

Forord

"Miljøstatus i Årungen studert ved ^{137}Cs -datering og sedimentanalyser av karbon, nitrogen, fosfor, svovel, kobber, jern, mangan, sink og bly" er min mastergradsoppgave ved institutt for plante- og miljøvitenskap ved universitetet for miljø- og biovitenskap i Ås. Oppgaven tilhører PURA-prosjektet, "Årungen trofiutvikling og eksponering for miljøgifter – endringer med tiden – "referansetilstand" studert ved sedimentanalyser". Masteroppgaven er en videreføring av PURA-prosjektene, "Sedimentenes betydning som P-kilde i Årungen" og "Akkumulering av miljøgifter i innsjøsedimenter – betydning av arealbruk og sedimentegenskaper for miljøstatus". Disse prosjektene ble avsluttet i juni 2010 og undersøkelsene er beskrevet i masteroppgaver ved universitetet for miljø- og biovitenskap.

Først ønsker jeg å takke førsteamanuensis-emeritus Inggard A. Blakar, som kom med ideen til denne masteroppgaven i juni 2009. Hovedveileder professor Tore Krogstad takkes for imøtekommenhet, engasjement, nyttige faglige innspill og drøftelser. Hovedveileder professor Gunnhild Riise takkes for deltagelse under feltarbeidet i Årungen sommeren 2010 og faglige innspill.

Takk til alle som har bidratt i forbindelse med laboratoriearbeid og analyser ved institutt for plante- og miljøvitenskap: professor Deborah H. Oughton, førsteamanuensis Elin Gjengedal, avdelingsingeniør Solfrid Lohne, overingeniør Karl Andreas Jensen, avdelingsingeniør Irene Eriksen Dahl og ingeniør Kurt R. Johansen.

Takk til overingeniør Johnny Kristiansen som i tillegg til laboratoriearbeid ved institutt for plante- og miljøvitenskap deltok under feltarbeidet i Årungen sommeren 2010.

Takk til ansatte ved Landbrukskontoret i Follo for informasjon og lån av rapporter.

Ansatte ved hovedbiblioteket ved universitetet for miljø- og biovitenskap takkes for god service.

Takk til alle som konstruktivt har medvirket til realiseringen av min mastergradsoppgave.

Ås, 17. april 2013

Turid Snuggerud

Sammendrag

Eutrofiering er en sammensatt dynamisk prosess i en innsjø og involverer en rekke kjemiske stoffer. Spesielt fosfor er av avgjørende betydning som vekstbegrensende faktor for alger. Innsjøen er imidlertid påvirket av prosesser relatert til klima og nedbørfelt. Sedimentet i en innsjø vil gjenspeile den historiske utviklingen i innsjøen og aktiviteten i nedbørfeltet.

Inneværende sedimentundersøkelse fra dypområdet av Årungen i Akershus har gitt økt innsikt i endringer i miljøbelastningen til innsjøen med tiden. Omlegging i jordbruksdrift i Årungen nedbørfelt siden 1939 fra engdyrking og husdyrhold til ensidig kornproduksjon og bruk av mineralgjødsel, har gitt økt sedimentering i innsjøen. Innsjøens sedimenteringshastighet ble beregnet til 7,5 mm/år og er gjort på grunnlag av ¹³⁷Cs-datering av sedimentet. Analyser av tørrstoff, vanninnhold, total karbon, total nitrogen, total fosfor, total svovel, total kobber, total jern, total mangan, total sink, total kadmium, total kobolt, total krom og total bly, har fremskaffet et sedimentarkiv for innsjøen. Arkivet gjenspeiler den gradvis tiltakende selektive erosjonen som har forløpt i forbindelse med overgangen fra engdyrking til erosjonsutsatte kornområder i nedbørfeltet. Sedimentarkivet viste økende konsentrasjonsnivå for innhold av total fosfor og metallene total kobber, total jern, total mangan, total sink og total bly fra 1950 og frem mot erosjonsmaksimum på 1980-tallet. Beregnet nivå av total fosfor i tiåret 1940-1950 var 1,5 g/kg tørrstoff og maksimalverdi for total fosfor i tiåret 1960-1970 var 2,6 g/kg tørrstoff. Metallene var assosiert med organisk materiale i sedimentet.

Klima kan ha hatt økt effekt på erosjon i Årungen nedbørfelt spesielt siden 1980-tallet. Sporadiske endringer i sedimentet etter 1990 kan indikere en episodisk gjentakende mekanisme med hensyn til anaerobt miljø. Selektiv erosjon kan være årsak til hendelsen i kombinasjon med værvariasjoner.

Miljøstatus i sedimentet i Årungen per tiåret 2000-2010 tilsvarte første fase av eutrofieringsutviklingen. Nivået av total fosfor var 2,3 g/kg tørrstoff. Andre makronærings-, mikronærings- og sporstoffer lå generelt i overkant av referansenivå.

Statistiske tester har vist at en sedimentkjerne fra Årungen vil gi tilstrekkelig datagrunnlag ved bruk av de prosedyrer og metoder som er anvendt ved universitetet for miljø- og biovitenskap i forbindelse med sedimentundersøkelser.

Sedimentarkivet kan være nyttig som et sammenligningsgrunnlag for sedimentundersøkelser i andre innsjøer i regionen.

Abstract

Eutrophication is a complex dynamic process in a lake which involves various chemical components. Especially phosphorus is of importance as a growth limiting factor to algae. The lake composition is influenced by two main factors which are climate condition and catchment area. Therefore the sediment in a lake will reveal the historical changes in the lake and the activities in the catchment area.

In this study, collected sediment from deepest area of Årungen in Akershus, has increased our knowledge in changes of the environmental loads to the lake over the history. Since 1939, by the changing in agricultural activity around of Årungen's catchment area from meadow and livestock to cereal production and use of mineral fertilizer has led to accumulation of the sedimentation in the lake. The sedimentation rate was calculated to 7,5 mm/year and is based on ¹³⁷Cs-dating of the sediment. Analyses of dry weight, water content, total carbon, total nitrogen, total phosphorus, total sulphur, total copper, total iron, total manganese, total zinc, total cadmium, total cobalt, total chromium and total lead have provided a sediment archive of the lake. The sediment archive reflects a gradual increase in selective erosion which has proceeded in connection with the shift from meadow to cereal areas with high risk of erosion in the catchment. The archive exhibit an increasing concentration of total phosphorus and the metals (total copper, total iron, total manganese, total zinc, and total lead) from 1950 till 1980s which is the maximum point of erosion. Calculated concentration of total phosphorus between 1940-1950 was 1,5 g/kg dry weight and the maximum concentration of total phosphorus in the decade of 1960-1970 was 2,6 g/kg dry weight. The metals were associated with organic material in the sediment.

The climate may have an increasing effect on the erosion in the catchment of Årungen especially since the 1980s. Sporadic changes in the sediment after 1990 might indicate an episodic repeating mechanism regarding the anaerobic environment. Selective erosion may be the reason of the event in combination with variation of the climate. The environmental condition of Årungen sediment through 2000-2010 was corresponding to the first phase of the eutrophication development. The concentration of total phosphorus was 2,3 g/kg dry weight. Other makro-, mikro- and trace elements were above the concentration of the reference.

Statistic tests has exhibited that one sediment core of Årungen will be a sufficient data bases to the procedures and methods used at the Norwegian university of life sciences in connection with sediment studies. The sediment archive may be useful to do comparison for sediment investigations in other lakes of the region.

Definisjoner

Makronæringsstoffer er total karbon, total nitrogen, total fosfor og total svovel.

Mikronæringsstoffer er total kobber, total jern, total mangan og total sink.

Sporstoffer er total kadmium, total kobolt, total krom og total bly.

Metaller er total kobber, total jern, total mangan, total sink og total bly.

Tabeller

Tabell 1. Fire erosjonsklasser

Tabell 2. Delområder med bekker i Årungen nedbørfelt

Tabell 3. Totalt jordbruksareal og arealbruk i delområder

Tabell 4. Visuelle funn i kjerne A og B

Tabell 5. Paret T-test for kjerne A og B

Tabell 6. Sedimentarkiv for Årungen, 1940-2010

Tabell 7. Korrelasjonstabell for total karbon og metaller

Tabell 8. Korrelasjonstabell for total svovel og metaller

Figurer

Figur 1. Årungen med nedbørfelt, ortofoto

Figur 2. Arealbruk i Årungen nedbørfelt

Figur 3. Bekkesystem i Årungen nedbørfelt

Figur 4. Erosjonsrisiko i Årungen nedbørfelt

Figur 5. Dybdekart for Årungen

Figur 6. Innsamling av sedimentkjerne

Figur 7. Kjerne kuttet stativ

Figur 8. Karakterisering av sedimentkjerne A og B

Figur 9. Kjerne C vertikalt oppdelt, vått sediment

Figur 10. Vått sediment fra svart sone

Figur 11. Tilsetning av α -dipyridyl på kjerne C

Figur 12. Kjerne C vertikalt oppdelt, tørt sediment

Figur 13. Gjenfinning av ^{137}Cs fra Tsjernobyl-ulykken, 1986

Figur 14. ^{137}Cs datering, topp I (1963) og topp II (1986)

Figur 15. Tidsskala

Figur 16. Grafisk fremstilling av tørrstoff

Figur 17. Grafisk fremstilling av total karbon

Figur 18. Grafisk fremstilling av total nitrogen

Figur 19. Grafisk fremstilling av total fosfor

Figur 20. Grafisk fremstilling av total svovel

Figur 21. Grafisk fremstilling av total kobber

Figur 22. Grafisk fremstilling av total jern

Figur 23. Grafisk fremstilling av total mangan

Figur 24. Grafisk fremstilling av total sink

Figur 25. Grafisk fremstilling av total bly

Figur 26. Spredningsdiagram for total karbon og metaller

Figur 27. Spredningsdiagram for total svovel og metaller

Figur 28. Jordbruksareal i Frogn (a) og Ås (b)

Figur 29. Klima i Ås 1930-2010, årsmiddeltemperatur (a) og årlig nedbør (b)

Innholdsfortegnelse

Forord	II
Sammendrag	III
Abstract	IV
1. Innledning	1
2. Bakgrunn	3
2.1 Årungens forurensningshistorie	3
2.2 Tidligere undersøkelser av sedimentet i Årungen	5
2.2.1 Trofiutvikling i Årungen	5
2.2.2 Akkumulering i sedimentet	6
2.3 Nedbørfelt- og innsjøprosesser	8
2.3.1 Forurensningskilder	8
2.3.2 Jord- og næringsstofftap	9
2.3.3 Sedimentering og akkumulering i ferskvann	11
3. Material og metoder	12
3.1 Lokalitet	12
3.2 Felt- og forarbeid	18
3.2.1 Prøvetaking og lagring	18
3.2.2 Karakterisering og observasjoner	20
3.2.3 Sjikting, våtvekt og nedfrysning	21
3.2.4 Frysetørking og tørrvekt	22
3.2.5 Visuelle funn og homogenisering	23
3.2.6 Dekomponering	23
3.3 Kjemiske analyser og beregninger for kjerne A og B	25
3.3.1 Tørrstoff og vanninnhold	25
3.3.2 ¹³⁷ Cs-analysering	25
3.3.3 Total C og total N analyse	27
3.3.4 ICP	27
3.4 Statistiske analyser av kjerne A og B	28
3.4.1 Paret t-test	28
3.4.2 Sprednings- og korrelasjonsanalyse	28
3.5 Fremstillinger av resultat for kjerne A og B	29
3.5.1 Kronologisk sedimentarkiv	29
3.5.2 Tidsutvikling fra 1940 til 2010	30

3.6 Innsamling av historisk statistikk.....	30
3.6.1 Jordbruksdata fra Frogn og Ås fra 1939 til 2009	30
3.6.2 Klimadata fra Frogn og Ås 1930-2010	31
4. Resultat og diskusjon.....	32
4.1 Laboratorieobservasjoner og beregninger for kjerne A, B og C.....	32
4.1.1 Karakterisering av kjerne A og B.....	32
4.1.2 Våt- og tørrvekt for kjerne A og B	36
4.1.3 Visuelle funn i kjerne A og B.....	36
4.1.4 Vertikal deling av kjerne C.....	37
4.2 Paret T-test for kjerne A og B	41
4.3 ¹³⁷ Cs-datering.....	43
4.3.1 ¹³⁷ Cs-datering av kjerne A og B.....	43
4.3.2 Årlig sedimenteringshastighet.....	47
4.3.3 Tidsskala	48
4.4 Sedimentarkiv.....	53
4.5 Trender fra 1940-2010	57
4.5.1 Tørrstoff.....	58
4.5.2 Total karbon	61
4.5.3 Total nitrogen	66
4.5.4 Total fosfor	70
4.5.5 Total svovel.....	75
4.5.6 Total kobber	79
4.5.7 Total jern	83
4.5.8 Total mangan.....	87
4.5.9 Total sink	89
4.5.10 Total bly	93
4.6 Sprednings- og korrelasjonsanalyse	96
4.6.1 Spredningsanalyse.....	96
4.6.2 Korrelasjon	101
4.7 Omlegging fra eng til korn i Årungen nedbørfelt.....	103
4.8 Klimautvikling i Ås 1930-2010	107
5. Sammenstilling av diskusjon.....	110
5.1 Representative og ensartete sedimentkjerne	110
5.2 Miljøbelastning til Årungen	111

5.3 Selektiv erosjon fra Årungens nedbørfelt	113
5.4 Betydning av temperatur og nedbør.....	115
5.5 Miljøstatus i Årungens sediment.....	116
5.6 Metodeevaluering	119
6. Konklusjon	121
Litteratur.....	123

1. Innledning

Eutrofiering i marint miljø og ferskvann har vært et globalt og omdiskutert miljøproblem siden 1960-tallet (Smol 2008). Det har blitt lagt ned store ressurser på verdensbasis for å forstå økosystemets kompleksitet med hensyn til eutrofiering (Vollenweider 1971). Velkjent er fullskala- og langtidsforsøkene fra innsjøer i Canada med oppstart i 1967.

Ferskvannsøkosystemer fattig på karbon har blitt tilført nitrogen og fosfor for å studere årsakene til eutrofiering (Schindler 2006). Nitrogen og fosfor har blitt betraktet som de begrensende faktorene for algevekst henholdsvis i marin sjø (Schindler et al. 2008; Vollenweider 1971) og ferskvann (Faafeng et al. 1991; Vollenweider 1971).

Algekatastrofen i Nordsjøen i 1989 medførte restriksjoner i utslipp av næringsstoffer gjennom Nordsjøavtalen (St.meld. nr. 8 (1999-2000) 1999; Øygarden et al. 2006). Overgjødsling med næringsstoff, påfølgende algeoppblomstring og fiskedød i overflatevann er et resultat av menneskelig aktivitet i nedbørfeltet (Vollenweider 1971; Wetzel 2001). Utslipp fra punktkilder kan bli lokalisert og håndtert. Diffuse kilder fra jordbruksaktivitet er en utfordring for ferskvannsøkosystemer. Jordbrukspraksis vil medvirke til jord- og næringsstofftap (Pierzynski et al. 2005). Under gitte klimatiske forhold med erosjon og overflateavrenning fra jordbruksarealer vil partikler, nærings- og sporstoffer bli transportert til innsjøer og sedimentere i vannbassenget. Forurensningsstoffene vil virke forstyrrende for balansen i økosystemet (Wetzel 2001). Vannkvaliteten i overflatevann vil forringes og forurensningsstoff vil akkumulere med partikler i innsjøsedimentet (Pieterse et al. 2003). Nytt alloktont og autoktont avsetningsmateriale vil bli liggende kronologisk over eldre sediment i innsjøen (Jørgensen et al. 1997; Smol 2008). Sedimentet vil danne et historisk arkiv for aktiviteten i nedbørfeltet og innsjøen (Smol 2008). Undersøkelser av innsjøsediment vil gi økt innsikt i den historiske forurensningsutviklingen i en innsjø. Gjennom implementeringen av EUs vanndirektiv av 2000 (Vanndirektivet 2000) i Norge, er målsetningen å tilbakeføre vannforekomster til forventet naturtilstand og at alle vassdrag skal ha god økologisk status i løpet av 2021 (Borch et al. 2007).

Årungen er en eutrof innsjø i Akershus fylke. Innsjøen tilhører vannområdet Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget. Denne undersøkelsen har til hensikt å karakterisere miljøstatus i sedimentet i Årungen med hensyn til innsjøens eutrofiutvikling i løpet av de siste 70 år. ¹³⁷Cs-datering og visuelle observasjoner av to sedimentkjerner vil bli benyttet til å bestemme årlig sedimenteringshastighet i Årungen. Hovedmålet er å kvantifisere akkumuleringen av nærings- og sporstoffer i sedimentet gjennom tiden med grunnlag i

sedimentkjerner å om lag 60 cm lengde og forklare stoffutviklingen i sedimentet ut fra endringer i miljøbelastningen til innsjøen gjennom historien.

Diffus forurensning tilført Årungen fra jordbruksareal i nedbørfeltet er blitt vektlagt og hovedfokus har vært fosfor som den mest begrensende faktor for algevekst i Årungen. Med hensyn til innsjøens miljøbelastning gjennom tiden vil spesielt erosjon i forbindelse med endring i jordbrukspraksis være sentralt. I tillegg vil klimaets medvirkning bli studert.

I inneværende undersøkelse ønskes følgende hypoteser vurdert:

Hypotese I: Det vil ikke være ulikhet mellom to sedimentkjerner fra samme innsamlingspunkt i det sentralt dypeste området av Årungen med hensyn til målt innhold av analyseparametere.

Hypotese II: Endring i jordbrukspraksis gjennom tiden fra husdyrhold og areal med eng til ensidig kornproduksjon og bruk av mineralgjødsel i Årungen nedbørfelt, har gitt et dyrkingssystem som gir økt erosjon fra jordbruksareal til innsjøsediment.

Hypotese III: Tungmetaller i sedimentet i det sentralt dypeste området av Årungen vil være korrelert med organisk materiale.

Hypotese IV: Klima har hatt økt effekt på erosjon i Årungen nedbørfelt i løpet av omleggingsperioden innen jordbruket og frem til 2010.

To sedimentkjerner fra Årungen sentralt dypeste område vil bli analysert for innhold av cesium-137, tørrstoff, vann, makronæringsstoffer som total karbon (C), total nitrogen (N), total fosfor (P), total svovel (S), mikronæringsstoffer som total kobber (Cu), total jern (Fe), total mangan (Mn), total sink (Zn) (Aasen 1997; Havlin et al. 2005; Tveitnes 1993) og sporstoffer som total kadmium (Cd), total kobolt (Co), total krom (Cr) og total bly (Pb) (Aasen 1997).

Historisk statistikk fra jordbrukstillinger og klima i Frogn og Ås kommuner for perioden fra 1939 til 2010 vil bli innhentet, og statistiske tester vil bli utført for å vurdere ovennevnte hypoteser. Resultater fra inneværende undersøkelse vil bli sammenlignet med tidligere undersøkelser av sedimentet i Årungen i 1978 (Augustson et al. 1978; Skogheim 1978; Skogheim & Erlandsen 1984) og studier ved universitetet for miljø- og biovitenskap i 2010 (Riise et al. 2010).

På regionalt plan vil inneværende undersøkelse kunne gi et historisk innblikk i forurensningsutvikling i innsjøsediment knyttet til diffuse kilder fra jordbruksareal. Innsikt i sedimentet er av avgjørende betydning for forståelsen av dynamikken i en innsjø og nødvendig for god forvaltning av innsjøen.

2. Bakgrunn

2.1 Årungens forurensningshistorie

Ved utgangen av 1800-tallet var Årungen en mesotrof innsjø og miljøbelastningen fra nedbørfeltet var minimal. På grunn av et næringsrikt jordsmonn er Årungen opprinnelig naturlig produktiv. Innsjøen har vært selvrensende og innehatt god vannkvalitet. En fosforkonsentrasjon tilsvarende 7-8 µg/L er forventet med grunnlag i naturgitte betingelser (Borch et al. 2007).

På tidlig 1900-tall var gårdsdriften i Årungens nedbørfelt allsidig med husdyrhold, beiteområder og dyrkningsvekster (Borch et al. 2007). Frem til 1940 hadde de fleste gårdsbruk i Ås husdyr (Semb 1975). Husdyrholdet bestod blant annet av storfe, hest, sau, svin og høns (Det statistiske sentralbyrå 1940). I 1907 utgjorde arealer for eng og korn henholdsvis 59 % og 30 % av dyrkingsarealet i Ås. Arealet for potet økte gradvis frem til 1949 (Semb 1975). I tillegg ble det dyrket frukt, bær og grønnsaker (Det statistiske sentralbyrå 1940; Semb 1975). Nedbørfeltet var relativt lite befolket og Årungen var fri for kloakkutslipp. Tilførselen av fosfor var liten og innsjøprosessene klarte å balansere tilskuddet av næringsstoffer fra menneskelig aktivitet i nedbørfeltet (Borch et al. 2007).

Etter den andre verdenskrig økte innbyggertallet i Årungens nedbørfelt kraftig, og jordbruket ble mekanisert frem mot 1970. I løpet av 1950- og 1960-årene ble jordbruksdriften lagt om fra engdyrking til kornproduksjon (Dørum 2012; Rognerud 1993; Tveitnes 1993). Staten bevilget tilskudd blant annet til bygging av siloer, planering, grøfting og nydyrking. Den totale jordbruks-produksjonen i Årungens nedbørfelt forble uendret og kornarealene stabiliserte seg mot 1990-tallet. På 1980-tallet var husdyrholdet blitt sterkt redusert. I dag er gårdsdriften i Årungens nedbørfelt spesialisert og består hovedsakelig av ensidig korndyrking. Det er lite produksjon av grønnsaker, bær eller frukt og husdyrholdet er minimalt (Dørum 2012).

I Årungens nedbørfelt ble husdyrgjødsel hovedsakelig benyttet til avlingsvekst før 1880. Mindre mengder med mineralgjødsel ble etterhvert tilført avlingene i tillegg til husdyrgjødsel fra gårdene. Mineralgjødselforbruket økte raskt i perioden etter den andre verdenskrig (Tveitnes 1993). I forbindelse med dyrking ved Norges Landbrukshøgskole ble det i 1940 forbrukt mineralgjødsel tilsvarende 0,3 kg fosfor per dekar og 3,1 kg nitrogen per dekar jordbruksareal. Til sammenligning ble det i 1970 brukt 3,3 kg fosfor per dekar og 11,5 kg nitrogen per dekar (Semb 1975). Fosforbelastningen til Årungen økte betraktelig i løpet av 1950-tallet og innsjøen var kommet over i en eutrof tilstand (Borch et al. 2007). Fosfor er den

mest begrensende faktor med hensyn til algevekst i Årungen. I perioden fra 1962 til 1984 lå nivået av total fosfor mellom 127-400 µg/L i vannmassene (Borch et al. 2007).

I tillegg til tiltakende forurensninger fra jordbruket, ble innsjøen benyttet som resipient for urensset avløpsvann fra husholdninger og industri (Borch et al. 2007). Betydelige utslipp av organisk materiale ble tilført fra potetindustri i Storgravas nedbørfelt og Ås kommunale avfallsdeponi (Ensby 1984). Konsekvensen av forurensningene ble etter hvert forringet vannkvalitet med nedsatt siktedyp, oppblomstring av giftige blågrønnalger, episoder med oksygenmangel og fiskedød (Borch et al. 2007). Eutrofieringsprosessen forløp som angitt av Skogheim og Erlandsen (1984). Se kapittel 2.2 Tidligere undersøkelser av sedimentet i Årungen, for nærmere beskrivelse. I 1984 ble det rapportert om anaerobt miljø i Årungen hypolimnion i opptil 10 måneder av året. Tilstanden var forårsaket av oksygenkrevende nedbrytningsprosesser for organisk materiale i sedimentet (Ensby 1984).

Kloakksanering ble utført i Årungen nedbørfelt på slutten av 1970-tallet (Rognerud 1993). Vannforbedrende tiltak innen jordbruk ble iverksatt rundt 1980 og videreført gjennom 1990-tallet for å bedre situasjonen i Årungen (Borch et al. 2007). En merkbar rask forbedring av vannkvaliteten ble observert i Årungen i 1985 (Borch et al. 2007; Rognerud 1993). Da var konsentrasjonen av total fosfor mindre enn 50 µg/L. Tilførselen av fosfor til Årungen hadde avtatt betraktelig og fosfornivået forholdt seg relativt lavt frem til 2005 (Borch et al. 2007).

Fra 1991 ble tilskuddsordninger innført i jordbruket og tiltak ble spesielt rettet mot tap av erosjonspartikler og fosfor fra jordbruksareal med hensyn til eutrofieringen i Årungen. Blant hovedtiltakene var redusert jordarbeiding om høsten i form av å legge åker i stubb og lett høstharving. Videre ble det utført hydrotekniske tiltak, etablert fangdammer, vegetasjonssoner og grasdekte vannveier i Årungen nedbørfelt. Siden 1995/1996 har målsetningen vært å oppnå badevannskvalitet i Årungen, et siktedyp på minst 3 meter og en gjennomsnittlig konsentrasjon av total fosfor på mindre enn 15 µg P /L (Borch et al. 2007). Til tross for ytterligere mottiltak i Årungen nedbørfelt, har vannkvaliteten blitt dårligere i løpet av de siste tiår (Borch et al. 2007).

2.2 Tidligere undersøkelser av sedimentet i Årungen

2.2.1 Trofiutvikling i Årungen

Med grunnlag undersøkelser av sedimentkjerner i dypområdet av Årungen i 1978 (Augustson et al. 1978; Skogheim 1978; Skogheim & Erlandsen 1984), har Årungen trofiutvikling forløpt etter følgende beskrivelse:

Ved begynnelsen av 1900-tallet var Årungen en mesotrof innsjø. I etterfølgende tid gikk innsjøutviklingen gradvis i retning av en eutrof tilstand. Diatomer karakteriserende for mesotrofe betingelser avtok til fordel for alger som indikerte forurensede og eutrofe innsjøforhold. I perioden 1950-1960 kom innsjøen inn i første fase av eutrofieringen. Årsaken var moderate tilførsler av næringsstoffer fra jordbruket og utslipp av urensset kloakk. I løpet av perioden fra 1954 til 1978 var det en stadig økende næringsstofftilførsel fra forurensningskildene. Spesielt innholdet av total fosfor i Årungen sediment utviste en merkbar økning i tiden etter den andre verdenskrig. Diatomer med toleranse for ekstremt næringsrikt vann ble observert i perioden fra 1958 til 1978. Årungen kom inn i andre fase av trofiutviklingen og ble ført over i en hypereutrof tilstand rundt 1965. Karakteriserende for overgangen var rike algeforekomster av indikatorarter for svært eutroft miljø. Innsjøen hadde et høyt innhold av næringsstoffer, enorme algeoppblomstringer forekom (Skogheim & Erlandsen 1984) og siktedypet var blitt sterkt redusert. Under perioder med termisk lagdeling oppstod oksygenmangel i hypolimnion (Skogheim 1978). Skiftet til anaerob metabolisme i sedimentet i løpet av eutrofieringsutviklingen ble karakterisert ved dannelse av hydrogensulfidgass og utfelling av jernsulfid samt andre metallsulfider. Sedimentet utviste økt innhold av organisk karbon spesielt i to omganger, henholdsvis rundt 1950 og 1965. Forholdet mellom total karbon (C) og total nitrogen (N) var jevnt avtagende i løpet av eutrofieringsutviklingen (Skogheim & Erlandsen 1984) C/N-forholdet ble beregnet til 8,7 i gjennomsnitt for innsjøen (Skogheim 1978). Autoktont organisk materiale avsatt i innsjøsedimentet var blitt fremtredende (Skogheim & Erlandsen 1984) og materialet gjennomgikk en lavere nedbrytning under anaerobe betingelser (Skogheim 1978).

Sedimenteringshastigheten i perioden 1900-1950 ble beregnet til 3,4 mm/år. Det ble antatt at sedimenteringshastigheten økte gradvis i denne perioden og følgelig ikke var konstant (Skogheim 1978). Med grunnlag i ¹³⁷Cs-målinger, ble sedimenteringshastigheten for perioden 1954-1978 beregnet til 8,4 +/- 0,4 mm/år (Augustson et al. 1978) og ansett som konstant på grunn av en hypereutrof tilstand i innsjøen (Skogheim 1978).

I løpet av eutrofieringsprosessen i Årungen har næringsstoffer, organisk materiale og andre forurensningsstoffer akkumulert med økende takt i innsjøsedimentet frem mot et

maksimum rundt 1978. Ved reduksjon i eksterne tilførsler vil en fremtidig tilbakevending til naturtilstand være forventet, men innsjøen vil være utsatt for selvgjødsling fra sedimentet (Skogheim 1978).

Den historiske utviklingen i Årungen vil bli gjenspeilet i innsjøens sediment. Kontinuerlige avsetninger og akkumuleringer av materiale fra nedbørfeltet og fra selve innsjøen (Augustson et al. 1978; Skogheim & Erlandsen 1984) er blitt arkivert i sedimentet.

Trender fra den grafiske fremstillingen i undersøkelsen til Skogheim (1984) har blitt tolket. De er derfor blitt lagt inn i diskusjonsdelen i resultatkapitlet for sammenligning av resultater i inneværende undersøkelse.

2.2.2 Akkumulering i sedimentet

Undersøkelser foretatt ved universitetet for miljø- og biovitenskap i 2010 kartla horisontal fordeling og akkumulering av parametere i overflatesedimentet i Årungen. Fra hele innsjøens areal ble 122 sedimentkjerner a om lag 5 cm tykkelse analysert (Riise et al. 2010).

Hovedkonklusjoner fra undersøkelsene og resultater fra Årungen sentrale dypområde vil bli gjengitt her:

Johnson (2010) studerte horisontal fordeling i sedimentet med hensyn til kornstørrelse og leirmineralogi. Sedimentet inneholdt 58 % leire, 38 % silt og 4 % sand. Akkumulert innhold av leire økte i takt med Årungen dybde, og i dypområdet utgjorde leire mer enn 68 %, mens silt utgjorde mindre enn 30 %. Den mineralske sammensetningen av leire i sedimentet tilsvarte leirmineralogien i jordbruksjord i nedbørfeltet. Forklaringen var selektiv erosjon av uorganisk finmateriale av leire og silt fra nedbørfeltet til innsjøsedimentet.

Reierstad (2010) analyserte horisontal fordeling av ulike fosforfraksjoner i sedimentet. Total fosfor, organisk fosfor, uorganisk fosfor, oksalat-ekstraherbart Al, Fe og P samt P-AL ble undersøkt. Konsentrasjonen av de enkelte fosforfraksjonene økte i takt med Årungen dybde, og følgelig var høyest akkumulasjon i Årungen dypområde. Resultatet var samsvarende med analyse av leire (Johnson 2010) og total jern (Zambon 2010).

Gjennomsnittlig innhold av total fosfor i akkumuleringssonen ble målt til 2,0-2,5 g/kg tørrstoff. For alle fosforfraksjoner i sedimentet var nivået høyere enn i jordbruksjord i nedbørfeltet. Spesielt var økningen merkbar for uorganisk fosfor med en endring på 80 % fra jord til sediment. I Årungen utgjorde uorganisk fosfor 70-75 % av total fosfor. Total fosfor utviste en økning fra jorda i nedbørfeltet til sedimentet på 63 %. Fosfor var sterkere bundet i sedimentet enn i jorda.

En årlig transport av erosjonsmateriale fra jordbruksareal i Årungens nedbørfelt til innsjøen er blitt kalkulert til 2 000 000 kg tørrstoff for året 2009. En årlig tørrstoffmengde på 1 500 000 kg ble beregnet sedimentert og akkumulert i innsjøen. Faktor for tilbakeholdelse av materiale i innsjøen var 0,75. For 2009 var estimatet for erodert fosfor og akkumulert innhold i sedimentet henholdsvis 5 700 kg og 3 000 kg. Retensjonsfaktoren for fosfor i innsjøen ble da 0,5 (Reierstad 2010).

Naas (2010) undersøkte horisontal fordeling av næringsstoffene total karbon, total nitrogen og total svovel i sedimentet. Total karbon ble ansett som et mål på organisk materiale. Analyseresultatene for Årungens dypområde ga et akkumulert totalinnhold av karbon, nitrogen og svovel på henholdsvis 36,99 \pm 2,35 g/kg tørrstoff, 4,54 \pm 0,40 g/kg tørrstoff og 1,89 \pm 0,72 g/kg tørrstoff. Det var høyest korrelasjon mellom organisk materiale og leire i Årungens akkumuleringssone. Videre ble sedimentets horisontalfordeling av C:N, C:P, N:P og C:S bestemt. Gjennomsnittlig mengdeforhold i Årungens akkumuleringssone var 8,18 \pm 0,49 for C:N og 21,86 \pm 6,57 for C:S. Naas (2010) fant at total svovel var positivt korrelert med leire over hele innsjøen. Innholdet av total svovel i sedimentet steg i hovedtrekk med økende innsjødybde, mens C:S forholdet avtok. Tolkningen var at det ville være hyppigere forekomst av anoksiske episoder i innsjøens dypområde enn i littoralsonen. For de siste 30 år konkluderte Naas (2010) med at det hadde vært en reduksjon i totalinnholdet av karbon, nitrogen og svovel i sedimentet. Det ble antydnet at konsentrasjonsnivået per 2010 lå på nivå med 1950- og 1960-tallet, og at næringsstofftilførselen hadde avtatt siden 1980-tallet. Det ble antatt at mottiltak med hensyn til erosjon fra nedbørfeltet kunne ha hatt en viss effekt (Naas 2010).

Zambon (2010) studerte horisontal fordeling av metaller i sedimentet. I tillegg ble metallenes tilknytning til leire og organisk materiale undersøkt. Det var høyest akkumulering av total kobber, total jern, total mangan, total sink og total bly i det dypeste innsjøområdet. Det var en tydelig positiv sammenheng mellom prosentinnhold av leire i sedimentet og innhold av total kobber, total jern og total sink. For total mangan og total bly var sammenhengen mindre utpreget. Total bly hadde også en tilknytning til organisk materiale. Gjennomsnittlig totalinnhold i sedimentet i akkumuleringssonen var:

33 \pm 2,0 mg total Cu/kg tørrstoff

51 \pm 3,2 g total Fe/kg tørrstoff

1,00 \pm 0,17 g total Mn/kg tørrstoff

210 \pm 11 mg total Zn/kg tørrstoff

28 \pm 1,6 mg total Pb/kg tørrstoff

Siden 1970-tallet hadde konsentrasjonen av total bly i sedimentet tydelig avtatt. Undersøkelsen viste at sedimentene i Årungen var lite forurenset med metaller og miljøstatus ble ansett som god for det siste tiår (Zambon 2010).

Resultater fra en studie av fosforfraksjoner i sediment og jord i Årungen og nedbørfeltet i 2008, viste at innholdet av total fosfor, organisk fosfor, totalt reaktivt fosfor og plantetilgjengelig fosfor (PA-L) økte med avtagende størrelse på partikler. Av total fosfor utgjorde organisk fosfor 3-53 %. Det var en sterk binding av fosfor i sedimentets minste fraksjoner. Det ble funnet høyere TRP/total fosfor i sedimentet enn i jorda. Tendensen var økende for P-AL i jord til sediment. 78 % av TRP ble forklart av P-AL (Pedersen 2008).

Resultater fra en undersøkelse i sedimentet i Årungen i 2006 viste, at "det var en sammenheng mellom økende mengde P og økende mengde finmateriale og organisk materiale i sedimentet". "Sedimentprøver fra dypeste punkt i Årungen viste en høyere andel organisk materiale og omtrent en fordobling av leirinnholdet sammenlignet med sedimentprøver nær land, noe som resulterte i en akkumulering av P i dypvannsedimentet. "Erosjonsmateriale er ofte mer anrikt på organisk materiale og næringsstoffer enn den jorda det har opprinnelse fra" (Gjersem 2006).

2.3 Nedbørfelt- og innsjøprosesser

2.3.1 Forurensningskilder

Naturgitte forhold i innsjøen og nedbørfeltet vil danne bakgrunnsnivå for stoffer i en innsjø. I tillegg til naturlige kilder vil menneskeskapt forurensning fra for eksempel industri, bebyggelse, avløpssystemer, veinett, jordbruksdrift og atmosfæriske avsetninger påvirke ferskvannøkosystemet. Punktkilder vil være relatert til landbruk i form av gjødsellagre og siloanlegg eller til avløpssystemer fra industri og husholdninger. Diffuse kilder i nedbørfeltet vil imidlertid være vanskeligere å lokalisere og håndtere enn punktkilder (Vollenweider 1971).

Jordbruket vil være en sterk bidragsyter for diffuse forurensningstilførsler til vassdrag. Husdyrgjødsel inneholder nitrogen, fosfor og svovel samt mikronæringsstoffene kobber, jern, mangan og sink. Storfene vil bidra med den største andelen av næringsstoffer i husdyrgjødsel. Årlig mengde gjødsel fra en ku vil være 18 000 kg. Innholdet av nitrogen og fosfor vil være henholdsvis 82 kg og 12,6 kg per ku per år (Tveitnes 1993). Fra cirka 1950 ble mineralgjødsel et vesentlig tilskudd ut over husdyrgjødsel. Mineralgjødsel vil eksempelvis være fullgjødsel[®] 22-3-10 og 25-2-6, som vil inneholde 21,6-24,6 % nitrogen, 1,6-2,6 % fosfor og 2,2-4,0 % svovel. Mikronæringsstoffer er imidlertid ikke en komponent i

mineralgjødning (Yara Norge AS 2012). Ved gjødning av jordbruksarealer vil overskudd av næringsstoffer etter innhøsting bli værende i jorda. Fosfor vil imidlertid bindes raskt og sterkt til finpartikler i jord (Krogstad 1986; Krogstad & Løvstad 1987). På grunn av fosforets bindingsevne er fosfor blitt overdosert gjennom historien (Krogstad & Løvstad 1987). I tillegg til å være et essensielt makronæringsstoff for plantevekst innen jordbruket (Aasen 1997), er fosfor begrensende faktor for algevekst i ferskvann (Vollenweider 1971). Erosjon fra jordbruksarealer er et stort problem med hensyn til eutrofiering av ferskvann.

2.3.2 Jord- og næringsstofftap

Den universelle jordtaplikningen, "Universal Soil Loss Equation" forkortet USLE, er til bruk for beregning av årlig jordtap ved erosjon fra jordbruksareal i nedbørfelt. Likningen omfatter de faktorene som er av betydning for erosjon:

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P$$

A er beregnet årlig jordtap per arealenhet

R er faktor for regnets erosivitet

K er faktor for jordas eroderbarhet

L er faktor for feltets hellingslengde

S er faktor for feltets hellingsgrad

C er faktor for plante- og jordpraksis

P er faktor for tiltak mot erosjon

(Lundekvam 1990; Pierzynski et al. 2005)

Under norske forhold vil CR være definert som en dyrkingsfaktor, der vårkorn med stubbharving og høstpløying er satt som en standard med høyest erosjonsrisiko.

Hellingslengde er en konstant på 100 meter. Fire klasser for erosjonsrisiko er blitt tillagd til bruk for beregning av jordtap fra jordbruksareal i nedbørfelt (Lundekvam 1990). De fire erosjonsklassene med kategorisering for årlig jordtap i kg per dekar er angitt i tabell 1 (NIJOS 2002; Øygarden et al. 2006).

Tabell 1: Fire erosjonsklasser med beregnet årlig jordtap i kg per dekar ved erosjon fra jordbruksareal. Klassene angir erosjonsrisiko ved vårkorn med stubbharving og høstpløying (NIJOS 2002; Øygarden et al. 2006).

Klasse	Erosjonsrisiko	Beregnet jordtap i kg/daa/år
1	Liten	0-50
2	Middels	50-200
3	Stor	200-800
4	Svært stor	> 800

Forskjellig jordarbeidingssystem vil ha ulik risiko for erosjon. Redusert jordarbeiding i form av vår- og høstharving vil være mindre utsatt for erosjon enn tradisjonell høstpløying. Direktesåing vil imidlertid ha lavest risiko (Øygarden et al. 2006). Tidsrom for plantedekke gjennom året vil være av betydning for hvor sårbare jordbruksarealer vil være for erosjon. Permanent gressmark med vegetasjonsdekkede arealer hele året vil medføre mindre erosjon enn åpen åker. Ved åpen åker vil jordbruksareal ligge uten beplantning høst, vinter og vår (Krogstad & Løvstad 1987) og følgelig være svært erosjonsutsatt. Korn dyrking i nedbørfelt under marin grense med havavsetninger inneholdende leire og silt, vil inneha spesielt høy erosjonsrisiko (Øygarden et al. 2006). Et feltforsøk på Ås i 1970-årene viste imidlertid at potet dyrking ga mer jorderosjon enn korn (Uhlen 1985).

Overflateavrenning og erosjon fra jordbruksarealer i sør-øst Norge er mest utbredt om høsten, vinteren og våren. Feltforsøk i Akershus fylke har vist, at en kombinasjon av intensivt regn og snøsmelting med fryse- og tineepisoder på delvis frossen jord, har gitt høyest jordtap ved erosjon og avrenning (Øygarden 2000; Øygarden et al. 2006). Med økt jordtap følger økt tap av plantenæringsstoffer og organisk materiale fra nedbørfeltet. Uforstyrrede engarealer vil inneha et høyere innhold av karbon enn jordbearbeidede og utarmede åkerarealer. Årsaken er fravær av jordarbeiding, gjenværende planterester og tilførsel av husdyrgjødsel (Grønlund et al. 2008). Nitrogen og fosfor blir tilført jordbruksareal i form av husdyr- og mineralgjødsel for opptak i planter. Til forskjell fra nitrogen som vil være mobilt i avrenningsvannet (Uhlen 1985), vil fosfor være sterkt bundet til eroderte jordpartikler (Krogstad 1986). På dyrket mark vil det øverste jordlaget erodere (Krogstad & Løvstad 1987). Erovert materiale fra mineraljord vil inneholde 3-6 % organisk materiale fra plogsjiktet (Klakegg 2005). Organisk materiale er assosiert med leirmineraler som inneholder jern. I tillegg til å være bundet til leirpartikler, vil organisk materiale bindes i stabile kompleks med metaller (Loon & Duffy 2005) som for eksempel bly, kobber, sink (Pierzynski et al. 2005) og mangan (Wetzel 2001). Selektiv erosjon er en mekanisme som vil transportere finmateriale

med leir- og organisk materiale tilknyttet nærings- og sporstoff fra jordbruksareal i nedbørfeltet til ferskvannssystemer (Walling 1999).

2.3.3 Sedimentering og akkumulering i ferskvann

Alloktont materiale fraktet fra jordbruksarealer i nedbørfeltet til en innsjø, vil sedimentere med grunnlag i prinsippet om at grovere partikler vil sedimentere i erosjonssonen i grunnområdet nær land, og finpartikler vil holdes svevende i vannmassene inntil de når roligere og dypere vann i akkumuleringssonen (Håkanson & Jansson 2002). Akkumuleringen vil være kontinuerlig, slik at nytt alloktont og autoktont avsetningsmateriale vil bli liggende kronologisk over eldre sediment i innsjøen (Jørgensen et al. 1997; Smol 2008). Autoktont material vil bli dannet når alger får tilgang på næringsstoffer fra nedbørfeltet. Fosfor vil være begrensende faktor for algevekst i ferskvann (Vollenweider 1971) og medføre eutrofiering ved overgjødning. Sedimentet vil danne et historisk arkiv for aktiviteten i nedbørfeltet og prosessene i innsjøen (Faafeng et al. 1997; Smol 2008).

3. Material og metoder

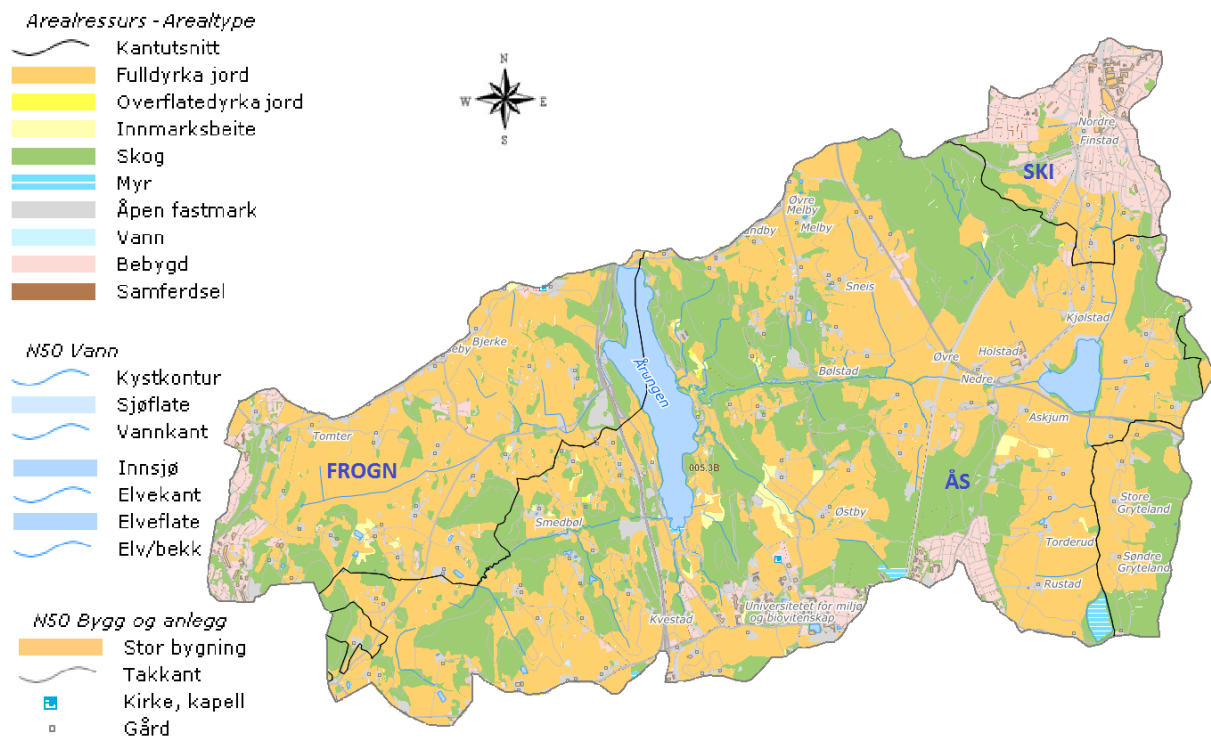
3.1 Lokaltet

Innsjøen Årungen (10°45'Ø, 59°41'N) er beliggende sørøst i Norge i Akershus fylke. Nedbørfeltet er om lag 51 km² og ligger i Follo region på østsiden av Oslofjorden omtrent 25 km sør for Oslo. Figur 1 viser Årungen lokalisert i nedbørfeltet, som omfatter Follokommunene Frogn, Ski og Ås. Kommunegrensen mellom Frogn og Ås går over innsjøen. Europavei 6 ligger tett inntil Årungen langs vestsiden. Europavei 18 passerer et stykke øst for Årungen på vestsiden av Østensjøvannet og Ski sentrum. Jernbanen går gjennom Ås sentrum mot Ski. Tettstedene er i tillegg til sentrum av Ski og Ås, konsentrert om universitetet for miljø- og biovitenskap sørøst for Årungen. Gårdsbrukene ligger spredt i nedbørfeltet og det er liten industrivirksomhet utenom Ski (Borch et al. 2007).



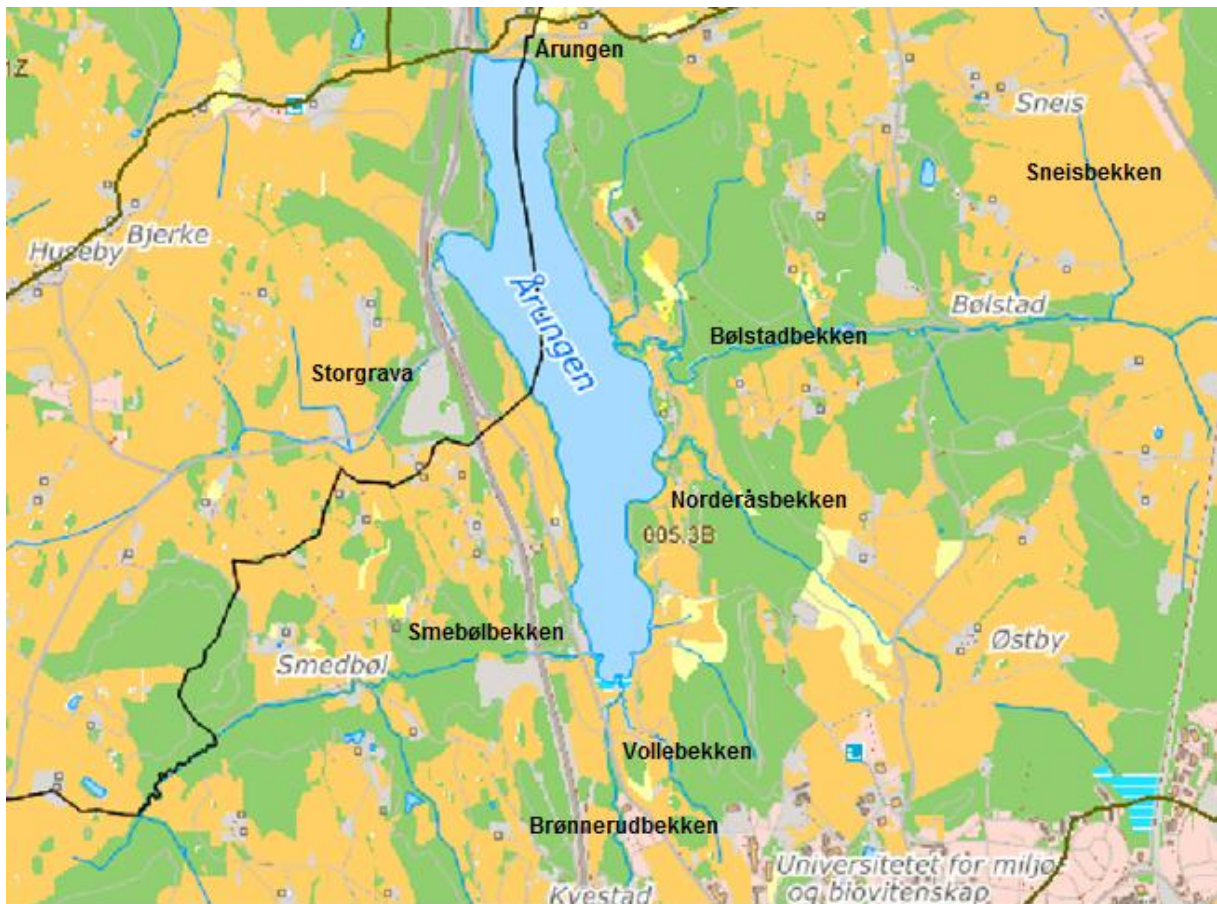
Figur 1: Nedbørfeltet til Årungen ligger i Follokommunene Frogn, Ski og Ås i Akershus fylke. Tettbebyggelsen er konsentrert om sentrum av Ski og Ås. Østensjøvannet ligger øst for Årungen mellom Ås og Ski sentrum. Nord for Årungen ligger Bunnefjorden. Fotografiet er fra 2011 (Google Earth Inc. 2012).

Årungen nedbørfelt består i hovedsak av 53 % jordbruk og 34 % skog- og utmarksområder. I nærområdet av Årungen har jordbruksarealene hovedtyngden på vestsiden av Årungen, mens skogsområdene er beliggende på østsiden. Tettbebyggelse utgjør 10 % og innsjøareal 3 % av nedbørfeltet (Borch et al. 2007). Areal av Årungen og Østensjøvannet er henholdsvis 1,18 km² (Hexum 1963) og 0,36 km² (Løvstad & Krogstad 1996). Arealfordelingen i Årungen nedbørfelt er vist i figur 2 (Ås kommune 2012).



Figur 2: Årungen nedbørfelt ligger i Follokommunene Frogn, Ski og Ås i Akershus fylke. Kommunegrensen er angitt med svart linje i kartet. Kartutsnittet viser arealbruk i nedbørfeltet. Oransje farge er jordbruksareal med fulldyrket jord, grønn er skog, blå er innsjøareal og rosa er tettbebyggelse. Østensjøvannet ligger på østsiden av Årungen i Ås kommune (Ås kommune 2012).

På østsiden av Årungen nedbørfelt renner Skibekken sørover fra Ski mot Østensjøvannet, og Skuterudbekken kommer fra sør. Østensjøvannet er en hypereutrof innsjø og fungerer som fangdam i forhold til Årungen. Innsjøen drenerer til Årungen via Bølstadbekken fra øst (Løvstad & Krogstad 1996). Årungen har syv tilførselsbekker: Smebølbekken, Storgrava, Syverudbekken, Bølstadbekken, Norderåsbekken, Vollebekken og Brønnerudbekken. Brønnerudbekken renner imidlertid inn i Vollebekken før innløpet til Årungen i sørenden. I tillegg ligger Sneisbekken nordøst i nedbørfeltet. I nordenden av Årungen går utløpet til Bunnefjorden via Årungenelva (Løvstad & Krogstad 1996). Figur 3 viser beliggenheten bekker i Årungen nedbørfelt (Borch et al. 2007).



Figur 3: Årungen nedbørfelt med bekkesystem. Innløpsbekker til Årungen er: Smebølbekken, Storgrava, Syverudbekken, Bølstadbekken, Norderåsbekken, Vollebekken og Brønnerudbekken. Brønnerudbekken renner inn i Vollebekken før innløpet til Årungen i sør. Årungen har utløp til Bunnefjorden via Årungenelva i nord. Skibekken og Skuterudbekken drenerer til Østensjøvannet på østsiden av Årungen (Ås kommune 2012).

Total årlig vannføring til Årungen er 24,4 millioner m³. Av bekkesystem har Bølstadbekken størst delareal på 25,5 km² og høyest årlig vannføring på 50 % av nedbørfeltet totalt. Storgrava drenerer til Årungen fra vest og har et delareal på 8,4 km² og en vannføring på 16,7 % av totalen. Årlig tilførsel av total fosfor fra nedbørfeltet til Årungen ble beregnet til 3 121 kg i 2007. Konsentrasjonen av total fosfor i Vollebekken, Norderåsbekken og Storgrava var da henholdsvis 437, 158 og 138 µg/L. Tabell 2 angir bekkesystem med delareal i kvadratkilometer, vannføring i prosent av nedbørfeltet totalt og konsentrasjon av total fosfor i mikrogram per liter (Borch et al. 2007).

Tabell 2: Årungens nedbørfelt med areal av bekkesystem i km² og vannføring i % (Borch et al. 2007).

Delområde	Areal av nedbørfelt km ²	Vannføring %
Bølstadbekken	25,5	50
Storgrava	8,4	16,7
Smebølbekken	7,3	14,3
Vollebekken	2,1	4,0
Norderåsbekken	2,7	5,1
Brønnerudbekken	0,8	1,6
Innsjøer og restareal	4,2	8,3
Årungens nedbørfelt	51,0	

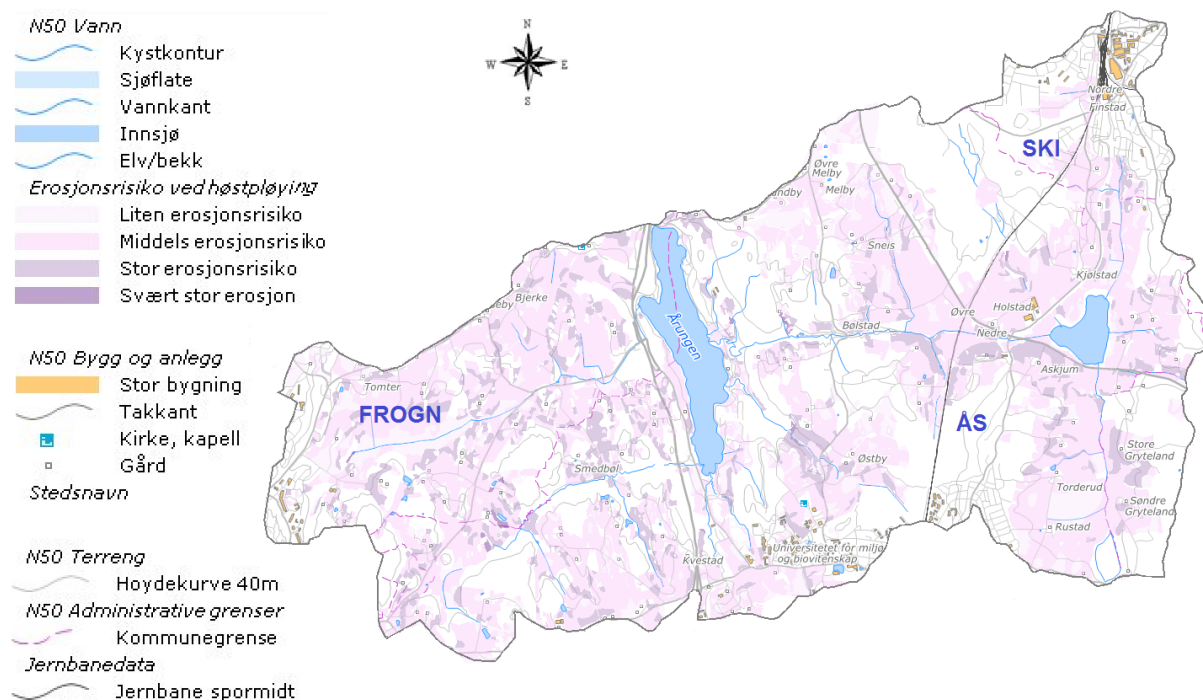
Avrenningen fra Årungens nedbørfelt er skiftende på grunn av mange korte og kraftige flomepisoder om våren og høsten. I løpet av ett år foregår om lag 70 % av avrenningen i flomperiodene. Nedbørfeltet har lav magasineringssevne ved intens nedbør og snøsmelting. Fra jordbruksarealene vil følgelig erosjon og stofftransport være betydelig under slike naturbetingelser. Fosfor transportert ved flom utgjør om lag 75 % av totaltransporten til Årungen (Ensby 1984). Beregninger fra 2007 viste, at det totalt ble fraktet 3 121 kg total fosfor ut i Årungen. Størst bidrag kom fra Bølstadbekken, Storgrava og Vollebekken (Borch et al. 2007; Ensby 1984) med henholdsvis 1 403, 552 og 437 kg total fosfor årlig (Borch et al. 2007).

Av et totalt jordbruksareal på 19 364 dekar i Årungens nedbørfelt i 2007 ble 18 006 og 1 358 dekar brukt til henholdsvis korn og eng i delområdene Bølstadbekken, Årungen, Storgrava, Sneisbekken, Norderåsbekken, Smebølbekken, Brønnerudbekken og Vollebekken. Delområdene rundt Storgrava, Smebølbekken og Bølstadbekken utgjorde de vesentligste arealene med korndyrking, mens områdene rundt Norderåsbekken, Årungen, Vollebekken og Storgrava hadde størst andel av eng, angitt i avtagende rekkefølge. Skog og utmark utgjorde om lag 11 633 dekar og annen jorddekt fastmark var tilnærmet 1 537 dekar. Figur 3 ovenfor angir lokalisering av delområder rundt bekker i Årungens nedbørfelt og tabell 3 gir en nærmere beskrivelse av arealbruken (personlig meddelelse, Tore Krogstad¹ 2012).

Tabell 3: Totalt jordbruksareal og arealbruk for korn, eng, skog og jorddekt fastmark i delområder av Årungen nedbørfelt i 2007. Areal er angitt i dekar (personlig meddelelse, Tore Krogstad¹ 2012).

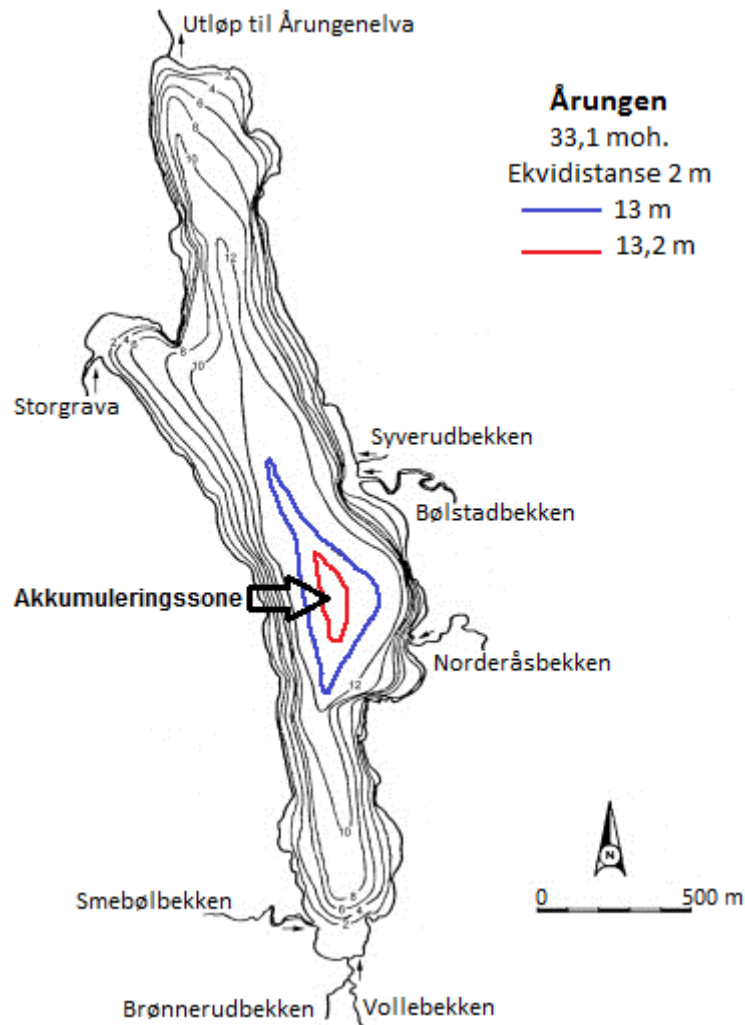
Delområde	Totalt jordbruksareal (daa)	Korn (daa)	Eng (daa)	Skog og utmark (daa)	Annen jorddekt fastmark (daa)
Bølstadbekken	3532	3431	101	4486,8	571,1
Årungen	713	499	214	1137,9	179
Storgrava	5971	5772	199	94,6	16,7
Sneisbekken	2244	2105	139	1387,4	116,9
Norderåsbekken	1493	1155	338	939,9	126,3
Smebølbekken	4040	3873	167	2470,6	285,8
Brønnerudbekken	426	426	0	477	61,8
Vollebekken	945	745	200	638,3	179,2
Totalt	19 364	18 006	1 358	11 632,5	1 536,8

Den prosentvise fordelingen i erosjonsklasser for delområdene av Årungen nedbørfelt var 17,8 % liten, 67,1 % middels, 14,9 % stor og 0,2 % svært stor erosjonsrisiko i 2007. Total mengde erodert jord fra Årungen nedbørfelt til innsjøen, ble for 2007 beregnet til om lag 2 842 tonn (personlig meddelelse, Tore Krogstad¹ 2012). Kart over erosjonsrisiko i Årungen nedbørfelt er vist i figur 4.



Figur 4: Kart over erosjonsrisiko i Årungen nedbørfelt. De fire erosjonsklassene liten, middels, stor og svært stor erosjonsrisiko er markert i kartet med fargekoder fra lys til mørk lilla (Ås kommune 2012).

Årungen er en eutrof og dimiktisk innsjø. Innsjøvolumet rommer $9,2 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (Løvstad & Krogstad 1996). Innsjøen ligger 3 km langstrakt i sør-nord retning (Hexum 1963; Nybakken 1985) og er spesielt vindeksponert (Ensby 1984). Gjennomsnittlig innsjøbredde er 450 meter (Borch et al. 2007). Nordlig og sørlig avgrensning av nedbørfeltet følger i hovedtrekk Ski-morenen i nord og Ås-morenen i sør fra vest mot øst (Sørensen 2008). Terrenget i nedbørfeltet er svakt kupert av små israndavsetninger (Hexum 1963). Høyden over havet varierer fra høyeste nivå på 160 meter til Årungen overflatelokasjon ved 33 meter (Borch et al. 2007). Innsjøbassenget ligger dermed under marin grense for regionen. Løsavsetningene er kalkholdige (Skogheim 1978) og består hovedsakelig av marin leire og næringsrik morene. Grunnfjellet er dominert av harde bergarter som granitt og gneis (Borch et al. 2007). Årungen har en forholdsvis flat bunnprofil (Hexum 1963). Maksimal innsjødybde er 13,2 meter og gjennomsnittsdybden er 8 meter. Figur 5 viser dybdekart over Årungen med inntegning av akkumuleringssone i innsjøen. Vannets teoretiske oppholdstid er om lag 4,5 måneder (Borch et al. 2007).



Figur 5: Dybdekart over Årungen med inntegning av innsjøens dypeste område ved 13,2 meter (rød) og en markering av 13 meter (blå). Akkumuleringssone i Årungen er angitt. Innløpsbekker til Årungen er Smebølbekken, Storgrava, Syverudbekken, Bølstadbekken, Norderåsbekken, Vollebekken og Brønnerudbekken. Brønnerudbekken renner inn i Vollebekken før innløpet til Årungen. Årungen har utløp til Bunnefjorden via Årungenelva. Figuren er en modifisering av versjonen som ble utgitt av Skogheim og Abrahamsen i 1979.

3.2 Felt- og forarbeid

3.2.1 Prøvetaking og lagring

Feltarbeidet i Årungen ble foretatt den 6. juli 2010. Innsamling av sedimentkjerner ble utført fra båt i innsjøens dypeste sentrale område ved 13,28 meter. Uttakspunktet var blitt lokalisert ved 10°44.872Ø 59°41.088N med en Garmin Colorado GPS (personlig meddelelse, Johnny Kristiansen² 2012). Figur 6 a angir prøvepunktet i Årungen. Den 6. juli 2010 var siktedypet 1,45 meter og O₂ metningen var 3,7 % ved 13 meters dybde (personlig meddelelse, Johnny Kristiansen² 2010).

En sedimenthenter, Uwitec Gravity Corer, med et 60 cm langt transparent PVC-rør ble benyttet til uttak av åtte sedimentkjerner. Sedimenthenter er vist i figur 6 b. Røret hadde en indre diameter på 59,5 mm (*Uwitec sampling equipment*). Hamring i sedimentet ble ikke

utført under prøveuttak. Sedimenthenter med en 4 kilos vekt bidro til innsynking i sedimentet. Det ble ikke brukt kule for tetting av rør i nedre åpning ved opptak til båt. Ved inntak til båten ble nedre røråpning tettet med en 45 mm lang gummiplugg og øvre røråpning ble påsatt et plastlokk. Sedimentkjernene ble stilt vertikalt i et stabilt stativ og transportert med bil til institutt for plante- og miljøvitenskap ved universitetet for miljø- og biovitenskap. Sedimentprøvene ble lagret på kjølerom ved 4-5 °C frem til seleksjon og karakterisering av kjernene den 7. juli 2010.



Figur 6: a) Innsamling av sedimentkjerner i Årungens akkumuleringssone ved 13,28 meter. Uttakspunktet, lokalisert ved 10°44.8720' 59°41.088'N, er merket rødt (Google Earth Inc. 2012). b) Sedimenthenter, Uwitec Gravity Corer, med transparent PVC-rør og en 4 kilos vekt ble brukt under innsamling av sedimentkjerner i Årungen den 6. juli 2010 (foto: Turid Snuggerud).

3.2.2 Karakterisering og observasjoner

Karakterisering av kjerne A og B

Blant de åtte sedimentkjernene ble kjerne A og B utvalgt som de to visuelt sett mest intakte og representative kjernene for videre instrumentanalyser. Seleksjonen ble gjort på grunnlag av kjernelengde, horisontal sedimentoverflate og uforstyrret sediment. I tillegg ble kjerne C utvalgt for nærmere visuelle observasjoner. Kjerne A og B ble fotografert og karakterisert med hensyn til lengde, grenseflaten mellom vann og sediment, farge og lagdeling. Kjerne A, B og C ble deretter oppbevart på kjølerom frem til sjiktning og nærmere observasjoner av kjerne C.

For kjerne A og B ble årlig sedimenteringshastighet i Årungen beregnet med grunnlag i lengden av lamineringssonen dividert med antall laminaer, definert som et lyst og et mørkt sjikt (Eckhéll et al. 2000). Middelveidien av kjerne A og B ble anvendt som gjennomsnittlig årlig sedimenteringshastighet i innsjøen ved fremstilling av en tidsskala. Med grunnlag i en beregnet mengde på 2 841,5 tonn erodert jord per år fra Årungens nedbørfelt (personlig meddelelse, Tore Krogstad¹ 2012), ble tilnærmet mengde sediment tilført Årungen kalkulert:

Tetthet for jord i Årungens nedbørfelt: $1,2 \text{ g/cm}^3$ (personlig meddelelse, Tore Krogstad¹ 2012) = kg/L. Generelt vil tetthet for mineraljord dvs. lett leirjord, være lik $1,3 \text{ g/cm}^3$ (Pierzynski et al. 2005).

Mengde erodert jord per år: 2 841,5 tonn = 2 841 500 kg

Årungens areal: $1,2 \text{ km}^2 = 1 200 \text{ dekar} = 1 200 000 \text{ m}^2$

På grunn av kanter i Årungens vannbasseng økes arealet til $1 500 000 \text{ m}^2$

$2 841 500 \text{ kg} / 1 500 000 \text{ m}^2 = 1,89 \text{ kg/ m}^2$

$(1,89 \text{ kg/m}^2) / 1,2 \text{ kg/L} = 1,58 \text{ L/ m}^2 = \underline{1,58 \text{ mm}}$

Beregnet årlig sedimentering av erodert jordmateriale fra Årungens nedbørfelt vil være 1,6 mm.

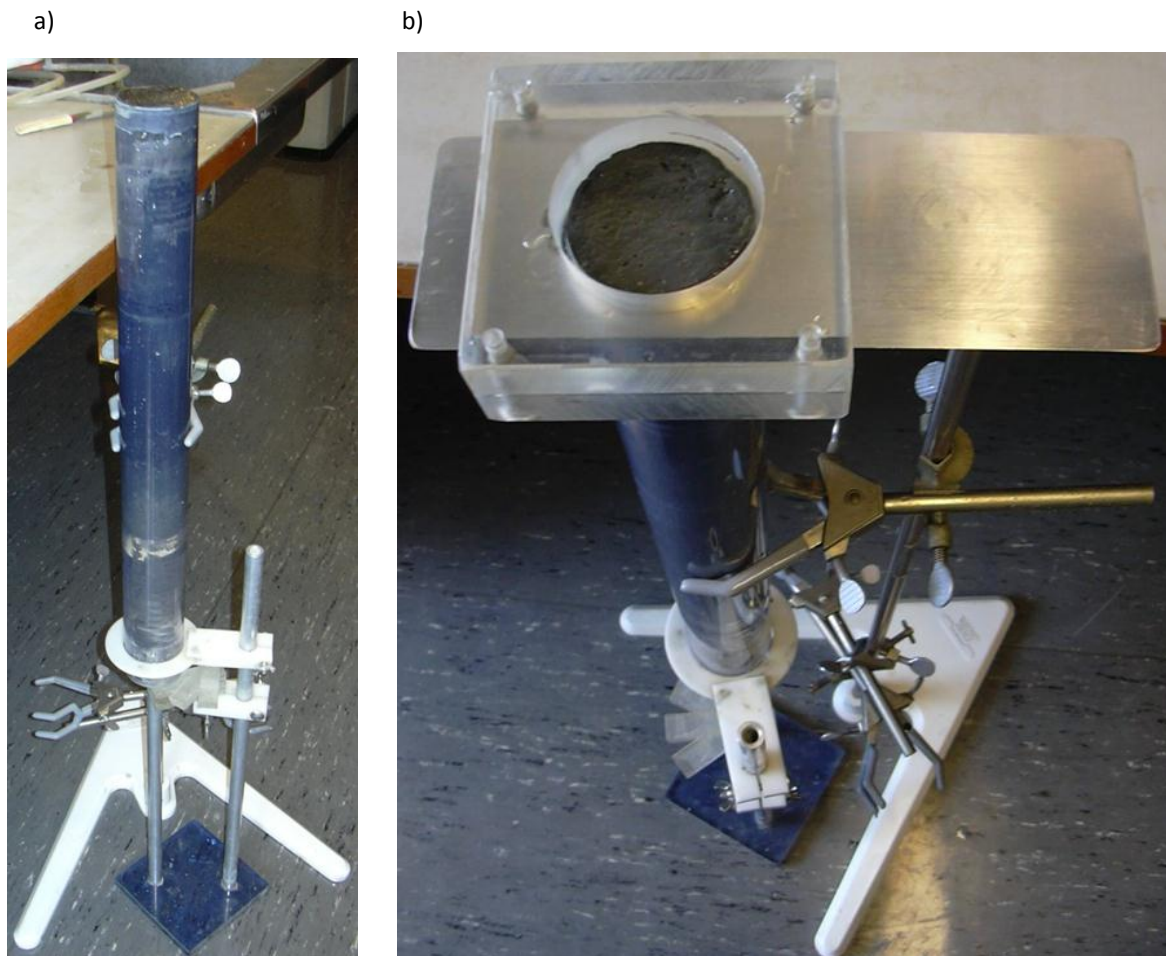
Karakterisering av kjerne C

Den 7. juni 2012 ble kjerne C delt i to langs midten av kjernen. Sedimentoverflaten på den ene halvdel ble testet med α -dipyridyl-løsning. Den andre halvdel ble snittet i 5 deler, fordelt på 5 glasskåler og fotografert. pH ble målt i en suspensjon av en bit svart sediment og destillert vann. Saltsyre ble testet på en bit med laminert sediment og en bit med svart sediment (personlig meddelelse, Tore Krogstad¹ 2012). De 5 skålene med vått sediment ble satt til tørking og lufteksponering frem til den 12. juni 2012. Etter tørking ble de 5 sedimentdelene observert og fotografert påny. pH ble målt i en bit av svart sediment på tilsvarende måte som for vått sediment ovenfor (personlig meddelelse, Tore Krogstad¹ 2012).

3.2.3 Sjiktning, våtvekt og nedfrysning

Den 8. juli 2010 ble sedimentkjerner A og B sjiktet. Etter tur ble kjernene oppstilt i et Uwitec kjerne-kuttestativ (*Uwitec sampling equipment*), slik figur 7 a viser. Overskytende vann på sedimentoverflaten ble fjernet med et sug. Kuttetdelen ble deretter påtegnet et 1-cm merke og montert på toppen av kjerneørret, slik figur 7 b viser. Sedimentoverflaten ble skjøvet opp til 1 cm-merket og holdt i korrekt stilling ved bruk av 5 mm tykke mobile posisjonsholdere i nedre del av stativet. En 0,5 mm tykk kutteplate av metall ble skåret horisontalt gjennom sedimentkjernen. Posisjonsholdere og kutteplate er vist i figur 7 b). Hele kjernelengden ble delt opp i 1 cm tykke sjikt. Hvert sjikt ble lagt i et 100 ml polyetylen Nolato-beger og påsatt lokk.

Tomme Nolato-begre med lokk var blitt innveid på en toppvekt av typen SARTORIUS ED2202S-CW i forkant av sjiktningen. Vektenheten var i gram med to desimalers nøyaktighet. Etter sjiktningen ble hvert enkelt prøvebeger med 1 cm sjikt av vått sediment fra kjerne A og B innveid på den samme vekten. Innveide vekter av de tomme Nolato-begrene, "Vekt", og vått sediment, "Vekt våt", for alle sjikt i kjerne A og kjerne B er angitt i gram med to desimaler henholdsvis i vedlegg 1 a og b. De våte sedimentprøvene ble deretter lagret i fryseskap ved -18 °C frem til frysetørking.



Figur 7: a) Sedimentkjerne oppstilt i Uwitec kjerne-kuttestativ. b) Stativ påsatt en 0,5 mm tykk kjerne-kutteplate og påtegnnet merke for kutting av 1 cm tykke sjikt (foto: Turid Snuggerud).

3.2.4 Frysetørking og tørrvekt

Frysetørking av alle sjiktprøvene fra kjerne A og kjerne B ble utført i perioden f.o.m. den 9. t.o.m. den 20. juli 2010. Det ble anvendt en frysetørker av merket HETO DRYWINNER med vakuumpumpe. De nedfrosne sedimentprøvene i Nolato-begrene ble avtatt lokk og plassert direkte inn i frysetørkeren ved $-55\text{ }^{\circ}\text{C}$. Frysetørkeren ble påsatt i 3 omganger, hvorav opptil 40 prøvebegre fordelt på 4 brett, ble innsatt samtidig. Hver enkelt sjiktprøve stod til frysetørking i cirka 3,5 døgn. Temperaturen under frysetørkingen var $-96\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Etter frysetørking ble prøvebegrene påsatt lokk. Hvert enkelt Nolato-beger med tørket sediment, ble innveid påny ved bruk av tidligere angitt vekt benyttet for vått sediment i underkapittel 3.2.3 "Sjiktning, våtvekt og nedfrysning". Innveid vekt av tørt sediment, "Vekt tørr", for alle 1 cm sjikt i kjerne A og kjerne B, er angitt i gram med to desimaler henholdsvis i vedlegg 1 a og b. Vekten av vått og tørt sediment vil bli behandlet videre i kapittel 3.3 Kjemiske analyser, underkapittel 3.3.1 "Tørrstoff og vanninnhold". Nolato-begre med tørt

sediment fra kjerne A og B ble påsatt lokk og lagret mørkt ved romtemperatur frem til registrering av visuelle funn og homogenisering.

3.2.5 Visuelle funn og homogenisering

I tidsrommet fra 4. til 7. august 2010 ble de frysetørkede sedimentprøvene fra kjerne A og B undersøkt for visuelle funn og homogenisert. En Haldenwanger morter med diameter 15 cm og en 56-8 pistill av porselen ble benyttet i arbeidet. Etterfølgende prosedyre er en beskrivelse av homogeniseringen som ble gjennomført for hver enkelt sjiktprøve fra kjerne A og kjerne B.

En sjiktprøve ble lagt i morteren, forsiktig knust med pistillen og observerte funn ble registrert. Homogenisering av sedimentet til et fint pulverisert materiale, ble utført for hånd med pistillen i 3 minutter. Etter homogenisering ble sedimentprøven overført til et 20 ml scintillasjonsbeger. En flat kunsthårpensel ble benyttet til forsiktig å børste finmaterialet ut av porselensmorteren. Finkornet sediment ble fylt opp til 0,5 cm under scintillasjonsbegerets påbegynnende halsskulder. Scintillasjonsbegeret ble dunket mot benkeplaten for å komprimere finmaterialet, slik at det ble plass til mer prøvemateriale. Scintillasjonsbegeret ble påsatt lokk.

I forkant av homogeniseringen var tomt scintillasjonsbeger med lokk blitt veid på en toppvekt av typen SARTORIUS ED2202S-CW. Vektens enhet var gram og innveilingen ble utført med en nøyaktighet på to desimaler. Etter homogeniseringen ble lokk og scintillasjonsbeger inneholdende sediment, veid på den samme vekten og med lik nøyaktighet. Ved fratrekk av vekten av tomt beger med lokk, fremkom vekten av sedimentets tørrstoff for senere ^{137}Cs -analysering. I vedlegg 2 a og b er denne vekten angitt som "Innvekt prøve" i gram for henholdsvis kjerne A og kjerne B.

Mellom homogeniseringen av de ulike sjiktprøvene, ble morteren rengjort med trykkluft under avtrekk, tørket med papir og satt under trykkluft igjen. Scintillasjonsbeger med tørt sediment ble lagret mørkt ved romtemperatur frem til ^{137}Cs -analysering, som vil bli omtalt i underkapittel 3.3.2 ^{137}Cs -analysering.

3.2.6 Dekomponering

Etter ^{137}Cs -analysering ble sjiktprøvene fra kjerne A og B dekomponert i en Milstone UltraClave 3 high performance microwave reactor. Dekomponeringen ble utført i samarbeid med kyndig personell og i henhold til standard prosedyre ved institutt for plante- og miljøvitenskap ved universitetet for miljø- og biovitenskap i perioden 11.-15. april 2011.

Etterfølgende prosedyre er en beskrivelse av dekomponeringen som ble gjennomført for hver enkelt sjiktprøve fra kjerne A og kjerne B samt for hver omgang i UltraClave.

En analysevekt av typen SARTORIUS LC3201D ble benyttet for innveing av en sedimentprøve i et 18 ml teflonrør. Vektens enhet var gram og innveingen ble utført med en nøyaktighet på tre desimaler. Teflonrøret var i forkant blitt syrevasket i UltraClave med 5 ml konsentrert HNO₃ UltraPure. Vekten av teflonrøret ble nullstilt før innveing av sedimentet. Fra sjiktprøven i scintillasjonsbegeret ble cirka 0,500 gram sediment overført til teflonrøret. Innveid vekt for instrumentanalyse er angitt i vedlegg 3 a og 3 b for hvert enkelt sedimentsjikt i kjerne A og B.

SRM River LGC 6187 (LGC 2000) og SRM Estuarine 1646 (U.S. Department of Commerce 1982) ble benyttet som sertifisert referansemateriale for sediment i hvert sitt teflonrør. For overføring til teflonrør var innveingsområdet for SRM River 0,200-0,250 gram og for SRM Estuarine var vekten cirka 0,400 gram. Innveid vekt for instrumentanalyse er angitt i vedlegg 3 a og 3 b for referansematerialene. I tillegg ble 3 blankprøver tatt med for hver omgang med dekomponering i UltraClave.

Til teflonrørene med sediment-, SRM- og blankprøver, ble 5 ml konsentrert HNO₃ UltraPure tilsatt fra en dispenser. 250 µl 4 mg/l internstandard ble overført til hver av teflonrørene med en automatpipette. Internstandarden var blitt tillagd etter standard prosedyre av kyndig personell ved institutt for plante- og miljøvitenskap ved universitetet for miljø- og biovitenskap. Lokk ble påsatt teflonrørene, som ble plassert i et posisjoneringsstativ. Stativet inneholdt totalt 40 posisjoner. Dekomponeringen i UltraClave ble utført i 4 omganger.

Fra kjerne B ble imidlertid 6 gjentak (replikat a-f) utført fra hvert av dybdesjiktene 7-8 cm, 32-33 cm og 51-52 cm fra henholdsvis sone 1, sone 2 og sone 3.

Som "load" i UltraClave ble cirka 330 ml ionebyttet vann, 25 ml H₂O₂ fra dispenser og 2 ml H₂SO₄ fra dispenser benyttet. Posisjoneringsstativet med teflonrør ble nedsenket i "load" i reaksjonskammeret i UltraClaven. Påsatt UltraClave program var "Inorganic" og "Pyse for jord og sediment".

Etter dekomponering i UltraClave ble prøvene overført til polypropylenrør og fortynnet med destillert vann til 50 ml-merket. Rørene ble grundig ristet og deretter satt til sedimentering frem til tidspunkt for instrumentanalyse på ICP-OES, "Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometry" og ICP-MS, " Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry".

3.3 Kjemiske analyser og beregninger for kjerne A og B

3.3.1 Tørrstoff og vanninnhold

Ved bruk av innveide vekter av vått og tørt sediment fra alle sjikt i kjerne A og kjerne B i følge underkapitlene 3.2.3 "Sjiktning, våtvekt og nedfrysning" og 3.2.4 "Frysetørking og tørrvekt" og vedlegg 1 a og b, kunne våt- og tørrvekt for hver enkelt sjiktprøve beregnes ved fratrukk av innveid vekt av det respektive tomme Nolato-begeret. Våtvekt og tørrvekt for kjerne A og kjerne B er angitt i gram med to desimaler henholdsvis i vedlegg 1 a og b.

Tørrstoffprosent og prosent vanninnhold av sedimentprøve fra hvert enkelt 1 cm sjikt i kjerne A og kjerne B ble deretter beregnet med grunnlag i ovennevnte tørrvekt og våtvekt for de respektive prøvene. Tørrstoffprosent og prosent vanninnhold av sedimentprøve fra alle sjikt i kjerne A og kjerne B er angitt i prosent med en desimal henholdsvis i vedlegg XX a og b. Beregningsformel for tørrstoffprosent og prosent vanninnhold:

$$\text{"Tørrstoff prøve, \%"} = \frac{(\text{"Vekt tørr prøve og beger, gram"} - \text{"Vekt tomt beger, gram"}) * 100}{(\text{"Vekt våt prøve og beger, gram"} - \text{"Vekt tomt beger, gram"})}$$

$$\begin{aligned} & \text{"Tørrvekt prøve, gram"} * 100 \\ & = \frac{\text{"Tørrvekt prøve, gram"} * 100}{\text{"Våtvekt prøve, gram"}} \end{aligned}$$

$$\text{"Vanninnhold prøve, \%"} = 100 - \text{"Tørrstoff prøve, \%"}$$

3.3.2 ¹³⁷Cs-analysering

Etter homogenisering ble alle sedimentprøvene fra kjerne A og B analysert for radioaktiv isotop ¹³⁷Cs. Instrumentanalysen av ¹³⁷Cs ble utført av kyndig personell i henhold til standard prosedyre ved isotoplaboratoriet ved institutt for plante- og miljøvitenskap ved universitetet for miljø- og biovitenskap i perioden fra 13. til 16. august 2010. Målingene ble foretatt med en NaI-detektor av typen Perkin Elmer WIZARD™ 3", 1480 automatic gamma counter. Anvendt referansemateriale var "IAEA-300 radionuclides in Baltic sea sediment" med referansedato 01.01.1993 (IAEA 1993). Beregnet aktivitet for referansematerialet var 4,45 Bq ¹³⁷Cs per 01.08.2010. Analysen ble påsatt i to omganger og talletid for prøvene var 30 minutter. Bakgrunnsverdien for ¹³⁷Cs ble automatisk fratrukket analyseresultatene og tellerisikkerheten ble oppgitt som ecpm % for hver enkelt prøve i målingene. Aktiviteten av ¹³⁷Cs ble målt i dpm. Innvekt av tørrstoff for de enkelte analyseprøvene, "Innvekt prøve, gram", var blitt registrert i forkant av ¹³⁷Cs-analysen i henhold til vedlegg 2 a og b, som ble

kommentert i underkapittel 3.2.3 "Sjiktning, våtvekt og nedfrysning" og 3.2.4 "Frysetørking og tørrvekt".

Med grunnlag i analyseresultatene oppgitt i dpm og innvekt av tørrstoff benevnt i gram for hver sedimentprøve, kunne enheten omregnes til Bq/kg tørrstoff etter formlene:

$$\text{Bq} = \text{dps} = \text{dpm}/60$$

$$\text{Bq/kg tørrstoff} = 1000 (\text{Bq/g tørrstoff})$$

Bq er bequerel

dps er desintegrasjon per sekund

dpm er desintegrasjon per minutt

To gjeldende siffer ble benyttet for beregning av enheten Bq/kg tørrstoff for kjerne A og B. ^{137}Cs -målinger ble foretatt for hvert 1 cm sjikt nedover i både kjerne A (prøve ID 1-57) og B (prøve ID 58-113). Analyseresultatene fra ^{137}Cs -analysen er angitt i vedlegg 2.

Hensikten var å datere sedimentkjernene med grunnlag i radioaktivt nedfall av ^{137}Cs over Østlandet fra atmosfæriske atomprøvesprengninger utført i årene 1953-1963 (Appleby 2001; Augustson et al. 1978; Pennington et al. 1973) og fra Tsjernobylulykken den 26. april 1986 (Appleby 2001; Skuterud & Harbitz 1999). ^{137}Cs i atmosfæren over Europa ble første gang registrert i 1954 og maksimaltoppen kom i 1963 (Appleby 2001; Pennington et al. 1973).

Radioaktiv isotop ^{137}Cs sender ut gammastråling med en energi på 662 keV og isotopen har en halveringstid på 30,2 år (Augustson et al. 1978; Pennington et al. 1973; Zolitschka et al. 2001). Antall gamma tellinger for ^{137}Cs i instrumentanalysen, vil avhenge av lengden av talletiden, mengde prøvemateriale og aktiviteten til radioaktiv isotop ^{137}Cs (personlig meddelelse, Deborah H. Oughton³ 2012). ^{137}Cs er egnet for datering av sedimenter, siden isotopen vil være tilknyttet den uorganiske og stabile mineraldelen av sedimentet. Følgelig vil den vertikale forflytningen av ^{137}Cs nedover i sedimentet over tid være ubetydelig (Augustson et al. 1978). Ved gjenfunn av ^{137}Cs -toppene fra 1963 og 1986 vertikalt nedover i sedimentkjerne A og B, vil det være mulig å relatere sedimentdybde med tid. ^{137}Cs -toppen fra Tsjernobylulykken i 1986 vil ligge nærmest opp til året 2010 i tid og vil følgelig være den mest sikre toppen. En konstant årlig sedimenteringshastighet kan dermed beregnes med grunnlag i sedimentdybden for identifisert topp i 1986 og antall forgåtte år frem mot innsamlingstidspunktet for kjerne A og B den 6. juli i 2010 dvs. $2010-1986 = 24$ år.

Dersom sedimentdybden i kjernen, hvor 1986-toppen ble identifisert, angis som X cm, vil beregningsformelen for årlig sedimenteringshastighet i perioden 1986-2010 være:

$$\text{Årlig sedimenteringshastighet} = X \text{ cm}/24 \text{ år}$$

Fra ^{137}Cs -analyseringen kan en tidsskala opparbeides med hensyn til de ulike sedimentdybdene i kjernen, slik at utviklingen av de enkelte analyseparametere, næringsstoffer og sporstoff, kan relateres til ulike årstall nedover i sedimentkjernen.

3.3.3 Total C og total N analyse

Etter analysering av radioaktiv isotop ^{137}Cs ble sedimentprøvene fra kjerne A og B analysert for total karbon og total nitrogen. Forbehandling og instrumentanalyse ble utført etter standard prosedyre av kyndig personell ved institutt for plante- og miljøvitenskap ved universitetet for miljø- og biovitenskap den 7. oktober 2010.

Sedimentprøver ble tatt ut parallelt fra 36 ulike dybdesjikt over hele lengden av kjerne A og kjerne B i henhold til vedlegg 5 a og b. Følgelig vil antall observasjoner være 36 for videre bearbeiding av analyseresultater for kjerne A og kjerne B med hensyn til total karbon og total nitrogen. Fra toppen av kjernene og rundt topputslagene for radioaktiv isotop ^{137}Cs , ble sedimentprøver tatt ut fra hvert sjikt. For resten av kjernelengden ble i hovedsak annethvert sjikt analysert.

Som forbehandling av prøver til analyse av total karbon og total nitrogen, ble cirka 0,6 gram finknust sedimentmateriale fra homogeniseringen fortørket ved 55 °C over natten. Hensikten med fortørkingen var å unngå korrigering av tørrstoff i analyseresultatene (personlig meddelelse Irene Eriksen Dahl⁴, 2010). Prøvevekt for innføring i instrumentet, LECO CHN 1000, var 200 mg tørket sediment (personlig meddelelse Irene Eriksen Dahl⁴, 2010). Analyseresultatene fra total karbon ble angitt med to desimaler og i %.

3.3.4 ICP

Etter dekomponering av sediment i UltraClave, fortynning til 50 ml og sedimentering, ble alle analyseprøvene fra kjerne A og kjerne B sendt til instrumentanalyse på ICP-OES, "Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometry" og ICP-MS, "Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry". Analysene ble utført etter standard prosedyre av kyndig personell ved institutt for plante- og miljøvitenskap ved universitetet for miljø- og biovitenskap den 31. mai 2011.

Innveide vekter av tørrstoff til ICP-analysene er angitt i vedlegg 1 a og b, som tidligere nevnt i underkapittelet 3.2.6 "Dekomponering". Analyseresultatene fra ICP-OES ble angitt som g/kg tørrstoff. Resultatene fra ICP-MS ble angitt som mg/kg tørrstoff. Analyseresultater for blankprøver og sertifisert referansemateriale, SRM River LGC 6187 (LGC 2000) og SRM Estuarine 1646 (U.S. Department of Commerce 1982), er angitt i vedlegg 4.

3.4 Statistiske analyser av kjerne A og B

3.4.1 Paret t-test

Paret t-test ble utført for å undersøke hypotese I. Hypotesetesting av differansen i μ for kjerne A og B ble utført etter standard prosedyre i Minitab® 16.2.2 (Minitab Inc. 2010). Testen ble foretatt på to ulike måter. Først ble differansen i μ av parallelle parametere fra kjerne A og B hypotesetestet enkeltvis. Deretter ble differansen i μ av alle parametere fra kjerne A og B testet simultant.

Ved paret t-test er antakelsen om lik varians ikke påkrevd for observasjonene (Minitab Inc. 2010). Normaliteten er av mindre betydning, dersom antall observasjoner er høyere enn 30 (Løvås 2004).

Det ble utført en test av nullhypotesen for å se om det kan være statistisk signifikant ulikhet mellom kjerne A og B med hensyn til differansen for μ dvs. μ_d . Nullhypotesen var $\mu_d = 0$ og alternativ hypotese var $\mu_d \neq 0$. Anvendt konfidensintervall (KI) for hypotesetestingen var 95,0 %, 99,0 % og 99,9 %. Signifikansnivå var dermed $\alpha = 0,05$, $\alpha = 0,01$ og $\alpha = 0,001$. Utvalgsstørrelsen for total karbon og total nitrogen var $n = 36$ og for de øvrige parametere var $n = 56$.

Dersom P-verdi $> \alpha$ kan H_0 ikke forkastes, fordi bevis ikke foreligger for statistisk signifikant ulikhet mellom kjerne A og B. Det kan likevel ikke påstås av H_0 er sann. Dersom P-verdi $< \alpha$ kan H_0 forkastes på grunn av bevis for statistisk signifikant ulikhet mellom kjerne A og B (Engstrand & Olsson 2003).

3.4.2 Sprednings- og korrelasjonsanalyse

Sprednings- og korrelasjonsanalyser av datamaterialet ble utført etter standard prosedyrer i Minitab® 16.2.2 (Minitab Inc. 2010). Analysene ble foretatt for to grupper av parametere med grunnlag i middelerdien av kjerne A og kjerne B fra instrumentanalysene. Gruppe I bestod av total C og metallene total Cu, total Fe, total Mn, total Zn og total Pb.

Instrumentanalysen for total C bestod kun av 36 parallelle målinger av sedimentsjikt i kjerne A og kjerne B, slik at sprednings- og korrelasjonsanalysene måtte bli utført på dette

datagrunnlaget. Gruppe II bestod av total S og metallene total Cu, total Fe, total Mn, total Zn og total Pb. Datagrunnlaget bestod av 56 parallelle instrumentmålinger av sedimentsjikt i kjerne A og kjerne B.

Sprednings- og korrelasjonsanalysene for gruppe I og gruppe II vil bli beskrevet, fremstilt grafisk og diskutert fortløpende i resultatdelen i kapittel 4.

3.5 Fremstillinger av resultat for kjerne A og B

3.5.1 Kronologisk sedimentarkiv

Vedlegg 2 (^{137}Cs) og 1 (tørrstoffprosent), 1 (prosent vanninnhold), 5 (total karbon), 5 (total nitrogen), a6 (total fosfor), a7 (total svovel), a8 (total kobber), a9 (total jern), a10 (total mangan), a11 (total sink), a12 (total kadmium), a13 (total kobolt), a14 (total krom) og a15 (total bly) viser målingsresultater for kjerne A og kjerne B for alle parametere fra de kjemiske analysene fra kapittel 3.3 "Kjemiske analyser". Måleverdien for hvert enkelt dybdesjikt i sedimentet ble relatert til årstall ved bruk av tidsskalaen fra ^{137}Cs -dateringen. For de 6 gjentaksmålingene i kjerne B i de 3 ulike sonene, ble middelveiden av de 6 gjentakene i hver enkelt sone benyttet som innsatt resultatverdi for sedimentsjiktene 7-8 cm, 32-33 cm og 51-52 cm.

For hver enkelt analyseparameter ble middelveidi av kjerne A og kjerne B beregnet for hver sjiktdybde vertikalt fra overflatesedimentet til bunnen av kjernen. Datagrunnlaget for alle parametere var 56 målinger med unntak av total karbon og total nitrogen, som begge hadde 36 målinger. Fra middelveiden av kjerne A og kjerne B ble middelveidi og standardavvik beregnet over tiårsintervall i perioden fra 1940 til 2010. Antall sjiktmålinger denne kalkuleringen ble utført over for de enkelte tiår, varierte i hovedsak mellom et grunnlag på 7 og 8 målte sjikt for alle parametere med unntak av total karbon og total nitrogen, som varierte mellom 3, 4 og 6 målinger. Se vedlegg XXa1-a15 for oppsett av tiårsberegninger og antall sjiktmålinger for hver enkelt tiårsperiode. Tiåret 1940 ble imidlertid kun beregnet over 4 sjiktmålinger for alle parametere bortsett fra total karbon og total nitrogen, som ble beregnet over 3 sjiktmålinger. Tiåret 1940 vil dermed ikke representere en tiårsperiode.

De beregnede verdiene for tiårsintervallene i perioden 1940-2010, ble sammenstilt i et kronologisk sedimentarkiv for innsjøen Årungen etter kategoriseringen makronæringsstoffer, mikronæringsstoffer og sporstoffer.

3.5.2 Tidsutvikling fra 1940 til 2010

Måleverdiene fra instrumentanalyser for hvert enkelt dybdesjikt i sedimentet ble relatert til årstall ved bruk av tidsskalaen fra ^{137}Cs -dateringen.

For hver enkelt analyseparameter ble endringen i målingsverdi vertikalt gjennom sedimentet fremstilt grafisk for kjerne A og kjerne B i samme figur. I tillegg ble middelverdien av målingspunktene for kjerne A og kjerne B angitt som en hovedtrendlinje vertikalt gjennom sedimentet. Konsentrasjonen av de enkelte analyseparameterne ble ført opp på X-aksen og Y-aksen anga de ulike 1 cm sjiktene vertikalt nedover i sedimentkjernen.

3.6 Innsamling av historisk statistikk

3.6.1 Jordbruksdata fra Frogn og Ås fra 1939 til 2009

For å undersøke endring i arealbruk og utviklingen innen husdyrhold i Årungens nedbørfelt gjennom tiden ble historiske data fra Norges offisielle statistikk samlet inn i form av jordbrukstelling for hvert tiår i perioden fra 1939 til 1999. De enkelte jordbrukstellingene ble hentet fra Statistisk sentralbyrå (Statistisk sentralbyrå 2013). Det ble innhentet opplysninger om jordbruksareal og husdyrhold i kommunene Frogn og Ås i perioden fra 1939 til 2009. Siste jordbruksstelling var imidlertid i 2010, slik at tilgjengelig data fra statistikkbanken til Statistisk sentralbyrå ble benyttet for 2009. Tall for 2009 er blitt hentet inn fra tabell 06462: "Jordbruksareal, etter bruken (dekar) (K)" (Statistisk sentralbyrå 2012b) og tabell 06447: "Husdyr, etter husdyrslag (K)" (Statistisk sentralbyrå 2012a). Søkekategoriene var "fulldyrka eng", "korn og oljevekstar til mogning" og "potet" i tabell 06462 og "storfe i alt" i tabell 06447. For Frogn kommune var imidlertid tallene for fulldyrka eng og potet i 2009 samt for storfe i årene 1999 og 2009 ikke blitt offentliggjort av personvernansvarlig (Statistisk sentralbyrå 2012a; Statistisk sentralbyrå 2012b).

Jordbrukstellingene ved de enkelte tiår har hatt ulik kategorisering med hensyn til definisjonen av "fulldyrket eng til slått og beite" gjennom historien:

Tall fra statistikkbanken for 2009 ble uttatt fra kategorien "Fulldyrka eng" (Statistisk sentralbyrå 2012b).

Tall fra jordbrukstelingen i 1999 ble uttatt fra kategorien "Areal av eng og beite. Fulldyrket eng" (Statistisk sentralbyrå 2001).

Tall fra jordbrukstelingen i 1989 ble uttatt fra kategoriene "Eng til slått. Fulldyrka" og "Kulturbeite. Fulldyrka" (Statistisk sentralbyrå 1992a).

Tall fra jordbrukstelingen i 1979 ble uttatt fra kategoriene "Eng til slått. Fulldyrka" og "Eng til kulturbeite. Fulldyrka" (Statistisk sentralbyrå 1982a).

Tall fra jordbrukstellingene i 1959 og 1969 ble tatt fra kategoriene "Eng til slått. Fulldyrka" og "Kulturbeite. Fulldyrka" (Statistisk sentralbyrå 1961; Statistisk sentralbyrå 1971a).

Tall fra jordbrukstellingen i 1949 ble tatt fra kategoriene "Eng til slått. Eng på dyrket jord", "Eng til beite. På dyrket jord" og "Kulturbeite. På dyrket jord" (Statistisk sentralbyrå 1950).

Tall fra jordbrukstellingen i 1939 ble tatt fra kategoriene "Eng til slått. Eng på dyrket jord", "Eng til beite. Kulturbeite på dyrket jord" og "Eng til beite. Annen eng til beite på dyrket jord" (Det statistiske sentralbyrå 1940).

I følge Statistisk sentralbyrå ble kategoriseringen med hensyn til størrelsen på jordbruksbedriften endret i 1999:

"Før 1999: Omfatter jordbruksbedrifter med minst 5 dekar jordbruksareal i drift.
F.o.m. 1999: Omfatter også jordbruksbedrifter med mindre enn 5 dekar jordbruksareal i drift, i hovedsak samdrifter og hagebruk" (Statistisk sentralbyrå 2012a; Statistisk sentralbyrå 2012b).

All innhentet data for Frogn og Ås i perioden fra 1939 til 2009 ble systematisert i to figurer ved bruk av Microsoft Excel 2010 (Microsoft Excel 2010 Inc. 2010). Figur X1 og figur X2 i resultatdelen i kapittel XX viser utviklingen for arealbruk og husdyrhold henholdsvis i Frogn og Ås kommuner i tidsrommet. I figurene er kategoriene korn, potet, eng og storfe blitt anvendt.

3.6.2 Klimadata fra Frogn og Ås 1930-2010

Innsamling av data for årsnedbør og årsmiddeltemperatur ble foretatt for Ås og Frogn kommuner i perioden fra 1930 til 2010 (Thue-Hansen & Grimenes 2012).

4. Resultat og diskusjon

4.1 Laboratorieobservasjoner og beregninger for kjerne A, B og C

4.1.1 Karakterisering av kjerne A og B

Beskrivelse for kjerne A og B

Sedimentkjerne A og B er vist i figur 8 a. Kjernene hadde horisontale sedimentoverflater og lik totallengde på 54,5 cm. Ved en sidestilt betraktning av kjerne A og B, utviste sedimentet forholdsvis lik karakteristikk og det var ingen utpregede visuelle tegn til forstyrrelser.

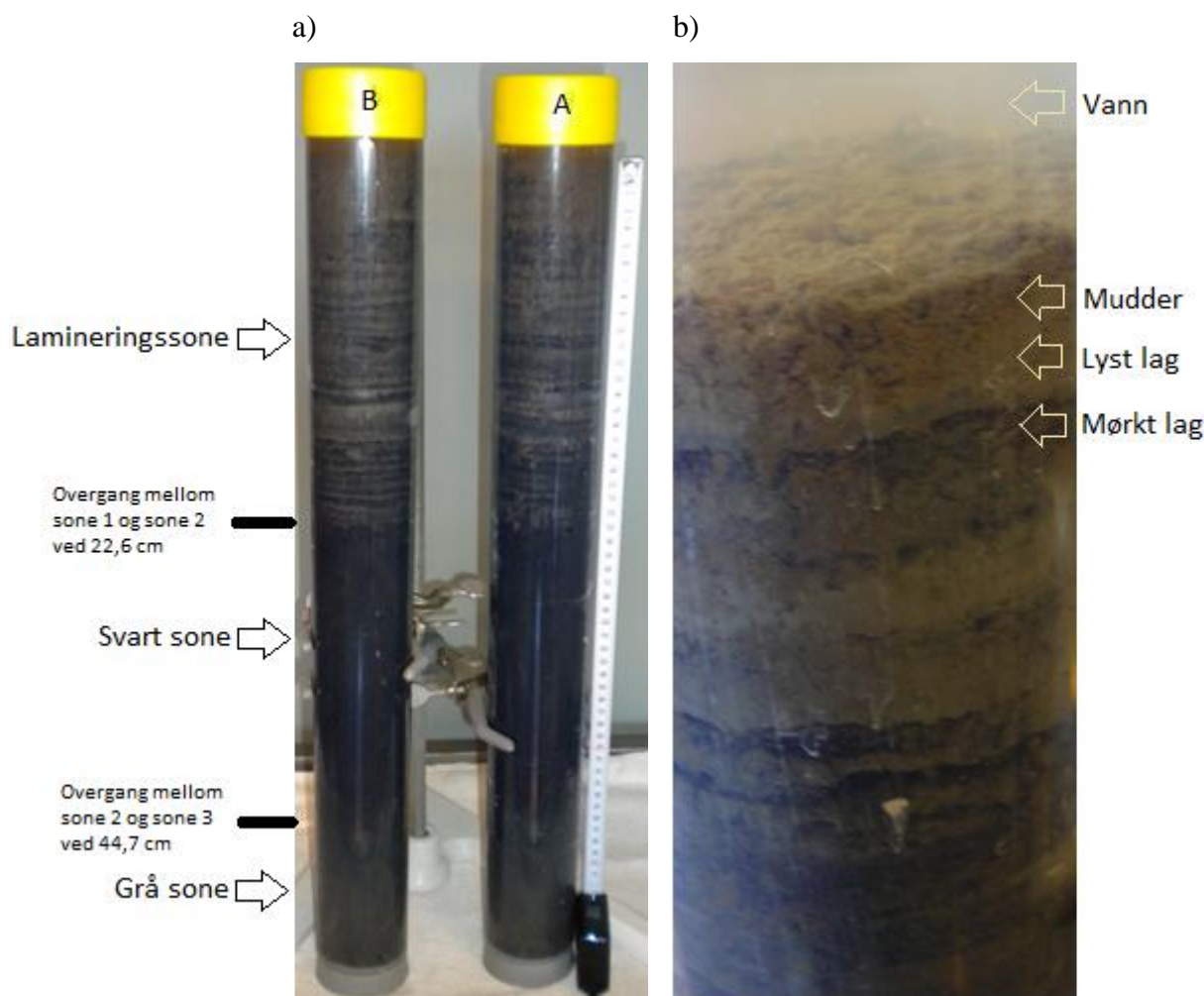
Sedimentet inneholdt en del vann nær sedimentoverflaten, og vanninnholdet så ut til å avta nedover i kjernene. En løs og nærmest svevende brunlig muddermasse ble observert i grenseflaten mellom innsjøvann og sediment (Økland & Økland 2006), slik figur 8 b viser. Innsjøvannet og muddermassen er angitt som henholdsvis "vann" og "mudder" i figuren.

Lengden av kjerne A og B kunne deles inn i tre markerte visuelle soner, slik figur 8 a illustrerer. Sedimentet i sone 1 i øvre del av kjernene hadde tydelig laminering med alternerende lyse og mørke lag. Sone 1 er angitt som "lamineringssone" i figur 8 a. Figur 8 b gir et nærmere visuelt inntrykk av lyse og mørke lag. Lengden av lamineringssonen i kjerne A og B var henholdsvis 22,6 cm og 22,5 cm. Antall lyse lag i kjerne A var 25 og i kjerne B 27. Fargen til lyst lag var gråbrunt og mørkt lag var kullsvart. Det øverste laget ved sedimentoverflaten var lyst og cirka 0,9 cm tykt. De lyse lagene var cirka 3 ganger tykkere enn de mørke i øverste del av lamineringssonen. De mørke lagene virket imidlertid mer regulære gjennom lamineringssonen med hensyn til tykkelse enn de lyse lagene. Tykkelsesforholdet mellom lyse og mørke lag ble gradvis utjevnet nedover i lamineringssonen, og sedimentet virket mer sammenpresset.

Sedimentet i sone 2 i midtre del av kjerne A og B var kullsvart. Sone 2 er angitt som "svart sone" i figur 8 a. Lengden av svart sone i begge kjerner var 22,1 cm.

Sedimentet i sone 3 i nedre del av kjernene A og B var grått. Sone 3 er angitt som "grå sone" i figur 8 a. Lengden av grå sone i kjerne A og B var henholdsvis 9,8 cm og 9,9 cm. I figur 8 a er overgangen mellom sone 1 og sone 2 samt mellom sone 2 og sone 3 angitt som henholdsvis 22,6 cm og 44,7 cm for middelveidien av kjerne A og B.

Med grunnlag i visuelle betraktninger av lamineringssonen i kjerne A og B ble gjennomsnittlig årlig sedimenteringshastighet for kjernelengden anslått til 8,7 mm/år.



Figur 8: a) Karakterisering av sedimentkjerne A og B. Visuell soneinndeling med laminert sediment, svart sediment og grått sediment. Overgangen mellom sone 1 og sone 2 og mellom sone 2 og sone 3 er angitt som henholdsvis 22,6 cm og 44,7 cm for middelværdien av kjerne A og B. b) Sedimentkjerne med lamineringssone og grenseflaten mellom sediment og innsjøvann. Lamineringen består av alternerende lyse og mørke lag. Overgangen mellom sediment og innsjøvann tilsvarer "vann" og "mudder" (foto: Turid Snuggerud).

Diskusjon for kjerne A og B

Kjerne A og B fra Årungens akkumuleringszone utviste utpreget lik karakteristikk, og sedimentet så ut til å være uforstyrret med hensyn til forløpt sedimenteringsprosess i innsjøen. De parallelle kjernene ble ansett som representative prøver for videre analyser.

Den visuelle betraktningen av kjerne A og B gjennom de transparente PVC-rørene, antydte en markant tredelt soneinndeling av kjernelengden. Årsaken til dette kan være endringer i miljøbelastningen til innsjøen gjennom historien. Sedimentet vil kontinuerlig lagre endringer og gjenspeile dynamiske prosesser relatert til klima, nedbørfelt og selve innsjøen med tiden (Skulberg 1975).

De senere år har Årungen hatt en tydelig lamineringsprosess i dypområdet. I følge Zambon (2010) hadde ikke kjernene fra littoralsonen lamineringer (Zambon 2010). Hvorvidt

lamineringer i sedimentet vil oppstå eller ikke, vil generelt være sterkt avhengig av lokale særtrekk ved innsjømiljøet og nedbørfeltet. Boreale områder vil imidlertid være preget av årlige sykluser med store årstidsvariasjoner. Faktorer av betydning for lamineringsforløpet kan være islegging, vårflom, sommerstagnasjon, algeoppblomstringer og høststormer. En dimiktisk innsjø som i vårflommen får tilført leire og silt fra nedbørfeltet, vil generelt danne laminering bestående av mineralmateriale om våren, organisk materiale fra planter og alger om sommeren og et tynt finkornig mørkt organisk lag om vinteren. Lagdeling og anaerobe betingelser om vinteren og sommeren, vil gi et begrenset dyreliv og dermed hindre miksing av sedimentet (Ojala et al. 2000). Generelt vil lyse og tykke lag bli dannet under høy vannføring og tynne mørke lag vil bli dannet ved stillestående vann. Det lyse avsetningsmaterialet vil bestå av mineralkorn. Produksjon av døde alger og dyr vil gi hovedvekt av organiske avsetninger om sommeren og høsten (Håkanson & Jansson 2002).

Fra Lake Erie i Canada, som er en innsjø med høy primærproduksjon, ble det rapportert at algemasse hopet seg opp i grenseflaten mellom sediment og vann i løpet av sommeren. Oksygenkrevende bakteriell nedbrytning av organisk materiale medvirket til reduserende betingelser i hypolimnion. Ved tilstedeværelse av svovel ble sedimentoverflaten etterfølgende farget svart fra undersiden av det opphopede algelaget (Kemp et al. 1972).

Sedimentkjerne A og B ble hentet i Årungen den 6. juli 2010. Det øverste laget i lamineringssonen var lyst og cirka 0,9 cm tykt. Etterfølgende lyst lag lenger ned i kjernen var av tilsvarende tykkelse. O₂-metningen ved 13 meters dybde var 3,7 % (personlig meddelelse, Johnny Kristiansen 2010) den 6. juli. Trenden hadde vært nedadgående siden 26. mai 2010. Da var O₂-metningen 62 %. Endringen i O₂-metning hadde vært spesielt tydelig fra den 30. juni på 19 % til den 6. juli (*Database Årungen* 2010). I etterfølgende tid var O₂-metningen nær null % frem mot høsten. Det er nærliggende å anta, at et mørkt lag ville oppstå innen kort tid med tanke på regulariteten i sedimentkjernen for de alternerende lyse og mørke lagene. Det er derfor rimelig å anta, at et mørkt lag vil fremkomme i løpet av en tid med redusert oksygentilgang i hypolimnion.

I en undersøkelse av sedimentet i Kolbotnvann i Akershus fylke i 1996, ble alternerende brune og svarte lag forklart som en lengre periode med vekslende betingelser med tilstedeværelse og fravær av oksygen. I den samme rapporten ble lyst brunt sediment i innsjøen Gjersjøen ansett som oksidert (Faafeng et al. 1997). En undersøkelse fra 2007 i Østensjøvannet i Årungen nedbørfelt, viste at svart lag i lamineringen var forårsaket av jernsulfidutfelling under hyppige anoksiske bunnforhold. Innsjøen var blitt utsatt for høy

tilførsel av erosjonsmateriale og forurensninger fra jordbruk samt urbane områder i løpet av årene 1963-1964 (Sørensen et al. 2007).

Dersom et "varv", definert som et lyst og et mørkt lag, ble forutsatt å gjenspeile prosesser i Årungen sediment i løpet av ett år (Eckhéll et al. 2000), ble gjennomsnittlig sedimenteringshastighet i Årungen anslått til 8,7 mm/år i akkumuleringssonen. Ved en jevn fordeling av sedimentert materiale over hele innsjøens areal, ble årlig sedimentering av erodert jordmateriale fra Årungen nedbørfelt kalkulert til 1,6 mm. Nedbørfeltet til Årungen forsyner innsjøen med leir- og moreneavsetninger. Sedimentet i Årungen består av 58 % leire, 38 % silt og 4 % sand. I dypområdet utgjorde imidlertid finkornet leire mer enn 68 % med hensyn til kornstørrelsesfordelingen (Johnson 2010). Avsetningene av finmaterialet vil være størst i akkumuleringssonen, og følgelig vil sedimentert materiale kunne hope seg opp der og gi et tykkere sedimenteringslag enn resten av innsjøen. I sedimentundersøkelsen fra Årungen i 1978 ble årlig sedimenteringshastighet beregnet til 8,4 +/- 0,4 mm/år ved 12,8 meters dybde i Årungen (Augustson et al. 1978; Skogheim & Erlandsen 1984). Følgelig lå sedimenteringshastigheten på 8,7 mm/år innenfor variasjonen fra 1978. Den årlige tilveksten av sediment avsatt gjennom året, som er beregnet i denne oppgaven, vil dermed være tilnærmet lik tidligere tiders årsavsetninger.

Hvorvidt laminering kan være forårsaket av endringer i sammensetningen av sedimentert materiale, alloktont og autoktont, eller årstidsvariasjoner med endring i redoksbetingelser i innsjøen er vanskelig å vite. Med grunnlag i ovennevnte antas det imidlertid, at det mørke laget vil dannes i løpet av sensommeren på grunn av tilskudd av organisk materiale på sedimentoverflaten og utvikling av anoksiske forhold i hypolimnion på grunn av oksygenkrevende nedbrytningsprosesser. Den svarte fargen vil være forårsaket av utfelling av jernsulfid (Skogheim 1978; Skogheim & Erlandsen 1984). Lyst lag kan være dannet av erodert mineralmateriale under mer oksiderende betingelser i løpet av høsten, vinteren og våren. Om vinteren vil forøvrig tilstedeværelse av organisk materiale være begrenset.

I følge Brettum et al. (1975) som er referert i Faafeng et al. (1997), viste en undersøkelse i Kolbotnvannet i Akershus i 1973, at sedimentet i dypområdet av innsjøen var svartfarget av utfelt jernsulfid på grunn av nedbrytningsprosesser i et oksygenfritt miljø. Innsjøen hadde vært utsatt for forurensning av organisk materiale fra urensset kloakk i en lang periode. Likeledes ble innsjøen Trummen i sør Sverige sterkt forurenset med avløpsvann frem til cirka 1960. Det næringsrike innsjøsedimentet var svart på grunn av utfelt jernsulfid (Cronberg 1982). Med grunnlag i ovennevnte og Årungen forurensningshistorie med store

tilførsler av organisk materiale i form av urensset kloakk, vil det være nærliggende å anta at den svarte midtre sonen kan være forårsaket av svart jernsulfid fra nedbrytning av organisk materiale. Eventuelt kan organisk materiale være tilført autoktont på grunn av eutrofiering (Skogheim 1978; Skogheim & Erlandsen 1984).

Den nedre sonen i kjerne A og B fremstod som homogen grå. En undersøkelse i Årungens hypolimnion i 1973, viste at sedimentet bestod av et tykt lag med svart jernsulfid over homogen leirgytje. Det ble antatt at perioden med anaerobe betingelser hadde hatt en sedimenteringshastighet på 4 mm/år og at den første fellingen av jernsulfid oppstod rundt 1943-1953 (Skulberg 1975). En undersøkelse av sedimentet i Bunnefjorden i 2007 antydte at lyse lag var lite forurenset og bestod av leirmateriale (Skei & Nilsson 2008).

Dersom jorda i nedbørfeltet ikke har et beskyttende vegetasjonsdekke, vil det medføre økt fare for erosjon. Mineralmateriale vil da ende i innsjøen som avsatt leirgytje. Dersom jorda er tildekt med effektivt plantedekke, vil erosjon og transport av mineralmateriale avta. Sammen med økt organisk produksjon i innsjøen kan denne endringen i jordbrukspraksis forklare en tydelig lagdeling ved endring fra hovedsakelig mineralske til hovedsakelig organiske sedimentavsetninger (Digerfeldt 1972).

Med grunnlag i ovennevnte antas det at den grå sonen i kjernebunnen består av leire fra nedbørfeltet, og at Årungen var lite forurenset i denne perioden. Sedimenteringshastigheten antas å være lav på grunn av lite tilførsel av både alloktont og autoktont materiale. Overgangen mellom sone 1 og sone 2 ved 22,6 cm og mellom sone 2 og sone 3 ved 44,7 cm, kan indikere en endring i miljøbelastningen til innsjøen gjennom tiden. For økt forståelse av Årungens sedimentutvikling vil det være interessant å finne ut om jernsulfid er til stede i den svarte sonen og i de mørke lagene i lamineringssonen.

4.1.2 Våt- og tørrvekt for kjerne A og B

Se beregningsformel under kapittel 3.3 "Kjemiske analyser og beregninger for kjerne A og B" i metodedelen.

4.1.3 Visuelle funn i kjerne A og B

Beskrivelse for kjerne A og B

Tabell 4 viser observerte visuelle funn i forkant av homogeniseringen av sedimentkjerne A og B. I tabellen er de ulike funn registrert for kjerne A og B med angivelse av dybdesjikt i centimeter for lokalisering av funn i sedimentkjernen. Funnene er kun visuelt observert og ikke undersøkt nærmere for å fastlegge hvorvidt de er av organisk opprinnelse eller ikke.

Tabell 4: Visuelle funn i sedimentkjerne A og B fra Årungen i Akershus fylke. For lokalisering av funn i sedimentkjernene er dybdesjikt oppgitt i cm.

Sedimentkjerne ID	Dybdesjikt cm	Visuelle funn
A	0-1	Organisk materiale, 1 stykk, hvit, antatt zooplankton fra vannmassene.
A	56-57	Organisk materiale, mange, gråsort, 0,5 cm lange, stråform.
B	23-24	Organisk materiale, 4 stykker, brune, 4 cm lange, frøform.
B	36-37	Organisk materiale, 2 stykker, brune, 1,7 cm lange, 1 mm tykke, stråform.
B	40-41	Organisk materiale, 4 stykker, brune, 0,5-2 cm lange, 1 mm tykke, stråform.
B	44-45	Hull, 1 stykk, 0,5 cm i diameter.
B	45-46	Organisk materiale, 1 stykk, lys brun, 3 mm lang, 0,5 mm tykk, stråform.

Anmerkning til tabell:

Organisk materiale er visuelt antatt og ikke undersøkt nærmere.

Diskusjon for kjerne A og B

Kjerne A og B utviste ulikhet i innhold av visuelle funn i de ulike sedimentsjikt, slik tabell 4 viser. I kjerne A ble funn observert som organisk materiale i topp og bunnsjiktene. I kjerne B var innholdet av visuelle funn mer utbredt fra sjikt 23-24 cm og vertikalt nedover i kjernen. Siste registrerte funn ble gjort ved sedimentsjikt 45-46 cm. Alle visuelle funn er blitt antatt å ha opphav i organisk materiale med unntak av sjiktet ved 44-45 cm, hvor det ble registrert et 0,5 cm bredt hull i sedimentet. De visuelle funnene i kjerne A og B kan bidra som feilkilder med hensyn til resultater for parametere i instrumentanalysene. Sedimentets konsistens etter homogenisering var et gråbrunt finkornet pulver.

4.1.4 Vertikal deling av kjerne C

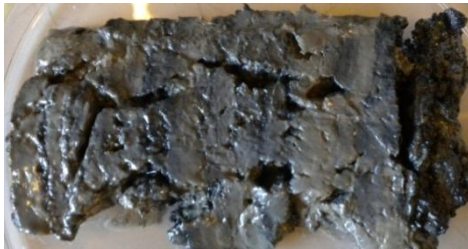
Beskrivelse for kjerne C

Ved uttak av sedimentkjerne C fra PVC-røret, delte sedimentet seg opp ved de mørke lagene i lamineringssonen. Det virket som sedimentet fikk en gradvis fastere konsistens nedover i kjernen fra lamineringssonen og via svart sone ned til bunnen av kjernen. Sonen med laminat var våt og lettere utflytende, mens den grå sonen var fast og sammenhengende. Svart sone hadde en mellomtilstand i forhold til de andre sonene. Kjerne C ble delt opp i to halvdelar og den ene kjernelengden er vist i figur 9 a. Figur 9 b-d viser sediment fra lamineringssonen med alternerende lyse og mørke lag (b), sediment fra overgangen mellom lamineringssonen og svart sone (c) samt sediment fra grå sone (d).

a)



b)



c)



d)



Figur 9: a) Kjerne C vertikalt oppdelt i en halvdel med lamineringssone til venstre, svart sone i midten og grå sone til høyre i bildet. Vått sediment direkte uttatt fra PVC-røret. b) Vått sediment fra lamineringssonen med alternerende lyse og mørke lag. c) Vått sediment fra overgangen mellom lamineringssonen og svart sone. d) Vått sediment fra grå sone (foto: Turid Snuggerud).

Ved lengdedeling av kjerne C, fremkom det at svart sone likevel hadde svak antydning til laminering med alternerende lyse og mørke lag. De diffuse lagene i svart sone er vist i figur 10. Grå sone viste imidlertid ikke tegn til laminering og var jevn grå over hele sonen. I den svarte sonen var det et markant ekstra kullsvart område fra cirka 23 cm til cirka 29 cm. Dette kan anes i fotografiet av hele kjernelengden i figur 9 a.



Figur 10: Vått sediment fra svart sone med svake antydninger til laminater med alternerende lyse og mørke lag (foto: Turid Snuggerud).

Gjennom hele kjernelengden fremstod sedimentet som en glatt og klebrig masse. Det var vanskelig å kjenne forskjell med hensyn til kornstørrelse i sonene med laminering, svart sediment og grått sediment. I øvre lamineringssone luktet det "sjø". I svart sone kunne det anes en annen mer fremtredende lukt, som var vanskelig å identifisere. Grå sone hadde

fortsatt den samme lukten som i svart sone, men ikke fullt så fremtredende. Generelt sett var det imidlertid ingen sterk lukt fra kjernen.

Den ene vertikale halvdel av kjerne C, som ble tilsatt α -dipyridyl på sedimentet over hele kjernelengden, ga utslag av rød farge. Dette er vist i figur 11.



Figur 11: Tilsetting av α -dipyridyl på sediment i kjerne C. α -dipyridyl ga utslag av rød farge over hele kjernelengden (foto: Turid Snuggerud).

I suspensjonen for vått svart sediment før tørking ble pH målt til 6,9. pH-målingen av tørket sediment viste ingen betydelig endring i pH i forhold til vått sediment (personlig meddelelse Tore Krogstad¹ 2012). Testen med saltsyre på svart sediment og i lamineringssjiktet med lyse og mørke lag, ga lukt av merkbar hydrogen sulfid (personlig meddelelse Tore Krogstad¹ 2012).

Halvdelen av kjerne C, som ble eksponert for luft inneholdt kun lyse sedimentprøver etter tørking. Sedimentet hadde tydeligvis tørket mye og var skrumpet i størrelse. Ved påføring av vann på en bit tørket sediment fra svart sone, ble prøven ikke like svart som tidligere. Prøven var blitt avfarget og forholdt seg lys brun i våt tilstand. Svart sediment fikk en rødlig nyanse ved tørking. Dette var fremtredende også i de mørke lagene i lamineringssonen. Figur 12 a og b nedenfor viser de tørkede sedimentdelene fra lamineringssonen og overgangen mot svart sone etter lufttørking. Figur 12 b og c ovenfor viser de samme skålene med vått sediment før tørkeprosessen.

a)



b)



Figur 12: Kjerne C vertikalt oppdelt og sediment fra ulike soner tørket på glasskåler. a) Tørket sediment fra lamineringssone med alternerende lyse og mørke lag. Det mørke laget fikk rustrød farge ved tørking b) Tørket sediment fra overgangen mellom lamineringssonen og svart sone. Det svarte sedimentet fikk tydelig rustrød farge (foto: Turid Snuggerud).

Diskusjon for kjerne C

Forminskningen av sedimentprøvene ved tørking, viste at sedimentet hadde høyt vanninnhold. Det kan indikere, at sedimentet består av veldig fin leire med høyt innhold av vannporer og/eller organisk materiale med høy vannbindingskapasitet (Skogheim 1978). I følge Skogheim 1978 bestod sedimentet i Årungen hovedsakelig av allohton uorganisk leire og autoktont organisk materiale (Skogheim 1978).

Ved lufteksponering av svart sediment fra Lake Ontario i Canada, ble sedimentet oksidert til et brunfarget sediment. Den svarte fargen ble antatt å være forårsaket av jernsulfid ved veldig lavt redokspotensial. Under anaerobe betingelser i Lake Erie i løpet av sommeren i sentralt dypområde, ble overflatelaget mørkt grått ved lavt redokspotensial (Kemp et al. 1972). Avfargning av svart sediment, og videre dannelse av rødlig farge ved oksygentilgang i inneværende undersøkelse, indikerte tilstedeværelse av jern både i svart sone og i lamineringssonen. Dannelsen av rød farge over hele kjernelengden ved tilsetning av α -dipyridyl, indikerte reduserende forhold i sedimentet med tilstedeværelse av toverdige jern i alle tre soner. I svart sone var det en fremtredende lukt, men det var vanskelig å identifisere en eventuell lukt av hydrogensulfid. Ved tilsetning av saltsyre til både lamineringssjiktet og svart sone oppstod imidlertid lukt av hydrogensulfid. Det er en god indikasjon på reduserende forhold i et system hvor svovel er til stede, og det kan være en indikasjon på tilstedeværelse av jernsulfid i det svarte laget. pH-målingen av vått og tørt svart sediment ga imidlertid ubetydelige endringer. Ved lufttørking av svart sediment var det forventet en oksidasjon av

sulfid til sulfat og videre dannelse av svovelsyre med senkning av pH (Skøien 1995) (personlig meddelelse Tore Krogstad 2012).

I testingen fremkom klare bevis for reduserende forhold med tilstedeværelse av toverdigg jern i alle tre sedimentsoner. Luktdannelse av hydrogensulfid kunne indikere at svovel var tilstede under reduserende forhold i svart sediment, men pH-målingen viste imidlertid ingen syreeffekt for dannelse av svovelsyre. Det er dermed vanskelig å avklare hvorvidt det mørke laget inneholder mer svovel enn det lyse laget. Den kullsvarte fargen kan imidlertid tyde på at svart sediment inneholder mer jernsulfid enn det lyse laget i lamineringssonen. Bevisene er imidlertid ikke klare.

I følge Skogheim (1978) vil anaerob hypolimnion ved periodisk termisk lagdeling medføre dannelse av hydrogensulfid og utfelling av jernsulfid i sedimentet. I Årungen eutrofe periode på 1970-tallet inneholdt leirgytja svarte lag med jernsulfid (Skogheim 1978). Ved anaerob nedbrytning av organisk materiale i hypolimnion av en produktiv innsjø, vil sulfatreduserende prosesser danne gass av hydrogensulfid. Ved tilstedeværelse av toverdigg jern vil jernsulfid felles ut (Wetzel 2001; Økland & Økland 2006). Dannelse av svart jernsulfid i sedimentet ble registrert i løpet av forurensningsperioden i Trummen. Årsaken til utfellingen var økt dannelse av hydrogensulfid (Digerfeldt 1972). Det vil være rimelig å anta, at svart sediment i sone 2 i Årungen er utfelling av jernsulfid og at det kan være forårsaket av forurensninger i innsjøen.

I kjerne C ble det observert et ekstra markant kullsvart område i svart sone. I følge en undersøkelse av sedimentet i Eidsvann fremkom det, at et høyt innhold av organisk materiale kunne gi en lite utviklet og utydelig lamineringsprosess (Olsen 2005). For øvrig kan gass av hydrogensulfid forstyrre lamineringsprosessen under anaerobe betingelser (Håkanson & Jansson 2002).

4.2 Paret T-test for kjerne A og B

Beskrivelse for paret T-test

Paret T-test ble foretatt for å undersøke hypotese I om at det ikke vil være ulikhet mellom to sedimentkjerner fra samme innsamlingspunkt i det sentralt dypeste området av Årungen med hensyn til målt totalinnhold av analyseparametere. Hensikten har vært å gi økt datagrunnlag med hensyn til å styrke analyseresultatene. Paret T-test ble utført etter standard prosedyre i Minitab ® 16.2.2 (Minitab Inc. 2010).

Analyseresultater fra paret T-test for hypotesetesting av differansen i μ for kjerne A og B er vist i tabell 5 for enkeltparametere og alle parametere simultant.

Hypotesetesting for differansen i μ av parallelle parametere fra kjerne A og B enkeltvis, ga ved signifikansnivå $\alpha = 0,05$ statistisk signifikans for total C, total N, total Cu, total Fe, total Mn og total Co. P-verdier ved $\alpha = 0,01$ ga statistisk signifikans for total C, total N og total Cu. Ved heving av konfidensnivået til 99,9 %, fremkom kun statistisk signifikans for total C og total N.

Hypotesetesting for differansen i μ av alle parallelle parametere fra kjerne A og B simultant, ga ikke statistisk signifikans ved de tre testede signifikansnivåene.

Tabell 5: P-verdier fra paret T-test for hypotesetesting av differansen i μ for kjerne A og kjerne B. Tabellen angir resultater for test av enkeltparametere og for alle parametere simultant. Anvendt konfidensintervall (KI) er 95,0 %, 99,0 % og 99,9 %. Signifikansnivå er angitt som $\alpha = 0,05$, $\alpha = 0,01$ og $\alpha = 0,001$. Utvalgsstørrelsen for total C og total N er $n = 36$ og for de øvrige parametere er $n = 56$.

Paret T-test		95,0 % KI	99,0 % KI	99,9 % KI
		$\alpha = 0,05$	$\alpha = 0,01$	$\alpha = 0,001$
Kjerne A og B	P-verdi	Signifikans	Signifikans	Signifikans
Cs-137	0,631			
Tørrstoff	0,350			
Vanninnhold	0,350			
Total C	0,000	*	**	***
Total N	0,000	*	**	***
Total P	0,338			
Total S	0,424			
Total Cu	0,004	*	**	
Total Fe	0,024	*		
Total Mn	0,048	*		
Total Zn	0,129			
Total Cd	0,482			
Total Co	0,020	*		
Total Cr	0,427			
Total Pb	0,796			
Alle parametere	0,211			

Anmerkning til tabell:

* betyr P-verdi $< 0,05$

** betyr P-verdi $< 0,01$

*** betyr P-verdi $< 0,001$

Diskusjon for paret T-test

Tabell 5 viste at hypotesetesting av parallelle enkeltparametere for kjerne A og B ved høyeste α -verdi, ga statistisk signifikant bevis for ulikhet mellom kjernene med hensyn til total C, total N, total Cu, total Fe, total Mn og total Co. Ved laveste α -verdi var imidlertid kun total C og total N bevist signifikant ulike. Testens styrke vil imidlertid avhenge både av utvalgsstørrelsen og signifikansnivå (Engstrand & Olsson 2003). Datagrunnlaget for total C og total N var kun basert på 36 observasjoner ($n = 36$), mens utvalgsstørrelsen for de resterende parametere var $n = 56$. I tillegg kan visuelle funn av organisk materiale i kjerne A og B omtalt i underkapittel 4.1.3 ha bidratt som feilkilder for total C og total N.

Hypotesetesting av alle parametere fra kjerne A og B simultant, ga ikke bevis for statistisk signifikant ulikhet mellom kjerne A og B. Følgelig kunne nullhypotesen ikke forkastes. Statistisk sett vil det imidlertid ikke være mulig å påstå at nullhypotesen er sann (Engstrand & Olsson 2003).

På grunnlag av ovennevnte resultater ble det forutsatt, at kjerne A og B var ensartete med hensyn til videre analyser av alle parametere i inneværende undersøkelse. Datagrunnlaget ble ansett for å være tilstrekkelig godt med hensyn til sikkerheten i analyseresultatene. Det vil ikke være behov for stikkprøver fra en tredje sedimentkjerne fra samme innsamlingspunkt i Årungen for å sikre datagrunnlaget ytterligere.

4.3 ^{137}Cs -datering

4.3.1 ^{137}Cs -datering av kjerne A og B

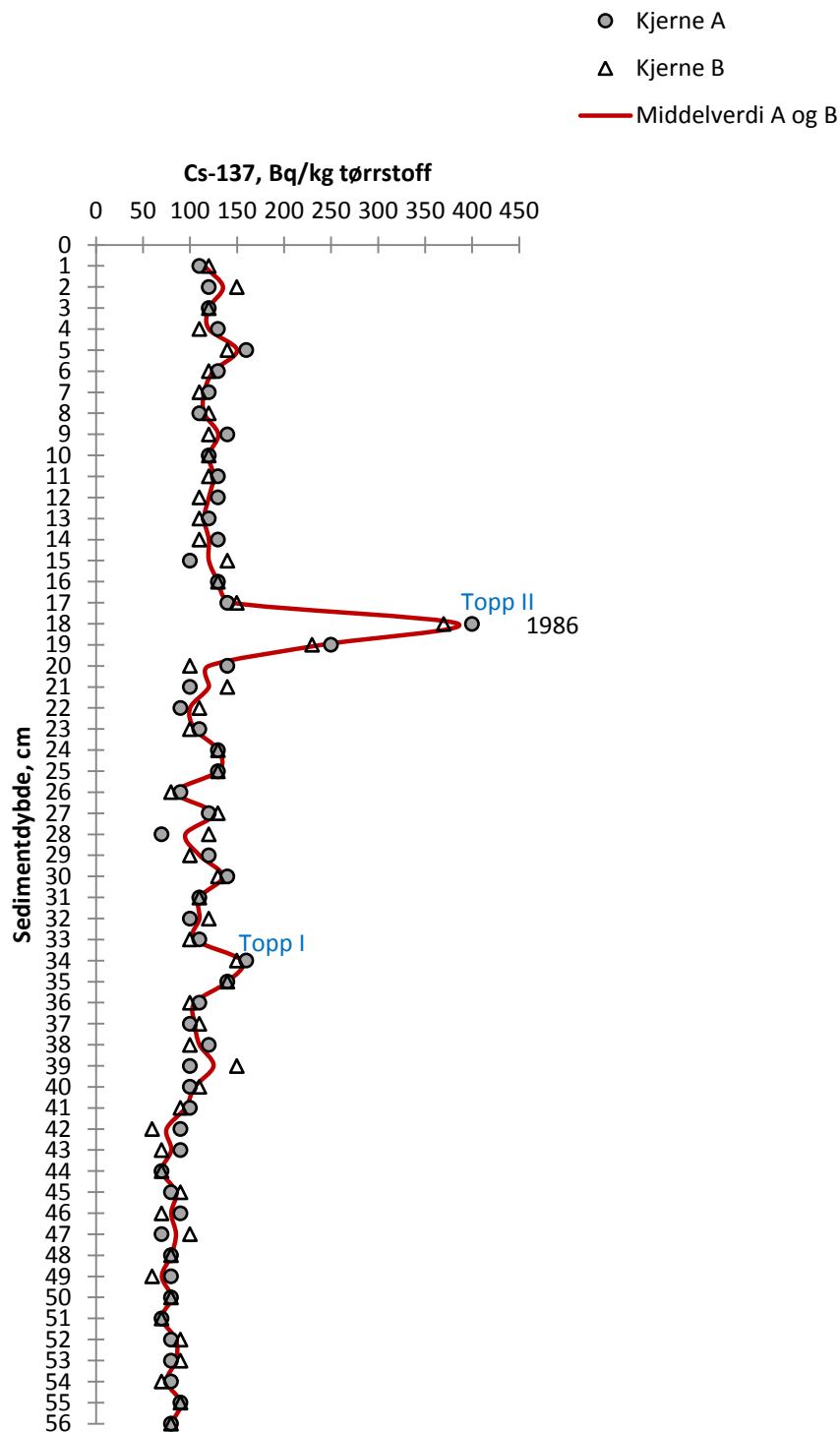
Beskrivelse for ^{137}Cs

Analyseresultater fra målingene av radioaktiv isotop ^{137}Cs i 1 cm sjiktprøver fra kjerne A og B foreligger i vedlegg 2. Målt aktivitet av referansematerialet IAEA-300 var henholdsvis 4,95 Bq og 4,85 Bq i omgang 1 og omgang 2 av analysen. Nøyaktigheten i målingene lå dermed innenfor 10 % i forhold til beregnet aktivitet per 01.08.2010. Måleresultater for sedimentprøver fra kjerne A og B lå likeledes innenfor en telleusikkerhet for analysen på 10 % med unntak av sedimentprøve med ID 28 og 87.

Analyseresultatene av aktiviteten til radioaktiv isotop ^{137}Cs i Bq/kg tørrstoff i sedimentkjerne A og B fra Årungen dypeste innsjøområde er grafisk fremstilt i figur 13. Y-aksen illustrerer sedimentdybden per 1 cm vertikalt nedover i sedimentkjernene. 1 cm sedimentdybde omfatter overflatesjiktet 0-1 cm øverst i kjernene. X-aksen viser aktiviteten av

^{137}Cs i Bq/kg tørrstoff. Grafen viser de enkelte målepunktene for hver 1 cm sjiktdybde vertikalt nedover i kjerne A og B. I tillegg er middelverdien av måleverdiene for kjerne A og B inntegnet som en rød trendlinje gjennom sedimentet.

I nedre del av grafen vises et forholdsvis stabilt bakgrunnsnivå i underkant av 100 Bq ^{137}Cs /kg tørrstoff. En svak gradvis økning ble registrert i aktiviteten av ^{137}Cs fra sedimentdybde 41-42 cm og frem til et mindre topputslag på 155 +/- 7,071 Bq ^{137}Cs /kg tørrstoff ved 33-34 cm dybde. Toppen vil heretter bli omtalt "topp I". Topp I er angitt i figur XX. Litt forhøyede verdier og mer variabilitet i forhold til bakgrunnsnivå ble registrert i etterkant av topp I. En betydelig økt aktivitet ble registrert ved 18-19 cm, og et påfølgende distinkt topputslag på 385 +/- 21,2 Bq ^{137}Cs /kg tørrstoff fremkom i sedimentet ved 17-18 cm dybde. Denne toppen vil bli benevnt "topp II" videre i oppgaven. Topp II er angitt i figur XX. En markant nedgang og videre utflating av aktivitetsnivået med en svakt forhøyet verdi i forhold til bakgrunnsnivå, ble observert fra 16-17 cm og opp mot overflatesjiktet 0-1 cm. I dette området lå verdien i overkant av 100 Bq ^{137}Cs /kg tørrstoff.



Figur 13: ^{137}Cs -datering av to sedimentkjerne, A og B, fra Årungens dypeste innsjøområde. Figuren viser endring i innhold av ^{137}Cs vertikalt ned fra overflatesedimentet. Den røde trendlinjen angir middelverdien av målepunktene til kjerne A og B nedover i sedimentet. Topp I og topp II er angitt i figuren. Årstall for antatt gjenfinning av radioaktiv nedfall fra Tsjernobyl-ulykken i 1986 er markert på figuren. Sedimentet er inndelt i 1 cm sjikt nedover i dypet. Aktiviteten av radioaktiv isotop, ^{137}Cs , er angitt som Bq/kg tørrstoff.

Diskusjon for ^{137}Cs

Både instrumentets målenøyaktighet og feilprosenten for de enkelte prøvene i analysen var tilfredsstillende. Analyseresultatene fra kjerne A og B for radioaktiv isotop ^{137}Cs i figur 13 over, viste et overensstemmende distinkt kjernemaksimum i sedimentet ved sjiktdybde 17-18 cm. For topp II er middelerdi og standardavvik av kjerne A og B blitt kvantifisert til $385 \pm 21,2 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs/kg}$ tørrstoff. Telleusikkerheten i analysen viste en feilprosent på kun 3,31 %. Aktiviteten vil følgelig med stor sikkerhet ha opphav i nedfall av radioaktiv isotop ^{137}Cs etter Tsjernobylulykken den 26. april 1986. Årstallet 1986 er angitt i figur 13 for topp II ved sjiktdybde 17-18 cm.

En antydning til en mindre topp ble registrert ved sjiktdybde 33-34 cm. For topp I er middelerdi og standardavvik av kjerne A og B blitt kvantifisert til $155 \pm 7,071 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs/kg}$ tørrstoff og feilprosenten var 4,94 %. Usikkerheten i målingene av ^{137}Cs er følgelig større for topp I enn topp II. Det blir foreløpig antatt, at topp I kan være nedfall av radioaktiv isotop ^{137}Cs fra atomprøvesprengninger på 1960-tallet med maksimaltopp i 1963.

I området mellom topp I og topp II viste grafen en viss variasjon for aktivitet av ^{137}Cs i sedimentet. Denne variasjonen kan bety, at sedimentsjiktet er blitt blandet som en følge av enten bioturbasjon med migrering av dyr nedover i sedimentet i aerobt miljø (Håkanson & Jansson 2002) eller atmosfæriske avsetninger med variabel mengde av ^{137}Cs i etterfølgende periode av topp I (personlig meddelelse, Deborah H. Oughton³ 2012).

En svak gradvis økning ble registrert i aktiviteten av ^{137}Cs fra sedimentdybde 41-42 cm og frem til topp I. Det antas foreløpig at antydet endring i aktivitet kan ha opphav i oppstarten av kjernevåpenaktiviteten i atmosfæren i 1954 (Augustson et al. 1978).

Etter topp II og opp mot sedimentoverflaten, viste resultatene et forholdsvis stabilt aktivitetsnivå. Det kan tyde på en jevn tilførsel av ^{137}Cs fra luften til innsjøsedimentene (personlig meddelelse, Deborah H. Oughton³ 2012).

Identifiseringen av topp II ved dybde 17-18 cm i sedimentkjernene, vil være den mest sikre gjenfinningen av radioaktiv isotop ^{137}Cs . Det antas, at avsetninger av ^{137}Cs i sedimentet i Årungen er innenfor en usikkerhet på mindre enn ett år med hensyn til tilførsel fra jord i nedbørfeltet (Augustson et al. 1978). Med grunnlag i Tsjernobylulykken i 1986, vil det være mulig å beregne gjennomsnittlig årlig sedimenteringshastighet for Årungen i perioden 1986-2010.

4.3.2 Årlig sedimenteringshastighet

Beskrivelse og beregninger for årlig sedimenteringshastighet

Med grunnlag i ^{137}Cs -identifiseringen av topp II i 1986 relatert til sedimentsjiktet ved 17-18 cm i kjerne A og B, kan årlig sedimenteringshastighet i Årungen for perioden på 24 år mellom 1986 og 2010 beregnes:

$$\text{Årlig sedimenteringshastighet} = 18 \text{ cm}/24 \text{ år} = 0,75 \text{ cm/år}$$

Årlig tilvekst av bunnsediment i Årungen i perioden 1986-2010 er beregnet til 7,5 mm/år.

Diskusjon for årlig sedimenteringshastighet

En årlig sedimenteringshastighet på 7,5 mm/år i Årungen for perioden 1986-2010 ble beregnet med grunnlag i 18 cm sedimentdybde. Topp II ble imidlertid identifisert i sjiktet 17-18 cm. På grunn av sjiktinndelingen av 1 cm tykkelse, vil beregningen for årlig sedimenteringshastighet inneha en usikkerhet tilsvarende området for sedimentdybde fra 17 til 18 cm.

^{137}Cs -dateringen ga en beregnet årlig sedimenteringshastighet på 7,5 mm/år, mens årlig sedimenteringshastighet beregnet fra visuelle betraktninger av laminaer i kjerne A og B var 8,7 mm/år. Det er imidlertid knyttet stor usikkerhet til dannelsen av lamineringene. Hvorvidt et "varv" med lyse og mørke lag reflekterer en variasjon i innsjøen i løpet av ett år er ikke avklart. Beregningen av årlig sedimenteringshastighet fra ^{137}Cs -dateringen anses dermed som sikrere enn den opptalte beregningen fra den visuelle betraktningen. Følgelig vil en årlig sedimenteringshastighet på 7,5 mm/år bli anvendt for opparbeidelsen av en tidsskala til bruk for fremstilling av tidsutviklingen for de enkelte analyseparametrene fra de øvrige instrumentanalysene.

Beregningene fra sedimentundersøkelsen i 1978 anslo en årlig sedimenteringshastighet på 8,4 +/- 0,4 mm/år for perioden 1954-1978 (Augustson et al. 1978). For perioden 1986-2010 er det dermed beregnet en lavere omsetningstakt i innsjøen enn for 1954-1978.

For videre beregninger i denne oppgaven med hensyn til utarbeidelse av en tidsskala for relasjon mellom sedimentdybde og årstall, ble det forutsatt, at sedimenteringshastigheten var konstant over hele kjernelengden. Årlig sedimenteringshastighet i Årungen ble følgelig ansett å være 7,5 mm/år fra toppen til bunnen av kjernene. Antatt konstant

sedimenteringshastighet er sannsynligvis feil, men det gir en indikasjon på sedimentets alder (Kemp et al. 1972).

4.3.3 Tidsskala

Beregninger og beskrivelse av tidsskala

Ved bruk av en konstant årlig sedimenteringshastighet på 7,5 mm/år var det mulig å lokalisere og datere oppstarten av atomprøvesprengningene i 1954 og topp I fra 1963 i sedimentkjernene:

Oppstarten i 1954:

Årlig sedimenteringshastighet er 0,75 cm/år

Antall år i perioden 2010-1954 = 2010-1954 = 56 år

Sedimentdybde i kjerne i cm = 0,75 cm/år * 56 år = 42 cm

Oppstarten av atomprøvesprengningene i 1954 er relatert til 42 cm dybde i sedimentkjernene. Årstallet 1954 er angitt ved 42 cm i figur 14 under.

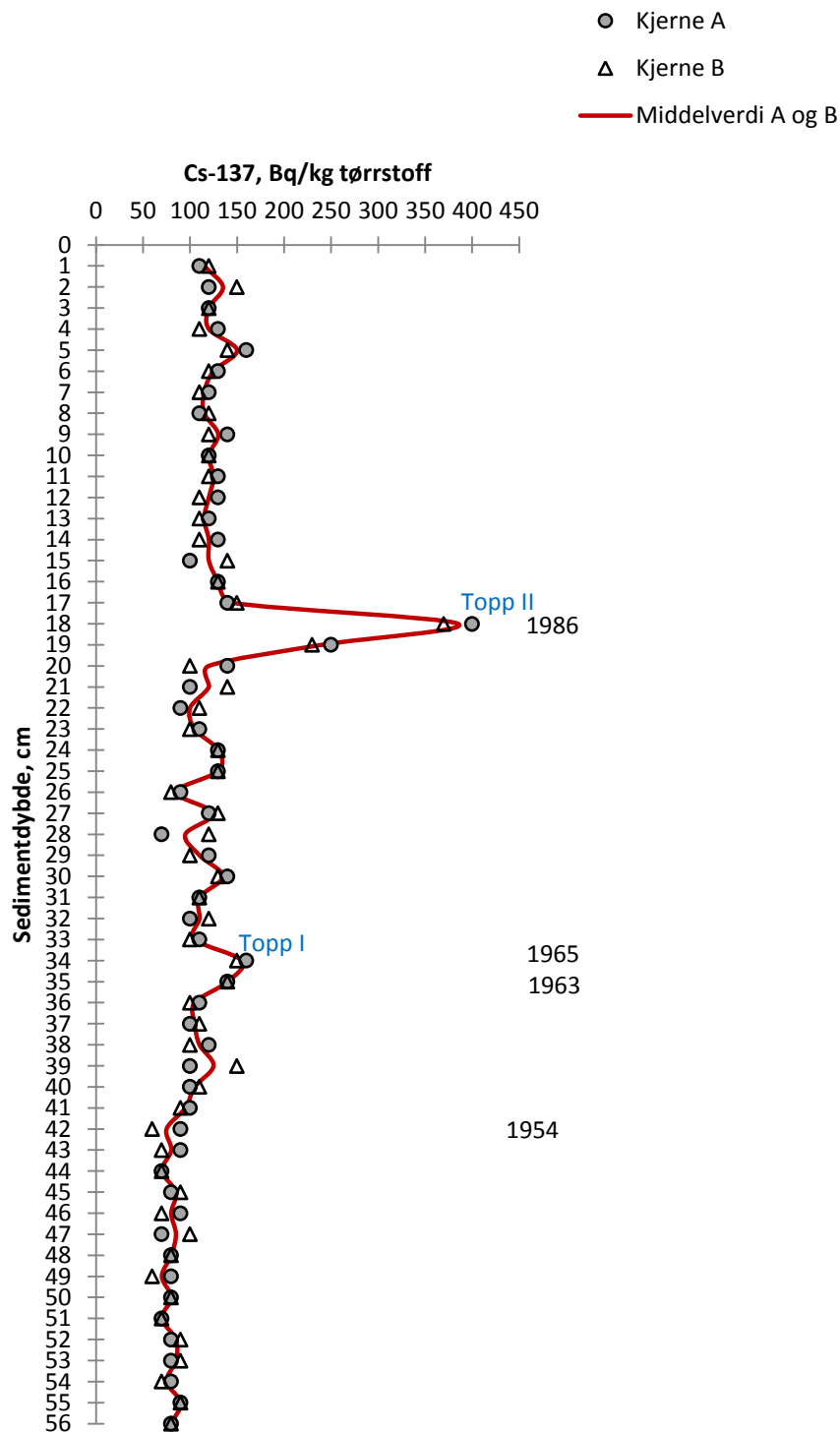
Topp I i 1963:

Årlig sedimenteringshastighet er 0,75 cm/år

Antall år i perioden 2010-1963 = 2010-1963 = 47 år

Sedimentdybde i kjerne i cm = 0,75 cm/år * 47 år = 35,25 cm

Topp I i 1963 er relatert til 35,25 cm dybde i sedimentkjernene. Årstallet 1963 er angitt ved 35,25 cm i figur 14 under. Lokaliseringen samsvarer imidlertid ikke helt med topputslaget fra ¹³⁷Cs-målingene ved sjiktdybde 33-34 cm, som tidligere ble antatt for topp I.



Figur 14: ^{137}Cs -datering av to sedimentkjerne, A og B, fra Årungenes dypeste innsjøområde. Figuren viser endring i innhold av ^{137}Cs vertikalt ned fra overflatesedimentet. Den røde trendlinjen angir middelverdien av målepunktene til kjerne A og B nedover i sedimentet. Årstall for antatt gjenfinning av radioaktiv nedfall fra Tsjernobyl-ulykken i 1986 og atomprøvesprengninger i atmosfæren på 1950- og 1960-tallet er markert på figuren. Sedimentet er inndelt i 1 cm sjikt nedover i dypet. Aktiviteten av radioaktiv isotop ^{137}Cs er angitt som Bq/kg tørrstoff.

En tidsskala, vist i figur 15, ble utarbeidet med grunnlag i beregningsformelen som ble anvendt for årstallene 1954 og 1963 ovenfor. Alle årstall tilbakeregnet fra 2010 ble dermed relatert med sedimentdybde i kjernen. Tidsskalaen er vist i figur 15 under. Oppbyggingen av tidsskalaen innehar usikkerhetsmomenter. For lokalisering av 1986 ved 18 cm sedimentdybde i kjernen, ble året 2010 ved beregningsformelen satt ved 0 cm sedimentdybde. Innsamlingen av kjernene ble imidlertid utført den 6. juli 2010, og det antas at sedimenter for 2010 er blitt avsatt i løpet av det første halvåret av 2010. I etterfølgende graffremstillinger for de ulike parameterne fra øvrige instrumentanalyser, vil året 2010 være angitt for ^{137}Cs -målingene for sedimentsjikt 0-1 cm ved 1 cm sedimentdybde. I tidsskalaen er dybdesjikt angitt per cm vertikalt ned fra sedimentoverflaten i kjernen. Videre er sedimentdybde med grunnlag i en årlig sedimenteringshastighet på 0,75 cm/år angitt med overskriften "Dybde sediment" i cm. Sedimenteringshastigheten blir akkumulert hvert år gjennom hele kjernelengden for hvert enkelt årstall. Årstall relatert til sedimentdybde er angitt med overskriften "Årstall". Eksempelvis vil året 2010 være oppsatt ved 0,0 cm sedimentdybde og året 2009 ved 0,75 cm dybde.

Akkumulert sediment dybde cm	Sjikt dybde cm	År	Tiår	Akkumulert sediment dybde cm	Sjikt dybde cm	År	Tiår
0,0/0,75	0-1	2010/2009	2010	30	29-30	1970	1970
1,5	1-2	2008		30,75	30-31	1969	
2,25/3	2-3	2007/2006		31,5	31-32	1968	
3,75	3-4	2005		32,25/33	32-33	1967/1966	
4,5	4-5	2004		33,75	33-34	1965	
5,25/6	5-6	2003/2002		34,5	34-35	1964	
6,75	6-7	2001		35,25/36,0	35-36	1963/1962	
7,5	7-8	2000	2000	36,75	36-37	1961	
8,25/9,0	8-9	1999/1998		37,5	37-38	1960	1960
9,75	9-10	1997		38,25/39,0	38-39	1959/1958	
10,5	10-11	1996		39,75	39-40	1957	
11,25/12,0	11-12	1995/1994		40,5	40-41	1956	
12,75	12-13	1993		41,25/42	41-42	1955/1954	
13,5	13-14	1992		42,75	42-43	1953	
14,25/15,0	14-15	1991/1990	1990	43,5	43-44	1952	
15,75	15-16	1989		44,25/45	44-45	1951/1950	1950
16,5	16-17	1988		45,75	45-46	1949	
17,25/18,0	17-18	1987/1986		46,5	46-47	1948	
18,75	18-19	1985		47,25	47-48	1947	
19,5	19-20	1984		48/48,75	48-49	1946/1945	
20,25	20-21	1983		49,5	49-50	1944	
21,0/21,75	21-22	1982/1981		50,25	50-51	1943	
22,5	22-23	1980	1980	51/51,75	51-52	1942/1941	
23,25/24,0	23-24	1979/1978		52,5	52-53	1940	1940
24,75	24-25	1977		53,25/54,0	53-54	1939/1938	
25,5	25-26	1976		54,75	54-55	1937	
26,25/27	26-27	1975/1974		55,5	55-56	1936	
27,75	27-28	1973					
28,5/29,25	28-29	1972/1971					

Figur 15: Tidsskala for relasjon mellom kjernens sjiktdybde i cm og årstall. Tidsskalaen er beregnet fra en konstant sedimenteringshastighet på 0,75 cm/år. Akkumulert sedimentdybde er oppgitt i cm for hvert enkelt sjikt og år. Hvert tiår er angitt i figuren.

Antatt topputslag for topp I i sedimentsjikt 33-34 cm i grafen i figur 14 over, ble ved ¹³⁷Cs-dateringen i tidsskalaen tilnæringsvis anslått til året 1965 dvs. i tiden rundt 1964 og 1965. Årstallet 1965 er angitt for topp I i den grafiske fremstillingen i figur 14 over.

Diskusjon for tidsskala

Topp II fra Tsjernobylulykken i 1986 var den mest sikre tidsangivelsen i kjerne A og B. Ved bruk av en konstant sedimenteringshastighet på 0,75 cm/år kunne en tidsskala opparbeides for hvert enkelt år tilbakeregnet fra 2010 til 1936. Oppstarten av atomprøvesprengningene i 1954 samsvarte med en målt svak oppgang i aktiviteten av ^{137}Cs fra sedimentdybde 42 cm i figur 15, regnet som middelværdien av kjerne A og B. Likeledes samsvarte identifisert topp I (i sjikt 33-34 cm) fra ^{137}Cs -tellingene forholdsvis godt med beregnet årstall for 1963 (i sjikt 35-36) i figur 15 ovenfor. Målingen for topp I ved 34 cm sedimentdybde er imidlertid datert til tiden rundt 1964 og 1965 i tidsskalaen med grunnlag i en sedimenteringshastighet på 0,75 cm/år. Tidsskalaen i figur 15, som er utarbeidet fra ovennevnte sedimenteringshastighet beregnet for topp II i 1986 med hensyn til ^{137}Cs -tellingene i kjerne A og B, samsvarte forholdsvis godt med historiske tidsangivelser for atmosfæriske avsetninger av ^{137}Cs . Det vil imidlertid være en del usikkerhetsmomenter i forbindelse med datering. Blant annet vil et høyt vanninnhold i øvre del av sedimentkjernen kunne bidra til en feilberegning av sedimenteringshastigheten ved inndeling av 1 cm sedimentsjikt. Likeledes vil eventuelle sedimentkomprimeringer og et lavere vanninnhold vertikalt nedover i kjernen kunne bidra til en økt feilmargin. Feilen vil øke med økt dybde nedover i kjernen. Sedimenteringshastigheten nedover i kjernen vil dermed kunne bli overestimert. I sedimentundersøkelsen til Skogheim fra 1978 ble en sedimenteringshastighet på 0,84 +/- 0,04 cm/år anvendt for perioden 1954-1978 (Skogheim & Erlandsen 1984). På grunn av komprimeringer i sedimentet over tid, vil det være nærliggende å anta, at sedimenteringen for perioden, sett fra et 2010 perspektiv, vil være mer sammenpresset og følgelig "lavere" for perioden 1954-1978 i dag. Følgelig kan en sedimenteringshastighet på 0,75 cm/år være realistisk i beregningen av en tidsskala, men uansett vil en antatt konstant sedimenteringshastighet gjennom hele kjernelengden kunne gi en mistolkning av utviklingstrenden (sedimenteringstrend) til de ulike analyseparameterne som skal studeres. Kunnskap om hvordan sedimenteringshastigheten vil variere over tid er vesentlig i opparbeidelsen av et kronologisk sedimentarkiv (Eckh ll et al. 2000).

Tidsskalaen vil bli anvendt til oppbyggingen av et historisk sedimentarkiv for innsjøen Årungen med grunnlag i måleresultater for parametere fra de øvrige instrumentanalysene.

Tidsskalaen vil bli benyttet i opparbeidelsen av et historisk sedimentarkiv for innsjøen Årungen, der gjennomsnittlig verdi for hver enkelt parameter vil bli beregnet for hvert tiår/hver 10-årsperiode frem mot året 2010. Tidsskalaen vil likeledes bli anvendt i grafiske fremstillinger av måleresultater fra kjerne A og B fra de øvrige instrumentanalysene.

Resultatene fra ^{137}Cs -dateringen vil bli sammenstilt med de ulike parameterne for relasjon mellom sedimentdybde og årstall for hver enkelt måling.

4.4 Sedimentarkiv

Beskrivelse for sedimentarkiv

Det historiske sedimentarkivet for det sentralt dypeste området av innsjøen Årungen er vist i tabell 6 under. Arkivet er opparbeidet med utgangspunkt i tidsskalaen fra ^{137}Cs -dateringen og gjennomsnittsverdien av kjerne A og B for hvert målte sjikt i alle kjemiske analyser. Systemet er kronologisk oppbygd med tiår fra 1940 til 2010 og representerer beregnede verdier for hver tiårsperiode. Middelverdi og standardavvik per tiår av gjennomsnittsverdien til kjerne A og B, er oppført i arkivet for hver enkelt analyseparameter. Med unntak av total C og total N, var antall sjiktmålinger 56 for alle analyseparametere og beregningsgrunnlaget per tiår varierte fra 7 til 8 målinger. For total C og total N var dataene kun basert på 36 målinger og antall observasjoner per tiår varierte fra 3 til 6. Antall målinger (n) for de enkelte tiår er nærmere angitt i vedlegg XX for alle analyseparametere. 1940 representerte imidlertid ikke en tiårsperiode. Middelverdi og standardavvik for 1940 ble kun beregnet med grunnlag i 4 sjiktmålinger der antall målinger var 56 og 3 sjiktmålinger der antall målinger var 36.

Endringen i parameter per tiår er vist for alle makronærings-, mikronærings- og sporstoffer fra instrumentanalysene i tillegg til ^{137}Cs , tørrstoff og vanninnhold. I sedimentarkivet er ^{137}Cs benevnt Bq/kg tørrstoff, og både tørrstoff og vanninnhold er angitt som prosent av sedimentprøve. Makronæringsstoffene total C og total N har enheten prosent av tørrstoff, mens total P og total S er benevnt g/kg tørrstoff. Blant mikronæringsstoffene innehar total Fe, total Mn og total Zn benevnelsen g/kg tørrstoff, mens total Cu er angitt som mg/kg tørrstoff. Sporstoffene total Cd, total Co, total Cr og total Pb er alle benevnt mg/kg tørrstoff.

Resultatene for ^{137}Cs per tiår i arkivet viste en utvikling fra 1950 til 2010 fra 80 til 130 Bq/kg tørrstoff. Høyeste nivå på 170 Bq ^{137}Cs /kg tørrstoff ble målt for tiåret 1980-1990. Laveste nivå var i tiåret 1940-1950. Standardavvikene varierte mellom 5,3 og 96,9 Bq/kg tørrstoff gjennom tiårsperiodene frem til 2010.

Resultatene for prosent tørrstoff per tiår i arkivet viste en utvikling fra 1950 til 2010 fra 43,8 til 27,9 % av sedimentprøve. Høyeste nivå ble målt for tiåret 1940-1950. Laveste nivå på 26,0 % av sedimentprøve var i tiåret 1970-1980. Standardavvikene varierte mellom 1,22 og 6,88 % av sedimentprøve gjennom tiårsperiodene frem til 2010.

Resultatene for prosent vanninnhold per tiår i arkivet viste en utvikling fra 1950 til 2010 fra 56,2 til 72,1 % av sedimentprøve. Høyeste nivå ble målt for tiåret 1970-1980 på 74,0 % av sedimentprøve. Laveste nivå var i tiåret 1940-1950. Standardavvikene varierte mellom 1,22 og 6,88 % av sedimentprøve gjennom tiårsperiodene frem til 2010.

Resultatene for total C per tiår i arkivet viste en utvikling fra 1950 til 2010 fra 2,77 til 4,09 % av tørrstoff. Høyeste nivå ble målt for tiåret 1970-1980 på 4,60 % av tørrstoff. Laveste nivå var i tiåret 1940-1950. Standardavvikene varierte mellom 0,224 og 0,968 % av tørrstoff gjennom tiårsperiodene frem til 2010.

Resultatene for total N per tiår i arkivet viste en utvikling fra 1950 til 2010 fra 0,34 til 0,54 % av tørrstoff. Høyeste nivå ble målt for tiåret 1970-1980 på 0,63 % av tørrstoff. Laveste nivå var i tiåret 1940-1950. Standardavvikene varierte mellom 0,035 og 0,118 % av tørrstoff gjennom tiårsperiodene frem til 2010.

Resultatene for total P per tiår i arkivet viste en utvikling fra 1950 til 2010 fra 1,5 til 2,3 g/kg tørrstoff. Høyeste nivå ble målt for tiåret 1960-1970 på 2,6 g/kg tørrstoff. Laveste nivå var i tiåret 1940-1950. Standardavvikene varierte mellom 0,13 og 0,54 g/kg tørrstoff gjennom tiårsperiodene frem til 2010.

Resultatene for total S per tiår i arkivet viste en utvikling fra 1950 til 2010 fra 0,96 til 1,7 g/kg tørrstoff. Høyeste nivå ble målt for tiåret 1970-1980 på 7,3 g/kg tørrstoff. Laveste nivå var i tiåret 1940-1950. Standardavvikene varierte mellom 0,30 og 2,1 g/kg tørrstoff gjennom tiårsperiodene frem til 2010.

Resultatene for total Cu per tiår i arkivet viste en utvikling fra 1950 til 2010 fra 26 til 36 mg/kg tørrstoff. Høyeste nivå ble målt for tiårene 1960-1970 og 1970-1980 på 42 mg/kg tørrstoff. Laveste nivå var i tiåret 1940-1950. Standardavvikene varierte mellom 1,07 og 6,89 mg/kg tørrstoff gjennom tiårsperiodene frem til 2010.

Resultatene for total Fe per tiår i arkivet viste en utvikling fra 1950 til 2010 fra 45 til 52 g/kg tørrstoff. Høyeste nivå ble målt for tiårene 1980-1990 og 2000-2010 på 52 g/kg tørrstoff. Laveste nivå var i tiåret 1940-1950. Standardavvikene varierte mellom 0,76 og 3,6 g/kg tørrstoff gjennom tiårsperiodene frem til 2010.

Resultatene for total Mn per tiår i arkivet viste en utvikling fra 1950 til 2010 fra 0,86 til 1,1 g/kg tørrstoff. Høyeste nivå ble målt for tiårene 1950-1960 og 2000-2010 på 1,1 g/kg tørrstoff. Laveste nivå var i tiåret 1940-1950. Standardavvikene varierte mellom 0,055 og 0,21 g/kg tørrstoff gjennom tiårsperiodene frem til 2010.

Resultatene for total Zn per tiår i arkivet viste en utvikling fra 1950 til 2010 fra 0,19 til 0,20 g/kg tørrstoff. Høyeste nivå ble målt for tiåret 1980-1990 på 0,23 g/kg tørrstoff. Laveste

nivå var i tiåret 1940-1950. Standardavvikene varierte mellom 0,0079 og 0,028 g/kg tørrstoff gjennom tiårsperiodene frem til 2010.

Resultatene for total Cd per tiår i arkivet viste en utvikling fra 1950 til 2010 fra 0,58 til 0,45 mg/kg tørrstoff. Høyeste nivå ble målt for tiåret 1960-1970 på 1,7 mg/kg tørrstoff. Laveste nivå var i tiåret 2000-2010. Standardavvikene varierte mellom 0,039 og 1,46 mg/kg tørrstoff gjennom tiårsperiodene frem til 2010.

Resultatene for total Co per tiår i arkivet viste ingen utvikling fra 1950 til 2010. Høyeste nivå var på 18 mg/kg tørrstoff, som ble målt for tiårene 1940-1950, 1950-1960, 1980-1990, 1990-2000 og 2000-2010. Laveste nivå på 17 mg/kg tørrstoff var i tiårene 1960-1970 og 1970-1980. Standardavvikene varierte mellom 0,53 og 0,95 mg/kg tørrstoff gjennom tiårsperiodene frem til 2010.

Resultatene for total Cr per tiår i arkivet viste en utvikling fra 1950 til 2010 fra 99 til 120 mg/kg tørrstoff. Høyeste nivå var på 120 mg/kg tørrstoff, som ble målt for tiårene 1980-1990, 1990-2000 og 2000-2010. Laveste nivå var i tiåret 1940-1950. Standardavvikene varierte mellom 2,99 og 6,075 mg/kg tørrstoff gjennom tiårsperiodene frem til 2010.

Resultatene for total Pb per tiår i arkivet viste en utvikling fra 1950 til 2010 fra 32 til 28 mg/kg tørrstoff. Høyeste nivå ble målt for tiåret 1970-1980 på 41 mg/kg tørrstoff. Laveste nivå var i tiåret 2000-2010. Standardavvikene varierte mellom 0,71 og 3,92 mg/kg tørrstoff gjennom tiårsperiodene frem til 2010.

Tabell 6: Et historisk sedimentarkiv over miljøtilstanden i innsjøen Årungen i Akershus fylke for perioden 1940-2010. Arkivet viser gjennomsnittlig endring i innhold av ¹³⁷Cs, tørrstoff, vanninnhold, total C, total N, total P, total S, total Cu, total Fe, total Mn, total Zn, total Cd, total Co, total Cr og total Pb per tiår fra 1940 og frem til juli 2010. Parameterne er kategorisert som makronæringsstoffer, mikronæringsstoffer og sporstoffer. Kvantifiseringen er angitt per tiår som middelverdi +/- standardavvik av gjennomsnittsverdien til kjerne A og B. Middelverdi og standardavvik for 1940 er ikke et gjennomsnitt over ti år. I sedimentarkivet er ¹³⁷Cs benevnt Bq/kg tørrstoff. Tørrstoff og vanninnhold er angitt som prosent av sedimentprøve. Makronæringsstoffene total C og total N har enheten prosent av tørrstoff, mens total P og total S er benevnt g/kg tørrstoff. Mikronæringsstoffene total Fe, total Mn og total Zn er benevnt g/kg tørrstoff. Total Cu er angitt som mg/kg tørrstoff. Sporstoffene total Cd, total Co, total Cr og total Pb innehar enheten mg/kg tørrstoff.

Tiår	Cs-137		Tørrstoff		Vanninnhold		Makronæringsstoff							
	Bq/kg tørrstoff		% av prøve		% av prøve		Total C		Total N		Total P		Total S	
	Middel	Std.avvik	Middel	Std.avvik	Middel	Std.avvik	Middel	Std.avvik	Middel	Std.avvik	Middel	Std.avvik	Middel	Std.avvik
2010	130	12,7	27,9	5,46	72,1	5,46	4,09	0,691	0,54	0,108	2,3	0,44	1,7	0,51
2000	120	5,3	35,4	3,23	64,6	3,23	3,30	0,368	0,45	0,057	1,9	0,13	2,4	1,2
1990	170	96,9	37,3	5,79	62,7	5,79	3,15	0,408	0,43	0,069	2,2	0,31	3,4	1,6
1980	110	17,7	26,0	3,55	74,0	3,55	4,60	0,968	0,63	0,118	2,5	0,35	7,3	1,9
1970	120	19,7	33,9	6,88	66,1	6,88	3,49	0,290	0,46	0,043	2,6	0,54	5,1	2,1
1960	90	20,3	38,0	1,22	62,0	1,22	3,46	0,224	0,45	0,035	2,3	0,31	2,0	0,74
1950	80	6,2	43,8	3,43	56,2	3,43	2,77	0,418	0,34	0,076	1,5	0,46	0,96	0,30
1940 *	80	6,5	44,0	0,79	56,0	0,79	2,46	0,058	0,29	0,0088	1,4	0,25	0,88	0,096

Tiår	Mikronæringsstoff						Sporstoff									
	Total Cu		Total Fe		Total Mn		Total Zn		Total Cd		Total Co		Total Cr		Total Pb	
	Middel	Std.avvik	Middel	Std.avvik	Middel	Std.avvik	Middel	Std.avvik	Middel	Std.avvik	Middel	Std.avvik	Middel	Std.avvik	Middel	Std.avvik
2010	36	2,29	52	1,7	1,1	0,20	0,20	0,010	0,45	0,042	18	0,53	120	6,075	28	1,17
2000	35	1,07	51	1,7	0,89	0,055	0,21	0,0082	0,49	0,044	18	0,82	120	3,78	30	0,71
1990	34	3,03	52	3,6	0,89	0,092	0,23	0,028	0,61	0,121	18	0,80	120	3,72	34	2,28
1980	42	5,12	50	2,4	1,0	0,21	0,22	0,014	1,4	0,49	17	0,95	100	3,010	41	3,70
1970	42	6,89	50	3,0	1,0	0,14	0,22	0,014	1,7	1,46	17	0,65	110	5,80	40	3,92
1960	33	2,33	47	0,76	1,1	0,10	0,21	0,0079	0,68	0,046	18	0,69	100	3,57	36	2,23
1950	26	1,12	45	1,2	0,86	0,13	0,19	0,013	0,58	0,039	18	0,64	99	2,99	32	1,00
1940 *	25	0,41	46	0,95	0,85	0,067	0,17	0,0029	0,50	0,0091	18	0,25	100	0,48	32	0,48

Anmerkning til tabell:

* ikke beregnet over tiår

Diskusjon for sedimentarkiv

Det historiske sedimentarkivet over miljøtilstanden/utviklingen i Årungen i perioden fra 1940 til 2010, viser hovedtrenden i utviklingen av de ulike analyseparameterne kronologisk per tiår frem mot 2010. Siden arkivet angir beregnede verdier over 10-års perioder, vil usikkerheten i enkeltmålingene bli utjevnet.

1940 er ikke en kvantifisering over en 10-års periode, men beregnet nivå vil likevel gi en indikasjon på miljøtilstanden i Årungen i tiden før tiåret 1940-1950. Tiden før 1950 vil i oppgaven bli ansett som Årungen naturtilstand og fungere som et referansenivå for innsjøen med hensyn til endring av trofegrad gjennom etterfølgende tid.

Sporstoffene total Cd, total Co og total Cr fra ICP-OES analysen og prosent vanninnhold, vil bli eliminert fra det videre arbeidet i denne oppgaven. Årsaken er at innholdet av total Cd i kjerne A og B utviste liten endring og fremkom kun med et tydelig topputslag uten en jevn og stigende endring gjennom perioden 1940-2010. Måleresultatene for total Co og total Cr utviste stor ustabilitet nær deteksjonsgrensen i perioden 1940-2010. Målingene for prosent vanninnhold av sjiktprøvene i sedimentkjernene vil være symmetrisk samsvarende med tørrstoffprosenten.

Endringen i innhold av analyseparameterne prosent tørrstoff, total C, total N, total P, total S, total Cu, total Fe, total Mn, total Zn og total Pb, vil bli nærmere beskrevet og diskutert videre i oppgaven. Først vil den kronologiske endringen i parameterne bli grafisk fremstilt som middelverdien av kjerne A og B for hvert målesjikt gjennom hele kjernelengden relatert til tidsskalaen fra ^{137}Cs -dateringen.

4.5 Trender fra 1940-2010

I dette kapitlet vil resultater fra kjemiske analyser av sedimentkjerne A og B fra Årungen sentralt dypeste innsjøområde bli fremstilt grafisk, beskrevet og diskutert. Etterfølgende figurer viser endring i innhold av analyseparameter i kjerne A og B. Kjernelengden er inndelt i 56 sjikt a 1 cm vertikalt ned fra overflatesedimentet og mot bunnen av kjernen. Tidsintervallet vil omfatte perioden fra om lag 1940 til 2010, kronologisk angitt fra bunnen av kjernen og opp mot kjernetoppen. Den røde hovedtrendlinjen i figurene vil angi middelverdien av målepunktene til kjerne A og B vertikalt i sedimentet. Endringen i stoffutvikling i sedimentet gjennom tiden vil bli omtalt enkeltvis for alle parametere. Hver parameter vil bli beskrevet fra bunnen av kjernen og opp mot overflatesjiktet. Resultatene fra sedimentundersøkelsen i Årungen i 1978 (Skogheim og Erlandsen (1984) se kapittel "Litteraturbakgrunn") vil sammen med senere studier av innsjøsedimentet foretatt ved

universitetet for miljø- og biovitenskap i 2010, danne sammenligningsgrunnlaget for hver enkelt analyseparameter i inneværende undersøkelse.

Med grunnlag i undersøkelsen fra 1978, vil naturlig bakgrunnsnivå for Årungen ved mesotrof tilstand fra "før-industriell tid" (cirka 1895) bli oppgitt for hver enkelt analyseparameter. I inneværende masteroppgave vil det nederste sedimentsjiktet (55-56 cm) i kjernen være definert som referansenivå (Håkanson & Jansson 2002; Rognerud & Fjeld 2001) for Årungen sediment rundt året 1936. Målt konsentrasjonsnivå i toppen av kjernen kan dermed bli sammenlignet med referansenivået fra tidligere tider i bunnen av kjernen. Tillegget for menneskeskapt forurensing kan derved bli sett i forhold til den forventede naturlige referansetilstanden i Årungen sedimenter (Håkanson & Jansson 2002; Rognerud & Fjeld 2001).

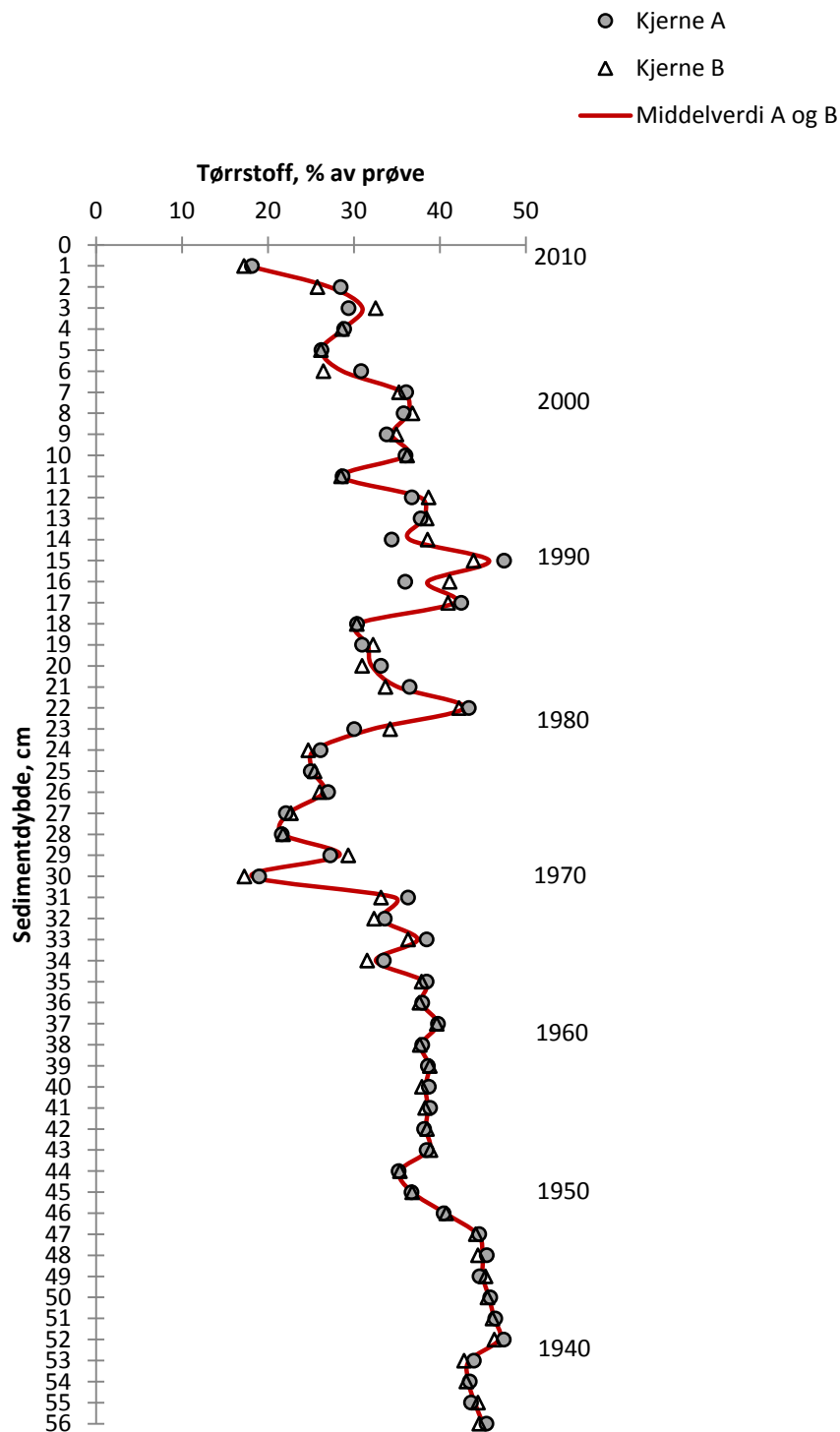
4.5.1 Tørrstoff

Beskrivelse for tørrstoff

Figur 16 viser resultater fra analyse av tørrstoffprosent i sedimentkjerne A og B.

Hovedtrenden for innhold av tørrstoff, viste en nedgang fra bunnsedimentet og opp mot overflatesedimentet. Fra kjernebunn og opp mot sjikt 30-31 cm var trenden forholdsvis jevnt nedadgående. Videre opp mot overflatesjiktet utviste målingene større variasjon. Den høyeste målingen var i sjikt 51-52 cm og den laveste var i sjikt 0-1 cm. Nivået av tørrstoff i disse sjiktene var henholdsvis 46,9 % og 17,7 %.

I nedre del av grafen fremkom en gradvis reduksjon med forholdsvis liten variasjon i innhold av tørrstoff fra kjernemaksimum på 46,9 % og frem til sjikt 29-30 cm. To lokale bunnverdier ble imidlertid registrert ved sjiktene 43-44 cm og 33-34 cm på henholdsvis 35,3 % og 32,5 %. Ved 29-30 cm dybde var tørrstoffprosenten 18,1 %, som utgjorde et lokalt minimum. En økning fremkom videre opp mot lokal maksimalverdi i sjikt 14-15 cm på 45,7 %. Det var imidlertid et mindre, men markant lokalt maksimum på 42,8 % ved 21-22 cm dybde. Fra 14-15 cm og opp mot kjerneminimum i overflatesjiktet, fremkom en gradvis nedgang med en del variasjon. Ved sjiktene 10-11 cm og 4-5 cm var de lokale bunnverdiene henholdsvis 28,6 % og 26,2 % av tørrstoff. I sjiktområdet rundt 7-8-9-10 cm nådde lokal toppverdi 36,3 %. Videre var lokal toppverdi 31,0 % i sjikt 2-3 cm.



Figur 16: Analyseresultater av to sedimentkjerner, A og B, fra Årungens dypeste innsjøområde. Figuren viser endring i innhold av tørrstoff vertikalt ned fra overflatesedimentet mot bunnen av kjernen. Den røde trendlinjen angir middelverdien av målepunktene til kjerne A og B vertikalt i sedimentet. Sedimentet er inndelt i 1 cm sjikt nedover i dypet. Mengde tørrstoff er angitt som % av sedimentprøve. Måleresultatene er relatert til tidsperioder med 10 års intervall kronologisk angitt fra 1940 til 2010. Årstall for hvert tiår i sedimentet er angitt på høyre kant i figuren. Antall sjiktmålinger i kjernene for prosent tørrstoff var 56.

Diskusjon for tørrstoff

Analyseresultatene av prosent tørrstoff i sedimentprøver, vist i figur 17, vil være et symmetrisk speilbilde av resultatene for prosent vanninnhold. En høy tørrstoffprosent vil gi et lavt vanninnhold i sedimentet og vice versa. I følge analyseresultatene fra sedimentarkivet i tabell 6 i underkapittel?? og figur 16, viste hovedtrenden for prosent tørrstoff, at nivået var lavere i toppen av kjernen enn i bunnreferansen. For tiårsperioden 1940-1950 var nivået for tørrstoff 43,8 % og for 2000-2010 var prosentinnholdet 27,9. En større innblanding av vann i sedimentet vil være naturlig nær overgangssonen mellom innsjøvann og bunnsediment enn lenger ned i sedimentkjernen. Fra toppen av sedimentkjernen og vertikalt ned mot kernebunnen, vil en tiltagende komprimering av sedimentet opptre. En lagvis sedimenteringsprosess vil medføre, at den eldste avsetningen vil være lokalisert lengst ned i sedimentkjernen. Med tiden vil en komprimeringseffekt oppstå ved at tyngden av senere avsatt sediment vil presse porevann ut av underliggende sediment (Jørgensen et al. 1997). Denne observasjonen var i overensstemmelse med undersøkelser av bunnsediment i Lake Ontario og Lake Erie i Canada. Vanninnholdet avtok ettersom kompaktering og andel tørrstoff økte (Kemp et al. 1972). Fra ¹³⁷Cs-dateringer av innsjøsedimentet i Årungen i 1978 ved 12,8 meters dybde, var vannprosenten i sedimentet tilsvarende året 1963 angitt som 66,7 % (Augustson et al. 1978). Fra inneværende undersøkelse ble prosent vanninnhold analysert til 62,2 % aktuelt år. Det kan indikere en viss komprimeringseffekt i sedimentet siden undersøkelsen i 1978.

Tørrstoff kan inneholde både organisk og uorganisk materiale. I et historisk perspektiv kan forholdet mellom de to komponentene variere betydelig med prosessene i innsjøen og utviklingen i sedimentet (Digerfeldt 1972). Alloktont materiale tilført Årungen ved erosjon fra nedbørfeltet, vil gi tilførsel av finpartikulært mineralmateriale (Digerfeldt 1972) som leire og silt i innsjøens dypområde (Johnson 2010) i tillegg til organisk materiale i jord (Hillel 2004). I Årungen overflatesediment i 2010 ble innsjøens høyeste leirinnhold på minimum 68 % registrert ved dyp større enn 12 meter. Mindre enn 30 % var silt og maksimalt 1 % var sand i dette innsjøområdet (Johnson 2010). Innholdet av total karbon var i underkant av 3,7 % på dette dypet (Naas 2010).

En eutrofieringsprosess vil imidlertid gi økte autoktone avsetninger i form av organisk materiale (Naas 2010) fra selve innsjøen på grunn av høy vekst av alger (Skogheim 1978; Skogheim & Erlandsen 1984; Økland & Økland 2006). For tiårsperioden 1970-1980 viste resultatene i sedimentarkivet, at det var et lavt innhold av tørrstoff i forhold til vann. Andelen tørrstoff var 26 %. Tiårstrenden hadde vært avtagende fra 1940-1950, gjennom første fase i

eutrofieringsutviklingen, i overgangen til hypereutrof tilstand og ut tiåret 1970-1980, hvorfra trenden vendte oppover igjen. Et høyt vanninnhold på over 80 % rundt 1970 i følge figur 16, kan tyde på at miljøet kan ha vært oksygenfattig (Hillel 2004; Skei & Nilsson 2008). Siden 1970-tallet utviste hovedtrenden i figur 16 forholdsvis stor variasjon i innhold av tørrstoff i forhold til vann. Tørrstoffprosenten var forholdsvis høy rundt årene 1980 og 1990.

Variasjonen i sedimentet kan ha sammenheng med avsetningsmaterialets tetthet og evne til å holde på vann. Organisk materiale har høy vannbindingskapasitet (Skogheim 1978) og vil ha lavere tetthet enn leire (Hillel 2004). I følge en undersøkelse foretatt i innsjøen Trummen i Sverige, kan et økt innhold av organisk materiale samtidig gi økt vanninnhold i sedimentet. En reduksjon i tørrstoffprosenten kan være forårsaket av et lavere innhold av mineralmateriale (Digerfeldt 1972). Vanninnhold vil imidlertid avhenge av kornstørrelsen til avsetningsmaterialet, slik at et høyt leirinnhold i sedimentet kan gi et høyt vanninnhold (Hillel 2004; Skei & Nilsson 2008). I følge fra figur 16 kan det ha vært større innblandinger av ulike avsetninger i sedimentet etter om lag 1970 i forhold til tidsperioden i forkant. Før 1970-tallet kan sedimentet ha vært mer homogent. Det er i overensstemmelse med at Årungen var en lite forurenset og mesotrof innsjø fra "før-industriell tid" og frem mot slutten av 1940-årene, i følge Skogheim og Erlandsen (1984).

4.5.2 Total karbon

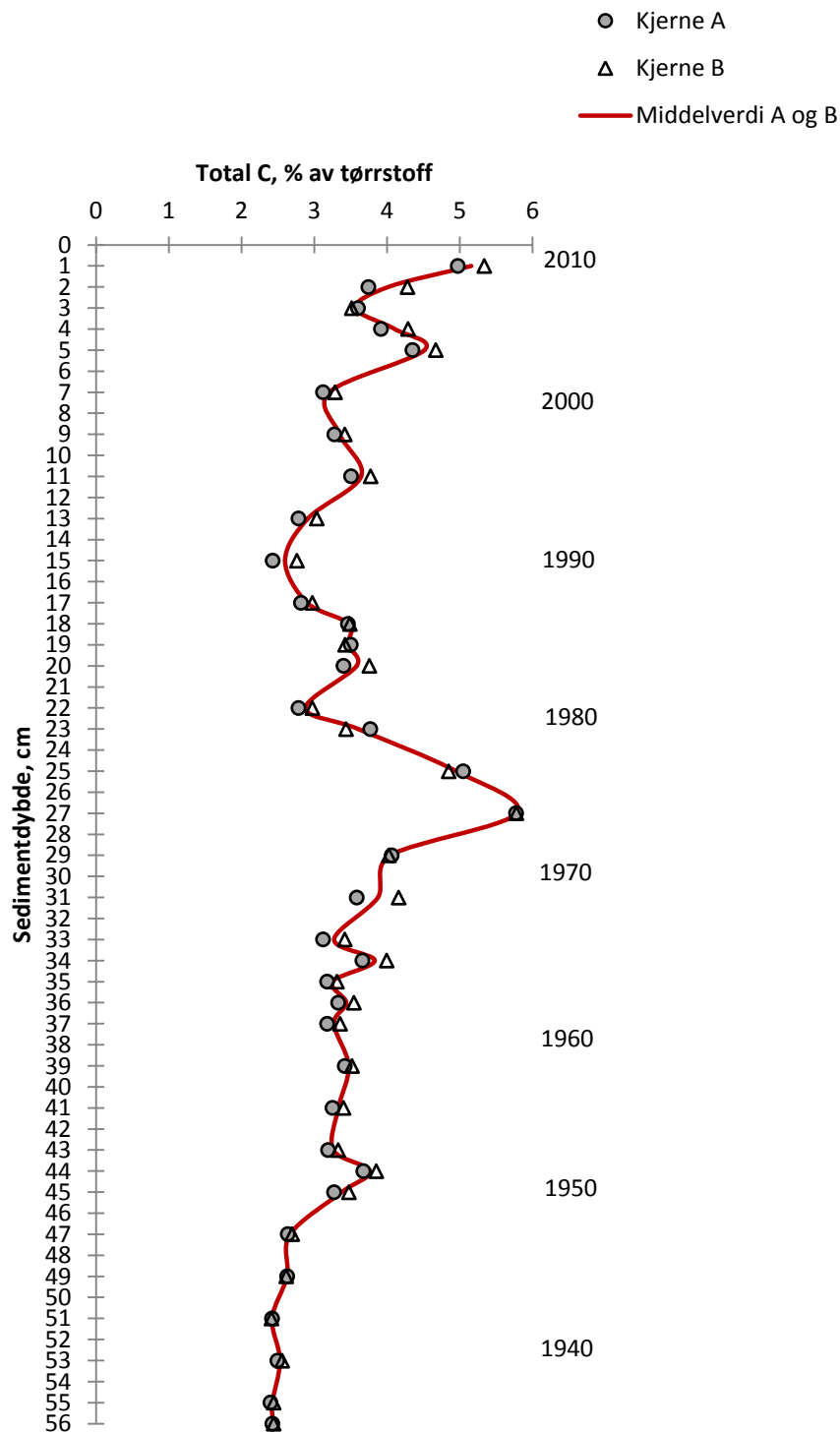
Skogheim og Erlandsen

I følge Skogheim og Erlandsen (1984) var Årungen en mesotrof innsjø uten vesentlige forurensninger fra tiden rundt 1895 og inn i 1940-årene. Naturlig bakgrunnsverdi for organisk karbon i Årungen sediment var i underkant av 2,0 % av tørrstoff i "før-industriell tid". Frem mot slutten av 1940-tallet lå nivået rundt 2,5 %. I første fase av eutrofieringen gikk konsentrasjonen opp mot om lag 3,5 %. Ved overgangen fra en eutrof til en hypereutrof tilstand i Årungen, var innholdet i overkant av 3,5 %. I tiden frem mot 1978 var det en viss svingning i innholdet av organisk karbon i sedimentene. Mellom 1965 og 1978 var toppnivået rundt 8,0 % og bunnverdien gikk ned mot 5,0 % organisk karbon, i følge undersøkelsen i 1978.

Beskrivelse for total karbon

Figur 17 viser resultater fra analysen av total karbon i sedimentkjerne A og B. Hovedtrenden for innhold av total C, viste en oppgang fra bunnsedimentet og opp mot overflatesedimentet. En endring i innhold av total C fremkom som en "krum toppkurve", og var merkbar i området fra sjikt 44-45 cm opp mot sjikt 14-15 cm. Den høyeste målingen på 5,78 % av tørrstoff var i sjikt 26-27 cm. Den laveste kjerneverdien var i sjikt 50-51 og 54-55 cm på 2,42 %.

Fra bunnen av kjernen og opp mot sjikt 46-47 cm lå nivået for total C jevnt i overkant av 2,42 %. To lokale topper ble registrert ved sjikt 43-44 cm på 3,77 % og 33-34 cm på 3,83 %. I mellomliggende område lå nivået forholdsvis utflatet i overkant av 3,25 %. Nivået steg jevnt fra sjikt 32-33 cm og opp mot maksimaltoppen ved sjikt 26-27 cm. Fra maksimaltoppen avtok nivået gradvis, men markant, mot sjikt 21-22 cm, der innholdet av total C var 2,88 %. Et lokalt maksimumsnivå rundt 3,58 % ble målt i sjiktområdet fra 18-19-20 cm. Ved 14-15 cm var målt verdi nede på 2,60 %. Den videre trenden opp mot overflatesjiktet var oppadgående, men oscillerende med mindre lokale topp- og bunnpunkter. Ved sjiktene 10-11 cm og 4-5 cm var de lokale toppverdiene henholdsvis 3,64 % og 4,51 %. Ved sjiktene 6-7 cm og 2-3 cm var de lokale bunnverdiene henholdsvis 3,21 % og 3,56 %. I øvre sjikt 0-1 cm, var nivået omtrent på høyde med maksimaltoppen ved sjikt 26-27 cm. I toppsjiktet var innholdet av total C 5,16 % av tørrstoff.



Figur 17: Analyseresultater av to sedimentkjerner, A og B, fra Årungs dypeste innsjøområde. Figuren viser endring i innhold av total karbon vertikalt ned fra overflatesedimentet mot bunnen av kjernen. Den røde trendlinjen angir middelverdien av målepunktene til kjerne A og B vertikalt i sedimentet. Sedimentet er inndelt i 1 cm sjikt nedover i dypet. Mengde total karbon er angitt som % av tørrstoff. Måleresultatene er relatert til tidsperioder med 10 års intervall kronologisk angitt fra 1940 til 2010. Årstall for hvert tiår i sedimentet er angitt på høyre kant i figuren. Antall sjiktmålinger i kjernene for total karbon var 36.

Diskusjon for total karbon

Hovedtrenden for kjerne A og B i figur 17 viste, at referansenivået for total karbon lå på 2,44 % av tørrstoff i bunnsjikt 55-56 cm. Dersom sedimentarkivet, i tabell 6 i underkapittel XX, for tiårsperioden 1940-1950 legges til grunn for referansenivået i kjernene, var beregnet verdi 2,77 % total karbon. Referansenivået var i overensstemmelse med nivået fra undersøkelsen til Skogheim og Erlandsen (1984) i tiden frem mot slutten av 1940-tallet.

Figur 17 viste videre en samsvarende oppgang for første fase av eutrofieringen i perioden fra 1950 (sjikt 44-45 cm) til 1960 sammenlignet med undersøkelsen i 1978. Fra overgangen til en hypereutrof innsjøtilstand rundt 1965 fremkom en ytterligere stigning opp mot en maksimaltopp rundt 1974/1975 for total C. Resultatene var i overensstemmelse med utviklingen som ble registrert i undersøkelsen i 1978. Maksimalnivået for innhold av total karbon på 5,78 % var imidlertid lavere enn hos Skogheim og Erlandsen (1984).

Sedimentarkivet, viste at innholdet av total karbon i sedimentet steg fra tiåret 1940-1950 og frem til høyeste nivå i tiåret 1970-1980. Beregnet nivå var i 1970-1980 på 4,60 %. Fra maksimaltoppen i figur 17 oppstod en markant nedgang frem mot begynnelsen av 1980-tallet. Frem mot året 2010 utviste utviklingen forholdsvis stor ustabilitet med svingende sykluser med om lag 10 års mellomrom. I følge sedimentarkivet, lå beregnet verdi for tiårsperioden 2000-2010 litt i overkant av eutrofieringens første fase i tiåret 1950-1960. Det ble målt oppganger i konsentrasjonsnivået for årene 1984/1985 (18-19-20 cm), 1996 (10-11 cm), 2004 (4-5 cm) og 2009/2010 (0-1 cm) i følge tidsskalaen i figur 17. I 2010 var innholdet 5,16 % total karbon. Målingen i kjernens toppsjikt lå litt i overkant av resultatet til Naas (2010). Nivået av total karbon i toppen av kjernene var derved forhøyet i forhold til referansenivået i bunnen av kjernene.

Referansenivået i bunnen av kjernen i figur 17 viste stabile forhold i sedimentet i perioden fra 1936 og frem til cirka 1950 med hensyn til innhold av total karbon. Primærproduksjonen viste ingen økning og nedbrytningen av organisk materiale antas å ha vært normal (Kemp et al. 1972). En markant toppkurve fremkom i perioden fra cirka 1950 og til cirka 1980 i forhold til referansenivå. Eutrofieringsprosessen i Årungen har startet og endringen i innhold av total karbon i sedimentet kan tyde på en tiltagende primærproduksjon, som et resultat av økte tilførsler av fosfor til innsjøen (Faafeng et al. 1991; Vollenweider 1971). Endringen gikk først svakt opp ett trinn inn i første fase av eutrofieringsutviklingen frem mot overgangen til en hypereutrof tilstand. Konsentrasjonen av total karbon økte drastisk på midten av 1970-tallet og avtok tilsvarende raskt mot begynnelsen av 1980-årene. Fra 1980

og frem til 2010 begynte nivået av total karbon i sedimentet å flate ut igjen på nivå med første fase av eutrofieringen. Frem mot 2010 oppstod imidlertid svingninger med enkelte topputslag for innhold av total karbon i sedimentet. Det kan indikere tiltakende primærproduksjon enkelte år på grunn av nye tilførsler av fosfor fra nedbørfeltet. Det er også nærliggende å anta, at det har oppstått anaerobe forhold i sedimentet på grunn av veksten av alger og opphopning av organisk materiale i overgangssonen mellom sediment og vann.

I følge litteraturen inneholder organisk materiale i jord og sediment om lag 50-60 % karbon (Broadbent 1953; Håkanson & Jansson 2002; Loon & Duffy 2005). Med grunnlag i tidligere undersøkelser av sedimentet i Årungen ble det i inneværende undersøkelse av 2010 forutsatt, at total karbon var av organisk opprinnelse og følgelig et uttrykk for organisk materiale i sedimentet (Naas 2010; Skogheim 1978).

Organisk materiale i innsjøsedimentet kan ha opphav fra nedbørfeltet i form av transportert alloktont materiale eller fra selve innsjøen definert som autoktont materiale. Andelen av alloktont tilført karbon i sedimentet vil tilta i forhold til autoktont materiale ved avtagende produksjon i innsjøen (Håkanson & Jansson 2002). Resultater fra undersøkelsen i Årungen i 1978 viste, at den organiske andelen av sedimentet i hovedsak var av autokton opprinnelse med et C/N-forhold på 8,7 (Skogheim 1978). I overflatesedimentet i 2010 fant Naas (2010) at C/N-forholdet i dypområdet av innsjøen var 8,18. Naas (2010) konkluderte med at redusert algevekst kunne være årsaken til nedgangen i organisk materiale i løpet av de siste 30 år.

I følge Årungenkomitéen (1975) som er referert i Skogheim (1978), mottok Årungen urensset kloakk fra en befolkning på cirka 8 000 personer i 1974. Forurensningstilførselen hadde tiltatt i løpet av de siste 25 årene med hensyn til både avløp og jordbruk (Skogheim 1978). Akkumulering av organisk karbon kan opptre i sediment som mottar urensset avløpsvann, spesielt dersom tilførsel av leire, silt og sand fra nedbørfeltet ikke har fortykningseffekt (Skei & Nilsson 2008). Ved skifte fra aerob til anaerob metabolisme, vil dekomponering av organisk materiale avta (Wetzel 2001). Ved oksygenfrie bunnforhold i innsjøen over tid kan opphopning av organisk materiale i sedimentet oppstå, siden nedbrytningsprosessen vil forløpe tregere enn ved oksygenrikt miljø. Under aerobe forhold vil innholdet av total karbon være størst i overflatesedimentet, og nedbrytningsprosesser vil medføre at nivået vil avta videre nedover i sedimentet (Skei & Nilsson 2008). I en eutrofieringsprosess vil overgjødning med fosfor gi oppblomstring av alger (Faafeng et al. 1991; Vollenweider 1971). Biomasse fra døde organismer vil sedimentere og gi et økt bidrag av organisk karbon i sedimentet (Skogheim 1978; Skogheim & Erlandsen 1984). Den

oksygenkrevende nedbrytningsprosessen for organisk materiale i innsjøen vil i perioder av året kunne senke konsentrasjonen av oksygen i hypolimnion. I grunne innsjøer som Årungen kan bunnvannet bli oksygenfattig under sommer- og vinterstagnasjonen (Økland & Økland 2006). En eutrofieringsprosess er karakterisert ved total mangel av oksygen og dermed anaerobt bunnmiljø (Skogheim 1978) på grunn av innsjøens produksjon av autoktont materiale, og påfølgende oksygenforbruk under nedbrytningsprosessen (Økland & Økland 2006).

I følge figur 17 kan det virke som det har vært endringer i miljøbelastningen med hensyn til årene rundt 1950 og 1980. Toppuslaget for karbon kom rundt 1974/1975. Karbontoppen kan være forårsaket av en kombinasjon av økt primærproduksjon i innsjøen og nedsatt dekomponering av avsatt algemateriale i sedimentet på grunn av økt hyppighet av anaerobe episoder i innsjøen. Det vil dermed bli en opphopning av dødt algemateriale i sedimentet (Skogheim 1978). I tiden etter karbontoppen har nivået fortsatt vært forhøyet i forhold til referansen, men trenden har vært preget av ustabilitet. Økt innhold av organisk materiale i sedimentet vil imidlertid indikere økte tilførsler av fosfor til innsjøen fra nedbørfeltet (Økland & Økland 2006). Videre vil skiftet mellom aerobe og anaerobe tilstander i innsjøen medføre merkbare prosesser i sedimentet med hensyn til dannelse av sulfider (Økland & Økland 2006) samt frigjøring av fosfor fra sedimentet (Søndergaard et al. 2003).

4.5.3 Total nitrogen

Skogheim og Erlandsen

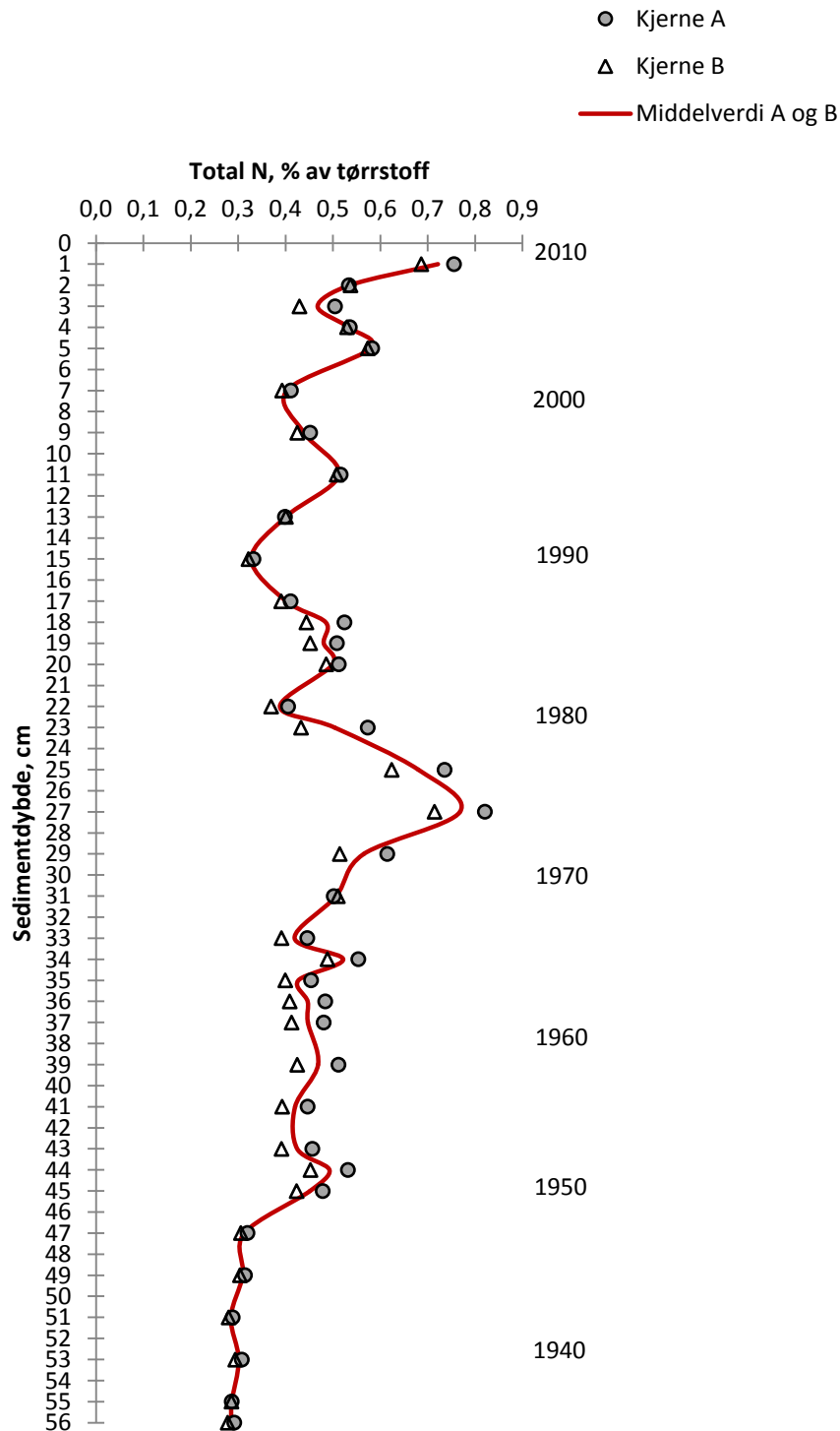
Naturlig bakgrunnsverdi for total nitrogen i Årungen sediment var i overkant av 0,20 % av tørrstoff i "før-industriell tid", i følge Skogheim og Erlandsen (1984). Frem mot slutten av 1940-tallet lå nivået av total nitrogen i overkant av 0,25 % av tørrstoff. I første fase av eutrofieringen gikk konsentrasjonen av total nitrogen opp mot om lag 0,40 %. Ved overgangen fra en eutrof til en hypereutrof tilstand i Årungen, var innholdet av total nitrogen om lag 0,45 %. I tiden frem mot 1978 var det en viss svingning i innholdet av total nitrogen i sedimentene. Mellom 1965 og 1978 var toppnivået i overkant av 1,0 % og bunnverdien gikk ned mot 0,65 % av tørrstoff, i følge undersøkelsen i 1978.

Beskrivelse for total nitrogen

Figur 18 viser resultater fra analysen av total nitrogen i sedimentkjerne A og B. Hovedtrenden for innhold av total N, viste en oppgang fra bunn sedimentet og opp mot overflatesedimentet.

En endring i innhold av total N fremkom som en "krum toppkurve", og var merkbar i området fra sjikt 44-45 cm opp mot sjikt 14-15 cm. Den høyeste målingen på 0,77 % av tørrstoff var i sjikt 26-27 cm. Den laveste kjerneverdien var i sjikt 50-51 cm på 0,28 %.

Fra bunnen av kjernen og opp mot sjikt 46-47 cm lå nivået for total N jevnt i overkant av 0,28 %. To lokale topper ble registrert ved sjikt 43-44 cm på 0,49 % og 33-34 cm på 0,52 %. I mellomliggende område lå nivået forholdsvis utflatet i overkant av 0,42 %. Nivået steg jevnt fra sjikt 32-33 cm og opp mot maksimaltoppen ved sjikt 26-27 cm. Fra maksimaltoppen avtok nivået gradvis, men markant, mot sjikt 21-22 cm, der innholdet av total N var 0,39 %. Et lokalt toppnivå rundt 0,50 % ble målt i sjiktområdet fra 18-19-20 cm. Ved 14-15 cm var målt lokal bunnverdi nede på 0,33 %. Den videre trenden opp mot overflatesjiktet var oppadgående, men oscillerende med mindre lokale topp- og bunnpunkter. Ved sjiktene 10-11 cm og 4-5 cm var de lokale toppverdiene henholdsvis 0,51 % og 0,58 %. Ved sjiktene 6-7 cm og 2-3 cm var de lokale bunnverdiene henholdsvis 0,40 % og 0,47 %. I øvre sjikt 0-1 cm, var nivået omtrent på høyde med maksimaltoppen ved sjikt 26-27 cm. I toppsjiktet var innholdet av total N 0,72 % av tørrstoff.



Figur 18: Analyseresultater av to sedimentkjerner, A og B, fra Årungens dypeste innsjøområde. Figuren viser endring i innhold av total nitrogen vertikalt ned fra overflatesedimentet mot bunnen av kjernen. Den røde trendlinjen angir middelverdien av målepunktene til kjerne A og B vertikalt i sedimentet. Sedimentet er inndelt i 1 cm sjikt nedover i dypet. Mengde total nitrogen er angitt som % av tørrstoff. Måleresultatene er relatert til tidsperioder med 10 års intervall kronologisk angitt fra 1940 til 2010. Årstall for hvert tiår i sedimentet er angitt på høyre kant i figuren. Antall sjiktmålinger i kjernene for total nitrogen var 36.

Diskusjon for total nitrogen

Hovedtrenden for kjerne A og B i figur 18 viste, at referansenivået for total nitrogen lå på 0,29 % av tørrstoff i bunnsjikt 55-56 cm. Dersom sedimentarkivet, i tabell 6, for tiårsperioden 1940-1950 legges til grunn for referansenivået i kjernene, var beregnet verdi 0,34 % total nitrogen. Referansenivået i kjernene lå litt i overkant av nivået fra undersøkelsen til Skogheim og Erlandsen (1984) i tiden frem mot slutten av 1940-tallet.

Figur 18 viste videre en samsvarende oppgang for første fase av eutrofieringen i perioden fra 1950 (sjikt 44-45 cm) til 1960 sammenlignet med undersøkelsen i 1978. Fra overgangen til en hypereutrof innsjøtilstand rundt 1965 fremkom en ytterligere stigning opp mot en maksimaltopp rundt 1974/1975. Resultatene var i overensstemmelse med utviklingen som ble registrert i undersøkelsen i 1978. Maksimalnivået for innhold av total nitrogen på 0,77 % av tørrstoff var imidlertid lavere enn hos Skogheim og Erlandsen (1984).

Sedimentarkivet, viste at innholdet av total nitrogen i sedimentet steg fra tiåret 1940-1950 og frem til høyeste nivå i tiåret 1970-1980. Beregnet nivå var i 1970-1980 på 0,63 %. Fra maksimaltoppen i figur 18 oppstod en markant nedgang frem mot begynnelsen av 1980-tallet. Frem mot året 2010 utviste utviklingen forholdsvis stor ustabilitet med svingende sykluser med om lag 10 års mellomrom. I følge sedimentarkivet, lå beregnet verdi for tiårsperioden 2000-2010 litt i overkant av eutrofieringens første fase i tiåret 1950-1960. Det ble målt oppganger i konsentrasjonsnivået for årene 1984/1958 (18-19-20 cm), 1996 (10-11 cm), 2004 (4-5 cm) og 2009/2010 (0-1 cm) i følge tidsskalaen i figur 18. I 2010 var innholdet 0,72 % total nitrogen. Målingen i toppsjiktet lå litt i overkant av resultatet til Naas (2010). Nivået av total karbon i toppen av kjernene var derved forhøyet i forhold til referansenivået i bunnen av kjernene.

Hovedtrenden for total nitrogen fulgte et parallelt forløp med utviklingen av total karbon i figur 18. I følge Skogheim (1978) var total N sterkt korrelert med total C i sedimentet. Følgelig ble total nitrogen antatt hovedsakelig å være på organisk form, og organisk materiale var av autokton opprinnelse. Likeledes fant Naas (2010) en korrelasjon mellom total C og total N i dypområdet av Årungen. C:N-forholdet i profundalsonen var 8,18. Det ble antatt en nedgang i algemasse siden 1978. Med grunnlag i tidligere undersøkelser og figur 18, vil det være rimelig å anta at total N i sedimentet fortrinnsvis vil ha opphav i organisk materiale fra organismer i innsjøen.

Atmosfæriske våtavsetninger av uorganisk nitrogen er høyest i Sør-Norge (Aas et al. 2012b). Langtransportert nedfall har hatt en nedgang fra 177 224 tonn/år til 140 321 tonn/år i perioden fra om lag 1978-1982 til 2007-2011 (Aas et al. 2012a). Trenden for total N i figur 18

virket forholdsvis uberørt av denne endringen. Siden endringen i total N i figur 18 er i overensstemmelse med utviklingen av total C i figur 17, virket det ikke som forsuring har hatt innvirkning på innholdet av total N i sedimentet i Årungen i perioden 1940-2010.

4.5.4 Total fosfor

Skogheim og Erlandsen

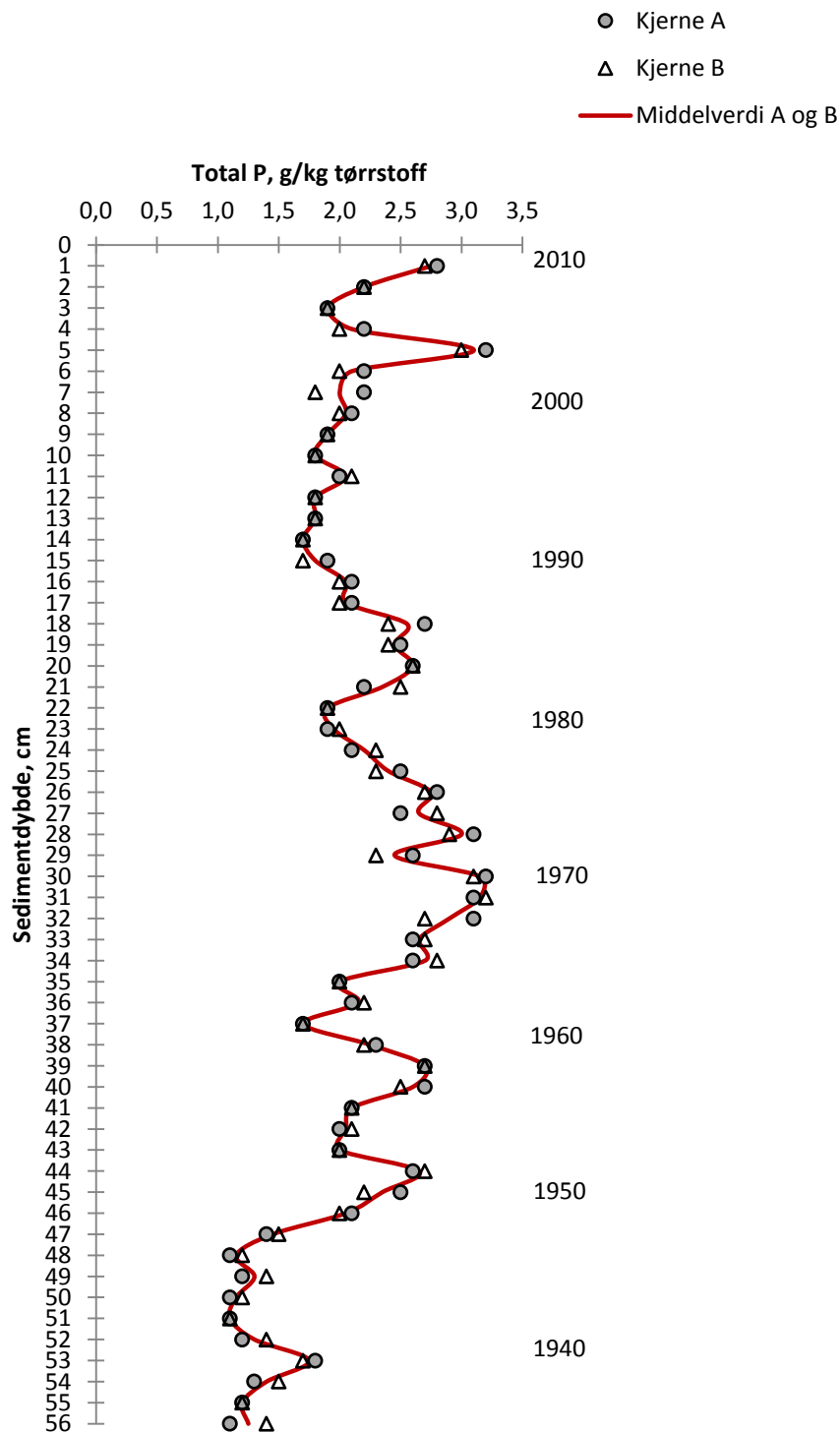
Naturlig bakgrunnsverdi for total fosfor i Årungens sediment var om lag 1 g/kg tørrstoff i "før-industriell tid", i følge Skogheim og Erlandsen (1984). Frem mot slutten av 1940-tallet lå nivået av total fosfor rundt 1,5 g/kg tørrstoff. I første fase av eutrofieringen gikk konsentrasjonen av total fosfor opp mot om lag 2,5 g/kg tørrstoff. Ved overgangen fra en eutrof til en hypereutrof tilstand i Årungen, var innholdet av total fosfor om lag 2,5 g/kg tørrstoff. Frem mot 1978 nådde toppnivået rundt 3,0 g/kg tørrstoff. Bunnverdien i perioden gikk ned mot 1,5 g total fosfor/kg tørrstoff, i følge undersøkelsen i 1978.

Beskrivelse for total fosfor

Figur 19 viser resultater fra analysen av total fosfor i sedimentkjerne A og B. Hovedtrenden for innhold av total P, viste en oppgang fra bunnsedimentet og opp mot overflatesedimentet. En endring i innhold av total P fremkom som en "krum toppkurve", og var merkbar i området fra sjikt 45-46 cm opp mot sjikt 14-15 cm. Den høyeste målingen på 3,2 g/kg tørrstoff var i sjiktområdet 29-30-31 cm. Den laveste kjerneverdien på 1,1 g/kg tørrstoff var i sjikt 50-51 cm.

Fra bunnen av kjernen og opp mot sjikt 46-47 cm, lå nivået for total P jevnt i overkant av 1,1 g/kg tørrstoff med unntak av en lokal topp på 1,8 g/kg tørrstoff ved sjikt 52-53 cm. Fra 46-47 cm steg innholdet av total P opp mot en lokal topp på 2,7 g/kg tørrstoff i sjikt 43-44 cm. Nivået for total P varierte mellom 2,7 g/kg og om lag 1,7 g/kg tørrstoff i mellomliggende område opp mot sjikt 33-34 cm, der nivået steg ytterligere opp mot maksimalverdien på 3,2 g/kg tørrstoff. Fra maksimaltoppen og videre oppover i kjernen, avtok nivået forholdsvis gradvis, men markant mot sjikt 21-22 cm, hvor verdien av total P var 1,9 g/kg tørrstoff. Nivået fikk igjen et mindre oppsving mot 2,6 g/kg tørrstoff i sjiktområdet 18-19-21 cm. En nedadgående trend mot en bunnverdi på 1,7 g/kg tørrstoff i sjikt 13-14 cm ble videre observert i retning av overflatesjiktet. I sjikt 10-11 cm var det antydning til en mindre topp på 2,1 g/kg tørrstoff. To lokale topper på høyde med maksimalnivået i sjiktområde 29-30-31 cm, ble imidlertid registrert ved sjikt 4-5 cm og 0-1 cm. Innholdet av total P i disse sjiktene var

henholdsvis 3,1 g/kg og 2,8 g/kg tørrstoff. Mellomliggende bunnpunkt for disse toppene var 1,9 g total P/kg tørrstoff i sjikt 2-3 cm.



Figur 19: Analyseresultater av to sedimentkjerner, A og B, fra Årungens dypeste innsjøområde. Figuren viser endring i innhold av total fosfor vertikalt ned fra overflatesedimentet mot bunnen av kjernen. Den røde trendlinjen angir middelverdien av målepunktene til kjerne A og B vertikalt i sedimentet. Sedimentet er inndelt i 1 cm sjikt nedover i dypet. Mengde total fosfor er angitt som g/kg tørrstoff. Måleresultatene er relatert til tidsperioder med 10 års intervall kronologisk angitt fra 1940 til 2010. Årstall for hvert tiår i sedimentet er angitt på høyre kant i figuren. Antall sjiktmålinger i kjernene for total fosfor var 56.

Diskusjon for total fosfor

Hovedtrenden for kjerne A og B i figur 19 viste, at referansenivået for total fosfor lå på 1,3 g/kg tørrstoff i bunnsjikt 55-56 cm. Dersom sedimentarkivet, i tabell 6, for tiårsperioden 1940-1950 legges til grunn for referansenivået, var beregnet verdi 1,5 g total fosfor/kg tørrstoff. Referansenivået var i overensstemmelse med nivået fra undersøkelsen til Skogheim og Erlandsen (1984) i tiden frem mot slutten av 1940-tallet.

Figur 19 viste videre en samsvarende oppgang for første fase av eutrofieringen i perioden fra 1950 til 1960 sammenlignet med undersøkelsen i 1978. Fra overgangen til en hypereutrof innsjøtilstand rundt 1965 fremkom en ytterligere stigning opp mot en maksimaltopp rundt 1970 på 3,2 g total fosfor/kg tørrstoff. Resultatene var i overensstemmelse med utviklingen som ble registrert i undersøkelsen i 1978.

Sedimentarkivet viste at innholdet av total fosfor i sedimentet steg fra tiåret 1940-1950 og frem til høyeste nivå i tiåret 1960-1970. Nivået flatet ut gjennom tiåret 1970-1980. Beregnet nivå var i 1960-1970 og 1970-1980 på henholdsvis 2,6 og 2,5 g/kg tørrstoff. Fra maksimaltoppen i figur 19 fremkom en gradvis, men markant nedgang, frem mot begynnelsen av 1980-tallet. Fra et nivå rundt 2,6 g/kg tørrstoff på midten av 1980-tallet, gikk trenden videre ned mot 1,7 g/kg tørrstoff på begynnelsen av 1990-tallet. I henhold til sedimentarkivet, ble laveste beregnede nivå på 1,9 g/kg tørrstoff registrert for tiåret 1990-2000. Frem mot 2010 utviste utviklingen en viss ustabilitet med antydning til oppganger for enkeltmålinger i årene 1984/1985, 1996, 2004 og 2010. I følge sedimentarkivet, lå beregnet verdi av total fosfor i perioden 2000-2010 på nivå med første fase av eutrofieringen i perioden 1950-1960. I 2010 var innholdet av total fosfor 2,8 g/kg tørrstoff i følge figur 19. Målingen i toppsjiktet lå litt i overkant av resultatet til Reierstad (2010). Nivået av total fosfor i toppen av kjernene var dermed forhøyet i forhold til referansenivået i bunnen av kjernene.

Det er tydelig at nivået av total fosfor i sedimentet i Årungen har endret seg betraktelig i løpet av tiden fra 1940 og frem til 2010. Fosfor har imidlertid opphav i nedbørfeltet til Årungen i form av gjødsel tilført jordbruksareal. Tidligere var husdyrgjødsel utbredt, men fra cirka 1950 har mineralgjødsel kommet for fullt innen jordbruket i Norge (Tveitnes 1993). I 1949 ble 16 171 tonn fosfor omsatt i mineralgjødsel på landsbasis og 2,0 kg fosfor ble tilsatt per dekar fulldyrket jord. Til sammenligning ble 28 962 tonn fosfor fra mineralgjødsel forbrukt i Norge i 1979 og 3,5 kg fosfor ble tilsatt per dekar jordbruksareal (Bøen & Tekle 2013). Forbruksmengden var dermed omtrent blitt fordoblet siden 1949. Økningen i tilført mengde fosfor i perioden fra 1949 til 1979 var på 75 % med hensyn til tilført mengde fosfor per dekar. Uhlen (1984) har antatt en overdosering på om lag 2,5 kg fosfor per dekar hvert år.

Endringen i total fosfor i sedimentet i Årungen vil gjenspeile utviklingen i bruken av mineralgjødning fra 1950. I henhold til Skogheim og Erlandsen (1984) kom Årungen inn i en eutrof tilstand rundt 1950, og økningen i innhold av total fosfor i sedimentet i figur 19 ga tydelige indikasjoner på denne prosessen. I Årungen vil fosfor være viktigste næringsstoff for algevekst og medføre eutrofiering ved overgjødning (Borch et al. 2007). Årungen ble rapportert hypereutrof i tiden fra 1965 til 1978 (Skogheim & Erlandsen 1984). Sedimentet fra Årungen akkumuleringssone viste et tilsvarende maksimalnivå for innhold av total fosfor rundt 1970.

I følge undersøkelsen til Johnson (2010) vil jord fra jordbruksareal i Årungen nedbørfelt bli selektivt erodert og ført over i akkumuleringssonen i Årungen (Riise et al. 2010). Finpartikulært erosjonsmateriale, som er beriket med fosfor (Krogstad 1986; Reierstad 2010; Walling 1999), vil sedimentere i dypvannet (Håkanson & Jansson 2002; Johnson 2010; Reierstad 2010). I henhold til undersøkelsen i Årungen i 2010, ble 3 000 kg fosfor sedimentert i innsjøen årlig. Innholdet av total fosfor økte i erosjonsprosessen fra jord i Årungen nedbørfelt til akkumuleringssonen i innsjøsedimentet. Spesielt nivået av uorganisk fosfor steg med over 80 % fra jord til sediment i dypområdet av Årungen (Reierstad 2010). Andre studier har også vist, at erodert finmateriale vil inneha et høyere innhold av total fosfor enn opphavsjord (Sharpley et al. 2001; Walling 1999). Det er derfor rimelig å anta, at jord fra nedbørfeltet i Årungen kan ha blitt selektivt erodert og avsatt i Årungen i perioden fra 1950 og frem til toppputslaget for total fosfor rundt 1970.

I Årungen sediment vil fosfor være bundet som jernfosfat under aerobe betingelser i hypolimnion (Wetzel 2001). Under anaerobe forhold i innsjøens dypområde vil imidlertid fosfor bli frigitt (Ekholm et al. 2005) fra fosforlageret i sedimentet (Søndergaard et al. 2003) ved at jern reagerer med sulfid under utfelling av jernsulfid (Wetzel 2001). Denne prosessen med frigivelse av fosfor kalles selvgjødsling (Søndergaard et al. 2003). Hvilke prosesser som har vært til stede i Årungen i løpet av historien er vanskelig å bedømme på grunnlag av figur 19. I tidligere studier ble det imidlertid rapportert om anaerobe tilstander i Årungen under eutrofieringsprosessen (Skogheim 1978; Skogheim & Erlandsen 1984). Følgelig vil selvgjødsling ha inntruffet og gitt næring til algene i innsjøen. Med grunnlag i det høye nivået av total fosfor under Årungen hypereutrofe tilstand, vil det være rimelig å anta, at fosfor kan ha blitt frigitt fra sedimentet ved reduserende forhold i innsjøen. I følge figur 19 avtok nivået av total fosfor mot 1980-tallet og utviklingen virket positiv. Fosfor tilført Årungen sedimenter kommer hovedsakelig fra Årungen nedbørfelt. Miljøbelastningen må følgelig ha blitt redusert i nedbørfeltet. Spesielt fra 1991 ble erosjonshindrende tiltak iverksatt i Årungen

nedbørfelt for å redusere fosfortilførselen til innsjøen. Blant tiltakene var innføring av gjødslingsplan og redusert jordarbeiding (Rognerud 1993). Eutrofieringsprosessen så ut til å stabilisere seg etter 1990, men frem mot 2010 har det oppstått en del svingninger i tilførselen av total fosfor fra nedbørfeltet i følge figur 19. Disse svingningene kan være relatert til værvariasjoner og bør derfor undersøkes nærmere.

4.5.5 Total svovel

Skogheim og Erlandsen

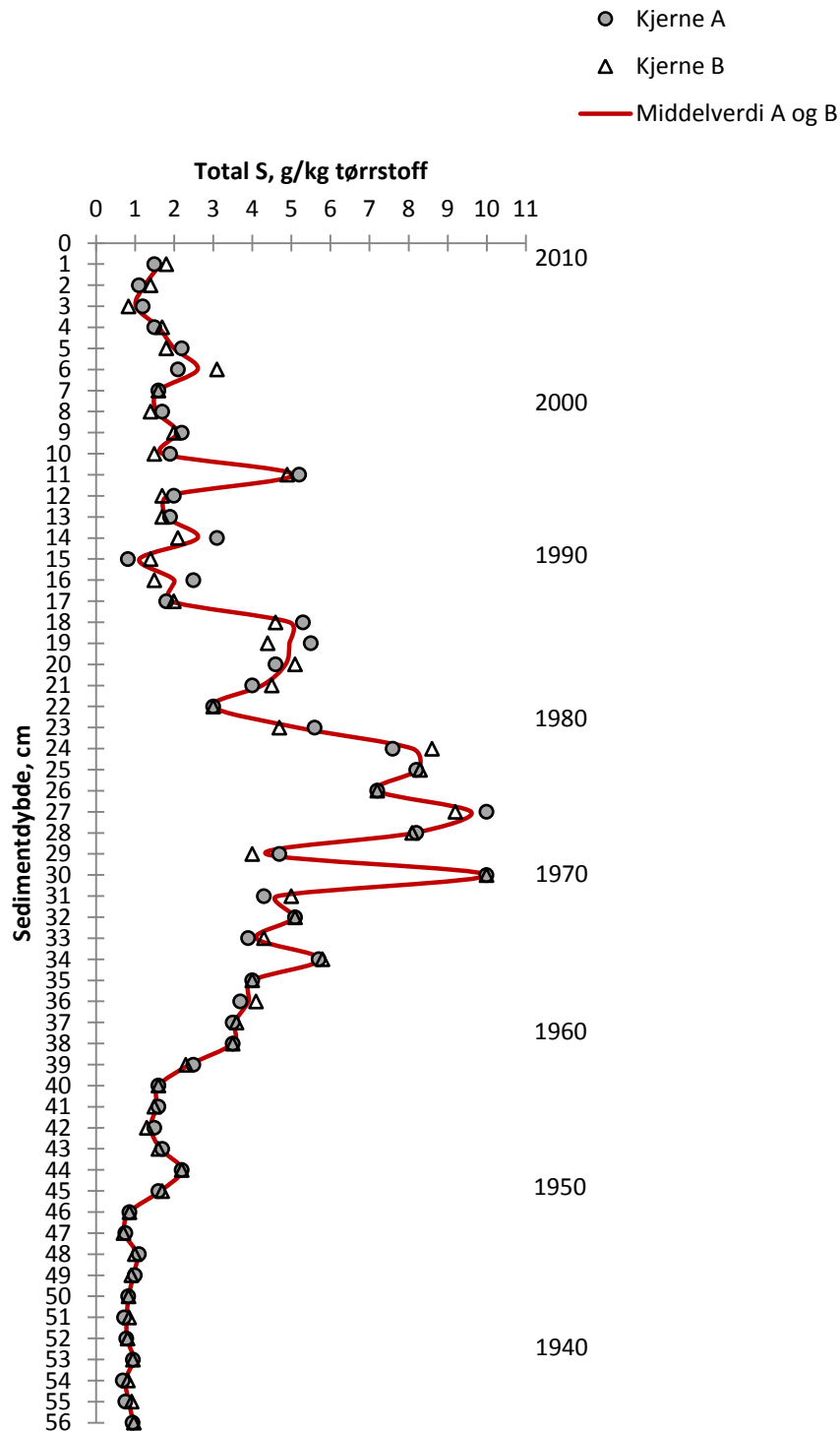
I følge Skogheim og Erlandsen (1984) var naturlig bakgrunnsverdi for total svovel i Årungens sediment 0,5 g/kg tørrstoff i "før-industriell tid". Dette nivået var stabilt frem til slutten av 1940-tallet. I første fase av eutrofieringen gikk konsentrasjonen av total svovel opp mot 5,0 g/kg tørrstoff. Ved overgangen fra en eutrof til en hypereutrof tilstand steg nivået ytterligere. Et toppnivå rundt 11 g/kg tørrstoff ble registrert i to omganger frem mot 1978. Mellomliggende bunnverdi var om lag 6 g svovel/kg tørrstoff.

Beskrivelse for total svovel

Figur 20 viser resultater fra analysen av total svovel i sedimentkjerne A og B. Hovedtrenden for innhold av total S, lest som middelveien av kjerne A og B, viste en oppgang fra bunnsedimentet og opp mot overflatesedimentet. En endring i innhold av total S, fremkom som en "krum toppkurve", og var merkbar i området fra sjikt 44-45 cm opp mot sjikt 14-15 cm. Den høyeste målingen på 10 g/kg tørrstoff var i sjiktet 29-30 cm. Den laveste kjerneverdien var i sjikt 46-47 cm på 0,74 g/kg tørrstoff.

Fra bunnen av kjernen og opp mot sjikt 45-46 cm, lå nivået for total S jevnt i overkant av 0,74 g/kg tørrstoff. Fra 44-45 cm steg innholdet av total S opp mot en lokal topp på 2,2 g/kg tørrstoff i sjikt 43-44 cm. En lokal bunnverdi på 1,4 g/kg tørrstoff ble målt ved sjikt 41-42 cm. Frem mot maksimaltoppen i sjikt 29-30 cm utviste målingene en variabel, men stigende trend. Tydelig var spranget fra 4,7 g/kg tørrstoff i sjikt 30-31 til 10 g/kg tørrstoff i sjikt 29-30 cm. I sjikt 28-29 cm oppstod en lokal bunnverdi på 4,4 g/kg tørrstoff før et videre oppsving mot et lokalt toppnivå rundt 9,6 g/kg tørrstoff i sjiktområdet 24-28 cm. Herfra var trenden markant nedadgående opp mot sjikt 21-22 cm, hvor verdien av total S var 3,0 g/kg tørrstoff. Et lokalt toppnivå rundt 5,0 g total S/kg tørrstoff oppstod igjen i sjiktområdet 18-19-20-21 cm før verdien sank ned mot 1,1 g/kg tørrstoff i sjikt 14-15 cm. Herfra og opp mot overflatesjiktet var trenden varierende rundt om lag 1,7 g/kg tørrstoff. To lokale topper ble

imidlertid registrert i sjikt 10-11 cm og 5-6 cm på henholdsvis 5,1 g/kg og 2,6 g/kg tørrstoff. Ved sjikt 2-3 cm var lokal bunnverdi 1,0 g/kg tørrstoff og i overflatesjiktet var innholdet av total S 1,7 g/kg tørrstoff.



Figur 20: Analyseresultater av to sedimentkjerne, A og B, fra Årungens dypeste innsjøområde. Figuren viser endring i innhold av total svovel vertikalt ned fra overflatesedimentet mot bunnen av kjernen. Den røde trendlinjen angir middelverdien av målepunktene til kjerne A og B vertikalt i sedimentet. Sedimentet er inndelt i 1 cm sjikt nedover i dypet. Mengde total svovel er angitt som g/kg tørrstoff. Måleresultatene er relatert til tidsperioder med 10 års intervall kronologisk angitt fra 1940 til 2010. Årstall for hvert tiår i sedimentet er angitt på høyre kant i figuren. Antall sjiktmålinger i kjernene for total svovel var 56.

Diskusjon for total svovel

Hovedtrenden for kjerne A og B i figur 20 viste, at referansenivået for total svovel lå på 0,96 g/kg tørrstoff i bunnsjikt 55-56 cm. Denne konsentrasjonen ble også registrert for tiårsperioden 1940-1950, dersom sedimentarkivet i tabell 6, legges til grunn. Referansenivået lå litt i overkant av nivået fra undersøkelsen til Skogheim og Erlandsen (1984) i tiden frem mot slutten av 1940-tallet. Figur 20 viste videre en samsvarende oppgang for første fase av eutrofieringen i perioden fra 1950 til 1960. Fra overgangen til en hypereutrof innsjøtilstand rundt 1965 fremkom en ytterligere stigning opp mot et maksimalnivå på rundt 10 g/kg tørrstoff i perioden 1970-1980. Tilsvarende viste sedimentarkivet et maksimalt utslag for total svovel på 7,3 g/kg tørrstoff for perioden 1970-1980. Resultatene var i overensstemmelse med utviklingen som ble registrert i undersøkelsen i 1978. Fra maksimaltoppen fremkom en markant nedgang frem mot begynnelsen av 1980-tallet og en videre reduksjon mot 1990. Utviklingen frem mot året 2010 utviste en viss grad av ustabilitet med antydning til oppganger i konsentrasjonsnivået for årene 1984/1985, 1992, 1996 og 2004 og 2009/2010. Tendensen var imidlertid totalt sett avtagende med grunnlag i tiårsperiodene 1980-1990, 1990-2000 og 2000-2010 i følge sedimentarkivet. Innholdet av total svovel for tiårsperioden 2000-2010 lå under nivået for første fase av eutrofieringen i tiåret 1950-1960. I 2010 var konsentrasjonen 1,7 g/kg tørrstoff og i samsvar med resultatet til Naas (2010). Nivået av total svovel i toppen av kjernene var dermed forhøyet i forhold til referansenivået i bunnen av kjernene.

Det er tydelig at nivået av total svovel i sedimentet i Årungen har endret seg betraktelig i perioden fra cirka 1940 til 2010. For Årungen vil relevante menneskeskapte svovelkilder være atmosfæriske avsetninger og gjødsel tilført nedbørfeltet (Wetzel 2001). Undersøkelser av innsjøsediment i Sverige, viste at toppnivået for forsuring oppstod etter 1960 (Smol 2008). Sør-Norge er landsdelen som har vært mest utsatt for forsuring av innsjøer. De atmosfæriske svovelkonsentrasjonene var svært høye på 1970-tallet, men avtok betraktelig gjennom 1980- og 1990-årene. Fra 1980 til 2011 avtok nivået mellom 75 % - 91 %. Nivået har dessuten var betydelig nedadgående det siste tiåret (Aas et al. 2012b). Eksempelvis ble 0,9 kg svovel tilsatt fra atmosfæren per dekar i 1996, og dette sbovelet kan nyttiggjøres av planter (Aasen 1997).

I jorda vil svovel være i form av organisk materiale og uorganisk bundet til mineralmateriale (Aasen 1997). I følge Johnson (2010) var leirmineralogien i Årungen sediment lik jorda i nedbørfeltet på grunn av selektiv erosjon (Johnson 2010). Naas (2010) fant, at total svovel var positivt korrelert med leire i Årungen og nivået av total svovel var

høyest i akkumuleringssonen. Toppnivået av total svovel i sedimentet i Årungen mellom 1970 og 1980, kan være et utslag av selektiv erosjon fra nedbørfeltet til Årungen. I sedimentet vil svovel foreligge som sulfid og primært utfelt som jernsulfid. Denne prosessen vil kunne forløpe gjennom sulfatreduserende anaerob nedbrytning av organisk materiale under tilstedeværelse av toverdige jern. I tillegg vil gass av hydrogensulfid bli dannet (Håkanson & Jansson 2002). Følgelig vil økt forekomst av total svovel i sedimentet, slik som figur 20 viser, spesielt i perioden fra 1970 til 1980, kunne bety et skifte fra aerobe betingelser til reduserende forhold i dypvannet av Årungen i løpet av eutrofieringsprosessen (Skogheim & Erlandsen 1984). Denne antakelsen er i overensstemmelse med observasjoner fra 1984, da hypolimnion i Årungen var anaerob i opptil 10 måneder av året (Ensby 1984). Ved høyt innhold av total svovel i sedimentet under anoksiske perioder, vil C:S forholdet være lavt (Rosenbauer et al. 2009). I tillegg til jernsulfid, kan andre sulfider av blant annet kobber, sink og bly bli utfelt i sedimentet (Skogheim & Erlandsen 1984).

I overgangen mellom 1980- og 1990-tallet sank imidlertid nivået av total svovel i sedimentet. Denne nedgangen var samsvarende med reduksjonen i atmosfæriske avsetninger og erosjonsreduserende tiltak i Årungen nedbørfelt. Det ble imidlertid observert enkelte mindre toppe med antydning til økt forekomst av sulfid i sedimentet frem mot 2010. Disse toppene kan indikere anaerobt miljø i innsjøen.

4.5.6 Total kobber

Erlandsen og Skogheim

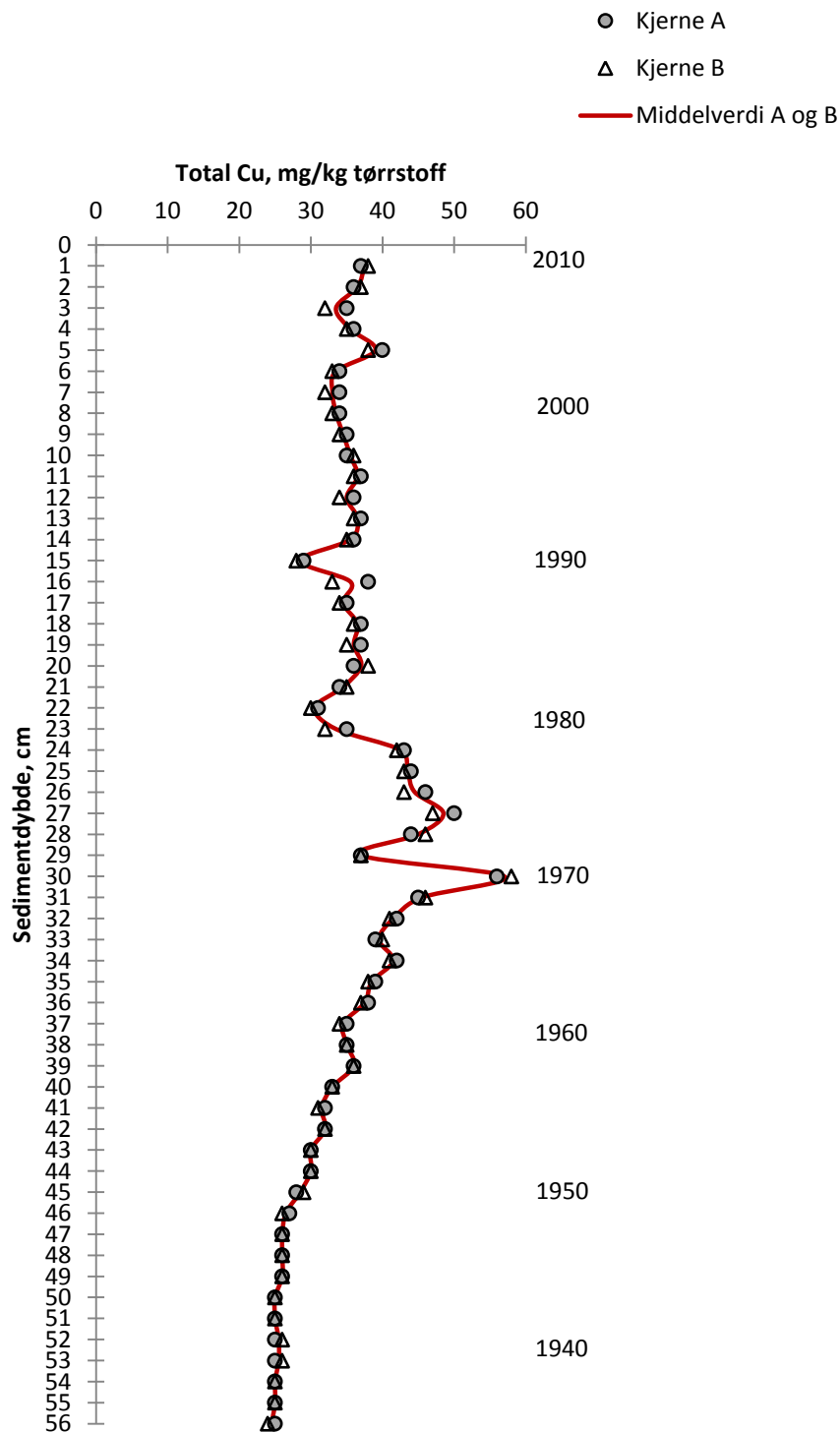
Naturlig bakgrunnsverdi for total kobber i Årungen sediment var, i følge Skogheim og Erlandsen (1984), i "før-industriell tid" om lag 25 mg/kg tørrstoff. Frem mot slutten av 1940-tallet var nivået av total kobber i overkant av 25 mg/kg tørrstoff. I første fase av eutrofieringen gikk konsentrasjonen av total kobber opp mot 30 mg/kg tørrstoff. Ved overgangen fra en eutrof til en hypereutrof tilstand, var innholdet av total kobber om lag 35 mg/kg tørrstoff. På 1970-tallet steg innholdet av total kobber til et toppnivå i overkant av 50 mg/kg tørrstoff. En videre utvikling mot 35 mg/kg tørrstoff ble registrert rundt 1978. Bunnverdien i perioden var 30 mg total kobber/kg tørrstoff.

Beskrivelse total kobber

Figur 21 viser resultater fra analysen av total kobber i sedimentkjerne A og B. Hovedtrenden for innhold av total Cu, viste en oppgang fra bunnsedimentet og opp mot overflatesedimentet.

Endringen i innhold av total Cu, som utgjør en "krum toppkurve" i figuren, var merkbar i området fra sjikt 44-45 cm og opp mot sjikt 14-15 cm. Den høyeste målingen på 57 mg/kg tørrstoff var i sjiktet 29-30 cm. Den laveste kjerneverdien på 25 mg/kg tørrstoff var i sjiktområdet 49-50-51 cm samt i målingene i området fra sjikt 53-54 cm og ned til kjernebunn.

Fra bunnen av kjernen og opp mot sjikt 45-46 cm, lå nivået for total Cu jevnt i overkant av 25 mg/kg tørrstoff. Fra 44-45 cm steg innholdet av total Cu gradvis opp mot maksimaltoppen på 57 mg/kg tørrstoff i sjikt 29-30 cm. I sjikt 28-29 cm oppstod en lokal bunnverdi på 37 mg/kg tørrstoff før et videre oppsving mot et lokalt toppnivå rundt 49 mg/kg tørrstoff i sjiktområdet 24-28 cm. Herfra var trenden markant nedadgående opp mot sjikt 21-22 cm, hvor verdien av total Cu var 31 mg/kg tørrstoff. Et lokalt toppnivå rundt 37 mg total Cu/kg tørrstoff oppstod igjen i sjiktområdet 16-21 cm før verdien sank ned mot 29 mg/kg tørrstoff i sjikt 14-15 cm. Herfra og opp mot overflatesjiktet lå trenden forholdsvis stabilt rundt om lag 36 mg/kg tørrstoff. En lokal toppverdi på 39 mg/kg tørrstoff ble imidlertid observert ved sjikt 4-5 cm. I overflatesjiktet var innholdet av total Cu 38 g/kg tørrstoff.



Figur 21: Analyseresultater av to sedimentkjerner, A og B, fra Årungens dypeste innsjøområde. Figuren viser endring i innhold av total kobber vertikalt ned fra overflatesedimentet mot bunnen av kjernen. Den røde trendlinjen angir middelverdien av målepunktene til kjerne A og B vertikalt i sedimentet. Sedimentet er inndelt i 1 cm sjikt nedover i dypet. Mengde total kobber er angitt som mg/kg tørrstoff. Måleresultatene er relatert til tidsperioder med 10 års intervall kronologisk angitt fra 1940 til 2010. Årstall for hvert tiår i sedimentet er angitt på høyre kant i figuren. Antall sjiktmålinger i kjernene for total kobber var 56.

Diskusjon total kobber

Referansenivået for total kobber i bunnsjikt 55-56 cm var 25 mg/kg tørrstoff i følge hovedtrenden for kjerne A og B i figur 21. Dersom sedimentarkivet, i tabell 6, for tiårsperioden 1940-1950 legges til grunn for referansenivået i kjernene, var beregnet verdi 26 mg total kobber/kg tørrstoff. Referansenivået var i overensstemmelse med nivået fra undersøkelsen til Skogheim og Erlandsen (1984) i tiden frem mot slutten av 1940-tallet. Figur 21 viste videre en samsvarende oppgang for første fase av eutrofieringen i perioden fra 1950 til 1960. Fra overgangen til en hypereutrof innsjøtilstand rundt 1965 fremkom en ytterligere stigning opp mot en maksimaltopp på 57 mg/kg tørrstoff rundt 1970. Resultatene var i overensstemmelse med utviklingen som ble registrert i undersøkelsen i 1978. For tiårsperiodene 1960-1970 og 1970-1980 viste sedimentarkivet et maksimalnivå på 42 mg/kg tørrstoff. Fra maksimaltoppen i figur 21 fremkom en markant nedgang frem mot begynnelsen av 1980-tallet. For tiårsperioden 1980-1990 lå konsentrasjonsnivået av total kobber på nivå med første fase av eutrofieringsutviklingen i perioden 1950-1960, i følge beregnede verdier fra sedimentarkivet. På tiårsbasis var nivået forholdsvis stabilt frem mot 2010.

Enkeltmålingene i figur 21 viste imidlertid antydning til oppganger for årene rundt 1984/1985, 1996, 2004 og 2009/2010. I 2010 var innholdet av total kobber i sedimentet 38 mg/kg tørrstoff. Målingene i toppsedimentet lå litt i overkant av resultatet til Zambon (2010). Nivået av total kobber i toppen av kjernene var dermed forhøyet i forhold til referansenivået i bunnen av kjernene.

Det er tydelig at nivået av total kobber i sedimentet i Årungen har endret seg betraktelig i perioden fra cirka 1940 til 2010. I følge figur 21 kan det virke som det har vært en endring i miljøbelastningen med hensyn til inngangen av 1950-tallet og utgangen av 1980-årene. I dyrket mark vil kobber ha opphav i husdyrgjødsel. Gjødsel fra storfe vil inneholde 3 g kobber per tonn gjødsel (Eriksen 1990). I følge undersøkelsen til Johnson (2010) vil jord fra jordbruksareal i Årungen nedbørfelt bli selektivt erodert og ført over i akkumuleringssonen i Årungen (Riise et al. 2010). Undersøkelsen av Årungen sediment i 2010 viste, at det var høyest konsentrasjon av total kobber i innsjøens akkumuleringssone. Det var en tydelig positiv sammenheng mellom prosentinnhold leire i sedimentet og innhold av total kobber (Zambon 2010). I sedimentet vil kobber foreligge som sulfid (Skogheim & Erlandsen 1984).

En ICP-analyse av kobber i fire jordprøver fra Årungen nedbørfelt tatt høsten 1995, viste at innhold av total kobber lå mellom 6,5-31,9 mg/kg (Fylkesmannen i Oslo og Akershus 1996). Dette nivået kunne betraktes som referanseverdi for kobber i jord i Årungen

nedbørfelt. Året 1995 er relatert til sedimentsjikt 11-12 cm i Årungen. Ved denne sedimentdybden var middelverdien for innhold av total kobber i kjerne A og B 35 mg/kg tørrstoff. Sedimentprøven fra Årungen hadde dermed et innhold av total kobber i overkant av referanseverdiens øvre grense for jord i 1995. På grunnlag av ovennevnte vil det være rimelig å anta, at total kobber er blitt selektivt erodert fra Årungen nedbørfelt til innsjøens dypområde. Kobber vil være en god indikator på erosjon fra Årungen nedbørfelt.

4.5.7 Total jern

Erlandsen og Skogheim

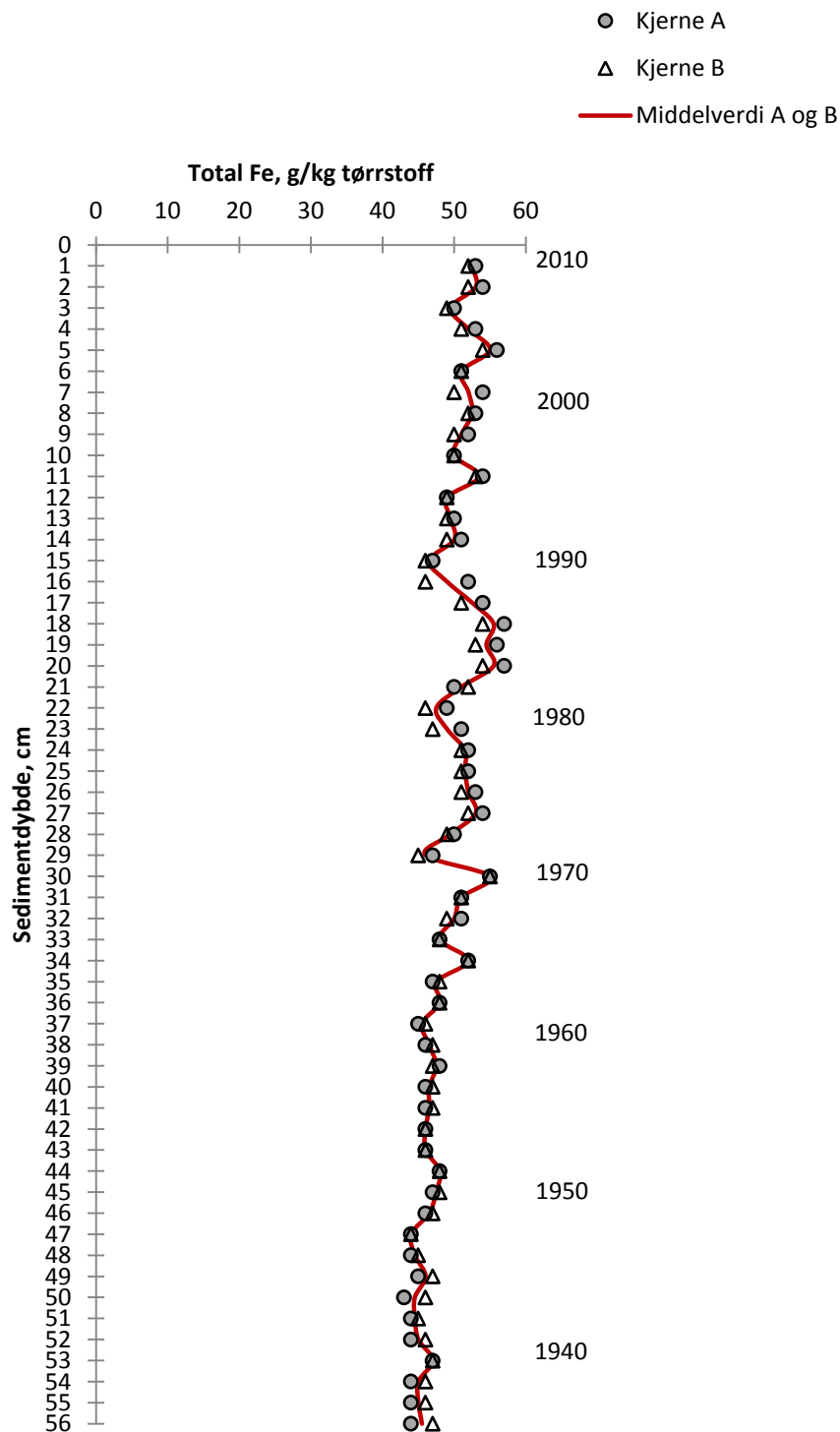
Naturlig bakgrunnsverdi for total jern i Årungen sediment var, i følge Skogheim og Erlandsen (1984), i "før-industriell tid" om lag 45 g/kg tørrstoff. Frem mot slutten av 1940-tallet var nivået av total jern i overkant av 60 g/kg tørrstoff. I første fase av eutrofieringen svingte konsentrasjonen mellom nivåene 40 g/kg og 55 g/kg tørrstoff. Ved overgangen fra en eutrof til en hypereutrof tilstand i Årungen, økte innholdet av total jern til om lag 60 g/kg tørrstoff. I tiden frem mot 1978 sank nivået først kraftig ned mot 30 g/kg tørrstoff før nivået igjen steg opp til i underkant av 45 g/kg tørrstoff.

Beskrivelse total jern

Figur 22 viser resultater fra analysen av total jern i sedimentkjerne A og B. Hovedtrenden for innhold av total Fe, viste en oppgang fra bunnsedimentet og opp mot overflatesedimentet. Innholdet av total Fe i sedimentet var mer stabilt fra bunnen av kjernen og opp til om lag sjikt 34-35 cm enn fra sjikt 33-34 cm og opp til overflatesjiktet. Den høyeste målingen for total Fe på 56 g/kg tørrstoff lå i sjiktområdet 18-20 cm. Den laveste kjerneverdien på 44 g/kg tørrstoff var i sjikt 46-47 cm.

Fra bunnen av kjernen og opp mot sjikt 34-35 cm, lå nivået for total Fe jevnt mellom 44 g/kg og 48 g/kg tørrstoff. To lokale topper fremkom i sjiktene 33-34 og 29-30 cm på henholdsvis 52 g/kg og 55 g/kg tørrstoff. To lokale bunnverdier ble målt i sjikt 32-33 og 28-29 cm på henholdsvis 48 g/kg og 46 g/kg tørrstoff. Et lokalt toppnivå ble registrert i sjiktområdet 24-27 cm på om lag 53 g/kg tørrstoff. Herfra var det en markant nedgang opp mot sjikt 21-22 cm, der innholdet av total Fe var 48 g/kg tørrstoff. Kjernemaksimum på 56 g/kg tørrstoff lå i sjiktområdet 18-20 cm. En videre tydelig nedgang ble observert opp mot sjikt 14-15 cm, hvor innholdet av total Fe var 47 g/kg tørrstoff. Herfra og opp mot overflatesjiktet, lå målingene mellom 49 g/kg og 55 g/kg tørrstoff. To lokale topper ble

registrert i sjiktene 10-11 og 4-5 cm på henholdsvis 54 g/kg og 55 g/kg tørrstoff. I overflatesjiktet var innholdet av total Fe 53 g/kg tørrstoff.



Figur 22: Analyseresultater av to sedimentkjerner, A og B, fra Årungens dypeste innsjøområde. Figuren viser endring i innhold av total jern vertikalt ned fra overflatesedimentet mot bunnen av kjernen. Den røde trendlinjen angir middelverdien av målepunktene til kjerne A og B vertikalt i sedimentet. Sedimentet er inndelt i 1 cm sjikt nedover i dypet. Mengde total jern er angitt som g/kg tørrstoff. Måleresultatene er relatert til tidsperioder med 10 års intervall kronologisk angitt fra 1940 til 2010. Årstall for hvert tiår i sedimentet er angitt på høyre kant i figuren. Antall sjiktmålinger i kjernene for total jern var 56.

Diskusjon for total jern

Referansenivået for total jern i bunnsjikt 55-56 cm, var 46 g/kg tørrstoff i følge hovedtrenden for kjerne A og B i figur 22. Dersom sedimentarkivet, i tabell 6, for tiårsperioden 1940-1950 legges til grunn for referansenivået i kjernene, var beregnet verdi 45 g total jern/kg tørrstoff. Referansenivået var i overensstemmelse med nivået fra undersøkelsen til Skogheim og Erlandsen (1984) i tiden frem mot slutten av 1940-tallet. Innholdet av total jern i første fase av eutrofieringen i perioden 1950-1960 lå innenfor konsentrasjonsnivået hos Skogheim og Erlandsen (1984), men de samme svingningene fremkom ikke. Fra overgangen til en hypereutrof innsjø rundt 1965 fremkom en stigning opp mot en lokal maksimaltopp på 55 g/kg tørrstoff rundt 1970. En tilsvarende topp ble registrert i undersøkelsen fra 1978. Etter en tydelig nedgang i trenden i løpet av 1970-årene i følge figur 22, gikk nivået opp igjen mot maksimaltoppen på 56 g/kg tørrstoff midt på 1980-tallet. Til sammenligning viste sedimentarkivet maksimum på 52 g/kg tørrstoff for tiårene 1980-1990 og 2000-2010. Frem mot 2010 utviste konsentrasjonsnivået for enkeltmålingene av total jern i figur 22 en viss grad av ustabilitet med antydning til oppganger i årene 1996, 2004 og 2009/2010. I følge de beregnede verdiene for tiårene frem mot 2010 i sedimentarkivet, var nivået forholdsvis jevnt. Nivået lå imidlertid i overkant av nivået ved første fase av eutrofieringsutviklingen i perioden 1950-1960. I 2010 var innholdet av total jern 53 g/kg tørrstoff. Målingene i toppsedimentet var i overensstemmelse med resultatet til Zambon (2010). Nivået av total jern i toppen av kjernene var dermed forhøyet i forhold til referansenivået i bunnen av kjernene.

I følge figur 22 var nivået av total jern i sedimentet relativt stabilt frem til cirka 1960. I perioden mellom 1960 og 1990 viste sedimentet større variasjon og høyere verdier. Jern vil fungere som regulator i prosessen for binding og frigjøring av fosfor fra sedimentet under henholdsvis aerobe og anaerobe forhold. Ved anaerobe betingelser vil jern være bundet som jernsulfid i sedimentet (Wetzel 2001). Høye verdier av jern i sedimentet kan derfor indikere anaerobe forhold. Ved frigjøring av jern fra sedimentet vil imidlertid jern stige mot overflatesedimentet (Rognerud et al. 2008) på grunn av redoks-sensitivitet (Loon & Duffy 2005), og følgelig vil konsentrasjonen av jern være høyere i toppen av kjernen enn i bunnen (Rognerud et al. 2008). Dette kan være årsaken til at konsentrasjonen av jern er forhøyet i toppen av kjernen. Sedimentet kan bli tilført jern gjennom selektiv erosjon fra nedbørfeltet (Johnson 2010). Husdyrgjødsel inneholder jern som mikronæringsstoff og jern er en naturlig komponent i leirmineraler (Loon & Duffy 2005). Jern vil derfor være en god indikator på erosjon fra nedbørfeltet til Årungen.

4.5.8 Total mangan

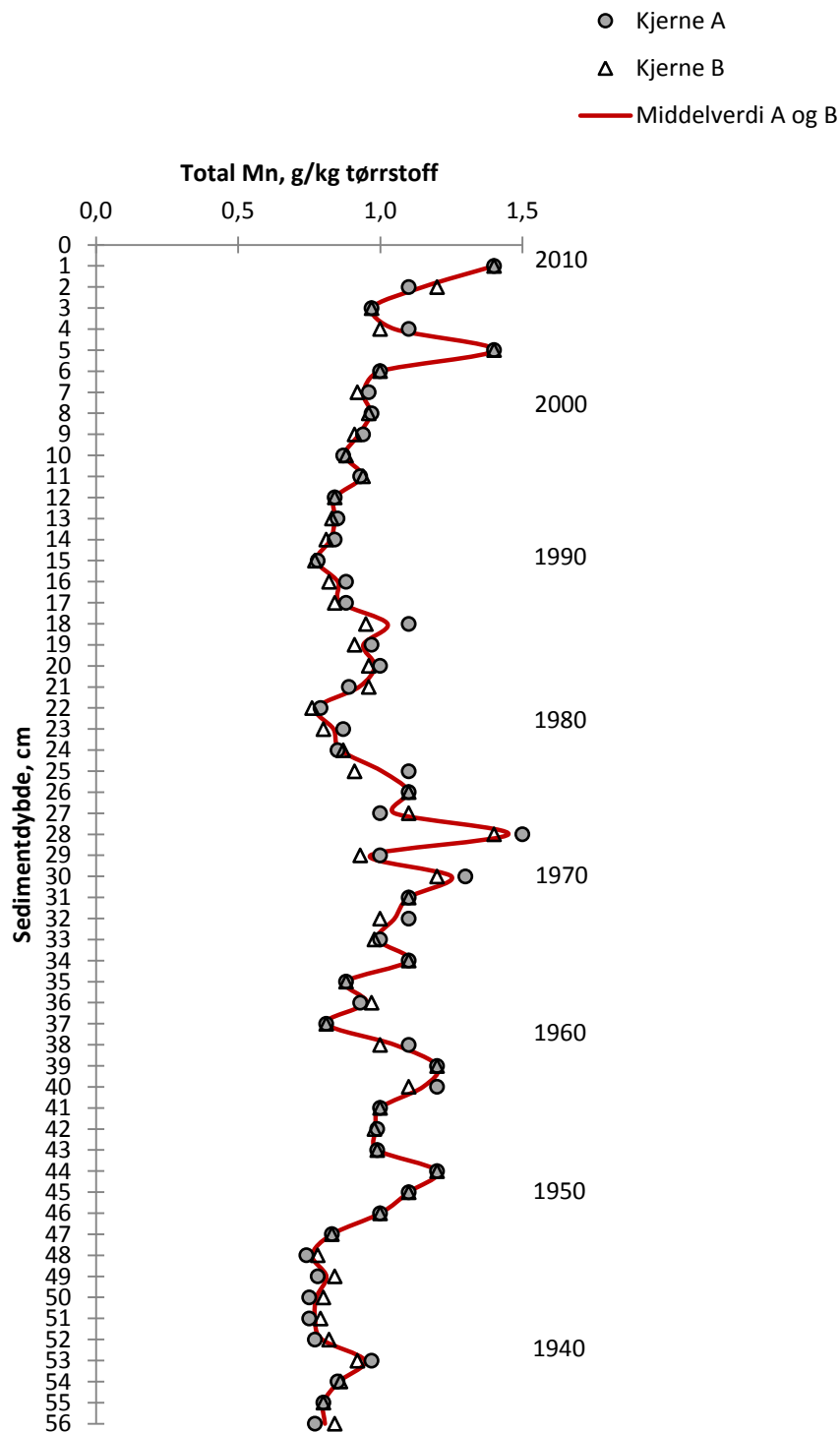
Erlandsen og Skogheim

Naturlig bakgrunnsverdi for total mangan i Årungens sediment var, i følge Skogheim og Erlandsen (1984), i "før-industriell tid" om lag 0,5 g/kg tørrstoff. Frem mot slutten av 1940-tallet lå nivået av total mangan i underkant av 1,0 g/kg tørrstoff. I første fase av eutrofieringen lå konsentrasjonen av total mangan i overkant av 1,0 g/kg tørrstoff. Fra 1965 økte innholdet av total mangan opp til om lag 1,3 g/kg tørrstoff frem mot 1970. Nivået avtok deretter til om lag 0,5 g/kg tørrstoff før konsentrasjonen igjen steg opp mot 1,0 g total mangan/kg tørrstoff rundt 1978.

Beskrivelse for total mangan

Figur 23 viser resultater fra analysen av total mangan i sedimentkjerne A og B. Hovedtrenden for innhold av total Mn, lest som middelveien av kjerne A og B, viste en oppgang fra bunnsedimentet og opp mot overflatesedimentet. En endring i innhold av total Mn, fremkom som en "krum toppkurve" i figuren, og var merkbar i området fra sjikt 45-46 cm opp mot sjikt 14-15 cm. Den høyeste målingen på 1,5 g/kg tørrstoff var i sjiktet 27-28 cm. Den laveste kjerneverdien på 0,76 g/kg tørrstoff var i sjikt 47-48 cm.

Fra bunnen av kjernen og opp mot sjikt 46-47 cm, lå nivået for total Mn jevnt i overkant av 0,76 g/kg tørrstoff med unntak av en lokal topp på 0,95 g/kg tørrstoff ved sjikt 52-53 cm. Fra 45-46 cm steg innholdet av total Mn opp mot en lokal topp på 1,2 g/kg tørrstoff i sjikt 43-44 cm. Nivået av total Mn varierte mellom om lag 1,3 g/kg og 0,81 g/kg tørrstoff i mellomliggende område opp mot sjikt 28-29 cm, der nivået steg ytterligere opp mot maksimalverdien på 1,5 g/kg tørrstoff. Fra maksimaltoppen og videre oppover i kjernen, avtok nivået forholdsvis gradvis, men markant, mot sjikt 21-22 cm, hvor verdien av total Mn var 0,78 g/kg tørrstoff. Nivået fikk igjen et mindre oppsving mot 1,0 g/kg tørrstoff i sjiktområdet 18-21 cm. En nedadgående trend mot 0,78 g/kg tørrstoff i sjikt 14-15 cm ble videre observert i retning av overflatesjiktet. To lokale topper på høyde med maksimalnivået i sjiktområdet 27-28 cm, ble imidlertid registrert ved sjikt 4-5 cm og 0-1 cm. Innholdet av total Mn i disse sjiktene var 1,4 g/kg tørrstoff. Mellomliggende bunnpunkt for disse toppene var 0,97 g total Mn/kg tørrstoff i sjikt 2-3 cm.



Figur 23: Analyseresultater av to sedimentkjerner, A og B, fra Årungens dypeste innsjøområde. Figuren viser endring i innhold av total mangan vertikalt ned fra overflatesedimentet mot bunnen av kjernen. Den røde trendlinjen angir middelverdien av målepunktene til kjerne A og B vertikalt i sedimentet. Sedimentet er inndelt i 1 cm sjikt nedover i dypet. Mengde total mangan er angitt som g/kg tørrstoff. Måleresultatene er relatert til tidsperioder med 10 års intervall kronologisk angitt fra 1940 til 2010. Årstall for hvert tiår i sedimentet er angitt på høyre kant i figuren. Antall sjiktmålinger i kjernene for total mangan var 56.

Diskusjon for total mangan

Referansenivået for total mangan i bunnsjikt 55-56 cm i sedimentkjerner, var 0,81 g/kg tørrstoff i følge hovedtrenden for kjerne A og B i figur 23. Dersom sedimentarkivet, i tabell 6 for tiårsperioden 1940-1950 legges til grunn for referansenivået i kjernene, var beregnet verdi 0,86 g total mangan/kg tørrstoff. Referansenivået var i overensstemmelse med nivået fra undersøkelsen til Skogheim og Erlandsen (1984) i tiden frem mot slutten av 1940-tallet. Figur 23 viste videre samsvarende resultater for første fase av eutrofieringen i perioden fra 1950 til 1960. Fra overgangen til en hypereutrof innsjø rundt 1965 fremkom en ytterligere stigning opp mot maksimaltoppen på 1,5 g/kg tørrstoff i etterkant av 1970. Fra maksimaltoppen fremkom en markant nedgang frem mot begynnelsen av 1980-tallet. Frem mot 2010 fremkom antydninger til oppganger i årene 1984/1985, 1996, 2004 og 2009/2010. I følge sedimentarkivet, lå nivået av total mangan for tiåret 2000-2010 på høyde med nivået i første fase av eutrofieringsutviklingen i 1950-1960. I 2010 var innholdet av total mangan 1,4 g/kg tørrstoff i følge figur 23. Målingene i toppsjiktet var i overensstemmelse med resultatet til Zambon (2010). Nivået av total mangan i toppen av kjernene var dermed forhøyet i forhold til referansenivået i bunnen av sedimentkjernene.

Nivået av total mangan var forholdsvis stabilt i bunnen av kjernen i følge figur 23. Variabiliteten og konsentrasjonen økte i perioden fra cirka 1950 til 1990. Det forhøyede nivået i sedimentet kan skyldes selektiv erosjon fra jordbruksarealer i nedbørfeltet. Gjødslen inneholder mangan som mikronæringsstoff (Tveitnes 1993). Ved selektiv erosjon (Johnson 2010) kan total mangan assosiert med organisk materiale (Wetzel 2001) bli transportert til akkumuleringssonen i Årungen fra nedbørfeltet (Zambon 2010).

4.5.9 Total sink

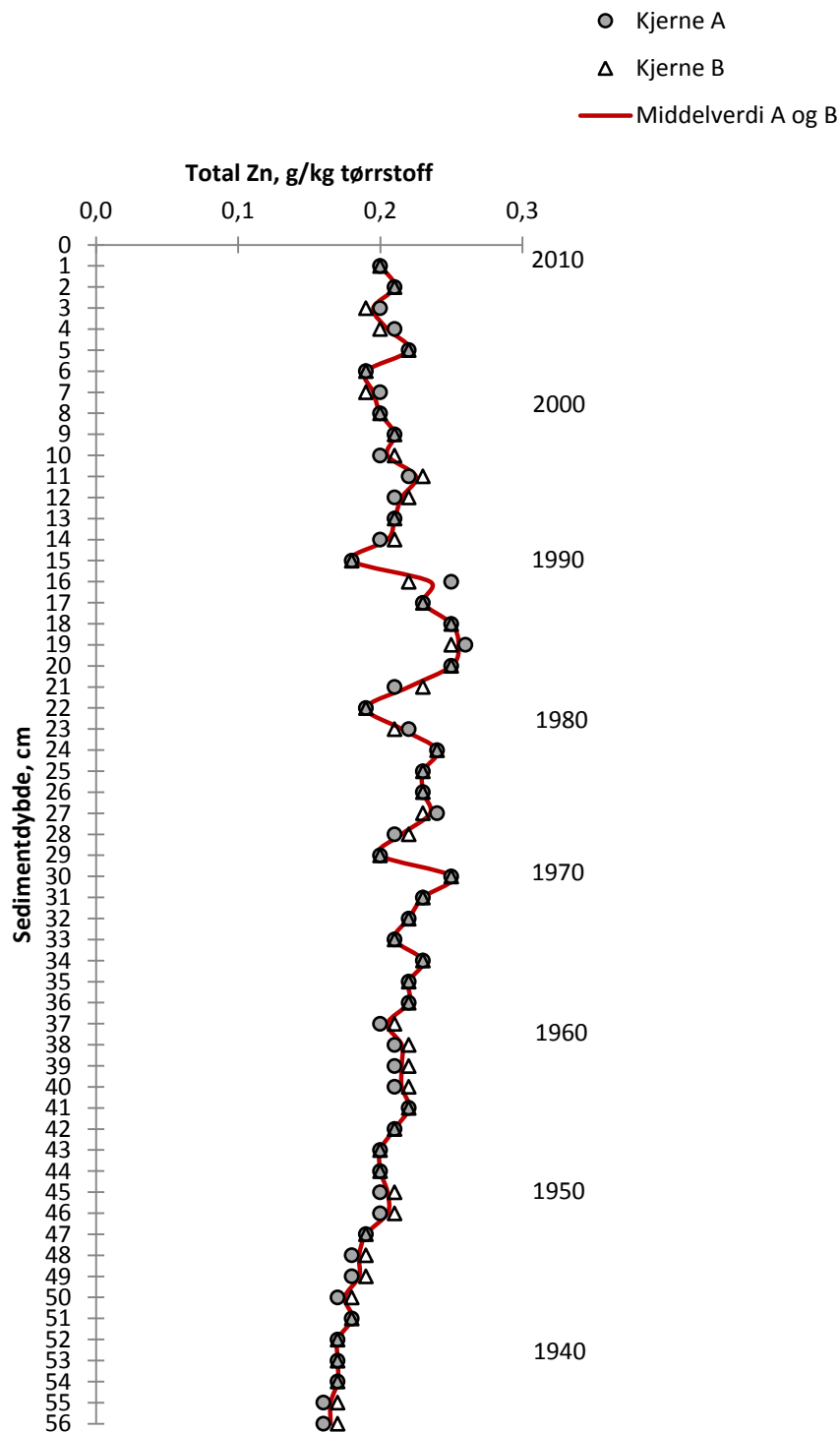
Skogheim og Erlandsen

I følge Skogheim og Erlandsen (1984) lå naturlig bakgrunnsverdi for total sink i Årungen sediment i overkant av 0,10 g/kg tørrstoff i "før-industriell tid". Frem mot slutten av 1940-tallet var nivået av total sink om lag 0,15 g/kg tørrstoff. I første fase av eutrofieringen lå innholdet av total sink forholdsvis stabilt i overkant av 0,15 g/kg tørrstoff. Ved overgangen fra en eutrof til en hypereutrof tilstand i Årungen, steg innholdet av total sink opp til et nivå i overkant av 0,25 g/kg tørrstoff. Dette var toppnivået rundt 1970. I tiden frem mot 1978 flatet nivået ut rundt 0,20 g/kg tørrstoff.

Beskrivelse for total sink

Figur 24 viser resultater fra analysen av total sink i sedimentkjerne A og B. Hovedtrenden for innhold av total Zn, lest som middelveien av kjerne A og B, viste en oppgang fra bunnsedimentet og opp mot overflatesedimentet. En endring i innhold av total Zn, fremkom som en "krum toppkurve" i figuren, og var merkbar i området fra sjikt 45-46 cm opp mot sjikt 14-15 cm. Den høyeste målingen på 0,26 g/kg tørrstoff var i sjiktet 18-19 cm. Den laveste kjerneverdien på 0,17 g/kg tørrstoff ble målt i sjiktområdet fra 51-52 cm og ned til kjernebunn.

Fra bunnen av kjernen og opp mot sjikt 46-47 cm, lå nivået for total Zn jevnt mellom 0,17 g/kg og 0,19 g/kg tørrstoff. Fra 45-46 cm steg innholdet av total Zn opp mot maksimaltoppen på 0,26 g/kg tørrstoff i sjikt 18-19 cm. Lokale toppverdier ble imidlertid registrert i sjikt 29-30 cm på 0,25 g/kg tørrstoff og i sjiktområdet 24-27 cm på om lag 0,24 g/kg tørrstoff. Mellomliggende bunnpunkt i sjikt 28-29 cm var på 0,20 g/kg tørrstoff. En markant nedgang inntraff fra sjikt 23-24 cm og opp til sjikt 21-22 cm, hvor innholdet av total Zn var 0,19 g/kg tørrstoff. Fra maksimaltoppen på 0,26 g/kg tørrstoff gikk nivået tydelig ned til 0,18 g/kg tørrstoff i sjikt 14-15 cm. Herfra og opp mot overflatesjiktet lå trenden forholdsvis stabilt rundt om lag 0,20 g/kg tørrstoff. To lokale topper ble imidlertid registrert ved sjikt 10-11 og 4-5 cm på henholdsvis 0,23 g/kg og 0,22 g/kg tørrstoff. Mellomliggende nivå hadde bunnverdien 0,19 g/kg tørrstoff i sjikt 5-6 cm. I overflatesjiktet var innholdet av total Zn 0,20 g/kg tørrstoff.



Figur 24: Analyseresultater av to sedimentkjerner, A og B, fra Årungens dypeste innsjøområde. Figuren viser endring i innhold av total sink vertikalt ned fra overflatesedimentet mot bunnen av kjernen. Den røde trendlinjen angir middelverdien av målepunktene til kjerne A og B vertikalt i sedimentet. Sedimentet er inndelt i 1 cm sjikt nedover i dypet. Mengde total sink er angitt som g/kg tørrstoff. Måleresultatene er relatert til tidsperioder med 10 års intervall kronologisk angitt fra 1940 til 2010. Årstall for hvert tiår i sedimentet er angitt på høyre kant i figuren. Antall sjiktmålinger i kjernene for total sink var 56.

Diskusjon for total sink

Referansenivået for total sink i bunnsjikt 55-56 cm, var 0,17 g/kg tørrstoff i følge hovedtrenden for kjerne A og B i figur 24. Dersom sedimentarkivet, i tabell 6, for tiårsperioden 1940-1950 legges til grunn for referansenivået i kjernene, var beregnet verdi 0,19 g total sink/kg tørrstoff. Referansenivået lå litt i overkant av nivået fra undersøkelsen til Skogheim og Erlandsen (1984) i tiden frem mot slutten av 1940-tallet. Figur 24 viste videre en svak oppgang i første fase av eutrofieringen i løpet av 1950-tallet. Fra overgangen til en hypereutrof innsjø rundt 1965 fremkom en ytterligere stigning opp mot en lokal maksimaltopp på 0,25 g/kg tørrstoff rundt 1970. Resultatene var i overensstemmelse med utviklingen som ble registrert i undersøkelsen fra 1978. En markant nedgang ble observert på begynnelsen av 1980-tallet. Maksimaltoppen ble nådd rundt 1985. Tilsvarende viste sedimentarkivet en maksimumsverdi på 0,23 g/kg tørrstoff for tiåret 1980-1990. Frem mot 2010 fremkom antydninger til oppganger i årene 1996 og 2004. I følge sedimentarkivet, flatet nivået imidlertid ut rundt et konsentrasjonsnivå tilsvarende første fase av eutrofieringsutviklingen i 1950-1960. I 2010 var konsentrasjonsnivået for total sink 0,20 g/kg tørrstoff og i samsvar med resultatet til Zambon (2010). Nivået av total sink i toppen av kjernene var dermed forhøyet i forhold til referansenivået i bunnen av sedimentkjernene.

Referansenivået i bunnen av kjernen i figur 24 viste forholdsvis stabile forhold i sedimentet i perioden fra 1936 og frem til cirka 1950 med hensyn til innhold av total sink. Forurensningsnivået var dermed lavt. I tiden mellom 1950 og 1990 var nivået forhøyet i forhold til referansenivået. Perioden viste også en større variasjon. De høyeste verdiene for total sink ble registrert i perioden fra 1970 til 1990. Etter 1990 avtok nivået, som deretter forholdt seg forholdsvis stabilt frem mot 2010. Nivået var imidlertid fortsatt svakt forhøyet i forhold til referansenivået. Det kan virke som det har vært endring i miljøbelastningen med hensyn til inngangen til 1950-tallet. Husdyrgjødsel vil inneholde sink som mikronæringsstoff (Eriksen 1990). I tillegg vil sink bli tilført nedbørfeltet fra veinett (Meland 2012) og atmosfæriske tilførsler fra Europa. De atmosfæriske avsetningene har imidlertid avtatt med cirka 75 % siden 1980 (Aas et al. 2012b).

En ICP-analyse av sink i fire jordprøver fra Årungen nedbørfelt uttatt høsten 1995, viste et innhold av total sink mellom 59,8-154 mg/kg (Fylkesmannen i Oslo og Akershus 1996). Nivået kunne betraktes som referanseverdi for sink i jord i Årungen nedbørfelt. Året 1995 er relatert til sedimentsjikt 11-12 cm i Årungen. Ved denne sedimentdybden var middelverdien for innhold av total sink i kjerne A og kjerne B 0,22 g/kg tørrstoff dvs. 220 mg/kg tørrstoff. Sedimentprøven fra Årungen hadde dermed et innhold av total sink godt i

overkant av referanseverdiens øvre grense for jord i 1995. I følge undersøkelsen til Johnson (2010) vil jord fra jordbruksareal i Årungens nedbørfelt bli selektivt erodert og ført over i akkumuleringssonen i Årungen (Riise et al. 2010). Undersøkelsen av Årungens sediment i 2010 viste, at det var høyest konsentrasjon av total sink i innsjøens akkumuleringssone. Det var en tydelig positiv sammenheng mellom prosentinnhold leire i sedimentet og innhold av total sink (Zambon 2010). I sedimentet vil sink foreligge som sulfid (Skogheim & Erlandsen 1984). På grunnlag av ovennevnte vil det være rimelig å anta, at total sink er blitt selektivt erodert fra Årungens nedbørfelt til innsjøens dypområde. Sink vil være en god indikator på erosjon fra Årungens nedbørfelt.

4.5.10 Total bly

Skogheim og Erlandsen

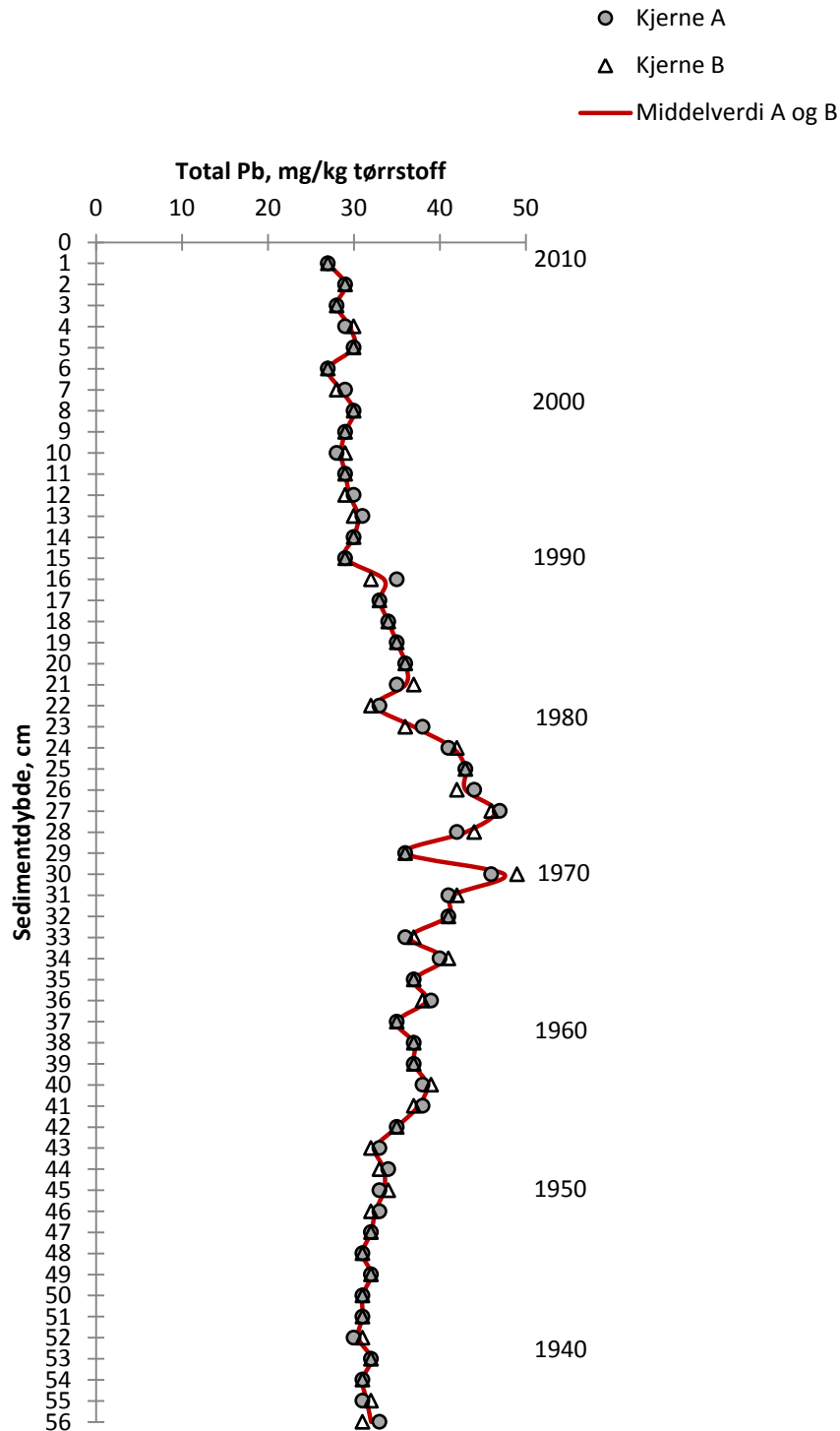
I følge Skogheim og Erlandsen (1984) var naturlig bakgrunnsverdi for total bly i Årungens sediment om lag 25 mg/kg tørrstoff i "før-industriell tid". Frem mot slutten av 1940-tallet var nivået av total bly i underkant av 35 mg/kg tørrstoff. I første fase av eutrofieringen steg konsentrasjonen av total bly opp mot 45 mg/kg tørrstoff. Ved overgangen til en hypereutrof innsjø var toppnivået i overkant av 50 mg/kg tørrstoff. Nivået steg ytterligere opp til om lag 55 mg/kg tørrstoff på 1970-tallet. Nivået for total bly avtok deretter og konsentrasjonen var 40 mg/kg tørrstoff i 1978.

Beskrivelse for total bly

Figur 25 viser resultater fra analysen av total bly i sedimentkjerne A og B. Hovedtrenden for innhold av total Pb, viste en nedgang fra bunnsedimentet og opp mot overflatesedimentet. Endringen i innhold av total Pb fremkom som en "krum toppkurve", og var merkbar i området fra sjikt 44-45 cm opp mot sjikt 14-15 cm. Den høyeste målingen på 48 mg/kg tørrstoff var i sjiktet 29-30 cm. Den laveste kjerneverdien på 27 mg/kg tørrstoff var i sjiktene 0-1 og 4-5 cm.

Fra bunnen av kjernen og opp mot sjikt 45-46 cm, lå nivået for total Pb jevnt i overkant av 31 mg/kg tørrstoff. Fra 44-45 cm steg innholdet av total Pb forholdsvis jevnt opp mot maksimaltoppen på 48 mg/kg tørrstoff i sjikt 29-30 cm. I sjikt 28-29 cm oppstod en lokal bunnverdi på 36 mg/kg tørrstoff før et videre oppsving mot et lokalt toppnivå rundt 47 mg/kg tørrstoff i sjiktområdet 24-28 cm. Herfra var trenden markant nedadgående opp mot sjikt 21-22 cm, hvor verdien av total Pb var 33 mg/kg tørrstoff.

Et lokalt toppnivå rundt 36 mg total Pb/kg tørrstoff oppstod igjen i sjiktområdet 16-21 cm før verdien sank ned mot 29 mg/kg tørrstoff i sjikt 14-15 cm. Herfra og opp mot overflatesjiktet lå trenden forholdsvis stabilt rundt om lag 30 mg/kg tørrstoff. To lokale bunnverdier på 27 mg/kg tørrstoff ble imidlertid registrert i sjikt 5-6 cm og i overflatesjiktet.



Figur 25: Analyseresultater av to sedimentkjerner, A og B, fra Årungens dypeste innsjøområde. Figuren viser endring i innhold av total bly vertikalt ned fra overflatesedimentet mot bunnen av kjernen. Den røde trendlinjen angir middelverdien av målepunktene til kjerne A og B vertikalt i sedimentet. Sedimentet er inndelt i 1 cm sjikt nedover i dypet. Mengde total bly er angitt som mg/kg tørrstoff. Måleresultatene er relatert til tidsperioder med 10 års intervall kronologisk angitt fra 1940 til 2010. Årstall for hvert tiår i sedimentet er angitt på høyre kant i figuren. Antall sjiktmålinger i kjernene for total bly var 56.

Diskusjon for total bly

Referansenivået for total bly i bunnsjikt 55-56 cm, var 32 mg/kg tørrstoff i følge hovedtrenden for kjerne A og B i figur 25. Sedimentarkivet, i tabell 6, for tiårsperioden 1940-1950 viste tilsvarende konsentrasjon. Referansenivået samsvarte med nivået fra undersøkelsen til Skogheim og Erlandsen (1984) i tiden frem mot slutten av 1940-tallet. Figur 25 viste samsvarende en svak oppgang i første fase av eutrofieringen i løpet av 1950-tallet. Fra overgangen til en hypereutrof innsjø rundt 1965 fremkom en ytterligere stigning opp mot en maksimaltopp på 48 mg/kg tørrstoff rundt 1970. Sedimentarkivet viste tilsvarende en maksimumsverdi på 41 mg/kg tørrstoff for tiårsperioden 1970-1980. En markant nedgang ble observert ved inngangen til 1980-tallet. Trenden var i overensstemmelse med utviklingen som ble registrert i undersøkelsen fra 1978. Frem mot 2010 var trenden gradvis avtagende. I følge sedimentarkivet, lå beregnet verdi for total bly i tiårsperioden 2000-2010 under nivået for kjernens referanseperiode 1940-1950. Konsentrasjonsnivået for total bly i 2010 var 27 mg/kg tørrstoff og nivået var i overensstemmelse med resultatet til Zambon (2010). Nivået av total bly i toppen av kjernene var dermed lavere enn referansenivået i bunnen av sedimentkjernene.

Det er tydelig at nivået av total bly i sedimentet i Årungen har endret seg betraktelig i perioden fra cirka 1940 til 2010. I sedimentet vil bly foreligge som sulfid (Skogheim & Erlandsen 1984). Kilden for bly er langtransporterte avsetninger fra Europa (Steinnes 2001) og lokale forurensninger fra veinett i Årungens nedbørfelt (Meland 2012). Maksimal avsetning av bly over Norge var rundt 1970 (Wetzel 2001). I Norge startet utfasingen av blyholdig bensin med restriksjoner for bruk av blybensin i 1974. Katalysatorer på biler ble innført fra 1989 (Throne-Holst 2000). Siden 1972 har forurensningen av bly blitt redusert med 98 % i Europa (Smol 2008). I Norge er det blitt registrert en nedgang på omtrent 90 % siden 1980 (Aas et al. 2012b). I følge figur 25 var toppnivået for bly i 1970 og i følge sedimentarkivet var topputslaget i tiåret 1970-1980. Fra maksimum har nivået avtatt gradvis og merkbart mot 2010. Konsentrasjonen i 2010 lå under referansenivået i bunnen av kjernen. Blyinnholdet i sedimentet reflekterte dermed utfasingen av blyholdig bensin fra 1970-tallet.

En ICP-analyse av bly i fire jordprøver fra Årungens nedbørfelt tatt høsten 1995, viste et innhold av total bly mellom 28,9-35,8 mg/kg (Fylkesmannen i Oslo og Akershus

1996). Nivået kunne betraktes som referanseverdi for bly i jord i Årungen nedbørfelt. Året 1995 er relatert til sedimentsjikt 11-12 cm i Årungen. Ved denne sedimentdybden var middelverdien for innhold av total bly i kjerne A og kjerne B 30 mg/kg tørrstoff. Sedimentprøven fra Årungen hadde dermed et innhold av total bly innenfor referanseområdet til jord i 1995.

I følge undersøkelsen til Johnson (2010) vil jord fra jordbruksareal i Årungen nedbørfelt bli selektivt erodert og ført over i akkumuleringssonen i Årungen (Riise et al. 2010). Undersøkelsen av Årungen sediment i 2010 viste, at det var høyest konsentrasjon av total bly i innsjøens akkumuleringssone. Total bly var relatert til både leire og organisk materiale i Årungen sediment (Zambon 2010). Total bly vil dermed være en god indikator på erosjon fra nedbørfeltet i Årungen. Jordprøven fra 1995 viste, at nivået av total bly lå innenfor referanseområdet til jord i 1995. Årsaken til det lave blynivået i sedimentet i forhold til jordprøven, kan være at bly ikke lenger var til stede i betydelige mengder på overflatejorda, som vil erodere fra nedbørfeltet og ut i Årungen.

4.6 Sprednings- og korrelasjonsanalyse

4.6.1 Spredningsanalyse

Spredningsanalysen for total karbon og metaller samt total svovel og metaller vil bli beskrevet, fremstilt grafisk og diskutert fortløpende nedenfor. De svarte punktene i diagrammene viser spredningen i dataene og de røde linjene angir korrelasjonstrenden for de testede parametere.

Beskrivelse for total karbon og metaller

Spredningsanalysene av total C mot metallene total Cu, total Fe, total Mn, total Zn og total Pb er grafisk fremstilt i figur 26 a-f.

Spredningsplottet for total C og total Cu i figur 26 a, viste at datapunktene var jevnt spredt om en bratt lineær trendlinje i perioden 1940-2010.

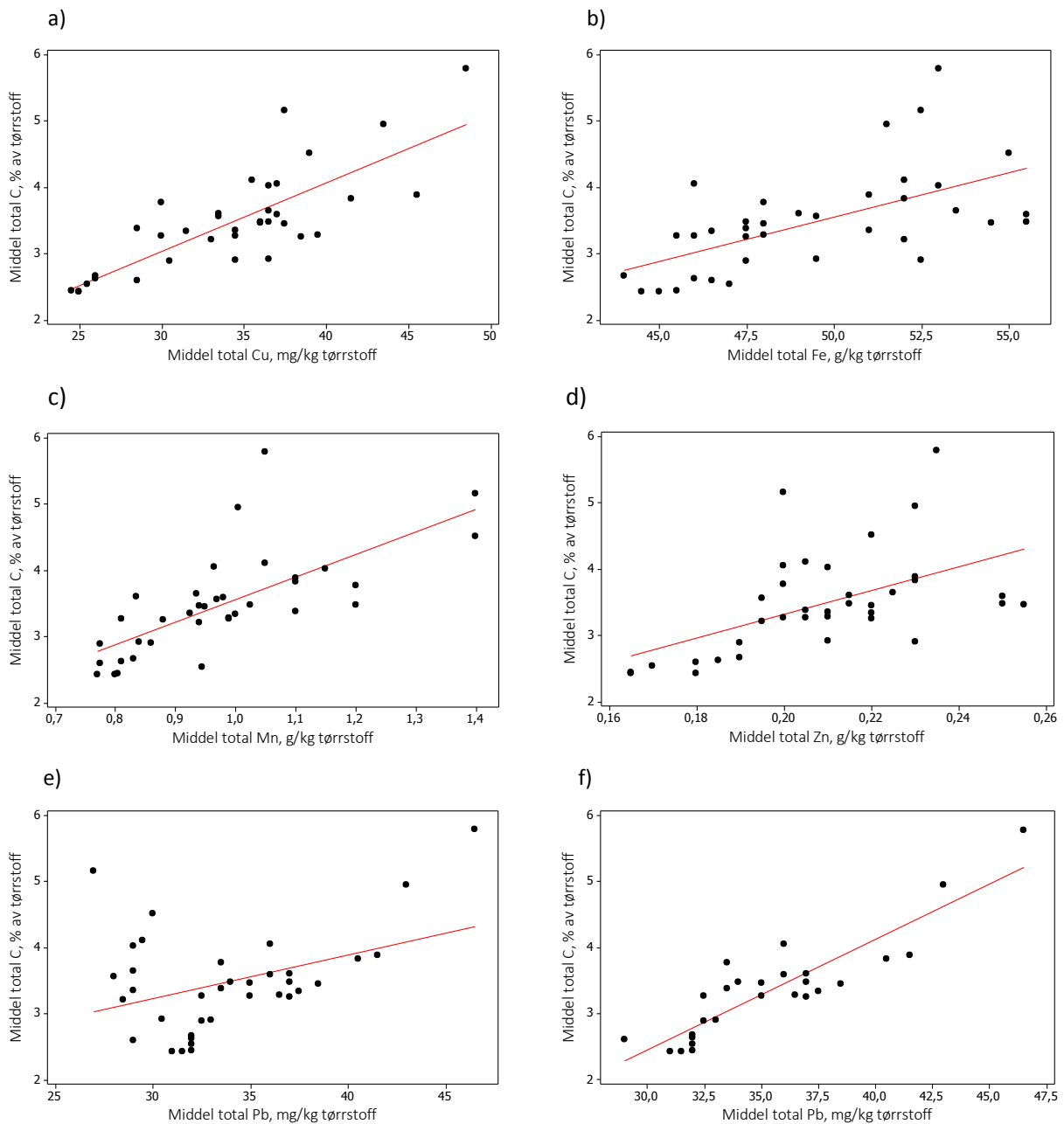
Spredningsplottet for total C og total Fe i figur 26 b, viste at datapunktene var forholdsvis jevnt spredt om en svakt utflatet trendlinje i perioden 1940-2010. Enkelte avvikspunkter ga imidlertid antydning til dannelse av et trompetmønster mot høyre i diagrammet.

Spredningsplottet for total C og total Mn i figur 26 c, viste at datapunktene var jevnt spredt om en bratt lineær trendlinje i perioden 1940-2010. Et par avvikspunkter var imidlertid til stede i midtområdet av diagrammet.

Spredningsplottet for total C og total Zn i figur 26 d, viste at datapunktene var forholdsvis jevnt spredt om en svakt utflatet trendlinje i perioden 1940-2010. Enkelte avvikspunkter ga imidlertid antydning til dannelse av et trompetmønster mot høyre i diagrammet.

Spredningsplottet for total C og total Pb i figur 26 e, viste at datapunktene var spredt om en utflatet trendlinje i perioden 1940-2010. Datapunktene hadde imidlertid hovedtyngden til venstre i diagrammet på grunn av en del avvikspunkter.

Spredningsplottet for total C og total Pb uten avvikspunkter er vist i figur 26 f. Diagrammet viste at datapunktene var jevnt spredt om en bratt lineær trendlinje i perioden 1940-1990.



Figur 26 a-f: Spredningsdiagram for total C mot metallene total Cu (a), total Fe (b), total Mn (c), total Zn (d) og total Pb (e) i perioden 1940-2010 samt total Pb uten avvikspunkter (f) i perioden fra 1940 til 1990. Datagrunnlaget for total C og metallene er angitt med svarte punkter i diagrammet. Hovedtrenden til datapunktene med hensyn til korrelasjon er vist med en rød linje i diagrammet. Datagrunnlaget er basert på middelerdien av kjerne A og kjerne B fra instrumentanalysene. Total C har enheten % av tørrstoff. Total Fe, total Mn og total Zn er benevnt g/kg tørrstoff. Total Cu og total Pb er angitt som mg/kg tørrstoff.

Diskusjon for total karbon og metaller

Resultatene fra spredningsanalysene i figur 26 a-e antyder positiv lineær sammenheng mellom total C og metallene total Cu, total Fe, total Mn, total Zn og total Pb i perioden fra 1940 til 2010. Diagrammet for total Cu og total Mn viste best spredning i data om en bratt lineær trendlinje. Total Fe, total Zn og total Pb hadde dårligere spredning i data om trendlinjen enn

ovennevnte parametere og det var antydning til mønsterdannelse. Spesielt fremkom en opphopning av data for total Pb på grunn av en del avvikspunkter til venstre i diagrammet. I tillegg var trendlinjen for korrelasjon svakt utflatet for total Fe, total Zn og total Pb.

Figur 26 f viser spredningsanalyse for perioden 1940-1990 mellom total C og total Pb uten avvikspunktene for dataene etter 1990. Spredningen i data for total C og total Pb ble merkbart forbedret. Datapunktene var jevnt spredt om en bratt lineær trendlinje.

En korrelasjonsanalyse ble utført i underkapittel 4.6.2 for å undersøke nærmere om en lineær sammenheng kunne være til stede mellom total C og de enkelte tungmetaller.

Beskrivelse for total svovel og metaller

Spredningsanalysene av total S mot metallene total Cu, total Fe, total Mn, total Zn og total Pb er grafisk fremstilt i figur 26 a-e.

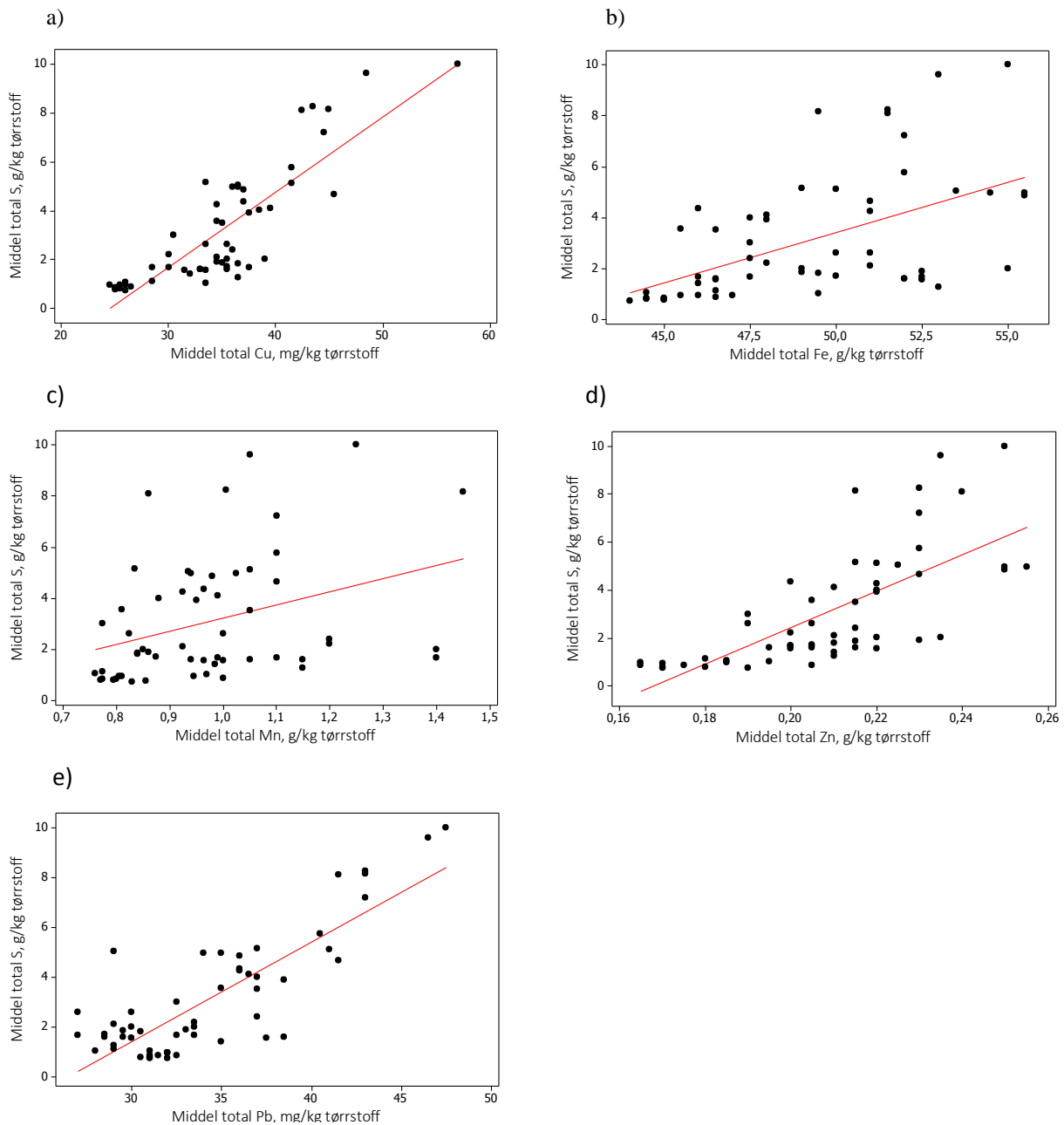
Spredningsplottet for total S og total Cu i figur 26 a, viste at datapunktene var jevnt spredt om en bratt lineær trendlinje i perioden 1940-2010.

Spredningsplottet for total S og total Fe i figur 26 b, viste at datapunktene var forholdsvis jevnt spredt om en svakt utflatet trendlinje i perioden 1940-2010. Enkelte avvikspunkter ga imidlertid antydning til dannelse av et trompetmønster mot høyre i diagrammet.

Spredningsplottet for total S og total Mn i figur 26 c, viste at datapunktene var spredt om en utflatet trendlinje i perioden 1940-2010. Datapunktene hadde imidlertid hovedtyngden til venstre i diagrammet og viste liten linearitet.

Spredningsplottet for total S og total Zn i figur 26 d, viste at datapunktene var jevnt spredt om en forholdsvis bratt trendlinje i perioden 1940-2010. Det var imidlertid en svak antydning til dannelse av et trompetmønster mot høyre i diagrammet.

Spredningsplottet for total S og total Pb i figur 26 e, viste at datapunktene var jevnt spredt om en bratt lineær trendlinje i perioden 1940-2010.



Figur 27 a-e: Spredningsdiagram for total S mot metallene total Cu (a), total Fe (b), total Mn (c), total Zn (d) og total Pb (e) i perioden 1940-2010. Datagrunnlaget for total S og metallene er angitt med svarte punkter i diagrammet. Hovedtrenden til datapunktene med hensyn til korrelasjon er vist med en rød linje i diagrammet. Datagrunnlaget er basert på middelverdien av kjerne A og kjerne B fra instrumentanalysene. Total S, total Fe, total Mn og total Zn er benevnt g/kg tørrstoff. Total Cu og total Pb er angitt som mg/kg tørrstoff.

Diskusjon for total svovel og metaller

Resultatene fra spredningsanalysene i figur 27 a-e antyder positiv sammenheng mellom total S og metallene total Cu, total Fe, total Mn, total Zn og total Pb i perioden fra 1940 til 2010.

Diagrammet for total Cu og total Pb viste best spredning i data om en bratt lineær trendlinje. Total Fe, total Zn og total Mn hadde dårligere spredning i data om trendlinjen enn

ovennevnte parametere og det var antydning til mønsterdannelse. Spesielt fremkom en opphopning av data til venstre i diagrammet for total Mn. Trendlinjen for korrelasjon var svakt utflatet for total Fe og total Zn. Tilsvarende var også særskilt for total Mn.

En korrelasjonsanalyse ble utført i underkapittel XX for å undersøke nærmere om en lineær sammenheng kunne være til stede mellom total S og de enkelte tungmetaller.

4.6.2 Korrelasjon

Korrelasjonsanalysen for total karbon og metaller samt total svovel og metaller vil bli beskrevet, presentert i en tabell og diskutert fortløpende nedenfor.

Beskrivelse for total karbon og metaller

Korrelasjonsanalysene av total C og metallene total Cu, total Fe, total Mn, total Zn og total Pb er presentert i tabell 7. En tosidig hypotesetest ble utført med grunnlag i middelveidien av kjerne A og B for relevante parametere i instrumentanalysene. Tabellen viser Pearson korrelasjonskoeffisient for total C og hver enkelt av metallene i perioden 1940-2010. I tillegg ble analysen utført for total Pb i perioden fra 1940 til 1990, der avvikspunktene var blitt fjernet. Signifikansnivå α er angitt som 0,001 og 0,05 i tabellen.

Tabell 7: Korrelasjonstabell for total C og metallene total Cu, total Fe, total Mn, total Zn og total Pb i perioden 1940-2010. Total Pb¹⁹⁹⁰ viser korrelasjonsforholdet mellom total C og total Pb uten avvikspunkter i perioden fra 1940 til 1990. Hypotesetesten ble utført med grunnlag i middelveidien av kjerne A og kjerne B for relevante parametere i instrumentanalysene. Tabellen viser Pearson korrelasjonskoeffisient. Signifikansnivå α er angitt som 0,001 og 0,05.

Middelveid av kjerne A og B	
	Total C
Total Cu	0,790*
Total Fe	0,590*
Total Mn	0,705*
Total Zn	0,531**
Total Pb	0,393**
Total Pb ¹⁹⁹⁰	0,889*

Anmerkning til tabell:

* betyr P-verdi < 0,001

** betyr P-verdi < 0,05

Diskusjon for total karbon og metaller

Resultatene i tabell 7 fra korrelasjonsanalysen mellom total C og metallene total Cu, total Fe, total Mn, total Zn og total Pb, viste at alle metallene var positivt korrelert med total C.

Resultatet var i overensstemmelse med spredningsplottene i figur 26 a-f i underkapittelet over.

Total Cu og total Mn utviste sterk korrelasjon med total C. Total Cu var imidlertid sterkest korrelert med total C og korrelasjonskoeffisienten var 0,790. Koeffisienten for total Mn var 0,705. I begge tilfeller var P-verdi mindre enn signifikansnivå $\alpha = 0,001$. Total Fe og total Zn var moderat korrelert med total C og korrelasjonskoeffisienten for disse var henholdsvis 0,590 med $\alpha = 0,001$ og 0,531 med $\alpha = 0,05$. Total Pb var kun svakt korrelert med total C, dersom hele perioden fra 1940 til 2010 ble tatt med i analysen.

Korrelasjonskoeffisienten var 0,393 med $\alpha = 0,05$. Ved fravær av avvikspunkter i perioden etter 1990, utviste total Pb¹⁹⁹⁰ veldig høy korrelasjon med total C i tidsrommet 1940-1990. Korrelasjonskoeffisienten var nå 0,889 med signifikansnivå $\alpha = 0,001$.

Med grunnlag i sprednings- og korrelasjonsanalysen for perioden 1940-2010 var assosiasjonen mellom total C og de enkelte metallene fra moderat til høy, med unntak av total Pb. I følge figur 25 i underkapittel 4.5.1, var konsentrasjonsnivået av total Pb lavt i perioden fra 1990 til 2010. Ved betraktning av perioden fra 1940 til 1990, utviste imidlertid total Pb en veldig sterk assosiasjon med total C. Det var tydelig at det kunne være en positiv lineær sammenheng mellom total C og de enkelte metallene.

Beskrivelse for total svovel og metaller

Korrelasjonsanalysene av total S og metallene total Cu, total Fe, total Mn, total Zn og total Pb er presentert i tabell 8. En tosidig hypotesetest ble utført med grunnlag i middelveiden av kjerne A og B for relevante parametere i instrumentanalysene. Tabellen viser Pearson korrelasjonskoeffisient for total S og hver enkelt av metallene i perioden 1940-2010. Signifikansnivå α er angitt som 0,001 i tabellen.

Tabell 8: Korrelasjonstabell for total S og metallene total Cu, total Fe, total Mn, total Zn og total Pb i perioden 1940-2010. Hypotesetesten ble utført med grunnlag i middelveidien av kjerne A og kjerne B for relevante parametere i instrumentanalysene. Tabellen viser Pearson korrelasjonskoeffisient. Signifikansnivå α er angitt som 0,001.

Middelveid av kjerne A og B	
	Total S
Total Cu	0,851*
Total Fe	0,535*
Total Mn	0,348*
Total Zn	0,702*
Total Pb	0,827*

Anmerking til tabell:
* betyr P-verdi < 0,001

Diskusjon for total svovel og metaller

Resultatene i tabell 8 fra korrelasjonsanalysen mellom total S og metallene total Cu, total Fe, total Mn, total Zn og total Pb, viste at alle metallene var positivt korrelert med total S. Resultatet var i overensstemmelse med spredningsplottene i figur 27 a-e i underkapittelet over.

Total Cu, total Pb og total Zn utviste sterk korrelasjon med total S. Total Cu var imidlertid sterkest korrelert med total S og korrelasjonskoeffisienten var 0,851. Koeffisienten for total Pb og total Zn var henholdsvis 0,827 og 0,702. I alle tre tilfeller var P-verdi mindre enn signifikansnivå $\alpha = 0,001$. Total Fe var moderat korrelert med total S og korrelasjonskoeffisienten var 0,535 med $\alpha = 0,001$. Total Mn var imidlertid kun svakt korrelert med total S.

Med grunnlag i sprednings- og korrelasjonsanalysen for perioden 1940-2010 var assosiasjonen mellom total S og de enkelte metallene fra moderat til høy, med unntak av svak for total Mn. Det var tydelig at det kunne være en positiv lineær sammenheng mellom total S og de enkelte metallene.

4.7 Omlegging fra eng til korn i Årungens nedbørfelt

Beskrivelse for Frogn og Ås

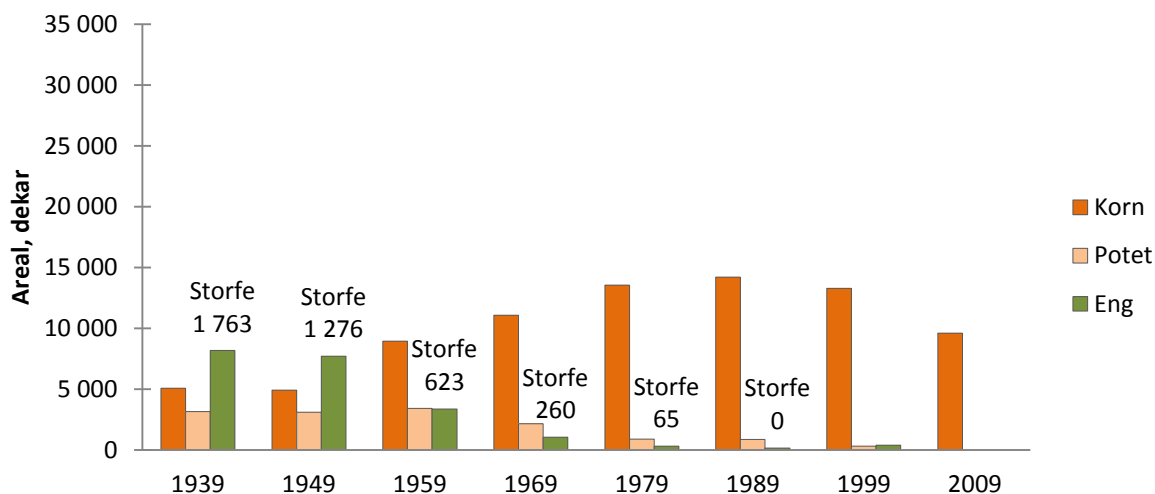
Den historiske utviklingen i totalt jordbruksareal i kommunene Frogn og Ås i Akershus fylke i perioden fra 1939 til 2009, er illustrert i figur 28 a og figur 28 b. X-aksen angir tiden som årstall i tiårsperioder. Y-aksen angir jordbruksareal i dekar. Figurene viser omleggingen fra arealer med eng og potet til arealer med korn i kommunene per tiår. Grønnfargede stolper

viser endringen i engareal fra 1939 til 2009. Lys brune stolper viser tilsvarende endringen i areal med potetdyrking i perioden. Brune stolper angir utviklingen i kornareal i det samme tidsrommet. Endringen i husdyrhold i perioden er illustrert ved antall storfe for hvert enkelt tiår i Frogn og Ås kommuner.

I følge figur 28 a var samlet jordbruksareal i Frogn kommune 16 418 dekar i 1939 og 15 199 dekar i 1989. Hovedtrenden i jordbruksutviklingen viste, at dyrking av eng og potet har avtatt jevnt i perioden fra 1939 til 2009. Engarealet er blitt redusert fra 8 178 dekar i 1939 til 377 dekar i 1999. Potetarealet har avtatt fra 3 160 dekar til 311 dekar i tilsvarende tidsrom. Husdyrholdet i kommunen har fulgt den samme nedgangstrenden. Antall storfe i 1939 var 1 763 og i 1989 var husdyrholdet nedlagt. Kornproduksjonen har imidlertid hatt en sterk og gradvis oppgang fra 1939 og frem til 1989. Kornarealet var 5 080 dekar i 1939 og i 1989 nådde arealet 14 195 dekar.

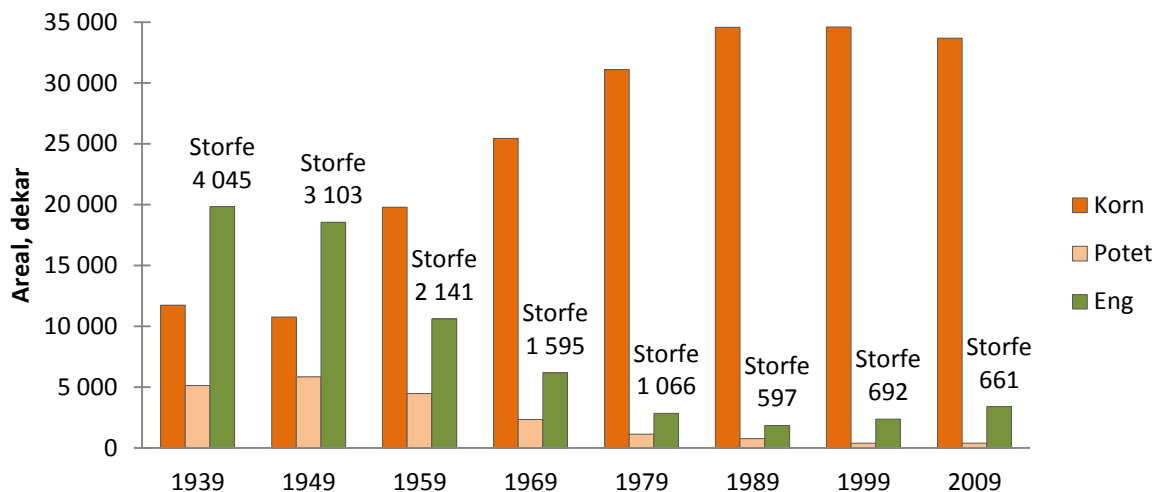
I følge figur 28 b var samlet jordbruksareal i Ås kommune 36 688 dekar i 1939. I 1989 og 2009 var arealet henholdsvis 37 154 dekar og 37 449 dekar. Hovedtrenden i jordbruksutviklingen viste, at dyrking av eng og potet har avtatt gradvis i perioden fra 1939 til 2009. Engarealet er blitt redusert fra 19 828 dekar i 1939 til 1 846 dekar i 1989. I 2009 lå engarealet på 3 384 dekar. Likeledes har potetarealet avtatt fra 5 832 dekar i 1949 til 389 dekar i 2009. Husdyrholdet i kommunen har fulgt den samme nedgangstrenden som eng og potet. Antall storfe i 1939 var 4 045 og i 2009 var antallet 661. Kornproduksjonen har imidlertid hatt en sterk og gradvis oppgang fra 1939 og frem til 1989, hvor utviklingen flatet ut frem mot 2009. I 1939 og 1949 var kornarealet henholdsvis 11 739 dekar og 10 754 dekar. I 1989 hadde kornarealet nådd 34 562 dekar.

Frogn



Figur 28 a: Historisk utvikling i totalt jordbruksareal i Frogn kommune i Akershus fylke i perioden fra 1939 til 2009. Diagrammet viser omlegging i areal for eng, potet og korn i tiårsperioder fra 1939 til 2009 i kommunen. I tillegg er nedgangen i husdyrhold i perioden illustrert ved antall storfe for hvert enkelt tiår i Frogn. Enheten for areal er dekar (Det statistiske sentralbyrå 1940; Statistisk sentralbyrå 1950; Statistisk sentralbyrå 1961; Statistisk sentralbyrå 1971a; Statistisk sentralbyrå 1971b; Statistisk sentralbyrå 1982a; Statistisk sentralbyrå 1982b; Statistisk sentralbyrå 1992a; Statistisk sentralbyrå 1992b; Statistisk sentralbyrå 2001; Statistisk sentralbyrå 2012a; Statistisk sentralbyrå 2012b).

Ås



Figur 28 b: Historisk utvikling i totalt jordbruksareal i Ås kommune i Akershus fylke i perioden fra 1939 til 2009. Diagrammet viser omlegging i areal for eng, potet og korn i tiårsperioder fra 1939 til 2009 i kommunen. I tillegg er nedgangen i husdyrhold i perioden illustrert ved antall storfe for hvert enkelt tiår i Ås. Enheten for areal er dekar (Det statistiske sentralbyrå 1940; Statistisk sentralbyrå 1950; Statistisk sentralbyrå 1961; Statistisk sentralbyrå 1971a; Statistisk sentralbyrå 1971b; Statistisk sentralbyrå 1982a; Statistisk sentralbyrå 1982b; Statistisk sentralbyrå 1992a; Statistisk sentralbyrå 1992b; Statistisk sentralbyrå 2001; Statistisk sentralbyrå 2012a; Statistisk sentralbyrå 2012b).

Diskusjon for Frogn og Ås

Figur 28 a og figur 28 b viste at det totale jordbruksarealet i Årungens nedbørfelt har vært tilnærmet uendret gjennom historien fra 1939 til 2009.

Figur 28 a fra Frogn kommune viste at engarealet ble mer enn halvert fra 1949 til 1959, mens kornarealet omtrent ble fordoblet i samme tidsrom. Etter 1959 var engarealet minimalisert. Potetdyrkingen lå imidlertid forholdsvis stabilt i overkant av 3 000 dekar frem til 1959. Fra 1950-årene ble kornproduksjonen sterkt dominerende og arealet nådde sitt maksimum i løpet av 1980-tallet, illustrert ved tiåret 1989. I 1949 utgjorde det samlede arealet av korn og potet om lag 51 % av det totale jordbruksarealet i Frogn. Allerede i 1979 la korn og potet tilsammen beslag på cirka 98 % av dyrkingsarealet i kommunen. Potetdyrkingen var imidlertid blitt minimalisert til fordel for en ensidig kornproduksjon. I takt med nedgangen i engareal har husdyrholdet gradvis blitt marginalisert i Frogn kommune. I følge jordbrukstelingen hadde kommunen ingen drift med storfe i 1989.

Figur 28 b fra Ås kommune viste at engarealet tilnærmet ble halvert fra 1949 til 1959, mens kornarealet omtrent ble fordoblet i samme tidsrom. Etter 1969 var engarealet minimalisert. Potetdyrkingen lå forholdsvis stabilt rundt 5 000 dekar frem mot 1959. Fra 1950-årene ble kornproduksjonen sterkt dominerende og arealet nådde sitt maksimum i løpet av 1980-tallet, illustrert ved tiåret 1989. I 1949 utgjorde det samlede arealet av korn og potet om lag 47 % av det totale jordbruksarealet i Ås. Allerede i 1979 la korn og potet tilsammen beslag på om lag 92 % av dyrkingsarealet i kommunen. Potetdyrkingen var imidlertid blitt minimalisert til fordel for en ensidig kornproduksjon. I takt med nedgangen i engareal har husdyrholdet gradvis blitt marginalisert i Ås kommune. I følge jordbrukstellingene for 1989, 1999 og 2009 var totalt antall storfe på gårdene i kommunen i underkant av 700.

Siden 1939 har utviklingen innen jordbruket i Årungens nedbørfelt gått i retning av en ensidig kornproduksjon i følge figur 28 a og figur 28 b Engareal med permanent gressmark har gradvis avtatt frem mot 1989. Kornareal har vært dominerende i Årungens nedbørfelt siden 1950-tallet. Jordbrukstelingen i 1959 viste at åpen åker vekster som potet og korn var blitt mer fremtredende i forhold til eng i begge kommuner. Fra 1959 avtok både eng- og potetarealene merkbart, mens kornproduksjonen steg jevnt og kraftig frem mot 1989.

Omleggingen i jordbruksareal i Årungens nedbørfelt fra 1950-tallet har medført et dyrkingssystem med høyere risiko for erosjon. Før 1950-årene var jordbruksarealene mer balansert mellom eng-, korn- og potetdyrking enn i etterfølgende tid. Engarealer utgjorde et større område i nedbørfeltet og bidro med vegetasjonsdekke gjennom hele året. I 1959 var

åpen åker vekster som potet og korn blitt relativt fremtredende i forhold til eng. Disse dyrkningsformene vil være mer erosjonsutsatt enn engdyrking. Følgelig vil utbredelsen av erosjon i Årungens nedbørfelt kunne følge den gradvise overgangen fra engareal til kornareal i perioden fra 1939 og frem til 1989. I følge figur 28 a og 28 b nådde arealer med korn et maksimum i 1989. Allerede fra 1950-tallet var kornarealene dominerende i Årungens nedbørfelt. Det antas at erosjonsutviklingen i nedbørfeltet gradvis har tiltatt i takt med veksten i kornareal frem mot 1989, hvor trenden i korn ble stabilisert. Følgelig kan erosjonsmaksimum ha oppstått rundt 1989. På grunn av økt erosjon i perioden fra 1939 til 1989, vil det også være en økt sedimentering i Årungen i tidsrommet. Sedimenteringshastigheten i innsjøen vil da bli forhøyet. Fra 1990-tallet ble det fokus på erosjonshindrende tiltak i Årungens nedbørfelt for å redusere tilførselen av fosfor til Årungen. Blant mottiltakene var redusert jordarbeiding om høsten. Tiltakene var rettet mot å unngå tradisjonell høstpløying ved å legge åker i stubb og foreta lett høstharving.

Bruken av husdyrgjødsel på jordbruksarealer i Årungens nedbørfelt har fulgt utviklingen i husdyrhold i Frogn og Ås kommuner. Det var en kraftig nedgang i antall storfe i løpet av perioden fra 1939 til 2009. I 2009 var husdyrholdet i Ås i underkant av 20 prosent i forhold til 1939, mens Frogn ble registrert med et nedlagt husdyrhold allerede i 1989. Bruken av husdyrgjødsel kan sees i sammenheng med innføringen av mineralgjødsel innen jordbruket. Bruken av mineralgjødsel vil ha økt i takt med økningen i kornarealer fra 1939 til 2009. Utviklingen i mineralgjødsel vil derfor følge grafen i figurene 28 a og 28 b. Tilsetting av gjødsel på jordbruksarealer vil være av vesentlig betydning med hensyn til tilførsel av næringsstoffer i Årungens nedbørfelt. Spesielt fosfor vil være en avgjørende faktor i forhold til eutrofieringsutviklingen i innsjøen.

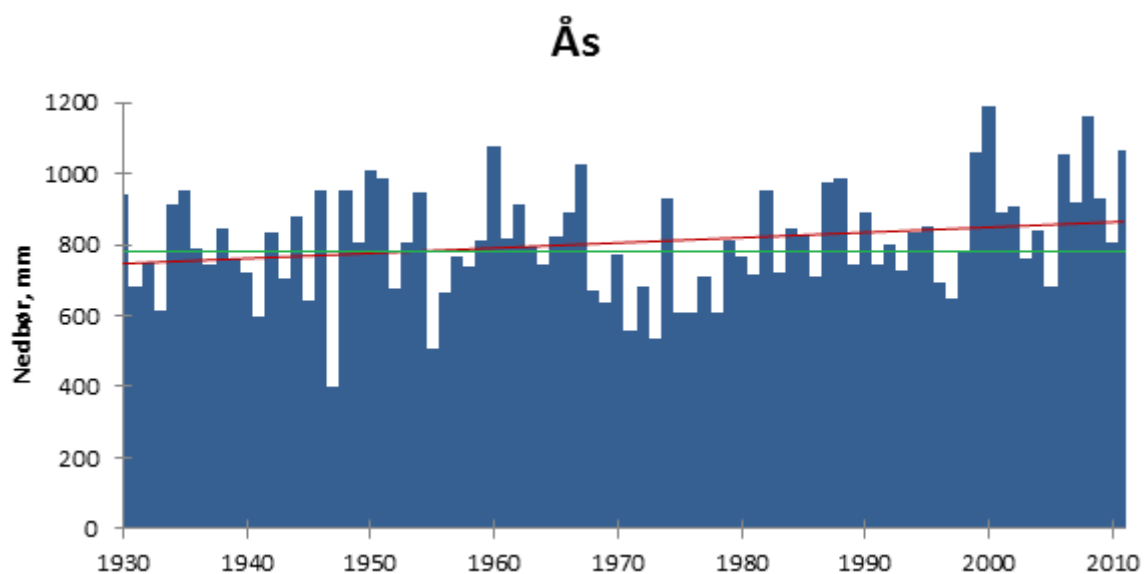
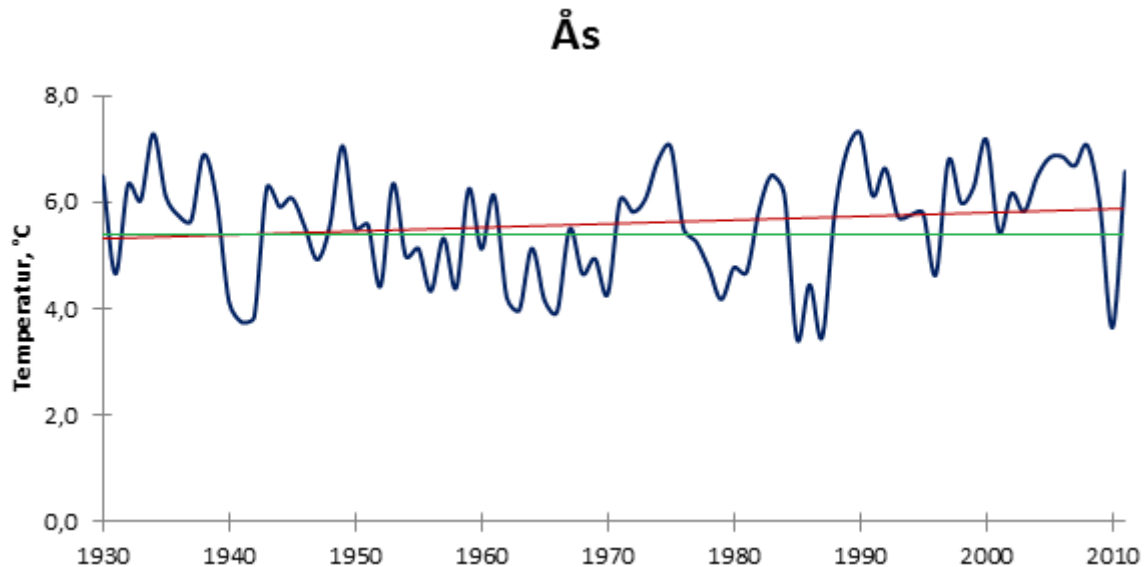
4.8 Klimautvikling i Ås 1930-2010

Beskrivelse av klima i Ås

Den historiske utviklingen i årsmiddeltemperatur og årlig nedbør i Ås i perioden fra 1930 til 2010, er illustrert henholdsvis i figur 29 a og 29 b. X-aksen angir tiden som årstall i tiårsperioder. Y-aksen angir temperatur i °C (figur 29 a) og nedbør i mm (figur 29 b). De røde linjene illustrerer hovedtrenden for temperatur og nedbør i løpet av perioden 1930-2010. Årsnormalen for temperatur i Ås i perioden 1961-1990 er 5,3 °C (Lippestad 2012). Normalen er vist med en grønn linje i figur XXa. Årsnormalen for nedbør i Ås i perioden 1961-1990 er 785 mm (Lippestad 2012). Normalen er vist med en grønn linje i figur 29 b.

I følge figur 29 a viste hovedtrenden for årsmiddeltemperatur en gradvis økning mot 6 °C i perioden fra 1930 til 2010. Hovedtrenden lå på nivå med årnormalen fra 1930 til 1950. I perioden fra 1950 og frem til 2010 lå trenden over årnormalen.

I følge figur 29 b viste hovedtrenden for årlig nedbørmengde en gradvis økning mot i underkant av 900 mm i perioden fra 1930 til 2010. Hovedtrenden lå under årnormalen fra 1930 til omtrent 1960. I perioden fra 1960 og frem til 2010 lå trenden over årnormalen.



Figur 29 a og b: a) Utvikling i årsmiddeltemperatur i °C i Ås i perioden 1930-2010. Hovedtrenden for temperatur i tidsperioden er angitt som en rød linje (Thue-Hansen & Grimenes 2012). Grønn linje angir årnormal for temperatur i Ås i perioden 1961-1990 på 5,3 °C (Lippestad 2012). b) Utvikling i årlig mm nedbør i Ås i perioden

1930-2010. Hovedtrenden for nedbør i tidsperioden er angitt som en rød linje (Thue-Hansen & Grimenes 2012). Grønn linje angir årsnormal for nedbør i Ås i perioden 1961-1990 på 785 mm (Lippestad 2012). X-aksen angir årstall for tiår og Y-aksen viser temperatur i °C (a) og nedbør i mm (b).

Diskusjon for klima i Ås

Med grunnlag i figur 29 a og 29 b virket det som perioden etter 1960 har vært både varmere og våtere enn tiden mellom 1930 og 1960. I tiden før 1980-tallet var det enkelte år med betydelig mindre nedbør enn normalen i følge 29 b. Til sammenligning har det ikke vært år med utpreget lite nedbør i løpet av de siste 30 årene. I tidsrommet fra 1980 til 2010 har det tidvis vært en betydelig økning i mengde årlig nedbør. Spesielt perioden mellom 2000 og 2010 har i hovedtrekk innehatt nedbørrike år. Blant disse kan årene 2000, 2006 og 2008 nevnes. Eksempelvis lå årlig nedbør i 2000 på 1 192 mm. Likeledes var den årlige temperaturen i hovedtrekk høy i perioden mellom 1990 og 2010. Årene 1990, 2000 og 2008 hadde årstemperaturer på henholdsvis 7,3 °C, 7,2 °C og 7,1 °C. Til sammenligning var årstemperaturen i 2010 nede i 3,7 °C.

5. Sammenstilling av diskusjon

Klimaet, nedbørfeltet og selve vannbassenget vil være av betydning for de dynamiske prosessene i Årungen (Skulberg 1975). Kan sedimentet gjengi innsjøens og nedbørfeltets historie? Når forekom eventuelle endringer i sedimentet? Hva er miljøstatus i Årungen i forhold til naturlige innsjøbelastninger? For å kunne vurdere disse spørsmålene må intakte sedimentkjerner undersøkes.

5.1 Representative og ensartete sedimentkjerner

For å oppnå tilfredsstillende resultat fra undersøkelsen av sedimentet i Årungen, vil utgangspunktet for materialet og videre bearbeiding av prøver ved laboratoriet være av grunnleggende betydning. Et hvert behandlingstrinn vil øke muligheten for forstyrrelser og kontaminering, og dermed usikkerheten i prosessen (Harris 2007). Datagrunnlaget for instrumentanalysene ble hentet fra to parallelle sedimentkjerner fra Årungen sentrale dypområde. Visuelt sett bestod kjernene av relativt uforstyrret sediment og de ble karakterisert som forholdsvis ensartete. God nøyaktighet ved inndeling av 1 cm sjikt var avgjørende med hensyn til videre analyser. ^{137}Cs -analysen ga et tydelig utslag ved samme lokasjon i begge kjerner. Maksimaltoppen var å betrakte som sikker med hensyn til dateringen av Tsjernobyl-ulykken i 1986 (Skei & Nilsson 2008). Ved sammenligning med en sedimenteringshastighet på $8,4 \pm 0,4$ mm/år under Årungen hypereutrofe tilstand (Augustson et al. 1978; Skogheim & Erlandsen 1984), var en beregnet konstant sedimenteringshastighet på 7,5 mm/år rimelig å anta for perioden mellom 1986 og 2010. Ved bruk av en konstant sedimenteringshastighet for hele kjernelengden vil imidlertid feilmarginen kunne øke vertikalt ned i sedimentkjernen, slik at sedimenteringshastigheten vil bli overestimert.

Instrumentanalysene for ^{137}Cs og ICP ga tilfredsstillende resultater med hensyn til metodens nøyaktighet. ICP analysene ga god presisjon, og homogeniseringen hadde gitt representativt prøvemateriale for videre analyser. Dekomponering og instrumentanalyser ble utført etter standard prosedyre ved institutt for plante- og miljøvitenskap, og er å anse som innarbeidede metoder.

Paret T-test ga ikke statistisk signifikant bevis for ulikhet mellom kjerne A og B med hensyn til målt innhold av analyseparametere. På den annen side forelå ingen sikre bevis for at kjernene var ensartete. Kjernene ble imidlertid forutsatt å være ensartete for videre analyser. Med datagrunnlag i to parallelle sedimentkjerner fra Årungen akkumuleringssone, ble analyseresultatene dermed styrket i denne undersøkelsen. Til sammenligning ble den kjemiske undersøkelsen av Årungen sediment i 1978 foretatt fra en vertikal kjerne

(Skogheim & Erlandsen 1984). Studiene fra 2010 ved universitetet for miljø- og biovitenskap, ble utført i enkeltstående kjerner hentet fra et rutenett over hele Årungen dypområde (Johnson 2010; Naas 2010; Reierstad 2010; Zambon 2010). Resultatene fra inneværende undersøkelse var i relativt god overensstemmelse med tidligere undersøkelser, men tolkningen av tidligere resultater har vært individuell og usikkerheten vil derfor være stor. Inneværende undersøkelse har gitt indikasjoner på at to sedimentkjerner fra samme prøvepunkt i Årungen kan være ensartete. Dersom en sedimentkerne i utgangspunktet er uforstyrret, vil prøvemateriale fra en enkeltstående kerne kunne gi et tilfredsstillende resultat gjennom de prosedyrer og metoder, som er blitt benyttet i denne undersøkelsen av Årungen sediment. Med et representativt prøvemateriale vil det være mulig å gi en vurdering av miljøbelastningen til Årungen gjennom historien.

5.2 Miljøbelastning til Årungen

Karakteriseringen av kjernene viste at sedimentet i hovedtrekk kunne deles inn i tre ulike soner. Overgangssonene rundt årene 1950/1951 og 1980 vil kunne indikere endringer i miljøbelastningen til Årungen. Nedre del av kjernene fremsto som homogent grå av leire (Skulberg 1975) og representerte et lite forurenset referansenivå for perioden fra 1936 til cirka 1950. Fravær av svart jernsulfid kunne indikere et oksiderende miljø i dypvannet av innsjøen, og/eller at belastningen fra jordbruk og urensset kloakk var liten. Årungen kunne være mesotrof og selvrensende med god vannkvalitet (Skogheim & Erlandsen 1984). Før 1950 var jordbruket allsidig med husdyrhold, potetdyrking, eng- og kornarealer. Engdyrking var imidlertid dominerende. Vegetasjonsdekket var permanent og lå uforstyrret av jordarbeiding. Jorda inneholdt mye organisk materiale fra planterester og husdyrgjødsel, slik at jordstrukturen ble god. Jordbruksarealene var derfor lite utsatt for erosjon, og sedimenteringshastigheten var lav i Årungen (Skogheim 1978) på grunn av lite alloktont og autoktont tilført materiale.

Fra cirka 1950 og frem mot overgangen rundt 1980, økte innslaget av kornarealer og bruk av mineralgjødsel (Bøen & Tekle 2013) kraftig i takt med at engdyrking og husdyrhold avtok i Årungen nedbørfelt. Allerede på 1950-tallet dominerte åpen åkervekster. Åkerarealene ble jordarbeidet ved tradisjonell høstpløying. Jordene lå brakk uten plantedekke store deler av året og kunne bli utsatt for erosjon. Erosjonsnivået steg samtidig med veksten i kornarealer frem mot 1989. Diffuse lamineringer i sedimentkjernene kan indikere tiltakende erosjon representert ved tynne lyse lag innimellom kullsvart sediment. Svart sediment vil indikere reduserende forhold med tilstedeværelse av jernsulfid på grunn av sulfatreduserende

nedbrytning av organisk materiale i anaerobt miljø (Wetzel 2001; Økland & Økland 2006). I følge Skogheim og Erlandsen (1984) startet første fase av eutrofieringen cirka 1950 og Årungen kom inn i en hypereutrof tilstand rundt 1965. Hypolimnion i Årungen ble rapportert anaerob i opptil 10 måneder av året rundt 1980-tallet (Ensby 1984). Etter 1950 var jordene blitt overdosert med fosfor fra mineralgjødning (Uhlen 1984). I perioden frem mot 1980 ble Årungen overbelastet med organisk materiale fra urensset kloakk (Ensby 1984) i tillegg til uorganisk fosfor fra nedbørfeltet. Eutrofieringen var på sitt maksimum rundt 1978 (Skogheim 1978) og en sedimenteringshastighet på 8,4+/-0,4 mm/år (Augustson et al. 1978; Skogheim & Erlandsen 1984) reflekterte omsetningen i innsjøen. Ved utgangen av 1970-tallet ble store deler av kloakken sanert og overført til renseanlegg (Ensby 1984). Fokus ble med tiden overført fra punktkilder til diffuse forurensninger fra nedbørfeltet.

En ny overgangssone ble observert i Årungen sediment rundt 1980. Den kullsvarte dominansen i sedimentet hadde avtatt. Først og fremst kan det være en respons på at punktkilder (Ensby 1984) med organiske tilførsler var blitt betydelig redusert, slik at behovet for oksygenkrevende nedbrytningsprosesser ble mindre og de anaerobe periodene ble kortere. Fra 1980 har sedimentet i Årungen utviklet distinkte lamineringer med lyse og mørke vekselvise lag. De lyse lagene var blitt mer fremtredende og hadde i begynnelsen om lag lik tykkelse med de mørke lagene. Tykkelsen på de lyse lagene tiltok gradvis oppover i sedimentkjernen og ble sterkt dominerende overfor de mørke lagene øverst i kjernen. Det kan indikere, at periodene med utfelling av jernsulfid under reduserende forhold har avtatt i Årungen. En merkbar rask forbedring i innsjømiljøet ble også observert i 1985 (Borch et al. 2007; Rognerud 1993).

Rundt 1989 bestod jordbruket i Årungen nedbørfelt av ensidig korndyrking. Veksten i kornarealer var blitt stabilisert, og det antas at erosjonsnivået hadde nådd sitt maksimum. I forbindelse med Nordsjøavtalen (St.meld. nr. 8 (1999-2000) 1999) mottok bøndene fra 1991 støtte til redusert jordarbeiding og andre erosjonshindrende tiltak som forhindret partikkeltransport av fosfor fra nedbørfeltet og ut i Årungen. Tiltakene bidro til at Årungen sediment ikke lenger mottok de samme mengder med erosjonsmateriale som ved tradisjonell høstpløying, og følgelig ble tilførselen av fosfor til Årungen redusert (Landbrukskontoret i Follo 2001). På grunn av mindre tilførsel av næring på 1980- og 1990-tallet hadde algeveksten avtatt og innsjøforholdene var blitt bedre. Lamineringene med lyse og mørke lag betraktes som årsavsetninger (Eckh ll et al. 2000). De lyse tykke lagene antas å være erosjonsmateriale tilført fra Årungen nedbørfelt i løpet av høsten, vinteren og våren under mer oksiderende forhold og tilstedeværelse av lite autoktont materiale. De mørke tynne lagene

kan være dannet under høy tilvekst av algemasse i sedimentet på senhøsten under reduserende forhold.

Til tross for mottiltak har innsjøkvaliteten i Årungen imidlertid blitt dårligere i løpet av de siste tiår. Enkeltmålinger i sedimentet viste oppsving i konsentrasjonsnivået av total fosfor relatert til årene 1996, 2004 og 2009/2010. Grafene for total karbon og total svovel viste tilsvarende trend. Metallene total kobber, total jern, total mangan og total sink hadde også antydninger til de samme utslagene. Tilstedeværelse av svovel i sedimentet indikerte perioder med anaerobe forhold. Årsaken til nedsatt innsjømiljø kan være relatert til klima i tilknytning til erosjon. Spørsmålet er om erosjon og sedimentering i Årungen gjennom historien i forbindelse med omlegging i dyrkningssystemet fra eng til korn kan bekreftes.

5.3 Selektiv erosjon fra Årungen nedbørfelt

Bruken av mineralgjødning kom for fullt innen jordbruket etter den andre verdenskrig. Frem til da var jordene i Årungen nedbørfelt i hovedsak blitt tilført gårdenes husdyrgjødsel inneholdende organisk materiale, makronærings- og mikronæringsstoffer (Tveitnes 1993). Mineralgjødning inneholdt imidlertid uorganisk fosfor (Yara Norge AS 2012) og på grunn av fosforets sterke binding til jord (Krogstad & Løvstad 1987), ble jorda overdosert med fosfor over lengre tid (Uhlen 1984). Sedimentarkivet og den grafiske fremstillingen av total fosfor vil på grunn av erosjon reflektere den økende bruken av mineralgjødning i perioden mellom 1950 og 1980. All fosfor i Årungen sediment vil være et uttrykk for den mengden fosfor som har erodert fra nedbørfeltet og akkumulert i innsjøsedimentet (Reierstad 2010). I takt med bruken av fosfor økte eutrofieringen i Årungen i perioden fra 1950 og frem til 1978 (Skogheim & Erlandsen 1984).

Det var imidlertid ikke bruken av gjødning på jordene som var problemet, men det faktum at fosforet ble tilgjengelig for transport fra nedbørfeltet (Krogstad 1987) og ut i Årungen. I henhold til jordtapslikningen, USLE (Lundekvam 1990; Pierzynski et al. 2005), vil både vegetasjonsdekket og jordarbeidingsmetoden være faktorer av betydning for erosjon fra jordbruksarealer (Lundekvam 1990). I tiden med husdyrhold og engdyrking var ikke forholdene til stede for erosjon, fordi gressmark hadde god struktur, kunne bufre og forhindre betydelig partikkeltransport til innsjøen. Ved innføring av høstpløyde kornarealer lå imidlertid åkrene åpne uten erosjonshindrende plantedekke gjennom høsten, vinteren og våren. Etter lang tids bruk av husdyrgjødsel inneholdt den dyrkede mark opplagrede mikronæringsstoffer, spesielt kobber, i tillegg til jern, mangan og sink, som alle bindes godt til jordas organiske materiale (Eriksen 1990). Den marine leira i nedbørfeltet (Borch et al.

2007) bestod naturlig av jern (Hillel 2004). Dessuten kunne husdyrgjødsel inneholde sporstoff som bly (Tveitnes 1993), men det lokale bidraget og de langtransporterte atmosfæriske avsetningene fra Europa (Aas et al. 2012b) på grunn av bruk av blyholdig bensin (Smol 2008) var en større utfordring med hensyn til forurensninger og planteopptak frem mot 1990-tallet. Undersøkelser av sedimentet i Årungen i 2010 har vist, at selektiv erosjon vil forflytte finpartikulær mineraljord fra jordbruksareal i nedbørfeltet til sedimentet i dypvannet av Årungen (Johnson 2010). Fosfor vil følge partikkelstrømmen av erodert finmateriale ut i vassdraget (Reierstad 2010). Organisk materiale og svovel vil være tilknyttet leire i innsjøens akkumuleringssone (Naas 2010). Metaller som kobber, jern, sink, mangan og bly vil være tilknyttet leirpartikler og akkumulere i sedimentet i dypvannet av innsjøen (Zambon 2010). Inneværende undersøkelse har vist, at tungmetaller som kobber, jern, sink og mangan, samt bly frem til cirka 1990, vil være tilknyttet organisk materiale i sedimentet i akkumuleringssonen i Årungen i perioden 1940-2010. Det kan indikere, at tungmetallene og organisk materiale vil ha felles opphav. Dyrket jord i Årungen nedbørfelt inneholder 5-6 % organisk materiale og eroderte leirpartikler fra nedbørfeltet til innsjøen vil inneha tilsvarende mengde organisk materiale (personlig meddelelse, Tore Krogstad¹ 2013). Ved sammenligning av jordprøver fra Årungen nedbørfelt med sedimentet i Årungen i 1995, fremkom en indikasjon på at innholdet av tungmetallene kobber og sink har økt fra jorda i nedbørfeltet og til sedimentet. Med grunnlag i ovennevnte antas det, at metaller vil være tilknyttet organisk materiale på leirpartikler i jorda i Årungen nedbørfelt. Ved selektiv erosjon vil finpartikulært materiale frakte metaller til Årungen akkumuleringssone (Johnson 2010). Ved høy erosjon vil sedimentert finpartikulært materiale medføre forhøyede konsentrasjoner av metallene i sedimentet. Inneværende undersøkelse fant, at kornarealene i Årungen nedbørfelt nådde sitt maksimum i løpet av 1980-tallet. Erosjonsmaksimum vil ha oppstått på samme tid. De grafiske fremstillingene av tungmetallene reflekterte den selektive erosjonen og akkumuleringen i sedimentet i Årungen i løpet av tiden fra 1950 og frem til 1980-tallet. Erosjonshindrende tiltak ble iverksatt i Årungen nedbørfelt i overgangen mellom 1980- og 1990-tallet. Konsentrasjonen av tungmetaller i sedimentet har generelt avtatt i etterfølgende tid i følge de grafiske fremstillingene. I henhold til sedimentarkivet for perioden 2000-2010 og den grafiske fremstillingen av total kobber i 2009/2010 var imidlertid konsentrasjonsnivået utpreget høyere enn referansenivået i perioden fra 1940 til 1950. Innholdet av total kobber i sedimentet vil være en god indikasjon på erosjonsnivået i Årungen. Til tross for erosjonshindrende tiltak har det tydeligvis foregått selektiv erosjon fra nedbørfeltet i Årungen

til innsjøen i tiden etter 1989. Spørsmålet er hvilken innvirkning de lokale klimaforhold har hatt på erosjonsprosessen i forbindelse med omleggingen innen jordbruket og frem til 2010.

5.4 Betydning av temperatur og nedbør

Erosjonsprosessen vil være påvirket av lokale klimaforhold i Årungens nedbørfelt.

Variasjoner med hensyn til temperatur og nedbør vil kunne medvirke til økt erosjon spesielt om våren og høsten (Øygarden 2000). Klimadata fra Ås i perioden fra 1930 til 2010 (Thue-Hansen & Grimenes 2012) viste i hovedtrekk, at tiden etter 1960-tallet hadde vært både varmere og våtere enn tiden mellom 1930 og 1960. Klima kan dermed ha hatt en akselererende effekt på erosjonsforløpet i forbindelse med omleggingen fra eng til korn.

Endringene i klima kan imidlertid ha hatt sterkere innvirkning på erosjonsprosessen i løpet av perioden fra 2000 til 2010 enn tidligere år. Til tross for erosjonshindrende tiltak i Årungen siden 1990-tallet, har vannkvaliteten i innsjøen blitt dårligere igjen i løpet av den senere tid (Borch et al. 2007). Den grafiske fremstillingen av total fosfor viste, at enkeltmålinger ga lokale topputslag for total fosfor i sedimentet ved årene 1996, 2004 og 2009/2010. Rundt årene 2004 og 2010 var konsentrasjonsnivået spesielt høyt. For disse årene var nivået tilnærmet 3,0 g/kg tørrstoff, og det tilsvarte omtrent innholdet av total fosfor i sedimentet under Årungens hypereutrofe tilstand på 1970-tallet. Det høye fosfornivået i sedimentet kan indikere økt erosjon fra nedbørfeltet. Det var imidlertid ingen direkte overførbarhet mellom de høye fosfornivåene i sedimentet og de enkelte år med spesielt mye nedbør eller høy temperatur. En direkte overføring vil for øvrig ikke være særlig realistisk på grunn av tidsskalaens usikkerhet og det grove årlige perspektivet for temperatur og nedbør.

Værvariasjoner innen årstidene tilknyttet ekstreme hendelser som flom og snøsmelting vil være av betydning for erosjonsnivået (Øygarden 2000; Øygarden et al. 2006). Det ville derfor være nærliggende å studere vårmånedene mars og april samt høstmånedene oktober og november med hensyn til temperatur og nedbør i Ås, men det er ikke blitt gjort i dette tilfellet. Spesielt vil intensivt høstregn (Børresen 2011) og snøsmelting på frossen jord med fryse og tine episoder om våren gi høyt jordtap fra jordbruksareal (Øygarden 2000). Med hensyn til fremtidige klimautsikter om "varmere, villere og våtere" vær, ser det ut til at ytterligere tiltak i Årungens nedbørfelt vil være nødvendig for å kunne kompensere for værforholdene og oppnå ønsket miljøstatus i Årungen.

5.5 Miljøstatus i Årungens sediment

Omlegging av jordbruksareal i Årungens nedbørfelt fra eng til korn samt endring i bruk av husdyrgjødsel til mineralgjødsel, har medført en økt forurensningsbelastning til innsjøen siden 1950-tallet. Årungen gikk fra en mesotrof til en eutrof tilstand rundt 1950 (Skogheim & Erlandsen 1984). Selektiv erosjon har bidratt til å transportere næringsrike partikler fra Årungens nedbørfelt til innsjøens akkumuleringssone (Johnson 2010). Sedimentet i Årungen vil reflektere innsjøens og nedbørfeltets historie.

De grafiske fremstillingene i inneværende undersøkelse viste, at referansenivået i sedimentkjernene for makronæringsstoffene total karbon, total nitrogen, total fosfor og total svovel lå svakt i overkant av de naturlige bakgrunnsverdiene ved "før-industriell tid" fra undersøkelsen i 1978 (Skogheim & Erlandsen 1984). Dette var også trenden for mikronæringsstoffene total kobber, total jern, total mangan og total sink samt sporstoffet bly. I løpet av eutrofieringsprosessen økte nivået av makronærings-, mikronærings- og sporstoffer i sedimentet frem mot 1980-tallet. Innholdet av fosfor i sedimentet nådde maksimum rundt 1970 og konsentrasjonsnivået for både total karbon og total svovel viste den samme trenden. Korrelasjonsanalysen viste en god sammenheng mellom total svovel og metallene total kobber, total jern, total sink, total bly samt noe svakere for mangan. Det antas en høy andel utfelling av metallsulfider (Skogheim & Erlandsen 1984) under Årungens hypereutrofe periode på midten av 1970-tallet. Skogheim og Erlandsen (1984) rapporterte om utfelling av svart jernsulfid ved starten av eutrofieringen i Årungen. Inneværende undersøkelse er i samsvar med denne observasjonen. Allerede rundt 1950 var sedimentet i Årungen blitt svartfarget. I henhold til kjerne C inneholdt den svarte sedimentsonen diffuse lamineringer, men i området for topputslaget for innhold av total karbon i kjerne A og B, fremkom imidlertid et markant kullsvart område uten lamineringer i kjerne C. Dette kan indikere, at svart sediment vil være tilknyttet økt innhold av karbon, og at det mørke sedimentet vil inneholde mer svovel enn lyst sediment på grunn av svovelreducerende nedbrytningsprosesser for organisk materiale. Reduserende forhold ble for øvrig påvist over hele kjernelengden. I undersøkelsen fremkom imidlertid ingen klare bevis for at mørkt lag i lamineringssonen inneholdt mer jernsulfid enn de lyse lagene.

Det økte innholdet av total karbon i sedimentet på midten av 1970-tallet antas å være en respons på de tiltakende tilførselene av uorganisk fosfor fra nedbørfeltet fra 1950-tallet (Bøen & Tekle 2013). Algene fikk overskudd av næring, og eutrofieringsprosessen medførte økt produksjon av autoktont materiale i Årungen (Skogheim & Erlandsen 1984). Forekomsten av organisk materiale fra døde alger tiltok i sedimentet på grunn av algeoppblomstringer i

innsjøen. Den oksygenkrevende nedbrytningsprosessen medførte anaerob hypolimnion. Det antas, at hypolimnion har vært anaerob over lange perioder av året i tiden mellom 1950 og 1980-tallet. De reduserende betingelsene har dermed medført selvgjødsling av innsjøen. Under aerobe forhold var fosfor bundet som jernfosfat i sedimentet. Ved utfelling av jernsulfid under anaerobe betingelser ble fosfor imidlertid frigjort fra sedimentet. Jern fungerte som en regulator for denne prosessen (Håkanson & Jansson 2002; Søndergaard et al. 2003). I tillegg ble gass av hydrogensulfid dannet og kan ha bidratt til å ødelegge lamineringseffekten (Håkanson & Jansson 2002).

Tørrstoffprosenten var spesielt lav i perioden mellom 1970 og 1980. Det antas at tørrstoffet hadde høyt innhold av både erodert mineralmateriale fra nedbørfeltet og organisk materiale fra innsjøen. Sedimentet vil derfor inneha en blanding av alloktont og autoktont materiale. I følge Skogheim var C/N-forholdet gjennomsnittlig 8,7 i innsjøen i 1978 og opphavet til organisk materiale var autoktont (Skogheim 1978). Algemateriale vil ha et C/N-forhold på 5,6 for sediment i veldig eutroft vann og C/N-forholdet for humus vil være 10-20 (Håkanson & Jansson 2002). I 2010 var C/N-forholdet 8,18 i akkumuleringssonen i følge Naas (2010). Det kan indikere at algeveksten har avtatt siden 1978, slik Naas (2010) antok.

Sedimenteringshastigheten fra ^{137}Cs -dateringen ble beregnet til en konstant på 7,5 mm/år. For den hypereutrofe perioden med høy produksjon i Årungen kan omsetningen ha blitt underestimert med hensyn til den opparbeidede tidsskalaen til bruk for fremstilling av analyseparametere. Med grunnlag i sedimentarkivet antas det, at miljøstatus i Årungen sediment i tiden rundt Tsjernobyl-ulykken i 1986 lå omtrent på nivå med den første fasen av eutrofieringen. I tiden etter iverksettelse av tiltak innen avløp og jordbruk på 1980- og 1990-tallet, fikk sedimentet i Årungen en tydelig lamineringseffekt, og innsjøkvaliteten ble rapportert forbedret en tid rundt 1985 (Borch et al. 2007; Rognerud 1993).

Forurensningssituasjonen ble imidlertid forverret i Årungen til tross for erosjonshindrende tiltak som var rettet mot partikkeltransport av fosfor fra nedbørfeltet. Enkeltstående topputslag i sedimentet for total karbon, total nitrogen, total fosfor, total svovel og metaller, ga indikasjoner på endringer i miljøbelastningen i tiden etter 1990. Den oppståtte mekanismen antas å være den samme som i perioden under Årungen hypereutrofe tilstand med maksimalutslag for analyseparametere i sedimentet. Korrelasjonsanalysen viste, at metaller var tilknyttet både total karbon og total svovel over hele kjernelengden med unntak av total bly, som ikke var til stede i sedimentet i betydelige mengder etter 1990. Dette kan indikere, at mekanismen er en episodisk gjentakelse med hensyn til anaerobt miljø, og at selektiv erosjon fra nedbørfeltet vil være årsaken til hendelsen. Det vil derfor være nærliggende å anta, at

selvgjødsling har medført en redusert vannkvalitet i Årungen frem mot 2010. Videre vil det være rimelig å anta, at episodisk ekstremvær har innvirket på forholdene i Årungen nedbørfelt med hensyn til erosjon. Sulfiddannelse vil være tilknyttet anaerobe betingelser i innsjøen (Skogheim 1978; Skogheim & Erlandsen 1984). Naas (2010) fant at C/S-forholdet var lavest i akkumuleringssonen av Årungen og antok at årsaken var hyppigheten av anoksiske episoder i dypområdet. De mørke lagene i lamineringen kan derfor være forårsaket av høyt svovelinnhold i sedimentet ved anaerobe betingelser. Av hensyn til begrensningen av denne oppgaven, er C/S-forholdet ikke blitt vurdert gjennom hele kjernens lengde. Med grunnlag i at innholdet av total karbon er høyt når konsentrasjonen av total svovel er høy i sedimentet, antas det imidlertid at C/S-forholdet vil avta når innholdet av total svovel i sedimentet øker (Rosenbauer et al. 2009).

Betraktningen av lamineringene, viste at de 0,9 mm tykke lyse lagene var omtrent 3 ganger tykkere enn de mørke i øvre del av kjernen. Med grunnlag i tall fra 2007 vedrørende beregnet mengde erodert jord fra Årungen nedbørfelt ved høstpløying (personlig meddelelse Tore Krogstad¹ 2012), ville en fordeling over hele innsjøen utgjøre om lag 1,6 mm sediment per år. Et hvert mottiltak vil imidlertid redusere mengden erodert materiale. Med en sedimenteringshastighet på 7,5 mm/år vil det være en differanse på 5,9 mm/år, dersom alt erosjonsmateriale ble fraktet inn i Årungen. For at regnestykket skal gå opp må store deler av det eroderte materialet nå akkumuleringssonen. I akkumuleringssonen bestod sedimentet av mer enn 68 % leire og mindre enn 30 % silt. På grunn av selektiv erosjon vil finmaterialet bli fraktet fra nedbørfeltet til innsjøen (Johnson 2010). Finmaterialet vil forholde seg frittstående i vannmassene i innsjøbassenget inntil det avsettes i akkumuleringssonen ved lav strømming (Håkanson & Jansson 2002). Selektiv erosjon har dermed betydning for avsetningene i Årungen og sedimentets tilstand.

Miljøstatus i Årungen i perioden fra 1940 til 2010 er representert ved tiårsintervall i sedimentarkivet. Med grunnlag i middelverdien for kjerne A og B i perioden 2000-2010, lå konsentrasjonsnivået for makronæringsstoffene total karbon, total nitrogen, total fosfor, total svovel samt mikronæringsstoffene total kobber, total jern, total mangan og total sink høyere enn referansenivået i kjernen for perioden fra 1940 til 1950. Det samme var tilfellet for innholdet av vann og ¹³⁷Cs i sedimentet. Innholdet av tørrstoff og sporstoffet bly i perioden 2000-2010, lå imidlertid lavere enn referansenivået. Sedimentarkivet viste dessuten, at de eliminerte sporstoffene total kadmium og total kobolt lå lavere enn referansen, mens total krom hadde et konsentrasjonsnivå som var høyere. Konsentrasjonsnivået til makronærings-

mikronæringsstoffene og total bly har avtatt siden erosjonsmaksimum i følge graffremstillingene og sedimentarkivet. Unntaket er total jern og total mangan.

I 2010 var innholdet av total fosfor 2,8 g/kg tørrstoff og referansenivået var 1,3 g/kg tørrstoff. For tiåret 2000-2010 var nivået 2,3+/-0,44 g/kg tørrstoff og referansen var 1,5+/-0,46 g/kg tørrstoff. Middelerdien for enkeltmålinger av total fosfor i 2010 tilsvarte første fase av eutrofieringsutviklingen i perioden fra 1950 til 1960. Det samme var tilfellet med innholdet av total fosfor i sedimentet på tiårsbasis i perioden 2000-2010. Konsentrasjonsnivået for total fosfor har vist stor ustabilitet i løpet av det siste tiåret, og antatt årsak er selektiv erosjon og selvgjødsling fra sedimentet.

Miljøstatus i sedimentet i Årungen per 2010 og tiåret 2000-2010, tilsvarte første fase av Årungen eutrofieringsutvikling med hensyn til konsentrasjonsnivået av total fosfor. I det samme tidsrommet lå konsentrasjonen av alle relevante analyseparametere i denne undersøkelsen over referansenivået med unntak av tørrstoff og total bly, som lå under referansen. Referansenivået i kjernen lå imidlertid generelt svakt i overkant av naturlig bakgrunnsnivå fra "før-industriell tid" rundt 1895 (Skogheim & Erlandsen 1984). Med grunnlag i ovennevnte virker det som Årungen foreløpig ikke er i retning av en forventet naturtilstand tilsvarende mesotrof.

5.6 Metodeevaluering

Utgangspunktet for denne undersøkelsen har vært innsamling av uforstyrrede og intakte sedimentkjerner fra Årungen sentrale dypområde. Gjennom hele prosessen med forarbeid og analyser har fokuset vært på systematikk, grundighet og nøyaktighet, slik at sluttresultatet kunne bli mest mulig tilfredsstillende og representativt for forholdene i innsjøen. I laboratoriearbeidet har det vært et mål å oppnå minst mulig behandlingstrinn og mest mulig likhet i behandlingen av sedimentprøvene. Riktignok er ikke sediment like sårbart med hensyn til kontaminering som vannprøver, men prinsippet om minst mulig forstyrrelser av materialet er likevel verd å innarbeide for å kunne oppnå et tilnærmet realistisk resultat og redusere usikkerheten. Nå er imidlertid usikkerheten i prosessen rimelig stor blant annet med hensyn til sjiktning av kjerner i 1 cm tykke sjikt. Flere forhold under inndelingen av kjernene kan ha innvirket på usikkerheten i resultatet med tanke på opparbeidelse av en tidsskala til bruk for sedimentarkiv og grafisk fremstilling av analyseparametere. I løpet av sjikteprosessen økte lengden på hver enkelt kerne som et resultat av at sedimentet svullet. Følgelig kunne dette medføre at sjiktningen av de parallelle kjernene ville bli ujevn, siden

kjernene ble sjiktet etter tur til ulike tider. Likeledes var kjernene utsatt for lekkasjer av vann frem mot sjiktningen, slik at det oppstod luftlommer i sedimentet.

Homogeniseringen var et viktig moment for å oppnå ensartete representative sedimentprøver for videre analysearbeid. Prosedyren virket imidlertid tilstrekkelig utført. Innveining av analyseprøver og laboratoriearbeid med hensyn til dekomponering ble gjennomført etter prinsippet om lik behandling. Nøyaktighet og presisjon i metoden ga tilfredsstillende resultat.

Statistisk analyse ble utført ved parett T-test av enkeltparametere og alle parametere simultant. Datagrunnlaget var imidlertid ujevnt for total karbon og total nitrogen sammenlignet med de andre analyseparametere. Total karbon og total nitrogen hadde kun 36 målepunkter, mens de andre analyseparametere var representert med 56 målinger. Statistisk test kunne vært forbedret ved økt datagrunnlag.

Ujevnheten i datagrunnlaget fikk konsekvenser for opparbeidelsen av tidsskalaen med hensyn til sedimentarkiv og grafiske fremstillinger. Dette ble spesielt utslagsgivende for sedimentarkivet, fordi middelerdi og standardavvik ble beregnet for et ulikt antall målinger innen hvert tiår. For visuell sammenligning av de grafiske fremstillingene skapte den samme ujevnheten en viss utfordring ved relatering av målepunkt til sedimentdybde.

Tidsskalaen ble oppsatt med årsangivelse for hver 1 cm sedimentdybde med grunnlag i en konstant sedimenteringshastighet for hele kjernelengden. Dersom lamineringene følger årsavsetninger vil bruk av hele kalenderår gi en viss feilmargin.

De grafiske fremstillingene ble sammenlignet med trenden til Skogheim og Erlandsen (1984) for å studere samsvaret mellom undersøkelsene. Dette ble gjort for å danne en felles ramme for eutrofieringsprosessen relatert til år og resultater ut fra en systematisk tankegang. Tolkningen av resultatene til Skogheim og Erlandsen (1984) var imidlertid individuell og innehar stor usikkerhet.

6. Konklusjon

Inneværende undersøkelse av sedimentet i dypområdet av Årungen har hatt til hensikt å karakterisere miljøstatus i innsjøen med grunnlag i bestemmelse av en årlig sedimenteringshastighet for relasjon mellom tid og dybde i sedimentet. En konstant sedimenteringshastighet på 7,5 mm/år ble beregnet for Årungen i perioden 1940-2010.

Statistisk testing av to parallelle sedimentkjerner fra samme innsamlingspunkt i Årungens akkumuleringssone har vist, at kjernene ikke er bevist signifikant ulike med hensyn til kjemiske analyseparametere.

Omlegging i jordbruksdrift i perioden fra 1939 til 2009 fra engdyrking og husdyrhold til ensidig kornproduksjon og bruk av mineralgjødsel, har medført et dyrkningssystem som innbefatter økt erosjon fra jordbruksareal i nedbørfeltet og derved økt sedimentering i Årungen. Metaller i sedimentet fra det sentralt dypeste området av Årungen var tilknyttet organisk materiale. Det var en sterk assosiasjon mellom organisk materiale og metallene total kobber og total mangan. Sammenhengen med organisk materiale var moderat for total jern og total sink. Før 1990 var det en høy assosiasjon mellom organisk materiale og total bly.

Utfasing av blyholdig bensin i perioden 1974-1989 kan være årsaken til dårligere sammenheng etter 1990. Korrelasjonsanalysen indikerte, at metaller og organisk materiale vil ha samme opphav. Metallene vil være en god indikator på selektiv erosjon fra jordbruksarealer i nedbørfeltet og til innsjøen Årungen (Johnson 2010). Maksimal erosjon i perioden 1940 til 2010 ble knyttet til 1980-tallet i forbindelse med omleggingen av jordbruksdriften. Sedimentarkivet representert ved total fosfor, total kobber, total jern, total mangan, total sink og total bly, indikerte tiltakende erosjon fra 1950 og frem til 1980- og 1990-tallet. Beregnet verdi for total fosfor i tiåret 1940-1950 var 1,5 g/kg tørrstoff. Maksimalverdien for total fosfor lå rundt 2,6 g/kg tørrstoff i tiårene 1960-1970 og 1970-1980.

Klima kan ha hatt tiltakende effekt på erosjon i løpet av omleggingsperioden innen jordbruket og frem til 2010. Siden 1980 har klimaet i Ås vært preget av mer årlig nedbør og høyere temperaturer enn på 1950- og 1960-tallet. Sedimentet viste sporadiske endringer i tiden etter 1990 tilsvarende forholdet ved erosjonsmaksimum rundt 1980-tallet. Endringen kan være forårsaket av en episodisk gjentakende mekanisme med hensyn til anaerobt miljø. Selektiv erosjon fra nedbørfeltet til Årungen kan være årsak til hendelsen og værvariasjoner kan ha hatt økt effekt på erosjonen. Det trengs imidlertid nærmere forskning relatert til klima.

Miljøstatus i sedimentet i Årungen per tiåret 2000-2010, tilsvarte første fase av Årungens eutrofieringsutvikling (Skogheim & Erlandsen 1984) med hensyn til nivået av total fosfor, som ble beregnet til 2,3 g/kg tørrstoff. I det samme tidsrommet lå nivået av total

karbon, total nitrogen, total svovel, total kobber, total jern, total mangan og total sink i overkant av referansenivå i bunnen av kjernen, mens nivået av total bly lå under. Referansenivå i kjernen lå imidlertid generelt svakt i overkant av antatt naturlig bakgrunnsnivå fra "før-industriell tid" rundt 1895 (Skogheim & Erlandsen 1984). Med grunnlag i ovennevnte virker det som Årungen foreløpig ikke er i retning av en forventet naturtilstand tilsvarende mesotrof.

Med hensyn til metode har inneværende undersøkelse bidratt til å kvalitetssikre de prosedyrer og metoder som anvendes ved institutt for plante- og miljøvitenskap i tilknytning til undersøkelser av sediment. En uforstyrret enkeltstående sedimentkjerne kan anses som tilstrekkelig datagrunnlag for undersøkelser av sediment. På regionalt plan vil sedimentarkivet fra Årungen kunne bidra som sammenligningsgrunnlag for undersøkelser av andre innsjøer med hensyn til erosjon fra jordbruksarealer. Denne kunnskapen kan nyttes i videre forskning av sedimenter og forvaltning av innsjøer.

Litteratur

- Aas, W., Hjellbrekke, A., Hole, L. & Tørseth, K. (2012a). Deposition of major inorganic compounds in Norway 2007-2011. *Klima- og forurensningsdirektoratet*, 1136/2012. 40 s.
- Aas, W., Solberg, S., Manø, S. & Yttri, K. E. (2012b). Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfæriske tilførsler, 2011. *Klima- og forurensningsdirektoratet*, 1126/2012. 206 s.
- Aasen, I. (1997). *Mangelsjukdomar og andre ernæringsforstyringar hos kulturplanter*: Landbruksforlaget. 96 s.
- Appleby, P. G. (2001). Chronostratigraphic techniques in recent sediments. I: Last, W. M. & Smol, J. P. (red.) b. 1 *Tracking environmental change using lake sediments: Basin analysis, coring and chronological techniques*, s. 171-203. Dordrecht, Nederland: Kluwer Academic Publishers.
- Augustson, J. H., Lillegraven, A. L. & Bratlebø, H. (1978). Datering av innsjøsedimenter ved ¹³⁷Cs - målinger. *Intern rapport F-661*. Kjeller: Forsvarets forskningsinstitutt. 22 s.
- Borch, H., Yri, A., Løvstad, Ø. & Turtumøygard, S. (2007). Tiltaksplan for Årungen. *Bioforsk Rapport vol. 2 nr. 52 2007*. 56 s.
- Broadbent, F. E. (1953). The Soil Organic Fraction. I: Norman, A. G. (red.) b. V *Advances in agronomy*, s. 153-183. New York: Academic Press Inc.
- Bøen, A. & Tekle, M. T. (2013). Mineralgjødselstatistikk 2011 - 2012. *Statens tilsyn for planter, fisk, dyr og næringsmidler*. Oslo: Mattilsynet. 8 s.
- Børresen, T. (2011). Erosion studies in plot field experiments with different tillage systems in Norway. I: Banasik, K., Øygarden, L. & Hejduk, L. (red.) *Prediction and reduction of diffuse pollution, solid emission and extreme flows from rural areas - case study of small agricultural catchment*, s. 153-169. Warszawa.
- Cronberg, G. (1982). Changes in the phytoplankton of Lake Trummen induced by restoration. *Hydrobiologia*, 86: 185-193.
- Database Årungen*. (2010). Ås: Universitetet for miljø- og biovitenskap, institutt for plante- og miljøvitenskap, faggruppe hydrologi og limnologi.
- Det statistiske sentralbyrå. (1940). *Jordbrukstillingen i Norge 20 juni 1939: Første hefte: Arealet, husdyrholdet m. v. herredsvise oppgaver*. Norges offisielle statistikk. IX. 191. Oslo: SSB: Aschehoug. 312 s.
- Digerfeldt, G. (1972). The post-glacial development of Lake Trummen: Regional vegetation history, water level changes and palaeolimnology. I: Berg, K., Björk, S. & Ryhänen, R. (red.) b. 16, s. 3-104. Lund: Folia Limnologica Scandinavica.
- Dørum, K. (2012). *Inn i velstandsnorge Ås 1940-2010*. Trondheim: Akademika forlag. 418 s.
- Eckhäll, J., Jonsson, P., Meili, M. & Carman, R. (2000). Storm Influence on the Accumulation and Lamination of Sediments in Deep Areas of the Northwestern Baltic Proper. *Ambio*, 29 (4/5): 238-245.
- Ekholm, P., Lehtoranta, J. & Golterman, H. L. (2005). Reflections on the determination of the potential availability of phosphate to algae. I: Serrano, L. & Golterman, H. L. (red.) *Phosphates in sediments*, s. 89-97. Leiden: Backhuys Publishers.
- Engstrand, U. & Olsson, U. (2003). *Variansanalys och försöksplanering*. Malmö: Studentlitteratur.
- Ensby, S. (1984). Sluttrapport for programmet forurensningsundersøkelser i Årungen og Årungen nedbørfelt. *Norges landbruksvitenskapelige forskningsråd*, 536. 25 s.
- Eriksen, E. (1990). *Gjødselplanlegging*. Oslo: Landbruksforlaget. 96 s.
- Faafeng, B., Hessen, D. O. & Brettum, P. (1991). Eutrofiering av innsjøer i Norge. *Statlig program for forurensningsovervåking*, 497/92.
- Faafeng, B., Brettum, P., Fjeld, E. & Oredalen, T. J. (1997). Evaluering av Kolbotnvannet. Overvåking av vannkvalitet og tilførsler til Gjersjøen via tilløpsbekker i 1996, samt undersøkelse av miljøgifter i sedimenter, 3707-97. Oslo: Norsk institutt for vannforskning. 68 s.
- Fylkesmannen i Oslo og Akershus. (1996). *Jordanalyser - kartlegging av innhold av tungmetaller*. Lillestrøm: Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Landbruksavdelingen.

- Gjersem, I. M. F. (2006). *Tilførsel og tilbakeholdelse av ulike fosforfraksjoner i Vollebekken og Årungen*. Masteroppgave. Ås: Universitetet for miljø- og biovitenskap, Institutt for plante- og miljøvitenskap. 53 s.
- Google Earth Inc. (2012). © 2012 Google: US Dept of State Geographer.
- Grønlund, A., Knoth de Zarruk, K., Rasse, D., Riley, H., Klakegg, O. & Nystuen, I. (2008). Kunnskapsstatus for utslipp og binding av karbon i jordbruksjord. *Bioforsk Rapport vol. 3 nr. 132 2008*. Ås. 47 s.
- Harris, D. C. (2007). *Quantitative chemical analysis*. New York: W. H. Freeman & Company. 121 s.
- Havlin, J. L., Beaton, J. D., Tisdale, S. L. & Nelson, W. L. (2005). *Soil fertility and fertilizers: An introduction to nutrient management*. New Jersey: Pearson Prentice Hall 515 s.
- Hexum, E. (1963). *En limnologisk undersøkelse av Årungen i Ås kommune*. Hovedoppgave. Oslo: Universitetet i Oslo, Limnologisk institutt. 88 s.
- Hillel, D. (2004). *Introduction to environmental soil physics*. Amsterdam: Elsevier Academic Press. 494 s.
- Håkanson, L. & Jansson, M. (2002). *Principles of lake sedimentology*. Caldwell, N.J.: Blackburn Press. 316 s.
- IAEA. (1993). *Reference sheet IAEA-300: Radionuclides in Baltic Sea sediment*. Vienna. 3 s.
- Johnson, R. (2010). *Grain size distribution and clay mineralogy in eutrophic lake-sediments. Case study, Årungen*. Masteroppgave. Ås: Universitetet for miljø- og biovitenskap, Institutt for plante- og miljøvitenskap. 80 s.
- Jørgensen, P., Sørensen, R. & Haldorsen, S. (1997). *Kvartærgeologi*: Landbruksforlaget.
- Kemp, A. L. W., Gray, C. B. J. & Mudrochova, A. (1972). Changes in C, N, P and S in the last 140 years in three cores from Lakes Ontario, Erie and Huron. I: Allen, H. E. & Kramer, J. R. (red.) *Nutrients in natural waters*, s. 251-279. New York: John Wiley & sons.
- Klakegg, O. (2005). Jordsmonnstatistikk - 02 Akershus og 03 Oslo, NIJOS-ressursoversikt 01/2005. 72 s.
- Krogstad, T. (1986). Fosfor i erosjonsmaterialet. *Sluttrapport Norges landbruksvitenskapelige forskningsråd*. Oslo. 13 s.
- Krogstad, T. (1987). Utvikling og vurdering av fosfortilstand i dyrka jord i perioden 1960-85 med hovedvekt på Romerike og Jæren. *Jord og Myr*, 11: 153-163.
- Krogstad, T. & Løvstad, Ø. (1987). Fosfor i jord og vann. *Jord og Myr*, 1987 (6): 189-208.
- Landbrukskontoret i Follo. (2001). Sluttrapport "Årungenprosjektet Rent Vann". Ås: Landbrukskontoret i Follo. 8 s.
- LGC. (2000). *Certificate of Measurement: River Sediment: Certified Reference Material LGC6187*. Middlesex. 4 s.
- Lippestad, H. (2012). *Årsnormaler for Ås*: Meteorologisk institutt. Tilgjengelig fra: http://retro.met.no/observasjoner/akershus/normaler_for_kommune_214.html?kommuner (lest 05.11.2012).
- Loon, G. W. & Duffy, S. J. (2005). *Environmental chemistry a global perspective*. New York: Oxford University Press. 515 s.
- Lundekvam, H. (1990). *Open åker og erosjonsproblem: Samandrag*. Foredrag ved konferansen om landbrukspolitikk og miljøforvaltning i Drammen 30.-31. januar 1990. Ås: NLH, institutt for jordfag, seksjon for vatn. 16 s.
- Løvstad, Ø. & Krogstad, T. (1996). Årungen og Østensjøvann 1995. Eutrofiering, plantenæringsstoffer og blågrønn-alger. Norges landbrukshøgskole: Limno-Consult. 17 s.
- Løvås, G. G. (2004). *Statistikk for universiteter og høyskoler*. 2. utg. Oslo: Universitetsforlaget.
- Meland, S. (2012). Kjemisk karakterisering av sediment fra Vassum sedimenteringsbasseng. *Statens vegvesens rapporter*, 94. 19 s.
- Microsoft Excel 2010 Inc. (2010). *Microsoft Excel 2010*.
- Minitab Inc. (2010). *Minitab* ® 16.2.2.

- Naas, K. (2010). *Horizontal distribution of organic matter, nitrogen and sulfur in the sediments of an eutrophic lake: Årungen, Norway*. Masteroppgave. Ås: Universitetet for miljø- og biovitenskap, Institutt for plante- og miljøvitenskap. 44 s.
- NIJOS. (2002). *Vurdering av erosjonsrisiko: Ein rettleiar i bruk av erosjonsrisikokartet (brosjyre)*. Ås: Norsk institutt for jord- og skogkartlegging.
- Nybakken, S. (1985). *Sedimentologi og diagenese i glasimarine, marine og lakustrine leiravsetninger: Årungen, Sørøst-Norge*. Dr. scient. Ås: Norges landbrukshøgskole, Institutt for geologi.
- Ojala, A. E. K., Saarinen, T. & Salonen, V. P. (2000). Preconditions for the formation of annually laminated lake sediments in southern and central Finland. *Boreal Environment Research*, 5: 243-255.
- Olsen, H. C. (2005). Sedimentavsetningene i Eidsvann, Oppdragsrapport serie A nr 11. 34 s.
- Pedersen, R. (2008). *Fosforfraksjoner i jord og sedimenter*. Masteroppgave. Ås: Universitetet for miljø- og biovitenskap, Institutt for plante- og miljøvitenskap. 40 s.
- Pennington, W., Cambray, R. S. & Fisher, E. M. (1973). Observations on lake sediments using fallout ¹³⁷Cs as a tracer. *Nature*, 242: 324-326.
- Pierzynski, G. M., Sims, J. T. & Vance, G. F. (2005). *Soils and environmental quality*. Boca Raton: Taylor & Francis. 569 s.
- Pieterse, N. M., Bleuten, W. & Jørgensen, S. E. (2003). Contribution of point sources and diffuse sources to nitrogen and phosphorus loads in lowland river tributaries. *Journal of Hydrology*, 271 (1-4): 213-225.
- Reierstad, T. Å. (2010). *Phosphorus in eutrophic lake sediments: A case study in Lake Årungen*. Masteroppgave. Ås: Universitetet for miljø- og biovitenskap, Institutt for plante- og miljøvitenskap. 55 s.
- Riise, G., Krogstad, T., Blakar, I., Gjengedal, E., Haaland, S., Kristiansen, J., Naas, K., Reierstad, T. Å., Romarheim, A. T., Johnson, R., et al. (2010). Akkumulering av næringsstoffer og spormetaller i Årungen sedimenter - sedimentenes betydning som fosforkilde. *IPM-Rapport*, 2. Universitetet for miljø- og biovitenskap, Ås: Institutt for plante- og miljøvitenskap. 23 s.
- Rognerud, B. (1993). Årungenprosjektet. *Ås kommune*, 7.0214-44/1. 34 s.
- Rognerud, S. & Fjeld, E. (2001). Trace Element Contamination of Norwegian Lake Sediments. *Ambio*, 30 (1): 11-19.
- Rognerud, S., Fjeld, E., Skjelkvåle, B. L., Christensen, G. N. & Røyset, O. K. (2008). Nasjonal innsjøundersøkelse 2004 - 2006, del 2: Sedimenter. Forurensning av metaller, PAH og PCB. *SPFO-rapport*, 1012/2008. Oslo: Statens forurensningstilsyn. 77 s.
- Rosenbauer, R., Swarzenski, P., Kendall, C., Orem, W., Hostettler, F. & Rollog, M. (2009). A carbon, nitrogen, and sulfur elemental and isotopic study in dated sediment cores from the Louisiana Shelf. *Geo-Marine Letters*, 29 (6): 415-429.
- Schindler, D. W. (2006). Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography*, 51 (1, part 2): 356-363.
- Schindler, D. W., Hecky, R. E., Findlay, D. L., Stainton, M. P., Parker, B. R., Paterson, M. J., Beaty, K. G., Lyng, M. & Kasian, S. E. M. (2008). Eutrophication of Lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105 (32): 11254-11258.
- Semb, G. (1975). *Jorda i Ås*. Oslo: Landbruksforlaget. 183 s.
- Sharpley, A. N., McDowell, R. W. & Kleinman, P. J. A. (2001). Phosphorus loss from land to water: integrating agricultural and environmental management. *Plant and Soil*, 237 (2): 287-307.
- Skei, J. & Nilsson, H. C. (2008). Kjemiske analyser av sedimentkjerner fra deponiområdet ved Malmøykalven og randområdene. Oslo: NIVA. 53 s.
- Skogheim, O. K. (1978). Recent sediments in a eutrophicated lake: Årungen, Norway. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 20: 749-757.
- Skogheim, O. K. & Erlandsen, A. H. (1984). The eutrophication of Lake Årungen as interpreted from paleolimnological records in sediment cores. *Vann*, 19 (4): 451-463.

- Skulberg, O. (1975). Små eutrofe innsjøer i tettbygde strøk: Østensjøvatn, Oslo. Årungen, Ås. Kolbotnvatn, Oppedgård. Langevatn, Lørenskog., A 2 - 05. Oslo: Norsk institutt for vannforskning. 109 s.
- Skuterud, L. & Harbitz, O. (1999). *Radioaktiv forurensning - betydning for landbruk, miljø og befolkning*. Oslo: Landbruksforlaget.
- Skøien, S. (1995). *Gjødsling med plan*. Oslo: Landbruksforlaget. 55 s.
- Smol, J. P. (2008). *Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective*. Hong Kong: Blackwell Publishing. 383 s.
- St.meld. nr. 8 (1999-2000). (1999). *Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand*. Oslo: Det kongelige miljøverndepartement. 157 s.
- Statistisk sentralbyrå. (1950). *Jordbrukstelingen i Norge 20. juni 1949: Første hefte: Areal, husdyrholdet m.v. herredsvise oppgaver*. Norges offisielle statistikk XI. 40. Oslo: SSB: Ascheoug. 419 s.
- Statistisk sentralbyrå. (1961). *Jordbrukstelingen i Noreg 20. juni 1959: Første hefte: Areal, husdyrhold m.m.* Noregs offisielle statistikk XII 40. Oslo: SSB: Ascheoug. 336 s.
- Statistisk sentralbyrå. (1971a). *Jordbrukstelingen 20. juni 1969: Hefte II: Areal, frukttre og bærbuskar, veksthus og -benker. Bruk som dyrkar ymse vekstar*. Norges offisielle statistikk A 427. Oslo: SSB: Ascheoug. 213 s.
- Statistisk sentralbyrå. (1971b). *Jordbrukstelingen 20. juni 1969: Hefte III: Husdyrhold*. Norges offisielle statistikk A 446. Oslo: SSB: Ascheoug. 149 s.
- Statistisk sentralbyrå. (1982a). *Landbruksteling 20. juni 1979: Hefte IV: Jordbruk*. Noregs offisielle statistikk B 296. Oslo: SSB: Ascheoug. 205 s.
- Statistisk sentralbyrå. (1982b). *Landbruksteling 20. juni 1979: Hefte V: Husdyr*. Noregs offisielle statistikk B 328. Oslo: SSB: Ascheoug. 140 s.
- Statistisk sentralbyrå. (1992a). *Landbruksteling 1. juni 1989: Hefte IV: Jordbruk*. Noregs offisielle statistikk C 24. Oslo: SSB: Universitetsforlaget. 143 s.
- Statistisk sentralbyrå. (1992b). *Landbruksteling 1. juni 1989: Hefte V: Husdyr*. Noregs offisielle statistikk C 30. Oslo: SSB: Akademika. 95 s.
- Statistisk sentralbyrå. (2001). *Jordbrukstelling 1999: Akershus og Oslo*. Norges offisielle statistikk C 660. Oslo: SSB. 94 s.
- Statistisk sentralbyrå. (2012a). *Tabell 06447: Husdyr, etter husdyrslag (K)*. Oslo: SSB. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/sok?sok=06447> (lest 19.10.2012).
- Statistisk sentralbyrå. (2012b). *Tabell 06462: Jordbruksareal, etter bruken (dekar) (K)*. Oslo: SSB. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/sok?sok=06462> (lest 19.10.2012).
- Statistisk sentralbyrå. (2013). *Historiske landbrukstelingar (1907-1999)*. Oslo: SSB. Tilgjengelig fra: <http://www.ssb.no/a/histstat/> (lest 19.10.2012).
- Steinnes, E. (2001). Metal Contamination of the Natural Environment in Norway from Long Range Atmospheric Transport. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 1 (3-4): 449-460.
- Søndergaard, M., Jensen, J. P. & Jeppesen, E. (2003). Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506-509 (1): 135-145.
- Sørensen, R., Høeg, H. I., Sandgren, P., Haugen, L. E., Lundekvam, H. & Nesje, A. (2007). Late Holocene erosion and transport from an agrarian landscape into a small lake in southeastern Norway: A catchment study. I: Nakrem, H. A. (red.) NGF abstracts and proceedings, no. 1, 2007, *Vinterkonferansen 2007: Radisson SAS Atlantic, Stavanger 8-10 January 2007*. Trondheim: Norsk geologisk forening.
- Sørensen, R. (2008). *Follos geologi*. Landbrukskontoret i Follo. Tilgjengelig fra: <http://www.follolandbruk.no/landbruketifollo/naturgrunlaggeologi.html> (lest 24.09.2012).
- Throne-Holst, H. (2000). Blyfri bensin: forbrukernes rolle i utfasingen av blyholdig bensin. Lysaker: Statens institutt for forbruksforskning. 56 s.
- Thue-Hansen, V. & Grimenes, A. A. (2012). *Meteorologiske data for Ås 1930 til 2012*. Ås: Universitetet for miljø- og biovitenskap.
- Tveitnes, S. (red.). (1993). *Husdyrgjødsel*. Ås: Statens fagtjeneste for landbruket. 119 s.

- U.S. Department of Commerce. (1982). *National Bureau of Standards: Certificate of Analysis: Standard Reference Material 1646: Estuarine Sediment*. Washington D.C. 3 s.
- Uhlen, G. (1984). Overdosering med fosforgjødsel. *Norsk Landbruk*, 103 (14): 46-47.
- Uhlen, G. (1985). Plantenæringsstoffer fra landbruk som forurensning i vassdrag. *Vann*, 20 (1): 2-5.
- Uwitec sampling equipment*. Østerrike: Uwitec Tilgjengelig fra: www.uwitec.at/html/frame.html (lest 10.07.2010).
- Vanndirektivet. (2000). *Europaparlaments- og rådsdirektiv 2000/60/EF av 23. oktober 2000 om fastsettelse av en ramme for fellesskapstiltak på området vannpolitikk*.
- Vollenweider, R. A. (1971). Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Paris: OECD. 61 s.
- Walling, D. E. (1999). Linking land use, erosion and sediment yields in river basins. *Hydrobiologia*, 410 (0): 223-240.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and river ecosystems*. San Diego: Academic Press. 1006 s.
- Yara Norge AS. (2012). *Gjødselsortiment 2012 - 2013, Yara Norge AS*. Oslo: Yara Norge AS.
- Zambon, S. B. (2010). *Metals in the sediments of the eutrophic Lake Årungen, Norway: Horizontal distribution and association with clay*. Masteroppgave. Ås: Universitetet for miljø- og biovitenskap, Institutt for plante- og miljøvitenskap. 112 s.
- Zolitschka, B., Mingram, J., van der Gaast, S., Jansen, J. H. F. & Naumann, R. (2001). Sediment logging techniques. I: Last, W. M. & Smol, J. P. (red.) b. 1 *Tracking environmental change using lake sediments: Basin analysis, coring and chronological techniques*, s. 137-153. Dordrecht, Nederland: Kluwer Academic Publishers.
- Økland, J. & Økland, K. A. (2006). *Vann og vassdrag 3. Kjemi, fysikk og miljø*. Oslo: Forlaget Vett & Viten. 204 s.
- Øygarden, L. (2000). *Soil erosion in small agricultural catchments, south-eastern Norway*. Doctor Scientiarum Thesis. Ås: Norges landbrukshøgskole.
- Øygarden, L., Lundekvam, H., Arnoldussen, A. H. & Børresen, T. (2006). Norway. I: Boardman, J. & Poesen, J. (red.) *Soil erosion in Europe*, s. 3-15: John Wiley & Sons, Ltd.
- Ås kommune. (2012). *Kartportalen i Follo*. Ås: Ås kommune. Tilgjengelig fra: <http://kart.follokart.no/Map.aspx?knr=0214> (lest 14.12.2013).

Vedlegg

Vedlegg for prosent tørrstoff og prosent vanninnhold

Vedlegg 1 a: Kjerne A med ID for sedimentprøve 1 til 57 og sedimentdybde angitt for hvert 1 cm sjikt. Våttvekt og tørrvekt i hvert enkelt prøvesjikt, er beregnet med grunnlag i innveide vekter i gram for tomt beger, vått sediment og tørt sediment. Tørrstoffprosent og prosent vanninnhold av sedimentprøve er beregnet med grunnlag i våt- og tørrvekt for hver enkelt sjiktprøve.

Kjerne A prøve ID	Dybde sjikt cm	Vekt tomt beger gram	Vekt våt prøve og beger gram	Vekt tørr prøve og beger gram	Våttvekt prøve gram	Tørrvekt prøve gram	Tørrstoff prøve %	Vanninnhold prøve %
1	0-1	10,01	43,51	16,09	33,50	6,08	18,1	81,9
2	1-2	9,84	41,56	18,88	31,72	9,04	28,5	71,5
3	2-3	9,83	43,01	19,59	33,18	9,76	29,4	70,6
4	3-4	10,00	41,20	19,01	31,20	9,01	28,9	71,1
5	4-5	9,75	38,81	17,38	29,06	7,63	26,3	73,7
6	5-6	9,91	40,79	19,44	30,88	9,53	30,9	69,1
7	6-7	9,96	43,68	22,13	33,72	12,17	36,1	63,9
8	7-8	10,01	41,12	21,15	31,11	11,14	35,8	64,2
9	8-9	9,83	41,91	20,69	32,08	10,86	33,9	66,1
10	9-10	9,88	41,41	21,24	31,53	11,36	36,0	64,0
11	10-11	10,00	39,00	18,33	29,00	8,33	28,7	71,3
12	11-12	9,84	41,54	21,50	31,70	11,66	36,8	63,2
13	12-13	10,01	43,79	22,77	33,78	12,76	37,8	62,2
14	13-14	10,06	41,45	20,86	31,39	10,80	34,4	65,6
15	14-15	9,75	45,58	26,77	35,83	17,02	47,5	52,5
16	15-16	9,75	39,48	20,45	29,73	10,70	36,0	64,0
17	16-17	9,84	44,60	24,62	34,76	14,78	42,5	57,5
18	17-18	9,97	40,16	19,15	30,19	9,18	30,4	69,6
19	18-19	9,97	41,60	19,77	31,63	9,80	31,0	69,0
20	19-20	9,79	40,04	19,83	30,25	10,04	33,2	66,8
21	20-21	9,71	41,42	21,29	31,71	11,58	36,5	63,5
22	21-22	9,95	42,67	24,15	32,72	14,20	43,4	56,6
23	22-23	10,05	39,39	18,87	29,34	8,82	30,1	69,9
24	23-24	9,84	39,33	17,55	29,49	7,71	26,1	73,9
25	24-25	10,01	39,69	17,43	29,68	7,42	25,0	75,0
26	25-26	9,84	38,13	17,48	28,29	7,64	27,0	73,0
27	26-27	9,86	38,61	16,22	28,75	6,36	22,1	77,9
28	27-28	9,76	36,13	15,47	26,37	5,71	21,7	78,3
29	28-29	10,04	37,54	17,54	27,50	7,50	27,3	72,7

Vedlegg 1 a (fortsettelse): Kjerne A med ID for sedimentprøve 1 til 57 og sedimentdybde angitt for hvert 1 cm sjikt. Våtvækt og tørrvækt i hvert enkelt prøvesjikt, er beregnet med grunnlag i innveide vekter i gram for tomt beger, vått sediment og tørt sediment. Tørrstoffprosent og prosent vanninnhold av sedimentprøve er beregnet med grunnlag i våt- og tørrvækt for hver enkelt sjiktprøve.

Kjerne A	Dybde	Vekt	Vekt våt	Vekt tørr	Våtvækt	Tørrvækt	Tørrstoff	Vanninnhold
prøve	sjikt	tomt beger	prøve og beger	prøve og beger	prøve	prøve	prøve	prøve
ID	cm	gram	gram	gram	gram	gram	%	%
30	29-30	10,04	37,96	15,35	27,92	5,31	19,0	81,0
31	30-31	9,77	39,21	20,46	29,44	10,69	36,3	63,7
32	31-32	10,01	40,30	20,19	30,29	10,18	33,6	66,4
33	32-33	9,99	43,25	22,79	33,26	12,80	38,5	61,5
34	33-34	9,96	42,63	20,91	32,67	10,95	33,5	66,5
35	34-35	9,76	42,09	22,20	32,33	12,44	38,5	61,5
36	35-36	9,73	37,90	20,43	28,17	10,70	38,0	62,0
37	36-37	9,83	43,69	23,31	33,86	13,48	39,8	60,2
38	37-38	9,84	41,54	21,88	31,70	12,04	38,0	62,0
39	38-39	9,82	42,45	22,42	32,63	12,60	38,6	61,4
40	39-40	9,83	42,10	22,33	32,27	12,50	38,7	61,3
41	40-41	9,86	39,77	21,49	29,91	11,63	38,9	61,1
42	41-42	9,74	42,28	22,17	32,54	12,43	38,2	61,8
43	42-43	9,84	42,29	22,33	32,45	12,49	38,5	61,5
44	43-44	10,06	41,48	21,13	31,42	11,07	35,2	64,8
45	44-45	9,81	42,04	21,65	32,23	11,84	36,7	63,3
46	45-46	9,84	40,38	22,20	30,54	12,36	40,5	59,5
47	46-47	10,07	45,93	26,06	35,86	15,99	44,6	55,4
48	47-48	9,82	44,53	25,61	34,71	15,79	45,5	54,5
49	48-49	9,82	45,45	25,72	35,63	15,90	44,6	55,4
50	49-50	10,06	44,59	25,90	34,53	15,84	45,9	54,1
51	50-51	9,80	41,40	24,49	31,60	14,69	46,5	53,5
52	51-52	9,95	45,55	26,85	35,60	16,90	47,5	52,5
53	52-53	9,96	46,86	26,19	36,90	16,23	44,0	56,0
54	53-54	10,01	44,18	24,88	34,17	14,87	43,5	56,5
55	54-55	10,08	44,30	25,02	34,22	14,94	43,7	56,3
56	55-56	9,71	42,41	24,57	32,70	14,86	45,4	54,6
57	56-57	9,82	36,78	21,98	26,96	12,16	45,1	54,9

Vedlegg 1 b: Kjerne B med ID for sedimentprøve 58 til 113 og sedimentdybde angitt for hvert 1 cm sjikt. Våtvekt og tørrvekt i hvert enkelt prøvesjikt, er beregnet med grunnlag i innveide vekter i gram for tomt beger, vått sediment og tørt sediment. Tørrstoffprosent og prosent vanninnhold av sedimentprøve er beregnet med grunnlag i våt- og tørrvekt for hver enkelt sjiktprøve.

Kjerne B prøve ID	Dybde sjikt cm	Vekt tomt beger gram	Vekt våt prøve og beger gram	Vekt tørr prøve og beger gram	Våtvekt prøve gram	Tørrvekt prøve gram	Tørrstoff prøve %	Vanninnhold prøve %
58	0-1	10,04	42,99	15,72	32,95	5,68	17,2	82,8
59	1-2	10,08	40,95	18,04	30,87	7,96	25,8	74,2
60	2-3	9,82	42,22	20,37	32,40	10,55	32,6	67,4
61	3-4	9,85	40,20	18,54	30,35	8,69	28,6	71,4
62	4-5	9,86	40,97	18,01	31,11	8,15	26,2	73,8
63	5-6	10,03	38,43	17,55	28,40	7,52	26,5	73,5
64	6-7	9,81	42,89	21,48	33,08	11,67	35,3	64,7
65	7-8	9,73	42,69	21,87	32,96	12,14	36,8	63,2
66	8-9	9,85	42,33	21,21	32,48	11,36	35,0	65,0
67	9-10	9,96	44,10	22,33	34,14	12,37	36,2	63,8
68	10-11	9,75	36,55	17,39	26,80	7,64	28,5	71,5
69	11-12	9,86	42,62	22,54	32,76	12,68	38,7	61,3
70	12-13	9,72	42,83	22,46	33,11	12,74	38,5	61,5
71	13-14	9,78	41,24	21,92	31,46	12,14	38,6	61,4
72	14-15	9,95	45,94	25,77	35,99	15,82	44,0	56,0
73	15-16	10,09	40,66	22,67	30,57	12,58	41,2	58,8
74	16-17	9,72	43,60	23,60	33,88	13,88	41,0	59,0
75	17-18	10,07	41,72	19,68	31,65	9,61	30,4	69,6
76	18-19	10,00	40,59	19,87	30,59	9,87	32,3	67,7
77	19-20	9,82	41,82	19,73	32,00	9,91	31,0	69,0
78	20-21	10,07	39,82	20,09	29,75	10,02	33,7	66,3
79	21-22	9,86	43,95	24,26	34,09	14,40	42,2	57,8
80	22-23	9,98	41,07	20,62	31,09	10,64	34,2	65,8
81	23-24	10,12	38,73	17,19	28,61	7,07	24,7	75,3
82	24-25	9,86	39,85	17,49	29,99	7,63	25,4	74,6
83	25-26	10,05	39,59	17,74	29,54	7,69	26,0	74,0
84	26-27	9,81	38,06	16,22	28,25	6,41	22,7	77,3
85	27-28	9,97	38,93	16,28	28,96	6,31	21,8	78,2

Vedlegg 1 b (fortsettelse): Kjerne B med ID for sedimentprøve 58 til 113 og sedimentdybde angitt for hvert 1 cm sjikt. Våttvekt og tørrvekt i hvert enkelt prøvesjikt, er beregnet med grunnlag i innveide vekter i gram for tomt beger, vått sediment og tørt sediment. Tørrstoffprosent og prosent vanninnhold av sedimentprøve er beregnet med grunnlag i våt- og tørrvekt for hver enkelt sjiktprøve.

Kjerne B prøve ID	Dybde sjikt cm	Vekt tomt beger gram	Vekt våt prøve og beger gram	Vekt tørr prøve og beger gram	Våttvekt prøve gram	Tørrvekt prøve gram	Tørrstoff prøve %	Vanninnhold prøve %
86	28-29	9,75	38,12	18,08	28,37	8,33	29,4	70,6
87	29-30	9,98	35,93	14,46	25,95	4,48	17,3	82,7
88	30-31	9,74	42,90	20,74	33,16	11,00	33,2	66,8
89	31-32	9,73	39,90	19,50	30,17	9,77	32,4	67,6
90	32-33	9,98	42,33	21,73	32,35	11,75	36,3	63,7
91	33-34	9,72	41,80	19,85	32,08	10,13	31,6	68,4
92	34-35	9,79	42,98	22,37	33,19	12,58	37,9	62,1
93	35-36	9,79	41,64	21,78	31,85	11,99	37,6	62,4
94	36-37	9,72	43,40	23,08	33,68	13,36	39,7	60,3
95	37-38	10,09	41,33	21,86	31,24	11,77	37,7	62,3
96	38-39	9,79	43,66	22,95	33,87	13,16	38,9	61,1
97	39-40	10,11	42,28	22,31	32,17	12,20	37,9	62,1
98	40-41	9,72	44,47	23,03	34,75	13,31	38,3	61,7
99	41-42	9,70	41,88	22,10	32,18	12,40	38,5	61,5
100	42-43	9,74	41,52	22,11	31,78	12,37	38,9	61,1
101	43-44	10,04	43,05	21,72	33,01	11,68	35,4	64,6
102	44-45	9,71	41,89	21,55	32,18	11,84	36,8	63,2
103	45-46	9,79	41,88	22,87	32,09	13,08	40,8	59,2
104	46-47	9,83	43,02	24,50	33,19	14,67	44,2	55,8
105	47-48	9,86	42,36	24,31	32,50	14,45	44,5	55,5
106	48-49	9,88	46,42	26,45	36,54	16,57	45,3	54,7
107	49-50	10,01	46,15	26,47	36,14	16,46	45,5	54,5
108	50-51	10,02	43,97	25,68	33,95	15,66	46,1	53,9
109	51-52	9,81	44,44	25,86	34,63	16,05	46,3	53,7
110	52-53	9,73	44,20	24,50	34,47	14,77	42,8	57,2
111	53-54	10,02	45,53	25,33	35,51	15,31	43,1	56,9
112	54-55	9,83	43,11	24,62	33,28	14,79	44,4	55,6
113	55-56	10,00	41,31	23,97	31,31	13,97	44,6	55,4