

Sjöars känslighet för klimatförändringar – vilka faktorer påverkar

Lake sensitivity to climate change – which
factors are important?

Frida Jidetorp

REFERAT

Sjöars känslighet för klimatförändringar – vilka faktorer påverkar?

Frida Jidetorp

Jordens klimat förändras i en allt snabbare takt. Mellan 1861 och 1994 steg årsmedeltemperaturen i Skandinavien med 0,68° C. Enligt aktuella klimatmodeller förväntas årsmedeltemperaturen i Skandinavien öka med ytterligare 3° C det närmaste seklet.

Ett varmare klimat innebär på flera sätt nya förutsättningar för ekosystemen. Genom höjda vattentemperaturer och en starkare stratifikation sommartid ökar risken för syrefria förhållanden i sjöar. Då sedimentet under syrefria förhållanden kan läcka fosfat innebär detta en ökad internbelastning av fosfor.

I detta projekt har den extremt varma sommaren 2002 använts som ett möjligt framtida klimat. Genom att jämföra fosforhalter sommaren 2002 med ett medianvärde för 10 år har den fosforrelaterade känsligheten för klimatförändringar kunnat analyseras för 55 svenska sjöar. Denna känslighet har sedan relaterats till diverse parametrar så som sjöns morfometri och avrinningsområdets sammansättning.

Nyckelord: klimatförändringar, känslighet, sjöar, fosfor, internbelastning

ABSTRACT

Lake sensitivity to climate change – which factors are important?

Frida Jidetorp

The Earth's climate is changing at a higher rate, i.e. between 1861 and 1994 the annual mean temperature in Scandinavia increased with 0,68° C and according to recent climate models the annual mean temperature is likely to rise with another 3° C during this century.

A warmer climate in many ways is associated with changing conditions for lake ecosystems. An expected higher water temperature and a stronger summer stratification of the water column increases the risk of anoxic conditions at the lake bottom. Thus anoxic conditions are likely to cause a phosphate leakage from the sediment, i.e. a higher internal loading of phosphate.

In this project, the extremely warm summer of 2002 has been used as an example for a possible scenario for a future climate. By comparing levels of phosphorus in the summer of 2002 with a ten-year median value, a phosphorus related sensitivity to climate change has been analyzed for 55 Swedish lakes. This sensitivity has then been related to several parameters of which in particular the lake morphometry and the land use in the catchment of the lake influenced the climatic sensitivity of the lake to climatic change.

Keywords: climate change, sensitivity, lakes, phosphorus, internal loading

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

FÖRORD

Detta projekt är utfört som ett examensarbete på 20 poäng för civilingenjörsutbildningen i Miljö och vattenteknik, Uppsala Universitet.

Examensarbetet är utfört på beställning av forskargruppen för miljöanalys, Institutionen för Geovetenskaper, Uppsala Universitet.Handledare har varit Thorsten Blenckner och ämnesgranskare har varit Lars Håkanson, båda tillhörande forskargruppen för miljöanalys, Institutionen för Geovetenskaper, Uppsala Universitet.

Jag vill framföra ett tack till min handledare för många inspirerande synpunkter och bra förslag. Ett stort tack riktas även till Janna, Mattias, Ann-Charlott och Gustav för Lundaresan och avkoppling när det som bäst behövdes.

Uppsala 2006

Frida Jidetorp

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING	1
1.1 SYFTE.....	1
2. BAKGRUND.....	2
2.1 KLIMATPÅVERKAN.....	2
2.1.1 Ett ovanligt varmt år	2
2.2 KLIMATINDEX.....	3
2.3 FOSFOR.....	3
2.3.1 Internbelastning	4
2.4 KLOROFYLL	5
2.5 CYANOBAKTERIER	6
3. METOD OCH UTFÖRANDE.....	6
3.1 SJÖARNA	6
3.2 FAKTORER	7
3.3 DATABEARBETNING	8
3.4 PÅVERKAN	8
3.5 STATISTISK ANALYS.....	9
3.5.1 Varians	9
3.5.2 U-test	9
3.5.3 Stegvis multipel regression.....	10
3.5.4 General linear model.....	11
4. RESULTAT.....	11
4.1 Variation.....	11
4.2 TILLSTÅND 2002.....	12
4.2.1 Temperatur.....	12
4.2.2 Totalfosfor	12
4.2.3. Klorofyll	13
4.2.4 Cyanobakterier.....	14
4.3 PÅVERKAN	15
4.3.1 Hypolimnion	15

4.3.2 Trofinivå	16
4.4 FAKTORER	16
4.5 ÅTERHÄMTNING	20
4.6 REGRESSION OCH GENERAL LINEAR MODELLING	20
4.6.1 Regressionsresultat	21
4.6.2 General linear modellering	22
5. DISKUSSION.....	22
5.1 PÅVERKAN	22
5.2 PÅVERKANDE FAKTORER	23
5.2.1 Samband mellan faktorer	24
5.3 ÅTERHÄMTNING	24
5.4 REGRESSION.....	24
5.5 FORTSATTA STUDIER.....	25
6. SLUTSATSER	25
7. REFERENSER	26
A. BILAGOR.....	28
A.1 SJÖARNA	28
A.1.1 Län och typ, samtliga sjöar	28
A.1.2 Totalfosforhalter	30
A.1.3 Morfometriska parametrar	32
A.1.4 Marksammansättning i avrinningsområdet	33
A.2 PÅVERKAN	35
A.3 ORDLISTA	35

1. INLEDNING

Enligt vattenramdirektivet (Direktiv 2000/60) ska medlemsstaterna i EU sträva efter den bästa lösningen med hänsyn till alla aspekter för alla vatten. Allt vatten ska klassificeras efter status, i klasserna hög status, god status, dålig eller mycket dålig status. En säkrad vattenkvalitet ska innebära att allt vatten inom EU, förutsatt att det inte innebär orimliga kostnader, ska ha minst god status innan 2015 (Direktiv 2000/60).

Då vattenkvalitén kan variera väldigt i tiden räcker det dock inte med en enskild mätning för att avgöra en sjös status.

Klimatförändringar anses vara ett av de största hoten mot ekosystemen. Vilka effekter som klimatförändringar har kan studeras genom att analysera långa tidsserier med mätningar. En ökad lufttemperatur har en direkt effekt på temperaturen i ytvattnet, epilimnion, däremot påverkas inte temperaturen i bottenvattnet, hypolimnion, på samma sätt, vilket innebär en tydligare temperatur språngskikt och en starkare skiktning (Jankowski *et al.* 2006). Detta i sin tur ökar risken för syrefria förhållanden i bottenvattnet, varvid risken för läckaget av fosfor från sedimentet ökar. En förhöjd fosforhalt skulle därmed anses vara en indikation på en klimatrelaterad påverkan.

Enligt Schindler (1997) har även sjöars avrinningsområde stor betydelse för effekterna av ett varmare klimat. Processer i avrinningsområdet kan antingen bidra till att stärka effekterna eller dämpa dem.

Höga fosforhalter och varmare vattentemperaturer innebär ändrade förutsättningar för ekosystemet. Den ovanligt varma sommaren 2002 uppvisade fördubblade halter av totalfosfor (TP) i sjön Erken som en effekt av ökat sedimentläckage. I Ekoln, som har en liknande morfometri, såg man ingen motsvarande ökning av fosforhalten. Genom att kunna förutbestämma hur drabbad en sjö kan tänkas bli går det att spara pengar. Det ger till exempel en indikation om vilka sjöar det är extra viktigt att minska utsläppen till och var det inte är värt att lägga en dricksvattentäkt.

1.1 SYFTE

Syftet med denna studie är att analysera sjöars känslighet för intern eutrofiering som en effekt av klimatförändringar och klimatvariationer. Vilka faktorer påverkar känsligheten för klimatförändringar och hur mycket påverkar de? Är påverkan tillfällig efter en varm sommar, eller står den sig länge trots att klimatet återgår till "det normala"?

Vidare ska ett fosforrelaterat index för känslighet tas fram som en funktion av de påverkande variablerna. Detta genom att använda stegvis multipel regression. De faktorer som påverkar känsligheten ska även analyseras genom general linear model, GLM.

2. BAKGRUND

2.1 KLIMATPÅVERKAN

Att klimatet på jorden är på väg att förändras blir allt tydligare. Den ökade växthuseffekten beror sannolikt på utsläpp av växthusgaser, främst koldioxid. Mellan 1861 och 1994 ökade årsmedeltemperaturen i Sverige med 0,68°C, störst skillnad är det för vårtemperaturen som ökade med hela 1,4°C. Och detta är troligen bara början på ökningen (SMHI, 2006).

Det finns flera olika scenarion för hur mycket klimatet kommer att förändras. Enligt Rossby Centrets klimatmodell RCA3 är det sannolikt att årsmedeltemperaturen i Skandinavien de närmaste hundra åren kommer att öka med 3-4°C. Den främsta skillnaden förväntas ses vintertid då medeltemperaturen kan väntas öka med 6°C. Det är även troligt att vi i Skandinavien kommer att få en större nederbörd men en högre temperatur innebär detta även en högre avdunstning. Båda dessa effekter anses kunna öka upp till 20 % (SMHI, 2006).

En tydlig effekt av ett varmare klimat är en kortare period med isbeläggning i sjöar. Detta innebär att vattentemperaturen under våren blir högre (Blenckner *et al.*, 2002). Då ett minskat istäcke även innebär högre tillgång till ljus kan detta leda till en tidigare och kraftigare vårblomning. Det pågår i dagsläget mycket diskussion runt detta ämne men effekterna runt eutrofiering orsakad av klimatförändringar är osäkra.

IPPC-Intergovernmental Panel on Climate Change, FN:s klimatpanel, har modellerat fram andra scenarion. Här nämns även andra effekter så som en höjning havsytan. (IPCC, 2006)

2.1.1 Ett ovanligt varmt år

2002 var ett ovanligt varmt år. I hela landet var årsmedeltemperaturen högre än normalt, i mellersta Norrland ända upp till 2°C högre än normalt. Våren var en av de varmaste sedan 1860-talet och sommaren var även den rekordvarm i hela landet (SMHI, 2002b).

2002 inträffade islossningen tidigare än normalt över hela Sverige enligt mätserier från 1930-talet och framåt (SMHI, 2003a).

Tabell 1, Islossning för ett urval svenska sjöar. (SMHI 2003a)

<i>Sjö</i>	<i>Län</i>	<i>Islossning 2002</i>	<i>Normal islossning</i>
Torneträsk	Norrbottn	17 maj	10 juni
Bygdeträsket	Västerbotten	30 april	15 maj
Runn	Dalarna	22 april	3 maj
Rocksjön	Jönköping	30 januari	6 april
Yxern	Kalmar	21 mars	11 april
Nömmen	Jönköping	18 mars	14 april
Osbyjön	Skåne	30 januari	28 mars
Vidöstern	Kronoberg	2 februari	6 april
Vikaresjön	Jönköping	4 februari	3 april
Ömmeln	Värmland	20 mars	19 april
Ellensjön	Västra Götaland	2 februari	6 april

2.2 KLIMATINDEX

Responserna på klimatvariationer hos olika sjöar har noterats variera kraftigt. Faktorer så som morfometri och omgivningsparametrar spelar en viktig roll för en sjös känslighet då en sjös geografiska position, form och avrinningsområdets karaktär bildar ett internt filter som kan mildra eller förstärka effekten av klimatvariationer. Detta interna filter bestämmer responserna på förändringarna. (Blenckner, 2005) Vidare är även sjöns historia och abiotiska/biotiska interaktioner avgörande för hur motståndskraftig sjön är mot förändringar.

2002, som var ett extremt varmt år, kan ses som ett möjligt scenario för ett framtida klimat. Årsmedeltemperaturen är dock något lägre än den ökning som tros inträffa under 2000-talet.

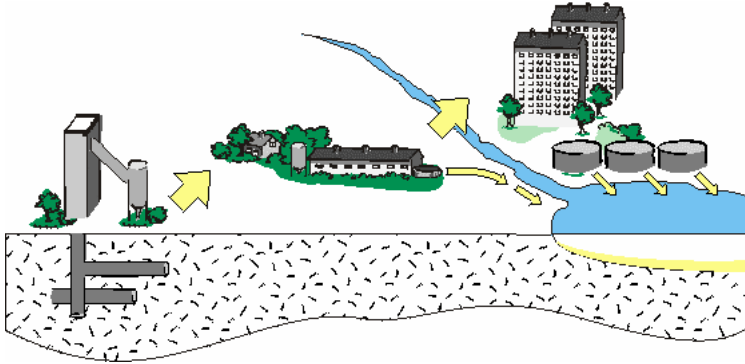
Temperaturen i ytvattnet påverkas direkt av en ökad lufttemperatur. En höjd vattentemperatur leder till ökad stratifikation och risken för syrefria förhållanden i bottenvattnet ökar då utbytet mellan ytvatten och bottenvattnet försvåras av den starka termoklinen. Vid syrefria förhållanden läcker sedimentet fosfat till varvid den totala fosforhalten ökar.

Genom att studera totalfosforhalten 2002 jämfört med ett tioårsmedianvärde kan en sjös känslighet för klimatvariationer bestämmas. Kvoten mellan 2002 års sommarvärde och normal fosforhalt kan ses som ett index över hur känslig sjön är för klimatförändringar, ju högre index desto känsligare är sjön. Detta index kan sedan relateras till en rad parametrar, så som morfometri och tillrinningsområdets sammansättning, vilket ger ett samband som kan användas för att uppskatta även andra sjöars känslighet.

2.3 FOSFOR

Fosfor, P, är tillsammans med kväve det viktigaste näringsämnet. Till skillnad från kväve så förekommer fosfor inte i atmosfären utan frigörs vid vittring av mineral. Fosforflödet är därmed enkelriktat, från land förs det ut i vattnet och slutligen hamnar det i

havsbottenarnas sediment där det lagras. Bortsett från den naturliga vittringen av fosfor tillförs även stora mängder från mänskliga aktiviteter; jordbruk, industrier och avlopp. Dessa flöden illustreras i figur 1 (Ahlgren *et al.* 1999/2003).



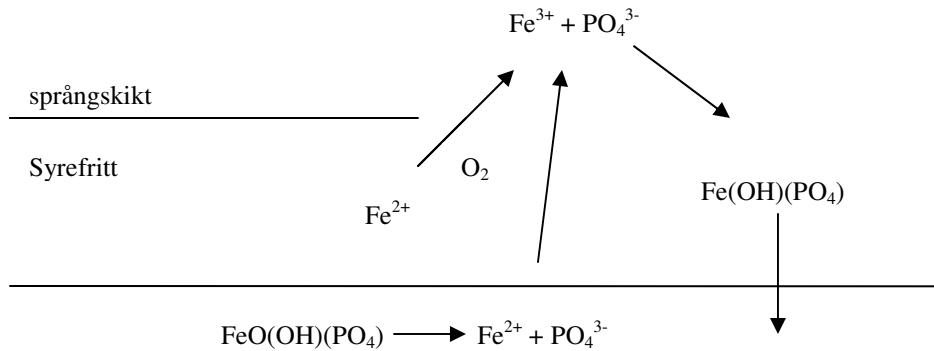
Figur 1. Fosforflödet i naturen, pilarna symboliserar fosforflödet.

I sötvattensmiljö anses fosfor vara begränsande för den biologiska tillväxten. Fosfor uppträder i, och övergår mellan mineralfas, vattenlösligt salt samt biologisk vävnad. Fosfor indelas i tre huvudfraktioner: orthofosfater, polyfosfater och organiskt bundet fosfor. Totalhalten fosfor är summan av dessa tre fraktioner. Organisk fosfor är huvudsakligen bunden i fasta ämnen medan polyfosfat och ortofosfat till största delen förekommer i löst form. För att vara tillgängligt som växtnäring krävs att fosfor befinner sig i fosfatform, PO_4^{3-} (Ahlgren *et al.* 1999/2003).

Under 1950-talet upptäcktes sambandet mellan utsläpp av fosfor och övergödning. När reningsverken byggdes ut minskade den direkta belastningen men fortfarande förekommer en hög diffus belastning från exempelvis jordbruken gödsling.

2.3.1 Internbelastning

Fosfatjoner, PO_4^{3-} , bildar svårlösliga komplex med trevärt järn, Fe^{3+} . På så sätt binds fosfor till sediment som innehåller oxiderat järn. Vid syrefria förhållanden reduceras det trevärda järnet till tvåvärt järn, Fe^{2+} , vilket inte binder fosfat. Därmed diffunderar den frigjorda fosfaten upp från sedimenten i vad som kallas intern fosforbelastning, se figur 2 (Ahlgren *et al.* 1999/2003).



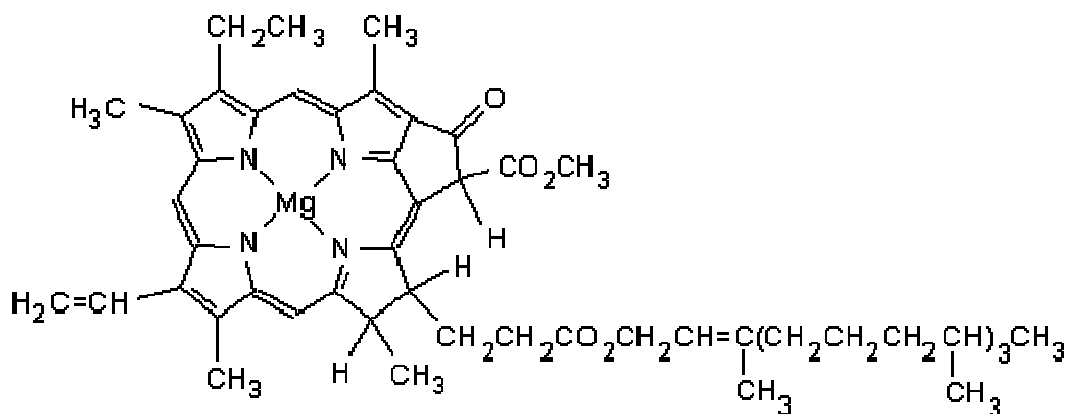
Figur 2. Illustration av fosfatläckage från syrefria sediment (Ahlgren *et al.* 1999/2003).

Den interna belastningen har störst betydelse under sommaren (Pettersson, 1998). Sedimenten innehåller mycket högre andel fosfor än vattnet så potentialen för fosforläckage är stor. Även en mycket liten frigörelse av fosfat kan ha stor påverkan på totalfosforhalten i vattnet.

Fosfor kan även frigöras i aerob, syresatt, miljö. Då vattentemperaturen överstiger 18° C kan det aeroba läckaget bli lika stort som det anaeroba, det syrefria. (Kamp-Nielsen, 1975) Även resuspension bidrar till den interna fosforbelastningen.

2.4 KLOROFYLL

Klorofyll är det pigment som gör växter gröna och är en förutsättning för fotosyntesen. Klorofyll delas upp i två fraktioner, klorofyll A och klorofyll B. Skillnaden mellan dessa molekyler är att klorofyll A innehåller en metylgrupp som i klorofyll B är ersatt av en aldehydgrupp. Se figur 3 för strukturformel.



Figur 3. Klorofyll A.

Genom att mäta halten klorofyll i vattnet får man ett mått på mängden växtplankton vilket i sin tur är en indikation på tillgången på näringsämnen.

Sedan 1996 har klorofyllhalten i de studerade sjöarna mäts kontinuerligt på 0,5 m djup, i de mer hårdbevakade sjöarna varje månad från april till oktober, i övriga sjöar vanligen februari/mars, april, augusti och oktober. (SLU, 2006a)

2.5 CYANOBAKTERIER

Cyanobakterier, eller blågröna alger är ett vanligt problem i Östersjön men de kan även förekomma i insjöar. Då vissa cyanobakterier har en förmåga att fixera kväve ur atmosfärens kvävgas är de inte beroende av tillgången på löst kväve i vattnet. Därför är det inte ovanligt med cyanobakterier under förhållanden med låg kväve/fosfor-kvot. Det värde som brukar nämnas som kritiskt är en kvot på 16 eller lägre baserat på antalet molekyler.

Hos 34 av de sjöar som ingår i studien har biomassan av cyanophyceae, en typ av cyanobakterie, mätts, vanligen i augusti men för en del sjöar oftare än så. I beräkningarna har dock endast augustivärdena analyserats.

3. METOD OCH UTFÖRANDE

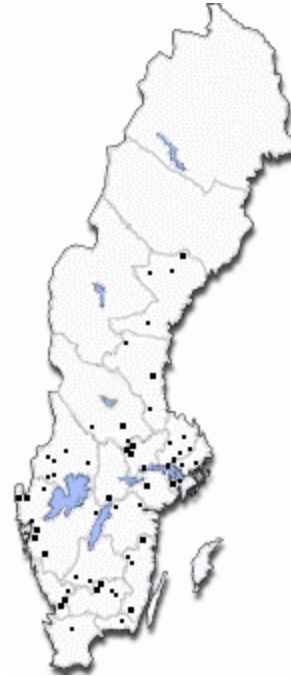
3.1 SJÖARNA

De data som har använts är hämtad från databanken på institutionen för miljöanalys, SLU. Totalt består programmet av 95 sjöar spridda över hela landet. För detta projekt har 55 sjöar där tillgången på data är god valts ut. Programmet syftar till att följa mellanårsvariationer och förändringar över tiden i ett för landet representativt urval av sjöar som inte är direkt påverkade av utsläpp eller intensiv markanvändning. Resultaten skall också kunna användas som referens vid tolkning av periodvisa, landsomfattande sjöinventeringar och för bedömning av förändringar i mer påverkade vattenområden. Några av referenssjöarna är reglerade men i övrigt är de ytterst lite påverkade av mänskliga aktiviteter. Djupet för mätningarna ligger vanligen på 0,5-2 m och mätningar utförs fyra gånger per år, i mars, maj, augusti och oktober. Den geografiska spridningen för de 55 sjöarna i detta projekt visas i figur 4 (Naturvårdsverket, 2006a). För tabeller över sjöarna se bilaga.

Delar av referenssjöarna är så kallade intensivsjöar. Dessa bevakas hårdare än övriga referenssjöar. Mätningar sker på 0,5 m, 5 m samt strax över botten och vid åtta tillfällen per år.

Även data från så kallade IKEU-sjöar (Integrerade KalkningsEffektUppföljning) har använts. Dessa sjöar intensivbevakas för att undersöka de långsiktiga effekterna av kalkning. (SLU, 2006a)

Data från tre av Mälarens vikar, Galten, Svinnegarnsviken och Ekoln, ingår i studien. Mälaren ingick fram till 1995 i nationella miljöövervakningen men bevakas sedan 1995 av Mälarens vattenvårdsförbund. SLU utför fortfarande mätningarna på uppdrag från Mälarens vattenvårdsförbund. (SLU, 2006a)



Figur 4. De sjöar som används i projektet. Intensivsjöar och IKEU-sjöar är markerade med en något större prick.

Samtliga sjöar har sommaren 2002 ytvattentemperaturer över eller mycket över medelvärdet för perioden 1990-2004, för flera av sjöarna uppvisas sommaren 2002 den högsta uppmätta temperaturen för denna tidsperiod. (SLU, 2006a)

3.2 FAKTORER

Ur svenskt sjöregister har sjöarnas area (A), maxdjup(D_{max}) och medeldjup(D_{mean}) hämtats. För mälarevikarna kommer denna information från Mälarens vattenvårdsförbund samt sjökort. Därigenom har även volym(V), formfaktor(VD) och kritiskt djup(D_{crit}) beräknats.

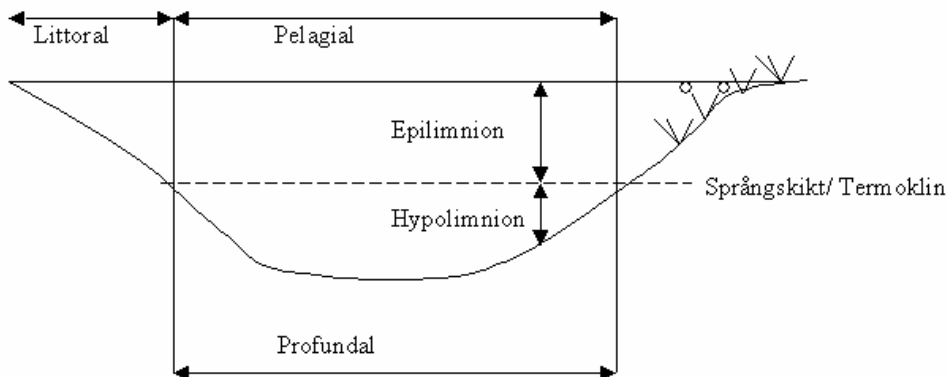
$$V = A \cdot D_{mean} \quad (1)$$

$$VD = \frac{3 \cdot D_{mean}}{D_{max}} \quad (2)$$

$$D_{crit} = \frac{45,7\sqrt{A}}{21,4 + \sqrt{A}} \quad (3)$$

Formfaktor är ett dimensionslöst mått på sjöns form definierat som kvoten mellan volymen och volymen på en kon med en basyta lika stor som sjöns yta och med samma maxdjup som sjön (Håkanson *et al.* 1995). Kritiskt djup definieras som det djup där ytvattnet slutar och bottenvattnet tar vid (Håkanson *et al.* 2003).

För intensiv- och IKEU-sjöar finns information om omsättningstid, flikighet vilket är ett mått på sjöns strandsträcka i förhållande till arean och andel bottenareal respektive sjövolym som hör till epilimnion, se figur 5. Även faktorer rörande avrinningsområdets sammansättning finns att tillgå i databasen ma.slu.se. Sjö%, skog%, hygge%, myr%, jordbruksmark% samt öppen mark% anger hur stor procentuell del av avrinningsområdet som består av den aktuella marktypen.



Figur 5. Fysisk indelning av en sjös zoner

3.3 DATABEARBETNING

För varje sjö har en tioårsmedian för fosforhalt beräknats. I medianen ingår samtliga mätningar under perioden 1995 till 2004. För de sjöar där fosfor har mätts på flera djup har det dels beräknats en median för alla mätningar (vanligen tre djup, 0,5 m, 5 m samt strax ovan botten) och dels en median för hypolimnion. I senare analyser har dock medianvärdet baserat på alla djup använts.

Vidare har medelvärdet för 2002 beräknats, även här både totalt och för hypolimnion där så är möjligt. Det har även beräknats ett medelvärde för sommaren 2002, det vill säga ett medelvärde över mätningarna i juni, juli och augusti. För de sjöar där det endast förekommer en mätning sommartid har denna utförts i augusti.

3.4 PÅVERKAN

För att avgöra vilka sjöar som var påverkade av den varma sommaren 2002 studerades fosforhalter från 1995 till 2004. Ett medianvärde för denna period beräknades, liksom ett

årsmedelvärde och sommarmedelvärde för 2002. Sommarmedelvärdet innebar dock för flera sjöar endast en mätning, gjord i augusti. För intensiv- och IKEU-sjöarna fanns även möjlighet att studera fosforhalterna för hypolimnion. Vid den första beräkningen användes dock mätningar från samtliga djup.

Ett antal av sjöarna var intensivsjöar fram till 1995, därefter har endast mätningar av ytvattnet gjorts. För att inte höja medianvärdet har i dessa fall inte mätningarna för djupvattnet från 1995 tagits med i beräkningen av medianvärdet.

En sjö anses vara påverkad om sommarmedelvärdet av fosfor 2002 innebär att sjön hamnar i en högre trofinivå än normalt, baserat på 10-årsmedianen. I första hand gäller detta hela vattenmassan, men i de fall där data finns att tillgå för bottenvatten innebär även en höjning av trofinivån för bottenvatten att sjön är påverkad. En sjö som inte byter trofinivå, men där fosforhalten sommaren 2002 är mer än 30 % högre än normalt anses vara påverkad förutsatt att sjön inte är oligotrof, det vill säga näringsfattig.

3.5 STATISTISK ANALYS

3.5.1 Varians

För att studera en variabels varians är Coefficient of Variation, CV, ett vanligt mått. Detta är ett dimensionslöst mått som gör det möjligt att jämföra variabler med stor inbördes skillnad i medelvärde.

$$CV = \frac{\text{Medelvärde}}{\sigma * 100}$$

3.5.2 U-test

För att avgöra om det finns en signifikant skillnad mellan olika faktorer för de sjöar som är påverkade och de som inte är det användes Mann-Whitney U-test, även kallat two-sample Wilcoxon rank test (Johnson, 2000). Testet är ett rangsummetest som kan liknas vid t-testet men som är ickeparametriskt vilket innebär att normalfördelning inte är nödvändigt. Då t-test använder sig av en intervallskala blir även U-testet ett kraftfullare verktyg. Testet avgör om sannolikheten för högre observationer är större i den ena gruppen än den andra.

Samtliga observationer rangordnas och summan av rangen för de två grupperna, W_1 och W_2 beräknas. Antalet observationer i vardera grupp anges som n_1 respektive n_2 . Därefter beräknas U, μ och σ vilket i sin tur används för att beräkna Z-kvantilen. (Johnson, 2000)

$$U_x = W_x - \frac{n_x(n_x + 1)}{2} \quad (4)$$

$$\mu = \frac{n_1 n_2}{2} \quad (5)$$

$$\sigma^2 = \frac{n_1 n_2 (n_1 + n_2 + 1)}{12} \quad (6)$$

$$Z = \frac{U - \mu}{\sigma} \quad (7)$$

Detta kan sedan refereras till en sannolikhet, p-värde, enligt tabell. Ett p-värde mindre än 0,05 anses vara signifikant, ju lägre p-värde desto högre är signifikansen. Ett p-värde under 0,01 innebär en absolut signifikant skillnad mellan grupperna och då p-värdet understiger 0,001 råder hög signifikans för skillnad mellan grupperna. (Johnson, 2000)

Faktorer

För att avgöra vilka faktorer som påverkar känsligheten utfördes en rad U-test där grupp ett utgjordes av de sjöar som inte kan anses påverkade 2002 och grupp två utgjordes av de sjöar som uppvisade klart förhöjda totalfosforhalter 2002. De faktorer som testades var rent fysikaliska faktorer så som area, volym, max- och medeldjup, omsättningstid, formfaktor och kritiskt djup, andel botten och volym som hör till epilimnion samt parametrar för avrinningsområdet; sjö%, skog%, myr%, hygge% samt andel jordbruksmark respektive andel öppen mark.

Trofinivå

För att avgöra om det finns någon skillnad i påverkan för sjöar i olika trofigrupper utfördes ett U-test på kvoten "sommar 2002/median" där sjöarna grupperats in efter trofinivå. Trofinivån baserades på totalfosformedianen utifrån Naturvårdsverkets klassificering. En oligotrof sjö är näringsfattig, den biologiska aktiviteten är låg och sjön domineras av... En eutrof sjö är näringsrik och när den går mot hypotrof ökar risken att sjön ska växa igen. (Naturvårdsverket, 2006b)

Tabell 2. Trofiindelning enligt Naturvårdsverket

	Totalfosfor [$\mu\text{g/l}$]	Klorofyll [$\mu\text{g/l}$]	Totalkväve [mg/l]
Oligotrof	< 15	< 3	< 0,4
Mesotrof	15 – 25	3 – 7	0,4 – 0,6
Eutrof	25 – 100	7 – 40	0,6 – 1,5
Hypotrof	> 100	> 40	> 1,5

3.5.3 Stegvis multipel regression

Kvoten mellan fosforhalten 2002 och medianvärdet över 10 år kan ses som ett index över en sjös känslighet. Genom stegvis multipel regression kan detta index, Φ , fås som en funktion av studerade sjöparametrar.

$$\Phi = \frac{TP_{\text{sommar2002}}}{TP_{\text{median}}} \quad (8)$$

För att utföra en regression krävs att ingående parametrar är normalfördelade. Om faktorerna inte är naturligt normalfördelade kan de transformeras. En vanlig

transformation är att logaritmera (Håkanson *et al.* 1995). Finns möjligheten att en faktor är noll är det lämpligt att lägga till exempelvis 0,01 innan logaritmering, detta för att förhindra ogiltiga operationer.

Först väljs den parameter som ger högst r^2 -värde. Och därefter läggs fler parametrar till så länge som de tillför mer till den prediktiva kraften än till osäkerheten. r^2 -värdet är ett mått på hur stor del av variationen i fosforkvoten som förklaras av de ingående parametrarna.

De ingående faktorernas normalfördelning kontrolleras i Statistica. Efter eventuella transformationer då samtliga faktorer uppnått en god normalfördelning utförs även stegvis multipel regression i Statistica.

3.5.4 General linear model

General Linear Model, GLM, kan ses som en utvidgning av multipel regression men skiljer sig från regressionen i det avseendet att fler variabler kan analyseras. Det finns även utrymme för variabler av typen ”*mycket, lite eller inget*”. GLM tillåter även linjära tranformationer och kombinationer av multipelt beroende variabler. (Statistica)

GLM utförs i två steg där resultatet i det första steget avgör vilka variabler som sätts in i det andra steget. Även här krävs normalfördelning varvid samma transformationer som för regression används.

4. RESULTAT

4.1 Variation

Variationen för de ingående variablerna visas i tabell 3. Störst variation förekommer hos halten cyanobakterier, både när det gäller värdena för sommaren 2002 samt varje sjös medelvärde över den studerade perioden.

Tabell 3. Variansen för faktorer, fosforhalt, klorofyllhalt samt cyanobakterier.

<i>Faktor</i>	<i>CV</i>
Area	258,9
Volym	275,3
Medeldjup	58,4
Maxdjup	71,3
Formfaktor	30,6
Kritiskt djup	93,4
Omsättningstid	118,9
% Epilimnion botten	29,8
% Epilimnion volym	20,5
Flikighet	34,5
Avrinningsområdets area	203,5
Andel skog	18,7
Andel sjö	56,3
Andel myr	80,8
Andel hygge	82,2
Andel jordbruksmark	229,9
Andel öppen mark	184,0
Fosformedian	76,3
TP 2002	93,7
TP sommar 2002	124,4
TP sommar 2002/median	45,2
Klorofyll median	
Klorofyll 2002	
Cyanobakterier median	327,6
Cyanobakterier 2002	301,6

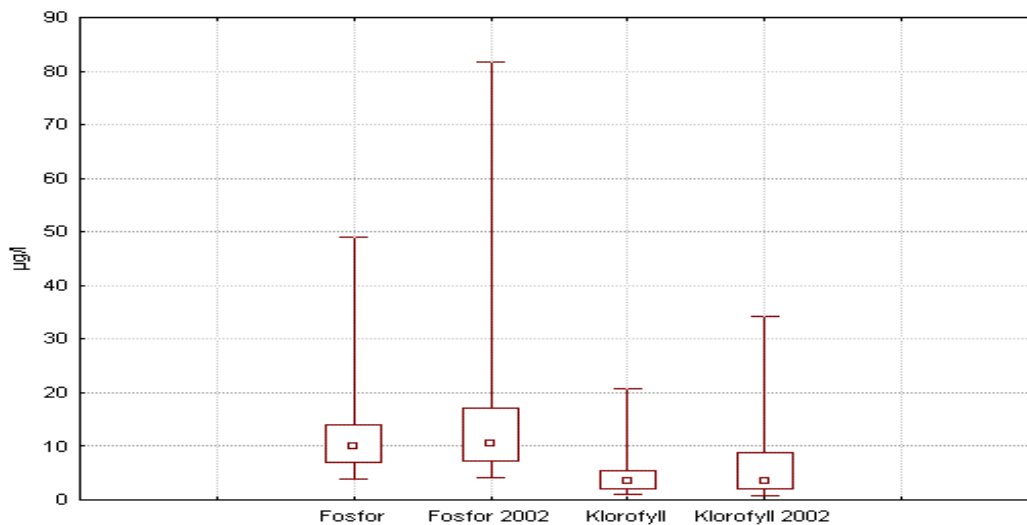
4.2 TILLSTÅND 2002

4.2.1 Temperatur

Samtliga sjöar i studien uppvisade sommaren 2002 ytvattentemperaturer över eller mycket över sommarmedelvärdet för perioden 1994-2004. För 34 av sjöarna var sommartemperaturen 2002 den högsta rapporterade för den aktuella tidsperioden.

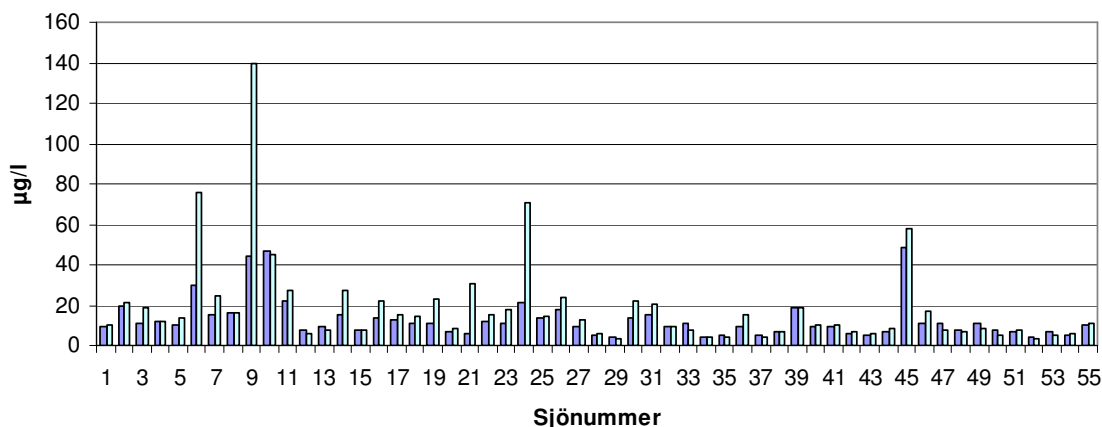
4.2.2 Totalfosfor

Sjöarna visar generellt en något högre fosforhalt år 2002, framförallt är spridningen större, se figur 6. I genomsnitt är 2002 års medel 22 % högre än medianvärdet för hela perioden. För hypolimnion är skillnaden något mindre, 2002 års sommarvärde är i snitt runt 20 % högre än medianvärdet.



Figur 6. Spridning av fosfor- och klorofyllhalt för de 55 sjöarna, värdena avser 10-årsmedian samt årsmedel 2002. I figuren är maxvärde och minimumvärde, median samt kvartiler för 25 % respektive 75 % markerade.

I figur 7 visas totalfosforhalter för sommaren 2002 respektive medianvärdet över tioårsperioden 1995 till 2004 för varje enskild sjö. Skillnaderna mellan sjöarna är mycket stora. För sjönummer se bilaga A.1.1.

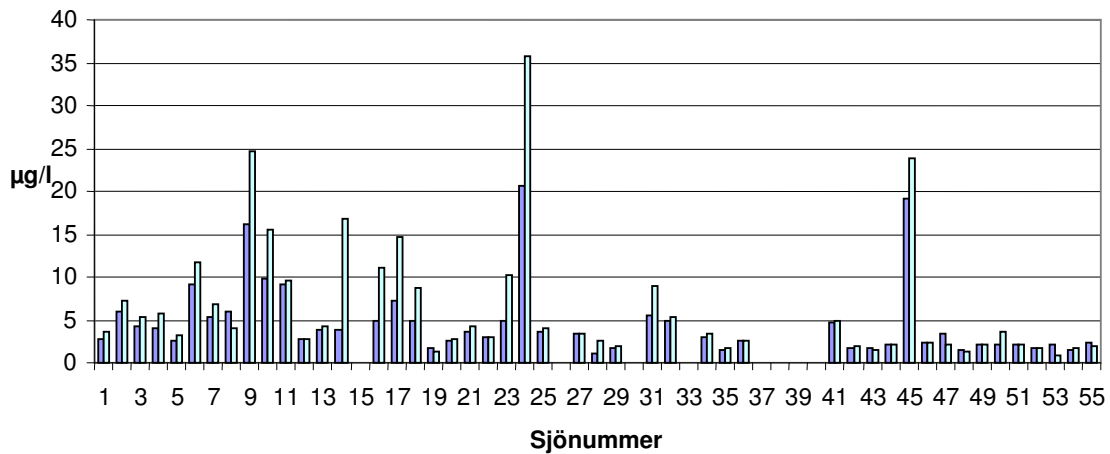


Figur 7. Fosforhalter för varje enskild sjö. Den vänstra kolumnen visar medianvärdet för tioårsperioden och den högra visar medelvärdet för sommaren 2002.

4.2.3. Klorofyll

Medelvärdet av 2002 års klorofyllhalter har jämförts med medianen över perioden 1996 till 2004. Majoriteten av sjöarna visar förhöjda klorofyllhalter 2002. Ett antal av sjöarna visar dock betydligt större skillnader än andra. Störst skillnad är det för Fåglasjö och Svinnegarnsviken, Gyslättasjön och Älgarydssjön. Procentuellt sett är skillnaden störst

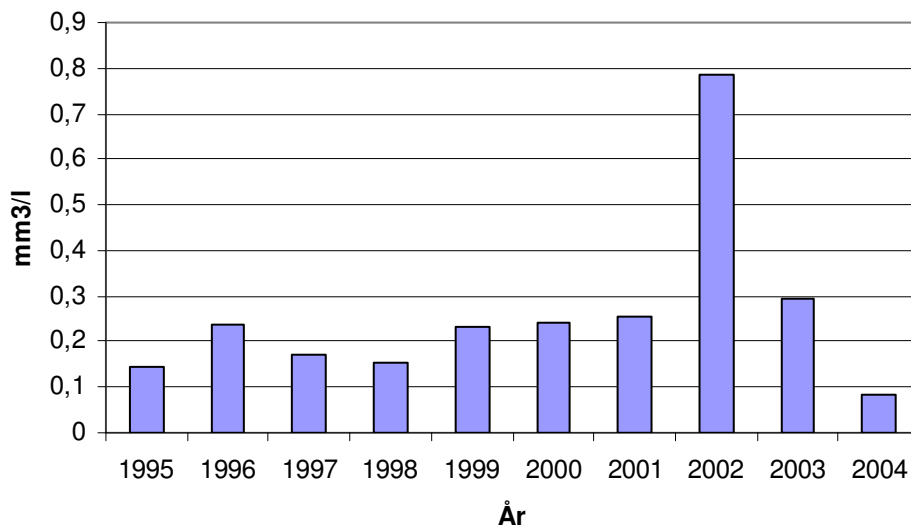
för Älgarydssjön som år 2002 visar klorofyllhalter på drygt 400 % av det normala. Svinnegarnsviken, Galten och Fågglasjön har även normalt sett höga klorofyllhalter.



Figur 8. Den vänstra stapeln visar medianvärdet för tioårsperioden och den högra visar medelvärdet för 2002. För ett par av sjöarna saknas data på klorofyllhalter.

4.2.4 Cyanobakterier

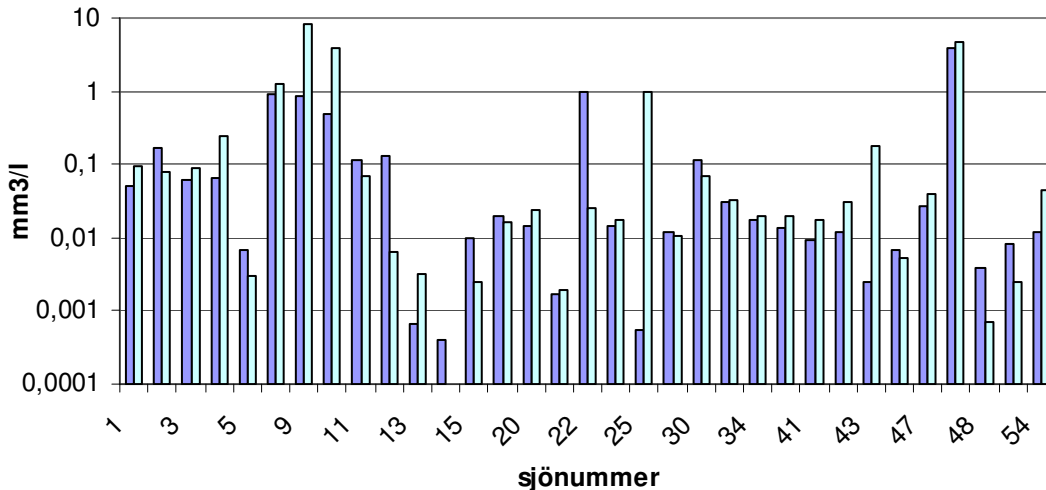
År 2002 uppmättes högre halter av cyanobakterier än normalt i flera sjöar. Medelvärdet för halten cyanobakterier är i augusti 2002 närmare 4 gånger högre än normalt. I figur 9 visas sjöarnas sammanslagna medelvärde över halten cyanobakterier under den aktuella mätserien.



Figur 9. Årsvis sammanslaget medelvärde över halten cyanobakterier i 34 av de studerade sjöarna.

Mycket av den stora skillnaden år 2002 härstammar dock från ett fåtal sjöar. 2 av sjöarna har betydligt lägre halter 2002 än normalt, medan de förekommer mycket höga värden för

6 av sjöarna. De flesta ligger dock inom normala variationer. Som figur 10 visar är skillnaderna mellan sjöarna mycket stora.



Figur 10. Halt cyanobakterier, [mm³/l] i sjöarna, till vänster medianen för augusti 1996-2004 och till höger halten i augusti 2002. Observera den logaritmiska skalan.

20 av sjöarna har halter högre än normalt och 14 sjöar har lägre halter än medianvärdet för 1996-2004. I flera av de sjöar som visar förhöjda halter är skillnaden mycket stor och den genomsnittliga ökningen är 383 %.

De sjöar som främst visar kraftigt höjda halter sommaren 2002 är Svinnegarnsviken, Eklon och N. Yngen. I Svinnegarnsviken hela tio gånger högre än medianvärdet för tioårsperioden 1994-2004, i Eklon åtta gånger högre och i N. Yngen 3,6 gånger högre än normalt. Även Galten visar på kraftigt höjda värden år 2002.

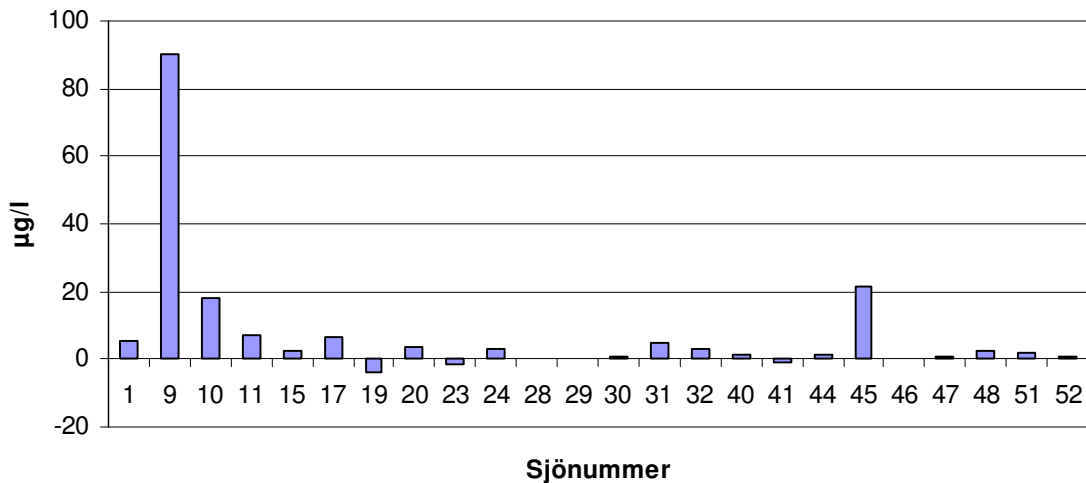
4.3 PÅVERKAN

19 av de 55 sjöar som ingår i studien kan anses påverkade av den varma sommaren 2002. Av dessa har 15 sjöar hamnat i en högre trofinivå. Fyra sjöar har kraftigt förhöjda fosforhalter utan att byta trofinivå. Hos 36 av sjöarna är skillnaderna i fosforhalt så pass små att sjön inte kan anses vara påverkad. Flera av dessa 36 sjöar har sommaren 2002 dessutom fosforhalter under medianvärdet.

4.3.1 Hypolimnion

För knappt hälften av sjöarna finns det fosfordata att tillgå även för hypolimnion. Sammanslaget är fosforhalterna sommaren 2002 23 % högre än normalt. Med avseende på hypolimnion är halterna 29 % högre än medianvärdet. För årsmedelvärdena 2002 är fosforvärdet 11 % högre än medianvärdet och för djupvattnet är motsvarande ökning 10 %. Figur 11 visar hur mycket kvoten för hypolimnion skiljer sig från kvoten för den

totala vattenmassan. Ett negativt värde innebär att kvoten för djupvattnet är lägre än den totala kvoten.



Figur 11. Differensen i fosforhalt mellan hypolimnion och den totala vattenmassan. Ett negativt värde innebär att totalfosforhalten i djupvattnet är lägre än totalfosforhalten i den totala vattenmassan.

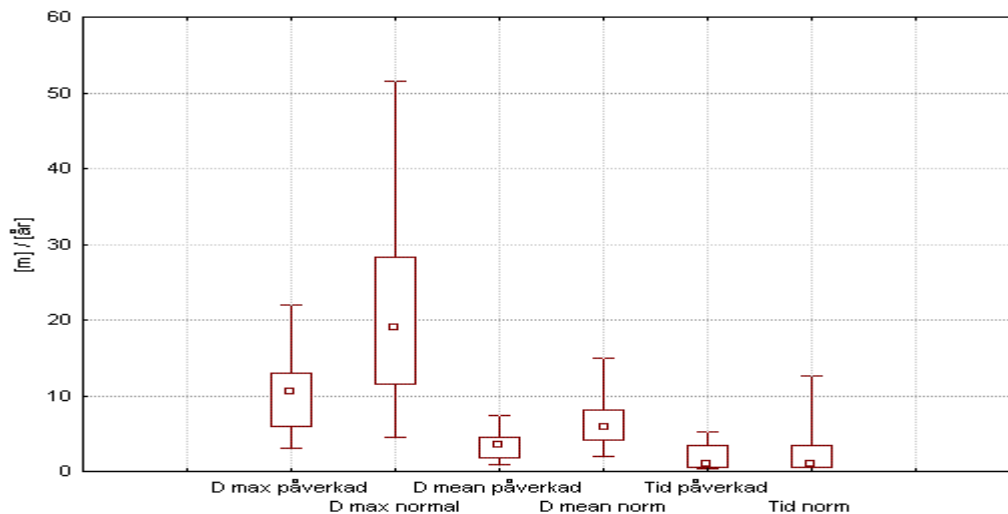
4.3.2 Trofinivå

Med avseende på fosforhalt kan 77,6 % av de valda sjöarna anses vara oligotrofa. 15,5 % är mesotrofa och 6,9 % är eutrofa. 2002 ändras fosforhalten för 15 av sjöarna så pass mycket att de hamnar i en högre trofinivå. Med avseende på klorofyllhalt är resultatet något annorlunda, 9 sjöar har så pass förhöjd klorofyllhalt 2002 att de hamnar i en högre trofinivå detta år jämfört med normalt.

4.4 FAKTORER

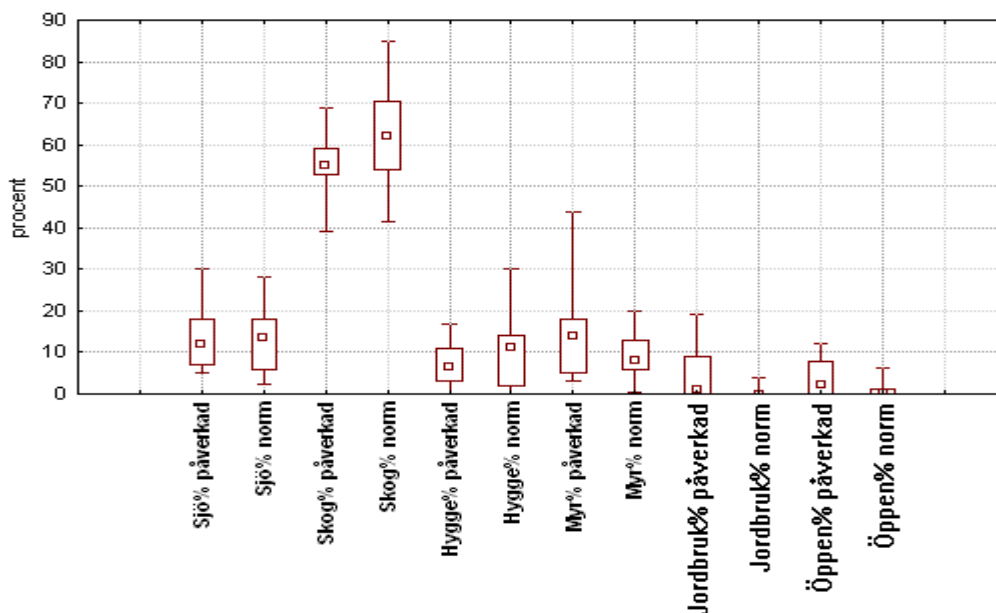
Efter att sjöarna delats in i två grupper, de som är påverkade av den varma sommaren 2002 och de som inte är det utfördes en rad U-test över sjöarnas morfometriska parametrar, omsättningstid och markfördelning i avrinningsområdet.

I figur 12 visas spridningen på medel- och maxdjup samt omsättningstid för de sjöar som ingår i studien. Medianvärdet för maxdjupet för de påverkade sjöarna är 10,5 meter, hos de icke påverkade sjöarna är motsvarande siffra 19 meter. Medeldjupet är 3,5 meter för de påverkade sjöarna respektive 5,85 meter för de icke påverkade. Den genomsnittliga volymen är 1,231 Mm³ för de påverkade sjöarna och 4,1955 Mm³ för de icke påverkade.



Figur 12. Spridning av djup och omsättningstid för påverkade respektive icke påverkade sjöar. I grafen är maxvärde och minimumvärde, medianvärde samt kvartiler för 25 % respektive 75 % markerade.

Markfördelningen i sjöarnas avrinningsområden visas i figur 13. För samtliga sjöar utgörs den största delen av avrinningsområdet av skog, mellan 40 % och 85 % är skog. Sjöytan utgör mellan 5 % och 30 % av avrinningsområdet. Övriga marktyper utgör generellt sett en något mindre del. Minst andelar står jordbruksmark och öppen mark för och i flera av avrinningsområdena saknas de helt. Båda av dessa marktyper är dock vanligare hos de påverkade sjöarna.



Figur 13. Spridning av markfördelning i avrinningsområdet. I figuren är maxvärde och minimumvärde, medianvärde samt kvartiler för 25 % respektive 75 % markerade.

Tabell 4. Resultat av U-test. Ju lägre p-värde desto högre är signifikansen för skillnad mellan grupperna.

	<i>n1</i>	<i>n2</i>	<i>U</i>	<i>Z</i>	<i>P</i>
Area	36	19	379,5	0,982339	0,329
Volym	36	19	476	2,37177	0,0171
Medeldjup	36	19	548,5	3,65501	0,0001
Maxdjup	36	19	552	3,71696	0,0001
Formfaktor	36	19	401,5	1,05314	0,294
Kritiskt djup	36	19	379,5	0,982339	0,329
Flikighet	23	9	122	0,77539	0,458
Epi. botten %	23	9	161	2,41	0,0149
Epi. volym %	23	9	175	2,99678	0,0018
Omsättningstid	25	9	115	0,09759	0,940
Area, avrinningsområde	21	9	109	0,656216	0,533
Sjö%	21	9	96	0,0678844	0,965
Skog%	21	9	142	2,14967	0,0315
Hygge%	21	9	112,5	1,06066	0,295
Myr%	21	9	112	0,791985	0,449
Jordbruksmark%	21	9	141	2,10442	0,0356
Öppen mark%	21	9	126	1,2557	0,164

De faktorer som påverkar känsligheten hos en sjö är främst djupet. Känsligheten är större hos grunda sjöar än hos djupa. Vidare påverkar även hur stor del av sjöns volym och botten som befinner sig i epilimnion, ju större del av sjön som är epilimnion desto känsligare blir sjön för klimatpåverkan. De sjöar som är påverkade har i snitt ett medeldjup som är hälften så stort som medeldjupet hos de icke påverkade sjöarna. De typer av mark som påverkar är andel skog och andel jordbruksmark. Lägre andel skog ger liksom högre andel jordbruksmark en känsligare sjö.

Det finns samband mellan ett flertal av variablerna. Exempelvis är volymen en direkt funktion av area och medeldjup. Detta och övriga interaktioner som kan ses i Statistica visas i tabell 5.

Tabell 5. Interaktioner mellan variablerna.

	<i>A</i>	<i>V</i>	<i>D_{mean}</i>	<i>D_{max}</i>	<i>Flik</i>	<i>Tid</i>	<i>Av a</i>	<i>Skog</i>	<i>Sjö</i>	<i>Myr</i>	<i>Hygge</i>	<i>Jord</i>
Area	-											
Volym	X	-										
<i>D_{mean}</i>		X	-									
<i>D_{max}</i>		X	X	-								
Flikighet	X	X		X	-							
Epi. volym			X	X								
Epi. botten			X									
Omsättningstid						-						
Avr. Area	X	X			X	X	-					
Skog								-				
Sjö						X	X		-			
Myr				X		X		X		-		
Hygge								X			-	
Jordbruk			X									-
Öppen mark			X									X

Sommaren 2002 har de oligotrofa sjöarna fosforhalter som är i snitt 24 % högre än 10-årsmedianen. För de mesotrofa sjöarna ligger fosforhalterna 45 % högre än medianvärdet och de eutrofa sjöarna har i medel hela 97 % högre fosforhalter än medianen. Om de eutrofa och mesotrofa sjöarna ses som en gemensam grupp blir ökningen 57 %.

Skillnaden mellan de oligotrofa och de eutrofa sjöarna gränsar till signifikans men då de eutrofa sjöarna är så få finns det inte riktigt utrymme för signifikans. Även skillnaden mellan de oligotrofa och de mesotrofa sjöarna är nära signifikans. När de eutrofa sjöarna slås samman till en gemensam grupp med de mesotrofa sjöarna blir dock signifikansen tydlig.

Tabell 6. Resultat av U-test, trofnivå.

	<i>n1</i>	<i>n2</i>	<i>U</i>	<i>Z</i>	<i>P</i>
Oligotrof/eutrof	35	4	112	1,94422	0,0524
Oligotrof/mesotrof	35	15	347,5	1,79947	0,072
Mesotrof/eutrof	15	4	40,5	1,05	0,307
Oligotrof/mesotrof+eutrof	35	19	458,5	2,28228	0,0212

4.5 ÅTERHÄMTNING

8 av de sjöar som är påverkade 2002 har återgått till normala fosfornivåer, det vill säga de kan inte längre anses vara påverkade enligt de kriterier som getts för påverkan, 2003. Ett par av sjöarna är dock inte tillbaka på normala nivåer för än 2004.

Tabell 7. Återgång till normal fosfornivå.

<i>Sjö</i>	<i>Fosforökning 2002</i>	<i>Normal nivå</i>
Tärnan	73 %	2003
Siggeforasjön	40 %	2003
Edasjön	153 %	2003
Vikasjön	67 %	2003
Svinnegarnsviken	388 %	2003
Älgsjön	26 %	2003
Älgarydssjön	80 %	2003
Storasjö	57 %	2003
Hjärtsjön	108 %	2003
Fiolen	78 %	2004
Sännen	64 %	2003
Fåglasjön	230 %	2003
St. Skärsjön	49 %	2003
Harasjön	33 %	2004
Hökesjön	417 %	2003
Granvattnet	57 %	2004
Rotehogstjärnen	39 %	2003 (åter hög 2004)
Bysjön	72 %	2003
Gipsjön	55 %	2003

4.6 REGRESSION OCH GENERAL LINEAR MODELLING

Följande transformationer har gjorts för att faktorerna ska uppnå god normalfördelning. Framförallt har enkla transformer så som logaritm, kvadratroten och inversen testats. Logaritmen visade sig vara den transform som i de flesta fall var mest lämplig. Skog% samt andel öppen mark var naturligt normalfördelade. I ett par fall var olika transformationer lämpliga för de två olika regressionerna, i den första ingick endast de variabler där data finns för alla sjöar och den andra regressionen ingår de 28 sjöar där data finns för samtliga variabler. För andel epilimnion botten och epilimnion volym hittades inga bra transformationer och de ingår därför inte i regressionerna.

Tabell 8. Transformationer för normalfördelning.

<i>Faktor</i>	<i>Enhet</i>	<i>Transformation</i>
TP kvot, Φ	-	$1/\Phi, \sqrt{\Phi}$
Area, A	km ²	Log (A)
Volym, V	Mm ³	Log(V)
Medeldjup, D_{mean}	m	$\sqrt{D_{\text{mean}}}, \log(D_{\text{mean}})$
Maxdjup, D_{max}	m	$\sqrt{D_{\text{max}}}, \log(D_{\text{max}})$
Formfaktor, VD	-	Log(VD)
Kritiskt djup, D_{crit}	m	$1/D_{\text{crit}}$
Flikighet	%	$\sqrt{(\text{flikighet})}$
Omsättningstid, t	år	Log(t)
Avrinningsarea	km ²	Log(area)
Sjö%	%	Log(sjö%)
Skog%	%	-
Myr%	%	$\sqrt{(\text{myr}\%)}$
Jordbruksmark%	%	Log(jordb.%+1)
Öppen mark%	%	-
Hygge%	%	Log(hygge%+0,01)

Normalfördelningarna är dock inte helt perfekta för alla variabler. Framförallt andel jordbruksmark var svår att finna en bra transformation för.

4.6.1 Regressionsresultat

I den första regressionen användes alla 55 sjöar och endast de faktorer som finns för samtliga sjöar, det vill säga area, volym, medel- och maxdjup samt formfaktor och kritiskt djup. De två faktorer som visar signifikans är medel- och maxdjup. Tillsammans ger dock endast medeldjupet signifikans. Detta ger ett samband med ett r^2 -värde på 0,17, 1,51 frihetsgrader samt ett p-värde på 0,001. Funktionen, som förklarar 17 % av variationen hos kvoten, blir

$$\frac{1}{\Phi} = 0,44 + 0,435\sqrt{D_{\text{mean}}} \quad (8)$$

I den andra regressionen ingår endast de 28 sjöar där fler faktorer finns att tillgå. Återigen ger medel- och maxdjup signifikans vilket även andel jordbruksmark gör. Totalt sett ges den bästa regressionen av medeldjup, omsättningstid, andel öppen mark, andel sjöyta samt sjönsarea.

Tabell 9. Resultat från regression

Variabel	Eventuell transformation	Beta
D _{mean}	Log	-0,61
Omsättningstid	Log	0,412
Öppen mark	-	0,289
Sjö%	Log	-0,29
Area	log	0,233

Dessa ger tillsammans ett r²-värde på 0,42 vilket innebär att sambandet i ekvation 9 förklarar 42 % av variationen hos fosforkvoten. Detta samband har ett p-värde på 0,004 och 5,22 frihetsgrader.

$$\Phi = (1,459 - 0,61 \log(D_{mean}) + 0,289 \text{öppenmark} + 0,233 \log(A) + 0,412 \log(tid) - 0,29 \log(sjö\%))^2 \quad (9)$$

4.6.2 General linear modelling

De faktorer som gav bäst resultat i General linear modeling, första steget, visas i tabell 10.

Tabell 10. Resultattabell från General Linear Modelling.

Steg	Var 1	Var 2	Var 3	Var 4	Var 5	DF	AIC	p
1	Log(A)	Log(D _{mean})	-	-	-	2	-42,5284	0,000661
2	Log(V)	Log(D _{mean})	-	-	-	2	-42,5125	0,000666
3	Log(A)	Log(V)	-	-	-	2	-42,4997	0,000670
4	Log(A)	Log(V)	Log(tid)	Log(sjö%)	-	4	-41,7345	0,001320
5	Log(A)	Log(D _{mean})	Log(tid)	Log(sjö%)	-	4	-41,7219	0,001327

I det andra steget ger area, medeldjup, volym, sjö% och omsättningstid ett resultat med ett r²-värde på 0,315. Då det finns en korrelation mellan volym och sjö% och medeldjup samt area väljs dock denna faktor bort. Då blir r²-värdet 0,343667 och p-värdet blir 0,004 vilket innebär en tydlig signifikans.

5. DISKUSSION

5.1 PÅVERKAN

Ett av de viktigaste besluten i detta projekt har varit var gränsen för påverkan ska dras. Hur stora variationer i fosforhalt kan anses normala? Hade det funnits fler mätvärden hade ett konfidensintervall för varje enskild sjö kunnat användas som gräns för påverkan.

En av möjligheterna för påverkan var byte av trofinivå sommaren 2002, men även en procentuell ökning på minst 30 % utan ökning av trofinivå ansågs vara tillräckligt för påverkan förutsatt att sjön inte är oligotrof. Detta då en ökning på ett par mikrogram fosfor per liter innebär en större procentuell skillnad för en näringsfattig sjö. En förändring från tre till fyra mikrogram är lika stor procentuellt som en förändring från 30

till 40 mikrogram men de ekologiska konsekvenserna blir betydligt mycket större i det senare fallet.

Den enda sjön som är synbart påverkad i alla tre kategorier är Svinnegarnsviken. Fyra av sjöarna visar höjda halter av både fosfor och klorofyll, två av sjöarna har förhöjningar i både fosfor och cyanobakterier men inte nämnbart förhöjda klorofyllhalter. Ytterligare två sjöar har höjda värden av cyanobakterier och klorofyll men endast en måttlig ökning av fosforhalt. Hos tre av sjöarna med höga halter cyanobakterier är kväve/fosforkvoten under 16.

Det är främst Mälärvikarna som uppvisar kraftigt höjda nivåer av cyanobakterier sommaren 2002. Mälaren är också i högre grad påverkad av mänskliga aktiviteter än vad referenssjöarna är.

IKEU- och intensivsjöarna har fler mätvärden sommardag jämfört med övriga sjöar där har endast augustimätningen kunnat användas som sommarmätning. Detta ger en enskild mätning betydligt större vikt i dessa fall. Därmed vore även tester uppdelade på enbart intensivsjöar och IKEU sjöar vara önskvärt för att sedan jämföra dessa resultat.

Att i första hand välja kvoten sommar2002/normalvärde som ett index för påverkan kan ses som ett felaktigt val. För vissa sjöar blev dock kvoten 2002/normalvärde hög beroende på en hög fosforhalt under tidig vårvinter. När detta projekt främst har syftat till att undersöka påverkan från en hög sommartemperatur är dessa sjöar olämpliga att använda, och därför har sommarvärdet valts. Möjligen skulle i stället kvoten sommar2002/normalt sommarvärde kunnat användas som index.

5.2 PÅVERKANDE FAKTORER

Sjöns medeldjup ingår som en faktor både i regressionen och i GLM. Det är även den faktor som tillsammans med maxdjupet visar störst signifikans för skillnad i U-testen. Volym har samma inverkan som djupet. En mindre volym ökar känsligheten. En större volym innebär att en internbelastning av fosfat späds ut mer.

U-testen visar ingen skillnad i omsättningstid för de två grupperna. Omsättningstiden ingår dock som en påverkande faktor i regression och GLM. En kortare omsättningstid borde dock innebära att en ökad fosfathalt snabbare sköljs ut ur sjön.

Både andel skog och andel jordbruksmark i avrinningsområdet har en inverkan på sjöns näringsnivå. En sjö i ett jordbrukslandskap är generellt näringsrikare och där med finns en större potential för läckage av fosfat. Även näringsnivån i sjön påverkar. En högre näringsnivå innebär att det finns mer fosfat lagrat i sedimentet varvid potentialen för läckage blir större.

Även andel volym- och botten i epilimnion påverkar känsligheten enligt U-testen. Ju större del som befinner sig i epilimnion, desto större del riskerar att drabbas av syrefria förhållanden.

5.2.1 Samband mellan faktorer

Skillnaden i epilimnionandel och djup ger båda hög signifikans i U-testen. Detta är naturligt då andel epilimnion har ett samband med sjöns djup. Detta samband syns även i sambandsmatrisen i tabell 5.

På samma sätt blir omsättningstiden troligen större för en djupare sjö, och det faktum att djupet påverkar medför att skillnader i omsättningstid tas ut. Troligen innebär en lång omsättningstid större känslighet, men sjöar med en längre omsättningstid är generellt stora och djupa vilket minskar känsligheten. Enligt analys i Statistica visar dock dessa faktorer inte på någon korrelation.

Volymen, som är en direkt funktion av medeldjup och area, visar signifikans i U-testen men ingår inte i regressionsresultatet eller GLM. Både area och medeldjup kommer dock in i regressionsresultatet och på så vis ingår även volymen där.

Det finns även ett samband mellan jordbruksmark och trofinivå då en sjö i ett jordbrukslandskap generellt är näringsrikare.

5.3 ÅTERHÄMTNING

De flesta av de sjöar som är påverkade 2002 har återgått till normala fosfor nivåer 2003. Med normal nivå menas här nivåer där de inte kan anses påverkade enligt de kriterier som använts, det vill säga sjöarna har återgått till den trofinivå där de befinner sig enligt tioårsmedianen alternativt är totalfosforhalten under 30 % högre än medianvärdet. Ett par av sjöarna är dock inte tillbaka på normala nivåer förr än 2004. Om detta beror på de förhöjda värdena 2002 eller om det innebär att sjön har förhöjda halter även 2003 är dock svårt att avgöra. De sjöar som återtar normala fosforhalter först 2004 är Granvattnet, Harasjön och Fiolen. Detta skulle kunna ha ett samband med sjöarnas omsättningstid då omsättningstiden avgör hur snabbt en förändring sköljs ut. Fiolen är den av de påverkade sjöarna som har längst omsättningstid, 5,2 år. Harasjön har dock en relativt kort omsättningstid, 0,6 år vilket motsäger denna teori. För Granvattnet saknas uppgift om omsättningstid. Medianen för omsättningstiden för de påverkade sjöarna är 1 år och medelvärdet är 1,9 år. Dock saknas uppgifter om omsättningstid för flera av sjöarna. Svinnegarnsviken som är den starkast påverkade sjön 2002, torde ha en mycket kort omsättningstid då det är en relativt öppen vik av Mälaren, har återgått till normala nivåer år 2003.

Det kan även anses anmärkningsvärt att Granvattnet är den grundaste sjön som ingår i projektet.

5.4 REGRESSION

De transformationer som har använts har inte kunnat ge helt perfekta normalfördelningar.

Det kan ifrågasättas om kvoten är ett lämpligt index, med tanke på att den ger ett mått på den procentuella förändringen vilket inte säger så mycket för en näringsfattig sjö. U-test visade förvisso att kvoten generellt är högre för näringsrikare sjöar.

De faktorer som gav en viss signifikans stämmer till viss del överens med de faktorer som gav signifikans i U-testen, vissa skiljer sig dock. Sjö% ger till exempel bara ett p-värde på 0,9 men ingår i regressionsresultatet. Medeldjup finns med i båda regressionerna och är den faktor som ger högst signifikans där. Även i U-testen gav medeldjupet hög signifikans för påverkan. Enligt U-testen gav volym signifikans vilket inte arean gjorde, arean kommer dock in i GLM och regressionen. Volymen är en funktion av area och djup. Epilimnionandel ger utslag i U-testen, dessa ingår dock inte i regressionen men både volymandel och bottenandel i epilimnion visar ett samband med medeldjupet.

Att U-test resultaten inte stämmer helt överens med regressionen och linjära modelleringen beror på att U-test endast visar om det finns någon skillnad mellan grupperna, det är inte ett test som ger en förklaringsgrad för variationen.

5.5 FORTSATTA STUDIER

Detta projekt har främst studerat effekterna av ett varmare sommarklimat. Klimatförändringarna tros dock generera störst temperaturskillnader vintertid. Framförallt finns det studier som visar på effekterna av en kortare tid med isläggning.

Andra faktorer som hade varit intressanta att studera är vågbas och fördelning mellan erosions-, transport- och ackumulationsbotten. Avrinningsområdenas sammansättning för samtliga sjöar är möjligt att ta fram, exempelvis via GIS, då data på avrinningsområden finns hos SMHI och kartor med markfördelning finns att tillgå från lantmäteriet. I detta projekt har det dock inte funnits utrymme för detta.

Den tidsperiod som har studerats, 1994-2004 hör till en period där klimatet allmänt har varit varmt. 1990-talet var det varmaste årtiondet på 1900-talet. Det är även effekterna av ett extremt varmt år som har studerats. Flera på varandra följande extremt varma somrar kan tänkas öka effekten ytterligare och ett stadigt varmare klimat innebär ändrade förutsättningar för hela ekosystemet.

6. SLUTSATSER

Det är främst djupet som påverkar en sjös känslighet för klimatpåverkan men också näringshalt är viktigt. Även markfördelningen i tillrinningsområdet påverkar känsligheten. En grund, näringsrik sjö riskerar höjda fosforhalter då vattentemperaturen stiger.

7. REFERENSER

Ahlgren, I., Broberg, A., 1999/2003. Kväve och fosfor. Akvatisk ekologi HT 2004. Avdelningen för Limnologi, Institutionen för Evolutionsbiologi, Uppsala Universitet

Blenckner, T. 2005. A conceptual model of climate-related effects on lake ecosystems. *Hydrobiologia* 533:1-14.

Blenckner, T., Omstedt, A., Rummukainen, M., 2002. A Swedish case study of contemporary and possible future consequences of climate change on lake function. *Aquatic Science* 64, 171-184.

Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG

Håkanson, L., Blenckner, T., Malmaeus, M., 2003. 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, 339-352.

Håkanson, L., Peters, R.H., 1995. *Predictive Limnology - Methods for Predictive Modelling*. SPB Academic Publishing, Amsterdam.

ICCP 2006. *www.ipcc.ch* Presentation&Graphics 2006-05-02

Jankowski, T., Livingstone, D.M., Büher, H., Forster, R., Niederhauser, P., 2006. Consequences of the 2003 European heat wave for lake temperature profiles, thermal stability, and hypolimnetic oxygen depletion: Implications for a warmer world. *Limnology and Oceanography* 51:815-819.

Johnson, R. A., 2000. *Miller & Freund's Probability and Statistics for Engineers*, 6:th edition, Prentice-Hall, Inc, Upper Saddle River, New Jersey.

Kamp-Nielsen, L., 1975. A kinetic approach to the aerobic sediment-water exchange of phosphorus in Lake Esrom. *Ecological Modeling* 1: 153-160.

Magnuson, J.J., Webster, K.E., Assel, R.A., Bowser, C.J., Dillon, P.J., Eaton, J.G., Evan, H.E., Fee, E.F., Hall, R.I., Mortsch, L.R., Schindler, D., Quinn, F.H., 1997. Potential effects of climate changes on aquatic systems: laurentian great lakes and precambrian shield region. *Hydrological Processes* 11:826-873.

Naturvårdsverket 2006a. *www.naturvardsverket.se* Miljöövervakning/sötvatten 2006-04-12

Naturvårdsverket 2006b. *www.naturvardsverket.se* Lag & Rätt/Bedömningsgrunder för miljö kvalitet/sjöar och vattendrag/Näringsämnen 2006-04-15

Pettersson, K., 1998. Mechanisms for internal loading of phosphorus in lakes. *Hydrobiologia* 373/374: 21-25.

Persson, G., 1996. 26 svenska referenssjöar 1989 - 1993, en kemisk-biologisk statusbeskrivning. Institutionen för miljöanalys, SLU, Uppsala. Naturvårdsverkets rapport 4552. ISBN 91-620-4552-0. ISSN 0282-7298

Schindler, D., 1997. Widespread effects of climatic warming on freshwater ecosystems in North America. *Hydrological processes* 11: 1043-1067.

Sjökort, (Nummer) Norrköpings tryckeri

SLU, 2006a. www.ma.slu.se. Databank 2006-02-04

SLU, 2006b. www.ma.slu.se. Klimatpåverkan på svenska insjöar 2006-03-10

SMHI, 1996. Svenskt Sjöregister Volym 2(2), SMHI Hydrologi Nr. 71, Norrköpings Tryckeri

SMHI, 2003a. Faktablad 15, Vattenåret 2002

SMHI, 2003b. Väder och vatten 13/2002

SMHI, 2006. www.smhi.se. Forskning/Rosby center/climate scenario graphics 2006-04-25

A. BILAGOR

A.1 SJÖARNA

A.1.1 Län och typ, samtliga sjöar

<i>Sjö</i>	<i>Län</i>	<i>Typ</i>	<i>Nummer</i>
Stora Envättern	Stockholm	Intensiv	1
Fysingen	Stockholm	Referens	2
Tärnan	Stockholm	Referens	3
N. Yngen	Stockholm	Referens	4
Siggeforasjön	Uppsala	Referens	5
Edasjön	Uppsala	Referens	6
Vikasjön	Uppsala	Reglerad	7
Norr sjön	Uppsala	Reglerad	8
Svinnegarnsviken	Uppsala	Mälaren	9
Ekoln	Uppsala	Mälaren	10
Älgsjön	Södermanland	Intensiv	11
Grissjön	Östergötland	Referens	12
Skärgölen	Östergötland	Referens	13
Älgarydssjön	Jönköping	Referens	14
Hagasjön	Jönköping	Referens	15
Storasjö	Kronoberg	Referens	16
Gylättasjön	Kronoberg	IKEU	17
Fiolen	Kronoberg	Intensiv	18
Hjärtsjön	Kronoberg	Referens	19
Allgjuttern	Kalmar	Intensiv	20
Hökesjön	Kalmar	Referens	21
Brunnsjön	Kalmar	Intensiv	22
Sännen	Blekinge	Referens	23
Fåglasjö	Skåne	Reglerad	24
Gyltingesjön	Halland	IKEU	25
Harasjön	Halland	Referens	26
St Skärsjön	Halland	Intensiv	27
Härsvattnet	Västra Götaland	Intensiv	28
Västra Solsjön	Västra Götaland	Referens	29
Granvattnet	Västra Götaland	Referens	30
Rotehogstjärnen	Västra Götaland	Intensiv	31
Fräcksjö	Västra Götaland	Intensiv	32
Humsjön	Västra Götaland	Referens	33
Stora Härsjön	Västra Götaland	IKEU	34
Ejgdesjön	Västra Götaland	IKEU	35
Bysjön	Värmland	Referens	36
Alstern	Värmland	Reglerad	37
Lill-Jangen	Värmland	Reglerad	38
Billingen	Värmland	Reglerad	39

Tvällen	Värmland	Reglerad	40
Långsjön	Örebro	IKEU	41
Lien	Västmanland	IKEU	42
V. Skälsjön	Västmanland	IKEU	43
Övre skärsjön	Västmanland	Intensiv	44
Galten	Västmanland	Mälaren	45
Gipsjön	Dalarna	Referens	46
Mäsen	Dalarna	Referens	47
Tryssjön	Dalarna	IKEU	48
Källsjön	Gävleborg	IKEU	49
Tväringen	Gävleborg	Referens	50
Stensjön	Gävleborg	Intensive	51
Navarn	Västernorrland	Reglerad	52
Betarsjön	Västernorrland	Reglerad	53
Hällvattnet	Västernorrland	Referens	54
Remmarsjön	Västernorrland	Intensiv	55

A.1.2 Totalfosforhalter

Samtliga värden är i µg/l

<i>Sjö</i>	<i>TP, median</i>	<i>TP, median djupvatten</i>	<i>TP, sommar 2002</i>	<i>TP, sommar 2002 djupvatten</i>
Stora Envättern	9	12	10,22	15,66
Fysingen	20		21	
Tärnan	11		19	
N. Yngen	11,5		12	
Siggeforasjön	10		14	
Edasjön	30		76	
Vikasjön	15		25	
Norrsjön	16		16	
Svinnegarnsviken	44	47	139,25	229,5
Ekoln	47	60	45,33	63,5
Älgsjön	22	27	26,83	34
Grissjön	8		6	
Skärgölen	9		8	
Älgarydssjön	15		27	
Hagasjön	8		8	
Storasjö	14		22	
Gyslättsjön	13	15	15,33	18
Fiolen	11	12	14,9	21,33
Hjärtsjön	11		22,9	
Allgjuttern	7	10	8,11	
Hökesjön	6		31	
Brunnsjön	12	16	15	
Sännen	11		18	
Fåglasjö	21,5		71	
Gyltingesjön	14	15	14,22	10,33
Harasjön	18		24	
St Skärsjön	9	11	12,9	16,33
Härsvattnet	5	9	5,67	9
Västra Solsjön	4,5		3	
Granvattnet	14		22	
Rotehogstjärnen	15	22	20,78	25,67
Fräcksjö	9	10	9,78	10,67
Humsjön	11		8	
Stora Härsjön	4	4	4,44	4,67
Ejgdesjön	5	5	4,44	4,67
Bysjön	9		15,5	
Alstern	5		4,5	
Lill-Jangen	7		7	
Billingen	19		19	
Tvällen	9		10,5	
Långsjön	9	10	10,22	9

Lien	6	8	6,67	6,67
V. Skälsjön	5	6	5,56	6,33
Övre skärsjön	7	9	8,56	11
Galten	49	57	58,25	80
Gipsjön	11		17	
Mäsen	11		8	
Tryssjön	8	10	7,11	8,33
Källsjön	11	16	8,33	10
Tväringen	8		5	
Stensjön	7	8,5	7,66	8,33
Navarn	4,5		3	
Betarsjön	7		5	
Hällvattnet	5,5		6	
Remmarsjön	10	12	11	12,33

A.1.3 Morfometriska parametrar

<i>Sjö</i>	<i>Area</i> [km ²]	<i>Volym</i> [Mm ³]	<i>Medeldjup</i> [m]	<i>Maxdjup</i> [m]	<i>Omsättningstid</i> [år]
Stora Envättern	0,376	1,847	5	11,2	6,6
Fysingen	4,94	10	2	4,5	
Tärnan	1,08	5,105	4,3	11,5	
N. Yngen	14,4	119	2,7	8,4	
Siggeforasjön	0,76	3,2	4,2	11	
Edasjön	0,17	0,48	3	4,8	
Vikasjön	0,92	1,231	1,3	3,3	
Norr sjön	2,06	8,303	4,4	10,1	
Svinnegarnsviken	10	60	6	13	
Ekoln	29,8	458	15	50	0,56
Älgsjön	0,63	1,668	2,5	7	
Grissjön	0,228	1,031	4,6	16	
Skärgölen	0,155	1,08	7	12,5	5
Älgarydssjön	0,351	0,454	1,3	6,6	0,4
Hagasjön	0,119	0,421	3,6	9,5	1,6
Storasjö	0,378	0,586	1,8	6	1
Gyslättsjön	0,35	0,919	2,9	9,8	1
Fiolen	1,646	6,21	3,8	10,5	5,2
Hjärtsjön	1,3	4,643	3,4	6,5	
Allgjuttern	0,186	2,096	11,4	40,7	12,6
Hökesjön	0,52	4,093	7,4	22	
Brunnsjön	0,107	0,571	5,3	10,6	1
Sännen	1,124	3,9	3,5	13	3,5
Fåglasjö	0,59	0,55	0,9	4,9	
Gyltingesjön	0,36	3,39	8,6	21,6	0,03
Harasjön	0,586	1,187	2,1	9,3	0,6
St Skärsjön	0,314	1,172	3,8	11,5	1
Härsvattnet	0,191	1,008	5,7	26,2	0,9
Västra Solsjön	1,87	23,022	12	40	
Granvattnet	0,18	0,292	1,6	3	
Rotehogstjärnen	0,168	0,571	3,4	9,4	0,3
Fräcksjö	0,276	1,624	6	14,5	0,8
Humsjön	0,257	1,02	4	12,5	0,6
Stora Härsjön	2,58	45,6	15	47	2,4
Ejgdesjön	0,84	6,03	7	28,6	2
Bysjön	1,192	8,25	7	12,7	2,3
Alstern	9,5	25,581	7,1	24	
Lill-Jangen	0,9	3,69	4,1	12	
Billingen	1,76	7,11	4	9	
Tvällen	0,7	4,28	5,5	20,5	
Långsjön	0,67	2,85	4,2	17,8	1,5
Lien	1,5	11	7,3	28	0,67

V. Skälsjön	0,4	2,86	6,6	19	6
Övre skärsjön	1,743	10,1	6,1	32	3,6
Galten	61	210	3,4	19	0,07
Gipsjön	0,87	3,28	4,9	14	
Mäsen	0,433	4,111	9,6	22	3,8
Tryssjön	0,3	2,309	7,4	19	0,5
Källsjön	0,27	2,09	7,7	17	0,28
Tväringen	1,76	7,87	4,5	19	0,7
Stensjön	0,569	2,407	4,2	8,5	2
Navarn	9,57	110,178	10	51,5	
Betarsjön	34,44	324,14	9,8	43,2	
Hällvattnet	6,65	85,299	12	47	
Remmarsjön	1,367	7,017	5,2	14,4	0,2

A.1.4 Marksammansättning i avrinningsområdet

<i>Sjö</i>	<i>Skog%</i>	<i>Sjö%</i>	<i>Myr%</i>	<i>Hygge%</i>	<i>Jordbruks%</i>	<i>Öppen mark%</i>
Stora Envättern	55	25	20	0	0	0
Grissjön	76	16	8	0	0	0
Skärgölen	63	17	7	13	0	0
Älgarydssjön	53	7	3	10	15	12
Hagasjön	53	17	11	15	4	0
Storasjö	41	12	44	0	0	0
Gyslättsjön	70,4	10,3	13,2	0	0	6,2
Fiolen	39	30	4	1	19	7
Hjärtsjön	60,7	6	25,5	0	0	7,7
Allgjuttern	64	16	4	14	0	0
Brunnsjön	85	4	4	6	0	1
Sännen	55	21	5	17	1	0
Harasjön	59	13	17	7	4	0
St Skärsjön	54	18	14	12	0	0
Härsvattnet	68	19	13	0	0	0
Rotehogstjärnen	69	5	18	5	1	2
Fräcksjö	79	6	8	5	1	1
Humsjön	60	18	8	12	0	0
Ejgdesjön	41,5	25,4	8,3	1,8	0,5	1,4
Bysjön	58	12	5	6	9	9
Långsjön	77,1	10,8	1,7	2,1	0,6	1
Lien	76,8	7,6	6,5	7,1	0,1	1,5
V. Skälsjön	71,4	28,2	0,3	0	0	0
Övre skärsjön	54	18	10	14	4	0
Mäsen	70	14	1	13	0	0
Tryssjön	70	3,7	15,4	10,1	0	0,1
Källsjön	52,4	2,3	19,3	25,5	0,2	0,1
Tväringen	61	8	6	22	0	1

Stensjön	57	13	19	11	0	0
Remmarsjön	53	3	13	30	0	1

A.2 PÅVERKAN

<i>Sjö</i>	<i>Byte trofinivå</i>	<i>Procentuell ökning</i>	<i>Varmast år</i>
Tärnan	Ja	73	2002
Siggeforasjön	Ja	40	2002
Edasjön	Ja	153	2002
Vikasjön	Ja	67	2002
Svinnegarnsviken	Nej	216	2002
Älgsjön	Ja	22	2004
Älgarydssjön	Ja	80	1997
Harasjön	Ja	33	2003
Storasjö	Nej	57	2002
Fiolen	Ja	35	1999
Hjärtsjön	Ja	108	2002
Hökesjön	Ja	417	2002
Sännen	Ja	64	1997
Fåglasjön	Ja	230	2002
St Skärsjön	Ja	43	1997
Granvattnet	Nej	57	2002
Rotehogstjärnen	Nej	39	2003
Bysjön	Ja	72	2002
Gipsjön	Ja	55	2003

A.3 ORDLISTA

Oligotrof	Näringsfattig
Mesotrof	Näringsnivå mellan oligotrof och eutrof
Eutrof	Näringsrik
Hypotrof	Mycket näringsrik
Epilimnion	Ytvatten
Hypolimnion	Djupvatten
Stratifikation	Skiktning
Termoklin	Språngskikt med avseende på temperatur
Referenssjö	Sjö tillhörande Naturvårdsverkets bevakningsprogram
Intensivsjö	Hårdare bevakad referenssjö
IKEU-sjö	Sjö som ingår i programmet för Integrerad kalkningseffektsuppföljning
Internbelastning	Den fosfor som läcker från sedimentet