



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2023 30 stp
Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA)

En vurdering av effekten utvidelsen av Bekkelaget rensaneanlegg har på økologiske og kjemiske tilstandsparametere i Bekkelagsbassenget

An evaluation of the effect the
expansion of Bekkelaget wastewater
treatment plant has on water quality
parameters in Bekkelagsbassenget

Hanna Stene Ness

Master i Naturforvaltning

Forord

Denne masteroppgaven markerer slutten på min master i naturforvaltning ved NMBU. Gjennom denne oppgaven har jeg hatt muligheten til å skaffe en dypere forståelse for vannforvaltningen i Norge, og da spesielt hvordan renseanlegg kan påvirke vannkvaliteten. Oppgaven var en jeg selv utviklet, og jeg ønsker først og fremst å takke NMBU for muligheten til å fordype meg i et tema jeg selv interesserer meg veldig for. Oppgaven er delvis finansiert via stipend fra Norsk Vannforening, og delvis av Oslo kommune Vann-og avløpsetaten.

Bakgrunnen for oppgaven var utvidelsen av Bekkelaget renseanlegg som var ferdig i 2020. Med tanke på medieomtalen miljøtilstanden i Oslofjorden har hatt de siste årene, samt viktigheten av fjorden, utgjorde utvidelsen en mulighet for å studere hvordan oppgraderingen påvirket vannkvaliteten og dermed miljøtilstanden til fjorden. Forhåpentligvis vil denne oppgaven bistå i forvaltningen av Oslofjorden ved å fremheve hvilken påvirkning renseanlegg har på ulike parametere, samt øke kunnskapsgrunnlaget på hvilken effekt renseanlegg har på vannkvaliteten.

Jeg ønsker å takke min veileder Thomas Rohrlack (Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, NMBU) for god oppfølging, veiledning og innspill underveis. En stor takk til min medveileder André Staalstrøm (NIVA), for din tid, gode samtaler, og for all hjelp tilknyttet innhenting og innsamling av relevant data. Videre ønsker jeg å takke både Siri Moy (NIVA) for et par hyggelige dager i felt i forbindelse med innsamling av blåskjell, samt resten av mannskapet med på feltarbeidet. Oppgaven hadde heller ikke latt seg gjøre uten hjelp fra Bekkelaget renseanlegg / Oslo kommune vann- og avløpsetaten, hvor spesielt en takk rettes til Hilde Tsui for hjelp med innhenting av relevant data, for besvarelse av mine mange spørsmål, og ikke minst for hyggelig omvisning av renseanlegget.

Jeg ønsker også å takke mine medstudenter og venner for alt de har bidratt med for å gjøre min tid som student, både ved NTNU og NMBU, til en fantastisk tid (og for korrekturlesing av denne oppgaven). Til slutt vil jeg takke min familie og spesielt mine foreldre, Elisabeth og Thomas, for alt de har gjort for meg; de gode rådene, den kontinuerlige støtten, og ikke minst for alle flyttelassene de har hjulpet meg med.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås.13.05.2023

Hanna Stene Ness

Sammendrag

Den positive utviklingen for miljøtilstanden til Indre Oslofjord har stagnert, og tilstanden for livet i fjorden er vurdert til svært alvorlig. De to viktigste påvirkningsfaktorene på miljøtilstanden i fjorden er ifølge den helhetlige tiltaksplanen for Indre Oslofjord, lagt frem av regjeringen, utslipp fra kommunalt avløp og avrenning fra jord- og landbruk. Bekkelaget renseanlegg (BRA) er et av renseanleggene i Indre Oslofjord, og er det nest største i Norge. På grunn av økt befolkningsvekst har BRA blitt utvidet for å øke kapasiteten, og i 2021 begynte prøvedriften av det utvidede renseanlegget, som nå er beregnet for 540 000 personekvivalenter. Utvidelsen av BRA åpnet for en unik mulighet for å studere og vurdere dens effekt på vannkvaliteten til Bekkelagsbassenget. Bassenget er et av fjordbassengene i Indre Oslofjord, og grenser til Oslo havnebasseng og Bunnefjorden. Vannkvaliteten er definert ut fra veilederen for klassifisering av miljøtilstand i vann, hvorpå målet er god kjemisk- og økologisk tilstand, som per 2022 er henholdsvis «dårlig» og «moderat». For å kunne vurdere mulige endringer i vannkvaliteten ble det valgt ut følgende økologiske tilstandsparametere: total nitrogen, total fosfor, og klorofyll-a (kla). Årsaken til at disse ble valgt var at de er parametere som potensielt kan bli direkte påvirket av renseanleggets utslipp, da BRA slipper ut fosfor og nitrogen. For kjemisk tilstand ble tungmetallene arsen, kobber, bly, nikkel, krom, kadmium, sink og kvikksølv valgt av samme grunn.

For å vurdere effekten av renseanlegget på de økologiske tilstandsparametere, ble det innhentet data fra målinger gjort i overflatelaget (0-2 meter) ved stasjon Cq1 av NIVA, samt utslippsdata fra BRA, for perioden 2019 til august 2022. Det ble også samlet inn blåskjell for å vurdere effekten av tungmetaller på biota. Trendanalyser for utslippet fra BRA viste en signifikant nedgang i utslippet av fosfor og nitrogen på henholdsvis 3.02 µg/L og 72.4 µg/L per år. I overflatelaget hadde fosfor en signifikant nedadgående trend på 0.091 µg/L per år, mens nitrogen ikke hadde en signifikant nedadgående trend. Tilsvarende var observert for kla i overflatelaget, som hadde en ikke-signifikant nedadgående trend. Granger causality testen viste et signifikant forhold mellom årlig endring i utslipp av fosfor på årlig endring i fosforkonsentrasjonen i overflaten, og på kla konsentrasjonen. Det var ikke observert en signifikant effekt ved Granger causality testen for utslipp av nitrogen og overflatekonsentrasjoner av nitrogen og kla. Distributed lag modellene viste også at årlig endring i fosfor utslipp fra BRA hadde en signifikant påvirkning på årlig endring av fosfor i overflatelaget. Trendanalysen for utslippet av tungmetaller fra BRA viste en signifikant nedgang i arsen på 0.0115 µg/L per år, og en signifikant økning i nikkel utslipp på 0.0272 µg/L per år. Tungmetallkonsentrasjonene i blåskjell indikerer at utslippet til BRA ikke har en signifikant påvirkning. For å vurdere forurensningsgraden ble grenseverdier, miljøkvalitetsstandarder og PROREF (Provisorisk høy referansekonsentrasjon for miljøgifter) verdier benyttet. Kvikksølv og arsen konsentrasjonene i blåskjellene fra 2022 var høyere enn miljøkvalitetsstandardene, og kvikksølv, bly, sink og kobber var høyere enn deres respektive PROREF verdier.

Utvidelsen av BRA ser ut til å ha hatt en positiv effekt på utslippet av nitrogen og fosfor, da begge har hatt en signifikant nedgang. Det samme kan ikke sies for tungmetallutslippene. Det er sannsynlig at nedgangen i total fosfor i overflatelaget skyldes til dels oppgraderingen av BRA, og at årsaken til at det samme ikke er observert for total nitrogen skyldes ulike prosesser (som denitrifikasjon, nitrogenfiksering og dypvannsfornyelser) og ekstern tilførsel. Det er veldig usikkert i hvilken grad tungmetallutslippene påvirker biota, og dette trengs det videre overvåking for å øke vurderingsgrunnlaget. Det er for tidlig å si om miljøtilstandsklassifiseringen vil endre seg som følge av utvidelsen, da det trengs flere langtidsstudier for å vurdere effekten utvidelsen vil ha på de ulike tilstandsparametere.

Abstract

The positive development for the environmental condition of Inner Oslofjord has stagnated, and the condition of life in the fjord is considered very serious. According to the comprehensive action plan for Inner Oslofjord presented by the government, the two most significant factors influencing the water quality of the fjord are municipal wastewater discharge, and runoff from agricultural and land use. Bekkelaget wastewater treatment plant (BRA) is one of the treatment plants in Inner Oslofjord and is the second largest in Norway. Due to increased population growth, BRA has been expanded to increase capacity, and in 2021, the trial operation of the expanded treatment plant, now designed for 540,000 population equivalents, began. The expansion of BRA made for a unique opportunity to study and evaluate how the upgrade affects the water quality of Bekkelagsbassenget. The basin is one of the fjord basins in Inner Oslofjord and borders Oslo havnebasseng and Bunnefjorden. Water quality is defined based on “veilederen for klassifisering av miljøtilstand i vann”, with the goal of achieving good chemical and ecological status, which for 2022 is respectively “poor” and “moderate” in Bekkelagsbassenget. To assess possible changes in water quality, the following ecological parameters were selected: total nitrogen, total phosphorus, and chlorophyll-a. These were chosen because they are parameters that can potentially be directly affected by the treatment plant's discharge. For chemical status, the heavy metals arsenic, copper, lead, nickel, chromium, cadmium, zinc, and mercury were chosen for the same reason.

To assess the effect of the treatment plant on the ecological parameters, data were collected from measurements taken in the surface layer (0-2 meters) at station Cq1 of NIVA, as well as discharge data from BRA for the period 2019 to August 2022. Blue mussel samples were also collected to assess the effect of heavy metals on biota. Trend analyses for BRA discharge showed a significant decrease in phosphorus and nitrogen discharge at 3.02 $\mu\text{g/L}$ and 72.4 $\mu\text{g/L}$ per year, respectively. In the surface layer, phosphorus showed a significant decreasing trend of 0.091 $\mu\text{g/L}$ per year, while nitrogen did not. The same was observed for chlorophyll-a in the surface layer, which also had a non-significant downwardgoing trend. The Granger causality test showed a significant relationship between the annual change in phosphorus discharge and the annual change in phosphorus concentration in the surface layer, as well as the chlorophyll-a concentration. No significant relationship was observed between nitrogen from BRA and surface nitrogen nor chlorophyll a in the Granger causality test. Distributed lag models showed that the annual change in phosphorus discharge from BRA had a significant effect on the annual change in phosphorus in the surface layer as well. The trend analysis for heavy metal discharge from BRA showed a significant decrease in arsenic at 0.0115 $\mu\text{g/L}$ per year and a significant increase in nickel discharge at 0.0272 $\mu\text{g/L}$ per year. The heavy metal concentrations in mussels indicate that the discharge from BRA does not have a significant impact. To assess the level of pollution, limit values, environmental quality standards, and PROREF (Provisional High Reference Concentration) values were used. Mercury and arsenic concentrations in mussels from 2022 were higher than environmental quality standards, and mercury, lead, zinc, and copper were higher than their respective PROREF values.

The expansion of BRA appears to have had a positive effect on nitrogen and phosphorus discharge, as both have shown a significant decrease. The same cannot be said for the heavy metals' concentrations. It is possible that the decreasing concentration of phosphorus in the surface layer is partly due to the expansion of BRA. It is possible that the reason as of why the same is not seen for nitrogen is due to other processes, such as denitrification, deep-water renewals, and external loading. Further studies are necessary to establish the effect the expansion on BRA will have on the environmental quality assessment of Bekkelagsbassenget, and how heavy metal discharge can affect biota.

Innholdsfortegnelse

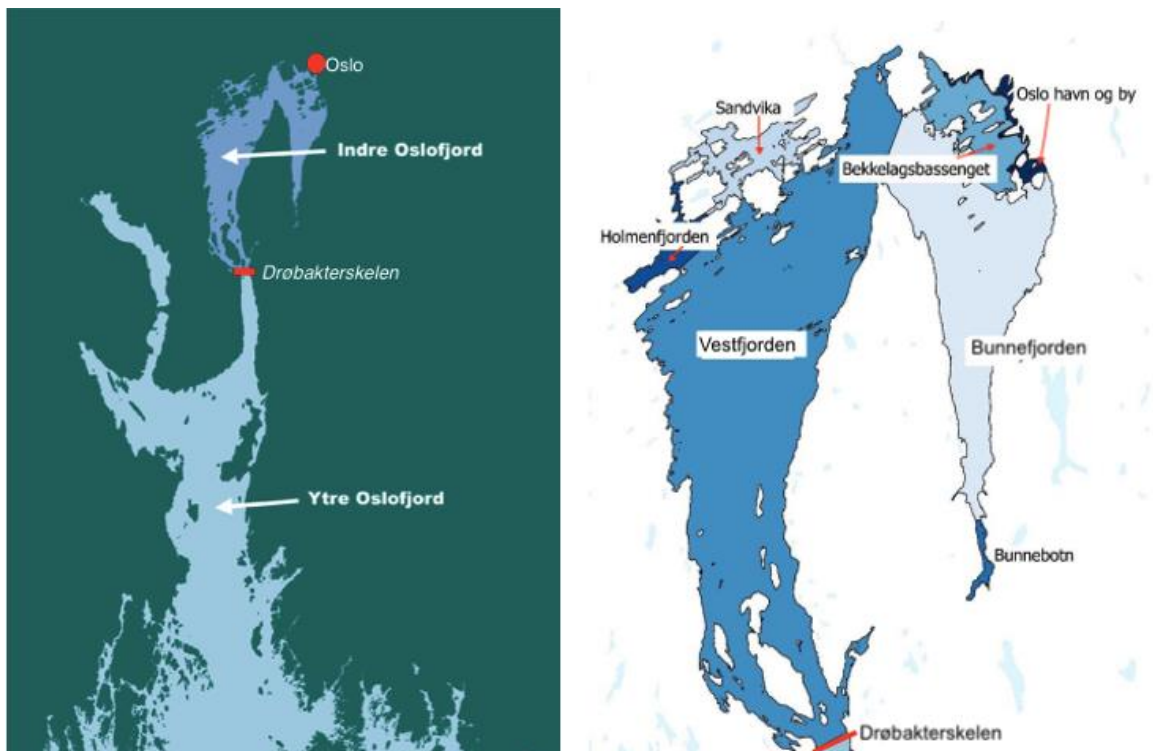
Forord.....	i
Sammendrag	ii
Abstract.....	iii
Innholdsfortegnelse.....	iv
1 Introduksjon.....	1
1.1 Oslofjorden	1
1.2 Parametere for vurdering av miljøkvaliteten i vann	4
1.3 Problemstilling og hypotese	8
2 Materialer og metode.....	9
2.1 Områdebeskrivelse	9
2.2 Innsamling av data.....	10
2.3 Blåskjellprøver.....	10
2.4 Statistisk analyse av nitrogen, fosfor og klorofyll	11
2.5 Statistisk analyse av Bekkelaget og tungmetallene	13
3 Resultater.....	14
3.1 Renseanleggets utvikling 2019-2022.....	14
3.2 Renseanleggets påvirkning på nitrogen, fosfor og klorofyll a.....	15
3.3 Renseanleggets utslipp av tungmetaller.....	17
3.4 Tungmetaller i blåskjell	18
4 Diskusjon.....	20
4.1 Effekten av Bekkelaget på de økologiske tilstandsparameterne.....	20
4.2 Effekten av Bekkelaget på tungmetall konsentrasjoner.....	25
4.3 Endring i vannkvalitet etter Miljødirektoratets veileder.....	27
5 Videre forskning.....	29
6 Konklusjon	30
7 Litteraturliste	31
8 Vedlegg	36
Vedlegg A. DORM-3 Dokumentasjon.....	36
Vedlegg B. DOLT-5 Dokumentasjon.....	40
Vedlegg C. Prøvetakingskonsentrasjoner fra BRA og CQ1.....	45
Vedlegg D. Tungmetallutslippet fra BRA	47
Vedlegg E. Tungmetallkonsentrasjoner i blåskjell.....	48

1 Introduksjon

1.1 Oslofjorden

Oslofjorden utgjør et viktig område for både dyr- og plantelivet i og rundt fjorden, men også som et rekreasjonsområde for befolkningen (Klima- og miljødepartementet, 2021). Oslofjorden kan deles inn to deler: Indre og Ytre Oslofjord, hvorav grensen går ved Drøbacterskelen (se Figur 1). Indre Oslofjord er kalt en terskelfjord, da den er delt inn i flere naturlige fjordbassenger, hvorav de største er Vestfjorden og Bunnefjorden (Figur 1). De ulike fjordbassengene er adskilt via undervannsterskler, som begrenser utveksling av vann mellom bassengene. Denne begrensede utvekslingen mellom fjordbassenger gjør at Indre Oslofjord er mer utsatt for oksygenfattige eller anoksiske forhold i de dypere delene, spesielt ved ekstern tilførsel av næringsstoffer (Arnesen, 2001). Dette kom tydelig frem på starten av 1900 tallet, hvorpå mangel på kunnskap, økning i befolkning samt dårlige avløps- og kloakksystemer førte til høy ekstern tilførsel av næringsalter og organisk materiale (Arnesen, 2001).

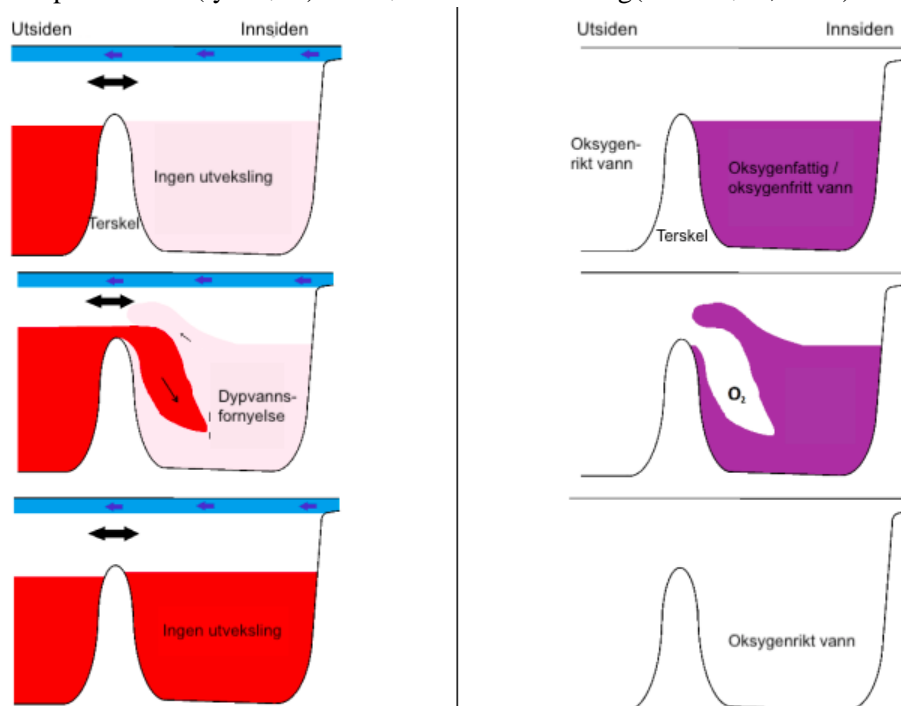
Belastningen til fjorden, som følge av overnevnte årsaker, var på sitt høyeste i starten av 1970-årene (Røysted, 2018). Dette motiverte til videre forskning, og det ble undersøkt hvordan avløpsvann og kloakkvann påvirket vannkvaliteten, og hvilke tiltak som kunne gjøres for å forhindre videre forringelse av fjorden. Resultatene fra disse undersøkelsene viste at det ikke var organisk materiale og slam fra avløpsvannet som var de viktigste faktorene med tanke på algevekst og oksygenfattig vann, men næringsaltene nitrogen og fosfor (Arnesen, 2001). Dermed ble det i løpet av 1980 og 1990-tallet utarbeidet mer effektive renseanlegg, med både mekanisk-, kjemisk-, og biologisk rensing. Her ble i første omgang fosfor, og etter hvert nitrogen, behandlet. Denne utviklingen, samt bedre oppsamling og transport av avløpsvann, førte til en betydelig økning i vannkvaliteten i Oslofjorden, men den positive utviklingen stagnerte tidlig på 2000-tallet (Røysted, 2018).



Figur 1: Til venstre: oversiktsbilde over Indre og Ytre Oslofjorden, samt skille ved Drøbacterskelen (modifisert fra SALT, 2019). Til høyre: Oversiktsbilde over Indre Oslofjord med de ulike fjordbassengene (modifisert fra Lundsør et al., 2019).

I løpet av de siste årene har miljøtilstanden i Oslofjorden fått mye oppmerksomhet, og selv om miljøtilstanden er bedre enn den var på 1970 tallet, er fjorden fortsatt under press (Røysted, 2018). Dette kommer tydelig frem av regjeringens tiltaksplan for en ren og rik Oslofjord (Klima- og miljødepartementet, 2021), hvor det fremlegges at tilstanden for livet i Oslofjorden er svært alvorlig. Dette begrunnes med blant annet at miljøtilstanden foreløpig fortsatt ikke når målene som er satt. Vurderingen tar utgangspunkt i vesentlige faktorer i miljøtilstandsklassifiseringen, slik som oksygenmangel i bunnvannet, tilførsel av organisk materiale og næringssalter, samt tilførsel av miljøgifter (Klima- og miljødepartementet, 2021). Som følge av dette har tiltaksplanen fremhevet de største påvirkningsfaktorene, hvor utslipp fra kommunalt avløp er en av de viktigste (Klima- og miljødepartementet, 2021). Renseanlegg kan påvirke oksygenivået, da rensed vann som forlater anlegget fortsatt inneholder næringssalter og organisk materiale, dog ved lavere konsentrasjoner enn det urensede vannet (Røysted, 2018). Nedbrytning av organisk materiale krever oksygen, og utslipp av organisk materiale fra renselanlegg vil derfor påvirke oksygenforholdene, spesielt dersom store mengder slippes ut (Røysted, 2018). Videre kan renselanlegg ha en indirekte påvirkning på oksygenivået, da utslipp av næringssalter som nitrogen og fosfor kan øke alge-konsentrasjonen, som igjen kan føre til en økning av organisk materiale når algene dør (Källqvist et al., 2002). Dette vil øke behovet for oksygen i bunnvannet for at nedbrytningsprosesser skal kunne finne sted.

Begrenset utveksling er en annen faktor som påvirker oksygenforholdet i bunnvannet. Som nevnt er Indre Oslofjord en terskelfjord, hvorav fjordbassengene er delvis adskilt via undervannsterskler, som begrenser utvekslingen av vann. Vann som befinner seg lavere enn toppen av undervannsterskelen vil ikke blandes med vannmassen på motsatt side av terskelen. Dette kan føre til at deler av vannmassen har en lang oppholdstid, som øker sannsynligheten for anoksiske (oksygenfrie) forhold. Dette skyldes at nedbrytningsprosesser som krever oksygen fortsetter, selv om det ikke tilføres mer oksygen (Staalstrøm, 2020). Utveksling mellom fjordbassengene forekommer via fenomenet dypvannsfornyelser, hvor tyngre vann (rød) overskrider terskelen (se Figur 2), og dermed presser seg under det lettere vannet på innsiden (lyse rødt) som fører til en utveksling (Staalstrøm, 2017).



Figur 2: Enkel diagram på hvordan en dypvannsfornyelse forekommer (venstre). Rød farge illustrerer tungt vann (høy tetthet), lyserødt er lettere vann. Til høyre vises hvordan oksygenforholdene endres i en dypvannsfornyelse; lilla er oksygenfattig / oksygenfritt vann, og hvitt er oksygenrikt vann. Modifisert fra Staalstrøm, 2017, s. 15.

En dypvannsfornyelse vil ikke skje før vannmassen på den ene siden av terskelen er tyngre enn vannet under terskelhøyden på den andre siden (heretter kalt dypvannet). Før dette er oppnådd vil det bare forekomme utveksling av vannmassene over terskelen (Staalstrøm, 2017). Tyngden til vann er styrt av tettheten, som igjen er hovedsakelig styrt av saltholdigheten og temperatur (Meteorologisk institutt & Bjørndalen, 2022). Vannmassens tyngde øker når vannet blir kaldere og mer saltholdig, og det er derfor vanlig at tettheten til vannet øker med dybden (Meteorologisk institutt & Bjørndalen, 2022). Fjorder er i tillegg preget av tilførsel av ferskvann fra blant annet elver og avrenning fra land, som bidrar til en lavere saltholdighet i overflatelaget (Sælen, 2021). Dette kan føre til at vannet blir sjiktet, som begrenser utvekslingen mellom overflate- og dypvannet (Sælen, 2021). For at en dypvannsfornyelse skal forekomme er vertikal miksing viktig, altså at overflatelaget og dypvannet blandes (Staalstrøm, 2017). Dersom dypvannet på innsiden av terskelen får en lavere tetthet enn vannmassen på utsiden av terskelen, forekommer det en dypvannsfornyelse (se Figur 2). I Indre Oslofjord er det observert at den vertikale blandingen i Vestfjorden (se Figur 1) er opptil fem ganger så stor som den i Bunnefjorden (Staalstrøm, 2017). Videre er det observert at en dypvannsfornyelse forekommer omtrent hvert år i Vestfjorden, mens det i Bunnefjorden kan gå 3-4 år mellom hver fornyelse (Staalstrøm, 2017).

Lange perioder mellom hver dypvannsfornyelse kan som nevnt medføre anoksiske forhold i bunnvannet. Dersom alt oksygen forsvinner kan hydrogensulfid (H_2S) dannes, som er dødelig for mange marine organismer (Staalstrøm et al., 2022). Dannelse av hydrogensulfid var vanlig i Bekkelagsbassenget frem til våren 2001, men fenomenet har sjeldent blitt observert siden høsten 2001 (Magnusson, Bjerkgeng, & Molvær, 2005; Staalstrøm, Engesmo, et al., 2021). Årsaken til denne endringen var det nye Bekkelaget renseanlegg (BRA) som fra høsten 2001 slapp ut rensed avløpsvann på omtrent 50 meters dyp (Magnusson et al., 2005). Det rensede avløpsvannet er ferskvann, og ved å introdusere dette på 50 meters dyp reduseres vekten til bunnvannet, som forsterker vertikal miksing. Dette skyldes at ferskvann, som nevnt tidligere, er lettere enn saltvann, og dermed vil stige oppover i den saltholdige vannmassen i fjordbassenget (Magnusson et al., 2005). Dermed øker sannsynligheten for en dypvannsfornyelse, og sannsynligheten for anoksiske forhold reduseres (Magnusson et al., 2005). Renseanlegg kan dermed ha både en negativ påvirkning på oksygenforholdene ved å tilføre organisk materiale og næringssalter, men også ha en positiv påvirkning ved å bidra til hyppigere dypvannsfornyelser. Likevel har Bekkelagsbassenget (se Figur 1) ikke oppnådd miljømålene for «god» kjemisk- og økologisk tilstand, og utslipp fra renseanlegg anses fortsatt å være hovedårsaken til hvorfor målene ikke er nådd (Vann-nett, 2023).

1.1.1 Bekkelaget renseanlegg

Bekkelaget renseanlegg (BRA) ble opprinnelig oppført i 1963 (Oslo Byleksikon, i.d.). I 1998 ble prosessen for å bygge et nytt renseanlegg i fjellet øst for det tidligere renseanlegget igangsatt, og landets nest største renseanlegg sto klart i 2001 (Røysted, 2018). I forbindelse med utbyggingen av det nye renseanlegget ble det som tidligere nevnt utarbeidet en utslippstunnel på 50 meters dyp i Bekkelagsbassenget. Renseanlegget var i 2001 dimensjonert for 270 000 personekvivalenter (pe) (Oslo Byleksikon, i.d.), men som følge av hyppig befolkningsvekst og strengere miljøkrav ble prosjektet for å utvide renseanlegget begynt på allerede i 2014 (Metier OEC, 2021). Renseanlegget fikk doblet kapasiteten i løpet av 2021, og er nå dimensjonert for 540 000 pe, hvor nitrogenrensningen er den begrensende faktoren for kapasiteten (Strømme, 2022).

BRA bedriver både mekanisk, kjemisk og biologisk rensing (Oslo Kommune Vann- og avløpsetaten, 2007). Før avløpsvannet og regnvann entrer anlegget, passerer det gjennom et magasin som benyttes til å lagre avløpsvann i perioder med mye nedbør/snøsmelting, for å kontrollere tilførsel til anlegget (Oslo Kommune Vann- og avløpsetaten, 2007). Dersom magasinet er fullt, vil noe av vannet føres ut i fjorden via et nødoverløp. I løpet av den mekaniske grov- og finrensingen fjernes større og mindre partikler, samt noe fosfor fra vannet. I det biologiske/kjemiske rensetrinnet renses vannet for fosfor, nitrogen og tungmetaller. Deretter fjernes slam i et eget basseng, før vannet passerer gjennom et siste filter før det slippes ut i fjorden (Oslo Kommune Vann- og avløpsetaten, 2007). Som følge av utslippstillatelsen gitt i 2015, er renskravene for avløpsvannet 90% for fosfor og 70% for nitrogen. Før utvidelsen av rensenanlegget var det vanskeligere å nå renskravene (Metier OEC, 2021), da underdimensjoneringen reduserte tiden avløpsvann tilbrakte i de ulike rensesstegene, samt effektiviteten til rensesstegene da mer vann ble tilført enn anlegget var beregnet for. For tungmetaller er det krav om at utslippsmengden beregnes og at unormale verdier skal varsles inn til statsforvalteren (Haraldsen, 2015). Utslippstillatelsen presiserer videre hvilke tungmetaller kravet gjelder for, og det er arsen, krom, kobber, nikkel, sink, bly, kadmium og kvikksølv (Haraldsen, 2015).

1.2 Parametere for vurdering av miljøkvaliteten i vann

Som følge av vannforskriften §4 skal alle vannforekomster i Norge ha minst «god» økologisk- og kjemisk tilstand ("Vannforskriften," 2007). Derfor er det utviklet en veileder for klassifisering av vannforekomster, for å sørge for både helhetlig beskyttelse og bærekraftig bruk, men også for å sørge for at forvaltning av vannforekomster følger et fastsatt system (Direktoratgruppen Vanndirektivet, 2018). Klassifiseringen av vannforekomster baserer seg på fem tilstandsklasser for økologisk tilstand, og to for kjemisk. For økologisk tilstand er tilstandsklassene «svært dårlig», «dårlig», «moderat», «god», og «svært god», mens det for kjemisk tilstand er enten «god» eller «dårlig». Informasjon om tilstanden til vannforekomster gjøres tilgjengelig via VannNett, hvorpå informasjon fra miljøforvaltningens fagsystem (Vannmiljø) legges til grunn for miljøtilstandsvurderingen (Direktoratgruppen Vanndirektivet, 2018).

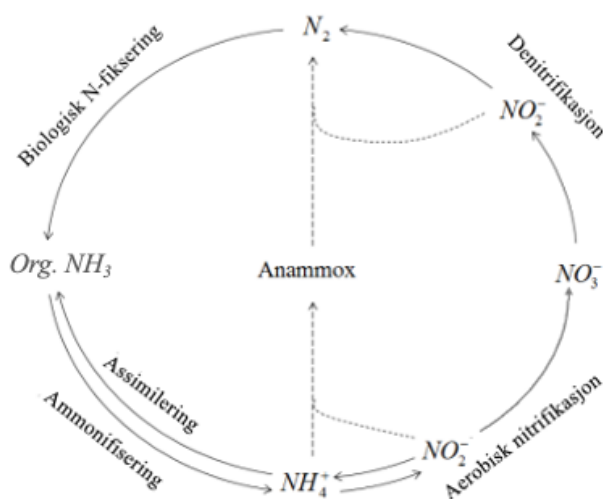
God økologisk tilstand betyr at det er akseptable avvik fra naturtilstanden, og vurderes ut ifra biologiske kvalitetselementer, samt fysiskkjemiske/hydromorfologiske støtteparametere (Direktoratgruppen Vanndirektivet, 2018). Et eksempel på et biologisk kvalitetselement er planteplankton (alger), som måles i form av klorofyll-a konsentrasjoner i overflatelaget, mens total fosfor og nitrogen er eksempler på sentrale støttemåleparametere for næringsstatusen til vannforekomsten (Direktoratgruppen Vanndirektivet, 2018). Nitrogen og fosfor er også essensielle næringsstoffer for algeoppblomstringer, som gjør at disse tre parameterne er sterkt avhengig av hverandre (Yaakob, Mohamed, Al-Gheethi, Gokare, & Ambati, 2021). Til sammen gir nitrogen, fosfor og mengden klorofyll-a i vannforekomsten informasjon om eutrofiering, og den økologiske tilstanden til vannforekomsten. Siden rensenanlegg er en viktig kilde for tilførsel av nitrogen og fosfor til Oslofjorden, skal det nå ses nærmere på nitrogen, fosfor og klorofyll-a sin rolle i fjorder.

1.2.1 Nitrogen

Nitrogen er som nevnt et essensielt næringsstoff for algevekst, og er ofte det begrensende næringsstoffet for vekst i kystområder og fjorder påvirket av ekstern tilførsel (Howarth et al., 2011). Det finnes ulike former av nitrogen; oppløst uorganisk nitrogen (DIN), oppløst organisk nitrogen (DON), partikulært organisk nitrogen (PON), og partikulært uorganisk nitrogen (PIN) (Staalstrøm, Walday, et al., 2021). De vanligste formene av uorganisk nitrogen er nitrat (NO_3^-), nitritt (NO_2^-), ammonium (NH_4^+), og nitrogenogass (N_2). Organisk nitrogen er nitrogen bundet til en karbon gruppe, og kan eksistere som blant annet aminosyrer, urea, og proteiner (Dodds & Whiles, 2020). Forskjellen mellom partikulært og oppløste former av nitrogen er en størrelsesbasert klassifisering, hvor på partikulært nitrogen er partikler som er større enn $0.2 \mu\text{m}$ (Dodds & Whiles, 2020). Mengden total nitrogen (TN) i en vannforekomst er en kombinasjon av flere former av nitrogen (se Ligning 1). Det er vanlig å definere PON som bare partikulært nitrogen (PN), da mengden PIN ofte er så lav at den kan ses bort ifra (Staalstrøm, Walday, et al., 2021). Atmosfærisk nitrogen er ikke en del av total nitrogen.

$$\text{TN} = \text{DON} + \text{DIN} + \text{PN} \quad (\text{Ligning 1})$$

Nitrogensyklusen viser de kjemiske prosessene som fører til de forskjellige formene av nitrogen (se Figur 3), hvor det er ulike bakterier, organismer og forhold som legger til rette for og avgjør hvilken av prosessene som dominerer. Nitrogenfiksering (N-fiksering) er prosessen hvor atmosfærisk N_2 omdannes til ammonium, hvor ammoniakk er et mellomprodukt, som videre blir omdannet til ammonium via ammonifisering (Universitetet i Oslo, 2011). Nitrifikasjon er prosessen hvor ammonium blir omdannet til nitritt og nitrat, og er som de to andre prosessene nevnt aerobiske, altså avhengig av oksygen (Universitetet i Oslo, 2011). Både ammonium og nitrat tas opp av alger, og når disse dør blir nitrogenforbindelser igjen tilgjengelig via ammonifisering. Denitrifikasjon er prosessen hvor nitrat blir redusert og sluttproduktet er atmosfærisk nitrogen. Denne prosessen forekommer under oksygenfattige forhold, da nitritt og andre biprodukter (N_2O og NO) kan erstatte oksygen som elektronakseptor i andre biologiske prosesser (Universitetet i Oslo, 2011). På 1990 tallet ble det oppdaget enda en prosess hvor ammonium og nitritt omdannes direkte til atmosfærisk nitrogen, uten at nitrat blir dannet som et mellomprodukt (Quoc Anh, Tantayotai, Cheenkachorn, & Sriariyanun, 2015). Denne prosessen kalles for anammox (anaerob ammonium oksidering), og forekommer også under oksygenfattige forhold (Quoc Anh et al., 2015). Det er altså to prosesser som medfører dannelsen av atmosfærisk nitrogen, som kan medføre tap av nitrogen fra vannforekomsten til luft.



Figur 3: Enkel representasjon av nitrogensyklusen og prosessene. Modifisert fra Universitetet i Oslo (2011) og Quoc Anh et al. (2015).

1.2.2 Fosfor

Fosfor er også et essensielt næringsstoff for algevekst, og er blant annet et viktig komponent i DNA (Conley et al., 2009). Det ble tidlig fastslått at fosfor er den begrensende faktoren for algevekst i ferskvann (Schindler, 1974), som var årsaken til at fosforrensing ble prioritert i forbindelse med rensaneanlegg (Arnesen, 2001; Conley et al., 2009). På samme måte som for total nitrogen, utgjør total fosfor (TF) både partikulært organisk/uorganisk fosfor, samt løst organisk/uorganisk fosfor (Staalstrøm, Walday, et al., 2021). Det er løst uorganisk fosfat (PO_4^{3-}) som er den viktigste formen, da denne er lett tilgjengelig for alger og planter (Wetzel, 2001). I motsetning til nitrogen er partikulært uorganisk fosfor av vesentlig betydning, da fosfat kan adsorberes til mineraler (som leire, karbonater og jern(II)oksid), og danne komplekser med disse (Wetzel, 2001). På samme måte som i nitrogen-syklusen, blir fosfat tatt opp av alger / primærprodusenter, og dermed introdusert inn i næringsnettet. Når organismer dør, blir fosfat igjen tilgjengelig via nedbrytning.

Da det ikke finnes en atmosfærisk fosfor type, forekommer det ikke en utveksling med luft slik som det gjør i nitrogensyklusen. Over tid kan fosfor forsvinne ut av vannforekomsten ved at det adsorberes til mineraler og begraves i sedimentet (Wetzel, 2001). Samtidig kan også disse kompleksene være en kilde til fosfor, gjennom en prosess som kalles for interngjødsling («internal loading») (Puttonen, Kohonen, & Mattila, 2016). Interngjødsling er styrt av flere faktorer, blant annet oksygen og saltholdighet (Paytan & McLaughlin, 2007). Jern(II)oksid vil adsorbere fosfat og dermed binde fosfat til sedimentet dersom oksygen er tilstede, men dersom forholdene endrer seg til anoksiske/hypoksiske (oksygenfattig), vil jern(II)hydroksid komplekset oppløses som frigjør jern-bundet fosfat fra sedimentet til vannsøylen (Puttonen et al., 2016). Saltholdigheten kan på samme måte føre til utlekking av fosfat fra leirpartikler. Da fosfat er et negativt ladd ion (anion) vil det binde seg til leirpartikler som er positivt ladd (Howarth et al., 2011). I saltholdig vann er det flere anioner som konkurrerer om bindingssetet på leirpartiklene, som øker desorpsjon (utlekking) av fosfat (Howarth et al., 2011). Dermed vil økt salinitet øke utlekkingen av fosfat fra leire, og gjøre det biotilgjengelig.

1.2.3 Klorofyll a

Klorofyll a er primær pigmentet for fotosyntetiserende organismer, slik som alger og annen primærproduksjon (Halvor Aarnes, 2021). Mengden klorofyll a i alger kan variere basert på lysforhold, næringsforhold og andre miljøforhold, men konsentrasjonen av klorofyll a benyttes allikevel i vannforvaltningen for å kunne gi et indirekte mål for algebiomassen (Direktoratsgruppen Vanndirektivet, 2018). Økt primærproduksjon, som følge av økt tilførsel og tilgang på næringsstoffer som nitrogen og fosfor, kalles for eutrofiering (Fiskeri- og kystdepartementet, 2011). Prosessen anses ofte som negativ, da det er flere konsekvenser tilknyttet eutrofiering. Dette er blant annet en reduksjon av artsmangfoldet på grunn av masseoppblomstringer av enkelte arter som utkonkurrerer andre (Direktoratsgruppen Vanndirektivet, 2018), og endring av miljøforhold, som oksygenfattig bunnvann og siktedyp (Fiskeri- og kystdepartementet, 2011).

Masseoppblomstringer kan både føre til utkonkurrering av andre primærprodusenter, men også begrense lystilgangen som kan påvirke annet liv i vannforekomsten negativt (Fiskeri- og kystdepartementet, 2011). Økt organisk materiale kan også medføre hypoksiske til anoksiske forhold nedover i vannsøylen, som kan føre til død for organismer som lever ved eller i sedimentene. På denne måten kan eutrofiering bidra til å endre artssammensetningen i vannforekomsten, spesielt for isolerte vannforekomster eller de med lang oppholdstid (Fiskeri- og kystdepartementet, 2011). Da både nitrogen og fosfor er essensielle næringsstoffer, er det særlig ekstern tilførsel forbi det som kan assimileres i næringskjeden av disse stoffene som er årsaken til uønsket eutrofiering. Ved uønsket

eutrofiering forskyves likevekten mellom organismene, og vannkvaliteten forverres (art. 2, nr. 11 "EUs rådsdirektiv forbehandling av avløpsvann fra byområder," (91/271/EØF)). I fjordsystemer, slik som Indre Oslofjord, er utvekslingen, fortynningen og oppholdstiden i fjordbassengene avgjørende for å kunne anslå hvor mye systemet kan håndtere av ekstern tilførsel, før en uønsket eutrofierings-prosess begynner (Fiskeri- og kystdepartementet, 2011). Hyppige dypvannsfornyelser vil for eksempel minske sannsynligheten for oksygenfattig bunnvann. Samtidig er ikke fjordbassenger helt isolerte, og horisontal miksing over undervannsterskeler gjør at næringsalter i overflatelaget fortsatt kan påvirke nærliggende bassenger (Fiskeri- og kystdepartementet, 2011).

1.2.4 Kjemisk tilstand

God kjemisk tilstand bestemmes ut ifra grenseverdier for utvalgte miljøgifter, også kalt prioriterte stoffer, og/eller miljøkvalitetsstandarder dersom det ikke finnes grenseverdier (Direktoratgruppen Vanndirektivet, 2018). Det finnes per 2018 grenseverdier for 45 stoffer i vann, 23 i biota og 28 i sediment (Direktoratgruppen Vanndirektivet, 2018), samt ytterligere miljøkvalitetsstandarder for flere stoffer (Ruus, Beyer, & Green, 2021). Blåskjell (*Mytilus edulis*) er ofte brukt i forbindelse med overvåkning av kjemisk tilstand, da blåskjell oppfyller kriteriene fastsatt i veilederen for klassifisering av miljøtilstanden i vann (Direktoratgruppen Vanndirektivet, 2018, s. 193), samt at arten har blitt studert lenge. Grenseverdier er utviklet for stoffer som utgjør en vesentlig risiko i eller for vannmiljøet, og det finnes for eksempel grenseverdier for kvikksølv, for både biota, vannsøylen og sediment (Direktoratgruppen Vanndirektivet, 2018). Det ble i 2021 foreslått miljøkvalitetsstandarder for 28 miljøgifter i blåskjell, i forbindelse med implementering av EUs Vanndirektiv i Norge (Ruus et al., 2021). Blant disse ble det foreslått miljøkvalitetsstandarder for blant annet kvikksølv, bly, arsen, kadmium, krom og nikkel (Ruus et al., 2021).

Selv om det finnes flere miljøgifter enn tungmetaller, vil denne oppgaven fokusere på tungmetallene kobber, sink, bly, kadmium, arsen, nikkel, kvikksølv og krom. Dette skyldes at tungmetaller utgjør en del av utslippet fra renseanlegg, og er relevant i forhold til «Helhetlige tiltaksplan for Oslofjorden». Tungmetaller er definert som metaller med en vekt tilsvarende eller mer 5 g cm^3 (Jaishankar, Tseten, Anbalagan, Mathew, & Beeregowda, 2014). Selv om arsen er et halvmetall, defineres det som et tungmetall på grunn av vekten, og fordi den har en lang halveringstid så den kan akkumuleres i næringskjeden (Jaishankar et al., 2014). Felles for alle tungmetaller er at de blir giftige/skadelige selv ved relativt lave konsentrasjoner (Collin et al., 2022). Blant metallene som defineres som tungmetaller finner man de essensielle tungmetallene (som kobber, sink, krom og nikkel), de ikke-essensielle tungmetallene, de mindre giftige (som arsen), og de veldig giftige (kvikksølv, kadmium og bly) (Collin et al., 2022; Tchounwou, Yedjou, Patlolla, & Sutton, 2012). Flere av tungmetallene kan også bioakkumulere i næringskjeden, som medfører til en økning av konsentrasjonen av tungmetaller oppover i næringskjeden (Jitar, Teodosiu, Oros, Plavan, & Nicoara, 2015). Dette er blant annet en av måtene mennesker kan bli eksponert for tungmetaller, ved å spise påvirkede organismer. Det å begrense utslipp av tungmetaller, samt overvåke konsentrasjoner i biota, har en viktig rolle i samfunnet, både for organismer i miljøet som blir påvirket, men også fra et menneskehelseperspektiv (Direktoratgruppen Vanndirektivet, 2018)

1.3 Problemstilling og hypotese

Med utgangspunkt i Bekkelaget renseanlegg, og utvidelsen av anlegget, skal denne oppgaven utforske effekten av denne oppgraderingen med tanke på Bekkelagsbassenget sin miljøklassifisering.

Renseanlegget var før utvidelsen underdimensjonert, som reduserte effektiviteten til renseprosessene, og dermed oppnåelsen av rense- og miljøkravene for anlegget. Utvidelsen antas derfor å ha hatt en positiv påvirkning på utslippet av spesielt nitrogen og fosfor, da en av årsakene for utvidelsen var å oppnå rensekravene for disse stoffene.

Parameterne som blir vurdert i forbindelse med økologisk tilstand er total nitrogen, total fosfor og klorofyll a, mens det for kjemisk tilstand er tungmetallene arsen, bly, kadmium, kobber, sink, nikkel, kvikksølv og krom. Valg av tungmetaller er begrenset til disse da de er metaller som befinner seg i det rensede vannet fra renseanlegget. Oppgaven tar videre for seg følgende problemstillinger:

- 1) Har utvidelsen av renseanlegget ført til nedgang av total nitrogen, total fosfor, og tungmetall utslippene?
- 2) Har utvidelsen ført til en endring i miljøtilstanden, både for kjemisk og økologisk tilstand, eller bare en av dem, ut i fra vann-nett sin vurdering av Bekkelagsbassenget.

Som følge av disse problemstillingene er hypotesen for denne oppgaven at utslippene fra renseanlegget påvirker overflatekonsentrasjonene til nitrogen, fosfor og klorofyll a, samt tungmetallkonsentrasjonene i blåskjell. Videre forventes det at en nedgang i utslippene fra renseanlegget vil gjenspeiles i vannprøvene fra overflatelaget og i blåskjellprøvene analysert.

2 Materialer og metode

2.1 Områdebeskrivelse

Bekkelagsbassenget er et fjordområde innenfor Indre Oslofjord, som grenser til flere øyer og strekker seg fra Bleikøya i nord til Skjælholmene i sør (Figur 4). Bassenget har en maks dybde på 72 meter, og er adskilt fra Bunnefjorden og Oslo havnebasseng gjennom undervannsterskler mellom øyene (Nafstad, 2023). Noen ganger blir Oslo havnebasseng og Bekkelagsbassenget vurdert som ett stort basseng, men denne oppgaven velger å se på de som to forskjellige. Terskeldybden mellom de ulike fjordområdene er inkludert for å vise hvor adskilt områdene er fra hverandre.

I forbindelse med innsamling av vannprøver fra overflatelaget, ble stasjon Cq1 benyttet (se Figur 4, grønt merke). Hovedutløpet til Bekkelaget renseanlegg (BRA) er lagt på 50 meters dyp, og dens omkringliggende posisjon er markert med oransje merke (Figur 4). Lokasjonen hvor blåskjell ble samlet inn er også vist (Figur 4, rødt merke). På grunn av mangel på blåskjell ved øyene innenfor Bekkelagsbassenget ble Hovedøya benyttet, da det her vokste rikelig med unge kolonier i motsetning til de andre øyene som ble undersøkt (Gressholmen og Langøyene). På øyene nærmere BRA ble det bare funnet enkelte gamle skjell. Hovedøya er som vist lokalisert nord for Bekkelagsbassenget, og bukten som inneholder en småbåthavn vender mot Akershuskaia. Videre har flere studier samlet inn blåskjell fra Hovedøya/Akershuskaia, og dermed eksisterer det et sammenligningsgrunnlag bakover i tid (Green et al., 2021; Green et al., 2022; Schøyen, Grung, et al., 2022; Schøyen et al., 2021).



Figur 4: Oversikt over Bekkelagsbassenget, stasjon Cq1 (grønn), utløpet til Bekkelaget renseanlegg (oransje) og lokasjon for innhenting av blåskjell (rød). Modifisert versjon fra Wikipedia Commons, utviklet av Wordlydev (2021). Basert på Bjerkeng & Magnussen (1999).

2.2 Innsamling av data

2.2.1 Vannprøvene

Vannprøvene i overflaten ble samlet inn av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) i forbindelse med overvåkningsprosjektet for Indre Oslofjorden, på et oppdrag på vegne av Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord (Staalstrøm, Engesmo, et al., 2021). Undersøkelser i forbindelse med overvåkingen har vært gjennomført hvert år siden 1970-årene, hvorav prøvene har blitt tatt ca. hver 2,5 uke (Staalstrøm, Engesmo, et al., 2021). Det var kun prøvene fra januar 2019 til august 2022 som ble benyttet i denne oppgaven, da dette tidsrommet representerer før og etter utvidelsen av renseanlegget. Oppgraderingen besto av å omtrent doble kapasiteten til renseanlegget, hvorpå anlegget nå er dimensjonert for 540 000 personekvivalenter (Strømme, 2021, 2022). Prøveperioden for det nye anlegget var fra mai 2021 til mai 2022 (Strømme, 2021). Stasjonen hvor målingene blir gjort ved er som nevnt Cq1 (se figur 4). Vannprøvene ble samlet inn ved bruk av et to-meter langt rør som innkapsler vannet i overflatelaget (0-2 meter). Vannprøvene ble så analysert for oppløst organisk stoff, næringssalter og klorofyll a (jf. Staalstrøm et al., 2021, s. 46).

Data for utslippet til Bekkelaget renseanlegg (BRA) ble tilsendt av Hilde Tsui, som er ansatt hos Oslo kommune vann- og avløpsetaten ved Bekkelaget renseanlegg. Akkrediterte vannprøver tas automatisk via prøvetakere som tar mengdeproporsjonale prøver gjennom hele døgnet. Det tas minimum 3 prøver i timen (Hilde Tsui, 2023). Det blir gjort analyser av total nitrogen og total fosfor i innløp og utløpet av prøvene på mandag, tirsdag, torsdag og fredag på driftslaboratoriet hver uke. Det er disse prøvene som benyttes for denne oppgaven. Mandagsprøvene er en blandingsprøve av lørdag, søndag og mandagens vannprøver. Tungmetallene i inn- og utløpet blir analysert 6 ganger i året, som følger av kravet i utslippstillatelsen (Haraldsen, 2015). Alle analysene blir gjort internt på laboratoriet til Oslo vann- og avløpsetat.

2.2.2 Blåskjell

Blåskjellene ble samlet inn i samarbeid med NIVA i perioden 8-11 august 2022, hvorav skjellene for denne oppgaven ble samlet inn den 9 august. Skjellene ble samlet inn ytterst på småbåthavn bryggen på Hovedøya (se figur 4) med GPS koordinat 59°53'.883N, 010°44'.280Ø. Skjell med lengden 4-5 cm ble sortert ut for hånd, da denne lengden tilsvarer individer mellom 4-6 år (Wijsman, 2019). Sorteringen ble gjort ved bruk av hansker frie for metaller for å unngå krysskontaminering, og videre behandling av skjell ble også gjort ved bruk av hansker. Etter sortering ble det talt opp 73 skjell, som ble oppbevart i fryser ved -20°C frem til analyse.

2.3 Blåskjellprøver

For blåskjell er det foretrukket å bruke hele bløtdelen for analyse (Direktoratsgruppen Vanndirektivet, 2018). Innmaten fra tinte skjell ble hentet ut ved å først skjære over lukkemuskelen med skalpell, og deretter tatt ut ved bruk av en VWR plastpinsett. Innmaten ble overført til teflonrør, hvorpå vekten av rørene før og etter innmat var registrert for å få vekten på bløtdelen. Hansker ble benyttet under hele prosessen for å forhindre kontaminering av prøvene. Samme skalpell og pinsett ble brukt for alle skjell, men pinsett ble tørket av etter berøring av hvert skjell.

De 73 prøvene ble tilsatt HNO₃ (5 mL) og deretter dekomponert (260°C, 20 minutter). Prøvene ble deretter forflyttet over i en Ultra Claw (UC) rotor. I tillegg til de 73 prøvene var det 5 blanke, samt to kreditert referanse materiale (CEM) prøver, for å kontrollere og vurdere presisjonen og kvaliteten på analysene, da de har kjente konsentrasjoner av tungmetallene blåskjellene ble analysert for. For dette

forsøket ble DORM-3 (fiskeprotein) og DOLT-5 (pigghå lever) brukt (se vedlegg A og B for dokumentasjon). Begge CEM prøvene er egnet for metall analyser, og kan benyttes for metallene undersøkt i forbindelse med denne oppgaven, altså arsen (As), bly (Pb), kadmium (Cd), kobber (Cu), nikkel (Ni), sink (Zn), kvikksølv (Hg) og krom (Cr). Destillert vann (2 mL) ble tilsatt CEM prøvene, før HCl (1 mL) ble tilsatt alle prøvene. Prøvene ble så fortynnet til 50 mL med destillert vann, basert på den gjennomsnittlige vekten (per skjell) på 1,48 gram. Tungmetall konsentrasjonene i prøvene ble så analysert med induktiv koblet plasma- massespektrometri (IPC-MS). Grensen for deteksjon var 0.001 for Cr og Ni, 0.002 for Cu, 3.0×10^{-6} for Zn, 0.0002 for As, Cd og Pb, og 0,0003 for Hg. Grensen for kvantifisering var 0.003 for Cr og Ni, 0.001 for As, Cd, Hg og Pb, og henholdsvis 0.007 og 1.0×10^{-5} for Cu og Zn.

2.4 Statistisk analyse av nitrogen, fosfor og klorofyll

All statistisk analyse og fremstilling av grafer for denne oppgaven har blitt gjennomført med programmet R (Versjon 2022), i RStudio (versjon 4.2.2). Utrekning av mellomverdier og gjennomsnitt ble gjort ved bruk av Excel. Rådataen for de statistiske analysene finnes i vedlegg C.

2.4.1 Tidsserieanalyse

For å vurdere utslippet av nitrogen og fosfor fra BRA over tid, samt total nitrogen, total fosfor og klorofyll-a sin utvikling ved Cq1 fra 2019 til 2022, ble datasettene omgjort til tidsserier. Da parameteren ‘total nitrogen’ målt ved Cq1 stasjonen manglet en verdi midt i datasettet, ble en verdi interpolert for å erstatte NA (ingen verdi) med en sannsynlig verdi. Dette var nødvendig da datasettet ikke kunne konverteres til en tidsserie dersom det inneholdt NA. Det var også funnet en NA i slutten av datasettet for klorofyll-a parameteren; her ble det besluttet å fjerne siste raden da R ikke kan sammenligne tidsserier med ulik lengde. Dermed ble siste rad slettet fra alle tidsseriene, slik at de hadde likt antall observasjoner. Tidsseriefunksjonen tar inn ulike parametere, hvorav de relevante parameterne er datasettet, start (første observasjon målt i tid), slutt (siste observasjon målt i tid), og frekvens. Frekvensen ble satt til 2.5, da dette var frekvensen for prøvetaking. Tidsseriene ble generert ved bruk av pakken *tsseries* i R (Trapletti & Hornik, 2022). De endelige tidsseriene er vist i tabell 1, hvorav alle besto av 70 observasjoner, mens de originale datasettene hadde 71.

Tabell 1: Navn og beskrivelse av hver tidsserie.

Navn på tidsserie	Innhold
BEKK_P	Utslipp av fosfor fra Bekkelaget renseanlegg
CQ1_P	Fosfor målingene fra vannprøvene tatt på Cq1 stasjonen
BEKK_N	Utslipp av nitrogen fra Bekkelaget renseanlegg
CQ1_N	Nitrogen målingene fra vannprøvene tatt på Cq1 stasjonen
Kla	Klorofyll a målingene fra vannprøvene tatt på Cq1 stasjonen

For å etablere trenden til utslippet av nitrogen og fosfor fra BRA ble funksjonen *tslm* i pakken *Forecast* fra 2008 benyttet (Hyndman & Khandakar). *Tslm* funksjonen brukes for å tilpasse en lineær modell til en tidsserie med både trend og sesongmessige komponenter. For å utarbeide om de forskjellige tidsseriene inneholdt sesongmessige egenskaper, ble både en ACF test og en ARIMA modell for hver tidsserie produsert. ACF tester brukes hovedsakelig til å undersøke autokorrelasjon blant residualene i tidsserien, altså om verdien til residualen ved x_t er avhengig av verdien til residualen x_{t-1} . Dersom testen viser en ACF verdi over signifikansverdien tyder det på autokorrelasjon, og dersom dette oppstår i et mønster i ACF grafen indikerer det en sesongmessig trend.

En ACF test gjøres ved bruk av pakken *stats* i R (R-Core-Team, 2022). ARIMA modeller (fra pakken *Forecast*) benyttes for å tilpasse en modell for univariat tidsserier (tidsserier med bare en parameter). Det ble utarbeidet ARIMA modeller med og uten en sesongkomponent, og kriteriene adjusted R2 og AIC (Akaike's informasjonskriterie) ble brukt for å vurdere hvilken modell som forklarte tidsseriene best. Da både testene og ARIMA modellene viste tegn til sesongmessige trender i alle tidsseriene, ble det lagt ved en sesongkomponent i de lineære tidsseriemodellene. Deretter ble konfidensintervallet til estimatet for trendlinjen regnet ut for hver tidsserie.

2.4.2 Vektor Autoregressiv modell

For å kunne sammenligne tidsseriene og se om den ene påvirker den andre, ble det laget VAR (Vector autoregressive model) modeller ved bruk av pakken *vars* (Pfaff, 2008). Da en VAR modell krever at tidsseriene er stasjonære (konstant varians og gjennomsnitt over tid), samt at det ikke er noen sesongmessige trender i tidsserien, ble alle tidsseriene differensiert en gang (differansen mellom hvert påfølgende datapunkt i hver tidsserien ble regnet ut, og brukt i stedet). Det ble deretter gjennomført en Augmented Dickey-Fuller test (ADF-Test) for å kontrollere at de differensierte tidsseriene var stasjonære. ARIMA modellene for de differensierte tidsseriene viste derimot fortsatt sesongmessige trender. Da det var veldig liten forskjell mellom ARIMA modell med en sesongmessig trend og uten (basert på AIC og justert R2), ble det bestemt at forskjellen kunne neglisjeres, og at modeller uten sesongmessig trend også var egnet til å modellere tidsseriene.

VAR modellen ble så lagd ved å kombinere ulike tidsserier i et sett, og antall tidsenheter bak i tid (heretter kalt «lags») som skulle vurderes ble valgt automatisk. Det ble totalt laget 8 VAR modeller, se tabell 2 for oversikt over modellene og deres innhold. Det ble valgt å inkludere «const» (konstant) som den deterministiske regressoren, da de differensierte tidsseriene ikke hadde et gjennomsnitt sentrert rundt 0, og R2 verdien for modell med «const» var høyere som indikerte en bedre tilpasset modell.

Tabell 2: Oversikt over VAR modellene generert, forklaring av hva de inneholder og deres tilhørende R2.

VAR-modell navn	Innhold	Justert R2
<i>P_data</i>	Inneholder både BEKK_P og CQ1_P tidsseriene	0.190
<i>N_data</i>	Inneholder både BEKK_N og CQ1_P tidsseriene.	0.030
<i>P_bekk_kla</i>	Inneholder både BEKK_P og klorofyll-a tidsseriene	0.345
<i>N_bekk_kla</i>	Inneholder både BEKK_N og klorofyll-a tidsseriene	0.350
<i>P_cq1_kla</i>	Inneholder både CQ1_P og klorofyll-a tidsseriene	0.286
<i>N_cq1_kla</i>	Inneholder både CQ1_N og klorofyll-a tidsseriene	0.276
<i>Alle_N</i>	Inneholder BEKK_N, CQ1_N og klorofyll-a tidsseriene	0.327
<i>Alle_P</i>	Inneholder BEKK_P, CQ1_P og klorofyll-a tidsseriene	0.308

For å vurdere de ulike modellene ble det gjennomført ulike tester for å kontrollere for autokorrelasjon, normalfordeling blant residuaene, heteroskedastisitet og strukturelle «breaks» (også kalt stabilitet undersøkelse). Utenom testen for normalfordeling, besto modellene alle testene. Da det ikke er et krav om at residualene må være normalfordelt for de neste analysene, ble det valgt å gå videre med modellene.

2.4.3 Årsakssammenheng (Granger causality test) og Distributed lag model

En måte å undersøke om en tidsserie har en signifikant påvirkning på en annen, er via en Granger causality test som sjekker for årsakssammenheng mellom to (eller flere) tidsserier (Granger, 1969). En slik test undersøker om et visst antall lags bakover i tid for en tidsserie kan være avgjørende for predikering av en annen tidsserie, hvorav nullhypotesen er at det ikke er en årsakssammenheng mellom dem. Granger causality testen tar inn VAR modellen, samt et argument hvor man bestemmer hvilken tidsserie / parameter man ønsker å se om påvirker den andre.

Da Granger Causality tester ikke gir noe videre informasjon utover om det er en signifikant årsakssammenheng mellom tidsseriene eller ikke, ble det utarbeidet distributed lag modeller (DLM) ved bruk av pakken dLagM (Demirhan, 2020). Denne typen modell tillater for at tidligere verdier av en tidsserie (x) er med på å forklare neste verdi hos den andre tidsserien (y). Tidsserien som utgjør x -parameteren er den uavhengige (også kalt predikerende) tidsserien, mens y er den avhengige tidsserien, altså den som blir forklart ved bruk av x . Fordelen med en DLM er at regresjonsanalyser kan gjøres basert på koeffisientene til modellen. Dermed kan modellen gi informasjon om hvorvidt tidsserien påvirker den andre, i hvilken retning, og om det er en signifikant påvirkning (Demirhan, 2020).

Det ble utviklet DLM'er for VAR modellene 1,2,3,4,5 og 6 (se tabell 2). For å velge antall lags bakover i tid og best mulig modell, ble ulike lags testet ut. Det ble valgt å teste for 1, 2, 3, 4, og 5 lags, og modellen med høyest justert R² samt lavest AIC verdi ble valgt. Den andre grunnen til at det ble valgt å gjennomføre en DLM var for å validere Granger Causality testen. Da Granger Causality sjekker både hvordan tidligere verdier av x påvirker y , vurderer den også hvordan tidligere verdier av x kan påvirke tidligere verdier av y . En DLM derimot undersøker bare hvordan tidligere verdier av x kan være med på å forklare og påvirke den nåværende verdien til y .

2.5 Statistisk analyse av Bekkelaget og tungmetallene

2.5.1 Tidsserie analyse

Det ble laget tidsserier på samme måte som forklart i avsnitt 2.4.1 for alle metallene; arsen (As), bly (Pb), kadmium (Cd), kobber (Cu), nikkell (Ni), kvikksølv (Hg), krom (Cr) og sink (Zn). Som følge av at BRA gjør analyser av tungmetallene i vannet som går ut 6 ganger i året, ble frekvensen for tidsseriene satt til 6, og starten ble satt for januar 2019 (se vedlegg D for rådataen av utslippet fra BRA). For å analysere tidsseriene ble *tslm* funksjonen brukt likt som forklart i avsnitt 2.4.1. Da det ikke var tegn til sesongmessige trender i dataen, og justert R² var høyere for modellen uten en sesongkomponent, ble sesongkomponenten ikke inkludert i analysen.

2.5.2 Analyse av tungmetallkonsentrasjonen i blåskjell

Tidligere median konsentrasjoner for tungmetallene As, Pb, Cd, Cu, Ni, Hg, Cr og Zn ble hentet fra rapportene publisert i forbindelse med overvåkningsprosjektet Miljøgifter i norske kystområder (MILKYS) (Green et al., 2021; Green et al., 2022; Schøyen, Grung, et al., 2022; Schøyen et al., 2021). Prosjektet har foregått over flere år, men for denne oppgaven ble det valgt å bruke resultatene fra 2018-2021. Egne skjell ble brukt for 2022 (ref. delkapittel 2.2.2 og 2.4), hvorpå medianverdi og standardavvik ble regnet ut (se vedlegg E, tabell E.1 for rådata for egne skjell, og tabell E.2 for innhentede og utregnet medianverdier og standardavvik). For alle årene utenom 2021 har standardavviket til medianen blitt inkludert i rapportene. Det ble etterspurt rådata for å kunne regne ut standardavvikene for 2021, men siden NIVA ikke gjennomførte metallanalysene selv var denne

rådataen ikke tilgjengelig. Medianverdi samt standardavvik (dersom eksisterende) for hvert metall og år ble plottet ved bruk av pakken *ggplot2* (Wickham, 2016).

På grunn av manglende rådata for de tidligere årene, samt mangel på antall prøver gjort, var det ikke mulig å gjøre videre statistiske analyser for å vurdere endring i tungmetallkonsentrasjoner over tid. Derfor ble det valgt å vurdere gjennomsnittet av 2022 metallkonsentrasjonene opp mot grenseverdier fastsatt av Mattilsynet (Duinker, Storesund, & Lunestad, 2022). Da det bare finnes grenseverdier for metallene kadmium, kvikksølv, og bly, ble det benyttet miljøkvalitetsstandarder og PROREF (provisorisk høy referansekonsentrasjon for miljøgifter) for både de sistnevnte samt de resterende tungmetallene (Ruus et al., 2021). PROREF benyttes for å vurdere forurensningsgraden (Ruus et al., 2021).

3 Resultater

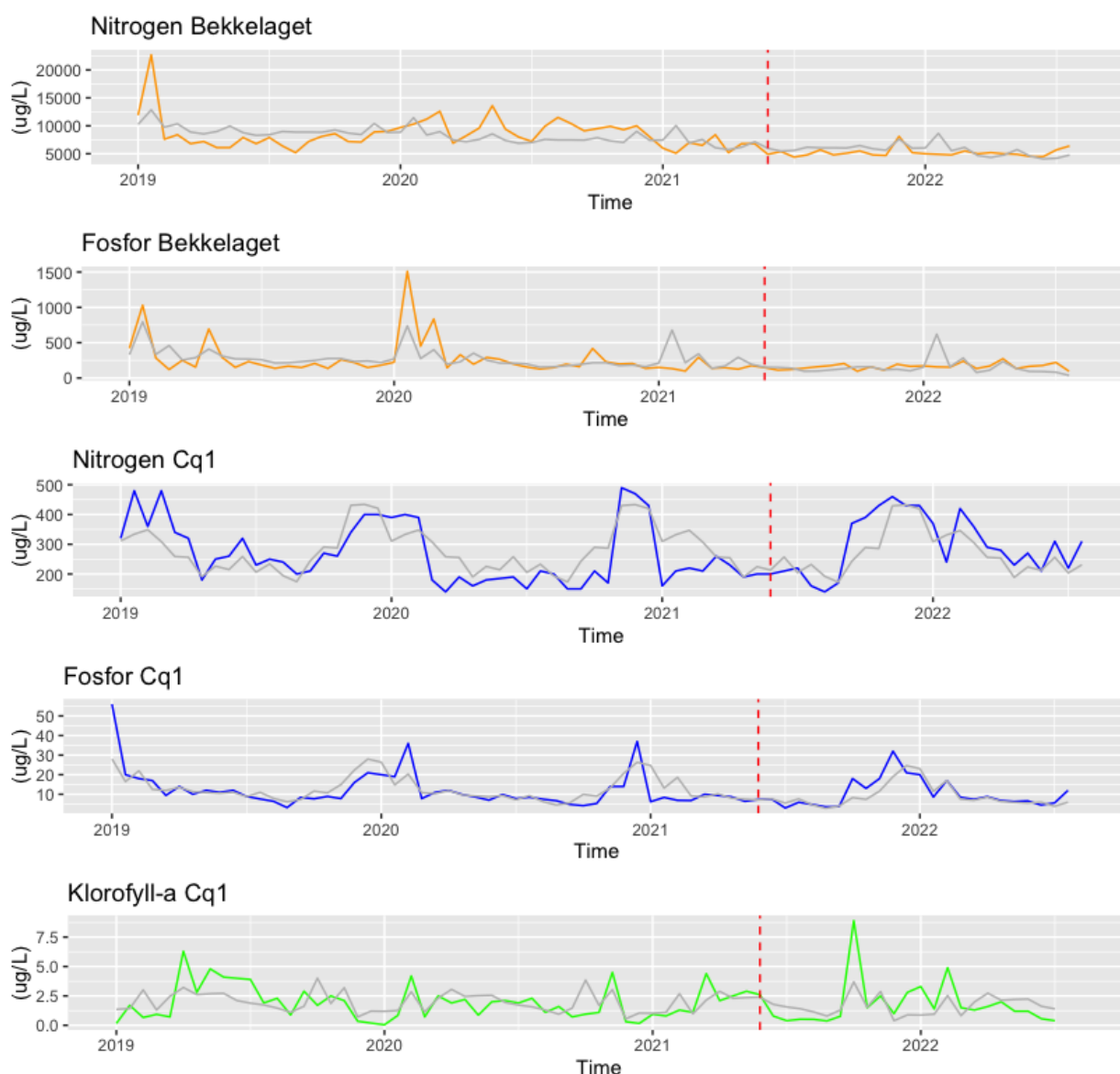
3.1 Renseanleggets utvikling 2019-2022

Figur 5 viser utslipp for nitrogen og fosfor fra BRA, samt målte konsentrasjoner av fosfor, nitrogen og klorofyll-a ved Cq1 i perioden 2019 til 2022. Trendlinjen for hver tidsserie er også vist (grå linje, se Figur 5). Den stiplede røde linjen i alle grafene viser starten på prøveperioden for det utvidete renseanlegget.

Selv om det ikke visuelt sett er en tydelig sesongmessig trend i utlippene fra BRA (Figur 5), var de lineære tidsseriene med en slik komponent bedre tilpasset datasettet (se delkapittel 2.4.1). For nitrogen fra BRA ser det ut til å være en nedgang i utslipp i perioden 2019-2022, og dette stemmer med trendanalysen. Den viser en signifikant nedadgående trend ($-72.4 \mu\text{g/L}$ per år, $N = 70$), med et konfidensintervall som forblir negativt. Det er også observert en signifikant nedadgående trend for fosfor utslippet til BRA ($-3.02 \mu\text{g/L}$ per år, $N = 70$) og konfidensintervallet forblir negativt. Det lavere estimatet indikerer at det er en større nedadgående trend observert for nitrogen utslippet enn for fosfor utslippet fra renseanlegget. Derimot må dette ses i lys av forskjellen i konsentrasjon oppgitt på x-aksen, hvorav nitrogenutslippet har mye høyere konsentrasjoner enn fosforutslippet.

For fosfor og nitrogen målt ved Cq1 (overflatelaget, 0-2 meter) ser man en sterkere sesongvariasjon i grafene (Figur 5). Det er tydelig at det er høyere konsentrasjoner av fosfor og nitrogen i høst/vinter månedene og lavere i vår/sommer månedene. For nitrogen konsentrasjonen ved Cq1 er det vanskelig å se om det er en nedadgående eller økende trend. Analysen viser en ikke-signifikant nedadgående trend ($-0.152 \mu\text{g/L}$ per år, $p > 0.05$, $N = 71$). Videre inneholder konfidensintervallet 0, som betyr at det er uklart om det er en endring i konsentrasjonen av nitrogen målt ved Cq1 i studieperioden. Fosfor har en signifikant nedadgående trend på $-0.091 \mu\text{g/L}$ per år, og et negativt konfidensintervall ($N = 71$, KI: -0.173 til -0.0093). Dette betyr at den nedadgående trenden kan være veldig liten per år.

Klorofyll-a grafen er den eneste grafen som har sin høyeste verdi etter at prøveperioden startet. Den viser også noen tegn til sesongmessig variasjon, men ikke like sterkt som nitrogen og fosfor ved Cq1. Estimatet for trendlinjen er også negativt for klorofyll a ($-0.0087 \mu\text{g/L}$ per år), men er ikke signifikant ($p > 0.05$). Konfidensintervallet for estimatet spenner null, da det går fra -0.027 til $0.011 \mu\text{g/L}$. Det kan dermed ikke sies at klorofyll a konsentrasjonene har endret seg signifikant i løpet av studieperioden.



Figur 5: Rød stiplede linje markerer starten på prøveperioden for det oppgraderte renseanlegget. Fra toppen: (1) Bekkelagets utslipp av nitrogen (oransje) og trendlinjen (grå). (2) Bekkelagets utslipp av fosfor (oransje) og trendlinje (grå). (3) Målingene av nitrogen ved Cq1 (blå) og trendlinjen (grå). (4) Målingene av fosfor ved Cq1 (blå) og dens trendlinje (grå). (5) målingene av klorofyll-a ved Cq1 (grønn) og dens trendlinje (grå). Alle konsentrasjoner er oppgitt i mikrogram per liter ($\mu\text{g/L}$), og målingene ved Cq1 ble gjort i overflatelaget (0-2 meter).

3.2 Renseanleggets påvirkning på nitrogen, fosfor og klorofyll a

3.2.1 Granger Causality

Resultatene fra Granger Causality testene er vist i tabell 3. Testen med P_data (fosforutslipp fra BRA og overflatekonsentrasjon av fosfor), P_bekk_kla (fosforutslipp fra BRA og klorofyllkonsentrasjon i overflaten), samt Alle_P modellen (fosforutslipp fra BRA, overflatekonsentrasjon av fosfor og klorofyll a), hadde signifikant p-verdi. Dette betyr at Bekkelagets utslipp av fosfor har en signifikant påvirkning på fosfor og klorofyll-a konsentrasjonene ved Cq1, både hver for seg og når vurdert i en og samme modell. Derimot ga ingen av VAR modellene med utslipp av nitrogen fra renseanlegget signifikante resultater. Det betyr at BRA utslippet av nitrogen ikke anses å påvirke, eller ha en årsakssammenheng, med endringene i nitrogen og klorofyll-a konsentrasjonene i overflatelaget.

Tabell 3: P verdien fra Granger Causality testene og de tilhørende modellene (se tabell 1 og 2 for innhold i modellene), samt hvilken tidsserie som var satt forårsakeren. Signifikant p-verdi er < 0,05 og markert med *

Modell navn	Forårsakeren	P-verdi
P_data	BEKK_P	0.0157*
N_data	BEKK_N	0.5982
P_bekk_kla	BEKK_P	0.0406*
N_bekk_kla	BEKK_N	0.0817
Alle_P	BEKK_P	0.0365*
Alle_N	BEKK_N	0.2520

3.2.2 Distributed lag modellene

Som nevnt ble det utarbeidet DLM'er for å kunne vurdere effekten (positiv eller negativ), samt validere Granger-causality resultatene. For de første 4 modellene ble det undersøkt hvordan BRA utslippet påvirket Cq1 konsentrasjonene av fosfor og nitrogen, samt klorofyll a (tabell 4). For å gjøre en kontroll av modellen ble det undersøkt hvordan Cq1 konsentrasjoner av fosfor og nitrogen påvirket klorofyll-a, da det er forventet at nitrogen og fosfor i overflatelaget direkte påvirker klorofyll konsentrasjonen. Ut i fra resultatene ser man at årlig endring i fosforutslipp fra BRA har en positiv, signifikant effekt på årlig endring i overflatekonsentrasjonen av fosfor.

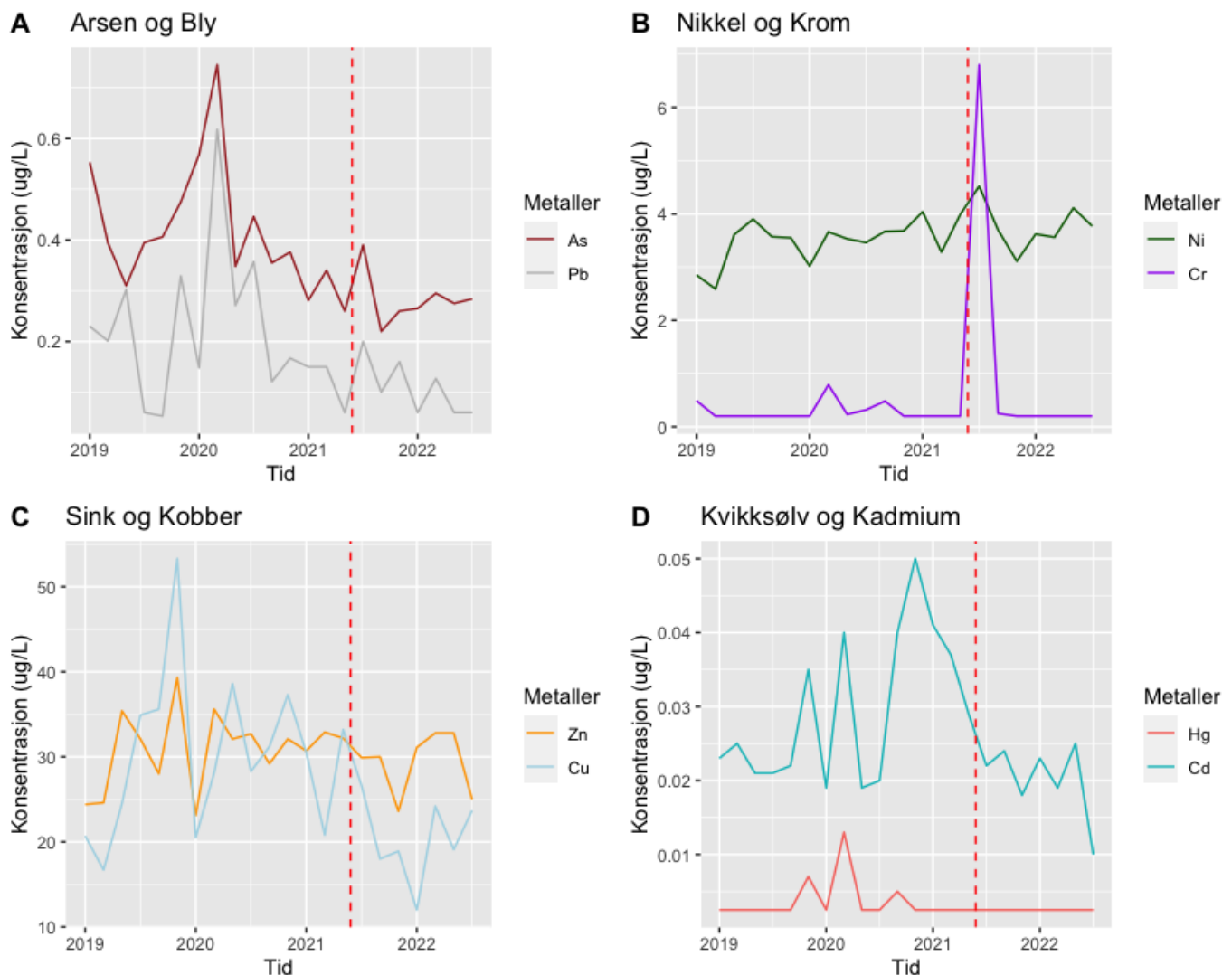
I motsetning til Granger Causality testen viser DLM'en for N_data at årlig endring i utslipp av nitrogen fra BRA har en positiv estimert effekt på årlig endring i konsentrasjonen av nitrogen ved Cq1. P-verdien er derimot ikke signifikant, og konfidensintervallet inneholder 0, så det kan også være ingen effekt. Videre viser N_bekk_kla modellen en signifikant positiv estimert effekt for årlig endring av BRA's nitrogenutslipp på årlig endring av klorofyll-a konsentrasjonen i overflaten. Her er konfidensintervallet positivt, som indikerer en liten men positiv sammenheng. P_bekk_kla modellen har en ikke-signifikant p-verdi. Estimert for effekten av årlig endring er positiv, men konfidensintervallet inneholder 0. Årlig endring i Cq1 fosfor og nitrogen- konsentrasjonene hadde en positiv, signifikant effekt på årlig endring i klorofyll a, hvorav fosforkonsentrasjonen ved Cq1 hadde et høyere estimat, som kan tolkes som en sterke påvirkning (tabell 4). I motsetning til de andre resultatene vist i tabell 4 var den signifikante påvirkningen for overflatekonsentrasjonene til fosfor og nitrogen registrert ved lag X.t, som er «real time». Resten har den signifikante påvirkningen 1-4 tidsenheter bak i tid.

Tabell 4: P-verdi, estimat og konfidensintervallene fra distributed lag modellene, samt x og y parameterne. Signifikant lag representerer hvilken tidsenhet bak i tid for x ble det observert en signifikant p-verdi.. Adjusted R2 er inkludert for å vise hvor godt modellen passer dataen. Signifikant p-verdi er > 0,05 og markert med *

Modell navn	x-parameter	y-parameter	Estimat	p-verdi	Konfidensintervall	Signifikant lag	R2 verdi
P_data	BEKK_P	CQ1_P	0.012	0.0242*	0.0016 – 0.0222	X.1	0.205
N_data	BEKK_N	CQ1_N	0.007	0.0880	-0.0011 – 0.0156	X.2	0.026
P_bekk_kla	BEKK_P	Kla	0.003	0.0561	-0.0001 – 0.0061	X.2	0.117
N_bekk_kla	BEKK_N	Kla	2.28×10^{-4}	0.0422*	$8.33 \times 10^{-6} - 4.47 \times 10^{-4}$	X.4	0.113
P_cq1_kla	CQ1_P	Kla	0.084	0.0219*	0.0125 – 0.155	X.t	0.151
N_cq1_kla	CQ1_N	Kla	0.008	0.0212*	0.0012 – 0.0141	X.t	0.041

3.3 Renseanleggets utslipp av tungmetaller

Utslipet av tungmetallene arsen (As), bly (Pb), nikkel (Ni), krom (Cr), sink (Zn), kobber (Cu), kvikksølv (Hg) og kadmium (Cd) er vist i figur 6, hvor den røde stiplede linjen viser når prøveperioden etter utvidelsen av BRA ble iverksatt. Arsen og bly (figur 6A) samt kobber (figur 6C) hadde de høyeste utslippene rundt 2020. Nikkel og sink (Figur 6B og 6C) ser ut til å ha hatt generelt en liten endring i utslipp fra 2019 til 2022, og det samme kan sies for kvikksølv (figur 6D). Kadmium hadde sitt høyeste utslipp i 2020-2021, og deretter en nedgang i utslippene. Det eneste metallet som hadde sitt høyeste utslipp etter at prøveperioden ble igangsatt var krom (figur 6B), før utslippet så gikk raskt ned igjen.



Figur 6: Utslipp av tungmetaller fra BRA i perioden 2019-2022. Stiplede linje representerer oppstart av prøveperioden etter oppgradering av rensanlegget. A) Utslipp av arsen og bly; B) Utslipp av nikkel og krom; C) utslipp av sink og kobber; D) utslipp av kvikksølv og kadmium.

Trendlinjene for de ulike metallene vist i Figur 6 ble regnet ut for å kunne vurdere om utviklingen var signifikant og i så fall hvilken retning (se tabell 5). Arsen og nikkel trendlinjene er de eneste som har signifikante p-verdier (< 0.05), hvorav arsen har et negativt estimat med et negativt konfidensintervall. Dette indikerer at utslippet av arsen har en nedgang på $0.0115 \mu\text{g/L}$ per år. Derimot har trendlinjen for nikkel et positivt estimat på $0.0311 \mu\text{g/L}$ per år, og et positivt konfidensintervall. For de resterende metallene er trendlinjeestimatet negativt, utenom for krom. P-verdien for disse er derimot ikke signifikante, og konfidensintervallet inneholder 0 (tabell 5).

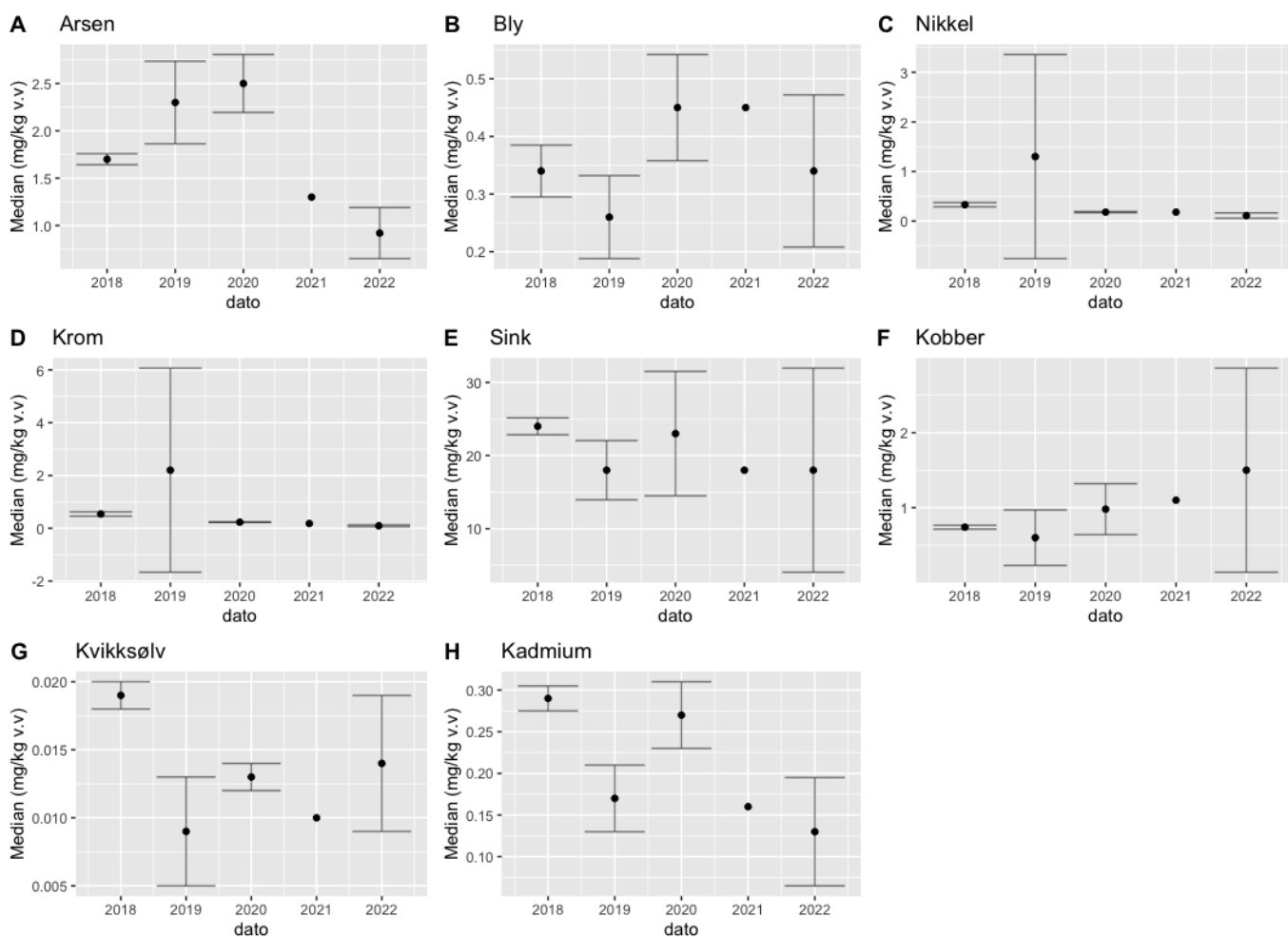
Tabell 5: Tungmetallene det ble gjort trendanalyser for (modell navn), estimatet for trendlinjen, og tilhørende p-verdi samt konfidensintervall. Signifikant p-verdi er $< 0,05$, og markert med *

Modell navn	Estimat for trenden ($\mu\text{g/L}$)	P-verdi	Konfidensintervall
Arsen	-0.0115	0.0032*	-0.019 til -0.004
Bly	-0.0085	0.0580	-0.017 til 0.0003
Nikkel	0.0311	0.0272*	0.004 til 0.058
Krom	0.0277	0.5690	-0.072 til 0.127
Sink	-0.0068	0.9632	-0.309 til 0.296
Kobber	-0.4693	0.1376	-1.102 til 0.164
Kvikksølv	-7.086×10^{-5}	0.3964	-2.41×10^{-4} til 9.97×10^{-5}
Kadmium	-1.903×10^{-4}	0.5752	-8.87×10^{-4} til 5.06×10^{-4}

3.4 Tungmetaller i blåskjell

3.4.1 Endring i tungmetallkonsentrasjon over tid

Medianverdi samt standardavvik (dersom tilgjengelig) ble plottet for alle tungmetallene (se Figur 7). Som nevnt var rådataene ikke tilgjengelige for resultatene fra 2018-2021, og 2021 rapporten inneholdt heller ikke standardavvik. På grunn av få datapunkter (totalt 5 for hvert metall) og varierende standardavvik er det begrensninger på informasjonen som kan hentes ut av analysen. For arsen (figur 7A) kan det virke som om det har vært en nedgang, da medianpunktene viser en nedadgående trend etter 2020. Standardavviket for 2022 overlapper heller ikke med tidligere standardavvik, men da det ikke er standardavvik for 2021 er dette usikkert. For kobber viser medianpunktene en økende trend, men på grunn av det brede standardavviket er det ikke mulig å konkludere med noe for kobber. Tilsvarende er observert for sink og bly, samt til dels for kvikksølv og kadmium.



Figur 7: Median konsentrasjonen til hvert metall for hvert år med tilhørende standardavvik (dersom tilgjengelig). Grafene viser resultatene for A) arsen; B) bly; C) Nikkel; D) Krom; E) Sink; F) Kobber; G) Kvikksølv; og H) Kadmium.

3.4.2 Grenseverdier

Ingen av skjellene analysert i 2022 inneholdt verdier som overskred mattilsynets grenseverdier for kadmium, kvikksølv eller bly (se tabell 6). Derimot hadde arsen i prøvene fra 2022 en høyere gjennomsnittskonsentrasjon enn dens miljøkvalitetsstandard. Dette betyr at blåskjellene for 2022 er utsatt for en høyere konsentrasjon av arsen enn ønsket ut ifra et miljøperspektiv. Det finnes ikke miljøkvalitetsstandarder for metallene sink og kobber for blåskjell, da dette er essensielle metaller som blåskjell kan regulere opptak av (Ruus et al., 2021). Derfor er det ikke oppgitt noen verdi for disse metallene. Både kvikksølv og bly hadde en høyere gjennomsnittskonsentrasjon enn PROREF verdien for blåskjell for disse metallene, selv når standardavviket ble tatt med i beregningene. Sink og kobber hadde en høyere gjennomsnittskonsentrasjon enn PROREF verdien, men standardavviket viser at det er et stort spenn i dataen for disse metallene. Dette spennet skyldes noen skjell som hadde svært høye konsentrasjoner (se vedlegg E, tabell E.1.). De resterende metallene hadde gjennomsnittskonsentrasjoner under PROREF verdien.

Tabell 6: EUs og mattilsynets maksgrenseverdi for tungmetallene Cd, Hg, og Pb i blåskjell (Duinker et al., 2022), samt foreslåtte miljøkvalitetsstandardene og PROREF for metallene (Ruus et al., 2021). Tabellen viser også gjennomsnitt og standardavvik for blåskjellene samlet i 2022. Alt er oppgitt i mg/kg våtvekt.

	Cr	Cd	Hg	Pb	As	Ni	Zn	Cu
EUs maksgrenseverdi (mg/kg v.v.)	-	1	0.5	1.5	-	-	-	-
Miljøkvalitetsstandard (mg/kg v.v.)	0.425	0.199	0.0057	0.615	0.210	2.322	-	-
PROREF (mg/kg v.v.)	0.361	0.180	0.012	0.195	2.503	0.290	17.66	1.40
Blåskjell fra 2022 (mg/kg v.v.)	0.098± 0.030	0.133 ±0.029	0.015 ±0.002	0.360 ±0.125	0.943 ±0.193	0.116 ±0.030	21.81 ±11.73	1.77 ±1.26

4 Diskusjon

4.1 Effekten av Bekkelaget på de økologiske tilstandsparametrene

Så vidt det er meg bekjent, er dette det første studiet som ser på effekten utvidelsen av et renseanlegg har på både økologiske og kjemiske tilstandsparametre til en fjord, og hvordan endring i disse parametrene kan ha påvirket miljøtilstanden. Dette har begrenset sammenlignings- og vurderingsgrunnlaget for resultatene i denne oppgaven.

Renseanlegget viser en signifikant nedadgående trend i total fosfor og nitrogen fra 2019 til høsten 2022 (se Figur 5). Utvidelsen av renseanlegget og dets kapasitet for avløpsvann kan derfor virke å ha hatt ønsket effekt. Dette er et viktig premiss for å kunne besvare deler av den første problemstillingen om oppgraderingen av Bekkelaget renseanlegg (BRA) har ført til nedgang av total nitrogen og total fosfor, samt for å bekrefte eller avkrefte deler av hypotesen. Hypotesen er som tidligere presentert at utslippene fra renseanlegget påvirker overflatekonsentrasjonene av total- nitrogen og fosfor, klorofyll a, samt tungmetallkonsentrasjonene i blåskjell. Videre forventes det at en nedgang i utslippene fra BRA vil gjenspeiles i vannprøvene fra overflatelaget og de analyserte blåskjellprøvene.

4.1.1 Fosfor

For total fosfor ble det etablert en signifikant nedadgående trend i utslippet fra renseanlegget på 3.02 µg/L per år. Overflatekonsentrasjonene av total fosfor viser også en signifikant nedadgående trend på 0.091 µg/L per år. Dette indikerer en mulig sammenheng mellom utslippet av fosfor og fosfor konsentrasjonen i overflatelaget i bekkelagsbassenget. Granger causality testen (Granger, 1969) viste en signifikant sammenheng mellom utslipp av fosfor fra BRA og overflatekonsentrasjonen av fosfor (se tabell 3). Dette styrker sannsynligheten for at det er nedgangen i utslippet som forklarer nedgangen i overflatelaget. Testen viste også signifikante forhold mellom utslippet av fosfor fra BRA og klorofyll a konsentrasjonen i overflaten, samt både fosfor og klorofyll a konsentrasjonene i overflaten når vurdert i en og samme modell (tabell 3). Basert på disse resultatene har utslippet av fosfor en signifikant påvirkning på fosfor og klorofyll i overflaten. Da fosfor er et essensielt næringsstoff nødvendig for algevekst (Conley et al., 2009), gir det mening at dersom utslipp av fosfor fra BRA påvirker overflatekonsentrasjonen av fosfor, vil utslippet også påvirke klorofyll-a konsentrasjonene.

Distributed lag modellen (DLM) for utslipp av fosfor fra BRA og overflatekonsentrasjon av fosfor viste også at årlig endring i utslippet fra renseanlegget har en signifikant positiv effekt på årlig endring

i fosfor konsentrasjonen i overflaten. På samme måte som for Granger causality testen indikerer dette en sammenheng mellom utslipp av fosfor og overflatekonsentrasjonen. Det positive estimatet insinuerer et korrelerende forhold, altså at en nedgang i fosforutslippet kan medføre en nedgang (tilsvarende estimatet) i overflatekonsentrasjonen av fosfor, og omvendt (Stock & Watson, 2019). I motsetning til Granger causality testen viste DLM'en et ikke-signifikant estimat for renseanlegget sitt utslipp av fosfor på klorofyll-a konsentrasjonen i overflaten (tabell 4). Selv om estimatet er positivt, inneholder konfidensintervallet 0, som betyr at det også kan være ingen sammenheng (se tabell 4). Årsaken til hvorfor den ene modellen viser en signifikant sammenheng, mens den andre ikke, skyldes trolig forskjeller i hvordan modellene og testene behandler dataene. Vector Autoregressive modeller (VAR) som benyttes for Granger causality tester vurderer som nevnt både hvordan tidligere verdier av x påvirker den nåværende verdien av y , og hvordan tidligere verdier av x påvirker og forklarer tidligere verdier av y . DLM derimot ser kun på hvordan tidligere verdier av x påvirker og forklarer nåværende verdi av y (Demirhan, 2020; Pfaff, 2008). En måte å vurdere hvor godt en modell forklarer og passer dataen er ved bruk av justert R^2 (Muralidhar, 2023). Desto høyere R^2 verdien er, desto bedre passer modellen datasettet. VAR modellen bestående av fosfor fra BRA og overflatekonsentrasjonen av klorofyll-a har en justert R^2 verdi på 0.345 (se tabell 2), mens DLM'en med samme innholdsparametere har en justert R^2 på 0.117 (se tabell 4). VAR modellen kan derfor vurderes som den bedre modellen, som øker troverdigheten til resultatene fra Granger causality testen.

En annen forklaring på hvorfor en modell viser signifikant p -verdi og den andre ikke kan skyldes begrenset datagrunnlag, og antagelser gjort i forarbeidet med datasettet. Som nevnt viste ARIMA modellene en sesongmessig trend, selv etter differensiering av datasettet (se delkapittel 2.4.2). Selv om det var en neglisjerbar forskjell mellom ARIMA modeller med og uten en sesongmessig komponent (basert på seleksjonskriterier), er det mulig at utelukkingen av sesongkomponenten kan ha påvirket p -verdien. Da utelukkingen ble gjort for både DLM og VAR modellene, er det derimot liten sannsynlighet for at inkluderingen av sesongkomponenten i modellparameterne ville hatt en betydelig påvirkning på resultatene. Videre er 70 datapunkter ikke et stort datasett, med tanke på at 40-50 observasjoner ofte er sett på som minimumskravet i tidsserieanalyser (Hecht & Zitzmann, 2021). Et lite datasett kan medføre større usikkerhet, både ved estimering og predikering av parametere (Hecht & Zitzmann, 2021). Størrelsen på datasettet kan derfor være en forklaring på hvorfor ingen av modellene hadde en spesielt høy justert R^2 verdi.

Selv om resultatene insinuerer at utslippet av fosfor fra BRA har en signifikant påvirkning på overflatekonsentrasjonen av fosfor, er det ikke nødvendigvis en direkte kobling mellom de to, men en indirekte effekt i samspill med flere faktorer. Fosfat kan som nevnt danne komplekser med jern (II) oksid dersom det er oksygen til stede (Puttonen et al., 2016). Oksygenforholdene i bunnvannet i Bekkelagsbassenget kan bli hypoksiske (oksygenkonsentrasjon under 2 ml/L), men vanligvis ikke anoksiske (oksygenfritt) (Magnusson et al., 2005). Sedimentprøver fra Oslo havnebasseng viser at det øvre laget inneholder mye jern (Lepland et al., 2010), og det kan derfor antas at sedimentene i Bekkelagsbassenget også gjør det (jf. Studieområde i Lepland et. al., 2010). Dette gjør det sannsynlig at både nedgangen i fosfor fra BRA, samt tap av fosfat til sedimentet via jern (II)oksid komplekser kan være med på å forklare nedgangen av total fosfor i overflatelaget.

Dypvannsfornyelser bringer med seg oksygenrikt vann, og kan dermed bistå i prosessen over. Derimot kan de også medføre en ny faktor som kan være med på å påvirke overflatekonsentrasjonen av fosfor. Ved en dypvannsfornyelse blir bunnvannet presset opp, som betyr at næringssaltene som befinner seg i bunnvannet, også blir fraktet oppover i vannsøylen (se Figur 2) (Staalstrøm, 2017). Dersom bunnvannet blir hevet høyt nok, kan fosfor fra bunnvannet bli tilgjengelig for alger som lever i

vannmassene, samt kunne forlate Bekkelagsbassenget via horisontal miksing over terskelen. Et studie som så på fytoplankton sammensetningen i Indre Oslofjorden fra 1896 til 2020, fant at den dominerende klassen (38% av fytoplankton sammensetningen) var Dinophyceae, også kalt dinoflagellater (Lundsør et al., 2022). Dinoflagellater kan «svømme», og kan flytte seg ned og opp i vannsøylen etter behov (de Vernal, Rochon, & Radi, 2013). Det er vanlig at de beveger seg opp mot overflaten om dagen for å kunne bedrive fotosyntese, og nedover i vannsøylen for opptak av næringssalter om kvelden (de Vernal et al., 2013). Da vannprøvene for overflatekonsentrasjonen av fosfor gikk 0-2 meter ned i vannsøylen, er det mulig at deler av fosfatet har blitt tatt opp av dinoflagellater, og dermed redusert mengden fosfor som når prøveområde. Tilstedeværelsen av Dinophyceae kan derfor være med på å redusere mengden fosfor som når overflatelaget.

Siden resultatene viser en signifikant påvirkning mellom utslipp av fosfor og overflatekonsentrasjonen, er det lite sannsynlig at de andre påvirkende faktorene presentert er hovedårsaken til nedgangen i overflatekonsentrasjonen. Med tanke på hypotesen for oppgaven, med fokus på fosfor, må den derfor ses å kunne aksepteres, da nedgangen av fosfor utslippene ser ut til å ha medført en signifikant nedgang i fosfor i overflaten. Det er mulig at nedgangen ikke skyldes utvidelsen av renseanlegget alene, men reduksjonen i utslippet ser ut til å være en sentral årsak.

4.1.2 Nitrogen

For total nitrogen ble det observert en signifikant nedgående trend i utslippet fra renseanlegget på 72.4 µg/L per år. Da mengden nitrogen som slippes ut fra renseanlegget varierer mellom 5000 til 20000 µg/L (se Figur 5) i forhold til fosfor (utslipp mellom 400-1200 µg/L), er det ikke overaskende at nitrogen har en høyere nedadgående verdi enn fosfor. I motsetning til fosforkonsentrasjonene i overflatelaget, viser trendlinjeanalysen for nitrogen i overflaten en ikke-signifikant nedadgående trend på 3.02 µg/L per år (se figur 5). Siden konfidensintervallet for trendestimatet inneholder 0, er det mulig at det ikke er en endring i nitrogenkonsentrasjonene i overflatelaget. Disse resultatene indikerer at utslipp av nitrogen fra BRA ikke har en påvirkning på overflatekonsentrasjonen. Dette er videre demonstrert i resultatene fra Granger causality testen. Hverken testen med utslipp av nitrogen fra BRA og overflatekonsentrasjon av nitrogen / klorofyll-a eller begge, hadde en signifikant p-verdi (se tabell 3).

DLM resultatene derimot viste at en årlig endring i utslipp av nitrogen fra renseanlegget har en signifikant positiv estimert effekt på årlig endring i klorofyll-a i overflaten (se tabell 4). På samme måte som forklart over kan dette bety at det er en sammenheng mellom utslippet av nitrogen og overflatekonsentrasjonen av klorofyll a. Dette var noe overaskende, da ingen av de andre DLM modellene eller Granger test resultatene med utslipp av nitrogen fra BRA som forårsakeren / x-parameteren, hadde signifikante p-verdier. VAR modellen for renseanleggets nitrogenutslipp med overflatekonsentrasjon av klorofyll a hadde en R² verdi på 0.350 (se tabell 2), mens DLM'en hadde en R² verdi på 0.113 (se tabell 4). På samme grunnlag som diskutert i fosfor avsnittet, kan det igjen antas at resultatene fra VAR modellen er mer troverdige enn DLM resultatene, og at det ikke er et forhold mellom nitrogenutslipp og klorofyll-a konsentrasjonene. Videre viser DLM'en kun et signifikant forhold ved lag 4, altså effekten av utslippet fra renseanlegget 4 tidsperioder bak i tid på konsentrasjonen av klorofyll-a. Da prøvene ble tatt hver 2.5 uke, betyr dette 10 uker bak i tid. Dette øker usikkerheten til resultatene fra modellen (Hanck, Arnold, Gerber, & Schmelzer, 2023).

Basert på overnevnte resultater, må hypotesen om at en nedgang i utslippet fra renseanlegget vil gjenspeiles i overflaten forkastes med tanke på nitrogen. Det er verdt å merke seg at den justerte R² verdien for både DLM og VAR modellen som består av utslipp fra BRA og overflatekonsentrasjon av nitrogen, er henholdsvis 0.026 og 0.030 (se tabell 2 og 4), som er veldig lavt. En mulig forklaring er som nevnt at datasettet inneholdt relativt få observasjoner, og at en sesongmessig komponent ikke ble inkludert i parameterne i modellen. Derimot er det også mulig at det er flere faktorer enn utslippet fra BRA som påvirker overflatekonsentrasjonen av nitrogen, og at de lave justerte R² verdiene skyldes mangel på disse faktorene i modellene.

En mulig faktor kan være nitrogensyklusen (se Figur 1). Nitrogenfiksering i overflaten kan være en årsak til hvorfor nitrogenkonsentrasjonen i overflaten ikke viser en signifikant endring. Videre kan denitrifikasjon/ anammox prosesser i bunnvannet være med på å forklare hvorfor det ikke er observert et signifikant forhold mellom utslipp fra BRA og overflatelaget. Nitrogenfiksering er som nevnt en prosess hvor atmosfærisk nitrogen (N₂) blir omdannet til biotilgjengelig ammonium (Fulweiler, Brown, Nixon, & Jenkins, 2013). Denne prosessen forekommer i overflatelaget da det hovedsakelig er ulike alger og primærprodusenter som kan fikse N₂ (Voss et al., 2013). Denitrifikasjon og anammox er den motsatte prosessen, hvor biotilgjengelig nitrogen omdannes til atmosfærisk nitrogen (se Figur 3) (Fulweiler et al., 2013). Som tidligere nevnt er disse prosessene sterkt påvirket av oksygenforholdene, hvor oksygenfattige forhold promoterer dannelsen av N₂ (Gao et al., 2022). Et studie som så på hvordan varierende oksygenforhold påvirket raten til disse prosessene fant ut at denitrifikasjon prosessen var den dominerende nitrogensyklus prosessen under oksygenfattige forhold, og da spesielt om sommeren (Gao et al., 2022). Anammox prosessen derimot så ut til å kreve stabile og langvarige oksygenfattige forhold, som gjorde den mindre effektiv i kystvann (Gao et al., 2022). Det er derfor mulig at mye av nitrogenet som slippes ut fra renseanlegget blir omdannet til N₂ via denitrifikasjon, og at det derfor ikke observeres et signifikant forhold mellom utslippet og overflatekonsentrasjonen av nitrogen.

Selv om nitrogenfiksering kan bidra til å øke mengden nitrogen i overflatelaget, har flere studier vist at prosessen ikke generer nok til å veie opp for tap gjennom denitrifikasjon/ anammox, og at dette er en av grunnene til at marine forekomster ofte er nitrogen begrenset (Conley et al., 2009; Fulweiler et al., 2013; Voss et al., 2013). Dette skyldes blant annet at oppblomstringer av nitrogenfikserende cyanobakterier er begrenset av saltholdigheten (Conley et al., 2009). Derimot kan dypvannsfornyelser, på samme måte som forklart tidligere, bistå i å presse næringssalter opp til overflatelaget. Da nitrogen ikke kan sedimentere på samme måte som fosfor, er det mulig at mye av nitrogenet som blir sluppet ut fra renseanlegget forblir liggende på 40-50 meters dyp, som følge av utslippsdybden til BRA. Ved en dypvannsfornyelse vil da nitrogen bli presset opp, og kan gjennom miksing i overflatelaget havne vannprøvetaksområdet på 0-2 meter.

Det er noe usannsynlig at dypvannsfornyelser er hovedårsaken til at overflatekonsentrasjonen av nitrogen ikke hadde en signifikant endring, da utslippet av nitrogen fra BRA har hatt en signifikant nedgang. Da utslippet er en stor kilde til nitrogen i bunnvannet, hadde det vært forventet at en reduksjon i utslipp dermed ville ha redusert overflatekonsentrasjonen, slik som observert for fosfor. Det er derfor troverdig at det er enda en mulig faktor som påvirker overflatekonsentrasjonen. En slik faktor kan være avrenning fra jordbruk, som er en av de største påvirkningene i Oslofjorden (Klima- og miljødepartementet, 2021). Avrenning fra jordbruk utgjør den største kilden for biotilgjengelig nitrogen for ytre Oslofjord (Staalstrøm, Walday, et al., 2021). Selv om ytre og indre Oslofjord er delvis adskilt på grunn av undervannsterskler, vil horisontal miksing over terskelen, og dypvannsfornyelser, sørge for utveksling av blant annet næringssalter mellom fjordene og fjordbassengene.

Videre er Indre Oslofjord også påvirket av en rekke elver. I en publikasjon gjort av Oslo kommune i 2018, ble det rapportert at 6 av 8 elver hadde dårlig eller svært dårlig tilstandsklasse for nitrogen (Oslo kommune vann- og avløpsetaten, 2018). Klassifiseringen «svært dårlig» betyr nitrogenkonsentrasjoner over 2025 µg/L, og klassifiseringen «dårlig» tilsvarer nitrogenkonsentrasjoner mellom 650-2025 µg/L (Direktoratsgruppen Vanddirektivet, 2018). Tilførsel fra elver kan dermed utgjøre en mulig forklaring på hvorfor Bekkelagsbassenget ikke har hatt en nedgang i nitrogen i overflatelaget. Tilsvarende fenomen har blitt observert i Gjersjøen, hvorav fosfor-konsentrasjonen gikk raskt ned etter bygging av renseanlegg, mens nitrogenkonsentrasjonen derimot viste tegn til økning (Oredalen, Brettum, Løvik, & Mortensen, 2003). Årsaken bak økningen skyltes sterk påvirkning fra nedbør og avrenning fra landbruksområdene i flere år etter bygging av renseanlegget (Oredalen et al., 2003).

4.1.3 Klorofyll a

På samme måte som for nitrogen viser også trendanalysen for klorofyll-a konsentrasjonen i overflatelaget en ikke signifikant nedadgående trend på 0.0087 µg/L per år. Konfidensintervallet for trendlinjeestimatet inneholder 0, så det er mulig at konsentrasjonen av klorofyll a i overflatelaget ikke opplever en endring, hverken i økende eller nedadgående retning. Det er mulig at trendestimatet er noe misvisende for klorofyll a, da den dominerende algeklassen i Indre Oslofjorden som nevnt er Dinophyceae (Lundsør et al., 2022). Disse algene kan bevege seg i vannmassen, og pleier å svømme opp mot overflaten om dagen for å kunne bedrive fotosyntese (de Vernal et al., 2013). Da siktedypet (målet på hvor langt sollys trenger ned i vannsøylen) i Bekkelagsbassenget per 2021 var 4.53 meter (Staalstrøm et al., 2022), er det altså mulig at en andel av algene befant seg utenfor vannprøvetakingsområde. Dette kan ha medført til at estimatet er noe konservativt.

Siden klorofyll-a er en måte å måle algebiomassen i en vannforekomst, er mengden nitrogen og fosfor tilgjengelig for alger avgjørende med tanke på vekst (Fiskeri- og kystdepartementet, 2011). Da fosfor konsentrasjonene i overflaten har hatt en signifikant nedgående trend, er det sannsynlig at nitrogen er det begrensende næringsstoffet i Bekkelagsbassenget. Dersom fosfor hadde vært begrensende, hadde det vært rimelig å anta at klorofyll-a konsentrasjonen i overflatelaget også hadde gått ned som en følge av nedgangen til fosfor (både i overflatelaget og i utslippet fra BRA). Disse resultatene stemmer overens med andre rapporter som har vist at marine forekomster som oftest er nitrogenbegrenset (Conley et al., 2009; Howarth et al., 2011).

Som tidligere diskutert indikerer resultatene at det er annen ekstern tilførsel av nitrogen som muligens har en større påvirkning på overflatekonsentrasjonen, enn det utslippet fra renseanlegget har. Dette er viktig med tanke på hypotesen og problemstilling nr.1. Selv om hypotesen må forkastes, er det mulig at resultatene hadde vært annerledes dersom vannforekomsten ikke var utsatt for annen ekstern tilførsel. Videre kan det hende at resultatene vil endre seg med tiden, og at det er mulig at selv om hypotesen forkastes nå, at den kan stemme i fremtiden. I Gjersjøen ble det observert at det tok 4-5 år fra renseanlegget ble opprettet til fosforkonsentrasjonene stabiliserte seg, og over 20 år før det ble observert en antydning til nedgang for total nitrogen (Oredalen et al., 2003). Som nevnt skyltes økningen i nitrogenkonsentrasjonen observert i Gjersjøen avrenning fra landbruk og kraftig nedbørsperioder, så det er mulig at effekten av utvideslen av BRA vil komme tydeligere frem med tid. Dette er spesielt viktig med tanke på at i forbindelse med denne oppgaven så hadde renseanlegget operert ved utvidet kapasitet siden mai 2021, og de siste resultatene ble hentet inn i slutten av august 2022.

Resultatene viser som forventet at overflatekonsentrasjoner av fosfor og nitrogen begge har en positiv signifikant estimat i modellene med klorofyll-a konsentrasjonene (tabell 4). Dette indikerer som nevnt at både overflatekonsentrasjonen av fosfor og nitrogen kan ses å ha et korrelerende forhold med konsentrasjonen av klorofyll a. Konsekvensene av at klorofyll-a konsentrasjonen ikke viser tegn til nedgang er, som tidligere nevnt, mulig økt eutrofiering i vannforekomsten (Fiskeri- og kystdepartementet, 2011). Det har blitt observert at eutrofiering er et økende problem i Oslofjorden da det har blitt observert store algeoppblomstringer og dårlige oksygenforhold (Staalstrøm et al., 2022). Med tanke på økologisk tilstand er det dermed mulig at utvidelse av renseanlegget er en av flere tiltak som må iverksettes for å redusere eutrofiering i fjorden, og heve den økologiske tilstandsklassifiseringen.

4.2 Effekten av Bekkelaget på tungmetall konsentrasjoner

4.2.1 Utslipp fra renseanlegg

Med tanke på problemstilling nr.1 om oppgraderingen har ført til blant annet nedgang av tungmetallutslippene, er det kun arsen som har en signifikant nedgående trend på 0.0115 µg/L per år (tabell 5). Både bly, kobber, sink, kvikksølv og kadmium hadde også negative verdier for den estimerte trendlinjen, men ingen av de var signifikante, og alle konfidensintervallene inneholdt 0. Dette betyr at det er mulig at det er ingen endring i utslippet av disse metallene i perioden 2019-2022. Derimot hadde nikkel og krom positive estimater for trendlinjen, som indikerer en økning (tabell 5). Nikkel hadde en signifikant positiv estimert økning på 0.0311 µg/L per år, mens krom hadde en ikke-signifikant positivt estimat, hvorpå konfidensintervallet inneholdt 0.

En mulig forklaring på nedgangen for arsen kan være oppgraderingen av renseanlegget, men det er også mulig at det skyldes forbudet for produksjon av CCA (kobber, krom og arsen) impregnert treverk i Norge, som kom i 2002 (Schøyen, Grung, et al., 2022). Impregnert treverk anses å være den største kilden til utslipp av arsen, hvorpå utlekking kan medføre spredning til jord og vann (Schøyen, Grung, et al., 2022). Nedgangen i arsen kan dermed skyldes ettervirkningene av dette forbudet, og at det nå er mindre utlekking enn tidligere. Med andre ord kan det hende at tilførselen av arsen til renseanlegget har gått ned, og at det er det som gjenspeiles i resultatene. Siden det ser ut til at nedgangen i arsen begynte før prøvedriften av det utvidete renseanlegget (Figur 6A), er det troverdig at nedgangen kan skyldes reduksjon i tilførsel av arsen til BRA.

Det at nikkel hadde en signifikant økning var noe overraskende med tanke på hypotesen. Nikkel er et sentralt element i rustfritt stål, samt i materialer med rustbeskyttende egenskaper (Miljødirektoratet, i.d). I en undersøkelse igangsatt av daværende fylkesmann for Oslo og Akershus i 2012, ble det observert et høyt utslipp av nikkel fra renseanlegg (Lindholm & Haraldsen, 2013). Årsaken for de høye utslippene var den konstante tilførselen av korrosjonsprodukter som inneholdt nikkel (Lindholm & Haraldsen, 2013). Andre kilder til nikkel er tette urbane flater, som ved mye nedbør kan medføre økt tilførsel av nikkel til renseanlegget (Helland, Lindholm, Traaen, Uriansrud, & Rygg, 2003). Med tanke på resultatene er det rimelig å anta at den økende trenden av nikkel skyldes økning i tilførselen til BRA. Som nevnt hadde de resterende tungmetallene ingen signifikante estimater fra trendanalysen. Da det kun tas 6 prøver av tungmetallkonsentrasjonene i året hos BRA, er det mulig at videre undersøkelser av tungmetallutslippet etter utvidelsen vil gi klarere resultater. Dette vil bli nærmere diskutert i delkapittel 6 «Videre studier».

4.2.2 Tungmetaller i blåskjell

Analysen av medianverdiene for de forskjellige metallkonsentrasjonene i blåskjell fra 2018-2022 viste ingen klare trender, da flere av metallene hadde store standardavvik (se Figur 7). Arsen (Figur 7A) viser tegn til nedgang, da standardavviket i 2022 ikke overlapper med tidligere standardavvik, samt at medianverdiene viser en nedgående retning. Derimot er det stor usikkerhet knyttet til disse resultatene, da mangel på standardavvik i 2021 resultatene gjør det vanskelig å vurdere om det faktisk er en mulig nedgang for arsen. Dersom nedgangen i arsen kan vise seg å være signifikant, kan dette indikere et forhold mellom utslippet fra renseanlegget og tungmetallkonsentrasjonene i blåskjell. En observasjon som argumenterer imot dette forholdet, er at nikkelkonsentrasjonene i blåskjell ikke ser ut til å ha en økning (Figur 7C). Da resultatene fra utslippet av nikkel fra renseanlegget viste en signifikant økning, ville det vært sannsynlig at dersom det var et forhold, så ville nikkelkonsentrasjonen i blåskjell også hatt en økning. Samtidig er det en betydelig avstand fra utslippet til BRA og stasjonen for innsamling av blåskjell (se Figur 4). Nikkel, i motsetning til arsen, er et essensielt tungmetall, altså et nødvendig næringsstoff da det er viktig i blant annet flere biokjemiske prosesser (Tchounwou et al., 2012). Det er derfor mulig at nikkel har gått tapt via opptak av andre organismer før utslippskonsentrasjonen har nådd blåskjellene, og at dette er grunnen til at det ikke er observert en økning i nikkel.

På grunn av det begrensede datagrunnlaget, ble det valgt å fokusere på grenseverdier og PROREF verdier, for å kunne si noe om den nåværende (august 2022) tilstanden til blåskjellene. PROREF står som tidligere presentert for Provisorisk Høy Referansekonsentrasjon for Miljøgifter, og er en måte å vurdere forurensningsgraden på (Schøyen, Håvardstun, et al., 2022). En verdi over PROREF verdien indikerer at område er mer utsatt for forurensning i forhold til referansekonsentrasjonen (Schøyen, Håvardstun, et al., 2022). Miljøkvalitetsstandarden er som nevnt et mål på om den kjemiske tilstanden er «god» eller «dårlig», med tanke på risikoen stoffet utgjør for organismen (Schøyen, Håvardstun, et al., 2022). Grenseverdiene skiller seg fra både PROREF og miljøkvalitetsstandarder, da dette er grenseverdier satt av mattilsynet, og overskridelse av disse betyr at det kan utgjøre en fare for mennesker å konsumere for eksempel blåskjellene (Direktoratgruppen Vanndirektivet, 2018).

For de metallene det finnes grenseverdier for (kadmium, bly og kvikksølv) var konsentrasjonene i blåskjellene godt under grenseverdiene (se Tabell 6). Med tanke på miljøkvalitetsstandardene, var det arsen- og kvikksølvkonsentrasjonen som var over sine respektive standarder. Den praktiske bruken av miljøstandarden for arsen er noe diskutert, da den er mye lavere enn PROREF verdien (på 2.503 mg/kg våtvekt) (Ruus et al., 2021). Miljøkvalitetsstandarden for arsen er derfor noe misvisende, da disse resultatene betyr at arsen får tilstandsklassen «dårlig» selv om konsentrasjonen er lavere enn PROREF verdien. Den foreslåtte miljøkvalitetsstandarden for kvikksølv ble i Ruus et al. (2021) endret fra 0.02 til 0.0057 mg/kg våtvekt. Dette skyltes korrigerings til ett i stedet for to trofiske nivå under fisk, for å inkludere biomagnifiseringsegenskapene (økningen i konsentrasjon av miljøgifter i et individ på et trofisk nivå, til et individ på et høyere trofisk nivå) til kvikksølv (Ruus et al., 2021). Kvikksølv (Hg), bly (Pb), sink (Zn) og kobber (Cu) var de metallene som hadde gjennomsnittskonsentrasjoner over PROREF verdiene (se Tabell 6). Dette indikerer at blåskjellene ved Hovedøya er utsatt for forurensning (Schøyen, Håvardstun, et al., 2022). Med tanke på utslippet fra renseanlegget hadde disse metallene (Hg, Pb, Zn og Cu) negative estimerte trendestimater, selv om ingen av de var signifikante. Det er dermed mulig at blåskjellene ved Hovedøya er utsatt for ytterligere kilder til tungmetaller, og at disse har større påvirkning enn utslippet fra renseanlegget. Slike kilder kan være blant annet elver og båtmaling.

Siden det var mangel på skjell nærmere utslippet til BRA, ble blåskjellene samlet inn langs bryggen til en småbåthavn på Hovedøya. Mange fritidsbåter benytter en type båtmaling som skal bistå i å beskytte bunnen av båten mot vekst av ulike organismer, som alger og rur (Singh & Turner, 2009). Studier har vist at båtmaling utgjør en signifikant kilde til spesielt kobber og sink i miljøet, da malingen inneholder høye konsentrasjoner av sink og kobber, samt lavere konsentrasjoner av blant annet kadmium, nikkel og bly (Egardt, Mørk Larsen, Lassen, & Dahllöf, 2018; Singh & Turner, 2009). Utlekkingen skyldes generell slitasje, og forekommer hyppigere når båten er i bruk, men også når den ligger fortøyd (Egardt et al., 2018). Det er dermed sannsynlig at båtmaling kan være en forklaring på hvorfor kobber og sink konsentrasjonene observert i blåskjellene samlet inn i 2022, var høyere enn tilhørende PROREF verdi.

Det er flere elver som har utløp i fjorden. Akerselven har utløp i nærheten av Hovedøya, og i 2018 ble det undersøkt for tungmetaller i ørret i tre stasjoner oppover i elven (Garmo, Bråte, Kine Bæk, Grung, & Lusher, 2018). Det ble observert en økende konsentrasjon av kobber, sink, krom, og arsen i ørretgjeller nedover elvedraget, mens de høyeste bly konsentrasjonene var observert ved den midtre stasjonen (Garmo et al., 2018). Det ble også observert høye konsentrasjoner av kvikksølv ved alle stasjonene, hvorpå den høyeste verdien på 0.203 mg/kg våtvekt ble registrert ved den nederste stasjonen (Garmo et al., 2018). Utslipp fra Akerselva kan dermed være en mulig årsak for hvorfor kvikksølvkonsentrasjonene i blåskjellene var høyere enn både dens PROREF verdi og miljøkvalitetsstandard. Samme forklaring kan også gjelde for arsen, som også hadde en høyere konsentrasjon enn sin miljøkvalitetsstandard.

Med tanke på hypotesen indikerer resultatene at den for tungmetaller må forkastes, da endringer i utslipp fra renseanlegget ikke kan bekrefte å ha blitt gjenspeilet i tungmetallkonsentrasjonene hos blåskjell. Avstanden fra renseanlegget, samt andre kilder som elver og båtmaling, kan også være med på å forklare hvorfor det ikke er observert et forhold. Videre begrenser tilgjengeligheten til rådata for tidligere blåskjellkonsentrasjoner også analysene som kan gjøres. Det er mulig at det er en sammenheng mellom utvidelsen av BRA og blåskjellkonsentrasjonen, men at det kreves et større datagrunnlag for å oppdage det.

4.3 Endring i vannkvalitet etter Miljødirektoratets veileder

For en fullstendig tilstandsklassifisering er det nødvendig med minst tre sammenhengende år med data (Direktoratgruppen Vanndirektivet, 2018). Som følge av veilederen for klassifisering av miljøtilstand i vann (2018), gjøres det både sommer- og vinterklassifiseringer for næringsstoffer. Sommerklassifiseringen baserer seg på data i perioden juni til og med august, og vinterklassifiseringen er basert på data i perioden desember til og med februar. For klorofyll-a er innsamlingsperioden februar til utgangen av oktober (Direktoratgruppen Vanndirektivet, 2018). Da det ikke har gått tre år siden det utvidete BRA ble satt i drift, samt at datagrunnlaget for denne oppgaven stopper i august, er det ikke mulig å gi en fullstendig tilstandsklassifisering for Bekkelagsbassenget. Derimot kan middelerverdier og gjennomsnitt for parameterne fra 2022 sammenlignes med tilstandsklassene gitt 2021, og på den måten vurdere på et overordnet plan om utvidelsen av BRA kan medføre tilstandsklassifiseringen i fremtiden.

I årsrapporten «Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjorden» for 2021, ble middelerdien regnet ut for klorofyll-a i perioden mai-august i tidsrommet 2019-2021 (Staalstrøm et al., 2022). For stasjon Cq1 var denne verdien 2.23 µg/L, og var dermed tildelt tilstandsklassen

«god». Middelveidien for kun år 2022 derimot var 1.3 µg/L. Da det i 2022 var uvanlig lite planteplankton registrert ved Cq1, må denne verdien vurderes som noe konservativ (pers. kom. Staalstrøm, 2023). For total fosfor og nitrogen oppfordrer veilederen bruk av gjennomsnitt, ikke middelveid (Direktoratsgruppen Vanndirektivet, 2018). I årsrapporten er total fosfor (i perioden mai-august for 2019-2021) sitt gjennomsnitt 8.2 µg/L, og har tilstandsklassen «god». Total nitrogen har derimot tilstandsklassen «svært god», hvorav gjennomsnittet var 207 µg/L. Gjennomsnittet for total fosfor og -nitrogen for år 2022 i den samme perioden var henholdsvis 7.4 µg/L og 275.6 µg/L.

Økningen i total nitrogen gjennomsnittet for 2022, samt nedgangen i total fosfor gjennomsnittet for 2022, kan ses å stemme overens med tidligere funn presentert i denne oppgaven. Økningen i gjennomsnittet til total nitrogen kan vurderes som et videre argument for at overflatelaget i Bekkelagsbassenget er påvirket av ekstern nitrogen tilførsel, mens det lavere gjennomsnittet for total fosfor kan stemme overens med nedgangen observert i utslippet til BRA. Derimot er den lavere middelveidien for klorofyll a for 2022 overaskende, sett opp mot tidligere resultater. Da trendanalysen viste et nedadgående trendestimat for klorofyll a i overflaten, er det mulig at det er en nedgang, bare at den ikke er signifikant. Samtidig er det mer sannsynlig at forskjellen skyldes ulikt datagrunnlag, da årsrapporten tar middelveidien for klorofyll a målinger over de siste tre årene, i motsetning til bare ett år som gjort her. Basert på denne overordene sammenligningen er det mulig at tilstandsklassen til Bekkelagsbassenget vil endre seg, spesielt dersom klorofyll-a konsentrasjonen viser seg å ha en nedgang. Dette skyldes at klorofyll-a som tidligere presentert er en avgjørende tilstandsparameter, mens total nitrogen og -fosfor er støtteparametere. Derimot er det flere tilstandsparametere som inngår i vurderingen som ikke har blitt vurdert her. Det er dermed også en mulighet for at den økologiske tilstandsklassen for Bekkelagsbassenget, som per 2023 er moderat (Vann-nett, 2023), ikke vil endre seg selv ved en endring i klorofyll-a.

For den kjemiske tilstanden er det ikke krav om tre sammenhengende år med data for å kunne gjøre en fullstendig tilstandsklassifisering (Direktoratsgruppen Vanndirektivet, 2018). Praksisen er årlig prøvetaking, hvorpå tilstandsparametere som nevnt vurderes som «god» eller «dårlig» basert på om konsentrasjonene overskrider grenseverdier og/eller miljøkvalitetsstandarder (Direktoratsgruppen Vanndirektivet, 2018). Det var kun arsen og kvikksølv som hadde konsentrasjoner over deres respektive miljøkvalitetsstandarder i skjellene fra 2022 (se tabell 6), som betyr tilstandsklassen «dårlig». Dette stemmer overens med tilstandsklassifiseringene disse metallene i Bekkelagsbassenget har fått på Vann-nett, selv om disse vurderingene ikke består av undersøkelser av blåskjell (Vann-nett, 2023). Derimot gir også Vann-nett både bly, nikkel og kadmium tilstandsklassen «dårlig», men også der er blåskjellklassifiseringen udefinert (Vann-nett, 2023).

Da det er uklart hvor stor vekt en tilstandsklassifisering på «god» for blåskjell vil ha på den fullstendige tilstandsklassen til et metall, er det usikkert i hvilken grad den kjemiske tilstandsvurderingen kan påvirkes basert på resultatene i denne oppgaven. For eksempel inngår både konsentrasjonen i fisk, sediment, vann, og konsentrasjoner i blåskjell, inn i vurderingen for hvert enkelt metall (Vann-nett, 2023). Ifølge Vann-nett har blant annet nikkel tilstandsklassen «dårlig», hvorav konsentrasjonen i bunnsediment saltvann er klassifisert som dårlig, mens konsentrasjonen i vannsøylen (løst i vann) er god (Vann-nett, 2023). Dette indikerer at selv om kadmium, nikkel, krom, og bly hadde fått tilstandsklassen «god» for blåskjell, som følge av resultatene fra denne oppgaven, er det mulig at det ikke ville endret tilstandsklassen for metallet. I tillegg er det flere kjemiske tilstandsparametere, slik som andre miljøgifter, som ikke er vurdert i denne oppgaven. Dette vil bli videre diskutert i neste delkapittel.

5 Videre forskning

Det er flere tilstandsparametere for både økologisk og kjemisk tilstand som ikke har blitt vurdert i denne oppgaven. For eksempel er bløtbunnsfauna en parameter som kan brukes i vurderingen av kystvann (Direktoratgruppen Vanndirektivet, 2018), og det er en sentral parameter i vurderingen til Bekkelagsbassenget ifølge Vann-nett. Med tanke på videre forskning, hadde det vært interessant å se på om utvidelsen av BRA har medført en endring i bløtbunnsfaunaen i Bekkelagsbassenget, og da spesielt med tanke på artsmangfold. Dette skyldes at de fleste bløtbunnsarter er stasjonære, og endringer i mengden organisk tilførsel kan dermed forårsake endringer i artsmangfoldet (Direktoratgruppen Vanndirektivet, 2018). Det har allerede blitt observert en endring i artsmangfoldet langs bunnen i Indre Oslofjord, hvorav det har blitt oppdaget oppblomstringer av fintrådige alger også kalt «lurv» (Rinde et al., 2021). Det antas at årsaken bak oppblomstringen skyldes blant annet økt tilførsel av næringsalter (Rinde et al., 2021). Da utslippet fra renseanlegget er på 50 meters dyp, hadde det vært interessant å se om nedgangen i utslippet av fosfor og nitrogen kan ses å direkte ha en effekt på bløtbunnsfaunaen, og da mer spesifikt utbredelsen av lurv.

Resultatene i denne oppgaven indikerte at Bekkelagsbassenget er påvirket av annen ekstern tilførsel av nitrogen. For å kunne bekrefte dette, hadde det vært gunstig å undersøke både hvor mye nitrogen som tilføres via overflateavrenning og via elver, samt i hvilken grad avrenning fra elver påvirker Bekkelagsbassenget. Det foreslås også i denne oppgaven at fosfat potensielt sedimenteres, og at dette kan være en av årsakene bak hvorfor total fosfor konsentrasjonen i overflatelaget har gått ned. Det hadde derfor vært relevant å undersøke sedimentene i Bekkelagsbassenget, for å kartlegge hvor mye fosfat som går tapt til sedimentene hvert år. Resultater fra slike studier kan være med på å stryke resultatene presentert i denne oppgaven.

Videre ble bare tungmetaller vurdert, selv om BRA også er en kilde til andre miljøgifter, slik som PAH-forbindelser og PCB (Lindholm & Haraldsen, 2013). Det hadde vært interessant å gjøre tilsvarende studie som gjort i denne oppgaven for tungmetaller, bare for miljøgifter. Det er mulig å bruke blåskjell også for å studere PAH forbindelser og PCB (samt andre miljøgifter) (Schøyen, Grung, et al., 2022). Da resultatene i denne oppgaven gjorde det vanskelig å beslutte om det er en påvirkning fra utslippet til BRA på tungmetallkonsentrasjonene i blåskjell, er det mulig at ved å inkludere miljøgifter at denne usikkerheten blir mindre. Spesielt dersom en nedgang i utslipp av miljøgifter fra BRA gjenspeiles i blåskjell. I tillegg kan videre undersøkelser av tungmetaller i blåskjell bidra til å øke datagrunnlaget, slik at det også kan være mulig å gjøre tidsserieanalyser for tungmetaller. Slike undersøkelser vil også bidra til å redusere usikkerheten i resultatene for denne oppgaven, og eventuelt gjøre det mulig å si om det er en påvirkning fra utslippet til BRA.

Det burde også studeres videre hvordan utvidelsen av BRA kan fortsette å påvirke de økologiske og kjemiske tilstandsparametere vurdert her. Som nevnt tok det 4-5 år før fosforkonsentrasjonen i overflaten i Gjersjøen stabiliserte seg etter at renseanlegget ble bygd, samt 20 år før det ble observert en nedgang i total nitrogen (Oredalen et al., 2003). Da prøveperioden for BRA begynte i mai 2021 (Strømme, 2021), er denne oppgaven tidlig ute i vurdering av effekten av utvidelsen. Et langtidsstudie hvor utslippet fra BRA blir vurdert opp mot parametere vurdert i denne oppgaven hadde derfor vært veldig nyttig. Spesielt da dette virker å være det første studiet som vurderer effekten oppgraderingen av et renseanlegg har på både kjemiske og økologiske tilstandsparametere i en fjord. Resultatene fra et slikt langtidsstudie kan mulig øke motivasjonen for å utvide flere renseanlegg, og dermed bidra i forvaltningen av Oslofjorden.

6 Konklusjon

Denne oppgaven har utforsket den potensielle effekten utvidelsen av BRA har hatt på eget utslipp, men også på ulike økologiske- og kjemiske tilstandsparametere. Det ble observert en signifikant nedadgående trend i utslippene av både fosfor og nitrogen fra BRA. Det samme ble ikke observert for alle tungmetallene, hvorav kun arsen hadde en signifikant nedadgående trend. Nikkel hadde i motsetning en signifikant positiv trend, altså at utslippet av nikkel har økt i perioden 2019 til august 2022. De resterende tungmetallene hadde et ikke-signifikant estimat. Det kan dermed ikke sies at utvidelsen av BRA har medført en nedgang i alle utslippsparameterne vurdert her.

Med tanke på hypotesen var det forventet at overflatekonsentrasjonen av nitrogen og fosfor burde gå ned, som følge av de nedadgående trendene observert i utslippet fra BRA. På samme måte var det forventet at arsenkonsentrasjonen i blåskjell burde ha en nedgående trend. Det ble observert en signifikant nedadgående trend for total fosfor i overflatelaget, og fra de statistiske analysene virker det sannsynlig at nedgangen er tilknyttet nedgangen i utslippet til BRA. For total nitrogen i overflaten ble det ikke observert en signifikant nedgående trend. Videre viste de statistiske analysene ingen tegn til et signifikant forhold mellom utslippet fra BRA og total nitrogen i overflaten. Det regnes som sannsynlig at andre faktorer (denitrifikasjon, nitrogen fiksering, tilførsel via elver og avrenning fra landområder) har en større påvirkning på overflatekonsentrasjonen av nitrogen enn det utslippet har. Klorofyll-a konsentrasjonene i overflaten hadde heller ikke en signifikant nedgang. Som en sentral parameter for måling av eutrofiering i kystvann, indikerer ingen signifikant endring at det er lite sannsynlig at miljøtilstandsklassifiseringen til Bekkelagsbassenget har endret seg. Ved sammenligning av 2022 konsentrasjonene opp mot 2021 tilstandsklassifiseringen viste klorofyll-a konsentrasjonen for 2022 en lavere verdi. Derimot er det ikke nok data for å kunne gjøre en fullstendig tilstands-klassifisering enda, og da dette var en overordnet sammenligning er det usikkert hvor mye vekt som skal tildeles denne sammenligningen.

Det var vanskelig å fastslå om arsenkonsentrasjonen i blåskjell hadde en nedadgående trend, da datagrunnlaget var svært begrenset. Selv om det visuelt sett kan virke som at arsen har hatt en nedgang, har ikke nikkel en synlig økning, som hadde vært forventet dersom utslippet fra BRA direkte påvirket tungmetallkonsentrasjonene i skjellene. Kvikksølv og arsen var metallene som hadde konsentrasjoner over deres miljøkvalitetsstandarder. Derimot var ikke arsenkonsentrasjonen over PROREF verdien, som indikerer at konsentrasjonene er innenfor referansekonsentrasjoner. Bly, kobber og sink hadde verdier over PROREF, som indikerer at området er preget av forurensning fra disse metallene.

Med tanke på hvor viktig Oslofjorden er som et rekreasjonsområde for mennesker, og et habitat for mange organismer, er forståelse av hvordan ulike faktorer påvirker den sentralt for å kunne bedre fjorden. Det trengs mer forskning på hvilken effekt utvidelsen av BRA har på både økologiske og kjemiske tilstandsparametere. Det er foreløpig ikke mulig å fastslå i hvilken grad Bekkelagsbassenget påvirker miljøtilstandsklassifiseringen. Langtidsstudier som fokuserer på kunnskapshullene i denne oppgaven kan derfor bistå i å styrke argumentene og avdekke nye forhold. Selv om dette potensielt er det første studiet som prøver å vurdere hvordan utvidelse av et renseanlegg påvirker både økologiske og kjemiske tilstandsparametere i en fjord, har tidligere studier vist hvordan innføring av renseanlegg har en positiv påvirkning på vannkvaliteten. Det er derfor høyst sannsynlig at denne oppgraderingen vil ha en positiv effekt, men i hvilken grad vil bli tydelig med videre forskning og tid.

7 Litteraturliste

- Arnesen, V. (2001). The Pollution and Protection of the Inner Oslofjord: Redefining the Goals of Wastewater Treatment Policy in the 20th Century. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 30(4), 282-286, 285. Retrieved from <https://doi.org/10.1579/0044-7447-30.4.282>
- Collin, M. S., Venkatraman, S. K., Vijayakumar, N., Kanimozhi, V., Arbaaz, S. M., Stacey, R. G. S., . . . Swamiappan, S. (2022). Bioaccumulation of lead (Pb) and its effects on human: A review. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 7, 100094. doi:<https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100094>
- Conley, D. J., Paerl, H. W., Howarth, R. W., Boesch, D. F., Seitzinger, S. P., Havens, K. E., . . . Likens, G. E. (2009). Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science*, 323(5917), 1014-1015. doi:doi:10.1126/science.1167755
- de Vernal, A., Rochon, A., & Radi, T. (2013). PALEOCEANOGRAPHY, BIOLOGICAL PROXIES | Dinoflagellates. In S. A. Elias & C. J. Mock (Eds.), *Encyclopedia of Quaternary Science (Second Edition)* (pp. 800-815). Amsterdam: Elsevier.
- Demirhan, H. (2020). dLagM: An R package for distributed lag models and ARDL bounds testing. *PLOS ONE*, 15(2), e0228812. doi:10.1371/journal.pone.0228812
- Direktoratsgruppen Vanndirektivet. (2018). Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. In. <https://www.vannportalen.no/veiledere/02-2018-vedlegg-til-veileder-klassifisering-av-miljotilstanden-i-vann.pdf>: Direktoratgruppen for gjennomføring av vannforskriften.
- Dodds, W. K., & Whiles, M. R. (2020). Chapter 14 - Nitrogen, Sulfur, Phosphorus, and Other Nutrients. In W. K. Dodds & M. R. Whiles (Eds.), *Freshwater Ecology (Third Edition)* (pp. 395-424): Academic Press.
- Duinker, A., Storesund, J., & Lunestad, B. T. (2022). NASJONALT TILSYNSPROGRAM FOR PRODUKSJON AV SKJELL OG ANDRE BLØTDYR - PRØVER ANALYSERT I 2020 FOR KJEMISKE FORURENSENDE STOFFER OG MIKROORGANISMER. *Rapport fra havforskningen. Nr: 2022-30*. Retrieved from <https://imr.brage.unit.no/imr-xmlui/bitstream/handle/11250/3030326/RH%2b2022-30.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Egardt, J., Mørk Larsen, M., Lassen, P., & Dahllöf, I. (2018). Release of PAHs and heavy metals in coastal environments linked to leisure boats. *Marine Pollution Bulletin*, 127, 664-671. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.060>
- EUs rådsdirektiv forbehandling av avløpsvann fra byområder, 91/271/EØF § art.2, nr. 11 (1991). Fiskeri- og kystdepartementet. (2011). *Vurdering av eutrofieringssituasjonen i kystområder, med særlig fokus på Hardangerfjorden og Boknafjorden*. Retrieved from <https://www.regjeringen.no/globalassets/upload/fkd/vedlegg/rapporter/2011/eutrofirapporten.pdf>:
- Forskrift om rammer for vannforvaltningen, §4, Pub. L. No. FOR-2006-12-15-1446 (2007).
- Fulweiler, R. W., Brown, S. M., Nixon, S. W., & Jenkins, B. D. (2013). Evidence and a conceptual model for the co-occurrence of nitrogen fixation and denitrification in heterotrophic marine sediments. *Marine Ecology Progress Series*, 482, 57-68. Retrieved from <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v482/p57-68/>
- Gao, D., Liu, C., Li, X., Zheng, Y., Dong, H., Liang, X., . . . Hou, L. (2022). High importance of coupled nitrification-denitrification for nitrogen removal in a large periodically low-oxygen estuary. *Science of The Total Environment*, 846, 157516. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157516>
- Garmo, Ø., Bråte, I. L. N., Kine Bæk, P. C., Grung, M., & Lusher, A. (2018). *Miljøgiftundersøkelser av ørret fra Akerelva og Lysakerelva i 2018*. Retrieved from NIVA <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/2588699/7315-2018.pdf?sequence=2&isAllowed=y>

- Granger, C. W. J. (1969). Investigating Causal Relations by Econometric Models and Cross-spectral Methods. *Econometrica*, 37(3), 424-438. doi:10.2307/1912791
- Green, N. W., Schøyen, M., Hjermann, D. Ø., Øxnevad, S., Ruus, A., Beylich, B., . . . Bæk, K. (2021). *Contaminants in coastal waters of Norway 2018*. (1894-7948). Retrieved from Norwegian Institute for Water Research & Norwegian Environment Agency: <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2635080>
- Green, N. W., Schøyen, M., Hjermann, D. Ø., Øxnevad, S., Ruus, A., Grung, M., . . . Bæk, K. (2022). *Contaminants in coastal waters of Norway 2019*. (7741-2022). Retrieved from Norwegian Institute for Water Research & Norwegian Environment Agency: <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2997095>
- Halvor Aarnes. (Ed.) (2021) Klorofyll. <https://snl.no/klorofyll>: Store norske leksikon.
- Hanck, C., Arnold, M., Gerber, A., & Schmelzer, M. (2023). *Introduction to econometrics with R*. Retrieved from <https://www.econometrics-with-r.org/>
- Haraldsen, S. (2015). *Ny utslippstillatelse etter forurensningsloven for Oslo kommune- avløp*. Norskeutslipp.no
- Hecht, M., & Zitzmann, S. (2021). Sample Size Recommendations for Continuous-Time Models: Compensating Shorter Time Series with Larger Numbers of Persons and Vice Versa. *Structural Equation Modeling: A Multidisciplinary Journal*, 28(2), 229-236. doi:10.1080/10705511.2020.1779069
- Helland, A., Lindholm, O., Traaen, T., Uriansrud, F., & Rygg, B. (2003). *Tiltaksplan for forurensede sedimenter i Oslofjorden. Fase 1. Miljøtilstand, kilder og prioriteringer*. Retrieved from NIVA: <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/212263/4742-2003.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Howarth, R., Chan, F., Conley, D. J., Garnier, J., Doney, S. C., Marino, R., & Billen, G. (2011). Coupled biogeochemical cycles: eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(1), 18-26. doi:<https://doi.org/10.1890/100008>
- Hyndman, R., & Khandakar, Y. (2008). Automatic time series forecasting: the forecast package for R. *Journal of Statistical Software*, 26*(3), 1-22.
- Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B. B., & Beeregowda, K. N. (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdiscip Toxicol*, 7(2), 60-72. doi:10.2478/intox-2014-0009
- Jitar, O., Teodosiu, C., Oros, A., Plavan, G., & Nicoara, M. (2015). Bioaccumulation of heavy metals in marine organisms from the Romanian sector of the Black Sea. *New Biotechnology*, 32(3), 369-378. doi:<https://doi.org/10.1016/j.nbt.2014.11.004>
- Klima- og miljødepartementet. (2021). *Helhetlig tiltaksplan for en ren og rik Oslofjord med et aktivt friluftsliv*. Regjeringen Retrieved from <https://www.regjeringen.no/contentassets/7e80a758716344cbbb97adc5c7c27f18/t-1571b.pdf>
- Källqvist, T., Molvær, J., Oug, E., Berge, D., Tjomsland, T., & Johansen, S. S. (2002). *Implementation of the Urban Waste Water Treatment Directive in Norway- An Evaluation of the Norwegian Approach regarding Wastewater Treatment* (21195). Retrieved from miljodirektoratet.no: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/overvaking/1892/ta1892.pdf>
- Lepland, A., Andersen, T. J., Lepland, A., Arp, H. P. H., Alve, E., Breedveld, G. D., & Rindby, A. (2010). Sedimentation and chronology of heavy metal pollution in Oslo harbor, Norway. *Marine Pollution Bulletin*, 60(9), 1512-1522. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.04.017>
- Lindholm, O., & Haraldsen, S. (2013). Miljøgifter i overvann fra tette flater, renseanlegg og overløp – Case Indre Oslofjord. *Vannforeningen.no*. Retrieved from https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2013_875971.pdf

- Lundsør, E., Bechmann, P., Dolven, J., Gregersen, H., al-Khayat, O., Kornstad, T., . . . Rydbeck, S. (2019). *Miljøovervåking i Indre Oslofjord 2015-2018* (5145099-13). Retrieved from http://www.indre-oslofjord.no/uploads/Samlerapportmiljøovervking2015_2018.pdf
- Lundsør, E., Lømsland, E. R., Johnsen, T. M., Engesmo, A., King, A. L., Staalstrøm, A., . . . Eikrem, W. (2022). Marine phytoplankton community data and corresponding environmental properties from eastern Norway, 1896–2020. *Scientific Data*, 9(1), 767. doi:10.1038/s41597-022-01869-3
- Magnusson, J., Bjerkgeng, B., & Molvær, J. (2005). *Beregning av muligheten for oppvirvling av deponerte sedimenter på dypt vann i Bekkelagsbassenget under en dypvannsfornyelse*. Retrieved from https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/212850/5035_200dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Meteorologisk institutt, & Bjørndalen, E. (2022). tetthet- meteorologi. *Store norske leksikon*. Retrieved from <https://snl.no/tetthet - meteorologi>
- Metier OEC. (2021, 15.06.2021). Bekkelaget renseanlegg: Oslos største miljøprosjekt. Retrieved from <https://www.metieroec.no/2021/06/15/bekkelaget-reanseanlegg-oslos-storste-miljoprojekt/>
- Miljødirektoratet. Nikkel (Ni). from <https://www.norskeutslipp.no/no/Komponenter/Utslipp/Nikkel/?ComponentType=utslipp&ComponentPageID=80&SectorID=100>
- Muralidhar, K. (2023). Demystifying R-Squared and Adjusted R-Squared *bultin*. Retrieved from <https://bultin.com/data-science/adjusted-r-squared>
- Nafstad, M. (2023). Bekkelagsbassenget. *Store norske leksikon* Retrieved from <http://snl.no/Bekkelagsbassenget>
- Oredalen, T. J., Brettum, P., Løvik, J. E., & Mortensen, T. (2003). *Overvåking av Gjersjøen og Kolbotnvannet m/tilløpsbekker 1972-2002 og resultater fra sesongen 2002*. Retrieved from NIVA: https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/212112/4682_72dpi.pdf?sequence=2
- Oslo Byleksikon. (Ed.) Bekkelaget Renseanlegg. Oslo Byleksikon: https://oslobyleksikon.no/side/Bekkelaget_reanseanlegg.
- Oslo Kommune Vann- og avløpsetaten. (2007). Bekkelaget renseanlegg: Vi holder fjorden ren... til glede for alle! In. https://vannkunnskap.no/wp-content/uploads/pdf/Bekkelaget_reanseanlegg_brosjyre_2007.pdf: Vannkunnskap.no
- Oslo kommune vann- og avløpsetaten. (2018). Faktaark 2018 Oslos byvassdrag In. Byutviklingens lange linjer- BULLBY: <https://bullby.net/wp-content/uploads/2023/03/Faktaark-Oslos-byvassdrag-2018.pdf>.
- Paytan, A., & McLaughlin, K. (2007). The Oceanic Phosphorus Cycle. *Chemical Reviews*, 107(2), 563-576. doi:10.1021/cr0503613
- Pfaff, B. (2008). VAR, SVAR and SVEC Models: Implementation Within R Package vars. *Journal of Statistical Software* 27(4). Retrieved from <https://www.istatsoft.org/v27/i04/>
- Puttonen, I., Kohonen, T., & Mattila, J. (2016). Factors controlling phosphorus release from sediments in coastal archipelago areas. *Marine Pollution Bulletin*, 108(1), 77-86. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.04.059>
- Quoc Anh, D., Tantayotai, P., Cheenkachorn, K., & Sriariyanun, M. (2015). Anammox Process: the Principle, the Technological Development and Recent Industrial Applications. *KMUTNB International Journal of Applied Science and Technology*, 1-8. doi:10.14416/j.ijast.2015.08.003
- R-Core-Team. (2022). R: A language and environment for statistical computing: R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Retrieved from <https://www.R-project.org/>
- Rinde, E., Bekkby, T., Kvile, K., Andersen, G. S., Brkljacic, M., d'Auriac, M. A., . . . Tveiten, L. (2021). *Kartlegging av et utvalg marine naturtyper i Oslofjorden*. Retrieved from NIVA: <https://hdl.handle.net/11250/2760220>

- Ruus, A., Beyer, J., & Green, N. W. (2021). *Proposed Environmental Quality Standards (EQSs) for blue mussel (Mytilus edulis) (7578-2021)*. Retrieved from Miljødirektoratet.no <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2021/februar-2021/proposed-environmental-quality-standards-egss-for-blue-mussel-mytilus-edulis/>
- Røysted, U. E. (2018). Teknokratisk mulighetsstudie. Sentralrenseanlegg øst / utvidelse Nordre Follo Renseanlegg / utvidelse Bekkelaget Renseanlegg. *Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjorden*.
- SALT. (2019). *Kunnskapsstatus Oslofjorden rapport nr 1036*. Retrieved from Miljødirektoratet: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1556/m1556.pdf>
- Schindler, D. W. (1974). Eutrophication and Recovery in Experimental Lakes: Implications for Lake Management. *Science*, 184(4139), 897-899. doi:doi:10.1126/science.184.4139.897
- Schøyen, M., Grung, M., Lund, E., Hjermann, D. Ø., Ruus, A., Øxnevad, S., . . . Bæk, K. (2022). *Contaminants in coastal waters 2021*. Retrieved from Norwegian Environment Agency: <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2023/januar-2023/contaminants-in-coastal-waters-2021/>
- Schøyen, M., Håvardstun, J., Brkljacic, M., Moy, S., Hjermann, D., & Øxnevad, S. (2022). *Tiltaksorientert vannovervåking etter vannforskriften i Karmsundet. Undersøkelser av blåskjell, sedimenter, bløtbnunnsfauna og fjæresone i 2021*. Retrieved from NIVA: <https://hdl.handle.net/11250/2985728>
- Schøyen, M., Lund, E., Hjermann, D. Ø., Ruus, A., Beylich, B., Jenssen, M. T. S., . . . Øxnevad, S. (2021). *Contaminants in coastal waters of Norway 2020 (7686-2021)*. Retrieved from Norwegian institute for water research (NIVA) <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/2985737/7686-2021%2BMILKYS%2B2020%2Bhigh.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Singh, N., & Turner, A. (2009). Trace metals in antifouling paint particles and their heterogeneous contamination of coastal sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 58(4), 559-564. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.11.014>
- Stock, J. H., & Watson, M. W. (2019). *Introduction to Econometrics*: Pearson.
- Strømme, A. (2021). *Inspeksjonsrapport: Inspeksjon ved Oslo avløpsnett tilknyttet Bekkelaget renseanlegg, avløpsnett tilknyttet VEAS renseanlegg, og Bekkelaget renseanlegg med tilførselstuneller og overløp*. Retrieved from <https://www.norskeutslipp.no/WebHandlers/PDFDocumentHandler.ashx?documentID=625575&documentType=K&companyID=23374&aar=2021&epslanguage=no>
- Strømme, A. (2022). *Tilbakemelding på egenkontrollrapportering for avløpssektoren rapporteringsåret 2021 - Bekkelaget renseanlegg og avløpsnett i Oslo kommune*. Retrieved from <https://www.statsforvalteren.no/siteassets/fm-oslo-og-viken/miljo-og-klima/egenkontrollrapportering---avlop/oslo-kommune.pdf>
- Staalstrøm, A. (2017). *Vurdering av effekter på vannkvaliteten ved endrede utslipp i Bunnefjorden og Bekkelagsbassenget (7192-2017)*. Retrieved from <http://www.indre-oslofjord.no/uploads/7192-2017VurderingaveffekterpvannkvaliteteniBunnefjordenogBekkelagsbasenget.pdf>
- Staalstrøm, A. (2020). *Modellering av miljøtilstanden i indre Oslofjord sett i lys av utslippstillatelser og befolkningsutvikling (7493-2020)*. Retrieved from niva.no:
- Staalstrøm, A. (2023).
- Staalstrøm, A., Andersen, G. S., Walday, M., Engesmo, A., Gran, S., & Harvey, T. (2022). *Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord- Årsrapport 2021 (7771-2022)*. Retrieved from <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2660255>
- Staalstrøm, A., Engesmo, A., Andersen, G. S., Gran, S., Borgersen, G., Moy, S., . . . Holth, T. F. (2021). *Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord Årsrapport 2020. Rapport nr. 7650-2021*. Retrieved from niva.no:

- Staalstrøm, A., Walday, M., Vogelsang, C., Frigstad, H., Borgersen, G., Albretsen, J., & Naustvoll, L.-J. (2021). *Utredning av behovet for å redusere tilførselen av nitrogen til Ytre Oslofjord (M-2065)*. Retrieved from <https://www.miljodirektoratet.no/sharepoint/downloaditem?id=01FM3LD2QZXOHS2GB3IRH3S6TAMWKYTJ4T>
- Sælen, O. H. (2021). fjord- vannforhold. *Store norske leksikon*. Retrieved from [http://snl.no/fjord -vannforhold](http://snl.no/fjord_-_vannforhold)
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., & Sutton, D. J. (2012). Heavy metal toxicity and the environment. *Exp Suppl*, 101, 133-164. doi:10.1007/978-3-7643-8340-4_6
- Trapletti, A., & Hornik, K. (2022). tseries: Time Series Analysis and Computational Finance. R package version 0.10-52. <https://CRAN.R-project.org/package=tseries>.
- Universitetet i Oslo. (Ed.) (2011) Botanisk- og plantefysiologisk leksikon. <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/n/nitrogensyklus.html>: Det matematisk-naturvitenskapelige fakultet.
- Vann-nett. (2023). Bekkelagsbassenget Retrieved from <https://www.vann-nett.no/portal/#/waterbody/0101020702-2-C>
- Voss, M., Bange, H. W., Dippner, J. W., Middelburg, J. J., Montoya, J. P., & Ward, B. (2013). The marine nitrogen cycle: recent discoveries, uncertainties and the potential relevance of climate change. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1621), 20130121. doi:doi:10.1098/rstb.2013.0121
- Wetzel, R. G. (2001). 13 - THE PHOSPHORUS CYCLE. In R. G. Wetzel (Ed.), *Limnology (Third Edition)* (pp. 239-288). San Diego: Academic Press.
- Wickham, H. (2016). ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis: Springer-Verlag New York. Retrieved from <https://ggplot2.tidyverse.org>
- Wijsman, J. (2019). Dynamic Energy Budget (DEB) model Blue mussels (*Mytilus edulis*) Technical report INNOPRO project. *Wageningen Marine Research report C009/19*. Retrieved from <https://edepot.wur.nl/470139>
- Yaakob, M. A., Mohamed, R. M. S. R., Al-Gheethi, A., Gokare, R. A., & Ambati, R. R. (2021). Influence of Nitrogen and Phosphorus on Microalgal Growth, Biomass, Lipid, and Fatty Acid Production: An Overview. *Cells*, 10(2). doi:10.3390/cells10020393

8 Vedlegg

Vedlegg A. DORM-3 Dokumentasjon

Dokumentasjonen for referansemateriale DORM-3 er vist over de neste 4 sidene.

Certified Reference Material



National Research
Council Canada

Conseil national
de recherches Canada

DORM-3

Fish Protein Certified Reference Material for Trace Metals

The following table shows those elements for which certified values have been established for this reference material. Certified values are based on unweighted mean results from data generated at NRCC as well as results submitted by laboratories participating in an annual intercomparison. The expanded uncertainty (U_{CRM}) in the certified value is equal to $U = k u_c$ where u_c is the combined standard uncertainty calculated according to the ISO Guide [1] and k is the coverage factor. The value of u_c is calculated from the combined uncertainties of the various methods (u_{cha}) as well as uncertainties associated with homogeneity (u_{hom}).

It is intended that U_{CRM} accounts for every aspect that reasonably contributes to the uncertainty of the measurement [2]. A coverage factor of 2 was applied for all elements. The table below lists certified values for DORM-3 expressed on a dry mass basis.

Trace Metal Mass Fractions (mg/kg)

Arsenic (d,g,h)	6.88	±	0.30
Cadmium (d,g,i,p)	0.290	±	0.020
Copper (d,i,p)	15.5	±	0.63
Chromium (d,g,i)	1.89	±	0.17
Iron (d,i)	347	±	20
Lead (d,g,p)	0.395	±	0.050
Mercury (c,d,p)	0.382	±	0.060
Nickel (d,g,i,p)	1.28	±	0.24
Tin (d,p)	0.066	±	0.012
Zinc (d,i,p)	51.3	±	3.1

Methylmercury (as Hg) (q,s,t)	0.355	±	0.056
----------------------------------	-------	---	-------

Coding

The coding refers only to the instrumental method used for quantitation.

- | | |
|--|--|
| c - Cold vapour atomic absorption spectrometry. | i - Inductively coupled plasma atomic emission spectrometry. |
| d - Inductively coupled plasma mass spectrometry. | p - Isotope dilution inductively coupled plasma mass spectrometry |
| g - Electrothermal vaporization atomic absorption spectrometry. | q - Isotope dilution gas chromatography inductively coupled plasma mass spectrometry |
| h - Hydride generation atomic absorption, fluorescence or emission spectrometry. | s - Isotope dilution gas chromatography mass spectrometry |
| | t - Cold vapour atomic fluorescence spectrometry. |

NRC - CNRC

Intended Use

This reference material is primarily intended for use in the calibration of procedures and the development of methods for the determination of trace metals in marine fauna and materials of similar matrix.

Storage and Sampling

This material should be stored in a cool and dark location. Prior to use, the bottle should be rotated and shaken to ensure the contents are well mixed. The bottle should be tightly closed thereafter. Certified values are based on a minimum 0.250 g sub-sample from the bottle.

Instructions for Drying

Determination of dry mass should be performed on a separate sample to avoid contamination. DORM-3 can be dried to constant mass by:

- (1) drying at reduced pressure (e.g., 50 mm Hg) at room temperature in a vacuum desiccator over magnesium perchlorate for 24 hours;
- (2) vacuum drying (about 0.5 mm Hg) at room temperature for 24 hours.

Expiry

Based on sample stability noted on page 3, the certified values for DORM-3 are considered valid until September, 2016, provided the CRM is handled and stored as noted above.

Preparation of DORM-3

This reference material was prepared from a fish protein homogenate. A uniform material was produced using an enzyme hydrolysis procedure subsequent to removal of the bones and the majority of the oil. The protein hydrolysate was spray dried, sieved to pass a 297 µm screen, blended and bottled.

After bottling the material was sterilized by subjecting it to a minimum dose of 25 kGy gamma irradiation at the Canadian Irradiation Centre, Laval, Québec.

Information values

Due to the scatter of results, certified values for Ag and Se were not calculated. A lack of independent values precluded the determination of a certified value for Al and Mn. Information values for these analytes are thus given below.

Ag	0.04	mg/kg
Se	3.3	mg/kg
Al	1700	mg/kg
Mn	4.6	mg/kg

Updates

It is anticipated that as more data become available, the established values may be updated and reliable values assigned to more elements. Our web site at <http://www.nrc-cnrc.gc.ca/eng/services/inms/reference-materials.html> will contain any new information.

Uncertainties

The uncertainties associated with the various methods (u_{char}) as well as uncertainties associated with homogeneity (u_{hom}) are listed in Table 2. The principles used to calculate these values are described on page 3.

Table 2. Statistical Data for DORM-3

	data sets	u_{char} (mg/kg)	u_{hom} (mg/kg)
As	6	0.05	0.14
Cd	8	0.006	0.008
Cu	7	0.20	0.26
Cr	5	0.04	0.07
Fe	5	5	9
Pb	5	0.015	0.020
Hg	7	0.009	0.029
Ni	6	0.08	0.08
Sn	5	0.004	0.005
Zn	7	1.1	1.0
MeHg	3	0.009	0.027

Certified value

DORM-3 was provided as an unknown sample to a group of laboratories participating in an annual intercomparison for trace metals in marine samples sponsored by NRCC [3]. Data generated by NRCC were also included in the pool of intercomparison results.

Laboratories were requested to provide triplicate dry weight values using an analytical method of choice based on total digestion of the sample.

Data were returned to NRCC for evaluation. The results from a select sub-group of participants were used for the certification of DORM-3. Such laboratories were selected based on their performance history in previous intercomparisons. NIST SRM 2976, Mussel Tissue served as a quality control sample.

The certified values were calculated from the unweighted means of the results of the selected laboratories [4]. Data were first examined for outliers using the Dixon and Grubb's Tests. Testing of variances was conducted using the Cochran and Bartlett's Tests.

Included in the overall uncertainty estimate are uncertainties in the batch characterisation (u_{char}), uncertainties related to possible between-bottle variation (u_{hom}) as well as instability derived from effects relating to long-term storage and transport (u_{stab}). Expressed as standard uncertainties these components can be combined as:

$$u_{c(CRM)}^2 = u_{char}^2 + u_{hom}^2 + u_{stab}^2 \quad (1)$$

Results for the various statistics used to calculate the certified values are shown in Table 2.

Characterisation

The characterisation uncertainties (u_{char}) were calculated in accordance with equation 2, where s is the standard deviation of the means and p is the number of mean results included in the calculation [4].

$$u_{char} = \frac{s}{\sqrt{p}} \quad (2)$$

Homogeneity

The homogeneity components of the uncertainties in the certified values were derived according to the recommendation of an international study group [4]. The material was tested for homogeneity at NRCC using ICP-MS. Results from sub-samples (0.250 g) from twelve bottles were evaluated using ANOVA.

In certain situations the inhomogeneity contribution to uncertainty, u_{hom} , was set to the experimentally determined between-unit standard deviation ($s_{between}$) as the best estimate of the uncertainty due to between-unit heterogeneity. However, if the situation depicted in equation 3 occurred:

$$s_{between}^2 < \frac{s_{mess}^2}{n} \quad (3)$$

where s_{mess} is the repeatability standard deviation for the method used in the homogeneity assessment and n is the number of replicates per unit, then u_{hom} was calculated according to:

$$u_{hom} = \sqrt{\frac{s_{mess}^2}{n}} \quad (4)$$

It is recognized that this is not an ideal situation, as it represents a worst case scenario by suggesting the homogeneity could be as poor as the precision of the measurement technique selected for homogeneity assessment.

Stability

The predecessor CRM, DORM-2, has been periodically analyzed for more than nine years and found to be both physically and chemically stable over this time interval. We expect similar results for DORM-3. Uncertainty components for long and short term stability were considered negligible and are thus not included in the uncertainty budget.

Acknowledgements

The following staff members of the Institute for National Measurement Standards, National Research Council Canada, participated in the certification: V.J. Boyko, C. Scriver, P. Maxwell, R. Sturgeon, L. Yang and S. Willie.

The following laboratories participated in the certification of DORM-3:

Australian Institute of Marine Sciences
Queensland, 4810, Australia
Frank Tirendi, Cassie Payn and Stephen Boyle

Australian Nuclear Science and Technology
Organisation
Environment Laboratory
Lucas Heights, NSW, Australia
David Hill, Henri Wong

Battelle Pacific Northwest
Sequim, WA
Eric Crecelius, Laurie Niewolny, Mary Ann
Deuth, and Brenda Lasorsa

NOAA, National Ocean Service
Hollings Marine Laboratory
Charleston, SC
Dan Bearden, Aaron Dias

Texas A. & M.
College of Veterinary Medicine
Trace Element Research Laboratory
College Station, TX
Robert Taylor, Gerald Bratton and Bryan Brattin

Texas Parks and Wildlife
Environmental Contaminants Laboratory
San Marcos, TX
Gary Steinmetz

U.S. Customs Laboratory
Savannah, GA
Ralph Smith

References

- [1] Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement, ISBN 92-67-10188-9, 1st ed. ISO, Geneva, Switzerland (1993).
- [2] J. Pauwels, A. van der Veen, A. Lamberty, H. Schimmel, Evaluation of uncertainty of reference materials. *Accred Qual Assur* (2000) 5:95-99.
- [3] S. Willie, Fifteenth Intercomparison for Trace Elements in Marine Sediments and Biological Tissues, NRC No. 46670, June 2004.
- [4] S.L.R. Ellison, S.Burke, R.F.Walker, K. Heydorn, M.Månsson, J.Pauwels, W.Wegscheider, B.te Nijenhuis, Uncertainty for reference materials certified by interlaboratory study. *Accred Qual Assur* (2001) 6:274–277.

Certificate issued February 2007
Total Hg revised January 2008
MeHg added January 2008

Results presented in this certificate are traceable to the SI through gravimetrically prepared standards of established purity and international measurement intercomparisons. As such, they serve as suitable reference materials for laboratory quality assurance programs, as outlined in ISO/IEC 17025. This CRM is registered at the Bureau International des Poids et Mesures (BIPM) in Appendix C of the Comité International des Poids et Mesures database listing Calibration and Measurement Capabilities accepted by signatories to the Mutual Recognition Arrangement of the Metre Convention.

Comments, information and inquiries should be addressed to:

Dr. Zoltan Mester
National Research Council Canada
Institute for National Measurement Standards
M-12, 1500 Montreal Road
Ottawa, Ontario, Canada K1A 0R6

Telephone (613) 993-2359
Facsimile (613) 993-2451
E-mail crm.inms@nrc-cnrc.gc.ca

Également disponible en français sur demande.

Canada

Vedlegg B. DOLT-5 Dokumentasjon

Dokumentasjonen for referansemateriale DOLT-5 er vist over de neste 5 sidene.



Certified Reference Material

DOLT-5

Dogfish Liver Certified Reference Material for Trace Metals and other Constituents

The following tables show those constituents for which certified, reference, and information values have been established for this dogfish (*Squalus acanthias*) liver CRM, along with their expanded uncertainty.

The expanded uncertainty (U_{CRM}) in the certified value is equal to $U = ku_c$ where u_c is the combined standard uncertainty calculated according to the JCGM Guide [1] and $k = 2$ is the coverage factor. It is intended that U_{CRM} accounts for every aspect that reasonably contributes to the uncertainty of the measurement. All listed values are expressed on a dry mass basis.

Table 1: Certified Quantity Values

Element	Mass fraction, mg/kg
Arsenic (b,d)	34.6 ± 2.4
Cadmium (a,d)	14.5 ± 0.6
Calcium (c)	550 ± 80
Cobalt (b,d)	0.267 ± 0.026
Copper (a,c,d)	35.0 ± 2.4
Iron (a,c,d)	1070 ± 80
Lead (a,d)	0.162 ± 0.032
Magnesium (c)	940 ± 100
Mercury (a,e)	0.44 ± 0.18
Molybdenum (a,d)	1.41 ± 0.22
Potassium (c)	14 400 ± 3000
Selenium (a,d)	8.3 ± 1.8
Silver (a,d)	2.05 ± 0.08
Sodium (c)	9 900 ± 1600
Strontium (a,c,d)	3.73 ± 0.26
Tin (a,d)	0.069 ± 0.036
Vanadium (b,d)	0.51 ± 0.06
Zinc (a,c,d)	105.3 ± 5.4

Table 2: Reference Values

Element	Mass fraction, mg/kg
Aluminium (c,d)	31.7 ± 4.2
Nickel (a,d)	1.71 ± 0.56
Chromium (a,d)	2.35 ± 0.58
Methylmercury (as Hg) (f)	0.119 ± 0.058
Manganese (d)	8.91 ± 0.70

Table 3: Information Values

Element	Mass fraction, mg/kg
Antimony (d)	0.013
Phosphorus (d)	11 500
Thallium (d)	0.082
Uranium (d)	0.013

Coding

The coding refers to the instrumental method of analyte determination.

a - Isotope dilution inductively-coupled plasma mass spectrometry (ID-ICP-MS)

b - Standard addition inductively-coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS)

c - Inductively-coupled plasma atomic emission spectroscopy (ICP-AES)

d - Inductively-coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS)

e - Cold-vapour atomic emission spectroscopy (CV-AAS)

f - Isotope dilution gas chromatography ICP-MS (ID-GC-ICP-MS)

Certified Values

Certified values are considered to be those for which NRC has the highest confidence in accuracy and that all known and suspected sources of bias have been taken into account and are reflected in the stated expanded uncertainties (Table 1).

Reference Values

Reference values are those for which insufficient data are available to provide a comprehensive estimate of uncertainty (Table 2).

Information Values

Information values are those for which insufficient data are available to provide any estimate of uncertainty (Table 3).



National Research
Council Canada

Conseil national
de recherches Canada

Canada

Intended Use

This reference material is primarily intended for use in the calibration of procedures and the development of methods for the determination of trace and matrix constituents in marine sediments and materials with similar matrices. A minimum sample mass of 250 mg is recommended.

Storage and Sampling

It is recommended that the material be stored in a cool, clean location. Each bottle is packaged in a trilaminate foil pouch which serves as an impermeable barrier to mercury vapour. Under conditions of high ambient levels of mercury vapour, mercury is able to penetrate the plastic cap of the bottle, thereby potentially contaminating the contents. The bottle contents should be well mixed by rotation and shaking prior to use, and tightly closed immediately thereafter. Certified values are based on a minimum 250 mg sub-sample from the bottle.

Instructions for Drying

Although initially free from moisture following the freeze drying, the materials have adsorbed moisture during subsequent operations. They should be dried to a constant mass before use. Drying for several hours at 105 °C is recommended as a relatively simple method to achieve a dry mass for most purposes. The moisture content is estimated at 0.043 g/g.

Preparation of Material

Frozen dogfish liver was sourced and prepared by Guelph Food Technology Center (Guelph, ON, Canada) where the liver was comminuted (50 µm), blended, partially defatted at 40 °C, and freeze-dried. The dried dogfish liver meal was then defatted by POS Bio-Sciences (Saskatoon, SK, Canada) using hexane to produce free-flowing powder. The defatted samples were bottled at NRC and radiation sterilized with a minimum dose of 25 kGy by Nordion Gamma Centre of Excellence (Laval, QC, Canada) to minimize any effects from biological activity.

Stability

The predecessor CRM, DOLT-4, has been periodically analyzed for more than ten years and found to be both physically and chemically stable over this time interval. We expect similar results for DOLT-5. Uncertainty components for long and short term stability were considered negligible and are thus not included in the uncertainty budget.

Homogeneity

The material was tested for homogeneity at NRC. Results from sub-samples (250 mg) were evaluated using the DerSimonian-Laird random effects model and included in the calculation of the certified values [2].

Uncertainty

Included in the overall combined uncertainty estimate (u_c) are uncertainties in the batch



National Research
Council Canada

Conseil national
de recherches Canada

Canada

characterization (u_{char}), uncertainties related to possible between-bottle variation (u_{hom}), and uncertainties related to inconsistency between the various measurement methods (u_{method}). Expressed as standard uncertainties, these components are listed in Table 4.

Table 4: Uncertainty Components for DOLT-5

Element	u_{ci} mg/kg	u_{char} mg/kg	u_{hom} mg/kg	u_{method} mg/kg
Arsenic	1.2	0.8	0.9	0.0
Cadmium	0.3	0.2	0.2	0.0
Calcium	40	30	20	0
Cobalt	0.013	0.009	0.010	0.000
Copper	1.2	0.6	1.0	0.0
Iron	40	20	30	0
Lead	0.016	0.007	0.014	0.000
Magnesium	50	40	30	0
Mercury	0.09	0.02	0.05	0.07
Molybdenum	0.11	0.11	0.03	0.00
Potassium	1500	1400	400	0
Selenium	0.9	0.3	0.8	0.0
Silver	0.04	0.03	0.03	0.00
Sodium	800	700	300	0
Strontium	0.13	0.09	0.09	0.00
Tin	0.018	0.003	0.017	0.004
Vanadium	0.03	0.02	0.02	0.00
Zinc	2.7	1.9	1.9	0.0

Metrological Traceability

Results presented in this certificate are traceable to the SI through gravimetrically prepared standards of established purity and international measurement intercomparisons. As such, they serve as suitable reference materials for laboratory quality assurance programs, as outlined in ISO/IEC 17025.

Quality Management (ISO/IEC 17025, ISO Guide 34)

This material was produced in compliance with the documented NRC MSS Quality System, which conforms with the requirements of ISO/IEC 17025 and ISO Guide 34. The Quality Management System supporting NRC calibration and measurement capabilities, as listed in the Bureau International des Poids et Mesures (BIPM) key comparison database (<http://kcdb.bipm.org/>), has been reviewed and approved under the authority of the Inter-American Metrology System (SIM) and found to be in compliance with the expectations of the



Comité International des Poids et Mesures (CIPM) Mutual Recognition Arrangement. The SIM certificate of approval is available upon request.

Updates

Users should ensure that the certificate they have is current. Our website at www.nrc.gc.ca/crm will contain any new information.

References

1. Evaluation of measurement data – Guide to the expression of uncertainty in measurement JCGM 100:2008
2. Rebecca DerSimonian, Nan Laird (1986) Meta-analysis in clinical trials. Controlled Clinical Trials 7: 177-188

Authorship

The following staff members of the Chemical Metrology Group at National Research Council Canada contributed to the production and certification of DOLT-5: L. Yang, S. Willie, P. Grinberg, I.P. Gedara, V. Clancy, P. Maxwell, J. Meija, and Z. Mester.

DOLT-5

Date of issue: August 2014

Date of expiry: August 2019

Approved by:



Zoltan Mester, Ph.D.

Group Leader, Chemical Metrology
National Research Council Canada

Comments, information and inquiries should be addressed to:

National Research Council Canada
Measurement Science and Standards
1200 Montreal Road, Building M-12
Ottawa, Ontario K1A 0R6

Telephone: 613-993-2359

Fax: 613-993-2451

Email: CRM-MRCInorganic-Inorganiques@nrc-cnrc.gc.ca



Également disponible en français sur demande.



National Research
Council Canada

Conseil national
de recherches Canada

Canada

Vedlegg C. Prøvetakingskonsentrasjoner fra BRA og CQ1

Tabell C.1: Konsentrasjonen av nitrogen og fosfor i utslippsvannet fra BRA (hhv. Bekk_n og Bekk_p), samt konsentrasjonen av nitrogen, fosfor og klorofyll a i overflatelaget målt ved stasjon Cq1 (hhv. cq1_n, cq1_p og kla_cq1). Alle konsentrasjoner er oppgitt i µg/L, og datoen for hver registrering / prøvetaking er oppgitt.

Dato	Bekk_n	Bekk_p	cq1_n	cq1_p	kla_cq1	enhet
07.02.2019	11900	421	320	56	0,16	µg/L
28.02.2019	22700	1030	480	20	1,7	µg/L
07.03.2019	7600	283	360	18	0,67	µg/L
21.03.2019	8400	120	480	17	0,93	µg/L
15.04.2019	6800	251	340	9,4	0,72	µg/L
23.04.2019	7200	154	320	14	6,3	µg/L
20.05.2019	6100	693	180	10	2,8	µg/L
03.06.2019	6100	293	250	12	4,8	µg/L
13.06.2019	7900	151	260	11	4,1	µg/L
24.06.2019	6800	233	320	12	4,0	µg/L
04.07.2019	7900	183	230	8,9	3,9	µg/L
15.07.2019	6400	137	250	7,6	1,9	µg/L
25.07.2019	5200	168	240	6,4	2,3	µg/L
06.08.2019	7200	148	200	3,2	0,88	µg/L
23.08.2019	8100	206	210	8,4	2,9	µg/L
05.09.2019	8600	136	270	7,7	1,7	µg/L
23.09.2019	7200	260	260	8,9	2,5	µg/L
07.10.2019	7100	218	340	7,8	2,1	µg/L
16.12.2019	8900	148	400	16	0,35	µg/L
13.01.2020	9000	181	400	21	0,19	µg/L
10.02.2020	9700	223	390	20	0,049	µg/L
05.03.2020	10300	1510	400	19	0,85	µg/L
26.03.2020	11200	451	390	36	4,2	µg/L
20.04.2020	12600	835	180	7,8	0,72	µg/L
30.04.2020	6900	144	140	11	2,5	µg/L
28.05.2020	8200	329	190	12	1,9	µg/L
03.06.2020	9600	196	160	9,9	2,2	µg/L
15.06.2020	13600	292	180	8,6	0,87	µg/L
25.06.2020	9400	264		7	2,0	µg/L
02.07.2020	8000	198	190	9,9	2,1	µg/L
09.07.2020	7200	156	150	7,8	1,9	µg/L
21.07.2020	9900	128	210	8,5	2,3	µg/L
04.08.2020	11500	145	200	7,5	1,1	µg/L
21.08.2020	10400	195	150	6,7	1,6	µg/L
03.09.2020	9100	160	150	4,8	0,72	µg/L
29.09.2020	9500	417	210	4,2	0,95	µg/L
05.10.2020	9900	230	170	5,3	1,1	µg/L

14.12.2020	9300	197	490	14	4,5	µg/L
04.01.2021	10000	205	470	14	0,31	µg/L
12.02.2021	8000	136	430	37	0,16	µg/L
08.03.2021	6000	150	160	6,2	0,94	µg/L
29.03.2021	5100	133	210	8,4	0,80	µg/L
13.04.2021	7000	98	220	6,9	1,3	µg/L
22.04.2021	6500	292	210	6,8	1,1	µg/L
18.05.2021	8400	138	260	10	4,4	µg/L
31.05.2021	5200	146	230	9,4	2,1	µg/L
14.06.2021	6800	125	190	8,7	2,5	µg/L
28.06.2021	6800	175	200	6,4	2,9	µg/L
07.07.2021	4900	147	200	7,3	2,6	µg/L
14.07.2021	5400	111	210	7,5	0,79	µg/L
26.07.2021	4400	120	220	3	0,39	µg/L
09.08.2021	4800	140	160	5,9	0,52	µg/L
23.08.2021	5700	159	140	4,8	0,51	µg/L
02.09.2021	4800	176	170	3,6	0,37	µg/L
23.09.2021	5100	205	370	3,7	0,77	µg/L
11.10.2021	5500	96	390	18	8,9	µg/L
13.12.2021	4800	159	430	13	1,5	µg/L
05.01.2022	4700	111	460	18	2,5	µg/L
17.02.2022	8100	195	430	32	1,0	µg/L
03.03.2022	5200	165	430	21	2,8	µg/L
28.03.2022	5000	171	370	20	3,3	µg/L
11.04.2022	4900	157	240	8,6	1,4	µg/L
26.04.2022	4800	153	420	17	4,9	µg/L
19.05.2022	5500	238	360	8,5	1,5	µg/L
30.05.2022	5000	134	290	7,4	1,3	µg/L
13.06.2022	5200	169	280	8,8	1,6	µg/L
27.06.2022	5000	273	230	6,8	2,0	µg/L
07.07.2022	4900	134	270	6,3	1,2	µg/L
18.07.2022	4500	165	210	6,6	1,2	µg/L
27.07.2022	4500	177	310	4,5	0,56	µg/L
11.08.2022	5700	221	220	5,6	0,39	µg/L
24.08.2022	6400	95	310	12		µg/L

Vedlegg D. Tungmetallutslippet fra BRA

Tabell D.1: Konsentrasjonen av de ulike metallene i utløpsvannet (renset vann) fra Bekkelaget renseanlegg. Alle konsentrasjonene er oppgitt i µg/L. Det blir gjort 6 prøver i året som følge av utslippstillatelsen, men da studieperioden for denne oppgaven var til og med august, er det kun 4/6 som er inkludert for år 2022.

Dato	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
11.02.19	0,55	0,23	0,023	20,700	0,49	0,0025	2,85	24,400
25.03.19	0,39	0,20	0,025	16,700	0,20	0,0025	2,59	24,600
17.06.19	0,31	0,30	0,021	24,500	0,20	0,0025	3,61	35,400
07.10.19	0,40	0,06	0,021	34,900	0,20	0,0025	3,90	32,100
28.10.19	0,41	0,05	0,022	35,600	0,20	0,0025	3,57	28,000
25.11.19	0,48	0,33	0,035	53,300	0,20	0,0070	3,55	39,300
27.01.20	0,57	0,15	0,019	20,500	0,20	0,0025	3,02	23,100
09.03.20	0,75	0,62	0,040	28,100	0,79	0,0130	3,66	35,600
11.05.20	0,35	0,27	0,019	38,600	0,23	0,0025	3,53	32,100
15.06.20	0,45	0,36	0,020	28,300	0,32	0,0025	3,46	32,700
14.09.20	0,36	0,12	0,040	31,200	0,48	0,0050	3,67	29,200
05.10.20	0,38	0,17	0,050	37,300	0,20	0,0025	3,68	32,100
01.02.21	0,28	0,15	0,041	30,500	0,20	0,0025	4,04	30,700
15.03.21	0,34	0,15	0,037	20,800	0,20	0,0025	3,28	32,900
19.04.21	0,26	0,06	0,029	33,200	0,20	0,0025	3,99	32,200
14.06.21	0,39	0,20	0,022	26,600	6,80	0,0025	4,52	29,900
27.09.21	0,22	0,10	0,024	18,000	0,25	0,0025	3,70	30,000
15.11.21	0,26	0,16	0,018	18,900	0,20	0,0025	3,11	23,600
28.02.22	0,27	0,06	0,023	12,000	0,20	0,003	3,62	31,10
11.04.22	0,30	0,13	0,019	24,200	0,20	0,003	3,56	32,80
06.06.22	0,28	0,06	0,025	19,100	0,20	0,003	4,11	32,80
12.09.22	0,28	0,06	0,010	23,700	0,20	0,003	3,77	25,00

Vedlegg E. Tungmetallkonsentrasjoner i blåskjell

Tabell E.1: Vekt, fortynnelse forhold og konsentrasjon av de ulike tungmetallene i blåskjell samlet inn ved Hovedøya i 2022. Alle konsentrasjoner er oppgitt i mg/kg våtvekt.

Nr.	Vekt (g)	Fortynnet	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb
1	1,6416	50	0,096	0,15	1,5	33	1,2	0,14	0,013	0,32
2	1,1886	50	0,1	0,13	1,0	17	0,83	0,13	0,014	0,27
3	0,9603	50	0,094	0,18	1,4	31	0,81	0,13	0,015	0,41
4	1,0701	50	0,095	0,11	0,93	15	0,77	0,12	0,013	0,15
5	1,1932	50	0,09	0,11	1,9	22	0,79	0,13	0,013	0,24
6	1,5866	50	0,071	0,072	1,2	12	0,99	0,11	0,012	0,28
7	1,3976	50	0,079	0,12	1,1	13	0,69	0,11	0,013	0,27
8	1,0951	50	0,087	0,14	1,1	17	0,76	0,1	0,012	0,2
9	1,6548	50	0,13	0,13	1,3	36	0,95	0,18	0,021	0,44
10	1,5498	50	0,1	0,11	0,82	37	0,82	0,14	0,016	0,44
11	1,3539	50	0,081	0,14	3,6	26	0,83	0,13	0,019	0,32
12	1,245	50	0,099	0,1	1,8	13	0,7	0,12	0,012	0,35
13	1,0497	50	0,11	0,14	2,5	25	0,78	0,13	0,015	0,58
14	2,1233	50	0,1	0,13	1,4	15	0,83	0,11	0,015	0,23
15	1,7529	50	0,096	0,11	2,4	16	1,2	0,13	0,016	0,3
16	1,6003	50	0,077	0,091	2	15	0,96	0,1	0,013	0,24
17	1,7673	50	0,075	0,11	11	14	0,98	0,14	0,017	0,34
18	1,5489	50	0,045	0,077	0,98	18	0,71	0,13	0,012	0,39
19	1,1374	50	0,15	0,17	1,9	11	0,85	0,14	0,017	0,26
20	0,903	50	0,16	0,18	1,6	11	0,9	0,22	0,018	0,49
21	1,3336	50	0,075	0,14	0,97	18	0,65	0,076	0,012	0,26
22	1,1092	50	0,13	0,12	1,2	29	0,88	0,13	0,015	0,22
23	2,1527	50	0,088	0,15	1	27	0,88	0,11	0,016	0,49
24	0,9238	50	0,16	0,11	1,4	11	1	0,19	0,019	0,47
25	1,4809	50	0,077	0,082	1,3	18	0,96	0,11	0,012	0,41
26	1,1749	50	0,11	0,15	2,1	27	1,3	0,19	0,018	0,58
27	1,9144	50	0,22	0,21	2,5	28	0,85	0,13	0,014	0,54
28	0,9595	50	0,13	0,11	1,6	28	0,87	0,14	0,013	0,28
29	2,1825	50	0,11	0,096	1,3	19	0,92	0,13	0,016	0,25
30	1,4438	50	0,075	0,12	1,4	18	1,1	0,11	0,012	0,29
31	1,7714	50	0,057	0,082	1,1	11	0,67	0,12	0,011	0,24
32	1,2599	50	0,082	0,11	2	13	0,77	0,13	0,013	0,44
33	1,4041	50	0,075	0,067	1,4	16	0,92	0,11	0,012	0,23
34	1,704	50	0,087	0,11	1,7	23	1,1	0,14	0,014	0,38
35	1,0068	50	0,1	0,11	2,5	55	1,6	0,23	0,017	0,63
36	2,9441	50	0,061	0,066	0,89	15	0,82	0,079	0,012	0,23
37	1,036	50	0,065	0,099	2,1	14	0,92	0,13	0,014	0,25
38	2,1043	50	0,11	0,12	1,1	20	0,85	0,13	0,013	0,23
39	0,6415	50	0,13	0,15	3,8	26	1	0,17	0,02	0,62
40	2,0255	50	0,088	0,097	1,5	20	1,1	0,11	0,013	0,29
41	2,2703	50	0,079	0,1	1,5	22	1,2	0,14	0,017	0,6

42	1,1332	50	0,056	0,11	1,9	20	0,88	0,11	0,015	0,29
43	2,0190	50	0,13	0,19	0,85	34	0,8	0,14	0,017	0,4
44	1,7747	50	0,08	0,089	1,1	13	0,77	0,12	0,017	0,29
45	1,5020	50	0,078	0,082	1,8	19	0,9	0,13	0,012	0,29
46	1,5689	50	0,11	0,17	1,9	16	1,1	0,17	0,014	0,49
47	1,3304	50	0,12	0,13	2,7	20	0,97	0,11	0,014	0,29
48	1,2531	50	0,088	0,12	1,8	21	1,2	0,15	0,018	0,62
49	1,0450	50	0,09	0,12	1	18	0,55	0,13	0,012	0,25
50	1,8282	50	0,095	0,072	1,4	40	0,96	0,11	0,013	0,43
51	0,9543	50	0,091	0,084	2,6	91	1	0,12	0,013	0,36
52	1,2289	50	0,099	0,12	2,8	17	0,94	0,12	0,014	0,25
53	1,1807	50	0,089	0,13	1,6	20	0,94	0,11	0,013	0,22
54	0,7615	50	0,096	0,13	1,7	18	0,87	0,13	0,013	0,37
55	1,3039	50	0,098	0,1	2,8	18	0,93	0,11	0,013	0,45
56	1,7083	50	0,14	0,1	0,85	19	0,71	0,16	0,017	0,31
57	0,9428	50	0,092	0,1	2,5	24	1,1	0,14	0,016	0,49
58	1,1532	50	0,054	0,086	1,9	26	0,98	0,091	0,012	0,48
59	1,7321	50	0,097	0,13	1,1	15	0,82	0,15	0,013	0,4
60	1,6585	50	0,094	0,081	1,7	18	1,2	0,097	0,011	0,3
61	1,1835	50	0,087	0,16	1,9	16	1	0,15	0,014	0,4
62	2,0266	50	0,12	0,092	1,3	15	1	0,18	0,015	0,3
63	1,7979	50	0,095	0,089	1,9	37	0,83	0,14	0,013	0,4
64	1,4367	50	0,086	0,097	1,4	22	1,2	0,1	0,013	0,18
65	1,1260	50	0,095	0,12	1,6	33	0,93	0,17	0,014	0,47
66	1,3451	50	0,073	0,093	1,5	18	0,86	0,12	0,011	0,68
67	1,0331	50	0,11	0,11	1,5	38	0,89	0,12	0,013	0,35
68	1,1120	50	0,068	0,1	1,5	15	1,1	0,13	0,016	0,39
69	1,8779	50	0,09	0,077	0,97	12	0,96	0,13	0,015	0,26
70	1,9423	50	0,14	0,16	1,3	11	0,87	0,18	0,02	0,38
71	2,8703	50	0,14	0,098	1,1	22	1,1	0,16	0,017	0,55
72	1,3571	50	0,062	0,14	1,7	20	1,1	0,11	0,015	0,39
73	2,4103	50	0,17	0,11	1,5	11	1,7	0,16	0,018	0,17

Tabell E.2: Median og standardavvik for de ulike tungmetallene i blåskjell i perioden 2018 til 2022. 2018 til 2021 verdiene er hentet fra Green et al. (2021); (Green et al., 2022; Schøyen, Grung, et al., 2022; Schøyen et al., 2021). Tallene for 2022 er regnet ut basert på egen data. Alle tall følger benevnningen mg/kg våtvekt.

Tungmetall	2018		2019		2020		2021*	2022	
	Median	S.D	Median	S.D	Median	S.D	Median	Median	S.D
Arsen	1.700	±0.058	2.300	±0.436	2.500	±0.306	1.300	0.920	±0.270
Bly	0.340	±0.045	0.260	±0.072	0.450	±0.092	0.450	0.340	±0.132
Nikkel	0.330	±0.042	1.300	±2.058	0.180	±0.012	0.180	0.110	±0.054
Krom	0.540	±0.084	2.200	±3.866	0.230	±0.007	0.180	0.094	±0.034
Sink	24.00	±1.155	18.00	±4.041	23.00	±8.505	18.00	18.00	±13.95
Kobber	0.740	±0.026	0.600	±0.370	0.980	±0.340	1.10	1.50	±1.361
Kvikksølv	0.019	±0.001	0.009	±0.004	0.013	±0.001	0.010	0.014	±0.005
Kadmium	0.290	±0.015	0.170	±0.040	0.270	±0.040	0.160	0.130	±0.065

*For 2021 ble det ikke regnet ut standardavvik



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway