

Åge Molversmyr, Suzanne McGowan¹,
Gina Clarke², Helen Bennion² & Handong Yang²

Innsjøhistorisk undersøkelse i Seldalsvatnet

Rapport IRIS – 2010/194

¹ University of Nottingham, England

² University College London, England

Prosjektnummer: 7941854
Prosjektets tittel: Innsjøhistorikk Seldalsvatnet

Oppdragsgiver(e): Rogaland fylkeskommune
Forskningsprogram:
ISBN: 978-82-490-0717-2
Gradering: Åpen

Stavanger, 29.12.2010

	29/12-2010		29/12-2010		29/12-2010
Åge Molversmyr	Sign.dato	Asbjørn Bergheim	Sign.dato	Arild Johannessen	Sign.dato
Prosjektleder		Kvalitetssikrer		Forskningsjef	

FORORD

Rogaland fylkeskommune, Aksjon Jærvassdrag, fikk støtte fra Klif til å kartlegge innsjøhistorie og eutrofiutvikling i Seldalsvatnet i Ims-Lutsi vassdraget. IRIS ble tildelt oppdraget, som rapporteres i denne rapporten. Vurderingene er basert på analyser av en sedimentkjerne fra det dypeste partiet i innsjøen. Tilsvarende analyser er utført i Frøylandsvatnet i 2005.

For gjennomføring av prosjektet ble det etablert et samarbeid med University of Nottingham (England) og University College London (England), som er sentrale forskningsmiljøer når det gjelder paleoøkologiske analyser og vurderinger.

En sedimentkjerne ble tatt av seniorforskerne Åge Molversmyr og Asbjørn Bergheim den 10.12.2009, og kjernen ble splittet i 5 mm sjikt i hele dens lengde. Prøver fra de ulike sjiktene ble sendt til University of Nottingham (England) for analyse av sedimentære algepigmenter. Arbeidet ble utført av Dr. Suzanne McGowan, og en kort rapport om analyseresultatene skrevet Suzanne McGowan er gjengitt i vedlegg 2.

Replikate prøver ble sendt til University College London (England), for analyse av rester av kiselalger. Analysene ble utført av Dr. Gina Clarke, som sammen med Dr. Helen Bennion (University College London) har skrevet en rapport om resultatene slik som gjengitt i vedlegg 3. Ved University College London ble det samme prøvematerialet også benyttet til datering av sedimentkjernen, utført av Dr. Handong Yang med Dr. Neil Rose som ansvarlig. En kort rapport om resultatene, skrevet av Handong Yang, er gjengitt i originalversjon i vedlegg 1.

Sammenstilling av data og utarbeidelse av rapport er utført av seniorforsker Åge Molversmyr. Rapporten gjengir hovedinnholdet i de omtalte delrapportene (gjengitt i opprinnelig form som vedlegg til rapporten). I rapporteringsarbeidet er det innhentet opplysninger fra Sandnes kommune om historiske endringer i arealbruk i området, og om viktige tilførselskilder til innsjøen. En særlig takk til Georg Åreskjold (Seldal) for nyttige opplysninger om den historiske utviklingen i nedbørfelt og innsjø.

Kvalitetssikrer for prosjektet har vært seniorforsker Asbjørn Bergheim.

Stavanger, 29. desember 2010

Åge Molversmyr, prosjektleder

Nøkkelord: Aksjon Jærvassdrag; Seldalsvatnet; naturtilstand, eutrofiutvikling, sediment, paleoøkologi.

INNHOOLD

SAMMENDRAG.....	1
1 INNLEDNING	2
2 MATERIALE OG METODER.....	4
2.1 Prøvetaking og opparbeiding av sedimentprøver.....	4
2.2 Datering av sedimentprøver.....	4
2.3 Analyse av algepigmenter.....	4
2.4 Analyse av rester av kiselalger	5
3 RESULTATER OG DISKUSJON	6
3.1 Datering	6
3.2 Algepigmenter	7
3.3 Kiselalger	9
3.4 Historisk utvikling	12
3.5 Konklusjoner	13
4 REFERANSER	14
VEDLEGG.....	17

SAMMENDRAG

Seldalsvatnet øverst i Ims-Lutsi vassdraget hadde i 2007 en oppblomstring av blågrønnalger, som etterfølgende undersøkelser satte i sammenheng med episodiske forurensningstilførsler via en bekk som drenerer et jordbruksområde nord for innsjøen. Lignende episoder særlig det siste tiåret kan indikere at det har vært et tiltakende fenomen, og det har derfor vært av interesse å få kartlagt ved hjelp av paleoøkologiske undersøkelser hvilke endringer som har skjedd i innsjøen i nyere tid.

En 80 cm lang sedimentkjerne fra Seldalsvatnet ble hentet opp den 10. desember 2009, og splittet i 5 mm sjikt (skiver) gjennom hele kjernens lengde. Prøver fra ulike sjikt ble datert og analysert for innhold av algepigmenter og rester av kiselalger. Det siste ga grunnlag for å rekonstruere tidligere fosforkonsentrasjoner i innsjøen.

Dateringen strekker seg tilbake til ~ 1870 ved 30 cm dyp i sedimentet, og det lar seg ikke gjøre å tidfeste dypere lag i sedimentet med rimelig sikkerhet med metodikken som er benyttet. De dypeste lagene i kjernen kan imidlertid være avsatt så tidlig som på begynnelsen av 1600-tallet (anslått ved å benytte gjennomsnittlig sedimentasjonsrate for datert del av kjernen).

Analysene av algepigmenter og kiselalger i sedimentet i Seldalsvatnet viser at det var næringsfattige forhold og stabilt lite planktonalger i vannet frem til midten av 1940-tallet. Deretter har algebiomassen økt og artssammensetningen endret seg i retning av mer næringskrevende arter, og denne utviklingen har fortsatt helt frem til i dag. Dette viser at innsjøen har opplevd en kontinuerlig eutrofiering gjennom de siste drøye 60 årene.

Kortvarig økning i pigmenter fra koloniformede blågrønnalger i de øverste sedimentsjiktene indikerer relativt nylige endringer i blågrønnalgesamfunnet i innsjøen, som antakelig gjenspeiler blågrønnalgeoppblomstringer de senere årene. Resultatene indikerer også markert endring i kiselalgesamfunnene på 1990-tallet, som kan indikere økte næringstilførsler på den tid.

Resultatene fra de dypeste lagene i sedimentkjernen viser at Seldalsvatnet opprinnelig var en næringsfattig innsjø med lav algebiomasse og et fosforinnholdet i vannet på ~ 5 µg Tot-P/l (rekonstruert fra kiselalgedataene), som må antas å representere naturtilstanden i innsjøen.

At eutrofieringseffektene synes å oppstå rundt midten av 1940-tallet er det samme som er funnet både i Frøylandsvatnet i Orrevassdraget, i Vansjø i Østfold, og i flere andre innsjøer i Norge. Utviklingen gjenspeilet av sedimentanalysene samsvarer godt med det en vet om historiske endringer i arealbruk og intensiverting av jordbruksaktivitetene i nedbørfeltet, og som også må antas å gjelde generelt for Norge.

Seldalsvatnets utforming og beliggenhet gjør at innsjøen tåler relativt lite næringsstoffbelastning før ulemper som algeoppblomstringer vil oppstå. Næringsanrikningen som resultatene fra denne undersøkelsen viser, kan nå være på et nivå nær grensen for det innsjøen kan tåle. Ytterligere anrikning vil i så fall kunne medføre mer synlige eutrofieringseffekter, som betyr at innsjøen er i risikozonen selv om tilstanden i vannet mht. næringsinnhold og algebiomasse har vært god de siste årene.

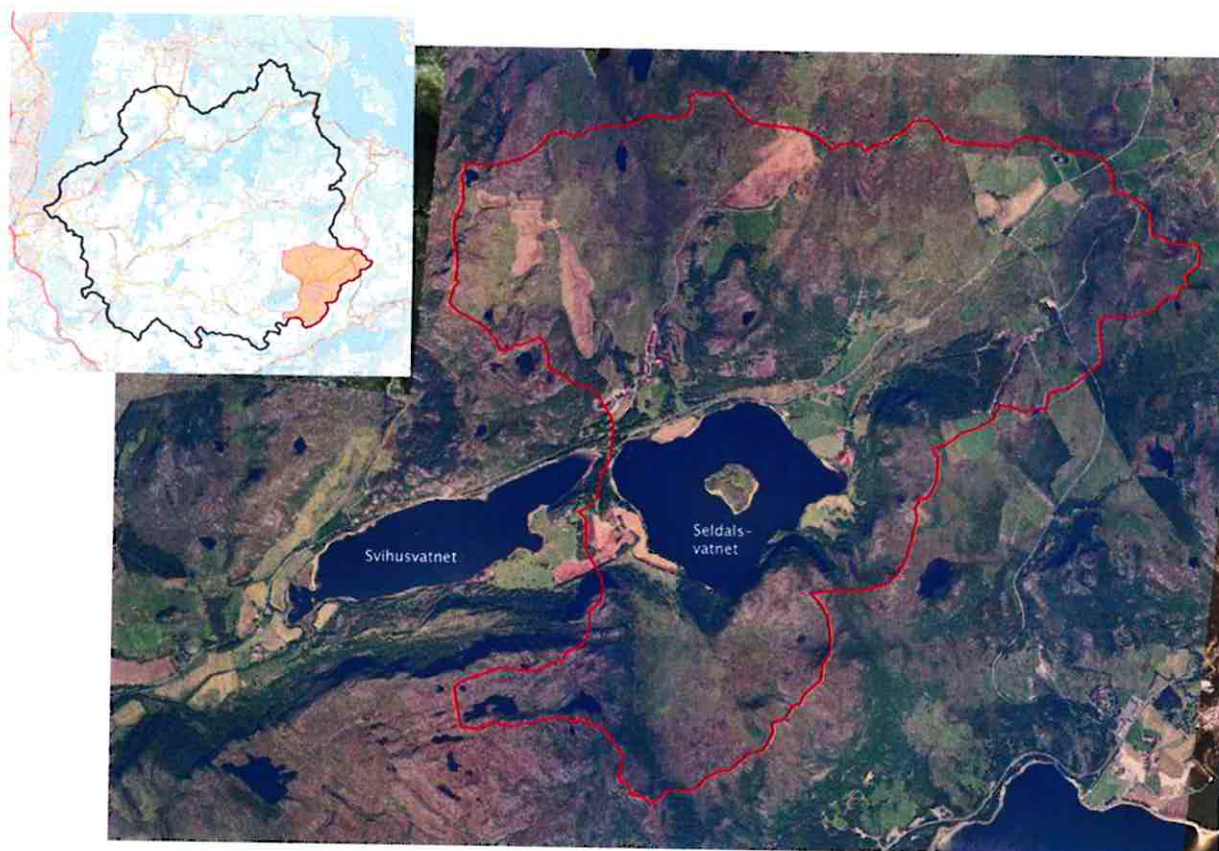
Det bemerkes at reguleringen av Seldalsvatnet ikke synes å ha hatt nevneverdig innvirkning på algemengde og -sammensetning i innsjøen.

Referanse:

Molversmyr, Å., S. McGowan, G. Clarke, H. Bennion & H. Yang, 2010. Innsjøhistorisk undersøkelse i Seldalsvatnet. *International Research Institute of Stavanger, rapport IRIS - 2010/194.*

Kapittel 1**INNLEDNING**

Seldalsvatnet i Sandnes kommune ligger øverst i Ims-Lutsi vassdraget, og drenerer et relativt lite nedbørfelt (figur 1). Området består i hovedsak av fjell, myr og utmark, men det er også noe jordbruksaktivitet i feltet. Innsjøen er liten og relativt dyp, med begrenset vanntilrenning fra nedbørfeltet. Beliggenhet og utforming gjør at Seldalsvatnet tåler lite forurensningsbelastning før ulemper som algeoppblomstringer vil oppstå (Molversmyr 2008). Nøkkeltall for innsjøen er vist i tabell 1.



Figur 1. Seldalsvatnet med nedbørfelt (kilde: vann-nett.nve.no/saksbehandler).

Seldalsvatnet opplevde i 2007 en kraftig oppblomstring av blågrønnalger, noe etterfølgende undersøkelser satte i sammenheng med episodiske forurensningstilførsler via en bekk som drenerer et område med jordbruksaktivitet nord for innsjøen (Molversmyr 2008). I de tre etterfølgende årene har det ikke vært rapportert slike algeoppblomstringer, og overvåking i 2009 viste god vannkvalitet (Molversmyr 2010). Men det fortelles om episoder med algeoppblomstring i Seldalsvatnet helt fra første del av 1980-tallet, men mest fra det siste tiåret som kan indikere at det har vært et tiltakende fenomen.

Tabell 1. Nøkkeltall for Seldalsvatnet.

Parameter	Størrelse
Areal nedbørfelt (km ²)	8,81
Innsjøareal (km ²)	0,76
Innsjøvolum (10 ⁶ m ³)	12,40
Maksimalt dyp (m)	27,5
Middeldyp (m)	16,2
Teoretisk oppholdstid (år)	0,79

Det har derfor vært av interesse å få kartlagt hvilke endringer som har skjedd i innsjøen i nyere tid, og hvordan næringsinnhold og algeforekomster har utviklet seg.

Rekonstruksjon av tidligere tilstand i en innsjø kan baseres på biologiske og kjemiske indikatorer i sedimentet. Der avsettes rester av organismene som har levd i vannmassene opp gjennom årene, og tilstanden i innsjøen i ulike tidsepoker kan fastsettes ved analyse av en sedimentkjerne. I de øverste lagene gjenspeiles de siste årenes forurensningssituasjon, mens de dypere lagene vil gi informasjon om tidligere tiders tilstand. I fravær av langtidsserier av overvåkingsdata er en slik tilnærming ofte den eneste mulighet en har for å få informasjon om opprinnelig tilstand og historisk utvikling av vannkvalitet.

Utviklingen av paleolimnologiske metoder har medført betydelig forbedret mulighet til å rekonstruere eutrofiutviklingen i innsjøer, og analyse av algepigmenter og deres nedbrytningsprodukter i sedimentet er vesentlig i denne sammenheng. Siden ulike algetyper bruker ulike pigmenter til fotosyntesen, kan forekomsten av pigmentene i sedimentet brukes til å rekonstruere tidligere tiders algesammensetning og -biomasse (Leavitt & Hodgson 2001). Andre rester av vannlevende organismer brukes også, og skall av kiselalger vil for eksempel finnes igjen og vise forekomst av indikatorarter som gir informasjon om tidligere tilstand (Bennion *et al.* 2004). Disse kan også benyttes til å rekonstruere tidligere fosforkonsentrasjoner i vannet (Bennion *et al.* 2005).

Disse metodikkene er tidligere benyttet med hell i Frøylandsvatnet (Molversmyr *et al.* 2006), og er nå benyttet for å rekonstruere eutrofiutviklingen i Seldalsvatnet. Undersøkelsene er utført i samarbeidet med forskere ved University of Nottingham (England) og University College London (England), som er sentrale fagmiljøer på dette området.

Hovedmålet har vært å fastsette naturtilstanden og belyse den historiske eutrofiutviklingen i Seldalsvatnet ved hjelp av paleolimnologiske metoder, og om mulig sette dette i sammenheng med endringer i arealbruk i området og påvirkning fra viktige tilførselskilder. Det har ikke vært anledning til å gå i dybden når det gjelder denne koblingen, men en har sammenholdt resultater med opplysninger om hovedtrekkene i utviklingen i nedbørfeltet.

Kapittel 2

MATERIALE OG METODER

2.1 Prøvetaking og opparbeiding av sedimentprøver

En sedimentkjerne ble hentet fra det dypeste punktet i Seldalsvatnet den 10. desember 2009, ved hjelp av en Uwitec Corer (www.uwitec.at), som er en såkalt "gravity corer". Det ble benyttet 120 cm lange prøverør (diameter 60 mm) av klar PVC. Det lyktes å få opp en sedimentkjerne med 80 cm lengde, som raskt ble transportert til land. Der ble lengdemål og karakteristika nedtegnet, før kjernen ble svøpt i svart plast. Kjernen ble fraktet i oppreist stilling (og i intakt/uforstyrret stand) til laboratoriet, der den ble splittet i 5 mm sjikt (skiver) gjennom hele kjernens lengde.

Sedimentet i Seldalsvatnet er relativt bløtt med høyt organisk innhold, og sedimentet var mørkt (brun-svart) og uten lagdeling i hele kjernens lengde. Men toppen av kjernen (1-2 cm) hadde en lysere (brun) farge.

Hvert sedimentsjikt (skive) ble delt i to replikate prøver, og som ble frosset ved $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$ før prøver ble sendt til analyse. Det ene settet av prøver ble sent med kurerpost til University of Nottingham (England) for analyse av algepigmenter, mens det andre settet ble sendt til University College London (England) for datering, analyse av kiselalger og rekonstruering av fosfornivå.

2.2 Datering av sedimentprøver

Sedimentet ble datert ved såkalt ^{210}Pb -teknikk hos Bloomsbury Environmental Isotope Facility (BEIF) ved University College London (England). Denne teknikken baseres på måling av aktiviteten av ^{210}Pb , en naturlig produsert radionuklide med veldefinert halveringstid (22,3 år). Aktivitet av ^{210}Pb ble bestemt ved hjelp av gamma-spektrometriske metoder, og ^{210}Pb med opphav i atmosfærisk nedfall (samt tilførsler fra nedbørfeltet; kalt "unsupported" ^{210}Pb) er brukt i en modell for konstant tilførselsrate (constant rate of supply, CRS) til å estimere alder på utvalgte sedimentprøver (Appleby 2001). Dateringen er "kalibrert" i forhold til aktiviteten av ^{137}Cs og ^{214}Am , som er kunstig produserte radionuklider som stammer fra atomprøvesprengninger (spesielt 1963) og ulykker ved kjernekraftanlegg (Tsjernobyl i april 1986). Ytterligere beskrivelse av metodikken finnes (på engelsk) i Vedlegg 1.

2.3 Analyse av algepigmenter

Algepigmenter ble ekstrahert i en blanding av aceton:metanol:vann (80:15:5, volum), og oppbevart over natten ved $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ før filtrering og tørking under inert (N_2) atmosfære. En kjent mengde ble løst i injeksjonsløsning, før pigmenter ble kvantifisert ved bruk av høytrykksvæskerkromatografi (HPLC) med en "photo-diode array" detector for bølgelengdeområdet 350-750nm. Kalibrering av systemet var basert på bruk av kommersielle standarder (DHI Danmark).

Pigmentkonsentrasjoner er uttrykt som nanomol pigment pr. gram organisk stoff i sedimentet (nmol pigment g^{-1} organisk vekt). Utfyllende beskrivelse av metodikken finnes (på engelsk) i Vedlegg 2.

2.4 Analyse av rester av kiselalger

Etter en screening av et utvalg av prøvene fra sedimentkjernen, ble topp og bunnprøve samt 8 andre prøver fra mellomliggende deler av kjernen opparbeidet for analyse av kiselalger. Opparbeiding og analyse ble utført etter metode beskrevet av Battarbee *et al.* (2001). Minst 300 kisel skall fra hver prøve ble identifisert i mikroskop med 100x oljeimmersjonsobjektiv og fasekontrast, og bestemt ved hjelp av diatoméfloraer av Krammer & Lange-Bertalot (1986-1991). Alle mikroskoppreparater er arkivert ved ECRC, og alle data er lagret i deres database Amorpha. En figur over kiselalgestratigrafien i sedimentkjernen ble laget ved hjelp av dataprogrammet C2 (Juggins 2003), og viser taxa med en forekomst på mer enn 2 % av totalt antall kisel skall i minst en prøve (figur 5). Alle taxa som ble identifisert er vist vedlegg 3.

Statistiske mål ble beregnet for hver prøve, inkludert antallet taksa og Hills N2 diversitetsindeks som gir et estimat av "effektivt antall taksa" (Hill & Gauch 1980). Clusteranalyse ble utført ved hjelp av dataprogrammet ZONE v.1.2 (Juggins 1991) for å identifisere hovedgrupper (eller soner) i dataene. Soner er illustrert i figuren over kiselalgestratigrafien i sedimentkjernen (figur 5) som tegn på større endringer i sammensetningen av kiselalger.

Graden av endring i kiselalgesamfunnene mellom prøven fra bunnen av kjernen og hver av de andre prøvene er uttrykt ved hjelp av "squared chord distance" (SCD) ulikhetsindeks (Overpeck *et al.* 1985) som er integrert i programmet C2 (Juggins 2003). Denne indeksen er foretrukket fremfor andre ulikhetsmål, og varierer mellom 0 og 2 hvor 0 indikerer at to prøver er helt like mens 2 indikerer at prøvene er helt ulike. Metoden er benyttet i flere studier for å fastsette grad av endring i kiselalgesammensetningen, både som følge av forurensning (f.eks. Simpson *et al.* 2005) og eutrofiering (f.eks. Bennion *et al.* 2004).

Prinsippal komponentanalyse (PCA), en indirekte ordinasjonsmetode (ter Braak & Prentice 1988), er brukt for å analysere variansen i kiselalgesammensetningen. Denne teknikken oppsummerer hovedendringer i dataene, og hjelper til med å identifisere endringer i et komplekst og artsrikt datasett. Verdi for PCA akse 1 er vist i figuren over kiselalgestratigrafien (figur 5), og når denne endres markert mellom to nærliggende prøver indikerer dette at kiselalgesammensetningen har endret seg vesentlig i tider mellom de disse to prøvene representerer.

Rekonstruksjon av fosforkonsentrasjoner

En korrelasjonsfunksjon mellom kiselalger og totalfosfor (TP) ble brukt på kiselalgedataene fra sedimentkjernen, etter taksonomisk harmonisering mellom et sett av referansedatasett og dataene fra Seldalsvatnet. Rekonstruksjon av totalfosfor ut fra kiselalgeforekomsten (diatom-inferred total phosphorus, DI-TP) bygger på et datasett fra 56 relativt store og moderat dype innsjøer (maks. dyp > 10 meter) i Skottland, Nord-Irland, Cumbria (The Lake District, England), Sør-Norge og sentral Europa. Årlig middelkonsentrasjon av TP i dette datasettet varierer fra 1-73 $\mu\text{g P/l}$, og har en medianverdi på 22 $\mu\text{g/l}$ (Bennion *et al.* 2004). Den beste modellen ble funnet ved å anvende veide gjennomsnittsverdier og invers antikrymping (deshrinking) (ter Braak & van Dam, 1989). Regresjonskoeffisienten (r^2) mellom observert og estimert verdi var 0,75 og midlere kvadratrotfeil i estimatet (RMSEP basert på jack-knifing kryssvalideringsmetode) var 0,25 $\log_{10} \mu\text{g P/l}$. Alle rekonstruksjoner ble utført ved hjelp av dataprogrammet C2 (Juggins 2003).

Kapittel 3

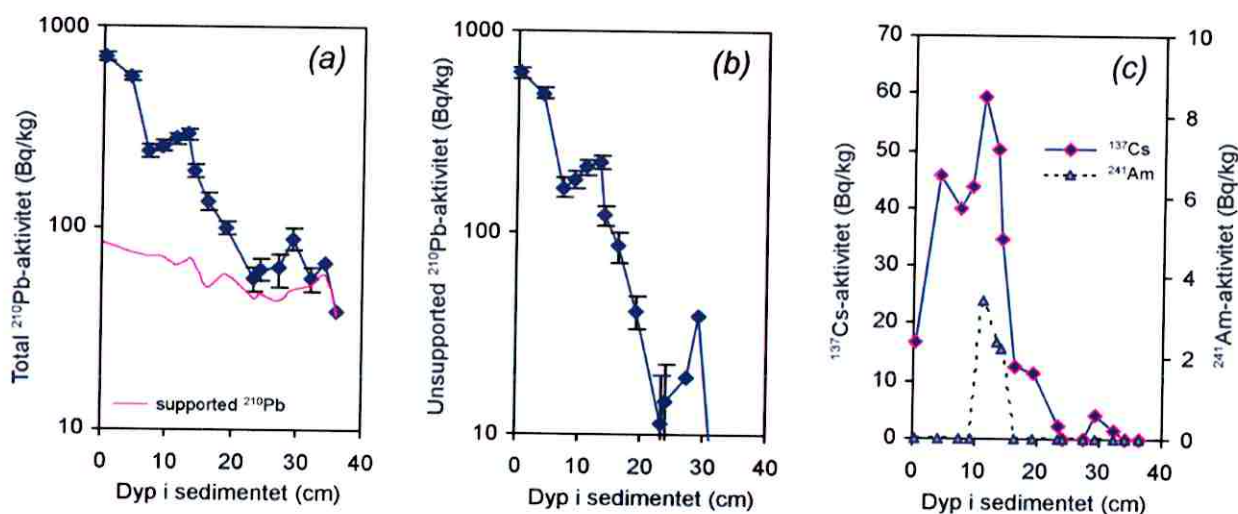
RESULTATER OG DISKUSJON

3.1 Datering

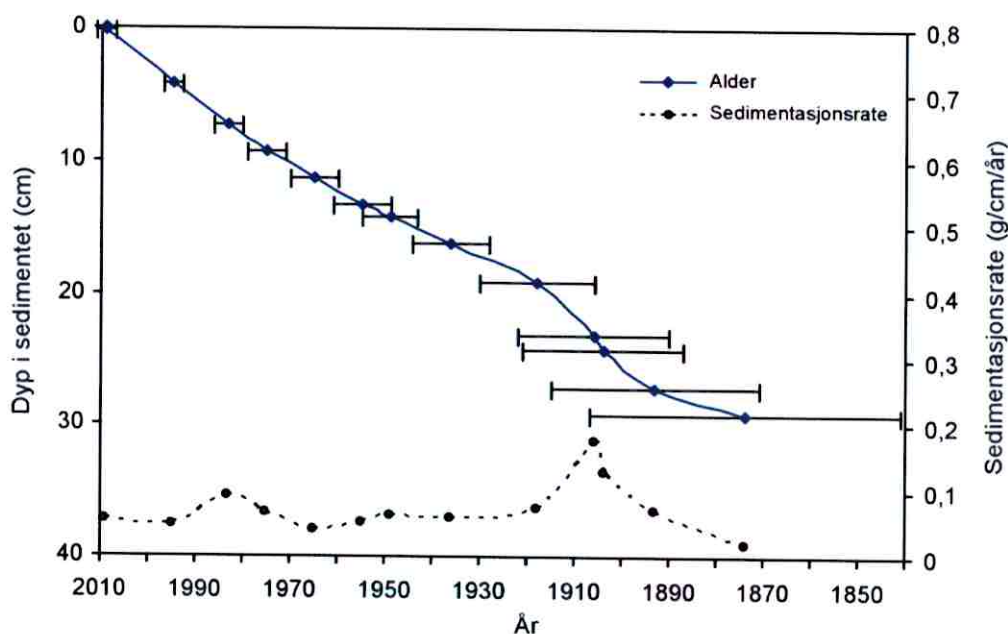
Totalaktiviteten av ^{210}Pb nådde en likevekt med bakgrunnsnivået (^{210}Pb -aktivitet som har opphav i omdanning av ^{226}Ra i selve sedimentet; også kalt "supported" ^{210}Pb) ved ca. 35 cm sedimentdyp, som dermed danner nedre grense for hvor ^{210}Pb -metoden kan brukes for estimering av alder. Totalaktivitet fratrukket bakgrunnsaktiviteten, kalt "unsupported" ^{210}Pb -aktivitet, avtok noe irregulært nedover i sedimentet (figur 2b), og det var en "bunn" ved 7,25 cm og en skarp "bunn" ved 23,25 cm. Dette kan indikere økt sedimentakkumulering, eller også skyldes sedimentforflytning forårsaket av skålskred (slumping). Bortsett fra dette var aktiviteten eksponentielt avtakende ned til ca. 23 cm dyp, som indikerer en relativt konstant sedimentasjonsrate de siste drøye 100 år (figur 3). Beregninger indikerer at sedimentasjonen har vært i gjennomsnitt om lag 0,06 g/cm² og år, eller drøye 0,2 cm/år, mens den var noe høyere like etter år 1900. Dette er til sammenligning betydelig lavere enn det en fant i Frøylandsvatnet, der det ble beregnet en sedimentasjonsrate på drøye 1 cm/år i perioden etter ca. 1970 (Molversmyr *et al.* 2006).

De kunstige produserte radionuklidene ^{137}Cs og ^{241}Am ble funnet med klart definert topper ved 11,25 cm dyp (figur 2c), som med stor grad av sikkerhet gjenspeiler maksimum nedfall i 1963 fra atmosfæriske prøvesprengninger av kjernevåpen. En mindre topp i ^{137}Cs funnet høyere opp i sedimentet kan stamme fra nedfall etter Tsjernobylulykken i 1986.

Datering av sedimentet basert på ^{210}Pb -dataene er vist i figur 3, men med referanse til 1963-sedimentsjiktet identifisert ved aktivitetstoppene av ^{137}Cs og ^{241}Am . Dateringen strekker seg tilbake til ca. 1870 ved 30 cm dyp i sedimentet, og det lar seg ikke gjøre å tidfeste dypere lag i sedimentet med rimelig sikkerhet med metodikken som er benyttet. De dypeste sedimentlagene i kjernen (som var 80 cm lang) er likevel med sikkerhet avsatt betydelig tidligere enn slutten av 1800-tallet, og vil dermed representere referansetilstanden for innsjøen.



Figur 2. Aktivitet av radionuklider i sedimentkjernen fra Seldalsvatnet. Figuren viser (a) total ^{210}Pb , (b) "unsupported" ^{210}Pb , og (c) ^{137}Cs - og ^{241}Am -aktivitet mot dyp i sedimentet.



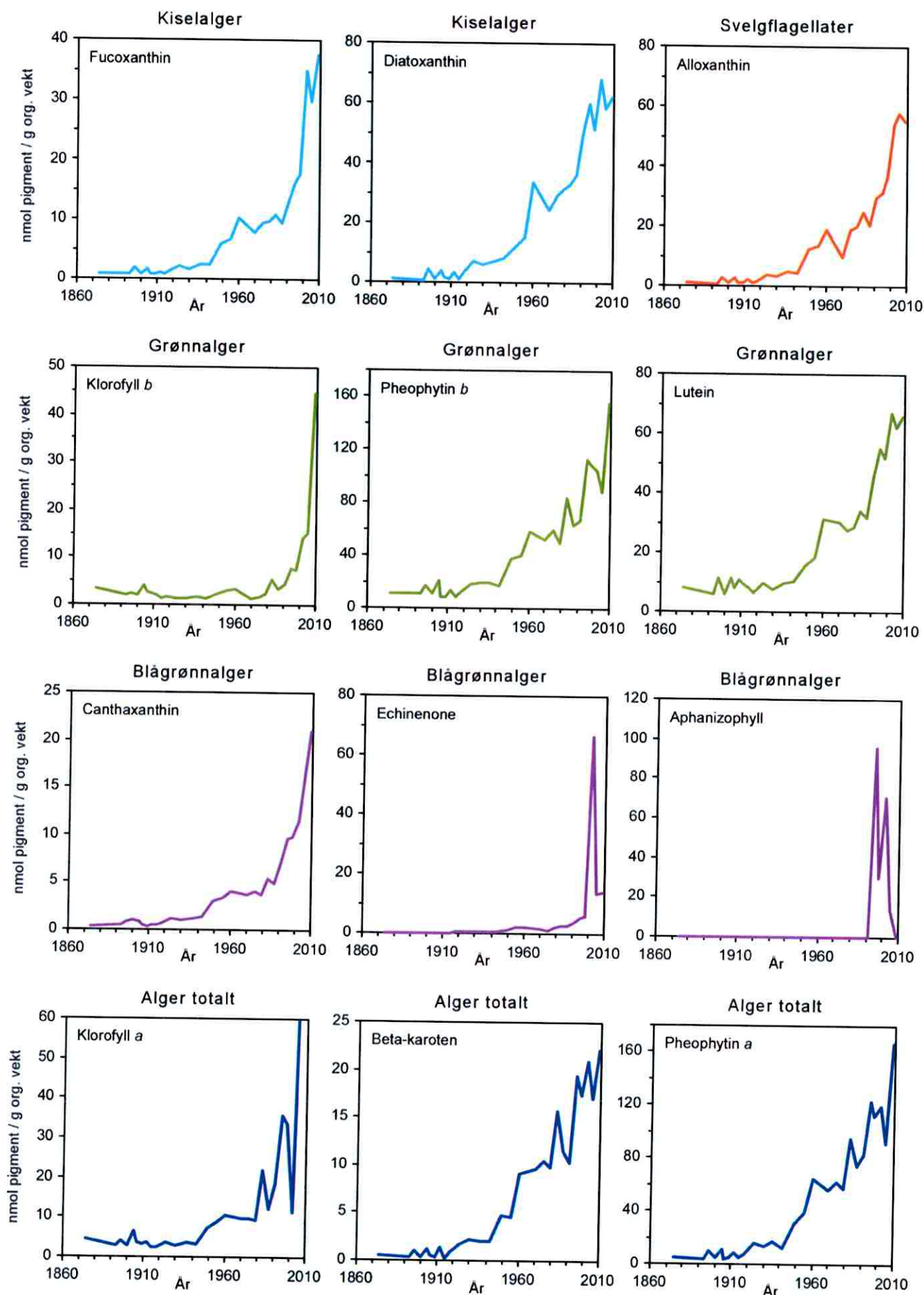
Figur 3. Datering av sedimentkjernen fra Seldalsvatnet. Figuren viser estimert alder (usikkerhetsintervaller angitt) og sedimentasjonsrate.

3.2 Algepigmenter

Innholdet av pigmenter i sedimentet stammer fra bakterier, alger og vannplanter som har sedimentert. Det skjer en viss nedbrytning av pigmentene over tid (Cuddington & Leavitt 1999), men generelt vil pigmentinnhold uttrykt som andel av organisk stoff gi et godt mål for tidligere tiders forekomst av alger i vannet (Leavitt & Hodgson 2001). Organisk stoff generelt, i likhet med algepigmentene, brytes først og fremst ned under sedimentasjon gjennom vannmassene, og forholdet mellom pigmenter og totalt organisk stoff forblir relativt uforandret (Leavitt 1993). Men nedbrytningsprosessene gjør at resultatene for de øverste centimeterne av sedimentet må tolkes med varsomhet. Dessuten vil resultatene kunne være påvirket av uhomogen prøvematriks, siden svært små prøvemengder benyttes i analysene. Resultater fra enkeltprøver (enkeltår) må derfor også tolkes med varsomhet, og tolkningene i rapporten bygger derfor på overordnede trender fremfor resultater fra enkeltår.

Historisk utbredelse og sammensetning av alger kan avledes fra sedimentets innhold av ikke nedbrutt klorofyll (*a* og *b*) og spesifikke pigmenter. Pigmenter som ble funnet i kjernen fra Seldalsvatnet, og som indikerer forekomst av ulike algetyper (Leavitt & Hodgson 2001) omfatter: fucoxanthin og diatoxanthin (kisel(holdige)alger); alloxanthin (cryptomonader); lutein, klorofyll *b* og pheophytin *b* (grønnalger eller høyere planter); zeaxanthin og echinenone (blågrønnalger); canthaxanthin, myxoxanthophyll og aphanizophyll (koloniformede blågrønnalger); klorofyll *a* og β -karoten (alle alger og høyere planter); pheophytin *a* og klorofyll *a'* (nedbrytningsprodukter av klorofyll *a*).

Pigmentinnholdet i sedimentet varierte fra relativt høyt i de øverste lagene til lavt i nedre deler av kjernen. Bevaringen av pigmenter i sedimentet var god, med unntak av labile pigmenter (f.eks. fucoxanthin, og klorofyll *a* og *b*) som viste skarp økning i de øverste lagene (figur 4). Forholdet mellom ikke-nedbrutt klorofyll *a* og det stabile nedbrytningsproduktet pheophytin *a* steg også raskt i det sist avsatte sedimentet som representerer perioden 2005-2009 (se vedlegg 2), som viser at en må tolke pigmentendringer i overflatesedimentet med varsomhet. Men nedbrytningen i sedimentet går normalt fort (tilnærmet fullstendig i løpet av ca. 5 år; Leavitt 1993), og vil ikke ha vesentlig betydning for tolkingen av resultatene for resten av sedimentkjernen. Derfor bør pigmenter i sedimentet i Seldalsvatnet gi et rimelig nøyaktig bilde av tidligere tiders algeforekomster (Leavitt 1993). Fordelingen av et utvalg av pigmenter i den øvre delen av sedimentkjernen (så langt tilbake som dateringen rekker) er vist i figur 4.



Figur 4. Historiske endringer i pigmentsammensetning i sedimentet i Seldalsvatnet, 1874-2009.

Pigmentinnholdet i den nedre delen av sedimentkjernen var lavt, forholdet mellom klorofyll *a* og pheophytin *a* var høyt (gjennomsnitt ca. 0,6), og meget høyt organisk innhold (se vedlegg). Dette indikerer at kilden til pigmentene primært var vannplanter (høyere planter i innsjøen), og det høye organiske innholdet tyder på myrlignende avsetninger.

Den mest markerte endringen i pigmentinnholdet i sedimentet ble funnet ved ca. 15 cm dyp, som i henhold til dateringen tilsvarer midten av 1940-tallet. Etter denne tiden skjedde en rask økning i pigmenter fra alle algetyper (figur 4). Sammen med lavere organisk innhold og lavere forholdstall mellom klorofyll *a* og pheophytin *a* (gjennomsnitt ca. 0,3) indikerer dataene økt dominans av planktoniske alger og en økt algeproduksjon i perioden etter ~1945. Kortvarige økninger i pigmenter fra koloniformede blågrønnalger i de øverste sedimentsjiktene (tilsvarende perioden etter ~1990) indikerer relativt nylige endringer i blågrønnalgesamfunnet i innsjøen. Dette gjenspeiler antakelig blågrønnalgeoppblomstringene det har vært rapportert om i senere år.

3.3 Kiselalger

Ti prøver fra sedimentkjernen ble analysert for kiselalger (tabell 2). Kiselalger var utbredt og godt bevart i alle prøvene, og totalt 166 ulike taksa ble funnet (se artsliste i vedlegg 3) med mellom 36 og 71 taksa pr. prøve. Mellom 80% og 90% av kiselalgene i prøvene fra kjernen var med i kiselalge-TP modellen som ble brukt for å rekonstruere fosforkonsentrasjoner.

Forekomstene av de mest utbredte artene i sedimentprofilen er vist i figur 5. Det var markerte endringer i kiselalgensammensetningen i perioden representert av sedimentkjernen, med tre soner identifisert ved hjelp av clusteranalyse (det gjøres oppmerksom på at grensen mellom sone 1 og 2 er justert noe i forhold til originalfigur og -rapport, med bakgrunn i endringstidspunktet avledet fra pigmentdataene som har vesentlig høyere oppløsning).

Sone 1 (75-15 cm, tilsvarende tiden før ~1945) er dominert av arter som indikerer oligotrofe (næringsfattige) forhold - *Cyclotella* aff. *comensis* og den ikke-planktoniske arten *Achnanthes minutissimum*. Også flere andre planktoniske *Cyclotella*-arter (*C. distinguenda* var. *unipunctata*, *C. kuetzingiana* og *C. kuetzingiana* var. *planetophora*) og ikke-planktoniske atret (*Brachysira vitrea* og *Fragilariaforma virescens* var. *exigua*) hadde relativt høy utbredelse i denne sonen. Disse artene er typiske for Europeiske referanseinnsjøer (< 10 µg/l total fosfor) med lav alkalitet (f.eks. Bennion & Simpson 2010).

Verdien fra prinsippal komponentanalyse (PCA akse 1) avtok svakt mens ulikhetsindeksen SCD økte svakt mot toppen av denne sone 1 (figur 5), noe som indikerer en liten men gradvis endring i kiselalgensammennene. Artsdiversiteten var høy, og andelen planktoniske arter var ~40%.

Tabell 2. Kiselalgedata for sedimentkjernen fra Seldalsvatnet (se avsnitt 2.4 for forklaringer).

Dyp (cm)	Antatt årstall	Antall taksa	Plankton (%)	Diversitet N2	PCA akse 1	Ulikhet SCD	DI-TP (µg/l)
0	2009	36	56	7,06	-0,74	1,58	15
1,5	2004	49	66	4,38	-0,88	1,56	14
2,5	2001	49	61	5,47	-0,73	1,38	13
3,5	1997	59	61	7,50	-0,63	1,38	12
5,5	1990	69	56	10,84	-0,37	0,99	11
7,5	1982	70	55	11,08	-0,32	0,86	10
10,5	1968	63	55	9,51	-0,24	0,87	10
25,5	1900	71	40	15,24	0,56	0,49	7
50,5	-	70	40	11,37	1,33	0,34	5
75,5	-	62	40	10,61	2,02	0,00	5

Sone 2 (15-4 cm, tilsvarende ~ 1945-1995) var markert forskjellig fra sone 1. Mens *Cyclotella* aff. *comensis* og *Achnantheidium minutissimum* fortsatt var utbredt, var det relative antallet avtakende. Derimot var det en merkbar økning i *Asterionella formosa*, som nådde 25% andel i denne sonen, og både *Cyclotella pseudostelligera*, *Tabellaria flocculosa* (lang) og *Fragilaria tenera* (som først forekom ved 25,5 cm, ~ 1900 i sone 1) hadde økt utbredelse. Dette er arter som indikerer mer mesotrofe (middels næringsrike) forhold, og slike endringer i kiselalgesamfunnene finnes ofte i innsjøer som utsettes for eutrofiering (f.eks. Windermere i England; Sabater & Haworth 1995).

Verdien fra prinsipal komponentanalyse (PCA akse 1) fortsatte å avta, og ulikhetsindeksen SCD økte som indikasjon på gradvis større forskjell fra bunnen av kjernen. Artsdiversiteten var generelt litt lavere i sone 2 enn i sone 1, særlig mot toppen av sonen. Andelen planktoniske arter økte til ~ 55%.

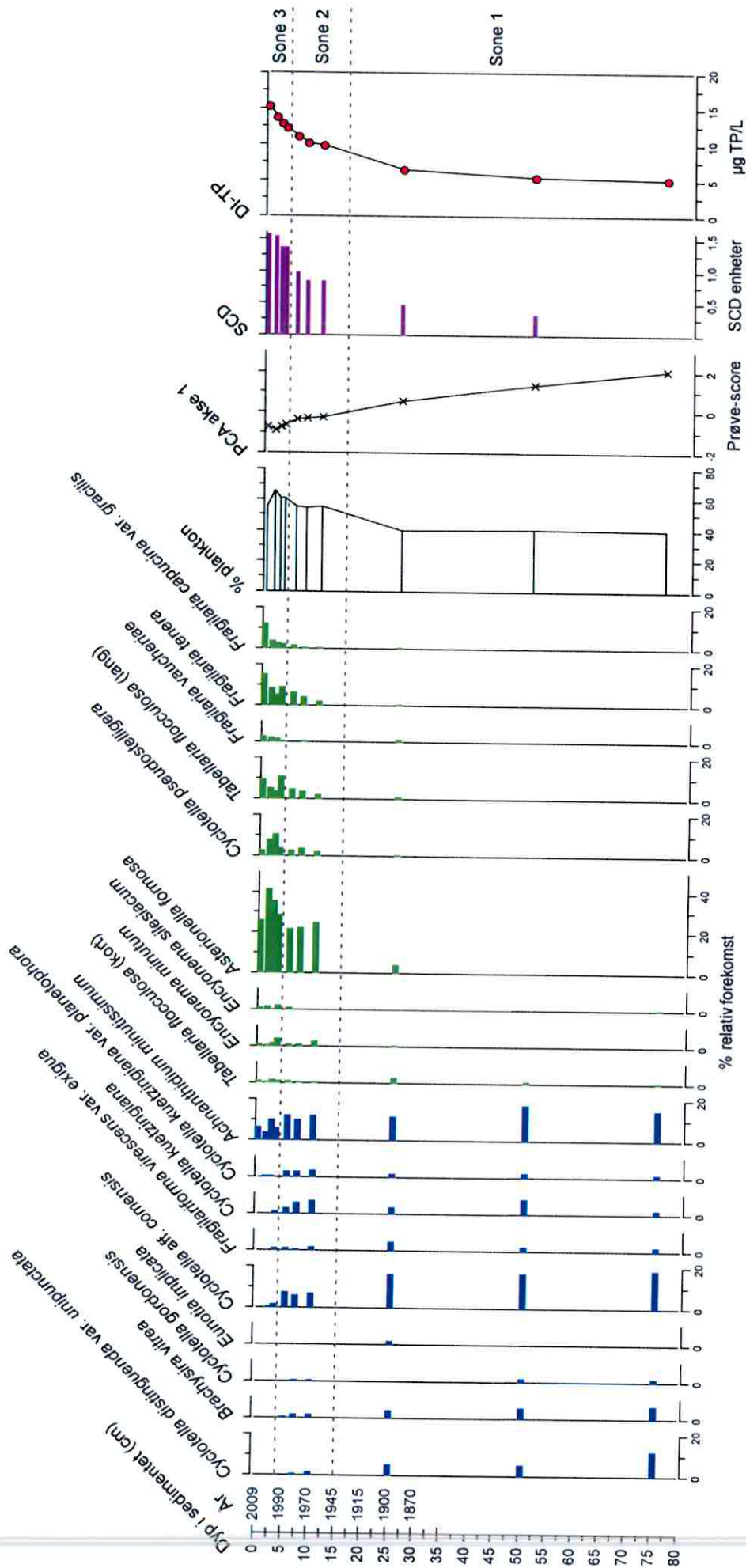
Sone 3 (4-0 cm, tilsvarende ~ 1995-2009) var karakterisert av en signifikant økning i forekomsten av *Asterionella formosa*, som nådde en maksimum relativ forekomst på 42% i prøven rett under sedimentoverflaten (1,5 cm). *Cyclotella* aff. *comensis*, *Cyclotella kuetzingiana*, *Cyclotella kuetzingiana* var. *planetophora* og flere av de andre "næringsfattige" artene som ble observert i sone 1 avtok, og forsvant i noen tilfeller helt. Derimot økte forekomsten av mer næringskrevende arter som *Cyclotella pseudostelligera*, *Tabellaria flocculosa* (lang), *Fragilaria vaucheriae*, *Fragilaria tenera* og *Fragilaria capucina* var. *gracilis*.

Disse endringene reflekteres i en fortsatt avtakende verdi fra prinsipal komponentanalyse (PCA akse 1), mens ulikhetsindeksen SCD økte til ~ 1,5 mot sedimentoverflaten som tegn på en høy "turnover" av arter. Artsdiversiteten avtok merkbart, og andelen planktoniske arter nådde et maksimum på 66% like under sedimentoverflaten.

Relativ forekomst av planktoniske arter var høyest i øvre del av kjernen, mens påvekstarter (slik som *Achnanthes minutissima* og *Brachysira vitrea*) utgjorde høyere andel mot bunnen av kjernen. Endring fra et blandings av planktoniske og perifytiske (påvekst-) arter til et samfunn dominert av planktoniske former er også indikasjon på økt trofilitet og medfølgende habitatendringer.

Rekonstruksjon av fosforkonsentrasjoner fra kiselalgedataene (DI-TP i figur 5) indikerer at Seldalsvatnet hadde lavt næringsinnhold på ~ 5 µg Tot-P/l i tiden da sedimentet i bunnen av kjernen ble avsatt (ikke tidfestet), og svakt økende til ~ 7 µg P/l for prøven ved 25,5 cm (~ 1900). I sone 2 økte konsentrasjonene videre til 10-11 µg P/l, og skifte fra oligotrofe (næringsfattige) til mer mesotrofe (middels næringsrike) forhold fant sted mellom prøvene fra 25,5 cm og 10,5 cm sedimentdyp. Dette er i samsvar med resultatene fra pigmentanalysene (se avsnitt 3.2), som viste størst endring i pigmentinnholdet i sedimentet ved ca. 15 cm dyp (~ 1945). Økningen i næringsinnholdet fortsatte i sone 3, mot et maksimum på ~ 15 µg P/l i sedimentoverflaten. Resultatene indikerer en gradvis og kontinuerlig pågående næringsanrikning (eutrofiering) av Seldalsvatnet frem til i dag.

Rekonstruerte fosforkonsentrasjoner fra øverste deler av sedimentet er noe høyere enn det målinger i vannsøylen sommeren 2009 viste (Molversonmyr 2010), men i godt samsvar med hva målinger som Sandnes kommune har gjort i utløpsbekken de siste tre årene har vist (og som dekker en vesentlig større del av året). En må derfor kunne anta at korrelasjonsfunksjonen med rimelig nøyaktighet kan forutsi tidligere fosforkonsentrasjoner i Seldalsvatnet.



Figur 5. Kiselastratigrafi for sediment fra Seldalsvatnet. Kun arter med forekomst på mer enn 2 % av totalt antall i minst en prøve er vist. Sone 1, 2 og 3 er beskrevet i teksten. Blå stolper representerer "næringsfattige" arter, mens grønne stolper representerer mer næringskrevende typer.

3.4 Historisk utvikling

Analysene av algepigmenter og kiselalger i sedimentet i Seldalsvatnet viser at det var næringsfattige forhold og stabilt lite planktonalger i vannet frem til midten av 1940-tallet. Deretter har algebiomassen økt og artssammensetningen endret seg i retning av mer næringskrevende arter, og denne utviklingen har fortsatt helt frem til i dag. Dette viser at innsjøen har opplevd en eutrofiering gjennom de siste drøye 60 årene.

Eutrofieringseffektene synes å oppstå rundt midten av 1940-tallet, som er nært i samsvar med det en fant for Frøylandsvatnet i Klepp og Time kommuner etter tilsvarende undersøkelser der (Molversmyr *et al.* 2006). Og paleoøkologiske undersøkelser har vist at perioden rundt midten av 1900-tallet er "startpunkt" for eutrofieringsutvikling både i Vansjø i Østfold (Hobæk *et al.* 2009) og i flere andre innsjøer Norge og i Skandinavia (H. Bennion; pers. medd.). Dette gjenspeiler økte næringstilførsler som følge av den generelle utviklingen i landbruk og bosetning. En har ikke hatt mulighet til å sammenholde eutrofiutviklingen i Seldalsvatnet med kvantitative data om belastningen av innsjøen, men opplysninger som er innhentet om aktiviteter i nedbørfeltet kaster likevel lys over utviklingstrekkene. For Seldalsvatnet er endringer relatert til landbruksaktiviteter av størst interesse, mens endringer i tilførsler fra avløp ventes å ha vært mindre. Det har ikke vært store endringer i bosetningen i området i den relevante perioden, og avløpene går fortsatt til separate avløpsløsninger.

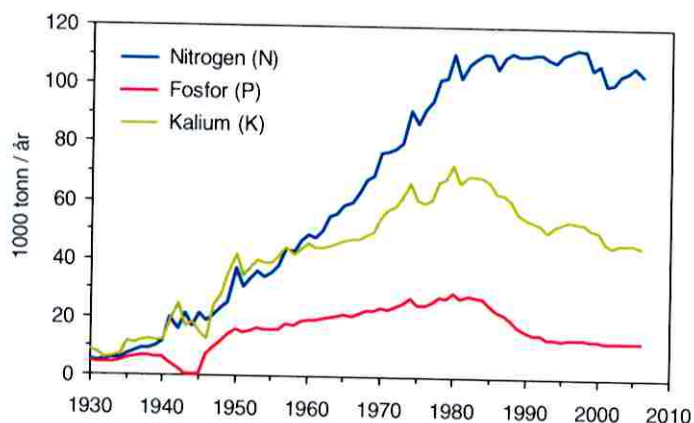
Nedbørfeltet til Seldalsvatnet bestod opprinnelig av lynchhei og myr, men det har vært gårdsdrift i området i flere hundre år (Georg Åreskjold; pers. medd.). Dette har neppe gitt nevneverdig belastning av innsjøen, og resultatene fra sedimentundersøkelsen viser at Seldalsvatnet var næringsfattig med stabilt lavt innhold av alger og næringsstoffer helt frem til midten av 1900-tallet. I tiden da de nederste lagene i sedimentkjernen ble avsatt var fosforinnholdet i vannet ~ 5 µg Tot-P/l (se avsnitt 3.3). En har ikke sikre data for når disse lagene ble avsatt, men basert på gjennomsnittlig sedimentasjonsrate for de dypeste daterte sedimentlagene (se avsnitt 3.1) kan det anslås å ha vært så tidlig som på begynnelsen av 1600-tallet. Uansett er det rimelig å anta at dette representerer naturtilstanden i innsjøen. Det kan nevnes at beregnet fosforinnholdet i perioden samsvarer nært med det som antas å være referanseverdi for den aktuelle vanntypen i klassifiseringssystemet etter Vannforskriften (Direktoratsgruppa for vanddirektivet 2009).

Frem mot andre verdenskrig førte bedre redskap for nydyrking til at jordbruksarealet økte, men det var først i årene etter krigen når motorisert redskap (traktoren) overtok for hesten at det ble fart i nydyrkingen. Antall husdyr økte i takt med jordbruksarealet, og mengden husdyrgjødsel økte. Bruken av handelsgjødsel økte også sterkt i etterkrigsårene, og særlig var thomasfosfat (kalsiumfosfatholdig biprodukt fra jernfremstilling) mye brukt en periode. Dette var billig, og ble benyttet både som gjødsel og som erstatning for kalk. Mange tonn thomasfosfat ble brukt på dyrka mark og på beitearealer i nedbørfeltet til Seldalsvatnet, særlig i perioden rundt 1960 (Georg Åreskjold; pers. medd.). Forbruket av fosfor med handelsgjødsel toppet seg for øvrig tidlig på 1980-tallet (figur 6). Økt gjødslingsintensitet medførte økt opplagring av fosfor i jorda, og det er i dag enkelte jordstykker med ekstremt høyt fosforinnhold (> 100 mg P/100 g jord, målt som plantetilgjengelig fosfor, P-AL) i nedbørfeltet (upubliserte data fra Sandnes kommune). Denne utvikling må ha medført økt arealavrenning og tilførsler til Seldalsvatnet. I tillegg har det vært punkttilførsler fra silo (bygd fra starten av 1940-tallet), og fra gjødsellagre og melkerom. Økt algemengde og endret artssammensetning i Seldalsvatnet som sedimentprøvene indikerer etter ~ 1945 er et klart resultat av økte næringsstofftilførsler som denne utviklingen medførte.

Sedimentprøvene viste også markert endring i algesamfunnene i Seldalsvatnet på 1990-tallet, som kan indikere økte næringstilførsler. Det var i denne perioden en del nydyrking i feltet og økning i husdyrtallet, særlig i den nordre delen, som kan ha forårsaket de observerte endringene. De siste årene er imidlertid bruken av husdyrgjødsel redusert noe, siden en del gjødsel er kjørt bort og brukt på leide arealer utenfor nedbørfeltet (Georg Åreskjold; pers. medd.).

Seldalsvatnets utforming og beliggenhet gjør som nevnt at innsjøen tåler relativt lite næringsstoffbelastning før ulemper som algeoppblomstringer vil oppstå, og oppblomstring av blågrønnalger i 2007 ble antakelig forårsaket av episodiske næringstilførsler via en bekk som drenerer et

jordbruksområde nord for innsjøen (Molversmyr 2008). Lignende algeoppblomstringer har også forekommet enkelte ganger tidligere de siste par tiårene (Georg Åreskjold; pers. medd.), og kortvarige endringer i blågrønnalgesamfunnene som prøvene fra de øverste sedimentlagene indikerte (se avsnitt 3.2) antas å være et resultat av disse. Næringsanrikningen av innsjøen som resultatene fra denne undersøkelsen viser har skjedd, kan være nær grensen for det Seldalsvatnet kan tåle, og ytterligere anrikning vil kunne medføre mer synlige eutrofieringseffekter. Dette betyr i så fall at innsjøen er i risikozonen, selv om tilstanden i vannet mht. næringsinnhold og algebiomasse har vært god de siste årene (Molversmyr 2010).



Figur 6. Forbruk av handelsgjødsel. Omsatt mengde (grunnstoff) for hele landet (kilde: ssb.no).

Det kan for øvrig bemerkes at reguleringen av Seldalsvatnet ikke synes å ha hatt nevneverdig innvirkning på mengde og -sammensetning i innsjøen. Endringer ble gjennomført i perioden 1911-1919, ved at Svihusvatnet ble demt opp og en kanal mellom Seldalsvatnet og Svihusvatnet ble gravd ut (Janne Gunn Helle, Lyse; pers. medd.). For Seldalsvatnet sin del har reguleringen først og fremst medført at vannstanden senkes i perioder, mens opprinnelig vannstand var omtrent som når innsjøen er "full" i dag (Georg Åreskjold; pers. medd.). Endringer i innsjøen som sedimentprøvene indikerer, synes ikke å ha sammenheng med dette.

3.5 Konklusjoner

- Innholdet av algepigmenter i sedimentet i Seldalsvatnet indikerer økt algeproduksjon og økt andel planktoniske alger i vannet i perioden etter midten av 1940-tallet.
- Kortvarig økning i pigmenter fra koloniformede blågrønnalger i de øverste sedimentsjiktene indikerer relativt nylige endringer i blågrønnalgesamfunnet i innsjøen, som antakelig gjenspeiler blågrønnalgeoppblomstringer de senere årene.
- Innholdet av kiselalgerester i sedimentet bekrefter at det var næringsfattige forhold i Seldalsvatnet før andre verdenskrig. Deretter har artssammensetningen endret seg i retning av mer næringskrevende arter, en utvikling som har fortsatt helt frem til i dag. Det var også markert endring i algesamfunnene på 1990-tallet, som kan indikere økte næringstilførsler på den tid.
- Resultatene viser at Seldalsvatnet opprinnelig var en næringsfattig innsjø med lav algebiomasse og et fosforinnholdet i vannet på $\sim 5 \mu\text{g Tot-P/l}$ (rekonstruert fra kiselalgedataene), som må antas å representere naturtilstanden i innsjøen.

Kapittel 4

REFERANSER

- Appleby, P.G., 2001. Chronostratigraphic techniques in recent sediments. In: Smol J.P. & W.M. Last (eds.), *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Volume 1: Basin Analysis, Coring, and Chronological Techniques*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 171-203.
- Battarbee R.W., V.J. Jones, R.J. Flower, N.G. Cameron, H. Bennion, L. Carvalho & S.Juggins, 2001. Diatoms. In: Smol J.P, H.J.B. Birks & W.M. Last (eds.), *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Volume 3: Terrestrial, Algal, and Siliceous Indicators*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 155-202.
- Bennion, H. & G.L. Simpson, 2010. The use of diatom records to establish reference conditions for UK lakes subject to eutrophication. *Journal of Paleolimnology* (under trykking).
- Bennion, H., J. Fluin & G.L. Simpson, 2004. Assessing eutrophication and reference conditions from Scottish freshwater lochs using subfossil diatoms. *J. Appl. Ecol.* 41: 124-138.
- Bennion, H., P. Johnes, R. Ferrier, G. Phillips & E. Haworth, 2005. A comparison of diatom phosphorus transfer functions and export coefficient models as tools for reconstructing lake nutrient histories. *Freshwater Biol.* 50: 1651-1670.
- Cuddington, K. & P.R. Leavitt, 1999. An individual-based model of pigment flux in lakes: Implications for organic biogeochemistry and paleoecology. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 1964-1977.
- Direktoratsgruppa for vanddirektivet, 2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann. *Veileder 01:2009*.
- Hill, M.O. & H.G. Gauch, 1980. Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.
- Hobæk, A., K. Bjørndalen, M. Grung, S.W. Johansen, T. Rohrlack, A. Lyche Soleim, H. Bennion, A. Burgess & H. Yang, 2009. Utredninger Vansjø 2006 – Undersøkelser av naturtilstanden og eutrofieringsutviklingen i Vansjø. NIVA, rapport 5460-2009.
- Juggins, S., 1991. ZONE version 1.2 User guide. *University of Newcastle, Newcastle upon Tyne, UK*.
- Juggins, S., 2003. C² User guide. Software for ecological and palaeoecological data analysis and visualisation. *University of Newcastle, Newcastle upon Tyne, UK*, 69 pp.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot, 1986-1991. Bacillariophyceae. 1-4 Teil. *Süßwasserflora von Mitteleuropa* (eds: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer). Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- 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. & D. Hodgson, 2001. Sedimentary pigments. In: Smol J.P, H.J.B. Birks & W.M. Last (eds.), *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Volume 3: Terrestrial, Algal, and Siliceous Indicators*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 295-325.
- Molversmyr, Å., 2008. Kartlegging av miljøforholdene i Seldalsvatnet og Svihusvatnet høsten 2007. *International Research Institute of Stavanger, rapport IRIS - 2008/153*.
- Molversmyr, Å., 2010. Overvåking av Jærvassdrag 2009 – Datarapport. *International Research Institute of Stavanger, rapport IRIS - 2010/050*.
- Molversmyr, Å., L. Bunting, A. Burgess & H. Bennion, 2006. Frøylandsvatnet: innsjøhistoriske undersøkelser. *International Research Institute of Stavanger, rapport IRIS - 2006/018*.
- Overpeck, J.T., T. Webb, & I.C. Prentice, 1985. Quantitative interpretation of fossil pollen spectra - dissimilarity coefficients and the method of modern analogs. *Quaternary Research* 23: 87-108.

- Sabater, S. & E.Y. Haworth, 1995. An assessment of recent trophic changes in Windermere South Basin (England) based on diatom remains and fossil pigments. *Journal of Paleolimnology* 14: 151-163.
- Simpson, G.L., E.M. Shilland, J.M. Winterbottom & J. Keay, 2005. Defining reference conditions for acidified waters using a modern analogue approach. *Environmental Pollution* 137: 119-133.
- ter Braak, C.J.F. & I.C. Prentice, 1988. A Theory of Gradient Analysis. *Advances in Ecological Research* 18: 271-317.
- ter Braak, C. J. F. & H. van Dam, 1989. Inferring pH from diatoms: a comparison of old and new calibration methods. *Hydrobiologia*, 178, 209-223.

VEDLEGG

<p>Vedlegg 1: Rapport fra Handong Yang, Environmental Change Research Centre, University College London: Report on the Radiometric Dating of Sediment Cores IRIS from Lake Seldalsvatn, Norway</p>	19
<p>I originalrapporten henvises det til: Figure 1, som er gjengitt som figur 2 på side 6 ovenfor, og i tillegg vises Figure 2, som er gjengitt som figur 3 på side 7 ovenfor.</p>	
<p>Vedlegg 2: Rapport fra Suzanne McGowan, HPLC Laboratory, School of Geography, University of Nottingham: High performance liquid chromatography (HPLC) analysis of chlorophyll and carotenoid pigments from sediments and water samples. Samples: Seldalsvatn</p>	23
<p>Vedlegg 3: Rapport fra Gina Clarke & Helen Bennion, Environmental Change Research Centre, University College London: Report on the diatom analysis and phosphorus reconstruction of Lake Seldalsvatn</p>	28
<p>I originalrapporten henvises det til: Figure 1, som er gjengitt som figur 5 på side 11 ovenfor, og Table 1, som er gjengitt som tabell 2 på side 9 ovenfor.</p>	

Report on the Radiometric Dating of Sediment Cores IRIS from Lake Seldalsvatn, Norway

Handong Yang
Environmental Change Research Centre
University College London

Rationale and methodology

Lead-210 (half-life is 22.3 year) is a naturally-produced radionuclide, derived from atmospheric fallout (termed unsupported ^{210}Pb). Cesium-137 (half-life is 30 years) and ^{241}Am are artificially produced radionuclides, introduced to the study area by atmospheric fallout from nuclear weapons testing and nuclear reactor accidents. They have been extensively used in the dating of recent sediments. Dried sediment samples from core IRIS taken from Lake Seldalsvatn, Norway, were analysed for ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{137}Cs and ^{241}Am by direct gamma assay in the Bloomsbury Environmental Isotope Facility (BEIF) at University College London, using ORTEC HPGe GWL series well-type coaxial low background intrinsic germanium detector. Lead-210 was determined via its gamma emissions at 46.5keV, and ^{226}Ra by the 295keV and 352keV gamma rays emitted by its daughter isotope ^{214}Pb following 3 weeks storage in sealed containers to allow radioactive equilibration. Cesium-137 and ^{241}Am were measured by their emissions at 662keV and 59.5keV (Appleby et al, 1986). The absolute efficiencies of the detector were determined using calibrated sources and sediment samples of known activity. Corrections were made for the effect of self absorption of low energy gamma rays within the sample (Appleby et al, 1992).

Results

Lead-210 Activity

Total ^{210}Pb activity reaches the equilibrium depth with the supporting ^{210}Pb at c. 35 cm of the core. Unsupported ^{210}Pb activities, calculated by subtracting supporting ^{210}Pb activity from total ^{210}Pb activity, decline irregularly with depth, showing a trough at 7.25 cm. This suggests an increased sediment accumulation and a sharp trough at 23.25 cm possibly due to sediment slumping (Figure 1b). Apart from these two troughs, the profile above 23 cm more or less follows an exponential relationship, indicating a relatively uniform sediment accumulation rate. The inventory of unsupported ^{210}Pb in the core indicates a mean flux to the coring location of c. 389 Bq $\text{m}^{-2} \text{yr}^{-1}$. This is higher than the atmospheric ^{210}Pb deposition flux for the region suggesting the coring location has been subject to a certain level of sediment focussing.

Artificial Fallout Radionuclides

The ^{137}Cs activity versus depth profile (Figure 1c) has a well resolved peak at c. 11.25 cm that almost certainly records the 1963 fallout maximum from the atmospheric testing of nuclear weapons. This interpretation is supported by the detection of tracers of ^{241}Am between 11 – 14.5 cm with a possible highest level at 11.25 cm. A poorly resolved ^{137}Cs peak at 4.25 cm may be derived from the 1986 Chernobyl accident fallout.

Core Chronology

^{210}Pb dates were calculated using the CRS and CIC models (Appleby, 2001). The raw CRS dating model places 1963 at 13.25 cm while the CIC model places 1963 at 14 cm slightly deeper than that suggested by the ^{137}Cs and ^{241}Am records. This is possibly due to the non-monotonic variation in unsupported ^{210}Pb activities (Appleby, 2001). The final chronologies were calculated using the CRS dating model with reference to the 1963 layer identified by the ^{137}Cs and ^{241}Am records (Table 3). The ^{210}Pb model results show that the 1986 layer is in reasonable agreement with the ^{137}Cs peak at c. 4.25 cm. These calculations indicate that sediment accumulations were relatively stable at an average of c. $0.06 \text{ g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ for the last hundred years or so, except an increased level in the 1900s.

Reference

- Appleby, P G, 2001. Chronostratigraphic techniques in recent sediments. In W M Last and J P Smol (eds.) *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Vol. 1: Basin Analysis, Coring, and Chronological Techniques*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. Pp171-203.
- Appleby, P G, Richardson, N, Nolan, P J, 1992. Self-absorption corrections for well-type germanium detectors. *Nucl. Inst. & Methods B*, 71: 228-233.
- Appleby, P G, Nolan, P J, Gifford, D W, Godfrey, M J, Oldfield, F, Anderson, N J & Battarbee, R W, 1986. ^{210}Pb dating by low background gamma counting. *Hydrobiologia*, 141: 21-27.

Table 1. ^{210}Pb concentrations in core IRIS taken from Lake Seldalsvatn, Norway.

Depth cm	Dry Mass g cm ⁻²	Total		Pb-210				Cum Unsupported Pb-210	
		Bq Kg ⁻¹	±	Supported Bq Kg ⁻¹	±	Unsupp Bq Kg ⁻¹	±	Bq m ⁻²	±
0.25	0.0258	703.34	36.96	84.12	7.2	619.22	37.65	161.2	10.6
4.25	0.7346	562.75	29.42	76.06	5.63	486.69	29.95	4061.7	262.5
7.25	1.4694	239.36	17.78	72.34	3.78	167.02	18.18	6258	351.1
9.25	2.0499	254.65	17.26	72.75	3.87	181.9	17.69	7270.1	371.9
11.25	2.6289	276.67	17.62	65.84	3.69	210.83	18	8405	390
13.25	3.1467	292.05	17.82	69.05	3.68	223	18.2	9527.9	405.6
14.25	3.4339	191.23	12.9	68.9	2.98	122.33	13.24	10009.4	410.6
16.25	4.2618	135.81	14.15	50.46	3.26	85.35	14.52	10860	423.3
19.25	5.3946	99.62	7.47	58.81	1.79	40.81	7.68	11543.8	446.1
23.25	6.7454	56.54	7.77	45.07	1.84	11.47	7.98	11856	457.6
24.25	7.0547	62.23	7.34	47.59	1.81	14.64	7.56	11896.2	459.4
27.25	8.1069	62.96	11.54	43.65	2.61	19.31	11.83	12073.7	466.4
29.25	8.7635	89.09	11.9	50.12	2.79	38.97	12.22	12257.5	474.9
32.25	9.756	56.59	7.93	52.32	1.89	4.27	8.15	12413.3	485.7
34.25	10.3954	67.7	9.49	59.56	2.25	8.14	9.75	12451.7	489.5
36.25	11.0896	38.78	6.52	37.13	1.49	1.65	6.69	12479.9	493.4

Table 2. Artificial fallout radionuclide concentrations in core IRIS.

Depth cm	Cs-137		Am-241	
	Bq Kg ⁻¹	±	Bq Kg ⁻¹	±
0.25	16.83	3.94	0	0
4.25	45.47	3.97	0	0
7.25	39.84	2.54	0	0
9.25	43.64	2.68	0	0
11.25	59.32	3.09	3.41	1.42
13.25	50.31	2.77	2.39	1.48
14.25	34.48	1.98	2.25	1.14
16.25	12.38	1.7	0	0
19.25	11.53	0.94	0	0
23.25	2.45	0.78	0	0
24.25	0	0	0	0
27.25	0	0	0	0
29.25	4.35	1.28	0	0
32.25	1.41	0.77	0	0
34.25	0	0	0	0
36.25	0	0	0	0

Table 3. ^{210}Pb chronology of core IRIS taken from Lake Seldalsvatn, Norway.

Depth cm	Drymass g cm^{-2}	Chronology			Sedimentation Rate		
		Date AD	Age yr	\pm	$\text{g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$	cm yr^{-1}	$\pm \%$
0	0	2009	0				
0.25	0.0258	2009	0	2	0.0556	0.322	8.6
4.25	0.7346	1995	14	2	0.0458	0.222	10.4
7.25	1.4694	1983	26	3	0.0924	0.351	15.9
9.25	2.0499	1975	34	4	0.0675	0.233	17.3
11.25	2.6289	1965	44	5	0.0415	0.151	21.6
13.25	3.1467	1955	54	6	0.0503	0.188	22.4
14.25	3.4339	1949	60	6	0.0634	0.171	25.6
16.25	4.2618	1936	73	8	0.0598	0.153	32.7
19.25	5.3946	1918	91	12	0.073	0.206	44.3
23.25	6.7454	1906	103	16	0.1749	0.527	90.5
24.25	7.0547	1904	105	17	0.1285	0.377	77.5
27.25	8.1069	1893	116	22	0.0688	0.201	94.9
29.25	8.7635	1874	135	33	0.0194	0.059	105

HPLC Laboratory
 School of Geography
 University of Nottingham
 University Park
 Nottingham
 NG72RD

25 May 2010

High performance liquid chromatography (HPLC) analysis of chlorophyll and carotenoid pigments from sediments and water samples

Samples: Seldalsvatn

Analytical procedure: Pigments were quantitatively extracted in an acetone: methanol: water (80:15:5) mixture. The extracts were left overnight at -20 °C, filtered with a PTFE 0.2 µm filter and dried down under nitrogen gas. A known quantity was re-dissolved into an injection solution of a 70:25:5 mixture of acetone, ion-pairing reagent (IPR; 0.75g of tetra butyl ammonium acetate and 7.7g of ammonium acetate in 100ml water) and methanol and injected into the HPLC unit. Pigment extracts were separated in an Agilent 1200 series separation module with quaternary pump. The mobile phase consisted of Solvent A (80:20 methanol: 0.5 M ammonium acetate), solvent B (9:1 acetonitrile: water) and solvent C (ethyl acetate) with the stationary phase consisting of a Thermo Scientific ODS Hypersil column (205 x 4.6 mm; 5 µm particle size). The separation conditions are given in Table 1 (a modification of Chen et al. 2001).

Table 1: Separation conditions used in the analytical procedure

Time (minutes)	% A	% B	% C	Flow (ml min ⁻¹)
0	100	0	0	1
4	0	100	0	1
38	0	25	75	1
39	0	25	75	1
43	100	0	0	1
52	100	0	0	1

Eluted pigments passed through a photo-diode array detector and UV-visible spectral characteristics were scanned at between 350-750 nm. Peak areas were calibrated to commercial standards (DHI, Denmark). Quantification was based on scanning peak areas at 435nm and calibrating to a set of commercial standards (DHI Denmark). Pigment concentrations are reported as molecular weights of pigments per unit weight (in sediments).

Pigment biomarkers: Pigments detected in the Seldalsvatn sediments included fucoxanthin and diatoxanthin (siliceous algae), alloxanthin (cryptophytes), lutein, chlorophyll *b*, pheophytin *b* (chlorophytes or higher plants), zeaxanthin, canthaxanthin, echinenone (cyanobacteria), myxoxanthophyll and aphanizophyll (filamentous cyanobacteria) chlorophyll *a* and β-carotene (all algae and higher plants), pheophytin *a* and Chl *a'* (breakdown products of Chl *a*). A UVR-absorbing compound (not shown in Figure 1) was also detected and is the pigment referred to in Leavitt et al. (1997). This can be divided by the sum of the most abundant pigments (alloxanthin + diatoxanthin + lutein + zeaxanthin) and multiplied by 100 to normalize the production of UVR relative to algal material and provide an index of UVR penetration (see Leavitt et al 1997 for further details).

Preliminary interpretation: Pigment concentrations in the samples were variable ranging from quite high in the upper sediments to low in the bottom of the core (Figure 1). The mean Chl *a*: pheophytin *a* ratio of ~0.6 and the consistent presence of labile Chl *a* and fucoxanthin suggests that preservation was reasonable. Pigment concentrations in the lower part of the core were low, with fluctuations in the concentrations of pigments from chlorophytes/ higher plants, high Chl *a*: pheophytin ratios (~0.6) and very high organic content (as estimated by loss-on-ignition at 550°C). This is consistent with the dominance of sources of higher plant material and the good preservation suggests that this was deposited *in situ* (e.g. by submerged or emergent aquatic plants). The very high organic content is consistent with a peat-like deposit in the lower part of the core. The most marked change in pigment stratigraphies occurred above sample #30 (~15 cm depth) where there was an abrupt increase in pigments from siliceous algae (fucoxanthin, diatoxanthin), cryptophytes (alloxanthin), chlorophytes (Chl *b*, pheophytin *b* and lutein), cyanobacteria (zeaxanthin, canthaxanthin) and all algae (pheophytin *a*, β -carotene), with a decline in organic content of the sediment and a decline in the Chl *a*: pheophytin *a* ratio (mean ratio ~ 0.3). These changes are consistent with increased dominance of autochthonous and planktonic algal sources (e.g. caused by lake deepening). Phytoplankton degrade on descent into the water column and so a system that becomes increasingly plankton-dominated will record lower (more degraded) Chl *a*: pheophytin *a* ratios. However, increases in pigment concentrations suggest a marked overall increase in algal production above 15cm depth. There are temporary increases in pigments from filamentous cyanobacteria (aphanizophyll, myxoxanthophyll) between depths of samples 3-11 (1.5-5.5 cm) suggesting shifts in cyanobacterial community structure around this time.

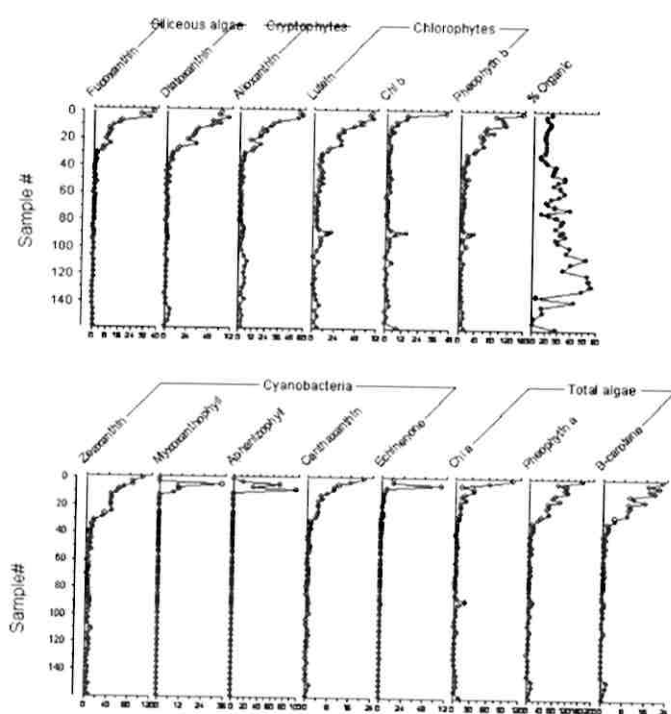


Figure 1: Pigment stratigraphy from Seldalsvatn (nmole pigments g^{-1} organic weight sediment)

- References:* Chen, N., Bianchi, T.S., McKee, B.A., Bland, J.M. (2001) Historical trends of hypoxia on the Louisiana shelf: applications of pigments as biomarkers *Organic Geochemistry* 32: 543-561.
- Leavitt, P.R., Vinebrooke, R.D., Donald, D.B., Smol, J.P. and Schindler, D.W. (1997) Past ultraviolet radiation environments in lakes derived from fossil pigments. *Nature* 388: 457-459

Pigment concentrations in nanomoles/ g organic weight sediment

Sam ple	Fuco- xanthin	Diat- xanthin	Allo- xanthin	Lutein	Chl b	Pheo- phytin b	Zea- xanthin	Myxoxant hophyll a	Aphan- zophyll	Cantha- xanthin	Echine none	Chl a	Chl a'	Pheoph ytin a	B-car- otene	UV- absorbing compound	% Organic	Chl a Ph a	UVR Index
1	37.505	62.04	55.209	65.864	44.756	156.223	104.04	0	0	20.897	13.956	106.6	20.077	166.5	22.182	0	25.129	0.6402	0
3	29.71	58.612	57.806	62.248	15.097	89.117	84.808	0	13.831	15.621	13.736	64.234	14.337	90.658	17.032	18.040377	20	0.7085	6.8471
5	34.91	68.18	53.849	66.862	14.283	104.585	85.787	34.07709	70.714	11.417	66.263	11.211	18.835	119.2	21.006	18.541609	21.293	0.0941	6.7503
7	17.678	51.309	36.604	52.115	7.3675	108.854	70.583	9.984737	30.367	9.8298	5.8517	33.849	6.9148	111.92	17.401	10.031163	23.548	0.3024	4.7629
9	16.219	60.155	31.357	54.944	7.9246	113.083	60.211	10.47121	95.748	9.6782	5.3725	35.498	6.3135	122.57	19.46	5.3325697	23.94	0.2896	2.5803
11	12.866	50	29.566	45.21	4.3034	66.497	56.783	7.736575	0	7.174	3.5376	18.734	4.3275	82.625	10.247	8.4010975	21.86	0.2267	4.6272
13	9.4289	36.227	20.585	31.979	3.3427	62.9919	44.161	0	0	4.8587	2.7899	12.341	2.8795	74.748	11.446	5.6721348	20.376	0.1651	4.2663
15	10.817	33.115	24.867	34.108	5.5042	84.2335	46.431	0	0	5.4876	2.795	21.742	2.3482	94.82	15.686	4.643807	20.062	0.2293	3.3524
17	9.7274	31.599	19.798	28.487	2.3797	50.1843	45.066	0	0	3.7866	2.4301	9.1368	2.3451	57.599	9.876	5.1964719	19.591	0.1586	4.1589
19	9.3502	29.002	19.005	27.517	1.5275	59.0929	44.077	0	0	4.0511	1.1555	9.7749	2.2808	61.622	10.438	5.2527884	19.362	0.1586	4.3919
21	7.8905	24.236	9.8811	30.283	1.4308	52.0132	44.63	0	0	3.7187	1.3529	9.8122	2.0601	56.321	9.6053	6.8433397	20.264	0.1742	6.2765
25	10.174	33.722	19.183	31.21	3.2731	58.5911	47.547	0	0	4.028	2.0039	10.548	2.426	64.546	9.1054	7.7315886	20.772	0.1634	5.8723
27	6.7875	15.23	13.616	18.339	3.1983	40.6697	34.08	0	0	3.399	2.1354	8.8664	2.4309	38.949	4.4776	4.2143521	20.685	0.2276	5.186
29	5.9078	11.847	12.17	15.914	2.3691	37.4077	30.766	0	0	3.0419	0.8806	7.3188	1.0455	30.546	4.693	3.5507679	19.176	0.2396	5.0225
31	2.3234	7.8639	4.5444	10.033	1.4633	16.6061	15.161	0	0	1.291	0.6194	3.3964	0.7909	12.223	1.9461	1.7073225	16.18	0.2779	4.5404
33	2.5279	7.1481	4.7577	9.5401	1.6448	19.8904	13.476	0	0	1.2643	0.6247	3.5678	0.7136	16.68	2.0986	1.1021845	16.569	0.2139	3.1562
35	1.718	5.747	3.1906	7.7913	1.4382	18.9811	10.995	0	0	0.9331	0.4857	2.8651	0.7067	13.569	2.2258	0.8069283	19.363	0.2111	2.9106
37	2.0694	6.9064	3.866	9.74	1.4797	17.9075	13.248	0	0	1.1773	0.4785	3.7875	0.7575	15.235	1.6524	1.1700353	20.87	0.2486	3.4657
39	1.3097	3.4673	1.7201	6.6369	1.5257	12.688	7.7959	0	0	0.649	0.4285	2.5326	0.551	7.6742	0.8392	0.6763428	28.308	0.33	3.4472
41	0.8134	0.9819	1.2344	7.9575	1.3501	7.95222	7.1926	0	0	0.5838	0	2.5261	0.5587	4.2743	0.2446	0	27.352	0.591	0
43	1.1364	3.4949	1.9324	8.9824	1.935	13.1871	8.6587	0	0	0.4737	0	3.5651	0.7166	9.0582	1.268	0.5307757	26.355	0.3936	2.3009
45	0.8925	0.8803	1.1148	10.797	2.517	8.99008	9.1173	0	0	0.3489	0	3.4066	0.6678	4.2772	0.3411	0	25.819	0.7964	0
47	0.7696	1.5595	1.2436	8.0522	2.6069	9.08799	5.8907	0	0	0.5698	0	3.6802	0.5133	4.1721	0.5013	0	35.207	0.8821	0
49	1.637	3.8194	2.9618	11.548	4.1286	20.8844	8.0696	0	0	0.8177	0	6.4859	0.6293	10.402	1.2306	0	35.181	0.6235	0
51	0.8583	0.8141	0.9451	6.1868	2.1033	11.0303	5.0203	0	0	1.0324	0	2.7408	0.4342	4.4045	0.377	0	29.792	0.6223	0
53	1.9978	4.0546	2.7457	11.171	2.3818	16.8093	10.521	0	0	0.8284	0	4.1893	0.9578	9.7564	1.0919	0	26.7	0.4294	0
55	0.7559	0.5845	0.4231	6.0974	2.1801	10.9487	4.5808	0	0	0.4667	0	2.8715	0.4379	3.9733	0.3259	0	31.33	0.7227	0
59	0.8231	1.2214	0.8876	7.9534	3.454	11.1767	5.2568	0	0	0.2743	0	4.6455	0.5868	4.7945	0.4941	0	35.287	0.9689	0
61	0.4412	0.5321	0.8554	2.2252	1.0283	6.83425	2.348	0	0	0.3087	0	1.6203	0	3.5047	0.3773	0	30.774	0.4623	0
63	1.2806	1.4549	1.8757	4.4155	0	11.9784	4.9453	0	0	0	0	2.9302	0.3793	8.3648	0.3293	0	24.571	0.3503	0
65	1.1011	3.2779	1.8413	5.2911	1.565	10.9542	5.4931	0	0	0.677	0	3.3424	0.4381	6.9789	0.8749	0	20.739	0.4789	0
67	0.9984	1.4375	1.2306	5.9357	1.7295	10.9941	5.4084	0	0	0.4234	0	3.2266	0.5108	6.0077	0.2217	0	22.275	0.5371	0
69	1.0876	2.6057	2.3586	5.7229	1.658	13.3186	4.6539	0	0	0.6723	0	3.3105	0	7.3792	0.8724	0	27.427	0.4486	0
71	0.7724	1.2942	1.282	3.9933	1.2871	8.51096	3.3539	0	0	0.4676	0	2.033	0	3.6443	0.5051	0	39.716	0.5579	0
73	1.0558	1.3958	1.5573	5.0786	1.2479	8.07559	5.0412	0	0	0.6254	0	2.0687	0	3.5497	0.4367	0	17.174	0.5828	0
75	0.9739	2.059	0.9818	3.6836	0.656	5.89218	4.0543	0	0	0.522	0	1.516	0.3732	3.7526	0.6156	0	23.209	0.404	0
77	1.1929	2.3632	1.3427	4.189	0.918	5.66806	4.4394	0	0	0.4472	0	1.8102	0.1798	4.2299	0.3643	0	28.369	0.428	0
79	0.9044	1.856	0.9857	4.6145	1.3112	7.44482	4.4784	0	0	0	0	2.5973	0.6416	4.6149	0.7285	0	34.114	0.5628	0
81	0.5687	0.8097	1.1041	4.6176	1.7264	9.14424	4.9277	0	0	0.2567	0	2.7929	0.604	4.8818	0.3137	0	32.664	0.5721	0
85	0.4381	1.8014	3.9753	4.953	1.6085	7.74206	6.6363	0	0	0	0	2.4099	0.1233	4.8279	0.1605	0	28.301	0.4992	0
87	0.3549	0.9758	4.5528	7.6655	3.7661	12.497	6.3968	0	0	0.5794	0	4.9332	0.8255	6.2015	0.2312	0	33.891	0.7955	0
89	0.7364	1.3138	3.8584	20.934	15.339	36.657	7.3986	0	0	0.7411	0	20.409	4.3089	14.382	0.971	0	31.658	1.419	0
91	0.7963	1.8936	3.5057	16.565	7.4348	24.6507	8.9121	0	0	0.8373	1.2413	9.6898	2.5436	10.428	0.9254	0	35.728	0.9292	0
93	0.8419	2.3945	2.9343	9.0001	2.11	8.14228	6.9418	0	0	0.702	0	3.2994	0.7365	4.7814	0.2984	0	28.016	0.69	0
95	0.5004	2.2385	2.5886	9.4364	3.0803	10.1841	8.7072	0	0	0.7002	0	4.5547	0.9222	5.3156	0.489	0	30.077	0.8569	0
99	0.8481	0.9819	1.7071	8.954	3.1558	18.2411	5.787	0	0	0.913	0	3.9801	0.7343	6.374	0.3825	0	39.854	0.6244	0
103	0.6393	1.562	2.3898	4.5505	1.643	7.0238	6.0603	0	0	0	0	2.1729	0.4346	4.1549	0.1623	0.4779956	36.358	0.523	3.2824
107	0.4904	0.89	4.3858	1.2082	0	3.04297	4.4158	0	0	0	0	0.614	0	2.2153	0.0599	0	52.614	0.2772	0
111	0.9055	2.3294	7.1759	7.3278	4.6731	12.9637	11.692	0	0	0.6623	0	5.2804	0.8808	6.541	0.7574	0	40.276	0.8073	0
115	0.7511	2.1913	5.9378	1.8532	0	5.17031	6.6232	0	0	1.0702	0	1.6856	0.1025	5.2065	0.089	0	33.907	0.3238	0
119	0.6555	1.0142	4.6855	2.6619	1.2515	5.87357	7.6076	0	0	0.3356	0	1.6332	0.3149	4.1909	0.3125	0	53.238	0.3897	0
123	0.7556	1.1495	5.9632	3.279	0.5112	6.11691	8.8278	0	0	0.3389	0	1.1666	0.109	4.2318	0.142	0	54.178	0.2757	0
127	0.1968	0.9491	5.3825	1.5859	0	7.34566	7.6883	0	0	0	0	0.9966	0	0	0.1923	0	55.827	0	0
131	0.2854	1.6059	3.4572	2.2473	1.2883	5.96874	5.8147	0	0	0	0.7499	1.5417	0.1606	3.6644	0.1394	0	49.044	0.4207	0
135	0.2078	0.6749	2.2407	3.5664	1.3645	7.53735	4.6982	0	0	0.5816	0	2.2687	0	2.7509	0.1354	0	13.847	0.8247	0
139	0.3618	1.8427	5.8101	4.7449	2.3798	8.96502	6.8551	0	0	0	0	2.9561	0	5.5169	0.1414	0	42.569	0.5358	0
143	0.1504	1.1075	1.822	9.147	3.3947	7.56531	6.1823	0	0	0.2806	0	5.0387	1.0946	1.1945	0.147	0	17.334	4.2181	0
147	0.6343	6.1197	2.3901	3.5642	0	11.0849	4.1975	0	0	0	0	4.8695	0.2856	13.705	2.0704	0	18.717	0.3553	0
151	1.1076	5.365	2.9509	6.2059	1.7602	12.3172	7.8719	0	0	1.5608	0	6.0875	1.5219	13.591	1.8737	0	12.422	0.4479	0
155	0.9705	3.9371	2.5393	2.1259	0	6.72031	4.3452	0	0	0.74	0	1.7436	0	6.325	0.8146	0	11.514	0.2757	

Dry weight and loss on ignition

Sample	Crucible	Crucible + wet	Crucible + dry	Cruc + 550C	Cruc + 925	Dry weight	% water	% dry weight	Volume sediment (cc)	Dry density (g/cc)	%LOI-550	%LOI-925	%CaCO3
1	12.7759	15.0829	12.9896	12.9359	12.9336	0.2137	90.73689	9.263112	2	0.10685	25.12869	1.076275	2.443145
3	10.5889	13.0279	10.9004	10.8381	10.8346	0.3115	87.22837	12.77163	2	0.15575	20	1.123596	2.550562
5	11.1942	13.6532	11.5746	11.4936	11.489	0.3804	84.5303	15.4697	2	0.1902	21.29338	1.209253	2.745005
7	11.1639	13.8248	11.5495	11.4587	11.4538	0.3856	85.50866	14.49134	2	0.1928	23.54772	1.270747	2.884595
9	10.8477	13.4624	11.3147	11.2029	11.1977	0.467	82.13944	17.86056	2	0.2335	23.94004	1.11349	2.527623
11	13.6471	16.0201	14.1192	14.016	14.0115	0.4721	80.10535	19.89465	2	0.23605	21.85978	0.953188	2.163736
13	10.9931	13.4812	11.5138	11.4077	11.402	0.5207	79.07238	20.92762	2	0.26035	20.37642	1.09468	2.484924
15	11.3171	13.5587	11.8041	11.7064	11.7007	0.487	78.27445	21.72555	2	0.2435	20.0616	1.170431	2.656879
17	13.7134	16.0142	14.232	14.1304	14.1244	0.5186	77.46001	22.53999	2	0.2593	19.59121	1.156961	2.626302
19	13.5395	16.4395	14.2135	14.083	14.0764	0.674	76.75862	23.24138	2	0.337	19.36202	0.979228	2.222849
21	11.1652	13.7437	11.7406	11.624	11.6184	0.5754	77.6847	22.3153	2	0.2877	20.26416	0.973236	2.209246
23	10.8203	13.2111	11.3043	11.2063	11.2008	0.484	79.75573	20.24427	2	0.242	20.24793	1.136364	2.579545
25	12.4175	14.8388	12.8994	12.7993	12.7934	0.4819	80.09747	19.90253	2	0.24095	20.77194	1.22432	2.779207
27	11.3734	14.3267	11.925	11.8109	11.8045	0.5516	81.32259	18.67741	2	0.2758	20.68528	1.160261	2.633793
29	11.3293	13.9333	11.9264	11.8119	11.8065	0.5971	77.06989	22.93011	2	0.29855	19.17602	0.904371	2.052922
31	11.0015	13.8392	11.8958	11.7511	11.7453	0.8943	68.48504	31.51496	2	0.44715	16.18025	0.648552	1.472213
33	11.6367	14.5746	12.5625	12.4091	12.4023	0.9258	68.4877	31.5123	2	0.4629	16.56945	0.7345	1.667315
35	11.5472	14.1225	12.3038	12.1573	12.1505	0.7566	70.6209	29.3791	2	0.3783	19.36294	0.898758	2.04018
37	11.3444	13.8696	12.0569	11.9082	11.9017	0.7125	71.78441	28.21559	2	0.35625	20.87018	0.912281	2.070877
39	12.1986	15.0143	12.8659	12.677	12.6708	0.6673	76.30074	23.69926	2	0.33365	28.30811	0.929117	2.109096
41	12.5712	15.0948	13.2154	13.0392	13.0348	0.6442	74.47298	25.52702	2	0.3221	27.35175	0.683018	1.55045
43	11.2711	14.0117	12	11.8079	11.8026	0.7289	73.40363	26.59637	2	0.36445	26.35478	0.727123	1.650569
45	13.1223	15.611	13.821	13.6406	13.6367	0.6987	71.9251	28.0749	2	0.34935	25.81938	0.558179	1.267067
47	13.7746	16.2781	14.3529	14.1493	14.1452	0.5783	76.90034	23.09966	2	0.28915	35.20664	0.708975	1.609372
49	13.3909	16.3034	14.0495	13.8178	13.8122	0.6586	77.38712	22.61288	2	0.3293	35.18069	0.850288	1.930155
51	11.0965	13.6097	11.7799	11.5763	11.5704	0.6834	72.80758	27.19242	2	0.3417	29.79222	0.86333	1.95976
53	14.4818	17.2455	15.2466	15.0424	15.0374	0.7648	72.32695	27.67305	2	0.3824	26.69979	0.653766	1.484048
55	12.6825	15.2718	13.3365	13.1316	13.1266	0.654	74.74221	25.25779	2	0.327	31.33028	0.764526	1.735474
57	13.4213	15.8604	14.0527	13.8579	13.8532	0.6314	74.1134	25.8866	2	0.3157	30.85207	0.744378	1.689737
59	11.6736	14.5278	12.3832	12.1328	12.1269	0.7096	75.13839	24.86161	2	0.3548	35.28749	0.831454	1.887401
61	13.0473	15.673	13.7154	13.5098	13.5032	0.6681	74.55536	25.44464	2	0.33405	30.77384	0.987876	2.242479
63	11.3081	14.0601	11.943	11.787	11.7802	0.6349	76.92951	23.07049	2	0.31745	24.5708	1.071035	2.431249
65	13.4458	16.1295	14.2033	14.0462	14.0424	0.7575	71.77404	28.22596	2	0.37875	20.73927	0.50165	1.138746
67	16.2922	18.9481	17.0069	16.8477	16.8442	0.7147	73.0901	26.9099	2	0.35735	22.27508	0.489716	1.111655
69	12.8231	15.5623	13.4659	13.2896	13.2855	0.6428	76.53329	23.46671	2	0.3214	27.42688	0.637834	1.447884
71	10.6835	13.2612	11.177	10.981	10.9769	0.4935	80.85503	19.14497	2	0.24675	39.71631	0.8308	1.885917
73	13.0756	16.0103	14.2224	14.0243	14.02	1.1468	60.92275	39.07725	2	0.5734	17.27415	0.374956	0.851151
75	11.3285	13.964	12.1416	11.9537	11.9476	0.8131	69.14817	30.85183	2	0.40655	23.10909	0.750215	1.702989
77	11.2596	14.2071	12.1338	11.8858	11.8788	0.8742	70.34097	29.65903	2	0.4371	28.36879	0.800732	1.817662
79	12.1503	15.0854	12.9063	12.6484	12.6419	0.756	74.24279	25.75721	2	0.378	34.11376	0.859788	1.95172
81	13.0098	15.4404	13.6472	13.439	13.4348	0.6374	73.77602	26.22398	2	0.3187	32.66395	0.658927	1.495764
83	13.0603	15.558	13.7324	13.559	13.5535	0.6721	73.09124	26.90876	2	0.33605	25.79973	0.818331	1.85761
85	13.1223	15.8314	13.8304	13.63	13.6238	0.7081	73.86217	26.13783	2	0.35405	28.30109	0.875583	1.987572
87	12.9514	15.5593	13.5194	13.3269	13.3229	0.568	78.22002	21.77998	2	0.284	33.89085	0.704225	1.598592
89	13.2648	16.1291	13.9054	13.7026	13.6974	0.6406	77.63502	22.36498	2	0.3203	31.65782	0.811739	1.842648
91	10.7847	13.351	11.2899	11.1094	11.1052	0.5052	80.31407	19.68593	2	0.2526	35.72842	0.831354	1.887173
93	14.6397	17.2494	15.2747	15.0968	15.0924	0.635	75.6677	24.3323	2	0.3175	28.01575	0.692913	1.572913
95	12.1514	14.9032	12.8905	12.6682	12.6622	0.7391	73.14122	26.85878	2	0.36955	30.07712	0.811798	1.842782
97	11.3643	13.8831	12.0633	11.8295	11.8237	0.699	72.24869	27.75131	2	0.3495	33.44778	0.829757	1.883548
99	13.4838	16.5123	14.2245	13.9293	13.9239	0.7407	75.54235	24.45765	2	0.37035	39.85419	0.72904	1.654921
101	13.7415	16.2711	14.4842	14.2254	14.2208	0.7427	70.63963	29.36037	2	0.37135	34.84583	0.619362	1.405951
103	12.7001	15.2878	13.4463	13.175	13.17	0.7462	71.16358	28.83642	2	0.3731	36.35754	0.670062	1.52104
105	13.2496	15.5221	13.7626	13.5194	13.5142	0.513	77.42574	22.57426	2	0.2565	47.40741	1.013645	2.300975
107	13.8812	16.2382	14.3727	14.1141	14.1086	0.4915	79.14722	20.85278	2	0.24575	52.61445	1.119023	2.540183
109	13.3484	15.8479	13.8828	13.617	13.6123	0.5344	78.61972	21.38028	2	0.2672	49.73802	0.879491	1.996445
111	13.9815	16.6051	14.5605	14.3273	14.3217	0.579	77.93109	22.06891	2	0.2895	40.27634	0.967185	2.195509
113	10.833	13.3035	11.3814	11.1844	11.1763	0.5484	77.80206	22.19794	2	0.2742	35.92268	1.477024	3.352845
115	10.942	13.7588	11.5693	11.3566	11.3467	0.6273	77.73005	22.26995	2	0.31365	33.90722	1.578192	3.582496
117	11.6629	14.0432	12.1865	11.9216	11.915	0.5236	78.00277	21.99723	2	0.2618	50.59206	1.260504	2.861345
119	11.1505	13.5987	11.7033	11.409	11.4021	0.5528	77.42015	22.57985	2	0.2764	53.23806	1.248191	2.833394
121	13.0279	15.7197	13.6343	13.3152	13.3088	0.6064	77.47232	22.52768	2	0.3032	52.62203	1.055409	2.395778
123	11.1085	13.4096	11.6434	11.3536	11.3476	0.5349	76.7546	23.2454	2	0.26745	54.17835	1.121705	2.54627
125	13.1518	15.685	13.7461	13.4309	13.4244	0.5943	76.53955	23.46045	2	0.29715	53.03719	1.093724	2.482753
127	11.1868	12.6055	11.4974	11.324	11.3202	0.3106	78.10672	21.89328	1	0.3106	55.82743	1.223439	2.772205
129	12.9711	15.4283	13.5438	13.2292	13.2218	0.5727	76.69298	23.30702	2	0.28635	54.93277	1.292125	2.933124
131	10.994	13.055	11.5325	11.2684	11.2608	0.5385	73.87191	26.12809	2	0.26925	49.04364	1.411328	3.203714
133	11.2255	13.4464	11.8441	11.5748	11.5688	0.6186	72.14643	27.85357	2	0.3093	43.53379	0.969932	2.201746
135	12.9633	15.7766	14.381	14.1898	14.1823	1.4177	49.60722	50.39278	2	0.70885	13.48663	0.529026	1.200889
137	12.8917	15.312	13.6871	13.4469	13.4408	0.7954	67.13631	32.86369	2	0.3977	30.19864	0.76691	1.740885
139	13.4199	15.9864	14.0753	13.7963	13.7885	0.6554	74.46328	25.53672	2	0.3277	42.56942	1.190113	2.701556
141	10.9252	13.1048	11.7861	11.6051	11.597	0.8609	60.50193	39.49807	2	0.43045	21.02451	0.940876	2.135788
143	12.5211	15.4347	13.788	13.5684	13.5602	1.2669	56.51771	43.48229	2	0.63345	17.33365	0.647249	1.469256
145	11.4768	14.206	12.7112	12.5245	12.5138	1.2344	54.77063	45.22937	2	0.6172	15.12476	0.686818	1.967677
147	11.4952	14.33	12.6487	12.4328	12.4227	1.1535	59.3093	40.6907	2	0.57675	18.7169		

Report on the diatom analysis and phosphorus reconstruction of Lake Seldalsvatn

July 2010

Gina Clarke and Helen Bennion
Environmental Change Research Centre
University College London

Project aims

The aim of this project was to investigate the palaeoecological history of Lake Seldalsvatn with reference to changes in diatom species assemblages preserved in the lake sediments. A total phosphorus (TP) transfer function was applied to the diatom data and diatom-inferred total phosphorus (DI-TP) concentrations were calculated to reconstruct the nutrient history. The results are presented graphically and an interpretation of the floristic changes is given.

Field and laboratory methods

Core collection and extrusion

The core was taken from Lake Seldalsvatn, Norway (N58.83221 - E005.97358) on 10 December 2009. The lake has a surface area of 0.76 km² and is relatively deep with a mean and maximum depth of 16.2 and 27 m, respectively. The core was 80 cm in length and was extruded at 0.5 cm intervals. The core is currently being radiometrically dated at UCL.

Diatom analysis

Following screening, the top and bottom samples from the core, along with eight further mid-core samples were prepared for diatom analysis. Diatom slide preparation and analysis followed the methods of Battarbee *et al.* (2001). At least 300 valves (siliceous component of the cell wall bearing the taxonomic features) were counted from each sample using a Leitz research microscope with a 100x oil immersion objective and phase contrast. Principal floras used in identification were Krammer & Lange-Bertalot (1986-1991). All slides are archived at the ECRC and the data are stored in the Amphora database. A summary diagram of the diatom stratigraphy (showing only those taxa present with a percentage relative abundance of >2 % in at least one sample) was produced using C2 (Juggins, 2003) – see Figure 1. All diatom taxa identified in the core are listed in Appendix 1.

Summary statistics of the diatom data were calculated for each sample in the core including the number of taxa observed and the Hill's N2 diversity score which is an estimate of the effective number of taxa (Hill and Gauch, 1980). Cluster analysis was performed on the core data to identify the major zones in the diatom record using ZONE v.1.2 (Juggins, 1991). ZONE is an MS-DOS program which employs a variety of constrained clustering techniques (ConsLink, ConISS, SplitLSQ and SplitINF) from which common splits can be identified. Zones are illustrated on the stratigraphic plot in order to facilitate description of the major compositional changes.

The degree of floristic change in the diatom assemblages between the bottom sample and every other sample in the core was assessed using the squared chord distance (SCD) dissimilarity coefficient (Overpeck *et al.*, 1985) implemented in C2 (Juggins, 2003). This is preferred to other dissimilarity measures as it maximises the signal to noise ratio, it performs well with percentage data and has sound mathematical properties (Overpeck *et al.* 1985). The scores range from 0 to 2 whereby 0 indicates that two samples are exactly the same and 2 that they are completely different. The method has been used in a number of

studies to assess degree of change in diatom assemblages with respect to acidification (e.g. Simpson *et al.*, 2005) and eutrophication (e.g. Bennion *et al.*, 2004).

Principal components analysis (PCA), an indirect ordination technique (ter Braak and Prentice, 1988), was used to analyse the variance downcore within the diatom assemblages using C2 (Juggins, 2003). The technique summarises the main changes in the data and helps to identify zones of change within complex species-rich data sets. The sample scores for PCA axis 1 are given. Where scores between two neighbouring samples in the core differ markedly this indicates that the assemblages have undergone substantial change between these two points in the core. The scores are also plotted in the stratigraphic diagram to illustrate the timing of any shifts and whether these were gradual or abrupt.

Phosphorus reconstructions

A diatom-total phosphorus (TP) transfer function was applied to the diatom data following taxonomic harmonisation between the training set and the fossil data. Reconstructions of diatom-inferred TP (DI-TP) were produced using a training set of 56 relatively large, deep lakes (> 10 m maximum depth) from Scotland, Northern Ireland, Cumbria, southern Norway and central Europe. The training set has annual mean TP concentrations ranging from 1-73 $\mu\text{g TP l}^{-1}$ and a median value of 22 $\mu\text{g TP L}^{-1}$ (Bennion *et al.*, 2004). The best model was generated with simple weighted averaging and inverse deshrinking (ter Braak & van Dam, 1989). The coefficient of determination (r^2) between observed and inferred values was 0.75 and the root mean squared error of prediction (RMSEP based on the jack-knifing cross validation method) was 0.25 $\log_{10} \mu\text{g TP L}^{-1}$. All reconstructions were implemented using C2 (Juggins, 2003).

Results

Ten samples were analysed for diatoms from the Seldalsvatn core (0, 1.5, 2.5, 3.5, 5.5, 7.5, 10.5, 25.5, 50.5, 75.5 cm). Diatoms were abundant and generally well preserved in most samples. A total of 166 diatom taxa were observed in the core (Appendix 1) with between 36 and 71 taxa per sample (Table 1). Between 80 to 90% of the diatom taxa in the fossil samples from the core were present in the diatom-TP model.

There were marked changes in the assemblage during the period represented by the core with three zones identified by cluster analysis (Figure 1).

Zone 1 (75 - 17 cm)

Zone 1 was co-dominated by the planktonic taxa *Cyclotella* aff. *comensis* and the non-planktonic species *Achnanthis minutissimum*. Several other planktonic *Cyclotella* species (*C. distinguenda* var. *unipunctata*, *C. kuetzingiana* and *C. kuetzingiana* var. *planetophora*) and non-planktonic taxa (*Brachysira vitrea* and *Fragilariaforma virescens* var. *exigua*) also reached relatively high abundances in this zone.

The PCA axis 1 scores declined slightly and SCD scores increased slightly towards the top of the zone indicating subtle yet gradual floristic change. Species diversity was high within this zone and percentage plankton was ~40%.

Zone 2 (17 - 4 cm)

Zone 2 was markedly different from Zone 1. While *Cyclotella* aff. *comensis* and *Achnanthis minutissimum* were still abundant, their relative numbers declined. In contrast there was a notable rise in *Asterionella formosa*, reaching 25% within this zone, and *Cyclotella pseudostelligera*, *Tabellaria flocculosa* (long) and *Fragilaria tenera*, which first appeared within the core at 25.5 cm in Zone 1, increased in abundance in this zone.

The PCA axis 1 scores continued to decline and the SCD scores increased reflecting the gradual deviation from the assemblage at the base of the core. The species diversity (N2) was generally slightly lower in Zone 2 than in Zone 1, particularly in the upper part of the zone. The percentage plankton increased to ~55%.

Zone 3 (4 - 0 cm)

Zone 3 was characterised by a significant increase in the abundance of *Asterionella formosa* which reached a maximum of 42% in the sub-surface sample (1.5 cm). *Cyclotella* aff. *comensis*, *Cyclotella kuetzingiana*, *Cyclotella kuetzingiana* var. *planetophora* and several of the other taxa that were observed in Zone 1 all decreased in this zone and in some cases disappeared completely. In contrast *Cyclotella pseudostelligera*, *Tabellaria flocculosa* (long), *Fragilaria vaucheriae*, *Fragilaria tenera* and *Fragilaria capucina* var. *gracilis* all increased.

These marked floristic changes were reflected by a continued decline in the PCA axis 1 scores and an increase in the SCD scores to ~1.5 indicating high species turnover. Species diversity decreased substantially and percentage plankton reached a maximum of 66%.

The DI-TP reconstruction for the Lake Seldalsvatn core indicates that the lake had low nutrient concentrations of ~5 $\mu\text{g L}^{-1}$ at the bottom of Zone 1 with a slight rise to 7 $\mu\text{g L}^{-1}$ in the 25.5 cm sample. In Zone 2, the DI-TP concentrations rose further to 10-11 $\mu\text{g L}^{-1}$. This trend continued in Zone 3 with a gradual increase in DI-TP values toward a maximum of 15 $\mu\text{g L}^{-1}$ at the top of the core.

Discussion

The early assemblages of the Lake Seldalsvatn core were dominated by taxa associated with oligotrophic conditions. These taxa are typical of low alkalinity reference lakes (<10 $\mu\text{g L}^{-1}$ TP) in Europe (e.g. Bennion & Simpson, 2010). The diatom model suggests that TP concentrations were ~5 $\mu\text{g L}^{-1}$ at the base of the core. Zone 2 saw the arrival of taxa indicative of more mesotrophic conditions, namely *Asterionella formosa*, *Cyclotella pseudostelligera*, *Tabellaria flocculosa* (long) and *Fragilaria tenera*. This compositional change is typically associated with lakes experiencing eutrophication, for example Lake Windermere (Sabater & Haworth, 1995). Consequently the DI-TP values increase two-fold to ~10 $\mu\text{g L}^{-1}$ in Zone 2. In Zone 3 the mesotrophic taxa continue to expand and thereby DI-TP concentrations increase further to ~15 $\mu\text{g L}^{-1}$, indicating progressive enrichment of the lake to the present day.

The percentage relative abundance of planktonic taxa is highest in the upper core, with periphytic taxa such as *Achnanthes minutissima* and *Brachysira vitrea* constituting a higher proportion of the diatom assemblage towards the core bottom. This shift from a mixed planktonic/periphytic assemblage, to one dominated by planktonic taxa may be a further indicator of increasing trophic status and associated habitat change.

Acknowledgements

We would like to thank Kevin Roe (ECRC) for preparing the diatom slides.

References

- Battarbee R.W., Jones V.J., Flower R.J., Cameron N.G., Bennion H., Carvalho L. & Juggins S. (2001) Diatoms. In: Smol J.P, Birks H.J.B. & Last W.M (eds.), *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Volume 3: Terrestrial, Algal, and Siliceous Indicators*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 155 -202.
- Bennion, H. & Simpson G.L. (2010) The use of diatom records to establish reference conditions for UK lakes subject to eutrophication. *Journal of Paleolimnology* (in press).
- Bennion, H., Fluin, J. and Simpson, G.L. (2004). Assessing eutrophication and reference conditions for Scottish freshwater lochs using subfossil diatoms. *Journal of Applied Ecology*, **41**, 124-138.
- Hill, M.O. and Gauch, H.G. (1980). Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. *Vegetatio*, **42**, 47-58.
- Juggins, S. (1991). *ZONE version 1.2 User guide*. University of Newcastle, Newcastle upon Tyne, UK.
- Juggins, S. (2003). *C² User guide*. Software for ecological and palaeoecological data analysis and visualisation. University of Newcastle, Newcastle upon Tyne, UK, 69 pp.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1986-1991) Bacillariophyceae. 1-4 Teil. *Süßwasserflora von Mitteleuropa* (eds H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer). Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Overpeck, J.T., Webb, T. and Prentice, I.C. (1985). Quantitative interpretation of fossil pollen spectra - dissimilarity coefficients and the method of modern analogs. *Quaternary Research*, **23**, 87-108.
- Sabater, S. and Haworth, E.Y. (1995). An assessment of recent trophic changes in Windermere South Basin (England) based on diatom remains and fossil pigments. *Journal of Paleolimnology*, **14**, 151-163.
- Simpson, G.L., Shilland, E. M., Winterbottom, J. M. and Keay, J. (2005). Defining reference conditions for acidified waters using a modern analogue approach. *Environmental Pollution*, **137**, 119-133.
- ter Braak, C.J.F. and Prentice, I.C. (1988). A Theory of Gradient Analysis. *Advances in Ecological Research*, **18**, 271-317.
- ter Braak, C. J. F. and van Dam, H. (1989). Inferring pH from diatoms: a comparison of old and new calibration methods. *Hydrobiologia*, **178**, 209-223.

APPENDIX 1: Diatom species codes and names

Code	Name	Code	Name	Code	Name
AC001A	Planothidium frequentissimum	DE001A	Denticula tenuis	NA003B	Navicula radiosa var. tenella
AC002A	Rossithidium linearis	DE002A	Denticula elegans	NA005A	Sellaphora seminulum
AC005A	Planothidium calcar	DP002A	Diploneis petersenii	NA006A	Navicula mediocris
AC013A	Achnanthis minutissimum	DP009A	Diploneis elliptica	NA007A	Navicula cryptocephala
AC018A	Karayevia laterostrata	DP9999	Diploneis sp.	NA008A	Navicula rhyncocephala
AC019A	Achnanthes nodosa	DT004A	Diatoma tenue	NA014A	Sellaphora pupula
AC022A	Psammothidium marginulatum	DT021A	Diatoma mesodon	NA023A	Navicula gregaria
AC025A	Eucocconeis flexella	DT022A	Diatoma moniliformis	NA032A	Cavinula cocconeiformis
AC027A	Achnanthes holstii	EU002A	Eunotia pectinalis	NA033A	Navicula subtilissima
AC034A	Kolbesia suchlandtii	EU002B	Eunotia pectinalis var. minor	NA037A	Navicula angusta
AC035A	Rossithidium pusillum	EU004A	Eunotia tenella	NA042A	Eolimna minima
AC044A	Psammothidium levanderi	EU009A	Eunotia exigua	NA043A	Navicula subatomoides
AC046A	Psammothidium altaicum	EU011A	Eunotia rhomboidea	NA054A	Navicula veneta
AC060A	Psammothidium curtissimum	EU015A	Eunotia denticulata	NA101A	Navicula cf jaagii
AC083A	Eucocconeis laevis	EU020A	Eunotia meisteri	NA112A	Navicula minuscula
AC085A	Psammothidium lauenburgianum	EU025A	Eunotia fallax	NA133A	Navicula schassmannii
AC134A	Psammothidium helveticum	EU040A	Eunotia paludosa	NA156A	Navicula leptostriata
AC134C	Psammothidium helveticum var minor	EU043A	Eunotia elegans	NA669A	Navicula suchlandtii
AC136A	Psammothidium subatomoides	EU047A	Eunotia incisa	NA738A	Navicula vitiosa
AC161A	Psammothidium ventralis	EU049A	Eunotia curvata	NA755A	Navicula kuelbsii
AC9999	Achnanthes sp.	EU049B	Eunotia curvata var. subarcuata	NA758A	Navicula maceria
AM010A	Amphora fagediana	EU070A	Eunotia bilunaris	NA9999	Navicula sp.
AM011A	Amphora libyca	EU070B	Eunotia bilunaris var. mucophila	NE003A	Neidium affine
AM012A	Amphora pediculus	EU107A	Eunotia implicata	NE006A	Neidium alpinum
AS001A	Asterionella formosa	EU112A	Eunotia arculus	NI002A	Nitzschia fonticola
AU005A	Aulacoseira distans	EU114B	Eunotia muscicola var. tridentula	NI005A	Nitzschia perminuta
AU005B	Aulacoseira distans var. nivaloides	EU9999	Eunotia sp.	NI008A	Nitzschia frustulum
AU9999	Aulacoseira sp.	FR001A	Staurisirella pinnata	NI009A	Nitzschia palea
BR001A	Brachysira vitrea	FR002A	Staurisira construens	NI014A	Nitzschia amphibia
BR003A	Brachysira seriens	FR002C	Staurisira construens forma venter	NI025A	Nitzschia recta
BR006A	Brachysira brebissonii	FR003A	Fragilaria bicapitata	NI033A	Nitzschia paleacea
BR9999	Brachysira sp.	FR005D	Fragilariforma virescens var. exigua	NI152A	Nitzschia pusilla
CA003A	Caloneis silicula	FR006A	Pseudostaurisira brevistriata	NI9999	Nitzschia sp.
CA9999	Caloneis sp.	FR007A	Fragilaria vaucheriae	PE002A	Peronia fibula
CM004A	Encyonopsis microcephala	FR008A	Fragilaria crotonensis	PI011A	Pinnularia microstauron
CM010A	Cymbella perpusilla	FR009A	Fragilaria capucina	PI012D	Pinnularia borealis var. rectangularis
CM015A	Encyonopsis cesatii	FR009H	Fragilaria capucina var. gracilis	PI018A	Pinnularia biceps
CM017A	Cymbella hebridica	FR009M	Fragilaria capucina var. distans	PI018D	Pinnularia biceps var. pusilla
CM018A	Encyonema gracile	FR014A	Staurisira lapponica	PI9999	Pinnularia sp.
CM020A	Encyonema gaeumannii	FR056A	Pseudostaurisira pseudoconstruens	RC002A	Rhoicosphenia abbreviata
CM022A	Cymbella affinis	FR060A	Fragilaria tenera	SA001B	Stauroneis anceps f. gracilis
CM031A	Encyonema minutum	FR063A	Pseudostaurisira robusta	SA9998	Stauroneis nobilis var. gracilis
CM038A	Cymbella delicatula	FR9999	Fragilaria sp.	ST9999	Stenopterobia sp.
CM049A	Encyonopsis failaisensis	FU002A	Frustulia rhomboides	SU9999	Surirella sp.
CM052A	Cymbella descripta	FU002B	Frustulia rhomboides var. saxonica	SY001A	Synedra ulna
CM103A	Encyonema silesiacum	FU002F	Frustulia rhomboides var. viridula	SY004A	Synedra parasitica
CM9999	Cymbella sp.	GO003A	Gomphonema angustatum agg.	TA001D	Tabellaria flocculosa var. III PIRLA
CO001A	Cocconeis placentula var. euglypta	GO004A	Gomphonema gracile	TA004A	Tabellaria quadriseptata
CU9998	Chamaepinnularia rhombelliptica	GO013A	Gomphonema parvulum	TA9997	Tabellaria flocculosa (short)
CY002A	Cyclotella pseudostelligera	GO023A	Gomphonema truncatum	TA9998	Tabellaria [flocculosa (long)]
CY006A	Cyclotella kuetzingiana	GO073A	Gomphonema angustum		
CY006B	Cyclotella kuetzingiana var. planetophora	GO9999	Gomphonema sp.		
CY010A	Cyclotella comensis	HN001A	Hannaea arcus		
CY019A	Cyclotella radiosa	ME019A	Melosira arentii		
CY028B	Cyclotella distinguenda var. unipunctata	MR001A	Meridion circulare		
CY061A	Cyclotella gordonensis	MR001B	Meridion circulare var. constrictum		
CY9998	Cyclotella aff. comensis	NA002A	Cavinula jaernefeltii		
CY9999	Cyclotella sp.	NA003A	Navicula radiosa var. radiosa		