaler sedan juni 2003.

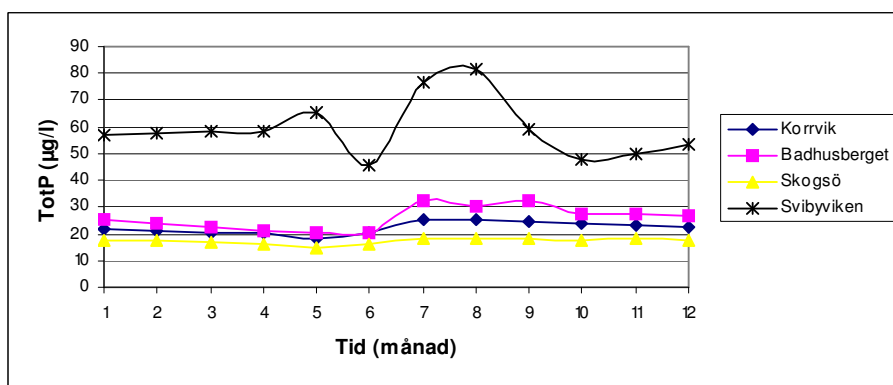


Figur 5. Provtagningsplatsernas lokalisering samt Lotsbroverkets utsläppspunkt.

För att erhålla representativa månadsmedelvärden på totalfosfor och totalkväve för Svibyviken samt för de alternativa lokaliseringarna användes analysresultat från provpunkterna Badhusberget, Korrvik och Skogsö för samtliga år då analyser genomförts. Provpunkten Svibyviken (innanför vägbanken) exkluderades då denna på grund av sin lokalisering inte kan anses ha representativa värden för Svibyviken som helhet. Då mätvärden saknades från december till och med mars gjordes en interpolation mellan november- och aprilvärdena för varje år. Årstidsvariationer för totalkväve och totalfosfor illustreras i figur 6 a och 6 b. De beräknade månadsmedelvärdena för totalfosfor och totalkväve samt salinitet och klorofyllhalter för samtliga fyra provpunkter redovisas i Bilaga 5 a respektive 5 b.



**Figur 6 a.** Årstidsvariation för totalkvävekoncentrationer vid provpunkterna Korrvik, Badhusberget, Skogsö samt Svibyviken.



**Figur 6 b.** Årstidsvariation för totalfosforkoncentrationer vid provpunkterna Korrvik, Badhusberget, Skogsö samt Svibyviken.

Då stora datamängder inte fanns tillgängliga för varje område som undersöktes som möjlig mottagare för Lotsbroverkets utsläpp beräknades en koncentrationsgradient från Badhusberget till Korrvik och vidare ut mot Skogsö. För beräkning av representativa empiriska värden för varje område utnyttjades gradienten och en viktning utfördes med avseende på mindre delområdets volym. Detta ansågs vara det bästa förfarandet efter att ha konstaterat att närsalterna varierar likartat under året vid de olika provpunkterna och att koncentrationen var som högst vid Badhusberget (då provpunkten Svibyviken exkluderats) för att sedan minska ut mot Skogsö (Figur 5 a och 5 b). Resultatet från gradientberäkningen jämfördes med mätdata från 1997 som fanns tillgängligt från ytterligare fem provpunkter (Suomela et al., 2000; Mariehamns stad, Miljövrådskontoret, Pelag-undersökning, 1997) och överensstämmelsen var tillfredsställande. Provpunkten Skogsö användes även som referensvärde och representerade närsaltskoncentrationen i utanförliggande hav.

Från Lotsbroverket har årsrapporter för åren 1995-2003 använts som bedömningsunderlag. Uppgifter om närsaltsbelastningen som tillförs via dagvatten, atmosfärsdeposition, enskilda avlopp och som bakgrundsbelastning från olika typer av markanvändning har tagits från Nylund (1998). Resultat från flödes- och närsaltsmätningar i Möckelbybäck fanns för åren 1996-2003, med vissa avbrott. Mätningarna har utförts vid miljölaboratoriet i Guttorp, Ålands landskapsstyrelse på uppdrag av Miljövråden vid Ålands landskapsstyrelse. Dessutom beaktades den kvävebudget för Mariehamn som utarbetats av Wennström (1997).

Representativt värde för årsmedelnederbörd beräknades utifrån data i boken Ålands väder under 1900-talet (Stenlid, 2001). Ett medelvärde beräknades för åren 1980-1999. Information om landhöjningen hämtades från Sveriges geologiska undersöknings hemsida (SGU, 2003).

### 4.3. MASSBALANSMODELLEN FÖR TOTALFOSFOR

#### 4.3.1. Modellens struktur och anpassning till studerade områden

För arbetet har en processbaserad, dynamisk massbalansmodell för totalfosfor använts (Håkanson & Karlsson, 2001). Modellen är implementerad i datorprogrammet Ithink 3.0.7, vilket är ett program främst för konstruktion av dynamiska simuleringsmodeller. Modellen tar hänsyn till fosforflöden till, från och inom ett avgränsat område och har konstruerats för att eutrofieringseffekt av olika flöden skall kunna studeras och rangordnas samt för att realistiska förväntningar av en viss åtgärd skall kunna fås. Modellen är kalibrerad mot data från tre åländska kustområden och validerad, med bra resultat, mot tio olika kustområden i Östersjön.

För att modellen skall kunna anpassas och användas för ett speciellt område krävs drivvariabler i form av områdesspecifika parametrar såsom kustmorfometriska parametrar och värden på samtliga totalfosforflöden till området, inklusive totalfosforkoncentrationen i utanförliggande hav. Dessutom behövs data på salinitet, nederbörd, landhöjning och latitud. Modellen baseras på differentialekvationer och simulering sker med tidssteg på en månad för att säsongsvariation skall kunna tas i beaktande. En förenklad schematisk bild av modellen med samtliga totalfosforflöden som beräknas vid simulering visas i Bilaga 6 a. I Bilaga 6 b ges modellekvationer. En prediktion av totalfosforkoncentrationen i recipienten sker utifrån dessa flöden. För att få en uppfattning om flödenas storlek i relation till varandra rangordnades de och slutsatser kunde då dras vilket eller vilka av flödena som avgörande styr totalfosforkoncentrationen i recipienten.

Då modellen endast baseras på massbalans med avseende på totalfosforflöden studerades situationen för totalkväve på ett förenklat sätt. Totalkvävekoncentrationen predikterades utifrån totalfosforkoncentrationen med hjälp av en statistisk/empirisk regressionsmodell mellan totalfosfor- och totalkvävekoncentrationen. Modellen är baserad på en stor datamängd bland annat från åländska kustområden som undersöktes för en doktorsavhandling rörande miljöeffekter av fiskodling (Nordvarg, 2001). Sambandet mellan totalfosfor och totalkväve uppvisar en förklaringsgrad ( $r^2$ -värde) på 0,72 och förklaras av Ekv. (2).

$$\log TN = 0,703 \cdot \log TP + 1,6 \quad \text{Ekv. (2)}$$

där TN är totalkvävekoncentrationen ( $\mu\text{g/l}$ ) och TP är totalfosforkoncentrationen ( $\mu\text{g/l}$ ).

Vad gäller totalkväveflöden kunde endast primära tillflöden studeras. Inflödet från havet beräknades på samma sätt som inflödet av totalfosfor beräknas i modellen, det vill säga utifrån kunskap om kustområdets öppenhet mot havet samt ytvattnets utbytetid (Håkanson & Karlsson, 2001). Detta flöde sattes i relation till övriga inflöden och procentuella bidrag erhöles. Det antogs att en minskning i ett visst flöde medför en proportionell minskning av totalkvävekoncentrationen i området.



Det som skiljer Svibyviken och i viss mån även utanföriggande områden från de områden som massbalansmodellen för totalfosfor kalibrerats för och validerats mot är att de dagligen utsätts för kraftig mekanisk omblandning till följd av den frekventa färjtrafiken. Färjtrafikens inverkan på närsaltsbalansen är inte vidare undersökt men det har konstaterats att färjtrafiken åstadkommer en omblandning av yt- och djupvatten året runt. Näringsämnen ackumuleras därför inte markant i djupvattnet sommartid, vilket annars är det naturliga i havsvikar (Nummelin, 1999). Detta har beaktats vid anpassning av modellen till samtliga studerade områden.

För att kontrollera hur väl modellen klarade av att beskriva förhållandet med avseende på totalfosfor och totalkväve i de olika undersökta områdena gjordes en jämförelse mellan empiriska och modellerade data. Detta är av högsta relevans då en samstämmighet mellan dessa data är avgörande för trovärdigheten i simuleringsresultaten.

#### **4.3.2. Studerade utsläppsscenarioer från Lotsbroverket**

För att studera hur en flyttning av Lotsbroverkets utloppsledning från Svibyviken skulle påverka totalfosforkoncentrationen i viken samt i det nya utsläppsområdet simulerades följande scenarier:

- dagsläget i samtliga områden
- situationen efter avlägsnandet av utloppsledningen från Svibyviken och tillägget av utloppsledningen till övriga områden, dels för dagens belastning av Lotsbroverket och dels för dimensionerad belastning

Då modellen endast beaktar totalfosforflöden kunde simuleringar ej göras för att undersöka hur förändringar i Lotsbroverkets totalkväveutsläpp skulle påverka recipientens totalkvävekoncentration. Detta utfördes på det förenklade sätt som beskrevs i stycke 4.3.1. och de undersökta scenarierna är samma som ovan. För alternativa lokaliseringsområden har simuleringar endast gjorts för en 70 %-ig kvävereduktion vid Lotsbroverket. När en flyttning eventuell skulle kunna bli aktuell kommer den nya kväverenningsprocessen redan att vara i bruk.

De förändringar av närsaltskoncentrationer som olika utsläpp från Lotsbroverket resulterade i inom respektive studerat område kunde sedan kopplas mot de ekologiska effektvariablerna klorofyllhalt, siktdjup och syrgashalt i bottenvattnet.

#### **4.4. KOPPLING TILL EKOLOGISKA EFFEKTVARIABLER**

För att avgöra vilka ekologiska effekter förändringar av närsaltsutsläpp medför är det nödvändigt att kunna koppla halterna av näringsämnen till olika variabler som beskriver det ekologiska tillståndet. Vanliga effektvariabler för eutrofiering är klorofyllhalt, siktdjup och syrgashalt i bottenvattnet. Kopplingar mellan närsalter och dessa variabler har gjorts med statistiska regressionsmodeller. De statistiska modellerna för koppling mellan totalfosfor och klorofyll, totalkväve och klorofyll samt mellan klorofyll och siktdjup är baserade på data från 28 åländska kustområden som undersöktes i samband med den tidigare nämnda doktorsavhandlingen om fiskodlingars påverkan på åländska kustområden (Nordvarg, 2001). För prediktion av syrgasmättnad i bottenvattnet användes en empirisk modell framtagen av Håkanson och Karlsson (2001)

#### 4.4.1. Sambandet mellan koncentrationen av totalfosfor och klorofyll

Mängden klorofyll i vattnet är ett indirekt mått på algbiomassa (Karlsson, 2003). Undersökningar har visat att det råder en tydlig korrelation mellan koncentrationen av totalfosfor och klorofyll i åländska vatten (Nordvarg, 2001). Sambandet uppvisar en förklaringsgrad ( $r^2$ -värde) på 0,89 och beskrivs på följande sätt:

$$Chl(\mu g / l) = 0,1727 \cdot TP(\mu g / l) + 0,789 \quad \text{Ekv. 3}$$

där Chl är klorofyllhalt och TP totalfosforhalt.

För denna koppling utnyttjades augustivärdet på totalfosforkoncentrationen, då det har visats att sambandet är som starkast denna månad och då det vanligen är under denna period problem med algblooming förekommer (Håkanson & Peters, 1995).

#### 4.4.2. Sambandet mellan koncentrationen av totalkväve och klorofyll

Samma undersökning påvisar även en signifikant korrelation,  $r^2$ -värdet är 0,56, mellan koncentrationen totalkväve och klorofyll. Sambandet är starkast under september månad och förklaras med följande ekvation:

$$\log(Chl(\mu g / l)) = 0,69 \cdot \log(TN(\mu g / l)) - 1,31 \quad \text{Ekv. 4}$$

där Chl är klorofyllhalt och TN totalkvävehalt.

#### 4.4.3. Sambandet mellan klorofyllhalt och siktdjup

Siktdjup är en enkel och användbar effektvariabel för vattenkvalitet och är ofta korrelerad med algbiomassa som i sin tur beror av närsaltstillförseln (Karlsson, 2003). Klorofyllhalten i recipienten beräknas för olika belastning av totalfosfor och totalkväve från Lotsbroverket. Utifrån förändringen i klorofyllhalt predikteras hur utsläppsreduktioner påverkar siktdjupet. Regressionen mellan en förändrad klorofyllhalt och förändringen i siktdjup har ett  $r^2$ -värde på 0,65 och är följande:

$$\Delta Siktdjup(m) = 1,54 \cdot \log(1 + \Delta Chl(\mu g / l)) + 0,14 \quad \text{Ekv. 5}$$

#### 4.4.4. Sambandet mellan sedimentation och syrgashalt i bottenvattnet

Då tillförseln av näringsämnen ökar sker en ökning av sedimentationen. Följaktligen hamnar en större mängd organiskt material på botten. Vid nedbrytning av detta material åtgår syre, vilket tär på syrgasförhållandena i bottenvattnet.

För prediktion av syrgasmättnad i bottenvattnet användes följande empiriska modell:

$$O_2, sat(\%) = 161,8 - 29,2 \cdot \log(1 + Td) - 59,2 \cdot \log(Dm) - 20,2 \cdot \log(GS / 100) \quad \text{Ekv. 6}$$

$O_2, sat$  är syrgasmättnaden i bottenvattnet under produktionsperioden, Td är teoretisk djupvattenomsättning (i dygn), Dm är medeldjup och GS är bruttosedimentationen (i  $g/m^2 \cdot dygn$ ). Td och GS erhöles med hjälp av den använda massbalansmodellen.

## 4.5. KÄNSLIGHETS- OCH OSÄKERHETSANALYS

För att kontrollera hur osäkerheter i olika områdesspecifika drivvariabler eller flöden påverkar modelleringsresultatet utfördes känslighets- och osäkerhetsanalys. (Håkanson & Peters, 1995). Detta gav en uppfattning om vari osäkerheter ligger och slutsatser kan därmed dras huruvida någon parameter borde mätas noggrannare för att öka trovärdigheten av resultatet. Osäkerheter kan bero av naturlig variation, begränsat dataunderlag eller subjektiv bedömning. Respektive variabels osäkerhet förklaras med ett CV-värde (coefficient of variation), vilket beskriver variabelns relativa osäkerhet och definieras som kvoten mellan dess standardavvikelse och medelvärde. Ett högt CV-värde innebär således en hög osäkerhet. För de variabler där en relativ osäkerhet inte kunde beräknas uppskattades ett karaktäristiskt CV-värde utifrån värden presenterade av Håkanson (1998). Samtliga undersökta drivvariabler med respektive CV-värde ges i Tabell 1.

**Tabell 1:** Relativ osäkerhet (CV) för drivvariabler.

Drivvariabler	CV	Drivvariabler	CV
Ytarea	0,01	Nederbörd	0,1
Medeldjup	0,01	Lotsbroverkets TotP-utsläpp	0,22
Maxdjup	0,01	TotP-koncentration i havet	0,4
Sektionsarea	0,05	Landhöjning	0,05
Möckelby bäck	0,8	Salthalt	0,03
Övrigt avrinningsområde	0,8	Avrinningsområdets storlek	0,05

Mer specifikt utfördes undersökningen genom att varje drivvariabel definierades med en sannolikhetsfördelning, utifrån variabelns CV-värde. Sannolikhetsfördelningen åstadkoms genom att programvaran Ithink 3.0.7. slumpmässigt fick generera 300 olika värden inom respektive variabels variationsvidd. För varje värde utfördes sedan en simulering av totalfosforkoncentrationen och variationen i denna kunde studeras.

Vid känslighetsanalys undersöks hur osäkerheten i en variabel inverkar på simuleringsresultatet. Analysen utförs genom att en drivvariabel varieras medan övriga variabler hålls konstanta, därefter studeras inverkan på målvariabeln, det vill säga totalfosforkoncentrationen i recipienten.

En annan aspekt av känslighetsanalys är att det är möjligt att undersöka hur en uniform förändring av ett flöde påverkar koncentrationen i det undersökta området. Detta har gjorts genom att studera hur en ändring av Lotsbroverkets fosforutsläpp vid en viss tidpunkt inverkar på totalfosforkoncentrationen i recipienten.

Vid osäkerhetsanalys kan så kallad Monte Carlo simulering användas. Samtliga drivvariablers osäkerheter beaktas samtidigt och en samlad osäkerhet fås för målvariabeln. För att få en uppfattning om varje drivvariables bidrag till den samlade osäkerheten hålls sedan en variabel åt gången konstant, medan övriga tillåts variera som tidigare. Därefter kan variationen i målvariabeln undersökas.

## 5. RESULTAT

I stycke 5.2-5.3 redovisas endast resultat från det avgränsade området Svibyviken. Dessa tas upp för att klargöra tillvägagångssättet av studien och är endast delresultat

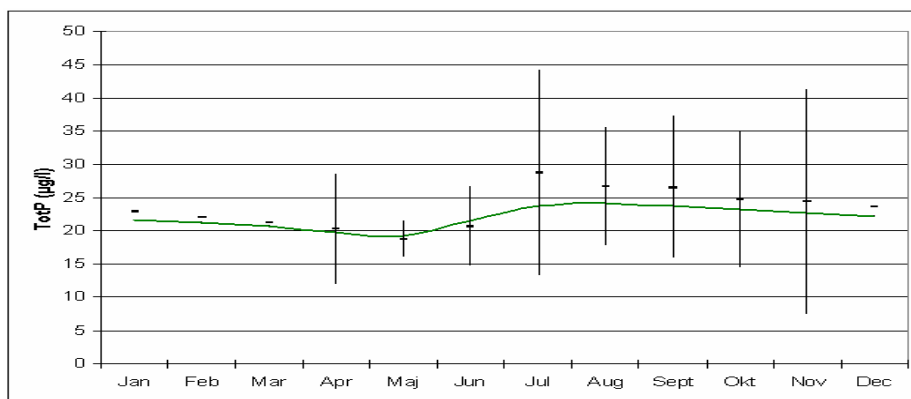
för att påvisa modellens förmåga att beskriva recipientförhållandena samt vari modellens osäkerheter ligger. Förfarandet har varit detsamma för respektive delområde och resultat för övriga studerade områden är likartade. Svibyviken är den recipient där Lotsbroverket har störst inverkan och därför valdes att presentera delresultat från undersökningen av det området. De slutliga resultaten för rangordning av närslutsflöden samt Lotsbroverkets effekt på det ekologiska tillståndet i de olika områdena ges i stycke 5.4 respektive 5.5.

### **5.1. DE GEOGRAFISKA AVGRÄNSNINGARNA AV DE OLIKA OMRÅDEN**

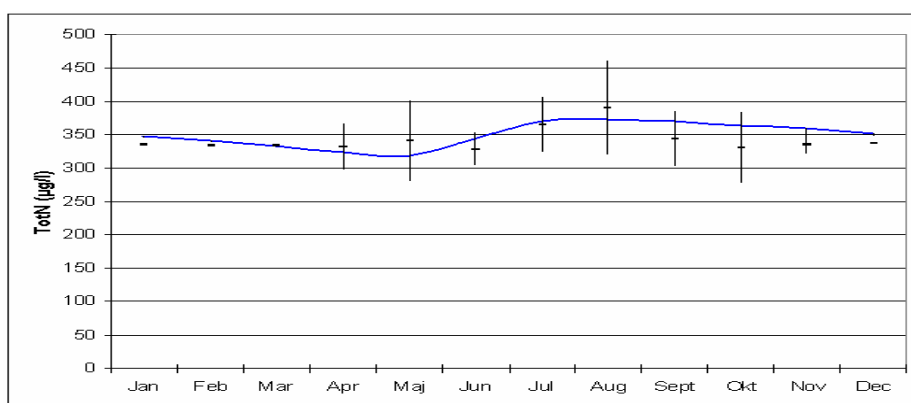
I Bilaga 7 illustreras, i en djupkarta, var den geografiska avgränsningen av varje studerat område lokaliserats. Lotsbroverkets nuvarande utsläppspunkt visas tillsammans med undersökta alternativa utsläppspunkter i samma bilaga. Avgränsningen av Svibyviken lokaliserades vid den tröskel som sträcker sig från Lagneskärs sund mot Lökskär. Avgränsningen av de övriga områdena var inte lika självklara men kunde utföras med hjälp av den topografiska flaskhalsmetoden som beskrevs i stycke 4.1. Då det på grund av kustens komplexa utseende inte var självklart hur avgränsningen för alternativt lokaliseringsområde nummer två skulle utföras gjordes två olika avgränsningar, en inre och en yttre. Enligt den topografiska flaskhalsmetoden är den yttre avgränsningen den korrekta, men detta tillvägagångssätt valdes ändå för att säkerställa att Lotsbroverkets inverkan på recipienten inte underskattades. De morfometriska parametrarna, medeldjup, maximalt djup, area, volym samt sektionsarea, för respektive område redovisas i Bilaga 8. Observera att det för alternativ lokaliseringsområde nummer tre inte kunde göras någon relevant avgränsning då lokaliseringen är belägen i öppna havet. Således kunde inte heller morfometriska parametrar beräknas.

### **5.2. JÄMFÖRELSE MELLAN EMPIRISKT UPPMÄTTA OCH MODELLERADE DATA**

För att kontrollera hur väl modellen beskrev respektive område den anpassats för jämfördes empiriskt uppmätta och med modellen simulerade månadsmedelvärden för totalfosfor och totalkväve. Mätosäkerheten för empiriska data har angetts med 95 % konfidensintervall, vilket innebär att ett mätvärde med 95 % sannolikhet ligger innanför givet intervall. Detta intervall angavs för att en uppfattning skulle fås vad gäller giltigheten i det empiriska medelvärdet och är av relevans då det generellt inte går att få bättre resultat från modellering än vad det går att mäta empiriskt. I Figur 7 a och 7 b illustreras en jämförelse mellan modellerade och empiriska halter av totalfosfor respektive totalkväve i Svibyviken. De modellerade halterna visas med den heldragna kurvan, månadsmedelvärden för de empiriska halterna anges med punkt och 95 % konfidensintervall. Det kan konstateras att mätosäkerheten i empiriska data är relativt stor. Modellen verkar dock beskriva förhållandena bra både med avseende på fosfor och kväve. En orsak till att modellen predikterar en något låg totalfosforhalt under sensommaren diskuteras i stycke 6.1. Observera att standardavvikelsen för empiriska data är beräknad utifrån månadsmedelvärden och att en standardavvikelse beräknad för varje individuellt mätillfälle skulle bli ännu högre.



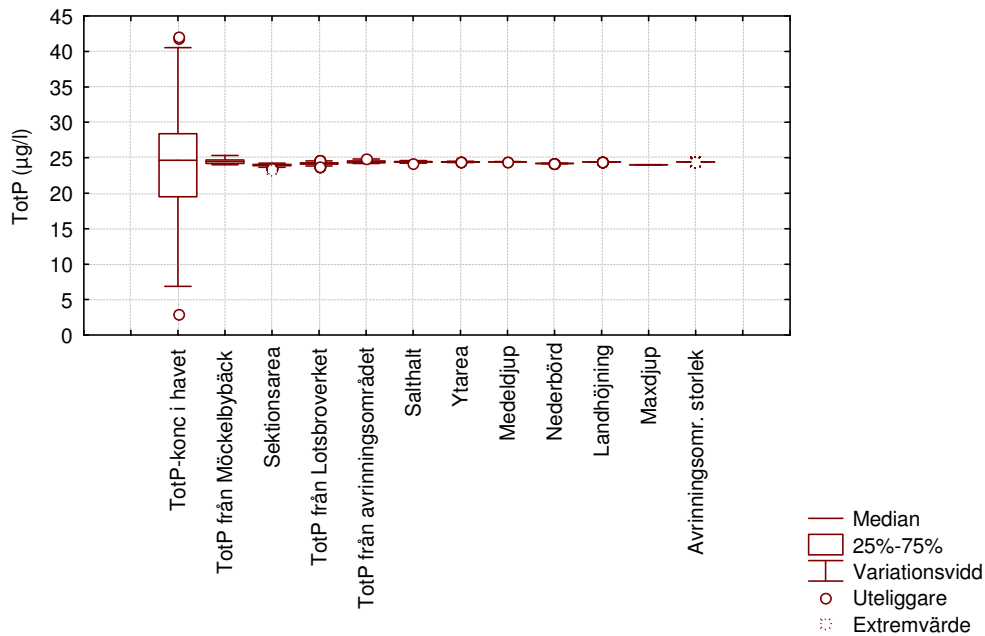
**Figur 7 a.** Jämförelse mellan empiriska och modellerade data för totalfosfor i Svibyiken. Empiriska data har angetts med punkt och 95 % konfidensintervall, de modellerade med den heldragna linjen.



**Figur 7 b.** Jämförelse mellan empiriska och modellerade data för totalkväve i Svibyiken. Empiriska data har angetts med punkt och 95 % konfidensintervall, de modellerade med den heldragna linjen.

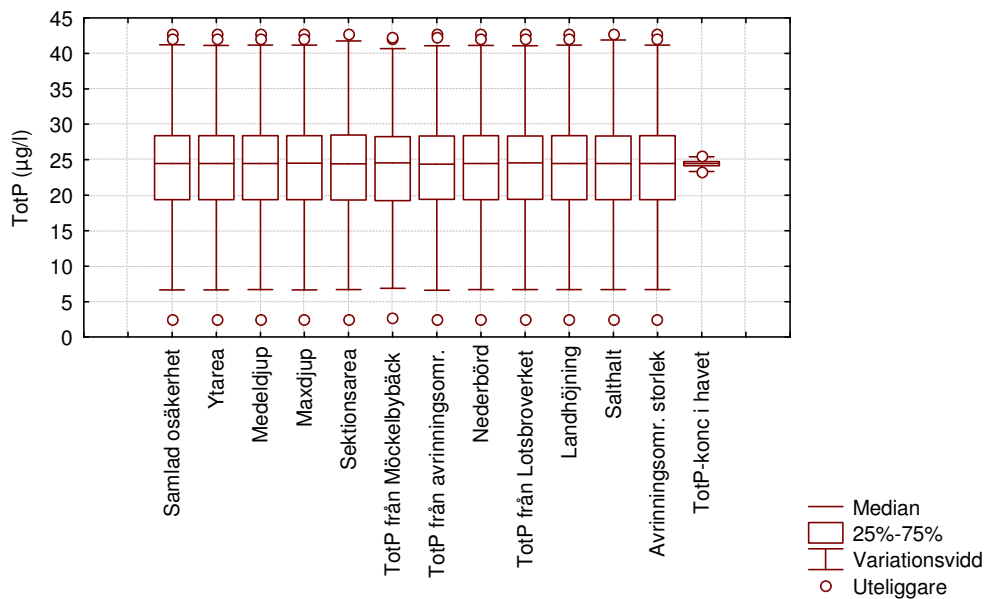
### 5.3. KÄNSLIGHETS- OCH OSÄKERHETSANALYS

Resultatet av känslighets- och osäkerhetsanalysen för modellens områdesspecifika drivvariabler redovisas i Figur 8 a och 8 b, varvid det kan konstateras att modellen främst är känslig för störningar i en av drivvariablerna, nämligen totalfosforkoncentrationen i utanförliggande hav. Känslighetsanalysen visar att då denna drivvariabel tillåts variera blir osäkerheten i modellresultat, det vill säga predikterad totalfosforkoncentration i recipient, stor. Osäkerhetsanalysen visar överensstämmande att osäkerheten i modellresultatet minskar markant då osäkerheten i denna modellvariabel exkluderas. En modell som i hög grad är beroende av signifikansen i endast en parameter anses vara relativt obalanserad (Håkanson, 1998). Detta belyser vikten av en hög signifikans i empiriska data för ifrågasvarande variabel.



CV-värde: 0,4 0,8 0,05 0,22 0,8 0,03 0,01 0,01 0,1 0,05 0,01 0,05  
 CV(%) TotP: 29,1 1,22 0,65 0,65 0,64 0,30 0,14 0,1 0,08 0,04 0,02 0,02

**Figur 8 a.** Känslighetsanalys för områdesspecifika drivvariabler.

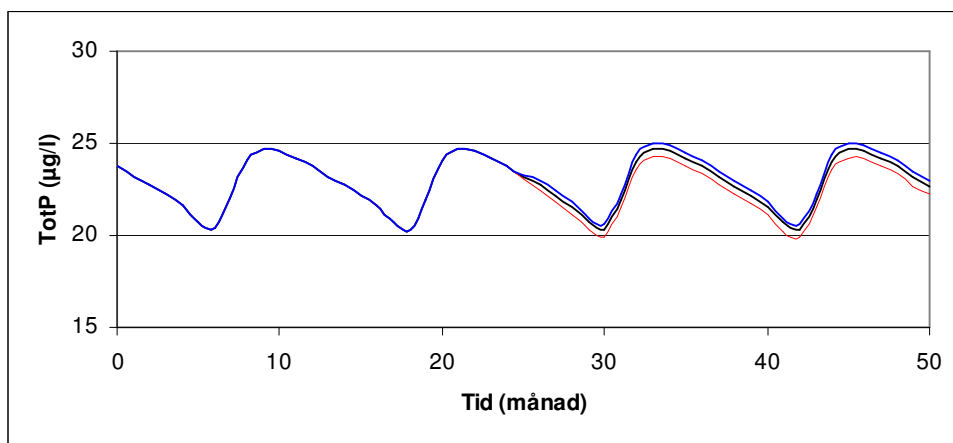


CV-värde: 0,01 0,01 0,01 0,05 0,8 0,8 0,1 0,22 0,05 0,03 0,05 0,4  
 CV(%) TotP: 29,2 29,1 29,1 29,1 29,1 29,1 29,1 29,1 29,1 29,1 29,1 1,69

**Figur 8 b.** Osäkerhetsanalys för områdesspecifika drivvariabler.

I Figur 9 ses resultaten av olika uniforma förändringar av Lotsbroverkets totalfosforutsläpp vid en viss tidpunkt (vid månad 25). Det har undersökts dels hur mycket ett avlägsnande av Lotsbroverkets utloppsledning från Svibyvikens skulle

sänka totalfosforkoncentrationen och dels hur mycket halterna i viken skulle öka om Lotsbroverket utnyttjades till full kapacitet, alltså av 30000 p.e. Det kan konstateras att en förändring av verkets totalfosforutsläpp endast inverkar marginellt på totalfosforkoncentrationen i recipienten, vilket med all sannolikhet beror på den effektiva vattenomsättningen, det vill säga vattenutbytet med utanförliggande vattenområde. Observera att y-axeln börjar vid 15, så att variationen inte överskattas vid en första anblick.

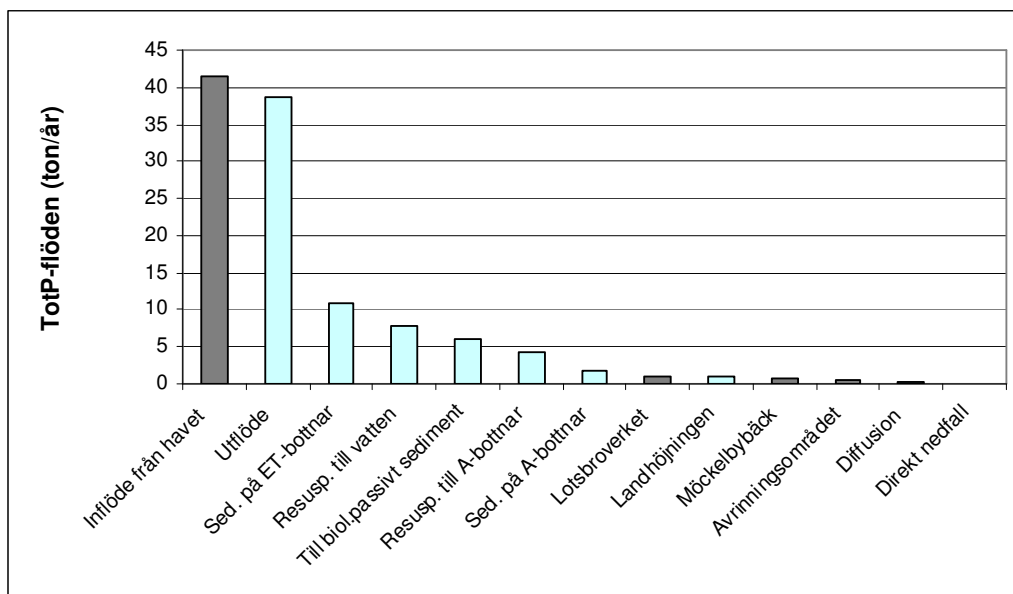


**Figur 9.** Simulering av totalfosforkoncentrationen i Sviby viken för olika belastningar av totalfosfor från Lotsbroverket. Förändringar i utsläppet sker vid månad 25. Mellersta kurvan visar totalfosforkoncentrationen vid nuvarande utsläpp från Lotsbroverket. Övre kurvan visar situationen vid dimensionerad belastning av verket och nedre kurvan visar läget vid ett nollutsläpp.

#### 5.4. RANGORDNING AV NÄRSALTSFLÖDEN FÖR DE OLIKA OMRÅDEN

I Figur 10 presenteras en rangordning av totalfosforflödena till, från och inom Sviby viken. Flödena har förklarats i Bilaga 6 a. Det kan konstateras att vattenutbytet med utanförliggande hav till största delen avgör koncentrationen av totalfosfor i viken och att övriga totalfosforflöden som exempelvis resuspension till vattenmassan från sedimentet samt bidraget från Lotsbroverket och från Möckelbybäck är av underordnad betydelse. De primära tillflödena har markerats. För övriga undersökta områden får utbytet med havet en ännu större effekt då dessa områden har en större öppenhet och således en effektivare vattenomsättning.

En illustration av de primära totalfosfor- samt totalkväveflödena till respektive undersökt område ses i Bilaga 9. Observera att flödet från Lotsbroverket baseras på nuvarande utsläpp gällandes dimensionering och reningsgrad. Totalkväveutsläppet från Lotsbroverket utgör en proportionellt sätt högre andel av den totala kvävetillförseln till Sviby viken än vad totalfosforutsläppet från Lotsbroverket gör. Detta kommer fortfarande att vara fallet efter införandet av 70 %-ig kvävereduktion vid Lotsbroverket. Vidare ses att bidraget av totalfosfor från Lotsbroverket och från Möckelbybäck är i samma storleksordning. Inflödet av näringsämnen från havet är avgörande det dominerande flödet till samtliga undersökta områden. Då ingen relevant avgränsning kunde göras för alternativ lokaliseringsplats nummer tre antogs ett högt värde på öppenheten mot havet och simuleringar kunde därefter utföras. Resultatet från rangordningen av närsaltstillflödena till detta område är därför endast att betrakta som en fingervisning.



**Figur 10.** Rangordning av totalfosforkoncentrationerna till, från och inom Svibyiken. De primära tillflödena har markerats.

## 5.5. KOPPLING TILL EKOLOGISKA EFFEKTVARIABLER

Hur förändringar i utsläppsbelastningen från Lotsbroverket beräknas påverka fosfor- och kvävekoncentrationer samt de ekologiska effektvariablerna klorofyllhalt, siktdjup och syrgasmättnad i bottenvattnet i respektive undersökt område redovisas i Tabell 2 och 3. De studerade utsläppscenarierna är dagsläget i samtliga studerade områden och situationen efter ett avlägsnande av utloppsledningen från Svibyiken och ett tillägg av ledningen till övriga områden (se Bilaga 4 och stycke 4.3.2.). Således har undersökningar för varje område utförts för ett nollalternativ samt för dagens belastning av Lotsbroverket och för dimensionerad belastning. Observera dock att för alternativa lokaliseringsområden har simuleringar gjorts endast för en 70 %-ig kvävereduktion, då denna kommer att vara utvecklad då en flyttning av utloppsledningen skulle kunna bli aktuell.

Ur tabellerna ses att förändringar av Lotsbroverkets närsaltsutsläpp inte påverkar recipientens näringsstatus i någon större utsträckning. Påverkan minskar ju längre ut mot yttre vattenområde utloppsledningen lokaliseras, för att utanför Kobbaklintar inte ge någon märkbar påverkan alls. Då det visade sig att de två olika avgränsningarna som utförts för alternativt lokaliseringsområde nummer två inte resulterade i någon märkbar skillnad vad gäller närsaltskoncentrationer i recipienten redovisas endast ett resultat. För alternativt lokaliseringsområde nummer tre gav förändringar i utsläppsbelastningen från Lotsbroverket ingen påverkan på effektvariablerna. För förändringar i totalkvävebelastning kan inte koppling göras till syrgashalt i bottenvattnet då empiriska data saknas på sedimenterad mängd. För totalfosfor erhöles ett med modellen simulerat värde på denna variabel.



**Tabell 2.** Resultat av hur olika förändringar av Lotsbroverket totalfosforutsläpp inverkar på de ekologiska effektvariablerna klorofyllhalt, siktdjup och syrgasmättnad i bottenvattnet i de olika områdena. Undersökta scenarier är dagsläget i alla områden samt situationen efter ett avlägsnande av utloppsledningen från Svibyviken och tillägg till övriga områden. Undersökningar har gjorts för dagens belastning och dimensionerad belastning av Lotsbroverket samt för ett nollalternativ.

	<b>TotP-utsläpp Lotsbroverket</b> (ton/år)	<b>TotP-konc i recipient</b> (µg/l)	<b>Klorofyll halt</b> (µg/l)	<b>Förändring av Siktdjup</b> (m)	<b>Syrgashalt i bottenvattnet</b> (%)
<b>Svibyviken</b>					
Lotsbroverket idag (dagsläget):	0,89	24,10	4,95	-	43,95
Lotsbroverket dim.belastning:	1,53	24,41	5,00	-0,17	43,70
Nollutsläpp (utan Lotsbroverket):	0,00	23,67	4,88	0,19	44,33
<b>Alternativ 1</b>					
Lotsbroverket idag:	0,89	22,67	4,70	-0,14	100
Lotsbroverket dim.belastning:	1,53	22,71	4,71	-0,15	100
Nollutsläpp (dagsläget, utan Lotsbroverket):	0,00	22,63	4,70	-	100
<b>Alternativ 2</b>					
Lotsbroverket idag:	0,89	18,21	3,93	-0,14	100
Lotsbroverket dim.belastning:	1,53	18,23	3,94	-0,14	100
Nollutsläpp (dagsläget, utan Lotsbroverket):	0,00	18,19	3,93	-	100

**Tabell 3.** Resultat av hur olika förändringar av Lotsbroverket totalkväveutsläpp inverkar på de ekologiska effektvariablerna klorofyllhalt och siktdjup. Undersökta scenarier är utsläpp från Lotsbroverket motsvarande dagsläget, för nuvarande kvävereduktion (endast Svibyviken) samt 70 %-ig kvävereduktion och utsläpp motsvarande dimensionerad belastning (för 70 %-ig kvävereduktion) samt nollalternativ.

	<b>TotN-utsläpp Lotsbroverket</b> (ton/år)	<b>TotN-konc i recipient</b> (µg/l)	<b>Klorofyll halt</b> (µg/l)	<b>Förändring av siktdjup</b> (m)
<b>Svibyviken</b>				
Lotsbroverket idag (dagsläget):	57,60	343,80	2,75	-
Lotsbroverket idag, med 70% N-red.:	24,20	330,00	2,68	0,19
Lotsbroverket dim.belastning, med 70% N-red.:	48,10	340,36	2,74	0,15
Nollutsläpp (utan Lotsbroverket):	0,00	316,30	2,60	0,23
<b>Alternativ 1</b>				
Lotsbroverket idag, med 70% N-red.:	24,20	328,12	2,67	-0,15
Lotsbroverket dim.belastning, med 70% N-red.:	48,10	329,94	2,68	-0,16
Nollutsläpp (dagsläget, utan Lotsbroverket):	0,00	325,64	2,65	-
<b>Alternativ 2</b>				
Lotsbroverket idag, med 70% N-red.:	24,20	314,15	2,59	-0,14
Lotsbroverket dim.belastning, med 70% N-red.:	48,10	314,85	2,59	-0,15
Nollutsläpp (dagsläget, utan Lotsbroverket):	0,00	313,21	2,58	-

De värden på klorofyllhalten som erhållits utifrån sambandet mellan totalfosfor och klorofyll synes överensstämma relativt bra med empiriska data (Bilaga 5 b). Observera att ingen gradientberäkning har gjorts för beräkning av representativa klorofyllhalter för varje område, men detta kan ändå konstateras utifrån befintliga data. I Svibyviken predikteras dock en något lägre halt än empiriska data. Detta beror på att den simulerade totalfosforkoncentrationen i viken också den är lite lägre än den verkliga under augusti månad. För alternativ lokalisering nummer två blir klorofyllhalten lite högre än den uppmätta halten. Vad gäller de klorofyllvärden som predikteras utifrån totalkvävekoncentrationen blir de generellt för låga i de inre avgränsade områdena, medan överensstämmelsen är god för alternativ lokalisering nummer två. Dessa resultat diskuteras vidare i stycke 6.1.

I Svibyviken predikteras en för låg syrgasmättnad i bottenvattnet. Detta beror sannolikt på att modellen är framtagen för områden som inte utsätts för den kraftiga mekaniska omblandningen som färjtrafiken förorsakar. I yttre områden är syrgasmättnaden i dagsläget mycket god och ingen märkbar försämring kan förväntas även om Lotsbroverkets utloppsledning skulle få mynna där i framtiden.

## **6. DISKUSSION**

Akvatiska ekosystem består av komplexa interaktioner som inte är helt enkla att förstå. Vid konstruktion av en modell av ett sådant system krävs därav en mängd förenklingar och antaganden. Modellen förklarar situationen med utgångspunkt från genomsnittliga förhållanden ur ett ekosystemperspektiv och småskaliga variationer predikteras således inte. Resultat från massbalansmodellering är därav inte att betrakta som exakta, men kan ändå ge en tydlig signal om vilka effekter som kan förväntas efter förändringar i olika flöden.

### **6.1. MODELLERINGSRESULTATEN**

Givetvis finns det stora osäkerheter i den komplexa, dynamiska modell som använts i arbetet. Då modellen anpassas till ett område utifrån analysdata på områdesspecifika parametrar styr signifikansen i dessa data hur väl modellen klarar att beskriva området. En god signifikans i empiri ger en ökning av modellens prediktiva kraft, det vill säga dess förmåga att prediktera tillförlitliga resultat. Mer frekventa provtagningar vid flera lokaler ger således bättre simuleringsresultat.

Trots att ett par av de områdesspecifika variabler som behövs som inparametrar i modellen hamnade utanför den räckvidd som modellen är validerad mot och att det studerade kustområdet är ovanligt utsatt för mekanisk omblandning lyckades modellen förklara situationen med avseende på närsaltskoncentrationer bra. Modellen har även vid tidigare undersökningar gett bra resultat också då vissa parametrar hamnat utanför den räckvidd som modellen testats giltig för (Dahl et al., 2003). Den goda samstämmigheten mellan modellerade närsaltskoncentrationer och empiri gör att resultaten kan betraktas som tillförlitliga.

Den inverkan osäkerheter i områdesspecifika drivvariabler har på simuleringsresultatet undersöktes. Resultaten visar att osäkerheter i totalfosforkoncentrationen i utanförliggande hav i stor utsträckning påverkar målvariabeln, det vill säga fosforkoncentrationen i de olika undersökta områdena.

Därav är en hög signifikans för denna variabel viktig. Även andra parametrar innehåller stora osäkerheter, men ur resultatet framgick att dessa inte vara avgörande för simuleringsresultaten. De flöden som härrör från lokal antropogen påverkan visade sig vara mycket mindre än de "naturligt" reglerade flödena. Det bör dock beaktas att interaktionen mellan flödena är betydande.

En orsak till att modellen predikerade en något för låg halt av totalfosfor i det undersökta området Svibyviken under sensommaren är att ett representativt empiriskt värde för viken endast baseras på analysresultat från två provtagningsstationer, Badhusberget och Korrvik. Under sensommaren är totalfosforkoncentrationen vid provpunkten Svibyviken (innanför vägbanken), nästan dubbelt högre än normalt (se figur 6 a och 6 b). Detta beror sannolikt på att anaeroba förhållanden uppkommer vid botten under produktionsperioden. Då syrefria förhållande råder sker ett läckage av totalfosfor från sediment till vattenmassa. Tidigare undersökningar har visat att 10 – 15 % av vattnet innanför vägbanken utbyts dagligen sommartid till följd av en pump- och sug effekt som åstadkommes av färjtrafiken (Lindholm, 1997). Totalfosforkoncentrationen vid Badhusberget är märkbart påverkad utav detta (se Figur 4 a och 4 b). Då stora osäkerheter råder i omfattningen av utflödet från området innanför vägbanken har detta ej tagits med i modellen. För Svibyviken som helhet är denna påverkan förhållandevis liten. För totalkväve var det lättare att erhålla ett representativt värde för viken då koncentrationerna vid Badhusberget och Korrvik var jämnare.

Tidigare undersökningar utförda i Svibyviken visar att snabba förändringar förekommer i vattenkvalitet och att rutinundersökningar därför lätt kan ge en missvisande bild av miljön (Nummelin, 1999). Vid dessa undersökningstillfällen varierade närsaltskoncentrationerna kraftigt under loppet av ett dygn. Variationen kan givetvis även bero av osäkerheter i samband med provtagning och analys, men detta kan troligen bidra till att förklara varför osäkerheten i empiriska data är rätt stor.

Vid koppling till ekologiska effektvariabler fås en god prediktion av klorofyllhalten utifrån totalfosforkoncentrationen, medan prediktionen utifrån totalkvävekoncentrationen blir för låg. Med anledning av detta verkar det som om totalfosforkoncentrationen styr klorofyllhalten, men den sämre prediktionen utifrån totalkvävekoncentrationen kan även bero på stora osäkerheter till följd av det förenklade sätt på vilket situationen för totalkväve behandlats. Det kan även bero på att regressionen mellan totalkväve och klorofyllhalt har ett relativt lågt  $r^2$ -värde (se stycke 4.4.2.). Då vattenomsättningen ökas till följd av färjtrafiken är det inte svårt att förstå att den modell som predikterar syrgashalt i bottenvattnet ger ett för lågt värde.

Färjtrafikens inverkan på Svibyviken är troligen både negativ och positiv. Vattenomsättningen ökas vilket medför att syrerikt vatten transporteras mot botten och förhindrar dåliga syreförhållanden. Detta minskar diffusionen, ett läckage, av totalfosfor från sedimenten som sker då syrgasmättnaden i bottenvattnet minskar. I instängda havsvikar är detta annars ett vanligt förekommande fenomen då temperaturskiktning medför att närsalter stannar i det kallare bottenvattnet av högre densitet. En annan synvinkel på samma fenomen är att färjtrafiken på grund av att den förstör temperaturskiktningen håller närsalter som annars skulle ha stannat i djupvattnet i cirkulation (Suomela et al., 2000). Detta resulterar i en ökad koncentration av närsalter sommartid, vilket påverkar primärproduktionen, men i

vilken utsträckning är inte utrett. Dessutom påverkas fördelningen av ackumulations- och erosions-transportbottnar, vilket medför en ökad resuspension. Färjtrafikens inverkan kunde dock undersökas ytterligare för att en fullgod bild av förhållandena i Svibyiken och utanför liggande vattenområde skulle fås.

## 6.2. TIDIGARE UNDERSÖKNINGAR

Massbalansmodeller är avgörande de bästa verktygen för studier av olika scenarier av närsaltsflöden. I tidigare undersökningar har kustområden ofta betraktats som avskilda system, det vill säga beräkningar har gjorts som om kustområden vore sjöar och slutsatser har dragits därefter (se bland annat Suomela et al., 2000). Det är viktigt att förstå att förhållandena i kustområden är helt andra än de i sjöar, inte minst hydrodynamiskt. Ett kustområdes utsatthet för eutrofiering påverkas av vattenomsättning och närsaltstillförsel. Ett relativt instängt kustområde är givetvis mer känsligt för lokala närsaltsutsläpp. För varje kustområde är det därför viktigt att identifiera och rangordna alla närsaltstillflöden för att lämpliga åtgärdsstrategier skall kunna vidtas. För kustområden med effektiv vattenomsättning är den allmänna eutrofieringsnivån i det utanför liggande havet ofta av större betydelse än lokala källor. För att komma till rätta med det problemet krävs internationellt samarbete och fokus på stora närsaltsflöden. I framtiden kommer förhoppningsvis detta att lösas i och med att Europeiska unionens vattendirektiv skall styra åtgärder så att de anpassas efter olika recipienter och inte endast grundas på generella regler för hela EU (Statens offentliga utredningar, 2002).

Vid reducering av närsaltsutsläpp har det på vissa håll visat sig viktigt att beakta balansen mellan fosfor och kväve. Om kväve reduceras i alltför hög grad kan en ökad blomning av blågröna alger (cyanobakterier) bli följd. Dessa alger klarar sig även i områden där kväve finns i underskott på grund av att de kan fixera kvävgas från luften. Detta blev situationen då Himmerfjärdsverket i Södertälje effektiviserade sin kväverening och under några år reducerade kvävet till 85 % (Sucozoma, 2001). Där har senare kväveutsläppet ökats sommartid för att motverka uppkomsten av blågröna alger. Himmerfjärdsverket är även ett exempel på ett kustområde som har så hög vattenomsättning att den allmänna eutrofieringsnivån i Östersjön i stor grad påverkar näringsstatusen. Effektivisering av avloppsvattenreningen vid Himmerfjärdsverket uppnådde därför inte önskat resultat, utan det skedde ställvis en försämring av vattenkvaliteten (Suomela et al., 2000). Analysdata från flera år visade att försämringen berodde på den ökade gödningen av Östersjön som helhet, vilken medförde att en ökande halt av näringsämnen flödade in till fjärden från öppna havet. Risken är relativt stor att vattenkvaliteten i Svibyiken inte heller kommer att förbättras nämnvärt efter reducering av Lotsbroverkets totalkväveutsläpp.

Flera tidigare undersökningar har visat att förhållandena i havet är av stor betydelse också för mycket avgränsade kustområden, även om den antropogena närsaltstillförseln är förhållandevis stor. Detta är av relevans för att förstå transporten av föroreningar och närsaltsutsläpp i kustområden samt för att realistiska förväntningar av åtgärder skall fås (Gyllenhammar, 2004). Undersökningar har utförts bland annat för Gävle yttre fjärd (Karlsson, 2003) samt för Hemsösundet norr om Härnösand (Dahl et al., 2003). Dessa områden är recipienter av avloppsvatten och tar dessutom emot utsläpp från stora pappersmassafabriker som släpper ut tiotals ton totalfosfor per år. Trots detta har förhållandena i utanför liggande hav visat sig vara

avgörande för näringsstatusen i områdena. Det är därav inte konstigt att förhållandena i havet avgörande verkar styra näringskoncentrationerna även i Svibyviken. Detta överensstämmer väl med de erhållna resultaten att det inte är sannolikt att flyttning av Lotsbroverkets utloppsledning eller ens införandet av en 70 %-ig kvävereduktion kan förändra näringsstatusen i viken i stor utsträckning då halterna i det öppna havet är så pass höga.

Utifrån den omfattande studie av åländska kuster som utfördes i samband med tidigare nämnd doktorsavhandling (Nordvarg, 2001) dras slutsatsen att det verkar som om totalfosforhalter i innerskärgården i större utsträckning än totalkvävehalter påverkas av lokala utsläpp eller sedimentflöden. Detta stämmer även med situationen i Svibyviken då kvävehalten i viken endast är knappa 15% högre än vid referenspunkten, Skogsö, medan fosforhalten däremot är drygt 35 % högre, trots att kvävetillförseln från externa källor är ungefär 60 gånger högre än fosfortillförseln till viken. Det bör dock observeras att kvävetets kretslopp mellan atmosfär och biosfär, det vill säga kvävefixering och denitrifikation, inte har tagits i beaktande.

### **6.3. FRAMTIDEN**

Resultaten har visat att Lotsbroverkets inverkan på Svibyviken, samt de undersökta alternativa lokaliseringsplatserna för utloppsledningen, är relativt liten till obefintlig. Situationen kommer att vara sådan så länge närsaltskoncentrationerna i Östersjön är höga. Därav är det viktigt att effektivisera reningsåtgärder med utgångspunkt att förbättra tillståndet i Östersjön som helhet snarare än att åstadkomma lokala förbättringar.

Om en flyttning av Lotsbroverkets utloppsledning bedöms motiverad trots den marginella förbättring av de ekologiska förhållanden som kan förväntas i Svibyviken, kan det för exakt lokalisering även vara relevant att beakta dominerande strömriktningar. Strömningsmätningar utfördes i Svibyviken under sommarmånaderna 1973 (Granholm & Krüger AB, 1973) för att utreda Svibyvikens lämplighet som mottagare av avloppsvatten. Den nuvarande lokaliseringen av Lotsbroverkets utloppsledning grundas på dessa undersökningar. Nya strömningsmätningar planeras starta i juni 2004 och sedan pågå under ett år (Wennström, 2004). Dessa mätningar skulle kunna beaktas om en flyttning av Lotsbroverkets utloppsledning skulle bli aktuell.

## **7. SLUTSATSER**

- Utsläppet från Lotsbroverket har ingen avgörande effekt på näringsämneskoncentrationerna i Svibyviken och således inte heller på de ekologiska effektvariablerna.
- Den inverkan Lotsbroverkets utsläpp har på de studerade alternativa lokaliseringsplatserna är marginell till obefintlig.
- Lotsbroverkets påverkan är dock störst på nuvarande recipient, Svibyviken. Påverkan minskar sedan successivt ju längre ut mot öppna havet utloppsledningen placeras.

- En reduktion eller ett avlägsnande av Lotsbroverkets utsläpp kan inte förväntas ge någon omfattande förbättring av tillståndet i Svibyviken.
- Den allmänna eutrofieringsnivån i Östersjön påverkar näringsstatusen i de undersökta områdena i stor utsträckning.

## 8. REFERENSER

Arnerdal, A. & Lundell, M., 1996, Alternativa metoder för kvävereduktion i Mariefhamn, Examensarbete, Institutionen för systemekologi, Stockholms universitet.

Dahl, S., Eklund, J. & Rosenqvist, C., 2003, Utvärdering av Utansjö bruks fosforutsläpp – En massbalansmodellering av omsättningen av totalfosfor i ett kustområde i Bottenhavet och koppling till ekologiska effektvariabler, Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet.

Europa, Eur-Lex, Kommissionens direktiv 98/15/EG av den 27 februari 1998 om ändring av rådets direktiv 91/271/EEG, med avseende på de krav som fastställs i bilaga I, Europeiska gemenskapernas officiella tidning nr L 067, 980307, s. 0029-0030,  
[http://europa.eu.int/smartapi/cgi/sga\\_doc?smartapi!celexapi!prod!CELEXnumdoc&lg=SV&numdoc=31998L0015&model=guichett](http://europa.eu.int/smartapi/cgi/sga_doc?smartapi!celexapi!prod!CELEXnumdoc&lg=SV&numdoc=31998L0015&model=guichett), 2004

Europa, Eur-Lex, Rådets direktiv 91/271/EEG av den 21 maj 1991 om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse, Europeiska gemenskapernas officiella tidning nr L 135, 910530, s. 0040-0052,  
[http://europa.eu.int/smartapi/cgi/sga\\_doc?smartapi!celexapi!prod!CELEXnumdoc&lg=SV&numdoc=31991L0271&model=guichett](http://europa.eu.int/smartapi/cgi/sga_doc?smartapi!celexapi!prod!CELEXnumdoc&lg=SV&numdoc=31991L0271&model=guichett), 2004.

Granholt & Krüger AB, 1973, Avloppsreningsverk i Mariefhamn-Recipientundersökning, Stockholm.

Gyllenhammar, A., 2004, Predictive Modelling of Aquatic Ecosystems at Different Scales using Mass Balances and GIS, Dr-thesis, Department of Earth Sciences, Uppsala University.

Helsinki Commission, Baltic Sea Marine Environment Proceeding No. 87, The Baltic Marine Environment 1999-2002, <http://www.helcom.fi/proceedings/bsep87.pdf>, 2003.

Håkanson, L., 1998, Water pollution - methods and criteria to rank, model and remediate chemical threats to aquatic ecosystems, Uppsala University, Sweden.

Håkanson L., Gyllenhammar, A. & Karlsson, M., 2002, Östersjön - hur läget är, hur det borde vara och hur man kommer dit, Institutionen för Geovetenskaper, Uppsala universitet.

Håkanson, L. & Jansson, M., 1983. Principles of Lake Sedimentology, Springer-Verlag, Berlin.

Håkanson, L. & Karlsson, M., 2001, A dynamic model to predict phosphorous fluxes, concentrations and eutrophication effects in Baltic coastal areas, Department of Earth Sciences, Uppsala universitet, Sweden.

Håkanson, L., Kulinsky, I. & Kvarnäs, H., 1984, Vattendynamik och bottendynamik i kustzonen, Naturvårdsverket, Rapport snv pm 1905, Solna.

- Håkanson, L. & Peters, R.H., 1995, Predictive Limnology – methods for predictive modelling, SPB Academic publishers, Amsterdam.
- Karlsson, M., 2003, Ekologiska effekter av minskat fosforutsläpp, Korsnäs AB, Underbilaga A, ÅF-Miljöforskargruppen, Stockholm.
- Karlsson, M., 2004, Predictive Modelling – a Tool for Aquatic Environmental Management, Licentiate thesis, Department of Earth Sciences, Uppsala University.
- Lindholm, T., 1997, Färjor ger fart åt alger ?, VATTEN 53: 133-136, Lund.
- Maa ja vesi OY, Jaakko pöyry infra, 1999, Mariehamns stad -Tekniska verken/VA-verket - Slutlig miljökonsekvensbedömning för Svibyviken, Vanda.
- Mariehamns stad, Miljövårdskontoret, 1999, Sedimentprover tagna i Slemmern och Svibyviken 1996-1999.
- Mariehamns stad, VA-verkets hemsida, <http://www.mariehamn.aland.fi>, 2003.
- Naturvårdsverket, Näringsämnen i kust- och havsvatten, <http://www.naturvardsverket.se>, 2003.
- Nordvarg, L., 2001, Predictive models and Eutrophication Effects of Fish Farms, Dr-thesis, Department of Earth Sciences, Uppsala University.
- Nylund, R., 1998, Bakgrundsbelastning av kväve och fosfor från Svibyvikens och Slemmerns avrinningsområde, Examensarbete, Institutionen för geovetenskaper, Kvartergeologi, Uppsala universitet.
- Nummelin, C., 1999, Växtplanktonodynamiken i mekaniskt omblandade vatten: produktion, biomassa och vertikala dygnsvandringar. Pro gradu-avhandling. Inst. för biologi, Åbo Akademi.
- Pilesjö, P., Persson, J., Håkanson, L., 1991. Digital sjökortsinformation för beräkning av kustmorfometriska parametrar och vattnets utbyttestid. Svenska naturvårdsverket, rapport 3916, Stockholm.
- SGU, Sveriges geologiska undersökning, Landhöjning, [http://www.sgu.se/geologi/jord/jordart/landhojn\\_s.htm](http://www.sgu.se/geologi/jord/jordart/landhojn_s.htm), 2003.
- Sjökort nr. 766, Sjökortsserie C, Åland, Sjöfartsverkets kart- och farledsavdelning, 1998.
- Statens offentliga utredningar, Miljövårdsberedningen, <http://www.sou.gov.se>, 2004.
- Stenlid, G., 2001, Ålands väder under 1900-talet, Ålands Museum, Mariehamn.
- Sundström, J., Hamndirektör, Mariehamns stad, personligt meddelande, 040517.



Suomela, J., Kirkkala, T., Helminen, H., Häkkinen, K., Kotilainen, H. & Laihonen, P., 2000, Rollen av kväve och fosfor vid eutrofieringen av Mariehamns havsområde, Regionala miljöpublikationer 169, Sydvästra Finlands Miljöcentral, Kirjanpaino Astro Oy, Åbo.

Sucozoma, programkonferens, 2001, Tjärnö marinbiologiska laboratorium, Forskare och avnämare i dialog om uthållig kustförvaltning – naturresurskonflikter, kunskapsbehov och problemlösning, <http://www.sucozoma.tmbi.gu.se/pdf/Forskare.pdf>, 2004.

Svenska naturskyddsföreningen, Kust & hav, <http://www.snf.se/verksamhet/kust-hav/hoten-algblomning.htm>, 2004.

Wallin, M., Håkanson, L. & Person, J., 1992, Belastningsmodeller för närsaltsutsläpp i kustvatten - speciellt fiskodlingars miljöpåverkan, Nordiska ministerrådet, 1992:502, Köpenhamn.

Wennström, M., 1997, Kvävebudget för Mariehamn, Miljövårdskontoret, Mariehamns stad.

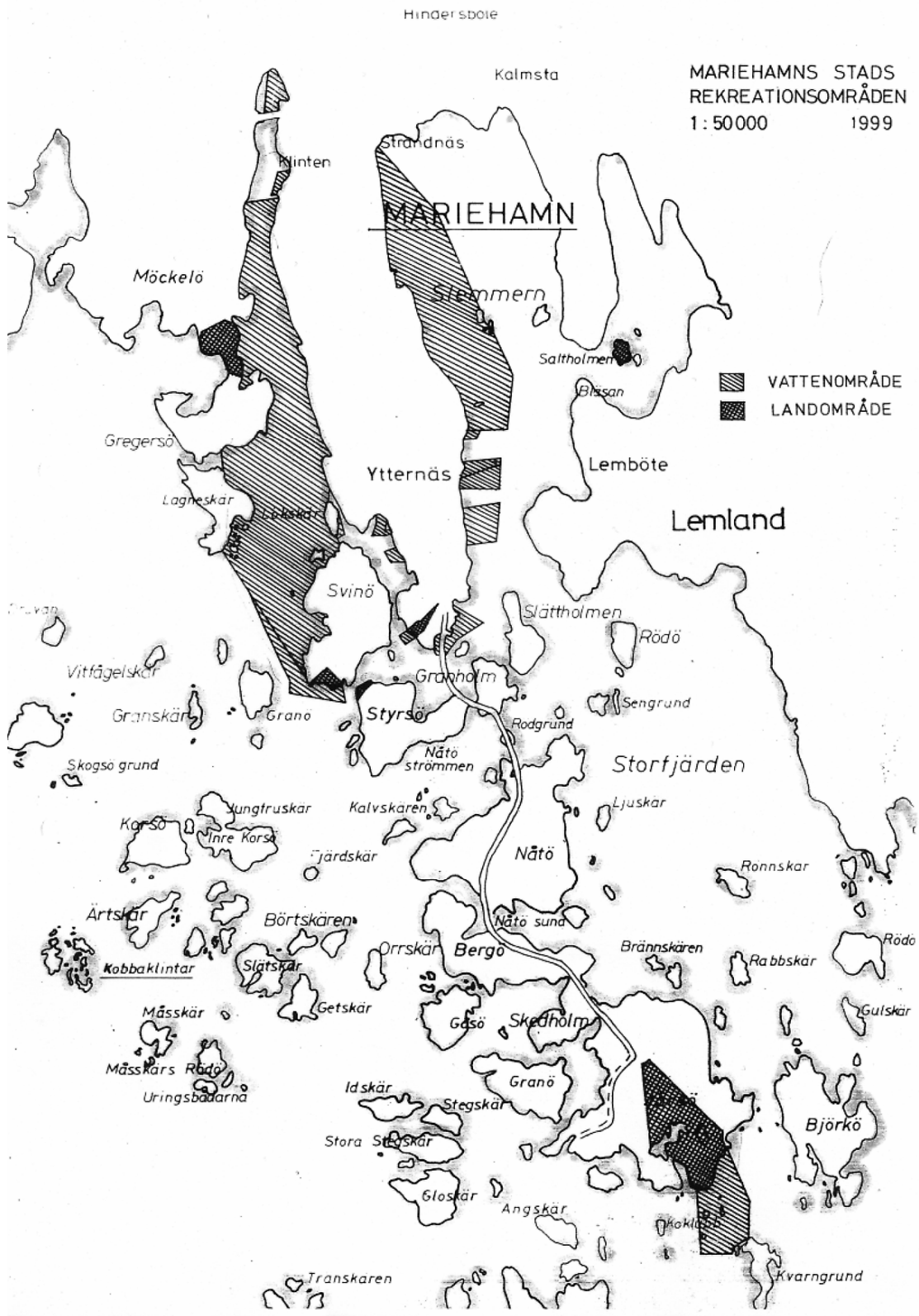
Wennström, M., Vattenbiolog, Ålands Landskapsregering, personligt meddelande, 040517.

Ålands författningssamling, 1998. Landskapsförordning om ändring av vattenförordningen för landskapet Åland, Nr 105.


Ålands miljöprovsningsnämnd, 2002, Miljötillstånd för om- och tillbyggnad av Mariehamns stads avloppsreningsverk, Lotsbroverket, Mariehamn, MPN-00-123.

Östman, M. & Blomqvist, E.M., 1997, Tillståndet i Åländska skärgårdsvatten - en översikt av situationen under 1980- och 1990-talet, långtidsvariationer samt förslag till kvalitetsparametrar för den åländska vattenlagen. Forskningsrapporter från Husö biologiska station 95.

**BILAGA 1.** Mariehamns stads vattenområde (samt landområde för rekreatiönsändamål).



BILAGA 2 a. Beslut om klassificering av inre vattenområde på Åland.

	<b>ÅLANDS LANDSKAPSSTYRELSE</b>	<u>TRANSUMT</u>	<u>PROTOKOLL</u>
	Näringsavdelningen Byrå Fiskeribyran I	Nummer 15	Sammanträdesdatum 18.5.1995

Närvarande	a) Frånvarande till följd av sjukdom
RE - HL - AE - LW - M-AJ	
ERS.	b) Frånvarande till följd av annan orsak
Föredragande	RN - AE (från nr 38)
CS	Justerat 18.5.1995

Ragnar Erlandsson

Ärendets nummer och beskaffenhet	Beslut	Exp. dag/nr
----------------------------------	--------	-------------

Nr 39

Förslag till avgränsning av inre vattenområden på Åland.  
Dnr Nf1-31-95-26

Beslöts att i vattenvårdsarbetet tills vidare tillämpa den i allegatet: "Inre vattenområden på Åland" angivna avgränsningen. De vattenområden som ligger innanför avgränsningslinjen utgör områden som bedöms vara speciellt påverkade av lokal närsaltsbelastning.

Carl Storå  
Carl Storå

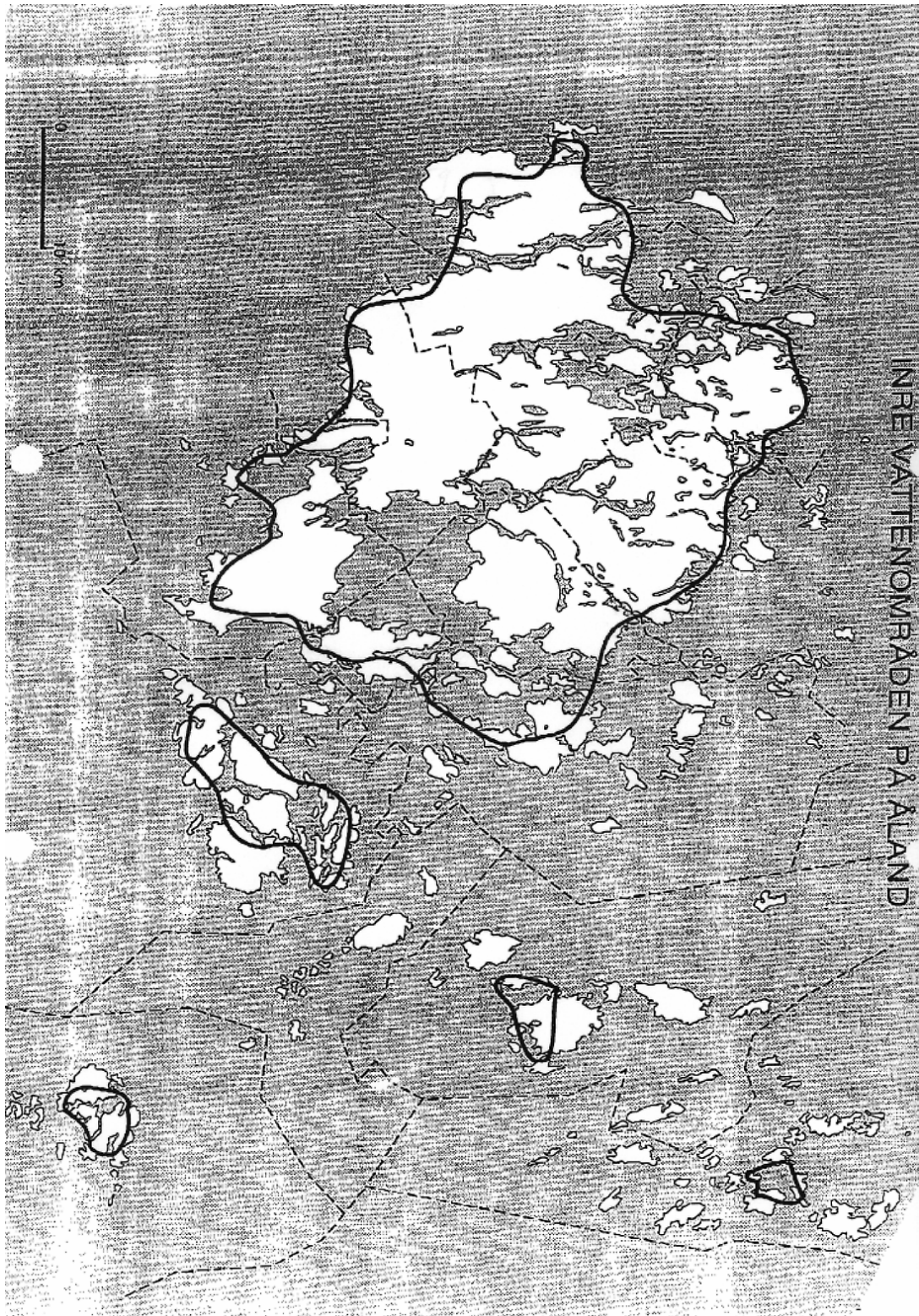
Transumtets riktighet bestyrker: Mariehamn, landskapsstyrelsens fiskeribyrå, den 18 maj 1995.

  
Carl Storå

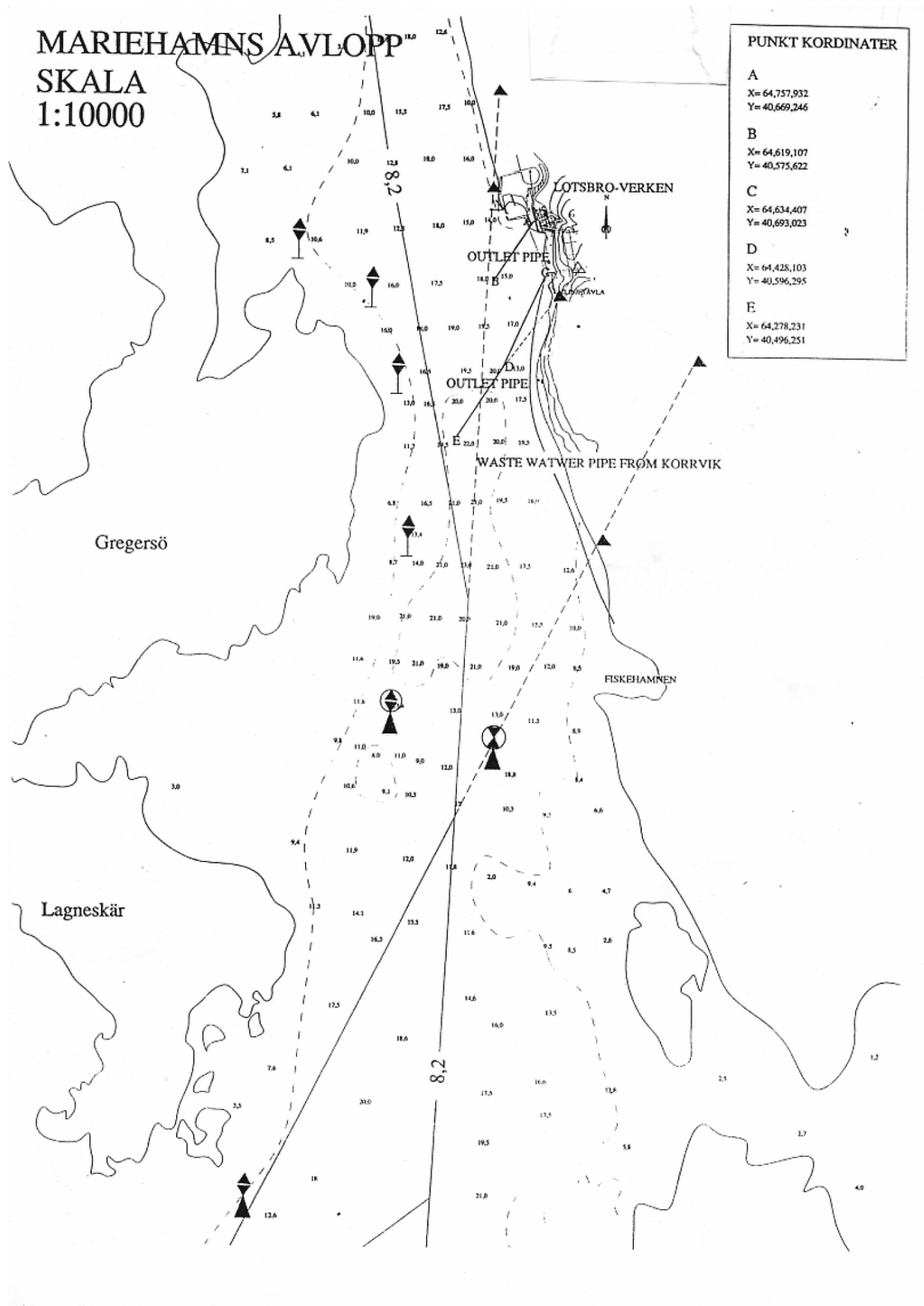
Nr 131 Nf1

Bror Johansson

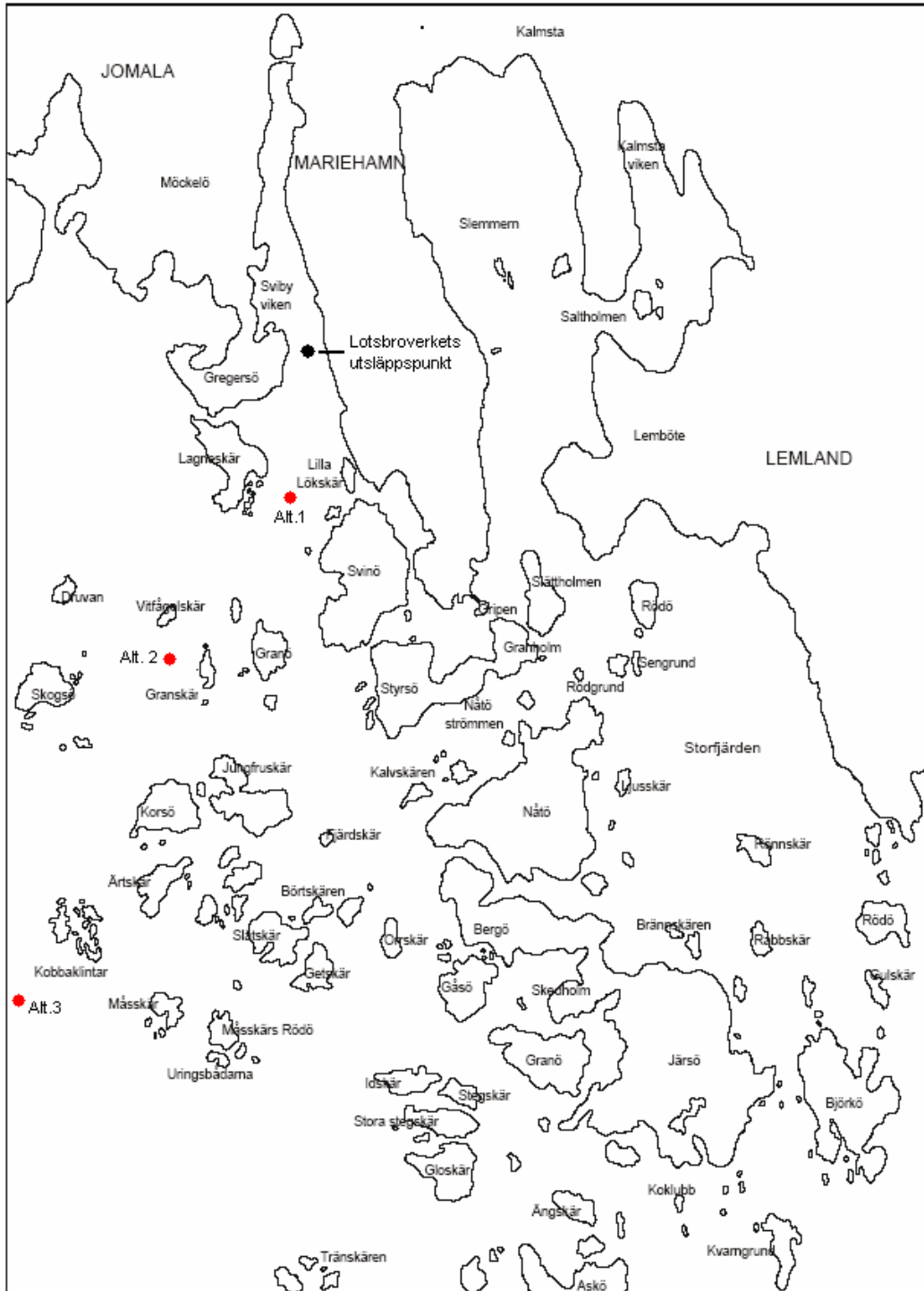
**BILAGA 2 b.** Gränsdragning för inre vattenområde på Åland.



**BILAGA 3. Lotsbroverkets utsläppspunkt (även bräddningsavloppet).**



**BILAGA 4.** Lotsbroverkets utsläppspunkt i dagsläget samt de tre olika undersökta alternativa utsläppspunkterna.



**BILAGA 5 a. Totalfosfor- och totalkvävehalter vid samtliga provpunkter-  
Svibyviken**

<b>Tot-P (µg/l)</b>	<b>2003</b>	<b>2002</b>	<b>2000</b>	<b>1997</b>	<b>Medel</b>
Jan	63,7	40,0	42,0	81,0	56,7
Feb	62,0	41,5	42,0	85,0	57,6
Mar	120,0	41,5	43,0	89,0	73,4
Apr	57,3	41,5	44,0	92,0	58,7
Maj	70,8	46,6	49,5	96,0	65,7
Jun	46,6	48,0	37,5	51,0	45,8
Jul	99,5	54,0	51,5	101,0	76,5
Aug	58,0	66,5	119,7	81,0	81,3
Sept	32,0	61,3	79,0	65,0	59,3
Okt	30,5	41,3	50,0	69,0	47,7
Nov	40,3	40,0	47,0	73,0	50,1
Dec	52,0	40,0	44,0	77,0	53,2

<b>TotN (µg/l)</b>	<b>2003</b>	<b>2002</b>	<b>2000</b>	<b>1997</b>	<b>Medel</b>
Jan	616,7	531,0	630,0	714,0	622,9
Feb	570,0	524,0	590,0	720,0	601,0
Mar	647,5	517,0	550,0	726,0	610,1
Apr	725,0	510,0	510,0	733,0	619,5
Maj	1460,0	588,0	575,0	740,0	840,8
Jun	510,0	540,0	425,0	670,0	536,3
Jul	575,0	540,0	505,0	600,0	555,0
Aug	467,5	490,0	906,7	805,0	667,3
Sept	380,0	450,0	535,0	690,0	513,8
Okt	395,0	467,5	750,0	696,0	577,1
Nov	600,0	545,0	710,0	702,0	639,3
Dec	608,0	538,0	670,0	708,0	631,0

**Badhusberget**

<b>TotP (µg/l)</b>	<b>2003</b>	<b>2002</b>	<b>2000</b>	<b>1999</b>	<b>1997</b>	<b>Medel</b>
Jan	31,0	22,0	27,8	23,6	22,3	25,3
Feb	29,0	22,5	24,2	22,9	21,5	24,0
Mar	27,0	23,0	20,6	22,1	20,7	22,7
Apr	25,0	23,0	17,0	21,4	19,8	21,3
Maj	21,3	19,6	22,0	20,7	19,0	20,5
Jun	21,6	22,0	24,0	20,0	16,0	20,7
Jul	35,3	26,0	23,0	40,0	39,0	32,7
Aug	29,3	27,5	33,0	26,0	37,0	30,6
Sept	27,8	29,5	33,0	29,0	41,0	32,1
Okt	30,0	22,8	35,0	25,0	24,0	27,4
Nov	33,0	21,0	35,0	25,0	24,0	27,6
Dec	33,0	21,5	31,4	24,3	23,2	26,7

<b>TotN (µg/l)</b>	<b>2003</b>	<b>2002</b>	<b>2000</b>	<b>1999</b>	<b>1997</b>	<b>Medel</b>
Jan	364,4	361,3	368,0	340,7	300,0	346,9
Feb	362,1	352,5	342,0	338,6	310,0	341,0
Mar	359,8	343,8	316,0	336,4	320,0	335,2
Apr	357,5	335,0	290,0	334,3	330,0	329,4
Maj	450,0	328,0	330,0	332,1	330,0	354,0
Jun	314,0	352,5	315,0	330,0	285,0	319,3
Jul	397,5	410,0	330,0	427,0	400,0	392,9
Aug	350,0	400,0	410,0	318,0	410,0	377,6
Sept	350,0	332,5	365,0	377,0	440,0	372,9
Okt	335,0	355,0	420,0	345,0	270,0	345,0
Nov	366,7	370,0	420,0	345,0	280,0	356,3
Dec	375,8	370,0	394,0	342,9	290,0	354,5

## Korrvik

<b>TotP (µg/l)</b>	<b>2003</b>	<b>2002</b>	<b>2000</b>	<b>1999</b>	<b>1997</b>	<b>Medel</b>
Jan	25,6	19,6	21,8	20,9	22,7	22,1
Feb	25,4	19,7	20,2	20,3	21,5	21,4
Mar	25,2	19,9	18,6	19,7	20,3	20,7
Apr	25,0	20,0	17,0	19,1	19,2	20,1
Maj	18,8	17,8	18,0	18,6	18,0	18,2
Jun	20,6	21,5	21,0	18,0	22,0	20,6
Jul	27,3	20,5	25,0	41,0	24,0	27,6
Aug	24,8	23,0	28,0	21,0	31,0	25,6
Sept	22,6	24,0	25,0	23,0	30,0	24,9
Okt	27,8	19,5	25,0	22,0	25,0	23,9
Nov	26,0	19,3	25,0	22,0	25,0	23,5
Dec	25,8	19,4	23,4	21,4	23,8	22,8
<b>TotN (µg/l)</b>	<b>2003</b>	<b>2002</b>	<b>2000</b>	<b>1999</b>	<b>1997</b>	<b>Medel</b>
Jan	343,3	343,8	334,0	344,6	295,0	332,1
Feb	351,7	342,5	326,0	342,9	303,3	333,3
Mar	360,0	341,3	318,0	341,1	311,7	334,4
Apr	360,0	340,0	310,0	339,4	320,0	333,9
Maj	400,0	322,0	305,0	337,7	320,0	336,9
Jun	360,0	317,5	325,0	336,0	315,0	330,7
Jul	387,5	400,0	365,0	308,0	320,0	356,1
Aug	345,0	400,0	380,0	303,0	490,0	383,6
Sept	338,0	302,5	320,0	355,0	360,0	335,1
Okt	325,0	337,5	350,0	348,0	270,0	326,1
Nov	326,7	345,0	350,0	348,0	278,3	329,6
Dec	335,0	345,0	342,0	346,3	286,7	331,0

## Skogsö

<b>Tot_P (µg/l)</b>	<b>2003</b>	<b>2002</b>	<b>2000</b>	<b>1999</b>	<b>1997</b>	<b>Medel</b>
Jan	21,0	14,6	16,0	15,8	20,3	17,5
Feb	22,5	14,3	15,0	15,5	19,0	17,3
Mar	24,0	13,9	14,0	15,3	17,7	17,0
Apr	24,0	13,5	13,0	15,0	16,3	16,4
Maj	13,3	13,6	18,0	14,8	15,0	14,9
Jun	16,2	19,0	16,0	14,5	14,5	16,0
Jul	17,0	19,5	20,0	15,5	21,0	18,6
Aug	15,0	19,5	20,0	16,0	21,0	18,3
Sept	15,8	18,8	18,0	16,5	21,0	18,0
Okt	17,7	13,8	18,0	16,5	23,0	17,8
Nov	18,0	15,0	18,0	16,3	23,0	18,1
Dec	19,5	15,0	17,0	16,0	21,7	17,8
<b>Tot_N (µg/l)</b>	<b>2003</b>	<b>2002</b>	<b>2000</b>	<b>1999</b>	<b>1997</b>	<b>Medel</b>
Jan	291,7	276,9	254,0	266,1	356,7	289,1
Feb	310,8	276,3	246,0	259,3	330,0	284,5
Mar	330,0	275,6	238,0	252,4	303,3	279,9
Apr	330,0	275,0	230,0	245,6	276,7	271,5
Maj	283,3	268,0	305,0	238,8	250,0	269,0
Jun	264,0	302,5	305,0	232,0	240,0	268,7
Jul	342,5	430,0	330,0	290,0	360,0	350,5
Aug	307,5	355,0	330,0	276,0	460,0	345,7
Sept	276,0	270,0	285,0	286,5	370,0	297,5
Okt	280,0	257,5	270,0	286,5	410,0	300,8
Nov	253,3	277,5	270,0	279,7	410,0	298,1
Dec	272,5	277,5	262,0	272,9	383,3	293,6



**BILAGA 5 b.** Salinitet och klorofyllhalter vid samtliga provpunkter.**Salinitet (promille)**

<b>Svibyviken</b>	<b>2003</b>
Jun	6,0
Jul	6,1
Aug	6,2
Sep	6,2
Okt	6,1
Nov	5,7

<b>Korrvik</b>	<b>2003</b>
Jun	6,0
Jul	6,0
Aug	6,1
Sep	6,1
Okt	6,3
Nov	6,1

<b>Badhusberget</b>	<b>2003</b>
Jun	6,0
Jul	6,0
Aug	6,1
Sep	6,1
Okt	6,3
Nov	6,0

<b>Skogsö</b>	<b>2003</b>
Jun	6,0
Jul	6,0
Aug	6,0
Sep	6,0
Okt	6,1
Nov	5,9

**Klorofyllhalter (µg/l)**

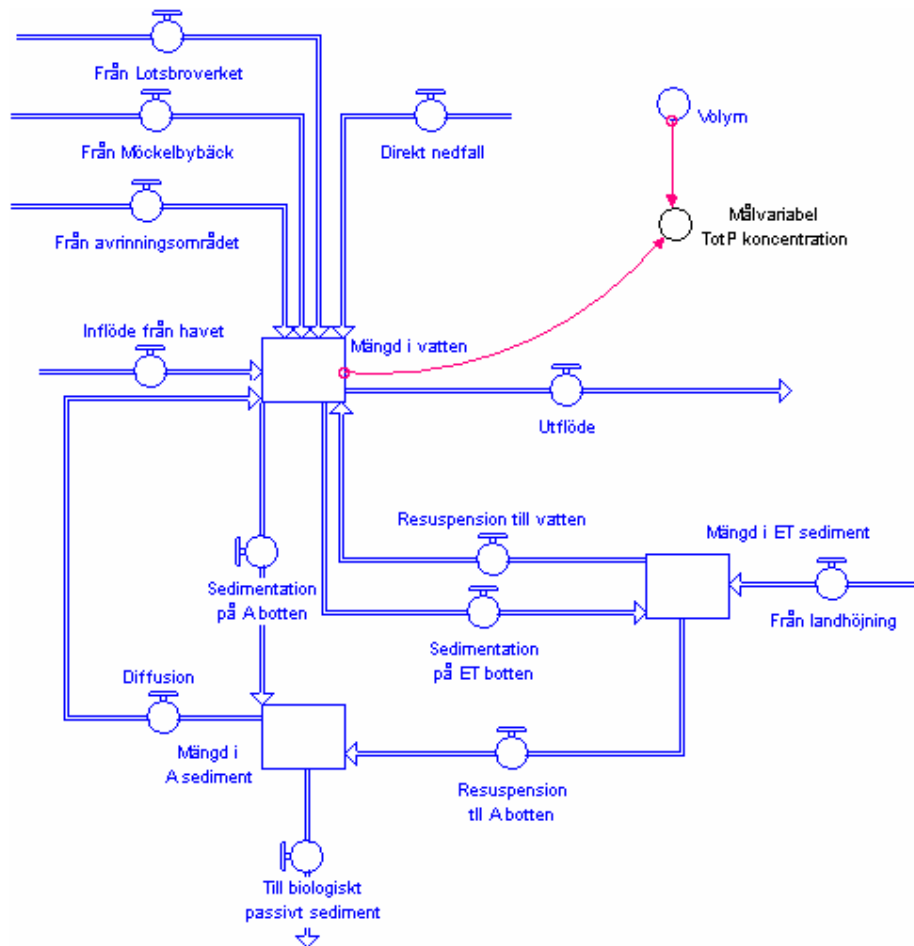
<b>Svibyviken</b>	<b>Medelvärde</b>
Apr	9,48
Maj	8,70
Jun	10,00
Jul	12,27
Aug	6,23
Sept	15,87
Okt	6,98
Nov	3,17

<b>Korrvik</b>	<b>Medelvärde</b>
Apr	5,56
Maj	5,08
Jun	4,91
Jul	7,46
Aug	5,12
Sept	3,41
Okt	1,48
Nov	1,18

<b>Badhusberget</b>	<b>Medelvärde</b>
Apr	6,94
Maj	5,73
Jun	4,67
Jul	12,39
Aug	6,27
Sept	6,47
Okt	1,90
Nov	1,34

<b>Skogsö</b>	<b>Medelvärde</b>
Apr	3,02
Maj	2,02
Jun	2,62
Jul	3,62
Aug	3,30
Sept	2,38
Okt	1,37
Nov	1,49

**BILAGA 6 a.** Principskiss över massbalansmodellen för totalfosfor (modifierad från Håkanson & Karlsson, 2001).



Tre stycken moduler där totalfosformängd beräknas:

1. Vattenmassa
2. A-sediment
3. ET-sediment

Sex stycken huvudprocesser:

1. Inflöden
2. Utflöde
3. Sedimentation av partikulärt fosfor
4. Resuspension från ET-sediment
5. Diffusion från A-sediment
6. Transport till biologiskt passivt sediment

Prediktion av målvariabeln, totalfosforkoncentration i vattenmassa sker.

## **BILAGA 6 b. Modellekvationer och variabler.**

### **MODUL1: MÄNGD I VATTENMASSA**

$Mängd\_i\_vattenmassa(t) = Mängd\_i\_vattenmassa(t - dt) + (Inflöde\_från\_havet + Direkt\_nedfall + Diffusion + Resuspension\_till\_vatten + Från\_avrinningsområdet + Från\_Lotsbroverket + Från\_Möckelbybäck - Utflöde - Sedimentation\_på\_A\_botten - Sedimentation\_på\_ET\_botten) dt$

INITIALVÄRDE:  $Mängd\_i\_vattenmassa = 5000000$ . Tidssteget  $dt$  är satt till en månad.

KOMMENTAR: Initialvärdet är baserat på tidigare mätningar av områden som modellen kalibrerats och validerats mot.

#### **Inflöden:**

$Inflöde\_från\_havet =$   
 $Konc\_i\_hav * Ytvattenflöde + (Konc\_i\_hav * 1.25) * Djupvattenflöde$

KOMMENTAR: Flöde från havet [g/mån]. Koncentrationen i djupvattnet är högre, därav multipliceras denna med 1,25. Storleken på yt- och djupvattenflödet beror av vattenmassans temperaturskiktning som i sin tur beror av temperaturskillnaden mellan yt- och djupvatten.

$Direkt\_nedfall = Årlig\_medelnederbörd * Kustarea * TP\_konc\_i\_nederbörd / 12$

KOMMENTAR: Antag att regnet innehåller  $3 \mu g/l = 3 mg/m^3$  TP.

$Diffusion = Mängd\_i\_A\_sediment * Diffusionsrate\_för\_fosfor$

KOMMENTAR: Diffusionsrate för fosfor beror av en default diffusionsrate och syrgashalten i bottenvattnet.

$Resuspension\_till\_vatten =$   
 $Mängd\_i\_ET\_sediment * Resuspensionsrate\_för\_biota\_and\_abiota * (1 - Formfaktor / 3)$

KOMMENTAR: Resuspensionsrate för biota och abiota är en funktion av åldern på ET-sediment och en fördelningskoefficient för biota. Formfaktorn är ett förhållande mellan medel- och maxdjup.

$Från\_avrinningsområdet = Konc\_TP\_i\_avrinningsområdet * Månadsmedelflöde\_m3$

$Från\_Lotsbroverket = TP\_utsläpp\_g\_per\_mån$

$Från\_Möckelbybäck = Konc\_TP\_i\_Svibyån * Medelflöde\_i\_Svibyån$

#### **Utflöden:**

$Utflöde = Mängd\_i\_vattenmassa * Utflödesrate$

KOMMENTAR: Utflödesraten beskrivs av det totala vatteutbytet/volymen. Totala vattenutbytet är summan av månadsmedelflödet och yt- och djupvattenflödet. Månadsmedelflödet beräknas utifrån årsmedelflödet och en säsongsmoderator.

Sedimentation\_på\_A\_botten =  
Mängd\_i\_vattenmassa\*(Andel\_A\_botten)\*(Sedimentationshastighet/DA)\*(Partikulär\_fraktion)

KOMMENTAR: Andel A-botten beror av kustarean, maxdjupet, vågbasen och formfaktorn. Sedimentationshastigheten beräknas utifrån en default sedimentationshastighet samt moderatorer för suspenderat partikulärt material och salinitet. DA är medeldjupet på A-botten.

Sedimentation\_på\_ET\_botten =  
Mängd\_i\_vattenmassa\*Andel\_ET\_botten\*(Sedimentationshastighet/DTA)\*  
(Partikulär\_fraktion)

KOMMENTAR: Andel ET-botten beror av kustarean, maxdjupet, vågbasen och formfaktorn. DTA är medeldjup för ET-botten.

## MODUL2: MÄNGD I A-SEDIMENT

Mängd\_i\_A\_sediment(t) =  
Mängd\_i\_A\_sediment(t - dt) + (Sedimentation\_på\_A\_botten +  
Resuspension\_till\_A\_botten - Diffusion - Till\_biologiskt\_passivt\_sediment) dt

INITIALVÄRDE: Mängd\_i\_A\_sediment = 35000000

KOMMENTAR: Mängden totalfosfor i A-sediment [g].

### Inflöden:

Sedimentation\_på\_A\_botten =  
Mängd\_i\_vattenmassa\*(Andel\_A\_botten)\*(Sedimentationshastighet/DA)\*(Partikulär\_fraktion)

Resuspension\_till\_A\_botten =  
Mängd\_i\_ET\_sediment\*Resuspensionsrate\_för\_biota\_and\_abiota\*(Formfaktor/3)

### Utflöden:

Diffusion = Mängd\_i\_A\_sediment\*Diffusionsrate\_för\_fosfor

Till\_biologiskt\_passivt\_sediment =  
om Ålder\_på\_A\_sediment > 48 blir flödet: Mängd\_i\_A\_sediment\*(1/(48)) annars  
Mängd\_i\_A\_sediment\*(1/(Ålder\_på\_A\_sediment))

### MODUL3: MÄNGD I ET-SEDIMENT

Mängd\_i\_ET\_sediment(t) =  
Mängd\_i\_ET\_sediment(t - dt) + (Sedimentation\_på\_ET\_botten +  
TP\_från\_landhöjningen - Resuspension\_till\_vatten - Resuspension\_till\_A\_botten)dt

INITIALVÄRDE: Mängd\_i\_ET\_sediment = 1000000

KOMMENTAR: Mängden totalfosfor i ET-sediment [g].

#### Inflöden:

Sedimentation\_på\_ET\_botten =  
Mängd\_i\_vattenmassa\*Andel\_ET\_botten\*(Sedimentationshastighet/DTA)\*  
(Partikulär\_fraktion)

TP\_från\_landhöjningen = TP\_från\_landhöjning [g torrsvikt/månad]

KOMMENTAR: Då jordskorpan innehåller cirka 0,11 % fosfor (Nylund, 1998) medför landhöjningen att nytt eroderbart material sätts i omlopp.

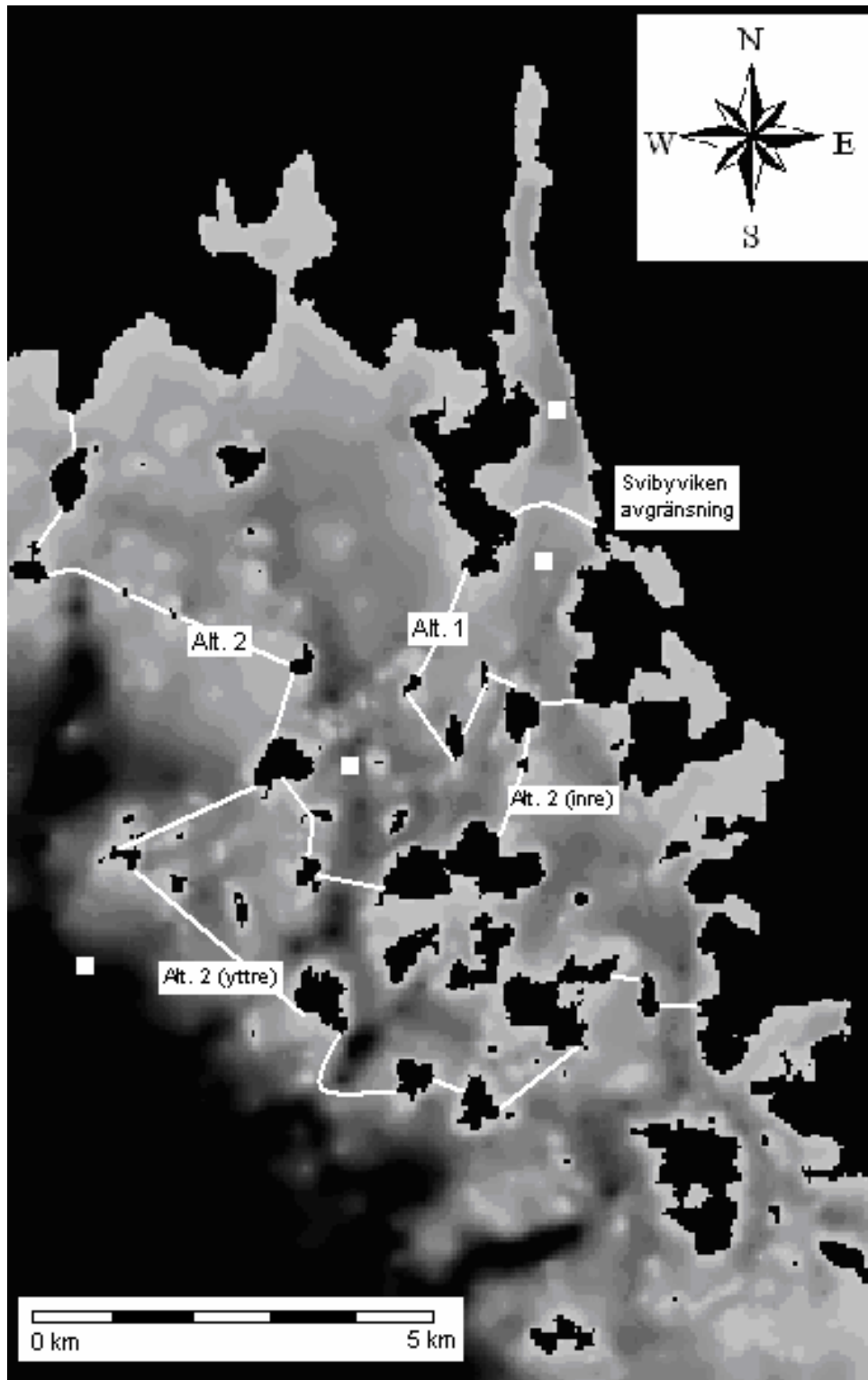
#### Utflöden:

Resuspension\_till\_vatten =  
Mängd\_i\_ET\_sediment\*Resuspensionsrate\_för\_biota\_and\_abiota\*(1-Formfaktor/3)

Resuspension\_till\_A\_botten =  
Mängd\_i\_ET\_sediment\*Resuspensionsrate\_för\_biota\_and\_abiota\*(Formfaktor/3)

KOMMENTAR: Av mängden som resuspenderar från ET-botten transporteras en del till A-botten och en annan del till vattenmassan.

**BILAGA 7.** Avgränsning av de olika undersökta områdena samt markering av Lotsbroverkets utsläppspunkt i dagsläget och studerade alternativa utsläppspunkter.



## BILAGA 8. Morfometriska parametrar för respektive undersökt område

### **Svibyviken**

Medeldjup (m)	7,8
Maxdjup (m)	22,2
Ytarea (km <sup>2</sup> )	3,1
Volym (km <sup>3</sup> )	0,025
Sektionsarea (m <sup>2</sup> )	6636

### **Alternativ2(inre)**

Medeldjup (m)	11,9
Maxdjup (m)	41,9
Ytarea (km <sup>2</sup> )	32,9
Volym (km <sup>3</sup> )	0,39
Sektionsarea (m <sup>2</sup> )	68162

### **Alternativ1**

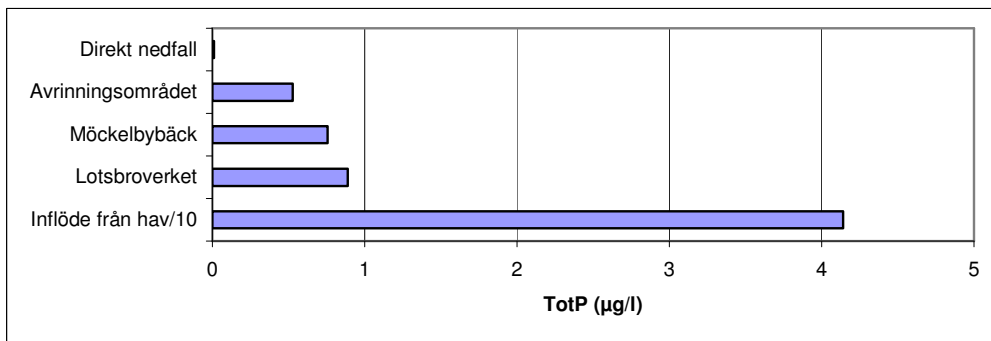
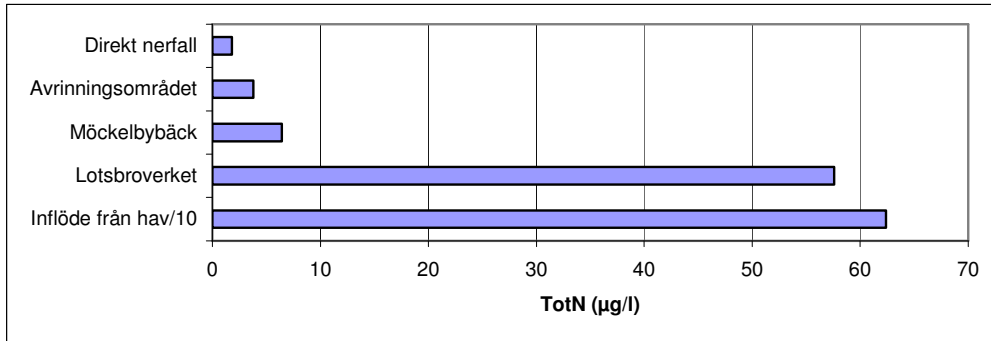
Medeldjup (m)	9,6
Maxdjup (m)	24,3
Ytarea (km <sup>2</sup> )	7,7
Volym (km <sup>3</sup> )	0,074
Sektionsarea (m <sup>2</sup> )	35445

### **Alternativ2(yttre)**

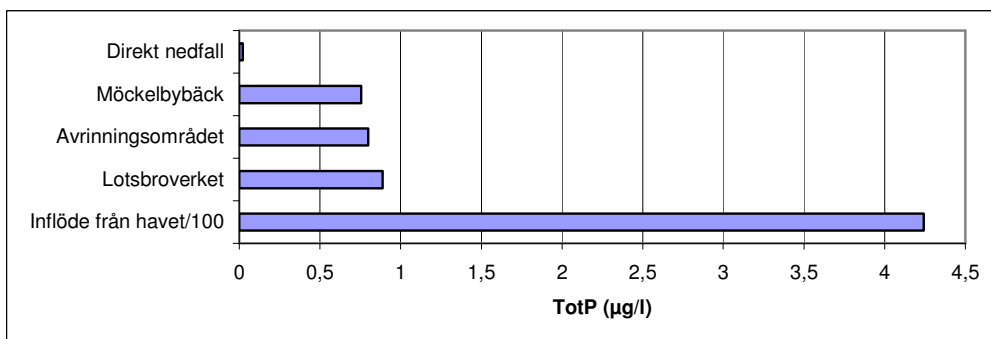
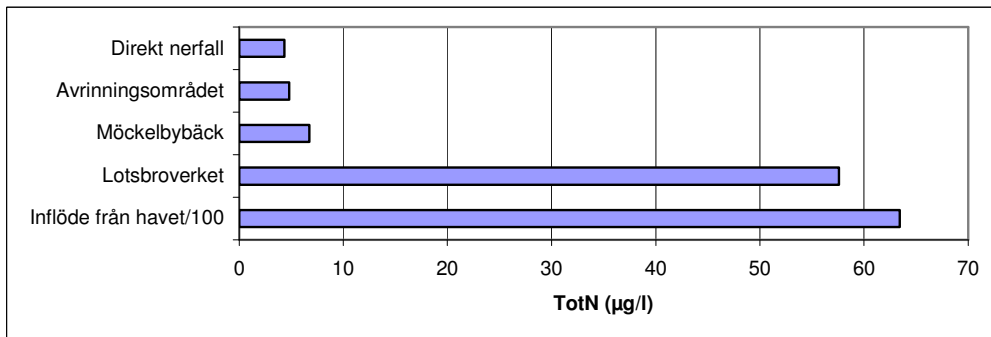
Medeldjup (m)	12,3
Maxdjup (m)	53,7
Ytarea (km <sup>2</sup> )	53,8
Volym (km <sup>3</sup> )	0,66
Sektionsarea (m <sup>2</sup> )	129026

## BILAGA 9. Primära närsaltstillflöden till respektive studerat område

### Svibyviken

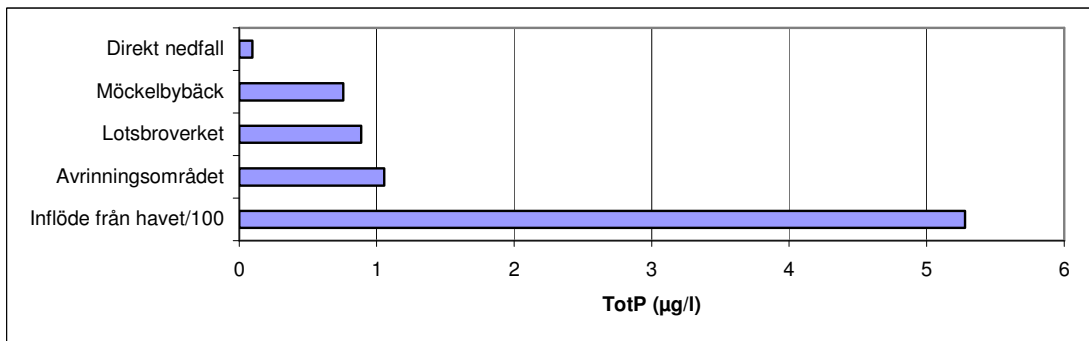
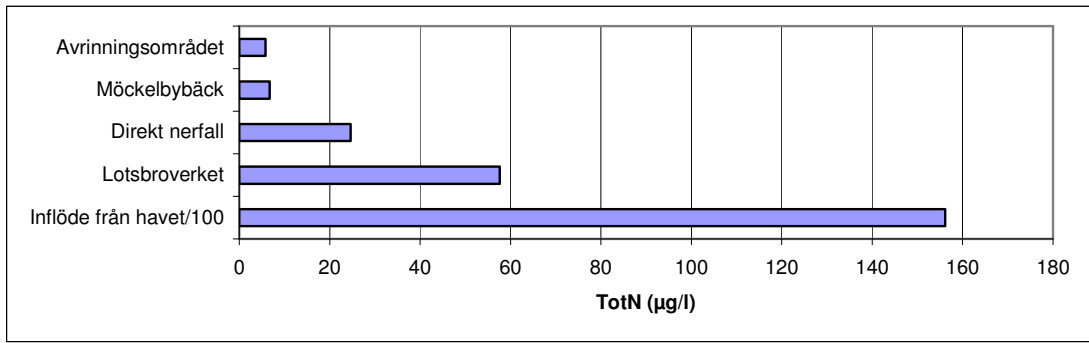


### Alt 1.





Alt 2. (yttre avgränsningen)



Alt 3.

