

Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2025 60 stp
Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning

En eutrof innsjøs betydning som kilde til atmosfærisk lystgass – med eksempel fra Årungen

The Importance of a Eutrophic Lake as a
Source of Atmospheric Nitrous Oxide
– with an Example from Lake Årungen

Tordis Drivenes
Master i Miljøvitenskap

Forord

Denne masteroppgaven markerer slutten på både studietiden på Ås og min mastergrad i Miljøvitenskap ved Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA), ved Norges miljø- og biovitenskaplige universitet (NMBU). Gjennom arbeidet med denne oppgaven har jeg fått erfaring fra både felt- og laboratoriearbeid, men også akademisk skriving. Alt dette har gitt meg gode erfaringer som jeg kommer til å ta med meg videre.

Jeg vil gjerne takke mine to hovedveiledere Thomas Rohrlack og Gunnhild Rise for gode innspill og støtte gjennom hele prosessen. Takk for at dere har svart på mine mange spørsmål og alltid kommet med konstruktive og gode tilbakemeldinger! I tillegg vil jeg takke Thomas for uvurderlig god hjelp i felt. Takk til biveileder Peter Dörsch for hjelp med analyser. Jeg vil også takke Mona Mirgeloybata for fantastisk hjelp på laboratoriet, takk for tålmodigheten din.

Gjennom mine fem år på Ås har jeg lært mye, både på og utenfor universitetet. Jeg vil alltid være takknemlig for alle opplevelsene og minnene jeg sitter igjen med når jeg forlater Ås. Takk til alle som har formet studietiden min, og en ekstra stor klem til jentene som har gjort studietiden til en nydelig tid! Dere har vært min trygghet i Ås, så takk for alle smil, latterkramper og minner vi har skapt, både på grupperom, lesesalen og på Samfunnet <3

Ellers vil jeg også takke venner og familie for støtte og oppmuntring gjennom skrivingen. Spesielt gjengen på lesesalen og kollektivet har bidratt i en strevsom periode. En takk sendes også til mamma for verdifull gjennomgang og korrekturlesing.

Ås, 13.mai 2025

A handwritten signature in black ink, reading 'Tordis Drivenes'. The signature is written in a cursive, flowing style with a horizontal line underneath the name.

Tordis Drivenes

Sammendrag

Lystgass, N_2O , er en klimagass som kan produseres i vann. Produksjon under anoksiske forhold er avhengig av tilgang på nitrat, og kan begrenses ved lite tilgjengelig nitrogen i økosystemet generelt. Det er mange faktorer som påvirker mengden lystgass som blir produsert i en innsjø, blant annet tilgang på næringsstoffer, temperatur og oksygen. Innsjøens lagdeling eller sjiktning er vesentlig for dannelse av lystgass.

I dette studiet er det gjort feltarbeid i Årungen i Akershus fylke. Årungen er en eutrof innsjø som i mange år har vært preget av mye algeoppblomstring, som blant annet skyldes god tilgang på næringsstoffer som nitrogen og fosfor. Årungen har flere innløpsbekker, og utløpsbekken renner ut i Bunnefjorden som er en del av Indre Oslofjord. Feltarbeidet ble gjennomført hver 14. dag fra 3.juni til 22.oktober 2024. I felt ble det målt både temperatur og oksygen, og det ble tatt to ulike vannprøver på 6 ulike dybder. Videre ble det gjort analyser av vannprøvene på laboratoriet. Det ble gjort analyser for ulike former for nitrogen, herunder lystgass, fosfor, pigmenter og løst organisk karbon.

Av analysene kom det tydelig frem at det var en temperatursjiktning i Årungen sommeren 2024, som resulterte i at hypolimnion var oksygenfri i en lang periode. Ved siste måling i oktober var det full sirkulasjon i vannmassene. I løpet av feltperioden var det store variasjoner i nitrogenmålingene som ble gjort på laboratoriet. Den totale konsentrasjonen av nitrogen sank gjennom store deler av feltperioden, spesielt i nedre halvdel av vannsøylen. For lystgass var det en klar økning i konsentrasjonen gjennom feltperioden. Ved første måling var lystgasskonsentrasjon i hele vannsøylen omtrent 11 g/m^2 , før den sank til under 5 g/m^2 i juli. Videre var konsentrasjonen av lystgass rundt 25 g/m^2 i vannsøylen i september.

Produksjonen av lystgass i Årungen sommeren 2024 skjedde hovedsakelig i hypolimnion ved denitrifikasjon. Tilgangen på nitrat i hypolimnion var vesentlig for produksjonen av lystgass, og sommerstagnasjonen sørget for anoksiske forhold. Det ble også produsert lystgass i epilimnion ved nitrifikasjon, og noe lystgass ble sluppet ut av sedimentene. På slutten av måleperioden var lystgasskonsentrasjonen noe lavere enn tidligere, det viser at ved sirkulasjon i vannmassene så kom lystgassen til overflaten og diffunderte videre opp i atmosfæren som klimagass. Lystgass har høyt GWP, og utslipp av gassen kan bidra til nedbrytning av ozonlaget.

Abstract

Nitrous oxide, N_2O , is a greenhouse gas that can be produced in water. Production under anoxic conditions is dependent on the availability of nitrate and can be limited by low nitrogen availability in the ecosystem in general. Many factors affect the amount of nitrous oxide produced in a lake, including the availability of nutrients, temperature and oxygen. The stratification of the lake is essential for the formation of nitrous oxide.

In this study, fieldwork was done in lake Årungen in Akershus County, Norway. Årungen is a eutrophic lake that for many years has been characterized by a lot of algae blooms, partly due to good access to nutrients like nitrogen and phosphorus. Årungen has several inlet streams, and one outlet stream that flows into the Bunnefjord, a part of the Inner Oslofjord. The fieldwork was carried out every 14 days from June 3 to October 22, 2024. Both temperature and oxygen were measured in the lake, and two different water samples were taken at six different depths. The water samples were analyzed in the laboratory. Analyses were carried out for various forms of nitrogen, phosphorus, pigments and dissolved organic carbon.

The analyses showed that there was a temperature stratification in Årungen during the summer of 2024, which resulted in the hypolimnion being oxygen-free for a long period. At the last measurement in October, there was full circulation in the water masses. During the study period, there were large variations in the nitrogen measurements made in the laboratory. The total concentration of nitrogen decreased throughout much of the study period, especially in the lower half of the water column. For nitrous oxide, there was an increase in concentration throughout the study period. At the first measurement, the nitrous oxide concentration in the entire water column was approximately 11 g/m^2 , before dropping to below 5 g/m^2 in July. In September the concentration of nitrous oxide was around 25 g/m^2 .

The production of nitrous oxide in Årungen in the summer of 2024 occurred mainly in hypolimnion by denitrification. The availability of nitrate in the hypolimnion was essential to produce N_2O . Summer stagnation ensured anoxic conditions. Some nitrous oxide was also produced in the epilimnion by nitrification of ammonium and some nitrous oxide was released from the sediments. At the end of the measurement period, the concentration of N_2O was lower than earlier in the study period, indicating that circulation in the water masses caused the N_2O to rise to the surface and diffuse further into the atmosphere as a greenhouse gas. N_2O has a high GWP, and emission of gas can contribute to the depletion of the ozone layer.

Innhold

Del 1: Introduksjon	1
1.1 Nitrogensyklusen	2
1.1.1 Totalt nitrogen (TN) og organisk nitrogen (ON)	3
1.1.2 Ammonium – NH_4^+	3
1.1.3 Nitrat – NO_3^-	4
1.1.4 Lystgass – N_2O	4
1.2 Fosfor - P	6
1.2.1 Fosfat - PO_4^{3-}	7
1.3 Prosesser som påvirker nitrogenomsetningen	8
1.3.1 Sjøtning	8
1.3.2 Temperatur	8
1.3.3 Oksygen	9
1.3.4 Eutrofiering og klorofyll a	9
1.4 Problemstilling	10
Del 2: Metode	11
2.1 Områdebeskrivelse	11
2.2 Forsøksperiode	12
2.3 Klima og værdata	12
2.4 Metoder i felt	13
2.4.1 Temperatur og oksygen	13
2.4.2 Vannprøver	13
2.5 Metoder på laboratoriet	14
2.5.1 Totalt nitrogen - TN	15
2.5.2 Nitrat - NO_3^-	15
2.5.3 Ammonium - NH_4^+	15
2.5.4 Lystgass - N_2O	15
2.5.5 Organisk nitrogen - ON	16
2.5.6 Totalt fosfor - TP	16
2.5.7 Fosfat - PO_4^{3-}	16
2.5.8 Løst organisk karbon - DOC	17
2.5.9 Pigment, klorofyll a	17
2.6 Behandling av data	17
Del 3: Resultater	18
3.1 Nedbør og temperatur	18
3.2 Oksygen	20
3.3 Nitrogen	22
3.3.1 Hele vannsøylen, 1 m – 12 m	22
3.3.2 Øvre halvdel av vannsøylen, 1 m – 6 m	23
3.3.3 Nedre halvdel av vannsøylen, 7 m – 12 m	24
3.3.4 Lystgass	25
3.4 Totalt fosfor	26
3.4.1 Fosfat	27
3.5 Løst organisk karbon	28
3.6 Pigment, klorofyll a	29
Del 4: Diskusjon	29
4.1 Nedbør og temperatur i luft	29
4.2 Temperatur og oksygen i vann	30
4.3 Fosfor og fosfat	31
4.4 Lystgass	32
4.5 Drivere for lystgassproduksjon	33
4.5.1 Totalt nitrogen	33
4.5.2 Uorganisk nitrogen	34
4.5.3 Organisk nitrogen og klorofyll a	35
4.5.4 Fosfor	36
4.5.5 Sediment	36
4.6 Utslipp	37
Del 5: Avslutning	38
Del 6: Referanser	40
Del 7: Vedlegg	45

Del 1: Introduksjon

Nitrogen er et viktig element for liv (Jørgensen, 2009; Li, 2024), og det finnes i luft, vann, planter og jord (Aczel, 2019; Baines & Banks, 1990). Nitrogen finnes i flere ulike former. Av den totale mengden nitrogen i vann er omtrent 95 % N_2 -gass og rundt 2 – 3 % nitrat, mens ammonium og nitritt stort sett finnes i enda mindre mengder. Unntaket er hvis det er i nærheten av utslipp som for eksempel avløpsanlegg, da kan konsentrasjonen av ammonium og nitrat være høyere (Staalstrøm et al., 2022). Nitrogen kan bli tilført en innsjø både alloktont og autokton, altså det kan komme fra området rundt eller bli dannet i selve innsjøen. Omdanning av nitrogen i en innsjø styres av ulike faktorer, blant annet oksygentilgang (Wetzel, 2001) og temperatur (Brönmark & Hansson, 2017).

Lystgass, N_2O , er en klimagass (Rosland, 1993) som kan dannes ved denitrifikasjon av nitrat ved anoksiske forhold (Rassamee et al., 2011). Ved hjelp av enkelte mikroorganismer kan N_2 gjøres tilgjengelig for organismer som selv ikke kan fikse nitrogen. Store mengder tilgjengelig nitrogen kan resultere i stor algeproduksjon, som videre kan gi oksygenmangel hvis mange alger brytes ned og da forbruker oksygen. Når det tilføres nitrogen som er biologisk tilgjengelig øker faren for utslipp av lystgass (Serikstad, 2023).

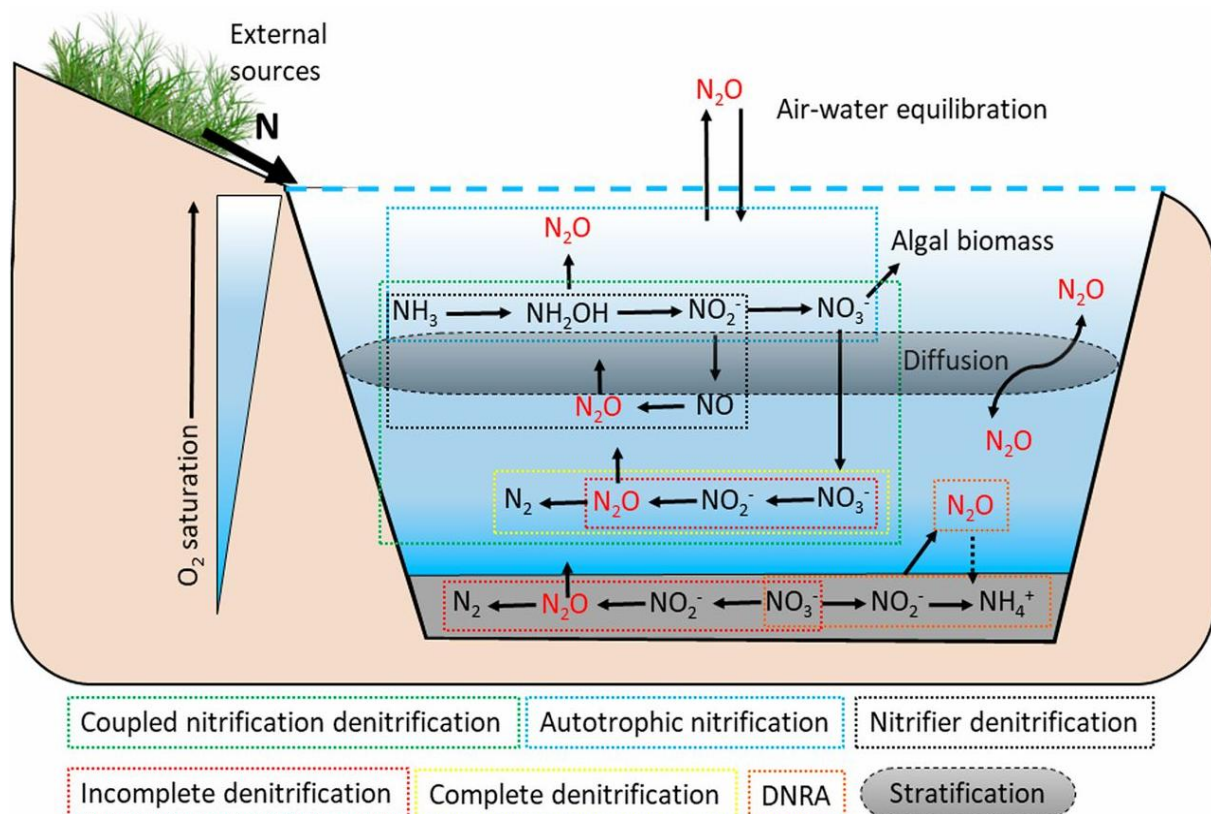
Det har tidligere blitt målt høye verdier av nitrogen i Årungen, og innsjøens tilstand med tanke på nitrogen har flere ganger blitt klassifisert som «svært dårlig» (AquateamAS, 2009; Solheim et al., 2022). Tilbake i 1984 ble det konkludert med at 96 % av nitrogenet som ble tilført Årungen stammet fra landbruket (Rosland, 1984), og selv om det i de senere år er gjort tiltak i landbruket for å redusere nitrogenavrenningen, så stammer fortsatt mye av nitrogenet som renner inn i Årungen fra landbruket (Stabell, 2023).

Årungen renner ut i nord til Bunnefjorden, som er en del av Indre Oslofjord (Staalstrøm et al., 2020). Nitrogen som renner ut via utløpsbekken kan drener videre til i Oslofjorden. En tilstandsrapport fra NIVA pekte på stor tilførsel av nitrogen som en del av de tre hovedårsakene til den negative utviklingen i Oslofjorden (Frigstad et al., 2024). Det har lenge vært kjent at miljøtilstanden i Oslofjorden er dårlig, og det er generelt stor bekymring knyttet til fjordens tilstand (Frigstad et al., 2024). Nitrogentransporten ut av Årungen er direkte knyttet til variasjon i vannføring, og blir samtidig påvirket av eventuell gjødsling rundt Årungen (Rosland, 1984). Etter gjødsling og jordbearbeiding er det ofte mye nitrogen som lett

vaskes ut (Rosland, 1984), og dette kan påvirke mengden nitrogen som transporteres både inn og ut av Årungen.

1.1 Nitrogensyklusen

Nitrogensyklusen er et dynamisk system når det forekommer antropogen forurensning (Schulze, 2000), og når nitrogen både blir tilført fra området rundt og transportert bort. Mikroorganismer bryter organisk nitrogen ned til enkle forbindelser (Jørgensen, 2009). Nitrogenfikserende bakterier kan omdanne molekylært nitrogen til ammonium (Aczel, 2019), en prosess som ofte regnes som like viktig som fotosyntesen i havet (Solheim et al., 2022). Ammonium kan ende opp i organisk materiale, mens noen mikroorganismer bruker det til å danne oksiderte former av nitrogen (Staalstrøm et al., 2022). Dette skjer ved oksidasjon hvor ammonium omdannes til nitritt og deretter nitrat, denne prosessen kalles nitrifikasjon (Stein & Klotz, 2016), og nitrogenet blir tilgjengelig for planter (Aczel, 2019). Videre kan nitrat bli til molekylært nitrogen ved reduksjon, denne prosessen kalles denitrifikasjon (Solheim et al., 2022). Ved ufullstendig denitrifikasjon kan lystgass slippes ut i vannmassene (Stein & Klotz, 2016). Nitrogensyklusen er forklart i *Figur 1*, som er hentet fra rapporten til Webb et al. (2019).



Figur 1: Nitrogenets kretsløp i en innsjø, med fokus på N_2O som er markert med rød skrift. Prosessene som nitrifikasjon og denitrifikasjon er merket etter farger som er beskrevet nederst i figuren (Webb et al., 2019).

Det molekylære nitrogenet som dannes ved denitrifisering omdannes slik at nitrogenet ikke lenger er biotilgjengelig (Solheim et al., 2022). Nitrat blir omdannet til atmosfærisk nitrogen, N_2 , og dette er et nitrogentap eksempelvis i en innsjø, fordi nitrogenet går opp i atmosfæren (Aczel, 2019). Annamox er en prosess hvor ammonium og nitritt, fra ufullstendig nitrifikasjon ved hjelp av bakterier, danner molekylært nitrogen. Dette kan skje der hvor det er lite eller ingen oksygen til stede (Staalstrøm et al., 2022). Hvis det ikke er oksygen tilstede så er det anaerobe bakterier som bidrar i nitrogenkretsløpet, og da blir nitritt og nitrat redusert til ammonium (Staalstrøm et al., 2022). Ved lite oksygen i vannmassen kan lystgass bli produsert av ammoniumoksidasjon og denitrifikasjon (Downes, 1988).

1.1.1 Totalt nitrogen (TN) og organisk nitrogen (ON)

Totalt nitrogen, TN, i vann er summen av partikulært og løst nitrogen (Staalstrøm et al., 2022).

Organisk nitrogen, ON, består av både løst og partikulært organisk nitrogen (Jørgensen, 2009). ON er vanskelig å måle, og derfor kan det beregnes ved å ta totalt nitrogen minus uorganisk nitrogen. Uorganisk nitrogen er nitrat, nitritt og ammonium (Staalstrøm et al., 2022). Uorganiske former for nitrogen kan omdannes til organisk nitrogen ved hjelp av bakterier og alger. Levende organismer som for eksempel plankton, bakterier og fisk tilfører vannet organisk nitrogen. Dette er fordi organismene inneholder nitrogen, og dette brytes ned og frigjøres når de dør (Jørgensen, 2009). I næringsnettene kan nitrogen transporteres via ulike organismer (Staalstrøm et al., 2022).

Mengden uorganisk nitrogen vil minke når det blir mer og større planteplankton, på grunn av opptak i biota – dannelse av organisk nitrogen. Dette betyr at det forventes at uorganisk og organisk nitrogen har sykluser som er tilnærmet motsatte av hverandre (Solheim et al., 2022).

I vannsøylen er det oftest høyest konsentrasjon av organisk nitrogen øverst, og konsentrasjonen synker nedover mot bunnen. Mye organisk nitrogen nedover i vannsøylen har ofte en sammenheng med lite oksygen på samme sted (Solheim et al., 2022), grunnet nedbrytning av organisk materiale som er en prosess som forbruker oksygen (Meier et al., 2018).

1.1.2 Ammonium – NH_4^+

Som nevnt er ammonium en uorganisk form for nitrogen (Mulvaney, 1996), og det er en form som er tilgjengelig for planter og mikroorganismer (Solheim et al., 2022).

Ammonium kan enten inngå som en del av det organiske materiale, eller det kan omdannes til energi og nitrat og nitritt ved hjelp av mikroorganismer (Solheim et al., 2022). Ammonium kan omdannes til lystgass, da er det en forutsetning at det er oksygen tilstede (Guo et al., 2013). Hvis det ikke er oksygen tilstede så kan oksiderte former av nitrogen omdannes tilbake til molekylært nitrogen ved hjelp av denitrifiserende bakterier (Solheim et al., 2022).

1.1.3 Nitrat – NO_3^-

Nitrat forekommer naturlig i små mengder, men spesielt der hvor det drives landbruk så er mengden nitrat tilført av mennesker høy (Yousefi & Douna, 2023). Dette skyldes bruk av gjødsel i landbruket, og gjødsel inneholder nitrat (Liu et al., 2022). Overflateavrenning kan transportere næringsstoffer som nitrat til innsjøer (Smith et al., 2007), og derfor kan nitratkonsentrasjonen i vann i nærheten av jordbruksareal være høyere enn naturlig.

Nitrat en uorganisk form av nitrogen (Mulaney, 1996), som omdannes fra nitrogen ved hjelp av bakterier (Yousefi & Douna, 2023) ved nitrifikasjon (Solheim et al., 2022). Nitrat er den formen av nitrogen som lettest vaskes ut, fordi nitrat er negativt ladet og derfor binder det dårlig på partikkeloverflater (Eick et al., 1999). Nitrat kan omdannes til lystgass ved denitrifikasjon under anoksiske forhold (Beaulieu et al., 2015).

1.1.4 Lystgass – N_2O

Det er usikkert hvor mye lystgass som slippes ut i atmosfæren, og det er vanskelig å måle (Kortelainen et al., 2019; Mengis et al., 1997). Det vi vet er at lystgass er en potent klimagass (Frey et al., 2020) som kan bryte ned ozonlaget som ligger rundt jorden (Serikstad, 2023). Reduksjon i lystgassutslipp kan beskytte ozonlaget og redusere klimaendringer (Li et al., 2014). Lystgass dannes naturlig som et biprodukt av mikrobiologisk aktivitet (Mengis et al., 1997), men de senere årene har menneskelig aktivitet ført til en betydelig økning av lystgass (Kaplan et al., 1978). Det antas at innlandsvann er en kilde til lystgass (Beaulieu et al., 2015; Webb et al., 2019), og det finnes resultater som sier at lystgasskonsentrasjonen er høyere i de innsjøene som har en høy andel landbruksareal i nærområdet i forhold til annen arealanvendelse (f.eks skog) (Kortelainen et al., 2019).

Lystgass kan dannes ved både denitrifikasjon og nitrifikasjon (Beaulieu et al., 2015). Ved dannelse under denitrifikasjon er det anaerobe forhold hvor nitrat denitrifiseres ved hjelp av bakterier (Ji et al., 2015), og nitrat styrer eventuell lystgassproduksjon ved denitrifikasjon (Müller et al., 2022). Denitrifikasjon er den viktigste lystgassproduserende prosessen i

hypolimnion (Beaulieu et al., 2015), og generelt den viktigste kilden til lystgass ved lite tilgjengelig oksygen (Frey et al., 2020).

Produksjon av lystgass ved nitrifikasjon (Frey et al., 2020) skjer under aerobe forhold hvor ammonium oksideres (Beaulieu et al., 2015). Dette skjer i hovedsak i epilimnion (Beaulieu et al., 2015), og under nitrifikasjon kan lystgass dannes som et biprodukt av ammoniumoksidasjon (Frey et al., 2020).

Lystgass kan bli omgjort til N_2 ved reduksjon i anoksiske vannmasser (IPCC, 1990). Prosessen med å omdanne N_2O til N_2 hemmes av oksygen, og dette kan føre til en opphopning av lystgass i skille mellom oksiske og anoksiske forhold (Ji et al., 2015). Lystgass kan slippes ut til atmosfæren hvis vannmassene som kommer til overflaten inneholder lystgass (Frey et al., 2020).

Hvis det produseres mer lystgass enn det forbrukes, så vil netto produksjon være positiv og konsentrasjonen øker (Beaulieu et al., 2015). Produksjon av lystgass begrenses hvis det er lav N-omsetning og N-mineralisering, samtidig som det er N-begrensning i økosystemet (Kortelainen et al., 2019). Yang et al. (2015) mener at høyt nitrogeninnhold i vannmassene øker utslippet av lystgass, det samme gjelder N-avsetninger. Lav temperatur kan hindre produksjon av lystgass (Kortelainen et al., 2019). Ved økt mengde organisk materiale øker produksjonen av lystgass (Webber, 2010). Hvis det er mye nitrat tilgjengelig vinterstid så øker N_2O -akkumuleringen (Kortelainen et al., 2019). Om sommeren kan det være mye nitrat i forhold til lystgass. Fordi nitrat blir konsumert i primærproduksjon, det er derfor ofte en positiv korrelasjon mellom nitrat og lystgass som sommeren (Kortelainen et al., 2019). Nitrat er en viktig del av N_2O -kretsløpet i innsjøer, og det er en av grunnene til sesongvariasjoner av lystgass (Kortelainen et al., 2019).

Produksjon av lystgass kan skje flere steder i vannmassen (Butler et al., 1988; IPCC, 1990). Butler et al. (1988) mener i sin rapport at det ble produsert lystgass i de øverste sedimentene, mens rapporten til IPCC fra 1990 mener det skjer i hele vannmassen, spesielt i overgangen mellom oksygenrike og oksygenfattige området (IPCC, 1990). Når det ble produsert lystgass i epilimnion skyltes det alger, men i hypolimnion skjedde det ved nitrifikasjon og at lystgass ikke ble redusert. I overgangssonen mellom oksygenrike og oksygenfattige områder skyltes produksjonen av lystgass blant annet nitrifikasjon og denitrifikasjon (IPCC, 1990). Prosessene er vist i *Figur 1* (Webb et al., 2019). Samtidig er det flere faktorer enn oksygen og nitrat som påvirker mengden lystgass, blant annet temperatur og organisk karbon (Yang et al., 2015).

Karbondioksid, CO₂, er den drivhusgassen som har høyest utslipp i Norge, men metan, CH₄, og lystgass har også utslipp som påvirker drivhuseffekten (Zhou, 2025). Det globale oppvarmingspotensialet, GWP, for lystgass er nærmere 300 ganger større enn for karbondioksid (Griffis et al., 2017). Fra 1950 og frem mot 1989 økte det norske utslippet av lystgass kraftig. Dette skyldes blant annet bruken av kunstgjødsel (Rosland, 1993). Landbruk og industrielle prosesser står i dag for en vesentlig andel av den menneskeskapte lystgassproduksjonen (Li et al., 2014). Browning i vannmassene, altså tilførsel av organisk karbon, fører sannsynligvis til en økning i utslipp av klimagasser (Yang et al., 2015).

Innsjøer som er anoksiske kan opptre som et sluk for lystgass, fordi denitrifiseringsorganismer omgjør N₂O til N₂ (Mengis et al., 1997). I tillegg ble det målt høy konsentrasjon av lystgass i innsjøer som hadde hypolimnion hvor det gikk fra oksiske til anoksiske forhold i løpet av sommeren. Generelt var det høyere metningsgrad av lystgass i eutrofe innsjøer (IPCC, 1990). I sin forskningsartikkel fra 2019 mener Kortelainen et al. (2019) at mye av overflatevannet om sommeren er overmettet med lystgass i forhold til likevekten med atmosfæren, og derfor er innsjøene en kilde til atmosfærisk lystgass.

I undersøkelsen gjort for FNs klimapanel (IPCC) hvor de undersøkte 15 sveitsiske innsjøer, ble det målt høyest konsentrasjon av lystgass i innsjøer som var oksygenfrie i bunnen på grensen mellom anoksiske og oksiske forhold (IPCC, 1990). En liknende undersøkelse konkluderte med at denitrifikasjon oftest var den prosessen som fjernet nitrogen fra vannmassene (Müller et al., 2022). I tillegg kan nitrogen sedimenteres i eutrofe innsjøer, slik at enda mer nitrogen forsvinner fra vannmassene (Müller et al., 2022).

1.2 Fosfor - P

Innsjøer er ofte begrenset av fosfor når det gjelder vekst (Sternner, 2008), spesielt oligotrofe og mesotrofe boreale innsjøer er begrenset av totalt fosfor (Yang et al., 2015). Når det gjelder Årungen så har konsentrasjonen av totalt fosfor (TP) blitt redusert etter at det ble satt i gang tiltak for å nå miljømål rundt 1980 (Solheim et al., 2022). Når en innsjø har mye fosfor i vannmassene, kan dette sedimentere hvis det er bundet til partikler eller metaller, eller det er en del av organisk materiale (Søndergaard et al., 2001). Videre kan fosfor lekke ut fra sedimentene, og dette gjør at det kan ta lang tid før man ser resultater av tiltak mot fosfor (AquateamAS, 2009). Ved anoksiske forhold kan fosfor frigjøres fra sedimenter, og det vil øke tilførselen i bunnvannet (Staalstrøm et al., 2022).

PURA, vannområde Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget (PURA, u.d), konkluderer i sitt faktaark om Årungen fra 2009 at i 2007 var fosfortilstanden «dårlig» i Årungen (AquateamAS, 2009). «Dårlig» er den nest verste tilstandsklassen som kan oppnås (Staalstrøm et al., 2022). I 2022 fastslo en rapport utgitt av NIVA at mengden totalt fosfor da lå i tilstandsklassen «moderat» (Solheim et al., 2022), noe som er en forbedring fra 2007.

De siste årene har ikke totalt fosforkonsentrasjonen vist noen tydelig trend, men målingene har variert fra rundt 20 µg/l til omtrent 40 µg/l (Solheim et al., 2022). En rapport utgitt i 1984 beregnet at hele 97 % av alt fosforet som ble tilført Årungen hadde opprinnelse fra landbruket (Rosland, 1984), og senere har det igjen blitt bekreftet at mye av fosforet fortsatt stammer fra jordbruket i området rundt Årungen (Borch et al., 2007). Fosfor som er bundet til partikler kan føre til mindre algevekst, da bundet fosfor er mindre tilgjengelig for organismer enn fritt fosfor (Solheim et al., 2022).

Konsentrasjonen av fosfor i vannet kan påvirke nitrogensyklusen, blant annet fordi økt tilførsel av fosfor kan øke produksjonen av lystgass. Dette er fordi fosforet kan bidra til nitrifikasjon- og denitrifikasjonsprosesser (Mehnaz et al., 2019; Mori et al., 2013). Wang et al. (2022) mener at økt fosforinnhold fører til mer nitrogen i økosystemet, fordi økning i fosfor fører til mer nitrogenfiksering og økt planteopptak av nitrogen, som igjen gir mer nitrogen i organisk materiale. I tillegg kan fosfor bidra til økt mengde nitrogen i kretsløpet ved å fremme mikrobiell utvinning av nitrogen fra organisk materiale (Fisk et al., 2014).

1.2.1 Fosfat - PO_4^{3-}

Fosfat er biotilgjengelig (Brod et al., 2017), og det er en oksidert form for fosfor som alltid finnes i bundet form fordi der er svært reaktivt (Badamasi et al., 2019). I innlandsvann kan fosfat bli tilført via avrenning fra jordbruk eller fra avløps- og kloakkavrenning (Prasad & Prasad, 2019). I tillegg er forvitring av stein (Badamasi et al., 2019), spesielt apatitt, en kilde til fosfat i vann (Fox, 1993). Sedimenter kan være en intern fosfatkilde (Rohrlack, 2022).

Høye fosfatkonsentrasjoner bidrar til eutrofiering, fordi alger og vannplanter bruke det som næringsstoff (Badamasi et al., 2019). Økt tilførsel av fosfat kan føre til algeoppblomstring, som igjen kan føre til oksygenmangel, fordi organisk materiale som brytes ned forbruker oksygen (Badamasi et al., 2019).

Metaller som jern kan binde fosfat (Weng et al., 2012) og reduksjon av metallhydroksider bidrar til fosfatutslipp fra sedimentene (Fox, 1993). Reduksjon av jern kan føre til frigjøring

av fosfat fra sedimentene, og det blir da en økning i fosfatkonsentrasjonen like over sedimentene (Rohrlack, 2022). Når det er oksygen tilstede i hypolimnion hemmer det frigjøring av fosfat fra sedimentene (Müller et al., 2007). Hvis det ikke er oksygen tilstede vil jern ikke binde like sterkt til fosfat, og det kan bli interngjødsling (Rohrlack, 2022)

1.3 Prosesser som påvirker nitrogenomsetningen

Det er mange prosesser som skjer i en innsjø. Næringsstoffer blir tilført, brukt og transportert ut, og dyr og planter vokser, lever og dør (Müller et al., 2021). Oksygen påvirker blant annet klimagassutslipp, næringsstoffers syklus og biologisk mangfold i en innsjø (Jane et al., 2023).

1.3.1 Sjiktning

En innsjø kan deles inn på flere måter etter ulike forhold, og det er vanlig at tempererte innsjøer har lagdeling, også kaldt sjiktning, nedover i vannmassene i noen perioder i løpet av året (Boehrer & Schultze, 2008). Littoralsonen er vannområdet nærmest land, der det er litt grunnere og hvor lyset trenger helt ned på bunnen. Midt i innsjøen der hvor det er frie vannmasser finner vi den limnetiske sonen, og på bunnen er profundalsonen (Brönmark & Hansson, 2017). I de aller fleste innsjøer finner vi termoklinsonen. Om sommeren er denne et skille mellom det øverste vannet som har både lys og oksygen og ofte høy temperatur, og vannmassene lenger nede som ikke har oksygen eller lys og har en lavere temperatur (Brönmark & Hansson, 2017).

Innsjøer kan deles inn i ulike soner avhengig av temperatur. Epilimnion finnes i øvre del av vannmassen, der hvor det er varmt om sommeren. I nedre del finnes hypolimnion, der er det kaldere i sommerrhalvåret. Disse lagene skilles av metalimnion (Brönmark & Hansson, 2017). Temperatur og tetthetsforskjeller er to faktorer som påvirker denne lagdelingen (Boehrer & Schultze, 2008). Oksygenkonsentrasjonen kan være ulik i de forskjellige lagene, og ofte er hypolimnion uten oksygen under sommerstagnasjonen (Ladwig et al., 2021). Sjiktning påvirkes i stor grad av blanding, eller retter sagt mangelen på blanding av vann i vannsøylen (Boehrer & Schultze, 2008). Lystgass kan akkumuleres i hypolimnion når en innsjø har termisk lagdeling (Downes, 1988), fordi lystgass som blir produsert blir holdt igjen i hypolimnion grunnet mangel på sirkulasjon i vannmassene.

1.3.2 Temperatur

Temperatur spiller en stor rolle i ferskvannsøkosystemer, og temperaturendringene i vann er ofte mer langsomme enn på land (Brönmark & Hansson, 2017). I tillegg er de sesongmessige

variasjonene mindre enn i luften (Wetzel, 2001). Vann har en høy spesifikk varme, altså god evne til å holde på varme. Spesifikk varme i flytende vann er 1, og det er den mengden kalorier som trengs for å øke temperaturen til 1 gram av et stoff med 1 °C (Wetzel, 2001).

Vann har høyest tetthet ved 4 °C (Brönmark & Hansson, 2017; Wetzel, 2001). Endringer i temperatur påvirker tettheten til vann, som igjen kan føre til sirkulasjon i vannmassene, fordi vann med lik tetthet kan blande seg. Om sommeren er epilimnion varm og hypolimnion kald, og om høsten utjevner temperaturen seg, og vannmassene sirkulerer og blander seg (Brönmark & Hansson, 2017). Dette kaldes høstsirkulasjon. Sirkulasjonen skjer også om våren, men om vinteren har epilimnion (som regel) lavere temperatur enn hypolimnion (Brönmark & Hansson, 2017)

1.3.3 Oksygen

Oksygenkonsentrasjonen i innsjøer styrer mange prosesser, og kan kontrollere omsetningen av mange forbindelser (Carey, 2023). I dype innsjøer kan økende respirasjon forbruke oksygen og det blir da mindre oksygen i vannmassene. I tillegg er det mindre sirkulasjon i vannmassene om sommeren, det kan føre til at mindre oksygen blir tilført til bunnen (Jane et al., 2023). Fordelingen av oksygen i innsjøer som er lagdelte påvirkes av ulike faktorer som fotosyntese (tilførsel av oksygen), metabolske oksidasjoner (tap av oksygen), løselighetsforhold og temperatur (Wetzel, 2001).

I eutrofe innsjøer med høy organisk produksjon er det mange oksidative prosesser som forbraker oksygen, dette bidrar til anaerobe forhold i hypolimnion (Wetzel, 2001). Det forbrukes mye oksygen ved sedimentoverflaten, fordi det der er mye bakteriell metabolisme som forbraker oksygen. Den gjennomsnittlige konsentrasjonen av oksygen synker om sommeren i den tempererte sonen i innsjøen (Jane et al., 2023). Der hvor det ikke er oksygen tilstede, anoksiske forhold, så er det minimalt med liv og næringsstoffer blir ikke brukt (Staalstrøm et al., 2022), men det kan produseres lystgass (Kortelainen et al., 2019).

1.3.4 Eutrofiering og klorofyll a

Eutrofiering er kraftig vekst av planter og alger (Aczel, 2019), og det kan skje ved at en overdreven mengde næringsstoffer kommer inn i et vannsystem (AquateamAS, 2009). Mye nitrogen kan føre til algeoppblomstring (Aczel, 2019). Også fosfor kan øke algeveksten og dermed forringe vannkvaliteten i en innsjø (AquateamAS, 2009). Avrenning fra landbruk er en av de viktigste kildene til eutrofi (Solheim et al., 2022), og eutrofiering henger ofte

sammen med overgjødning (AquateamAS, 2009). Økt primærproduksjon kan bidra til lyssvekking og redusere den fotiske sonen, som resulterer i mindre fotosyntese og lavere produksjon av oksygen (Jane et al., 2023).

Klimaendringene ser ut til å påvirke eutrofieringen negativt (Solheim et al., 2022), og PURA har gjennom tidene satt i gang flere tiltak for å hindre avrenning av næringsstoffer til Årungen (Skovgaard et al., 2011). Mye eutrofiering og primærproduksjon kan øke de oksygeforbrukene prosessene, som igjen fører til lavere oksygenkonsentrasjon i vannmassene (Jane et al., 2023).

I vann er det planteplankton som står for primærproduksjonen, og primærproduksjon drives blant annet av næringsstoffer som nitrogen og fosfor (Staalstrøm et al., 2022). Rundt 1980-tallet begynte de kommunale anbefalingene fra Ås kommune om å ikke bade i Årungen, begrunnet med at cyanobakterier hadde kraftig oppblomstring (Solheim et al., 2022). Cyanobakterier kan danne giftige og tette oppblomstringer, og de forringer vannkvaliteten blant annet ved å hindre at lys kan trekke nedover i vannmassen (Huisman et al., 2018). PURA sa i 2009 at den generelle algetilstanden var «svært dårlig», altså den dårligste tilstandsklassen (AquateamAS, 2009). I 2022 konkluderte NIVA med at tilstanden for klorofyll a var «moderat», samtidig som de mente at biomassen av cyanobakterier hadde vært lav fra rundt 2010 (Solheim et al., 2022).

1.4 Problemstilling

Denne oppgaven tar for seg nitrogenets kretsløp i en eutrof innsjø, med hovedfokus på lystgassmålinger og omsetting av lystgass. Årungen er valgt som utgangspunkt, siden dette er en næringsrik innsjø i nærområdet til campus Ås, hvor det tidligere er gjort mange limnologiske målinger som kan tjene som bakgrunnsmateriale.

Feltarbeid for denne oppgaven ble gjennomført over en hel vekstperiode gjennom sommeren (juni-oktober) 2024. Oppgaven har til hensikt å undersøke om en eventuell sjiktning i vannmassene har en påvirkning på nitrogensyklus og lystgass. Det ble gjort mange ulike målinger, både i felt og på laboratoriet. Det ble målt ulike former for nitrogen og fosfor, samt oppløst organisk karbon, temperatur og oksygen. Felles for alle disse variablene er at de kan ha en påvirkning på nitrogensyklusen. Videre drenerer utløpet av Årungen til Bunnefjorden, og omsetning av nitrogen i Årungen er følgelig av stor betydning for tilførselen av nitrogen til Indre Oslofjord.

Problemstillingen i denne oppgaven er følgende: **Kvantifisering av lystgass ved ulike dyp i Årungen i en periode med termisk sjiktning.**

Videre skal det undersøkes: **Hvilke faktorer påvirker eventuell lystgassproduksjon?**

Del 2: Metode

2.1 Områdebeskrivelse

Årungen ligger i Ås og Frogn kommuner, i Akershus fylke. Innsjøen har et overflateareal på 1,2 km², og er en del av Årungenvassdraget (Pura, 2013). Gjennomsnittsdypden er 8 meter, men på det dypeste er innsjøen 13 meter dyp (Trinic & Riise, 2009). Klimasonen som Årungen befinner seg i betegnes som lavland (Solheim et al., 2022). Årungen brukes til landbruksvanning, og den nasjonale stadion for roing ligger her (AquateamAS, 2009).

Nedbørsfeltet (*Figur 2*) til Årungen er omtrent 50 km² (Borch et al., 2007) og hhv. 48 % og 34 % av nedbørsfeltet er dyrket mark og skog (NVE, 2025). Nedbørsfeltet til en innsjø består av små bekker og elver som etter hvert renner sammen til større bekker, som til slutt renner ut i innsjøen (Wetzel, 2001). Inn til Årungen renner det seks ulike innløpsbekker, som hver er mellom 1,5 og 5 km lange. Årungen mottar nitrogen og fosfor fra avrenning i landbruket, samt at en del fosfor kommer fra Østensjøvann. Østensjøvann ligger øst for Årungen, og har sin avrenning inn til Årungen som en av innløpsbekkene (Pura, 2013). Vannføringen inn til Årungen er 25,3 m³ per år, hvor omtrent halvparten kommer fra Bølstadbekken (Borch et al., 2007). Selve Årungen renner ut til Bunnefjorden via en 3 km lang bekk i nordenden av innsjøen, Årungenelva. Bunnefjorden er en del av Indre Oslofjorden (Trinic & Riise, 2009).



Figur 2: Oversikt over Årungen og dens nedbørsfelt (Borch et al., 2007). Årungen renner ut i nord.

Vannmassene i Årungen sirkulerer både om høsten og våren, og innsjøen er dermed en dimiktisk innsjø (Romarheim et al., 2015). PURA, vannområdet Bunnefjorden med Årungen og Gjersjøvassdraget, har definert den økologiske tilstanden i Årungen som «moderat». Målet i Årungen er, som i alle andre vannforekomster, å oppnå god økologisk tilstand (Pura, 2013). Hovedutfordringen i Årungen som vannforekomst er eutrofiering, og den er klassifisert som en høyeutrof innsjø (Trinic & Riise, 2009).

2.2 Forsøksperiode

Forsøksperioden varte fra 3.juni til 22.oktober 2024. Feltarbeidet ble gjort annen hver uke, i oddetallsuker, gjennom hele forsøksperioden. Dette ga totalt 11 dager i felt. Feltarbeidet ble i all hovedsak gjennomført på mandager, med to tirsdager som unntak. Unntakene skyldes været, da det noen mandager var for mye vind på Årungen til at det var forsvarlig å dra ut med båt for å ta prøvene.

2.3 Klima og værdata

Metrologiske data, nedbør og temperatur i luft, er hentet fra BIOKLIM (BIOKLIM, 2025). Dette er en feltstasjon hvor det har blitt gjort målinger siden 1863, og målestasjonen ligger på

Søråsjordet i Ås i Akershus (BIOKLIM, 2025). Feltstasjonen ligger omtrent 3,5 km sør-øst for målepunktet i Årungen (GoogleMaps, 2025).

2.4 Metoder i felt

Feltarbeidet startet kl. 09:30 om morgenen. Alle prøvene og målingene ble gjort på samme posisjon i Årungen, og metoden var den samme for alle feltdagene. Det ble brukt båt med elektrisk motor for å komme frem til punktet for prøvetaking. Gjennom alle feltdagene var veileder Thomas Rohrlack med på prøvetaking og målinger.

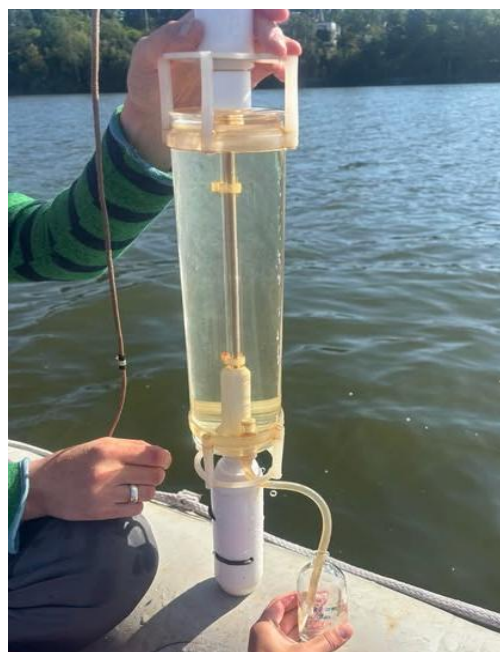
2.4.1 Temperatur og oksygen

Hver dag med feltarbeid begynte med å bruke en temperatur- og oksygenmåler til å måle temperatur i grader celsius, oksygenmetning i prosent og mengde oksygen i milligram per liter i vannet. Den første målingen ble gjort på 0,5 m under overflaten, og videre ble det gjort målinger på hver hele meter nedover til og med 12 m. Målingen på hvert punkt ble notert ned for hånd. Med 11 dager i felt ble det totalt gjort 143 målinger av hver av de ulike parameterne.

2.4.2 Vannprøver

Vannprøvene ble tatt på seks ulike dybder: 1 m, 3 m, 5 m, 8 m, 11 m og 12 m. Disse ble tatt ved hjelp av en vannhenter (*Figur 3*). På hver av de seks dybdene ble det tatt to vannprøver.

Den første vannprøven ble tatt i en glassflaske på 125 ml, på en måte som gjorde at vannet fra vannhenteren kom i minst mulig kontakt med luft på veien. En myk kork ble festet godt for å forsegle flasken, og en kanyler ble brukt for å slippe ut litt trykk. Den andre vannprøven ble også tatt med vannhenteren. Vannet ble fylt på en 500 ml plastflaske, som på forhånd var skylt 3 ganger med destillert vann. Flaskene var merket med dybde.



Figur 3: Vannhenter som ble brukt til å heise opp vann til vannprøvene.

Vannprøvene ble nummerert fra 1 til og med 66. Vannprøven som ble tatt øverst den første dagen med feltarbeid fikk nummer 1, og den vannprøven som ble tatt dypes ned den siste dagen fikk nr 66. 11 dager med feltarbeid resulterte i totalt 132 vannprøver, hvor en i

glassflaske og en i plastflaske var tatt på samme dag og dybde, og dermed fikk samme nummer. Det ble tatt 66 vannprøver i glassflasker og 66 vannprøver i plastflasker.

2.5 Metoder på laboratoriet

Vannprøvene ble hver feltdag fraktet til Jordfagsbygningen ved Norges miljø- og biovitenskaplige universitet (NMBU). Hver dag med feltarbeid resulterte i 6 plastflasker og 6 glassflasker med vannprøver, totalt 12 prøver. Hver plastflaske gikk gjennom samme prosedyre på laboratoriet, og hver glassflaske ble også behandlet likt. For å måle de ulike kjemiske komponentene i vannprøvene ble notatet av Ivan Digernes, Kjemiske og fysikalske metoder for måling i vann, i stor grad benyttet (Digernes, 2004).

På laboratoriet ble glassflaskene fiksert med 0,2 % kvikksølv(II)klorid før flaskene ble plassert i kjøleskap med en temperatur på 4 °C. Flaskene var merket med dato og dybde. Kvikksølv(II)klorid ble tilsatt for å stoppe all biologisk aktivitet frem til målingene skulle gjennomføres. Fikseringen ble gjennomført av veileder Thomas Rohrlack, og hver dag i felt resulterte i 6 glassflasker i kjøleskapet.

Vannprøvene på plastflaskene ble ristet noen ganger for å sørge for homogenitet i vannprøvene. Deretter ble 200 ml av vannprøven filtrert gjennom et glassfiberfilter fra *Whatman* med porestørrelse 1,2 mikrometer, slik som vist i *Figur 4*. Etter filtrering ble filteret plassert i et prøverør ved hjelp av en pinsett, før hele prøverøret ble plassert i fryseskapet med en temperatur på -18 °C. Av det filtrerte vannet ble 50 ml tømt over i et nytt prøverør, også dette ble plassert i fryseskapet. Alle prøverørene ble merket med dato og dybde for prøvetaking. Filtreringen resulterte i 6 prøverør med filter og 6 prøverør med filtrert vann for hver feltdag.



Figur 4: Filtrering av vannprøver

Videre ble noe av det ubehandlet vannet som var igjen i plastflasken overført til to små prøvebeholdere per vannprøve, med 10 ml i hver, som skulle brukes til å analysere totalt nitrogen (TN) og totalt fosfor (TP). Alle prøvebeholderne ble lagt i fryseskapet som holdt -18 °C. Hver feltdag resulterte i totalt 12 små prøvebeholdere, hvorav 6 var merket «TP» og 6 var merket «TN».

Dagen før vannprøvene fra det filtrerte vannet skulle analyseres, ble de tatt ut fra fryseskapet. De ble oppbevart på laboratoriet over natten, og hadde dermed romtemperatur når analysene skulle begynne.

2.5.1 Totalt nitrogen - TN

Totalt nitrogen, TN, ble bestemt i ufiltrerte prøver. Totalt nitrogen inkluderer partikulært og løst nitrogen. Gass, som lystgass, er dermed ikke en del av totalt nitrogen.

Analysene ble gjort etter Norsk standard (NS 4743). Det ble laget 4 standarder ved bruk av EDTA TrtrioloxIII. Alle prøveglassene ble tilsatt peroxodisulfat som oksydasjonsmiddel. Videre ble prøveglassene oppsluttet i autoklav i 30 min på 121 °C før de ble avkjølt. Nitrat danner et kompleks med rosa farge når vannprøvene tilsettes en sulfanilamidløsning og N-(1-naftyl)etylendiamin-dihydroklorid. Denne fargen måles ved hjelp av et spektrofotometer av typen *Thermo scientific Genesys 20* ved 540 nm. Oppsluttede prøver ble analysert ved Flow Injection Analyses (FIA) av teknikere på Jord- og vannfagslaboratoriet.

2.5.2 Nitrat - NO_3^-

Nitrat ble bestemt ved ionekromatografi (Dionex ICS-600) på filtrerte prøver. Nitrat er et negativt ladet ion og derfor egner denne metoden seg godt. Det ble laget standarder med kjente konsentrasjoner for å bestemme nitrogenkonsentrasjonen i prøvene, og målingene ble gjort av laboratorieteknikere på Jord- og vannlaboratoriet ved MINA.

2.5.3 Ammonium - NH_4^+

For måling av ammonium, NH_4^+ , brukes en modifisert Norsk standard (NS 4746) på de filtrerte vannprøvene. For ammonium ble det laget 5 ulike standarder med kjent ammoniumkonsentrasjon, samt noen blanke prøver. Alle prøvene ble tilsatt natriumhypokloitt og en citratbuffer som var tilsatt salicysyre. Hypokloritt som reagerer med ammonium vil danne monokloramin som danner en blå farge i kontakt med salicyl. Prøvene hvilte i et mørkt skap i 60 min. Videre ble prøvene satt i spektrofotometeret med bølgelengde på 655 nm, og verdier ble målt.

2.5.4 Lystgass - N_2O

For å analysere lystgass, N_2O (g), ble vannprøvene på glassflaskene som var fiksert med kvikksølv(II)klorid benyttet. Prøvene sto i kjøleskap frem til de skulle analyseres.

Det er vanskelig å måle lystgass i vann, derfor ble det i dette forsøket målt i helium i gassform. Dette ble gjort ved at det ble tilsatt helium til glassflaskene. Det gjøres ved at to kanyler dyttes ned i gummilokket i glassflasken, hvor den ene kanylen tar ut vann fra bunnen og den andre presser inn helium øverst i flasken. Mengden vann som tas ut og helium som presses inn er lik. På denne måten ble det dannet et headspace på toppen av vannet.

Videre ble prøven ristet i en ristemaskin i 1 time. Under denne ristingen diffunderer gasser fra vann til helium. Etter en time vil det være en likevekt av gassene i de to ulike mediene (Yang et al., 2015). Trykket i heliumgassen var lik lufttrykket, og det var romtemperatur. I headspace ble nå konsentrasjonen av lystgass målt ved bruk av Gasskromatograf (GC). Analysen ble gjort av veileder Thomas Rohrlack.

2.5.5 Organisk nitrogen - ON

Organisk nitrogen ble regnet ut ved å ta mengden totalt nitrogen minus mengden uorganisk nitrogen. Uorganisk nitrogen som ble målt var nitrat og ammonium, som også er de mest vanlige formene for uorganisk nitrogen i vann.

2.5.6 Totalt fosfor - TP

Til målinger av total fosfor, TP, ble det brukt halvparten av de små prøveglassene, som stammet fra den delen av vannprøven som ikke var filtrert. Det ble laget 6 ulike standarder med kjent konsentrasjon, og metoden ble utført i henhold til Norsk standard (NS-EN 1189). Prøvene ble tilsatt peroxodisulfat før prøvene ble satt i en autoklav av merke *Tuttnauer* for konservering. Her ble prøvene kokt ved 1 atm i 30 min på 121 °C før de ble avkjølt. Videre ble det tilsatt ascorbinsyre og molybdat som under reduserende forhold danner et blått kompleks. Dette blå komplekset ble målt i spektrofotometeret ved 880 nm og notert ned.

2.5.7 Fosfat - PO_4^{3-}

For å måle fosfat, PO_4^{3-} , ble de filtrerte vannprøvene brukt. Prosedyren ble gjennomført i henhold til Norsk standard (NS 4724). Det ble laget 6 standarder med ulik, men kjent, konsentrasjon av fosfat for å ha referansepunkter. Vannprøve ble tilsatt ascorbinsyre for å få frem en blåfarge som gir utslag i spektrofotometeret. Det ble også tilsatt molybdat i reagensrørene. Prøvene ble satt i et mørkt skap i 30 min før intensiteten av det fargede komplekset ble målt ved 880 nm på spektrofotometeret. Absorpsjon ble notert ned for hver prøve underveis.

2.5.8 Løst organisk karbon - DOC

Vannprøvene som var filtrert, ble brukt til å analysere løst organisk karbon, DOC, etter Norsk standard (NS-EN 1484). Siden vannprøvene var filtrert, og de ble surgjort og boblet for å drive ut uorganisk karbon i form av CO₂, var det bare løst organisk karbon som ble målt. Dette ble gjort rett før analyse. Det ble laget to standarder med henholdsvis kaliumhydrogenftalat (C₈H₅KO₄) og natriumkarbonat (Na₂CO₃) + Natriumbikarbonat (NaHCO₃). Måleinstrumentet *TOC organic carbon analyzer*, modell *TOC Vcph/CPN*, fra *Shimadzu Corporation* ble benyttet, og analysen ble gjennomført av en tekniker på Jord- og vannfagslaboratoriet på MINA.

2.5.9 Pigment, klorofyll a

For å analysere pigment ble filtrene fra vannprøvefiltreringen benyttet, metoden følger Norsk standard (NS 4767). Klorofyll a er et pigment i planteplankton og derfor benyttes dette som mål på klorofyll generelt i denne oppgaven. Filtrene var av typen *Whatman* med porestørrelse 1,2 mikrometer, og de ble fryst ned i prøverør samme dag som vannprøvene ble tatt. Etter frysetørring ble prøverørene tilsatt 100 % aceton for å ekstrahere klorofyll ut av filteret. Prøvene sto da mørkt i kjøleskapet med 4 °C i 24 timer. Partikler og cellerester ble fjernet ved sentrifugering, før prøvene ble analysert i *Ultra high performance liquid chromatography (HPLC)*. Metoden som ble fulgt er beskrevet i Hagman et al. (2019). Resultatene av analysen resulterte i et kromatogram. Her ble de ulike pigmentene identifisert ved å se på adsorpsjonsspektre med 665 og 750 nm, og retensjonstid. Analysen ble foretatt av veileder Thomas Rohrlack.

2.6 Behandling av data

Underveis på hver dag med feltarbeid ble temperatur, oksygen og oksygenmetning notert ned for hånd. Fra laboratorieundersøkelser ble alle resultater notert ned. Videre ble notatene satt inn i Microsoft Excel versjon 2503. Her ble det laget grafer for de ulike verdiene som var målt. For de ulike formene av nitrogen (totalt nitrogen, ammonium, nitrat, lystgass og organisk nitrogen) ble trendfunksjonen i Excel benyttet for å regne ut verdier på de dybdene det ikke ble gjort målinger. Det vil si 2 m, 4 m, 6 m, 7 m, 9 m, og 10 m. Ellers er vanlig summering og gjennomsnittsfunksjonen benyttet, samt diagrammer.

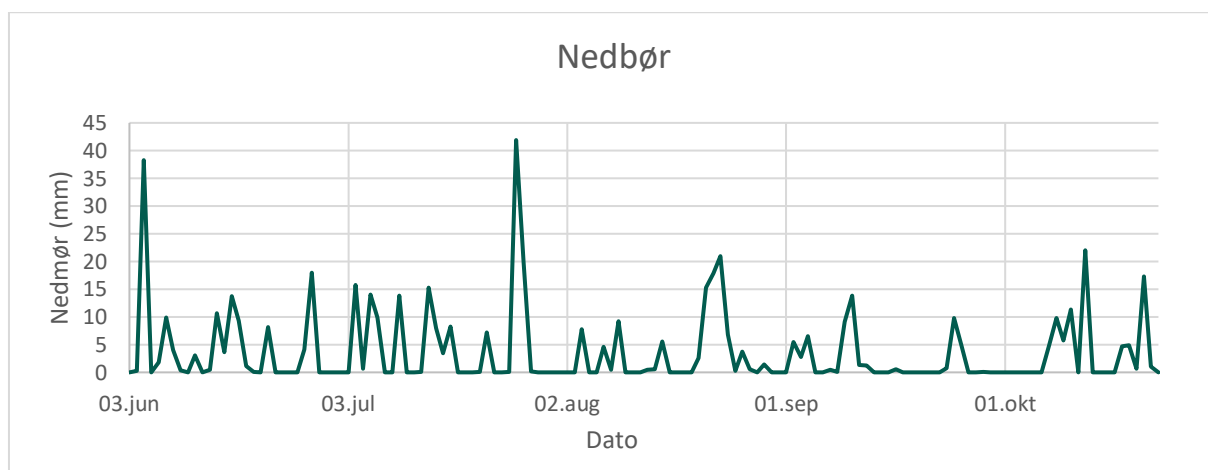
Klima og værdata ble hentet direkte fra BIOKLIM på NMBU sine nettsider. Her ble filene for de aktuelle månedene åpnet, og temperatur- og nedbørsdata ble hentet ut (BIOKLIM, 2025).

Del 3: Resultater

3.1 Nedbør og temperatur

Nedbørsmålingene på Søråsjordet (BIOKLIM, 2025) viser total nedbør hvert døgn i feltperioden (03.06.2024 – 22.10.2024) i *Figur 5*. De to døgnene med desidert mest nedbør fant sted i juni og juli.

Juni (fra og med 03.06.2024) har 11 døgn med 0 mm nedbør, mens mest nedbør kom det 05.06.2024 med 38,3 mm. Juli har 15 døgn uten nedbør, og høyeste mengden nedbør var 41,9 mm den 25.07.2024. Dette var også den dagen det kom mest nedbør i hele måleperioden. I august var det 15 døgn uten nedbør, og mest nedbør kom det den 23.08.2024 med 21 mm. September hadde hele 16 døgn uten nedbør, mens det kom mest nedbør den 10.09.2024 med 13,8 mm. Oktober (frem til 22.10.2024) hadde 12 døgn uten nedbør og mest den 12.10.2024, hvor det ble målt 22 mm.

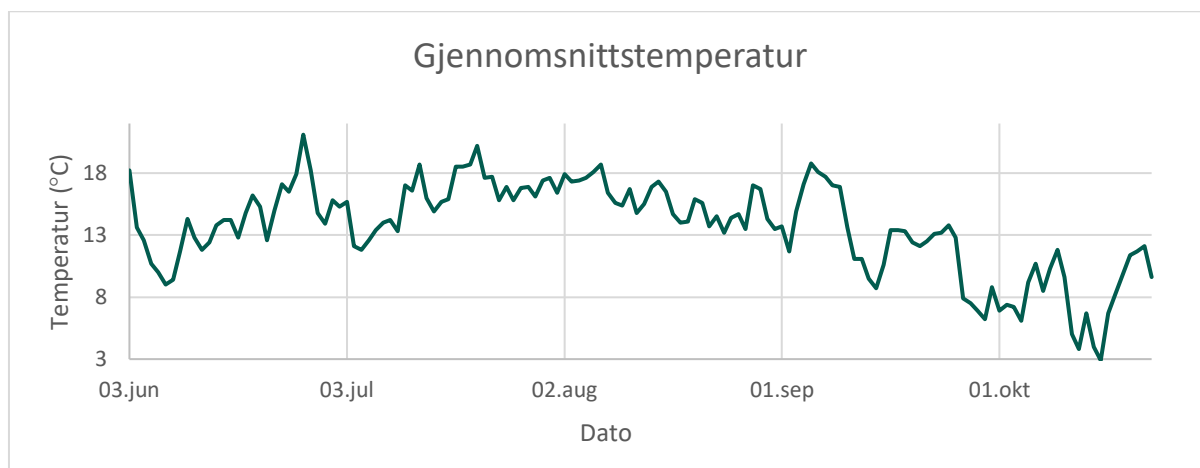


Figur 5: Nedbør (mm) per døgn fra 03.06.2024 til og med 22.10.2024. Målinger er gjort på feltstasjonen til BIOKLIM på Søråsjordet.

Gjennomsnittstemperaturene hvert døgn i feltperioden (03.06.2024 – 22.10.2024) i lufta ved Søråsjordet vises i *Figur 6*. Den høyeste gjennomsnittstemperaturen i løpet av et døgn var 21,1 °C den 27.06.2024. Den laveste gjennomsnittstemperaturen ble målt den 15.10.2024 med 2,9 °C. Forskjellen mellom den varmeste og kaldeste dagen gjennom måleperioden var da 18,2 °C.

I juni varierte gjennomsnittstemperaturen per døgn med 12,1 °C, mellom 9 °C og 21,1 °C. I juli var variasjonen noe mindre, variasjonen mellom 11,8 °C og 20,2 °C var 8,4 °C. August

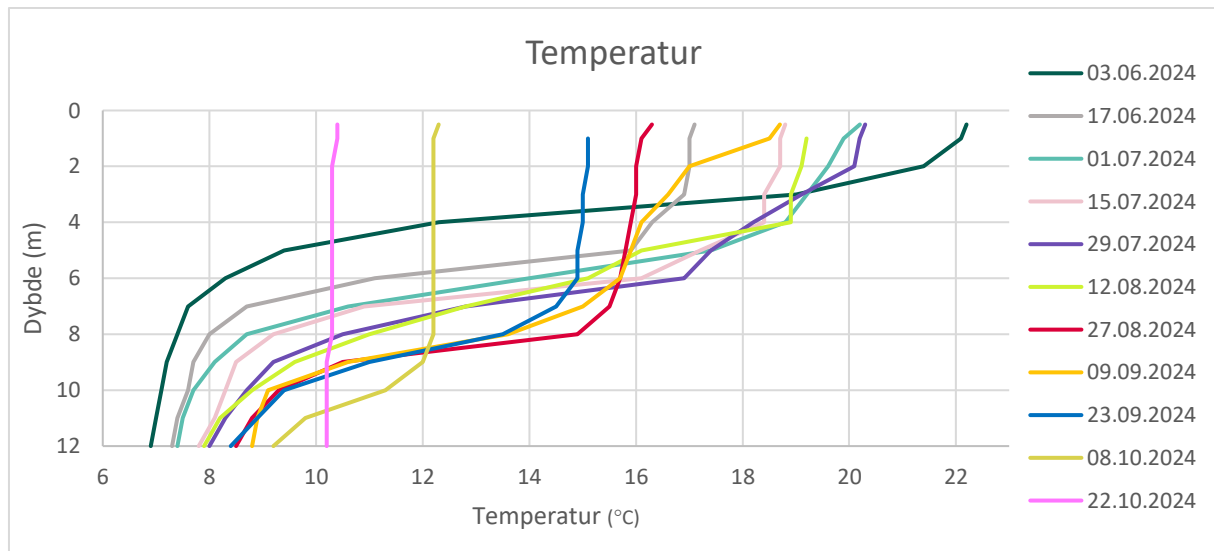
var måneden i feltperioden med minst variasjon. Her var den laveste målte gjennomsnittstemperaturen 13,2 °C, og den høyeste 18,7 °C. Forskjellen var da bare 5,5 °C. I september var forskjellen på 12,6 °C mellom 6,2 °C og 18,8 °C. Frem til slutten av feltperioden (22.10.2024) var den laveste temperaturen i oktober 2,9 °C, mens den høyeste var 12,1 °C. Forskjellen var da på 9,2 °C.



Figur 6: Gjennomsnittstemperatur (°C) for alle dager fra 03.06.2024 til 22.10.2024 målt på feltstasjon til BIOKLIM på Sørås.

Temperaturen i Årungen de ulike feltdagene vises i *Figur 7*. Her vises også temperaturvariasjonen nedover i vannmassen. Størst variasjon i temperaturen fra toppen til bunnen av innsjøen var det 03.06.2024, hvor forskjellen var 15,3 °C fra 0,5 til 12 meters dyp. Minst variasjon i temperatur var det 22.10.2024 hvor det bare skilte 0,2 °C fra toppen til bunnen. Den høyeste temperaturen som ble målt i vannmassen var 22,2 °C på 0,5 m dyp den 03.06.2024. Den laveste temperaturen ble målt samme dag på 12 m dyp, da var temperaturen 6,9 °C.

I all hovedsak følger de ulike temperaturgrafene samme kurve, med to knekkpunkt på grafen. De fleste temperaturgrafene har rask nedgang i temperatur i området mellom 3 og 9 meters dyp. Felles for alle dagene med feltarbeid var at temperaturen var høyest på toppen og lavest på bunnen.

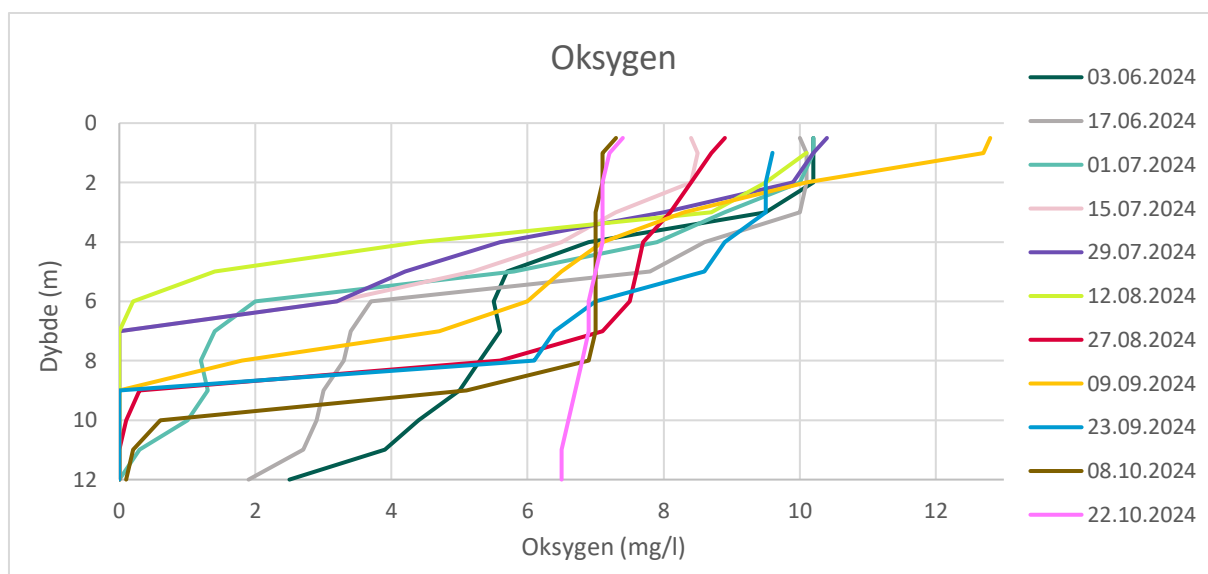


Figur 7: Temperatur (°C) i Årungen fra juni til oktober 2024. Målinger er tatt på hver meter nedover i vannmassen. Hver graf viser temperaturvariasjoner i vannmassen for en dag.

3.2 Oksygen

Figur 8 viser mengden (mg/l) oksygen på ulike dybder de ulike feltdagene. Grafene viser at det er variasjoner nedover i vannmassen. Den høyeste konsentrasjonen som ble målt var 12,8 mg/l den 09.09.2024 på 0,5 m. Med unntak av de to første feltdagene (03.06.2024 og 17.06.2024) og de to siste (08.10.2024 og 22.10.2024) var det ikke målbare verdier for oksygen på bunnen. Fra 15.07.2024 til 12.08.2024 ble det ikke registrert oksygen fra 7 m og nedover.

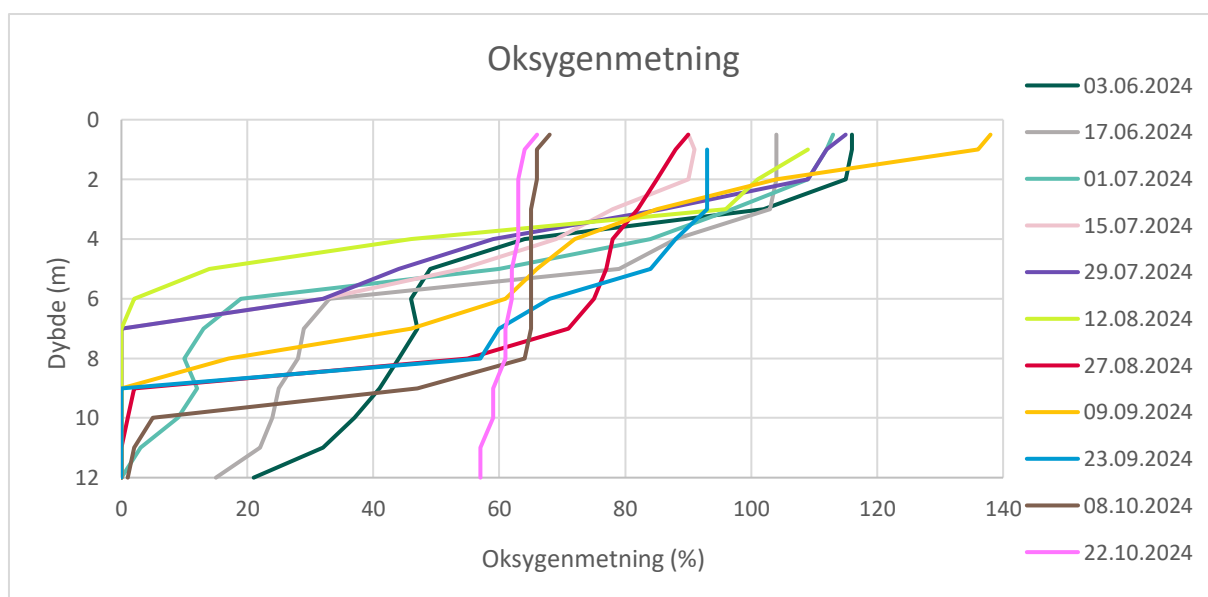
Størst variasjon i oksygenkonsentrasjonen var det den 09.09.2024 da forskjellen mellom topp og bunn var 12,8 mg/l. Minst variasjon i mengden oksygen var det på slutten av måleperioden, 22.10.2024, da var forskjellen mellom topp og bunn 0,9 mg/l.



Figur 8: Oksygen (mg/l) i Årungen fra juni til oktober 2024. Målinger er tatt hver meter nedover i vannmassen. Hver graf viser oksygenmengden på de ulike dybdene for en og en dag.

Oksygenmetningen i Årungen vises i Figur 9. I all hovedsak følger oksygenmetningen samme trender som oksygenmålingene i Figur 8. Det høyeste oksygenmetningen var 138 % og ble målt på 0,5 m den 09.09.2024. Det er samme dag som det var størst variasjon i oksygenmetning i vannmassen, den sank nemlig fra 138 % på toppen til 0 % på bunnen.

Fra 01.07.2024 til 23.09.2024 var det 0 % oksygenmetning på bunnen. Mellom 15.07.2024 og 12.08.2024 var det 0 % oksygenmetning fra 7 meter og nedover i vannmassene.



Figur 9: Oksygenmetning (%) i Årungen fra juni til oktober 2024. Målingene er tatt hver meter nedover i vannmassen. Hver graf viser oksygenmetningen på ulike dyp for en dag i Årungen i feltperioden.

3.3 Nitrogen

De ulike formene av nitrogen er vist i samme figur, og fordelt etter dybde. Den øverste og nederste halvdelen av vannmassene er presentert hver for seg, samt at summen for hele vannsøylen også er presentert i egen figur. Totalt nitrogen omfatter suspendert (partikulært) og løst nitrogen som er på ioneform (NO_3^- og NH_4^+). Nitrogen i gassform er ikke inkludert (så langt det ikke skjer en omdanning til analytisk N under lagring).

I *Figur 10*, *Figur 11* og *Figur 12* vises konsentrasjonen av totalt nitrogen (sort), ammonium (rød), nitrat (lilla), og organisk nitrogen (turkis) som hver sin graf. Ammonium som vises som rød graf i figurene videre, har lave verdier sett i forhold til totalt nitrogen, nitrat og organisk nitrogen. Alle verdier er vedlagt i «vedlegg 2».

3.3.1 Hele vannsøylen, 1 m – 12 m

For hele vannsøylen sett under ett, er konsentrasjonene av ulike former for nitrogen vist i gram per kvadratmeter i *Figur 10*

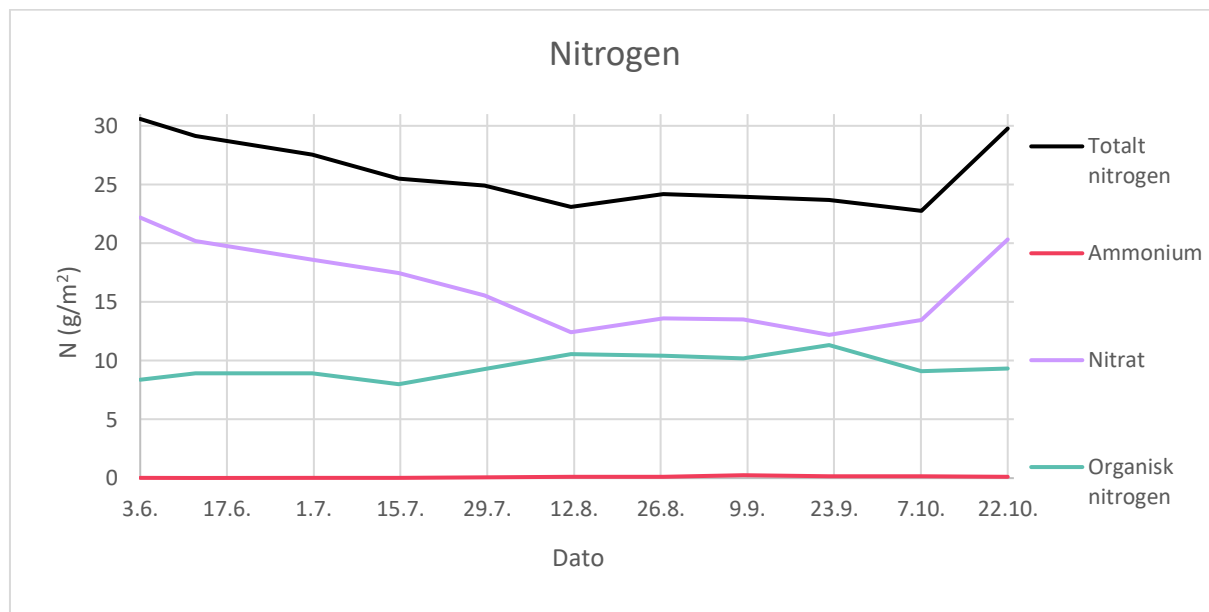
Totalt nitrogen (sort) i hele vannmassen (*Figur 10*) sank fra 03.06.2024 til 12.08.2024. Videre var konsentrasjonen relativt stabil frem til 08.10.2024, etterfulgt av en kraftig økning frem til 22.10.2024. Konsentrasjonen av totalt nitrogen i hele vannsøylen var på sitt høyeste med 30,57 g/m² den 03.06.2024 og den laveste verdien som ble målt var 22,76 g/m² den 08.10.2024.

Ammonium (rød i *Figur 10*) har vesentlig lavere konsentrasjon enn de andre formene for nitrogen. I begynnelsen av måleperioden synker ammoniumkonsentrasjonen til sin laveste konsentrasjon, 0,013 g/m² den 17.06.2024, før den øker frem til 09.09.2024. Da er konsentrasjonen på sitt høyeste med 0,25 g/m², før konsentrasjonen igjen synker resten av måleperioden.

Figur 10 viser også synkende konsentrasjonen av nitrat (lilla) fra sin høyeste måling på 22,20 g/m² i begynnelsen av måleperioden og frem til 12.08.2024. Videre er konsentrasjonen ganske stabil, før den øker kraftig frem til 22.10.2024. Den laveste konsentrasjonen som ble målt var den 23.09.2024, med en nitratkonsentrasjon på 12,20 g/m².

Figur 10 viser at organisk nitrogen (turkis) øker noe de fire første ukene av måleperioden, før den synke ned mot 15.07.2024, hvor den laveste målingen på 8,00 g/m² ble gjort. Videre så er det en økning frem til 12.08.2024. Fremover er konsentrasjonen relativt stabil, før den når sin

topp på 11,33 g/m² den 23.09.2024. Mot slutten av måleperioden synker konsentrasjonen organisk nitrogen i hele vannsøylen.



Figur 10: Nitrogenkonsentrasjonen i Årungen, fra juni til oktober 2024. Diagrammet viser konsentrasjonen i hele vannsøylen for totalt nitrogen, ammonium, nitrat og organisk nitrogen.

3.3.2 Øvre halvdel av vannsøylen, 1 m – 6 m

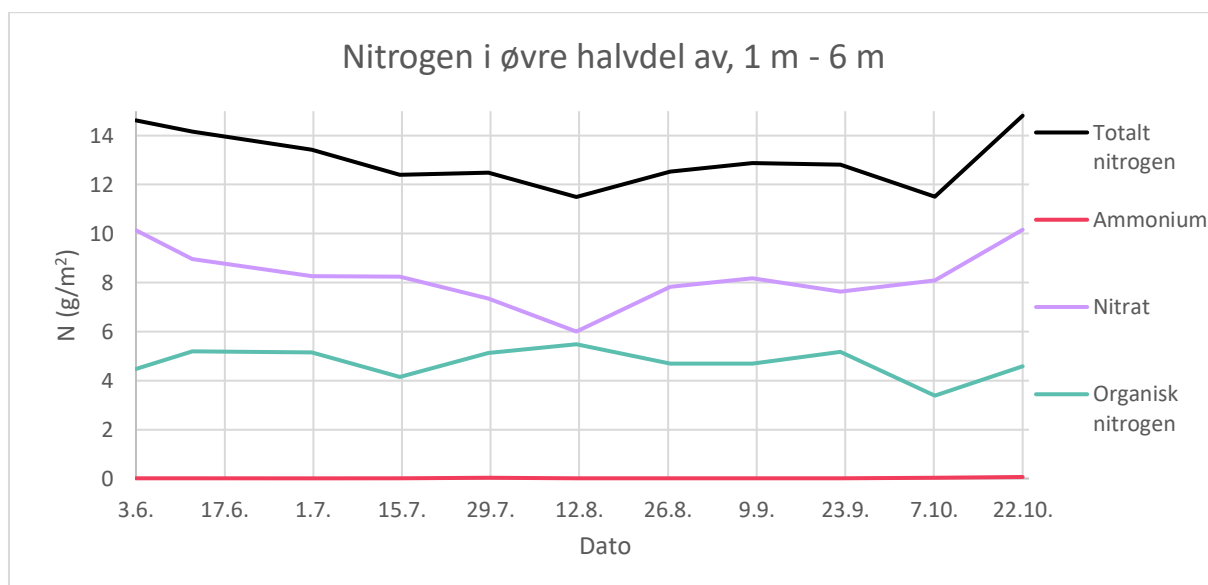
Målingene gjort i den øvre halvdel av vannsøylen, fra 1 m til 6 m, er fremstilt i *Figur 11* for de ulike formene for nitrogen.

I den øvre halvdel av vannsøylen (*Figur 11*) er konsentrasjonen av totalt nitrogen (sort) høy i begynnelsen av måleperioden, før den synker gradvis nedover til den laveste konsentrasjonen i perioden den 12.08.2024 med en konsentrasjon på 11,50 g/m². Videre økte konsentrasjonen de neste 4 ukene, etterfulgt av 4 uker med reduksjon i konsentrasjonen. Mot slutten av måleperioden økte konsentrasjonen av totalt nitrogen kraftig i øvre halvdel av vannsøylen, og den 22.10.2024 ble en konsentrasjon på 14,81 g/m² målt. Dette var den høyeste konsentrasjonen i måleperioden.

For ammonium (rød) er konsentrasjonen svært lav i begynnelsen av måleperioden (*Figur 11*). Den laveste konsentrasjonen ble målt til 0,0078 g/m² den 01.07.2024. Videre var konsentrasjonen generelt lav, frem til de siste 14 dagene av måleperioden. Da økte konsentrasjonen kraftig, og den 22.10.2024 ble konsentrasjonen målt til 0,063 g/m² i den øvre halvdel av vannsøylen.

Nitratkonsentrasjonen (lilla) i *Figur 11* starter med en høy konsentrasjon den 03.06.2024. Videre synker konsentrasjonen jevnt. Rundt den 12.08.2024 har konsentrasjonen en dupp, og den laveste nitratkonsentrasjonen i øvre halvdel ble målt til 6,00 g/m². Videre varierer konsentrasjonen noe, fem til den øker kraftig til den høyeste konsentrasjonen den 22.10.2024 på 10,16 g/m².

I begynnelsen av måleperioden er konsentrasjonen til organisk nitrogen (turkis) relativt jevn (*Figur 11*). Den høyeste konsentrasjonen som blir målt er 5,48 g/m² den 12.08.2024. Den laveste konsentrasjonen ble målt den 08.10.2024 til 3,38 g/m².



Figur 11: Nitrogenkonsentrasjonen i Årungen fra juni til oktober 2024. Diagrammet viser konsentrasjonen i øverste halvdel av vannsøylen, 1 m – 6 m, for totalt nitrogen, ammonium, nitrat og organisk nitrogen.

3.3.3 Nedre halvdel av vannsøylen, 7 m – 12 m

Figur 12 viser konsentrasjonen av ulike former for nitrogen, målt i gram per kvadratmeter, i den nederste halvdel av vannsøylen.

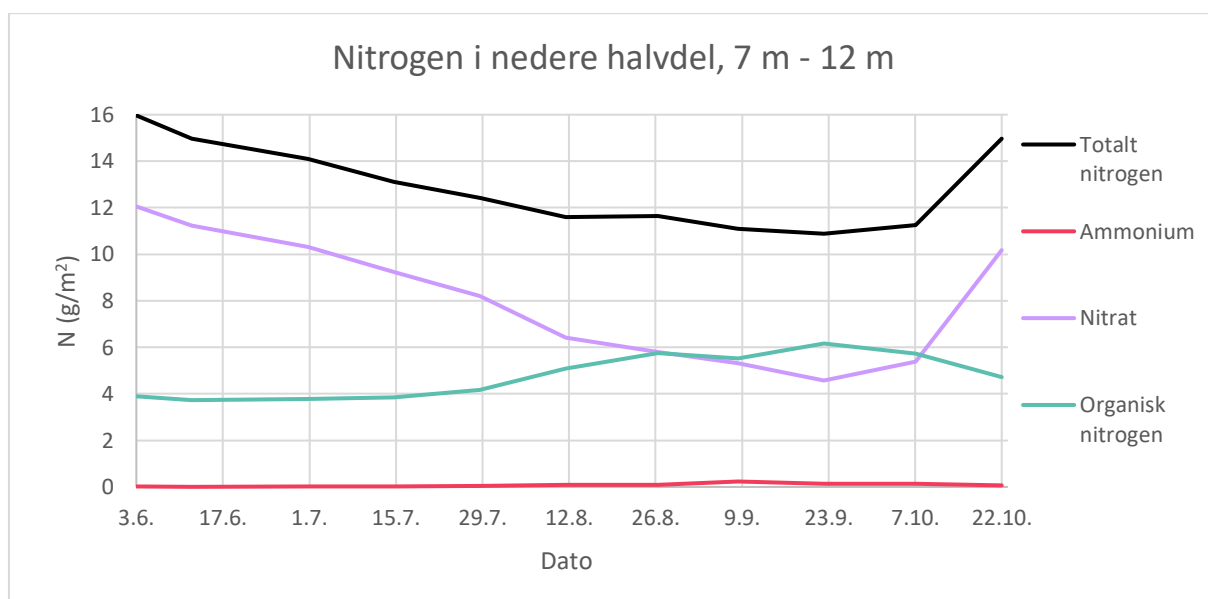
Konsentrasjonen av totalt nitrogen (sort) var høyest første dag i måleperioden (*Figur 12*), 03.06.2024. Da var konsentrasjonen 30,56 g/m². Videre sank konsentrasjonen jevnt frem til 08.10.2024, hvor konsentrasjonen var 22,76 g/m². Dette var den laveste konsentrasjonen i måleperioden i den nedre halvdel av vannsøylen. De siste 14 dagene økte konsentrasjonen til 14,97 g/m² den 22.10.2024.

Ammoniumkonsentrasjonen (rød) starter med lav konsentrasjon i nedre halvdel av vannsøylen (*Figur 12*). Den laveste konsentrasjonen blir målt den 17.06.2024 til 0,0051 g/m². Deretter øker konsentrasjonen gradvis, og den 09.09.2024 er konsentrasjonen merkbart høyere enn i

resten av måleperioden, da er konsentrasjonen 0,23 g/m². Videre synker konsentrasjonen nedover mot 22.10.2024, da ble konsentrasjonen målt til 0,066 g/m².

For nitrat (lilla i *Figur 12*) starter konsentrasjonen på 12,05 g/m². Dette er den høyeste konsentrasjonen som ble målt i perioden. Videre synker konsentrasjonen veldig jevnt frem til 23.09.2024. Da var konsentrasjonen 4,57 g/m², og dette var den laveste konsentrasjonen i perioden i den nedre halvdel av vannsøylen. Mot slutten av måleperioden øker konsentrasjonen, og siste måling 22.10.2024 viste 10,18 g/m².

Konsentrasjonen av organisk nitrogen (turkis) begynner lavt (*Figur 12*). Den laveste konsentrasjonen ble målt 17.06.2024 til 3.73 g/m². Deretter økte konsentrasjonen med varierende mengde frem til 23.09.2024. Da ble den høyeste konsentrasjonen som var 6,17 g/m² målt. Mot slutten av feltperioden sank konsentrasjonen.

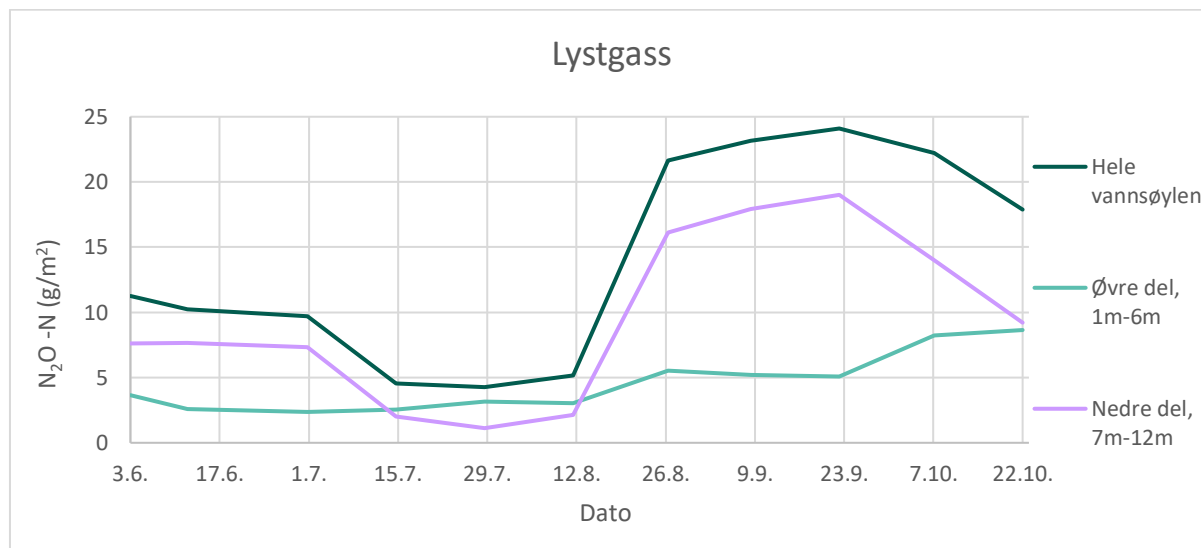


Figur 12: Nitrogenkonsentrasjonen i Årungen fra juni til oktober 2024. Diagrammet viser konsentrasjonen i nederste halvdel av vannsøylen, 7 m – 12 m, for totalt nitrogen, ammonium, nitrat og organisk nitrogen.

3.3.4 Lystgass

Figur 13 viser med mørk grønn graf konsentrasjonen lystgass i hele vannsøylen. Grafen viser at den totale lystgasskonsentrasjonen er relativt stabil de fire første ukene av måleperioden. Deretter synker konsentrasjonen frem til 15.07.2024, før konsentrasjonen av lystgass igjen er stabilt lav i fire uker. Lystgasskonsentrasjonen er på sitt laveste i måleperioden den 29.07.2024 med en målt konsentrasjon på 4,27 g/m². Videre så øker konsentrasjonen drastisk frem til 27.08.2024. Etter dette er økningen mindre, til den høyeste målingen ble gjort den

23.09.2024, da var konsentrasjonen 24,10 g/m². Deretter synker konsentrasjonen mot 22.10.2024, altså mot slutten av måleperioden.

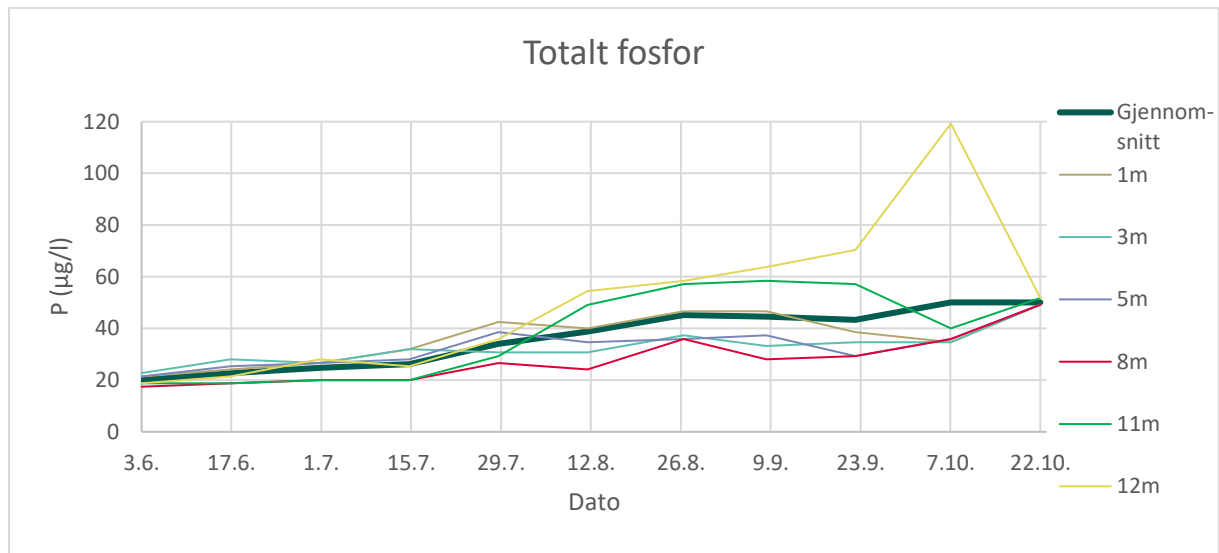


Figur 13: Konsentrasjon (g/m²) lystgass i Årungen fra juni til oktober 2024. Viser konsentrasjonen i hele vannsøylen, samt øvre og nedre halvdel hver for seg.

Den turkise grafen i *Figur 13* viser konsentrasjonen til lystgass i den øvre halvdel av vannmassen. Konsentrasjonen av lystgass her er lav og ganske stabil. Det er en liten økning i konsentrasjonen fra 12.08.2024 til 27.08.2024. Videre så er konsentrasjonen stabil, før det igjen er en øking frem mot målingen som ble gjort 08.10.2024. I *Figur 13* viser den lilla grafen konsentrasjonen av lystgass i den nedre halvdel av vannmassene. Figuren viser at grafen for den nederste halvdel følger den samme trenden som grafen for hele vannmassen.

3.4 Totalt fosfor

Konsentrasjonen til totalt fosfor i Årungen vises i *Figur 14*. Den første dagen i feltperioden er konsentrasjonen av totalt fosfor omtrent 20 µg/l på alle dyp. Den siste dagen målingene ble utført, 22.10.2024, var konsentrasjonen omtrent 50 µg/l på alle de målte dybdene. Den laveste konsentrasjonen som ble målt var den 03.06.2024 (8 m), og da var konsentrasjonen av totalt fosfor 17 µg/l. Den høyeste konsentrasjonen som ble målt var 120 µg/l den 08.10.2024 (12 m). Gjennomsnittet av konsentrasjonen i alle dyp økte litt gjennom hele måleperioden, med unntak av september som hadde en liten nedgang i konsentrasjon. Totalt sett var økningen i gjennomsnittlig konsentrasjon 30 µg/l fra 03.06.2024 til 22.10.2024.

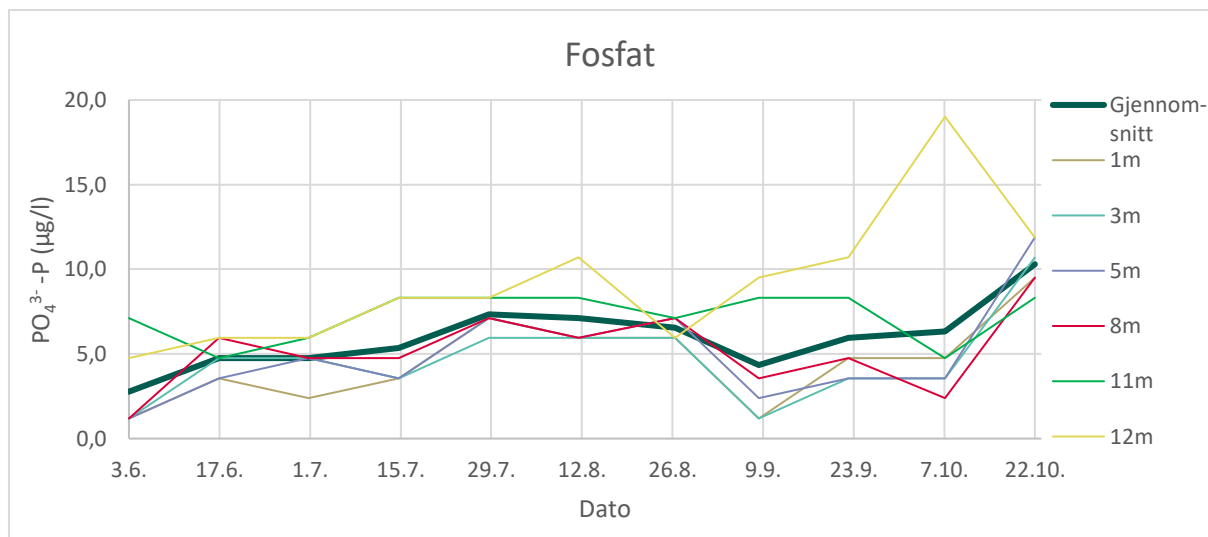


Figur 14: Konsentrasjonen ($\mu\text{g/l}$) til totalt fosfor i Årungen fra juni til oktober 2024. Målinger ble gjort på seks ulike dyp, og hvert dyp har en egen graf. Gjennomsnittet av alle dypene vises med tykk mørk grønn graf.

3.4.1 Fosfat

Figur 15 viser konsentrasjonen av fosfat på ulike dybder, samt gjennomsnittet. 03.06.2024 var konsentrasjonen av fosfat mellom $1,2 \mu\text{g/l}$ og $7,1 \mu\text{g/l}$ på alle dyp. Ved slutten av måleperioden den 22.10.2024 var konsentrasjonen på alle dyp mellom $8,3 \mu\text{g/l}$ og $11,9 \mu\text{g/l}$. Den laveste konsentrasjonen som ble målt var $1,2 \mu\text{g/l}$, og denne ble målt både 03.06.2024 (1 m, 3 m, 5 m, 8 m) og 09.09.2024 (1 m og 3 m). Den høyeste konsentrasjonen av fosfat i perioden var $119,2 \mu\text{g/l}$ den 08.10.2024 (12 m).

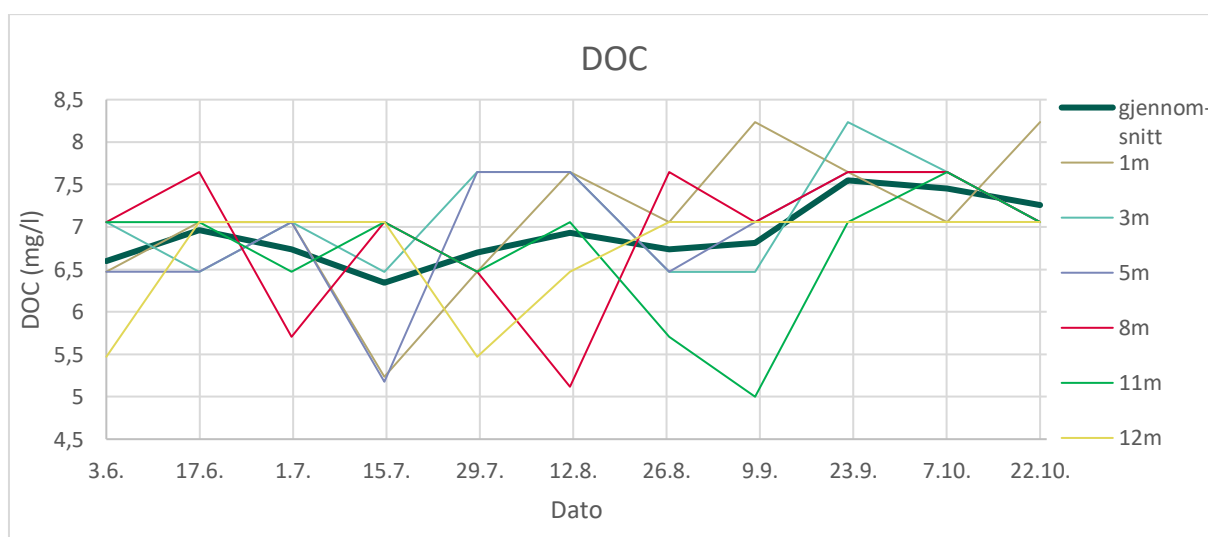
Gjennomsnittlig konsentrasjon, som vises med tykk mørk graf i Figur 15, har en konsentrasjon på $2,8 \mu\text{g/l}$ i begynnelsen av måleperioden. Videre øker gjennomsnittskonsentrasjonen frem mot 29.07.2024, før den synker frem til 09.09.2024. Deretter øker konsentrasjonen mot slutten av måleperioden, og den 22.10.2024 er den gjennomsnittlige konsentrasjonen av fosfor på alle dyp $10,3 \mu\text{g/l}$.



Figur 15: Konsentrasjonen (µg/l) av fosfat i Årungen fra juni til oktober 2024. Grafene vise målingene på 6 ulike dyp, samt gjennomsnittet med tykk mørk grønn graf.

3.5 Løst organisk karbon

Konsentrasjonen av løst organisk karbon, DOC, vises i Figur 16. Ved første måling den 03.06.2024 var konsentrasjonen av DOC mellom 5,5 mg/l og 7,1 mg/l i alle dyp. Ved siste måling den 22.10.2024 var konsentrasjonen i alle dyp mellom 7,1 mg/l og 8,2 mg/l. Den høyeste konsentrasjonen som ble målt var 8,2 mg/l, og det var 09.09.2024 (1 m), 23.09.2024 (3 m) og 22.10.2024 (1 m). Den laveste konsentrasjonen som ble målt var 5,0 mg/l den 09.09.2024 (11 m). Gjennomsnittskonsentrasjon av DOC i alle dyp varierte noe gjennom sesongen, men lå alltid mellom 6,3 mg/l og 7,6 mg/l.

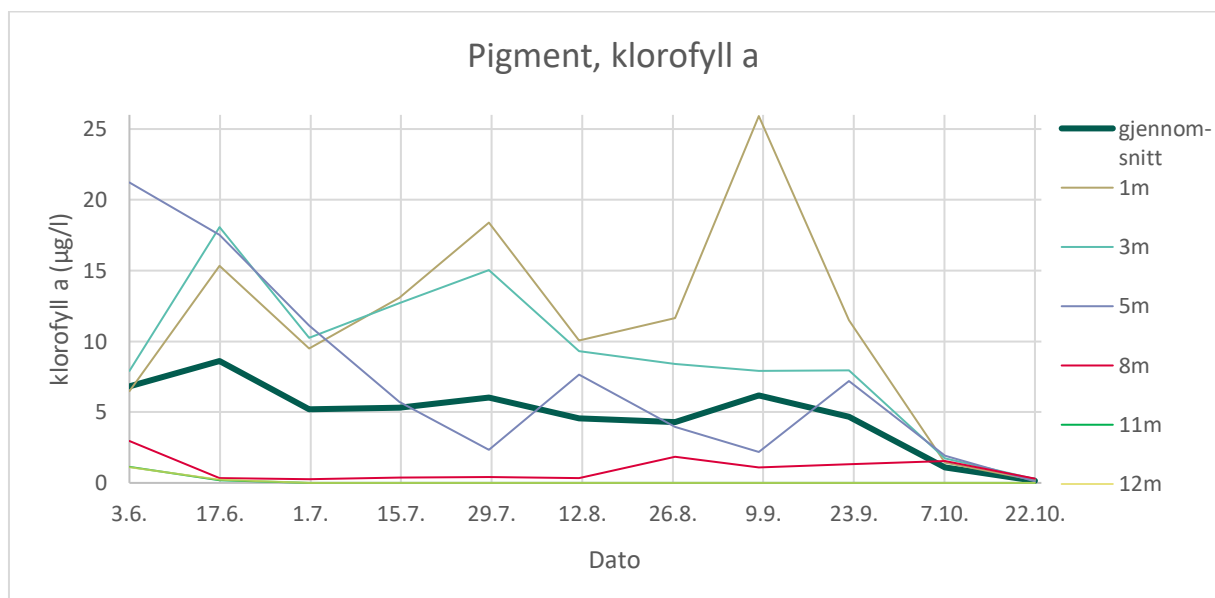


Figur 16: Konsentrasjonen (mg/l) an DOC i Årungen fra juni til oktober 2024. Målinger ble gjort på 6 ulike dyp som vises med en graf hver, gjennomsnittet vises av tykk mørk grønn graf.

3.6 Pigment, klorofyll a

Figur 17 viser konsentrasjonen av klorofyll a i Årungen på ulike dyp. Den mørk grønne grafen viser at gjennomsnittskonsentrasjonen synker i løpet av sommersesongen 2024. Gjennomsnittskonsentrasjonen begynner på 6 µg/l den 03.06.2024, før den øker noe de neste 14 dagene. Videre synker konsentrasjonen stort sett frem mot 22.10.2024 hvor konsentrasjonen var nær null.

Den høyeste konsentrasjonen som ble målt i perioden var 26 µg/l den 09.09.2024 (1 m). Den laveste konsentrasjonen av pigment som ble målt var 0 µg/l. Dette var verdien for 11 m og 12 m fra og med 01.07.2024 og gjennom resten av måleperioden.



Figur 17: Konsentrasjonen (µg/l) av pigmenter, klorofyll A i Årungen fra juni til oktober 2024. Tynne grafer viser resultater av målinger på seks ulike dyp, mens den tykke mørk grønne grafen er gjennomsnittet av målingene på alle dyp.

Del 4: Diskusjon

4.1 Nedbør og temperatur i luft

Værmålingene gjort av BIOKLIM på Søråsjordet er presentert i Figur 5 og Figur 6 (BIOKLIM, 2025), viser at temperaturen og nedbøren i 2024 skiller seg noe fra normalen (1991-2020). Kroken og Wolff (2025) har oppsummert vær-året 2024, med utgangspunkt i målinger gjort av BIOKLIM sin feltstasjon på Søråsjordet. De konkluderer med at juni hadde normal temperatur, men var våtere enn normalt. Juli var kaldere enn normalt og veldig våt.

August var omtrent som normalt, men september var både tørrere og varmere enn normalt. Oktober var varmere enn normalt, og totalt sett var hele 2024 både våtere og varmere enn normalt (Kroken & Wolff, 2025).

Økt nedbør kan føre til økt avrenning fra landbruket, og som Solheim et.al (2022) skriver, er landbruksavrenning en av de viktigste kildene til eutrofiering i vann. Økt nedbør kan derfor føre til økt tilførsel av næringsstoffer til Årungen. Det kan også føre til høyere tilførsel av totalt organisk karbon, TOC, som igjen kan øke klimagassutslippene av lystgass (Yang et al., 2015). Ser vi på nedbørsmålingen i Ås sommeren 2024 (*Figur 5*), så vises to høye topper: en i begynnelsen av juni og en i slutten av juli. Ser vi på totalt nitrogen (*Figur 10*) i Årungen så er det ingen økning i nitrogenkonsentrasjon direkte knyttet til nedbør. Dette viser at avrenning fra nedbørstoppene ikke tilfører Årungen økte mengder nitrogen. Samtidig vet vi at Årungen en betydelig andel av nedbørsfeltet til Årungen består av landbruksareal (Borch et al., 2007), så noe av nitrogenet kommer uansett herfra som allohton tilførsel.

Det er heller ingen tydelig sammenheng mellom nedbørstoppene og løst organisk karbon, DOC. Gjennomsnittskonsentrasjonen av DOC holder seg relativt stabil gjennom hele måleperioden, det samme gjelder målingene på de ulike dypene. Det er noen variasjoner i konsentrasjon, men disse har ingen klar sammenheng med nedbørstoppene.

4.2 Temperatur og oksygen i vann

Målingen gjort av temperatur og oksygen i Årungen viser tydelig sommerstagnasjon etterfulgt av høstsirkulasjon. Ved slutten av måleperioden er det oksygen i hele vannmassen, og dette viser at vannet har blandet seg, og dermed er konsentrasjonsgradienten av oksygen i vannmassen jevnet ut.

Lystgassproduksjon i hypolimnion styres av nitrat som denitrifiseres uten tilgang på oksygen (Ji et al., 2015). I *Figur 8 og Figur 9* (og vedlegge 1) vises det at det er et skille mellom 6 og 7 meter dyp når det kommer til oksygen midt på sommeren (juni-august). Det var da oksygenfritt fra 7 meter og nedover. I september var den samme trenden synlig på målingene, men da gikk skille mellom oksiske og anoksiske forhold på mellom 8 og 9 meter dyp. Disse anoksiske forholdene i hypolimnion bidrar sterkt til lystgassproduksjonen (Kortelainen et al., 2019). Videre er det veldig lik mengde oksygen i hele vannsøylen under siste måling den 22.10.2024, og dette viser at det var full sirkulasjon i vannmassene i siste halvdel av oktober, altså høstsirkulasjon.

Mangel på oksygen kan bety at det foregår mye respirasjon i kombinasjon med fraværet av sirkulasjon (Jane et al., 2023). Det er fotosyntesen som produserer oksygen i vannet (Wetzel, 2001), så fraværet av oksygen viser at det ikke foregår fotosyntese i hypolimnion. Fraværet av fotosyntese er forventet grunnet lysbegrensningen i de dype vannmassene. Lite oksygen i hypolimnion er også forventet grunnet sommerstagnasjonen og ingen sirkulasjon i vannmassene. Dette underbygges av resultatene presentert i *Figur 17*, som viser at det ikke er særlig mye klorofyll a i hypolimnion fra juni til oktober. Denne figuren sett i sammenheng med oksygen (*Figur 8*) indikerer at oksygen som finnes i hypolimnion i begynnelsen og slutten av måleperioden ikke blir produsert i nedre halvdel av vannmassene. Det blir derimot transportert dit ved hjelp av sirkulasjon.

I Årungen er temperaturen høyest i begynnelsen av juni. Generelt avtar den utover i sesongen, med noen individuelle variasjoner. Det er tydelig når en ser på temperaturprofilen til Årungen (*Figur 7*) at det er dannet temperatursjiktning i Årungen sommeren 2024. De fleste grafene har klare knekkpunkt mellom 3 m og 9 m, og dette viser raske temperaturvariasjoner. Det er da et varmt epilimnion øverst og kaldt hypolimnion nederst i vannsøylen. Ved siste dag med feltarbeid den 22.10.2024 er temperaturprofilen en rett strek, noe som betyr jevn temperatur i hele vannsøylen. Dette viser at det er full sirkulasjon i vannmassene.

Temperaturen og oksygeninnholdet i Årungen følger altså samme trend gjennom måleperioden. Disse parameterne viser, både sammen og hver for seg, at det er en tydelig sjiktning i Årungen om sommeren, med kaldt, oksygenfattig hypolimnion og varmt, oksygenrikt epilimnion. Samtidig er det like tydelig at det er full sirkulasjon i vannmassene ved siste måling den 22.10.2024, med lik temperatur og oksygenkonsentrasjon i hele vannsøylen. Denne sjiktningen om sommeren bidrar til at det kan produseres lystgass i hypolimnion.

4.3 Fosfor og fosfat

Siden fosforkonsentrasjonen øker utover i feltperioden (*Figur 15*) viser det at fosfor ikke er en begrensende faktor for vekst i Årungen (Sternen, 2008). Siden det under store deler av feltperioden er anoksiske forhold kan det bety at fosfor slippes ut av sedimentene (Staalstrøm et al., 2022). Denne teorien styrkes av *Figur 15*, hvor grafene viser tydelig at det er høyest fosforkonsentrasjon på 11 m og 12 m. Spesielt på 12 meter dyp er konsentrasjonen av fosfor vesentlig høyere enn i resten av vannsøylen i begynnelsen av oktober. Dette indikere fosforutlekking fra sedimentene når det er anoksiske forhold.

Fosfat står for en veldig liten andel av det totale fosforet. Gjennomsnittet av den totale fosforkonsentrasjonen ligger omtrent mellom 20 og 50 $\mu\text{g/l}$, mens gjennomsnittlig fosfatkonsentrasjon ligger mellom 3 og 10 $\mu\text{g/l}$. Dermed må det meste av det totale fosforet i Årungen være bundet til partikler. Fosfor lagres i sedimenter, og når det er oksygen tilstede hemmer det frigjøring til vannmassene (Müller et al., 2007), fordi fosfor er bundet til metaller ved tilgang på oksygen. Fra starten av september øker fosfatkonsentrasjonen, spesielt på 12 meter dyp. Dette viser et oksygenfritt miljø med fosfatutlekking fra sedimentene.

4.4 Lystgass

I *Figur 13* kommer det frem at det er en kraftig økning i lystgasskonsentrasjonen i Årungen mellom 12.08.2024 og 26.08.2024. Økningen er spesielt stor i nedre halvdel av vannsøylen. Mot slutten av måleperioden er konsentrasjonen lik i øvre og nedre halvdel, og den totale konsentrasjonen i hele vannsøylen er noe redusert fra sin høyeste konsentrasjon. Samtidig er fortsatt den totale konsentrasjonen høyere ved slutten av måleperioden enn den gjennomsnittlige konsentrasjonen i hele måleperioden. Den plutselige og kraftige økningen i lystgasskonsentrasjonen siste halvdel av august i Årungen viser at det produseres lystgass i innsjøen.

I juni ligger den totale lystgasskonsentrasjonen i hele vannsøylen på omtrent 5 g/m^2 . I september har denne steget til rett under 25 g/m^2 . Dette er en økning på omtrent 20 g/m^2 , noe som viser en kraftig økning i konsentrasjonen av lystgass. Økningen er definitivt størst i nedre halvdel, her øker den med omtrent 18 g/m^2 . Økningen i øvre halvdel av vannsøylen var rundt 5 g/m^2 . Den kraftige økningen i nedre halvdel av vannsøylen kommer samtidig som hypolimnion er anoksisk (*Figur 8 og Figur 9*). Dette viser at lystgass produseres i hypolimnion under anoksiske forhold.

I feltarbeidet ble det bare målt netto konsentrasjon av lystgass. Det ble ikke tatt hensyn til eventuelle utslipp underveis i prøveperioden. Lystgass kan danne bobler som transporteres til overflaten gjennom sommeren, og dette slippes da ut i atmosfæren. Dermed er målingene av lystgass i Årungen ikke nødvendigvis helt presise, men mer sannsynlig et underestimat av den faktiske dannelsen av lystgass.

4.5 Drivere for lystgassproduksjon

Produksjonen av lystgass i Årungen påvirkes av mange faktorer, og disse faktorene påvirker produksjonen på ulik måte. Det varierer også hvor viktige de ulike faktorene er for lystgassproduksjonen.

4.5.1 Totalt nitrogen

Gjennom hele feltperioden ble det målt høye nitrogenkonsentrasjoner (*Figur 10*). Dette samsvarer bra med tidligere målinger (f.eks Siste rapport fra PURA og tidligere masteroppgaver fra Årungen, MINA). Lystgass er en form for nitrogen, og tilstedeværelsen av nitrogen i vannmassene er dermed essensielt for dannelse av lystgass i en innsjø.

For totalt nitrogen var konsentrasjonen høy i hele vannsøylen, og fordelingen i øvre og nedre halvdel av vannsøylen var jevn (*Figur 11 og Figur 12*). Nedgangen i konsentrasjonen av totalt nitrogen gjennom store deler av feltperioden, fra mai til begynnelsen av oktober, viser at det er mer nitrogen som forsvinner fra innsjøen enn det som bli tilført gjennom sommeren. En del av nitrogenet tas opp av biota (ON) som senere sedimenteres og akkumuleres i bunnsedimentene, mens en del av nitrogenet transporteres også ut av Årungen via utløpsbekken mot Bunnefjorden. Den høye nitrogenkonsentrasjonen betyr at nitrogen ikke er en begrensende faktor i Årungen, heller ikke for produksjonen av lystgass.

Det skjer en endring mellom 08.10.2024 og 22.10.2024, da konsentrasjonen av totalt nitrogen den siste målingen er mye høyere enn under de tidligere målingene. Ved begynnelsen av feltperioden er konsentrasjonen av totalt nitrogen rundt 30 g/m^2 , og den synker nedover til rundt 23 g/m^2 i midten av august. De siste 14 dagene i feltperioden øker konsentrasjonen med omtrent 7 g/m^2 . Denne kraftige økningen i oktober antas å ha en sammenheng med full sirkulasjon i vannmassene.

Når det er sjiktning i vannmassene om sommeren vil det tilføres nitrogen alloktont via blant annet avrenning, men dette nitrogenet vil ikke nå bunnen av vannmassene grunnet sjiktningen. Nitrogenet i den øverste delen kan dermed transporteres direkte videre via utløpsbekken, Årangelva. Tilførsel av nitrogen til Årungen under sjiktningsperioden kan derfor føre til høyere nitrogentransport nedover mot Indre Oslofjorden. Videre produseres det lite organisk materiale i hypolimnion om sommeren, noe som er forventet grunnet lysbegrensning. Etter sjiktning øker nitrogenopptaket i biota, og siden vannmassene sirkulerer vil også nitrogenet sirkulere fritt i vannmassene.

4.5.2 Uorganisk nitrogen

Generelt er det høye verdier av uorganisk nitrogen i Årungen gjennom sommersesongen, i forhold til liknende innsjøer (Staalstrøm et al., 2022). Denne høye konsentrasjonen av uorganisk nitrogen i Årungen tyder derfor på at den alloktone tilførselen av nitrogen er høy. Uorganisk nitrogen som nitrat kan komme fra landbruk via avrenning (Liu et al., 2022).

Ammonium

For ammonium er konsentrasjonen lav gjennom hele måleperioden sett i forhold til de andre nitrogenmålingene som vist i *Figur 10*. Den gjennomsnittlige konsentrasjonen av ammonium for hele vannsøylen er 0,1 g/m². Det er også et stort skille mellom epilimnion og hypolimnion (*Figur 11* og *Figur 12*), med høyere konsentrasjon under sprangsjiktet enn over. Denne lave ammoniumkonsentrasjonen i epilimnion viser at det skjer nitrifikasjon, og økningen i lystgasskonsentrasjonen i epilimnion kan dermed skyldes nitrifikasjonen her. I nedre halvdel av vannmassen er det en tydelig topp i ammoniumkonsentrasjonen den 09.09.2024, noe som betyr at det skjer lite nitrifisering da (Aczel, 2019). Også dette underbygges av nitratkonsentrasjonen i nedre halvdel (*Figur 12*), som synker når ammoniumkonsentrasjonen øker. Epilimnion er oksygenrikt gjennom sommersesongen, og den lave konsentrasjonen av ammonium sett i sammenheng med konsentrasjonen av lystgass i øvre halvdel av vannmassene kan bety at ammonium oksideres ved nitrifikasjon til lystgass.

Nitrat

Nitrat har mye høyere konsentrasjon enn ammonium i Årungen (*Figur 10*). Selv om den totale konsentrasjonen av nitrat er veldig lik i øvre og nedre halvdel av vannmassen, så er det en tydelig forskjell i utviklingen gjennom sommeren i øvre (*Figur 11*) og nedre (*Figur 12*) halvdel i vannmassen. Den kraftige reduksjonen av nitrat i begynnelsen av måleperioden, spesielt i nedre halvdel av vannmassene, viser tydelig at det skjer denitrifikasjon. Sett i sammenheng med økning i lystgasskonsentrasjon vises det at denitrifikasjon i hypolimnion er en viktig prosess for lystgassproduksjonen i Årungen. Denne forskjellen på epilimnion og hypolimnion er en god indikator på at det er en sjiktning i vannmassene som deler øvre og nede halvdel av vannmassen. Samtidig viser målingene på at en stor andel av lystgassproduksjon er avhengig av anoksiske forhold.

Når konsentrasjonen av ammonium synker mot slutten av feltperioden så øker konsentrasjonen av nitrat (*Figur 10*). Dette kan skyldes nitrifikasjon (Solheim et al., 2022).

Når ammoniumkonsentrasjonen er høy, er det mye ammonium løst i vannmassene. At nitratkonsentrasjonen synker frem til 23.09.2024 viser at lite nitrat kommer som avrenning fra landbruket i perioden (Yousefi & Douna, 2023), selv med mye nedbør (*Figur 5*). Dette skyldes blant annet mye fordamping om sommeren grunnet høy lufttemperatur. Det er likevel naturlig å anta at noe nitrogen blir tilført Årungen via avrenning fra landbruk. Det er generelt størst avrenning av nitrogen ved nedbørsperioder rett etter gjødsling, og utover plantenes vekstperioder tas nitrogen opp av planter. Det at det ikke er noen sammenheng mellom nedbørstopper og nitratkonsentrasjon i Årungen betyr dermed at bønder i nærområdet har gjødslet på strategiske tidspunkter i 2024, sett i forhold til nitrogenavrenning til Årungen.

Vanlig nitratkonsentrasjon i en innsjø er rundt 2 – 3 % av det totale nitrogen innholdet (Staalstrøm et al., 2022). Målingene fremstilt i *Figur 10* viser at konsentrasjonen av nitrat er mye høyere. Det er da naturlig å anta at mye nitrat blir tilført Årungen fra nedbørsfeltet, og dette henger sammen den store andelen landbruksområder som ligger omkring Årungen (Borch et al., 2007). Selv om det ikke er en tydelig sammenheng mellom nedbørstopper og nitratinnhold i Årungen, så vil den generelle transporten av næringsstoffer som nitrat fra landbruksdrift i området rundt Årungen påvirke vannkvaliteten. I tillegg er det noe bebyggelse, inkludert hytter, i området rundt Årungen (NVE, 2025), dermed er det naturlig å anta at noe av nitrattet kommer som avrenning fra spredte avløp.

Nitratkonsentrasjonen ligger mellom 12 og 22 g/m² i hele vannsøylen gjennom måleperioden. Konsentrasjonen av lystgass i samme område er mellom 4 og 24 g/m². Den samme trenden gjelder for konsentrasjonen av nitrat og lystgass i den nedre halvdel av vannsøylen. Dette betyr at det totalt sett dannes mer lystgass i Årungen enn den mengden lystgass som omdannes i hypolimnion ved denitrifikasjon av nitrat.

4.5.3 Organisk nitrogen og klorofyll a

Også for organisk nitrogen er den totale konsentrasjonen gjennom sesongen veldig lik i øvre og nedre halvdel av vannmassen (*Figur 11 og Figur 12*), men trendene er ulike. Samtidig er konsentrasjonen av organisk nitrogen vesentlig lavere enn totalt nitrogen (*Figur 10*), som viser at mye av nitrogenet i Årungen er uorganisk nitrogen. I øvre halvdel av vannsøylen varierer konsentrasjonen av organisk nitrogen noe, med en nedgang omtrent hver 6. uke, etterfulgt av en økning i konsentrasjonen. I nedre halvdel øker konsentrasjonen jevnt fra begynnelsen av måleperioden, før den minker de 4 siste ukene. Trenden til organisk nitrogen er motsatt av nitrat i nedre halvdel av vannsøylen, noe som indikere at det er mer nitrogen

lagret i dødt organisk materiale i nedre del av Årungen utover sommeren. Dette skyldes akkumulering av organisk materiale som er produsert i vekstperioden.

Mengden pigment i form av klorofyll a, synker gjennom feltperioden (*Figur 17*). Den 22.10.2024 er det minimalt med klorofyll igjen i vannmassene. Dette viser at primærproduksjonen synker utover i sesongen. Under 5 meter er det nesten ingen klorofyll i det hele tatt gjennom hele måleperioden. Dette viser at det er skjer svært lite primærproduksjon i den nederste halvdel av vannsøylen, hypolimnion.

En økning i organisk nitrogen i den nedre delen av vannsøylen betyr at dødt organisk materiale blir brutt ned til løst organisk materiale som synker nedover mot bunnen. Dette kan lagres i sedimentene, og dermed øker konsentrasjonen av organisk nitrogen i hypolimnion. Det døde organiske materialet som brytes ned forbruker oksygen, som bidrar til oksygenfritt bunnvann, som igjen kan bedre forholdene for produksjon av lystgass.

Av *Figur 12* kommer det tydelig frem at når konsentrasjonen av uorganisk nitrogen (ammonium og nitrat) synker, så øker konsentrasjonen av organisk nitrogen i nedre halvdel av vannsøylen. Dette skyldes blant annet opptak av nitrogen i biota (Solheim et al., 2022). Den samme trenden vises i hele vannsøylen (*Figur 10*), selv om det ikke er like tydelig.

4.5.4 Fosfor

Økning i fosforkonsentrasjonen i vannmassen påvirker nitrogensyklusen, og i august og september økte gjennomsnittlig lystgasskonsentrasjon i hele og i nedre del av vannsøylen (*Figur 13*). Fosfor bidrar til nitrifikasjon- og denitrifikasjonsprosesser (Mehnaz et al., 2019; Mori et al., 2013), og kan generelt føre til mer primærproduksjon siden det er et viktig næringsstoff. I og med at fosforkonsentrasjonen øker gjennom sesongen bidrar det til mer nitrogenfiksering og økt planteopptak av nitrogen (Wang et al., 2022). Videre kan det føre til at mer nitrogen holdes i kretsløpet. Dette kan knyttes sammen med den økende konsentrasjonen av organisk nitrogen fra juni til begynnelsen av oktober (*Figur 10*).

4.5.5 Sediment

Den første tiden i feltperioden var ikke hypolimnion anoksisk, men det er samtidig en konsentrasjon av lystgass på rundt 10 g/m² i hele vannsøylen. Konsentrasjonen i nedre halvdel var omtrent dobbelt så høy som i øvre halvdel av vannmassen. Denne konsentrasjonen av lystgass indikerer at det er utslipp av lystgass fra sedimentene, selv om det ikke er anoksiske

forhold nede ved sedimentene. Dette kan skyldes utslipp av lystgass fra nitrogenholdige sedimenter som har sedimentert ved tidligere anledninger.

4.6 Utslipp

Den 22.10.2024, siste dagen med feltarbeid, hadde vannet i Årungen jevn temperatur og oksygeninnhold i hele vannmassen. Dette viser at høstsirkulasjonen hadde begynt, og vannmassene er blandet ved sirkulasjon. Dette skjer fordi vannet har lik temperatur og dermed lik tetthet som gjør at vannet blandes lett.

Når vannmassene sirkulerer så synker den totale lystgasskonsentrasjonen (*Figur 13*). Samtidig er konsentrasjonen av lystgass lik i både øvre og nedre halvdel av vannsøylen. Dette underbygger påstanden om at vannmassene sirkulerer. Når vannmassene blandes så blir det oksygenfattige bunnvannet transportert oppover og blander seg med oksygenrikt vann lenger opp. Når lystgassen kommer i kontakt med overflaten kan den diffundere til atmosfæren. Dette stemmer bra overens med nedgangen i den totale konsentrasjonen av lystgassen når sirkulasjonen har begynt. Når lystgassen diffunderer fra vannet til lufta og opp i atmosfæren er den ikke lenger en gass som er fanget i vann, men den flyter fritt som klimagass.

På det høyeste er konsentrasjonen av lystgass i hele vannmassen i Årungen omtrent 24 g/m^2 . Ved høstsirkulasjonen har konsentrasjonen sunket til rundt 18 g/m^2 . Denne lystgassen som ikke lenger er i vannmassene, kan enten blitt omdannet til N_2 eller den kan ha diffundert ut i luften over Årungen.

Nøyaktig hvor mye lystgass som diffunderer opp i atmosfæren er vanskelig å fastslå. Samtidig er det kjent at lystgass er en potent klimagass som kan bryte ned ozonlaget rundt jorden (Serikstad, 2023). Derfor antas det at utslippet av lystgass fra Årungen har en negativ effekt på klimaet. Det er naturlig å anta at noe av lystgassen som blir produsert i Årungen blir transportert via utløpsbekken og videre til Indre Oslofjord. Samtidig er det naturlig å anta at noe av lystgassen diffunderer opp i atmosfæren på vei til Oslofjorden. Dette skyldes at vann som renner i bekker har mer turbulens enn stillestående vann, og dermed oppstår det lettere en likevekt i vannet.

Del 5: Avslutning

Etter endt sommersesong og måleperiode med feltarbeid i 2024, er det klart at nitrogenkretsløpet i Årungen ikke er et lukket system, nitrogen blir både tilført og transportert bort. Samtidig er prosessene kompliserte og påvirkes av mange faktorer. Det er vanskelig å beskrive detaljer om hva som skjer og hvor mye nitrogen som omdannes til ulike former, selv med målte konsentrasjoner og verdier presentert i diagrammer og grafer. Nitrogen som blir tilført Årungen kan komme via avrenning, eller det kan være planter og dyr som vokser og lever rundt innsjøen som havner i vannet når de dør. I tillegg til at nitrogen i vannmassene kan renne ut via utløpsbekken, kan også organismer som inneholder organisk nitrogen sedimentere. Da er sedimentene et sluk for nitrogen. Videre kan nitrogen i sedimentene frigjøres, for eksempel som lystgass. Sedimentene opptrer da som en kilde til nitrogen. I selve vannmassen omdannes nitrogen til ulike former, og de ulike nitrogenkonsentrasjonene varierer gjennom sesongene. Lystgass måles ikke som en del av det totale nitrogenet, så dermed gir ikke målingene av totalt nitrogen et tydelig bilde på hvor mye nitrogen som faktisk finnes i Årungen.

Den kraftige økningen i lystgasskonsentrasjon midt i måleperioden viser at det ble produsert lystgass i Årungen sommeren 2024. Samtidig viser målingene at denne produksjonen er avhengig av nitrat og oksygenkonsentrasjonen, det vil si fraværet av oksygen. Nitrat omdannes til lystgass ved denitrifikasjon i anoksisk hypolimnion.

Ser man på epilimnion og hypolimnion hver for seg, ser man at det er hypolimnion som har størst produksjon av lystgass. Konsentrasjonen av lystgass i epilimnion øker noe utover i sesongen, men hypolimnion spiller den største rollen for utslipp av lystgass til atmosfæren. Samtidig synker lystgasskonsentrasjonen mot slutten av måleperioden når det er full sirkulasjon i vannmassen. Lystgass kommer i kontakt med luften på overflaten når vannet sirkulerer. Da kan lystgassen diffundere videre opp i atmosfæren.

Hypolimnion må være oksygenfritt for at lystgass skal dannes ved denitrifikasjon, og dette oppfylles blant annet av at det ikke gjennomføres fotosyntese her. Videre er det høy nedbrytningsrate på døde organismer nedover i vannmassen, og denne prosessen forbruker oksygen.

Tilstedeværelsen av nitrat er også essensielt for produksjonen av lystgass i Årungen. Gjennom hele måleperioden er nitratkonsentrasjonen aldri null. Det betyr videre at en reduksjon i

nitratkonsentrasjonen i Årungen hypolimnion kan føre til lavere produksjon av lystgass og dermed mindre klimagassutslipp. Samtidig kan fraværet av nitrat i vannet nær sedimentene føre til fosfatutlekking. Dette vil være en interngjødsling som øker fosforkonsentrasjonen i Årungen, som igjen kan øke primærproduksjonen og øker algekonsentrasjonen.

Fordi det allerede er lystgass i Årungen før hypolimnion blir anoksisk, så må det være andre faktorer enn nitrat og oksygenfritt hypolimnion som bidrar til produksjon av lystgass. Det er naturlig å anta at det produseres lystgass i sedimentene. Årungen har over lang tid hatt høy konsentrasjon av nitrogen, så nitrogenholdige sedimenter kan føre til utslipp av lystgass.

Videre anbefales det derfor å sørge for at nitrogenkonsentrasjonen, i hovedsak nitratkonsentrasjonen, er lav for å minke lystgassproduksjonen. Samtidig som den ikke må bli for lav grunnet fosfor i sedimentene, det kan bli fosfatutslipp ved for lave nitratverdier. I tillegg spiller sedimentene en viktig rolle, og det er vanskelig å påvirke sedimentene til å slippe ut mindre lystgass.

Avslutningsvis er det tydelig at Årungen er en kilde til klimagassutslipp i form av lystgass. Det er også stor sannsynlighet for at Årangelva transporterer nitrogen til Indre Oslofjorden, og det kan forverre den allerede dårlige tilstanden i Oslofjorden. Samtidig kan det være vanskelig å sette i gang tiltak for å minke lystgassproduksjonen i Årungen. Det kan være et forslag å gjennomføre målinger av nitrogen, inkludert lystgass, flere år på rad, og gjennom hele året i Årungen. Da kan man få et tydeligere bilde av prosessene gjennom sesongen, samt se hva som er et «normalt år». I tillegg anbefales det å vurdere om en skal gjøre tilsvarende målinger i inn- og utløpsbekkene. Da er det lettere å fange opp hvilke bekker som tilfører Årungen nitrogen (i form av nitrat som kan omdannes til lystgass) og hvor mye nitrogen som faktisk transporteres videre til Oslofjorden via Årangelva.

Del 6: Referanser

- Aczel, M. R. (2019). What is the Nitrogen Cycle and why it is Key to Life? *Frontiers for Young Minds*, 7. <https://kids.frontiersin.org/articles/10.3389/frym.2019.00041#ref8a>
- Aquateam AS. (2009). Faktaark Årungen, Vannforekomst nr 14 i vannområde Bunnefjorden med Årungen og Gjersjøvassdraget. https://pura.no/wp-content/uploads/2013/02/faktaark_014_%C3%85rungen.pdf-.pdf
- Badamasi, H., Yaro, M. N., Ibrahim, A. & Bashir, I. A. (2019). Impacts of phosphates on water quality and aquatic life. *Chem. Res. J*, 4, 124-133. https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/116289456/PHOSPHATES-libre.pdf?1719145923=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DImpacts+of+Phosphates+on+Water+Quality+a.pdf&Expires=1746181424&Signature=XX9pAID35jd4V0UF2H~Z7TQmZl2QWEJDstBtLD2~FK9M9G8vvyjR~46Ui5V0aKF1~3zdCpWSopuDdf2ie3tCZlx~T5lmfLTq7L0Ca3-dYTzrfnK8cDqJzMokvy-ETN3GLZyO~g9cgnKI7nVX9S0XpCH8Fdfu24RBtm~8HcBbWqove8iRb8H7L~Jt6z~xTTUX65L9CQSkUA8pC1IBKltks3XXNG2ilQr4~vJ~-3l9bnd5lCBnVz7dvAVk9kp49-WenneWaW~buJaJxncwLtT9DNuKlwJrG7Fsn-TSla1igEji2FEM5T8MvhGPDEP5WIG9Cs2lRJC6quuay6bErM4viZQ_&Key-Pair-Id=APKAJLOHF5GGSLRBV4ZA
- Baines, J. & Banks, M. (1990). *Atmosfæren* (Norsk utgave. utg., Bd. 1). Bokklubbens barn/Gyldendal Norsk Forlag. https://www.nb.no/items/URN:NBN:no-nb_digibok_2009051300127?page=5
- Beaulieu, J. J., Nietch, C. T. & Young, J. L. (2015). Controls on nitrous oxide production and consumption in reservoirs of the Ohio River Basin. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 120(10), 1995-2010. <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/2015JG002941>
- BIOKLIM. (2025). *Meteorologiske data for Ås - BIOKLIM*. <https://www.nmbu.no/forskning/grupper/meteorologiske-data>
- Boehrer, B. & Schultze, M. (2008). Stratification of lakes. *Reviews of Geophysics*, 46(2). <https://doi.org/10.1029/2006rg000210>
- Borch, H., Yri, A., Løvstad, Ø. & Turtumøygard, S. (2007). Tiltaksplan for Årungen. 2. <http://hdl.handle.net/11250/2483445>
- Brod, E., Bechmann, M. & Øgaard, A. F. (2017). Løst fosfat i jordbruksavrenning—forskjell mellom driftssystemer. *VANN*, 1(2017), 47-56.
- Brönmark, C. & Hansson, L.-A. (2017). *The biology of lakes and ponds* (Third Edition. utg.). Oxford university press. [https://books.google.no/books?hl=en&lr=&id=X_U-DwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=Br%C3%B6nmark,+C.+%26+Hansson,+L.-A.+\(2017a\).+The+Abiotic+Frame+and+Adaptations+to+Cope+with+Abiotic+Constraints.+In+The+Biology+of+Lakes+and+Ponds,+pp.+7-68:+Oxford+University+Press.&ots=-OgU8A_pSM&sig=rXYrCjVpLvlg41mfLEKpOwzN120&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false](https://books.google.no/books?hl=en&lr=&id=X_U-DwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=Br%C3%B6nmark,+C.+%26+Hansson,+L.-A.+(2017a).+The+Abiotic+Frame+and+Adaptations+to+Cope+with+Abiotic+Constraints.+In+The+Biology+of+Lakes+and+Ponds,+pp.+7-68:+Oxford+University+Press.&ots=-OgU8A_pSM&sig=rXYrCjVpLvlg41mfLEKpOwzN120&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false)
- Butler, J. H., Pequegnat, J. E., Gordon, L. I. & Jones, R. D. (1988). Cycling of methane, carbon monoxide, nitrous oxide, and hydroxylamine in a meromictic, coastal lagoon.
- Carey, C. C. (2023). Causes and consequences of changing oxygen availability in lakes: Kilham Plenary Lecture Article. I *Inland Water* (Bd. 13(3), s. 316–326). <https://doi.org/10.1080/20442041.2023.2239110>

- Digernes, I. (2004). KJEMISKE og FYSIKALSKE METODER for måling i VANN. I.
- Downes, M. T. (1988). Aquatic nitrogen transformations at low oxygen concentrations. *Applied and Environmental Microbiology*, 54(1), 172-175. <https://doi.org/10.1128/aem.54.1.172-175.1988>
- Eick, M. J., Brady, W. D. & Lynch, C. K. (1999). *Charge properties and nitrate adsorption of some acid Southeastern soils* (0047-2425). Wiley Online Library. <https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2134/jeq1999.00472425002800010016x>
- Fisk, M. C., Ratliff, T. J., Goswami, S. & Yanai, R. D. (2014). Synergistic soil response to nitrogen plus phosphorus fertilization in hardwood forests. *Biogeochemistry*, 118, 195-204.
- Fox, L. E. (1993). The chemistry of aquatic phosphate: inorganic processes in rivers. Proceedings of the third international workshop on phosphorus in sediments, https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-011-1598-8_1
- Frey, C., Bange, H. W., Achterberg, E. P., Jayakumar, A., Löscher, C. R., Arévalo-Martínez, D. L., León-Palmero, E., Sun, M., Sun, X. & Xie, R. C. (2020). Regulation of nitrous oxide production in low-oxygen waters off the coast of Peru. *Biogeosciences*, 17(8), 2263-2287. <https://bg.copernicus.org/articles/17/2263/2020/>
- Frigstad, H., Ramon, P., Borgersen, G., Engesmo, A., Staalstrøm, A., Naustvoll, L. J., Lerch, S. J., Schøyen, M., Ruus, A., Strohmeier, T., Falkenhaug, T., Freitas, C., Moland, E., Haugen, T. O., Hoff, S. N. K., Jentoft, S., Mo, T. A., Rinde, E., Hanssen, S. A., . . . Walday, M. G. (2024). *Tilstandsrapport for Oslofjorden*. Norsk institutt for vannforskning og Miljødirektoratet. <https://imr.brage.unit.no/imr-xmlui/handle/11250/3173514>
- GoogleMaps. (2025). https://www.google.com/maps/dir/S%C3%B8r%C3%A5sjordet,+%C3%85s,+As/59.6809922,10.7509612/@59.6778578,10.7501795,3622m/data=!3m1!1e3!4m9!4m8!1m5!1m1!1s0x46415b4faf240e6d:0x8a1dfec3062204!2m2!1d10.7784892!2d59.6618017!1m0!3e2?entry=tту&g_ep=EgoyMDI1MDUwNy4wKXMDSoASAFQAw%3D%3D
- Griffis, T. J., Chen, Z., Baker, J. M., Wood, J. D., Millet, D. B., Lee, X., Venterea, R. T. & Turner, P. A. (2017). Nitrous oxide emissions are enhanced in a warmer and wetter world. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(45), 12081-12085. <https://doi.org/10.1073/pnas.1704552114>
- Guo, J., Peng, Y., Wang, S., Ma, B., Ge, S., Wang, Z., Huang, H., Zhang, J. & Zhang, L. (2013). Pathways and organisms involved in ammonia oxidation and nitrous oxide emission. *Critical reviews in environmental science and technology*, 43(21), 2213-2296. <https://doi.org/10.1080/10643389.2012.672072>
- Hagman, C. H. C., Rohrlack, T., Uhlig, S. & Hostyeva, V. (2019). Heteroxanthin as a pigment biomarker for *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae). *PLOS ONE*, 14(12), e0226650. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0226650>
- Huisman, J., Codd, G. A., Paerl, H. W., Ibelings, B. W., Verspagen, J. M. & Visser, P. M. (2018). Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*, 16(8), 471-483. <https://www.nature.com/articles/s41579-018-0040-1>
- IPCC. (1990). *Climate Change, The IPCC Scientific Assessment*.
- Jane, S. F., Mincer, J. L., Lau, M. P., Lewis, A. S., Stetler, J. T. & Rose, K. C. (2023). Longer duration of seasonal stratification contributes to widespread increases in lake hypoxia and anoxia. *Global Change Biology*, 29(4), 1009-1023. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/gcb.16525>

- Ji, Q., Babbin, A. R., Jayakumar, A., Oleynik, S. & Ward, B. B. (2015). Nitrous oxide production by nitrification and denitrification in the Eastern Tropical South Pacific oxygen minimum zone. *Geophysical Research Letters*, 42(24), 10,755-710,764.
<https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/2015GL066853>
- Jørgensen, N. (2009). Organic nitrogen. *Encyclopedia of inland waters*, 2, 832-851.
https://www.researchgate.net/profile/Niels-Jorgensen/publication/260555961_Organic_Nitrogen/links/5d7b5935299bf1d5a970c369/Organic-Nitrogen.pdf
- Kaplan, W. A., Elkins, J. W., Kolb, C. E., McElroy, M. B., Wofsy, S. C. & Durán, A. P. (1978). Nitrous oxide in fresh water systems: An estimate for the yield of atmospheric N₂O associated with disposal of human waste. *Volume 116, pages 423–438, (1978)*.
- Kortelainen, P., Larmola, T., Rantakari, M., Juutinen, S., Alm, J. & Martikainen, P. J. (2019). Lakes as nitrous oxide sources in the boreal landscape.
<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/gcb.14928>
- Kroken, S. & Wolff, M. (2025). *Været i Ås, 2024*. Norges miljø- og biovitenskaplige universitet.
<https://www.nmbu.no/fakulteter/fakultet-realfag-og-teknologi/vaeret-i-2024>
- Ladwig, R., Hanson, P. C., Dugan, H. A., Carey, C. C., Zhang, Y., Shu, L., Duffy, C. & Cobourn, K. M. (2021). Lake thermal structure drives interannual variability in summer anoxia dynamics in a eutrophic lake over 37 years. 25(2), 1009–1032.
- Li, L., Xu, J., Hu, J. & Han, J. (2014). Reducing nitrous oxide emissions to mitigate climate change and protect the ozone layer. *Environmental Science & Technology*, 48(9), 5290-5297.
<https://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/es404728s>
- Li, Y. (2024). The origin and evolution of Earth's nitrogen. *National Science Review*, 11(6).
<https://doi.org/10.1093/nsr/nwae201>
- Liu, Q., Wu, T. Y., Pu, L. & Sun, J. (2022). Comparison of fertilizer use efficiency in grain production between developing countries and developed countries. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 102(6), 2404-2412.
- Mehnaz, K. R., Corneo, P. E., Keitel, C. & Dijkstra, F. A. (2019). Carbon and phosphorus addition effects on microbial carbon use efficiency, soil organic matter priming, gross nitrogen mineralization and nitrous oxide emission from soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 134, 175-186.
- Meier, H. M., Väli, G., Naumann, M., Eilola, K. & Frauen, C. (2018). Recently accelerated oxygen consumption rates amplify deoxygenation in the Baltic Sea. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 123(5), 3227-3240.
<https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1029/2017JC013686>
- Mengis, M., Gächter, R. & Wehrli, B. (1997). Sources and sinks of nitrous oxide (N₂O) in deep lakes.
- Mori, T., Ohta, S., Ishizuka, S., Konda, R., Wicaksono, A., Heriyanto, J. & Hardjono, A. (2013). Effects of phosphorus addition with and without ammonium, nitrate, or glucose on N₂O and NO emissions from soil sampled under Acacia mangium plantation and incubated at 100% of the water-filled pore space. *Biology and Fertility of Soils*, 49, 13-21.
- Mulvaney, R. L. (1996). *Methods of Soil Analysis: Part 3 Chemical Methods, Chapter 38* (A. L. P. D.L. Sparks, P.A. Helmke, R.H. Loeppert, P. N. Soltanpour, M. A. Tabatabai, C. T. Johnston, M. E. Sumner, Red.). <https://doi.org/DOI:10.2136/sssabookser5.3>
- Müller, B., Bryant, L. D., Matzinger, A. & Wüest, A. (2007). Hypolimnetic Oxygen Depletion in Eutrophic Lakes. I *Environmental Science & Technology* (Bd. 46, s. 9964–9971).
<https://doi.org/10.1021/es301422r>

- Müller, B., Meyer, J. S. & Gächter, R. (2022). Denitrification and nitrogen burial in Swiss Lakes. *Environmental Science & Technology*, 56(4), 2794-2802. <https://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/acs.est.1c07602>
- Müller, B., Thoma, R., Baumann, K. B. L., Callbeck, C. M. & Schubert, C. J. (2021). Nitrogen removal processes in lakes of different trophic states from on-site measurements and historic data. *Aquatic Sciences*, 83(2). <https://doi.org/10.1007/s00027-021-00795-7>
- NVE. (2025). *NEVINA Nedbørfelt-Vannføring-INdeks-Analyse*. <https://nevina.nve.no/>
- Prasad, R. & Prasad, S. (2019). Algal blooms and phosphate eutrophication of inland water ecosystems with special reference to India. *International Journal of Plant and Environment*, 5(01), 01-08. <https://www.ijplantenviro.com/index.php/IJPE/article/view/1057/696>
- Pura. (2013, u.d.). *Faktaark Årungen*. Pura, Vannområde Bunnefjorden med Årrunge- og Gjersjøvassdraget. <https://pura.no/wp-content/uploads/2014/10/Faktaark-14-%C3%85runge-2013-V05.pdf>
- PURA. (u.d, 15.04.25). *PURA - Bakgrunn*. PURA. <https://pura.no/om-pura/bakgrunn/>
- Rassamee, V., Sattayatewa, C., Pagilla, K. & Chandran, K. (2011). Effect of oxic and anoxic conditions on nitrous oxide emissions from nitrification and denitrification processes. *Biotechnology and bioengineering*, 108(9), 2036-2045. <https://analyticalsciencejournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/bit.23147>
- Rohrlack, T. (2022). *Forelesning 7: Fosfor, VANN210 - Limnologi/ferskvannøkologi*.
- Romarheim, A. T., Tominaga, K., Riise, G. & Andersen, T. (2015). The importance of year-to-year variation in meteorological and runoff forcing for water quality of a temperate, dimictic lake. https://www.researchgate.net/publication/279210706_The_importance_of_year-to-year_variation_in_meteorological_and_runoff_forcing_for_water_quality_of_a_temperate_dimictic_lake
- Rosland, A. (1993). *Utslipp til luft i Norge - Rapport om status og utvikling*. S. forurensningstilsyn. <https://inis.iaea.org/records/eypm1-ttdt26>
- Rosland, F. (1984). *Vannbalanse og stofftransport i Årungen nedbørfelt*. N. I. forskningsråd. https://www.nb.no/maken/item/URN:NBN:no-nb_digibok_2012082109524
- Schulze, E.-D. (2000). *Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems* (Bd. vol. 142). Springer.
- Serikstad, G. L. (2023). Nitrogensyklus i ubalanse. <https://www.agropub.no/fagartikler/nitrogensyklus-i-ubalanse>
- Skovgaard, H., Åstebøl, S. O., Løvstad, Ø. & (Limno-Consult). (2011). *Innsjørestaurering i østensjøvann*. Limno-consult. https://pura.no/wp-content/uploads/2013/02/Sluttrapport_innsj%C3%B8restaurering_%C3%98stensj%C3%B8vann_juni_2011.pdf
- Smith, D., Owens, P., Leytem, A. & Warnemuende, E. (2007). Nutrient losses from manure and fertilizer applications as impacted by time to first runoff event. *Environmental Pollution*, 147(1), 131-137.
- Solheim, A. L., Haande, S., Dillinger, B., Persson, J., Skjelbred, B. & Mjelde, M. (2022). Eutofiering av norske innsjøer. Tilstander og trender. Artikkelt 7744-2022. <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/3014661>
- Stabell, T. (2023). Nitrogenavrenning fra PURA-området til Bunnefjorden, 2017 - 2022. https://pura.no/wp-content/uploads/2024/05/Nitrogenavrenn-Bunnefj_2017-2022_J02_fra-Trond-20231205_endelig.pdf

- Stein, L. Y. & Klotz, M. G. (2016). The nitrogen cycle. *Current Biology*, 26(3), R94-R98.
[https://www.cell.com/current-biology/fulltext/S0960-9822\(15\)01518-3](https://www.cell.com/current-biology/fulltext/S0960-9822(15)01518-3)
- Sterner, R. W. (2008). On the Phosphorus Limitation Paradigm for Lakes. *International Review of Hydrobiology*, 93(4-5), 433-445.
- Staalstrøm, A., Engesmo, A., Andersen, G. S. & Hjermann, D. Ø. (2020). *Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord Årsrapport 2019*. Norsk institutt for vannforskning.
<https://hdl.handle.net/11250/2660255>
- Staalstrøm, A., Walday, M. G., Vogelsang, C., Frigstad, H., Borgersen, G., Albretsen, J. & Naustvoll, L. J. (2022). *Utredning av behovet for å redusere tilførslene av nitrogen til Ytre Oslofjord*. NIVA.
<https://hdl.handle.net/11250/2762810>
- Søndergaard, M., Jensen, J. P. & Jeppesen, E. (2001). Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. *TheScientificWorld*, 1, 427-442. <https://doi.org/10.1100/tsw.2001.72>
- Trinic, A. & Riise, G. (2009). Development of cyanobacteria in Årungen. *VANN*, Artikkel 04 2009.
https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2009_794728.pdf
- Wang, R., Bicharanloo, B., Hou, E., Yong Jiang, Y. & Dijkstra, F. A. (2022). Phosphorus Supply Increases Nitrogen Transformation Rates and Retention in Soil: A Global Meta-Analysis. *Earth's Future*.
<https://doi.org/10.1029/2021EF002479>
- Webb, J. R., Hayes, N. M., Simpson, G. L., Leavitt, P. R., Baulch, H. M. & Finlay, K. (2019). Widespread nitrous oxide undersaturation in farm waterbodies creates an unexpected greenhouse gas sink. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(20), 9814-9819.
<https://www.pnas.org/doi/10.1073/pnas.1820389116>
- Webber, C. D. (2010). *Eutrophication : ecological effects, sources, prevention and reversal*. Nova Science Publishers.
- Weng, L., Van Riemsdijk, W. H. & Hiemstra, T. (2012). Factors controlling phosphate interaction with iron oxides. *Journal of environmental quality*, 41(3), 628-635.
<https://acsess.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.2134/jeq2011.0250>
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology Lake and River Ecosystems* (Third edition. utg.). Elsevier Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/C2009-0-02112-6>
- Yang, H., Andersen, T., Dörsch, P., Tominaga, K., Thrane, J.-E. & Hessen, D. O. (2015). Greenhouse gas metabolism in Nordic boreal lakes.
- Yousefi, H. & Douna, B. K. (2023). Risk of Nitrate Residues in Food Products and Drinking Water. *Asian Pacific Journal of Environment and Cance*, 6(1), 69-79.
<https://doi.org/10.31557/apjec.2023.6.1.69-79>
- Zhou, Z. (2025). Current Status of Research on Marine Nitrous Oxide Greenhouse Gases. *Theoretical and Natural Science*, 68, 164-171. <https://doi.org/10.54254/2753-8818/68/2025.20031>

Del 7: Vedlegg

Vedlegg 1 Verdier fra feltarbeid

Dato: 03.06.2024, kl. 09:30				Dato: 17.06.2024, kl. 09:30				Dato: 01.07.2024, kl. 09:35			
Dybde (m)	Temperatur (°C)	Oksygen (mg/l)	Oksygenmetning (%)	Dybde (m)	Temperatur (°C)	Oksygen (mg/l)	Oksygenmetning (%)	Dybde (m)	Temperatur (°C)	Oksygen (mg/l)	Oksygenmetning (%)
0,5	22,2	10,2	116	0,5	17,1	10	104	0,5	20,2	10,2	113
1	22,1	10,2	116	1	17	10,1	104	1	19,9	10,2	112
2	21,4	10,2	115	2	17	10,1	104	2	19,6	10	109
3	19	9,5	102	3	16,9	10	103	3	19,2	8,9	97
4	12,3	6,9	64	4	16,3	8,6	88	4	18,8	7,9	84
5	9,4	5,7	49	5	15,9	7,8	79	5	17,4	5,8	60
6	8,3	5,5	46	6	11,1	3,7	33	6	14	2	19
7	7,6	5,6	47	7	8,7	3,4	29	7	10,6	1,4	13
8	7,4	5,3	44	8	8	3,3	28	8	8,7	1,2	10
9	7,2	5	41	9	7,7	3	25	9	8,1	1,3	12
10	7,1	4,4	37	10	7,6	2,9	24	10	7,7	1	9
11	7	3,9	32	11	7,4	2,7	22	11	7,5	0,3	3
12	6,9	2,5	21	12	7,3	1,9	15	12	7,4	0	0
13	6,8	1,2	9	13	7,2	0,4	3	13	7,3	0	0

Dato: 15.07.2024, kl. 09:23				Dato: 29.07.2024, kl. 09:25				Dato: 12.08.2024			
Dybde (m)	Temperatur (°C)	Oksygen (mg/l)	Oksygenmetning (%)	Dybde (m)	Temperatur (°C)	Oksygen (mg/l)	Oksygenmetning (%)	Dybde (m)	Temperatur (°C)	Oksygen (mg/l)	Oksygenmetning (%)
0,5	18,8	8,4	90	0,5	20,3	10,4	115	0,5			
1	18,7	8,5	91	1	20,2	10,2	112	1	19,2	10,1	109
2	18,7	8,4	90	2	20,1	9,9	109	2	19,1	9,5	101
3	18,4	7,3	78	3	19,1	8	86	3	18,9	8,7	96
4	18,4	6,5	69	4	18,2	5,6	59	4	18,9	4,4	46
5	17,2	5,2	54	5	17,4	4,2	44	5	16,1	1,4	14
6	16,1	3,2	32	6	16,9	3,2	32	6	15,1	0,2	2
7	10,9	0	0	7	12,8	0	0	7	12,8	0	0
8	9,2	0	0	8	10,5	0	0	8	11	0	0
9	8,5	0	0	9	9,2	0	0	9	9,6	0	0
10	8,3	0	0	10	8,7	0	0	10	8,8	0	0
11	8,1	0	0	11	8,3	0	0	11	8,2	0	0
12	7,8	0	0	12	8	0	0	12	7,9	0	0
13	-			13	-	-	-	13	-	-	

Dato: 27.08.2024, kl. 09:36				Dato: 09.09.2024, kl. 09:40				Dato: 23.09.2024			
Dybde (m)	Temperatur (°C)	Oksygen (mg/l)	Oksygenmetning (%)	Dybde (m)	Temperatur (°C)	Oksygen (mg/l)	Oksygenmetning (%)	Dybde (m)	Temperatur (°C)	Oksygen (mg/l)	Oksygenmetning (%)
0,5	16,3	8,9	90	0,5	18,7	12,8	138	0,5			
1	16,1	8,7	88	1	18,5	12,7	136	1	15,1	9,6	93
2	16	8,4	85	2	17	10,1	104	2	15,1	9,5	93
3	16	8,1	82	3	16,6	8,3	85	3	15	9,5	93
4	15,9	7,7	78	4	16,1	7,1	72	4	15	8,9	88
5	15,8	7,6	77	5	15,9	6,5	66	5	14,9	8,6	84
6	15,7	7,5	75	6	15,7	6	61	6	14,9	7	68
7	15,5	7,1	71	7	15	4,7	46	7	14,5	6,4	60
8	14,9	5,6	55	8	13,6	1,8	17	8	13,5	6,1	57
9	10,5	0,3	2	9	10,6	0	0	9	11	0	0
10	9,3	0,1	1	10	9,1	0	0	10	9,4	0	0
11	8,8	0	0	11	8,9	0	0	11	8,9	0	0
12	8,5	0	0	12	8,8	0	0	12	8,4	0	0
13	-	-	-	13	-	-	-	13	-	-	-

Dato: 8.10.2024, kl. 09:31				Dato: 22.10.2024, kl 09:29			
Dybde (m)	Temperatur (°C)	Oksygen (mg/l)	Oksygenmetning (%)	Dybde (m)	Temperatur (°C)	Oksygen (mg/l)	Oksygenmetning (%)
0,5	12,3	7,3	68	0,5	10,4	7,4	66
1	12,2	7,1	66	1	10,4	7,2	64
2	12,2	7,1	66	2	10,3	7,1	63
3	12,2	7	65	3	10,3	7,1	63
4	12,2	7	65	4	10,3	7,1	63
5	12,2	7	65	5	10,3	7	62
6	12,2	7	65	6	10,3	6,9	62
7	12,2	7	65	7	10,3	6,9	61
8	12,2	6,9	64	8	10,3	6,8	61
9	12	5,1	47	9	10,2	6,7	59
10	11,3	0,6	5	10	10,2	6,6	59
11	9,8	0,2	2	11	10,2	6,5	57
12	9,2	0,1	1	12	10,2	6,5	57
13	-	-	-	13	-	-	-

Vedlegg 2 Resultater av alle målinger gjort på laboratoriet

prøve-nummer	prøvedato	dybde (m)	TN (µg/l)	NH4+ -N (µg/l)	NO3- -N (µg/l)	N2O -N (µg/l)	Organisk N (µg/l)	TP (µg/l)	PO43- (µg/l)	DOC	Chlorophyll a (µg/l)	Ar (µmol/l)	N2 (µmol/l)	N2O (µmol/l)	Ar [%]	N2 [%]	N2O [%]
1	03.06.2024	1	2208	2,36	1444,70	319,64	760,63	21,42	1,19	6470,59	6,47	13,8	500,9	11,4	100,4	94	125,5
2	03.06.2024	3	2258	1,15	1489,84	375,71	767,35	22,74	1,19	7058,82	7,92	13,9	516,4	13,4	86,7	84,6	114,7
3	03.06.2024	5	2714	2,36	1986,46	930,87	725,41	21,42	1,19	6470,59	21,22	17,5	633,2	33,2	96,1	92,4	232
4	03.06.2024	8	2731	1,90	2054,18	1200,04	675,03	17,45	1,19	7058,82	2,96	18,6	664,1	42,8	99,7	94,7	287,9
5	03.06.2024	11	2600	2,96	1918,74	1329,01	678,56	18,77	7,13	7058,82	1,13	19,1	688,8	47,4	101,9	97,8	317,2
6	03.06.2024	12	2579	3,71	2076,75	1432,75	498,68	18,77	4,75	5470,59	1,11	19	683,7	51,1	101,1	96,8	339,5
7	17.06.2024	1	2372	1,30	1467,27	350,48	903,74	24,06	3,56	7058,82	15,34	14,3	529,3	12,5	87,8	85,7	104,7
8	17.06.2024	3	2305	1,30	1422,12	356,09	881,35	28,03	4,75	6470,59	18,07	14,3	532,1	12,7	94,7	92	119,9
9	17.06.2024	5	2372	1,45	1512,42	434,59	858,44	25,38	3,56	6470,59	17,52	14,7	540,6	15,5	96,4	92,8	144,5
10	17.06.2024	8	2545	0,85	1918,74	1256,11	625,80	18,77	5,94	7647,06	0,35	18,8	680,8	44,8	113,7	108,9	366,6
11	17.06.2024	11	2482	0,69	1896,16	1362,66	585,20	18,77	4,75	7058,82	0,18	18,9	689,3	48,6	102,4	99,2	332,2
12	17.06.2024	12	2436	1,00	1828,44	1432,75	606,19	21,42	5,94	7058,82	0,21	19,3	694,7	51,1	103,6	99,4	346,1
13	01.07.2024	1	2187	1,60	1264,11	300,01	920,87	26,70	2,38	7058,82	9,48	13,2	502,1	10,7	70,9	71,6	72,2
14	01.07.2024	3	2271	1,30	1354,40	328,05	915,30	26,70	4,75	7058,82	10,23	13,7	514,3	11,7	94	92,2	118,1
15	01.07.2024	5	2212	1,15	1399,55	395,34	811,21	26,70	4,75	7058,82	11,12	14,2	527,6	14,1	90,6	88,4	125,9
16	01.07.2024	8	2440	1,00	1873,59	1211,25	565,26	20,09	4,75	5705,88	0,26	18,4	652,6	43,2	100,5	94,7	299,9
17	01.07.2024	11	2309	1,60	1647,86	1516,87	659,54	20,09	5,94	6470,59	0,00	19,3	696,8	54,1	104	100	368
18	01.07.2024	12	2237	4,77	1557,56	956,10	674,90	28,03	5,94	7058,82	0,00	19,4	695,5	34,1	104	99,3	230,4
19	15.07.2024	1	2064	2,36	1241,53	378,52	820,27	31,99	3,56	5235,29	13,06	14	509,5	13,5	95,4	90,8	134,6
20	15.07.2024	3	2009	1,90	1354,40	386,93	652,98	31,99	3,56	6470,59	12,70	13,9	510,9	13,8	93,6	89,8	134,1
21	15.07.2024	5	2098	2,96	1444,70	454,22	650,28	28,03	3,56	5176,47	5,73	14,2	517,4	16,2	93,9	89,4	152,2
22	15.07.2024	8	2216	2,66	1625,28	611,23	588,19	20,09	4,75	7058,82	0,39	19	677,2	21,8	104,1	98,8	152,5
23	15.07.2024	11	2174	3,26	1512,42	84,11	658,24	20,09	8,32	7058,82	0,00	19,7	709,1	3	106,3	102	20,6
24	15.07.2024	12	2161	6,43	1399,55	67,29	755,27	25,38	8,32	7058,82	0,00	19,4	706,9	2,4	104,4	101,3	16
25	29.07.2024	1	1984	2,20	1106,09	437,40	875,66	42,57	7,13	6470,59	18,41	13,5	494,7	15,6	95	90,3	162,2
26	29.07.2024	3	1971	1,90	1173,81	448,61	795,58	30,67	5,94	7647,06	15,05	13,6	498,6	16	92,4	88,2	157,9
27	29.07.2024	5	2246	5,22	1331,83	698,15	908,62	38,60	7,13	7647,06	2,34	14,7	526,6	24,9	97	91,1	234,7
28	29.07.2024	8	2140	6,43	1376,98	238,32	756,74	26,70	7,13	6470,59	0,43	18	640,1	8,5	101,7	95,7	62
29	29.07.2024	11	1997	9,00	1354,40	84,11	633,22	29,35	8,32	6470,59	0,00	19,7	710,7	3	107,5	102,9	20,9
30	29.07.2024	12	1980	10,51	1376,98	86,92	592,26	35,96	8,32	5470,59	0,00	19,6	715,6	3,1	106,2	103	21
31	12.08.2024	1	1878	1,90	1015,80	482,26	860,73	39,93	5,94	7647,06	10,08	13,6	494	17,2	93,7	88,4	172,8
32	12.08.2024	3	1912	1,90	948,08	482,26	962,22	30,67	5,94	7647,06	9,32	13,4	500,3	17,2	92	89,5	173
33	12.08.2024	5	1929	1,75	993,23	541,14	934,10	34,64	5,94	7647,06	7,65	14,2	519,2	19,3	92,4	88,7	178,2
34	12.08.2024	8	2022	8,09	1286,68	588,80	727,18	24,06	5,94	5117,65	0,33	17,7	643,1	21	99	95,7	152,2
35	12.08.2024	11	1857	24,55	880,36	117,76	952,41	49,18	8,32	7058,82	0,00	19,6	733,6	4,2	107	106,5	29,2
36	12.08.2024	12	1853	27,87	902,93	134,58	922,30	54,47	10,69	6470,59	0,00	19,5	726,9	4,8	105,7	105	33,2
37	27.08.2024	1	2060	2,96	1173,81	787,87	883,17	46,54	5,94	7058,82	11,64	14,4	529,2	28,1	93,4	89,9	256,2
38	27.08.2024	3	2077	2,36	1331,83	869,18	742,64	37,28	5,94	6470,59	8,38	14,5	534,2	31	93,7	90,5	282
39	27.08.2024	5	2102	2,36	1376,98	995,36	722,82	35,96	7,13	6470,59	3,96	14,9	543,8	35,5	96,5	92	321,6
40	27.08.2024	8	2199	4,02	1264,11	1306,58	931,12	35,96	7,13	7647,06	1,83	15,6	574,6	46,6	90,2	87,8	352,9
41	27.08.2024	11	1731	26,81	677,20	3984,23	1026,67	57,11	7,13	5705,88	0,00	18,9	718	142,1	104,7	105,6	1007
42	27.08.2024	12	1625	37,08	609,48	4351,53	978,60	58,43	5,94	7058,82	0,00	19,3	722,8	155,2	106,2	105,8	1091
43	09.09.2024	1	2182	3,71	1128,67	566,37	1049,97	46,54	1,19	8235,29	25,92	14,2	519	20,2	94,5	90,3	192,7
44	09.09.2024	3	2119	1,60	1422,12	773,85	695,32	33,31	1,19	6470,59	7,91	14,6	539	27,6	95,2	91,8	253,3
45	09.09.2024	5	2161	1,90	1489,84	1012,18	669,51	37,28	2,38	7058,82	2,18	15,2	557,8	36,1	98,2	94,5	327,2
46	09.09.2024	8	2064	7,94	1241,53	1844,91	814,69	28,03	3,56	7058,82	1,08	15,4	565,6	65,8	92,5	89,8	532,6
47	09.09.2024	11	1625	82,22	541,76	4623,50	1001,18	58,43	8,32	5000,00	0,00	19,2	719,7	164,9	106,3	106,1	1173,9
48	09.09.2024	12	1608	49,01	428,89	3431,88	1130,37	63,72	9,51	7058,82	0,00	19,3	725	122,4	106,1	106,2	862,1
49	23.09.2024	1	2140	1,75	1196,39	787,87	942,00	38,60	4,75	7647,06	11,49	14,8	552,6	28,1	94,7	92,5	249,8
50	23.09.2024	3	2153	2,36	1309,26	790,68	841,20	34,64	3,56	8235,29	7,97	14,8	547,6	28,2	94,2	91,6	250,7
51	23.09.2024	5	2119	2,20	1309,26	877,60	807,58	29,35	3,56	7647,06	7,21	15,1	563,7	31,3	96,1	94,1	276,5
52	23.09.2024	8	2089	3,41	1128,67	1267,33	957,41	29,35	4,75	7647,06	1,30	14,8	546,8	45,2	91,5	88,9	380,7
53	23.09.2024	11	1553	37,38	451,47	5868,40	1064,55	57,11	8,32	7058,82	0,00	19,1	731,9	209,3	106,6	108,4	1503
54	23.09.2024	12	1499	58,97	225,73	3602,91	1213,82	70,33	10,69	7058,82	0,00	18,3	699	128,5	101,2	102,6	907,8
55	08.10.2024	1	2127	4,77	1399,55	1371,07	723,16	34,64	4,75	7058,82	1,43	15,9	589,9	48,9	95,5	93,4	393,7
56	08.10.2024	3	1520	4,17	1331,83	1376,68	183,63	34,64	3,56	7647,06	1,74	15,9	584,1	49,1	95,3	92,5	395,2
57	08.10.2024	5	2111	4,17	1331,83	1373,87	774,60	35,96	3,56	7647,06	1,91	16	588	49	96,1	93,1	394,4
58	08.10.2024	8	2098	4,17	1331,83	1376,68	761,94	35,96	2,38	7647,06	1,54	16	588,5	49,1	96	93,2	395,4
59	08.10.2024	11	1705	26,51	632,05	4553,41	1046,80	39,93	4,75	7647,06	0,00	17,8	669,4	162,4	100,2	99,9	1180,8
60	08.10.2024	12	1549	72,86	135,44	754,23	1340,88	119,25	19,01	7058,82	0,00	18,8	730,3	26,9	104,6	107,7	191,6
61	22.10.2024	1	2427	12,17	1467,27	1435,56	947,75	49,18	9,51	8235,29	0,19	16,1	589,6	51,2	92,5	89,6	383,7
62	22.10.2024	3	2520	9,60	1760,72	1435,56	749,73	49,18	10,69	7058,82	0,27	15,9	578,1	51,2	91,3	87,8	383,2
63	22.10.2024	5	2448	9,90	1783,30	1441,16	655,09	49,18	11,88	7058,82	0,11	16,2	592,6	51,4	92,7	90,1	385,3
64	22.10.2024	8	2482	11,56	1715,58	1497,24	754,92	49,18	9,51	7058,82	0,32	16,2	595,3	53,4	93,1	90,5	400,4
65	22.10.2024	11	2558	11,41	1715,58	1634,63	831,05	51,82	8,32	7058,82	0,00	16,9	624,8	58,3	96,7	94,9	436,7
66	22.10.2024	12	2415	8,55	1580,14	1477,61	825,84	51,82	11,88	7058,82	0,00	16,4	595,8	52,7	94	90,3	392,8

(NVE, 2025)



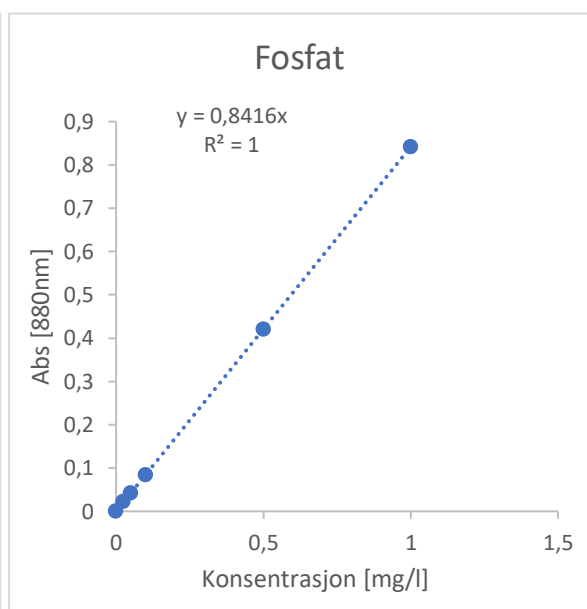
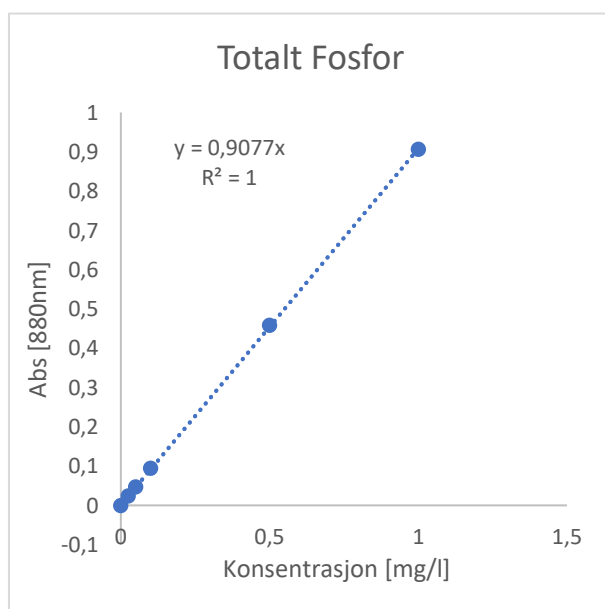
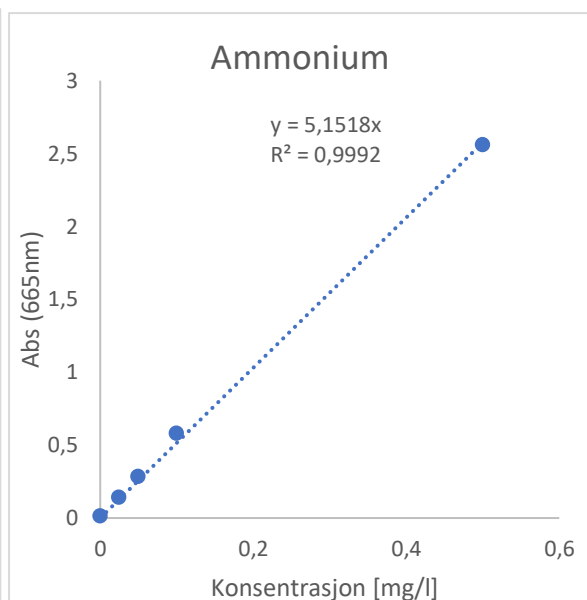
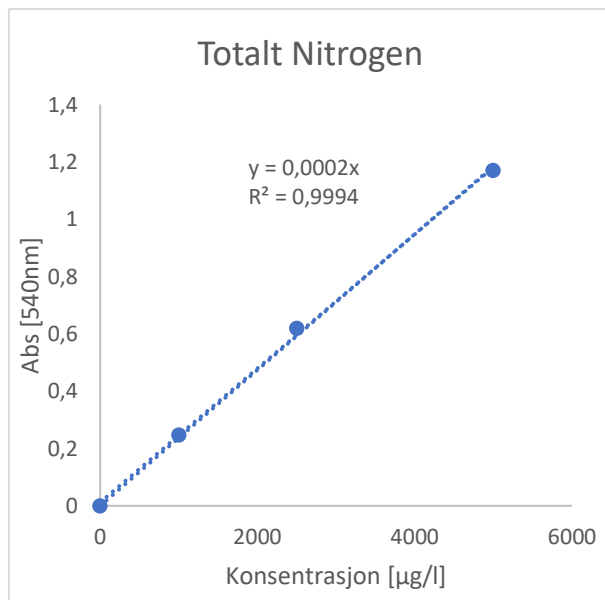
Norges
vassdrags- og
energidirektorat

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

Arealklasse	0	%
Bre (A_{BRE})		
Dyrket mark (A_{JORD})	48.1	%
Myr (A_{MYR})	0.1	%
Leire (A_{LEIRE})	65.9	%
Skog (A_{SKOG})	33.6	%
Sjø (A_{SJO})	3.1	%
Snaufjell (A_{SF})	0	%
Urban (A_U)	5.3	%
Uklassifisert areal (A_{REST})	9.8	%

Klima- /hydrologiske parametre (1991-2020)		14.5	l/s*km ²
Årlig middeldavrenning (Q _N)		458	mm
Årlig middeldavrenning		12.1	%
Usikkerhet middeldavrenning		255	mm
Nedbør juni - august		228	mm
Nedbør desember - februar		5.0	°C
Årstemperatur		15	°C
Sommertemperatur		-2.1	°C
Vintertemperatur			

Vedlegg 4 Standardgrafer



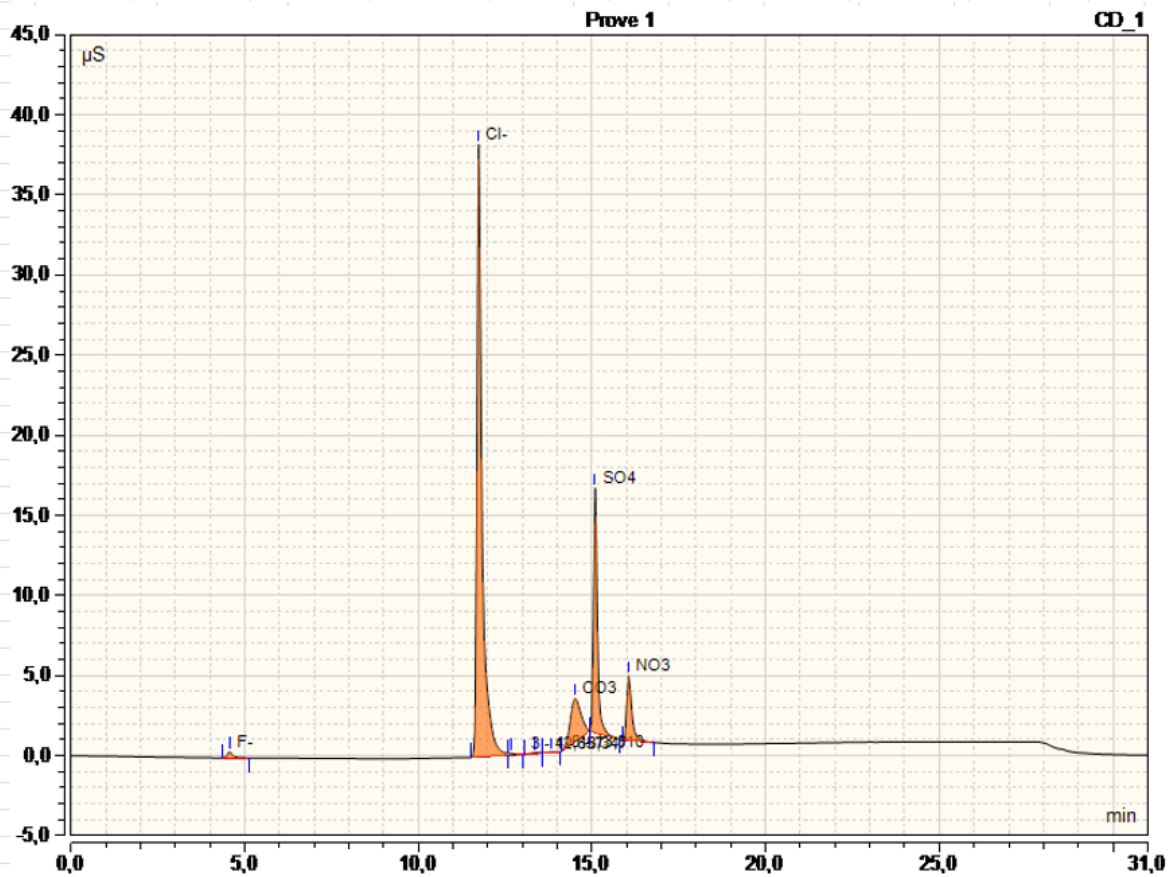
	=	Godkjent for sertifiserte verdier
	=	Rett utenfor sertifiserte verdier
	=	Godkjent for informative verdier
	=	Ikke sertifisert for denne analytten

Pravenummer	F- mg/L	Cl- mg/L	SO4 mg/L	NO3 mg/L	PO4 mg/L
CRM QC3060	0,85	161	80	51	4,3
CRM QC3060	0,85	158	79	51	4,4
CRM Ion 96	0,12	74	78	11	n.a.
CRM Sangamon 03	0,19	17	16	50	0,55
Instrumentblank 1	<0,1	0,27	0,55	0,26	n.a.
Instrumentblank 2	n.a.	n.a.	n.a.	0,15	n.a.
Instrumentblank 3	n.a.	0,28	n.a.	0,34	n.a.
Proveblank 1	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Proveblank 2	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Prove 1, replikat 1	0,23	32	14	6,4	n.a.
Prove 1, replikat 2	0,22	30	14	6	n.a.
Prove 1, replikat 3	0,24	32	15	6,4	n.a.
Prove 1, replikat 4	0,24	32	14	6,4	n.a.
Prove 1, replikat 5	0,23	32	14	6,4	n.a.
Prove 2	0,23	32	14	6,6	n.a.
Prove 3	0,22	30	13	8,8	n.a.
Prove 4	0,23	30	13	9,1	n.a.
Prove 5	0,23	31	14	8,5	n.a.
Prove 6	0,24	33	14	9,2	n.a.
Prove 7	0,23	31	13	6,5	n.a.
Prove 8	0,22	30	12	6,3	n.a.
Prove 9	0,23	31	13	6,7	n.a.
Prove 10	0,25	30	12	8,5	n.a.
Prove 11	0,23	30	12	8,4	n.a.
Prove 12	0,22	29	12	8,1	n.a.
Prove 13	0,25	31	13	5,6	n.a.
Prove 14	0,27	33	14	6	n.a.
Prove 15	0,24	32	13	6,2	n.a.
Prove 16	0,24	31	13	8,3	n.a.
Prove 17	0,24	29	12	7,3	n.a.
Prove 18	0,24	30	12	6,9	n.a.
Prove 19	0,26	31	13	5,5	n.a.
Prove 20	0,25	33	15	6	n.a.
Prove 21	0,26	34	16	6,4	n.a.
Prove 22	0,24	29	12	7,2	n.a.
Prove 23	0,22	29	11	6,7	n.a.
Prove 24	0,23	29	11	6,2	n.a.
Prove 25	0,25	29	13	4,9	n.a.
Prove 26	0,25	31	14	5,2	n.a.
Prove 27	0,24	26	13	5,9	n.a.

Peak Integration Report

Sample Name:	Prove 1	Inj. Vol.:	5
Injection Type:	Unknown	Dilution Factor:	1
Instrument Method:	test kolonne	Operator:	Bruker
Inj. Date / Time:	30.nov.24 / 06:36	Run Time:	31

No.	Time min	Peak Name	Peak Type	Area $\mu\text{S} \cdot \text{min}$	Height μS	Amount mg/L
1	4,56	F-	BMB	0,066	0,384	0,2465
2	11,74	Cl-	BM	6,387	38,227	31,8081
6	14,51	CO3	BMB	0,947	2,712	n.a.
7	15,09	SO4	BMB	1,881	15,275	14,4598
8	16,06	NO3	BMB	0,673	4,048	6,3792
TOTAL:				9,95	60,65	52,89





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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway