



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2018 30 stp
Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Anrikning og omsetning av metaller i innsjøer utsatt for veiavrenning, studert med paleolimnologiske metoder

Enrichment and cycling of metals in lakes exposed
to runoff from roads, studied by paleolimnological
methods

Andrea Rishatt
Naturforvaltning

FORORD

Dette er en avsluttende oppgave for min mastergrad i naturforvaltning ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Oppgaven tilsvarer 30 studiepoeng og hører innunder miljø- og naturressurser ved Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA). Statens vegvesen har finansiert oppgaven.

Jeg er takknemlig for muligheten jeg har fått til å skrive denne masteroppgaven. Arbeidet med oppgaven har vært en meget interessant og lærerik prosess. Først ønsker jeg å rette en stor takk til mine hovedveiledere Gunnhild Riise og Thomas Rohrlack ved fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA) for å ha stilt opp gjennom skriveprosessen, for gode råd- og faglige tilbakemeldinger, og ikke minst for veldig godt samarbeid. Gunnhild Riise takkes også for å ha gitt meg gode tips til struktur av min oppgave og konstruktive tilbakemeldinger på språk og rettskriving. Det har vært til veldig stor hjelp! Jeg ønsker også å takke medveileder Ståle Haaland for godt humør under feltarbeidet og Søndre Meland kontaktperson fra Statens vegvesen, som hjalp til med PCA-analysen, forklare om statistikken og ga meg gode råd. Takk til ansatte ved fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning for utførelse av ICP-analyse og måling av Cs-137. Jeg ønsker også å takke Gro Gaarder, Ann Kristin Halvorsrud, Eva Heed og Kjell Ove Burås i Marker kommune for god hjelp og for å ha gitt meg nyttig informasjon til oppgaven. Videre ønsker jeg å takke Terje Olberg for å ha tatt seg tid til å møte meg i Ørje og bidratt med informasjon om E18 og veisalting. Terje Arnesen og Magne Lurfaldet i Statens vegvesen fortjener også en takk for å ha svart på spørsmål om historisk utvikling av trafikk- og veisalting i Østfold.

Sist men ikke minst, en stor takk til min samboer, familie og venner som har støttet meg hele veien og alltid har hatt troen på meg.

Ås, 1.03.2018
Andrea Rishatt

SAMMENDRAG

Ved hjelp av paleolimnologiske metoder kan man undersøke metallkonsentrasjonene for de ulike lag i en sedimentsøyle og hvordan konsentrasjonene har endret seg over tid. En uforstyrret sedimentsøyle som går langt tilbake i tid, vil kunne gi viktig informasjon om metallkonsentrasjonene i nyere avsatte sedimenter har økt eller avtatt som følge av naturlige eller antropogene påvirkninger. I dette studiet har paleolimnologiske metoder blitt benyttet for å rekonstruere tidsutviklingen med hensyn på tungmetaller i Søndre Brutjern og Kutjern tilbake til perioden før veiavrenning. Sentralt i denne studien har vært å undersøke om veiavrenning fra den gamle E18 Riksgrensen-Ørje bidrar til økte konsentrasjoner av tungmetaller i innsjøene, og om veisalt har bidratt til sjiktning og anoksiske forhold i bunnvannet av innsjøene.

Det ble samlet inn en sedimentsøyle for hver innsjø i februar 2017, mens innsjøene var dekket med is. Sedimentsøylene ble datert ut fra innhold av radioaktivt cesium (Cs-137) og analysert for innhold av tungmetaller nikkel (Ni), kobber (Cu), krom (Cr), sink (Zn), kadmium (Cd) og bly (Pb), samt natrium (Na), svovel (S), mangan (Mn) og kalium (K), magnesium (Mg) aluminium (Al) og jern (Fe). Principal component analyse (PCA) for hver innsjø ble benyttet for å belyse variasjonen mellom de ulike variablene. Tungmetallkonsentrasjonene i de eldste sedimentene viste til dels små variasjoner fram til 1950-tallet, og kan anses som referansesedimenter. Blyinnholdet i begge innsjøene viste økning fra begynnelsen av 1950 og avtok kraftig etter 1990. Konsentrasjonsforløpet i innsjøene hadde sammenheng med økt bruk av blyholdig bensin fram til omkring 1990. Zn, Cd, Ni, Cr og Cu viste alle en generell økning fra omkring 1960, med unntak av Cd og Zn i Søndre Brutjern som økte fra midten av 1950-tallet.

Denne studien viser at atmosfæriske antropogene avsetninger av svovel (sur nedbør) i kombinasjon med veiavrenning sannsynligvis er viktige faktorer for de økte konsentrasjoner av tungmetaller i Søndre Brutjern og Kutjern siden 1960. Videre viser studien at innsjøene med stor sannsynlighet er kjemisk sjiktet og anoksiske i bunnvannet i februar antakelig på grunn av avrenning av veisalt fra E18. Metallkonsentrasjonene i innsjøene vurderes til å ha økt med tiden trolig som følge av veiavrenning, og nylig avsatt sedimenter har høyere metallkonsentrasjoner enn referansesedimenter.

ABSTRACT

Paleolimnological methods can be used to investigate the concentration of metals in the different layers of a sediment column, and they can show how the concentrations have changed over time. A deep, undisturbed sediment column, which gives an extended, historic account of the soil, can show whether the metal concentrations in recent deposited sediments have increased or decreased due to natural influences or, conversely, due to anthropogenic ones. In this study, paleolimnological methods are used to reconstruct the time evolution of heavy metals in Søndre Brutjern and Kutjern, extending back to the period before runoff from road. Central to this study has been the investigation into whether runoff from the old road E18 Riksgrensen-Ørje contributes to increased concentrations of heavy metals in lakes. This study also shows the level to which road salt has contributed to a chemical layer and anaerobic conditions in the bottom water of those lakes.

Sediment samples from both lakes were collected in February 2017, while the lakes still were covered in ice. The sediment columns from Søndre Brutjern and Kutjern were analyzed for radioactive cesium (Cs-137), heavy metals nickel (Ni), copper (Cu), chromium (Cr), zinc (Zn), cadmium (Cd) and lead (Pb) as well as sodium (Na), manganese (Mn), potassium (K), magnesium (Mg), aluminum (Al) and iron (Fe). Principal component analysis (PCA) for each lake was used to illustrate the variations between the different samples. Heavy metal concentrations in the oldest sediments show small variations up to the 1950s and can be regarded as reference sediments. The content of lead in both lakes increased in the beginning of the 1950's and declined sharply after the 1990's. The concentration in the lakes is associated with increased use of leaded petrol. Levels of Zn, Cd, Ni, Cr and Cu show a general increase starting around 1960, with the exception of Cd and Zn in Søndre Brutjern, which started to increase in the mid-1950s.

This study shows that atmospheric anthropogenic sulfur (acid rain), in combination with runoff from roads, are important factors in the increased concentrations of heavy metals found at Søndre Brutjern and Kutjern since 1960. Furthermore, the study shows that the lakes are more likely to have a chemically layer and be anoxic in the bottom water in February, probably due to the runoff of road salt from the E18. The concentration of metals in the lakes is estimated to have increased over time due to runoff from the road; therefore, recently deposited sediments have higher metal concentrations than the reference sediments.

INNHALDSFORTEGNELSE

1. INNLEDNING	1
1.1 Generelt om veiavrenning med fokus på tungmetaller og veisalt (NaCl)	2
1.2 Paleolimnologi	4
1.3 Oppgavens innhold og formål	5
2. OMRÅDEBESKRIVELSE OG PÅVIRKNINGSFAKTORER	7
2.1 Geografisk plassering	7
2.2 Søndre Brutjern	7
2.3 Kutjern	10
2.4 Samferdsel – E18 Riksgrensen – Ørje.....	11
Årsdøgntrafikk (ÅDT).....	12
Veisalt i E18 Riksgrensen – Ørje	13
2.5 Klima.....	15
Årsmiddeltemperatur.....	16
Nedbør.....	17
3. MATERIAL OG METODE.....	18
3.1 Feltarbeid	18
Undersøkelse av sedimentsøylene.....	19
3.2 Laboratoriearbeid og analyser	20
Frysetørking, tørrvekt og dry bulk density (DBD)	20
Datering (Cs-137)	20
ICP-analyse	21
3.3 Statistiske analyser	21
Principal component analysis (PCA)	21
3.4 Usikkerhet og feilkilder.....	22
4. RESULTATER.....	23
4.1 Ledningsevne og oksygen	23
4.2 Beskrivelse av sedimentsøylene	24
4.3 Datering.....	25
Cs-137 – Søndre Brutjern.....	25
Cs-137- Kutjern.....	26
Svovel (S).....	27
Bly (Pb).....	28
4.4 Dry bulk density (DBD).....	31
4.5 Magnesium (Mg), kalium (K), aluminium (Al) og jern (Fe).....	33
4.6 Natrium (Na) og mangan (Mn)	36
4.7 Statistiske analyser	38

Principal component analysis (PCA) – Søndre Brutjern	38
Principal component analysis (PCA) - Kutjern	39
4.8 Tungmetaller	40
Nikkel (Ni) kobber (Cu) og krom (Cr)	40
Sink (Zn) og kadmium (Cd)	41
5. DISKUSJON	43
5.1 Ledningsevne og oksygen	43
5.2 Dry bulk density (DBD)	44
5.3 Anoksiske forhold i sedimentet – Svovel, jern og mangan	45
5.4 Tungmetaller	47
1960-2017: Ni, Cr, Cu, Zn, Cd og Pb	47
6. KONKLUSJON	53
7. LITTERATUR	54
8. Vedlegg	60
Vedlegg 1. Riksvei 6 og E18 Ørje-Riksgrensen	60
Vedlegg 2. Ny trasse E18 Riksgrensen – Ørje	61
Vedlegg 3. Relative trafikkveksten (1976-1990)	62
Vedlegg 4. Saltdata (2010-2016)	63
Vedlegg 5. Deteksjonsgrense og kvantifiseringsgrense	64
Vedlegg 6. Datamaterialet for Søndre Brutjern (B)	65
Vedlegg 7. Datamaterialet for Kutjern (K)	68
Vedlegg 8. Principal component analysis (PCA) – Søndre Brutjern	70
Vedlegg 9. Principal component analysis (PCA) – Kutjern	70
Vedlegg 10. Klimadata	70

1. INNLEDNING

Utslipp av forurenset avrenningsvann fra vei har blitt et økende problem i Norge på grunn av voksende veinett og økende trafikk (Meland 2010). Siden 1960-tallet har veinettet i Norge økt med omtrent 40 prosent (Wethal 2001). I 1948 var det offentlige veinettet ca. 45 000 km og i 2010 økte veinettet til ca. 93 000 km (OFV 2008). Norge ligger på Europa-toppen når det gjelder bruk og eie av personbiler (Kolshus 2015), noe som blant annet gjenspeiles ved at personbiler på vei har økt fra ca. 2,5 millioner passasjerkilometer i 1948 til 60,6 millioner passasjerkilometer i 2010 og omtrent 61,2 millioner passasjerkilometer i 2016 (OFV 2008; OFV 2016). Den stadig økende trafikkbelastning har en stor negativ effekt på miljøet og kan blant annet bidra til vannforurensning (Meland 2012).

Avrenningsvann fra vei stammer fra trafikken og slitasje av kjøretøy (bildekk og bremses), og fra veibanen som veislitasje ved bruk av pigge dekk, samt drift og vedlikehold av veier (Amundsen & Roseth 2004; Bækken 1993; Bækken & Færøvig 2004; Bækken & Haugen 2006). Konsentrasjonene og spredning av forurensninger i avrenningsvann fra vei avhenger blant annet av trafikk tetthet, kvaliteten på veibanen, lengden på veistrekningen i nedbørsfeltet, nedbørintensitet (klimavariasjoner) og forbruk av veisalt (Amundsen & Roseth 2004; Bækken 1993; Bækken & Haugen 2006). Fysiske egenskaper i nedbørsfeltet spiller en viktig rolle for spredning av forurensninger (Istenič et al. 2012) og klimatiske forhold som årstid, nedbør og vind vil også påvirke forureningsnivåene fra veiavrenning (Meland et al. 2016).

En rekke norske og internasjonale undersøkelser har vist at veirelatert forurensning er et betydelig miljøproblem ved at forurensninger spres til jord, vann og innsjøsedimenter gjennom forurenset avrenningsvann fra vei (Bækken & Færøvig 2004; Bækken et al. 2005; Bækken & Haugen 2012; Crowther & Hynes 1977; Davis et al. 2001; Klimaszewska et al. 2007; Meland 2012; Opher & Friedler 2010; Schipper et al. 2007). Når forurensninger fra vei kommer ut i en innsjø kan det potensiell påvirke vannkjemien, akkumulere i sedimentene og utgjøre en fare for det biologiske systemet (Bækken 1993). En innsjø kan fungere som en fangdam (Riise et al. 2010), der en stor del av forureningsstoffene som transporteres i veiavrenning fanges opp i innsjøsedimentene. Hvor stor andel av de akkumulerte stoffer som igjen bringes opp i vannmassene avhenger av ulike prosesser som styrer utvekslingen mellom sediment og de øvrige vannmassene (Riise et al. 2010).

1.1 Generelt om veiavrenning med fokus på tungmetaller og veisalt (NaCl)

Avrenningsvann fra vei er en diffus forurensningskilde (non-point forurensning) som består av en kompleks blanding av forurensninger som tungmetaller (for eksempel Cd, Cu, Ni, Zn, Pb, og Cr), veisalt (NaCl) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) (Amundsen & Roseth 2004; Bækken 1993; Bækken & Færøvig 2004; Bækken & Haugen 2006; Meland 2010). Omtrent 90% av forurensningsstoffene i veiavrenning er bundet til partikler, foruten veisalt som i større grad renner direkte med vannet, bindes ikke til partikler og transporteres lettere gjennom nedbørsfeltet (Sansalone & Buchberger 1997; Snilsberg et al. 2002).

Tungmetaller er hovedsakelig bundet til partikler av ulik størrelse. Små partikler har stor spesifikk overflate med evne til å binde metaller (Sansalone & Buchberger 1997).

Tungmetaller kan holdes tilbake i veikanter og grøfter (Saunes & Værøy 2016), og når tungmetaller kommer ut til en innsjø vil en stor del sedimentere på bunnen av innsjøen, mens en mindre del vil kunne holde seg løst i vannfasen (Bækken & Færøvig 2004). Slike prosesser styres i hovedsak av typen metall samt innsjøens vannkjemi (Saunes & Værøy 2016). Innhold av tungmetaller i innsjøsedimenter kan være flere ganger høyere enn i vannet på grunn av langvarig akkumulering (Zhao et al. 2014). Videre kan tungmetaller i sedimentet lekke ut i vannet gjennom endringer i hydrodynamiske forhold, omrøring av sedimentet ved graving, beiting eller andre aktiviteter utført av levende organismer (bioturbasjon), oppvirvling forårsaket av vind, samt fysiske og kjemiske forhold i sedimentet (Cohen 2003; Zhao et al. 2014). Konsentrasjonene av tungmetallene i en innsjø styres dermed av en rekke fysiske og biokjemiske prosesser, og betydningen av slike prosesser avhenger blant annet av geokjemiske forhold i innsjøen samt de kjemiske egenskapene til hvert enkelt metall (Schaller et al. 1997). Redoksforholdene i dypvannet og i sedimentet er også viktige prosesser som i stor grad påvirker oppførselen til metaller (Schaller et al. 1997).

Sink (Zn), kobber (Cu), kadmium (Cd), nikkel (Ni), krom (Cr) og bly (Pb) er noen av de vanligste veirelaterte tungmetaller, og som de senere årene har blitt undersøkt i sammenheng med veiavrenning (Amundsen & Roseth 2004; Bækken 1993; Bækken & Haugen 2012; Davis et al. 2001; Göbel et al. 2007; Norrström 2005; Norrström 1998; Opher & Friedler 2010; Saunes & Værøy 2017). Pb, Cu og Zn regnes som de mest giftige metallene, hvor Cu trolig er det mest giftige, og da særlig i akvatisk miljø (Amundsen & Roseth 2004). Undersøkelser har vist at økte konsentrasjoner av tungmetaller fra vei også kan kobles til ÅDT (årsdøgntrafikk) (Hares & Ward 1999; Klimaszewska et al. 2007; Opher & Friedler 2010). Klimaszewska et al.

(2007) fant høyere konsentrasjoner av tungmetaller på dagtid, noe som kunne kobles med høyere trafikkintensitet på dagen. En rekke metaller fra veiavrenning kan derfor forventes å øke som funksjon av trafikkmengden (Hares & Ward 1999; Klimaszewska et al. 2007; Opher & Friedler 2010). Dette er også tidligere vist i Norge, der Bækken & Haugen (2012) fant direkte sammenheng mellom kobberkonsentrasjonene i veinære innsjøer og trafikkmengden på veien.

Veisalt, vanligvis i form av natriumklorid (NaCl), har en spesiell stilling hva angår veiavrenning fordi det brukes i store mengder vinterstid (Amundsen et al. 2008; Bækken & Haugen 2012; Granato et al. 1995; Wike 2006). Veisalt har økt kraftig siden 1970-tallet og fram til i dag (Bækken & Haugen 2006; Kjensmo 1997; Sivertsen et al. 2016; Vaa & Sakshaug 2007). Økt saltbruk på veinettet kan øke risiko for miljøskader, og kan for eksempel føre til forringet vannkvalitet i innsjøer (Bækken & Haugen 2012). Hvorvidt en innsjø blir påvirket av veisalt avhenger blant annet av mengden veisalt som brukes årlig, nærhet til en innsjø samt innsjøens – og nedbørsfeltets størrelse (Saunes & Værøy 2017). Veisalt løses lett i vann som natrium (Na⁺) og kloridioner (Cl⁻) (Amundsen et al. 2008). I jorda adsorberes Na⁺ av jordpartikler, mens kloridsaltene transporteres raskt gjennom nedbørsfeltet via avrenningsvann til resipienten (Wike 2006). Negativt ladde kloridioner er meget mobile, tas ikke opp av biota og holdes ikke igjen i jordsmonnet (binder seg ikke til partikler) (Amundsen et al. 2008; Bækken & Haugen 2006; Haaland et al. 2012). Slike egenskaper hos kloridioner gjør det mulig for klorid å danne komplekser med tungmetaller, som vil kunne transporteres videre til resipienter (Wike 2006). Mobiliteten av tungmetaller kan øke ved høyt innhold av kloridioner fordi tungmetaller i større grad bindes til negative kloridioner enn til mineralpartikler (Bäckström et al. 2004; Norrström 2005).

En stadig økende bruk av veisalt vil også medføre økte konsentrasjoner av salt i en vannforekomst (Bækken & Haugen 2012). Ionesammensetning og tetthet i innsjøer påvirkes av veisalt, noe som har stor betydning for en innsjøes kjemiske sjiktning (Haaland et al. 2012). De fleste norske innsjøer har to sirkulasjonsperioder, vår og høst (Økland & Økland 2006). Dette er en viktig prosess for å bringe oksygenrikt vann ned i dypet av en innsjø (Bækken & Haugen 2012; Økland & Økland 2006). Innsjøer sirkulerer når det er små tetthetsforskjeller mellom bunnvannet og overflatevannet, noe som skyldes små temperaturforskjeller i vannmassene (Bækken & Haugen 2012). Vann som består av mye salt (saltrikt vann) er

tyngre enn ionefattig vann, og dette kan føre til en lagdeling av innsjøen ved at det tyngste sjiktet legger seg på bunnen av innsjøen, og det dannes en saltsjiktning. (Bækken & Haugen 2012; Wike 2006). I innsjøer med store saltgradienter kreves mye energi for å bryte sjiktningen, og i noen tilfeller blir innsjøen permanent sjiktet (Bækken & Haugen 2012; Wike 2006). Resultatet av dette er at oksygenet brukes opp (anoksiske forhold) og bunnvannet (hypolimnion) blir ikke tilført nytt oksygen på grunn av manglende sirkulasjon (Bækken & Haugen 2012; Wike 2006). Fravær av oksygen kan ha stor innvirkning på kjemiske og biologiske forhold i innsjøen (Bækken & Færøvig 2004). Det finnes innsjøer med naturlig permanent kjemisk sjiktning og oksygenfritt bunnvann (meromiktiske innsjøer), men de er uvanlige i Norge (Bækken & Haugen 2012; Økland & Økland 2006). Et eksempel på en innsjø som tidligere fullsirkulerte, men som har utviklet meromiksis på grunn av veisalt (antropogen meromiksis) er Padderudvann (Bækken & Færøvig 2004). Permanente anoksiske forhold i bunnvannet på grunn av veisalt vil videre kunne medføre at jern (III) i innsjøsedimentet reduseres til jern (II), som sammen med svovel danner jernsulfid (FeS) (Cohen 2003; Søndergaard et al. 2003), som gir svartfarget sediment. Fosfor bindes sterk til jern, og ved reduksjon av jern kan dette føre til fosforlekkasjer fra sedimentet ut i vannet (Søndergaard et al. 2003; Wike 2006). Løseligheten av mangan er også følsom for redoksforhold på tilsvarende måte som jern (Cohen 2003; Riise et al. 2013), og ved anoksiske forhold vil mangan og jern veksle mellom sediment og bunnvannet i hypolimnion (Davison 1993; Vegas-Vilarrúbia et al. 2018).

1.2 Paleolimnologi

Innsjøer er dynamiske økosystemer som er i kontinuerlig endring. Noen endringer er naturlige prosesser i en innsjø, mens andre er antropogene påvirkninger (Cohen 2003; Smol 2008). For å kunne skille mellom naturlige og antropogene påvirkninger er det viktig å undersøke langtidsutviklingen til en innsjø. Paleolimnologi er studiet av en vannforekomst utvikling over tid basert på informasjon hentet fra sedimentet i innsjøen (Cohen 2003; Smol 2008).

Sedimenter er sammensatt av autoktont og alloktont materiale som naturlig arkiverer kjemisk og biologisk informasjon om innsjøen og miljøet rundt fra flere år tilbake i tid (Haande et al. 2014; Smol 2008). Sedimenter fungerer derfor som et slags naturhistorisk arkiv, der hvert lag i sedimentet representerer ulike tidsperioder i vannforekomstens historie (Haande et al. 2014; Smol 2008). Paleolimnologiske metoder bidrar derfor til å rekonstruere det akvatiske økosystemet og de kjemiske forholdene i en vannforekomst for bedre å forstå hvordan det har

utviklet seg over tid fra tiden før menneskelig påvirkning. På denne måten kan man finne mulige årsaker til variasjoner i innsjøen over tid, sett i kombinasjon med faktorer som menneskelig aktivitet i nedbørsfeltet og klimaendringer (Haande et al. 2014; Smol 2008). Sedimentpartiklene består blant annet av metaller som kan stamme fra geologisk materiale eller fra antropogene kilder som atmosfærisk avsetninger, utslipp fra vei og trafikk, utlekking av metaller fra søppelfyllinger m.m. (Rognerud et al. 1999; Økland & Økland 1995). Forurensninger som er bundet til partikler vil som regel avsettes kronologisk i sedimentene i dypområdene, mens i overflatesedimentene kan det foregå en omblanding og resuspensjon av forurensningene (Rognerud et al. 1999). Ved hjelp av paleolimnologiske metoder kan man undersøke metallkonsentrasjonene for de ulike lag i en sedimentsøyle og hvordan konsentrasjonene har endret seg over tid. En uforstyrret sedimentsøyle som går langt tilbake i tid før innsjøen ble påvirket av menneskelig aktivitet, vil kunne gi viktig informasjon om metallkonsentrasjonene i nyere avsatte sedimenter har økt eller avtatt som følge av naturlige eller antropogene påvirkninger.

1.3 Oppgavens innhold og formål

I denne oppgaven vil metaller som ofte er anriktet i veiavrenning bestemmes i to utvalgte veinære innsjøer utsatt for veiavrenning. Innsjøene er undersøkt ved hjelp av paleolimnologiske metoder. Veiavrenning kan bidra til økte konsentrasjoner av mange metaller i veinære innsjøer ved direkte avrenning eller indirekte ved veisalters reaksjon med løsmasser/jordsmonnet. Videre kan veisalt fra veiavrenning bidra til tetthetsforskjeller som forhindrer sirkulasjon og tilførsel av oksygen i bunnvannet, som i noen tilfeller vil kunne spores i form av endret sedimentsammensetning. Studiet er utført i Søndre Brutjern og Kutjern som ligger rett i nærheten av den gamle E18 Riksgrensen - Ørje i Marker kommune i Østfold. Begge innsjøene er utsatt for veiavrenning (veisalt og metaller), og ut fra tidligere målinger i regi av Statens Vegvesen er Søndre Brutjern og Kutjern antatt å ha utviklet oksygen- og saltgradienter grunnet veisalt.

Formålet med oppgaven er å rekonstruere tidsutviklingen med hensyn på tungmetaller i Søndre Brutjern og Kutjern, utsatt for veiavrenning, tilbake til perioden før veiavrenning ved hjelp av sedimentanalyser. Tungmetallene nikkel (Ni), kobber (Cu), krom (Cr), zink (Zn), kadmium (Cd) og bly (Pb) ble valgt på bakgrunn av tidligere studier av veiavrenning.

Natrium (Na) ble målt for å spore veisalt. I tillegg ble svovel (S), mangan (Mn) og hovedelementene kalium (K), magnesium (Mg) aluminium (Al) og jern (Fe) undersøkt. Analyseresultatene vurderes, så langt det lar seg gjøre, i kombinasjon med innhentet informasjon om den gamle E18 Riksgrensen – Ørje, trafikkutvikling og forbruk av veisalt.

På grunnlag av sedimentanalyser har denne oppgaven som hensikt å besvare følgende problemstilling:

- Bidrar veiavrenning til økte konsentrasjoner av tungmetaller i to veinære innsjøer, og har veisalt bidratt til sjiktning og anoksiske forhold i bunnvannet av innsjøene?

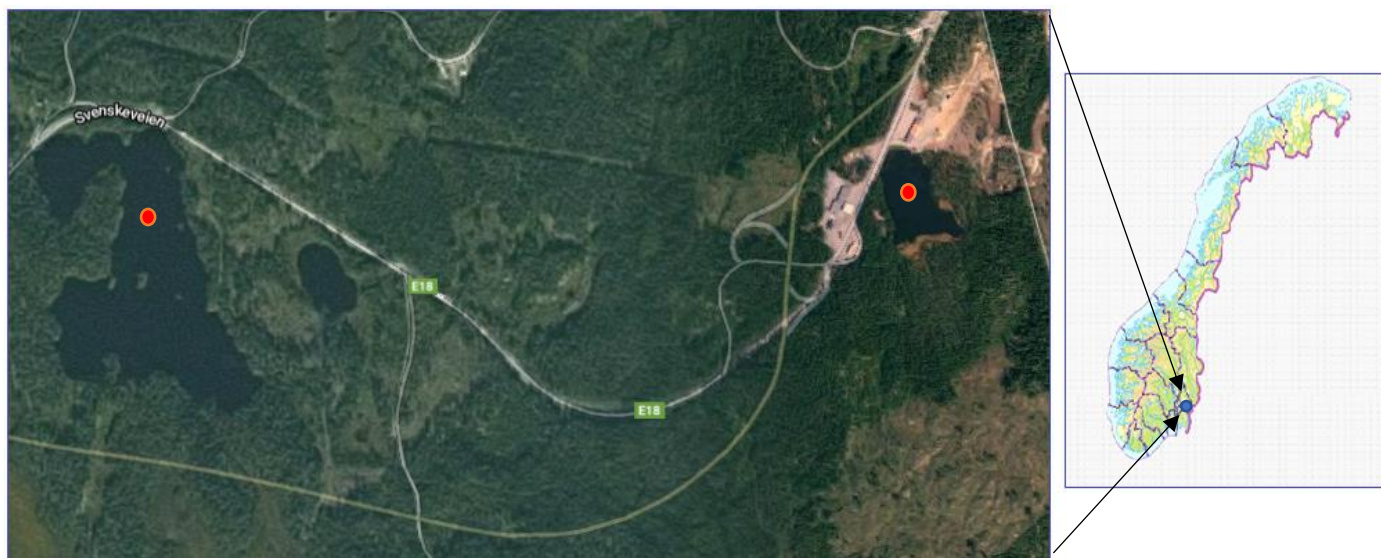
Hypoteser:

- **H0:** Veiavrenning bidrar ikke til økte konsentrasjoner av tungmetallene Ni, Cu, Cr, Zn, Cd og Pb i Søndre Brutjern og Kutjern.
 - **Prediksjon:** Metallkonsentrasjonene i innsjøene har ikke endret seg nevneverdig over tid, og det er relativt små forskjeller mellom nylig avsatt og eldre sedimenter.
- **H1:** Veiavrenning bidrar til økte konsentrasjoner av tungmetallene Ni, Cu, Cr, Zn, Cd og Pb i Søndre Brutjern og Kutjern.
 - **Prediksjon:** Metallkonsentrasjonene i innsjøene har økt med tiden og nylig avsatt sedimenter har høyere metallkonsentrasjoner enn referansesedimentene.

2. OMRÅDEBESKRIVELSE OG PÅVIRKNINGSFAKTORER

2.1 Geografisk plassering

Søndre Brutjern (59° 29'N 11°43'E) og Kutjern (59° 29'N 11°44'E) med deres tilhørende nedbørsfelt er to innsjøer som ligger i lavlandet i Marker kommune i Østfold fylke. Søndre Brutjern ligger 169 meter over havet (under marin grense) og Kutjern ligger 224 meter over havet (over marin grense). Innsjøene befinner seg rett i nærheten til den ca. 6 km lange traseen til den gamle E18 Riksgrensen – Ørje (figur 1). For nærmere beskrivelse av innsjøene og dens nedbørsfelt se kapittel. 2.2 og 2.3.



Figur 1: Søndre Brutjern (rød prikk til venstre) og Kutjern (rød prikk til høyre) i Marker kommune i Østfold fylke (Markers plassering er angitt med en blå prikk i norgeskart til høyre). Den hvite strekken viser gamle E18 Riksgrensen – Ørje (Svenskeveien på kartet) rett i nærheten til Søndre Brutjern og Kutjern (NIBIO 2017).

2.2 Søndre Brutjern

Søndre Brutjern hører inn under vannregion Glomma og vannområdet Haldenvassdraget (NVE Atlas 2017). Søndre Brutjern har et areal på 0,099 km² og et nedbørsfeltareal på 0,5431 km², og det årlige tilsiget fra hele nedbørsfeltet er på 4,95 millioner m³ per år (NVE Atlas 2017). Vannet drenerer videre til Nordre Brutjern og Braneselva, Gjølssjøen og ut til Haldenvassdraget (Krog 2012). Søndre Brutjern er en relativ grunn innsjø, med maksimum dyp på 12 meter (Bækken 2012). Innsjøen defineres med en vanntype som er middels kalkfattig og svært humøs (Bækken 2012; Saunes & Værøy 2016; Saunes & Værøy 2017).

Søndre Brutjern er et typisk skogtjern, og nedbørsfeltet domineres i hovedsak av ung barskog og stedvis gammel barskog (figur 2) (Krog 2012; Statens vegvesen 2012a). Bart fjell og stedvis tynt jorddekke forekommer langs vest av innsjøen, med unntak av i norddelen der gamle E18 ligger (figur 3) (Krog 2012; NGU 2017). Sør for Søndre Brutjern finnes det større myrområder, hvorav Stormosen er den største i Marker kommune (Statens vegvesen 2012b). Moreneavsetninger (tynn morene) strekker seg fra øst til norddelen av nedbørsfeltet til Søndre Brutjern (figur 3) (NGU 2017). Berggrunnen består hovedsakelig av mylonitt som inngår i Ørje-mylonittsonen (Krog 2012). Øst for Søndre Brutjern består berggrunnen av diorittisk til granittisk gneis (Krog 2012).



Figur 2: Kart over arealtyper (1:50 000) i nedbørsfeltet til Søndre Brutjern med skog over store deler av nedbørsfeltet og myrområder i vest og sørøst (blå stripper). Den brune strekken nord for innsjøen viser gamle E18 Riksgrensen – Ørje som nærmeste vei til innsjøen og som krysser mellom Nordre Brutjern og Søndre Brutjern (NIBIO 2017).

Per 2017 er det ingen bebyggelse eller tekniske installasjoner i nedbørsfeltet til Søndre Brutjern som berører innsjøen, med unntak av den gamle E18 Riksgrensen - Ørje som ligger nord for Søndre Brutjern (figur 2) (Krog 2012). Rasteplassen for E18 ligger også i norddelen av Søndre Brutjern, rett i nærheten av vannet. Det drives ikke intensivt skogbruk i nedbørsfeltet til Søndre Brutjern, og skogen har trolig ikke vært hogd de siste årene (Burås pers. medd. 2017). Det er imidlertid kun blitt hogd sør for Søndre Brutjern i forbindelse med utbyggingen til den nye parsellen til E18 Riksgrensen - Ørje (Burås pers. medd. 2017) (vedlegg 2). Søndre Brutjern anses som et mindre viktig rekreasjonsområde. Det foregår noe jakt og fiske, men det er i hovedsak liten ferdsel i skogsområdene (Statens vegvesen 2012b). Søndre Brutjern er vurdert som en nasjonal viktig lokalitet (verdi A) som naturtype på grunn av at innsjøen er et typisk skogtjern med høy pH, noe som anses som uvanlig i regionen. Høy pH skyldes imidlertid mylonitten i området (Krog 2012). Det finnes flere sjeldne plantearter i området grunnet tilstedeværelsen av mylonitt (Krog 2012). Øyestikkerfaunaen er meget viktig både i Søndre Brutjern og Nordre Brutjern. Det er registrert 21 arter øyestikkere i Brutjern-området, hvorav tre av disse er rødlistearter (Krog 2012).



Figur 3: Løsmassekart (1:13 243) over Søndre Brutjern og Kutjern. Søndre Brutjern (til venstre) med bart fjell og stedvis tynt dekke langs vest av innsjøen og i nord ved E18 og tynn morene langs østsiden av innsjøen og i nord ved E18 (NGU 2017). Myrområdene i vest og i sør med Stormosen som den største myra i lokaliteten. Kutjern (til høyre) med tynn morene over hele området rundt vannet (NGU 2017).

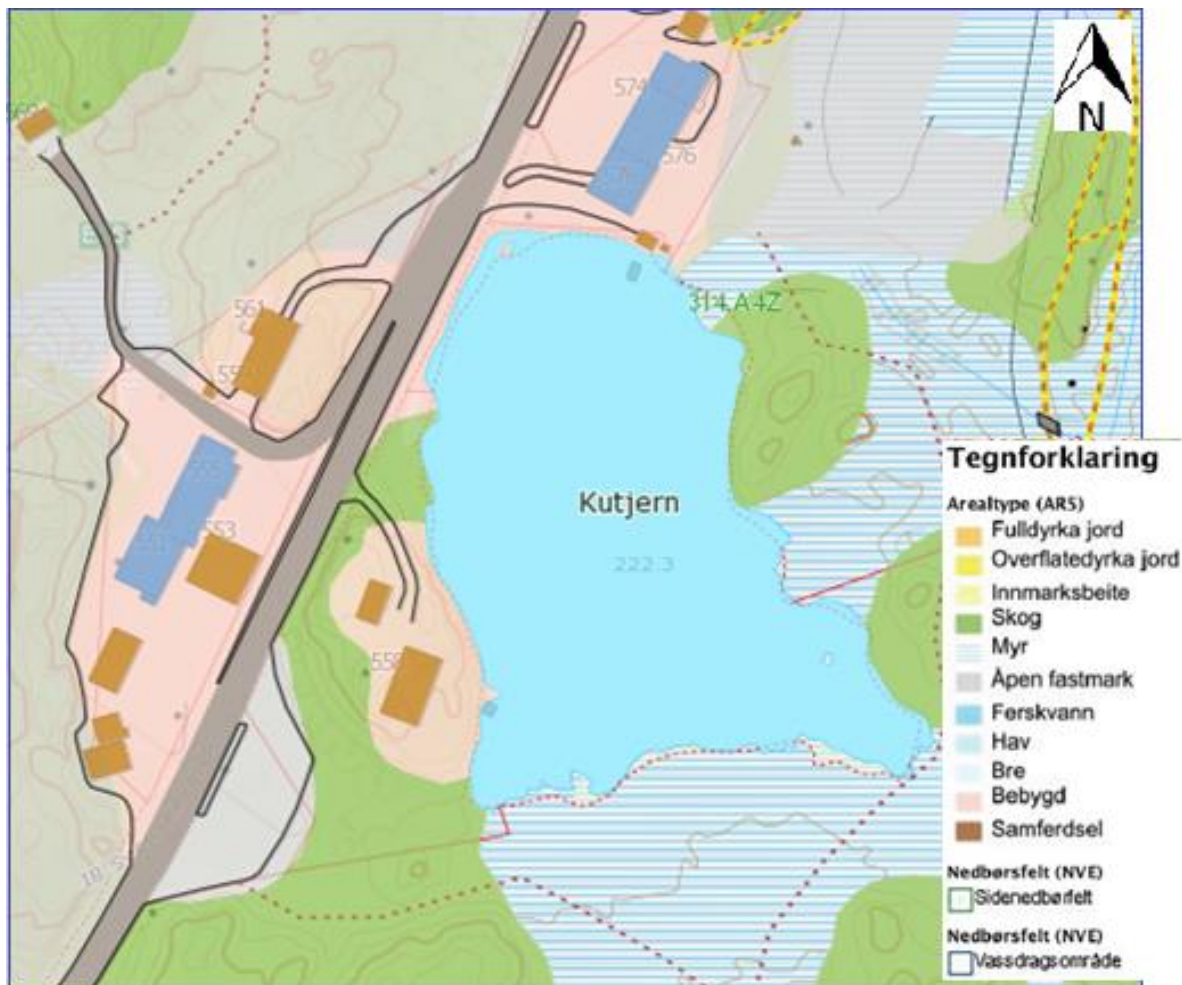
2.3 Kutjern

Kutjern er et lite tjern som hører inn under vannregion Glomma og vannområdet Haldenvassdraget. Kutjern har et areal på 0,0148 km² og et lite nedbørsfeltareal på 0,1656 km² og det årlige tilslaget fra hele nedbørsfeltet er på 16,72 millioner m³ (NVE Atlas 2017). Tjernet drenerer til Holbekken og videre til Upperudsälven (NVE Atlas 2017). Kutjern er grunn, med maksimum dyp på om lag 8 meter. Innsjøen er et svært humøst myrtjern og er lite utsatt for vind (Saunes & Værøy 2016; Saunes & Værøy 2017). Tjernet ligger i et myrområde, og er omgitt av myr i sør- og østdelen av vannet (NIBIO 2017). Området rundt Kutjern består i hovedsak av tynn morene (figur 3) (NIBIO 2017).

Nedbørsfeltet til Kutjern er preget av innslag av skog i sørvest og øst, og arealer med noe bebyggelse er lokalisert vest og nordvest av tjernet (figur 4) (NIBIO 2017). I nordvestenden av Kutjern finnes det et skianlegg ved navn Kjølens sportssenter, som vært i bruk siden 2006. Omkring 2007-2008 begynte Kjølens sportssenter å ta ut vann fra Kutjern til framstilling av snø (Heed pers. medd.; Halvorsrud pers. medd. 2017). Videre finnes det en nedlagt bensinstasjon på andre siden av E18, vest for Kutjern som var i drift fra omkring 1967 og utover 2000-tallet (Gaarder pers. medd.; Heed pers. medd. 2017). Det finnes kun to bolighus rett i nærheten av Kutjern (Gaarder pers. medd. 2017). Tollstasjonen ligger omtrent 300 meter fra Kutjern like ved svenskegrensen. Området rundt Kutjern brukes noe som rekreasjonsområdet, særlig med hensyn til lysløypene som finnes i forbindelse med Kjølens sportssenter (Heed pers. medd. 2017).

Kommunalt avløp

All bebyggelse ved Kutjern er tilkoblet kommunens renseanlegg med unntak av en enebolig som har en slamavskiller, og som mest sannsynlig har avrenning til tjernet (Gaarder pers. medd. 2017). Renseanlegget ved riksgrensen ble bygget i slutten av 1980-tallet, og bebyggelsen ved Kutjern ble trolig tilkoblet i årene 1987-1988 (Gaarder pers. medd. 2017). Kjølens sportssenter hadde med stor sannsynlighet naturlig avrenning til Kutjern før den ble tilkoblet kommunalt anlegg (Gaarder pers. medd. 2017). Den nå nedlagte bensinstasjon og tollstasjonen hadde også naturlig avrenning til Kutjern omkring 1970-tallet (Gaarder pers. medd. 2017). Tollstasjonen er per 2017 koblet til renseanlegg (Halvorsrud pers. medd.; Heed pers. medd. 2017).



Figur 4: Kart over arealtyper (1:50 000) i nedbørsfeltet til Kutjern, med bebyggelse i vest og nord, myr i sør og øst (strippa linjer) og skog i sørvest og øst av tjernet. Grå tykk linje mellom bebyggelse og Kutjern viser den gamle E18 Riksgrensen - Ørje tett inntil vannet. Nordvest for Kutjern ligger Kjølen sportscenter (avlanget blå bygning). På vestsiden av tjernet ligger eneboligen med to enheter. Den nedlagte bensinstasjon ligger på andre siden av veien (avlanget blå bygning med tilhørende kafeteria og butikk i orange). På andre siden av veien, nord for Kutjern ligger den andre eneboligen (NIBIO 2017).

2.4 Samferdsel – E18 Riksgrensen – Ørje

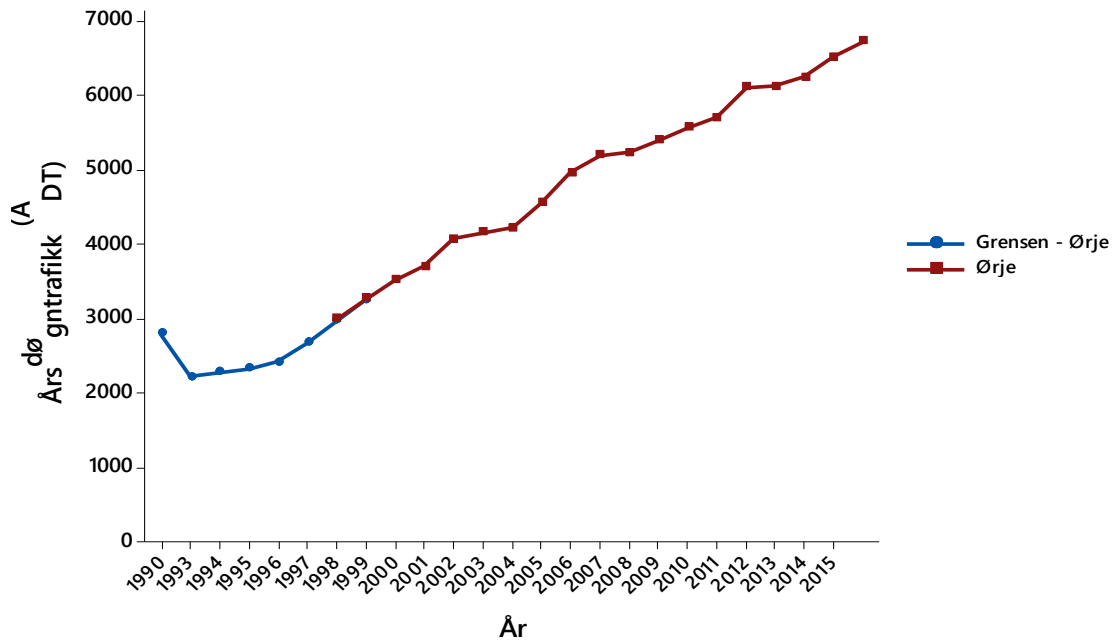
Det har vært ferdsel fra Riksgrensen til Ørje i lang tid. Det er tre generasjoner med veier og disse er; gamleveien fra 1823, den senere riksvei 6 fra 1887 og den "gamle" E18 Riksgrensen – Ørje som sto ferdig omkring 1962 (vedlegg 1). Denne strekningen var tidligere en del av kongeveien, også kalt gamleveien fra 1823 (Wiik & Johansen 2015). I 1887 ble veien over Ørje til svenskegrensen utbygd, og veien ble fra nå av en del av den nye kongeveien (Schmedling 2008). I 1928 oppsto begrepet riksvei, og veien mellom fra Riksgrensen til Ørje (nye kongeveien) ble omdøpt til riksvei 6. Veien var 4,5 meter breidd og besto i hovedsak av grus og sand (Wiik & Johansen 2015).

Riksvei 6 var kjent for sine farlige svinger, og i 1959 ble veien flyttet og utvidet til å bli en 10 meters bred vei. Svingene ble rettet ut og veien fikk navnet ny riksvei 6 (Wiik & Johansen 2015). Fra Riksgrensen til Ørje sentrum følger E18 i grove trekk den nye riksvei 6 fra 1959 (Wiik & Johansen 2015). I 1965 ble den nye riksvei 6 en del av E18 (Wiik & Johansen 2015) og parsellen mellom Riksgrensen og Ørje ble asfaltert omkring 1962 (Olberg pers. medd. 2017). Kort oppsummert ble veien mellom Riksgrensen – Ørje inkludert i nedbørsfeltet til Søndre Brutjern fra omtrent 1887 og nedbørsfeltet til Kutjern fra omkring 1959. Høsten 2017 åpner den nye parsellen E18 Riskegrensen – Ørje forbi skogmark og Stormosen, sør for dagens E18 (den gamle E18 Riksgrensen -Ørje) (vedlegg 2). Merk at den nye E18 Riksgrensen – Ørje ikke drenerer til de undersøkte innsjøene, og det er kun den gamle parsellen E18 Riksgrensen – Ørje som blir videre omtalt i oppgaven.

Årsdøgntrafikk (ÅDT)

E18 gjennom Østfold er en av hovedferdselsårene mellom Norge og Sverige, og omtrent 25% av all godstransport på vei til eller fra Norge går over grensen ved Ørje (Statens vegvesen 2012a). Trafikkdata innhentet fra Statens vegvesen viser at årsdøgntrafikk (ÅDT) mellom Ørje og Riksgrensen er anslått å være 6730 kjøretøy i 2016 (Arnesen pers. medd. 2017). I perioden 1990-2016 har antall kjøretøy på den gamle E18 Riksgrensen – Ørje økt med 3938 kjøretøy (figur 5) (T. Arnesen pers. medd. 2017). Det finnes ingen telldata på antall kjøretøy på denne strekningen før 1990 (Arnesen pers. medd. 2017), og for å gi en pekepinn på trafikkutviklingen på E18 Riksgrensen - Ørje før 1990 har den generelle trafikkveksten på riksveinettet i Østfold og på landsbasis fra 1975 blitt undersøkt (Arnesen pers. medd. 2017).

Den relative trafikkveksten på riksveinettet i Østfold økte fra 100 i 1975 til 175 i 1990, mens det på landsbasis økte den relative trafikkveksten fra 100 i 1975 til 149 i 1990 (vedlegg 3) (Arnesen pers. medd. 2017). Tallene for den relative trafikkveksten viser hvordan veksten har vært, og sier derfor ikke noe om de absolutte trafikk tallene (Arnesen pers. medd. 2017). Det er også viktig å merke seg at Østfoldtallene kan være mye preget av tellepunktet på E6. Det er derfor sannsynlig at trafikkveksten på E18 var noe lavere sammenlignet med Østfoldtallene (Arnesen pers. medd. 2017). Følgelig er det rimelig å anta at den relative trafikkveksten har vært noe lavere for E18 enn for Østfold som helhet (Arnesen pers. medd. 2017). På bakgrunn av dette ligger den relative trafikkveksten for E18 et sted mellom trafikkveksten for landet som helhet og Østfold i perioden 1975-1990 (vedlegg 3) (Arnesen pers. medd. 2017).



Figur 5: Årsdøgntrafikk (ÅDT) på strekningen mellom Riksgrensen og Ørje i perioden 1990-2016. De første årene av denne perioden befant tellepunktet seg nær grensen (vises i figuren som grensen-Ørje). Tellepunktet ble etter hvert erstattet av et tellepunkt nærmere Ørje ved kontrollstasjonen (vises i figuren som Ørje). (Arnesen pers. medd. 2017).

Det er ofte ikke mulig å beregne mengdene forurensninger som for eksempel tungmetaller som slippes ut fra vei på forhånd, men undersøkelser har påpekt at tungmetaller fra vei kan blant annet kobles til ÅDT. Bakken (1993) og Amundsen & Roseth (2004) har gjort beregninger som estimerer mengdene av tungmetaller (Cu, Zn, Pb, Cd, Ni og Cr) som produseres fra kjøretøyer og veislitasje per km vei med utgangspunkt i ulike trafikkmengder (ÅDT). Beregningene er usikre, men gir allikevel et estimat for mengdene av forurensninger som kan transporteres fra vei til veinære økosystemer, deriblant innsjøer (Amundsen & Roseth 2004; Bækken 1993). Selv om absolutt mengde forurensninger ikke kan beregnes, kan man allikevel anta at noen tungmetaller er spesielt aktuelle i forbindelse med veiavrenning. Dette vil typisk være tungmetaller som Pb, Cd og Zn (Amundsen & Roseth 2004).

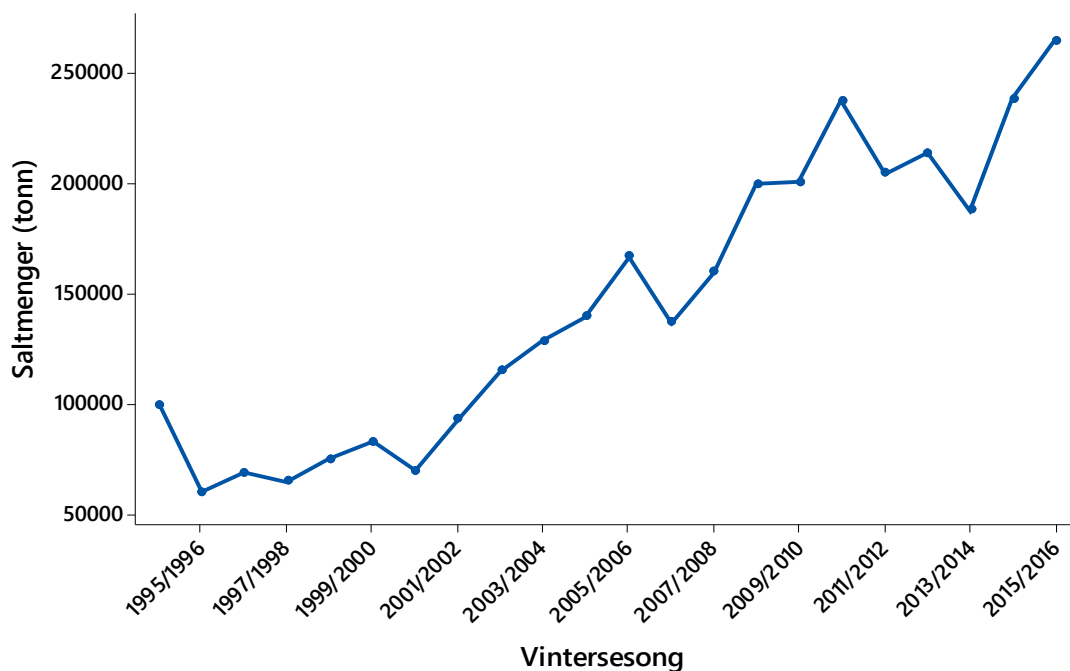
Veisalt i E18 Riksgrensen – Ørje

Søndre Brutjern og Kutjern er påvirket av avrenning fra E18 (Bækken 2012; Saunes & Værøy 2016; Saunes & Værøy 2017). Veglengden som har avrenning mot Søndre Brutjern er ca. 550 meter (Bækken 2012), mens det for Kutjern antas det at veglengden er ca. 300-400 meter. Avrenningsvann og veisalt fra E18 går via grøfter og direkte til innsjøene, og det betyr at

avrenningsvannet antakelig vil dels følge grøftene eller det vil renne direkte på overflate og ut til innsjøene (Bækken 2012). Noe av avrenningsvannet vil infiltreres jorda og følge grunnvannet til innsjøene (Bækken 2012).

Veisalt (NaCl) har trolig vært brukt på den gamle E18 Riksgrensen – Ørje siden 1970-tallet (Olberg pers. medd. 2017). Nøyaktig informasjon om historisk bruk av veisalt på denne strekningen fra starten av 1970-tallet og fram til 2010 har ikke vært mulig å oppdrive. For å kunne gi en pekepinn på utviklingen i saltbruken på den gamle E18 Riksgrensen – Ørje fra 1990-tallet og fram til 2010, har historiske hovedtall for utviklingen av saltbruken i Norge i perioden 1994 – 2010 blitt undersøkt. Mengde veisalt som påføres norske veier har økt betraktelig de siste årene (figur 6) (Sivertsen et al. 2016). Dette gjenspeiles blant annet i totalt saltforbruk på riksveier og fylkesveier i Norge i perioden 1994-2010 (Sivertsen et al. 2016). Saltforbruket i Norge økte fra ca. 100 000 tonn salt i vintersesongen 1994-1995 til 201 000 tonn salt i vintersesong 2009-2010 (figur 6) (Sivertsen et al. 2016). Fra omkring 2000-tallet og fram til 2016 har bruken av veisalt på norske veier økt jevnt (Sivertsen et al. 2016). På bakgrunn av dette kan det antas at bruken av veisalt på den gamle E18 Riksgrensen – Ørje, til en viss grad, har fulgt utviklingen av saltbruken på norske veier i perioden 1994-2010.

Det nærmeste man kommer når det gjelder å si noe mer konkret om forbruk av salt på strekningen E18 Riksgrensen – Ørje er ved å se på saltforbruken i perioden 2010-2016 på henholdsvis riksvei og fylkesvei i Østfold nord, som også inkluderer den gamle E18 Riksgrensen - Ørje (Lerfaldet pers. medd. 2017). Den gamle E18 saltet etter strategi bar vei og vinterdriftsklasse DkB, middels (Statens vegvesen 2017). Dette betyr at godkjent føreforhold er bar vei og hard snø eller is kan tillates utenom hjulspor i begrenset tidsrom (Statens vegvesen 2015). Totalt saltforbruk i Østfold nord har siden 2010 variert fra 25 560 tonn til 16 170 tonn (19,3 tonn/km) i 2016 (vedlegg 4) (Lerfaldet pers. medd. 2017). Variasjoner i saltbruken fra vinter til vinter skyldes ulik vær- og føreforhold, samt forskjeller i trafikkmengder (Lerfaldet pers. medd. 2017).



Figur 6: Totalt saltforbruk (inkludert strøssand) i Norge per år på fylkes – og riksveinettet i perioden 1994-2016 (redigert etter Sivertsen et al. 2016).

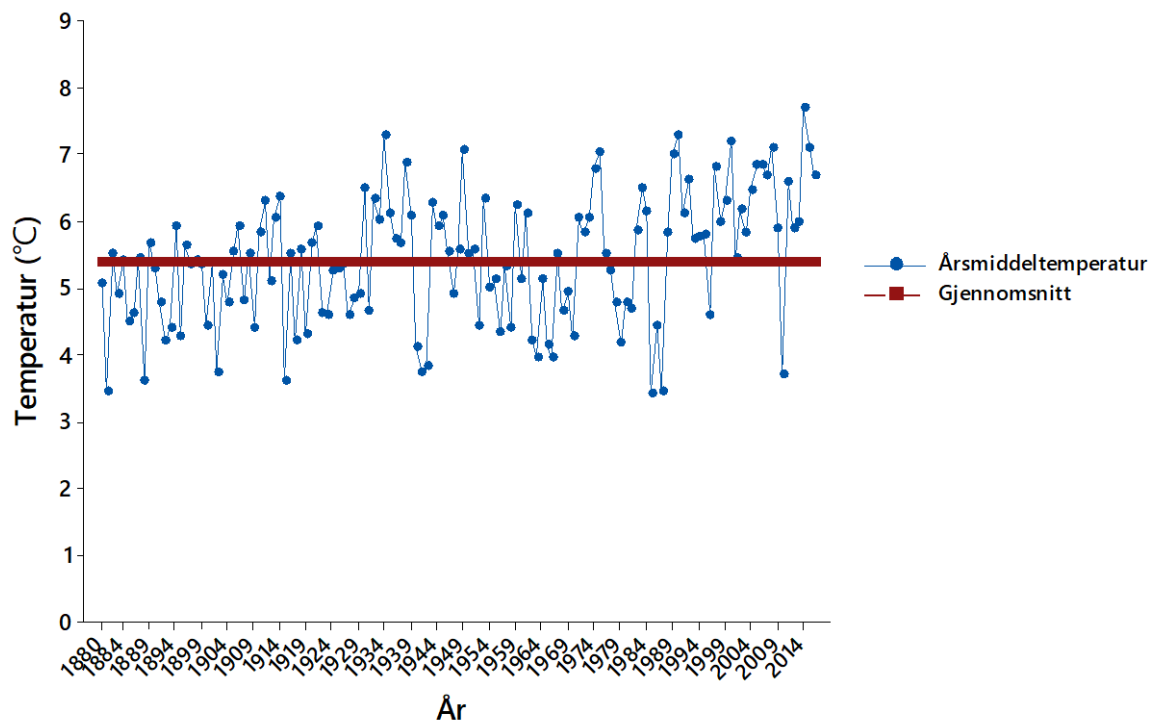
2.5 Klima

I det følgende presenteres historiske endringer i årsmiddeltemperatur i Ås i perioden 1880-2017 og historiske endringer i årsnedbør i Ørje i perioden 1883-2017. Feltstasjon for bioklimatiske studier- Bioklim ved NMBU i Ås ble valgt fordi den har foretatt kontinuerlige meteorologiske observasjoner på Ås siden 1859, og er blant de lengste måleseriene i Norge. Det ble også innhentet nedbørsmålinger i en feltstasjon i Ørje (feltstasjon nr 1950). Det er generelt små klimavariasjoner mellom fylkene Akershus og Østfold (Klimaservicesenter 2017a; Klimaservicesenter 2017b).

Årsmiddeltemperaturen og nedbør har økt nasjonalt og lokalt i Østfold i perioden 1900-2014, samtidig som det også vært langt flere episoder med intensiv nedbør (Hanssen-Bauer et al. 2015). Årsmiddelnedbøren i perioden 1900-2014 økte mest i Østfold fylke, med en 27% økning (Hanssen-Bauer et al. 2015). I Østfold er gjennomsnittlig årstemperatur beregnet å øke med ca. 4 °C i perioden fra 1971-2000 til 2071-2100, med størst økning om vinteren og minst om sommeren, og årsnedbør er beregnet å øke med ca. 10%, med størst økning vinterstid og om våren (Klimaservicesenter 2017b).

Årsmiddeltemperatur

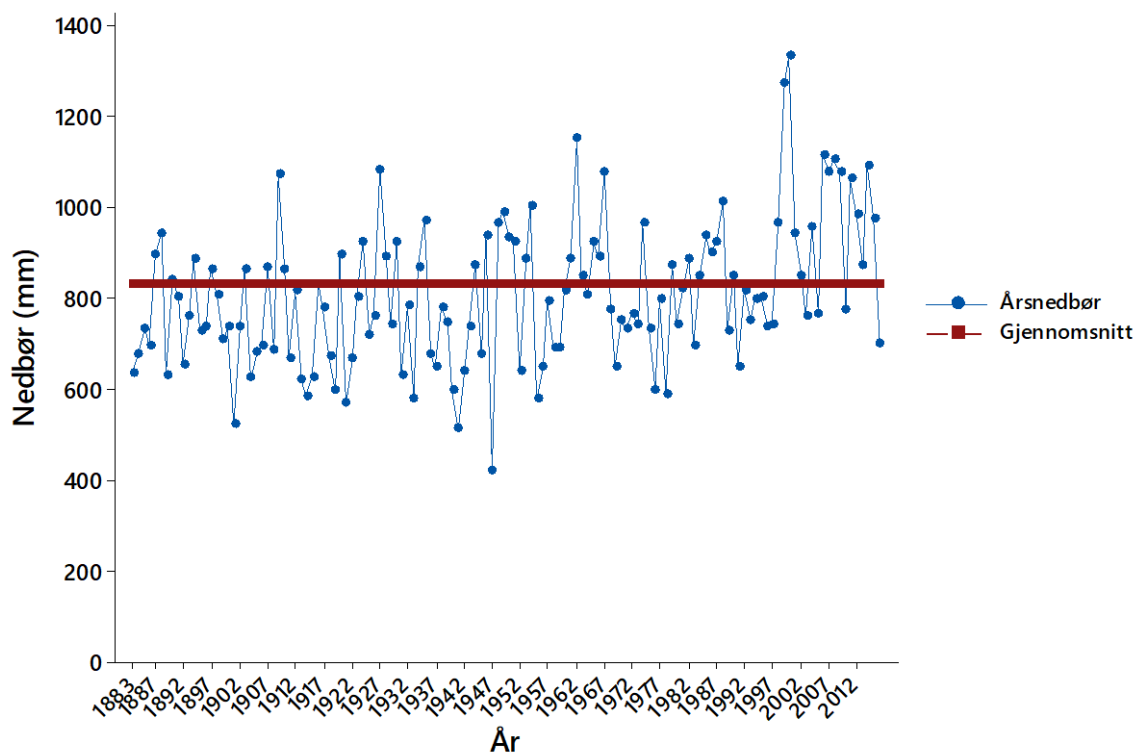
Årsmiddeltemperatur i Ås har variert i perioden 1880-2016. I slutten av 1880-tallet og fram til omkring 1930-tallet har årsmiddeltemperaturen ligget under gjennomsnittstemperaturen (5,4 °C). I perioden omkring 1935-2016 har årsmiddeltemperaturen i større grad ligget over gjennomsnittet, men det er også flere år med årsmiddeltemperatur under gjennomsnittstemperaturen, som for eksempel omkring slutten av 1980-tallet og slutten av 2000-tallet (figur 7).



Figur 7: Årsmiddeltemperatur (°C) i Ås i perioden 1880-2016. Gjennomsnittstemperatur er et vektet gjennomsnitt av årsmiddeltemperaturen (1880-2016) og vises med en rød linje. Data er innhentet ved Feltstasjon for bioklimatiske studier- Bioklim, ved NMBU i Ås (Kroken pers. medd. 2017).

Nedbør

Historiske nedbørsmålinger per år i Ørje viser også variasjoner i perioden 1883-2016. Fra 1883 og fram til omtrent midten av 1940-tallet har nedbør per år i hovedsak ligget under gjennomsnittet. Fra omkring 1950-tallet kan en se en tendens til økende antall år med nedbør over gjennomsnittet, og særlig i perioden omkring 1997-2016 har nedbøren ligget langt over gjennomsnittet sammenlignet med tidligere år (figur 8). Økt nedbør kan i mange tilfeller resultere i større avrenning fra nedbørsfeltet, noe som igjen medfører økt sedimenttransport til innsjøer (Riise et al. 2013).



Figur 8: Nedbør per år (mm) i Ørje i perioden 1883-2016. Gjennomsnittsnedbør (1883-2016) vises med en rød linje. Data er innhentet fra databasen til Meteorologisk institutt (eKlima u.å).

3. MATERIAL OG METODE

3.1 Feltarbeid

Sedimentprøver ble samlet inn 14. februar 2017 mens Søndre Brutjern og Kutjern var dekket med is. Thomas Rohrlack og Ståle Haaland bisto i feltarbeidet (figur 9). Sedimentprøvene ble innsamlet ved hjelp av en sedimentprøvetaker (Uwitec sediment core) som består av en 1 meter langt plastrør med et tungt lodd av bly festet nederst i røret (figur 9). Et isbor ble brukt til å bore hull i isen, og det ble totalt tatt opp to sedimentsøyler, en sedimentsøyle for hver innsjø. Sedimentprøvetakeren ble senket kontrollert ned med tau merket for hver meter gjennom isen og videre nedover i vannsøylen til den nærmet seg bunnen. Deretter ble tauet sluppet raskt og loddrett ned slik at sedimentprøvetakeren fikk bore seg gjennom sedimentet. Sedimentprøvetakeren ble så dratt sakte opp til litt under vannoverflaten og det ble festet en propp i begge ender av prøvetakeren, før den ble tatt videre opp. Sedimentsøylen ble videre satt forsiktig ned i et stativ for å holde søylen stabil og i loddrett posisjon for å unngå omrøring av sedimentet.



Figur 9: Bildet til venstre viser en sedimentprøvetaker (Uwitec sedimentprøvetaker) (Foto: Lööv 2017). Bildet til høyre viser Thomas Rohrlack (t.v. NMBU) og Ståle Haaland (t.h. NMBU) under prøvetaking av sedimenter i Søndre Brutjern med ved hjelp av en Uwitec sedimentprøvetaker (Foto: Rishatt 2017).

Det er viktig at sedimentet i søylen ikke beveges for å unngå blanding av sedimentet. Sedimentprøvene ble tatt på innsjøenes dypeste punkt i begge innsjøene, på omtrent 12 meter i Søndre Brutjern og 8 meter i Kutjern. Prøvetaking ved dypeste punkt utføres for å få mest mulig uforstyrret sediment, for å sikre representative prøver og for å redusere usikkerhet i analyseresultatene (Poverud 2017).

Sedimentsøylen ble sjiktet i felt rett etter prøvetaking for å unngå forstyrrelser av sedimentet (figur 10). Før oppdeling, ble sedimentsøylen presset oppover for å få ut overflødig vann av røret. Videre ble sedimentsøylen sjiktet i lag på 1 cm og overført til nummererte fryseposer av plast med glidelås. Fryseposene ble lagret i en kjølig og mørk kjøleboks under transport, og deretter lagret i fryser (-18°C) inntil videre analyse i laboratoriet.



Figur 10: Søndre Brutjern dekket med is under feltarbeid (Foto: Rishatt 2017).

Sedimentsøylen fra Søndre Brutjern ble delt i 79 sjikt og Kutjern ble delt i 74 sjikt. Ledningsevne ($\mu\text{S}/\text{cm}$), oksygen (%) og temperatur ($^{\circ}\text{C}$) ble målt i begge innsjøene med en multisonde med integrert temperaturkorrigering.

Undersøkelse av sedimentsøylene

Sedimentsøylene fra Søndre Brutjern og Kutjern ble observert i felt før transport og videre analyse i laboratoriet ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Søylene ble betraktet for å se eventuelle fargeendringer og lameller, som blant annet kan tyde på endringer i oksygenforhold i bunnvannet. I tillegg ble også fargen i sedimentene fra Søndre Brutjern og Kutjern undersøkt for å angi om sedimentene inneholdt mye eller lite organisk materiale.

3.2 Laboratoriearbeid og analyser

Alle laboratorieanalyser av sedimentprøvene ble utført på jord- og vannlaboratoriet til Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA) ved NMBU. Laboratoriearbeidet begynte om lag to uker etter feltarbeidet.

Frysetørrking, tørrvekt og dry bulk density (DBD)

Prøvene ble oppbevart i fryser ved $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$ fram til de ble frysetørket. Frosne ble frysetørket ved et vakuum på 0,8. Dette øker damptrykket og påskynder tørkeprosessen. Tørketiden avhenger av materiale som prøvene består av, for eksempel prøver med mye organisk materiale inneholder mye vann og krever lengre tid enn prøver med et lavere vanninnhold. Prøvene fra Søndre Brutjern og Kutjern hadde høyt vanninnhold. Sedimentprøvene ble veid før (våtvekt) og etter tørking, og differansen mellom våtvekt og tørrvekt ble regnet ut for å finne vanninnhold. Tørrvekt og volum ga grunnlag for videre analyse av dry bulk density (DBD).

DBD er forholdet mellom tørrvekten og volum av prøver, og sier noe om hvordan sedimentet i prøven er sammensatt (tettheten i sedimentet). Dersom sedimentet består av mye organisk materiale vil det vanligvis holde på mer vann. Dette vil derfor gi mindre tetthet og følgelig lav DBD. Hvis sedimentet i større grad består av mineralske partikler, som for eksempel leire, vil sedimentet holde til seg mindre vann, gir høyere tørrvekt og økt sedimenttetthet, det vil si høyere DBD.

Datering (Cs-137)

Sedimentprøvene fra Søndre Brutjern og Kutjern ble datert ut fra innhold av radioaktivt cesium (Cs-137) i hver enkelt prøve. Før dateringen av prøvene, ble de overført til scintillasjonsrør ved hjelp av spatel og hansker for å unngå kontaminering av prøvene. Måling av Cs-137 ble gjennomført på isotoplaboratoriet, av ansatte på MINA ved NMBU. Hver prøve ble målt i to timer ved hjelp av et instrument med NaI detektor. Denne metoden går ut på å måle ^{137}Cs anrikninger fra perioden med atmosfæriske prøvesprengninger av atomvåpen (1963-1964) og Tsjernobylulykken i 1986 (Van Metre et al. 2004). En topp for Cs-137 kan indikere året for Tsjernobylulykken. Store mengder radioaktivt cesium (Cs-137) ble sluppet ut i atmosfæren som følge av Tsjernobylulykken, og vinden førte til cesium-holdig nedfall over store deler av Norge i en kort periode. Ved hjelp av Cs-137 toppen beregnes gjennomsnittlig

sedimentasjonshastighet (sedimentasjon per år) av hver innsjø mellom 1986 og 2017. Det blir brukt samme sedimentasjonshastighet for perioden etter 1986. Basert på stabil sedimentasjonshastighet bestemmes omtrentlig tidsperiode nedover i sedimentsøylen (cm). Stabil sedimentasjonshastighet forutsetter at sedimentasjonshastigheten ikke har endret seg over tid. Dette anses imidlertid som lite sannsynlig. Dermed medfører forutsetningen om stabil sedimentasjonshastighet til usikkerhet i datering. Usikkerheten vil trolig være større for eldre sedimenter. Årstallene benyttet i analyseresultatene i x-aksene bør derfor leses som omtrentlige år.

Sedimentasjonshastighet av hver innsjø ble beregnet basert på følgende formel:

$$\text{Toppen for Cs-137}(cm) / 31 \text{ år (antall år siden Tsjernobylulykken)}$$

ICP-analyse

Inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) ble anvendt for å måle innhold av total Na, Mg, Al, S, K, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd, og Pb i sedimentene til Søndre Brutjern og Kutjern. Prøvene ble i første omgang konservert. Dette ble gjort ved å tilsette salpetersyre (HNO₃). Blandingen ble videre dekomponert ved hjelp av Ultra Clave, en mikrobølgekomponering. ICP-MS analyser ble gjennomført av ansatte på MINA laboratoriet ved NMBU, og ble utført etter norsk standard. Deteksjonsgrensen (LOD) er den laveste målte konsentrasjonen av et stoff slik at den kan måles i analysen. Kvantifiseringsgrensen (LOQ) er grensen for når stoffet kan måles med sikkerhet. Se vedlegg 5 for LOD og LOQ av de ulike stoffene.

3.3 Statistiske analyser

Microsoft Office Excel ble benyttet for å sortere og organisere dataene. Prinsippal component analysis (PCA) ble brukt for å analysere dataene. Analysen ble gjort i Minitab (versjon 18).

Principal component analysis (PCA)

Principal component analysis (PCA) er en multivariat statistisk analyse som brukes på datasett med stort antall variabler (Jolliffe 2002). Den reduserer store datasett, men beholder variasjon i datasettet. Formålet med PCA- analysen er å fremstille hvilke variabler som forklarer mest variasjon i datasettet, og samtidig vise hvilke variasjoner som korrelerer eller

ikke. PCA ble benyttet for å analysere korrelasjon mellom ulike variabler. En PCA analyse gir flere akser. Første komponent (PC1) forklarer den største variasjonen, mens den andre komponent (PC2) forklarer den nest største variasjonen og så videre. I en PCA analyse vil man få like mange akser som det er variabler. Det er i hovedsak PC1 og PC2 som forklarer mest av variasjonen. For Søndre Brutjern og Kutjern ble korrelasjon mellom tungmetaller, samt Na, Mn, Mg, K, Al, Fe og S undersøkt. Analysen ble utført i samarbeid med Søndre Meland. Før PCA analysen normaliseres dataene til verdier mellom 0-1. På denne måten øker normaliteten og homogenitet i dataene, og ekstreme verdier reduseres. Dette ble gjort på excel med følgende formel:

- $\text{Log}(x+1)$

3.4 Usikkerhet og feilkilder

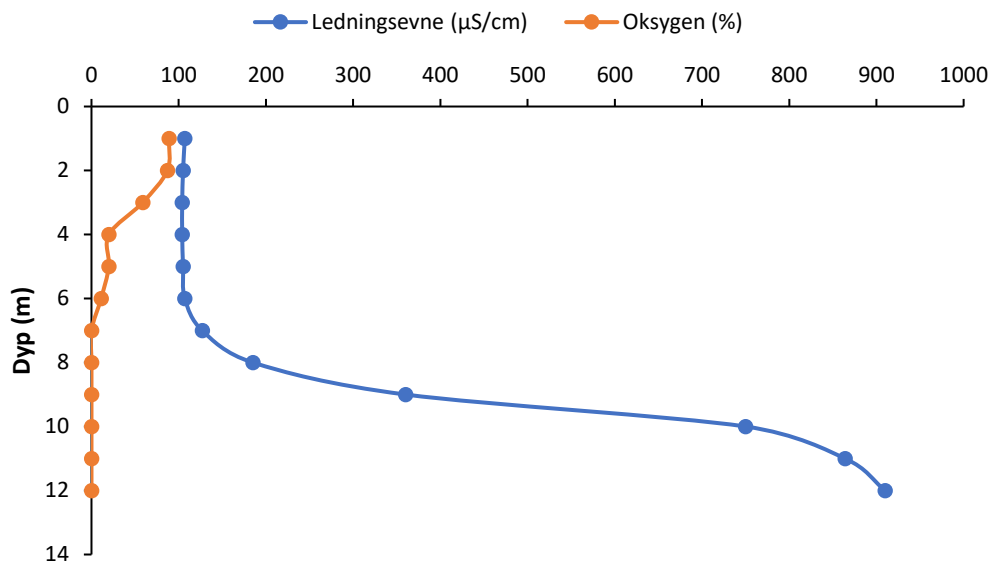
Det er usikkerhet knyttet til sedimentanalyser. Ved sedimentprøvetaking i felt kan eksponering for lys og oksygen igangsette nedbrytning i sedimentet. Dette kan påvirke videre analyse av sedimentet. Videre kan gassbobler som er lagret i sedimentet ekspandere når man trekker sedimentsøylen opp av vannsøylen fordi trykket øker. Dette kan potensielt føre til en omrøring av sedimentprøvene. Det er derfor en viktig forutsetning å holde sedimentsøylen vertikal og stabil ved uthenting, for å forhindre at sedimentet blandes. Det kan også oppstå feilkilder ved bearbeiding av sedimentprøvene, samt menneskelig feil på laboratoriet som for eksempel kontaminering av prøver, målefeil ved for eksempel veiing, uoppdagede feil ved instrumenter etc.

4. RESULTATER

4.1 Ledningsevne og oksygen

Søndre Brutjern

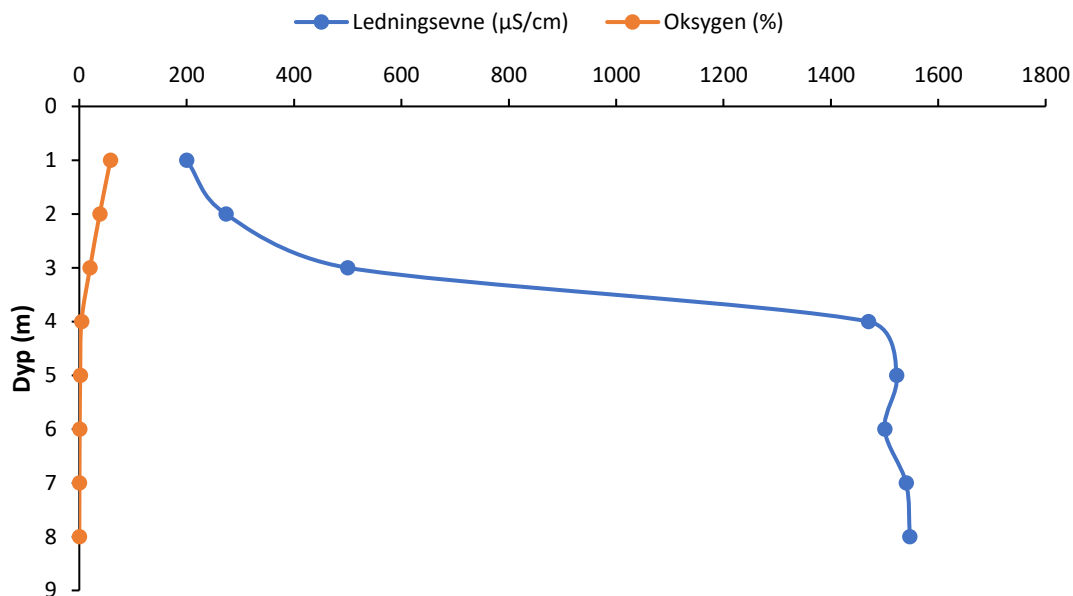
Ledningsevnen i Søndre Brutjern holder seg på nivåer mellom 104-111 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ved 1- 6 meters dyp. Deretter øker ledningsevnen i Søndre Brutjern kraftig fra omkring 8 meter dyp til bunnen på ca. 12 meter dyp, med høyeste målte verdi på 910 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ved 12 meter dyp (figur 11). Det er videre registrert relativt høye oksygenkonsentrasjoner ved 1-2 meter på henholdsvis 89 og 87 %. Oksygenkonsentrasjoner synker kraftig ved 4 meter dyp, og går mot 0 % ved 7 meter dyp til bunnen på 12 meter dyp (figur 11).



Figur 11: Vertikale målinger av konduktivitet ($\mu\text{S}/\text{cm}$) og oksygen (%) ved ulike dyp (1-12 meter) i Søndre Brutjern i februar 2017.

Kutjern

Ledningsevnen i Kutjern øker kraftig ved 3 meter dyp til bunnen på 8 meter dyp, med høyeste målte verdi på 1547 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ved 8 meter. Ledningsevnen øker nedover i vannsøylen fra henholdsvis 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ved 1 meter, 1470 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ved 4 meter dyp og 1547 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ved 8 meter dyp (figur 12). Oksygenkonsentrasjoner synker kraftig ved 3- 4 meter dyp, og går mot 0% ved 6 meter dyp. Ved 4 meter dyp er det målt 4 % oksygen og ved 5 meter dyp er det målt 1,7 % oksygen (figur 12).



Figur 12: Vertikale målinger av konduktivitet ($\mu\text{S}/\text{cm}$) og oksygen (%) ved ulike dyp (1-8 meter) i Kutjern i februar 2017.

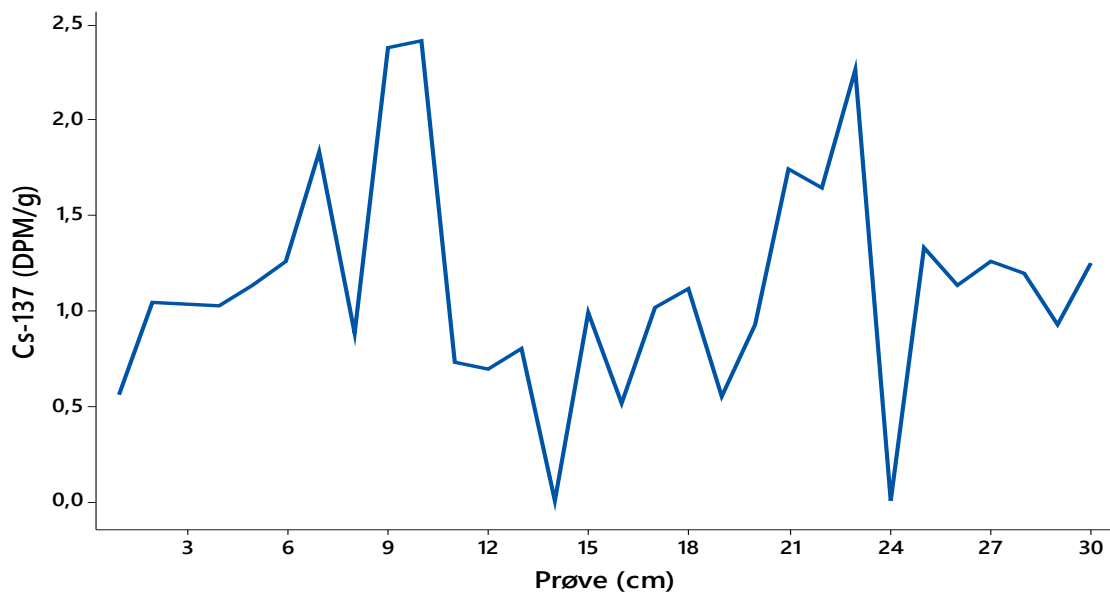
4.2 Beskrivelse av sedimentsøyene

Sedimentene i Søndre Brutjern og Kutjern var brunt, homogent og med til dels hard konsistens. Sedimentsøyene viste ingen tydelige lameller. Overflatesedimentene i begge innsjøene så ut til å være til dels svartfargede (mørkere) enn resten av sedimentsøylen lenger ned som representerer eldre sedimenter.

4.3 Datering

Cs-137 – Søndre Brutjern

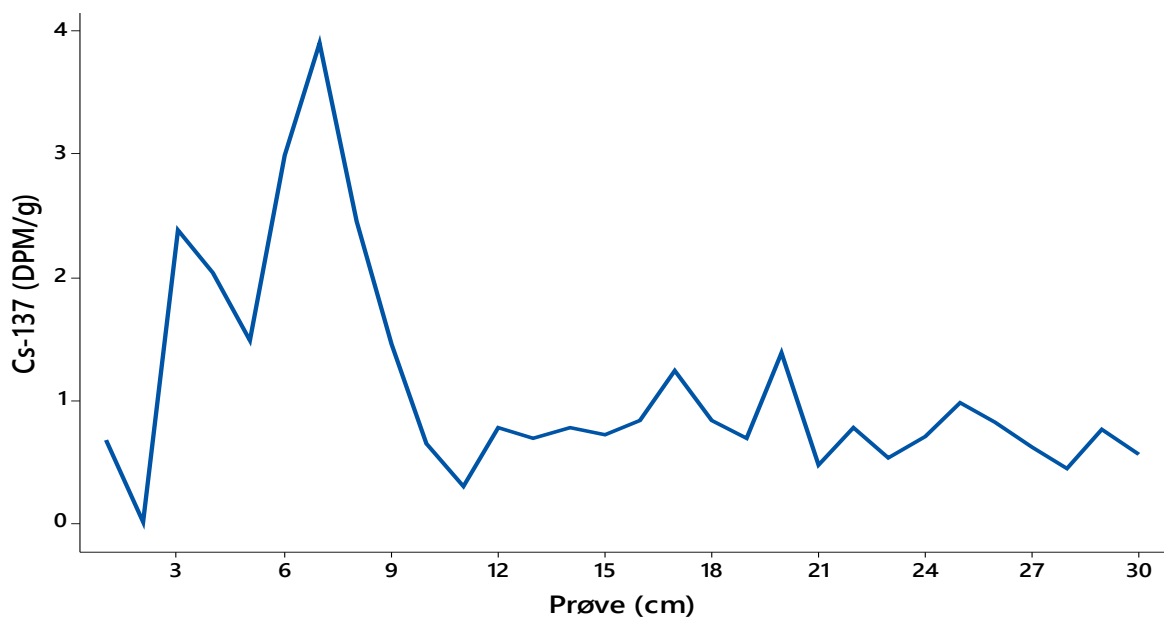
I Søndre Brutjern er det målt to topper for radioaktivt cesium (Cs-137) (figur 13). Høyeste måling av radioaktivt Cesium (Cs-137) i Søndre Brutjern ble funnet i 9 og 10 cm avstand fra sediments overflate. Det er derfor sannsynlig at prøve 9,5 cm representerer året for Tsjernobylulykken. Toppen for Tsjernobylulykken gir grunnlag for beregning av gjennomsnittlig sedimenthastighet i mellomliggende periode. Med dette som bakgrunn ble sedimentsøylen (prøve 1-30 cm) i Søndre Brutjern datert til perioden 1921-2017. Gjennomsnittlig sedimentasjonshastighet ble beregnet til 0,30 cm per år. Dateringen av sedimentsøylen fra Søndre Brutjern ga to topper og flere småtopper, samtidig som den ga to år med svært lave verdier under deteksjonsgrensen (figur 13). På bakgrunn av dette anses derfor dateringen av Cs-137 i Søndre Brutjern som noe usikker. Usikkerheten i dateringen fører til at en ikke kan se årlige variasjoner (Poverud 2017) og det må derfor tas hensyn til dette i tolkning av andre resultater tilknyttet Søndre Brutjern.



Figur 13: Innhold av radioaktivt cesium Cs-137 (DPM/g) målt i hver prøve (0-30 cm) av sedimentsøylen fra Søndre Brutjern.

Cs-137- Kutjern

I Kutjern er situasjonen annerledes. Høyeste måling av cesium (Cs-137) i Kutjern ble funnet i 7 cm fra sediments overflate (figur 14). Dateringen av sedimentsøylen fra Kutjern viste en tydelig topp fra Tsjernobylulykken. Prøve 7 cm antas derfor å representere året for Tsjernobylulykken i 1986. Sedimentasjonshastighet ble på bakgrunn av toppen i radioaktivt cesium beregnet til 0,23 cm per år. Det ble også beregnet at 1 cm sediment tilsvarer 4,42 år. På bakgrunn av dette ble sedimentsøylen (prøve 1-30 cm) i Kutjern datert til perioden 1888-2017. Resultatene fra Kutjern viste lavere verdier av radioaktivt cesium (Cs-137) fra omtrent prøve 8 til 30 cm, med to småtopper i prøve 17 og 20 (Figur 14).



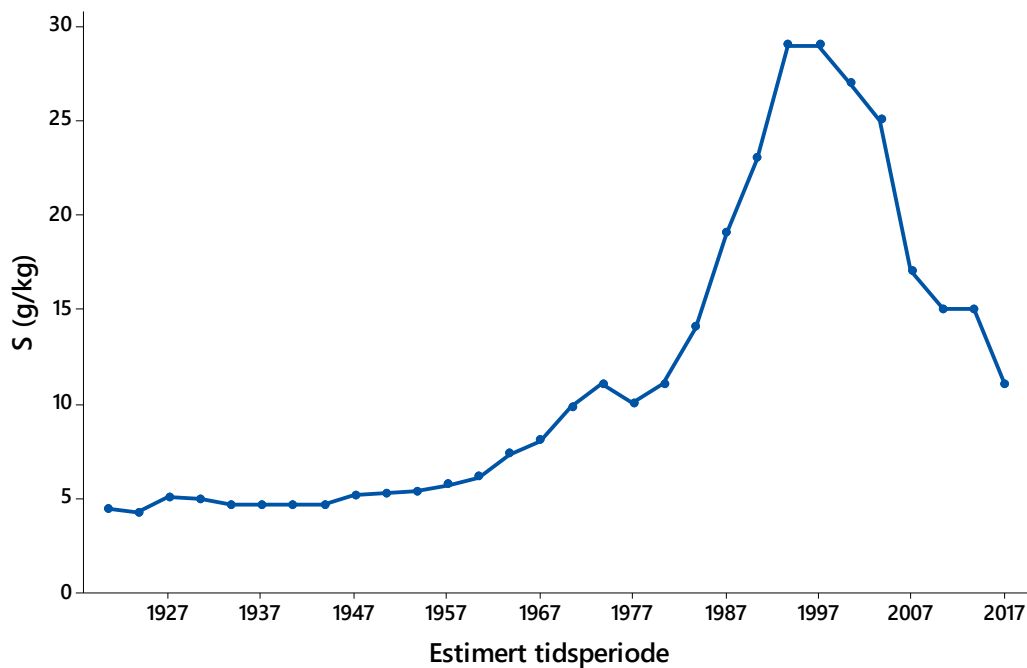
Figur 14: Innhold av radioaktivt cesium Cs-137 (DPM/g) målt i hver prøve (0-30 cm) av sedimentsøylen fra Kutjern.

Svovel (S)

Svoveldioksid og nitrogenforbindelser i Europa økte kraftig i perioden 1950-1970, med maksimum ved midten av 1960-tallet og fram til 1970-tallet (Aas et al. 2009; Wollan et al. 2009). Siden 1980 har utslipp av svovel blitt kraftig redusert (Wollan et al. 2009) grunnet internasjonale avtaler og direktiver under EU (Aas et al. 2009).

Søndre Brutjern

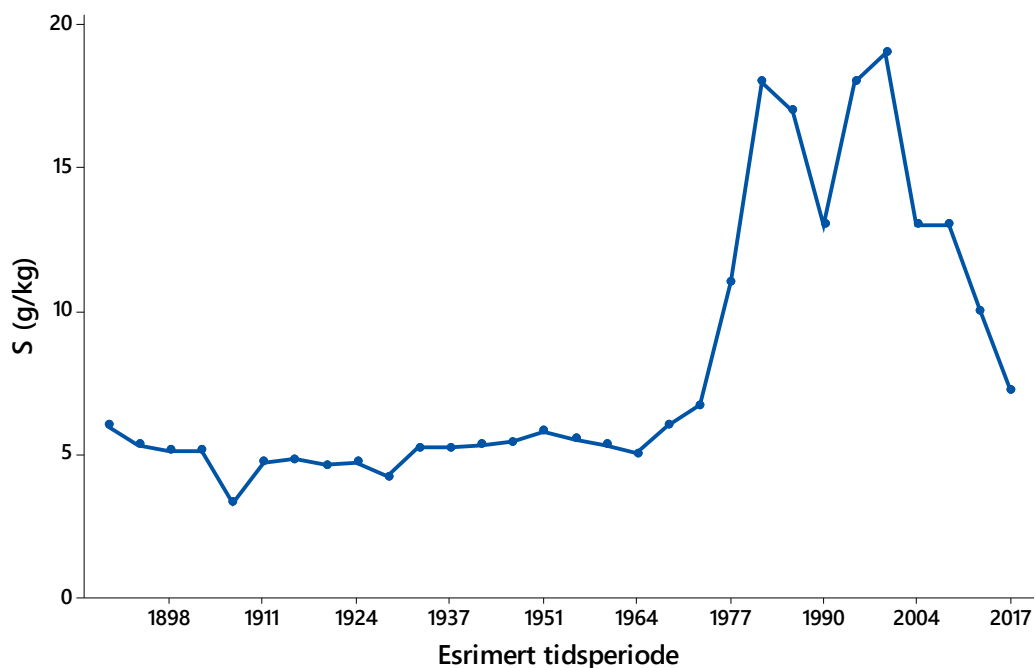
Svovelinnehold i Søndre Brutjern øker fra begynnelsen av 1960-tallet fram til 1993. I årene mellom 1993-1997 har svovel i Søndre Brutjern ligget på 29 g/kg tørrstoff. Svovel synker kraftig i perioden 1997-2017 (figur 15). Endringer i svovelinnehold i sedimentet til Søndre Brutjern følger i stor grad utvikling av atmosfærisk svovel i Norge så vel som i Sverige (Bragee et al. 2015) og øvrige Europa.



Figur 15: Innhold av svovel (g/kg tørrstoff) registrert i sedimentsøylen fra Søndre Brutjern. Estimert tidsperiode 1921-2017 av sedimentprøver (0-30 cm) er oppgitt i x-aksen.

Kutjern

Resultatene for innhold av svovel i sedimentet til Kutjern viser en kraftig økning fra omkring slutten av 1960-tallet og fram til omkring 1999, med høyeste målte svovelnivå omkring år 1981 og 1999. Svovel i Kutjern synker i perioden 1981-1990, før det igjen øker i 1999. Deretter er det en nedadgående trend av svovelinnhold i perioden 1999-2017 (figur 16). Endringer i svovelinnhold i Kutjern følger utviklingen av svovel i Søndre Brutjern samtidig som den i stor grad følger utvikling av atmosfærisk svovel i Norge, i Sverige (Bragee et al. 2015) og øvrige Europa.



Figur 16: Innhold av svovel (g/kg tørrstoff) registrert i sedimentsøylen fra Kutjern. Estimert tidsperiode 1889-2017 av sedimentprøver (0-30 cm) er oppgitt i x-aksen.

Bly (Pb)

Utslippene av bly til luft stammet i hovedsak fra trafikk før midten av 1980-tallet, og i Norge sto trafikk for omkring 90 prosent av blyutslippene til luft i 1980-årene (Telle & Brekke 2001). Overgangen til blyfri bensin har ført til at blyutslipp i Norge er kraftig redusert siden omkring 1980 (Miljødirektoratet 2017b; Telle & Brekke 2001). Siden 1995 har blyutslipp i Norge blitt redusert med omtrent 90 prosent (Miljødirektoratet 2017b).

Søndre Brutjern

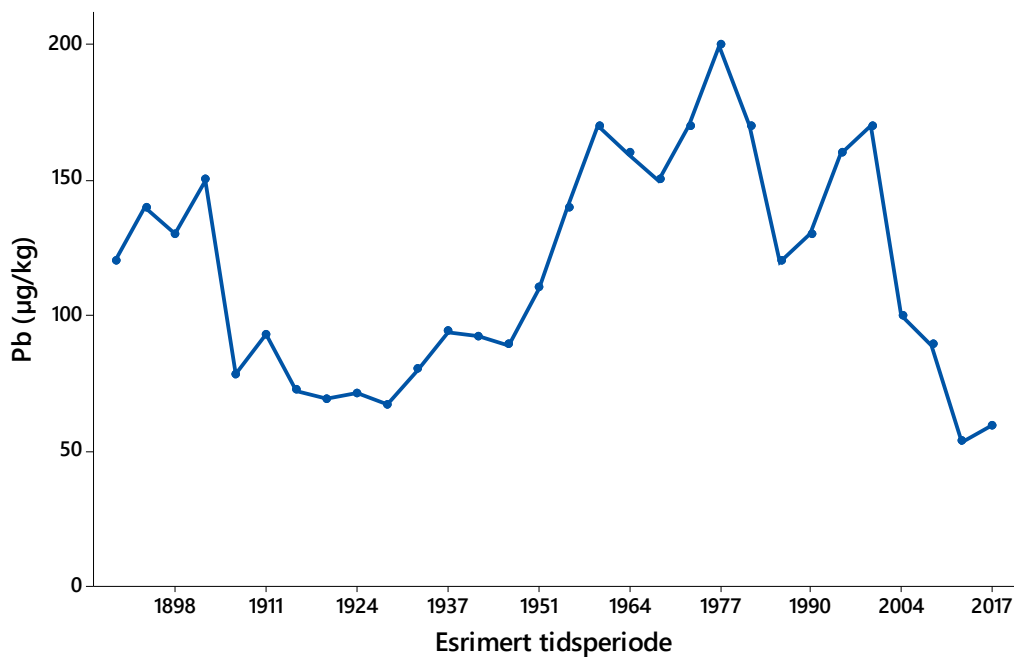
Blyinnhold i sedimentet til Søndre Brutjern viser en økning fra omkring begynnelsen av 1950-tallet fram til 1990, med to topper henholdsvis i 1974 og 1990. Dette samsvarer i tid med økt trafikk samt bruken av blyholdig bensin i Norge fram til 1980-tallet. Etter 1990 synker blyinnhold kraftig i Søndre Brutjern, og når nesten tilsvarende nivå i 2017 på ca. 130 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrstoff som i 1922 (140 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrstoff) (figur 17). Avsetningen av bly i sedimentet til Søndre Brutjern i perioden fra 1946-1999 stemmer godt overens med historiske blyutslipp i Norge.



Figur 17: Innhold av bly ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrstoff) registrert i sedimentsøylen fra Søndre Brutjern. Estimert tidsperiode 1921-2017 av sedimentprøver (0-30 cm) er oppgitt i x-aksen.

Kutjern

Blyinnhold i Kutjern har variert i perioden 1889-2017. Det er registrert endringer i de eldste sedimentene fram til 1930, med en nedgang av bly fra 1902 til 1907. Bly viser økning fra omkring 1946 til 1977, etterfulgt av nedgang fram til 1986, før det igjen øker i perioden 1986-1999. Bly i Kutjern avtar kraftig i perioden 1999-2017, og når laveste nivå på 59 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrstoff registrert gjennom tidsperioden 1889-2017 (figur 18). Avsetningen av bly i sedimentet til Kutjern i perioden fra 1946-1999 stemmer godt overens med historiske blyutslipp i Norge.

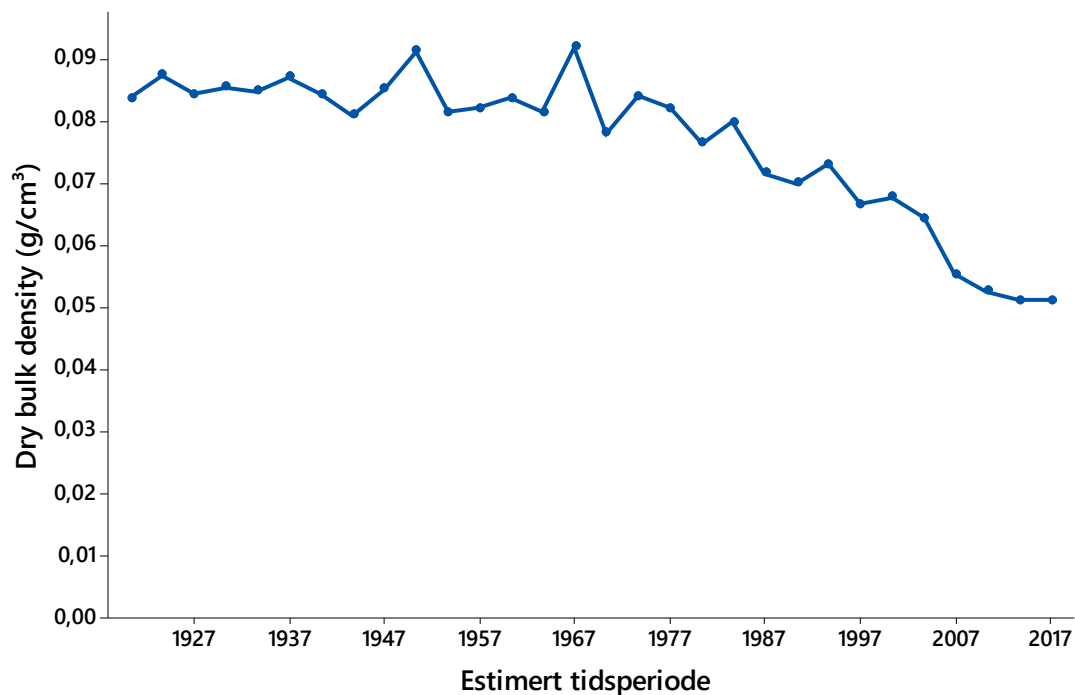


Figur 18: Innhold av bly ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrstoff) registrert i sedimentsøylen fra Kutjern. Estimert tidsperiode 1921-2017 av sedimentprøver (0-30 cm) er oppgitt i x-aksen.

4.4 Dry bulk density (DBD)

Søndre Brutjern

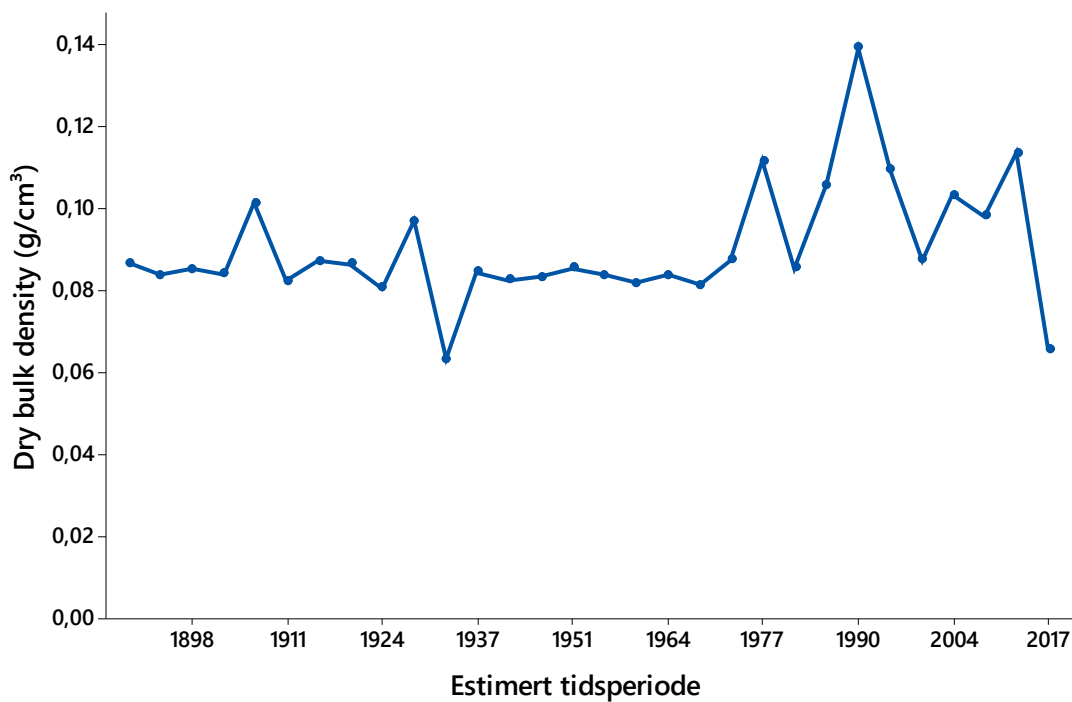
Dry bulk density i Søndre Brutjern viser en til dels nedadgående trend i perioden 1921-2017. DBD har siden 1921 avtatt fra 0,083 til 0,051 g/cm³ i 2017. Videre tyder resultatene på at DBD har, til en viss grad, holdt seg stabilt fram til omkring midten av 1960-tallet med noe økning i 1951 og 1967. Deretter har dry bulk density i Søndre Brutjern i større grad vært jevnt nedadgående fram til 2017 (figur 19).



Figur 19: Dry bulk density (g/cm³) gjennom sedimentsøylen fra Søndre Brutjern. Estimert tidsperiode 1921-2017 av sedimentprøver (0-30 cm) er oppgitt i x-aksen.

Kutjern

Resultatene for BDB i Kutjern tyder på variasjoner i tidsperioden 1889-2017. DBD har holdt seg på et nivå omkring $0,08 \text{ g/cm}^3$ fram til starten av 1970-tallet, med unntak av i 1907 og 1929 hvor DBD øker, og en svak nedgang i 1933. DBD forholder seg relativt stabilt fram til midten av 1960-tallet. Deretter øker DBD i perioden 1968-1977 etterfulgt av nedgang fra 1977 til 1981. Heretter viser resultatene en kraftig økning fra 1981 til 1990 og en nedgang fra 1990 til 1999, før det igjen øker fram til 2013. Utover dette er det registrert en nedadgående trend i perioden 2013-2017 (figur 20).

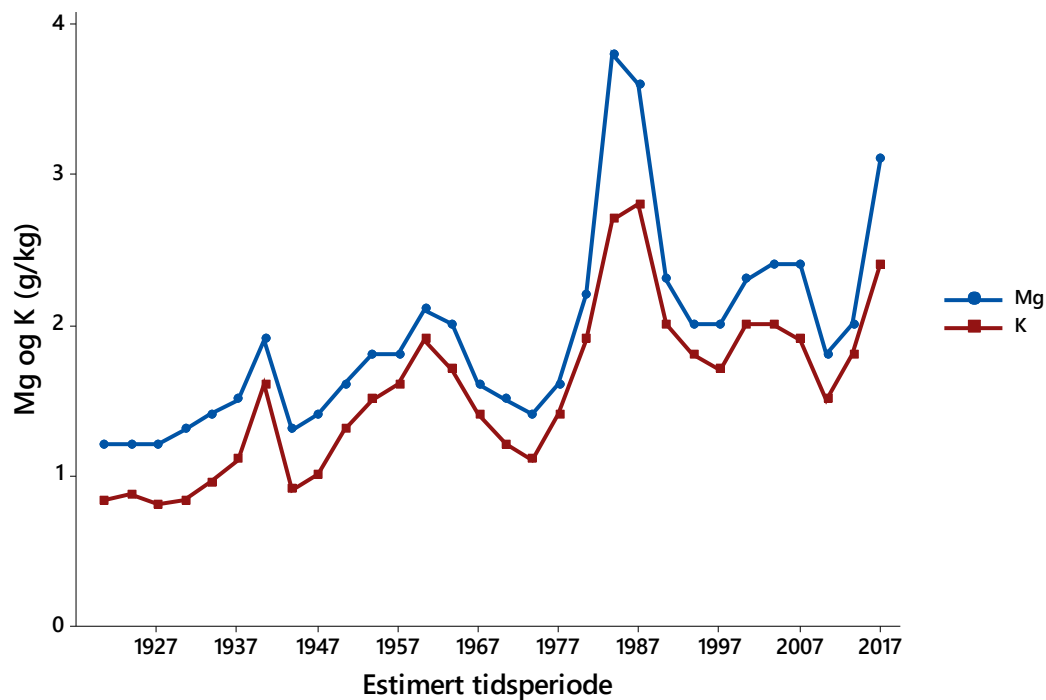


Figur 20: Dry bulk density (g/cm^3) gjennom sedimentsøylen fra Kutjern. Estimert tidsperiode 1889-2017 av sedimentprøver (0-30 cm) er oppgitt i x-aksen.

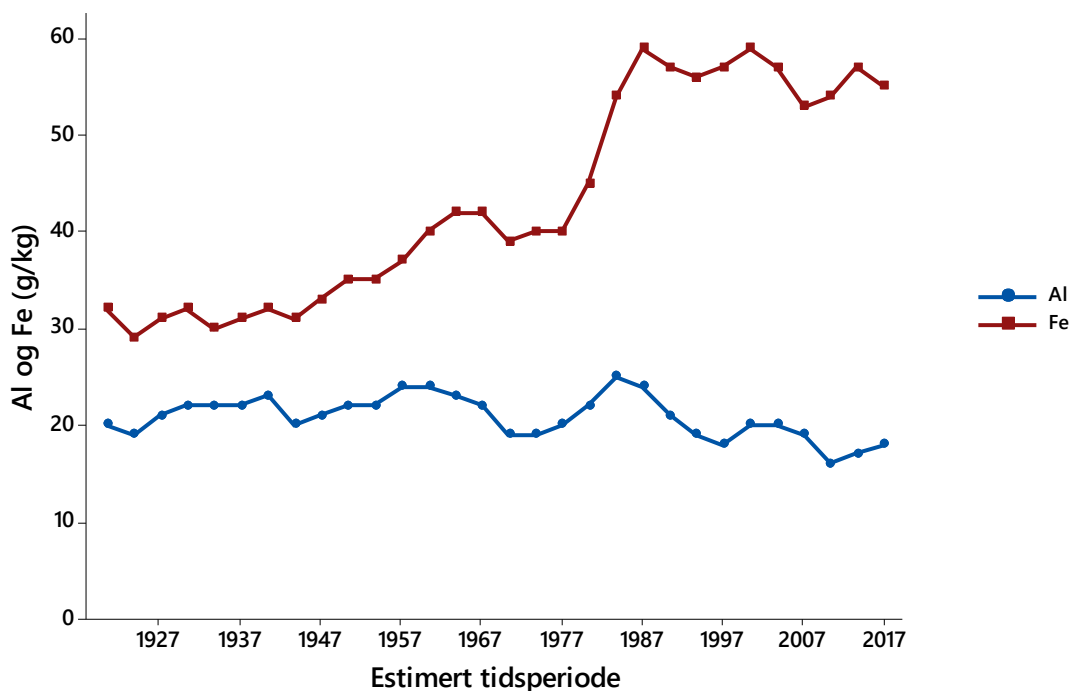
4.5 Magnesium (Mg), kalium (K), aluminium (Al) og jern (Fe)

Søndre Brutjern

Resultatene for innhold av magnesium og kalium i sedimentet til Søndre Brutjern tyder på variasjoner i perioden 1921-2017. Magnesium og kalium øker mest i perioden 1974-1984, for deretter å avta i perioden 1987-1997. Videre er det registrert en svak økning i perioden 2010–2017 (figur 21). Aluminiuminnhold viser noe økning henholdsvis i periodene 1924-1941, 1944-1957 og 1974-1984, men det ser ikke ut til å være noe bestemt trend. Aluminium ser ut til å avta noe fra 1984 til 2017 (figur 22). Jern viser tegn til en økning fra rundt 1944, men øker mest fra omkring 1977 og fram til 1987. Deretter er det en svak antydning til nedgang fra 1987 til 2017 (figur 22).



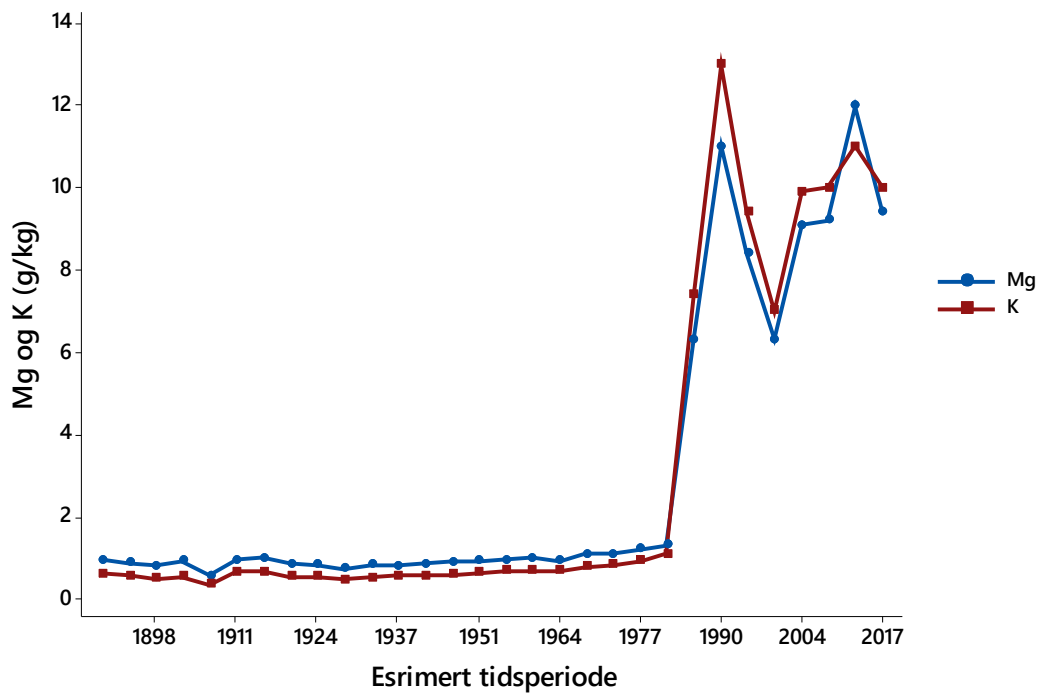
Figur 21: Innhold av magnesium og kalium (g/kg tørrstoff) gjennom sedimentsøylen fra Søndre Brutjern. Estimert tidsperiode 1921-2017 av sedimentprøver (0-30 cm) er oppgitt i x-aksen.



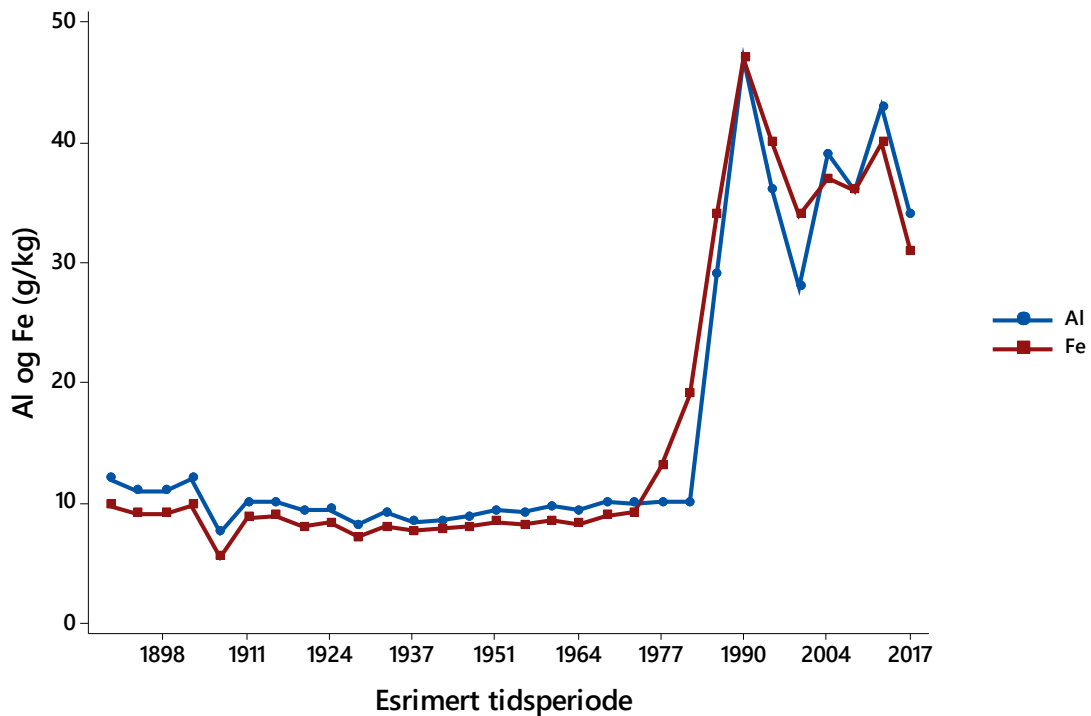
Figur 22: Innhold av aluminium og jern (g/kg tørrstoff) gjennom sedimentsøylen fra Søndre Brutjern. Estimert tidsperiode 1921-2017 av sedimentprøver (0-30 cm) er oppgitt i x-aksen.

Kutjern

Magnesium, kalium, aluminium og jern følger stort sett samme utvikling i sedimentet til Kutjern i tidsperioden 1889-2017 (figur 23 og 24). Magnesium, kalium og aluminium har i hovedsak vært stabile fra 1889 til 1981 med noe nedgang i 1907, mens jern har vært stabilt til begynnelsen av 1970-tallet. Magnesium og kalium øker betraktelig fra henholdsvis 1,30 og 1,10 til henholdsvis 13 og 11 g/kg tørrstoff i perioden 1981-1990. Deretter avtar de i perioden 1990-1999, etterfulgt av en økning fram til 2013 (med noe variasjon fra 2004-2008) og en viss nedgang i perioden 2013-2017 (figur 23). Aluminium følger magnesium og kalium med gjennomgående høyere verdier på 47 g/kg tørrstoff i perioden 1981-1990 (figur 24). Jern øker i perioden 1973-1990, og følger samme trend som magnesium, kalium og aluminium i perioden 1981-2017 (figur 24).



Figur 23: Innhold av magnesium og kalium (g/kg tørrstoff) gjennom sedimentsøylen fra Kutjern. Estimert tidsperiode 1889-2017 av sedimentprøver (0-30 cm) er oppgitt i x-aksen.

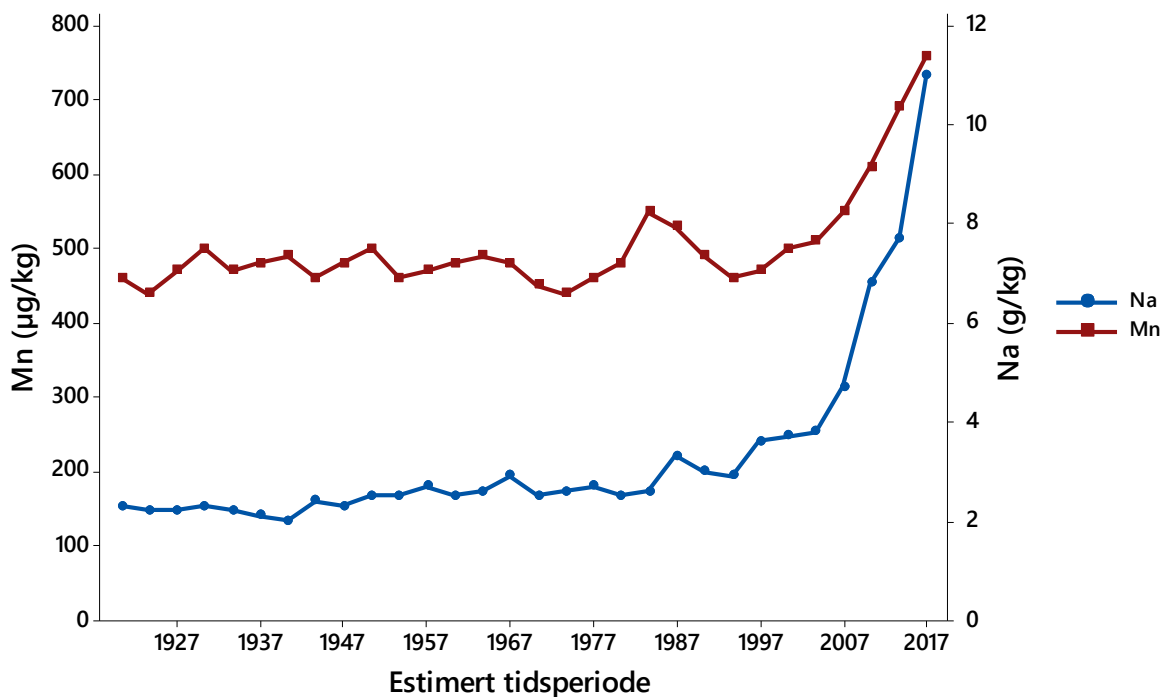


Figur 24: Innhold av aluminium og jern (g/kg tørrstoff) gjennom sedimentsøylen fra Kutjern. Estimert tidsperiode 1889-2017 av sedimentprøver (0-30 cm) er oppgitt i x-aksen.

4.6 Natrium (Na) og mangan (Mn)

Søndre Brutjern

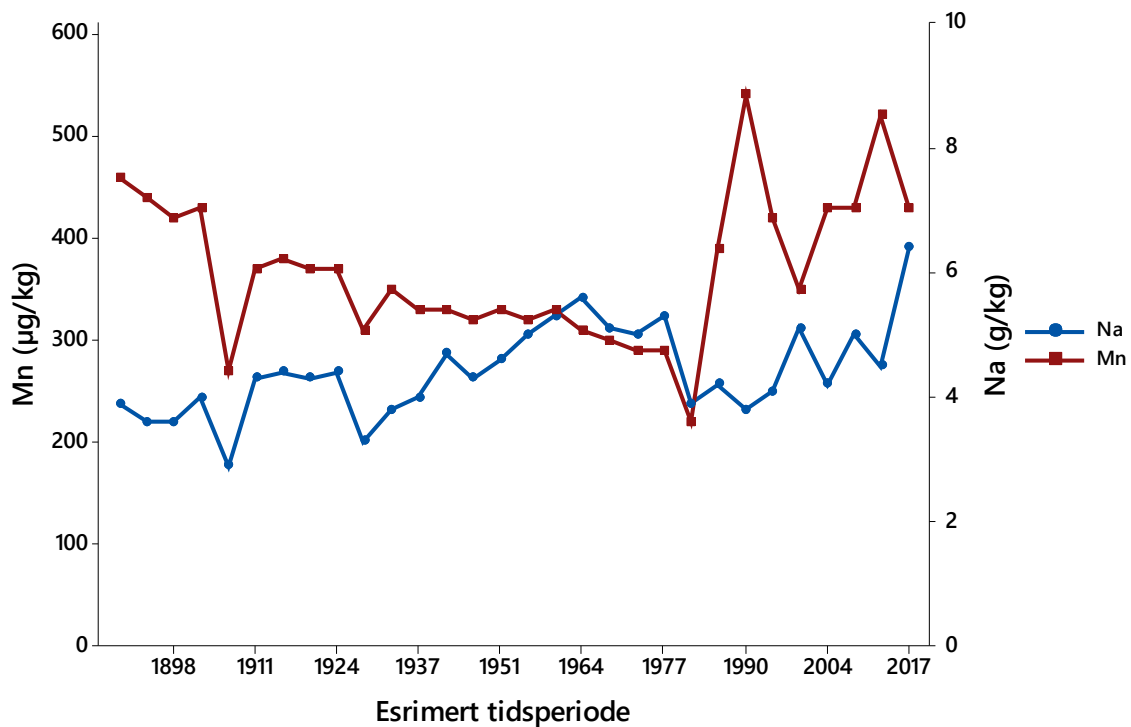
Natrium og mangan i Søndre Brutjern viser små endringer i de eldste sedimentene fra begynnelsen av 1920-tallet og fram til begynnelsen av 1990. I denne perioden har natrium i hovedsak ligget på et nivå under 3 g/kg tørrstoff og mangan har ligget på nivåer mellom 440-550 $\mu\text{g/kg}$ tørrstoff, med noe økning fra midten av 1970-tallet og fram til begynnelsen av 1990-tallet. Natrium og mangan øker jevnt fra begynnelsen av 1990-tallet og fram til 2017. Natrium øker til verdier på 11 g/kg tørrstoff i perioden 1993-2017 (figur 25).



Figur 25: Innhold av natrium (g/kg tørrstoff) og mangan ($\mu\text{g/kg}$ tørrstoff) registrert i sedimentsøylen fra Søndre Brutjern. Estimert tidsperiode 1921-2017 av sedimentprøver (0-30 cm) er oppgitt i x-aksen.

Kutjern

Resultatene for manganinnhold i sedimentet til Kutjern viser en nedadgående trend i perioden 1889-1981, med nedgang i 1907 og 1929. Mangan øker kraftig i perioden 1981-1990, og avtar i perioden 1990-1999. Deretter øker mangan fram til 2013, og avtar fra 2013 til 2017 (figur 26). Natrium og mangan følger et til dels et lignende mønster fram til 1924. Natrium viser store variasjoner fram til 2017 og tyder ikke på en bestemt trend. Natrium øker fra begynnelsen av 1930-tallet og fram til 1977, avtar i begynnelsen av 1980-tallet og viser deretter en økende trend i perioden 1990-2017, med høyeste målte verdier på 6,4 g/kg tørrstoff i 2017 (figur 26).

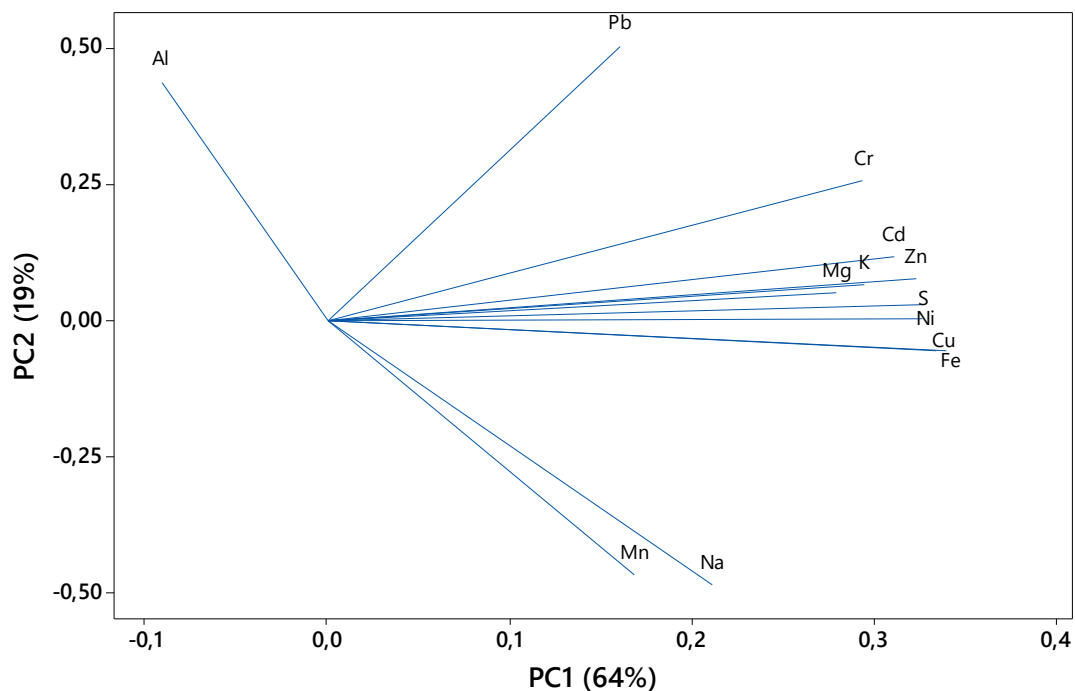


Figur 26: Innhold av natrium (g/kg tørrstoff) og mangan (µg/kg tørrstoff) registrert i sedimentsøylen fra Kutjern. Estimert tidsperiode 1889-2017 av sedimentprøver (0-30 cm) er oppgitt i x-aksen.

4.7 Statistiske analyser

Principal component analysis (PCA) – Søndre Brutjern

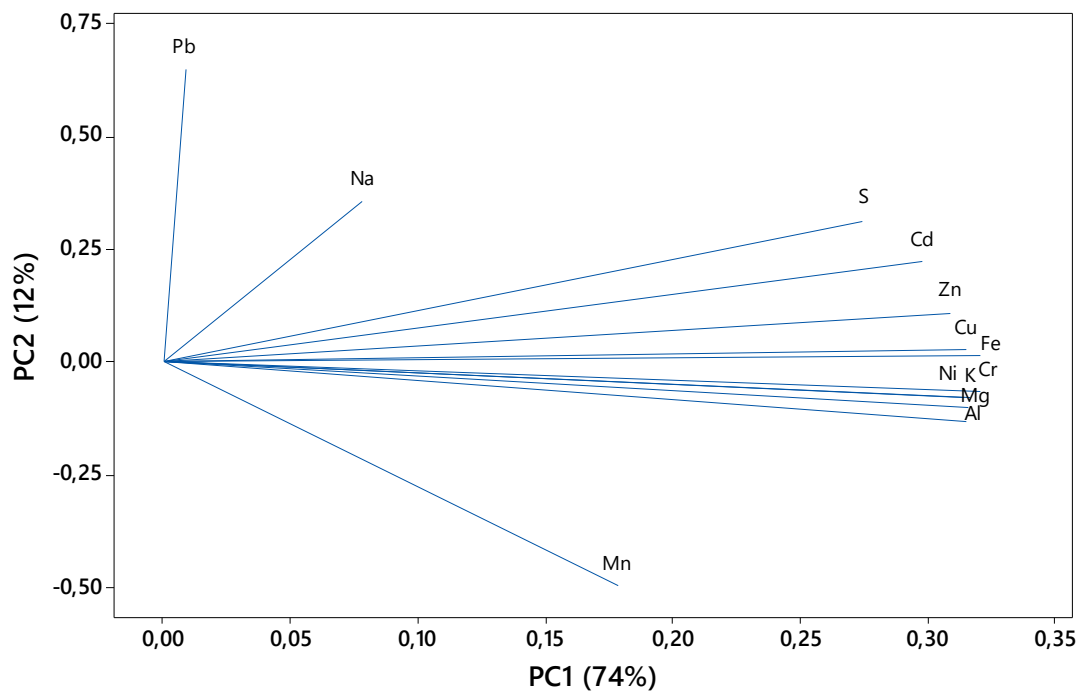
Principal component analysis (PCA) for Søndre Brutjern viste at PC1 (første aksen) og PC2 (andre aksen) forklarte mye av variasjonen i datasettet, hvor PC1 forklarte 64% og PC2 forklarte 19%, til sammen 83% (vedlegg 8). Resultatene viste høy positiv korrelasjon av nikkel (Ni), kobber (Cu), sink (Zn) og kadmium (Cd) med PC1. Variablene kobber (Cu) og jern (Fe) viste høy korrelasjon med hverandre, mens magnesium (Mg) og kalium (K) viste høy korrelasjon med zink (Zn). Variablene Mg og K strekker seg allikevel ikke helt bort på PC1, noe som tyder på at det kun forklarer noe av variasjonen til Zn. Krom (Cr) viste positiv korrelasjon med PC1 og bly (Pb) viste positiv korrelasjon med PC2 aksen (figur 29). Svovel (S) viste høy korrelasjon med PC1 samt korrelasjon med nikkel (Ni), og korrelasjon med andre variabler som kobber (Cu), jern (Fe) og til en viss grad sink (Zn). Mangan (Mn) og natrium (Na) viste negativ korrelasjon med PC2 (svak positiv i PC1), mens aluminium (Al) viste svak positiv korrelasjon med PC2 (figur 27).



Figur 27: Principal component analysis (PCA) av variablene natrium (Na), magnesium (Mg), aluminium (Al), svovel (S), kalium (K), jern (Fe), bly (Pb), kadmium (Cd), sink (Zn), kobber (Cu), nikkel (Ni), mangan (Mn) og krom (Cr) for Søndre Brutjern. PC1 og PC2 representerer første og andre aksene som viser type korrelasjon og grad av korrelasjon. PC1 forklarer mest av variasjonen (64%).

Principal component analysis (PCA) - Kutjern

Principal component analysis (PCA) for Kutjern viste at PC1 og PC2 forklarte mye av variasjonen i datasettet, hvor PC1 forklarer 74% og PC2 forklarer 12 %, til sammen 86% (vedlegg 9). Resultatene viste høy positiv korrelasjon av tungmetallene nikkell (Ni), krom (Cr), kobber (Cu), sink (Zn) og kadmium (Cd) med PC1 og høy positiv korrelasjon med aluminium (Al), magnesium (Mg), kalium (K) og jern (Fe). Videre viste svovel (S) positiv korrelasjon med PC1, samtidig som den viste til dels korrelasjon med noen av de andre variablene som Cd og Zn. Bly (Pb) viste høyt positiv korrelasjon med PC2, mens natrium (Na) viste positiv korrelasjon med PC2. Linjen til Na strekker seg ikke like lang som linjene for de andre variablene, og antyder at Na kun forklarer deler av variasjonen til de andre variablene. Mangan (Mn) viste negativ korrelasjon med PC2 (svak positiv i PC1) (figur 28).



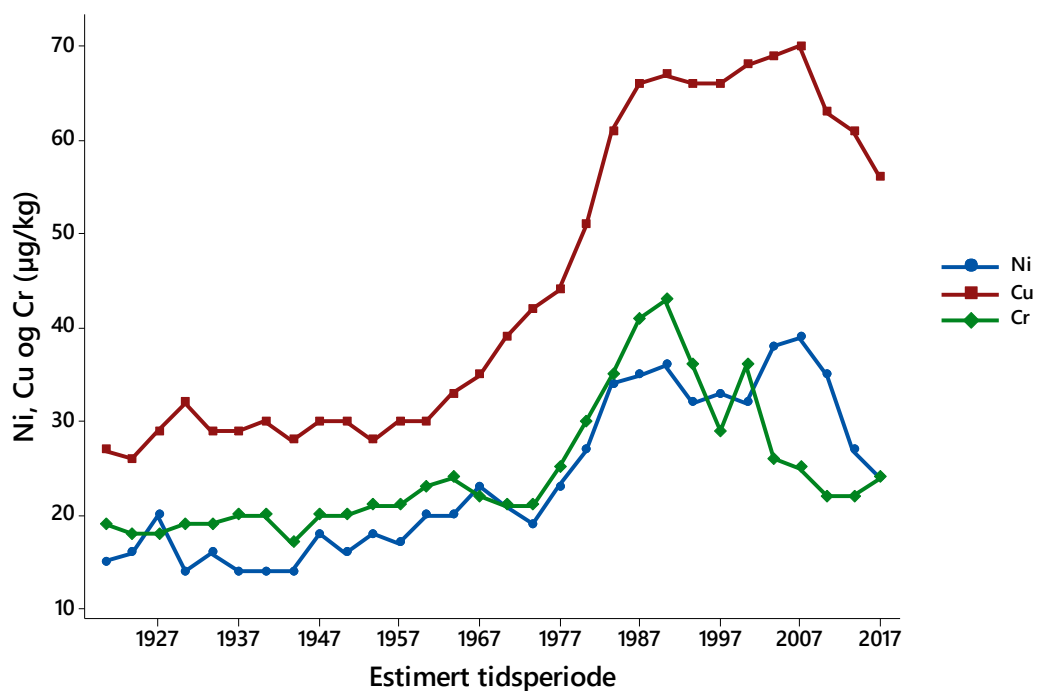
Figur 28: Principal component analysis (PCA) av variablene natrium (Na), magnesium (Mg), aluminium (Al), svovel (S), kalium (K), jern (Fe), bly (Pb), kadmium (Cd), sink (Zn), kobber (Cu), nikkell (Ni), mangan (Mn) og krom (Cr) for Kutjern. PC1 og PC2 representerer første og andre aksene som viser type korrelasjon og grad av korrelasjon. PC1 forklarer mest av variasjonen (74%).

4.8 Tungmetaller

I det følgende presenteres tungmetallene, Ni, Cu, Cr, Zn og Cd med utgangspunkt i PCA-analysen for Søndre Brutjern og Kutjern (figur 27 og 28). For resultatene for bly (Pb) i Søndre Brutjern og Kutjern se figur 17 og 18 i kapittel 4.3.

Nikkel (Ni) kobber (Cu) og krom (Cr)

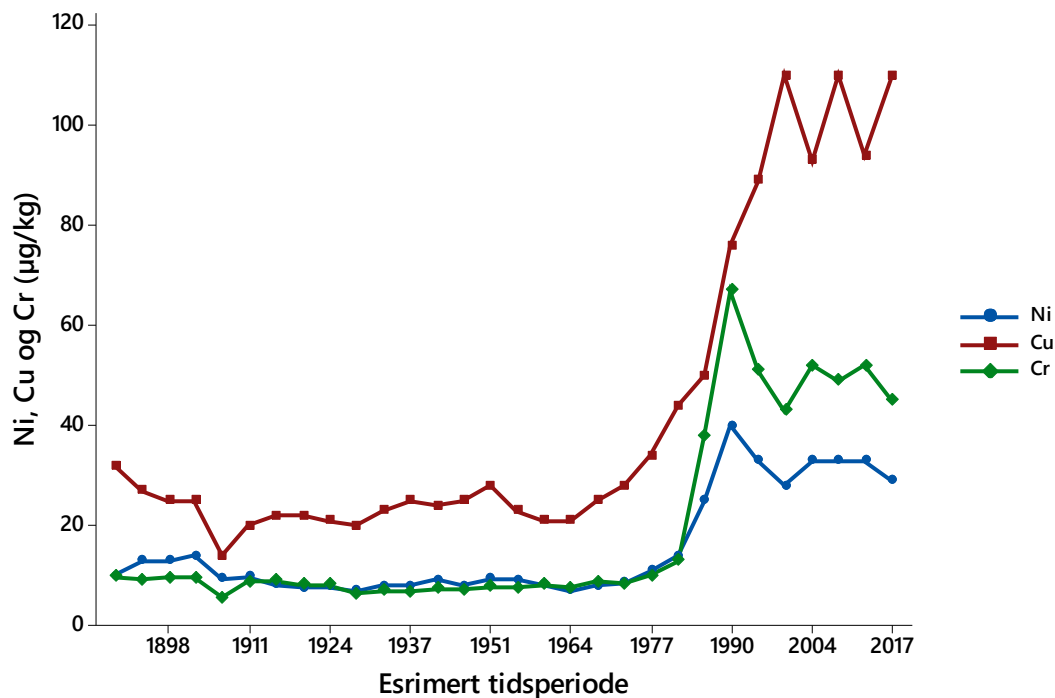
Nikkel og krom i Søndre Brutjern tyder på relativt små variasjoner i de eldste sedimentene fra 1921 til midten av 1940-tallet. Tungmetallene viser tegn til økning fra omkring 1944, men øker bratt fra 1974 til 1990. Krom avtar i perioden 1990-2017, med en topp i 2000. Nikkel fortsetter å vise tegn til noe økning fra 1990 til 2007, og avtar i perioden 2007-2017 (figur 29). Kobber i Søndre Brutjern viser en økning fra 1960, men øker mest fra 1977 til 1987. Deretter fortsetter kobber å øke noe fram til 2007, og tyder senere på en til dels nedadgående trend fram til 2017 (figur 29).



Figur 29: Innhold av nikkel, kobber og krom ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrstoff) registrert gjennom sedimentsøylen fra Søndre Brutjern. Estimert tidsperiode 1921-2017 av sedimentprøver (0-30 cm) er oppgitt i x-aksen.

Nikkel og krom i Kutjern følger i hovedsak samme utvikling i perioden 1889-2017 (figur 30). Tungmetallene forholder seg relativt stabile fra 1889 til 1981, med noen variasjoner i 1907. Videre øker tungmetallene bratt fra 1981 til 1990, avtar i perioden 1990-1999, og øker igjen i

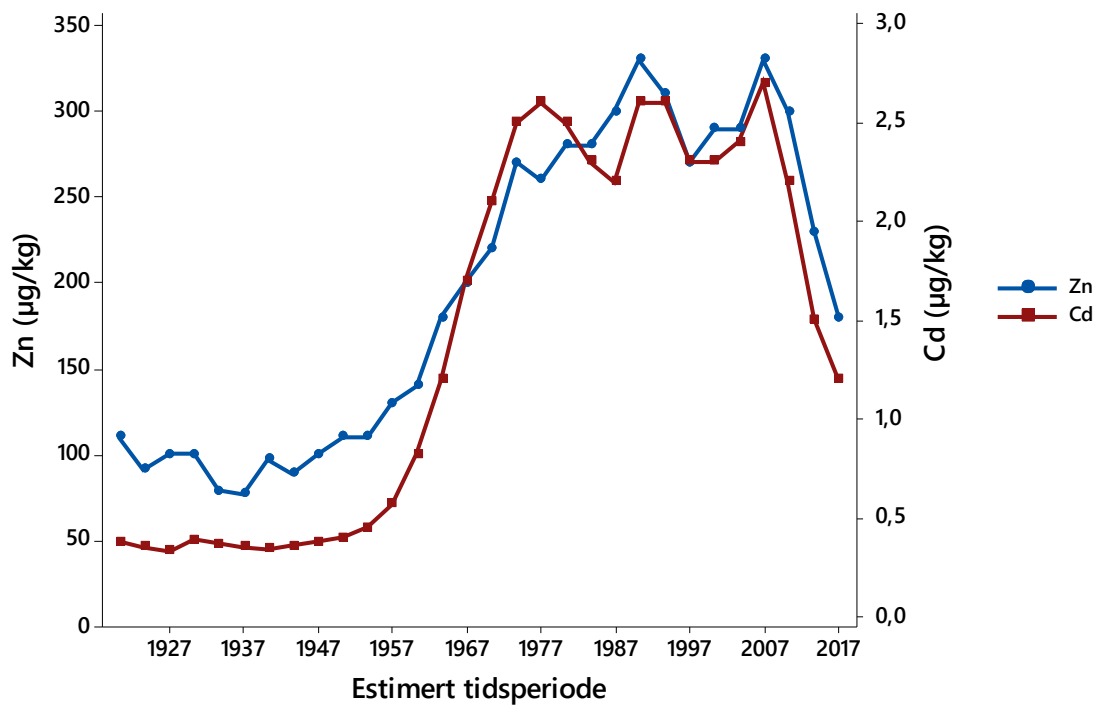
2004. Etter 2004 virker det som om at nikkell stabiliserer seg de neste 9 årene, etterfulgt av noe nedgang i perioden 2013-2017. Krom tyder på noe variasjon fra 2004 til 2013 og viser deretter en nedadgående trend i perioden 2013-2017 (figur 30). Kobber har hovedsakelig holdt seg stabilt fram til midten av 1960-tallet, og øker fra omkring 1964 til 1999. Deretter svinger nivåene mellom 93- 110 µg/kg tørrstoff i perioden 1999-2017 (figur 30).



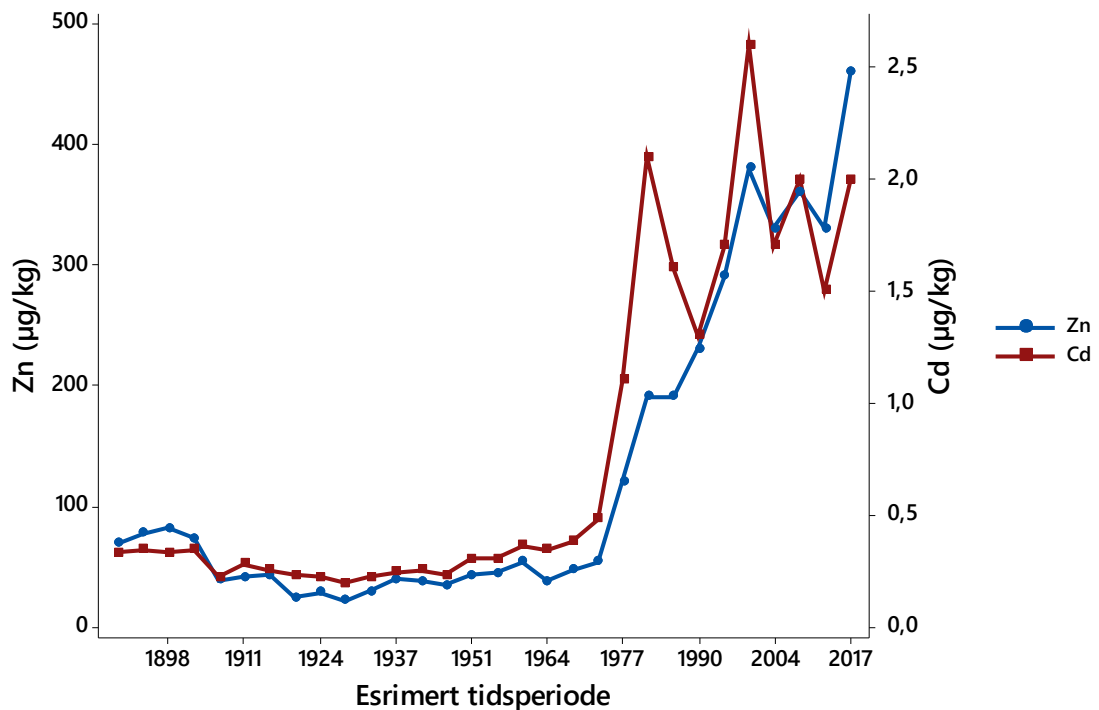
Figur 30: Innhold av nikkell, kobber og krom (µg/kg tørrstoff) registrert i sedimentsøylen fra Kutjern. Estimert tidsperiode 1889-2017 av sedimentprøver (0-30 cm) er oppgitt i x-aksen.

Sink (Zn) og kadmium (Cd)

Sink og kadmium i sedimentet til Søndre Brutjern følger en til dels lik utvikling i perioden 1921-2017. Kadmium øker fra omkring 1954, og viser deretter variasjoner fram til 2007, med økning i 1990. Sink øker jevnt og trutt fra 1954 fram til 1990 og videre til 2007, men viser en svak nedgang i perioden 1990-1997. Utover dette avtar sink og kadmium i perioden 2007-2017 (figur 31). Sink og kadmium i sedimentet til Kutjern viser relativt stabile mengder i perioden 1889-1973, med noe variasjon i 1907. Sink øker bratt fra 53 til 470 µg/kg tørrstoff i perioden 1973-2017. Kadmium øker fra 0,48 til 2,10 µg/kg tørrstoff i perioden 1973-1981. Kadmium avtar fra 1981 til 1990 for så deretter å øke kraftig fra 1990 til 1999, med høyeste målte verdier på 2,60 µg/kg tørrstoff i 1999. Etter 1999 viser kadmium en nedadgående trend fram til 2013, etterfulgt av en svak økning fra 2013 til 2017 (figur 32).



Figur 31: Innhold av sink og kadmium ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrstoff) registrert i sedimentsøylen fra Søndre Brutjern. Estimert tidsperiode 1921-2017 av sedimentprøver (0-30 cm) er oppgitt i x-aksen.



Figur 32: Innhold av sink og kadmium ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrstoff) registrert i sedimentsøylen fra Kutjern. Estimert tidsperiode 1889-2017 av sedimentprøver (0-30 cm) oppgitt i x-aksen.

5. DISKUSJON

5.1 Ledningsevne og oksygen

Ledningsevne er et mål for vannets evne til å lede elektrisk strøm og gjenspeiler vannets totale mengde av oppløste ioner (Økland & Økland 2006). Ledningsevnen i Søndre Brutjern viste en kraftig økning ved 8 meter dyp til bunnen på 12 meter dyp, med høyeste målte verdi på 910 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ved 12 meter dyp (figur 11). I Kutjern ble det påvist en kraftig økning i ledningsevnen ved 3 meter dyp og ned til bunnen på 8 meter dyp, og høyeste ledningsevne ble målt ved 8 meter dyp tilsvarende 1547 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (figur 12). Begge innsjøene viste en til dels høy ledningsevne. I innsjøer der store deler av nedbørsfeltet består av skog, slik som i Søndre Brutjern og Kutjern, kan man ofte forvente en lavere ledningsevne som følge av færre ioner i tilførselsmaterialet til innsjøene. Dette synes ikke å være tilfelle i Søndre Brutjern og Kutjern. Økt ledningsevne i bunnvannet i Søndre Brutjern og Kutjern kan skyldes tilførsel av veisalt fra veiavrenning. Dersom veisalt er hovedårsaken til økt ledningsevne, kan det føre til at det dannes en kjemisk sjiktning som følge av at tyngre saltholdig vann legger seg på bunnen, noe som vil hindre sirkulasjon i bunnvannet og oksygentilførsler.

Det ble observert oksygenvinn i Søndre Brutjern fra 7 meter dyp og nedover i bunnen til 12 meter dyp (figur 11), mens det i Kutjern ble det registrert oksygenvinn ved 6 meter dyp og nedover i bunnen til 8 meter dyp (figur 12). Bækken (2012) undersøkte tre ulike stasjoner i Søndre Brutjern, og i en av stasjonene (St.2S) ble det observert sterk kjemisk sjiktning med permanent saltindusert oksygenvinn i bunnvannet (Bækken 2012). Videre viste to undersøkelser i regi av Statens vegvesen at Søndre Brutjern og Kutjern hadde utviklet salt- og oksygengradient på grunn av sterk påvirkning av avrenning fra vei (Saunes & Værøy 2016; Saunes & Værøy 2017).

Resultatene av ledningsevne og oksygen tyder på at Søndre Brutjern og Kutjern med stor sannsynlighet er kjemisk sjiktet og anoksisk i bunnvannet i februar trolig på grunn av avrenning av veisalt fra E18. Dette virker å stemme godt overens med det tidligere undersøkelser har vist om kjemisk sjiktning og anoksiske forhold i bunnvannet i Søndre Brutjern og Kutjern (Saunes & Værøy 2016; Saunes & Værøy 2017; Bækken 2012). Hvis den observerte kjemisk sjiktningen og anoksiske forhold er vedvarende kan det føre til at Søndre Brutjern og Kutjern etter hvert går over til å bli permanent meromiktiske innsjøer.

5.2 Dry bulk density (DBD)

Resultatene for dry bulk density (DBD) i Søndre Brutjern viste en til dels nedadgående trend i perioden 1921-2017, hvor DBD (tetthet) avtok fra 0,083 g/cm³ i 1921 til 0,051 g/cm³ i 2017 (figur 19). Tettheten i sedimentet var veldig lavt, og tyder på høyt vanninnhold i sedimentet og veldig lavt innhold av mineralsk materiale. Dette indikerer at sedimentet i Søndre Brutjern i hovedsak består av organisk materiale. Samtidig, kan meget lave verdier av DBD også tyde på dannelsen av gassen hydrogensulfid (H₂S) i sedimentet. Gassen dannes ved anaerob bakteriell nedbrytning av svovelholdige organiske forbindelser, eller ved reduksjon med sulfat (Dunnette et al. 1985). DBD viste små variasjoner fram til 1960-tallet med unntak av i 1951 og 1967, hvor DBD så ut til å øke noe. Økt DBD kan indikere på økte tilførsler av mineralsk materiale fra nedbørsfeltet til innsjøen. Fra midten av 1960-tallet og fram til 2017 viste resultatene en generell nedadgående trend, med laveste målte DBD i 2017 (figur 19). En potensiell forklaring til den generelle nedadgående trend av DBD kan være at sedimentene etter omkring midten av 1960-tallet har blitt mindre hardt pakket sammen, noe som medfører til at sedimentet holder mer vann sammenlignet med eldre sedimenter.

DBD i Kutjern viste større variasjoner i tidsperioden 1887-2017 (figur 20). Resultatene tydet på at DBD i sedimentet holdt seg på et veldig lavt nivå tilsvarende 0,08 g/cm³ fram til starten av 1970-tallet. Lavt DBD er en indikasjon på høyt vanninnhold i sedimentet, og et veldig lavt innhold av mineraler, samt mulig dannelse av H₂S. Dette antyder at sedimentet i Kutjern stor sett består av organisk materiale, og samsvarer i stor grad med resultatene av DBD i Søndre Brutjern. DBD økte i perioden 1968-1977, for så å avta i perioden 1977-1981. DBD økte markant i perioden 1981-1990, noe som kan være en indikasjon på at det har blitt tilført en større andel mineralsk materiale fra nedbørsfeltet. Veien mellom riksgrensen og Ørje, som passerer nedbørsfeltet til Søndre Brutjern og Kutjern, ble asfaltert omkring 1962. Det er uvisst hvor lang tid det tok å asfaltere veien, men det er rimelig å anta at arbeidet med asfalteringen antakelig kan ha ført til økt avrenning av mineralsk materiale til innsjøen fra starten av 1960-tallet. Videre er det i perioden 1964 til 1977 registrert økt nedbør i Ørje (figur 8), noe som potensielt kan ha bidratt til å øke avrenningen fra nedbørsfeltet. DBD avtok i perioden 1977-1981, og tyder på at DBD har stabilisert seg til normale nivåer. Nedbør i Ørje i tidsperioden 1977-1981 lå under gjennomsnittet og kan muligens sees på som en medvirkende faktor til lavere DBD.

En mulig forklaring på den markante økning av DBD i perioden 1981-1990 kan være at det i denne perioden ble tilført mye mineralsk materiale fra nedbørsfeltet som følge av at veien E18 trolig har vært mye brukt. Det finnes ikke data på antall kjøretøy på strekningen mellom Riksgrensen og Ørje før 1990, men den relative trafikkveksten på riksveinettet i Østfold og på E18 i Østfold viste en trend med økende trafikk i perioden 1982-1990 (vedlegg 3). Det kan imidlertid ikke utelukkes at andre aktiviteter i nedbørsfeltet som for eksempel graving eller tekniske inngrep også kan ha bidratt til økt tilførsel av mineralsk materiale til innsjøen. Det er likevel ikke funnet andre endringer i nedbørsfeltet som samsvarer i tid med økt DBD i perioden 1981-1990, og som kan bidra til å forklare dette. Årsaken til økt DBD i denne perioden er derfor noe uklar. Nyere sedimenter i Kutjern viste en til dels nedadgående trend i perioden 2013-2017, noe som kan skyldes at nyere sedimenter har blitt mindre hardt pakket sammen og består av mer vann. Bækken (2012) har tidligere rapportert at sedimentet i Søndre Brutjern består av en stor andel organisk materiale, samt høyt vanninnhold. Det finnes ikke tilsvarende undersøkelser for Kutjern, men det er nærliggende å anta at sedimentene i innsjøene i stor grad er sammensatt av omtrent samme materiale. Dette støtter opp om tolkningen om at sedimentene i Søndre Brutjern og Kutjern i hovedsak består av en stor andel organisk materiale.

5.3 Anoksiske forhold i sedimentet – Svovel, jern og mangan

Utvikling av anoksiske forhold i bunnvannet (hypolimnion) som følge av veisalt vil muligens kunne spores i innsjøsedimenter i form av endret sammensetning av sedimenter. Svovel, jern og mangan i sedimenter brukes derfor som indikasjoner på om det har oppstått anoksiske forhold i sedimentet gjennom tiden (Cohen 2003; Davison 1993; Vegas-Vilarrúbia et al. 2018). Under slike forhold i sedimentet kan man trolig forvente å se endringer av jern- og manganinnhold i sedimentet over tid, forstyrrelser i svovelkurven samt korrelasjon mellom jern og mangan, og svovel og jern i PCA som følge av dannelsen av jernsulfid (Poverud 2017). Sulfat (SO_4^{2-}) kan under slike forhold reduseres slik at det dannes hydrogensulfid (H_2S) i sedimenter med veldig lav redokspotensial og uten tilgang på oksygen (Cohen 2003; Økland & Økland 2006). Det ble observert at overflatesedimentene i begge innsjøene var mørkere (svartfargede). Den svarte fargen kan tyde på at det har blitt dannet jernsulfid (FeS) i overflatesedimenter som følge av anoksiske forhold i bunnvannet over tid. Det ble også registrert veldig lavt DBD i både Søndre Brutjern og Kutjern (figur 19 og 20) som kan blant annet tyde på dannelsen av H_2S i sedimentet i perioder med anoksiske forhold. Resultatene

viste også at innsjøene med stor sannsynlighet er kjemisk sjiktet og anoksiske i bunnvannet i februar, noe som øker sannsynligheten for anoksiske forhold rett over sedimentoverflata. Mangan og jern vil dermed kunne frigis fra overflatesedimentene under anoksiske forhold, og de vil derfor kunne veksle mellom sediment og bunnvannet i hypolimnion.

Resultatene for innhold av jern i Søndre Brutjern viste økning fra omkring 1977 til 1987 etterfulgt av en svak nedgang fram til 2017 (figur 23). Hva som skyldes denne økningen er noe usikkert, men økt erosjon og partikkeltransport fra nedbørsfeltet kan ikke utelukkes. Mangan tydet på små variasjoner fram til omkring 1990 etterfulgt av økning fram til 2017 (figur 25). Det ble ikke funnet endringer eller forstyrrelsen i svovelkurven i Søndre Brutjern som kan tyde at FeS kan ha blitt dannet (figur 16). PCA-analysen viste ikke korrelasjon mellom jern og mangan, mens svovel viste noe korrelasjon med jern (figur 27). En potensiell forklaring på sammenheng mellom svovel og jern kan være forsuring. Resultatene i Søndre Brutjern kunne med dette ikke tyde på anoksiske forhold i sedimentet.

I Kutjern ble det registrert større endringer av jern og mangan i sedimentet gjennom tiden. Jern var i stor grad stabilt fram til 1973 og viste økning i perioden 1973-1990, og avtok i perioden 1990-1990 og i 2013-2017 (figur 24). Manganinnholdet fulgte jern i perioden 1981-2017 (figur 26). En økning av jern og mangan i sedimentet kan tolkes som en indikasjon på starten av reduserende forhold i sedimentet, etterfulgt av nedgang av jern og mangan ved permanente anoksiske forhold i sedimentet (Cohen 2003; Vegas-Vilarrúbia et al. 2018). Det er allikevel usikkert om dette er tilfellet i Kutjern. Jern og mangan viste et lignende mønster som DBD i perioden 1981-2017, noe som kan bety at de har blitt tilført i perioder med økt erosjon og transport av mineralsk materiale. Svovelkurven viste nedgang i perioden 1981-1990 og økning fra 1990-1999 (figur 16). Det er uvisst hva som kan være årsaken til nedgangen av svovel i perioden 1981-1990, men en teori kan være at det ble tilført en større andel mineralsk materiale bestående av mindre svovel. Nedgang av svovel samsvarer med økt DBD i perioden 1981-1990 (figur 20), og det er derfor nærliggende å anta at det kan være en viss sammenheng mellom avtakelsen av svovel og økt DBD i Kutjern i perioden 1981-1990. PCA-analysen i Kutjern viste ikke korrelasjon mellom jern og mangan, og svovel viste ikke korrelasjon med jern (figur 28). På bakgrunn av resultatene fra Kutjern kan man ikke si at det har oppstått anoksiske forhold i sedimentet.

5.4 Tungmetaller

I det følgende diskuteres tungmetallundersøkelser av sedimentsøylene i Søndre Brutjern og Kutjern i perioden fra omkring 1960 til 2017. Perioden 1921-1950 i Søndre Brutjern og perioden 1889-1950 i Kutjern blir ikke diskutert grunnet til dels små variasjoner, og fordi konsentrasjonene av de fleste tungmetallene stor sett var lave tilsvarende ubetydelig forurenset i henhold til Klifs sedimentkvalitetskriterier fra 1997 (Andersen et al. 1997). Dette skyldes trolig lite menneskelig påvirkning, og viser at bunnsedimentene i Søndre Brutjern og Kutjern kan anses som referansesedimenter. Det legges derfor større vekt på perioden 1960-2017 hvor resultatene viste vesentlig økning. Tungmetallene Ni, Cr, Cu, Zn, Cd og Pb gjennomgås samlet da de ofte er anrikt i veiavrenning.

1960-2017: Ni, Cr, Cu, Zn, Cd og Pb

Pb i Søndre Brutjern og Kutjern viste en generell økning fra begynnelsen av 1950-tallet. I Søndre Brutjern økte Zn og Cd fra 1954, Cu fra 1960, mens Ni og Cr viste økning fra 1974. I Kutjern økte Cd og Zn fra 1973, Cu i 1964 mens Ni og Cr økte fra 1981. Økte konsentrasjoner av tungmetallene, med unntak av Pb, var til en viss grad relativt bratt etter 1960 sammenlignet med eldre sedimentlag som i stor grad viste små variasjoner. Endringene i metallkonsentrasjonene etter 1960 ser for de fleste tungmetallene ut til å ha vedvart fram til utover 2000-tallet. Dette kan være en indikasjon på at økningen av tungmetallene sannsynligvis ikke er en enkelthendelse, men noe som trolig har pågått over tid. Ingen av de undersøkte tungmetallene i Søndre Brutjern fulgte DBD i tidsperioden 1960-2017. Cu, Zn Cd og Pb i Kutjern så heller ikke ut til å følge samme utvikling som DBD. Dette tyder på at tungmetallene er inverst korrelert med DBD, noe som igjen kan bety at tungmetallene er organisk bundet, eller at de har blitt tilført innsjøen i perioder med akkumulering av organisk materiale i sedimentet. Ni og Cr i Kutjern fulgte lik utvikling som DBD i perioden 1981-2017, og det er dermed nærliggende å anta at Ni og Cr trolig kan være bundet mineralsk materialet i sedimentet.

Det kan være ulike potensielle forklaringer til at tungmetallene i Søndre Brutjern og Kutjern viste en generell økning fra omkring 1960 og utover 2000-tallet. Antropogen forsurening av innsjøer kan bidra til å løse ut tungmetaller fra nedbørsfeltet (Skjelkvåle et al. 1999; Traaen et al. 1990), og svovelinnehold i sedimentet kan derfor brukes som en indikasjon på atmosfæriske antropogene avsetninger av sur nedbør (antropogen forsurening). Resultatene for Søndre Brutjern og Kutjern viste en svovelkurve som i stor grad fulgte utviklingen av svovel i

atmosfæren (figur 15 og 16). Dersom sur nedbør i Søndre Brutjern og Kutjern har bidratt til å løse ut tungmetaller fra nedbørsfeltet ville det vært forventet å se samvariasjon av svovel (sur nedbør) og tungmetallene, samt korrelasjon mellom svovel og tungmetallene i PCA-analysen.

Ni, Cr, Cu, Zn, Cd og Pb viste ikke samvariasjon med svovel verken i Søndre Brutjern eller Kutjern. Høyeste målte maks-verdier av tungmetallene i innsjøene sammenfaller ikke med maks-verdier for svovel, med unntak av Cr i Søndre Brutjern som viste en topp omkring 1990. Imidlertid vise PCA-resultatene i Søndre Brutjern og Kutjern sammenheng mellom svovel og noen tungmetaller (figur 27 og 28). Spesielt viste svovel i Søndre Brutjern stor grad av korrelasjon med Ni og andre tungmetaller som Cu og Zn, i tillegg til Fe (figur 27). Tidligere studier har vist at sur nedbør kan føre til å løse ut Ni fra nedbørsfeltet til innsjøer (Traaen et al. 1990). Ni blir transportert med svovel (sur nedbør) i nedbørsfeltet samtidig som forsuring av nedbørsfeltet bidrar til økt mobilitet og utvasking av Ni til innsjøer (Traaen et al. 1990). I tillegg til dette, kan også sur nedbør ha vært forurenset med tungmetaller. Med dette som bakgrunn kan man ikke utelukke at sur nedbør kan ha bidratt til å løse ut tungmetaller fra nedbørsfeltet til innsjøene, samt bidratt til økt mobilitet av noen tungmetaller deriblant Ni i Søndre Brutjern i perioden fra omkring 1960 og fram til midten av 1990-tallet. Bildet i Kutjern er noe mer uklart fordi de fleste tungmetallene viste økning etter omkring 1970, med unntak av Cu som økte i 1964. Til tross for dette, viste PCA-resultatene i Kutjern til en viss grad sammenheng med svovel og noen tungmetaller som Cd og Zn, og man kan derfor ikke se bort fra at svovel her også har bidratt til økte konsentrasjoner av tungmetaller. Fra 1990 i Søndre Brutjern og fra 1999 i Kutjern ble det registrert en markant tilbakegang av svovel, som trolig har sammenheng med reduksjon i langtransportert forurensning av svovel etter omkring 1980-tallet (Hongve 2016; Schartau et al. 2012; Wollan et al. 2009).

Blyinnholdet i Søndre Brutjern og Kutjern viste økning fra begynnelsen av 1950 og avtok kraftig etter 1990-tallet (figur 17 og 18). Pb stammet i stor grad fra blyholdig bensin, og konsentrasjonsforløpet i begge innsjøene hadde sammenheng med økt bruk av blyholdig bensin fram til omkring 1990-tallet. Blyinnhold i innsjøsedimentene kan også gi indikasjoner på økt trafikk fra omkring 1950, og økte nivåer av Pb i Søndre Brutjern og Kutjern kan sies å samsvare i tid med veksten av personbiler i Norge fra 1950-årene (Lange 2015; Wiik & Johansen 2015). Nedgangen av Pb etter 1990 stemmer overens med reduksjonen av bly i bensin i Norge fra 1995 og fram til i dag (Miljødirektoratet 2017a). I nyere sedimenter var

nivåene av Pb vesentlig lavere enn konsentrasjonene som ble målt i sedimentene omkring 1940-50-tallet. På bakgrunn av dette virker det rimelig å si at Pb i Søndre Brutjern og Kutjern trolig stammet fra trafikken.

Cd og Zn i Søndre Brutjern fulgte stort sett samme utvikling fram til 2017, og viste økning fra 1954 til 2007 (figur 31). Cu i Søndre Brutjern viste stigning fra 1960 til 2007 (figur 29), mens Cu i Kutjern økte fra 1964 til 1990, og så ikke ut til å avta i perioden 1990-2017 (figur 30). Cd, Zn og Cu er metaller som potensielt kan stamme fra trafikken (Bækken 1993; Humberto & Loretta 2006; Hwang et al. 2016; McKenzie et al. 2009; Åstebøl et al. 2012), og det kan derfor ikke utelukkes at veiavrenning kan ha medført til økte konsentrasjoner av disse tungmetallene i Søndre Brutjern og Kutjern fra midten av 1960-tallet. Det var også flere endringer i nedbørsfeltet til innsjøene i perioden 1959-1962 som kan ha bidratt til at Zn, Cd og Cu økte på dette tidspunktet. Riksvei 6 ble flyttet og utvidet til å bli en 10 meters bred vei i 1959 (Wiik & Johansen 2015). Dette kan ha ført til økt bruk av nedbørsfeltet, som potensielt kan ha bidratt til økt avrenning og transport av partikler. Videre så blyinnhold i Søndre Brutjern og Kutjern ut til å samsvare i tid med veksten av personbiler i Norge fra 1950-tallet. Økt trafikk fra 1950 kan ha medført at den nye riksvei 6 fra 1959 ble mer brukt i perioden etter 1960, noe som antakelig kan ha bidratt til økt avrenning fra veien til innsjøene. I 1965 ble den nye riksvei 6 en del av E18, og parsellen mellom Ørje og Riksgrensen ble asfaltert omkring 1962 (Olberg pers. medd. 2017). Arbeidet med asfalteringen av veien kan ha ført til økt avrenning og utslipp av tungmetaller fra nedbørsfeltet.

Konsentrasjonsforløpene av Cd, Zn og Cu ser dessuten ut til å samsvare i tid med økt relativ trafikkvekst på riksveinettet i Østfold i perioden 1975-1990 (vedlegg 3), samt økt trafikk (ÅDT) i nedbørsfeltet i perioden 1990-2016 (figur 5). Tidligere studier har også vist direkte sammenheng mellom kobberkonsentrasjonene i innsjøer og trafikkmengden på veien (Bækken & Haugen 2012), noe som støtter opp om tolkningen om at økt trafikk blant annet kan ha medført til økte konsentrasjoner av kobber i Søndre Brutjern og Kutjern fra omkring 1960 og fram til 2016. Zn, Cd og Cu viste også økte konsentrasjoner i perioden etter 1970-tallet og fram til utover 2000-tallet. Den gamle E18 Riksgrensen – Ørje antas har blitt saltet med NaCl siden omtrent 1970, og det virker derfor rimelig å si at salting kan ha vært en viktig faktor for ytterligere økning av disse tungmetallene i perioden fra omkring 1970 og fram til 2017.

Tilførsel av veisalt kan gi avrenning med høyt saltinnhold, noe som igjen kan medføre at det løses ut stoffer fra både veistøv og jord langs veien som ellers er bundet til partikler (Nordal 2011). Avrenningsvann som består av veisalt medfører også til utvasking av Mg og K fra jord langs veien. Dette kan føre til mindre stabile strukturer i jorda, som igjen medfører økt spredning av kolloider. Spredning av kolloider vil kunne ta med seg miljøgifter (Nordal 2011) deriblant tungmetaller. Veisalt kan videre føre til midlertidig senkning av pH på grunn av ionebytteprosesser (Amundsen et al. 2008; Bäckström et al. 2004). Som følge av ionebytting kan veisalt føre til økt mobilisering av tungmetaller som ellers er bundet til partikler (Amundsen et al. 2008; Bäckström et al. 2004; Nordal 2011). Bäckström et al. (2004) undersøkte variasjoner av tungmetallene Cd, Cu, Pb og Zn i jordvann ved to veier i Sverige, og viste blant annet at mobiliseringen av Cd og Zn i første rekke var forårsaket av forsuring- og ionebytteprosesser som følge av veisalt. Cd og Zn danner klorkomplekser og veisalt bidrar dermed til økte konsentrasjoner av disse metallene i jord (Amundsen et al. 2008; Bauske & Goetz 1993; Li et al. 2015; Löfgren 2001). Cd og Zn i Kutjern viste stigning fra 1973 (figur 32), nesten 10 år senere enn Cd og Zn i Søndre Brutjern. Ni og Cr i Søndre Brutjern viste økning fra 1974 til 2007 (figur 29), mens Ni og Cr i Kutjern økte kraftig fra 1981 til 1990 og fra 1999-2013 (figur 30). En potensiell forklaring til økning av disse tungmetallene kan være en kombinasjon av bruken av veisalt på den gamle E18 fra 1970 fram til 2017 og økt trafikk i nedbørsfeltet i perioden 1975-2016 (jf. relativ trafikkvekst på riksveinettet i Østfold (1975-1990) samt økt ÅDT i E18 (1990-2016)). Slitasje av vei og piggdekk i kombinasjon med veisalt kan i tillegg øke konsentrasjonene av blant annet Cd, Cu og Zn i avrenning fra vei (Bäckström et al. 2004).

Det er også tidligere rapportert om økte konsentrasjoner av Mg, K, Fe og Zn i grunnvann nedstrøms i veier som ble tilført kjente mengder av blant annet natriumklorid (Granato et al. 1995). Sammensetningen av sedimentene er både bestemt av tilførsel fra nedbørsfeltet og sedimenteringsforhold i innsjøen (Gunnhild pers. medd. 2017). Elementer som utgjør en viktig del av jorda vil som regel finnes igjen i sedimentene, og i perioder med stor erosjon vil derfor elementene ofte finnes igjen i relativt høye konsentrasjoner i innsjøsedimentet (Riise et al. 2010). Hovedelementene Mg, K, Al og Fe er bestanddeler i jordsmonnet i Søndre Brutjern og Kutjern, som løses ut ved forvitring- og ionebytteprosesser og tilføres ved erosjon (Cohen 2003; Grøstad & Fagerlund 1999; Riise et al. 2013). Samtidig kan forsuring, veisalt og biologisk omsetning påvirke nivåene av disse elementene (Gunnhild pers. medd. 2017). Mg, K og Fe i Søndre Brutjern viste økning i perioden 1974-1987 (figur 21 og 22) noe som

kan ha vært forårsaket av veisalt samt økt erosjon. Na i Søndre Brutjern viste en liten økning fra midten av 1970-tallet fram til begynnelsen av 1990 (figur 25), og kan til en viss grad sees på som en mulig forklaring til økt Mg, K og Fe i Søndre Brutjern. I tillegg viste PCA-analysen høy korrelasjon av variablene Mg, K og Zn. Linjene for Mg og K strakk seg allikevel ikke like langt som linjen for Zn og tilsier at Mg og K ikke forklarer hele variasjonen. Na i PCA-analysen viste negativ korrelasjon med PC2, viste ikke korrelasjon med tungmetallene, og tyder på at Na ikke forklarer hele variasjonen av tungmetallene i Søndre Brutjern (figur 27). Mg, K, Al og Fe i Kutjern viste alle samme trend og økte kraftig i perioden 1981-1990 (figur 23 og 24). Imidlertid, viste ikke Na i Kutjern økning i perioden 1981-1990. PCA-analysen i Kutjern viste positiv korrelasjon av Na med PC2, men linjen for Na strakk seg ikke like langt som for tungmetallene, og tyder på at Na i mindre grad forklarer variasjonen av tungmetallene i Kutjern.

Andelen Na i Søndre Brutjern holdt seg på et nivå under 3 g/kg tørrstoff fra begynnelsen av 1920-tallet og fram til begynnelsen av 1990. I perioden 1993-2017 økte natrium jevnt til et nivå på 11 g/kg tørrstoff. Na økte mer enn andre hovedelementer som Mg og K i samme tidsperiode, og kan muligens indikere økt påvirkning fra veisalting fra den gamle E18 i perioden 1993-2017. Na i Kutjern tydet ikke på en bestemt trend og viste variasjoner fram til 2017. Til tross for dette, viste Na en økende trend i perioden 1990-2017, med høyeste målte verdier på 6,4 g/kg tørrstoff i 2017. Dette samsvarer til en viss grad med økt Na i Søndre Brutjern i perioden 1993-2017. Andelen Na i Kutjern økte ikke mer enn Mg og K og bildet er derfor uklar. Med dette som bakgrunn er det utfordrende å skille tidsperioden med saltpåvirkning i Kutjern, men det er nærliggende å anta at den registrerte økningen i perioden 1990-2017 trolig kan være en indikasjon på veisalting fra E18.

Ni og Cr i Kutjern skiller seg ut for de to innsjøene. Tungmetallene viste sammen trend som DBD i perioden 1981-2017. Mg, K, Al og Fe viste også samme mønster som DBD, Ni og Cr i perioden 1981-2017. PCA-analysen viste korrelasjon mellom Mg, K, Al, Ni og Cr (figur 28). Det er utfordrende å si med sikkerhet hvorvidt den markante økning av disse elementene skyldes avrenning fra vei, eller om det eventuelt har skjedd noe i nedbørsfeltet til Kutjern i denne perioden som potensielt har bidratt til økt avrenning av mineralsk materiale. I motsetning til de andre tungmetallene i Søndre Brutjern og Kutjern som ser ut til å være

organisk bundet, tyder Ni og Cr i Kutjern at de trolig er bundet til mineralsk materiale i sedimentet.

Klimatiske forhold som økt temperatur og nedbør kan også ha bidratt til spredning av forurensninger fra E18 til Søndre Brutjern og Kutjern de siste 60 årene.

Årsmiddeltemperaturen i Ås lå over gjennomsnittet i perioden 1935-2016, mens nedbør i Ørje viste tendenser til flere år med nedbør fra 1950-tallet. Det var særlig i perioden 1997-2016 nedbør i Ørje så ut til å ligge langt over gjennomsnittet. Et våtere klima kan forårsake at større mengder forurensninger fra vei, herunder veisalt og tungmetaller, skylles bort med vann.

Resultatet av det er at forurensninger i større grad spres til innsjøene (Nordal 2011).

Nedbørdataene anses å være representative fordi de er hentet inn ved en målestasjon i Ørje, mens temperatur er innhentet fra en målestasjon i Ås og kan derfor være usikre. I tillegg til dette, ser bruken av veisalt ut til å ha økt siden omkring 1990 og fram til i dag, noe som kan skyldes mindre stabile vintre på grunn av klimaendringer (Wike 2006), og Statens vegvesens målsetning om å sikre trygge og fremkommelige veier vinterstid (Vaa & Sakshaug 2007).

Cd, Zn, Ni og Cu i Søndre Brutjern viste en generell nedadgående trend i perioden 2007-2017 mens Cr avtok i perioden 1990-2017. I Kutjern var situasjonen noe annerledes. Zn og Cu viste ikke tegn til reduksjon i perioden 1960-2017. Ni og Cr viste en til dels svak nedadgående trend i perioden 2013-2017, mens Cd viste en nedadgående trend i perioden 1990-2013, og økte igjen fra 2013 til 2017. Det er svært utfordrende å si hvorfor metallene avtar på ulike tidspunkt i Søndre Brutjern og Kutjern, og det foreligger ikke nok informasjon i denne undersøkelsen som kan forklare dette. Pb i begge innsjøene viste sammenheng mellom redusert utslipp av blyholdig bensin og reduserte konsentrasjoner. For resten av metallene er bildet uklart. Imidlertid kan reduserte konsentrasjoner av metallene de siste årene eventuelt ha sammenheng med redusert utslipp eller økt sedimentasjon av ikke metall-holdige partikler som bidrar til å tynne ut konsentrasjoner av metallene i sedimentet (Bækken & Færøvig 2004).

6. KONKLUSJON

Dette studiet har undersøkt tidsutviklingen av tungmetaller i Søndre Brutjern og Kutjern utsatt for veiavrenning tilbake til perioden før veiavrenning. Hensikten med denne undersøkelsen har vært å besvare om veiavrenning bidrar til økte konsentrasjoner av tungmetaller i to veinære innsjøer, og om veisalt har bidratt til sjiktning og anoksiske forhold i bunnvannet av innsjøene. De eldste sedimentene i Søndre Brutjern og Kutjern viste små variasjoner av de fleste tungmetallene fra starten av 1900 til omkring 1950, og anses derfor som referansesedimenter. Resultatene viste en generell økning av tungmetallkonsentrasjoner fra omkring 1960 til utover 2000-tallet. Bly i begge innsjøene økte fra 1950 og fram til 1990 og stammet trolig fra trafikken. Zn, Cd, Ni, Cr og Cu viste alle en generell økning fra omkring 1960, med unntak av Cd og Zn i Søndre Brutjern som økte fra midten av 1950-tallet. Studien viser at atmosfæriske antropogene avsetninger av svovel (sur nedbør) i kombinasjon med veiavrenning sannsynligvis er viktige faktorer for de økte konsentrasjoner av tungmetaller i Søndre Brutjern og Kutjern siden 1960. Veiavrenning til innsjøene kan trolig ha startet omkring 1960, noe som synes å samsvare i tid med økt trafikk samt veisalting som man antar startet omkring 1970. Klimatiske forhold som økt nedbør vurderes også til å ha vært en mulig medvirkende faktor til spredning av forurensninger fra E18 til innsjøene de siste årene.

Videre viser studien at innsjøene med stor sannsynlighet er kjemisk sjiktet og anoksiske i bunnvannet i februar antakelig på grunn av avrenning av veisalt fra E18. Dette øker sannsynligheten for anoksiske forhold rett over sedimentoverflata. Utveksling mellom sedimentoverflata og bunnvannet er av betydning når man skal vurdere hvorvidt sedimentene kan være en forurensningskilde til innsjøen. Til tross for at resultatene tydet på anoksiske forhold i bunnvannet, ble det i denne undersøkelsen ikke funnet endringer i innsjøsedimentene som tydet på anoksiske forhold i sedimentet over tid.

Metallkonsentrasjonene i innsjøene vurderes til å ha økt med tiden trolig som følge av veiavrenning, og nylig avsatt sedimenter viser derfor høyere metallkonsentrasjoner enn referansesedimenter. Basert på resultatene og funn på dette studiet svekkes hypotese 0; veiavrenning bidrar ikke til økte konsentrasjoner av tungmetallene Ni, Cu, Cr, Zn, Cd og Pb i Søndre Brutjern og Kutjern, mens hypotese 1 styrkes; veiavrenning bidrar til økte konsentrasjoner av tungmetallene Ni, Cu, Cr, Zn, Cd og Pb i Søndre Brutjern og Kutjern.

7. LITTERATUR

- Aas, W., Solberg, S., Yttri, K. E., Larssen, T. & Wright, R. (2009). Langtransporterte luftforurensninger og effekter i Norge – status og fremtidsutsikter, TA-2576/2009. Oslo: Statens forurensningstilsyn (SFT). 45 s.
- Amundsen, C., E. , French, H., Haaland, S., Pedersen, P., A. , Riise, G. & Roseth, R. (2008). Salt SMART. Miljøkonsekvenser ved salting av veier -en litteraturgjennomgang, 2535. Oslo: Statens vegvesen. 98 s.
- Amundsen, C. E. & Roseth, R. (2004). Utslippsfaktorer for forurensninger fra veg til vann og jord i Norge, UTB 2004/08. Oslo: Statens Vegvesen 71 s.
- Andersen, J. R., Bratli, J. L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., et al. (1997). Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann - Classification of environmental quality in freshwater, TA- 468/1997. Oslo: Statens forurensningstilsyn (SFT). 31 s.
- Bauske, B. & Goetz, D., D. (1993). Effects of Deicing-Salts on Heavy Metal Mobility. *Clean Soil Air Water*, 21 (1): 38-42.
- Bragee, P., Mazier, F., Nielsen, A. B., Rosén, P., Fredh, D., Brostrom, A., Graneli, W. & Hammarlund, D. (2015). Historical TOC concentration minima during peak sulfur deposition in two Swedish lakes. *Biogeosciences*, 12 (2): 307-322.
- Bäckström, M., Karlsson, S., Bäckman, L., Folkesson, L. & Lind, B. (2004). Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. *Water Research*, 38 (3): 720-732.
- Bækken, T. (1993). Miljøvirkninger av vegtrafikkens asfalt og dekkslitasje., 0-92090. Oslo: Norsk institutt for vannforskning (NIVA). 45 s.
- Bækken, T. & Færøvig, P. J. (2004). Effekter av vegforurensninger på vannkvalitet og biologi i Padderudvann, 106. Oslo: Statens vegvesen. 94 s.
- Bækken, T., Avolio, C. M., Veidel, A., Willbergh, M. & Bækken, T. P. M. (2005). PORECA. Forurensningsreducerende effekt av Nygård rense- og fordrøyningsbasseng for vegavrenning, samt vegavrenning til Kjeksrudbekkene og Brekkebekken, 1894-7948: Norsk institutt for vannforskning (NIVA). 67 s.
- Bækken, T. & Haugen, T. (2006). Kjemisk tilstand i vegnære innsjøer. Påvirkning fra avrenning av vegsalt, tungmetaller og PAH, UTB 2006/06. Oslo: Statens vegvesen. 91 s.
- Bækken, T. (2012). Nordre og Søndre Brutjern ved E18. Kartlegging av saltforurensning og annen forurensning fra vei, og vurdering av tiltak, 6312-2012. Oslo: Norsk institutt for vannforskning (NIVA). 32 s.
- Bækken, T. & Haugen, T. (2012). Vegsalt og tungmetaller i innsjøer langs veier i Sør-Norge 2010, 50. Oslo: Statens vegvesen. 54 s.
- Cohen, A. S. (2003). *Paleolimnology. The History and Evolution of Lake Systems*. New York: Oxford University Press.
- Crowther, R. A. & Hynes, H. B. N. (1977). The effect of road deicing salt on the drift of stream benthos. *Environmental Pollution*, 14 (2): 113-126.

- Davis, A. P., Shokouhian, M. & Ni, S. (2001). Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere*, 44 (5): 997-1009.
- Davison, W. (1993). Iron and manganese in lakes. *Earth-Science Reviews*, 34 (2): 119-163.
- Dunnette, D., A, Chynoweth, D., P & Mancy, H., K. (1985). The source of hydrogen sulfide in anoxic sediment. *Water Research*, 19 (7): 875-884.
- eKlima. (u.å). *Gratis tilgang til meteorologisk institutts vær- og klimadata fra historiske data til sanntidsobservasjoner*: Meteorologisk institutt. Tilgjengelig fra: http://sharki.oslo.dnmi.no/portal/page?_pageid=73,39035,73_39049&_dad=portal&_schema=PORTAL (lest 20.11.2017).
- Granato, G. E., Church, P. E. & Stone, V. J. (1995). Mobilization of major and trace constituents of highway runoff in groundwater potentially caused by deicing chemical migration. *Transportation Research Record*, 1483: 92-104.
- Grøstad, M. & Fagerlund, K., H. (1999). FORSKREF. Forskning og referansevassdrag. Årsrapport 1996, 01 1999 Oslo: Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE). 155 s.
- Göbel, P., Dierkes, C. & Coldewey, W. G. (2007). Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology*, 91 (1): 26-42.
- Haaland, S., Turtumøygard, S., Gjemlestad, L., J & Nytrø, T., E. (2012). Salt SMART. Vegsalt i innsjøer. Tålegrenser mht. kjemisk sjiktning, 120. Oslo: Statens vegvesen. 25 s.
- Haande, S., Rohrlack, T., Kyle, M. & Haande, S. P. M. (2014). Utvikling av vannkvalitet i Haldenvassdraget. Sammenstilling av lange tidsserier (1968-2013). Paleolimnologiske undersøkelser i Bjørkelangen og Hemnessjøen, 6652-2014. Oslo: Norsk institutt for vannforskning (NIVA). 45 s.
- Hanssen-Bauer, I., Førland, E. J., Haddeland, I., Hisdal, H., Mayer, S., Nesje, A., Nilsen, J. E. Ø., Sandven, S., Sandø, A. B., Sorteberg, A., et al. (2015). Klima i Norge 2100. Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert i 2015, NCCS report, 2/2015: Norsk klimaservicesenter (NKSS). 204 s.
- Hares, R. J. & Ward, N. I. (1999). Comparison of the heavy metal content of motorway stormwater following discharge into wet biofiltration and dry detention ponds along the London Orbital (M25) motorway. *Science of the Total Environment*, 235 (1): 169-178.
- Hongve, D. (2016). Elementært svovel på innsjøbunn. *Tidsskriftet VANN*, 2: 142-147.
- Humberto, F., P & Loretta, Y., L. (2006). Evaluation of Metal Loadings and Bioavailability in Air, Water and Soil Along Two Highways of British Columbia, Canada. *Water, Air, and Soil Pollution*, 172 (1-4): 81-108.
- Hwang, H.-M., Fiala, M. J., Park, D. & Wade, T. L. (2016). Review of pollutants in urban road dust and stormwater runoff: part 1. Heavy metals released from vehicles. *International Journal of Urban Sciences*, 20 (3): 334-336.
- Istenič, D., Arias, C. A., Vollertsen, J., Nielsen, A. H., Wium-Andersen, T., Hvitved-Jacobsen, T. & Brix, H. (2012). Improved urban stormwater treatment and pollutant removal pathways in amended wet detention ponds. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 47 (10): 1466-1477.
- Jolliffe, I. T. (2002). *Principal component analysis*. 2 utg. New York: Springer.

- Kjensmo, J. (1997). The influence of road salts on the salinity and the meromictic stability of Lake Svinsjøen, southeastern Norway. *The International Journal of Aquatic Sciences*, 347 (1): 151-159.
- Klimaservicesenter. (2017a). Klimaprofil Oslo og Akershus. Et kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning: Norsk klimaservicesenter. 8 s.
- Klimaservicesenter. (2017b). Klimaprofil Østfold. Et kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning: Norsk Klimaservicesenter. 8 s.
- Klimaszewska, K., Polkowska, Z. & Namieśnik, J. (2007). Influence of Mobile Sources on Pollution of Runoff Waters from Roads with High Traffic Intensity. *Polish journal of environmental studies*, 16 (6): 889 - 897.
- Kolshus, K. E. (2015). Samferdsel og miljø 2015. Utvalgte indikatorer for samferdselssektoren, 2015/34: Statistisk sentralbyrå. 169 s.
- Krog, W., O. (2012). E18 Ørje - Svenskegrensen. Kartlegging av naturtyper, Notat 2012:1: Multiconsult AS. 24 s.
- Li, F., Zhang, Y., Fan, Z. & Oh, K. (2015). Accumulation of De-icing Salts and Its Short-Term Effect on Metal Mobility in Urban Roadside Soils. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 94 (4): 525-531.
- Löfgren, S. (2001). The Chemical Effects of Deicing Salt on Soil and Stream Water of Five Catchments in Southeast Sweden. *An International Journal of Environmental Pollution*, 130 (1): 863-868.
- McKenzie, E., R, Money, J., E, Green, P., G & Young, T., M. (2009). Metals associated with stormwater-relevant brake and tire samples. *Science of The Total Environment*, 407 (22): 5855-5860.
- Meland, S. (2010). *Ecotoxicological effects of highway and tunnel wash water runoff*. Ås: Norwegian University of Life Sciences 87 s.
- Meland, S. (2012). Kjemisk karakterisering av sediment fra Vassum sedimenteringsbasseng, 94: Statens vegvesen 19 s.
- Meland, S., Rannekleiv, S., B & Hertel-Aas, T. (2016). *Forslag til nye retningslinjer for rensing av veiavrenning og tunnelvaskevann*: Vannforeningen. Tilgjengelig fra: <https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2017/06/Meland-Rannekleiv-og-Hertel-Aas.pdf> (lest 17.01.2018).
- Miljødirektatet. (2017a). *Bly og blyforbindelser*. Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.no/tema/kjemikalier/prioritetslisten/bly/> (lest 8.01.2017).
- Miljødirektatet. (2017b). *Miljøinformasjon fra offentlige myndigheter*. Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.no/tema/kjemikalier/prioritetslisten/bly/> (lest 13.11.2017).
- NGU. (2017). *Løsmasser. Nasjonal løsmassedatabase*. : Norges geologiske undersøkelse (NGU). Tilgjengelig fra: <http://geo.ngu.no/kart/losmasse/> (lest 1.09.017).
- NIBIO. (2017). *Kilden. Arealinformasjon - Markslag (AR5) - Arealtype (AR5)*: Norsk Institutt for Bioøkonomi. Tilgjengelig fra: https://kilden.nibio.no/?X=6598088.06&Y=312600.09&zoom=9&lang=nb&topic=arealinformasjon&bgLayer=farger_cache&catalogNodes=2,325,83,102,237,362,16&layers=ar50_areatype,eksterne_ernskog,eksterne_aktsomhetskart_flomskred,ar5_areatype,ar50_my,eksterne_nedb

[orsfelt,eksterne flomsoner,eksterne verna vassdrag,eksterne kvikkleire faregrad](#)
(lest 1.09.2017).

- Nordal, O. (2011). Miljøeffekt av endret klima. Oversikt over mulige problemstillinger, 30: Statens vegvesen. 22 s.
- Norrström, A.-C. (2005). Metal mobility by de-icing salt from an infiltration trench for highway runoff. *Applied Geochemistry*, 20: 1907–1919.
- Norrström, A., C. (1998). Concentration and fractionation of heavy metals in roadside soils receiving de-icing salts. *Science Of The Total Environment*, 218: 161-174.
- NVE Atlas. (2017). *NVE Atlas*. Tilgjengelig fra:
<https://atlas.nve.no/Html5Viewer/index.html?viewer=nveatlas#> (lest 1.09.2017).
- OFV. (2008). Årsrapport 2008. Oslo: Opplysningsrådet for veitrafikken. 33 s.
- OFV. (2016). Årsrapport 2016. Oslo: Opplysningsrådet for veitrafikken. 21 s.
- Opher, T. & Friedler, E. (2010). Factors affecting highway runoff quality. 7: 155-172.
- Poverud, L., M. (2017). *Historisk utvikling i vannkvalitet - Paleolimnologiske undersøkelser i Tunevannet*. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). 76 s.
- Riise, G., Krogstad, T., Blakar, I., Gjengedal, E., Haaland, S., Kristiansen, J., Naas, K., Reirerstad, T., Å, Romarheim, A., T, Rotsinda, J., et al. (2010). Akkumulering av næringsstoffer og spormetaller i Årungens sedimenter. Sedimentenes betydning som fosforkilde, 2/2010. Ås: Institutt for plante- og miljøvitenskap, UMB. 23 s.
- Riise, G., Krogstad, T. & Rohrlack, T. (2013). Årungens trofiutvikling og eksponering for miljøgifter. Endringer med tiden studert ved sedimentanalyser, 2/2013. Ås: Institutt for plante- og miljøvitenskap, UMB. 24 s.
- Rognerud, S., Fjeld, E. & Løvik, J. E. (1999). Landsomfattende undersøkelse av metaller i innsjøsedimenter, 759/99: Norsk Institutt for vannforskning (NIVA). 73 s.
- Sansalone, J. & Buchberger, S. (1997). Characterization of solid and metal element distributions in urban highway stormwater. *Water Science and Technology*, 36 (8-9): 155-160.
- Satens vegvesen. (2017). *Vegkart*: Statens vegvesen. Tilgjengelig fra:
[https://www.vegvesen.no/vegkart/vegkart/#kartlag:geodata/hva:\(~\(id:106,filter:\(~\),far ge:'0 0\)\)/@312929,6599209,11/vegobjekt:178245840:58b02c:106](https://www.vegvesen.no/vegkart/vegkart/#kartlag:geodata/hva:(~(id:106,filter:(~),far ge:'0 0))/@312929,6599209,11/vegobjekt:178245840:58b02c:106) (lest 20.10.2017).
- Saunes, H. & Værøy, N. (2016). Undersøkelse av vegnære innsjøer i Norge. Vannkjemiske undersøkelser - 2015/2016, 344: Statens vegvesens rapporter. 90 s.
- Saunes, H. & Værøy, N. (2017). Undersøkelse av vegnære innsjøer i Norge. Vannkjemiske og biologiske undersøkelser 2016, 565: Statens vegvesens rapporter. 51 s.
- Schaller, T., Moor, H., C & Wehrli, B. (1997). Sedimentary profiles of Fe, Mn, V, Cr, As and Mo as indicators of benthic redox conditions in Baldeggersee. *Aquatic Sciences*, 59 (4): 345–361.
- Schartau, A. K., Fjellheim, A., Walseng, B., Skjelkvåle, B. L., Framstad, E., Halvorsen, G. A., Bruteig, I. E., Røsborg, I., Kålås, J. A., Nordbakken, J. F., et al. (2012). Overvåking av langtransporterte forurensninger 2011. Sammendragsrapport, TA-2933/2012. Oslo: Klima- og forurensningsdirektoratet 96 s.
- Schipper, P. N. M., Comans, R. N. J., Dijkstra, J. J. & Vergouwen, L. (2007). Runoff and windblown vehicle spray from road surfaces, risks and measures for soil and water. *Water Science and Technology*, 55 (3): 87-96.

- Schmedling, T. (2008). *Vegen frem til E6 & E18 i Østfold*: Statens vegvesen. 96 s.
- Sivertsen, Å., Skoglund, M. R. & Jensen, M. (2016). Mengderapportering vinteren 2015/2016, 419: Statens Vegvesens rapporter. 44 s.
- Skjelkvåle, B. L., Lydersen, E., Fjeld, E., Andersen, T., Røyseth, O. & Henriksen, A. (1999). *Tungmetaller i norske innsjøer – et miljøproblem?*: Norsk Institutt for vannforskning (NIVA). Tilgjengelig fra: https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/1999_30668.pdf (lest 18.01.2018).
- Smol, J. P. (2008). *Pollution of Lakes and Rivers. A Paleoenvironmental Perspective*. 2 utg. USA: Blackwell publishing 362 s.
- Snilsberg, P., Roseth, R. & Amundsen, C., E. (2002). Naturbaserte behandlingsanlegg for vegavrenning : undersøkelse av rensegrad og anleggsfunksjon for tre anlegg på ny E6 Korsegården-Vassum i Ås kommune i 2000 og 2001, 13/02 Ås: Jordforsk. Senter for jordfaglig miljøforskning. 53 s.
- Statens vegvesen. (2012a). E18 Riksgrensen-Ørje og lokalvegnett Braarudveien Ås. Planbeskrivelse detaljreguleringsplaner med konsekvensutredning, 122570/2 Statens vegvesen Region øst. 133 s.
- Statens vegvesen. (2012b). E18 Riksgrensen-Ørje. Forslag til planprogram for reguleringsplan med konsekvensutredning. , 122570/1: Statens vegvesen Region Øst. 54 s.
- Statens vegvesen. (2015). *Strategi for vinterdrift*. Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/fag/veg+og+gate/Drift+og+vedlikehold/Vinterdrift/Strategi+vinterdrift> (lest 20.10.2017).
- Søndergaard, M., Jensen, J. P. & Jeppesen, E. (2003). Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 503 (1-3): 135-145.
- Telle, K. & Brekke, K. A. (2001). Viser reduserte blyutslipp at økonomisk vekst er bra for miljøet? : 31-36. Tilgjengelig fra: <https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/178774>.
- Traaen, T. S., Rognerud, S. & Henriksen, A. (1990). Forsuring og tungmetallforurensning i små vassdrag i Sør-Varanger. Undersøkelser i 1989, 0-89076. Oslo: Norsk institutt for vannforskning (NIVA). 29 s.
- Vaa, T. & Sakshaug, K. (2007). Salting av veier. En kunnskapsoversikt, 2493. Oslo: Vegdirektoratet. 44 s.
- Van Metre, P. C., Wilson, J. T., Fuller, C. C., Callender, E. & Mahle, B. J. (2004). Collection, Analysis, and Age-Dating of Sediment Cores From 56 U.S. Lakes and Reservoirs Sampled by the U.S. Geological Survey, 1992–2001, 2004-5184. 180 s.
- Vegas-Vilarrúbia, T., Corella, J. P., Pérez-Zanón, N., Buchaca, T., Trapote, M. C., López, P., Sigró, J. & Rull, V. (2018). Historical shifts in oxygenation regime as recorded in the laminated sediments of lake Montcortès (Central Pyrenees) support hypoxia as a continental-scale phenomenon. *Science of the Total Environment*, 612: 1577-1592.
- Wethal, A. (2001). *Fra kjerre- til motorvei*: Statistisk sentralbyrå (SSB). Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/transport-og-reiseliv/artikler-og-publikasjoner/fra-kjerre-til-motorvei> (lest 3.10.2017).
- Wiik, H., T. & Johansen, P. (2015). *Legendariske veier. Riksveiene som ble til E18. Fra Ørje til Drammen*: Bok Circus Forlag. 124 s.

- Wike, K. J. (2006). *Effekter av vegsalt på vannkjemien i et grunnvannspåvirket tjern på Gardermoen*. Ås: Universitetet for miljø- og biovitenskap. 94 s.
- Wollan, A. K., Schartau, A. K., Fjellheim, A., Walseng, B., Skjelkvåle, B. L., Framstad, E., Halvorsen, G. A., Halvorsen, G., Bratli, H., Bruteig, I. E., et al. (2009). Overvåkning av langtransporterte forurensninger 2008. Sammendragsrapport, TA-2527/2009. Oslo: Statens forurensningstilsyn (SFT). 89 s.
- Zhao, S., Shi, X., Li, C., Zhang, H. & Wu, Y. (2014). Seasonal variation of heavy metals in sediment of Lake Ulansuhai, China. *Chemistry and Ecology*, 30 (1): 1-14.
- Økland, J. & Økland, K. A. (1995). *Vann og vassdrag 1. Ressurser og problemer*. Norway: Vett & Vitten AS.
- Økland, J. & Økland, K. A. (2006). *Vann og vassdrag 3. Kjemi, fysikk og miljø*, b. 2 utg. Norway: Vett & Vitten AS.
- Åstebøl, S. O., Kjølholt, J., Hvitved-Jacobsen, T., Berg, G. & Saunes, H. (2012). Beregning av forurensning fra overvann. Oslo: COWI. 68 s.

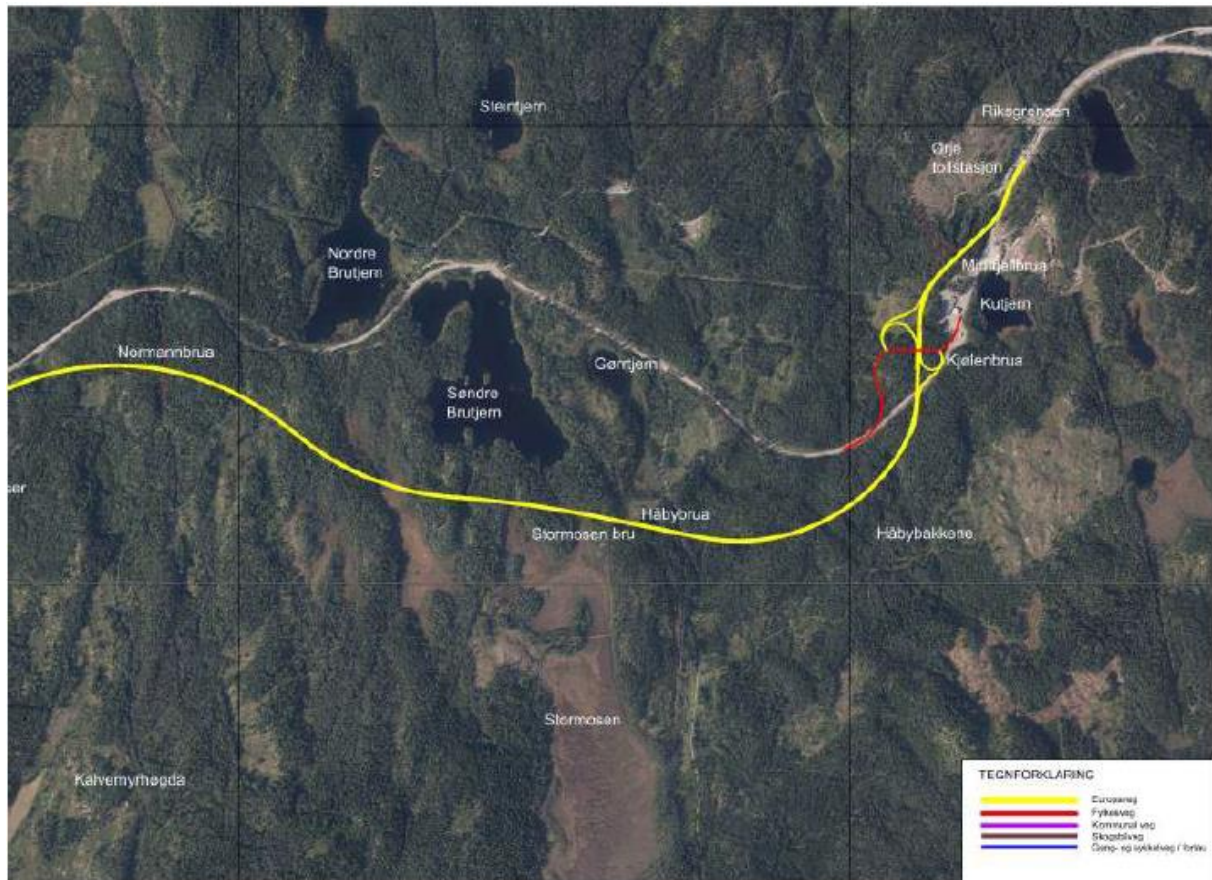
8. Vedlegg

Vedlegg 1. Riksvei 6 og E18 Ørje-Riksgrensen



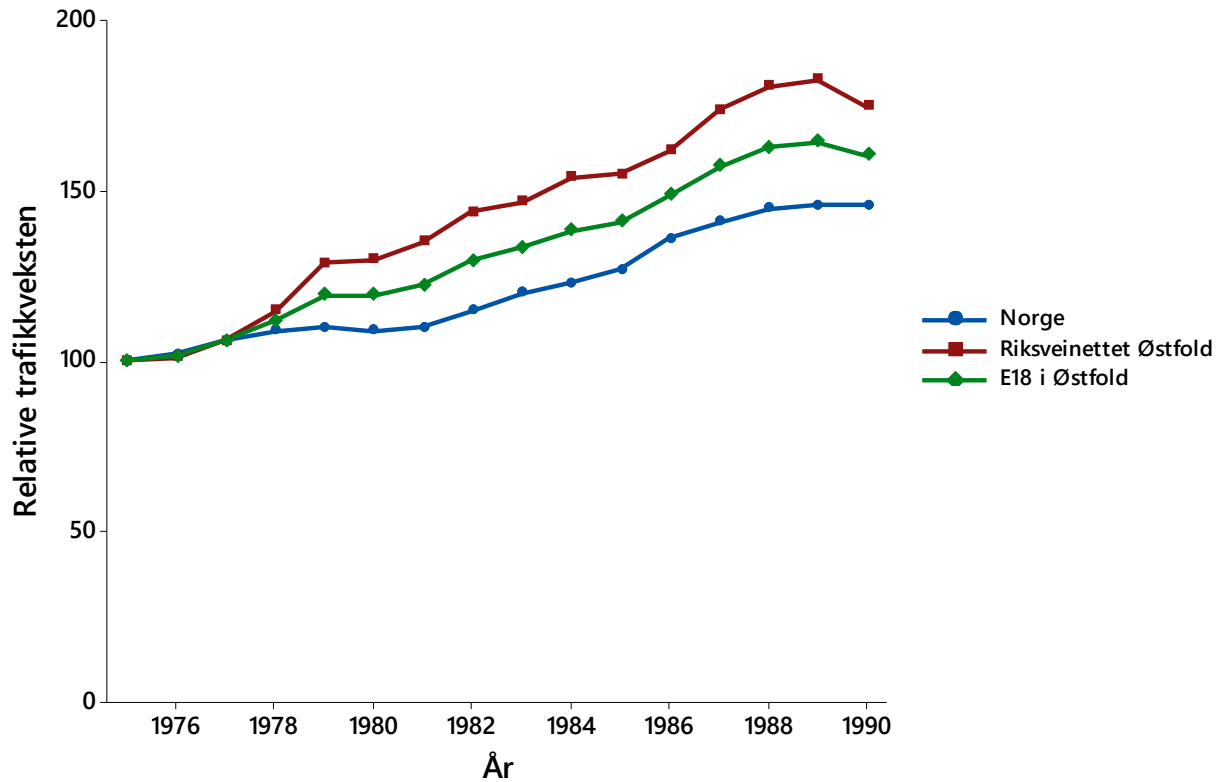
Figur 1: Flyfoto viser riksvei 6 (tidligere kalt nye kongeveien fra 1887) som ble brukt fram til 1959 (rød pil) og den gamle E18 Riksgrensen – Ørje (tidligere kalt ny riksvei 6) fra 1959 (blå pil). Riksvei 6 ble i 1959 flyttet og utvidet, svingene ble rettet ut og veien fikk navnet ny riksvei 6 før den i 1965 ble en del av E18 (Google Maps 2017).

Vedlegg 2. Ny trasse E18 Riksgrensen – Ørje



Figur 2: Nytt veitrase E18 Riksgrensen – Ørje sør for Søndre Brutjern (gule strekken) i Marker kommune. Gamle E18 Riksgrensen – Ørje (hvite strekken). Den nye tofelts Europaveien åpner høsten 2017 og vil gå forbi skog og Stormosen sør for Søndre Brutjern, forbi Kuttjern og videre til Sverige (Statens vegvesen 2012a).

Vedlegg 3. Relative trafikkveksten (1976-1990)



Figur 3: Relative trafikkveksten på landsbasis, på riksveinettet i Østfold og på E18 i Østfold i perioden 1975-1990 (Arnesen pers. medd. 2017). Den relative trafikkveksten for E18 er et vektet gjennomsnittet av landet som helhet og Østfold.

Vedlegg 4. Saltdata (2010-2016)

Tabell 1: Totalt saltmengder (tonn) brukt på riksveier- og fylkesveier i Østfold nord i perioden 2010-2016, og totalt saltmengder (tonn) brukt på riksveier- og fylkesveier i Østfold nord etter strategi bar vei og strategi vintervei i perioden 2012-2016. Det er uvisst hvor mye salt som har blitt brukt etter strategi bar vei og vintervei i Østfold nord i perioden 2010-2012 (Lerfaldet pers. medd. 2017).

<i>Vintersesong</i>	<i>Totalt saltmengder (Tonn)</i>	<i>Tonn/km</i>	<i>Bar vei (Tonn)</i>	<i>Vintervei (Tonn)</i>
2010/2011	25 660	-	-	-
2011/2012	11 817	19,2	-	-
2012/2013	14 315	25,2	12 984	1 279
2013/2014	13 343	22,8	10 197	3 145
2014/2015	14 683	19,2	9 524	5 160
2015/2016	16 170	19,3	10 419	5 750

Vedlegg 5. Deteksjonsgrense og kvantifiseringsgrense

<i>Grunnstoff</i>	<i>Na</i>	<i>Mg</i>	<i>Al</i>	<i>S</i>	<i>K</i>
<i>Enhent</i>	<i>g/kg</i>	<i>g/kg</i>	<i>g/kg</i>	<i>g/kg</i>	<i>g/kg</i>
	<i>tørrstoff</i>	<i>tørrstoff</i>	<i>tørrstoff</i>	<i>tørrstoff</i>	<i>tørrstoff</i>
<i>Detensjon, LOD (w/V) og (w/w)</i>	0,00233284	0,00067421	0,00065698	0,003976442	0,005425572
<i>Kvantifikasjon, (w/V) og (w/w)</i>	0,00777614	0,00224738	0,00218992	0,013254808	0,018085239

<i>Grunnstoff</i>	<i>Cr</i>	<i>Mn</i>	<i>Fe</i>	<i>Ni</i>	<i>Cu</i>	<i>Zn</i>
<i>Enhent</i>	<i>mg/kg</i>	<i>mg/kg</i>	<i>g/kg</i>	<i>mg/kg</i>	<i>mg/kg</i>	<i>mg/kg</i>
	<i>tørrstoff</i>	<i>tørrstoff</i>	<i>tørrstoff</i>	<i>tørrstoff</i>	<i>tørrstoff</i>	<i>tørrstoff</i>
<i>Detensjon, LOD (w/V) og (w/w)</i>	0,129859564	0,035442261	0,001202598	0,472251075	0,42371953	0,09557488
<i>Kvantifikasjon, (w/V) og (w/w)</i>	0,432865215	0,11814087	0,004008661	1,574170249	1,41239845	0,31858293

<i>Grunnstoff</i>	<i>Cd</i>	<i>Pb</i>
<i>Enhent</i>	<i>mg/kg</i>	<i>mg/kg</i>
	<i>tørrstoff</i>	<i>tørrstoff</i>
<i>Detensjon, LOD (w/V) og (w/w)</i>	0,01521511	0,16740132
<i>Kvantifikasjon, (w/V) og (w/w)</i>	0,00396112	0,55800439

Vedlegg 6. Datamaterialet for Søndre Brutjern (B)

Prøve nr	Innsjø	Na g/kg	Mg g/kg	Al g/kg	S g/kg
1	B	11	3,1	18	11
2	B	7,7	2,0	17	15
3	B	6,8	1,8	16	15
4	B	4,7	2,4	19	17
5	B	3,8	2,4	20	25
6	B	3,7	2,3	20	27
7	B	3,6	2,0	18	29
8	B	2,9	2,0	19	29
9	B	3,0	2,3	21	23
10	B	3,3	3,6	24	19
11	B	2,6	3,8	25	14
12	B	2,5	2,2	22	11
13	B	2,7	1,6	20	10
14	B	2,6	1,4	19	11
15	B	2,5	1,5	19	9,8
16	B	2,9	1,6	22	8,0
17	B	2,6	2,0	23	7,3
18	B	2,5	2,1	24	6,1
19	B	2,7	1,8	24	5,7
20	B	2,5	1,8	22	5,3
21	B	2,5	1,6	22	5,2
22	B	2,3	1,4	21	5,1
23	B	2,4	1,3	20	4,6
24	B	2,0	1,9	23	4,6
25	B	2,1	1,5	22	4,6
26	B	2,2	1,4	22	4,6
27	B	2,3	1,3	22	4,9
28	B	2,2	1,2	21	5,0
29	B	2,2	1,2	19	4,2
30	B	2,3	1,2	20	4,4

Prøve nr	Innsjø	K g/kg	Cr mg/kg	Mn mg/kg	Fe g/kg
1	B	2,4	24	760	55
2	B	1,8	22	690	57
3	B	1,5	22	610	54
4	B	1,9	25	550	53
5	B	2,0	26	510	57
6	B	2,0	36	500	59
7	B	1,7	29	470	57
8	B	1,8	36	460	56
9	B	2,0	43	490	57
10	B	2,8	41	530	59
11	B	2,7	35	550	54
12	B	1,9	30	480	45
13	B	1,4	25	460	40
14	B	1,1	21	440	40
15	B	1,2	21	450	39
16	B	1,4	22	480	42
17	B	1,7	24	490	42
18	B	1,9	23	480	40
19	B	1,6	21	470	37
20	B	1,5	21	460	35
21	B	1,3	20	500	35
22	B	1,0	20	480	33
23	B	0,90	17	460	31
24	B	1,6	20	490	32
25	B	1,1	20	480	31
26	B	0,95	19	470	30
27	B	0,83	19	500	32
28	B	0,80	18	470	31
29	B	0,87	18	440	29
30	B	0,83	19	460	32

Prøve nr	Innsjø	Ni mg/kg	Cu mg/kg	Zn mg/kg	Cd mg/kg	Pb mg/kg
1	B	24	56	180	1,2	130
2	B	27	61	230	1,5	160
3	B	35	63	300	2,2	150
4	B	39	70	330	2,7	180
5	B	38	69	290	2,4	210
6	B	32	68	290	2,3	240
7	B	33	66	270	2,3	290
8	B	32	66	310	2,6	380
9	B	36	67	330	2,6	440
10	B	35	66	300	2,2	370
11	B	34	61	280	2,3	360
12	B	27	51	280	2,5	370
13	B	23	44	260	2,6	390
14	B	19	42	270	2,5	400
15	B	21	39	220	2,1	360
16	B	23	35	200	1,7	320
17	B	20	33	180	1,2	260
18	B	20	30	140	0,82	230
19	B	17	30	130	0,57	220
20	B	18	28	110	0,45	210
21	B	16	30	110	0,4	190
22	B	18	30	100	0,38	180
23	B	14	28	89	0,36	190
24	B	14	30	97	0,34	210
25	B	14	29	77	0,35	200
26	B	16	29	79	0,37	200
27	B	14	32	100	0,39	180
28	B	20	29	100	0,33	150
29	B	16	26	91	0,35	130
30	B	15	27	110	0,38	140

Vedlegg 7. Datamaterialet for Kutjern (K)

Prøve nr	Innsjø	Na g/kg	Mg g/kg	Al g/kg	S g/kg
1	K	6,4	9,4	34	7,2
2	K	4,5	12	43	10
3	K	5,0	9,2	36	13
4	K	4,2	9,1	39	13
5	K	5,1	6,3	28	19
6	K	4,1	8,4	36	18
7	K	3,8	11	47	13
8	K	4,2	6,3	29	17
9	K	3,9	1,3	10	18
10	K	5,3	1,2	10	11
11	K	5,0	1,1	9,9	6,7
12	K	5,1	1,1	10	6,0
13	K	5,6	0,93	9,3	5,0
14	K	5,3	0,99	9,7	5,3
15	K	5,0	0,94	9,2	5,5
16	K	4,6	0,93	9,3	5,8
17	K	4,3	0,90	8,8	5,4
18	K	4,7	0,84	8,5	5,3
19	K	4,0	0,79	8,4	5,2
20	K	3,8	0,82	9,2	5,2
21	K	3,3	0,74	8,1	4,2
22	K	4,4	0,83	9,4	4,7
23	K	4,3	0,84	9,3	4,6
24	K	4,4	1,0	10	4,8
25	K	4,3	0,95	10	4,7
26	K	2,9	0,55	7,5	3,3
27	K	4,0	0,91	12	5,1
28	K	3,6	0,81	11	5,1
29	K	3,6	0,87	11	5,3
30	K	3,9	0,95	12	6,0

Prøve nr	Innsjø	K g/kg	Cr mg/kg	Mn mg/kg	Fe g/kg
1	K	10	45	430	31
2	K	11	52	520	40
3	K	10	49	430	36
4	K	9,9	52	430	37
5	K	7,0	43	350	34
6	K	9,4	51	420	40
7	K	13	67	540	47
8	K	7,4	38	390	34
9	K	1,1	13	220	19
10	K	0,92	10	290	13
11	K	0,82	8,5	290	9,2
12	K	0,78	8,8	300	8,9
13	K	0,69	7,6	310	8,2

14	K	0,67	8,3	330	8,5
15	K	0,68	7,6	320	8,1
16	K	0,64	7,8	330	8,4
17	K	0,59	7,3	320	8,0
18	K	0,56	7,4	330	7,8
19	K	0,55	6,8	330	7,6
20	K	0,52	7,1	350	8,0
21	K	0,46	6,4	310	7,1
22	K	0,53	8,2	370	8,3
23	K	0,53	8,2	370	8,0
24	K	0,66	9,0	380	8,9
25	K	0,65	8,8	370	8,7
26	K	0,35	5,7	270	5,5
27	K	0,53	9,6	430	9,8
28	K	0,50	9,6	420	9,1
29	K	0,57	9,3	440	9,1
30	K	0,62	9,8	460	9,8

Prøve nr	Innsjø	Ni mg/kg	Cu mg/kg	Zn mg/kg	Cd mg/kg	Pb mg/kg
1	K	29	110	460	2,0	59
2	K	33	94	330	1,5	53
3	K	33	110	360	2,0	89
4	K	33	93	330	1,7	100
5	K	28	110	380	2,6	170
6	K	33	89	290	1,7	160
7	K	40	76	230	1,3	130
8	K	25	50	190	1,6	120
9	K	14	44	190	2,1	170
10	K	11	34	120	1,1	200
11	K	8,6	28	53	0,48	170
12	K	8,0	25	47	0,38	150
13	K	7,0	21	37	0,34	160
14	K	8,2	21	53	0,36	170
15	K	9,2	23	44	0,30	140
16	K	9,5	28	42	0,30	110
17	K	8,0	25	34	0,23	89
18	K	9,3	24	37	0,25	92
19	K	8,0	25	39	0,24	94
20	K	8,1	23	29	0,22	80
21	K	7,0	20	21	0,19	67
22	K	7,9	21	28	0,22	71
23	K	7,6	22	24	0,23	69
24	K	8,3	22	42	0,25	72
25	K	9,8	20	41	0,28	93
26	K	9,4	14	38	0,22	78
27	K	14	25	73	0,34	150
28	K	13	25	81	0,33	130
29	K	13	27	77	0,34	140
30	K	10	32	69	0,33	120

Vedlegg 8. Principal component analysis (PCA) – Søndre Brutjern

Eigenanalysis of the Correlation Matrix

Eigenvalue	8,3906	2,4344	1,4189	0,3156	0,1589	0,0955	0,0601	0,0540	0,0350	0,0178
Proportion	0,645	0,187	0,109	0,024	0,012	0,007	0,005	0,004	0,003	0,001
Cumulative	0,645	0,833	0,942	0,966	0,978	0,986	0,990	0,994	0,997	0,999
Eigenvalue	0,0115	0,0063	0,0016							
Proportion	0,001	0,000	0,000							
Cumulative	0,999	1,000	1,000							

Vedlegg 9. Principal component analysis (PCA) – Kutjern

Eigenanalysis of the Correlation Matrix

Eigenvalue	9,6066	1,6140	0,9003	0,5875	0,1359	0,0950	0,0329	0,0128	0,0084	0,0029
Proportion	0,739	0,124	0,069	0,045	0,010	0,007	0,003	0,001	0,001	0,000
Cumulative	0,739	0,863	0,932	0,978	0,988	0,995	0,998	0,999	0,999	1,000
Eigenvalue	0,0020	0,0013	0,0004							
Proportion	0,000	0,000	0,000							
Cumulative	1,000	1,000	1,000							

Vedlegg 10. Klimadata

År	Årsmiddeltemp	År	Årsmiddeltemp	År	Årsmiddeltemp
1880	5,1	1930	6,5	1981	4,7
1881	3,5	1931	4,7	1982	5,9
1882	5,5	1932	6,3	1983	6,5
1883	4,9	1933	6,0	1984	6,2
1884	5,4	1934	7,3	1985	3,4
1885	4,5	1935	6,1	1986	4,5
1886	4,6	1936	5,8	1987	3,5
1887	5,4	1937	5,7	1988	5,8
1888	3,6	1938	6,9	1989	7,0
1889	5,7	1939	6,1	1990	7,3
1890	5,3	1940	4,1	1991	6,1
1891	4,8	1941	3,8	1992	6,6
1892	4,2	1942	3,9	1993	5,7
1893	4,4	1943	6,3	1994	5,8
1894	5,9	1944	5,9	1995	5,8
1895	4,3	1945	6,1	1996	4,6
1896	5,6	1946	5,5	1997	6,8
1897	5,4	1947	4,9	1998	6,0
1898	5,4	1948	5,6	1999	6,3
1899	5,4	1949	7,1	2000	7,2
1900	4,5	1950	5,5	2001	5,4
1901	5,4	1951	5,6	2002	6,2
1902	3,8	1952	4,4	2003	5,8
1903	5,2	1953	6,4	2004	6,5
1904	4,8	1954	5,0	2005	6,8
1905	5,5	1955	5,1	2006	6,9
1906	5,9	1956	4,3	2007	6,7
1907	4,8	1957	5,3	2008	7,1
1908	5,5	1958	4,4	2009	5,9
1909	4,4	1959	6,3	2010	3,7
1910	5,8	1960	5,1	2011	6,6
1911	6,3	1961	6,1	2012	5,9
1912	5,1	1962	4,2	2013	6,0
1913	6,1	1963	4,0	2014	7,7
1914	6,4	1964	5,1	2015	7,1
1915	3,6	1965	4,2	2016	6,7
1916	5,5	1966	4,0		
1917	4,2	1967	5,5		
1918	5,6	1968	4,7		
1919	4,3	1969	4,9		
1920	5,7	1970	4,3		
1921	5,9	1971	6,1		
1922	4,6	1972	5,8		
1923	4,6	1973	6,1		
1924	5,3	1974	6,8		
1925	5,3	1975	7,0		
1926	5,3	1976	5,5		
1927	4,6	1977	5,3		
1928	4,8	1978	4,8		
1929	4,9	1979	4,2		
1930	6,5	1980	4,8		

Kilde: Årsmiddeltemperatur i Ås (1880-2016) er innhentet ved Feltstasjon for bioklimatiske studier- Bioklim, ved NMBU i Ås (Kroken pers. medd. 2017).

År	Årsnedbør	År	Årsnedbør	År	Årsnedbør	År	Årsnedbør
1883	634,1	1927	1082,5	1971	731,5	2015	975,3
1884	677,3	1928	889,7	1972	764,9	2016	697,3
1885	733,7	1929	741,5	1973	739,1		

1886	695,5	1930	924,5	1974	963,4
1887	897,4	1931	627,6	1975	732,5
1888	943,5	1932	782,6	1976	597,5
1889	629,5	1933	578,5	1977	795
1890	841,5	1934	869,5	1978	588,2
1891	801,5	1935	971	1979	872,2
1892	654,5	1936	677,3	1980	743,3
1893	761,5	1937	646	1981	818,8
1894	884,5	1938	780,4	1982	886,9
1895	728,5	1939	743,7	1983	696,2
1896	737,2	1940	594,5	1984	849,2
1897	864,7	1941	512	1985	936,1
1898	806,8	1942	640,2	1986	899,6
1899	706,9	1943	736,2	1987	923,4
1900	734,5	1944	873,4	1988	1012,6
1901	520,5	1945	675,8	1989	729
1902	738,2	1946	937,2	1990	850,2
1903	864,2	1947	420,4	1991	649,7
1904	623,5	1948	966	1992	818,1
1905	679,4	1949	990,7	1993	750,9
1906	693,3	1950	932,5	1994	798,4
1907	869,5	1951	923	1995	801,2
1908	685	1952	638,1	1996	737,4
1909	1071,4	1953	884,7	1997	741
1910	863,4	1954	1003,1	1998	963,4
1911	668,6	1955	577,4	1999	1274,3
1912	814,1	1956	646,9	2000	1333,2
1913	619,7	1957	793,9	2001	941,6
1914	583,9	1958	689,9	2002	849,3
1915	626,4	1959	692	2003	757,8
1916	832	1960	815,4	2004	955,9
1917	777,2	1961	886,2	2005	765,5
1918	669,7	1962	1150,5	2006	1116,3
1919	595,7	1963	849,8	2007	1077,2
1920	894,3	1964	807,2	2008	1103,5
1921	567,9	1965	921,7	2009	1078
1922	666,4	1966	888,5	2010	772,7
1923	801,6	1967	1078,5	2011	1061,4
1924	923,9	1968	774,7	2012	982,6
1925	719,6	1969	649,2	2013	870,3
1926	761,1	1970	751	2014	1091,2

Kilde: Nedbørsmålinger (1883-2016) er hentet fra feltstasjon nr 1950 i Ørje. Data er innhentet fra databasen til Meteorologisk institutt (eKlima u.å).



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway