



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2023 30 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Biofilter som rensemetode for avrenning fra anleggsvirksomhet og sprengsteinsdeponi

Biofilter as a cleaning method for runoff from
construction activities and blastrock landfills

Magnus Evang

Master i Miljøvitenskap, Limnologi og vannressurser

FORORD

Dette er min avsluttende oppgave for en 30 stp toårig master i Miljøvitenskap, retning limnologi og vannressurser ved Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU).

Jeg vil først av alt rette en stor takk til mine to hovedveiledere, Leif Ståle Haaland (NMBU) og Roger Roseth (NIBIO) for et fantastisk spennende og interessant prosjekt. Takk for at dere har vært tilgjengelig, hjelpsomme til alle tider, gode diskusjoner og korrekturlesing.

Jeg vil også rette en takk til noen som jeg har hatt litt mindre kontakt med, men som fortsatt har bidratt med informasjon, data og prøveflasker til denne oppgaven. Halldis Fjermestad (SVV), Johanna Skutvold (NIBIO) og Tiril Bakke (SKANSKA).

Takker familie og venner, for enorm støtte og som håndlangere i felt.

Til slutt vil jeg takke mine medstudenter for 2 flotte år som student, med gode private og faglige samtaler. Jeg ønsker dere alle lykke til videre. En ekstra utmerkelse går til Manh-Tien Bui som jeg har vært på samme prosjekt med. Takk for gode diskusjoner, morsomme samtaler, oppturer og nedturer.

Takk for meg.

Magnus Evang

SAMMENDRAG

Antropogen akselerert eutrofiering, eller kulturell eutrofiering i form av nitrogen tilførsel er blitt et problem for Oslofjorden, hvor konsentrasjonen har økt betraktelig de siste årene. Fokuset ligger på nitrat (NO_3^-) og ammonium (NH_4^+) som er lett tilgjengelig for primærproduksjon. Disse stoffene kommer i store mengder fra landbrukssektoren. En annen kilde til disse nitrogenfraksjonene kommer fra emulasjonssprengstoff som består av 70% ammoniumnitrat (NH_4NO_3). I Norge blir det brukt ca. 70 000 tonn i året i forbindelse med sprengningsarbeid. Det er estimert et utslipp på 3000 tonn nitrogen i året til resipienter, dette tilsvarer ca 10% av det landbruket slipper ut.

I forbindelse med ny E16 mellom Bjørum (Bærum) og Skaret (Hole), har statsforvalteren satt krav i utslippstillatelsen om at det skal bygges et renseanlegg med rensetrinn for nitrogenforbindelser som skal fungere i og etter anleggsperioden. Deretter har det blitt laget et deponi for steinfylling i Nordlandsdalen. Vannet som passerer deponiet blir traktet nedover i dalen til det blir samlet inn i renseanlegget. Renseanlegget består av et forkammer, dam og to separerte biofiltre/våtmarksfiltre som benytter seg av prosessen denitrifikasjon for å gjøre nitrat om til atmosfærisk nitrogen (N_2). Filteret består av 80% flishogd løvtre og 20% grov skjellsand. Omkring på renseanlegget er det automatiske målere som logger data.

I juni ble det gjennomført et forsøk der det ble kontrollert tilsatt tunnelvann fra anleggsvirksomheten til et biofilter for å teste hvilken renseeffekt filteret hadde på ulike parametere. Biofilteret ga gode resultater for de ulike nitrogenfraksjonene, men konsentrasjonen av DOC og fosfor økte betraktelig.

Biofilterets rensegrad over tid i norsk klima har også blitt sett på, hvor det har blitt lagt vekt på vanntemperatur og hvordan den påvirker biofilteret og korrelasjonen med andre parametere. Siden det er mikrobiologi som styrer prosessen er det veldig komplekse systemer som flere faktorer er med på styre. pH, vannføring, redokspotensialet, ledningsevne og turbiditet blir også diskutert. Dataene som blir brukt er prøver tatt i felt, samt automatiske målinger fra loggere. Mye av datasettet er hentet fra perioden april til september 2022 ettersom at filterets renseevne gikk drastisk ned etter en flomperiode seint oktober i 2022.

Vanntemperaturen i filteret er tydelig en viktig variabel for denitrifikasjonen og viser seg å være parameteren som bestemmer mest i følge best subset analyse, etterfulgt av pH, nitrat og redokspotensialet.

I slutten av prosjektet har det blitt tilsatt metanol som karbonkilde for å prøve og se om det har en virkning til å øke rensegraden igjen etter en dårlig periode i vinteren 2023.

Oppgaven avsluttes med noen punkter om mulige tiltak og endringer som kan sørge for at renseanlegget øker effektiviteten, som bytte og påfyll av filtermasser, benytte seg av grunnvann til og øke temperaturen i vinterperioden og utnytte perioder med lav hydraulisk belastning.

ABSTRACT

Anthropogenic accelerated eutrophication, or cultural eutrophication in the form of nitrogen input, has become a problem for the Oslofjord, where the concentration has increased considerably in recent years. The focus is on nitrate (NO_3^-) and ammonium (NH_4^+), which are readily available for primary production. These substances come in large quantities from the agricultural sector. Another source of these nitrogen fractions comes from emulsion explosives consisting of 70% ammonium nitrate (NH_4NO_3). In Norway, approx. 70,000 tonnes a year in connection with blasting work. It is estimated that 3,000 tonnes of nitrogen are released per year to recipients, which corresponds to around 10% of what agriculture releases.

In connection with the new E16 between Bjørum (Bærum) and Skaret (Hole), the state administrator has set a requirement in the emission permit that a purification plant with a purification stage for nitrogenous compounds must be built that will operate during and after the construction period. Subsequently, a landfill for stone filling has been created in Nordlandsdalen. The water that passes the landfill is funneled down the valley until it is collected in the treatment plant. The treatment plant consists of a pre-chamber, pond and two separated biofilters/wetland filters that use the process denitrification to turn nitrate into atmospheric nitrogen (N_2). The filter consists of 80% chipped hardwood and 20% coarse shell sand. Around the treatment plant, there are automatic meters that log data.

In June, an experiment was carried out in which tunnel water from the construction activities was added to a biofilter to test the cleaning effect the filter had on various parameters. The biofilter gave good results for the various nitrogen fractions, but the concentration of DOC and phosphorus increased considerably.

The biofilter's degree of purification over time in the Norwegian climate has also been looked at, where emphasis has been placed on water temperature and how it affects the biofilter and the correlation with other parameters. Since it is microbiology that controls the process, it is a very complex system in which several factors are involved. pH, water flow, the redox potential, conductivity and turbidity are also discussed. The data used are samples taken in the field, as well as automatic measurements from loggers. Much of the data set has been taken from the period April to September 2022, as the filter's cleaning capacity decreased drastically after a flompy riot sent in 2022.

The water temperature in the filter is clearly an important variable for the denitrification and turns out to be the most determining parameter according to the best subset analysis, followed by pH, nitrate and the redox potential.

At the end of the project, methanol has been added as a carbon source to try and see if it has an effect on increasing the degree of purification again after a bad period in the winter of 2023.

The paper concludes with some points about possible measures and changes that can ensure that the treatment plant increases its efficiency, such as changing and refilling filter masses, using groundwater to increase the temperature during the winter period and making use of periods of low hydraulic load.

INNHOLDSFORTEGNELSE

FORORD	1
SAMMENDRAG	2
ABSTRACT	3
INNHOLDSFORTEGNELSE	4
1. INTRODUKSJON	5
1.1 Antropogen akselerert eutrofiering.....	5
1.2 Nitrat – tilførsler og rensing.....	5
1.3 Formålet med masteroppgaven	7
2. OMRÅDEBESKRIVELSE	9
2.1 Ny E16 mellom Bjørum og Skaret.....	9
2.2 Utslippstillatelse	9
2.3 Deponi	10
3. MATERIAL OG METODE	11
3.1 Renseanlegg for nitrat	11
3.1.1 Forkammer	12
3.1.2 Dam	13
3.1.3 Biofiltre	14
3.1.4 Logging av vannkvalitet	15
3.1.5 Utfordringer med optiske målinger av nitrat.....	17
3.2 Feltforsøk	18
3.2.1 Tunnelvann	18
3.2.2 Metanol	19
4 RESULTATER	21
4.1 Data fra loggere og vannprøver tatt ut fra renseanlegget.....	21
4.2 Data fra tunnelforsøket	28
5 DISKUSJON.....	33
5.1 Renseanlegg for nitrat	33
5.2 Tunnelvann	39
5.3 Forbedringspotensialet	41
6 KONKLUSJON	42
7 REFERANSER	44
8 VEDLEGG.....	48

1. INTRODUKSJON

1.1 Antropogen akselerert eutrofiering

Forurensing av vann og vassdrag kan skje via punktkilder eller diffuse kilder i nedbørfeltet. En punktkilde kan for eksempel være avrenning fra et avløpsrør fra en fabrikk eller en lekkasje fra en tank eller beholder. Disse punktkildene er ofte enkle å lokalisere, overvåke og ta hånd om på forsvarlig måte (Miller, G.T. & Spoolman, S.E., 2015). Forurensning fra diffuse kilder er vanskeligere å lokalisere. Diffus avrenning kan komme fra større deler av nedbørfeltet. Et klassisk eksempel på dette er avrenning fra landbruksområder. Nedbør (av ulik kvalitet) og smeltevann med påfølgende avrenning, kan ta med seg forurensninger via nedbørfeltet og inn i overflatevann som bekker, elver, innsjøer og videre ned til havet.

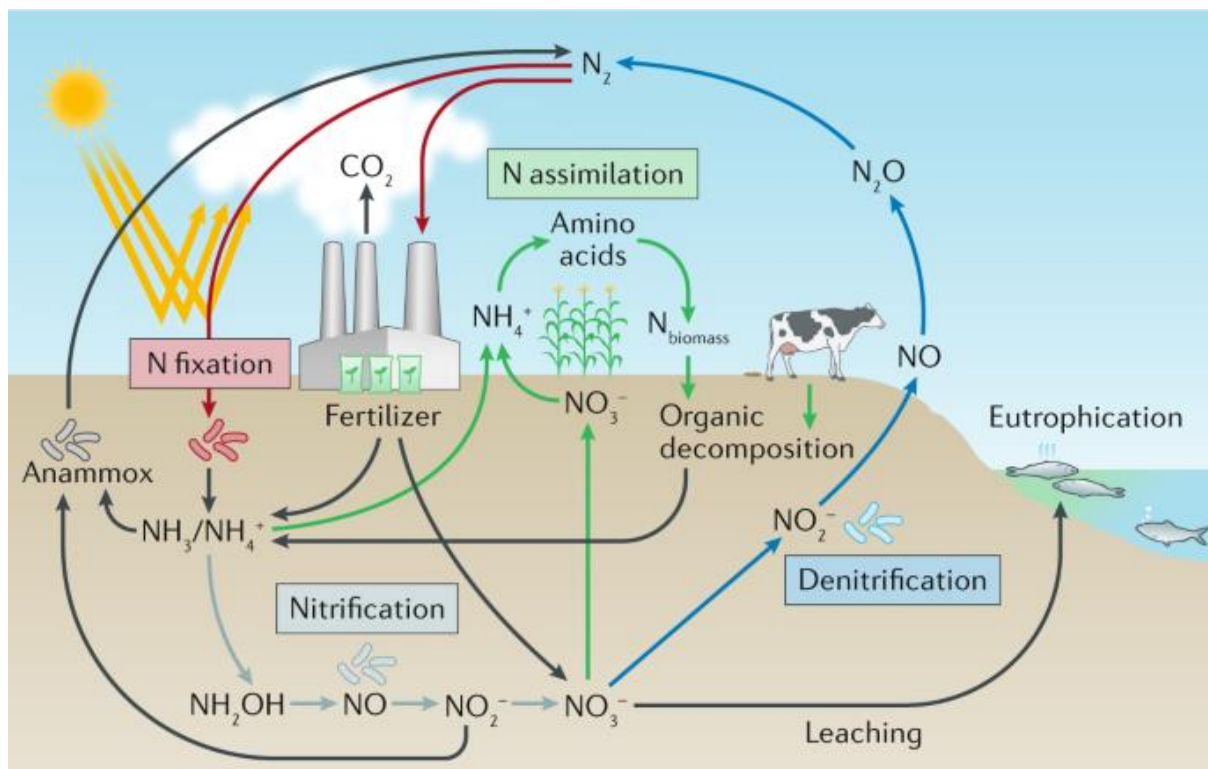
Problemet med landbruksavrenning og tilsvarende er blant annet at det blir tilført næringsstoffer i resipienter, noe som vil påvirke eutrofieringsprosessen. Eutrofiering er en naturlig prosess som medfører en økning i trofisk nivå over tid på grunn av (naturlige) prosesser i vannforekomsten. Drivere er næringsstoffer som fosfat, ammonium og nitrat, samt fysiske parametere som lys og temperatur. Dette kalles naturlig eutrofiering. Menneskelig aktivitet kan på ulike måter akselerere denne prosessen. Denne akselerasjonen kan kalles for antropogen akselerert eutrofiering, eller kulturell eutrofiering (Haaland, pers. med., 2023). Konsekvenser av økt antropogen akselerert eutrofiering av overflatevann kan være uønskede endringer i akvatiske økosystemer, fiskedød, oppblomstring av alger og blågrønnbakterier (økt biomasse, potensiell produksjon av toksiner), økt oksygenforbruk via nedbrytning av mer organisk materiale, samt utfordringer med drikkevannsbehandling og badevannskvalitet (NIVA, 2022).

1.2 Nitrat – tilførsler og rensing

Nitrogen er å finne i alle levende organismer, og er en viktig byggekloss i proteiner og DNA (Campbell mfl. 2014). N_2 -gass (som det er 78% av i atmosfæren (Holtet, 2021)) er derimot ikke direkte tilgjengelig for planter og alger som i hovedsak tar opp nitrogen som enten ammonium (NH_4^+) eller nitrat (NO_3^-) (Campbell mfl. 2014). Saltvannsforekomster har ofte en begrenset tilgang på nitrogen (de er nitrogenbegrenset) (Campbell mfl. 2014). Når nitrogenbegrensede forekomster får tilført mer av biotilgjengelig nitrat, er responsen akselerert eutrofiering. Oslofjorden har over mange tiår blitt tilført store mengder nitrat fra antropogene kilder (Statsforvalteren i Oslo og Viken, 2022). Nitrattilførselen til Oslofjorden har fem til syv-doblet seg de siste hundre årene (Staalstrøm mfl. 2022). Med det er det et stort behov for tiltak slik at man kan begrense denne tilførselen av nitrat. I motsetning til fosfat, som lett binder seg til partikler og kan felles ut av vannfasen, er nitrat løst i vannfasen. Nitrat er med det konservativt, det vil si at det beveger seg lett gjennom nedbørfeltet fra kilde til resipient om det ikke tas opp av planter underveis (Haaland, pers. med., 2023). For bedre å forstå hvordan nitrat kan håndteres og eventuelt fjernes fra avrenning, er det en fordel å kjenne noe til hva som påvirker ulike prosesser i nitrogensyklusen (figur 1).

Mikrobiologi medvirker ofte i prosesser i N-syklusen, og ulike klimatiske forhold kan også ha stor innvirkning på disse prosessene. N_2 fra atmosfæren kan gjøres biotilgjengelig via Haber-Bosch metoden, noe som også benyttes i stort monn industrielt til å fremstille N-mineralgjødsel (Pedersen, 2022). Mineralgjødsel er en kjent kilde til både ammonium og også til nitrat i landbruksjord, og naturlig gjødsel

er en kjent til ammonium. Det finnes også naturlige prosesser som bakteriers (aerobe, anaerobe og fakultative) evne til N-fiksering, der de med hjelp av enzymet nitrogenase klarer å omdanne N_2 til ammoniakk (NH_3) (Smith & Smith, 2015), som i vann er i likevekt med ammonium (NH_4^+), som oftest dominerer i overflatevann i Norge med nøytral til sur pH. En videre nitrifikasjon av ammonium skjer via bakterier som *Nitrosomonas*, som oksiderer NH_4^+ til nitritt (NO_2^-). Andre bakterier som *Nitrobacter* kan videre oksidere nitritt til nitrat (NO_3^-) (Smith & Smith, 2015).

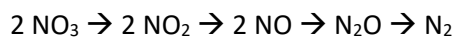


Figur 1. Nitrogensyklusen (Lehnert mfl. 2021).

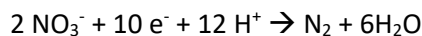
Landbruket blir her med rette ofte trukket frem som en viktig kilde til nitratavrenning. En annen kilde til nitrat i avrenning til vannforekomster er sprengstoff fra anleggsvirksomhet. Det brukes emulsjonssprengstoff for slik sprenging i Norge, og den består av ca 70% ammoniumnitrat (NH_4NO_3) (Bækken, 1998). I Norge brukes det ca 70 000 tonn med emulsjonssprengstoff i året (Roseth mfl. 2023). Mengden sprengstoff som brukes avhenger av bergarten som skal sprenges. Tunge bergarter trenger mer sprengstoff sammenlignet med mer porøse bergarter (Vikan, 2013). Det er uomsatt sprengstoff som bidrar til nitratavrenning. Grunner til at sprengstoffet ikke går av er ofte på grunn av feil på sprengstoffet eller tennmidlet. Årsaken er som regel knyttet til fjellforhold, sprengsteknikk, koblingsfeil og søl fra ladning. Derfor er det viktig for sprengningsarbeidere å ha en god borplan. Det anslås at mengden uomsatt sprengstoff kan variere mellom 10 og 15% (NFF, 2009). Ut ifra dette kan man estimere et utslipp på 3000 tonn nitrogen i året (Roseth mfl. 2023), som renner ut til resipienter. Det er til sammenlikning ca 10% av det landbruket slipper ut årlig (Norske Utslipp, u.å.). Nitrat er som nevnt mobilt i nedbørfeltet (konservativt), og det er derfor særlig denne fraksjonen vi vil ha kontroll på for å unngå en uønsket akselerasjon av den naturlige eutfieringsprosessen. Det finnes krav til kontroll og nivå for nitrat i overflatevann, og det eksisterer også et nitratdirektiv i EU som er laget for å redusere og

begrense tilførselen av nitrat til vannforekomster (Europalov, 2023). Vanndirektivet som gjennomføres med vannforskriften i Norge setter også krav næringstoffkonsentrasjoner i overflatevann (god økologisk og kjemisk tilstand) (Statsforvalteren i Innlandet, 2022). Statsforvalteren har videre sterkt fokus på nitrogen og har satt krav til rensing av nitrogen fra avløpsvann (Miljødirektoratet, 2022a). I og med at nitrat er løst i vannfasen er det som nevnt ikke mulig å filtrere det ut fysisk, noe man til en viss grad kan gjøre med partikkelbundet fosfat. Det man derimot kan gjøre er å se hvordan naturen løser dette, og i nitrogensyklusen gjøres dette via denitrifikasjon (figur 1). Gjennom denitrifikasjonsprosessen vil bakterier som *Pseudomonas* omdanne nitrat til nitritt, og videre til nitrogengass via klimagassen lystgass (N_2O) (formel 1) (Smith & Smith, 2015). Denitrifiserende bakterier fungerer ofte mest optimalt under anaerobe forhold (formel 2), som naturlig er å finne i våtmarkssystemer og i bunnsedimentene til åpne vannsystemer (Smith & Smith, 2015). Dette prinsippet benyttes ofte i drikkevannsanlegg (Ødegaard, u.å.). En rekke våtmarksfiltre har også blitt anlagt for å gjøre nettopp dette i avrenning fra landbruket (Paruch mfl. 2016; Mæhlum & Pedersen, 1999). I og med at disse systemene baserer seg på kjente mekanismer i nitrogensyklusen, kan prinsippene anses som velprøvde. Av den grunn har et nitratfilter som benytter seg av denitrifisering blitt anlagt for å rense nitrat i avløpsvann fra et sprengsteinsdeponi i forbindelse med bygging av ny E16 mellom Bjørum (Bærum) og Skaret (Hole).

Formel 1. Reaksjonsvei for denitrifikasjon.



Formel 2. Redoksprosess til denitrifikasjon



(Universitetet i Oslo, 2019)

1.3 Formålet med masteroppgaven

Formålet med masteroppgaven har vært å beskrive og vurdere nitratrensing av avrenningsvann fra anleggsvirksomhet og et sprengsteinsdeponi, med bruk av et fullskala renseanlegg for nitratrensing (figur 2). Filterets funksjon opp mot temperatur har blitt særlig vektlagt. I tillegg til logging og analyser av avrenning og rensset vann gjennom året, har feltforsøk med kontrollert tilsetning av tunnelvann til et filter.

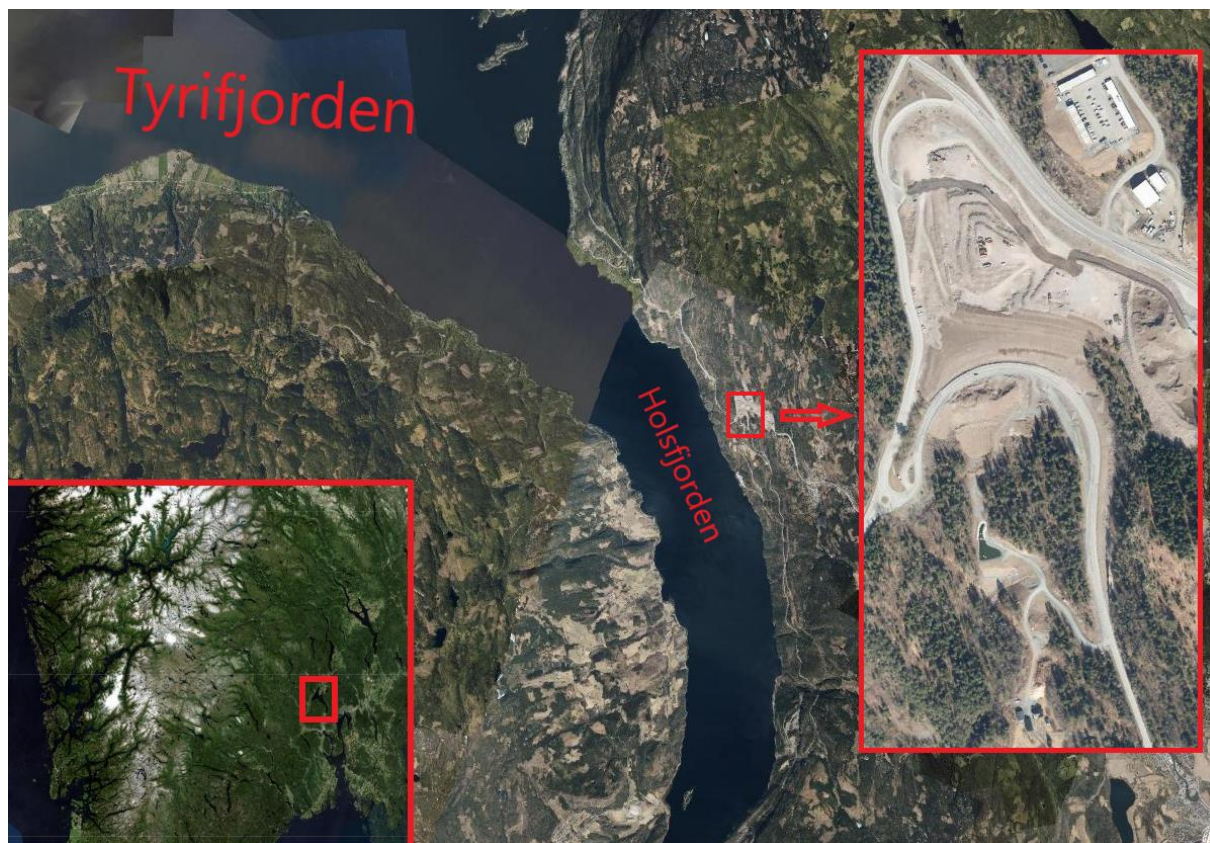


Figur 2. Bilde av renseanlegget (bilde, Magnus Evang).

2. OMRÅDEBESKRIVELSE

2.1 Ny E16 mellom Bjørum og Skaret

På oppdrag fra Statens vegvesen (SVV) skal entreprenøren Skanska bygge ny E16 mellom Bjørum og Skaret. Prosjektet innebærer en total strekning på 8,4 kilometer som inkluderer 2 tunneler på 800 og 3400 meter, 8 bruer inntil 220 meter. Det er estimert at 3 millioner kubikk med masser skal forflyttes (SVV, 2020a), der 600 000 m³ er stein fra tunnel og 1 400 000 m³ er stein fra skjæringer (SVV, 2020b).



Figur 3. Illustrasjon av området renseanlegget befinner seg i (satellittbilde fra kart.1881, illustrasjon av Magnus Evang).

2.2 Utslippstillatelse

En utslippstillatelse har blitt gitt i forbindelse med anleggsfasen i byggingen av E16 Bjørum – Skaret (Fylkesmannen, 2020). Den inneholder vanlige plikter som innebærer at det skal overholdes grenseverdier, redusere forurensning (ligger nær Tyrifjorden/ råvannskilden Holsfjorden, samt Oslofjorden)(figur 3), samt gjennomføre overvåking og rapportering til statsforvalter. Statsforvalteren har også satt krav om at renseanlegget for avrenningen fra deponiet med sprengstein skal inkludere et rensetrinn for relevante nitrogenforbindelser, og det skal dokumenteres, følges nøye gjennom hele anleggsfasen og brukes som et verktøy til å øke kunnskapen om rensing av nitrogen i fremtidige anleggsprosjekter. Renseanlegget har blitt prosjektert av ViaNova, og NIBIO har utarbeidet løsninger på design, filtermateriale og drift med overvåking av prosjektet. (Roseth mfl. 2023)

2.3 Deponi

Deponiet er en steinfylling som er lokalisert i Nordlandsdalen (figur 4). Nordlandsdalen fungerer som en trakt som samler vannet som renner imellom deponiet til renseanlegget som ligger nedstrøms. Før deponi av sprengstein startet ble massene fra dalen gravet ut slik at grunnfjellet stod bart, deretter ble leire brukt som en membran for å få fjellet så tett som mulig, slik at vann fra deponiet ikke skal sige inn i grunnen, men samles opp (Roseth, pers. med., 2023). Fjellet består av mye rombeporfyr, som er porøst og danner masse sprekker, så noe lekkasje må man ta til beregning. Det har blitt målt forhøyede konsentrasjoner av nitrogen i Nordlandsbekken. Bekken er lagt i kulvert under deponiet og renseanlegget, slik at den ikke skulle bli påvirket av deponi og anleggsvirksomheten. Planen er å åpne bekken igjen når deponiet er ferdig. (Roseth mfl. 2023)

Utvaskingen av nitrogen er antatt å ta flere år, og mengden med nitrogen er estimert å være mellom 27 og 41 tonn. (Roseth mfl. 2023)



Figur 4. Dronebildet av deponiet mot Holsfjorden (dronebilde, SVV).

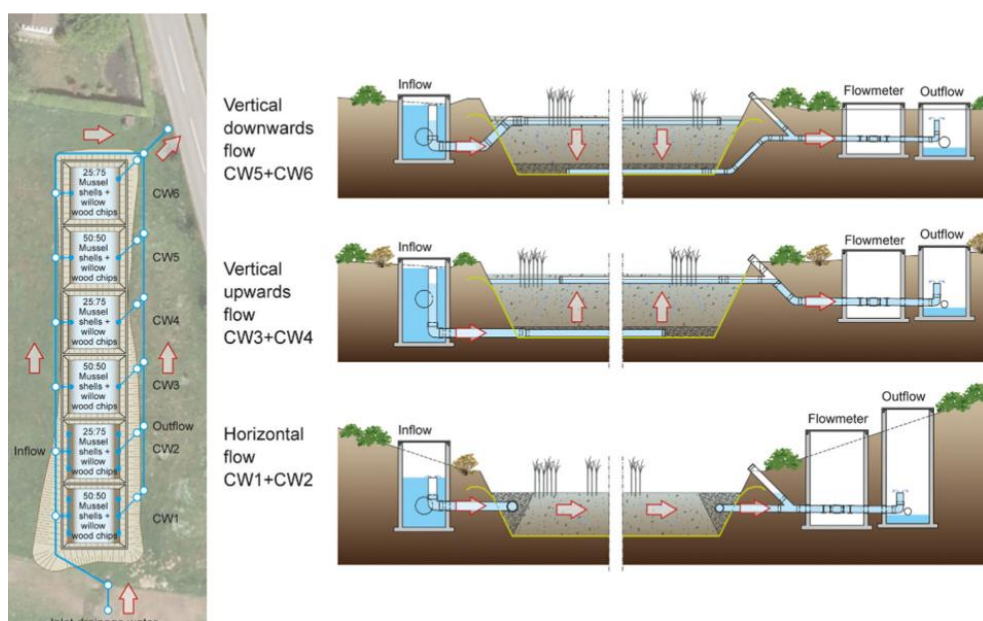
3. MATERIAL OG METODE

3.1 Renseanlegg for nitrat

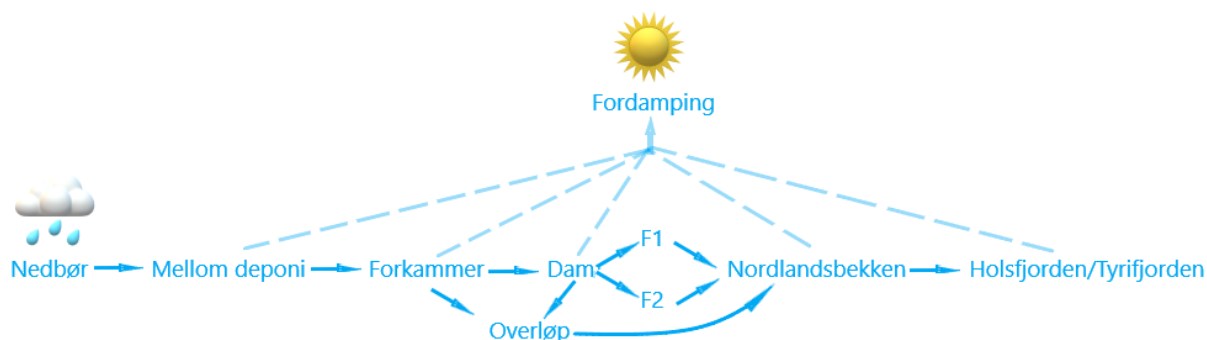
Renseanlegget er anlagt som et saneringstiltak i nedbørsfeltet for å hindre eller begrense nitratavrenning til resipient. Renseanlegget er konstruert for to grunner, hvor den ene er å rense vann fra sprengsteinfyllingen under anleggsfasen, og den andre er at etter arbeidet med E16 er ferdig skal anlegget fortsatt være i bruk, og rense overvann mellom Sollihøgdatunnelen og Skarettunnelen. Hele anlegget består av en inntakskum for sprengsteinsdeponiet og en samlelum for overvann fra E16. Vannet blir derfra ledet i en transportledning til forkammer som fører vannet mellom rør ut i dam. Fra dam vil vannet ta veien til en av de to separerte filterne, eller hvis det er stor pågang med nedbør, så vil vannet gå i overløp forbi filterne og ut i Nordlandbekken sammen med det som har passert våtmarksfilterne (VIANOVA, 2021). Nordlandbekken renner ut i Holsfjorden.

Anlegget er dimensjonert for funksjonen det skal ha etter at anleggsfasen er ferdig, mens våtmarksfilterne er dimensjonert for anleggsperioden (ca 3 mm nedbør på 48 timer) (VIANOVA, 2021). Med tiden er det plan for at området rundt skal gro igjen og at anlegget blir en naturlig del av økosystemet som hjelper til med å rense vannet fra E16.

Oppbygningen og prinsippet for filteret er basert på en to år lang studie. Her har de brukt 6 filtre med 2 ulike filtermasser og 3 forskjellige hydrauliske tilnærminger (vertikal nedover, vertikal oppover og horisontal side til side) (figur 5), for å rense totalt nitrogen fra avrenning av jordbruk (Hoffmann mfl. 2019). Studien konkluderer med at for en høyest årlig gjennomsnittlig rensing, så har et horisontalt filter høyest effekt. Filterets evne til å rense vannet for nitrogen påvirkes også en del av klimaforskjeller mellom ulike sesonger, som blant annet gir ulik vanntemperatur og ulik hydraulisk oppholdstid (Hoffmann mfl. 2019).



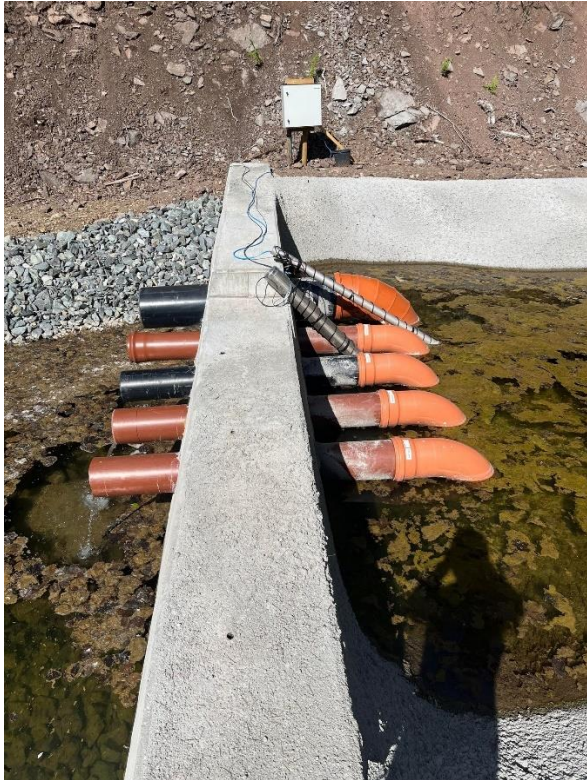
Figur 5. Illustrasjon av tre ulike strømningsmetoder for et filter i en studie benyttet som mal for konstruksjonen av renseanlegget for nitrat fra deponiet i Nordlansdalen (Hoffmann mfl. 2019).



Figur 6. Illustrasjonen viser vei vannet tar mellom renseanlegget. Etter vannet har kommet i Tyriifjorden så renner det videre ned Drammenselva før det går inn i Drammensfjorden og til slutt ender i ytre Oslofjord, som er sterkt preget av nitrogen forurensning (laget av Magnus Evang).

3.1.1 Forkammer

Forkammeret er bygget i sprøytebetong med slake sidekanter. Det utgjør 15% av det totale arealet på rensedammen. Forkammeret er laget for at vannet skal ha et minimum oppholdstid på 3 min før det renner videre til dammen nedenfor (kalt «dam»). Forskjellen på hva som blir omtalt som normal vannstand og flomoverløp er 8 mm nedbør (first flush). Forkammeret er designet for å kunne sedimentere ut de største og tyngste partiklene. Vedlikehold vil være nødvendig og krever at kammeret tømmes regelmessig. Veien videre ut i dam er gjennom en demning i en av fem rør, med dykket utløp slik at flytende materiale på overflaten ikke går videre til dam som for eksempel oljesøl, blader, grener og annet (figur 7; VIANOVA, 2021). Volum ved lav vannføring er på 40 m³, og ved høy vannføring er volumet på 60 m³. 4 rør har en diameter på 200mm, mens ett er på 300 mm. Også satt inn bekkelukking for overløp (Roseth mfl. 2023).



Figur 7. Bilde av rørene som fører vann fra forkammer og inn i dam, samt målestasjon (bilde, Magnus Evang).



Figur 8. Dronebilde av de ulike lokasjonene i renseanlegget (dronebilde, SVV. Illustrasjoner, Magnus Evang).

3.1.2 Dam

Dammen er i likhet med forkammeret et åpent basseng, men har en større overflate. Dette gjør at det fungerer som en fangdam som til en større grad kan felle ut partikkelbundne stoffer. Størrelsen er også valg for at mest mulig av vannet skal gå imellom filtrene som har en lav hydraulisk kapasitet i

forhold til åpne rør. Bassenget tilbakeholder vannet og gir filtrere tid til å rense vannet uten at det skal gå i overløp. Kommer det en periode med mye nedbør så er det satt en kum i dam som vil sørge for at vannet går i overløp og ikke renner over kanten. Bassenget er ikke laget i sprøytebetong som forkammer, men ser mer ut som en naturlig dam fylt med stein (VIANOVA, 2021). Dammen benyttes allerede i dag av fugl, frosk og en rekke ulike akvatiske insekter.

Rensedammens vannvolum er på 200m³ ved lav vannstand, og 400m³ ved flom før vannet går i overløp (kulvert under anlegget). Dammen er flomsikret overløp i damkrona. Vannet går videre i ett rør som splittes til hver av filtrere. Her kan vannmengden til hvert av filtrere justeres med klaffeventiler, eller stenges helt av. (Roseth mfl. 2023)

3.1.3 Biofiltre

Det er laget to separerte våtmarksfiltre, filter 1 (F1) og filter 2 (F2). F1 har et filtermassevolum på 350m³ og ligger litt høyere i terrenget enn F2. F2 har filtermassevolum på 150m³. Filtermassene er satt sammen av 80% med flishogd løvtre og 20% med grov skjellsand eller knust kalkstein. (Roseth mfl. 2023). Blandingsforholdene er valgt etter ett pilotforsøk. Her ble det funnet at gråor var det beste filtermaterialet og er dermed det dominerende treslaget i filtermassen. Det har også blitt tilsatt 10% med flishugde røtter. Røttene sikrer kim av de ønskede mikroorganismene til filterjobben, samt at røttene gir høye konsentrasjoner av løst organisk materiale (målt som DOC) og kalsium, som også bidrar til å gjøre filteret mer effektivt. Skjellsand og knust kalkstein (mye kalsiumkarbonat) ble benyttet for å opprettholde en stabil høy pH og en god hydraulisk ledningsevne (Roseth & Skrutvold, 2022).

Flisen i filteret er produsert med en trommelflishugger (Heizohack 8-500 med Cranab FC53) for å få en grov størrelse (8 – 45mm), for at massene skal ha en god hydraulisk kapasitet (Roseth & Skrutvold, 2022). Flisen i filtrere er lagt i en dybde på 1,2 og 1,5 meter. Vannet i filtrere fyller bare de nederste 70% av massene, slik at de øverste 30 – 40 cm forblir tørre og fungerer som isolasjon for filtrere når temperaturen synker. Ubrukt toppmasse fungerer også som en ekstra karbonkilde når det kommer nedbør eller snøsmelting direkte på filtrere, som da trenger ned i flismassene (Roseth mfl. 2023).

Innløpskummen til F1 (øvre filter) fordeler vannet ut i filtret ved at det er boret hull i kumprofilen. For F2 er det blitt gjort litt annerledes fordi F2 sin lokasjon gjør at filteret ikke har blitt bygget opp gunstig med riktig lengde. Derfor er det satt et eget manifoilrør(fordelingsrør) i F2-filteret for å fordele vannet jevnere i filtermassene. Endene av begge filtrere er innrammet med pukk, grus og stein, med et utløpsrør i høyden som gjør det enkelt for bøttemålinger (vannføringsmåling) og oppsamling av vannet som har passert de ulike filtrere. Høyden på utløpsrøret bestemmer også vannhøyden på vannet i filtrere (Roseth mfl. 2023).

På grunn av lokasjon- og plassbegrensning er ikke renseanlegget dimensjonert ideelt. Anleggets størrelse gjør at det tåler en maksimal mengde på 1,5 l/s (130m³ / per døgn). Dette tilsvarer ca 30% av den gjennomsnittlige mengden som kom per døgn gjennom 2022 som var på 4,8l/s (Roseth mfl. 2023). Vannets oppholdstid varierer noe og dette kommer av filtreres ulike størrelser og at det er bygget opp noe forskjellig. Faktorer som vannføring påvirker filtrere i stor grad; er det mye vann og

høyt trykk så vil vannet passere filtermassene fort. Med utgangspunkt i F1 er oppholdstiden ca 12-24 timer (Roseth, pers. med., 2023).

I figur 6 er det laget en illustrasjon på hvilken vei vannet tar mellom filteret, det har ikke blitt tatt hensyn til mulige lekkasjer til grunnen utenom renseanlegget. Figur 8 gir et overblikk over de ulike lokasjonene/delene av renseanlegget i Nordlandsdalen. Se vedlegg 1 for tekniske tegninger av filteret.

Pilotforsøkets resultater fra to perioder indikerte at filteret kunne rense 23g nitrogen i døgnet per m³ med filtermaterialet. Med disse resultatene skal anlegget i Nordlandsdalen i teorien være i stand til å rense 1,15 tonn med nitrogen under gode forhold over 100 døgn ($23\text{g} \times 500\text{m}^3 \times 100\text{døgn} / 1000 = 1150\text{kg}$) (Roseth & Skrutvold, 2022).

3.1.4 Logging av vannkvalitet

Logging av vannkvalitet blir gjort og instrumentene er strategisk plassert ved ulike stasjoner i anlegget. Loggerne vedlikeholdes av ansatte fra NIBIO med vasking av sensorer og batteriskift.

Totalt er sju stasjoner med automatiske målere plassert i anlegget. Navnene som blir brukt for å beskrive disse sju stasjonene er INN, DAM, F1 INN, F1 5m, F1 UT, F2 UT og NOR (se figur 10). Utstyret som er fordelt ut over stasjonene er MPS-D8 multiparameter sonder levert fra SEBA. Disse er utstyrt med UnilogCom som er tilhørende loggere. Målinger av optisk nitrat blir gjort med en Trios NICO™ sensor. Stasjonene er også utstyrt med et modem som overfører data til Hydrosenter som er en nettbasert database som har vært tilgjengelig fra første dag på prosjektet. Dataen blir overført til databasen mellom 3 og 6 ganger i døgnet, og inneholder oppsamlede data med 15 til 30 minutters intervaller.

Første stasjon (INN) måler og sender data for pH, turbiditet, ledningsevne, vanntemperatur, optisk oksygen, redoks (Eh) og nitrat (NO₃-N/l) fra 0 til 200 mg/l. Ved denne stasjonen kan det også gjøres målinger av vannhøyden. Med denne informasjonen kan det regnes ut en sum for vannføring basert på vannhøyden og at det har blitt gjort bøttemålinger av vannføring ved ulike vannhøyder på denne stasjonen. Stasjonen DAM har også målinger for de generelle parameterne (pH, turbiditet, ledningsevne, vanntemperatur, optisk oksygen, redoks).

I innløpskummen til F1 ligger det måleutstyr (F1 INN) for å ha en kontroll på hva som går inn i filteret. Her måles det det essensielle som pH, turbiditet, ledningsevne, vanntemperatur og vannhøyde. Det er også muligheter for å måle nitrat i måleområdet 0 – 34 mg NO₃-N/l. For filter 1 er det også blitt satt en måler (F1 5m) i grunnvannsrøret ca. 5 meter fra innløpet, der det måles for pH, turbiditet, ledningsevne, vanntemperatur, optisk oksygen, redoks og vannhøyde. For å kunne ha best mulig kontroll på F1 er det satt en siste målestasjon i utløpetkummen til filteret (F1 UT). Ved denne stasjonen måles det for de samme parameterne som F1 INN (pH, turbiditet, ledningsevne, vanntemperatur, optisk oksygen, redoks og vannhøyde), og måleren for optisk nitrat ligger i måleområdet 0 – 12 mg NO₃-N/l. Med disse stasjonene kan man se kvaliteten på vannet som går inn i filteret, og sammenligne det med kvaliteten på vannet som har passert biofilteret. De samme automatiske målerne som er satt i utløpskummen til F1 UT er også satt i utløpskummen til F2 (F2 UT), der måleområdet for nitrat er 0 – 34 mg NO₃-N/l.

Siste stasjon med logging av data er NOR-UT.. Den er lokalisert i Nordlandsbekken og ligger ca. 300 meter nedstrøms fra renseanlegget. Her måles det pH, turbiditet, ledningsevne, vanntemperatur, optisk oksygen, redoks, vannhøyde. Nitrat måles i området mellom 0 – 34 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ blir også målt ved denne stasjonen utenom ved vinterdrift. Ved vinterdrift mangler det strøm og varmekabel.

Vannprøver blir også tatt ut for analyse på laboratorium (Eurofins). Disse blir analysert for en rekke parametere, inkludert fraksjoner av nitrogen (Tot N, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$), samt naturlig organisk materiale (TOC, DOC), fosfor (Tot P), og støtteparametere som turbiditet, pH og konduktivitet (ledningsevne) (Roseth mfl. 2023).

Figur 10 viser også en lokasjon (F2 INN) som ble brukt i forbindelse med feltforsøket, her ble det satt opp målestasjon under perioden (figur 9).



Figur 9. Bilde av skap med logger og sender (venstre). Bilde av optisk nitrat måler (høyere)(bilder, Magnus Evang).



Figur 10. Loggestasjoner for vannkvalitet i renseanlegget (dronebilde, SVV. Illustrasjoner, Magnus Evang).

3.1.5 Utfordringer med optiske målinger av nitrat

Målinger av nitrat optisk blir påvirket av mengden med organisk stoff som er å finne i vannet. Dette gjør at når det er mye organiske stoffer i vannet, så vil sensoren gi uttrykk for at det er noe nitrat. Det har blitt målt relativt lave konsentrasjoner av organisk materiale (DOC), i de første stegene fra deponi til filterene. Tilfelle er ikke det samme når det gjelder konsentrasjoner av DOC ut av filterene, hvor det har blitt målt ganske høye konsentrasjoner. Dette har trolig ført til at sensoren ved anledninger har gitt uttrykk for at det er oppdaget nitrat ut av filterene. Prøvene har vist at konsentrasjoner av DOC på 100 mg C/l kan i utslag på sensorene på 5 mg N/l NO_3 , og for 50 mg C/l vil den kunne i utslag på 1,5 mg NO_3 /l (Roseth mfl. 2023)

Det at loggerne kan nå et tak, det vil si at konsentrasjonene av nitrat overstiger sensorens måleområde, er utfordrende. Dette kombinert med høye konsentrasjoner av DOC gjør at de loggerresultatene ikke er helt å stole på til alle tider, men stort sett har de fungert bra.

3.2 Feltforsøk

3.2.1 Tunnelvann

I juni 2022, uke 25 (20.06.2022 – 27.06.2022) ble det utført et forsøk for å se på rensegraden, kapasitet og anleggsfunksjonen til F2 under kontrollert belastning, sammenlignet med F1 som får uregelmessige mengder med vann fra deponiet. F1 fungerte som vanlig, og for F2 ble krana stengt så filteret ikke fikk tilført vann fra deponiet. Skanska leverte en 24m³ konteiner som ble fylt med tunnelvann fra Sollihøgdatunnelen. Vannet ble fraktet til konteineren via en traktor med en tank på henger, og hver morgen fikk filteret påfyll av tunnelvann.

Det ble montert optisk nitratmåler for regelmessige måling av innløpskonsentrasjonen i innløpskum (F2 INN). Fra konteineren ble det lagt en slange til F2 INN med en kran som ble nøye justert til å slippe inn 10L i minuttet (figur 12). Daglig frem til 27.06.2022 (unntak 26.06.2022) ble det også tatt ut forskjellige vannprøver for analyse på laboratorium i glassflasker (1L) og plastflasker (0.5L, 1L og 2L; figur 11) fra slangen som tilførte tunnelvann, samt i F2 UT. Det ble også tatt ut noen enkelprøver fra andre ulike prøvesteder på anlegget. Prøvetaking ble gjennomført to ganger i døgnet, en i 11:00 tiden (dag) og en 17:00 tiden (kveld). Vannprøvene ble merket (sted, dato og klokkeslett) og lagret i en fryser på Nordland gård for oppbevaring, før de i slutten ble samlet og levert inn til Eurofins på Skøyen (Oslo) i en isolert beholder.

I løpet av den samme perioden ble det også utført vannføringsmålinger med bøttemetoden i vann fra forkammer og inn i dam. Dette ble gjort med tidtaking for fylling av 10-12L bøtter. Bøttene ble holdt under de ulike 5 rørene som skiller forkammer og dam. Tilsvarende bøttemålinger ble også gjort av slangen inn i F2 INN, for å kontrollere at slangen fortsatte og tilføre filteret 10L i minuttet med tunnelvann. Det ble også tatt ut vannprøver for kjemisk analyse og bøttemålinger for F1 UT og F2 UT.



Figur 11. Bilde av vannprøver tatt i felt (bilde, Magnus Evang).



Figur 12. Bilde av konteiner fylt med tunnelvann og slange ned til F2 INN (bilde, Manh – Tien Bui)

3.2.2 Metanol

26.04.2023 ble det satt en beholder og en tidsstyrt pumpe i F1 innløpskum (figur 13). Pumpen ble justert for å fylle metanol inn i F1. På et døgn ble ca. 3,2L av metanolet tilsatt innløpskummen over 9 pumpinger på 7 minutter. Dette ble gjort over en periode på 14 dager (45 liter), og ble gjort for å sikre en karbonkilde til mikroorganismene i filteret for å se om filterets renseeffektivitet ville øke i en kalde perioder. Det ble ført tilsyn med forsøket i felt hver dag og vannprøver ble tatt ut for analyse på laboratoriet (Eurofins). For perioden 05.05 etter klokken 13:00 til 07.05 klokken 11:00 er det stor usikkerhet om metanol har blitt tilsatt i kummen eller rett utenfor ettersom at måleteknisk hos NIBIO har løftet doseringslangen. Metanol har fortsatt blitt tilsatt, men muligens ikke direkte i kummen. Forsøket ble avsluttet 12.05.



Figur 13. Bilde av isolert boks med pumpe, timer og beholder med metanol (bilde, Manh – Tien Bui).

4 RESULTATER

Resultatene i oppgaven er fra både automatiske målinger (loggere), og data fra vannprøver og bømte-målinger fra feltarbeid. Tunnelvannforsøket består også av prøvene som ble gjort i felt, samt data fra loggere.

Resultatene fra biofilteret er i hovedsak fra F1 grunnet at F2 har vært stoppet for tunnelvann forsøket, og at det ikke er helt ideelt bygget opp på grunn plassmangel. Av det har det aller meste av resultatene blitt hentet fra analyser gjort for F1. Fordi det best oppsummerer hvordan et slikt biofilter renser nitrogen i det norske klima.

4.1 Data fra loggere og vannprøver tatt ut fra renseanlegget

Data og enkel statistikk fra loggere for innløp til renseanlegg etter opphold i forkammer er vist i tabell 1 og i figur 14. Tilsvarende for utløp fra biofilter F1 er vist i tabell 2 og figur 14. Data er fra SEBA-loggere og er lastet opp og hentet ut fra en online database som driftes av NIBIO. Data benyttet er fra perioden april 2022 - september 2022. Perioden ble valgt da filteret og loggere fungerte bra i denne perioden. Loggerne har i all hovedsak fungert fint, men enkelte parametre ser ut til å være noe mer utfordrende å måle. Dette gjelder til tider optisk nitrat, som har vist seg å bli noe påvirket av konsentrasjoner av organisk karbon i vann. De optiske målingene av nitrat er ofte høyere enn prøver analysert på laboratorium (Eurofins), noe som gir særlig utslag for lave konsentrasjoner. Når det måles nær deteksjonsgrense for $\text{NO}_3\text{-N}$ hos Eurofins ($2,5 \mu\text{g N/l}$ for valgt analysemetode hos Eurofins; se analysemetodikk i vedlegg 4), kan de optiske loggerne i felt vise 1-2 mg N/l. Dette er en stor forskjell, men så lenge man er klar over utfordringen er nok ikke dette noe problem i denne sammenhengen. Loggerne har ellers fungert fint. Enkel statistikk fra 33 vannprøver som i samme periode tatt ut i felt fra overgangen mellom forkammer og dam, samt i utløp fra biofilterene (F1 og F2) er vist i tabell 3. Forskjeller mellom temperatur i forkammer, dam, inn til, i og ut av biofilter er vist i figur 15, 16 og 17. Pearson korrelasjonskoeffisienter mellom parametre for data fra loggere og vannprøver tatt ut i felt er vist i figur 18 og 19.

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⁺]

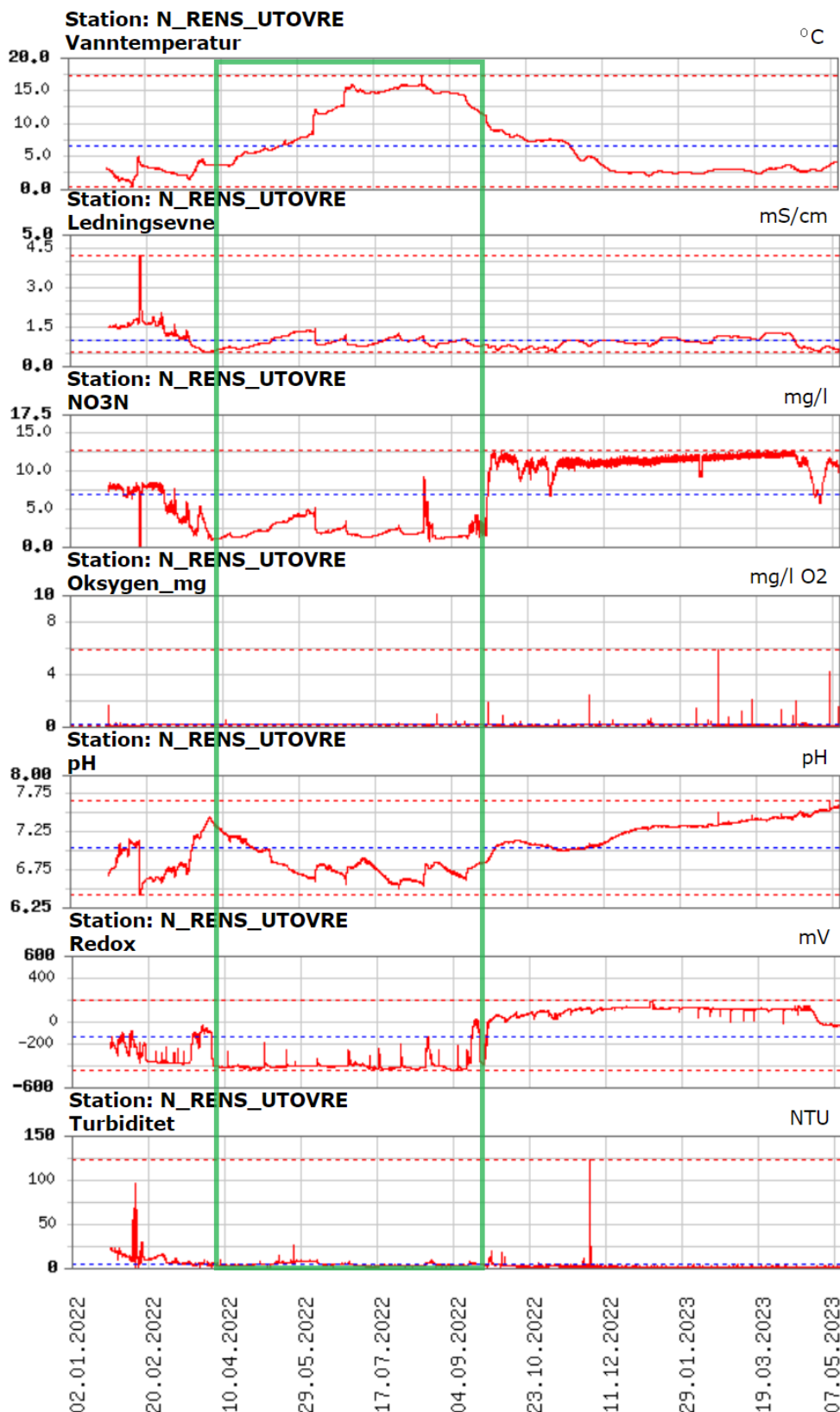
Tabell 2. Enkel statistikk for data fra perioden april 2022 - september 2022 for vann i utløp fra biofilter F1. Q1 er første kvartil (25. presentil). Q3 er tredje kvartil (75. presentil).

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

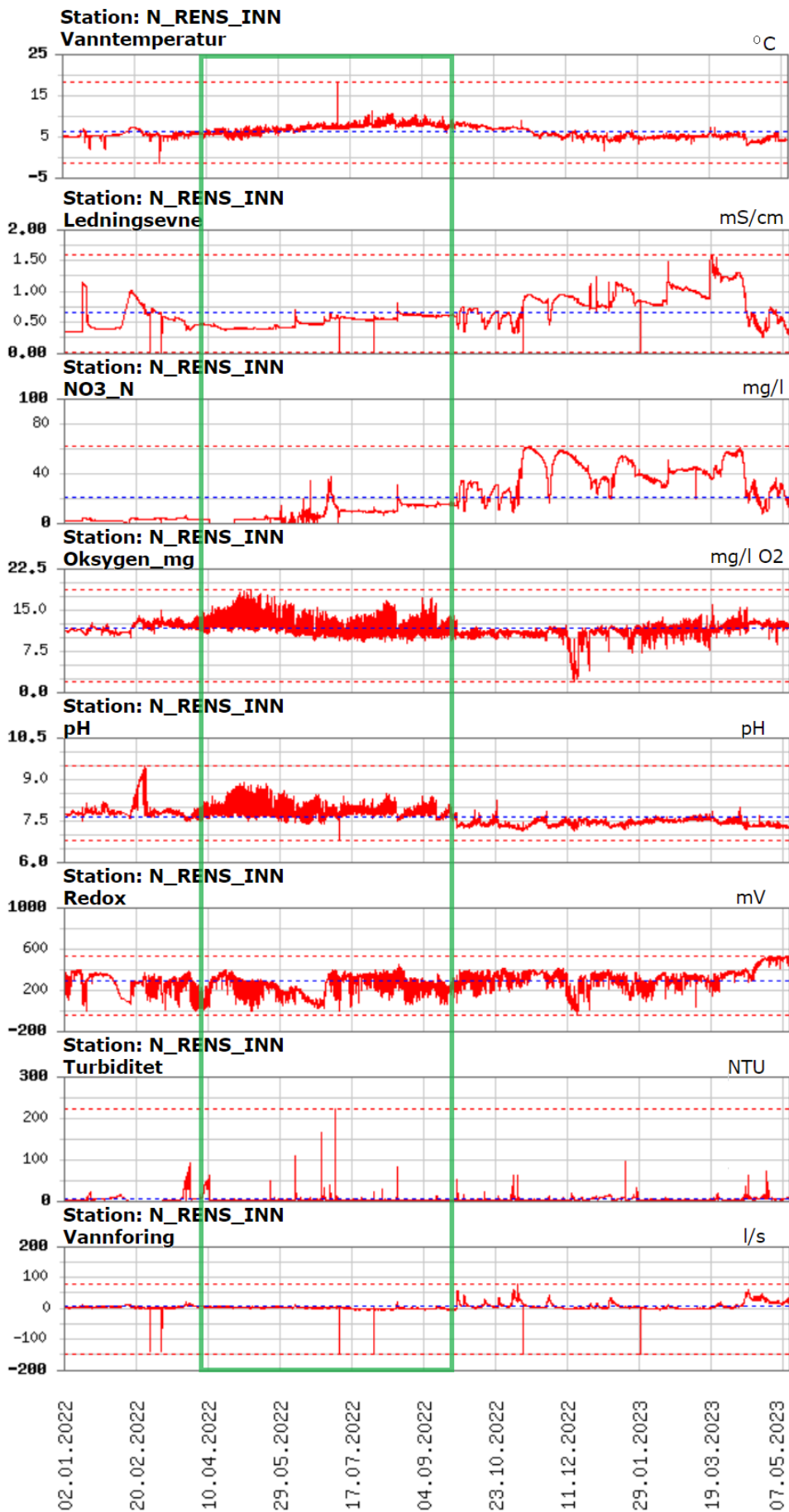
* Beregnet fra [H₃O⁺]

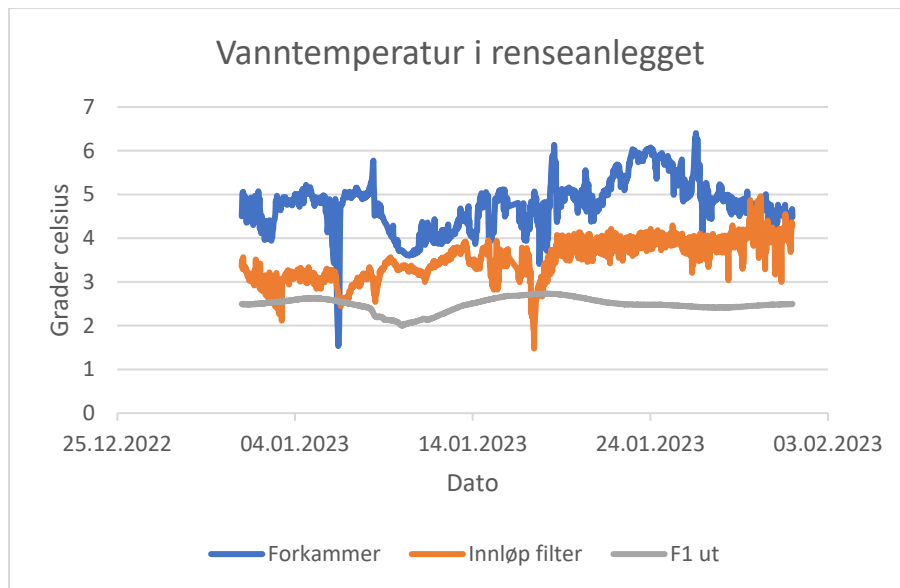
Tabell 3. Enkel statistikk for analyseresultater fra Eurofins. 33 vannprøver ble tatt i innløp til dam (Inn), samt i utløp fra F1 og F2 (Ut) i perioden april-september 2022. Q1 er første kvartil (25. presentil). Q3 er tredje kvartil (75. presentil).

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

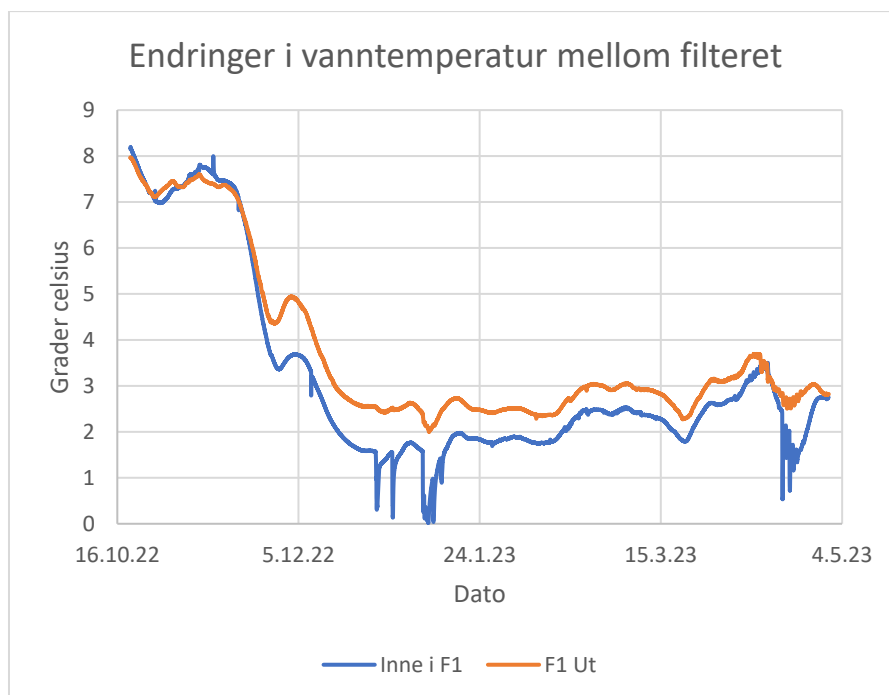


Figur 14. Data fra logger satt ut i felt ved innløp fra forkammer til dam (vist i figurene på neste side), og utløp fra F1 biofilter for nitrat (vist i figurene over). Grønn firkant viser datoområdet benyttet for vurdering og statistiske analyser. Utvalget ble gjort da filteret og loggerne har fungert godt i denne perioden. Loggerne er levert fra SEBA. Data er hentet ut fra en online database som driftes av NIBIO.

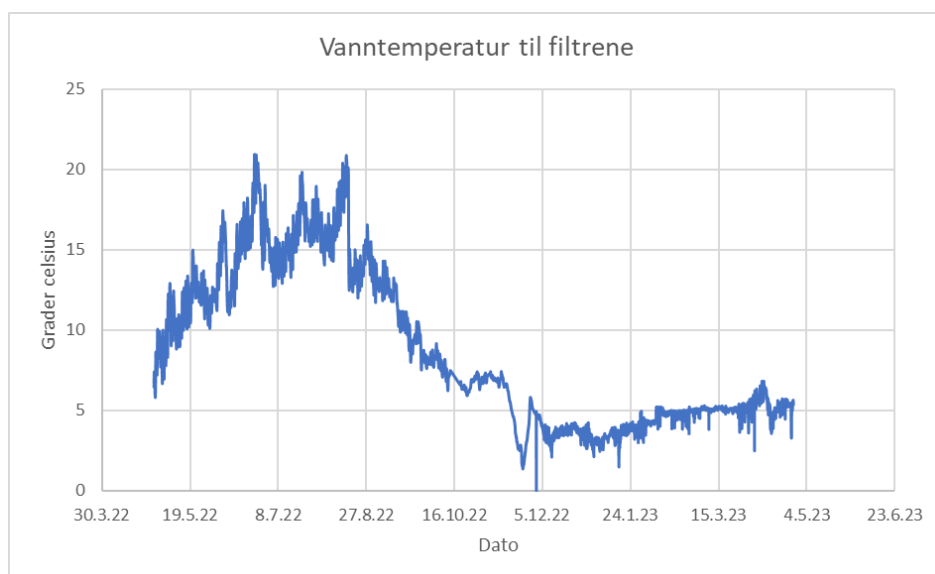




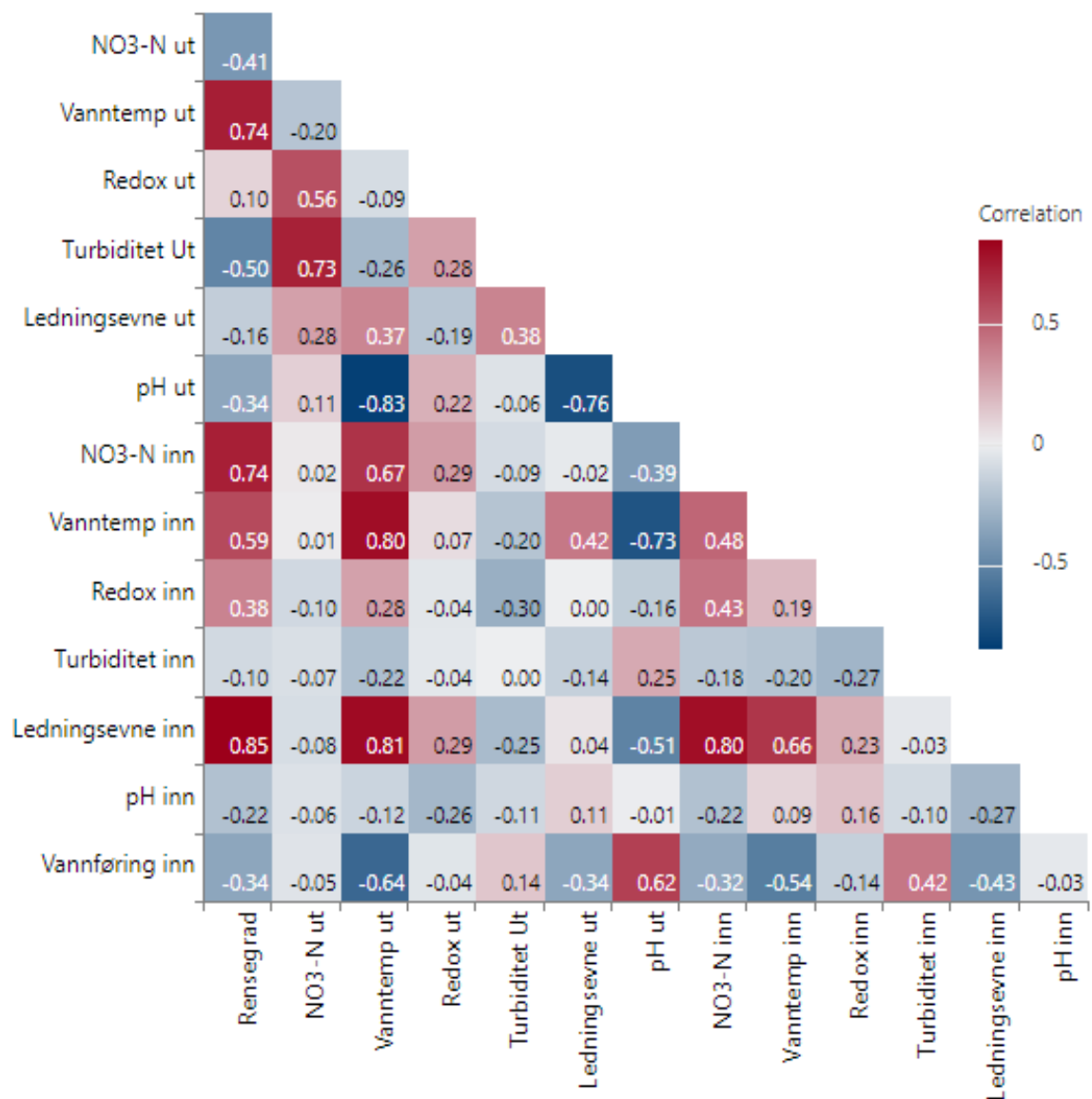
Figur 15. Vanntemperatur i forkammer, innløpet til biofilteret og utløp fra biofilter F1. Figuren illustrerer forskjeller i nivå og variasjon i temperatur ut av forkammeret (inn i dam), og i innløp til og ut av biofilteret vinterstid.



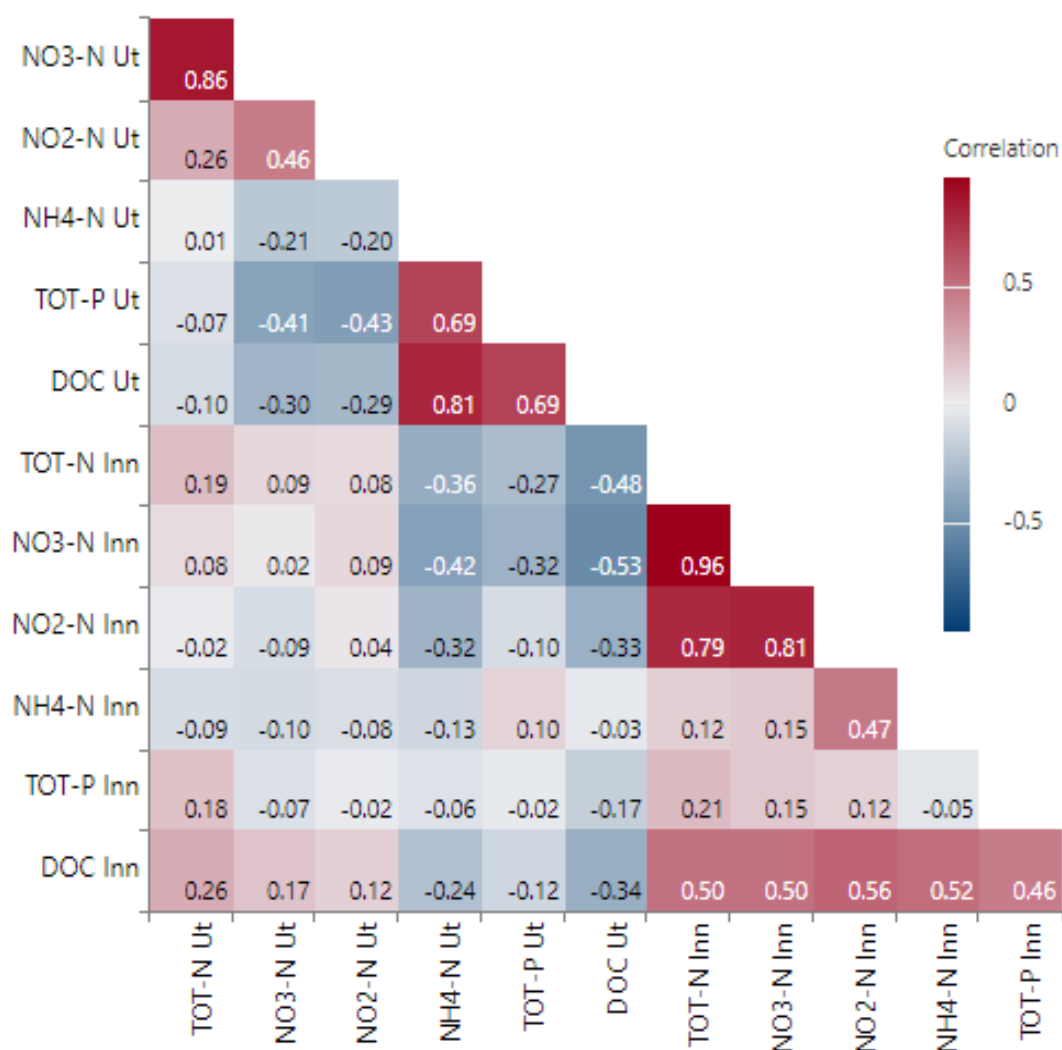
Figur 16. Vanntemperatur inne i og ut av biofilter F1. Figuren viser eksempel på forskjeller i temperatur inne i og ut av biofilteret. Dataserien inne i biofilteret starter i oktober 2022, derav valg av tidsrom.



Figur 17. Vanntemperatur i innløp til biofiltrene (dam).



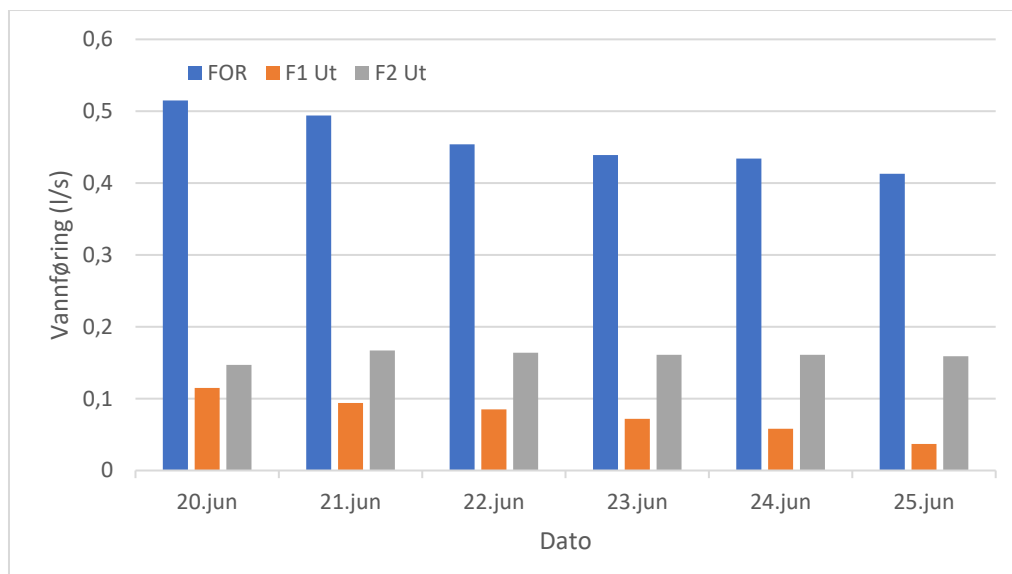
Figur 18. Pearson korrelasjonskoeffisienter vist i et correlogram for xy-plott av data fra loggere i felt. Vann som kommer inn fra forkammeret til dam er merket med postfiks inn. Vann som renner ut av biofilter F1 er merket med postfiks ut.



Figur 19. Pearson korrelasjonskoeffisienter vist i et correlogram for xy-plott av data fra vannprøver tatt ut i felt og analysert hos Eurofins. Vann som kommer inn fra forkammeret til dam er merket med postfiks inn. Vann som renner ut av biofilter F1 er merket med postfiks ut.

4.2 Data fra tunnelforsøket

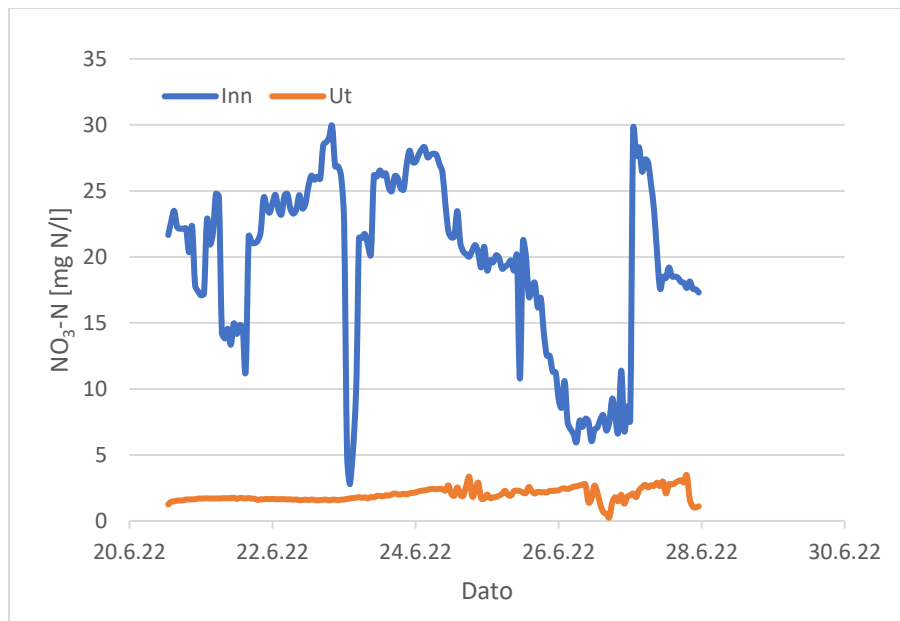
Forsøket med tilførsel av tunnelvann foregikk juni 2022. Vannføringen under forsøksperioden minker med dagene, ettersom at det var fint vær og lite nedbør (figur 20). For F2 ut er den stabil ettersom at biofilteret alltid hadde avrenning fra kontaineren med tunnelvann. Enkel statistikk av analysedata fra Eurofins er vist i tabell 4. Filter F2 sin rensegrad, konsentrasjoner av nitrogenfraksjoner, samt TOT-P og DOC, er vist i figurene 21 - 28.



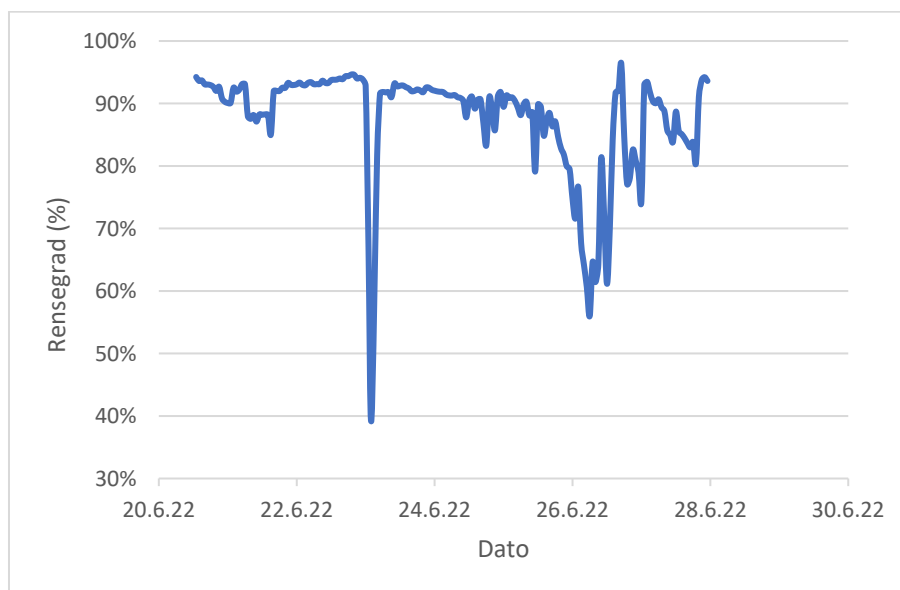
Figur 20. Vannføringsmålinger i forkammer, samt ut av biofilter F1 og F2. vannføringsmålingene er utført med bøttemetoden (fylling av bøtte med stoppeklokke) under feltforsøket med tilførsel av tunnelvann.

Tabell 4. Enkel statistikk for analyseresultater fra Eurofins. 7-9 vannprøver ble tatt i innløp til dam (Inn), samt i utløp fra F2 (Ut) i perioden 20. - 27. juni 2022. Q1 er første kvartil (25. presentil). Q3 er tredje kvartil (75. presentil).

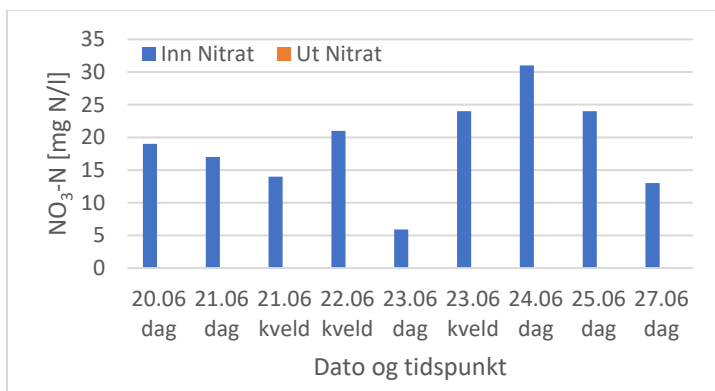
Parameter	Benevning	n	Minimum	Q1	Gjennomsnitt	Median	Q3	Maksimum
TOT-N Inn	mg N/l	9	7,9	35	40	45	48	61
TOT-N Ut	mg N/l	9	0,4	0,6	2,6	1	4	9,3
NO3-N Inn	mg N/l	9	5,9	13,5	19	19	24	31
NO3-N Ut	mg N/l	9	0,01	0,01	0,02	0,01	0,03	0,07
NH4-N Inn	mg N/l	9	0,1	11	12,5	14	16	18
NH4-N Ut	mg N/l	9	0,04	0,1	1,4	0,5	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



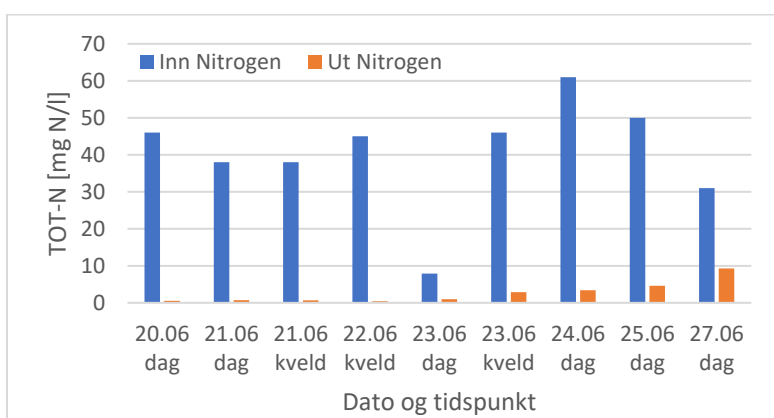
Figur 21. Konsentrasjonen av nitrat inn og ut av biofilter F2 under perioden med feltforsøket med tilførsel av tunnelvann. Data fra logger i feltet.



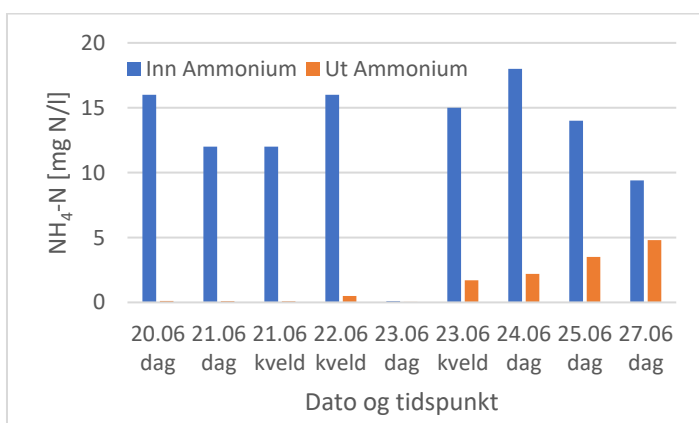
Figur 22. Renseeffekten i prosent (rensegrad) for biofilter F2 under feltforsøket med tilførsel av tunnelvann. Data fra logger i feltet. Den 23. juni foreligger det en sannsynligvis en feilmåling, som for eksempel det at noen kan ha løftet en måler opp av vannet.



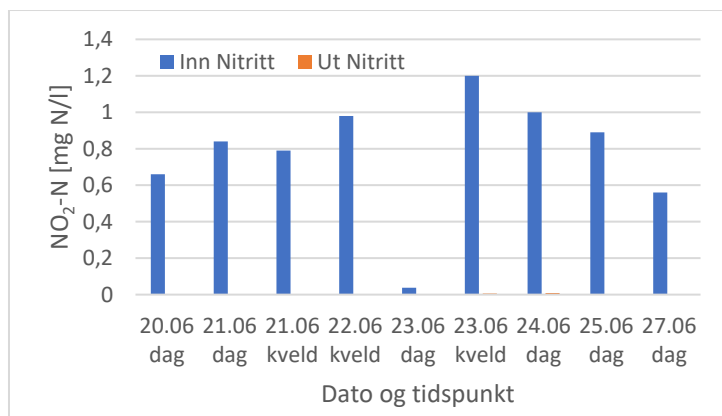
Figur 23. Konsentrasjonen av nitrat inn og ut av biofilteret F2 under feltforsøket med tilførsel av tunnelvann. Data fra prøver tatt i felt.



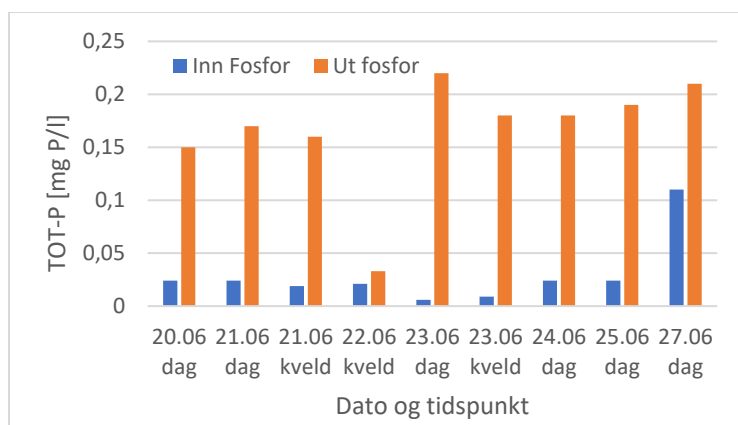
Figur 24. Konsentrasjonen av nitrogen inn og ut av biofilteret F2 under feltforsøket med tilførsel av tunnel-vann. Data fra prøver tatt i felt.



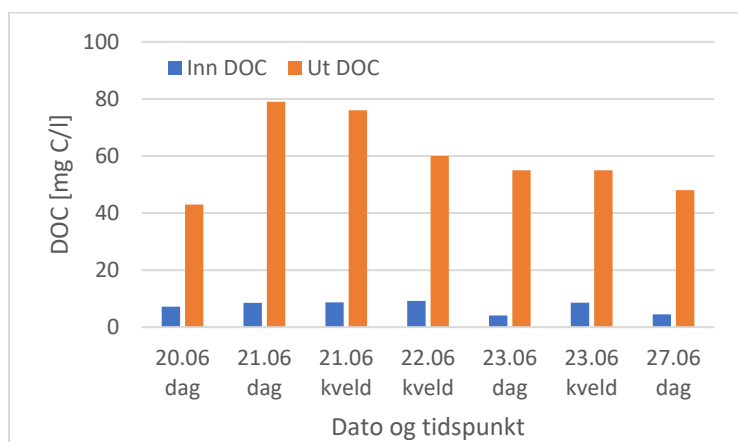
Figur 25. Konsentrasjonen av ammonium inn og ut av biofilteret F2 under feltforsøket med tilførsel av tunnel-vann. Data fra prøver tatt i felt.



Figur 26. Konsentrasjonen av nitritt inn og ut av biofilteret F2 under feltforsøket med tilførsel av tunnelvann. Data fra prøver tatt i felt.



Figur 27. Konsentrasjonen av fosfor inn og ut av biofilteret F2 under feltforsøket med tilførsel av tunnelvann. Data fra prøver tatt i felt.



Figur 28. Konsentrasjonen av DOC inn og ut av biofilteret F2 under feltforsøket med tilførsel av tunnelvann. Data fra prøver tatt i felt. Analyser for DOC den 24. og 25. juni manglet fra Eurofins.

5 DISKUSJON

Det finnes en rekke ulike filterkonstruksjoner som benytter denitrifikasjon for å redusere nitrogentilførsler fra nedbørfeltet til vannforekomster (se for eksempel Scipper mfl. 2010; Pugliese mfl. 2020). Disse filtrene har ofte vesentlig høyere rensegrad for nitrogen enn for eksempel våtmarksfiltre eller integrerte buffersoner (IBZs), der rensegraden ofte ligger rundt 50% (Mæhlum & Pedersen, 1999; Søvik, 2007; Paruch mfl. 2016; Carstensen mfl. 2021). I tillegg til optimal filterblanding, som i Nordlandsdalen består av treflis, knust skjellsand, er det en rekke andre faktorer som også spiller i optimaliseringsprosessen av filterkonstruksjoner som benytter denitrifikasjon. De kjemiske prinsippene i nitrogensyklusen og delprosesser som denitrifikasjon er til en viss grad enkle å forstå, men det er kompliserte mikrobiologiske miljøer og heterogene omgivelser som vi betrakter i et filter som utsettes for varierende klima (se for eksempel Richardson, 2000; Chen & Strous, 2013; Yao mfl. 2020). Dette er noe som man har i tankene når man forsøker å forstå en respons på rensegraden i et biofilter med endringer i enkle loggede og prøvetatte kjemiske og fysiske parametere som temperatur, hydraulisk belastning, DOC, redoksforhold, pH, ledningsevne og turbiditet. Tema er stort og diskusjonen må avgrenses. I denne oppgaven legges fokuset på temperatur, men andre faktorer vil også diskuteres opp mot temperatur og biofilterets renseevne for nitrat. I tillegg til å øke rensegraden av nitrat ved en optimalisering av temperatur for å fjerne nitrat fordi det er et biotilgjengelig næringsstoff, er det også andre grunner til at en optimal denitrifikasjon er ønskelig. Et studie som tok for seg landbruksjord fra Finland, Sverige og Tyskland, viste at ved lave temperaturer og rundt frysepunktet blir enzymer som inngår i produksjon av lystgass (N_2O) mindre påvirket enn de som videre reduserer lystgass til nitrogengass (Hartwig mfl. 2002). Dette resulterer i at konsentrasjonen av lystgass øker. Lystgass (N_2O) er en sterk klimagass som blir sett på som en av de viktigste etter karbondioksid (CO_2) og metan (CH_4). Klimaeffekten av lystgass er hele 273 ganger sterke en klimaeffekten av karbondioksid (Miljødirektoratet, 2022b). Derfor vil selv små utslipp av lyst gass kunne ha en stor påvirkning på klima og miljø, og vi vil at biofiltre helst skal få denitrifikasjonsprosessen til å gå hele veien ut og ende opp som harmløs nitrogengass.

5.1 Renseanlegg for nitrat

Perioden med data det fokuseres på er april-september 2022, frem til da anlegget ble utsatt for kraftig nedbørepisode med åpen innløpsventil til biofilteret. I denne perioden har trolig både loggere og biofilter F1 fungert som planlagt. Ved å benytte data kun fra april-september 2022 får man et bilde av hvordan et fungerende biofilter påvirkes av ulike parametere. I perioder når filteret ikke virket optimalt viskes innflytelsen av faktorer som spiller inn på biofilterets evne til å rense nitrat ut, fordi en eller flere faktorer allerede er så langt fra filterets optimale driftsforhold trumfer alt og kommer ikke til syne i statistiske analyser. For vannprøvene tatt i utløpet fra F1 for analyse hos Eurofins, er maksimum

nitrat ut 3,4 mg N/l, med et gjennomsnitt på 0,2 mg N/l i den utvalgte perioden (tabell 3). Filteret ser ut til å ha fungert veldig bra, frem til flomeepisoden mot slutten av september måned inntraff.

Vanntemperaturen i filteret tydelig en viktig variabel følge med på for at denitrifikasjonsprosessen skal fungere godt, da sammenhengen mellom vanntemperatur ut av filteret og rensegrad er høy og proporsjonal (se correlogrammet i figur 18). Det å se på korrelasjoner mellom to parametere er veldig nyttig, men det er ikke en enkel parameter som styrer rensegraden i et velfungerende filter, men som ellers i naturen er en kombinasjon av flere faktorer (Richardson, 2000; Chen & Strous, 2013). Med det er det interessant å kunne se på hvilke kombinasjoner av parametere som tilsynelatende forklarer denitrifikasjonsprosessen og rensegraden best i perioden der biofilteret ser ut til å fungerer godt. Til det kan en best subset-analyse for enkel modelloppbygning benyttes. Her velges det ut ulike forklaringsvariable for rensegrad av nitrat, og beste kombinasjon for modeller med en, to, tre, og så videre, variable beregnes. I feltet logges konsentrasjonen av nitrat (optisk målt), vanntemperaturen, redokspotensialet, turbiditet, pH og ledningsevne. Konsentrasjonen av DOC logges av praktiske grunner ikke, da dette krever relativt avansert utstyr per i dag (Haaland, pers. med., 2023). Å ha med DOC inn i en modell ville ha vært interessant for å vurdere karbonkilden i filteret, men kan også antas å være en fungerende faktor i filteret, med tilstrekkelig funksjon i perioden, slik at vi kan se etter andre variable som påvirker denitrifikasjonsprosessen. Om de andre potensielle forklaringsvariablene for rensegrad av nitrat, som også logges, settes inn i en best subset-analyse, er det temperatur som ser ut til å være den beste enkeltprediktoren for rensegrad for nitrat i biofilteret for den utvalgte perioden april – september 2022 (se figur 29)

Utfordringen i Norge med å benytte et biofilter utendørs til denitrifikasjon er at temperaturen kan være relativt lav i vinterhalvåret. I mange nedbørfelt er også snøsmelting en viktig del av det hydrologiske regimet om våren og sommeren. Så, selv om sola varmer om våren, vil det i perioder kunne komme store mengder med kaldt vann etter snøsmelting til filteret. Graden av denitrifikasjon har ofte vist å kunne øke med økt temperatur (Elefsiniotis & Li, 2006; Moreno & Rojo, 2014). Mange denitrifiserende bakterier er derimot godt tilpasset temperaturendringer, og denitrifikasjonsprosessen har blitt rapportert å kunne fungere fint ved både 5 og 35 °C (Climate Policy Watcher, 2023). I EGSB-reaktor som behandler høye konsentrasjoner av nitrat i avløpsvann, fant man ut at den optimale temperaturen var mellom 15 og 35 °C (Liao mfl. 2018). Ved 10 °C ble det noe akkumulering av nitrat, noe som kan indikere ufullstendig denitrifikasjon. Det har blitt rapportert at denitrifisering i biofilter basert på treflis fungerer mer optimalt ved høyere temperatur, og at de kan få en signifikant høyere rensegrad med en økning i temperatur fra for eksempel 10 til 15°C (Hoover mfl. 2015). I perioden april – september 2022 var mediantemperaturen inn i biofilteret på 7,4 °C, og minimumstemperaturen var på 4,3 °C (tabell 1). Til sammenlikning var mediantemperaturen ut av biofilteret på 15 °C, men minimumstemperaturen er på kun 2,9 °C (tabell 2).

		V			T		L
		a			u		e
		n			r		d
		i			b		n
		t			e		i
		r			d		n
Subset for		a			i		p
rensegrad		t			x		H
		r ²					s

					e t		e v n e
1	55.1		X				
2	74.9		X			X	
3	77.9	X	X			X	
4	80.3	X	X	X		X	
5	80.4	X	X	X	X	X	
6	80.5	X	X	X	X	X	X

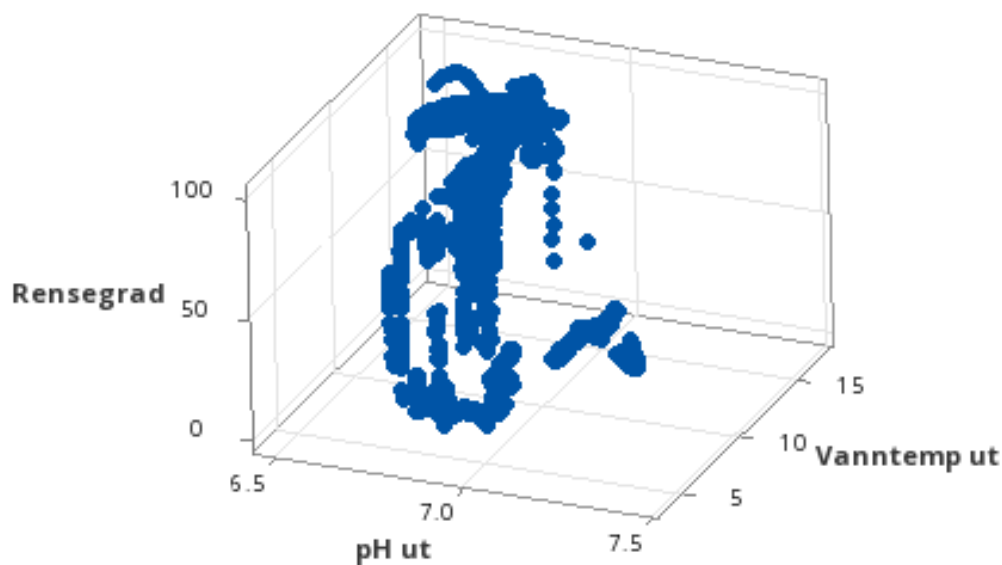
Figur 29. Best subset-analyse med forklaringsvariable for rensegraden av nitrat i biofilter F1 for perioden april til september 2022. Regresjonskoeffisient for best subset-modeller med opptil seks variable er tatt med. Nitrat i modellen er nitrat som måles inn i forkammeret (NO₃-N Inn), som kan sees på som en belastingsvariabel på filteret. Resten av variablene er fra målinger ut av filter F1. Temperatur og pH forklarer her nær 75% av variasjonen i rensegrad for perioden. Nitrat Inn og redokspotensialet er de påfølgende viktigste forklaringsvariablene i modellene. Det er ingen logging av DOC, som ellers kunne ha vært en interessant parameter å ha med i analysen.

Vanntemperaturen inn i forkammeret er godt korrelert med vanntemperaturen i biofilteret (figur 15), men sammenhengen er ikke 1:1. I biofilterets utløp måles det opp mot 17 °C om sommeren, noe som i gjennomsnitt er vesentlig høyere enn hva som måles i vann inn i filteret. Det er fordi vannet som kommer inn i filteret i Nordlandsdalen er dominert av (hardt) grunnvann. Grunnvannet er mindre påvirket av svingninger i temperatur enn overflatevann (figur 15). Om vinteren er det motsatt, og vannet som renner inn i filteret kan holde en høyere temperatur enn hva som renner ut av filteret. Når det er sagt har man også funnet at denitrifikasjon i bioreaktorer med treflis fungerer fint helt ned mot 2-4 °C (Robertson & Merkley, 2009). Rensegraden for nitrat i biofilteret i Nordlandsdalen var også god gjennom hele vinteren 2022 (figur 14). I 2022 var redokspotensiale i vann ut fra biofilteret fremdeles lavt, i tillegg rikelig med DOC og fosfor (trolig organisk bundet; kun TOT-P ble analysert) (tabell1 og 3). Å benytte grunnvannet til å varme opp filteret i vintersesongen for å få denitrifikasjonsprosessen til å fungere bedre, kan uansett være en ide å vurdere. Dette har også blitt foreslått av andre (Roseth mfl. 2023).

Ulike regresjonsmetoder benyttet i correlogramme og best subset-analysen gir noe forskjellige korrelasjonsverdier, men begge metodene kommer frem til at vanntemperaturen i filteret er positivt korrelert med biofilterets rensegrad for nitrat, og at temperaturen alene vil forklare godt over halvparten av variasjonen i datasettet for rensegrad av nitrat. Rensegraden er da beregnet ut ifra konsentrasjonen av nitrat som måles ut av forkammeret sammenlignet med konsentrasjonen som forlater biofilteret (figur 10). Om vi legger til en forklaringsvariabel til i best subset-modellen, så vil det være pH som vil tilføre modellen best forklaringsevne for biofilterets rensegrad (figur 29). Til sammen forklarer vanntemperatur i tospann med pH målt ut av biofilteret 75% av variasjonen i rensegraden for nitrat i biofilteret (figur 29). pH-verdien svinger en del gjennom døgnet i forkammeret, noe som er forventet via fotosyntetisk aktivitet for alger i vekstsesongen (ofte mai – september). Fotosyntesen forbruker karbondioksid og pH øker i vannmassene. pH i det utvalgte datasettet for perioden der biofilteret tilsynelatende fungerer fint varierer mellom 6,5 – 7,5. Dette er faktisk et relativt stort spenn i

konsentrasjonen av H_3O^+ -ioner, da pH er angitt som en Briggsk logaritme (det vil si logaritmer med grunntall 10). pH 6,5 er allikevel ikke særlig surt, men optimum for *Pseudomonas denitrificans* sp. har blitt vist å ligge nærmere 7,5 enn 6,5 (Moreno & Rojo, 2014). Med det antas det også å være en proporsjonal korrelasjon mellom pH-verdi og rensegraden i filteret, noe som faktisk ikke går frem av correlogrammet (figur 18). Et plott med vanntemperatur og pH sammen med rensegrad illustrerer brorparten av loggdataene med lav pH i all hovedsak også sammenfaller med relativt høy temperatur, noe som kan bidra gi en tilsynelatende omvendt proporsjonal sammenheng mellom rensegrad og pH (figur 18). Det kan kanskje tyde på at filteret kan ha noe å gå på med en ytterligere pH-justering.

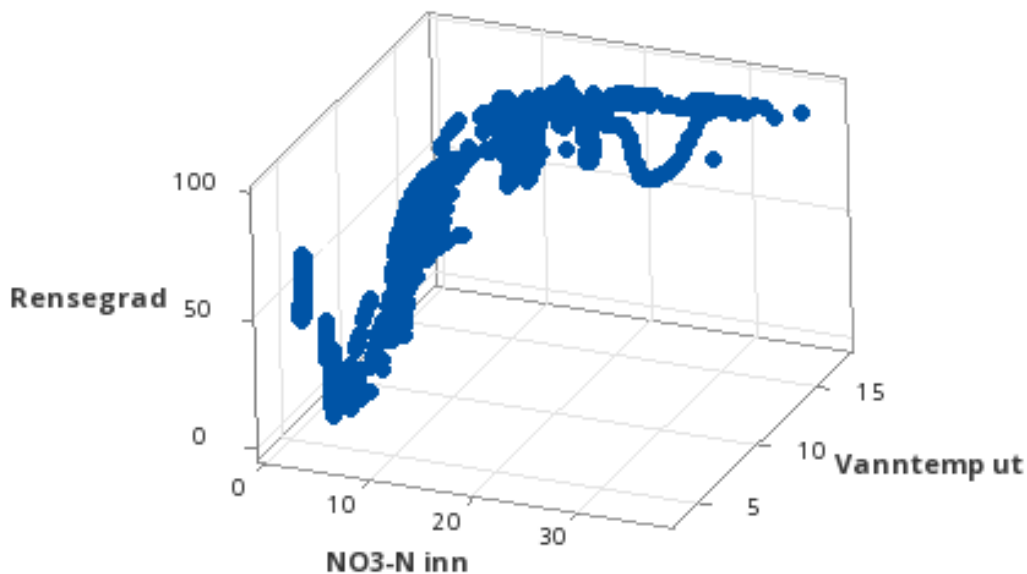
pH i biofilteret er trolig påvirket av både høye konsentrasjoner av kalsiumbikarbonat fra hardt grunnvann og skjellsand i filtermassene, men også organiske buffersystem fra de tidvis meget høye konsentrasjonene av DOC. I perioden april – september 2022 ble det eksempelvis hyppig målt kalsiumkonsentrasjoner på 50 - 100 mg Ca/l (data fra Eurofins), samt en gjennomsnittlig konsentrasjon av DOC på > 50 mg C/l og maksimumkonsentrasjoner på opp mot 150 mg C/l i 33 vannprøver analysert på laboratorium (tabell 3). Høye konsentrasjoner av DOC ut av filteret tidlig i prosjektet var forventet og har også blitt funnet av andre (Hoover mfl. 2016). Det finnes også metoder for praktisk å kunne ta hånd om dette (von Ahnen mlf. 2023). Det har blitt vist at biofilter vil lekke ut en del DOC det første året, samt at substratet kanskje mister 50% av effektiviteten, men etter dette holder seg stabilt på det nivået over mange år (Robertson, 2010). Konsentrasjonen av DOC ut av filteret, som er en proxy for løst organisk materiale, er også godt korrelert med totalfosfor og ammonium (se correlogrammet for prøvene tatt ut i felt, figur 19). Etter flommen ble konsentrasjonen av DOC ut av filteret redusert (figur 28), noe som kanskje kan indikere at bakteriefloraen og karbonkilden i filteret ble fortynnet, og at biotilgjengelig karbon for denitrifiserende bakterier ikke var tilstede i samme omfang som før flommen (figur 14). I perioder med lite tilgang til en biotilgjengelig karbonkilde vil man anta at bakterienes evne til å denitrifisere i filteret vil synke betraktelig. Med en god karbonkilde og et C:N-forhold på 2:1, skal være tilstrekkelig for å kunne få en fullstendig denitrifikasjon (Elefsiniotis & Li, 2006). I vannrenseanlegg blir ofte metanol (CH_3OH) tilsatt som en karbonkilde med et forhold på 3:1, slik at denitrifikasjonen ikke skal svekkes i fravær på biotilgjengelig karbon (Ødegaard, u.å). I feltet i Nordlandsdalen ble det gjort et mindre forsøk mot slutten av april med å tilsette nettopp dette for å se om det var mulig og vekke filter F1 til live igjen, til tross for lave redoksnivåer etter flomeepisoden i september og lave temperaturer. F1 har hatt en relativ lav renseseffekt i januar, februar og mars 2023 sammenlignet med de samme månedene året før (figur 14). Ikke ferdige resultater fra metanoltilsetningen indikerer at dette kanskje har hatt en positiv effekt på denitrifikasjonsprosessen i filteret, da rensegraden i april var på ca 50%. Men, dette er usikkert og alle prøvene som er tatt under perioden har ikke blitt rukket å bli analysert hos Eurofins ennå. Dersom ikke metanol fungerer i filteret, kan kanskje suksessivt påfyll av nytt flismateriale, gjerne før temperaturen begynner å falle i feltet, være en løsning for å øke biofilteret sin evne til å holde aktiviteten til de denitrifiserende bakteriene i gang.



Figur 30. Plot med vanntemperatur og pH ut av biofilter F1 som forklaringsvariable for rensegrad av nitrat i biofilteret over perioden april – september 2022. Data er logget i felt.

Under flommen har filtrene mest sannsynlig fått tilført alt for store mengder med oksygenrikt vann på kort tid, og den hydrauliske belastningen på filteret har vært stor. Lavere vanntemperatur videre ut-over høsten etter flommen kan ha ført til at skaden av flommen med åpne ventiler inn til filteret har vært vanskelig å rehabilitere raskt, ettersom at kaldere forhold kan være lite gunstig for ny vekst av bakteriefloraen i filteret (Hover mfl. 2016; Moreno & Rojo, 2014). Etter flere påfølgende flommer ble ventilene til F1 og F2 justert (omkring 20. oktober), slik at de fikk tilført tilpassede mengder med vann ved høy vannføring i feltet for øvrig før vannet går i overløp (Roseth mfl. 2023). Den 27. september ble det gjennomført arbeid i felt for å kartlegge skader og gjennomføre vannføringsmålinger (bøttemetoden; se vedlegg 3 med bilder av flom). Bøttemålingene viste da at vannføringen inn i dam var på ca. 75 l/s. Utløpet til F1 hadde ikke store endringer i vannføring da jeg var i felt, men biofilteret fikk tilført så store mengder med vann at det hadde rent ut av kummen og gjort erosjonsskader ned mot biofilter F2. Biofilter F2 er mindre (rundt 180 m²) enn F1 (rundt 300 m²) (Roseth, pers. med., 2023.), og det ble beregnet at det gikk ca. 3,3 l/s ut av F2 som er dimensjonert for 0,5 l/s.

Nitrat inn (NO₃-N Inn) i filteret, målt i utløp fra forkammeret, ser ut til å korrelere proporsjonalt med rensegraden i biofilteret (figur 18). Det er også NO₃-N Inn som er den tredje sammen med vanntemperatur og pH forklarer rensegraden i F1 best (figur 29). Dette er overraskende, da en økt konsentrasjon av nitrat inn i filteret ikke er ventet å gi filteret en bedre renseevne. En grunn til dette kan være at høye konsentrasjoner av NO₃-N Inn i datasettet som er valgt ut faller sammen med høy vanntemperatur i biofilteret (figur 31). Dette kan gi en kunstig sammenheng som ikke er av reell betydning i praksis.

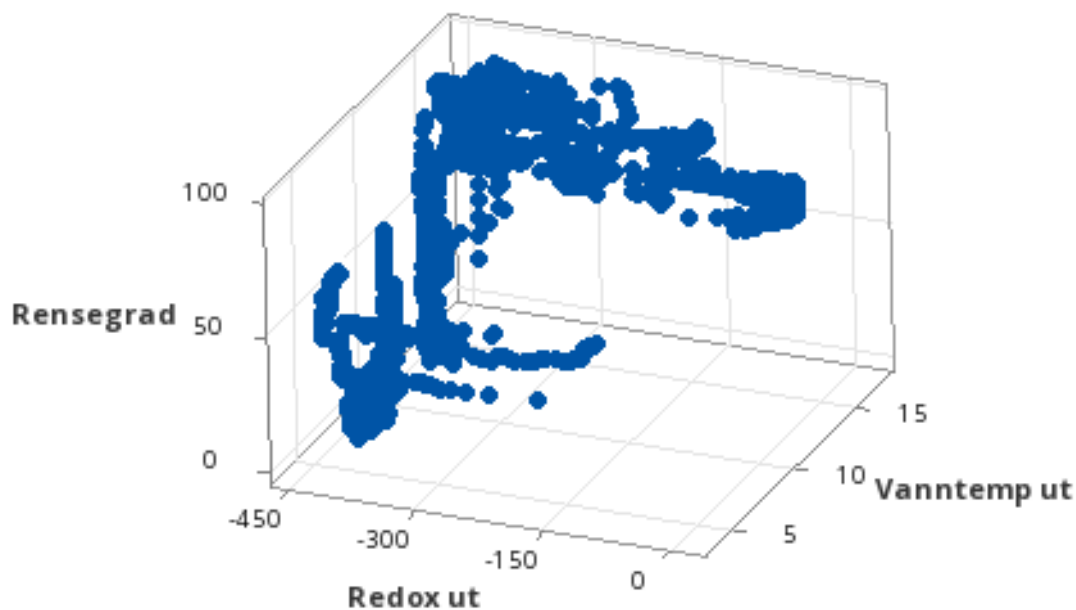


Figur 31. Plot med vanntemperatur ut av biofilter F1 og nitratkonsentrasjon ($\text{NO}_3\text{-N}$) i forkammeret som forklaringsvariable for rensegrad av nitrat i biofilteret over perioden april – september 2022. Data er logget i felt.

Andre sterke korrelasjoner til rensegrad i correlogrammet er ledningsevnen inn i filteret. Ledningsevnen (konduktivitet) er et mål på hvor lett elektrisk strøm ledes i vannmassene, og benevnningen Siemens (S) som inngår er omvendt proporsjonal med motstand (Ohm, Ω). Parameteren benyttes mye i vurderinger av vannkvalitet, da parameteren til en viss grad reflekterer ionekonsentrasjonen i vannprøven. Ledningsevnen i det utvalgte datasettet har også god korrelasjon med vanntemperatur inn i forkammeret, som igjen som nevnt korrelerer med vanntemperaturen ut av biofilteret (figur 18). Høyere temperatur ut av forkammeret kan her reflektere prosesser i nedbørfeltet. Ledningsevnen i feltet er sterkt preget av til dels hardt grunnvann, i tillegg til nitrat. Smelteepisoder vinterstid kan kanskje frakte med noe salt fra veiområdene rundt, men det vil nok i all hovedsak fortynne vannkvaliteten via smelting av snø og is. Så, korrelasjonen i correlogrammet mellom ledningsevne og rensegrad er trolig noe som ikke er en direkte sammenheng. Ledningsevne er også en relativt dårlig prediktor i best subset-analysen, sammen med turbiditet. Det er også en viss grad av negativ korrelasjon mellom turbiditeten målt ut av filteret, men derimot en dårlig sammenheng mellom turbiditet målt ut av forkammeret (figur 18). I det utvalgte datasettet er også turbiditeten vesentlig lavere ut av filteret enn hva som måles i forkammeret, noe som kan tyde på at dammen fungerer til en viss grad som en fangdam. En sammenheng mellom rensegrad og turbiditet ville nok vært knyttet opp mot en eventuell klogging og forstyrrelser av filtermassene. Nitrat derimot er ikke særlig bundet til partikler, så en tilsynelatende sammenheng mellom turbiditet og nitrat ut av filter F1 (figur 18), er nok knyttet opp mot at en høyere konsentrasjon av til dels partikulært karbon fra karbonkilden ut av filteret i perioder med høy målt DOC, som da vil korrelere positivt med turbiditet, samt forstyrre de optiske analysene av nitrat. Det er videre en positiv korrelasjon mellom nitrogenfraksjonene målt i vannprøver ut fra forkammeret (analysert hos Eurofins; se correlogram i figur 19; tabell 4). I forkammeret og dammen er det også ventet å være en viss nitrifikasjon, der ammonium gjøres om til nitrat (figur 8). De lave konsentrasjonene av ammonium som måles ut av forkammeret kan også tyde på en viss grad av nitrifisering (tabell 14). Muligheten er også stor for at nitrifisering kan foregå i steinfyllingen. pH er derimot såpass

lav at en dannelse av giftig ammoniakk i likevekt med ammonium ikke vil være sannsynlig (Haaland, pers. med., 2023).

Ettersom flomperioden skjedde om høsten, så har vanntemperaturen inn i renseanlegget sunket, men i tillegg har redokspotensialet økt markant (figur 14). Redokspotensialet har siden holdt seg høyt. Redokspotensialet lå frem til høstflommen i september 2022, relativt stabilt lavt rundt -400 mV, kun avbrutt av korte spiker i korte intense nedbørepisoder med redokspotensialer på noe over 0 mV. Hva som er optimalt i et gitt filter for denitrifiserende bakterier er ikke gitt på forhånd, og det finnes en rekke publiserte rapporterte med anbefalinger, og også praktiske råd fra operatører som deler sin kunnskap og forteller at de har funnet at redokspotensialet bør ligge lavere enn -100 mV. Men, også intervaller som for eksempel -100 mV - $+100$ mV har blitt rapportert (Blowes mfl. 1994). Etter flommene som tilførte oksygenrikt vann steg redokspotensialet i F1 til omkring 150 mV, og har ikke endret seg mye selv etter ventiljusteringen. Om vi ser på rensegraden for nitrat i biofilteret opp mot både redokspotensiale og vanntemperaturen, ser vi en mulig årsak til at korrelasjonen mellom redokspotensiale og rensegrad er lav i correlogrammet (figur 18). Lavt redokspotensiale faller nemlig i hovedsak sammen med noe lavere temperaturer i det utvalgte datasettet (figur 32), noe som kan for-
tegne den reelle sammenhengen. Rensegraden er fremdeles god, og en høyere vanntemperatur bidrar her kanskje til at biofilteret beholder en høy rensegrad for nitrat selv under relativt høyt redokspotensiale (-50 mV; figur 32).



Figur 32. Plot med redokspotensiale og vanntemperatur som forklaringsvariable for rensegrad av nitrat i biofil-ter F1 over perioden april – september 2022.

5.2 Tunnelvann

Konsentrasjonen av nitrat fra kontaineren fylt med tunnelvann varierte mye (figur 21). Dette kommer av at kontaineren fikk påfyll hver dag. En variasjon med av tørre og våte forhold kan påvirke biofilterets, men trolig lite i løpet av en så kort periode (Maxwell mfl. 2019; Maxwell mfl. 2020). Kvaliteten og konsentrasjonen på dette vannet varierte mye mellom dagene, og derfor kan det tyde på at enkelte dager ble det fylt på vann som inneholdt lave konsentrasjoner av nitrat. Loggerne i feltet viser to topper opp mot 30 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$, som er opp mot den høyeste konsentrasjonen som er målt av nitrat inn i biofilteret. Med et volum av filter F2 på 150 m^3 og med en konstant inflow på 0,5 l/s, så vil filteret rense ca. 54 kilo $\text{NO}_3\text{-N/m}^3/100$ døgn. Konsentrasjonen av nitrat inn i filteret variere en del da tunnelvannet som ble fylt på de ulike dagene hadde ulike konsentrasjoner av nitrat. Ettersom at biofilter F1 er større vil det kunne rense mer. Utgangspunkt i at vannføringen er dobbelt så stor kan vi si at mengden rensed nitrat vil også være det. Da får de samlet en kapasitet på 162 kilo per 100 døgn. Muligheten for at filteret kan ta mer en 30 mg er stor, så vi kan regne med mer enn 162 kilo. Dette er fortsatt langt fra 1150kg som ble beregnet tidligere i oppgaven ut ifra pilotforsøket.

Biofilteret renser godt for nitrat, og selv 24. juni da det måles litt over 30 mg N/l er rensegraden høy (figur 23). Ut av filteret er det heller ikke så store variasjoner, men mellom 26. og 27. juni er det et litt lengere opphold med lave konsentrasjoner inn i filteret, og da blir det omtrent ikke målt nitrat ut av filteret seint den 26. juni. Rensegrad var stabil de første dagene, utenom 23. juni der den droppet ned til i underkant av 40% (figur 22). Dette er mest sannsynlig en feilmåling, som kan ha blitt forsaket av at noen for eksempel kan ha løftet en sensor opp av vannet. Rensegraden går noe ned etter den 25. juni, men seint den 26. juni jobber den seg oppover igjen, og vi avsluttet forsøket med en rensegrad på ca. 95%. Biofilteret ser ut til å fungere meget bra for nitratrensing sommerstid. Dette er i tråd med hva andre har funnet (Schipper mfl. 2010).

Totalkonsentrasjonen av nitrogen (TOT-N) inn i biofilteret har høyeste konsentrasjonen den 24. juni på litt over 60 mg N/l (figur 24). I forhold til konsentrasjonen av nitrat og de andre nitrogenfraksjonene er dette merkelig høyt. Det skyldes trolig en feilanalyse hos Eurofins (enten for mye totalnitrogen eller for lite nitrat). TOT-N er en noe usikker analyse, så feilen ligger mest sannsynligvis der (Haaland, pers. med., 2023). Med det er trolig beregningene av rensegrad for nitrat i oppgaven trolig gode. Det meste av TOT-N i tunnelvannet består av nitrat og ammonium. Rensegraden av TOT-N synker ut over forsøksperioden, noe som kan tyde på at filteret ikke klarer å fjerne ammonium like effektivt etter hvert. Konsentrasjonen av ammonium er relativt høy inn i filteret (ofte mellom 10-15 mg N/l). Ammoniumkonsentrasjonen minker betraktelig etter filtrering de første dagene. Konsentrasjonen ut av biofilteret øker derimot utover i forsøksperioden. 27. juni blir ca. bare halvparten av ammoniumet fjernet i filteret. Konsentrasjonen av nitritt er vesentlig lavere inn i filteret enn nitrat og ammonium (tabell 4). Filteret renser tilsynelatende også godt for nitritt, men med lavere konsentrasjoner så blir tallene for rensegrad mer usikre. Om dagen 23. juni blir det nesten ikke registret noe nitritt inn, men på kvelden samme dag har det en topp på 1,2 mg N/l. Dagen etter er den eneste dagen det blir registrert noe nitritt ut, men konsentrasjonen ligger ned mot deteksjonsgrensen for analysen (tabell 4; vedlegg). Konsentrasjonen av DOC øker ut av filteret, med en topp i underkant av 80 mg/l den 21. juni, ellers så er konsentrasjonen mye høyere ut sammenlignet med konsentrasjonen som går inn i filteret (figur 28). Det er ventet at biofilteret vil lekke ut en del DOC det første året (Robertson, 2010). Konsentrasjonen av fosfor økte mellom filteret, med en topp i overkant av 0,2 mg P/l den 23. juni (figur 27). Ellers er konsentrasjonen høyere ut sammenlignet med konsentrasjonen som går inn i filteret. Kvelden før (22. juni) kom det lite fosfor ut (33 $\mu\text{g P/l}$), men fortsatt mer enn det som gikk inn i filteret (20 $\mu\text{g P/l}$).

Analysen av TOT-P inn i filteret 22. juni kan ha vært en feilanalyse, da den avviker mye fra resten av prøvene, samt at DOC-konsentrasjonen var relativt konstant (Haaland, pers. med., 2023).

Tunnelforsøket har ikke særlig fokus på temperatur, da det ble utført i juni under gode forhold. Forsøket er mer ment å vise filterets evne til å rense tunnelvann. I figur 20 kan vi se at utover uken ble det gradvis tørrere, og vannføringen for FOR og F1 Ut minker med tiden. For F2 ut er det nesten helt stabilt, hvis vi regner om verdiene til et minutt ($\times 60$) vil vi få tilnærmet 10l. Dette stemmer ganske bra med at vi daglig sjekket at F2 inn var 10l i minuttet slik som planlagt. Filtrene er dimensjonert for 1l/s (F1) og 0,5l/s (F2), så vi er godt innenfor hva filtrene er i stand til å håndtere.

Kan argumentere for at hva er vitsen med å rense for nitrogen når konsentrasjonen av fosfor øker i prosessen. 23.06 er konsentrasjonen ut av filteret nesten 37 ganger høyere enn den mengden som kommer inn. Denne dagen når fosfor toppen på 0,22 mg/l som er ganske mye. Nedstrøms har det ikke blitt målt veldig høye konsentrasjoner i bekkene. Dette kan komme av at noe er bundet organisk. Foreløpig vil det ikke være behov for å legge til et rensetrinn for fosfor i slutten av renseanlegget.

Det ble også gjennomført noen større analyseprogram som ble analysert for en rekke parameter hos eurofins (vedlegg 5). Enkelte tungmetaller som kvikksølv (Hg) og bly (Pb) kommer det ekstremt lite inn og ut av filteret, dette kan tyde på at forkammeret og dam gjør som det er designet til å sedimentere noen av disse metallene. Andre stoffer som arsen, jern, magnesium, mangan og natrium øker konsentrasjonen mellom filteret. Mye av dette kan være bundet til det organiske materialet, fordi konsentrasjonen til DOC ut av filteret er til tider veldig høy.

5.3 Forbedringspotensialet

Som nevnt i rapporten til NIBIO (Roseth mfl. 2022) er det noen enkle og mer krevende tiltak man kan gjøre for å muligens øke renseseffekten og begrense utslipp av nitrat til resipienten.

Tilsette mer flis over filtrene vil kunne ha flere potensielle positive sider, det vil kunne fungere som isolasjon for den biologiske aktiviteten samt kunne øke konsentrasjonen av karbon til bakteriene ved nedbørs perioder. Isolasjon i seg selv vil kunne være et tiltak for å ikke ha varme tap ut av filteret i perioder med lav lufttemperatur.

Fordelen med to separerte filter er at ved perioder med lav vannføring så kan det ene filteret stenges slik at man kan skifte ut deler eller alt av filtermassene med nytt, dette vil gi ny tilgang til karbon for mikroorganismene slik at man skal slippe å måtte tilsette eventuelt metanol.

Figur 15 viser at vanntemperaturen i perioder med lav luft temperatur (januar i dette eksempelet), endrer seg imellom renseanlegget. Vannet som renner mellom deponiet får tilført varme fra steinmassene som har ligget flere dager i solen og fungerer som et varmelager i deponiet pluss grunnvanns varme. Når dette vannet renner ut fra deponiet og havner i forkammer og dam ligger det åpent mot omgivelsene og taper varme hvis omgivelse holder en lavere temperatur. Derfor kunne et mulig tiltak være å frakte sigevannet direkte fra deponiet til våtmarksfiltrene for å bevare varmen. Er ikke et så stort behov for sedimentering i dam og forkammer fordi sigevannet er nokså rent for disse partiklene. Veien utenom forkammer og dam burde likevel ha en ventil slik at den kan stenges i sommer

periodene, da har forkammer og dam den motsatte effekten på vannet, slik at det blir varmet opp ytterligere på veien fra deponiet som holder en jevn temperatur på 5-7 grader. Denne endringen vil i vinter sesongen kunne spare vannet fra å bli kjølt ned noen få grader, og øke temperaturen flere grader i sommersesongen.

I de periodene med tørke eller lav vannføring kan et alternativ være å vanne toppen av deponiet slik at man får utnyttet renseanlegget mest mulig. Vannet som går ut av filteret kan samles og pumpes på nytt imellom deponiet. Kan også ta vann fra bekker som renner i nærheten, for eksempel Nordlandsbekken som går under (vedlegg 2 hvis nedbørsfelt med feltparametere for Nordlandsbekken). Filteret har også vist seg å fungere bra med tunnelvann også, så det er også en mulighet for å bruke avløpsvannet fra anleggsvirksomheten.

Hvis denitrifikasjonen i våtmarksfiltrene går ufullstendig i perioder og det slippet ut lystgass, vil tilsetning av biokull kunne begrense utslippet. Biokull laget ved lave temperaturer kan øke risikoen for ufullstendig denitrifikasjon (Weldon mfl. 2019).

Problemer som oppstår ved høy vannføring og høyt hydraulisk press er vanskeligere å forbedre med små justeringer ettersom at mye av problemet er et dimensjonerings spørsmål. Målet vil være å bremse vannet under flomperioder, dette kan løses ved å øke volumet til rensedammen. Noe bremsing vil også oppstå når deponiet forsetter å bli høyere og vannet må trenge mellom mere masser. Når deponiet er ferdig skal det også legges jord på toppen slik at det blir et vegetasjonsdekket som også vil bremse hastigheten til vannet.

Våtmarksfiltrene vil kanskje kunne bli enda mer effektive i fremtiden, ut ifra prognoser for globaloppvarming. Klimaendringer vil øke den årlige gjennomsnittstemperaturen, med høyest utslag i vinterseongen. Ved høye klimagassutslipp er det anslått at temperaturen kan øke med 4,5 grader innen år 2100 (Miljøstatus, 2023). At gjennomsnitts temperaturen øker vil kunne bidra til å øke effektiviteten til denitrifiseringsfiltrene, og gjøre at det blir muligens mer attraktivt i fremtiden å bygge slike filtre ved større anleggsprosjekter. Mer uheldig er at det også vil falle mer nedbør årlig, og hyppigere med mere ekstreme nedbørsperioder. Fra år 1900 har nedbørmengden i Norge økt med 20 prosent, og det er estimert at innen år 2100 vil det kunne øke med ytterligere 10 til 20 prosent (Metrologisk institutt, 2021). Økt nedbørmengde og -intensitet vil føre til høyere vannføring og tidvis mer nitrat inn i anlegget på kort tid, noe som kan være en utfordring. Økt temperatur vil derimot kunne øke rensekapasiteten til filteret, særlig i den kalde årstiden.

6 KONKLUSJON

Biofilteret for denitrifisering fungerer og med høy rensesgrad for nitrat i perioder med vanntemperatur ned mot 3 °C dersom redokspotensialet ligger fra < 400 mV og opp mot 0 mV. I tillegg må filtrene gi fra seg rikelig med biotilgjengelig karbon, og vannføringen må ikke overstige det de er dimensjonert for. Biofiltre av denne typen, med muligens noen små justeringer, er derfor gunstig for behandling av sigevann fra anleggsvirksomhet i form av sprengsteins deponi og tunnelvann. Renseanlegget fungerer også i det norske klimaet. Filteret i Nordlandsdalen har muligens også forbedringspotensialet opp

mot parametere som temperatur og pH i filteret, samt bedre kontroll på vannføring (hydraulisk belastning) inn i filteret ettersom at dette ved høy vannføring kan påføre skade til filteret som bruker tid på å rehabilitere seg. Temperaturen kan kanskje økes ved å tilføre grunnvann fra feltet, som vinterstid holder en høyere temperatur enn vannet i forkammeret og dammen. pH, som sammen med vanntemperaturen i filteret ser ut til å være parametere som til sammen forklarer variasjonen av rensegrad for nitrat i filteret godt, kan kanskje forsøkes hevet noe. Prognosene for global oppvarming vil i gjennomsnitt øke vanntemperaturen, noe som vil gjøre ett slikt renseanlegg mer attraktivt hvis man i tillegg klarer å håndtere økt mengde med nedbør også.

7 REFERANSER

Bækken, T. (1998). Utlekking av nitrogen fra lagret tunnelmasse i Kobbervikdalen. NIVA-Rapport 3786-98.

Bækken, T. (1998). Avrenning av nitrogen fra tunnelmasse. NIVA rapport 3920-1998, https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/210080/3920_200dpi.pdf?sequence=2&isAllowed=y

Bækken, T. (2014). Nitrogen Runoff from Tunnel Blasted Rocks – a Large Scale Test. Water Environment Research 86(6): 573-576.

Blowes, D.W., W.D. Robertson, C.J. Ptacek, and C. Merkley. (1994). Removal of agricultural nitrate from tile-drainage effluent water using in-line bioreactors. J. Contam. Hydrol. 15:207–221. doi:10.1016/0169-7722(94)90025-6

Campbell, N.A., Reece, J.B., Urry, L.A., Cain, M.L., Wasserman, S.A., Minorsky, P.V. & Jackson, R.B. (2014). Biologi: A Global Approach. 10th.

<https://www.amazon.co.uk/Biology-Global-Approach-Pearson-global/dp/1292008652> den boka

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.

Climate Policy Watcher. (2023). The Influence of Temperature on the Denitrification Rate. <https://www.climate-policy-watcher.org/nitrogen-removal/the-influence-of-temperature-on-the-denitrification-rate.html>

Elefsiniotis, P. & Li, D. (2006). The effect of temperature and carbon source on denitrification using volatile fatty acids. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1369703X05003463>

Europalov. (u.å.). Nitratdirektivet: beskyttelse mot vannforurensning fra nitrat i landbruk. <https://www.europalov.no/rettsakt/nitratdirektivet-beskyttelse-mot-vannforurensning-fra-nitrat-i-landbruk/id-3083>

Fylkesmannen i Oslo og Viken (2020). Vedtak om tillatelse til utslipp i anleggsfase i forbindelse med bygging av E16 Bjørn – Skaret. <https://www.statsforvalteren.no/oslo-og-viken/miljo-og-klima/forurensning/tillatelse-til-utslipp-i-forbindelse-med-bygging-av-e16-bjorn--skaret/>

Haaland, L.S. Pers. med. (2023). Etter samtale med Ståle Haaland, NMBU/NIBIO

Hartwig, L.P., Dörsch, P. & Bakken, L.R. (2002). Low temperature control of soil denitrifying communities: kinetics of N₂O production and reduction.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0038071702001694>

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.

Holtet, J.A. (2021). Atmosfæren. Store norske leksikon på snl.no.

<https://snl.no/atmosf%C3%A6ren>

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).

Metrologisk institutt (2021). Det blir våtere.

<https://www.met.no/vaer-og-klima/det-blir-vatere>

Miljødirektoratet (2022a). Miljødirektoratet opprettholder nitrogenfjerningskrav.

<https://www.miljodirektoratet.no/aktuelt/nyheter/2022/juni-2022/miljodirektoratet-oppretholder-nitrogenfjerningskrav/>

Miljødirektoratet (2022b). Miljøstatus. Utslipp av lystgass i Norge.

<https://miljostatus.miljodirektoratet.no/lystgass>

Miljødirektoratet (2023). Miljøstatus. Klimaendringer i Norge.

<https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/klima/klimaendringer-i-norge/>

Miller, G.T. & Spoolman, S.E. (2015) *Living in the environment*. 18th edition. Stamford, CT. ISBN 9781133940135. p 545.

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.

NFF, Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk (2009). Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg. Teknisk rapport 09.

<https://nff.no/wp-content/uploads/sites/2/2020/04/Teknisk-rapport-nr-9.pdf>

NIVA (2022). Norsk institutt for vannforskning. Informasjon om cyanobakterier (blågrønnalger)
<https://www.niva.no/forskning/ferskvannsoekologi/cyanobakterier>

Norsk Utslipp. (u.å.). Miljø – Direktoratet. Nitrogen totalt (N - TOT).
<https://www.norskeutslipp.no/no/Komponenter/Utslipp/Nitrogen-totalt/?ComponentType=utslipp&ComponentPageID=226&SectorID=9211#:~:text=Nitrogen%20som%20slippes%20ut%20i,utslippet%20er%20kraftverk%20og%20kj%C3%B8ret%C3%B8yer>

Paruch, A.M., Mæhlum, T., Haarstad, K., Buset 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.

Pedersen, B. (2022). Haber-Bosch-metoden. Store norske leksikon på snl.no.
<https://snl.no/Haber-Bosch-metoden>

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 uomsett 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. & Merkley, L.C. (2009). In-stream bioreactor for agricultural nitrate treatment. Journal of Environmental Quality 38(1): 230-237.

Roseth, R. & Skrutvold, J. (2022). Rensing av nitrogen fra sprengstein. Pilotforsøk med biofilter. NIBIO-rapport 8 (114): 2022.

Roseth, R., Skrutvold, J., Vartdal, I.V., Fjermestad, H. & Barland, T. (2023). E16 Bjørum – Skaret. Resultater for renseanlegg for nitrogen i 2022. NIBIO-rapport 9 (52) 2023.

Schipper, L.A., Robertson, W.D., Gold, A.J., Jaynes, D.B. & Cameron, S.C. (2010). Denitrifying bioreactors: An approach for reducing nitrate loads to receiving waters. Ecol. Eng. 36:1532–1543.
doi:10.1016/j.ecoleng.2010.04.008

Smith, T.M. Smith, R.L. (2015). Elements of ecology. Ninth edition. P. 515 – 517. Book

Staalstrøm, A. Walday, M. Vogelsang, C. Frigstad, H. Borgersen, G. Albretsen, J. & Naustvoll, L.J. (2022). Utredning av behovet for å redusere tilførslene av nitrogen til Ytre Oslofjord. Rapport L.NR.

7723-2022

Statsforvalteren i Innlandet (2022). EUs vanndirektiv.

<https://www.statsforvalteren.no/innlandet/miljo-og-klima/vann/eus-vanndirektiv/>

Statsforvalteren i Oslo og Viken (2022). Behov for krav om nitrogenfjerning for avløpsrenseanlegg tilknyttet Oslofjorden.

<https://www.statsforvalteren.no/nb/oslo-og-viken/miljo-og-klima/nyheter---miljo-og-klima/2022/05/behov-for-krav-om-nitrogenfjerning-for-avlopsrenseanlegg-tilknyttet-oslofjorden/>

SVV (2020a). Statens vegvesen. Skanska får bygge E16 Bjørum-Skaret.

<https://www.vegvesen.no/vegprosjekter/europaveg/e16barum/nyhetsarkiv/skanska-far-bygge-e16-bjorum-skaret/>

SVV (2020b). Statens vegvesen. Bjørum–Skaret.

<https://www.vegvesen.no/vegprosjekter/europaveg/e16barum/bjorum-skaret/>

Søvik, A.K. (2007). Nitrogenfjerning i konstruerte våtmarker og filterbedanlegg – utslipp av drivhusgassene N₂O og CH₄. Bioforsk TEMA 2:21-2007.

Universitetet i Oslo. (2019). Denitrifikasjon

<https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/d/denitrifik.html>

VIANOVA & Aas-Jakobsen (2021). Forutsetningsnotat rensetrinn Nordlandsdalen. Internt notat.

Vikan, H. (2013). Avrenning av ammoniumnitrat fra uomsatt sprengstoff til vann – Giftvirkninger i recipient og renseløsninger. VANN 48 (3).

https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2013_882436.pdf

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.

Weldon, S., Rasse, D.P., Budai, A., Tomic, O. & Dörsch, P. (2019). The effect of a biochar temperature series on denitrification: which biochar properties matter?

https://nibio.bragg.unit.no/nibio-xmlui/bitstream/handle/11250/2635967/2019_10_1016_jsoil-bio_2019_04_018.pdf?sequence=1&isAllowed=y

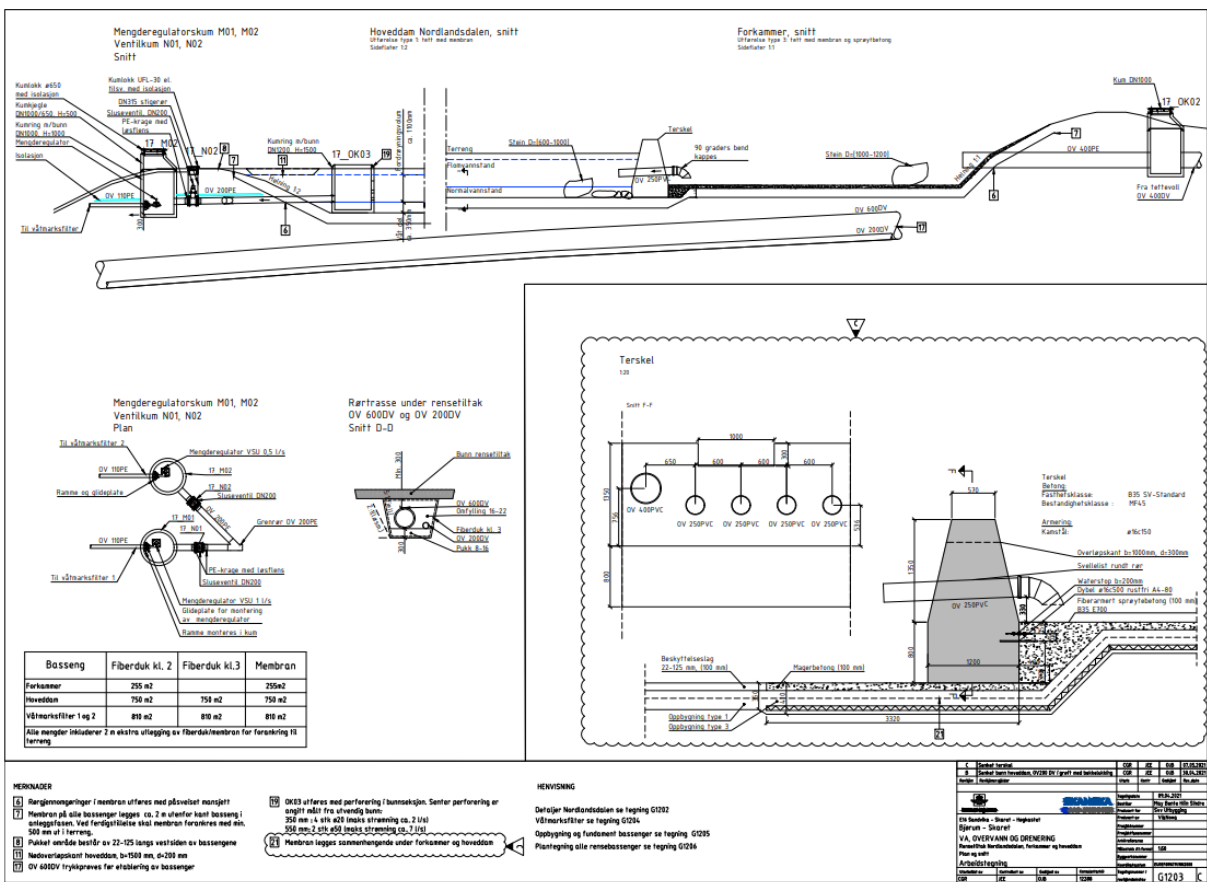
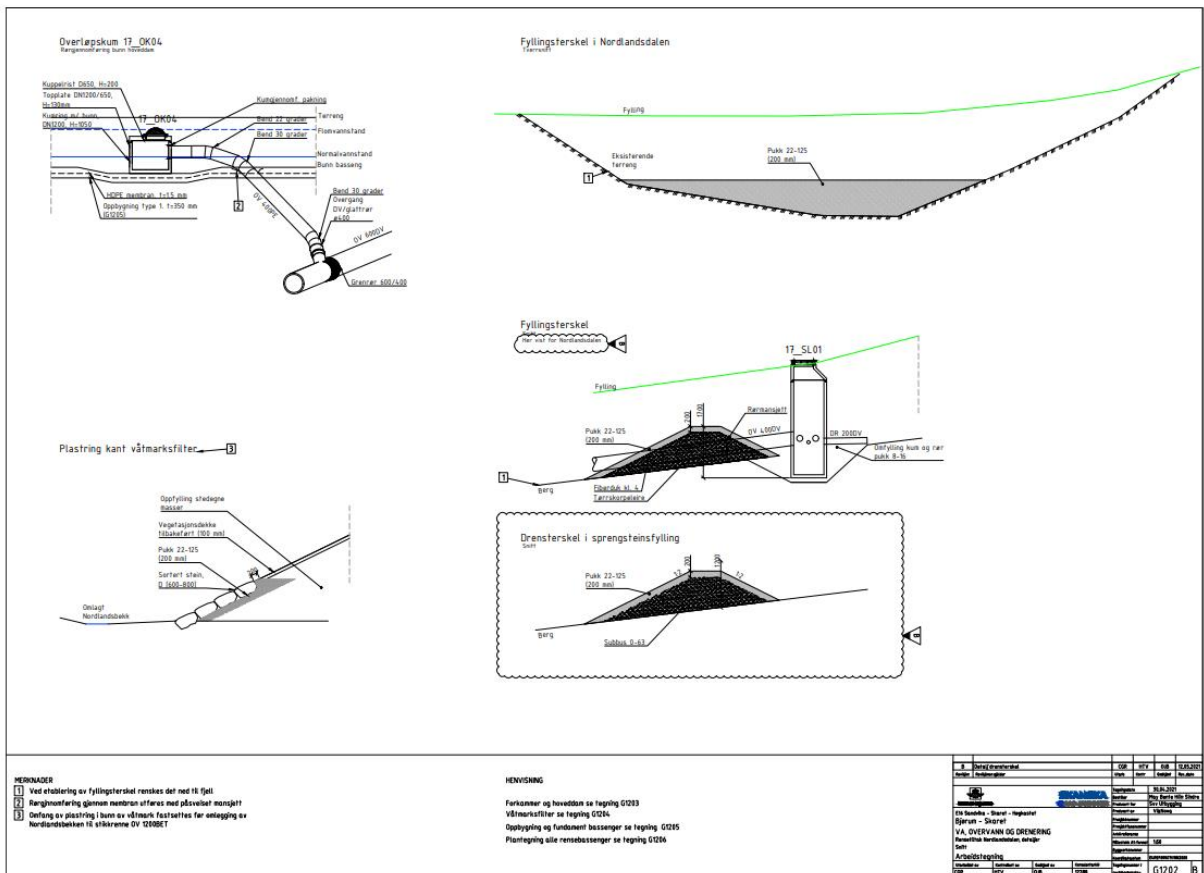
Yao, Z., Yang, L., Wang, F., Tian, L., Song, N. & Jiang, H. (2020). Enhanced nitrate removal from surface water in a denitrifying woodchip bioreactor with a heterotrophic nitrifying and aerobic denitrifying fungus. Bioresource Technology. 303:122948.

Ødegaard, H. (u.å). Oversikt for metoder for fjerning av nitrogen. VANN – 1 – 80.

https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/1980_32086.pdf

Vedlegg 1. Tekniske tegninger av renseanlegget.





Vedlegg 3. Bilder fra flommen 27.09 og skadene som ble gjort på F1 INN og bilde av kummen til F2 INN som renner over. De første bildene av vann som renner er sammenlignet med bilder som ble tatt under feltforsøket (20.06.2022 – 27.06.2022 for å illustrere forskjellene på mye vann mot lite vann.



Kan tydelig se forskjell på vannmengden som kommer ut av uløpsrørene til F1 og F2. Også stor høyde forskjell på bildene av dam. Under feltforsøket var det flere cm opp til kummen som går i overløp, og under flommen var vannet flere cm opp på kummen. Nederste bilde er av vannet som renner over og ut av innløpskummen til F2 (F2 INN)(bilder, Magnus Evang).







Vedlegg 4. Analyser med deteksjonsgrense, usikkerhet og standard benyttet hos Eurofins.

Analyse	Deteksjonsgrense	Måleusikkerhet	Metode
pH målt ved 23 +/- 2°C	1	0.2	NS-EN ISO 10523
Konduktivitet ved 25°C (målt ved 23 +/- 2°C)	0.1	10%	NS-EN ISO 7888
Total Fosfor	3	20-40%	NS-EN ISO 15681-2
Total Nitrogen	10	20%	NS 4743
Ammonium (NH ₄ -N)	5	20-40%	NS-EN ISO 11732
Nitrat (NO ₃ -N)	5	20%	NS-EN ISO 13395
Nitritt (NO ₂ -N)	2	10-30%	NS-EN ISO 13395
Total organisk karbon (TOC/NPOC)	0.3	20-30%	NS-EN 1484

Vedlegg 5. Tabell fra stor vannprøve som ble tatt under tunnelvann forsøket. Viser en rekke parametre, som metaller, oljer og de generelle som har blitt testet for i hele prosjektet perioden.

Parameter	Inn	Ut	Enhet	
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
Acenaftylen	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	I

Krysen/Trifenylen	< 0,010	< 0,010	µg/l	I
Benzo[b]fluoranten	< 0,010	< 0,010	µg/l	I
Benzo[k]fluoranten	< 0,010	< 0,010	µg/l	I
Benzo[a]pyren	< 0,010	< 0,010	µg/l	I
Indeno[1,2,3-cd]pyren	< 0,0020	< 0,0020	µg/l	I
Dibenzo[a,h]antracen	< 0,010	< 0,010	µg/l	I
Benzo[ghi]perylen	< 0,0020	< 0,0020	µg/l	I
Sum PAH(16) EPA	2,4	0,35	µg/l	s
Kalsium (Ca), filtrert	150	190	mg/l	Ø
Thorium (Th), filtrert	< 0,000010	< 0,000010	mg/l	I
Uran (U), filtrert	0,31	1,1	µg/l	Ø



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway