



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2023 60 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Nitrogenrensning for avrenning fra anleggsvirksomhet og sprengsteinsdeponi.

Nitrogen purification for runoff from construction
activities and blasting rock landfills.

Manh-Tien Bui

Master i Miljøvitenskap

Forord

Denne oppgaven er skrevet høst 2022/ våren 2023, og er en samlet kunnskap av opp kumulert kunnskap fra bachelor og master hos NMBU ved ÅS. Masteroppgaven min er skrevet med hjelp av veilederene mine; Leif Ståle Haaland ved instituttet for miljøvitenskap og naturforvaltning ved NMBU og Roger Roseth senior forsker fra NIBIO. Prosjektet i oppgaven har vært i samarbeid med Skanska AB, NIBIO, Statens Vegvesen og ViaNova.

Jeg vil gjerne rette en stor takk til Leif Ståle Haaland som har vært en stor nøkkelspiller. Han hjulpet meg med god veiledning, oppløftende samtaler og faglig innspill. Deretter vil jeg takke NIBIO for å kunne la meg skrive masteroppgaven min hos dere, og spesielt takk til Roger Roseth som har bistått med utrolig god hjelp ute i felt. Han har vært en god støtteveileder som har hjulpet meg med faglig diskusjoner.

Tusen takk til Magnus Evang som har vært med ute i felt, vært en god diskusjonspartner gjennom oppgaven og hjulpet til med motivasjonen gjennom oppgaven. Videre vil jeg gjerne takke Halldis Fjermestad (Statens vegvesen), Ida Viddal Vartdal (Statens Vegvesen) og Tiril Bakke (Skanska) for teknisk hjelp ved anlegget og informasjon om selve filtret.

Til slutt vil jeg takke mine medstudenter som har vært med meg gjennom bachelor og master, takk for 5 fine år ved NMBU. Til tross for alle øvingene, de seige dagene og alle eksamensperiodene, vil jeg alltid kunne se tilbake til tiden vi var sammen i Ås. Vi har endelig greid det.

*Manh-Tien Bui
Tranby, mai 2023*

Abstract

In Norway, almost 70,000 tons of civilian explosives will be used, and the explosives used contain approximately 70% ammonium nitrate. From this, a nitrogen loss to water bodies has been calculated to be around 3,000 tons. Increased concentrations of nitrate can therefore be expected.

This assignment consists of the evaluation of a biofilter in the Nordlandalen, which is the first in Norway. The biofilter will convert NO_3 into atmospheric nitrogen. The data used in the assignment comes from the MPS-D8 multiparameter measuring equipment from SEBA, where the loggers come from UnilogCom. The measuring equipment in Nordlandsdalen stands and measures samples continuously and is uploaded to SEBA's pages. It is further supported with weekly samples from Eurofins which are taken every Friday. Physical factors such as water temperature, redox, pH and conductivity are compared to the filter's ability to clean nitrate. Also, different fractions of Tot-N are compared with the degree of purification.

The degree of cleanliness of the filter remained relatively good throughout the tunnel test with relatively high values of nitrate in it. Despite periods of severe drought, the degree of purification remained quite high throughout the year but will be expected to change in the event of heavy rainfall and above theoretical operating values.

The biggest contributions to the degree of purification in the filter came from water temperature, redox, pH and nitrate. After the summer period, there were major flooding episodes at Nordlandsdalen and caused the level of cleaning to drop. This may be due to physical damage to the filter during the flood period, but this needs to be investigated further.

During the flood periods, several of the automatic meters were overwhelmed, as more nitrate came in than the sensors could handle, and there were sensor failures at the start of the year. High concentrations of DOC will lead to increased sensor data errors. Data from the automatic measurements were taken from April-September, in order to disregard corrupt data. With less data, the data resolution will be better, which can tell about the function of the filter. The samples from Eurofins will help to support data from the period April-September, as well as the rest of the year. Where the degree of purification is low, it seems to be able to help with the dosing of methanol. In 2023, the dosage of methanol in the biofilter led to a double increase in the degree of purification. Methanol dosing will also be seen as a possible solution to be able to increase the degree of purification during colder periods.

The degree of purification of the filter will be largely dependent on various parameters, such as water temperature, redox, pH and conductivity in order to clean with the highest possible degree of purification. The filter will not only be affected by these parameters, and other factors should not be excluded. Longer operation and thorough monitoring will lead to a clearer picture of the computing capacity of the filter at Nordlandsdalen.

Sammendrag

Norge benyttes nesten 70 000 tonn av sivilt sprengstoff. Sprengstoffet som benyttes inneholder om lag 70 % ammoniumnitrat. Fra dette har det blitt beregnet et nitrogentap til vannforekomster ligger på om lag 3000 tonn. Det vil derfor kunne forventes økt konsentrasjoner av nitrat.

Denne oppgaven består av evaluering av et biofilter i Nordlandalen, som er det første i Norge. Biofiltret vil skal omgjøre NO_3 til atmosfærisk nitrogen. Dataene som blir brukt i oppgaven kommer fra måleutstyrene MPS-D8 multiparameter fra SEBA, der loggerne kommer fra UnilogCom. Måleutstyret i Nordlandsdalen måler prøver kontinuerlig og lastes opp på SEBA sine sider. Videre støttes ukentlige prøver fra Eurofins som blir tatt hver fredag. Fysiske faktorer som vanntemperatur, redox, pH og ledningsevne blir sett opp mot filtrets evne til å rense nitrat. Samt blir ulike fraksjoner av Tot-N sammenlignet med rensegraden.

Rensegraden av filtret holdt seg relativt godt gjennom tunnelforsøket med relative høye verdier av nitrat inn. Til tross for perioder med mye tørke holdt rensegraden seg ganske høyt gjennom året. Likevel vil det forventes å endre seg ved mye nedbør og over teoretiske drift verdier.

Største bidragene til rensegraden i filtret kom fra vanntemperatur, redox, pH og nitrat inn. Etter sommerperioden ble det store flomepisoder ved Nordlandsdalen medført at rensegraden sank. Dette kan være grunnet fysiske skader filtret påtok under flomperioden, men dette må undersøkes mer.

Ved flomperiodene ble flere av de automatiske målerne overveldet, siden det kom mer nitrat inn enn det sensorene kunne håndtere, og det var sensorfeil ved starten av året. Høye konsentrasjoner av DOC vil føre til økt datafeil av sensor. Data fra de automatiske målingene ble tatt fra april-september, for å se bort ifra korrupt data. Ved mindre data vil det bli et bedre dataoppløsningen som kan fortelle om filtrets funksjon. Prøvene fra Eurofins vil være med på å støtte data fra perioden april-september, samt resten av året.

Der rensegraden er lav så ser det til å kunne hjelpe med dossering av metanol. I 2023 førte dosseringen av metanol i biofiltret til en dobbelt økning av rensegraden. Metanoldossering vil videre sett til en mulig løsning for å kunne øke rensegraden ved kaldere perioder.

Rensegraden av filtret vil være stort avhengig av diverse parametere, som vanntemperatur, redox, pH og ledningsevne for å kunne rense med høyest mulig rensegrad. Filtret vil ikke kun bli påvirket av disse parameterne, og andre faktorer skal ikke bli utelukket. Lengre drift og grundig overvåkning vil medføre til et klarere bilde av regnekapasiteten av filtret ved Nordlandsdalen.

Innholdsfortegnelse

Forord	1
Abstract.....	2
Sammendrag	3
1.Introduksjon	7
1.1 Eutrofiering av Oslofjorden.....	7
1.2 Sprengstein – en kilde til nitrogen	7
1.3 Nitrogenfjerning med nitrifikasjon og denitrifikasjon	8
1.4 Formålet med masteroppgaven	10
2.Områdebeskrivelse	11
2.1 Prosjektet E16 Bjørum-Skaret.....	11
2.2 Sprengsteindeponi i Nordlandsdalen	11
3. Material og metode	15
3.1 Filter for nitrogenrensing	15
3.1.1 Nitratfilter	16
3.1.2 Forkammer	17
3.1.3 Hoveddam	18
3.1.4 Våtmarksfilter F1 og F2	20
3.1.5 Analyser og loggeutstyr i felt.....	22
3.2 Naturlig avrenning	22
3.3 Tilføring av tunnelvann	24
3.4 Tilsetning av metanol	25
4.Resultat.....	26
4.1 Nitratfiltret	26
4.2 Tilføring av tunnelvann	35
4.3 Tilføring av metanol.....	40
5.Diskusjon	41
5.1 Filtrets funksjon gjennom året	41
5.2 Tilføring av tunnelvann	50
5.3 Tilføring av metanol.....	50
6.Konklusjon	51
Referanser	52
Vedlegg.....	55

Vedlegg A-1 Metallprøver fra Eurofins.	55
Vedlegg A-2 Rådata Fra Eurfins.	57
Vedlegg A-3 Dataplott fra Automatiske loggere.	58
Vedlegg A-4 Dataplott fra Eurofinsprøver.	60
Vedlegg B-1 Tekniske tegninger av nitratfilter.....	62

1. Introduksjon

1.1 Eutrofiering av Oslofjorden

Eutrofiering er en naturlig prosess som medfører en økning i trofisk nivå over tid på grunn av (naturlige) prosesser i vannforekomsten. Drivere er næringsstoffer som fosfat, ammonium og nitrat, samt fysiske parametere som lys og temperatur. Dette er naturlig eutrofiering. Menneskelig aktivitet kan på ulike måter akselerere denne prosessen. Denne akselerasjonen kan kalles for antropogen akselerert eutrofiering, eller kulturell eutrofiering (Rohrlack 2021).

Begrensende næringsstoff for primærproduksjon i ferskvann er ofte fosfor (P), men også nitrogen (N). Fosfat (PO_4^{3-}), nitrat (NO_3^-) og ammonium (NH_4^+) er eksempler på biotilgjengelige fraksjoner av P og N. I saltvann er det N som oftest er det begrensende stoff i eutrofieringsprosessen. Nitrat er også meget mobilt i nedbørfeltet og fraktes lett ut til vannforekomster (Fremming 2016). Økt primærproduksjon og nedbrytning av organisk materiale og antropogen akselerert eutrofiering via økte nitrattilførsler er en utfordring for deler av Oslofjorden (Staalstrøm mfl. 2022). Miljødirektoratet har sterk fokus på tiltak som kan redusere nitratav-renning fra nedbørsfelt til Oslofjorden (Miljødirektoratet 2019).

1.2 Sprengstein – en kilde til nitrogen

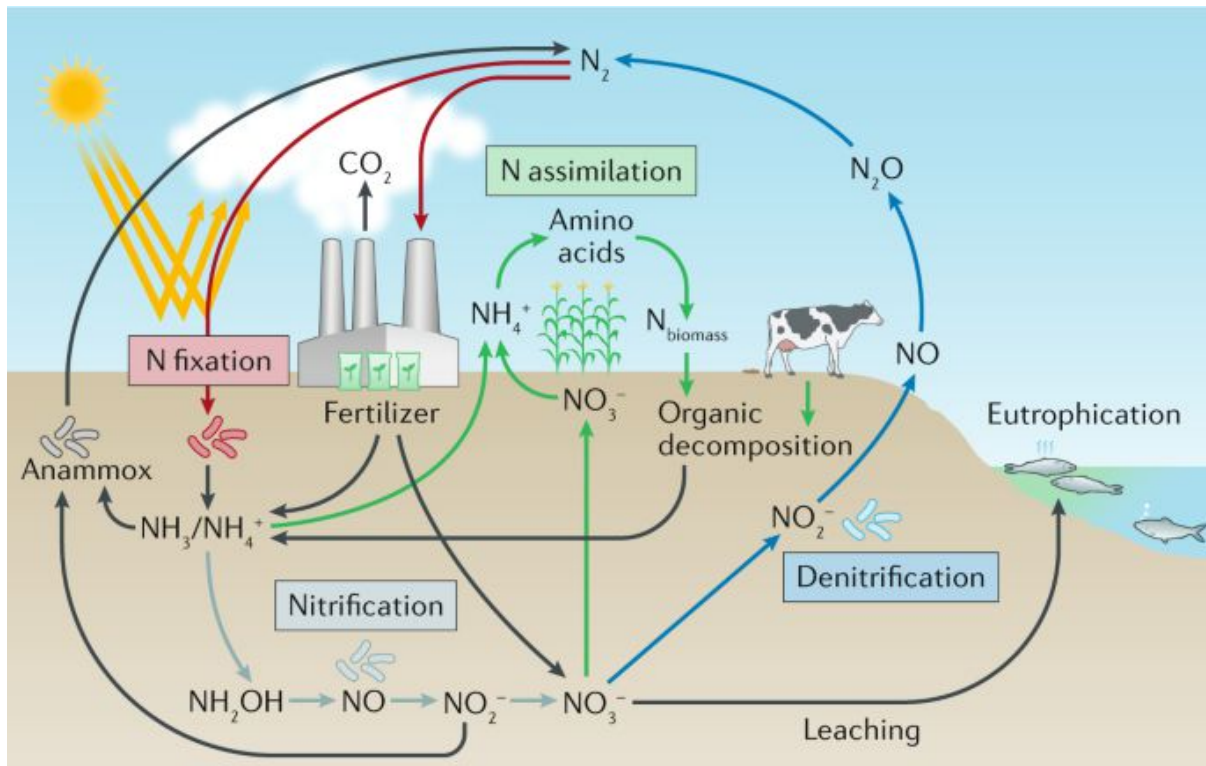
Bruk av gjødsel (mineralgjødsel og husdyrgjødsel), samt dårlig kloakkering, er kjente eksempler på viktige nitratkilder i nedbørfelt. En annen viktig kilde er sprengstoffrester etter tunneldriving og vegbygging. Årlig benyttes nesten 70 000 tonn av sivilt sprengstoff i Norge (Roseth mfl. 2022), og sprengstoffet som benyttes inneholder om lag 70 % ammoniumnitrat. Fra dette har det blitt beregnet et nitrogen tap til vannforekomster ligger på om lag 3000 tonn (jf. Vikan 2013; Ranneklev mfl. 2017).

Nitratavrenning fra sprengstein har hatt lite oppmerksomhet. Før var heller ikke nitrogen tap fra bygge- og sprengprosjekter tatt med i nasjonale beregninger (Guerrero & Sample 2021). I deponier med sprengstein fra tunnel har det blitt målt nitrogenkonsentrasjoner over 200 mg N/l, og i store og viktige vassdrag som mottar avrenning fra store samferdselsprosjekter har N-konsentrasjonene økt fra en bakgrunn på 0,2-0,3 mg N/l til 1-2 mg N/l under anleggsperioden. For å forstå hvordan biotilgjengelige nitrogenforbinder kan fjernes ved avrenning, før den når en sårbar resipient, kan det å kjenne til prosesser i nitrogensyklusen være nyttig.

1.3 Nitrogenfjerning med nitrifikasjon og denitrifikasjon

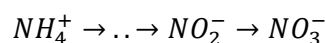
Nitrogensyklusen er komplisert, der en rekke kjemiske og mikrobiologiske prosesser inngår (figur 1). Nitrogen er essensielt for alt liv og finnes eksempelvis i en rekke hormoner, proteiner, enzymer, vitaminer og nukleinsyrer (Kofstad mfl. 2023)

Ikke alle nitrogenforbindelser er like biotilgjengelige. Luft i atmosfæren består av om lag 78% nitrogengass, N_2 (Galloway mfl. 2004), men er ikke særlig tilgjengelig for biota da trippelbinding gjør molekylet stabilt og vanskelig å splitte opp (Galloway mfl. 2004). Enkelte bakterier kan fiksure N_2 og planter kan nytte seg av dette i symbiose med bakteriene, men de nitrogenfraksjonene som tas lett opp av biota direkte fra vannfasen er NH_4^+ (ammonium) og NO_3^- (nitrat) (Økland 2006).

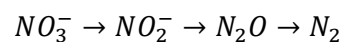


Figur 1. illustrer nitrogensyklusen, som er i samspill med vann, jord og atmosfæren. Hentet fra: https://www.researchgate.net/figure/Agriculture-Nitrogen-Cycle-Lehnert-2018_fig1_357934077.

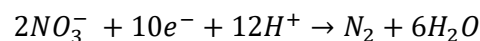
Via nitrifikasjon (aerob ammoniumoksidasjon via nitritt til nitrat) vil ammonium, via noen trinn, oksideres til nitritt med hjelp av bakterier fra slektene *Nitrosomonas* og *Nitrococcus*. Nitrat kan oksideres videre til nitrat med hjelp av bakterier i slektene *Nitrobacter* og *Nitrospira*.



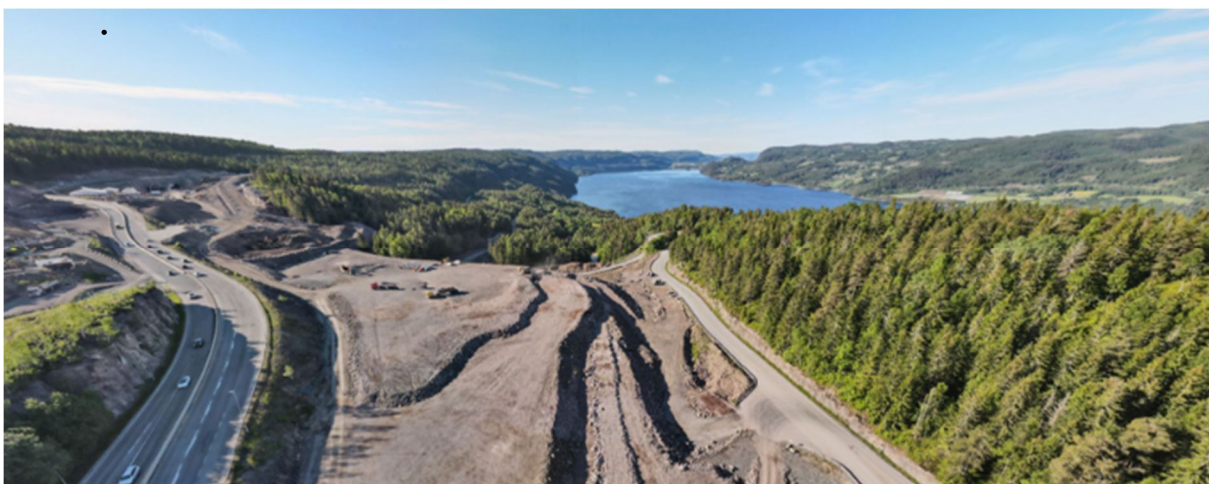
Nitrat er negativt ladet og er ikke særlig bundet til partikler. Nitrat feller med det ikke lett ut i fangdammer og er konservativt. Det vil si at det beveger seg lett gjennom nedbørfeltet fra kilde til resipient, om det ikke tas opp av biota underveis (Haaland 2022). Hvis det er oksygenfattig vann, noe man for eksempel kan finne i myr og vannholdige sedimenter, kan anaerobe bakterier som *Pseudomonas* redusere nitrat i denitrifikasjonsprosessen. Denitrifiserende bakterier reduserer nitrat og bruker organisk karbon som kilde til karbon (Universitetet i Oslo, 2011). Denitrifikasjon er altså en naturlig prosess der bakterier forbruker nitrat i vann (Brattli, 2009). Bakteriene vil her benytte nitrat som et alternativ for molekylært oksygen som elektronakseptor i sin respirasjon (Vråle, 1983). Ved en slik mikrobielle reduksjon blir nitrat redusert til NO_2^- (nitritt), NO (nitrogenmonoksid), N_2O (lystgass) og så til N_2 (nitrogengass). Se figur 1 og likningen under.



Redoxlikningen for denitrifikasjon blir som følger:



Denitrifikasjon som prosess inngår hyppig i forbindelse med drikke- og avløpsvannsbehandling, samt ved nitratrensing av avrenning fra deponier og landbruk. I forbindelse med bygging av ny E16 mellom Bjørum og Skaret har det nå også, og for første gang i Norge, blitt bygget et fullskala biofiltersystem i Nordlandsdalen for rensing av nitrat i avrenningsvann fra et sprengsteinsdeponi (figur 2).



Figur 2. Dronefoto av sprengsteinsdeponiet i Nordlandsdalen (Holsfjorden i bakgrunnen). (Foto: Statens vegvesen).

1.4 Formålet med masteroppgaven

Formålet med denne masteroppgaven har vært å vurdere filteret i Nordlandsdalen sin rensesfunksjon for nitrogen gjennom året 2022. Rensegraden under ulike avrenningsforhold har blitt vurdert. I tillegg har filterets respons på kontrollert tilsetning av tunnelvann, samt metanoltilførsel vinterstid, blitt vurdert.

2. Områdebeskrivelse

2.1 Prosjektet E16 Bjørum-Skaret

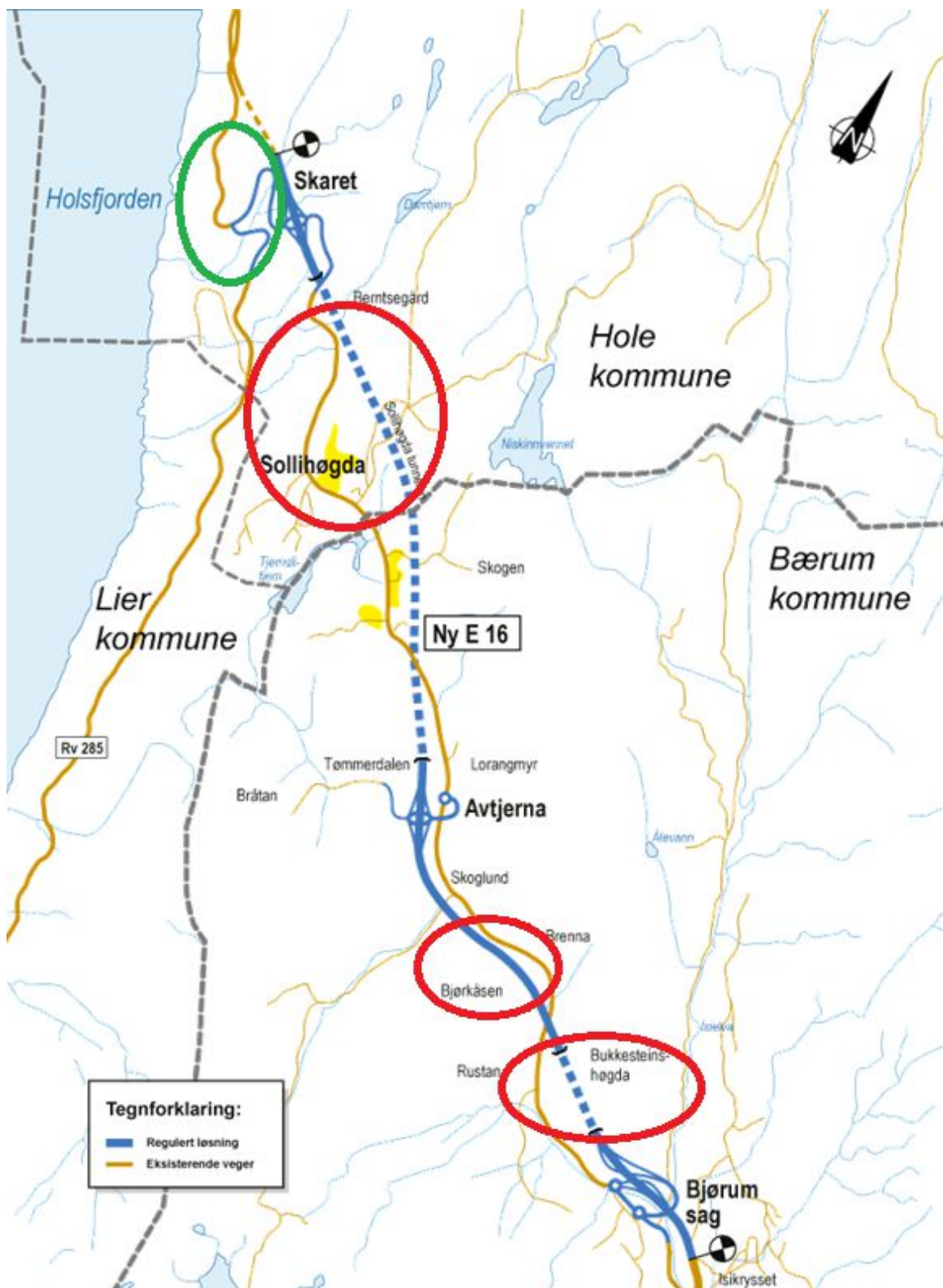
Prosjektet E16 Bjørum-Skaret inngår som en del av utbyggingen til en sammenhengende firefelts motorveg mellom Sandvika og Hønefoss (Statens vegvesen 2022; figur 3). Prosjektets konstruksjon inkluderer to tunneler på hhv. 0,8 og 3,4 km, samt åtte bruer med lengder på inntil 220 meter. Strekningen nord for Sollihøgda drenerer til Tyrifjorden/Holsfjorden, mens strekningen lenger sør drenerer til Sandvika.

Sprengstoffet som blir brukt både i tunnel og dagsone har vært emulsjonssprengstoff. Sprengstoffet består av om lag 70 % ammoniumnitrat, i tillegg til mineralolje og andre additiver (NTNU 2016). Emulsjonssprengstoff er det mest brukte sprengstoffet for større prosjekter i Norge i dag (NTNU 2016). Normal bruk av emulsjon vil være $0,5 \frac{kg}{m^3}$ for dagsprengte masser og $1,5 \frac{kg}{m^3}$ tunnelsprengte masser. 10-15% av nitrogenforbindelsene i sprengstoffet vil vanligvis ikke oksideres, og dette vil kunne vaskes ut til resipienter (Bækken 1998; Økland 2006).

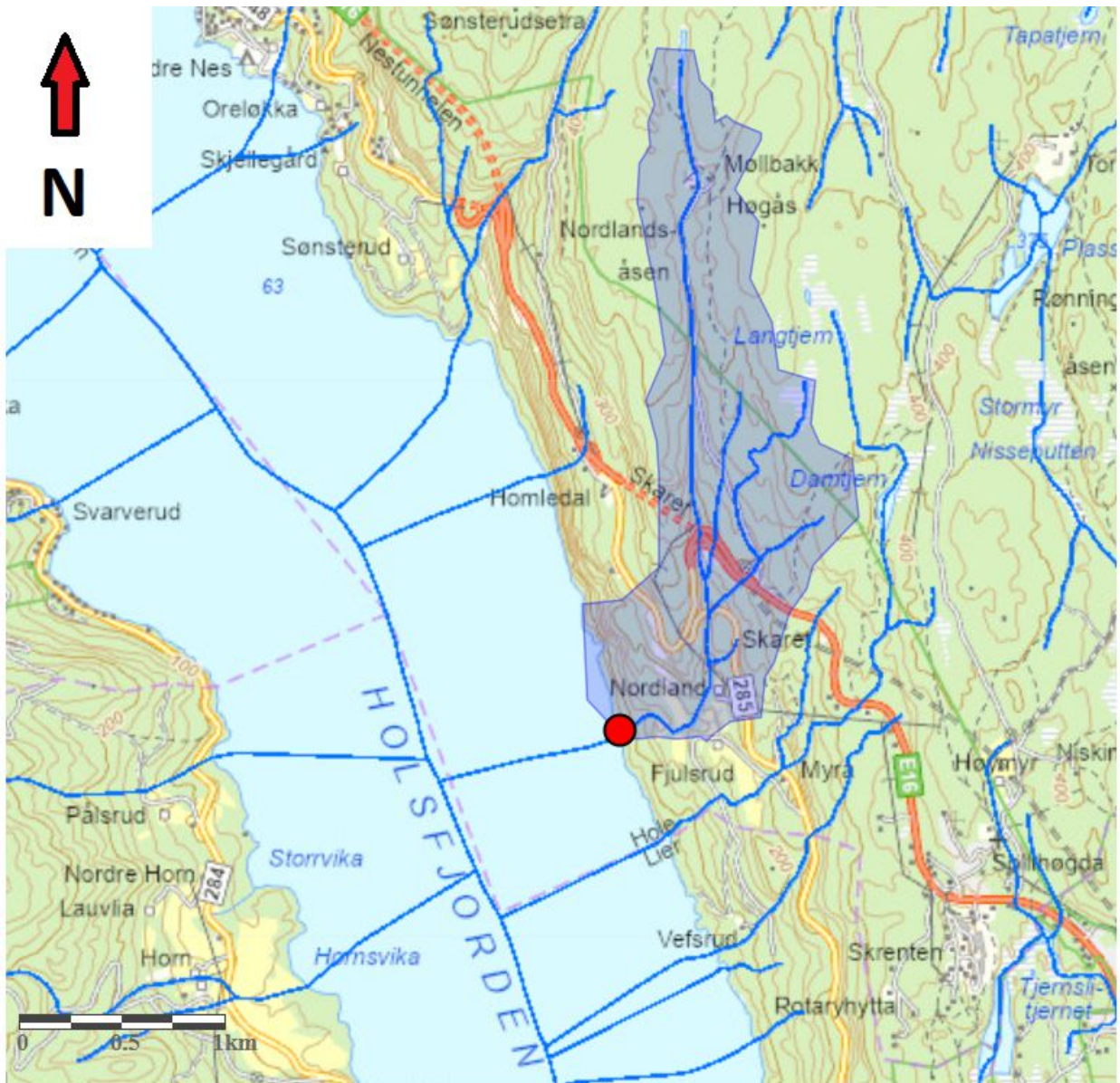
2.2 Sprengsteindeponi i Nordlandsdalen

Nordlandsdalen har blitt fylt med 1,37 millioner m^3 anbrakt sprengstein (figur 3-5). Sprengsteindeponiet står med en høyde på 50 m over eksisterende terreng, og øverste delen av fyllingen står ca. 80 m over innløpet til rensefilter for nitrat. Dagsprengte masser ble fraktet fra Bjørkåsen, mens tunnelmassene ble fraktet fra Sollihøgda- og Bukkesteinshøgda (figur 3). Steinen består for det meste av rombeporfyr, med noe innslag av leirskifer/kalkstein og basalt (Roseth & Skrutvold 2022). Dag- og tunnelsprengt hadde ulik kornfordeling, der dagsprengt stein hadde en grovere fordeling med mer innslag av grov blokk og mindre av grus. Tunnelsprengt stein hadde større innslag av finfraksjoner. Kornfordelingen varierte også med mengde brukt sprengstoff og også sprengningsteknikk (Roseth m.fl. 2023). Ved deponiet har det blitt lagt et lag med subus for avretning før videre oppfylling (Roseth m.fl. 2023). Fyllingen får etter hvert et topplag med vegetasjon.

Avrenningsvannet fra sprengsteindeponiet drenerer til Holsfjorden (figur 4). Det har blitt estimert at utvaskingspotensialet fra massene som vil anbringes deponiet i Nordlandsdalen vil ligge på 27-41 tonn nitrogen (Skanska 2021).



Figur 3. Utbygning av ny E16 Bjørn-Skaret, Statens Vegvesen. Røde sirkler markerer områdene massene til sprengsteindeponiet er hentet fra. Området der sprengsteindeponi og filter for nitrat ligger i Nordlandsdalen er angitt med grønn sirkel. Kartkilde: <https://www.regjeringen.no/contentassets/6934be7481184a038c070e9fdfa0ee94/no/hfig/fig2-1.gif?preset=fullsize>



Figur 4. Forsøksanlegget med nitratrensing for avrenningsvann fra sprengsteindeponiet er anlagt i Nordlandsdalen i Hole kommune, som dreneres av Nordlandsbekken. Nedbørfelt for Nordlandsbekken er tegnet opp i NEVINA, NVE..

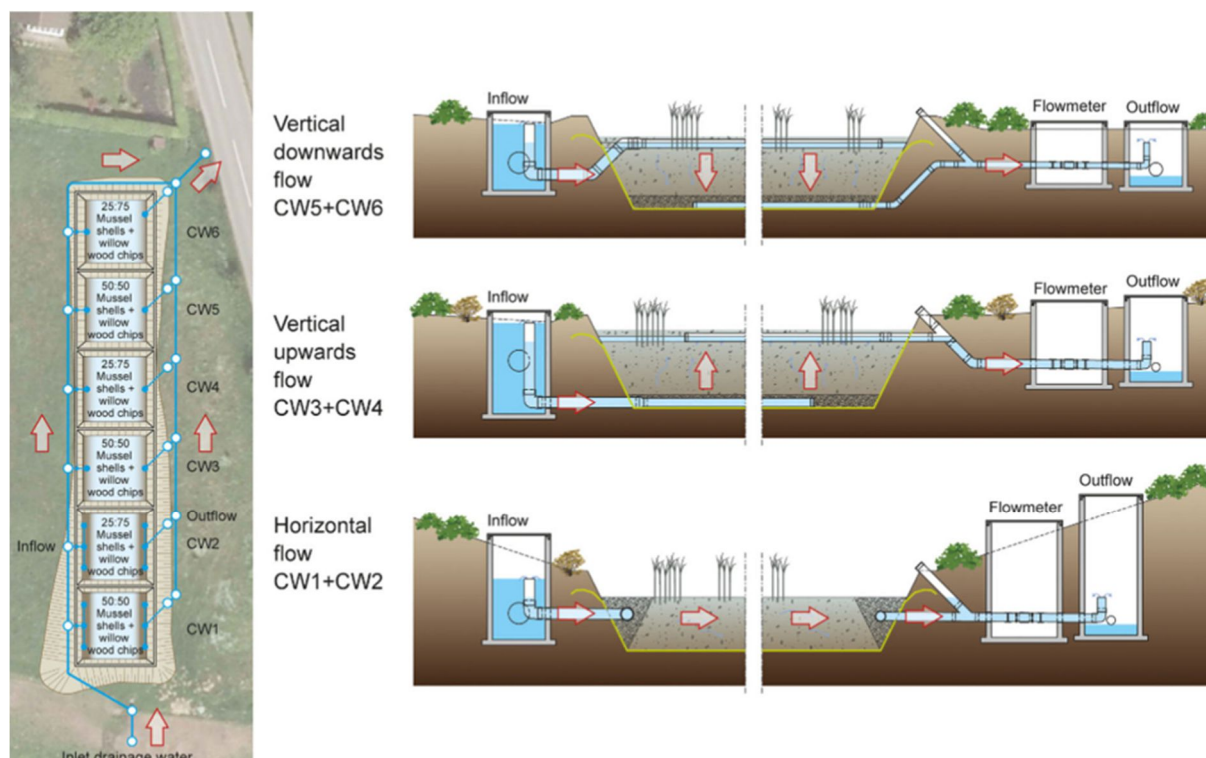


Figur 5 Sprengsteindeponiet i Nordlandsdalen. Massene består av 0,95 millioner m³ dagsprengstein og 0,42 millioner m³ tunnelsprengstein, bilde tatt av Statens Vegvesen.

3. Material og metode

3.1 Filter for nitrogenrensing

Det har blitt anlagt en fullskala filteranlegg for nitrogenrensing i Nordlandsdalen. ViaNova har prosjektert og bygget filteret på oppdrag fra Statens Vegvesen og Skanska (Roseth mfl. 2023). Før byggestart ble det utført et mindre pilotforsøk hos NIBIO (Roseth & Skrutvold 2022). Blandinger av flishogd pil (4-60mm), sand og knuste skall av blåskjell (2-4 mm) ble testet ut for å optimalisere rensegraden. Anleggets utforming har videre fått inspirasjon fra et dansk våtmarksfilter, konstruert for nitrogenrensing av avrenning fra landbruket (Hoffman mfl. 2019). I det danske forsøket ble også ulike strømningsmønstre gjennom filtermassene eksperimentert med, hvorav et horisontalt strømningsmønster oppnådde de beste renseresultatene (figur 6). Filteret renses mer enn 50% av den årlige nitrogentilførselen, noe som tilsvarer $2,2-2,3 \text{ g } \frac{N}{m^3}$ per døgn. Med det ble filteret i Nordlandsdalen også designet for et horisontalt strømningsmønster. Anlegget består av et forkammer, en hoveddam og to biofiltre (F1 og F2). Grunnet områdets utforming var det ikke mulig å lage ett stort biofilter. Se dronefoto av anlegget i figur 7.



Figur 6. Biofiltre for nitrogenrensing fra et forsøk i Danmark. Designet på biofilteranlegg for nitrat i Nordlandsdalen er inspirert av dette forsøket. Filteret med horisontal gjennomstrømning ga best resultat i det danske forsøket, og ble også valgt i Nordlandsdalen. Hoffman mfl. 2019.

3.1.1 Nitratfilter



Figure 3. Dronefoto av anleggsområde til nitratfiltret ved Nordlandsdalen, med oppmerking av innløp, forkammer, hoveddam, F1, F2 og utløp. (foto: Statens Vegvesen).

Figur 7 viser anlegget som består av forkammer, hoveddam og våtmarksfilter (F1 og F2). Nitratfiltret er delt i to forskjellige magasiner i forskjellige høyder, der filtermateriale består av fyll, sand og skjellsand. Grunnet området var det ikke mulig å lage et stort filter.

Renseanlegget var satt i normal drift i starten av november 2021, men bare F2 fikk tilført nitrogenholdig sprengsteinsvann. F1 ble senere åpnet den 10/03-2022, og det var ikke ordentlig vannføring gjennom filtret før april. I uke 24 i 2022 ble F2 skrudd av, dette var for at den skulle bli direkte belastet med tunneldrivevann. F2 kom tilbake til normal drift etter forsøket i slutten av uke 27.

Etter en flomperiode rundt den 20/10-22 ble det gjort en rekke justeringer for F1 og F2, der vannføringen ble justert ned til 0,5 og 1,0 $\frac{l}{s}$. Denne justering ble beholdt ut 2022.

Vannmengde fra området blir bestemt gjennom:

$$Q = C * i * A * K_f$$

Q= Vannmengde i l/s

C= Avrenningsfaktor

I= Nedbørintensitet

A= Areal

For normalnedbøren ($Q_{normal\ vannmengde}$) blir det brukt i utgangspunktet 70% av en 2 års nedbørhendelse. Det beregnes uten en korreksjonsfaktor og avrenningsfaktor, men det brukes en usikkerhetsfaktor på 1,0 og klimafaktor på 1,3. Derimot bruker nedbør på 200 år ($Q_{200\ år\ vannmengde}$) en korreksjonsfaktor for avrenningsfaktor på 1,3 klimafaktor på 1,3 og en usikkerhetsfaktor på 1,2. Filtret under en permanent fase vil ta imot overflatevann fra ca. 860 m vei, der avrenningsfaktor er på 0.65, et areal på 30 200 m^2 og en konsentrasjonstid på 14 min. Dette vil gi $Q_{normal\ vannmengde} = 200 \frac{l}{s}$ og en $Q_{200\ år\ vannmengde} = 1000 \frac{l}{s}$. (VIANOVA & Aas-Jakobsen 2021)

3.1.2 Forkammer

Filtret starter med en forkammer som består av en samlekum, samlekummen får inn overvannsledningen fra E16 og lar transportledning til forkammer komme ut. Samlekummen er vist i figur 8 med en rød sirkel.

Første basseng i filtret er forkammeret, den har i oppgave å sedimentere ut de groveste partiklene, og prøve å lufte vannet så godt som mulig for å starte en god nitrifikasjon i dammen før anleggsfasen. Det kan også bidra til en viss nitrifikasjon i dammen før anleggsfasen, men med de lave konsentrasjonene av ammonium som måles har nok mye av nitrifikasjonen av ammoniumdelen av sprengstoffet allerede skjedd i deponiet. Oppholdstiden i forkammeret under normal vannmengde skal være minimum på 3 min.

Vannvolumet for forkammeret er:

$$V = Q_{normal\ vannmengde} * 3min \rightarrow 200 \frac{l}{s} * 180 s = 36\ 000 l \approx 40 m^3$$

Vannføringen inn i forkammeret skulle være på 40 m^3 og ved flom gå opp til 60 m^3 ved høy vannføring (flom). Vannet vil videre renne gjennom 5 rør (4 på 200 mm og 1 på 300 mm) med dykket innløp, inn i hoveddammen.



Figur 4. Forkammer med steinfyllingen i bakgrunnen. Innløpskummen for forkammeret blir illustrert med en rød sirkel. (foto: Manh-Tien Bui)

3.1.3 Hoveddam

Vannet fra forkammer vil komme til hoveddamen gjennom nedsunkede rør som bli vist i figur 9. Hoved målet for hoveddamen er for at større partikler og sedimenter til å kunne sedimenteres og ikke komme inn i filtret.

Emiriske data (Åstebøl & Jacobsen 2014) tilsier at en rensedam med overflateareal tilsvarende 2-2,5% av reduser areal gir god nok rensegrad for stoffer som sink, kopper og bly. Hoveddam vil ha et areal på $30\,200\text{ m}^2 * 0,65 * (2 - 2,5\%) = 390 - 490\text{ m}^2$.

Det ønsket at store deler av årsnedbøren skal bli sendt gjennom våtmarksfiltret, og siden filtret har en liten hydraulisk kapasitet og lang oppholdstid er det nødvendig å ha fordrøyning. Ved fordrøyningen blir det regnet med et halvårs timesnedbør, fra maks vannstand til tørrvæstand. Det blir da antatt at ca. 70-80% av alt nedbør vil gå gjennom filtret.

Et 2 år nedbør vil ha en timesnedbør på ca. $44,8 \frac{\text{l}}{\text{s}}$ ha, der halvtårsnedbør av 2 årsnedbøret er beregnet til 60%. Dette vil tilsi at

$$Q_{dim} = 60\% * 44,8 \frac{l}{s} ha * 0,65 * 3,02 ha = 55 \frac{l}{s} \text{ per time.}$$

Minimum magasinivolum før overløp vil da være på $200 m^3$. Det er også installert et nødoverløp hvor vann blir sendt direkte ned til Nordlandsbekken og ikke gjennom filtret. Nødoverløpet er for når maksimal kapasitet i hoveddamen blir fylt, og har en kapasitet på $1,50 \frac{l}{s}$ ved fult basseng (figur 10). Nødoverløpet befinner seg på høyre side av innløpskummen av F1 og F2 (figur 10).



Figur 5. Innløpet fra forkammer til hoveddamen, med nedsunken innløpsrør. Masterstudent Magnus Evang fra NMBU blir sett til å krysse over. (foto: Manh-Tien Bui).

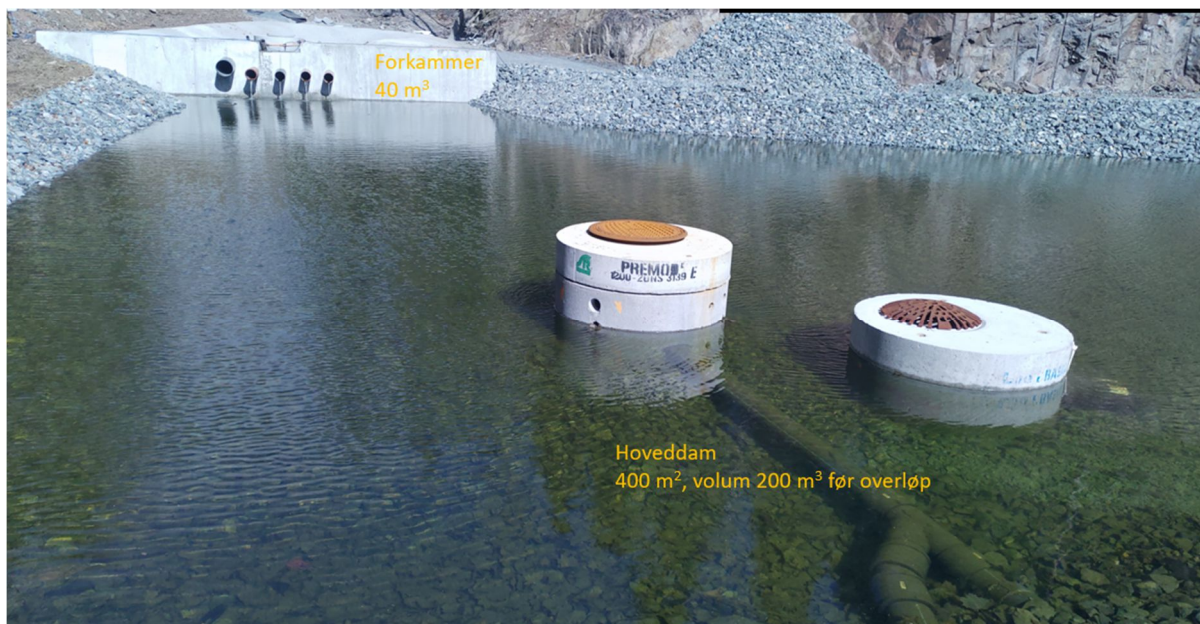


Figure 6. Hoveddam med innløpskumm til F1 og F2 (Venstre), med nødoverløpskum (høyre). (foto: Roger Roseth).

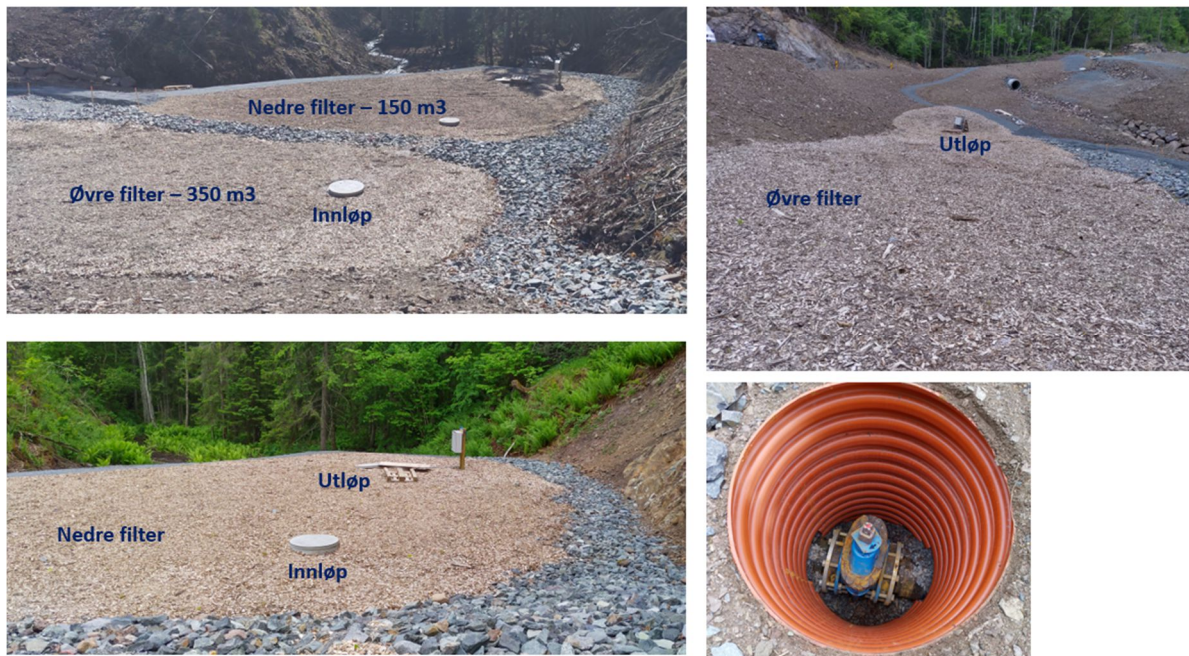
3.1.4 Våtmarksfilter F1 og F2

Denitrifikasjon i biofiltre basert på flis er en effektiv måte å fjerne nitrogen fra avrenningsvann (Hoffmann mlf. 2019). Rensegraden for nitrat i denne studien lå på 47%. Hvis våtmarksfiltret operer med samme rensegrad tilsvarende rapportert av Hoffmann 2019, vil filtret fjerne minst 13 kg $\text{NO}_3\text{-N}$ per døgn. I Nordlandsdalen er nedbøreaarealet på ca. 6 hektar (0,06 km^2). Grunnet geografien er filtret delt i to (figur 7), med et samlet volum på ca. 500 m^3 . Fra sprengsteinavrenning kan konsentrasjon av nitrogen variere mellom 10 – 70 g Nm^3 , dersom vi antar at dagsprengt stein inneholder 5 g Nm^3 og tunnelsprengt stein 40 g Nm^3 . Mye av nitrogenet i avrenningsvannet vil trolig foreligge som nitrat.

Filtermassene ble optimalisert i et pilotforsøk utført av NIBIO, og består av flis fra gråor (40%), selje (20%), røtter (20%) og skjellsand (20%) (Roseth & Skrutvold 2022). For høy hydraulisk belastning vil ikke medføre optimal rensing av nitrat (Hoffmann mfl. 2019; Hover mfl. 2016), og bør av det kunne kontrolleres. Fra pilotforsøket ble det også beregnet at det øverste filteret (F1) bør ha en maksimal hydraulisk belastning på $1 \frac{\text{l}}{\text{s}}$, og det nederste filteret (F2) bør tilsvarende ha $0,5 \frac{\text{l}}{\text{s}}$. Fra dette vil filterne kunne motta en vannmengde på ca. 260 l/dag m^3 . Hvis filtermassene renses 2 g Nm^3 per dag, vil biofilteret til sammen kunne fjerne 1 kg per dag.

Den hydrauliske belastningen kan justeres med ventiler (se bildet nederst til høyre i figur 11).

Ventilene kan sette et tak for mengden vann som kan renne inn i biofiltrene over tid. Ved høyere hydraulisk belastning vil avrenningen gå i overløp. Dette gjør at de ikke blir utsatt for høyere hydraulisk belastning enn hva ventilene er justert inn på. I tillegg kan kanskje for mye vann inn i filteret kunne gjøre skade via forflytning av masser, eller endre redoxpotensialet i filteret til mer ugunstige forhold for mikroorganismer som enten skal denitrifisere eller gjøre karbonkilden mer biotilgjengelig. Da loggerene for vannhøyde i biofiltrene tidvis ikke fungerer optimalt, i kombinasjon med at maksimum hydraulisk belastning inn i filtrene begrenses via ventiler, gjør at det blir utfordrende å gjennomføre enkle statistiske analyser opp mot vannføring i biofiltrene. Det som kan gjøres er å vurdere hvordan vannkvaliteten påvirkes i feltet forøvrig under ulike klimatiske forhold, og om dette igjen kan ha en effekt på for eksempel rensegraden i biofiltrene. Vannføring i utløpet av forkammeret fungerer.



Figur 11. Viser bilde av F1 øvre filter med F2 nedre filter (øverst til venstre). Nærbilde av F1 med utløp (øverst til høyre). Nærbilde av F2 med innløp og utløp (nederst til venstre). Justeringsventil ved utløpet av hoveddam, (figur 10), som justere vannføringen inn i filter F1 og F2.

3.1.5 Analyser og loggeutstyr i felt

Ved anlegget logges det en rekke vannkjemiske- og fysiske parametere. Loggere er satt ut ved innløpet, hoveddammen og biofiltrene (F1 og F2). Måleutstyret er MPS-D8 multiparameter fra SEBA, der loggerne kommer fra UnilogCom. Rådata blir sendt til den nettbaserte databasen hos Hydrosenter. Det logges pH, oksygen, redoxpotensiale, turbiditet, temperatur, vannhøyde og nitrat. Trios NICOTM blir brukt for å måle nitrat optisk, men sensorene kan bli påvirket av mengde organisk stoff i vannet (DOC). Ved $100 \frac{mg}{l}$ DOC vil sensoren lese at nitrat ligger på $5 \frac{mg}{l}$ og på $50 \frac{mg}{l}$ DOC måles nitrat til $1,5 \frac{mg}{l}$, selv om laboratorieanalyser hos Eurofins tilsier at nitrat ikke finnes i vannet. Vannet fra steinfylling som renner inn i forkammeret skal derimot ikke være et problem siden konsentrasjonen av DOC ($1-5 \frac{mg}{l}$) er så lavt at det ikke skal forstyrre de optiske målingene. Grunnet ressurser vil noen av målerne ha en øvre grense på $12 \frac{mg}{l}$ nitrat og $34 \frac{mg}{l}$, derfor vil det bli gjort ukentlige prøver fra NIBIO for å kunne støtte opp de automatiske målingene. Prøvene vil bli tatt hver fredag, 4 ganger i måneden og blir sendt til lab i Eurofins på Skøyen. Andre vannprøver tatt ut i felt til analyse på laboratorium blir også sendt til Eurofins.

Sensorene er innstilt til å ta prøver hvert 30. minutt og overføres til Hydrosenter 3-6 ganger per døgn. Vedlikehold av sensor og måleutstyret blir ukentlig sjekket og renses av kvalifiserte personell fra NIBIO. Perioden april-september og biofilter F1 har blitt benyttet i oppgaven for å se på statistiske analyser, da både filter og loggeutstyr har fungert fint i denne perioden. Logging av vannføring via vannhøydemålinger i filter F1 har det vært noen utfordringer med, så alle analysedata er ikke tatt med i oppgaven. Vannhøydemålingene i biofilter F1 har vært utfordrende å få til å lese av stabilt, så vannføringsberegninger som beregnes fra vannhøydemålingene i utløp fra biofiltrene har vi ikke per i dag.

3.2 Naturlig avrenning

Ved fyllingen skal det bli etablert et sedimentasjonsfilter (forkammer) for å felle ut partikler, for å unngå en opphoping av masser i filtre og skape en stabil fyllingsfot. En fyllingssåle ble bygget ved bunnen av fyllingen, med en minimumslengde på 2 meter. Fyllingssålen skal ta imot avrenning fra deponiet og etablere en tett leirdam på tvers av dalen, og oppsamlet vann skal videreføre ned til filtret.

Fjellet i Nordlandsdalen befinner seg i en sprekkzone, med stort innslag av sprukken og vannførende rombeporfyrr. Dette medfører til mengde med vann som blir infiltrert i fjellgrunnen er usikker. Igjen vil dette påvirke oppsamlingsgraden til renseløsningen, og total nitrogenholdig vann som blir tatt opp og behandlet av filtret usikkert. Feltet er grunnvannspåvirket, med hardt vann.

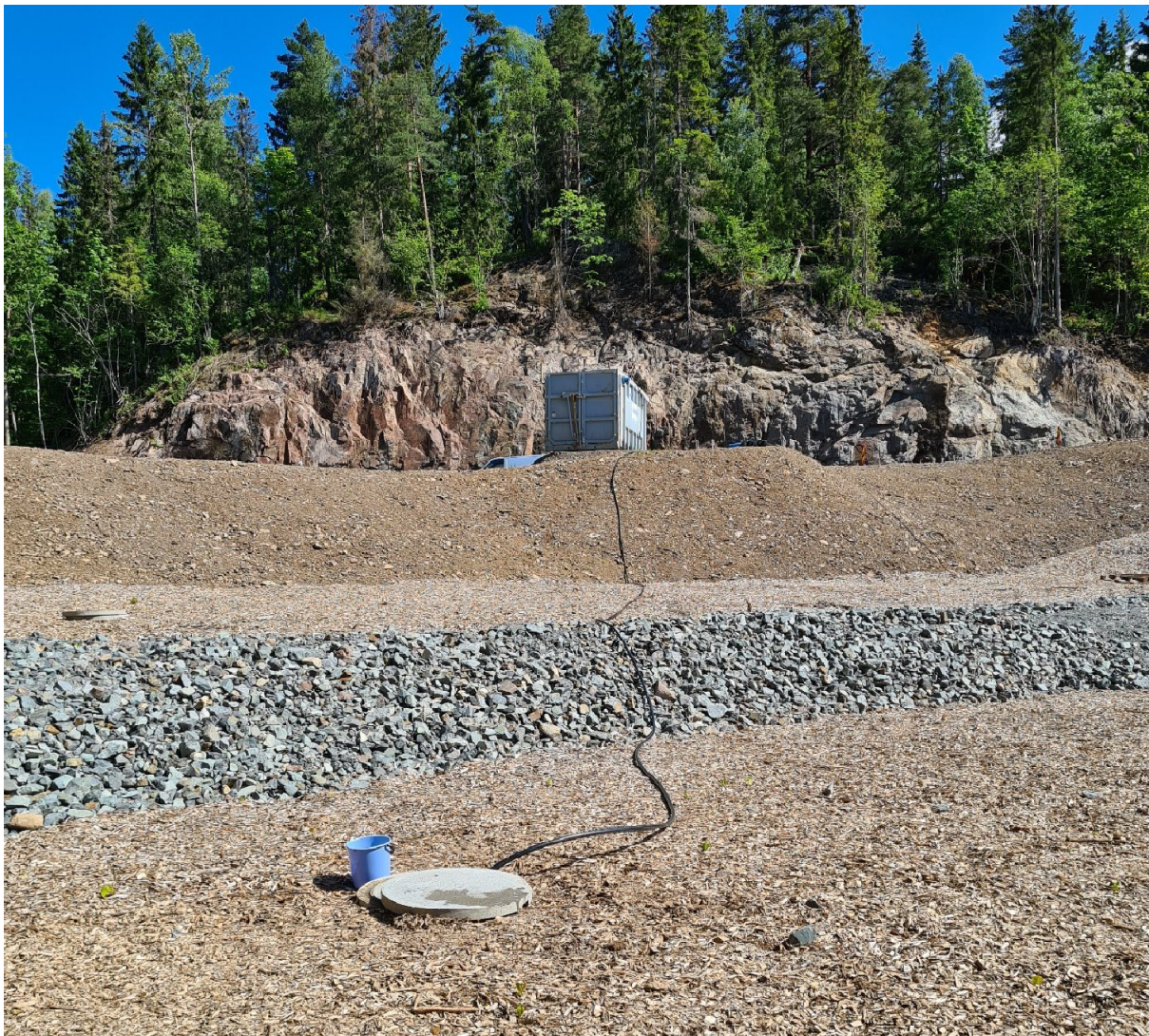
Nordlandsbekken ble påvirket av steinfyllingen og ble satt i kulvert under steinfyllingen, slik at bekken skulle kunne renne uforstyrret gjennom terrenget. Fra analyser ble det funnet økte konsentrasjoner av nitrogen i Nordlandsbekken, som kan være mulig lekkasje inn i kulverten. Det ble utført kamerakjølring av bekken, men det ble ikke funnet noen tydelig skader eller innlekkasje av kulverten. Som alternativ har ses det på muligheten til å flytte Nordlandsbekken i et åpent bekløp med utløp nedstrøms for nitratfiltret.

Fra beregningen for E16 Bjørum-Skaret har Nordlandsdalen fått en utslippstillatelse på ca. 20 tonn nitrat, der utvaskingen vil forekomme over flere år (Roger Roseth J. S., 2023).

Gjennom året vil filtret få varierte mengde hydraulisk stress, der årstidene samt avrenning har en stor påvirkning til rensesgraden i filtret. Ved sommertidene får filtret lite med vann og det blir påvirket mye av tørke og høy temperatur. Bakteriene får godt tid til å gjøre alt nitrat til atmosfærisk nitrogen, siden det ikke er høy ledningsevne og opphold i filtret kunne være mye lengre. Rundt høsten er det veldig vanlig med mye nedbør, dette fører til høy vannføring og stor stress på filtret. Vinterperioden er påvirket av mye nedbør også, men nedbør i form av snø. Med lave temperaturer vil dette føre til at mye av vannføringen i filtret vil bli strupet ned og selv om det er mye nedbør betyr det ikke at det er mye avrenning. Derimot på vårperioden der temperaturer begynner å stige vil mye av snøen og isen fra vinterperioden å smelte, igjen vil dette bidra til høy vannføring. Vårperioden preges ikke av nedbør, men heller fra nedsmeltingen av is og snø fører til at vannføringen og flate avrenningen kan være så høy sånn som det den er (Det norske meteorologiske institutt, Klimaavdelingen, u.d.).

3.3 Tilføring av tunnelvann

I uke 25 i sommeren 2023 ble det utført et feltforsøk der biofilter F1 fikk tilført nitratholdig tunnelvann. En konteiner ble med tunnelvannet tilføre F1 $10 \frac{l}{min}$, som tilsvarer ca. $15 m^3$ i døgnet. Konteineren ble fylt på med tunnelvann hver dag kl. 10 og kl. 17. Det ble tatt ut prøver fra konteineren og utløpet av F1. I tillegg ble vannføringen ut av biofilteret målt.



Figur 7. Vannføring av F2 ble slått av for å kunne bli brukt i forsøket om tilføring av tunnelvann i sommer 2022. Tilføring av tunnelvann kommer fra konteiner inn ved innløpet til F2 via pumpe som ligger i konteiner. Konteineren ligger ovenfor F1 og F2. Dermed vil ikke påvirke F1. (foto: Manh-Tien Bui).

3.4 Tilsetning av metanol

I april 2023 ble det etter at tillatelse fra MD var gitt, satt ut en pumpe for å dosere ut metanol til biofilter F1. Dette ble gjort for å se om det var mulig å vekke filteret til livet igjen ved å tilsette en lett tilgjengelig karbonkilde. Det ble dosert ut metanol 9 ganger hvert døgn (Figur 13). Doseringen skjedde over perioder på 7 min som gav en dosering på $0,25 \frac{l}{s}$. Hver dag filteret tilsatt 3,2 liter med metanol.

Ved dagens beregning på oppholdstid ble det estimert at metanolen ville bruke 2 dager før den kommer ut ved uttaket ved F1. Det ble tatt ut daglig vannprøver av F1, og det ble også tatt målinger av vannføringen ved bruk av bøttemetoden ut av F1.



Figur 8. Pumpe med elektronisk timer for å få pumpen inn metanol, 9 ganger per døgn og stå på i 7 min hver gang, inn i F1. Kanna inneholder 10 liter med metanol og ved tom blir fylt på. Boksen vil bli lukket igjen og det har blitt båret hull for å sikre luftgjennomstrømning. (foto: Manh-Tien Bui).

4.Resultat

4.1 Nitratfiltret

Analyseresultater fra perioden april-november 2022 ble benyttet, da det ble antatt at både loggere og biofilter F1 fungerer fint i denne perioden. Vannprøver ble også tatt ut for analyse hos Eurofins. Resultater fra loggere og laboratoriet er vist i tabell 1-2. Data fra loggere er vist i figur 14-15. Vannøringsmålinger ut fra forkammeret, som representere vann inn i filteret er vist for ulike årstider i figur 16-19. Nitrat ut av forkammer og ut av biofilter F1, samt biofilterets beregnede rensegrad ved bruk av loggerdata er vist i hhv. Figur 20 og 21. Her bemerkes det at de optiske nitratsensorene i feltet er følsomme for høye konsentrasjoner av DOC, som resulterer i noe overestimering av nitrat i forhold til hva som måles på laboratoriet. Dette kan ha konsekvenser for blant annet beregning av biofilterets rensegrad. Statistikk for xy-plott og enkle regresjoner mellom målte parametere i felt og på laboratoriet er vist i figur 21 og 22.

Tabell 1. Enkel statistikk for data fra perioden april 2022 - september 2022 for vann i innløp til dam. Q1 er første kvartil (25. presentil). Q3 er tredje kvartil (75. presentil).

Parameter	Benevning	n	Minimum	Q1	Gjennomsnitt	Median	Q3	Maksimum
NO ₃ -N	mg N/l	6498	1,74	4,6	9,8	9,8	14	37
Vanntemperatur	°C	7604	4,3	6,8	7,3	7,4	8,0	18,1
Redox	mV	7604	-11,4	175	240	260	309	441
Oksygen	mg/l	7604	9,0	11	12	12	13	19
Turbiditet	NTU	7597	0,26	0,80	3,3	1,1	2,1	221
Ledningsevne	mS/cm	7604	0,001	0,47	0,53	0,55	0,60	0,81
pH		7604	6,8	7,7	7,5*	7,8	7,9	8,9
Vannføring	l/s	7604	0,19	0,53	1,5	0,9	2,3	22

* Beregnet fra [H₃O⁺]

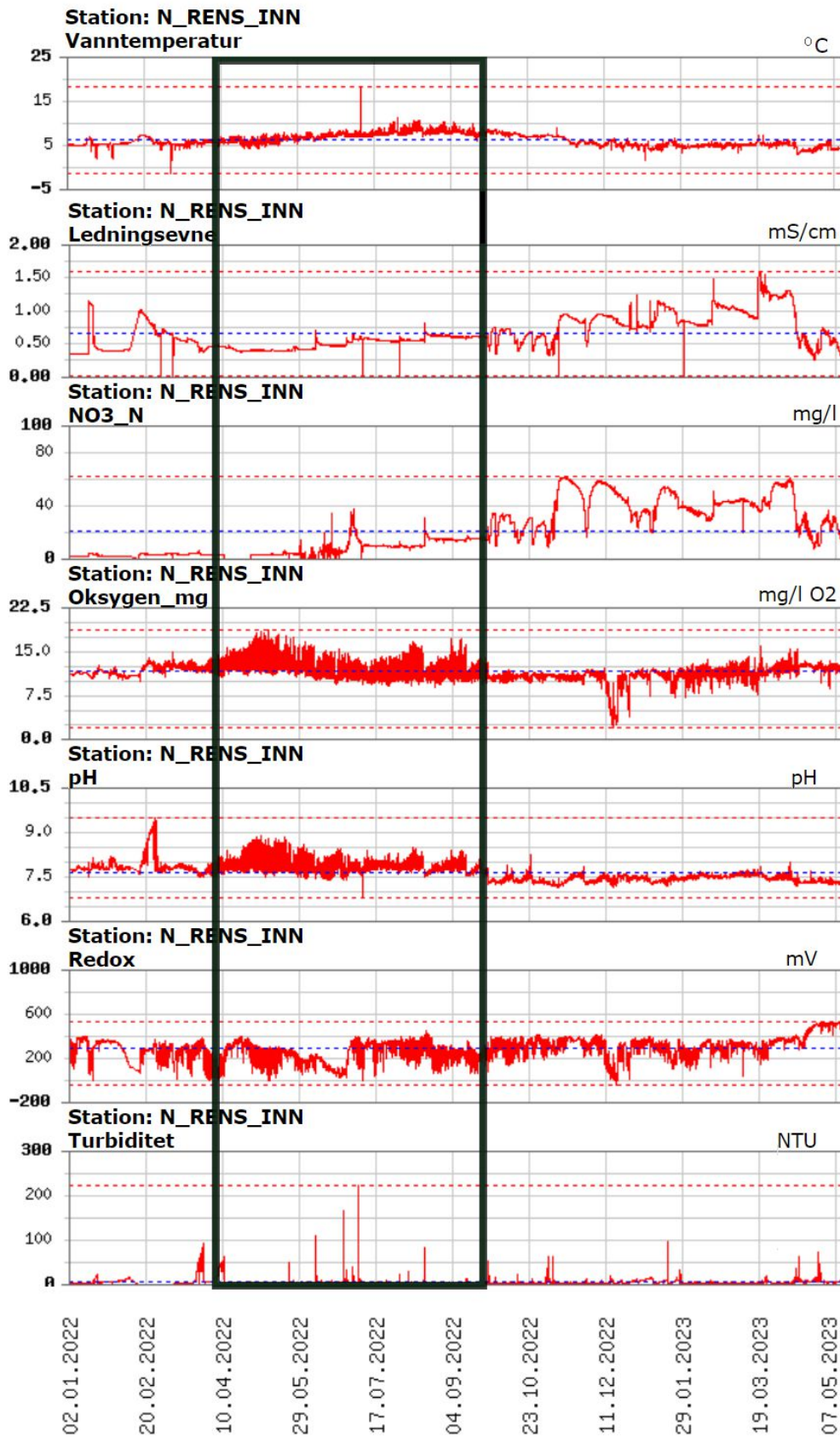
Tabell 2. Enkel statistikk for data fra perioden april 2022 - september 2022 for vann i utløp fra biofilter F1. Q1 er første kvartil (25. presentil). Q3 er tredje kvartil (75. presentil).

Parameter	Benevning	n	Minimum	Q1	Gjennomsnitt	Median	Q3	Maksimum
NO ₃ -N	mg N/l	7802	0,7	1,4	2,1	1,8	2,2	11
Vanntemperatur	°C	7804	2,9	11	12	15	15	17
Redox	mV	7802	-443	-425	-379	-412	-397	16
Oksygen	mg/l	7803	0,11	0,11	0,12	0,12	0,12	0,9
Turbiditet	NTU	7647	1,31	0,81	3,3	2,8	4,0	9,0
Ledningsevne	mS/cm	7804	0,54	0,79	0,88	0,85	0,98	1,3
pH		7804	6,5	6,7	6,8*	6,8	6,8	7,5

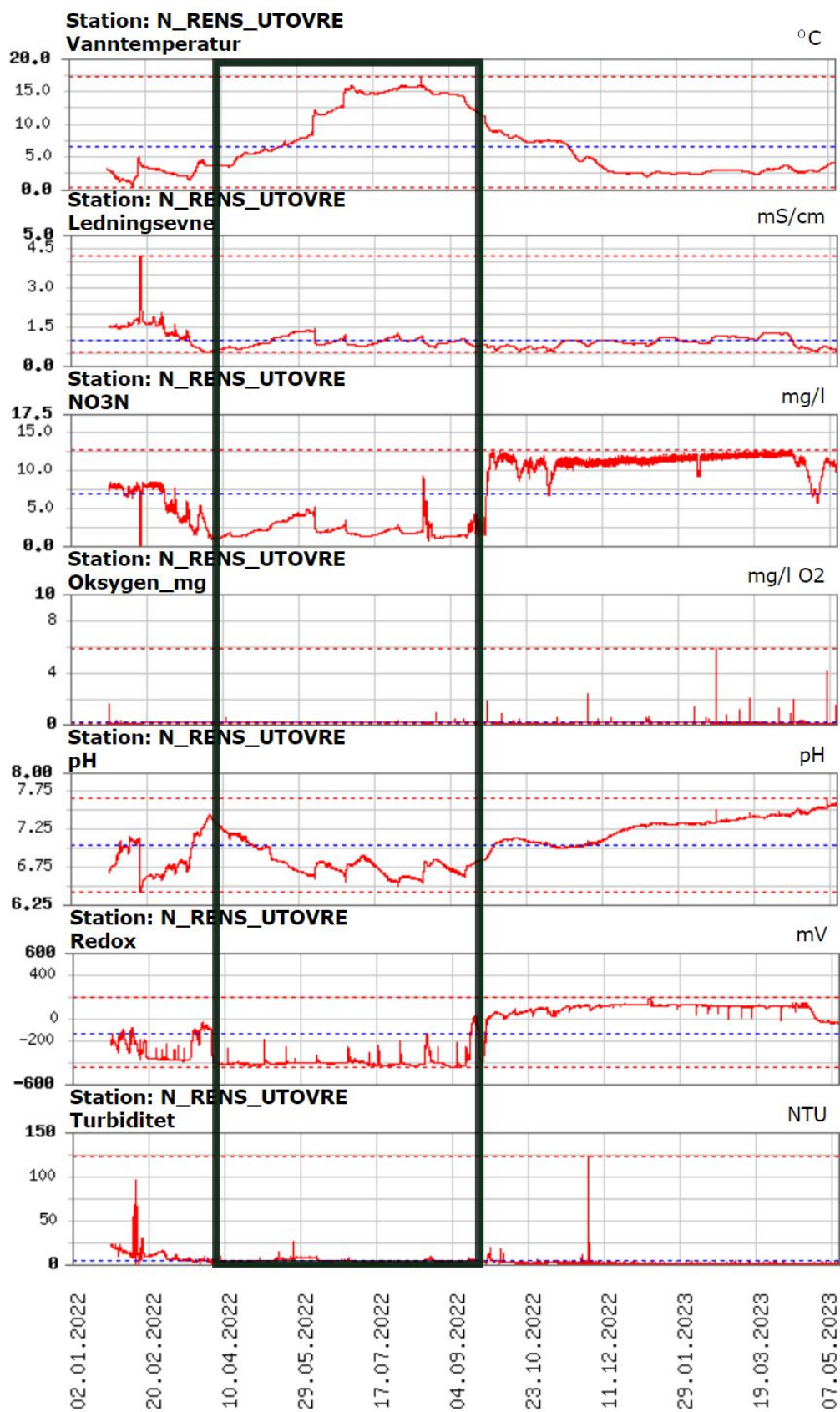
* Beregnet fra [H₃O⁺]

Tabell 3. Enkel statistikk for analyseresultater fra Eurofins. 33 vannprøver ble tatt i innløp til dam (Inn), samt i utløp fra F1 og F2 (Ut) i perioden april-september 2022. Q1 er første kvartil (25. presentil). Q3 er tredje kvartil (75. presentil).

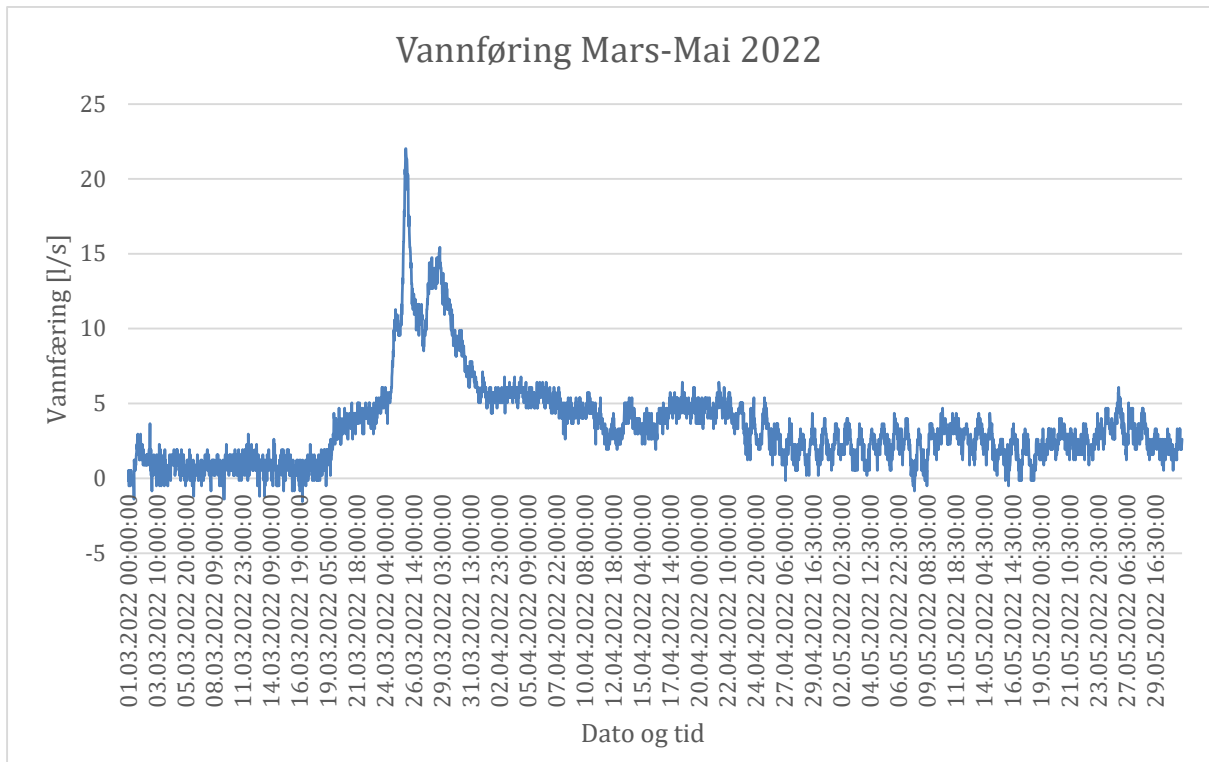
Parameter	Benevning	n	Minimum	Q1	Gjennomsnitt	Median	Q3	Maksimum
TOT-N Inn	mg N/l	33	2,2	4,1	8,4	5,6	12	22
TOT-N Ut	mg N/l	33	0,04	0,73	1,1	0,91	1,1	3,8
NO ₃ -N Inn	mg N/l	33	3,4	3,9	7	5,3	10	20
NO ₃ -N Ut	mg N/l	33	0,003	0,003	0,2	0,003	0,025	3,4
NH ₄ -N Inn	mg N/l	33	0,0025	0,0025	0,02	0,0072	0,0185	0,22
NH ₄ -N Ut	mg N/l	33	0,0025	0,011	0,09	0,041	0,16	0,44
NO ₂ -N Inn	mg N/l	33	0,001	0,0010	0,02	0,005	0,0395	0,07
NO ₂ -N Ut	mg N/l	33	0,001	0,0010	0,01	0,001	0,001	0,1
DOC Inn	mg C/l	33	1,7	1,95	2,7	2,6	3,2	4,4
DOC Ut	mg C/l	33	5,8	16	52	36	90,5	150
TOT-P Inn	µg P/l	33	5,2	8,3	24	11	16	260
TOT-P Ut	µg P/l	33	56	140	174	180	205	270



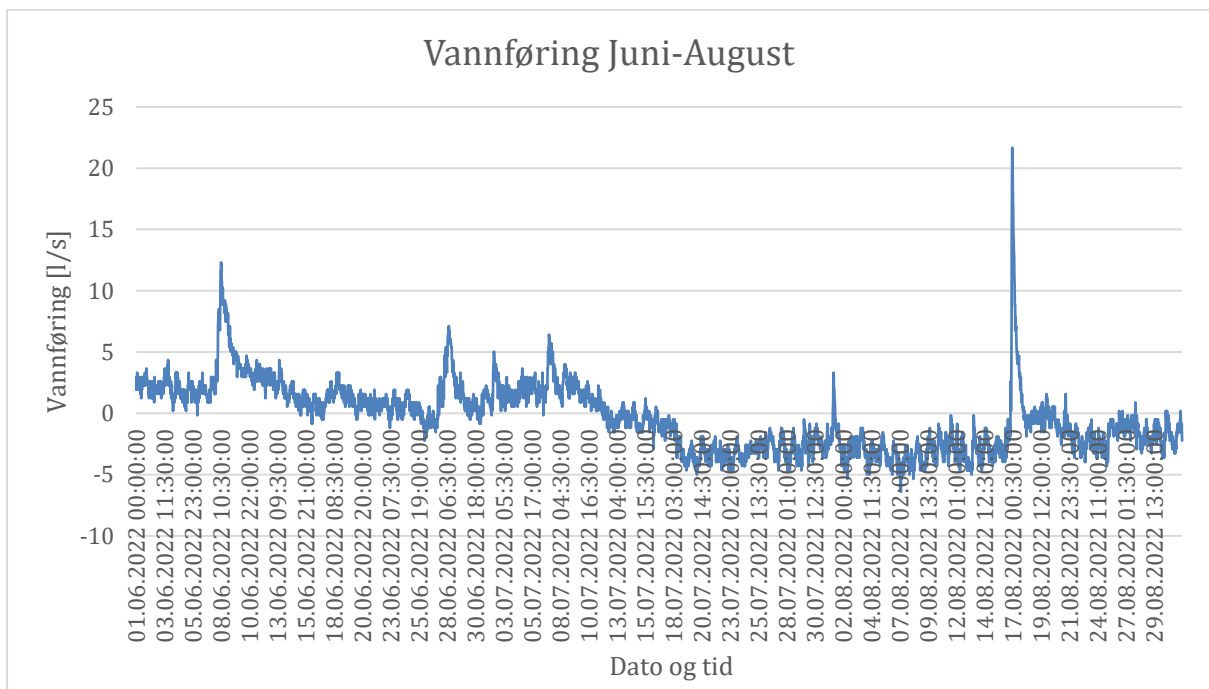
Figur 9. Data fra loggere i utløp forkammer. Markert område viser datautvalg for statistikk. Data er lastet ned fra en online-database (NIBIO). Loggerne er fra SEBA.



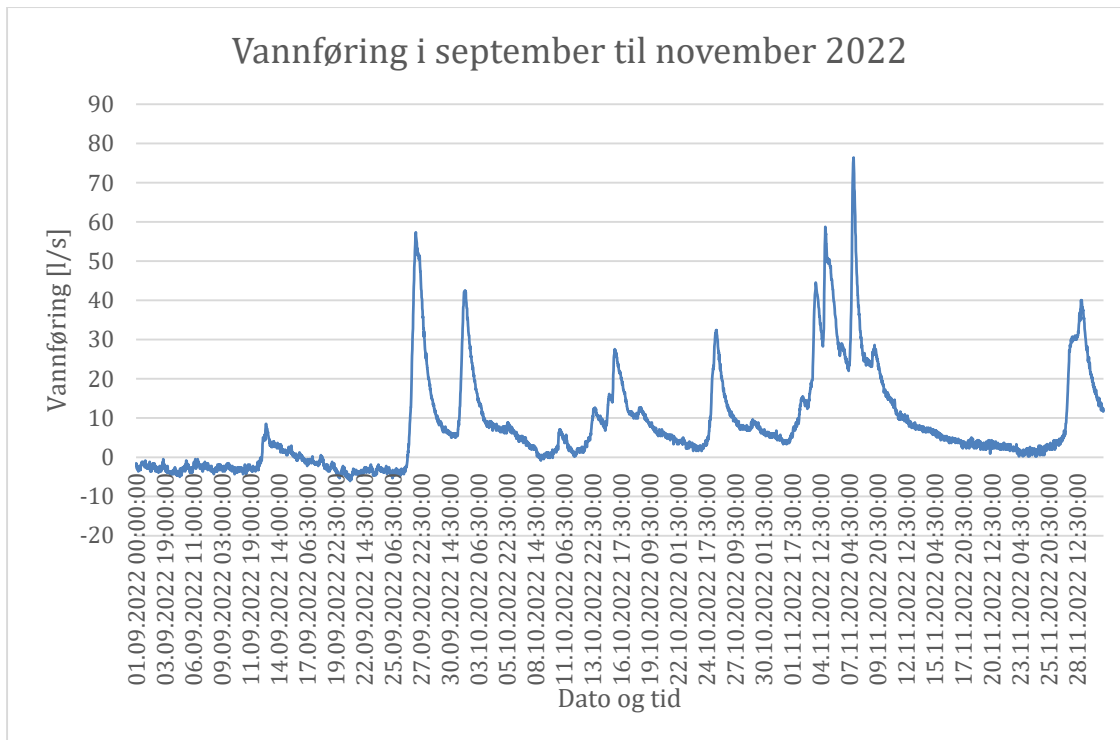
Figur 10. Data fra loggere i utløp filter F1. Markert område viser datautvalg for statistikk. Data er lastet ned fra en online-database (NIBIO). Loggerne er fra SEBA.



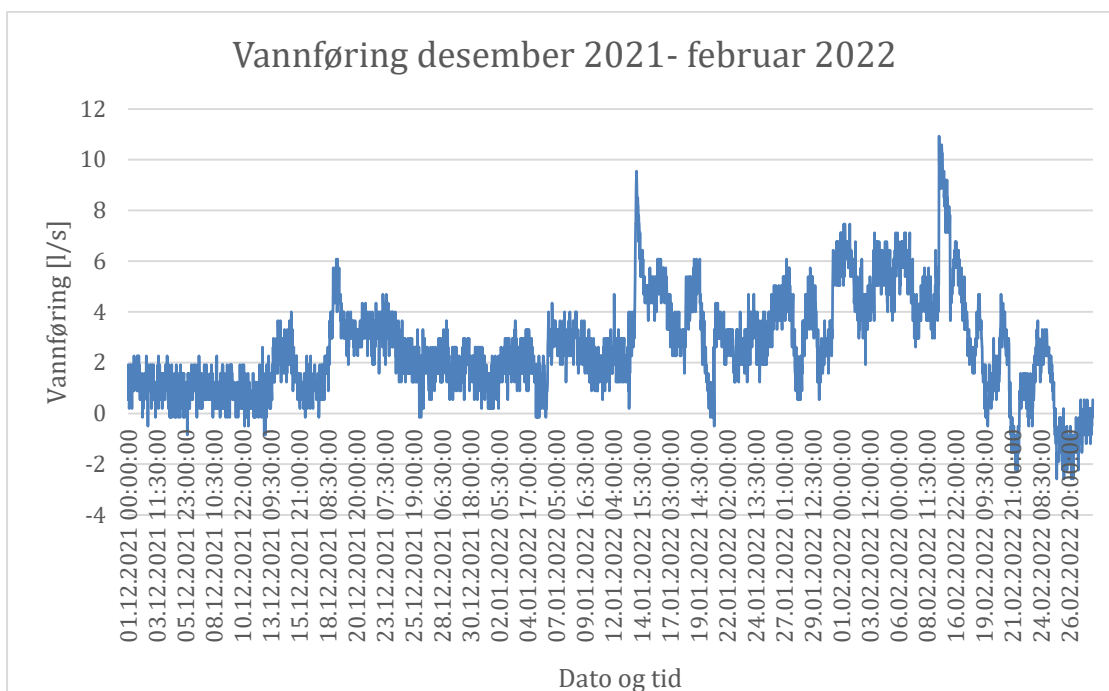
Figur 11. Vannføring ut av forkammeret i Vårperioden 2022. Rådata er vist og loggerdata viser periodevis negativ vannføring, noe som ikke er riktig. Dette er justert før statistiske analyser har blitt utført.



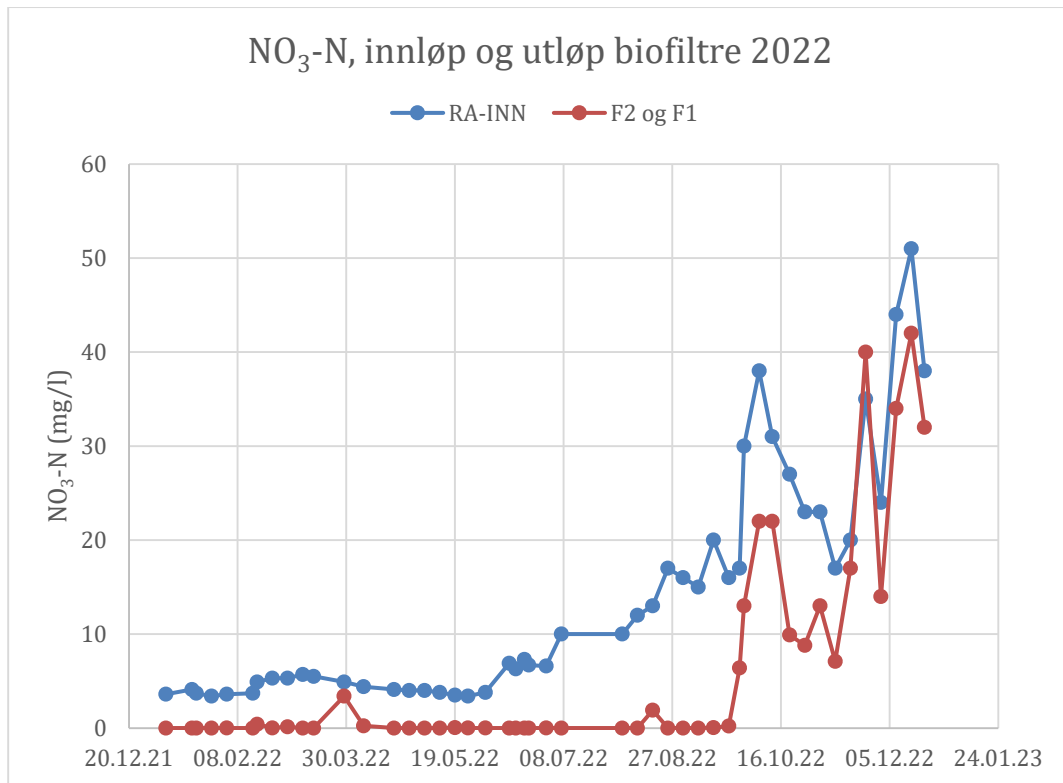
Figur 12. Vannføringen ut av forkammeret i sommerperioden 2022. Rådata er vist og loggerdata viser periodevis negativ vannføring, noe som ikke er riktig. Dette er justert før statistiske analyser har blitt utført.



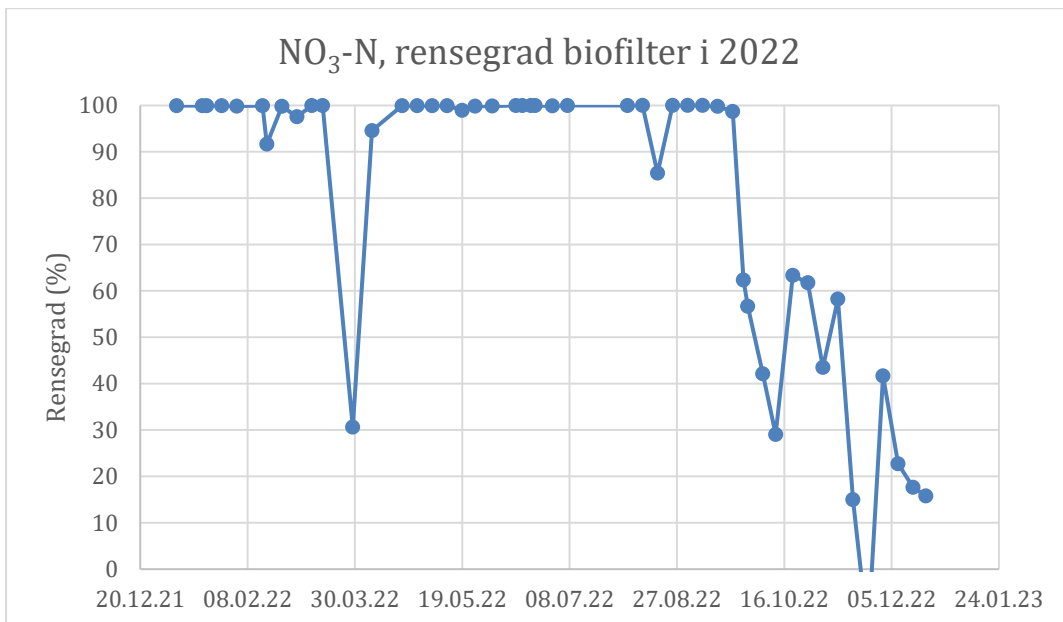
Figur 13. Vannføringen ut av forkammeret i høstperioden 2022. Rådata er vist og loggerdata viser periodevis negativ vannføring, noe som ikke er riktig. Dette er justert før statistiske analyser har blitt utført.



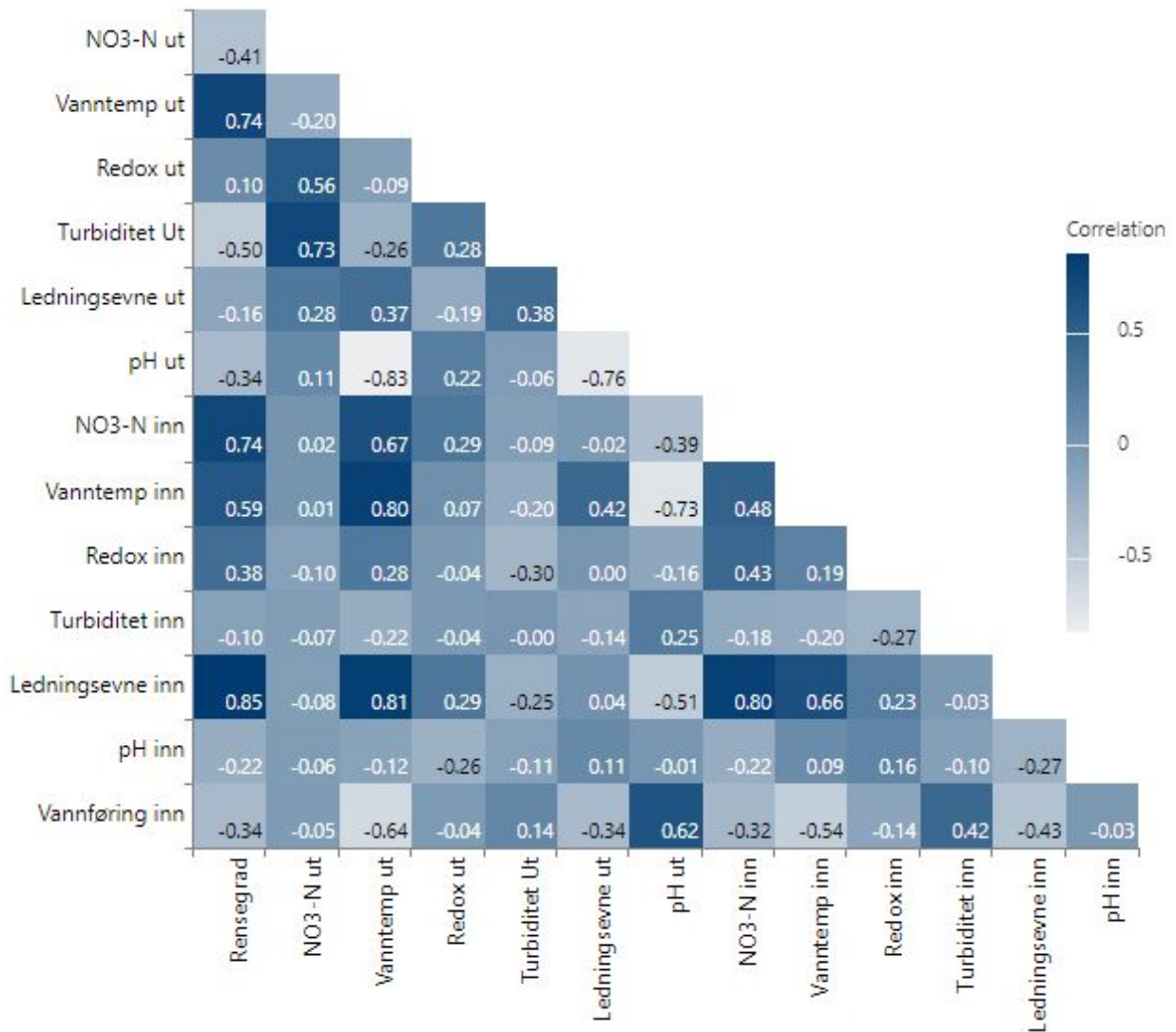
Figur 14. Vannføringen ut av forkammeret i vinterperioden 2022. Rådata er vist og loggerdata viser periodevis negativ vannføring, noe som ikke er riktig. Dette er justert før statistiske analyser har blitt utført.



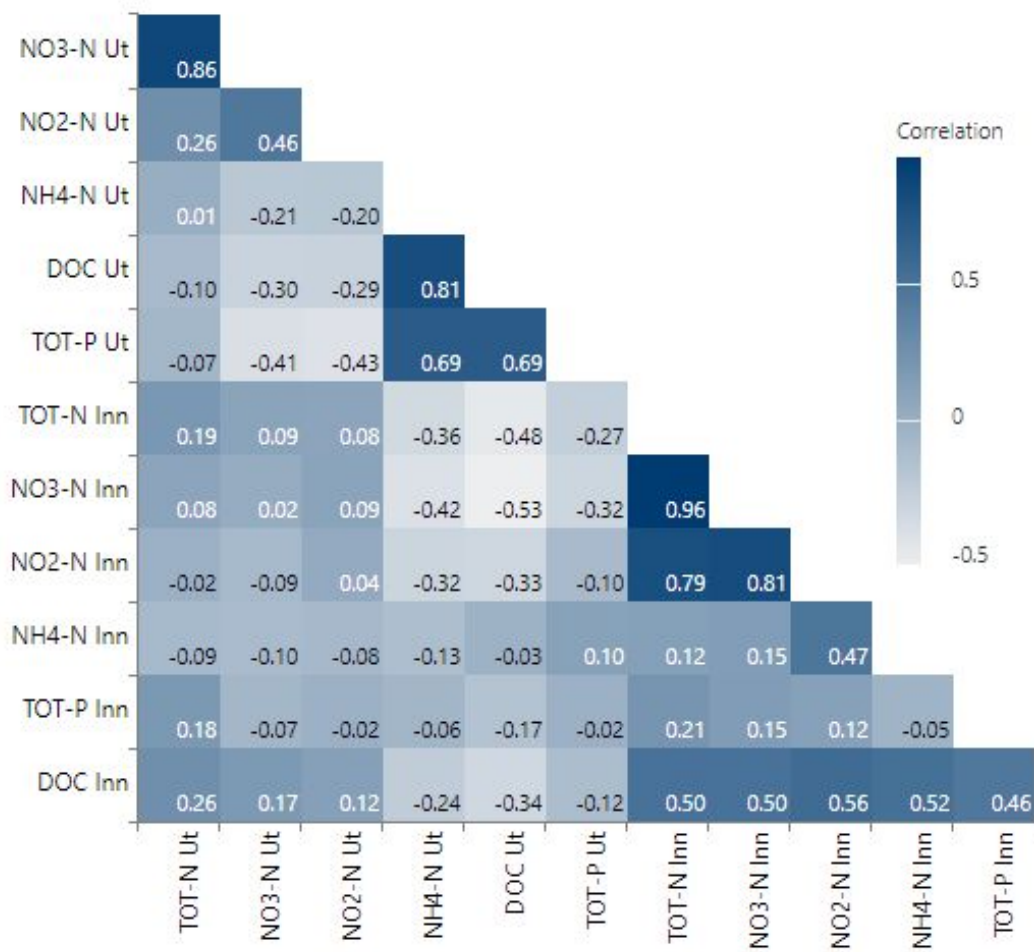
Figur 15. Konsentrasjonen av nitrat ved innløp (RA-INN er utløp fra forkammeret i anlegget) og utløp (utløp fra biofiltrene) i 2022. Perioden går fra desember 2021 til desember 2022. En kombinasjon av pålitelige data fra både biofilter F1 og F2 har blitt benyttet. Det er en usikkerhet med optiske nitratanalyser, som ser ut til å bli noe påvirket av høye konsentrasjonen av DOC, noe det måles til tider ut av biofiltrene.



Figur 16. Rensegrad for nitrat (vann ut av forkammer opp mot vann ut fra biofiltrene) i 2022. Perioden går helt fra desember 2021 til desember 2022. En kombinasjon av pålitelige data biofilter F1 og F2 har blitt benyttet. Det er en usikkerhet med optiske nitrata lyser, som ser ut til å bli noe påvirket av høye konsentrasjonen av DOC, noe det måles til tider ut av biofiltrene.



Figur 17. Correlogram som viser regresjonskoeffisienter (Pearson) for data fra loggere satt i utløp fra forkammer (inn), og fra loggere i utløp fra filter F1 (ut).



Figur 18. Correlogram som viser regresjonskoeffisienter (Pearson) for data fra loggere satt i utløp fra forkammer (inn), og fra loggere i utløp fra filter F1 (ut).

4.2 Tilføring av tunnelvann

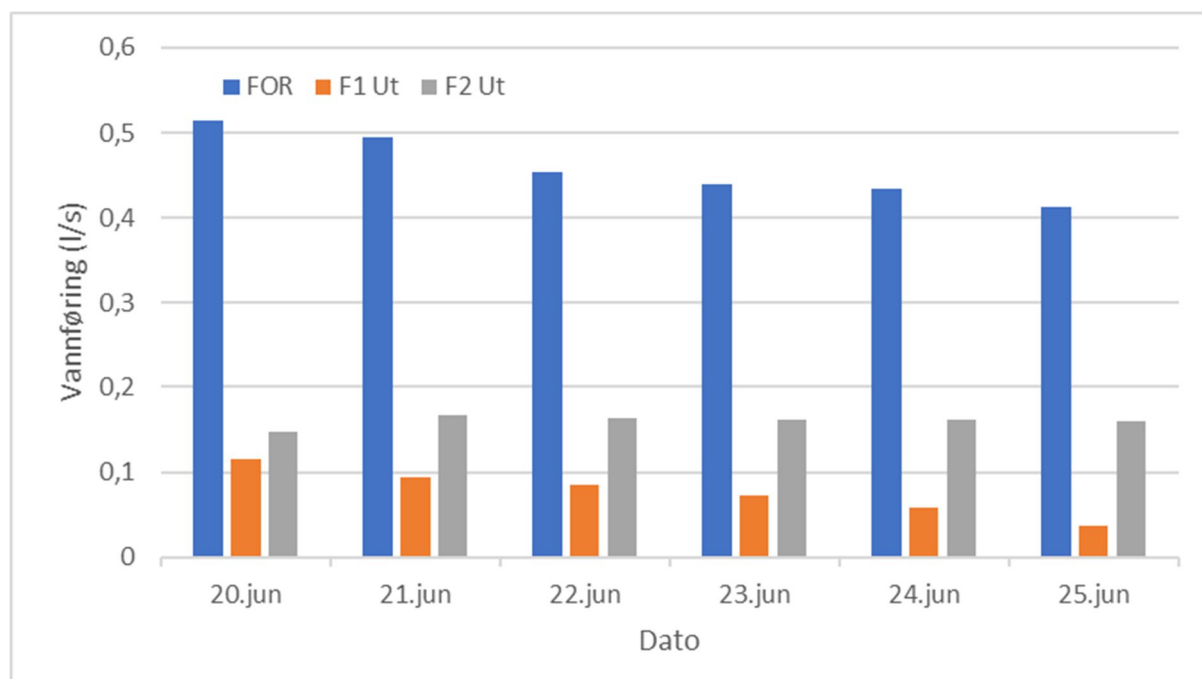
Data fra forsøket er vist i tabell 4, samt i figur 24-32. Fra forsøket i uke 25 blir det vist til at det kommer inn ca. $25 \frac{mg}{l}$ nitrat inn i filtret og det kommer ut ca. $2 \frac{mg}{l}$ (figur 25). Dette vil si at filtret hadde en rensegrad på ca. 90%. For det meste er rensegraden det samme gjennom hele uken. Tunnelvannet som ble fylt på hver morgen hadde ulike konsentrasjoner av nitrat, dette førte til store hopp i konsentrasjoner inn i filtrene. Utenom rensegraden fra 23/06-22 så greier filtret å rense for 90% av nitrattet som kommer inn (figur 31).

Vanner fra container lå på ca. $0,16 \frac{l}{s}$ (10 l per min) og ut lå på $0,16 \frac{l}{s}$ (figur 24). Alt vannet som kom inn i F2 kom ut igjen, som tyder på at det ikke er lekkasje i filtret. Vannføringen inn og ut ble målt gjennom bøttemetoden. Bøttemetoden tar for seg en bøtte med kjent volum, og fyller den med vannet som kommer ut eller det som kommer inn. Ved å ta tiden kan man estimere hvor stor vannføringen er i området ved hjelp av et kjent volum mot tiden.

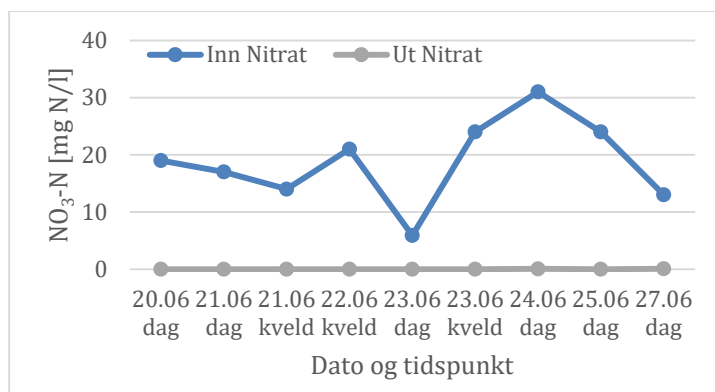
Fra figur 32 ligger redox målingene ut ligger godt under 0, vannet ut har en spenning på ca. -440 mV, med variasjoner mellom -460 mV til -425 mV. Ved så lave verdier av redox kan man anta at det ikke oksygen til stedet. Under anaerobe forhold vil bakteriene i filtret omdanne nitrat over til nitrogen.

Tabell 4. Enkel statistikk for analyseresultater fra Eurofins. 7-9 vannprøver ble tatt i innløp til filter fra konteiner med tunnelvann (Inn), samt i utløp fra F2 (Ut) i perioden 20. - 26. juni 2022. Q1 er første kvartil (25. presentil). Q3 er tredje kvartil (75. presentil).

Parameter	Benevning	n	Minimum	Q1	Gjennomsnitt	Median	Q3	Maksimum
TOT-N Inn	mg N/l	9	7,9	35	40	45	48	61
TOT-N Ut	mg N/l	9	0,4	0,6	2,6	1	4	9,3
NO3-N Inn	mg N/l	9	5,9	13,5	19	19	24	31
NO3-N Ut	mg N/l	9	0,01	0,01	0,02	0,01	0,03	0,07
NH4-N Inn	mg N/l	9	0,1	11	12,5	14	16	18
NH4-N Ut	mg N/l	9	0,04	0,1	1,4	0,5	2,9	4,8
NO2-N Inn	mg N/l	9	0,04	0,61	0,8	0,84	0,99	1,2
NO2-N Ut	mg N/l	9	0,002	0,002	0,003	0,002	0,004	0,009
DOC Inn	mg C/l	8	4,1	5,2	7,4	8,3	8,7	9,2
DOC Ut	mg C/l	7	43	48	59	55	76	79
TOT-P Inn	µg P/l	9	6	14	29	24	24	110
TOT-P Ut	µg P/l	9	33	155	166	180	200	220



Figur 19. Vannføring av F2 i tunnelforsøket i uke 25 2022, gjort med bøttemålingsmetoden.



Figur 20. Konsentrasjoner av nitrat fra feltforsøk med tilførsel av tunnelvann til filter F2. Vannprøvene er tatt ut i felt og er analysert hos Eurofins.

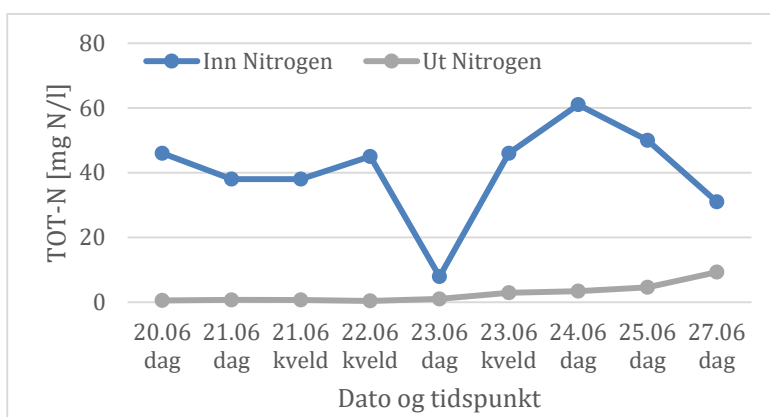


Figure 21. Konsentrasjoner av totalnitrogen fra feltforsøk med tilførsel av tunnelvann til filter F2. Vannprøvene er tatt ut i felt og er analysert hos Eurofins.

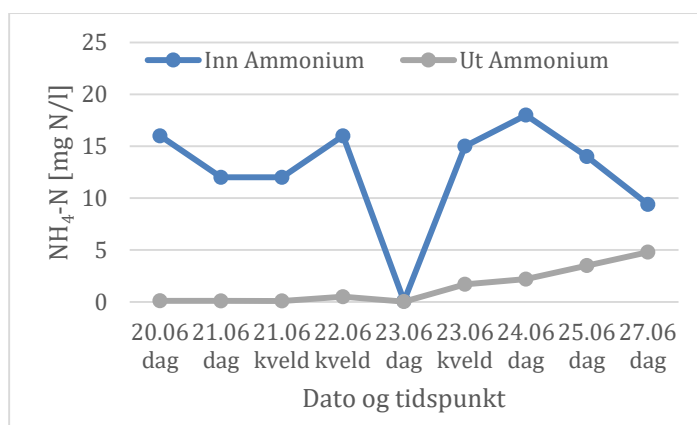
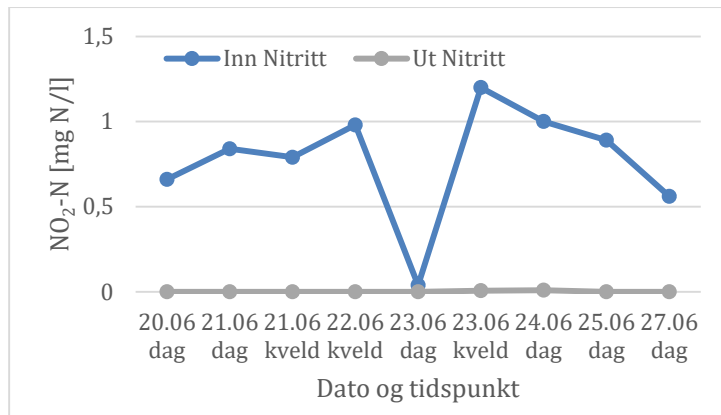
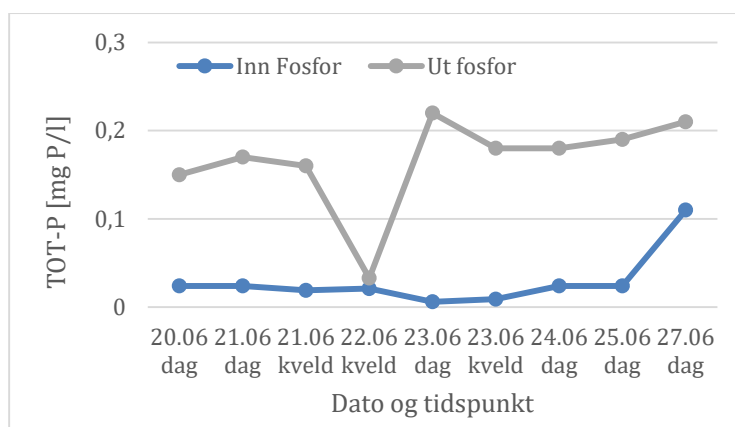


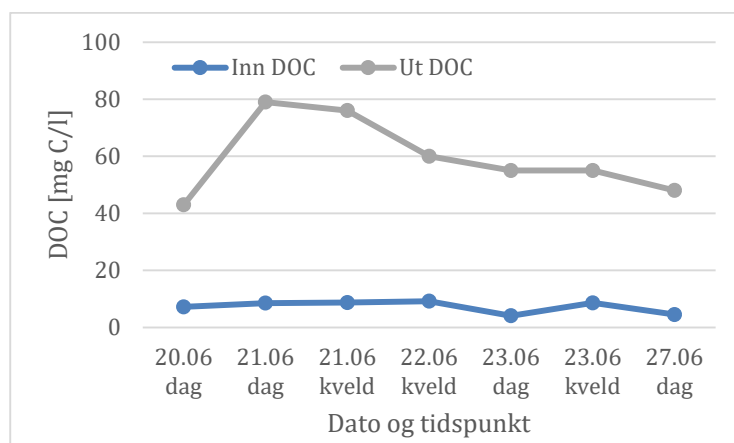
Figure 22. Konsentrasjoner av ammonium fra feltforsøk med tilførsel av tunnelvann til filter F2. Vannprøvene er tatt ut i felt og er analysert hos Eurofins.



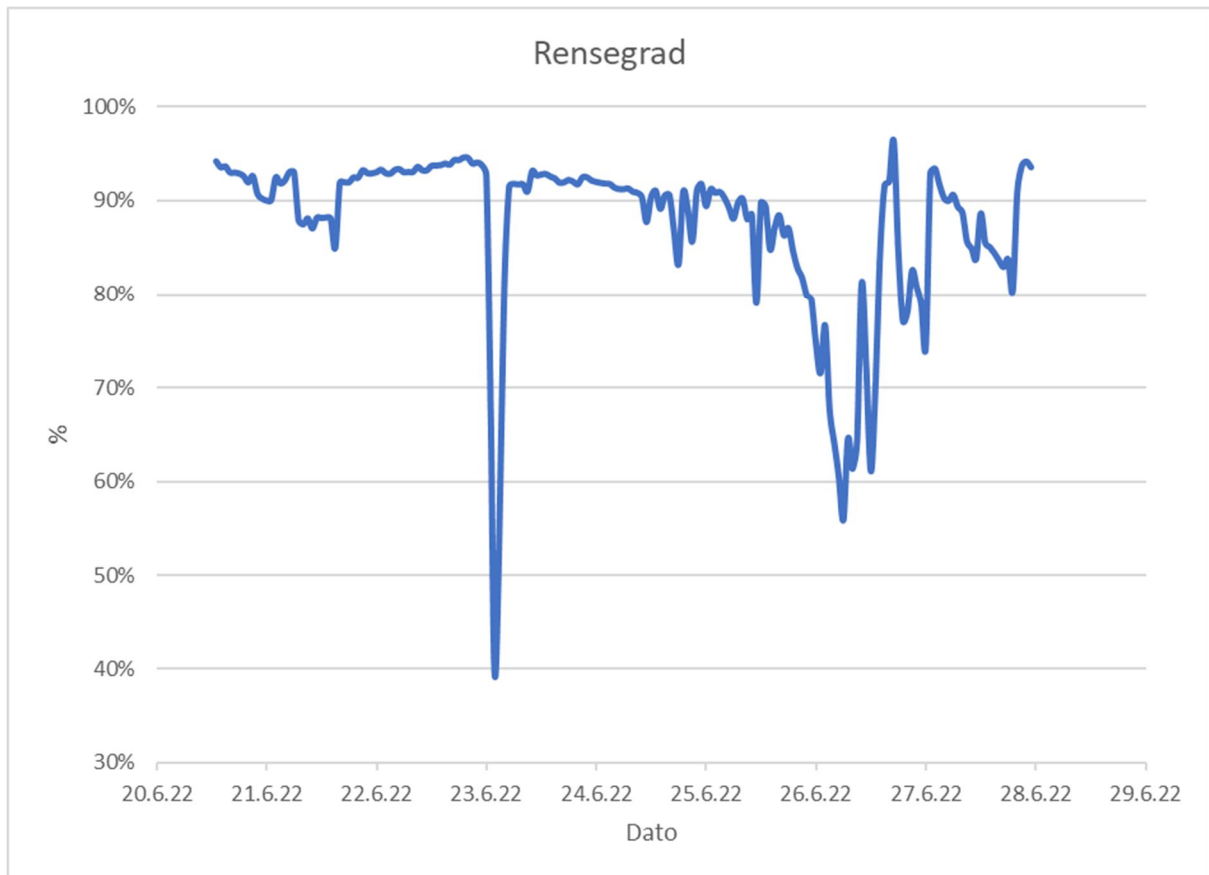
Figur 23. Konsentrasjoner av nitritt fra feltforsøk med tilførsel av tunnelvann til filter F2. Vannprøvene er tatt ut i felt og er analysert hos Eurofins.



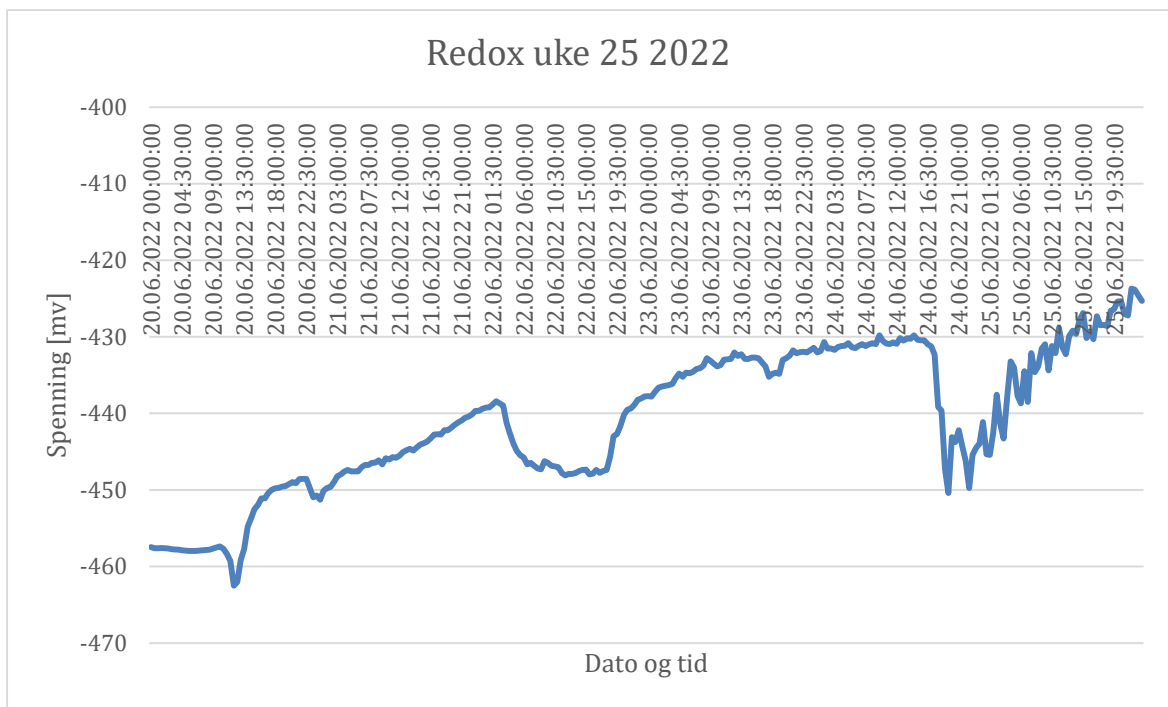
Figur 24. Konsentrasjoner av totalfosfor fra feltforsøk med tilførsel av tunnelvann til filter F2. Vannprøvene er tatt ut i felt og er analysert hos Eurofins.



Figur 25. Konsentrasjoner av DOC (løst organisk karbon) fra feltforsøk med tilførsel av tunnelvann til filter F2. Vannprøvene er tatt ut i felt og er analysert hos Eurofins.



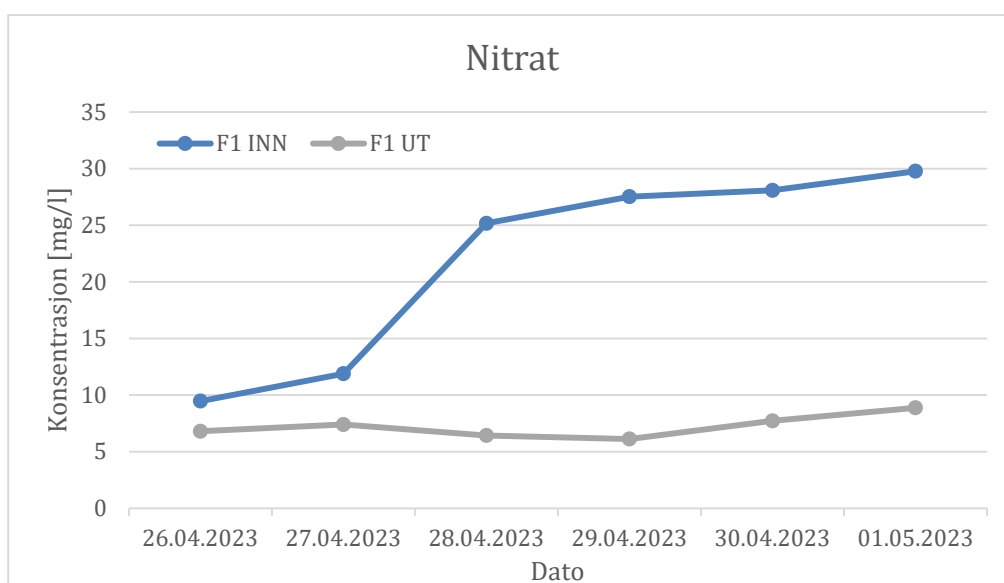
Figur 26. Beregnet rensesgrad av nitrat i biofilter F2 under tunnelforsøket i uke 25 2022. Data fra loggere i felt.



Figur 27. Redoxforholdene i biofilter F2 under tunnelforsøket i uke 25 2022. Data fra loggere i felt.

4.3 Tilføring av metanol

Metanoldoseringen startet 26. april, og pågikk til metanolen i flaskene ble blitt brukt opp. Fem til 1. mai gikk forsøket som planlagt. Ved de to første dagene ser det til å være relativt lite endringer.. Den 28. april øker konsentrasjonen av nitrat inn fra $10 \frac{mg}{l}$ til $27 \frac{mg}{l}$ ved innløpet (figur 33), mens konsentrasjonen ut av filteret ser ut til å minke. Rensegraden økte fra 30% til ca. 75% (figur 34).



Figur 28. Nitrat inn og ut ved F1 under metanolforsøket i 17 2023. Data fra loggere i feltet.

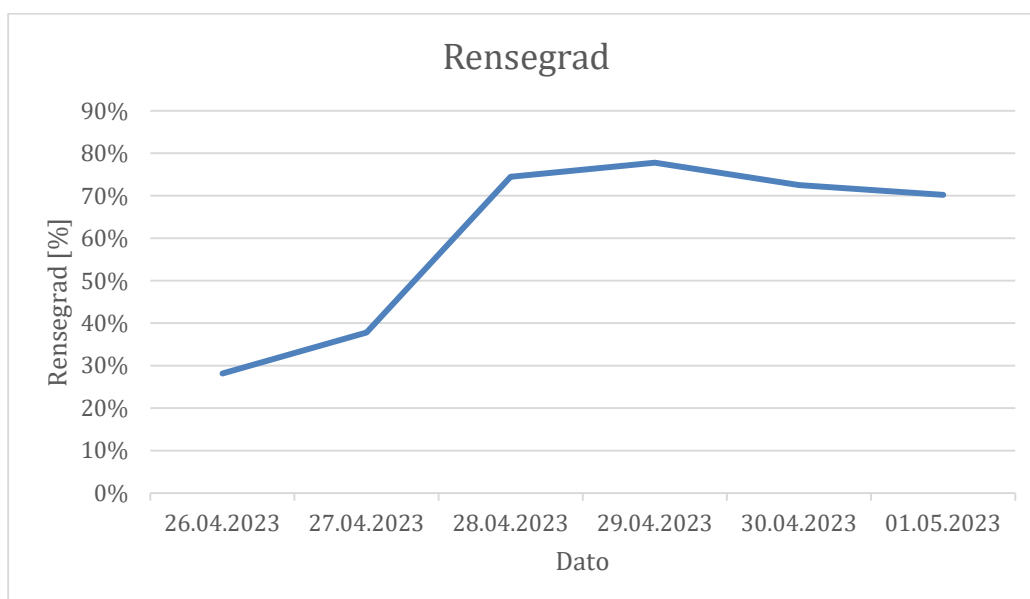


Figure 29. Beregnet rensegrad av nitrat i F1 via data fra loggere i feltet under metanolforsøket i uke 17 2023.

5. Diskusjon

Filterkonstruksjoner som naturbaserte renseanlegg tilpasset næringsstoffavrenning har lenge blitt benyttet i nedbørfeltet, og disse brukes ofte i forbindelse med landbruksforurensning (Paruch mfl. 2016; Scipper mfl. 2010; Pugliese mfl. 2020). Enkelte har også spesialisert seg mer på nitrogenavrenning (Carstensen mfl. 2021). Disse er allikevel moderat effektive når det gjelder fjerning av for eksempel nitrat (Mæhlum & Pedersen 1999; Carstensen mfl. 2021). En del av grunnen til dette er at nitrat i liten grad bindes til partikler og beveger seg lett gjennom nedbørfeltet. Nitrogensyklusen er komplisert, og mange prosesser i syklusen foregår med hjelp av mikrobiologiske prosesser (Richardson 2000; Chen, J. & Strous 2013). Nitrogensyklusen er nok heller ikke fullt ut forstått og man får stadig ny innsikt i nye mikrobiologiske prosesser, og omfanget av store delprosesser som i dag inngår som en selvfølge i skisser av N-syklusen var ikke på plass før for relativt få år siden (Mulder mfl. 1995; Kuenen 2008).

Dette er noe som man må huske på når man forsøker å forstå variasjoner i rensegrad for et biofilter ved hjelp av relativt enkle og robuste kjemiske og fysiske analyser.

Et spesialisert filter for denitrifikasjon kan i motsetning til mer tradisjonelle naturbaserte renseanlegg ha meget god renseevne for nitrat. Men, selv om filteret er optimalt konstruert vil for eksempel endringer i temperatur, pH og hydraulisk belastning kunne påvirke rensegraden (Moreno & Rojo 2014; Hover mfl. 2016).

Tema er stort og diskusjonen må avgrenses, og det legges vekt på kjemiske og fysiske data fra loggere og laboratorium, samt klima og prosesser i nedbørfeltet. Dette brukes for å kunne vurdere filteret i Nordlandsdalen sin rensefunksjon for nitrogen gjennom året. Mikrobiologiske analyser er ikke gjennomført, men viktige faktorer som er kjent for å kunne påvirke mikrobiologiske prosesser diskuteres.

5.1 Filtrets funksjon gjennom året

Biofilteret for denitrifisering av avløpsvann fra sprengsteindeponiet i Nordlandsdalen har i en lang periode fungert godt med en høy rensegrad for nitrat (figur 21). Rensegraden er regnet ut som prosent fjerning av nitrat ved å se på nitrat i utløpet fra biofilter F1 opp mot hva som kommer ut av forkammeret (figur 14-15).

I vårsesongen virker biofilteret å ha en god renseevne for nitrat, selv om temperaturen i filteret var lav (figur 16 og 21). Rensegraden ligger stort sett høyt og stort sett opp mot 100%, men

med et påfallende unntak i forbindelse med en kraftig nedbørepisode i feltet mot slutten av mars (figur 16). Filterets renseevne ble tilsynelatende tydelig svekket og rensegraden falt en kort periode ned mot 30% (figur 21). Ventilene som justerer hydraulisk belastning inn i biofiltrene var trolig ikke justert langt nok ned, slik at de mottok noe mer vann enn det som var optimalt for biofilteret. Med en tilpasset maksimal mengde med vann inn i filteret, ville kanskje ikke dette ha hendt (jf. Kap. 3.1.4).

Filteret var her i en innkjøringsfase, og slike episoder må påberegnes for å bedre forstå filterets begrensninger. Temperatur er en viktig parameter for å opprettholde god denitrifikasjon under anaerobe forhold. Det er kaldt i vårsesongen og temperaturen målt ut av biofilteret ble målt fra 3 til 10 °C (figur 15). Generelt er temperaturen lavere i filteret enn utenfor i den kalde årstiden, da grunnvannet inn i forkammeret holder en jevn temperatur gjennom året. Man kunne kanskje føre grunnvann direkte inn filteret vinterstid, for å øke temperaturen i filteret noe (Roseth, pers. med., 2023). I sommerhalvåret er det vesentlig varmere i biofilteret (figur 17). Det er kjent fra tidligere at denitrifisering fungerer mer optimalt ved høyere temperatur i biofilter basert på treflis, som kan få en signifikant høyere rensegrad med en økning i temperatur fra for eksempel 10 til 15 °C (Hoover mfl. 2016). Men, det har også blitt funnet at denitrifikasjon i bioreaktorer med treflis fungerer fint helt ned mot 2-4 °C (Robertson & Merkley 2009).

I sommerperioden stiger temperaturen i filteret opp mot 20 °C, og det er noen få intense, men mindre nedbørepisoder i feltet enn episoden i mars (figur 16-17). Vannføringen i biofilteret er lav (Roseth, pers. med., 2023). Dermed får også vannet en lengre oppholdstid i biofiltret og mer nitrat kan bli denitrifisert. Rensegraden ligger denne sommeren for det meste på over 95% (figur 21). I høstsesongen ble filtret tydelig utsatt for et større stress. Vannmengden var stor i feltet mot slutten av september og filteret ble utsatt for en høy hydrologisk belastning, hvor vannet rant ut av kummen i biofilteret. I tillegg sank temperaturen i biofilteret ned til under 10 °C og redoxpotensialet økte brått til over 0 mV (figur 18). Rensegraden ble brått kraftig forverret og fortsatte å synke utover i vintersesongen. Filtret kan ha blitt utsatt for fysiske endringer og ført til interne endringer i filtret, for eksempel endring av strømningsmønster via makroporedannelse.

Usikkerheten av hvor mye filtermassene tåler av gjennomstrømning, gjør det vanskelig å fortelle om omfanget rundt skadene. Den 20.oktober ble ventilene strupet inn slik at F1 fikk en maksimal hydraulisk belastning på 1 l/s og F2 tilsvarende 0,5 l/s. Redoxpotensialet holdt seg < 0 mV, temperaturen < 5 °C, og rensegraden lå < 30% i desember (figur 21). Til tross for at filteret fungerte bra vinteren 2021-2022, ser vi at biofilteret kan være sårbart ved å bli oversvømt og dermed raskt få et økt redoxpotensiale, ved en lav temperatur. Det er også

uvisst om dette og tilsvarende kan påvirke utslipp av lystgass (Søvik 2007). Filteret virker mindre sårbart ved høyere temperaturer, noe episoden om våren viste at til tross for at redoxpotensialet falt, klarte filteret å reetablere seg igjen i løpet av kort tid og fungere fint helt gjennom sommersesongen (figur 21).

At enkeltparametere peker seg ut er interessant, men det vil også være av interesse å kunne se på hvilke kombinasjoner av parametere som tilsynelatende forklarer denitrifikasjonsprosessen og rensegraden best, i en periode der biofilteret åpenbart ser ut til å fungere godt. Til det kan en best subset-analyse for enkel lineær modelloppbygning benyttes. Her velges det ut ulike forklaringsvariable for rensegrad av nitrat, og beste kombinasjon for modeller med en, to, tre, og så videre, parametere kalkuleres. I feltet logges konsentrasjonen av nitrat (optisk målt), vanntemperaturen, redoxpotensialet, turbiditet, ledningsevne og pH. Om alle disse potensielle forklaringsvariablene for rensegrad av nitrat settes inn i en best subset-analyse, viser det seg ikke uventet at temperatur er den beste enkeltprediktoren for rensegrad for nitrat i biofilteret (tabell 5). Dette tilsvarer det som også kommer frem i correlogrammet. Ulike regresjonsmetoder benyttet i correlogramme og best subset-analysen gir noe forskjellige korrelasjonsverdier, men begge metodene kommer frem til at vanntemperaturen i filteret alene vil kunne forklare godt over halvparten av variasjonen i datasettet for rensegrad av nitrat ($p < 0.001$). Videre, om vi legger til en forklaringsvariabel til, så vil det være pH som vil tilføre modellen best forklaringsevne for variasjonen i biofilterets rensegrad, i tospann med vanntemperaturen.

Tabell 5. Best subset-analyse med input fra loggerdata for perioden april-september 2022, i perioden loggere og biofilter F1 fungerte fint og hadde lavt redoxpotensial..

Subset	r²	Temp.	pH	Nitrat	Redox	Turb.	Ledn.
1	55	X					
2	75	X	X				
3	78	X	X	X			
4	80	X	X	X	X		
5	80	X	X	X	X	X	
6	81	X	X	X	X	X	X

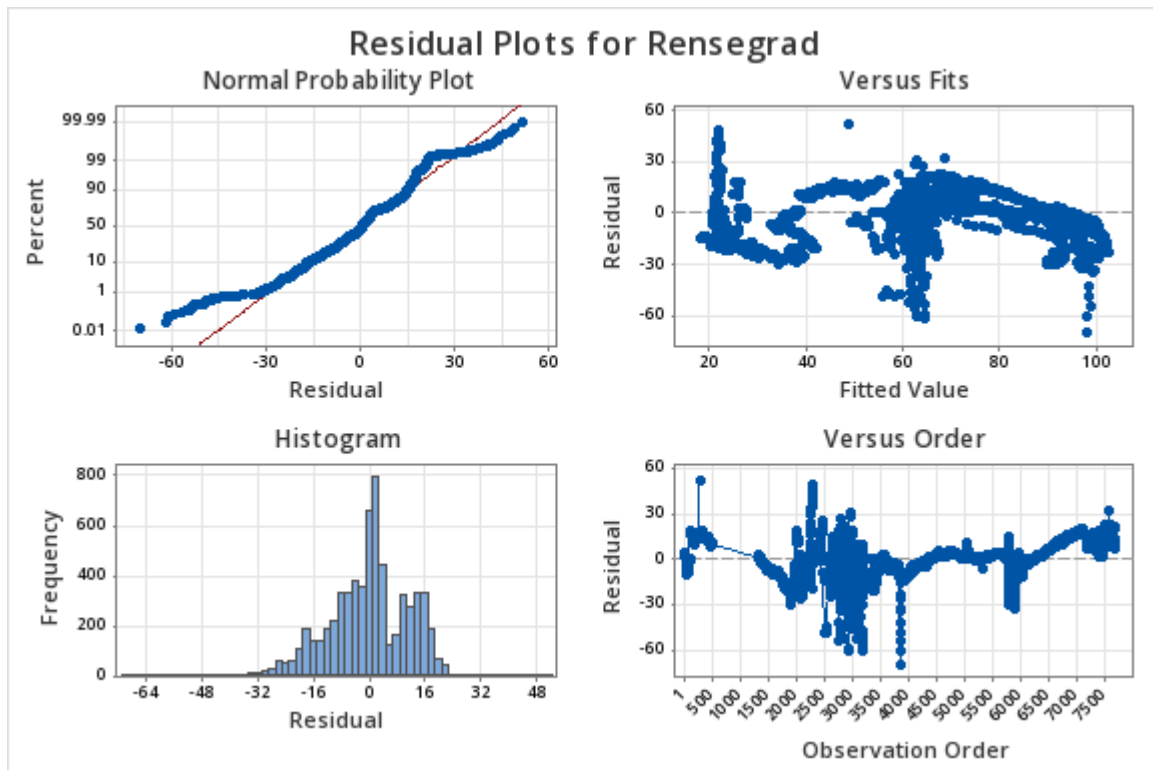
En enkel lineær regresjonsmodell basert på de to beste forklaringsvariablene fra subset-analysen er vist under og følger formen $Rensegrad = K + a (Vanntemperatur_{ut}) + b (pH_{ut})$, der K er en konstant som her justerer modellen inn for å matche datasettet best mulig, mens

a og b er faktorer som tillegger variablene vekt. Samtlige er statistisk signifikante ($p < 0.001$). Dette gir følgende enkle modell:

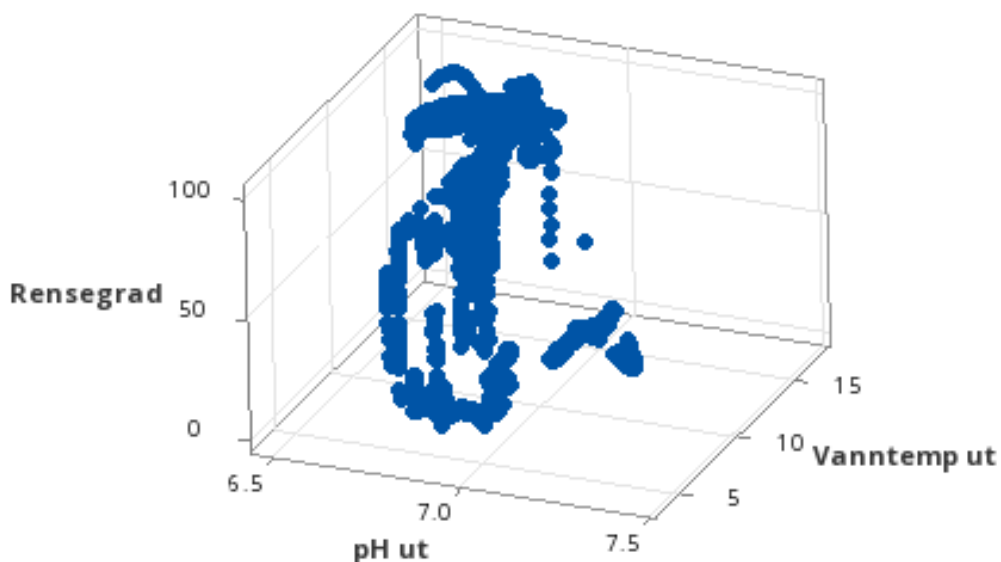
$$\text{Rensegrad} = -680 + 8,1 (\text{Vanntemperatur}_{ut}) + 96 (\text{pH}_{ut})$$

Både vanntemperatur og pH er positivt korrelert med rensegraden av nitrat i biofilteret. Residualene er vist i figur 35. Det er som forventet og stemmer med litteraturen ut ifra hva som blir målt av nivåer i biofilteret. pH i det utvalgte datasettet for perioden april og september der biofilteret tilsynelatende fungerer godt, og ligger mellom 6,5-7,5. Optimum for *Pseudomonas denitrificans* sp., som kan være dominerende i biofilteret, har blitt vist å ligge nærmere 7,5 (Yi-Tin Wang, 1995). Med det antas det også å være en positiv sammenheng mellom pH og rensegraden i filteret. Dette stemmer med best subset-modellen, der flere variabler tas inn, men ikke med regresjonsanalysen i correlogrammet.

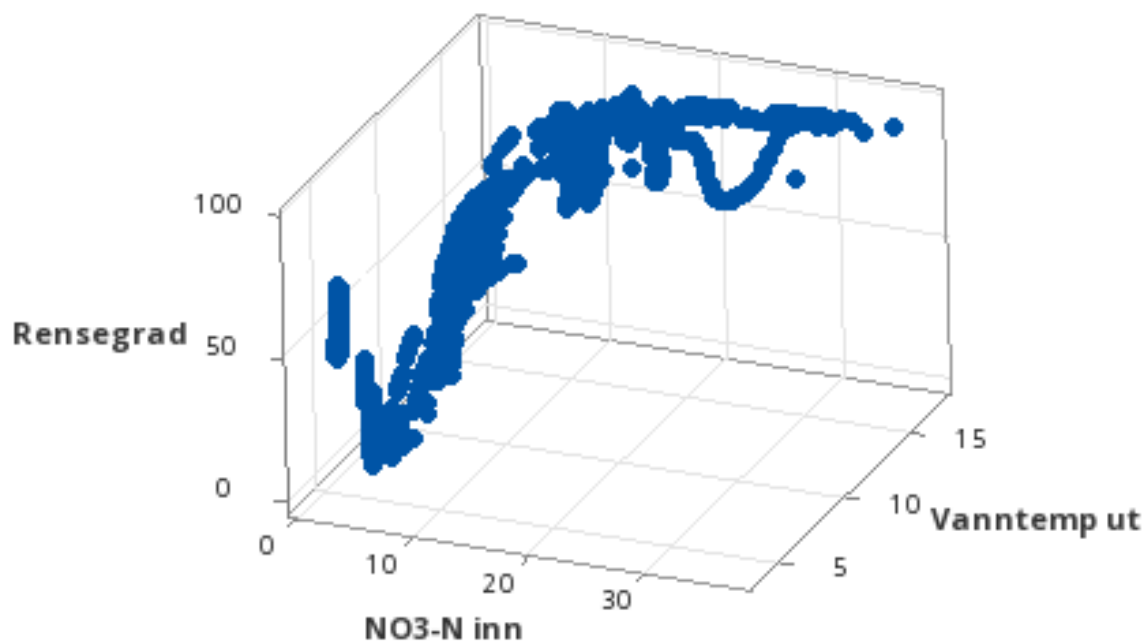
Enkle xy-regresjoner i denne type datasett kan noen ganger gi tilsynelatende uventede sammenhenger (figur 22 og 23). Et 3D-scatterplott for rensegrad, vanntemperatur og pH viser at lav pH i all hovedsak er å finne når det er et relativt høyt redoxpotensiale og samtidig høy temperatur (figur 36). Det samme gjelder for nitrat, og de høyeste konsentrasjonene av nitrat fra forkammeret kommer inn i filteret med høyere temperaturer (figur 37). Nitrat øker forklaringsvnen i modellen for rensegrad i biofilteret som en tredje faktor i modell 3 (tabell 5). Redoxpotensialet i filteret derimot er tilsynelatende dårlig korrelert opp mot biofilterets rensegrad. Etter flomeperioden stod det vann i kummerne i filtrene og vann med høyt oksygeninnhold fylte biofiltermassene. Filteret har som forventet fungert optimalt tidligere ved lave redoxpotensialer (figur 21), men redoxpotensialet steg markant etter flommen i september og rensegraden gikk ned. Figur 38 viser en mulig grunn til den lave korrelasjonen mellom redoxpotensiale og rensegrad, og det er at lavt redoxpotensiale overlapper med lavere temperaturer. Rensegraden er fremdeles god, men en høyere vanntemperatur fører kanskje til at biofilteret beholder en høy rensegrad for nitrat, selv under forhold med et relativt høyt redoxpotensiale (- 50 mV; se figur 21).



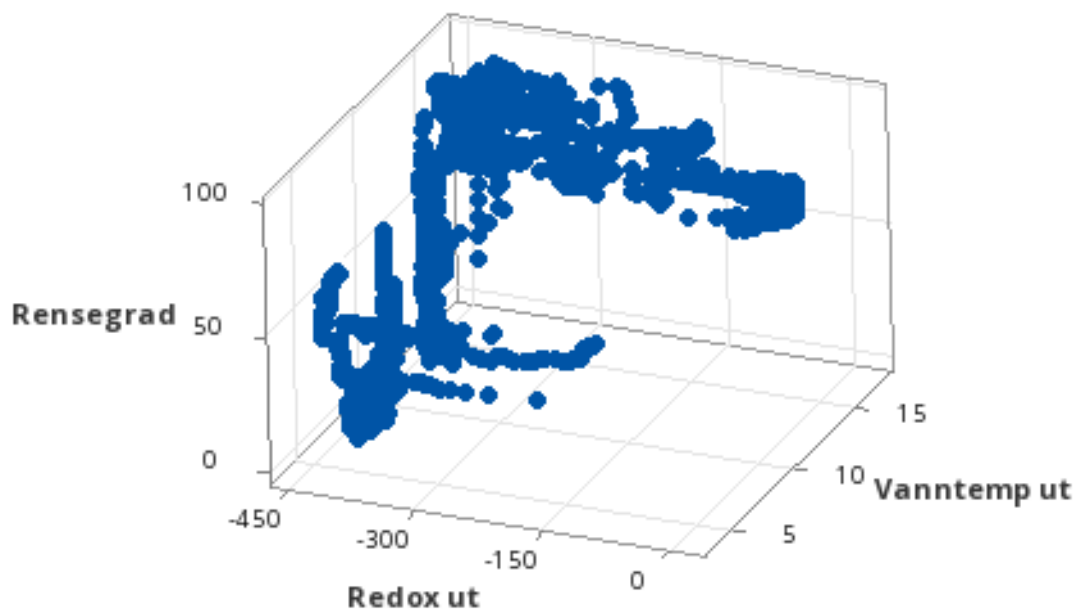
Figur 35. Residualer (avvik mellom modell og virkelige data) for en enkel modell for rensegrad i biofilter F1. Temperatur og pH i vann ut fra filteret har blitt brukt som forklaringsvariable. Data er loggere i felt, og er fra perioden april-september, frem til F1 ble oversvømmet.



Figur 36. Plot som illustrerer at pH i biofilteret som regel lå $< 7,0$ i perioden april-september 2022. Lavere pH sammenfaller her som regel med høyere vanntemperatur (gunstig for anaerob denitrifikasjon). Dette medfører at det tilsynelatende ser ut til at rensegraden for nitrat i biofilteret er mest optimal ved $pH < 7,0$, noe som sannsynligvis ikke stemmer. Data er fra loggere.



Figur 37. Plot som illustrerer sammenhengen mellom nitrat i forkammeret og vanntemperaturen ut av filteret i perioden april-september 2022. Høyeste konsentrasjonene av nitrat fra forkammeret kommer inn i biofilteret med høyere temperaturer (gunstig for anaerob denitrifikasjon). Dette medfører at det tilsynelatende ser ut til at rensegraden for nitrat i biofilteret er mest optimal ved høye input av nitrat til filteret, noe som sannsynligvis ikke stemmer. Data er fra loggere.



Figur 38. Plot som illustrerer at lav temperatur i biofilteret i perioden april-september 2022 kun ble målt under forhold med lavt redoxpotensiale. Lavt redoxpotensiale er gunstig for anaerob denitrifikasjon, noe lav temperatur ikke er. Dette illustrerer at man må være forsiktig med å tolke enkle regresjoner mellom kun to variable, dersom man vet at flere variable spiller inn. Data er fra loggere.

Det er en sterk korrelasjon mellom ledningsevnen som måles også ut av forkammeret og inn i dammen (postfiks inn) og rensegraden i filteret (figur 22). Ledningsevnen (konduktiviteten) i hele filtersystemet er relativt høy og skyldes mye kalsium og karbonater i grunnvannet, samt nitrat. Det er særlig de høye konsentrasjonene av nitrat, og grunnvannets innhold av karbonat og kalsium som trekker opp ledningsevnen i anlegget. Filteret, som har enda høyere ledningsevne enn det innkommende grunnvannet, fordi filteret lekker en del kalsiumkarbonat i tillegg fra filtermassens skjell (se om ledningsevne i Økland 1996).

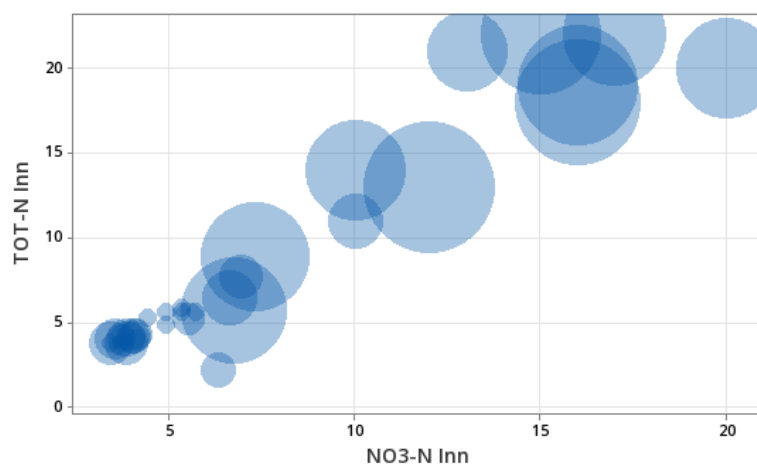
Loggerne i feltet oppgir ledningsevnen i mS/cm, noe som er vanlig for loggere, men ulikt det som benyttes i norsk standard, mS/m (tabell 1-2). Det er ikke forventet at ledningsevnen skal ha en direkte effekt på funksjonen denitrifiseringsprosessen i biofilteret. Sammenhengen mellom rensegrad og ledningsevne i forkammeret er trolig en indirekte sammenheng, da i forkammerets ledningsevne er korrelert med vanntemperaturen, trolig via lavere ledningsevne vinterstid da smeltevann kan senke ledningsevnen.

Temperaturen i forkammeret er også korrelert med temperaturen i biofilteret, som tidligere nevnt. Turbiditet, som kan tolkes som et mål på suspenderte partikler i vannfasen, feller trolig til en viss grad i forkammeret og i dammen, før vannet ledes inn i biofiltrene. Det er heller ingen gode korrelasjoner mellom rensegrad i biofilteret og turbiditet (figur 22). Suspendert stoff kunne en tenke seg var negativt korrelert med rensegrad ved tetting av filteret, eller via annen mekanisk forringelse av filteret. Dette ser ikke ut til å være tilfelle, noe som kan skyldes at forkammer og dam fungerer godt som fangdam.

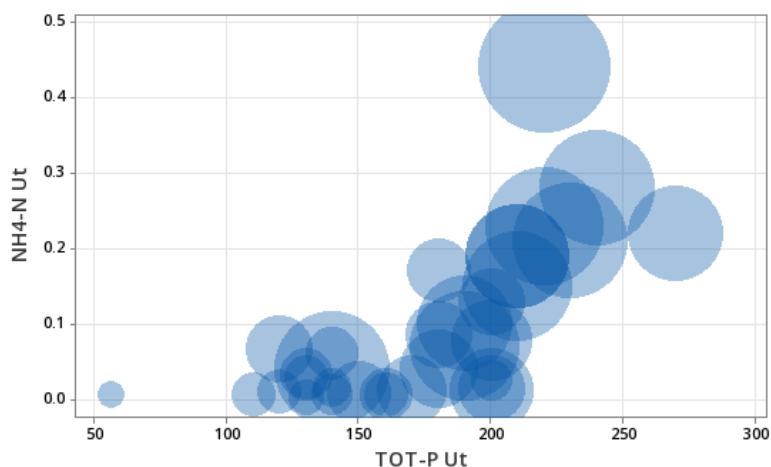
En annen funksjon forkammer og dammen kunne tenke seg å ha, er å bidra til nitrifisering av ammonium (figur 1 og 7-10). Nitrogenfraksjoner har blitt analysert på laboratorium i vannprøver tatt ut i feltet (tabell 3). Det viser seg at det er lite ammonium som kommer ut av forkammeret (tabell 3). Det er noe overraskende, da sprengstoff består av 70% ammoniumnitrat (Vikan 2013; Rannekleiv mfl. 2017). Dette kan tyde på at mye av nitrifikasjonen av ammonium til nitritt og nitrat har allerede skjedd i deponiet (Haaland og Roseth, pers. med., 2023). Det er en tilsynelatende god sammenheng mellom nitrogenfraksjonene i correlogrammet for laboratorieanalyser også (figur 23 og 39).. Det er derfor ikke store muligheter for at filteret kan komme til å danne giftige konsentrasjoner av ammoniakk da både konsentrasjonene av ammonium er lav i tillegg til at pH ikke er særlig høy (< 8; tabell 1-3). DOC er ikke logget i feltet, noe som i utgangspunktet kunne ha vært interessant å se i en multivariat modell for rensegrad for nitrat, der DOC kunne vært sett på som en proxy for en karbonkilde til denitrifiserende bakterier (Haaland, pers. med., 2023).

DOC er noe mer utfordrende logge i felt, men kommer nok snart som billige og stabile loggere som for eksempel via UV-lys (Haaland, pers med., 2023). Konsentrasjonen av DOC, er til tider veldig høy ut av biofilteret (> 100 mg C/l; tabell 3). Dette skyldes normal lekkasje fra karbonkilden i biofilteret, som samtidig også lekker en del ammonium og fosfor (figur 40). Slike høye konsentrasjoner av DOC ser som nevnt ut til å kunne påvirke de optiske nitratanalysene. Det er også gode korrelasjoner mellom disse fraksjonene i correlogrammet for feltanalysene (figur 23).

En lekkasje fra filteret er forventet og er rapportert tidligere (Robertson 2010). Det har til tross for slike lekkasjer også blitt vist at tilsvarende biofiltre med flis vil fungere godt for denitrifikasjon, selv etter mange år. Dette er også tilfelle under forhold med veksling mellom tørre og våte forhold (Maxwell mfl. 2019; Maxwell mfl. 2020). Tiltak mot lekkasjer av DOC i startfasen for enkelte filtre og reaktorer basert på flis finnes (von Ahnen mfl. 2023). Til tross for høye konsentrasjoner av fosfat ut av filteret, finner man ikke dette igjen i bekken nedstrøms, noe som kanskje kan tyde på kjapp omsetning, til tross for at mye trolig også kan være organisk bundet (Haaland og Roseth, pers. med., 2023).



Figur 39. Plot med totalkonsentrasjon av nitrogen mot nitrat, og med boblestørrelser som representerer endring i konsentrasjon av nitritt. Alle i mg N/l. Data er fra perioden april – september 2022. Vannprøvene tatt ut i utløp fra forkammer og er analysert hos Eurofins.



Figur 40. Plot med ammonium (mg N/l) mot totalkonsentrasjon av fosfor ($\mu\text{g P/l}$) ut av biofilter F1, og med boblestørrelser som representerer endring i konsentrasjon av løst organisk karbon (DOC, mg C/l). Konsentrasjonen av disse parameterene er høyere ut av enn inn til biofilteret, og er knyttet til utlekking fra filtermassene. Data er fra vannprøver tatt ut i perioden april – september 2022. Vannprøvene tatt ut i utløp fra filter F1 og er analysert hos Eurofins.

5.2 Tilføring av tunnelvann

Tunnelvannet holdt noe ulike kvalitet mellom dagene (figur 25-30) Dette er forventet og skyldes at det normalt også er stor forskjell mellom vannkvaliteten i tunellavrenning. F2 ble ikke belastet med teoretisk vannføring for filtret ($0,5 \frac{l}{s}$), men heller lavere vannføring på $0,16 \frac{l}{s}$. Under samme periode hadde F1 en vannføring på mellom $0,4-1,9 \frac{l}{s}$

Tilføringen av tunnelvann i uke 25 viser til at filtret greier å denitrifisere nitraten i tunnelvannet med relative høy konsentrasjon av nitrat på $31 \frac{mg}{l}$, og konsentrasjoner ned mot deteksjonsgrense ble registrert ut av biofilteret (tabell 4). Rensegraden er med det nær 100 % ved bruk av dataene fra Eurofins. Ved bruk av dataene fra loggerne i feltet blir rensegraden beregnet til å være noe lavere, men dette skyldes som nevnt noe utfordring md bruk av de optiske nitratsensorene som påvirkes av høye DOC-konsentrasjoner. Konsentrasjonen av DOC og TOT-P ut av filteret var vesentlig høyere enn inn i filteret, men det var som forventet (se diskusjon i kap. 5.1).

5.3 Tilføring av metanol

Etter metanolforsøket ser det ut til at metanol som karbonkilde vil kunne hjelpe til med å sette i gang filter F1 igjen. Dette var som forventet, men ulike biofiltere har sannsynligvis sine særegenheter, så responsen på forsøket var allikevel ikke så lett å forutsi. Siste sjekk på loggerne nå like før levering av oppgaven viser at nitratkonsentrasjonen ut av biofilteret er på vei opp igjen, etter en fallene tendens i forsøksperioden med tilsetningen av metanol og tilsvarende økning i rensegrad. Tilsetning av metanol for å få i gang biofilteret etter en lang og kald vinterperiode ser ut til å ha fungert til en viss grad.

6.Konklusjon

Filteret for nitratrensing anlagt i Nordlandsdalen har fungert godt. Nitratfilteret vurderes til å være et meget godt alternativ for rensing av nitrat fra avrenning av sprengstein i deponi. Rensegraden for nitrat ser ut til å ligge nær 100% når parametere som temperatur, pH, redoxpotensiale, hydraulisk belastning og karbonkilde fungerer. Der er særlig den hydrauliske belastningen under lavere temperaturer som ser ut til å være en utfordring. Filteret har også fungert for rensing av nitrat fra tunnelvann. Det ser også ut til at metanol kan benyttes som en boost for å vekke filteret til livet etter en lengre kald periode.

Referanser

- Bækken, T. (1998). Avrenning av nitrogen fra tunnelmasse. NIVA rapport 3920-1998.
- Brattli, B. (2009). Fysisk og kjemisk hydrogeologi. 3. Trondheim NTNU.
- Carstensen, M.V., Dominik, Z., van't Veen, S.G.M., Wisniewska, K., Ovesen, N.B., Kronvang, B. & Audet, J. (2021). Nitrogen removal and greenhouse gas fluxes from integrated buffer zones treating agricultural drainage water. *Science of the Total Environment*. 774.
- Chen, J. & Strous, M. (2013). Denitrification and aerobic respiration, hybrid electron transport chains and co-evolution. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) – Bioenergetics*. 1827 (2); 136-144.
- Fremming, E. (2016). Episodiske endringer i vannkjemi i et leirpåvirket vassdrag. Masteroppgave NMBU. p 51.
- Haaland, L.S. (2023). Personlig kommunikasjon.
- Hoffmann, C., Larsen, S. & Kjaergaard, C. (2019). Nitrogen Removal in Woodchip-based Biofilters of Variable Designs Treating Agricultural Drainage Discharges. *Journal of Environment Quality*. 48 (6).
- Hover, N.L., Bhandari, A., Soupir, M.L. & Moorman, T.B. (2016). Woodchip denitrification bioreactors: impact of temperature and hydraulic retention time on nitrate removal. *Journal of Environmental Quality* 45, 803-812.
- Kuenen, J.G. (2008). Anammox bacteria: from discovery to application. *Nature Reviews Microbiology* 6, 320–326.
- Lehnert, B.W., Musselman, N. & Seefeld, L.C. (2021). Chemical Society Reviews. Grand challenges in the nitrogen cycle. *Chemical Society Reviews*. 50, 3640-3646.
- Maxwell, B.M., Birgand, F., Schipper L.A., Christianson, L., Tian, S., Helmers, L.J., Chescheir, G.M. & Youssef, M.A. (2019). Increased duration of drying–rewetting cycles increases nitrate removal in woodchip bioreactors. *Agricultural & Environmental Letters* 4(1).
- Maxwell, B.M. Díaz-García, D. Martínez-Sánchez, J.J., Birgand, F. & Álvarez-Rogela, J. (2020). Temperature sensitivity of nitrate removal in woodchip bioreactors increases with woodchip age and following drying–rewetting cycles. *Environmental Science: Water Research & Technology* 6(10).
- Moreno, R., & Rojo, F. (2014). Features of pseudomonads growing at low temperatures: another facet of their versatility. *Minireview. Environmental Microbiology Reports* 6(5).
- Mæhlum, T. & Pedersen, N.E. 1999. Våtmarksfilter – En ny generasjon renseanlegg. VANN 1B-99.
- Mæhlum, T. & Pedersen, N.E. (1999). Våtmarksfilter – En ny generasjon renseanlegg. VANN 1B-99.

- Paruch, A.M., Mæhlum, T., Haarstad, K., Buseth Blankenberg, A.-G. & Hensel, G. (2016). Performance of constructed wetlands in treating domestic wastewater in Norway over a quarter of a century – Options for nutrient removal and recycling. s 41-55. In: Vymazal J (ed) Natural and constructed wetlands. Nutrients, heavy metals and energy cycling, and flow. Springer.
- Pugliese, L., Skovgaard, H., Mendes, L.R.D. & Iversen, B.V. (2020). Treatment of Agricultural Drainage Water by Surface-Flow Wetlands Paired with Woodchip Bioreactors. *Water* 2020, 12(7), 1891.
- Ranneklev, S B., Garmo, Ø., Petersen, K. & Vikan, H. (2017). Undersøkelse av tunnelvann, slam og uomsatt sprengstoff under drivingen av Espatunnelen på E6. VANN 03-2017.
- Richardson, D.J. (2000). Bacterial respiration: a flexible process for a changing environment. *Microbiology Society*. 1999 Fleming Lecture. <https://doi.org/10.1099/00221287-146-3-551>
- Robertson W.D. (2010). Nitrate removal rates in woodchip media of varying age. *Ecological Engineering*. 36 (11), pp 1581-1587.
- Robertson, W.D. & Merkle, L.C. (2009). In-stream bioreactor for agricultural nitrate treatment. *Journal of Environmental Quality* 38(1): 230-237.
- Roseth, R., Rognan, Y., Skrutvold, J. & Fjermestad, H. (2022). Nitrogen i sprengstein – avrenning og rensing Konsentrasjoner, avrenningsforløp, målemetoder, effekter på vannmiljø og aktuelle rensemetoder. NIBIO rapport FINN NR.
- Roseth, R & Skrutvold J. (2022). Rensing av nitrogen fra sprengstein Pilotforsøk med biofilter.
- Roseth, R., Skrutvold, J., Vartdal, I.D., Fjermestad, H. & Barland, T. (2023). E16 Bjørum – Skaret. Resultater for rensanlegg for nitrogen i 2022.
- Statens Vegvesen (2020). Skanska får bygge E16 Bjørum-Skaret. <https://www.vegvesen.no/vegprosjekter/europaveg/e16barum/nyhetsarkiv/skanska-far-bygge-e16-bjorum-skaret/>.
- Søvik, A.K. 2007. Nitrogenfjerning i konstruerte våtmarker og filterbedanlegg – utslipp av driv-husgassene N₂O og CH₄. *Bioforsk TEMA* 2:21-2007.
- VIANOVA & Aas-Jakobsen (2021). Forutsetningsnotat rensetrinn Nordlandsdalen. Internt notat.
- Vikan, H. (2013). Avrenning av ammoniumnitrat fra uomsatt sprengstoff til vann – Giftvirkninger i resipient og renseløsninger. VANN 03/2013. pp 333-340.
- von Ahnen, M., Stedmon, C.A. & Hambly, A.C. (2023). Removal of dissolved organic matter from the woodchip bioreactor start-up by foam fractionation. *Water Science & Technology* 87(6),1454-1464.

Wang, Y.T. & Shen, H. (1995). *Journal of Industrial Microbiology*. 14 (2). pp 159-163.

Økland, J & Økland, K.A. (2006). *Vann og vassdrag 3*. Fagbokforlaget. p. 204. ISBN: 9788241206351.

Åstebøl, S.O. & Jacobsen, T.H. (2014). *Vannbeskyttelse i vegplanlegging og vegbygging*, rapport nr. 295.

Vedlegg

Vedlegg A-1 Metallprøver fra Eurofins.

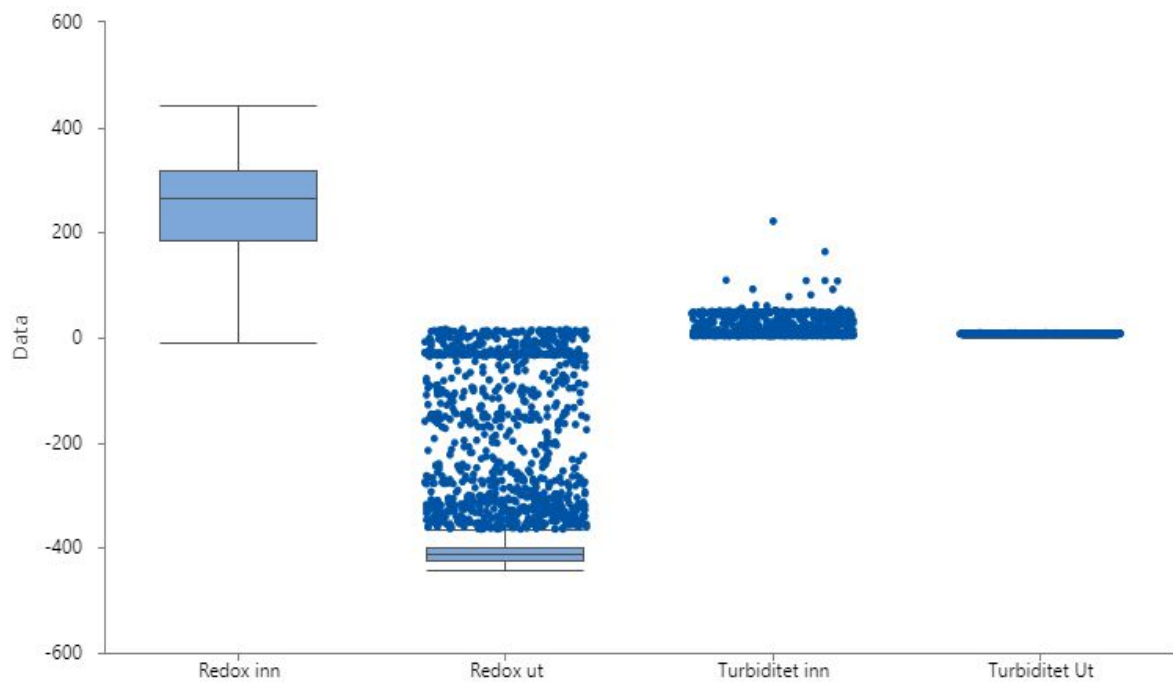
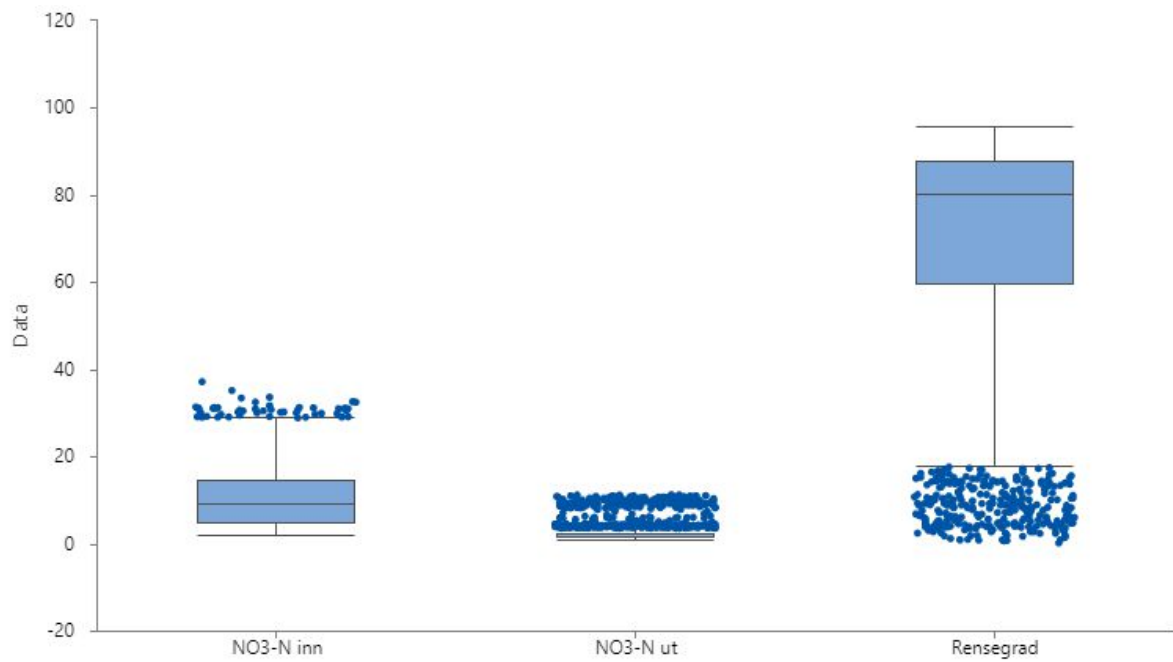
Parameter	Inn	Ut	Enhet	Øker/synker/lik
Arsen (As), filtrert	0,14	2,1	µg/l	Ø
Bly (Pb), filtrert	< 0,010	< 0,010	µg/l	I
Kadmium (Cd), filtrert	0,021	< 0,0040	µg/l	S
Kobber (Cu), filtrert	15	< 0,050	µg/l	S
Krom (Cr), filtrert	1,8	0,050	µg/l	S
Kvikksølv (Hg), filtrert	<0,002	<0,002	µg/l	I
Nikkel (Ni), filtrert	1,8	1,2	µg/l	S
Sink (Zn), filtrert	85	< 0,20	µg/l	S
pH målt ved 23 +/- 2°C	7,6	7,2		S
Konduktivitet ved 25°C (målt ved 23 +/- 2°C)	118	114	mS/m	S
Turbiditet	9,3	11	FNU	Ø
Alkalitet til pH 4,5	5,5	9,2	mmol/l	Ø
Fargetall	<2	21	mg Pt/l	Ø
Suspendert stoff	21	14	mg/l	S
Klorid (Cl)	87	75	mg/l	S
Sulfat (SO4)	78,7	45,6	mg/l	S
Total Fosfor	24	190	µg/l	Ø
Total Nitrogen	50	4,6	mg/l	S
Ammonium (NH4-N)	14000	3500	µg/l	S
Nitrat (NO3-N)	24000	<5,0	µg/l	S
Nitritt (NO2-N)	890	<2,0	µg/l	S
Total organisk karbon (TOC/NPOC)	9,2	47	mg/l	Ø
Krom VI (Cr6+)	0,0019	< 0,0010	mg/l	S
Aluminium (Al), filtrert	44	7,1	µg/l	S
Jern (Fe), filtrert	3,9	2200	µg/l	Ø
Kalium (K), filtrert	51	20	mg/l	S
Magnesium (Mg), filtrert	1,5	11	mg/l	Ø
Mangan (Mn), filtrert	26	1900	µg/l	Ø
Natrium (Na), filtrert	48	50	mg/l	Ø
THC >C5-C8	<5,0	7,9	µg/l	Ø
THC >C8-C10	<5,0	<5,0	µg/l	I
THC >C10-C12	6,1	10	µg/l	Ø
THC >C12-C16	21	7,4	µg/l	S
THC >C16-C35	77	56	µg/l	S
Sum THC (>C5-C35)	100	81	µg/l	S
Naftalen	1,9	0,036	µg/l	S
Acenaftalen	0,16	< 0,010	µg/l	S
Acenaften	0,042	0,17	µg/l	Ø

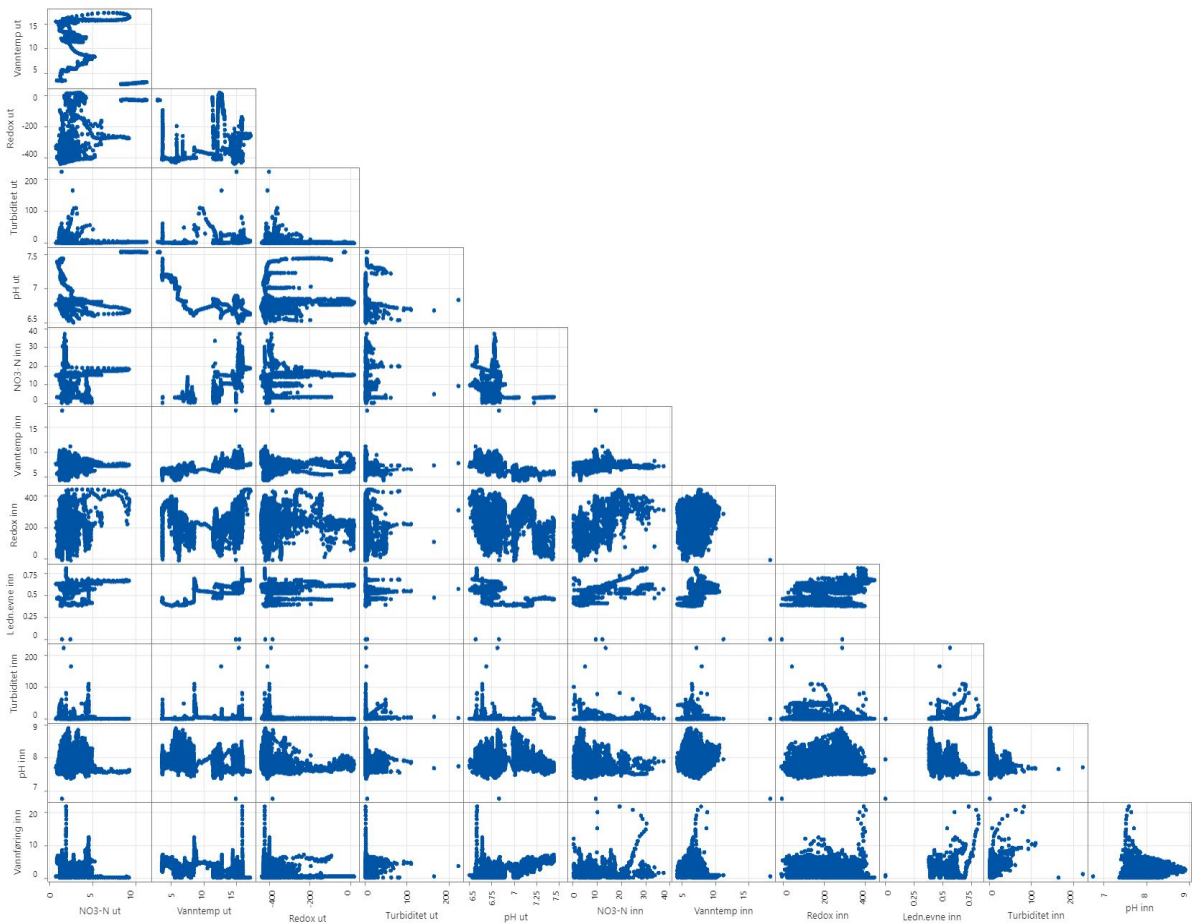
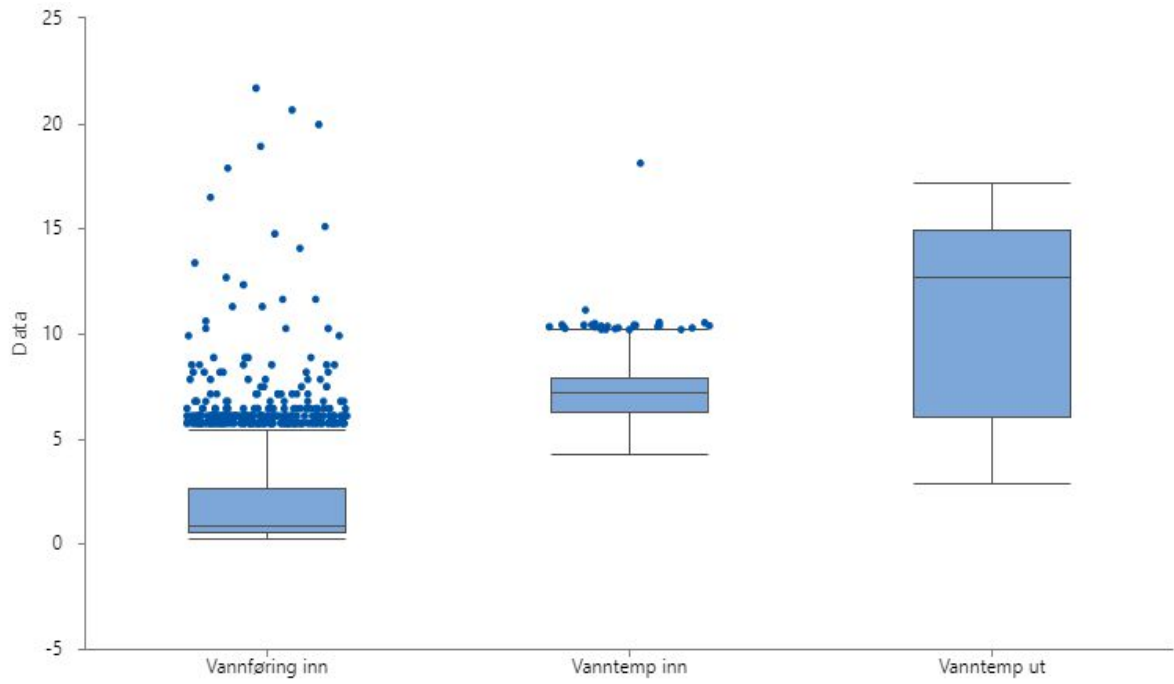
Fluoren	0,16	0,063	µg/l	s
Fenantren	0,15	0,044	µg/l	s
Antracen	< 0,010	0,019	µg/l	ø
Fluoranten	< 0,010	0,025	µg/l	ø
Pyren	0,011	< 0,010	µg/l	s
Benzo[a]antracen	< 0,010	< 0,010	µg/l	l
Krysen/Trifenylen	< 0,010	< 0,010	µg/l	l
Benzo[b]fluoranten	< 0,010	< 0,010	µg/l	l
Benzo[k]fluoranten	< 0,010	< 0,010	µg/l	l
Benzo[a]pyren	< 0,010	< 0,010	µg/l	l
Indeno[1,2,3-cd]pyren	< 0,0020	< 0,0020	µg/l	l
Dibenzo[a,h]antracen	< 0,010	< 0,010	µg/l	l
Benzo[ghi]perylen	< 0,0020	< 0,0020	µg/l	l
Sum PAH(16) EPA	2,4	0,35	µg/l	s
Kalsium (Ca), filtrert	150	190	mg/l	ø
Thorium (Th), filtrert	<	<		l
Uran (U), filtrert	0,000010	0,000010	mg/l	ø

Vedlegg A-2 Rådata Fra Eurfin.

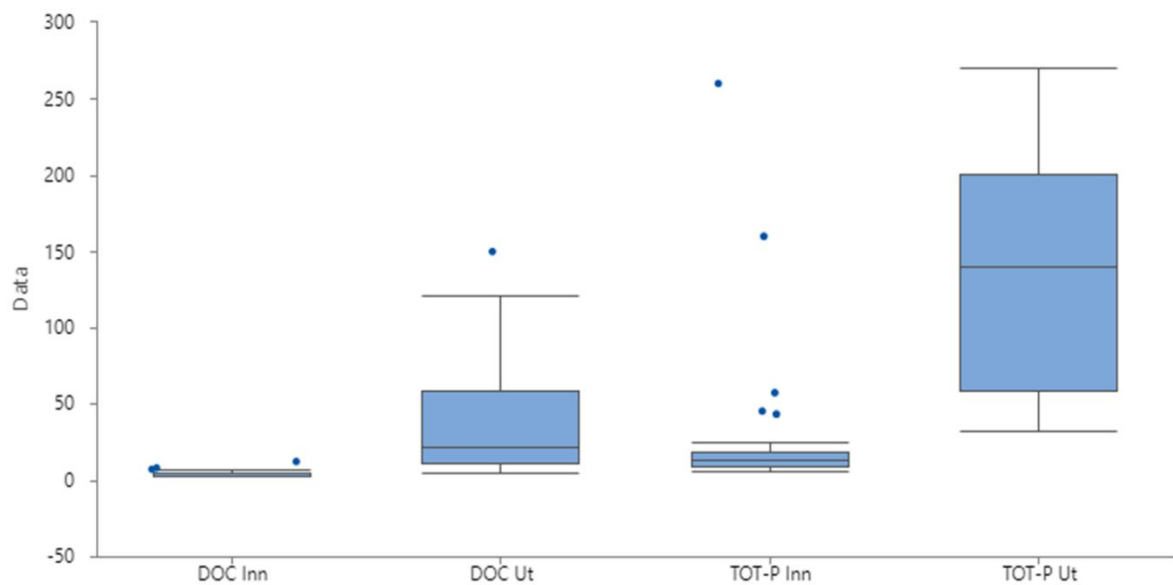
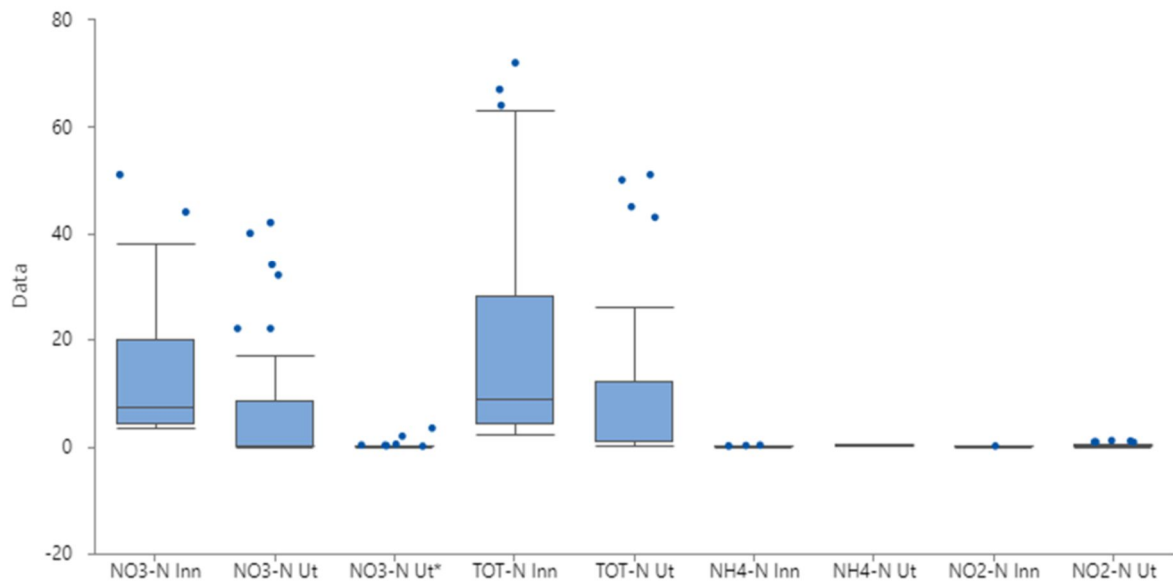
	TOT-N Inn	TOT-N Ut	NO3-N Inn	NO3-N Ut	NO3-N Ut*	NH4-N Inn	NH4-N Ut	NO2-N Inn	NO2-N Ut	DOC Inn	DOC Ut	TOT-P Inn	TOT-P Ut
18.01.2022	4	0,91	4,1	0,0025	0,0025	0,0025	0,1	0,001	0,001	2	75	16	190
20.01.2022	3,8	1,3	3,7	0,0025	0,0025	0,0025	0,28	0,001	0,001	3	110	12	240
27.01.2022	3,8	1,2	3,4	0,0025	0,0025	0,009	0,21	0,001	0,001	1,9	110	13	230
03.02.2022	3,6	1,1	3,6	0,006	0,006	0,0025	0,23	0,001	0,001	1,7	120	12	220
15.02.2022	4,2	1,4	3,7	0,0025	0,0025	0,0091	0,44	0,002	0,0028	1,9	150	8,7	220
17.02.2022	5,6	0,97	4,9	0,41	0,41	0,0091	0,067	0,001	0,09	1,9	35	11	120
24.02.2022	5,9	0,59	5,3	0,012	0,012	0,0025	0,04	0,001	0,001	1,9	110	14	140
03.03.2022	5,6	0,66	5,3	0,13	0,13	0,0073	0,061	0,001	0,033	1,8	22	8	140
10.03.2022	5,6	0,42	5,7	0,0025	0,0025	0,0025	0,029	0,001	0,007	1,9	16	5,2	130
15.03.2022	5,2	0,04	5,5	0,0025	0,0025	0,0025	0,0096	0,0035	0,001	1,8	16	7,3	120
29.03.2022	4,9	3,8	4,9	3,4	3,4	0,0025	0,0068	0,001	0,075	3,5	5,8	9,1	56
07.04.2022	5,3	0,75	4,4	0,24	0,24	0,0025	0,0025	0,001	0,001	2,4	10	17	130
21.04.2022	4,3	0,46	4,1	0,0025	0,0025	0,0025	0,0072	0,0035	0,001	2,6	14	10	140
28.04.2022	4,1	0,71	4	0,0025	0,0025	0,0061	0,13	0,004	0,001	2,6	38	21	200
05.05.2022	4,2	0,86	4	0,0025	0,0025	0,0025	0,22	0,0046	0,001	2,4	77	8,8	270
12.05.2022	4,1	1	3,8	0,0025	0,0025	0,0025	0,19	0,005	0,001	2,8	90	12	210
19.05.2022	4	1,2	3,5	0,037	0,037	0,0073	0,19	0,0063	0,001	2,6	91	14	210
25.05.2022	3,8	0,86	3,4	0,0065	0,0065	0,0072	0,071	0,0066	0,001	2,7	100	19	190
02.06.2022	3,8	0,86	3,8	0,0057	0,0057	0,005	0,15	0,007	0,001	2,6	100	10	210
13.06.2022	7,7	1,9	6,9	0,0025	0,0025	0,0025	0,0066	0,0073	0,001	3,9	22	260	160
16.06.2022	2,2	0,49	6,3	0,0025	0,0025	0,0068	0,085	0,0042	0,001	2,2	36	6,3	180
20.06.2022	8,9	0,8	7,3	0,0025	0,0025	0,22	0,078	0,047	0,001	4,4	56	13	200
22.06.2022	5,7	0,91	6,7	0,0025	0,0025	0,15	0,012	0,045	0,001	3,2	58	7,7	200
30.06.2022	6,5	1,1	6,6	0,0078	0,0078	0,0061	0,014	0,011	0,001	2,5	36	7,7	200
07.07.2022	11	0,76	10	0,0025	0,0025	0,023	0,0088	0,012	0,001	3,1	33	15	150
04.08.2022	14	0,88	10	0,0025	0,0025	0,0098	0,041	0,04	0,001	2	50	10	180
11.08.2022	13	0,99	12	0,0025	0,0025	0,019	0,012	0,07	0,001	2,3	39	7,9	170
18.08.2022	21	3,8	13	1,9	1,9	0,0074	0,025	0,026	0,001	2,7	14	16	200
25.08.2022	22	0,78	17	0,0025	0,0025	0,022	0,007	0,042	0,001	3,4	15	7,4	110
01.09.2022	18	0,69	16	0,0025	0,0025	0,037	0,032	0,064	0,001	3,4	22	8,7	130
08.09.2022	22	1,1	15	0,0025	0,0025	0,03	0,17	0,057	0,001	3,9	33	160	180
15.09.2022	20	1	20	0,044	0,044	0,022	0,015	0,039	0,001	3,2	12	8,5	140
22.09.2022	19	1	16	0,21	0,21	0,018	0,0056	0,058	0,1	3,8	15	45	160
27.09.2022	25	10	17	6,4		0,017	0,016	0,029	0,47	12	21	43	250
29.09.2022	31	13	30	13		0,0094	0,0098	0,038	0,36	7,8	13	21	95
06.10.2022	42	25	38	22		0,0096	0,15	0,011	0,3	4,8	8,9	19	46
12.10.2022	37	26	31	22		0,0078	0,19	0,012	0,39	3,9	6,8	8,6	33
20.10.2022	28	12	27	9,9		0,0064	0,17	0,038	0,82	5,1	8,8	24	44
27.10.2022	25	19	23	8,8		0,0071	0,14	0,0026	1	6	8,9	17	34
03.11.2022	29	18	23	13		0,077	0,14	0,0027	1,1	5,8	11	23	58
10.11.2022	46	9,9	17	7,1		0,0025	0,082	0,003	0,78	6,9	12	18	63
17.11.2022	72	51	20	17		0,025	0,14	0,001	0,48	4,9	11	14	46
24.11.2022	64	21	35	40		0,012	0,27	0,0066	0,82	3,4	7,2	13	38
01.12.2022	44	18	24	14		0,0025	0,2	0,0024	0,47	5,3	8,8	12	39
08.12.2022	67	45	44	34		0,0074	0,24	0,0044	0,39	3,7	6,7	57	34
15.12.2022	63	50	51	42		0,0075	0,23	0,0053	0,29	3	5,4	15	35
21.12.2022	48	43	38	32		0,012	0,22	0,004	0,16	2,5	4,5	13	32

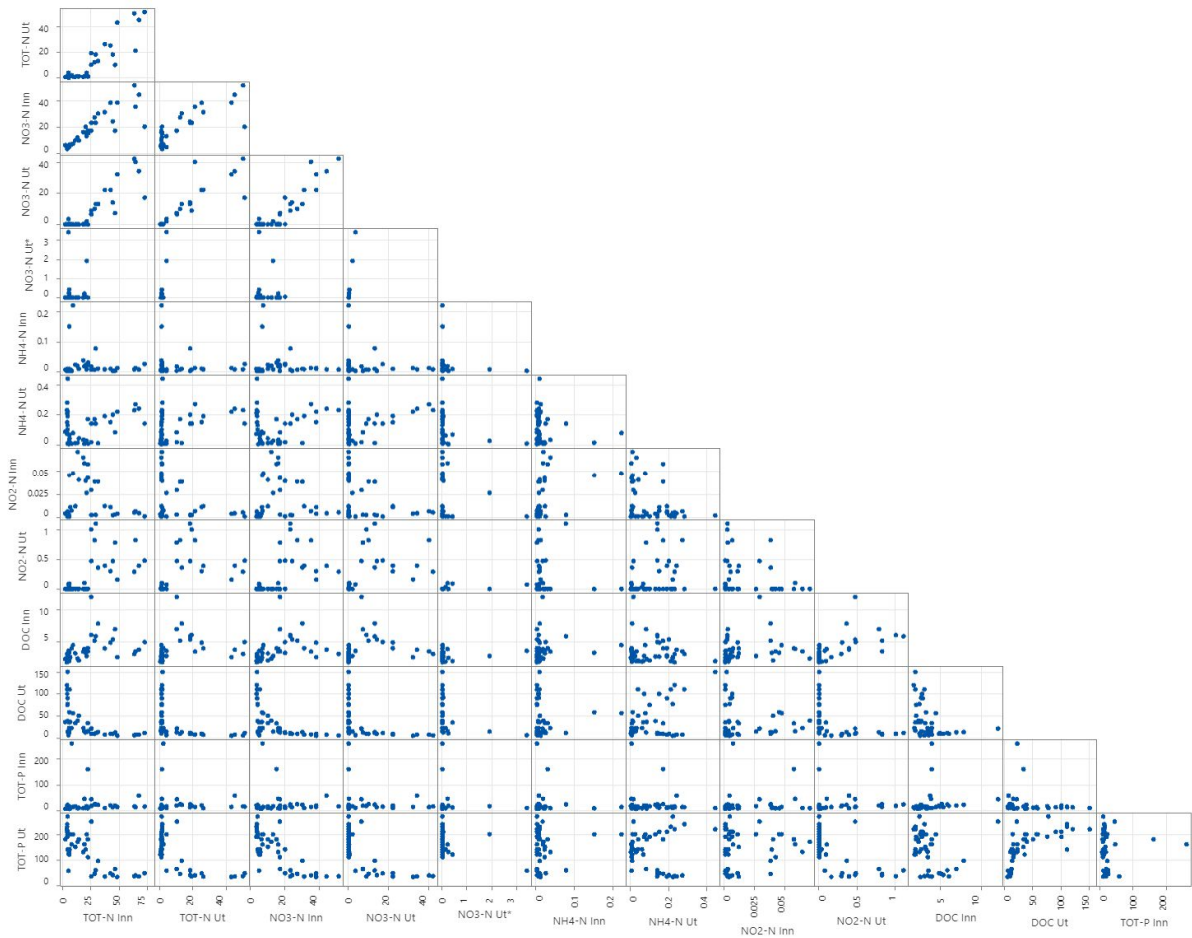
Vedlegg A-3 DataploTT fra Automatiske loggere.





Vedlegg A-4 Dataplott fra Eurofinsprøver.







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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway