



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

2022

ISSN 2535-2806

MINA fagrapport 76

Paleolimnologiske undersøkelser og vurdering av interngjødsling i fem eutrofe innsjøer i Vestfold og Telemark fylke

Thomas Rohrlack



Rohrlack, T. 2022. **Paleolimnologiske undersøkelser og vurdering av interngjødsling i fem eutrofe innsjøer i Vestfold og Telemark fylke.** – MINA fagrapport 76. 49 s.

Ås, april 2022

ISSN: 2535-2806

RETTIGHETSHAVER

© Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU)

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Forskningsutvalget, MINA, NMBU

OPPDRAUGSGIVER

Vannområder Aulivassdraget, Horten-Larvik, Eikeren og Numedalslågen

FORSIDEBILDE

Revovannet, strand med algeoppblomstring 18.06.2020. Foto: Miguel Angel Segarra Valls

NØKKEWORD

Eutrofiering, algeoppblomstringer, cyanobakterier, paleolimnologi

KEY WORDS

Eutrophication, algal blooms, cyanobacteria, paleolimnology

Thomas Rohrlack (thomas.rohrlack@nmbu.no): Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Ås.

Sammendrag

Vannområdene Aulivassdraget, Horten-Larvik, Eikeren og Numedalslågen ønsket seg en vurdering av om og på hvilken måte menneskelige aktiviteter har bidratt til eutrofieringen av 5 innsjøer i Vestfold-Telemark fylke. Denne vurderingen ble gjennomført på grunnlag av sediment undersøkelser som ga detaljert informasjon om innsjøenes utvikling i de siste 80+ år. Oppdragsgiverne ønsket seg også en vurdering om dagens tilstand av innsjøene er påvirket av den såkalte interngjødsling, dvs. av resirkulasjon av næringsstoffer fra sedimentet.

Undersøkelsen av Akersvannet peket på at innsjøens trofi økte mellom 1942 og 1960 pga. en hittil ukjent hendelse før 1942 og trolig ikke pga. intensivering av jordbruket etter 2. verdenskrig. Mye tyder på at økningen i algemengden førte til selvbegrensning av algesamfunnet, en situasjon hvor en veldig høy tetthet av alger fører til at næringsstoffbegrensning erstattes mer og mer med lysbegrensning av algeveksten. Dette reduserer algenes avhengighet av næringsstofftilførsel fra nedbørfeltet, og gjør det vanskeligere å påvirke algemengden med tiltak i nedbørfeltet. Det foreligger ingen indikasjon for resirkulering av fosfor fra sedimentet i særlig omfang.

Borrevannets trofi er trolig også kraftig påvirket av menneskelig aktivitet før 1941. Det foreligger indikasjoner for resirkulering av fosfor fra sedimentet. Det er derfor sannsynlig at tiltak i nedbørfeltet vil ha en forsinket effekt. Innsjøens utvikling er trolig også preget av klimaendringer, som fremmer algevekst og som derfor også vil motvirke tiltak. Både Akersvannet og Borrevannet viser tegn på mulig nitrogenbegrensning av algeveksten mot slutten av vekstsesong. Tiltak for å redusere bruk av nitrogen gjødsel i nedbørfeltet bør derfor vurderes.

Også Goksjø er et vann som er påvirket av menneskelig aktivitet som trolig er grunnen til nokså dramatiske endringer i algesamfunnet etter 2008. Før 2008 var algesamfunnet antakelig i en mer eller mindre naturlig tilstand. Fiskeundersøkelser gjennomført av ulike aktører peker på en invasjon av karpefisken mort som har skjedd omtrent samtidig som økningen i algemengden. En slik invasjon kan være grunnen til eller et symptom av en økning i algemengden. Forvaltningens oppgave vil derfor være å oppklare mortens rolle i den nylige eutrofieringen av Goksjøen.

Hillestadsvannet og Revovannet er begge preget av vannstandssenkninger gjennomført før 1945, som trolig har presset innsjøene inn i siste fasen av eutrofieringsprosessen. Denne fasen er preget av en kort oppholdstid av vannet og muligheten for alger til å leve av fotosyntese i hele eller store deler av vannsøylen. Dette reduserer næringsstoffenes og lysets betydning som vekstbegrensende faktorer. Slike innsjøer er veldig vanskelig å påvirke med tiltak i nedbørfeltet. Begge innsjøene er i tillegg utsatt for interngjødsling pga. veldig høye pH verdier som fører til utlekking av fosfat fra sedimentet. Grunnen til de høye pH verdiene er algeoppblomstringene, dvs. innsjøene er fanget i en positiv tilbakekopling hvor mye alger fører til utslipp av fosfat fra sedimentet som legger til rette for enda mer algevekst. Vannforvaltningen har to muligheter – en fullstendig reversering av vannstandssenkninger vil trolig føre til at algemengden reduseres betydelig. Dersom dette ikke er mulig bør næringsstofftilførsel fra land reduseres så mye at algene utkonkurreres av undervannsplanter.

Jeg ønsker å takke Lill-Kartin Gorseth og Eivind Molversmyr som hadde ansvar for feltarbeid og klargjøring av prøvene til analyser.

Summary

Local authorities responsible for Aulivassdraget, Horten-Larvik, Eikeren and Numedalslågen watersheds initiated this project to assess whether and in what way human activities have contributed to the eutrophication of 5 lakes in Vestfold-Telemark county. The study is based on sediment surveys that provided detailed information on the development of the lakes in the last 80+ years. The project also aimed at assessing the role of internal nutrient loading.

The trophic state of Lake Akersvannet increased significantly between 1942 and 1960 due to a hitherto unknown human intervention in the catchment before 1942 and not due to the industrialization of agriculture after WW2. The increase in algal density probably led to self-shading, a situation where a very high density of algae leads to nutrient limitation being replaced by light limitation of algal growth. This reduces the algae's dependence on nutrient supply from the catchment area, thereby limiting the possibility to influence algal growth by external abatement measures. There is no indication of recycling of phosphorus from the sediment.

The trophic state of Lake Borrevannet is probably also strongly affected by human activity before 1941. The lake is probably subject to internal nutrient loading, which may delay the effect of abatement measures in the catchment. The development of the lake is probably also affected by climate change, which stimulates algal growth and which so may counteract abatement measures as well. Both Akersvannet and Borrevannet show signs of a possible nitrogen limitation of algal growth towards the end of the growing season. Measures to reduce the use of nitrogen fertilizer in the catchment area should therefore be considered.

Also Lake Goksjø seems to be affected by human activities, which are probably the reason for fairly dramatic changes in the algae community after 2008. Before 2008, the algae community was probably in a more or less natural state. Fish surveys point to an invasion of roach that has taken place at about the same time as the increase in the algal density. Such an invasion may be the reason for or a symptom of an increase in the amount of algae. Water management should therefore clarify the role of the invasion of roach in the recent eutrophication of Goksjøen, before any abatement measures are set in motion.

Hillestadsvannet and Revovannet are both characterized by water level reductions implemented a long time ago, which probably pushed the lakes into the last phase of the eutrophication process. In this phase, a short residence time of the water and the ability of algae to live on photosynthesis in all or large parts of the water column have reduced the significance of nutrients and light as growth-controlling factors. Such lakes are very difficult to influence with measures in the catchment area. Both lakes are also exposed to internal loading of phosphorus due to very high pH values leading to phosphate leakage from the sediment. Water management has two options - a complete reversal of water level reductions will probably lead to a significant reduction in the amount of algae. If this is not possible, nutrient loading from the catchment should be reduced so much that algae are outcompeted by submersed plants.

I like to thank Lill-Kartin Gorseth and Eivind Molversmyr for their support with field and laboratory work.

1. Innledningen

EUs rammedirektiv for vann ble implementert i Norge gjennom vedtak gitt i «Forskrift om rammer for vannforvaltning» (Kgl. res. 15.12.2006). Dette direktivet signaliserer «... en ny helhetlig og økosystembasert forvaltning av alt vannmiljø i Norge og resten av Europa. ... Miljømålet for naturlige vannforekomster av overflatevann (elver, innsjøer og kystvann) er at de skal ha minst god økologisk og kjemisk tilstand. God økologisk tilstand er definert som ”akseptabelt avvik fra naturtilstanden” for de biologiske elementene, samt for de fysiske kjemiske og hydromorfologiske støtteparametere.» (Vannforskriften § 5 og vedlegg V samt klassifiseringsveileder 02:2013-revidert 2015, Miljødirektoratet 2015).

Naturtilstanden, også kalt referansetilstanden, har dermed blitt svært sentralt i norsk vannforvaltning. Dessuten spiller grensen mellom god og moderat økologisk tilstand en viktig rolle. Tiltak skal bare settes i gang dersom en vannforekomst har moderat, dårlig eller svært dårlig tilstand, dvs. når den økologiske eller kjemiske tilstanden avviker så mye fra naturtilstanden at det antas at opprinnelige økosystemet ikke fungerer lenger. Det er flere grunner til denne tilnærmingen. Viktigst er at naturtilstanden er den tilstanden som økosystemet tilstreber automatisk under de naturlige forholdene. Naturtilstanden er dermed en selv-stabiliserende tilstand av et økosystem. Å sette i gang tiltak i en innsjø som er i naturtilstand betyr derfor å jobbe mot en kraftig naturlig motstand, noe som ikke kan gi varige resultater uten varige inngrep. Slike tiltak er derfor ikke bærekraftige og skal unngås, selv om brukerinteressene noen ganger kan tilsi noe annet.

Å bestemme naturtilstanden og grensen mellom god og moderat tilstand for en vannforekomst, krever nøyaktig informasjon om hvordan tilstanden til vannforekomsten var før en mulig menneskelig påvirkning begynte. Denne informasjonen mangler ofte. Vannforskriften prøver å løse dette problemet ved å dele vannforekomster i vanntyper. Disse karakteriseres ved å undersøke typiske vannforekomster uten menneskelig påvirkning, såkalte referanselokaliteter. Resultater fra referanselokalitetene brukes til å utarbeide et klassifiseringssystem med naturtilstand og tilstandsklasser til den enkelte vanntype. Fordelen med denne framgangsmåten er at den tillater statusvurdering av alle vannforekomster uavhengig av tilgang til historiske data. Ulempen er at det er vanskelig å ta hensyn til lokale forhold ved vannforekomsten, noe som kan gjøre at vurderingene blir usikre. I tillegg tester metoden bare om vannforekomsten avviker fra naturtilstanden, og den kan ikke identifisere årsaken til et mulig avvik. Metoden viser derfor bare at det trenges tiltak og ikke hvorfor.

Denne rapporten bygger på en annen framgangsmåte, hvor det benyttes såkalte paleolimnologiske metoder for å gi en individuell vurdering av situasjonen i innsjøene Hillestadsvannet, Revovannet, Borrevannet, Akersvannet og Goksjø, som ligger i ulike vassdrag i Vestfold og Telemark fylke. Mye av paleolimnologien dreier seg om å analysere innsjøenes sediment, som brukes som et kjemisk og biologisk arkiv. I innsjøer avsettes hvert år et sjikt med sediment. Et slikt sjikt inneholder ulike typer biologisk og kjemisk materiale, som kan benyttes til å rekonstruere det akvatiske organismesamfunnet og de kjemiske forholdene i innsjøen og dens nedbørfelt på tidspunktet da sedimentet ble avsatt. Dersom sedimentet ikke forstyrres mekanisk (oppvirvling pga. turbulens, graving, mudring), representerer sedimentets overflate de yngste avsetningene og dermed den aktuelle tilstanden av en innsjø. Alderen av sedimentet øker med avstand fra sedimentets overflate. Utviklingen av en innsjø kan derfor rekonstrueres ved å ta sedimentsøyler, dele disse i sjikt og analysere sammensetningen av hvert enkelt sjikt. Resultater av denne undersøkelsen kombineres gjerne med informasjon om menneskelig aktivitet i nedbørfeltet for å kunne trekke konklusjoner om antropogen påvirkning og eventuelle behov for tiltak.

I denne undersøkelsen er det brukt paleolimnologiske metoder til å:

- rekonstruere den historiske utviklingen av trofi (= biomasseproduksjon av alger, undervannsplanter og påvekstalger) i innsjøene Hillestadsvannet, Revovannet, Borrevannet, Akersvannet og Goksjø og å
- vurdere om mulige endringer i trofi skyldes den naturlige aldringsprosessen som alle innsjøer gjennomgår (naturlig eutrofiering) eller om
- endringene er et resultat av menneskelig påvirkning (menneskeskapt eutrofiering),
- og til slutt om algesamfunnet har tilgang til interne næringsstoffkilder («interngjødsling»).

Rapporten ble utarbeidet på oppdrag av Vannområder Aulivassdraget, Horten-Larvik, Eikeren og Numedalslågen.

2. Metoder

Fra alle innsjøene ble det innsamlet 1 sedimentsøyle fra det dypeste stedet (innsamlingspunkter vises i kartene i resultatdelen) med en Uwitec sedimentprøvetaker. Prøvetaking foregikk fra båt i perioden mai-juni 2021. Sedimentsøylene ble delt i sjikt på 1 cm tykkelse. Alle prøvene ble overført til plastposer, og deretter frysetørket på laboratoriet. Prøvene ble analysert for innhold av klorofyll a og dets nedbrytningsprodukter. Alle alger produserer klorofyll a som etter algenes død avsettes i sediment. Mengden av klorofyll a i sedimentet er derfor et mål for algemengden i en gitt periode. Klorofyll a er et forholdsvis ustabil pigment. For å unngå at resultatene påvirkes av nedbrytningsprosesser i sediment, ble de viktigste nedbrytningsproduktene til klorofyll a kvantifisert i tillegg til selve klorofyll a. Summen av disse substansene benyttes i rapporten som mål for den totale mengden av alger. I tillegg ble det kvantifisert noen stabile pigmenter som står for mengden av kiselalger (fukoxantin), grønnalger og undervannsplanter (lutein), og ulike typer av cyanobakterier (cantaxantin, echinenon). Disse pigmentene ble benyttet til å identifisere endringer i algesammensetningen. Metoden for pigmentanalysen er beskrevet i Hagman m.fl. (2020).

I tillegg ble utvalgte prøver analysert for innhold av fosfor. Sedimentasjon av døde organismer, fosforholdige mineralpartikler og jernforbindelser fører til transport av fosfor fra vannfasen til sedimentet. Fosforinnholdet i sedimentet er derfor et mål for fosforkonsentrasjonen i vannfasen i en gitt periode. Likevel må parameteren brukes med omtanke. Under visse forhold (oksygenmangel i bunnvann, høy pH i vannet over sediment) kan fosfor transporteres fra sediment tilbake til vannfasen. I slike innsjøer fosforinnholdet i sedimentet ofte lavere enn fosforkonsentrasjonen i vannfasen tilsier. Fosforinnholdet i sedimentprøvene ble analysert i henhold til norsk standard for totalfosforanalyse.

For å tidfeste alderen de ulike sedimentsjiktene, må mengden av sedimentet som ble avsatt årlig kvantifiseres. Dette ble gjort ved å kvantifisere radioaktivt Cesium (Cs-137) og Americium (Am-241) i prøvene fra sedimentsøylene. Metoden går ut på å finne to topper som representerer Tsjernobylulykken (april 1986) og de siste nukleære prøvesprengninger i atmosfæren (1962/63). I tillegg ble prøvene analysert for radioaktivt bly (Pb-210) som tillater datering av sedimenter som ble avsatt mellom omtrent 1830 og i dag. Resultatene fra analysene ble benyttet til å utvikle en matematisk modell som så ble benyttet til å omregne avstand fra sediment overflaten til tidspunktet da sedimentet ble avsatt. Alle innsjøer ble behandlet uavhengig fra hverandre. Analysene ble gjennomført av Dr. Handong Yang ved University College of London (UCL). Detaljert oversikt over metoden gis i vedleggene 1/2.

Den historiske trofiutviklingen i innsjøene Hillestadsvannet, Revovannet, Borrevannet, Akersvannet og Goksjøen ble sammenlignet med kjente effekter av endringer i

jordbrukspraksis, kloakkhåndtering, vannstandsregulering og klimaforhold. Formålet var å teste om slike endringer kan forklare mulige endringer i trofiutviklingen av innsjøene. I tillegg ble rapportarkivene i Brage databasen gjennomført for informasjon om innsjøenes utvikling og mulige inngrep i nedbørfeltene. Videre ble informasjon fra databasene Vannnett og Vannmiljø brukt der dette var hensiktsmessig. Her må det understrekes at rekonstruksjon av alle menneskelige inngrep i de 5 nedbørfeltene, gjennom en periode på ofte mer enn 100 år, er utenfor rammene til denne rapporten. Rapporten skal derfor ikke anses som fasit, men mer som et utgangspunkt for framtidige undersøkelser.

Rapporten skulle også ta stilling til spørsmålet om resirkulering av næringsstoffer fra sedimentet er av betydning i de 5 innsjøene som er undersøkt. For dette ble det bl.a. benyttet feltmålinger (oksygenprofiler, fosfatkonsentrasjon i bunnvann) utført av oppdragsgiver.

3. Eutrofieringsprosessen og muligheter for menneskelig påvirkning

En innsjø med lite planteplankton er vanligvis preget av fysiske og kjemiske faktorer og prosesser som igjen påvirkes av vær, geologi og hydrologi. Endringer i vannkvalitet i tid og rom for en gitt innsjø er forholdsvis beskjedne. Algeoppblomstringer og negative følger av dette forekommer ikke. Innsjøer med mye planteplankton er derimot preget av biologiske prosesser som fører til store svingninger i oksygenkonsentrasjon, pH, næringsstoffkonsentrasjon og mange andre parametere. Oksygenmangel, fiskedød, dårlig lukt og smak kan derfor oppstå. Økologiske forhold i en innsjø og dens menneskelige bruksverdi avhenger dermed av mengden biomasse som algene produserer. I grunne innsjøer spiller også biomasseproduksjonen av undervannsplanter og påvekstalger en viktig rolle. Den samlede biomasseproduksjonen av disse organismene kalles trofi og er en nøkkelparameter i limnologisk forskning og i vannforvaltning. En innsjøens trofi er ikke konstant, men kan øke pga. naturlige prosesser (naturlig eutrofiering) eller menneskelig påvirkning (menneskeskapt eutrofiering). På grunnlag av de paleolimnologiske metodene, som rapporten bygger på, kan innsjøenes trofi rekonstrueres for en tilstrekkelig lang periode (100+ år tilbake i tid) til at både den naturlige og den menneskeskapt eutrofieringen kan vurderes. Jeg har derfor valgt å gi en kort introduksjon til begge prosessene før resultatene for de enkelte innsjøene omtales.

3.1. Den naturlige eutrofieringen

Alle innsjøer gjennomgår en naturlig aldringsprosess som gjør at vekstforhold for planteplankton og senere undervannsplanter forbedrer seg over tid. Konsekvensen er en økning i innsjøenes trofi over tid. Drivkraften for denne såkalte naturlige eutrofieringen er avsetningen av sediment som reduserer innsjøenes dybde. Det finnes mange beskrivelser av denne prosessen. Jeg baserer meg på læreboken til Wetzel (2001).

Algenes tilgang til næringsstoffer styres ikke bare av mengden som tilføres med elver og bekker. Viktig er også hvor lenge det tar å erstatte næringsstoffer som hele tiden fjernes fra vannsøylen pga. prosesser i innsjøen som f.eks. sedimentasjon av mineralske partikler (særlig leire) og døde organismer. Tilgjengeligheten av næringsstoffer for alger er derfor også avhengig av vannets oppholdstid, siden oppholdstiden avgjør hvor lenge det tar å erstatte vann som er tømt for næringsstoffer. Dype innsjøer har ofte en lengre oppholdstid enn tiden det tar for innsjøinterne prosesser å fjerne næringsstoffer fra vannsøylen, dvs. næringsstoffene fjernes raskere fra vannsøylen enn de tilføres fra nedbørfeltet. Den gjennomsnittlige tilgjengeligheten av næringsstoffer for algene er derfor ofte lav, dvs. algeveksten er ofte begrenset av næringsstoffer.

Dybden har også en betydning for algenes lystilgang. Vannsøylen i en innsjø deles i en eufotisk sone, hvor det er lys til å drive fotosyntese, og en afotisk sone, som er den nedre

delen av vannsøylen, hvor det ikke er tilstrekkelig lys til å drive fotosyntese. Når vinden blander hele vannsøylen, transporteres algene fra den eufotiske til den afotiske sonen og tilbake. Om algene får nok lys til å reproducere seg eller om algeveksten blir begrenset av lys avhenger da av forholdet mellom størrelsen av den eufotiske og størrelsen av den afotiske sonen. I dype innsjøer er det ofte slik at den eufotiske sonen er liten i forhold til den afotiske sonen. I dype innsjøer er derfor lysbegrensning av algeveksten mer vanlig enn i grunne innsjøer.

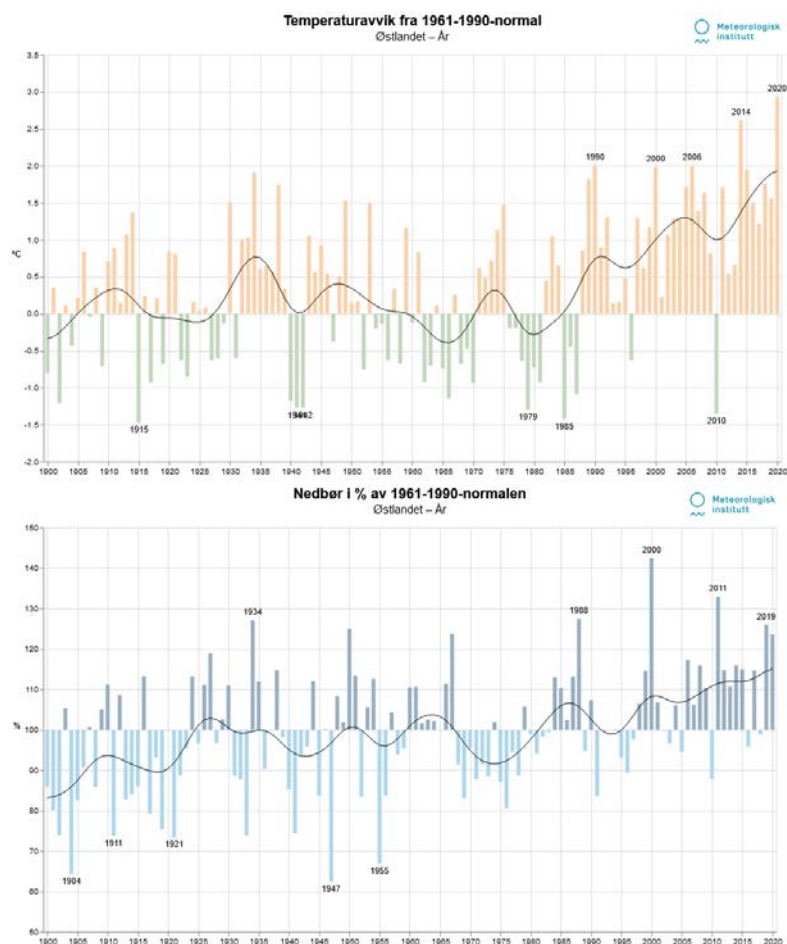
En begrenset tilgang til næringsstoffer og lys fører til at dype innsjøer ofte er oligotrofe, dvs. biomasseproduksjon av alger er lav. Men det produseres biomasse og når algene dør avsettes deler av dette som sediment. Over tid avtar dybden og med dette reduseres oppholdstiden av vannet, som gjør at næringsstoffer som fjernes fra vannsøylen erstattes raskere. Den gjennomsnittlige tilgang til næringsstoffer for alger vil dermed øke. Siden sedimentet avsettes på bunnen av innsjøen og dermed i den afotiske sonen, reduseres den relative betydningen av den afotiske sonen i forhold til den eufotiske sonen når innsjøen blir grunnere. Dvs. den avtagende dybden forbedrer lystilbudet til algene. En bedre tilgang til næringsstoffer og lys for algene fører til økning i trofi, som igjen fører til mer sedimentasjon og dermed til enda høyere trofi. Resultatet er en selvforsterkende prosess, hvor økt biomasseproduksjon fører til mer sedimentasjon og en avtagende dybde, som igjen øker biomasseproduksjonen. Konsekvensen er at trofi øker over tid med en økende hastighet.

3.2. Den menneskeskapte eutrofieringen

Menneskelige aktiviteter fører ofte til en mer eller mindre varig økning i algemengden og dermed i trofi. Dette resulterer i en økning i mengden av sediment som avsettes hvert år og, som en konsekvens, i at innsjøenes dybde avtar raskere enn vanlig. *Dvs. menneskelige aktiviteter setter ikke i gang en ny prosess, men de akselererer den naturlige eutrofieringen.* Denne eskaleringen kalles den menneskeskapte eutrofieringen. I området hvor innsjøene Hillestadsvannet, Revovannet, Borrevannet, Akersvannet og Goksjø ligger, kan en mulig menneskeskapt eutrofiering ha hatt flere årsaker (utvalg av de viktigste):

- Intensivering av norsk jordbruk etter 1951 - Kanaliseringspolitikken fra 1951 og senere omprioriteringer førte til en gradvis omlegging fra tradisjonelt og variert jordbruk til intensivt kornproduksjon i denne delen av Norge. Denne omlegging hadde mange trekk med betydning for vannforekomster (detaljer i Stabbetorp 2014). Perioden 1953 til 1987 var preget av en kraftig økning i grøftingen av jordbruksarealene og senere i nyvinningen av jordbruksarealer og bakkeplanering. Slike inngrep øker jorderosjonen og dermed transport av fosforholdige leirpartikler til vannforekomster. Grøfting, planering og nyvinning av jordbruksområder fikk en tilnærmet stopp i ca. 1987, og er fortsatt på et lavt nivå. Omlegging til kornproduksjon gikk sammen med økt forbruk av nitrogen- og fosforholdig mineralgjødsel og dermed til en mulig økt tilførsel av næringsstoffer til innsjøene. Ifølge Stabbetorp (2014) lå det gjennomsnittlige forbruket av N og P per dekar i 1949/50 på henholdsvis litt over 4 kg og 2 kg. Tallene økte til omtrent 14 kg N og 3 kg P i 1979/80. Deretter ble forbruk av fosfor redusert til omtrent 1kg/dekar/år i 2011/12, mens forbruk av nitrogen forble på omtrent samme nivå som i 1979/80.
- Kloakkhåndtering - Ifølge Baalsrud (2000) var den gradvise innføringen av vannklosett som begynte omtrent 1900 en nøkkelhendelse. Innføring av vannklosett og urbanisering førte til at mengden av kloakkforurenset vann økte betydelig i årene etterpå. Fram til omtrent 1970 var den vanlige håndteringen å «rense» kloakken mekanisk og biologisk før det ble sluppet ut i nærmeste vassdrag. Resultat var mange overgjødslerte innsjøer. Ledningsnettene fra denne tiden er også preget av en «ufullstendig» kloakkhåndtering, med tekniske løsninger som fortsatt fører til diffuse utslipp i mange kommuner. En annen

utfordring, som også gjelder nedbørfeltet til innsjøene som undersøkes her, er spredd bebyggelse med mange lokale renseløsninger av varierende rensegrad. Nye byggestandarder og økt fokus på den eutrofierende effekt av næringsstoffer fra kloakk har ført til en gradvis bedring av situasjonen fra omtrent 1980.



Figur 1: Avvik fra normaltemperatur og den normale nedbørmengden (begge i forhold til 1961-1990) i perioden 1900 til 2020 på Østlandet. Figurene ble hentet fra internettsiden til Meteorologisk Institutt (<https://www.met.no/vaer-og-klima/klima-siste-150-ar/regionale-kurver/ostlandet-siden-1900>)

- Senkning av vannstand - Kraftproduksjon og tiltak mot flom samt en ønsket økning i jordbruksareal førte ofte til regulering av vannstand i innsjøene til et lavere nivå. Mange innsjøer har gått gjennom flere slike senkninger i de siste 150 år. Som beskrevet under 3.1., er reduksjon av dybden drivkraften til den naturlige eutrofieringen. En senkning av vannstand vil derfor kunne føre til en økning i algemengden, dvs. i trofi. Økningen vil da avhenge av dybden før og etter senkningen. I en grunn innsjø kan en senkning ha en nokså dramatisk effekt. Her må vi huske at eutrofieringen er en ikke-lineær prosess, med en lang startfase med ekstrem langsomme endringer i trofi og en slutfase med en rask og selvforsterkende økning i trofi. Senkningen av vannstand kan presse allerede grunne innsjøer inn i denne slutfasen.
- Klimaendringer - Siden 1900 har temperaturen på Østlandet gått gjennom flere minima og maksima (figur 1). Påfallende er en varmeperiode på 1930tallene etterfulgt av en periode med lavere temperaturer. Etter 1995 ble det observert en uvanlig høy frekvens av år med høye temperaturer. Den nåværende årsgjennomsnittstemperaturen ligger nesten 2

grader over normalen fra 1961-1990. Årsnedbørmengden viser omtrent sammen trenden (figur 1). Slike endringer i temperatur og i nedbørmengde kan føre til økt trofi i innsjøer på mange ulike måter, som Hobæk m.fl. (2012) beskriver for f.eks. Mjøsa.

3.3. Resirkulasjon av næringsstoffer fra sedimentet (interngjødsling)

Algene tar opp næringsstoffer fra vannfasen og gjør de om til organiske materiale som blir til næringsgrunnlag for andre deler av næringsnett. Når organismene dør, avsettes en del av det organiske materialet som sediment. Denne avsetningen fjerner næringsstoffer fra innsjøen mer eller mindre permanent. Det samme gjelder for sedimentasjon av næringsstoffer som er bundet til leir- og andre mineralpartikler. I Norge er denne «selvrensingen» særlig bra dokumentert for innsjøen Vansjø (Skarbøvik m.fl. 2011). I mange innsjøer vil sedimenteringen av organismer og mineralpartikler fjerne næringsstoffene raskere enn de tilføres fra nedbørfeltet. Dette er en av grunnene til at næringsstoffer blir begrensende for algenes tilvekst.

Både den naturlige og menneskeskapte eutrofieringen kan føre til resirkulering av næringsstoffer fra sedimentet. Hvis dette skjer, svekkes innsjøenes «selvrensing» og algenes tilgang til næringsstoffer øker, noe som kan føre til en kraftig økning i algemengden. Enda viktigere for vannforvaltningen er, imidlertid, at algene får tilgang til interne næringsstoffkilder. Dette reduserer muligheten å påvirke algemengden med tiltak i nedbørfeltet. Resirkulering av næringsstoffer fra sedimentet begrenser derfor forvaltningens handlingsrom. Men det må understrekkes at resirkulasjon av næringsstoffer fra sedimentet kan være et naturlig fenomen.

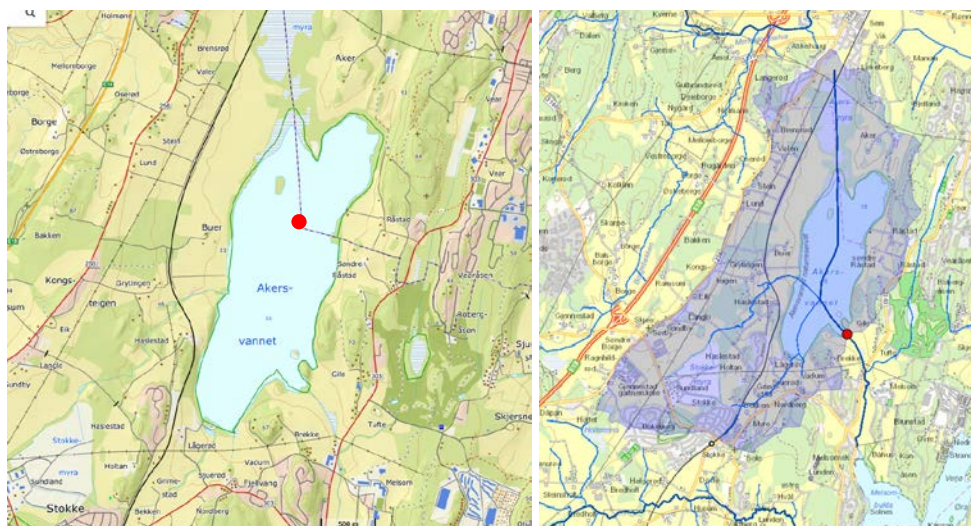
Det finnes flere mekanismer som fører til resirkulering av næringsstoffer fra sedimentet:

- I innsjøer med mye alger (dvs. i eutrofe innsjøer) kan nedbrytning av død organisk materiale føre til mangel på oksygen i bunnvannet. Dette fører til omdanning av nitrat i en prosess som heter denitrifikasjon. Denitrifikasjon og mangel på oksygen skaper en situasjon hvor tungløselige forbindelser mellom jern og fosfat, som er en del av sedimentet, blir til lettløselige forbindelser. Konsekvensen er et massivt utslipp av fosfat fra sediment til bunnvann, hvor påfølgende sirkulasjonen blander deler av fosfatet inn i hele vannsøylen. Fosfatholdig vann kan fremme algeveksten, som legger til rette for at resirkuleringsprosessen kan starte forfra. Utfordringen for vannforvaltninger er dermed at prosessen er selvstabiliserende, og at den gjør algene delvis uavhengig av eksterne næringsstoffkilder. Effekter av tiltak i nedbørfeltet kan derfor bli sterkt en forsinket.
- Høye pH verdier fører til at forbindelser mellom jern og fosfat går i løsningen. Høye pH verdier, som kan oppstå pga. intensiv fotosyntese, kan dermed frigjøre fosfat fra sedimentet.
- Karpefisk spiller en viktig rolle i noe som kalles «den onde sirkelen av eutrofieringen» (mer info bl. a. i Haugen m.fl. 2019). En økning i algemengden legger til rette for en økning i bestanden av karpefisk siden vannet blir mindre gjennomskiktig, noe som beskytter karpefiskene mot beiting. Disse virvler opp sedimentet, som, når det kommer i vannfasen, blir utsatt for nedbrytning som frigjør næringsstoffer. Karpefiskene utfører også døgnvandring mellom strandsonen og de åpne vannmassene. Dette fører til en omfordeling av næringsstoffer fra sedimentet i strandsonen til de åpne vannmassene, hvor næringsstoffene kan fremme algeveksten. Karpefiskene reduserer samtidig mengden av zooplanktonarter som spiser alger. Disse effektene til sammen fremmer algooppblomstringer som reduserer lysgjennomtrengingen. Dette beskytter karpefiskene mot beiting. Konsekvensen er at karpefiskene blir mer tallrike.

4. Resultater og diskusjon

4.1. Akersvannet

Akersvannet ligger sørvest for byen Tønsberg. Innsjøen har et areal på 2,4 km² og en maksdybde på omtrent 13 m. Ifølge NVEs nevina.no har nedbørfeltet en størrelse på ca. 15 km² og er preget av jordbruksarealer (40 %), skog (28 %) og bebyggelse (7 %). Leirdekningsgraden er 24 %, noe som indikerer at innsjøen kan være utsatt for tilførsel av fosforrike erosjonspartikler fra nedbørfeltet. Ifølge Fjeld m.fl. (1996) har innsjøen en forholdsvis lang oppholdstid (1,7 år).



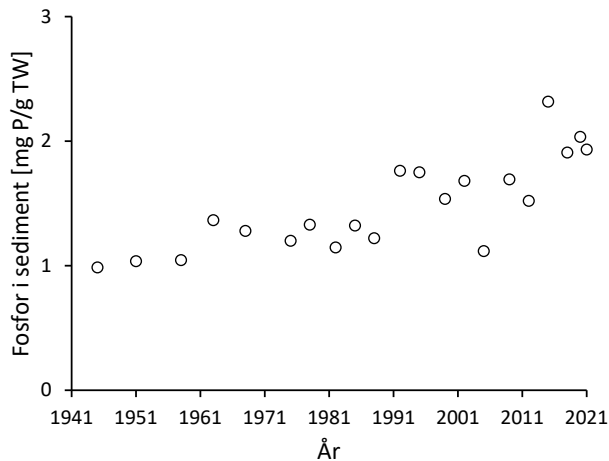
Figur 2: Oversiktskart over Akersvannet og de nærmeste områder (venstre, fra Statens Kartverk, norgeskart.no). Prøvetakingspunktet er markert med en rød prikk. På høyresiden vises nedbørfeltet til Akersvannet (NVE, nevina.no).

Den første limnologiske undersøkelsen av Akersvannet er fra 1955 (Dalin 1955). Innsjøen var allerede da preget av oppblomstringer av cyanobakterier. Algeoppblomstringer har blitt rapportert gjennom alle årtiene etterpå, selv om artssammensetningen har endret seg betydelig med tiden (Fjeld m.fl. 1996, Skulberg 1994). Oppblomstringene har også ført til en del uønskete hendelser. Mest fremtredende i denne sammenheng er en episode med akutt fiskedød i 1995 (Fjeld m.fl. 1995) og en forgiftning av 2 hunder som trolig kan forklares med eksponering for algegiften microcystin i 2021 (oppdragsgiver).

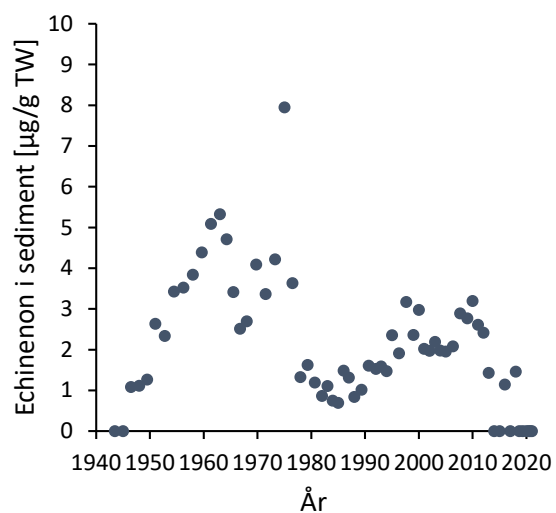
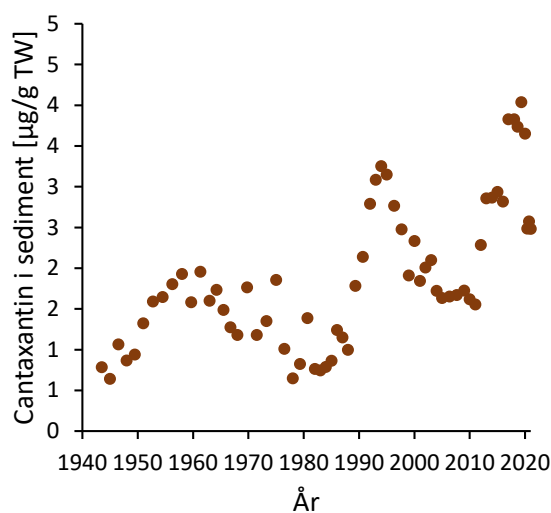
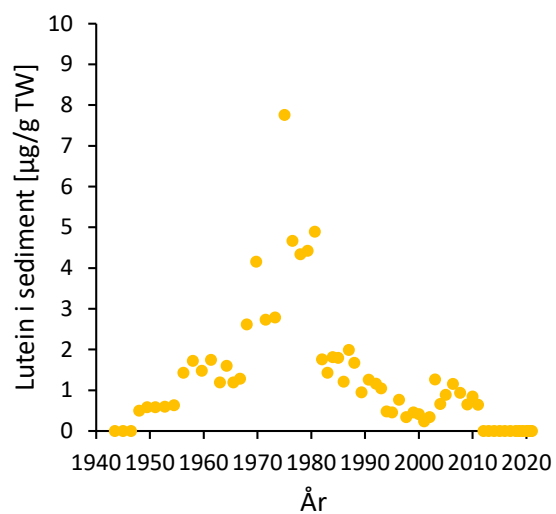
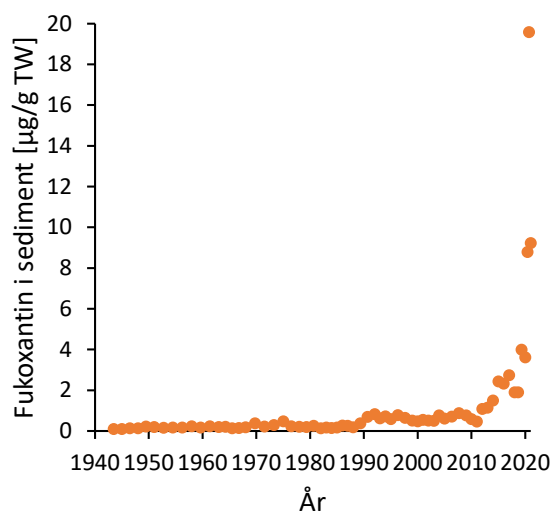
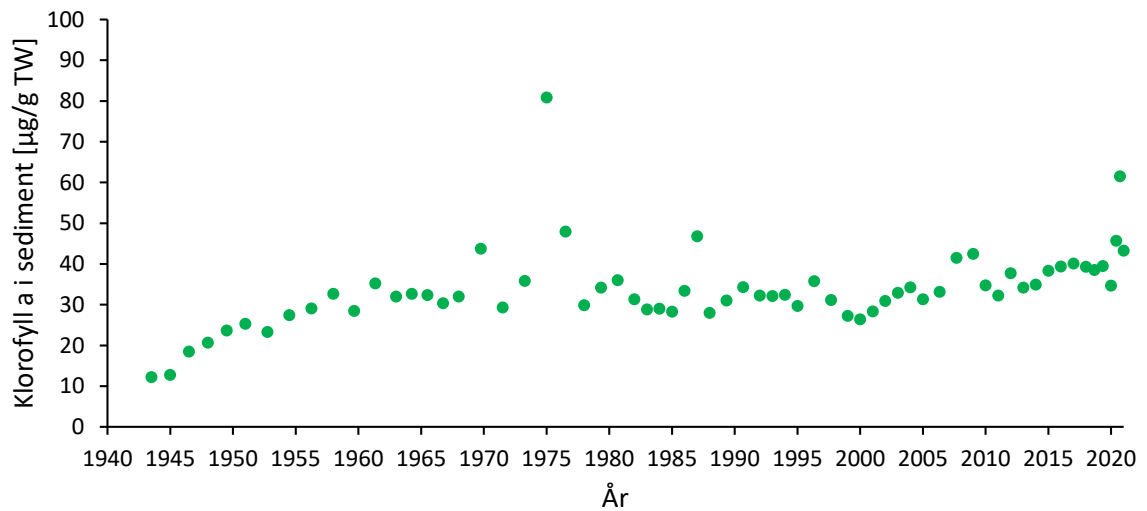
Innsjøen har vært utsatt for mange inngrep. Vannstanden har blitt senket flere ganger, den siste gangen med nesten 2 m i 1968 (Fjeld m.fl. 1996, Skulberg 1994). Introduksjon av gjørs (Sander lucioperca) i 1976 synes å ha hatt en kraftig innvirkning på dyreplanktonet, slik at beitepresset på algene økte (Fjeld m.fl. 1996). Det har også blitt utprøvd hydrologiske tiltak. Fra 1992 ble det pumpet ut vann fra Akersvannet (Skulberg 1994), særlig på vinterstid. Ideen bak denne vinterpumpingen var å erstatte næringsrikt innsjøvann med næringsfattig grunnvann. Skulberg (1994) ramser opp mange andre inngrep og tiltak som ble utført i nedbørfeltet til Akersvannet, som for eksempel drenering av Akersmyra (begynnelsen av 1960-tallet), gjødslingsforsøk med Akersmyra og andre eutrofieringsbegrensede tiltak (1970-tallet). Installasjon og vedlikehold av flere fangdammer som skal holde tilbake fosforrike erosjonspartikler kan også nevnes (Bach m.fl. 2003). Ifølge Bratli og Bechmann (1999) var landbruk i nedbørfeltet til Akersvannet i perioden 1990-1998 preget av kornproduksjon. Det gjennomsnittlige forbruket av fosfor- og nitrogengjødsel lå på henholdsvis 2 og 11 kg per dekar areal med kornproduksjon. Det har vært en betydelig økning (tredobling) i grønnsaksproduksjon i de siste 10 årene. Gjødslingsnormer for

grønnsaker varierer mellom 2-5 kg P pr dekar og opp til 26 kg N pr dekar. Det gjennomsnittlige fosfortallet i jordbruksarealene (P-AL) er i dag på hele 16 mg P pr 100 g (optimal P-AL tall er 5-7). Ifølge beregninger fra NIBIO (Krzeminska m.fl. 2019) er fosfortapet fra jordbruksarealer omtrent 528 kg/år (beregnet for driftsåret 2017). Det er også viktig å nevne at det er blitt påvist betydelige utslipp av løst fosfor og nitrogen fra to gartnerier i nedbørfeltet. Fosfatkonsentrasjonen i innløpsbekk til Akersvannet som mottar deres utslipp varierer mellom 100 og 1600 mikrogram P/l (599 i gjennomsnitt i perioden 2016-2021). Det har vært en tredje gartneri i nedbørfeltet, som ikke har produksjon i dag. Det har vært gartnerivirksomhet i nedbørfeltet i hvert fall siden rundt 1960.

Sedimentundersøkelsen i Akersvannet gir grunnlag for å rekonstruere innsjøens utvikling mellom 1942 og 2021, med en nokså uvanlig høy nøyaktighet når det gjelder datering (vedlegg 1). Perioden startet med et konstant lavt nivå i sedimentets fosforinnhold (figur 3), etterfulgt av en økning. De høyeste verdiene ble funnet i sedimenter som ble avsatt etter 2010. Dette kan indikere en gradvis økning i tilførsel av fosfor etter omtrent 1960, trolig pga. intensivering av jordbruket, økt grønnsaksproduksjon, gartnerivirksomhet og andre menneskelige aktiviteter i nedbørfeltet. Viktig er at resultatene tyder på en økning i fosfortilførsel til tross for mange tiltak.



Figur 3: Forsforinnhold i sediment fra Akersvannet i perioden 1942-2021



Figur 4: Resultater av sediment undersøkelsen i Akersvannet. Det øverste diagrammet viser utviklingen av totalmengden av alger i perioden 1942 til 2021. Målet for algemengden er konsentrasjon av pigmentet klorofyll a. De 4 mindre diagrammene viser konsentrasjonen av pigmenter som produseres bare av noen algegrupper (fukoxantin-kiselalger, lutein-grønnalger, cantaxantin og echinenon-ulike cyanobakterier). Disse pigmentene kan benyttes for å identifisere mulige endringer i algesamfunnet.

Resultatene for algemengde og algesammensetning er relativt entydige, med en gradvis økning i algemengde og betydningen av cyanobakterier (økning i pigmentene cantaxantin og echinenon) til omtrent 1960 (figur 4). Som beskrevet under 3.2. ble kanaliseringspolitikken, som førte til intensivering av norsk jordbruk, besluttet i 1951 og implementeringen startet enda senere. Dette støttes av de konstant lave fosforverdier i sediment til Akersvannet til og med ca. 1960 (figur 3). Økningen i algemengden startet dermed mer enn 10 år før implementeringen av kanaliseringspolitikken, og i en periode med en antatt konstant tilgang til fosfor. Det er derfor sannsynlig at økningen i algemengden mellom 1942 og ca. 1960 ikke var et resultat av intensiferingen av norsk jordbruk etter 2. verdenskrig. Denne konklusjonen støttes av data fra Dalin (1955) som observerte kraftige oppblomstringer av cyanobakterier allerede i begynnelsen av 1950-åra, dvs. få år etter kanaliseringspolitikken ble besluttet, og trolig før implementeringen startet på alvor. Samtidig må det understrekes at økningen i algemengden mellom 1942 og 1960 var for raskt og kraftig for å være en konsekvens av den naturlige eutrofieringen (3.1.). Det må derfor antas at grunnen for økningen i algemengden og i betydningen av cyanobakterier er et inngrep i nedbørfeltet eller i selve innsjøen som ble gjennomført før 1942.

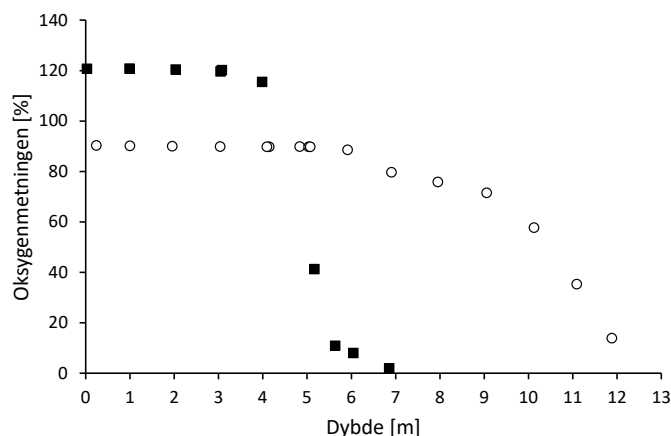
Påfallende er også at algemengden var mer eller mindre stabil fra 1960 til 2021, og det til tross for de mange dokumenterte menneskelige inngrep i nedbørfeltet, mange tiltak mot høyt trofi og en antatt økt tilførsel av fosfor (figur 3). Her må det også nevnes at tidligere undersøkelser (Skulberg 1994, Fjeld m.fl. 1996) og resultater av sedimentundersøkelsen (figur 4) peker på til dels dramatiske endringer i algesammensetningen mellom 1960 og i dag. Vi kan derfor fastslå at verken menneskelige inngrep, økt tilførsel av næringsstoffer eller dominans av alger med ulike tilpasninger har ført til en vedvarende endring i algemengden.

En mulig forklaring er at algemengden i omtrent 1960 nådde et nivå som var høyt nok til å føre til selvbegrensning. Fjeld m.fl. (1996) viser til at algeoppblomstringer i innsjøen ofte fører til dårlig sikt i vannet. Data for algeoppblomstringen i 2021 viser en siktdybde på 1 m for juli og august, noe som tilsier at algene kan leve av fotosyntese ned til omtrent 2,5 m (fremgangsmåte til å vurdere lysforhold utfra siktdybde er beskrevet i bl.a. Wetzel 2001). Samtidig tyder data fra oppdragsgiveren og fra tidligere undersøkelser (Fjeld m.fl. 1996) på at innsjøen ikke er stabil termisk sjiktet under algeoppblomstringene. Innsjøen har en middeldyp på 6 m og en maksimal dyp på 13 m.

Mangel på termisk sjiktning betyr at algene sirkuleres fra deler av vannsøylen hvor de kan leve av fotosyntese (0-2,5 m) til deler hvor de ikke kan leve av fotosyntese (2,5-13 m). Faktisk er det slik at sirkulasjonen fører til at algene oppholder seg store deler av dagen i områder hvor de ikke kan leve av fotosyntese. Med andre ord, veksten av algene er begrenset av lystilgang. Algeoppblomstringene i Akersvannet er dermed preget av selvskygging, dvs. at algeoppblomstringer blir så tette at det ikke er næringsstoffene som begrenser veksten, men lys. Hvis dette er tilfelle, vil endringer i tilgang på for eksempel fosfor ikke påvirke algemengden, sett over en lengre tidsperiode. Dette kan forklare hvorfor endringene i jordbruk, tiltak rettet mot fosfortilførsel til innsjøen etter 1960 og økt tilførsel av fosfor ikke hadde noen målbar effekt på algemengden.

En annen mulig forklaring er resirkulering av fosfor fra sedimentet (beskrevet under 3.3.). En slik resirkulering vil gi algene tilgang til interne fosforkilder, slik at tiltak i nedbørfeltet vil ha en forsinket eller ingen effekt. Fjeld m.fl. (1996) understreker at lave oksygenverdier i bunnvannet er et forholdsvis sjeldent fenomen i Akersvannet. Undersøkelsen i regi av vannområdet Horten-Larvik og Statsforvalteren i 2021 viser at anoksiske forhold i bunnvannet kan forekomme om sommeren (figur 5). Likevel ble det ikke funnet en

akkumulering av fosfat i bunnvannet. Tilgjengelige data støtter derfor ikke ett signifikant utslipp av fosfat fra sedimentet pga. anoksiske forhold in bunnvannet.

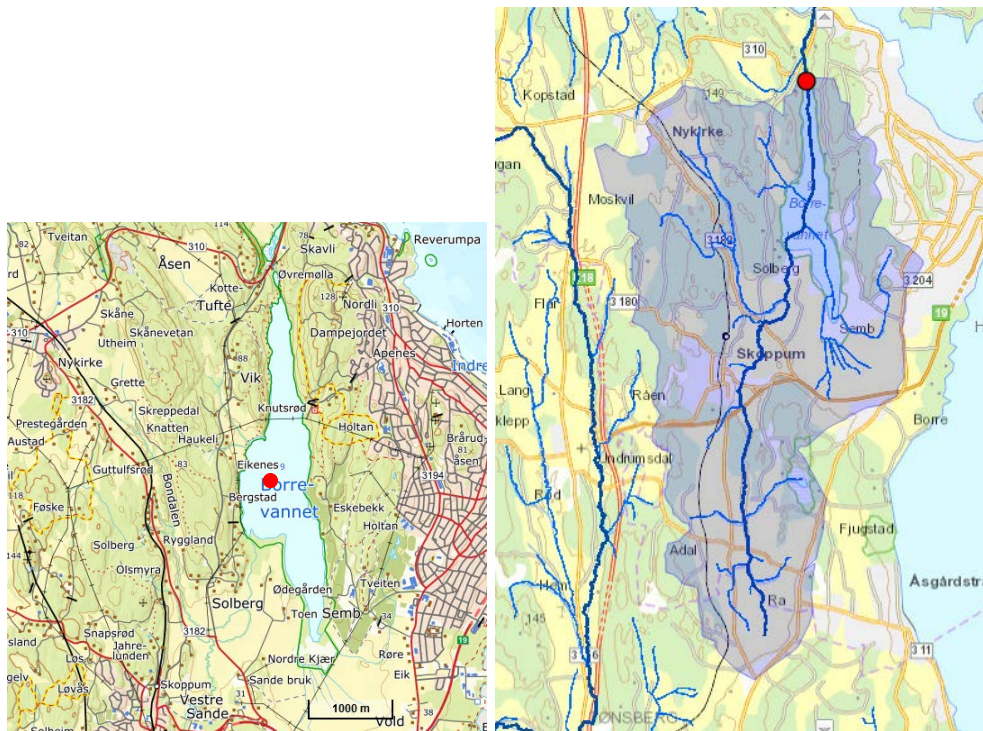


Figur 5: Oksygenmetningen i Akersvannet på tidspunkter hvor utslipp av fosfat fra sedimentet er mest sannsynlig (her: åpne rundinger - 2.3.2021 målt under isen, svarte firkanter - 9.8.2021 målt fra båt, data fra Miguel A. Segarra Valls).

Kort oppsummert, kan vi fastslå at Akersvannets trofi økte mellom 1942 og 1960 p.g.a. et hittil ukjent inngrep i nedbørfeltet før 1942 og trolig ikke pga. intensivering av jordbruket etter 2. verdenskrig. Påfallende er også at økingen skjedde i en periode hvor det trolig var en konstant tilgang til næringsstoffet fosfor. Mye tyder på at økningen i algemengden førte til lys-selvbegrensning av algesamfunnet. Det foreligger ingen indikasjon på resirkulering av fosfor fra sedimentet. Et selvbegrenset algesamfunn vil i mindre grad være avhengig av tilførsel av fosfor og nitrogen fra nedbørfeltet, siden det trolig er lys som begrenser algeveksten. Tiltak i nedbørfeltet vil derfor bare ha effekt på algemengden dersom tilførsel av næringsstoffer reduseres så kraftig at selvbegrensning opphører. Avlastningsbehovet er nokså stor, trolig må tilførsel av næringsstoffer reduseres til nivået før algene ble lysbegrenset, dvs. til nivået som var før 1960. Det burde også vurderes å se lysbegrensning som en sjanse. Dagens tiltak fokuserer mye på reduksjon av fosfortilførsel. Ifølge data som ligger i databasen vannmiljø registreres lave til veldig lave nitratkonsentrasjoner mot slutten av nesten hver sommersesong. Dette tyder på at en reduksjon i bruk av nitrogen gjødsel kan forholdsvis raskt føre til nitrogenlimitasjon av algeveksten. Vanligvis forventes da at cyanobakteriene som kan bruke N_2 fra lufta overtar innsjøen. Men N_2 fiksering krever mye energi og blir derfor i hvert fall vanskeligere i innsjøer med lysbegrensning. Med sikt på det ekstrem høye forbruk av nitrogen gjødsel i nedbørfeltet burde en nokså dramatisk reduksjon av nitrogentilførsel være mulig.

4.2. Borrevannet

Borrevannet ligger vest for byen Horten. Innsjøen har et areal på 2 km^2 og en maksdybde på 15 m. Det midlere dypet er 6,5 m. Ifølge NVEs nevina.no har nedbørfeltet en størrelse på omtrent 32 km^2 og er preget av jordbruksarealer (38 %), skog (47 %) og bebyggelse (3 %). Leirdekningsgraden er 50 %, noe som indikerer at innsjøen kan være utsatt for tilførsel av fosforrike erosjonspartikler fra nedbørfeltet. Ifølge Bratli og Skiple (1998) har innsjøen en oppholdstid som er kortere enn 1 år (0,8 år).



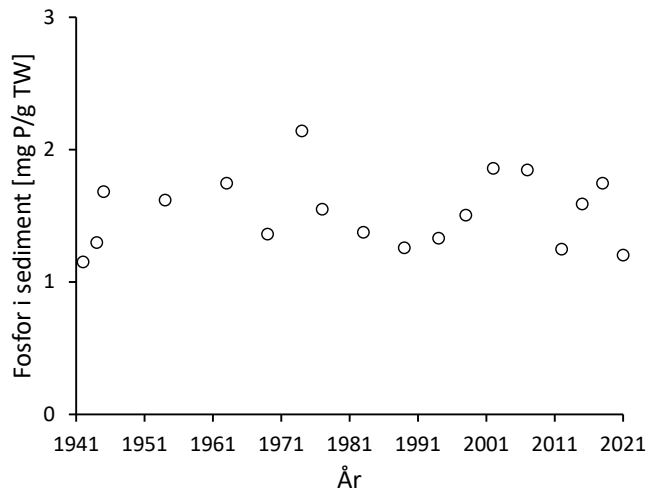
Figur 6: Oversiktskart over Borrevannet og de nærmeste områder (venstre, fra Statens Kartverk, norgeskart.no). Prøvetakingspunktet er markert med en rød prikk. På høyresiden vises nedbørfeltet til Borrevannet (NVE, nevina.no).

De første detaljerte undersøkelser ble gjennomført av Skulberg (1957) og Økland (1964). Innsjøen ble da betegnet som et skoleeksempel på en eutrof innsjø. Bratli og Skiple (1998) gir en god oversikt over utviklingen av innsjøen fram til 1998. Ifølge forfatterne var innsjøen næringsrik allerede ved deres første undersøkelse. På 1980-tallet ble oppblomstringer av giftproduserende cyanobakterier mer vanlige. På 1990-tallet ble det også observert ekstreme oppblomstringer av dinoflagellater. Ifølge Skjelbred (2021) er dagens algesammensetning mer kompleks enn på 1990-tallet, med innslag av kiselalger, kryptomonader og cyanobakterier. Oppblomstringer av cyanobakterier har blitt mindre vanlig.

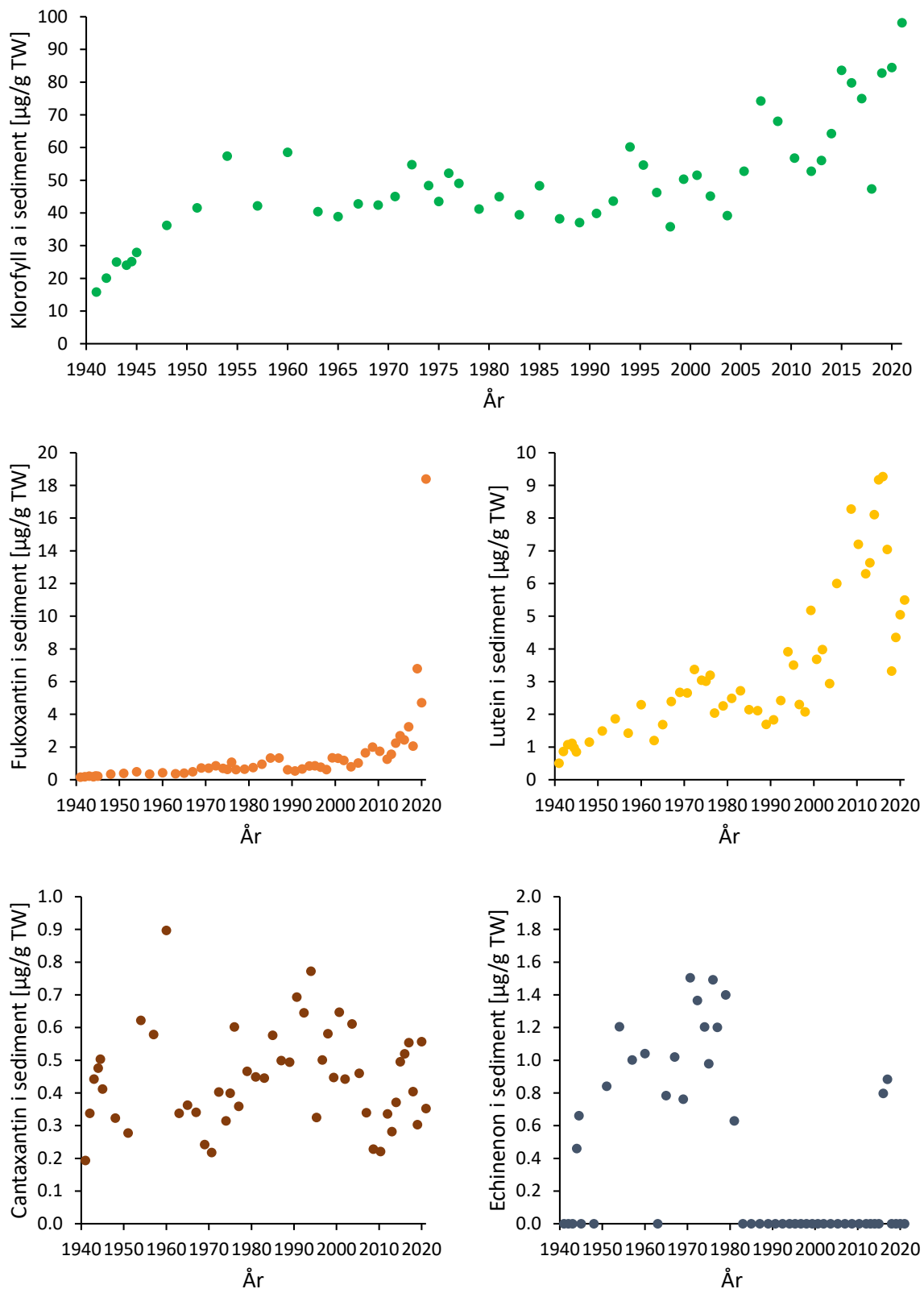
Innsjøens nedbørfelt er preget av jordbruk. På 1990-tallet ble innsjøen årlig tilført 1,2 t med fosfor, hvorav 63 % kom fra jordbruksarealer, 24 % fra kloakkutslipp (det meste fra spredd bebyggelse) og bare 14 % fra naturlige kilder (Bratli og Skiple 1998). Oppdragsgiveren estimerer fosfortilførsel i perioden 2016-2021 til 1,6 t pr. år, med avrenning fra jordbruksarealene som hovedkilde. Tiltak som er gjennomført i nyere tid er: reduksjon i jordbearbeiding om høsten, utbedring av hydroteknisk anlegg og oppgradering av kloakkhåndtering i spredd bebyggelse (<https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/013-312-L>).

Sedimentundersøkelsen i Borrevannet gir grunnlag for å rekonstruere innsjøens utvikling for perioden 1941 til 2021. Sediments fosforinnhold viser ingen trend i denne perioden (figur 7), og vi kan derfor anta at fosfortilførselen var omtrent den samme mellom 1941 og i dag. Til tross for dette indikerer pigmentanalysen en gradvis og nokså kraftig økning i mengden fram til omtrent midten av 1950-åra (figur 8). Samtidig økte betydningen av cyanobakterier (figur 8, økt mengde av cyanobakterie-pigmentet echinenon). Situasjonen er dermed omtrent den samme som i Akersvannet. Borrevannet viser en kraftig eutrofiering allerede før implementeringen av kanaliseringspolitikken, og dermed før intensiferingen av norsk jordbruk startet på alvor. Dette passer også til Skulbergs beskrivelse av Borrevannet fra 1957 som et skoleeksempel på en eutrof norsk innsjø. Observasjonene til Skulberg omfatter en

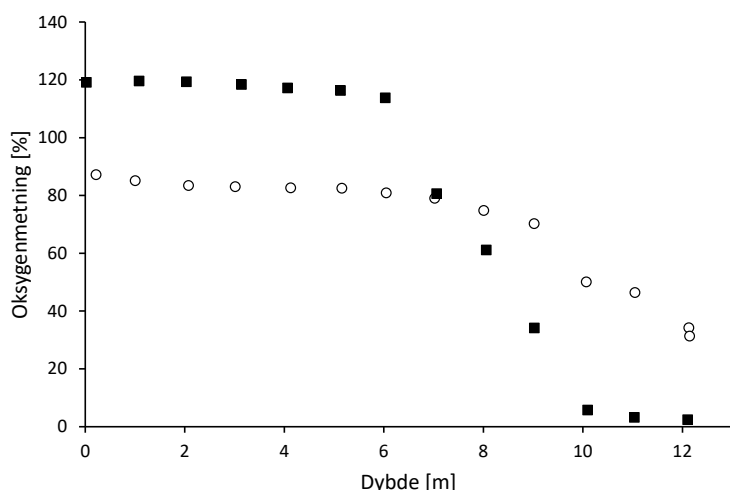
periode kort etter implementeringen av kanaliseringpolitikken. Økningen i mengden mellom 1941 og ca. 1955 var for rask og kraftig til å være en konsekvens av den naturlige eutrofieringen (3.1.). Det må derfor antas at grunnen for økningen i mengden og i betydningen av cyanobakterier er et inngrep i nedbørfeltet eller i selve innsjøen som ble gjennomført før 1941.



Figur 7: Forsforinnhold i sediment fra Borrevannet i perioden 1941-2021



Figur 8: Resultater av sediment undersøkelsen i Borrevannet. Det øverste diagrammet viser utviklingen av totalmengden av alger i perioden 1941 til 2021. Målet for algemengden er konsentrasjon av pigmentet klorofyll a. De 4 mindre diagrammene viser konsentrasjonen av pigmenter som produseres bare av noen algegrupper (fukoxantin-kiselalger, lutein-grønnalger, cantaxantin og echinenon-ulike cyanobakterier). Disse pigmentene benyttes her for å identifisere mulige endringer i algesamfunnet.



Figur 9: Oksygenmetningen i Borrevannet på tidspunkter hvor utslipp av fosfat fra sedimentet er mest sannsynlig (her: åpne rundinger - 1.3.2021 målt under isen, svarte firkanter - 28.8.2021 målt fra båt, data fra Miguel A. Segarra Valls).

Som i Akersvannet ble økningen i algemengden også i Borrevannet etterfulgt av en lang periode (ca. 1955-2005) med stabile algemengder. En mulig forklaring er at algeoppblomstringer blir så tette at næringsstoffbegrensning av algeveksten erstattes med lysbegrensning. Alle undersøkelser i Borrevannet (Økland 1964, Brettum m.fl. 1975, Bratli og Skiple 1998, indikerer en gjennomsnittlig siktedybde på 2 m. Det tyder på at algene kan leve av fotosyntese ned til omtrent 5 m. Innsjøen har en midlere dyp på 6,5 m. Når innsjøen sirkulerer vil algene derfor oppholde seg det meste av dagen i deler av vannsøylen hvor fotosyntese ikke begrenses av lys. Vi kan dermed anta at algeoppblomstringer i Borrevannet ikke begrenser seg selv ved å føre til lysbegrensning pga. en veldig høy tetthet av biomasse.

Mye tyder på at innsjøen er utsatt for utslipp av fosfor fra sedimentet. En slik resirkulering vil gi algene muligheten til å leve av interne næringsstoffkilder, slik at avrenning fra nedbørfeltet er av mindre betydning. Anoksiske forhold i bunnvannet er observert ved flere anledninger (Brettum m.fl. 1975, Bratli og Skiple 1998). Bratli og Skiple (1998) har i tillegg rapportert om utslipp av fosfat fra sediment på 1990-tallet. Undersøkelsen i regi av VO Horten-Larvik og Statsforvalteren i 2021 viser at anoksiske forhold i bunnvannet kan forekomme om sommeren (figur 9). I august 2021 ble det også observert $77 \mu\text{g}$ fosfat P/l i vannet over sedimentet mot $3 \mu\text{g}$ P/l i overflatevann, noe som også indikerer utslipp av fosfat fra sedimentet. Det anses derfor som sannsynlig at algene har tilgang til interne fosforkilder pga. anoksiske forhold i bunnvannet, slik at algeveksten ikke bare styres av tilførsel fra nedbørfeltet.

Sedimentundersøkelsen tyder også på en gradvis økning i den totale algemengden etter 2005 (figur 8). Resultatene for gruppespesifikke pigmenter viser at denne økningen kan forklares med en økning i mengden av kiselalger og grønnalger (figur 8, små diagrammer). Den økende trenden faller i en periode med tiltak mot avrenning av fosfor fra jordbruk og spredd bebyggelse. Selv om et utslipp av fosfat fra sedimentet kan forsinke effekten av tiltak i nedbørfeltet, er det lite sannsynlig at det vil forekomme en økning i algemengden i en slik periode. Påfallende er imidlertid at økningen i algemengden faller sammen med økningen i årsmiddeltemperatur og -nedbør på Østlandet (figur 1). Det er dermed mulig at endringene i algemengden og -sammensetningen er et resultat av klimaendringer.

Sammenfattende kan vi fastslå at Borrevannets trofi trolig er kraftig påvirket av menneskelig aktivitet før 1941. Det foreligger indikasjoner for resirkulering av fosfor fra sedimentet. Det

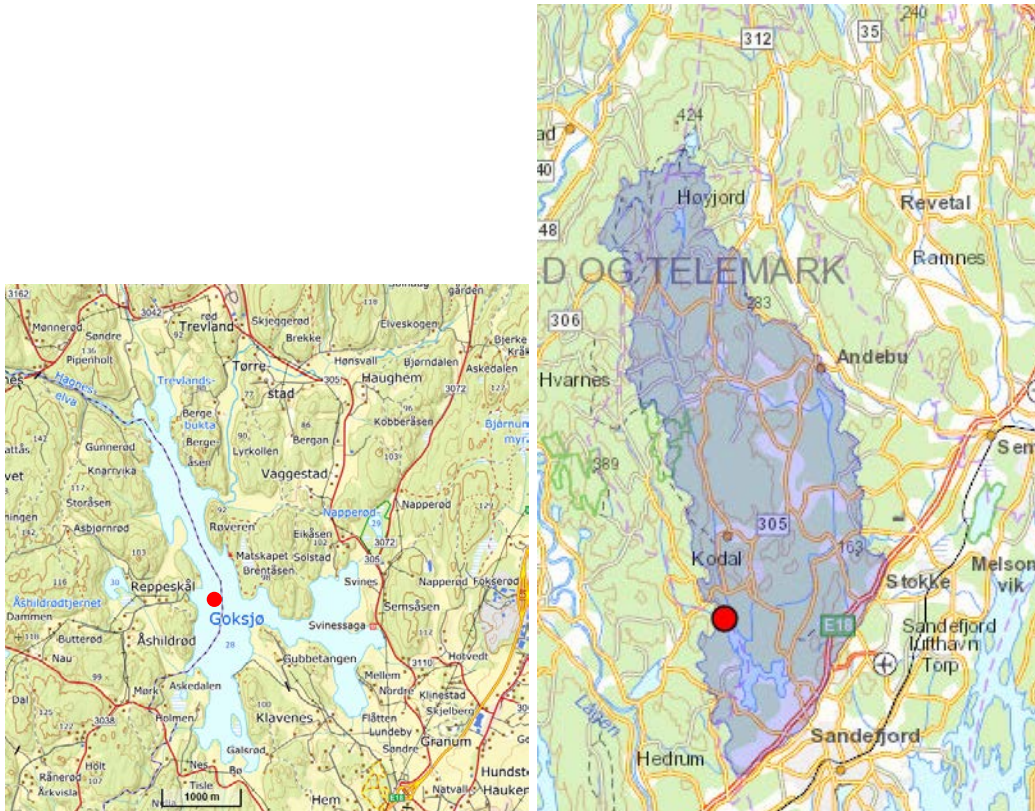
er derfor sannsynlig at tiltak i nedbørfeltet vil ha en forsinket effekt. Samtidig må det tas hensyn til at klimaendringer åpenbar motvirker tiltak ved å fremme algeveksten i innsjøen. Når det gjelder mulige tiltak er situasjonen vanskeligere enn i Akersvatnet, siden klimaendringer og resirkulasjon av fosfor fra sedimentet vil motvirke tiltak. Pga. den korte oppholdstiden anses fosforutfellingen som et tiltak som ikke vil gi varig effekt, siden næringsstoffet erstattes veldig rask med fosfor fra nedbørfeltet. Måleresultater som ligger i databasen vannmiljø tyder på mulig nitrogenbegrensning av algeveksten i hvert fall i 2021. Tiltak for å redusere nitrogentilførsel bør derfor vurderes.

4.3. Goksjø

Goksjø ligger nordvest for byen Sandefjord. Innsjøen har et areal på 3,4 km² og en maksdybde på ca. 23 m. Det midlere dypet er 7,5 m. Ifølge NVEs nevina.no har nedbørfeltet en størrelse på omtrent 194 km² og er preget av skog (74 %) og jordbruksarealer (20 %). Leirdekningsgraden er 35 %, noe som indikerer at innsjøen kan være utsatt for tilførsel av fosforrike erosjonspartikler fra nedbørfeltet. Ifølge Holtan og Brettum (1982) har innsjøen en gjennomsnittlig oppholdstid på 80 dager. Men dette er et veldig teoretisk tall. De viktigste tilførselselver (Storelva og Skorgeelva) ligger i nærheten til utløpselva i den nordlige delen av innsjøen. Det kan derfor antas at store deler av innsjøen har en mye lengre oppholdstid enn 80 dager, siden mye av vannet trolig forlater innsjøen før det kan påvirke Goksjø. Viktig er også at innsjøen er delt i to bassenger. Begge bassengene er relativt avskjermet fra hverandre. Hovedbassenget er større og mye dypere enn det andre bassenget. Videre er hovedbassenget direkte tilknyttet innløpselvene Storelva og Skorgeelva. Også utløpet (Hagneselva) ligger her. Det mindre bassenget (mot øst) er grunnere (maksdyp er ca. 8 m) og har sitt eget delnedbørfelt med mer enn 33 % jordbruk og 3 % bebyggelse. Pga. dette og at bassenget er grunnere (bedre lystilgang for alger, se 3.1.) kan det antas at det mindre bassenget er mer eutrof enn hovedbassenget. En utfordring for forvaltningen av Goksjøen er at nesten alle overvåkningsdata kommer fra det mindre bassenget som trolig ikke er representativt for innsjøen Goksjø.

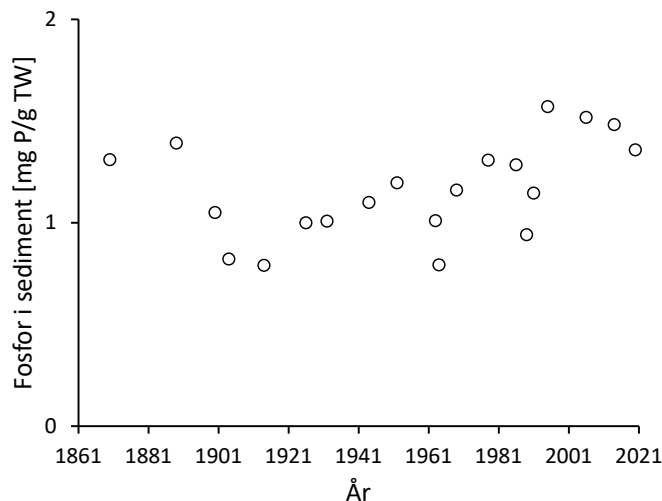
Holtan og Brettum (1982) undersøkte hovedbassenget til Goksjø i perioden 1978-1981. Forfatterne beskriver innsjøen som næringsrik. Totalnitrogen- og totalfosforkonsentrasjoner på henholdsvis >2000 µg N/l og 20-30 µg P/l tyder på menneskelig påvirkning. Planteplanktonet var veldig sammensatt, nesten uten innslag av cyanobakterier. Algeoppblomstringer ble ikke observert. Holtan og Brettum (1982) nevner eksplisitt at hovedbassenget til Goksjø er påvirket av kloakkutslipp og/eller husdyrgjødsel. Høye til veldig høye fosfat- og nitratkonsentrasjoner, særlig i Storelva underbygger at innsjøen var påvirket av menneskelig aktivitet. To senere undersøkelser av hovedbassenget (2004, 2012, <https://vannmiljofaktaark.miljodirektoratet.no/Home/Details/42776>) viser omtrent de samme verdiene for totalfosfor og lavere verdier for totalnitrogen, mens klorofyllkonsentrasjonen var betydelig høyere i 2012 enn i perioden 1978-1981.

En prøvefisking, utført av Horten Natursenter i 2017 og en Miljø-DNA undersøkelse utført av NINA i 2018, bekreftet store konsentrasjoner av karpefisker i Goksjø (<https://vannnett.no/portal/#/waterbody/015-378-L>, <http://www.sffal.no/2019/02/17/miljodna-fra-goksjo/>). Det blir ikke funnet indikasjoner for prøvefiskinger utført før 2017. Basert på observasjoner gjort av lokalbefolkning antas det, imidlertid, at morten har blitt introdusert for noen år siden (Irvin Kilde pers. kommunikasjon). Samme kilde nevnte at karpefisker sørv har vært nokså vanlig i innsjøen i lengere tid. Nevneverdig er også forekomsten av Brasme allerede i 1984. Disse karpefiskartene er kjent for å virvle opp sedimenter, noe som kan fremme algeveksten på ulike måter (beskrevet under 3.3.).



Figur 10: Oversiktskart over Goksjø og de nærmeste områder (venstre, fra Statens Kartverk, norgeskart.no). Prøvetakingspunktet er markert med en rød prikk. På høyresiden vises nedbørfeltet til Goksjø (NVE, nevina.no).

Sedimentundersøkelsen i hovedbassenget til Goksjø gir grunnlag for å rekonstruere innsjøens utvikling for perioden 1869 til 2021. Fosforinnholdet i sedimentet har gjennomgått to maksima (før 1900, og etter 1995, figur 11). Dette tyder på svingninger i fosfortilførselen og på muligheten at den nåværende fosforkonsentrasjonen ikke er særlig annerledes enn den før 1900. Mellom 1868 og 2008 ble det ikke funnet noen varige endringer i totalmengden av alger (figur 12). En topp i konsentrasjonen av cantaxantin før 1900 tyder på at cyanobakterier var mer vanlig i denne perioden enn for 1910-2008. Algesamfunnet i innsjøen viste ikke varige endringer mellom 1869 og 2008, noe som tyder på at samfunnet tålte alle menneskelige inngrep i denne perioden, dvs. at samfunnet var mer eller mindre i sin naturlige tilstand fram til 2008. Endringer i algesamfunnet er ofte terskelprosesser, dvs. samfunnet tåler stress i ett visst omfang uten å endre seg inntil en terskel overskrides. Sedimentundersøkelsen i Goksjø antyder at en slik terskeloverskridelse kan ha skjedd mellom 2008 og 2010. Algemengden økte da med mer enn 100 %. Samtidig ble det også funnet endringer i fyttoplankton sammensetningen (figur 12, konsentrasjon av canta- og fokuxantin).

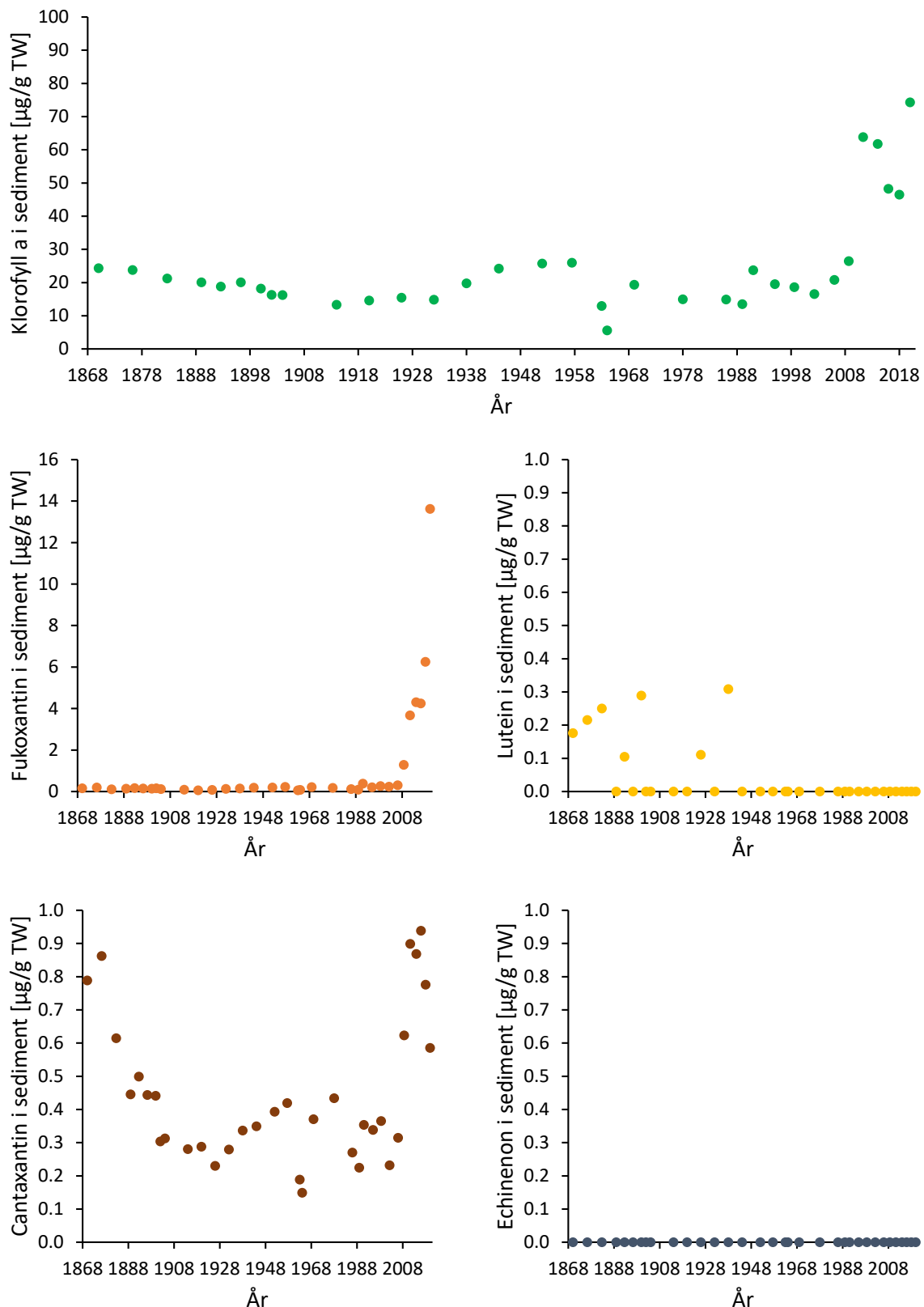


Figur 11: Forsforinnhold i sediment fra Goksjø i perioden 1869-2021

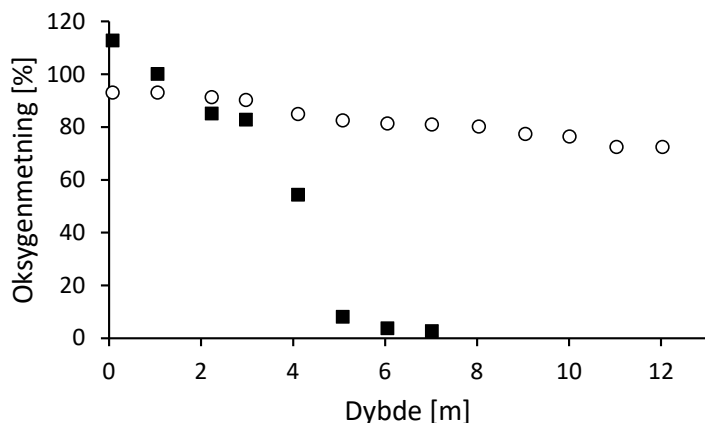
Overvåkingsdata viser ingen økning i nitrogen- eller fosforkonsentrasjon i noen av bassengene etter 2008. Det er derfor usannsynlig at endringene i algesamfunnet skyldes økt tilførsel av næringsstoffer. En annen mulig grunn er introduksjonen med påfølgende dominans av mort. Som beskrevet under 3.3. kan dominans av karpefisker mort fremme algeveksten. En introduksjon og massereproduksjon av mort i en allerede eutrof Goksjø fremstår derfor som en teoretisk mulig forklaring for økningen i algemengden etter 2008. Men her må det også tas i betraktning at Goksjø hadde populasjoner av brasme og sørv før morten har tatt over. Begge artene kan som mort fremme algeveksten. Det er derfor usikkert om endringene i algesamfunnet etter 2008 har sammenheng med introduksjonen av mort eller om endringene skyldes for eksempel et varmere og våtere klima.

Ifølge Holtan og Brettum (1982) er anoksiske forhold i bunnvann et sjeldent fenomen i Goksjø. I august 2021 ble det observert anoksiske forhold i bunnvannet (figur 13), men det ble ikke funnet høye fosfatkonsentrasjoner over sedimentet. Dette tyder på at utlekking av fosfat fra sedimentet ikke spiller en viktig rolle i innsjøen.

Samfattende kan vi derfor fastslå at Goksjø er et vann som er påvirket av menneskelig aktivitet som trolig er grunnen til nokså dramatiske endringer i algesamfunnet etter 2008. Før 2008 var algesamfunnet antakelig i en mer eller mindre naturlig tilstand. Forvaltningen av innsjøen bør derfor ha fokus på årsaker og målrettede tiltak mot drivkreftene bak endringene etter 2008. Dette krever en mer detaljert analyse av fiskesamfunn med fokus på om økningen i betydningen av arten mort er grunnen til eller et symptom av økningen i trofi.



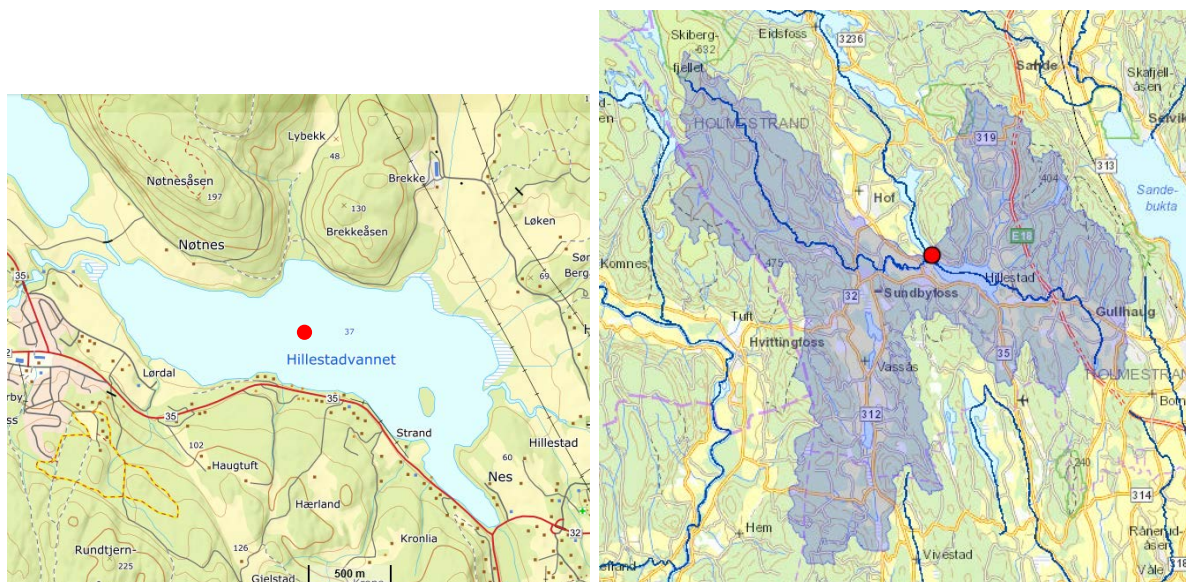
Figur 12: Resultater av sediment undersøkelsen i hovedbassenget til Goksjø. Det øverste diagrammet viser utviklingen av totalmengden av alger i perioden 1869 til 2021. Målet for algemengden er konsentrasjon av pigmentet klorofyll a. De 4 mindre diagrammene viser konsentrasjonen av pigmenter som produseres bare av noen algegrupper (fukoxantinkiselalger, lutein-grønnalger, cantaxantin og echinenon-ulike cyanobakterier). Disse pigmentene benyttes her for å identifisere mulige endringer i algesamfunnet.



Figur 13: Oksygenmetningen i Goksjø på tidspunkter hvor utslipp av fosfat fra sedimentet er mest sannsynlig (her: åpne rundinger - 2.3.2021 målt under isen, svarte firkanter - 28.8.2021 målt fra båt, data fra Miguel A. Segarra Valls).

4.4. Hillestadsvannet

Innsjøen ligger nordvest for byen Holmestrand øverst i Eikerenvassdraget. Innsjøen har et areal på 1,5 km² og en maksdybde på ca. 3 m. Middeldypet er omtrent 1,9 m (Berge 1988). Ifølge NVEs nevina.no har nedbørfeltet en størrelse på omtrent 124 km² og er preget av skog (80 %) og jordbruksarealer (15 %). Leirdekningsgraden er 31 %, noe som indikerer at innsjøen kan være utsatt for tilførsel av fosforrike erosjonspartikler fra nedbørfeltet. Berge (1988) angir den gjennomsnittlige oppholdstiden med 13 dager. Men dette er et teoretisk tall. Den viktigste innløpselven (Sundbyelva) ligger bare noen meter fra utløpselva, dvs. mer enn 60 % av vannet forlater trolig innsjøen uten å påvirke Hillestadsvannet i særlig grad. Oppholdstiden er derfor trolig betydelig større enn de angitte 13 dager.



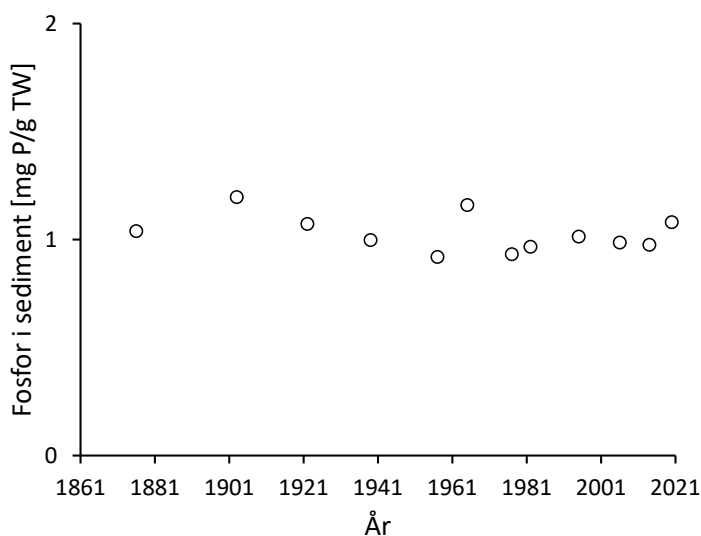
Figur 14: Oversiktskart over Hillestadsvannet og de nærmeste områder (venstre, fra Statens Kartverk, norgeskart.no). Prøvetakingspunktet er markert med en rød prikk. På høyresiden vises nedbørfeltet til Hillestadsvannet (NVE, nevina.no).

Innsjøen har blitt undersøkt jevnlig siden begynnelsen av 1970-tallet. Allerede da var innsjøen veldig eutrof, med årlige oppblomstringer av giftproduserende cyanobakterier. Berge (1988) nevner også at algeoppblomstringene jevnlig fører til pH verdier i nærheten av

10. Måledata som ligger på Vannmiljø tyder på at pH verdier i nærheten av 10 fortsatt forekommer

<https://vannmiljofaktaark.miljodirektoratet.no/Home/Details/27767?param=PH&medium=VF>). Dette er av betydningen for næringsstoffsituasjonen siden pH-verdier i nærheten av 10, forbindes med kraftig utslipp av fosfat fra sedimentet. Et slikt utslipp skjer der hvor oppblomstringen er tettest. Algeveksten fører da til en positiv tilbakekopling hvor mye alger fører til høye pH verdier som frigjør fosfat fra sedimentet som igjen fremmer algeveksten. Innsjøen var og er trolig fortsatt kloakkpåvirket. Belastningen var, imidlertid, trolig størst før kloakksaneringen ved Sundbergfoss i 1975/76 (Berge 1988). Berge (1996) fastslår at innsjøens høye konsentrasjoner av næringsstoffer er et resultat av boligutbyggingen på 1950- og 1960-tallet i kombinasjon med overgangen til moderne sanitæranlegg (vannklosett). I tillegg nevner forfatteren økt bruk av mineralgjødsel og omlegging til kornproduksjon.

Ifølge Berge (1996) har «jordbruket også påvirket innsjøen gjennom vannstandsenedringer, som er hjemlet i en tillatelse fra 1920-åra. Som følge av disse, er det innvunnet ca. 2000 daa dyrkingsjord. Det meste av disse områdene ligger helt ned til vassdraget.» Hovedsenkningen ble foretatt på 1930-tallet og ble etterfulgt av flere mindre senkninger. Alt i alt ble innsjøens dybde omtrent halvert. I 1993 ble det installert en terskel ved utløpet av Vikevannet som ligger nedstrøms Hillestadsvannet for å heve minimumsvannstand om sommeren. Formålet med dette tiltaket var å begrense algeveksten. Ifølge databasen Vann-nett ble det satt i gang mange tiltak for å redusere næringsstofftilførselen som f.eks. installering av fangdammer, ingen jordbearbeiding om høsten, redusert spredning av husdyrgjødsel og rehabilitering av hydrotekniske anlegg.



Figur 15: Fosforinnhold i sediment fra Hillestadsvannet i perioden 1869-2021

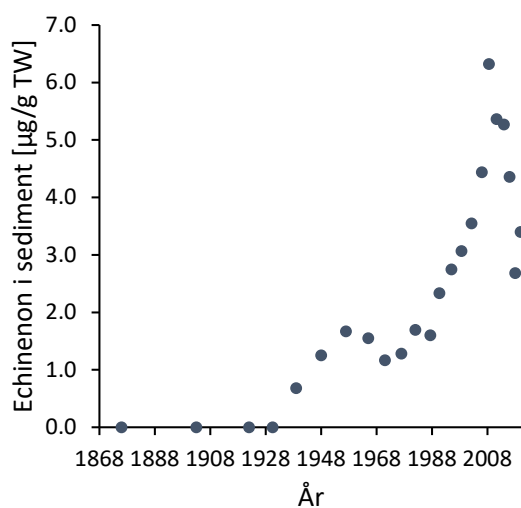
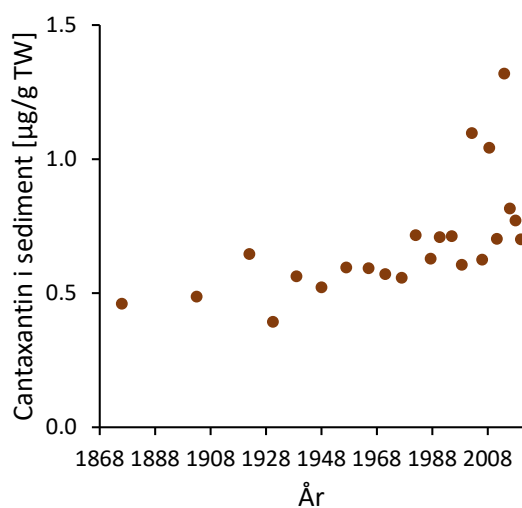
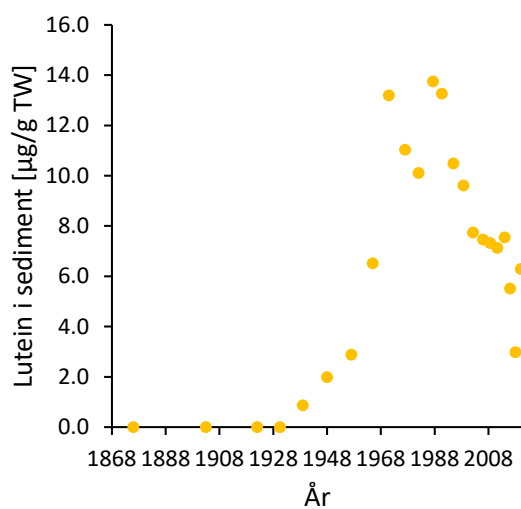
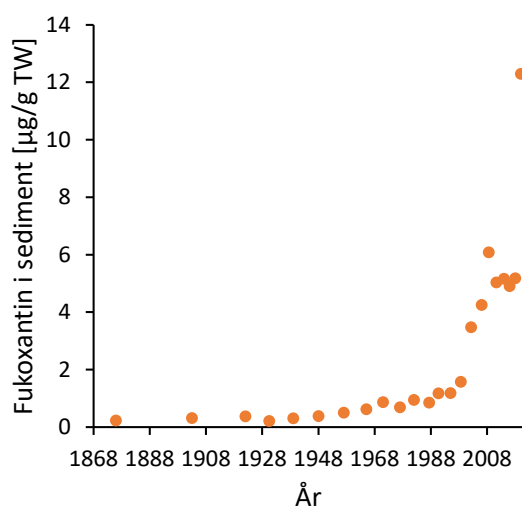
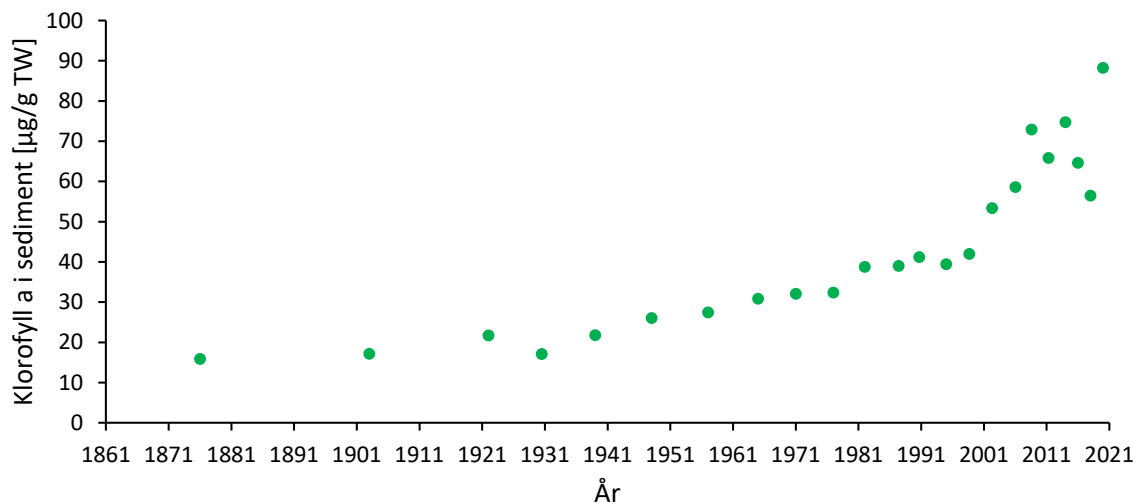
Sedimentundersøkelsen i Hillestadsvannet gir grunnlag for å rekonstruere innsjøens utvikling for perioden 1875 til 2021. Fosforinnholdet i sedimentet var tilnærmet konstant gjennom hele perioden (figur 15), og det kan dermed antas at det samme gjelder omtrent for fosfortilførselen til innsjøen. Resultatene av pigmentanalysen antyder at innsjøens algesamfunn var i en naturlig tilstand til omtrent 1930-tallet (figur 16). I perioden 1938-1999 økte algemengden gradvis med en relativt konstant hastighet. Samtidig endret algesammensetningen seg. Cyanobakterie-pigmentet echinenon ble først funnet i sediment fra 1938, og i påfølgende år var konsentrasjonen høy med en topp i omtrent 1957. Dette tyder på en hendelse på 1930-tallet som førte til betydelig økning i mengden av cyanobakterier.

Særlig viktig er at pigmentet lutein ble først observert i sediment fra 1938 med en kraftig økning frem til ca. 1971. Lutein produseres av grønnalger. Resultatene kan derfor indikere, at en hendelse på 1930-tallet førte til økt betydning av grønnalger. Lutein produseres, imidlertid, også av undervannsplanter. Resultatene kan derfor også tyde på at senkningen av vannstanden i 1930-åra ga lystilgang til hele bunnsone av innsjøen slik at undervannsplanter kunne etablere seg. En forbedret lystilgang vil også legge til rette for en kraftig algevekst og dermed for en økning i innsjøens trofi (forklaring sammenheng mellom dybde og trofi under 3.1.). Det er derfor mulig at hovedgrunnen til økningen i innsjøens trofi er senkningen av vannstanden på 1930-tallet. Her er det viktig å huske (se 3.1. og 3.2.) at betydningen av næringsstoff- og lystilgang som begrensende faktorer for algevekst avtar med innsjøenes dybde. I Hillestadsvannet kommer trolig i tillegg, høye pH verdier som gir algene tilgang til interne fosforkilder (utslipp av fosfat fra sediment), slik at tilførsel fra nedbørfeltet blir enda mindre viktig for algeveksten. Så uansett om senkningen var hovedgrunnen til økningen i trofi eller ikke, har senkningen gjort det mye vanskeligere å påvirke innsjøens trofi med tiltak i nedbørfeltet.

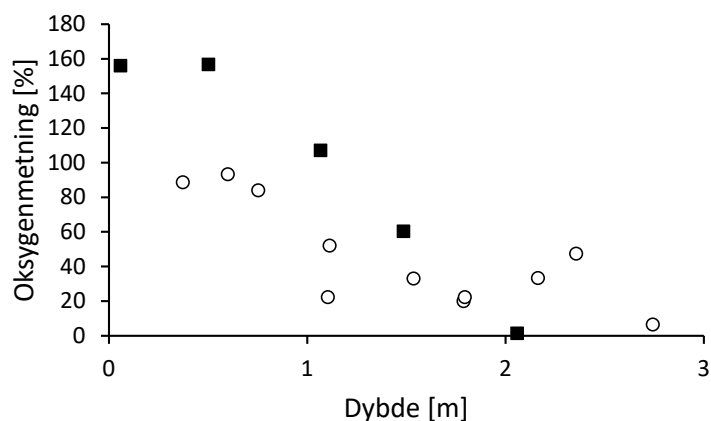
Analysen av echinenon tyder på en økning i mengden av cyanobakteriebiomasse i innsjøen etter 1971. Det er samme perioden som ifølge Berge (1996) var preget av massive cyanobakterie-oppblomstringer. Planteplankton og undervannsplanter konkurrerer om lys. En økning i konsentrasjonen av cyanobakterier vil trolig føre til en reduksjon av undervannsplanter, som stemmer med nedgangen i luteinkonsentrasjon fra omtrent 1987 (figur 16). Påfallende er en nedadgående trend i echinenon etter 2014. Her må det nevnes at ikke alle cyanobakterier produserer dette pigmentet. Nedgangen i echinenon kan derfor forklares med en mulig endring i sammensetningen av cyanobakterie-oppblomstringer etter 2014.

Målingene gjennomført av oppdragsgiver i 2021 tyder på at anoksiske forhold i bunnvannet kan forekomme både under isen og om sommeren (figur 17). Det ble ikke funnet en akkumulasjon av fosfat over sedimentet, noe som trolig skyldes konstant omrøring av innsjøen. Det foreligger derfor ikke noen indikasjoner på utslipp av fosfat fra sedimentet pga. mangel på oksygen, selv om det er nærmest sikkert at et utslipp av fosfat fra sediment skjedde og trolig fortsatt skjer pga. høye pH verdier under algeoppblomstringene (Berge 1988).

Sammenfattende kan vi derfor fastslå at Hillestadsvannet er kraftig påvirket av menneskelige inngrep. Senkningen av vannstanden på 1930-tallet har trolig presset innsjøen inn i slutfasen av eutrofieringsprosessen, hvor en kort oppholdstid av vannet og muligheten til å leve av fotosyntese i hele eller store deler av vannsøylen har redusert næringsstoffenes og lysets betydning som vekstbegrensende faktorer. Resultatene fra sedimentundersøkelsen tyder på en mulig konkurransesituasjon mellom undervannsplanter og planteplankton. En kraftig reduksjon i næringsstofftilførsel kan (teoretisk) gi undervannsplanter en konkurransefordel. Innsjøen kan da gå fra den nåværende dominans av cyanobakterier til en dominans av undervannsplanter. Men forvaltningen må være klar over at innsjøer i slutfasen av eutrofieringsprosessen er nødvendigvis eutrof og at trofi vil øke nokså mye i årene som kommer pga. økningen i lystilgang når innsjøens dybde avtar enda mer. Det eneste tiltak som vil gi en varig reduksjon i trofi er å reversere senkningen av vannstanden. Innsjøinterne tiltak som beplantning med vannplanter vil kun gi effekt dersom miljøforhold ligger til rette for disse plantene, dvs. etter næringsstoffkonsentrasjonen har blitt redusert kraftig, slik at undervannsplantene kan utkonkurrere fytoplankton.



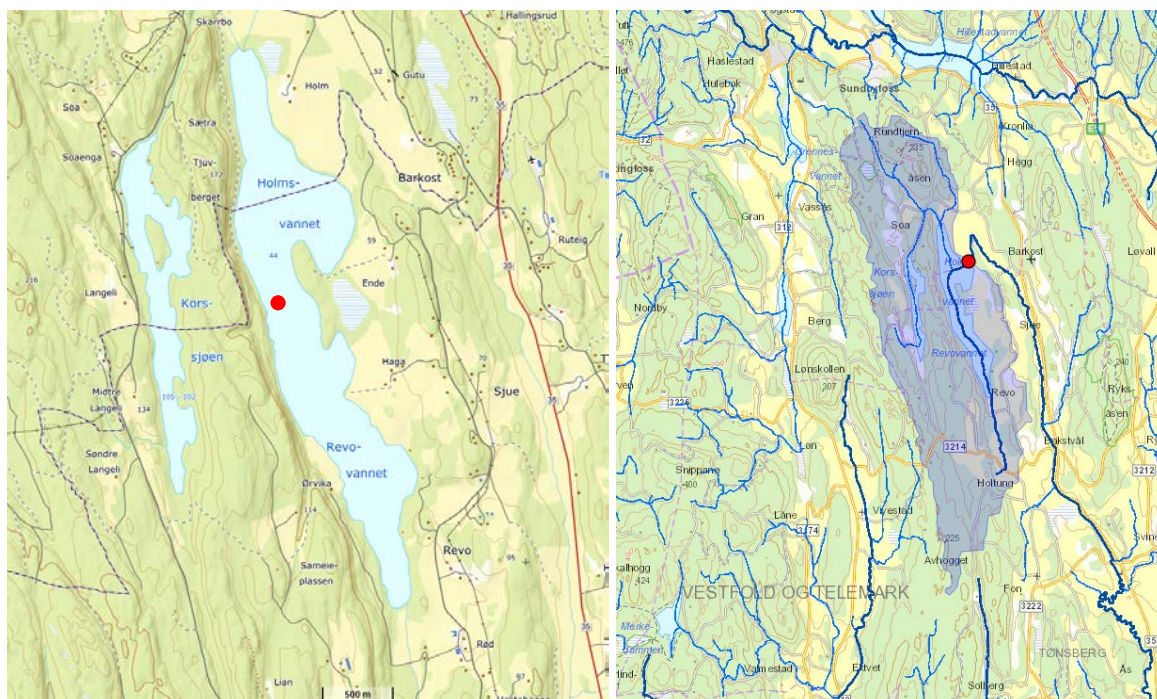
Figur 16: Resultater av sediment undersøkelsen i Hillestadsvannet. Det øverste diagrammet viser utviklingen av totalmengden av alger i perioden 1869 til 2021. Målet for algemengden er konsentrasjon av pigmentet klorofyll a. De 4 mindre diagrammene viser konsentrasjonen av pigmenter som produseres bare av noen algegrupper (fucoxantin-kiselalger, lutein-grønnalger, cantaxantin og echinenon-ulike cyanobakterier). Disse pigmentene benyttes her for å identifisere mulige endringer i algesamfunnet.



Figur 17: Oksygenmetningen i Hillestadsvannet på tidspunkter hvor utslipp av fosfat fra sedimentet er mest sannsynlig (her: åpne rundinger - 3.3.2021 målt under isen, svarte firkanter - 1.9.2021 målt fra båt, data fra Miguel A. Segarra Valls).

4.5. Revovannet

Revovannet eller Holmsvannet ligger vest for byen Holmestrand. Innsjøen har et areal på 1,7 km² og en maksdybde på ca. 3,5 m. Middeldypet er omtrent 2,2 m (Berge 1988). Ifølge NVEs nevina.no har nedbørfeltet en størrelse på omtrent 21,8 km² og er preget av skog (75 %) og jordbruksarealer (14 %). Leirdekningsgraden er 45 %, noe som indikerer at innsjøen kan være utsatt for tilførsel av fosforrike erosjonspartikler fra nedbørfeltet.



Figur 18: Oversiktskart over Revovannet og de nærmeste områder (venstre, fra Statens Kartverk, norgeskart.no). Prøvetakingspunktet er markert med en rød prikk. På høyresiden vises nedbørfeltet til Revovannet (NVE, nevina.no).

Det foreligger forholdsvis lite data for den historiske utviklingen av vannkvalitet i Revovannet. Berge (1988) nevner dataserier fra 1980-åra som viser at innsjøen er næringsrik og dominert av cyanobakterier. Særlig interessant er registrering av veldig høye pH verdier i forbindelse med algeoppblomstringer. Det er derfor sannsynlig at algesamfunnet har tilgang

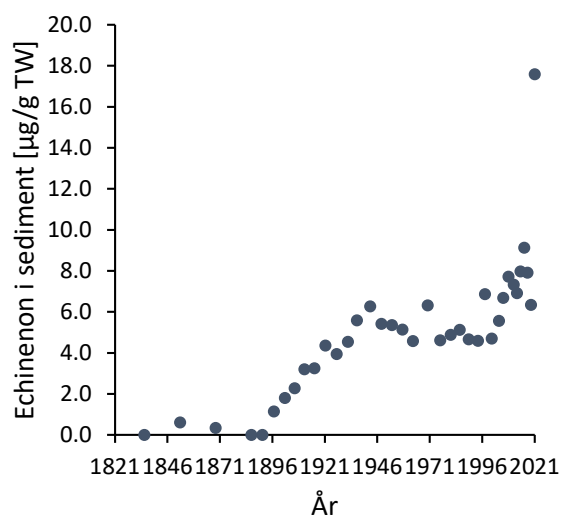
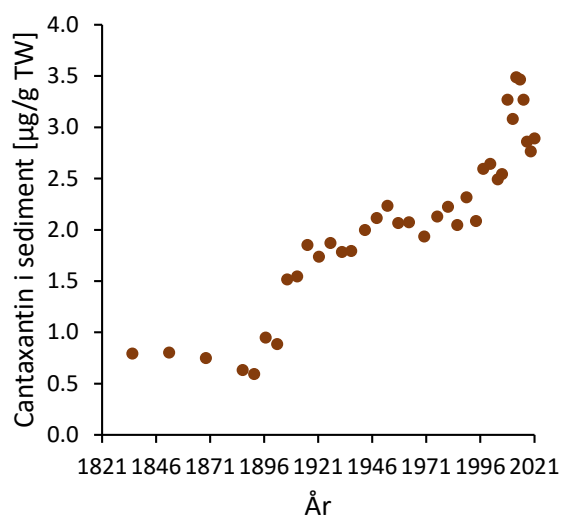
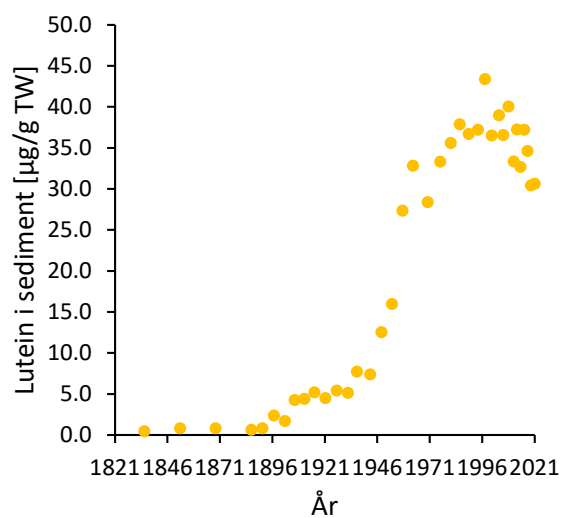
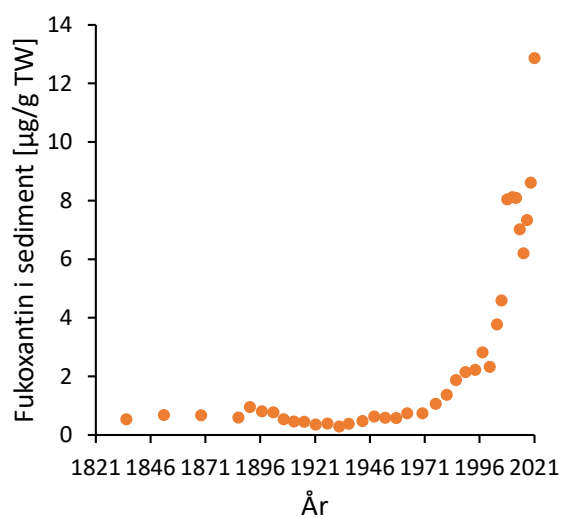
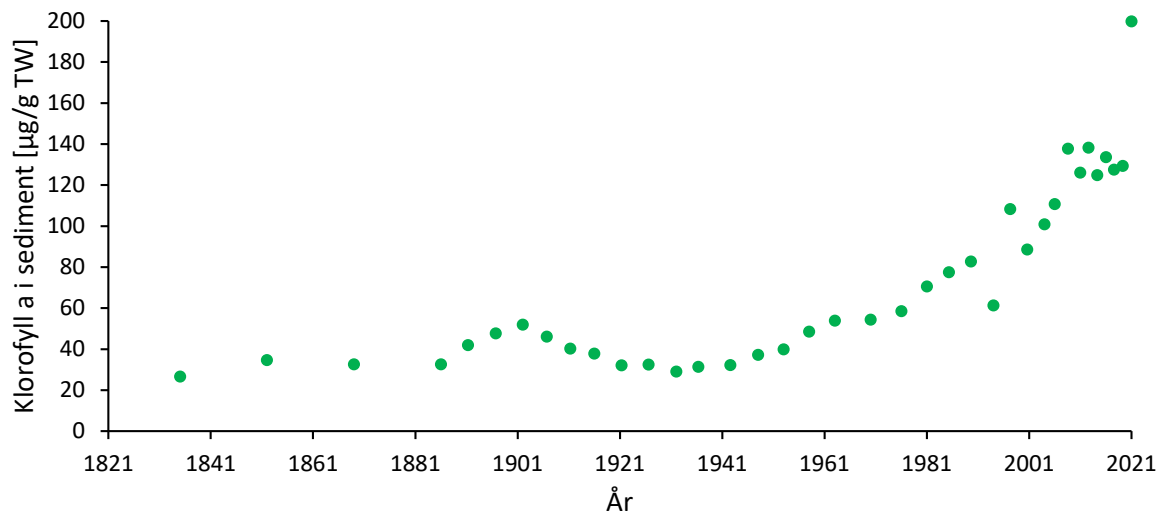
til fosfat som slipper ut fra sedimentet. Dagens situasjon er nokså uendret, med årlige oppblomstringer av cyanobakterier, høyt innhold av fosfor og nitrogen og pH verdier som ofte overskrider 9 (<https://vanmiljofaktaark.miljodirektoratet.no/Home/Details/38220>). Databasen Vann-nett nevner jordbruk og spredd bebyggelse som de viktigste kildene til næringsstoffer. Påbegynte tiltak er ingen jordbearbeiding om høsten og utbedring av avløpsanlegg.



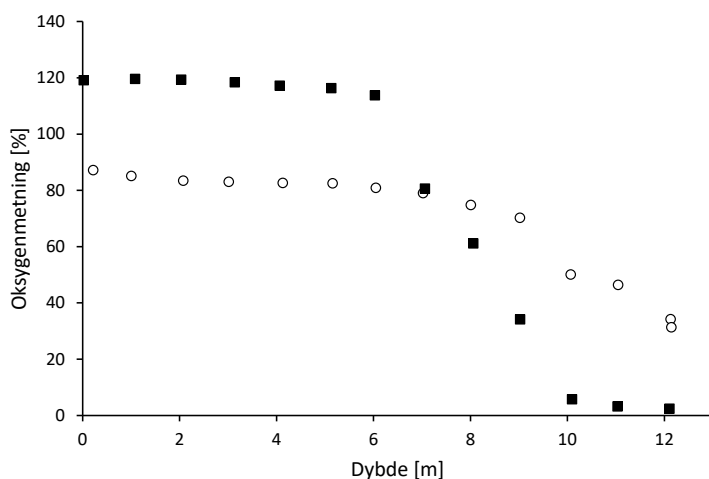
Figur 18: Fosforinnhold i sediment fra Revovannet i perioden 1832-2021

Sedimentundersøkelsen i Revovannet gir grunnlag for å rekonstruere den historiske utviklingen av innsjøen i perioden 1832-2021. Fosforinnhold i sedimentet hadde to maksima (før 1900, etter 1994, figur 18). Dette tyder på svingninger i fosfortilførsel og på muligheten at den nåværende konsentrasjonen ikke er særlig annerledes enn den før 1900. Resultatene av pigmentanalysen peker på en gradvis økning i mengden av cyanobakterier fra slutten av 1890-tallet (figur 19, økning i cyanobakterie-pigmentene cantaxantin og echinenon). Dagens dominans av cyanobakterier er dermed ikke nødvendigvis et nytt fenomen i innsjøen. Fra 1930-åra økte algemengden og betydningen av enten grønnalger eller undervannsplanter gradvis (figur 19, økning i konsentrasjon av lutein). Ifølge grunneiere har elveløpet og dermed innsjøen ble senket på 1930-tallet (Rune Nordeide, personlig kommunikasjon), noe som kan, som diskutert for Hillestadsvannet, ha ført til etablering av undervannsplanter i hele bunnsoneen p.g.a. redusert dybde. En slik senkning vil også forbedre lystilgangen for planteplankton og kan dermed forklare økningen i algemengden.

Alt tilsier at innsjøen er i det siste stadiet av eutrofieringsprosessen. Innsjøen har en gjennomsnittlig siktedybde på 1 m, dvs. det er mulig å leve av fotosyntese til omtrent 2,5 m. Med en middeldyp på 2,2 m betyr det at lys ikke kan begrense veksten av alger eller planter i særlig grad. Målingene utført av oppdragsgiver tyder på at anoksiske forhold kan forekomme om vinteren (figur 20). Det ble ikke funnet en akkumulasjon av fosfat over sedimentet. Det foreligger derfor ingen indikasjoner på utslipp av fosfat fra sedimentet pga. mangel på oksygen, selv om det er nærmest sikkert at et utslipp av fosfat fra sediment skjedde og trolig fortsatt skjer pga. høye pH verdier under algeoppblomstringene (Berge 1988). Det er dermed sannsynlig at tilgang til interne fosforkilder er en av grunnene til innsjøens høye trofi.



Figur 19: Resultater av sediment undersøkelsen i Revovannet. Det øverste diagrammet viser utviklingen av totalmengden av alger i perioden 1869 til 2021. Målet for algemengden er konsentrasjon av pigmentet klorofyll a. De 4 mindre diagrammene viser konsentrasjonen av pigmenter som produseres bare av noen algegrupper (fucoxantin-kiselalger, lutein-grønnalger, cantaxantin og echinenon-ulike cyanobakterier). Disse pigmentene benyttes her for å identifisere mulige endringer i algesamfunnet.



Figur 20: Oksygenmetningen i Revovannet på tidspunkter hvor utslipp av fosfat fra sedimentet er mest sannsynlig (her: åpne rundinger - 2.3.2021 målt under isen, svarte firkanter – 9.8.2021 målt fra båt, data fra Miguel A. Segarra Valls).

Sammenfattende kan vi fastslå at Revovannet trolig er kraftig påvirket av menneskelige inngrep. En kort oppholdstid av vannet, resirkulering av fosfor fra sedimentet og muligheten til å leve av fotosyntese i hele eller store deler av vannsøylen har redusert næringsstoffenes og lysets betydning som vekstbegrensende faktorer. En kraftig reduksjon i næringsstofftilførsel kan (teoretisk) gi undervannsplanter en konkurransefordel. Innsjøen kan da gå fra den nåværende dominans av cyanobakterier til en dominans av undervannsplanter. Ellers gjelder det samme som allerede sagt for Hillestadsvannet – innsjøen er nå i slutfasen av eutrofieringsprosessen og handlingsrommet for forvaltningen er dermed nokså begrenset. Det eneste tiltak som vil gi en varig reduksjon i trofi er å reversere senkningen av vannstanden. Innsjøinterne tiltak som beplantning med vannplanter vil kun gi effekt dersom miljøforhold ligger til rette for disse plantene, dvs. etter næringsstoffkonsentrasjonen har blitt redusert kraftig, slik at undervannsplantene kan utkonkurrere fytoplankton.

5. Referanser

- Baalsrud, K. (2000). VA-sektorens utvikling - fra den spede start fram mot år 2000. VANN, s. 65-77.
- Bach, R., Braskerud, B. C., & Eggestad, H. O. (2003). Tilbakeholding av fosfor og jordpartikler i fangdammene rundt Akersvannet. Jordforsk rapport nr. 30, 3.
- Berge, D. (1988). Morfometri, hydrologi, vannkvalitet og beregning av akseptabel fosforbelastning i 15 Vestfoldinnsjøer. NIVA rapport.
- Berge, D. (1996). En enkel overvåningsundersøkelse av Hillestadsvannet i 1995. (Monitoring study of lake Hillestadvatn). NIVA rapport.
- Bratli, J.L., Bechmann, M. (1999). JOVÅ-Overvåking av jordbrukspåvirkede innsjøer. Tiltaksgjennomføring, vannkvalitetstilstand og-utvikling. NIVA rapport.
- Bratli, J. L., & Skiple, A. (1998). Overvåking og tilstandsklassifisering av Borrevannet 1992-1996. Revidert tiltaksplan for 1997. NIVA rapport
- Brettum, P. (1976). En undersøkelse 1975 av Borrevatn. NIVA rapport.
- Dalin, O. 1955. Tønsberg drikkevann. Undersøkelser 1953-1954. Tønsberg. 73 sider.

- Fjeld, E., Berge, D., Skulberg, O.M. 1995. Episodisk fiskedød i Akersvannet, august 1995. NIVA rapport, O-95190. Lnr 3343:95. ISBN 82-577-2872-1.
- Fjeld, E., Berge, D., Skulberg, O., & Løvik, J. (1996). Økologiske forhold i Akersvannet.(Water quality in Lake Akersvatn in Vestfold county). NIVA rapport
- Hagman, C. H. C., Rohrlack, T., Uhlig, S., & Hostyeva, V. (2019). Heteroxanthin as a pigment biomarker for *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae). *PloS one*, 14(12), e0226650.
- Haugen, T. O., Riise, G., Rohrlack, T., Schneider, S., Kristiansen, J., & Haaland, S. (2019). Interne tilførsler og omsetning av næringsstoffer i Østensjøvann, Ås kommune, 2017.
- Hobaek, A., LØVIK, J. E., Rohrlack, T., Moe, S. J., Grung, M., Bennion, H., ... & Piliposyan, G. T. (2012). Eutrophication, recovery and temperature in Lake Mjøsa: detecting trends with monitoring data and sediment records. *Freshwater Biology*, 57(10), 1998-2014.
- Holtan, H., & Brettum, P. (1982). Undersøkelser i Goksjø 1979-1981. NIVA rapport.
- Krzeminska, D., Kværnø, S., & Turtumøygard, S. (2019). Beregning av jord-og fosfortap i Vestfold og Telemark fylke i Agricat2, driftsår 2017. Revidert utgave. NIBIO Rapport.
- Miljødirektoratet (2015). Klassifisering av miljøtilstand i vann. Klassifiseringsveileder 02:2013 – revidert 2015
- Skarbøvik, E., Bechmann, M., Rohrlack, T., & Haande, S. (2011). Overvåking Vansjø/Morsa 2009-2010. Resultater fra overvåkingen i perioden oktober 2009 til oktober 2010. Bioforsk Rapport.
- Skjelbred, B. (2021). Overvåking av eutrofisituasjonen i Eikerenvassdragets innsjøer 1974-2020. NIVA-rapport.
- Skulberg, O. M. 1957. Borrevannet, en eutrof innsjø i Vestfold fylke. Hydrografiske og biologiske observasjoner des. 1954- nov. 1955. Hovedfagsoppgave, Universitetet i Oslo, 154 s.
- Skulberg, O.M. 1994. Akersvatnet. Hydrobiologisk vannkvalitet og kontrollert utskiftning av vannmasser. Observasjoner 1992 og 1993. NIVA-rapport. Lnr. 3007. ISBN 82-577-2423-8.
- Stabbetorp, H. (2014). Landbrukets utvikling siden 1950. Utviklingstrekk av betydning for vannkvaliteten. VANN, s. 89-96.
- Wetzel, R.(2001). *Limnology – Lake and River Ecosystems*. 3rd edition. Academic Press. 1006 sider
- Økland, J. 1964. The eutrophic lake Borrevann (Norway) - an ecological study on shore and bottom fauna with special reference to gastropods, including a hydrographic survey. *Folia limnol. scand.* 13: 1-337.

6. Vedlegg

6.1. Dateringsprotokoll Akersvannet og Borrevannet

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 of lake sediment cores AKSV from Akersvannet and BORE from Borrevannet, Norway, were analysed for ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{137}Cs and ^{241}Am by direct gamma assay in the Environmental Radiometric Facility 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-week 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

AKSV from Akersvannet

Lead-210 Activity

Total ^{210}Pb activity does not reach equilibrium with supported ^{210}Pb activity at the base of the core (Figure 1a). Unsupported ^{210}Pb activities, calculated by subtracting supported ^{210}Pb activity from total ^{210}Pb activity, decline irregularly with depth (Figure 1b). There is little net decline in unsupported ^{210}Pb activities from sediment surface to 12.5 cm of the core, suggesting an increase in sedimentation rates in recent years. Unsupported ^{210}Pb activities decline from 12.5 to 59.5 cm with some fluctuations, but overall, they more or less follow an exponential trend, implying changes in sedimentation rates, but these changes were around a certain level.

Artificial Fallout Radionuclides

The ^{137}Cs activity versus depth profile shows two peaks at around 52.5 cm and 36.5-39.5 cm (Figure 1c), they were derived from the fallout of nuclear bomb testing with maximum level in 1963, and the fallout from the Chernobyl accident in 1986, respectively. Detected ^{241}Am

activities in 44.5 – 52.5 cm section also suggest the ^{137}Cs peak at 52.5 cm was from the fallout of nuclear bomb testing.

Core Chronology

Use of the constant initial concentration (CIC) dating model for this core was precluded by the irregular change in unsupported ^{210}Pb activities. The constant rate of ^{210}Pb supply (CRS) dating model was used for dating, and it placed 1963 around 47 cm, and 1986 in 33 cm, which are notably different from the relevant ages suggested by the ^{137}Cs and ^{241}Am records. The final chronologies of the core were corrected by assuming that the sediments at 52.5 cm was formed in 1963 and calculated using the CRS model, and this dated 1986 to around 36.5 cm depth, in agreement with the ^{137}Cs record. The CRS chronologies and sedimentation rates are given in Table 3 and shown in Figure 2. Sedimentation rates show that they are relatively uniform from 1940s to 2000s with a mean about $0.3 \text{ g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, with some fluctuations. And this is followed by an increase trend in recent years.

BORE from Borrevannet

Lead-210 Activity

In this core, total ^{210}Pb activity may also not reach the equilibrium depth with the supported ^{210}Pb activity at the base of the core (Figure 3a). Unsupported ^{210}Pb activities decline irregularly with depth with some fluctuations (Figure 3b), suggesting changes in sedimentation rates. However, the overall decline in unsupported ^{210}Pb activities follows an exponential trend from the surface to 45.5 cm, implying that although sedimentation rates change, but they are around a certain level. There is a rapid decline in unsupported ^{210}Pb activity from 45.5 cm to deeper sediments, which may imply a hiatus in the sedimentation processes.

Artificial Fallout Radionuclides

The ^{137}Cs activity versus depth profile shows two well resolved peaks at 39.5 cm and 27.5 cm (Figure 3c), they are derived from the nuclear bomb testing and the 1986 Chernobyl accident fallout, respectively. The ^{241}Am profile shows detected activities in 33.5 – 42.5 cm section, which confirmed the fallout from the atmospheric testing of nuclear weapons.

Core Chronology

Due to non-monotonic variation in unsupported ^{210}Pb activities of the core, this core was also dated by using the CRS dating model (Appleby, 2001), and the model placed 1963 at around 33.5 cm, and 1986 around 24.5 cm, which are not in agreement with the ^{137}Cs and ^{241}Am records. The final CRS chronologies and sedimentation rates of the core were corrected by assuming that sediments at 39.5 cm was formed in 1963, and this correction dates 1986 to around 24.5 cm, in agreement with the ^{137}Cs record. The results were given in Table 6 and shown in Figure 4. Because of the possible hiatus around the base of the core, it shows high sedimentation rates in the 1940s reaching $1 \text{ g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$. Since then, sedimentation rates fluctuated but were around $0.24 \text{ g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$.

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.
- 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.

Table 1. ^{210}Pb concentrations in core AKSV from Akersvannet, Norway.

Depth cm	Dry Mass g cm ⁻²	Total		Pb-210 Supported		Unsupp		Cum Unsupported Pb-210	
		Bq Kg ⁻¹	±	Bq Kg ⁻¹	±	Bq Kg ⁻¹	±	Bq m ⁻²	±
0.5	0.057	179.5	20.74	76.07	5.31	103.43	21.41	58.8	9.1
3.5	0.7175	227.89	22.58	81.25	5.13	146.64	23.16	876.3	116.2
6.5	1.559	220.33	22.99	72.46	5.08	147.87	23.54	2115.5	227
9.5	2.5605	222.91	10.66	80.22	2.45	142.69	10.94	3570.3	311.6
12.5	3.6225	242.28	20.29	75.04	4.93	167.24	20.88	5212.6	354.8
15.5	4.767	235.84	19.1	88.92	4.39	146.92	19.6	7007.9	432.8
18.5	5.944	190.09	8.08	85.76	1.95	104.33	8.31	8472.2	484.1
21.5	7.2995	174.57	13.81	82.2	3.36	92.37	14.21	9803.7	506.7
24.5	8.675	161.05	10.52	77.47	2.66	83.58	10.85	11012.8	542.6
27.5	10.0215	165.29	17.22	81.91	4.66	83.38	17.84	12136.8	572.9
30.5	11.2575	180.43	17.83	84.65	4.41	95.78	18.37	13242.3	618.7
33.5	12.5065	133.04	8.16	86.88	2.11	46.16	8.43	14091.3	653.2
36.5	13.8895	141.61	7.65	78.5	1.94	63.11	7.89	14840.8	663.8
39.5	15.2635	132.86	7.94	78.73	2.11	54.13	8.22	15644.7	674
42.5	16.6115	124.27	7.29	75.25	1.96	49.02	7.55	16339.3	683.7
44.5	17.426	140.57	8.48	74.72	2.02	65.85	8.72	16803.8	688
49.5	19.4245	122.18	7.75	77.6	2.03	44.58	8.01	17893.5	704.7
52.5	20.5975	129.91	7.94	74.74	2.07	55.17	8.21	18476.3	713.8
55.5	21.6655	123.8	7.91	76.98	2.14	46.82	8.19	19019.7	719.9
59.5	23.1285	107.5	8.07	73.28	2.13	34.22	8.35	19607.7	729.2
63.5	24.6987	82.13	7.39	62.42	2	19.71	7.66	20020.7	740.3

Table 2. Artificial fallout radionuclide concentrations in core AKSV.

Depth cm	Cs-137		Am-241	
	Bq Kg ⁻¹	±	Bq Kg ⁻¹	±
0.5	8.23	2.42	3.96	1.9
3.5	14.18	2.61	0	0
6.5	14.52	2.65	0	0
9.5	17.88	1.32	0	0
12.5	14.69	2.5	0	0
15.5	12.97	1.89	0	0
18.5	17.85	0.99	0	0
21.5	20.19	1.75	0	0
24.5	23.03	1.46	0	0
27.5	33.69	2.85	0	0
30.5	43.25	2.81	0	0
33.5	63.24	1.58	0	0
36.5	73.84	1.58	0	0
39.5	78.41	1.75	0	0
42.5	46.82	1.36	0	0
44.5	51.63	1.47	1.94	0.75
49.5	67.35	1.58	0	0
52.5	79.44	1.72	1.61	0.73
55.5	30.45	1.28	0	0
59.5	9.77	0.97	0	0
63.5	0	0	0	0

Table 3. ²¹⁰Pb chronology of core AKSV from Akersvannet, Norway.

Depth cm	Drymass g cm ⁻²	Chronology			Sedimentation Rate		
		Date AD	Age yr	±	g cm ⁻² yr ⁻¹	cm yr ⁻¹	± %
0	0	2021	0				
0.5	0.057	2021	0	2	0.6638	3.238	21.2
3.5	0.7175	2020	1	2	0.4509	1.801	16.5
6.5	1.559	2018	3	2	0.421	1.371	16.7
9.5	2.5605	2015	6	2	0.4046	1.176	9.5
12.5	3.6225	2012	9	2	0.3146	0.855	13.8
15.5	4.767	2009	12	2	0.3201	0.827	14.8
18.5	5.944	2005	16	2	0.407	0.964	10.6
21.5	7.2995	2002	19	2	0.4148	0.911	17.1
24.5	8.675	1999	22	2	0.4134	0.911	15.4
27.5	10.0215	1995	26	2	0.3724	0.865	23.1
30.5	11.2575	1992	29	3	0.2883	0.696	21.5
33.5	12.5065	1988	33	3	0.5408	1.233	21.1
36.5	13.8895	1985	36	3	0.3586	0.78	17.1
39.5	15.2635	1982	39	4	0.3719	0.82	20
42.5	16.6115	1978	43	4	0.3665	0.847	21.1
44.5	17.426	1975	46	4	0.2509	0.624	20.4
49.5	19.4245	1968	53	6	0.2944	0.743	26.4
52.5	20.5975	1963	58	7	0.205	0.549	26.8
55.5	21.6655	1958	63	8	0.2055	0.568	31.6
59.5	23.1285	1951	70	10	0.2276	0.6	40.9
63.5	24.6987	1945	76	12	0.3299	0.845	47.2

Table 4. ²¹⁰Pb concentrations in core BORE taken from Borrevannet, Norway.

Depth cm	Dry Mass g cm ⁻²	Total		Pb-210 Supported		Unsupp		Cum Unsupported Pb-210	
		Bq Kg ⁻¹	±	Bq Kg ⁻¹	±	Bq Kg ⁻¹	±	Bq m ⁻²	±
0.5	0.072	258.45	22.22	78.36	5.94	180.09	23	130.6	13.4
3.5	0.743	217.45	21.1	94.08	6.27	123.37	22.01	1136.7	124.3
6.5	1.7411	191.41	20.32	89.02	5.74	102.39	21.12	2260.2	240.9
9.5	2.8691	185.9	20.92	88.1	5.45	97.8	21.62	3389	339.6
12.5	4.1291	215.83	19.51	88.97	5.15	126.86	20.18	4796.5	433.9
15.5	5.3516	176.38	8.76	97.47	2.55	78.91	9.12	6031.1	491.9
18.5	6.5781	149.66	8.07	98.22	2.49	51.44	8.45	6818.5	505.5
21.5	7.8416	161.49	14.02	85.73	4.08	75.76	14.6	7612.2	523.5
24.5	9.0971	131.9	17.48	79.45	5.48	52.45	18.32	8408.1	560.6
27.5	10.4396	159.1	18	64.19	4.97	94.91	18.67	9369.2	613
30.5	11.7256	112.15	19.68	90.63	5.96	21.52	20.56	10005.2	662.7
33.5	12.8731	121.57	8.04	82.39	2.58	39.18	8.44	10343.5	697.8
36.5	14.0921	125.17	7.56	93.1	2.48	32.07	7.96	10776.3	705.3
39.5	15.3266	125.26	8.14	85.17	2.56	40.09	8.53	11219.8	712.6
42.5	16.7321	121.21	7.76	86.55	2.47	34.66	8.14	11744.2	722.3
45.5	18.1161	113.29	7.58	88.83	2.27	24.46	7.91	12149.2	731.3
47.5	19.0601	90.2	9.72	87.48	3.05	2.72	10.19	12242.7	736.6
49.5	19.9931	95.82	6.62	87.39	2.3	8.43	7.01	12289.8	742

Table 5. Artificial fallout radionuclide concentrations in core BORE.

Depth cm	Cs-137		Am-241	
	Bq Kg ⁻¹	±	Bq Kg ⁻¹	±
0.5	6.5	3.13	3.14	1.95
3.5	9.7	3.05	0	0
6.5	11.58	3.03	0	0
9.5	12.83	3.09	0	0
12.5	12.21	2.72	0	0
15.5	19.44	1.48	0	0
18.5	21.56	1.38	0	0
21.5	40.14	3.05	0	0
24.5	50.09	4.13	0	0
27.5	130.31	5.81	0	0
30.5	22.57	3.68	0	0
33.5	36.99	1.84	1.25	0.73
36.5	46.01	1.77	0	0
39.5	57.38	2.08	1.99	0.74
42.5	25.91	1.57	1.06	0.7
45.5	6.36	1.05	0	0
47.5	0	0	0	0
49.5	1.83	0.91	0	0

Table 6. ^{210}Pb chronology of core BORE taken from Borrevannet, Norway.

Depth	Drymass	Chronology			Sedimentation Rate		
		Date	Age				
cm	g cm^{-2}	AD	yr	\pm	$\text{g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$	cm yr^{-1}	$\pm \%$
0	0	2021	0				
0.5	0.072	2021	0	2	0.2299	1.083	14.4
3.5	0.743	2018	3	2	0.3102	1.115	19.1
6.5	1.7411	2015	6	2	0.3396	0.958	21.9
9.5	2.8691	2012	9	2	0.3196	0.803	23.4
12.5	4.1291	2007	14	2	0.2118	0.512	18.1
15.5	5.3516	2002	19	2	0.2918	0.715	15.2
18.5	6.5781	1998	23	3	0.4	0.964	19.8
21.5	7.8416	1994	27	3	0.2389	0.569	22.7
24.5	9.0971	1989	32	3	0.2979	0.688	37.2
27.5	10.4396	1983	38	4	0.1331	0.304	24.8
30.5	11.7256	1977	44	5	0.4949	1.22	96.7
33.5	12.8731	1974	47	5	0.245	0.621	27.9
36.5	14.0921	1969	52	6	0.2572	0.629	32.1
39.5	15.3266	1963	58	7	0.1713	0.389	32.2
42.5	16.7321	1954	67	10	0.1511	0.325	39.8
45.5	18.1161	1945	76	13	0.1625	0.349	54.2
47.5	19.0601	1944	77	15	0.9638	2.054	59.4
49.5	19.9931	1942	79	16	0.4196	0.9	66.5

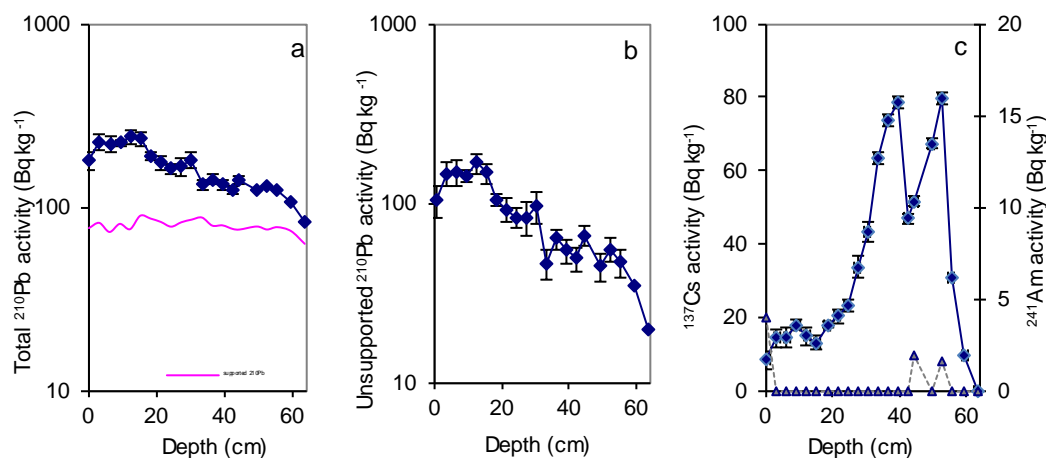


Figure 1. Fallout radionuclide concentrations in core AKSV from Akersvannet, Norway, showing (a) total ^{210}Pb , (b) unsupported ^{210}Pb , and (c) ^{137}Cs and ^{241}Am concentrations versus depth.

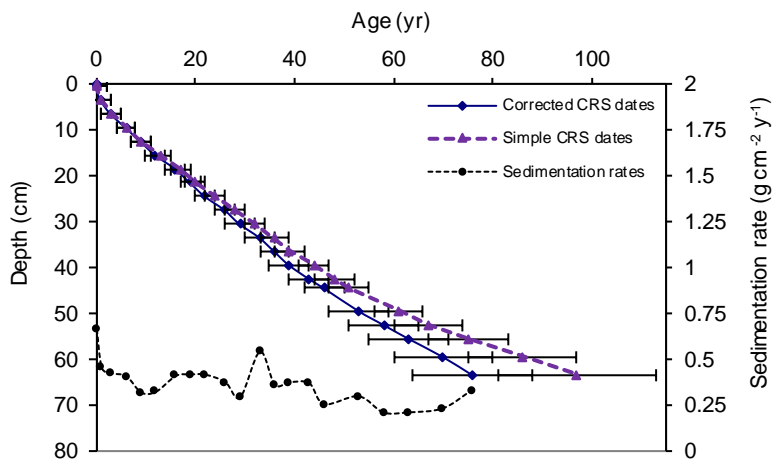


Figure 2. Radiometric chronology of core AKSV from Akersvannet, Norway, showing the CRS model ^{210}Pb dates and sedimentation rates.

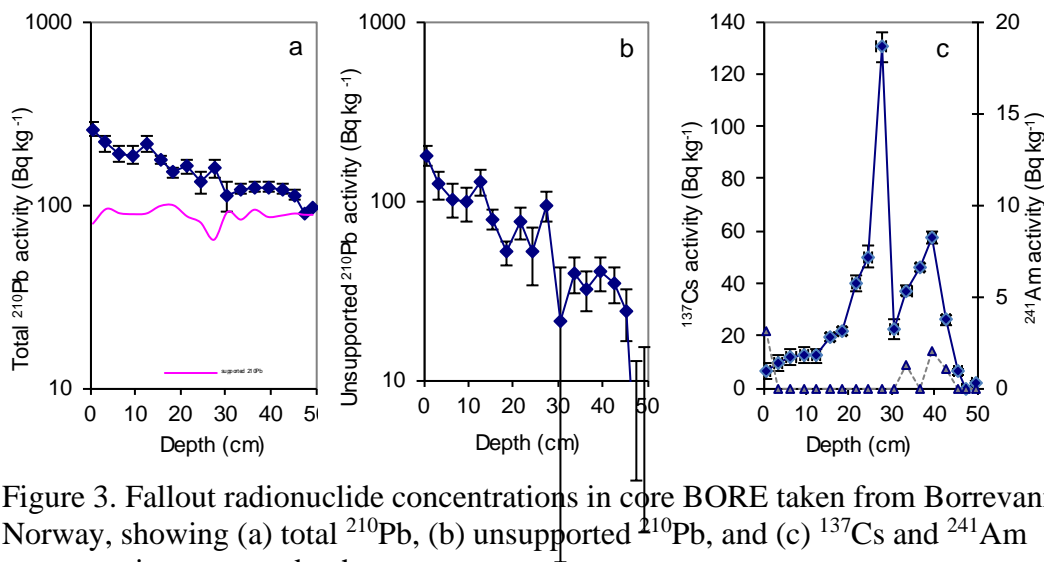


Figure 3. Fallout radionuclide concentrations in core BORE taken from Borrevannet, Norway, showing (a) total ^{210}Pb , (b) unsupported ^{210}Pb , and (c) ^{137}Cs and ^{241}Am concentrations versus depth.

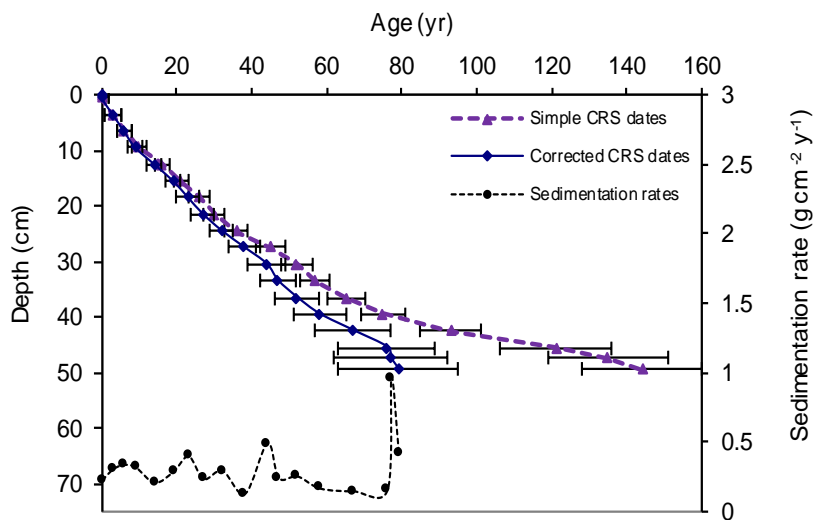


Figure 4. Radiometric chronology of core BORE taken from Borrevannet, Norway, showing the CRS model ^{210}Pb dates and sedimentation rates.

6.2. Dateringsprotokoll Goksjøen, Hillestadsvannet og Revovannet

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 sediment cores GOKS, HLTD and REVO taken from lakes in Norway were analysed for ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{137}Cs and ^{241}Am by direct gamma assay in the Environmental Radiometric Facility at University College London, using ORTEC HPGGe 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

GOKS from Goksjøen

Lead-210 Activity

It seems that total ^{210}Pb activities reach equilibrium depth with the supported ^{210}Pb at around 36 cm in the core (Figure 1a). Unsupported ^{210}Pb activities, calculated by subtracting ^{226}Ra activity (as supported ^{210}Pb) from total ^{210}Pb activity, decline overall following an exponential trend with depth, but with some considerable departures (Figure 1b), suggesting that there are some changes in sedimentation rates around a certain level. There is a sharp dip in unsupported ^{210}Pb activity at 15.5 cm, indicating a considerable increase in sedimentation rate at the depth.

Artificial Fallout Radionuclides

The ^{137}Cs activity versus depth shows a well resolved peak at 12.5 cm and a small peak at 16.5 cm (Figure 1c), which were derived from the Chernobyl accident fallout in 1986 and the nuclear bomb tests with the maximum fallout in 1963, respectively. There are detectable ^{241}Am activities in some unconnected sediments. The low ^{241}Am activities are insufficient for dating, and they may have been affected by the in-wash from the catchment.

Core Chronology

Use of the CIC (constant initial concentration) model was precluded by the non-monotonic variation in unsupported ^{210}Pb activities. ^{210}Pb chronologies were calculated using the CRS (constant rate of ^{210}Pb supply) dating model (Appleby and Oldfield, 1978; Appleby, 2001). The simple CRS dating model placed the 1963 depth around 16.5 cm, which is in good agreement with the ^{137}Cs record. However, it dated 1986 depth to 10 cm, shallower than the depth suggested by the ^{137}Cs record. The final radiometric chronologies and sedimentation rates of the core were corrected by assuming the sediments in 12.5 and 16.5 cm were formed in 1986 and 1963 respectively, and the results were given in Table 3 and shown in Figure 2. It seems that although there are fluctuations in sedimentation rates, they are still around a “baseline” level around $0.1 \text{ g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ in the dated section of the core. There are a few spikes in the sedimentation rates (Figure 2), with the maximum one reaching $0.28 \text{ g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ in the 1960s.

HLTD from Hillestadvannet

Lead-210 Activity

Total ^{210}Pb activity reaches equilibrium with the supported ^{210}Pb activity at around 25 cm of the core. As the depth increases from the surface, the unsupported ^{210}Pb activity logarithmic curve overall shows decline slowly at first and then more rapidly, suggesting an increase trend in sedimentation rates towards the surface. Fluctuations in unsupported ^{210}Pb activities suggest fluctuations in sedimentation rates.

Artificial Fallout Radionuclides

The ^{137}Cs activity versus depth shows a peak at 16.5cm (Figure 3c), which might be derived from the 1963 fallout maximum of the atmospheric testing of nuclear weapons. Low ^{241}Am activities were detected in two unconnected sediment samples, which are insufficient for dating.

Core Chronology

Because of the non-monotonic variation in unsupported ^{210}Pb activity, the chronologies were also calculated using the CRS model. The CRS dating model places 1963 depth between 15.5 and 16.5 cm, which agrees with the depth suggested by the ^{137}Cs record. The CRS chronologies and sedimentation rates are given in Table 6, which shows sedimentation rates of the core have gradually increased in the last hundred years or so from around 0.01 to $0.07 \text{ g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ with some fluctuations.

REVO from Revovannet

Lead-210 Activity

Total ^{210}Pb activity reaches equilibrium with supported ^{210}Pb activity at around 39 cm of the core (Figure 5a). The maximum unsupported ^{210}Pb activity is underneath the surface sediments, suggesting an increase in sedimentation rates in recent years. As the depth increases, the

unsupported ^{210}Pb activity logarithmic curve shows decline from the maximum level slowly at first and then more rapidly from 3.5 to 19.5 cm, suggesting an increase trend in sedimentation rates from deep to shallow sediments within this section. From 19.5 to 30.5 cm, unsupported ^{210}Pb activities decline more or less exponentially with depth, implying relatively uniform sedimentation rates.

Artificial Fallout Radionuclides

The ^{137}Cs activity versus depth shows a peak at 18.5 cm (Figure 5c), which might be derived from the 1963 fallout maximum of the atmospheric nuclear weapon tests. Low ^{241}Am activities were detected in 16.5 cm, which is insufficient for dating.

Core Chronology

The non-monotonic variation in unsupported ^{210}Pb activities has precluded the use of the CIC model. The simple CRS dating model placed 1963 depth at around 20.5 cm, which is deeper than the depth suggested by the ^{137}Cs record. The final CRS chronologies and sedimentation rates were corrected by assuming that sediments at 18.5 cm were formed in 1963, and the results were given in Table 9 and shown in Figure 6. Sedimentation rates of the core show relatively stable between around 0.02 to 0.03 $\text{g cm}^{-2} \text{yr}^{-1}$ during the 1880s to the 1970s, and this is followed by a gradual increase to around 0.07 $\text{g cm}^{-2} \text{yr}^{-1}$ in 2021.

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, 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.

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.

Table 1. ²¹⁰Pb concentrations in core GOKS taken from Goksjøen.

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	±
0.5	0.067	306.74	23.32	94.17	5.39	212.57	23.32	143.3	13.4
3.5	0.825	303.29	22.43	89.53	4.98	213.76	22.43	1759.1	154.8
6.5	1.7025	241.77	21.07	97.29	5	144.48	21.07	3311.1	258.6
9.5	2.9595	230.82	18.62	99.52	4.78	131.3	18.62	5043.1	365.2
10.5	3.372	165.51	8.67	94.65	2.19	70.86	8.67	5447.3	381.2
11.5	3.82	156.09	7.08	97.7	1.95	58.39	7.08	5735.9	383.3
12.5	4.268	155.04	6.63	95.6	1.8	59.44	6.63	5999.8	384.9
13.5	4.716	162.16	8.02	104.14	2.09	58.02	8.02	6262.9	386.5
14.5	5.153	153.3	7.93	97.9	2.1	55.4	7.93	6510.7	388.4
15.5	5.7795	80.78	6.39	78.89	1.81	1.89	6.39	6610	391.1
16.5	6.3845	97.34	6.24	82.89	1.78	14.45	6.24	6647.3	393.2
18.5	7.412	165.15	9.66	94	2.47	71.15	9.66	7012.8	400.1
19.5	7.8345	131.3	7.47	93.6	2.02	37.7	7.47	7235.3	403.9
21.5	8.6795	106.14	8.73	88.16	2.37	17.98	8.73	7460.4	408.5
22.5	9.1345	102.49	7.55	86.3	2.13	16.19	7.55	7538	411.3
24.5	10.0805	97.79	9.39	85.38	2.66	12.41	9.39	7672.5	417.2
25.5	10.5425	106.17	7.12	85.88	2.06	20.29	7.12	7746.6	420.7
27.5	11.4665	89.29	9.71	89.17	2.09	0.12	9.71	7782.9	426
30.5	12.664	89.92	7.13	85.16	2.1	4.76	7.13	7798	438.6
33.5	13.8845	86.9	8.04	77.73	2.31	9.17	8.04	7880.1	448.5
36.5	15.131	78.7	7.56	76.7	2.19	2	7.56	7938.8	460

Table 2. Artificial fallout radionuclide concentrations in core GOKS.

Depth cm	Cs-137		Am-241	
	Bq Kg ⁻¹	±	Bq Kg ⁻¹	±
0.5	16.74	2.45	0	0
3.5	17.79	2.4	0	0
6.5	15.53	2.21	0	0
9.5	36.36	2.87	3	1.53
10.5	59.97	1.59	1.66	0.71
11.5	79.3	1.52	0	0
12.5	141.81	1.75	0	0
13.5	83.31	1.65	0	0
14.5	59.92	1.52	0	0
15.5	50.03	1.28	0	0
16.5	68.7	1.44	1.64	0.67
18.5	25.67	1.38	0	0
19.5	12.64	0.88	0	0
21.5	5.7	0.92	0	0
22.5	3.65	0.72	0	0
24.5	0	0	0	0
25.5	0	0	0	0
27.5	0	0	0	0
30.5	0	0	0	0
33.5	0	0	0	0
36.5	0	0	0	0

Table 3. ^{210}Pb chronology of core GOKS taken from Goksjøen.

Depth cm	Drymass g cm ⁻²	Chronology			Sedimentation Rate		
		Date AD	Age yr	±	g cm ⁻² yr ⁻¹	cm yr ⁻¹	± %
0	0	2021	0				
0.5	0.067	2020	1	2	0.1303	0.553	13.9
3.5	0.825	2014	7	2	0.1061	0.389	14.4
6.5	1.7025	2006	15	2	0.1235	0.347	18.8
9.5	2.9595	1995	26	4	0.0948	0.227	21.4
10.5	3.372	1991	30	4	0.1579	0.367	21.5
11.5	3.82	1989	32	5	0.1762	0.393	22.7
12.5	4.268	1986	35	5	0.0815	0.182	23.6
13.5	4.716	1978	43	6	0.052	0.118	20.4
14.5	5.153	1969	52	6	0.076	0.143	22.4
15.5	5.7795	1964	57	7	0.2052	0.333	25.1
16.5	6.3845	1963	58	7	0.2814	0.517	48.2
18.5	7.412	1952	69	8	0.0412	0.085	27.4
19.5	7.8345	1944	77	11	0.0593	0.14	36.4
21.5	8.6795	1932	89	14	0.0853	0.197	65.4
22.5	9.1345	1926	95	16	0.0798	0.171	68.2
24.5	10.0805	1914	107	22	0.0704	0.15	102.8
25.5	10.5425	1904	117	29	0.0317	0.069	95.2
27.5	11.4665	1900	121	31	0.257	0.606	113.9
30.5	12.664	1889	132	33	0.1105	0.274	135.9
33.5	13.8845	1870	151	33	0.0248	0.06	129.5

Table 4. ^{210}Pb concentrations in core HLTD taken from Hillestadvannet.

Depth cm	Dry Mass g cm ⁻²	Total		Pb-210 Supported		Unsupp		Cum Unsupported Pb-210	
		Bq Kg ⁻¹	±	Bq Kg ⁻¹	±	Bq Kg ⁻¹	±	Bq m ⁻²	±
0.5	0.0465	216.8	28.49	87.11	6.78	129.69	29.29	60.5	10.1
3.5	0.5045	189.29	22.62	66.03	6.86	123.26	23.64	639.6	96.3
6.5	1.0235	194.9	22.65	77.65	5.24	117.25	23.25	1263.6	155.9
9.5	1.5425	180.23	21.77	77.24	5.4	102.99	22.43	1834.4	198.5
12.5	2.1445	152.51	16.09	82.64	3.99	69.87	16.58	2348.2	234.5
13.5	2.359	140.14	9.74	82.04	2.39	58.1	10.03	2485.1	239.3
15.5	2.787	139.82	7.83	81.48	1.95	58.34	8.07	2734.3	242.1
16.5	3.009	146.31	9.88	86.12	2.44	60.19	10.18	2865.8	243.3
18.5	3.512	108.25	10.38	83.34	2.69	24.91	10.72	3067	247.5
20.5	3.978	105.92	8.29	85.54	2.75	20.38	8.73	3172.2	252.4
21.5	4.23	110.25	10.64	76.26	2.74	33.99	10.99	3239.2	253.9
22.5	4.482	82.87	7.24	72.9	2.04	9.97	7.52	3288.6	255.2
24.5	4.986	82.46	8.75	77	9	5.46	12.55	3326.3	258.6
27.5	5.8075	70.87	10.34	77.83	2.84	-6.96	10.72	3320.1	273.3

Table 5. Artificial fallout radionuclide concentrations in core HLTD.

Depth cm	Cs-137		Am-241	
	Bq Kg ⁻¹	±	Bq Kg ⁻¹	±
0.5	28.13	3.78	0	0
3.5	14.72	2.89	3	1.76
6.5	26.59	3.17	0	0
9.5	25.45	3.19	0	0
12.5	31.71	2.62	0	0
13.5	33.4	1.52	0	0
15.5	37.63	1.35	0	0
16.5	40.93	1.73	0	0
18.5	23.68	1.62	1.45	0.87
20.5	20.68	1.55	0	0
21.5	15.89	1.49	0	0
22.5	7.6	0.85	0	0
24.5	0	0	0	0
27.5	0	0	0	0

Table 6. ²¹⁰Pb chronology of core HLTD taken from Hillestadvannet.

Depth cm	Drymass g cm ⁻²	Chronology			Sedimentation Rate		
		Date AD	Age yr	±	g cm ⁻² yr ⁻¹	cm yr ⁻¹	± %
0	0	2021	0				
0.5	0.0465	2020	1	2	0.0784	0.544	23.8
3.5	0.5045	2014	7	2	0.0678	0.417	20.8
6.5	1.0235	2006	15	2	0.0547	0.316	21.7
9.5	1.5425	1995	26	3	0.0451	0.241	23.6
12.5	2.1445	1982	39	4	0.0435	0.213	26.4
13.5	2.359	1977	44	4	0.045	0.21	21.6
15.5	2.787	1965	56	6	0.0315	0.145	22.6
16.5	3.009	1957	64	7	0.0237	0.098	27.7
18.5	3.512	1939	82	11	0.0322	0.133	54.1
20.5	3.978	1922	99	16	0.0233	0.097	66.5
21.5	4.23	1903	118	27	0.0078	0.031	91.7
22.5	4.482	1876	145	31	0.0112	0.044	103.9

Table 7. ²¹⁰Pb concentrations in core REVO taken from Revovannet.

Depth cm	Dry Mass g cm ⁻²	Total		Pb-210 Supported		Unsupp		Cum Unsupported Pb-210	
		Bq Kg ⁻¹	±	Bq Kg ⁻¹	±	Bq Kg ⁻¹	±	Bq m ⁻²	±
0.5	0.0305	273.74	39.38	69.96	10.36	203.78	40.72	62.1	9.3
3.5	0.265	316.78	25.7	72.6	6.31	244.18	26.46	585.9	67.9
6.5	0.529	293.32	25.65	66.13	5.67	227.19	26.27	1207.9	100.8
9.5	0.814	291.28	26.91	74.46	6	216.82	27.57	1840.5	129.3
12.5	1.11	295.61	9.58	72.2	2.05	223.41	9.8	2492	151.2
15.5	1.4285	251.63	12.43	75.08	2.78	176.55	12.74	3126	158
16.5	1.546	238.25	10.23	77.3	2.32	160.95	10.49	3324.1	159.6
17.5	1.6635	229.86	10.31	77.99	2.37	151.87	10.58	3507.8	160.3
18.5	1.781	212.05	11.48	71.96	2.71	140.09	11.8	3679.3	161.1
19.5	1.8985	220.79	11.58	82.73	2.59	138.06	11.87	3842.7	161.9
20.5	2.0295	145.51	9.77	77.15	2.59	68.36	10.11	3972.6	162.7
21.5	2.1745	155.04	10.74	73.16	2.67	81.88	11.07	4081.2	163.4
24.5	2.62	112.27	11.23	73.06	3.04	39.21	11.63	4339.4	169
27.5	3.082	98.08	10.5	69.53	2.75	28.55	10.85	4494.6	177.1
30.5	3.5715	80.82	10.6	70.84	3.13	9.98	11.05	4581.1	184.8
33.5	4.08	73.45	10.7	59.11	2.69	14.34	11.03	4642.3	193.1
36.5	4.6375	80.35	11.1	66.7	2.91	13.65	11.48	4720.3	202.4
39.5	5.1835	61.03	8.45	65.92	2.47	-4.89	8.8	4744.2	211.1

Table 8. Artificial fallout radionuclide concentrations in core REVO.

Depth cm	Cs-137		Am-241	
	Bq Kg ⁻¹	±	Bq Kg ⁻¹	±
0.5	48.56	7.34	0	0
3.5	46.45	4.39	0	0
6.5	43.24	4.15	0	0
9.5	52.22	4.63	0	0
12.5	58.47	1.63	0	0
15.5	69.62	2.26	0	0
16.5	69.85	1.93	1.71	0.86
17.5	74.99	2.01	0	0
18.5	77.59	2.44	0	0
19.5	68.95	2.13	0	0
20.5	50.21	1.87	0	0
21.5	45.18	1.94	0	0
24.5	31.21	2.08	0	0
27.5	16.32	1.58	0	0
30.5	8.33	1.47	0	0
33.5	4.02	1.34	0	0
36.5	0	0	0	0
39.5	3.14	1.06	0	0

Table 9. ^{210}Pb chronology of core REVO taken from Revovannet.

Depth	Drymass	Chronology			Sedimentation Rate		
		Date	Age				
cm	g cm^{-2}	AD	yr	\pm	$\text{g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$	cm yr^{-1}	$\pm \%$
0	0	2021	0				
0.5	0.0305	2021	0	2	0.0663	0.876	20.4
3.5	0.265	2016	5	2	0.0487	0.586	11.9
6.5	0.529	2011	10	2	0.0438	0.479	12.7
9.5	0.814	2004	17	2	0.0368	0.38	14
12.5	1.11	1994	27	2	0.0266	0.26	8.7
15.5	1.4285	1981	40	3	0.0225	0.207	13
16.5	1.546	1976	45	4	0.0209	0.178	14.3
17.5	1.6635	1970	51	5	0.0183	0.156	16.7
18.5	1.781	1963	58	6	0.0196	0.167	20.5
19.5	1.8985	1958	63	6	0.0248	0.2	17.3
20.5	2.0295	1953	68	6	0.0276	0.2	22.8
21.5	2.1745	1948	73	7	0.0251	0.17	24
24.5	2.62	1932	89	10	0.0318	0.21	41.8
27.5	3.082	1916	105	15	0.0268	0.169	57.7
30.5	3.5715	1902	119	20	0.0346	0.208	74.6
33.5	4.08	1886	135	25	0.0212	0.12	106
36.5	4.6375	1835	186	31	0.0045	0.025	130.1

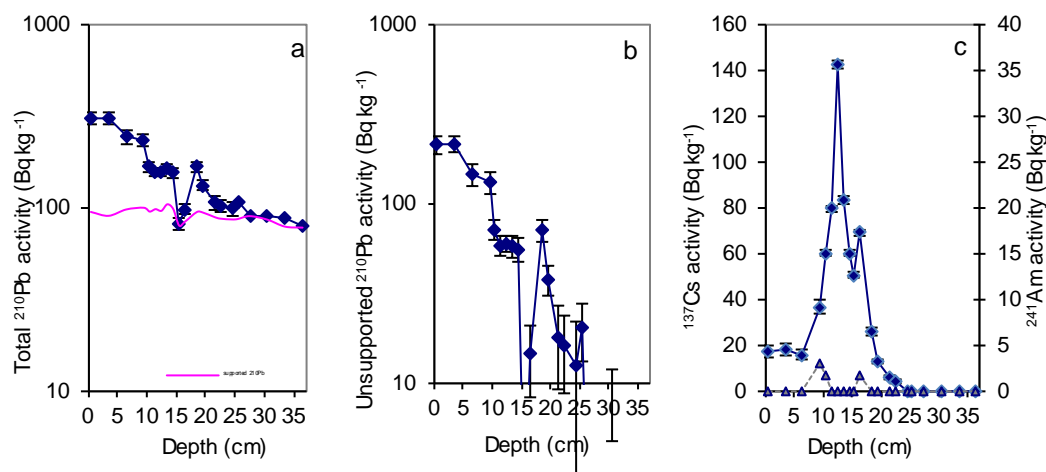


Figure 1. Fallout radionuclide concentrations in core GOKS taken from Goksjøen, showing (a) total ^{210}Pb , (b) unsupported ^{210}Pb , and (c) ^{137}Cs and ^{241}Am concentrations versus depth.

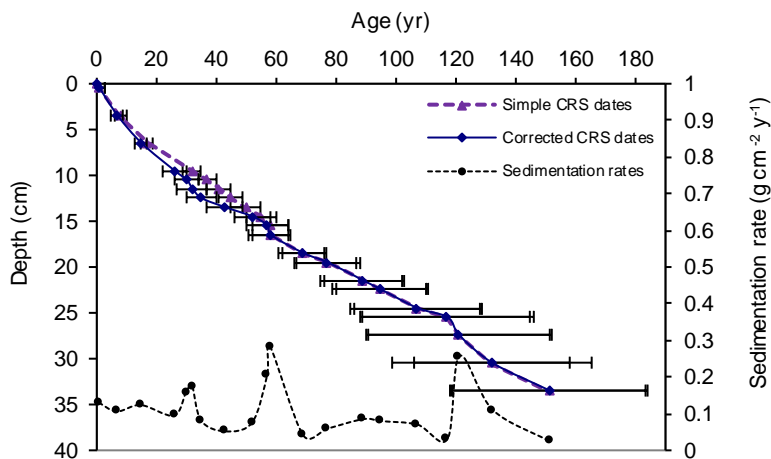


Figure 2. Radiometric chronology of core GOKS taken from Goksjøen, showing the CRS model ^{210}Pb dates and sedimentation rates.

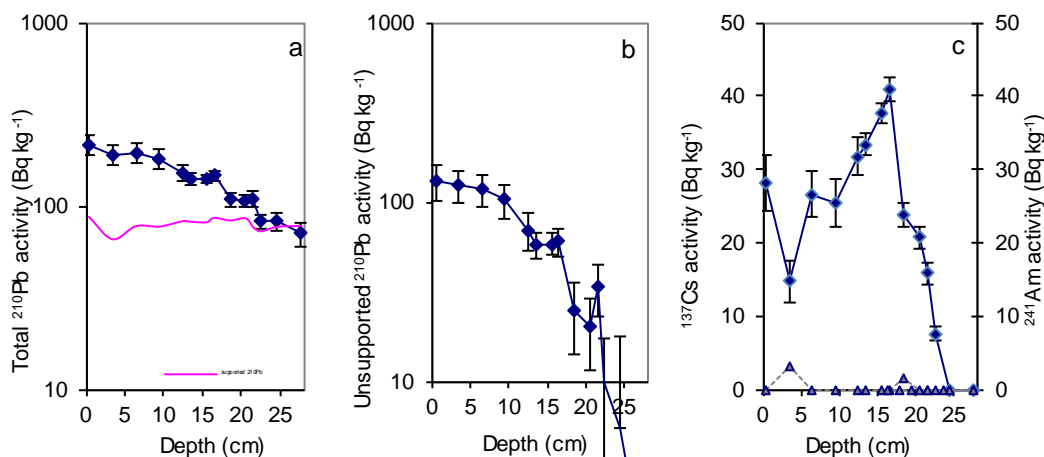


Figure 3. Fallout radionuclide concentrations in core HLTD taken from Hillestadvannet, showing (a) total ^{210}Pb , (b) unsupported ^{210}Pb , and (c) ^{137}Cs and ^{241}Am concentrations versus depth.

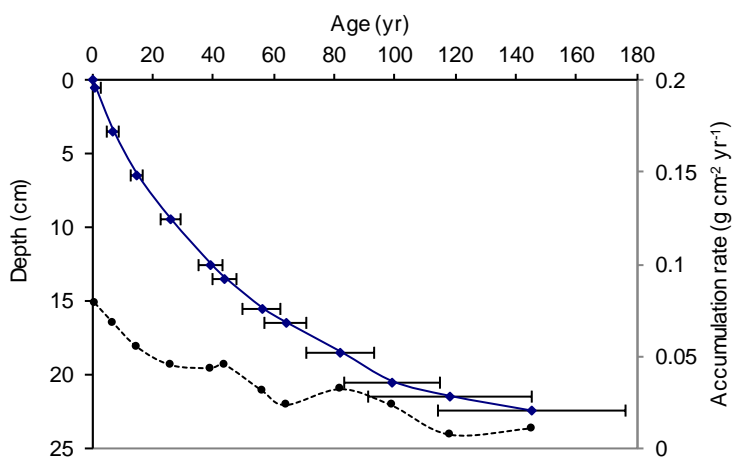


Figure 4. Radiometric chronology of core HLTD taken from Hillestadvannet, showing the CRS model ^{210}Pb dates and sedimentation rates. The solid line shows age while the dashed line indicates sedimentation rate.

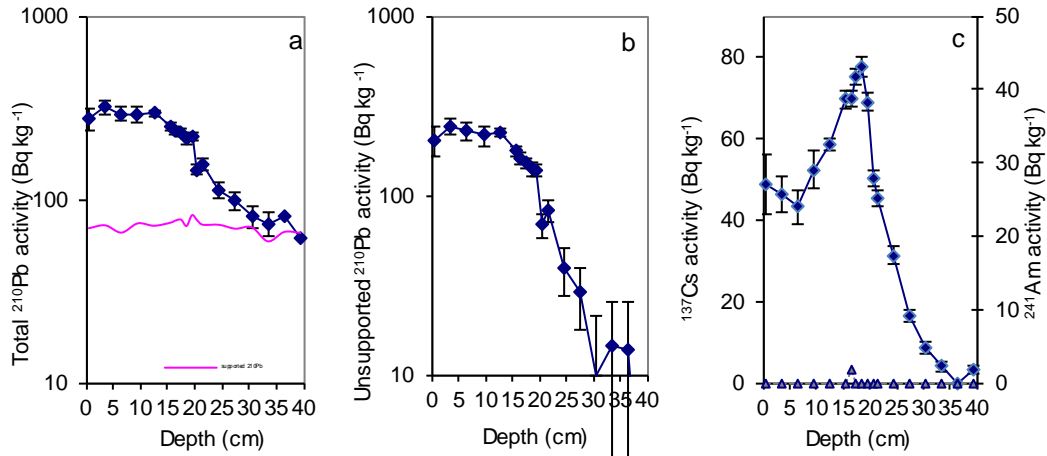


Figure 5. Fallout radionuclide concentrations in core REVO taken from Revovannet, showing (a) total ^{210}Pb , (b) unsupported ^{210}Pb , and (c) ^{137}Cs and ^{241}Am concentrations versus depth.

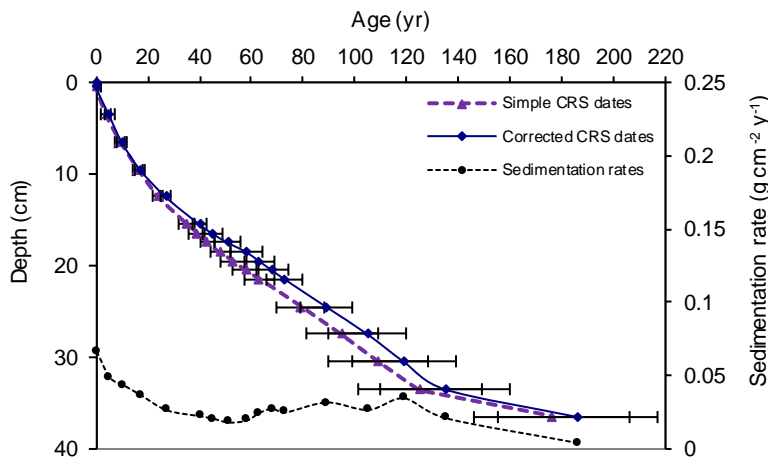


Figure 6. Radiometric chronology of core REVO taken from Revovannet, showing the CRS model ^{210}Pb dates and sedimentation rates.