

Vänerns vattenvårdsförbund



Paleolimnologiska undersökningar i Vättern och Vänern

Ingemar Renberg, Richard Bindler, Emily Bradshaw, Ove Emteryd,
Johanna Englund, Peter Leavitt



Rapport nr 75 från Vätternvårdsförbundet

Paleolimnologiska undersökningar i Vättern och Vänern

av

Ingemar Renberg, Richard Bindler, Emily Bradshaw, Ove Emteryd,
Johanna Englund, Peter Leavitt

Utgiven av:

Vänerns vattenvårdsförbund, Rapport nr 26. 2003. ISSN 1403-6134

Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 75. 2003. ISSN 1102-3791

Naturvårdsverket, 2003.

Tryck: Länsstyrelsen i Jönköping,

Tryckår: 2003

Upplaga: Första upplagan 1-250 ex

Omslagsbild: Måns Lindell

Författare:

Ingemar Rhenberg
Inst för Ekol och Geovetenskap
Umeå Universitet
901 87 Umeå

Beställningsadress:

Vätternvårdsförbundet
Länsstyrelsen
551 86 Jönköping
tel: 036-395000
fax: 036-167183
email: annsofie.weimarsson@f.lst.se

Miljö och återvinning: Rapporten är tryckt på svanenmärkt papper och omslaget består av PET-plast, kartong, bomullsväv och miljömärkt lim. Vid återvinning tas omslaget bort och sorteras som brännbart avfall, rapportsidorna sorteras som papper.

FÖRORD

Denna undersökning har gjorts som specialprojekt inom miljöövervakningen och har finansierats av Naturvårdsverket. Initiativet till undersökningen togs av Måns Lindell, Vätternvårdsförbundet, med stöd av Agneta Christensen, Vänerens Vattenvårdsförbund. Vi är tacksamma för deras engagemang, och inte minst för Måns hjälp i samband med provtagningen i Vättern. Johanna Englund har utfört analyserna av biogent kisel, sammanställt data om sjöarna och bidragit till att utvärdera andra analysresultat inom ramen för sitt examensarbete i biologi vid Umeå universitet. Richard Bindler har bistått vid utvärderingen av blyanalyserna som utförts av Ove Emteryd och Birgitta Ohlsson. Han har också ansvarat för kvicksilveranalyserna, samt ritat figurerna. Emily Bradshaw har gjort kiselalgsanalyserna och Peter Leavitt analyserna av kol, kväve och pigment. Ingemar Renberg har varit projektledare och skrivit denna rapport med hjälp av övriga medverkande.

För mera information kontakta:

Ingemar Renberg

Tel 090-786 6029

Epost Ingemar.Renberg@eg.umu.se

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Förord.....	3
Innehållsförteckning.....	4
Sammanfattning.....	5
english summary	8
Bakgrund.....	9
Syfte	9
Provtagning.....	9
Analysmetoder.....	10
Datering.....	10
Flygaska.....	10
Bly.....	11
Kvicksilver.....	11
Kol och kväve	11
Kiselalger.....	12
Biogent kisel.....	13
Pigment.....	13
Resultat och tolkning	14
Sedimentet.....	14
Föroreningsbelastningen.....	15
Näringstillståndets utveckling.....	17
Sedimentet.....	21
Föroreningsbelastningen.....	21
Näringstillståndets utveckling.....	23
Slutsatser och förslag.....	25
Referenser.....	27

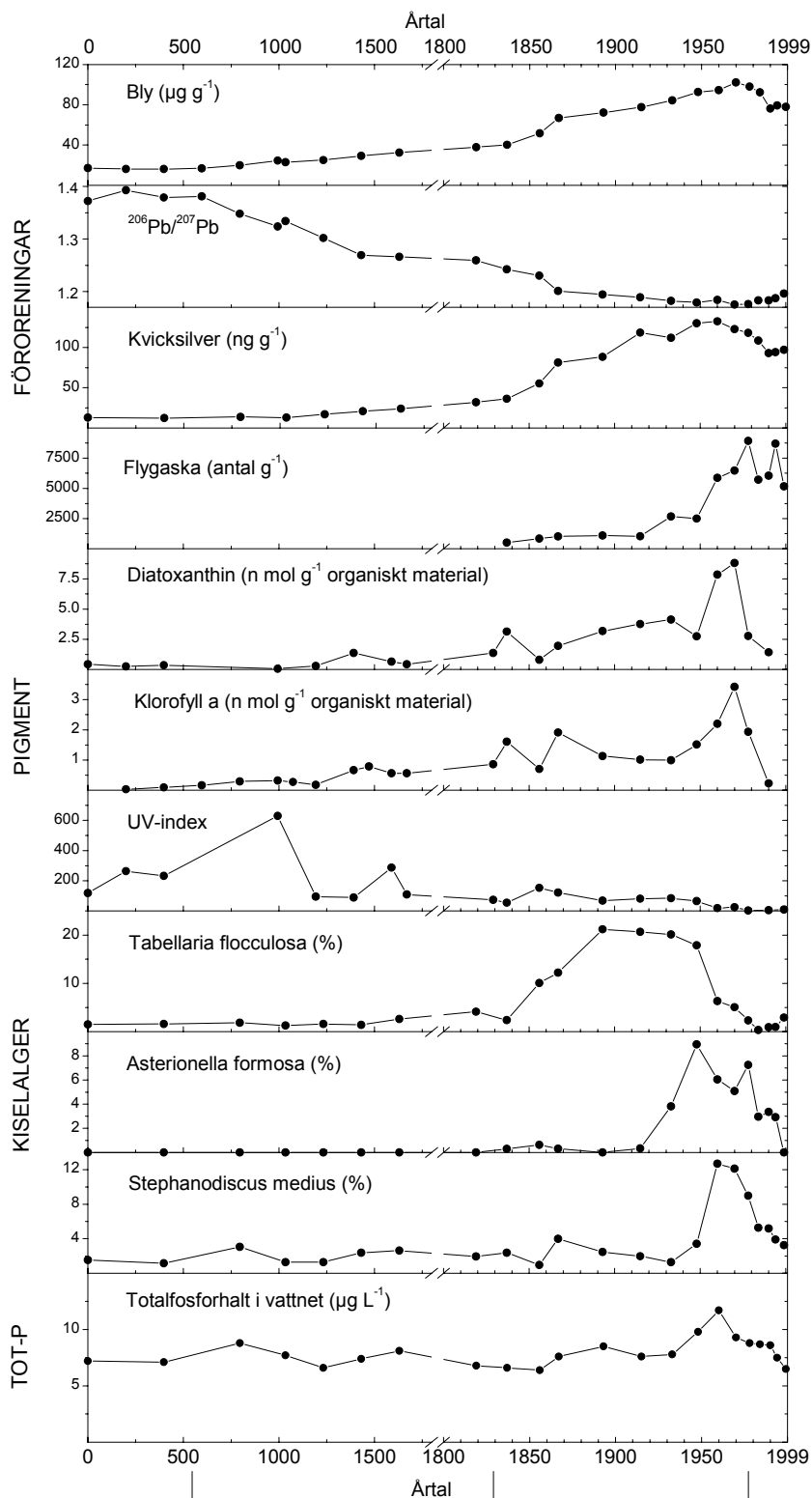
SAMMANFATTNING

Renberg, I., Bindler, R., Bradshaw, E., Emteryd, O., Englund, J. & Leavitt, P. Paleolimnologiska undersökningar i Vättern och Vänern. Vätternvårdsförbundet Rapport 75, Vänerens Vattenvårdsförbund Rapport 26.

- Rapporten redovisar analyser av sedimentproppar från Vättern och Vänern som gjorts i syfte att undersöka hur miljötillståndet utvecklats i långt tidsperspektiv – flera hundra år. Proppen från Vättern togs söder om Visingsö på drygt 120 m vattendjup och proppen från Vänern mitt i Värmlandssjön på 81 m djup. Proverna togs sommaren 2001 och sedimenten daterades med ^{210}Pb -metoden.
- Det primära målet var att studera hur näringstillståndet förändrats. För att undersöka detta analyserades kiselalger i sedimentpropparna och kiselalgerna användes för att utläsa vattnets forna totalfosforhalt. Kiselalghanalyserna kompletterades med sedimentanalyser av pigment, biogent kisel, samt kol och kväve inklusive isotoper.
- För att få ett begrepp om hur belastningen av vissa föroreningar förändrats analyserades flygaskpartiklar, bly inklusive stabila blyisotoper, och kvicksilver.
- De biologiska analyserna i sedimentet från Vättern tyder på att sjön efter en flera hundra år lång period med stabila förhållanden genomgick ganska stora förändringar med början under 1800-talet och främst från mitten av 1900-talet. Kiselalgfloran förändras påtagligt och vittnar om att sjön blev näringsrikare. Eutrofieringen kulminerade kring 1960-1970 och sedan dess har en återgång i riktning mot det tillstånd som rådde före 1800-talet pågått, och i yt sedimentet är kiselalgfloran praktiskt taget återställd. Enligt kiselalgerna skulle totalfosforhalten ha stigit från 6-8 $\mu\text{g L}^{-1}$ till ca 12 μg för att nu vara tillbaka till ca 6 μg . Enligt vattenmätserien låg totalfosforhalten i vattnet mellan 8-14 $\mu\text{g L}^{-1}$ vid slutet av 1960-talet och den är nu mellan 3-5 $\mu\text{g L}^{-1}$. Även om de utifrån kiselalgerna utlästa totalfosforhalterna i sjövattnet ska tolkas med viss skepsis när det gäller absolutvärdena på grund av brister i transferfunktionen, så råder ingen tvekan om att trenden är korrekt.
- De biologiska analyserna i Vänern visar mindre förändringar, men även här finns tecken på ökad näringsgrad under andra halvan av 1900-talet som tycks kulminera 1960-1970. Till skillnad från i Vättern, sker dock denna ökning enligt kiselalgerna från ett minimum under perioden 1700-1900, som föregicks av en flera hundra år lång period med ungefär lika höga totalfosforhalter som dagens.
- Blyanalyserna, särskilt $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -kvoten, visar att Vättern tidigt påverkades av blyföroreningar, troligen redan från medeltiden. Ursprunget till detta bly var till en del luftföroreningsnedfall från Europa, men blyisotopkvoten vittnar om påverkan från gruvverksamhet eller metallhantering i tillrinningsområdet. Bergsbruk har pågått i Åmmeberg åtminstone sedan medeltiden. Blyföroreningarna nådde sin kulmen på 1970-talet när inflytandet från bensinbly var som störst. Då finns också en topp i Vänern.
- Sedimentet i Vättern och i Vänern har en markant efterkrigstopp i kvicksilver. I Vättern som är mera noggrant undersökt finns toppen på 1950 eller 1960-talet. I Vänern är toppen till synes senare och här når den en mycket hög koncentration (1100 ng g^{-1}), men i yt sedimentet är koncentrationen halverad. I Vänern är också halten av flygaska, som härstammar från eldning av olja och kol, mycket hög i sedimentet från 1970-1980-talet.
- De två följande sidorna ger sammanfattningar i figurform baserade på utvalda data från de två sjöarna.

Vättern

En sammanfattning baserad på utvalda data



Före medeltiden finns inga säkra spår av mänsklig påverkan. Från och med medeltiden finns tecken på blyförorening inte minst i form av ändrad blyisotopsammansättning i sedimentet

Under 1800-talet ökar föroreningsbelastningen. Både bly- och kvicksilver ökar. Kvicksilver når sin topp kring 1950-60 medan graden av blyförorening når sin topp på 1970-talet. Halterna för samtliga föroreningar är höga. En förbättring av läget pågår

Pigmenten, kiselalgsamhällets sammansättning och de rekonstruerade totalfosforhalterna börjar ändras redan på 1800-talet. Vid ca 1970 är kulmen nådd på eutrofieringen. Nu håller situationen på att återgå till det tillstånd som rådde före 1800-talet

Bakgrundskoncentrationen i sedimentet är ca $15 \mu\text{g g}^{-1}$ torrt sediment. Den når som högst ca $100 \mu\text{g g}^{-1}$ på 1970-talet

Blyisotopsammansättningen visar att blyet som orsakar den ökade koncentrationen utgörs av föroreningsbly

Bakgrundkoncentrationen är $10\text{-}15 \text{ ng g}^{-1}$ torrt sediment och den högsta koncentrationen nås kring 1950-60. Då är koncentrationen 130 ng g^{-1}

Flygaskpartiklar från olje- och kolförbränning ökar i antal efter andra världskriget

Pigment från alger bevaras i viss utsträckning i sediment. I Vätterns sediment finns en rad pigment och deras nedbrytningsprodukter. Samtliga visar en topp runt 1960-70

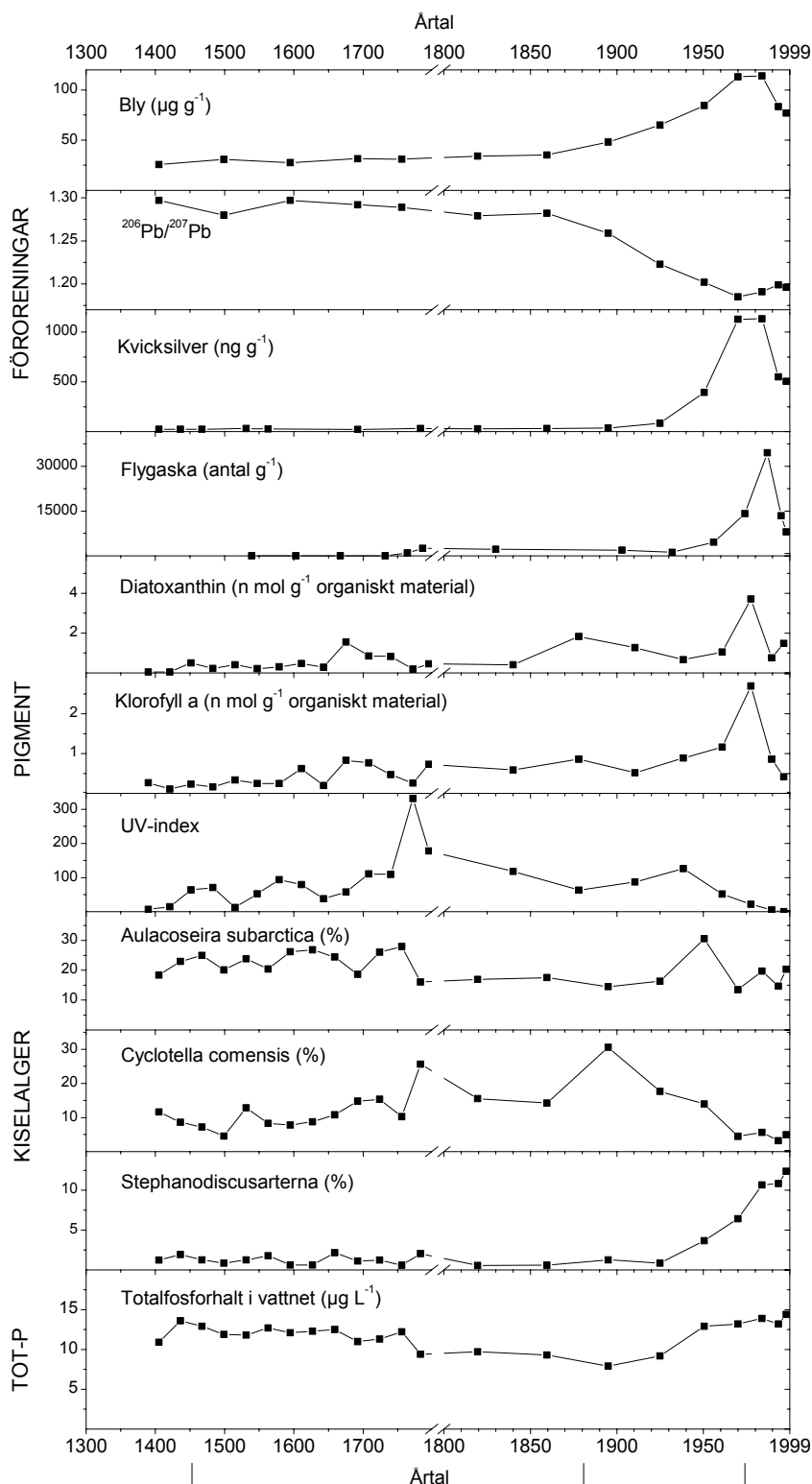
Vissa alger bildar ett skyddspigment mot UV-strålning. UV-index antyder att vattnet blivit mindre genomsläppligt för UV-strålar i modern tid

I sedimentet finns skal bevarade av tiotals kiselalgsarter. Här visas endast tre av dessa som illustration till de förändringar i kiselalgsamhällets sammansättning som börjar redan på 1800-talet. Först kommer en topp i *Tabellaria flocculosa*, som avlöses kring 1950 av *Asterionella formosa* och några andra arter. Kring 1960-70 är frekvensen av *Stephanodiscus medius* och *alpinus* som högst. Detta vittnar om att södra Vättern blev näringsrikare efter mitten av 1900-talet och att maximum inträffade i sent 1960-tal eller tidigt 1970-tal.

Kiselalgsamhällets sammansättning i sedimentet kan "översättas" till totalfosforhalter i det forntida vattnet. Enligt dessa rekonstruerade Tot-P värden skulle fosforhalten ha varit $6\text{-}8 \mu\text{g L}^{-1}$ före 1900-talet och stigit till ca $12 \mu\text{g L}^{-1}$ kring 1960 och sedan fallit till ca $6 \mu\text{g L}^{-1}$

Vänern

En sammanfattning baserad på utvalda data



Sedimentproppen från Vänern är kortare än den från Vättern och bakgrundskoncentrationen för bly nås troligen inte. Koncentrationen når som högst ca $120 \mu\text{g g}^{-1}$ kring 1970-talet och minskar markant mot idag

Isotopsammansättningen visar att blyet som orsakar den ökade koncentrationen utgörs av föroreningar. Slutsatsen att det finns föroreningsbly även i äldsta delen grundar sig på att isotopkvoten inte är högre än ca 1.3

Kvicksilverkoncentrationen är mycket hög i sedimentet från åtminstone 1950 och framåt, som högst över 1100ng g^{-1}

Flygaskpartiklar från olje- och kolförbränning har också mycket hög koncentration i sedimentet från 1970-1990

Liksom i Vättern visar samtliga pigment en topp vid 1970-talet

UV-index antyder att vattnet blivit mindre genomsläppligt för UV-strålar i modern tid och att vattnet skulle ha varit klarast på 1700-talet

På samma sätt som i sammanfattningen för Vättern visas här endast exempel på kiselalger. Förändringarna över tiden i kiselalgsamhället är mindre i Vänern än i Vättern och arterna är i stort sett desamma. Ett undantag är *Aulacoseira subarctica* som är den vanligaste arten i Vänern. På 1950-talet och framåt blev *Stephanodiscus*arterna vanligare, vilket är ett tecken på ökad näringsgrad

Enligt de från kiselalgerna rekonstruerade Tot-P värdena skulle fosforhalten i vattnet ha varit som lägst från 1700-talet och till ungefär mitten av 1900-talet för att därefter stiga uppemot $15 \mu\text{g L}^{-1}$

Sedimentproppen går uppskattningsvis tillbaka till ungefär 1400 eKr. En viss grad av förorening förekom redan då, men omfattningen var liten jämfört med under 1900-talet

Under 1800-talets senare del ökar belastningen av bly och kvicksilver. Den accelererar vid mitten av 1900-talet. Föroreningsinflytandet är stort även här mitt ute i Värmlandsjön. Maximum nås runt 1970-talet. Därefter är förbättringen påtaglig

Kiselalgsamhällets sammansättning förändras något efter ca 1950 och de rekonstruerade totalfosforhalten stiger. Pigmenten når högsta värdena runt 1970-talet. Förändringarna i näringsgraden i Vänern är inte lika påtagliga som i Vättern

ENGLISH SUMMARY

Renberg, I., Bindler, R., Bradshaw, E., Emteryd, O., Englund, J. & Leavitt, P. 2003. Palaeolimnological investigations in Vättern and Vänern. Vätternvårdsförbundet Rapport 75, Vänerens Vattenvårdsförbund Rapport 26.

THIS REPORT PRESENTS RESULTS OF ANALYSES OF SEDIMENT CORES FROM VÄTTERN AND VÄNERN, SOUTH SWEDEN. THE CORES WERE TAKEN SOUTH OF VISINGSÖ IN VÄTTERN (120 M WATER DEPTH) AND IN THE CENTRAL PART OF VÄRMLANDSSJÖN IN VÄNERN (81 M). THE AIM WAS TO PROVIDE DATA ON BACKGROUND CONDITIONS AND LONG-TERM TIME TRENDS CONCERNING THE WATER QUALITY OF THE LAKES, PARTICULARLY ABOUT THEIR PAST TROPHIC LEVELS. ANALYSES OF THE SEDIMENT CORES COMPRISED: LEAD, STABLE LEAD ISOTOPES, MERCURY, FLYASH PARTICLES, CARBON AND NITROGEN INCLUDING ISOTOPES, BIOGENIC SILICA, PIGMENTS, AND DIATOMS. LEAD AND MERCURY POLLUTION LEVELS ARE HIGH IN BOTH LAKES; MERCURY POLLUTION PEAKED 1950-1960 WHILE LEAD POLLUTION PEAKED AROUND THE 1970S. THE SEDIMENT RECORDS INDICATE THAT NUTRIENT CONDITIONS INCREASED IN BOTH LAKES IN THE 20TH CENTURY WITH A PEAK 1960-1970, ALTHOUGH THE SIGNALS ARE NOT AS CLEAR IN VÄNERN AS IN VÄTTERN. AT PRESENT, NUTRIENT CONDITIONS IN VÄTTERN, AS INDICATED BY DIATOMS AND PIGMENTS, ARE SIMILAR TO 19TH CENTURY CONDITIONS.

BAKGRUND

Vättern och Vänern ligger i anrika kulturbygder och har utsatts för människans påverkan under lång tid. Fastän övervakning av miljön har pågått jämförelsevis länge i dessa sjöar (Willén 2001a) sträcker sig serierna inte tillräckligt långt tillbaka i tiden för att ge någon helhetsbild av hur vattenkvaliteten i sjöarna utvecklats i modern tid. Ännu mindre kan mätserierna säga något om bakgrundsförhållandena, dvs. om de förhållanden som rådde i sjöarna innan människan på allvar började påverka tillståndet. Kunskap om bakgrundsförhållanden och utvecklingstrender är till hjälp när dagens miljösituation ska bedömas och när mål för framtiden ska ställas upp.

I bottensedimenten i Vättern och Vänern finns information om gångna tider lagrad. Material av olika slag sjunker ständigt mot botten och sedimentlagerföljden på botten växer kontinuerligt och bildar ett miljöhistoriskt arkiv. Genom att analysera sedimentproppar med avseende på deras kemiska sammansättning och biologiska innehåll kan slutsatser dras om hur sjöarna och deras omgivning förändrats genom tidernas lopp.

SYFTE

Projektets syfte är att bidra till bättre kun-

skap om hur Vätterns och Vänerns näringsstatus förändrats under de senaste århundradena.

För att nå syftet har kiselalger, pigment från alger, biogent kisel, samt kol- och kväveisotoper analyserats i sedimentproppar som daterats med ^{210}Pb -metoden. Analyser av flygaskpartiklar som härstammar från förbränning av olja och kol, och kvicksilver, samt bly (koncentration och isotopsammansättning) ger stöd för dateringarna och ett begrepp om föroreningsbelastningen i de aktuella delarna av sjöarna.

PROVTAGNING

Provtagningen ägde rum i juli 2001. I Vänern utfördes den i samarbete med forskare från Tema Vatten vid Linköpings universitet (projektansvarig Åsa Danielsson) och i Vättern tillsammans med Måns Lindell, Vätternvårdsförbundet (Fig. 1).

För att få ostörda ytsediment användes i Vänern en Geminiprovtagare inlånad från SGU och i Vättern en provtagare av modell HTH-Teknik (Värvägen 37, 976 31 Luleå), vilket är en modifierad Kajakprovtagare. För att nå något djupare ned i sedimentet användes också en sk Micro-Kullenberg provtagare (Jeff Rooke, University of Wales).

Tabell 1. Provtagningsplatser, använda provtagare och sedimentpropparnas längd. Positionerna i Vättern är angivna i rikets nät.

Station	Position	Datum	Djup (m)	Provtagare	Propplängd (cm)
Vättern södra	642168 140697	2001-07-16	>120	HTH HTH Kullenberg	28 35 93
Vättern norra	648656 143453	2001-07-17	75	HTH	25
Vänern djuphåla	59°09'24" 13°32'67"	2001-07-11	103	Gemini	40
Värmlandssjön	59°02'24" 13°36'02"	2001-07-11	81	Gemini Gemini	45 50
Dalbosjön	58°48'40" 12°45'24"	2001-07-12	72	Gemini Kullenberg	40 100
Kräkling SV	58°43'62" 12°35'11"	2001-07-12	28	Gemini	50
Tärnan V	59°08'49" 13°17'41"	2001-07-12	68	Gemini	65

En sedimentpropp från vardera sjön har analyserats som huvudproppar, men flera proppar togs. I Tabell 1 redovisas data om samtliga proppar, vilka finns lagrade för eventuella framtida behov. I Vättern är den analyserade sedimentproppen (en HTH-Teknikpropp och en Micro-Kullenbergpropp som skarvats ihop) tagen söder om Visingsö (här benämnd Vättern södra) på drygt 120 m vattendjup. Denna plats ligger i närheten av stationen Edeskvärna i Vätternvårdsförbundets provtagningsprogram och beskrivs av Håkansson & Ahl (1976) som en ackumulationsbotten. Dessutom har bly och kvicksilver analyserats på proppen från norra Vättern i närheten av Jungfrun. Den analyserade proppen från Väneren togs i Värmlandssjön på ca 81 m vattendjup. Propparna delades upp omedelbart efter provtagningen och sediment-proverna frystes med hjälp av kolsyreis och förvarades djupfryssta och i mörker, vilket är viktigt för att pigmenten ska bibehållas.

ANALYSMETODER

Datering

Datering av ytproppen från Vättern och proppen från Väneren gjordes med ^{210}Pb -metoden av Frett Research Ltd, Kanada. För att räkna ut åldern på olika nivåer och för att bestämma sedimentackumuleringen användes CRS modellen (Appleby & Oldfield 1978). ^{210}Pb -metoden kan endast användas för datering tillbaka till mitten av 1800-talet.

Prover från två nivåer i Micro-Kullenbergproppen från Vättern sändes in för datering med ^{14}C -metoden, som kan datera äldre material. Det visade sig dock att den organiska kolhalten i proverna var så låg att dateringen inte kunde genomföras på de prover som sänds in. ^{14}C -dateringarna skulle ha gett en ledtråd angående de djupare lagrens ålder, men ingen säker datering. Det är nämligen snarare regel än undantag att ^{14}C -dateringar av denna typ av sediment blir för gamla, ofta flera hundra år. Därför



Figur 1. Provtagning i Vättern.

beslutade vi att inte göra ett nytt försök med större prover.

Flygaska

Flygaskpartiklarna kommer från förbränning av olja och kol. De är mikroskopiska och mycket motståndskraftiga mot nedbrytning och finns i sentida sediment och i markens ytskikt överallt i Sverige. Den ackumulerade mängden speglar hur stort nedfallet av föroreningar från förbränning av kol och olja har varit (Wik & Renberg 1991). Koncentrationen av partiklar på olika nivåer i en sjös sedimentlagerföljd följer föroreningsnedfallets historia. Flygaskpartiklarna brukar börja uppträda i nämnvärda mängder i sedimenten från 1800-talets mitt, kring 1950 ökar koncentrationen markant och kring 1970 nås kulmen (Renberg & Wik 1985a). Maria Wik Persson, vars doktorsavhandling handlade om flygaskpartiklar i sjösediment och jord, fann detta mönster i ett stort antal svenska sjöar (Wik & Renberg 1996). Mönstret kan således användas för indirekt datering av sjösediment. För att bestämma koncentrationen av flygaskpartiklar i propparna från Vättern och Väneren användes den metod som utarbetades av Renberg & Wik (1985b).

Bly

Bly är en mycket tacksam föroreningsindikator därför att vanligt bly består av en blandning av fyra stabila isotoper (^{204}Pb , ^{206}Pb , ^{207}Pb och ^{208}Pb), och proportionerna mellan dessa kan användas för att spåra blyets ursprung. Icke kontaminerad mineraljord och sjösediment i Sverige har en hög $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -kvot (>1.3), medan bly från malmer normalt har en mycket lägre kvot. Bly från Bergslagen har en kvot kring 1.03, och bly från gruvor i Europa som användes under romersk tid och under medeltiden hade en kvot kring 1.17. Bly som sattes till bensinen på 1900-talet hade en varierande kvot beroende på varifrån blytillsatsen köptes, men kvoten var i medeltal kring 1.1, vilket visas av mätningar i aerosoler från den tiden.

Om blyhaltiga luftföroreningar inte funnits skulle $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ kvoten i sentida sediment fortfarande ha varit hög. Det är den dock inte därför att miljön i Sverige är förorenad sedan lång tid tillbaka. I två doktorsavhandlingar -- Maja-Lena Brännvall (2000) och Richard Bindler (2001) -- och ett flertal artiklar har vi undersökt blyets föroreningshistoria i Sverige. En sammanfattning har givits av Renberg et al. (2000) och (2002). I skogssjöar, där den ursprungliga, naturliga blykoncentrationen oftast var så låg som 2-3 $\mu\text{g Pb/gram}$ torrt sediment, kan de första spåren av atmosfäriskt blyföroreningsnedfall detekteras, som ändrad blyisotopkvot, redan för ca 3000 år sedan. Under romersk tid (kring Kristi födelse) producerades stora kvantiteter bly i södra Europa och på de Brittiska öarna, vilket gav upphov till luftföroreningar och en blyföroreningsstopp som syns tydligt i sedimenten från de flesta sjöar i Sverige. Under medeltiden (särskilt 1000-1200 e Kr) expanderade gruvnäringen och gruvor och smältverk öppnades i Tyskland och då ökade luftföroreningsnedfallet i Sverige markant. Även om nedfallet ökade i och med den industriella revolutionen på 1800-talet, så är det generellt sett först efter and-

ra världskriget som blyföroreningsnivån riktigt sköt i höjden. Föroreningsnedfallet kulminerade på 1970-talet och sedan dess har situationen förbättrats påtagligt, och nu närmar sig blynedfallet medeltidsnivån.

I sjöar som utsatts för stark påverkan från lokala källor via vattentransport kan bilden vara annorlunda. I Mälaren har gruv- och metallindustrin i Bergslagen, och inte luftföroreningarna, varit den dominerande blyföroreningskällan (Renberg et al. 2001).

Blyanalyserna från Vättern och Vänern har gjorts av Ove Emteryd och Birgitta Ohlsson, Miljöforskningslaboratoriet, Institutionen för skogsekologi, SLU-Umeå. Sedimentproverna har lösts upp i en stark syrablandning (salpetersyra och perklorosyra) och analyserna har utförts med ICP-MS. En utförligare beskrivning av metoden finns till exempel i Renberg et al. (2002).

Kvicksilver

Kvicksilvers luftföroreningshistoria är ännu inte utredd, men det förekom av allt att döma luftburna föroreningar före den industriella revolutionen enligt sedimentdata från Sverige och Grönland (Bindler et al. 2001a, 2001b). Omfattningen då var dock inte så stor som för bly. Riktigt stora utsläpp gjordes först på 1900-talet, och inte minst i Vänern har utsläppen från massa- och pappersindustrin orsakat mycket höga halter i sedimenten (Lindström 2001).

Kvicksilveranalyserna gjordes med TD-AAS (USEPA metod 7473). Denna metod ger totalkvicksilverhalter genom att torkat sediment förbränns utan förberedande vätkemisk behandling.

Kol och kväve

Kol- och kvävehalten i sedimentet (procent av torrsubstansen) beror av hur mycket organiskt material det finns i förhållande till minerogent material. Det organiska materialet kan härstamma såväl från tillrinningsområdet som från den biologiska produktionen i sjön. C/N-kvoten och iso-

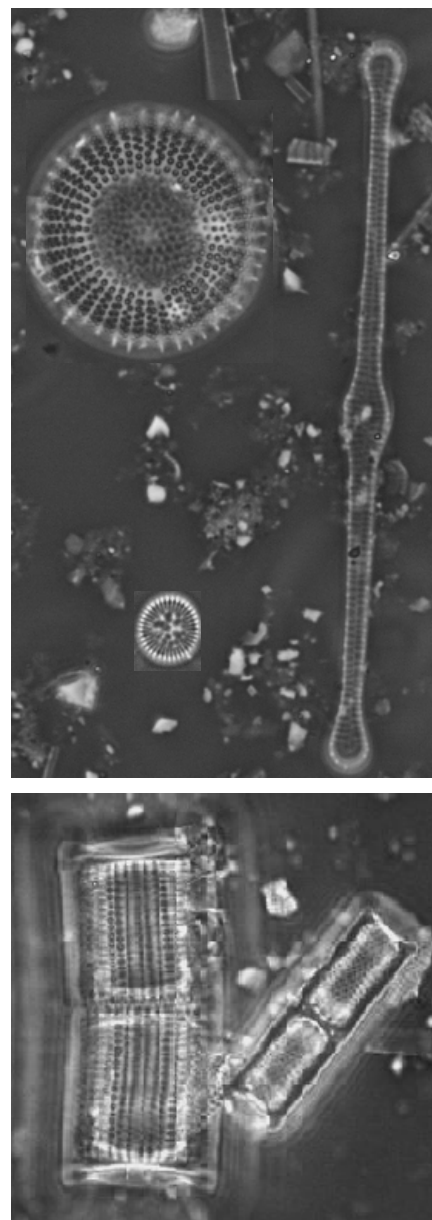
topsammansättningen kan ge ledtrådar när det gäller att tolka materialets ursprung, men isotopsammansättningen påverkas också av en rad processer i sjön, varför tolkningen kan vara komplicerad.

Sammansättningen av ^{12}C och ^{13}C uttrycks som $\delta^{13}\text{C}$ (ett jämförelsemått med ett kalkfossil som utgör en internationell standard – PDB standard), medan proportionen mellan ^{14}N och ^{15}N uttrycks som $\delta^{15}\text{N}$ (ett jämförelsemått med luftens sammansättning). Analyserna har utförts av Peter Leavitt, University of Regina, Kanada, med element-analysator och masspektrometer.

Kiselalger

Kiselalger (diatoméer) är en art- och individrik algrupp som spelar stor roll för primärproduktionen i de flesta sjötyper (Fig. 2). De mikroskopiska kiselskalerna bevaras bättre än andra alger när algerna dör och sedimenterar och det kan finnas miljontals skal per gram sediment. Kiselalgloras sammansättning i en sjö påverkas av vattnets kvalitet (Stoermer & Smol 1999). En av de faktorer som har allra största betydelse är näringsgraden. Under det senaste årtiondet har flera forskare arbetat med att definiera sambandet mellan kiselalgsammansättningen och totalfosforhalten i sjöar i form av så kallade transferfunktioner. En transferfunktion är en statistisk modell utarbetat med hjälp av analysdata (totalfosforhalten i vatten och kiselalger i ytsediment) från en serie sjöar längs en fosforgradient från låg till hög halt. Transferfunktionen kan, när den utarbetats och prövats, användas för att översätta kiselalgsammansättningen i prover från en sedimentpropp till vad som ofta kallas rekonstruerade Tot-P halter, dvs. beräknade värden för fosforhalten i vattnet förr i tiden.

De transferfunktioner som finns publicerade har utarbetats i små sjöar (<100 ha). En av de frågor som detta projekt ställdes inför var således om transferfunktioner skulle kunna användas för att rekonstruera Tot-P utvecklingen i stora sjöar som Vättern



Figur 2. Bilder tagna i ljusmikroskop av några vanliga kiselalger i Vättern och Vänern. Dessa alger är mikroskopiska (ca 0.02 mm stora) och för att identifiera skalerna till art måste speciella preparat framställas och ett mikroskop med 1000X förstoring användas. Den övre bilden visar *Stephanodiscus medius*, *Cymbella comensis* och *Tabellaria flocculosa* från Vättern. Den undre visar *Aulacoseira islandica* och *A. subarctica* från Vänern.

och Vänern. För att pröva detta har vi lånat en ännu inte publicerad transferfunktion

utarbetad med data från relativt stora sjöar i Storbritannien (dock ingen i närheten av Vänerns storlek) av Professor N. John Anderson, GEUS, Köpenhamn, och Dr Helen Bennion, UCL, London, samt kompletterat detta dataset med enstaka egna prover från Mälaren och de undersökta sjöarna.

Kiselalgsanalyserna har gjorts av Emily Bradshaw, GEUS, Köpenhamn. Framställningen av preparaten och räkningsförfarandet följer standardmetoder och taxonomin är i huvudsak enligt Krammer & Lange-Bertalot (1986-1990).

Biogent kisel

Mängden biogent kisel i sedimentet, dvs. kisel från främst kiselalger, kan ge ett mått på hur kiselalgsproduktionen i en sjö förändrats genom tidernas lopp (Newberry & Schelske 1986, Conley 1988, 1998). Denna metod har flera potentiella problem. Ett är att analyserna bygger på selektiv upplösning av det biologisk producerade kiset, och om sedimentet är rikt på lösliga mineral som innehåller kisel kan metoden bli ganska osäker. Ett annat potentiellt problem är att kiselalgsproduktionen i vattenmassan och bevarandet i sedimentet inte behöver stå i ett linjärt samband. Ett tredje, mera generellt problem är att resultatet uttrycks som en halt, vilket innebär att tidsmässiga förändringar i mineralkornsinnehållet och innehållet av organiskt material också påverkar haltutvecklingen för biogent kisel.

Analyserna av biogent kisel har utförts av Johanna Englund. Metoden som användes

följer i grunden DeMaster (1981), men har modifierats något (Hall 1991, Englund 2002).

Pigment

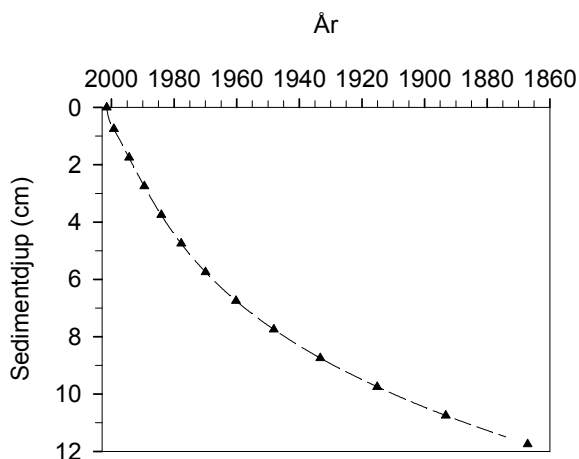
Algpigment, varav det finns en rad olika slag, kan bevaras i olika grad i sediment och berätta om sammansättningen hos tidigare algsamhällen och om tidigare produktionsförhållanden. Här har vi begränsat oss till några pigment (Tabell 2). Pigmentkoncentrationerna uttrycks som nmol pigment per gram organiskt material i sedimentet. Leavitt och Findlay (1994) har visat att det kan finnas ett linjärt samband mellan koncentrationen pigment i det organiska materialet i sedimentet och algbiomassan i vattnet.

Pigmentsammansättningen i sedimentet kan också utnyttjas för att bedöma hur klart vattnet varit förut. Det är möjligt genom att vissa alger bildar skyddspigment mot UV-strålningen som tränger ned i vattnet. Ett index (mängd UV-absorberande pigment per mängd algkarotener i sedimentet) har i undersökningar av Leavitt et al. (1997) visat sig vara linjärt korrelerat till hur många meter som UV-strålningen förmår tränga ned i sjövattnet.

Pigmentanalyserna utfördes av Peter Leavitt, Kanada. De följer metoder som utvecklats och förfinats under loppet av många år (Leavitt et al. 1989, 1997, Leavitt & Findlay 1994, Leavitt & Hodgson 2001, Leavitt 1993).

Tabell 2. Några pigment och deras nedbrytningsprodukter som påträffades i sedimentet från Vättern och Väner och de alger de kan härstamma ifrån.

Pigment	Alggrupp
Alloxanthin	Cryptophyter
Fucoxanthin	Kiselalger, crysophycér, dinoflagellater
Diatoxanthin	Kiselalger
Luteinzeanthin	Grönalger, cyanobakterier
Echinone	Cyanobakterier
Myxoxanthophyll	Cyanobakterier
Aphanizophyll	Cyanobakterier (N-fixerande)



Figur 3. Resultat av åldersbestämningen av sedimentet i Vättern med ^{210}Pb -metoden.

RESULTAT OCH TOLKNING

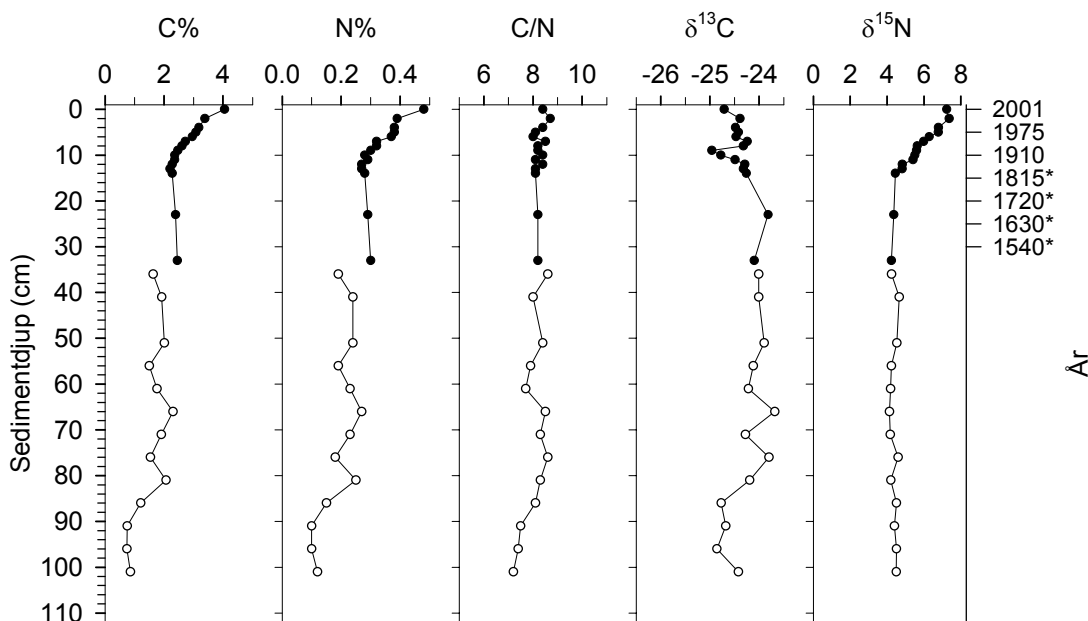
VÄTTERN

Sedimentet

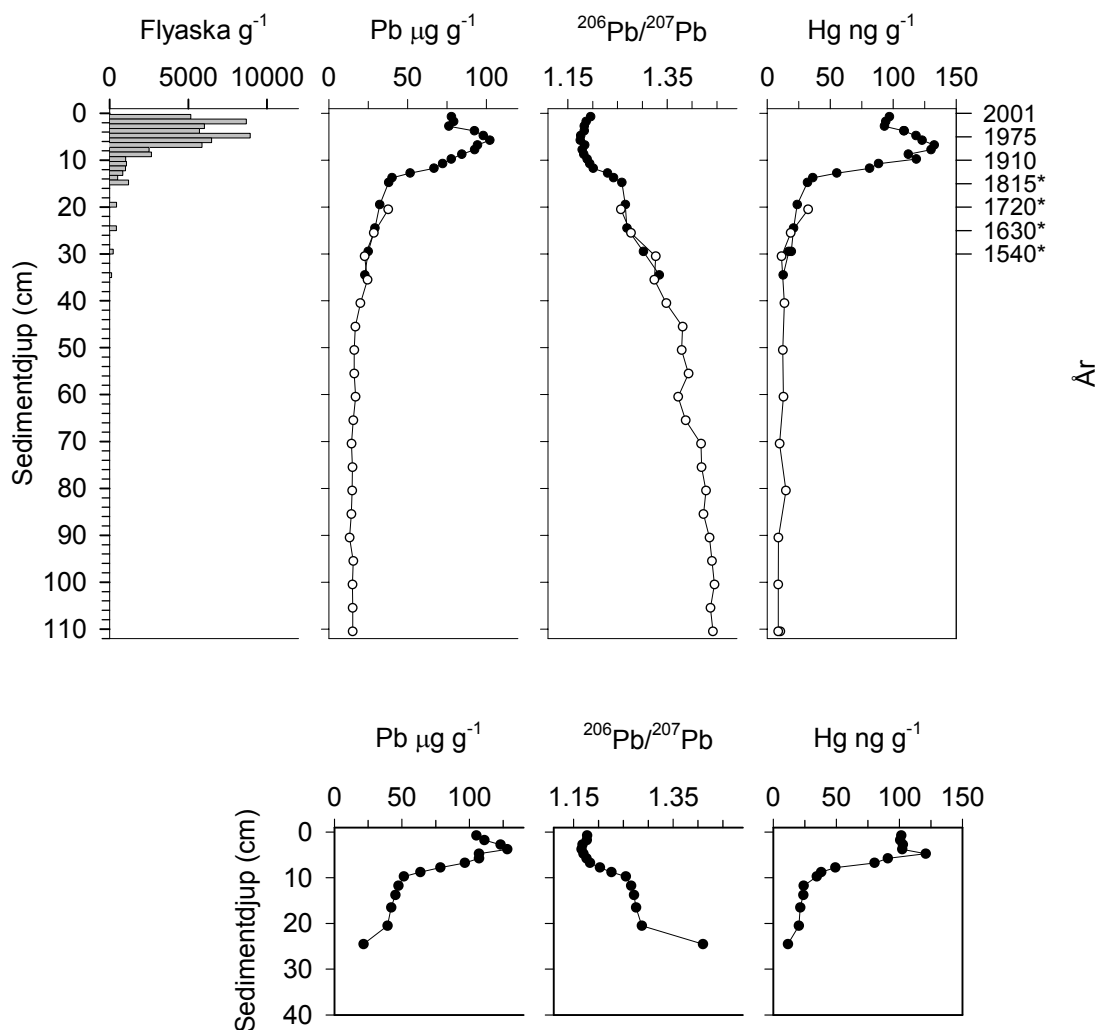
Dateringen med ^{210}Pb visar att 5 cm djup i sedimentet motsvarar 1970-talet och 10 cm ungefär 1900 (Fig. 3). Under 12 cm (ca 1860) är den kvarvarande mängden ^{210}Pb så liten att det inte går att datera längre.

Om man extra-polerar nedåt och därvid antar att samma mängd sediment avsatts per år motsvarar 15 cm ungefär 1800. Bly-dateringen stöds av flygskpartikelkurvas utseende (se nedan). Om man extrapolerar vidare nedåt skulle åldern på nedersta delen av HTH-proppen (ca 30 cm) vara 1400-tal.

Sedimentet har en mycket låg organisk halt (2 %), som stiger i de översta 5-10 centimetrarna och når dubbla värdet i själva ytprovet (Fig. 4). Detta skulle kunna vara en kombinerad effekt av ökad organisk sedimentation under de senaste decennierna och en ännu ej avslutad nedbrytning i ytsedimentet. Det faktum att C/N-kvoten är konstant med djupet talar för att det rör sig om en ökad organisk deposition. Om den ökande organiska halten endast skulle vara en nedbrytningseffekt skulle C/N-kvoten inte vara konstant. Den borde i så fall vara högre i äldre sediment och sjunka mot ytan eftersom kväve avgår i relativt sett större omfattning än kol vid nedbrytning.



Figur 4. Resultat av kol- och kväveanalyserna i sedimentet från Vättern. Fyllda symboler markerar att proverna är tagna med HTH-provtagaren och ofyllda med Kullenbergprovtagaren. Årtal med asterisk är extrapolerade från ^{210}Pb -dateringen. Det går inte datera längre bakåt i tiden än ca 150 år med ^{210}Pb -metoden.



Figur 5. Resultat av analyserna av flygaska (antal partiklar per gram torrt sediment), bly och blyisotopsammansättning, samt kvicksilver från Vättern. Den övre delen av figuren visar resultaten från södra Vättern (huvudproppen) och den nedre resultaten från norra Vättern. Asterisk på dateringar anger att värdena är extrapolerade.

Nedanför 80 cm sjunker den organiska halten. Detta, och det faktum att kiselalgerna är mycket dåligt bevarade där, visar att detta sediment avsattes under andra förhållanden än de som rådde senare. Detta styrks också av att de flesta pigment inte kan detekteras och av att $\delta^{13}\text{C}$ sjunker.

Att skarva ihop två proppar tagna med olika provtagare är alltid vanskligt i sediment som saknar synliga strukturer. Även om alla analysresultat inte stämmer perfekt (vilket man inte kan förvänta med tanke på analysfel) går det bra att korrelera de två propparna. Inte minst de stabila blyisotoperna, som kan analyseras med hög precision, visar god överensstämmelse.

När det gäller åldern på sedimentproppens nedersta del kan man egentligen bara gissa då ^{14}C -dateringen misslyckades, men den är med all säkerhet flera tusen år. Blyisotopanalyserna (se nedan) bekräftar detta.

Föroreningsbelastningen

Flygaskpartiklarnas koncentrationsutveckling följer det förväntade mönstret. Det finns en markant uppgång kring 1950 och en tendens till ett maximum på 1970-talet (Fig. 5). Partiklar avsattes under hela 1800-talet, möjligen tidigare än på många andra ställen i Sverige. Det är inte orimligt eftersom området kring södra Vättern var tidigt industrialiserat, men man måste vara för-

siktig i denna tolkning. Det är inte lätt att räkna flygaskpartiklar i ett sediment som innehåller så mycket mineralkorn som Vätterns och där enstaka mineralkorn är svarta. Förekomsten i de djupaste räknade proverna (under 15 cm) får nog anses som analysbrus.

Halter på 5 000-10 000 partiklar per gram torrt sediment som finns i sedimentet avsatt mellan åren 1950-2000, är högt för att vara ett sediment med så stort mineral-kornsinnehåll som detta (Wik & Renberg 1996). Så mycket partiklar visar på en hög belastningsgrad av föroreningar härstammande från förbränning av fossila bränslen, främst olja men också kol. Partiklarna kommer såväl från regionen som långväga ifrån. Om man normaliserar värdena (korrigerar för den höga mineralkornshalten) ligger flygaskhalterna i nivå med halterna i de mest luftföroreningsbelastade sjöarna på Västkusten (uppemot 100 000 partiklar g^{-1} torrt sediment, Wik & Renberg 1996). I Stengårdshultsjön vid Taberg söder om Jönköping når halterna 30 000 partiklar g^{-1} torrt sediment (Gählman et al. 2001).

Den maximala blykoncentrationen är ca 100 $\mu g g^{-1}$ torrt sediment och den nås på 1970-talet (Fig. 5). Den maximala koncentrationen är densamma i proppen från norra Vättern, och blykurvorna är generellt sett mycket lika varandra i södra och norra Vättern. Den maximala koncentrationen är mycket hög för denna typ av sediment. Efter 1970-talet sjunker halten, vilket är ett typiskt mönster som beror på kraftigt minskade utsläpp av bly från industrier och från bilar. Nedfallet från atmosfären har minskat så kraftigt i Sverige under de senaste årtiondena att nedfallsnivån idag närmar sig medeltidsnivå. Detta framgår av undersökningar av sediment ifrån flera sjöar, inklusive varviga sediment från Norrland (Brännvall et al. 2001). I Vättern sjunker koncentrationen med ca 20% och att den inte sjunker mera beror på vattenburna utsläpp och en kvardröjande effekt när bly som finns deponerat i sediment på

grundare bottnar omlagras och så att säga slutdeponeras i de djupområden där sedimentpropparna är tagna.

Blykoncentrationen började stiga påtagligt på 1800-talet, men redan dessförinnan hade den stigit över bakgrundnivån, som i Vättern ligger kring 15 $\mu g bly g^{-1}$ torrt sediment. Detta beror på föroreningar, det visar utan tvekan $^{206}Pb/^{207}Pb$ -kvoten. En meter ned i sedimentet ligger $^{206}Pb/^{207}Pb$ -kvoten kring 1.45, ett högt värde som är typiskt för oförorenade sediment i svenska sjöar. Redan vid 70 cm djup börjar kvoten med säkerhet sjunka, vilket är en entydig signal på föroreningsinflytande. Ovanför 40 cm nivå faller kvoten påtagligt. Vid 60 cm nivå finns ett litet nedåtgående hack i kurvan. En möjlighet är att detta kan representera romersk tid (kring år 0) och att 40 cm nivå motsvarar medeltiden (1000 e Kr), men det är en kvalificerad gissning. Vad man dock kan fastslå är att Vättern tidigt påverkades av blyföroreningar. Detta är inte något märkligt, eftersom hela Sverige, och då inte minst södra Sverige, tidigt var utsatt för nedfall av luftföroreningar från Europa.

Kommer då allt bly från luftföroreningar eller kommer en del med vattenutsläpp från gruvor och lokal metallindustri vid sjön? Här kan isotopsammansättningen ge vägledning. Om man betraktar tiden före 1800 bör luftföroreningarna ha haft kvoten 1.17, och sedimentets kvot och koncentration bör utgöras av en blandning av en viss mängd bly med kvoten 1.17 respektive 1.45 (bakgrund). Om man sätter in dessa värden i en enkel blandningsfunktion visar resultatet att detta inte går ihop. Det krävs inblandning av bly med en lägre kvot i hela den nedre delen av HTH-proppen (från 35 cm sedimentdjup), dvs. åtminstone från 1400-talet, och ändå upp till 1950-talet. Under 35 cm sedimentdjup är variationerna i blykoncentrationen och isotopkvoten så små att det inte i praktiken går att avgöra om det finns ett lokalt inflytande.

Det är således uppenbart att Vättern, förutom av luftföroreningar, har förorenats av bly från gruvbrytning och metallproduktion/metallhantering i tillrinningsområdet. En möjlighet är att blyet kommit från Åmmeberg, där gruvbrytning förekommit sedan medeltiden (Haugard 1944). Här finns förutom järn, också zink, koppar, silver, kobolt och bly i berggrunden. Under en period vid övergången mellan 1700-talet och 1800-talet bröts malm för blyframställning (Haugard 1944). Blyet i malmen i området har en $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ kvot kring 1.02 (Sundblad 1994). Mellan 1862 och 1976 deponerades anrikningssand från anrikningsverket i Åmmeberg i Kärrafjärden, en vik till Vättern (Ekholm 2002). Före 1920-talet, innan anrikningsmetoderna förbättrades var blyhalten i denna sand 1,5-2 % (Ekholm 2002). Deponierna med anrikningssand är idag täckta. Gruvverksamheten pågår fort-farande i området, men med betydligt mindre utsläpp än tidigare (Ekholm 2002). I sedimentet från efterkrigstiden sjunker $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -kvoten till de lägsta nivåerna beroende på inslaget av alkylbly från bilavgaser. Det gäller såväl i proppen från södra som från norra Vättern (Jungfrun). $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -kvoten i det sentida sedimentet i proppen från norra Vättern är obetydligt lägre än i proppen från södra Vättern. Den lilla skillnad som finns ger inget stöd för att sedimentet från provplatsen i norra Vättern skulle vara starkt förorenat från Åmmebergsutsläppen. Om inflytandet från Åmmeberg varit stort skulle $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -kvoten vara lägre.

Fastän det inte ingick i uppdraget har vi analyserat kvicksilver. Kviksilverhalten i sedimentet följer i grova drag blyhalten (Fig. 5). Båda stiger under andra halvan av 1800-talet, men för kvicksilver tycks föroreningsstoppen inträffa kring 1950-60, medan toppen för bly ligger runt 1970. När man gör denna tolkning måste man dock observera att den grundar sig på några enskilda prover. Tolkningen är således osäker, men denna utveckling strider inte mot vad

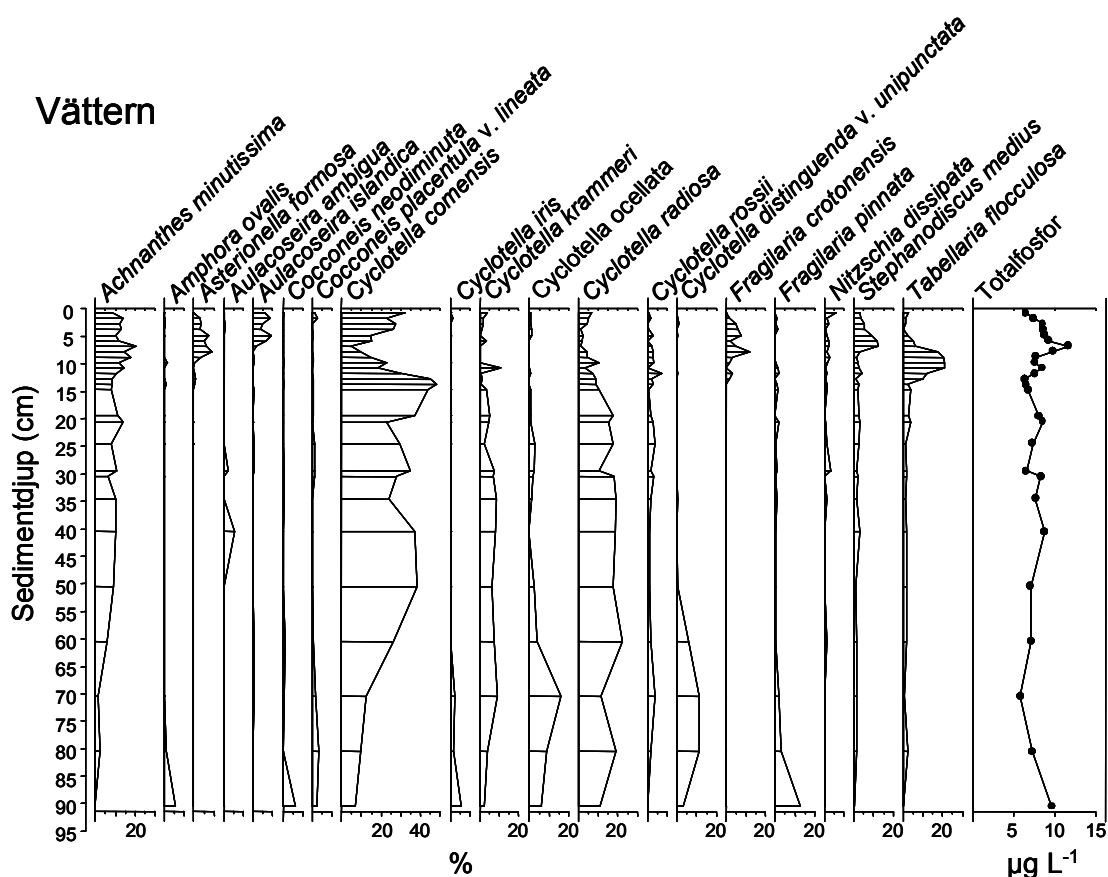
som kan förväntas. På 1950-talet, och särskilt 1960-talet, fick kvicksilverförorening stor uppmärksamhet och detta ledde till restriktioner när det gäller utsläpp från industrin och kvicksilverbetning av utsäde upphörde. Liksom för bly har det atmosfäriska nedfallet av kvicksilver minskat i modern tid. I södra Skandinavien har våtdepositionen av kvicksilver minskat till hälften sedan senare delen av 1980-talet (se referenser i Johansson et al. 2001).

Bakgrundkoncentrationen för kvicksilver i sedimentet från provtagningsplatsen är 10-15 ng g⁻¹ torrt sediment. Det högsta värdet är ca 130 ng, och i ytsedimentprovet är koncentrationen ungefär 100 ng g⁻¹. Proppen från norra Vättern visar praktiskt taget samma mönster. Det råder ingen tvekan om att profilerna speglar en ganska omfattande kvicksilverförorening i Vättern som dock är i avtagande.

Näringstillståndets utveckling

Kiselalgor domineras som man kan vänta sig av planktonarter (Fig. 6). Artsammansättningen förändras ganska mycket över tiden. I nedersta delen av profilen är kiselalgor starkt korroderade och bara de allra mest tjockväggiga arterna är så väl bevarade att det går att identifiera dem till art. Överhuvudtaget är bevarandegraden hos kiselalgor inte särskilt god, men det är normalt för stora, djupa sjöar, där det tar lång tid för de döda algerna att sjunka genom vattenmassan. Algerna hinner till stor del brytas ned under sedimentationsprocessen.

Från 60 cm djup (ca år 0) till 15 cm djup i sedimentet råder stabilitet i florans, dvs. det är i princip samma arter som dominerar även om det sker små procentuella förändringar mellan arterna. Men ovanför nivån 15 cm, alltså på 1800-talet börjar det ske saker. Först kommer en topp i *Tabellaria flocculosa*, som avlöses kring 1950 av *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis*, *Stephanodiscus medius*, och sist *Aulacoseira islandica*. Dessa förändringar sker på



Figur 6. Kiseldiaterna i Vätterns sediment. Endast de arter som förekommer med frekvens >5% har tagits med i diagrammet. Längst till höger finns tidigare totalfosforhalter i vattnet som beräknats med utgångspunkt ifrån kiseldiaterasammansättningen.

bekostnad av *Cyclotella comensis*, *C. krammeri* och *C. radiosa*. *Stephanodiscus alpinus*, som är den mest "fosforkrävande" arten (dvs. har högsta Tot-P optimum bland de arter som påträffats) kulminerar vid 6-7 cm djup, dvs. kring 1960. Man kan av kiseldiateras förändringar se att södra Vättern blev näringsrikare efter mitten av 1900-talet och att maximum inträffade under 1960-talet eller det tidiga 1970-talet och att situationen håller på att återgå till det tidigare tillståndet. Den procentuella fördelningen av arterna i yt sedimentet är i stort sett densamma som den var före 1800-talet, med undantag för att *Aulacoseira islandica* fortfarande är en vanlig art och att *Cyclotella* inte har nått upp till sin "ursprungliga" förekomstnivå.

Om man jämför de kiseldiater som finns i sedimentet med data från vattenprovtagningarna så är överensstämmelsen god så

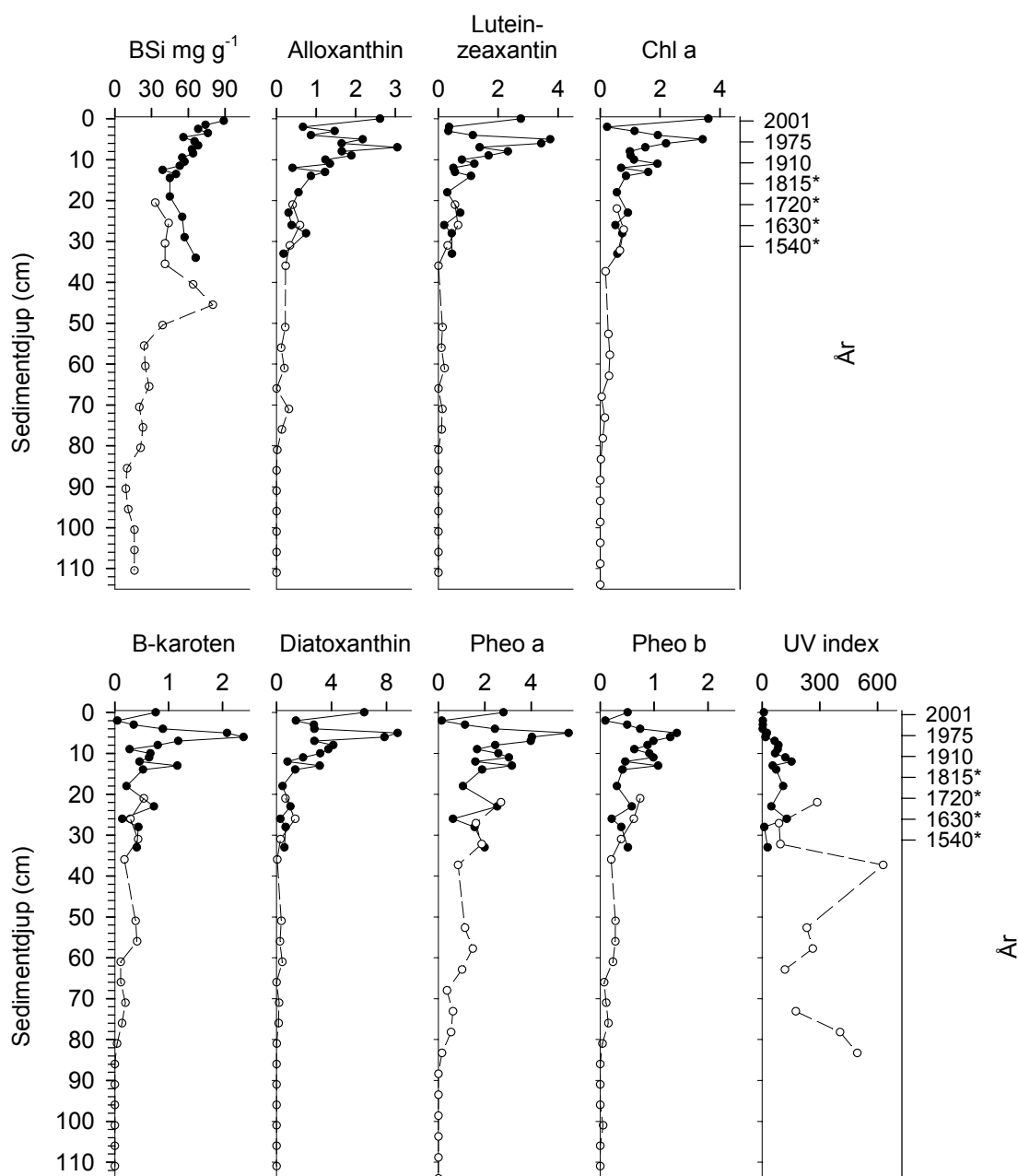
långt man kan bedöma. Willén (1992) skriver med utgångspunkt ifrån planktondata insamlade mellan 1967-1987, att "den tidigare utvecklingen av *Tabellaria* har ersatts med *Asterionella formosa*, emellanåt avbruten med år av *Aulacoseira islandica*". I ett nyligt publicerat arbete (Willén 2001b) redovisas att *Aulacoseira islandica*, *Cyclotella* spp., *Tabellaria flocculosa*, *Asterionella formosa* och *Nitzschia intermedia* är de vanligaste kiseldiaterna i plankton. Den sista arten är inte vanlig i sedimentet, vi finner mera av andra *Nitzschia* arter. De arter som redovisas i diagrammen ifrån både Vättern och Vänern är de vanligaste arterna, det finns många flera som identifierats vid analysen av sedimentproverna och som ingår i underlaget vid uträkningen av Tot-P värdena.

Enligt kiseldiaterrekonstruktionen skulle Tot-P värdet i vattnet ha varit ca 6-8 $\mu\text{g L}^{-1}$ före

1900-talet och stigit till ca $12 \mu\text{g L}^{-1}$ kring 1960 och sedan fallit till ca $6 \mu\text{g L}^{-1}$ (Fig. 6). Enligt vattenmätserien låg Tot-P i vattnet mellan $8\text{-}14 \mu\text{g L}^{-1}$ vid slutet av 1960-talet och den är nu mellan $3\text{-}5 \mu\text{g L}^{-1}$ (Lindell et al. 2001). Säsongs- och mellanårsvariationerna gör det svårt att definiera precisa värden. Överensstämmelsen mellan rekonstruerade och mätta värden är således god. Man bör dock inte dra alltför stora växlar av detta, för de kiselalgrekonstruerade värdena vilar nämligen på en ganska bräcklig grund, som beror på brister i kalibreringsdatasetet. Detta diskuteras senare. Även om de rekonstruerade värdena inte får ses som absolut korrekta, råder ingen tvekan om att tidstrenden är riktig.

Kiselalgorans sammansättning i procent ger förstås inget mått på produktionen av kiselalger, men det kan analysen av biogent kisel möjligen göra (Fig. 7). I nedersta delen av sedimentproppen är koncentrationen låg samtidigt som mikroskoppreparaten visar att kiselalgerna är dåligt bevarade. Mellan 60 cm och 15 cm, där florans sam-

mansättning är ganska stabil, är koncentrationen högre och möjligen svagt ökande. Från ca 15 cm och uppåt ökar koncentrationen av biogent kisel. Det finns ingen topp runt 1960 i biogent kisel i sedimentet med efterföljande sjunkande värden, vilket är stick i stäv med vad miljöövervakningsdata visar. Dessa data visar högre bioolymer av kiselalger under sent 1960-tal och 1970-tal än senare (även om års- och säsongsvariationerna är stora) (Willén 1992, Lindell 2000). Denna brist på överensstämmelse mellan miljöövervaknings- och sedimentdata kan ha flera orsaker. Först och främst kan det handla om en förändrad bevarandegrad av kiselalgerna i sedimentet, men det är också viktigt att beakta att sediment- och vattenmätningar på sätt och vis speglar olika saker. Sedimenten ger ”medelvärden” för flera år, medan vattenmätningar är mera av ”ögonblicksbilder”, som visar förhållandena just vid provtagningen, och det kan faktiskt handla om den timme eller dag som provet togs.



Figur 7. Koncentrationen av biogent kisel (BSi) och ett antal pigment i Vätterns sediment, samt UV-index.

Kiselalgerna är bara en av alggrupperna i Vättern och i sedimentet finns en rad olika pigment (Fig. 7). Det är påfallande att samtliga visar en koncentrationstopp vid 5 cm nivån, runt 1970, efter en begynnande uppgång på 1800-talet. De höga värdena i själva ytsedimentet ska man inte fästa avsikt vid, det är med stor sannolikhet en följd av att det finns nyss sedimenterade, levande alger där. Kiselalger tycks enligt

pigmenten vara den viktigaste alggruppen, och det i ännu högre grad än i Vänern. UV-index, med de begränsningar till tolkning som ett sediment med dålig pigmentbevarandegrad ger, antyder att vattnet blivit mindre genomsläppligt för UV-strålar i modern tid.

$\delta^{13}\text{C}$ -värdena tyder på att det organiska kolet till stor del härstammar från algplankton. Sjunkande värden från 1800-talet

och framåt tyder på ökande algproduktion. $\delta^{15}\text{N}$ ökar samtidigt från ca 4 till 7 ‰ (Fig. 4). Det är en trend som brukar förekomma i sjöar som påverkats av avloppsvatten och från djurhållning i jordbruket. Det hör samman med att $\delta^{15}\text{N}$ ökar i samband med denitrifikation och ammoniumbildning innan kvävet når sjön. Syrebrist i en sjö kan potentiellt öka denitrifikationsprocesserna i sjön och leda till ökade $\delta^{15}\text{N}$ värden, men det är inte aktuellt här.

Sammanfattningsvis ger förändringarna i kiselalgsamhället, de rekonstruerade fosforvärdena för sjövattnet, pigmentanalyserna och kol- och kväveanalyserna, en entydig bild. Vättern upplevde en topp i näringstillståndet runt 1960-1970 men situationen är nu tillbaka på den nivå som rådde före 1800-talet, och som då rått i flera hundra år. Orsaken till de förändringar som sker djupare ned i sedimentet, vid 70 cm nivå, kan man bara spekulera om. Möjligen skulle det kunna ha samband med tidig påverkan från den framväxande jordbrukskulturen för länge sedan.

VÄNERN

Sedimentet

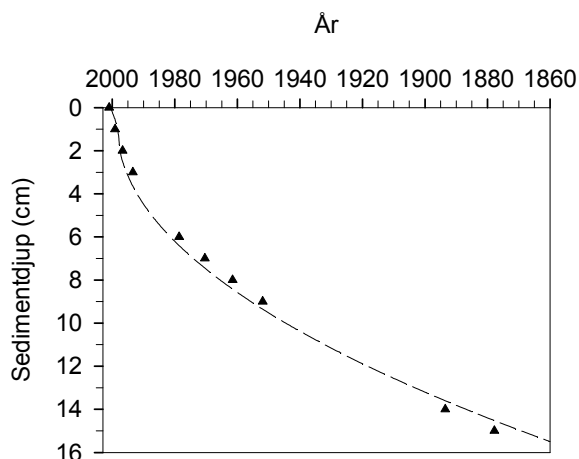
Enligt ^{210}Pb -dateringen är sedimentationen vid provtagningsplatsen i Vänern något högre än i Vättern (Fig. 8). Den 46 cm långa proppen bör nå tillbaka uppskattningsvis till 1300-talet. Sedimentet har en låg kolhalt (2%) i den nedre delen av proppen, men den fördubblas i sedimentet efter mitten av 1900-talet (Fig. 9). Kiselalgerna är jämförelsevis väl bevarade i sedimentet. Kol- och kväveisotopförändringarna uppvisar samma mönster som i Vättern (se ovan).

Föroreningsbelastningen

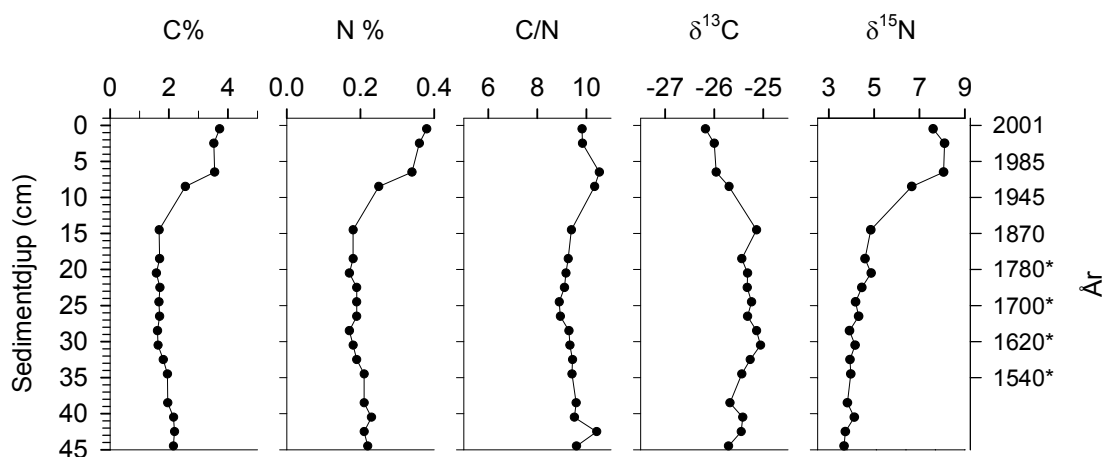
Koncentrationen av flygaskpartiklar ökar som förväntat kraftigt efter andra världskriget och når en mycket hög topp (Fig. 10). Här når halten 30 000 partiklar per gram torrt sediment och det är en mycket hög halt med tanke på att mineralkornsinnehållet är så högt i sedimentet. Det ser ut som om toppen kommer i mitten av 1980-talet, men här måste observeras att endast prover från varannan centimeter analyserats. Efter 1970-80 talet sjunker koncentrationen markant, som en följd av minskade utsläpp. Det bör ha funnits många lokala utsläppskällor runt sjön som drog ned på oljeförbränningen vid och efter oljekrisen i början av 1970-talet. I sjön Örvattnet vid Arvika når halterna 60 000 partiklar g^{-1} torrt sediment och här sjunker de också kraftigt mot nutid (Wik & Renberg 1996).

Liksom i Vättern finns en stor 1970-tals topp i blykoncentrationen, som i Vänern når upp till ungefär $120 \mu\text{g g}^{-1}$ torrt sediment. $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -kvoten är aldrig högre än 1.3 i sedimentproppen och det vittnar om att den 46 cm långa proppen inte når tillbaka till riktiga bakgrundsförhållanden (Fig. 10). Om man fortsatte djupare ned i sedimentet skulle förmodligen blykoncentrationen sjunka något och isotopkvoten öka. Som diskuterats tidigare var nämligen Sverige redan på 1300talet påtagligt förorenat av luftföroreningsnedfall.

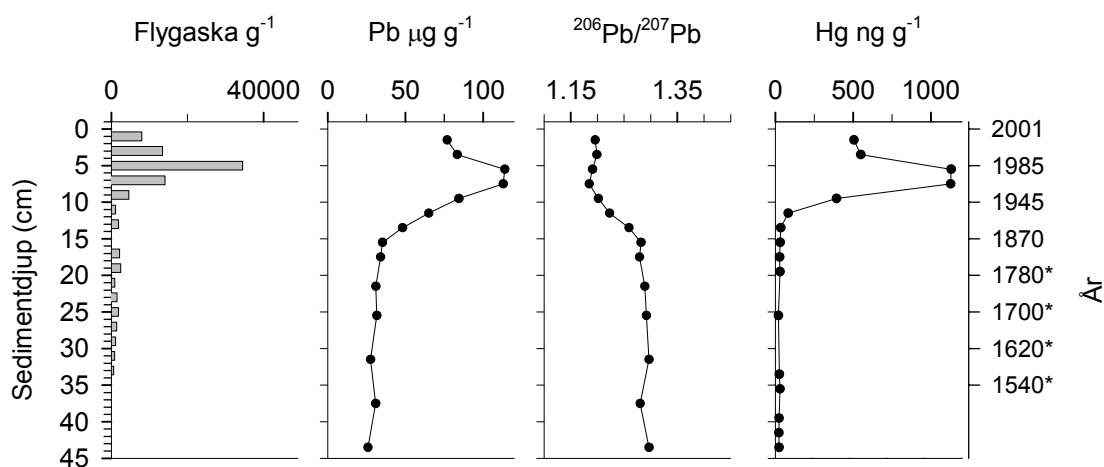
Kvicksilverkoncentrationen är ca 30 ng g^{-1} i det äldre sedimentet, och det allra lägsta värdet (23 ng) uppmättes längst ned i proppen, vilket möjligen kan tyda på att riktig bakgrund inte nåts, men någon nämnvärd grad av förorening kan det inte röra sig om vid denna tid. Tidigare undersökningar har också



Figur 8. Resultat av åldersbestämningen av sedimentet i Vänern med ^{210}Pb -metoden.



Figur 9. Resultat av kol- och kväveanalyserna i sedimentet från Vänern. Fyllda symboler markerar att proverna är tagna med HTH-provtagaren och ofyllda med Kullenbergprovtagaren. Årtal med asterisk är extrapolerade från ^{210}Pb -dateringen.

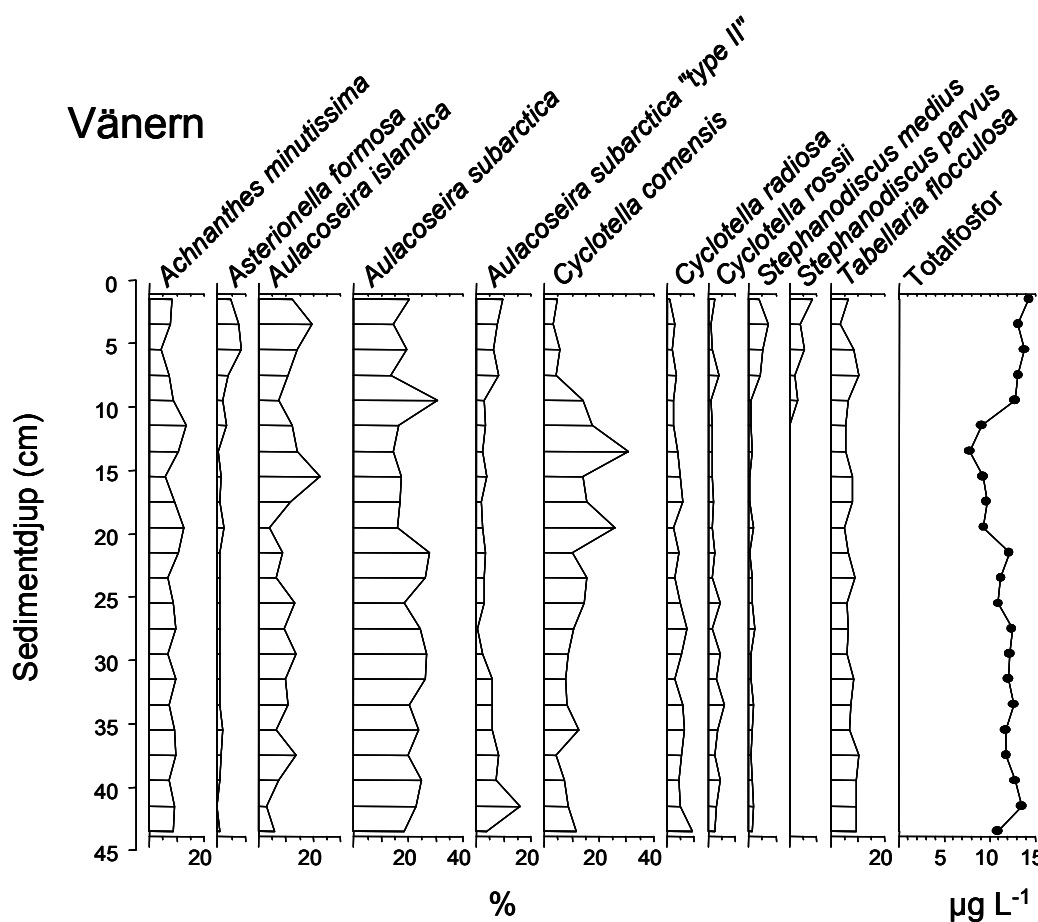


Figur 10. Resultat av analyserna av flygaska (antal partiklar per gram torrt sediment), bly och blyisotopsammansättning, samt kvicksilver från Vänern. Asterisk på dateringar anger att värdena är extrapolerade.

ansett att ca 30 ng är bakgrundsvärdet (Naturvårdsverket 1978). Under 1900-talet stiger koncentrationen och den når över 1100 ng g⁻¹ i sedimentet som åldersbestämts till 1960-1990. Under 1960-talet var kvicksilverutsläppen mycket stora från kloralkalifabriken i Skoghäll och de minskade kraftigt under 1970-talet för att praktiskt taget upphöra på 1980-talet. Kviksilverutsläppen har även varit stora från pappers- och massaindustrin. Många bruk har funnits vid Vänern. Sedimentproppen speglar således den kända historiska utvecklingen sedan 1960-talet, men koncentrationerna i sedimentet går inte ned i närheten av bakgrundnivån. Det är heller inte att vänta eftersom det finns stora mängder kvicksilver i omlopp i ekosystemet i Vänern (Lindeström 2001).

Näringstillståndets utveckling

Kiselalgor i Vänern utgörs i huvudsak av samma arter som i Vättern (Fig. 11). Ett undantag är *Aulacoseira subarctica*, som är vanlig i Vänern. Förutom denna art är *A. islandica*, *Tabellaria flocculosa*, *Asterionella formosa*, *Stephanodiscus medius* och *parvus*, *Cyclotella comensis* och *rossi*, samt *Achanthes minutissima* de dominerande arterna. Artsammansättningen i sedimentet sammanfaller väl med resultaten av planktonundersökningarna i miljöövervakningen mellan åren 1989-1998 (Willén 1999). Kiselalger förorsakar ibland problem genom att de sätter sig på fisknät som en brunaktig beläggning och detta har varit föremål för särskilda undersökningar i Vänern (Willén 1999, Bengtsson 2000). En av de arter som då förekommit, förutom



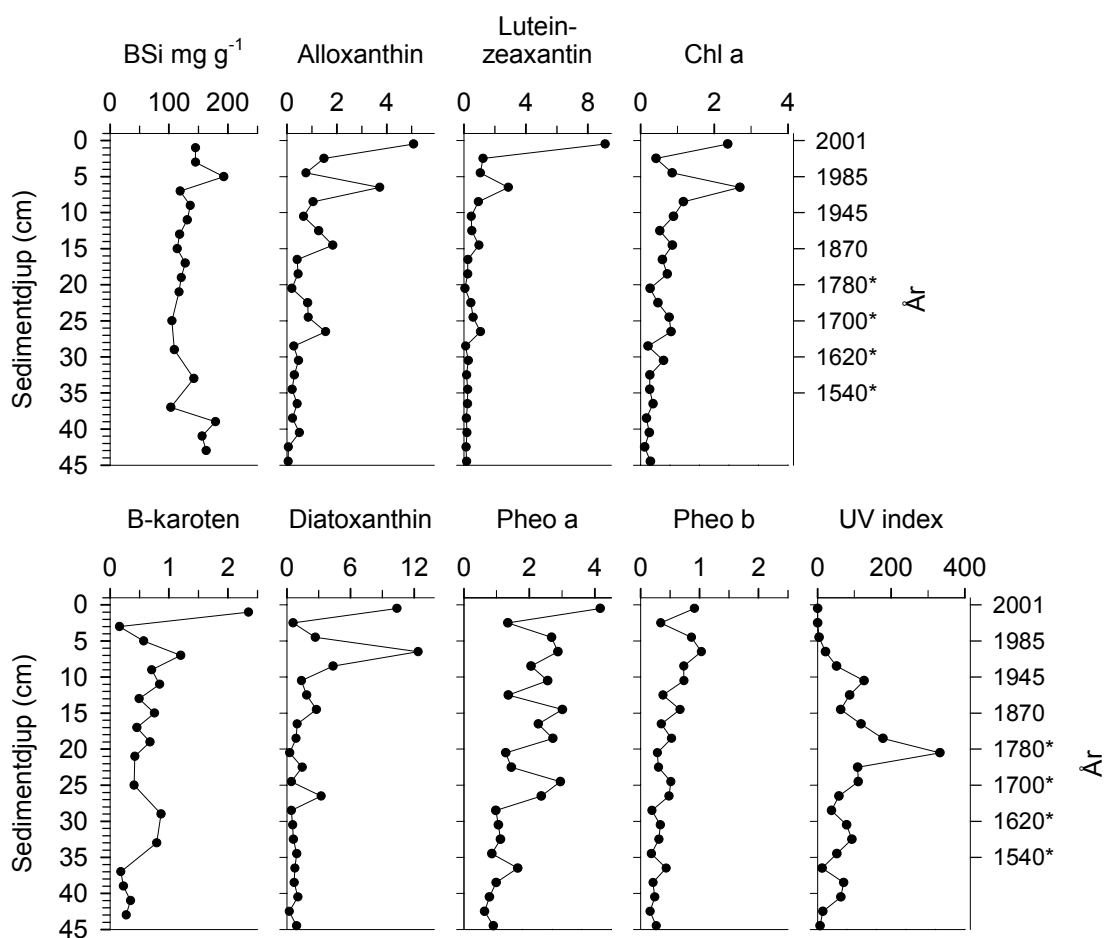
Figur 11. Kiselalger i Vänerns sediment. Endast de arter som förekommer med frekvens >5% har tagits med i diagrammet. Längst till höger finns tidigare totalfosforhalter i vattnet som beräknats med utgångspunkt ifrån kiselalgsamhällets sammansättning.

planktonarterna, är en bentisk kiselalg *Didymosphenia geminata*, som bl a uppträdde 1983 (Willén 1999). Vi har inte funnit denna art i sedimentet.

Förändringarna i florán över tiden är mindre än i Vättern, men liksom i Vättern ökar *Asterionella formosa* under 1900-talet och *Stephanodiscus* kommer in i bilden. Planktonundersökningar har pågått i mera systematisk form sedan 1970-talet. Kiselalger har en utpräglad säsongsva-riation, de är vanligast under en kort period på våren, och dessutom är mellanårsvariationerna stora. Det gör det vanskligt att utvärdera resultaten av provtagningsserierna som omfattar 5-6 provtagningar per år. Willén & Wiederholm (1996) konstaterar att ingen trend kan spåras för kiselalgernas biovolym. Kiselalgeranalyserna i sedimentproppen

(Fig. 11), som visar algskalens procentuella fördelning, säger inget om hur stor abundans varje art haft. Däremot kan mängden biogent kisel i sedimentet spegla kiselalgerproduktionen i vattenmassan. Det biogena kisel varierar måttligt utan egentligen trend, kanske med högre värden riktigt tidigt och kring 1970-talet (Fig. 12). Halterna av biogent kisel är högre i Vänern än i Vättern.

Det rekonstruerade Tot-P värdet förändras en del inom den tidsperiod som proppen täcker (Fig. 11). Det tycks som om det låg lite lägre från slutet av 1700-talet fram till mitten av 1900-talet än före och efter, men denna tolkning är osäker eftersom det huvudsakligen är en art (*Cyclotella comensis*) som varierar i frekvens och ger detta minimum. Det rekonstruerade Tot-P värdet



Figur 12. Koncentrationen av biogent kisel (BSi) och ett antal pigment i Vänerns sediment, samt UV-index.

varierar mellan 10-15 $\mu\text{g L}^{-1}$. De mätta värdena i vattnet mellan 1972-1998 varierar mellan 5-15 $\mu\text{g L}^{-1}$ med en sjunkande trend sedan sent 1970-tal (Wallin et al. 1999). Nu spänner ju sedimentproppen över en mycket längre period (ca 700 år) och möjligheterna att jämföra de rekonstruerade värdena från sedimentet med de mätta är begränsade (det är bara ett par av de översta värdena i sedimentproppen som ligger inom vattenmätningarnas period). Det är emellertid en hyfsat god överensstämmelse mellan rekonstruerade och mätta värden, även om ytsedimentprovet tycks ge ett något för högt rekonstruerat värde.

Ökad kol- och kvävehalt i sedimentet och förändrad isotopsammansättning, som liknar förändringarna i Vättern, tyder på ökad produktivitet under 1900-talet. Pigmenten i sedimentet indikerar att grönalger, flagellater och kiselalger har varit huvudbeståndsdelarna i algsamhällena (Fig. 12). Bevarandegraden av pigmenten är generellt sett dålig, varför pigmenten måste tolkas restriktivt, dock motsäger inte svagt ökade pigmentkoncentrationer i sedimentet isotopernas tecken på ökad produktivitet i sjön under 1900-talet. Toppen kan ha nåtts runt 1970-talet när flera pigment når sin högsta koncentration (som nämnts tidigare i rapporten kan själva sedimentytan innehålla färsk pigment och en pik där ska inte övertolkas). Det klaraste vattnet (högsta UV-index) skulle enligt pigmenten ha förekommit på 1700-talet. Det är samtidigt som de lägsta rekonstruerade Tot-P värdena enligt kiselalgerna erhöles. Om vattnet verkligen var klarare och näringsfattigare på 1700-1900-talet är inte möjligt att säga utifrån analysen av denna enda sedimentpropp. Det finns inga data av annat slag som skulle kunna backa upp en sådan slutsats. Efter mitten av 1900-talet sjunker UV-index (vattnet blir mindre klart), och det sker samtidigt med att totalfosforhalten ökar enligt rekonstruktionen.

SLUTSATSER OCH FÖRSLAG

I Vättern ger sedimentet en tydlig bild av eutrofiering sedan 1800-talet med en topp kring 1960-1970. Därefter har förhållandena gått tillbaka mot den situation som rådde före 1800-talet, och som rått under flera hundra år dessförinnan. Förändringarna i kiselalgfloras sammansättning har varierat kraftigt och är det tydligaste beviset för förändringarna i trofigraden. De på basis av kiselalgerna uttolkade totalfosforhalten i sjövattnet förr i tiden stämmer ganska väl med uppmätta värden i vattnet för de sista årtiondena när jämförelsedata finns från miljöövervakningen. Det är dock viktigt att poängtera att detta kan vara något av en slump. Det kalibreringsdataset som ligger till grund för transferfunktionen som användes för att utläsa forntida fosforhalter är egentligen inte anpassat för att användas i så stora sjöar som Vättern och Vänern. Det råder ändå ingen tvekan om att tidstrenden är korrekt.

I Vänern ger inte analyserna samma tydliga tecken på förändringar i trofigraden. Det finns en viss tendens till en ökning under 1900-talet med en möjlig topp kring 1960-1970, men samtidigt tecken på att 1800-talet var en näringsfattigare period än tiden före, så bilden är otydlig. Det är emellertid kanske inte så ologiskt att denna sedimentpropp, som är tagen mitt ute i Värmlandsjön, inte tyder på något större eutrofieringsproblem i Vänern. Problemen med övergödning kan ha varit begränsade till mera strandnära områden.

Om man utgår från kiselalgfloras sammansättning, som är den säkraste sedimentindikatorn av alla, måste man dra slutsatsen att näringssituationen i Vättern praktiskt taget har gått tillbaka till nivån före 1800-talet. Är då detta det naturliga tillståndet? På den frågan får man nog svara nej. Det är knappast det strikt naturliga tillståndet, i bemärkelsen det av människan opåverkade tillståndet. Vi ser tydligt av blyanalyserna att föroreningar har tillförts

sjön långt före 1800-talet, och vi kan med stor sannolikhet dra slutsatsen att Vättern, såsom de flesta andra sjöar som avvattnar jordbruksbygder har påverkats av ökade näringsinflöden redan från medeltiden eller tidigare. Detta har vi tidigare konstaterat i Mälaren (Renberg et al. 2001), liksom i många små, fattiga och känsliga sjöar i södra Sverige där den förändrade kvaliteten på det tillrinnande vattnet slog igenom som en pH-höjning (Renberg et al. 1993a, 1993b). Det vore dock fullständigt orealistiskt att ställa upp miljömål som eftersträvar ”naturliga förhållanden”. Det går inte vrida klockan tillbaka till en ursprunglig av människan opåverkad miljö. Istället gäller det att ställa upp realistiska mål som grundar sig på ett val av vilket miljötillstånd vi vill ha. Då kanske ”just före 1800-talsnivån” är ett bra mål, men här är det förstas viktigt att väga samman olika aspekter, t ex hur fisket och friluftslivet vill ha det.

Föroreningsutvecklingen när det gäller flygaska (en indikator på utsläpp från förbränning av fossila bränslen), bly och kvicksilver är i stora drag densamma i Vättern och Vänern. Det är vad man kan vänta med hänsyn till att dessa föroreningar speglar en allmän utveckling. Fram till 1970-talet ökade nedfallet av luftföroreningar, som både hade lokalt och internationellt ursprung, och därefter vek trenden nedåt. Samma trend följde också utsläppen via vatten från de lokala industrierna och från samhället som helhet.

I Vättern signalerar blyisotopsammansättningen tydlig att sjön förorenats av bly långt före 1800-talets industrialisering. Som undersökningar av mindre sjöar har visat – vilka är ännu känsligare för luftföroreningsnedfall än stora sjöar – var nedfallet av luftföroreningsbly mycket stort i södra Sverige redan från 1100-talet. Ursprunget var främst utsläpp i kontinentala Europa och på de Brittiska öarna. Men i sedimentet från Vättern finns också påverkan av lokalt bly med annan isotopsam-

mansättning än det tidiga långväga transporterade luftföroreningsblyet hade. I precis vilken utsträckning de tidiga föroreningarna i Vättern kom från gruvbrytningen/metallhanteringen i tillrinningsområdet, t ex Åmmeberg vid norra spetsen av sjön, respektive från luftföroreningsnedfall, kan vi inte avgöra från denna undersökning.

Som forskare, skolad att inta en kritisk hållning, känns det otillfredställande att göra kategoriska uttalanden med utgångspunkt från undersökningar av en sedimentpropp från vardera sjön. Det är ju faktiskt också så att alla sedimentanalyser, som i och för sig har olika indikatorvärde, inte visar precis samma utveckling. Vi skulle av detta skäl, men framför allt därför att Vättern och Vänern är mycket stora sjöar, som säkert genomgått olika utveckling i olika delar, rekommendera ytterligare analyser av näringsutvecklingen och av föroreningsutvecklingen. Lokala intressen kan ha andra prioriteringar, men ur vår synpunkt skulle vi föreslå:

- Att ett kalibreringsdataset utvecklas för att säkrare rekonstruera totalfosforhalter utifrån kiselalger i sedimentproppar från stora sjöar.
- Att det övervägs om andra sedimentanalyser än de vi använt också borde göras. Det skulle kunna vara föroreningar såväl som subfossil av organismer.
- Att en undersökning gjordes i norra Vättern.
- Undersökningar på flera platser i Vänern.

REFERENSER

- Appleby, P. G. & Oldfield, F. 1978. The calculation of ^{210}Pb dates assuming a constant rate of supply of unsupported ^{210}Pb to the sediment. *Catena* 5:1-8.
- Bengtsson, R. 2000. Alger som fastnar på fisknät i Vänern, Mälaren och Hjälmaren. Vänerns vatten-vårdsförbund, Rapport 14: 1-34.
- Bindler, R. 2001. Quantifying pollution inputs of Pb and Hg in the environment: A paleoecological approach. Department of Ecology and Environmental Science, Umeå University. PhD Thesis.
- Bindler, R., Olofsson, C., Renberg, I. & Frech, W. 2001a. Temporal trends in mercury accumulation in lake sediments in Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 1:343-355.
- Bindler, R., Renberg, I., Appleby, P., Anderson, J. & Rose, N. 2001b. Mercury accumulation rates and spatial patterns in lake sediments from West Greenland: A coast to ice margin transect. *Environmental Science & Technology* 35:1736-1741.
- Brännvall, M.-L. 2000. Atmospheric lead pollution history in Sweden from ancient times to the present: A palaeolimnological study. Department of Ecology and Environmental Science, Umeå University. PhD Thesis.
- 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.
- Conley, D. J. 1988. Biogenic silica as estimate of siliceous microfossil abundance in great lakes sediments. *Biogeochemistry* 6:161-179.
- Conley, D. J., 1998. An interlaboratory comparison for the measurement of biogenic silica in sediments. *Marine Chemistry* 63:39-48.
- DeMaster, D. J. 1981. The supply and accumulation of silica in the marine environment. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 45:1715-1732.
- Ekholm, D. 2002. Kärrafjärden Åmmeberg - Läckage av tungmetaller från deponi. Rapport nr 68 från Vätternvårdsförbundet.
- Englund, J. 2002. Näringsutvecklingen i Vänern och Vättern: en paleolimnologisk studie. Institutionen för biologi, miljö och geovetenskap, Umeå universitet. Examensarbete.
- Gählman, V., Renberg, I., Wallin, J.-E. & McGowan, S. 2001. Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar. Del 2. Stengårdshultasjön, Jönköpings län. Institutionen för ekologi och geovetenskap, Umeå universitet. ISBN 91-7305-124-1.
- Hall R., 1991: Instructions for biogenic silica analysis of lake sediments. Mimeograph, Queen's University, Ontario, Canada.
- Haugard, J. 1944. En belgisk gruva vid Vättern. A-B. Seeling & C:o.
- Håkansson, L. & Ahl, T. 1976. Vättern – recenta sediment och sedimentkemi. Natl Swed Environ Prot Board, SNV PM 740.
- Johansson, K., Bergbäck, B. & Tyler, G. 2001. Impact of atmospheric long range transport of lead, mercury and cadmium on the Swedish forest environment. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 1:279-297.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H., 1986-1990: Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae. Vol. 1-4. Gustav Fischer Verlag.
- Leavitt, P. R. 1993. A review of factors that regulate carotenoid and chlorophyll deposition and fossil pigment abundance. *Journal of Paleolimnology* 9: 109-127.
- Leavitt, P.R. & Findlay, D.L.. 1994. Comparison of fossil pigments with 20 years of phytoplankton data from eutrophic Lake 227, Experimental Lakes Area, Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51:2286-2299.
- Leavitt, P.R. & Hodgson, D. 2001. Sedimentary pigments. In: *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments Volume 3: Terrestrial, Algal, and Siliceous Indicators*, J.P. Smol, H.J.B. Birks, & W.M. Last (eds.), Kluwer, p.295-325.
- Leavitt, P.R., Carpenter, S.R. & Kitchell, J.F. 1989. Whole-lake experiments: The annual record of fossil pigments and zooplankton. *Limnol. Oceanogr.* 34: 700-717.
- Leavitt, P. R., Vinebrooke, R. D., Donald, D. B., Smol J. P. & Schindler, D. W. 1997. Past ultraviolet radiation environments in lakes derived from fossil pigments. *Nature* 388:457-459.
- Lindell, M. 2000. Vätternvårdsförbundet Årsskrift 2000. Rapport nr 59 från Vätternvårdsförbundet.
- Lindell, M., Bremle, G., Broberg, O. & Larsson, P. 2001. Monitoring of persistent organic pollutants

- (POPs): examples from Lake Vättern, Sweden. *Ambio* 30:545-551.
- Lindeström, L., 1993. Metaller i Vättern. Bedömning av tillförsel, tillstånd och möjliga konsekvenser. Rapport nr 32 från Vätternvårdsförbundet.
- Lindeström, L. 2001. Mercury in sediment and fish communities of Lake Vänern, Sweden: Recovery from contamination. *Ambio* 30:538-544.
- Naturvårdsverket. 1978. Vänern. Liber Förlag.
- Newberry, T. L. & Schelske, C. L., 1986. Biogenic silica record in the sediments of Little Round Lake, Ontario. *Hydrobiologia* 143:293-300.
- Renberg, I & Wik, M. 1985a. Carbonaceous particles in lake sediments – 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., 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., 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., Bradshaw, E., Emteryd, O. & McGowan, S., 2001. Sediment evidence of early eutrophication and heavy metal pollution of Lake Mälaren, Central Sweden. *Ambio* 30:496-502.
- 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. *Science of the Total Environment* 292:45-54.
- Stoermer, E. F. & Smol, J. P., 1999. *The Diatoms: Application for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press.
- Sundblad, K., 1994. A genetic reinterpretation of the Falun and Åmmeberg ore types, Bergslagen, Sweden. *Mineralium Deposita* 29:170-179.
- Wallin, M., Willén, E., Eriksson, L., Herlitz, E., Persson, P., Wiederholm, A.-M., 1999. Vattenkvaliteten i Vänern. I: Christensen, A. Vänern. Årsskrift 1999 från Vänerns vattenvårdsförbund, Rapport 7, sid. 42-51.
- 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.
- Willén, E. 1992: Long-term changes in the phytoplankton of large lakes in response to changes in nutrient loading. *Nordic Journal of Botany* 12:575-587.
- Willén, E. 1999. Kiselalger och problem med beläggning på fisknät. I: Christensen, A. Vänern. Årsskrift 1999 från Vänerns vattenvårdsförbund, Rapport 7, sid. 98-103.
- Willén, E. 2001a. Four decades of research on the Swedish large lakes Mälaren, Hjälmaren, Vättern and Vänern: The significance of monitoring and remedial for a sustainable society. *Ambio* 30:458-466.
- Willén, E. 2001b: Phytoplankton and water quality characterization: Experiences from the Swedish large lakes Mälaren, Hjälmaren, Vättern and Vänern. *Ambio* 30:529-537.
- Willén, E. & Wiederholm, A.- M. 1996. Växtplankton i Vänern. I: Wallin, M. (red) Vänerns miljötillstånd och utveckling 1973-1994. Naturvårdsverket Rapport 4619, sid. 35-4

