



Forord

Dette er en avsluttende oppgave i min mastergrad i Naturforvaltning ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Statens vegvesen har finansiert oppgaven gjennom prosjektet Nordic Road Water (NORWAT).

Først og fremst vil jeg takke mine veiledere Thomas Rohrlack, Gunnhild Riise, Leif Såle Haaland og Lindis Skipperud ved institutt for miljøvitenskap (IMV). En stor takk til Thomas for gode råd, faglige innspill og et smittende engasjement. Du er til stor inspirasjon! En stor takk går også til Gunnhild for svært god veiledning og en alltid åpen dør. Det har jeg satt stor pris på! Takk til Ståle som har utført den statistiske analysen (PCA) og for alltid å gi oppmuntrende kommentarer. Og en takk til Lindis som har stått som ansvarlig for prosjektet. Jeg vil også takke Sondre Meland som har vært kontaktperson hos Statens vegvesen. Takk for at du har satt av tid til spørsmål og hjelp til å forstå statistikk.

Jeg vil også rette en takk til personalet på laboratoriet på IMV for analyser.

Ansatte i Gran og Lunner kommune fortjener en stor takk for å ha svart på mange spørsmål om historie og utvikling i kommunene. Deriblant fortjener Gudbrand Johannessen en ekstra stor takk for å ha vært til svært stor hjelp og for alltid å gi gode svar. Takk!

Dag Berge har også vært til stor hjelp, og jeg takker for at du satt av en hel dag for å vise oss rundt på Hadeland.

Jeg vil takke min gode venn Ingrid Kongsvoll for godt samarbeid med felt- og laboratoriearbeid. Takk for alt vi har delt på veien hit.

Videre vil jeg takke medstudent og en god venn, Anniken Kvam. Det er ingen tvil om at dette semesteret ikke ville blitt det samme uten deg. Jeg er svært takknemlig for alle diskusjoner og gode råd. Og desto mer takknemlig er jeg for latterfulle stunder i frustrerte perioder.

Og sist, men ikke minst vil jeg takke kjæreste, venner og familie. Takk til Øyvind for gode ord og råd.

Sammendrag

Kunnskap om innsjøers tidligere tilstand er ofte manglende i vannforvaltning. I dette studiet har paleolimnologiske metoder blitt tatt i bruk for å få kunnskap om en innsjøes tilstand og utvikling de siste 150 år. Det har derfor vært mulig å etablere et uttrykk for referansetilstand hvor antropogen påvirkning var i et mindre omfang sammenlignet med i dag. Samtidig har det vært mulig å gi en indikasjon på hvilke drivkrefter som har vært viktige for endring i organisk materiale og primærproduksjon. Jarenvatnet i Oppland har siden 1970-tallet blitt kategorisert som en eutrof innsjø med blant annet oppblomstring av cyanobakterier. Jarenvatnet består av to basseng, et sørlig og et nordlig basseng. Fokuset i dette studiet har vært endring i glødetap (organisk materiale), i klorofyll a og i svovel, og hvilke drivkrefter som har vært viktige for endringer i disse variablene. Det ble samlet inn tre sedimentsøyler fra hvert basseng, november 2014. Analyse av glødetap, klorofyll a og svovel, samt andre variabler ble utført. En prinsippal komponent analyse (PCA) ble brukt for å belyse variasjonen mellom de ulike variablene og bassengene. Data fra Helgetjern i Østfold ble inkludert i PCA for å se etter regionale trender. Resultatene viste variasjon i tid og rom. Ordinasjonsanalysen (PCA) viste korrelasjon mellom Jarenvatnet og Helgetjern, og indikerer regionale trender. Regionale drivkrefter som klima og atmosfærisk avsetning av sulfat antas å være viktige for endringer i organisk materiale, svovel og klorofyll a for hele innsjøen. Samtidig antas det at urbanisering uten tilstrekkelig infrastruktur for kloakkhåndtering er en viktig lokal drivkraft for en økning i klorofyll a og organisk materiale for nordlig basseng. Videre indikerer resultatene at organisk materiale i større grad er karakterisert av autokton materiale enn tidligere. Basert på resultatene for klorofyll a viste nordlig basseng en økning ved sammenligning mellom verdiene på 1800-tallet og på 2000-tallet. Referanseverdiene for organisk materiale viste avvik for sørlig og nordlig basseng. Jarenvatnet viser et komplekst bilde av drivkrefter og variasjoner. Som et eksempel i vannforvaltningen viser Jarenvatnet at kommunen, som iverksetter av tiltak i vannforvaltningen, kan møte på utfordringer for å imøtekomme regionale drivkrefter som klima og atmosfærisk avsetning av sulfat. Samtidig viser eksempelet at bruken av en statisk vanntype kan gi utfordringer i forvaltningen.

Abstract

Knowledge of previous conditions of lakes is often missing in water management. In this study, paleolimnological methods have been adopted to gain knowledge about the conditions and the development of a lake 150 years ago. This has enabled the establishment of a state of reference where anthropogenic impact occurred in a smaller degree than today. Additionally it has been possible to indicate the drivers that have been important for changes in organic matter and primary production. The lake Jarevatnet in Oppland county has since the 1970s been categorized as a eutrophic lake with for example a blooming of cyanobacteria.

Jarevatnet consists of two pools, one southern and one northern pool. The focus of this study has been on variation in loss on ignition (organic matter), in chlorophyll a and in sulfur, and the drivers that have been important for changes in these variables. Three sediment cores were collected from each pool. This was done in November 2014. Analysis of loss on ignition, chlorophyll a and sulfur, as well as other variables was performed. A principal component analysis (PCA) was adopted to elucidate the variation between the different variables and the two pools. Data from Helgetjern in Østfold county was included in the PCA to search for regional trends. The results showed variation in time and space. The ordination analysis (PCA) showed a correlation between Jarevatnet and Helgetjern, indicating regional trends. Regional driving forces such as climate and atmospheric deposition of sulphate are presumably important for variation in organic matter, sulfur and chlorophyll a for the entire lake. At the same time it is presumed that urbanization without adequate infrastructure for sewage management is an important local impetus for variation in the level of chlorophyll a and organic material in the northern pool. Furthermore, the results indicate that organic matter is characterized by autochthonous material to a greater extent than before. Based on the results of chlorophyll a, the northern pool showed a substantial deviation when comparing the values from the 1800s with those of the 2000s, with a significantly higher concentration of chlorophyll a in the 2000s. The reference values for organic material showed discrepancies for the southern and the northern pool. Jarevatnet shows a complex picture of drivers and variations. As an example in water management, Jarevatnet shows that the municipality, as the implementing body for measures within water management, may encounter challenges to accommodate regional driving forces such as climate and atmospheric deposition of sulphate. This example also shows that the use of a static water type can provide challenges to management.

Innholdsfortegnelse

1. INNLEDNING	1
1.1 VANNDIREKTIVET	1
1.2 DRIVKREFTER FOR VARIASJON I EN INNSJØ	3
<i>Naturlig</i>	3
<i>Antropogen</i>	4
1.3 PAEOLIMNOLOGI	4
2. OMRÅDEBESKRIVELSE	5
2.1 JARENVATNET INNSJØ.....	5
2.2 JARENVATNET NEDBØRSFELT	7
2.3 UTVIKLING AV VANNKVALITET	9
<i>Formålet med oppgaven:</i>	11
3. MATERIALE OG METODE	12
3.1 FELTARBEID	12
3.2 LABORATORIEARBEID	12
<i>Prøvepreparering</i>	12
<i>Tørrvekt</i>	13
<i>Glødetap (Loss on ignition)</i>	13
<i>Datering</i>	13
<i>Total karbon og total nitrogen</i>	14
<i>ICP-analyser</i>	14
<i>Pigmentanalyse</i>	15
3.3 STATISTISKE ANALYSER	15
<i>PCA – Prinsipal komponent analyse</i>	15
3.4 DATAINNSAMLING	16
5. RESULTAT	17
5.1 HISTORISK UTVIKLING REGIONALT OG GLOBALT	17
5.1.1 <i>Utvikling i nedbørsfeltet</i>	17
<i>Landbruk og annen næring</i>	18
<i>Urbanisering</i>	20
5.1.2 <i>Global utvikling</i>	20
<i>Klima</i>	20
<i>Sur nedbør</i>	22

5.2 ANALYSERESULTATER.....	24
<i>Datering</i>	24
<i>Glødetap</i>	25
<i>Klorofyll a</i>	26
<i>Total karbon og total nitrogen</i>	27
5.3 STATISTISKE ANALYSER	27
<i>Prinsippal komponent analyse (PCA)</i>	27
6. DISKUSJON	30
6.1 DRIVKREFTER TIL VARIASJON - NATURLIG OG ANTROPOGEN	30
<i>Drivkrefter for variasjon i svovel</i>	30
<i>Drivkrefter for variasjon i organisk materiale (glødetap)</i>	31
<i>Drivkrefter for variasjon i klorofyll a</i>	34
6.2 REFERANSETILSTAND	36
6.3 JARENVATNET SOM EKSEMPEL I VANNFORVALTNING	37
7. KONKLUSJON.....	39
8. REFERANSER	41
9. VEDLEGG.....	46
VEDLEGG 1. GEOLOGISK KARTUTSNITT FOR DELER AV GRAN OG LUNNER KOMMUNER.....	46
VEDLEGG 2. DYBDEPROFIL FOR JARENVATNET.....	48
VEDLEGG 3. TERRENGKART OVER JARENVATNET OG DETS NEDBØRSFELT.....	49
VEDLEGG 4. DATAMATERIALET FOR SØRLIG BASSENG. GLØDETAP, SVOVEL (S), OG KLOROFYLL A (+ PHEOPHYTIN A).....	50
VEDLEGG 5. DATAMATERIALET FOR NORDLIG BASSENG. GLØDETAP, SVOVEL (S) OG KLOROFYLL A (+ PHEOPHYTIN A).....	52
VEDLEGG 6. DATAMATERIALET FOR SØRLIG BASSENG. TOTAL KARBON, TOTAL NITROGEN OG C:N FORHOLD.....	54
VEDLEGG 7. DATAMATERIALE FOR NORDLIG BASSENG. TOTAL KARBON, TOTAL NITROGEN OG C:N FORHOLDET.	56
VEDLEGG 8. DATAMATERIALE 3-ÅRS GLIDENDE GJENNOMSNIITT FOR TEMPERATUR OG NEDBØR.	58
VEDLEGG 9. DETEKSJONGRENSE OG KVANTIFISERINGSGRENSE FOR SVOVEL (S) VED ICP-OES.....	62
VEDLEGG 10. NORMALISERTE DATA BRUKT I PRINSIPPAL KOMONENT ANALYSEN (PCA).....	63

1. Innledning

Mange brukerinteresser og befolkningsøkning utøver et økende press på vannforekomster verden over. Økende miljøbelastning endrer kvaliteten på vannforekomstene. Forringelse av vannkvalitet skjer som følge av lokale og globale påvirkningskilder. Forurensning fra landbruk og urbane områder er lokale påvirkningskilder som kan gi økt tilførsel av næringsstoffer, partikler og organisk materiale. Denne typen forurensning kan endre de kjemisk-fysiske forholdene i vannforekomsten og føre til eutrofiering og endring i det akvatiske økosystemet (Cooper 1993; Correll 1998; Smith et al. 1999). Samtidig kan globale påvirkningskilder som atmosfærisk avsetning av sulfat og klimaendringer ha innvirkning på vannforekomster. Atmosfærisk avsetning av sulfat kan gi redusert tilførsel av organisk materiale å gi redusert vannfarge og endrede lysforhold i innsjøen (Bragée 2013; Ekström et al. 2011). Klimaendringer, som økt nedbør, kan påvirke kvaliteten på organisk materiale tilført vannforekomster som følge av endret avrenningsmønster (Hongve et al. 2004). Vannforvaltning er derfor svært viktig, og fokus på forvaltning av ferskvann har økt de siste årene.

Nordic Road Water (NORWAT) er et prosjekt i regi av Statens vegvesen som retter fokus på hvordan trafikk og veger påvirker vannmiljøet (Statens vegvesen 2015). Statens vegvesen har et stort utbyggingsprosjekt gjennom Hadeland med Riksveg 4 (Rv 4). Denne utbyggingen foregår i områder hvor det finnes alunskifer og kan trolig ha en påvirkning på vannmiljøet (Hagelia 2013). Statens vegvesen har et ansvar for i minst mulig grad belaste miljøet rundt veger og utbyggingsprosjekter. Dette studiet retter fokus på en innsjø i utbyggingsområdet av Rv 4. Det vil være for tidlig å vurdere påvirkning av vegutbyggingen i dette studiet, men det kan gi et uttrykk for tilstand før full påvirkning trer i kraft.

1.1 Vanndirektivet

Den Europeiske Union (EU) satte forvaltning av ferskvann på agendaen da de etablerte Europaparlamentet og rådets direktiv 2000/60/EF om etablering av rammer for en felles vannpolitikk i EU (vanndirektivet) (Vannportalen 2014). Vanndirektivet legger rammer for en helhetlig og økosystembasert forvaltning av alle vannforekomster i alle EUs medlemsland. Vanndirektivet ble implementert i norsk lov i 2006 gjennom EØS-avtalen (Vannforskriften

2006). Etter implementeringen av vanndirektivet har Norge blitt pliktig til å følge retningslinjene direktivet gir for vannforvaltningen. Direktivet har som målsetning at alle vannforekomster skal oppnå god økologisk tilstand innen 2021 (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2013). God økologisk tilstand er definert som ”akseptabelt avvik fra naturtilstanden” (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2013). For å oppnå god økologisk tilstand retter direktivet fokus på samarbeid på tvers av sektorer og administrative grenser. Vannforekomster skal derfor forvaltes etter deres nedbørsfelt. Aktiviteter som påvirker vannforekomster skal sees i sammenheng med hverandre og skal utføres mer samordnet og målrettet (Miljødirektoratet 2013). Dette fører til økt fokus på en helhetlig forvaltning som samler alle parter og som kan gi bedre og bredere grunnlag for tiltak og forvaltning.

Vanndirektivet ser på kjemiske, fysiske og biologiske parametere for å gi en klassifisering av miljøtilstanden. De biologiske parametere er tungt vektlagt og er de viktigste i klassifiseringen av økologisk tilstand for overflatevann, mens de kjemiske og fysiske fungerer som støtteparametere. Dette skiller seg fra tidligere forvaltning, hvor det var lite fokus rettet mot biologiske parametere.

Vanndirektivet opererer med referansetilstand. Basert på avvik fra referansetilstand kan innsjøens tilstand klassifiseres (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2013). Referansetilstand er funnet for ulike innsjøtyper og alle innsjøer blir delt inn i innsjøtyper, kalt typifisering (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2011). Typifisering skjer ved å dele vannforekomster inn etter fastsatte fysiske og kjemiske kriterier (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2011). Bakgrunnen for dette er at vannforekomster med like fysisk-kjemiske forhold ligner hverandre økologisk. Bruk av innsjøtyper for å fastsette referansetilstand kan være utfordrende. Denne praksisen gir lite kunnskap om utviklingsforløpet til den enkelte innsjø. Iverksettelse av tiltak mot mindre viktige påvirkningsfaktorer kan være et utfall om det ikke finnes kunnskap om når eller hvorfor det oppstod problemer i innsjøen. Dette kan føre til utfordringer i forvaltningssammenheng. Samtidig kan bruk av referansetilstand uten kunnskap om innsjøens utviklingsforløp gi urealistiske forvaltningsmål (Duarte et al. 2009).

1.2 Drivkrefter for variasjon i en innsjø

Naturlig

En innsjø har naturlige endringer og variasjoner. Endringer i innsjøens innhold av organisk materiale kan skje ved endret tilførsel av materiale fra nedbørsfeltet (allokton materiale), og som følge av endret egenprodusert materiale (autokton materiale) (Økland & Økland 2006). Biologisk aktivitet omfatter alt som lever, fra primærproduksjon av planter og alger til nedbrytning av bakterier. Biologisk aktivitet i nedbørsfeltet påvirker biologisk aktivitet i innsjøen. Et nedbørsfelt med stor biologisk aktivitet (for eksempel rik planteproduksjon) kan gi større tilførsel av organisk materiale til innsjøen sammenlignet med et nedbørsfelt med mindre biologisk aktivitet. Kvalitet og kvantitet av organisk materiale i en innsjø avhenger av nedbørsfelt og værforhold. Disse faktorene styrer prosesser som avrenning, sirkulasjon, sjiktning, næringsinnhold, sedimentasjon og oppholdstid, og påvirker organisk materiale (Wetzel 2001; Økland & Økland 1996; Økland & Økland 2006). Variasjoner i fytoplanktonsamfunnets biomasse og artssammensetning i løpet av vekstsesongen skjer som et resultat av den årlige variasjonen i værforhold og biologisk aktivitet i nedbørsfeltet (Økland & Økland 1996). Samtidig med den årlige variasjonen i værforhold kan variasjoner innenfor sesonger gi naturlig variasjon. En varm og tørr sommer med lav vannføring kan gi redusert eksport av organisk materiale fra nedbørsfeltet. Dette kan gi lavere konsentrasjoner av organisk materiale i innsjøen (Dillon & Molot 1997; Schindler et al. 1996a). Naturlig variasjon i innsjøen skjer derfor som et resultat av naturlig endring i klimatiske forhold innenfor et år og mellom år (Økland & Økland 1996).

Samtidig med svingninger i værforhold vil innsjøen endres over lengre tid ved en naturlig eutrofieringsprosess (Wetzel 2001). Dette skjer som følge av avsetning av allokton og autokton materiale, som gjør at dybden på innsjøen avtar. Dette fører til redusert volum, økt konsentrasjon av næringsstoffer og økte grunne arealer. Dette gir økt primærproduksjon, som igjen øker avsetningen, og innsjøens dybde avtar raskere. Under denne utviklingsprosessen vil artssammensetningen endre seg naturlig (Wetzel 2001 s. 806-810). En innsjø vil derfor endre grad av trofi (brutto primærproduksjon) i et lengre tidsperspektiv.

Antropogen

Mennesket kan påvirke drivkrefter til biologisk aktivitet i en innsjø. Forurensning fra landbruk og urbanisering er mulige påvirkningsfaktorer. I en landbrukspåvirket innsjø kan overflateavrenning fra landbruksområder gi økt mengde næringsstoffer. Dette kan føre til økt primærproduksjon og endret artssammensetning (Cooper 1993). Samtidig kan økt primærproduksjon gi oksygensvinn og føre til fiskedød (Cooper 1993). Erosjon er ofte et stort problem i landbruksdominerte områder. Dette kan føre til nedslamming og endre artssammensetningen av invertebrater (virvelløse dyr) (Cooper 1993; Smol 2008). Påvirkning fra landbruket endrer utviklingen av innsjøen over tid, og akselererer den naturlige eutrofieringsprosessen. Dette er karakterisert som en menneskelig eutrofieringsprosess (Smol 2008). Utslipp av avløpsvann fra ledningsnett og renseanlegg er eksempler på forurensning fra urbane områder (Welch 1992). Forurensning fra kloakk og avløp, ved tilførsel av store mengder organisk materiale og næringsstoffer, kan endre økosystemet drastisk på kort tid (Welch 1992). Endring i algesammensetning, oksygenforhold og gifteffekter på biota og human helse kan være mulige effekter (Smith et al. 1999). På samme tid vil store mengder organisk materiale fra avløp endre karakteren til bunnsedimentet og påvirke bunndyr. Urbanisering kan også endre nedbørsfeltet med økte arealer med tette flater som kan føre til økt avrenningshastighet (Hood et al. 2006). Atmosfærisk avsetning av sulfat, som resultat av blant annet forbrenning av fossilt brennstoff, er en annen mulig påvirkningskilde. Avsetning av sulfat kan forsure nedbørsfeltet og endre kvaliteten og kvantiteten til organisk materiale i avrenningsvann (Ekström et al. 2011). Dette kan gi redusert organisk materiale i innsjøen (Ekström et al. 2011) og kan endre lys- og kjemiske forhold i innsjøen (Schindler et al. 1996b).

1.3 Paleolimnologi

Mange av drivkreftene for forurensning og eutrofiering er påvirket av økt menneskelig aktivitet det siste århundret. Det er derfor nødvendig å etablere et langtidsperspektiv for å skille mellom naturlige og menneskeskaptede endringer. Paleolimnologi er en metode som brukes for å tilegne seg kunnskap om tidligere forhold i en innsjø, det er studien av innsjøens historie (Smol 2008). Paleolimnologi tar utgangspunkt i sedimentene i en innsjø. I innsjøen sedimenterer det hvert år et sjikt som er fra mikrometer til millimeter tykt. Dette inneholder

ulike typer biogent og biologisk materiale (Haande et al. 2014). Da innsjøer fungerer som en naturlig felle for sedimenter, vil materiale som tilføres innsjøen og materiale produsert i innsjøen bli lagret om de sedimenterer ned til bunnen (Wetzel 2001). Bevegelser i vannet har som regel ikke stor nok kraft til å fjerne materiale når det først har sedimentert ut av vannfasen. På denne måten vil det lagres informasjon om hvordan klima og mennesker har påvirket innsjøens tilstand, og det er mulig å rekonstruere det akvatiske organismsamfunnet og aktivitetsnivået da sedimentet ble avsatt (Smol 2008). Målet med paleolimnologi er å få innsikt i sedimentvariable, som kan uttrykke endringer i innsjøens produksjon over tid (Wetzel 2001).

Mange parametere kan analyseres fra sediment. Eksempler er andel organisk materiale (glødetap), pigmenter, ulike grunnstoff, total karbon og total nitrogen, tørrvekt og datering. Dette kan gi informasjon om innsjøens tidligere tilstand og utvikling (Smol 2008). Pigmenter brukes som en biologisk indikator og kan gi informasjon om tidligere primærproduksjon (Jeffrey et al. 1997; Leavitt & Hodgson 2001). Pigmenter finnes i alle fotosyntetiske organismer og fungerer som lysfangere for fotosyntese og som lysbeskyttere (Porra 1997). Klorofyll a og dens nedbrytningsprodukt pheophytin a er et generelt pigment og finnes i alle autotrofe organismer (Leavitt & Hodgson 2001). Klorofyll a og pheophytin a blir lagret i sedimentet og kan derfor bli brukt som et mål på tidligere mengde primærproduksjon (Leavitt & Hodgson 2001). Analyse av glødetap gir et mål på andelen organisk materiale i sedimentet, og vil bestå av både alloktont og autoktont materiale. Ved sammenligning av organisk materiale og klorofyll a kan dette gi en indikasjon på om endringer i organisk materiale er som følge av endringer i primærproduksjon og/eller endring i alloktont materiale.

2. Områdebeskrivelse

2.1 Jarevatnet innsjø

Jarevatnet, med tilhørende nedbørsfelt, ligger i Gran og Lunner kommuner i Oppland fylke og er en del av Vigga-vassdraget (60° 22'N, 10° 33'Ø). Jarevatnet har et areal på 1,42 km², og ligger 201 meter over havet (Vann-Nett 2015). Innsjøen har et middeldyp på 12,3 meter, et maksimum dyp på 38 meter (vedlegg 2), og oppholdstiden er på 6 måneder (Reinsborg 1952). Innsjøen består av to basseng, et sørlig og et nordlig. Vigga er største innløpselv som kommer inn i sør og renner ut i nord. Det sørlige bassenget har kun Vigga og en mindre

tilløpsbekk som fører vann inn i bassenget (Figur 1). Det nordlige har fem tilløpsbekker (Figur 1). Jarenvatnet er relativt godt beskyttet mot vind og er temperatursjiktet sommer og vinter (Faafeng et al. 1982). Innsjøen har sirkulasjonsperioder vår og høst og karakteriseres derfor som en holomiktisk innsjø (Faafeng et al. 1982; Reinsborg 1952). Jarenvatnet er en kalksjø med flere rødlistearter, og store deler av innsjøen er fredet som en del av Jarenvatnet Naturrestat (Forskrift om naturrestat Gran 1990; Mjelde et al. 2012). Innsjøen er klassifisert som moderat kalkrik og klar i følge Vanndirektivet (Vann-Nett 2015). Innsjøen hører til i Randsfjorden vannområde, i Vest-Viken vannregion.



Figur 1. Nedbørsfelt til Jarenvatnet med tilhørende bekker og tjern. Drenerer fra sør til nord (Kjellberg 2000).

2. 2 Jarenvatnet nedbørsfelt

Nedbørsfeltet til Jarenvatnet har et areal på 105, 46 km² (NVE u.å.-b) og består av nedbørsfeltet til Vigga oppstrøms Jarenvatnet, samt nedbørsfeltet til selve innsjøen (Figur 2). Det sørlige bassenget mottar avrenning fra største andel av nedbørsfeltet (82, 28 km²), og det nordlige bassenget mottar avrenning fra en betydelig mindre andel av nedbørsfeltet (23,18 km²) (Figur 1). Det årlige tilsiget fra hele nedbørsfeltet er på 47,96 millioner m³ (NVE u.å.-b). Værdata hentet fra Meteorologisk institutt viser månedsnormal for normalperioden 1961 – 1990 (Meteorologisk Institutt 2015a). Middeltemperatur i januar og juli lå henholdsvis på - 8,5°C og 15,3°C. Middelnedbør for januar lå på 53 mm, for juli på 80 mm.



Figur 2. Markert område viser nedbørsfeltet til Jarenvatnet (NVE u.å.-a).

Berggrunnen i nedbørsfeltet er en del av det geologiske Oslo-feltet som går fra Langesundsfjorden i sør til Mjøstraktene i nord (Nakrem & Worsley 2006). Berggrunnen her er dominert av sedimentære bergarter som ble dannet i Kambrosilur. Den har en stor del kalkstein og skifer, og er en berggrunn som forvitrer lett (Nakrem & Worsley 2006; NGU 2015). Det finnes både alunskifer og svartskifer, som er bergarter med høye konsentrasjoner av ulike tungmetaller (Brumsack 2006). Kalksteinen gir et godt jordsmonn for jord- og skogbruk samt opphav til stor artsrikdom (Kjellberg 1995; Mjelde et al. 2012). Geologisk kart og terrengkart over området finnes i vedlegg 1 og 3.

Nedbørsfeltets areal domineres av skog og annen utmark (47 %), landbruk (40 %), samt åpne arealer og tettbebyggelse (10 %) (Lie 2015). Landbruket består i hovedsak av korn- og grasproduksjon (Gran kommune 2013). Åpne arealer og tettbebyggelsen består av parkeringsplasser, veier og flere tettbygde strøk i Gran og Lunner kommuner, samt mye spredt bebyggelse i forbindelse med gårdsdrift. Figur 3 viser tettbygde strøk ved innløpet til sørlig basseng samt ved nordlig basseng. Riksveg (Rv) 4 går igjennom hele nedbørsfeltet fra sør til nord langsmed Jarenvatnet. For tiden går det for seg en stor utbygging av Rv 4 i nærheten av Jarenvatnet. Her finnes det områder med alunskifer. Europaveg 16 (E16) går igjennom den sørvestlige delen av nedbørsfeltet, opp til Roa og videre vestover. Volla Renseanlegg (RA) ligger i Lunner kommune, oppstrøms Jarenvatnet og slipper ut renset avløpsvann til Vigga.



Figur 3. Bildet viser et flyfoto over Jarenavatnet. Nedbørsfeltet til Jarenavatnet består av skogs- og landbruksområder, samt mindre tettbygde strøk. Bildet viser tettbygde områder ved innløpet til sørlig basseng, samt på østsiden av sørlig og nordlig basseng (Kartverket u.å.)

2.3 Utvikling av vannkvalitet

Jarenavatnet var tidligere den innsjøen på Hadeland med størst artsriksdom, med betydelige botaniske og zoologiske verneverdier (Faafeng et al. 1982). I dag er bildet endret. Innsjøen ligger i et område hvor det har vært antropogen aktivitet i 5000 år (Alm 1978). Den antropogene aktiviteten det siste århundret og spesielt de siste tiårene har vært av en annen karakter enn tidligere, med store arealinngrep og endringer i nedbørsfeltet. Vannkvaliteten til innsjøen har vært undersøkt siden 1940-tallet (Müster Strøm 1942). Fra 1940 og fram til i dag er det rapportert om store endringer i vannkvaliteten (Berge 2005; Bøyum & Hongve 1976; Faafeng et al. 1982; Løvik & Romstad 2007; Mjelde et al. 2012). I august 1940 og 1950 ble siktedypet målt til å være 5,5 meter (Müster Strøm 1942; Reinsborg 1952). I august 1980 ble det målt et siktedyp på 2 meter (Faafeng et al. 1982). I 1966 ble vasspest (*Elodea canadensis*)

observert for første gang, selv om den trolig kom til innsjøen allerede på 1950-tallet (Lye 1971). På 1970- og 1980-tallet rapporteres det om oppblomstringer av cyanobakterier, et skifte i algesammensetningen og økt primærproduksjon (Faafeng et al. 1982). I følge Berge (2015) begynte en endring av innsjøen på 1950-tallet med økt primærproduksjon og endret artssammensetning, og fortsatte fram til 1970-tallet. Innsjøen var i svært dårlig tilstand på 1970-tallet med store bestander av vasspest og høye konsentrasjoner av tarmbakterier (Faafeng et al. 1982). Berge (2005) rapporterer om ingen signifikant forbedring av eutrofieringssituasjonen i Jarevatnet fra 1988 til 2005 basert på konsentrasjonen av fosfor og klorofyll a. I 2007 er Jarevatnet markert påvirket av næringssalter fra jordbruk og befolkning med henhold til konsentrasjonen av fosfor og klorofyll a (Løvik & Romstad 2007). I 2007 utgjorde cyanobakterien planktothrix en beskjeden andel av det totale planteplanktonvolumet, på 4 % (Løvik & Romstad 2007).

Det har vært et stort fokus på både påvirkning fra landbruket og fra kommunalt og privat avløpsnett. Tiltak som redusert høstpløying, tilkobling av private avløpsanlegg og opprusting av Volla renseanlegg er iverksatt (Gran kommune 2011). Rundt 50 % av alle åpne åkerarealer står nå i stubb over vinteren i Viggadalføret (Johannessen 2015). Utfordringer er likevel tilstede, og i dag er innsjøen karakterisert til å være i dårlig tilstand (Vann-Nett 2015). Identifiserte påvirkningsfaktorer er dyrka mark, spredt avløp og vannføringsendringer (Løvhøiden & Saglien 2013). Samtidig er fremmede arter et stort problem (Mjelde et al. 2012). I den lokale tiltaksanalysen for Randsfjorden vannområde er videre tiltak å etablere fangdam, forby jordbearbeiding om høsten i enkelte områder og tilkoble Lønnabakkene (østsiden av sørlig basseng) til offentlig avløp innen 2021 (Løvhøiden & Saglien 2013). Samtidig prioriteres arbeidet med opprydding i spredt avløp (Løvhøiden & Saglien 2013).

Utvikling av vannkvalitet i innsjøen kan være ulik mellom de to bassengene. Grunnen til dette kan være at store deler av avrenningen drenerer inn i det sørlige bassenget før det renner videre ut i det nordlige. Dette kan føre til at vannet som først drenerer inn i sørlig basseng vil gjennomgå en rensningsprosess som følge av mineralisering og sedimentering før det renner ut i nordlig basseng. Sørlig basseng vil derfor fungere som en type fangdam for nordlig basseng. Samtidig er sørlig basseng betydelig mindre sammenlignet med nordlig basseng, og oppholdstiden vil være kortere (Kalff 2002). En kortere oppholdstid vil føre til færre innsjøinterne prosesser som kan forbedre vannkvaliteten (Kalff 2002). Gitt det hydrologiske strømningsmønsteret og de morfometriske forholdene til innsjøen, kan påvirkning fra

avrenningsvann ha større betydning på vannkvaliteten i sørlig basseng, sammenlignet med nordlig basseng. Da sørlig basseng mottar avrenning fra store deler av nedbørsfeltet vil generelle arealendringer i hele området ha påvirkning. Slike endringer kan være omlegging i jordbruk, endret bosettingsmønster, endret klima og værforhold, og atmosfærisk avsetning av sulfat. Ved drenering fra et mindre nedbørsfelt vil påvirkning være uttrykk for mer lokale faktorer, da enkelte endringer får større betydning i et mindre nedbørsfelt. Dette kan være påvirkning fra urbane områder som byggefelt. Øst for nordlig basseng ligger flere små byggefelt som drenerer til det nordlige basseng. Disse byggefeltene ble utvidet og etablert på 60- og 70-tallet og kan være en lokal påvirkningskilde.

Hvordan vil utviklingen til de ulike bassengene se ut? Hvilke drivkrefter vil være mulig å identifisere i deres utviklingsforløp? Og vil dreneringsmønsteret og de morfometriske forholdene være styrende i eventuelle ulikheter mellom bassengene?

Formålet med oppgaven:

- Undersøke utviklingen av vannkvalitet i en innsjø ved hjelp av sedimentanalyser. Bruke organisk materiale som et uttrykk for alloktont og autoktont materiale i innsjøen, og bruke klorofyll a og pheophytin a som et uttrykk på innsjøens primærproduksjon.
- Etablere et uttrykk for referansetilstand ved å undersøke sedimenter fra en periode med lite antropogen påvirkning.
- Vurdere drivere til endringer i organisk materiale. Etablere et bilde av hvilke påvirkningsfaktorer som har vært viktige.
- Anvende Jarevatnet som et eksempel i norsk vannforvaltning.

Hypoteser:

- 1) Det antas at sørlig og nordlig basseng vil vise ulik utvikling i de biologiske analysene.
- 2) Det antas at det sørlige bassenget vil vise påvirkning fra generelle endringer i nedbørsfeltet.
- 3) Det antas at det nordlige bassenget vil vise påvirkning fra enkelte lokale endringer.

3. Materiale og metode

3.1 Feltarbeid

Det ble samlet inn totalt seks sedimentsøyler ved bruk av en Uwitec sedimentprøvetaker 28. november 2014. Det ble tatt tre sedimentsøyler på cirka 50 cm med en diameter på 5.95 cm fra hvert basseng. Sedimentsøyler fra det sørlige basseng ble samlet fra 9 meters dyp, og søyler fra det nordlige basseng ble samlet inn fra 25 meters dyp (Figur 4). Det var viktig at prøvene ble samlet inn fra de dypeste områdene i begge basseng for at sedimentsøylene i størst mulig grad skulle være uforstyrret. Lite forstyrrede sedimentprøver vil gi mindre usikkerhet knyttet til analyseresultatene. Dybdene som ble målt under prøvetaking harmoniserer ikke med dybdene gitt i dybdeprofilen for innsjøen (vedlegg 2). Årsaken til dette er uvisst. Prøvene ble lagret kjølig og mørkt fram til videre behandling på laboratoriet.



Figur 4: Røde merker viser prøvetakingssted i sørlig og nordlig basseng (Kartverket u.å.).

3.2 Laboratoriearbeid

Prøvepreparering

To sedimentsøyler fra hvert basseng ble sjiktet i 1 cm tykke lag for så å bli overført til plastbeger med skrulokk og merket med prøvenummer. En av søylene fra hvert basseng skulle analyseres for tørrstoff, ^{137}Cs , total karbon, total nitrogen, ulike grunnstoffer og

glødetap. For disse analysene ble plastbegrene veid før og etter overføring av sedimentprøve, for tørking.

De to andre sedimentsøylene ble plassert i fryser for senere analyse av pigmenter.

Tørrvekt

For tørrvektsanalyse ble prøvene tørket i tørkeskap på 60 °C til vekten var konstant (Øien & Krogstad 1987). Tørketiden avhenger av blant annet andel leire i prøvene, da leire har sterk vanntil trekning. Prøvene ble veid etter tørking, og andel tørrvekt ble beregnet fra vekttap. Videre ble prøvene knust til finkornet materiale ved bruk av morter og deretter ført tilbake til plastbegeret. Morter og annet redskap brukt til knusing og overføring til plastbeger ble nøye gjort rent mellom hver prøve for å hindre kontaminering av prøvematerialet.

Glødetap (Loss on ignition)

Metoden for å bestemme glødetap er beskrevet i Øien og Krogstad (1987). Små digle ble veid før og etter overføring av prøve, for videre å bli glødet på 550 °C etter norsk standard, i fire timer. Prøvene ble veid etter gløding. Prosent glødetap ble beregnet etter bruk av formel (Henri et al. 2001):

$$GT (\%)_{550} = ((TV_{60} - TV_{550}) / TV_{60}) \times 100$$

GT₅₅₀ er glødetap ved 550 °C, TV₆₀ er vekt tørket ved 60 °C, TV₅₅₀ er vekt etter gløding ved 550 °C.

Datering

Prøvene ble datert ved bruk av Cesium-137 (¹³⁷Cs). Variasjoner i radioisotop ¹³⁷Cs ble brukt som en tidsmarkør basert på radioaktivt nedfall i forbindelse med Tsjernobyl-ulykken i 1986. Med bruk av ¹³⁷Cs-metoden finner vi gjennomsnitts sedimentasjonshastighet mellom 1986 og fram til i dag. Ved datering før 1986 benyttes samme sedimentasjonshastighet som funnet mellom 1986 og 2014. Dette forutsetter at sedimentasjonshastigheten ikke har endret seg over tid. Dette er trolig ikke tilfelle. Sedimentasjonshastigheten har trolig variert med både høyere og lavere hastighet innenfor perioden som er studert. Dette fører til at tidsfastsettingen har usikkerheter knyttet til seg. Det blir derfor presentert perioder, og ikke årstall for hvert år. Periodene må tas med forbehold, og med viten om at det er knyttet usikkerhet til datering. Det er allikevel presentert med perioder og ikke centimeter i sedimentet for å gi en bedre

fremstilling av dataene. Selv med usikkerhet knyttet til dateringsmetoden er det likevel den mest egnede metoden i dette tilfellet. Mulige alternativer ville vært radioaktiv karbon (^{14}C) eller bly-210 (^{210}Pb). ^{14}C ville ikke egnet seg i dette tilfellet grunnet for kort sedimentsøyle. ^{14}C har en halveringstid på cirka 5568 år (Wetzel 2001) og det hadde derfor ikke vært mulig og datert etter denne metoden. Datering ved bruk av ^{210}Pb har vist seg vanskelig i leirpåvirkede områder, og var derfor ikke et alternativ.

Total karbon og total nitrogen

”Dry combustion” metoden blir brukt for analyse av total karbon (Nelson & Sommers 1982). Det finknuste prøvematerialet analyseres på instrumentet TruSpec CHN. Analyseringen skjer ved $1050\text{ }^{\circ}\text{C}$ hvor det blir en fullstendig forbrenning, og all karbon (CO) blir oksidert til CO_2 . Konsentrasjonen av CO_2 gassen blir målt ved hjelp av infrarødt lys (IR-celle).

”Dumas” metoden blir brukt for å analysere total nitrogen (Bremmer & Mulvaney 1982). Finknust prøvemateriale blir analysert på instrumentet TrueSpec CHN. Det er det samme prinsippet som gjelder som for total karbon. Nitrogenforbindelsene blir redusert ved hjelp av kobber til N_2 . Konsentrasjonen av nitrogengassen blir målt ved termisk konduktivitet (TC-celle).

ICP-analyser

Inductively active plasma (ICP) analyser ble utført av kvalifiserte ansatte ved IMV laboratoriet, NMBU. Prøvene ble konserverte med salpetersyre (HNO_3) før analyse. Konsentrasjonen av svovel (S) ble bestemt ved ICP-OES (PerkinElmer precisely Optical Emission Spectrometer Optima 5300 PV). Andre grunnstoff som ble analysert (Al, Ba, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Sr, Mo, Cd, Cs, Hg, Pb, Th, U) skal nærmere diskuteres i en annen masteroppgave. Kalibreringsstandard ble brukt. Deteksjonsgrensen er den laveste målte konsentrasjonen av hvert stoff når stoffet med en viss sikkerhet kan påvises i analysen. Kvantifiseringsgrense er grensen hvor elementet kan måles med sikkerhet ved at det kan vises differanse mellom to verdier. Deteksjonsgrense og kvantifiseringsgrense for S finnes i vedlegg 9.

Pigmentanalyse

Konsentrasjon og identifisering av pigmenter ble funnet etter metode presentert i Thrane et al. (2015). Denne metoden er et alternativ til high performance liquid chromatography (HPLC).

Prøvene ble frysetørket til vekten var konstant før analyse. Tørkingstiden avhenger av hvor mye vann og leire prøvene inneholder. Deretter ble cirka 0,30 gram av hver sedimentprøve overført til plastrør med skrulokk. Hver prøve ble markert med prøvenummer og eksakt vekt ble notert. Prøvene ble tilsatt 5 ml etanol, og stod kaldt og mørkt i én natt for at pigmentene skulle ekstraheres. Videre ble prøvene sentrifugert i 15 min med 1900 omdreininger i minuttet for at partikler ikke skulle forstyrre ved måling av absorbans. Prøvene ble videre analysert i Spektrofotometer UH5300 HITACHI for å måle absorbans fra 400 – 700 nanometer. Det ble kjørt to blankprøver med etanol for å måle absorbansen til etanolen og kyvetten. Fem prøver ble analysert per runde. De første femten prøvene fra det nordlige bassenget ble fortynnet 1:4. I det sørlig basseng ble de fem første prøvene fortynnet 1:4. Disse prøvene ble fortynnet da de ikke var innen det lineære området. Videre ble identifisering av enkelte pigmenter modellert som en funksjon av det målte absorbansfeltet ved en matematisk utregning i programvaren R (Thrane et al. 2015).

Det vil alltid være usikkerheter knyttet til bruken av pigmenter i sedimentprøver. Dette er fordi pigmentene er utsatt for nedbrytning på vei ned i vannfasen (Leavitt 1993). Men studier viser at klorofyll a og dens nedbrytningsprodukter kan være en god indikator på primærproduksjon og antropogen påvirkning (Adams & Prentki 1986; Deshpande et al. 2014; Guilizzoni et al. 1983; Leavitt & Findlay 1994).

3.3 Statistiske analyser

Programmet Microsoft Office Excel ble brukt for å organisere og presentere dataene. Prinsippal komponent analysen (PCA) ble gjort i Minitab (versjon 17).

PCA – Prinsippal komponent analyse

Prinsippal komponent analyse er en type multivariat statistisk analyse. Multivariat statistikk brukes på datasett med mange variabler (Tabachnick & Fidell 2013). En PCA fremstiller hvilke variabler som forklarer mest av variasjonen i datasettet, samtidig som den fremstiller hvilke variasjoner som korrelerer og ikke korrelerer (Tabachnick & Fidell 2013). En PCA gir flere prinsippalkomponenter, eller akser. Den første prinsippalkomponenten vil forklare den

største variasjonen i datasettet, den andre prinsipalkomponenten vil forklare den nest største variasjonen. Det blir like mange prinsipalkomponenter som det er variabler, men de første aksene vil forklare mest av variasjonen. Første og andre akse forklarer ulike variasjoner i datasettet og er ikke korrelerte.

Før analysen ble dataene normalfordelte slik at alle verdiene befant seg innenfor en skala fra 0 – 1. På denne måten ble ulike benevninger fjernet. Formel brukt (Mohamad & Usman 2013):

$$X_y - X_{\min} / X_{\max} - X_{\min} = NX_y$$

X_y = opprinnelig verdi, X_{\min} = minste verdi, X_{\max} = største verdi, NX_y = normalfordelt verdi

Normalfordelte data finnes i vedlegg 10. De inkluderte variablene i analysen er glødetap, svovel og klorofyll a for begge bassengene. 3-års glidende gjennomsnitt for temperatur og nedbør ble inkludert med data fra Meteorologisk Institutt (u. å.) (vedlegg 8). Samtidig ble variablene klorofyll a og glødetap for innsjøen Helgetjern inkludert. Dette ble gjort for å sammenligne for regionale trender. Helgetjern ligger i Marker kommune i Østfold (59° 28'N, 11° 40'Ø). Helgetjern forvaltes i Haldenvassdraget vannområde, i vannregion Glomma. Helgetjern er en liten innsjø på 0,12 km² med et lite nedbørsfelt på 0,90 km². Nedbørsfeltet karakteriseres i stor grad av urbane områder samt skogsareal. Helgetjern har vært påvirket av kloakktilførsel og har hatt store oppblomstringer av cyanobakterier (Faafeng & Brabrand 1990).

3.4 Datainnsamling

Metodene brukt for innhenting av informasjon om historisk utvikling i nedbørsfeltet har vært litteraturanalyse samt kontakt med sentrale personer. Kilder til datainnsamlingen har vært:

- historiebøker om området
- gamle kommuneplaner
- Gran og Lunner kommuner
- Statistisk sentralbyrå
- Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA)
- Norsk Institutt for Luftforskning (NILU)
- Meteorologisk Institutt

- Dag Berge (tidligere ansatt ved NIVA)
- Randsfjordmuseene

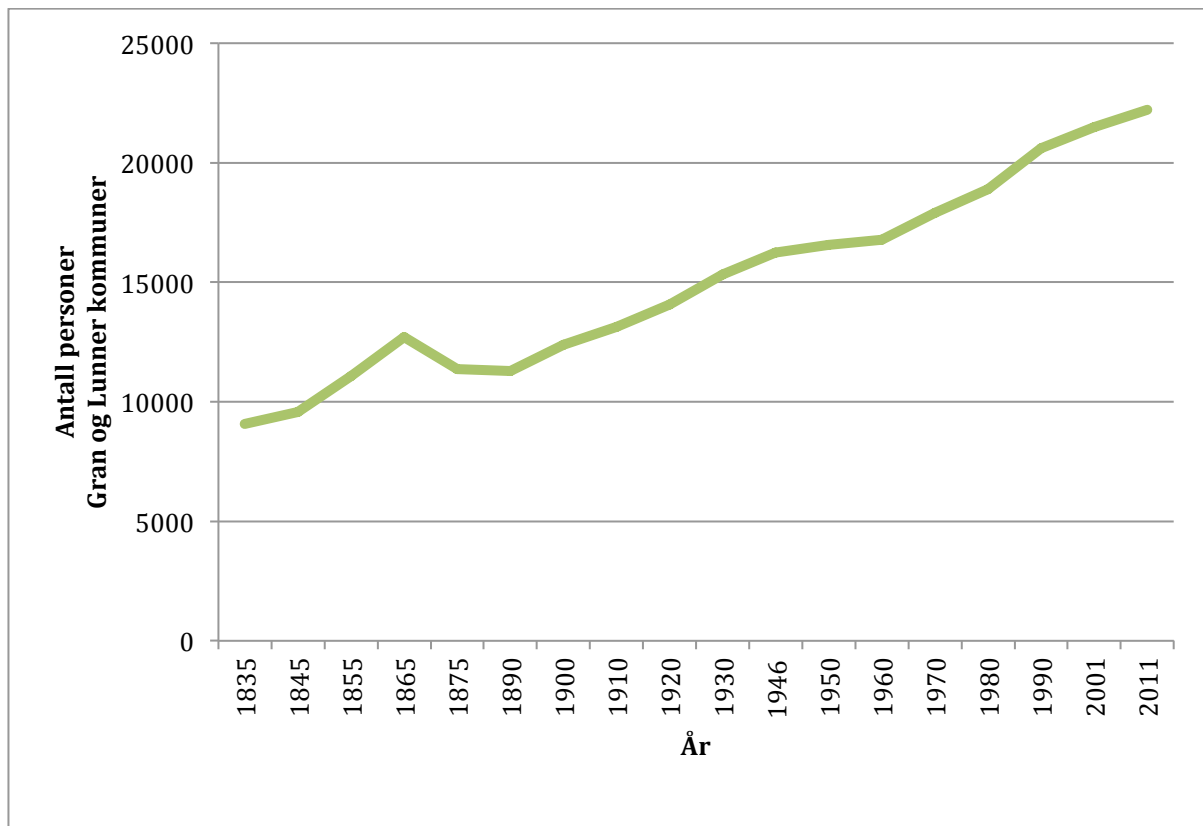
Under innsamlingen ble all data fortløpende kategorisert etter tema og tid for enklere å se hva som manglet av informasjon og hva jeg hadde. Samtidig har bearbeiding av informasjon gått ut på å skille relevant fra irrelevant informasjon. Bearbeiding av informasjon har ofte ført til nye spørsmål som har krevd mer informasjon. Det har derfor vært en tidkrevende prosess. Samtidig har det vært utfordrende å finne relevant informasjon, da det kan være vanskelig å vite hvor informasjonen finnes og eventuelt hvem som kan kontaktes.

5. Resultat

5.1 Historisk utvikling regionalt og globalt

5.1.1 Utvikling i nedbørsfeltet

Gran og Lunner kommuner har hatt mer enn en fordobling av befolkningen fra 1835 til 2011 (Figur 5). Dette er i landssammenheng en relativt liten befolkningsøking. I denne perioden har landbruksarealet endret seg fra i hovedsak å bestå av eng, til å bestå av både eng og åker. Det har foregått en urbanisering av området hvor jernbanen har vært en av de største drivkreftene. Gjøvikbanen ble åpnet i 1900 og sørget for utvikling av stasjonsbyer på Jaren, Gran, Roa og Lunner (Eikeset 2008). Urbaniseringen har endret nedbørsfeltet og ført til flere områder med tette flater.



Figur 5. Befolkningsutvikling i Gran og Lunner kommuner. Viser en fordobling i antall befolkning i Gran og Lunner kommuner fra 1835 fram til 2011 (Statistisk sentralbyrå 2015a).

Landbruk og annen næring

Landbruket har stått sterkt i Gran og Lunner som noen av Norges beste landbruksbygder (Alm 1978). Andelen landbruksarealer er på omtrent samme nivå i dag som det var i 1900 (Johannesen 2015). Arealer med gras og beite var betydelig høyere i 1900 enn hva det er i dag (Statistisk sentralbyrå 2015b). På midten av 1800-tallet begynte drenering og nydyrking. Samtidig ble det en stor satsning på husdyrhold framfor kornproduksjon som følge av stor reduksjon i tollsatsene på korn. Det ble hovedsakelig dyrket fôrvekster og gras, men også noe rotvekster og poteter fram til 1950. Det store hamskiftet som fant sted på 1870 – 1880 -årene samtidig med storsatsningen på husdyrhold, omfattet blant annet redskapsutvikling, forbedring av driftsbygninger, og gjødsling (Eikeset 2008). De to første tiårene på 1900-tallet fikk landbruket ytterligere utvikling med bruken av kunstgjødsel, kraftfôr og torvstrø. I denne perioden økte avkastningene på avlingene som følge av kunstgjødsel og grøfting. Grøfting ble også tatt i bruk som et offentlig virkemiddel under den økonomiske krisa i 1930-åra. Det ble tildelt statstilskudd til grøfting, og det ble derfor gjort mye grøftearbeid i Norge i 1930-åra (Almås 2002). I løpet av 1940-tallet økte bruken av traktor betydelig. I 1939 var det 30

traktorer på Hadeland, og i 1949 var antallet økt til 130 (Eikeset 2008). Fram mot 1950 var andelen husdyr og grasproduksjon relativt stabil. Etter 1950 skjedde det en spesialisering i jordbruket mot mer korndyrking. Dette fortsatte ut på 60- 70- og 80-tallet med noe færre husdyr. I dag er andelen av korn- og grasproduksjon mye likestilt i areal i Gran og Lunner (Statistisk sentralbyrå 2015c). Samtidig med et skifte mot kornproduksjon skjedde en kraftig økning i bruken av mineralgjødsel (Statistisk sentralbyrå 2012).

I 1958 ble vannspeilet i Jarenavatnet senket med 1,5 meter for å gi ytterligere dyrkingsareal rundt innsjøen (Bøyum & Hongve 1976). Samtidig har Vigga blitt senket og rettet i flere omganger, hvor den siste senkningen skjedde på 1980-tallet (Johannessen 2015). På 1970- og 1980-tallet var det en del nydyrking, drenering og bakkeplanering, samtidig som det ble bygd flere vanningsanlegg. Vigga ble tatt i bruk til jordbruksvanning, og somre med lite nedbør sammen med vanningsanlegg førte til at Vigga var tørr i 1977 en km oppstrøms for Jarenavatnet.

Skogsarealet i nedbørsfeltet er på 47 % (Lie 2015). Dette er hovedsakelig privat skog og tilhører gårdsbruk. Dette medfører at det varierer fra år til år hvor mye som blir avvirket i hver teig, og det er ikke regelmessig avvirkning. Tidligere var det bygdeallmenninger som eide skogen. Her kan det ha vært en mer kommersiell drift på skogen. I følge Gudbrand Johannessen, leder for landbrukskontoret for Gran, Lunner og Jevnaker har skogdriften vært av en relativt liten skala i dette området. Det har aldri vært drevet med tømmerfløting i nedbørsfeltet.

Samtidig med et sterkt jordbrukssamfunn, har Viggadalføret vært et område for annen næring. I 1900 var 25% sysselsatt i industrien i Gran kommune (Eikeset 2008).

Gruvevirksomhet fra Nysæter-gruvene med utvinning av sink, strakk seg fra 1888 til 1927, med mest intensiv drift fra 1904 til 1927. Her ble det totalt tatt ut ca. 60.000 tonn råmalm (Arnesen 1996). Andre næringer som har ligget i Viggadalføret er blant annet garveri, potetkokeri, meieri, møllebruk og sagbruk (Eikeset 2008). Ved Viggas innløp til Jarenavatnet har det ligget et sagbruk. Dette var i drift fra ca. 1920/1930 til 1970-tallet (Eikeset 2008).

Urbanisering

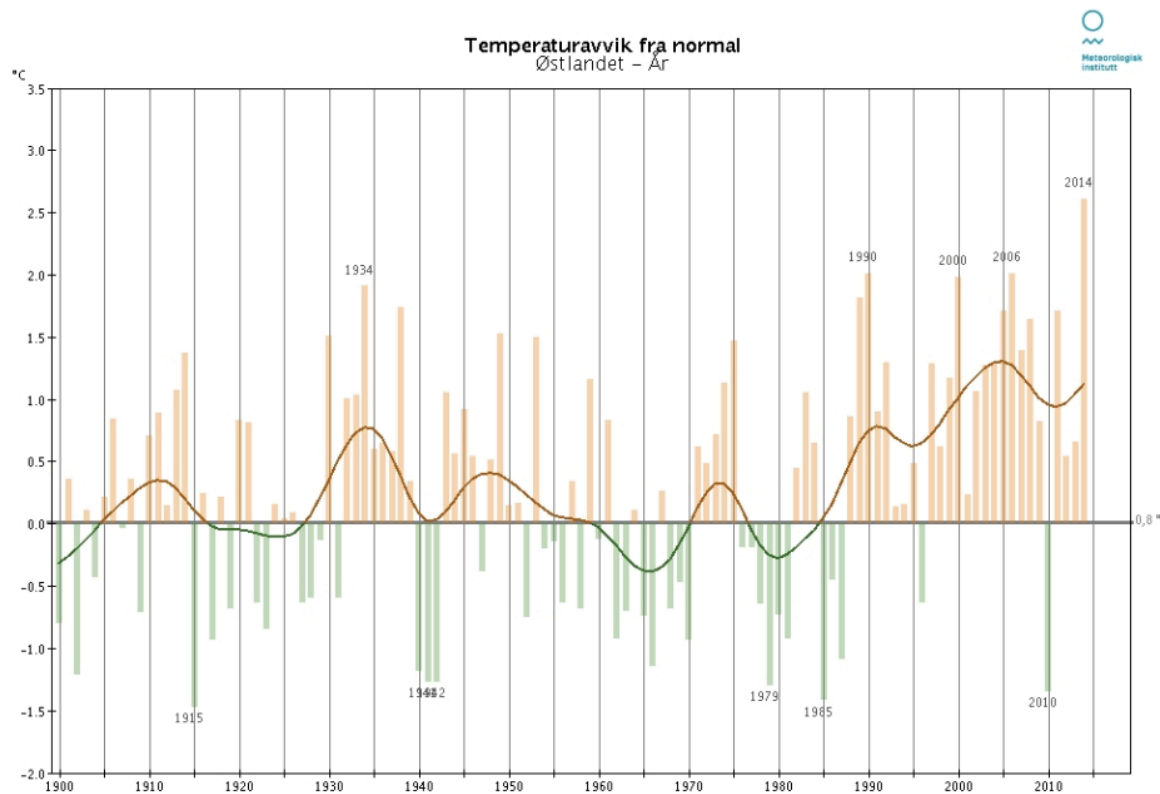
Med en fordobling i befolkningen har det skjedd en utvikling og fortetting av boliger. Fra 1950 – 1970 var tettstedene som Gran og Jaren noen av de med størst prosentvis økning på 103% og 68%. Tettstedene Skjervumfeltet og Haug-Grindaker som ligger øst for Jarenvatnet ble bygget ut i 1976 og 1979. Rundt 1950- og 1960-tallet fikk de fleste husholdninger på landsbygda vannklosett, mens kommunalt renseanlegg ikke ble etablert før tidlig på 1970-tallet (Berge 2015). Brandbu renseanlegg (RA) er kommunalt renseanlegg for Gran kommune og ligger nedstrøms Jarenvatnet. Volla RA er kommunalt renseanlegg for Lunner kommune og ligger oppstrøms Jarenvatnet. Begge renseanleggene ble etablert tidlig på 1970-tallet og begge har hatt en opprustning på 2000-tallet. Flertallet i kommunene er koplet på det kommunale avløpsnett, men det er fortsatt en del som benytter seg av separate avløpsanlegg. I Gran kommune er det rundt 5000 personer eller 37% av befolkningen som har separate avløpsanlegg (Gran kommune 2011). I Lunner er det totalt 1400 separate anlegg, hvor mange finnes i nedbørsfeltet til Vigga (Lunner kommune 2014). Da Brandbu RA ble etablert i 1973 ble det meste av bebyggelsen mellom Gran og Jaren knyttet til det kommunale avløpsnett. Ledningsnett i dette området er gammelt og lekkasjer vil forekomme. Før det kommunale ledningsnett ble etablert var det slamavskillere og private septiktanker og enkelte hadde utslipp rett i bekker.

Det ble etablert veg i Viggadalen på 1860 – 1870-tallet. Dette er i dag er Riksveg 4. Det ble gjort utbedringer og enkelte utrettinger på vegen fram til 1965. Vegen gikk på vestsiden av Jarenvatnet fram til 1965, etter 1965 ble vegen lagt på østsiden av innsjøen (Statens vegvesen 2002).

5.1.2 Global utvikling

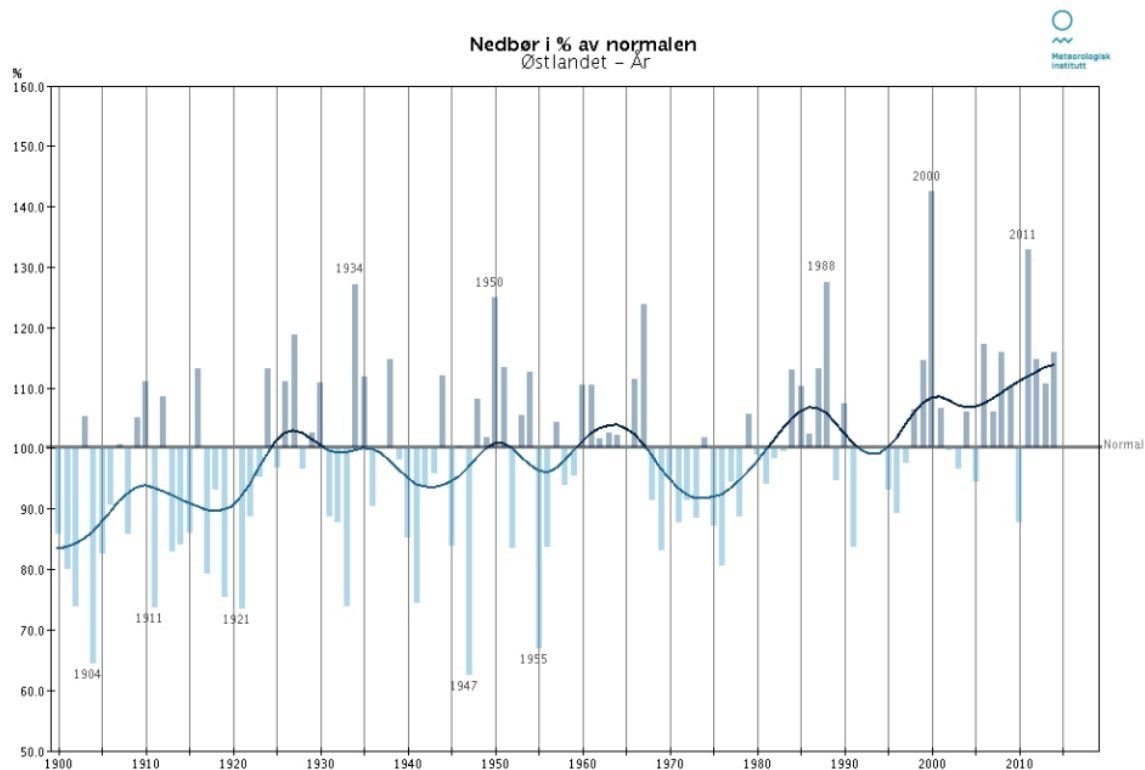
Klima

Klimaet for Østlandet fra 1900 er vist i Figur 6 og Figur 7, som årsgjennomsnitt for temperatur og nedbør. Figurene viser variasjon over tid fra 1900 til 2014. Det er derfor utfordrende å trekke ut hvilke tidsperioder som er verdt å nevne, og det er derfor fokusert på hovedtrendene.



Figur 6. Årlig gjennomsnittstemperatur vist som avvik fra normalen fra 1900 – 2014. Figuren viser at det generelt har blitt høyere temperatur fra 1900 til 2014 med en kortere varmeperiode på 1930-tallet (Meteorologisk institutt 2015b).

Global dimming kan ha vært årsaken til den kaldere perioden vi ser på 1960- og 1970-tallet. Global dimming er forklart som aerosoler i atmosfæren som følge av industrielle utslipp, noe som reduserer solinnstråling ved reflektering (Kvalevåg et al. 2009; Mitchell & Johns 1997; Stanhill & Cohen 2001).

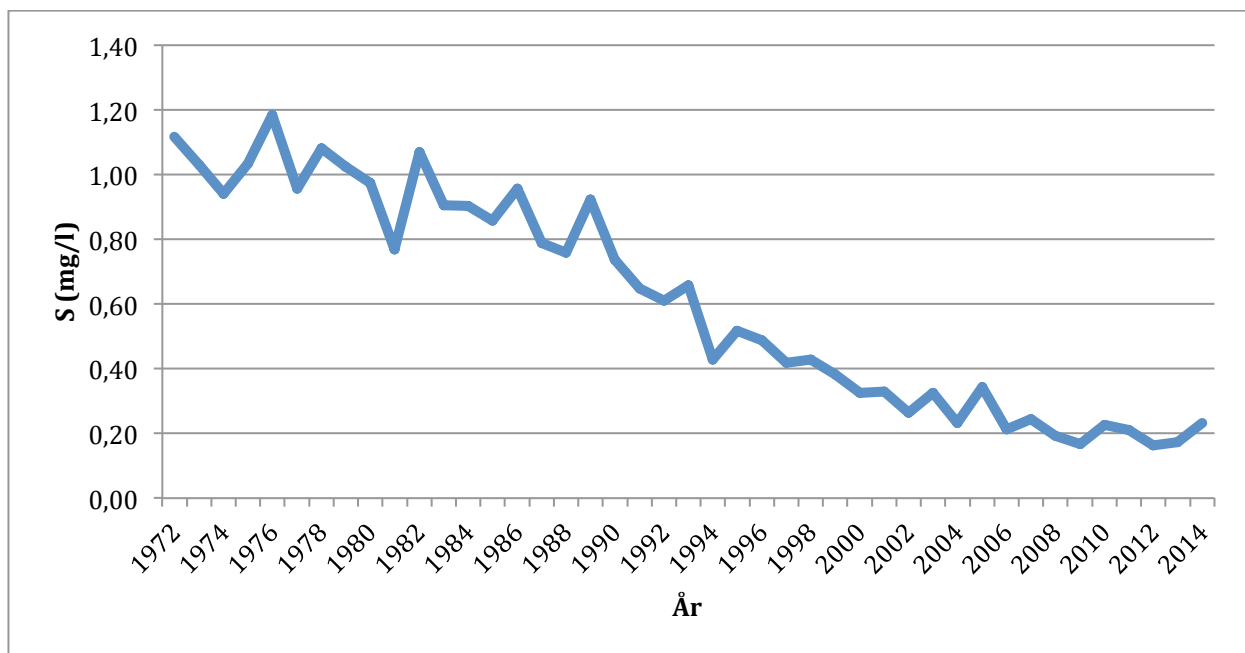


Figur 7. Årlig gjennomsnittsnedbør vist som avvik fra normalen fra 1900 – 2014. Figuren viser en periode med mindre nedbør de første tiårene på 1900-tallet for videre å stabilisere seg fram til 1970. Fra 1980 vises en periode med økt nedbør (Meteorologisk institutt 2015b).

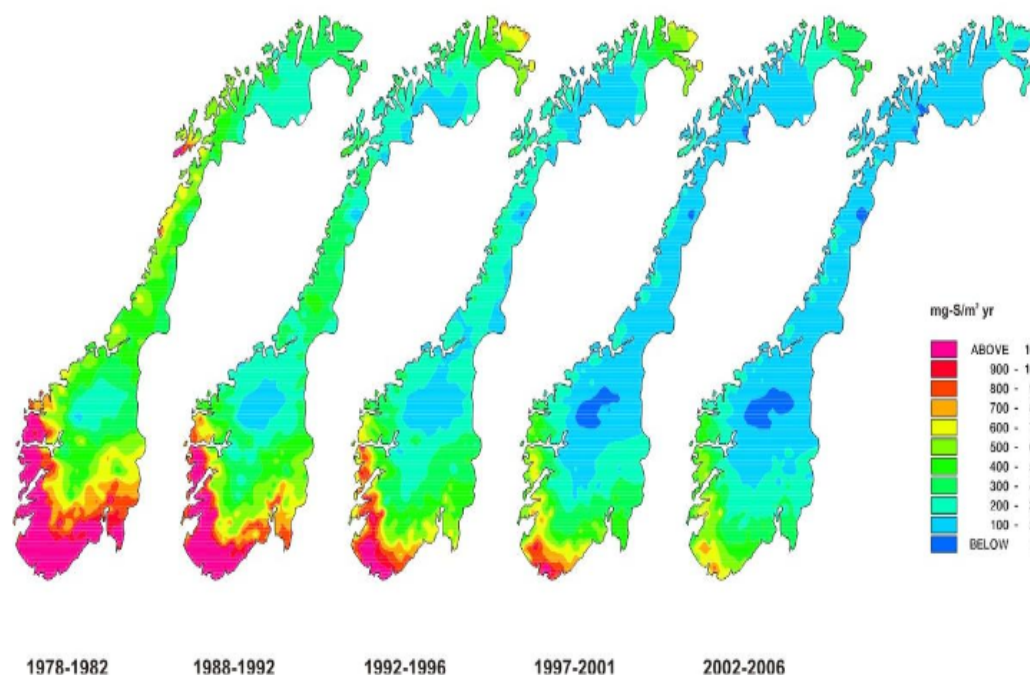
Sur nedbør

Det var en stor økning i utslipp av svoveldioksid og nitrogenforbindelser mellom 1950 og 1970, hvor høyeste utslipp av svoveldioksid skjedde på midten av 1960-tallet fram til midten av 1970-tallet (Shöpp et al. 2003; Aas et al. 2007). Av svovelnedfallet som er i Norge i dag er 90 % utslipp fra andre land, og for nitrogennedfallet er tallet 80 % (Miljødirektoratet 2015).

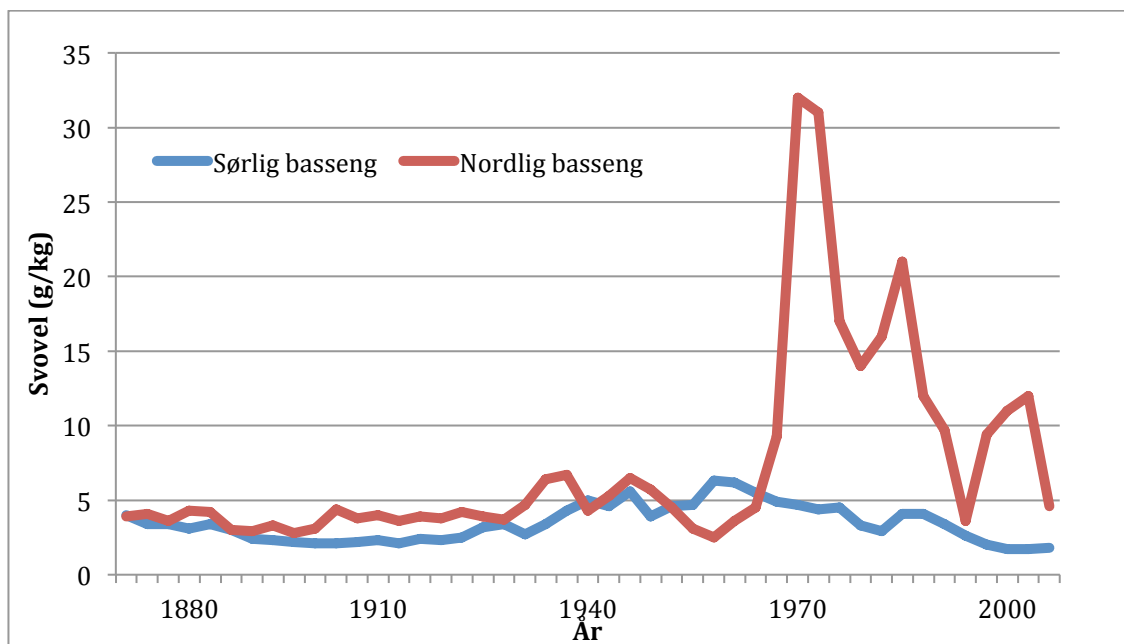
De to siste tiårene har det vært en reduksjon av svovelutslipp på 85 % (Figur 8) (Miljødirektoratet 2015). I Figur 9 vises geografisk forskjell i mengde avsetning av svovel for Norge. Ut fra figuren vises store geografiske ulikheter i mengde avsetning av svovel. Svovelinnholdet i Jarenvatnet vises i Figur 10.



Figur 8. Konsentrasjon av svovel i nedbør fra Løken stasjon, fra 1972 – 2014, sjøsaltkorrigert. Målingene fra Løken viser en tydelig nedgang fra 1980-tallet fram til 2014 (Aas et al. 2014).



Figur 9. Viser store geografiske ulikheter i mengde avsetning av sjøsaltkorrigert svovel fra 1978 – 2006 (mg-S/m²/år) (Aas et al. 2009). Jarenvatnet ligger i et av områdene hvor det har vært størst avsetning av svovel i følge kartet. Samtidig ligger Jarenvatnet i et av områdene som har hatt en rask reduksjon i avsetning av svovel, sett ut av kartet.



Figur 10. Svovelinholdet i sedimentet til Jarevatnet for sørlig (blå) og nordlig basseng (rød). I sørlig basseng økes innholdet av svovel fra cirka 1930 fram til 1970 for så å reduseres. I nordlig basseng vises en drastisk økning av svovelinholdet i sedimentet på 1970-tallet, samt to senere topper rundt 1980 og 2000.

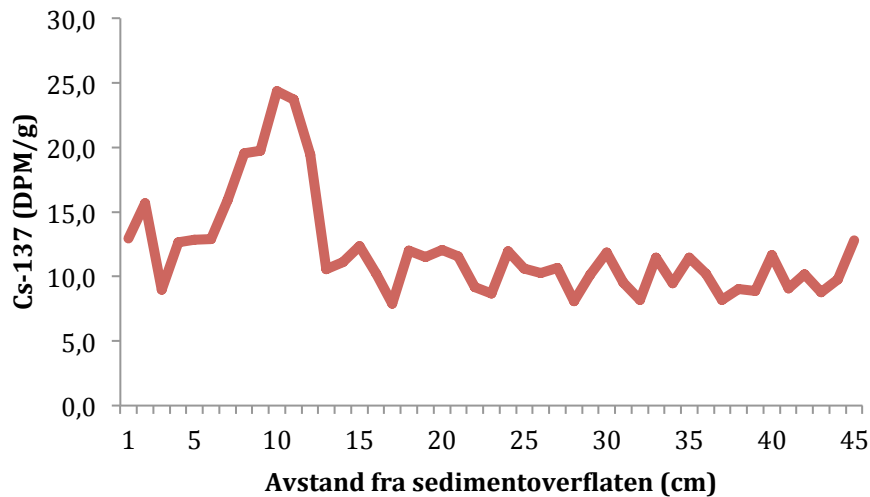
5.2 Analyseresultater

Datering

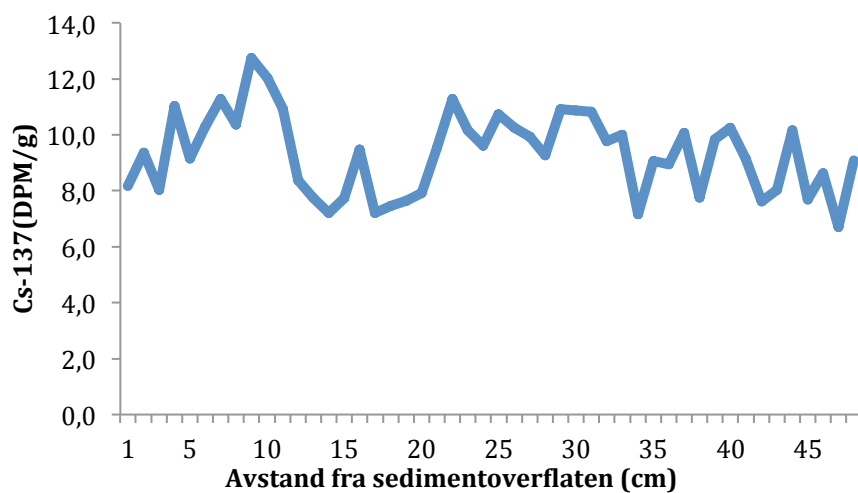
Cesiumanalysen viste en tydelig topp ved 10 cm for nordlig basseng, antatt at dette skyldes Tjernobylyllykken i 1986 (Figur 11). For sørlig basseng viste analysen flere små topper, men med en høyere topp ved 9 cm som antas å skyldes Tjernobylyllykken (Figur 12). Med dette som bakgrunn ble sedimentasjonshastigheten beregnet til å være 3,2 mm/år i sørlig basseng og 3,6 mm/år i nordlig basseng, basert på formel:

$$\text{Cs-137 topp}_{\text{cm}} / 28 \text{ år} = \text{årlig sedimentasjonshastighet}$$

Gjennomsnittlig sedimentasjonshastighet blir benyttet for å anslå alder på sedimentprøvene. Dateringen etter 1986 innebærer noe usikkerhet. Konkrete årstall blir likevel vist i figurer for å gjøre det lettere for leser.



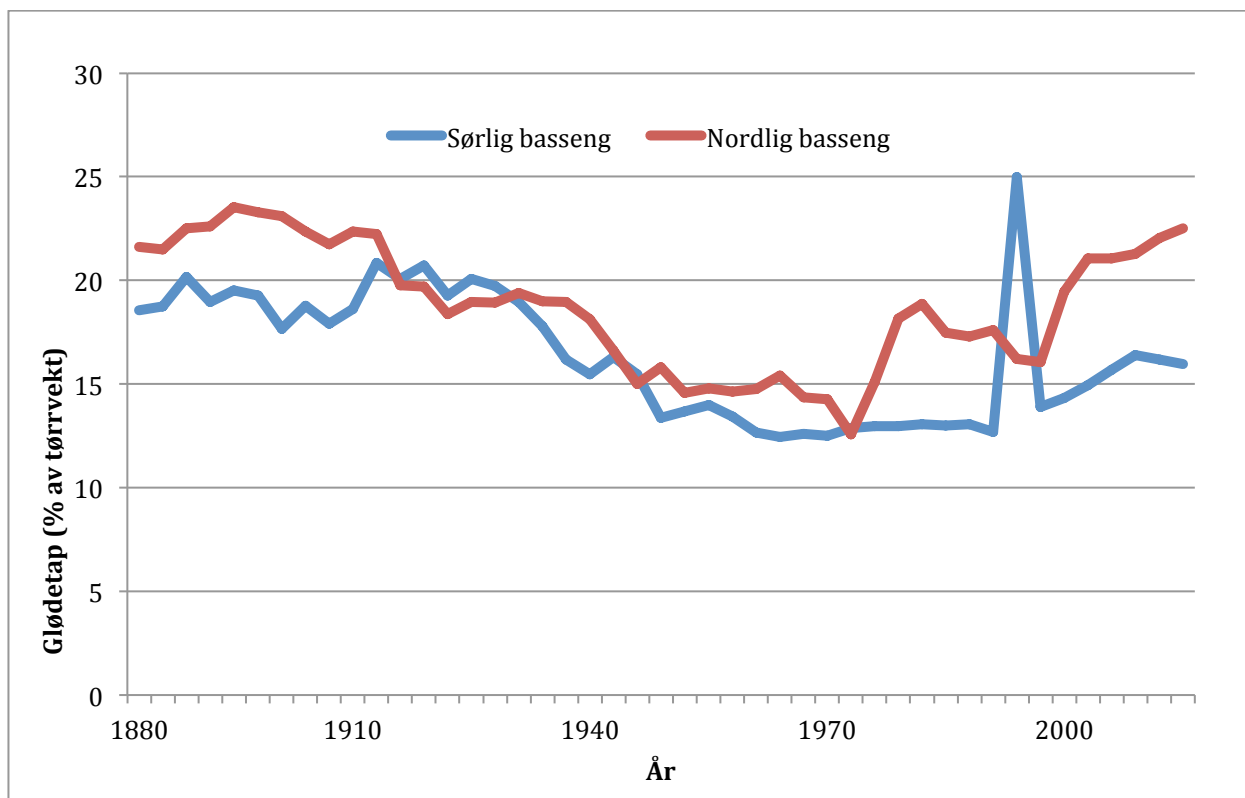
Figur 11. Innholdet av Cs-137 i sedimentsøylen fra nordlig basseng, Jarenavatnet. Figuren viser en tydelig topp ved 10 cm dybde i sedimentsøylen for nordlig basseng.



Figur 12. Innholdet av Cs-137 i sedimentsøylen fra sørlig basseng, Jarenavatnet. Resultatene for sørlig basseng viser flere mindre topper, men med en noe høyere topp ved 9 cm i sedimentsøylen.

Glødetap

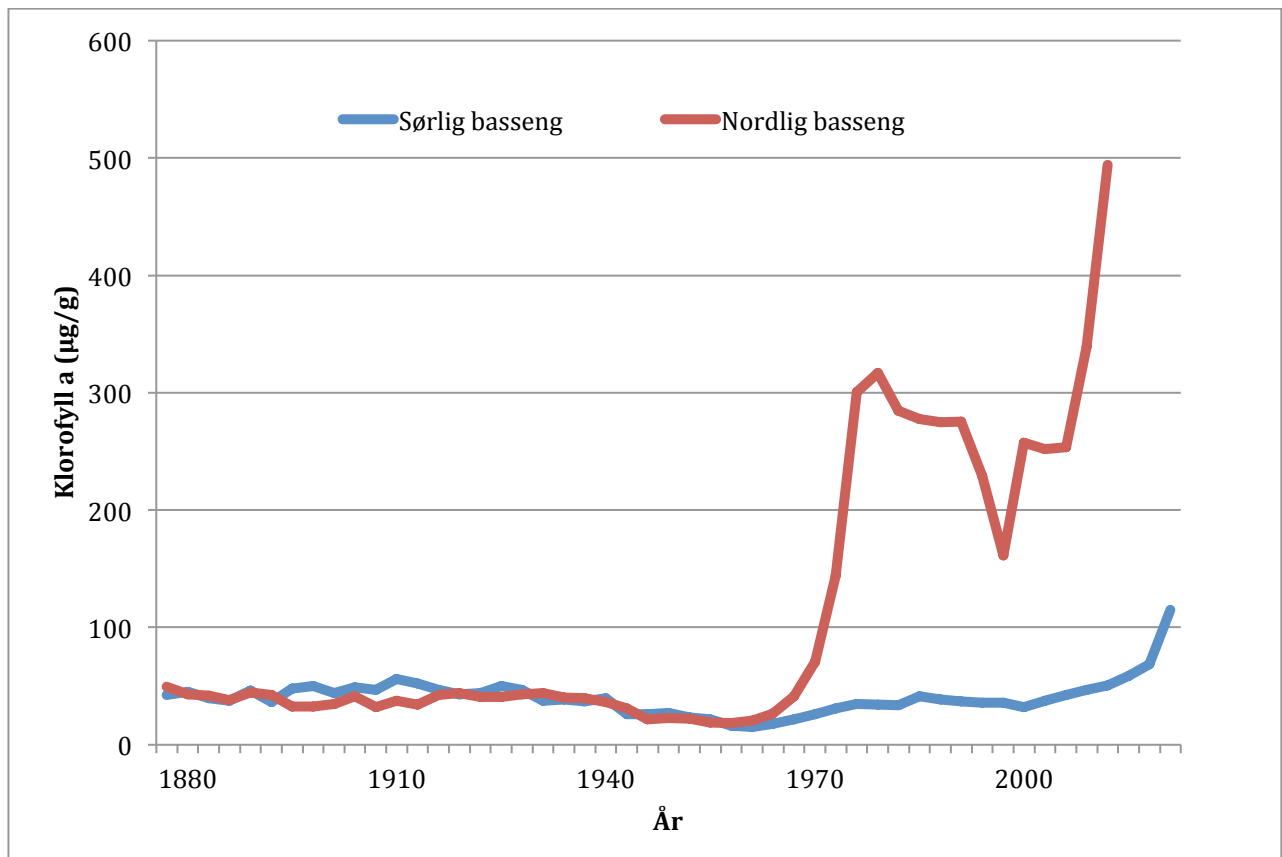
Resultatene for glødetap er vist i Figur 13. Resultatene for glødetap representerer organisk materiale i sedimentsøylen. Resultatene viser at nordlig og sørlig basseng følger samme utvikling fram til rundt 1970. Videre viser bassengene ulik utvikling i resultatene for organisk materiale.



Figur 13. Glødetap (%) for sørlig (blå) og nordlig (rød) basseng. Resultatene viser en nedgang i organisk materiale fra slutten av 1800-tallet fram til rundt 1950-1960-tallet hvor det stabiliserer seg, og holder seg på dette nivået til cirka 1970. Fra 1970 ser vi en økning i nordlig basseng, for så å ha en liten nedgang fra rundt 1980/1990-tallet fram til 2000. Videre vises en økning for nordlig basseng på 2000-tallet. Sørlig basseng forholder seg stabilt fra rundt 1950 til 1990-tallet. På slutten av 1990-tallet er det registrert en svært høy verdi for sørlig basseng. Dette er kun én verdi og ingen trend, og er derfor vanskelig å tolke. Videre vises en økning for sørlig basseng på 2000-tallet. Nivået til det nordlige bassenget på 2000-tallet ligger på omtrent samme nivå som på slutten av 1800-tallet. I det sørlige bassenget ser vi imidlertid at nivået for organisk materiale på 2000-tallet er lavere enn på slutten av 1800-tallet.

Klorofyll a

Figur 14 viser resultatene for klorofyll a for begge bassengene. Resultatene viser at nordlig og sørlig basseng følger hverandre fram til rundt 1960/1970-tallet. Fra 1960/1970-tallet vises en ulik utvikling i nordlig og sørlig basseng. De to øverste cm i sedimentsøylen som representerer de siste årene på 2000-tallet er ikke sammenlignbare med eldre lag dypere i sedimentsøylen da manglende nedbrytning gir høyere verdier. Verdiene er likevel tatt med for å vise hele tidsserien.



Figur 14. Viser klorofyll a (gitt som klorofyll a + hovednedbrytningproduktet pheophytin a) for sørlig og nordlig basseng, hvor blå linje er sørlig basseng og rød linje er nordlig basseng. Figuren viser at bassengene ligger på cirka samme nivå fra slutten av 1800-tallet og fram til rundt 1960. Fra rundt 1920 fram til 1960 vises en viss nedgang. Slutten av 1960-tallet / begynnelsen av 1970-tallet viser en markant økning i det nordlige bassenget. En viss økning i det sørlige er også synlig fra rundt 1970-tallet, men forholder seg relativt stabilt hele tidsserien. Etter toppen på 1970- og 1980-tallet stabiliserer det seg noe igjen i det nordlige basseng. En nedgang er synlig i nordlig basseng rundt 2000. Dette er kun en verdi og kan være vanskelig å tolke.

Total karbon og total nitrogen

Resultatene for total karbon og total nitrogen viste lave konstante verdier. Resultatene er derfor ikke tatt med i diskusjonen, men verdiene finnes i vedlegg 6 og 7.

5.3 Statistiske analyser

Prinsippal komponent analyse (PCA)

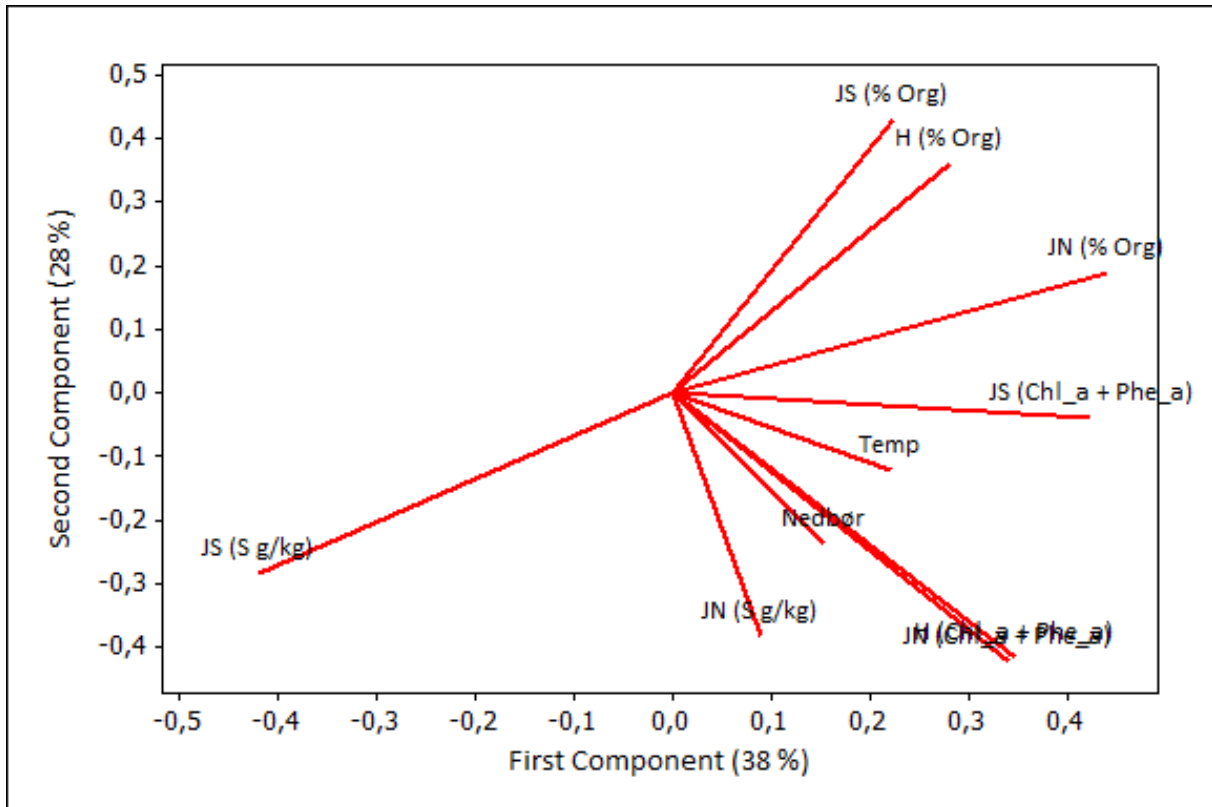
De to første aksene, PC1 og PC2 hadde egenverdier på henholdsvis 3,8 og 2,7 (Tabell 1). Egenverdiene representerer størrelsen på variasjon for hver av aksene. De to aksene forklarer til sammen 65,8 % av variasjonen i datasettet, hvor PC1 forklarte mest av variasjonen på

38,8 % og PC2 forklarte 21,1 % (Tabell 1). Aksen karakteriseres av de variablene med høyest forklaringsverdi langs aksene. PC1 var karakterisert av flere variabler. Jarevatnet nord (N) (% Org), Jarevatnet sør (S) (klo_a+Phe_a), Helgetjern (klo_a+Phe_a), Jarevatnet N (klo_a+Phe_a), Helgetjern (% Org), Jarevatnet S (% Org) var positivt korrelert med PC1. Jarevatnet S (S g/kg) var negativt korrelert med PC1. PC2 var positivt korrelert med Jarevatnet S (% Org) og Helgetjern (%Org), og negativt korrelert med Jarevatnet N (Chl_a+Phe_a), Helgetjern (Chl_a+Phe_a), Jarevatnet N (S g/kg), Jarevatnet S (S g/kg) og nedbør. Analysen viser i Figur 15 stor variasjon mellom sørlig og nordlig basseng i Jarevatnet i alle variablene. Likheter mellom Jarevatnet og Helgetjern for organisk materiale og klorofyll a ble funnet.

Tabell 1. PCA resultater for Helgetjern og Jarevatnet. Viser egenverdi, forklaringsandel i prosent og korrelasjonsverdier for første og andre akse.

Eigenvalue	3,829	2,748
Proportion	0,383	0,275
Cumulative	0,383	0,658

Variable	PC1	PC2
Temp	0,221	-0,120
Nedbør	0,155	-0,236
H (Chl_a + Phe_a)	0,348	-0,415
H (% Org)	0,281	0,362
JS (Chl_a + Phe_a)	0,426	-0,040
JS (% Org)	0,225	0,432
JS (S g/kg)	-0,420	-0,283
JN (Chl_a + Phe_a)	0,341	-0,421
JN (% Org)	0,441	0,191
JN (S g/kg)	0,090	-0,381



Figur 15. Prinsippal komponent analyse (PCA) for Jarevatnet nordlig (JN) og sørlig basseng (JS), og Helgetjern (H). Figuren viser en korrelasjon mellom klorofyll a fra Jarevatnet (nord) og Helgetjern. Temperatur og nedbør viser korrelasjon med klorofyll a for Jarevatnet (nord og sør) og Helgetjern, men forklarer ikke hele variasjonen. Jarevatnet (sør) er negativt korrelert med svovelinnholdet i sedimentet. Organisk materiale i Jarevatnet (sør) og Helgetjern er korrelert. Organisk materiale og klorofyll a er plassert langt fra hverandre og indikerer ulike forklaringsvariabler.

6. Diskusjon

Resultatet fra analysene viser variasjon i organisk materiale, klorofyll a og svovel i begge bassengene i Jarevatnet. Innholdet av organisk materiale, klorofyll a og svovel kan variere naturlig, og som følge av antropogen påvirkning. Det finnes mange drivkrefter til variasjon, hvorav flere er diskutert i dette studiet.

6.1 Drivkrefter til variasjon - naturlig og antropogen

Drivkrefter for variasjon i svovel

Resultatet for svovel viser en økning i sørlig basseng fra rundt 1930 til 1970 (Figur 10). En markant økning vises i nordlig basseng på 1970-tallet. Det finnes flere kilder til svovel i sediment. Svovel er en naturlig del av organisk materiale og organisk materiale er derfor en naturlig kilde til svovel (Wetzel 2001). En annen kilde er binding av jernsulfid til sedimentet ved anoksiske forhold (Smol 2008). En tredje kilde er atmosfærisk avsetning av sulfat. En fjerde kilde er svovel i mineraler. Økningen i sørlig og nordlig basseng sammenfaller med perioden med høyest utslipp av svovel. De to bassengene viser en topp i svovel noe ulikt på tidsskalaen. Gitt at sørlig basseng vil få et større partikkelinnhold da det mottar avrenning fra et større nedbørsfelt kan det være at sedimentasjonshastigheten til en viss grad er høyere, og at de to toppene vist i svovel derfor sammenfaller i tid. Da økningen i sørlig basseng skjer samtidig med en global økning i svovelutslipp kan det antas at økningen er et uttrykk for atmosfærisk avsetning av sulfat. Studier gjort i Østmarka i Oslo har vist fordobling og tredobling av svovelverdier i sedimentet, hvor det antas at avsetning av sulfat er årsaken til økningen (Sund Sæther 2009). Den markante økningen i nordlig basseng viser mer enn en tredobling, samtidig som det er en svært bratt kurve. Økningen på 1970-tallet i nordlig basseng sammenfaller med en økning i trofi i innsjøen (Faafeng et al. 1982), og anoksiske forhold kan ha oppstått. Det kan derfor antas at den kraftige økningen i nordlig basseng er som følge av jernsulfid som bides til sedimentet ved anoksiske forhold og et høyt utslipp av svovel. Etter 1980 vises en reduksjon i svovel og to mindre topper på 1990- og 2000-tallet. Globale utslipp av svovel reduseres etter 1980. De to toppene vist i nordlig basseng kan trolig skyldes andre kilder enn atmosfærisk avsetning av sulfat. Da det fortsatt er problemer med stor primærproduksjon på 1990-tallet og på 2000-tallet er det sannsynlig at det vil ha oppstått anoksiske forhold. De to toppene kan med dette som bakgrunn indikere anoksiske forhold og binding av jernsulfid til sedimentet.

Sørlig basseng er grunnere og anoksiske forhold kan derfor antas å ikke være et like stort problem. Nedgangen som vises i sørlig basseng fra rundt 1970-tallet kan være en indikasjon på nedgang i utslipp av svovel. I Årungen innsjø som ligger i Akershus er det også sett en nedgang i svovelverdiene de siste 30 årene, hvor deler av forklaringen antas å være redusert utslipp av svovel (Riise et al. 2010). For Jarevatnet vises høyere verdier av svovel på 1800-tallet sammenlignet med verdier på 2000-tallet. De høyere verdiene på 1800-tallet kan være påvirket av gruvedriften som fant sted i nedbørsfeltet. Samtidig kan alunskiferen som finnes i nedbørsfeltet ha ført til høyere bakgrunnsverdier, da alunskiferen inneholder svovel (Falk et al. 2006).

Drivkrefter for variasjon i organisk materiale (glødetap)

Variasjon i trend mellom organisk materiale og klorofyll a vises tydelig (Figur 13 og 14). Organisk materiale viser en tydelig nedgang fra slutten av 1800-tallet. Klorofyll a viser ikke den samme trenden, men forholder seg stabil fram til cirka 1940. Dette indikerer at organisk materiale i Jarevatnet ikke kun er bestemt av innsjøens primærproduksjon, men også avhenger av alloktont materiale. Endringer i organisk materiale i denne perioden indikerer derfor endringer i tilførsel av alloktont materiale. Flere drivkrefter kan ha vært viktige. Nedgangen i organisk materiale er synlig både i sørlig og nordlig basseng (Figur 13). Nedgang i organisk materiale i denne perioden er også tilfelle for Helgetjern i Østfold, inkludert i PCA. Tilsvarende nedgang i organisk materiale er også sett i flere innsjøer i Europa (Bragée 2013; Cunningham et al. 2011). Med dette som bakgrunn kan det antas at det er en regional trend, som da vil være styrt av drivkrefter av regional karakter. Reduksjon i organisk materiale kan forklares av flere faktorer. Klimavariabler som temperatur, nedbør og solinnstråling kan påvirke innholdet av organisk materiale i innsjøer (Freeman et al. 2001; Hongve et al. 2004; Hudson et al. 2003; Haaland et al. 2010; Schindler et al. 1996a). Økt temperatur har vist til redusert tilførsel av organisk materiale (Schindler et al. 1996a). Samtidig er det vist at økt temperatur kan gi økt tilførsel av organisk materiale (Freeman et al. 2001). Det er derfor utfordrende å vite sikkert hvordan endring i klima kan ha påvirket organisk materiale. Da klimavariablene temperatur og nedbør (Figur 6 og 7) viser flere variasjoner enn en tydelig trend er det også vanskelig å se klart hvordan dette kan ha påvirket organisk materiale. Samtidig kan det ikke utelukkes å ha hatt påvirkning. Men ut fra ordinasjonsanalysen (PCA) ser det ut som andre drivkrefter er viktigere for endringen i

organisk materiale i Jarevatnet og Helgetjern enn klimavariablene temperatur og nedbør (Figur 15).

På 1980-tallet ble det foreslått at atmosfærisk avsetning av sulfat som følge av svovelutslipp kunne stå for nedgang i organisk materiale (Krug & Frink 1983). Flere studier har vist sammenheng mellom atmosfærisk avsetning av sulfat og organisk materiale (Ekström et al. 2011; Haaland et al. 2010). Atmosfærisk avsetning av sulfat kan derfor være en drivkraft for endringen i organisk materiale. Ordinasjonsanalysen viser en negativ korrelasjon mellom organisk materiale i sørlig basseng og svovelinnhold i sørlig basseng. Dette støtter oppunder at atmosfærisk avsetning av sulfat er en av drivkreftene for nedgangen i organisk materiale, da det antas at svovel i sørlig basseng er en indikator på avsetning av sulfat. Det finnes ikke målinger på svovelinnhold i nedbør før 1972 i dette området, og det er derfor ikke mulighet for å se på korrelasjon mellom organisk materiale og svovelinnhold i nedbør. For Helgetjern kan det antas at atmosfærisk avsetning av sulfat kan ha vært en viktig drivkraft for nedgangen sett i innsjøen da den følger mye den samme trenden som Jarevatnet sitt sørlige basseng (Kvam 2015).

Andre forklaringsfaktorer for nedgangen i organisk materiale er arealendringer som for eksempel grøfting (Cunningham et al. 2011). Grøfting kan redusere tilførselen av organisk materiale til avrenningsvannet på grunn av mindre kontakttid med øvre humuslag (Åström et al. 2001) og kan derfor redusere innholdet i innsjøen (Cunningham et al. 2011). Grøfting ble gjort de første tiårene på 1900-tallet og var et politisk virkemiddel i 1930-åra hvor det ble gjort betydelig med grøfting i hele Norge (Almås 2002). Grøfting kan derfor være en del av forklaringen på nedgangen i organisk materiale. Samtidig er det funnet at grøfting kan øke eksport av organisk materiale fra nedbørsfeltet (Ecke 2008). Det er derfor vanskelig å vite sikkert hvordan grøfting kan ha påvirket tilførsel av organisk materiale.

Fra 1970 vises en økning i organisk materiale i nordlig basseng. Økningen vises fram til 1980-tallet, for videre å reduseres fram til 2000. Økningen i nordlig basseng skjer samtidig med en økning i klorofyll a og sammenfaller med en periode med utbygging og økning i befolkningstetthet. Liknende trender er sett i Mjøsa (Hobæk et al. 2012) og Gjersjøen (Kyle et al. 2015) som følge av urbanisering og manglende infrastruktur for kloakkhåndtering. Trenden i Jarevatnet sitt nordlige basseng kan trolig forklares med samme faktor, da urbanisering også var tilfellet i nedbørsfeltet til nordlig basseng. Med denne antakelsen kan

det være at nedgangen som vises på 1980-tallet fram til rundt 2000 kan forklares med økte påkoblinger på kommunalt renseanlegg og strengere krav til private avløpsanlegg.

Samtidig med økningen i nordlig basseng på 1970-tallet skjer det en omlegging i jordbruket fra eng til åker. Dette kan også ha ført til en høyere andel organisk materiale da åpne åkerarealer er mer utsatt for erosjon sammenlignet med grasarealer (Norsk Landbruksrådgivning u.å.). I sørlig basseng vises ingen økning i organisk materiale i denne perioden. Da sørlig basseng mottar avrenning fra en langt større andel av nedbørsfeltet, ville det vært sannsynlig at en liknende økning var synlig i sørlig basseng om landbruk var en viktig driver for den viste økningen i organisk materiale på 1970-tallet. Med dette som bakgrunn er det utfordrende å si om landbruk har hatt en stor påvirkning på økningen som vises i nordlig basseng.

I tidsperioden hvor det skjer en økning i nordlig basseng, ligger sørlig basseng på et stabil nivå for organisk materiale (cirka 1960 – 1990). I samme periode som organisk materiale forholder seg stabilt i sørlig basseng, er utslipp av svoveldioksider på sitt høyeste. Liknende trend er sett sør i Sverige (Bragée 2013). Eksperimenter har vist at reduksjon i tilførsel av organisk materiale, som følge av forsuring, har vist seg å stabiliseres etter en nådd pH-verdi, selv med økende tilførsel av sure forbindelser (Evans et al. 2012). Ut i fra dette kan det antas at stabiliseringen av organisk materiale skjer som følge av en stabilisering av nedbørsfeltet ved en nådd pH-verdi. Fra 1990-tallet begynner en økning i organisk materiale i sørlig basseng, samtidig reduseres utslipp av svoveldioksider. Økning i organisk materiale i flere innsjøer i Europa og Nord-Amerika har blitt forklart med reduserte utslipp av svovel (Evans et al. 2006; Monteith et al. 2007). Da økning i organisk materiale sammenfaller med en nedgang i svovel i sørlig basseng kan dette indikere at det er reduserte utslipp av svovel som fører til økningen i organisk materiale. Ordinasjonsanalysen (PCA) støtter denne antakelsen da det vises negativ korrelasjon mellom svovel og organisk materiale.

Sammenlignes verdiene på 1800-tallet med verdiene på 2000-tallet for organisk materiale for sørlig basseng, er verdiene lavere på 2000-tallet. En mulig forklaring på dette kan være at gjenopprettelsen etter påvirkningen fra svovelutslipp fortsatt ikke er fullstendig, og at en videre økning i organisk materiale kan forventes. Samtidig kan andre faktorer forklare det lavere innholdet av organisk materiale. Urbanisering øker andelen tette flater og fører til økt

avrenningshastighet (Hood et al. 2006). Det kan derfor være at økt avrenningshastighet har ført til fortynning av alloktont materiale og gitt et lavere innhold av organisk materiale.

Den globale dimmingen som antas å ha ført til lavere temperaturer og mindre solinnstråling på 1960-tallet (Kvalevåg et al. 2009; Mitchell & Johns 1997; Stanhill & Cohen 2001) kan ha hatt en påvirkning på tilførsel av organisk materiale som følge av lavere biologisk aktivitet i nedbørsfeltet. Samtidig vises en viss reduksjon i klorofyll a rundt 1960-tallet. Lavere temperatur kan føre til en lavere produksjon, da temperatur er en viktig drivkraft for produksjon i terrestrisk og akvatisk miljø (Wetzel 2001; Økland & Økland 1996).

Det finnes også andre potensielle drivkrefter til endringen i organisk materiale i nedbørsfeltet til Jarevatnet som ikke bør bli oversett. Vigga har blitt rettet og senket på flere strekninger oppstrøms Jarevatnet mellom 1930 og 1980. Dette kan ha hatt en påvirkning på tilførsel av organisk materiale. Ved retting av elveløp økes ofte gradienten, som kan føre til økt erosjon (Brookes 1987). Det kan derfor være at rettingen av Vigga har ført til økt tilførsel av organisk materiale.

Drivkrefter for variasjon i klorofyll a

Resultatet for klorofyll a viser at nordlig og sørlig basseng følger samme utvikling fra slutten av 1800-tallet og fram til ca. 1970 (Figur 14). En viss reduksjon i klorofyll a vises på 1960-tallet. Denne reduksjonen kan ha vært en effekt av den globale dimmingen, da temperatur er en viktig faktor for primærproduksjon (Wetzel 2001; Økland & Økland 1996).

Ordinasjonsanalysen (PCA) viste at klimavariablene korrelerer med variasjonen i klorofyll a (Figur 15). Variasjon i klima kan derfor antas å være en drivkraft for klorofyll a. Fra 1970 skilles nordlig og sørlig basseng i videre utvikling av primærproduksjon, hvor nordlig basseng får en sterk økning. Ordinasjonsanalysen indikerer at klima ikke kan forklare hele variasjonen i klorofyll a. Sannsynlig kan mye av den resterende variasjonen i klorofyll a forklares av urbanisering med manglende infrastruktur for kloakkhåndtering. Den drastiske økningen sett i nordlig basseng kan ikke kun forklares av endring i klimavariabler som temperatur og nedbør. Dette forsterker antakelsen om at det er andre drivkrefter tilstede. Stor utbygging og økt bruk av vannklosett skjedde i denne perioden. Som nevnt er lignende trender funnet i andre studier hvor det konkluderes med at urbanisering og kloakk er viktige drivkrefter for endringene (Hobæk et al. 2012; Kyle et al. 2015). Samtidig viser ordinasjonsanalysen at klorofyll a i Helgetjern korrelerer med det nordlige bassenget, og

indikerer at dette er en regional trend. Da utbyggingen på 1960- og 1970-tallet skjedde i store deler av landet som følge av politiske føringer er dette en type påvirkning som har regional karakter. Dette støtter antakelsen om at det er urbanisering med ikke tilstrekkelig infrastruktur for kloakkhåndtering som er en viktig drivkraft til den drastiske økningen i klorofyll a.

Stabiliseringen i nordlig basseng på 1980-tallet kan trolig skyldes renseanlegg og økt tilkobling til det kommunale avløpsnett. I 1972 kom det kommunale renseanlegget for Gran og mange husstander mellom Gran og Jaren ble koblet til dette. Likevel er det flere husstander som ikke er tilkoblet etter 1972, og Jarenavatnet var fortsatt resipient for avløpsvann i 1982 (Faafeng et al. 1982). I dag er de fleste tilkoblet kommunalt renseanlegg i boligfeltene på østsiden av nordlig basseng. Til tross for tilkoblinger og etablering av renseanlegg er det ingen merkbar nedgang i klorofyll a. Med visshet om at det finnes gamle rør i området som kan gi lekkasje kan dette være en del av forklaringen på at klorofyll a ikke er redusert ytterligere. Samtidig vil klima kunne gi en redusert effekt av tiltak da temperatur og nedbør kan være viktige drivkrefter for primærproduksjonen, og økt temperatur kan gi økt primærproduksjon (Elliot et al. 2006; Neori & Holm-Hansen 1982). Forsinket respons på tiltak kan også være deler av forklaringen på at det ikke har vært en større reduksjon i klorofyll a som følge av tiltak. Det kan ta flere tiår før redusert næringstilførsel vises igjen i en innsjø (Duarte et al. 2009).

Den ene nedgangen vi ser i nordlig basseng rundt 2000 kan skyldes store nedbørmengder for år 2000. Dette førte til økt vannføring, og det ble meldt om bedre vannkvalitet og mindre primærproduksjon dette året (Kjellberg 2000).

I sørlig basseng vises ingen store endringer fra slutten av 1800-tallet og fram til i dag for klorofyll a (Figur 15). Sørlig basseng forholder seg på et stabilt nivå da nordlig basseng får en drastisk økning i klorofyll a. Dette gir en indikasjon på at de to bassengene har ulike drivkrefter for utviklingen i primærproduksjon. Det skjedde en utbygging rundt sørlig basseng samtidig som det skjer en utbygging rundt nordlig basseng. Hvorfor det ikke vises en endring i sørlig basseng når det skjedde utbygging i nærheten, er vanskelig å forklare når det antas at den drastiske økningen i nordlig basseng skjer som følge av utbygging og kloakk. Volla renseanlegg som ligger i nedbørsfeltet til sørlig basseng, har heller ikke vist noe stor påvirkning som endring i klorofyll a i dette studiet. I rapporter fra 1980- 1990- og 2000-tallet

er det meldt om at Vigga oppstrøms Jarenvatnet har vært påvirket av næringsalter, lettredbrytbart organisk stoff og tarmbakterier (Kjellberg 1995; Kjellberg 2000; Løvik & Romstad 2007). Da det ikke vises en endring i klorofyll a i sørlig basseng, kan dette indikere at det skjer en rensningsprosess i nedbørsfeltet. Næringsalter kan bli tatt opp og organisk stoff kan bli mineralisert og tatt opp.

Den ulike utviklingen av nordlig og sørlig basseng gjør det utfordrende å forklare økningen i klorofyll a og organisk materiale i nordlig basseng som følge av økt bruk av mineralgjødsel og omlegging fra eng til åker. Om dette var en viktig drivkraft ville det være sannsynlig å se en endring i sørlig basseng. Gitt det hydrologiske strømningsmønsteret og morfometrien til innsjøen skulle det antas at sørlig basseng ville vist en økning i klorofyll a som følge av tilførsel av næringsstoffer. Dette er ikke tilfellet, og det er derfor vanskelig å se at landbruk er en viktig faktor. Samtidig kan man ikke utelukke at det har hatt en påvirkning. I følge ordinasjonsanalysen viser Helgetjern og nordlig basseng samme type variasjon. Helgetjern er ikke omgitt store landbruksarealer og økningen i klorofyll a i denne innsjøen er derfor trolig ikke på grunn av landbruk. I nedbørsfeltet til Helgetjern skjedde en urbanisering på 1960- og 1970-tallet slik som for Jarenvatnet. Økningen i Helgetjern antas derfor å være på grunn av utbygging med manglende infrastruktur for kloakkhåndtering (Kvam 2015). At Helgetjern og Jarenvatnet sitt nordlig basseng viser lignende variasjon i klorofyll a kan derfor være med på å forsterke antagelsen om at det er andre faktorer enn landbruk som har vært viktig for variasjonen i klorofyll a.

6.2 Referansetilstand

150 år tilbake i tid var den menneskelige aktiviteten av en annen karakter og et annet omfang enn hva den er i dag. I nedbørsfeltet til Jarenvatnet har det vært menneskelig aktivitet i 5000 år. 150 år tilbake i tid vil derfor ikke kunne gi et bilde av hvordan innsjøens tilstand har vært i fravær av menneskelig påvirkning. Med en lang periode med menneskelig aktivitet i nedbørsfeltet vil det være urealistisk å etablere et uttrykk for en referansetilstand uten mennesker. Å etablere et uttrykk for referansetilstand basert på sedimentsøylene i denne studien vil derfor gi et bilde av innsjøens tilstand hvor påvirkning fra mennesker var av et mindre omfang enn hva det har vært de siste tiårene. Verdier for organisk materiale, klorofyll a og svovel fra slutten av 1800-tallet kan derfor gi en indikasjon på referanseverdier for disse

parameterne. Samtidig kan referanseverdiene sammenlignes med tilstandsvurderingen basert på referansetilstanden i vanndirektivet for å gi et bredere grunnlag for vurdering av tilstand.

Basert på analysene i denne studien viser resultatene for organisk materiale like verdier for nordlig basseng fra slutten på 1800-tallet og på 2000-tallet. Tilstanden i dag virker derfor ikke til å avvike fra referansetilstanden funnet i denne studien når det gjelder organisk materiale i nordlig basseng. Resultatet for organisk materiale for sørlig basseng ser derimot ut til å avvike fra referansetilstanden funnet i denne studien, da verdiene i dag er lavere enn på slutten av 1800-tallet. Sammenligning av organisk materiale og klorofyll a kan gi en indikasjon på hva som karakteriserer organisk materiale. Resultatene indikerer at det har skjedd et skifte i hva som karakteriserer organisk materiale, fra alloktont til mer autoktont. De høye verdiene i organisk materiale på 1800-tallet sees ikke i klorofyll a. Derimot sees de høye verdiene i klorofyll a samtidig med økningen i organisk materiale fra rundt 1970. Med visshet om endret karakter av organisk materiale vil derfor nordlig basseng likevel avvike fra referansetilstand for variabelen organisk materiale.

Klorofyll a for nordlig basseng viser et stort avvik fra referansetilstanden funnet i denne studien sammenlignet med verdier på 2000-tallet. Primærproduksjonen ser derfor ut til å ha økt betraktelig i nordlig basseng. For sørlig basseng ser det ut til at tilstanden ikke avviker fra referansetilstanden i denne studien. Verdiene for svovel ser ut til å ligge på et høyere nivå i dag sammenlignet med verdiene på slutten av 1800-tallet i sørlig basseng. Verdiene på 1800-tallet kan skyldes kontakt med alunskiferen som finnes i området. Det er derfor vanskelig å si om svovel kan fungere som en referanseverdi.

I følge Vann-Nett (2015) er parameteren klorofyll a vurdert til å være i god tilstand. Dette sammenfaller med resultatene for sørlig basseng i denne studien. Resultatet for nordlig basseng samsvarer ikke med dette og viser et stort avvik fra referansetilstanden i denne studien.

6.3 Jarevatnet som eksempel i vannforvaltning

Jarevatnet viser et sammensatt bilde av styrende drivkrefter i innsjøen. Ved bruk av paleolimnologiske metoder har det vært mulig å etablere et uttrykk for referanseverdier for klorofyll a og organisk materiale. Samtidig har det vært mulig å gi en indikasjon på når og

hvorfor store miljøendringer har skjedd. Et langtidsbilde av utviklingen i innsjøen kan gi nyttig kunnskap i forvaltningssammenheng.

Jarenavatnet er et eksempel på at innsjøer er komplekse systemer som kan styres av flere drivkrefter. Dette studiet antar at viktige drivkrefter for variasjon i organisk materiale og primærproduksjon i Jarenavatnet kan være atmosfærisk avsetning av sulfat, klimavariablene temperatur og nedbør og urbanisering.

Det antas, basert på resultatene i denne studien, at det har skjedd et skifte fra allokton til mer autokton produksjon av organisk materiale i innsjøen. En slik endring i organisk materiale kan ha endret innsjøens responsmekanismer. Samtidig viser det til en økt trofi i innsjøen. Det kan være at innsjøen har forandret seg i så stor grad at det vil være vanskelig å sammenligne innsjøen med referansetilstanden brukt i vanndirektivet. Nedbørsfeltet har endret karakter med store områder med tette flater, og nedbørsfeltet kan ha en annen funksjon og påvirkning på innsjøen enn tidligere. Dette kan føre til at innsjøen endres sammen med dens responsmekanismer. Bruken av en statisk vanntype i vanndirektivet kan derfor være utfordrende om selve innsjøen har endret seg på grunn av nedbørsfeltets endrede karakter og funksjon. Bruken av en statisk referansetilstand kan derfor føre til at forvaltningen, som i mange tilfeller blir kommunen, jobber mot urealistiske mål. Samtidig gir ikke bruken av vanntype rom for at innsjøen kan endre seg naturlig og naturlig bli en annen vanntype. Dette gir et statisk bilde av innsjøen. Et alternativ til innsjøtype kan derfor være bruk av paleolimnologi som gir en individuell tilnærming til bruk av referansetilstand. Bruk av paleolimnologi kan gi et langtidsperspektiv på innsjøens tilstand og dens utvikling. Dette kan være med på å gi et mer dynamisk uttrykk for å forstå innsjøen.

Ut fra dreneringsmønsteret og innsjøens morfometri kunne det antas at sørlig basseng ville være påvirket av tilførsel fra nedbørsfeltet i større grad sammenlignet med det nordlige. Resultatene fra analysene av klorofyll a og organisk materiale viser at annet bilde. Samtidig ble det antatt at nordlig basseng ville vise påvirkning fra mer lokale påvirkningskilder sammenlignet med sørlig basseng. Dette stemmer overens med resultatet i dette studiet. Prøvetaking i de fem tilløpsbekkene til nordlig basseng kan derfor være til hjelp for å finne ut hvor påvirkningskilden kommer fra.

Klimavariablene temperatur og nedbør antas å være viktige drivkrefter for variasjon i biologisk aktivitet i innsjøen. Dette er en påvirkningskilde som er utfordrende for kommunen som miljømyndighet og gjennomfører av tiltak å skulle imøtekomme. Hvor skal kommunen sette inn tiltak for å løse utfordringer knyttet til klima og klimaendringer? Slike utfordringer viser viktigheten av at vannforekomster forvaltes i store områder. Et av EUs mål med vanddirektivet var et forvaltningssystem som skulle møte utfordringer på tvers av landegrensener og sektorer.

Vannforvaltningen møter mange utfordringer. Et forvaltningssystem skal selvsagt være brukervennlig, forståelig og se på fellestrekk. Samtidig må et system som har til hensikt å bevare naturen og forvalte den i best mulig grad, baseres på naturens egen kompleksitet og dynamikk. Vannforvaltningens oppgave er derfor ikke enkel, men derav svært viktig.

7. Konklusjon

Denne studien viser utviklingen av vannkvaliteten til Jarenavatnet fra slutten av 1800-tallet fram til 2000-tallet, basert på paleolimnologiske analyser. Studiet kan fungere som et referansegrunnlag til veiutbyggingen og den fremtidige påvirkningen Riksveg 4 vil ha på Jarenavatnet. Resultatene har vist endringer i vannkvalitet både i tid og rom. Det antas at regionale drivkrefter, som klima og atmosfærisk avsetning av sulfat, er viktige for variasjonen i organisk materiale og primærproduksjon (klorofyll a). Fellestrekk er sett i Helgetjern, inkludert i PCA, samt andre studier. Videre viser studien at bassengene følger samme utvikling fra 1800-tallet fram til rundt 1960 – 1970-tallet. Fra da av viser nordlig basseng en annen utvikling sammenlignet med sørlig basseng, med generelt høyere verdier for organisk materiale, klorofyll a og svovel. Dette indikerer at nordlig basseng blir påvirket av en mer lokal drivkraft. Dette antas å være urbanisering med ikke tilstrekkelig infrastruktur for kloakkhåndtering. Både regionale og lokale drivkrefter for endring i innsjøens utvikling viser seg derfor å være viktige. Utviklingen av Jarenavatnet viser et kompleks bilde, med ulik grad av påvirkning fra mange forskjellige drivkrefter. Den pågående utbyggingen av Riksveg 4 er en ny drivkraft, og denne studien viser en referansetilstand som senere kan brukes til å påvise eventuell endring som følge av vegutbyggingen. Jarenavatnet kan fungere som et eksempel i norsk vannforvaltning ved at det så tydelig viser at tverrfaglig kunnskap om så vel

globale som lokale tendenser er viktig for å se hele bildet. Dette er krevende, men noe vannforvaltningen må streve mot å oppnå.

8. Referanser

- Adams, M. S. & Prentki, R. T. (1986). SEDIMENTARY PIGMENTS AS AN INDEX OF THE TROPHIC STATUS OF LAKE MEAD. *Hydrobiologia*, 143: 71-77.
- Alm, J. M. (1978). *Jordbruk og meieridrift i Gran gjennom tidene*: Gran Meieri Kjøpesenter A/L.
- Almås, R. (2002). *NORGES LANDBRUKSHISTORIE IV 1920-2000 Frå Bondesamfunn til bioindustri*. Oslo: Det Norske Samlaget.
- Arnesen, R. T. (1996). Forurensningstransport fra Hadeland Bergverk, Grua i Lunner kommune, LNR 3561-96: Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA).
- Berge, D. (2005). Resipientvurdering av Viggavassdraget i forbindelse med opprustning og utvidelse av Volla Renseanlegg, LNR 5165-2006. NIVA.
- Berge, D. (2015). *Telefonsamtale med Dag Berge* (13.07.2015).
- Bragée, P. (2013). *A palaeolimnological study of the anthropogenic impact on dissolved organic carbon in South Swedish lakes* Lund: Lund University, Department of Geology & Centre for Environmental Climate Research
- Bremner, J. M. & Mulvaney, C. S. (1982). Nitrogen-total. I: Miller, R. H. & Keeney, D. R. (red.) *Methods of Soil Analysis Part 2 Agronomy 9*. Madison, Wisconsin, USA: American Society of Agronomy.
- Brookes, A. (1987). Restoring the sinuosity of artificially straightened stream channels. *Environmental Geology and Water Sciences*, 10 (1): 33-41.
- Brumsack, H.-J. (2006). The trace metal content of recent organic carbon-rich sediments: Implications for Cretaceous black shale formation. *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology*, 232 (2-4): 344-361.
- Bøyum, A. & Hongve, D. (1976). Oksygen i Jarenvannet, Hadeland. En sammenligning mellom tidligere og nyere observasjoner. *Vann*, 1: 70-74.
- Cooper, C. M. (1993). Biological Effects of Agriculturally Derived Surface Water Pollutants on Aquatic Systems. *Journal of Environmental Quality*, 22: 402-408.
- Correll, D. L. (1998). The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of Environmental Quality*, 27 (2): 261-266.
- Cunningham, L., K., B., E., M. & Rosén, P. (2011). Paleoecological evidence of major declines in total organic carbon concentrations since the nineteenth century in four nemboreal lakes. *Journal of Paleolimnology*, 45: 507-518.
- Deshpande, B. N., Tremblay, R., Pienitz, R. & Vincent, W. F. (2014). Sedimentary pigments as indicators of cyanobacterial dynamics in a hypereutrophic lake. *Journal of Paleolimnology*, 52 (3): 171-184.
- Dillon, P. J. & Molot, L. A. (1997). Effect of landscape form on export of dissolved organic carbon, iron and phosphorus from forested stream catchments. *Water Resources Research* 33: 2591-2600.
- Direktoratsgruppa Vanndirektivet. (2011). *Veileder 01:2011a. Karakterisering og analyse. Metodikk for karakterisering og risikovurdering av vannforekomster etter vannforeskriftens §15*. Tilgjengelig fra: http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/veiledere-direktoratsgruppa/veileder_01_2011a_karakterisering_og_risikovurdering_9_mai_2011.pdf (lest 30.10.2015).
- Direktoratsgruppa Vanndirektivet. (2013). *Veileder 02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver*. Tilgjengelig fra: http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/veiledere-direktoratsgruppa/revidert_klassifiseringsveileder140123_vzis-.pdf (lest 11.11.2015).

- Duarte, C. M., Conley, D. J., Carstensen, J. & Sánchez-Camacho, M. (2009). Return to Neverland: Shifting Baselines Affect Eutrophication restoration Targets. *Estuaries and Coasts* 32: 29-36.
- Ecke, F. (2008). Drainage ditching at the catchment scale affects water quality and macrophyte occurrence in Swedish lakes. *Freshwater Biology*, 54: 119-126.
- Eikeset, K. R. (2008). *Hadelands historie* Randsfjordmuseene as. avd. Hadeland Folkemuseum.
- Ekström, S. M., Kritzberg, E. S., Kleja, D. B., Larsson, N., Nilsson, P. A., Graneli, W. & Bergkvist, B. (2011). Effect of Acid Deposition on Quantity and Quality of Dissolved Organic Matter in Soil- Water. *Environmental Science & Technology*, 45: 4733-4739.
- Elliot, J. A., Jones, I. D. & Thackeray, S. J. (2006). Testing the Sensitivity of Phytoplankton Communities to Change in Water Temperature and Nutrient Load, in a Temperate Lake. *Hydrobiologia*, 559 (1): 401-411.
- Evans, C. D., Chapman, P. J., Clark, J. M., Monteith, D. T. & Cressers, M. S. (2006). Alternative explanations for rising dissolved organic carbon export from organic soils. *Global Change Biology*, 12: 2044-2053.
- Evans, C. D., Jones, T. G., Burden, A., Ostle, N., Zielinski, P., Cooper, M. D. A., Peacock, M., Clark, J. M., Oulehle, F., Cooper, D., et al. (2012). Acidity controls on dissolved organic carbon mobility in organic soils. *Global Change Biology*, 18: 3317-3331.
- Falk, H., Lavergren, U. & Bergbäck, B. (2006). Metal mobility in alum shale from Öland, Sweden. *Journal of Geochemical Exploration*, 90 (3): 157-165.
- Forskrift om naturreservat Gran. (1990). *Forskrift om fredning av Jarenavatnet naturreservat, Gran kommune, Oppland*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/MV/forskrift/1990-10-12-842> (lest 31.8.2015).
- Freeman, C., Evans, C. D., Monteith, D. T., Reynolds, B. & Fenner, N. (2001). Export of organic carbon from peat soils. *Nature*, 412: 785.
- Faafeng, B., Brabrand, Å., Gulbrandsen, T., Lind, O., Løvik, J. E., Løvstad, Ø. & Rørslett, B. (1982). Jarenavatnet, 0-78014: Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA).
- Faafeng, B. & Brabrand, Å. (1990). Biomanipulation of a small, urban lake- removal of fish exclude bluegreen blooms. . *Verhandlungen Internat. Verein. Limnol.*, 24: 597-602.
- Gran kommune. (2011). *Gran kommune: Kommunedelplan Hovedplan Vannforsyning og Avløp 2011-2020*: Norconsult.
- Gran kommune. (2013). *Fakta om landbruket på Hadeland*. Tilgjengelig fra: http://www.gran.kommune.no/Documents/Landbruk/Fakta_Landbruk.pdf (lest 11.11.2015).
- Guilizzoni, P., Bonomi, G., Galanti, G. & Ruggiu, D. (1983). RELATIONSHIP BETWEEN SEDIMENTARY PIGMENTS AND PRIMARY PRODUCTION - EVIDENCE FROM CORE ANALYSES OF 12 ITALIAN LAKES. *Hydrobiologia*, 103 (JUL): 103-106.
- Hagelia, P. (2013). *Problemstillinger med eksempel frå nye Rv 4 Gran grense - Jaren: Statens vegvesen*. Tilgjengelig fra: http://www.vegvesen.no/attachment/549262/binary/883446?fast_title=Alunskifer%2C+problemstillinger+med+eksempel+fra+rv.+4.pdf (lest 08.12.2015).
- Henri, O., Lotter, A. F. & Lemcke, G. (2001). Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*, 25: 101-110.
- Hobæk, A., Løvik, E. J., Rohrlack, T., Moe, S. J., Grung, M., Bennion, H., Clarke, G. & Piliposyan, G. T. (2012). Eutrophication, recovery and temperature in Lake Mjøsa: detecting trends with monitoring data and sediment records. *Freshwater Biology*, 57: 1998-2014.

- Hongve, D., Riise, G. & Kristiansen, J. F. (2004). Increased colour and organic acid concentrations in Norwegian forest lakes and drinking water - a result of increased precipitation? *Aquatic Science* 66: 231-238.
- Hood, M. J., Clausen, J. C., Braskerud, B. C. & Warner, G. S. (2006). Forsinket avrenning fra urbane felt. Et eksempel på lokal overvannshåndtering. *Vann*, 1: 32-40.
- Hudson, J. J., Dillon, P. J. & Somers, K. M. (2003). Long-term patterns in dissolved organic carbon in boreal lakes: the role of incident radiation, precipitation, air temperature, southern oscillation and acid deposition. *Hydrology and Earth System Sciences* 7: 390-398.
- Haaland, S., Hongve, D., Laudon, H., Riise, G. & Vogt, R. D. (2010). Quantifying the Drivers of the Increasing Colored Organic Matter in Boreal Surface Waters. *Environmental Science & Technology*, 44: 2975-2980.
- Haande, S., Rohrlack, T. & Kyle, M. (2014). Utvikling av vannkvalitet i Haldenvassdraget Sammenstilling av lange tidsserier (1968-2013) Paleolimnologiske undersøkelser i Bjørkelangen og Hemnessjøen, L.NR. 6652-2014: NIVA, NMBU.
- Jeffrey, S. W., Mantoura, R. F. C. & Wright, S. W. (1997). *Phytoplankton pigments in oceanography*. Paris: UNESCO Publishing.
- Johannessen, G. (2015). *Lanbruket i Gran og Lunner* (e-post fra Gudbrand Johannessen september 2015).
- Kalff, J. (2002). *Limnology: Inland Water Ecosystem*. Upper Saddle River, New Jersey 07458: Prentice Hall.
- Kartverket. (u.å.). *Flybilder*: Kartportal. Norgeskart Kartverket. Tilgjengelig fra: <http://norgeskart.no/-/11/254565/6701618/-land/+flybilder> (lest 24.11.2015).
- Kjellberg, G. (1995). Tiltaksorientert overvåkning i Viggavassdraget, Lunner og Gran kommuner. Delprosjekt: Biologisk befaringsundersøkelse i 1994. Oslo: Norsk Institutt for vannforskning (NIVA).
- Kjellberg, G. (2000). Biologisk befaringsundersøkelse i Viggavassdraget i Gran og Lunner kommuner 16. og 17. september 2000, 4305-2000. NIVA.
- Krug, E. C. & Frink, C. R. (1983). Acid rain on acid soil: a new perspective. *Science*, 221: 520-525.
- Kvalevåg, M. M., Myhre, G. & Lund Myhre, C. E. (2009). Extensive reduction of surface UV radiation since 1750 in world's populated regions. *Atmospheric, Chemistry and Physics*, 9: 7737-7751.
- Kvam, A. (2015). *Langtidsutvikling og drivkrefter til variasjon i vannkvalitet i en eutrof innsjø - bruk av innsjøsedimenter som arkiv for autotrof produksjon og alloktone tilførsler av orgnisk materiale, med eksempel fra Helgetjern*. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU): Institutt for miljøvitenskap (IMV). Upublisert manuskript.
- Kyle, M., Haande, S., Sønstebo, J. & Rohrlack, T. (2015). Amplification of DNA in sediment cores to detect historic Planktothrix occurrence in three Norwegian lakes. *Journal of Paleolimnology*, 53: 61-72.
- Leavitt, P. R. (1993). A review of factors that regulate carotenoids and chlorophyll deposition and fossil pigment abundance. *Journal of Paleolimnology*, 9: 109-127.
- Leavitt, P. R. & Findlay, D. L. (1994). COMPARISON OF FOSSIL PIGMENTS WITH 20 YEARS OF PHYTOPLANKTON DATA FROM EUTROPHIC LAKE-227, EXPERIMENTAL LAKES AREA, ONTARIO. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51 (10): 2286-2299.
- Leavitt, P. R. & Hodgson, D. A. (2001). Sedimentary pigments. I: Smol, J. P. & B., B. H. J. (red.) b. Volume 3: Terrestrial, algal, and siliceous indicators *Tracking environmental*

- change using lake sediments.*, s. 295-325. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers.
- Lie, E. F. (2015). *Arealfordeling i nedbørsfeltet til Jarenavatnet* (e-post fra Erik Friele Lie 27.11.2015).
- Lunner kommune. (2014). *Privat avløp*. Tilgjengelig fra: <http://www.lunner.kommune.no/privat-avloep.312473.no.html> (lest 04.11.2015).
- Lye, K. A. (1971). Spreiinga av *Elodea canadensis* i Noreg. *Blyttia*, 29 (1): 19-24.
- Løvhøiden, F. & Saglien, K.-A. (2013). Randsfjorden vannområde: Lokal tiltaksanalyse: Vannregion Vest-Viken.
- Løvik, E. J. & Romstad, R. (2007). Overvåkning av vann og vassdrag i Randsfjordens nedbørsfelt, LNR 5395-2007: NIVA.
- Meteorologisk Institutt. (2015a). Tilgjengelig fra: http://sharki.oslo.dnmi.no/portal/page?_pageid=73,39035,73_39049&_dad=portal&_schema=PORTAL (lest 03.12.2015).
- Meteorologisk institutt. (2015b). *Østlandet siden 1900*. Tilgjengelig fra: http://met.no/Klima/Klimautvikling/Klima_siste_150_ar/Regioner/Ostlandet/ (lest 02.11.2015).
- Meteorologisk Institutt. (u. å.). *Årsmiddel for tempertaur og nedbør siden 1900, Østlandet*: Tilgjengelig ved forespørsel: klimavakten@met.no.
- Miljødirektoratet. (2013). *EUs Vanddirektiv*. Tilgjengelig fra: <http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Vannforvaltning/Vann-og-vassdrag/EUs-vanddirektiv/> (lest 1.9.2015).
- Miljødirektoratet. (2015). *Miljøstatus: Sur nedbør* Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.no/Tema/Luftforurensning/Sur-nedbor/> (lest 15.09.2015).
- Mitchell, J. F. B. & Johns, T. C. (1997). On Modification of Global Warming by Sulfate Aerosols. *Journal of Climate* 10: 245-267.
- Mjelde, M., Bækken, T. & Edvardsen, H. (2012). Undersøkelse av 10 kalksjøer i Vannområde Hadeland, L.NR. 6290-2012: Norsk Institutt for Vannforskning (NINA).
- Mohamad, I. B. & Usman, D. (2013). Sandardization and Its Effects on K-Means Clustering Algorithm. *Journal of Applied Sciences, Engineering and Technology*, 6 (17): 3299-3303.
- Monteith, D. T., Stoddard, J. L., Evans, C. D., de Wit, H. A., Forsius, M., Høgåsen, T., Wilander, A., Skjervåle, B. L., Jeffris, D. S., Vuorenmaa, J., et al. (2007). Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature*, 450: 537-541.
- Müster Strøm, K. (1942). *Hadeland Lakes. A limnological outline*. Oslo: Det Norske Videnskaps-Akademi i Oslo.
- Nakrem, H. A. & Worsley, D. (2006). Jordas eldste oldtid; Kambrium, ordovicium, silur - et yrende liv i havet; 542-416 Ma. I: Ramberg, I. B., Bryhni, I. & Nøttvedt, A. (red.) *Landet blir til. Norges geologi.*, s. 148-177. Trondheim: Norsk geologisk Forening (NGF).
- Nelson, D. W. & Sommers, L. E. (1982). Total Carbon and Organic Matter. I: Miller, R. H. & Keeney, D. R. (red.) *Methods of Soil Analysis Part 2 Agronomy 9*. Madison, Wisconsin, USA: American Society of Agronomy.
- Neori, A. & Holm-Hansen, O. (1982). Effect of temperature on rate of photosynthesis in Antarctic phytoplankton. *Polar Biology*, 1 (1): 33-38.
- NGU. (2015). *Norges geologiske undersøkelse* Tilgjengelig fra: <http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/> (lest 1.9.2015).

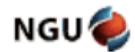
- Norsk Landbruksrådgivning. (u.å.). *Klimaråd - erosjonshindrende tiltak*. Tilgjengelig fra: http://www.nlr.no/media/ring/1043/Klimar%C3%A5d_Faktaark_1_W97-03.pdf (lest 09.12.2015).
- NVE. (u.å.-a). Tilgjengelig fra: <http://nevina.nve.no> (lest 03.12.2015).
- NVE. (u.å.-b). Tilgjengelig fra: <http://atlas.nve.no/SilverlightViewer> (lest 22.10.2015).
- Porra, R. J. (1997). Metabolism and function of photosynthetic pigments I: Jeffrey, S. W. (red.) *Phytoplankton pigments in oceanography* s. 85-126. Paris: UNESCO Publishing.
- Reinsborg, N. (1952). *Jaren, Vassjøtjern og Mæna på Hadeland*. Univeristetet i Oslo: Oslo.
- Riise, G., Krogstad, T., Blakar, I., Gjengedal, E., Haaland, S., Kristiansen, J., Naas, K., Reierstad, Å. T., Romarheim, A., Rutsinda, J., et al. (2010). Akkumulering av næringsstoffer og spormetaller i Årungens sedimenter- sedimentenes betydning som fosforklide. Universitetet for miljø- og plantevitenskap (UMB): Institutt for plante- og miljøvitenskap.
- Schindler, D. W., Bayley, S. E. & Parker, B. R. (1996a). The effects of climatic warming on the properties of boreal lakes and streams at the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario. *Limnology and Oceanography*, 41: 1004-1017.
- Schindler, D. W., Curtis, P. J., Parker, B. R. & Stainton, M. P. (1996b). Consequences of climate warming and lake acidification for UV-B penetration in North American boreal lakes. *Nature*, 379: 705-708.
- Shöpp, W., Posch, M., Mylona, S. & Johansson, M. (2003). Long-term development of acid deposition (1880-2030) in sensitive freshwater regions in Europe. *Hydrology and Earth System Sciences*, 7 (4): 436-446.
- Smith, V. H., Tilman, G. D. & Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100: 179-196.
- Smol, J. P. (2008). *Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective*. Oxford: Blackwell Publ.
- Stanhill, G. & Cohen, S. (2001). Global dimming: a review of the evidence for a widespread and significant reduction in global radiation with discussion of its probable causes and possible agricultural consequences. *Agricultural and forest meteorology*, 107: 255-278.
- Statens vegvesen. (2002). Rv 4 Roa-Jaren. Konsekvensutredning - Temautredning kulturminner og kulturmiljø.
- Statens vegvesen. (2015). *NORWAT*. Tilgjengelig fra: <http://www.vegvesen.no/fag/Fokusomrader/Forskning+og+utvikling/NORWAT> (lest 07.12.2015).
- Statistisk sentralbyrå. (2012). *Gjødsel: ressurs - men miljøproblem*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/artikler-og-publikasjoner/gjodsel-ressurs-men-miljoproblem> (lest 25.11.2015).
- Statistisk sentralbyrå. (2015a). *Folke- og boligtellingsen, hovedtall*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/statistikkbanken/SelectVarVal/Define.asp?MainTable=FOBfolkRegion&KortNavnWeb=fobhoved&PLanguage=0&checked=true> (lest 15.09.2015).
- Statistisk sentralbyrå. (2015b). *Historiske landbruksteling*. Tilgjengelig fra: <http://www.ssb.no/a/histstat/landbruksteling.html> (lest 01.11.2015).
- Statistisk sentralbyrå. (2015c). *Strukturen i landbruket*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/statistikkbanken/selectvarval/saveelections.asp> (lest 25.11.2015).
- Sund Sæther, G. H. (2009). *Akkumulering av spormetaller og svovel i innsjøsedimenter med ulike tilførsler av organisk materiale - en undersøkelse av 5 innsjøer i Oslo Østmark*. Ås: Universitetet for miljø- og biovitenskap, Institutt for plante- og miljøvitenskap.

- Tabachnick, B. T. & Fidell, L. S. (2013). *Using Multivariate Statistics*. 6. utg. New Jersey: Pearson.
- Thrane, J.-E., Kyle, M., Striabel, M., Haande, S., Grung, M., Rohrlack, T. & Andersen, T. (2015). Spectrophotometric Analysis of Pigments: A Critical Assessment of a High-Throughput Method for Analysis of Algal Pigment Mixtures by Spectral Deconvolution. *PLOS ONE*.
- Vann-Nett. (2015). *Jarevatnet*. Tilgjengelig fra: <http://vann-nett.no/portal/Water?WaterbodyID=012-557-L> (lest 12.11.2015).
- Vannforskriften. (2006). *Forskrift om rammer for vannforvaltningen*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446?q=vann> (lest 12.11.2015).
- Vannportalen. (2014). *Vanndirektivet*. Tilgjengelig fra: <http://www.vannportalen.no/regelverk1/vanndirektivet/> (lest 29.10.2015).
- Welch, E. B. (1992). *Ecological Effects of Wastewater: Applied limnology and pollutant effects*. 2. utg. London: Chapman & Hall.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. San Diego: Academic Press.
- Øien, A. & Krogstad, T. (1987). *Øvelser i jordanalyser*. NLH: Institutt for jordfag.
- Økland, J. & Økland, K. A. (1996). *Vann og vassdrag 2. Økologi*. Norway: Vett og Viten AS.
- Økland, J. & Økland, K. A. (2006). *Vann og Vassdrag 3. Kjemi, fysikk og miljø*. 2 utg. Norway: Vett og Viten AS.
- Aas, W., Manø, S., Solberg, S., Yttri, K. E., Skjekvåle, B. L., Høgåsen, T., Skancke, L. B., Fjellheim, A., Raddum, G. R., Schartau, A. K., et al. (2007). *Overvåking av langtransporterte forurensninger 2006, Samlingsrapport, TA-2274/2007*. Oslo: Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA).
- Aas, W., Solberg, S., Yttri, K. E., Larssen, T. & Wright, R. (2009). *Langtransporterte luftforurensninger og effekter i Norge - status og fremtidsutsikter, TA-2576/2009*.
- Aas, W., Solberg, S. & Yttri, K. E. (2014). *Monitoring of long-range transported air pollutants in Norway, annual report 2013* Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. *Atmosfæriske tilførsler 2013: Norsk institutt for luftforskning (NILU)*. 108 s.
- Åström, M., Aaltonen, E.-K. & Koivusaari, J. (2001). Effect of ditching operations on stream-water chemistry in a boreal forested catchment. *The science of the Total Environmen* 279: 117-129.

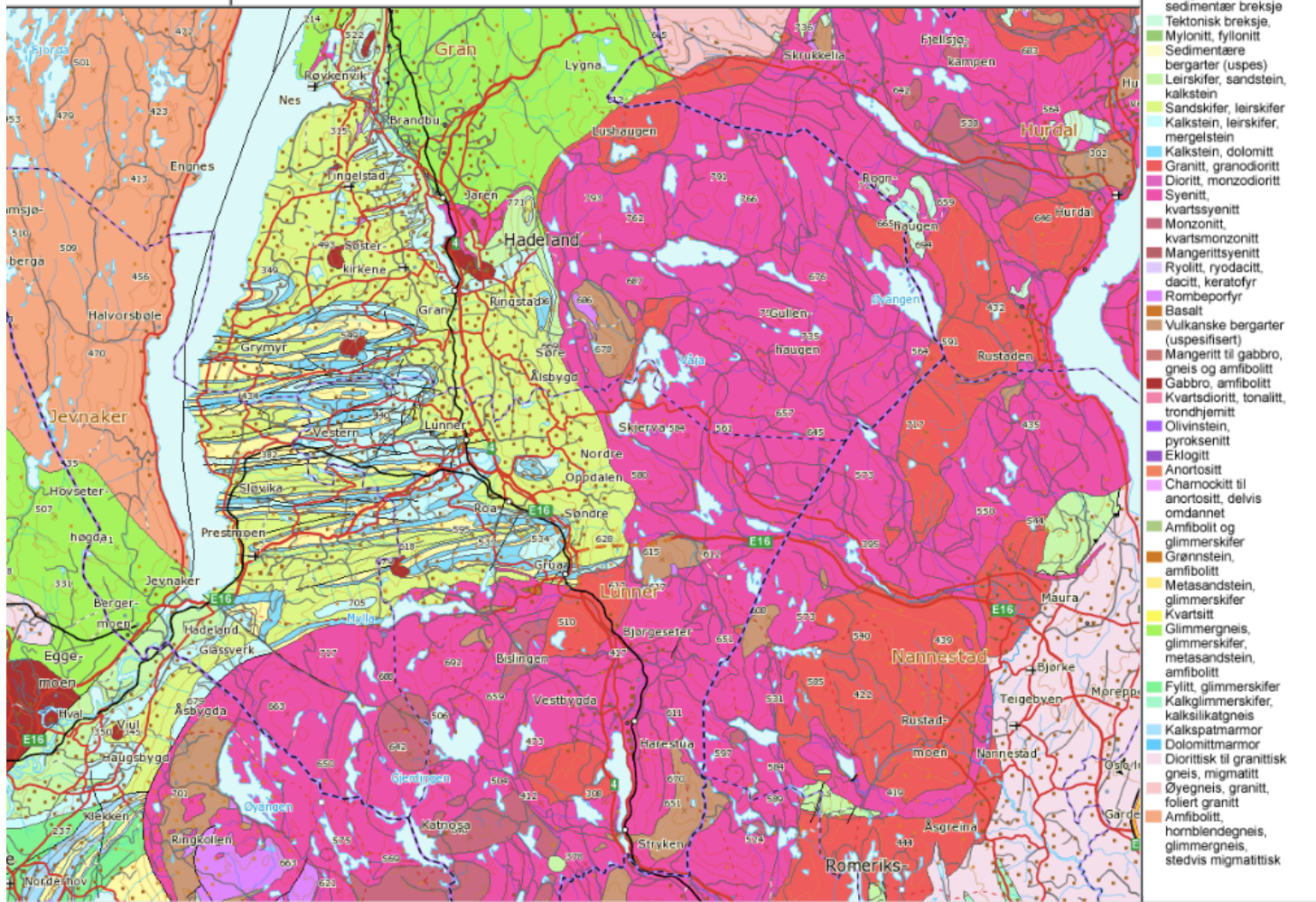
9. Vedlegg

Vedlegg 1. Geologisk kartutsnitt for deler av Gran og Lunner kommuner

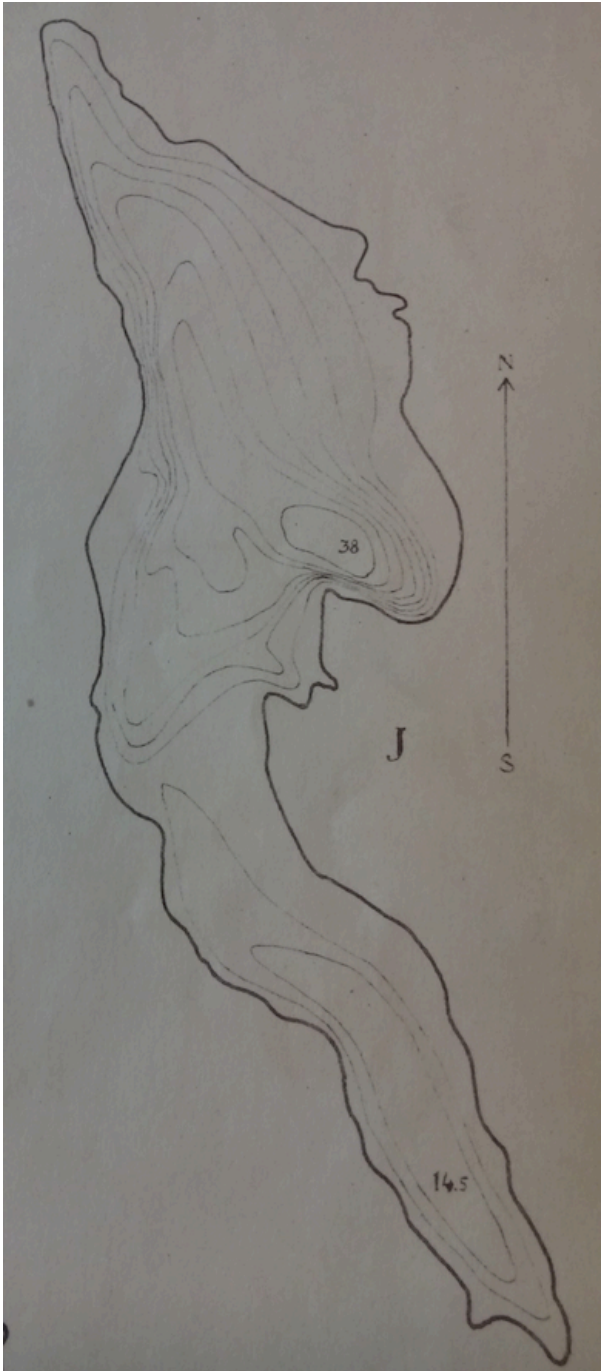
NGU



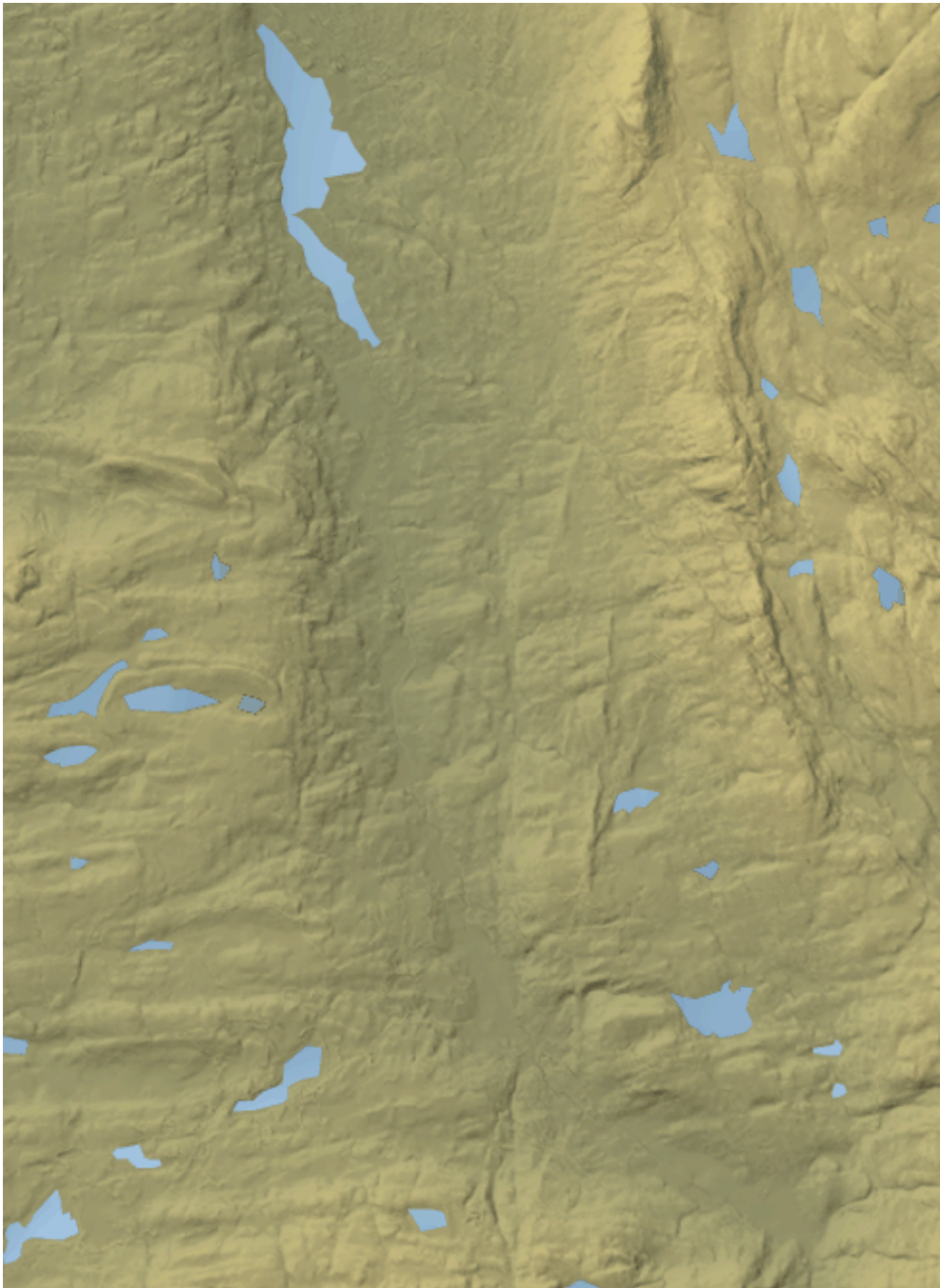
Kartutsnitt for Gran og Lunner kommuner



Vedlegg 2. Dybdeprofil for Jarenvatnet.



Vedlegg 3. Terrengkart over Jarenvatnet og dets nedbørsfelt.



Vedlegg 4. Datamaterialet for sørlig basseng. Glødetap, svovel (S), og klorofyll a (+ pheophytin a).

Cm

sedimentsøyle	Glødetap % av tørrvekt	S g/kg	Klorofyll a + pheophytin a (µg/g)
49			42,37618464
48	20,04	4,9	45,1085804
47	19,25	4,4	39,43839291
46	18,94	6,4	37,60633034
45	18,56	4,0	46,04205704
44	18,73	3,4	36,45926879
43	20,16	3,4	48,05875113
42	18,97	3,1	49,98146668
41	19,53	3,4	44,09197228
40	19,26	3,0	49,10898412
39	17,65	2,4	47,03972801
38	18,79	2,3	55,82897889
37	17,90	2,2	52,36522855
36	18,63	2,1	46,9166834
35	20,86	2,1	42,88675835
34	20,07	2,2	43,94699737
33	20,71	2,3	49,8724128
32	19,28	2,1	47,03814828
31	20,07	2,4	37,71732669
30	19,74	2,3	38,58642041
29	18,95	2,5	37,1431225
28	17,79	3,2	39,59716154
27	16,19	3,4	26,15315798
26	15,48	2,7	26,01154754
25	16,29	3,4	27,31785137
24	15,47	4,3	23,43212109

23	13,36	5,0	21,58417185
22	13,69	4,6	16,0860291
21	14,00	5,6	15,00221953
20	13,42	3,9	17,77447564
19	12,67	4,6	21,75368473
18	12,45	4,7	26,28349374
17	12,59	6,3	31,0491991
16	12,52	6,2	34,92622771
15	12,88	5,5	34,34326833
14	12,97	4,9	33,64056243
13	12,97	4,7	41,27263876
12	13,06	4,4	38,4913875
11	12,99	4,5	36,78123687
10	13,07	3,3	35,78015451
9	12,70	2,9	35,69366144
8	24,97	4,1	31,79778145
7	13,91	4,1	37,52636901
6	14,32	3,4	42,57657769
5	14,96	2,6	46,98020143
4	15,69	2,0	50,87655519
3	16,40	1,7	58,89301773
2	16,17	1,7	68,71425424
1	15,96	1,8	114,9729946

Vedlegg 5. Datamaterialet for nordlig basseng. Glødetap, svovel (S) og klorofyll a (+ pheophytin a).

Cm			Klorofyll a + pheophytin a
sedimentsøyle	Glødetap % av tørrvekt	S g/kg	(µg/g)
46			49,72523005
45	21,60	3,9	42,79194401
44	21,51	4,1	42,0992289
43	22,53	3,6	38,01991684
42	22,60	4,3	44,665256
41	23,54	4,2	42,46385747
40	23,28	3,0	32,41028456
39	23,11	2,9	32,64974785
38	22,35	3,3	34,80740289
37	21,74	2,8	41,55798068
36	22,36	3,1	32,03610845
35	22,24	4,4	37,59138902
34	19,75	3,8	34,18743193
33	19,69	4,0	42,21432247
32	18,37	3,6	43,9124669
31	18,97	3,9	40,58482612
30	18,92	3,8	40,6361731
29	19,40	4,2	42,94662142
28	19,00	3,9	44,18593806
27	18,96	3,7	40,37430195
26	18,13	4,7	39,48175186
25	16,62	6,4	36,46040424
24	15,02	6,7	30,69639241
23	15,82	4,3	21,64235502
22	14,57	5,3	23,02467169
21	14,79	6,5	22,31682418

20	14,64	5,7	19,18732943
19	14,76	4,5	18,51855144
18	15,40	3,1	20,78791588
17	14,36	2,5	26,33646305
16	14,26	3,6	41,35425613
15	12,57	4,5	70,88015753
14	15,10	9,3	143,9741659
13	18,15	32	300,3488914
12	18,86	31	316,6532998
11	17,49	17	284,7348329
10	17,29	14	277,5847728
9	17,59	16	274,6004792
8	16,21	21	275,6124151
7	16,06	12	229,1401883
6	19,47	9,7	161,6171625
5	21,06	3,6	257,4557071
4	21,07	9,4	251,7442965
3	21,28	11	253,8626091
2	22,05	12	339,4669055
1	22,52	4,6	494,4197097

Vedlegg 6. Datamaterialet for sørlig basseng. Total karbon, total nitrogen og C:N forhold.

Cm

sedimentsøyle	Tot. C %	Tot. N %	C:N
1	6,45	0,79	8,164556962
2	6,25	0,79	7,911392405
3	6,26	0,80	7,825
4	6,10	0,81	7,530864198
5	5,60	0,76	7,368421053
6	5,37	0,73	7,356164384
7	5,09	0,71	7,169014085
8	5,16	0,67	7,701492537
9	4,85	0,62	7,822580645
10	4,79	0,65	7,369230769
11	4,79	0,67	7,149253731
12	4,88	0,68	7,176470588
13	4,91	0,70	7,014285714
14	4,95	0,71	6,971830986
15	4,93	0,68	7,25
16	4,74	0,66	7,181818182
17	4,66	0,65	7,169230769
18	4,29	0,61	7,032786885
19	4,66	0,66	7,060606061
20	4,82	0,66	7,303030303
21	4,93	0,69	7,144927536
22	4,84	0,67	7,223880597
23	4,81	0,67	7,179104478
24	5,77	0,74	7,797297297
25	5,67	0,75	7,56
26	5,63	0,77	7,311688312
27	6,07	0,81	7,49382716
28	7,14	0,90	7,933333333
29	7,55	0,96	7,864583333
30	7,86	1,00	7,86
31	7,55	0,96	7,864583333
32	7,57	0,97	7,804123711
33	8,58	1,07	8,018691589
34	7,62	0,97	7,855670103

35	7,18	0,88	8,159090909
36	7,28	0,89	8,179775281
37	7,12	0,87	8,183908046
38	6,92	0,88	7,863636364
39	6,88	0,86	8
40	7,71	1,00	7,71
41	7,62	0,98	7,775510204
42	7,27	0,96	7,572916667
43	7,33	0,99	7,404040404
44	7,85	1,03	7,621359223
45	7,76	1,02	7,607843137
46	8,00	1,01	7,920792079
47	7,83	1,04	7,528846154
48	8,65	1,10	7,863636364

Vedlegg 7. Datamateriale for nordlig basseng. Total karbon, total nitrogen og C:N forholdet.

Cm

sedimentsøyle	Tot-C %	Tot-N %	C:N
1	9,42	1,34	7,029850746
2	9,13	1,33	6,864661654
3	8,79	1,26	6,976190476
4	8,78	1,22	7,196721311
5	8,86	1,25	7,088
6	8,14	1,21	6,727272727
7	7,58	1,08	7,018518519
8	7,50	0,98	7,653061224
9	6,99	1,10	6,354545455
10	7,22	1,02	7,078431373
11	7,15	0,99	7,222222222
12	7,45	1,07	6,962616822
13	6,85	1,06	6,462264151
14	5,97	0,87	6,862068966
15	5,53	0,81	6,827160494
16	5,86	0,87	6,735632184
17	5,41	0,81	6,679012346
18	5,69	0,83	6,855421687
19	5,56	0,81	6,864197531
20	5,63	0,82	6,865853659
21	5,66	0,82	6,902439024
22	5,43	0,80	6,7875
23	6,05	0,86	7,034883721
24	6,09	0,86	7,081395349
25	6,32	0,93	6,795698925
26	6,99	1,01	6,920792079
27	7,32	1,03	7,106796117
28	7,52	1,02	7,37254902
29	8,14	1,08	7,537037037
30	7,86	1,04	7,557692308
31	8,03	1,08	7,435185185
32	8,01	1,07	7,485981308
33	7,81	1,24	6,298387097
34	7,87	1,19	6,613445378

35	8,51	1,33	6,398496241
36	8,53	1,24	6,879032258
37	8,60	1,24	6,935483871
38	9,07	1,29	7,031007752
39	8,70	1,29	6,744186047
40	8,94	1,32	6,772727273
41	9,02	1,38	6,536231884
42	9,02	1,31	6,885496183
43	8,14	1,14	7,140350877
44	8,02	1,12	7,160714286
45	8,22	1,20	6,85

Vedlegg 8. Datamateriale 3-års glidende gjennomsnitt for temperatur og nedbør.

År	3-års glidende temperatur	3-års glidende nedbør
1900		
1901	0,766666667	631,2666667
1902	1,1	686,0333333
1903	0,833333333	641,4333333
1904	1,333333333	665,9333333
1905	1,566666667	619,3333333
1906	1,7	721,1333333
1907	1,733333333	738,1333333
1908	1,2	784,3
1909	1,433333333	822,4
1910	1,6	789,1333333
1911	1,9	802,1666667
1912	2,033333333	708,3666667
1913	2,2	739,6666667
1914	1,633333333	674,5333333
1915	1,333333333	769,3333333
1916	0,566666667	746,4666667
1917	1,133333333	763,1666667
1918	0,833333333	652,4
1919	1,4	722,3
1920	1,6	648,1333333
1921	1,633333333	679,6666667
1922	1,066666667	659,1666667
1923	0,833333333	795,9666667
1924	1,066666667	815,3666667
1925	1,4	863,8333333

1926	1,166666667	881,1666667
1927	0,933333333	889,3333333
1928	0,866666667	857,9666667
1929	1,566666667	837,1333333
1930	1,566666667	811,6666667
1931	1,933333333	776,7333333
1932	1,766666667	664,5666667
1933	2,633333333	771,4
1934	2,533333333	838,3
1935	2,433333333	883,1666667
1936	1,966666667	813,4666667
1937	2,333333333	811,6666667
1938	2,233333333	836,2333333
1939	1,666666667	786,3333333
1940	0,666666667	680,6333333
1941	0,133333333	665,7
1942	0,866666667	692,1666667
1943	1,466666667	792,9333333
1944	2,2	759,8
1945	2,033333333	783,2666667
1946	1,733333333	641,4666667
1947	1,566666667	716,7
1948	1,9	712,8666667
1949	2,066666667	904,3666667
1950	1,966666667	931,0333333
1951	1,2	884,0333333
1952	1,633333333	812,1
1953	1,533333333	802,2
1954	1,7	752,4
1955	1	690,8333333
1956	1,166666667	653,4

1957	1	733,03333333
1958	1,6	785,4
1959	1,4333333333	817,3
1960	1,9666666667	862,63333333
1961	1,3	871,46666667
1962	1,1	846,46666667
1963	0,8666666667	816,73333333
1964	0,9	814,8
1965	0,7666666667	841,66666667
1966	0,8	906,46666667
1967	0,8333333333	885
1968	1,0666666667	800,36666667
1969	0,6666666667	727,46666667
1970	1,1	700,13333333
1971	1,4	724,06666667
1972	1,9333333333	684,66666667
1973	2,1	740,9
1974	2,4333333333	715,96666667
1975	2,1666666667	706,7
1976	1,7	687,06666667
1977	1	701,43333333
1978	0,6333333333	774,46666667
1979	0,4666666667	774,43333333
1980	0,3666666667	785,96666667
1981	0,9333333333	772,93333333
1982	1,5333333333	763,1
1983	2,0666666667	822,83333333
1984	1,4333333333	842,8
1985	0,9333333333	865,56666667
1986	0,3666666667	861,76666667
1987	1,1333333333	915,96666667

1988	1,9	886,4666667
1989	2,933333333	869,0333333
1990	2,933333333	742,1
1991	2,733333333	760,2666667
1992	2,1	737,2
1993	1,9	786,5666667
1994	1,633333333	769,0333333
1995	1,366666667	748,6666667
1996	1,7	731,1
1997	1,766666667	769,8666667
1998	2,366666667	835,7333333
1999	2,6	978,8
2000	2,466666667	977,8333333
2001	2,466666667	940,6
2002	2,233333333	802,9666667
2003	2,566666667	803,8333333
2004	2,733333333	779,7666667
2005	2,966666667	843,4666667
2006	3,033333333	835,7
2007	3,033333333	898,6
2008	2,666666667	878,6666667
2009	1,733333333	833,3666667
2010	1,733333333	873,4666667
2011	1,633333333	882,8666667
2012	2,3	
2013	2,633333333	
2014		

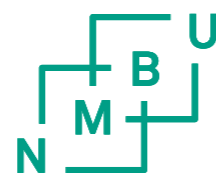
Vedlegg 9. Deteksjonsgrense og kvantiseringsgrense for svovel (S) ved ICP-OES.

Metall	Deteksjonsgrense (LD) (w/w)	Kvantiseringsgrense (LQ) (w/w)
Svovel (S) (g/kg)	0,0121	0,040

Vedlegg 10. Normaliserte data brukt i prinsipal komponent analysen (PCA).

År	Temp	Nedbør	H (Chl_a + Phe_a)	H (% Org)	JS (Chl_a + Phe_a)	JS (% Org)	JS (S g/kg)	JN (Chl_a + Phe_a)	JN (% Org)	JN (S g/kg)
1902	0,12	0,00	0,14	0,59	0,41	0,51	0,13	0,03	0,98	0,03
1905	0,34	0,10	0,19	0,56	0,37	0,44	0,11	0,05	0,92	0,01
1908	0,49	0,30	0,10	0,60	0,32	0,49	0,09	0,03	0,98	0,02
1911	0,44	0,45	0,07	0,66	0,28	0,67	0,09	0,04	0,97	0,06
1914	0,68	0,31	0,00	0,74	0,29	0,61	0,11	0,03	0,72	0,04
1917	0,04	0,33	0,05	0,87	0,35	0,66	0,13	0,05	0,72	0,05
1920	0,36	0,26	0,09	0,92	0,32	0,55	0,09	0,05	0,58	0,04
1923	0,23	0,08	0,08	1,00	0,23	0,61	0,15	0,05	0,64	0,05
1926	0,36	0,66	0,16	0,98	0,24	0,58	0,13	0,05	0,64	0,04
1929	0,16	0,65	0,11	1,00	0,22	0,52	0,17	0,05	0,69	0,06
1932	0,57	0,42	0,16	0,91	0,25	0,43	0,33	0,05	0,65	0,05
1935	0,81	0,59	0,04	0,93	0,11	0,30	0,37	0,05	0,64	0,04
1938	0,73	0,51	0,00	0,82	0,11	0,24	0,22	0,04	0,56	0,07
1941	0,08	0,14	0,06	0,56	0,12	0,31	0,37	0,04	0,41	0,13
1944	0,39	0,46	0,05	0,42	0,08	0,24	0,57	0,03	0,25	0,14
1947	0,49	0,03	0,03	0,36	0,07	0,07	0,72	0,01	0,33	0,06
1950	0,62	0,78	0,07	0,19	0,01	0,10	0,63	0,01	0,20	0,09
1953	0,45	0,52	0,07	0,12	0,00	0,12	0,85	0,01	0,22	0,14
1956	0,21	0,17	0,08	0,13	0,03	0,08	0,48	0,00	0,21	0,11
1959	0,44	0,44	0,08	0,14	0,07	0,02	0,63	0,00	0,22	0,07
1962	0,32	0,69	0,12	0,06	0,11	0,00	0,65	0,00	0,28	0,02
1965	0,17	0,52	0,08	0,00	0,16	0,01	1,00	0,02	0,18	0,00
1968	0,14	0,72	0,11	0,07	0,20	0,01	0,98	0,05	0,17	0,04
1971	0,25	0,20	0,22	0,07	0,19	0,03	0,83	0,11	0,00	0,07
1974	0,64	0,31	0,29	0,17	0,19	0,04	0,70	0,26	0,25	0,23

1977	0,48	0,16	0,57	0,05	0,26	0,04	0,65	0,59	0,56	1,00
1980	0,00	0,41	0,57	0,58	0,23	0,05	0,59	0,63	0,63	0,97
1983	0,42	0,38	0,48	0,82	0,22	0,04	0,61	0,56	0,49	0,49
1986	0,18	0,67	0,63	0,69	0,21	0,05	0,35	0,54	0,47	0,39
1989	0,56	0,73	0,74	0,51	0,21	0,02	0,26	0,54	0,50	0,46
1992	0,88	0,37	0,39	0,53	0,17	1,00	0,52	0,54	0,37	0,63
1995	0,45	0,39	0,53	0,50	0,23	0,12	0,52	0,44	0,35	0,32
1998	0,51	0,40	0,60	0,56	0,28	0,15	0,37	0,30	0,69	0,24
2001	0,78	0,99	0,62	0,51	0,32	0,20	0,20	0,50	0,85	0,04
2004	0,82	0,49	0,82	0,50	0,36	0,26	0,07	0,49	0,85	0,23
2007	1,00	0,58	0,82	0,46	0,44	0,32	0,00	0,49	0,88	0,29
2010	0,49	0,58	0,73	0,52	0,54	0,30	0,00	0,67	0,95	0,32
2013	0,71	1,00	1,00	0,56	1,00	0,28	0,02	1,00	1,00	0,07



Norges miljø- og
biotekniske
universitet
Norwegian University
of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
67 23 00 00
www.nmbu.no