

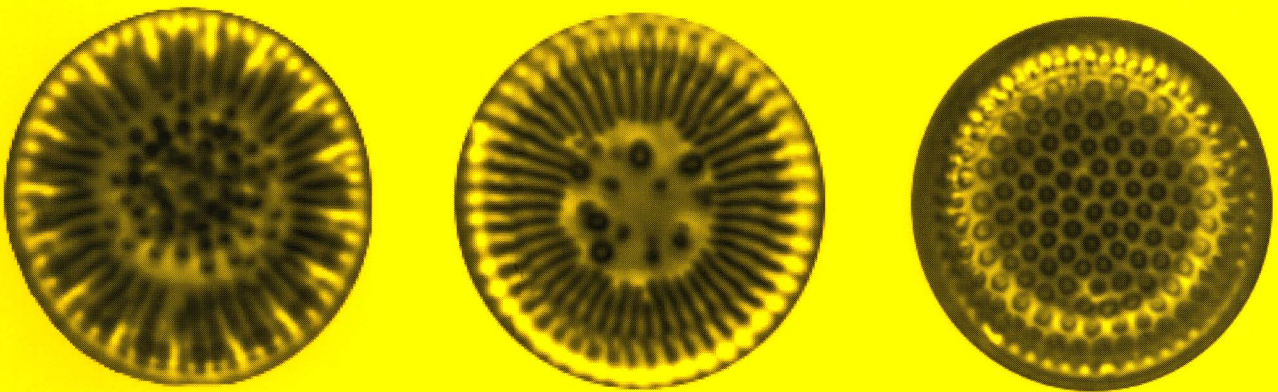
Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar

Del 4.

Bösjön (Dalarnas län), Gyltigesjön (Hallands län), Långsjön (Örebro län)

av

Matilda Guhrén
Richard Bindler
Tom Korsman
Peter Rosén
Jan-Erik Wallin
Ingemar Renberg



Miljöförändringsanalys
Institutionen för ekologi och geovetenskap
Umeå universitet
901 87 Umeå

Utgiven av:
Institutionen för ekologi och geovetenskap
Umeå universitet
901 87 Umeå

Matilda Guhrén
Epost: Matilda.Guhren@eg.umu.se
Tel: 090-786 7101

Tryckt av PR Print, Umeå, 2003
ISBN 91-7305-436-4

Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar

Del 4.

Bösjön (Dalarnas län), Gyltigesjön (Hallands län), Långsjön (Örebro län)

av

Matilda Guhrén
Richard Bindler
Tom Korsman
Peter Rosén
Jan-Erik Wallin
Ingemar Renberg



Miljöförändringsanalys
Institutionen för ekologi och geovetenskap
Umeå universitet
901 87 Umeå

FÖRORD

Detta är den fjärde rapporten i en serie paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar. Undersökningen har utförts inom ramen för IKEU-projektet på uppdrag av Naturvårdsverket.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Sammanfattning	
Inledning	1
Material och metoder	2
Sedimentprovtagning och glödförlust.....	2
Bly och andra ämnen	3
Flygaska	4
Pollen	5
Kiselalger och pH-rekonstruktion.....	6
Bösjön	7
Områdesbeskrivning	7
Resultat	8
Sedimentprovtagning, sediment och glödförlust	8
Bly och andra ämnen	9
Flygaska	11
Kiselalger och pH-rekonstruktion.....	11
Sammanfattad historik	14
Gyltigesjön.....	16
Områdesbeskrivning	16
Resultat	17
Sedimentprovtagning, sediment och glödförlust	17
Bly och andra ämnen	18
Flygaska	19
Pollen	19
Kiselalger och pH-rekonstruktion.....	20
Sammanfattad historik	22
Långsjön.....	23
Områdesbeskrivning	23
Resultat	24
Sedimentprovtagning, sediment och glödförlust	24
Bly.....	24
Flygaska	25
Pollen	26
Kiselalger och pH-rekonstruktion.....	26
Sammanfattad historik	28
Diskussion.....	29
Är sjöarna försurade?.....	29
Ger kalkningen långsiktiga och oönskade effekter?	30
Förändras artsammansättning och diversitet i och med kalkning?	30
Kort jämförelse med de fyra tidigare undersökta IKEU-sjöarna	31
Referenser	32
Bilagor	

SAMMANFATTNING

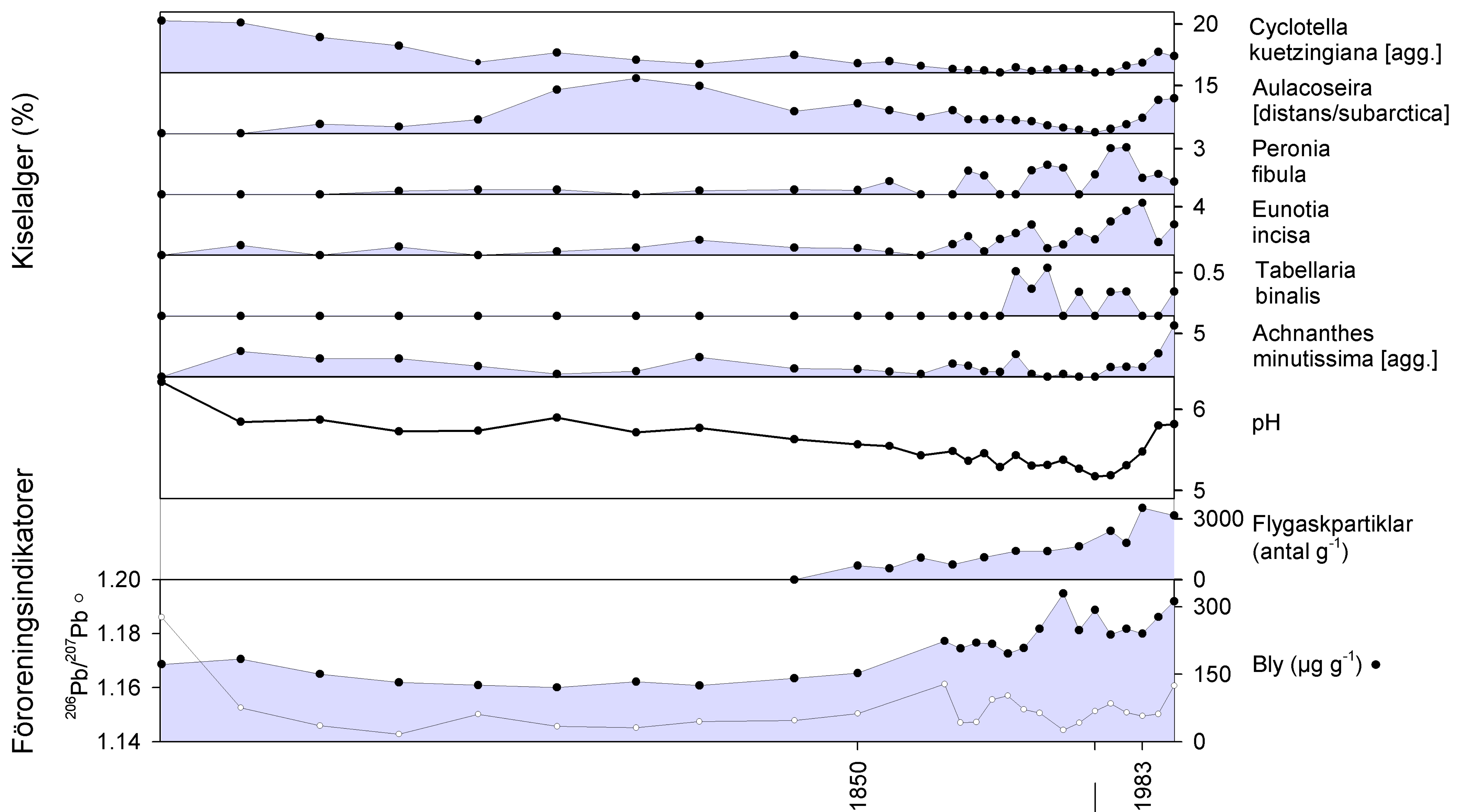
Guhrén, M., Bindler, R., Korsman, T., Rosén, P., Wallin, J.-E. & Renberg, I. 2003. Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar. Del 4. Bösjön (Dalarnas län), Gyltigesjön (Hallands län) och Långsjön (Örebro län). Institutionen för ekologi och geovetenskap, Umeå universitet, 37 sid., 9 bilagor. ISBN 91-7305-436-4.

- Detta är fjärde rapporten i en serie som beskriver de kalkade referenssjöarnas (IKEU-sjöarnas) historia. Tyngdpunkten ligger på hur vattnets surhetsgrad förändrats genom tidernas lopp. De sjöar som redovisas här är Bösjön (Dalarnas län), Gyltigesjön (Hallands län) och Långsjön (Örebro län).
- Sedimentproppar togs våren 2001 och 2002. För att få ostörda stratigrafiska prover från det lösa sedimentet nära sedimentytan användes frysprovtagning. Det fastare sedimentet längre ned i lagerföljden i sjöbotten togs med sk rysk torvborr. I Bösjön är de flesta analyser utförda på en fryspropp som endast är 70 cm lång, fastän en längre propp också tagits. I Gyltigesjön togs en 4,2 m lång sedimentpropp och i Långsjön 4,3 m.
- Analys av kiselalger är den viktigaste analysmetoden för undersökning av sjöars försurningshistoria. Kiselalgerna är känsliga för vattnets pH, vilket innebär att sura sjöar har en annan flora än sjöar med högt pH. Dessa mikroskopiska alger är mycket vanliga i alla sjöar. Deras skal finns bevarade i miljontal per kubikcentimeter sediment. Artsammansättningen vittnar om vilket surhetstillstånd sjön haft förr i tiden. Med hjälp av en sk transferfunktion kan sammansättningen och frekvensen av de olika arterna översättas till pH-värden.
- Pollenanalys har använts för att undersöka hur vegetationen vid sjöarna varit vid olika tidpunkter, och för att få ett grepp om när agrar verksamhet började och hur den förändrats. Den tidiga jordbrukskulturen, från järnåldern till 1900-talet, hade nämligen betydelse för surhetsgraden i sjöarna. Bränning, bete, slätter, och annan störning i landskapet påverkade markens tillstånd och sålunda också egenskaperna hos det vatten som rann till sjöarna. Detta höjde sjöarnas näringsgrad och pH.
- Analys av bly, inklusive stabila blyisotoper, och flygaskpartiklar har använts för att få ett mått på belastningen av luftföroreningar. Bly är en bra allmänindikator på föroreningar som släppts ut i samband med framställning av metaller och vid förbränning av kol. Flygaskpartiklarna är karaktäristiska föroreningar från förbränning av fossila bränslen, inte minst av olja. Genom att nedfallet av dessa föroreningar följt samma tidsmönster över hela Sverige, kan bly- och flygaskresultaten också användas för indirekt datering av sedimentpropparna.
- Utvecklingen i de tre sjöarna redovisas i tre sammanfattande figurer. I dessa har några utvalda analysresultat ställts samman för att belysa vad som hänt i sjöarna och i deras omgivning.

BÖSJÖN

Sjön nr 629489-133906, Mora kommun, Dalarnas län. Sjön är kalkad sedan 1983.

I denna rapport har endast de senaste 500 åren undersökts noggrannare då ett tjockt minerogent lager förhindrade djupare provtagning. Kompletterande prover har tagits i en annan djuphåla för bland annat blyanalys. Sjön uppvisar en, för denna typ av sjö, ovanligt hög koncentration av bly och en mycket låg $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -kvot. Detta orsakas av en blymineralisering i sjöns närhet. Kiselalgloran och de rekonstruerade pH-värdena visar att sjön försurats. I denna sjö uppträder *Tabellaria binalis*, som är en tydlig indikator på sur miljö, i sedimentet från andra delen av 1900-talet. Det faktum att sjön i alla tider varit påverkad av bly från tillrinningsområdet gör den till en mycket speciell referenssjö.



Halterna av bly är mycket höga genom hela sedimentproppen (även i den långa kompletterande proppen) och blyisotopkvoten är låg. Detta orsakas av en blymineralisering som finns i sjöns närhet. Den naturliga blykoncentrationen är så hög att inslaget av luftburna blyföreningar inte framträder så tydligt som i andra sjöar

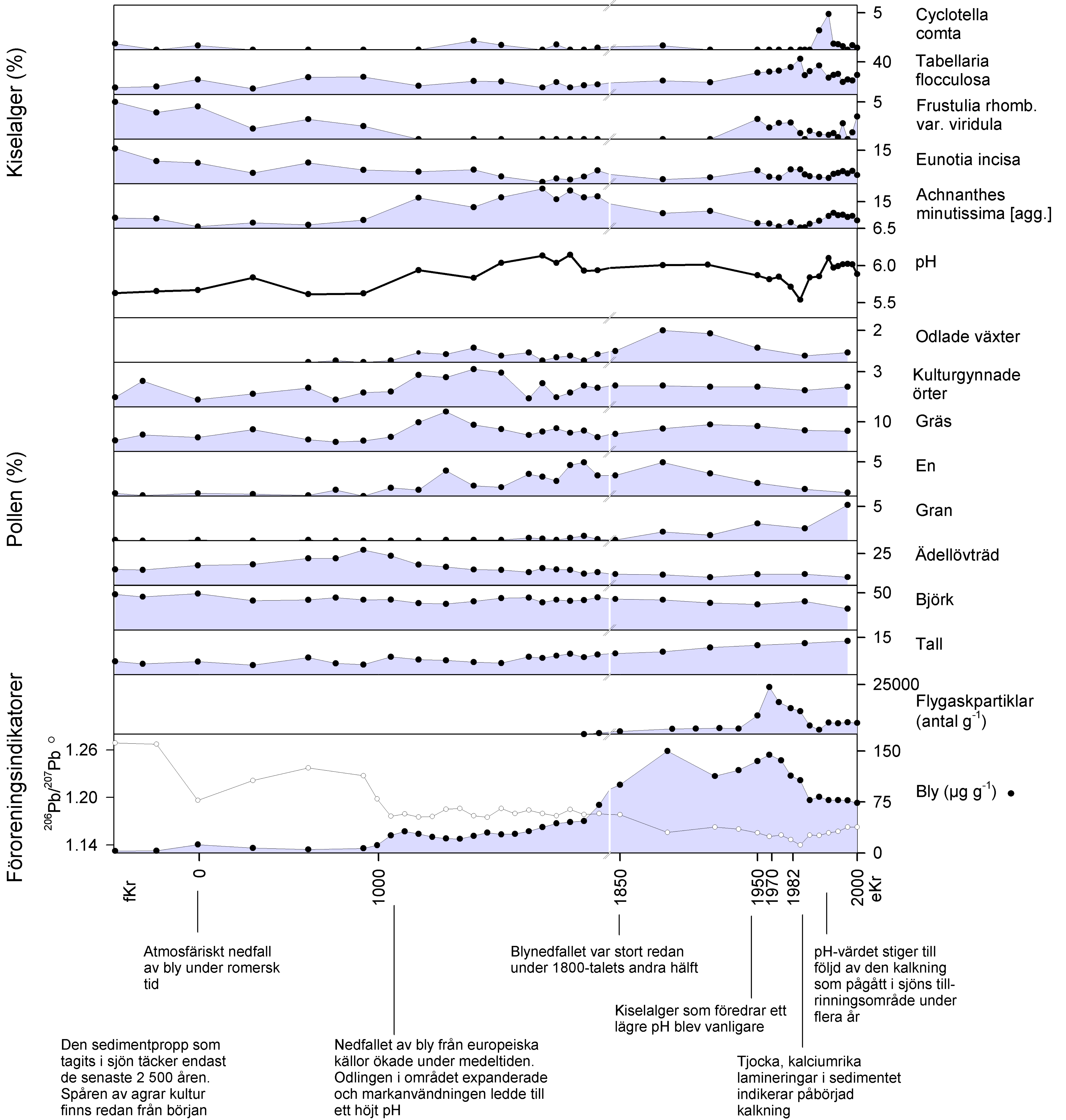
I en gradvis process sjunker pH till följd av försurande nedfall och når som lägst 5,2

pH-värdet stiger till följd av kalkningarna och kiselalgloran återgår mot den som fanns före den moderna försurning. pH efter kalkning ligger 0,1 enheter högre än före industriell tid

GYLTIGESJÖN

Sjön 629489-133906, Halmstad kommun, Hallands län. Sjön är kalkad sedan 1982.

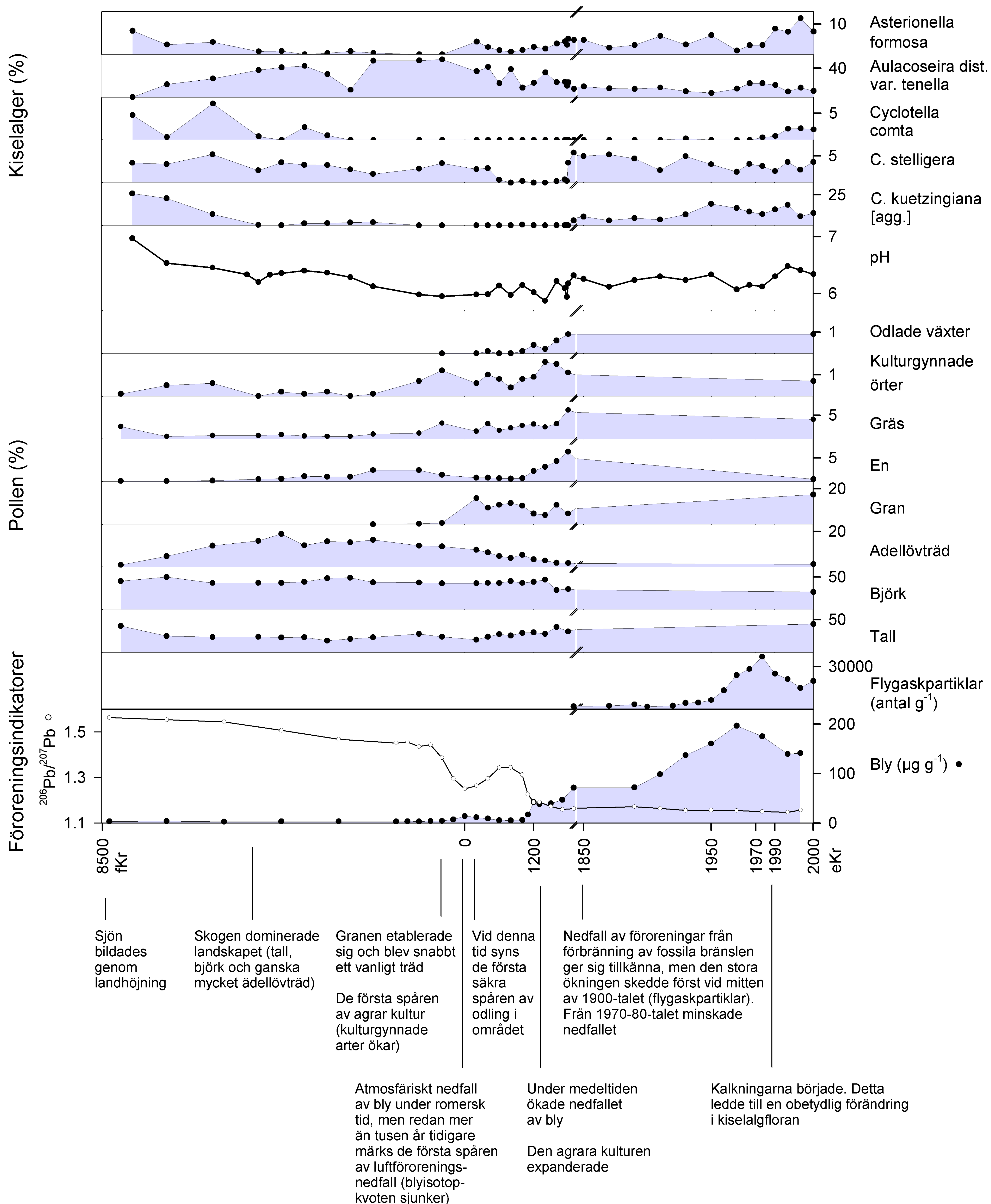
Enligt kiselalger i sedimentet var pH relativt stabilt från ungefär 500 f.Kr. fram till medeltiden då markanvändningen i sjöns tillrinningsområde höjde värdet med 0,3 pH-enheter. Den agrara kulturen påverkade sedan sjön fram till mitten av 1900-talet då försurande nedfall började sänka pH. Botten nåddes på 1980-talet, till synes efter att kalkningarna börjat. Här måste man beakta att sjöns omsättningstid är extremt kort. Kalkningen har som väntat höjt pH och artsammansättningen visar på en svag återgång mot det förhållande som rådde i sjön under den första hälften av 1900-talet.



LÅNGSJÖN

Sjön 652412-143738, Askersunds kommun, Örebro län. Sjön är kalkad sedan 1987.

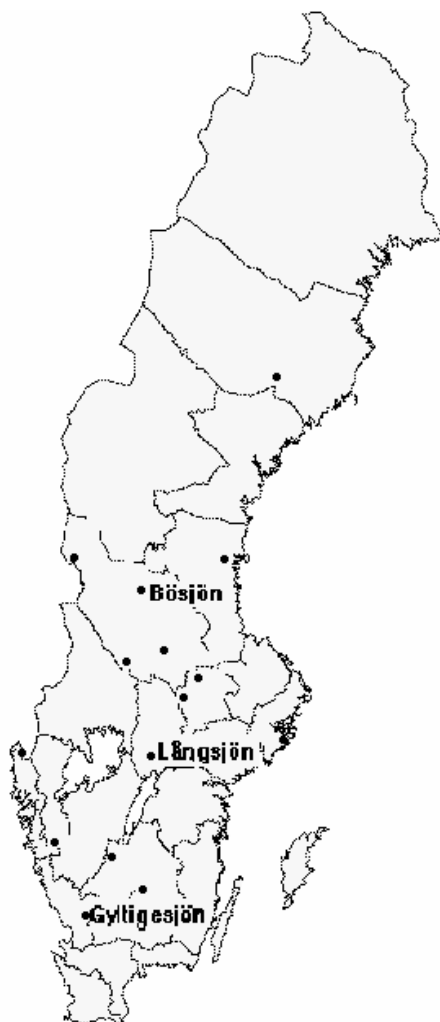
Enligt kiselalger i sedimentet sjönk pH i sjön naturligt från ca 7 just efter sjöns tillkomst för ca 10 500 år sedan till ca 6 för ungefär tretusen år sedan. Sedan pendlade pH på den nivån fram till modern tid (ca 1700-talet) när pH möjligen steg något som följd av påverkan från markanvändning. Kiselagerna visar inga egentliga tecken på att sjön skulle ha försurats på 1900-talet. Kalkningarna ledde till en måttlig pH ökning.



INLEDNING

Vid förbränning av fossila bränslen bildas bland annat svaveldioxid, som är den främsta orsaken till ett av Sveriges största miljöproblem, försurningen av mark och vatten. Under den senare delen av 1900-talet har en kamp om pH-värden och neutraliseringsförmåga förts och en av de metoder som använts är kalkning.

År 1976 började statliga bidrag delas ut för kalkningsverksamhet och sedan dess har 7 500 sjöar, 12 000 km vattendrag och 1 600 våtmarker kalkats i större eller mindre omfattning. Den önskade effekten av denna behandling har varit att den naturliga floran och faunan ska kunna leva kvar och att olika organismer ska kunna återkolonisera de områden de försvunnit ifrån på grund av försurningen. Målet har också varit att höja pH över 6 och alkaliniteten över 50 $\mu\text{ekv/l}$. Sedan senare delen av 1970-talet har ett antal uppföljningsprogram till kalkningsverksamheten bedrivits. År 1989 startades ett av de mer omfattande programmen, IKEU (Integrerad KalkningsEffektUppföljning), vars huvudsyfte är att studera den långsiktiga effekten av kalkning i försurade vatten. I målsättningen ingår att studera om kalkningen återskapar sjöars naturliga tillstånd med avseende på artsammansättning och biologisk mångfald samt att bedöma om det förekommer oönskade effekter. I studien ingår 13 sjöar och 12 vattendrag vilka analyserats med avseende på fiskpopulation, bottenfauna, djurplankton, växtplankton och vattenkemi (Söderbäck 1997). Sedan 1999 ingår även en paleolimnologisk del för att undersöka sjöarnas utveckling från förindustriell tid fram till idag. Denna del i IKEU-projektet har tidigare genomförts i Källsjön (Korsman *et al.* 2000), Stengårdshultasjön (Gählman *et al.* 2001), samt Stensjön och Gyslättsjön (Ek *et al.* 2001).



Figur 1. De tre sjöarna i denna rapport, Bösjön, Gyltigesjön och Långsjön. Övriga IKEU-sjöar är markerade med en punkt (Institutionen för miljöanalys 2002).

Paleolimnologiska undersökningar inbegriper en rad metoder som tar oss längre bakåt i tiden än våra sentida arkiv och mätdata kan göra. Dessa metoder kan användas för att få en bild av en sjös utveckling från den senaste istidens slut fram till idag. Här finns

t.ex. kiselalger som kan berätta om sjöns pH-utveckling, pollen som vittnar om områdets vegetationshistoria, och flygaska och bly som är indikatorer på belastningen av luftföroreningar (Berghlund 1986; Last & Smol 2001; Smol *et al.* 2001). Tidigare paleolimnologiska undersökningar har bland annat påvisat en långsam naturlig ökning av surhetsgraden i ett flertal av våra sjöar samt en alkaliseringsfas i sydsvenska klarvattensjöar under jordbrukets uppgång och storhetstid (Renberg *et al.* 1993a). Detta är viktig kunskap i diskussionen om vilket tillstånd hos våra sjöar som är eftersträfvansvärt i samband med kalkning.

I denna rapport redovisas resultaten från den paleolimnologiska undersökningen i tre av de sjöar som ingår i IKEU-projektet: Bösjön, Gyltigesjön, och Långsjön (Fig. 1).

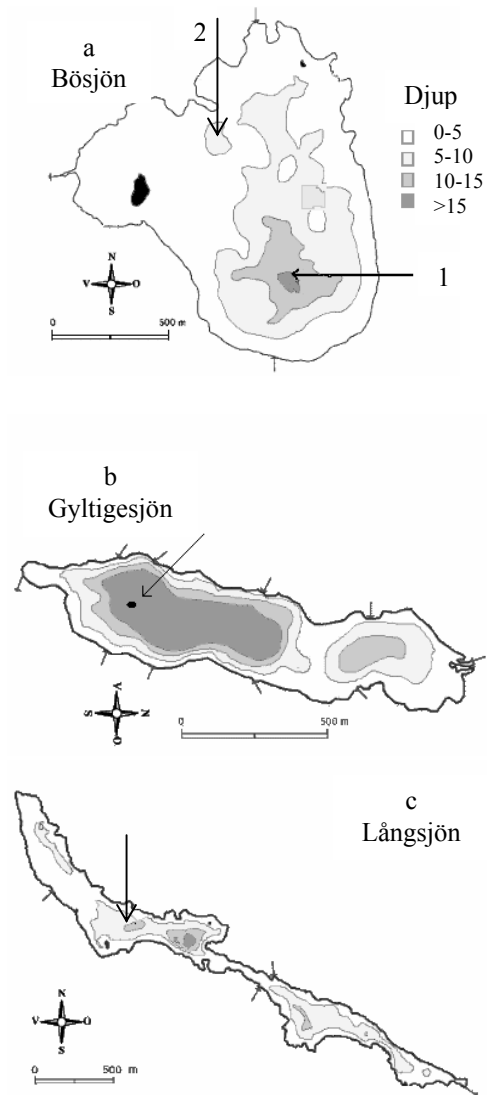
MATERIAL OCH METODER

SEDIMENTPROVTAGNING OCH GLÖDFÖRLUST

Sjösediment avsätts kontinuerligt under året och genom åren, vilket ger arkiv med tidskontinuitet från det att sjöarna bildades fram till idag. Provtagningen sker lättast från is, i detta fall gjordes den våren 2001 och 2002. Sedimentproverna togs i ackumulationsbotten i sjöarnas djupare delar för att undvika för stor inverkan av våg och strömrörelser samt bioturbation. I djupområden kan man också få ett representativt prov som speglar hela sjön (Hilton 1985; Hilton *et al.* 1986). I Figur 2 redovisas var proverna togs i Bösjön, Gyltigesjön och Långsjön.

Vid provtagningen av sedimentet användes i detta fall två olika utrustningar, dels frysprovtagare för de översta ~70 cm och dels en rysk torvborr för det djupare och kompaktare sedimentet.

Frysprovtagaren är en ihålig metallkil, vilken fylls med etanol och kolsyreis för att sedan sänkas ned i den övre delen av sedimentet (Fig. 3a). Sedimentet fryser fast på utsidan av provtagaren och kan därefter försiktigt tas loss och bevaras i fruset tillstånd. En



Figur 2. Djupkarta över a) Bösjön b) Gyltigesjön och c) Långsjön. (Institutionen för miljöanalys 2002). En pil visar var proverna togs.

utförligare beskrivning av frysprovtagaren finns i Renberg & Hansson (1993).

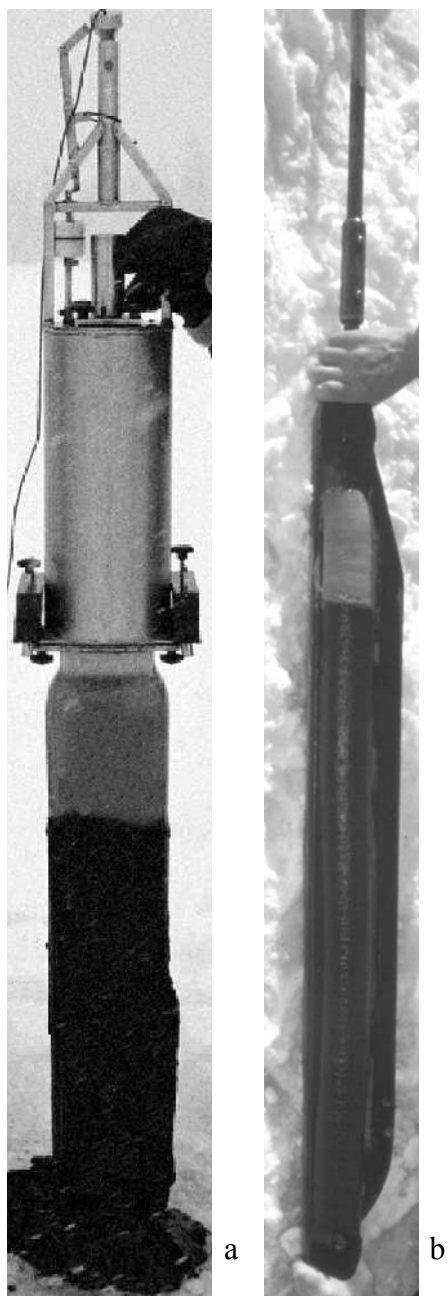
Med den ryska torvborren tas halvcylinderformade, en meter långa sedimentproppar, med överlappning, kontinuerligt genom hela sedimentlagerföljden, alternativt så långt ned som utrustningen klarar av (Fig. 3b). Beskrivning av denna provtagare finns i Aaby & Digerfeldt (1986).

För att göra den allra basalaste karaktäriseringen av sedimentet, nämligen bestämma halten organiskt material, gjordes glödförlustanalys. Prover togs med 10 cm (Gyltigesjön, Långsjön) alternativt 1-2 cm (Bösjön) intervall i propparna från den ryska torvborren. Drygt 1 cm³ sediment torkades först vid 105°C under ett dygn och glödgades sedan vid 550°C i 4 timmar.

BLY OCH ANDRA ÄMNEN

Bly har under lång tid ansetts vara en modern luftförorening som börjat förekomma i och med industrialiseringen. Under 1990-talet har dock flera paleolimnologiska undersökningar (Renberg *et al.* 1994, 2000; Brännvall *et al.* 1997, 1999, 2001; Bindler *et al.* 1999) visat att bly förekommit som luftförorening sedan före Kristi födelse. Man måste gå så långt tillbaka i tiden som 3000-4000 år för att återfinna något som skulle kunna kallas naturliga förhållanden vad gäller blykoncentration och ²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb-sammansättning i svenska sjöar.

Ungefär 2000 f.Kr. påbörjades en era av metallproduktion i Europa, bland annat var silver eftertraktat och man bröt blyhaltiga silvermalmer. Denna, Europas första metallindustri, hade sin topp under romartidens storhetstid, runt år 0 och ebbade sedan i stort sett ut i samband med romarrikets fall. Under ett flertal århundraden var sedan gruvdriften låg i Europa för att under medeltidens ekonomiska tillväxt återigen öka med en topp runt 1200-talet. En nedgång av produktionen skedde i slutet av medeltiden och en låg nivå nåddes runt 1350 i samband med digerdöden. Efter 1450 utvecklades ny teknik för att utvinna silver ur kopparmalm vilket krävde stora mängder bly. Gruvdriften i Europa fick en renässansperiod fram till 1530-talet då ameri-



Figur 3. a) Frysprovtagaren användes för att provta de översta ~70 cm av sjösedimentet. b) Med den ryska torvborren togs en serie med en meter långa proppar kontinuerligt genom sjöarnas hela sedimentlager.

kanska naturresurser började utnyttjas. Industrialiseringen på 1800-talet innebar ökade föroreningsutsläpp, och efter andra världskriget fram till 1970-talet skedde en explosionsartad ökning av användningen av blyad bensin, vilket bidrog till höga föroreningsnivåer.

Alla dessa tidsepoker med uppgångar och nedgångar i användningen av bly kan spåras i sedimenten i svenska sjöar i blykoncentrationen och isotopsammansättningen. Då olika berggrundsområden och blymalmer i världen har olika isotopsammansättning av bly kan man i viss utsträckning identifiera varifrån blyföroreningarna kommit (Brännvall *et al.* 2001; Renberg *et al.* 2002).

Den omfattande användningen och möjligheten att källbestämma blyet i sediment, gör bly till en bra indikator på spridning och nedfall av luftburna föroreningar genom tiderna (Brännvall 2000). Ett annat användningsområde är datering av sedimentet (Renberg *et al.* 2001).

Blyanalys utförs genom att 0,2 g (i vissa fall 0,1 g) frystorkat sediment vägs in i teflonrör. Behandling sker sedan med salpetersyra och perklorsyra (10:1) för att lösa upp organiskt material och lättlösliga mineraler. ICP-MS teknik användes vid analysen och den utfördes av Birgitta Olsson och Ove Emteryd vid Miljöforskningslaboratoriet, Institutionen för skogsekologi, SLU, Umeå.

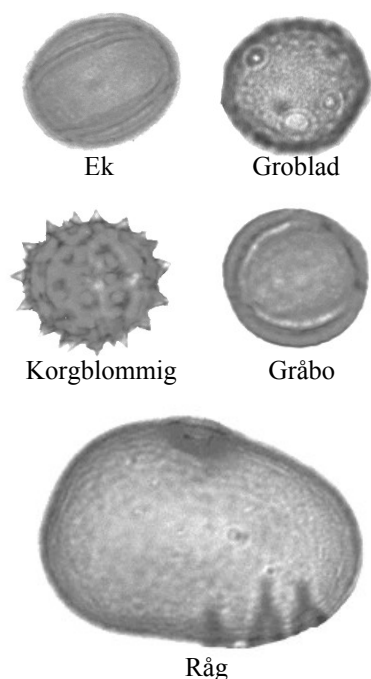
I Bösjön och Gyltigesjön gjordes även analys av andra ämnen med samma teknik som för blyanalyserna. De analyserade ämnena är Al, As, Ca, Cd, Co, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Ni, Se och Zn.

FLYGASKA

Vid förbränning av olja och kol i högtemperaturanläggningar bildas förutom föroreningar i gasfas också flygaska, som kan transporteras långa sträckor i luften innan den deponeras. Mängden flygaska i sediment och i markens ytskikt har visat sig ha en god korrelation med storleken på svavelnedfallet över Sverige (Wik & Renberg 1991). En viss karaktäristisk typ av flygaska – SCP (Spheroidal



Figur 4. Svepelektronmikroskopbild av en flygaskpartikel. Dessa består av ett ihåligt kolskelett och är oftast mellan 5 och 30 µm stora.



Figur 5. Foton av några utvalda pollen, tagna i ljusmikroskop. Groblad, gråbo och korgblommiga växter indikerar tillsammans ett kulturpåverkat landskap, medan råg är ett tydligt tecken på odling.

Carbonaceous fly-ash Particles) – är mikroskopiska, sfäriska, svarta partiklar, vilka lätt identifieras i stereomikroskop (Fig. 4). Förbränning av fossila bränslen kom igång på allvar under 1800-talets mitt och under 1950-talet kan man se en ökad mängd flygaska med en kulmen under 1970-talet. Den därefter nedgående trenden beror främst på förbättrad reningsteknik. Utvecklingen går att följa med hjälp av analys av flygaskpartiklar i sjösediment (Renberg & Wik 1985a, 1985b; Wik & Renberg 1991, 1996).

Vid prepareringen kokas ett uttaget sedimentprov i väteperoxid för att oxidera bort organiskt material. Därefter sker tvättning i saltsyra för att avlägsna järnföreningar och eventuella kalkförekomster. Sist tvättas proverna i avjonat vatten (ca 6 gånger). En del av suspensionen hålls i en glaspetriskål där vattnet får avdunsta innan partiklarna räknas under stereomikroskop, 50 ggr förstoring. En utförlig beskrivning av metoden finns i Wik & Renberg (1996).

POLLEN

Med hjälp av pollenkorn (Fig. 5) som bevarats i sedimentet kan man undersöka ett tillrinningsområdes vegetations- och markanvändningshistoria. Man kan också datera vissa nivåer i sedimentet genom att identifiera olika trädslags etablering (exempelvis al och gran), och genom pollen knutna till odlingsmarker och öppna landskap kan man se hur den agrara verksamheten bredd ut sig och påverkat sjöarna (Renberg *et al.* 1993a, 1993b; Korsman *et al.* 1994; Korsman & Segerström 1998).

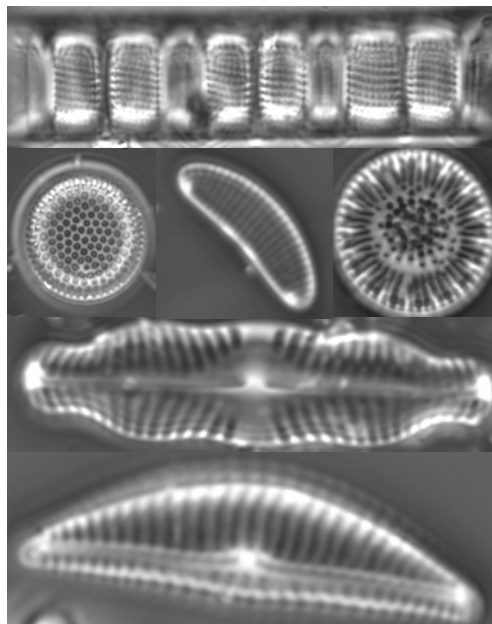
Det första steget i pollenprepareringen är behandling med fluorvätesyra för att avlägsna minerogent material. Därefter görs en acetolys med hjälp av ättiksyraanhydrid och svavelsyra i syfte att få bort organiskt material utöver pollen och sporer. För att underlätta identifieringen av pollenkornen färgas de in med safraninfärgad glycerin innan de appliceras på objektsglas och räknas i 200-600 ggr förstoring. En utförligare beskrivning av metoden samt taxonomi finns i Moore *et al.* (1991).

KISELALGER OCH pH-REKONSTRUKTION

Kiselalger är mikroskopiska organismer som lever i de flesta vatten, såsom sjöar, bäckar och hav (Fig. 6). De är känsliga för olika miljöförhållanden, däribland pH (Stoermer & Smol 1999). Under 1800-talets första hälft började man studera kiselalger i större utsträckning (Stoermer & Smol 1999). På 1950-talet, årtiondet innan debatten om försurningen blossade upp, började dessa alger användas för att rekonstruera pH, dvs. utläsa hur pH var förr (Nygaard 1956). Idag är det en etablerad metod där bevarade kiselalgskal från en sjös sedimentlager ger en bild av pH-utvecklingen i sjön genom dess historia (Battarbee *et al.* 1999).

Kiselalgerna prepareras genom att en liten mängd uttaget sediment kokas i väteperoxid för att avlägsna organiskt material. Därefter behandlas proverna med saltsyra för att lösa upp järnföreningar. På detta följer upprepade sköljningar med avjonat vatten. Sist appliceras en droppe av suspensionen på ett täckglas för att sedan monteras på objektglas. Proven räknas i faskontrast med 1000 ggr förstoring. För en utförligare beskrivning av metoden hänvisas till Renberg (1990). För varje uttagen nivå räknades ungefär 300-400 skal, vilka bestämdes till artnivå eller lägre. Taxonomin följde Camburn *et al.* (1986), Krammer & Lange-Bertalot (1986-1997) och Svensson *et al.* (1991).

Då ett pH-värde ska rekonstrueras utifrån erhållna kiselalgsdata använder man en transferfunktion. Denna byggs upp utifrån ett kalibreringsdataset som består av vattenkemidata och data för kiselalgsammansättningen i ytsedimentet hos ett stort antal sjöar. Med matematisk modellering har man sedan kopplat ihop vattenkemidata med förekomst och frekvens av olika kiselalgsarter och skapat en transferfunktion. Denna används för att översätta resultaten från kiselalgsanalyserna i de undersökta sjöarnas sedimentproppar (här Bösjön, Gyttigesjön och Långsjön) till pH-värden (Birks *et al.* 1990). För Gyttigesjön och Långsjön användes kalibreringsdatasetet SWAP (the Surface Waters Acidification Project), där 178 sjöar i Sverige, Norge och Storbritannien ingår (Stevenson *et al.* 1991). För Bösjön, som ligger längre norrut i landet, användes ett



Figur 6. Foton av ett urval kiselalger, tagna i faskontrastmikroskop. Uppifrån och ned visas: *Aulacoseira [distan/subarctica]*, *Aulacoseira distans* var. *tenella*, *Eunotia [sp. 13 minutissima]*, *Cyclotella comta*, *Pinnularia mesolepta* och *Cymbella minuta*.

nordligare dataset uppbyggt av 118 sjöar i norra Sverige (Korsman & Birks 1996).

För att få ett mått på hur kiselalgsamhällets artsammansättning varierat under den undersökta tidsperioden utfördes en multivariat statistisk analys som kallas principalkomponentanalys (PCA). Denna används då artdatat uppvisar linjära samband. Där så inte är fallet har istället correspondence analysis (CA) använts. Dessa analyser ger ett mått på hur bland annat försurning och kalkning påverkar artsammansättningen i sjön. Dataprogrammet CANOCO (ter Braak 1988, 1990) användes för att utföra analyserna.

Som ett kompletterande mått på variationen i artsammansättningen beräknades ett diversitetsindex, Hill's N_2 . Detta diversitetsmått tar hänsyn till om arterna är dominerande eller sällsynta (Hill 1973, ter Braak 1990).

BÖSJÖN

OMRÅDESBESKRIVNING

Bösjön (sjönummer 680235-141799) ligger i Dalarnas län ca 15 km nordost om Älvdalen (Fig. 1). Sjön ligger 582 m ö.h. och har en yta på 1,15 km² samt en vattenvolym på 4,8 Mm³, vilken omsätts på 1,5 år. Medeldjupet ligger på strax över 4 m och det maximala djupet uppgår till 17 m. Avrinningsområdets areal är 7,3 km² och består till största delen av skog av barr och blandskogstyp (71 %). Sankmarker utgör 16 % av ytan och 14 % består av vatten och upptas framför allt av Bösjön själv.

Sjön har kalkats 6 gånger sedan 1983 och omkringliggande våtmarker har kalkats fyra gånger sedan 1987. Före kalkningen inleddes uppmättes ett lägsta pH på 5,7 (Söderbäck 1997). Under perioden 1989-2000 har pH haft ett medelvärde på 6,6 med ett lägsta värde i augusti 1992 på 5,8 och ett högsta värde 1997 på pH 7,5.

Neutraliseringsförmågan (alkaliniteten) har till stor del följt kalkningstillfällena med värden över 100 $\mu\text{ekv/l}$ strax efter kalkning och därefter fallande värden till nästa kalkningstillfälle. Medelvärdet under perioden har varit 105 $\mu\text{ekv/l}$.

Sjön har enligt Naturvårdsverket låg halt av TOC (totalt organiskt kol) med ett medelvärde på 6 mg/l (Naturvårdsverket 2000).

Sulfathalten har haft ett medelvärde på 45 $\mu\text{ekv/l}$ mellan åren 1989-2000. Fram till 1998 låg värdena till största delen runt 50 $\mu\text{ekv/l}$. Därefter skedde en nedgång som år 2000 hamnade runt 35 $\mu\text{ekv/l}$.

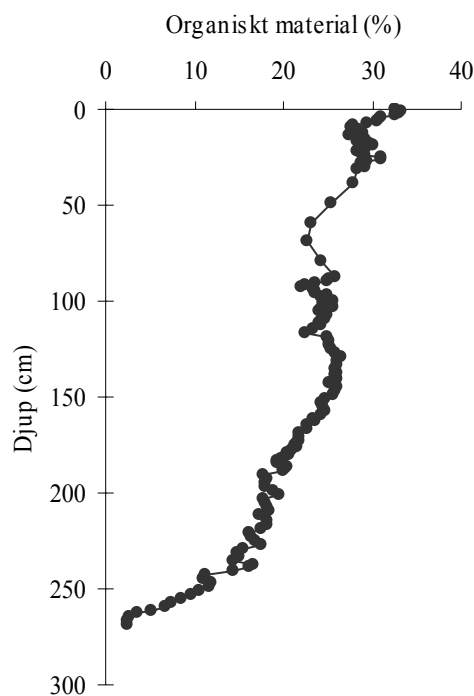
Ovanstående information är hämtad från hemsidan för Institutionen för miljöanalys, SLU, Uppsala (Institutionen för miljöanalys 2002). För ytterligare information om sjön hänvisas till denna hemsida samt till Söderbäck (1997).

RESULTAT

Sedimentprovtagning, sediment och glödförlust

Den första provtagningen av Bösjön skedde vårvintern 2001 på ett djup av 16,5 m i den södra djuphålan (Fig. 2). Vid detta tillfälle togs endast två frysproppar då det fanns ett, för den ryska torvborren, ogenomträngligt minerogent lager på ca 70 cm sedimentdjup. De flesta analyser av Bösjöns sediment i denna rapport är gjorda på materialet från en av fryspropparna.

Ett återbesök till sjön gjordes i februari 2002 för att undersöka möjligheten att ta proppar med den ryska torvborren i en djuphåla i sjöns nordvästra del (Fig. 2). Inget minerogent lager motsvarande det i den södra djuphålan påträffades och en serie av proppar togs på 6,9 m djup (totalt 260 cm sediment). Från denna propp har här kompletterats med djupare blyanalyser. Pollenanalyser från denna propp utförs i skrivande stund av Annika Holmgren, Miljöförändringsanalys, Umeå universitet, som ett led i hennes doktorandprojekt om människans tidiga påverkan på sjöar.



Figur 7. Halten organiskt material (% glödförlust) i Bösjön, i proppen som togs i nordvästra delen av sjön på 6,9 m djup.

Att det minerogena lagret endast återfinns i den ena djuphålan förklaras troligtvis med ett kraftigt inflöde av minerogent material via sjöns södra inlopp (Fig. 2a) från någon störning i tillrinningsområdet eller ett strandras. Detta material sedimenterar sedan relativt snabbt ned i den närmaste djuphålan och sprider sig inte vidare över sjöns hela bottenyta. Alternativt kan ett kraftigare ras ha skett i sjöbotten som har ganska bruten bottenpografi.

Glödförlustanalys utfördes av Annika Holmgren, Miljöförändringsanalys, Umeå universitet, på proppen från nordvästra delen av sjön. Resultaten visar att mängden organiskt material ökar från sedimentets djupaste delar och uppåt, vilket förklaras med naturliga processer. Runt 150 cm djup sker en stabilisering och därefter ligger glödförlusten runt 25 % fram till 50 cm där den återigen börjar öka och hamnar i toppen av sedimentet strax över 30 % (Fig. 7).

Bly och andra ämnen

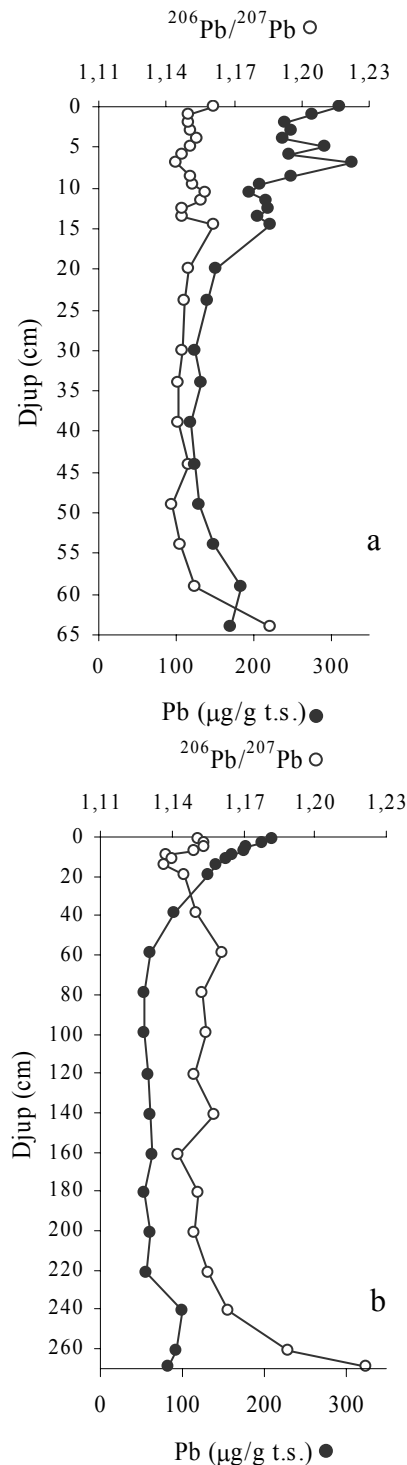
Koncentrationen av bly i Bösjöns sediment ligger på ovanligt höga värden genom hela proppen (Fig. 8b). Från 240 cm till 60 cm djup pendlar värdena mellan 55 och 65 $\mu\text{g/g}$ torrt sediment (t.s.). Det skiljer sig kraftigt från normala svenska bakgrundsvärden som ligger klart under 10 $\mu\text{g/g}$ t.s., ofta under 5 $\mu\text{g/g}$ t.s. i denna typ av sjö (Brännvall *et al.* 2001). Även $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -kvoten avviker från normala svenska bakgrundsvärden ($\geq 1,3$) och ligger upp till 60 cm djup mellan 1,15-1,16. Då både koncentration och isotopkvot har relativt konstanta värden från botten upp till 60 cm sedimentdjup kan man slå fast att den höga blykoncentrationen och den låga isotopkvoten inte har med mänsklig påverkan att göra, utan beror på naturligt läckage av bly från sjöns omgivning. Detta styrks också av att ett stråk av leptit i berggrunden norr om sjön uppvisar synliga förekomster av blyutfällningar. Från detta område rinner Hyttbäcken som mynnar ut i Bösjön (Pedersen, pers. kom.).

Från 14 till 9 cm sedimentdjup sjunker kvoten något för att sedan återgå till värden runt 1,15. Från 20 cm sedimentdjup ökar koncentrationen mot ytan och i toppen mäter den strax över 200 $\mu\text{g/g}$ t.s..

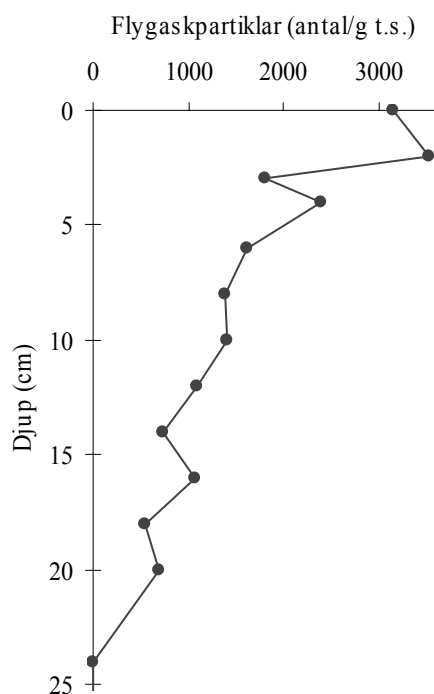
I frysproppen från den södra djuphålan ligger värdena för isotopkvoten från 60 cm till 20 cm på relativt lika värden som de i den nordvästra hålan, runt 1,15 medan koncentrationen bly är ungefär 3 gånger högre i den södra djuphålan (Fig. 8a). Denna skillnad i koncentration kan förklaras med olika sedimentationsförhållanden i de två djuphålor. Vid 15 cm sedimentdjup sker en ökning av blykoncentrationen från 150 till 220 $\mu\text{g/g}$ t.s.. Blykoncentrationen ökar sedan ytterligare och når som högst cirka 300 $\mu\text{g/g}$ t.s.. Här bidrar naturligtvis den atmosfäriska depositionen, men den förhöjda blykoncentrationen kan även bero på inströmning av lokalt bly genom händelser i tillrinningsområdet såsom skogsbruk, dikning eller annan markanvändning. Ytterligare diskussion kring den mänskliga aktiviteten i Bösjöns omgivning tas upp under den sammanfattade historiken nedan. Från 20 cm upp till ytan av sedimentet sker ett flertal svängningar i blykoncentrationen, men det går inte att bland dessa urskilja något som entydigt skulle gå att datera med våra indirekta metoder. Det går inte heller att se någon minskad inverkan av föroreningar genom en nedgång av koncentrationen i ytan som det gör i många andra sjöar, exempelvis de tidigare undersökta IKEU-sjöarna Stengårdshultasjön (Gählman *et al.* 2001) samt Stensjön och Gyslättsjön (Ek *et al.* 2001).

I de nedersta nivåerna av sedimentlagerföljden (>250 cm sedimentdjup) samt i det nedersta provet från frysproppen (65 cm), som är uttaget i raslagret i den södra djuphålan, ligger $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -kvoten förhållandevis högre än den gör i det riktiga sjösedimentet (Fig. 8). Detta kan förklaras med att det minerogena materialet i raslagret och i jorden som underlagrar sjön härstammar från istiden och kan komma långväga ifrån och inte vara påverkat av bly från malmen vid sjön.

$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -kvoten i de moderna luftföroreningarna och i det bly som kommer från tillrinningsområdet har för lika värden för att blyisotopanalys ska vara en riktigt bra metod för att avgöra hur mycket som kommer från olika källor. Det finns nämligen minst tre källor som bidrar till kvoten och koncentrationen



Figur 8. Blykoncentration och isotopkvot i Bösjöns a) sediment från frysproppen från södra delen av sjön samt b) den långa kompletterande proppen från nordvästra delen av sjön.



Figur 9. Antal flygaskpartiklar (SCP) per gram torrsubstans i Bösjöns fryspropp.

av bly i Bösjöns sediment: atmosfäriskt deponerat föroreningsbly (1,13-1,17), det minerogena materialet från istiden (>1,18) och blymalmen i området (~1,03). Värdet för blymalmen är hämtat från en undersökning som är gjord i sjöar runt Falu koppargruva (Ek & Renberg 2001).

På samma sätt som sentida föroreningar från bilavgaser m.m. är svåra att urskilja är de förindustriella luftföroreningarna det. Den höga naturliga koncentrationen och den låga isotopkvoten gör att varken medeltidens eller romarrikets påverkan syns.

Ett flertal av de övriga analyserade ämnena i Bösjön (nordvästra djuphålan) ökar i förekomst runt 2 cm sedimentdjup (Al, Ca, Cd, Co, Fe, K, Li, Mg, Mn, Ni och Zn), medan Mo minskar vid samma nivå (Bilaga 1). Detta är ett troligt resultat av kalkningen, antingen direkt då vissa metaller ingår som beståndsdelar i kalken, eller indirekt då ett höjt pH ger förändrade fysikalisk-kemiska förhållandena i vattnet och sedimentet. Wällstedt (2002) visar på liknande resultat med bland annat signifikant högre koncentrationer i sedimentet av Al, As, Cd, Co, Fe, Ni, Pb, Zn och P i kalkade sjöar jämfört med försurade.

Flygaska

Vid ca 20 cm sedimentdjup börjar SCP förekomma, vilket torde motsvara starten på industrialiseringen kring mitten av 1800-talet (Fig. 9). Därefter syns en långsamt stigande trend fram till ca 5 cm djup då det sker en kraftigare uppgång från knappt 1500 till drygt 3500 partiklar. Denna form på kurvan över deposition av flygaska är relativt otypisk och det går inte att tydligt urskilja fler tidsperioder än starten på industrialiseringen. Orsaken till detta kan vara resuspension av material från grundare delar av sjön eller till och med att mindre ras skett i botten även ovanför 60-70 cm-nivån.

Kiselalger och pH-rekonstruktion

Det nedersta provet i frysproppen, som är taget strax ovanför det minerogena lagret som hindrade djupare provtagning, domineras av *Cyclotella kuetzingiana* agg. Även *C. meneghiniana*, *Aulacoseira italica* var. *valida* och *A. distans* var. *alpigena* är relativt vanliga

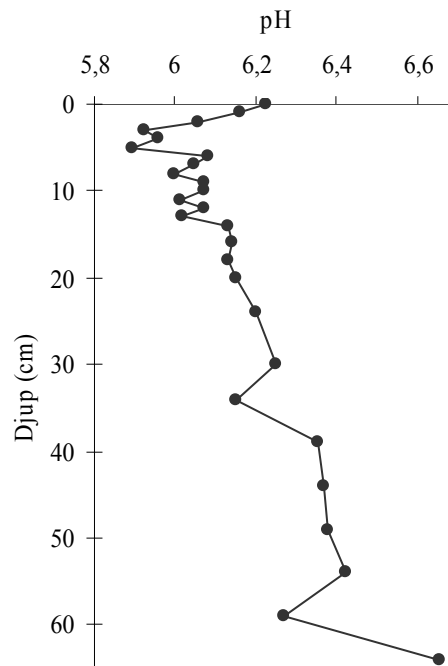
kiselalger (Bilaga 2). Från 60 cm sedimentdjup och uppåt minskade mängden *C. kuetzingiana* agg. men denna artgrupp var fortfarande vanligt förekommande. Det är en planktonisk artgrupp som tyder på relativt högt pH i sjön. De övriga arterna som var vanliga längst ned uppträder sedan endast sporadiskt. Vid 45 cm djup skedde en uppgång av *Aulacoseira* [*distans/ subarctica*].

Vid 15 cm nivå minskar förekomsten av *C. kuetzingiana* agg. samtidigt som ett flertal arter som gynnas av surare förhållanden börjar öka, exempelvis *Peronia fibula*, *Eunotia incisa*, *Actinella punctata*, *Surirella delicatissima*, *Surirella linearis* och *Tabellaria binalis*. I sydsvenska sjöar har *Tabellaria binalis* visat sig vara en viktig försurningsindikator och kan där uppträda rikligt (Renberg *et al.* 1993b). Dessa arter förekommer här i mycket små mängder när de dyker upp, vilket man måste ta i beaktande, tendensen till en förändring finns dock. I de översta proverna kan man skimra en återhämtning av *C. kuetzingiana* agg. och *Aulacoseira* [*distans/ subarctica*] samt en svag uppgång av *Achnanthes minutissima* agg., vilket är en respons på kalkning.

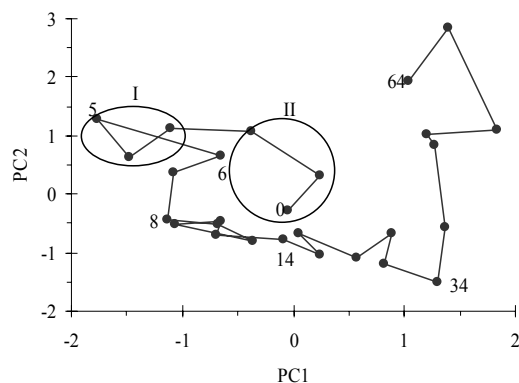
Från 65 cm djup upp till 6 cm sker enligt kiselalgsanalysen en långsamt nedåtgående trend i pH-värde, från knappt 6,7 till strax över 6,0 (Fig. 10). Vid 5 cm (1960-talet) sjunker pH med nästan 0,2 enheter till strax över 5,9 för att sedan öka mot ytan till 6,2. Denna utveckling representerar en försurning med efterföljande kalkningseffekt.

Det lägsta pH-värdet som är uppmätt före kalkning är 5,7, vilket skiljer sig marginellt från det rekonstruerade på 5,9. Från det att en kalkningsrespons är märkbar (ca 2 cm) ligger de rekonstruerade värdena mellan 5,9 och 6,2, medan det medelvärde som erhålls från de uppmätta värdena från 1989 till 2000 ligger på 6,6.

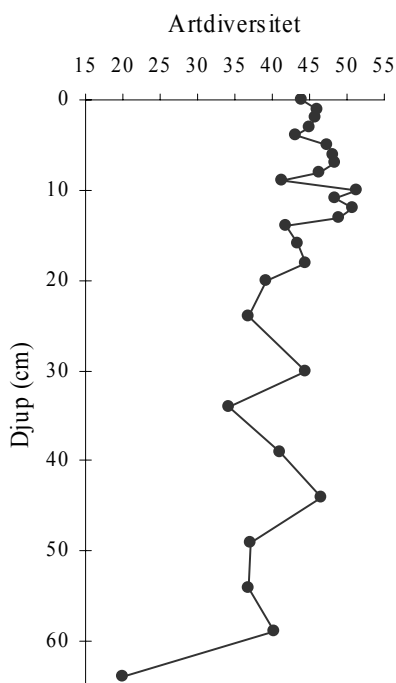
Skillnaden i mätta och rekonstruerade värden kan ha sin grund i såväl mätningarna av pH i sjön som rekonstruktionstekniken. Mätta värden och årsmedelvärden kan påverkas av när under året som mätningarna är gjorda. Varje enskild mätning visar värdet vid den tidpunkten som provet togs i vattnet medan de



Figur 10. Rekonstruerat pH i Bösjön.



Figur 11. PCA av förändringar i artsammansättningen i Bösjön. Varje punkt motsvarar en nivå i sedimentet och ju närmare varandra punkterna är desto mer lik artsammansättning har de. Siffrorna anger sedimentdjupet i centimeter för vissa punkter och de romerska siffrorna anger numrering av grupperingar.



Figur 12. Förändringar i artdiversitet (Hill's N_2) hos kiselalger analyserade i Bösjöns sediment.

rekonstruerade pH-värdena är medelvärden för en längre tidsperiod. Hur lång tid beror på provets tjocklek, sedimentationshastighet, graden av omrörning av sedimentet i övergången mellan vatten och sediment, samt den sekundära sedimentationen av material som resuspenderas från grundare områden. Omrörningen och den sekundära sedimentationen dämpar snabba förändringar, vilket blir särskilt uppenbart i riktigt sura sjöar som kalkas, men bilden finns där ändå som visats till exempel i Lysevatten (Renberg & Hultberg 1992).

I den CA-analys som först utfördes överskuggar förekomsten av *Cyclotella meneghiniana* i fryspropens bottenprov (65 cm) de övriga förändringar som sker i artsammansättningen. För att möjliggöra en detektion av andra förändringar i artsammansättningen gjordes därför även en PCA-analys på samtliga prover förutom bottenprovet (Fig. 11). Första principalkomponenten (PC1) har en förklaringsgrad på 19,8 % medan PC2 förklarar 9,9 % av variationen i kiselalgsamhället. PC1 följer till stor del pH-utvecklingen i sjön, med ett kiselalgsamhälle som anpassas till ett naturligt sjunkande pH under största delen av sjöns här kartlagda historia. Mellan 14 och 6 cm sker ett flertal fluktuationer i artsammansättningen och mot ytan reagerar kiselalgsammansättningen på försurning (I) och kalkning (II). Kiselalgsammansättningen i ytan liknar enligt PC1 den som förekom runt 15 cm sedimentdjup (slutet av 1800-talet), dvs. före modern försurning. Från botten av sedimentet och upp till 34 cm samt från 8 cm och upp till ytan sker relativt stora förändringar i artsammansättningen orsakade av andra faktorer än pH, vilket uttrycks i form av förändringar längs andra principalkomponenten. Det går inte att identifiera vilka dessa andra faktorer är med de analyser som utförts i detta arbete.

Diversiteten av kiselalger i Bösjön (mätt som Hill's N_2) har fluktuerat under hela den undersökta perioden, men generellt sett har den ökat något från äldre nivåer upp till ytan och nutid. Det går dock inte att urskilja någon effekt av försurning eller kalkning på artdiversiteten i sjön (Fig. 12).

SAMMANFATTAD HISTORIK

Vi har här enbart undersökt den senare delen av sjöns utveckling noggrant då ett hårt minerogent lager förhindrade provtagning av hela sedimentlagerföljden vid det första besöket till Bösjön. En senare provtagning i en annan djuphåla resulterade i en 260 cm lång sedimentlagerföljd från vilken kompletterande glödförlust och blyanalyser har utförts.

Med hjälp av SCP och blyanalyser kan vi konstatera att vi har en sedimentlagerföljd från det första provtagningstillfället som går längre tillbaka i tiden än industriell tid. Utifrån bedömningen att de översta 20 cm av sedimentet motsvarar ca 150 år kan man extrapolera nedåt i sedimentet och göra ett antagande att 60 cm sedimentdjup åtminstone motsvarar mitten av 1500-talet (det vill säga 450 år på 60 cm). Sedan 1600-talet och framåt finns belägg för att det i Bösjöns omgivningarna funnits flera ängslogar med tillhörande hävd (Lindén 1974). Lindén nämner också i sin inventering av fåbodar 1663-64 ”bjösjö gamla prästfåbodar”, vilka återfinns på dagens karta som prästvallen ungefär en halv kilometer väster om sjön (Lindén 1974). Det finns indikationer på att denna prästvall var aktiv redan 1595 då en tvist mellan Per Olofsson i Kråkberg och kyrkoherden herr Olof om ett fåbodställe är registrerad i bevarade domböcker. Här nämns dock inte fåbodarnas namn (Pettersson & Karlsson 1999). Man kan även nämna den omfattande mänskliga aktiviteten inom metallhanteringen i Dalarna sedan lång tid tillbaka, till exempel tar Finnström (1996) upp hanteringen av järn. Med tanke på den mänskliga aktiviteten i området sedan lång tid tillbaka, kan vi inte dra slutsatsen att vi i botten av frysproppen har antropogent opåverkade förhållanden.

Sjön uppvisar höga koncentrationer bly genom hela sedimentlagerföljden och $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -kvoten ligger förhållandevis lågt om man jämför med andra svenska sjöar (Brännvall *et al.* 1999; Brännvall *et al.* 2001). Både koncentrationen och isotopkvoten ligger på en jämn nivå genom proppens nedre del vilket tyder på att de ovanliga värdena är ett naturligt tillstånd för denna sjö. Det har även visat sig att berggrunden runt Bösjön innehåller relativt höga halter bly.

Genom sjöns historia fram till 1800-talet sker inga drastiska förändringar i sjön. Blyvärdena ligger på en konstant nivå och pH sjunker i jämn takt med markens åldrande. Vid mitten av 1800-talet sker den första större förändringen. Nedfall av storskaliga luftburna föroreningar visar sig genom förekomst av SCP. De relativt stora svängningar i både blykoncentrationen och $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -kvoten som sker i blykurvorna från 20 cm upp mot ytan av sedimentet är svårtolkade och man kan inte tydligt se någon topp runt 1970-talet eller återhämtning mot ytan som uppvisas i många andra sjöar (Brännvall *et al.* 2001).

Vid 5 cm sedimentdjup sker en nedgång i det rekonstruerade pH-värdet, vilket kan förklaras med att en antropogen försurning sker i sjön. 3 cm högre upp i sedimentet stiger pH-värdet igen. Detta är effekten av den kalkning som påbörjades i sjön 1983 och som sedan ger ytterligare pH-höjning mot ytan. Den totala effekten av kalkningen blir enligt rekonstruktionen en höjning av värdet med 0,3 pH-enheter och en återgång i artsammansättningen av kiselalger till 1800-talets flora.

Med tanke på de ovanliga berggrundsförhållandena runt Bösjön, med höga koncentrationer bly, är det inte en sjö som representerar det stora flertalet svenska skogssjöar. Man bör därför vara försiktig med hur man använder den som referenssjö.

GYLTIGESJÖN

OMRÅDESBESKRIVNING

Gyltigesjön (sjönummer 629489-133906) ligger i Hallands län norr om Simlångsdalen och ingår i ett av Fylleåns sjökomplex (Fig. 1). Dess totala area är 0,40 km², medeldjupet är 9,1 m och det maximala djupet är 20 m. Vattenvolymen i sjön är 3,6 Mm³ och omsättningstiden är mycket kort, 0,03 år. Sjön ligger 65,7 m ö.h. och har ett avrinningsområde på 182 km². Den främsta naturtypen i avrinningsområdet är skog, som idag utgör 61 % av ytan. En fjärdedel av ytan består av sankmark och en mindre del (8 %) utgörs av öppen mark. De resterande 6 % utgörs av vatten, däribland sjön själv.

Sedan 1982 har kalkning skett årligen med hjälp av doserare uppströms Gyltigesjön vid Ryaberg. Kalkning har också skett i ett flertal sjöar uppströms Gyltigesjön. Dessförinnan var det lägsta uppmätta pH-värdet i sjön 5,3 (Söderbäck 1997). Medelvärde för pH har under perioden 1989-2000 legat på 6,8, med max- och minvärden inom 0,5 pH-enheter.

Alkaliniteten har under samma period haft ett medelvärde av 200 µekv/l. Vid 4 tillfällen under de 11 åren har alkaliniteten gått ned under 100 µekv/l, med ett lägsta värde i april 1992 på 73 µekv/l. Maxvärdet, 341 µekv/l, uppnåddes i september 1995.

TOC, totalt organiskt kol, har under perioden 1989-2000 haft ett medelvärde på 10 mg/l. I enlighet med Naturvårdsverkets indelning, klassificeras detta till måttligt hög halt (Naturvårdesverket 2000).

Medelvärde för svaveldepositionen under åren 1989-2000 är 150 µekv/l. En avtagande trend i sulfathalten syns framför allt från 1998 till år 2000, men bland annat på grund av sjöns snabba omsättningstid är mellanårsvariationerna stora.

Ovanstående information är hämtad från Hemsidan för Institutionen för miljöanalys, SLU, Uppsala (Institutionen för miljöanalys 2002). För ytterligare

information om sjön hänvisas till denna hemsida samt till Söderbäck (1997).

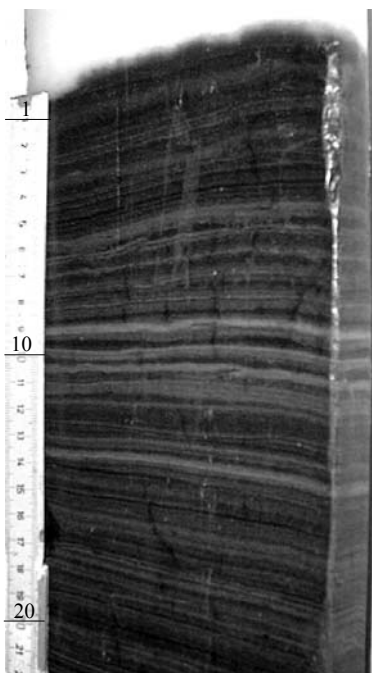
RESULTAT

Sedimentprovtagning, sediment och glödförlust

Två frysproppar och en serie proppar med ryska torvborren togs. De sträcker sig tillsammans ungefär 4,2 m ned i sedimentet.

Gyltigesjön har en mycket kraftig sedimenttillväxt. Hela sedimentsekvensen sträcker sig endast tillbaka till något före år 0 enligt blyanalyserna, vilket innebär en genomsnittlig sedimentationstillväxt på ca 1,8 mm per år i det kompakterade sedimentet och högre nära sedimentytan. Detta kan jämföras med exempelvis de sydsvenska sjöar som ingick i Renberg *et al.* (1993b), där sedimentationstillväxten ligger under 0,5 mm/år. Av de undersökta sjöarna hade endast Stora Lången ett högre värde på drygt 1 mm/år (jämförelsen inkluderar enbart de sjöar som daterats med ^{14}C).

Under vissa speciella förutsättningar bildas lamineringar, eller varv, i en sjös sediment. Dessa uppkommer endast då ingen omrörning sker av ytsedimentet, varken genom fysiska faktorer såsom våg- och strömrörelser eller biologiska faktorer, främst bottenlevande djur. Detta innebär att sjön bör vara relativt djup (>6 m) och åtminstone periodvis under året vara syrgasfri vid botten för att undvika biologisk aktivitet. Varv i sjöar, som representerar årliga lager, består normalt av omväxlande organiskt och minerogent material vilket ger upphov till färgskiftningar (Pettersson 1996). Gyltigesjön har vid provtagningarna visat sig ha syrgasfritt bottenvatten under framför allt augusti och september nästan varje år (Institutionen för miljöanalys 2002), och så bör det ha varit under många år eftersom sedimentet i de översta 60-70 cm av sedimentlagerföljden är laminerat (Fig. 13). Från 13,5 cm sedimentdjup och uppåt finns det 18 par av ljusa och mörka lager som kan tolkas som varv (år). Ett flertal av de ljusa lagren är tjocka. Det översta varvet är 1,5 cm tjockt medan varven nedanför 13,5 cm är 0,5 cm och de blir sedan allt tunnare längre ned, vilket man kan förvänta sig som följd av sedimentkompaktion. De tjockare, ljusa



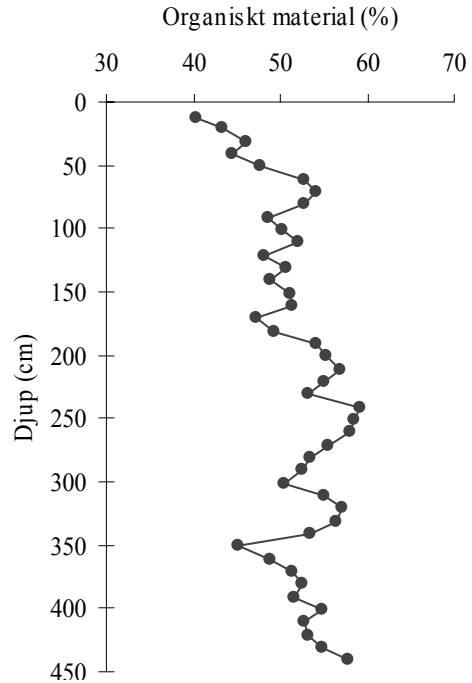
Figur 13. Fotot visar frysproppen från Gyltigesjöns översta sediment där man tydligt kan urskilja lamineringar. Siffrorna i kanten anger sedimentdjup.

varven i de översta 13,5 cm av sedimentet är sannolikt kopplade till kalkningarna, åtminstone är halten av bland annat Ca och Mg högre i denna del av sedimentet (Bilaga 3).

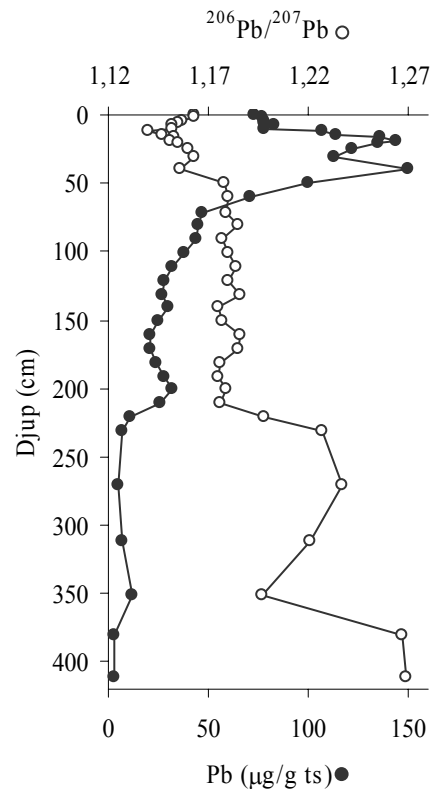
Glödförlustanalysen visar på en relativt hög halt organiskt material (runt 50 %) genom hela proppen förutom i de översta delarna av sedimentet där den sjunker till ungefär 40 % vid 10 cm djup (Fig. 14).

Bly och andra ämnen

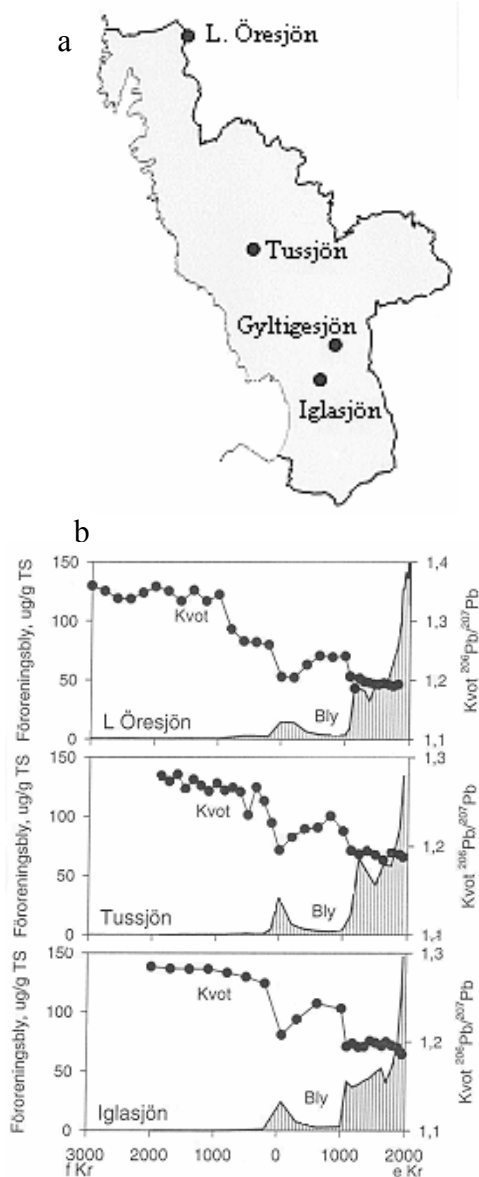
Blykoncentrationen och $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -kvoten i nedersta delen av Gyltigesjöns sedimentpropp ligger på $3 \mu\text{g/g}$ torrt sediment (t.s.) respektive 1,27 (Fig. 15). På 350 cm djup sker en svag uppgång i blykoncentrationen, vilken åtföljs av en tydlig nedgång i isotopkvoten från 1,27 till 1,20. Detta orsakas av det romerska våldet, som via luftburna föroreningar påverkar svenska sjöar (Brännvall 2000). Ovanför denna nivå sker en återhämtning i både koncentration och kvot innan ett tydligt inflytande av medeltidens (1000-talet och framåt) expanderande gruvdrift i Europa gör sig gällande på 220 cm djup där koncentrationen ökar från 7 till $31 \mu\text{g/g}$ t.s. och kvoten sjunker till 1,18. Efter detta ligger värdena på en relativt stabil nivå upp till ungefär 50-60 cm djup där en kraftig uppgång i koncentrationen och även en nedgång i kvoten från 1,18 till 1,16 påbörjas. En dubbeltopp i koncentrationen återfinns mellan 40 och 18 cm med en efterföljande nedgång. Isotopkvoten visar en relativt tydligt avgränsad nedgång med ett lägsta värde (1,14) vid 12 cm och en påföljande uppgång. Här kan man dra slutsatsen att 1850-talets ökande användning av fossila bränslen tillsammans med industrialiseringen ger starten på förändringen i koncentration och kvot vid drygt 50 cm djup. Vid jämförelse med kurvan över flygaska kan man också anta att toppen vid 18 cm motsvarar 1970-talet. Det mönster som blykoncentrationen och isotopkvoten i Gyltigesjön visar från nedre delen av sedimentet upp till toppen överensstämmer mycket väl med exempelvis Lilla Öresjön, Tussjön och Iglasjön, vilka även de ligger i Halland (Fig. 16). Alla dessa sjöar visar att ett omfattande nedfall av luftburna blyföroreningar förekommit ända sedan medeltiden.



Figur 14. Halten organiskt material (% glödförlust) i Gyltigesjön.



Figur 15. Blykoncentration och isotopkvot i Gyltigesjöns sediment.



Figur 16. a) Lilla Öresjön, Tussjön och Iglasjön belägna i Hallands län. b) Blykoncentration och isotopkvot ($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$) för de tre sjöarna. (Bild från Länsstyrelsen i Halland 2000 efter data från Brännvall *et al.* 2001).

Från 15 till 12 cm sedimentdjup sker en ökning av koncentrationen Cd, Ca och Zn samtidigt som Mo börjar sjunka (Bilaga 3). Vid 9 cm finns en topp i koncentrationen av Al, K, Li, Mg och Ni och en ökning av koncentrationen Co. Zn ökar ytterligare samtidigt som Mo fortsätter att minska. Koncentrationen av Ca har en topp vid 6 cm sedimentdjup. Dessa förändringar kan kopplas samman med kalkningsverksamheten som pågått i sjön kontinuerligt sedan början av 1980-talet. Wällstedt (2002) visar på liknande skillnader i metallkoncentrationer i sediment hos kalkade och okalkade sjöar.

Flygaska

Flygaskanalyserna i Gyltigesjön visar på ett klassiskt mönster (Fig. 17). Mitten av 1800-talet återfinns vid sedimentdjupet 50 cm där flygaska börjar förekomma i större utsträckning. Därefter hålls antalet SCP på en relativt konstant nivå strax under 3000 partiklar/g t.s. upp till 21 cm sedimentdjup. Här börjar en uppgång som avslutas med ett maxvärde på nästan 24 000 partiklar/g t.s. vid 18 cm. Dessa två nivåer (21 respektive 18 cm) dateras till 1950 respektive 1970-talet. Från 18 cm sker en nedgång till drygt 2000 partiklar/g t.s. och en stabilisering sker därefter på drygt 5000 partiklar/g t.s. från 6 cm upp till ytan.

Pollen

Omgivningen runt Gyltigesjön dominerades för 2000-3000 år sedan av lövskog bestående av björk, ek, lind, alm och ask samt av tall (Bilaga 4). Vid sjön fanns också rikligt med al. Kulturgynnade växter förekommer i sjöns omgivning under hela den undersökta perioden. Runt 250 cm sedimentdjup finns de första indikationerna på odling och även en uppgång av mängden enpollen (*Juniperus*) visar på ett öppnare landskap. Vid 200 cm djup sker ytterligare förändringar mot en öppnare omgivning. Mängden gräs ökar och större mängder ljungpollen visar att de för Halland typiska ljunghedarna börjat breda ut sig (Malmström 1939). Mängden ädellövträd minskar mot sedimentytan och från 180 cm djup gör granen sitt inträde i regionen. På den grova dateringskurva som ges av de indirekta dateringsmetoderna vi använt (Fig. 18) kan man utläsa att

agrar verksamhet påbörjades cirka 800 e.Kr., ljunghedarna började breda ut sig under början av 1000-talet och granen invandrade ungefär samtidigt.

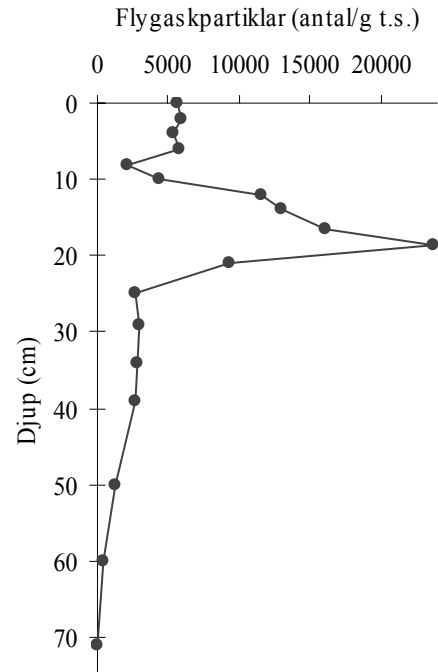
Kiselalger och pH-rekonstruktion

Runt 200 cm sedimentdjup sker den första påtagliga förändringen av artsammansättningen i Gyltigesjöns kiselalgsflora. *Achnanthes minutissima* agg. och *Fragilaria virescens* var. *exigua* ökar i förekomst samtidigt som *Frustulia rhomboides* var. *viridula* och *Achnanthes conspicua* försvinner (Bilaga 5). Dessa förändringar återspeglas i pH-diagrammet där värdet stiger med 0,3 pH-enheter mellan 230 och 190 cm sedimentdjup, dvs. under medeltiden (Fig. 19). En alkaliseringsfas har inletts med troligt ursprung i människans uppodling av landskapet (Renberg *et al.* 1993a). Detta stöds också av pollenanalyserna.

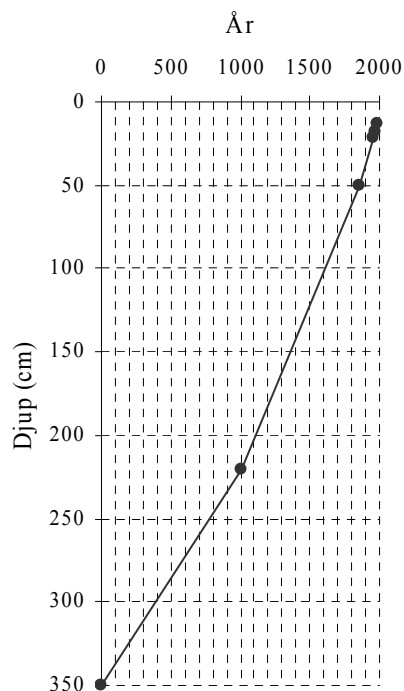
Vid 20 cm djup, under 1950-talet, sker en uppgång av *Tabellaria flocculosa* och *Frustulia rhomboides* var. *viridula* vilka gynnas av ett lägre pH-värde (Bilaga 5 och 6). Detta motsvarar starten på en nedgång av pH från 6 till drygt 5,5 och visar på ett försurningsförlopp. Den huvudsakliga nedgången sker mellan 14 och 12 cm sedimentdjup. Från nivåerna runt 10 cm, vilket motsvarar 1980-talet, vänds denna utveckling. Mängden *Tabellaria flocculosa* minskar och *Cyclotella comta* ökar i förekomst samtidigt som trenden på pH-kurvan vänds och pH stiger till som mest 6,1. Orsaken till dessa förändringar är att kalkningsverksamhet påbörjats i sjösystemet.

Det lägsta rekonstruerade värdet orsakat av den moderna försurningen återfinns på 12 cm sedimentdjup medan de första tecknen på kalkning syns vid 13,5 cm i och med ökad halt av bland annat Ca i sedimentet. Detta tyder på att kalkningen inte gett en omedelbar effekt på pH-värdet i sjön, vilket bland annat kan bero på den snabba omsättningstiden i sjön.

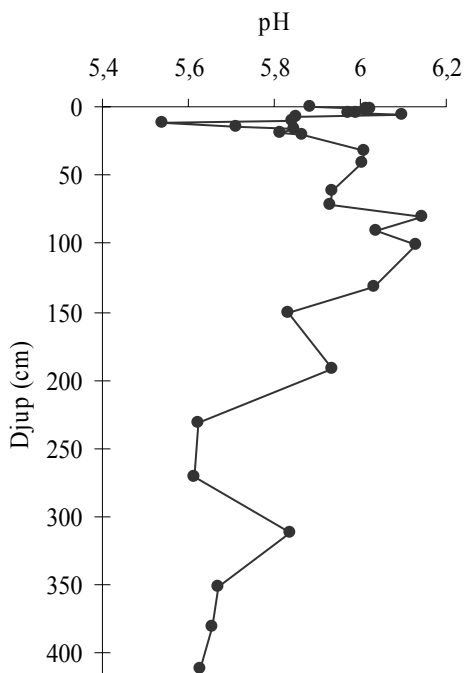
Det lägsta uppmätta pH-värdet före kalkning var 5,3 i Gyltigesjön medan det lägsta rekonstruerade pH-värdet är 5,8. Det uppmätta medelvärdet under perioden 1989-2000 är 6,8 och alla uppmätta värden ligger inom $\pm 0,5$ enheter. Det rekonstruerade värdet



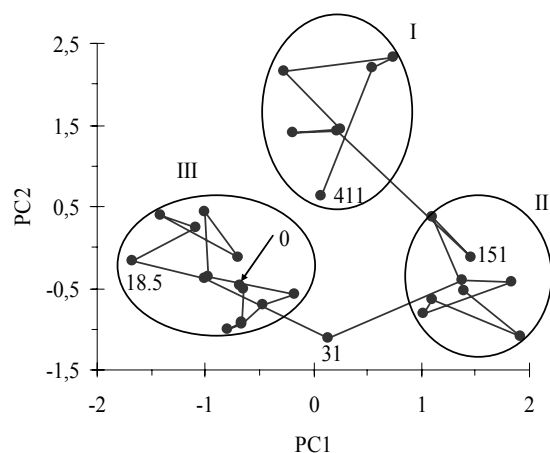
Figur 17. Antal flygaskpartiklar (SCP) per gram torrsubstans i Gyltigesjöns sediment.



Figur 18. Diagram över förhållandet mellan djup och ålder i Gyltigesjöns sediment utifrån de indirekta dateringsmetoder som redovisas i texten.



Figur 19. Rekonstruerat pH i Gyltigesjön.



Figur 20. PCA av förändringar i artsammansättningen i Gyltigesjön. Varje punkt motsvarar en nivå i sedimentet och ju närmare varandra punkterna är desto mer lik artsammansättning har de. Siffrorna anger sedimentdjupet för vissa punkter och de romerska siffrorna anger nummer på grupperingar.

från kalkningens start till idag ligger mellan 5,8 och 6,1. Här, liksom i Bösjön, är en del av förklaringen att kiselalger i proven representerar ett medelvärde för den tidsperiod som provet omfattar och inte ett enskilt värde. Skillnaden mellan uppmätt och rekonstruerat värde kan till viss del också förklaras av sedimentationsförhållanden. Ingen egentlig bioturbation kan ha skett eftersom sedimentet är laminerat men resuspension av sediment från grundare områden kan ha påverkat de rekonstruerade värdena.

Principalkomponentanalysen (PCA) i Gyltigesjön visar på stora fluktuationer i artsammansättningen genom proppen (Fig. 20) och det är ett flertal arter snarare än enskilda som inverkar på detta mönster. Även de låga förklaringsgraderna (PC1 på 11,3 % och PC2 på 6,1 %) tyder på ett komplext system av faktorer som inverkar på sjöns kiselalgsamhälle. Ur diagrammet kan man utläsa tre perioder i sjöns utveckling (markerade med cirklar). De nedersta nivåerna i sedimentet bildar den första sammanhållna gruppen (grupp I i diagrammet) med arter som *Eunotia incisa*, *E. pectinalis*, *Achnanthes conspicua*, *A. austriaca* var. *helvetica* och *Frustulia rhomboides* var. *viridula*. Mellan 190 och 150 cm (den senare delen av medeltiden) sker en kraftig förändring och sedan ligger artsammansättningen relativt väl grupperad (II) med bland annat arter som *Cyclotella kuetzingiana* agg., *Achnanthes minutissima* agg., *A. marginulata*, *Cymbella perpusilla* och *C. microcephala* fram till 30 cm då värdet sjunker längs PC1. De översta 20 cm bildar den tredje grupperingen (III) som innefattar den moderna försurningen samt kalkningen med arter som *Tabellaria flocculosa* och *Fragilaria construens* var. *venter*. PC1 följer pH-utvecklingen i sjön och visar på förändringar i artsammansättningen under både den antropogent inducerade alkaliseringsen (II) och försurningen med påföljande kalkning (III). Enligt PCA-analyserna resulterar kalkningen i en svag återgång mot en artsammansättning som fanns under den tidigare delen av försurningsfasen men även här förekommer stora svängningar.

Artdiversiteten (Hill's N_2) av kiselalger i sjön ökade något från ca 200 cm djup (ungefär 1000 e.Kr.) för

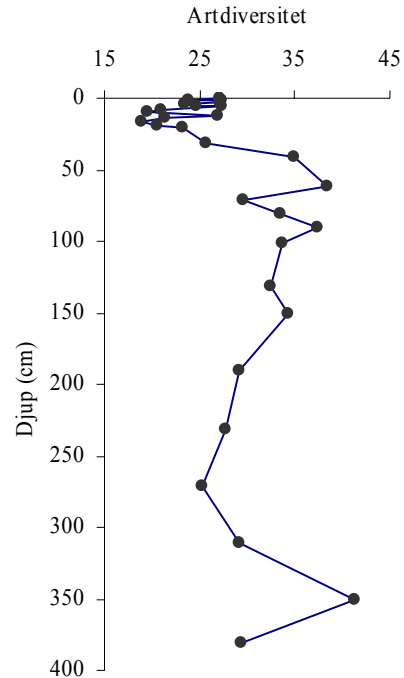
att sedan runt 30 cm börja sjunka (Fig. 21). Dessa variationer i artrikedom sker i samband med pH-förändringar kopplade till agrar verksamhet och försurningsförloppet. Det går inte att utläsa någon tydlig effekt av kalkningen på artdiversiteten.

SAMMANFATTAD HISTORIK

Deglaciationen i Gyltigesjöns omgivning skedde för ungefär 12 500 år sedan (Fredén 1994), medan den del av sjöns historia som vi kan ta del av här börjar ungefär 10 000 år senare, några århundraden före Kristi födelse. Vi kan därför inte i denna rapport uttala oss om hur sjön har förändrats under den förhistoriska perioden fram till ca 500 f.Kr. Vid provtagningen lyckades vi inte komma djupare än 4,2 m ned i sedimentet och för att nå deglaciationen skulle det krävas en ny provtagning med annan utrustning. Det finns förmodligen många meter sediment till i denna sjö som har ovanligt hög sedimenttillväxt i djuphålan.

Förekomst av pollen från kulturgynnade växter i botten av den studerade proppen visar att det funnits mänsklig påverkan i området tidigare än 500 f.Kr. Uppodling av området visas tydligt genom förekomst av pollen från odlade växter och ett höjt pH i sjön runt medeltidens början (ungefär 1000 e.Kr.). Därefter ligger pH på ett generellt högre värde än tidigare. Både förändringarna i pH och den tydliga blyföroreningskurvan är klassiska och förekommer i ett flertal svenska sjöar (Renberg *et al.* 1993a, 1993b; Brännvall 2000). Även nedfall av luftburna föroreningar från förbränning av fossila bränslen indikerat av förekomst av flygaska uppvisar ett sedan tidigare känt mönster (Renberg & Wik 1985a, 1985b; Wik & Renberg 1991, 1996).

Den avsevärda minskningen av blyhalten och den ökade isotopkvoten från 1970-talet fram till idag är en följd av den minskande användningen av blyad bensin och den mycket tydliga nedgången i antalet flygaskpartiklar är en återspeglning av förbättrade reningsmetoder inom industrin och i värmeverk. Resultaten visar på en klar förbättring vad gäller föroreningsituationen i området.



Figur 21. Förändringar i artdiversitet (Hill's N_2) hos kiselalger analyserade i Gyltigesjöns sediment.

Den tydliga försurning som sker i sjön, från ungefär 1930 till 1980-talet, sänker pH-värdet till obetydligt under det värde som rekonstruerats före uppgången orsakad av agrar verksamhet med start i medeltiden. Kalkningen återskapar det pH-värde som rådde i sjön före försurningen och kiselalgernas artsammansättningen får en svag tillbakagång mot de förhållanden som fanns under den tidiga delen av försurningsfasen.

LÅNGSJÖN

OMRÅDESBESKRIVNING

Långsjön (sjönummer 652412-143738) ligger i Örebro län, 13 km västsydväst om Askersund, 141 m ö.h. (Fig. 1). Sjön har en area på 0,67 km² och ett genomsnittligt djup på 4,2 m. Den djupaste delen av sjön uppmäter 17,8 m och vattenvolymen är 2,9 Mm³. Omsättningstiden för Långsjön är 1,5 år och dess avrinningsområde är 6,1 km². Avrinningsområdet består till drygt tre fjärdedelar av skog av barr och blandskogstyp. En tiondel består av vatten, dominerat av sjöns egen yta. I övrigt är det främst olika typer av öppen mark såsom hygge, myr och åkermark.

Långsjön har kalkats vid sex tillfällen med helikopter sedan augusti 1987. Det första året samt 1992 och 1998 skedde kalkning i en uppströms liggande sjö, Hultatärnen. 1987 gjordes även en våtmarkskalkning och 1992 och 1998 kalkades sjön direkt. Lägsta pH som uppmättes före kalkningen påbörjades var 4,6 (Söderbäck 1997). Medelvärde på pH under perioden 1989 till 2000 har varit 6,3, det lägsta värdet uppmättes i april 1989 till 5,6 (16 m djup) och det högsta, pH 7, i ytvattnet 1994. pH-värdena ligger generellt högre efter kalkningstillfällena 1992 och 1998.

Alkaliniteten hade under motsvarande period (1989-2000) ett medelvärde på 85 µekv/l. Även här kan man följa kalkningens påverkan, åren direkt efter kalkningarna 1992 och 1998 låg värdena över 100

$\mu\text{ekv/l}$. Maxvärdet, 169 $\mu\text{ekv/l}$, uppmättes vid två tillfällen under 1993.

Mängden totalt organiskt kol (TOC) har under perioden 1989-2000 haft ett medelvärde på 11,5 mg/l, vilket enligt Naturvårdsverkets klassificering anses vara måttligt hög halt (Naturvårdsverket 2000).

Sulfathalten har från 1989 till omkring 1998 legat mellan 150 och 200 $\mu\text{ekv/l}$ och var långsamt sjunkande, och 1999 sjönk den till omkring 100 $\mu\text{ekv/l}$ och har sedan dess hållit sig där.

Ovanstående information är hämtad från Hemsidan för Institutionen för miljöanalys, SLU, Uppsala (Institutionen för miljöanalys 2002). För ytterligare information om sjön hänvisas till denna hemsida samt Söderbäck (1997).

RESULTAT

Sedimentprovtagning, sediment och glödförlust

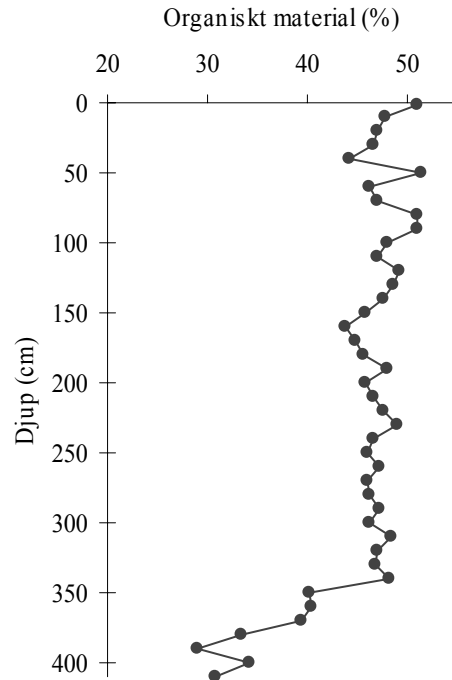
Två frysproppar togs och propparna från den ryska torvborren går ned till ett sedimentdjup av 4,3 m i Långsjön. Sedimentet övergår i botten till mineraliskt material.

Halten organiskt material ökar relativt kraftigt mellan 410 och 340 cm sedimentdjup i Långsjön. Därefter ligger glödförlusten konstant mellan 45 och 50 % hela vägen upp till ytan (Fig. 22). Dessa höga glödförlustvärden förekommer bara i skogssjöar med små eller inga inlopp.

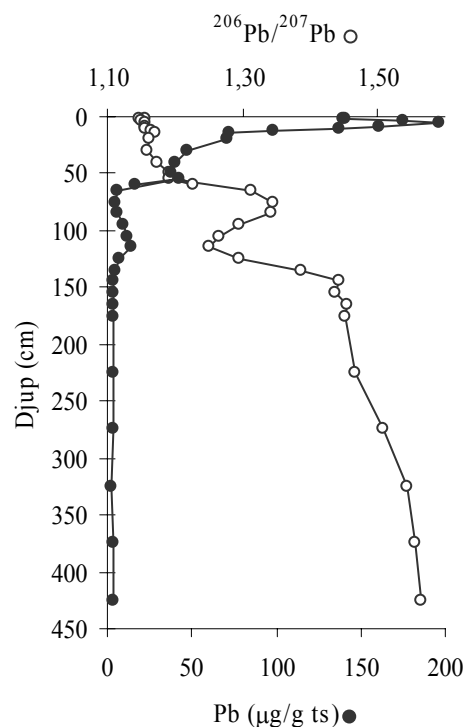
Bly

En normal bakgrundskvot för $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ ligger i Sverige över 1,3 (Brännvall *et al.* 1999) och bakgrundskoncentrationen ligger för det mesta långt under 10 $\mu\text{g/g}$ torrt sediment (t.s.) (Brännvall *et al.* 2001). Vid jämförelse med dessa värden är koncentrationen och kvoten i Långsjöns djupaste sedimentprover normala bakgrundsförhållanden (3 $\mu\text{g/g}$ t.s. respektive 1,55) (Fig. 23).

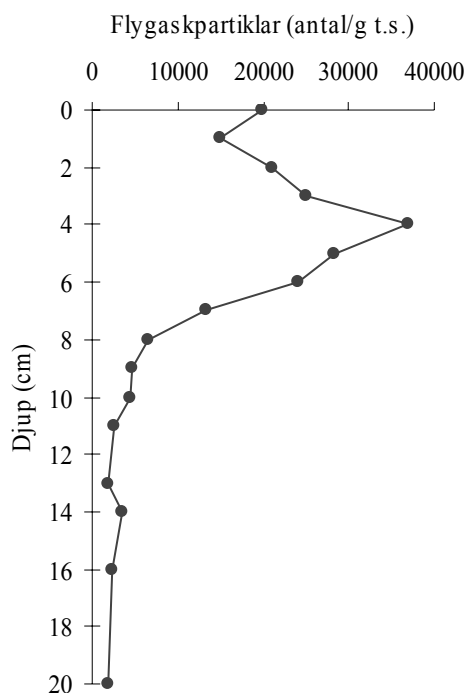
Trenden i förändringar över tiden av både koncentration och kvot följer också den sedan



Figur 22. Halten organiskt material (% glödförlust) i Långsjöns sediment.



Figur 23. Blykoncentration och isotopkvot i Långsjöns sediment.



Figur 24. Antal flygaskpartiklar (SCP) per gram torrsubstans i Långsjöns sediment.

tidigare kända utvecklingen i svenska sjöar (Renberg *et al.* 1994, 2000; Brännvall 2000). Runt 115 cm djup återfinns romartidens luftföroreningsperiod som yttrar sig som en svag uppgång i koncentrationen och en stor förändring av kvoten från 1,44 till 1,25. En återgång mot bakgrundsförhållandena sker från 115 cm till 65 cm djup innan medeltidens (1000-talet och framåt) metallindustri ger en uppgång i koncentration från 6 µg/g t.s. till 40 µg/g t.s. och en motsvarande nedgång i isotopkvoten från 1,34 till 1,19. Därefter ökar koncentrationen ytterligare och från 14 cm upp till 6 cm förändras den från 70 till 200 µg/g t.s. samtidigt som isotopkvoten går ner.

Blykoncentrationen och isotopkvoten förändras redan vid 14 cm, innan flygaskanalysen visar på ökad mängd flygaska och därmed ökad föroreningsbelastning från förbränning av fossila bränslen. Detta kan motsvara mitten av 1800-talet då industrialiseringen startade. Det finns troligtvis också en lokal inverkan från den zinkgruva som ligger ca 1,5 mil öster om Långsjön vid Ämmeberg, där verksamheten började drivas i större omfattning under första delen av 1800-talet (Haugard 1944). Det har tidigare visats att denna gruvverksamhet har inverkat på Vättern genom förhöjd koncentration bly och sänkt isotopkvot i sedimentet (Englund 2002).

Efter andra världskriget ökar användningen av alkylbly med låg $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -kvot i bensin, vilket leder till ytterligare sänkning av isotopkvoten och ökad blykoncentration i Långsjöns sediment. Toppen mellan 4 och 6 cm motsvarar kulmen på föroreningsbelastningen från blyad bensin på 1970-talet. I de översta centimetrarna av sedimentet sker en minskning av blykoncentrationen och en tendens till ökning av isotopkvoten från 1,15 till 1,16 vilket reflekterar ett ökat miljötänkande och blyfri bensin.

Flygaska

Antalet flygaskpartiklar ligger på en konstant nivå med ca 3000 partiklar/g t.s. från 20 till 8 cm djup (Fig. 24). Från 8 cm skjuter värdena uppåt med en tydlig topp på drygt 35 000 partiklar vid 4 cm och sedan en nedgång till mellan 15 000 och 20 000 partiklar vid ytan. Utifrån dessa resultat och

historiken kring förbrukningen av olja och kol kan man anta att uppgången vid 8 cm djup representerar 1950-talet och toppen runt 4 cm djup motsvarar 1970-talet.

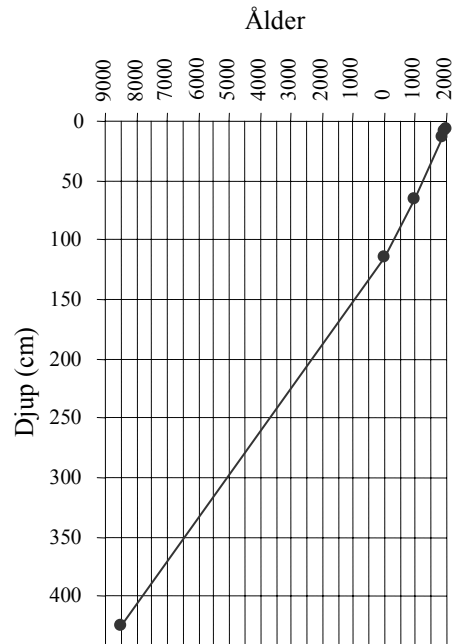
Pollen

I pollendiagrammet kan man konstatera att området runt Långsjön dominerats av björk, tall och al sedan sjön bildades (Bilaga 7). Det har också funnits ädellövträd såsom ek, lind, alm och ask. Dessa börjar successivt avta från ca 150 cm djup samtidigt som ökade mängder en, gräs och kulturgynnade växter visar på ett öppnare landskap. Ungefär vid 110 cm djup gör granen sitt intåg och bildar sedan en väsentlig del av de skogbildande trädarterna. 20 cm högre upp i sedimentet börjar pollen från odlade växter dyka upp och från 65 cm sedimentdjup förekommer de kontinuerligt upp till sedimentytan. Med hjälp av den sedimentationstillväxt som ges av de indirekta dateringar som redovisas i denna rapport (Fig. 25) kan man grovt uppskatta att 1000 f. Kr. förekom antropogen påverkan genom till exempel bete. Ca 1000 e. Kr. började man odla i området och denna aktivitet har sedan satt sin prägel på omgivningen.

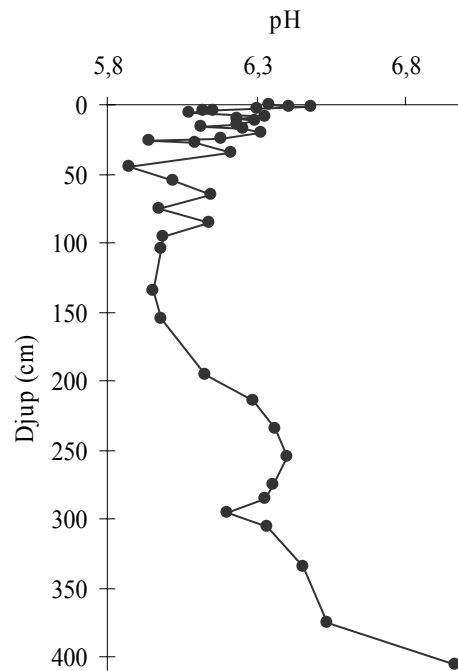
Kiselalger och pH-rekonstruktion

Från botten av den ryska proppen uppåt mot ytan kan vissa nivåer identifieras där artsammansättningen förändras (Bilaga 8). Från 370 cm djup (cirka 9000 år sedan) sker en nedgång av *Cyclotella kuetzingiana* agg. och strax under 330 cm försvinner *C. comensis*. Runt 230 cm försvinner *C. comta* och ytterligare 70 cm högre upp försvinner även *C. kuetzingiana* agg. och *Aulacoseira lirata* var. *lacustris* börjar förekomma. Dessa förändringar tyder på ett dynamiskt samhälle där artsammansättningen anpassas till ett långsamt, naturligt sjunkande pH-värde. Vid det djup som enligt blyanalyserna motsvarar år 0 (115 cm djup) sker en uppgång av *Tabellaria flocculosa* agg.

Långsjön uppvisar ett naturligt försurningsförlopp från 400 cm till ca 150 cm där pH sjunker med en hel enhet (Fig. 26). Detta orsakas av markens åldrande. Därefter ligger pH på en relativt konstant nivå strax under 6 upp till 25 cm. Mellan 100 och 25 cm sker



Figur 25. Diagram över förhållandet mellan djup och ålder i Långsjön sediment utifrån de indirekta dateringsmetoder som redovisas i texten.

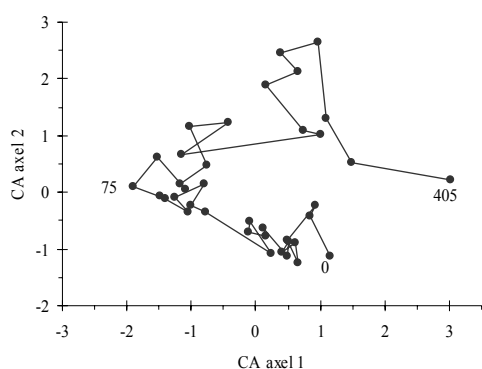


Figur 26. Rekonstruerat pH i Långsjön.

ett flertal upp och nedgångar i pH-värdet, men medelvärdet ligger fortfarande runt pH 6.

Vid 25 cm sedimentdjup (1700-tal) återkommer *C. kuetszingiana* agg. medan *Aulacoseira distans* var. *tenella*, som varit den dominerande arten i sjön under nästan hela dess historia, får en nedåtgående trend (Bilaga 8 och 9). Denna förändring i artsammansättningen är ett tecken på ökat pH och näringsgrad, vilket är ett resultat av den pågående markanvändningen i området.

Att den försurningskänsliga artgruppen *C. kuetszingiana* agg. är vanligt förekommande i sedimentet från ca 25 cm och uppåt och att även *C. stelligera* är relativt vanlig indikerar att ingen påtaglig försurning har skett i sjön under modern tid. Den ökning på drygt 0,3 pH-enheter som sker från 4 cm sedimentdjup (1980-talet) är ett resultat av kalkningen där vi ser en uppgång i *C. comta* och *Asterionella formosa*, medan *Eunotia curvata* var. *subarcuata* försvinner.



Figur 27. CA av förändringar i artsammansättningen i Långsjön. För att undvika en oproportionerlig påverkan på CA-analysen från arter med låg förekomst har dessa arter viktats ner (ter Braak 1990). Varje punkt motsvarar en nivå i sedimentet och ju närmare varandra punkterna är desto mer lik artsammansättning har de. Siffrorna anger sedimentdjupet för vissa punkter.

Medelvärdet av de uppmätta värdena i Långsjön mellan 1989 och 2000 är 6,4 och de rekonstruerade värdena från det att en kalkningseffekt är märkbar ligger mellan 6,1 och 6,5, vilket överensstämmer väl. Det lägsta uppmätta värdet i Långsjön innan kalkningen var 5,6 och det lägsta rekonstruerade var 6,1. Skillnaden förklaras, liksom i Bösjön och Gyltigesjön, av att kiselalger i sedimentet inte representerar ett enskilt datum utan ger ett medelvärde över den tidsperiod som sedimentprovet omfattar.

Förklaringsgraden som erhöles för den multivariata analysen (CA) var 12,3 % för axel 1, medan axel 2 förklarade 9,2 % av variationen i kiselalgsammansättningen (Fig 27). Förändringarna längs axel 1 följer till största delen pH-utvecklingen i sjön. En förändring av artsammansättningen sker kontinuerligt från de äldsta proverna upp till nivåerna runt 75 cm och sedan vänds trenden och återgår mot förhållanden som återfinns under den första delen av sjöns utveckling. Ingen egentlig effekt av kalkningen återfinns i toppen. Även axel 2 visar på förändringar i artsammansättningen från ungefär 75 cm och upp

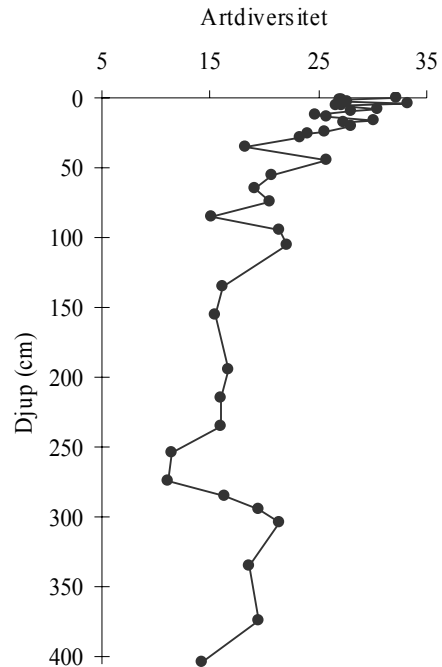
mot toppen, vilket skulle kunna vara t.ex. en effekt av agrar verksamhet i sjöns tillrinningsområde.

Hill's N_2 (Fig. 28) visar en utveckling av artdiversiteten av kiselalger i sjön som i de djupare och äldre delarna håller sig på en något lägre nivå än närmare ytan. Från 100 cm sedimentdjup finns en tendens till ökad diversitet men den huvudsakliga ökningen sker från 25 cm och upp mot ytan. Ökningen i artdiversitet sker i samband med indikationer på ett öppet landskap med jordbruksmarker.

SAMMANFATTAD HISTORIK

I Långsjön har hela sedimentlagerföljden ända tillbaka till sjöns bildande kommit med vid provtagningen. I nedre delen av proppen återfinns vi också en naturlig bakgrundshalt och $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -kvot av bly. Sjön ligger precis på gränsen till högsta kustlinjen i området vilket gör det svårt att avgöra om den bildats vid isens avsmältning eller genom landhöjning och avsnörning från havet. Eftersom sjön ligger så precis på gränsen så kan man dock anta att tiden för sjöns bildande var ungefär vid isens avsmältning för 10 500 år sedan (Fredén 1994). Därefter skedde en långsam nedåtgående trend i pH-värdet. Detta motsvarar en sänkning på ungefär 0,1 pH-enheter per årtusende och tillskrivs den långsamma naturliga försurning som påvisats i ett flertal svenska sjöar (Renberg *et al.* 1993a).

De första indikationerna i vegetationen på att människan påverkat området syns för omkring 3000 år sedan då landskapet öppnades upp och växter som trivs i kulturlandskapet gjorde sitt intåg. Några hundra år senare spreds föroreningar från romarikets metallhantering över Europa och nådde en liten topp runt Kristi födelse. Vid samma tid bredde granen ut sig i området kring sjön. Ungefär 1000 e.Kr. öppnas landskapet i Långsjöns tillrinningsområde upp ytterligare genom bland annat bete och odling av råg och korn. Samtidigt syns spåren av ännu en period av blomstrande metallindustri, medeltiden har gjort sitt intåg i Europa. Den kontinuerliga markanvändningen i tillrinningsområdet ledde till att sjön blev något näringsrikare och fick högre pH. Under modern tid finns inga tecken på någon försurning i Långsjön utan pH fortsätter vara högt och i första hand



Figur 28. Förändringar i artdiversitet (Hill's N_2) hos kiselalger analyserade i Långsjöns sediment.

påverkat av den mänskliga aktiviteten i tillrinningsområdet. Den respons som erhålls i sjön i och med kalkningen höjer pH till ett värde som tidigare endast återfinns under 250 cm djup i sedimentet, det vill säga för mer än 3500 år sedan.

DISKUSSION

Syftet med den paleolimnologiska delen av IKEU är att rekonstruera sjöarnas historia sedan förindustriell tid. I denna rapport presenteras sjöarnas historik utifrån paleolimnologiska analyser under avsnittet ”sammanfattad historik” för vardera sjö. Grundmaterialet för de paleolimnologiska analyserna är som tidigare nämnts sjösediment. Detta avsätts kontinuerligt i sjön och bildar en lagerföljd som täcker hela sjöns historia. Det finns dock en rad faktorer som påverkar sedimentationen. Bland annat förekommer resuspension av material från grundare delar av sjön. Då det sker dramatiska förändringar i sjöns miljö (exempelvis stora förändringar i pH-värdet) ger den sekundära sedimentationen av resuspenderat material en utspädningseffekt. Rekonstruktionen av sjöns miljö utifrån material i sedimentet kan alltså ge en dämpad bild av kraftiga förändringar som skett under kort tid (Renberg & Hultberg 1992).

I IKEU-projektets övergripande syften ingår tre komponenter. För det första vill man studera den långsiktiga effekten av kalkning i försurade vatten. Dessutom frågar man sig huruvida kalkningen återskapar sjöns naturliga ekosystem med avseende på artsammansättning och biologisk mångfald, samt om det förekommer oönskade effekter.

ÄR SJÖARNA FÖRSURADE?

Av de tre sjöar som ingår i den här rapporten visar rekonstruktionen av pH utifrån kiselalgsanalyser att två av dem har försurats under modern tid. Bösjöns pH sjunker med cirka 0,2 enheter vid 5 cm sedimentdjup, medan Gyltigesjöns pH sjunker med ungefär 0,5 enheter vid 30 cm sedimentdjup. Långsjön däremot uppvisar inget försurningsförlopp under modern tid. Alla tre sjöarna uppvisar dock en

respons på kalkningen, och i de övre nivåerna av sedimentet stiger pH med cirka 0,3 enheter i Bösjön och Långsjön och det dubbla (ca 0,6 enheter) i Gyltigesjön.

GER KALKNINGEN LÅNGSIKTIGA OCH OÖNSKADE EFFEKTER?

Då både försurningen och kalkningen ligger relativt nära i tiden är det svårt att uttala sig om långsiktiga och oönskade effekter i ett längre tidsperspektiv. Genom att studera kiselalgsamhällets förändring kan man dock dra slutsatser om kalkningen har förändrat artsammansättning i sjön och om den på något sätt återskapar den miljö och det kiselalgsamhälle som fanns före försurningen. Detta sammanfaller med frågeställningen om förändring av artsammansättning och diversitet som tas upp nedan.

I samband med diskussionen om långsiktiga och oönskade effekter av kalkning kan man ställa sig frågan om vad som egentligen är ett eftersträvanvärt mål med kalkningen. De två sjöar som i denna rapport analyserats med avseende på pH genom stora delar av det avsatta sedimentet uppvisar en tydlig påverkan av agrar verksamhet genom ett höjt pH-värde. Den agrara verksamheten bestod till att börja med av att man öppnade upp den slutna skogen och gjorde landskapet anpassat för bete och slätter. Detta utvecklades ofta till att även omfatta odling av grödor. Då denna verksamhet inte finns kvar i sjöarnas närområden i samma utsträckning idag kan man inte förvänta sig att det förhöjda pH-värdet i sjöarna ska bibehållas. Utifrån ett rekonstruerat pH så ligger en mer naturlig, mindre antropogent påverkad nivå ca 0,4 pH-enheter under det med kalkning erhållna i både Gyltigesjön och Långsjön.

FÖRÄNDRAS ARTSAMMANSÄTTNING OCH DIVERSITET I OCH MED KALKNING?

I två av de sjöar som ingår i denna studie (Bösjön och Gyltigesjön) kan man se att artsammansättningen förändras som resultat av modern antropogen försurning och till följd av kalkningarna. I både Bösjön och Gyltigesjön sker vid kalkningen en återgång mot ett samhälle som fanns i sjön innan försurningen även om denna återgång är svag i Gyltigesjön. I Långsjön är den enda påtagliga

antropogena influensen på kiselalgernas artsammansättning den agrara verksamhet som pågått i sjöns omgivning under lång tid. Det går inte att identifiera någon större förändring i artsammansättningen i och med kalkningen i Långsjön. Man kan dock nämna att den planktiska arten *Cyclotella comta* återkommer i både Gyltiesjön och Långsjön vid kalkningen.

Diversiteten ändras inte i samband med kalkningen i varken Bösjön, Gyltigesjön eller Långsjön. I Bösjön sker en generell ökning av diversiteten, i Gyltigesjön ökar den med agrar verksamhet och minskar med den moderna försurningen medan den i Långsjön ökar när jordbruk införs i omgivningarna.

KORT JÄMFÖRELSE MED DE FYRA TIDIGARE UNDERSÖKTA IKEU-SJÖARNA

I alla tre sjöarna som ingår i denna studie samt även i de sjöar som ingått i de tre tidigare rapporterna, Källsjön (Korsman *et al.* 2000), Stengårdshultasjön (Gählman *et al.* 2001) samt Stensjön och Gyslättsjön (Ek *et al.* 2001), finns en historia av långväga föroreningar och antropogen påverkan. En sak som skiljer sjöarna åt är den situation som rådde i dem innan kalkningen. I Gyltigesjön, Långsjön och Stengårdshultasjön finns en tydlig alkalisering orsakad av jordbruksverksamhet i sjöarnas direkta närhet. Bösjön, Stensjön, Gyslättsjön och Källsjön har däremot ett långsamt naturligt försurningsförlopp ända in i industriell tid utan någon synlig pH höjning orsakad av tidig mänsklig aktivitet. Detta kan tyda på att det inte förekommit någon agrar verksamhet i större omfattning i dessa sjöars närhet under förindustriell tid. I Stensjön ligger dock pH relativt högt (6,5-7) genom nästan hela sedimentlagerföljden, vilket gör att en alkalisering i samband med en eventuell ökad mänsklig aktivitet uteblir. Ungefär hälften av sjöarna har en mer eller mindre tydlig försurningsfas (Stengårdshultasjön, Stensjön, Bösjön och Gyltigesjön) under modern tid och alla har ett höjt pH-värde orsakat av kalkning. Det är en rad olika faktorer som har påverkat eller inte påverkat sjöarna och alla dessa faktorer har lett till den situation som råder i sjöarna idag. Den paleolimnologiska studien visar att det är viktigt att vara medveten om dessa faktorer i bedömningen av vilka åtgärder som är nödvändiga. I vissa fall kan det

ge en positiv effekt att kalka en sjö men i vissa fall stör man ett system som utvecklats under lång tid eller så försöker man återskapa en miljö som i sig redan var en antropogen påverkan.

REFERENSER

- Aaby, B. & Digerfeldt, G., 1986. Sampling techniques for lakes and bogs. Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology, s. 181-194. Berglund, B.E. (ed.) John Wiley & Sons Ltd.
- Battarbee, R.W., Charles, D.F., Dixit, S.S. & Renberg, I., 1999. Diatoms as indicators of surface water acidity. The diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences. Stoermer, E. F. & Smol, J. P. (eds) Cambridge University Press, Cambridge.
- Berglund, B.E. (ed). 1986. Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology. John Wiley & Sons Ltd.
- Bindler, R., Brännvall, M.-L., Renberg, I., Emteryd, O. & Grip, H., 1999. Natural lead concentrations in pristine boreal forest soils and past pollution trends: a reference for critical load models. Environmental Science & Technology 33: 3362-3367.
- Birks, H.J.B., Line, J.M., Juggins, S., Stevenson, A.C. & ter Braak, C.J.F., 1990. Diatoms and pH reconstructions. Philosophical Transactions of the Royal Society of London B 327: 263-278.
- Brännvall, M.-L., 2000. Atmospheric lead pollution history in Sweden from ancient times to the present: A paleolimnological study. Doktorsavhandling, Institutionen för ekologi och geovetenskap, Umeå universitet
- Brännvall, M.-L., Bindler, R., Emteryd, O., Nilsson, M., & Renberg, I., 1997. Stable isotope and concentration records of atmospheric lead pollution in peat and lake sediments in Sweden. Water, Air and Soil Pollution 100: 243-252.

- Brännvall, M.-L., Bindler, R., Renberg, I., Emteryd, O., Bartnicki, J. & Billström, K., 1999. The Medieval metal industry was the cradle of modern large-scale atmospheric lead pollution in northern Europe. *Environmental Science & Technology* 33: 4391-4395.
- Brännvall, M.-L., Bindler, R., Emteryd, O. & Renberg, I., 2001. Four thousand years of atmospheric lead pollution in northern Europe: a summary from Swedish lake sediments. *Journal of Paleolimnology* 25:421-435.
- Camburn, K.E., Kingston, J.C. & Charles, D.F., 1986. PIRLA Diatom Iconograph. Report Number 3, PIRLA Unpublished Report Series, Bloomington, IN. (53 photographic plates, 1059 figures).
- Ek, A. & Renberg, I., 2001. Heavy metal pollution and lake acidity changes caused by one thousand years of copper mining at Falun, central Sweden. *Journal of Paleolimnology* 26: 89-107.
- Ek, A., Renberg, I., Korsman, T. & Wallin, J.-E., 2001. Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar. Del 3. Stensjön, Stockholms län och Gyslättasjön, Kronobergs län. Institutionen för ekologi och geovetenskap, Umeå universitet.
- Englund, J., 2002. Näringsutvecklingen i Vätern och Vättern en paleolimnologisk studie. Examensarbete, Institutionen för ekologi och geovetenskap, Umeå universitet.
- Finnström, B., 1996. Järnet – en näringsgeografisk studie över äldre järnhantering i Dalarna. Sollerön, 128s.
- Fredén, C., 1994. Berg och jord, Sveriges Nationalatlas. Arnberg U. (ed.) Bokförlaget Bra Böcker, Höganäs.
- Gählman, V., Renberg, I., Wallin, J.-E. & McGowan, S., 2000. Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar. Del 2. Stengårdshultasjön, Jönköpings län. Institutionen för ekologi och geovetenskap, Umeå universitet.
- Haugard, J., 1944. En belgisk gruva vid Vättern: ett och annat om Vieille Montagne och en främlingskoloni i Sverige. Seelig, Stockholm.

- Hill, M.O., 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54:427-432.
- Hilton, J., 1985. A conceptual framework for predicting the occurrence of sediment focusing and sediment redistribution in small lakes. *Limnology and Oceanography* 30: 1131-1143.
- Hilton, J., Lishman, J.P. & Allen, P.V., 1986. The dominant processes of sediment distribution and focusing in a small, eutrophic, monomictic lake. *Limnology and Oceanography* 31: 125-133.
- Institutionen för miljöanalys, 2002. Titel på hemsidan: Institutionen för miljöanalys, SLU-Uppsala. URL: <http://www.ma.slu.se> (2002-11-01)
- Korsman, T. & Birks, H.J.B., 1996. Diatom-based water chemistry reconstructions from northern Sweden: a comparison of reconstruction techniques. *Journal of Paleolimnology* 15: 65-77.
- Korsman, T. & Segerström, U., 1998. Forest fire and lake-water acidity in a northern Swedish boreal area: Holocene changes in water quality at Makkassjön. *Journal of Ecology* 86: 113-124.
- Korsman, T., Renberg, I. & Anderson, N.J., 1994. A palaeolimnological test of the influence of Norway spruce (*Picea abies*) immigration on lake-water acidity. *Holocene* 4: 132-140.
- Korsman, T., Renberg, I. & Wallin, J.-E., 2000. Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar. Del 1. Källsjön, Gävleborgs län. Institutionen för ekologi och geovetenskap, Umeå universitet.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H., 1986-1997. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae Band 2/1-4. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Last, W.M. & Smol, J.P., 2001. Tracking environmental change using lake sediments. Volume 2: Physical and geochemical methods. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Lindén, B., 1974. 1663-64 års inventering av fåbodrar och nybyggen, hyttor, hamrar, sågar, kvarnar,

- fiskerier m.m. inom Kopparbergs län : enligt i 1663 års jordebok intagna originalförteckningar : med kommentar och register. s. 216 Ortnamnsarkivet i Uppsala.
- Länsstyrelsen Halland, 2001. Miljöövervakning i Hallands län 2000. Halmstad tryckeri AB.
- Malmström, C., 1939. Hallands skogar under de senaste 300 åren: en översikt över deras utbredning och sammansättning enligt officiella dokumentets vittnesbörd. s. 172-300 + 2 kartor. Stockholm.
- Moore, P. D., Webb, J. A. & Collinson, M. E., 1991. Pollen Analysis. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Naturvårdsverket, 2000. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag. Rapport 4913, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Nygaard, G., 1956. Ancient and recent flora of diatoms and Chrysophyceae in Lake Gribso. *Folia Limnologica Scandinavica* 8: 32-94.
- Petterson, G., 1996. Varved sediments in Sweden: a brief review. *Palaeoclimatology and Palaeoceanography from laminated sediments*. Kemp, A.E.S., (ed.) Geological Society Special Publication No. 116, pp. 73-77.
- Petterson, T.J.-E. & Karlsson, O., 1999. Mora: ur Mora, Sollerö, Venjans och Våmhus socknars historia. 3. 456 s. Mora kommun. Mora.
- Renberg, I., 1990. A procedure for preparing large sets of diatom slides from sediment cores. *Journal of Paleolimnology* 4: 87-90.
- Renberg, I. & Wik, M., 1985a. Carbonaceous particles in lake sediment: pollutants from fossil fuel combustion. *Ambio* 14: 161-163.
- Renberg, I. & Wik, M., 1985b. Soot particle counting in recent lake sediments: an indirect dating method. *Ecological Bulletins* 37: 53-57.
- Renberg, I. & Hultberg, H., 1992. A paleolimnological assessment of acidification and liming effects on diatom assemblages in a Swedish lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 65-72.
- Renberg, I. & Hansson, H., 1993. A pump freezer-corer for recent sediments. *Limnology and Oceanography* 38: 1317-1320.

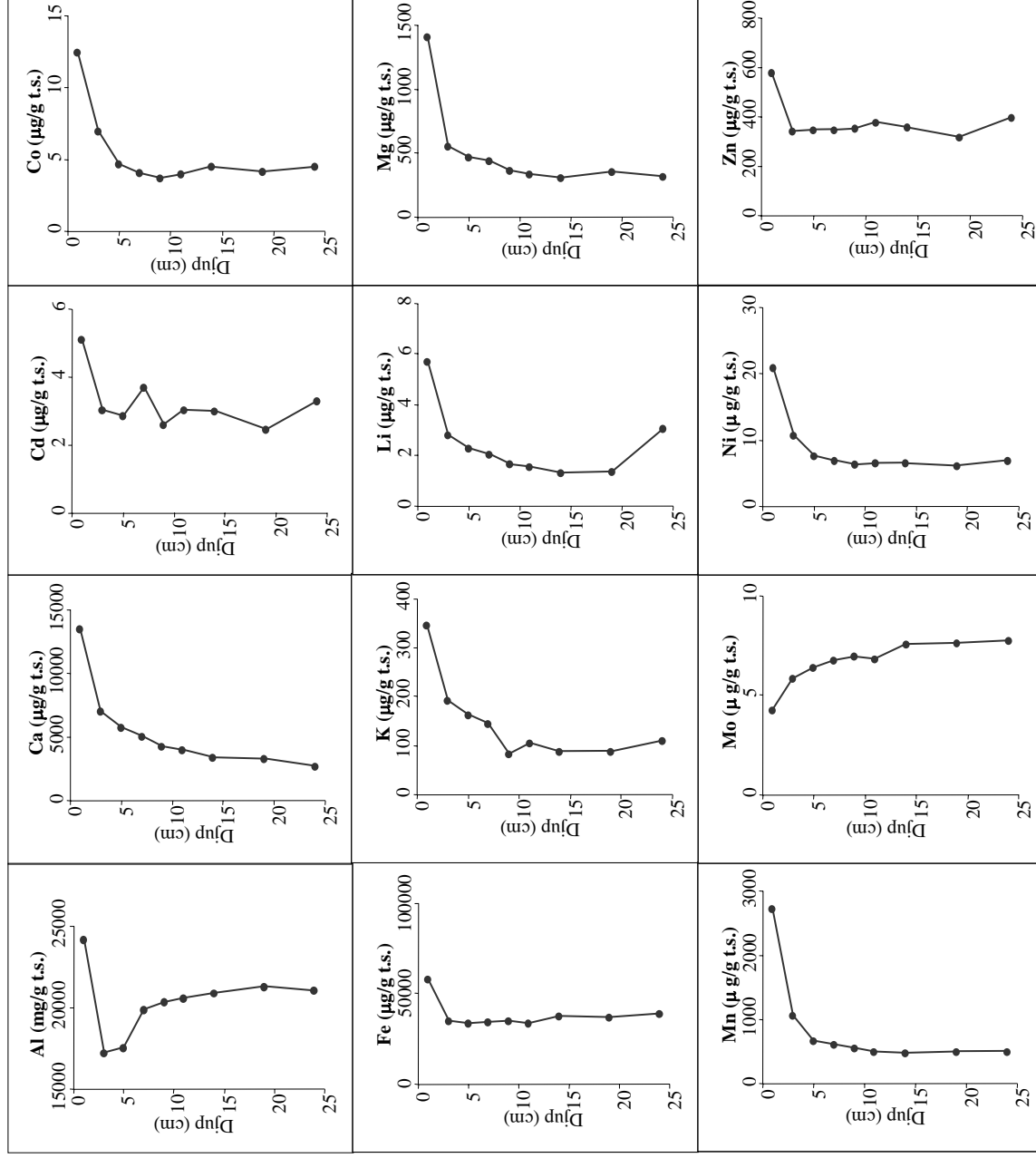
- Renberg, I., Korsman, T. & Anderson, N. J., 1993a. A temporal perspective of acidification in Sweden. *Ambio* 22: 264-271.
- Renberg, I., Korsman, T. & Birks, H.J.B., 1993b. Prehistoric increases in the pH of acid-sensitive Swedish lakes caused by land-use changes. *Nature* 362: 824-826.
- Renberg, I., Wik, M. & Emteryd, O., 1994. Pre-industrial atmospheric lead contamination detected in Swedish lake sediments. *Nature* 368: 323-326.
- Renberg, I., Brännvall, M.-L., Bindler, R. & Emteryd, O., 2000. Atmospheric lead pollution history during four millennia (2000 BC to 2000 AD) in Sweden. *Ambio* 29: 150-156.
- Renberg, I., Bindler, R. & Brännvall M.-L., 2001. Using the historical atmospheric lead-deposition record as a chronological marker in sediment deposits in Europe. *Holocene* 11: 511-516.
- Renberg, I., Brännvall, M.-L., Bindler, R. & Emteryd, O., 2002. Stable lead isotopes and lake sediments – a useful combination for the study of atmospheric lead pollution history. *The Science of the Total Environment* 292: 45-54.
- Smol, J.P., Birks, J.B. & Last, W.M. (ed.) 2001. Tracking environmental change using lake sediments. Volume 3 Terrestrial, Algal, and siliceous indicators Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Stevensson, A. C., Juggins, S., Birks, H. J. B., Anderson, D. S., Anderson, N. J., Battarbee, W., Berge, F., Davis, R. B., Flower, R. J., Haworth, E. Y., Jones, V. J., Kingston, J. C., Kreiser, A. M., Line, J. M., Munro, M. A. R. & Renberg, I., 1991. The Surface Waters Acidification Project Paleolimnology Programme: Modern Diatom/Lake-Water Chemistry Data-Set. ENSIS Publishing. London.
- Stoermer, E.F. & Smol, J. P. (ed.), 1999. The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences. Cambridge University Press, Cambridge.

- Söderbäck, B. (ed.), 1997. Biologisk mångfald i kalkade sjöar – utvärdering av IKEU-programmets sex första år. Rapport 4818, Naturvårdsverket, Stockholm
- ter Braak, C.J.F., 1988. CANOCO-A FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1). Technical report LWA-88-02, GLW, Wageningen, 90 s.
- ter Braak, C.J.F., 1990. Update notes: CANOCO VERSION 3.10. Agricultural Mathematics group, Wageningen, 90 pp.
- Wik, M. & Renberg, I., 1991. Recent atmospheric deposition in Sweden of Carbonaceous particles from fossil-fuel combustion surveyed using lake sediments. *Ambio* 20: 289-292.
- Wik, M. & Renberg, I., 1996. Environmental records of carbonaceous fly-ash particles from fossil-fuel combustion. *Journal of Paleolimnology* 15: 193-206.
- Wällstedt, T., 2002. Impact of acidification and liming on metals in lake sediments. Licenciatavhandling, Institutionen för geologi och geokemi, Stockholms universitet.

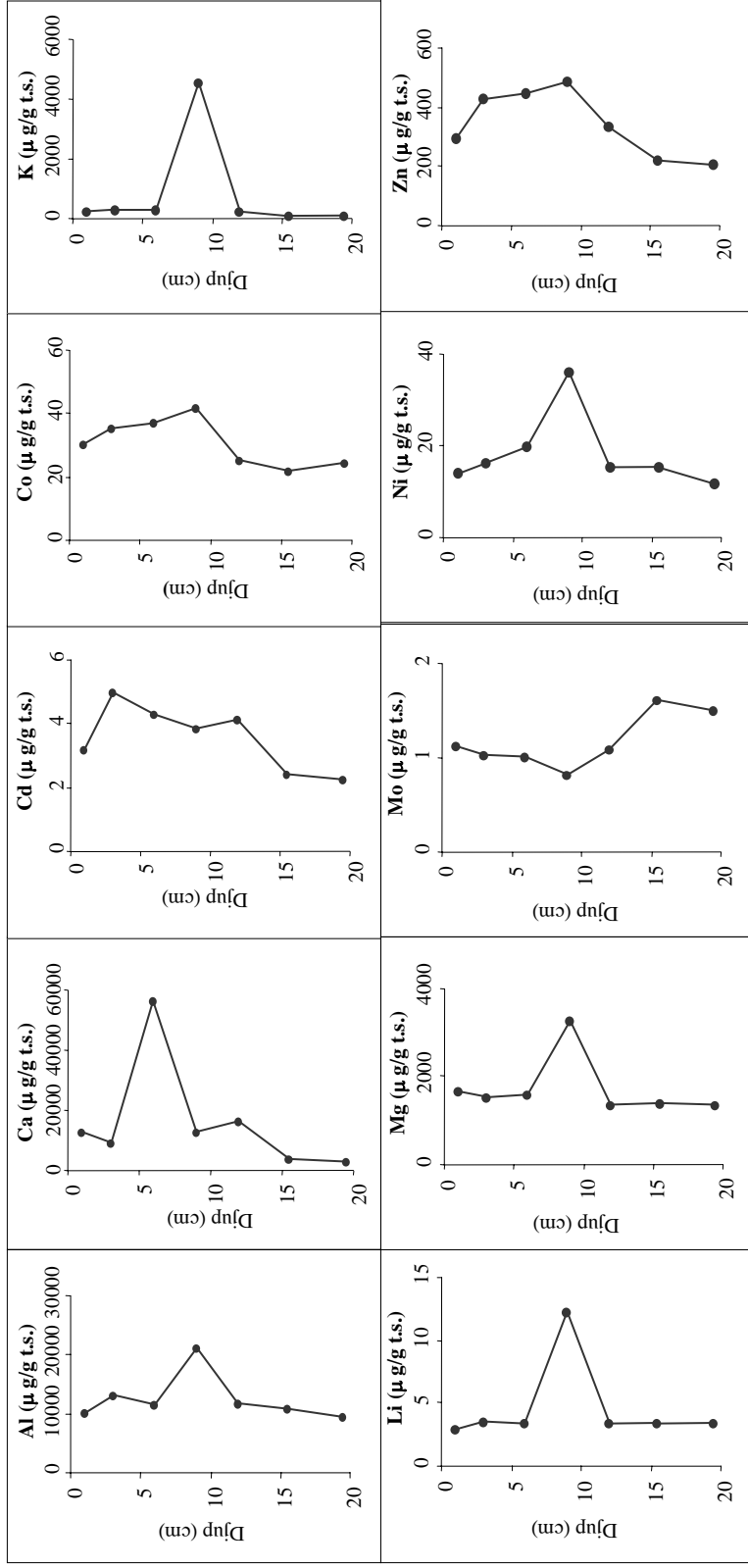
Personlig kommentar (Pers. kom.)

Pedersen, T., Älvdalsbo och geolog.

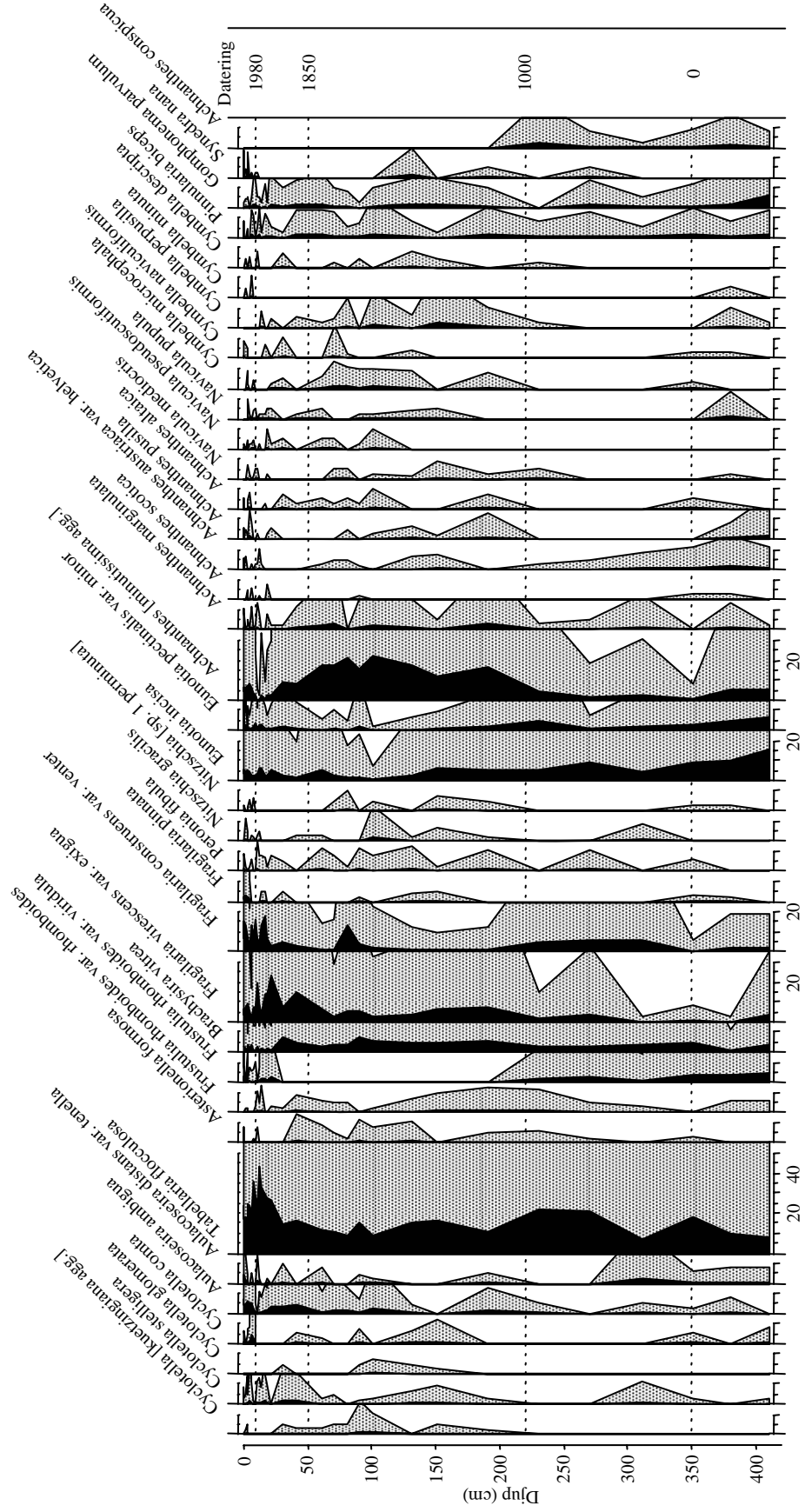
Bilaga 1. Multielementanalys från Bösjön, nordvästra djuphålan.



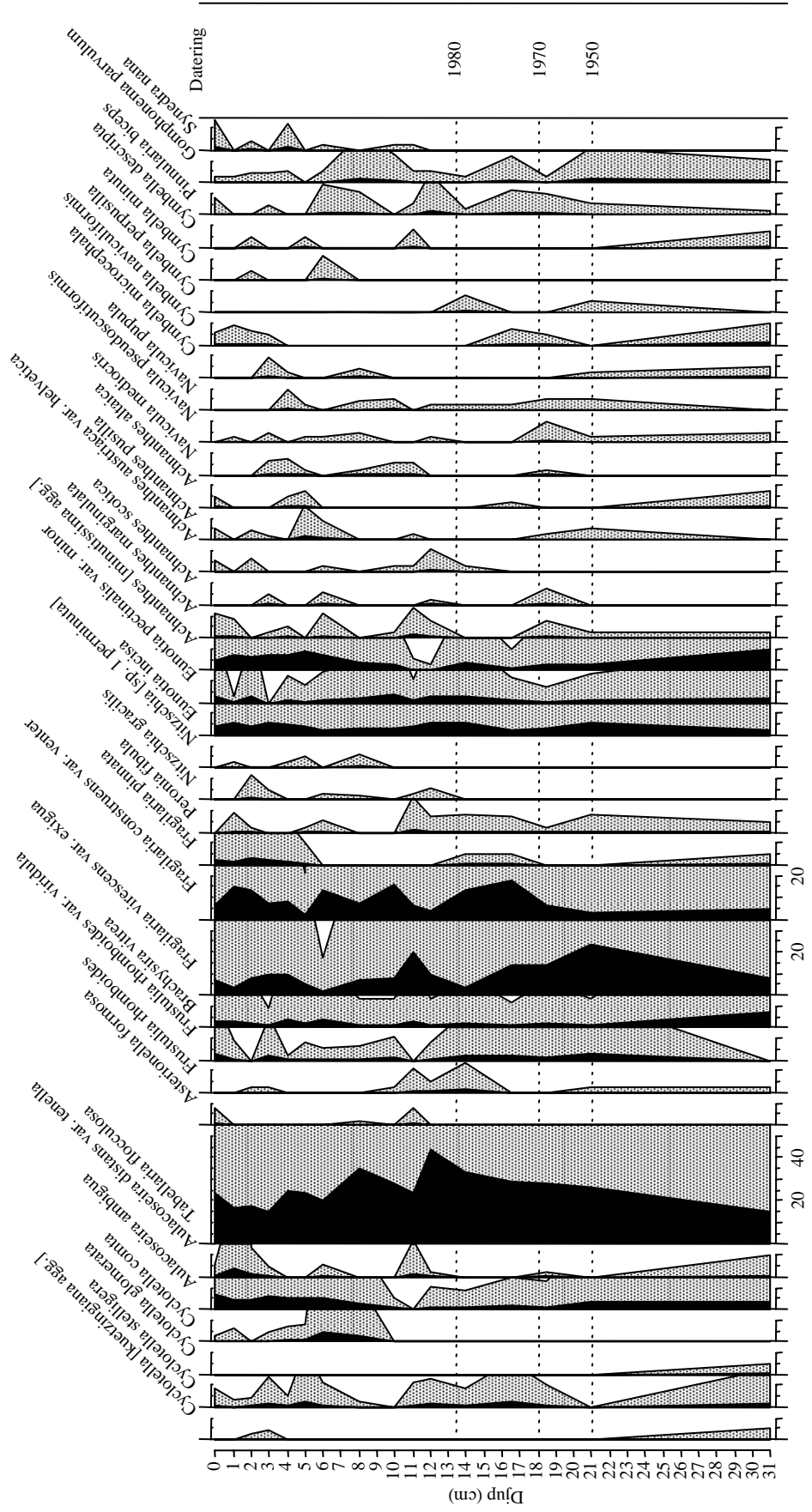
Bilaga 3. Multielementanalys från Gyltigesjön.



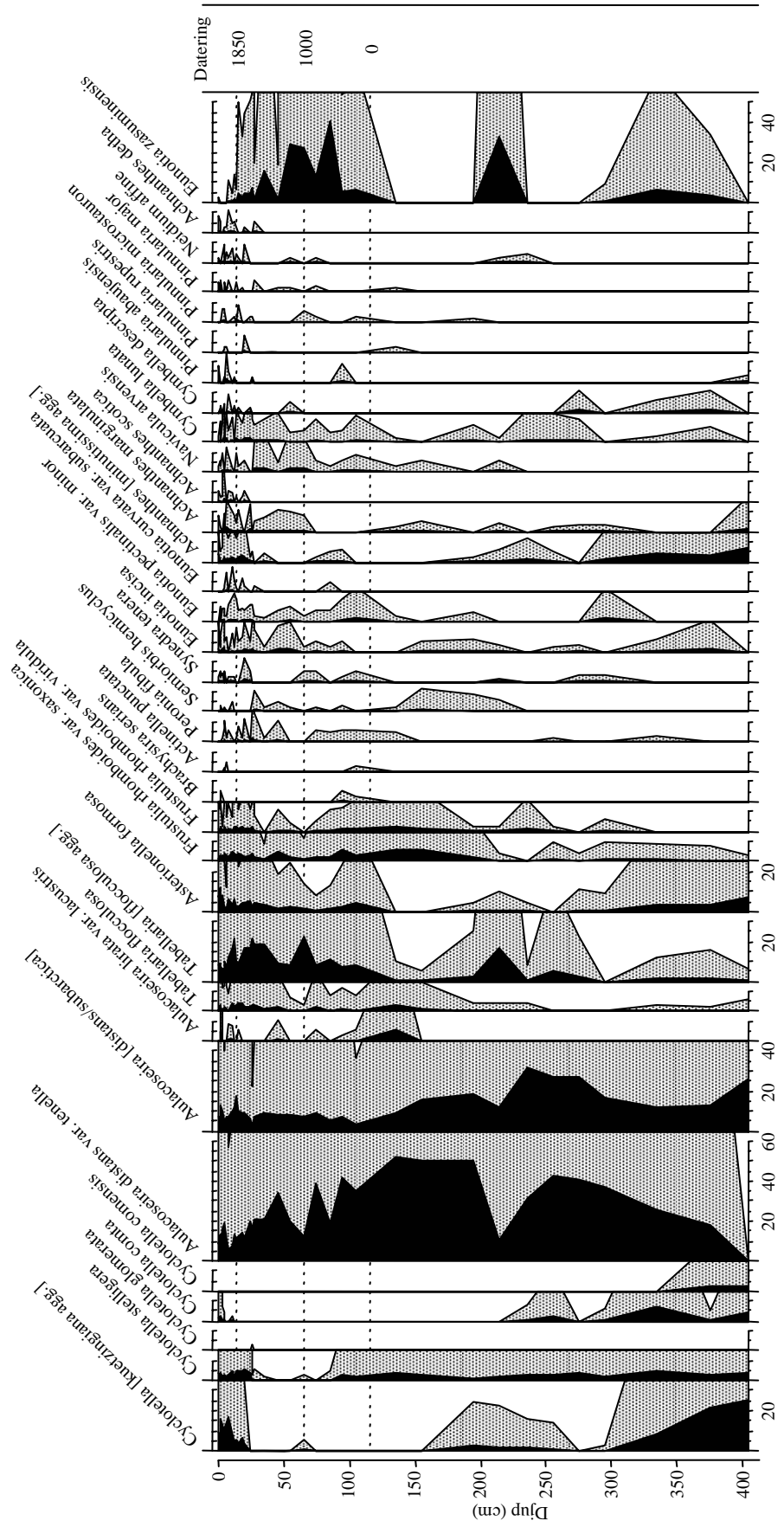
Bilaga 5. Ett urval av kiselalger som förekom i Gyltigesjöns sediment. Svart profil innebär procentuell förekomst och grå profil visar promille.



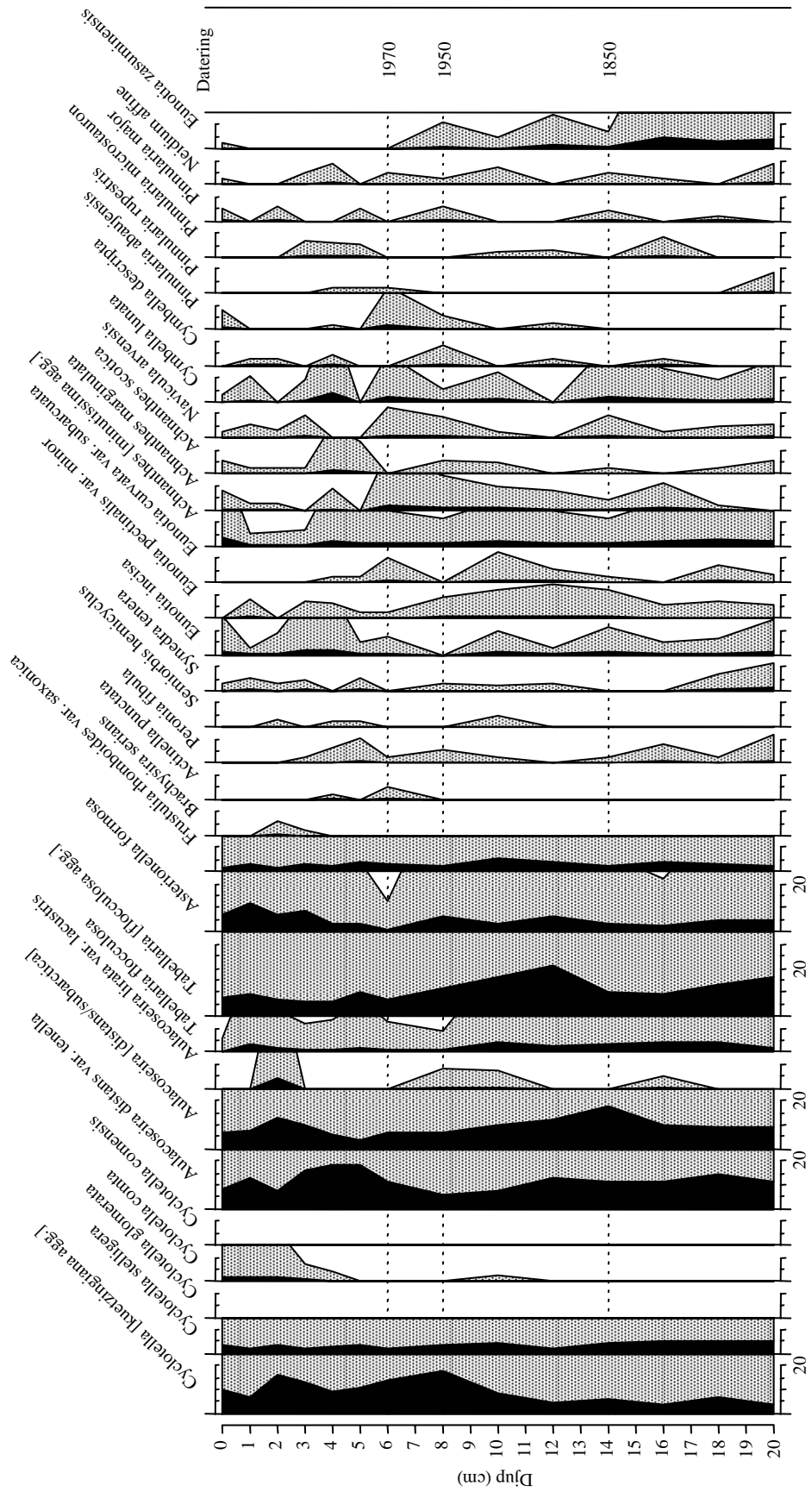
Bilaga 6. Förstoring av kiselalgsdiagrammet för Gyltigesjön, visande de översta 30 cm av sedimentet. Svart profil innebär procentuell förekomst och grå profil visar promille.



Bilaga 8. Ett urval av kiselalger som förekom i Långsjöns sediment. Svart profil innebär procentuell förekomst och grå profil visar promille.



Bilaga 9. Förstoring av kiselalgsdiagrammet för Långsjön, visande de översta 20 cm av sedimentet. Svart profil innebär procentuell förekomst och grå profil visar promille.



Utgivna delar i denna serie:

Korsman, T., Renberg, I. & Wallin, J-E. 2000. Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar. Del 1. Källsjön, Gävleborgs län. ISBN 91-7191-959-7

Gählman, V., Renberg, I., Wallin, J-E. & McGowan, S. 2000. Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar. Del 2. Stengårdshultasjön, Jönköpings län. ISBN 91-7305-124-1

Ek, A., Renberg, I., Korsman, T. & Wallin, J-E. 2001. Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar. Del 3. Stensjön, Stockholms län och Gyslättsjön, Kronobergs län. ISBN 91-7305-125-X

Guhrén, M., Bindler, R., Korsman, T., Rosén, P., Wallin, J.-E. & Renberg, I. 2003. Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar. Del 4 Bösjön (Dalarnas län), Gyltigesjön (Hallands län) och Långsjön (Örebro län). ISBN 91-7305-436-4.



Kiselalger (framsidan) och pollen (baksidan) är biologiska lämningar som finns i stort antal i sjöars sediment. Med hjälp av kiselalgerna kan man ta reda på hur vattenkemin i sjön har förändrats genom tidernas lopp. Pollen berättar hur vegetationen utvecklats.