



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2022 30 stp

Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Betydningen av naturlige og antropogene kilder for akkumulering av metaller og PAH i en veinær innsjø langs RV23 – en paleolimnologisk undersøkelse

The importance of natural and anthropogenic sources for accumulation of metals and PAH in a roadside lake along RV23 – a paleolimnological survey

Kristine Helle Forsaa

Miljø og naturressurser

Forord

Dette masterstudiet markerer det siste og avsluttende arbeidet for den toårige masterutdanningen min innen miljø – og naturressurser, retning limnologi og vannressurser ved Norges miljø – og biovitenskapelige universitet (NMBU). Oppgaven tilsvarer 30 studiepoeng og ble gjennomført ved fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA) og er støttet av Statens Vegvesen.

Jeg ønsker med dette å rette en stor takk til hovedveilederne mine, Thomas Rohrlack og Gunnhild Riise, for god hjelp både under feltarbeid, databehandling og i selve skriveprosessen. Jeg setter stor pris på alle faglige tilbakemeldinger, gode råd og hjelp med korrekturlesing av oppgaven. En stor takk rettes også til ansatte ved MINA-fakultetet for utførelsen av ICP-analysene. Videre vil jeg også si takk til Statens Vegvesen for muligheten til å skrive en så spennende og aktuell oppgave. Den har gitt meg mye god kunnskap og erfaringer som er gull verdt å ta med seg videre i arbeidslivet.

Jeg ønsker også å rette en stor takk til familien min, spesielt pappa, for god hjelp med gjennomlesing av oppgaven og for å alltid være der for meg når jeg trenger det. Sist, men ikke minst, vil jeg takke forloveden min, Anna, for tålmodighet, støttende ord og oppmuntring gjennom hele prosessen. Du er min klippe!

Stavanger, 16.05.22

Kristine H. Forsaa

Sammendrag

Langtids overvåkningsdata er som regel manglende når graden av forurensning skal avgjøres i en gitt vannforekomst. I slike tilfeller kan paleolimnologiske metoder fungere som et nyttig verktøy for å rekonstruere den historiske utviklingen i innsjøen, og gir på så måte nyttig informasjon om dens historie, naturlige tilstand og eventuell påvirkning fra det omliggende miljøet. I forbindelse med Statens Vegvesens planlagte utvidelsen av RV23 (E134), søker denne oppgaven å besvare hvilke drivkrefter som har vært viktige for de historiske tilførselene av metaller og PAH til den vegnære innsjøen Oppegårdstjern. En paleolimnologisk undersøkelse har derfor blitt benyttet for å danne et bilde av tjernets innhold av både uorganiske og organiske forbindelser gjennom en tidsperiode på cirka 150 år. Ved å kombinere dette datamaterialet med historiske regionale og lokale endringer i nedbørfeltet, kan også mulige drivkrefter til endrede konsentrasjonsforløp anslås.

Tre sedimentsøyler ble tatt fra is ved det dypeste punktet i Oppegårdstjern, med påfølgende analyser på laboratoriet. Ved hjelp av radiokjemisk datering ble ulike sedimentsjikt i en av søylene tidfestet til en periode fra 1872 til 2021, mens de to resterende søylene ble videre analysert for innholdet av tretten grunnstoff (*Pb, Zn, Cd, S, Cr, Ni, Cu, Co, Al, Fe, Mn, Ca, Na*) og et utvalg PAH-forbindelser, kjent som 16-PAH. I tillegg ble sammensetningen av innsjøsedimentene - dry bulk density (tetthet) estimert. Konsentrasjonene i de eldste sedimentene (1872-1881) viste forholdsvis små variasjoner og ble derfor ansett som referansesedimentene i undersøkelsen. For å bestemme korrelasjon og variasjon mellom de ulike parameterne, ble det også utført en hovedkomponentanalyse, bedre kjent som principal component analysis (PCA), hvor sammenhengende mønstre ble påvist for flere grunnstoff.

Sammenlignet med historiske endringer i tjernets nedbørfelt, viser dette studiet at endringer i konsentrasjonsforløp for både metallene og PAH kan knyttes opp mot endringer i arealbruk, klima og langtransporterte atmosfæriske avsetninger. I kombinasjon med overgangen fra permanent eng til dominans av kornproduksjon i jordbruket og de globale klimaendringene, utgjør trolig geokjemiske prosesser og transport av mineralmateriale fra nedbørfeltet viktige drivkrefter til de registrerte konsentrasjonene av *Cu, Cr, Co, Ni, Al, Fe, Mn, Na* og *Ca* i innsjøsedimentene. Innholdet av *Pb, Zn, Cd* og *S* er trolig et resultat av regionale atmosfæriske avsetninger da det naturlige bidraget fra nedbørfeltet er lite. Det samme er sannsynligvis tilfellet for de høymolekylære forbindelsene av 16-PAH.

Abstract

Long-term monitoring data are usually missing when the degree of pollution is to be determined in a given water body. In such cases, paleolimnological methods can serve as a useful tool for reconstructing the historical development in the lake, thus providing useful information about its history, natural state and possible effects from surrounding environment. In context with the Norwegian Public Roads Administration's planned expansion of RV23 (E134), this task seeks to answer which driving forces that have been important for the historical supplies of metals and PAHs to the nearby lake Oppegårdstjern. A paleolimnological survey has therefore been used to form a picture of the lakes content of both inorganic and organic compounds over a period of 150 years. By combining this data material with historical regional and local changes in the catchment area, driving forces for changed concentration processes can also be estimated.

Three sediment cores were taken from ice at the deepest point in Oppegårdstjern, with subsequent analyzes in the laboratory. Using radiochemical dating, the sediments were dated to a period from 1872 to 2021, and the two remaining columns were further analyzed for the content of thirteen elements (*Pb, Zn, Cd, S, Cr, Ni, Cu, Co, Al, Fe, Mn, Ca, Na*) and a variety of PAH compounds, known as 16-PAH. In addition, the composition of the lake sediments – dry bulk density was estimated. The concentrations in the oldest sediments (1872-1881) showed relatively small variations and were therefore considered the reference sediments in the study. In order to highlight the correlation and variation between the various parameters, a principal component analysis (PCA) was also performed, where coherent patterns were detected for several elements.

Compared with historical changes in the lake's catchment area, this study shows that changes in the concentration course of both the metals and PAH can be linked to changes in land use, climate, and long-range atmospheric deposits. In combination with the transition from permanent meadow to dominance of grain production in agriculture and global climate change, geochemical processes and transport of mineral material from the precipitation field probably constitute important driving forces for the registered concentrations of Cu, Cr, Co, Ni, Al, Fe, Mn, Na and Ca in the lake sediments. The content of Pb, Zn, Cd and S is probably a result of regional atmospheric deposits as the natural contribution from the catchment area is small. The same is probably the case for the high molecular weight compounds of 16-PAH.

Innholdsfortegnelse

1. Introduksjon	1
1.1 Bakgrunn.....	1
1.2 Paleolimnologi	2
1.3 Formål med oppgaven	3
2. Områdebeskrivelse	4
2.1 Bakgrunn.....	4
2.2 Geologiske forhold	5
2.3 Marktyper og løsavsetninger	5
3. Materialer og metoder	7
3.1 Historiske endringer i nedbørfeltet	7
3.2 Feltarbeid	8
3.3 Laboratoriarbeid og analyser	9
3.3.1 Frysetørring, tørrvekt og tetthet.....	9
3.3.2 Datering	9
3.3.3 Metallanalyse	11
3.3.4 PAH-analyse	11
3.4 Statistisk analyse.....	12
3.5 Datausikkerhet	13
4. Resultater	15
4.1 Historiske endringer i nedbørfeltet	15
4.1.1 Nedbør	15
4.1.2 Langtransporterte atmosfæriske avsetninger	15
4.1.3 Endringer i jordbrukspraksis.....	16
4.1.4 Veiutbygging i nedbørfeltet	17
4.1.5 Oppegårdstjernet som drikkevannskilde.....	18
4.2 Feltobservasjoner	20
4.2.1 Beskrivelse av sedimentsøyle	20
4.3 Datering	20
4.4 Tetthet (Dry bulk density).....	22
4.5 Konsentrasjoner av uorganiske forbindelser.....	23
4.5.1 Pb, Zn, Cd og S	23
4.5.2 Cr, Ni, Cu og Co	24
4.5.3 Al, Fe, Mn, Ca og Na	24
4.6 Konsentrasjoner av organiske forbindelser.....	26
4.6.1 PAH i sedimentsøyle	26
4.6.2 PAH i gradientanalyse	27
5. Diskusjon.....	28
5.1 Referansetilstand.....	28
5.2 Drivkrefter til variasjon i tetthet (DBD)	28

5.3 Drivkrefter til variasjon i uorganiske forbindelser	29
5.3.1 S, Zn, Cd og Pb	29
5.3.2 Cu, Cr, Co, Ni, Al og Fe	31
5.3.3 Ca, Mn og Na	33
5.4 Drivkrefter til variasjon i organiske forurensninger	35
5.4.1 Sedimentsøyle	35
5.4.2 Gradientanalyse	36
6. Oppsummering	37
Referanseliste	39
Vedlegg	44
Vedlegg 1: Nedbørfeltinformasjon	44
Vedlegg 2: Pigmenter	45
Vedlegg 3: Vertikale feltmålinger av oksygen og temperatur	46
Vedlegg 4: Dateringsrapport fra UCL London	46
Vedlegg 5: Deteksjons – og kvantifiseringsgrenser	50
Vedlegg 6: Norges nedbørsutvikling	51
Vedlegg 7: Principal Component Analysis	51
Vedlegg 8: Analyseresultater PAH	52

1. Introduksjon

1.1 Bakgrunn

Innsjøer er dynamiske systemer som reagerer sterkt på ytre påvirkninger, både naturlige og menneskeskapte (Smol, 2008). Gjennom intensiv urbanisering, økt økonomisk utvikling og befolkningsvekst etter den verdensomfattende industrialiseringen, har mangfoldet av disse ytre påvirkningene økt tilsvarende (Coxon et al., 2018; Smith et al., 1999).

Påvirkningsfaktorene er mange, og inkluderer blant annet regionale faktorer som klimaendringer og langtransporterte atmosfæriske avsetninger, eller mer lokale faktorer som erosjon, jordbruksavrenning og arealbruksendringer. På bakgrunn av at de naturlige og menneskeskapte tilførslene ofte eksisterer synkront og varierer uavbrutt, kan det bli vanskelig å skille disse drivkreftene i en gitt modifisert vannforekomst. Endringene i sammensetning av kornstørrelse, mineralkomponenter, innhold av organisk materiale og sedimentært miljø etter industrialiseringen har bidratt til å ytterligere vanskeliggjøre skillet mellom disse drivkreftene. En av hovedoppgavene innen miljøforvaltning er å sørge for tilstrekkelige og nøyaktige vurderinger av bidraget fra antropogen aktivitet i vannmiljøet for å eventuelt kunne iverksette motvirkende tiltak. Å skille de menneskeskapte tilførslene fra de naturlige er derfor grunnleggende for å løse disse problemene (Wu et al., 2007).

Blant de antropogene forurensningene, har en av enkelte metaller og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) gitt grunnlag for globale bekymringer på bakgrunn av deres mangfold, persistens, toksisitet, langdistanse atmosfærisk transport og skadelige helserisikoer for vannlevende organismer og mennesker (Jepson & Law, 2016; Schwarzenbach et al., 2006). Metaller er naturlig forekommende i miljøet og spres gjennom geologiske og biologiske sykluser, hvor blant annet erosjon og forvitring utgjør viktige prosesser. Også tilstedeværelsen av PAH kan være et resultat av naturlige hendelser, slik som vulkanutbrudd og skog – og prairiebranner, samtidig som forbindelsene er naturlig til stede i råolje (Bjervamoen et al., 2006; Rognerud et al., 1997; Wilcke, 2000). Felles for både metaller og PAH er imidlertid at menneskelig aktivitet har bidratt til forhøyede konsentrasjoner av forbindelsene i miljøet, hvor særlig tilstedeværelsen av PAH og enkelte metaller som bly, i all hovedsak tilskrives slik aktivitet. Dette kan blant annet skyldes utslipp fra industri, jordbruk eller veibane, eller mer diffuse kilder som atmosfærisk transporterte aerosolpartikler med opphav fra forbrenning av fossile stoffer, organisk materiale eller biprodukter fra ulike industrielle prosesser (Alloway, 2013; Manoli & Samara, 1999).

Kildene til både PAH og metaller er med andre ord mangfoldige, og kan både være en konsekvens av naturlige - og antropogene kilder. For å skille mellom de ulike påvirkningsfaktorene og danne et uttrykk for den naturlige tilstanden til vannforekomsten, er det nødvendig å vite noe om innsjøens tilstand før menneskelig aktivitet fikk nevneverdig betydning (Rohrlack & Haaland, 2017). Som regel er det slik at de avsatte forbindelsene vil adsorberes til partikulært materiale i nedbørfeltet, transporteres i form av suspenderte partikler og til slutt sedimentere og bli en del av innsjøsedimentene (Christensen et al., 2008). Akvatiske sedimenter blir derfor ofte betegnet som en stor «sink» for en rekke ulike forurensninger (Lei et al., 2016), og kan på den måten fungere som et slags historisk miljøarkiv for avsetningene av metaller og PAH. Ved å sammenligne konsentrasjonene i innsjøsedimentene med endringer i nedbørfeltet, kan dette dermed gi en pekepinn på årsakssammenhenger til eventuelle forhøyede verdier i den bestemte vannforekomsten (Rohrlack & Haaland, 2017).

1.2 Paleolimnologi

Når graden av forurensning i en vannforekomst skal avgjøres, er langtids overvåkingsdata som regel manglende, eller at det typisk bare dekker noen tiår tilbake i tid. I slike tilfeller vil paleolimnologiske metoder fungere som et nyttig verktøy for å gi informasjon om vannforekomstens miljøforhold i en gitt tidsperiode. Paleolimnologi defineres som studien av kjemisk, fysisk og biologisk informasjon i innsjøsedimentene med det formål å rekonstruere tidligere forhold for den bestemte vannforekomsten, både naturlige og antropogene (Smol, 2008). I korte trekk består metoden av innhenting av en sedimentsøyle fra en representativ lokasjon i innsjøen, for så å fordele søylen i sjikt som egner seg for analyse. For å kunne gi den tidsmessige oppløsningen av det sedimenterte materialet, vil det også være nødvendig med radiometrisk datering. Da innsjøer stadig er påvirket av både interne og eksterne forhold, det være seg berggrunn eller vegetasjon i nedbørfeltet, klima eller menneskelig aktivitet, vil endringer i disse faktorene kunne gjenspeiles i innsjøsedimentene og dermed bære med seg spesifikk informasjon om miljøforholdene for det bestemte tidspunktet partiklene sedimenterte. Den paleolimnologiske tilnærmingen muliggjør dermed oppdagelsen av tidligere hendelser og miljøforhold mange år tilbake i tid (Rohrlack & Haaland, 2017). Paleorekonstruksjoner vil også gi en oversikt over miljøforholdene når alle forstyrrelser og eventuelle sesongmessige variasjoner jevnes ut – og vil derfor gi et mye mer helhetlig bilde

på tilstanden til en vannforekomst, i motsetning til overvåkingsprogrammer som typisk bare måler felldata i en bestemt periode av året hvor forholdene er gunstige.

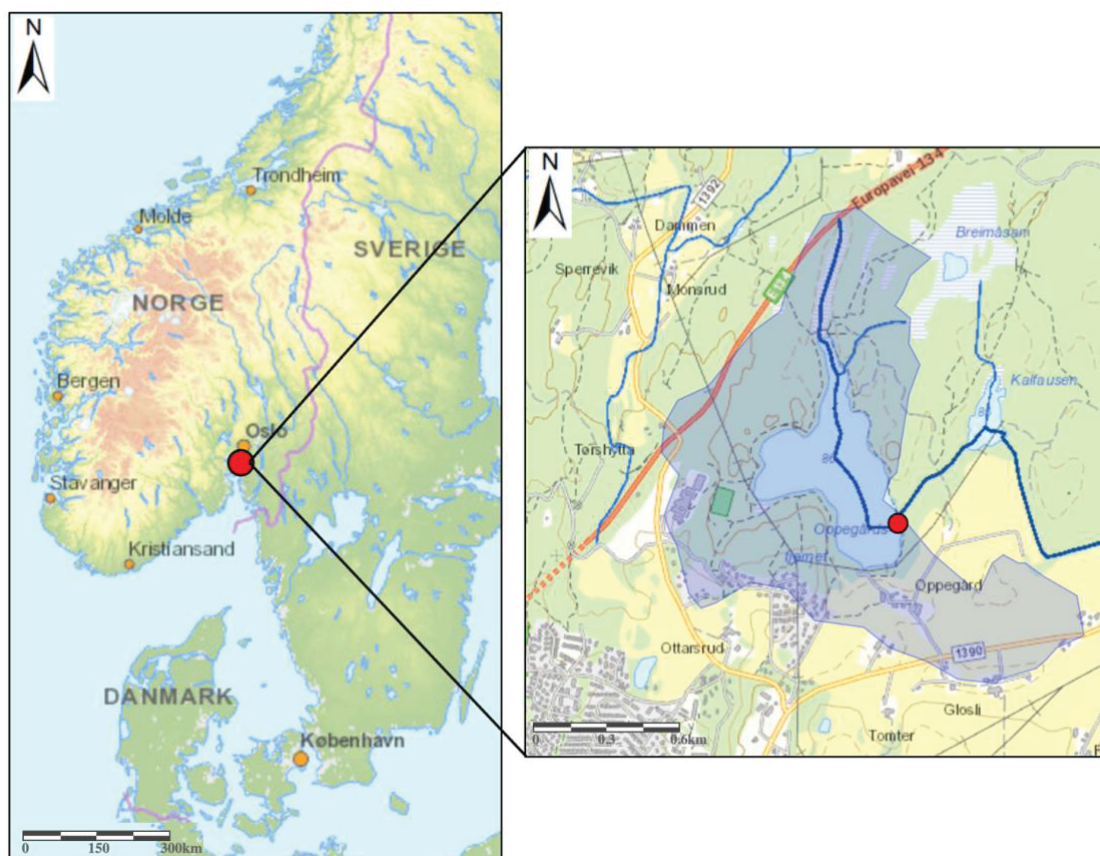
1.3 Formål med oppgaven

Formålet med denne oppgaven er å vurdere hvilke faktorer som har påvirket innholdet av et utvalg metaller og PAH i en spesifikk innsjø, nærmere bestemt Oppegårdstjern i Frogn kommune. Påvirkningsfaktorene som vil bli undersøkt i denne sammenheng er regionale faktorer som klimaendringer og langtransporterte atmosfæriske avsetninger, da dette kan bidra til økt tilførsel av både organiske og uorganiske forbindelser til innsjøsedimentene. Endringer i klima mot eksempelvis mer hyppige og intense nedbørsepisoder, kan resultere i økt erosjon og endrede avrenningsmønstre (Riise et al., 2013), mens tilbakegangen av atmosfæriske svovelavsetninger kan bidra til å redusere ionestyrken i jorda og følgelig øke løseligheten av organisk materiale og dets tilhørende partikler, og dermed lette transporten fra terrestriske til akvatiske systemer (De Wit et al., 2007; Evans et al., 2006). Lokale påvirkningsfaktorer, som jordbruk og arealbruksendringer, i nedbørfeltet til Oppegårdstjern vil også bli undersøkt, da dette kan være sentrale kilder til forhøyede konsentrasjoner av metaller og PAH i vannforekomsten. I år 2000 ble også Riksvei 23 (nå en delstrekning av E134) etablert i nedbørfeltet, og utgjør derfor en relativt ny kilde til potensiell avrenning av forurensninger. Det er nå planlagt utvidelse til en firefelts motorvei langs denne strekningen, noe som kan resultere i økt veiavrenning til Oppegårdstjern. For å vurdere framtidige påvirkninger av metaller og PAH i tjernet, er det derfor ønskelig å etablere et referansenivå og undersøke den historiske utviklingen i innsjøen med hensyn til disse forurensningene. Gjennom bruk av paleolimnologiske metoder vil denne oppgaven derfor vurdere hvilke naturlige og antropogene faktorer som forklarer den historiske utviklingen av metaller og PAH i Oppegårdstjern.

2. Områdebeskrivelse

2.1 Bakgrunn

Oppegårdstjern er en innsjø lokalisert i Frogn kommune i Viken fylke (**Figur 2.1**). Det er en relativt liten innsjø som ligger i lavlandet (ca. 86 moh.) med et areal på om lag 0,4 km², en maksimaldybde på 13 m og et nedbørfeltareal på 1,58 km². Innsjøen er forholdsvis lite studert, hvor kun et fåtall tidligere undersøkelser og rapporter av Bækken (2014) og Berge (1991) foreligger. Av den grunn, finnes det ikke dybdekart av tjernet, men sedimentundersøkelsen foretatt av Bækken i 2013 peker imidlertid på at den antatte teoretiske oppholdstiden for vannet i innsjøen er på 3,2 år. Til tross for at en lang oppholdstid som regel vil bidra til en større grad av innsjøinterne prosesser og derav mindre farget vann, er Oppegårdstjern preget av høy farge grunnet sammensetningen av berggrunn og løsmasser i nedbørfeltet (Berge, 2010). Tjernet faller under kategorien moderat kalkrik og humøs (Bækken, 2014), og tilhører norsk vanntype 4 (L-N8)(Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018). Oppegårdstjern får sitt tilløp fra Gloslibekken, lokalisert nord for tjernet.



Figur 2.1: Oversikt over Oppegårdstjerns geografiske plassering og nedbørfelt. Kartene, med tilhørende nedbørfelt, er hentet fra karttjenesten NEVINA (NVE, u.å.).

2.2 Geologiske forhold

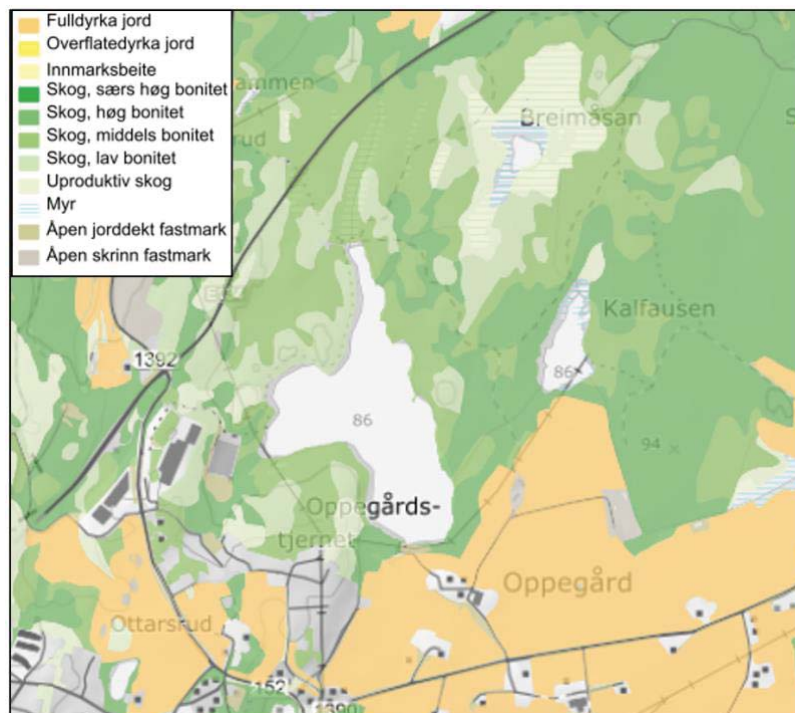
Sammensetningen av innsjøsedimenter er i stor grad påvirket av geomorfologien i nedbørfeltet, noe som følgelig også er tilfellet for Oppegårdstjern. Den kjemiske sammensetningen av berggrunnen og løsmassene i nedbørfeltet vil dermed i stor grad være bestemmende for både typen og omfanget av de naturlig forekommende spormetallene og uorganiske bestanddeler som er til stede i innsjøsedimentene. Berggrunnen i Oppegårdstjernets nedbørfelt består for det meste av granittisk gneis, men samtidig med innslag av sandstein og amfibolitt (NGU, u.å.)(**Figur 1A, Vedlegg 1**). Disse harde grunnfjellsbergartene er vanlig forekommende i Norge og gir opphav til langsom forvitring og kalkfattige løsmasser (Økland & Økland, 2006). **Tabell 2.1** viser en oversikt over berggrunnssammensetningen i området med tilhørende kjemiske bestanddeler.

Tabell 2.1: Berggrunnssammensetning i Oppegårdstjernets nedbørfelt med tilhørende kjemiske bestanddeler (metaller). Bestanddelene oppgitt i parentes indikerer metaller som ikke forekommer i store mengder i berggrunnen. Tabellen er en modifisert versjon hentet fra et tidligere masterstudie (Vrålstad, 2017), og tilsendt data fra Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning (Heim M., personlig meddelelse, 23. april 2022).

Berggrunn	Kjemiske bestanddeler
Øyegneis	Si, Al, Fe, Ti, Mg, Ca, Na, K, Mn (Pb, Zr, As, Ba, Ni, Zn, Cu, Co)
Biotitt gneis	Mg, K, Fe (Na, Ca, Al)
Meta-arkose (sandstein)	Al, K (Na, Ca)
Amfibolitt	Mg, Fe, Ca (Al, Cr, Na, Cr, Ni, Cu)

2.3 Marktyper og løsavsetninger

Ulike marktyper, slik som skog, høyfjell, myr eller lyng, kan ha relativt stor innvirkning på hvor effektivt langtransporterte forurensninger avsettes og i hvilken grad de immobiliseres i nedbørfeltet (Rognerud et al., 1999). Som det kommer fram av **Figur 2.2**, er det totale nedbørfeltarealet til Oppegårdstjern i all hovedsak dominert av skogkledde områder, og utgjør totalt 54% av arealdekket i området (**Figur 1B, Vedlegg 1**). Videre utgjør leire en mindre del av løsmassene i området (9%), og gir på sin side gode forutsetninger for et produktivt jordbruk. Sør for tjernet er det derfor større arealer med dyrka mark (21%). Nord for tjernet ligger det intakte myrområdet Breimåsan, hvor det tidligere ble bedrevet uttak av torv. Myr utgjør 2,5% av arealdekket i området.



Figur 2.2: Arealinformasjon for Oppegårdstjernet nedbørfelt. Området domineres hovedsakelig av skog, men også større deler med dyrka mark. Kartet er hentet fra kartløsningen Kilden (NIBIO, u.å.).

3. Materialer og metoder

For dette mastergradsstudiet er det tatt sedimentsøyler fra is ved det dypeste punktet i Oppegårdstjern, med påfølgende laboratorieanalyser av tre sedimentsøyler. Metallanalysene og utregning av tetthet (dry bulk density) ble gjennomført ved Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA) for søyle 1 (sjiktet i 1 cm sjikt), mens datering ble gjennomført ved University of London (UCL) på søyle 2 (sjiktet i 1 cm sjikt). Søyle 3 ble sjiktet i lengre sjikt (5 cm) for å få tilstrekkelig analysemateriale, og sendt til Eurofins for analyse av PAH-innhold. Tilsvarende, ble innsamlede sedimenter for gradientanalysen (5 cm) sendt til Eurofins for analyse av PAH. Det ble også utført pigmentanalyse av sedimentsøylen, men av hensyn til oppgavens lengde og omfang, vil ikke disse resultatene bli benyttet i videre databehandling. Resultatene fremkommer derimot i sin helhet i **Vedlegg 2**. I tillegg vil vertikale feltmålinger av oksygen og temperatur for innsjøen legges ved som vedlegg (**Vedlegg 3**). Det har også blitt samlet inn historiske data for lokale og regionale endringer i nedbørfeltet for å tidfeste hendelser som kan ha betydning for sedimentsammensetningen i Oppegårdstjern. Metodene for både analyse av sedimentinnhold og innsamling av historiske data fra nedbørfeltet vil presenteres i følgende avsnitt.

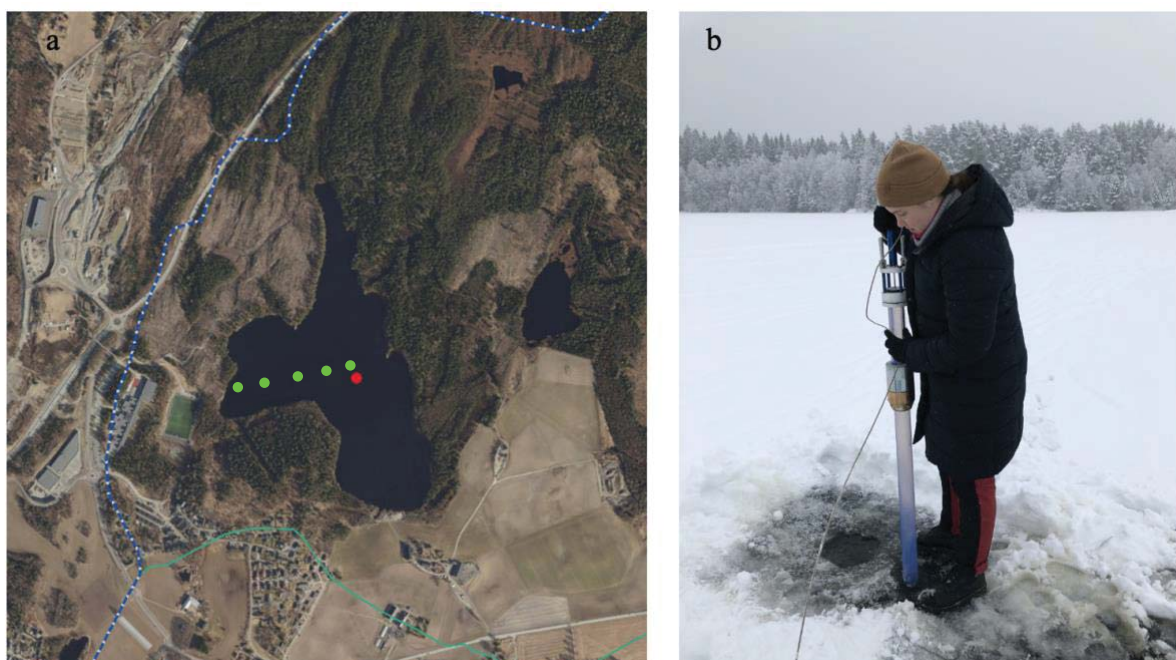
3.1 Historiske endringer i nedbørfeltet

For å vurdere hvilke naturlige og antropogene faktorer som forklarer den historiske utviklingen av metaller og PAH i Oppegårdstjern, er det samlet inn datamateriale og informasjon om endringer i arealbruk og klimaforhold, herunder jordbruk, veiutbygging og nedbør (inkludert sur nedbør) for innsjøens nedbørfelt. Langtidsdata for gjennomsnittlig årlig nedbør for tidsperioden 1874-2021 ble tilsendt fra bioklimatiske studier (BIOKLIM) ved NMBU. Dette er en værstasjon på Søråsfeltet i Ås kommune, som forventes å være representativ også for nedbørfeltet til Oppegårdstjern grunnet relativt lik geografisk plassering. I tillegg er denne værstasjonen den nærmeste med verdier som samsvarer med tidsoppløsningen til sedimentsøylen. Data for sur nedbør (SO_4^-) eksisterer ikke for denne værstasjonen, og måtte derfor samles inn fra den nest nærmeste værstasjonen; Løken værstasjon i Aurskog-Høland kommune. Dette datamaterialet er samlet inn fra Aas et al. (2021) og strekker seg fra 1972-2020. Data for jordbruksutvikling er basert på landbrukstellingene fra Statistisk sentralbyrå og det tidligere mastergradsstudiet til Snuggerud (2013), historiske flyfoto for nedbørfeltet er innhentet fra opplysningen 1881 sine nettsider og

informasjon om bruken av tjernet som drikkevannskilde er hentet fra en tidligere rapport av Berge (1991).

3.2 Feltarbeid

Feltarbeidet for oppgaven foregikk over to dager, henholdsvis 7. februar og 16. august 2021. Prøvetaking første feltdag foregikk fra is ved det antatt dypeste punktet i innsjøen (13 meter, **Figur 3.1a**). Her vil sedimentene være lite forstyrret sammenlignet med resterende deler av innsjøen, og på den måten sikres det mest mulig representative prøver, samt at usikkerheten i videre analyser reduseres. Sedimentprøvene ble samlet inn ved bruk av en Uwitec sedimenthenter bestående av et plastrør på én meter og et tungt lodd av bly (**Figur 3.1b**). Toppen av røret er utstyrt med en ventil som vil åpnes når henteren senkes ned i vannsøylen. Sedimenthenteren ble senket kontrollert og loddrett ned i vannsøylen til omtrent 12 meters dyp, før tauet ble sluppet raskt. Henteren vil da ha stor nok hastighet til å bore seg ned i sedimentene. Når henteren så fraktes oppover i vannsøylen igjen, vil ventilen på toppen av røret lukkes og det vil dannes et vakuum som gjør at sedimentene holdes på plass. Sedimentprøvetakeren ble så dratt opp til vannoverflaten hvor det ble festet propper i begge endene av røret, før den så ble satt opp i stativ for å kunne holdes i stabil og loddrett posisjon, slik at eventuell omrøring av sedimentene unngås. På land ble søylen også studert visuelt for å danne et bilde av eventuelle fargesjikt da dette kan gi nyttig informasjon om potensielle endringer i innsjøen over tid.



Figur 3.1: oversikt over a) omtrentlig prøvetakingslokasjon ved det dypeste punktet i innsjøen (13 m) i rødt og prøvetakingspunkt for gradientanalysen i grønt (NVE, u.å) og b) prøvetakingsutstyr (Uwitec sedimenthenter). Foto: Gunnhild Riise (2021).

Det ble totalt hentet ut tre sedimentsøyler fra Oppegårdstjern. Prøvene anses på så måte å være uavhengige, men grunnet omtrentlig lik prøvetakingslokasjon, vil likevel sedimentsammensetningene forventes å være relativt like med små forskjeller mellom de ulike søylene. Kjernene ble splittet direkte etter prøvetaking slik at forstyrrelse av sedimentene ble unngått. Andre feltdag (16. august) ble det også hentet ut overflatesediment for en gradientanalyse av PAH (**Figur 3.1a**). Sedimentene ble hentet med båt ved fem ulike prøvepunkt; fra midten av innsjøen og innover mot land, med den hensikt å undersøke om det var endringer i konsentrasjoner med avstand fra vei. Prøvene ble tatt med grabb cirka 5 cm ned i sedimentene.

3.3 Laboratoriearbeid og analyser

3.3.1 Frysetørrking, tørrvekt og tetthet

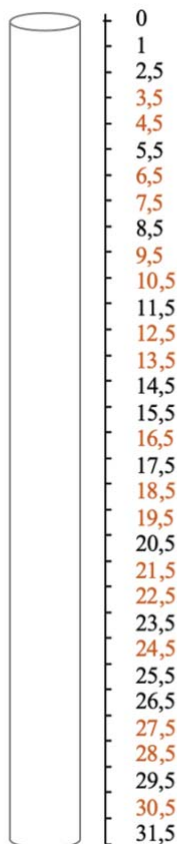
Etter splitting av sedimentsøylene i felt, ble prøvene fraktet til laboratoriet og oppbevart i fryser (-18°C) før videre analyser. Prøvene ble deretter frysetørket av personell ved Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning, og er kort forklart en prosess hvor sedimentene tørkes ved å fjerne innholdet av vann under lav temperatur og lavt trykk (Kilab, u.å.). Tørketiden vil være avhengig av hvilket materiale prøvene består av, hvor eksempelvis prøver inneholdende mye organisk materiale vil ha lenger tørketid grunnet høyt vanninnhold. Etter frysetørrking ble tørrvekten registrert og den gjennomsnittlige posevekten på rundt 4 gram trukket fra. Basert på tørrvekten og volumet av hvert sjikt, kan så tettheten - dry bulk density (DBD) av prøvematerialet beregnes ved bruk av formelen tørrvekt (g) dividert på volumet av det respektive sjiktet, $\pi r^2 h$. Høyden er satt til 1 cm, mens radiusen av sylindren (prøvetakingsrøret) ble satt til 2,9 cm. Resultatet vil indikere hvor godt sedimentene er pakket og måler følgelig porøsiteten i sedimentene. Lav tetthet (lav DBD) indikerer høyt innhold av vann og derav prøvemateriale bestående av mye organisk materiale, mens høy tetthet (høy DBD) indikerer derimot lavt innhold av vann og mer finkornet og dårlig sorterte minerogene sedimenter (Blake & Hartge, 1986).

3.3.2 Datering

For å tidfeste sedimentprøvene, må mengden årlige avsatte sedimenter kvantifiseres. De frysetørkede sedimentene ble derfor sendt til miljøradiometrisk avdeling ved University College of London (UCL), hvor et utvalg av sjiktene ble kvantifisert for radioaktivt bly (Pb-210), Radium (Ra-226), Radioaktivt Cesium (Cs-137) og Americium (Am-241) ved direkte gammaanalyse. Ettersom den totale aktiviteten av bly-210 vil være delt inn i to komponenter i

sedimentene, henholdsvis «supported» fra *in-situ* nedbrytning av Ra-226 og «unsupported» fra atmosfærisk avsetning, vil den atmosfæriske avsetningen av bly-210 estimeres ved å trekke komponenten «supported» fra den totale aktiviteten av bly i sedimentene. Atmosfærisk avsatt bly-210 kan deretter benyttes for å datere sedimenter avsatt mellom om lag 1860 og i dag, grunnet en kjent halveringstid (Rohrlack & Haaland, 2017). Analyse av Cs-137 og Am-241 vil gi to topper som representerer henholdsvis atomkraftulykken i Tsjernobyl i 1986 og de nukleære prøvesprengningene av atomvåpen i 1962/63, og kan benyttes til å korrigere dateringen for bly-210. Analyseresultatene for dateringen kan deretter benyttes for å lage en matematisk modell som beregner årstall for når sedimentene ble avsatt basert på dybden av sedimentene. Se **Vedlegg 4** for en mer detaljert beskrivelse av metoden for datering.

Til tross for at sedimentsøylen opprinnelig hadde en lengde på 68 centimeter, ble dateringen kun gjennomført for sedimentsjiktene fra 0 til 31,5 cm, og det er derfor disse sjiktene som vil benyttes i videre databehandling. Videre ble dateringen kun foretatt for et bestemt utvalg av sjiktene, slik at det derfor ble nødvendig å regne ut alder og årstall for sjikt uten egen datering. Dette ble gjort ved interpolering basert på et lineært system, og fremkommer som brune tall i **Figur 3.2**.



Figur 3.2: oversikt over sedimentsøylen med tilhørende datering. Sorte tall indikerer blydaterte årstall foretatt ved UCL, mens brune tall indikerer interpolerte årstall.

3.3.3 Metallanalyse

For å undersøke den historiske utviklingen av metallinnholdet i Oppegårdstjern, ble sedimentprøver oppsluttet med 5% HNO₃ og analysert ved hjelp av Induktivt koblet plasma optisk massespektrometer (ICP-MS) og Induktivt koblet plasma optisk emisjonspektrometer (ICP-OES). Sistnevnte baserer seg på måling av eksiterte atomer og ioner ved bølgelengdekaraktistikkene for de respektive elementene som måles, mens ICP-MS måler et atoms masse ved massespektrometri. ICP-MS har en nedre deteksjonsgrense som kan strekke seg til deler per trillion (ppt), mens ICP-OES derimot bare strekker seg til deler per milliard (ppb). ICP-MS er derfor en mer nøyaktig metode, og er av den grunn å foretrekke ved lave konsentrasjoner (ThermoFisher, u.å). Krom (Cr), kobolt (Co), nikkel (Ni), kobber (Cu), sink (Zn), kadmium (Cd) og bly (Pb) ble analysert ved bruk av instrumentet Agilent 8800 ICP-MS. Metallene med antatt høyere konsentrasjoner, herunder aluminium (Al), kalsium (Ca), jern (Fe), mangan (Mn), svovel (S) og natrium (Na), ble analysert ved hjelp av instrumentet Agilent 5110 ICP-OES. Mellom hver analyseserie ble også husstandarden 1643H målt. Denne er kontrollert mot sertifisert referansemateriale, og blir benyttet for å kontrollere instrumenter og standarder. Analysen ble utført i henhold til norsk standard, henholdsvis ISO 17294-2:2016 for ICP-OES og NS-EN-ISO 11885:2009 for ICP-MS, og gjennomført av personell ved fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA). Deteksjons – og kvantifikasjonsgrenser for de ulike metallene er lagt ved som **Vedlegg 5**.

3.3.4 PAH-analyse

For å detektere innholdet av miljøgiften PAH i sedimentene i Oppegårdstjern, ble sedimentsøylen hentet februar 2021 og overflatesediment hentet august 2021, sendt til Eurofins for analyse. Her ble de utvalgte 16-PAH-forbindelsene bestemt ved bruk av gasskromatografi med deteksjon ved massespektrometri (GC-MS) i henhold til SS-ISO 18287-2008. Forbindelsene er vist i **Tabell 3.1** med tilhørende egenskaper for å påpeke ulikhetene for de forskjellige forbindelsene, herunder antall aromatiske ringer, molekylvekt, fordelingskoeffisienten K_{ow} og vannløselighet. Basert på antall aromatiske ringer (hydrokarboner), kan 16-PAH-forbindelsene grupperes etter deres respektive molekylvekt. Lavmolekylære (LMW) forbindelser inkluderer Naftalen-Antracen med 2-3 tilhørende ringer, mens de høymolekylære (HMW) inkluderer Fluoranten-benzo[ghi]perylene med 4-6 ringer (Brown & Peake, 2006). Molekylvekten vil avgjøre graden av vannløselighet, hvor løseligheten generelt sett vil avta med økende molekylvekt. Oktanol-vann-

fordelingskoeffisienten (K_{ow}) indikerer forbindelsenes fordeling mellom vann og organisk fase (Rognerud, 2008). De analyserte parameterne har en nedre kvantifikasjonsgrense på 0,01.

Tabell 3.1: oversikt over analyserte 16-PAH-forbindelser og deres tilhørende forkortelser og egenskaper (Rognerud, 2008; Stogiannidis & Laane, 2015).

Forbindelse	Forkortelse	Antall ringer	Molekylvekt [g/mol]	Log K_{ow}	Vannløselighet [µg/l]
Naftalen	NAF	2	128	3,37	-
Acenaftylen	ACY	3	152	4,10	3930
Acenaften	ACE	3	154	3,90	1930
Fluoren	FLU	3	166	4,18	1680
Fenantren	FEN	3	178	4,57	1200
Antracen	ANT	3	178	4,54	76
Fluoranten	FLA	4	202	5,22	230
Pyren	PYR	4	202	5,18	132
Benzo[a]antracen	BaA	4	228	5,60	11
Krysen/Trifenylen	KRY	4	228	5,86	2,8
Benzo[b]fluoranten	BbF	5	252	5,80	1,2
Benzo[k]fluoranten	BkF	5	252	6,00	0,8
Benzo[a]pyren	BaP	4	252	6,00	2,3
Indeno[1,2,3-cd]pyren	I123cdP	6	276	6,60	62
Dibenzo[a,h]antracen	DahA	5	278	6,50	0,5
Benzo[ghi]perylen	BghiP	6	276	7,10	0,3

3.4 Statistisk analyse

For å fremheve variasjoner og fange sterke mønstre i datamaterialet, ble hovedkomponentanalyse (PCA) benyttet for å fremstille variablene på en mer grafisk og oversiktlig måte. Dette er en multivariat statistisk metode som benyttes for å lete etter korrelasjon i store datasett, for deretter å kategorisere variablene med lignende oppførsel i en todimensjonal graf. Resultatet av en PCA-analyse vil dermed danne et bilde på hvilke variabler som best forklarer variasjonene i datasettet og hvilke som korrelerer (Tabachnick & Fidell, 2013). Det vil i utgangspunktet dannes like mange hovedkomponenter som det er variabler i datasettet, men med avtagende grad av viktighet. Den første hovedkomponenten (PCA1) vil forklare mesteparten av variasjonen i datasettet, den andre hovedkomponenten (PCA2) vil forklare nest mest og så videre. Dette gjør at ulikhetene i korrelasjon mellom den første hovedkomponenten (PCA1) vil være viktigere enn ulikhetene mellom den andre hovedkomponenten (PCA2) (Ringnér, 2008). For denne oppgaven ble PCA-analyse benyttet for å visualisere korrelasjonen mellom metaller, tetthet (dry bulk density), svovel og nedbør i innsjøsedimentene for den estimerte tidsperioden (1872-2021). Data for tetthet, svovel og

nedbør ble tatt med for å undersøke hva ytre påvirkningsfaktorer eventuelt har hatt å si for avsetningen av metaller i Oppegårdstjern. Anrikningen av PAH i innsjøsedimentene ble ikke tatt med i analysen da flertallet av forbindelsene hadde verdier lavere enn kvantifikasjonsgrensen, noe som vil gi en feilaktig fremstilling av den statistiske analysen.

Før analysen fant sted, ble datamaterialet normalisert og reskalert til verdier mellom 0 og 1 ved bruk av formelen $X = \left(\frac{1}{X_{maks}}\right) * X_0$, hvor X_{maks} er datasettets høyeste verdi og X_0 er variabelen som skal normaliseres. På denne måten kan ulike variabler og ulike enheter sammenlignes ettersom forskjeller i absolutte verdier ikke vil ha noen påvirkning på resultatet. Analysen vil følgelig bare ta hensyn til variabelenes ulike trender. Normaliseringen ble foretatt i Excel, mens selve PCA-analysen ble foretatt ved bruk av Minitab® i samarbeid med professor Thomas Rohrlack.

3.5 Datausikkerhet

Mange av metodene brukt i paleolimnologi inkluderer feilkilder og usikkerhet, noe det vil være viktig å bemerke før videre databehandling. Eksempelvis er datering av sedimentsøylen en prosess som kan føre med seg en del usikkerhet. Anvendelsen av Pb-210 i sedimentdatering er basert på antakelsen om en konstant tilførsel av atmosfærisk avsatt Pb-210 til den spesifikke innsjøen, og tar følgelig ikke hensyn til faktorer som diffusjon av Pb-210 fra sediment til vann, tilførsel av avsatt Pb-210 fra nedbørfelt til innsjøen eller interne prosesser som bølgeaktivitet eller bioturbasjon. Radioaktivt bly har også en kjent halveringstid i miljøet med en dateringsgrense mellom 130-200 år, noe som gjør at usikkerheten vil øke med dybden i sedimentsøylen (Heijnis, 2001). Sedimentsøylen i dette tilfellet har eksempelvis en usikkerhet i kronologi på ± 25 år for det eldste daterte sjiktet ved 31,5 cm (tilsvarende år 1872), mot en usikkerhet på ± 2 år for overflatesedimentene (**Vedlegg 4**). Det er også verdt å bemerke at dateringen ved UCL kun ble foretatt for utvalgte sjikt i sedimentsøylen (**Kapittel 3.4.2**), noe som gjør at det vil være en del usikkerhet knyttet til interpolerte årstall. Det ble også hentet ut tre sedimentsøyler fra Oppegårdstjern, hvor kun kjerne 1 ble sendt til datering ved UCL. Daterte årstall brukes likevel for alle kjernene da prøvetakingslokasjonen var forholdsvis lik og anses på så måte å ha tilsvarende sedimentsammensetning.

Videre kan det også være usikkerhet relatert til innsamlet historisk klimadata, da disse er samlet inn fra værstasjoner med ulik geografisk plassering og innehar samtidig en ulik tidsoppløsning i forhold til den daterte kjernen. Dette er særlig tilfellet for datamaterialet for sur nedbør innhentet fra Løken værstasjon, da denne er lokalisert forholdsvis langt fra studieområdet (80 km) og derfor kan være preget av ulike klimatiske forhold sammenlignet med Oppegårdstjern. Disse dataene har også en manglende tidsoppløsning sammenlignet med den daterte sedimentkjernen. Dataene er likevel benyttet da dette er den nærmeste værstasjonen med langtidsdata for sur nedbør, og vil videre brukes som et verktøy for å diskutere variasjon i ulike parametere for den aktuelle tidsperioden.

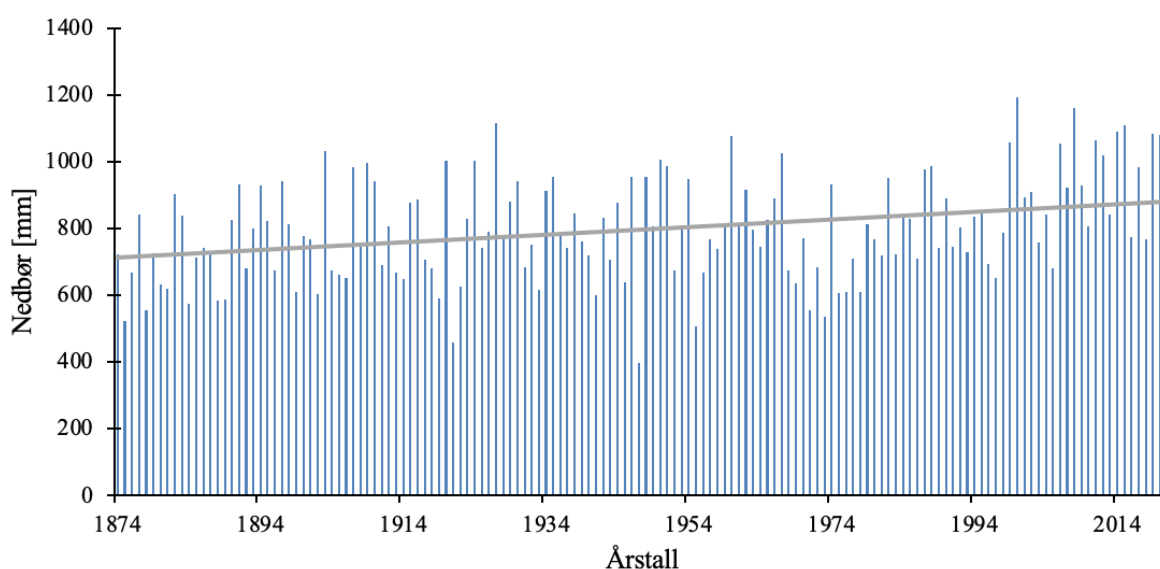
I forhold til prosedyrer for innsamling, inndeling og klargjøring av prøvemateriale under felt – og laboratoriearbeid, kan det være usikkerhet knyttet til instrumentelle eller menneskelige feil, noe som heller ikke kan utelukkes i denne oppgaven.

4. Resultater

4.1 Historiske endringer i nedbørfeltet

4.1.1 Nedbør

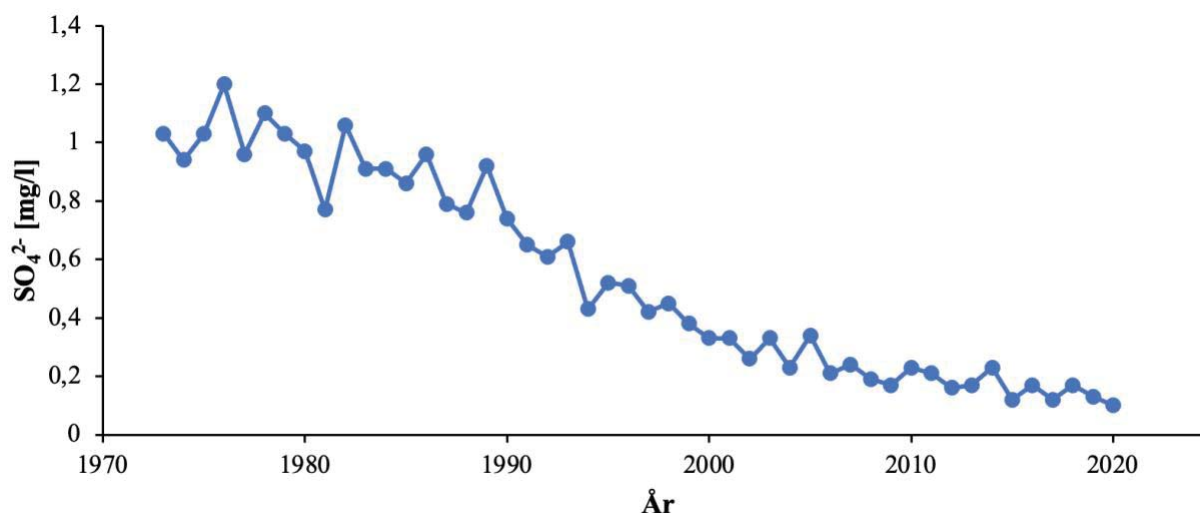
Materialtransport fra nedbørfeltet som omgir innsjøen vil i stor grad påvirkes av værforholdene, hvor hyppigere og mer intense nedbørsepisoder kan ses i sammenheng med økt erosjon og avrenning til nærliggende resipienter (Riise et al., 1994). Nedbørsutviklingen i Norge viser en generell trend mot stadig våtere klima, med en særlig økning de seneste 20 årene (**Vedlegg 6**)(Meteorologisk institutt, 2021). Data fra værstasjonen i Ås gjenspeiler i stor grad denne trenden (**Figur 4.1**).



Figur 4.1: Oversikt over den årlige utviklingen i nedbør (mm) for Ås kommune i perioden 1874-2021. Grå linje indikerer hovedtrenden i nedbør for tidsperioden, og er beregnet ved hjelp av Excel. Data er tilsendt fra BIOKLIM ved Norges miljø – og biovitenskapelige universitet (2022) og er bearbeidet i Excel.

4.1.2 Langtransporterte atmosfæriske avsetninger

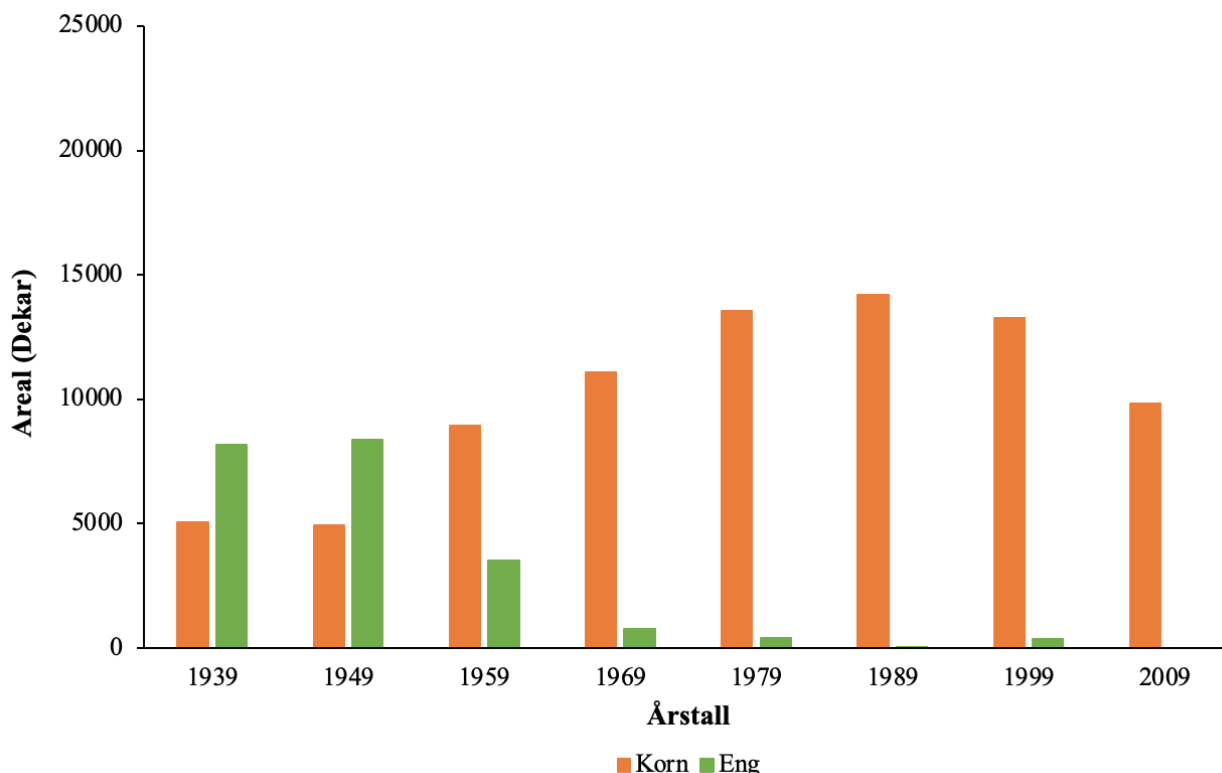
Langtransporterte luftforurensninger anses som en viktig regional kilde for en rekke miljøgifter, og kan gjennom ulike prosesser bidra til økt belastning av blant annet metaller og PAH i innsjøsedimenter. Forbindelsene kan avsettes direkte til innsjøoverflaten, eller indirekte gjennom transport av overflatevann eller grunnvann fra tidligere avsetning i nedbørfeltet (Skjelkvåle et al., 1999). Langtransporterte luftforurensninger av metaller og organiske miljøgifter ledsages som regel også av sur nedbør (Rognerud et al., 1999). Sur nedbør fra Europa nådde en topp i perioden mellom 1950 og 1970, før det avtok etter 1980 (Wollan et al., 2009). Datamaterialet for svovel (SO_4^{2-}) fra Løken værstasjon dekker kun en tidsperiode fra 1972-2020, men gjenspeiler riktignok den nedadgående trenden av sur nedbør i samme periode (**Figur 4.2**).



Figur 4.2: Oversikt over mengden svovel i nedbøren mellom 1972-2020 ved Løken værstasjon. Datamaterialet er hentet fra den årlige rapporten om luftforurensning i 2020 (Aas et al., 2021) og behandlet ved hjelp av Excel.

4.1.3 Endringer i jordbrukspraksis

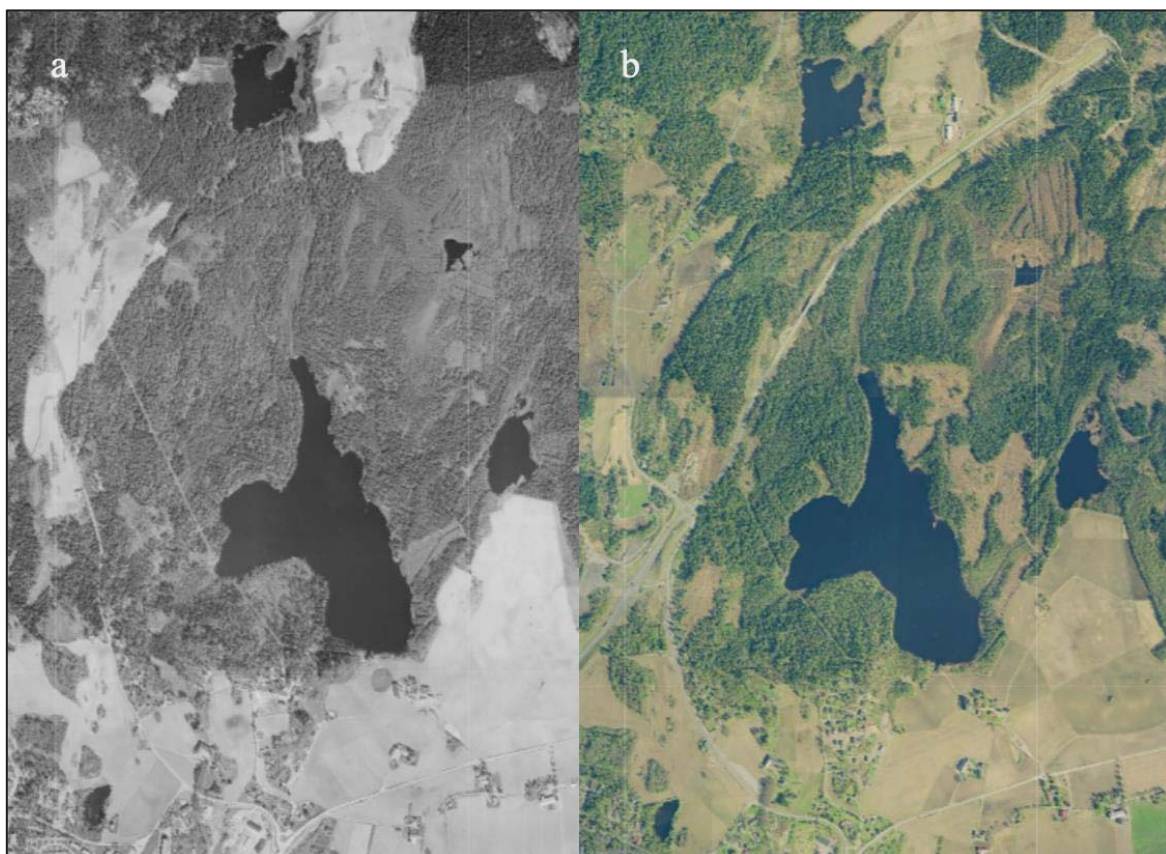
Omfanget og kvaliteten av innsjøsedimentene vil i stor grad påvirkes av arealbruken og virksomheten i nedbørfeltet (Riise et al., 2013). Det meste av arealet i Oppegårdtjernets nedbørfelt er preget av skog, men samtidig utgjør landbruksområdene om lag 21% av det totale nedbørfeltet (**Figur 1B, Vedlegg 1**). Disse områdene er i stor grad preget av fulldyrket jord (**Figur 1A, Vedlegg 1**), noe som indikerer at jorden er pløyd til vanlig dybde og derav kan brukes til åkervekst, eng eller beite, og igjen fornyes ved pløying (Forskrift om nydyrking, 1997). **Figur 4.3** viser en historisk oversikt over landbruksutviklingen i Frogn kommune mellom tidsrommet 1939-2009, og er en modifisert versjon av figuren som fremkommer i et tidligere masterstudie for Årungen og omegn (Snuggerud, 2013). Figuren er basert på årlige jordbrukstellingene av Statistisk sentralbyrå inndelt i kommuner. Tellingene for Frogn kommune anses derfor som representative for jordbruksutviklingen innen nedbørfeltet til Oppegårdstjern. Den generelle trenden for kommunen er at det ikke har vært store endringer i det totale jordbruksarealet, men riktignok et tydelig skifte fra dominans av åpne åkervekster og gressmarker (eng) i 1940 til dominans av ensidig kornproduksjon på 90-tallet.



Figur 4.3: historisk oversikt over utvikling i landbruksarealet for Frogn kommune i perioden 1939-2009 for korn og eng. Figuren er en modifisert versjon av Snuggeruds (2013) opprinnelige fremvisning.

4.1.4 Veiutbygging i nedbørfeltet

I år 2000 ble Riksvei 23 (E134) etablert i nedbørfeltet som en del av Oslofjordforbindelsen (**Figur 4.4.b**). Veiforbindelsen er totalt 40,2 km lang og strekker seg fra Europavei 18 i Lier til Europavei 6 ved Vassum i Frogn kommune (Statens Vegvesen, u.å.-a). Strekningen mellom Måna og Vassum berører nedbørfeltet til Oppegårdstjern, og introduserte dermed en ny forurensningsproblematikk for denne veinære innsjøen. Tungmetaller og PAH er blant de vanligste forurensningene fra vegbanen, og har hovedsakelig sitt opphav fra forringelse av bildeler, slitasjeprodukter fra asfalt og bildekk, forbrenningsprodukter fra drivstoff og kjemikalier benyttet for å drifte og vedlikeholde veibanen (Meland, 2010). Avrenning fra veibanen henger nært sammen med trafikkvolum, størrelsen på vegstrekningen og mengden drift – og vedlikehold, og forventes å øke i takt med denne utviklingen. I perioder med mye nedbør og snøsmelting, kan avrenningsvann fra veibanen og jordsmonn føre med seg en del metaller og PAH til Oppegårdstjern. Samtidig ligger tjernet utsatt til for forurensningstilførsler under anleggsfasen (Bækken, 2014).

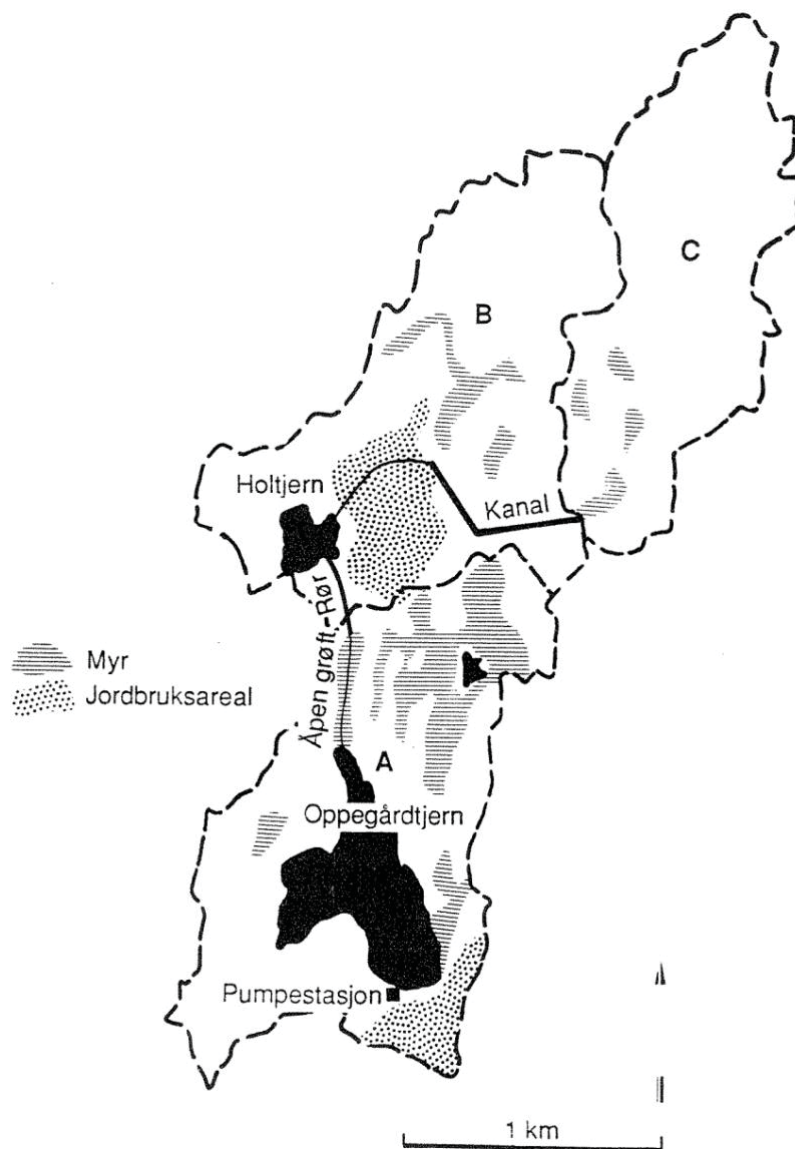


Figur 4.4: Oversiktsbilde av Oppegårdstjernets nedbørfelt før og etter etableringen av Riksvei 23 (E134), hvor a) viser perioden før (1988) (Opplysningen 1881, u.å.-a), mens b) viser perioden etter (2003)(Opplysningen 1881, u.å.-b).

4.1.5 Oppegårdstjernet som drikkevannskilde

I 1922 ble Frogn private vannverk (FPV) opprettet i Frogn kommune, og i 1949 ga grunneierne kommunen retten til å benytte Oppegårdstjern som drikkevannskilde for gårder og boligfelt i nærområdet. Da det etter hvert kom fram at tjernet ikke hadde nok kapasitet til å forsyne kommunens vannbehov, ble det i 1969 besluttet å føre to tilleggsefelter over til Oppegårdstjern, slik at nedbørfeltet økte fra henholdsvis 158 til 404 ha. Holttjern, som ligger nord for tjernet (**Figur 4.5**), ble benyttet som et oppsamlingspunkt for vannet fra disse tilleggsefelterne. Ved ulike anledninger årlig ble vannet pumpet videre via åpne grøfter til Oppegårdstjernet. På dette tidspunktet var nedbørfeltet til Holttjern preget av intensiv grønnsaksproduksjon, en produksjon som krever langt mer omfattende gjødsling enn korndyrking. Disse grønnsaksjordene var lokalisert slik at de hadde avrenning direkte til Holttjernet, noe som også var tilfellet for kloakken fra gården. Pumpingen av vann fra Holttjern til Oppegårdstjern, resulterte derfor i langt høyere næringssaltnivå i innsjøen og potensielt også tilførsel av andre forbindelser, slik som metaller. Overpumpingen fra Holttjern foregikk fra 6 meters dyp under stagnasjonsperioden om våren, ofte mens det fortsatt var

isdekke på tjernene. Da Holttjern på denne tiden var en veldig næringsrik innsjø med hyppig tilførsel av organisk materiale, var det også anoksiske forhold i hypolimnion hvor vannuttaket foregikk (Berge, 1991).



Figur 4.5: Oppegårdstjernets nedbørfelt før overføringene av tilleggfeltene (A) og etter (A, B og C) med oversikt over lokaliseringen av kanaler og åpne grøfter til og fra Holttjern. Figuren er hentet fra (Berge, 1991).

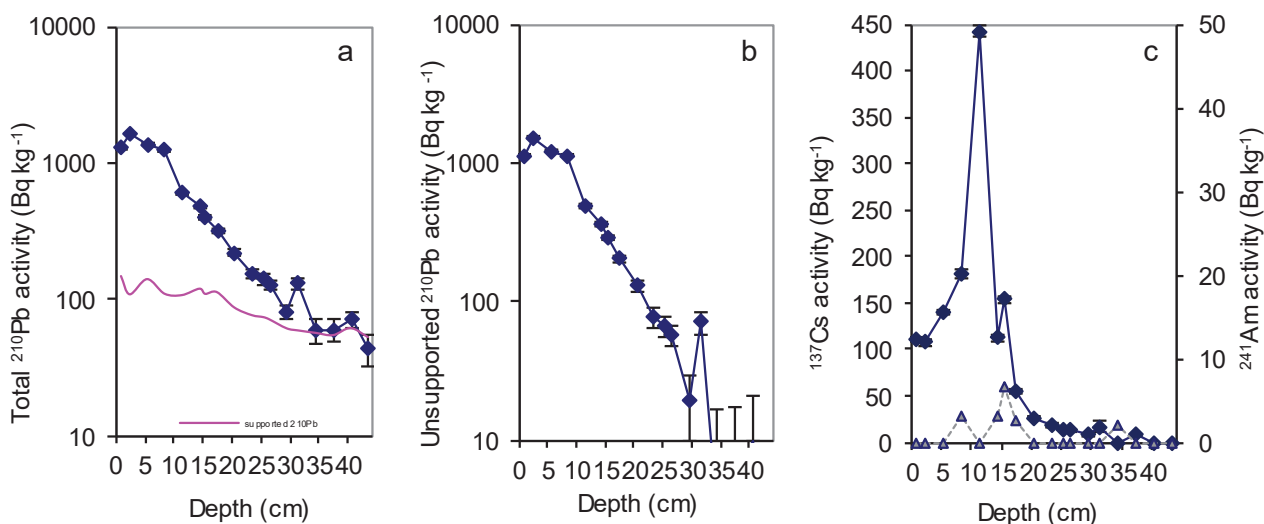
4.2 Feltobservasjoner

4.2.1 Beskrivelse av sedimentsøyle

Sedimentsøylene fra Oppegårdstjern var homogene og preget av svært mørke farger, fra mørk brun til svart. De øverste delene av kjernene (overflatesedimentene) ble observert å ha en mørkere svart farge med høyere innhold av vann enn de resterende delene, mens bunnsedimentene hadde en fastere konsistens. Kjernene hadde ingen tydelige lameller.

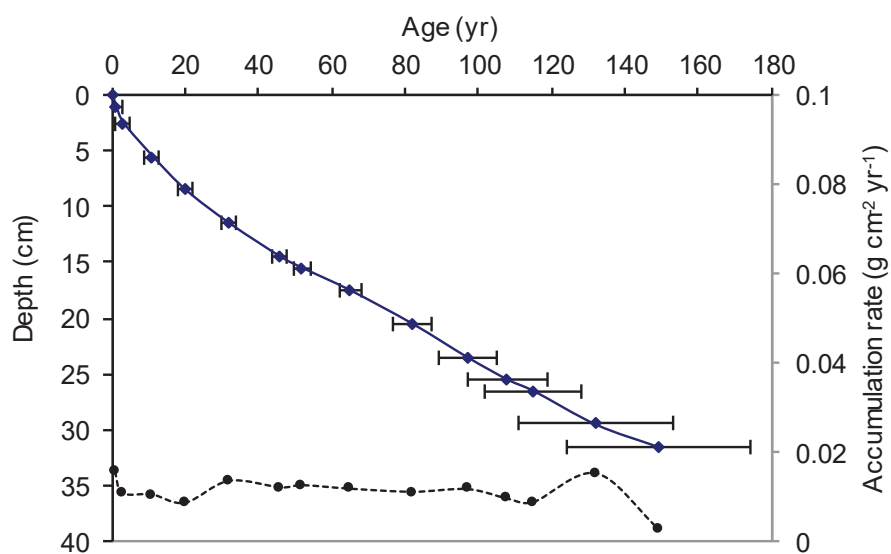
4.3 Datering

Analysene av radionuklidene Pb-210, Cs-137 og Am-241 for de utvalgte sedimentsjiktene viser svært tydelige og gode resultater, og er basert på analyser og vurderinger gitt av UCL (2021) (**Figur 4.5**). Del a av figuren viser at likevekten mellom aktiviteten av total og *in situ* Pb-210 forekommer ved et dyp på ca. 42 cm. Del b viser at atmosfærisk avsatt Pb-210 avtar mer eller mindre eksponentielt mellom dypene 11,5 til 26,5 cm, noe som indikerer en relativt uniform sedimentasjonsrate for denne delen av kjernen. Ved 29,5 cm viser grafen imidlertid en tydelig nedgang i atmosfærisk avsatt Pb-210, før innholdet deretter synker fra et forholdsvis høyt nivå ved 31,5 cm til nær null ved 34,5 cm. Del c av figuren viser at Cs-137 aktiviteten har to godt oppløste topper på henholdsvis 11,5 og 15,5 cm, hvor førstnevnte topp har sitt opphav fra Tsjernobylulykken i 1986, mens sistnevnte kommer fra de atmosfæriske atomvåpentestingene med nedfallsmaksimum i 1963. Se **Vedlegg 4** for mer detaljert beskrivelse av resultatene.

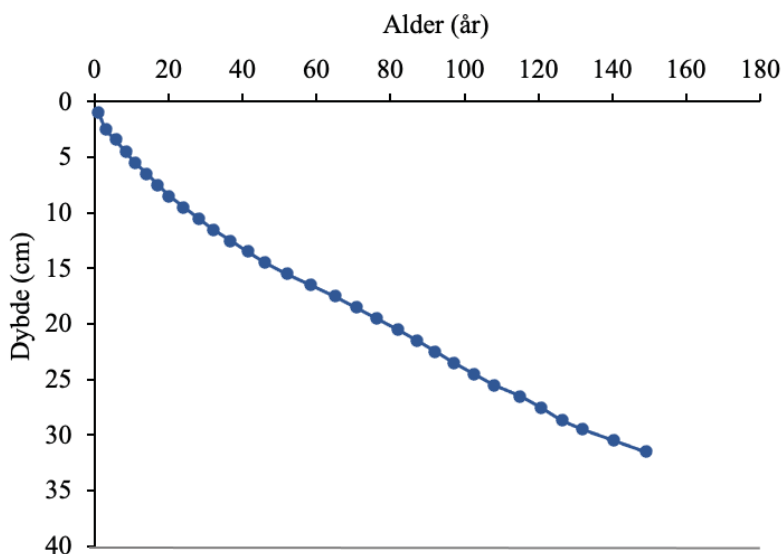


Figur 4.5: Nedfall av radionuklidkonsentrasjoner i sedimentsøylen hentet fra Oppegårdstjern, hvor innhold av a) totalt Pb-210 i blått og *in-situ* Pb-210 i rosa, b) atmosfærisk avsatt Pb-210 og c) Cs-137 og Am-241-konsentrasjoner (stiplet linje) vises i forhold til sedimentdybde (UCL, 2021).

Analyseresultatene av Cs-137 og Am-241 ble videre benyttet for å utarbeide en matematisk modell som beregner årstall for tidspunktet sedimentene ble avsatt ut fra avstanden fra sedimentsøylen overflate (**Figur 4.6**). Denne modellen gir relativt presise årstall for sedimenter avsatt etter hendelsen for atomvåpentesting i 1962/63, mens usikkerheten i dateringen vil øke med avstand fra dette tidspunktet. **Figur 4.6** viser alderen for et utvalg av sjiktene i sedimentsøylen, mens **Figur 4.7** viser alderen for resterende interpolerte sjikt i sedimentsøylen. Modellen viser at den øverste delen av sedimentsøylen (0-31,5 cm) hentet fra Oppegårdstjern har en alder nærmere 150 år, det vil si fra 1872-2021.



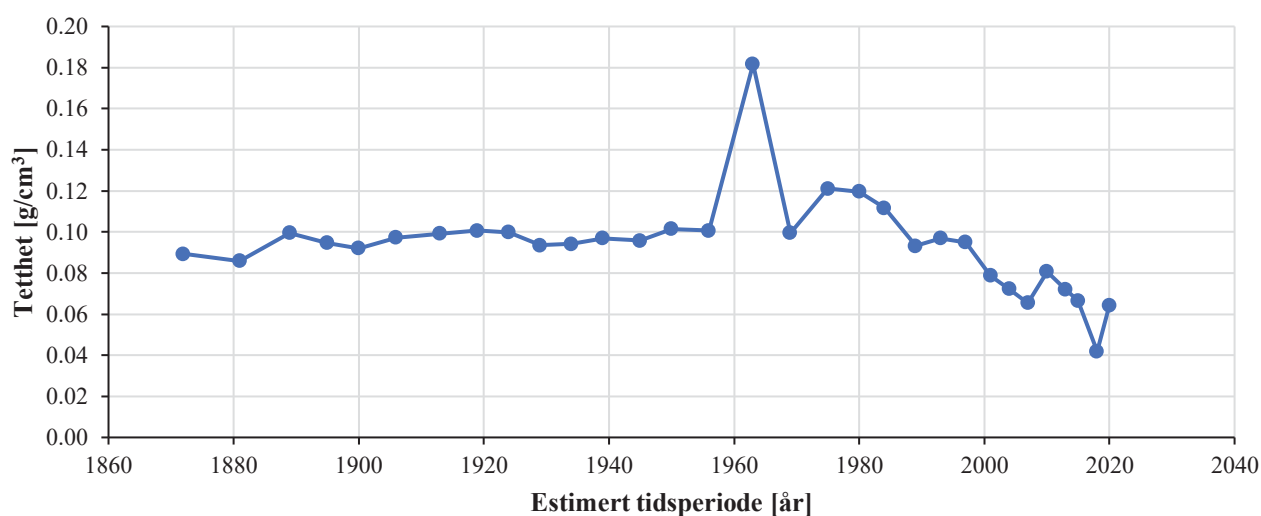
Figur 4.6: Oversikt over modell som beregner den radiometriske kronologien for sedimentsøylen basert på avstanden fra kjernens overflate. Stiplet linje indikerer sedimentasjonsraten for sedimentene (UCL, 2021).



Figur 4.7: Oversikt over datering med både interpolert og blydatert alder for alle sedimentdybder fra 0-31,5 cm.

4.4 Tetthet (Dry bulk density)

Tettheten (DBD) i sedimentsøylen fra Oppegårdstjern viser relativt små variasjoner gjennom hele perioden (**Figur 4.8**). Fram til 1956 er trenden forholdsvis stabil med gjennomsnittsverdier på cirka $0,1 \text{ g/cm}^3$, og nivåer som tilsier at sedimentene har et høyt innhold av både vann og organisk materiale. Den påfølgende perioden forekommer det en plutselig økning, med den høyest registrerte tettheten på $0,18 \text{ g/cm}^3$. Deretter avtar tettheten fram mot nåtid, med verdier lavere enn referansenivået i 1872. Lavest registrerte verdi er på $0,04 \text{ g/cm}^3$ i 2018.



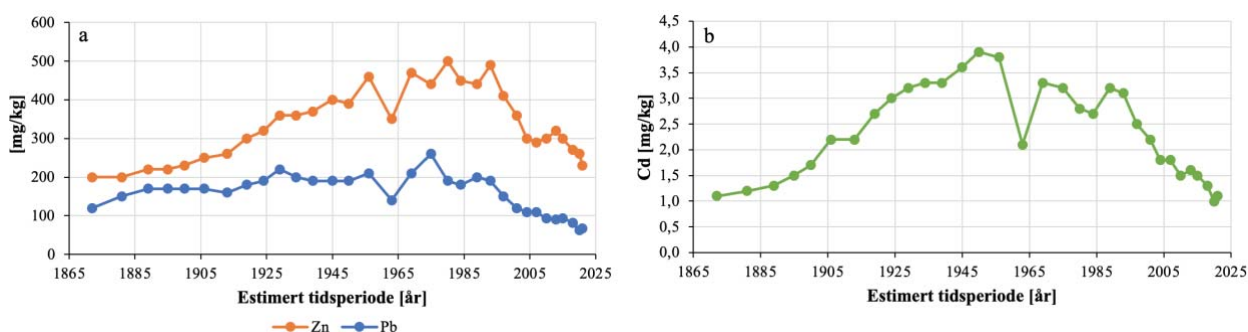
Figur 4.8: Tetthet (dry bulk density)(g/cm^3) i sedimentene fra Oppegårdstjern. X-aksen viser estimert tidsperiode, 1872-2021, av sedimentsøylen (0-31,5 cm).

4.5 Konsentrasjoner av uorganiske forbindelser

Konsentrasjonene av uorganiske forbindelser i innsjøsedimentene til Oppegårdstjern for den estimerte tidsperioden 1872-2021, har blitt analysert for totalt 14 elementer. Elementene med relativt sammenfallende trender presenteres her i samme figurer.

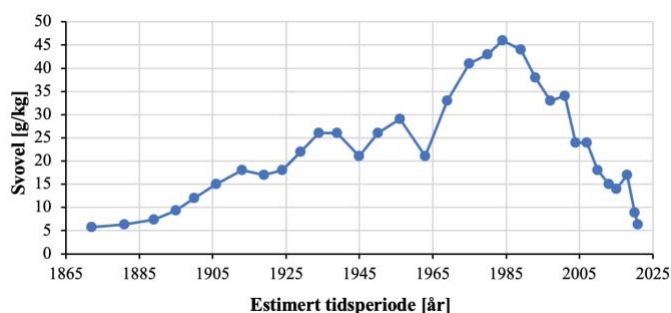
4.5.1 Pb, Zn, Cd og S

Som det fremkommer av **Figur 4.9**, viser Zn, Pb og Cd forholdsvis sammenfallende trender. Zn viser en forholdsvis jevn stigning fram til om lag 1990-tallet, mens innholdet av bly derimot viser ganske minimale endringer i samme periode. På samme måte som Zn, viser også Cd en ganske eksponentiell økning fram mot 1956. For samtlige metaller observeres det en markant nedgang i konsentrasjon i 1963, hvor innholdet av Zn faller fra 460 mg/kg til 350 mg/kg, Pb fra 210 til 140 mg/kg og Cd fra 3,8 til 2,1 mg/kg. Konsentrasjonene ser deretter ut til å stige i påfølgende periode, før innholdet viser en avtagende trend fra starten av 1990-tallet fram mot nåtid. Det er videre verdt å bemerke at konsentrasjonene av Zn og Pb er klart høyere enn Cd.



Figur 4.9: Oversikt over metallkonsentrasjonene (mg/kg) for sink (Zn), bly (Pb) og kadmium (Cd) i sedimentene fra Oppegårdstjern. A) viser innholdet av Zn i oransje og Pb i blått, mens b) viser innholdet av Cd for den estimerte tidsperioden (1872-2021). Legg merke til de ulike y-aksene.

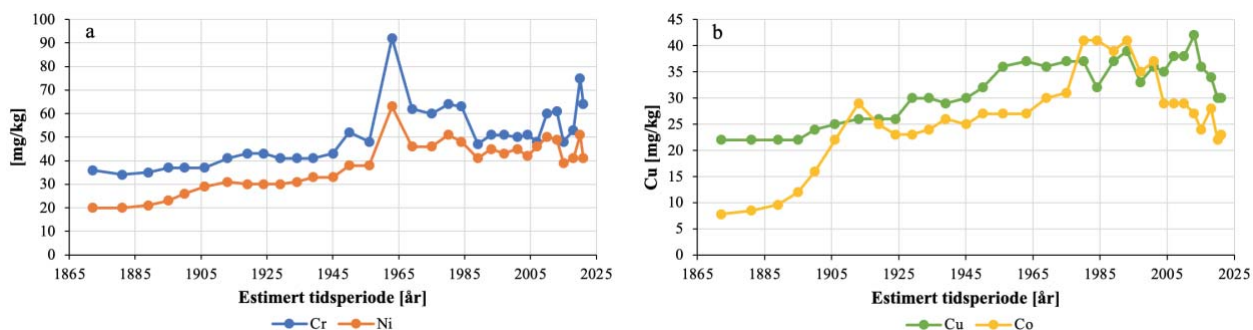
På samme måte som resterende metaller i denne gruppen, viser sporelementet svovel en generelt stigende trend med enkelte svingninger i tidsperioden 1872-1963, hvor største topp for perioden ligger på 29 g/kg i 1956 og minste på 5,7 g/kg i 1872 (**Figur 4.9**). I perioden mellom 1960 og 1984 stiger svovelinnholdet betydelig, hvor gjennomsnittet for perioden ligger på cirka 41 g/kg. Fra 1984 synker deretter svovelinnholdet kraftig fram mot nåtid.



Figur 4.10: Svovelskonsentrasjoner (g/kg) i sedimentene fra Oppegårdstjern. X-aksen viser estimert tidsperiode, 1872-2021, for den daterte sedimentsøylen.

4.5.2 Cr, Ni, Cu og Co

Konsentrasjonsforløpet til Cr, Ni, Cu og Co viser også relativt samsvarende mønstre, men med varierende svingninger for det enkelte metallet (**Figur 4.11**). For Cr og Ni holder konsentrasjonene seg relativt stabile gjennom hele perioden, foruten en tydelig topp i 1963 med verdier på henholdsvis 92 og 63 mg/kg. Cu viser en relativt jevn stigning gjennom hele perioden med enkelte svingninger i tidsrommet 1980-2013, hvor høyeste verdi på 42 mg/kg registreres. Trenden er deretter synkende fram mot nåtid. For Co er trenden økende fram mot 1913, før innholdet deretter synker. Mot 1980 øker konsentrasjonen til cirka 40 mg/kg, og deretter observeres en avtagende trend fram mot nåtid.

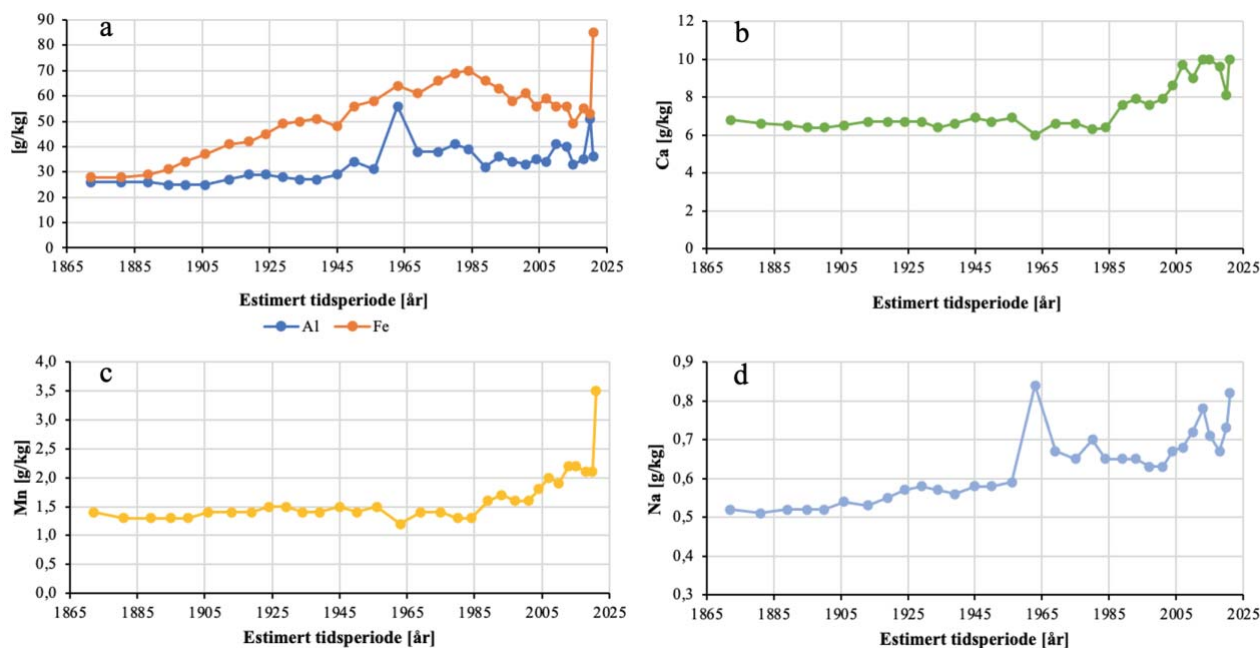


Figur 4.11: Oversikt over metallkonsentrasjonene (mg/kg) for krom (Cr), nikkel (Ni), kobber (Cu) og kobolt (Co) i sedimentene fra Oppegårdstjern. A) viser innholdet av Cr i blått og Ni i oransje og b) viser innholdet av Cu i grønt og Co i gult for den estimerte tidsperioden (1872-2021).

4.5.3 Al, Fe, Mn, Ca og Na

Analyseresultatene for metallene Al, Fe, Ca, Mn og Na i sedimentsøylen fra Oppegårdstjern viser en relativt stabil trend gjennom hele den estimerte tidsperioden, uten store svingninger (**Figur 4.10**). Konsentrasjonen av Fe viser en større økning enn de resterende metallene med en topp i år 1980 på cirka 70 g/kg. For Al og Na observeres det en topp i avsetning like etter 1960, før det deretter avtar, mens for Ca og Mn registreres det et lite fall i samme tidsperiode. Til tross for forholdsvis likt konsentrasjonsforløp for metallene, er det imidlertid verdt å

bemerke at konsentrasjonene av Al og Fe i sedimentsøylen er betydelig høyere enn de øvrige metallene. Ca, Mn og Na viser relativt lave konsentrasjoner gjennom hele tidsperioden, med gjennomsnittsverdier på henholdsvis 7,4, 1,6 og 0,6 g/kg.



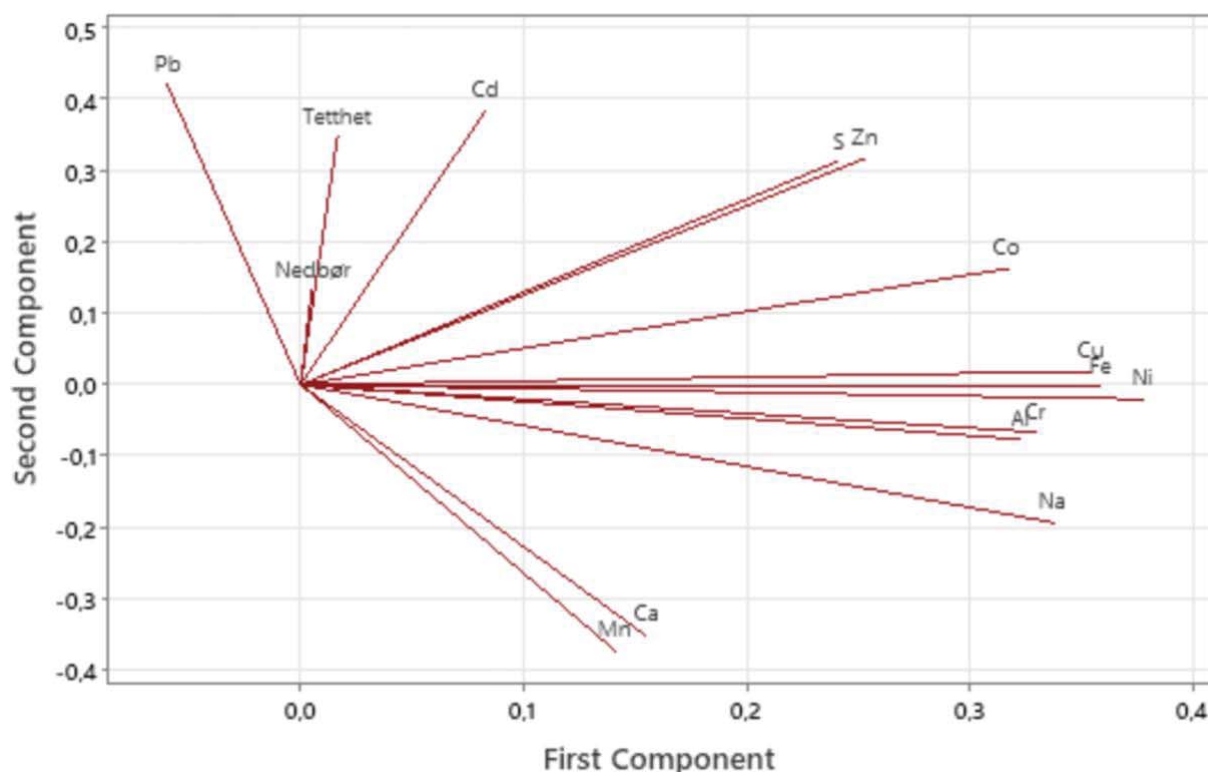
Figur 4.12: Oversikt over metallkonsentrasjonene (g/kg) for aluminium (Al), jern (Fe), kalsium (Ca), mangan (Mn) og natrium (Na) i sedimentene fra Oppegårdstjern. A) viser innholdet av Fe i oransje og Al i blått, b) viser innholdet av Ca, c) viser innholdet av Mn og d) viser innholdet av Na for den estimerte tidsperioden (1872-2021). Legg merke til de ulike y-aksene.

4.5.4 Statistisk analyse

Potensielle faktorer som påvirker metallkonsentrasjonene i Oppegårdstjern, kan på en oversiktlig måte visualiseres med en hovedkomponentanalyse, slik som vist i **Figur 4.13**.

Analyseresultatene peker på at hovedkomponentene PC1 (første akse) og PC2 (andre akse) til sammen forklarer 75,2% av variasjonene i datasettet, med egenverdier på henholdsvis 6,53 og 4,76. Eigenverdiene indikerer omfanget av variasjonen for hver enkelt akse. I denne analysen viser PC1-aksen positiv korrelasjon med de aller fleste variabler, unntatt Pb, mens PC2-aksen viser positiv korrelasjon med variablene tetthet, nedbør, S, Zn, Pb, Cd, Cu og Co og negativ korrelasjon med de resterende (**Vedlegg 7**). Videre vil variablene som orienterer seg i samme retning indikere positiv korrelasjon, mens variablene som peker i motsatte retninger indikerer negativ korrelasjon. Perpendikulære variabler vil på sin side indikere mangelfull korrelasjon. Som det kommer fram av **Figur 4.13**, er det flere variabler som viser parvis positiv korrelasjon, herunder S og Zn, tetthet og nedbør, Mn og Ca og Cu, Fe, Ni, Cr, Al og til dels Na og Co. Pb og Mn og Ca viser negativ korrelasjon, mens korrelasjon mellom Pb og metallene Co, Cu, Fe, Ni, Cr, Al, Na, Zn og S er omtrent ikke-eksisterende. Det er også verdt å bemerke at linjene til nedbør og tetthet ikke strekker seg like langt som linjene til resterende

variabler, noe som kan indikere at disse parameterne kun forklarer deler av variasjonen i datasettet.



Figur 4.13: Hovedkomponentanalyse (PCA) av metallene Pb, Cd, Zn, Co, Cu, Fe, Ni, Cr, Al, Na, Ca og Mn og de potensielle påvirkningsfaktorene, nedbør og tetthet, for Oppegårdstjern. «First Component» (PC1) representerer første akse, mens «Second Component» (PC2) representerer andre. Analyseresultatet viser at hovedkomponentene til sammen forklarer 75,2% av variasjonen i datamaterialet.

4.6 Konsentrasjoner av organiske forbindelser

4.6.1 PAH i sedimentsøyle

Innholdet av PAH i innsjøsedimenter er nært knyttet opp mot antall aromatiske ringer og molekylvekt, som det framkommer av **Tabell 4.1** og **4.2**. De lette forbindelsene viser stort sett verdier under kvantifiseringsgrensen, både i bunnsjiktet og i nyere sedimenter. For de tyngre forbindelsene er konsentrasjonene derimot til stede i forholdsvis høye konsentrasjoner i de eldre sedimentene (1913-1989), mens konsentrasjonene avtar i nyere tid (2010-2021)(**Tabell 4.1**). Årstallene oppgitt i tabellene er basert på den daterte sedimentsøylen fra Oppegårdstjern inndelt i 1 cm store sjikt, og vil følgelig ikke være helt nøyaktig i denne sammenheng grunnet inndeling i 5 cm store sedimentsjikt for PAH-analysen.

Tabell 4.1: Konsentrasjoner av 16-PAH-forbindelser [mg/kg TS] i sedimentene fra Oppegårdstjern. Årstall er basert på datert sedimentsøyle fra Oppegårdstjern inndelt i 1 cm store sjikt, og vil følgelig ikke være helt nøyaktig for PAH-analysen.

Estimert tidsperiode [år]		2021-2010	2007-1993	1989-1969	1963-1939	1934-1913	1906-1881
Dybde [cm]		0-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26-30
Sum PAH	mg/kg TS	0,68	1,5	4,7	7,2	4,3	2,3
NAF	mg/kg TS	0,38	0,4	0,15	0,27	0,5	1,6
ACY	mg/kg TS	<0,12	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11
ACE	mg/kg TS	<0,12	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11
FLU	mg/kg TS	<0,12	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11
FEN	mg/kg TS	<0,12	<0,11	0,16	0,16	0,1	<0,11
ANT	mg/kg TS	<0,12	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11
FLA	mg/kg TS	<0,12	0,15	0,52	0,72	0,45	0,11
PYR	mg/kg TS	<0,12	0,13	0,34	0,52	0,32	0,12
BaA	mg/kg TS	<0,12	<0,11	0,16	0,32	0,17	<0,11
KRY	mg/kg TS	<0,12	<0,11	0,38	0,51	0,29	<0,11
BbF	mg/kg TS	0,18	0,35	1,3	1,7	0,86	0,18
BkF	mg/kg TS	<0,12	0,11	0,38	0,51	0,27	<0,11
BaP	mg/kg TS	<0,12	<0,11	0,28	0,43	0,22	<0,11
I123cdP	mg/kg TS	<0,12	0,17	0,52	0,96	0,59	0,17
DahA	mg/kg TS	<0,12	<0,11	<0,11	0,15	<0,11	<0,11
BghiP	mg/kg TS	0,12	0,21	0,53	0,91	0,55	0,15

4.6.2 PAH i gradientanalyse

Resultatene fra gradientanalysen viser tilsvarende trender som sedimentsøylen med verdier under kvantifikasjonsgrensen for de lavmolekylære forbindelsene, mens de høymolekylære forbindelsene er til stede i relativt høye konsentrasjoner for samtlige fem prøvepunkt (**Tabell 3.2**). Konsentrasjonene registreres å være høyest for prøvepunkt 3 og lavest for prøvepunkt 2, og har følgende størrelsesorden fra størst til minst; 3>4>5>1>2.

Tabell 4.2: Konsentrasjoner av 16-PAH-forbindelser [mg/kg TS] i gradientanalysen tatt fra fem prøvepunkt i Oppegårdstjern; fra midten av innsjøen og innover mot land (1-5). Alle prøver ble innhentet fra båt i august 2021

Prøvepunkt		1	2	3	4	5
Sum PAH	mg/kg TS	4	2,8	6,9	5,6	3,6
NAF	mg/kg TS	0,61	0,49	<0,11	0,13	0,52
ACY	mg/kg TS	<0,11	<0,12	<0,11	<0,11	<0,11
ACE	mg/kg TS	<0,11	<0,12	<0,11	<0,11	<0,11
FLU	mg/kg TS	<0,11	<0,12	<0,11	<0,11	<0,11
FEN	mg/kg TS	0,11	<0,12	0,21	0,17	<0,11
ANT	mg/kg TS	<0,11	<0,12	<0,11	<0,11	<0,11
FLA	mg/kg TS	0,39	0,31	0,74	0,57	0,38
PYR	mg/kg TS	0,3	0,21	0,52	0,4	0,27
BaA	mg/kg TS	0,12	<0,12	0,3	0,24	<0,11
KRY	mg/kg TS	0,33	0,23	0,59	0,51	0,21
BbF	mg/kg TS	0,89	0,64	1,8	1,4	0,96
BkF	mg/kg TS	0,26	0,19	0,5	0,39	0,26
BaP	mg/kg TS	0,19	0,14	0,4	0,32	0,14
I123cdP	mg/kg TS	0,39	0,31	0,83	0,68	0,45
DahA	mg/kg TS	<0,11	<0,12	0,15	0,12	<0,11
BghiP	mg/kg TS	0,38	0,29	0,81	0,64	0,42

5. Diskusjon

5.1 Referansetilstand

Referansetilstand, også kalt naturtilstand, beskrives som en tilstand hvor menneskelig aktivitet har liten eller ubetydelige påvirkninger for vannforekomster (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018). De eldste sedimentene fra Oppegårdstjern ble datert tilbake til 1872, noe som vil si en alder på 150 år. Disse sedimentene representerer derfor en tid hvor den menneskelige aktiviteten hadde et annet omfang og karakter enn hva som er tilfellet i nyere tid. Samtidig har Oppegårdstjern, på samme måte som mange andre vannforekomster i Norge (og Europa generelt), vært påvirket av menneskelig aktivitet som jordbruk og industrialisering lenge før dette. 150 år tilbake i tid vil av den grunn ikke kunne gi et helhetlig bilde på hvordan tjernets tilstand var i fravær av antropogen påvirkning, men det kan derimot gi en indikasjon på den naturlige tilstanden i en periode med langt mindre påvirkning av mennesker i forhold til hva som har vært situasjonen de seneste tiårene. Registrerte konsentrasjoner av metaller og PAH i de eldste sedimentsjiktene (1872-1881) kan dermed (med forbehold) sies å gi indikasjoner på naturlige tilstander i Oppegårdstjern. Det vil imidlertid være viktig å bemerke at noen metaller har vært påvirket av menneskelig aktivitet i form av atmosfæriske avsetninger i mange hundre år, slik at det derfor vil bli vanskelig å fastsette en referansetilstand for disse metallene (Renberg et al., 2001). Dette er særlig tilfellet for bly (Rognerud, 2008).

5.2 Drivkrefter til variasjon i tetthet (DBD)

Resultatene for tettheten (DBD) i Oppegårdstjernets sedimenter viser en ganske stabil trend fra 1872 til 1956, før en plutselig markant økning fram til 1963. Trenden er deretter synkende fram mot nåtid (**Figur 4.8**). Tettheten er generelt lav gjennom hele perioden, noe som tilsier sedimenter med høyt vanninnhold og lite mineralsk materiale (**Kapittel 3.4.1**). Dette tyder på at sedimentene i Oppegårdstjern hovedsakelig består av organisk materiale, noe som er vanlig forekommende for en innsjø hvor nedbørfeltet domineres av skog (**Kapittel 2.3**). På den annen side kan også lav tetthet skyldes dannelse av hydrogensulfid (H_2S) i innsjøsedimentene under oksygenfattige forhold eller i tilfeller ved reduksjon med sulfat (Dunnette et al., 1985). Dette er trolig ikke tilfellet i Oppegårdstjern, da det under feltarbeid ikke ble registrert lukt eller observert gassutveksling fra sedimentene. Den plutselige økningen i tetthet i perioden mellom om lag 1960-65 kan tyde på en enkelthendelse i nedbørfeltet. Dersom datamaterialet for jordbrukstellingene legges til grunn (**Figur 4.3**), observeres det en sammenheng mellom

høyere tetthet i sedimentene og overgang fra permanent eng til dominans av kornproduksjon i samme periode. Riise et al. (2013) påpeker at kornproduksjon kan medføre høyere risiko for erosjon og dermed også økt tilførsel av metaller og andre partikler til innsjøen, og kan med stor sannsynlighet føre med seg en høyere andel leirforbindelser til innsjøsedimentene. Det er derfor grunn til å tro at dette kan være en mulig forklaring til den plutselige økningen i avsetning for denne perioden. Den reduserende tettheten i sedimentene fra omtrent 1975 til nåtid, kan ha sin forklaring fra tilbakegangen av sur nedbør i samme periode da dette kan resultere i økt mobilisering av organisk materiale fra nedbørfeltet til innsjøen. På den annen side kan også lavere tetthet i nyere tid skyldes at sedimentene her kan være mindre tettpakket, og dermed romme mer vann (større porevolum).

5.3 Drivkrefter til variasjon i uorganiske forbindelser

Ved diskusjon av metallinnholdet i sedimentsøylen fra Oppegårdstjern vil forbindelsene deles inn i tre ulike grupper basert på deres konsentrasjonsforløp og opphavskilder. S, Zn, Cd og Pb er hovedsakelig et resultat av langtransporterte atmosfæriske avsetninger og vil følgelig danne en gruppe. Cu, Cr, Co, Ni, Al og Fe viser et forholdsvis tilsvarende konsentrasjonsforløp i analyseresultatene, samtidig som de viser et sammenfallende mønster i PCA-analysen, og vil derfor inngå som en gruppe. Det samme er tilfellet for Ca, Mn og Na, slik at disse danner siste gruppe.

5.3.1 S, Zn, Cd og Pb

Sett fra analyseresultatene for S, er det tydelig at innholdet har endret seg betraktelig fra referansenivået på cirka 6 g/kg i 1872 til den høyest registrerte toppen på 46 g/kg i 1984. Trenden er stigende fra omtrent 1890, før en nedgang i 1945 og 1963, etterfulgt av en forholdsvis bratt stigning fram til om lag 1985 (**Figur 4.9**). Det kan være flere årsaker til denne utviklingen, eksempelvis finnes S naturlig i både organisk materiale og mineraler. Sett fra berggrunnssammensetningen i Oppegårdstjern, er det riktignok lite sannsynlig at de naturlige geologiske formasjonene er hoveddriveren til de høye konsentrasjonene observert i tjernets sedimenter. En naturlig forklaring kan derimot være tilbakeholdelse av S på grunn av redoksforhold, hvor svovel vil holdes tilbake i innsjøsedimentene som FeS på grunn av anoksiske forhold i hypolimnion. Dette kan være en mulig forklaring til den forholdsvis bratte stigningen fra 1890-tallet, før atmosfæriske avsetninger fikk nevneverdig betydning. Basert på beskrivelsen av sedimentsøylen (**Kapittel 4.2.1**), sammenfaller trolig dette også med de noe svartfargede sedimentene i deler av sedimentsøylen. Videre konsentrasjonsforløp er høyst

sannsynlig en konsekvens av langtransporterte atmosfæriske avsetninger fra Europa. En tidligere sedimentundersøkelse foretatt i Sverige viser at de høyeste nivåene for forsuring startet etter 1960-tallet, før nivåene deretter avtok betydelig utover 1980 – og 1990-tallet (Smol, 2008). Til tross for at datamaterialet for sur nedbør ved Løken værstasjon kun dekker perioden fra 1972-2021, kan det likevel påpekes et samsvarende mønster mellom de høyeste S-konsentrasjonene i Oppegårdstjern og nivåene av sur nedbør i samme periode. Den observerte nedgangen for S i Oppegårdstjern etter 1984 er også sammenfallende med reduksjonen av atmosfæriske avsetninger i samme periode. Det er av den grunn rimelig å anta at atmosfæriske avsetninger kan være hovedkilden til forhøyede konsentrasjoner av S i Oppegårdstjern mellom 1960 – og 1980-tallet.

Konsentrasjonene for Zn viser en gradvis økning gjennom hele den estimerte tidsperioden; fra en konsentrasjon på 200 mg/kg i referansesjiktet til en topp på 500 mg/kg i 1980, før innholdet deretter ser ut til å avta mot referansetilstand i nyere tid (**Figur 4.11b**). Sett fra berggrunnssammensetningen i området (**Tabell 2.1**), er det på samme måte som S, lite sannsynlig at den forholdsvis markante oppgangen kan tilskrives geokjemien i Oppegårdstjern. Zn viser derimot en sterk korrelasjon til S i PCA-analysen (**Figur 4.13**), noe som gir grunn til å anta at forbindelsene påvirkes av mange av de samme faktorene. Den gradvise økningen av Zn i tjernets innsjøsedimenter styres trolig derfor av en kombinasjon av direkte avsetning til innsjøoverflaten som følge av atmosfæriske avsetninger og utlekking fra forurenset toppjord i nedbørfeltet. Zn er ganske mobilt i forsuret jord, og vil følgelig ha en økt utlekking i perioder med mye forsuring (Rognerud et al., 1999). Også Cd viser forholdsvis like mønstre som både S og Zn. Dette er et metall som er sjelden forekommende i berggrunnen i Norge, så vel som resten av Skandinavia (Fjeld et al., 1994), noe som gjør geokjemien i nedbørfeltet til en lite sannsynlig kilde. Dette kan også bekreftes ut fra berggrunnssammensetningen i området (**Tabell 2.1**). På samme måte som Zn, er Cd relativt mobil i forsuredde jordsmonn og adsorberes svakt til organisk materiale og mineraler ved en pH lavere enn 6 (Skjelkvåle et al., 2006). Dette etterlater atmosfæriske avsetninger og mobilisering på grunn av forsuring som de viktigste kildene for tilførselen av metallet til innsjøen. Tilbakegangen av Zn og Cd siden starten av 1990-tallet har sannsynligvis en sammenheng med reduksjon i langtransporterte forurensninger i samme periode og en generelt høyere kunnskap rundt forurensningsproblematikken for vannforekomster (Riise et al., 2013).

Konsentrasjonsforløpet for Pb i Oppegårdstjernets sedimenter viser en generelt svakt stigende utvikling, med enkelte svingninger, fram til tidlig 1990-tallet. Trenden er deretter synkende fram til nåtid, hvor Pb-konsentrasjonen observeres å være lavere enn hva som var tilfellet i 1872 (**Figur 4.11b**). Utslipp av Pb har en lang forurensningshistorie som startet allerede i romertiden med metallsmelteprosesser (Renberg et al., 2001). I nyere tid er de høye utslippene hovedsakelig tilskrevet den omfattende bruken av Pb-holdig bensin fram til om lag 1995 (Miljødirektoratet, 2021). Konsentrasjonsforløpet av Pb i Oppegårdstjern følger dermed utviklingstrenden for bruken av Pb-holdig bensin i Europa, og det kan trolig antas at Pb-tilførselen til tjernet har sitt opphav fra langtransporterte atmosfæriske avsetninger. En tidligere NIVA-rapport peker også på en negativ sammenheng mellom nedbørfelt og innsjøareal for Pb, noe som indikerer en effektiv adsorpsjon til organisk materiale (humusstoffer) i jorden (Skjelkvåle et al., 2006). I motsetning til Zn og Cd, vil bly ha en mye tregere mobilisering fra jordsmonn under forsuring. Dette samsvarer også med PCA-analysen, hvor Pb og tetthet (DBD) viser en forholdsvis positiv korrelasjon. Dette bidrar dermed til å bekrefte teorien om at direkte avsetning fra atmosfærisk langtransport trolig er den viktigste kilden for tilførsel av Pb til innsjøer.

5.3.2 Cu, Cr, Co, Ni, Al og Fe

For Cu observeres det en jevnt stigende utvikling gjennom hele sedimentsøylen, hvor høyeste registrerte topp er på 42 mg/kg i 2013 (**Figur 4.12a**). På samme måte som overnevnte metaller, kan også Cu være nært assosiert med langdistanse transport i form av atmosfæriske avsetninger, spesielt for regioner i Nord – og Sør-Norge grunnet utslipp fra smelteverk (Steinnes et al., 2011; Steinnes et al., 2016). Disse utslippene ble redusert etter 1980-tallet, noe som imidlertid ikke gjenspeiles for Cu i Oppegårdstjern. Lokale punktkilder i nedbørfeltet har av den grunn trolig vært den viktigste driveren til den gradvise økningen i tjernet. En mulig forklaring kan eksempelvis være at Cu tilsettes mineralgjødsel som et mikronæringsstoff, noe som gjør at økte konsentrasjoner i perioden etter 1940 - og 1950-tallet muligens kan forklares ut fra økt forbruk av denne typen gjødsel. Dette samsvarer med overgangen fra dominans av permanent eng til dominans av kornproduksjon i Frogn kommune for samme tidsperiode (**Figur 4.3**), noe som innebærer hyppigere og mer omfattende bruk av mineralgjødsel (Riise et al., 2013). I perioden mellom 1997 og 2013 observeres det også en relativt bratt stigning av Cu i tjernet, noe som kan ha sammenheng med nedgangen i sur nedbør etter 1980-tallet. Cu er sterkt assosiert med organisk materiale på grunn av dets kjemiske egenskaper (Salomons, 1995), noe som dermed gjør det rimelig å anta

at økt mobilisering av organisk materiale også kan resultere i en høyere tilførsel av Cu til tjernet. Dette kan trolig være en viktig kilde til forhøyede konsentrasjoner av Cu, spesielt i en humøs innsjø som Oppegårdstjern.

Metallene Cr, Ni, Al, Fe og til dels Co, viser forholdsvis tilsvarende mønstre og konsentrasjonsforløp som Cu, med forhøyede verdier i nyere tid sammenlignet med referansesedimentene (**Figur 4.11** og **4.12a**). Elementene danner en sammenhengende gruppe i PCA-analysen med forholdsvis store bidrag til første komponent (PC1)(**Figur 4.13**), og det er følgelig rimelig å anta at elementene vil påvirkes av noenlunde lignende faktorer. En mulig faktor kan skyldes den økte tilførselen av mineralsk materiale til tjernet grunnet omleggingen av permanent eng til dominans av kornproduksjon i området (**Kapittel 5.2**), og kan dermed virke som et uttrykk for geomorfologien i nedbørfeltet. Dette virker spesielt å være tilfellet for Al og Fe da disse elementene er til stede i de høyeste konsentrasjonene i sedimentsøylen (**Figur 4.10a**), trolig som en konsekvens av at disse utgjør viktige bestanddeler i berggrunnen og løsmassene i området (**Tabell 2.1**). En annen mulig faktor kan skyldes de tidligere vannoverføringene fra Holtjern til Oppegårdstjern mellom 1969 og 1991 da dette kan ha bidratt til økt tilførsel av metaller til tjernet (**Kapittel 4.1.5**), og da særlig Fe. Fe er redoksfølsomt (Bækken & Haugen, 2011), noe som indikerer at perioder med anoksiske forhold i hypolimnion kan fremme frigjøringen av toverdige jern fra innsjøsedimentene. Ettersom pumpingen ble foretatt under oksygenfattige forhold på 6 meters dyp, er det derfor sannsynlig at overføringene kan ha bidratt til økt tilførsel av Fe til Oppegårdstjern i dette tidsrommet.

En annen faktor som kan beskrive avsetningstrenden til Cr, Ni, Al, Fe og Co er forurenset avrenningsvann fra vei. Elementene utgjør viktige deler i eksempelvis bildekk, bremses og forbrenningsprodukter for kjøretøy, så vel som at veioverflaten og ulike veiutstyr kan inneholde de samme forbindelsene (Meland, 2010). Dersom bidrag fra vei hadde utgjort en mulig lokal kilde til forbindelsene i Oppegårdstjern, ville det blitt observert en økning av elementene etter etableringen av riksvei 23 (E134) i år 2000 (**Kapittel 4.1.4**). Dette gjenspeiles imidlertid ikke for noen av elementene, og det vil derfor legges til grunn at bidraget fra forurenset avrenningsvann fra vei er lite, sammenlignet med bidraget fra geokjemiske prosesser og avrenning av mineralsk materiale fra nedbørfeltet. Videre viser langtidsdata for nedbør i Ås kommune, og Norge generelt, at den gjennomsnittlige nedbørmengden har hatt en stigende trend i nyere tid (**Figur 4.1**). Dette kan resultere i økt

erosjon og endrede avrenningsmønstre som følge av større mengder nedbør, og kan følgelig bidra til å ytterligere øke transporten av forbindelsene fra nedbørfeltet til vannforekomsten (Riise et al., 1994).

5.3.3 Ca, Mn og Na

For Ca, Mn og Na observeres det en relativt sammenfallende trend, spesielt for Ca og Mn som viser en sterk korrelasjon i PCA-analysen (**Figur 4.13**). For Na registreres det en noenlunde liknende avsetningstrend som for Mn og Ca, og forholdsvis samme mønster i PCA. Innholdet av metallene ser ikke ut til å ha de største svingningene med tiden, men holder seg derimot stabilt fram til slutten av 1990-tallet (**Figur 4.12b, c, d**). Årsakene til oppgangen fra 1990-tallet mot nåtid, kan trolig være et resultat av flere faktorer. For Mn, har Skjelkvåle et al. (2006, 2008) og Rognerud et al. (1999) funnet at tilstedeværelsen av elementet i både vann og sediment i norske vannforekomster i stor grad domineres av den naturlige geomorfologien i nedbørfeltet, men at ulikheter i konsentrasjonsforløp ofte er et resultat av innsjøprosesser og prosesser i nedbørfeltet generelt. På samme måte som Fe, er også Mn følsomt for redoksforhold og trolig kan innsjøinterne prosesser ha hatt betydning for observerte konsentrasjonsendringer i overflatesedimentene. Reduserende forhold er som regel et resultat av økt oksygenforbruk under mineralisering av organisk materiale, og vil fremme frigjøringen av Mn og Fe fra innsjøsedimentene da disse elementene vil gå i løsning under anoksiske forhold (Naecher et al., 2013). Økningen av Mn mot slutten av 1990-tallet kan derfor skyldes økt tilførsel av organisk materiale til innsjøen i denne perioden. Dersom datamaterialet for tetthet (DBD) legges til grunn, registreres det en økning av organisk materiale etter cirka 1993, noe som sammenfaller med økningen av Mn i samme periode. Konsentrasjonsforløpet til Fe ser derimot ut til å minke i samme periode, noe som kan indikere at redoksforhold ikke er den dominerende prosessen som styrer tilstedeværelsen av disse forbindelsene i Oppegårdstjern.

Også tilstedeværelsen av Na og Ca i innsjøsedimentene er nært knyttet opp mot den naturlige geomorfologien i nedbørfeltet, noe som kan bekreftes ut fra **Tabell 2.1**. Wetzel (2001) påpeker at disse klastiske mineralene gir informasjon om jorderosjonsintensitet og blir følgelig påvirket av endrede hydrologiske prosesser i nedbørfeltet, samtidig som at elementene er svært løselig i vann. Konsentrasjonsøkningen mot overflatesedimentene, fra cirka 1990-tallet, kan derfor ha sammenheng med endrede klimatiske forhold de siste 20 årene da økt nedbørintensitet kan resultere i økt erosjon og avrenning av mineralske

komponenter fra nedbørfeltet, mens økning i temperatur kan akselerere forvittringsprosessene i området. Til forskjell fra Mn og Ca, observeres det også flere tydelige svingninger i konsentrasjonsforløpet til Na fra om lag 1960-tallet til nåtid. En mulig forklaring til dette kan være at Oppegårdstjern ikke er lokalisert langt fra kysten, slik at sjøsalter kan transporteres med vind og nedbør som avsettes i nedbørfeltet (Bjørklund et al., 1996). For Ca kan også en alternativ forklaring det økende innholdet mot slutten av sedimentsøylen være relatert til kalking i jordbruksområdene sør for tjernet. Kalk (CaCO_3) tilsettes jorden for å heve pH og forbedre kornavlingen i områder hvor positivt ladede forbindelser av aluminium er til stede, noe som potensielt kan resultere i skade på røtter eller hindring av næringsstoffopptak. Legges kalkstatistikken fra Mattilsynet til grunn, er det derimot lite sannsynlig at økningen av Ca i tjernets sedimenter skyldes kalking i området, da dette forbruket har blitt betydelig redusert på landsbasis de siste årene (Mattilsynet, 2009, 2019).

Ettersom samtlige elementer i denne gruppen viser et forholdsvis tilsvarende konsentrasjonsforløp, kan det være sannsynlig at forbindelsene påvirkes av noenlunde liknende faktorer. En mulig forklaring til at Mn, Ca og Na viser et avvik fra naturtilstand fra om lag 1990-tallet til nåtid, kan være relatert til utbyggingen av Riksvei 23 (134) i nedbørfeltet til Oppegårdstjern i samme periode (**Kapittel 4.1.4**). I tillegg til at tilførselen av forbindelsene kan være et resultat av mer erosjon og avrenning av organisk materiale og leirfraksjoner til tjernet under anleggsperioden, kan også veiavrenning har spilt en viktig rolle for de forhøyede konsentrasjonene også i ettertid. Forbindelsene kan utgjøre viktige bestanddeler i en rekke veirelaterte komponenter, slik som eksempelvis bildekk, brems og forbrenningsprodukter, så vel som at de kan ha sitt opphav fra veioverflaten. For kalsium og natrium er særlig avisende – og støvdempende midler relevant under vinterdrift (Meland, 2010). Da drift – og vedlikehold av veibanen ofte omfatter hyppig bruk av veisalt i vintermånedene og tall fra Statens Vegvesen peker på at forbruket hadde en generelt voksende trend fra vintersesongen 2007/2008 (Statens Vegvesen, u.å.-b), kan de forhøyede konsentrasjonene av elementene etter 2000-tallet være en konsekvens av hyppigere bruk av slike midler. I tillegg kan hyppigere nedbørsepisoder de siste 20 årene (**Figur 4.1**) trolig også ha bidratt til å øke avrenningen av veirelaterte forurensninger i nyere tid.

5.4 Drivkrefter til variasjon i organiske forurensninger

5.4.1 Sedimentsøyle

Sett fra analyseresultatene for 16-PAH-forbindelsene, er det tydelig at innholdet har endret seg med tiden (**Tabell 4.1**). De høymolekylære forbindelsene, dvs. fluoranten til benzo[ghi]perylene (**Tabell 3.1**), er til stede i relativt forhøyede konsentrasjoner i tidsperioden fra 1913-1989, mens de lavmolekylære forbindelsene stort sett er til stede i konsentrasjoner under kvantifikasjonsgrensen gjennom hele perioden. Forklaringen til dette er trolig at de tyngre forbindelsene vil ha en lavere løselighet i vann enn de lette forbindelsene, og heller ha en sterkere affinitet til partikulært materiale, særlig organisk materiale (Tiwari et al., 2017; Wang et al., 2001). Dette kan bekreftes ut fra resultatene for tetthet (DBD) (**Figur 4.8**) som viser en sammenheng mellom de høye nivåene av de tyngre PAH-forbindelsene (1913-1989) og lavere tetthet i samme periode. Fra den tidligere sedimentundersøkelsen foretatt av Bækken i 2013, kommer det fram at analyseresultatene samsvarer godt med PAH-resultatene for dette studiet. Også her er det påvist forhøyede konsentrasjoner av de tyngre PAH-forbindelsene i bunnsedimentene (25-28 cm), hvor Bækken også påpeker at konsentrasjonen for tre av de høymolekylære forbindelsene, henholdsvis krysen, Indeno[123cd]pyren og benzo[ghi]perylene, er til stede i konsentrasjoner som tilsvarende «svært dårlig tilstand» i henhold til Miljødirektoratets tilstandsklassifisering. Sammenlignet med datering for dette studiet, vil bunnsedimentene i den gamle undersøkelsen representere en tidsperiode fra 1900-1919. Dette sammenfaller dermed med tidsperioden hvor konsentrasjonene av PAH økte i sedimentene i dette studiet. Resultatene for både den gamle og nye undersøkelsen indikerer at det tydelig har pågått menneskelig aktivitet i nedbørfeltet som har resultert i betydelig forurensning av innsjøsedimentene til Oppegårdstjern i tidligere perioder.

Det er som regel slik at PAH-forbindelser med høy molekylvekt har sitt opphav fra pyrogene kilder (Faafeng et al., 1997; Tiwari et al., 2017), noe som indikerer at de høye konsentrasjonene av forbindelsene i de eldre sedimentene trolig har oppstått under ufullstendig forbrenning av organisk materiale, fossilt brensel eller tre (Hwang et al., 2019), med lite eller manglende oksygen til stede (Abdel-Shafy & Mansour, 2016). Det er vanskelig å si med sikkerhet hvilke kilder som står for de høye konsentrasjonene av PAH i de eldre sedimentene, men en mulig forklaring kan trolig tilskrives utslipp fra ved-, torv- og kullforbrenning fra bebyggelse i området. Under de to siste verdenskrigene ble eksempelvis produksjonen av torv til brensel intensivert og markedsført til forsyning av brensel i byer og

tettsteder, og nådde en topp i produksjon i 1943. Bruken av torv som brensel ble alminnelig benyttet fram til 1950-tallet før elektrifiseringen og oljeovner tok over som husoppvarming (Lie, 1980). Da bebyggelse og urbane området bare utgjør 2,5% av nedbørfeltet til Oppegårdstjern (**Figur 1B, Vedlegg 1**), er det derimot lite sannsynlig at de høye konsentrasjonene av de høymolekylære PAH-forbindelsene kun kan tilskrives utslipp fra lokal forbrenning. Ettersom PAH kan spres via atmosfæren tilknyttet små aerosolpartikler, kan forbindelsene dermed også transporteres langt fra opprinnelige opphavskilde, på samme måte som Pb (Baek et al., 1991). Dette gjør at regionale bidrag via atmosfæren også kan utgjøre en viktig kilde til PAH-avsetningene i Oppegårdstjern, noe som kan bekreftes ut fra de nasjonale innsjøundersøkelsene i 2004-2006 som konkluderte med at sedimentforurensningen av PAH var størst langs kysten fra Østfold (Viken) til Stadtlandet, samt kyststrøkene generelt (Rognerud, 2008). Ettersom Oppegårdstjern ikke er lokalisert langt fra kystområdene, er det derfor sannsynlig at langtransporterte atmosfæriske avsetninger utgjør den dominerende forurensningskilden i området.

5.4.2 Gradientanalyse

Resultatene for overflatesedimentene fra gradientanalysen viser at de høymolekylære PAH-forbindelsene er til stede i forhøyede konsentrasjoner i samtlige fem prøvepunkt; fra midten av innsjøen og innover mot land (**Tabell 4.2**). Sett i sammenheng med de nyere sedimentene fra sedimentsøylen (2010-2020), kan dette virke noe misvisende da de høymolekylære forbindelsene her er til stede i konsentrasjoner under kvantifikasjonsgrensen. En mulig forklaring til dette kan være at det øverste løse sedimentsjiktet ikke ble tatt med i videre analyse for sedimentsøylen, noe det derimot kan ha blitt for gradientanalysen. Dette sjiktet karakteriseres ofte som «fluffy» da det som regel inneholder mye vann og dermed også mye organisk materiale (**Kapittel 3.4.1**). Ettersom mengden av organiske forurensninger ofte vurderes opp mot omfanget av organisk materiale, kan de høye konsentrasjonene av PAH i gradientanalysen trolig ha sammenheng med at dette sedimentsjiktet er anriktet med organisk materiale. Samtidig vil det være viktig å påpeke at ulike prøvemengder kan ha bidratt til ulike kvantifikasjonsgrenser av PAH, slik at dette også kan ha ført til at ulike mengder overflatesedimentene har blitt kvantifisert i gradientanalysen sammenlignet med sedimentsøylen. Hva som eventuelt er kildene til de forhøyede konsentrasjonene av PAH i gradientanalysen er vanskelig å si med sikkerhet. Da konsentrasjonene er høyest nærmere land, dvs. prøvepunkt 3-5, kan ikke bidrag fra vei og trafikk etter år 2000 utelukkes som potensiell kilde, men trolig ville det også vært påvist forhøyede konsentrasjoner i

sedimentsøylen dersom bidraget var stort. Påvisningen av de høymolekylære PAH-forbindelsene i gradientanalysen kan dermed indikere økt utvasking av PAH som har ligget akkumulert i nedbørfeltet fra eldre tider, eller at det har oppstått en ny potensiell kilde til forbindelsene i nedbørfeltet.

En annen mulig forklaring til de forhøyede konsentrasjonene av de tyngre PAH-forbindelsene kan være relatert til sedimenteringshastighet i innsjøen. Sedimenteringshastigheten vil øke med vann dybden, slik at det vil sedimentere mindre ved grunnere områder (Rognerud, 2008). Da prøvene går relativt dypt ned i sedimentene (5 cm), kan prøvene tatt nærme land derfor inkludere eldre sedimentlag. Dette kan med andre ord indikere at de høye konsentrasjonene av de tyngre PAH i gradientanalysen samsvarer med de høye påviste konsentrasjonene i sedimentsøylen i perioden 1913-1989.

6. Oppsummering

Ved hjelp av en paleolimnologisk metode har langtidsutviklingen til den veinære innsjøen Oppegårdstjern blitt rekonstruert i dette studiet, med det formål å vurdere hvilke naturlige og antropogene faktorer som forklarer den historiske utviklingen av metaller og PAH i innsjøen. Basert på den radiokjemiske dateringen ved UCL, har de undersøkte sedimentlagene fra tjernet en alder som går fra 1872-2021, hvor de eldste sedimentene dermed representerte en tid hvor menneskelig aktivitet var av et langt mindre omfang enn hva som er tilfellet i nyere tid, og fungerte derfor som referansesedimenter for de fleste forurensningene som er omtalt i denne undersøkelsen.

Resultatene fra hovedkomponentanalysen (PCA) viste et samsvarende mønster for flere av de undersøkte elementene. Trenden var relativt lik for S, Zn, og Cd, hvor det særlig ble registrert en sterk korrelasjon mellom S og Zn. Berggrunnssammensetningen i området antydte at det naturlige bidraget av elementene var lite, og det ble derfor antatt at hovedkilden sannsynligvis stammet fra langtransporterte atmosfæriske avsetninger. Konsentrasjonsforløpet for Pb fulgte utviklingstrenden for bruken av Pb-holdig bensin i Europa, slik at atmosfæriske avsetninger trolig også var hoveddrivkraften til innholdet av Pb i sedimentene. Den sterke affiniteten mellom Pb og organisk materiale i nedbørfeltet bidro også til å forsterke teorien om at direkte avsetninger fra atmosfæren til vannoverflaten var den viktigste transportveien for Pb.

Innholdet av metallene Cr, Ni, Al, Fe og til dels Co var høyere i nyere tid enn i

referansesedimentene, noe som ble knyttet opp mot omleggingen av permanent eng til dominans av kornproduksjon i området da dette sannsynligvis bidro til økt erosjon og transport av mineralsk materiale til tjernet. Konsentrasjonsforløpet til Cu kunne også knyttes opp mot jordbruket, hvor forbruket av Cu-holdig mineralgjødsel trolig økte i takt med omleggingen til kornproduksjon. Samtidig ble den relativt bratte stigningen av Cu i perioden mellom 1997 og 2013 assosiert med tilbakegangen av sur nedbør og dermed økt mobilisering av organisk materiale. Innholdet av Na, Ca og Mn er trolig nært knyttet opp mot den naturlige geomorfologien i nedbørfeltet, hvor økt nedbør og temperatur de siste tiårene sannsynligvis har resultert i økt erosjon og partikkeltransport til innsjøen. Samtidig kan ikke veiavrenning fra RV23 etter år 2000 utelukkes som kilde.

Den høye tilstedeværelsen av høymolekylære PAH-forbindelser i sedimentsøylen mellom 1913-1989 tydet på at det tidligere hadde pågått menneskelig aktivitet i nedbørfeltet som resulterte i betydelig forurensning av innsjøsedimentene i Oppegårdstjern, noe som også ble bekreftet ut fra en tidligere rapport. Drivkreftene til dette er imidlertid ukjent, men kan trolig knyttes opp mot langtransporterte pyrogene kilder. Innholdet av de tyngre PAH-forbindelsene var også høye i gradientanalysen, spesielt i prøvepunkt 3, 4 og 5. Det er imidlertid vanskelig å si med sikkerhet hva som er drivkreftene til dette, men det kan ha sammenheng med sedimenteringshastigheten ved de ulike prøvepunktene eller at en ny kilde til PAH har dukket opp i nedbørfeltet.

Referanseliste

- Aas, W., Eckhardt, S., Fiebig, M., Platt, S. M., Solberg, S., Yttri, K. E. & Zwaafink, C. G. (2021). *Monitoring of long-range transported air pollutants in Norway. Annual Report 2020* (13). Norsk Institutt for luftforskning (NILU). <https://hdl.handle.net/11250/2767251>
- Abdel-Shafy, H. I. & Mansour, M. S. (2016). A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egyptian journal of petroleum*, 25(1), 107-123. <https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2015.03.011>
- Alloway, B. J. (2013). Sources of Heavy Metals and Metalloids in Soils. I B. J. Alloway (Red.), *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability* (3. utg., Bd. 22, s. 11-50). Springer Science & Business Media,.
- Baek, S. O., Field, R. A., Goldstone, M. E., Kirk, P. W., Lester, J. N. & Perry, R. (1991). A review of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: sources, fate and behavior. *Water, air, and soil pollution*, 60(3), 279-300. <https://doi.org/https://doi.org/1573-2932>
- Berge, D. (1991). *Forurensningsutvikling i drikkevannskilden Oppegårdtjernet i Frogn Kommune - Årsakssammenheng* (0-90170). NIVA. <http://hdl.handle.net/11250/206260>
- Berge, D. (2010). *Undersøkelser i Grøa og omkringliggende innsjøer i forbindelse med økt vannbehov ved Gran og Lunner interkommunale vannverk* (L.NR. 5983-2010). Norsk institutt for vannforskning (NIVA). <http://hdl.handle.net/11250/214996>
- Bjervamoen, S. G., Bjørk, T. B., Elgen, M., Gaut, S., Hauan, G., Herman, S., Illestad, I., Johnsen, C. C., Knapstad, H., Nordløkken, M., Stoeckert, K., Stokkan, T. & Ottesen, R. T. (2006). *Spredning av miljøgifter fra tetteflater i Trondheim* (2006.024). Norges geologiske undersøkelse (NGU). <https://hdl.handle.net/11250/2664901>
- Bjørklund, A. E., Johnsen, G. H. & Kålås, S. (1996). *Kalkingsplan for Askøy kommune 1995* (185). Rådgivende biologer. <https://www.radgivende-biologer.no/wp-content/uploads/2019/06/185.pdf>
- Blake, G. R. & Hartge, K. H. (1986). Bulk density. I A. Klute (Red.), *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods* (2. utg.). American Society of Agronomy: Soil Science Society of America.
- Brown, J. N. & Peake, B. M. (2006). Sources of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff. *Science of the total environment*, 359(1-3), 145-155. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.05.016>
- Bækken, T. (2014). *Vann- og sedimentkvalitet i Oppegårdstjern, Frogn kommune i 2013, før utvidelse av RV23* (6612-2014). Norsk institutt for vannforskning (NIVA). <http://hdl.handle.net/11250/216518>
- Bækken, T. & Haugen, T. (2011). *Vegsalt og tungmetaller i innsjøer langs veier i Sør-Norge 2010* (L.NR. 6220-2011). Norsk institutt for vannforskning (NIVA). <http://hdl.handle.net/11250/215597>
- Christensen, G. N., Evenset, A., Rognerud, S., Skjelkvåle, B. L., Palerud, R., Fjeld, E. & Røyset, O. (2008). *National lake survey 2004-2006, part III: AMAP : status of metals and environmental pollutants in lakes and fish from the Norwegian part of the AMAP region* (1013/2008). Statens forurensningstilsyn (SFT). <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/2363/ta2363.pdf>
- Coxon, T., Goldstein, L. & Odhiambo, B. K. (2018). Analysis of spatial distribution of trace metals, PCB, and PAH and their potential impact on human health in Virginian Counties and independent cities, USA. *Environmental Geochemistry and Health*, 41, 783-801. <https://doi.org/10.1007/s10653-018-0172-2>

- De Wit, H. A., Mulder, J., Hindar, A. & Hole, L. (2007). Long-term increase in dissolved organic carbon in streamwaters in Norway is response to reduced acid deposition. *Environmental Science & Technology*, 41(22), 7706-7713. <https://doi.org/10.1021/es070557f>
- Direktoratsgruppen vanndirektivet. (2018). *Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver* (Veileder 02:2018).
- Dunnette, D. A., Chynoweth, D. P. & Mancy, H. K. (1985). The source of hydrogen sulfide in anoxic sediment. *Water Research*, 19(7), 875-884. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(85\)90146-0](https://doi.org/10.1016/0043-1354(85)90146-0)
- Evans, C. D., Chapman, P. J., Clark, J. M., Monteith, D. T. & Cresser, M. S. (2006). Alternative explanations for rising dissolved organic carbon export from organic soils. *Global change biology*, 12(11), 2044-2053. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01241.x>
- Faafeng, B., Brettum, P., Fjeld, E. & Oredalen, T. J. (1997). *Evaluering av Kolbotnvannet. Overvåking av vannkvalitet, og tilførsler til Gjersjøen via tilløpsbekkene i 1996, samt undersøkelse av miljøgifter i sedimenter* (3707-97). Norsk institutt for vannforskning (NIVA). <http://hdl.handle.net/11250/209495>
- Fjeld, E., Rognerud, S. & Steinnes, E. (1994). Influence of Environmental Factors on Heavy Metal Concentration in Lake Sediments in Southern Norway Indicated by Path Analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51(8), 1708-1720. <https://doi.org/10.1139/f94-172>
- Forskrift om nydyrking. (1997). *Forskrift om nydyrking (FOR-1997-05-02-423)*. Lovdata. <https://lovdata.no/forskrift/1997-05-02-423>
- Heijnis, H. (2001). *The principle of 210Pb dating of sediments*. Archives of human impact. Australian Institute of Nuclear Science and Engineering. https://www.researchgate.net/publication/266375880_The_principle_of_210Pb_dating_of_sediments
- Hwang, H.-M., Fiala, M. J., Wade, T. L. & Park, D. (2019). Review of pollutants in urban road dust: Part II. Organic contaminants from vehicles and road management. *International Journal of Urban Sciences*, 23(4), 445-463. <https://doi.org/10.1080/12265934.2018.1538811>
- Jepson, P. D. & Law, R. J. (2016). Persistent pollutants, persistent threats. *Science*, 352(6292), 1388-1389. <https://doi.org/10.1126/science.aaf9075>
- Kilab. (u.å.). *De tre stegene av frysetørring – forklart*. Kilab AS. <https://kilab.no/artikler/de-tre-stegene-av-frysetorking/>
- Lei, P., Zhang, H., Shan, B. & Zhang, B. (2016). Distribution, diffusive fluxes, and toxicity of heavy metals and PAHs in pore water profiles from the northern bays of Taihu Lake. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(21), 22072-22083. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7467-6>
- Lie, O. (1980). *Foredrag på landbruksveka i Oslo 1980. Produksjon av energi - Brenntorv. Det norske jord - og myrselskap*. <http://hdl.handle.net/11250/2488425>
- Manoli, E. & Samara, C. (1999). Polycyclic aromatic hydrocarbons in natural waters: sources, occurrence and analysis. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 18(6), 417-428. [https://doi.org/10.1016/S0165-9936\(99\)00111-9](https://doi.org/10.1016/S0165-9936(99)00111-9)
- Mattilsynet. (2009). *Kalkstatistikk*. https://www.mattilsynet.no/planter_og_dyrking/gjodsel_jord_og_dyrkingsmedier/mineralgjodsel_og_kalk/kalkstatistikk_2009.5270/binary/Kalkstatistikk%202009

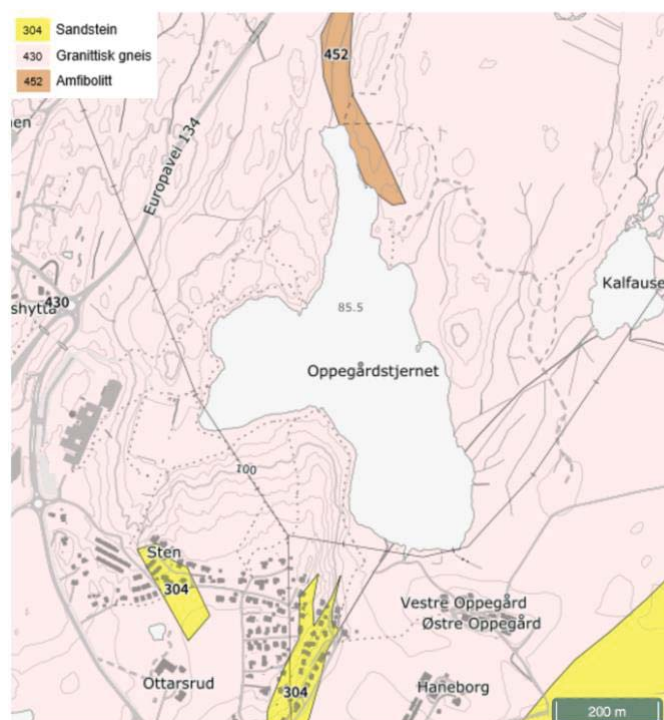
- Mattilsynet. (2019). *Kalkstatistikk. Omsetning av kalk til jordbruksformål 2017*.
https://www.mattilsynet.no/planter_og_dyrking/gjodsel_jord_og_dyrkingsmedier/mineralgjodsel_og_kalk/kalkstatistikk_2017.32698/binary/Kalkstatistikk%202017
- Meland, S. (2010). *Ecotoxicological Effects of Highway and Tunnel Wash Water Runoff* [Doktorgrad (Norges miljø - og biovitenskapelige universitet)]. Brage.
<https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/handle/11250/190880>
- Meteorologisk institutt. (2021). *Klima fra 1900 til i dag*. <https://www.met.no/vaer-og-klima/klima-siste-150-ar>
- Miljødirektoratet. (2021). *Bly og blyforbindelser*.
<https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/bly-og-blyforbindelser/>
- Naeher, S., Gilli, A., North, R. P., Hamann, Y. & Schubert, C. J. (2013). Tracing bottom water oxygenation with sedimentary Mn/Fe ratios in Lake Zurich, Switzerland. *Chemical Geology*, 352, 125-133. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2013.06.006>
- NGU. (u.å.). *Berggrunnsgeologi*. https://geo.ngu.no/kart/berggrunn_mobil/
- NIBIO. (u.å.). *Arealinformasjon*. <https://kilden.nibio.no/?topic=arealinformasjon>
- Opplysningen 1881. (u.å.-a). *Historiske kart 1988*.
<https://kart.1881.no/?query=Frogn%20kommune>
- Opplysningen 1881. (u.å.-b). *Historiske kart 2003*.
<https://kart.1881.no/?query=Frogn%20kommune>
- Renberg, I., Bindler, R. & Brännvall, M.-L. (2001). Using the historical atmospheric lead-deposition record as a chronological marker in sediment deposits in Europe. *The Holocene*, 11(5), 511-516. <https://doi.org/10.1191/095968301680223468>
- Riise, G., Krogstad, T. & Rohrlack, T. (2013). *Årungens trofiutvikling og eksponering for miljøgifter. Endringer med tiden studert ved sedimentanalyser* (IPM-rapport nr. 2). Institutt for plante - og miljøvitenskap (UMB). https://pura.no/wp-content/uploads/2015/06/Microsoft-Word-%C3%85rungsens-trofiutvikling-og-eksponering-for-milj%C3%B8gifter_studert-ved-sedimenter.pdf
- Riise, G., Salbu, B., Vogt, R. D., Rannekleiv, S. B. & Mykkelbost, T. C. (1994). Mobility of humic substances, major and minor elements in Lake Skjervatjern and its catchment area. *Environment international*, 20(3), 287-298. [https://doi.org/10.1016/0160-4120\(94\)90112-0](https://doi.org/10.1016/0160-4120(94)90112-0)
- Ringnér, M. (2008). What is principal component analysis? *Nature biotechnology*, 26(3), 303-304. <https://doi.org/10.1038/nbt0308-303>
- Rognerud, S. (2008). *Nasjonal innsjøundersøkelse, 2004-2006, Del 2: Sedimenter - oppdateringer* (1041/2008). Norsk institutt for vannforskning (NIVA).
https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/214324/5715-2008_72dpi.pdf?sequence=2&isAllowed=y
- Rognerud, S., Fjeld, E. & Løvik, J. E. (1997). *Regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 1. Organiske mikroforurensninger* (712/97). Norsk institutt for vannforskning (NIVA). <http://hdl.handle.net/11250/209474>
- Rognerud, S., Fjeld, E. & Løvik, J. E. (1999). *Landsomfattende undersøkelser av metaller i innsjøsedimenter* (759/1999). Norsk Institutt for vannforskning (NIVA).
<http://hdl.handle.net/11250/210321>
- Rohrlack, T. & Haaland, S. (2017). *Paleolimnologisk undersøkelse av Hersjøen* (002-4158-L) (MINA fagrapport 39). Norges miljø - og biovitenskapelige universitet (NMBU).
<https://hdl.handle.net/11250/2648155>
- Salomons, W. (1995). Environmental impact of metals derived from mining activities: Processes, predictions, prevention. *Journal of Geochemical Exploration*, 52(1-2), 5-23. [https://doi.org/10.1016/0375-6742\(94\)00039-E](https://doi.org/10.1016/0375-6742(94)00039-E)

- Schwarzenbach, R. P., Escher, B. I., Fenner, K., Hofstetter, T. B., Johnson, C. A., Von Gunten, U. & Wehrli, B. (2006). The challenge of micropollutants in aquatic systems. *Science*, 313(5790), 1072-1077. <https://doi.org/10.1126/science.1127291>
- Skjelkvåle, B. L., Lydersen, E., Fjeld, E., Andersen, T., Røyseth, O. & Henriksen, A. (1999). *Tungmetaller i norske innsjøer - et miljøproblem?* Norsk Institutt for vannforskning (NIVA). https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/1999_30668.pdf
- Skjelkvåle, B. L., Steinnes, E., Rognerud, S., Fjeld, E., Berg, T. & Røyset, O. (2006). *Trace metals in Norwegian surface waters, soils, and lake sediments-relation to atmospheric deposition* (5222-2006). Norsk institutt for vannforskning (NIVA). <http://hdl.handle.net/11250/213255>
- Smith, V. H., Tilman, G. D. & Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental pollution*, 100(1-3), 179-196. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00091-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00091-3)
- Smol, J. P. (2008). *Pollution of lakes and rivers : a paleoenvironmental perspective* (2. utg.). Blackwell Publ.
- Snuggerud, T. (2013). *Miljøstatus i Årungen studert ved Cs-137 datering og sedimentanalyser av karbon, nitrogen, fosfor, svovel, kobber, jern, mangan, sink og bly* [Mastergrad (Norges miljø - og biovitenskapelige universitet)]. Brage. <https://static02.nmbu.no/mina/studier/moppgaver/2013-Snuggerud.pdf>
- Statens Vegvesen. (u.å.-a). Dagens Oslofjordforbindelse. <https://www.vegvesen.no/vegprosjekter/prosjekt/oslofjordforbindelsen/dagens-oslofjordforbindelse/>
- Statens Vegvesen. (u.å.-b). *Hvor mye salt brukes i Norge?* <https://www.vegvesen.no/fag/veg-og-gate/vinterdrift/salting/sporsmal-og-svar/hvor-mye-salt/>
- Steinnes, E., Berg, T., Uggerud, H. T. & Pfaffhuber, K. A. (2011). *Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge. Landsomfattende undersøkelse i 2010* (1109/2011). Norsk institutt for luftforskning (NILU). <https://hdl.handle.net/11250/2718762>
- Steinnes, E., Uggerud, H. T., Pfaffhuber, K. A. & Berg, T. (2016). *Atmospheric deposition of heavy metals in Norway. National moss survey 2015* (28/2016). Norsk institutt for luftforskning (NILU). <http://hdl.handle.net/11250/2465001>
- Stogiannidis, E. & Laane, R. (2015). Source characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons by using their molecular indices: an overview of possibilities. I *Reviews of environmental contamination and toxicology* (s. 49-133). https://doi.org/10.1007/978-3-319-10638-0_2
- Tabachnick, B. G. & Fidell, L. S. (2013). *Using multivariate statistics* (6. utg.). Pearson.
- ThermoFisher. (u.å). *Comparison of ICP-OES and ICP-MS for Trace Element Analysis*. <https://www.thermofisher.com/no/en/home/industrial/environmental/environmental-learning-center/contaminant-analysis-information/metal-analysis/comparison-icp-oes-icp-ms-trace-element-analysis.html>
- Tiwari, M., Sahu, S. & Pandit, G. (2017). Distribution of PAHs in different compartment of creek ecosystem: Ecotoxicological concern and human health risk. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 50, 58-66. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.etap.2017.01.008>
- Vrålstad, Å. H. (2017). *Paleolimnological Investigation in Øvre Heimdalsvatn - Natural and Anthropogenic Influences During the Late Holocene* [Mastergrad (Norges miljø - og biovitenskapelige universitet)]. Brage. <http://hdl.handle.net/11250/2449120>
- Wang, X.-C., Zhang, Y.-X. & Chen, R. F. (2001). Distribution and partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in different size fractions in sediments from Boston Harbor, United States. *Marine Pollution Bulletin*, 42(11), 1139-1149. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00129-1](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00129-1)

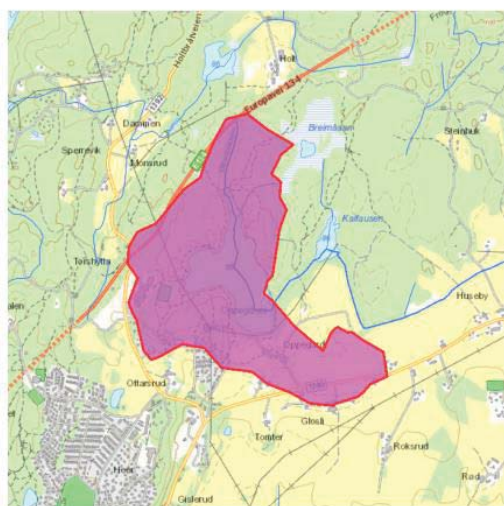
- Wilcke, W. (2000). Synopsis polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil—a review. *Journal of plant nutrition and soil science*, 163(3), 229-248. <https://doi.org/10.1002/1522-2624>
- Wollan, A. K., Schartau, A. K., Fjellheim, A., Walseng, B., Skjelkvåle, B. L., Framstad, E., Halvorsen, G. A., Halvorsen, G., Bratli, H. & Bruteig, I. E. (2009). *Overvåking av langtransporterte forurensninger 2008. Sammendragsrapport (TA-2527/2009) (1050/2009)*. Statens Forurensningstilsyn (SFT). <http://hdl.handle.net/11250/214561>
- Wu, Y., Hou, X., Cheng, X., Yao, S., Xia, S. & Wang, S. (2007). Combining geochemical and statistical methods to distinguish anthropogenic source of metals in lacustrine sediment: a case study in Dongjiu Lake, Taihu Lake catchment, China. *Environmental Geology*, 52, 1467-1474. <https://doi.org/10.1007/s00254-006-0587-4>
- Økland, J. & Økland, K. A. (2006). 4. Geologi - fast fjell og løs jord. I *Vann og vassdrag 3. Kjemi, fysikk og miljø* (2. utg.). Vett og Viten AS.

Vedlegg

Vedlegg 1: Nedbørfeltinformasjon



Figur 1A: berggrunnskart med tegnforklaring for området rundt Oppegårdstjern, hentet fra NGUs berggrunnskart (u.å).



Norges
vassdrags- og
energidirektorat

Kartbakgrunn: Statens Kartverk
Kartdatum: EUREF89 WGS84
Projeksjon: UTM 33N
Beregn.punkt: 256665 E
6625039 N

Nedbørfeltgrenser og feltparametere er automatisk generert og kan inneholde feil. Resultatene må kvalitetssikres.

Nedbørfeltparametere

Vassdragsnr.: 005.31Z
Kommune.: Frogn
Fylke.: Viken
Vassdrag.: Gloslibekken

Feltparametere

Areal (A)	1.4 km²
Effektiv sjø (A_{SE})	16.28 %
Elvleengde (E_L)	1.4 km
Elvegradient (E_G)	2.7 m/km
Elvegradient 1085 ($E_{G,1085}$)	1.9 m/km
Helning	3.4 °
Dreneringstetthet (D_T)	1.3 km ⁻¹
Feltlengde (F_L)	1.2 km

Feltparametere Tilløp

Effektiv sjø – Tilløp ($A_{SE,T}$)	0 %
Feltlengde – Tilløp ($F_{L,T}$)	0.8 km

Arealklasse

Bre (A_{BRE})	0 %
Dyrket mark (A_{JORD})	20.8 %
Myr (A_{MYR})	2.5 %
Leire (A_{LEIRE})	9.0 %
Skog (A_{SKOG})	54.1 %
Sjø (A_{SJO})	15.2 %
Snøfjell (A_{SF})	0 %
Urban (A_U)	2.4 %
Uklassifisert areal (A_{BEST})	4.6 %

Hypsografisk kurve

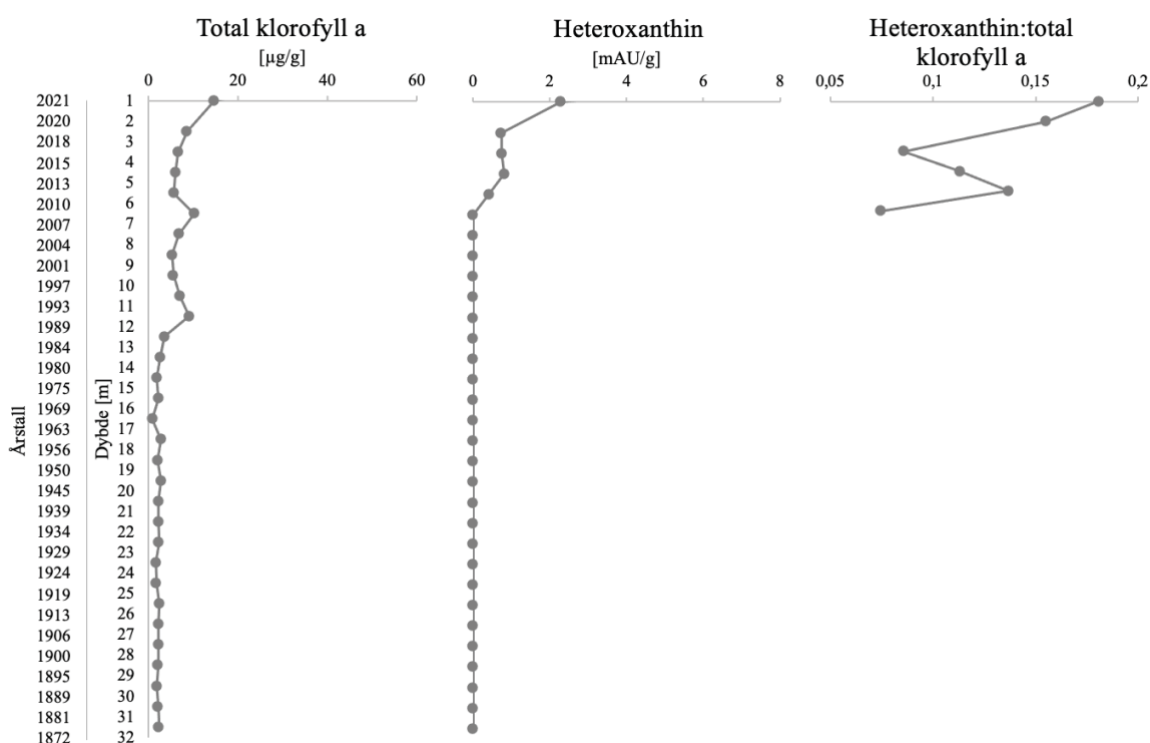
Høyde MIN	86 m
Høyde 10	86 m
Høyde 20	87 m
Høyde 30	89 m
Høyde 40	90 m
Høyde 50	91 m
Høyde 60	93 m
Høyde 70	94 m
Høyde 80	100 m
Høyde 90	109 m
Høyde MAX	125 m

Klima- /hydrologiske parametere

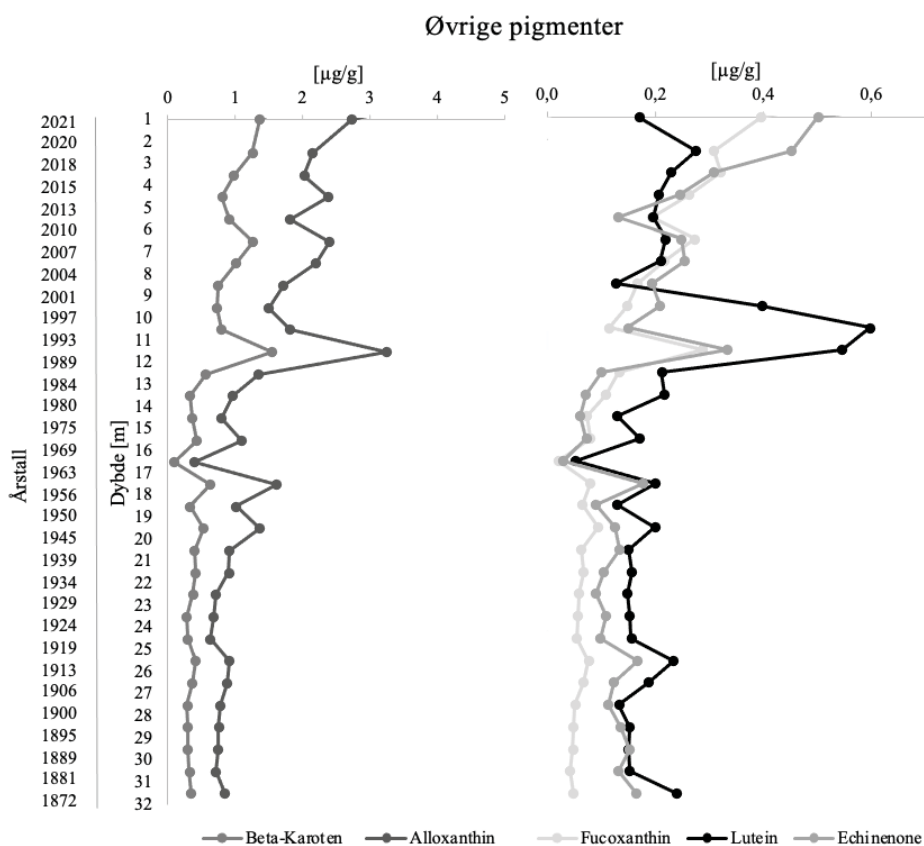
Avrenning 1961-90 (Q_N)	13.7 l/s*km²
Sommernedbør	397 mm
Vinternedbør	507 mm
Årstemperatur	5.4 °C
Sommertemperatur	13.4 °C
Vintertemperatur	-0.3 °C

Figur 1B: Oversikt over nedbørfeltparametere for Oppegårdstjern, hentet fra karttjenesten NEVINA (NVE, u.å).

Vedlegg 2: Pigmenter

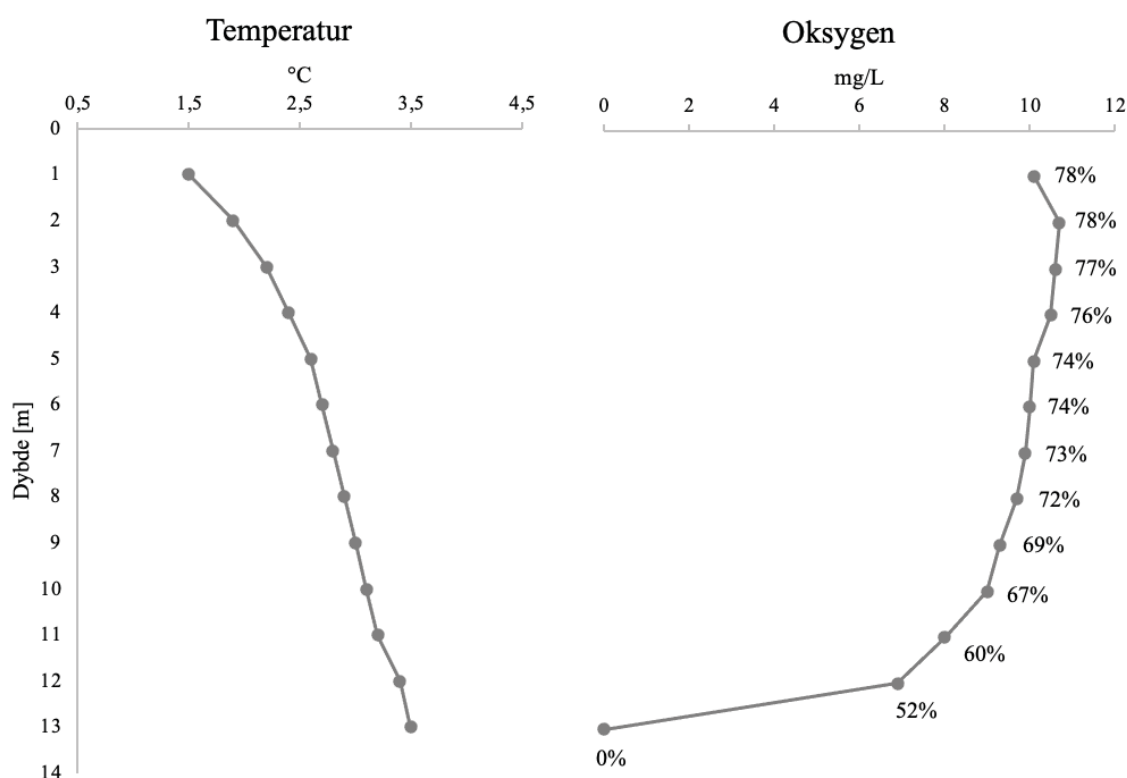


Figur 2A: Årlig avsetning av total klorofyll a i $\mu\text{g/g}$ (klorofyll a og nedbrytningsprodukter), heteroxanthin i mAU/g og forholdet mellom heteroxanthin og total klorofyll a fra 1872 til 2021 i sediment søylen fra Oppegårdstjern. Legg merke til de forskjellige x-aksene. Forholdet mellom heteroxanthin og total klorofyll a er vist for perioden 2010-2021.



Figur 2B: Årlig avsetning av øvrige pigmenter (Beta-Karoten, Alloxanthin, Fucoxanthin, Lutein, Echinenone) i $\mu\text{g/g}$ fra 1872 til 2021 i sediment søylen fra Oppegårdstjern. Legg merke til de ulike x-aksene.

Vedlegg 3: Vertikale feltmålinger av oksygen og temperatur



Figur 3: Vertikale feltmålinger av temperatur (°C), oksygenkonsentrasjon (mg/L) og oksygenmetning (%) fra 1-13 meters vanndybde i Oppegårdstjern fra februar 2021.

Vedlegg 4: Dateringsrapport fra UCL London

Report on the Radiometric Dating of Sediment Core OPPE from Oppegårdstjernet, Norway

Handong Yang
Environmental Change Research Centre
University College London

Rationale and methodology

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

made for the effect of self-absorption of low energy gamma rays within the sample (Appleby et al, 1992).

Results

Lead-210 Activity

Equilibrium of total ^{210}Pb activity with the supported ^{210}Pb occurs at a depth of c. 42 cm of the core (Figure 1a). Unsupported ^{210}Pb activities, calculated by subtracting supported ^{210}Pb activity from total ^{210}Pb activity, decline overall irregularly with depth (Figure 1b). The maximum value of unsupported ^{210}Pb activity is underneath the surface sediments, suggesting increased sedimentation rates in recent years. Unsupported ^{210}Pb activities decline more or less exponentially with depth from 11.5 to 26.5 cm, indicating relatively uniform sedimentation rates within this section. There is a dip in unsupported ^{210}Pb activity at 29.5 cm, this implies an increased sedimentation rate at the depth. However, unsupported ^{210}Pb activity from a relatively high level at 31.5 cm declines rapidly to close to zero at 34.5 cm, this may imply a disturbance in the sedimentation process.

Artificial Fallout Radionuclides

The ^{137}Cs activity versus depth profile (Figure 1c) has two well resolved peaks at 11.5 and 15.5 cm, respectively. A peak of ^{241}Am at 15.5 cm confirms that the ^{137}Cs peak at this depth was derived from the 1963 fallout maximum of the atmospheric testing of nuclear weapons. The other peak at 11.5 cm in the ^{137}Cs profile was derived from the 1986 Chernobyl accident fallout.

Core Chronology

The non-monotonic features in the ^{210}Pb profile have precluded the use of the CIC model (Appleby, 2001). Simple CRS ^{210}Pb model places 1963 and 1986 layers around 15.5 and 11.5 cm in the core, respectively, which are in reasonable agreement with the ^{137}Cs and ^{241}Am records. The CRS chronologies and sedimentation rates were given in Table 3 and shown in Figure 2. The results suggest that, there are relatively high variations in sedimentation rates before the 1900s in the dated section of the core. this is followed by relatively uniform sedimentation rates from the 1900s to 1980s with a mean at $0.0115 \text{ g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$. In recent 20 years or so, there are some larger changes than before in sedimentation rates, but the changes are still relatively small.

Reference

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

Table 1. ^{210}Pb concentrations in core OPPE taken from Oppegardtjernet, Norway.

Depth cm	Dry Mass g cm ⁻²	Total		Pb-210 Supported		Unsupp		Cum Unsupported Pb-210	
		Bq Kg ⁻¹	±	Bq Kg ⁻¹	±	Bq Kg ⁻¹	±	Bq m ⁻²	±
1	0.0083	1282.95	22.1	150.04	4.14	1132.91	22.48	94.8	4.9
2.5	0.0432	1628.9	27.36	109.37	4.48	1519.53	27.72	553.7	24.6
5.5	0.1282	1357.85	19.11	142.38	3.47	1215.47	19.42	1711.3	65.6
8.5	0.2151	1228.65	23.53	110.46	4.08	1118.19	23.88	2724.7	84.8
11.5	0.3362	599.57	15.11	107.91	3.56	491.66	15.52	3648.1	100.8
14.5	0.5175	476.38	11.42	120.56	2.93	355.82	11.79	4409.7	110.5
15.5	0.586	398.06	12.57	110.21	3.45	287.85	13.03	4629.3	111.6
17.5	0.7448	318.39	11.63	113.65	3.5	204.74	12.15	5016.8	114.6
20.5	0.9346	216.94	11.73	87.01	3.26	129.93	12.17	5329	117.8
23.5	1.1034	152.93	12.36	76.22	3.19	76.71	12.77	5499.5	120
25.5	1.2271	139.63	11.16	73.61	3.12	66.02	11.59	5587.6	121.3
26.5	1.2891	128.09	10.01	70.92	2.74	57.17	10.38	5625.7	121.6
29.5	1.4717	80.26	9.44	60.61	2.68	19.65	9.81	5689.9	122.6
31.5	1.5718	129.18	12.44	58.41	3.17	70.77	12.84	5729.8	123.3
34.5	1.7203	59.13	12.21	56	5	3.13	13.19	5762	124.5
37.5	1.8719	59.39	10.96	53.85	3.09	5.54	11.39	5768.4	126
40.5	2.0243	70.62	10.3	60.89	3.32	9.73	10.82	5779.7	127.2
43.5	2.1733	43.49	11.29	52.05	3.3	-8.56	11.76	5780.6	128.3

Table 2. Artificial fallout radionuclide concentrations in core OPPE.

Depth cm	Cs-137		Am-241	
	Bq Kg ⁻¹	±	Bq Kg ⁻¹	±
1	110.77	3.27	0	0
2.5	107.22	3.59	0	0
5.5	140.38	3.08	0	0
8.5	180.82	4.32	3.07	1.21
11.5	442.29	5.73	0	0
14.5	112.11	2.68	3.21	0.81
15.5	153.27	3.64	6.73	1.09
17.5	54.15	2.31	2.55	0.92
20.5	26.26	1.7	0	0
23.5	18.13	1.62	0	0
25.5	14.07	1.45	0	0
26.5	13.18	1.29	0	0
29.5	7.71	1.28	0	0
31.5	16.76	5.98	0	0
34.5	0	0	2.11	1.07
37.5	7.65	1.42	0	0
40.5	0	0	0	0
43.5	0	0	0	0

Table 3. ^{210}Pb chronology of core OPPE taken from Oppegardtjernet, Norway.

Depth	Drymass	Chronology			Sedimentation Rate		
		Date	Age	$\pm$	$\text{g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$	cm yr^{-1}	$\pm \%$
cm	g cm^{-2}	AD	yr				
0	0	2021	0				
1	0.0083	2020	1	2	0.0156	0.905	3.1
2.5	0.0432	2018	3	2	0.0107	0.402	3.2
5.5	0.1282	2010	11	2	0.0104	0.364	3.4
8.5	0.2151	2001	20	2	0.0085	0.246	4.1
11.5	0.3362	1989	32	2	0.0135	0.269	5.3
14.5	0.5175	1975	46	2	0.012	0.193	6.8
15.5	0.586	1969	52	2	0.0125	0.165	8.3
17.5	0.7448	1956	65	3	0.0117	0.168	11.4
20.5	0.9346	1939	82	5	0.011	0.183	17.9
23.5	1.1034	1924	97	8	0.0116	0.199	28.5
25.5	1.2271	1913	108	11	0.0094	0.151	37.3
26.5	1.2891	1906	115	13	0.0087	0.143	44.1
29.5	1.4717	1889	132	21	0.0152	0.269	81.9
31.5	1.5718	1872	149	25	0.0025	0.05	96.8

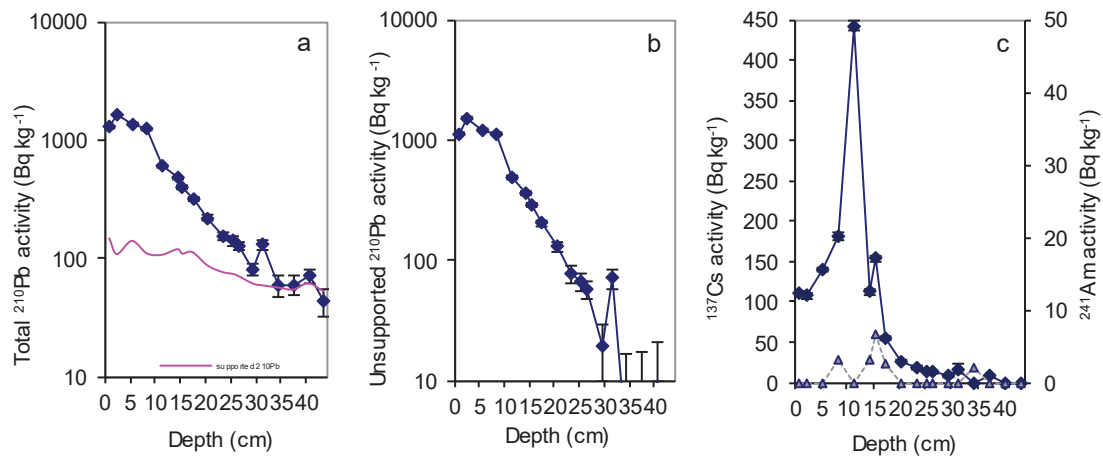


Figure 1. Fallout radionuclide concentrations in core OPPE taken from Oppegardtjernet, Norway, showing (a) total ^{210}Pb , (b) unsupported ^{210}Pb , and (c) ^{137}Cs and ^{241}Am concentrations versus depth.

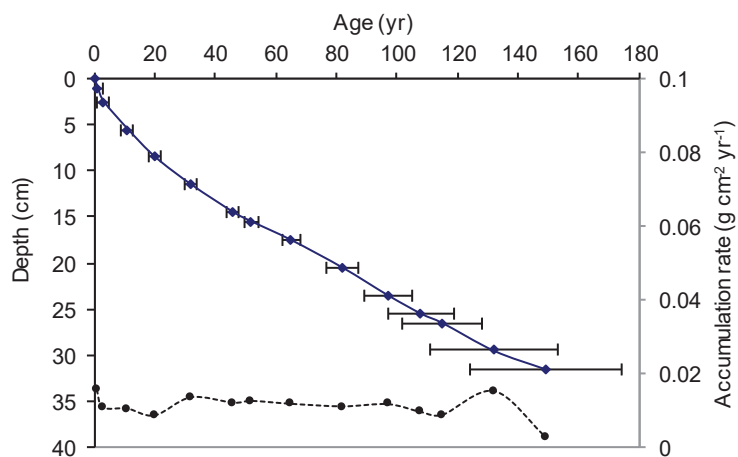


Figure 2. Radiometric chronology of core OPPE taken from Oppegardtjernet, Norway, showing the CRS model ^{210}Pb dates and sedimentation rates. The solid line shows chronologies, while the dashed line indicates sedimentation rates.

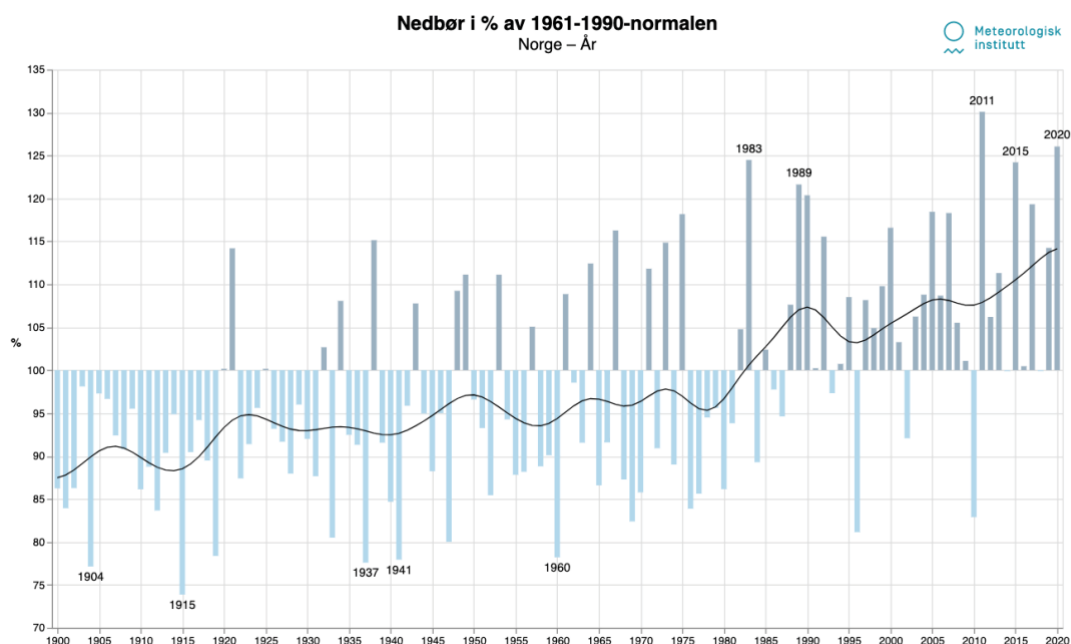
Vedlegg 5: Deteksjons – og kvantifiseringsgrenser

Tabell 4: Deteksjonsgrenser (LOD) og kvantifikasjonsgrenser (LOQ) for grunnstoffer analysert ved hjelp av ICP-MS og ICP-OES.

Grunnstoff	Al	Ca	Fe	Mn	S	Na
Enhet	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg
Deteksjonsgrense (LOD)	0,002	0,03	0,009	0,002	0,02	0,003
Kvantifikasjonsgrense (LOQ)	0,0069	0,093	0,031	0,0062	0,067	0,01

Grunnstoff	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
Enhet	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Deteksjonsgrense (LOD)	0,1	0,0005	0,04	0,05	0,05	0,001	0,02
Kvantifikasjonsgrense (LOQ)	0,36	0,0017	0,15	0,17	0,15	0,0042	0,075

Vedlegg 6: Norges nedbørsutvikling



Vedlegg 7: Principal Component Analysis

Eigenanalysis of the Correlation Matrix

Eigenvalue	6,5297	4,7570	1,6063	1,1913	0,3640	0,1945	0,1212	0,0952	0,0507	0,0422
Proportion	0,435	0,317	0,107	0,079	0,024	0,013	0,008	0,006	0,003	0,003
Cumulative	0,435	0,752	0,860	0,939	0,963	0,976	0,984	0,991	0,994	0,997
Eigenvalue	0,0205	0,0102	0,0077	0,0061	0,0031					
Proportion	0,001	0,001	0,001	0,000	0,000					
Cumulative	0,998	0,999	0,999	1,000	1,000					

Eigenvectors

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9	PC10
Tetthet	0,017	0,349	0,466	0,109	-0,015	0,366	-0,073	0,487	-0,273	-0,010
Nedbør	0,005	0,132	-0,123	0,841	-0,187	-0,394	0,214	0,116	-0,017	-0,064
S	0,241	0,313	-0,202	-0,030	0,432	0,040	0,301	-0,137	0,124	-0,226
Al	0,322	-0,077	0,402	0,052	-0,063	-0,187	-0,050	-0,354	0,110	0,297
Fe	0,359	-0,003	-0,150	-0,271	-0,007	-0,215	0,259	0,266	0,132	-0,459
Mn	0,141	-0,373	-0,274	-0,198	-0,265	-0,142	0,100	0,217	-0,204	0,263
Ca	0,155	-0,351	-0,327	0,214	-0,072	0,322	-0,064	0,020	0,049	0,191
Na	0,338	-0,193	0,143	-0,015	-0,212	0,117	0,229	0,282	-0,324	-0,133
Cr	0,329	-0,066	0,388	-0,069	-0,120	-0,270	0,042	-0,068	0,098	0,019
Ni	0,377	-0,020	0,166	0,084	0,078	0,023	-0,156	-0,001	0,311	0,063
Zn	0,253	0,318	-0,169	-0,054	-0,115	-0,011	-0,012	-0,486	-0,678	0,017
Pb	-0,060	0,420	-0,072	-0,187	-0,305	0,104	0,541	0,060	0,265	0,525
Cd	0,083	0,385	-0,228	-0,143	-0,507	-0,161	-0,570	0,116	0,194	-0,138
Cu	0,354	0,019	-0,148	0,218	-0,154	0,593	-0,044	-0,163	0,217	-0,102
Co	0,317	0,163	-0,234	0,032	0,497	-0,167	-0,275	0,351	-0,101	0,462

Vedlegg 8: Analyseresultater PAH



NIBIO - NORSK INSTITUTT FOR BIOØKONOMI
Oluf Thesens vei 43
1433 ÅS
Attn: Johanna Skrutvold

Eurofins Environment Testing Norway
AS (Moss)
F. reg. NO9 651 416 18
Møllebakken 50
NO-1538 Moss

Tlf: +47 69 00 52 00
Environment_sales@eurofins.no

AR-21-MM-091295-01

EUNOMO-00309530

Prøvemottak: 29.09.2021
Temperatur:
Analyseperiode: 29.09.2021-06.10.2021
Referanse: 10625-6

ANALYSERAPPORT

Merknader prøveserie:
Fakturareferanse:501844

Prøvenr.: 439-2021-09290421	Prøvetakingsdato: 21.02.2021				
Prøvetype: Sedimenter	Prøvetaker: Thomas Rohrlack				
Prøvemerkning: 1	Analysestartdato: 29.09.2021				
Søyle 3 0-5cm, (5,47g)					
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
a) Tørrestoff	90.2	%	0.1	5%	SS-EN 12880:2000
a) PAH(16) Premium LOQ					
a) Naftalen	0.38	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenaftylen	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenaften	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoren	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fenantren	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Antracen	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoranten	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Pyren	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]antracen	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Krysen/Trifenylen	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[b]fluoranten	0.18	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[k]fluoranten	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]pyren	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Indeno[1,2,3-cd]pyren	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Dibenzo[a,h]antracen	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[ghi]perylen	0.12	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Sum PAH(16) EPA	0.68	mg/kg TS			SS-ISO 18287:2008, mod

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).
Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 1 av 2

AR-001 v 1/06

**Merknader:**

PAH: Forhøyet LOQ pga vanskelig prøvematriks.

Utførende laboratorium/ Underleverander:

a) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjölagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125,

Kopi til:

Gunnhild Riise (gunnhild.riise@nmbu.no)

Lene Sørli Heier (lene.sorlie.heier@vegvesen.no)

Oda Fosse (oda.fosse@nibio.no)

Roger Roseth (roger.roseth@nibio.no)

Moss 06.10.2021

Stig Tjomsland

Analytical Service Manager

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen

LOQ: Kvantifiseringsgrense

MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

NIBIO - NORSK INSTITUTT FOR BIOØKONOMI
Oluf Thesens vei 43
1433 ÅS
Attn: Johanna Skrutvold

AR-21-MM-091296-01

EUNOMO-00309530

Prøvemottak: 29.09.2021
Temperatur:
Analyseperiode: 29.09.2021-06.10.2021
Referanse: 10625-6

ANALYSERAPPORT

Merknader prøveserie:
Fakturareferanse:501844

Prøvenr.:	439-2021-09290422	Prøvetakingsdato:	21.02.2021		
Prøvetype:	Sedimenter	Prøvetaker:	Thomas Rohrlack		
Prøvemerkning:	2	Analysestartdato:	29.09.2021		
	Søyle 3, 6-10cm, (6,44g)				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
a) Tørrstoff	93.2	%	0.1	5%	SS-EN 12880:2000
a) PAH(16) Premium LOQ					
a) Naftalen	0.40	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenaftylen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenaften	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoren	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fenantren	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Antracen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoranten	0.15	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Pyren	0.13	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]antracen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Krysen/Trifenylen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[b]fluoranten	0.35	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[k]fluoranten	0.11	mg/kg TS	0.01	30%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]pyren	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Indeno[1,2,3-cd]pyren	0.17	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Dibenzo[a,h]antracen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[ghi]perylen	0.21	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Sum PAH(16) EPA	1.5	mg/kg TS			SS-ISO 18287:2008, mod

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1,<50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).
Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 1 av 2

AR-001 v 166

AR-21-MM-091296-01



EUNOMO-00309530

Merknader:

PAH: Forhøyet LOQ pga vanskelig prøvematriks.

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

a) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125,

Kopi til:

Gunnhild Riise (gunnhild.riise@nmbu.no)

Lene Sørli Heier (lene.sorlie.heier@vegvesen.no)

Oda Fosse (oda.fosse@nibio.no)

Roger Roseth (roger.roseth@nibio.no)

Moss 06.10.2021

Stig Tjomsland

Analytical Service Manager

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen

LOQ: Kvantifiseringsgrense

MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 2 av 2

AR-001 v 166

NIBIO - NORSK INSTITUTT FOR BIOØKONOMI
Oluf Thesens vei 43
1433 ÅS
Attn: Johanna Skrutvold

Eurofins Environment Testing Norway

AS (Moss)

F. reg. NO9 651 416 18

Møllebakken 50

NO-1538 Moss

Tlf: +47 69 00 52 00

Environment_sales@eurofins.no

AR-21-MM-091297-01

EUNOMO-00309530

Prøvemottak: 29.09.2021

Temperatur:

Analyseperiode: 29.09.2021-06.10.2021

Referanse: 10625-6

ANALYSERAPPORT

Merknader prøveserie:

Fakturareferanse:501844

Prøvenr.:	439-2021-09290423	Prøvetakingsdato:	21.02.2021		
Prøvetype:	Sedimenter	Prøvetaker:	Thomas Rohrlack		
Prøvemerkning:	3	Analysestartdato:	29.09.2021		
Søyle 3, 11-15cm, (10,30g)					
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
a) Tørrestoff	95.1	%	0.1	5%	SS-EN 12880:2000
a) PAH(16) Premium LOQ					
a) Naftalen	0.15	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenaftylen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenaften	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoren	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fenantren	0.16	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Antracen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoranten	0.52	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Pyren	0.34	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]antracen	0.16	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Krysen/Trifenylen	0.38	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[b]fluoranten	1.3	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[k]fluoranten	0.38	mg/kg TS	0.01	30%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]pyren	0.28	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Indeno[1,2,3-cd]pyren	0.52	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Dibenzo[a,h]antracen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[ghi]perylen	0.53	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Sum PAH(16) EPA	4.7	mg/kg TS			SS-ISO 18287:2008, mod

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området. For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

AR-001 Y 186

Side 1 av 2

Merknader:

PAH: Forhøyet LOQ pga vanskelig prøvematriks.

Utførende laboratorium/ Underleverander:

a) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125,

Kopi til:

Gunnhild Riise (gunnhild.riise@nmbu.no)

Lene Sørli Heier (lene.sorlie.heier@vegvesen.no)

Oda Fosse (oda.fosse@nibio.no)

Roger Roseth (roger.roseth@nibio.no)

Moss 06.10.2021

Stig Tjomsland

Analytical Service Manager

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen

LOQ: Kvantifiseringsgrense

MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.



NIBIO - NORSK INSTITUTT FOR BIOØKONOMI
Oluf Thesens vei 43
1433 ÅS
Attn: Johanna Skrutvold

Eurofins Environment Testing Norway
AS (Moss)
F. reg. NO9 651 416 18
Møllebakken 50
NO-1538 Moss

Tlf: +47 69 00 52 00
Environment_sales@eurofins.no

AR-21-MM-091299-01

EUNOMO-00309530

Prøvemottak: 29.09.2021
Temperatur:
Analyseperiode: 29.09.2021-06.10.2021
Referanse: 10625-6

ANALYSERAPPORT

Merknader prøveserie:
Fakturareferanse:501844

Prøvenr.:	439-2021-09290424	Prøvetakingsdato:	21.02.2021		
Prøvetype:	Sedimenter	Prøvetaker:	Thomas Rohrlack		
Prøveverking:	4	Analysestartdato:	29.09.2021		
	Søyle 3, 16-20cm, (10,30g)				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
a) Tørrestoff	93.1	%	0.1	5%	SS-EN 12880:2000
a) PAH(16) Premium LOQ					
a) Naftalen	0.27	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenaftylen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenaften	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoren	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fenantren	0.16	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Antracen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoranten	0.72	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Pyren	0.52	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]antracen	0.32	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Krysen/Trifenylen	0.51	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[b]fluoranten	1.7	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[k]fluoranten	0.51	mg/kg TS	0.01	30%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]pyren	0.43	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Indeno[1,2,3-cd]pyren	0.96	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Dibenzo[a,h]antracen	0.15	mg/kg TS	0.01	30%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[ghi]perylen	0.91	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Sum PAH(16) EPA	7.2	mg/kg TS			SS-ISO 18287:2008, mod

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).
Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 1 av 2

AR-001 v.186

Merknader:

PAH: Forhøyet LOQ pga vanskelig prøvematriks.

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

a) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125,

Kopi til:

Gunnhild Riise (gunnhild.riise@nmbu.no)

Lene Sørli Heier (lene.sorlie.heier@vegvesen.no)

Oda Fosse (oda.fosse@nibio.no)

Roger Roseth (roger.roseth@nibio.no)

Moss 06.10.2021

Stig Tjomsland

Analytical Service Manager

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen

LOQ: Kvantifiseringsgrense

MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

ANALYSERAPPORT

Merknader prøveserie:
Fakturareferanse:501844

Prøvenr.:	439-2021-09290425	Prøvetakingsdato:	21.02.2021		
Prøvetype:	Sedimenter	Prøvetaker:	Thomas Rohrlack		
Prøvemerkning:	5	Analysestartdato:	29.09.2021		
Søyle 3, 21-25cm, (9,22g)					
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
a) Tørstoff	94.7	%	0.1	5%	SS-EN 12880:2000
a) PAH(16) Premium LOQ					
a) Naftalen	0.50	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenafitylen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenaften	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoren	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fenantren	0.10	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Antracen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoranten	0.45	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Pyren	0.32	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]antracen	0.17	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Krysen/Trifenylen	0.29	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[b]fluoranten	0.86	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[k]fluoranten	0.27	mg/kg TS	0.01	30%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]pyren	0.22	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Indeno[1,2,3-cd]pyren	0.59	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Dibenzo[a,h]antracen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[ghi]perylen	0.55	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Sum PAH(16) EPA	4.3	mg/kg TS			SS-ISO 18287:2008, mod

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<. Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

AR-001 v 166

Side 1 av 2

Merknader:

PAH: Forhøyet LOQ pga vanskelig prøvematriks.

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

a) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjöhagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125,

Kopi til:

Gunnhild Riise (gunnhild.riise@nmbu.no)

Lene Sørli Heier (lene.sorlie.heier@vegvesen.no)

Oda Fosse (oda.fosse@nibio.no)

Roger Roseth (roger.roseth@nibio.no)

Moss 06.10.2021

Stig Tjomsland

Analytical Service Manager

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen

LOQ: Kvantifiseringsgrense

MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

NIBIO - NORSK INSTITUTT FOR BIOØKONOMI
Oluf Thesens vei 43
1433 AS
Attn: Johanna Skrutvold

Eurofins Environment Testing Norway
AS (Moss)
F. reg. NO9 651 416 18
Møllebakken 50
NO-1538 Moss

Tlf: +47 69 00 52 00
Environment_sales@eurofins.no

AR-21-MM-091301-01

EUNOMO-00309530

Prøvemottak: 29.09.2021
Temperatur:
Analyseperiode: 29.09.2021-06.10.2021
Referanse: 10625-6

ANALYSERAPPORT

Merknader prøveserie:
Fakturareferanse:501844

Prøvenr.:	439-2021-09290426	Prøvetakingsdato:	21.02.2021		
Prøvetype:	Sedimenter	Prøvetaker:	Thomas Rohrlack		
Prøvemerking:	6	Analysestartdato:	29.09.2021		
	Søyle 3, 26-30cm, (7,97g)				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
a) Tørrestoff	92.3	%	0.1	5%	SS-EN 12880:2000
a) PAH(16) Premium LOQ					
a) Naftalen	1.6	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenaftylen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenaften	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoren	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fenantren	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Antracen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoranten	0.11	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Pyren	0.12	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]antracen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Krysen/Trifenylen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[b]fluoranten	0.18	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[k]fluoranten	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]pyren	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Indeno[1,2,3-cd]pyren	0.17	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Dibenzo[a,h]antracen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[ghi]perylen	0.15	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Sum PAH(16) EPA	2.3	mg/kg TS			SS-ISO 18287:2008, mod

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).
Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 1 av 2

AR-001 v 168

Merknader:

PAH: Forhøyet LOQ pga vanskelig prøvematriks.

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

a) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125,

Kopi til:

Gunnhild Riise (gunnhild.riise@nmbu.no)

Lene Sørli Heier (lene.sorlie.heier@vegvesen.no)

Oda Fosse (oda.fosse@nibio.no)

Roger Roseth (roger.roseth@nibio.no)

Moss 06.10.2021

Stig Tjomsland

Analytical Service Manager

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen

LOQ: Kvantifiseringsgrense

MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.



NIBIO - NORSK INSTITUTT FOR BIOØKONOMI
Oluf Thesens vei 43
1433 ÅS
Attn: Johanna Skrutvold

Eurofins Environment Testing Norway
AS (Moss)

F. reg. NO9 651 416 18
Møllebakken 50
NO-1538 Moss

Tlf: +47 69 00 52 00
Environment_sales@eurofins.no

AR-21-MM-091300-01

EUNOMO-00309530

Prøvemottak: 29.09.2021
Temperatur: 29.09.2021-06.10.2021
Analyseperiode: 29.09.2021-06.10.2021
Referanse: 10625-6

ANALYSERAPPORT

Merknader prøveserie:
Fakturareferanse:501844

Prøvenr.:	439-2021-09290427	Prøvetaksdato:	21.02.2021		
Prøvetype:	Sedimenter	Prøvetaker:	Thomas Rohrlack		
Prøvemerkning:	7	Analysestartdato:	29.09.2021		
	Søyle 3, 31-35cm, (7,83g)				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
a) Tørrestoff	89.1	%	0.1	5%	SS-EN 12880:2000
a) PAH(16) Premium LOQ					
a) Naftalen	0.63	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenaftylen	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenaften	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoren	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fenantren	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Antracen	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoranten	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Pyren	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]antracen	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Krysen/Trifenylen	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[b]fluoranten	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[k]fluoranten	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]pyren	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Indeno[1,2,3-cd]pyren	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Dibenzo[a,h]antracen	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[ghi]perylen	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Sum PAH(16) EPA	0.63	mg/kg TS			SS-ISO 18287:2008, mod

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).
Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 1 av 2

AR-001 v 166

**Merknader:**

PAH: Forhøyet LOQ pga vanskelig prøvematriks.

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

a) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjöhagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125,

Kopi til:

Gunnhild Riise (gunnhild.riise@nmbu.no)

Lene Sørli Heier (lene.sorlie.heier@vegvesen.no)

Oda Fosse (oda.fosse@nibio.no)

Roger Roseth (roger.roseth@nibio.no)

Moss 06.10.2021

Stig Tjomsland

Analytical Service Manager

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen

LOQ: Kvantifiseringsgrense

MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.



NIBIO - NORSK INSTITUTT FOR BIOØKONOMI
Oluf Thesens vei 43
1433 ÅS
Attn: Johanna Skrutvold

Eurofins Environment Testing Norway
AS (Moss)

F. reg. NO9 651 416 18
Møllebakken 50
NO-1538 Moss

Tlf: +47 69 00 52 00
Environment_sales@eurofins.no

AR-21-MM-091302-01

EUNOMO-00309530

Prøvemottak: 29.09.2021
Temperatur:
Analyseperiode: 29.09.2021-06.10.2021
Referanse: 10625-6

ANALYSERAPPORT

Merknader prøveserie:
Fakturareferanse:501844

Prøvenr.:	439-2021-09290428	Prøvetakingsdato:	21.02.2021		
Prøvetype:	Sedimenter	Prøvetaker:	Thomas Rohrlack		
Prøvemerking:	8	Analysestartdato:	29.09.2021		
	Søyle 3, 36-40cm, (7,83g)				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
a) Tørstoff	91.7	%	0.1	5%	SS-EN 12880:2000
a) PAH(16) Premium LOQ					
a) Naftalen	0.40	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenaftylen	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenaften	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoren	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fenantren	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Antracen	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoranten	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Pyren	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]antracen	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Krysen/Trifenylen	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[b]fluoranten	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[k]fluoranten	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]pyren	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Indeno[1,2,3-cd]pyren	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Dibenzo[a,h]antracen	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[ghi]perylen	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Sum PAH(16) EPA	0.40	mg/kg TS			SS-ISO 18287:2008, mod

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Målesikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Målesikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Målesikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om målesikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).
Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 1 av 2

AR-001 v 106

**Merknader:**

PAH: Forhøyet LOQ pga vanskelig prøvematriks.

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

a) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjöhagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125,

Kopi til:

Gunnhild Riise (gunnhild.riise@nmbu.no)

Lene Sørli Heier (lene.sorlie.heier@vegvesen.no)

Oda Fosse (oda.fosse@nibio.no)

Roger Roseth (roger.roseth@nibio.no)

Moss 06.10.2021

Stig Tjomsland

Analytical Service Manager

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.



NIBIO - NORSK INSTITUTT FOR BIOØKONOMI
Oluf Thesens vei 43
1433 ÅS
Attn: Johanna Skrutvold

Eurofins Environment Testing Norway
AS (Moss)

F. reg. NO9 651 416 18
Møllebakken 50
NO-1538 Moss

Tlf: +47 69 00 52 00
Environment_sales@eurofins.no

AR-21-MM-091303-01

EUNOMO-00309530

Prøvemottak: 29.09.2021
Temperatur:
Analyseperiode: 29.09.2021-06.10.2021
Referanse: 10625-6

ANALYSERAPPORT

Merknader prøveserie:
Fakturareferanse:501844

Prøvenr.:	439-2021-09290429	Prøvetakingsdato:	21.02.2021		
Prøvetype:	Sedimenter	Prøvetaker:	Thomas Rohrlack		
Prøvemerking:	9	Analysestartdato:	29.09.2021		
	Søyle 3, 41-45cm, (7,76g)				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
a) Tørrstoff	91.5	%	0.1	5%	SS-EN 12880:2000
a) PAH(16) Premium LOQ					
a) Naftalen	0.15	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenaftilen	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenaften	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoren	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fenantren	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Antracen	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoranten	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Pyren	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]antracen	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Krysen/Trifenylen	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[b]fluoranten	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[k]fluoranten	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]pyren	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Indeno[1,2,3-cd]pyren	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Dibenzo[a,h]antracen	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[ghi]perylen	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Sum PAH(16) EPA	0.15	mg/kg TS			SS-ISO 18287:2008, mod

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).
Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 1 av 2

AR-001 v 166

**Merknader:**

PAH: Forhøyet LOQ pga vanskelig prøvematriks.

Utførende laboratorium/ Underleverander:

a) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjöhagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125.

Kopi til:

Gunnhild Riise (gunnhild.riise@nmbu.no)

Lene Sørli Heier (lene.sorlie.heier@vegvesen.no)

Oda Fosse (oda.fosse@nibio.no)

Roger Roseth (roger.roseth@nibio.no)

Moss 06.10.2021

Stig Tjomsland

Analytical Service Manager

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen

LOQ: Kvantifiseringsgrense

MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.



NIBIO - NORSK INSTITUTT FOR BIOØKONOMI
Oluf Thesens vei 43
1433 ÅS
Attn: Johanna Skrutvold

Eurofins Environment Testing Norway
AS (Moss)

F. reg. NO9 651 416 18
Møllebakken 50
NO-1538 Moss

Tlf: +47 69 00 52 00
Environment_sales@eurofins.no

AR-21-MM-091304-01

EUNOMO-00309530

Prøvemottak: 29.09.2021
Temperatur: 29.09.2021-06.10.2021
Analyseperiode: 29.09.2021-06.10.2021
Referanse: 10625-6

ANALYSERAPPORT

Merknader prøveserie:
Fakturareferanse: 501844

Prøvenr.:	439-2021-09290430	Prøvetakingsdato:	16.08.2021		
Prøvetype:	Sedimenter	Prøvetaker:	Thomas Rohrlack		
Prøvemerking:	10	Analysestartdato:	29.09.2021		
	Søyle 3, 46-50cm, (7,94g)				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
a) Tørrestoff	92.5	%	0.1	5%	SS-EN 12880:2000
a) PAH(16) Premium LOQ					
a) Naftalen	0.22	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenaftylen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenaften	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoren	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fenantren	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Antracen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoranten	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Pyren	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]antracen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Krysen/Trifenylen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[b]fluoranten	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[k]fluoranten	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]pyren	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Indeno[1,2,3-cd]pyren	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Dibenzo[a,h]antracen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[ghi]perylen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Sum PAH(16) EPA	0.22	mg/kg TS			SS-ISO 18287:2008, mod

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).
Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

AR-001 v 168

Side 1 av 2

**Merknader:**

PAH: Forhøyet LOQ pga vanskelig prøvematriks.

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

a) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjöhagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125.

Kopi til:

Gunnhild Riise (gunnhild.riise@nmbu.no)

Lene Sørli Heier (lene.sorlie.heier@vegvesen.no)

Oda Fosse (oda.fosse@nibio.no)

Roger Roseth (roger.roseth@nibio.no)

Moss 06.10.2021

Stig Tjomsland

Analytical Service Manager

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen

LOQ: Kvantifiseringsgrense

MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

NIBIO - NORSK INSTITUTT FOR BIOØKONOMI
Oluf Thesens vei 43
1433 ÅS
Attn: Johanna Skrutvold

Eurofins Environment Testing Norway
AS (Moss)
F. reg. NO9 651 416 18
Møllebakken 50
NO-1538 Moss

Tlf: +47 69 00 52 00
Environment_sales@eurofins.no

AR-21-MM-091308-01

EUNOMO-00309530

Prøvemottak: 29.09.2021
Temperatur:
Analyseperiode: 29.09.2021-06.10.2021
Referanse: 10625-6

ANALYSERAPPORT

Merknader prøveserie:
Fakturareferanse:501844

Prøvenr.:	439-2021-09290431	Prøvetakingsdato:	16.08.2021		
Prøvetype:	Sedimenter	Prøvetaker:	Thomas Rohrlack		
Prøvemerkning:	11	Analysestartdato:	29.09.2021		
	Oppegård, (23,43g)				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
a) Tørrestoff	93.2	%	0.1	5%	SS-EN 12880:2000
a) PAH(16) Premium LOQ					
a) Naftalen	0.61	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenaftylen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenaften	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoren	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fenantren	0.11	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Antracen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoranten	0.39	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Pyren	0.30	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]antracen	0.12	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Krysen/Trifenylen	0.33	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[b]fluoranten	0.89	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[k]fluoranten	0.26	mg/kg TS	0.01	30%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]pyren	0.19	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Indeno[1,2,3-cd]pyren	0.39	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Dibenzo[a,h]antracen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[ghi]perylen	0.38	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Sum PAH(16) EPA	4.0	mg/kg TS			SS-ISO 18287:2008, mod

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).
Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 1 av 2

AR-001 v 106

Merknader:

PAH: Forhøyet LOQ pga vanskelig prøvematriks.

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

a) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjöhagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125,

Kopi til:

Gunnhild Riise (gunnhild.riise@nmbu.no)

Lene Særlie Heier (lene.særlie.heier@vegvesen.no)

Oda Fosse (oda.fosse@nibio.no)

Roger Roseth (roger.roseth@nibio.no)

Moss 06.10.2021

Stig Tjomsland

Analytical Service Manager

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

NIBIO - NORSK INSTITUTT FOR BIOØKONOMI

Oluf Thesens vei 43

1433 ÅS

Attn: Johanna Skrutvold

ANALYSERAPPORT

Merknader prøveserie:

Fakturareferanse:501844

Prøvenr.:	439-2021-09290432	Prøvetakingsdato:	16.08.2021		
Prøvetype:	Sedimenter	Prøvetaker:	Thomas Rohrlack		
Prøvemerkning:	12	Analysestartdato:	29.09.2021		
	Oppegård, (16,05g)				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
a) Tørrestoff	90.8	%	0.1	5%	SS-EN 12880:2000
a) PAH(16) Premium LOQ					
a) Naftalen	0.49	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenaftylen	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenaften	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoren	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fenantren	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Antracen	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoranten	0.31	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Pyren	0.21	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]antracen	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Krysen/Trifenylen	0.23	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[b]fluoranten	0.64	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[k]fluoranten	0.19	mg/kg TS	0.01	30%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]pyren	0.14	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Indeno[1,2,3-cd]pyren	0.31	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Dibenzo[a,h]antracen	< 0.12	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[ghi]perylen	0.29	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Sum PAH(16) EPA	2.8	mg/kg TS			SS-ISO 18287:2008, mod

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

**Merknader:**

PAH: Forhøyet LOQ pga vanskelig prøvematriks.

Utførende laboratorium/ Underleverander:

a) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjöhagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125.

Kopi til:

Gunnhild Riise (gunnhild.riise@nmbu.no)

Lene Sørli Heier (lene.sorlie.heier@vegvesen.no)

Oda Fosse (oda.fosse@nibio.no)

Roger Roseth (roger.roseth@nibio.no)

Moss 06.10.2021

Stig Tjomsland

Analytical Service Manager

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen

LOQ: Kvantifiseringsgrense

MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.



NIBIO - NORSK INSTITUTT FOR BIOØKONOMI
Oluf Thesens vei 43
1433 ÅS
Attn: Johanna Skrutvold

Eurofins Environment Testing Norway
AS (Moss)

F. reg. NO9 651 416 18
Møllebakken 50
NO-1538 Moss

Tlf: +47 69 00 52 00
Environment_sales@eurofins.no

AR-21-MM-091305-01

EUNOMO-00309530

Prøvemottak: 29.09.2021
Temperatur:
Analyseperiode: 29.09.2021-06.10.2021
Referanse: 10625-6

ANALYSERAPPORT

Merknader prøveserie:
Fakturareferanse:501844

Prøvenr.:	439-2021-09290433	Prøvetakingsdato:	16.08.2021		
Prøvetype:	Sedimenter	Prøvetaker:	Thomas Rohrlack		
Prøvemerking:	13	Analysestartdato:	29.09.2021		
	Oppegård, (22,88g)				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
a) Tørstoff	93.3	%	0.1	5%	SS-EN 12880:2000
a) PAH(16) Premium LOQ					
a) Naftalen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenaftylen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenaften	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoren	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fenantren	0.21	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Antracen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoranten	0.74	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Pyren	0.52	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]antracen	0.30	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Krysen/Trifenylen	0.59	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[b]fluoranten	1.8	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[k]fluoranten	0.50	mg/kg TS	0.01	30%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]pyren	0.40	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Indeno[1,2,3-cd]pyren	0.83	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Dibenzo[a,h]antracen	0.15	mg/kg TS	0.01	30%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[ghi]perylen	0.81	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Sum PAH(16) EPA	6.9	mg/kg TS			SS-ISO 18287:2008, mod

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Målesikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Målesikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Målesikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om målesikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).
Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 1 av 2

AR-001 v.106

Merknader:

PAH: Forhøyet LOQ pga vanskelig prøvematriks.

Utførende laboratorium/ Underleverander:

a) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjölagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125,

Kopi til:

Gunnhild Riise (gunnhild.riise@nmbu.no)

Lene Sørli Heier (lene.sorlie.heier@vegvesen.no)

Oda Fosse (oda.fosse@nibio.no)

Roger Roseth (roger.roseth@nibio.no)

Moss 06.10.2021

Stig Tjomsland

Analytical Service Manager

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen

LOQ: Kvantifiseringsgrense

MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.



NIBIO - NORSK INSTITUTT FOR BIOØKONOMI
Oluf Thesens vei 43
1433 ÅS
Attn: Johanna Skrutvold

Eurofins Environment Testing Norway
AS (Moss)

F. reg. NO9 651 416 18
Møllebakken 50
NO-1538 Moss

Tlf: +47 69 00 52 00
Environment_sales@eurofins.no

AR-21-MM-091306-01

EUNOMO-00309530

Prøvemottak: 29.09.2021
Temperatur:
Analyseperiode: 29.09.2021-06.10.2021
Referanse: 10625-6

ANALYSERAPPORT

Merknader prøveserie:
Fakturareferanse: 501844

Prøvenr.:	439-2021-09290434	Prøvetakingsdato:	16.08.2021		
Prøvetype:	Sedimenter	Prøvetaker:	Thomas Rohrlack		
Prøvemerking:	14	Analysestartdato:	29.09.2021		
	Oppegård, (22,07g)				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
a) Tørrestoff	93.6	%	0.1	5%	SS-EN 12880:2000
a) PAH(16) Premium LOQ					
a) Naftalen	0.13	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenaftylen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenaften	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoren	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fenantren	0.17	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Antracen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoranten	0.57	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Pyren	0.40	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]antracen	0.24	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Krysen/Trifenylen	0.51	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[b]fluoranten	1.4	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[k]fluoranten	0.39	mg/kg TS	0.01	30%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]pyren	0.32	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Indeno[1,2,3-cd]pyren	0.68	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Dibenzo[a,h]antracen	0.12	mg/kg TS	0.01	30%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[ghi]perylen	0.64	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Sum PAH(16) EPA	5.6	mg/kg TS			SS-ISO 18287:2008, mod

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).
Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 1 av 2

AR-001 v 168

**Merknader:**

PAH: Forhøyet LOQ pga vanskelig prøvematriks.

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

a) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjöhagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125,

Kopi til:

Gunnhild Riise (gunnhild.riise@nmbu.no)

Lene Sørli Heier (lene.sorlie.heier@vegvesen.no)

Oda Fosse (oda.fosse@nibio.no)

Roger Roseth (roger.roseth@nibio.no)

Moss 06.10.2021

Stig Tjomsland

Analytical Service Manager

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen

LOQ: Kvantifiseringsgrense

MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.



NIBIO - NORSK INSTITUTT FOR BIOØKONOMI
Oluf Thesens vei 43
1433 ÅS
Attn: Johanna Skrutvold

Eurofins Environment Testing Norway
AS (Moss)

F. reg. NO9 651 416 18
Møllebakken 50
NO-1538 Moss

Tlf: +47 69 00 52 00
Environment_sales@eurofins.no

AR-21-MM-091309-01

EUNOMO-00309530

Prøvemottak: 29.09.2021
Temperatur: 29.09.2021-06.10.2021
Analyseperiode: 29.09.2021-06.10.2021
Referanse: 10625-6

ANALYSERAPPORT

Merknader prøveserie:
Fakturareferanse:501844

Prøvenr.:	439-2021-09290435	Prøvetakingsdato:	16.08.2021		
Prøvetype:	Sedimenter	Prøvetaker:	Thomas Rohrlack		
Prøvemerkning:	15	Analysestartdato:	29.09.2021		
	Oppegård, (29,12g)				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
a) Tørstoff	90.6	%	0.1	5%	SS-EN 12880:2000
a) PAH(16) Premium LOQ					
a) Naftalen	0.52	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenafitylen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Acenafthen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoren	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fenantren	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Antracen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Fluoranten	0.38	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Pyren	0.27	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]antracen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Krysen/Trifenylen	0.21	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[b]fluoranten	0.96	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[k]fluoranten	0.26	mg/kg TS	0.01	30%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[a]pyren	0.14	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Indeno[1,2,3-cd]pyren	0.45	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Dibenzo[a,h]antracen	< 0.11	mg/kg TS	0.01		SS-ISO 18287:2008, mod
a) Benzo[ghi]perylen	0.42	mg/kg TS	0.01	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
a) Sum PAH(16) EPA	3.6	mg/kg TS			SS-ISO 18287:2008, mod

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).
Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 1 av 2

AR-001 v 186

**Merknader:**

PAH: Forhøyet LOQ pga vanskelig prøvematriks.

Utførende laboratorium/ Underleverander:

a) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125,

Kopi til:

Gunnhild Riise (gunnhild.riise@nmbu.no)

Lene Sørli Heier (lene.sorlie.heier@vegvesen.no)

Oda Fosse (oda.fosse@nibio.no)

Roger Roseth (roger.roseth@nibio.no)

Moss 06.10.2021

Stig Tjomsland

Analytical Service Manager

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway