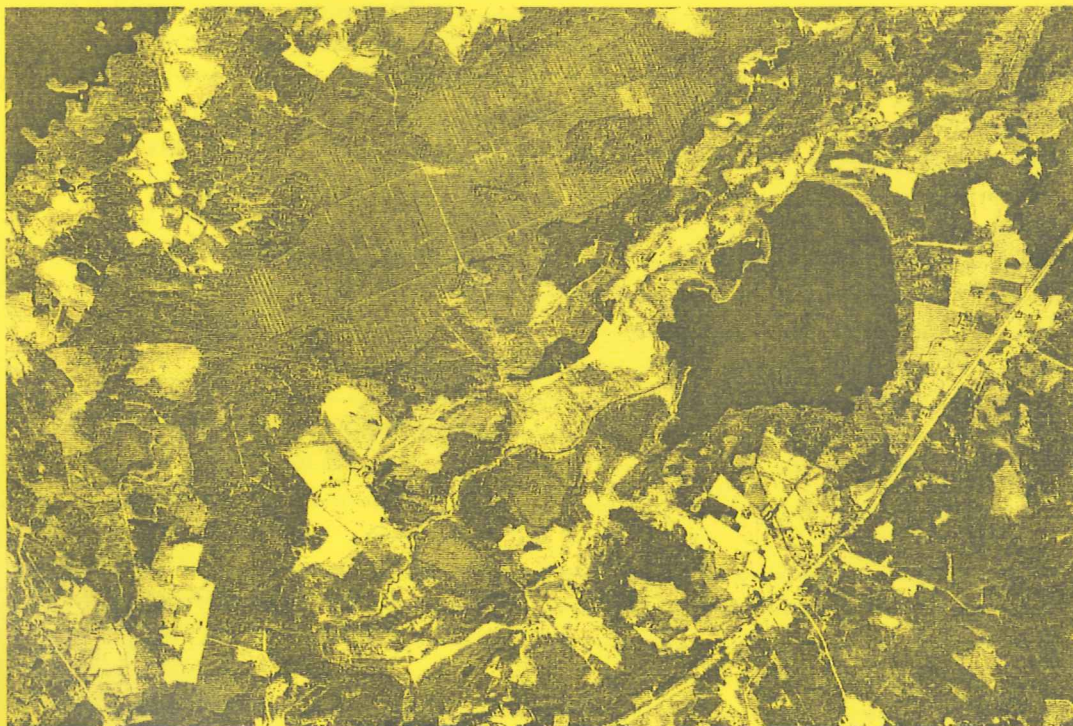


Lunds Universitets Naturgeografiska Institution

Seminarieuppsatser Nr. 88

Köphultssjöns tillstånd och omgivningens påverkan



LUNDS UNIVERSITET
GEOBIBLIOTEKET

Maria Bemark



2002

Department of Physical
Geography,
Lund University
Sölvegatan 13, S-221 00 Lund,
Sweden



TILLHÖR REFERENSBIBLIOTEKET
UTLÅNAS EJ

1. ABSTRACT	3
2. SAMMANFATTNING	4
3. INTRODUKTION	5
4. SYFTE.....	6
5. OMRÅDESBESKRIVNING.....	7
6. TEORI.....	11
6.1 Sjöars utveckling.....	11
6.1.1 Sjötyper	13
6.1.2 Sjövegetation.....	14
6.2 Försurningsproblematiken.....	15
6.2.1 Naturlig försurning	18
6.2.2 Försurningens effekter på sjöars ekosystem	18
6.2.3 Kalkning.....	18
6.3 Näring i sjöar.....	20
6.3.1 Fosfor	21
6.3.2 Kväve.....	22
6.4 Markanvändningens påverkan.....	23
6.4.1 Läckage av näringsämnen	23
6.4.1.1 Skogsbruk.....	23
6.4.1.2 Jordbruk.....	24
6.4.2 Torvbrytning	25
6.5 Övrig antropogen påverkan.....	27
6.5.1 Utsläpp från avlopp	27
6.5.2 Sjösänkning.....	28
7. METODER.....	29
7.1 Klassificering av sjöar	29
7.1.1 pH och alkalinitet.....	29
7.1.2 Näringsämnen	29
7.1.3 Syrgas.....	30
7.1.4 Ljusförhållanden	31
7.2 Provtagning	31
7.3 Analys.....	32
8. RESULTAT	33
8.1 Analys av tidigare provtagningar.....	33
8.1.1 Köphultssjön	33
8.1.2 Fedingesjön och Hannabadssjön	36
8.1.3 Näringsjämförelse.....	39
8.1.4 Kalkning i undersökningsområdet	40
8.2 Resultat från fältstudie.....	41
8.3 Felkällor	45
9. DISKUSSION.....	46

10. SLUTSATSER	51
11. TACK.....	52
12. REFERENSER.....	53
13. APPENDIX.....	56

1. ABSTRACT

The condition of the lake Köphultssjön in southern Småland, Sweden, has been investigated. The lake is acidified and has been treated with lime.

The natural conditions that could be expected were assessed. The possible effects from land use (forestry, agriculture and peat extraction) acid rain, treatment with lime and discharge from sewage works were studied.

Water samples were taken in the lake system, Köphultssjön, Fedingesjön and Hannabadssjön. Sediment from Köphultssjön and Hannabadssjön (downstream) was analyzed.

The extent of the drainage basins was assessed with the help of a topographic map and the directions of the streams in the area.

The results show that Köphultssjön is still acidified, partly owing from drainage from bogs and humus rich soil. Acid rain greatly affects the area, because of the poor buffering capacity of the rock.

The other two lakes are less acidified since they receive less water from bogs and Hannabadssjön receives a more constant lime dosage.

Lime has improved the quality of the water in Köphultssjön, but can lead to an increase in the level of nutrients in sediments with the subsequent expansion of macrophytes such as reeds. The nutrient content of the lake was higher than expected since the area is poor in nutrients. This is due to the discharge from sewage works, agriculture, forestry, peat extraction and also to nitrogen pollution from the air.

The sediment layer in Köphultssjön is thick and compared with that in Hannabadssjön is more organic because of the supply of peat and humus. The acidity of the lake increases the precipitation of the organic substances.

The surface of Köphultssjön was lowered about 100 years ago which, together with present activities, has lead to the acceleration of the expansion of vegetation at the expense of the lake.

2. SAMMANFATTNING

Syftet med denna uppsats är att undersöka tillståndet i Köphultssjön i södra Småland och vilken påverkan omgivningen har på sjön. Sjön är drabbad av försurning och orsaker till och effekter av försurning undersöks. Eftersom sjön kalkas, studeras vilka effekter detta kan ha på sjön. Det har konstaterats att ett vassbälte breder ut sig i sjön och därför undersöks vilka orsaker som kan finnas till denna igenväxning. Det studeras även vilka effekter den markanvändning som finns i området, dvs skogsbruk, jordbruk och torvbrytning, kan ha på recipienter nedströms. Ett avloppsreningsverk har sitt utsläpp strax uppströms Köphultssjön och därför undersöks vilka effekter utsläpp från avloppsreningsverk kan ha på sjön, samt om det sjösänkingsföretag som utfördes på sjön för mer än 100 år sedan fortfarande kan ha effekter på sjön.

Provtagningar för att undersöka vattenkvaliteten av Köphultssjön samt en sjö uppströms, Fedingesjön, och en sjö nedströms, Hannabadssjön, utfördes. Tre sjöar undersöktes för att se hur vattenkvaliteten förändras nedströms. Genom att titta på vilka skillnader som finns på vattenkvaliteten i de olika sjöarna blir det lättare att avgöra vilka effekter markanvändningen har. Sediment påträffades i Köphultssjön och Hannabadssjön och sammansättningen analyserades.

Även längre tidsserier med mätdata om sjöarna från kommun och Länsstyrelse analyserades för de tre sjöarna.

Resultaten visar att Köphultssjön är en mycket försurad sjö. Detta beror på naturliga orsaker som att sjön tar emot vatten och humusämnen från närliggande mossar, men även antropogena orsaker som surt nedfall som påverkar området starkt på grund av berggrundens dåliga buffrande förmåga. Köphultssjön är surare än Fedingesjön och Hannabadssjön. Detta kan till exempel bero på att Hannabadssjön kalkas på ett mer kontinuerligt sätt än Köphultssjön och att Köphultssjön tar emot mer vatten från mossar. Kalkningen har förbättrat vattenkvaliteten i Köphultssjön. Kalkning kan dock leda till högre näringshalter i sedimentet och påskynda igenväxningen.

Näringshalterna i Köphultssjön är något högre än vad som kan förväntas i det näringsfattiga området. Källor till näring är utsläpp från avloppsreningsverk, jordbruk, skogsbruk och till viss del torvbruk och kvävenedfall. Förhöjda näringshalter i vattnet medför högre näringshalter i sedimentet och större möjligheter för vattenväxter att expandera. Köphultssjön har, jämfört med vad som påträffats i de andra sjöarna, ett mycket tjockare dylager. Jämfört med Hannabadssjön består dyn till större del av organiskt material i Köphultssjön. Detta kan bero på alla år av torvbruk som ökar sedimenttransporten. Även den naturliga avrinningen från mossar medför ett tillflöde av torv och humus. Surheten gör att mer humus fälls ut på botten. Hannabadssjön har till större andel minerogent material i dyn vilket tyder på större del tillrinning från minerogen mark. Sjösänkingsföretag grundar upp en sjö, förkortar sjöns livslängd och påskyndar igenväxning. Köphultssjön är på grund av mänsklig aktivitet för 100 år sedan och idag, drabbad av en accelererad igenväxning och försurning.

3. INTRODUKTION

Sjöars igenväxning är i en naturlig process som pågått allt sedan de bildades efter att inlandsisen lämnat vårt land. Mänsklig påverkan såsom övergödning (Internetkälla 1) eller sjösänkningar (Digerfeldt 1972) har emellertid på många håll drastiskt påskyndat processen.

Köphultssjön som ligger i södra Småland på gränsen till Skåne, se figur 1, är en sjö som visar tecken på igenväxning. De senaste tre årtiondena har det observerats att ett vassbälte breder ut sig på sjöns bekostnad. Särskilt vid Healtebäckens utlopp i sjön, se figur 2, är vasseexpansionen mycket stor. Lööv (2002) har genom studier av flygbilder konstaterat att vassens utbredning ökat mellan 1947 och idag. Observationerna om vassens utbredning leder till frågan om Köphultssjön är drabbad av en accelererad igenväxning och vad detta i så fall beror på. Är igenväxningen naturlig för den åldrande sjön eller är den ett resultat av mänsklig påverkan? Något som kan ha påskyndat sjöns naturliga igenväxning är att sjön under 1890-talet utsattes för ett sänkingsföretag för att mer åkermark skulle vinnas.

Köphultssjön är enligt kommunen i Markaryd och länsstyrelsen i Kronobergs län en försurad sjö och kalkas. Försurningen är delvis naturlig, men sjön ligger i landets mest försurningsdrabbade område (Internetkälla 1 och Elvingson 1992). Den kraftigt trafikerade E4 går tätt förbi sjön och detta är en faktor som borde öka det sura nedfallet.

En antropogen påverkan finns uppströms i den närmsta sjön, Fedingesjön, där ett avloppsreningsverk har sitt utlopp. Markanvändningen i sjöns dräneringsområde är också av stor vikt för att förklara vattnets kvalitet i sjön.

För att kunna utreda Köphultssjöns tillstånd studeras vilka effekter sjösänkning, försurning, kalkning, utsläpp av avloppsvatten och dräneringsområdets markanvändning har på Köphultssjön.

För att besvara dessa frågor har näringsämnen, syrgashalt, pH och alkalinitet mätts för Köphultssjön. Mätningar har även gjorts för Fedingesjön som ligger uppströms samt Hannabadssjön som ligger nedströms för att jämförelser ska kunna göras mellan de tre sjöarna. Jämförelserna syftar till att avgöra vilken påverkan omgivningen har på Köphultssjön. Dessutom har längre tidsserier av mätvärden på dessa sjöar från kommuner länsstyrelser studerats. Dräneringsområdets markanvändning har studerats i fält, på flygbilder och kartor.

Eftersom vatten är en transportör av t.ex. föroreningar är Köphultssjöns tillstånd även viktigt för vattendrag nedströms. Köphultssjöns näringsämnen förs vidare ut till Lagan, som i sin tur för ut mycket kväve till Laholmsbukten och orsakar övergödning med algbloomning och syrebrist i bottenvattnet (Nationalencyklopedin 1993)

4. SYFTE

Syftet med detta arbete är att undersöka tillståndet i Köphultssjön utifrån försurning, näringsstatus och igenväxning och att undersöka vilken påverkan omgivningen har på Köphultssjön.

1. Eftersom Köphultssjön enligt kommun och länsstyrelse är försurad och kalkas är syftet att utreda vilka orsaker till försurning som finns för Köphultssjön och vilka effekter försurning och kalkning kan ha.
2. Syftet är också att studera vilken markanvändning som finns i Köphultssjöns dräneringsområde och vilken påverkan denna markanvändning kan ha på Köphultssjöns tillstånd.
3. Köphultssjöns tillstånd påverkas av och påverkar närliggande vattendrag och därför är ett syfte att undersöka vattendrag uppströms och nedströms för att bättre kunna förklara Köphultssjöns tillstånd.
4. Syftet är också att undersöka vad som påverkar vassens utbredning vid en sjös igenväxning för att se om människan har ett inflytande på Köphultssjöns igenväxning eller om den är naturlig.

5. OMRÅDESBESKRIVNING

Köphultssjön ligger i ett område som karaktäriseras av rullstensåsar och myrmarker. Även stora dödisgropar finns i området kring sjön. Långsträckta åsar med huvudriktningen NO till SV sträcker sig över området. Ljungbyåsen kan spåras redan vid Värnamo och fortsätter med kortare eller längre avbrott förbi Ljungby och Markaryd strax nordost om Köphultssjön (Lindström 1898).

Mossmarker utgör en stor del av terrängen. Mossarna fyller nästan alltid flata, skålformiga fördjupningar och de är därför sällan särskilt djupa (Blomberg 1895).

Bergarten i området består nästan uteslutande av röd gnejs som på grund av sin konstanta magnetithalt fått namnet järngnejs (Lindström 1898).

Området har aldrig legat under havet och därför saknas helt marina leror. Vattnet har inte heller kunnat skölja ur det finare materialet ur rullstensgruset.

Vattnet i området kring Köphultssjön är mycket järnrikt och på flera ställen finns gamla järnframställningsplatser där järn framställdes av den så kallade myrmalmen. Myrmalm uppkommer genom bakteriers oxidering och assimilering. Under träd på vattensjuk mark kan myrmalm bildas när träden suger upp vatten och järnet stannar kvar i och omkring rötterna. Cellväggen i rötterna innehåller protoplasma som släpper igenom vatten, men faller ut järn och järnet stannar kvar i form av myrmalm under träden. Samma sak gäller för gräs och tuvor. Järnbakterierna, till exempel *Gallionella* och humussyrorna spelar också en stor roll i uppkomsten av vissa ockror (Berg 1982).

I vattensystemet med Fedingesjön, Köphultssjön, Hannabadssjön rinner vattnet norrut. Avrinningsområdet lutar mot Lagan. Fedingesjön, som är det första sjön i vattensystemet, ligger 107 m över havet, Köphultssjön 102 m och Hannabadssjön 96 m. På väg till Lagan förenar sig Kraxasjön, Hannabadssjön och Lokasjön till ett vattendrag som rinner ut i Lagan.

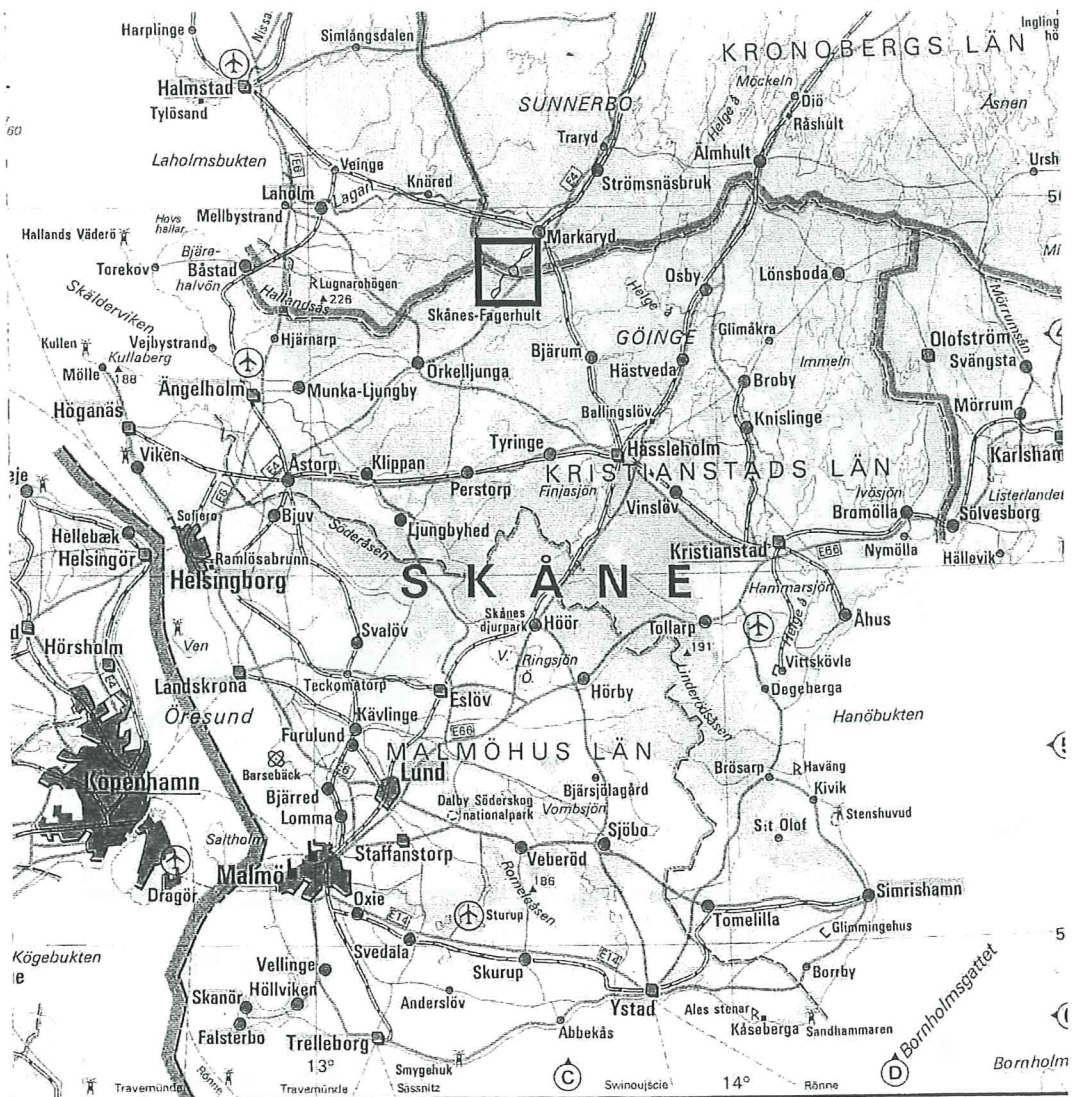
Både Köphultssjön och Hannabadssjön har ett medeldjup på 1.5 meter (Länsstyrelsen Kronobergs län). Fedingesjön är något djupare, se appendix 4. Sjöarnas storlek ligger runt 1 km² (Länsstyrelsen Kronobergs län). Fedingesjön har ingen större vassutbredning. Hannabadssjön har däremot en viss utbredning av vass, särskilt vid våtmarkerna vid sjöns inlopp. Förutom vass finns även näckrosor i Köphultssjön.

Tvärs över Sydsvenska höglandet varierar medelnederbörden drastiskt. Från västkusten inåt land ökar den snabbt och når sitt maximum ett par mil från kusten, långt före de högsta höjderna i inre och norra Småland. Västsidan av det Sydsvenska höglandet tillhör de nederbördsrikaste områdena i vårt land med en genomsnittlig årsnederbörd på 1100-1200 mm. I trakterna kring Markaryd är årsnederbörden 900 mm/år (Sveriges Nationalatlas 1995).

Markanvändningen i undersökningsområdet består mest av skogsbruk, se figur 2. Här finns även några områden med jordbruksmark och en torvtäkt. Markanvändningen har förändrats genom att skog planterats på gammal åkermark eftersom jordarna i området lämpar sig bättre för skogsbruk än jordbruk.

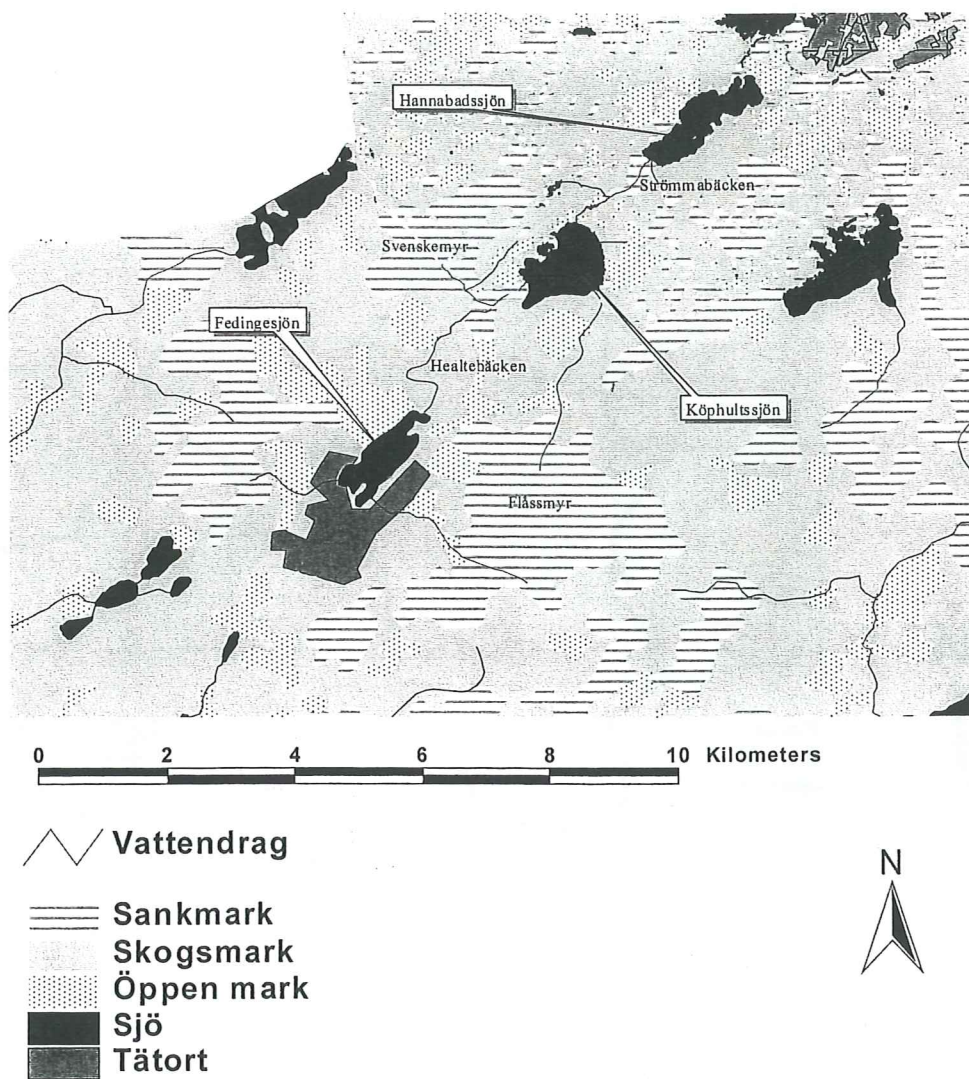
Kartorna visar var området befinner sig i Sverige, markanvändningen i området samt en uppskattning av sjöarnas dräneringsområden. Dräneringsområdena har uppskattats med hjälp av topografiska kartan där höjdkurvor och vattendragens strömriktningar har studerats. Se även appendix 1 och 2 för flygbilder på sjöarna.

Tätt förbi sjöarna går den starkt trafikerade E4:an.



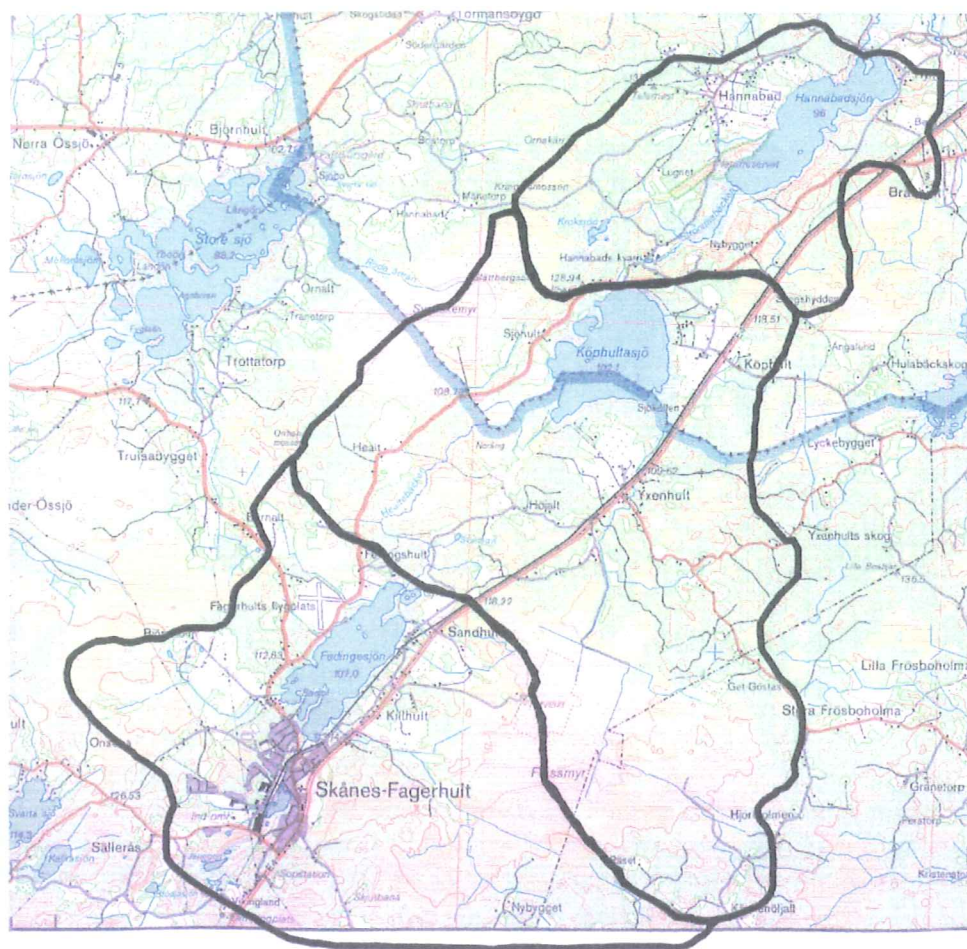
Figur 1. Undersökningsområdet befinner sig i södra Småland och norra Skåne. Karta från Hedbom et al. 1988.

Markanvändning



Figur 2. Markerna i området består till störst del av sankmarker och skog. För Skåne är datan från röda kartan, lantmäteriverket, och för Kronoberg är datan från Länsstyrelsen i Kronobergs län.

Uppskattning av sjöarnas dräneringsområden



1 Kilometer

Teckenförklaring			
	Allmän väg, minst 7 m bred		Länegräns
	Allmän väg, 5-7 m bred, vilgr		Kommungräns
	Allmän väg, mindre än 5 m bred		Förvaltnings- eller kyrkogräns
	Allmän väg under byggnad		Gräns för nationalpark, naturreservat
	Enskild bilväg bilväg		Gräns för annat område
	Enskild bilväg milstolpe		Gräns för skiferten
	Enskild samre bilväg		Vattendrag, minst 10 m bred
	Traktörväg		Vattendrag, mindre än 10 m bred
	Uppfartsväg, parkväg, cykelväg		Vattendrag under jord, bottningsrikt
	Eitussväg		
	Vandringssled		
	Gästgärd d.ä. tvärsnitsled		
	Sankad bebyggelse		Höjningskur, ekvidenslinje 5 m
	Genomfartsled		Grustag, dagbrott, naturlig grop
	Större gata, gata		Sankmark, ledvis vattenfylld
	Skola, sjukhus, industri o.m.		Sankmark, örngt
	Domstolsrätt skosten		Sankmark, med glas skog, med skog
	Telemast torn, klosterstapel o.d.		Alla
	Bostadshus, fritidshus, verkstad		Fruktodling o.d.
	Skott, huvakbyggnad till gods o.d.		Singmark
	Annat större byggnad		Större livrädebestånd i skogsmark

Figur 3. Kartan visar en uppskattning av sjöarnas dräneringsområden. Kartan är en del ur en större karta över Markaryds kommun från lantmäteriet i Kronobergs län. En mindre del av Fedingejöns dräneringsområde täcks inte av kartan. Detta område består mest av skog och sankmark, se figur 2.

6. TEORI

6.1 Sjöars utveckling

Eftersom tillståndet i Köphultssjön kommer att undersökas har en studie om sjöar gjorts för att göra klart vad som är naturligt för Köphultssjön och vilket tillstånd som kan förväntas.

Sjöarna i vårt land uppkom när den senaste landisen började smälta. Sjöarna bildades successivt inom det frilagda området utanför isranden som drog sig tillbaka. Södra Sverige började friläggas från landisen för ca 13000 år sedan (Digerfeldt 1972).

Sjöarnas näringsstandard och produktivitet bestäms främst av omgivningens geologi och geokemi. Från de omgivande jordarna tillförs genom den kemiska vittringen urlakade näringsämnen med yt- och grundvattnet. En näringsrik moränlera i omgivningen ger en sjö med näringsrikt vatten och en näringsfattig och sandig och grusig morän ger en sjö med näringsfattigt vatten (Digerfeldt 1972).

Vegetationen var sparsam när sjöarna började bildas och materialet som transporterades till sjön var huvudsakligen av oorganisk karaktär. Halten av lösta joner var hög. Sjöarna var näringsrika eftersom jordarna ännu inte blivit urlakade. Få organismer kunde utnyttja näringen på grund av det kalla klimatet. När det blev varmare ökade produktionen. Detta syntes i sjöarnas sediment som började få en alltmer organisk karaktär. Humusämnen tillfördes och avsattes på botten som dy. Nedbrutna rester av sjöns egna växter och djur sjönk och bildade gyttja. Sjöarna blev mer och mer uppgrundade (Fältbiologerna 1977).

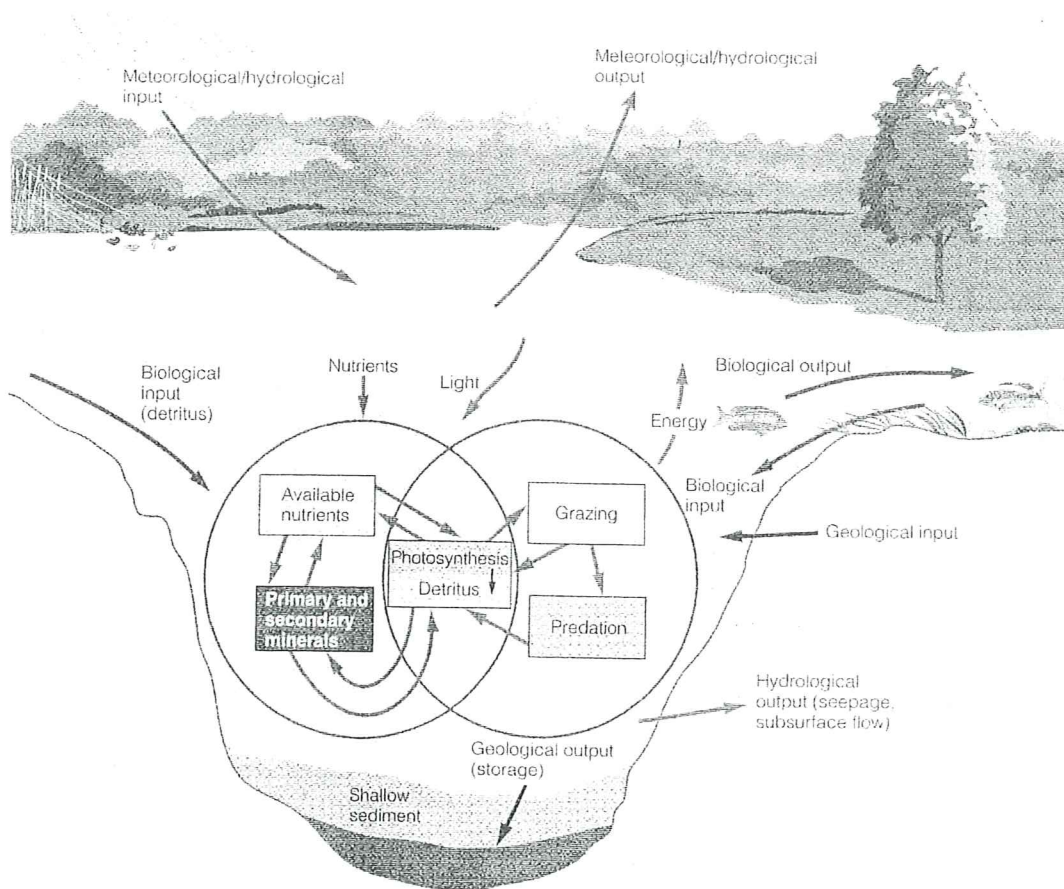
Uppgrundningen är ett viktigt drag i sjöarnas utveckling och åldrande eftersom det är den som slutligen orsakar sjöarnas igenväxning. Ju rikligare tillförseln av sediment varit och ju längre uppgrundningen fortskridit, desto längre har sjöarna nått i sitt åldrande. Sedimentationstillväxten bestäms av avrinningsområdets storlek, sjöns djup, temperatur och näringsinnehåll. Uppgrundningen har ett bestämt förlopp. Under tidiga skeden sker en förhållandevis snabbare uppgrundning av sjöns centrala och djupare delar. Sedimentationen inom strandnära och grundare områden sker endast upp till en viss gräns som ligger under vattenytan och kallas sedimentationsgränsen. Ovanför sedimentationsgränsen kan det lättlösliga organiska eller minerogena materialet inte avsättas på grund av att vindframkallade ytströmmar har en störande inverkan på sedimentationen. Dessa strömmars styrka bestämmer hur djupt sedimentationsgränsen är belägen. Strömmarna är beroende av sjöarnas storlek och omgivningens topografi. Små, skyddade sjöar har en grunt belägen sedimentationsgräns. Gränsen ligger djupast inom den del som är exponerad för den dominerande vindriktningen.

Vegetationens utbredning bestäms av vattendjupet eftersom ljuset inte når så långt ner i djupt vatten. Innan någon omfattande uppgrundning ägt rum är vegetationen vanligen begränsad till mindre områden närmast stranden. När sedimentationen och uppgrundningen fortsätter, ökar möjligheterna för utbredning. Sedimentationsgränsen höjs och ger möjlighet till ytterligare fortsatt uppgrundning och utbredning av vegetationen. Vid sjöns slutliga igenväxning har uppgrundningen fortskridit så långt att hela sjöns botten kommit inom räckhåll för den utvandrande vegetationen.

Den slutliga igenväxningen sker med en mer eller mindre accelererad hastighet. I de strandnära områdena där vegetationen är begränsad under tidigare skeden är botten mest minerogen beroende på att den är belägen ovanför sedimentationsgränsen. Botten utgörs vanligen av svämmad och ursköld sand och

grus. Denna botten är ett ganska ogynnsamt underlag för växter ur näringsynpunkt och vegetationens fortsatta utbredning sker långsamt. Genom uppgrundningen kommer den organogena gyttjan som är avlagd under sedimentationsgränsen inom räckhåll för vegetationens utbredning och en accelerering av igenväxningen inträffar. Gyttjan innehåller ett anrikat förråd av näring och utgör ett mycket mer gynnsamt underlag. Produktiviteten ökar och vegetationen blir tätare. Därigenom ökar också mängden organiskt material som sedimenterar och effekten blir en acceleration av sjöns uppgrundning och igenväxning (Digerfeldt 1972). En sjö med gyttjeavsättningar på botten utvecklas senare till ett starrkärr som växer ut över gyttjebotten. Vitmossor vandrar sedan in och kärret förvandlas till en mosse (Lunds Universitet 1991)

Sjöar påverkas starkt av flöden från ekosystemet på land. Näringsämnen och andra ämnen rör sig över gränserna mellan de olika ekosystemen, se figur 4.



Figur 4. Modell av näringscykler och energiflöde i ett sjöecosystem. Meteorologiska, geologiska och biologiska flöden når systemet från land. Från Smith och Smith (2000).

6.1.1 Sjötyper

Att en sjö är eutrof betyder att den är näringsrik. Motsatsen är oligotrof, näringsfattig. En typisk eutrof sjö är omgiven av näringsrik lövskog och jordbruksmark. Stor tillgång på näringsämnen, särskilt kväve och fosfor, stimulerar tillväxten av alger och andra akvatiska växter. Växtplankton är koncentrerade till det varma övre lagret i vattnet och turbiditeten, grumligheten, hindrar ljuset från att nå långt ner. Det finns mycket organiskt material som bryts ned vilket leder till en minskning i syrgashalten vid botten (Smith och Smith 2000). Eutrofa sjöars sediment är uppbyggda av gyttjor och vattnet är näringsrikt. Växterna är högproducerande. Detta leder till ett ganska snabbt åldrande för dessa sjöar. Ljuset blir en starkt begränsande faktor. (Jensén 1995).

Oligotrofa sjöar har klart vatten, höga syrehalter och oorganiska sediment på botten. Näringsinnehållet är lågt. Kväve kan finnas i överskott, men fosfor är mycket begränsat. En låg tillförsel av näring från omgivande mark och andra källor är orsaken till detta. Barrskog och tunna, sura jordar dominerar ofta dräneringsområdet. Låg tillgång på näringsämnen ger en låg produktion av organiskt material, speciellt växtplankton. Låg produktion av organiskt material ger inte mycket nedbrytning och syrehalterna är höga (Smith och Smith 2000). Den låga produktionen leder ofta till en mycket långsam igenväxning då dessa sjöar i regel är relativt djupa, djupare än 10 meter. Vissa oligotrofa sjöar har klart vatten vilket innebär att ljuset kan tränga långt ner i vattnet. Detta ger möjligheten för akvatiska växter och djur att kolonisera och leva i djupet i dessa sjöar. Sedimenten består av gyttja (nedbrutna växt- och djurdelar) vilket skapar goda livsvillkor (Jensén 1995). Andra oligotrofa sjöar har ett brunt, polyhumöst, vatten. Humösa (dystrofa) sjöar är alltid små och grunda. Medeldjupet brukar ligga på 3-10 meter och de återfinns ofta på myrmarker. Vattnet är brunfärgat av svårnedbrytbara humussyror. Detta beror vanligen på att sjöns vatten kommer från myrmarker. Sjöarna kan naturligtvis få brunt vatten både om sjön är omgiven av myrmark, eller om den får vatten via tillflöden från sådana marker. pH är ofta lågt, mellan 3-6. Humösa sjöar är ofta mer lågproduktiva än klarvattensjöar eftersom produktionsmöjligheten för växter är begränsad. Ljuset kan inte tränga så långt ner i vattnet på grund av vattenfärgen. Sedimenten i dessa sjöar består ofta av dy, dvs utfälld näringsfattig humus. Undervattensvegetation saknas i dessa sjöar och det förekommer bara ett begränsat antal strandväxter. Humösa sjöar är alltså mycket artfattiga när det gäller högre växter (Jensén 1995). Det är inte många organismer som trivs i en humös sjö. Strand- och bottenfaunan är sparsam och endast vissa djurplankton kan förekomma rikligt. Växtplankton är betydligt sällsyntare. Sjöns omgivning utgörs av gungflystränder och växtligheten är sparsam. Ofta finns dock flytbladsväxter där näckrosor och olika natearter är vanligast. (Fältbiologerna 1977). Produktiviteten i dystrofa sjöar anses vara låg, men det gäller bara planktonproduktionen. Humösa sjöar har ofta högproduktiva littorala zoner. Denna littorala vegetation dominerar metabolismen i sjön och är en källa för både löst och partikulärt organiskt material (Smith och Smith 2000).

En del sjöar befinner sig mellan näringsrika och näringsfattiga sjöar. Dessa kallas mesotrofa. I Skåne kan det vara svårt att separera naturligt mesotrofa sjöar från sjöar som genom antropogena ingrepp övergått från oligotrof till mesotrof. Mesotrofa sjöar har ofta ett blandat växtinslag av oligotrofa och mesotrofa arter samt arter som är typiska för denna sjötyp (Jensén 1995).

6.1.2 Sjövegetation

I sjöar förekommer växter som är mer eller mindre anpassade till vattenmiljöer. En del arter tål ingen form av uttorkning och dessa finns ute i själva sjön. Andra arter finns i övergången mellan land och vatten. Dessa växter karakteriserar ofta stranden. Den gemensamma beteckningen för stora, synliga sjöväxter är makrofyter.

Alla sjöväxter är inte lika hårt knutna till vattenmiljön. Vissa arter finns alltid i vatten, andra arter förekommer ibland i vatten och ibland strax ovanför eller intill vattenytan och de kallas amfibiska arter.



Figur 5. Bladvass, *Phragmites australis* (Internetkälla 3)

Övervattensväxter karakteriseras av att den huvudsakliga skottdelen med blommor förekommer ovanför vattenytan. Den nedre delen av stammen och rötterna växer i vatten eller i en mycket fuktig miljö. Vissa övervattensväxter kan förekomma med flytande blad på ytan. Karakteristiska övervattensarter är: Bladvass *Phragmites australis*, se figur 5, sjösäv *Scirpus lacustris*, knappsäv *Eleocharis palustris*, sjöfräken *Equisetum fluviatile* och starrarter av släktet *Carex* samt många örter.

Flytbladsväxter kännetecknas av att bladen flyter på ytan. I regel finns blommorna ovan vattenytan eller flyter på vattenytan. Från bladen löper bladskäft ner till välutvecklade rotsystem. Gula och vita näckrosor *Nymphaea alba* respektive *Nuphar lutea* är de mest typiska flytbladsväxter. Vissa växtarter i den akvatiska miljön är inte rotade i sjöbotten

De flyter fritt på vattenytan och tar sin näring direkt från vattnet.

Exempel på sådan arter är andmat *Lemna minor*.

Långskottsväxter utgör några av de mer typiska vattenväxterna eftersom de alltid är helt nedsänkta i vattnet. Blommorna skjuter i regel ovanför vattenytan. Rotsystemen är ofta svagt utvecklade. Exempel är slingor *Myriophyllum spp.* och löktåg *Juncus bulbosus*.

Kortskottsväxter förekommer både i vattnet och strax ovanför vattenytan. Med få undantag har de mycket anspråkslösa blommor. De blommar både över och under vattenytan. Ett exempel är notblomster *Lobelia dortmanna*.

Livsformerna förekommer ofta i zoner utmed sjöstränder. Ibland bildar varje livsform en egen zon men väldigt ofta är de blandade i en och samma zon vars utsträckning i längd och bredd har stora variationer. Variationerna styrs av omvärldsfaktorer och i vilket utvecklingsstadium sjön befinner sig i.

Under sjöars tidiga utvecklingskedje spelar långskott- och kortskottsväxter en framträdande roll. Övervatten- och flytbladsväxter finns, men i begränsad mängd. Övervattens- och flytbladsväxter ökar medan den egentliga vattenvegetationen minskar beroende på sin svagare konkurrenskraft. I en åldrad sjö dominerar övervattensarterna fullständigt och blandas med landbaserade växter. Ofta blir ljuset den begränsande faktorn för undervattensvegetationen.

Näringsrika sjöar i Skåne har tätare bestånd av vass än näringsfattiga sjöar (Jensén 1995).

Vattendjup är en viktig faktor som reglerar utbredningen av makrofyter, eftersom dessa är direkt beroende av avståndet mellan botten och vattenytan. Sjövegetation påverkas ofta negativt av vågexponering, både genom den direkta mekaniska effekten och genom en indirekt effekt som uppstår då bottenmaterialet påverkas. Detta gäller särskilt i oligotrofa sjöar. I den eutrofa Krankesjön i Skåne finns dock ett positivt samband mellan vågexponering och det vattendjup där den framryckande vegetationen finns (Weisner 1990).

Vattendjupet, som påverkar utbredningen av makrofyter, är en dynamisk faktor. Växterna kan utsättas för stora variationer i tid och rum. Vattendjupet påverkar också indirekt växten genom förändringar i sedimentets egenskaper, hur utsatta växterna blir för vind och vågor och hur stort betningstrycket är. Det är svårt att skilja de direkta effekter av vattendjupet, som dränkning, från de indirekta effekterna (Vretare 2001).

Våtmarker och grunda sjöar kräver ofta skötsel för att de inte ska växa igen med makrofyter. I Krankesjön förhindrade betande djur expansion av vegetation tills för ungefär 40 år sedan. Sedan dess har betandet längs stränderna upphört och framryckande vegetation har etablerats (Weisner 1990).

6.2 Försurningsproblematiken

Köphultssjön är, enligt kommun och länsstyrelse, försurad. Därför har försurningsproblematiken och vilka effekter försurning har på sjöar och landskap studerats. Detta för att bättre kunna bedöma hur tillståndet i Köphultssjön påverkats av försurningen.

I dag är nederbörden mycket surare än den var i förindustriell tid. Orsaken till detta är människans utsläpp av sura svavel- och kväveföreningar. Utsläppen uppkommer främst vid förbränning av fossila bränslen som kol och olja. I atmosfären omvandlas svaveldioxid och kväveoxider delvis till svavelsyra och salpetersyra. Dessa starka syror sönderdelas i sin tur till vätejoner, sulfatjoner och nitratjoner. Dessa ämnen återvänder till jordytan med nederbörden. Hittills är det framför allt svavelfallet som medverkat till markförsurningen. Mer än en tredjedel av nederbördens surhet orsakas av kväveföreningar, men när dessa når marken tas de till stor del upp av vegetationen och blir utnyttjade som näringsämnen. Det finns en risk att kvävefallet i framtiden kommer att ha en större försurande inverkan eftersom nedfallet på vissa ställen har överstigit vegetationens förmåga att ta upp kväve.

De sura luftföroreningarna hinner ofta tillbringa något eller några dygn i atmosfären innan de återförs till marken. Under denna tid transporteras de med vindarna långa sträckor från utsläppskällorna. Merparten av det svavel- och kvävefallet som kommer till Sverige kommer från utsläpp i Centraleuropa och de brittiska öarna. Nederbördens surhet är störst i landets sydligaste delar. Nedfallet av försurande ämnen bestäms också av nederbörds mängderna. Det kraftigaste syranedfallet i Sverige drabbar därför de nederbördsrika delarna av västra Götaland. Till den sura nederbörden tillkommer ett torrt nedfall av försurande ämnen i gas- eller partikelform.

En del av det sura nedfallet neutraliseras när det når marken. I samband med att markmineralerna vittrar oskadliggörs syratillskotten. I större delen av vårt land är jordarna uppbyggda av svårvittrade material från det skandinaviska urberget. Det betyder att den maximala syrebelastning som marken kan neutralisera är låg i större delen av Sverige.

Genom att marken helt eller delvis kan neutralisera den tillförda syran skyddas närliggande vatten delvis från sur nederbörd. Om marken försuras mister den en stor

del av sin neutraliseringsförmåga. Den snabba ökningen av nederbördens och markens surhet som människan åstadkommit har medfört en kraftig försurning av många svenska sjöar och vattendrag (Internetkälla 1).

Ett första tecken på att en sjö påverkas av syratillförsel är att alkaliniteten sjunker. Alkaliniteten är ett mått på vattnets förmåga att neutralisera syror, det vill säga dess förmåga att tåla ett tillskott av vätejoner utan att reagera med en pH-sänkning. Det är främst joner som vätekarbonat, karbonat- och hydroxidjoner som påverkar alkaliniteten. Om alkaliniteten är noll, sjunker pH vid varje tillskott av försurande ämnen (Bydén et. al 1996).

Under perioder då vattnet tillförs extra stora syramängder kan pH-nivån tillfälligt sjunka drastiskt, ofta nedåt 5 och under. I samband med snösmältning på våren och kraftiga regn under hösten kan pH-värdet sjunka kraftigt i vattendragen, en "surstöt" uppträder. Då sker avrinningen ytligt, genom svagt buffrande eller tunna markskikt eller på den frusna marken. Surstöten kan orsakas av försurande nedfall och markanvändning men kan också beror på t ex utspädning av bufferteffekten eller inverkan av organiska syror. Surstöten är kortvarig, men ger stor effekt på ekosystemet (Bertills och Hanneberg 1995).

De i särklass allvarligaste försurningsproblemen finns i syd- och västsvenska urbergsområden där markens förmåga att buffra surt nedfall är dålig. Försurningen är i regel längst framskriden i sjöar och vattendrag högst upp i vattensystemen där jordlagren är tunna och urlakade (Internetkälla 1). Svenska inlandsvatten har försurats i långt större utsträckning än sjöar och vattendrag på kontinenten på grund av att den kalkfattiga berggrunden. På många håll i Europa är jord- och bergarterna lättvittrade vilket ger ett bra skydd mot syratillförsel.

Nedfall av försurande ämnen (svavel- och kväveföreningar) påverkar marken. Växtnäringsämnen lakas ut, aluminium och tungmetaller går i lösning och andra näringsämnen, t.ex. fosfat, blir mer svårtillgängliga och markorganismernas aktivitet minskar. Kvävenedfallet försurar, men har också en gödslande effekt. Det kan uppstå näringsobalans eftersom markförsurningen gör att andra näringsämnen blir svårtillgängliga samtidigt som kväve tillförs i överskott. Vegetationen, markskiktets tjocklek och storleken på markpartiklarna påverkar också buffertförmågan. Neutraliseringen främjas av lång kontakttid och stor kontaktyta mellan det tillförda vattnet och markens partiklar. Tunna, grovkorniga jordar tål alltså mindre försurning än tjocka, finkorniga jordar.

Svavelsyra svarar för den största delen av markförsurning som orsakas av luftföroreningar. Ibland kan även kväveföreningar försura. Nitratkväve som tas upp av vegetationen medför inte någon nettoförsurning, men det som lakas ur försurar. I skogen förekommer det kväve som är tillgängligt för växter som ammoniumjoner (NH_4^+). De flesta joner som tas upp av träden är alltså positivt laddade. För att laddningsbalansen ska behållas avger växten vätejoner, H^+ . Detta gör att marken försuras när skogen växer. När träden dör och bryts ned går processen åt motsatt håll, och slutresultatet blir ingen nämnvärd försurning.

Sulfatjoner som följer med vätejoner i nederbörden är betydelsefulla. De tas inte upp av växtligheten och hålls inte heller kvar i marken utan lakas ut. Då drar de med sig positiva joner och man kan säga att de tvättar näring ur marken. Detta medför att markens förråd av växtnäringsämnen minskar.

I förorenad luft tar ammoniak (NH_3) över vätejoner från syrorna och bildar ammoniumjoner (NH_4^+). När dessa tas upp av växterna avges vätejoner och resultatet blir en försurning av marken. De negativa nitratjonerna (NO_3^-) från salpetersyra

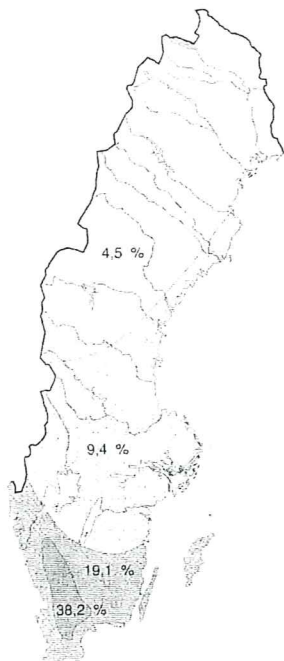
(HNO_3) byts av växtrötterna ut mot hydroxidjoner (OH^-) eller vätekarbonatjoner (HCO_3^-). Dessa kan neutralisera vätejonerna i marken.

När vegetationen inte tar upp det kväve som tillförs lakas nitraten ut och neutralisationen inträffar aldrig. Ammoniumjonen lakas inte ut så lätt, men den kan omvandlas till nitrat (nitrifieras) och då avges två vätejoner. Resultatet blir urlakning av nitrat och en försurning av marken.

När kvävetillförseln är större än vad vegetationen kan ta hand om inträffar kvävemättnad. Då lakas nitraten ut. Det finns flera tecken som tyder på att kvävemättnad redan inträffat i södra Sverige. Bland annat har nitrathalterna i vattendrag omgivna av skogsmark ökat de senaste årtiondena trots att nedfallets storlek varit relativt oförändrad. Nitrat kan även läcka från marker som inte är kvävemättade. Under vintern är växternas upptag av näringsämnen mycket lågt. Vid snösmältningen rinner de föroreningar som samlats i snötäcket ut i sjöar och vattendrag där dessa surstötar kan orsaka stor skada. Nitrats försurande bidrag vid surstötar är påtagligt.

Den kritiska gräns där kvävemättnad uppstår i marken bestäms av hur mycket kväve ekosystemet klarar att ta upp. Lägst kritisk belastningsgräns har de naturligt kvävefattiga miljöerna. Hit hör högmossar, fjällhedar och näringsfattiga grunda sjöar. Detta borde alltså gälla Köphultssjön som ju är en grund sjö omgiven av mossar. Den kritiska gränsen uppges vara 5-10 kg kväve per hektar och år. Nedfallet i södra Sveriges skogsmarker uppgår till 15-30 kg per hektar och år (Elvingson 1992).

Storskalig markförsurning orsakad av luftföroreningar är en verklighet i södra Sverige. Försurningen i markens ytskikt kan förklaras delvis av den biologiska försurning som orsakas av skogstillväxt och virkesuttag. Försurningen i de djupare markskikten kan bara förklaras av det sura nedfallet. I Skåne, Halland och södra Småland har markförsurningen trängt ner flera meter och påverkar det ytliga grundvattnet. Figur 6 visar den del av skogsmarken som har ett pH lägre än 4.4 i den övre delen av mineraljorden. pH 4.4 är en kritisk gräns. Om marken blir surare börjar aluminiumjoner som är giftiga för växterna gå i lösning. Markens förråd av växttillgängliga mineralnäringsämnen blir också kritiskt lågt.



Figur 6. Kartan visar den andel av skogsmarken där pH i mineraljorden underskrider 4.4. De suraste markerna finns i sydväst där nedfallet av luftföroreningar också är störst. Från Elvingson (1992).

6.2.1 Naturlig försurning

Alla sjöar är inte försurade till följd av föroreningar eller annan mänsklig påverkan. Det finns också naturliga variationer av surhetsgraden. En orsak till naturligt sura vatten kan vara humusämnen som bildas vid nedbrytningen av dött växtmaterial framför allt i skogs- och myrmarker och förs ut till angränsande sjöar och vattendrag. Många humusämnen är syror med varierande styrka och detta är orsaken till att dessa vatten har naturligt lågt pH (Miljödepartementet 1996).

Under den aeroba nedbrytningen bildas mellanprodukter som kan reagera med varandra och bilda helt nya ämnen. Humusämnen är viktiga sådana ämnen. De är svagt sura, mörkbruna och mycket stabila varför de lätt ansamlas. De är uppbyggda som kolloider. De kan hålla kvar näringsämnen i marken och de kan transporteras i löst form med mark- och grundvatten (Lunds Universitet 1991).

Humus bildas vid nedbrytningen av organiskt material och består av en komplex blandning av organiska syror vilket gör att flera egenskaper är pH-beroende. Förekomsten av humussyror ökar vittringen av mineraler och mobiliseringen av metaller och organiska gifter. Förekomsten av humusämnen i försurade vatten kan ha antingen positiva eller negativa effekter på organismer. Humus innehåller giftiga komponenter som kan verka negativt på organismer vid höga humushalter. Humus kan också bilda komplex och inaktivera metaller och organiska gifter. Aluminium är mindre giftigt när det är bundet till humus, än i sin fria form. För kadmium ökar giftigheten. I sura vatten har måttliga humushalter en gynnsam effekt på överlevnaden och artrikedomen. När koncentrationerna blir högre överväger humusens toxiska effekter.

Humus är typiskt för näringsfattigare vattendrag och sjöar omgivna av skog och myrar vilket ju Köphultssjön är. Humusämnen ger ett naturligt lågt pH-värde men buffrar även luftdeponerade starka syror. Detta buffertsystem är mindre effektivt och sker vid ett lägre pH än bikarbonatbufferten (Bertills och Hanneberg 1995).

6.2.2 Försurningens effekter på sjöars ekosystem

En följd av försurningen är att antalet växt- och djurarter i de drabbade sjöarna sjunker. Försurningskänsliga bottendjur som är beroende av kalk som kräftdjur, snäckor och musslor minskar i antal redan vid pH-värden runt 6 (Internetkälla 1). Dessa är i regel de första som slås ut tillsammans med vissa dagsländor.

Surhetsgraden är viktig eftersom den reglerar i vilken kemisk form metaller förekommer i vattnet. Aluminium är speciellt viktigt eftersom det kan förekomma i en giftig form i höga koncentrationer under sura förhållanden (Svenska Naturvårdsverket 2000). Olika arter är olika känsliga för sjunkande pH, lägre halter av kalcium och högre halter av aluminium. Detta är orsaken till utslagningen eller utvecklingen av artsammansättningen. Konkurrens och predation bidrar också. När pH sjunker under 6 börjar utslagningen och antalet utslagna arter ökar sedan med sjunkande pH. De tillfälliga surstötarna slår ut vissa arter och andra påverkas bara tillfälligt (Bertills och Hanneberg 1995). Sjöar med pH-värden kring 4.5 kan vara helt fisktomma. Den främsta orsaken till detta tros vara att försurningen medför ökade halter av aluminium i en form som är giftig för många arter (Internetkälla 1).

6.2.3 Kalkning

För att återställa den biologiska mångfalden och möjligheter till fiske i försurade vatten kalkas idag många sjöar och vattendrag eller deras dräneringsområden. Det svenska kalkningsprogrammet är det största i världen. Sedan 1970-talet har över 7000 svenska vatten kalkats minst en gång. Den kalk som tillförs en sjö förbrukas och så länge syratillförseln fortsätter måste kalkningen upprepas med jämna mellanrum (Internetkälla 1).

Skador på fiskbeståndet var det ursprungliga skälet till att Sverige började kalka sjöar och vattendrag. Målsättningen har nu utökats till att avse hela de biologiska samhällena. Kalkningens huvudsyfte är att neutralisera försurade vatten så att den naturliga florin och faunan kan bestå eller återkomma i de kalkade vattnen. Kriterier för att börja kalka är pH 6 och alkalinitet 0.05 mmol/liter. Vid omkalkning är det kemiska målet att höja pH över 6 och alkaliniteten över 0.1 mmol/liter. Kortsiktigt uppnås i de flesta fall den vattenkemiska målsättningen med kalkning; pH och alkalinitet stiger.

Frågan om de kriterier som tillämpats för kalkning har flera olika aspekter. En av dem rör metoder för att skilja på antropogen och naturlig försurning eftersom bara antropogent försurade vattendrag ska kalkas enligt gällande bestämmelser. En annan aspekt rör möjligheten att göra kalkningen mer effektiv genom att ta hänsyn till hela dräneringsområden, marktyper och sjöarnas omsättningstid.

Om naturligt sura vatten kalkas skapas miljöer med onaturliga pH-nivåer för de arter som förekommer där. Ett vatten kan också vara surt genom en kombination av antropogen försurning och naturlig surhet. Naturligt sura vatten kan försuras ytterligare på grund av intensivt skogsbruk eller sur nederbörd. Det kan vara svårt att avgöra hur stor del av vattnets surhet som är naturlig eller antropogen. Svårigheterna med dessa bedömningar gäller snarare inverkan av skogsbruket än inverkan av surt nedfall.

Många försurningskänsliga arter kan överleva tack vare kalkningen. Det finns dock fortfarande oklarheter om hur kalkningen påverkar försurade sjöar och vattendrag. Oklarheterna gäller framför allt hur ekosystemen kommer att utvecklas i de kalkade vattnen på lång sikt.

Faunan i kalkade vatten liknar mer faunan i oförsurade vatten än den som fanns före kalkning, men tenderar att bli mer lika faunan i andra kalkade vatten. De vattenkemiska och de biologiska resultaten är ibland motsägelsefulla. En stabil vattenkemi leder inte alltid till ett stabilt organismsamhälle eller biologisk mångfald. Biologin i de kalkade sjöarna kan fortfarande vara påverkade av försurning trots att de vattenkemiska målen har uppnåtts.

I grunda sjöar har i undantagsfall också en ökad igenväxning av bottenfast vegetation observerats som en följd av bättre vattenkemiska förhållanden. Grunda sjöar som kalkats flera gånger riskerar att växa igen med hög vegetation som har sina rötter i det näringsberikade och avgiftade bottenstratum. Denna vegetation försvinner vid en återförsurning (Miljödepartementet 1996).

I en artikel av Roelofs *et al.* 1994 konstateras att löktåg (*Juncus bulbosus*) expanderat kraftigt i kalkade sjöar jämfört med okalkade referenssjöar. Detta är troligen på grund av förändringar i sjösedimentet efter kalkningen. Efter kalkning har koncentrationerna av koldioxid, fosfor och oorganiskt kväve ökat mycket i porvattnet i sedimentet. Resultaten visar att kalkningen har lett till en kraftig ökning av näringsstillgång i sedimentet vilket leder till en ökning i makrofytproduktion. Detta

betyder att näringen i sjön ökar utan att någon näring tillförts systemet. När kalket blandas med sedimentet är det troligt att detta leder till ökad mineralisering av organiskt material och förändringar i den kemiska bindningen av till exempel fosfor.

6.3 Näring i sjöar

För att kunna diskutera Köphultssjöns tillstånd utgående från näringsämnen har en studie gjorts om vad som kan förväntas i sjöar och hur de två viktigaste näringsämnena kväve och fosfor cirkulerar i naturen. Studien är också till för att förklara vilken effekt näringshalter har på högre vattenväxternas utbredning.

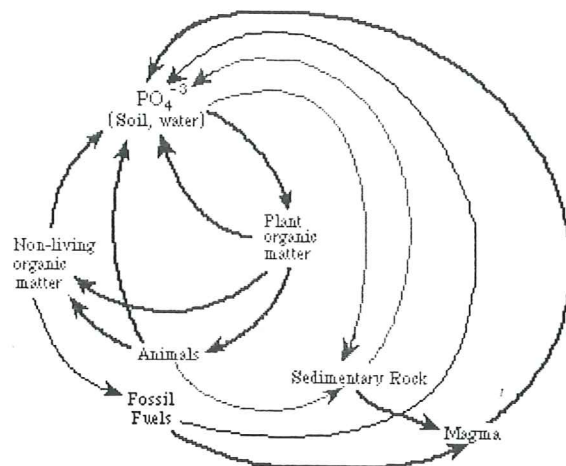
Förhöjda näringsvärden orsakas av ett ökat tillflöde eller en ökad tillgänglighet på växtnäring i sjöar och vattendrag. Övergödning leder till ökad produktion av växter och biomassa, ökad turbiditet, ökad förbrukning av syre på grund av nedbrytningen av organiskt material och en förändring i artsammansättningen och diversiteten av växt- och djursamhällen. I sötvatten är det i de allra flesta fall fosfor (P) och i vissa fall kväve (N) som begränsar tillväxten på vegetationen (Svenska Naturvårdsverket 2000). Kväve är ofta i betydande överskott (Sveriges Nationalatlas 1995). Stenbeck (1996) och Smith och Smith (2000) skriver att högre vattenväxter inte är speciellt känsliga indikatorer på förändringar i näringsnivån i det öppna vattnet eftersom makrofyterna har sina rötter förankrade i det näringsrika sedimentet. Enligt Jensén (1995) är skillnaden mellan näringsrika och näringsfattiga sjöar i Skåne ofta ganska liten kvantitativt sett för övervattensväxter. Arter som bladvass, sjöfräken, knappsäv, flaskstarr och sjösäv finns i många sjöar. Den stora skillnaden är kvalitativ. I näringsrika sjöar är bladvassen 3-4 meter hög och har en stråtäthet om 100-200 strån per kvadratmeter, medan den i fattiga sjöar är 1-1.5 meter hög och har en stråtäthet om 5-10 strån per kvadratmeter.

Växtplankton står för primärproduktionen i det öppna vattnet och makrofyterna i den strandnära zonen. Näringsstillgången påverkar produktionen av växtplankton mycket. Näringsöverföringen i sjöar sker till stor del mellan vattenrymden och sedimenten. Växtplankton, djurplankton, bakterier och andra konsumenterna tar upp näring som finns i vattnet och i bottensedimentet. Under våren, när växtplanktonen blommar, minskar fosfor och kväve i det öppna vattnet på grund av fotosyntesen, sjunkande döda växtplankton och sedimentation. Samtidigt minskar nedbrytningen halterna av partikulärt kväve och fosfor. Löst fosfor ökar, men det lösta kvävet försvinner genom denitrifikation. På grund av minskad produktion av växtplankton under sommaren går ungefär lika mycket kväve och fosfor i lösning som tas upp i fotosyntesen. Dock ökar både löst och partikulärt kväve och fosfor och även näringshalterna i sedimenten ökar.

Makrofyter kan förflytta fosfor från sedimenten till vattenrymden och växtplanktonen, och på så sätt bygga upp mer bottensediment genom den ökade planktonbiomassan som senare sedimenterar. Uppbyggandet av mer sediment ger nya områden för kolonisering för makrofyterna. Mer makrofyter transporterar ytterligare mer fosfor till växtplanktonen. På så sätt ökar de rotade akvatiska växternas cirkulationen av fosfor genom att mobilisera det från sedimenten. Detta accelererar näringsökningen i sjöar. Även om produktiviteten i en sjö relateras till näringsrikedomen i vattnet, finns det andra faktorer som spelar in. Två sjöar med samma näringsstatus kan ha olika produktivitet. Olika arter av växtplankton skiljer sig åt när det gäller till exempel näringsupptag (Smith och Smith 2000). Som tidigare nämnts påverkas makrofyternas utbredning även av vattendjup, vågor, vind, betning mm.

6.3.1 Fosfor

Fosfor finns inte i atmosfären. Den största reservoiren av fosfor är berg från vilket fosfor frigörs genom vittring, erosion och läckage, se figur 7.



Figur 7. Fosforcykeln (Internetkälla 4).

En del fosfor passerar terrestra och akvatiska ekosystem i födokedjor; växter → växtätare → predatorer och återvänder till marken genom nedbrytning. I terrestra ekosystem förvandlas organiska fosfater som inte är tillgängliga för växter till oorganiska fosfater av bakterier. En del av de oorganiska fosfaterna tas upp av växter, en del omvandlas genom olika kemiska processer till otillgängliga former och en del av fosfor i de terrestra ekosystemen försvinner till sjöar och hav (Smith och Smith 2000).

I naturvatten förekommer fosfor som löst oorganiskt fosfor, löst organiskt bunden fosfor samt partikulärt bunden, organisk eller oorganisk, fosfor. I de flesta vattenområden är mängden partikulärt bunden fosfor större än mängden löst organiskt fosfor, vilket i sin tur är större än mängden löst oorganiskt fosfor. I aeroba vatten finns löst organiskt fosfor i form av ortofosfater. Dessa kallas gemensamt för fosfat-fosfor och är de enda former av fosfor som växterna kan tillgodogöra sig.

Den naturliga fosfathalten i sötvattensmiljön är vanligtvis lägre än vad växter och plankton kan tillgodogöra sig. Fosfathalten är alltså i alla normala sötvattenssystem begränsande för algtillväxten, speciellt på sommaren. Fosfathalten utgör ett mått på den fosfor som är direkt tillgänglig för växterna i vattnet. En hög fosfathalt i en sjö är därför normalt en indikation på eutrofiering. Om fosfater tillförs, t.ex. från jordbruksmarker, reagerar sjöns vegetation snabbt på den ökade fosfathalten med tillväxt. När döda celler bryts ner frigörs fosfat igen och bottenvattnet och botten sedimenten kommer därför vara rika på fosfor. Om syrgas finns närvarande kommer det frigjorda fosfatet att bindas i sedimenten med järn (III)joner och försvinna från kretsloppet. Om bottenvattnet är syrgasfattigt reduceras järn(III)jonerna och fosfor frigörs som fosfatjoner i bottenvattnet. Bottenvattnets syrgashalt har alltså stor betydelse för en sjös tillgång till närsalter och dess igenväxning. Sjöar i försurade områden har ofta brist på fosfor. Aluminium löses på grund av försurningen ut till mark och sjövattnet, reagerar med fosfatet och bildar svårslösligt aluminiumfosfat.

Organiska fosfater tas snabbt upp av plankton och bakterier. Fosfor som finns i växter och djur sjunker till botten och deponeras som sediment. Mycket av denna fosfor finns i bottensedimenten under mycket lång tid.

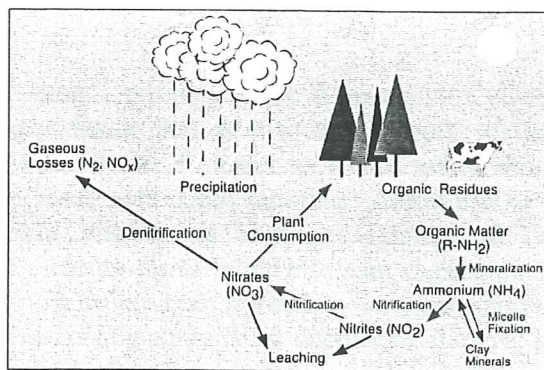
Med totalfosfor menas summan av löst oorganiskt fosfor (ortofosfat) polyfosfater, löst organiskt fosfor samt partikulärt bunden organisk och oorganisk fosfor. Totalfosfor är en potentiell näringskälla eftersom den fosfor som inte kan tas upp direkt av växterna kan omvandlas till tillgängligt fosfat. (Bydén *et al.* 1996).

I grunda sjöar inträffar ingen temperaturskiktning. Detta gör att varmt vatten under sommaren står i kontakt med sedimenten över större delen av bottenytan. Detta gynnar snabb nedbrytning, regenerering och upptransport av fosfor från sedimentande material (Internetkälla 2).

6.3.2 Kväve

Kväve finns i alla levande organismer. När organiskt material bryts ner frigörs det organiskt bundna kvävet till slut som ammonium (mineralisering), se figur 8. Vid nitrifikation oxideras ammonium stegvis under närvaro av syrgas och de autotrofa bakterierna *Nitrosomonas* och *Nitrobacter* (nitrifikation). Slutprodukten är nitrat. Om syrgastillgången är dålig blir istället nitrit slutprodukten. Nitrit är giftigt för flertalet organismer. Vid syrgasbrist kan nitrat med hjälp av bakteriologisk aktivitet reduceras till nitrit. Vid syrgasfria förhållanden kan bakterierna reducera nitrit och nitrat till kvävgas (denitrifikation) och kvävet kan då lämna vattenfasen (Bydén *et al.* 1996).

Under naturliga förhållanden är källan till kväve biologisk fixering av atmosfäriskt kväve. Oorganiskt kväve kommer också till jorden genom regn från källor som vulkanisk aktivitet och blixtnedslag vid vilka kväve fixeras. Ammonium absorberas från atmosfären av växter och jord. I terrestra ekosystem tas kvävet upp av växter som ammonium eller nitrater. Växterna omvandlar det till aminosyror som återgår till systemet genom nedbrytningen av växt- och djurvävnad. Ammonium förloras som gas till atmosfären genom nitrifierande bakterier eller tas upp direkt av växter. Nitrater tas upp av växter, immobiliseras av mikrober, lagras i nedbrutet organiskt material eller läcker. Via läckaget transporteras kvävet till akvatiska system där det blir tillgängligt (Smith och Smith 2000).



Figur 8. Kvävecykeln (Internetkälla 5).

I de akvatiska systemen cirkulerar kväve på ett liknande sätt förutom att den stora reservoiren i marken saknas. Människan förorenar atmosfären med olika kväveoxider och vattnet med nitrater som läcker från marken (Smith och Smith 2000).

Ett mått på kvävehalten i en sjö är totalkväve. Kväve i naturliga vatten förekommer i många olika former. En stor del av kvävet i hydrosfären utgörs av kvävgas som är löst i vatten. Ungefär hälften av det återstående kvävet finns i form av nitrat. Andra hälften utgörs av löst, organiskt bundet kväve tillsammans med ammonium och nitrit (Bydén *et al.* 1996).

6.4 Markanvändningens påverkan

En viktig fråga är hur näring kommer till sjöar och vattendrag. Detta kan ske genom läckage av näringsämnen från marken. Markanvändningen i undersökningsområdet består till störst del av skogsbruk. Även jordbruk och torvbrytning förekommer. Här beskrivs vilka effekter dessa markanvändningsformer kan ha på näringstillståndet i närliggande vattendrag.

6.4.1 Läckage av näringsämnen

Urlakning av näringsämnen är en naturlig process som hela tiden pågår, men processens storlek påverkas i hög grad av hur marken används. Kväve och fosfor urlakas från marken till ytvattnet antingen genom lösta joner (ammonium, nitrit, nitrat, fosfat eller bundet i organiska anjoner) eller i bunden form som kolloider eller partiklar (erosion).

Om ett ämne ska urlakas till ytvattnet och erosion utesluts måste tre förutsättningar uppfyllas. Ämnet måste förekomma i vattenlöslig form, mobiliseringen (mineralisering, desorption och för fosfor kemisk utlösning) av lösta joner vara större än retentionen (biologiskt upptag, adsorption och för fosfor kemisk fällning). Jonerna måste även transporteras i eller ovanpå markprofilen. För erosion krävs bara transporten.

Mineralisering och nedbrytning är de processer som huvudsakligen mobiliserar vattenlösliga ämnen i ekosystemet. Mobilisering och retention balanserar varandra under naturliga förhållanden och halterna av ammonium, nitrat och organiskt bundet kväve är normalt låga i markvattnet. Ytavrinning eroderar kolloider och partiklar från markens ytskikt. Markvattnets perkolation genom jordprofilen tar med sig lösta ämnen från rotzonen till grundvattnet där det förs vidare till sjöar och vattendrag (Löfgren 1992).

6.4.1.1 Skogsbruk

Det finns mycket skog i området kring Köphultssjön. Det naturliga läckaget till ytvatten av kväve och fosfor från skog är lågt. Ungefär tre fjärdedelar av förlusterna sker bundet till humus. Större förluster av kväve och fosfor uppträder lokalt och i samband med händelser som kalavverkning, stormfällning, skogsbrand, gödsling, dikning eller extrem ytavrinning som ger upphov till intensiv rännilserosion. Nitrifikation gynnas i de tre första fallen eftersom vegetationens upptag av oorganiskt kväve minskar och förlusterna av nitrat kan vara betydande. Detta gäller även då marken tillförs kväve via hög atmosfärisk deposition eller vid skogsgödsling.

I en opåverkad skog är nettoupptaget av kväve ungefär lika stort som nettomineraliseringen. En stor del av kvävet återförs marken genom förnaffall (Löfgren 1992).

I naturvårdssyfte är det bra att ha en buffertzona närmast strandkanten i samband med skogsavverkning. Buffertzonen begränsar erosion, tillförsel av organiskt material mm. Om skogen avverkas ända fram till strandkanten kan effekterna bli att klart vatten missfärgas, stränder försumpas och att

artsammansättningen i sjövegetationen förändras på grund av att ljusförhållandena ändras (Jensén 1995).

6.4.1.2 Jordbruk

Det finns inga större områden med jordbruksmark i området, men på grund av att läckaget av näringsämnen från jordbruksmark är stort jämfört med skogsmark och för att viss del av avrinningen till sjöarna sker genom jordbruksmark är det viktigt att ta upp hur läckaget från jordbruksmark fungerar.

Urlakningsjordmånens klimaxtillstånd är surt och näringsfattigt, men växterna har stort behov av näring. Detta gör att jordbrukaren måste behandla marken för att det ska kunna odlas uthålligt. Jordarna måste kalkas och tillföras näringsämnen. Vid handelgödsling förväntas växterna ta upp 90% av den rekommenderade givan.

En stor del av förlusterna av fosfor sker i partikelform. Fosfor behöver inte överföras i vattenlöslig fas och läckaget påverkas i hög grad av fosforhalten i de eroderade partiklarna och kolloiderna. Jordbruksmarker har en mycket högre fosforhalt än obrukade jordar vilket beror på alla års gödsling (Löfgren 1992). Den naturliga förlusten av fosfor från marker är ungefär 5 kg/km²/år. Detta gäller även skogsmark. För jordbruksmark är förlusten ungefär 60 kg/km²/år (Sveriges Nationalatlas 1995). Fosforhalter minskar med ökande partikelstorlek vilket innebär att ler- och siltfraktioner är mycket fosforrika jämfört med sandfraktioner. Mullrika jordar kan även ha hög fosforhalt på grund av den stora andelen organiskt bunden fosfor. Förlusterna av partikelbundet fosfor sker främst i samband med stor ytavrinning. Erosionen beror på jordart, dränering, markpackning, grundvattenförhållanden, marklutning, gröda osv. Förlusterna via dräneringsvatten utgörs mycket av löst fosfat. Inre erosion i markprofilen via markporer kan ge förluster i partikelform. Fosfathalten i dräneringsvattnet bestäms av fosformineraliseringen och jordens förmåga att desorbera fosfat. Mineraliseringen av fosfor gynnas av hög temperatur, tillförsel av lättnedbrytbart organiskt material och väl-dränerade oxiderade förhållanden.

Fosfor läcker även från mjölkkrum och andra anläggningar vid gårdarna (Internetskälla 1).

Fosfor skiljer sig från kväve genom att det även förekommer i mineralform. Markförhållandena och mineralernas löslighetsprodukter bestämmer om fosfat kan gå i lösning.

Risken för fosforläckage är störst från genomsläppliga jordar och mulljordar medan förlusterna av kolloid- och partikelbunden fosfor är störst från dåligt dränerade, täta jordar i kuperade områden. Erosionen är störst i samband med stor ytavrinning. Odlingsteknik som innebär ökad fosforhalt i marken, ökad ytavrinning, minskad jordbindning eller ökad sprickbildning i marken ökar risken för kolloid- och partikelbunden fosfor. Åtgärder som medför ökad mineralisering eller tillförsel av gödsel utöver växternas behov ökar risken för fosfatläckage. Grödval, odlingsinriktning, markbehandling, dränering, bevattning och gödslingsteknik påverkar även fosforförlusternas storlek (Löfgren 1992).

Jordbruket har mycket mer löst oorganiskt kväve i omlopp än en normalt växande skog och huvuddelen av detta är nitrat som är mycket urlakningsbenäget.

Orsaken till att det krävs stora överskott av växttillgängligt kväve för att upprätthålla skördarna i dagens samhälle är den tidsmässiga förskjutningen mellan växternas upptag och mikroorganismernas kvävemineralisering. Frigörelsen av kväve via mineralisering pågår under hela tiden när marken inte är frusen, men växternas efterfrågan pågår bara under en del av denna tid. Jordbruksmarker karaktäriseras av få

växtarter med grunda rotsystem och korta omloppstider. För spannmål är nettomineraliseringen av kväve mindre än upptaget i grödan och vid skörden bortförs närmare två tredjedelar av det upptagna kvävet från systemet vid skörden. Näring tas alltså bort från jorden.

För kväveläckaget är lösligheten den mest begränsande faktorn. Ammonium, nitrat och en liten del av det organiskt bundna kvävet har en hög löslighet i vatten. Organiskt bundet kväve i organismer, detritus och humus måste brytas ned innan det blir vattenlösligt. Vidare transport kan vara omöjlig på grund av liten markvattenrörelse, men kvävet ackumuleras och risken för stora förluster under nästa period med perkolerande vatten ökar. Mobiliseringen av lösta joner varierar med klimatet. Temperatur och markfuktighet styr den biologiska aktiviteten.

Tillförseln av gödselkväve kan ske vid en tidpunkt som inte är lämplig i förhållande till grödornas upptag. Detta gäller särskilt stallgödsel där det organiskt bundna kvävet måste mineraliseras innan det blir tillgängligt för växterna. Vid mineraliseringen frigörs ammonium. I jordbruksmarker sker en bakteriell omvandling till nitrat av det ammonium som frigörs. Nitratet är mer mobilt än ammonium som lätt adsorberas till jordpartiklar och risken för kväveläckage ökar.

Mineralisering, atmosfärisk deposition och kvävefixering gör att det finns en mängd oorganiskt kväve i marken som inte omsätts av grödan. Mycket av kvävet hålls kvar utan att urlakas. Atmosfärisk depositionen pågår året runt, organiskt bundet kväve kan ackumuleras i marken och ammonium kan adsorberas på markpartiklarna.

Upptaget balanserar inte överskottet av kväve i jordbruksmark utan stora mängder läcker ut till yt- och grundvatten. Förutsättningarna för stora förluster av kväve från rotzonen till grundvattnet och vidare ut i vattendrag, är bäst före sådd och efter skörd när temperaturen är hög och kväveförrådet byggs upp i marken. Nederbörden och avrinningen är hög under dessa perioder vilket är ytterligare en anledning till att läckaget ökar. Huvuddelen av läckaget sker alltså höst, vinter (södra Sverige) och vår i samband med kraftig nederbörd eller snösmältning. Risken för stort kväveläckage är störst i södra Sverige med varma höstar och vintrar och hög nederbörd under denna period. Norrut minskar tiden mellan att marken är frusen och sådd respektive skörd.

Odlingsteknik som innebär ökad mineralisering av organiskt bundet kväve utanför växtsäsongen, tillförsel av gödselkväve utöver växternas behov, ökad nitrifikation, minskad denitrifikation och minskat växtupptag ökar risken för kväveförluster. Val av gröda, odlingsinriktning, markbehandling, dränering, bevattning och gödselteknik påverkar läckagets storlek.

6.4.2 Torvbrytning

I Köphultssjöns dräneringsområde har det under många år pågått torvbrytning där torvtäktens diken har och har haft sitt utlopp i Köphultssjön. Under början av 1900-talet pågick torvbrytning i Svenskemyr, men detta upphörde för ett 50-tal år sedan. I dagsläget finns en torvtäkt på Flåssmyr vars diken leder till Köphultssjön. Här finns sedan ett tiotal år tillbaka sedimentationsbassänger installerade för att minska utsläppen.

Vid dikning av en myr är avsikten att sänka grundvattennivån. Myrdikning görs till exempel för att möjliggöra torvtäkt. I en mosse kan grundvattennivån endast sänkas med dräneringsdiken. När grundvattenytan sänks minskar avdunstningen eftersom ytan blir torrare. Den totala avrinningen blir därför större från en dikad torvmark än från en motsvarande odikad. Genom dikningen skapas ett omättat

magasin ovanför grundvattennivån. Detta magasin har en dämpande inverkan på avrinningen eftersom nederbörd tillfälligt kan lagras där. Om nederbörden är så stor att det omättade magasinet fylls blir avrinningstopparna kraftigare än före dikningen eftersom medelavståndet till dräneringskanalerna har minskat vid dikningen (Grip och Rodhe 1994)

Under den inledande dikningen, vare sig det gäller för odling av skog på torvmark eller för torvtäkt, ökar transporten av suspenderat material kraftigt för att sedan successivt avta. Ungefär ett halvt år efter att dikningen avslutats är de transporterade mängderna likvärdiga med vad som förekommer under odikade förhållanden, förutsatt att inte lättroderade mineraljordar berörs av dikningen. Om så är fallet kan partikeltransporten vara förhöjd under lång tid efter ingreppet. En ökad transport av partikulärt material kommer att visa sig i nedströms liggande recipienter som en ökad sedimentpålagring. De viktigaste faktorerna för materialtransporten är vattenflödets storlek, erosionsbenägenheten hos de blottlagda jordarna, dikeslutningen och sedimentationsdammarnas funktion. Halten av suspenderade ämnen varierar starkt mellan olika täkter och mellan olika delområden i samma dräneringsområde. Det beror på täktens utformning, torvqualität och olika markanvändning.

I regel utgör flödesandelen från täktområdet bara en liten del av den totala avrinningen till recipienten och påverkan blir inte så stor.

Dräneringsvatten från täkter på ombrogena torvmarker karaktäriseras av stor nederbördspåverkan vilken innebär lågt pH, låg konduktivitet och jämförelsevis låga halter av mineraliserat kväve. En höjning i pH och alkalinitet i recipienter nedströms kan i vissa fall bli följd av dikning. Dikningsvatten från torvtäkter har ofta högre pH och alkalinitet än sina recipienter. Denna höjning beror på den ökade tillförseln av morängrundvatten till dikessystemet.

Det finns en stor variation i halterna av lösta ämnen hos dräneringsvattnet som beror på torvens och jordarternas egenskaper och sammansättningen i det utflödande grundvattnet. Vilka faktorer som har störst betydelse bestäms av täktens utformning; vilka jordar som bearbetas och vilka vattenflöden som leds ihop. Fastmarksgrundvatten har hög konduktivitet, myrgrundvattnet innehåller höga halter av NH_4 -kväve, det avrinnande ytvattnet från omgivningen har ofta höga färgvärden och nederbördsvattnet har lågt pH.

I recipientvattendragen kommer de vattenkemiska förhållandena att ändras efter andelen dikesvattentillförsel. I många fall med täkt i kärrartade torvmarker är höjningen i nitratkväve mest markant. I samband med den inledande dikningen av myrmarker mineraliseras och frigörs stora delar av det tidigare bundna kvävet. Under första och andra året efter dikningen belastas vattendragen med kväve i form av NH_4 kväve. Därefter sker uttransporten av oorganiskt kväve mest i form av NO_3 -joner och belastningen hålls på en hög nivå under några år. Torvtäktspåverkade recipienter har en haltförhöjning av NO_3 -kväve jämfört med opåverkade referensvattendrag.

Mineraliseringen av torvmaterialet efter dikning frigör även fosfor. Fosfor är till stor del partikelbunden. Det eroderade torvmaterialet kommer genom adsorption att anrikas med fosfor under sin väg ut ur täktens dikessystem. Transporten ut till recipienten av växttillgängliga oorganiska närsalter sker i proportioner så att fosfors roll som tillväxtreglerande ämne förstärks.

Halterna av kväve och fosfor minskar nedströms på grund av adsorption och biologiskt upptag.

Ökningen i vattenfärg nedströms täkt kan orsaka att maxdjupet för utbredning av växter flyttas uppåt. Näringsämnena, tex fosfor, som är bundna till humuspartiklar blir tillgängliga först efter humusens nedbrytning (ljusinducerad eller bakteriell). En

långsam nedbrytning av humusen medför ett större påverkansområde eftersom näringsämnen då sprids över en större areal (Stenbeck 1996).

6.5 Övrig antropogen påverkan

Ett avloppsreningsverk släpper ut sitt vatten i Fedingesjön som ligger uppströms Köphultssjön. Detta vatten transporteras nedströms och här undersöks vilka effekter utsläpp från avloppsreningsverk kan ha på vattendrag nedströms. Vid Fedingesjön, Köphultssjön och Hannabadssjön finns även en del enskilda avloppsanläggningar och här beskrivs hur de kan bidra till ökade näringshalter i sjöarna.

En annan antropogen påverkan på Köphultssjön är sjösänkningen som ägde rum för cirka 100 år sedan. Här undersöks om denna kan ha några effekter på sjön än idag.

6.5.1 Utsläpp från avlopp

De kommunala avloppsnäten svarar för en betydande andel av växtnäringstillförsel till många sjöar och vattendrag.

Utsläppen från reningsverken har förändrats mycket i tiden. Utsläppen av fosfor och organiskt material kulminerade på 1960-talet. Sedan dess har reningsverken byggts ut med biologisk och kemisk rening. I Fedingesjön som ligger uppströms Köphultssjön finns ett utlopp från ett avloppsreningsverk. Till avloppsreningsverket finns 1000 pe (personekvivalenter) anslutna och reningsmetoderna är sedan 1969 mekanisk, biologisk och kemisk. Den mekaniska reningen är en grov rening som separerar grövre föroreningar från vattnet. Vid den biologiska reningen tillförs mikroorganismer som konsumerar vattnets innehåll på organiskt material. En stor del av den syrekrävande nedbrytningen sker alltså inne på reningsverket istället för i recipienten. Den kemiska reningen tar bort upp till 90 % av vattnets fosforinnehåll (Internetkälla 1). Dagvatten och spillvatten har separata ledningar. Det finns ingen industri som inte är uppkopplad till det kommunala vattenledningsnätet som har sitt utlopp i Fedingesjön. Det finns en del hushåll i området som inte är anslutna till det kommunala nätet. Dessa hus har enskilda avloppsanläggningar. I området kring Skånes Fagerhult och Fedingesjön finns 30-50 hushåll med sådana anläggningar (VA-verket Örkelljunga) och fastigheterna kring Köphultssjön och Hannabadssjön har enligt VA-verket i Markaryds kommun enskilda anläggningar.

Vid enskilda anläggningar renas vattnet i marken. De översta delarna i en markprofil innehåller stora mängder av olika nedbrytare som maskar och bakterier. Att utnyttja nedbrytarna för att rena avloppsvatten är ibland effektivt, men ofta är det svårt att återföra näringsämnen till landekosystemen. De marklager som kan användas för markrening måste ha vissa egenskaper. Processerna som ingår i reningen är mekanisk filtrering, biologisk nedbrytning med hjälp av bakterier och kemisk rening genom adsorption på mineralytor. Kornstorleken på jordarten är mycket viktig. Grova material som sand och grus gör att vattnet passerar för fort och reningsprocesserna har svårt att hinna verka. Om materialet är för finkornigt med lager med höga halter av silt och lera är infiltration omöjligt (Nordiska ministerrådets skärgårdssamarbete, 2000). Det kan vara svårt för ett hushåll att upptäcka att det enskilda avloppet inte fungerar. Icke fungerande avlopp skapar hälsomässiga problem med transporter av föroreningar och näringsämnen till närliggande vattendrag.

6.5.2 Sjösänkning

Vid många sjösänkingsföretag har man fått en kraftigt ökad utbredning av sjövegetationen och en accelererad igenväxning som en oönskad effekt. Genom sänkningen har den mer näringsrika gyttjan, som ursprungligen var djupare belägen, i större omfattning kommit i kontakt med den strandnära vegetationen. Genomförda sänkingsföretag innebär alltid en förkortning av sjöarnas livslängd, men de kan alltså även orsaka en accelererad igenväxning (Digerfeldt 1972).

Mer än 95% av de skånska sjöarna har genomgått en eller flera sänkningar, framför allt under 1800- och 1900-talen. Effekterna av en sjösänkning kan beskrivas genom Tydingesjön i norra Skåne som sänktes med två meter. Sänkningen resulterade i landvinningar längs sjöstranden och i form av nya och större öar. På kartor från 1935 kan man se att vissa igenväxningsfenomen har börjat uppstå och dessa har under följande årtionden accelererat. Idag är stora delar av den sydvästra delen av sjön och vissa delar av den norra delen igenvuxna eller i snabb igenväxning. Stränderna har förbuskats och mäktiga vassar breder ut sig i sjön. Det kan konstateras att ungefär 125 år efter ingreppet märks effekterna tydligt (Jensén 1995).

7. METODER

7.1 Klassificering av sjöar

För att bedöma Köphultssjöns tillstånd används bedömningsgrunder för svenska sjöar och vattendrag från Naturvårdsverket. Här redovisas i tabeller vilka gränsvärden som är uppsatta vid bedömning av sjöar, samt förklaringar vad de olika parametrarna innebär.

7.1.1 pH och alkalinitet

Tabell 1 och 2 visar hur tillståndet i svenska sjöar bedöms utgående från pH och alkalinitet.

Tabell 1. Tillståndet utgående från pH (Svenska Naturvårdsverket 2000).

pH	Beskrivning
> 6.8	Nästan neutral
6.5 - 6.8	Svagt försurad
6.2 - 6.5	Måttligt försurad
5.6 - 6.2	Försurad
> 5.6	Mycket försurad

Tabell 2. Tillståndet utgående från alkalinitet (Svenska Naturvårdsverket 2000).

Alkalinitet (mmol/l)	Beskrivning
> 0.2	Väldigt bra buffertkapacitet
0.1 - 0.2	Bra buffertkapacitet
0.05 - 0.1	Dålig buffertkapacitet
0.02 - 0.05	Väldigt dålig buffertkapacitet
< 0.02	Ingen eller obetydlig buffertkapacitet

7.1.2 Näringsämnen

Naturvårdsverkets koncentrationer för bedömning utgående från näringsämnen är givna som ett medelvärde av månatliga mätningar mellan maj till oktober under ett år.

Totalfosfor, totalkväve och N/P-kvoten (se tabell 3, 4 och 5) är parametrar som används för sjöar. Totalfosfor inkluderar även fosfor som är fixerat i mineraler och humus och som inte är direkt tillgängligt för växter. Att denna indikator ändå väljs beror på behovet av en indikator som används generellt. Koncentrationen av totalfosfor kan kopplas till biologiska och biokemiska effekter. De totala kvävekoncentrationerna mäter inte kvävetts effekter på produktionen utan är till för att skilja mellan olika typiska koncentrationer i svenska sjöar. Koncentrationen av totalfosfor visar liten säsongsmässig variation vid lägre koncentrationer. Totalkväve varierar mer under årstiderna än totalfosfor. Oorganiskt kväve når högst koncentrationer under sen vinter och organiskt kväve sitt högsta värde under sommaren. Det är därför svårt att beskriva ett generellt mönster för variationen av totalkväve.

Skalan för kvoten mellan totalkväve och totalfosfor är till för att gruppera koncentrationer som är typiska för svenska sjöar och inte är relaterade till biologiska effekter. Skalan refererar till ett medelvärde mellan juni till september över ett år baserat på månatliga provtagningar över ett år. Kvoten är viktbaserad och visar tillgängligheten på kväve i relation till fosfor i sjöar (Svenska Naturvårdsverket 2000).

Tabell 3. Tillståndet utgående från koncentrationen av totalkväve (Svenska Naturvårdsverket 2000).

Totalkväve mg/l Koncentration maj - oktober	Beskrivning
< 0.3	Låga koncentrationer
0.3 - 0.625	Måttligt höga koncentrationer
0.625 - 1.25	Höga koncentrationer
1.25 - 5	Mycket höga koncentrationer
> 5	Extremt höga koncentrationer

Tabell 4. Tillståndet utgående från koncentrationen av totalfosfor (Svenska Naturvårdsverket 2000).

Totalfosfor µg/l Koncentration maj - oktober	Beskrivning	Klass
< 12.5	Låga koncentrationer	Oligotrof
12.5 - 25	Måttligt höga koncentrationer	Mesotrof
25 - 50	Höga koncentrationer	Eutrof
50 - 100	Mycket höga koncentrationer	
> 100	Extremt höga koncentrationer	Hypertrof

Tabell 5. Tillståndet utgående från kvoten mellan totalkväve och totalfosfor (Svenska Naturvårdsverket 2000).

Total-N/Total-P juni - september	Beskrivning
> 30	Kväveöverskott
15 - 30	Balans mellan Kväve - Fosfor
10 - 15	Måttlig kvävebrist
5 - 10	Stor kvävebrist
< 5	Extremt stor kvävebrist

7.1.3 Syrgas

Syrgas tillförs vattnet från atmosfären och blandas ner i ytvattnet. Syrgas tillförs också från växternas fotosyntes. Syrgasen förbrukas i vattnet av kemisk eller biologisk nedbrytning, till exempel när döda organismer bryts ner (Bydén *et al.* 1996). Löst syre är nödvändigt för respiration och många kemiska processer i ekosystemet. Alltså kan koncentrationen av syre reglera den biologiska strukturen. Syrekoncentrationer varierar huvudsakligen beroende på förändrade produktionsförhållanden, inkluderat även humusämnen som läcker från dräneringsområdet (Svenska Naturvårdsverket 2000). Tabell 6 visar hur tillståndet i Svenska sjöar bedöms utgående från syrgashalt.

Tabell 6. Tillståndet utgående från syrgashalt (Svenska Naturvårdsverket 2000).

Syrgaskoncentration mg O ₂ /l Årlig minimumkoncentration	Beskrivning
>7	Syrerik
5 - 7	Måttligt syrerik
3 - 5	Måttlig syrebrist
1 - 3	Syrebrist
< 1	Inget eller nästan inget syre

7.1.4 Ljusförhållanden

Turbiditeten, grumligheten, beror på olöst substans. Turbiditeten definieras som den optiska egenskap som gör att ljus sprids och absorberas i stället för att passera rakt genom provet. Turbiditeten varierar med storlek, form, sammansättning och brytningsindex hos de suspenderade partiklarna som kan vara till exempel slam, lera, växt- och djurplankton eller organiskt material. Apparaten som används kallas turbidometer och mäter mängden spritt ljus i rät vinkel mot den ljusstråle som infaller genom provkyvetten.

Siktdjupet i en sjö beror på hur långt ner solljuset kan tränga. Siktdjupet är också ett mått på vattnets turbiditet och mäts i meter. En vit skiva, en så kallad Secchiskiva, sänks ned tills den inte kan ses mer och djupet noteras.

I sura sjöar tenderar siktdjupet att öka. Humusämnen minskar i färgintensitet och den minskade biologiska aktiviteten medför att vattnet blir klarare på grund av att mängden alger minskar i takt med försurningen (Bydén *et al.* 1996). Tabell 7 och 8 visar hur tillståndet i Svenska sjöar bedöms utgående från turbiditet och Secchidjup.

Tabell 7. Tillståndet utgående från turbiditet (Svenska Naturvårdsverket 2000).

JTU	Benämning
< 0.5	Ej eller obetydligt grumlat vatten
0.5 - 1.0	Svagt grumlat vatten
1.0 - 2.5	Måttligt grumlat vatten
2.5 - 7.0	Betydligt grumlat vatten
> 7.0	Starkt grumlat vatten

Tabell 8. Tillståndet utgående från Secchidjup (Svenska Naturvårdsverket 2000).

Djup (m)	Beskrivning
>8	Mycket stort Secchidjup
5 - 8	Stort Secchidjup
2.5 - 5	Måttligt Secchidjup
1 - 2.5	Litet Secchidjup
< 1	Mycket litet Secchidjup

7.2 Provtagning

För att undersöka och jämföra Fedingesjön, Köphultssjön och Hannabadssjön vad det gäller näringsstatus, försurning, syrgashalt och ljusförhållanden utfördes provtagning av vattnet i de tre sjöarna 16 februari 2002.

Vatten för analys av syrgashalten hämtades med en Ruttnerhämtare vid 0.5 meters djup samt vid botten. Djupet i Fedingesjön var 2 meter, i Köphultssjön 1.5 meter och i Hannabadssjön 2 meter. Två prover vid varje djup hämtades och behandlades för att senare kunna analyseras med Winklers metod (Enell och Larsson 1985). Vattenprov för analys av näringsämnen och alkalinitet hämtades vid 1 meters djup. Vatten för analys av pH samt turbiditet hämtades även vid 1 meters djup. En Secchiskiva användes för att mäta Secchidjupet. Sediment hämtades med en borr. Bottenprov kunde hämtas i Köphultssjön och i Hannabadssjön. I Fedingesjön påträffades ingen dy.

Temperaturen mättes vid de olika djupen för att undersöka om någon temperaturskiktning fanns.

7.3 Analys

Syrgashalten bestämdes med Winklers metod (Enell och Larsson 1985). Vid varje djup togs två prover och varje prov analyserades sedan två gånger. Därefter beräknades ett medelvärde.

Då turbiditeten mättes gjordes två mätningar för varje sjö varefter ett medelvärde beräknades.

pH mättes i laboratorie med en pH-meter.

Analysen av totalkväve, totalfosfor och alkalinitet utfördes av laboratoriet på växtekologiska avdelningen på Ekologihuset vid Lunds Universitet.

Sedimentanalysen utfördes vid paleoekologiska laboratoriet på Lunds Universitet. Proverna torkades i 105° C varefter de vägdes och vattenhalten bestämdes. Därefter värmdes proverna till 550° C så att det organiska materialet brändes bort. Proverna vägdes och halten av organiskt material bestämdes. Efter detta värmdes proverna igen till 950 °C då karbonater bränns bort. Proverna vägdes igen och halten av karbonater bestämdes.

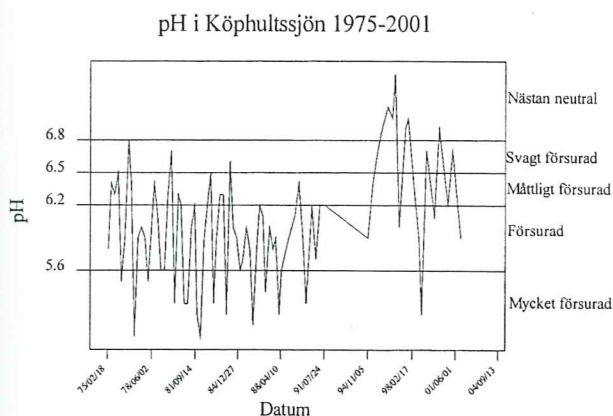
8. RESULTAT

8.1 Analys av tidigare provtagningar

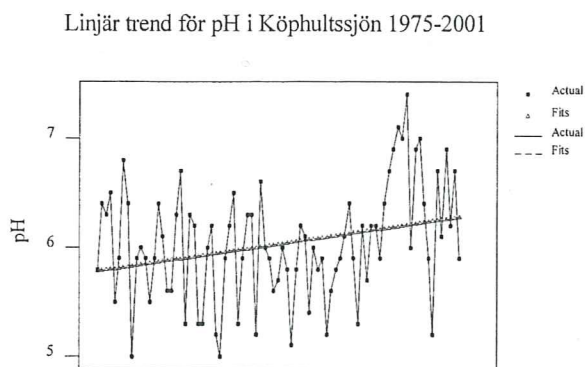
Provtagningar av Fedingesjön och Köphultssjön har utförts av Örskelljunga kommun på fyra platser, se appendix 3, sedan 1975 för att kontrollera utsläppen från avloppsreningsverket. Provtagningspunkterna F2 och F4 som är vid sjöarnas utlopp har analyserats. Provtagningarna av Köphultssjön avslutades 1988 medan provtagningarna av Fedingesjön har fortsatt. Ytterligare provtagningar på Fedingesjön har utförts av Länsstyrelsen i Skåne län och prover i Köphultssjön och Hannabadssjön har tagits av Markaryds kommun samt länsstyrelsen i Kronobergs län. Vattnet i Hannabadssjön och Köphultssjön har även testats bakteriologiskt av Markaryds kommun och det har konstaterats att vattnet är tjänligt att bada i. För att se hur försurningsgraden och näringshalter förändrats med tiden har kommunernas och länsstyrelsernas data sammanställts och analyserats.

8.1.1 Köphultssjön

Surhetsgraden i Köphultssjön visas i figur 9a och 9b. Kalkningen har inneburit en förbättring av sjöns vattenkemi. Alkaliniteten, vattnets förmåga att motstå försurning, visas i figur 10.



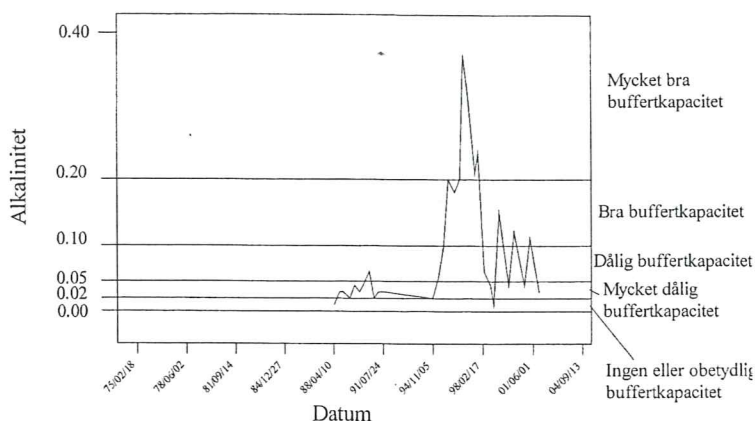
9a



9b

Figur 9a och 9b. pH-värdets variationer i Köphultssjön 1975-2002 samt linjär trend. Data saknas för 1992 och 1993. Kalkning inleddes 1995. Mätningarna är gjorda av Örskelljunga kommun fram till 1988 och därefter av Länsstyrelsen i Kronobergs län.

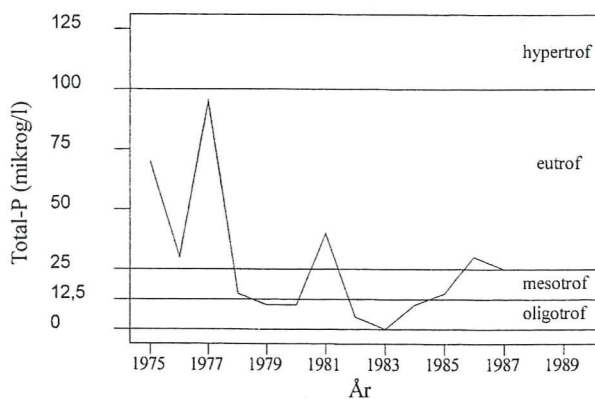
Alkalinitet i Köphultssjön 1988-2001



Figur 10. Alkaliniteten i Köphultssjön. Alkaliniteten hade en topp mellan 1994 och 1998 och har sedan åter sjunkit till värden som motsvarar dålig buffertkapacitet. Värdena är från länsstyrelsen i Kronobergs län.

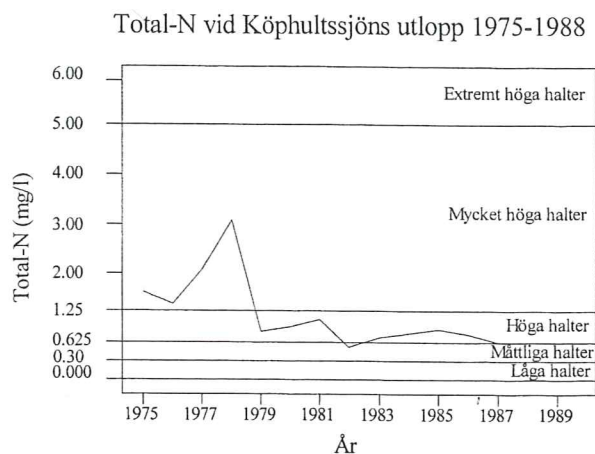
Medelvärdet för mätningarna av totalfosfor i maj och augusti beräknades för varje år. Kriterierna för koncentrationerna för oligotrof, mesotrof och eutrof är givna som ett medelvärde av månatliga mätningar från maj till oktober över ett år. I datasetet från Örkelljunga kommun finns mätningar från februari, maj, augusti och november varje år. Här har värdena för februari och november utelämnats och ett medelvärde för maj och augusti beräknats för varje år för att kriterierna skall kunna användas. Figur 11 visar hur halten av totalfosfor förändrats från 1975 till 1988 för Köphultssjön. Mätningarna är gjorda vid sjöns utlopp.

Total-P vid Köphultssjöns utlopp 1975-1988



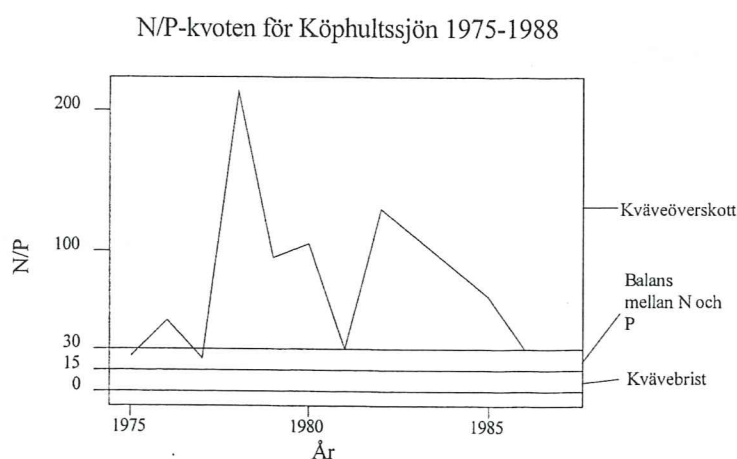
Figur 11. Halten av totalfosfor vid Köphultssjöns utlopp 1975-1988. Värdena är från Örkelljunga kommun.

För figur 12 har värdena för februari och november uteslutits och ett medelvärde för maj och augusti beräknats för varje år för att kriterierna skall kunna användas. Figuren visar hur halten av totalkväve förändrats från 1975 till 1988 för Köphultssjön. Mätningarna är gjorda vid sjöns utlopp.



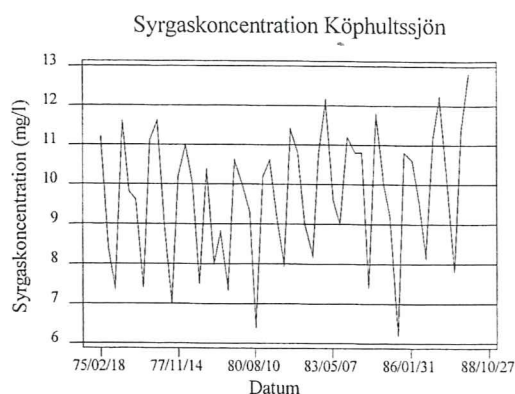
Figur 12. Kvävehalten vid Köphultssjöns utlopp 1975-1987. Halterna har under dessa år varit mycket höga eller höga. Värdena är från Örskelljunga kommun.

Kvoten mellan totalkväve och totalfosfor beräknades och redovisas i figur 13. Kvoten ska beräknas som ett medelvärde av månatliga mätningar från juni till september över ett år. Här har värdena från maj och augusti använts. Anledningen till att värdena från maj inkluderas är för att kvoten inte ska representeras av bara en månads mätningar. Mätningarna har i de flesta fall gjorts i mitten eller slutet av maj och får därför representera juni.



Figur 13. Liksom i de flesta sjöar är det ett kväveöverskott i Köphultssjön vilket betyder att det är fosfor som är det begränsande växtnäringämnet. Värden från Örskelljunga kommun.

I figur 14 redovisas hur syrgaskoncentrationerna varierat i Köphultssjön 1975-1988.

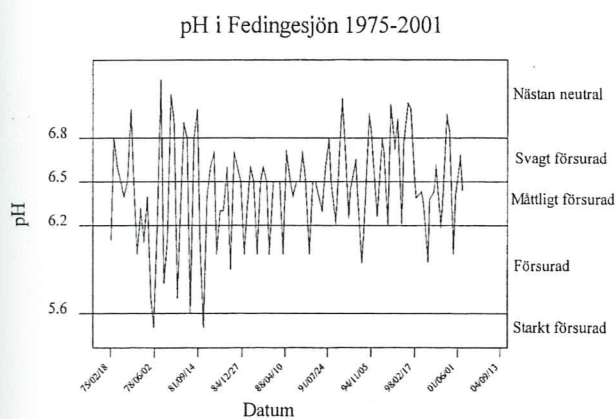


Figur 14. Figuren visar att det inte är någon syrebrist i Köphultssjön. Sjön klassas som syrerik. Fluktuationerna beror på att syrehalterna sjunker under sommaren då mer organiskt material bryts ned i syrekrävande processer. Värdena är från Örkelljunga kommun.

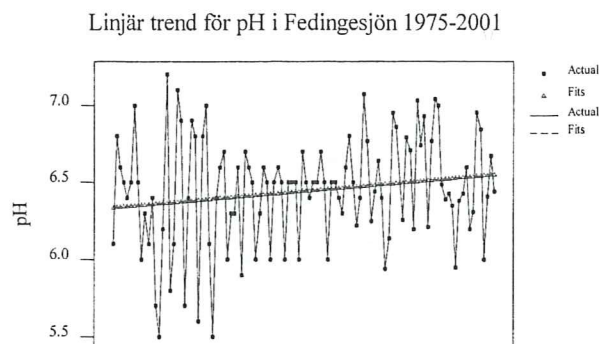
8.1.2 Fedingesjön och Hannabadssjön

Här redovisas pH och näringsstatus i Fedingesjön och Hannabadssjön för att se vilka skillnader som finns mellan de tre sjöarna i vattensystemet.

Mätningarna av pH i Fedingesjön visar att förhållandena är bättre än i Köphultssjön, se figur 15a och 15b. Fedingesjön har aldrig kalkats.



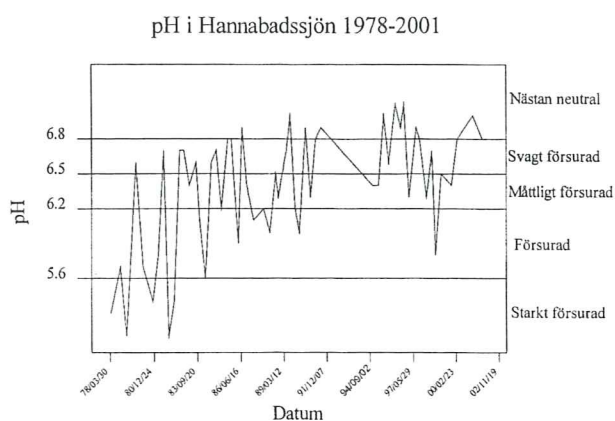
15a



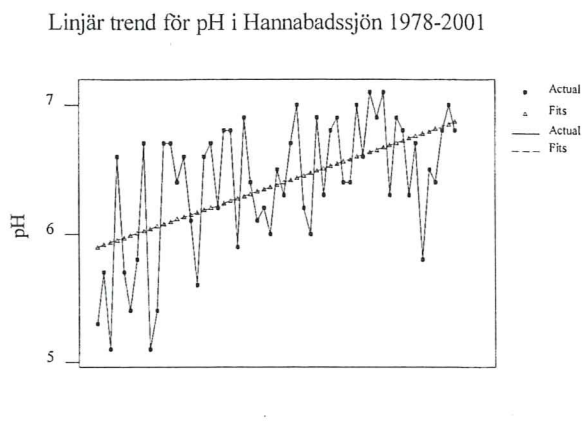
15b

Figur 15a och 15b. Fedingesjön har inte varit hårt drabbad av försurning och har aldrig kalkats. Den linjära trenden visar att pH-värdet ökat något. Värdena är från Örkelljunga kommun.

pH i Hannabadssjön har också varit högre än i Köphultssjön, se figur 16a och 16b.



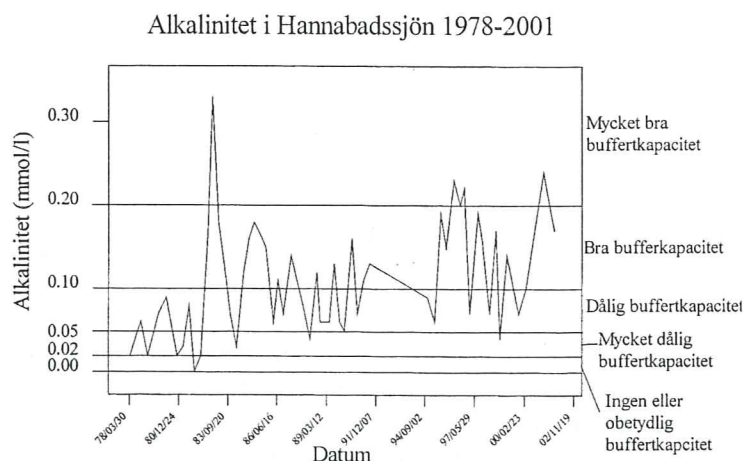
16a



16b

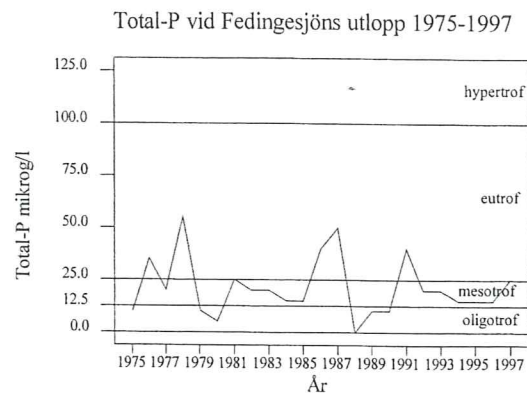
Figur 16a och 16b. pH i Hannabadssjön 1978-2001. Data saknas för 1992 och 1993. Trenden visar att pH förbättras med tiden. Data från Länsstyrelsen i Kronobergs län.

Även alkaliniteten är bättre i Hannabadssjön än i Köphultssjön, se figur 17

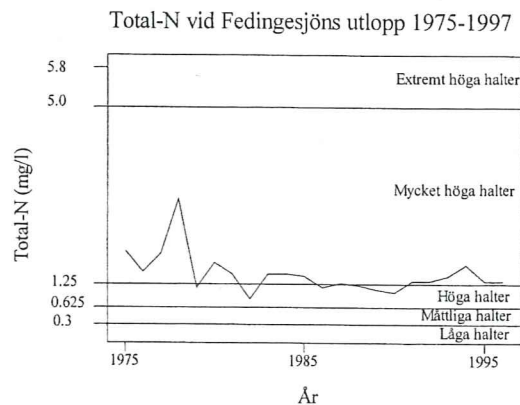


Figur 17. Alkaliniteten i Hannabadssjön 1978-2001. Data saknas för 1992 och 1993. Data från Länsstyrelsen i Kronobergs län.

Näringsinnehållet i Fedingesjön har mätts av Örkelljunga kommun för att kontrollera utsläppen från avloppsreningsverket. Värdena för februari och november uteslutits och ett medelvärde för maj och augusti beräknats för varje år för att kriterierna skall kunna användas. Här redovisas de mätningar som gjorts vid Fedingesjöns utlopp. I figur 18 och figur 19 visas halterna av fosfor och kväve.

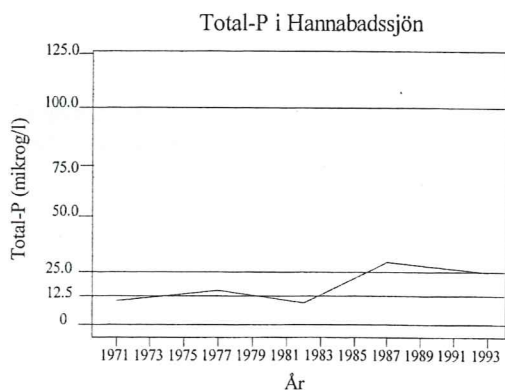


Figur 18. Fosforhalterna vid Fedingesjöns utlopp mellan 1975 och 1997. Data från Örskelljunga kommun.

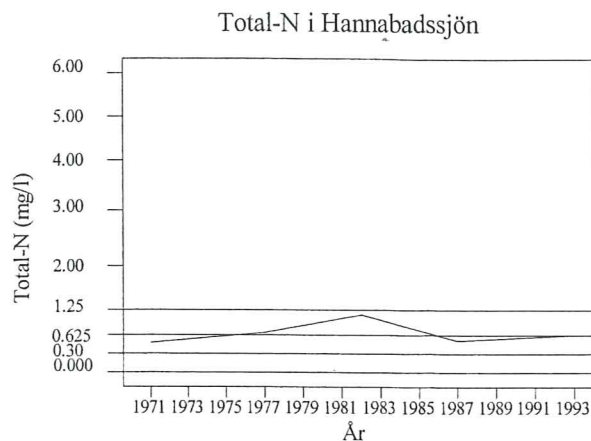


Figur 19. Kvävehalterna vid Fedingesjöns utlopp har sedan 1975 varit höga eller mycket höga. Data från Örskelljunga kommun.

Näringsinnehållet har bara mätts ett fåtal gånger i Hannabadssjön, se figur 20 och 21. Mätningarna har gjorts under juli och augusti. För att använda Naturvårdsverkets klassning ska ett medelvärde för maj-oktober användas. Här är det inte möjligt att beräkna något medelvärde eftersom bara en mätning gjorts de år mätningar har utförts. Det kan ändå nämnas att gränsen för att en sjö ska kallas eutrof är $25 \mu\text{g/l}$ för fosfor och halter mellan $0.625\text{--}1.2 \text{ mg N/l}$ (medelvärde maj-oktober för ett år) klassas som höga halter.



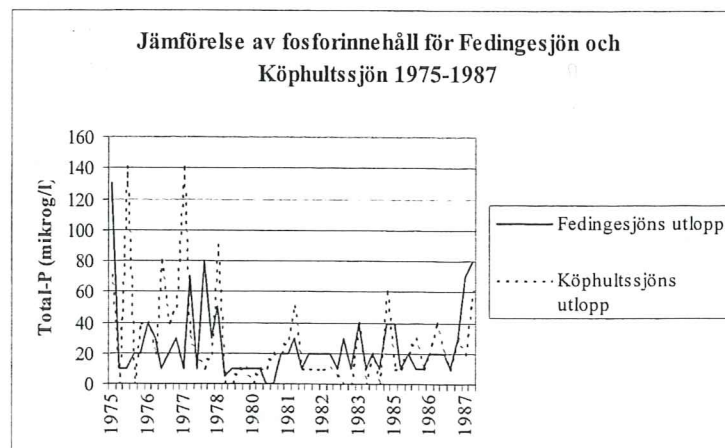
Figur 20. Mätningar som gjorts på fosforhalterna i Hannabadssjön. Värdena är från Länsstyrelsen i Kronobergs län.



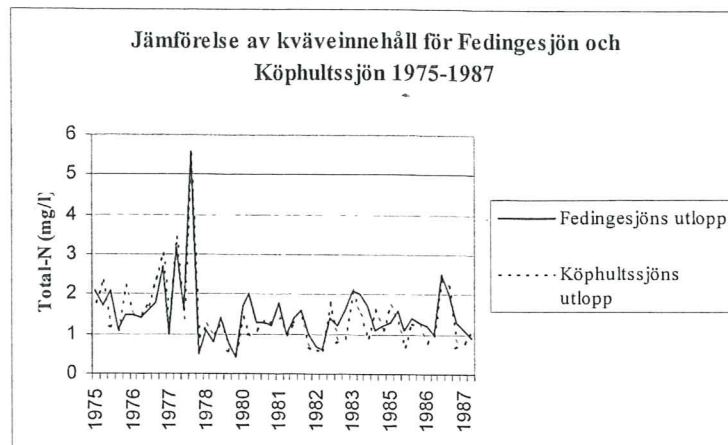
Figur 21. Här redovisas de mätningar som gjorts på kvävehalterna i Hannabadssjön. Värdena är från Länsstyrelsen i Kronobergs län.

8.1.3 Näringsjämförelse

För att avgöra om det tillförs näringsämnen till vattnet då det transporteras från Fedingesjön till Köphultssjön, gjordes en jämförelse mellan kväve- och fosforhalterna mellan Fedingesjöns utlopp och Köphultssjöns utlopp. Upptaget av näringsämnen i Healtebäcken och Köphultssjön borde göra att halterna är mindre vid Köphultssjöns utlopp än vid Fedingesjöns utlopp om inga nya näringsämnen tillförs. Figur 22 och 23 visar jämförelsen och det visar sig att det inte finns en tydlig minskning nedströms av näringshalterna.



Figur 22. Fosforinnehållet vid Köphultssjöns utlopp jämfört med Fedingesjöns utlopp. Figuren visar att fosforhalterna är ganska lika för de båda sjöarna. I början av tidsserien var fosforhalterna högre i Köphultssjön än i Fedingesjön. Data från Örkeljunga kommun.



Figur 23. Skillnaden på kväveinnehållet i Fedingesjön och Köphultssjön är liten. Det finns ingen tydlig minskning av kvävehalten nedströms. Under vissa perioder har kvävehalten varit högre i Köphultssjön än i Fedingesjön. Data från Örskelljunga kommun.

8.1.4 Kalkning i undersökningsområdet

För att få bukt med försurningen i området har Köphultssjön och Hannabadssjön kalkats. Fedingesjön har inte varit så försurad att kalkningsinsatser har behövts och är opåverkad av kalk. I Köphultssjön har kalkning skett direkt i sjön, se tabell 9, trots en mycket kort teoretisk vattenomsättningstid, mindre än 0.1 år. Alkaliniteten har legat under 0.05 mmol/l vid flera tillfällen under 1990-talet enligt kontrollprogrammet för den fysikalisk-kemiska effektuppföljningen vid Köphultssjöns utlopp. Även Hannabadssjön har en kort teoretisk omsättningstid, 0.07 år, och här har kalkning skett i tillrinningen via en doserare, se tabell 9. Anläggningen är placerad vid en turbulent sträcka av Strömmabäcken. Doseraren installerades 1984. I kontrollprogrammet för den fysikalisk-kemiska effektuppföljningen där provtagning sker vid Hannabadssjöns utlopp, framgår att vattenkvaliteten är skiftande och starkt flödesberoende. Vid tider av hög vattenföring sjunker pH och alkalinitet till nivåer som är skadliga för det limniska livet i vattnet. Bottenfaunan har undersökts 1995. Lokalen är benägen i Strömmabäcken och bedömdes som starkt försurningspåverkad. Snäckor och bäckbaggar saknades i provet. Ett par individer av dagsländesläktet *Caenis* påträffades, men i övrigt saknades försurningskänsliga djur (Markaryds kommun, 1997).

Tabell 9. Mängden kalk som spridits i Hannabadssjön och Köphultssjön 1992 – 2000 (Markaryds kommun).

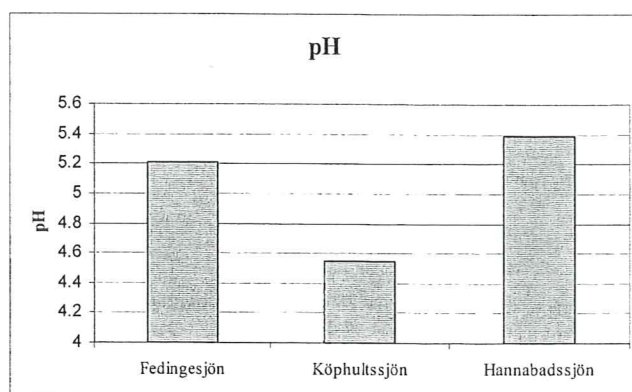
	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Hannabadssjön									
Kalk (ton/år)	114	120	87	58	0	17	105	104	130
Köphultssjön									
Kalk (ton/år)	0	0	0	100	101	102	70	70	30

8.2 Resultat från fältstudie

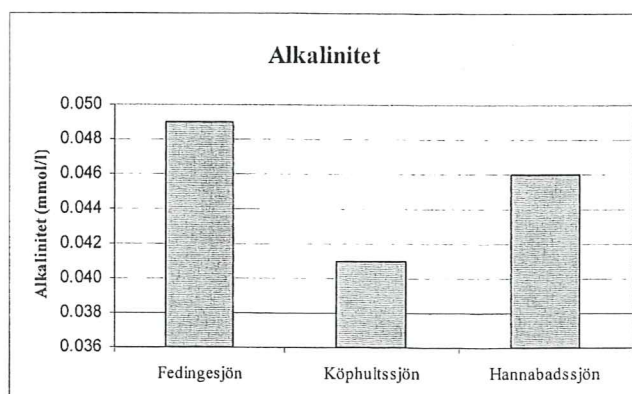
Vid fältstudien togs prover på Köphultssjön och även på Fedingesjön uppströms och Hannabadssjön nedströms för att möjliggöra en jämförelse av de tre sjöarna i vattensystemet. Jämförelserna syftar till att kunna se hur näringsinnehållet i sjöarna förändras nedströms och vad källorna till näringen i Köphultssjön kan vara. Det är även intressant att jämföra alkalinitet och pH och hitta förklaringar till eventuella skillnader. Siktdjupet och turbiditeten är ett mått på hur mycket olöst substans som finns i vattnet. Detta jämförs också och förklaringar till eventuella skillnader kommer att sökas. Sammansättningen av dyn i Köphultssjön och Hannabadssjön, där dy också påträffades, jämförs för att se eventuella skillnader.

Referensvärdena från Naturvårdsverket för att klassificera sjöar är medelvärden från maj till oktober varför de inte kan användas till på denna undersökning. Resultaten ger dock en jämförelse mellan de tre sjöarna.

pH-värdet skilde sig åt mellan sjöarna. Köphultssjön är surare än de andra sjöarna, se diagram 24. Köphultssjöns sämre förmåga att motstå försurning visas även i figur 25 som visar att alkaliniteten i Köphultssjön är lägre än i de andra sjöarna.

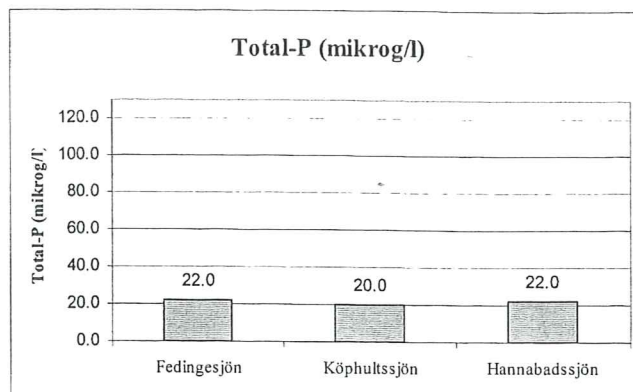


Figur 24. Vid detta tillfälle har alla sjöar pH under 5.6 och är mycket försurade. Surast är Köphultssjön.



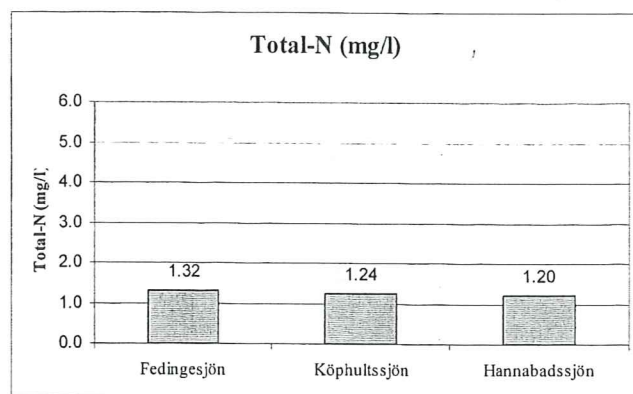
Figur 25. Alkalinitet för de tre sjöarna. Vid detta tillfälle har alla tre sjöar mycket dålig buffertkapacitet. Köphultssjön visar sämst kapacitet att stå emot försurning.

Fosforhalten var densamma för Fedingesjön och Hannabadssjön men är något lägre i Köphultssjön, se figur 26.



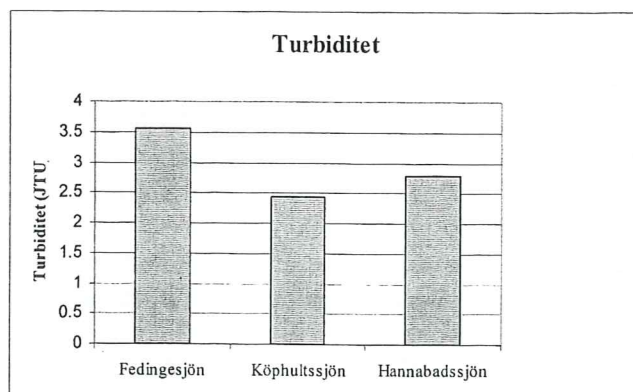
Figur 26. Halten av totalfosfor för de tre sjöarna. Halten är densamma för Fedingesjön och Hannabadssjön och är något lägre i Köphultssjön.

Kvävehalten minskar nedströms, dock mer mellan Fedingesjön och Köphultssjön än mellan Fedingesjön och Hannabadssjön, se figur 27.

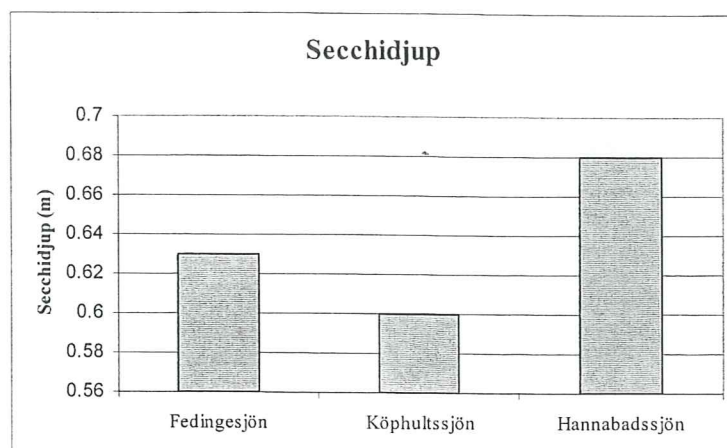


Figur 27. Halten av totalkväve för de tre sjöarna minskar nedströms.

Ljuförhållandena visas här med turbiditet, figur 28 och Secchidjup, figur 29. Fedingesjön och Hannabadssjön hamnar i klassen "Betydligt grumlat vatten" (Svenska Naturvårdsverket 2000) och Köphultssjön ligger precis på gränsen till klassen "Måttligt grumlat vatten". Secchidjupet varierar bara med några centimeter för de tre sjöarna och alla klassas som sjöar med "mycket litet siktdjup" (Svenska Naturvårdsverket 2000).

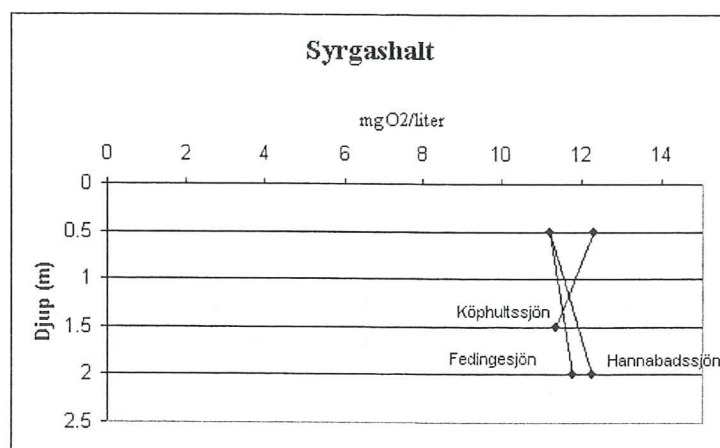


Figur 28. Turbiditeten är högst för Fedingesjön och lägst för Köphultssjön.



Figur 29. Secchidjupet varierar med några centimeter för de tre sjöarna. Köphultssjön har minst Secchidjup och Hannabadssjön störst.

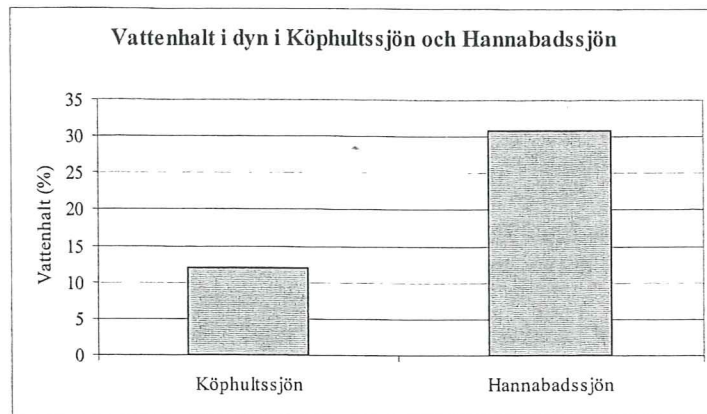
Syrgashalten varierade något för de olika sjöarna, se figur 30. Fedingesjön och Hannabadssjön hade samma halt vid ytan, 11.2 mg O₂/liter och en något högre syrehalt vid botten på 2 meter där Fedingesjön hade 11.76 mg O₂/liter och Hannabadssjön hade 12.25 mg O₂/liter. Köphultssjön visade tvärtom en lägre syrehalt vid botten, 11.34 mg O₂/liter, än vid ytan där halten var 12.28 mg O₂/liter.



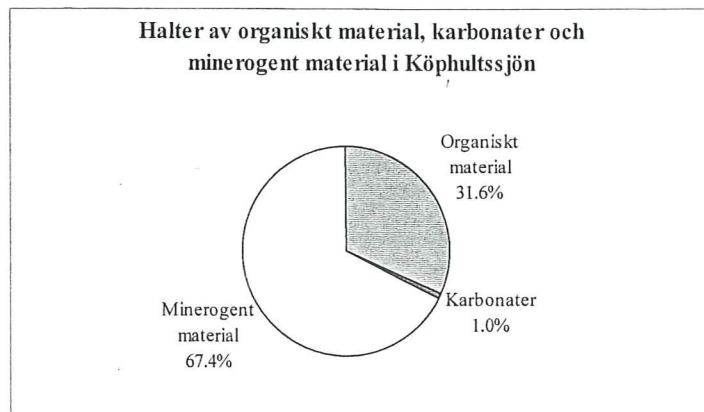
Figur 30. Syrgashalten är högre vid botten än vid ytan för Hannabadssjön och Fedingesjön medan syrgashalten minskar med djupet för Köphultssjön. En syrerik sjö har ett årligt minimum på >7 mg O₂/liter.

I samtliga sjöar fanns ingen temperaturskiktning, dvs temperaturen var densamma på botten och vid ytan. I Fedingesjön uppmättes temperaturen till 3.4°C, i Köphultssjön till 2.8°C och i Hannabadssjön till 3.1°C.

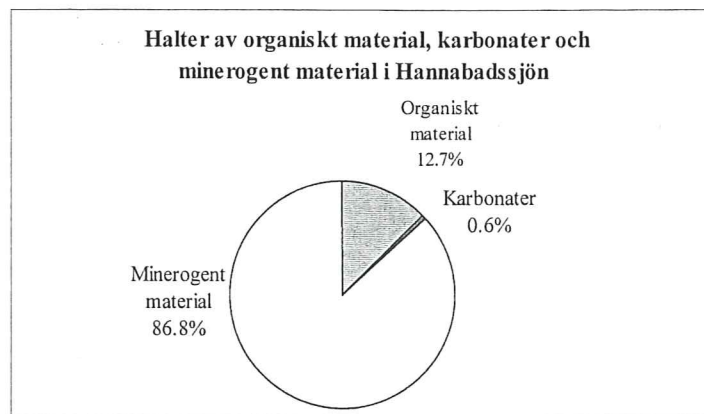
Bottenprover togs i de tre sjöarna. Vid och på väg till provtagningspunkten i Fedingesjön undersöktes botten och vid dessa platser var den hård (minerogen). I Köphultssjön påträffades ett tjockt lager dy, på vissa ställen mer än 2 meter, se även Lööv (2002). I Hannabadssjön återfanns längs en transekt dy på botten, men inte av samma djup som i Köphultssjön. Dyn var 70 cm djup och under dyn fanns minerogent material. Dyns sammansättning skilde sig åt mellan sjöarna, se figur 31-33.



Figur 31. Vattenhalten i dyn skiljer sig åt mellan Hannabadssjön och Köphultssjön.



Figur 32. Sammansättningen av dyn i Köphultssjön (torrvikten).



Figur 33. Sammansättningen av dyn i Hannabadssjön (torrvikten).

8.3 Felkällor

Materialet från Örkelljunga kommun var nedritat som kurvor på millimeterpapper. Överföringen av kurvorna till siffror är svår att göra exakt. Det är även möjligt att det finns felmätningar i detta material.

Tillfället provtagningarna gjordes föregicks av en period med kraftig nederbörd och höga vattenstånd vilket påverkar värdena. Marken innehöll mycket vatten vilket leder till att vattnet inte transporteras inte lika länge genom marklagren och inte hinner neutraliseras i samma utsträckning. De stora vattenflödena kan också transportera större mängder näringsämnen ut till sjöarna.

Provtagningen av dy gjordes bara på en plats i sjöarna. Även om det som sedimenteras transporteras i vattenrymden i sjön, kan sedimentationsförhållandena vara olika i sjöns olika delar. En mer ingående studie av dyn i sjöarna kräver fler provtagningspunkter.

9. DISKUSSION

Mätningarna av pH i Köphultssjön, figur 9a, visar att sjön har varit försurad under många år. Köphultssjön är liten, grund, ligger i ett område med myrmarker, vattnet är brunfärgat och pH lågt. Allt detta stämmer in på dystrofa (humösa) sjöar som är en typ av de oligotrofa (näringsfattiga) sjöarna (Jensén 1995). Sjön är rik på humusämnen och tillrinningen till Köphultssjön kommer till stor del från mossar där vattnet är starkt surt på grund av att den enda tillförseln av vatten till mossar sker genom nederbörd (Lunds Universitet 1991). Den naturliga försurningen förstärks eftersom Köphultssjön ligger i Sveriges mest försurningsdrabbade område (Internetkälla 1 och Elvingsson 1992). Halterna av försurande ämnen i nederbörden är hög och det är ett nederbördsrikt område (Sveriges Nationalatlas 1995). Berggrunden består av svårvittrad gnejs och jordarterna är glacifluviala bildningar (Lindström 1898 och Blomberg 1895) vilket medför att den buffrande förmågan är dålig. Den starkt trafikerade E4 som går förbi nära sjöarna ökar troligen nedfallet av försurande ämnen genom lokal deposition av svavel- och kväveföreningar från bilmotorernas förbränning. Försurningen har effekter på ekosystemet i sjöar. Djur som är beroende av kalk försvinner och den ökade halten av giftiga former av aluminium slår ut vissa arter (Bertills och Hanneberg 1995).

Kalkningen som påbörjades 1995 har gett resultat och förbättrat sjöns vattenkemi. Figur 9b visar att den linjära trenden för Köphultssjöns pH är stigande. Alkaliniteten, se figur 10, steg då kalkningen påbörjades men har åter sjunkit till låga värden. Undersökningar har visat att kalkning ökar näringsinnehållet i bottensedimentet (Roelofs *et al.* 1994). Kalkningen av Köphultssjön kan ha orsakat en ökning av näringsämnen i sedimentet vilket i så fall gett strandvegetationen större möjlighet att expandera. Kalkningen fortsätter för att öka pH och alkalinitet. Kalkningen sker direkt i sjön med helikopter trots att sjön har en kort omsättningstid. Ett annat alternativ har tillämpats på Hannabadssjön där en doserare fördelar kalken. Detta ger en kontinuerlig fördelning av kalken över året, men doseraren måste kontrolleras vilket kräver tid och arbete. Alla vattendrag är inte heller lämpade för att en kalkdosare ska placeras ut.

Vid jämförelse av alkaliniteten och pH i alla tre sjöar, se figur 24 och 25, visar det sig att Köphultssjön har lägst alkalinitet. Köphultssjön, som kalkas, är surare än den närliggande Fedingesjön som är opåverkad av kalk. Trenden för Fedingesjöns pH, se figur 15b, visar att pH har varit relativt konstant, men stigit något. Anledningen till att Köphultssjön har låg alkalinitet borde ligga i att en stor del av det vatten som rinner till Köphultssjön kommer från myrmarker; Flåssmyr och Svenskemyr. Svenskemyr har inga tillflöden förutom nederbörden vilket betyder att det är en ombotrof mosse och att vattnet som rinner från mossen är starkt surt. Vattnet som kommer till sjön är alltså naturligt surt och sankmarkerna genom vilka vattnet rinner har en dåligt buffrande förmåga. Fedingesjön är inte lika drabbad av försurning. Vattnet som kommer till Fedingesjön rinner inte till lika stor del från mossar och det kan vara så att marken genom vilka vattnet rinner är mer minerogen och har bättre buffrande förmåga.

Hannabadssjön har högre pH och bättre buffertförmåga än Köphultssjön, se figur 16a och 17. Trenden för Hannabadssjöns pH, se figur 17b, visar att pH stigit mycket. Förklaringen kan ligga både i att tillflödena till Hannabadssjön rinner genom bättre buffrande marker och att kalkningen sker med doserare. Denna kalkningsmetod kan vara mer effektiv i sjöar med kort omsättningstid.

Då pH uppmättes i februari var alla tre sjöar mycket sura. Detta kan bero på att nederbörden varit mycket rik under en tid före undersökningen och att en så kallad surstöt (Bertills och Hanneberg 1995) inträffat.

Igenväxning av sjöar är naturens gång. Det är också naturligt att igenväxningen accelererar då den närmar sig slutet. Köphultssjön är grund och i slutet av sin igenväxning och enligt Digerfeldt (1972) kan man då vänta sig en accelererad igenväxning. Att Köphultssjön är i slutet av sin igenväxning tyder även sjövegetationen på. Köphultssjön domineras av övervattensväxter vilket är fallet i åldrade sjöar (Jensén 1995). Det finns dock även mänskliga faktorer som påverkat det naturliga förloppet och påskyndat Köphultssjöns åldrande.

Faktorer som påverkar vassens utbredning är vattendjupet (som påverkar ljusförhållandena på botten), sedimentets egenskaper, vind- och vågexponering och betning (Vretare 2001 och Weisner 1990). En åtgärd för att minska utbredningen av vass kring Köphultssjöns stränder skulle kunna vara att ha betesmark runt stränderna.

En koppling som är viktig att göra är hur näringshalten i vattnet i sjöar påverkar utbredning av vass som har sina rötter i sedimentet. Höga näringshalter i vattnet medför att mer näring sedimenteras på botten, t.ex. genom adsorption på humusämnen, och som tidigare nämnts är bestånden av vass tätare i näringsrika sjöar än i näringsfattiga sjöar i Skåne (Jensén 1995).

I sjöar är fosfor det begränsande näringsämnet och på land är det kväve. Vassen växer både i sjön och på land varför båda näringsämnena är av betydelse (Sandsten, muntligt). En faktor som gör kvävehalterna intressanta är att kvävet transporteras vidare ut i Lagan och mot Laholmsbukten. I havet är kväve det begränsande näringsämnet och Laholmsbukten har varit drabbad av övergödning (Nationalencyklopedin 1993). Därför borde det vara av intresse att minska kvävehalterna redan tidigt i Lagans vattensystem för att på så sätt reducera halterna i den redan drabbade Laholmsbukten.

När halterna av olika ämnen i sjön diskuteras utgående från gränsvärdena från Svenska naturvårdsverket är det viktigt att komma ihåg att dessa klassificeringar är olika för olika länder och att höga koncentrationer inte behöver vara dåligt eller ett miljöproblem (Sandsten, muntligt)

Figur 11 visar att halterna av totalfosfor i Köphultssjön sedan slutet på 1970-talet skiftat från att nästan klassas som hypertrof till att vara oligotrof. En anledning till varför låga halter av fosfor kan förväntas, förutom att sjön ligger i näringsfattiga marker, är att aluminium frigörs i försurade sjöar och binds i svårösliga föreningar till fosfor (Bydén *et al.* 1996).

De höga halterna i början på tidsserien kan bero på intern fosforbelastning då lagrad fosfor frigörs från bottensedimentet. Detta händer då bottenvattnet är syrgasfattigt (Bydén *et al.* 1996). Enligt diagram 14 har syrgashalterna varit höga. Det är dock möjligt att en period med låga syrgashalter kan ha inträffat, t.ex. under vintern om sjön varit isbelagd, utan att detta uppmätts eftersom mätningar bara gjorts fyra gånger per år. Kvävehalterna i Köphultssjön, se figur 12, visar också en topp samtidigt. De höga halterna kan bero på att någon källa till både kväve och fosfor, till exempel jordbruket, släppt ut mycket näringsämnen i sjön vid den tidpunkten. Då de sista mätningarna gjordes 1988 var fosforhalterna inte särskilt höga, dock lite högre än vad som kan förväntas i en sjö omgiven av näringsfattig mark. Avloppsreningsverket med utsläpp i Fedingesjön har troligen ökat fosforhalterna i sjön. Även om reningsverket med sin kemiska rening reducerar fosforutsläppen med 90% (Internetkälla 1), pågår ändå ett utsläpp till sjön. I området kring sjöarna är

jordarten grovkornig vilket medför att reningen från de enskilda avloppsanläggningarna inte blir så effektiv.

En annan källa till fosfor kan vara läckage från jordbruksmark då ett tillflöde till sjön kommer från brukad mark. Områdena med jordbruksmark i området är inte stora, men kan ändå vara av stor betydelse då det gäller näringsläckage eftersom läckaget från jordbruksmark är mycket större än från skogs- och myrmark (Sveriges Nationalatlas 1995). Fosfor läcker även från mjölkrum och andra anläggningar vid gårdarna (Internetkälla 1). Skogsbrukets läckage ska inte helt uteslutas eftersom händelser som kalhuggning, som ibland inträffar i området eftersom skogen brukas, ökar läckaget av näringsämnen (Löfgren 1992). Ytterligare en källa till fosfor kommer från torvbrytningen. Torvmaterialet anrikas med fosfor genom adsorption under sin väg ut ur täktens dikessystem. Mineraliseringen av torvmaterialet som transporterats till sjön frigör fosfor. Fosfor som är bunden till humuspartiklar blir dock tillgänglig först efter humusens nedbrytning (Stenbeck 1996). Figur 26 visar fosforhalterna i alla tre sjöar från fältundersökningen i februari. Köphultssjön har lägst fosforhalt. Skillnaden mellan sjöarna är inte särskilt stor, men en teori som kan förklara den lägre fosforhalten i Köphultssjön är att fosfor, till större del än i de andra sjöarna, bundits till aluminium som frigjorts på grund av att sjön vid tillfället var mycket sur.

Figur 12 visar att halten av totalkväve i Köphultssjön sjunkit sedan 1970-talet, men att halterna fortfarande är höga. Minskningarna i halterna av näringsämnen sedan 1970-talet kan bero på förändringar i markanvändning eller effektivare rening i reningsverket. Källor till kväve är, som för fosfor, avloppsreningsverket, skogsbruk, jordbruksmark och torvbruket. Det finns ingen kväverening i avloppsreningsverket (VA-verket Örkelljunga) vilket ger förhöjda kvävehalter i vattnet nedströms. Torvtäktspåverkade recipienter har en högre halt av NO_3 jämfört med opåverkade referensvattendrag (Stenbeck 1996). Ytterligare en källa till kväve är kvävenedfallet över området, både lokalt från E4 och regionalt genom den sura nederbörden. Det finns tecken på att södra Sverige är kvävemättat vilket medför ett läckage av nitrater ut till sjöar och vattendrag (Elvingsson 1992). Vid undersökningen i februari sjönk halterna av totalkväve nedströms. Detta kan bero på det biologiska upptaget i sjöarna. Att kvävehalterna sjunker nedströms är inte alltid fallet i detta vattensystem.

Jämförelserna av näringsinnehållet i vattnet, se figur 22 och 23 visar att det sker ett tillskott av fosfor och kväve någonstans på vägen mellan Fedingesjön och Köphultssjön. Till grund för denna slutsats ligger antagandet att halterna av näringsämnen borde minska nedströms på grund av biologiskt upptag, inte minst i det täta vassbeståndet vid Healtebäckens inlopp till Köphultssjön. Enligt Bydén *et al.* (1996) fungerar sjöar som en fosforfälla och man kan förvänta högre halter uppströms en sjö än nedströms. Att halterna inte minskar kan bero på läckage av näringsämnen från markanvändningen i dräneringsområdet. Från jordbruksmarkerna i Höjalt, Yxenhult och Köphult går vattendrag till Köphultssjön och även området med jordbruksmark i Healt ligger i Köphultssjöns dräneringsområde, se figur 3. Köphultssjöns dräneringsområde är större än de andra sjöarnas vilket också kan vara en orsak till skillnader i vattenkvalitet mellan sjöarna.

Undersökningarna av turbiditet och secchidjup, se figur 28 och 29 visar att sjöarna är grumliga och har ett litet secchidjup vilket beror på de höga humushalterna i vattnet. Secchidjupet skiljer sig bara med några centimeter. Turbiditeten visar att Köphultssjön har lägst turbiditet. Detta kan orsakas av att en surare vattenmiljö ger mer utfällning av humus mot botten (Bertills och Hanneberg 1995). Enligt Bydén *et al.* (1996) minskar humusens färgintensitet i surare vatten. Det grumliga vattnet i

sjöarna har en negativ inverkan på spridningen av makrofyter eftersom de är beroende av att ljuset når ner till botten.

Sjöarna är grunda och ingen påtaglig skiktning av syrgashalten i vattnet kan förväntas. Att syrgashalten minskar mot botten i Köphultssjön till skillnad från de andra sjöarna, se figur 30 kan bero på ett högre innehåll av organiskt material vilket leder till mer nedbrytning och större syreatgång.

Eftersom Lööv (2002) och egna undersökningar visar att dylagret i Köphultssjön är mycket tjockt, på många ställen mer än 2 meter, var det intressant att jämföra detta med Hannabadssjön nedströms för att se om den sedimenttillförsel som kommer till Köphultssjön från de båda mossarna sprids vidare nedströms. Då botten Hannabadssjön undersöktes visade det sig att dylagret på denna plats i Hannabadssjön inte hade samma mäktighet som de ställen i Köphultssjön där mäktigheten uppmätts. Detta tyder på att det mesta av den torv och humus som tillförs Köphultssjön sedimenterar i sjön. På de ställen botten undersöktes i Fedingesjön påträffades ingen dy. Detta utesluter inte att botten i andra delar av sjön är dyig. Mäktigheten är troligen inte densamma som i Köphultssjön där ett dy påträffades över i stort sett hela sjön. En anledning till att ingen dy påträffades i Fedingesjön kan vara att sedimentationen är dålig på just det ställe undersökningen utfördes och att sedimentationen till större del finns i sjöns djupaste delar. Min slutsats är ändå att Fedingesjön inte är så pass rik på dy att transporten från denna sjö av organiskt material skulle ha stor betydelse för pålagringen av dy i Köphultssjön nedströms. Att Hannabadssjön, som har ett jämförelsevis litet dräneringsområde, inte har samma mäktighet av dy som Köphultssjön visar också att pålagringen av dy i sjöarna mest har att göra med det egna dräneringsområdet och inte mäktigheten av dy i den sjö som finns uppströms.

Att Fedingesjön och Hannabadssjön har högre pH och inte är lika rika på dy tyder på att det vatten som kommer till sjöarna är mindre organogent och mer minerogent påverkat.

Undersökningar av dyns sammansättning, se figur 31-33, visar att sammansättningen i Köphultssjön är mer organogen än i Hannabadssjön. Detta betyder att Köphultssjön tar emot mer organiskt material med försurande humusämnen från de omgivande markerna. Undersökningen visar också att vattenhalten är högre i dyn i Hannabadssjön. Detta kan bero på att den mer minerogena sammansättningen gör att mer vatten kan hållas kvar i dyn.

Dräneringsområdena och markanvändningen presenteras i två olika kartor. Detta beror på att en geokodning av kartan med dräneringsområden och överföringen av dräneringsområdena till markanvändningskartan inte kunnat bli exakt. Det fanns bara geokodade bilder tillgängliga för det en liten del av bilden och därför hade geokodningen av resten av bilden inte blivit tillförlitlig. Dräneringsområdena presenteras därför på en karta för att ge en så noggrann bild som möjligt. En bestämning av andelen av de olika markanvändningstyperna i vardera dräneringsområde hade också inneburit en stor generalisering. Detta beror på att markanvändningskartan till hälften består av röda kartan från lantmäteriverket och till hälften av digital kartdata från länsstyrelsen i Kronobergs län. Dessa kartor har olika generaliseringsgrad när det gäller markanvändningen. En beräkning av de olika markanvändningarnas andel i respektive dräneringsområde hade inneburit generaliseringar i flera steg och därför presenteras kartorna på detta sätt.

Att Hannabadssjön och Köphultssjön skiljer sig från Fedingesjön när det gäller utbredningen av vass på det sättet att de två sjöarna har ett mer utbrett vassbälte än Fedingesjön, har troligen att göra med att Köphultssjön och Hannabadssjön är grundare och mer åldrade än Fedingesjön.

Köphultssjön har inga särskilda värden som till exempel fiske eller fågelliv som gör att kommunen skulle satsa mer pengar på sjön än vad de redan gör med kalkningen. Det är alltså inte troligt att några större resurser sätts in för att förbättra miljön i sjön. Det är ändå viktigt att ha kontroll på tillståndet i sjön eftersom det påverkar andra vattendrag nedströms.

10. SLUTSATSER

- Köphultssjön är mycket försurad. Detta beror delvis på en naturlig försurning eftersom sjön tar emot surt vatten och försurande humusämnen från den närliggande marken, men också på att sjön ligger i Sveriges mest försurningsdrabbade område och att berggrunden har en dåligt buffrande förmåga. Försurningen har förödande effekter på sjöns växt- och djurliv.
- Kalkningen har förbättrat pH i sjön. Kalkning kan dock leda till att näringshalterna i bottensedimentet ökar vilket ger vassen större möjlighet att expandera.
- Markanvändningen i området är skogsbruk, torvbrytning och jordbruk. Dessa markanvändningsformer ökar näringsstillförseln till närliggande vattendrag. Jämförelser av näringshalterna i Fedingesjöns utlopp och Köphultssjöns utlopp visar att näringshalterna inte minskar nedströms från Fedingesjön till Köphultssjön vilket betyder att det finns ett läckage från markerna. Torvbrytningen bidrar även till en ökning av sedimenttransport till sjön.
- Uppströms tar Köphultssjön emot vatten från Fedingesjön där ett avloppsreningsverk har sitt utlopp. Detta ger ökade näringshalter i Köphultssjön. Jämförelser av vattenkvalitet har visat att Köphultssjön är surare än Fedingesjön uppströms och Hannabadssjön nedströms. Detta beror på att en annan kalkningsmetod tillämpas för Hannabadssjön och att Köphultssjön tar emot mer vatten från mossar. Dyns sammansättning är mer minerogen i Hannabadssjön än i Köphultssjön.
- Vassens utbredning påverkas av vattendjupet och ljusegenskaperna i sjön. Om ljuset inte når ner till botten kan vattenväxterna inte expandera ut i sjön. Sedimentets egenskaper påverkar också utbredningen av vass. Är sedimentet mer näringsrikt har växterna större möjlighet att expandera. Sedimentets näringshalt påverkas av hur mycket näring som tillförs sjön. Från avloppsreningsverket och på grund av mänsklig aktivitet i markerna tillförs näring till Köphultssjön och därför har människan påverkat igenväxningen. Sjösänkningen som utfördes förkortade sjöns livslängd genom att sjöns vattendjup minskades. Ett mindre vattendjup gör det lättare för vassen att breda ut sig.

11. TACK

Ett varmt tack till mina handledare Niklas Solakius och Ulrik Mårtensson för bra handledning. Ett särskilt tack till Ann-Sofi och Niklas Solakius för stor gästfrihet i samband med fältarbetet.

Tack till Eva Waldemarsson på Ekologiska institutionen, Lunds Universitet för att jag fick låna mätinstrument och använda laboratoriet.

På Limnologiska institutionen, Lunds Universitet vill jag tacka Marika Stenberg för hjälp med att samla ihop mätinstrument och hjälp under laborationen. Jag vill också tacka Håkan Sandsten för konstruktiv kritik på mitt manus.

Tack till Per Sandgren på kvartärgeologiska institutionen i Lund för hjälp med analys av sediment och för att jag fick använda laboratoriet.

På Länsstyrelsen i Kronobergs län vill jag tacka Birgitta Sundholm och Björn Theorin för mätdata om Köphultssjön och Hannabadssjön och Sandra Hermansson för digitalt kartmaterial.

Tack till Lars Collivin på Länsstyrelsen i Skåne för mätdata om Fedingesjön

På Markaryds kommun vill jag tacka Kenneth Fureder och Ulrik Starck för information om Köphultssjöns och Hannabadssjöns försurning och kalkning. Jag vill också tacka kommunen för utlånande av båt.

Tack till Anders Sturesson på Örkelljunga kommun för mätdata på Köphultssjön och Fedingesjön samt bottenkarta på Fedingesjön.

Tack till Harald Svensson för att jag fick titta på äldre flygbilder över området.

Tack till Krister Johnsson på VA-verket i Örkelljunga för information om reingsverket i Skånes Fagerhult och enskilda anläggningar i området och tack till Magnus Stjernqvist på VA-verket i Markaryd för information om enskilda anläggningar kring Köphultssjön och Hannabadssjön.

12. REFERENSER

- Berg, E. 1982: Något om Myrmalm och smide, Kulturnämnden i Orsa, Beckmans tryckeri 1982
- Bertills, U. Och Hanneberg, P. 1995: Försurningen i Sverige – Vad vet vi egentligen?, Naturvårdsverkets rapport 4421, Naturvårdsverket, Enskede Offset 1995
- Blomberg, A. 1895: Beskrivning av Kartbaldet Vittsjö, Kartblad i skalan 1:50000 med beskrivningar N:o 113, Sveriges Geologiska Undersökning, Kungliga boktryckeriet P.A. Norstedt och Söner, Stockholm 1895
- Bydén, S., Larsson A.M., Olsson, M. 1996: Mäta vatten – Undersökningar av sött och salt vatten. Andra upplagan, Institutionen för tillämpad miljövetenskap och Oceanografiska institutionen, Göteborgs universitet, thtryck, Uddevalla 1996
- Digerfeldt G. 1972: Några drag ur våra sjöars utvecklingshistoria i Brinck, P., Céwe, T., Horn af Rantzien, A., Olerud, E., Ramel, C. och Sjörs, H. (Redaktion) Praktisk miljökunskap – Vattenmiljön, Natur och kultur, Stockholm pp. 114-125
- Enell M. och Larsson, P 1985: Vatten- och sedimentkemiska analysmetoder, Limniska och biologiska institutionen, Lunds Univeristet
- Elvingson, P. 1992: Skogsutsikter, Luftföroreningarna och skogen – effekter, åtgärder, framtiden, Göteborgs universitet, institutionen för miljövärd, Tryckverkstan, Nittorp.
- Fältbiologerna 1977: Knuffa för limnologi 2:a upplagan. Tryckerigruppen i Göteborg 1979
- Grip, H., och Rodhe, A. 1994: Vattnets väg från regn till bäck, Hallgren och Fallgren Studieförlag AB, Uppsala
- Hedbom, O., Pederby, B., och Forslöf S. (Redaktion) 1988: Atlas. Esselte kartor AB, Stockholm och Almqvist och Wiksell Läromedel AB, Stockholm. Första upplagan. Esselte, Stockholm.
- Jensén S. 1995: Makrofyter i Skånska sjöar och vattendrag – En litteraturgenomgång med förslag till miljöövervakningsmetodik och två förklarande exempel, Länsstyrelsen i Kristianstads län, Kristianstad
- Lindström. A. 1898: Beskrivning av Kartbaldet Örkelljunga, Kartblad i skalan 1:50000 med beskrivningar N:o 114, Sveriges Geologiska Undersökning, Kungliga boktryckeriet P.A. Norstedt och Söner, Stockholm 1895
- Lunds Universitet, Geologiska institutionen 1991: Geovetenskap för naturvetare, Kvartärgeologi. Särtryck ur Geovetenskap för naturvetare.

- Löfgren, S. 1992: Jordbrukets inverkan på yt- och grundvatten: tillstånd, utveckling, orsak och verkan. Svenska Naturvårdsverkets rapport 4150
- Lööv A. 2002: Examensarbete 20 poäng vid Naturgeografiska institutionen i Lund, manus.
- Markaryds kommun 1997: Reviderad plan för kalkning av sjöar och vattendrag, Reviderad plan för kalkningsinsatser inom projektområdena 50. nedre Lagan och 51. Vänneån.
- Miljödepartementet 1996: Kalkning av sjöar och vattendrag, Betänkande av Kalkningsutredningen. Statens offentliga utredningar 1996:53, Nordsteds tryckeri AB, Stockholm 1996.
- Nationalencyklopedin, tolfte bandet 1993, Bokförlaget Bra Böcker AB, Höganäs. Tryckt i Belgien.
- Nordiska ministerrådets Skärgårdssamarbete, 2000: 'Skärgårdsmiljöer – nuläge, problem och möjligheter
- Sveriges Nationalatlas, Klimat, sjöar och vattendrag, 1995. Raab, B., och Vedin, H. (Temaredaktörer). 1:a utgåvan., Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut. Tryckt i Italien.
- Roelöfs, J.G.M., Brandrud, T.E. och Smolders, A.J.P. 1994: Massive expansion of *Juncus Bulbosus* after liming of acidified SW Norwegian lakes, *Aquatic Botany* 48 (1994) pp. 187-202
- Smith R.L., och Smith T.M., 2000: *Elements of Ecology*, 4th edition, Benjamin/Cummings Science Publishing, San Fransisco.
- Stenbeck, G. 1996: Torvbruk - Miljö Effekter och åtgärder, Svenska Naturvårdsverkets rapport 4596, Naturvårdsverkets förlag, Gotab, Stockholm 1996.
- Svenska Naturvårdsverket (Swedish Environmental Protection Agency) 2000: *Environmental Quality Criteria – Lakes and Watercourses*, Report 5050, Lenanders, Kalmar 2000.
- Vretare, V. 2001: Internal oxygen transport to below-ground parts: importance for emergent macrophytes, Department of Ecology, Limnology, Lund University, Sweden, Lund 2001.
- Weisner, S.E.B. 1990: Emergent vegetation in eutrophic lakes: distributional patterns and ecophysiological constraints, department of Ecology, Limnology, Lund University, Sweden, Lund 1990.

Internetkällor

1. <http://www.viron.se> (2002-03-22)
2. <http://www.ma.slu.se/Miljotillst/Eutrofiering/Belastning-halt.ssi> (2002-04-18)
3. <http://linnaeus.nrm.se/flora/mono/poa/phrag/phraaus.html> (2002-04-05)
4. <http://www.csuchico.edu/~pmaslin/fbiol/mtrlcycle6.html> (2002-05-08)
5. <http://www.geog.ouc.bc.ca/physgeog/contents/9s.html> (2002-03-21)

Muntlig kommunikation

Håkan Sandsten, Limnologiska institutionen, Lunds Universitet

13. APPENDIX

jön



Appendix 1

Fedingesjön och Köphultssjön



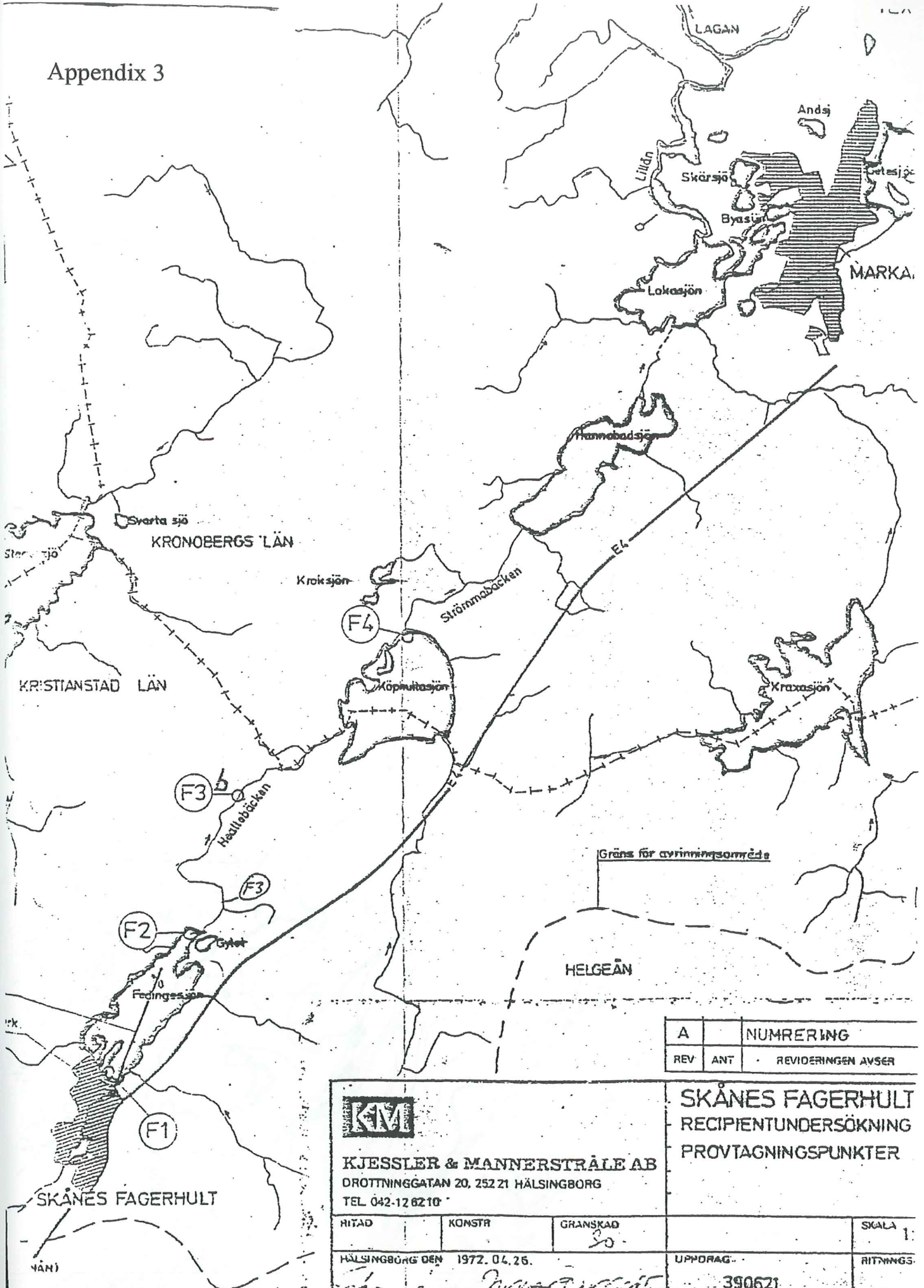
Köphultssjön och Hannabadssjön



0 1 2 3 4 5 Kilometers



Appendix 3



A	NUMRERING	
REV	ANT	REVIDERINGEN AVSER

KJM
KJESSLER & MANNERSTRÅLE AB
 DROTNINGGATAN 20, 252 21 HÅLSINGBORG
 TEL 042-12 62 10

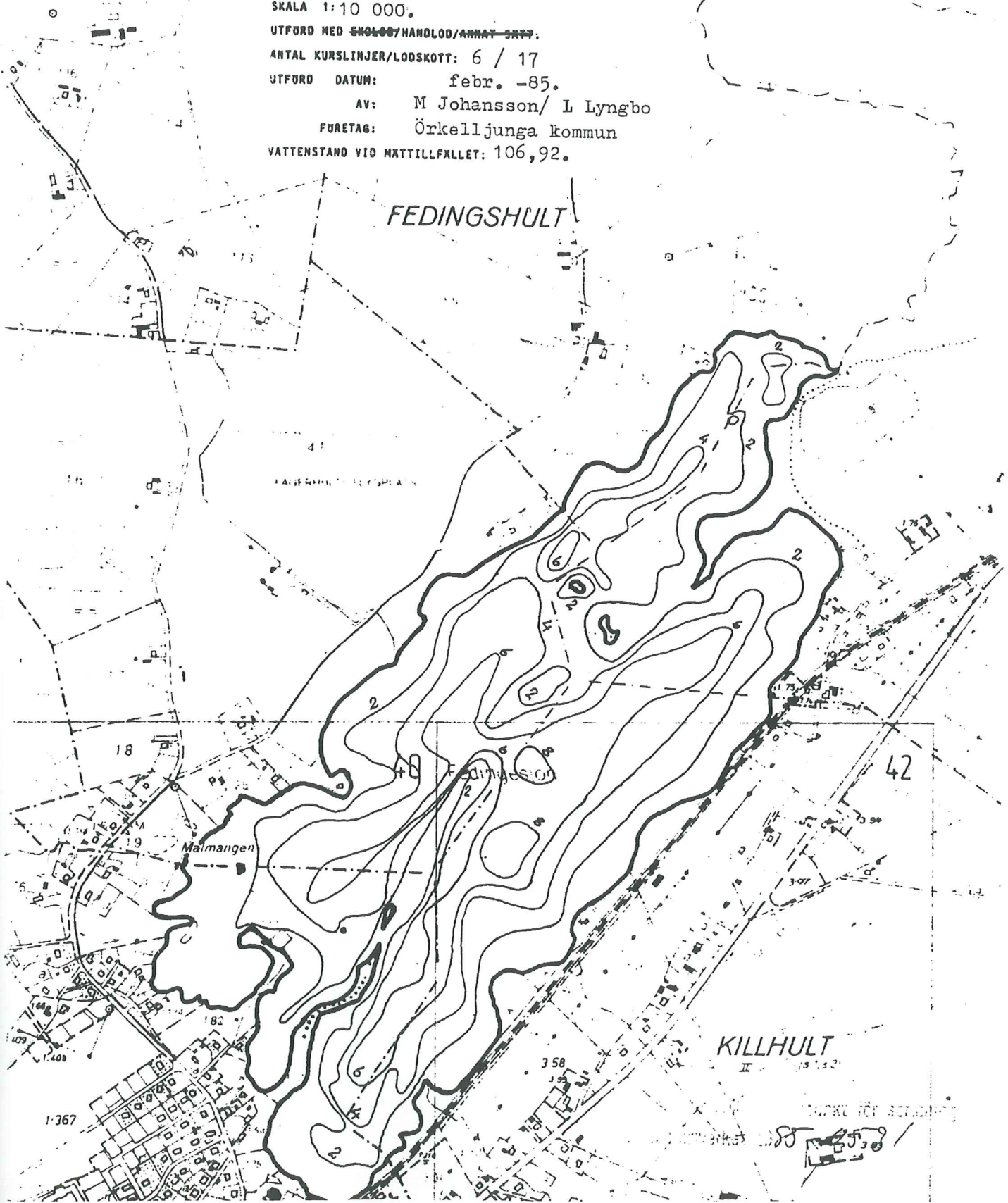
RITAD	KONSTR	GRANSKAD	SKALA
		30	1:
HÅLSINGBORG DEN 1972. 04. 25.		UPPDRAG	RITNING
		390621	

SKÅNES FAGERHULT
 RECIPIENTUNDERSÖKNING
 PROVTAGNINGSPUNKTER

SJÖDJUPKARTA FÖR: Fedingesjön
SJÖNUMMER ENLIGT SMHI: 625371 135680
TOPOGRAFISKT KARTBLAD: 4D Markaryd SV
LRN: Kristianstads
KOMMUN: Örkelljunga
HUVUDAVRINNINGSOMRÅDE/VATTENDRAG: Lagan
SKALA 1:10 000.
UTFÖRD MED ~~SKOLOS/HANDLÖD/ANNAT SÄTT~~.
ANTAL KURS LINJER/LODSKOTT: 6 / 17
UTFÖRD DATUM: febr. -85.
AV: M Johansson/ L Lyngbo
FÖRETAG: Örkelljunga kommun
VATTENSTAND VID MÄTTILLFALLET: 106,92.

BARNALT

FEDINGSHULT



KILLHULT

TACK FÖR SKENING

