

# Fosforprocesser i Bornsjön, Stockholms reservvattentäkt - dynamisk massbalansmodellering med LakeMab

Phosphorus processes in Bornsjön, Stockholm's  
reserve water source - modeling with LakeMab

---

Peter Dimberg



# REFERAT

## Fosforprocesser i Bornsjön, Stockholms reservvattentäkt - dynamisk massbalansmodellering med LakeMab

*Peter Dimberg*

Bornsjön är Stockholms viktigaste reservvattentäkt och kan tillgodose staden med dricksvatten i flera månader om Mälaren skulle slås ut. Det är därför viktigt att Bornsjön håller en god vattenkvalitet. Under de senaste åren har vattenkvaliteten avseende totalfosfor i Bornsjön försämrats. Hög belastning av fosfor kan leda till övergödning i en sjö. När en sjö är övergödd uppstår ökad syreförbrukning som kan leda till syrebrist. Vid syrebrist frigörs fosfor från sediment och det blir större näringstillgång som bidrar till mer övergödning. Övergödning beror ofta på utsläpp från punktkällor, till exempel från avloppsvattenutsläpp, men kan även bero på diffusa utsläpp från jordbruksmark och skog inom avrinningsområdet.

Syftet med examensarbetet var att förstå vilka fosforprocesser som är viktiga för Bornsjön som ekosystem och med den dynamiska massbalansmodellen LakeMab utvärdera olika realistiska åtgärder för att minska belastningen av totalfosfor. Marken runt Bornsjön ägs av Stockholm Vatten och med resultaten från detta arbete ska Stockholm Vatten få olika förslag på vilka åtgärder som bör prioriteras. Resultat från andra kända modeller har även jämförts med LakeMabs resultat.

Studien visade att det är möjligt att reglera belastningen av totalfosfor på Bornsjön genom till exempel införande av vallodling, minskning av åkerareal och genom minskade utsläpp från enskilda avlopp. Dessa olika åtgärder kan kombineras för ökad effekt. Det är även möjligt att sänka totalfosforkoncentrationen i sjön genom att sänka sjöns pH-värde. Detta är dock en åtgärd som inte rekommenderas på grund av att en förändring av det naturliga pH-värdet påverkar ekosystemet.

För att i framtiden kunna göra liknande studier med mer tillförlitliga resultat bör provtagningsprogrammet i dikena utökas, speciellt vid kraftig nederbörd då fosforläckaget från marken är större.

**Nyckelord:** Bornsjön, fosfor, fosforprocesser, LakeMab, modell, modellering, massbalans, övergödning, reservvattentäkt.

## ABSTRACT

### **Phosphorus processes in Bornsjön, Stockholm's reserve water source - modeling with LakeMab**

*Peter Dimberg*

Lake Bornsjön is Stockholm's most important reserve water source and can supply the city with drinking water for several months in case Mälaren would be polluted. Thus it is important to maintain the water quality of Bornsjön. In the last years the quality of the drinking water has in reference to total phosphorus in Bornsjön degraded. High load of phosphorus leads to eutrophication in lakes. When a lake is eutrophicated the respiration increases, which may lead to a lack of oxygen in the water. At reduced conditions of oxygen, phosphorus will be released from the sediments which lead to an increased eutrophication. Eutrophication is often the result of anthropogenic point sources, for example waste water treatment plants, but can also be due to diffuse sources like agricultural and forests within the catchment area.

The purpose with this Master degree project was to understand which phosphorus processes are important for Bornsjön as an ecosystem and with the dynamic mass balance model LakeMab evaluate different realistic actions to decrease the load of total phosphorus. Most of the catchment area around Bornsjön is owned by Stockholm Vatten and the aim of this project is to recommend Stockholm Vatten which actions should be prioritized. Also, results from other models have been compared with the results from LakeMab.

This study showed that it is possible to regulate the load of total phosphorus to Bornsjön, for example with ley farming, less agricultural area and decreased load from individual sewage systems. These different actions can be combined for an increased effect. It is even possible to lower the concentration of the total phosphorus in the lake by decreasing its pH-value. However, this action is not recommended because a change of the natural pH will affect the ecosystem.

To make similar studies in the future with more reliable results it is important to extend the sample scheme for the ditches, especially at occasions with high precipitation which leads to increased phosphorus leakage from the soil.

**Keywords:** Lake Bornsjön, phosphorus, phosphorus processes, LakeMab, model, modeling, mass balance, eutrophication, reserve water source.

*Department of Earth Sciences, Program for Air, Water and Landscape Sciences,  
Uppsala University. Geocentrum, Villavägen 16, SE-752 36 UPPSALA  
ISSN 1401-5765*

## FÖRORD

Detta examensarbete innefattar 30 högskolepoäng och är det sista momentet inom civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Arbetet har utförts som uppdrag åt Stockholm Vatten och ska betraktas som en hjälp med rekommendationer för Bornsjöns status. Ämnesgranskare har varit Lars Håkanson på Akvatisk miljöanalys, institutionen för geovetenskaper, vid Uppsala universitet.

Jag riktar ett stort tack till mina handledare Julia Hytteborn och Dan Lindgren på institutionen för geovetenskaper vid Uppsala universitet samt Christer Lännergren på Stockholm Vatten. Ännu ett stort tack riktas till Lars Håkanson som varit min ämnesgranskare och bidragit med visdomsord. Utan era råd och hjälp hade examensarbetet inte varit möjligt att fullfölja.

Uppsala 2010

Peter Dimberg

Copyright © Peter Dimberg och Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala universitet.

UPTEC W10 007, ISSN 1401-5765

Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala, 2010.

# POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

## Fosforprocesser i Bornsjön, Stockholms reservvattentäkt – dynamisk massbalansmodellering med LakeMab

*Peter Dimberg*

Bornsjön är Stockholms viktigaste reservvattentäkt och är den enda sjö som kan tillgodose Stockholm med dricksvatten i flera månader om Mälaren skulle slås ut. Bornsjön ligger ungefär 2,5 mil sydväst om Stockholm och omges av ett naturreservat för att skydda dess naturliga liv och processer. Ett av målen med naturreservatet är att vattnet i Bornsjön ska hålla god kvalitet vilket är enormt viktigt om sjön i framtiden ska användas som vattentäkt. Inom avrinningsområdet bedrivs traditionell odling som bidrar med extra tillskott av fosfor till Bornsjön.

Fosfor är ett näringsämne som är livsnödvärdigt för biologiska organismer, men inte önskvärd i för stor mängd. Det är därför viktigt att kontrollera tillflödet av fosfor till sjöar. Hög belastning av fosfor till en sjö leder till övergödning och då övergödning råder blir det vanligtvis syrebrist i sjövattnet på grund av ökad syreförbrukning. Det finns flera studier som visar att det börjar läcka fosfor från sediment då syrebrist uppstår och därmed bildas en ond cirkel med mer fosfor som leder till större övergödning och syreförbrukning.

Det finns flera källor som bidrar med fosfor till en sjö, de vanligaste är punktkällor som avloppsvattenutsläpp, men även diffusa utsläpp från jordbruksmark och skog inom avrinningsområdet. Inom Bornsjöns avrinningsområde finns ett antal enskilda avlopp, det bedrivs jordbruk på stora ytor och det finns mycket skog. Det finns därför risk för att det ska kunna uppstå höga halter av totalfosfor i Bornsjön, vilket inte är önskvärt. Det är därför viktigt med en ordentlig utvärdering av hur mycket totalfosfor de olika källorna bidrar med inom Bornsjöns avrinningsområde.

För att minska belastningen av totalfosfor till Bornsjön undersöker Stockholm Vatten möjligheterna att bedriva vallodling på jordbruksmarken vilket enligt teorin ska minska fosforläckaget. Eftersom Stockholm Vatten till stor del äger marken inom avrinningsområdet, men i dagsläget arrenderar ut jordbruksmarken, är det fullt möjligt med införande av vallodling inom några år. Stockholm Vatten har även installerat en syrepump i Bornsjöns östra bassäng för att tillgodose sedimentbotten med syre och därmed förhindra syrebrist och minska fosforläckage från sedimenten.

Mätdata har tillhandahållits från Stockholm Vatten och bearbetats. Generellt sträcker sig all data i sjön 22 år bakåt i tiden och ger en bra bild över hur Bornsjöns status har varierat. Andra morfometriska data har tagits fram och olika bearbetningar har utförts med GIS-analys. I den dynamiska massbalansmodellen LakeMab har data implementerats och olika åtgärder har även undersökts, till exempel minskad belastning från enskilda avlopp, förändring av åkerarealens storlek och införande av vallodling. De olika åtgärderna har i vissa fall dragits till sin spets för att undersöka totalfosforkoncentrationen i Bornsjön vid extrema förhållanden,

men även realistiska åtgärder har undersökts. De olika åtgärderna har även kombinerats med varandra för att undersöka hur stor påverkan kombinationen av dessa ger på totalfosforkoncentrationen i sjön. Då sjöns pH-värde är viktigt för sedimentationshastigheten av partiklar i sjöar har variation av surhetsgraden undersökts.

Målet med arbetet är att ge förslag på vilka åtgärder Stockholm Vatten bör prioritera och ge en fingervisning om hur stor förändringen av totalfosforkoncentrationen i Bornsjön blir vid olika åtgärder. Stockholm Vatten har ett provtagningsprogram för när mätningar ska utföras och detta provtagningsprogram utvärderades för att ge råd om det behöver utökas eller förändras.

Genom att variera belastningen från de olika fosforkällorna är det möjligt att påverka totalfosforkoncentrationen i Bornsjön. Störst minskning av totalfosforkoncentrationen erhöles genom att minska pH, men denna åtgärd rekommenderas inte då det kan påverka Bornsjöns ekosystem både vad gäller biologi och kemi på ett oönskat sätt. Det bästa vore att inte bedriva traditionellt jordbruk eftersom den bidrar med stor mängd fosfor och istället införa vallodling på så stor del av den nuvarande jordbruksmarken som möjligt, alternativt plantera skog som har ännu mindre fosforläckage än vallodling. Om de enskilda avloppen kopplas till ett reningsverk kommer totalfosforkoncentrationen att minska. Detta alternativ innebär en hög ekonomisk kostnad och andra åtgärder bör därför prioriteras. Särskilt som de enskilda avloppen inte bidrar med totalfosfor i samma utsträckning som till exempel jordbruk då bidraget från jordbruk är nästan dubbelt så stort. Det bästa alternativet vore att kombinera så många åtgärder som möjligt med varandra för att minska belastningen av fosfor till sjön. Vid kvalitetsanalysen av Stockholm Vattens provtagningsprogram visade det sig att själva provtagningarna i Bornsjön ger en bra bild över totalfosforkoncentrationens variation i både tid och rum. Det skulle dock vara bra med fler mätningar i diken som flödar till Bornsjön, speciellt vid kraftig nederbörd då fosforläckaget från mark är som störst. Detta för att få en så bra helhetsbild som möjligt över hur stort tillflödet av totalfosfor till Bornsjön egentligen är.

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING .....	1
1.1	SYFTE .....	1
2	BAKGRUND .....	1
2.1	ÖVERGÖDNING.....	3
2.2	PROCESSER I SJÖAR .....	4
2.3	PROVTAGNING .....	4
2.4	MASSBALANS .....	5
2.5	MODELLBESKRIVNING AV LAKEMAB FÖR TOTALFOSFOR .....	6
3	METOD.....	7
3.1	INDATA.....	7
3.1.1	Morfometri och GIS-Analys .....	8
3.2	ANPASSNING AV MODELLEN .....	10
3.3	KÄNSLIGHETS- OCH OSÄKERHETSANALYS.....	10
3.4	JÄMFÖRELSE AV LAKEMAB MED VOLLENWEIDER- OCH OECD- MODELLEN.....	11
3.5	ÅTGÄRDER .....	12
3.5.1	Vallodling ersätter åker .....	12
3.5.2	Åker ersätts av skog .....	12
3.5.3	Enskilda avlopp .....	12
3.5.4	pH.....	12
3.5.5	Utpumpning av vatten .....	13
4	DATABEARBETNING.....	14
4.1	TOTALFOSFORKONCENTRATION I BORNSJÖNS TILLFLÖDEN .....	14
4.1.1	Dikenas totalfosforkoncentrationer .....	14
4.1.2	Schablonvärden för totalfosfor.....	17
4.2	VATTENFÖRING .....	18
4.2.1	Vattenföringen beräknat från höjdmätningar i dikena .....	18
4.2.2	Vattenföringen beräknat från nederbörden .....	19
4.3	ÖVRIGA INDATA .....	20
4.4	EMPIRISKA TOTALFOSFORKONCENTRATIONER I BORNSJÖN .....	20
4.5	ANALYS AV TOTALFOSFORKONCENTRATION I BORNSJÖN.....	24
5	RESULTAT .....	25
5.1	KALIBRERING AV LAKEMAB.....	25
5.2	MODELLENS RESULTAT.....	26
5.3	KÄNSLIGHETS- OCH OSÄKERHETSANALYS.....	29
5.4	KVALITETSANALYS AV PROVTAGNINGAR I BORNSJÖN.....	30
5.5	SYRGASKONCENTRATION .....	32
5.6	JÄMFÖRELSE AV OLIKA MODELLER.....	32
5.7	ÅTGÄRDER .....	33
5.7.1	Vallodling ersätter åker .....	34
5.7.2	Åker ersätts av skog .....	34
5.7.3	Enskilda avlopp .....	35
5.7.4	pH.....	35
5.7.5	Utpumpning av vatten .....	36
5.7.6	Kombination av olika åtgärder .....	36
5.7.7	Jämförelse av olika åtgärder.....	38
6	DISKUSSION .....	39
6.1	BORNSJÖNS STATUS .....	39
6.2	DISKUSSION AV ÅTGÄRDerna .....	41



6.3	FELKÄLLOR.....	43
7	SLUTSATS.....	45
8	REFERENSER.....	46



# 1 INLEDNING

Stockholms viktigaste reservvattentäkt är Bornsjön och den utgör ca 80 % av Stockholms totala reservvatten (Länsstyrelsen i Stockholms län, 2009; Stering, 2009). Vattenkvaliteten i Bornsjön är god, men har på senare år försämrats med avseende på fosfor (Stering, 2009). Vattenkvaliteten har försämrats trots aktiva åtgärder av exempelvis syretillförsel till sjöns bottenvatten som har pågått sedan 1987 (Lännergren, 2006a). Fosforökningen är en oroande utveckling då Bornsjön är den enda reservvattentäkt som klarar av att tillgodose Stockholm med dess vattenbehov i flera månader om Mälaren skulle slås ut (Lilliesköld Sjöo m.fl., 2005). Anledningen till att vattenkvaliteten försämrats tros vara jordbruket, vilket har antagits bidra till fosforkoncentrationens ökning i sjön (Stering, 2009). Om totalfosforkoncentrationen i sjön ökar kraftigt är det ändå inte några problem att rena vattnet i Norsborgs reningsverk till under livsmedelsverkets dricksvattenföreskriften på 0,2 mg/l (Eriksson, 2009).

Stockholm Vatten äger marken runt Bornsjön men arrenderar ut den till jordbrukare. Arrendet går dock ut inom 4 till 5 år och Stockholm Vatten planerar att eventuellt bedriva vallodling, vilket inte släpper ut lika mycket fosfor till sjön jämfört med traditionell odling (Stering, 2009; Lännergren, 2009a).

Hög belastning av fosfor leder till övergödning. När en sjö är övergödd ökar syreförbrukningen vilket kan leda till syrebrist. I sin tur kan syrebrist leda till att mer fosfor frigörs från sedimenten och det blir större näringstillgång som bidrar till mer övergödning. Enligt naturvårdsverkets bedömningsgrunder anses Bornsjön vara mesotrof med måttligt höga halter av fosfor och kväve (Lilliesköld Sjöo m.fl., 2005).

Övergödning kan bero på olika punktkällor, till exempel avloppsvattenutsläpp, men även på diffusa utsläpp från jordbruksmark och skog inom avrinningsområdet. Eftersom Bornsjön är en viktig reservvattentäkt tas det prover på vattenkemidata flera gånger per år i varje bassäng för att säkerställa vattenkvaliteten. (Lännergren, 2006a).

## 1.1 SYFTE

Syftet med examensarbetet är att redogöra vilka processer som är viktiga för totalfosforkoncentrationen i Bornsjön och undersöka hur totalfosforkoncentrationen påverkas av olika åtgärder med den dynamiska massbalansmodellen LakeMab.

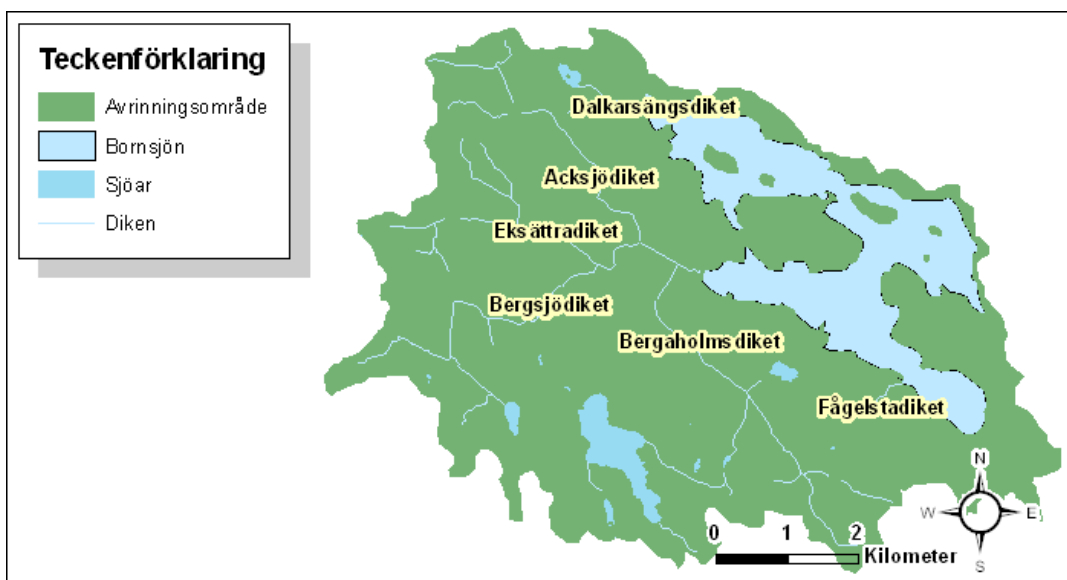
## 2 BAKGRUND

Bornsjön är beläget ca 25 km sydväst om Stockholm och har en sjöarea på 6,6 km<sup>2</sup> (Länsstyrelsen i Stockholms län, 2006; Lilliesköld Sjöo m.fl., 2005). Sjön är uppdelad i tre olika bassänger, nordvästra, östra och södra bassängen. Avrinningsområdet ligger i tre kommuner, Botkyra, Salem och Södertälje kommun, se Figur 1 samt Figur 2, och blev 1995 ett naturreservat (Länsstyrelsen i Stockholms län, 2008). Avrinningsområdet runt Bornsjön är 4220 ha och består till stor del av jordbruksmark (1000 ha) och produktiv skogsbruksmark (2500 ha) (Lindhe, 2007). Det finns bebyggelse runt Bornsjön i form av gårdar, torp och

herrgårdar från 1700- till 1800-talet, men det är idag förbjudet att bygga inom avrinningsområdet för bostadsändamål (Lindhe, 2007).

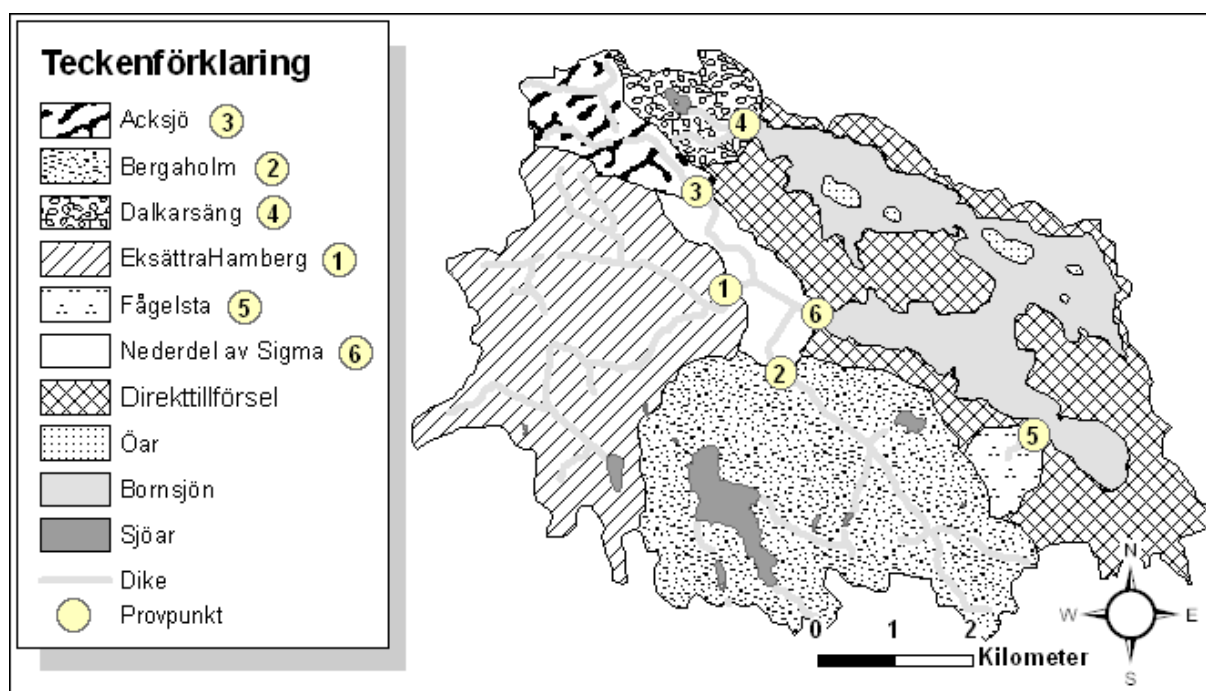


Figur 1. Översiktskarta över Stockholm och Bornsjön (Länsstyrelsernas GIS-tjänster, 2008).



Figur 2. Karta över Bornsjön samt dess avrinningsområde med tillhörande diken och andra sjöar (© Lantmäteriet Gävle 2009. Medgivande I 2008/1962).

Bornsjöns huvudsakliga tillflöde består av grävda diken som rinner mot den södra bassängen, dess naturliga utlopp ligger i den nordvästra bassängen (Lindhe, 2007). Tre diken har sina utlopp i Bornsjön: Sigmadiket, Fågelstadiket och Dalkarsängsdiket, se Figur 3 för dikenas utlopp samt provpunkter. Den största tillförseln av totalfosfor kommer från Sigmadiket som har sitt utlopp i Bornsjöns södra bassäng. Uppströms består Sigmadiket av Bergaholmsdicket och Oxelbydicket. Bergaholmsdicket består i sin tur av två diken, Tullandiket och Salemdiket medan Oxelbydicket består av tre diken, Bergsjödiket, Acksjödiket och Eksättradiket (Lännergren, 2006b). Fågelstadiket har sitt utlopp i den södra bassängen och Dalkarsängsdiket i den nordvästra bassängen.



Figur 3. Provmätningar utförda i olika diken (© Lantmäteriet Gävle 2009. Medgivande I 2008/1962).

## 2.1 ÖVERGÖDNING

Fosfor är ett näringsämne som begränsar tillväxten av alger, bland annat cyanobakterier (blågröna alger). Cyanobakterier kan producera toxiska ämnen, så kallade cyanotoxiner (Naturvårdsverket, 2003). Höga halter av fosfor kan leda till algblomning och syrebrist vilket förändrar ekosystemet i sjöar (Naturvårdsverket, 2009a). Då det uppstår övergödning i en sjö är det oftast enskilda avlopp och jordbruksmark som bidrar med den största tillförseln av fosfor och kväve (Naturvårdsverket, 2003; Naturvårdsverket 2004). Idag räknas 600 sjöar i Sverige, omkring en procent av andelen sjöar, som övergödda även kallat eutrofa. Eutrofiering påverkar artsammansättningen och gynnar de arter som kan dra nytta av den ökande näringen, medan andra arter blir utkonkurrerade (Naturvårdsverket, 2009b).

Naturvårdsverket har satt upp ett antal miljömål som ska uppfyllas för att Sverige ska komma tillrätta med sina miljöproblem (Naturvårdsverket, 2009c). Ett delmål för övergödning är att:

*”Fram till år 2010 ska de svenska vattenburna utsläppen av fosforföreningar från mänsklig verksamhet till sjöar, vattendrag och kustvatten ha minskat med minst 20 procent från 1995 års nivå. De största minskningarna ska ske i de känsligaste områdena.”*

Enligt miljömålsrådets uppföljning av Sveriges miljömål är det inte möjligt att uppnå delmålet fram till 2010 ens med ytterligare åtgärder. En orsak beror på ökad spannmålsodling som har lett till ökade utsläpp av fosfor (Miljömålsrådet, 2009).

## **2.2 PROCESSER I SJÖAR**

Det finns ett antal processer i sjöar som är viktiga för transporten av fosfor, i detta delkapitel beskrivs processerna.

När det råder övergödning i en sjö kan algbloomning uppstå. Då algerna dör bryts de ner på botten av sjön. På grund av nedbrytning ökar syreförbrukningen och därför uppstår det ofta syrebrist på botten. Syrebristen påverkar sedimenten så att fosfor inte längre binds till sedimenten utan börjar diffundera upp i vattnet (Naturvårdsverket, 2008).

Sedimentation påverkar den del av fosfor som är bunden till partiklar. När en partikel rör sig nedåt under påverkan av gravitationen kallas det för sedimentation. En annan viktig variabel som påverkar sedimentationshastighet är pH. Vid lågt pH aggregerar partiklarna och sedimenterar därför snabbare (Håkanson och Peters, 1995; Håkanson, 2009).

En sjös botten består av erosion-, transport, och ackumulationsbotten vilket vanligtvis förkortas E-, T- och A-botten. E-botten är de områden där små partiklar inte sedimenterar ner till botten på grund av för hög vind- och vågaktivitet. E-botten består därför mest av stenar och stora partiklar. På T-botten kan mindre partiklar sedimentera under perioder när det inte blåser så mycket. När vind- och vågaktiviteten ökar resuspenderar de mindre partiklarna upp i vattenmassan igen. På A-botten sedimenterar de minsta partiklarna eftersom vågorna inte når ner dit. A-botten består vanligtvis av små lerpartiklar. Resuspension beror vanligtvis på vind- och vågaktivitet. Med resuspension menas partiklar, som med fysiska processer transporteras upp från sedimenten. Det som avgränsar T- från A-botten kallas för vågbasen (Håkanson m.fl., 2004).

Många svenska sjöar är stratifierade under delar av året. Stratifiering innebär att sjön har ett varmare ytvatten och ett svalare djupvatten. Fosforkoncentrationen i de båda skikten påverkas även av omblandning mellan yt- och djupvatten. Omblandningen beror till exempel på vindaktivitet (Håkanson m.fl., 2004).

## **2.3 PROVTAGNING**

Stockholm Vatten har sedan 1986 utfört mätningar i Bornsjön samt i diken inom avrinningsområdet. I början omfattade provtagningen i diken 5 punkter, men utvidgades

1992 till 40 punkter med varierande frekvens där några tas flera gånger per månad och andra några gånger per år. Variabler som har analyserats i diken är bland annat totalfosfor och totalkväve (Lännergren, 2006b).

Provtagningarna i Bornsjön sker i en punkt ungefär i mitten av respektive bassäng 8-10 gånger per år. Variabler som har analyserats i Bornsjön är bland annat temperatur, syrgaskoncentration, totalfosfor, totalkväve, pH, klorofyll och siktdjup (Lännergren, 2006a).

## 2.4 MASSBALANS

All ämnestransport till och från sjöar kan beskrivas med en grundläggande massbalansmodell. Vilket innebär att det som kommer in till sjön flödar ut om det inte sedimenteras eller lagras i sjövattnet. Se ekvation 1 för den grundläggande massbalansen (Håkanson och Peters, 1995).

$$V \frac{dc}{dt} = Q \cdot (C_{in} - C) - K_T \cdot V \cdot C \quad (1)$$

$V$  = volym [ $m^3$ ]

$\frac{dc}{dt}$  = förändringen av koncentration över tid

$C$  = koncentrationen i sjön och även vanligtvis lika med  $C_{ut}$  [g/l]

$C_{in}$  = koncentrationen i inflödet [g/l]

$Q$  = tillflödet av vatten [ $m^3$ /dag]

$K_T$  = sedimentationsrate [1/dag]

Ett enkelt sätt för att lösa ekvationen är att anta steady-state, det vill säga att inflödet av ett ämne är lika stort som utflödet (Håkanson och Peters, 1995).

LakeMab är en beräkningsmodell som bygger på massbalansmodellering av totalfosfor, men tar hänsyn till fler variabler än de som visas i ekvation 1. LakeMab modellerar dynamiskt vilket innebär att en förändring kan följas över tiden (Håkanson och Bryhn, 2007).

Det finns även andra kända modeller som har gett goda resultat vid prediktion av fosfor i sjöar, till exempel Vollenweider- och OECD-modellen som används för eutrofierade sjöar (Vollenweider, 1968; OECD, 1982; Håkanson och Peters, 1995). Vollenweider försökte förenkla modellen så mycket som möjligt. Detta genom att ta hänsyn till så få parametrar som möjligt istället för att göra modellen större med fler parametrar, se ekvation 2 (Håkanson och Peters, 1995). OECD-modellen liknar Vollenweidermodellen, men en del konstanter skiljer sig åt, se ekvation 3. För en del sjöar har OECD-modellen gett bättre predikterade resultat än Vollenweidermodellen (Håkanson och Peters, 1995).

$$C_{TP} = \frac{C_{TPin}}{1+\sqrt{T}} \quad (2)$$

$$C_{TP} = \frac{1,55 \cdot C_{TPin}}{(1+\sqrt{T})^{0,82}} \quad (3)$$

$C_{TP}$  = totalfosforkoncentrationen i sjön

$C_{TPin}$  = totalfosforkoncentrationen i inflödet

$T =$  sjöns omsättningstid [år]

Fördelen med LakeMab är att den klarar av att prediktera totalfosfor på månadsbasis och det är möjligt att ändra på fler parametrar för att se hur förändringarna påverkar sjöns totalfosforkoncentration. Vollenweider- och OECD-modellen ger bra prediktioner på årsbasis men bör inte användas för att prediktera på månadsbasis (Håkanson och Bryhn, 2007).

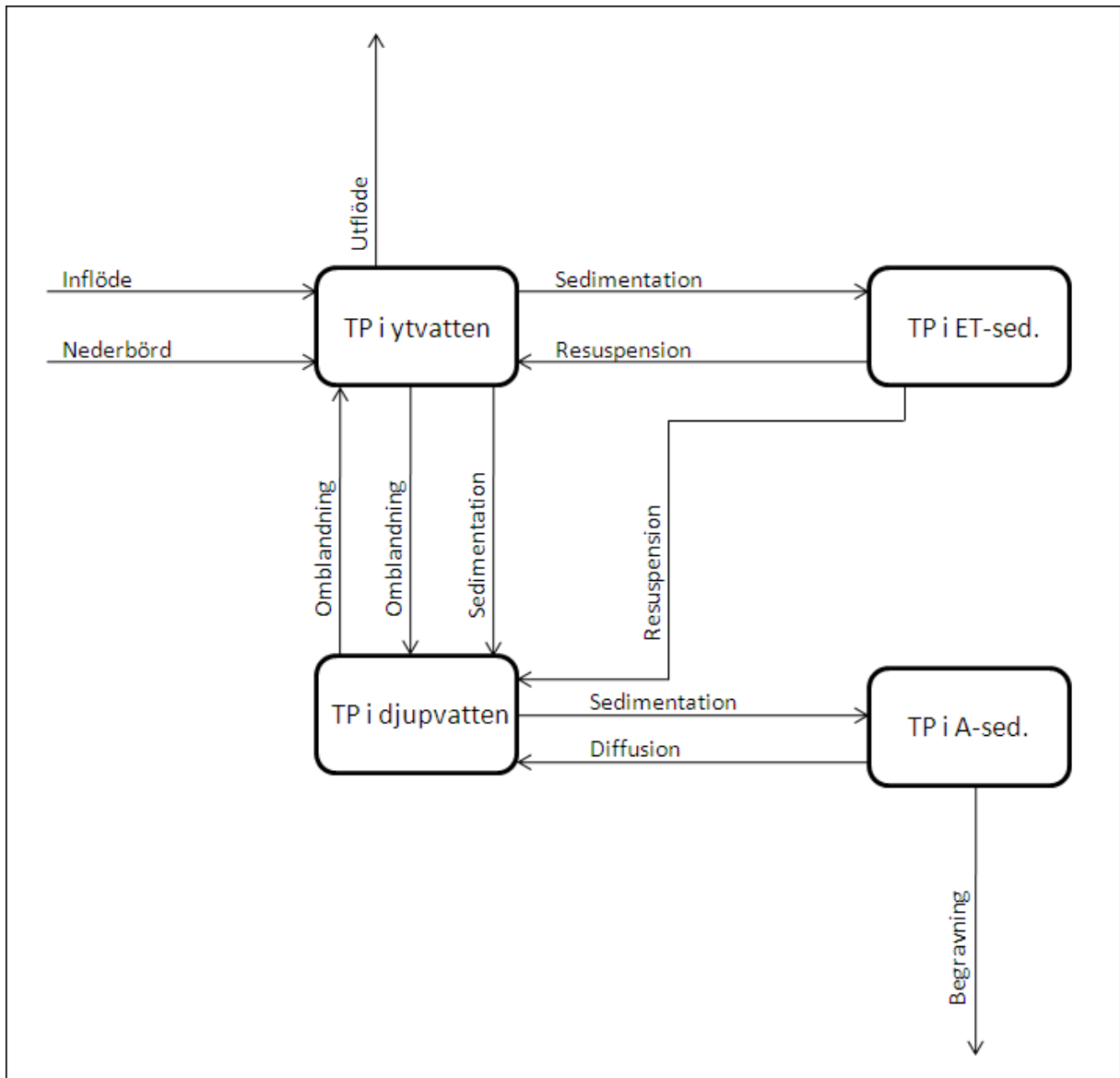
## **2.5 MODELLBESKRIVNING AV LAKEMAB FÖR TOTALFOSFOR**

I studien användes modellen LakeMab, som är en massbalansmodell utvecklad i Stella och ursprungligen konstruerad för radiocesium och radiostrontium. Stella är ett grafiskt boxmodelleringsprogram likt Powersim och Simulink. På senare tid har LakeMab anpassats för att modellera totalfosfor (Håkanson och Bryhn, 2007). Modellen baseras på ordinära differentialekvationer, som är framtagna genom olika observationer och försök, med hänsyn till inflöde, utflöde och interna flöden av fosfor i sjön (Håkanson och Bryhn, 2008).

LakeMab delar upp sjön i fyra olika delområden, ytvatten, djupvatten, och sedimenten på transport- och erosionbotten samt på ackumuleringsbotten (Figur 4). Modellen tar bland annat hänsyn till processer som omblandning av totalfosfor mellan yt- och djupvatten och sedimentation från yt- till djupvatten i sjöns vattenmassa. LakeMab tar även hänsyn till sedimentation och resuspension mellan vattenmassan och de olika bottenarna. Processerna diffusion och begraving, den del av totalfosfor som begravs under sedimentskiktet, finns även med i modellen (Håkanson och Bryhn, 2008).

För att kunna analysera säsongsvariationen av totalfosfor i sjöekosystem predikterar LakeMab på månadsbasis (Håkanson och Bryhn, 2008). Fördelen med LakeMab är att bara några drivvariabler behöver ändras för olika sjöekosystem och någon kalibrering behövs inte.





**Figur 4.** Flödesschema av totalfosfor i LakeMab.

LakeMab har tidigare testats för 41 olika sjöar med olika egenskaper och modellen levererade då bra resultat (Håkanson och Bryhn, 2008). Resultaten från LakeMab jämfördes av Håkanson och Bryhn, 2007, med andra modeller som JPJS modellen och PCLoos och även med Vollenweider- och OECD-modellen (Håkanson och Bryhn, 2007). Vid jämförelse av Vollenweider- och OECD-modellen för dessa 41 sjöar gav LakeMab ett högre  $r^2$ -värde, statistisk förklarighetsgrad (Håkanson och Bryhn, 2008). Vollenweider- och OECD-modellen är statistiska modeller till skillnad från LakeMab som bygger på differentialekvationer.

### 3 METOD

#### 3.1 INDATA

För att LakeMab ska kunna ge goda prediktioner behövs bra indata, till exempel morfometriska data, nederbörd och totalfosforkoncentrationen i tillflödena (Håkanson och Bryhn, 2007). Tabell 1 visar vilka variabler som behövs, deras aktuella värden för Bornsjön

samt respektive domän som är det intervall LakeMab är testad för. I delkapitlet som följer och i kapitel 4, Databearbetning, beskrivs hur värdena för Bornsjön har tagits fram.

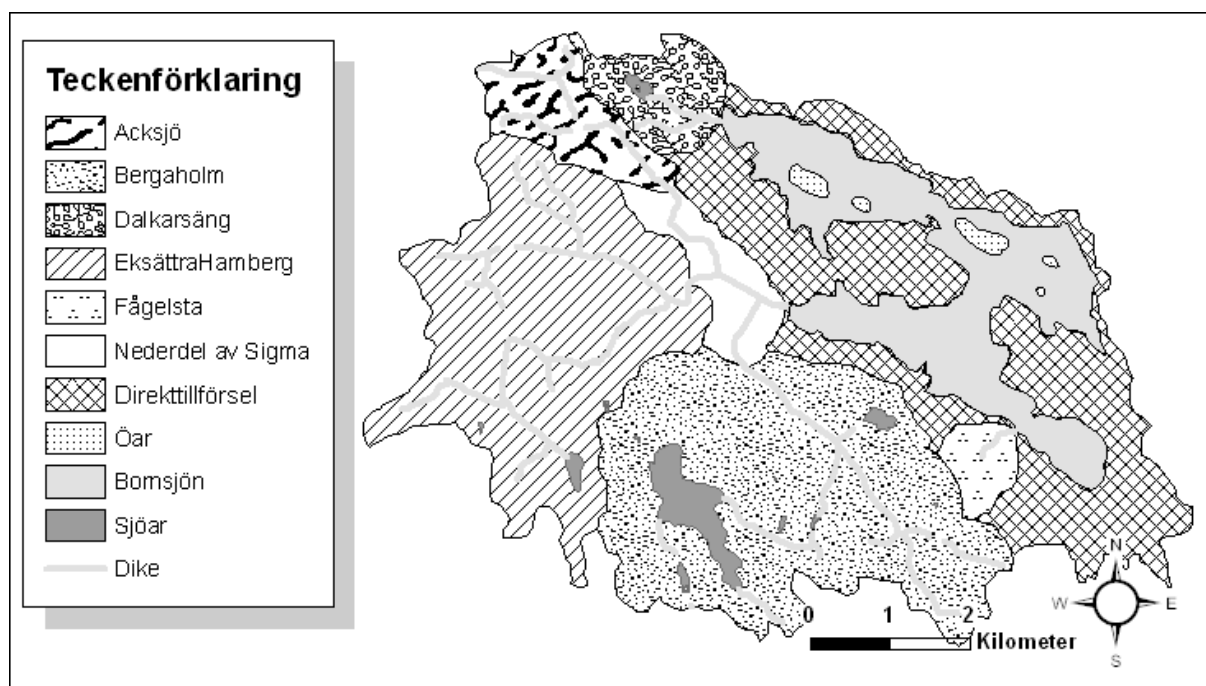
**Tabell 1.** Variabler som används i LakeMab med tillhörande domän

Variabler	Värde för Bornsjön	Min. <sup>f</sup>	Max. <sup>f</sup>
Area [km <sup>2</sup> ]	6,6 <sup>a</sup>	0,014	3555
Medeldjup [m]	9,84	1,2	177,4
Maxdjup [m]	18,3 <sup>b</sup>	4,5	449
Nederbörd [mm/år]	546,1 <sup>c</sup>	600	1900
Avrinningsområde [km <sup>2</sup> ]	48,8	0,11	44200
Latitud [°]	59 <sup>d</sup>	28,6	68,5
Altitud [m.ö.h]	11 <sup>e</sup>	11	850
TP <sub>in</sub> [µg/l]	130,0	9,5	1500

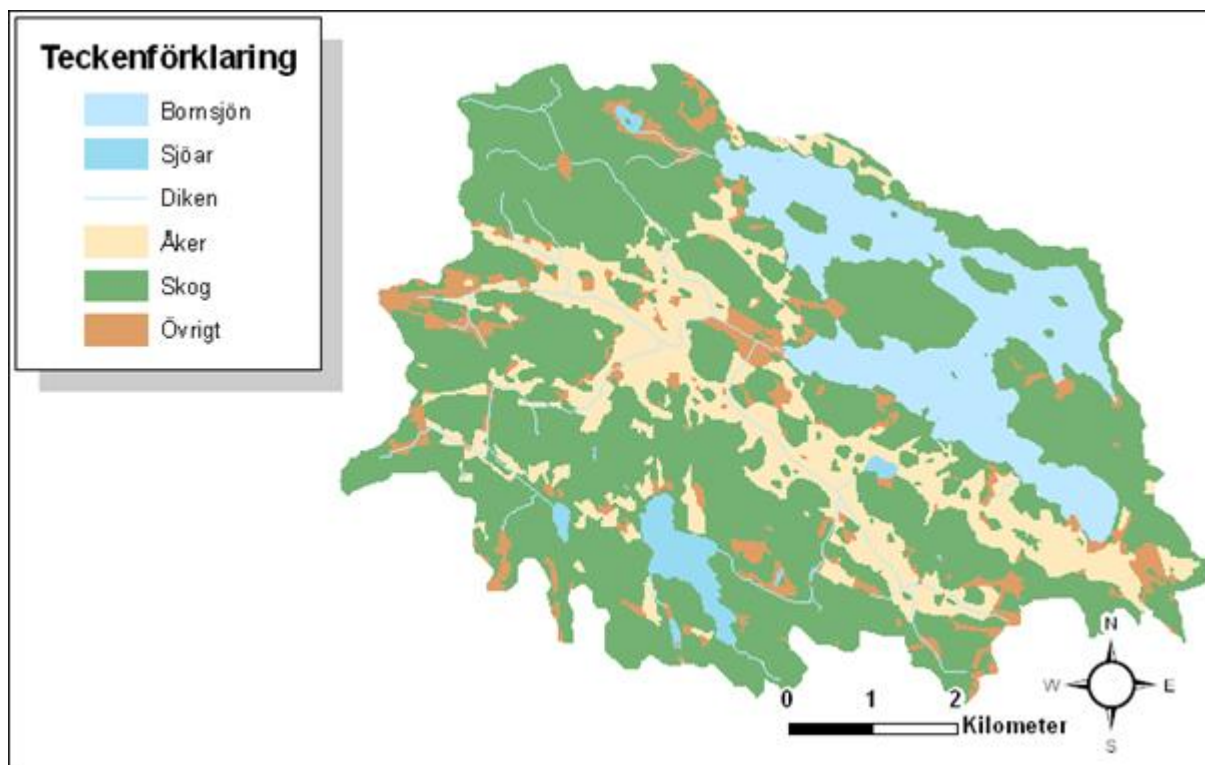
<sup>a</sup>(Lilliesköld Sjöo m.fl., 2005), <sup>b</sup>(Svahnberg, 2001), <sup>c</sup>(SMHI, 2009), <sup>d</sup>(Länsstyrelsernas GIS-tjänster, 2008), <sup>e</sup>(Dahlberg, 2006), <sup>f</sup>(Håkanson och Bryhn, 2007).

### 3.1.1 Morfometri och GIS-Analys

För att kunna undersöka området runt Bornsjön hämtades digitala terrängkartan från det digitala kartbiblioteket (Lantmäteriet Gävle, 2009) och implementerades i ArcGis 9.2. Avrinningsområdets och även delavrinningsområdenas storlek behövdes för att kunna beräkna hur stort flödet var till Bornsjön. Med höjdkurvor hämtade från det digitala kartbiblioteket identifierades vattendelare mellan delavrinningsområden. Detta för att beräkna hur mycket vatten samt totalfosfor som kommer från respektive dike till Bornsjön (Figur 5). En bild på hela Bornsjöns avrinningsområde (Lännergren, 2006b) fördes in i ArcGis 9.2, georefererades och bestämdes till storlek. Även Bornsjöns area beräknades samt areorna för åker- skog- och övrig markanvändning (Figur 6). Med hjälp av en figur från Svahnberg (2001) kunde Bornsjöns olika bassänger delas upp.



**Figur 5.** Indelningen för de olika delavrinningsområdena. Direkttillförsel representerar avrinningsområdet runt sjön som inte täcks av något dike (© Lantmäteriet Gävle 2009. Medgivande I 2008/1962).



**Figur 6.** Markanvändning inom avrinningsområdet (© Lantmäteriet Gävle 2009. Medgivande I 2008/1962).

De olika delavrinningsområdena hade stor variation i både storlek och markanvändning. De största delavrinningsområdena, Eksättra-Hamberg, Bergaholm och området med direktillrinning till sjön, bestod till stor del av åkerareal och skogsmark. Inom Eksättra-Hamberg och Bergaholm fanns en hel del enskilda avlopp. I Fågelsta och nederdelen av Sigma var andel skog och åker ungefär lika stora. Dalkarsäng, Acksjö och Öarna i Bornsjön dominerades av skogsmark.

Bornsjöns area är  $6,6 \text{ km}^2$  enligt Svahnberg (2001) och det verifierades även med areaberäkningar för Bornsjön i ArcGis 9.2. Maxdjupet är 18,3 m. Genom att addera de olika bassängernas volymer taget från Svahnberg (2001) och dividera den sammanlagda volymen med den totala arean beräknad i ArcGis 9.2 beräknades medeldjupet till 9,84 m. Avrinningsområdets storlek beräknades till  $48,8 \text{ km}^2$ .

För att dela upp de empiriska mätvärdena på olika djup till yt- och djupvatten beräknades den teoretiska vågbasens läge med ekvation 4 (Håkanson, 2004).

$$D_{TA1} = \frac{45,7 \cdot \sqrt{A \cdot 10^{-6}}}{21,4 + \sqrt{A \cdot 10^{-6}}} \quad (4)$$

A = sjöarea [km<sup>2</sup>]

D<sub>TA1</sub> = vågbasens läge [m]

### 3.2 ANPASSNING AV MODELLEN

Modellen, LakeMab, anpassades efter Bornsjöns förhållanden. Variablerna, som nämnts i Tabell 1, fördes in i LakeMab. De beräknade tillflödena av totalfosforkoncentrationen från varje dike fördes in i respektive vektor på månadsbasis. Där mätningar saknades infördes schablonvärden för respektive markanvändning in som konstanter. Vattenföringen beräknades på två sätt, dels med vattenföringsmätningar från två av dikena och dels med hjälp av nederbörden. Då det endast fanns vattenföringsmätningar för två delavrinningsområden interpolerades vattenföringen för resterande delavrinningsområden. Den andel delavrinningsområdena utgjorde av totala avrinningsområdet användes i LakeMab för att beräkna hur stor vattenföring som de bidrog med. Då vattenföringen beräknades med nederbörden användes en inbyggd funktion i LakeMab. Båda metoderna gav liknande resultat och vattenföringen baserad på nederbörden användes.

pH i Bornsjön var högt och LakeMab anpassades efter detta. De sjöar som LakeMab använts för tidigare har i de flesta fall ett lägre pH-värde än Bornsjön (Håkanson, 2009). Det är känt att pH påverkar sedimentationshastigheten och ett villkor som gör att sedimentationen av totalfosfor minskar då sjön har ett högt pH behövde införas. Vid vilket pH-värde det inträffar är inte helt utrett, men sattes i modellen till pH 7 (Håkanson, 2009). Anpassningen leder till att en större andel av totalfosfor stannar kvar i vattenmassan och inte sedimenterar.

### 3.3 KÄNSLIGHETS- OCH OSÄKERHETSANALYS

En känslighets- och osäkerhetsanalys utfördes på modellen för att undersöka vilka variabler som påverkade målvariabeln, i det här fallet på totalfosforkoncentrationen i hela vattenmassan.

De variabler som valdes ut var de som ansågs påverka totalfosforkoncentrationen i Bornsjön mest samt variabler med stor osäkerhet. Avrinningsområdets storlek runt Bornsjön ansågs påverka totalfosforkoncentration av betydande grad, även om osäkerheten var låg, eftersom storleken på den totala ytan avgör tillförseln av totalfosfor. Med samma resonemang var det viktigt att undersöka nederbördens variation då den avgör hur mycket totalfosfor som flödar till Bornsjön. I olika rapporter skilde sig medeldjupet åt och därför genomfördes en känslighets- och osäkerhetsanalys på denna variabel för att förstå hur viktigt det är med ett korrekt medeldjup. Eftersom moderatorn för pH inte var ordentligt testad för sjöar med höga pH gjordes det även tester på denna variabel. Schablonvärden är överlag osäkra och det var därför viktigt att undersöka hur stor betydelse dessa hade på totalfosforkoncentrationen. De uppmätta värdena i dikena hade stor variation i både storlek och osäkerhet. Därför var det viktigt att få en helhetsbild över hur stor påverkan varje enskilt dike hade på totalfosforkoncentrationen.

I både känslighets- och osäkerhetsanalysen användes karaktäristiska CV-värden, se Tabell 2. CV står för coefficient of variation och beräknas genom att dividera standardavvikelsen med medelvärdet för respektive variabel (Håkanson, 2000). Med karaktäristisk menas att varje variabel hade ett individuellt CV-värde. CV-värdena för schablonvärdena är medelvärdet beräknat av de olika CV-värdena i diken. Detta antogs vara en korrekt uppskattning eftersom både schabloner för hela området och uppmätta data hade ungefär samma påverkan på Bornsjöns totalfosforkoncentration.

**Tabell 2.** CV-värden för olika variabler

Variabel	CV-värde [-]
Avrinningsområde	0,01 <sup>1</sup>
Medeldjup	0,01 <sup>1</sup>
Nederbörd	0,1 <sup>1</sup>
pH	0,05 <sup>1</sup>
Schablon skog	0,78 <sup>3</sup>
Schablon åker	0,78 <sup>3</sup>
Schablon övrigt	0,78 <sup>3</sup>
TPconc Acksjö	0,72 <sup>2</sup>
TPconc Bergaholm	0,97 <sup>2</sup>
TPconc Dalkarlsäng	0,54 <sup>2</sup>
TPconc Eks-Ham	0,77 <sup>2</sup>
TPconc Fågelsta	0,90 <sup>2</sup>

<sup>1</sup>Håkanson, 2000, <sup>2</sup>Beräknad, <sup>3</sup>Uppskattad med beräkningar

I både känslighets- och osäkerhetsanalysen multiplicerades samtliga variabler med varsin ny variabel som varierades med hjälp av CV-värdet. För variation av den tillagda variabeln användes Stellas inbyggda Monte Carlo funktion. Monte Carlo är en metod för att ta fram ett antal slumpantal som är normalfördelade runt ett medelvärde och med en given osäkerhetsgrad, i detta fall CV-värdet (Håkanson, 2000). Förutom det karaktäristiska CV-värdet tilldelades samtliga variabler ett individuellt startvärde för att generera fram slumpentalen. I känslighetsanalysen varierades en variabel i taget medan de andra hölls konstanta. På så vis gick det att undersöka hur stor påverkan varje enskild variabel hade på totalfosforkoncentrationen. Vid osäkerhetsanalysen varierades först alla variabler samtidigt. Sedan hölls en variabel konstant samtidigt som resterande varierades, denna procedur upprepades för alla variabler.

### 3.4 JÄMFÖRELSE AV LAKEMAB MED VOLLENWEIDER- OCH OECD-MODELLEN

En jämförelse av LakeMab med Vollenweider- och OECD-modellen gjordes. Det beräknade inflödet av totalfosforkoncentrationen användes som indata i samtliga modeller. Omsättningstiden var samma för samtliga modeller. Resterande indata implementerades i LakeMab men behövdes inte i Vollenweider- och OECD-modellen.

Resultaten från LakeMab logaritmerades och plottades för att undersöka statistisk förklarighetsgrad. Anledning till logaritmering var för att få så bra normalfördelning som möjligt. Den statistiska förklarighetsgraden togs inte fram för Vollenweider- och OECD-

modellen då dessa endast är till för att prediktera på årsbasis (Vollenweider, 1968; OECD, 1982; Håkanson och Peters, 1995).

### **3.5 ÅTGÄRDER**

LakeMab användes för att utvärdera hur stor effekt olika åtgärder kan få på totalfosfor-koncentrationen i Bornsjöns vatten. I de kommande styckena beskrivs de åtgärder som undersökts. I många av de testade åtgärderna har andelen mark med en viss gröda ökat eller minskat, i de fallen har fosfortillförseln till sjön beräknats med schablonvärden.

#### **3.5.1 Vallodling ersätter åker**

En möjlig förändring i Bornsjöns tillrinningsområde är att delar eller hela åkermarken ersätts med vallodling. I LakeMab testades fyra olika vallodlingsåtgärder, då 100 %, 75 %, 50 % och 25 % av åkermarken ersätts med vallodling. När åtgärderna för vallodling undersöktes togs bidraget från åkermarken bort med hjälp av schablonvärdet för åker och ersattes med schablonvärdet för vallodling och vice versa.

#### **3.5.2 Åker ersätts av skog**

För att förstå hur mycket totalfosfor jordbruket bidrog med minskades åkerarean och ersattes med skog. Andelen area för åker utgjorde hur stor del av vattenföringen som kom från åkermarken, med denna vattenföring reglerades massan totalfosfor i Bornsjöns tillflöden. Olika åtgärder som undersöktes var då belastningen från åkermark ändrats till 150 %, 75 %, 50 %, 25 % och 0 % och skogsarealen minskade alternativt ökades i motsvarande grad.

#### **3.5.3 Enskilda avlopp**

Det finns en hel del enskilda avlopp inom Bornsjöns avrinningsområde som bidrar med totalfosfor. Därför undersöktes hur stor belastning de enskilda avloppen hade på Bornsjön samt hur stor effekt olika åtgärder gav. Det beräknade antalet permanenta bostäder inom Bornsjöns avrinningsområde var 112 hushåll och fritidsboende (även med ekonomibygnader) 27 hushåll (Lännergren, 2009b). Då data för antalet enskilda avlopp inom Bornsjöns område var tio år gammalt antogs de permanenta bostäderna ha stigit till 130 hushåll och fritidsboende stigit till 40 hushåll. Vid åtgärderna för enskilda avlopp antogs varje person bidra med 2,1 g totalfosfor per dygn (Naturvårdsverket, 1995) och att 2,3 personer bodde i varje hushåll (Dahlgren, 2001). För fritidsboende antogs belastningen av totalfosfor endast ske från juni till augusti. De olika åtgärder som undersöktes var då belastningen från enskilda avlopp ändrats till 150 %, 75 %, 50 % och 0 %. Både permanenta bostäder och fritidsboende varierades med lika stor andel för samtliga åtgärder.

#### **3.5.4 pH**

Eftersom pH enligt teorin påverkar sedimentationshastighet varierades även pH för Bornsjön. I LakeMab varierades pH för att undersöka hur stor påverkan pH har på totalfosfor-koncentrationen i Bornsjöns vatten. Att i praktiken ändra pH i Bornsjön är inte rekommenderat. Det är ändå intressant att veta hur stor effekt pH har på totalfosfor-koncentrationen i Bornsjön om någon förändring i framtiden ändå sker. De olika pH-värden som undersöktes var pH 8,0, 7,5, 7,25 och 7,0.

### 3.5.5 Utpumpning av vatten

Eftersom Bornsjön är en reservvattentäckt finns det i framtiden risk för att stora mängder vatten kan komma att tas ut från sjön. Därför är det intressant att undersöka om totalfosforkoncentrationen i sjön kan komma att ändras om vatten pumpas ut. För att förstå hur stor påverkan utpumpning av vatten har på totalfosforkoncentrationen i sjön undersöktes olika scenarier för detta i LakeMab.

Olika beräkningar för grundvattenflödet och annan vattenföring användes till att beräkna hur lång tid det tog för vattennivån i Bornsjön att sänkas och återhämta sig. Vid eventuell utpumpning av vatten från Bornsjön finns det restriktioner på att den maximala volymen som får tas ut är 30 miljoner m<sup>3</sup>/år (motsvarar ungefär en sänkning av vattennivån på 5 m) och 200 000 m<sup>3</sup>/dag, dock klarar dagens pumpar att ta ut maximalt 150 000 m<sup>3</sup>/dag (Lännergren, 2009c). Darcys lag (Rodhe och Grip, 1994) användes för att beräkna grundvattnets bidrag till Bornsjön vid utpumpning av vatten under den period då vattenytan sänktes, se ekvation 5.

$$Q = -k \cdot A \cdot \frac{dh}{dL} \quad (5)$$

Q = vattenföring [m<sup>3</sup>/s]

k = hydraulisk konduktivitet [m/s]

A = area [m<sup>2</sup>]

dh = förändring av vattnets höjd [m]

dL = avstånd mellan de olika höjderna [m]

En sänkning av vattennivån i sjön på 1 m antogs motsvara en sänkning av grundvattennivån på 0,5 m 1 km bort. Då marken runt avrinningsområdet till största delen bestod av lera (Ångman, 2005) sattes den hydrauliska konduktiviteten till 0,002·10<sup>-3</sup> m/s. Andelen av arean runt Bornsjön som blev påverkad av grundvattensänkningen antogs vara 13 km<sup>2</sup>, exklusive sjöarea. Det beräknade flödet till Bornsjön från grundvattnet var 1123 m<sup>3</sup>/dag. Vattenföringen beräknades i LakeMab från nederbörd till 35 423 m<sup>3</sup>/dag och det beräknade nettoutflödet som pumpades ut med effekten 150 000 m<sup>3</sup>/dag var 113 453 m<sup>3</sup>/dag. Förändring av sjöns morfometri vid utpumpning av vatten redovisas i Tabell 3.

**Tabell 3.** Förändring av Bornsjöns morfometri vid utpumpning av vatten. Dagar för Bornsjöns återhämtning avser då pumparna stängts av helt

Vattennivåns sänkning [m]	Medeldjup [m]	Maxdjup [m]	Area [km <sup>2</sup> ]	Utpumpad volym [%]	Efter antal dagar	Dagar för återhämtning
0	9,84	18,3	6,6	0	0	0
-2	8,47	16,3	6,2	19,7	113	350
-3	7,70	15,3	6,0	29,1	117	517
-4	6,99	14,3	5,8	38,1	219	678
-5	6,26	13,3	5,5	46,8	268	833

LakeMab testades med de nya morfometriska variablerna för att se hur Bornsjön sannolikt skulle svara då vatten tagits ur sjön. Förändringarna i LakeMab utfördes innan ett nytt test startades och angavs inte i en jämn övergång. Med andra ord förändrades till exempel vattennivåns sänkning omedelbart från 0 till 2 m. Eftersom varje förändring utfördes som ett

nytt test, gick det inte att se hur lång tid det tog för sjön som system att anpassa sig till de nya förhållandena i form av steady-state, det vill säga då inflödet är lika med utflödet och en jämn balans uppstått i Bornsjön. Det naturliga utflödet av vatten påverkas även av vattennivåns sänkning och här har det antagits att utflödet för steady-state även inkluderar utpumpningen av vattnet.

## 4 DATABEARBETNING

I detta kapitel redovisas bearbetningen av data som erhållits från Stockholm Vatten. Det bearbetade data användes för att anpassa LakeMab till Bornsjöns förhållanden.

### 4.1 TOTALFOSFOR KONCENTRATION I BORNSJÖNS TILLFLÖDEN

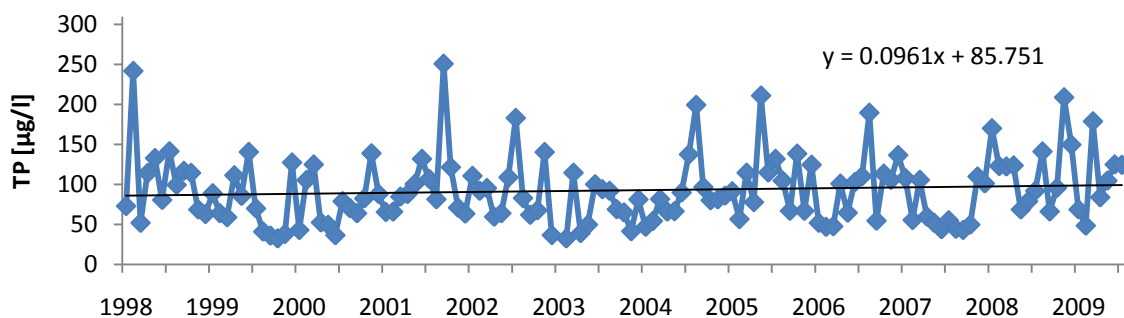
För att modellera totalfosforkoncentrationens variation behövs tillförlitliga data på inflödet av totalfosfor. De viktigaste tillflödena av totalfosfor till Bornsjön kommer från diken och direkttillförsel från områdena närmast sjön. Det finns även fosfor i nederbörd och torrdeposition, men de är oftast försumbara (Håkanson, 2009).

#### 4.1.1 Dikenas totalfosforkoncentrationer

Data på totalfosforkoncentrationen för samtliga diken tillhandahölls från Stockholm Vatten och bearbetades. Data för de flesta diken sträcker sig från början av 1998 till mitten av 2009, dock var det väldigt få mätvärden i Sigmadiket som är mätpunkten närmast utloppet. Data som var uppmätta samma dag med exakt samma värde antogs vara dubletter och togs inte med i beräkningarna.

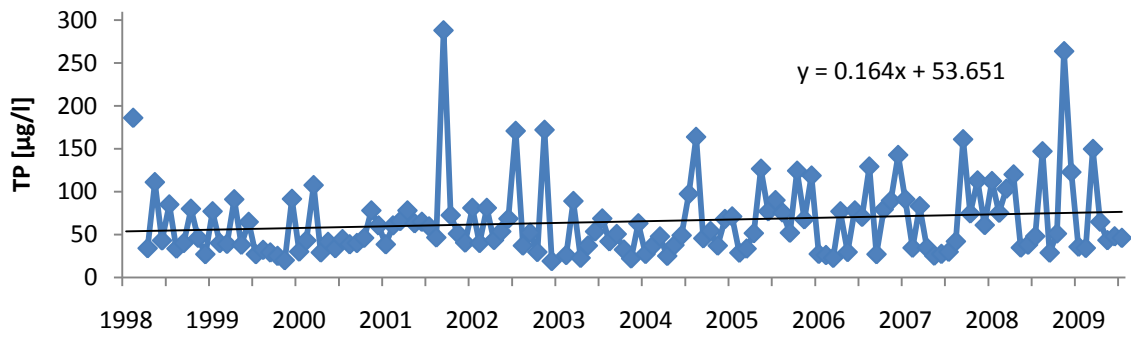
Samtliga data under mätperioden plottades för att se om totalfosforkoncentrationen i de olika diken hade ökat eller minskat (Figur 7). I Eksättradiket-Hamberget hade det enligt trendlinjen skett en ökning från 86 µg/l till 99 µg/l totalfosfor. I Bergaholmsdiket var ökningen från 54 µg/l till 76 µg/l totalfosfor och i Acksjödiket hade det skett en ökning av totalfosfor från 26 µg/l till 29 µg/l. I Fågelstadiket och Dalkarsängsdiket fanns det få mätvärden och variationen av totalfosforkoncentrationen bör därför beaktas med försiktighet. I Fågelstadiket går det enligt trendlinjen att se en ökning av totalfosfor från 100 µg/l till 108 µg/l och i Dalkarsängsdiket går det att se en minskning av totalfosfor från 106 µg/l till 61 µg/l. Även totalfosforkoncentrationen för Sigmadiket plottades, men då det fanns få mätvärden redovisas ingen trendlinje.

a)

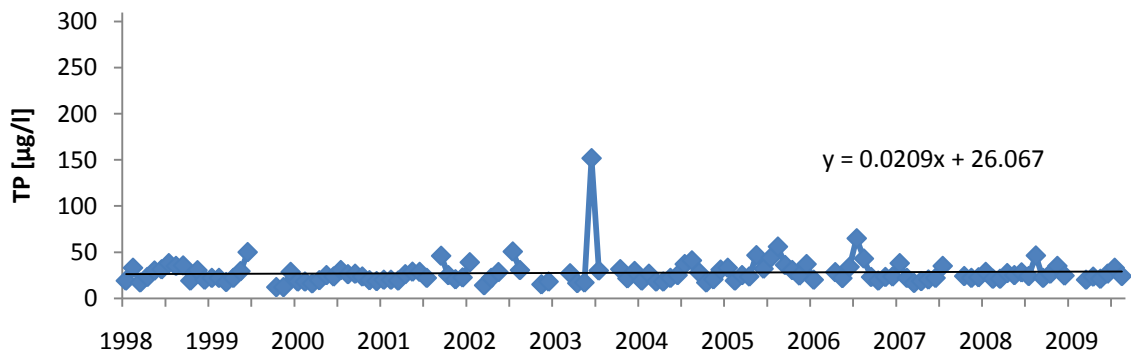




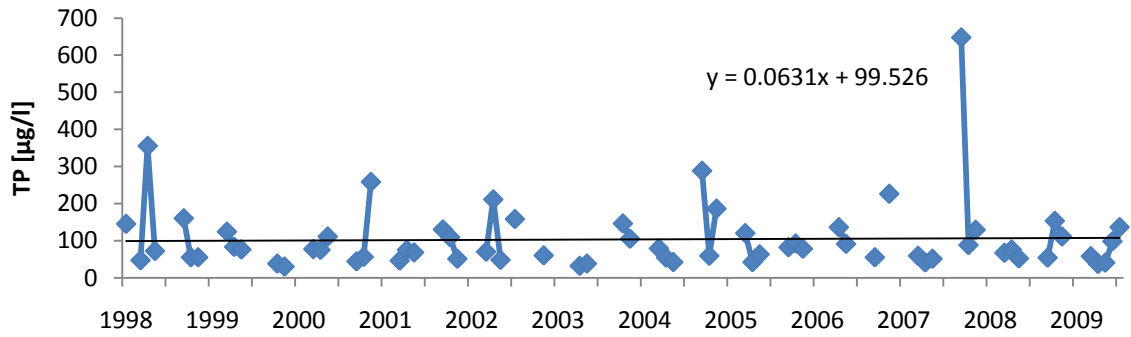
b)



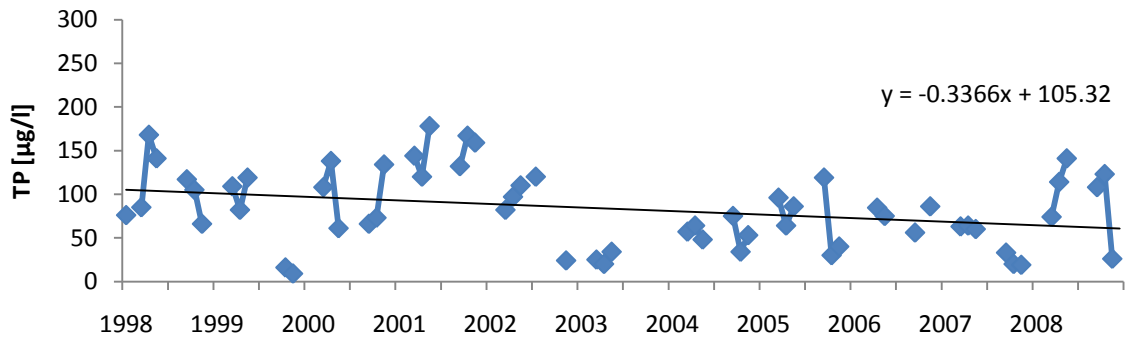
c)



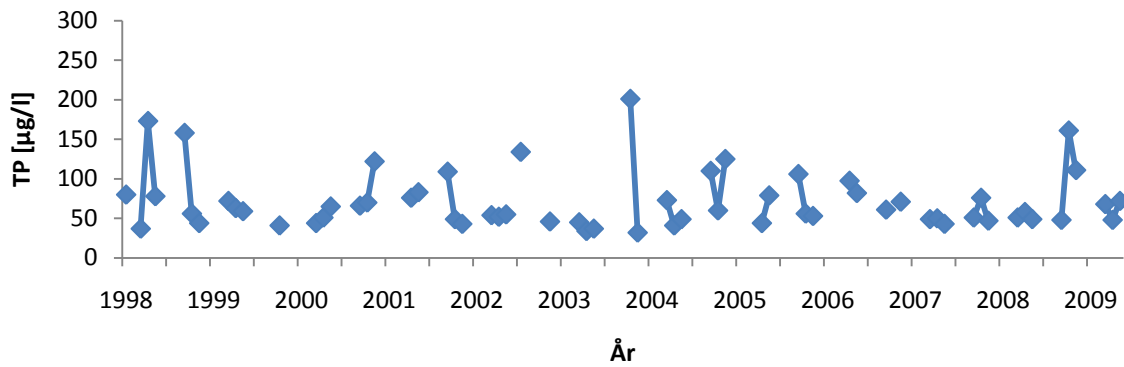
d)



e)



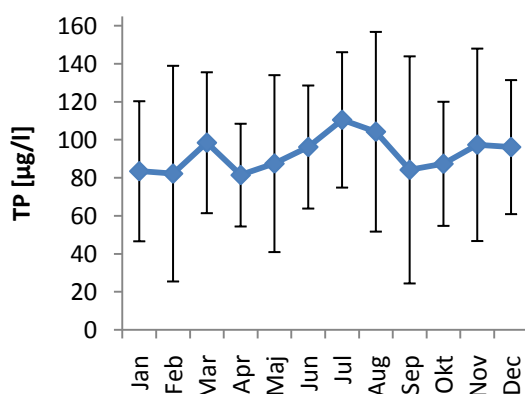
f)



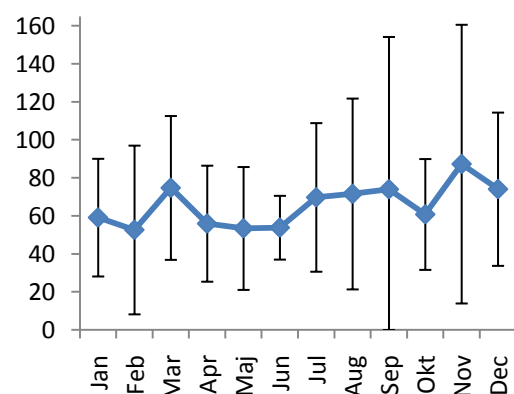
**Figur 7.** Totalfosforkoncentrationen i olika diken. I ekvationen som beskriver trendlinjen är x antal månader från första mätningen. a) Eksättradiket-Hamberget, b) Bergaholmsdiket, c) Acksjödiket, d) Fågelstadiket, e) Dalkarsängsdiket, f) Sigmadiket.

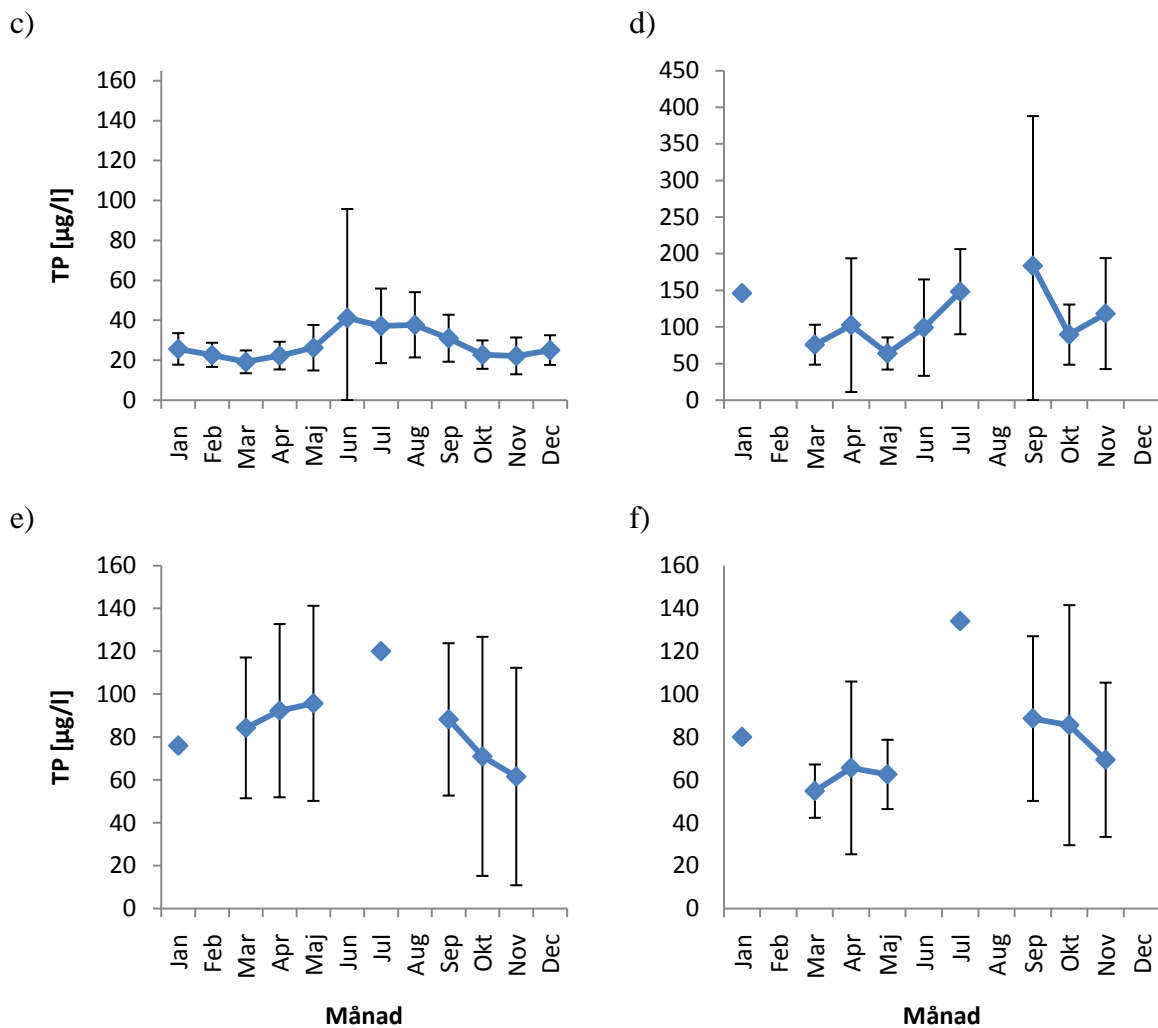
Medelvärden och standardavvikelser beräknades för respektive månad i samtliga diken för att se hur totalfosforkoncentrationen varierade under året (Figur 8). I Eksättradiket-Hamberget går det att se en topp av totalfosforkoncentrationen i juli och en lite mindre topp i mars. I Bergaholmsdiket går det att se tre olika toppar, mars, september och november. För Acksjödiket finns det en topp av totalfosforkoncentrationen i juni som håller i sig till augusti, notera att standardavvikelsen även är högst för dessa månader. Fågelstadiket har sin högsta topp av totalfosforkoncentration i september medan Dalkarsängsdiket har sin högsta topp i juli. Det fanns endast ett mätvärde i januari för Fågelstadiket. För Dalkarsängsdiket saknades data för februari, juni, augusti och december, i januari och juli fanns det endast ett mätvärde. Det var väldigt få mätvärden i Sigmadiket, till exempel saknades data för februari, juni, augusti och december. Det fanns endast ett mätvärde för januari och juli. I juli har Sigmadiket sitt högsta värde av totalfosforkoncentrationen på 134 µg/l och sitt lägsta i mars på 55 µg/l.

a)



b)

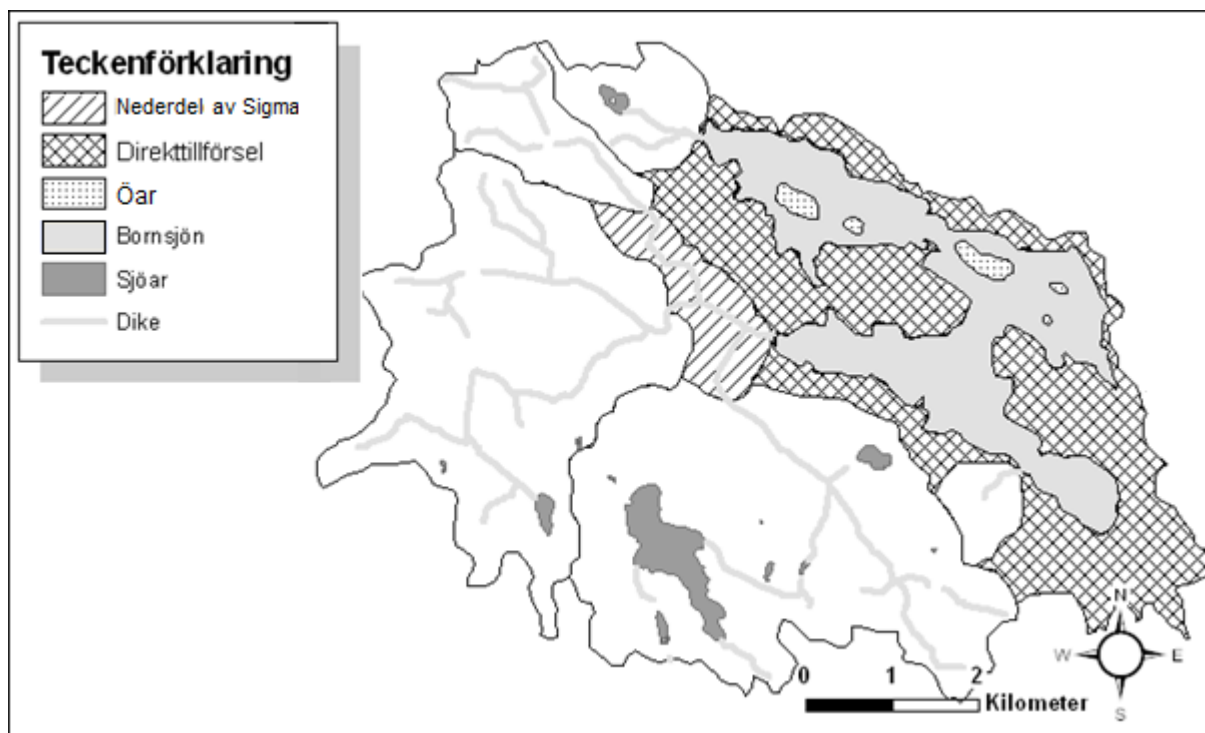




**Figur 8.** Månadsmedelvärden och standardavvikelser av totalfosforkoncentrationen i olika diken. a) Eksättradiket-Hamberget, b) Bergaholmsdiket, c) Acksjödiket, d) Fågelstadiket, e) Dalkarsängsdiket, f) Sigmadiket.

#### 4.1.2 Schablonvärden för totalfosfor

Det tillförs även fosfor till sjön från de områden det inte finns några mätningar (Figur 9). För att beräkna hur mycket totalfosfor som tillfördes från dessa områden användes schablonvärden. Schablonvärden är uppmätta medelvärden för flera olika områden i Sverige och kan antas fungera för området runt Bornsjön. Undantag gäller för schablonvärdet av vallodling som är uppmätt inom Bornsjöns avrinningsområde. Schablonvärden har generellt stor osäkerhet och ger mest en fingervisning om vilken storlek totalfosforkoncentrationen har. För fördelningen av åker, skog och övriga områden inom respektive delavrinningsområde, se Tabell 4. Inom övriga områden inkluderades bebyggelser, annan öppen mark, industri etc. Tabell 5 visar använda schablonvärden för respektive markanvändning. Det fanns inget beräknat schablonvärde för kategorin övriga områden därför detta värde uppskattades med andra kända schablonhalter. Schablonvärden för vallodling var ett värde uppmätt inom Bornsjöns avrinningsområde (Ulen, 2009). Totalfosforkoncentrationen i nederbörden antogs vara 5 µg/l (Håkanson, 2009).



**Figur 9.** Delavrinningsområden där schablonvärden har använts (© Lantmäteriet Gävle 2009. Medgivande I 2008/1962).

**Tabell 4.** Fördelning av skog, åker och övrigt område inom de olika delavrinningsområdena

Delavrinningsområde	Area [km <sup>2</sup> ]	Skog [%]	Åker [%]	Övrigt [%]
Eksättra-Hamberg	11,32	67,19	22,33	10,48
Bergaholm	13,13	66,51	20,50	12,99
Fågelsta	0,83	39,64	54,39	5,98
Nederdel Sigma	1,82	46,37	35,89	17,74
Dalkarsång	1,80	79,83	0,00	20,17
Acksjö	2,26	97,42	0,58	2,00
Direkttillförsel	10,19	74,88	17,15	7,97
Öar	0,30	100	0,00	0,00
<b>Hela avrinningsområdet</b>	<b>41,65</b>	<b>69,82</b>	<b>19,41</b>	<b>10,76</b>

**Tabell 5.** Använda schablonvärden för områden där mätningar saknas

Markanvändning	Schablonvärde [µg TP/l]
Åker <sup>1</sup>	300
Vallodling <sup>2</sup>	170
Skog <sup>1</sup>	35
Övriga områden <sup>3</sup>	200

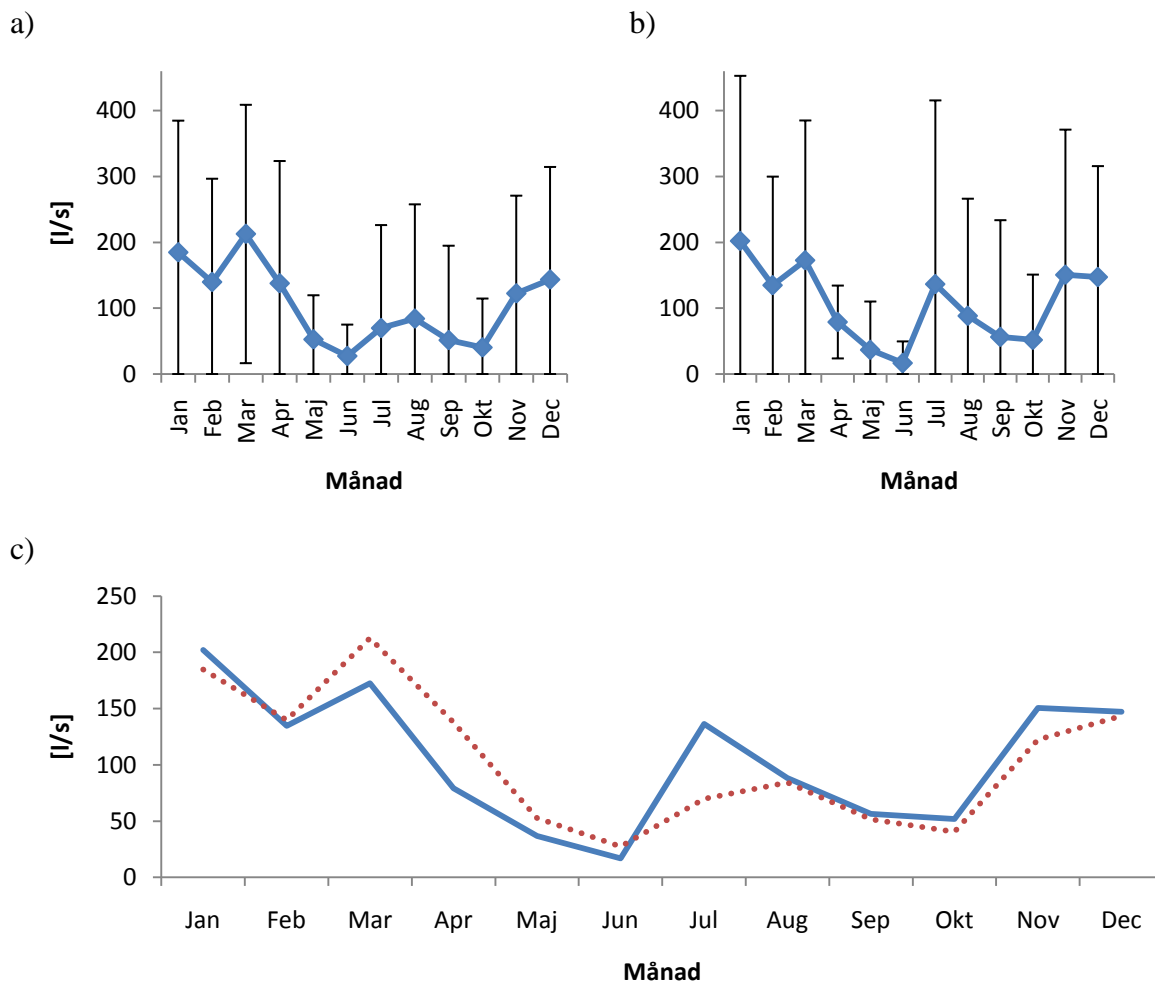
<sup>1</sup>Stormtac, 2009, <sup>2</sup>Ulen, 2009, <sup>3</sup>Uppskattad

## 4.2 VATTENFÖRING

### 4.2.1 Vattenföringen beräknat från höjdmätningar i diken

Vattenföringsmätningar har utförts i två diken, Eksättra-Hamberg och Bergaholmsdiket. Mätningarna utfördes med en trycksond som mätte nivån på vattenytan och med en avbördningskurva togs aktuell vattenföring fram. Mätningarna loggades var 15 minut och sedan beräknades medelvärden av vattenföringen för respektive dag, mätosäkerheten anses

vara ungefär 25 % (Ångman, 2005). Data sträcker sig från 2000 till 2008 för Eksättradiket och till mars 2007 för Bergaholmsdiket. Medelvärden och standardavvikelser beräknades för respektive dike (Figur 10). I Eksättra-Hamberg var det högst vattenföring i mars och lägst i juni och för Bergaholmsdiket var vattenföringen högst i januari och lägst i juni. De båda dikena plottades tillsammans för att undersöka om vattenföringen skiljde sig åt.



**Figur 10.** Medelvärden av vattenföringen för två olika diken a) Eksättra-Hamberg, b) Bergaholmsdiket, c) Heldragen linje är Bergaholmsdiket och punktstreckad linje är Eksättra-Hamberget.

För de andra dikena saknades mätningar av vattenföring och dessa uppskattades med data från dikena med mätningar. Medelvärden för varje månad av de två kända mätningarna beräknades och med dessa värden beräknades hur stor vattenföringen var per areaenhet. Sedan kunde vattenföringen beräknas för resterande delavrinningsområden.

#### 4.2.2 Vattenföringen beräknat från nederbörden

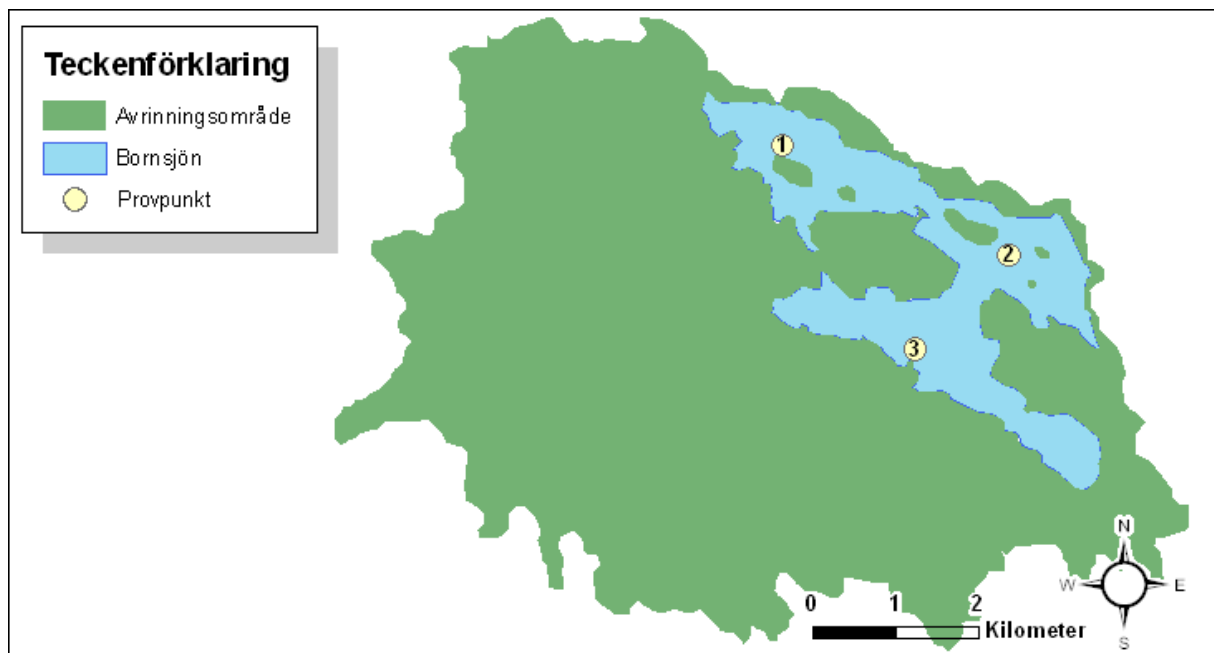
Data för nederbörd som sträcker sig från 1961 till 1990 hämtades från SMHI. Det fanns ingen station som mätte nederbörd inom Bornsjöns avrinningsområde. Däremot fanns det tre stationer strax utanför och för dessa beräknades medelvärden. De tre stationerna var Tullinge A, Södertälje och Norsborg 11 och för dessa beräknades ett årsmedelvärde till 546 mm/år. En inbyggd funktion i LakeMab användes för att beräkna vattenföringen till Bornsjön.

### 4.3 ÖVRIGA INDATA

Djupskiktens volym användes för att beräkna ett viktat medelvärde av pH till 7,85 för hela Bornsjön. Eftersom inget saltvatten rinner in till sjön antogs salthalten vara noll.

### 4.4 EMPIRISKA TOTALFOSFORKONCENTRATIONER I BORNSJÖN

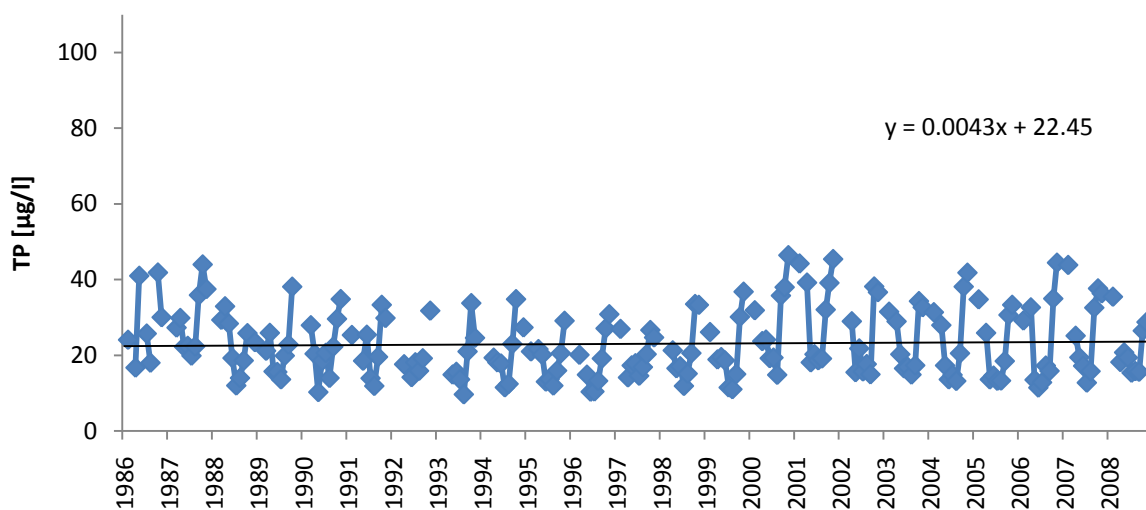
Figur 11 visar var Stockholm Vatten har utfört mätningar i Bornsjöns olika bassänger. En kontroll utfördes för att se om totalfosforkoncentrationen förändrats mellan 1986 till 2008 i Bornsjön. Ett medelvärde för varje månad beräknades respektive alla år i yt- och djupvatten. Hänsyn togs till hur stor volym varje djupskikt i sjön bestod av vid beräkning av samtliga medelvärden. Mätvärde för varje provdjup viktades alltså efter storleken på djupskiktets volym. För djupskikt med liten volym påverkades medelvärdet inte. De djup som provmätningar utförts på är 0, 5, 7, 10, 12, 14 och 17 m. Yt- och djupvatten avgränsas av vågbasens läge, vid uppdelning av yt- och djupvattnet beräknades vågbasens läge till 4,90 m. Eftersom gradienten av totalfosforkoncentrationen mellan 0 m och 5 m djup inte var stor användes även 5 m djup i ytvattnets beräkningar. Annars hade endast 0 m djup använts och osäkerheten för ytvattnets variation hade blivit större. För att erhålla ett medelvärde av totalfosforkoncentrationen för hela Bornsjön beräknades först ett medelvärde för respektive bassäng och sedan ett medelvärde av dessa medelvärden som representerar hela sjön. Någon hänsyn åt bassängernas storlek togs inte eftersom deras volym var ungefär lika stora, 22,4, 19,5 respektive 23,2 miljoner m<sup>3</sup> (Svahnberg, 2001).



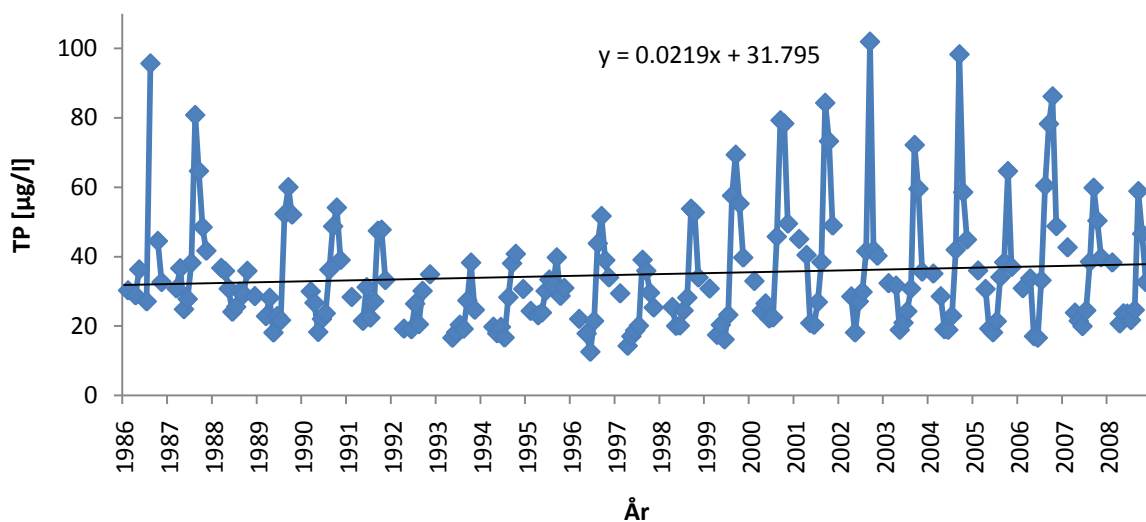
**Figur 11.** Platser där provmätningar togs i Bornsjön, där 1) Nordvästra bassängen, 2) Östra bassängen, 3) Södra bassängen (© Lantmäteriet Gävle 2009. Medgivande I 2008/1962).

I Figur 12, visar perioden 1986 till 2008, finns en trendlinje på ytvattnets ökning av totalfosforkoncentrationen från 22 µg/l till 24 µg/l och på samma sätt går det att se en större ökning av djupvattnets totalfosforkoncentrationen från 32 µg/l till 38 µg/l.

a)

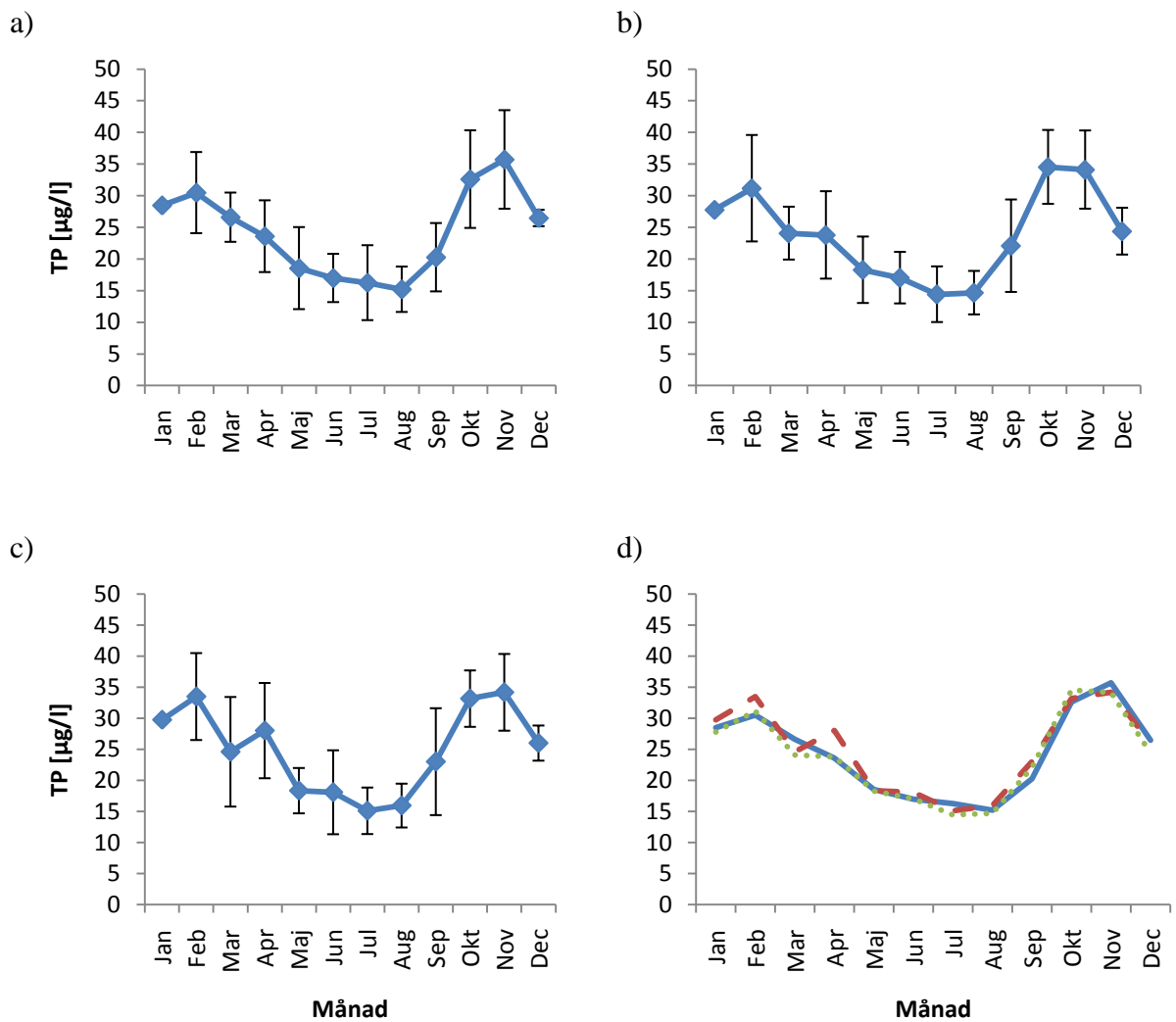


b)



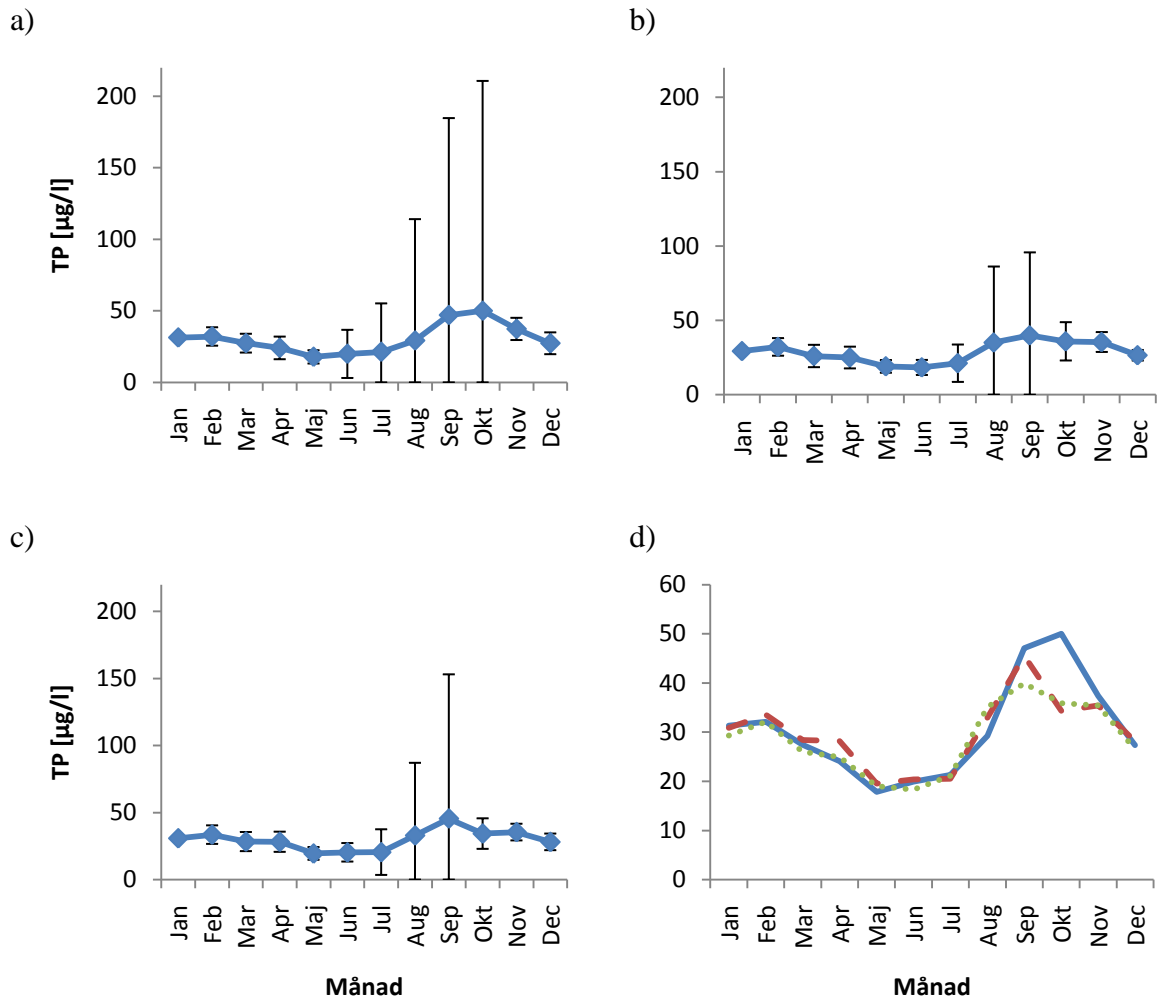
**Figur 12.** Totalfosforkoncentrationens variation från 1986 till 2008 i Bornsjön. I ekvationen som beskriver trendlinjen är x antal månader från första mätningen. a) ytvatten, b) djupvatten.

Det utfördes en undersökning för att se om det var någon tidsförskjutning av totalfosforkoncentrationen i de olika bassängerna. Medelvärden av dessa bassänger plottades för respektive bassäng både för ytvatten (Figur 13) och djupvatten (Figur 14). Mätvärden för januari saknades och interpolerades istället fram. Varken i ytvattnet eller i djupvattnet fanns det ingen tidsförskjutning mellan de tre bassängerna. Däremot skilde sig koncentrationen en del i september mellan de olika bassängerna i djupvattnet. Även i oktober var totalfosforkoncentrationen för den nordvästra bassängen fortfarande avsevärt högre än för de andra två bassängerna. Koncentrationen var dock inom standardavvikelseerna för de andra två bassängerna de båda månaderna.



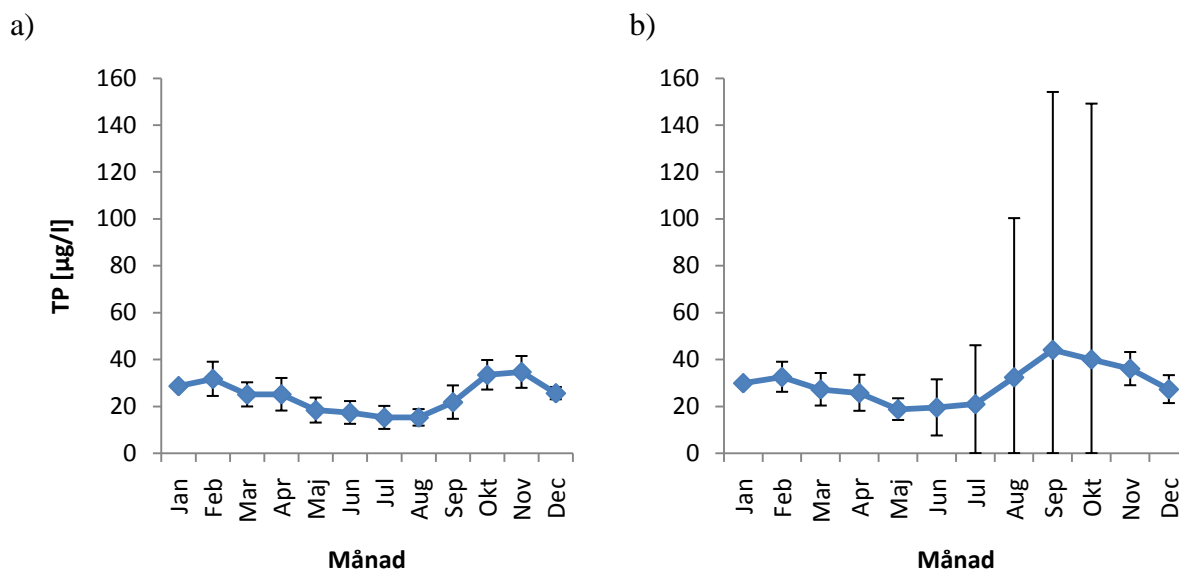
**Figur 13.** Medelvärden av totalfosforkoncentrationen i ytvattnet. a) Nordvästra bassängen med standardavvikelser, b) Östra bassängen med standardavvikelser, c) Södra bassängen med standardavvikelser, d) Jämförelse av de tre bassängerna där heldragen linje är Nordvästra bassängen, halvstreckad linje är Södra bassängen och punktstreckad linje är Östra bassängen.





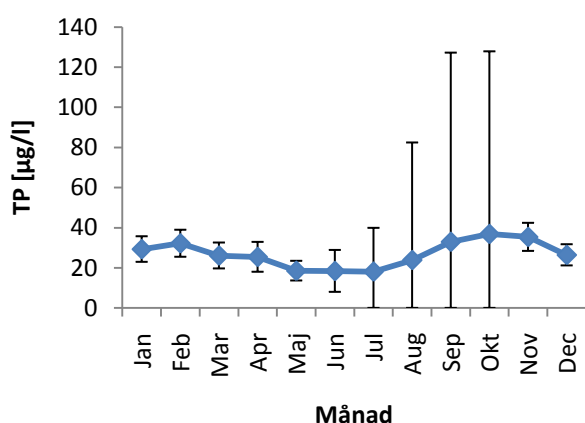
**Figur 14.** Medelvärden av totalfosforkoncentrationen i djupvattnet. a) Nordvästra bassängen med standardavvikelser, b) Östra bassängen med standardavvikelser, c) Södra bassängen med standardavvikelser, d) Jämförelse av de tre bassängerna där heldragen linje är Nordvästra bassängen, halvstreckad linje är Södra bassängen och punktstreckad linje är Östra bassängen.

Ett medelvärde för varje månad över alla år beräknades för yt- respektive djupvatten för hela Bornsjön (Figur 15). Eftersom det saknades mätningar i januari interpolerades ett värde för denna månad med värden från december och februari. I ytvattnet var totalfosforkoncentrationen som lägst mellan maj och augusti och hade sitt högsta värde i november. För djupvattnet var totalfosforkoncentrationen som lägst i maj och det högsta värdet noterades i september. Notera den höga standardavvikelsen för djupvattnet i augusti till oktober.



**Figur 15.** Medelvärdet och standardavvikelsens variation av totalfosforkoncentrationen i Bornsjön. a) ytvatten, b) djupvatten.

Ett medelvärde av samtliga bassänger och djupskikt beräknades för att erhålla Bornsjöns variation av totalfosforkoncentrationen under ett år, se Figur 16, de jämfördes även med de modellerade värdena som finns i resultatdelen. Standardavvikelserna var mycket högre under augusti till oktober jämfört med de andra månaderna. Totalfosforkoncentrationen hade sitt högsta värde i oktober, 37 µg/l, och sitt lägsta i juli, 18 µg/l.



**Figur 16.** Medelvärdena och standardavvikelser av totalfosforkoncentrationen i Bornsjöns hela vattenmassa.

#### 4.5 ANALYS AV TOTALFOSFORKONCENTRATION I BORNSJÖN

De beräknade medelvärdena av totalfosforkoncentrationen i Bornsjön som beskrivits i delkapitel 4.4 var i samtliga fall viktade efter hur stor vattenvolym varje djupskikt

representerade. En jämförelse mellan viktade medelvärden i Bornsjön och medelvärlden som inte var viktade efter vattnets volym utfördes. Skiljer sig medelvärdena åt är det alltså viktigt att i framtiden fortsätta med att vikta medelvärden av totalfosforkoncentrationen.

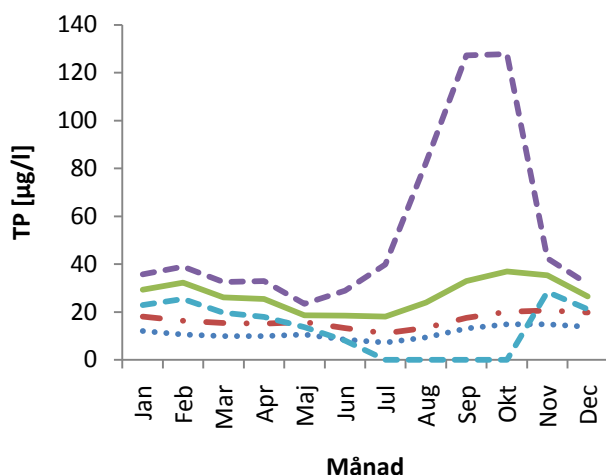
För att avgöra om det aktuella provtagningsprogrammet gav en tillräckligt bra bild över totalfosforkoncentrationens status i Bornsjön utfördes en kvalitetsanalys. Under 2004 utfördes en intensifierad provtagning mellan juni och oktober där mätningar togs oftare och på fler djup än vanligt. Då mätningarna togs oftare utfördes det provtagningar 3 till 5 gånger per månad och vid djupen 0, 5, 7, 10, 12, 13, 14, 15, 16 och 17 m. Vanligtvis utförs inga mätningar på 13, 15 och 16 m djup. För analysen av provtagningsfrekvensen bildades medelvärden för varje månad vilket jämfördes med ett referensvärde. Referensvärde valdes till det mätvärde som låg närmast dag 15 varje månad. I analysen av provtagningsdjup jämfördes medelvärdena av de vanliga provtagningsdjupen med medelvärdena av de intensifierade provtagningsdjupen.

Eftersom det under vissa månader var generellt höga värden av totalfosforkoncentrationer i de djupare skikten av Bornsjön undersöktes det hur hög syrgaskoncentrationen på botten var. Enligt teorin ska de höga värdena av totalfosforkoncentrationen kunna förklaras av lägre syrgaskoncentration under dessa perioder. Detta då syrebrist ökar diffusionen av totalfosfor från sedimenten.

## **5 RESULTAT**

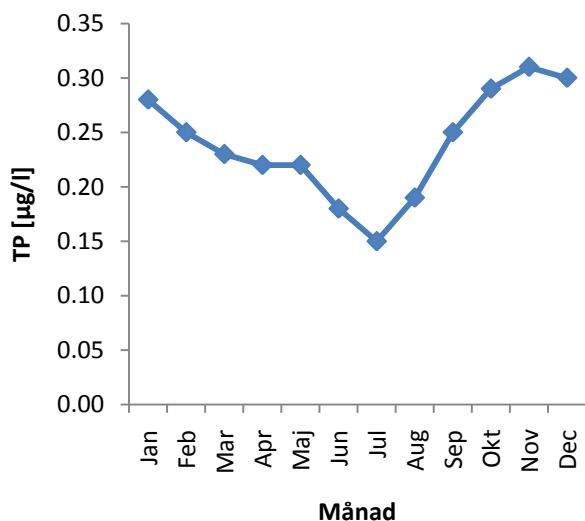
### **5.1 KALIBRERING AV LAKEMAB**

Modellen predikterade totalfosforkoncentrationen i Bornsjön, jämfört med de empiriska värdena, något lågt även efter korrigering av pH-villkoret som påverkade sedimentationen (Figur 17). Detta gav en misstanke om att någon tillförsel av totalfosfor saknades. Standardavvikelsen på totalfosforkoncentrationen i tillflödet från diken var beräknat till 68 µg/l och medelvärdet, viktat efter delavrinningsområdenas storlek, var 76 µg/l. Eftersom standardavvikelsen är ungefär lika stor som medelvärdet blir osäkerheten på tillflödet av totalfosfor stor. Även schablonvärdens osäkerhet är generellt stora. Koncentrationen totalfosfor från delavrinningsområden med schablonvärden beräknades till 32 µg/l. Om ett tillskott av halva standardavvikelsen på diken tillflöden av totalfosforkoncentration adderades till det totala tillflödet, hamnade LakeMab bra inom standardavvikelsens områden av totalfosforkoncentrationen i sjön.



**Figur 17.** Totalfosforkoncentration i Bornsjön vid kalibrering. Heldragen linje är empiriskt resultat och de halvstreckade linjerna är dess standardavvikelser. Punktstreckad linje är innan förändring av pH-villkoret och halvpunktstreckad linje är efter förändring av pH-villkoret.

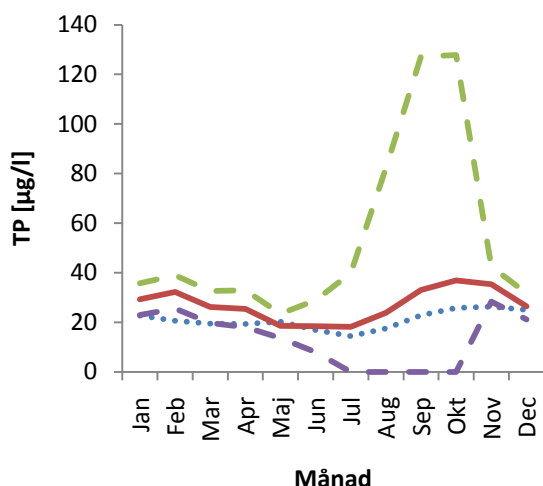
Ett test utfördes med LakeMab för att undersöka om tillflödet av totalfosforkoncentrationen med den extra tillförseln var överskattat eller underskattat. Det totala fosfortillflödet beräknat från de uppmätta värdena i dikena jämfördes med ett fosfortillflöde beräknat från schablonvärdena för hela avrinningsområdet. De båda fosfortillflödena subtraherades med varandra och skillnaden testades i LakeMab (Figur 18). Det idealiska vore att differensen är 0 µg/l. Den beräknade differensen varierade under ett års tid mellan 0,15 och 0,31 µg/l.



**Figur 18.** Differensen av totalfosforkoncentrationens tillflöde och schablonvärdenas beräknade bidrag.

## 5.2 MODELLENS RESULTAT

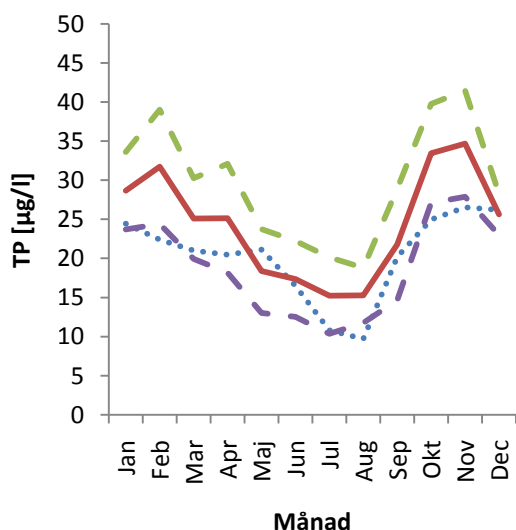
Modellens resultat för totalfosforkoncentrationen i Bornsjöns hela vattenmassa visas i Figur 19. De modellerade värdena följer de empiriska och håller sig inom standardavvikelsen under de flesta månaderna. Under januari till mars och i november är det modellerade resultatet något utanför standardavvikelsen (differensen var 0,3, 4,9, 0,2 respektive 2,1 µg/l).



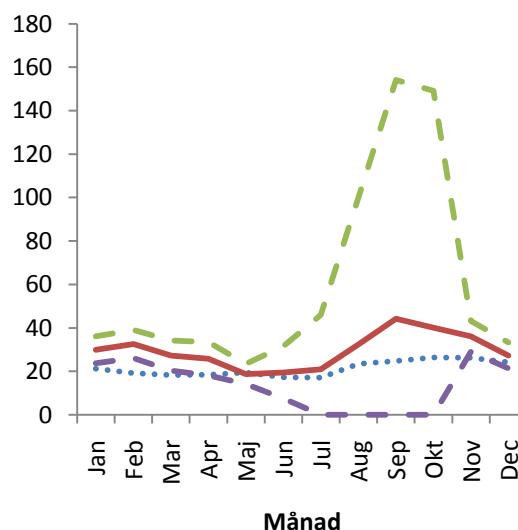
**Figur 19.** Totalfosforkoncentrationens variation under ett år i hela vattenmassan där heldragen linje är empirisk data, punktstreckad linje är modellens resultat och de halvstreckade linjerna är standardavvikelsen för de empiriska värdena.

Vid jämförelse av empiriska data för yt- och djupvatten med modellens resultat, följde de båda kurvorna varandra bra med undantag för februari och maj (Figur 20). För ytvattnet var det modellerade resultatet något utanför standardavvikelsen under februari, augusti, oktober och november (differensen var 2,0, 2,0, 2,1 respektive 1,4 µg/l). I djupvattnet var det modellerade resultatet utanför standardavvikelsen under januari till mars och november (differensen var 2,5, 7,0, 2,0 respektive 2,8 µg/l).

a)



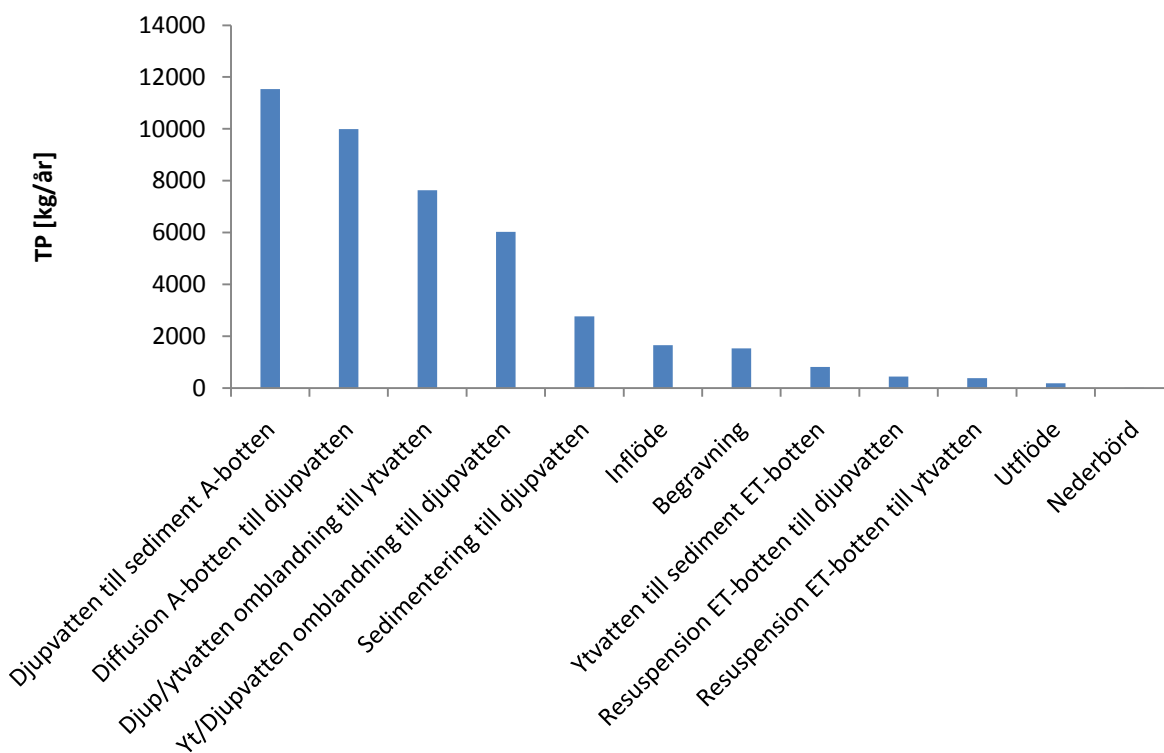
b)



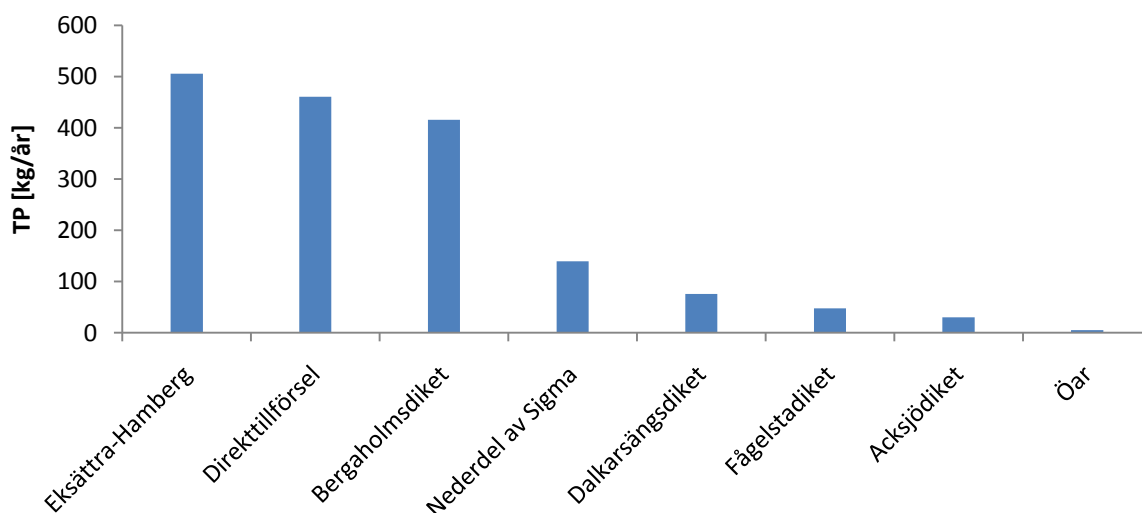
**Figur 20.** Totalfosforkoncentrationens variation under ett år för yt- och djupvatten där heldragen linje är empirisk data, punktstreckad linje är modellens resultat och de halvstreckade linjerna är standardavvikelsen för de empiriska värdena. a) ytvatten, b) djupvatten.

Figur 21 visar vilka flöden av totalfosfor som var mest dominerande under ett års tid i Bornsjön. Det största flödet för totalfosfor bestod av flödet från djupvattnet ner till sedimenten i ackumulationsbotten. Diffusionen från ackumulationsbotten till djupvattnet var det näst största flödet. För vilket delavrinningsområde som bidrog med mest totalfosfor till

Bornsjön se flödesrankningen för de olika områdena (Figur 22). Den extra tillförseln av totalfosfor som har antagits sakna i mätdata har viktats efter de olika delavrinningsområdenas storlek och markanvändning. Det flöde som bidrog med mest totalfosfor var Eksättra-Hamberg, direkttillförseln från området närmast sjön och Bergaholmsdiket. De områden som bidrog med minst totalfosfor var Öarna, Acksjödiket och Fågelstadiket.



**Figur 21.** Flödesrankning av Bornsjöns totalfosforflöden under ett år.



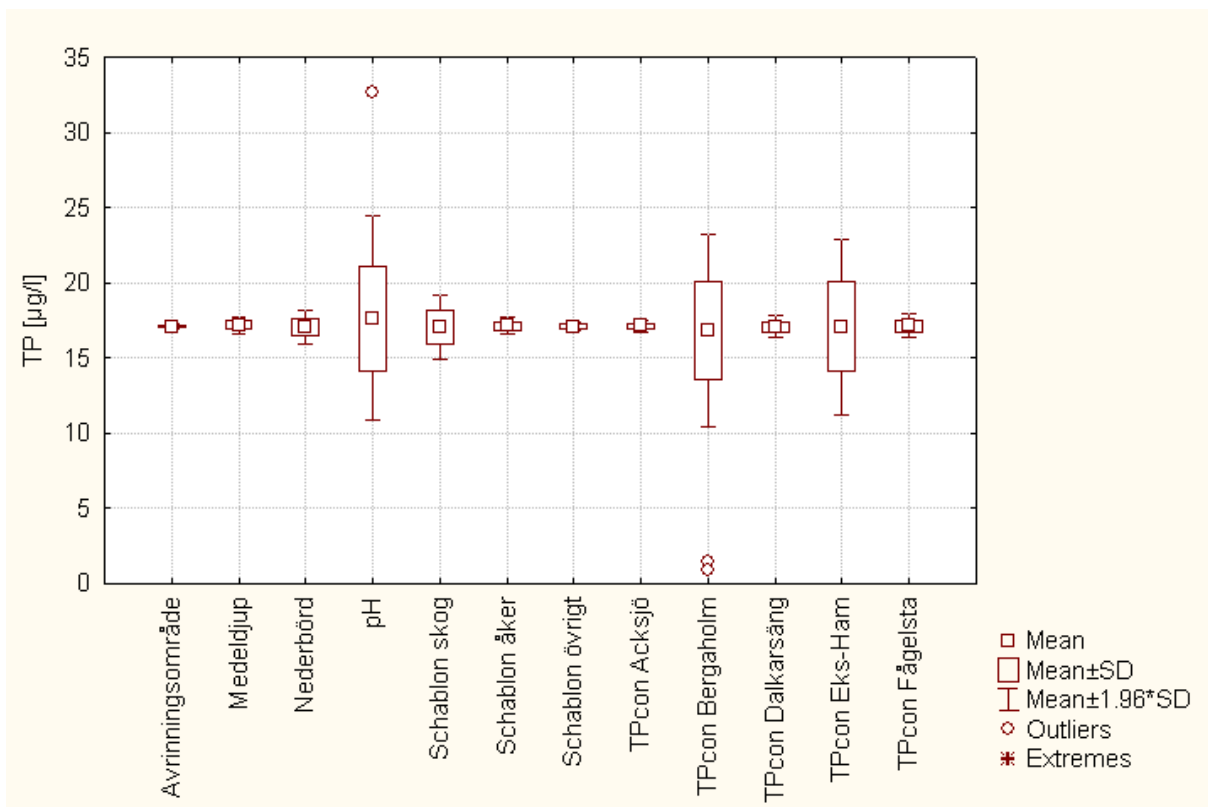
**Figur 22.** Flödesrankning av totalfosfor i inflödet under ett år.

LakeMab beräknade Bornsjöns omsättningstid till 5 år. I tidigare arbeten har omsättningstiden beräknats till 6,5 år (Lindhe, 2007). En undersökning genomfördes för att utvärdera om

omsättningen på 5 år var mer realistisk, detta med ett samband på avrinningsområdets storlek samt vattenföringens storlek inom avrinningsområdet (Håkanson och Bryhn, 2008). För detta förhållande beräknades omsättningstiden till 4,2 år. Förhållandet mellan avrinningsområdet och flödet inom avrinningsområdet hade ett  $r^2$ -värde på 0,98 (Håkanson och Bryhn, 2008)

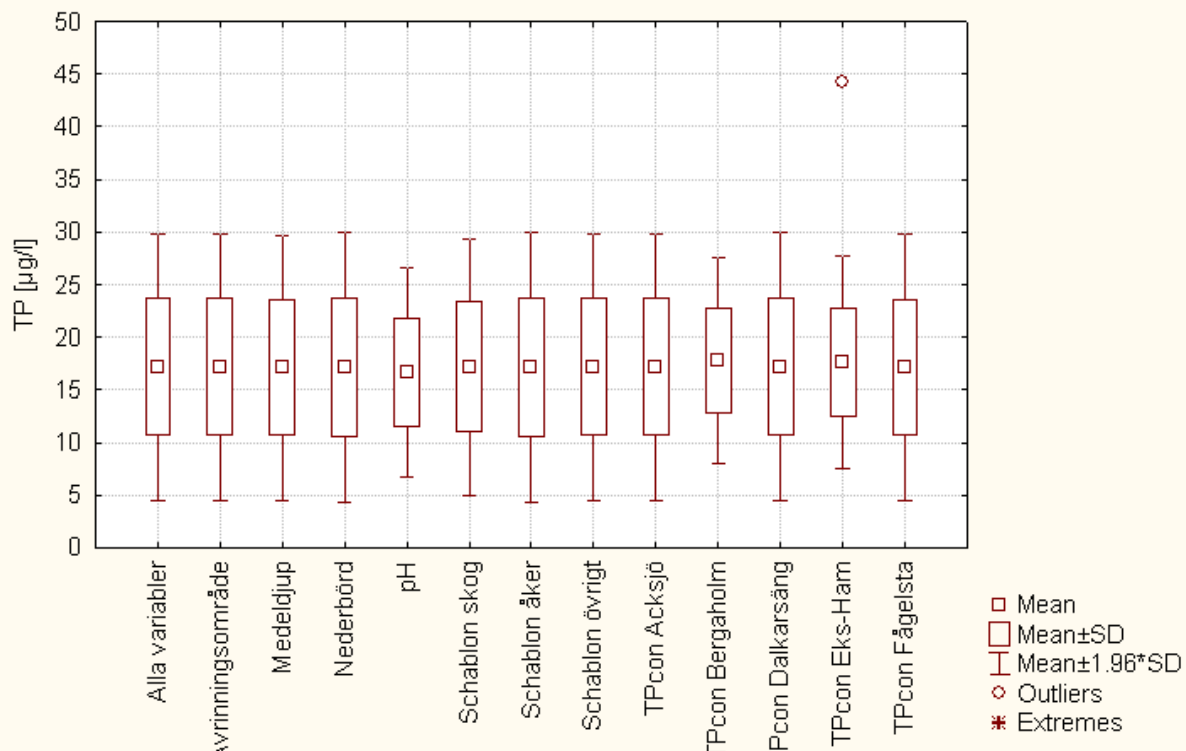
### 5.3 KÄNSLIGHETS- OCH OSÄKERHETSANALYS

I känslighetsanalysen (Figur 23) hade osäkerheten i pH störst påverkan på totalfosforkoncentrationen i Bornsjön. Totalfosforkoncentrationen i både Bergaholm och Eksättra-Hamberg hade ungefär lika stor påverkan som pH. Även schablonvärdet för skog påverkade mycket.



**Figur 23.** Känslighetsanalys av olika variabler för totalfosforkoncentrationen i Bornsjön.

I osäkerhetsanalysen (Figur 24) var spridningen av totalfosforkoncentrationen som minst när pH, Bergaholm och Eksättra-Hamberg var för sig hölls konstanta samtidigt som de andra variablerna varierades.



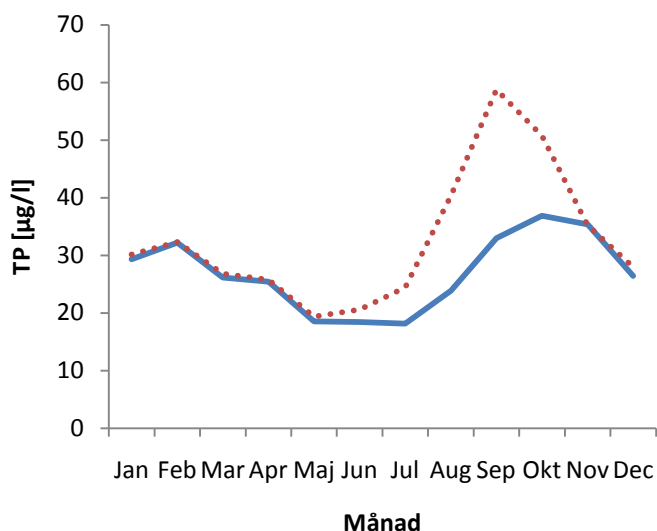
**Figur 24.** Osäkerhetsanalys av olika variabler för totalfosforkoncentrationen i Bornsjön.

#### 5.4 KVALITETSANALYS AV PROVTAGNINGAR I BORNSJÖN

I samtliga kvalitetsanalyser redovisas resultaten för hela Bornsjön då resultaten för varje enskild bassäng respektive yt- och djupvatten visade samma resultat som för hela sjön.

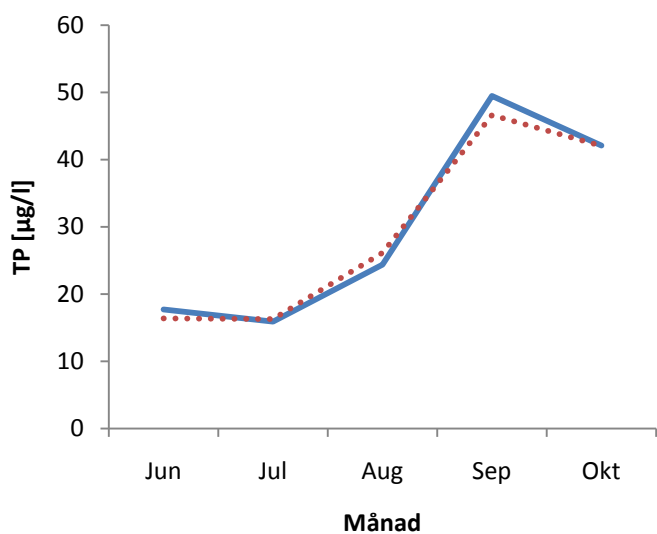
Figur 25 visar en jämförelse av viktade totalfosforkoncentrationer i Bornsjön efter vattnets volym på respektive djupskikt och oviktade medelvärden av totalfosforkoncentrationen. Skillnaden i totalfosforkoncentrationen är störst mellan maj och november och under september är differensen i totalfosforkoncentrationen som högst, 26 µg/l.





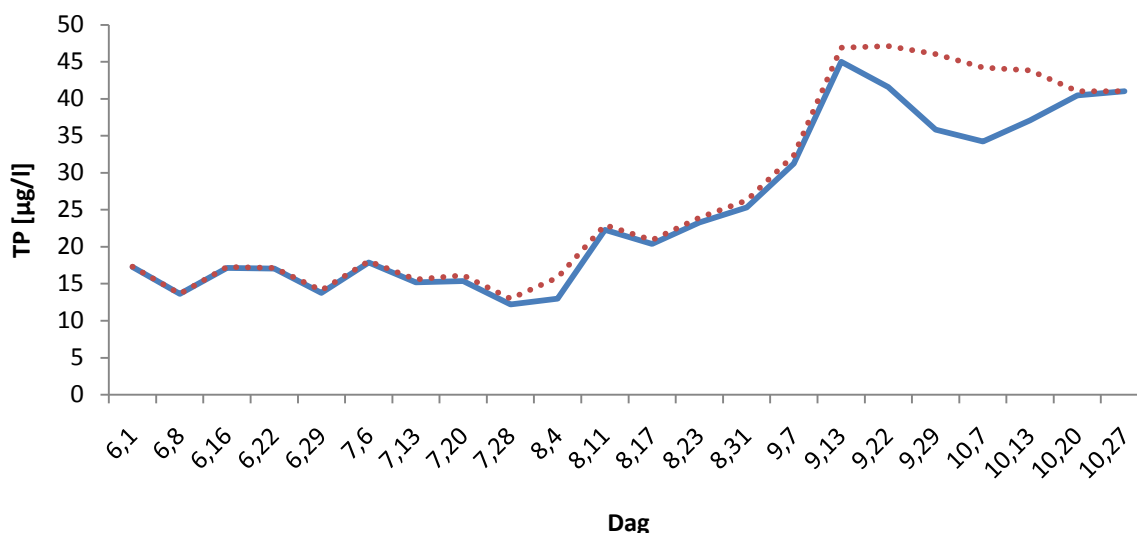
**Figur 25.** Totalfosforkoncentrationen i Bornsjön där heldragen linje är viktad efter vattnets volym respektive djupskikt och punktstreckad linje är oviktad totalfosforkoncentration.

Kvalitetsanalysen på provtagningsfrekvensen redovisas i Figur 26. Referensvärdet följde de beräknade medelvärdena bra under hela perioden.



**Figur 26.** Analys av provtagningsfrekvens av totalfosforkoncentrationen, heldragen linje är referensvärde för mätdata nära dag 15 i respektive månad, punktstreckad linje är medelvärden av alla mätvärden för dagar då provtagning utförts respektive månad.

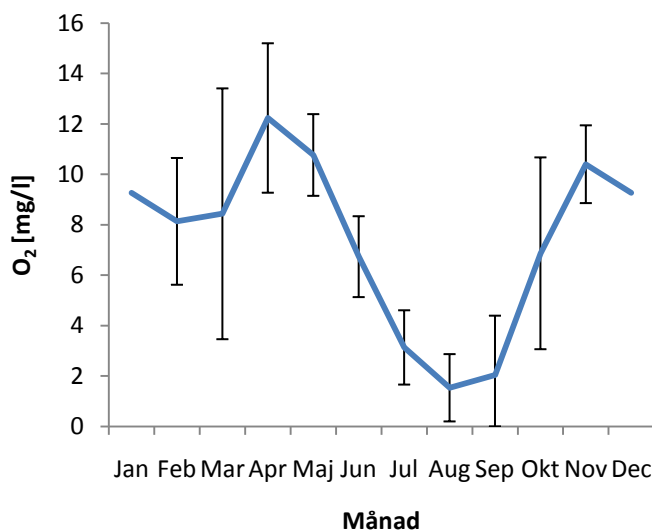
Kvalitetsanalysen för provtagningsdjup redovisas i Figur 27. De båda linjerna följde varandra bra bortsett från september till oktober.



**Figur 27.** Analys av provtagningsdjup av totalfosforkoncentrationen, där heldragen linje är totalfosforkoncentrationen för de vanliga djupen, punktstreckad linje är totalfosforkoncentrationen för provtagning vid tätare intervall på djupet. Första siffran indikerar månad och de andra vilken dag provtagning utförts.

## 5.5 SYRGASKONCENTRATION

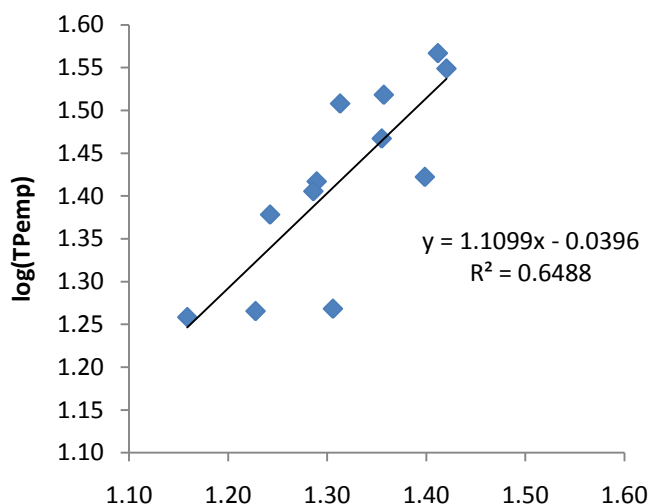
Syrgaskoncentrationen för Bornsjöns botten plottades (Figur 28). Syrgaskoncentrationen var som lägst mellan augusti och september. Det fanns inga mätvärden för januari och december och därför interpolerades dessa.



**Figur 28.** Medelvärde av syrgaskoncentrationen inklusive standardavvikelser längs Bornsjöns botten.

## 5.6 JÄMFÖRELSE AV OLIKA MODELLER

Resultatet av jämförelsen mellan modellerade och empiriska värden för LakeMab redovisas i Figur 29.  $r^2$ -värdet för LakeMab beräknades till 0,65. Ett årsmedelvärde beräknades för LakeMab, Vollenweider- och OECD-modellen och jämfördes mot det empiriska (Tabell 6). För LakeMab var differensen av totalfosforkoncentrationen mellan empiriskt och modellerat årsmedelvärde 6 µg/l, för Vollenweidermodellen 13 µg/l och för OECD-modellen 5 µg/l.



**Figur 29.** Jämförelse av tre olika modeller mot empirisk data. a) LakeMab, b) Vollenweider, c) OECD.

**Tabell 6.** Årsmedelvärden av de olika modellerna

Modell	Årsmedelvärde TP [µg/l]
Empiriskt	27
LakeMab	21
Vollenweider	40
OECD	32

## 5.7 ÅTGÄRDER

Resultat för olika åtgärder redovisas i Tabell 7. I Tabell 8 redovisas resultat för pH inverkan i Bornsjön. Scenariet där utpumpning av vatten införts i Tabell 9. I samtliga tabeller är förändringen av totalfosforkoncentrationen beräknat som årsmedelvärde. Mer detaljerade resultat för de olika undersökta åtgärderna redovisas i kommande delkapitel. För samtliga resultat där totalfosforkoncentrationen minskat gäller att Bornsjön fortfarande klassas som mesotroft förutom vid en kraftig sänkning av Bornsjöns vattenstånd (Håkanson, 1999).

**Tabell 7.** Åtgärdernas inverkan på totalfosforkoncentrationen [µg/l]

Åtgärd / Förändring [%]	150	125	100	75	50	25	0
Vallodling ersätter åker	-	-	-3,3	-2,6	-1,7	-0,8	-
Åker ersätts av skog	+3,3	-	-	-1,7	-3,3	-3,9	-4,6
Enskilda avlopp	+1,3	-	-	-0,5	-1,3	-	-2,6
Enskilda avlopp och 50 % vallodling	-	-1,0	-	-2,4	-3,1	-	-
Enskilda avlopp och 75 % vallodling	-	-1,9	-	-3,3	-3,6	-	-
Enskilda avlopp och 125 % åker	+2,9	+2,3	-	-	-	-	-

**Tabell 8.** pH inverkan på totalfosforkoncentrationen [µg/l]

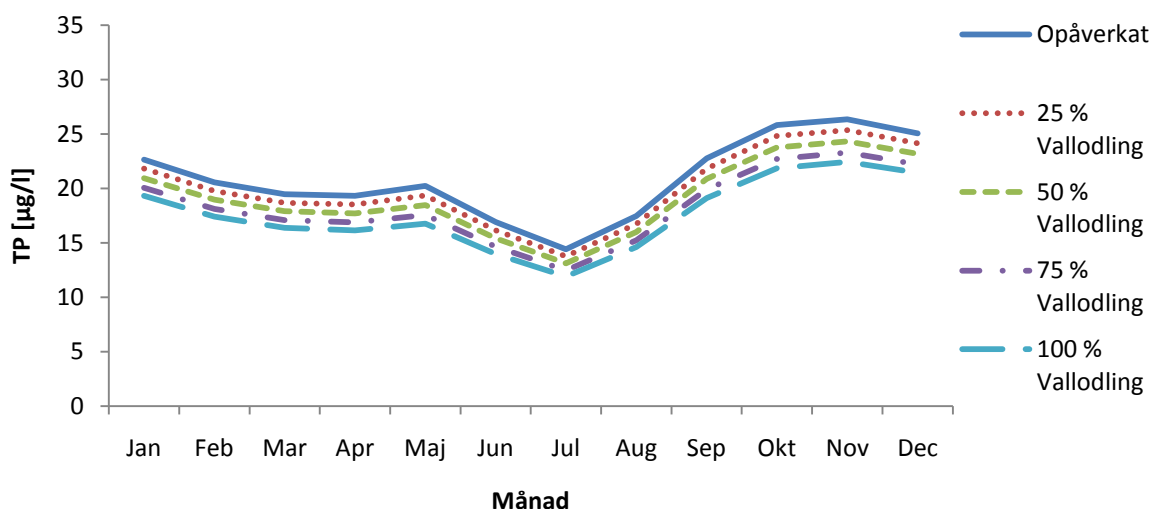
pH	TP
8	+1,5
7,5	-3
7,25	-4,5
7	-6

**Tabell 9.** Utpumpning av vattens inverkan på totalfosforkoncentrationen [ $\mu\text{g/l}$ ]

Sänkt vattennivå [m]	TP
2	+ 4,8
3	+ 8,4
4	+12,9
5	+17,3

### 5.7.1 Vallodling ersätter åker

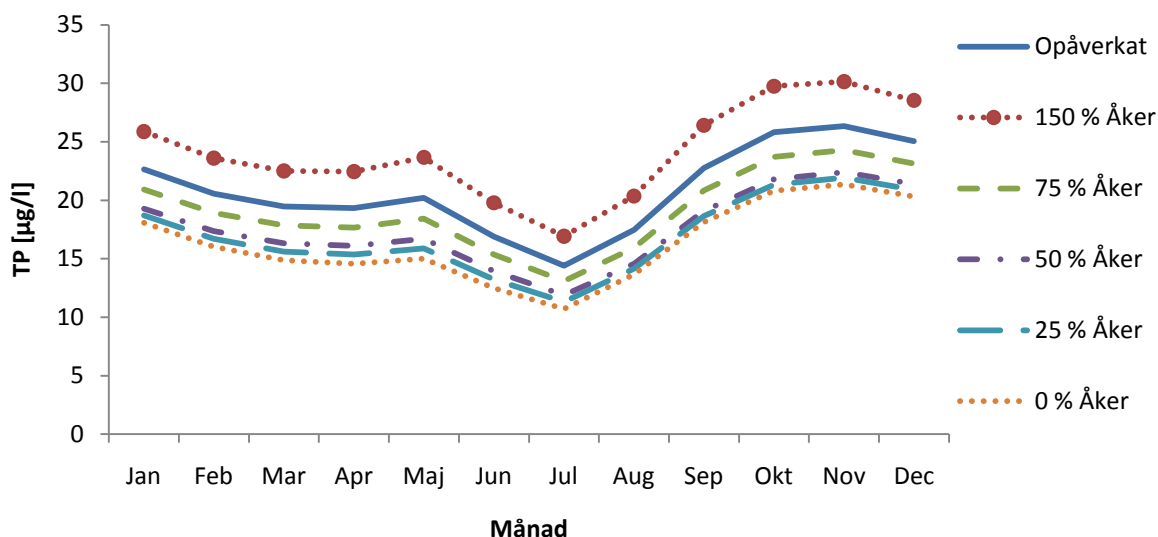
Olika åtgärder angående införandet av vallodling redovisas i Figur 30. 30 % motsvarar ungefär all åkerareal inom Eksättra-Hambergers delavrinningsområde. Det blev en klar minskning av totalfosforkoncentrationen i Bornsjön ju mer vallodling som valdes. Minskningen var som störst mellan september och december. I ordning från 100 % till 25 % vallodling sjönk totalfosforkoncentrationen med ungefär 3,3, 2,6, 1,7 respektive 0,8  $\mu\text{g/l}$ .



**Figur 30.** Åtgärder för vallodling. Exempelvis är 25 % vallodling då 25 % av åkermarken ersatts med vallodling.

### 5.7.2 Åker ersätts av skog

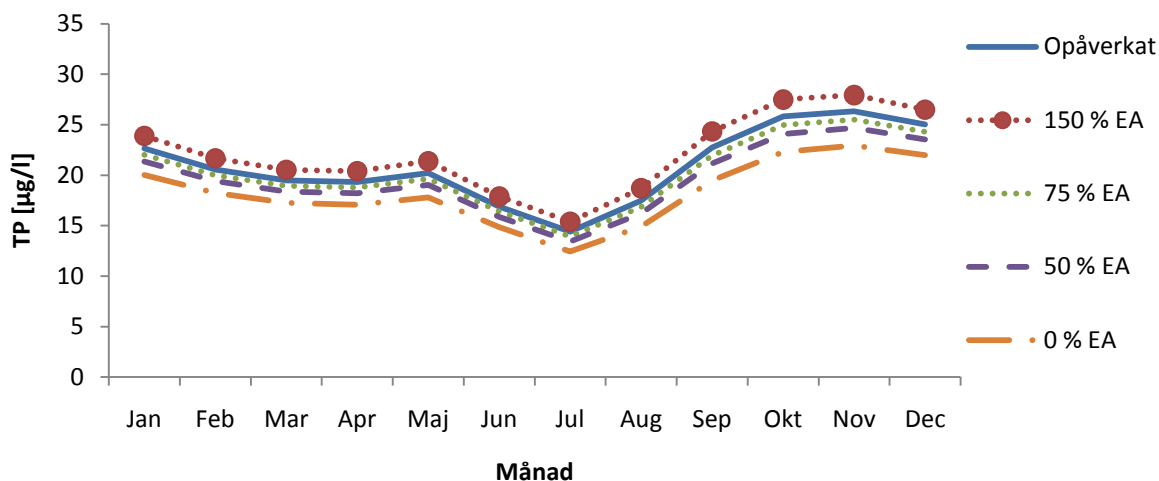
Ett flertal olika åtgärder vid variation av den totala åkerarealen i Bornsjöns avrinningsområde redovisas i Figur 31. 20 % motsvarar ungefär all åkerareal i området runt sjöns direkttillförsel. Totalfosforkoncentrationen i Bornsjön blev lägre när åkerarealen minskades. För åkerareal på 150 % ökade totalfosforkoncentrationen i sjön med ungefär 3,3  $\mu\text{g/l}$ . För åkerareal på 75 %, 50 %, 25 % och 0 % sjönk totalfosforkoncentrationen med ungefär 1,7, 3,3, 3,9 respektive 4,6  $\mu\text{g/l}$ .



**Figur 31.** Åtgärder för åkerarealen. Exempelvis är 50 % åker då arean minskat med 50 % och ersatts med skog.

### 5.7.3 Enskilda avlopp

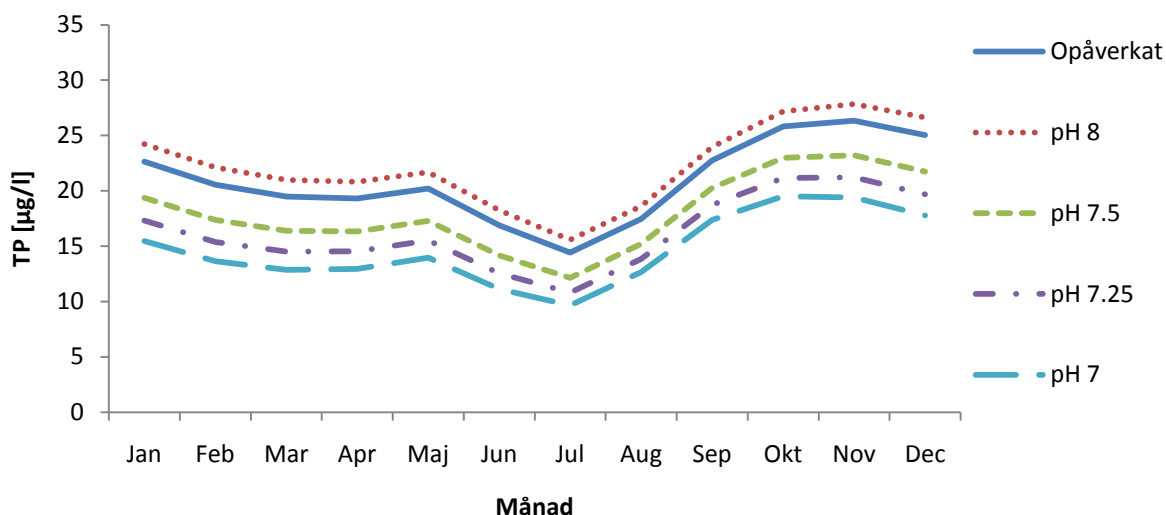
Totalfosforkoncentrationens förändring i Bornsjön med avseende på olika belastning från enskilda avlopp redovisas i Figur 32. Vid en ändring av belastningen från enskilda avlopp på 150 % ökade totalfosforkoncentrationen med ungefär 1,3 µg/l. Med en ändrad belastning till 75 %, 50 % och 0 % minskade totalfosforkoncentrationen med ungefär 0,6, 1,3 respektive 2,6 µg/l.



**Figur 32.** Åtgärder för enskilda avlopp vid olika belastningar. Exempelvis är 75 % enskilda avlopp då belastningen minskat med 25 %.

### 5.7.4 pH

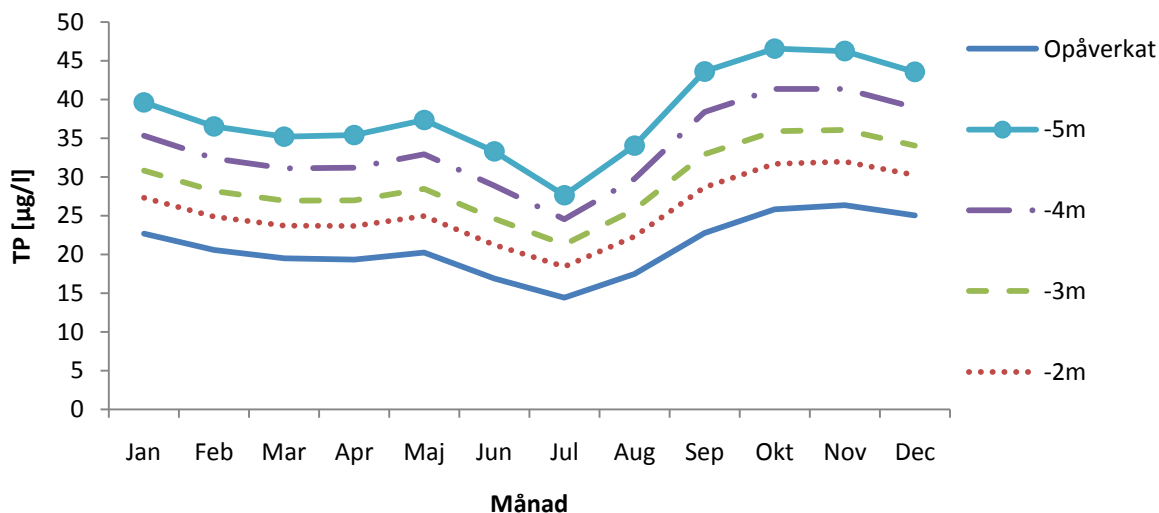
Variation av pH påverkan på Bornsjöns totalfosforkoncentration redovisas i Figur 33. Vid högre pH blev det en ökning av totalfosforkoncentration och vid lägre pH minskade totalfosforkoncentrationen. För pH 8,0 blev det en ökning med ungefär 1,5 µg/l. För pH 7,5, 7,25 respektive 7,0 blev det en minskning av totalfosforkoncentrationen med ungefär 3, 4,5 respektive 6 µg/l.



Figur 33. Scenarier för pH.

### 5.7.5 Utpumpning av vatten

Scenarier för utpumpning av vatten redovisas i Figur 34. Fosforkoncentrationen i sjön blev högre ju mer vatten som pumpades ut. Koncentrationen av fosfor som ökade var ungefär 4,8, 8,4, 12,9 och 17,3 µg/l, då vattennivån sänktes med 2, 3, 4 respektive 5 m. Bornsjön skulle klassas som eutroft då vattennivån sänkts med 3, 4 och 5 m (Håkanson, 1999). Om pumparna skulle utnyttja sin maximala hastighet och vara igång dygnet runt hade det tagit 113, 117, 219, och 268 dagar för att sänka vattennivån med 2, 3, 4 respektive 5 m.

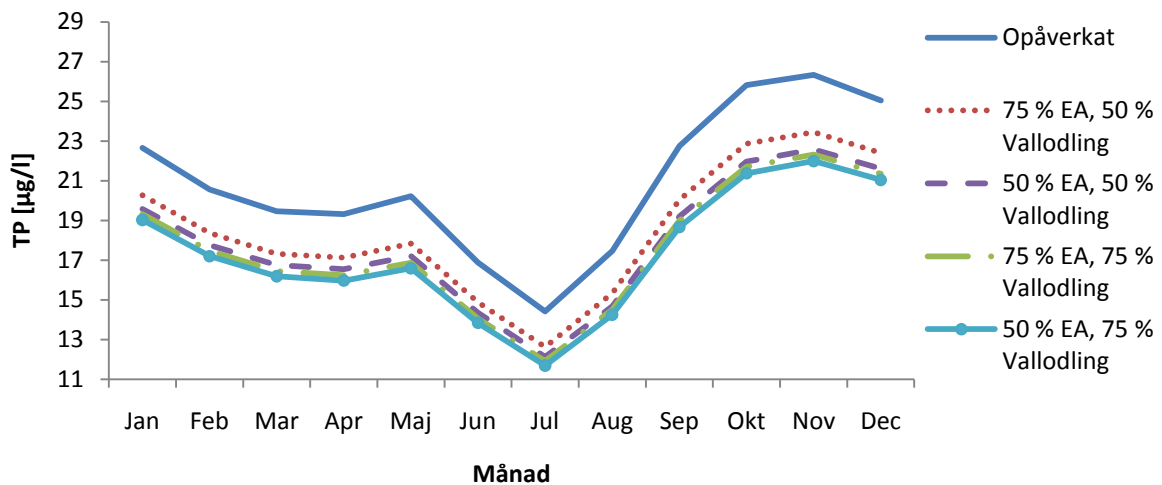


Figur 34. Scenarier för utpumpning av vatten där vattennivån sänkts.

### 5.7.6 Kombination av olika åtgärder

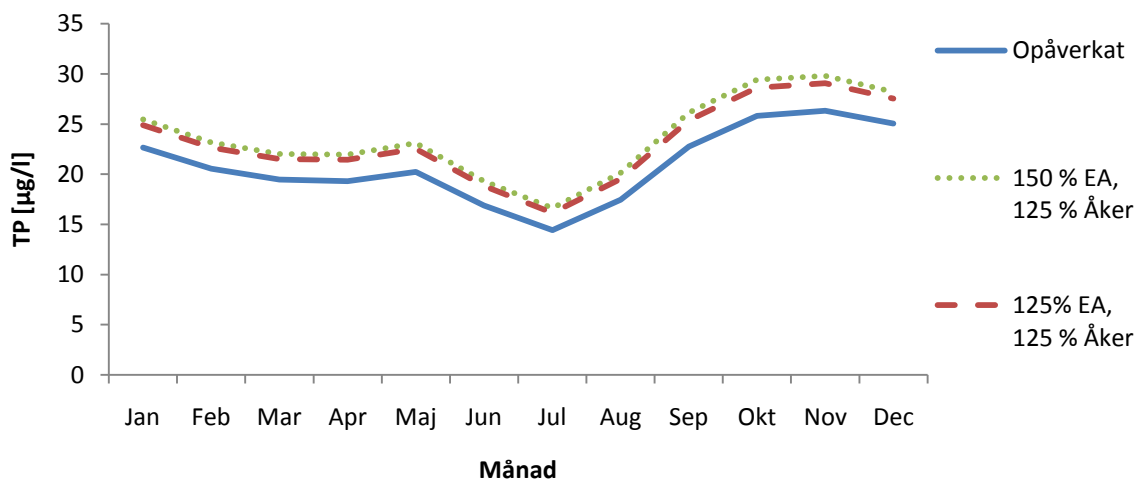
Åtgärder för enskilda avlopp och vallodling kombinerades för att undersöka påverkan på totalfosforkoncentrationen (Figur 35). Totalfosforkoncentrationen minskades som mest med 3,6 µg/l, då bidraget från enskilda avlopp var 50 % av ursprungsvärdet och vid införandet av 75 % vallodling. Totalfosforkoncentrationen minskades som minst, 2,4 µg/l, då enskilda avloppens belastning minskat med 25 % och 50 % vallodling införts. När belastningen från

enskilda avlopp minskat med 25 % och 75 % vallodling införts sjönk totalfosforkoncentrationen med 3,3  $\mu\text{g/l}$ . Då belastningen från enskilda avlopp och 50 % vallodling införts sjönk totalfosforkoncentrationen med 3,1  $\mu\text{g/l}$ .



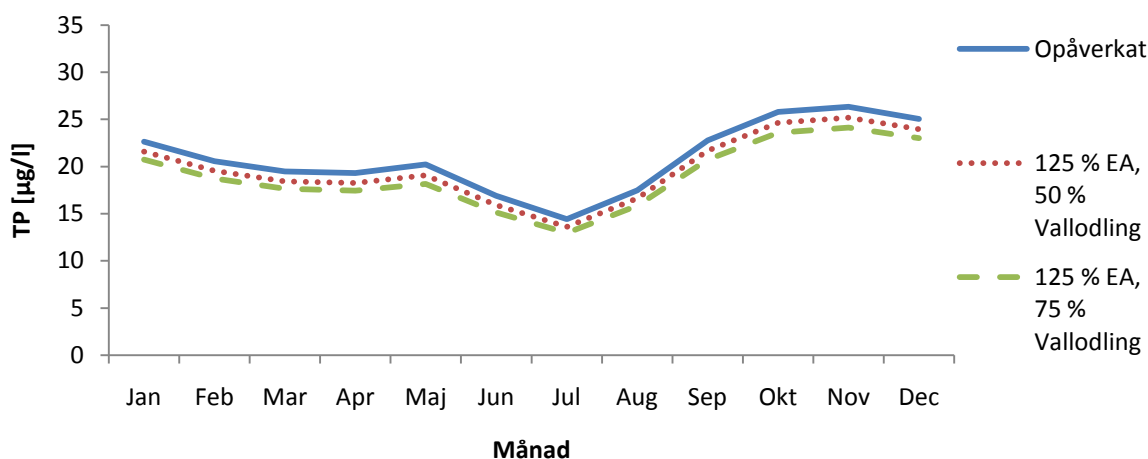
**Figur 35.** Åtgärder då både enskilda avlopp och vallodling varierades samtidigt, observera att skalan ändrats. Exempelvis är 75 % enskilda avlopp då belastningen minskat med 25 %. EA står för enskilda avlopp.

För att undersöka hur totalfosforkoncentrationen i Bornsjön skulle påverkas vid ökad åkerareal och belastning av enskilda avlopp genomfördes två olika åtgärder (Figur 36). I de båda åtgärderna hade åkerarealens storlek ökat med 25 %. Då belastningen av enskilda avlopp ökat med 25 % ökade totalfosforkoncentrationen med ungefär 2,3  $\mu\text{g/l}$ . Då belastningen av enskilda avlopp ökat med 50 % ökade totalfosforkoncentrationen med ungefär 2,9  $\mu\text{g/l}$ .



**Figur 36.** Åtgärder då åkerarealens storlek och belastningen från enskilda avlopp ökat. Exempelvis är 150 % enskilda avlopp då belastningen ökat med 50 %. EA står för enskilda avlopp.

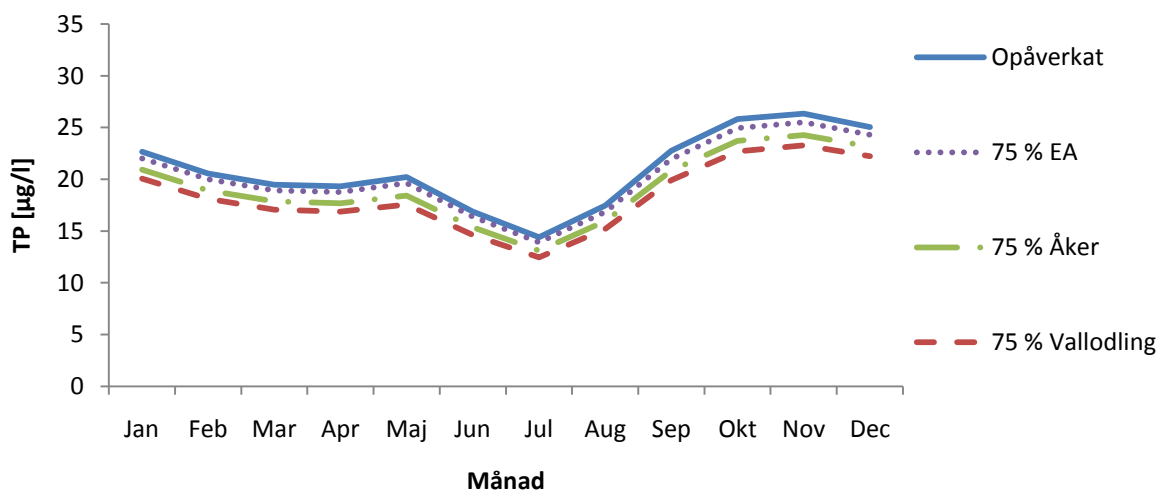
Två olika åtgärder, då belastningen av enskilda avlopp ökat med 25 % samtidigt som vallodlingens storlek varierades (Figur 37). Då vallodlingen ersatt åkerarealen med 50 % minskade totalfosforkoncentrationen med 1  $\mu\text{g/l}$ . Då vallodlingen ersatt åkerarealen med 75 % minskade totalfosforkoncentrationen med 1,9  $\mu\text{g/l}$ .



**Figur 37.** Åtgärder då belastningen av enskilda avlopp ökat med 25 % samtidigt som vallodlingens storlek varierades. Exempelvis är 75 % vallodling då 75 % av åkerarealen ersatts med vallodling. EA står för enskilda avlopp.

### 5.7.7 Jämförelse av olika åtgärder

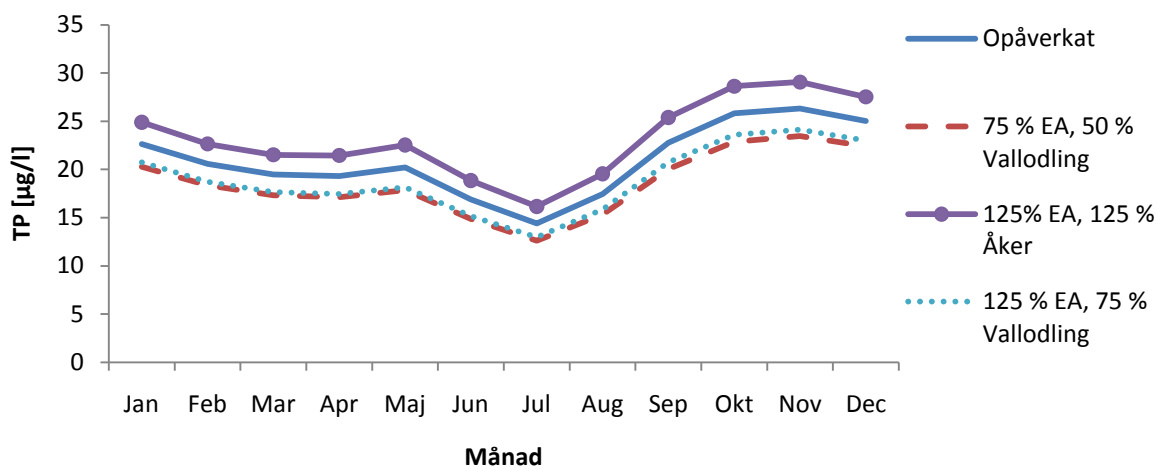
Realistiska åtgärder för minskad belastning av vallodling, variation av åkerarealens storlek och belastning av enskilda avlopp jämfördes med varandra (Figur 38). Den största förändringen av totalfosforkoncentrationen i Bornsjön var med 2,6 µg/l, då 75 % vallodling införts. Då åkerarealens storlek sänktes med 25 % sjönk totalfosforkoncentrationen med 1,7 µg/l och då belastningen från enskilda avlopp sänktes med 25 % sjönk totalfosforkoncentrationen med 0,6 µg/l.



**Figur 38.** Olika realistiska åtgärder. Exempelvis är 75 % åker då 25 % av åkerarealen ersatts med skog, och 75 % vallodling då 75 % av åkerarealen ersatts med vallodling. EA står för enskilda avlopp.

Figur 39 visar en jämförelse av kombination med olika realistiska åtgärder. Då belastningen från enskilda avlopp och åkerarealens storlek ökat med 25 % ökade totalfosforkoncentrationen med ungefär 2,3 µg/l. När belastningen från enskilda avlopp ökades med 25 % samtidigt som 75 % vallodling införts sjönk totalfosforkoncentrationen med 1,9 µg/l. Då belastningen från enskilda avlopp minskades med 25 % och 50 % vallodling införts sjönk totalfosforkoncentrationen med 2,4 µg/l.





**Figur 39.** Kombination av olika realistiska åtgärder. Exempelvis är 75 % enskilda avlopp då belastningen minskats med 25 % och 75 % vallodling är då 75 % av åkerarealen ersatts med vallodling.

## 6 DISKUSSION

### 6.1 BORNSJÖNS STATUS

LakeMabs modellerade resultat stämde efter viss justering av indata relativt bra överens med de empiriska eftersom resultatet var inom en standardavvikelse för de flesta månaderna. Detta gäller för yt- och djupvattnet samt för totalfosforkoncentrationen i hela sjön. De modellerade resultaten följde de empiriska värdena tillfredsställande bra. De modellerade resultaten var från början låga och ett extra tillflöde behövdes för att kompensera detta, vilket är en indikation på att det uppmätta fosforinflödet är för litet. Det fanns alltså en möjlighet till att något tillflöde saknades alternativt någon process som LakeMab inte fångade upp. Eftersom standardavvikelsen för fosforkoncentrationen i inflödena var väldigt hög under delar av året skulle fler mätningar i dikena behövas för att kunna avgöra om de beräknade medelvärdena är korrekta.

Totalfosforkoncentrationen i djupvattnet var generellt högre än i ytvattnet, speciellt var standardavvikelsen i djupvattnet för september och oktober höga vilket antagligen berodde på stor variation i diffusion av totalfosfor från sedimenten mellan olika år. LakeMabs moderator för höga pH behöver testas för fler sjöar, detta kan resultera i att de modellerade värdena på totalfosforkoncentrationen stämmer bättre överens med de empiriska.

Vid beräkandet av flödesrankningen var flödet från djupvattnet till sedimenten i ackumulationsbotten (det vill säga sedimentationen) den största. Detta var ett väntat resultat då flödet från djupvatten till ackumulationsbotten ofta är dominerande. Även diffusionen från sedimenten i ackumulationsbotten till djupvattnet var stor. På grund av att begravningsvar liten innebär det att diffusionen från ackumulationsbotten blir stor. Tillflödet av totalfosfor från dikena och direktillförsel runt sjön var inte lika stora som exempelvis flödet från djupvatten till sedimenten i ackumulationsbotten, men var ändå av betydande storlek.

Tillflödet av totalfosfor var minst från Öarna i Bornsjön där marken endast bestod av skogsmark, vilket är ett förväntat resultat. De tre områdena med störst tillförsel av totalfosfor var Eksättra-Hamberg, Bergaholmsdiket och direkttillförseln runt sjön. För minskad totalfosforkoncentration i Bornsjön är det därför bra om fokus ligger runt dessa tre områden och förslagsvis minskar fosforläckaget från åkermarken med till exempel vallodling.

Det extra tillflödet av fosfor fördelades på tillflödena efter viktning av delavrinningsområdenas storlek och markanvändning. Det är troligt att den extra tillförseln representerar totalfosfor som inte uppmätts vid kraftigt nederbörd då läckage från mark vanligtvis är större och osäkerheter är stora (Håkanson, 2006). Det vore därför bra att i framtiden även mäta totalfosfor i dikena mer kontinuerligt och vid kraftigare nederbörd. Dessa mätningar skulle i så fall kunna implementeras i LakeMab i framtiden för att ge säkrare prediktioner och för att testa olika realistiska åtgärder med större säkerhet.

I undersökningen för att avgöra om den extra tillförseln av totalfosfor var av rätt storlek blev subtraktionen med schablonvärden och empiriska data inklusive den extra tillförseln nära noll. Därför antogs de använda flödena, inklusive den extra tillförseln, stämma bra överens med förväntade värden på inflödet av totalfosfor.

Den beräknade omsättningstiden på 5 år är något lägre än det tidigare beräknade på 6,5 år. Förhållandet mellan avrinningsområdet och totala vattenföringen inom avrinningsområdets styrker att 5 år är en mer korrekt omsättningstid.

I känslighetsanalysen visade det sig att osäkerheten i pH samt totalfosforkoncentrationen i delavrinningsområdena Bergaholm och Eksättra-Hamberg hade störst påverkan på totalfosforkoncentrationen i Bornsjön. Det är möjligt att pH hade haft påverkan i en annan utsträckning ifall moderatoren gällande höga pH i LakeMab testats och utvecklats för fler sjöar med höga pH-värden. Resultatet indikerar ändå att pH är en viktig variabel för totalfosforkoncentrationen i Bornsjön. Osäkerheten i schablonvärdet för skog hade större påverkan än schablonvärdet för åker på totalfosforkoncentrationen i Bornsjön. Detta kan förklaras med att skogsarealen är stor, 71%, inom de delavrinningsområden där schablonvärdena används. Om förhållandena varit ombytta hade schablonvärdet för åker haft mycket större påverkan på totalfosforkoncentrationen än det aktuella värdet av schablonvärdet för skog eftersom det har ett högre värde. Osäkerhetsanalysen har ett likartat resultat som känslighetsanalysen och visade att totalfosforkoncentrationen i Bornsjön påverkas mest av pH och totalfosforkoncentrationen i delavrinningsområdena Bergaholm och Eksättra-Hamberg. Delavrinningsområdena Bergaholm och Eksättra-Hamberg dominerar i yta jämfört med resterande områden och har höga CV-värden vilket leder till stora osäkerheter i målvariabeln.

För att få en bra helhetsbild av Bornsjöns totalfosforkoncentration är det viktigt att koncentrationen i varje djupskikt viktas efter volymens storlek. Annars överskattas totalfosforkoncentrationen under perioden maj till november i de större djupen på grund av att totalfosforkoncentrationen är hög och att det är liten volym vatten där. Förmodligen berodde de högre totalfosforkoncentrationerna i de djupare skikten på diffusion av totalfosfor från

sedimenten och den stabila skiktningen i vattnet. Att den höga fosforkoncentrationen i djupvattnet skulle kunna bero på diffusion från sedimenten styrks av data som visar att syrgaskoncentrationen var som lägst under de månader totalfosforkoncentrationen var som störst i de djupaste skikten.

I sin helhet ser det ut som att det vanliga provtagningsprogrammet ger en bra bild över totalfosforkoncentrationen i Bornsjön. Vid kvalitetsanalysen för den intensifierade provtagningen i sjön stämde mätvärdena för det vanliga provtagningsprogrammet bra överens med mätvärdena för den intensifierade provtagningen. Vid analysen av provtagningsdjup var totalfosforkoncentrationen något högre i september för den intensifierade provtagningen. Detta kan ge en misstanke om att det är viktigare med tätare provtagning speciellt vid de största djupen under denna månad, då totalfosforkoncentrationen är som högst där.

LakeMab hade ett högt  $r^2$ -värde när de predikterade resultaten jämfördes med de empiriska. Detta visar att modellen följer månadsvariationen av de empiriska värdena bra. Vid jämförelse av årsmedelvärden stämde LakeMab och OECD-modellen ungefär lika bra överens med det empiriska värdet medan Vollenweidermodellens årsmedelvärde låg en aning högt. OECD-modellen är därför ett bra substitut vid beräkning av totalfosforkoncentration i Bornsjön istället för LakeMab då endast årsmedelvärden beaktas. OECD-modellen bör inte användas då undersökningar utförs på månadsbasis. En dynamisk modell, som LakeMab kan till skillnad från Vollenweider- eller OECD-modellen ge förståelse av de grundläggande processerna som styr fosforkoncentrationen. Vollenweider- och OECD-modellen kan inte användas för att undersöka olika åtgärders påverkan på sjöar som LakeMab kan.

## 6.2 DISKUSSION AV ÅTGÄRDERNA

Det är fullt möjligt att reglera totalfosforkoncentrationen i Bornsjön med införande av vallodling. I åtgärderna där vallodling ersatt åkermarken minskade totalfosforkoncentrationen i sjön ju mer vallodling som infördes.

Om åkerarealen byttes mot skog minskade sjöns totalfosforkoncentration som mest. I åtgärden då åkerarealen ökade med 50 % höjdes totalfosforkoncentrationen, för denna åtgärd ersattes skog med åkerareal. I resultatet då åker ersätts av skog blir det en kraftigare sänkning av totalfosforkoncentrationen för införande av de 50 första procenten än resterande. Detta visar att det kan vara en bra åtgärd och minska åkerarealen med 50 %, men att reduceringen av totalfosforkoncentrationen inte blir lika stor för de resterande 50 %. Effekterna blir inte lika stora och andra åtgärder bör kanske prioriteras därefter.

Totalfosforkoncentrationen i Bornsjön påverkades av de enskilda avloppen i betydande grad, men hade inte lika stor påverkan som vallodling. När belastningen från alla enskilda avlopp togs bort minskade totalfosforkoncentrationen ungefär lika mycket som införande av 75 % vallodling. Detta medför att vallodling påverkar totalfosforkoncentrationen mer och bör prioriteras. Påverkan från enskilda avlopp är ändå av viktig betydelse och när det inte går att införa mer vallodling kan vidare reducering av totalfosfor ske med minskad belastning på enskilda avlopp.

Moderatorn i LakeMab för höga pH-värden var inte tidigare testad i någon större utsträckning och därför bör dessa resultat snarast ge en fingervisning för hur viktig pH är för totalfosforkoncentrationen i Bornsjön. Resultaten stämmer överens med teorin för höga och låga pH-värden.

Det är ingen omöjlighet att Mälaren i framtiden tillfälligt kommer att slås ut och Bornsjön därför kommer att börja användas som vattentäkt. Ett sådant scenario har undersökts genom att minska medeldjup, area och maxdjup. Det är viktigt och beakta att resultaten gäller för jämvikt, alltså då inflöde är lika med utflöde och en balans har uppstått i sjön. Medeldjupet sänktes maximalt med 5 m då detta motsvarade den vattenvolym som mest får tas från Bornsjön under ett år. Totalfosforkoncentrationen ökade markant när vattenvolymen minskade på grund av mindre utspädning. Vattenkvaliteten avseende totalfosfor i Bornsjön blev avsevärt sämre och risken för negativa övergödningseffekter ökar markant. Koncentrationen av eventuella föroreningar borde också rimligtvis öka då tillflödet av olika ämnen är lika stor, men ämnena späds ut i en mindre volym vatten. Sjöecosystemet borde därför förändras avsevärt och ur Bornsjöns ekosystems perspektiv borde utpumpning av vatten i denna utsträckning (150 000 m<sup>3</sup>/dag) vara ett scenario som inte bör tillämpas. När medeldjupet sänktes med 2 m, motsvarande 30 % av Bornsjöns totala volym, ökade totalfosforkoncentrationen mer än med 50 % ökning av åkerarealen. Det är inte en lika stor ökning som vid en sänkning med 5 m och det blir därför inte en lika stor risk för övergödning i Bornsjön. Det tar lång tid för vattennivån i sjön att gå tillbaka till sitt ursprungsvärde efter en eventuell sänkning på vattennivån. Därför är det rimligt och tro att växt- och djurlivet kan påverkas negativt lång tid efter att en större mängd vatten har pumpats ut ur sjön. Även om totalfosforkoncentrationen ökar markant i Bornsjön ska det gå att rena totalfosforkoncentrationen till värden under dricksvattenföreskriften från livsmedelsverket. Det skulle dock troligen bli ökad totalfosforkoncentration i dricksvattenledningarna vilket kan leda till tillväxt av bakterier och biologisk beläggning i ledningarna. Eftersom Bornsjön inte avses användas i någon längre utsträckning vid eventuell kris har detta dock ingen praktisk betydelse (Eriksson, 2009). Detta är ett väldigt komplicerat scenario och resultaten kan endast ge en fingervisning av totalfosforkoncentrationen i Bornsjön. För mer exakta beräkningar bör en mer omfattande studie utföras.

Det är möjligt att införa vallodling istället för traditionell odling då belastningen från de enskilda avloppen ökar och ändå minska totalfosforkoncentrationen. I åtgärderna för enskilda avlopp och vallodling påverkade vallodlingens storlek av betydande grad för totalfosforkoncentrationen i Bornsjön. Enskilda avlopp påverkade också koncentrationen av totalfosfor. Vid jämförelse mellan dessa två kan det vara bra att lägga större vikt och resurser på vallodling än att reducera utsläppen från enskilda avlopp då vallodlingen påverkar totalfosforkoncentrationen mer. Om åkerarealen i framtiden kommer att öka samtidigt som de enskilda avloppen byggs ut kommer det ske en ökning av totalfosforkoncentrationen. Därför bör varken åkerarealen eller belastningen från enskilda avlopp bli större än vad den är i dagsläget. I åtgärderna där belastningen från enskilda avlopp hade ökats samtidigt som

vallodlingens storlek ökades minskades totalfosforkoncentrationen i Bornsjön för samtliga åtgärder.

Då olika realistiska åtgärder för minskad belastning av totalfosfor i Bornsjön jämfördes med varandra hade införandet av 75 % vallodling störst påverkan. Även eliminering av åkerareal med 25 % gav en bra minskning på totalfosforkoncentrationen. Är det möjligt kan detta alternativ kombineras med 75 % enskilda avlopp för att minska totalfosforkoncentrationen ytterligare. Den minsta effekten på Bornsjöns totalfosforkoncentration var då belastningen från enskilda avlopp minskades med 25 % och vid jämförelse av resterande realistiska åtgärder för att få ner totalfosforkoncentrationen borde detta alternativ få lägst prioritering särskilt eftersom det är ekonomiskt dyrt.

I åtgärden där belastningen från enskilda avlopp ökades med 25 % och 75 % vallodling införts sjönk totalfosforkoncentrationen. Vilket innebär att inför vallodling kan belastningen på enskilda avlopp öka och totalfosforkoncentrationen i sjön minskar ändå. När belastningen från enskilda avlopp minskade med 25 % samtidigt som 50 % vallodling införts minskade totalfosforkoncentrationen ännu mer.

### **6.3 FELKÄLLOR**

Delavrinningsområdenas storlek kan antas ha stora osäkerheter eftersom dessa delades upp manuellt med höjdkurvor från det digitala kartbiblioteket. Osäkerheten kan även antas vara stor på grund av att det inte fanns tid till att validera delavrinningsområdena med fler analyser. Däremot kan hela avrinningsområdets storlek antas gälla då denna i tidigare studier är utförd med större noggrannhet. Den beräknade åkerarealen inom avrinningsområdet kan antas vara lite mindre i verkligheten än vad som använts i studien enligt uppgift från Lännergren (2009a). Eftersom det digitala kartbiblioteket täcker data över hela Sverige är markanvändningsdata inte så noggrant för små områden. Bornsjöns area och djup kan antas gälla då dessa mätningar är specifikt gjorda för Bornsjön och borde därför ha låg osäkerhet.

Nederbördsdata var utanför LakeMabs domän vilket innebär att modellen inte tidigare är testad för ett så lågt värde på nederbörden.

För januari saknades mätvärden i Bornsjön och därför interpolerades dessa baserat på värdena från december och februari. För vissa månader, till exempel december, fanns det mycket mindre mätningar än för andra månader. Detta gör att osäkerheten i medelvärdena för dessa månader är större än för övriga månader. När totalfosforkoncentrationen beräknades för hela Bornsjön viktades varje djupskikt med hänsyn på djupskiktets volym. Dessa viktningar är något överskattade för de större djupen då mer exakta siffror för djup och volym saknades i början då denna beräkning gjordes. Dessutom var totalfosforkoncentrationen högre där. Detta leder till att den beräknade totalfosforkoncentrationen i sjön är något högre och att modellens resultat egentligen borde stämma bättre överens med de empiriska värdena. Data för nederbörd var inte helt tidskompatibelt med resterande mätningar då data av nederbörden bestod av medelvärden från 1961 till 1990 medan majoriteten av de resterande provmätningarna var tagna efter 1990.

Mätningarna i inflödena utfördes inte lika ofta i varje dike därför värdena inte kan anses vara lika representativa. Vattenföringen i dikena utfördes flera gånger per dag medan mätningen av totalfosforkoncentrationen utfördes ungefär 2 gånger per månad där mätningarna togs oftast. På grund av de stora osäkerheterna i tillflödena av totalfosfor behövs många mätningar i dikena för att få bra data (Håkanson, 2006). I de delar där mätningar saknats har schablonvärden istället använts och schablonvärden innehåller självklart osäkerheter.

Moderatorn i LakeMab som skulle aktiveras för höga pH ställdes in till att aktiveras då pH är högre än 7. Då moderatorn för höga pH inte är tillräckligt testad innebär det en osäkerhet i modellen.

Den extra tillförseln av totalfosfor på halva standardavvikelsen per månad som adderades för att kompensera det underskott som LakeMab visade är en viktig felkälla. Eftersom LakeMab har testats mot många andra sjöar med bra resultat borde inte LakeMab prediktera en allt för låg koncentration av totalfosfor i Bornsjön. Det uppmätta fosforinflödet är antagligen lägre än i verkligheten. Detta styrks också av att det totala inflödet av fosfor inklusive den extra tillförseln har beräknats vara ungefär lika stort som det totala inflödet beräknat från schablonvärden. Dessutom visade modellen att totalfosforkoncentrationen i Bornsjön blev nära noll när schablonvärden för hela området subtraherades med tillflödet av de uppmätta värdena på totalfosforkoncentrationen. Därför borde tillflödet av totalfosfor i modellen, inkluderat den extra tillförseln av totalfosfor, stämma ganska bra. Det är alltså högst troligt att de uppmätta värdena inte ger en tillräckligt bra bild av hur mycket totalfosfor som flödar in till Bornsjön. Sannolikt har fosforläckaget från mark varit högre vid kraftigt regn och mätningarna av totalfosforkoncentrationen har inte mätts vid dessa tillfällen. Detta kan i så fall leda till att beräkningarna av tillförseln totalfosfor inte blir tillräckligt bra då mätningen av vattenföringen kan innehålla toppar av kraftigt regn medan provtagning av totalfosforkoncentrationen saknats vid samma tid.

## 7 SLUTSATS

Det finns många viktiga fosforprocesser för Bornsjön och även flera olika åtgärder som kan tillämpas för minskning av totalfosforkoncentrationen. Slutsatserna av detta examensarbete redovisas nedan i punktform.

- Det är möjligt att modellera Bornsjöns olika fosforprocesser med LakeMab. LakeMab är ett bättre alternativ att modellera totalfosforkoncentrationen i sjön än andra kända modeller som Vollenweider- och OECD-modellerna. Detta eftersom det är möjligt att analysera fler olika fosforprocesser.
- Det behövs fler mätningar på totalfosforkoncentrationen i de olika dikena, speciellt med tätare intervall och vid kraftigt nederbörd för att kunna bestämma hur stort fosforläckaget är från marken när det är som högst. En undersökning med intensivprovtagning i dikena kan ge vidare information.
- LakeMab kan prediktera med större säkerhet då inflödet av totalfosfor är bättre uppmätt.
- Det finns flera olika realistiska och tillämpbara åtgärder som minskar totalfosforkoncentrationen i Bornsjön, till exempel införande av vallodling, minskning av åkerarealens storlek och minskad belastning på enskilda avlopp. Vid minskad belastning på enskilda avlopp sjunker totalfosforkoncentrationen, men inte i samma utsträckning som vid införande av vallodling och minskad åkerareal.
- Det rekommenderas inte att öka åkerarealens storlek eller att bygga ut med fler enskilda avlopp då det leder till ökad totalfosforkoncentration i Bornsjön.
- Om Bornsjön kommer användas som reservvattentäkt med ökad utpumpning av vatten kommer koncentrationen av totalfosfor i sjön att stiga högt. Norsborgs reningsverk ska klara av den förhöjda totalfosforkoncentrationen. En negativ effekt kan uppstå i dricksvattenledningarna med tillväxt av bakterier och biologisk beläggning. Detta har ingen praktisk betydelse då Bornsjön endast avses att användas som vattentäkt en kort period, men effekterna i Bornsjöns ekosystem blir betydande.
- Det tar lång tid för Bornsjön att nå normal vattennivå efter utpumpning av vatten. Detta beror på hur mycket vatten som pumpas ut, men om maximal tillåtna volym vatten pumpas ut under ett år tar det lite mer än två år innan normal vattennivå är nådd igen.
- Det ordinarie provtagningsprogrammet för de olika bassängerna i Bornsjön ger en bra bild över totalfosforkoncentrationen i sjön och behöver inte utökas med tätare provtagning i tid eller djup.

## 8 REFERENSER

- Dahlberg, M., (2006). *Sötvattenslaboratoriets nätprovfisken i sjöar år 2006 – Bornsjöns område*, Fiskeriverket, 222 s.
- Dahlgren, S., (2001). *Undersökning av fem grunda havsvikar i Bergkvara skärgård, egentliga Östersjön*, Botaniska institutionen, Stockholms universitet, 22 s.
- Eriksson, U., (2009). Skriftl. E-Post. 2009-11-11. Stockholm Vatten.
- Håkanson, L., Peters, R.H., (1995). *Predictive limnology - methods for predictive modeling*, SPB Academic Publishers, Amsterdam, 464 s.
- Håkanson, L., (1999). *Water pollution – methods and criteria to rank, model and remediate chemical threats to aquatic ecosystems*, Backhuys Publishers, Leiden, 299 s.
- Håkanson, L., (2000). *The role of characteristic coefficients of variation in uncertainty and sensitivity analyses, with examples related to the structuring of lake eutrophication models*, *Ecological modelling* 131 (2000) 1-20.
- Håkanson, L., Blenckner, T., Malmaeus, M., (2004). *New, general methods to define the depth separating surface water from deep water, outflow and internal loading for mass-balance models for lakes*, *Ecological Modelling* 175 (2004) 339–352.
- Håkanson, L., (2004). *Lakes – Form and function*, The Blackburn Press, New Jersey, 201 s.
- Håkanson, L., (2006). *Suspended particulate matter in lakes, rivers and marine systems*, The Blackburn Press, New Jersey, 319 s.
- Håkanson, L., Bryhn, A. C., (2007). *A Dynamic Mass-balance Model for Phosphorus in Lakes with a Focus on Criteria for Applicability and Boundary Conditions*. *Water, air & soil pollution*, 10:1084–1099.
- Håkanson, L., Bryhn, A. C., (2008). *A Dynamic Mass-balance Model for Phosphorus in Lakes with a Focus on Criteria for Applicability and Boundary Conditions*. *Water, air & soil pollution*, 187:119–147.
- Håkanson, L., (2009). Muntligt 2009-10-20. Uppsala Universitet.
- Lantmäteriet Gävle, (2009). Hämtad 2009-09-25.  
<https://butiken.metria.se/digibib/index.php>.



Lilliesköld Sjöo, G., Mörk, E., Grinder, B., (2005). *Inventering av vattenvegetation Bornsjön 2005. En grundläggande studie av Bornsjöns makrofytflora – artsammansättning, förekomst och utbredning*, Stockholm Vatten, 55 s.

Lindhe, S., (2007). *Potentiell fosforfrigörelse från sedimenten i Bornsjön, sydvästra Stockholm*, Södertörns högskola, 70 s.

Lännergren, C., (2006a). *Bornsjön – undersökningar till juli 2006*, Stockholm Vatten, 20 s.

Lännergren, C., (2006b). *Bornsjöns tillflöden – Provtagningar till och med 2005*, Stockholms Vatten, 36 s.

Lännergren, C., (2009a). Skriftl. E-post. 2009-09-07. Stockholm Vatten.

Lännergren, C., (2009b). Skriftl. E-post. 2009-09-22. Stockholm Vatten.

Lännergren, C., (2009b). Skriftl. E-post. 2009-10-26. Stockholm Vatten.

Länsstyrelsen i Stockholms län, (2006). Vattenförsörjning i Stockholm. Hämtad 2009-08-17.  
[http://www.ab.lst.se/templates/InformationPage\\_5201.asp](http://www.ab.lst.se/templates/InformationPage_5201.asp)

Länsstyrelsen i Stockholms län, (2008). Bornsjön. Hämtad 2009-08-17.  
[http://www.ab.lst.se/templates/BasicPage\\_12043.asp](http://www.ab.lst.se/templates/BasicPage_12043.asp)

Länsstyrelsen i Stockholms län, (2009). Länets viktigaste vattenresurser för dricksvatten. Hämtad 2009-08-17.  
[http://www.ab.lst.se/templates/News\\_14749.asp](http://www.ab.lst.se/templates/News_14749.asp)

Länsstyrelsernas GIS-tjänster, (2008). Sveriges länsstyrelser och vattenmyndigheter. Hämtad 2009-09-21.  
<http://www.gis.lst.se/vattenkartan/>

Miljömålsrådet, (2009). Miljömålsrådets uppföljning av Sveriges miljömål, *de Facto*. 85 p.

Naturvårdsverket, (1995). *Vad innehåller avlopp från hushåll?*, Rapport 4425, 72 s.

Naturvårdsverket, (2003). *Åtgärds- och konsekvensanalys för införandet av miljö kvalitetsnormer för fosfor i sjöar*, Rapport 5289, 64 s.

Naturvårdsverket, (2004). *Rikare mångfald och mindre kväve – Utvärdering av våtmarker skapade med stöd av lokala investeringsprogram och landsbygdsutvecklingsstöd*, Rapport 5362, 126 s.

Naturvårdsverket, (2008). Havet – om miljötillståndet i svenska havsområden, *Elanders*, 116 s.

Naturvårdsverket, (2009a). Hav, sjöar och grundvatten. Hämtad 2009-12-29.  
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-i-miljon/Overgodning/Hav-sjoar-och-grundvatten/>

Naturvårdsverket, (2009b). Var tionde sjö är påverkad av människan. Hämtad 2009-12-29.  
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-i-miljon/Livsmiljoer-och-arter/Sotvattensmiljon/Var-tionde-sjo-ar-paverkad/>

Naturvårdsverket, (2009c). Ingen övergödning – delmål. Hämtad 2009-12-29.  
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Sveriges-miljomal--for-ett-hallbart-samhalle/Sveriges-miljomal/Miljomalssystemet/De-nationella-miljokvalitetsmalen/Ingen-overgodning/Ingen-overgodning--delmal/>

OECD, (1982). Eutrophication of waters – monitoring, assessment and control, *Paris: OECD* 154 s.

Rodhe, A., Grip, H., (1994). *Vattnets väg från regn till bäck*, Hallgren & Fallgren Studieförlag. 155 s.

SMHI, (2009). Dataserier med normalvärden för perioden 1961-1990. Hämtad 2009-09-21.  
<http://www.smhi.se/cmp/jsp/polopoly.jsp?d=10971&l=sv>

Stering, E., (2009). Ekologiskt jordbruk ska rädda Bornsjön. *Dagens Nyheter*. Hämtad 2009-08-17.  
<http://www.dn.se/sthlm/ekologiskt-jordbruk-ska-radda-bornsjon-1.822034>

Stormtac, (2009). Schablonberäkningar för olika marktyp. Hämtad 2009-10-18.  
<http://www.stormtac.com>

Svahnberg, A., (2001). Bornsjön – Volyms- och arealberäkningar för tre delbassänger. Myrica AB.

Ulen, B., (2009). Skriftl. E-post. 2009-10-06. Sveriges Lantbruksuniversitet.

Vollenweider, R.A., (1968). The scientific basis of lake eutrophication, with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors, *Tech. Rep. DAS/DSI/68.27, OECD, Paris, 159 s.*

Ångman, E., (2005). *Näringsretention i återskapad våtmark på betesmark – studier av en mad vid Bornsjön*, SLU, ISRN SLU-VV-SEMEX-52-SE, 38 s.