

Tilførsel av nitrogenforbindelser til resipienter som følge av uomsatt sprengstoff ved konvensjonell tunneldriving

Overvåkning av vannkvalitet i forbindelse med
samferdselsprosjekter i Bergensområdet

Sunniva Fitjar Lunestad

Geologi

Innlevert: mai 2018

Hovedveileder: Bjørn Frengstad, IGP

Medveileder: Anne Kristine Søvik, Multiconsult avdeling vest
Agnieszka Wyspianska, Multiconsult avdeling vest

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Institutt for geovitenskap og petroleum

Sammendrag

Ammoniumnitrat (NH_4NO_3) i uomsatt sprengstoff vil gi nitrogenholdig tunnelvann, samt føre til nitrogenholdig avrenning fra sprengstein. Økte nitrogenkonsentrasjoner i nærliggende vassdrag kan derfor forventes.

I denne masteroppgaven er vannkjemiske data fra overvåkningen av tre ferskvannsresipienter i Bergensområdet vurdert. Haukåsvassdraget var resipient ved bygging av ny E39 Vågsbotnen – Nordre Brurås, og Ulven- og Vinddalsvatnet var resipienter ved bygging ny E39 Svegatjørn – Rådal.

Konsentrasjon av total nitrogen, nitrat, nitritt, ammonium, ammoniakk og total fosfor, samt temperatur, pH og konduktivitet i vannprøver er presentert. I Ulven- og Vinddalsvatnet er konduktivitet og pH også målt kontinuerlig med online logger. Konsentrasjonene av total nitrogen økte under tunneldrivingen og avtok etter endt driveperiode. På tross av lengre driveperiode, avtok nitrogenkonsentrasjonene raskest i Ulvenvatnet. Det forventes at nitrogenkonsentrasjonene i Vinddalsvatnet også vil avta etter endt driveperiode.

Størst bidrag til total nitrogen kom fra nitrat. Bidraget fra ammonium og nitritt var beskjedent og avtok raskt, trolig grunnet avdamping og nitrifikasjon. Ammoniakk regnes som giftig for vannlevende organismer, og konsentrasjonen vil øke med økende pH og temperatur. Bruk av sprøytebetong ved tunnelsikring medfører høyere pH, noe som vil drive likevekten mot ammoniakk. Beregnet ammoniakkskonsentrasjon medførte trolig ikke risiko for akutte toksiske effekter.

Konsentrasjonene av total fosfor i Ulven- og Vinddalsvatnet var lave, og tilført nitrogen bidro derfor trolig ikke til økt risiko for eutrofiering. I Haukåsvassdraget er vurderingen mer usikker grunnet få fosforanalyser. De påviste fosforkonsentrasjonene indikerer likevel en overgang mot en mer eutrof innsjø. Tidligere utførte undersøkelser tyder på at Haukåsvassdraget var næringsrikt, også før anleggsstart. Da nitrogentilførselen fra tunneldrivingen var kortvarig, var bidraget til økt biologisk vekst trolig av mindre betydning enn de mer permanente kildene nært Haukåsvassdraget.

Ved bruk av online logger kan antallet vannprøver reduseres, dataoppløsningen blir bedre og det blir mulig med rask respons ved avvikende måleverdier. Korrelasjonen mellom konduktivitet og konsentrasjon av total nitrogen i vannprøvene fra de tre resipientene er varierende, og online logging av konduktivitet alene kan ikke erstatte analyse av total nitrogen i vannprøver.

Det er forskjeller i vannkvaliteten innad i en resipient, og data fra kun ett punkt er ikke nødvendigvis representativt for hele vannforekomsten. Flere målepunkter og målemetoder vil gi en sikrere vurdering av vannkvaliteten.

Abstract

Ammonium nitrate (NH_4NO_3) in unreacted explosives is known to give nitrogenous tunnelling water, as well as nitrogenous run-off from excavated material. Increased concentrations of nitrogen compounds to nearby recipients is therefore expected.

The current study included examination of water quality data from three freshwater recipients in the Bergen area. Haukåsvassdraget was the recipient during the construction of E39 Vågsbotnen – Nordre Brurås, and Ulvenvatnet and Vinddalsvatnet were recipients during the construction of E39 Svegatjørn – Rådal.

The concentration of total nitrogen, nitrate, nitrite, ammonium, ammonia and total phosphorus, as well as temperature, pH and conductivity in the analysed water samples are presented. Continuous measurement of conductivity and pH by an online logger in Ulvenvatnet and Vinddalsvatnet are also discussed. The concentration of total nitrogen increased during the tunnelling and declined after termination. Despite a longer period of tunnelling, the decline was more prominent in Ulvenvatnet. The nitrogen concentrations in Vinddalsvatnet is expected to decline after the operating period has terminated.

Nitrate gave the highest contribution to the concentration of total nitrogen. The concentrations of ammonium and nitrite was modest and declined rapidly, possibly due to evaporation and nitrification. Ammonia is regarded as poisonous for water living organisms, and the concentration will increase with increasing pH and water temperatures. The application of shotcrete entails high pH-values, and the equilibrium will shift towards ammonia. Calculated ammonia concentrations were probably not representing a significant risk of acute toxicity.

The concentrations of phosphorus were low in Ulvenvatnet and Vinddalsvatnet, and thus the nitrogen supply was probably not contributing to eutrophication. The number of water samples from Haukåsvassdraget analysed for phosphorous was limited, and the evaluation of risk of eutrophication is therefore less certain. The concentrations were however indicating a more eutrophic lake. Other studies argue that the nutrient levels in Haukåsvassdraget were high also prior to the tunnelling. As the tunnelling was not a permanent source of nitrogen, it is likely that the contribution to eutrophication was of less significance than other and more permanent activities close to the recipient.

The utilization of continuous monitoring will reduce the number of water samples needed, the data resolution is better and will enable a quick response if measured values are exceeding certain limits. Correlation between conductivity and concentration of total nitrogen in the water samples was ambiguous, and real-time measurements of conductivity cannot completely replace analysis of total nitrogen. Water quality differs within a water body, and data collected from a single point may not be sufficient when determining the water quality

of an entire water body. Data collected from several points, and with different methods, will give a better assessment of the water quality in a recipient.

Forord

“Sola dosis facit venenum”

Oversatt fra latin betyr sitatet: «Bare dosering avgjør giften». Sitatet stammer fra den sveitsiske naturforskeren og grunnleggeren av medisinsk og farmasøytisk kjemi, Philippus Aureolus Theophrastus Bombastus von Hohenheim (1493 – 1541), bedre kjent som Paracelsus. Han regnes i dag som toksikologiens far. Med dette sitatet mente Paracelsus at alt kan være gift, og at ingenting er uten gift. Stoffer som er essensielle for viktige prosesser hos planter og dyr, kan bli giftige så lenge dosen er stor nok. Dette er essensen i min masteroppgave, da nitrogenforbindelser i utgangspunktet danner grunnlaget for biologisk vekst og alt liv, men kan ha negative effekter i vannmiljøet dersom konsentrasjonen blir høy nok.

Denne oppgaven er skrevet høsten 2017 / våren 2018, og er det avsluttende arbeidet i min mastergrad i miljøgeologi ved NTNU. Min hovedveileder ved Institutt for geovitenskap og petroleum ved NTNU har vært Bjørn Frengstad. Masteroppgaven er skrevet i samarbeid med Multiconsult avdeling vest, hvor eksterne veiledere har vært Anne Kristine Søvik og Agnieszka Wyspianska.

Jeg vil rette en spesielt stor takk til Anne Kristine Søvik og Agnieszka Wyspianska. Jeg setter utrolig stor pris på at jeg fikk skrive masteroppgave i samarbeid med dere. Dere har vært til stor hjelp og jeg følte meg alltid velkommen på kontoret. Takk til Statens vegvesen for tillatelse til bruk av data samlet inn i forbindelse med deres samferdselsprosjekter. Takk til Bjørn Frengstad for motiverende samtaler, god veiledning og faglige innspill. Selv om jeg for det meste jobbet i Bergen, var du alltid tilgjengelig på mail og telefon. Takk til Ingeborg Solvang for fine dager i felt. Dere har alle investert tid og innsats for å hjelpe meg gjennom oppgaveskrivingen, tusen hjertelig takk!

Takk også til Bjørge Brattli (IGP) og Rolf Tore Ottesen (NGU), som gjennom engasjerende forelesninger har formet min interesse for miljøgeologi. Til slutt vil jeg takke medstudenter ved NTNU for 5 fine år. Til tross for vanskelige øvinger, harde eksamensperioder og seige dager i felt, vil jeg takket være dere se tilbake på tiden i Trondheim som en fantastisk fin tid!

Sunniva Fitjar Lunestad

Bergen, mai 2018

Litteratursøk

NTNU bruker mye ressurser på å gi tilgang til databaser, litteratur og tidsskrifter til bruk for studenter og ansatte. Ved å bruke databasene som tilbys av NTNU, får man tilgang til kvalitetssikret vitenskapelig informasjon. Personer med vitenskapelig bakgrunn evaluerer og bedømmer om litteraturen har den faglige tyngden som kreves for å inngå i de individuelle fagdatabasene. Sammenlignet med søkemotorer som Google, blir behovet for evaluering av kvalitet og pålitelighet av kilden ikke like nødvendig dersom det søkes i databasene NTNU tilbyr. Tilgjengelighet av slike databaser har revolusjonert måten man får tak i vitenskapelig litteratur på, og sluttproduktet på avhandlinger har mer faglig tyngde og blir av en bedre kvalitet enn tidligere (pers. meddelelse Storleer (2017)).

I forkant av litteratursøket i forbindelse med min master, deltok jeg på EndNote- og litteratursøkekurs i regi av Universitetsbiblioteket i Trondheim. Dette ble gjort for å få et overblikk over tilgjengelig informasjon og hvilke fagområder som dekkes av tilgjengelige databaser. Dette har vist seg å være svært nyttig, da det i løpet av oppgaveskrivingen har vært høyst nødvendig med søk i ulike databaser for å finne relevant litteratur.

Primært er databasen *Oria* (<http://www.oria.no/>) benyttet som søkemotor ved litteratursøk. *Oria* er en tjeneste som benyttes i hele verden, og i Norge benytter alle universitets- og høgskolebiblioteker dette systemet. *Oria* inneholder lokale biblioteksdata, samt digitale databaser og tidsskrifter som NTNU abonnerer på (pers. meddelelse Storleer (2017)).

Det er lett å «drukne» i antall treff når man søker etter litteratur, og det er derfor gunstig å avgrense søket ved å benytte ulike funksjoner som søkemotoren tilbyr. I *Oria* kan søket begrenses ved å velge hvilke ord som skal inkluderes, samt om ordet skal ha en spesiell plassering (f.eks. tittelen). En gitt sammensetning av ord kan også spesifiseres. Dersom søket gir for få treff, er det være lurt å søke både på norsk og engelsk, samt i synonymer.

Rapporter fra rådgivere som Multiconsult, COWI og Norconsult har i stor grad blitt lest som litteratur i denne masteroppgaven, særlig for informasjon om vannkvalitetsovervåkning i forbindelse med de aktuelle samferdselsprosjektene. Rapporter fra NIVA, Rådgivende biologier, kommunen, samt aktuelle veiledere fra Miljødirektoratet har vært nyttige. Disse rapportene er ikke alltid å finne i databaser som NTNU tilbyr, men har gjennomgått intern kvalitetssikring.

Nettsiden til Statens vegvesen har blitt mye benyttet, særlig for tilgang på SVV Håndbøker. Se SVV sin nettside: <https://www.vegvesen.no/fag/publikasjoner/Handboker/handboker-etter->

hovedtema. Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk (NFF) tilbyr også nyttige håndbøker, se <http://nff.no/publikasjoner/handboker/>. Ellers er kartbaserte databaser som Vann-nett (<https://vann-nett.no/portal/>) og NEVINA: Nedbørfelt-Vannføring-INdeks-Analyse (<http://nevina.nve.no/>), samt karttjenester fra NGU benyttet for å finne informasjon som ikke er tilgjengelig via *Oria*. Det har også vært nyttig å ta direkte kontakt med fagpersoner ved NTNU og andre organisasjoner dersom informasjonen som foreligger er begrenset eller utilstrekkelig.

For sitering er referanseapplikasjonen EndNote benyttet. Det har vært nyttig å bruke EndNote-funksjonen i de ulike databasene. Funksjonen gjør det mulig å sende en ferdig utfylt referanse fra den nettbaserte databasen og til EndNote. Slik unngås skrivefeil og manuell oppretting av referanser. EndNote er kompatibelt med Word, og forenkler prosedyren med korrekt sitering. EndNote er også nyttig for å samle litteratur på en plattform. I EndNote kan litteraturen organiseres i ulike mapper, samt at gjennomgang og notering kan gjøres direkte i det digitale dokumentet. EndNote sparer deg selv og miljøet for unødvendig mye papirutskrift.

Innholdsfortegnelse

SAMMENDRAG	I
ABSTRACT	II
FORORD	IV
LITTERATURSØK	V
FIGURLISTE.....	X
TABELLISTE.....	XIII
1 INNLEDNING	1
1.1 BAKGRUNN FOR OPPGAVEN	1
1.2 TEMA OPPGAVEN BEHANDLER	1
1.3 MÅL MED OPPGAVEN	3
2 PROSESSER I VANN OG VASSDRAG I NORGE	4
2.1 DET HYDROLOGISKE KRETSLØP – VANNETS REISE GJENNOM TOPOGRAFIEN	4
2.2 VANN – ET GODT LØSEMIDDEL	5
2.3 SYKLUSER OG PROSESSER I VANN OG VASSDRAG	6
2.4 NITROGENSYKLUS - NITROGEN SOM FORUTSETNING FOR BIOLOGISK VEKST.....	7
3 FAKTORER SOM PÅVIRKER VANNKVALITETEN I VANN OG VASSDRAG	11
3.1 NATURTILSTANDEN I VANN OG VASSDRAG	11
3.2 LOKAL ANTROPOGEN TILFØRSEL.....	11
3.3 LANGTRANSPORTERT TILFØRSEL.....	12
3.4 TYPE FORURENSNING: PUNKTKILDE VS. DIFFUS FORURENSNING.....	12
3.5 AKUTTE OG KRONISKE EFFEKTER AV FORURENSNING.....	13
4 EUS VANNRAMMEDIREKTIV OG VANNFORSKRIFTEN.....	15
4.1 FASTSETTELSE AV ØKOLOGISK TILSTAND	16
4.2 FASTSETTELSE AV KJEMISK TILSTAND.....	17
5 UTSLIPPSTILLTELSE FRA FORURENSNINGSMYNDIGHET IFB. ANLEGG SARBEIDER	20
6 KONVENSJONELL TUNNELDRIVING OG POTENSIELLE MILJØPROBLEMER.....	21
6.1 KONVENSJONELL TUNNELDRIVING OG ULIKE SPRENGSTOFFTYPER.....	21
6.2 RESTER AV UOMSATT SPRENGSTOFF	22
6.3 VANN I TUNNEL OG RENSING AV TUNNELVANN.....	23
6.4 GJENBRUK OG DEPONERING AV SPRENGSTEIN	25
6.5 POTENSIELLE MILJØUTFORDRINGER	26
6.5.1 <i>Eutrofiering – økt biologisk vekst</i>	<i>26</i>
6.5.2 <i>Ammoniakkdannelse – pH og temperatur styrende faktorer.....</i>	<i>28</i>
6.5.3 <i>Effekter hos fisk ved endring i pH-verdi.....</i>	<i>30</i>
6.5.4 <i>Hydromorfologiske endringer som følge av vei- og tunnelbygging</i>	<i>31</i>

7	VEIPROSJEKTET E39 VÅGSBOTN – NORDRE BRURÅS	32
7.1	BESKRIVELSE AV VEIPROSJEKTET E39 VÅGSBOTN – NORDRE BRURÅS.....	32
7.2	BESKRIVELSE AV HAUKÅSVASSDRAGET OG OMKRINGLIGGENDE OMRÅDE	33
7.3	MULIGE KILDER TIL NITROGENFORBINDELSER VED HAUKÅSVASSDRAGET	38
7.4	NÆRMERE BESKRIVELSE AV VEIPROSJEKTET E39 VÅGSBOTN – NORDRE BRURÅS VED HAUKÅSVASSDRAGET	39
7.5	GRENSEVERDIER I UTSLIPPSTILLATELSEN FRA FYLKESMANNEN.....	41
7.6	IVERKSATTE TILTAK FOR Å ETTERKOMME SATTE GRENSEVERDIER I INDRE KIPEVATN.....	42
8	OVERVÅKNINGSPROGRAM FOR RESIPIENTER I HAUKÅSVASSDRAGET	45
9	VEIPROSJEKTET E39 SVEGATJØRN – RÅDAL.....	47
9.1	BESKRIVELSE AV VEIPROSJEKTET E39 SVEGATJØRN – RÅDAL.....	47
9.2	BESKRIVELSE AV RESIPIENTENE ULVENVATNET OG VINDDALSVATNET OG OMKRINGLIGGENDE OMRÅDER ...	48
9.3	MULIGE KILDER TIL NITROGENFORBINDELSER VED ULVENVATNET OG VINDDALSVATNET	56
9.4	NÆRMERE BESKRIVELSE AV VEIPROSJEKTET E39 SVEGATJØRN - RÅDAL VED ULVEN- OG VINDDALSVATNET	56
9.5	GRENSEVERDIER I UTSLIPPSTILLATELSEN FRA FYLKESMANNEN.....	63
9.6	IVERKSATTE TILTAK FOR Å ETTERKOMME SATTE GRENSEVERDIER I ULVEN- OG VINDDALSVATNET.....	64
10	OVERVÅKNINGSPROGRAM FOR RESIPIENTENE ULVENVATNET OG VINDDALSVATNET	66
10.1	OVERVÅKNING V/ VANNPRØVETAKING	66
10.1.1	<i>Prøvetaking i november 2017 og februar 2018.....</i>	<i>66</i>
10.2	KONTINUERLIG VANNOVERVÅKNING M/ ONLINE LOGGER	73
11	RESULTATER - VANNKVALITETSOVERVÅKNING	76
11.1	BEARBEIDING AV DATA.....	76
11.2	RESULTATER - VANNKVALITETSOVERVÅKNING: ØVRE DEL AV HAUKÅSVASSDRAGET.....	77
11.2.1	<i>Nedbørslogg målestasjon 50810 – ÅSANE og 50540 BERGEN - FLORIDA.....</i>	<i>77</i>
11.2.2	<i>Total nitrogen i øvre del av Haukåsvassdraget</i>	<i>79</i>
11.2.3	<i>Total nitrogen, nitrat, nitritt og ammonium i sørlige del av Indre Kipevatn</i>	<i>81</i>
11.2.4	<i>Beregnet konsentrasjon av ammoniakk i sørlige del av Indre Kipevatn.....</i>	<i>82</i>
11.2.5	<i>Total nitrogen og konduktivitet i sørlige del av Indre Kipevatn</i>	<i>84</i>
11.2.6	<i>Total fosfor i øvre del av Haukåsvassdraget</i>	<i>85</i>
11.3	RESULTATER - VANNKVALITETSOVERVÅKNING: ULVEN- OG VINDDALSVATNET	88
11.3.1	<i>Nedbørslogg målestasjon 50450 FANA – STEND</i>	<i>88</i>
11.3.2	<i>pH og konduktivitetsverdier fra online logger i Ulven- og Vinddalsvatnet</i>	<i>90</i>
11.3.3	<i>Data fra online logger vs. data fra vannprøver i Ulven- og Vinddalsvatnet.....</i>	<i>93</i>
11.3.4	<i>Total nitrogen, nitrat, nitritt og ammonium i Ulven- og Vinddalsvatnet</i>	<i>98</i>
11.3.5	<i>Beregnet konsentrasjon av ammoniakk i Ulven- og Vinddalsvatnet.....</i>	<i>100</i>
11.3.6	<i>Total nitrogen og konduktivitet i Ulven – og Vinddalsvatnet.....</i>	<i>103</i>
11.3.7	<i>Totalt fosfor i Ulven- og Vinddalsvatnet.....</i>	<i>106</i>
12	DISKUSJON – VANNKVALITETSOVERVÅKNING	109
12.1	NITROGENFORBINDELSER I DE UNDERSØKTE RESIPIENTENE	109
12.1.1	<i>Total nitrogen i øvre del av Haukåsvassdraget</i>	<i>109</i>

12.1.2	<i>Total nitrogen, nitrat, nitritt og ammonium</i>	109
12.1.2.1	<i>Sørlige del av Indre Kipevatn</i>	109
12.1.2.2	<i>Ulvenvatnet</i>	110
12.1.2.3	<i>Vinddalsvatnet</i>	111
12.1.2.4	<i>Sammenligning av de tre resipientene</i>	112
12.2	KORTSIKTIG PÅVIRKNING: AMMONIAKKDANNELSE	115
12.2.1	<i>Sørlige del av Indre Kipevatn</i>	115
12.2.2	<i>Ulven- og Vinddalsvatnet</i>	116
12.2.3	<i>Annen litteratur – ammoniakkdannelse og pH-justering</i>	118
12.3	LANGSIKTIG PÅVIRKNING: EUTROFIERING	118
12.3.1	<i>Øvre del av Haukåsvassdraget</i>	118
12.3.2	<i>Ulven- og Vinddalsvatnet</i>	120
12.4	OVERVÅKNINGSPROGRAM	121
12.4.1	<i>Prøvetetthet og antall prøvepunkt</i>	121
12.4.2	<i>Online logging vs. vannprøvetaking</i>	123
12.4.3	<i>Online logging som erstatning for vannprøvetaking</i>	124
13	KONKLUSJON – VANNKVALITETSOVERVÅKNING	127
14	ANBEFALINGER OG FORSLAG TIL VIDERE ARBEID	130
	REFERANSELISTE	132
	VEDLEGG	XIV
	VEDLEGG A-1: OPPGAVETEKST FRA MULTICONSULT	XIV
	VEDLEGG A-2: OVERSIKTSTEGNING – EIKÅSTUNNELEN.....	XVI
	VEDLEGG A-3: PLANTEGNING – SVEGATJØRN.....	XVII
	VEDLEGG A-4: PLANTEGNING – ENDELAUSMARKA	XVIII
	VEDLEGG B-1: VANN-NETT PORTAL – HAUKÅSVASSDRAGET	XIX
	VEDLEGG B-2: VANN-NETT PORTAL – HAUKÅSVATNET.....	XXIII
	VEDLEGG B-3: VANN-NETT PORTAL - ULVENVATNET.....	XXVI
	VEDLEGG B-4: VANN-NETT PORTAL - VINDDALSVATNET	XXIX
	VEDLEGG B-5: NEDBØRSFELT – HAUKÅSVASSDRAGET	XXXII
	VEDLEGG B-6: NEDBØRSFELT – ØVRE DEL AV HAUKÅSVASSDRAGET	XXXIII
	VEDLEGG B-7: NEDBØRSFELT – ULVENVATNET	XXXIV
	VEDLEGG B-8: NEDBØRSFELT – VINDDALSVATNET	XXXV
	VEDLEGG C-1: NEDBØRSDATA – 50810 – ÅSANE OG 50540 BERGEN – FLORIDA (HAUKÅSVASSDRAGET). XXXVI	
	VEDLEGG C-2: TEMPERATUR –50540 BERGEN – FLORIDA	XXXVII
	VEDLEGG C-3: NEDBØRSDATA – 50450 FANA – STEND (ULVEN- OG VINDDALSVATNET).....	XXXVIII
	VEDLEGG C-4: ANALYSERESULTATER – ØVRE DEL AV HAUKÅSVASSDRAGET	XXXIX
	VEDLEGG C-5: ANALYSERESULTATER – ULVENVATNET	XLIII
	VEDLEGG C-6: ANALYSERESULTATER – VINDDALSVATNET	XLIV
	VEDLEGG C-7: AMMONIAKKBREGNING – SØRLIGE DEL AV INDRE KIPEVATN	XLV
	VEDLEGG C-8: AMMONIAKKBREGNING – ULVENVATNET	XLVI
	VEDLEGG C-9: AMMONIAKKBREGNING – VINDDALSVATNET	XLVII
	VEDLEGG C-10: KONTINUERLIG LOGGDATA – ULVENVATNET OG VINDDALSVATNET	XLVIII

Figurliste

Forsidebilde: Prøvetaking ved Hordnesskogen. Foto: Ingeborg Solvang, 15.11.2017.

Figur 2.1: Skjematisk fremstilling av det hydrologiske kretsløp.	4
Figur 2.2: Grunnvannsspeilet følger topografien.....	5
Figur 2.3: Endring i nitrogenforbindelser i vann over tid under aerobe forhold.....	9
Figur 2.4: Forenklet nitrogensyklus i vann og samspill med luft og land.	10
Figur 3.1: Skjematisk fremstilling av hvordan en forurensning både kan gi akutte og kroniske effekter som følge av spredning fra kilden	14
Figur 4.1: Miljøsmål for kjemisk tilstand i overflatevann.	18
Figur 6.1: Eksempel på boring i fjell med borerigg.	24
Figur 6.2: Prosentvis forhold mellom ammoniakk (NH_3) og total ammonium ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$) i ferskvann	29
Figur 7.1: Geografisk plassering av E39 mellom Bergen og Nordhordland.	32
Figur 7.2: Geografisk beliggenhet av Haukåsvassdraget.	33
Figur 7.3: Berggrunnskart for området rundt Haukåsvassdraget.....	34
Figur 7.4: Løsmassekart for området rundt Haukåsvassdraget.....	35
Figur 7.5: Kart over nedbørsfeltet til øvre del av Haukåsvassdraget.....	36
Figur 7.6: Oversiktsbilde over aktiviteter rundt øvre del av Haukåsvassdraget.....	38
Figur 7.7: Flyfoto over området tatt før anleggsstart ved Haukåsvassdraget.....	39
Figur 7.8: Flyfoto over området etter ferdigstilt veianlegg ved Haukåsvassdraget.	40
Figur 7.9: Midlertidig lagret sprengstein utenfor østre påhugg av Eikåstunnelen.....	41
Figur 7.10: Omtrentlig plassering av siltgardiner i sørlige del av Indre Kipevatn	43
Figur 7.11: Oversikt over ferdigstilt veitrasé ved Haukåsvassdraget.....	44
Figur 8.1: Oversikt over vannprøvepunkt 1-6 for vannprøvetaking i øvre del av Haukåsvassdraget.....	46
Figur 9.1: Oversiktsbilde over planlagt veianlegg mellom Os og Rådal.....	48
Figur 9.2: Geografisk beliggenhet av Ulven- og Vinddalsvatnet.....	49
Figur 9.3: Berggrunnskart for deler av Os kommune.	50
Figur 9.4: Løsmassekart for deler av Os kommune.	51
Figur 9.5: Kart over nedbørsfeltet til Ulvenvatnet.....	52
Figur 9.6: Kart over nedbørsfeltet til Vinddalsvatnet	53
Figur 9.7: Oversiktskart over aktiviteter rundt Ulven- og Vinddalsvatnet.....	55

Figur 9.8: Oversiktsbilde med inntegnet ferdig veianlegg sett fra innløpet til Skogafjellstunnelen.	57
Figur 9.9: Oversikt over fremdrift ved Svegatjørn pr. juli 2017.	58
Figur 9.10: Ferdig utsprengt Skogafjellstunnel pr. mars 2017.	59
Figur 9.11: Oversiktsbilde med inntegnet ferdig veianlegg i Endelausmarka.	60
Figur 9.12: Oversikt over fremdrift i Endelausmarka pr. juli 2017.	61
Figur 9.13: Fremdrift i Lyshorntunnelen pr. januar 2018.	61
Figur 9.14: Siltgardin installert nordøst i Ulvenvatnet.	64
Figur 9.15: Siltgardin installert sør i Vinndalsvatnet.	65
Figur 10.1: Plassering av prøvepunkt i Teinevika nordøst i Ulvenvatnet.	67
Figur 10.2: Plassering av prøvepunkt sør i Vinndalsvatnet.	68
Figur 10.3: Benyttet utstyr for vannprøvetaking.	69
Figur 10.4: Oversikt over beholdere for prøvetaking.	70
Figur 10.5: Eksempel på gjennomføring av prøvetaking av overflatevann.	71
Figur 10.6: Utstyr for kontinuerlig overvåking av vannkvalitet med online logger, samt plassering av logger i Ulvenvatnet.	74
Figur 10.7: Plassering av online logger i Vinndalsvatnet.	75
Figur 11.1: Månedsnedbør og månedsnormal fra målestasjon 50540 BERGEN – FLORIDA, samt månedsnedbør fra målestasjon 50810 – ÅSANE.	78
Figur 11.2: Konsentrasjon av total nitrogen fra fire vannprøvepunkter i Haukåsvassdraget.	79
Figur 11.3: Konsentrasjon av nitrogenforbindelser i sørlige del av Indre Kipevatn.	81
Figur 11.4: Beregnet konsentrasjon av ammoniakk i sørlige del av Indre Kipevatn.	83
Figur 11.5: Konsentrasjon av total nitrogen og konduktivitet i sørlige del av Indre Kipevatn.	84
Figur 11.6: Korrelasjon mellom total nitrogen og konduktivitet i sørlige del av Indre Kipevatn.	85
Figur 11.7: Konsentrasjon av total fosfor fra fire vannprøvepunkter i Haukåsvassdraget.	86
Figur 11.8: Månedsnedbør og månedsnormaler ved målestasjon 50450 FANA – STEND.	89
Figur 11.9: pH i Ulvenvatnet målt med online logger.	90
Figur 11.10: Konduktivitet i Ulvenvatnet målt med online logger.	91
Figur 11.11: pH i Vinndalsvatnet målt med online logger.	92
Figur 11.12: Konduktivitet i Vinndalsvatnet målt med online logger.	93
Figur 11.13: Sammenstilling av pH-verdier målt med online logger og pH-verdier målt i vannprøver fra Ulvenvatnet.	94

Figur 11.14: Sammenstilling av konduktivitetsverdier målt med online logger og i vannprøver fra Ulvenvatnet.....	95
Figur 11.15: Sammenstilling av pH-verdier målt med online logger og pH-verdier målt i vannprøver fra Vinddalsvatnet	96
Figur 11.16: Sammenstilling av konduktivitetsverdier målt med online logger og i vannprøver fra Vinddalsvatnet	97
Figur 11.17: Konsentrasjon av nitrogenforbindelser i Ulvenvatnet	98
Figur 11.18: Konsentrasjon av nitrogenforbindelser i Vinddalsvatnet	99
Figur 11.19: Beregnet konsentrasjon av ammoniakk i Ulvenvatnet.....	101
Figur 11.20: Beregnet konsentrasjon av ammoniakk i Vinddalsvatnet	102
Figur 11.21: Konsentrasjon av total nitrogen og konduktivitet i Ulvenvatnet	103
Figur 11.22: Korrelasjon mellom total nitrogen og konduktivitet i Ulvenvatnet	104
Figur 11.23: Konsentrasjon av total nitrogen og konduktivitet i Vinddalsvatnet.....	105
Figur 11.24: Korrelasjon mellom total nitrogen og konduktivitet i Vinddalsvatnet.....	106
Figur 11.25: Konsentrasjon av total fosfor i Ulvenvatnet	107
Figur 11.26: Konsentrasjon av total fosfor i Vinddalsvatnet	108

Tabelliste

Tabell 4-1: Klasser for økologisk tilstand	17
Tabell 4-2: Klassifiseringssystem for vann og sediment.	18
Tabell 6-1: Vurdering av effekter på fisk som følge av pH-verdi.	30
Tabell 7-1: Grenseverdier for tunnelvann som slippes til Indre Kipevatn under driving av Eikåstunnelen.	42
Tabell 9-1: Oversikt over totalt volum utsprengt masse fra Skogafjellstunnelen, og utsprengt masse i Lyshorntunnelen til og med desember 2017.	62
Tabell 9-2: Oversikt over beregnet mengde sprengstoff benyttet i Skogafjells- og Lyshorntunnelen, mengde uomsatt sprengstoff, samt mengde uomsatte nitrogenforbindelser	63
Tabell 9-3: Grenseverdier for vann som overføres ved naturlig avrenning eller ved pumping fra Svegatjørn til Ulvenvatnet, samt fra Kvernatjørna til Vinddalsvatnet.	64
Tabell 10-1: Analyserte parametre i vannprøver fra Ulven- og Vinddalsvatnet.	72
Tabell 10-2: Oversikt over metodekode og metodenavn for analyserte parametre	72
Tabell 11-1: Oversikt over årsnedbør ved målestasjon 50540 BERGEN – FLORIDA og 50810 – ÅSANE	77
Tabell 11-2: Tilstandsklasser for total nitrogen i elver og innsjøer.	80
Tabell 11-3: Tilstandsklasser for total fosfor i innsjøer.	86
Tabell 11-4: Oversikt over årsnedbør ved målestasjon 50450 FANA – STEND	88

1 Innledning

1.1 Bakgrunn for oppgaven

Gjennom EØS-avtalen har Norge sluttet seg til EU sitt Vannrammedirektiv. Vannrammedirektivet ble implementert i norsk lov i 2007 som Vannforskriften. Målet med Vanddirektivet er å samordne kartlegging og forvaltning av vannforekomster i Europa. Dette gjøres for å sikre fremtidig kvalitet av kystvann, innsjøer, elver og grunnvann. I den forbindelse er det satt mål om at alle naturlige vannforekomster skal ha minst *god* kjemisk og økologisk tilstand innen 2021 (*Standard miljømål*). Det er satt mål om at de vannforekomstene som avviker fra naturtilstanden skal tilbakeføres til naturtilstanden gjennom iverksettelse av tiltak.

I Norge er det i dag om lag 800 km med veitunnel, fordelt på mer enn 1000 tunneler. Hvert år bygges det omlag 20-30 km ny tunnel, og antallet nye tunneller vil trolig øke i tiden fremover (Meland, 2012; Ilestad, 2007). Den vanligste metoden i Norge er konvensjonell driving hvor det nyttes sprengstoff bestående av nitrogenforbindelser (Weideborg et al., 2009). Høye fjell og dype daler gjør at utbygging og vedlikehold av vei og tunnel i Norge ofte utføres i nærheten av vassdrag.

Det regnes ofte med 7 – 15 % uomsatt sprengstoff ved konvensjonell tunneldriving, og dette vil kunne tilføres nærliggende vannforekomster via utslipp av nitrogenholdig tunnelvann og avrenning fra deponert sprengstein (Weideborg et al., 2009; Vikan, 2013). Slik vil bygging av nye veier og tunneler, samt oppgradering av eksisterende veier, kunne påvirke vannkvaliteten i nærliggende vassdrag. Sammen med andre kilder til nitrogen fra næringsområder, jordbruksarealer og kloakk, vil belastningen kunne overstige grenseverdier for god vannkvalitet. Selv om vi i Norge gjennomgående har god kvalitet på ferskvann, samt rikelig tilgang, er det viktig å betrakte vann som en dyrebar ressurs som må bevares for fremtiden.

I forbindelse med samferdselsprosjekter i Bergensområdet har Multiconsult flere oppdrag knyttet til overvåking av vannkvalitet i en rekke vann og vassdrag. Vannkvalitetsovervåking muliggjør rask iverksettelse av tiltak for å minimere påvirkning fra vei- og tunnelbygging på nærliggende vassdrag, samt for å dokumentere at fastsatte utslippskrav ikke overskrides. Denne masteroppgaven tar for seg problematikk knyttet til forurensningskilder og tiltak på lokalt plan, prøvetakingsmetodikk og vannkvalitet i berørte resipienter.

1.2 Tema oppgaven behandler

Oppgaven tar for seg overvåking av vannkvalitet i utvalgte vassdrag i Bergensområdet, med særlig fokus på mulige effekter av tilførte nitrogenforbindelser fra uomsatt sprengstoff ved driving av tunnel. Generering av nitrogenholdig tunnelvann og nitrogenholdig avrenning fra

deponert sprengstein, som følge av uomsatt sprengstoff ved konvensjonell drivemetode, blir beskrevet. Overvåkning av vannkvalitet gjør det mulig å undersøke om vassdragene er påvirket av nitrogenforbindelser i konsentrasjoner som kan gi miljømessige utfordringer for vannlevende organismer.

Prosesser som påvirker den naturlige vannkvaliteten i overflate- og grunnvann, samt hvordan antropogen forurensning påvirker vannkvaliteten blir presentert. Den naturlige nitrogensyklusen, samt antropogene kilder til nitrogenforbindelser blir beskrevet. Mulige miljømessige utfordringer ved tunneldriving nært vassdrag, som eutrofiering, pH-endring, dannelse av ammoniakk og akutt toksisitet er diskutert. Regelverk og retningslinjer som benyttes i forbindelse med vannkvalitetsovervåkning er presentert.

Multiconsult har bidratt med eksisterende data fra to samferdselsprosjekter i Bergensområdet, der totalt tre resipienter er undersøkt nærmere. Undertegnede har deltatt på vannprøvetaking i to av disse resipientene. Undersøkte resipienter omfatter:

- 1) Øvre del av Haukåsvassdraget (E39 Vågsbotn - Nordre Brurås, avsluttet)
- 2) Ulvenvatnet, en del av Osvassdraget (E39 Svegatjørn – Rådal, pågående)
- 3) Vinddalsvatnet, en del av Osvassdraget (E39 Svegatjørn – Rådal, pågående)

Samferdselsprosjektet E39 Vågsbotn - Nordre Brurås er avsluttet, og sørlige del av Indre Kipevatn (Haukåsvassdraget) var resipient for tunnelvannet under drivingen av Eikåstunnelen. Sprengsteinsmasser ble benyttet til utfylling langs vassdraget for utbedring av eksisterende vei, og til bygging av nye E39. Analyseresultater fra vannprøver tatt før, under og etter anleggsarbeidet er vurdert.

Samferdselsprosjektet E39 Svegatjørn – Rådal vil etter planen stå ferdig i 2022. Ulven- og Vinddalsvatnet har vært og er fremdeles resipient for tunnelvannet under driving av Skogafjells- og Lyshorntunnelen. Sprengstein er deponert nært resipientene. Analyseresultater for vannprøver tatt før anleggsstart og frem til februar 2018 er inkludert i oppgaven. Etter pålegg fra Statens Vegvesen, er det også installert online logger for kontinuerlig vannkvalitetsovervåkning i Ulven- og Vinddalsvatnet. Utvalgte data fra den kontinuerlige overvåkingen er inkludert i oppgaven.

1.3 Mål med oppgaven

Det overordnede målet med oppgaven er å undersøke hvordan nitrogenholdig avrenning fra sprengnings- og anleggsarbeid påvirker nærliggende vassdrag, både på kort og eventuell lang sikt.

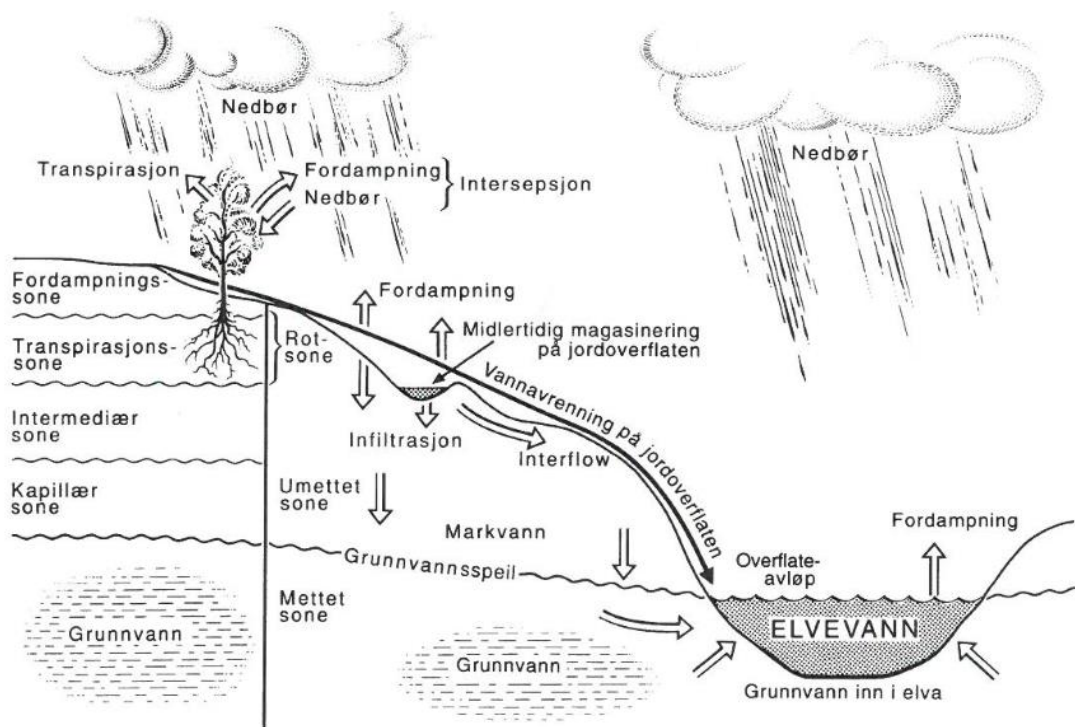
Delmål for oppgaven er:

- Undersøke grad av eventuell overskridelse av grenseverdier for tilstandsklasser for total nitrogen og total fosfor beskrevet i veileder 02:2013.
- Undersøke grad av eventuell overskridelse av fastsatte grenseverdier fra fylkesmannen.
- Undersøke hvordan den kjemiske sammensetningen av nitrogenforbindelser i vann endres over tid.
- Undersøke risiko for økt biologisk vekst og eutrofiering.
- Undersøke om utførte tiltak for å redusere forurensning av resipientene er tilstrekkelig effektive, med særlig vekt på ammoniakkdannelse.
- Sammenligne data fra analyserte vannprøver med kontinuerlig vannkvalitetsdata.
- Undersøke om konduktivitetsmåling med online logger kan erstatte analyse av total nitrogen i vannprøver.
- Vurdere om utført miljøovervåkning er tilstrekkelig, eller om andre fremgangsmåter bør vurderes.
- Få innblikk i hvordan en miljøgeolog hos Multiconsult arbeider.
- Få kjennskap til rutiner ved vannkvalitetsovervåkning, både gjennom vannprøvetaking og bruk av kontinuerlig overvåkning med online logger, men også tolking og bearbeiding av data.

2 Prosesser i vann og vassdrag i Norge

2.1 Det hydrologiske kretsløp – vannets reise gjennom topografien

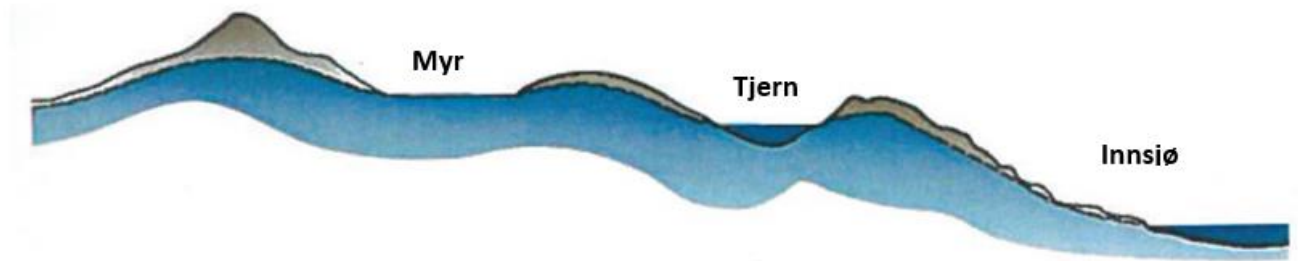
Vannet på jordkloden er hele tiden i bevegelse og forandrer stadig form og romlig plassering (USGS, 2016). Denne prosessen kalles *det hydrologiske kretsløpet*, hvor solenergi driver en kontinuerlig overføring av vann fra hav til land, og tilbake til havet igjen (Tollan, 2016). Skjematisk fremstilling av *det hydrologiske kretsløpet* er vist i **Figur 2.1**.



Figur 2.1: Skjematisk fremstilling av det hydrologiske kretsløp. Etter Økland og Økland (1998).

I hydrologien snakkes det ofte om dreneringsområde eller nedbørsfelt. Et nedbørsfelt er det området som naturlig drenerer mot et utløp, og som er adskilt fra andre dreneringsområder av topografiske vannskillinger. Når nedbøren kommer ned i et nedbørsfelt, vil den kunne magasineres (lagres) som is eller snø, eller starte ferden mot havet. På ferden mot havet, vil en del av vannet renne på overflaten som elver og bekker mot innsjøer, tjern og hav (Brattli, 2009). Overflatevann er betegnelsen for vann som befinner seg på jordens overflate (Økland og Økland, 1998). Overflatevann vil kunne fordampe og tilbakeføres til atmosfæren, eller infiltrere i bakken. Ved infiltrasjon vil vannet perkolere gjennom en umettet sone hvor porerommet i jordarten eller løsmassen, eller i sprekkesystemer i et bergmassiv, er delvis fylt med vann, og videre ned mot en mettet sone. I mettet sone er alt porerom eller sprekker vannfylte. Andelen vann som infiltreres i bakken kalles grunnvann, der grensen mellom den

mettede og umettede sonen kalles grunnvannsspeilet. Som vist i **Figur 2.2**, følger grunnvannsspeilet typisk topografien og kommer frem i dagen som tjern, innsjøer og myrer i forsenkninger i terrenget. Grunnet et relativt fuktig klima, vil grunnvannsspeilet i Norge ligge bare noen få meter under overflaten. (Brattli, 2009).



Figur 2.2: Grunnvannsspeilet følger topografien. Modifisert etter Brattli (2009).

Et reservoar, f.eks. et tjern eller en innsjø, har ved et gitt tidspunkt et visst volum vann. Innstrømningen til reservoaret skjer via synlig overflateavrenning (elver, bekker osv.), nedbør direkte i reservoaret og via tilførsel fra grunnvannet. Samtidig skjer det en utstrømning fra reservoaret via elver, fordampning og mulig tilførsel til grunnvannet. Vannstanden i et vannreservoar vil stige eller synke avhengig av forholdet mellom innstrømning og utstrømning (Brattli, 2009). Vann strømmet mot lavere potensiell energi, og vil til slutt ende i havet. Her vil fordampning igjen gi grunnlag for ny nedbør og *det hydrologiske kretsløpet* gjentar seg (Brattli, 2009; Økland og Økland, 1998).

2.2 Vann – et godt løsemiddel

Grunnet polariteten i vannmolekylet er vann et meget godt løsemiddel. Ved lang nok virketid vil vann i større eller mindre grad kunne løse opp de fleste substanser. Vannets kjemiske sammensetning endres derfor fra det kommer ned som nedbør, og til det når havet. Den kjemiske endringen av vannet starter allerede når nedbør treffer bakken (Brattli, 2009). På ferden gjennom vegetasjon, jordsmonn, løsmassedecke, langs bergoverflaten og sprekker i berget, vil vann bidra til forvitring, oppløsning og transport av mineralsk materiale. Stoffer som transporteres med vann vil løse seg helt eller delvis, og transporteres som molekyler, ioner, kompleksforbindelser eller i partikkelform (Økland og Økland, 1998). Den kjemiske karakteren på nedbørsavrenning som finner veien til overflate- og grunnvann vil derfor være preget av geologien i nedbørsfeltet (Brattli, 2009; Økland og Økland, 1998).

Bergarter er satt sammen av ulike mineraler, og mineralene har ulik motstandsdyktighet mot forvitring og oppløsning. Mørke jern-magnesiummineraler forvitrer og løses opp raskere enn de lyse og mer stabile mineralene. Mørke mineraler er typisk for silisiumfattige størkningsbergarter (mafisk, ultramafisk), mens lyse mineraler er typiske for silisiumrike størkningsbergarter (felsisk, intermediære) (Brattli, 2009).

Løsmasser er forvittringsprodukter ved langvarig nedbryting og erosjon av massivt berg. Da det er flere flater tilgjengelig for forvittrings- og oppløsningsprosesser i løsmasser, vil ferske løsmasser, forvitre fortere enn selve bergmassivet. Ved langvarig forvitring vil de minst forvittringsbestandige mineralene være løst opp og mulig blitt transportert bort, mens de mer forvittringsbestandige mineralene (kvarts og feltspat) vil bestå (Brattli, 2015). Generelt, vil den lokale berggrunnen bestemme mengde og type løsmasser, og dermed også kjemiske forhold i avrenningsvannet som tilføres en vannforekomst (Økland og Økland, 1998).

I Norge er løsmassedekket relativt tynt. Dette skyldes isbreerosjon under siste istid, hvor is i bevegelse fjernet dypforvitret fjell. I tillegg er berggrunnen preget av *den kaledonske fjellkjedefoldingen*, noe som har gitt harde og omdannede bergarter (Nilsen og Broch, 2012), typisk gneis og granitt som forvitrer relativt sakte (Økland og Økland, 1998). Dette gjør at grunnen i Norge i hovedsak består av hardt grunnfjell som ble eksponert etter isavsmeltingen. De overliggende løsmassene er dannet som et resultat av mekanisk slitasje av underliggende berg i et kjølig klima. Løsmassene kan derfor sees på som umodne og er i liten grad preget av forvittringsprosesser, da tiden etter siste istid geologisk sett er for kort til at den kjemiske forvitringen i nevneverdig grad har klart å angripe den friske bergartsoverflaten. Jordsmonnet i Norge er også relativt tynt (Brattli, 2015).

Mye nedbør bidrar til rask fortykning og utskiftning av vannmassene. I kombinasjon med et tynt jordsmonn og løsmassedekke, samt forvittringsbestandige bergarter, er vannkjemien i norske vann og vassdrag typisk ionefattig med liten grad av oppløste stoffer (Brattli, 2009).

2.3 Sykluser og prosesser i vann og vassdrag

Prosesser i selve vannmassene vil også være med å påvirke vannkvaliteten i vann og vassdrag. Vanntemperatur, oksygeninnhold, konduktivitet, nedbørsmengder og vannføring vil variere mellom de fire årstidene. pH vil kunne ha naturlig variasjon gjennom døgnet og mellom årstidene.

Lavtrykk som dannes i Atlanterhavet og beveger seg nordøstover mot norskekysten, gir økt nedbør på Vestlandet og langs norgeskysten sammenlignet med i innlandet og mot Sverige (Beldring et al., 2002). Om vinteren magasineres snø i fjellene, og om sommeren er evaporasjonen større og planter forbruker mer vann til vekstformål, noe som i begge tilfeller

gir mindre vannføring i norske vassdrag (Brattli, 2009). Snøsmelting på våren og mye nedbør om høsten, gjør at vannføringen i bekker og elver typisk er størst i vår- og høstmånedene (Brattli, 2009). Norske elver har derfor gjerne to flomtopper, én under snøsmeltingen om våren, og én under høstnedbøren (Økland og Økland, 1995).

Sesongvariasjonen i nedbør gir varierende grad av vannutskifting i vann og vassdrag gjennom året. Ved lite nedbør og lav vannføring, vil vannutskiftingen ta lengre tid. Vannet vil ha lengre oppholdstid i vassdraget, også kalt økt retensjonstid (Økland og Økland, 1998). Dette gjør at stoffer som tilføres vannforekomsten vil være tilstede lengre, og muligheten for biologisk opptak, samt sedimentering av stoffer og partikler i vannforekomsten øker. Retensjonstiden i norske vassdrag er typisk størst i vinter- og sommermånedene som følge av at vannutskiftingen da er minst (Økland og Økland, 1998).

Bedre sirkulasjonen i vannmassene om våren og høsten gjør at vannmassene blandes og innholdet av oksygen og salter jevnes ut, samt at temperaturen i innsjøen er jevnere (vår- og høstsirkulasjonen). Om sommeren og vinteren er vannmassene ofte mer stillestående og sjiktninger i vannmassene med ulike temperaturer, konduktivitetsverdier og oksygeninnhold dannes mot dypet (vinter- og sommerstagnasjonen) (Økland og Økland, 1998).

I innsjøer med aktiv fotosyntese, vil pH-verdien kunne variere gjennom døgnet. Ved fotosyntese om dagen vil karbondioksid (CO_2) forbrukes og pH-verdien vil stige (Økland og Økland, 1998). I følge Aarnes (2018), kan pH-verdien stige til verdier mellom 8 og 11 ved sterk fotosyntetisk aktivitet. pH-verdien vil så avta om kvelden og natten grunnet respirasjon og frigjøring av karbondioksid. Ofte er det kraftigst fotosyntese i de øverste vannlagene, og døgnvariasjonen i pH er særlig tydelig om sommeren (Økland og Økland, 1998).

2.4 Nitrogensyklus - nitrogen som forutsetning for biologisk vekst

Nitrogen er et grunnstoff som sirkulerer mellom atmosfæren, jordoverflaten og i levende organismer (nitrogensyklusen). Grunnstoffet er en forutsetning for liv, da det inngår i flere biologiske prosesser og er en viktig bestanddel i proteiner, hormoner, vitaminer, enzymer og nukleinsyrer (Pedersen, 2017a). De store nitrogenmengdene i organisk materiale viser at planter og dyr er avhengig av en kontinuerlig tilførsel av nitrogen. Likevel er ikke alle nitrogenforbindelser like tilgjengelig for opptak i organismer. Nitrogen kan opptre i ulike former: som organisk bundet nitrogen, i molekylær form (N_2), som uorganiske forbindelser i form av oppløst ammonium (NH_4^+), nitritt (NO_2^-) og nitrat (NO_3^-), eller i partikulær form (Økland og Økland, 1998).

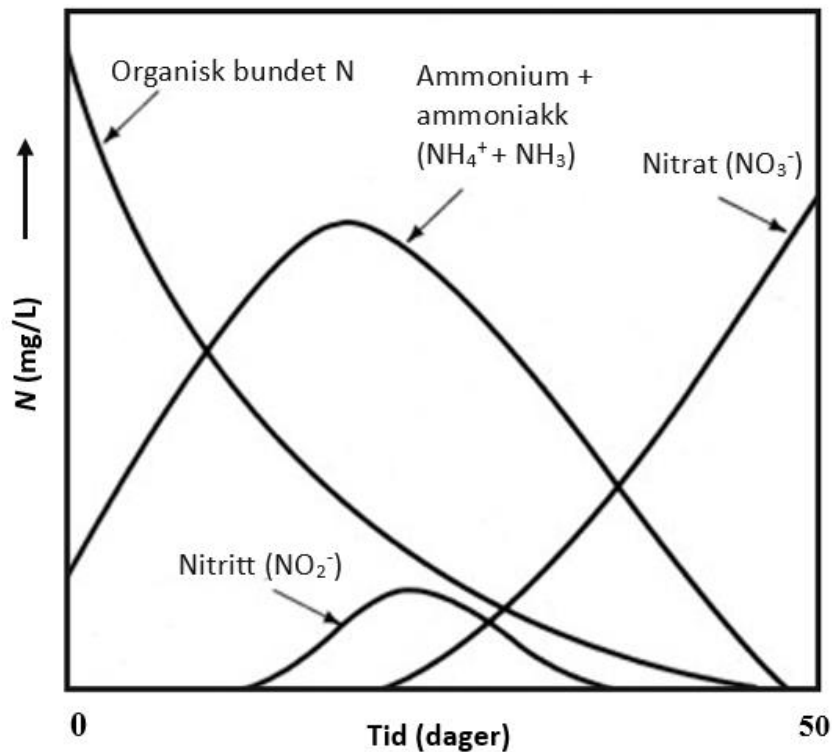
Om lag 79 % av atmosfæren består av nitrogen, hovedsakelig i form av nitrogengass (N_2) (Galloway et al., 2004). Fra atmosfæren vil nitrogen kunne tilføres jordoverflaten via nedbør

(våtavsetning), eller avsettes direkte via gass og partikler (tørravsetning) (Hole, 2007). Den molekylære formen av nitrogen, nitrogengass (N_2) har en kovalent trippelbinding mellom atomene og er dermed meget stabil. Det kreves derfor mye energi for å utnytte denne formen for nitrogen (Galloway et al., 2004). Bare et knippe organismer klarer å bruke den molekylære formen for nitrogen, typisk alger og visse bakterier. Gjennom *nitrogenfiksering*, omdannes molekylært nitrogen til organisk bundet nitrogen. Bakterier vil også kunne oksidere molekylært atmosfærisk nitrogen til uorganiske nitrogenforbindelser som ammonium, nitritt og nitrat. Det er de uorganiske nitrogenforbindelsene som er tilgjengelig for planteopptak. Planter vil da kunne ta opp uorganiske former av nitrogen, og nitrogen vil kunne overføres oppover i næringskjeden (Økland og Økland, 1998; Berner jr. og Aarnes, 2012; Schmidt-Nielsen, 1975).

Planter kan nyttiggjøre ammonium direkte (*assimilasjon*), mens nitrat må reduseres til ammonium før det tas opp. Andelen av ammonium som ikke forbrukes, vil videre oksideres til nitritt og nitrat. Denne prosessen kalles *nitrifikasjon (1)*, og foregår ved at bakterier oksiderer ammonium til nitritt og videre til nitrat (Økland og Økland, 1998). Denne oksideringsprosessen frigir energi som bakterier nytter seg av (Brattli, 2009). All form for uorganisk nitrogen som inngår i vannforekomster, har potensiale til å gjennomgå nitrifikasjon til nitrat (CCME, 2012):

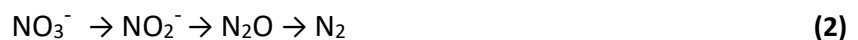


Når planter og dyr dør, vil forråtnelse og bakteriell nedbrytning omdanne organisk bundet nitrogen til uorganiske nitrogenforbindelser (*ammonifisering/mineralisering*), som igjen blir tilgjengelig for primærprodusentene og nitrifikasjonsprosesser. Også metabolske endeprodukter som urin vil kunne tilføre uorganisk nitrogen til vassdrag (Økland og Økland, 1998; Brattli, 2009). **Figur 2.3** viser forholdet mellom organisk bundet nitrogen og uorganisk nitrogen i form av ammonium, nitritt og nitrat. Etersom organisk bundet nitrogen brytes ned og frigjøres som uorganisk mineralsk nitrogen, vil andelen ammonium øke. Noe av ammoniumet tas opp av planter, mens det resterende nitrifiseres til nitritt og videre til nitrat. Etter en viss tid, vil typisk nitrat være den dominerende uorganiske nitrogenforbindelsen i vannfasen (Økland og Økland, 1998).

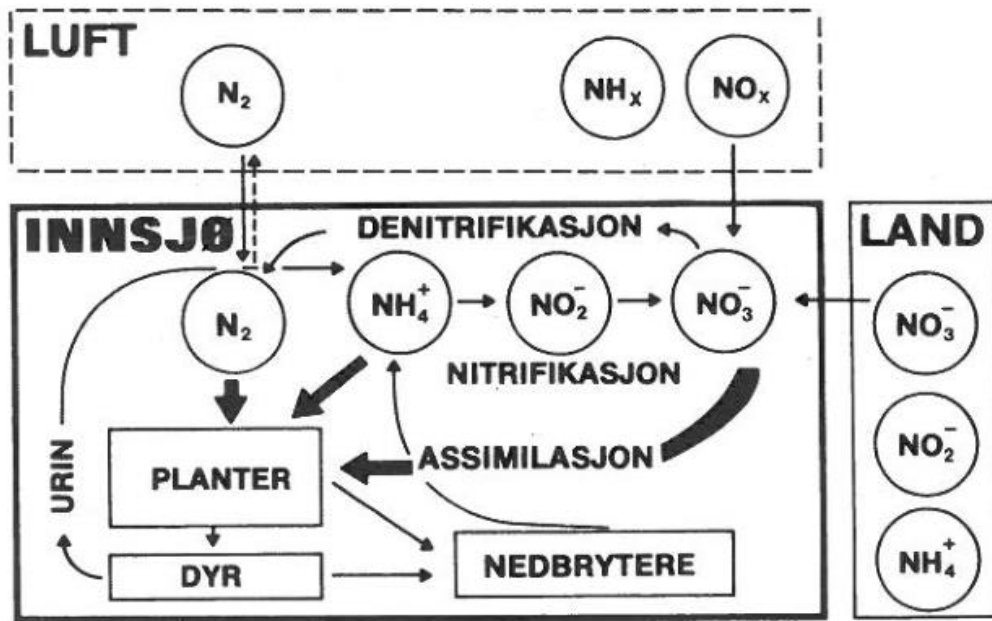


Figur 2.3: Endring i nitrogenforbindelser i vann over tid under aerobe forhold. Vertikal akse indikerer konsentrasjon av nitrogen. Horisontal akse indikerer tid. Etter Sawyer et al. (1994).

Nedbryting av nitrogenholdig organisk materiale krever oksygen (aerobe forhold) (Økland og Økland, 1998), og nitrat er normalt hovedkomponenten i oksygenrikt vann (Brattli, 2009). Dersom forholdene er fattig på oksygen (anaerobe) vil bakterier kunne forbruke nitrat istedenfor oksygen i nedbrytningsprosessen. Prosessen kalles *denitrifikasjon* (2), hvor nitrat reduseres til molekylært nitrogen av anaerobe bakterier (Økland og Økland, 1998):



Denitrifikasjon fremmes av nøytral pH, høy temperatur, lav oksygentilførsel, lett nedbrytbart organisk materiale, samt nitrat. Reduksjon av nitrat er den eneste naturlige prosessen som senker nivået av nitrogen i vann (Brattli, 2009). Løseligheten av nitrogen gass i vann er fysisk betinget av atmosfæretrykk og temperatur, der løseligheten avtar med økende temperatur. Vann er vanligvis mettet på nitrogen gass, og økt innhold av molekylært nitrogen i vannfasen som følge av denitrifikasjon vil kunne tilbakeføre nitrogen gass til atmosfæren (Økland og Økland, 1998). Lystgass (NO_2) er en drivhusgass og vil ha effekt på klimaet dersom andelen i atmosfæren øker (Hole, 2007). **Figur 2.4** viser en forenklet fremstilling av nitrogensyklus i vann og samspill med luft og land.



Figur 2.4: Forenklet nitrogensyklus i vann og samspill med luft og land. Tykke piler indikerer nitrogen som bygges inn i organisk stoff. Etter (Økland og Økland, 1998).

Generelt er det lavt innhold av næringsstoffer i norske vassdrag (Økland og Økland, 1998). Likevel kan flere antropogene kilder kumulativt gi betydelig tilførsel av nitrogen til det naturlige kretsløpet. Selv om nitrogenforbindelser er en del av et naturlige kretsløp, kan forhøyede konsentrasjoner i miljøet være problematisk (Ilestad, 2007). Dette beskrives videre i kapittel 6.5.

3 Faktorer som påvirker vannkvaliteten i vann og vassdrag

Vannkvaliteten i vann og vassdrag er et resultat av flere faktorer. Vannkvaliteten i vann og vassdrag vil være påvirket av stoffer som tilføres via luft og nedbør, og som vaskes ut i nedbørsfeltet (Mikkelsen et al., 2015a). I tillegg til naturgitte forhold, vil også antropogene (menneskeskapte) aktiviteter kunne påvirke vannkvaliteten (NGU, 2015b; Brattli, 2009).

I følge Hobæk og Bjørklund (2004), kan faktorer som påvirker vannkvalitet deles inn i tre hovedgrupper:

- 1) Naturtilstanden i vann og vassdrag: avrenning og tilsig fra upåvirket berggrunn, løsmasse og jordsmonn, samt sykluser og prosesser i vannfasen.
- 2) Lokal antropogen tilførsel: kloakk, landbruk, industri ol.
- 3) Langtransportert tilførsel: via nedbør og som tørravsetning fra både naturlige og antropogene kilder.

3.1 Naturtilstanden i vann og vassdrag

Naturtilstanden er å finne i vassdrag der nedbørsfeltet ikke er berørt av menneskelige aktiviteter. Den naturlige vannkvaliteten påvirkes i hovedsak av sammensetningen av berggrunn, løsmassene og jordsmonnet i nedbørsfeltet, samt prosesser og sykluser i vassdraget (Hobæk og Bjørklund, 2004) (se kapittel 2). Konsentrasjoner av naturlige forekommende stoffer i vannmiljøet kalles også bakgrunnsnivået (Direktoratsgruppen, 2013).

3.2 Lokal antropogen tilførsel

I følge Hobæk og Bjørklund (2004), er tilførsel fra lokale menneskeskapte kilder mange steder den viktigste faktoren for vannkvalitet i vann og vassdrag, særlig i bebygde strøk. Kloakk og landbruk regnes som kilder med stor lokal betydning. I tillegg kan utslipp fra lokal industri, bedrifter og næringsområder sette sitt preg på vannkvaliteten.

Lekkasjer fra privat kloakk (septiktank) og offentlig ledningsnett bidrar til tilførsel av næringsstoffer, organisk materiale og partikler (Lande, 1986). I følge Jones et al. (2007), har rensing av kloakk, samt utløp fra industri i forkant av utslipp til vannforekomst drastisk forbedret seg de siste 20 årene. Den samme trenden er ikke like tydelig i landbrukssektoren (jordbruk, skogdrift), hvor det ikke har vært særlig endring i utslippene det siste tiåret.

Produksjon av kunstgjødning på midten av 1900-tallet gav økt jordbruksavkastning, og *den grønne revolusjonen* gjorde det mulig å brøfø flere mennesker. Dette gav befolkningsvekst og intensivering av dyrehold. Da en betydelig andel av næringstoffene i kunstgjødning ikke tas opp i vekster, men går tapt til jord, vann og atmosfære, førte oppsvinget i jordbruket også til en økende andel av næringsstoffer i miljøet (Hole, 2007; Galloway et al., 2004). Som følge av intensiv gjødsling og dyrehold regnes landbruk som en av de største kildene til næringsstoffer i miljøet (Appelo og Postma, 2005). Samtidig vil landbruk bidra til tilførsel av suspendert materiale til vann og vassdrag (Jones et al., 2007). Sammenlignet med landbruk og kloakk, er industri og næringsarealer større kilder til metaller og miljøgifter (Kismul, 1992).

3.3 Langtransportert tilførsel

Langtransportert tilførsel stammer fra kilder utenfor nedslagsfeltet til det aktuelle vassdraget, og kan stamme fra naturlige og antropogene kilder langt utenfor Norges landegrensener (Hobæk og Bjørklund, 2004). Utslipp fra industri eller som følge av forbrenning av fossilt materiale som kull og drivstoff, vil kunne spres over store avstander gjennom atmosfæren. Langtransportert tilførsel kommer ofte ned via nedbør (våtavsetning) eller avsettes direkte via gass og partikler (tørravsetning) (Hole, 2007; Hobæk og Bjørklund, 2004).

3.4 Type forurensning: punktkilde vs. diffus forurensning

Dersom antropogen påvirkning fører til skade eller ulempe for miljøet, vil påvirkningen omtales som *forurensende* (Nordbø, 2011). Ved forurensning av vann, skiller det mellom to typer forurensningskilder: punktkilder og diffuse kilder (Poléo og Forsvarets forskningsinstitutt, 1997).

Punktkilder er stedspesifikk forurensning (punktutslipp) (Nordbø, 2011). Denne typen forurensning kan stamme fra både kjente og ukjente aktiviteter, men fellesnevneren er at forurensningen er begrenset til et klart avgrenset areal (Statens forurensningstilsyn, 2009). Utslippskonsentrasjonene er ofte høyest nært punktkilden og avtar med avstand (Källqvist og Tjomsland, 2001). Eksempler på punktkilder kan være avfallsdeponi, rørledninger, flyplass og gruvedrift (NGU, 2015b).

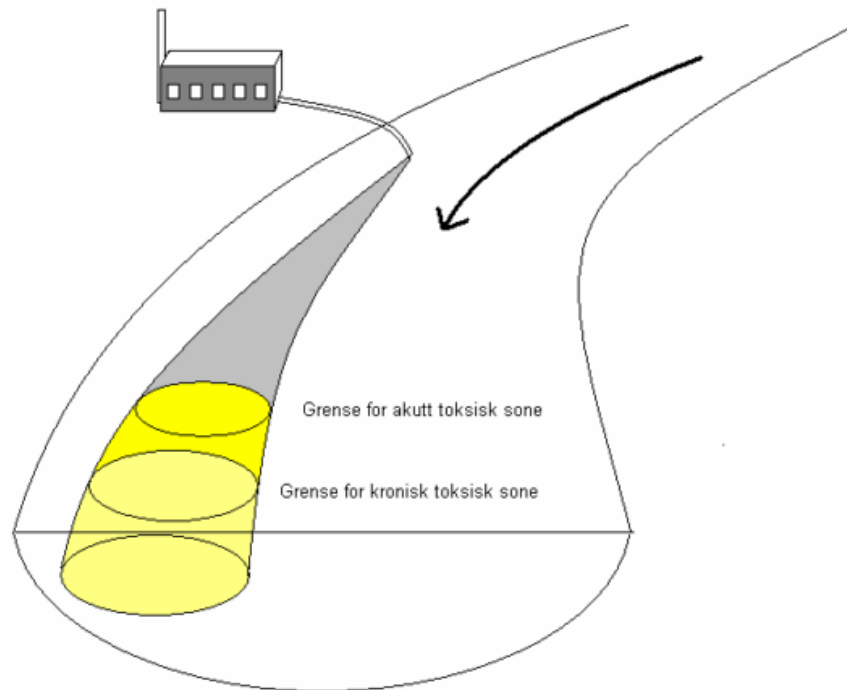
Diffus forurensning beskriver forurensning som er jevnt fordelt over et større område, eller hvor det er liten mistanke om at forurensningen stammer fra en bestemt kilde. Diffus forurensning omtales også som homogen forurensning (Statens forurensningstilsyn, 2009). Ofte er klimatiske faktorer som nedbør, vind og årstid med på å styre spredning av diffuse forurensninger (Nordbø, 2011). Eksempler på diffuse forurensningskilder kan være jordbruksavrenning, avrenning fra vei og parkeringsplasser, samt ledningsnett for kloakk og

avløp (NGU, 2015b). Diffus forurensning via avrenning er typisk størst ved mye nedbør (Hobæk, 2004).

3.5 Akutte og kroniske effekter av forurensning

Forurensninger kan ha ulik virkning på vannlevende organismer avhengig av konsentrasjonen av stoffet, samt hvor lenge organismen eksponeres for den aktuelle forurensningen. Ulike organismer har ulik tålegrense ved eksponering av potensielt giftige stoffer. I forbindelse med toksiske effekter av et stoff skilles det mellom akutte og kroniske effekter (Källqvist og Tjomsland, 2001). Ved akutt toksisitet sees symptomer kort tid etter eksponering av et stoff i et begrenset tidsrom, eller der en enkelt dose av stoffet er tilstrekkelig for utvikling av symptomer. Ved kronisk toksisitet sees symptomer som følge av kontinuerlig eksponering av et stoff, eller ved gjentatt eksponering over en lengre tidsperiode der dosen er mindre (Spillum, 2017).

Figur 3.1 viser hvordan konsentrasjonen av et stoff vil kunne være avgjørende for om eksponering gir akutte eller kroniske effekter. Grunnet fortynning vil konsentrasjonen kunne gå fra konsentrasjoner som gir akutte toksiske effekter, til konsentrasjoner som gir kroniske toksiske effekter ved eksponering. Er utslippskilden kjent, slik som vist i **Figur 3.1**, kan utslippet opereres slik at det gjøres i korte pulser over lengre tid. På denne måten kan belastningen på resipienten reduseres. Dette vil likevel kunne gi kroniske effekter, men faren for akutte effekter begrenses (Meland, 2012).



Figur 3.1: Skjematisk fremstilling av hvordan en forurensning både kan gi akutte og kroniske effekter som følge av spredning fra kilden (kjent punktkilde). Spredning vil gi en uttynnende effekt og dermed endre toksisk effekt fra akutt til kronisk toksisk effekt (Källqvist og Tjomsland, 2001).

Samtidig eksponering for flere stoffer som alene ikke medfører toksiske effekter, kan føre til toksiske effekter selv om konsentrasjonen av det enkelte stoff er lav. Den samlede effekten av flere stoffer kan overskride tålegrenser i det akvatiske miljøet (Alabaster og Lloyd, 1982). Dette kalles *cocktail effekten*, hvor doser som alene blir ansett som sikre, i kombinasjon kan medføre toksiske effekter. Den samlede effekten kan bli større eller ulik effekten av de individuelle stoffene (Hedlund, 2013).

4 EUs vannrammedirektiv og Vannforskriften

Gjennom EØS-avtalen har Norge sluttet seg til EUs *vannrammedirektiv* 2000/60/EF (*Vanndirektivet, 2000*). Vanndirektivet trådte i kraft i EU i år 2000, og setter klare og konkrete krav for hva som er god vannressursforvaltning (Naturvernforbundet, 2012; Vannforskriften, 2007). I følge Miljødirektoratet (2017b), er vanndirektivet EUs viktigste, mest omfattende og ambisiøse miljødirektiv. Direktivet legger grunnlaget for samordnet forvaltning av kystvann, innsjøer, elver og grunnvann i Europa (NGU, 2015a). Det overordnede målet med Vanndirektivet (2000) er at alle naturlige vannforekomster skal ha minst *god kjemisk og økologisk tilstand* innen 2021 (*standard miljømål*). Vannforekomster skal kartlegges og overvåkes for å vurdere hvilke vannforekomster som avviker fra naturtilstanden, og hvilke tiltak som kan iverksettes for å tilbakeføre vassdragene til naturtilstanden, og slik nå *standard miljømål*. Vannportalen (<http://www.vannportalen.no/>) er Vanndirektivets offisielle norske nettside, og inneholder veiledningsmaterieell, forklaringer, aktuelle rapporter/utredninger og nyheter fra norske myndigheter.

I Norge har vi til forskjell fra mange andre europeiske land tilgang til vann i store kvanta, samt av god kvalitet. For at tilgang på vann av god kvalitet også skal være mulig i framtiden, er god vannforvaltning viktig (NGU, 2015a). Vanndirektivet ble tatt inn i norsk lov i 2007 gjennom *Forskrift om rammer for vannforvaltningen*, også kalt *Vannforskriften*. Klima- og Miljødepartementet har det nasjonale koordineringsansvaret, og forskriften er hjemlet i forurensningsloven, vannressursloven og plan- og bygningsloven (Vannforskriften, 2007).

I forbindelse med Vanndirektivet har Miljødirektoratet utarbeidet nye retningslinjer for klassifisering av miljøtilstand i vannforekomster. Tidligere var klassifiseringen basert på avvik fra bakgrunnsnivåer av stoffer, hvor tilstandsklassene var delt inn etter trinnvis økning fra bakgrunnsnivået. Med vanndirektivet kom klassifiseringssystemer basert på økotoksikologiske effekter som ulike konsentrasjoner av stoffer vil medføre. Klassifiseringen er mer nyansert enn tidligere da klassegrensene varierer etter vanntype. Klassifiseringssystemet gir konkrete klassegrenser for en rekke kjemiske, fysiske og biologiske parametere av betydning for miljøforhold i innsjøer, elver, kystvann og grunnvann (Direktoratsgruppen, 2013).

Innrapportering av vannmiljødata skjer til databasen *Vann-miljø* (<http://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>). Forvaltningsmyndigheten presenterer miljøtilstanden i det nettbaserte kartverktøyet *Vann-Nett* (www.vann-nett.no/). Nettsiden er åpen for allmennheten og gir innsyn i sammenstilte vannmiljødata fra nasjonalt nivå og helt ned til den enkelte vannforekomsten (NGU, 2015a). Tjenesten gir informasjon om ulike vannforekomsters tilstand og risiko for ikke å nå miljømålene innen 2021, hvilke

miljøproblemer som er dominerende, samt effekter av iverksatte og planlagte tiltak (Direktoratsgruppen, 2013).

4.1 Fastsettelse av økologisk tilstand

Som beskrevet i gjeldende veileder *Klassifisering av miljøtilstand i vann* (veileder 02:2013), blir vannforekomster klassifisert på bakgrunn av vannforekomstens økologiske tilstand. Den økologiske tilstanden fastsettes ved undersøkelse av økologiske kvalitetselementer som: biologiske elementer (f.eks. arter, plankton, vegetasjon), fysisk-kjemiske støtteparametere (f.eks. turbiditet, pH, total fosfor, total nitrogen) og hydromorfologiske støtteparametere (f.eks. vanntemperatur, vannstandsending, endring i dyp, oppdemming) (Sandøy, 2017; Direktoratgruppen, 2013). Økologisk tilstand for vannforekomsten reflekterer miljøtilstanden i vannforekomsten, både når det gjelder artssammensetning, fysisk struktur og vannforekomstens økosystem (Direktoratsgruppen, 2013).

Som vist i **Tabell 4-1** deles økologisk tilstand inn i fem tilstandsklasser: *svært god*, *god*, *moderat*, *dårlig* og *svært dårlig*. Tilstanden *svært god*, kalles også referansetilstand eller naturtilstand. Tilstandsklassene skilles med fastsatte grenseverdier for de ulike kvalitetselementene. Grenseverdien *god/moderat* er altså verdien som skiller *god tilstand* fra *moderat tilstand*. Definisjoner av de økologiske tilstandsklassene er vist i *Tabell 3-1* i veileder 02:2013 (Direktoratsgruppen, 2013).

For å kombinere flere kvalitetselementer (biologiske, fysisk-kjemiske og hydromorfologiske) til ett resultat som beskriver den økologiske tilstanden i vannforekomsten, gjelder prinsippet om at «det verste styrer» («one-out-all-out») (Direktoratsgruppen, 2013). De biologiske kvalitetselementene kan indikere *god* tilstand, mens resultater for de fysisk-kjemiske og hydromorfologiske støtteparametere kan nedgradere vannforekomsten fra *god* til *moderat* tilstand. Dette betyr at det kvalitetselementet som har dårligst tilstand setter føringen for hvilken økologisk tilstandsklasse vannforekomsten faller inn under. *God* økologisk tilstand er definert som «akseptabelt avvik fra naturtilstanden» og *standard miljømål* er tilfredsstilt ved minst *god* økologisk tilstand. Er den økologiske tilstanden *moderat* eller *dårligere*, må tiltak iverksettes for å reversere trenden. Målet er å løfte den økologiske tilstanden i vannforekomster opp til tilstandsklasse *god* eller *svært god* innen 2021. I vannforekomster der miljømålet ikke er tilfredsstilt, skal miljøforbedrende tiltak iverksettes (Direktoratsgruppen, 2013).

Tabell 4-1: *Klasser for økologisk tilstand basert på økologiske kvalitetselementer. Klasse I refererer til en uberørt tilstand. Etter Figur 2-1 i Veileder 02:2013, Direktoratgruppen (2013).*

Økologisk tilstandsklasse	Veileder 02:2013	Tilstand miljømål
Klasse I	Svært god	Miljømål tilfredsstillt
Klasse II	God	
Klasse III	Moderat	Tiltak nødvendig for å nå miljømål / risiko for ikke å nå miljømålene
Klasse IV	Dårlig	
Klasse V	Svært dårlig	

4.2 Fastsettelse av kjemisk tilstand

Kjemisk tilstand vurderes ut fra prøver av vann, sediment og biota som analyseres for utvalgte miljøgifter (prioriterte stoffer) (Direktoratsgruppen, 2013). Miljøgifter er stoffer som har skadepotensiale selv i små konsentrasjoner. De er giftige, lite nedbrytbare (persistente), og vil ofte oppkonsentreres i organismer (bioakkumulering) og i næringskjeder (biomagnifisering) (Kismul, 1992). Listen over prioriterte stoffer er delt inn i prioriterte farlige stoffer og prioriterte stoffer. Listen inkluderer både tungmetaller og organiske forbindelser, og revideres jevnlig av EU. Prøveverdier sammenlignes med fastsatte grenseverdier for miljøgifter, såkalte EQS-verdier (Ecological Quality Standards) (Direktoratsgruppen, 2013). Det er to typer EQS-verdier: AA-EQS (kroniske effekter ved langtidseksposering) og MAC-EQS (akutte toksiske effekter ved korttidseksposering) (Miljødirektoratet, 2016). For kjemisk tilstand er det bare to tilstandsklasser: *god kjemisk tilstand* (konsentrasjon under AA-EQS-verdien) og *dårlig kjemisk tilstand* (over AA-EQS-verdien) (Sandøy, 2017). Dersom konsentrasjonen av miljøgifter i vannforekomsten ikke overskrider AA-EQS -verdiene, forventes det ikke negative effekter på akvatiske organismer (Direktoratsgruppen, 2013). Miljømål for kjemisk tilstand i overflatevann er vist i **Figur 4.1**.



Figur 4.1: Miljømål for kjemisk tilstand i overflatevann. Rød strek symboliserer grenseverdien for miljøgifter (AA-EQS-verdi) Etter figur s. 9 i Direktorsgruppen (2013).

For å oppnå miljømålet *god kjemisk tilstand* i overflatevann skal utslipp av de prioriterte stoffene reduseres eller opphøre slik at det oppnås konsentrasjoner i vannmiljøet som ligger nært bakgrunnsnivået for naturlig forekommende stoffer, og nær null for menneskeskapt stoffer (Direktorsgruppen, 2013).

Miljødirektoratet har også utarbeidet klassegrenser i vann og sediment for både prioriterte miljøgifter og vannregionspesifikke miljøgifter. *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota (veileder M-608)* utgitt av Miljødirektoratet (2016), gir en sammenstilling av grenseverdier og klassegrenser for uorganiske og organiske miljøgifter til bruk for klassifisering av miljøtilstand i vann, sediment og biota. De nye klassegrensene er vist i **Tabell 4-2**. Kriterier for øvre grense for klasse II og III er i samsvar med henholdsvis miljøkvalitetsstandarder AA-EQS og MAC-EQS. Klassegrensene representerer en forventet økende grad av skade på organismsamfunnet i vannsøylen og i sedimentet.

Tabell 4-2: Klassifiseringssystem for vann og sediment. Skillet mellom god og dårlig kjemisk tilstand er mellom god og moderat. Øvre grense for god kjemisk tilstand er AA-EQS. Etter figur s. 3, Miljødirektoratet (2016).

I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Akutt toksiske effekter ved kort-tidseksponering	Omfattende toksiske effekter
Øvre grense: bakgrunn	Øvre grense: AA-QS, PNEC	Øvre grense: MAC-QS, PNEC _{akutt}	Øvre grense: PNEC _{akutt} * AF ¹⁾	

Økologisk tilstand og kjemisk tilstand er altså to uavhengige vurderinger, basert på henholdsvis økologiske kvalitetselement (biologiske, fysisk-kjemiske og hydromorfologiske kvalitetselementer) og en definert liste over prioriterte miljøgifter (med tilhørende EQS-verdier). Det er ikke nødvendigvis alltid samsvar mellom økologisk tilstand og kjemisk tilstand. En vannforekomst med god økologisk tilstand kan samtidig ha dårlig kjemisk tilstand da EQS-verdien for et prioritert stoff er overskredet. Andre forurensende stoffer som påvirker de biologiske forholdene som ikke inngår i listen over de prioriterte miljøgiftene vil inngå i klassifisering av økologisk tilstand (Direktoratsgruppen, 2013).

Enkelte vannforekomster er så påvirket av samfunnsnyttige inngrep at standard miljømål om *god økologisk tilstand* ikke er mulig å oppnå. Disse vannforekomstene omtales som *sterkt modifiserte vannforekomster* (SMVF) og har egne, tilpassede økologiske miljømål. Selv om miljømålene blir tilpasset, er det fortsatt krav om minst *god kjemisk tilstand* innen 2021 (Direktoratsgruppen, 2013).

5 Utslippstillatelse fra forurensningsmyndighet ifb. anleggsarbeider

I *Lov om vern mot forurensninger og om avfall* (Forurensningsloven, 1983), er det fastsatt en plikt til å unngå forurensning. I følge §11 i Forurensningsloven, skal det søkes til forurensningsmyndighetene om utslippstillatelse dersom en virksomhet kan medføre forurensning til ulempe for miljøet. På riksnivå er forurensningsmyndigheten: Kongen og Miljødirektoratet. På fylkesnivå er fylkeskommunen og fylkesmannen (FM) forurensningsmyndighet. På kommunalt nivå er kommunen forurensningsmyndighet (Forurensningsloven, 1983).

I forbindelse med bygging av vei og tunnel, vil ulike anleggsarbeider kunne medføre forurensning til nærliggende vann og vassdrag (Weideborg et al., 2009). I følge *Håndbok N500* av Statens vegvesen (2016), blir Forurensningsloven (1983) gjeldende dersom planlagte arbeider vil medføre utslipp av drifts og drensvann ved bygging av tunnel (ref.: §6). Dersom det ikke kan dokumenteres at arbeidene ikke vil medføre forurensning av betydning, skal det for midlertidig utslipp til nærliggende vassdrag under anleggsfasen søkes om utslippstillatelse. Søker skal utarbeide en beskrivelse av planlagte anleggsarbeider, vurdering av forurensningspotensialet som arbeidene vil kunne medføre, beskrivelse av avbøtende tiltak, plan for vannkvalitetsovervåkning, samt beredskapsplan ved akutt forurensning. Dokumentasjonen skal så godkjennes av fylkesmannen.

På bakgrunn av søknad med påkrevd dokumentasjon, har fylkesmannen myndighet til å innvilge en midlertidig utslippstillatelse. Fylkesmannen kan gi pålegg om rapportering om vannkvalitet og sette krav til kvaliteten på utslippene. Søker må videre dokumentere at spesifikke krav fra fylkesmannen blir fulgt opp (Weideborg et al., 2009).

6 Konvensjonell tunneldriving og potensielle miljøproblemer

6.1 Konvensjonell tunneldriving og ulike sprengstofftyper

Driving av tunnel kan betraktes som en negativ byggeprosess da materiale tas bort istedenfor at materiale settes sammen (Nilsen og Broch, 2012). Ved konvensjonell tunneldriving bores det først hull i fast fjell, deretter plasseres sprengstoff og tennmiddel i borhullene (Hugsted og Nordahl, 2009). Sprengstoff er en blanding av kjemiske komponenter karakterisert ved at blandingen på meget kort tid kan omsettes til gass. Denne faseovergangen kalles en detonasjon, og igangsettes ved at en liten tennladning (tidligere kalt «fenghette») avsettes gjennom en elektrisk puls (Kveen, 2011).

Sprengstofftypene som benyttes i forbindelse med anleggsvirksomhet kan deles inn i tre hovedtyper: dynamitt, ANFO-sprengstoff og emulsjonssprengstoff (Sørensen, 1998).

Dynamitt er et formbart plastisk sprengstoff hvor den virksomme bestanddelen er nitroglyserin (sprengolje) (Antonsen, 2014; Nilsen og Broch, 2012). Dynamitt ble benyttet i 60-årene og tidligere, men anvendes i mindre grad i dag (Lande, 1986).

ANFO (Ammonium Nitrate Fuel Oil) er en sprengstofftype hvor ammoniumnitrat (NH_4NO_3) og dieselolje (fuel oil) er blandet i et bestemt forhold (Olsen et al., 2007), typisk 94 vektprosent ammoniumnitrat (NH_4NO_3) og 6 vektprosent dieselolje (Vikan, 2013). Sprengstoffet er svært håndteringssikkert og kan fremstilles på bruksstedet ved at et pulver av porøse AN-korn tilsettes og suger opp dieselolje (Kristoffersen, 2014). Detonasjon av ANFO gir høyt innhold av nitrøse sprenggasser og god ventilasjon er nødvendig. ANFO brukes i dag i liten grad (Jakobsen, 2017).

Emulsjonssprengstoff er en fellesbetegnelse på sprengstoff av nitrater løst i vann som så er finfordelt (emulgert) i olje (Olsen et al., 2007; Vikan, 2013). Hovedsakelig består emulsjonssprengstoff av svært små dråper av ammoniumnitratløsning (NH_4NO_3) (Vikan, 2013). Emulsjonssprengstoff finnes i form av ferdigblandede patroner eller i flytende form. Emulsjonssprengstoff kan fremstilles på anleggsstedet ved at olje og den vannbaserte nitrogenløsningen blandes (pers. meddelelse fra Jakobsen (2017)). Sprengstoffet betegnet da ofte som en *slurry* (pers. meddelelse fra Arnesen (2017)). Komponentene blir dermed ikke sprengbare før de blandes ved anlegget og er dermed mer transport- og håndteringssikre (pers. meddelelse fra Jakobsen (2017)). Det flytende sprengstoffet pumpes inn i fjellet, fortrenger vann i sprekker og størkner før detonerer (Sørensen, 1998). *Slurry* er spesielt nyttig da det til forskjell fra andre sprengstofftyper fortsatt kan detonere til tross for vanninntrengning ved ladning (Lande, 1986). Sammenlignet med dynamitt og ANFO, dannes

det mindre skadelige sprenggasser ved detonasjon av emulsjonssprengstoffer. Ved tunneldriving i Norge er emulsjonssprengstoff i dag det mest brukte (Statens vegvesen, 2015).

I etterkant av sprengningsarbeidet blir tunnelen rensket for løse steinblokker (rensk), før videre sikring av tak og vegger med sprøytebetong, bolter og buer iverksettes (Nilsen og Broch, 2012). For stabilisering av berg, samt å stoppe vanninntrenging, vil injeksjonsmidler sprøytes inn i berget (Hognestad et al., 2010). Berget som sprenges løs (sprengsteinsmasse) transporteres bort for deponering eller gjenbrukes til utfylling og bygging av vei (Nilsen og Broch, 2012). Mengde overskuddsmasse som tas ut ved tunneldriving, beregnes teoretisk ved å multiplisere teoretisk tunnelprofil med tunnelens lengde. Mål for total teoretisk mengde fjell som må sprenges ut kalles prosjektert fast volum (pfm^3) (pers. meddelelse fra Myklebost (2018)).

Alternativet til konvensjonell tunneldriving er bruk av tunnelboremaskin (TBM) (Jakobsen og Arntsen, 2014). Ved bruk av TBM, også kalt fullprofilmaskin, vil hele tunneltversnittet drives ut i en operasjon, uten bruk av sprengstoff (Nilsen og Broch, 2012). Tverrsnittet blir da sirkulært og gulvet (sålen) må sprenges flatt for å legge vei eller bane. Buk av TBM er derfor i Norge mest brukt til driving av vannkraft- og kloakktunneler, eller til driving av jernbanetunneler (Thue, 2009). TBM brukes også til driving av veitunneler, men dette forutsetter ofte at tunnelen skal ha samme tverrsnitt gjennom hele tunneløpet. Da veitunneler ofte består av sammensatte veisystemer, flere påhugg, havarilommer og ramper som krever varierende tverrsnitt, er det vanlig å benytte konvensjonell metode ved driving av veitunneler (Jakobsen og Arntsen, 2014).

Valg av drivemetode er avhengig av en rekke faktorer som for eksempel geologi, tunneldrivekostnad (utstyr og personell), HMS, tunnellengde og formålet med tunnelen (Jakobsen og Arntsen, 2014). I følge Jakobsen og Arntsen (2014), har Norge en lang tradisjon og meget høy kompetanse innen boring og sprengning av tunnel. Selv om fullprofilsboring med TBM blir mer og mer vanlig på internasjonalt plan, er konvensjonell tunneldriving foretrukket i Norge (Nilsen og Broch, 2012).

6.2 Rester av uomsatt sprengstoff

Ved detonasjon i et borhull vil sprengstoffet gå over i gassfase og danne en puls som ekspanderer mot borhullsveggen (detonasjonsstøt). Detonasjonsstøtet gir opphav til en støtbølge som brer seg radielt utover og pulveriserer bergmassen rundt borhullet. Dette skjer i løpet av brøkdelen av et millisekund, før det ellers har inntruffet noen merkbare bevegelser i bergmassen. Etter detonasjonsstøtet, kommer et statisk virkende gasstrykk hvor reaksjonsgassene trenger seg inn i allerede eksisterende sprekker i bergmassen, samt i nye

åpninger dannet ved detonasjonsstøtet. Virkningen av dette gasstrykket er utvidelse og videre forplantning av sprekker, slik at bergmassen brytes løs (Nilsen og Broch, 2012).

Ideelt sett blir alt sprengstoffet omsatt ved detonasjon, hvor alt nitrogenet omgjøres til nitrøse gasser. Dette er imidlertid ikke tilfelle i praksis, og en viss mengde sprengstoff vil forbli udetonert (Lande, 1986). Mengden sprengstoffrester i berget som brytes løs avhenger blant annet av graden av søl under håndtering av ladning (Bækken, 1998), hvor vellykket sprengningen er, samt mengde sprengstoff benyttet. Dårlig detonasjon gir høyere andel rester i massene (Lande, 1986).

I følge Weideborg et al. (2009), har slurry, som i hovedsak består av ammoniumnitrat (NH_4NO_3), et nitrogeninnhold på om lag 25%. Det regnes at mellom 7 – 15 % av nitrogenet forblir uomsatt etter sprengning i tunnel. Til sammenligning er dette tallet omlag 1 % ved sprengning i dagen, hvor de sprengtekniske forholdene er bedre.

6.3 Vann i tunnel og rensing av tunnelvann

Ved boring av salvehull tilføres vann for kjøling av maskinelt utstyr, samt for å fjerne finmateriale fra borhullet (**Figur 6.1**). Benyttet vannmengde til drift av en borerigg kan ligge på 200-350 liter pr. min, og det kan regnes med en driftstid på 9 timer i døgnet (Weideborg et al., 2009). Vann blir også brukt til å dempe støvmengden som dannes i tunnelen (Fagermo et al., 2015). Den samlede vannmengden som benyttes til disse formålene kalles driftsvann. Grunnet varierende grad av vannuttak fra kommunalt nett og fra nærliggende naturlige kilder, samt kontinuerlig variasjon i grad av gjenbruk, kan det bli vanskelig å holde oversikt over vannforbruket (pers. meddelelse fra Myklebost (2018)).



Figur 6.1: Eksempel på boring i fjell med borerigg. Vann blir brukt til fjerning av finmateriale fra borhullet, samt til nedkjøling av maskinelt utstyr. Fra Weideborg et al. (2009).

I tillegg til driftsvann, vil innlekkasje av vann via sprekker i berget bidra til vannmengden som genereres. Denne vannmengden kalles drensvann, og er minst ved oppstart og øker ettersom tunnallengden øker (Weideborg et al., 2009). I følge Nilsen og Broch (2012), er Norge en typisk «hard-rock»-provins og innlekkasje av vann i norske tunnelanlegg er normalt sett ikke et stort problem.

Driftsvann og drensvann omtales ofte med samlebetegnelsen *tunnelvann*. Mengden drifts- og drensvann vil kunne variere fra anlegg til anlegg, men samlet vil det kunne bli betydelige mengder tunnelvann som må håndteres under anleggsperioden (Weideborg et al., 2009). Tunnelvannet vil inneholde borkaks, støv og olje, samt kjemikalier fra maskiner og anleggstrafikk (Weideborg et al., 2009). Da ammoniumnitrat (NH_4NO_3) i det uomsatte sprengstoffet er lettløselig i vann, vil tunnelvannet også ha et høyt innhold av nitrogenforbindelser i form av nitrat (NO_3^-) og ammonium (NH_4^+) (Vikan, 2013). I følge Weideborg et al. (2009), vil om lag 30 – 50 % av nitrogenet i det uomsatte sprengstoffet kunne følge med tunnelvannet. Vann er et svært mobilt medium og vil kunne spre forurensninger til naturen. Ofte slippes tunnelvannet til nærliggende vannforekomster (resipient). Tunnelvannet ledes derfor ut av tunnelen for oppsamling og rensing før det slippes til resipienten (Weideborg et al., 2009).

Sikring av tunnelkonturen med injeksjon eller sprøytebetong medfører stort forbruk av sementprodukter. Sprøytebetong inneholder sterkt alkaliske stoffer som sement og akselerator (natriumsilikat), som medfører høy pH i tunnelvannet (Bækken, 1998; Vikan, 2013). Det er ikke uvanlig at pH i tunnelvannet i perioder kommer opp i 11-12, i etterkant av

injeksjon eller bruk av sprøytebetong (Weideborg et al., 2009). Det er derfor vanlig å justere pH-verdien i det rensede tunnelvannet før det tilføres resipient. Dette gjøres ved å tilsette saltsyre (hydrogenklorid, HCl), svovelsyre (H₂SO₄) eller karbonsyre (H₂CO₃) (Bækken, 1998; Vikan, 2013; Weideborg et al., 2009). pH-verdien vil stabiliseres, men tiltaket introduserer også nye problemstillinger knyttet til håndtering og utslipp av syre (Bækken, 1998). Feildosering av syre kan raskt gi utslipp av tunnelvann med svært lave pH-verdier. Karbondioksid (CO₂) løst i vann danner den svake karbonsyren (Vikan, 2013). Bruk av karbonsyre er mer miljøvennlig enn bruk av saltsyre eller svovelsyre (Weideborg et al., 2009), da effekten vil avta med avtagende pH-verdi, og faren for svært lav pH ved feildosering reduseres (Vikan, 2013). Alternativt tiltak kan være å ta i bruk alkalifri akselerator. Da sement i seg selv er sterkt alkalisk, vil bruk av alkalifri akselerator i begrenset grad bidra til reduksjon i pH-verdien i tunnelvannet (pers. meddelelse fra Rodum (2017)).

Typisk rekkefølge for rensing av tunnelvann før det tilføres resipient er: oppsamling av tunnelvann, tilføring av flokkuleringsmiddel, sedimentasjonsbasseng (utstøpt, utgravd eller containere), oljeutskiller og deretter pH-justering (Weideborg et al., 2009). Renseprosessen vil kreve et renseanlegg med stor kapasitet for å kunne håndtere mengden tunnelvann (Hobæk, 2004). Siltgardiner kan installeres i vannforekomst og fungere som en barriere for spredning av finstoff fra utslippspunktet. Siltgardiner er permeable duker som strekkes over vannforekomsten, nedstrøms utslippspunkt. Tiltaket vil fremme sedimentasjon av partiklene som ikke ble fanget opp tidligere i sedimentasjonsprosessen (Pabst et al., 2015).

Tunnelvannet kan luftes for å redusere det totale nitrogeninnholdet. Det gjøres ved en kraftig innblåsing av luft i tunnelvannet (Bækken, 1998), også kjent som stripping eller ammoniakkavdriving (Vikan, 2013). Det er ikke vanlig å rense tunnelvann for nitrogenforbindelser i Norge, og det er knyttet lite praktisk erfaring til metoder for å redusere det totale utslippet av nitrogenforbindelser (Vikan, 2013). Mengden nitrogenforbindelser som potensielt kan tilføres resipienter, kan reduseres ved å minimere sprengstoffsøl ved ladning, samt å optimalisere sprengstoffbruken. Dette kan gjøres ved å forbedre bore- og ladeteknikk, samt bedre motivasjonen hos tunnelarbeiderne (Weideborg et al., 2009).

6.4 Gjenbruk og deponering av sprengstein

Bergmassen som sprenges løs ved driving av tunnel må håndteres. Sprengstein fra tunneldriving vil enten bli deponert eller benyttes som fyllmasser ved for eksempel bygging og forbedring av vei (Pabst et al., 2015). På samme måte som tunnelvann, vil sprengstein også inneholde rester fra uomsatt sprengstoff, samt rester av alkalisk sprøytebetong (Sørensen, 1998). I følge Weideborg et al. (2009) vil om lag 50 – 70 % av nitrogenet i det uomsatte sprengstoffet følge med sprengsteinsmassene. Vann som strømmer gjennom

sprengsteinsmassene vil generere avrenningen med et høyt nitrogeninnhold og høy pH-verdi (Bækken, 1998).

Til forskjell fra tunnelvann, som vil være en kilde til nitrogenforbindelser under selve driveperioden, vil deponerte og gjenbrukte sprengsteinsmasser medføre nitrogenholdig avrenning så lenge det er sprengstoffrester tilstede i massene (Sørensen, 1998). Ferske masser gir avrenning med høyere nitrogeninnhold enn masser som er lagret en tid før bruk (Bækken, 1998). Hvor hurtig «utvaskingen» skjer, og hvilke nitrogenkonsentrasjoner som finnes i avrenningsvannet, vil være avhengig av mengde deponert masse, mengde sprengstoffrester, deponeringssted og nedbørsforhold (Weideborg et al., 2009). Blir sprengsteinen godt kompaktert ved gjenbruk eller deponering, vil vanngjennomstrømningen vanskeliggjøres og «utvaskingen» tar lengre tid (Bækken, 1998).

Det er vanskelig å utføre tiltak mot rester av sprengstoff og alkalisk sprøytebetong i sprengsteinen etter at massene er deponert. Spyling av massene før de kjøres til deponi eller gjenbrukes er et mulig alternativ. Dersom massene spyles inni eller nært tunnelen, vil tiltaket gi økt nitrogentilførsel til tunnelvannet. Det er vanligvis gode rutiner for oppsamling og behandling av tunnelvann, og spyling vil redusere risikoen for forhøyet pH i sprengsteinsavrenningen, samt redusere den totale mengden nitrogenforbindelser i sprengsteinen (Bækken, 1998).

6.5 Potensielle miljøutfordringer

6.5.1 Eutrofiering – økt biologisk vekst

Akkumulering av næringsstoffer som nitrat, ammonium og fosfor i vannforekomster er en naturlig prosess, men økte konsentrasjoner som følge av antropogen tilførsel kan gi en rekke konsekvenser i det akvatiske miljøet (Jones et al., 2007). Den biologiske betydningen av nitrogenforbindelser i vann ligger først og fremst i at økt tilførsel kan gi økt biologisk vekst (Sørensen, 1998). Den biologiske veksten vil i første rekke skje hos primærprodusenter som alger og vannplanter. Økt primærproduksjon vil gi økt næringsgrunnlag for planteetende dyr, og moderat økning i næringsstoffer kan gi gunstige virkninger for både planter og dyr oppover i næringskjeden. Øker primærproduksjonen ytterligere, vil konsekvensen være gjengroing, samt sedimentering og opphoping av nitrogenholdig organisk materiale (Andersen, 1997). Slik retensjon av organisk materiale, kalles *overgjødning* eller *eutrofiering* (Sørensen, 1998; Kismul, 1992). Hvor mye næringstilførsel som vil gi økt risiko for eutrofiering er forskjellig fra innsjø til innsjø. God vanngjennomstrømning og stort vannvolum vil redusere risikoen for eutrofiering (Hobæk og Bjørklund, 2004).

Nitrogen regnes som begrensende faktor for primærproduksjon i saltvann. Nitrogen regnes i mindre grad som begrensende faktor i ferskvann, der fosfor normalt regnes som begrensende faktor for primærproduksjon (Weideborg et al., 2009). Økt nitrogenkonsentrasjon i ferskvann vil i de fleste tilfeller ikke føre til noe vesentlig økning i primærproduksjonen, men dersom resipienten i tillegg blir tilført fosfor, eller allerede har et høyt innhold av fosfor, vil tilførsel av nitrogenforbindelser kunne medføre økt primærproduksjon (Sørensen, 1998). Primærproduksjonen vil da øke inntil et annet stoff blir begrensende. I følge Økland og Økland (1995), vil en midlere årlig konsentrasjon av total fosfor i vannmassene på over 10 µg/L gi en overgang mot en mer eutrof innsjø.

Økt biologisk vekst kan gi gjengroing av vassdrag, og føre til mindre lysgjennomtrengning og dårligere siktedyp (Kismul, 1992). I tillegg vil enkelte alger skille ut giftstoffer eller stoffer som medfører dårlig lukt (Andersen, 1997). Ved økt grad av biologisk produksjon, vil også andelen biologisk materiale som gjøres tilgjengelig for mikrobiell nedbrytning øke. Nedbrytning av organisk materiale forbruker oksygen, og konsekvensen av økt primærproduksjon kan derfor være alvorlige tilfeller av oksygenmangel i vannmassene (Andersen, 1997; Hobæk, 2004). Mindre lys og lavt oksygeninnhold kan gi en rekke konsekvenser for vannlevende organismer (Weideborg et al., 2009). I de mest alvorlige tilfellene av oksygenvinn har økt dødelighet i bunnfaunaen, samt fiskedød blitt registrert (Kismul, 1992).

Et annet problem knyttet til oksygenvinn er såkalt *indre gjødsling*. Dersom oksygenfrie vannmasser nært bunnsedimentene i en innsjø vedvarer over tid, vil stoffer som tidligere var bundet i sedimentene kunne løses ut og tilføres vannmassene igjen (Hobæk og Bjørklund, 2004). Under oksygenrike forhold (aerob) vil jern oksideres til treverdig jern (Fe^{3+}), felles ut og sedimenteres (Kismul, 1992). Utfelt jern har stor bindingsevne, og vil kunne binde organiske stoffer og metaller, inkludert fosfor (Økland og Økland, 1998). Under oksygenfattige forhold vil jern i sedimentene reduseres og gå i løsning som toverdig jern (Fe^{2+}). Tidligere sedimentert fosfor vil da frigis og lekke ut til de overliggende vannmassene og bidra til ytterlige primærproduksjon. I følge Hobæk og Bjørklund (2004), vil indre gjødsling kunne bidra til en selvforsterkende sirkel med stadig økende næringsinnhold og algemengder i ferskvann.

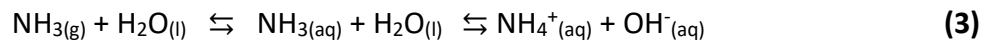
Den langsiktige effekten av økt andel nitrogen i det akvatiske miljøet, vil kunne være endring i artsmangfoldet, hvor arter som tåler effekter av økt nitrogen vil bli dominerende (Hole, 2007; Kismul, 1992). Dette gir da endring i artssammensetningen og mulig tap av arter.

Vannforekomster med hurtig vannfornyelse (kort oppholdstid), kan tåle en større belastning av næringsstoffer enn vannforekomster med langsom fornyelse. Ved hurtig vannfornyelse får biomassen mindre tid til å benytte seg av næringsstoffene før de transporteres videre (Økland og Økland, 1998). Stillestående vannmasser er derfor mer utsatt for

eutrofieringsproblematikk, både da oksygeninnblandingen blir dårligere, samt at primærprodusentene får tid til å benytte seg av næringsstoffene.

6.5.2 Ammoniakkdannelse – pH og temperatur styrende faktorer

Totalt ammonium refererer til summen av både ammonium og ammoniakk ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$). I vannløsning vil ammoniakk og ammonium være i likevekt (Emerson et al., 1975; Eddy, 2005). Ligning (3) viser likevektsligning for total ammonium i vann:



I tillegg til konsentrasjon av total ammonium, vil andelen ammoniakk i vannfase være pH- og temperaturavhengig. Andel ammoniakk øker med økende pH og økende temperatur (Vikan, 2013). Emerson et al. (1975) fastsatte et empirisk forhold mellom pH, temperatur og fraksjon ammoniakk av total ammonium. Fraksjon av ammoniakk (f) av total ammonium bestemmes ved ligning (4):

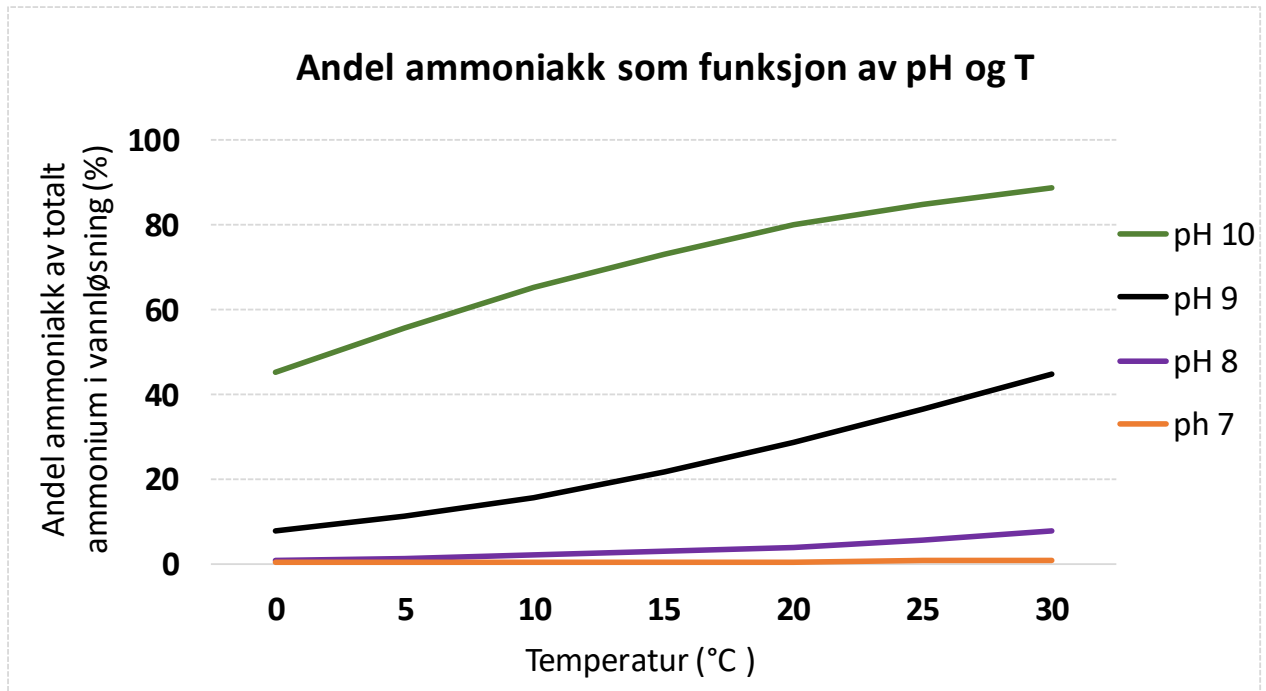
$$f = \frac{1}{10^{\text{pKa} - \text{pH}} + 1} \quad (4)$$

hvor pK_a uttrykkes ved ligning (5):

$$\text{pKa} = 0,09018 + \frac{2729,92}{T} \quad (5)$$

T er temperatur uttrykt i Kelvin (K), og pK_a er gyldig for temperaturer mellom 0 og 50 °C.

Andel ammoniakk av total ammonium ved pH 7-10 og temperaturer mellom 0 og 30 °C er vist i **Figur 6.2**.



Figur 6.2: Prosentvis forhold mellom ammoniakk (NH_3) og total ammonium ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$) i ferskvann for temperaturer mellom 0 °C og 30 °C, og pH mellom 7 og 10. Etter Emerson et al. (1975).

Konsentrasjon av ammoniakk vil også være styrt av ionestyrke (salinitet), hvor andelen ammoniakk reduseres noe ved økt ionestyrke. I de fleste ferskvannsforekomster er ionestyrken ikke høy nok til en merkbar reduksjon av andel ammoniakk (Emerson et al., 1975).

I biologisk sammenheng er ammoniakk avfallsprodukter hos flere vannlevende organismer, som metabolsk endeprodukt av proteinnedbrytning (Alabaster og Lloyd, 1982). Ammoniakk er svært giftig, selv i små konsentrasjoner, og må derfor skilles ut eller omdannes til mindre giftige stoffer for å unngå forgiftning. Dette gjøres ved å omdanne endeprodukter til urea som skilles ut gjennom urin, eller ved å skille ut ammoniakken direkte uten å omdanne den. Hos fisk gjøres dette gjennom gjellene (Schmidt-Nielsen, 1975). Gjellene fungerer som en membran og utskillelse av ammoniakk er mulig så lenge det er en konsentrasjonsgradient mellom vannfasen og gjellene. Økt ammoniakkkonsentrasjon i vannfasen kan hindre utskillelse av ammoniakk gjennom gjellene og i verste fall resultere i opptak av ammoniakk (Vikan, 2013).

I følge en gjennomgang av litteraturen gjennomført av Eddy (2005), er typiske tegn på ammoniakkgiftning hos fisk: endring i oppførsel, redusert appetitt, hyperventilering, redusert vekst og svømmekapasitet, kramper, koma, samt død. Økt andel ammonium og ammoniakk i vannfasen kan også utkonkurrere opptak av andre essensielle stoffer (Eddy, 2005). I følge Bækken og Lien (1997), vil laksefisk reagerer på konsentrasjoner ned mot 0,01 mg NH_3/L , hvor konsentrasjoner over 1 mg NH_3/L regnes som skadelige for de fleste

vannlevende organismer. Alabaster og Lloyd (1982), fant i sin litteraturgjennomgang at tålegrensene vil variere fra fiskeart til fiskeart og livsstadium, men at akutt dødelighet for en rekke fiskearter er påvist ved ammoniakkonsentrasjoner mellom 0,2 – 2,0 mg NH₃/L. Det konkluderes med at ammoniakkonsentrasjoner høyere enn 0,025 mg NH₃/L bør unngås. Denne konsentrasjonen vil ikke medføre akutt dødelighet, men vil gi merkbare effekter hos de fleste fiskearter.

Tunnelvann og avrenning fra sprengsteinsmasser har ofte høy pH-verdi, og likevekten vil kunne skyves mot den giftige ammoniakken. Ammoniakk-gass kan dampe av fra sprengsteinsmassene (Bækken, 1998), samt fra tunnelvannet før det når renseanlegget. Justering av pH i tunnelvannet før utslipp til resipient vil skyve likevekten mot ammonium, slik at faren for ammoniakkdannelse reduseres. Nøytralisering av tunnelvannet vil ikke redusere innholdet av ammonium, men vil bidra til å holde dannelsen av ammoniakk på et akseptabelt lavt nivå (Sørensen, 1998).

6.5.3 Effekter hos fisk ved endring i pH-verdi

Den naturlige pH-verdien i en resipient vil kunne påvirkes dersom pH-justering av tunnelvannet ikke fungerer optimalt (Weideborg et al., 2009).

pH er en styrende faktor for flere kjemiske prosesser i vann, og endringer i pH kan gi effekter hos vannlevende organismer (Alabaster og Lloyd, 1982). Blant annet er felling og løselighet av metaller pH-avhengig (Brattli, 2009). Alabaster og Lloyd (1982) har beskrevet hvordan kondisjon hos fisk gradvis reduseres dersom pH-verdien beveges bort fra normalen. **Tabell 6-1** viser effekter på fisk som følge av ulike pH-verdier.

Tabell 6-1: Vurdering av effekter på fisk som følge av pH-verdi. Etter Alabaster og Lloyd (1982).

pH	Effekt på fisk
< 4	Dødelighet ved kort eksponering. (Særlig problematisk for organismer med ytre skjelett).
4 - 5	Drastisk reduksjon i produktiviteten i det akvatiske økosystemet. Økt dødelighet for en rekke fiskearter, hvor rogn og yngel har lavest tålegrense.
5 - 9	Normalt ingen skadelige effekter. Maksimum produktivitet ved pH mellom 6,5 og 8,5.
9-11	Økt dødelighet ved lengre tids eksponering. Motstandsdyktig ved eksponering i korte perioder.
> 11	Alle fiskearter dør i løpet av kort tid.

6.5.4 Hydromorfologiske endringer som følge av vei- og tunnelbygging

Morfologi beskriver et objekts oppbygning. I denne sammenhengen blir begrepet brukt i forbindelse med vannforekomsters fysiske oppbygning (Mikkelsen et al., 2015a). Bygging av vei og tunnel vil ofte medføre store arealbruksendringer i resipienters nedbørsfelt (Søvik, 2015a). Hydromorfologiske inngrep i vassdrag i forbindelse med vei- og tunnelbygging, kan omfatte utfylling direkte i vannforekomst, lukking, kanalisering og omlegging av elveløp, endring av nedbørsfelt, endring av vanndybde og bunnsstrat, fjerning av kantvegetasjon, samt etablering av terskler (Mikkelsen et al., 2015b). Slike endringene kan medføre permanente endringer i avrennings- og strømningsmønstre (Mikkelsen et al., 2015b; Søvik, 2015a).

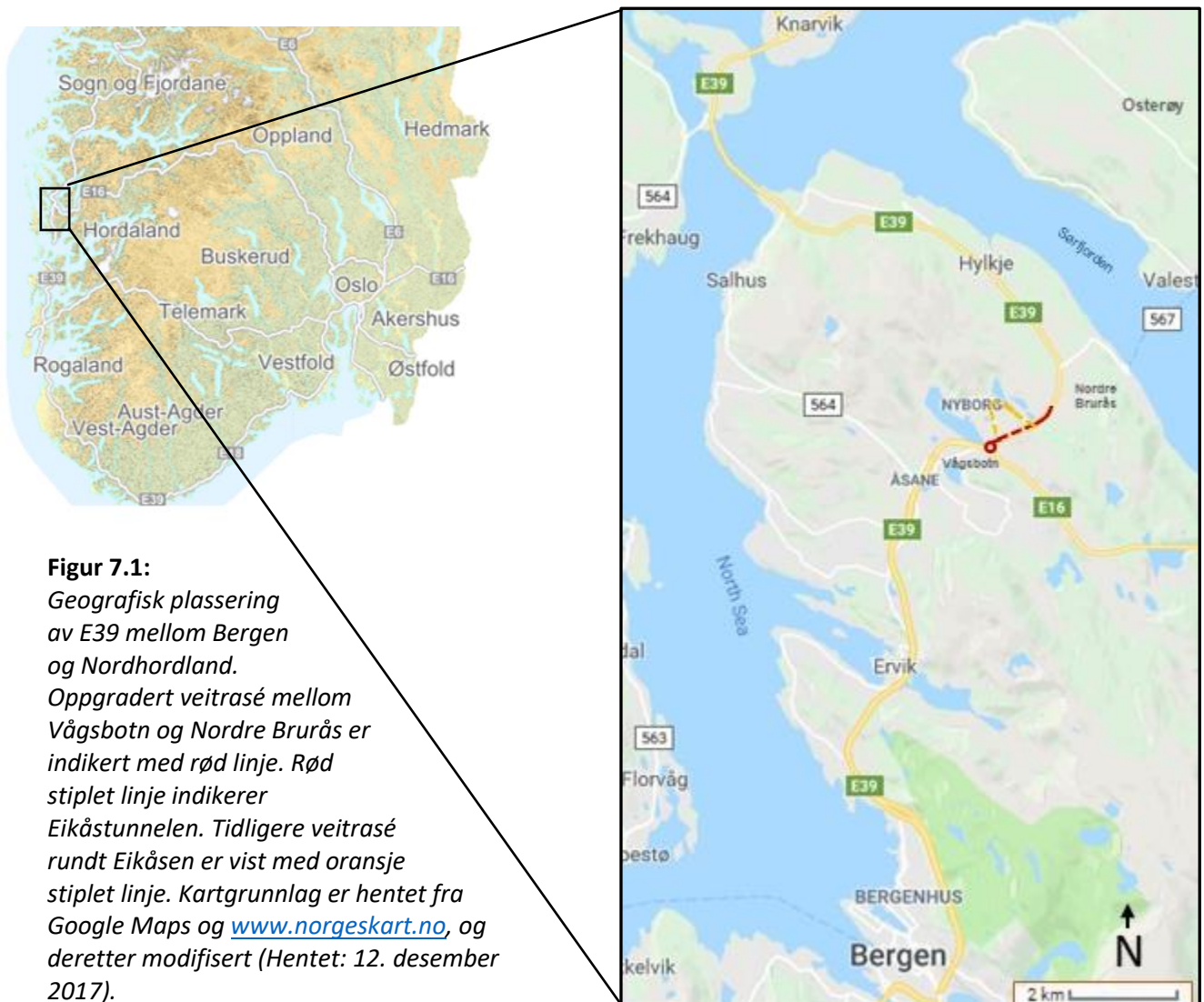
Fysiske inngrep i en vannforekomst kan føre til endring i evnen til å omsette kjemiske forbindelser (Mikkelsen et al., 2015a). Endring i volumet av en vannforekomst vil kunne gi mindre vannvolum som kan ta imot og fortynne en eventuell forurensning. Våtmarksområder bidrar til naturlig rensing av vann, og igjenfylling av myrer og mindre tjern vil potensielt gi høyere tilførsel av forurensning nedover i det aktuelle vassdraget. Våtmarksområder virker også flomdempende, og igjenfylling vil redusere den flomdempende effekten. Naturlig variasjon i elveløpet bidrar til å regulere vannføringen, og kanalisering av elver i rør kan også bidra til økt vannføring (Økland og Økland, 1995).

Veinett som krysser små og store vassdrag kan fungere som fysiske barrierer for dyrelivet. For fisk, kan hydromorfologiske endringer medføre vandringshindre ved gyting (Johnsen og Hellen, 2016). Det er derfor gunstig å modifisere resipienten på en slik måte at hydromorfologien ikke avviker for mye fra naturforholdene (Økland og Økland, 1995).

7 Veiprosjektet E39 Vågsbotn – Nordre Brurås

7.1 Beskrivelse av veiprosjektet E39 Vågsbotn – Nordre Brurås

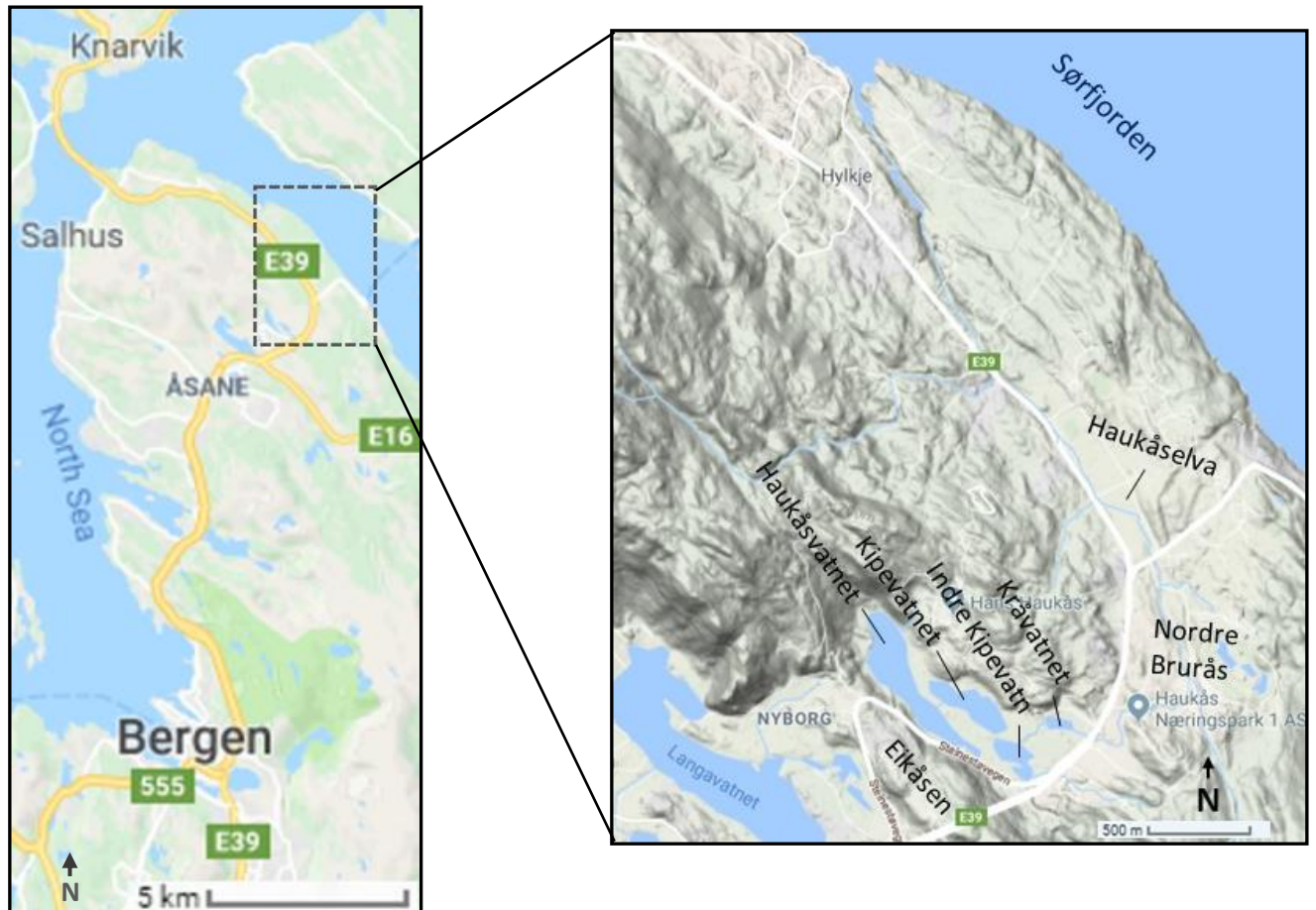
E39 mellom Vågsbotnen og Nordre Brurås i Åsane er en forlengelse av motorvegen fra Bergen sentrum og nordover, og er et knutepunkt for trafikken som går til og fra Nordhordland. Oppgradering og utbygging av veitraséen startet våren 2012 og sto ferdig høsten 2014. Oppgradering av E39 mellom Vågsbotn og Nordre Brurås i nordre deler av Bergen kommune omfattet ny firefelts vei (1,6 km), ny rundkjøring og rampesystem ved Vågsbotnen, tunnel gjennom Eikåsen, samt tre broer over Haukåselva ved Nordre Brurås (Wyspianska, 2016). I følge Statens vegvesens karttjeneste *Vegkart* er årsdøgntrafikk (ÅDT) pr. 2017 i Eikåstunnelen og den oppgraderte veien på hele 24 900 kjøretøy (Statens vegvesen, 2018). Dagens veitrasé er vist i **Figur 7.1**. Oppgradering og utvidelse av E39 mellom Vågsbotn og Nordre Brurås, samt driving av tunnel gjennom Eikåsen påvirket nærliggende vassdrag, deriblant Haukåsvassdraget, som i denne omgang vil undersøkes nærmere.



Figur 7.1:
 Geografisk plassering
 av E39 mellom Bergen
 og Nordhordland.
 Oppgradert veitrasé mellom
 Vågsbotn og Nordre Brurås er
 indikert med rød linje. Rød
 stiplet linje indikerer
 Eikåstunnelen. Tidligere veitrasé
 rundt Eikåsen er vist med oransje
 stiplet linje. Kartgrunnlag er hentet fra
 Google Maps og www.norgeskart.no, og
 deretter modifisert (Hentet: 12. desember
 2017).

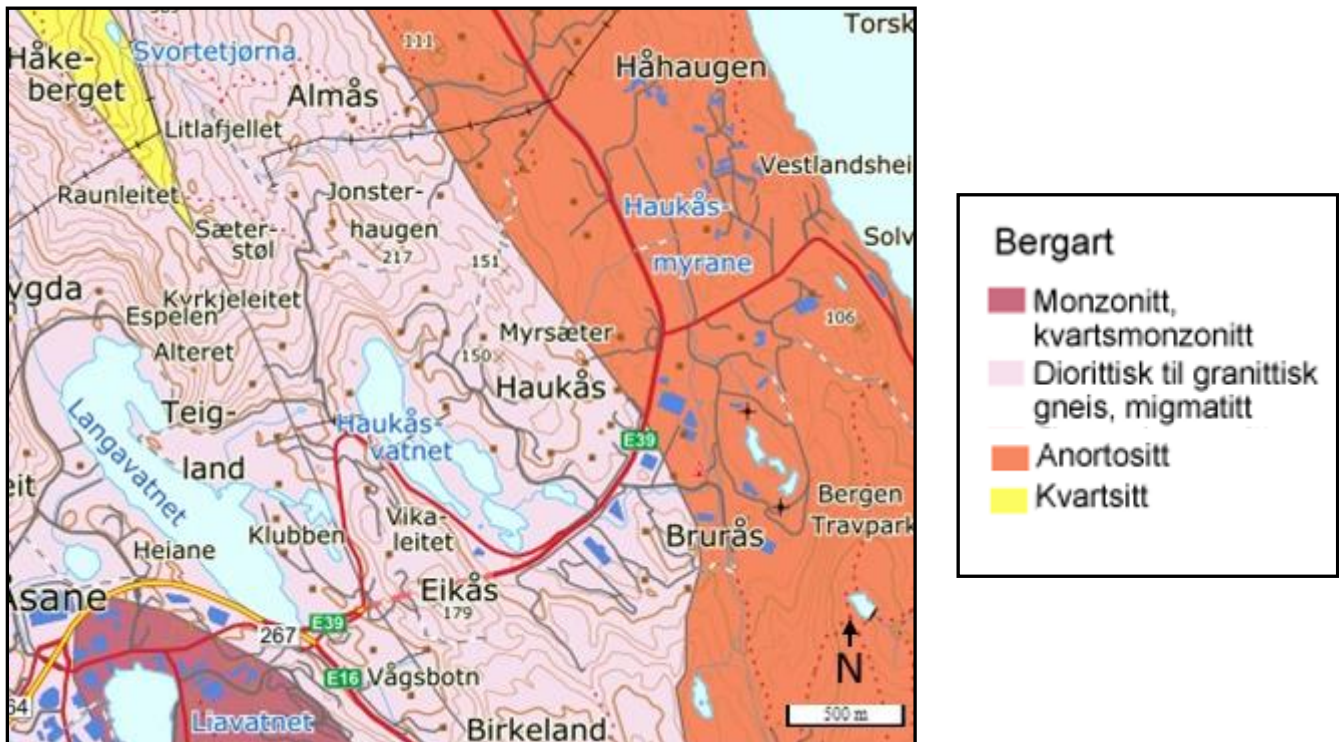
7.2 Beskrivelse av Haukåsvassdraget og omkringliggende område

Haukåsvassdraget ligger i Åsane bydel, nord i Bergen kommune, og består av flere vann, tjern og myrområder. Kipevatnet ligger lengst vest i vassdraget, etterfulgt av Indre Kipevatn og Kråvatnet mot øst. Videre drenerer Kråvatnet til Haukåselva. Vassdraget er om lag 5 km langt hvor Haukåselva renner nordover og munner ut i Sør fjorden (Nordsjøen). I litteraturen omtales Haukåselva også som Hylkjeelva. Vest for Haukåsvassdraget ligger Haukåsvatnet. Geografiske beliggenhet av Haukåsvassdraget er vist **Figur 7.2**.



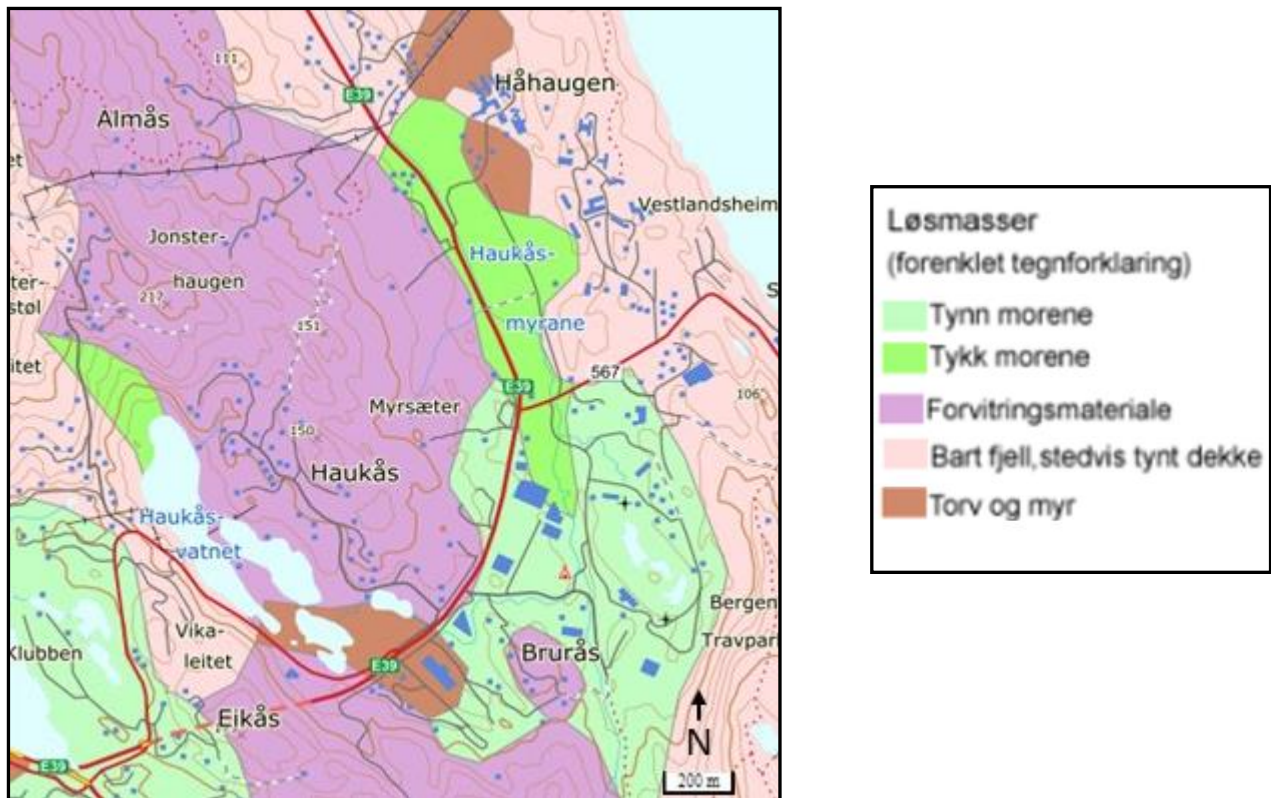
Figur 7.2: Geografisk beliggenhet av Haukåsvassdraget. Kartet til høyre er med relieff og navn på vannforekomstene i Haukåsvassdraget. Kartgrunnlag er hentet fra Google Maps, og deretter modifisert (Hentet: 12. desember 2017).

Geologien i området er preget av magmatiske bergarter (anortositt, monzonitt, granitt, gabbro), som til dels er omdannet til gneis under dannelsen av Den kaledonske fjellkjeden, samt innslag av kvartsitt (omdannet sedimentær bergart). Området er en del av den geologiske provinsen *Bergensbuene* (NGU, 2018a; Askheim, 2016). Berggrunnen i området er vist i **Figur 7.3**.



Figur 7.3: Berggrunnskart for området rundt Haukåsvassdraget. Tegnforklaring til høyre. Kartgunnlag er hentet fra www.geo.ngu.no/kart/berggrunn/ (Hentet: 13. desember 2017).

Terrenget rundt Haukåsvassdraget er kupert med topper i nordvest og med slakere terreng mot øst og nordøst. Løsmassedekket preges av forvittringsmaterialer med gradvis overgang til underliggende fast fjell. Ellers er det mye bart fjell med innslag av morene, torv og myr. I følge karttjenesten GRANADA er det *antatt betydelig grunnvannspotensiale* i moreneavsetningene nord for Haukåsvatnet og ved Haukåsmyrane. Da det stort sett er tynt overdekke av forvitret berggrunn, er grunnvannspotensialet ellers i området lavt (NGU, 2018b). Løsmassekart over området er vist i **Figur 7.4**.

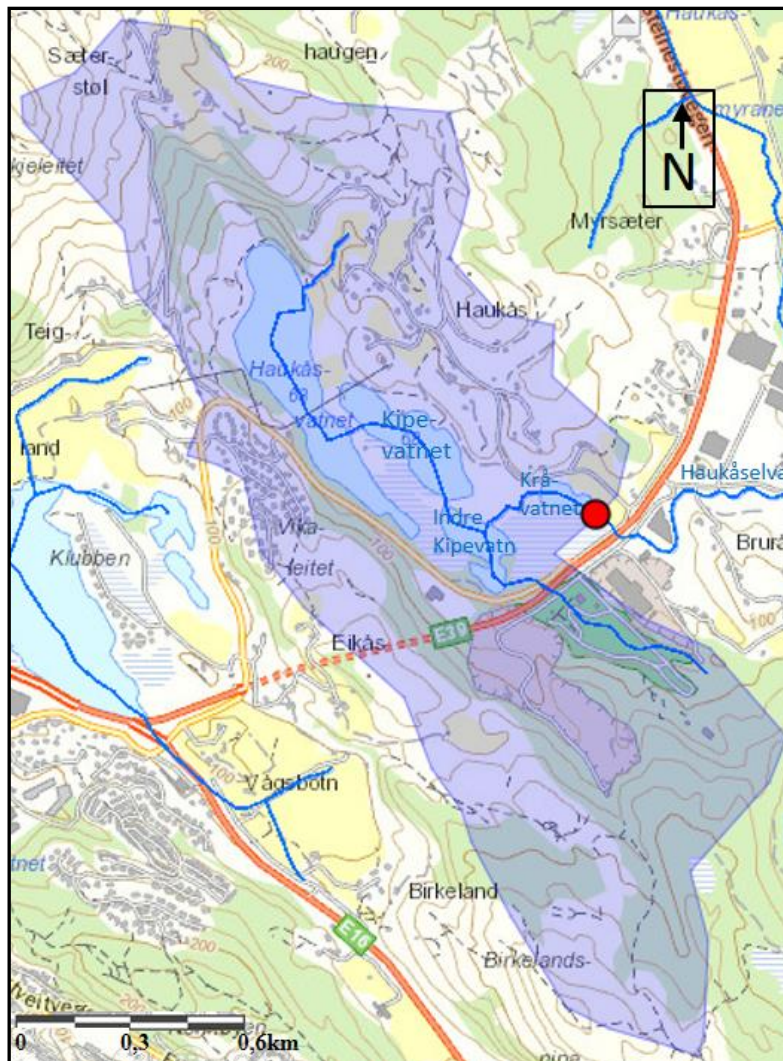


Figur 7.4: Løsmassekart for området rundt Haukåsvassdraget. Tegnforklaring til høyre. Kartgunnlag er hentet fra www.geo.ngu.no/kart/losmasse/ (Hentet: 13. desember 2017).

Vannene i området ved østre påhugg av Eikåstunnelen ligger på om lag 68 moh, og er bundet sammen med korte elvestrekninger. I Vann-Nett (2014b), er Haukåsvatnet registrert som *innsjø* og egen vannforekomst (061-26551-L). Haukåsvatnet drenerer østover til Kipevatnet og videre til Indre Kipevatn. Indre Kipevatn er om lag 8-9 m dypt og er delt på midten av en vegetasjonssone. Den innsnrørte delen av Indre Kipevatn omtales videre som sørlige del av Indre Kipevatn. Indre Kipevatn drenerer så til Kråvatnet som videre drenerer til Haukåselva i øst. I følge Vann-Nett (2014a) er det vannforekomstene nedstrøms Haukåsvatnet (Kipevatnet, Indre Kipevatnet, Kråvatnet og Haukåselva) som inngår i Haukåsvassdraget. Haukåsvassdraget er registrert som *elv* og vannforekomst 061-176-R. Se *vedlegg B-1* og *vedlegg B-2* for rapporter fra Vann-Nett.

I følge beregninger generert i karttjenesten NEVINA, er det totale nedbørsfeltet for Haukåsvassdraget på om lag 7,8 km², hvor årsnedbør er beregnet til å være 2389 mm (*vedlegg B-5*) (NVE, 2018). Dersom man ser på den øverste delen av vassdraget, er nedbørsfeltet ved utløpet av Kråvatnet om lag 2,2 km² og middelvannføringen er beregnet til å være 71,4 L/(s*km²) (se *vedlegg B-6*). **Figur 7.5** viser nedbørsfeltet til øvre del av Haukåsvassdraget.

Den øvre delen av Haukåsvassdraget har i hovedsak to tilløpsbekker, en fra nord via Haukåsvatnet, og en fra sør som drenerer til Indre Kipevatn (NVE, 2018). Det er også en mindre tilløpsbekk i sør som drenerer til sørsiden av Indre Kipevatn.



Figur 7.5: Kart over nedbørsfeltet til øvre del av Haukåsvassdraget (blått felt). Blå linje indikerer elveløp. Rød prikk indikerer utløpet fra Kråvatnet mot Haukåselva. Kartgrunnlag er generert i karttjenesten NEVINA, NVE (2018). Se vedlegg B-6 for original figur.

I Vann-Nett er både Haukåsvatnet og Haukåsvassdraget inndelt som vanntype *små, kalkfattig, klar* (TOC2-5) (Vann-Nett, 2014a; Vann-Nett, 2014b). Dette tilsier at Haukåsvatnet har et overflateareal $< 0,5 \text{ km}^2$ og at Haukåsvassdragets lengde er $< 10 \text{ km}$. Alkalitet og turbiditet i vannforekomstene er naturlig lav (Direktoratsgruppen, 2013). Økologisk tilstand i Haukåsvatnet og Haukåsvassdraget er *moderat*, og den kjemiske tilstanden er *ukjent*. Det er risiko for at miljømålet om *god* økologisk og kjemisk tilstand ikke nås innen 2021 i Haukåsvatnet og Haukåsvassdraget (Vann-Nett, 2014a; Vann-Nett, 2014b).

Det er gjennomført en rekke biologiske undersøkelser i Haukåsvassdraget. Vassdraget huser en bestand av elvemuslingen *Margaritifera margaritifera*, som er beregnet på om lag 1000 individer (Mortensen, 2017). Elvemuslingen er rødlistet som sårbar (VU) og har status som prioritert art (Henriksen og Hilmo, 2015). Elvemuslingen i Haukåsvassdraget var stemplet som utryddet i Haukåsvassdraget, men etter funn i 2002 ble forvaltning gjenopprettet (Bergen kommune, 2007). Undersøkelser gjennomført av Hobæk (2004), viser at bestanden er svært liten, forgubbet og har dårlig rekruttering. Det er trolig partikkeltilførselen til vassdraget fra omliggende aktiviteter som medfører størst belastning på bestanden (Bergen kommune, 2007). Bestandens nåværende lave rekruttering vil fortsette dersom dagens forurensningsbilde vedvarer, og vil på sikt kunne dø ut (Hobæk, 2004). Arbeid i regi av Bergen kommune pågår for å øke bestanden (Bjordal, 2015). Det drives kultivering av unge muslinger som settes ut i vassdraget (Mortensen, 2017). Utsetting av unge muslinger startet våren 2016. Tilvekst og overlevelse så ut til å være god ved undersøkelser høsten 2016 (Eilertsen et al., 2017). Høsten 2017 ble det registrert om lag 300 døde eller døende individer. I påfølgende undersøkelser gjennomført av Mortensen (2017) vises det at undersøkte elvemuslinger var tydelig svekket som følge av slamansamling og skader på gjeller. Status for bestanden er derfor usikker (Borge, 2017). Det er også rødlistet ål, ørret og røye i vassdraget (Hobæk, 2004). Sjøørret migrerer til og fra Haukåselva (Wypianska, 2016). Felles forvaltning av sjøørret og elvemusling er viktig da muslinglarvene overvintrer som parasitter på gjellene til ørretyngel før de slipper seg til elvebunnen om våren (Hobæk, 2004).

I området rundt Haukåsvassdraget er det en rekke virksomheter som kan påvirke vannmiljøet. Oversikt over aktiviteter og virksomheter rundt øvre del av Haukåsvassdraget er vist i **Figur 7.6**. Øst for Kråvatnet ligger Bergen Travpark og et større næringsområde med butikker, bilforretning, bussparkering og bensinstasjon. Nord for østre påhugg av Eikåstunnelen ligger et bilverksted. Sør for Indre Kipevatn ligger steinknuseverket og massedeponiet *Ovnen*, samt et motorsportsenter. Det er også spredte landbruksområder, samt noe spredt bebyggelse i nord (Wypianska, 2016).



Figur 7.6: Oversiktsbilde over aktiviteter rundt øvre del av Haukåsvassdraget. Grå sone i vest indikerer bilverksted, blå sone indikerer steinknuseverk og massedeponi (Ovnen), grønn sone indikerer motorsportsenteret og oransje sone indikerer næringspark. Bergen Travpark er synlig lengst nordøst. Haukåselva fra utløpet av Kråvatnet og mot Haukåsmyrane er markert med blå strek. Kartgrunnlag er hentet fra www.norgeskart.no deretter modifisert (Hentet: 12. desember 2017).

7.3 Mulige kilder til nitrogenforbindelser ved Haukåsvassdraget

Vassdraget er i dag omgitt av en rekke virksomheter som kan påvirke vannmiljøet. Tidligere undersøkelser viser at vassdraget var påvirket også i forkant av utbygging av beskrevet veiprojekt (Wypianska, 2016). Mulige kilder til nitrogen i nedbørsfeltet omfatter:

- Nedfall fra kort- og langtransportert luftforurensning
- Avrenning fra Bergen Travpark
- Avrenning fra Ovnen massedeponi
- Avrenning og tilsig fra omliggende gårdsbruk, jorder og bebyggelse
- Lekkasje fra kommunalt avløpsnett
- Lekkasje fra eventuelt spredte avløpsanlegg

Utbygging av E39 og Eikåstunnelen, samt forbedring av eksisterende vei medførte:

- Tilførsel av tunnelvann under drivefasen
- Avrenning fra midlertidig og permanent deponert sprengstein
- Avrenning fra sprengningsarbeider utenfor tunnel (dagsnearbeid)

7.4 Nærmere beskrivelse av veiprojektet E39 Vågsbotn – Nordre Brurås ved Haukåsvassdraget

Oppgradering av E39 mellom Vågsbotnen og Nordre Brurås startet i månedsskiftet april - mai 2012 og veianlegget ble åpnet for trafikk i oktober 2014. Parallelt med forbedring av veitraséen gjennomgikk området omfattende utbygging med utvidelse av næringsarealene på sørsiden av veitraséen (Wyspianska, 2016). Området før og etter veiutbyggingen er vist i **Figur 7.7** og **Figur 7.8**.



Figur 7.7: Flyfoto over området tatt før anleggsstart ved Haukåsvassdraget. Legg merke til blakket vann i sørlige del av Indre Kipevatn allerede før anleggsstart. Kartgrunnlag fra 2005 er hentet fra <http://www.norgebilder.no/> (Hentet: 18. januar 2018).



Figur 7.8: Flyfoto over området etter ferdigstilt veianlegg ved Haukåsvassdraget. Rød stiplet linje indikerer løp for Eikåstunnelen. Legg merke til økt utbygging langs veitraséen. Kartgrunnlag fra 2016 er hentet fra <http://www.norqebilder.no/> (Hentet: 19. januar 2018).

Driving av tunnel gjennom Eikåsen startet i juli 2012. Begge tunnellopene ble drevet fra øst med gjennomslag i vest rett før jul 2012. Lengden på østgående løp er 577 m og vestgående løp er på 602 m. Tunnelen ble drevet med slak stigning mot vest. Driving på stigning medførte at tunnelvannet rant med selvføll ut av tunnelen. Tunnelvannet ble så samlet i en grop ved påhugget i øst. Videre ble tunnelvannet pumpet til et renseanlegg. Den sørlige delen av Indre Kipevatn fungerte som resipient for det rensede tunnelvannet (Wypianska, 2016).

Mengde fjell sprengt ut i forbindelse med driving av Eikåstunnelen var 75 847 pfm³ (pers. meddelelse fra Myklebost (2018)). Sprengsteinen ble midlertidig lagret ved påhugg i øst, langs veitraséen sør for Indre Kipevatn (**Figur 7.9**). Det er ukjent hvor lenge sprengsteinen ble lagret utenfor Eikåstunnelen, men anslag fra Statens vegvesen er at om lag 50 % ble lagret i gjennomsnitt et halvt år (pers. meddelelse fra Eide (2017)). Deler av sprengsteinen ble benyttet til masseutskifting for forbedring og utvidelse av eksisterende og ny veitrasé. Resterende sprengsteinsmasse ble kjørt på deponi eller benyttet i andre veiprojekter.



Figur 7.9: Midlertidig lagret sprengstein utenfor østre påhugg av Eikåstunnelen, nord for påbegynt sedimentasjonsbasseng. Foto er tatt mot øst under driveperioden (20. desember 2012), og er gjengitt med tillatelse fra Agnieszka Wyspianska.

Mengde sprengstoff benyttet i forbindelse med driving av Eikåstunnelen var 191 852 kg *slurry* (pers. meddelelse fra Myklebost (2018)). Dette gir et sprengstofforbruk på 191 852 kg *slurry* / 75 847 pfm³ = 2,53 kg / pfm³. Teorien tilsier at den totale mengden uomsatt sprengstoff ved konvensjonell tunneldriving er mellom 7 % og 15 % (se kapittel 6.2). Ut i fra benyttet sprengstoffmengde ved driving av Eikåstunnelen, vil teoretisk andel uomsatt sprengstoff være mellom om lag 13 400 - 29 000 kg *slurry*. Teorien tilsier at *slurry* inneholder 25% nitrogenforbindelser i form av ammoniumnitrat (NH₄NO₃). Den teoretiske mengden nitrogen i form av ammoniumnitrat (NH₄NO₃) vil derfor være mellom om lag 3 400 kg - 7 200 kg. Det er derfor teoretisk sett betydelige mengder nitrogenforbindelser som kan tilføres Haukåsvassdraget gjennom nitrogenholdig tunnelvann, samt via avrenning fra sprengsteinsmasser.

7.5 Grenseverdier i utslippstillatelsen fra fylkesmannen

Da anleggsarbeidet i forbindelse med veiprojektet E39 Vågsbotnen – Nordre Brurås medførte avrenning og utslipp til nærliggende vassdrag, ble det søkt om utslippstillatelse til forurensningsmyndighet (se *E39 Vågsbotn-Nordre Brurås. Eikåstunnelen. Søknad om utslipp av tunnelvann i anleggs- og driftsfasen. Søknad om utfylling i Langavatnet* av Wyspianska (2011)). I utslippstillatelsen fra Fylkesmannen i Hordaland ble det satt utslippsgrenser for rensset tunnelvann fra driving av Eikåstunnelen (se *Utsleppsløyve etter forurensningslova til Statens vegvesen Region vest for Eikåstunnelen på E39 i Bergen kommune, Løyvenummer*

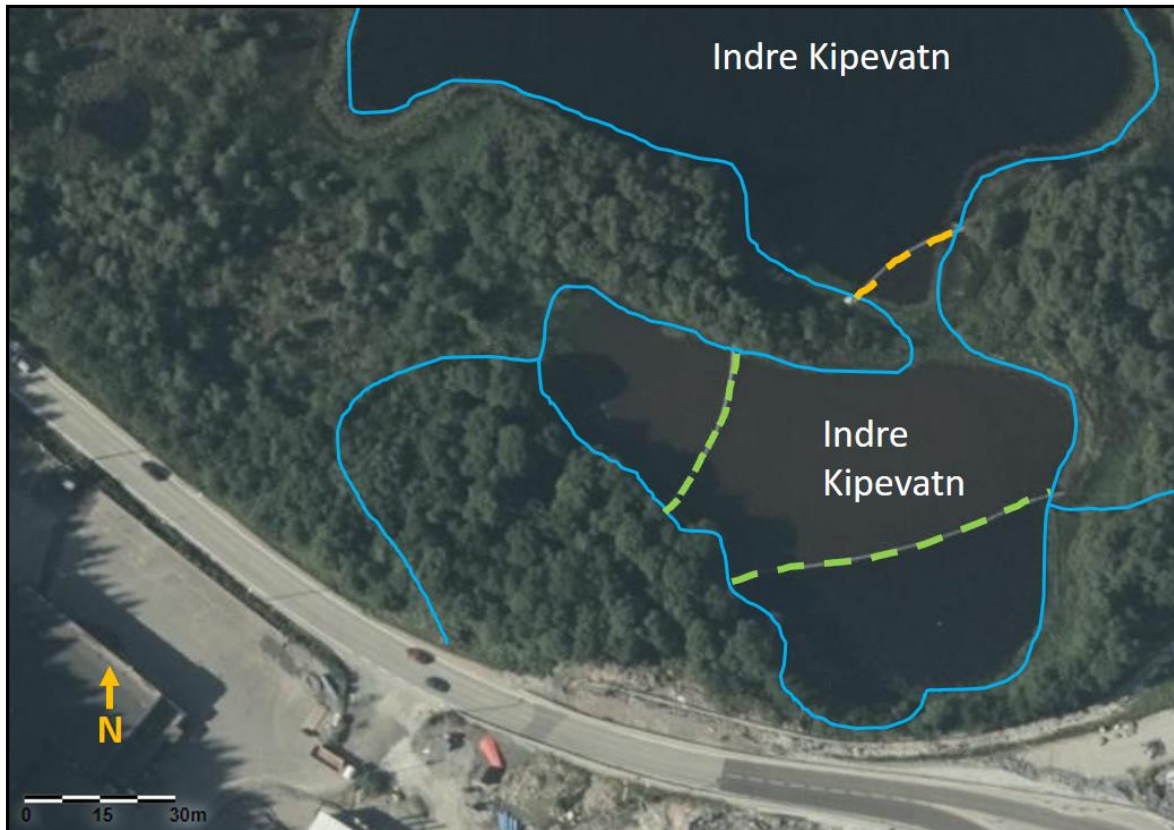
2012.065.T, Fylkesmannen i Hordaland (2011)). Aktuelle parametre og tilhørende grenseverdi er vist i **Tabell 7-1**. Grenseverdi for olje og suspendert stoff var gjeldende ut fra renseanlegget. Grenseverdier for ammoniakk og pH var gjeldende i sørlige del av Indre Kipevatn.

Tabell 7-1: Grenseverdier for tunnelvann som slippes til Indre Kipevatn under driving av Eikåstunnelen. Grenseverdi for olje og suspendert stoff var gjeldende ut fra renseanlegget. Grenseverdier for ammoniakk og pH var gjeldende i sørlige del av Indre Kipevatn. Etter løyvenummer 2012.065.T, Fylkesmannen i Hordaland (2011).

Utslippskomponent	Grenseverdi
Olje	5 mg / L
Suspendert stoff (SS)	100 mg / L
Ammoniakk (NH ₃)	300 µg/L
pH	< 8

7.6 Iverksatte tiltak for å etterkomme satte grenseverdier i Indre Kipevatn

For å etterkomme fastsatte grenseverdier fra fylkesmannen ble det iverksatt flere tiltak. Før tunnelvannet ble tilført resipienten, ble det pumpet til et renseanlegg for pH-justering, samt partikkelfiltrasjon. Renseanlegget var automatisk overvåket og varsling ble sendt til entreprenør dersom filtrere gikk tett (nedsatt filterkapasitet), eller dersom pH-verdiene ble målt til å være utenfor fastsatte grenseverdier. Det rensede tunnelvannet ble så sluppet i grunnen rett ved renseanlegget. Renseanlegget var plassert på anleggsområdet vest for sørlige del av Indre Kipevatn og tunnelvannet drenerte naturlig mot resipienten. På denne måten ble tunnelvannet også filtrert gjennom grunnen mens det drenerte til sørlige del av Indre Kipevatn. Sonen med vegetasjon mellom den sørlige- og nordlige delen av Indre Kipevatn fungerte som en ekstra barriere mot spredning av partikler. Indre Kipevatn fungerte derfor som et naturlig sedimentasjonsbasseng. To siltgardiner ble installert i sørlige del av Indre Kipevatn i forkant av anleggsstart. For å hindre spredning av sedimenter under perioder med høy vannføring, ble det under anleggsperioden installert ytterligere siltgardin i innløpet til nordre del av Indre Kipevatn. Siltgardinene ble tatt vekk rett før jul 2014 (Wypianska, 2016). Oversikt over plassering av siltgardiner er vist i **Figur 7.10**.



Figur 7.10: Omtrentlig plassering av siltgardiner i sørlige del av Indre Kipevatn, vist med grønn stiplet linje. Orange stiplet linje indikerer siltgardinen som ble installert i løpet av anleggsperioden. Den sørlige delen av Indre Kipevatn avskjæres av en vegetasjonssone. Kartgrunnlag fra 2013 er hentet fra <http://www.norgebilder.no/>, og deretter modifisert (Hentet 27. januar 2018).

For oppsamling og rensing av overvann fra ferdigstilt vei, er det på nordsiden av østre påhugg etablert et sedimentasjonsbasseng (**Figur 7.11**). Overvann fra veistrekningen vil fanges opp og pumpes til sedimentasjonsbassenget og videre slippes til Indre Kipevatn. Tunnelvaskevann vil samles opp i eget system og renses før det slippes på kommunalt ledningsnett (Wyspianska, 2016).



Figur 7.11: Oversikt over ferdigstilt veitrasé ved Haukåsvassdraget. Sedimentasjonsbassenget er markert med hvit firkant. Kartgrunnlag er hentet fra www.bergenskart.no, og deretter modifisert (Hentet: 16. januar 2018).

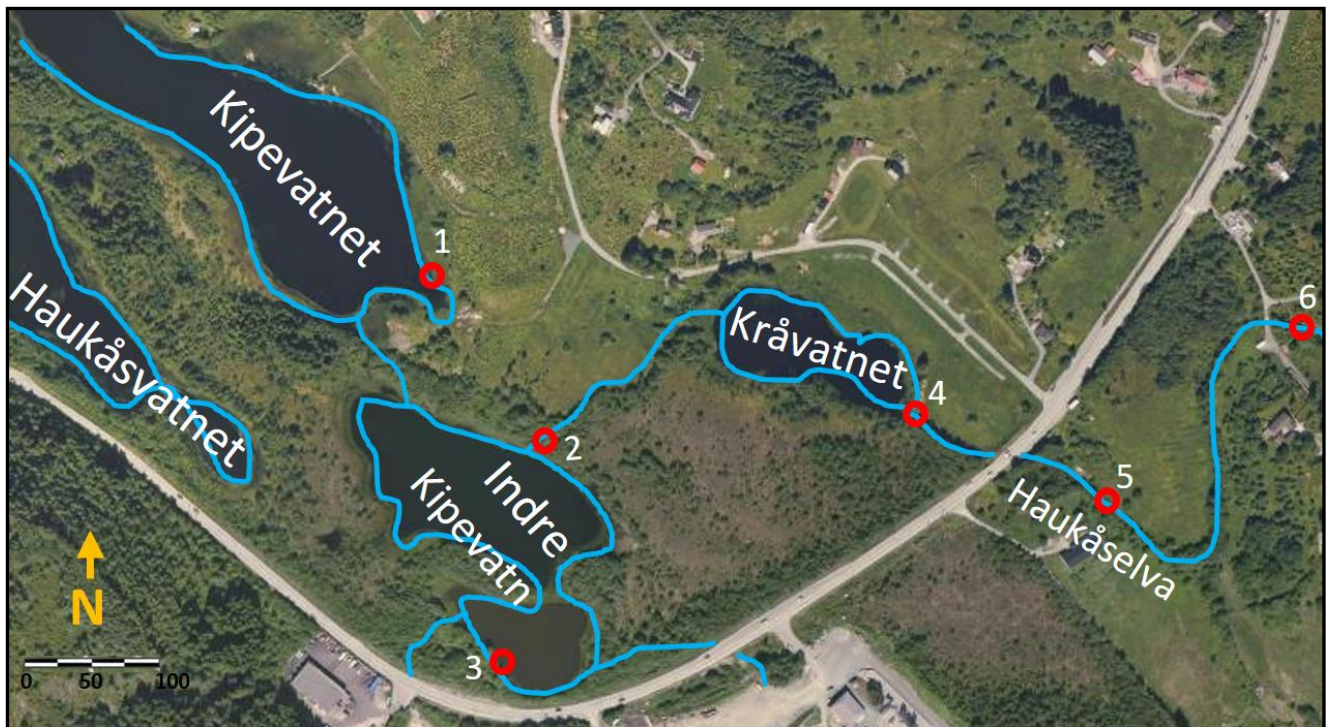
8 Overvåkningsprogram for resipienter i Haukåsvassdraget

I forbindelse med utbygging og forbedring av E39 mellom Vågsbotn og Nordre Brurås, ble det gjennomført vannprøvetaking *før, under og etter* anleggsfasen. *Før* anleggsstart ble det i februar, mai og november 2011 tatt vannprøver i øvre del av Haukåsvassdraget og i bekker med utløp til vassdraget.

Videre ble det *under og etter* anleggsperioden tatt prøver i øvre deler av Haukåsvassdraget. Dette omfatter prøvepunkter i Kipevatnet, sørlige og nordlige del av Indre Kipevatn, Kråvatnet, samt to punkter i Haukåselva. Da Kipevatnet lå oppstrøms utslippspunktet ble det ikke prøvetatt like hyppig i Kipevatnet som i de øvrige resipientene. Vannprøvene fra Kipevatnet fungerte som en referanse for bakgrunnsnivåene (Wyspianska, 2016).

Under tunneldrivingen ble det tatt vannprøver i vassdraget hver uke i perioden juni til desember 2012. *Etter* driveslutt ble månedlig vannprøvetaking gjennomført. Ytterlige prøver utover dette ble gjennomført dersom forholdene krevde det, ved for eksempel mye nedbør. Siste vannprøverunde ble gjennomført i januar 2015, om lag 3 måneder etter åpning av veianlegget. Anleggsarbeidet var da avsluttet (Wyspianska, 2016).

Alle vannprøvene er av overflatevann tatt fra bredden av resipientene (Wyspianska, 2016). Da veianlegget er ferdigstilt og prøvetakingen avsluttet, har undertegnede ikke deltatt ved vannprøvetaking i Haukåsvassdraget. Multiconsult har bistått med tilgang til vannprøveresultater fra perioden *før, under og etter* anleggsarbeidet. Prøvepunkter for vannprøvetaking i Haukåsvassdraget er vist i **Figur 8.1**.



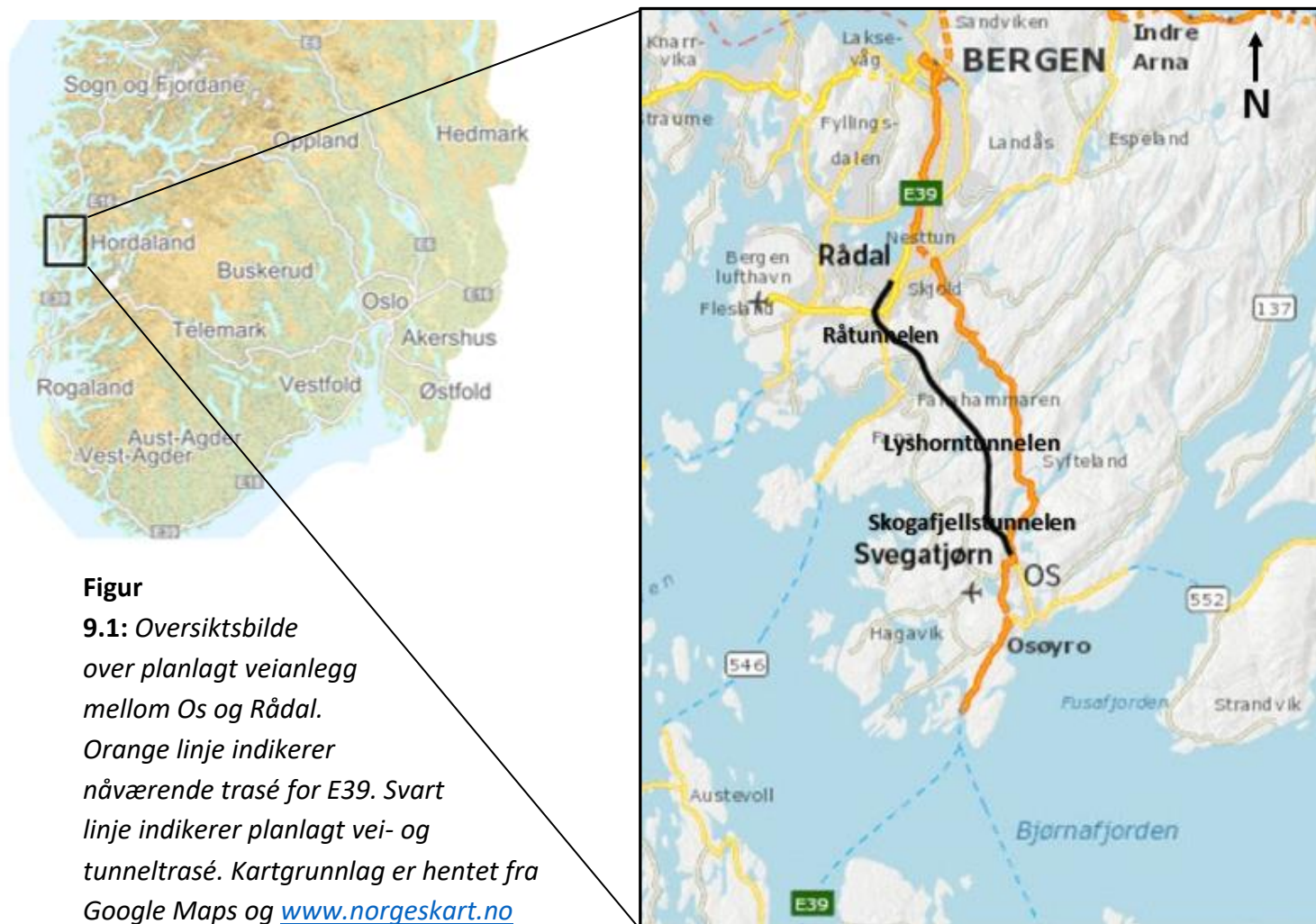
Figur 8.1: Oversikt over vannprøvepunkt 1-6 for vannprøvetaking i øvre del av Haukåsvassdraget før, under og etter anleggsperioden. Modifisert etter Wyspianska (2016). Kartgrunnlag er hentet fra www.norqebilder.no (Hentet: 09. januar 2018).

Metode for vannprøvetaking er tilsvarende som beskrevet i *kapittel 10.1.1 Prøvetaking november 2017 og februar 2018*. Vannprøvene ble analysert for de parametre som det var sannsynlig at anleggsdriften ville kunne påvirke. Vannprøvene tatt før anleggsstart ble analysert for total nitrogen, total fosfor, nitrat, ammonium, alkalitet, turbiditet, suspendert stoff, uorganiske miljøgifter (arsen, bly, kadmium, kvikksølv, krom, kobber, nikkel og sink), THC (olje), benzen, toluen, etylbenzen og xylener (BTEX), polysykliske aromatiske hydro-karboner (PAH), polyklorerte bifenyler (PCB), total organisk karbon (TOC). Ledningsevne, pH og temperatur ble målt i felt (Wyspianska, 2016). Etter anleggsstart ble prøvene også analysert for nitritt. Det ble da ikke analyser for totalt fosfor. Akkreditert laboratorie for kjemiske analyser var Eurofins AS (Wyspianska, 2016).

9 Veiprosjektet E39 Svegatjørn – Rådalen

9.1 Beskrivelse av veiprosjektet E39 Svegatjørn – Rådalen

Veiprosjektet E39 Svegatjørn – Rådalen omfatter ny 4-felts motorvei mellom Os og Bergen kommune. Veiprosjektet har en total veilengde på 17,7 km ny vei, hvor 14,7 km går i tunnel, fordelt på tre tunneler: Skogafjellstunnelen, Lyshorntunnelen og Råtunnelen. Ved Svegatjørn (Os) vil veien ledes inn i Skogafjellstunnelen. Skogafjellstunnelen (1,4 km) vil så munne ut i en dagsone ved Endelausmarka (Søvik, 2015a). I følge Statens vegvesens karttjeneste *Vegkart*, er årsgjennsnittet (ÅDT) på E39 ved Svegatjørn på 8 500 kjøretøy (pr. 2017) (Statens vegvesen, 2018). Denne trafikkmengden vil da ledes inn i på det nye veianlegget som er dimensjonert for en ÅDT på 10 000 (Statens vegvesen et al., 2012). Fra dagsonen i Endelausmarka vil veien ledes inn i Lyshorntunnelen (9,2 km), og så munne ut i en dagsone i Rådalen. Her vil veien videre ledes inn i Råtunnelen (2,2 km). Råtunnelen splittes så i to løp, hvor ett munner ut på Fleslandsvegen og ett ledes inn på eksisterende E39 nordøst for Nordås (Søvik, 2015a; Bruarøy, 2015). Anleggsfasen startet sommeren 2015, og etter planen skal veianlegget åpnes for trafikk høsten 2022 (Statens vegvesen, 2017b). Oversikt over eksisterende og planlagt tunnel- og veitrasé er vist i **Figur 9.1**. Byggingen av ny E39 mellom Os og Bergen vil kunne påvirke en rekke vassdrag. I denne masteroppgaven undersøkes Ulvenvatnet og Vinddalsvatnet nærmere.



Figur

9.1: Oversiktsbilde

over planlagt veianlegg mellom Os og Rådalen.

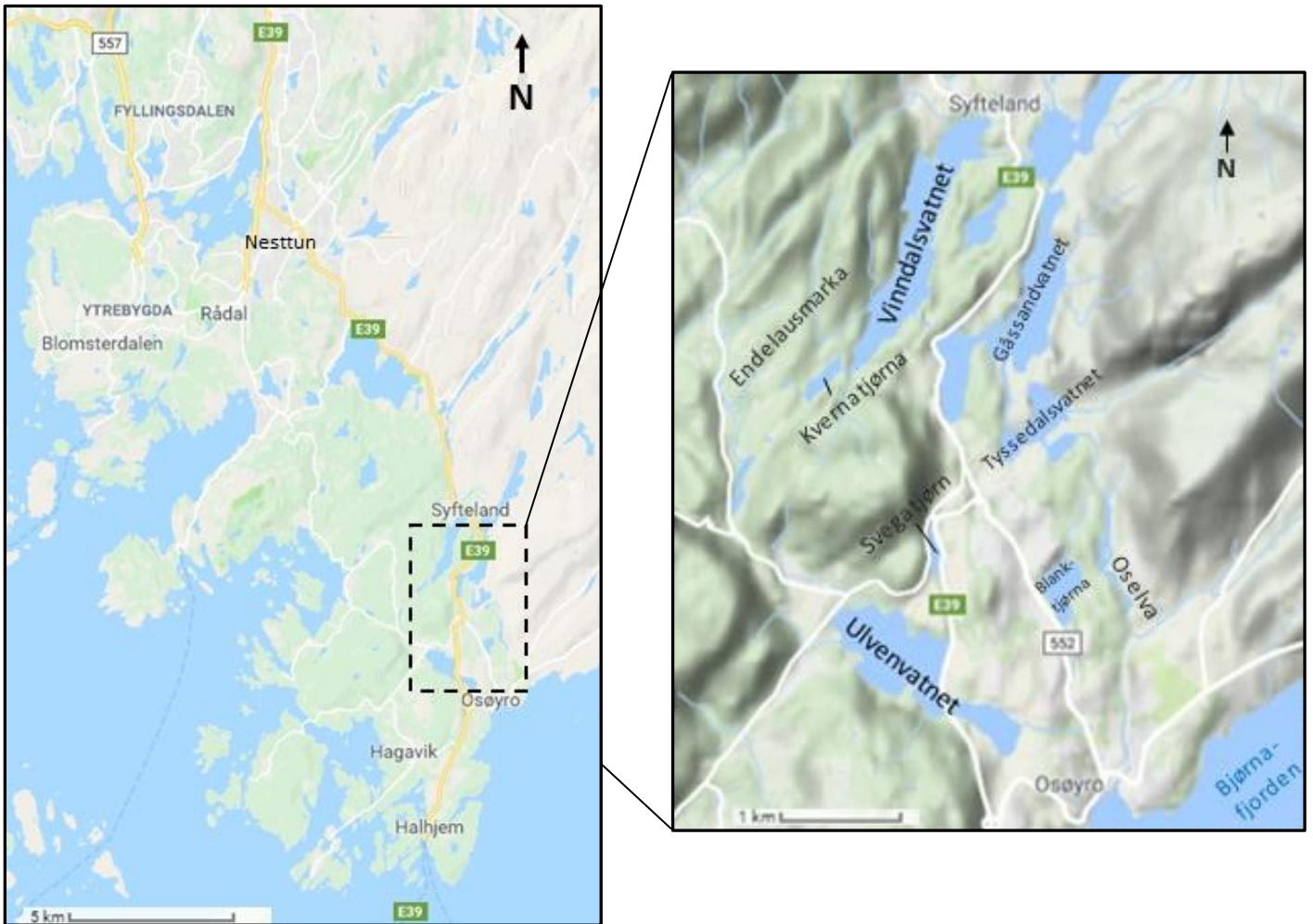
Orange linje indikerer nåværende trasé for E39. Svart linje indikerer planlagt vei- og tunneltrasé.

Kartgrunnlag er hentet fra Google Maps og www.norgeskart.no

(Hentet: 12. desember 2017). Modifisert etter Statens vegvesen (2017b).

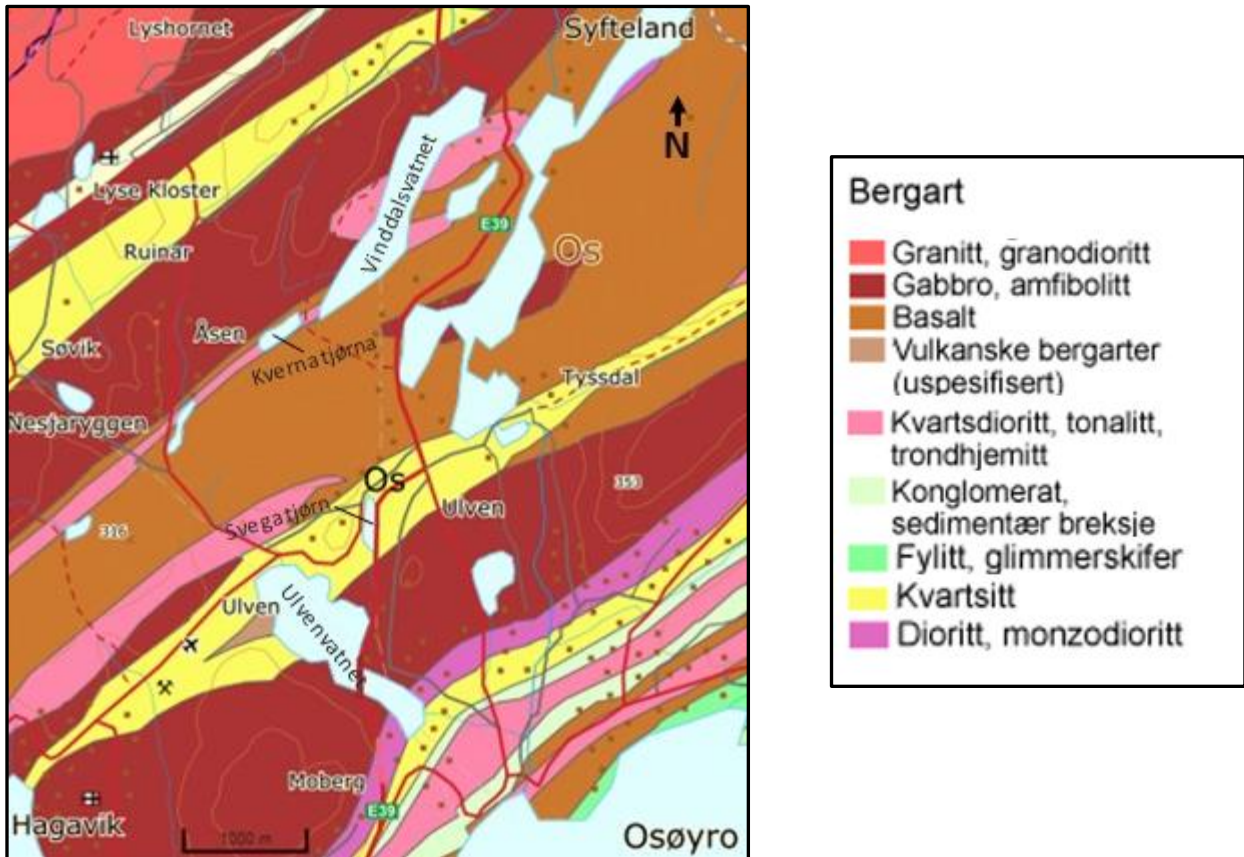
9.2 Beskrivelse av resipientene Ulvenvatnet og Vinddalsvatnet og omkringliggende områder

I nordlige del av Os kommune ligger Endelausmarka. Endelausmarka er et skogsområde med flere myrer, tjern og vann. Vinddalsvatnet ligger i den nordøstlige del av Endelausmarka, mot grensen til Bergen kommune. Vinddalsvandet opptrer med ulike navn i litteraturen og i karttjenester (Vindalsvatnet, Vinddalsvatnet og Vinndalsvatnet). Da resipienten er registrert som Vinddalsvatnet i *Vann-Nett*, blir dette navnet brukt videre i oppgaven. Ulvenvatnet ligger om lag 2 km sør for Vinddalsvatnet, nærmere Osøyro. Geografisk beliggenhet av Ulven- og Vinddalsvatnet er vist i **Figur 9.2**.



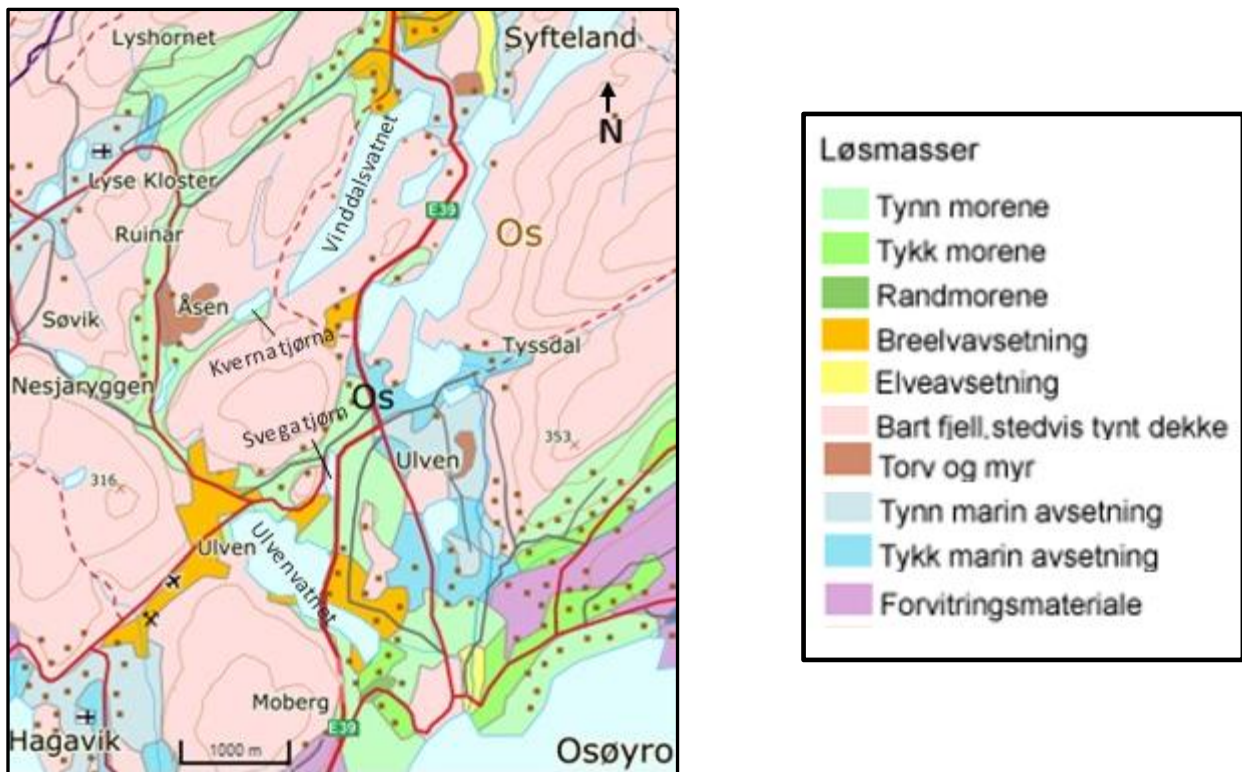
Figur 9.2: Geografisk beliggenhet av Ulven- og Vinndalsvatnet. Kartet til høyre er med relieff og navn på vannforekomster. Kartgrunnlag er hentet fra Google Maps, og deretter modifisert (Hentet: 12. desember 2017).

Geologien i området er preget av ulik grad av metamorfose. Området består av bergarter som kvartsitt, fyllitt og konglomerat (opprinnelig sedimentære), samt dyppergarter som granitt, dioritt og gabbro med innslag av dagbergarten basalt. Gabbroen er delvis omdannet til amfibolitt, mens basalten er delvis omdannet til grønnstein. Området er en del av den geologiske provinsen *Bergensbuene*, en del av Den kaledonske fjellkjeden (NGU, 2018a; Askheim, 2016). Berggrunnen i området rundt Ulven- og Vinndalsvatnet er vist i **Figur 9.3**.



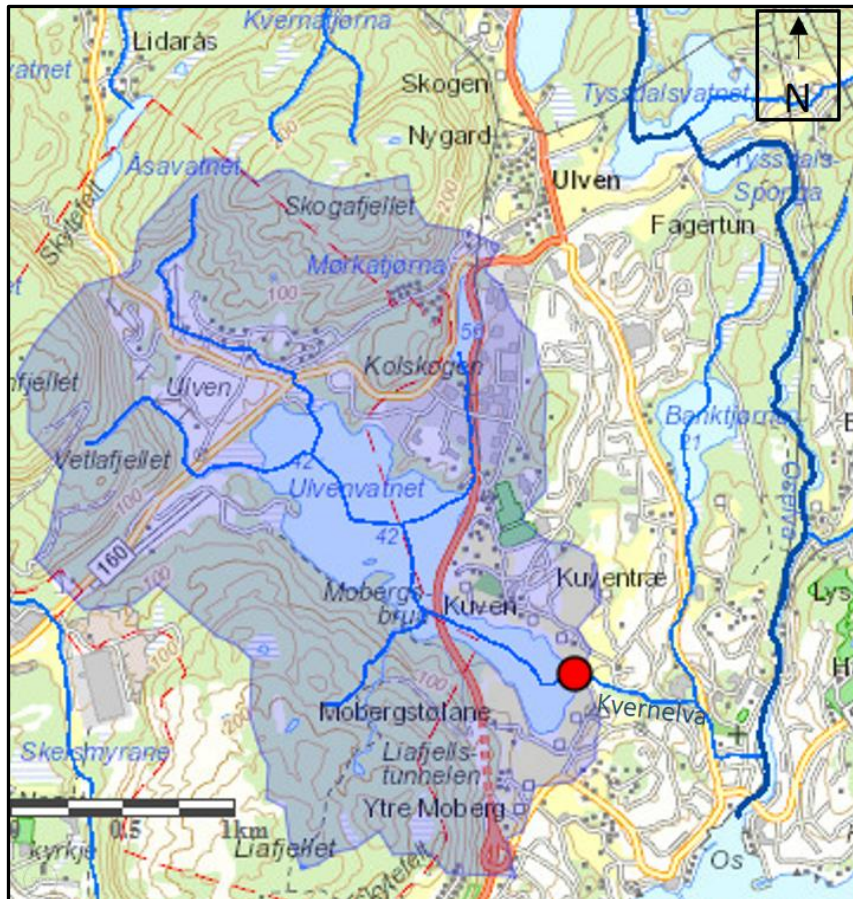
Figur 9.3: Berggrunnskart for deler av Os kommune. Tegnforklaring til høyre. Kartgunnlag er hentet fra www.geo.ngu.no/kart/berggrunn/ (Hentet: 13. desember 2017).

Terrenget rundt Ulven- og Vinddalsvatnet er småkupert. I dalførene er det innslag av morene, breelv- og elveavsetninger i variert tykkelse (NGU, løsmassekart). I følge karttjenesten GRANADA (NGU) er det *antatt betydelig grunnvannspotensiale* i breelavsetningene nordvest og øst for Ulvenvatnet, samt nordøst for Vinddalsvatnet. Det er *begrenset grunnvannspotensiale* i moreneavsetningene sør for Ulvenvatnet. Det er mye bart fjell i området, og grunnvannspotensialet er ellers lavt. Løsmassekart over området er vist i **Figur 9.4**.



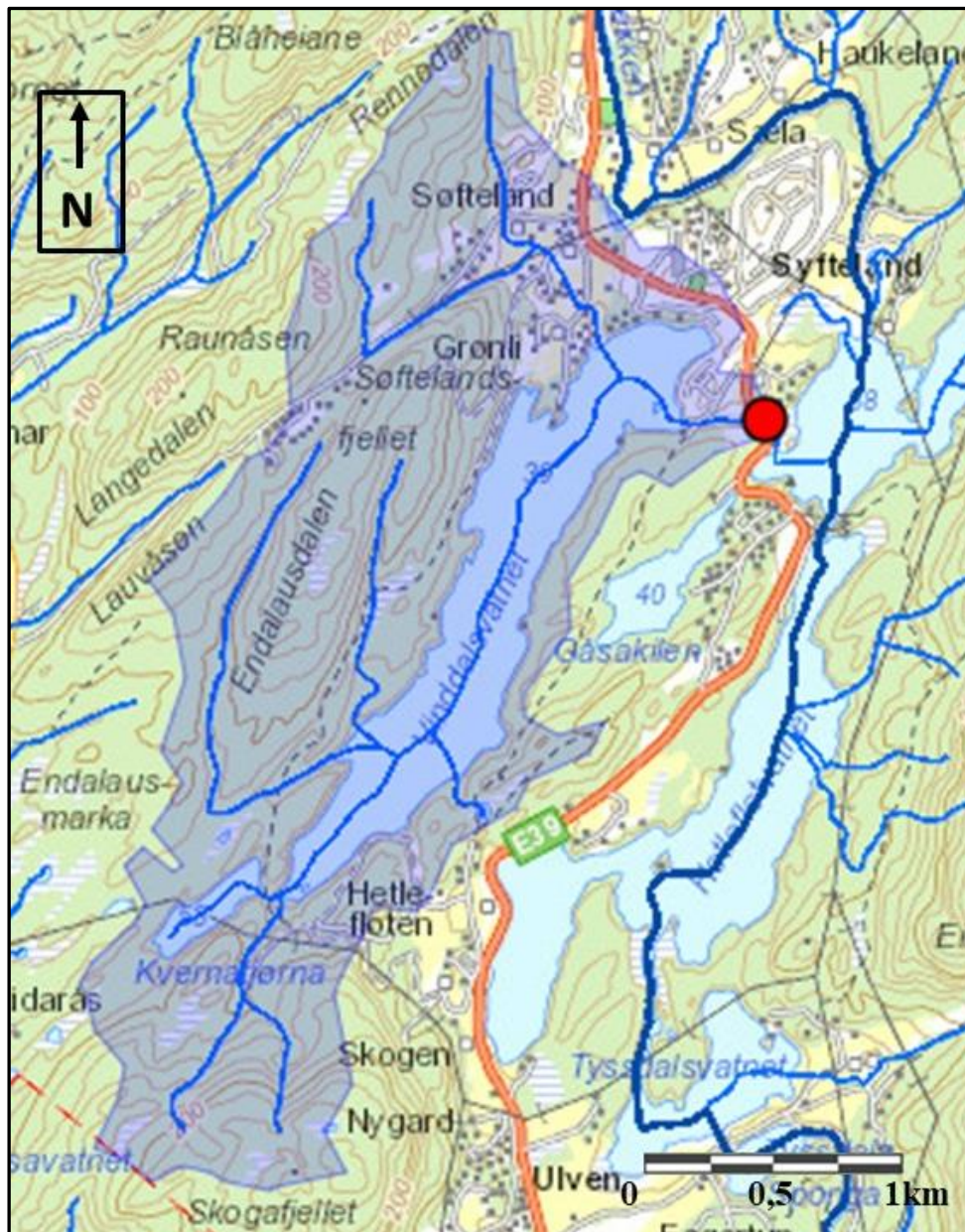
Figur 9.4: Løsmassekart for deler av Os kommune. Tegnforklaring til høyre. Kartgunnlag er hentet fra www.geo.nqu.no/kart/losmasse/ (Hentet: 13. desember 2017).

Både Vinddalsvatnet og Ulvenvatnet drenerer til Oselva. Oselva knytter Osvassdraget sammen og munner ut i Bjørnafjorden ved Osøyro. I følge Vann-Nett (2014c), er Ulvenvatnet registrert som *innsjø* og som egen vannforekomst (055-2692-L). Ulvenvatnet ligger 43 moh, har et overflateareal 0,69 km² og nedbørsfelt på om lag 5,5 km². Se *vedlegg B-3* for rapport fra Vann-Nett. Nedbørsfeltet til Ulvenvatnet er vist i **Figur 9.5**. Ulvenvatnet har fire tilløpsbekker og utløp i sør via Kvernelva, som igjen munner ut i Oselva. Det er bare bekken fra Liafjellet i sør som ikke drenerer gjennom bebygde områder (Mikkelsen et al., 2015a). I følge beregninger generert i karttjenesten NEVINA, er middelvannføringen i Ulvenvatnet 65,1 L/(s*km²) og årsnedbør i området er på 1815 mm (*vedlegg B-7*).



Figur 9.5: Kart over nedbørsfeltet til Ulvenvatnet (blått felt). Blå linje indikerer elveløp. Tykk blå linje i øst indikerer Oselva. Rød prikk indikerer utløpet til Ulvenvatnet mot Oselva. Kartgrunnlag er generert i karttjenesten NEVINA, NVE (2018). Se vedlegg B-7 for original figur.

I følge Vann-Nett (2014d), er Vinddalsvatnet registrert som *innsjø* og egen vannforekomst (055-25934-L). Vinddalsvatnet ligger 39 moh, har et overflateareal på 0,69 km² og nedbørsfelt om lag 4,5 km². Som vist i **Figur 9.6** drenerer en rekke elver mot Vinddalsvatnet både fra Kvernatjørna i sør, fra Endelausdalen i vest, samt fra Søfteland i nord. Utløpet mot Osvassdraget er i nordre del av Vinddalsvatnet. Se *vedlegg B-4* for rapport fra Vann-Nett. I følge beregninger generert fra NVEs karttjeneste NEVINA, er middelvannføringen 63,4 L/(s*km²) og årsnedbør i området er på 2112 mm (se *vedlegg B-8*) (NVE, 2018).



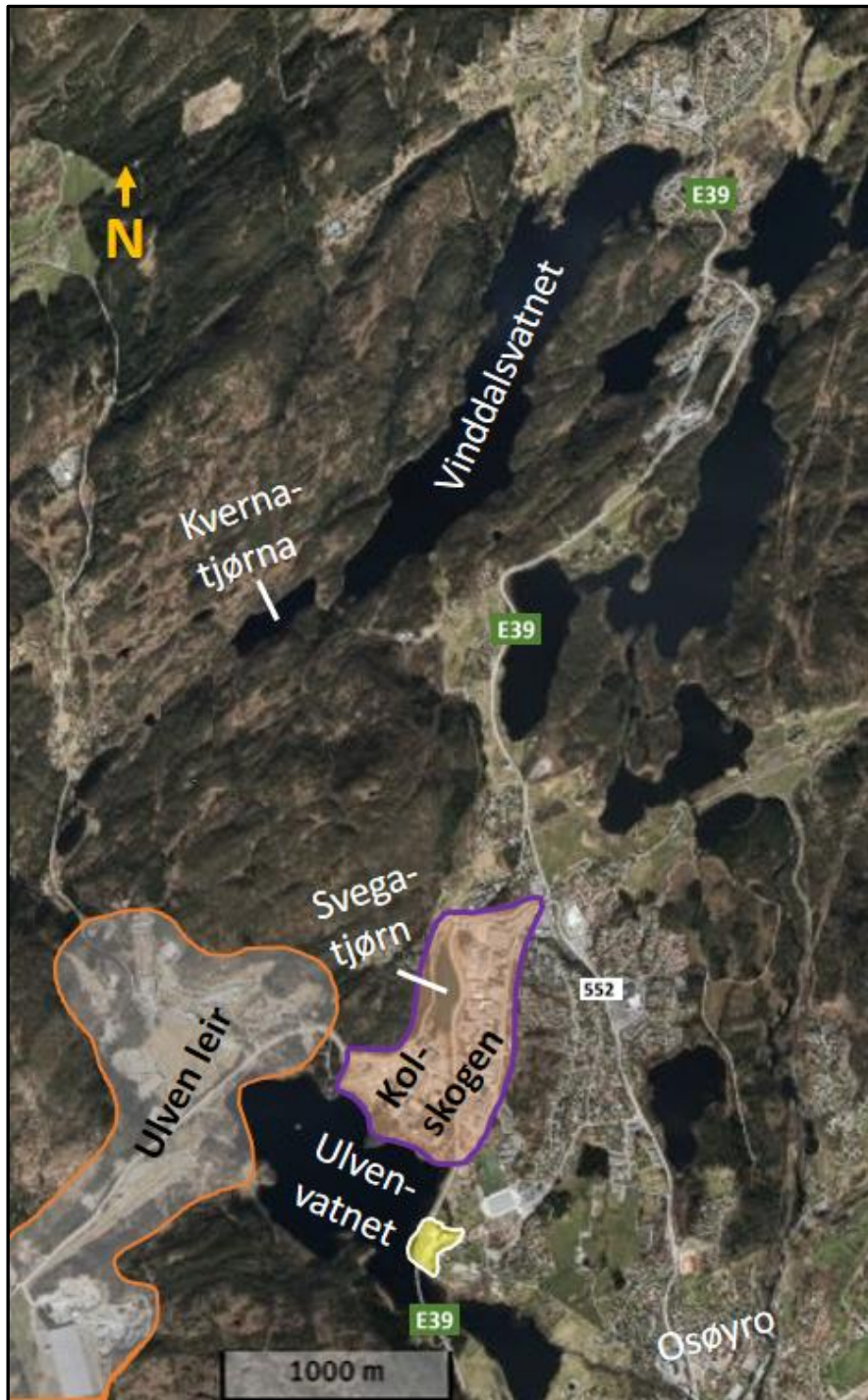
Figur 9.6: Kart over nedbørsfeltet til Vinddalsvatnet (blått felt). Blå linje indikerer elveløp. Tykk blå linje i øst indikerer Osvassdraget. Rød prikk indikerer utløpet mot Gåsandvatnet. Kartgrunnlag er generert i karttjenesten NEVINA, NVE (2018). Se vedlegg B-8 for original figur.

Ulvenvatnet er definert som *middels, svært kalkfattig, klar (TOC2-5)*, mens Vinddalsvatnet er definert som *vanntype middels, kalkfattig, klar (TOC2-5)*. Dette vil si at vannforekomstene er av middels overflateareal (0,5 – 5 km²), samt at alkalitet og turbiditet i vannforekomstene er naturlig lav (Vann-Nett, 2014c; Vann-Nett, 2014d; Direktoratgruppen, 2013). I *Vann-Nett* er økologisk tilstand i Ulvenvatnet klassifisert som *svært dårlig*, mens den kjemiske tilstanden er klassifisert som *dårlig* (Vann-Nett, 2014c). I Vinddalsvatnet er økologisk og kjemisk tilstand klassifisert som *god* (Vann-Nett, 2014d). Det er risiko for at miljømålet om *god* økologisk og

kjemisk tilstand ikke nås innen 2021 i både Ulven- og Vinddalsvatnet. I Ulvenvatnet må nye tiltak til for nå miljømålet. I Vinddalsvatnet er fremmede arter årsaken til risiko (Vann-Nett, 2014c; Vann-Nett, 2014d).

I biologiske undersøkelser gjennomført av Mikkelsen et al. (2015a), ble det konkludert med at både Ulven- og Vinddalsvatnet generelt viser lav artsdiversitet. Den rødlistede elvemuslingen (*Margaritifera margaritifera*) finnes i Osvassdraget, men ble ikke påvist i utløpsbekkene fra Ulven- og Vinddalsvatnet. I følge Eilertsen et al. (2017), huser Oselva den største bestanden av elvemuslinger i Hordaland, og er den eneste bestanden med god rekruttering. Ellers er det et rikt biologisk mangfold i Endelausmarka. Det er blant annet registrert rødlistede og sjeldne øyenstikkere (Mikkelsen et al., 2015a).

Området rundt Vinddalsvatnet er i liten grad modifisert av menneskelige aktiviteter. Det er ikke påvist vesentlige fysiske inngrep i strandsonen langs Vinddalsvatnet, med unntak bebyggelse og spredte jordbruksarealer i nord. Området rundt Ulvenvatnet er i mye større grad bygget ut. Nordvest for Ulvenvatnet ligger Ulven militærleir, skytebaner, samt småflyplass. Nordøst for Ulvenvatnet ligger Kolskogen industri- og næringsareal (Mikkelsen et al., 2015a). Kolskogen har vært i drift siden 1970-tallet, og var opprinnelig et kommunalt aske- og avfallsdeponi. Det er også et betongblanderik på sørvestsiden av Ulvenvatnet. I 2006 ble E39 mellom Bergen og Halhjem lagt om med ny trasé forbi Ulvenvatnet. Utbygging av ny veitrasé medførte utfylling langs strandsonen av Ulvenvatnet og etablering av bro over sørlige del av Ulvenvatnet. Tidligere gikk veien gjennom Os sentrum (Lone, 2006). Ellers er det spredte landbruksområder, særlig på sørøstsiden av Ulvenvatnet. Generelt er det bebyggelse langs E39 og langs fylkesveiene mot Osøyro i sørøst, samt mot Ulven og Lysekloster i nordvest. Oversiktskart over menneskelige aktiviteter i området rundt Ulven- og Vinddalsvatnet er vist i **Figur 9.7**.



Figur 9.7: Oversiktskart over aktiviteter rundt Ulven- og Vinddalsvatnet. Kolskogen industri- og næringspark er området markert med lilla omriss. Militært område er markert med oransje omriss. Gult felt indikerer betongblandeverket. Ellers spredt bebyggelse og jordbruksområder. Kartgrunnlag er hentet fra www.norgeskart.no, og deretter modifisert (Hentet: 12. desember 2017).

9.3 Mulige kilder til nitrogenforbindelser ved Ulvenvatnet og Vinddalsvatnet

Mulige kilder til nitrogenforbindelser i nedbørsfeltet til Ulven- og Vinddalsvatnet omfatter:

- Nedfall fra kort- og langtransportert luftforurensning
- Avrenning og tilsig fra omliggende gårdsbruk, jorder og bebyggelse
- Lekkasje fra kommunalt avløpsnett
- Lekkasje fra eventuelt spredte avløpsanlegg

Ulvenvatnet er berørt av flere aktiviteter utover det pågående anleggsarbeidet. Avrenning og tilsig fra aske- og avfallsdeponi under Kolskogen industriområde er også aktuelt.

Utbygging av ny E39 med driving av Skogafjells- og Lyshorntunnelen vil føre til ytterligere kilder til nitrogenforbindelser. Kildene omfatter:

- Tilførsel av tunnelvann under drivefasen
- Avrenning fra midlertidig og permanent deponert sprengstein
- Avrenning fra sprengningsarbeider utenfor tunnel (dagsnearbeid)

9.4 Nærmere beskrivelse av veiprojektet E39 Svegatjørn - Rådal ved Ulven- og Vinddalsvatnet

Driving av Skogafjellstunnelen i sør startet ved Svegatjørn i februar 2016. Om lag 500 m nedstrøms Svegatjørn ligger Ulvenvatnet. Svegatjørn ble i forkant av driveperioden tømt for vann, hvor vannet ble pumpet til Ulvenvatnet fra og med desember 2015 og ut 2016. Det er ikke utført direkte inngrep i Ulvenvatnet, men via Svegatjørn har Ulvenvatnet blitt tilført rensert tunnelvann fra drivingen av Skogafjellstunnelen (Søvik, 2015b). I tillegg er sprengsteinsmasser fra Skogafjellstunnelen benyttet til igjenfylling av Svegatjørn, og Ulvenvatnet vil derfor også motta avrenning fra midlertidig og permanent deponert sprengstein (pers. meddelelse fra Paulsen (2018)). **Figur 9.8** viser hvordan det nye veikrysset og innløpet til Skogafjellstunnelen ved Svegatjørn vil bli seende ut. Fremdrift ved Svegatjørn pr. juli 2017 er vist i **Figur 9.9**.



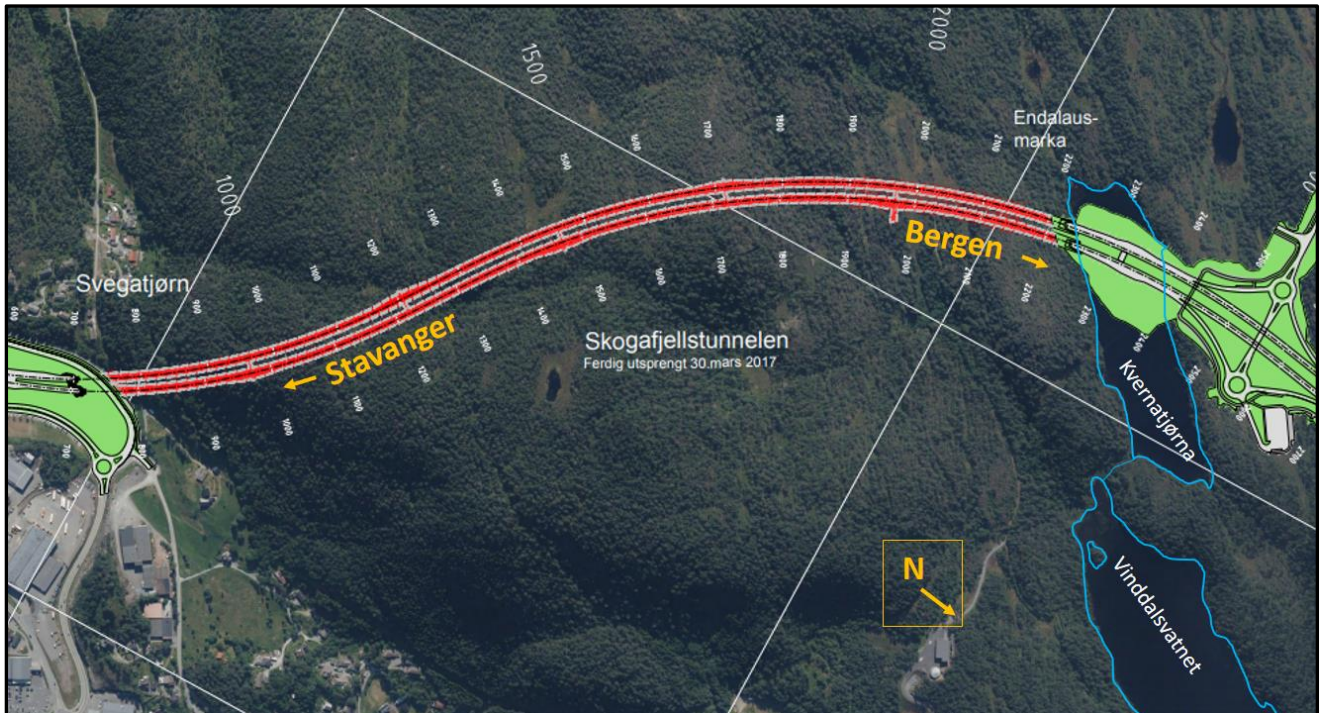
Figur 9.8: Oversiktsbilde med inntegnet ferdig veianlegg sett fra innløpet til Skogafjellstunnelen. Svegatjørn er her fylt igjen. Området før påbegynt veianlegg er vist i høyre hjørne. Utfylling av Svegatjørn er da ikke utført. Modifisert etter Statens vegvesen (2017a), målestokk var ikke inkludert i original figur.



Figur 9.9: Oversikt over fremdrift ved Svegatjørn pr. juli 2017. Skogafjellstunnelen er ferdig utsprengt. Svegatjørn er her tømt og fylt med sprengstein fra Skogafjellstunnelen. Originalt omriss av Svegatjørn er vist med blå strek. Oransje stiplet linje indikerer siltgardinen i Ulvenvatnet. Kartgrunnlag er hentet fra <http://www.norgebilder.no/>, og deretter modifisert (Hentet 27. januar 2018).

Fra og med august 2016 ble Skogafjellstunnelen også drevet sørover fra dagsonen i Endelausmarka. Sprengningsarbeidet var ferdigstilt i mars 2017 (Statens vegvesen, 2017b). **Figur 9.10** viser ferdig utsprengt tunnel mellom Svegatjørn og Endelausmarka.

I dagsonen i Endelausmarka er Kvernatjørna og Vinddalsvatnet berørt av pågående anleggsarbeid. Vannstanden i Kvernatjørna ble permanent senket fra og med februar 2016 (Søvik, 2015b). Utpumpet vann ble ledet til Vinddalsvatnet. Vinddalsvatnet ligger om lag 50 m nedstrøms Kvernatjørna, og vann vil drenere fra Kvernatjørna og tilføres Vinddalsvatnet. Det er ikke utført direkte inngrep i Vinddalsvatnet, men da Kvernatjørna fungerte som resipient for reset tunnelvann fra driving av Skogafjellstunnelen, blir Vinddalsvatnet også påvirket (Søvik, 2015b).



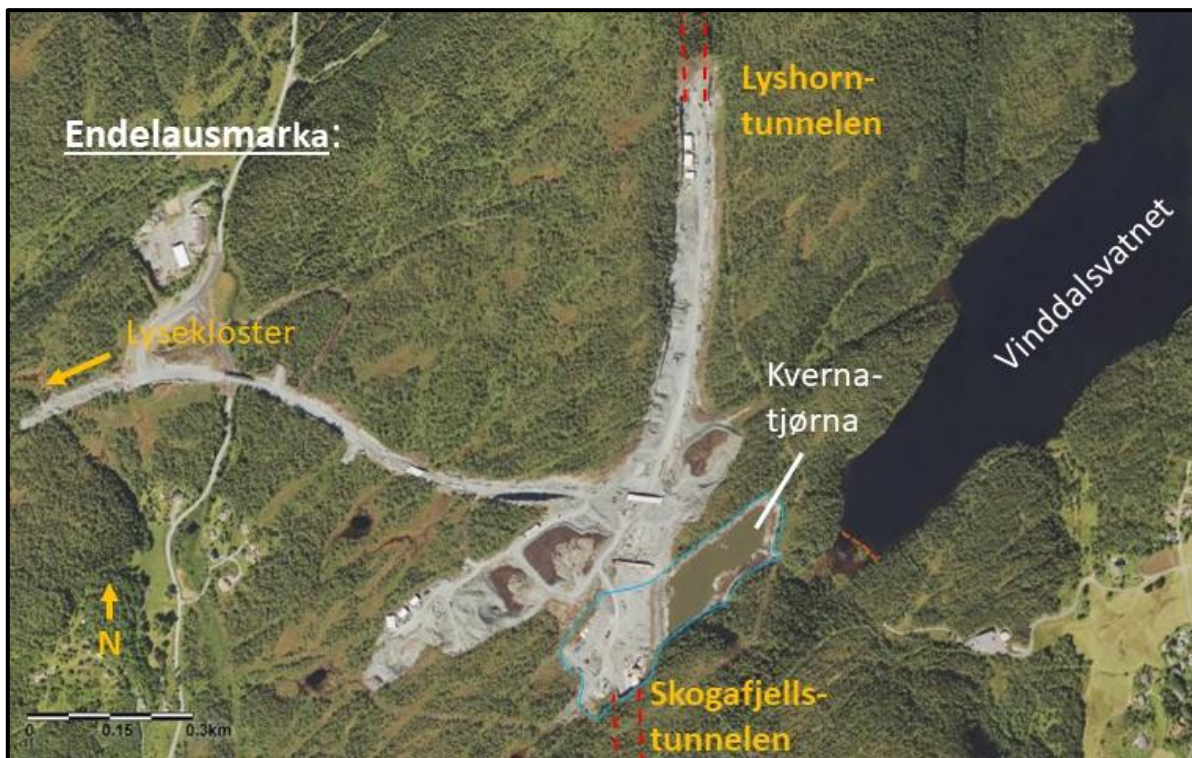
Figur 9.10: Ferdig utsprengt Skogafjellstunnel pr. mars 2017. Området markert med rødt indikerer ferdigsprengt tunnel. Grønt område til høyre indikerer dagsonen mellom Skogafjells- og Lyshorntunnelen. Modifisert etter Statens vegvesen (2017a).

Dagsonen mellom Skogafjells- og Lyshorntunnelen på om lag 1,1 km går tvers gjennom Endalausmarka (Statens vegvesen, 2017a). Deretter ledes den nye veitraséen inn i Lyshorntunnelen. **Figur 9.11** viser hvordan dagsonen mellom Skogafjells- og Lyshorntunnelen vil bli seende ut. Lyshorntunnelen drives fra Endalausmarka og nordover, samt sør- og nordover fra påhugg ved Klokkarvatnet (Søvik, 2015b). Driving av Lyshorntunnelen fra Endalausmarka og nordover startet i mai 2016. Grunnet varierende bergkvalitet er det beregnet gjennomslag med sørgående driving fra Klokkarvatnet i løpet av 2019 (pers. meddelelse fra Kirkeby (2018)). Kvernatjørna er resipient for det rensede tunnelvannet fra driving av Lyshorntunnelen fra Endalausmarka og nordover, og Vinddalsvatnet blir derfor berørt av pågående anleggsarbeid (Søvik, 2015b).



Figur 9.11: Oversiktsbilde med inntegnet ferdig veianlegg i Endelausmarka. Kvernatjørna er her delvis fylt igjen. Planlagte massedeponier er vist til venstre i figuren som grå-brune felt. Området før påbegynt veianlegg er vist i høyre hjørne. Modifisert etter Statens vegvesen (2017a), målestokk var ikke inkludert i original figur.

For at den nye veitraséen skal kunne gå tvers over Endelausmarka, skal Kvernatjørna fylles med om lag 230 m³ sprengstein (Norconsult, 2014). Fyllmassene er i hovedsak sprengstein hentet ut fra Skogafjellstunnelen (pers. meddelelse fra Paulsen (2018)). Utfyllingen av Kvernatjørna medfører at i overkant av 40 % av det naturlige vannarealet forsvinner. Det er også planlagt massedeponi på vestsiden av veitraséen for anlegg av næringsområder (Søvik, 2015b). Fremdrift i Endelausmarka pr. 2017 er vist i **Figur 9.12**. Fremdrift i Lyshorntunnelen pr. januar 2018 fra søndre påhugg i Endelausmarka og nordre påhugg fra Klokkarvatnet er vist i **Figur 9.13**. Lyshorntunnelen var da drevet om lag 2,5 km fra Endelausmarka og nordover i to løp.



Figur 9.12: Oversikt over fremdrift i Endalausmarka pr. juli 2017. Kvernatjørna er delvis fylt igjen med masser fra Skogafjellstunnelen. Originalt omriss av Kvernatjørna er vist med blå kontur. Legg merke til senket vannstand og blakket vann i Kvernatjørna. Orange stiplet linje lengst sør i Vinddalsvatnet indikerer siltgardin. Kartgrunnlag er hentet fra <http://www.norgebilder.no/>, og deretter modifisert (Hentet 27. januar 2018).



Figur 9.13: Fremdrift i Lyshorntunnelen pr. januar 2018. Området markert med rødt indikerer utsprengt tunnel. Øverste del av bildet viser tunnelstrekningen som drives fra Endalausmarka, hvor tunnelvannet slippes til Kvernatjørna. Nederste bilde viser

tunnelstrekningen som drives fra påhugg ved Klokkarvatnet, hvor tunnelvannet ledes til Klokkarvatnet. Etter Statens vegvesen (2017b).

Volum av utsprengt masse ved driving av Skogafjellstunnelen fra Svegatjørn, samt ved driving av Skogafjells- og Lyshorntunnelen fra Endelausmarka frem til desember 2017 vist i **Tabell 9-1**. Skogafjellstunnelen er ferdig drevet og volumet omfatter derfor ferdig utsprengt tunnel. Driving av Lyshorntunnelen vil vedvare ut 2019, og volumet er derfor foreløpig.

Tabell 9-1: Oversikt over totalt volum utsprengt masse fra Skogafjellstunnelen, og utsprengt masse i Lyshorntunnelen til og med desember 2017. Utsprengt masse er i form av prosjektert fast volum (p_{fm}³). Datagrunnlag er hentet fra Statens vegvesen via pers. meddelelse fra Kirkeby (2018).

	Skogafjellstunnelen (Tatt ut v/ Svegatjørn)	Skogafjellstunnelen (Tatt ut v/ Endelausm.)	Lyshorntunnelen (Tatt ut v/ Endelausm.)
Prosjektert fast volum (p_{fm}³)	157 794	118 364	355 010

Benyttet sprengstoff er *slurry*, hvor det anslås et forbruk på om lag 2,5 kg slurry / p_{fm}³ (pers. meddelelse fra Kirkeby (2018)). På bakgrunn av mengde utsprengte masser (p_{fm}³) fra **Tabell 9-1**, kan mengde sprengstoff benyttet beregnes. Teorien tilsier at den totale mengden uomsatt sprengstoff ved konvensjonell tunneldriving er mellom 7 % og 15 %. Videre inneholder *slurry* om lag 25 % nitrogenforbindelser i form av ammoniumnitrat (NH₄NO₃) (se *kapittel 6.2*). Teoretisk andel totalt nitrogen som kan generere nitrogenholdig avrenning til Svegatjørn og videre til Ulvenvatnet, samt til Kvernatjørna og videre til Vinddalsvatnet er vist i **Tabell 9-2**.

Tabell 9-2: Oversikt over beregnet mengde sprengstoff benyttet i Skogafjells- og Lyshorntunnelen, mengde uomsatt sprengstoff, samt mengde uomsatte nitrogenforbindelser som kan generere nitrogenholdig avrenning til omliggende resipienter. Verdiene i tabellen er omtrentlige.

	Skogafjellstunnelen (Drevet fra Sveгатjørn)	Skogafjellstunnelen (Drevet fra Endelausm.)	Lyshorntunnelen (Drevet fra Endelausm.)
Teoretisk mengde sprengstoff benyttet (kg)	395 000	300 000	890 000
Teoretisk andel uomsatt sprengstoff (7 % - 15 %) (kg)	28 000 – 60 000	20 000 – 45 000	60 000 – 130 000
Teoretisk mengden uomsatt nitrogen (NH₄NO₃) (25 %) (kg)	7 000 – 15 000	5 000 – 11 000	15 000 – 33 000

Som **Tabell 9-2** viser, at det teoretisk sett er betydelige mengder nitrogenforbindelser som kan tilføres Ulven- og Vinddalsvatnet gjennom nitrogenholdig tunnelvann, samt via avrenning fra sprengsteinsmasser.

9.5 Grenseverdier i utslippstillatelsen fra fylkesmannen

Da anleggsarbeidet i forbindelse med veiprojektet E39 Sveгатjørn - Rådal medfører avrenning og utslipp til nærliggende resipient, ble det søkt om utslippstillatelse til forurensningsmyndighet (se *Søknad om tillatelse til utslipp av forurenset vann E39 Sveгатjørn-Rådal Bergen kommune og Os kommune*, Norconsult (2014)). I utslippstillatelsen fra Fylkesmannen i Hordaland er det satt grenseverdier for vann som overføres ved naturlig avrenning eller ved pumping fra Sveгатjørn til Ulvenvatnet, samt fra Kvernatjørna til Vinddalsvatnet (se *Løyve etter forureiningslova E-39 Sveгатjørn - Rådal for Statens vegvesen Region vest, Løyvenummer 2015.0431.T*, Fylkesmannen i Hordaland (2015)). Aktuelle parametre og tilhørende grenseverdier er vist i **Tabell 9-3**.

Tabell 9-3: Grenseverdier for vann som overføres ved naturlig avrenning eller ved pumping fra Sveгатjørn til Ulvenvatnet, samt fra Kvernatjørna til Vinddalsvatnet. Etter løyvenummer 2015.0431.T, Fylkesmannen i Hordaland (2015).

Utslippskomponent	Grenseverdi
Olje	5 mg / L
Suspendert stoff (SS)	100 mg / L
pH	5,5 – 7,5

I etterkant av vedtatt utslippsstillatelse ble øvre grense for pH justert til 8 (pers. meddelelse fra Søvik (2018)).

9.6 Iverksatte tiltak for å etterkomme satte grenseverdier i Ulven- og Vinddalsvatnet

For å etterkomme fastsatte grenseverdier fra fylkesmannen er det iverksatt flere tiltak i Ulven- og Vinddalsvatnet. I forkant av anleggsarbeidene, ble det installert en siltgardin i Teinevika hvor Sveгатjørn har sitt utløp nordøst i Ulvenvatnet, samt der bekken fra Kvernatjørna munner ut sør i Vinddalsvatnet (Mikkelsen et al., 2015a; Søvik, 2015b). **Figur 9.14** og **Figur 9.15** viser siltgardiner installert i Ulven- og Vinddalsvatnet. Før tunnelvannet fra Skogafjells- og Lyshorntunnelen ble sluppet til resipient, ble det ledet gjennom et renseanlegg med justering av pH, utskilling av olje, samt partikkelfiltrasjon (Søvik, 2015b).



Figur 9.14: Siltgardin installert nordøst i Ulvenvatnet (Teinevika) ved utløpet av bekken fra Sveгатjørn. Online logger vises til venstre i bildet, om lag 6 m utenfor siltgardin. Bildet er tatt fra punkt for vannprøvetaking, i retning mot Sveгатjørn. (Foto: Sunniva Lunestad, 15. november 2017).



Figur 9.15: Siltgardin installert sør i Vinddalsvatnet ved utløpet av bekken fra Kvernatjørna. Bildet er tatt fra punkt for vannprøvetaking, i retning mot bekken fra Kvernatjørna. (Foto: Sunniva Lunestad, 22. februar 2018).

10 Overvåkningsprogram for resipientene Ulvenvatnet og Vinddalsvatnet

10.1 Overvåkning v/ vannprøvetaking

I forbindelse med veiprojektet E39 Sveгатjørn – Rådal gjennomførte COWI vannprøvetaking i forkant av anleggsstart. Det ble gjennomført vannprøvetaking fire ganger i Ulven- og Vinddalsvatnet. For å få alle årstider representert ble det tatt vannprøver i mai, august og november 2014 og februar 2015. Prøvene fungerte som referanse for videre vannkvalitetsovervåkning (Mikkelsen et al., 2015a; Mikkelsen et al., 2015b).

For å kunne dokumentere at krav satt i utslippstillatelsen fra fylkesmannen overholdes, utarbeidet COWI et prøvetakingsprogram for anleggsfasen. Under anleggsfasen er Multiconsult ansvarlig for vannprøvetaking. Ved oppstart av anleggsarbeidet som kunne påvirke en resipient langs ny E39 mellom Os og Bergen, er det tatt vannprøver ukentlig i åtte uker. I Ulvenvatnet ble de ukentlige vannprøvene tatt i løpet av mai og juni 2016, mens det i Vinddalsvatnet ble prøvetatt ukentlig fra august til oktober 2016 (Søvik, 2015b).

Etter ukentlig vannprøvetaking i åtte uker, er kvartalsvis prøvetaking gjennomført midt i månedene februar, mai, august og november. Slik kvartalsvis vannprøvetaking vil fortsette ett år etter anleggs slutt, eller så lengde det er nødvendig (Søvik, 2015b).

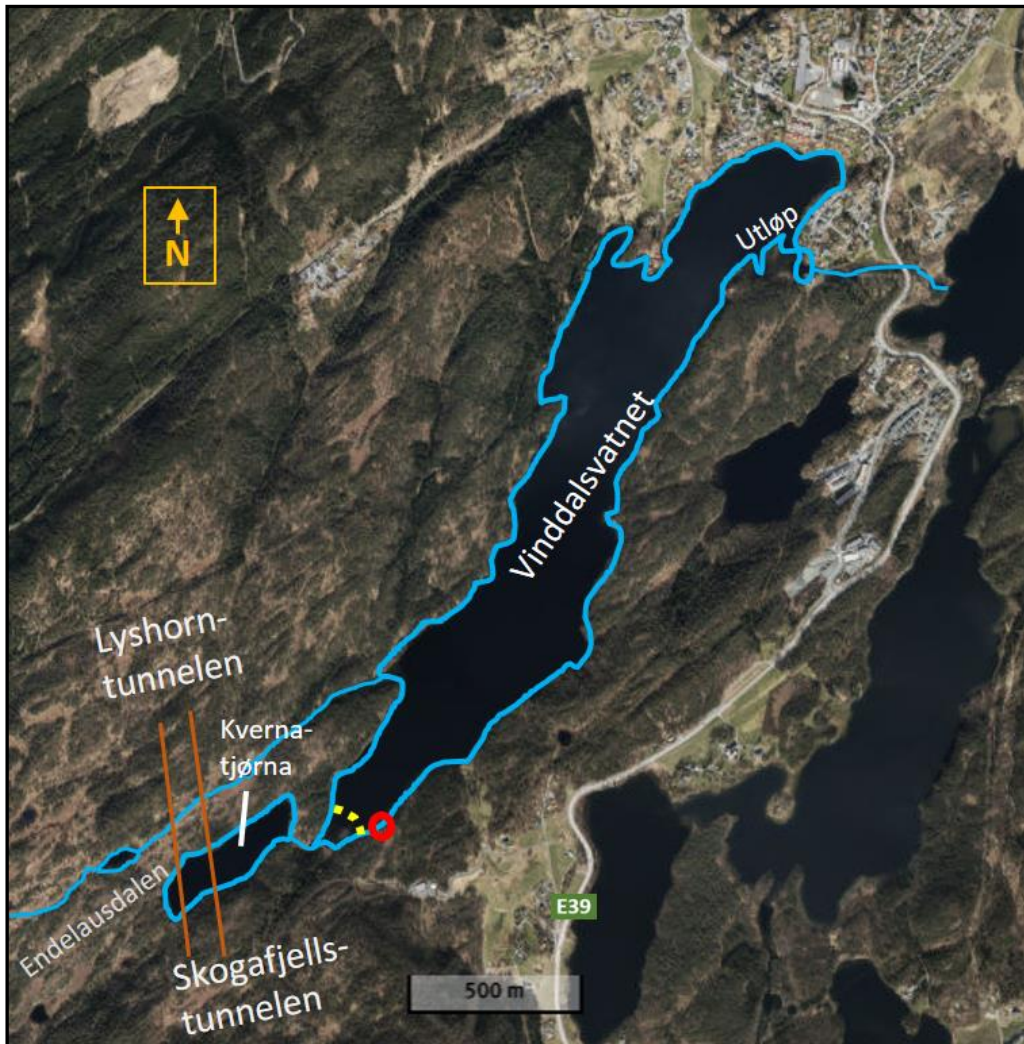
Da vannprøvetakingen har vedvart siden 2014, er undertegnede involvert i to prøvetakingsrunder (november 2017 og februar 2018). Disse er gjennomført under oppsyn av Multiconsult. Fremgangsmåten for vannprøvetaking *før* (COWI) og *etter* (Multiconsult) anleggsstart er tilsvarende ved begge lokaliteter.

10.1.1 Prøvetaking i november 2017 og februar 2018

Prøvepunktet i Ulven- og Vinddalsvatnet er plassert utenfor siltgardinen. Alle prøvene er tatt fra land og er tatt av overflatevann. Oversikt over prøvepunkt i Ulven- og Vinddalsvatnet er vist i **Figur 10.1** og **Figur 10.2**.



Figur 10.1: Plassering av prøvepunkt i Teinevika nordøst i Ulvenvatnet (rødt punkt), ved utløpet av bekken fra Svegatjørn. Gul stiplet linje indikerer siltgardin. Rød stiplet linje indikerer planlagt tunnellop. Bildet er fra før anleggsstart og ifylling av Svegatjørn er ikke påbegynt. Kartgrunnlag er hentet fra www.norgeskart.no, og deretter modifisert (Hentet: 18. januar 2018).



Figur 10.2: Plassering av prøvepunkt sør i Vinddalsvatnet (rødt punkt), ved utløpet av bekken fra Kvernatjørna. Gul stiplet linje indikerer siltgardin. Orange linje indikerer planlagt dagsone. Bildet er fra før anleggsstart og ifylling av Kvernatjørna er ikke påbegynt. Kartgrunnlag er hentet fra www.norgeskart.no, og deretter modifisert (Hentet: 18. januar 2018).

Resipientene ble nådd med bil og til fots. Vannprøvetaking ble gjennomført iført plasthansker grunnet kontakt med mulig forurenset vann. Hjelm ble brukt i anleggsområder. Som vist i **Figur 10.3** omfatter prøvetakingsutstyret beholdere for vannprøver, treskaft med påmontert plastflaske (500 mL), samt en bøtte for transport av prøver. Spett ble benyttet under prøvetaking i februar 2018 grunnet is på Ulven- og Vinddalsvatnet.



Figur 10.3: Benyttet utstyr for vannprøvetaking. (Foto: Sunniva Lunestad, 15. november 2017).

Som vist i **Figur 10.4** omfatter beholdere for prøvetaking to 1-literflasker i glass for prøvetaking av olje og PAH, en mindre glassflaske for prøvetaking av sulfid, samt to plastbeholdere på henholdsvis 1 L og 500 mL for de resterende parametere.



Figur 10.4: Oversikt over beholdere for prøvetaking. To plastflasker (0,5- og 1 L), en liten glassflaske og to 1-literflasker i glass med vannprøver fra Vinddalsvatnet. (Foto: Sunniva Lunestad, 15. november 2017).

Vann fra resipienten ble hentet ved å bruke et treskaft med en påmontert plastflaske. I forkant av prøvetakingen, ble plastflasken i enden av treskaftet skylt tre ganger for å unngå forurensning fra tidligere prøvetakingspunkter. Stangen ble ført ut i resipient, dyttet ned under vannoverflaten for så å bli dratt bortover. Samtidig var det viktig å unngå oppvirvling av bunnsediment. Eksempel på gjennomføring av prøvetaking av overflatevann er vist i **Figur 10.5**.



Figur 10.5: Eksempel på gjennomføring av prøvetaking av overflatevann ved bruk av plastflaske (0,5 L) med påmontert treskaft. Bildet er tatt under prøvetaking ved Ulvenvatnet (Foto: Ingeborg Solvang, 15. november 2017).

Etter instruks fra laboratoriet, ble 1-litersflaskene i glass fylt slik at det var godt med luft øverst i flasken da disse vannprøvene tilføres et stoff som skiller naturlige hydrokarboner fra oljer og PAH i forkant av analysen.

Plastflaskene på henholdsvis 0,5 L og 1 L ble fylt til randen, før en plastpakning og lokk ble satt over for å unngå luft i prøven. Plast benyttes i denne omgang da prøvene analyseres for metaller. Flaskene ble pakket inn i bobleplast og plassert i isolert boks for forsendelse til analyselaboratoriet. Vannprøvene ble analysert for parametre som det var sannsynlig at anleggsdriften ville kunne påvirke. Analyserte parametre i Ulven- og Vinddalsvatnet er vist i **Tabell 10-1**.

Tabell 10-1: Analyserte parametre i vannprøver fra Ulven- og Vinddalsvatnet.

Parameter	Enhet	Parameter	Enhet
Sulfat (SO ₄)	mg/L	Konduktivitet/ledningsevne	mS/m
Sulfid (Sulfid-S)	mg/L	pH målt ved 23 +/- 2°C	-
Aluminium (Al)	µg/L	Turbiditet	FNU
Jern (Fe)	µg/L	Suspendert stoff (ss)	mg/L
Krom (Cr)	µg/L	Alkalitet	mmol/L
Sink (Zn)	µg/L	PAH 16	µg/L
Kadmium (Cd)	µg/L	Total organisk karbon (TOC)	mg/L
Kobber (Cu)	µg/L	Total fosfor (P-TOT)	µg/L
Kvikksølv (Hg)	µg/L	Total nitrogen (N-TOT)	µg/L
Magnesium (Mg)	mg/L	Nitrat (NO ₃ -N)	µg/L
Mangan (Mn)	µg/L	Nitritt (NO ₂ -N)	µg/L
Nikkel (Ni)	µg/L	Ammonium (NH ₄ -N)	µg/L
Olje i vann	mg/L	Natrium (Na)	mg/L
Klorid (Cl)	mg/L	Bly (Pb)	µg/L

Vannprøvetakingen i regi av COWI ble analysert av ALcontrols underavdeling LabNett (Mikkelsen et al., 2015a). De kjemiske laboratorieanalysene av vannprøver samlet inn i regi av Multiconsult, er utført av Eurofins AS (Søvik, 2015b).

Metodekode og beskrivelse av metoder benyttet ved analyse av innsendte vannprøver er vist i **Tabell 10-2**. Tabellen inkluderer metodekode og beskrivelse av de parametre som er aktuelle videre i oppgaven.

Tabell 10-2: Oversikt over metodekode og metodenavn for analyserte parametre som undersøkes videre i masteroppgaven. Metodekoden oppgis i analyseresultene fra Eurofins AS og er etter norsk standard (NS). Metodebeskrivelser er hentet fra Miljødirektoratet (2017a).

Analyse	Metodekode	Metodebeskrivelse
pH målt ved 23 +/- 2°C	NS-EN ISO 10523	Elektrokjemisk metode
Konduktivitet/ledningsevne (mS/m)	NS-EN ISO 7888	Elektrokjemisk metode
Total Fosfor (µg/L)	NS EN ISO 15681-2	Spektrofotometri
Total Nitrogen (µg/L)	NS 4743	Spektrofotometri
Ammonium (NH ₄ -N) (µg/L)	NS EN ISO 11732	Spektrofotometri
Nitrat (NO ₃ -N) (µg/L)	NS EN ISO 13395	Spektrofotometri
Nitritt (NO ₂ -N) (µg/L)	NS EN ISO 13395	Spektrofotometri

Elektrokjemiske analysemetoder er en fellesbetegnelse for metoder basert på måling av elektriske egenskaper av stoffer i løsning (Egeland, 2009).

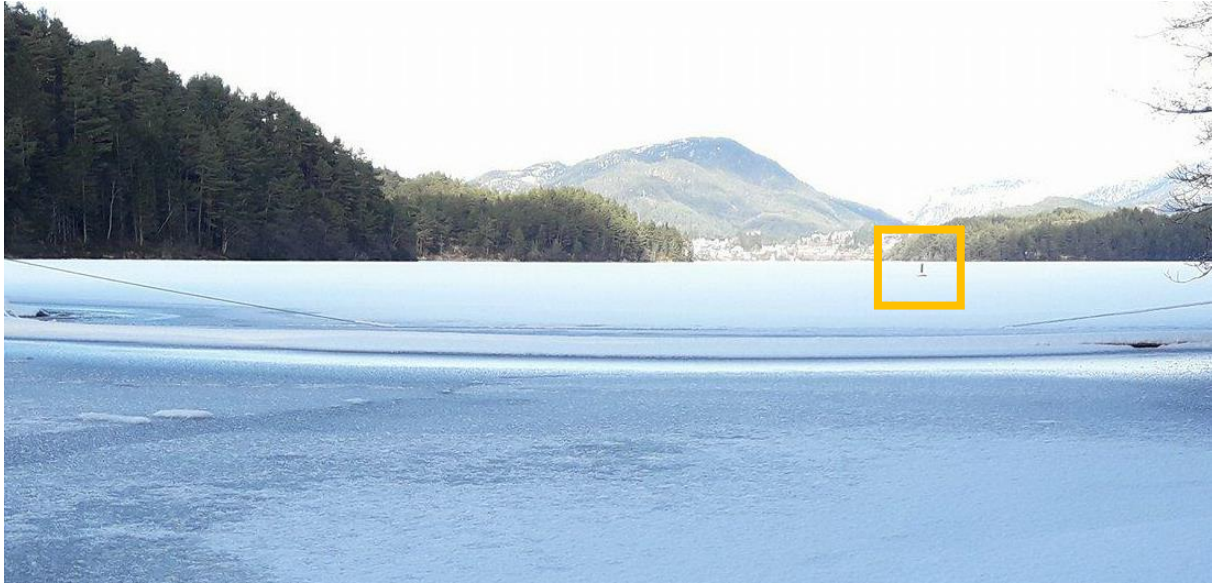
Spektrofotometri er analysemetoder hvor absorpsjon av elektromagnetisk tråling i en stoffprøve sammenlignes med absorpsjon i prøve med kjent innhold. Konsentrasjonen i stoffprøven fastsettes ved at den målte absorbansen er proporsjonal med konsentrasjonen av det absorberende stoffet (Pedersen, 2017b).

10.2 Kontinuerlig vannovervåkning m/ online logger

I tillegg til vannprøvetaking, er kontinuerlig overvåkning av en rekke vannkvalitetsparametre inkludert som et tiltak i overvåkingen av Ulven- og Vinddalsvatnet (Søvik, 2015a). For å gjøre målinger der det er sannsynlig at resipienten blir påvirket av anleggsarbeidene, er online logger plassert nedstrøms anleggsarbeidene og utenfor siltgardiner (Mikkelsen et al., 2015b). Online logger består av sensorer som plasseres i vannmassene. Batteripakke og sender plasseres over vannoverflaten. Utstyret kan plasseres ved bredden av en resipient, eller installeres på bøye og plasseres i resipienten. Loggeren i Ulvenvatnet er plassert på 1,5 meters dyp, om lag 6 m utenfor siltgardinen i Teinevika. Loggeren i Vinddalsvatnet er plassert på 3 m dyp, om lag 80 m nordøst for siltgardinen i Vinddalsvatnet. Oppsett for kontinuerlig logging av vannkvalitetsparametre, samt plassering av online logger er vist i **Figur 10.6** og **Figur 10.7**.



Figur 10.6: Utstyr for kontinuerlig overvåkning av vannkvalitet med online logger, samt plassering av logger i Ulvenvatnet **a)** Online logger i Ulvenvatnet er om lag 6 m utenfor siltgardinen (gul firkant). Bøye, batteripakke og sender er synlig over vannflaten. (Foto: Sunniva Lunestad, Ulvenvatnet 22. februar 2018). **b)** Foto av sensorer som plasseres i vannmassen. (Foto: Sunniva Lunestad, Ospelitjørn 15. november 2017).



Figur 10.7: Plassering av online logger i Vinddalsvatnet. Online logger i Vinddalsvatnet er om lag 80 m nordøst for siltgardinen (oransje firkant). Bøye, batteripakke og sender er synlig over vannflaten. (Foto: Sunniva Lunestad, Vinddalsvatnet 22. februar 2018).

Hvert 10. minutt blir temperatur, pH, konduktivitet, turbiditet, oksidasjons-reduksjonspotensialet og konsentrasjon av løst oksygen i resipientene logget og sendt til en nettbasert database (Søvik, 2015a). Dersom fastsatte grenseverdier overskrides i mer enn 30 minutter, vil alarm sendes til Statens vegvesen og Multiconsult (Mikkelsen et al., 2015b).

11 Resultater - vannkvalitetsovervåkning

11.1 Bearbeiding av data

Overvåkningsprogrammet for øvre del av Haukåsvassdraget er avsluttet, og analyseresultater for vannprøvene tatt *før*, *under* og *etter* anleggsarbeidene er tilgjengelige. Veiprosjektet ved Ulven- og Vinddalsvatnet er ikke ferdigstilt, og vannprøver tatt *før* anleggsstart, og under anleggsarbeidene frem til februar 2018, er inkludert. Data fra den kontinuerlige vannkvalitetsovervåkingen i Ulven- og Vinddalsvatnet er også vurdert.

Ved bearbeiding av innsamlede data er analyseresultatene plottet mot tid. Slik visualisering av analyseverdiene er nyttig for å undersøke hvordan aktuelle parametre varierer som følge av tunneldrivingen, på kort og på lang sikt. Dette muliggjør sammenligning av data fra *før* og *etter* anleggsstart for samme resipient, samt mellom aktuelle resipienter. Der det er aktuelt, er analyseresultatene sammenlignet med tilstandsklasser fra veileder 02:2013, *Klassifisering av miljøtilstand i vann*, av Direktoratgruppen (2013). Sammenligning med tilstandsklasser for naturlig overflatevann ble gjort, selv om det i overvåkningsprogrammene dreide seg om prøvetaking av utslippsvann hvor økte verdier var forventet. Grenseverdier fra fylkesmannen er også inkludert der det er aktuelt.

11.2 Resultater - Vannkvalitetsovervåking: øvre del av Haukåsvassdraget

11.2.1 Nedbørslogg målestasjon 50810 – ÅSANE og 50540 BERGEN - FLORIDA

Nærmeste målestasjon for nedbør ved Haukåsvassdraget er stasjon 50810 - ÅSANE. Denne stasjonen ligger om lag 5 km sør-vest for Haukåsvassdraget. Det foreligger ikke datagrunnlag for beregning av månedlig normalnedbør eller årnormal for denne målestasjonen, samt at målestasjonen periodevis mangler data (pers. meddelelse, Klimavakten (2018)). For tabell med nedbørsdata, se *vedlegg C-1*.

Målestasjon 50540 BERGEN - FLORIDA er nærmeste alternativ med fullstendige nedbørsdata, samt månedsnormaler og årnormal. Målestasjonen ligger i Bergen sentrum, om lag 15 km sør for Haukåsvassdraget. Nedbørsdata er hentet fra Meteorologisk institutt, via pers. meddelelse fra Klimavakten (2018). Oversikt over årsnedbør for målestasjon 50540 BERGEN – FLORIDA og 50810 – ÅSANE i perioden 2011 til 2015 er vist i **Tabell 11-1**.

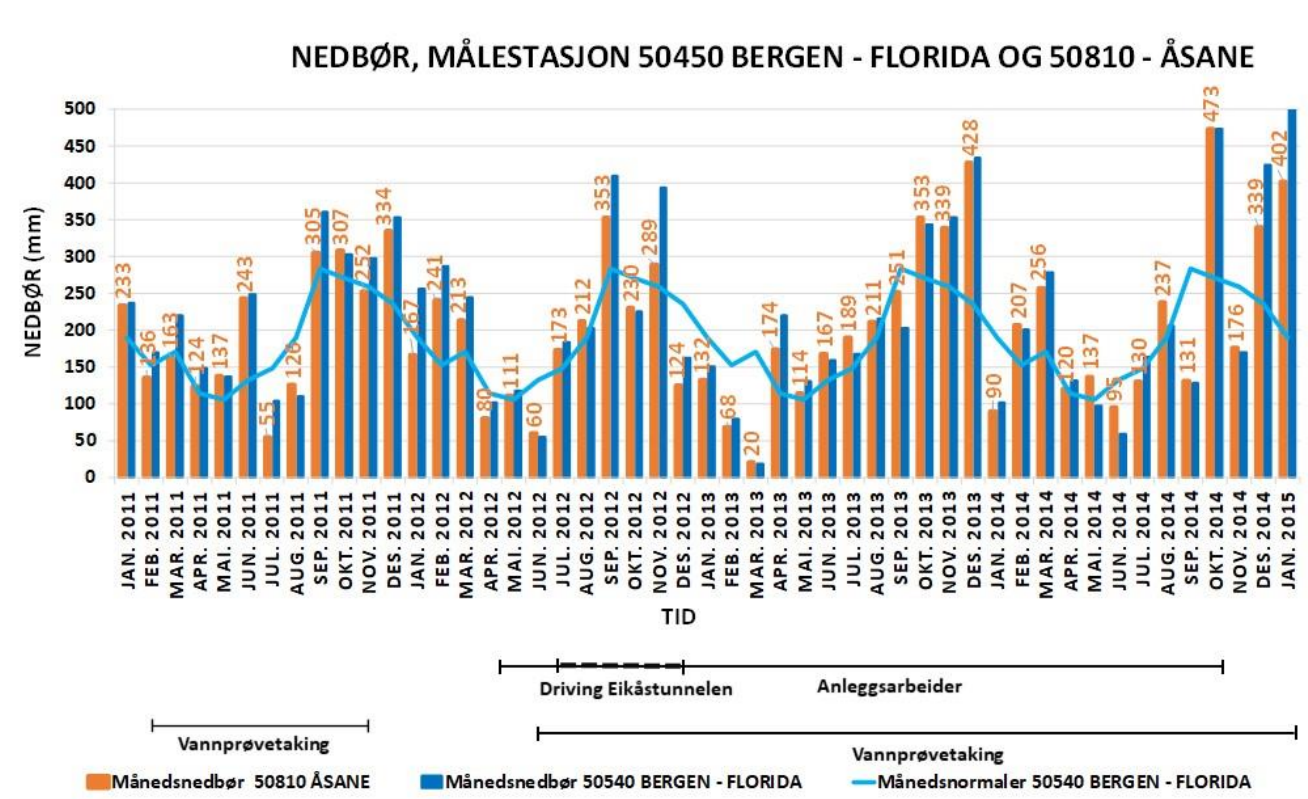
Tabell 11-1: Oversikt over årsnedbør ved målestasjon 50540 BERGEN – FLORIDA og 50810 – ÅSANE i 2011, 2012, 2013, 2014 og 2015, sammenlignet med årnormal for perioden 1961 – 1990. Datagrunnlag fra Klimavakten (2018).

Årstall	Årsnedbør 50540 BERGEN - FLORIDA (mm)	Årsnedbør 50810 ÅSANE (mm)
2011	2683	2414
2012	2632	2253
2013	2470	2445
2014	2429	2392
2015	3102	Ufullstendig data
Årsnormal (1961 - 1990)	2250	Ingen data

Årlig nedbør for begge stasjoner i perioden 2011 - 2015 var høyere enn årnormalen for målestasjon 50540 BERGEN – FLORIDA. I 2015 var årsnedbøren ved målestasjon 50540 BERGEN – FLORIDA betydelig høyere enn for resten av perioden.

Som vist i **Tabell 11-1** var årsnedbør ved målestasjon 50540 BERGEN – FLORIDA noe høyere enn årsnedbør ved målestasjon 50810 – ÅSANE. Månedsnormaler 50540 BERGEN – FLORIDA benyttes derfor med forbehold om at månedsnormaler fra målestasjon 50810 – ÅSANE sannsynlig ligger noe under månedsnormalene fra målestasjon 50540 BERGEN – FLORIDA. Oversikt over månedlig nedbør ved målestasjon 50540 BERGEN – FLORIDA og 50810 – ÅSANE,

samt månedsnormaler (1961 – 1990) ved målestasjon 50540 BERGEN – FLORIDA i perioden med anleggsarbeider og vannprøvetaking ved Haukåsvassdraget er vist i **Figur 11.1**.



Figur 11.1: Månedsnedbør og månedsnormal fra målestasjon 50540 BERGEN – FLORIDA, samt månedsnedbør fra målestasjon 50810 – ÅSANE, i perioden januar 2011 - januar 2015. Tidslinje for anleggsforløp er vist under horisontal akse. Nedbørsdata er hentet fra Meteorologisk institutt (pers. meddelelse, Klimavakten (2018)). For tabell med nedbørsdata, se vedlegg C-1.

Månedsnormaler (1961 – 1990) ved målestasjon 50540 BERGEN – FLORIDA viser at det som forventet er mest nedbør på høsten og vinteren, og minst nedbør og våren og sommeren. September måned har mest nedbør, mens i mai er nedbøren minst.

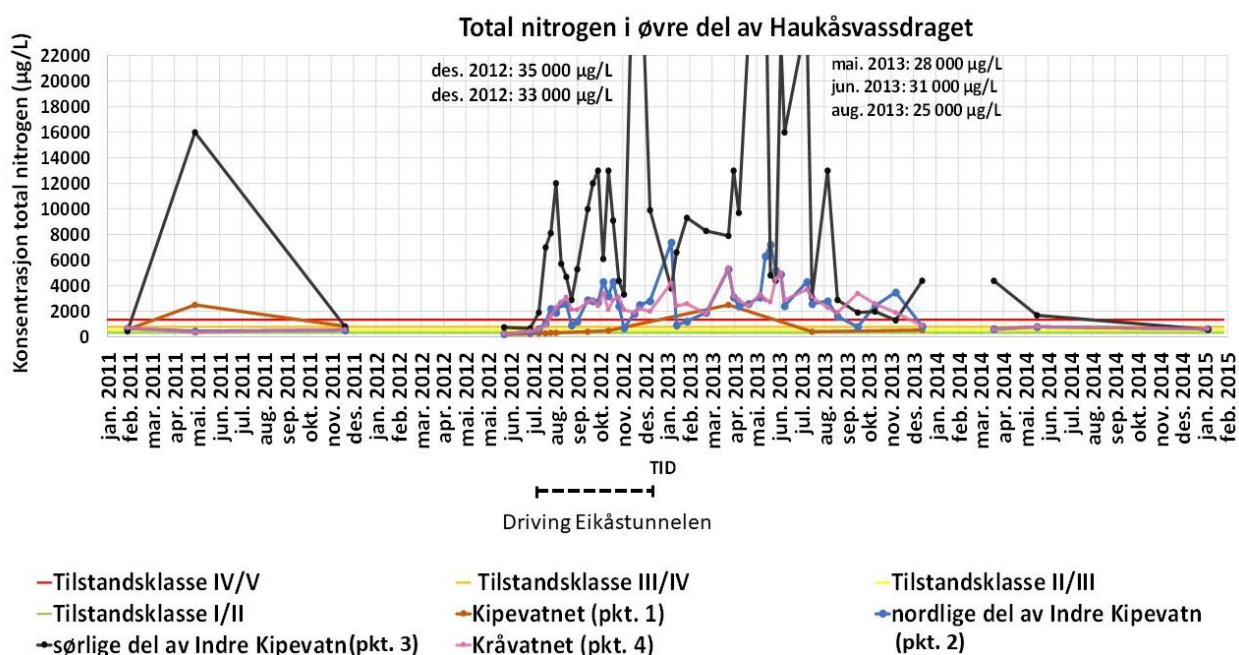
Månedsnedbør ved målestasjon 50540 BERGEN – FLORIDA og 50810 – ÅSANE i perioden januar 2011 til januar 2015 viser en lignende trend som månedsnormalene for 50540 BERGEN – FLORIDA. Sammenlignet med månedsnormalene, ser det ut til at høstnedbøren kom noe senere på året. Dette er mest tydelig høsten 2013 og høsten 2014.

Månedsnedbøren ved begge stasjoner var stort sett over månedsnormalene (1961 – 1990) for målestasjon 50540 BERGEN – FLORIDA i perioden med vannprøvetaking. Unntaket var

sensommeren 2011, våren 2012 og vinter 2013. Gitt at nedbørsmengden ved målestasjon 50810 – ÅSANE er tilsvarende som ved Haukåsvassdraget, har det i 2011 til 2015 stort sett vært høyere nedbørsrate enn månedsnormalen for perioden 1961 – 1990 ved målestasjon 50540 BERGEN – FLORIDA.

11.2.2 Total nitrogen i øvre del av Haukåsvassdraget

Konsentrasjon av total nitrogen i fire prøvepunkter i Haukåsvassdraget før, under og etter anleggsperioden er vist i **Figur 11.2**. Kipevatnet ligger oppstrøms sørlige del av Indre Kipevatn, og ble ikke berørt av anleggsarbeidene. Grenseverdier for klassifisering av total nitrogen i ferskvann er vist i **Tabell 11-2**. For tabell med analyseresultater, se *vedlegg C-4*.



Figur 11.2: Konsentrasjon av total nitrogen fra fire vannprøvepunkter i Haukåsvassdraget i perioden januar 2011 – februar 2015. De fire høyeste nitrogenkonsentrasjonene ligger over figurområdet. Grenseverdier for tilstandsklasser for total nitrogen er inkludert i figuren. For tabell med analyseresultater se vedlegg C-4.

Tabell 11-2: *Tilstandsklasser for total nitrogen i elver og innsjøer. Tilstandsklassene er for innsjøtype 5, kalkfattig klar. Etter veileder 02:2013, Direktoratgruppen (2013).*

Grenseverdier total nitrogen (tot-N) i innsjøer og elver (µg/L)				
Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V
Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
< 325	325 - 475	475 - 775	775 - 1350	> 1350

Total nitrogen i vannprøvene tatt før anleggsstart var stort sett i klasse III og IV i Kipevatnet, sørlige- og nordlige del av Indre Kipevatn og i Kråvatnet i februar og november 2011. I mai 2011 økte konsentrasjonen av total nitrogen i sørlige del av Indre Kipevatn mer enn i de øvrige resipientene. Konsentrasjonen av total nitrogen var da nesten 12 ganger så høy som grenseverdien for tilstandsklasse V. Suspendert stoff i denne vannprøven var høy (6500 µg/L), som kan indikere høyt innhold av organisk materiale. I nordlige del av Indre Kipevatn og i Kråvatnet var både innhold av suspendert stoff og konsentrasjon av total nitrogen betydelig lavere. Det er derfor grunn til å tro at analyseresultatet for total nitrogen i vannprøven fra sørlige del av Indre Kipevatn i mai 2011 ikke var representativ.

Total nitrogen i Kipevatnet økte også i mai 2011, men økningen var mindre enn i sørlige del av Indre Kipevatn. Likevel var konsentrasjonen av total nitrogen i Kipevatnet også over tilstandsklasse V. I Kråvatnet og nordlige del av Indre Kipevatn var total nitrogen på samme nivå som i februar og november 2011.

Analyserte vannprøver tatt under drivingen av Eikåstunnelen viste særlig høye konsentrasjoner av total nitrogen i sørlige del av Indre Kipevatn. Den høyeste konsentrasjonen var på 35 000 µg/L i desember 2012. Dette tilsvarer om lag 26 ganger grenseverdien for tilstandsklasse V. Konsentrasjonene var høye under drivefasen, for så å avta noe etter endt driveperiode. Konsentrasjonene økte så igjen mot sommeren 2013. I de tre siste vannprøvene var konsentrasjonene på nivå med konsentrasjonene i vannprøvene tatt før anleggsstart.

Sammenlignet med verdiene i vannprøvene tatt før anleggsstart, viste resipientene nedstrøms sørlige del av Indre Kipevatn også økte konsentrasjoner av total nitrogen etter drivestart. Høyeste konsentrasjon i nordlige del av Indre Kipevatn var 7 400 µg/L i januar 2013, om lag 6 ganger grenseverdien for tilstandsklasse V. Verdiene av total nitrogen i nordlige del av Indre Kipevatn var høyere enn i Kråvatnet, som samsvarer med avstand fra utslippspunkt. Høyeste konsentrasjon i Kråvatnet ble målt i april 2013. Konsentrasjon av total nitrogen var da 5 400 µg/L, om lag 4 ganger grenseverdien for tilstandsklasse V.

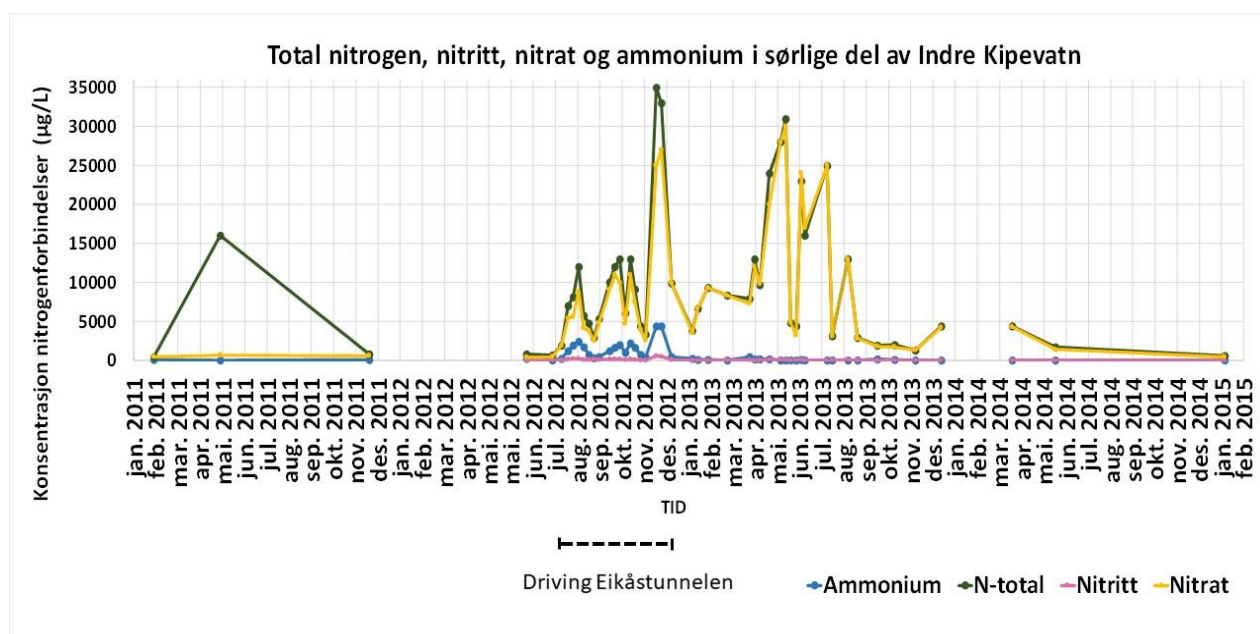
Toppene i total nitrogen i nordlige del av Indre Kipevatn og Kråvatnet kom noe senere enn toppene i sørlige del av Indre Kipevatn. Dette var særlig tydelig høsten 2013, hvor

konsentrasjonene var på vei ned i sørlige del av Indre Kipevatn, samtidig som verdiene i nordlige del av Indre Kipevatn og Kråvatnet økte. Toppene i nordlige del av Indre Kipevatn og Kråvatnet fulgte hverandre i større grad.

Kipevatnet viste ikke samme variasjon i total nitrogen som i de øvrige resipientene under driveperioden. Total nitrogen i Kipevatnet våren 2013 økte tilsvarende som i vannprøvene tatt før anleggsstart. Dette er forenelig med at Kipevatnet ikke ble berørt av anleggsarbeidene.

11.2.3 Total nitrogen, nitrat, nitritt og ammonium i sørlige del av Indre Kipevatn

Da utslippspunktet for nitrogenholdig tunnelvann under drivingen av Eikåstunnelen var i sørlige del av Indre Kipevatn, er denne delen av Haukåsvassdraget undersøkt videre. Konsentrasjon av totalt nitrogen, nitrat, nitritt og ammonium i sørlige del av Indre Kipevatn før, under og etter anleggsperioden er vist i **Figur 11.3**. Det er ikke analysert for nitritt i prøvene tatt før anleggsstart. Det finnes ingen tilstandsklasser for nitritt, nitrat og ammonium. For tabell med analyseresultater, se *vedlegg C-4*.



Figur 11.3: Konsentrasjon av nitrogenforbindelser i sørlige del av Indre Kipevatn i perioden januar 2011 – februar 2015. For tabell med analyseresultater, se *vedlegg C-4*.

Med unntak av total nitrogen i mai 2011, var nitrogenkonsentrasjonene i vannprøvene tatt før anleggsstart lave. Total nitrogen økte i mai uten samtidig økning i øvrige nitrogenforbindelser. Suspendert materiale var på hele 6500 mg/L i vannprøven fra mai 2011. Dette var den høyest målte verdien av suspendert materiale i perioden for vannprøvetaking. I prøvetakingsnotatene sto det at vannprøven var tatt nært bunnen av resipienten. Total

nitrogen i vannprøven var høy, men verdiene av nitrat og ammonium var samtidig lave. I slike tilfeller er det typisk organisk bundet nitrogen i vannprøven som gir utslag. Det er derfor grunn til å tro at høyt innhold av organisk materiale er årsaken til den høye konsentrasjonen av total nitrogen, og at vannprøven fra mai 2011 ikke er representativ.

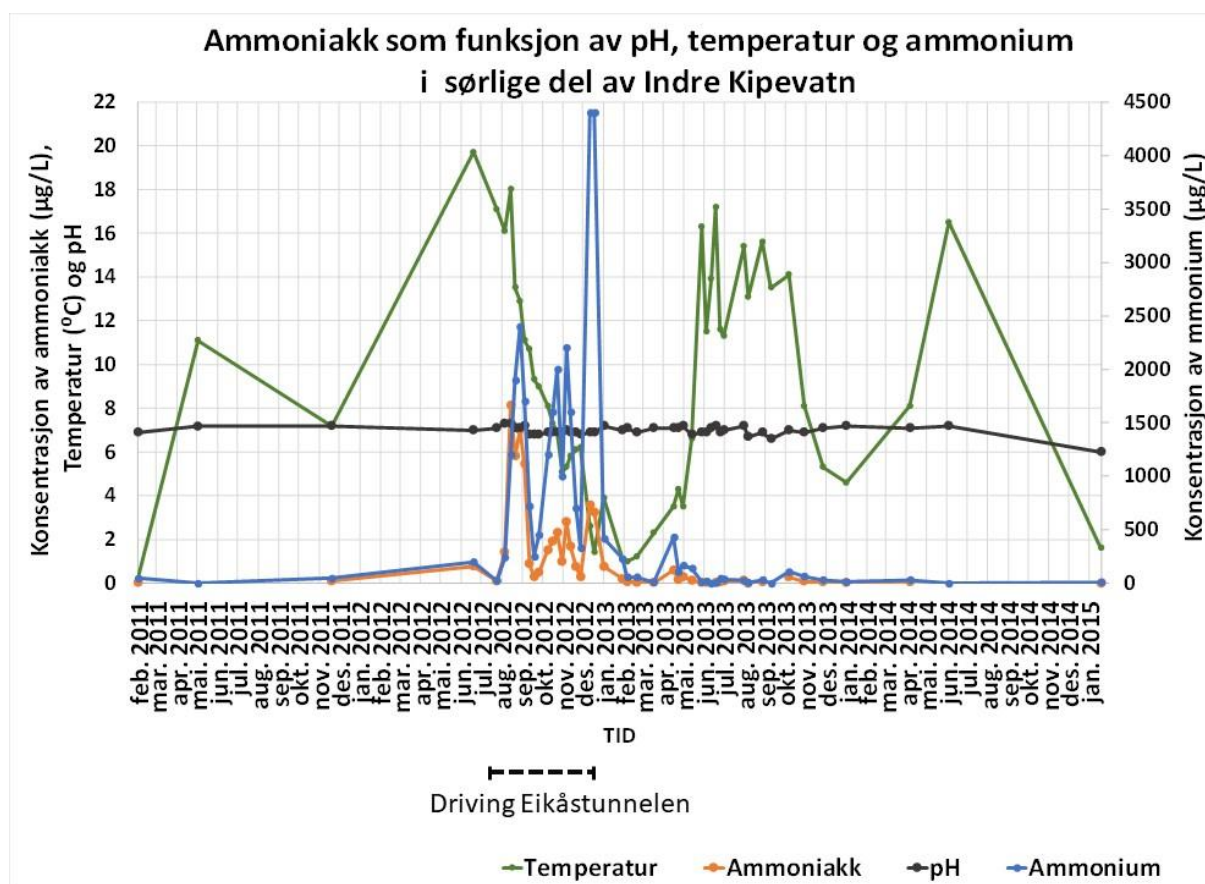
Konsentrasjon av total nitrogen i sørlige del av Indre Kipevatn økte markant under driveperioden. Høyest verdier ble registrert under siste del av driveperioden, hvor konsentrasjonen av total nitrogen var på 35 000 µg/L i desember 2012.

Det var i hovedsak nitrat som bidro til konsentrasjonen av total nitrogen, deretter ammonium og nitritt. Ammonium og nitritt hadde mindre topper under driveperioden. Etter endt driveperiode, var konsentrasjonen av total nitrogen avtagende, før den i april 2013 begynte å stige igjen. Ammonium og nitritt bidro i liten grad til konsentrasjonen av total nitrogen etter endt driveperiode.

Økte konsentrasjoner av nitrat vedvarte om lag 1 år etter avsluttet driveperiode. I de to siste vannprøvene tatt i juni 2014 og januar 2015, var konsentrasjonene tilbake på nivå med vannprøvene tatt før anleggsstart.

11.2.4 Beregnet konsentrasjon av ammoniakk i sørlige del av Indre Kipevatn

Basert på konsentrasjonen av ammonium, pH og temperatur i vannprøvene er konsentrasjonen av ammoniakk beregnet. Det teoretiske forholdet mellom parameterne etablert av Emerson et al. (1975) ble benyttet (se *kapittel 6.5.2*). Konsentrasjon av ammoniakk som funksjon av målte verdier for pH og temperatur, samt ammoniumkonsentrasjon i vannprøver fra sørlige del av Indre Kipevatn er vist i **Figur 11.4**. For beregninger, se *vedlegg C-7*. Til orientering var det i utslippstillatelsen fastsatt en øvre grense for ammoniakk på 300 µg/L og pH-verdi på 8 (se *kapittel 7.5*).



Figur 11.4: Beregnet konsentrasjon av ammoniakk i sørlige del av Indre Kipevatn i perioden februar 2011 – januar 2015, som funksjon av pH, temperatur og ammoniumkonsentrasjon. For beregninger etter Emerson et al. (1975), se vedlegg C-7.

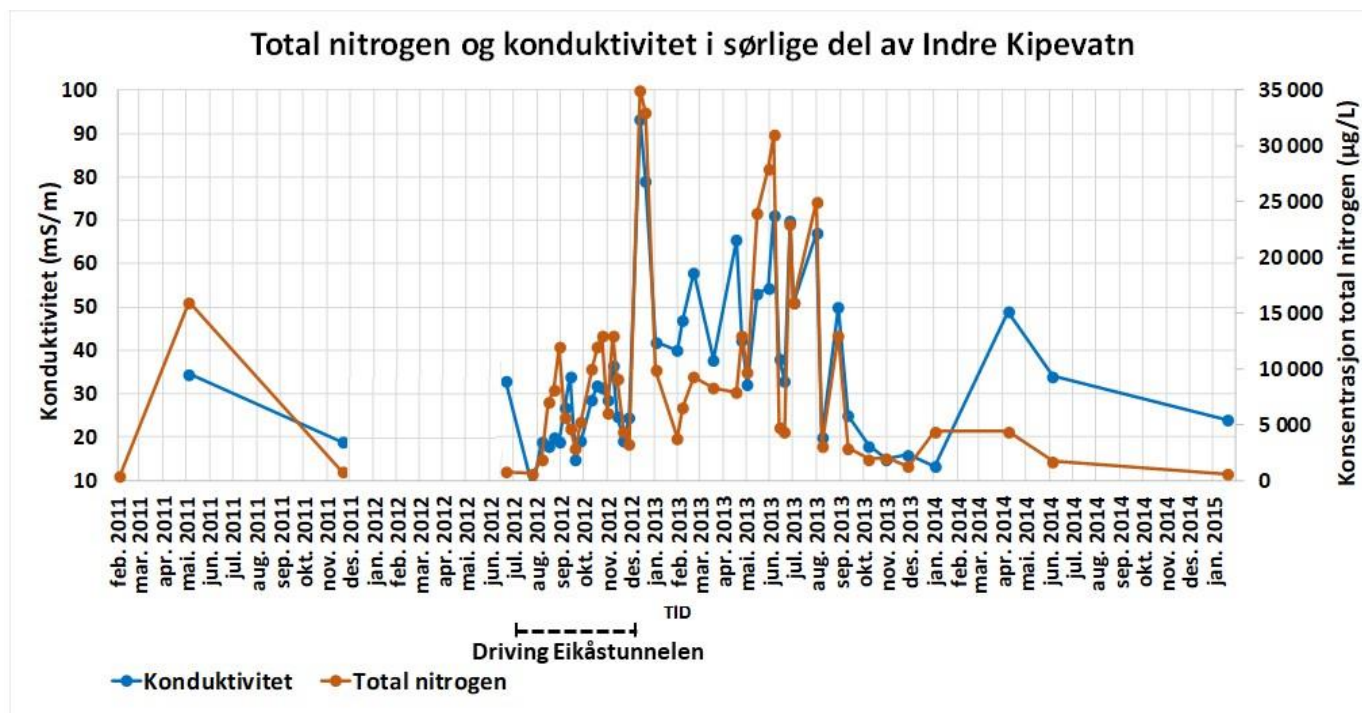
pH i vannprøvene tatt før drivestart viste liten variasjon og varierte mellom 6,8 og 7,3 under driveperioden. Med unntak av i siste vannprøve i januar 2015 (pH 6), var pH-verdien etter avsluttet driveperiode mellom 6,6 og 7,2.

Basert på beregnede ammoniakkkonsentrasjoner ble øvre grensen for ammoniakk på 300 µg/L ikke overskredet i perioden med vannprøvetaking. Konsentrasjonen av ammoniakk var høyest under første del av driveperioden (8,1 µg/L, august 2012). Temperatur og pH var da høyest i perioden. Konsentrasjonen av ammonium hadde en topp i desember 2012, uten at ammoniakk økte tilsvarende. Temperatur og pH var da lav. Konsentrasjonen av ammoniakk avtok raskt etter endt driveperiode.

Ammoniakkkonsentrasjon nedstrøms sørlige del av Indre Kipevatn ble også undersøkt. Da konsentrasjonen av ammonium var størst i sørlige del av Indre Kipevatn, samt at konsentrasjonen av total nitrogen avtok nedover i vassdraget (se **Figur 11.2**), er ammoniakk i de resterende resipientene i øvre del av Haukåsvassdraget ikke presentert i denne omgang.

11.2.5 Total nitrogen og konduktivitet i sørlige del av Indre Kipevatn

Konsentrasjon av total nitrogen og konduktivitet i sørlige del av Indre Kipevatn før, under og etter anleggsperioden er vist i **Figur 11.5**. Konduktivitet ble ikke målt i februar 2011. Korrelasjon mellom parametrene er vist i **Figur 11.6**. For tabell med analyseresultater, se vedlegg C-4.

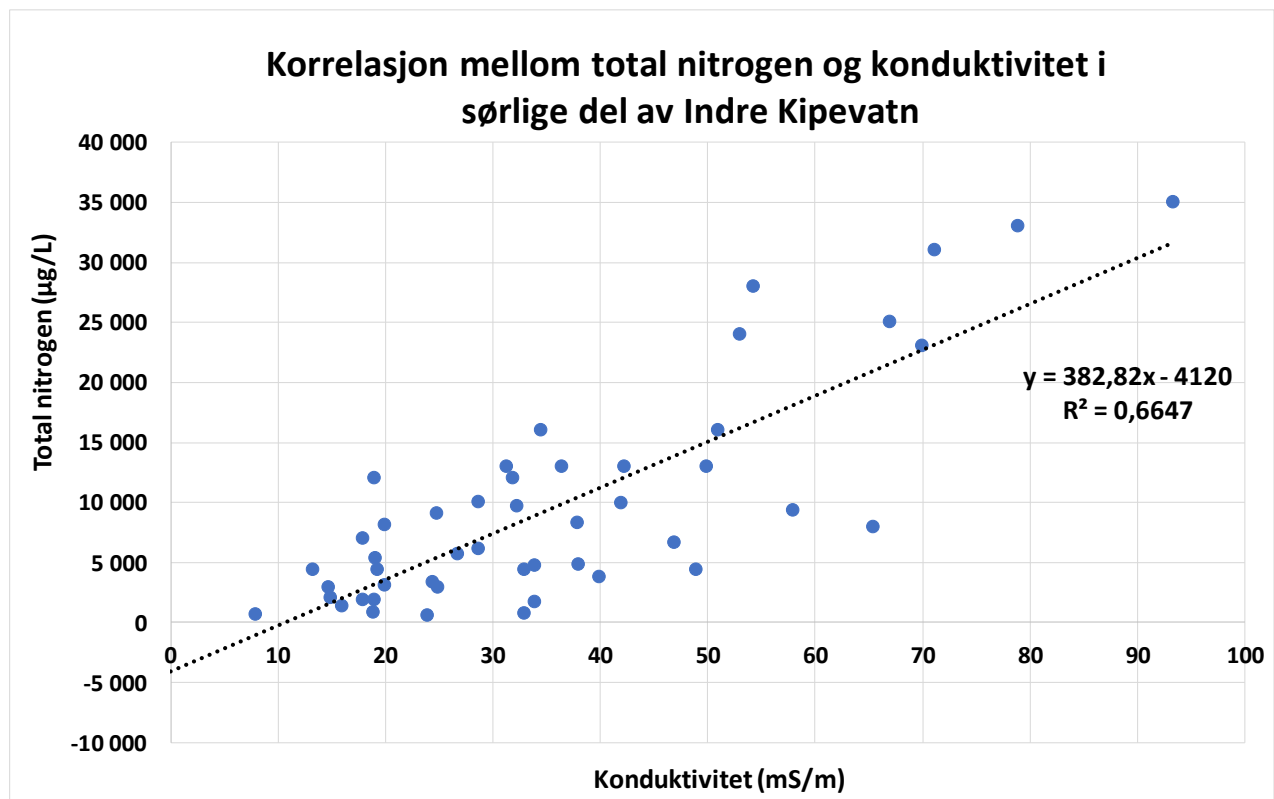


Figur 11.5: Konsentrasjon av total nitrogen og konduktivitet i sørlige del av Indre Kipevatn i perioden februar 2011 – januar 2015. For tabell med analyseresultater, se vedlegg C-4.

Konduktiviteten i vannprøvene tatt før anleggsstart var høyest i mai 2011. Dette var samtidig med en relativt høy konsentrasjon av total nitrogen. I november 2011 var konsentrasjonen av total nitrogen lav, og konduktiviteten var også lavere sammenlignet med i mai 2011.

Under anleggsperioden, var det stor variasjon i både konduktivitet og konsentrasjon av total nitrogen i vannprøvene. Under driveperioden var det godt samsvar mellom konduktiviteten og konsentrasjon av total nitrogen, hvor toppene i konduktivitet fulgte toppene i total nitrogen. Den største verdien av både total nitrogen og konduktivitet var under driveperioden, i desember 2012.

Høye konduktivetsverdier og konsentrasjoner av total nitrogen vedvarte også i etterkant av driveperioden. I siste del av 2013, samt i de tre siste vannprøvene var variasjonen i konduktivitet og total nitrogen betydelig mindre sammenlignet med i tidligere prøver. Verdiene var da også redusert til samme nivå som i vannprøvene tatt før anleggsstart.

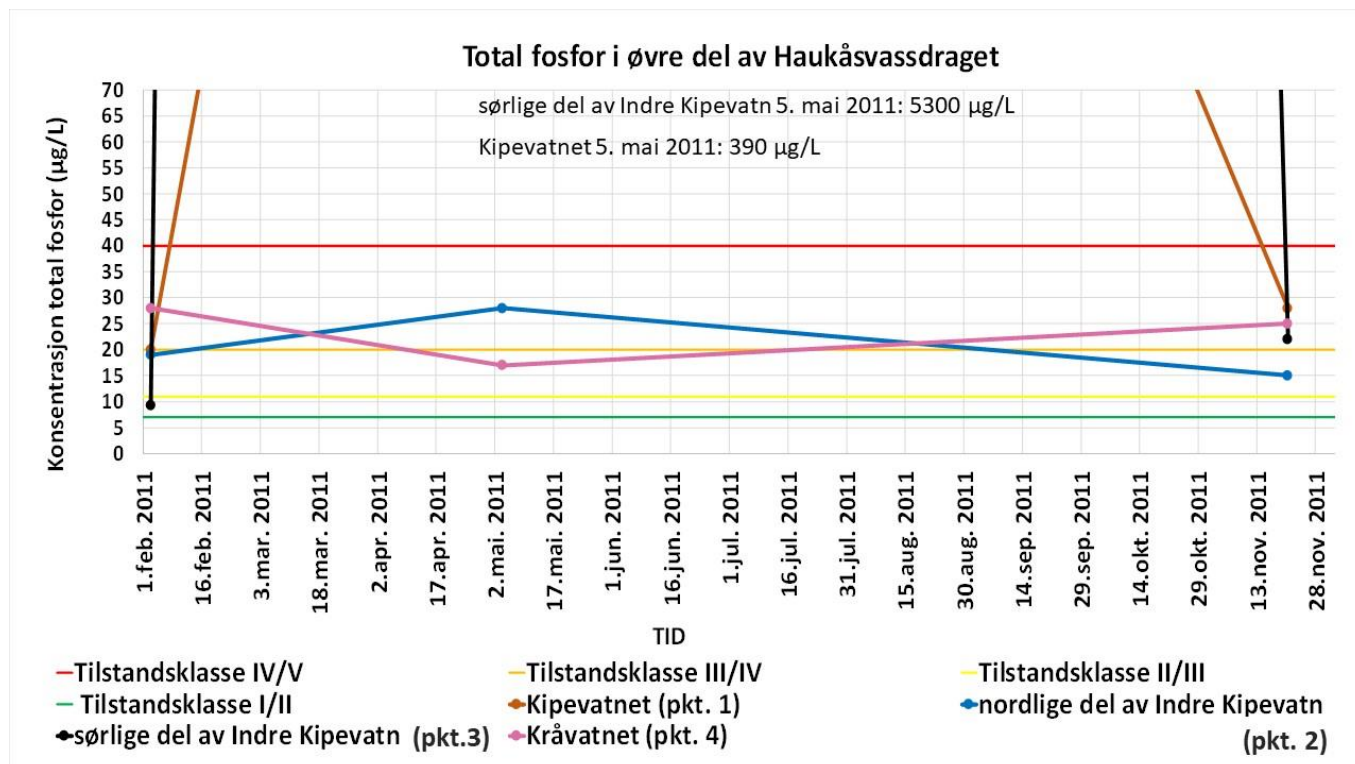


Figur 11.6: Korrelasjon mellom total nitrogen og konduktivitet i sørlige del av Indre Kipevatn. Korrelasjonskoeffisienten er vist til høyre i figuren. For tabell med analyseresultater se vedlegg C-4.

Det er god korrelasjon mellom total nitrogen og konduktivitet i vannprøvene fra sørlige del av Indre Kipevatn ($R^2 = 0,6647$). Økning i konduktivitet indikerer samtidig økning i konsentrasjon av total nitrogen.

11.2.6 Total fosfor i øvre del av Haukåsvassdraget

Konsentrasjon av total fosfor i vannprøver tatt før anleggsstart i fire prøvepunkter i Haukåsvassdraget er vist i **Figur 11.7**. Grenseverdier for klassifisering av total fosfor i innsjøer er vist i **Tabell 11-3**. Siden det er kjent at uomsatt sprengstoff ikke medfører tilførsel av fosfor, ble det ikke analysert for dette i vannprøvene tatt etter anleggsstart. For tabell med analyseresultater, se *vedlegg C-4*.



Figur 11.7: Konsentrasjon av total fosfor fra fire vannprøvepunkter i Haukåsvassdraget i perioden januar 2011 – november 2011. Total fosfor i sørlige del av Indre Kipevatn og Kipevatnet ligger over figurområdet i mai 2011. Grenseverdier total fosfor er inkludert i figuren. For tabell med analyseresultater, se vedlegg C-4.

Tabell 11-3: Tilstandsklasser for total fosfor i innsjøer. Tilstandsklassene er for innsjøtype 5, kalkfattig klar. Etter veileder 02:2013, Direktoratgruppen (2013).

Grenseverdier total fosfor (tot-P) i innsjøer (µg/L)				
Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V
Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
< 7	7 - 11	11 - 20	20 - 40	> 40

Konsentrasjon av total fosfor i vannprøvene tatt før anleggsstart viste stor variasjon gjennom året og mellom prøvepunktene. I februar 2011 var konsentrasjonen i sørlige del av Indre Kipevatn tilsvarende tilstandsklasse II, mens resterende vannprøver var i tilstandsklasse IV. I mai 2011 var konsentrasjonen betydelig høyere enn i vannprøven fra februar 2011. Verdien var over 130 ganger grenseverdien for tilstandsklasse V. Suspendert stoff i vannprøven fra sørlige del av Indre Kipevatn i mai 2011 var betydelig høyere enn i øvrige vannprøvepunkter

(6500 mg/L), og grunnet mye organisk materiale i vannprøven er den høye konsentrasjonen trolig ikke representativt.

Det var også økning i fosforkonsentrasjonen i Kipevatnet i mai 2011. Total fosfor var om lag 10 ganger grenseverdien for tilstandsklasse V. Suspendert stoff i denne vannprøven var også noe forhøyet (250 mg/L), men ikke i samme størrelsesorden som i sørlige del av Indre Kipevatn. Vannprøven ansees derfor som representativ, med forbehold om at konsentrasjonen av total fosfor i Kipevatnet mulig var noe lavere enn det analyseresultatet viser.

Nordlige del av Indre Kipevatn viste noe økning i mai 2011 sammenlignet med i februar 2011, men konsentrasjonen av total fosfor var fortsatt i tilstandsklasse IV. I Kråvatnet, som ligger lengst nedstrøms, var konsentrasjonen lavere i mai 2011 sammenlignet med i vannprøven fra februar 2011. Konsentrasjonen i vannprøven fra Kråvatnet i mai 2011 var den laveste i perioden med vannprøvetaking i Haukåsvassdraget.

I vannprøvene fra november 2011 var konsentrasjonen av total fosfor i vannprøvene fra sørlige del av Indre Kipevatn og Kipevatnet betydelig lavere sammenlignet med i mai 2011. Konsentrasjonene var da i tilstandsklasse IV. Konsentrasjonen av total fosfor i nordlige del av Indre Kipevatn og Kråvatnet var på samme nivå som i februar 2011.

11.3 Resultater - Vannkvalitetsovervåking: Ulven- og Vinddalsvatnet

11.3.1 Nedbørslogg målestasjon 50450 FANA – STEND

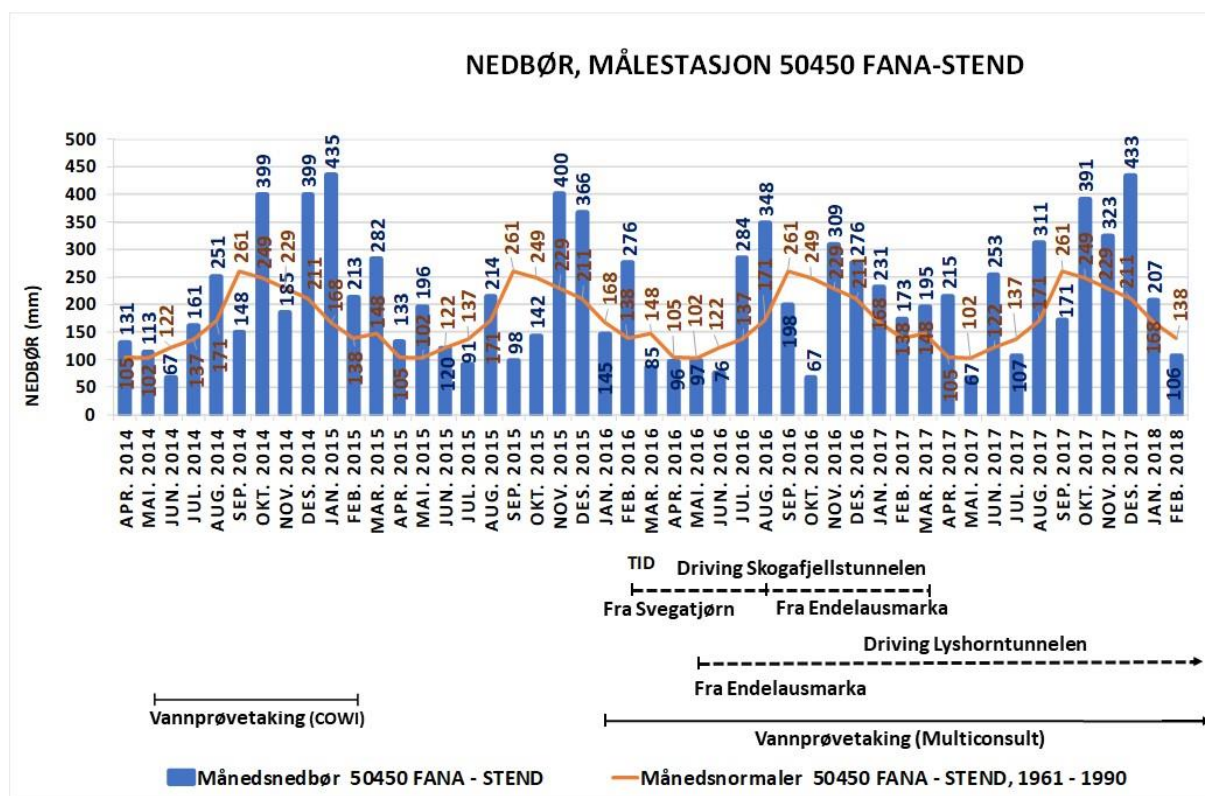
Nærmeste målestasjon for nedbør ved Ulven- og Vinddalsvatnet er målestasjon 50450 FANA – STEND. Målestasjonen ligger om lag 12 km nordvest for Ulven- og Vinddalsvatnet. Nedbørsdata er hentet fra Meteorologisk institutt via pers. meddelelse fra Klimavakten (2018). For tabell med nedbørsdata, se *vedlegg C-3*.

Årsnormalen (1961 – 1990) ved målestasjon 50450 FANA – STEND er 2042 mm. Som vist i **Tabell 11-4**, var årsnedbøren ved denne målestasjonen stort sett over årsnormalen i perioden med anleggsarbeider. Det er derfor rimelig å anta at årsnedbøren ved Ulven- og Vinddalsvatnet også har vært noe over årsnormalen for målestasjon 50450 FANA – STEND i perioden med vannprøvetaking.

Tabell 11-4: Oversikt over årsnedbør ved målestasjon 50450 FANA – STEND i 2014, 2015, 2016 og 2017, sammenlignet med årsnormalen for perioden 1961 – 1990. Datagrunnlag fra Klimavakten (2018).

Årstall	Årsnedbør 50450 FANA - STEND (mm)
2014	2414
2015	2688
2016	2256
2017	2869
Årsnormal (1961 - 1990)	2042

Oversikt over månedsnedbør og månedsnormaler (1961 – 1990) for målestasjon 50450 FANA – STEND i perioden med anleggsarbeider og vannprøvetaking ved Ulven- og Vinddalsvatnet er vist i **Figur 11.8**.



Figur 11.8: Månedsnedbør og månedsnormaler ved målestasjon 50450 FANA – STEND i perioden april 2014 - februar 2018. Tidslinje for anleggsforløp er vist under horisontal akse. Nedbørsdata er hentet fra Meteorologisk institutt (pers. meddelelse, Klimavakten (2018)). For tabell med nedbørsdata, se vedlegg C-3.

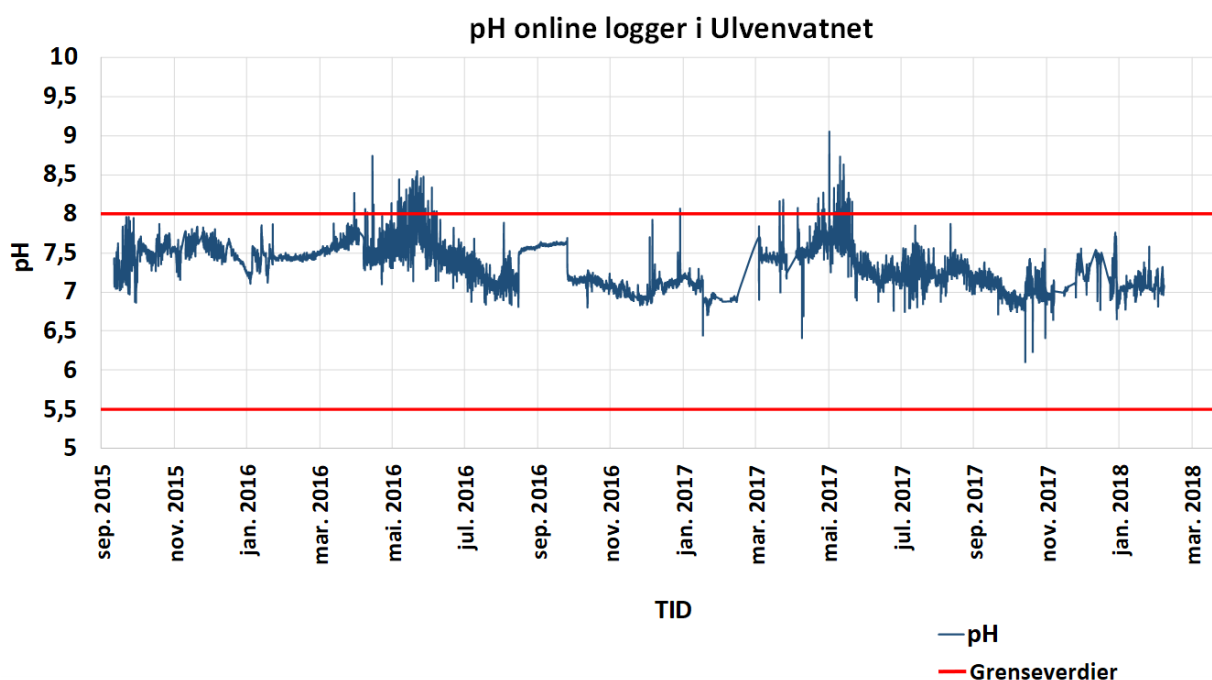
Månedsnormaler ved målestasjon 50450 FANA – STEND viser at det som forventet er mest nedbør på høsten og vinteren, og minst nedbør og våren og sommeren. September måned har mest nedbør, mens månedene april og mai har minst nedbør.

Månedsnedbøren i perioden april 2014 - februar 2018 viser en lignende trend som månedsnormalen. Sammenlignet med månedsnormalen, var imidlertid månedsnedbøren i september i hele perioden godt under årsnormalen, mens det i de påfølgende høstmånedene ble målt nedbør over månedsnormalen.

Med enkelte unntak, var månedsnedbøren i perioden stort sett over månedsnormalen. I første del av drivingen av Skogafjellstunnelen og Lyshorntunnelen var månedsnedbøren noe under månedsnormalen. Høstnedbøren 2016 var også betydelig under månedsnormalen og året var det tørreste i perioden. Fra og med november 2016 og ut perioden, var nedbøren typisk over månedsnormalen. Dette gjelder særlig nedbøren i 2017, som var året med mest nedbør i perioden.

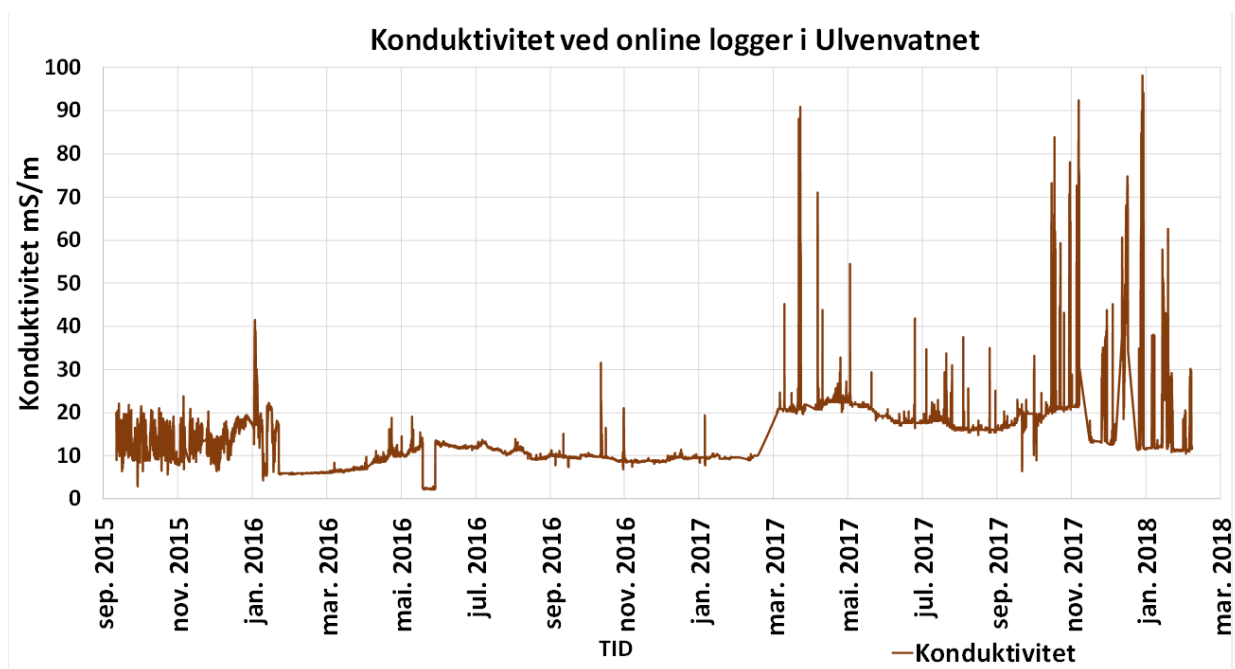
11.3.2 pH og konduktivitetsverdier fra online logger i Ulven- og Vinddalsvatnet

Verdier for pH og konduktivitet fra online logger i Ulvenvatnet fra september 2015 frem til februar 2018 er vist i henholdsvis **Figur 11.9** og **Figur 11.10**, mens verdier for Vinddalsvatnet er vist i henholdsvis **Figur 11.12** og **Figur 11.13**. Grenseverdier fra fylkesmannen for pH i tunnelvannet som ledes til Ulven- og Vinddalsvatnet inkludert i figurene. Online logger er plassert der tunnelvannet tilføres resipientene, hvor påvirkningen ansees som størst. Online logger i Ulvenvatnet er plassert på 1,5 m dyp om lag 6 m fra siltgarden, mens den i Vinddalsvatnet er plassert på 3 m dyp om lag 80 m fra siltgarden.



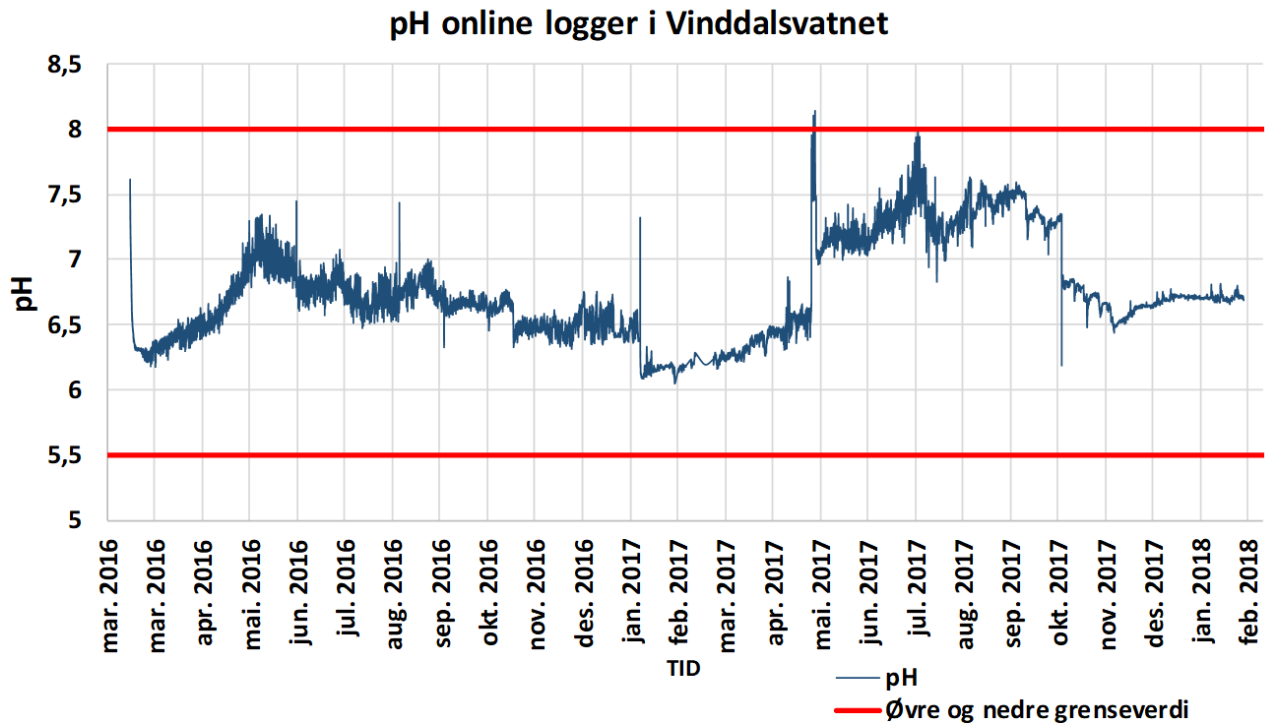
Figur 11.9: pH i Ulvenvatnet målt med online logger i perioden september 2015 – februar 2018. Røde linjer viser øvre og nedre grenseverdi for pH i tunnelvannet.

pH-verdiene i Ulvenvatnet har fluktuert gjennom hele perioden, med både daglig variasjon og variasjon mellom årstidene. pH-verdien var særlig høy om våren og sommeren, hvor øvre grenseverdi tidvis ble overskredet både i juni 2016 og i mai 2017. Nedre grenseverdi for pH ble ikke overskredet i perioden.



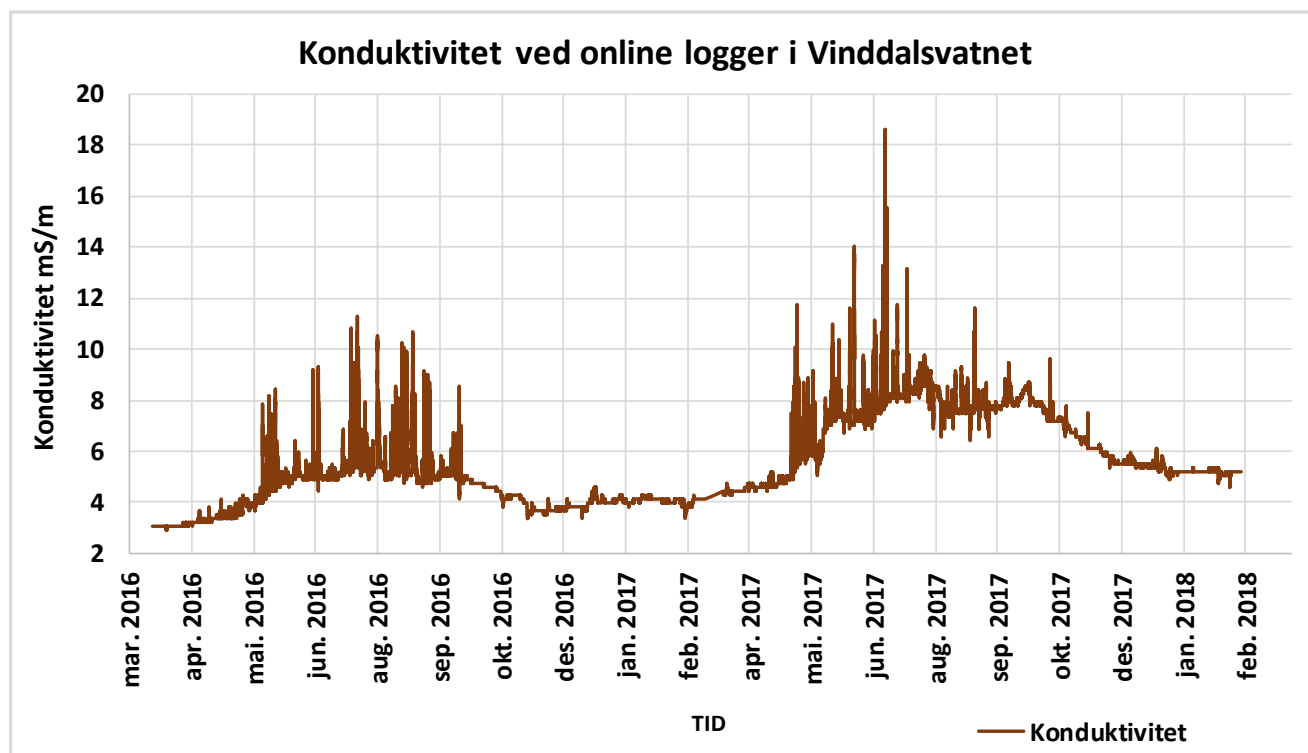
Figur 11.10: Konduktivitet i Ulvenvatnet målt med online logger i perioden september 2015 – februar 2018.

Konduktiviteten i Ulvenvatnet varierte gjennom hele perioden. Særlig høye konduktivitetsverdier ble målt i løpet av vinteren 2017.



Figur 11.11: pH i Vinddalsvatnet målt med online logger i perioden mars 2016 – februar 2018. Røde linjer viser øvre og nedre grenseverdi for pH i tunnelvannet.

pH-verdiene i Vinddalsvatnet viste variasjon i løpet av døgnet, og mellom årstidene. pH-verdien var generelt høyest om våren. Øvre grenseverdi ble overskredet i mai 2017. Nedre grenseverdi for pH ble ikke overskredet i perioden.

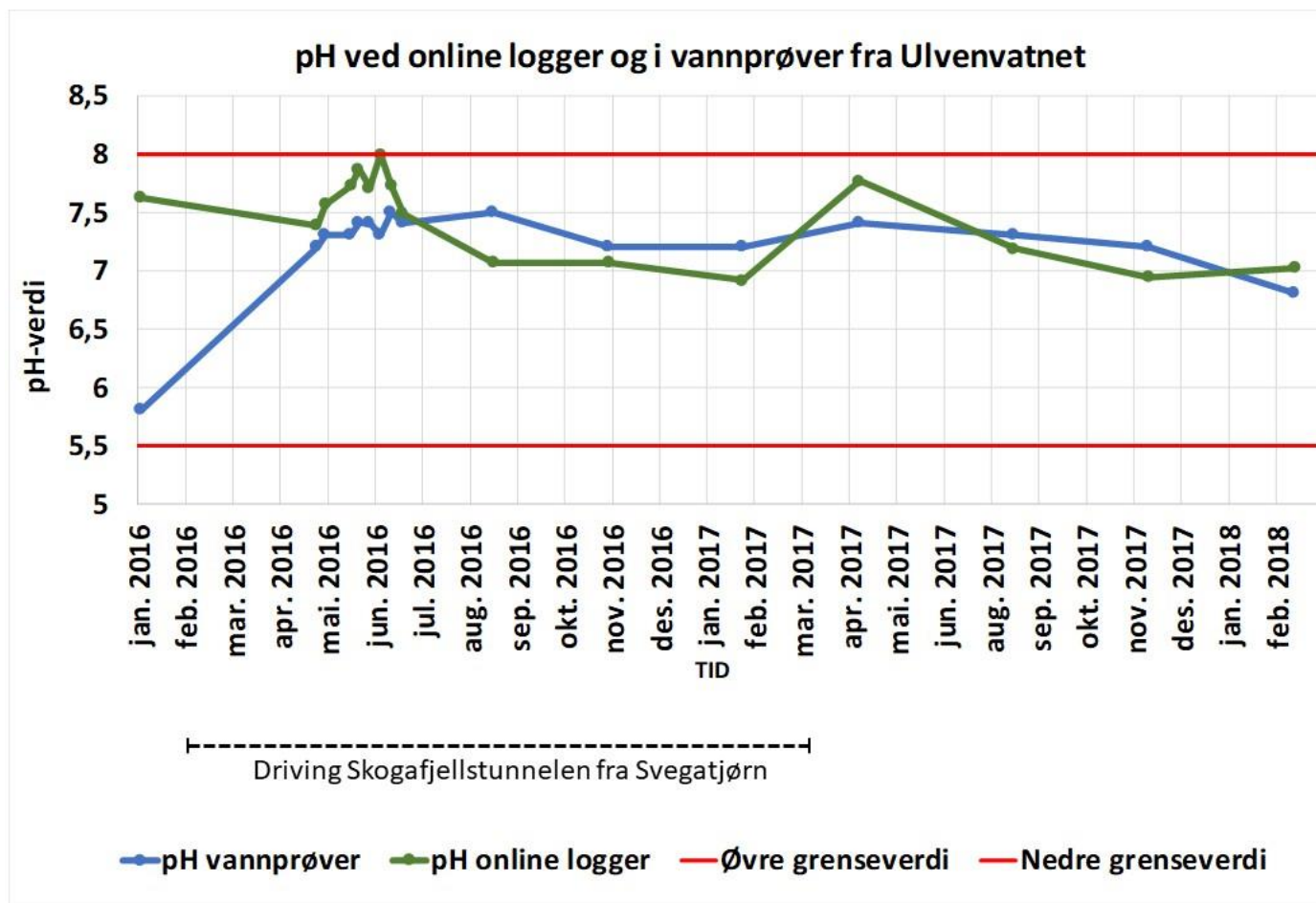


Figur 11.12: Konduktivitet i Vinndalsvatnet målt med online logger i perioden mars 2016 – februar 2018.

Konduktiviteten i Vinndalsvatnet varierte gjennom hele perioden. Konduktiviteten var generelt høyere om sommeren enn om vinteren.

11.3.3 Data fra online logger vs. data fra vannprøver i Ulven- og Vinndalsvatnet

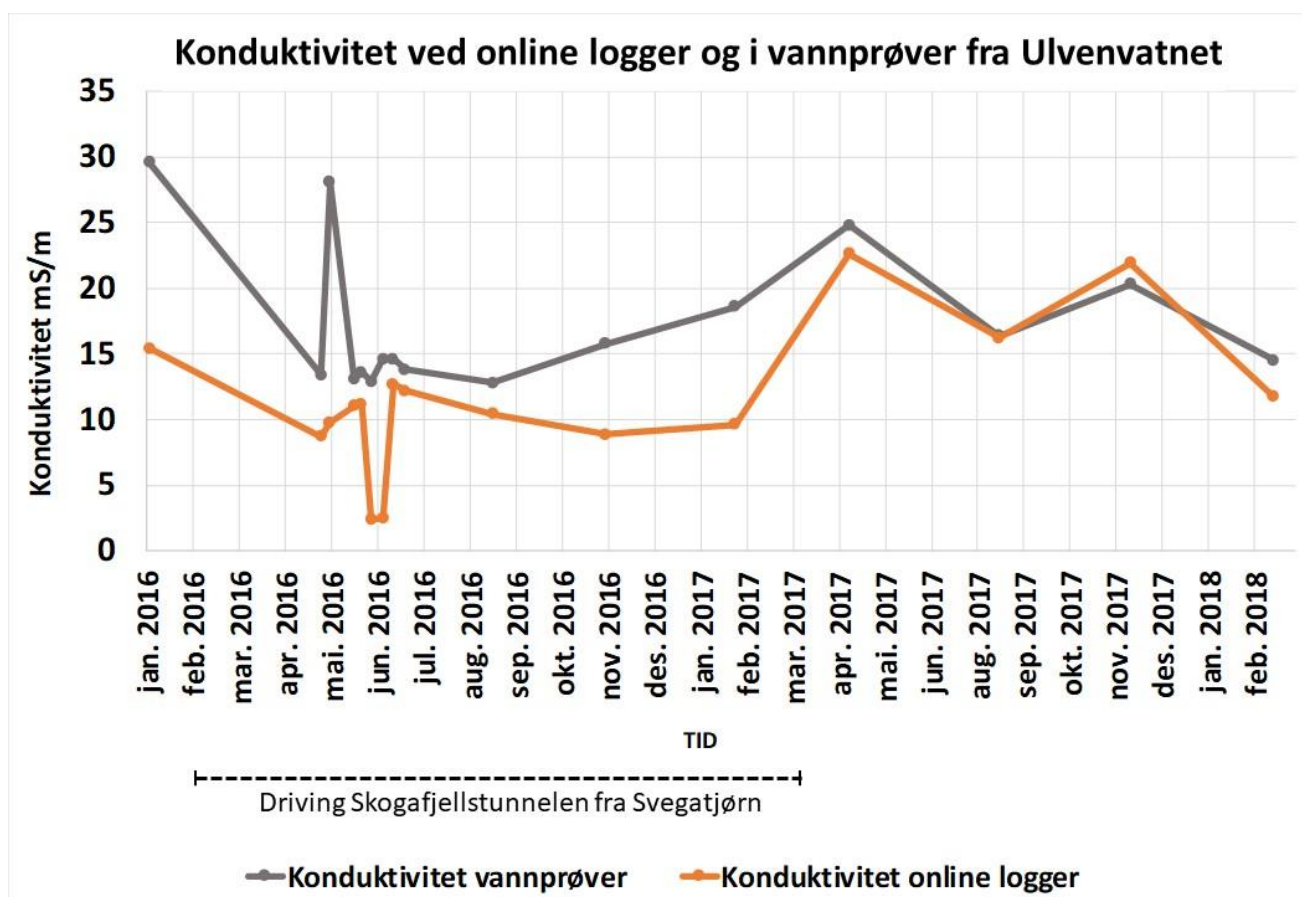
For å undersøke om målinger med online logger i Ulven- og Vinndalsvatnet samsvarte med analyseresultatene fra vannprøvene, er målte verdier for pH og konduktivitet fra den kontinuerlige overvåkingen sammenlignet med verdier fra analyselaboratoriet. Da online logger i Ulven- og Vinndalsvatnet hadde en måling hvert 10. minutt, er gjennomsnittlig pH og konduktivitet mellom kl. 10 og 15 samme dato som for vannprøvetaking benyttet som representativ verdi. Det foreligger ikke data fra online loggere fra før anleggsstart. pH-verdi og konduktivitet fra den kontinuerlige loggingen sammenstilt med verdier i analyserte vannprøver fra Ulvenvatnet er vist i hhv. **Figur 11.13** og **Figur 11.14**. Tilsvarende sammenstilling for Vinndalsvatnet er vist i hhv. **Figur 11.15** og **Figur 11.16**. For tabeller med data, se *vedlegg C-5, C-6 og C-10*. Til orientering er grenseverdier fra fylkesmannen for pH i tunnelvannet som ledes til Ulven- og Vinndalsvatnet inkludert i figurene.



Figur 11.13: Sammenstilling av pH-verdier målt med online logger og pH-verdier målt i vannprøver fra Ulvenvatnet i perioden januar 2016 – februar 2018. For tabeller med analyseresultater, se vedlegg C-5 og C-10.

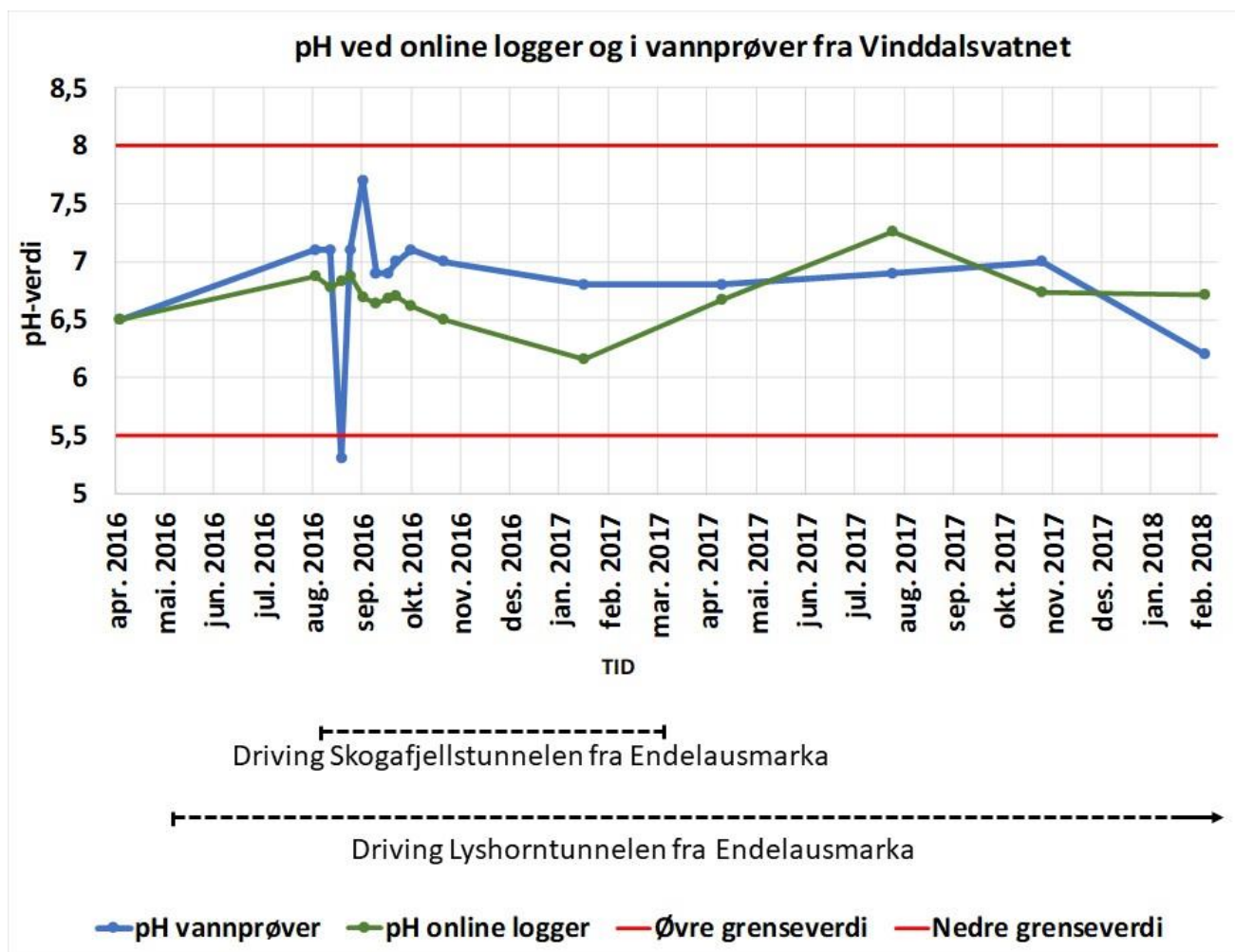
Med unntak av pH i januar 2016, samsvarer logget pH-verdi og pH i de analyserte vannprøvene godt. Sett bort fra i januar 2016, var pH-verdiene i de to datasettene i samme størrelsesorden og varierte mellom pH 6,9 og 7,9. Utenom i januar 2016, var den største differanse mellom de to datasettene i juni 2016, hvor verdien ved online logger var 0,69 enheter større enn pH-verdien i den analyserte vannprøven.

I følge data fra online logger i Ulvenvatnet, var pH-verdien i juni 2016 nær øvre grenseverdi. Det ble da registrert en pH-verdi på 7,9 ved den online loggeren, mens pH i vannprøven var 7,3. Ellers i perioden var gjennomsnittsverdien i pH fra den online loggeren og pH i vannprøvene innenfor fastsatte grenseverdier. Det var ingen klar trend i hvilket av de to datasettene som viste høyest pH.



Figur 11.14: Sammenstilling av konduktivitetsverdier målt med online logger og i vannprøver fra Ulvenvatnet i perioden januar 2016 – februar 2018. For tabeller med analyseresultater, se vedlegg C-5 og C-10.

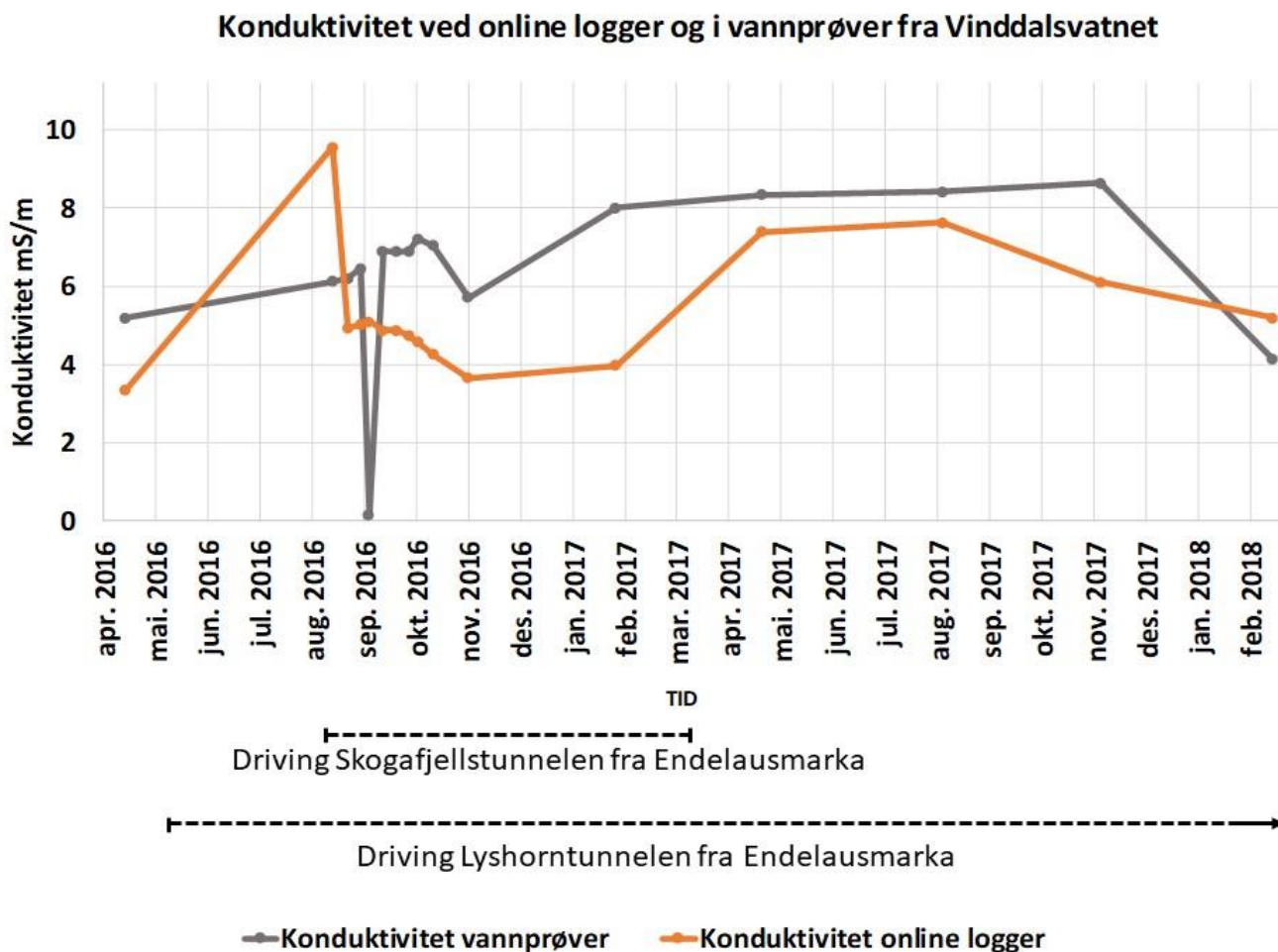
Konduktiviteten målt i vannprøvene var generelt noe høyere enn konduktiviteten målt med online logger i Ulvenvatnet, særlig under driveperioden. Etter endt driveperiode, var konduktiviteten omtrent den samme i de to datasettene. Det var størst differanse mellom de to konduktivitetsverdiene i mai 2016, hvor konduktiviteten i den analyserte vannprøven fra Ulvenvatnet var 18 mS/m høyere enn konduktiviteten målt med online logger. I mai og juni 2016, var det noe større forskjell mellom de to konduktivitetsverdiene sammenlignet med resten av perioden. Med unntak av konduktivitet i vannprøvene fra januar og mai 2016, samt konduktivitet målt med online logger i mai og juni 2016, var konduktiviteten i begge datasettene i samme størrelsesorden og varierte mellom 8,7 mS/m og 24,8 mS/m.



Figur 11.15: Sammenstilling av pH-verdier målt med online logger og pH-verdier målt i vannprøver fra Vinddalsvatnet i perioden mai 2016 – februar 2018. For tabeller med analyseresultater, se vedlegg C-6 og C-10.

Med unntak av pH-verdier i vannprøvene fra september 2016 (pH 5,3 og 7,7) samsvarer logget pH-verdi og pH i de analyserte vannprøvene godt. Sett bort i fra de to pH-verdiene i september 2016, var de to datasettene i samme størrelsesorden og varierte mellom 6,2 og 7,2. Den største differanse mellom de to datasettene var i september 2016, hvor pH-verdien målt med online logger var 1,5 enheter større enn pH i den analyserte vannprøven.

Gjennomsnittsverdien for pH målt med online logger i Vinddalsvatnet var innenfor fastsatt grenseverdi for pH gjennom perioden. pH-verdien i vannprøven fra september 2016 var under nedre grenseverdi (pH = 5,3). Senere samme måned var pH i vannprøven på 7,7, som er nært øvre grenseverdi. Ellers i perioden var pH i vannprøvene innenfor fastsatte grenseverdier. Gjennom perioden for vannprøvetaking, varierte trenden i hvilket datasett som hadde den høyeste pH-verdien.

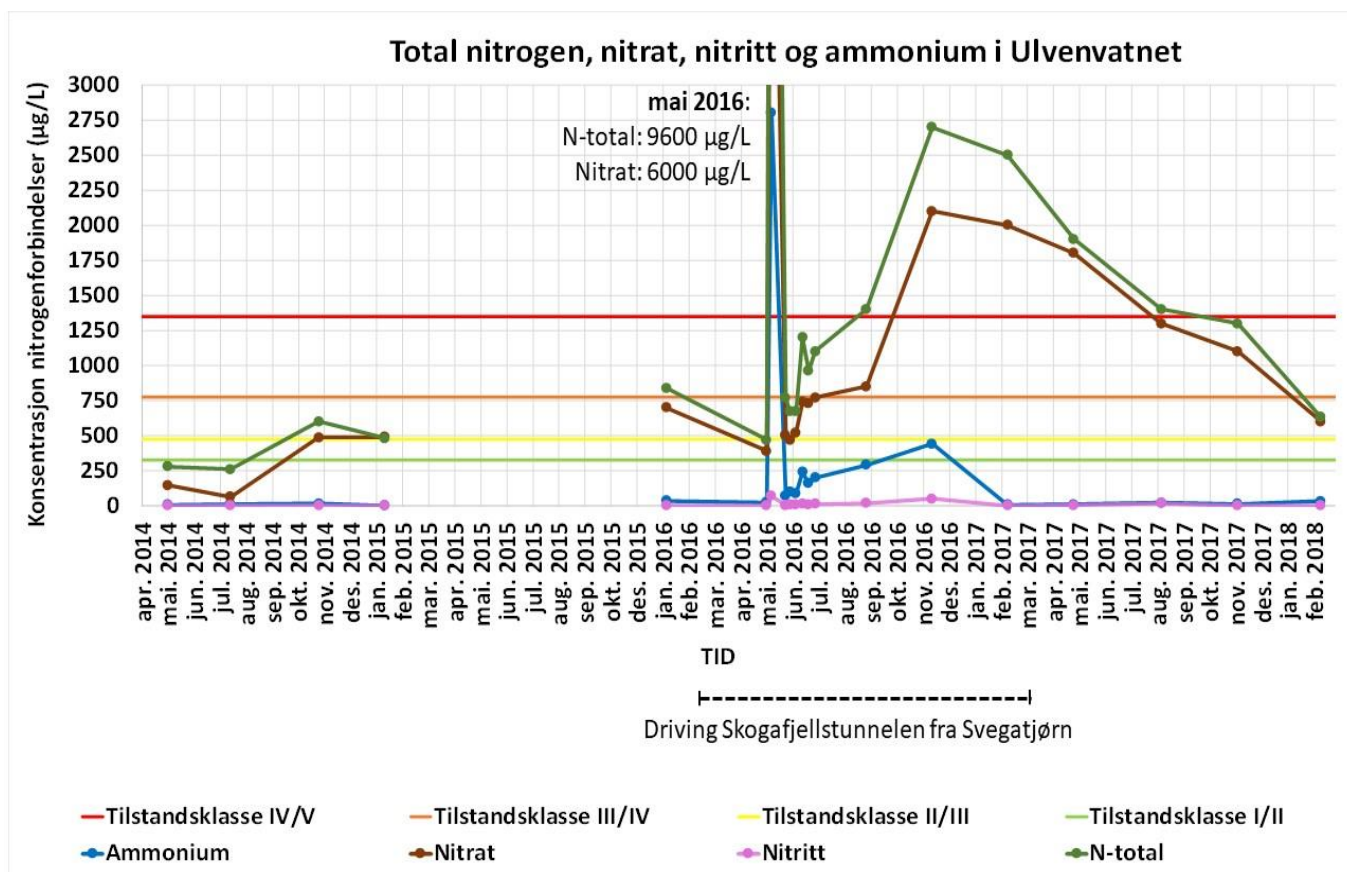


Figur 11.16: Sammenstilling av konduktivitetsverdier målt med online logger og i vannprøver fra Vinddalsvatnet i perioden mai 2016 – februar 2018. For tabeller med analyseresultater, se vedlegg C-6 og C-10.

Med få unntak var konduktiviteten i vannprøvene generelt noe høyere enn konduktiviteten målt med online logger i Vinddalsvatnet. I august 2016 var gjennomsnittlig konduktivitet fra online logger 9,56 mS/m, noe høyere enn verdien målt i vannprøven (5,19 mS/m). Tilsvarende gjelder for september 2016, hvor konduktiviteten i vannprøven var på 0,17 mS/m, mens konduktiviteten målt med online logger var på 5,1 mS/m. Med unntak av konduktivitet fra online logger i august 2016 og i vannprøven i september 2016, var konduktiviteten i begge datasettene i samme størrelsesorden og varierte mellom 3,4 mS/m og 9,6 mS/m.

11.3.4 Total nitrogen, nitrat, nitritt og ammonium i Ulven- og Vinddalsvatnet

Konsentrasjon av totalt nitrogen, nitrat, nitritt og ammonium i vannprøver fra Ulven- og Vinddalsvatnet er vist i hhv. **Figur 11.17** og **Figur 11.18**. Grenseverdier for klassifisering av total nitrogen i ferskvann er vist i **Tabell 11-2**. Det er ingen grenseverdier for nitrat, nitritt og ammonium. For tabell med analyseresultater, se *vedlegg C-5* og *C-6*.



Figur 11.17: Konsentrasjon av nitrogenforbindelser i Ulvenvatnet i perioden mai 2014 – februar 2018. Konsentrasjon av total nitrogen og nitrat i mai 2016 ligger over figurområdet. Grenseverdier for tilstandsklasser for total nitrogen er inkludert i figuren. For tabell med analyseresultater, se *vedlegg C-5*.

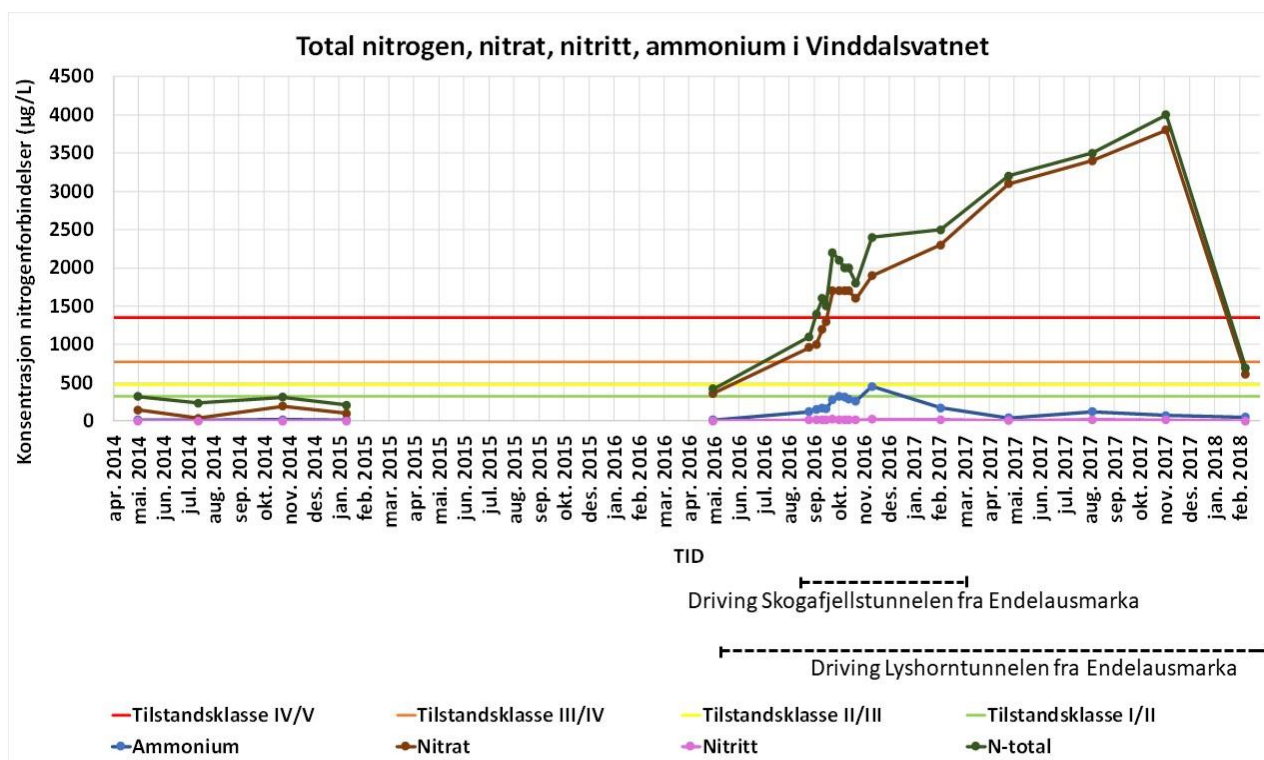
Konsentrasjon av total nitrogen i vannprøvene tatt før anleggsstart i Ulvenvatnet var i klasse I i mai og august 2014. I vannprøven fra november 2014 og januar 2015 var konsentrasjonen av total nitrogen i klasse III. Nitrat var den nitrogenforbindelsen med størst bidrag til total nitrogen i vannprøvene tatt før anleggsstart.

Under drivingen av Skogafjellstunnelen steg konsentrasjonen av total nitrogen i Ulvenvatnet. Konsentrasjonen av ammonium og nitritt var høyere under driveperioden sammenlignet med resten av perioden med vannprøvetaking.

Den høyeste verdien av total nitrogen i overvåkingsperioden ble målt i vannprøven fra mai 2016. Konsentrasjonen av total nitrogen var da om lag 7 ganger større enn grenseverdien for tilstandsklasse V. Verdien av total nitrogen i mai 2016 var betydelig høyere enn ellers i overvåkingsperioden, og skilte seg ut sammenlignet med resterende verdier for total nitrogen i Ulvenvatnet. Den høyeste konsentrasjonen av ammonium og nitritt ble også målt i denne vannprøven.

I siste del av driveperioden i november 2016, var konsentrasjonen av total nitrogen om lag dobbelt så høy som grensen for tilstandsklasse V. I vannprøvene tatt fra november 2016 og frem til vannprøven i februar 2018 var konsentrasjonen av total nitrogen lavere for hver prøvetaking.

Ved endt driveperiode, var konsentrasjonen av total nitrogen om lag 1,5 ganger høyere enn grenseverdien for tilstandsklasse V. Reduksjonen i total nitrogen fortsatte etter endt drivperiode. I vannprøven fra februar 2018, om lag et år etter endt driveperiode, var konsentrasjonen av total nitrogen redusert til tilstandsklasse III. Konsentrasjonen av ammonium og nitritt avtok også raskt etter endt driveperiode, og nitrat var den nitrogenforbindelsen som i størst grad bidro til konsentrasjonen av total nitrogen.



Figur 11.18: Konsentrasjon av nitrogenforbindelser i Vinddalsvatnet i perioden mai 2014 – februar 2018. Grenseverdier for tilstandsklasser for total nitrogen er inkludert i figuren. For tabell med analyseresultater, se vedlegg C-6.

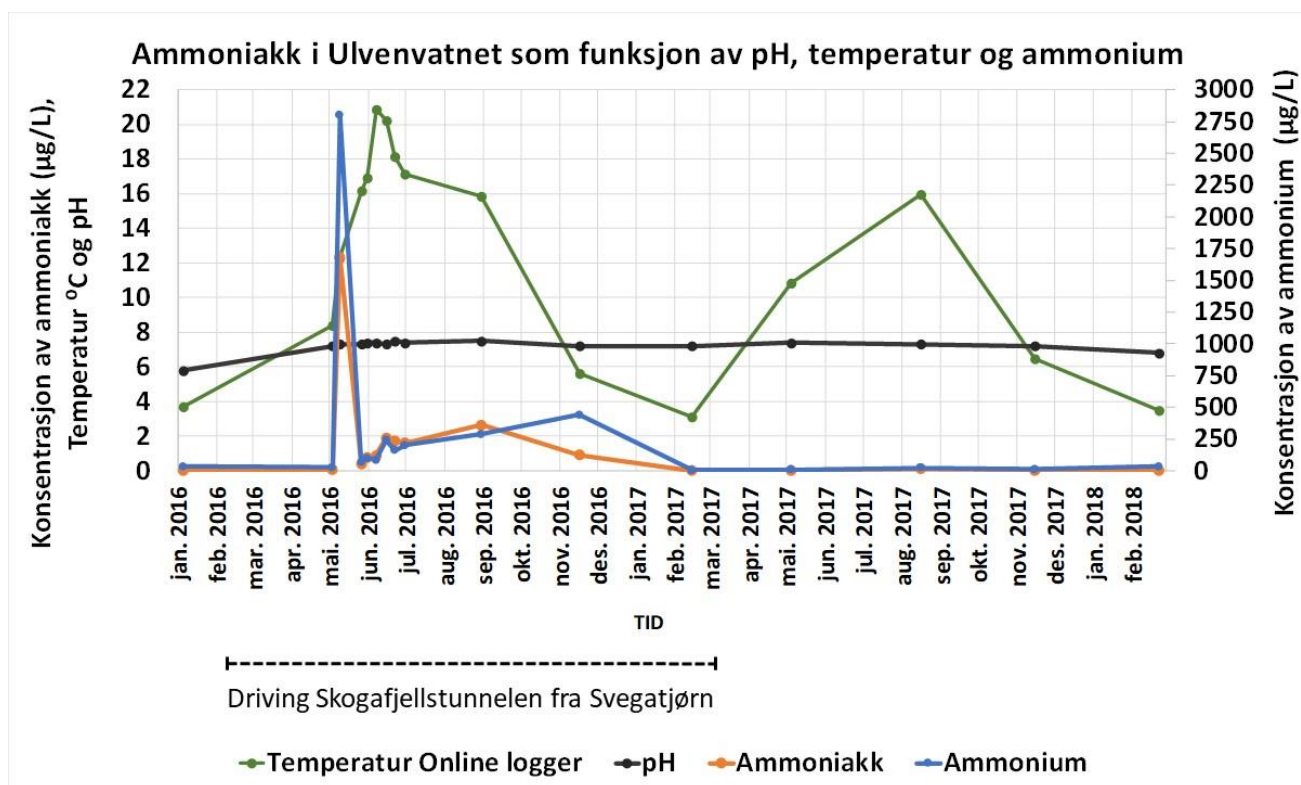
I Vinddalsvatnet var konsentrasjon av total nitrogen i samtlige vannprøver tatt før anleggsstart i klasse I. Nitrat var den nitrogenforbindelsen med størst bidrag til konsentrasjonen av total nitrogen i disse vannprøvene.

I den første vannprøven tatt etter drivestart ved Lyshorntunnelen, hadde konsentrasjonen av total nitrogen økt sammenlignet med vannprøvene tatt før anleggsstart. Konsentrasjonen økte ytterligere da drivingen av Skogafjellstunnelen startet i august 2016, og i vannprøven i september 2016 ble grenseverdien for tilstandsklasse V overskredet. Konsentrasjonen av total nitrogen fortsatte å øke også etter at drivingen av Skogafjellstunnelen var avsluttet og økte jevnt frem til vannprøven tatt i november 2017. I november 2017 var konsentrasjonen av total nitrogen om lag 3 ganger høyere enn grenseverdien for tilstandsklasse V. I vannprøven fra februar 2018 var imidlertid konsentrasjonen av total nitrogen redusert til klasse III, selv om drivingen av Lyshorntunnelen pågikk som normalt.

Nitrat var den nitrogenforbindelsen som bidro mest til konsentrasjonen av total nitrogen gjennom driveperioden. Det var under drivingen av Skogafjellstunnelen, med samtidig driving av Lyshorntunnelen, at andelen ammonium og nitritt var høyest. Andelen nitritt og ammonium avtok raskt etter endt driving av Skogafjellstunnelen, og holdt seg lav frem til vannprøvetaking i Vinddalsvatnet i februar 2018.

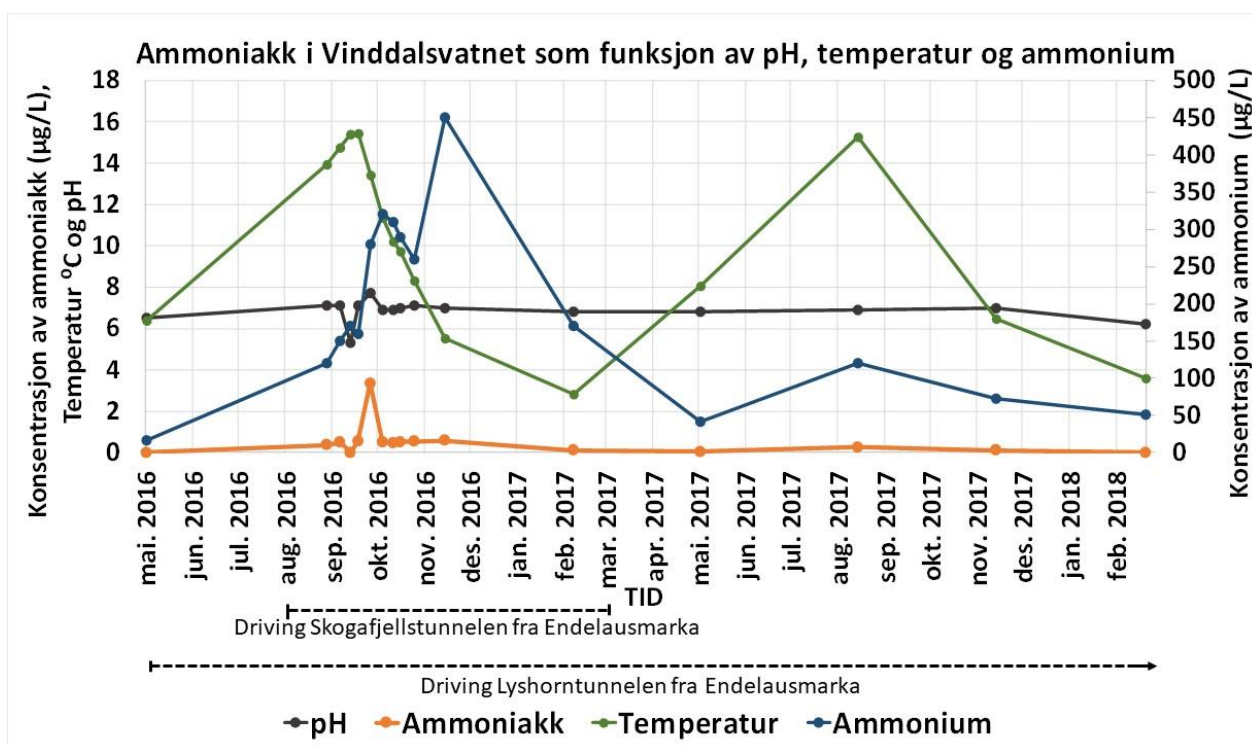
11.3.5 Beregnet konsentrasjon av ammoniakk i Ulven- og Vinddalsvatnet

Basert på konsentrasjon av ammonium, pH og temperatur er konsentrasjonen av ammoniakk beregnet. Det teoretiske forholdet mellom parameterne etablert av Emerson et al. (1975) ble benyttet (se *kapittel 6.5.2*). Temperatur i resipientene ble ikke målt ved vannprøvetakingen i Ulven- og Vinddalsvatnet og gjennomsnittstemperatur målt med online logger mellom kl. 10 og kl. 15 samme dag som vannprøvetaking er benyttet i ammoniakkberegningen. Ammoniakkberegning er utført for perioden etter anleggsstart. Konsentrasjon av ammoniakk som funksjon av temperatur målt med online logger, samt pH-verdier og ammoniakkkonsentrasjoner i vannprøver fra Ulven- og Vinddalsvatnet, er vist i hhv. **Figur 11.19** og **Figur 11.20**. For beregninger, se *vedlegg C-8* og *C-9*. I utslippstillatelsen er det ingen grenseverdi for ammoniakk i Ulven- og Vinddalsvatnet.



Figur 11.19: Beregnet konsentrasjon av ammoniakk i Ulvenvatnet i perioden januar 2016 - februar 2018, som funksjon av pH og ammoniumkonsentrasjoner i vannprøver, samt temperatur fra online logger. For beregninger etter Emerson et al. (1975), se vedlegg C-8.

Konsentrasjonen av ammoniakk i Ulvenvatnet var høyest under driving av Skogafjellstunnelen. Høyest beregnet ammoniakkverdi var 12,3 µg/L i vannprøven fra mai 2016. Ammoniakkverdien i mai 2016 skilte seg ut fra resterende verdier, og konsentrasjonen av ammoniakk lå mellom 0,011 µg/L og 2,65 µg/L ellers i driveperioden. Etter endt driving av Skogafjellstunnelen avtok konsentrasjonen av ammoniakk raskt, og holdt seg på et lavt nivå resten av perioden for vannprøvetaking. I vannprøven fra februar 2018, var beregnet konsentrasjon av ammoniakk 0,023 µg/L.

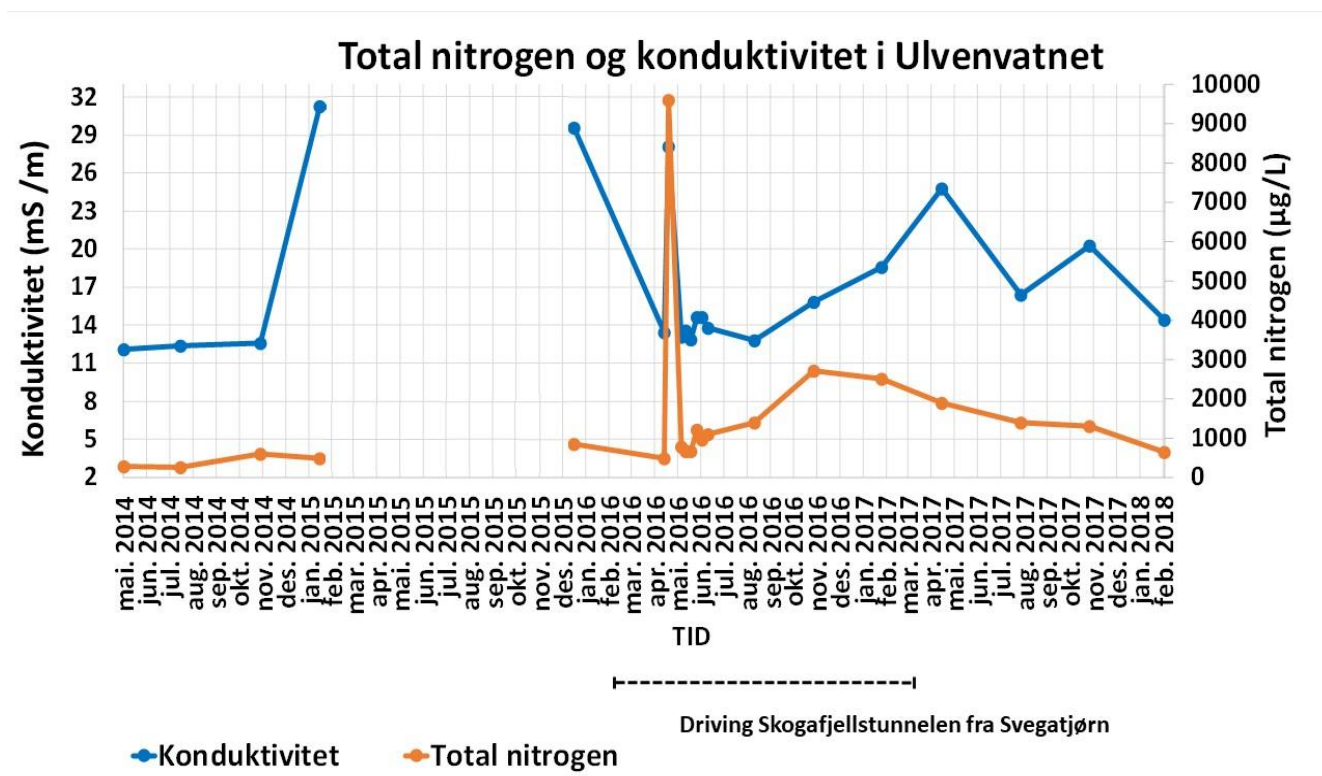


Figur 11.20: Beregnet konsentrasjon av ammoniakk i Vinddalsvatnet i perioden mai 2016 – februar 2018, som funksjon av pH og ammoniumkonsentrasjoner i vannprøver, samt temperatur fra online logger. For beregninger etter Emerson et al. (1975), se vedlegg C-8.

Konsentrasjonen av ammoniakk i Vinddalsvatnet var høyest under drivingen av Skogafjellstunnelen med samtidig driving av Lyshorntunnelen. Høyest beregnet ammoniakkverdi var 3,35 µg/L i september 2016. pH-verdien i prøven fra september 2016 var også den høyest målte i perioden (pH 7,7). Beregnet konsentrasjon av ammoniakk lå mellom 0,007 µg/L og 0,58 µg/L ellers i perioden, og den høye ammoniakkverdien i september 2016 skilte seg ut fra de resterende verdiene. Konsentrasjonen av ammoniakk avtok etter endt driving av Skogafjellstunnelen og holdt seg lav ved fortsatt driving av Lyshorntunnelen.

11.3.6 Total nitrogen og konduktivitet i Ulven – og Vinndalsvatnet

Konsentrasjon av total nitrogen og konduktivitet i vannprøver som funksjon av tid i Ulven- og Vinndalsvatnet er vist i hhv. **Figur 11.21** og **Figur 11.22**. Korrelasjon mellom de to parameterne er vist i hhv. **Figur 11.23** og **11.24**. For tabell med analyseresultater, se *vedlegg C-5* og *C-6*.

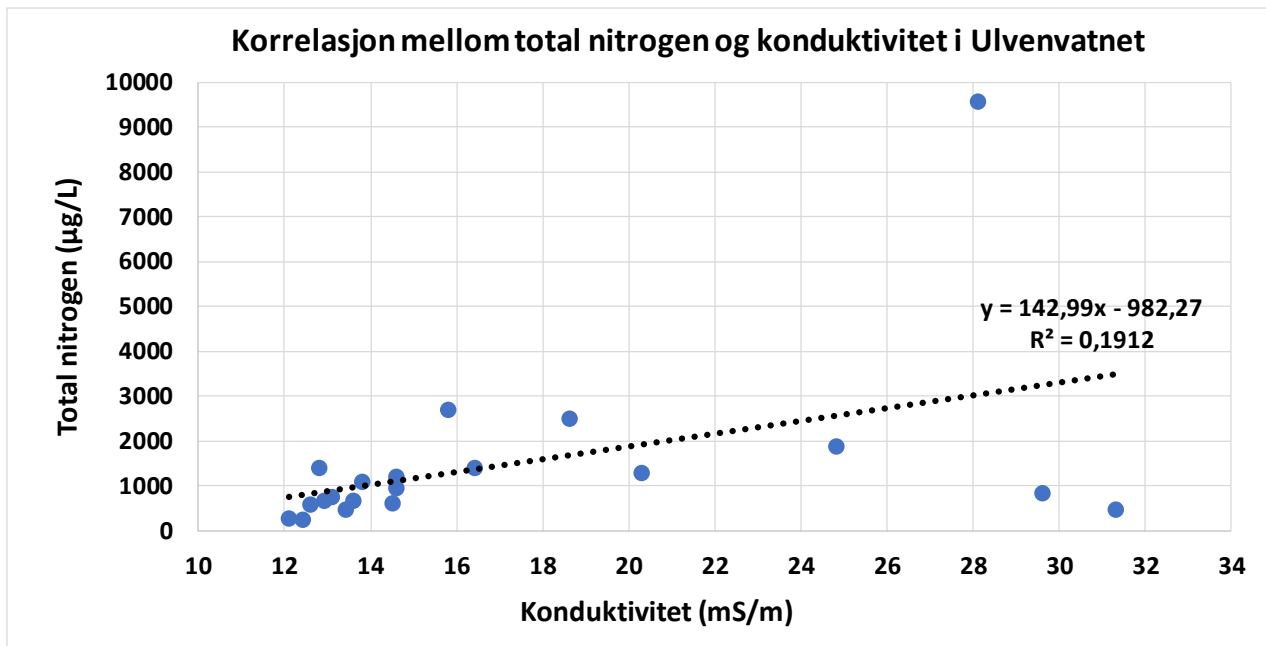


Figur 11.21: Konsentrasjon av total nitrogen og konduktivitet i Ulvenvatnet i perioden mai 2014 – februar 2018. For tabell med analyseresultater, se *vedlegg C-5*.

Med unntak av prøven fra februar 2015, var det godt samsvar mellom konduktiviteten og konsentrasjonen av total nitrogen i vannprøvene tatt før anleggsstart. I de tre første prøvene lå konduktiviteten på om lag 12 mS/m, mens den i prøven fra februar 2015 økte til 31,3 mS/m. Økningen i konduktivitet i februar 2015 var ikke samtidig med økning i konsentrasjon av total nitrogen. Tilsvarende resultat var også rett før anleggsstart i januar 2016. Konduktiviteten var da høy, uten at konsentrasjonen av total nitrogen var særlig endret sammenlignet med vannprøvene tatt før anleggsstart.

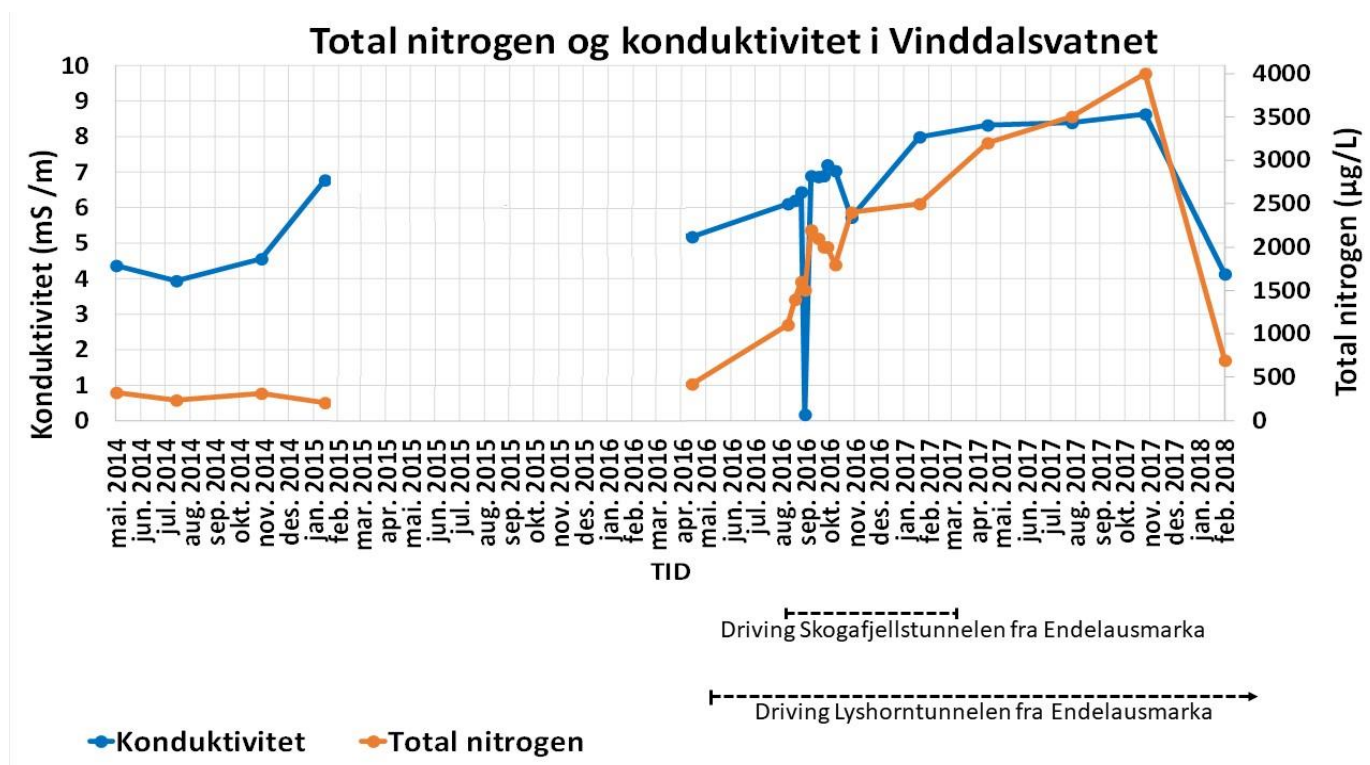
I mai 2016 samsvarte konsentrasjonen i konduktivitet med konsentrasjon av total nitrogen. Konsentrasjonen av total nitrogen var da den høyeste i perioden for vannprøvetaking i Ulvenvatnet.

Etter endt driveperiode avtok konsentrasjon av total nitrogen. Konduktiviteten fortsatte å øke noe frem til april 2017, før den avtok videre frem mot vannprøven i februar 2018.



Figur 11.22: Korrelasjon mellom total nitrogen og konduktivitet i Ulvenvatnet. Korrelasjonskoeffisienten er vist til høyre i figuren. For tabell med analyseresultater, se vedlegg C-5.

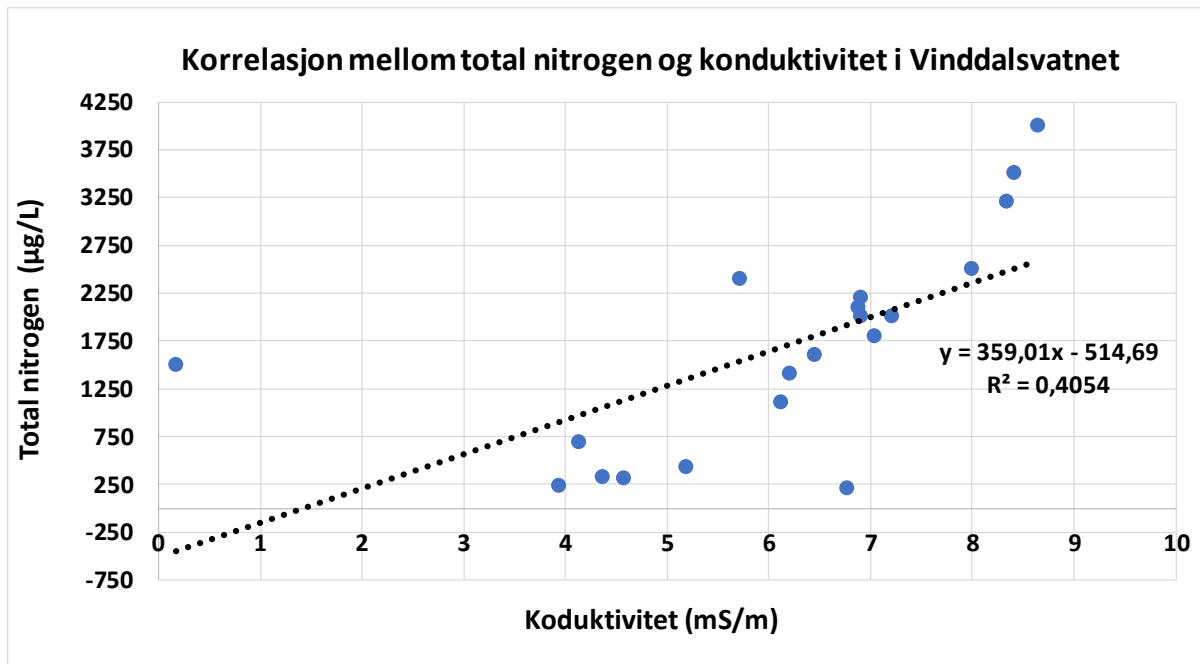
Det er kun svak korrelasjon mellom total nitrogen og konduktivitet i vannprøvene fra Ulvenvatnet ($R^2 = 0,1912$), og det er derfor andre faktorer enn konsentrasjonen av total nitrogen som påvirker konduktiviteten.



Figur 11.23: Konsentrasjon av total nitrogen og konduktivitet i Vinddalsvatnet i perioden mai 2014 – februar 2018. For tabell med analyseresultater, se vedlegg C-6.

Med unntak av prøven fra februar 2015, var det godt samsvar mellom konduktiviteten og konsentrasjonen av total nitrogen i vannprøvene tatt før anleggsstart. Konduktiviteten lå på om lag 4 mS/m. I februar 2015 økte konduktiviteten sammenlignet med øvrige prøver tatt før anleggsstart. Høyest målte konduktivitet før anleggsstart var på 6,77 mS/m i februar 2015. Samtidig, var det lavere konsentrasjon av total nitrogen sammenlignet med forrige vannprøve.

Etter drivestart i mai 2016, steg konduktiviteten i takt med økning i konsentrasjon av total nitrogen. Med unntak av vannprøven fra september 2016, fulgte konduktiviteten og konsentrasjon av total nitrogen hverandre under driveperioden. Begge parametre økte frem til vannprøvetaking i november 2017. I vannprøven fra februar 2018, økte konsentrasjonen av total nitrogen uten at konduktiviteten samtidig økte. I februar 2018 var konsentrasjon av total nitrogen og konduktivitet tilsvarende verdiene i vannprøvene tatt før anleggsstart i Vinddalsvatnet.

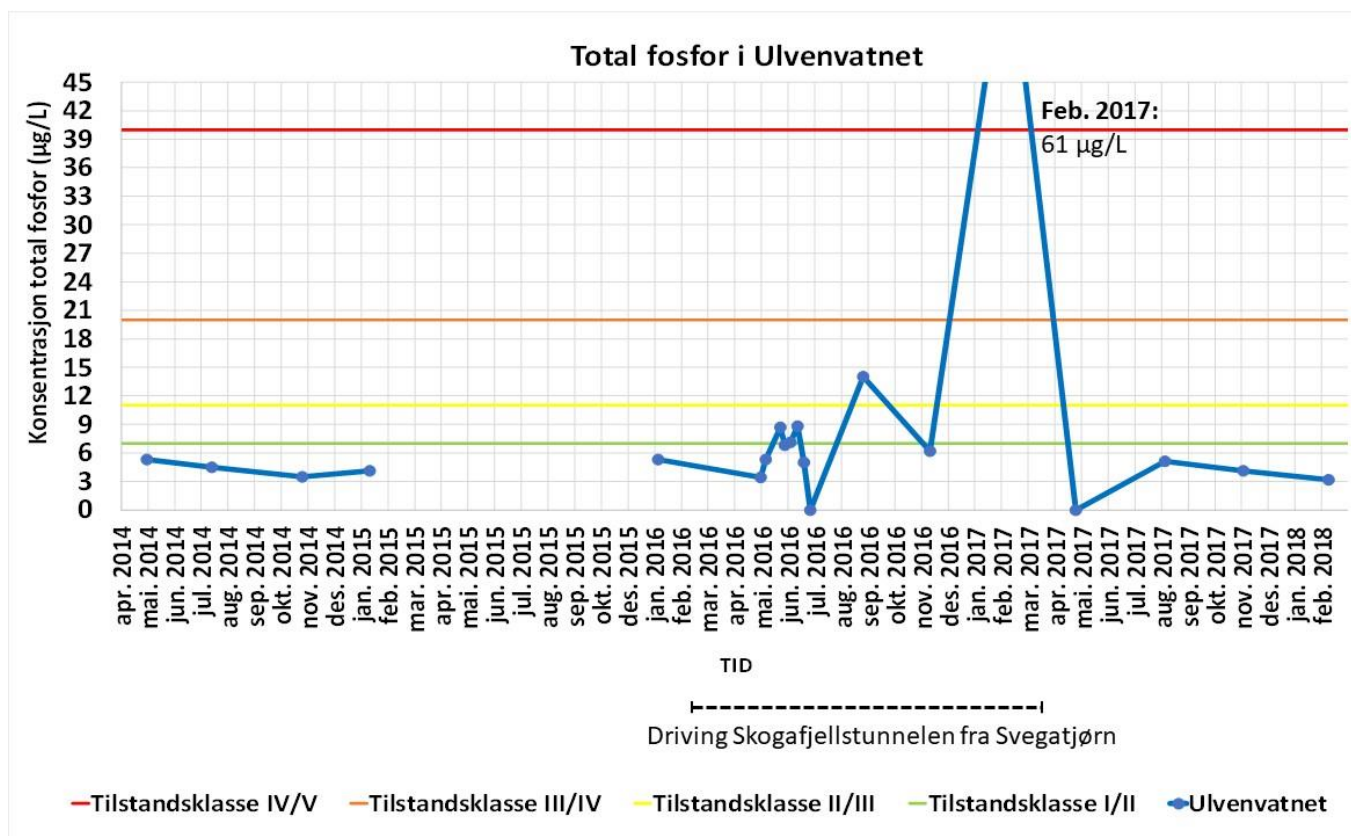


Figur 11.24: Korrelasjon mellom total nitrogen og konduktivitet i Vinddalsvatnet. Korrelasjonskoeffisienten er vist til høyre i figuren. For tabell med analyseresultater, se vedlegg C-6.

Det er til dels korrelasjon mellom konsentrasjonen av total nitrogen og konduktivitet i vannprøvene fra Vinddalsvatnet ($R^2 = 0,4054$). Det betyr at konsentrasjonen av total nitrogen påvirker konduktivitetsverdien, men at også andre faktorer påvirker konduktiviteten.

11.3.7 Totalt fosfor i Ulven- og Vinddalsvatnet

Konsentrasjon av total fosfor i vannprøver fra Ulven- og Vinddalsvatnet er vist i hhv. **Figur 11.25** og **Figur 11.26**. Grenseverdier for klassifisering av total fosfor i innsjøer er vist i **Tabell 11-3**. For tabell med analyseresultater, se *vedlegg C-5* og *C-6*.

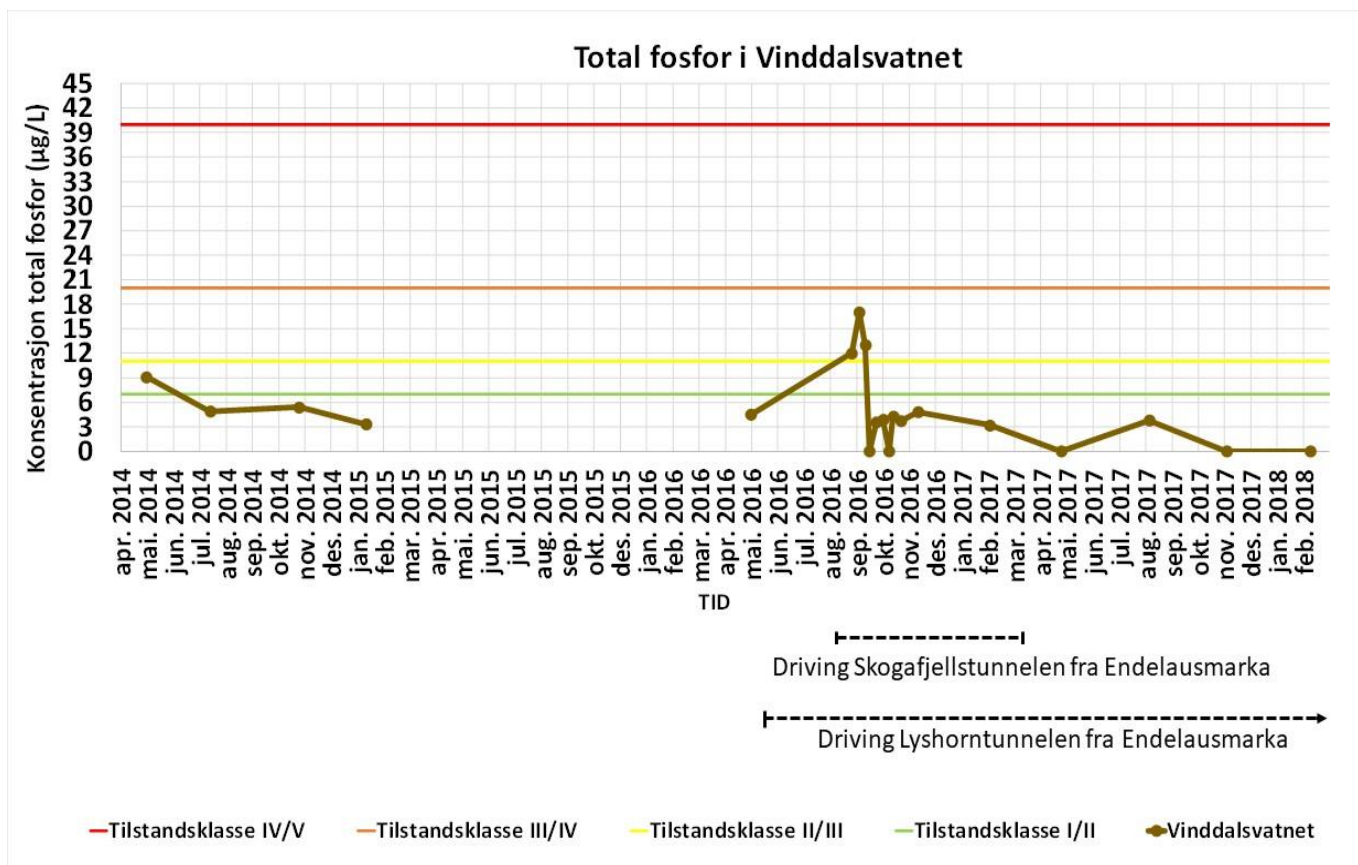


Figur 11.25: Konsentrasjon av total fosfor i Ulvenvatnet i perioden mai 2014 – februar 2018. Total fosfor i februar 2017 ligger over figurområdet. Grenseverdier total fosfor er inkludert i figuren. For tabell med analyseresultater, se vedlegg C-5.

Konsentrasjonen av total fosfor i Ulvenvatnet, var i tilstandsklasse I i samtlige vannprøver tatt før anleggsstart. Konsentrasjonen av total fosfor i vannprøvene fra august og november 2014 var noe lavere sammenlignet med i vannprøvene fra mai 2014 og februar 2015.

Under første del av driveperioden, økte konsentrasjonen av total fosfor sammenlignet med vannprøvene før anleggsstart. Konsentrasjonen av total fosfor var i klasse II i mai og juni 2016, og økte ytterligere til tilstandsklasse III i august 2016. Den høyeste konsentrasjonen av total fosfor i perioden med vannprøvetaking i Ulvenvatnet ble målt i vannprøven fra februar 2017. Konsentrasjonen av total fosfor var 61 µg/L i denne prøven, og skilte seg klart ut sammenlignet med øvrige analyseresultater.

Etter endt driveperiode, var konsentrasjonen av total fosfor i samme størrelsesorden som i vannprøvene tatt før anleggsstart.



Figur 11.26: Konsentrasjon av total fosfor i Vinddalsvatnet i perioden mai 2014 – februar 2018. Grenseverdier total fosfor er inkludert i figuren. For tabell med analyseresultater, se vedlegg C-6.

Med unntak av vannprøven fra mai 2014 som var i tilstandsklasse II, var konsentrasjonen av total fosfor i Vinddalsvatnet før anleggsstart i tilstandsklasse I.

Under driveperioden var konsentrasjonen av total fosfor stort sett i tilstandsklasse I. De høyeste konsentrasjonene av total fosfor ble påvist i vannprøvene fra august og september 2016. Konsentrasjonen av total fosfor var da i tilstandsklasse III. Etter at drivingen av Skogafjellstunnelen var avsluttet, og frem til vannprøven i februar 2018, var konsentrasjonen av total fosfor i tilstandsklasse I og i samme størrelsesorden som i vannprøvene tatt før anleggsstart.

12 Diskusjon – vannkvalitetsovervåkning

12.1 Nitrogenforbindelser i de undersøkte resipientene

12.1.1 Total nitrogen i øvre del av Haukåsvassdraget

Konsentrasjon av total nitrogen var forhøyet nedstrøms sørlige del av Indre Kipevatn under, og i en periode etter drivingen av Eikåstunnelen. Konsentrasjonen av total nitrogen i Kipevatnet var lik før og etter anleggsstart. Da Kipevatnet lå oppstrøms sørlige del av Indre Kipevatn er økningen i nitrogenkonsentrasjonen om våren trolig grunnet jordbruksavrenning.

Konsentrasjonen av total nitrogen i nordlige del av Indre Kipevatn og Kråvatnet var betydelig lavere enn i sørlige del av Indre Kipevatn. Det ble påvist relativt høye nitrogenkonsentrasjoner i disse delene av vassdraget en tid etter de høyeste verdiene i sørlige del av Indre Kipevatn. «Pulsen» av total nitrogen vil over tid forflytte seg nedover i resipienten, samtidig som det foregår en fortykning. Nordlige og sørlige del av Indre Kipevatnet er delt i to av en vegetasjonssone, noe som kan ha ført til at nitrogenforbindelsene ble holdt tilbake en periode før de ble forflyttet nedstrøms.

Under anleggsarbeidene, ble sørlige del av Indre Kipevatn ansett som en del av renseprosessen, noe som ser ut til å ha fungert bra. Konsentrasjonen av total nitrogen var betydelig høyere i sørlige del av Indre Kipevatn, sammenlignet med resten av vassdraget.

I Ulven- og Vinddalsvatnet er det ikke tatt vannprøver nedstrøms utslippspunktene for tunnelvann, men på bakgrunn av observerte nitrogenkonsentrasjoner er det grunn til å tro at vassdragene nedstrøms Ulven- og Vinddalsvatnet også vil påvirkes av tunneldrivingen. Påvirkningen nedstrøms vil være avhengig av fortykning og grad av vannutskifting. Ulven- og Vinddalsvatnet er større i areal og har bedre sirkulasjon. Vassdragene nedstrøms Ulven- og Vinddalsvatnet vil derfor trolig påvirkes i mindre grad enn det som var tilfellet for Haukåsvassdraget.

12.1.2 Total nitrogen, nitrat, nitritt og ammonium

12.1.2.1 Sørlige del av Indre Kipevatn

Tilførsel av nitrogenholdig tunnelvann under drivingen av Eikåstunnelen ga høye konsentrasjoner av total nitrogen i sørlige del av Indre Kipevatn. Drivingen av Eikåstunnelen varte fra juli 2012 til desember 2012. Månedsnedbøren i perioden september 2012 – april 2013 var under månedsnormalen. Vannet i sørlige del av Indre Kipevatn ble også resirkulert og benyttet på nytt til kjøling ved boring av salvehull. De høye nitrogenverdiene under driveperioden skyldes derfor tunneldriving og resirkulering av tunnelvannet, i kombinasjon med lite nedbør. Vegetasjonssonen mellom nordlige- og sørlige del av Indre Kipevatn har trolig

også medført mindre sirkulasjon og utskifting av vannmassene og dermed bidratt til anriking av nitrogenforbindelser.

Etter endt driveperiode i desember 2012 gikk nitrogenkonsentrasjonene noe ned, før de i april 2013 begynte å stige igjen. Som vist i *vedlegg C-2*, var det kaldt i perioden desember 2012 – mars 2013, før det i april 2013 ble varmere. Den avtagende nitrogenkonsentrasjonen etter endt driveperiode kan komme av at tilførselen av tunnelvann opphørte, samtidig som at avrenning fra sprengsteinsmassene ikke ble generert som følge av frost i bakken. Det uomsatte sprengstoffet ble derfor bundet opp i sprengsteinsmassene, samt at nedbør i form av snø ikke «vasket» sprengsteinen. Månedsnedbøren steg fra og med april 2013, og økningen i nitrogenkonsentrasjonene kan skyldes tilførsel av nitrogenholdig avrenning grunnet tining av snø og frost, samt intensiv nedbør i form av regn.

Høsten 2013 sank nitrogenverdiene igjen. Nedbøren høsten 2013 var over normalnedbøren. Mye nedbør om høsten kan ha ført til økt utskifting av vannmassene i sørlige del av Indre Kipevatn, og dermed en nedgang i nitrogenkonsentrasjonene. I tillegg, kan vedvarende lavere nitrogenkonsentrasjoner forklares med at nitrogenrestene i den omkringliggende sprengsteinen da var vasket ut.

Oppsummert skyldes de høye konsentrasjonene av nitrogenforbindelser i sørlige del av Indre Kipevatn i løpet av driveperioden, trolig en kombinasjon av resirkulering av vannet, lite nedbør og at vegetasjonssonen mellom nordlige og sørlige del av vannet hindret utskifting av vannmassene. De vedvarende høye konsentrasjonene etter endt driveperiode, skyldes trolig nitrogenholdig avrenning fra sprengstein. Det tok om lag 1,5 år etter endt driveperiode før nitrogenverdiene i sørlige del av Indre Kipevatn var på nivå med konsentrasjonen i vannprøvene tatt før anleggsstart.

12.1.2.2 Ulvenvatnet

Tilførsel av nitrogenholdig tunnelvann under drivingen av Skogafjellstunnelen ga høye konsentrasjoner av total nitrogen i Ulvenvatnet. Drivingen av Skogafjellstunnelen fra sør vedvarte fra februar 2016 til mars 2017.

Særlig høy var konsentrasjonen av total nitrogen i mai 2016. Denne nitrogenverdien skilte seg ut fra de resterende prøveresultatene i perioden. Suspendert stoff i vannprøven var lav, og den høye verdien av total nitrogen kan ikke forklares med mye organisk materiale i vannprøven. Månedsnedbøren lå noe under månedsnormalen i perioden mars 2016 – juni 2016. Kombinert med lite nedbør, er en mulig årsak til den høye konsentrasjonen i mai 2016 at vannprøvetakingen ble gjennomført kort tid etter at nitrogenholdig tunnelvann ble sluppet til Ulvenvatnet. Punktet for vannprøvetaking er utenfor siltgarden ved utløpet av bekken fra

Svegatjørn. Da nitrogenkonsentrasjoner over tid tynnes ut som følge av at tunnelvannet blandes med vannet i resipienten, vil den mulige korte tiden mellom et utslipp av tunnelvann og tidspunkt for vannprøvetaking ha resultert i de høye konsentrasjonene av nitrogenforbindelser.

I november 2016 var det en ny topp i konsentrasjonen av total nitrogen, før konsentrasjonene avtok frem mot siste vannprøve i februar 2018.

Da Svegatjørn er blitt fylt igjen med sprengstein, er det sannsynlig av Ulvenvatnet har mottatt nitrogenholdig avrenning også i tiden etter at Skogafjellstunnelen var ferdig drevet. Tiden det tar før resterende sprengstoffrester er vasket ut, vil være avhengig av mengden gjenværende rester i sprengsteinen, i kombinasjon med nedbørsmengde. Fra og med november 2016 og ut perioden for vannprøvetaking, var månedsnedbøren ved målestasjon 50450 FANA – STEND stort sett over normalnedbøren. I 2017 var årsnedbøren særlig høy. Den raske nedgangen i total nitrogen i Ulvenvatnet kan derfor skyldes avsluttet driveperiode i kombinasjon med store nedbørsmengder, og dermed rask fortykning og vannutskifting. Nitrogenkonsentrasjonen i avrenningen fra den deponerte sprengsteinen i Svegatjørn vil trolig avta ytterligere, og senere opphøre.

Videre vannprøvetaking vil avdekke om nitrogenverdiene holder seg på tilsvarende lavt nivå som i vannprøven fra februar 2018. Fortsetter nitrogenkonsentrasjonene å avta, vil konsentrasjonen av total nitrogen i Ulvenvatnet mulig være på nivå med konsentrasjonene i vannprøvene tatt før anleggsstart, om lag 1 år etter driveslutt.

12.1.2.3 Vinddalsvatnet

Vannprøvene tatt før anleggsstart i Vinddalsvatnet viste lavere nitrogenverdier sammenlignet med vannprøvene tatt i Ulvenvatnet før anleggsstart. Dette skyldes trolig at Ulvenvatnet i større grad er påvirket av menneskelige aktiviteter som bidrar med utslipp av nitrogen (eks. jordbruk og bebyggelse), mens områdene rundt Vinddalsvatnet er lite berørte.

Vinddalsvatnet var resipient for tunnelvann fra både Skogafjellstunnelen og Lyshorntunnelen, og konsentrasjonen av total nitrogen økte gjennom driveperioden. Økningen i nitrogenkonsentrasjonene vedvarte fra og med drivestart ved Lyshorntunnelen i mai 2016, gjennom driveperioden av Skogafjellstunnelen (august 2016 – mars 2017), og fortsatte å øke etter avsluttet driveperiode for denne tunnelen. Drivingen av Lyshorntunnelen fortsatte etter endt driveperiode for Skogafjellstunnelen og vil vedvare ut 2019.

Vannprøven fra februar 2018 avvek fra den økende nitrogenkonsentrasjonen i Vinddalsvatnet. Konsentrasjonen var da en sjettedel av konsentrasjonen i forrige vannprøve fra november

2017. Dette på tross av at drivingen av Lyshorntunnelen vedvarte som normalt, og nitrogenholdig tunnelvann fortsatt ble tilført Vinddalsvatnet via Kvernatjørna.

En mulig årsak til den lave nitrogenkonsentrasjonen i Vinddalsvatnet i februar 2018, er at store deler av sprengstoffrestene i sprengsteinen benyttet til fylling i Kvernatjørna er vasket ut. Tilførselen av nitrogenforbindelser fra sprengsteinsdeponiet var derfor kanskje lavere enn ved tidligere prøverunder, og tilførselen kan tenkes å opphøre i nærmeste fremtid. En reduksjon i konsentrasjonen av total nitrogen i resipienten allerede før driveslutt var også tilfellet i Ulvenvatnet. De to resipientene har relativt lik middelvannføring og overflateareal, samt at nedbøren er lik i de to områdene, og det er derfor ikke utenkelig at dette også vil forekomme i Vinddalsvatnet. Som vist i *vedlegg C-2* var det kaldt ved prøvetaking i februar 2018. Det kan derfor tenkes at nitrogenholdig avrenning fra sprengsteinen ikke ble generert som følge av frost i bakken, samt at nedbøren kom i form av snø. Fortsettelse av prøvetakingsprogrammet vil vise hvorvidt konsentrasjonen av total nitrogen vil øke i neste prøve, eller være tilsvarende lav som i prøven fra februar 2018.

12.1.2.4 Sammenligning av de tre resipientene

På tross av at den totale mengden benyttet sprengstoff var større ved driving av Skogafjells- og Lyshorntunnelen enn ved driving av Eikåstunnelen (se *kapittel 7.4* og *Tabell 9-2*), var konsentrasjonene av total nitrogen i sørlige del av Indre Kipevatn betydelig høyere enn i Ulven- og Vinddalsvatnet. Reduksjonen i nitrogenkonsentrasjonene etter endt driveperiode tok også lengre tid i sørlige del av Indre Kipevatn sammenlignet med i Ulvenvatnet. Lengden på driveperioden var også kortest ved drivingen av Eikåstunnelen, og perioden for utslipp av nitrogenholdig tunnelvann var derfor kortere i sørlige del av Indre Kipevatn sammenlignet med i Ulven- og Vinddalsvatnet. Årlig nedbørsrate og normalnedbør er i samme størrelsesorden ved målestasjonene nært de tre resipientene. Dette viser at resipientegenskaper som overflateareal, samt sirkulasjon og utskifting av vannmassene også er styrende faktorer for hvordan nitrogentilførselen påvirker en resipient. Ulven- og Vinddalsvatnet hadde trolig bedre fortykning i vannmassene sammenlignet med sørlige del av Indre Kipevatn som var mindre i areal, samt var avsnørt av en vegetasjonssone.

Det bør også nevnes at sørlige del av Indre Kipevatn ble ansett som en del av renseprosessen ved drivingen av Eikåstunnelen, og graden av påvirkning som vist i denne masteroppgaven ble ansett som akseptabelt. Utformingen av tjernet og den dårlige vannutskiftingen bidro til naturlig rensing av tunnelvannet, både med tanke på fortykning og sedimentering. Sammenlignes nitrogenkonsentrasjonene i nordlige del av Indre Kipevatn og Kråvatnet med konsentrasjonene i Ulven- og Vinddalsvatnet, er disse i samme størrelsesorden. Sørlige del av

Indre Kipevatn fungerte som et naturlig renseanlegg slik at nitrogenbelastningen nedstrøms ble redusert.

Sammenlignes nitrogenkonsentrasjonene i Ulvenvatnet med konsentrasjonene i Vinddalsvatnet, er det imidlertid tydelig at også mengden benyttet sprengstoff, samt perioden med utslipp av nitrogenholdig tunnelvann påvirker analyseresultatene. Konsentrasjonen av total nitrogen nådde høyere konsentrasjoner i Vinddalsvatnet sammenlignet med Ulvenvatnet. Dette til tross for at de to resipientene har like stort overflateareal, omtrent like store nedbørsfelt og middelvannføring, samt at nedbørsraten i de to områdene er lik. Forskjellen ligger i driveperiodens lengde, hvor Vinddalsvatnet mottok tunnelvann over en lengre periode enn Ulvenvatnet. Samtidig var mengden sprengstoff benyttet til tunneldriving hvor Vinddalsvatnet var resipient betydelig større enn mengden sprengstoff benyttet til tunneldriving hvor Ulvenvatnet var resipient.

Da driveperioden for Lyshorntunnelen vil vedvare ut 2019, er det vanskelig å estimere hvordan nitrogenkonsentrasjonene i Vinddalsvatnet vil forløpe videre i driveperioden, samt etter endt driveperiode. Basert på nitrogenkonsentrasjonene i vannprøvene fra sørlige del av Indre Kipevatn og Ulvenvatnet etter endt driveperiode, vil økning i nitrogenkonsentrasjoner i Vinddalsvatnet også være midlertidige, og vil avta etter endt driveperiode. Sammenlignet med sørlige del av Indre Kipevatn, hvor det tok om lag 1,5 år før konsentrasjonene var på nivå med vannprøvene tatt før anleggsstart, er det grunn til å tro at reduksjonen i konsentrasjonen av total nitrogen vil skje raskere i Vinddalsvatnet. Dette vannet er i mindre grad påvirket av andre aktiviteter enn tunneldrivingen, samt at konsentrasjonen av total nitrogen under driveperioden var lavere enn i sørlige del av Indre Kipevatn. Vinddalsvatnet er heller ikke avsnørt av en vegetasjonssone, og grad av fortykning og utskifting av vannmassene er dermed bedre sammenlignet med i sørlige del av Indre Kipevatn. I Ulvenvatnet begynte nitrogenkonsentrasjonene å avta før driveslutt. Da Ulven- og Vinddalsvatnet er mer lik hverandre, samt at nitrogenkonsentrasjonen i den siste vannprøven fra Vinddalsvatnet var betydelig lavere enn i forrige prøverunde, er det sannsynlig at konsentrasjonen av total nitrogen i Vinddalsvatnet også vil avta raskt etter endt driveperiode, og over tid tilbakeføres til tilsvarende nivå som før anleggsstart.

I sørlige del av Indre Kipevatn, Ulvenvatnet og Vinddalsvatnet bidro nitrat mest til konsentrasjonen av total nitrogen, etterfulgt av ammonium og nitritt. Bidraget fra ammonium og nitritt var mest fremtredende tidlig i drivefasen, for så å raskt avta. Dette var særlig tydelig i Vinddalsvatnet hvor bidraget fra ammonium og nitritt til konsentrasjonen av total nitrogen raskt avtok etter at Skogafjellstunnelen var ferdig drevet. Dette til tross for at drivingen av Lyshorntunnelen vedvarte. En mulig årsak til at konsentrasjonen av ammonium og nitritt øker tidlig i drivefasen, for så å raskt avta, kan være en kombinasjon av at ammoniakk damper av ved høy pH, samt at ammonium og nitritt nitrifiseres til nitrat. Ettersom avstanden mellom

pågående sprengningsarbeider ved stuff og renseanlegget utenfor tunnelen øker med økende tunnallengde, vil tidsperioden for avdamping og nitrifikasjonsprosesser også øke. Konsentrasjonen av ammonium og nitritt i tunnelvannet vil derfor være høyest nærmest stuffen og avta med økende avstand. Blir avstanden mellom stuff og utslippspunkt stor nok, ser det ut til at konsentrasjonen av ammonium og nitritt i tunnelvannet blir betydelig lavere enn dersom avstanden er kortere.

Etter en viss tid bidro nitrat mest til konsentrasjonen av total nitrogen. Dette er forenelig med teorien beskrevet av Sawyer et al. (1994), hvor ammonium og nitritt oksideres til nitrat, som over tid blir den dominerende nitrogenforbindelsen i vann under aerobe forhold. Forholdet mellom andel ammonium, nitritt og nitrat av total nitrogen, kan muligens benyttes som en indikasjon på alderen av nitrogentilførselen til et vassdrag. Konsentrasjonen av ammonium og nitritt avtar over tid, noe som kan gi en indikasjon på om det er snakk om en nyere eller eldre forurensningskilde. I en resipient der mesteparten av total nitrogen består av nitrat, vil forurensningen ha skjedd tidligere enn dersom ammonium og nitritt i større grad er tilstede i resipienten.

Utover i driveperioden i samtlige resipienter, samt etter endt driveperiode i sørlige del av Indre Kipevatn var nitrat den dominerende nitrogenforbindelsen. Det er derfor grunn til å tro at den nitrogenholdige avrenningen fra sprengsteinen over tid i mindre grad inneholdt ammonium og nitritt. En mulig forklaring kan være at store deler av ammoniakken var dampet av, samt at nitrifikasjonsprosesser bidro til at avrenningen over tid i hovedsak besto av nitrat.

I rapporten *Overvåking av vannkvalitet i Isielva i 2006*, av Roseth og Johansen (2006) i regi av Bioforsk (dagens NIBIO), ble det gjort tilsvarende funn som i denne masteroppgaven. Isielva var resipient for tunnelvann, samt at sprengstein ble mellomlagret i nærheten av elven. Vannkvalitetsovervåkning under anleggsfasen viste at tunneldriften medførte høye nitrogenkonsentrasjoner i resipienten som ble tilført rensert og pH-justert tunnelvann. Høyeste konsentrasjon av total nitrogen var på 23 200 µg/L i prøvepunktet nærmest utslippspunktet i Isielva, på nivå med verdier påvist i sørlige del av Indre Kipevatn. Stort sett var konsentrasjonen av total nitrogen i dette punktet rundt 10 000 µg/L. Rapporten viser også at total nitrogen i resipienten i hovedsak var til stede som nitrat, samt at nitrogenverdiene også økte i prøvepunktene nedstrøms utslippspunktet. I rapporten konkluderes det med at de høye konsentrasjonene av nitrogenforbindelser ikke representerte noen akutt trussel for livet i de undersøkte resipientene.

Vannkvalitetsovervåkning i forbindelse med utbygging av Follobanen viser også at tilførsel av tunnelvann til resipient medfører økte konsentrasjoner av total nitrogen. I rapporten *Utbygging av Follobanen, Overvåking av vannkvalitet: Årsrapport 2017*, av Greipsland et al. (2018) i regi av NIBIO, vises det at nitrogenkonsentrasjonene avtok etter at tilførselen av

tunnelvann opphørte. På tross av avtagende konsentrasjoner av total nitrogen, ga nitrogenholdig avrenning fra deponert sprengstein vedvarende økte konsentrasjoner i de undersøkte resipientene. Nitrogenkonsentrasjonene var lavere i 2017 enn i 2016, og det konkluderes med at mye av nitrogenet var vasket ut fra sprengsteinen. Funnene i rapporten samsvarer godt med funnene i denne masteroppgaven, hvor økte nitrogenkonsentrasjoner i vassdrag som tilføres nitrogenholdig tunnelvann vil øke, men at de økte konsentrasjonene er kortvarige.

12.2 Kortsiktig påvirkning: Ammoniakkdannelse

12.2.1 Sørliche del av Indre Kipevatn

Da sørlige del av Indre Kipevatn ble sett på som en del av renseprosessen, ble grenseverdien for ammoniakk satt til 300 $\mu\text{g NH}_3/\text{L}$ av fylkesmannen. Ammoniakkkonsentrasjoner opp til grenseverdien ble derfor ansett som akseptabel påvirkning, da konsentrasjonen ville fortynnes nedover i Haukåsvassdraget.

I sørlige del av Indre Kipevatn var beregnede konsentrasjoner av ammoniakk under fastsatt grenseverdi (300 $\mu\text{g NH}_3/\text{L}$) gjennom hele perioden for vannprøvetaking. Til tross for forhøyede ammoniumkonsentrasjoner under drivingen av Eikåstunnelen, var konsentrasjonen av ammoniakk generelt lav. Temperaturen i sørlige del av Indre Kipevatn var høy under første del av driveperioden, men da pH-verdien var stabil gjennom hele driveperioden, ble konsentrasjonen av ammoniakk holdt på et akseptabelt lavt nivå. Den høyeste beregnede verdien av ammoniakk var under drivperioden (8,1 $\mu\text{g NH}_3/\text{L}$), med rask avtagende konsentrasjon etter endt driveperiode.

Sammenlignes de beregnede ammoniakkkonsentrasjonene med den anbefalte grenseverdien beskrevet av Alabaster og Lloyd (1982) på 25 $\mu\text{g NH}_3/\text{L}$, var konsentrasjonene i sørlige del av Indre Kipevatn godt under denne verdien. Det er derfor grunn til å tro at dannelsen av ammoniakk ikke medførte akutte toksiske effekter for vannlevende organismer.

Grunnet den dårlige sirkulasjonen og utskifting av vannmassene, ble konsentrasjonen av ammoniakk i vassdraget nedstrøms sørlige del av Indre Kipevatn betydelig lavere. Ammoniakkdannelse i nordlige del av Indre Kipevatn og i Kråvatnet var minimal, og overskred heller ikke 25 $\mu\text{g NH}_3/\text{L}$. Vegetasjonssonen som avsnørte sørlige del av Indre Kipevatn fra resten av vassdraget kan ha bidratt til å holde ammoniumet tilbake. Tilførselen av ammonium til resten av vassdraget kan ha foregått i mindre pulser over en lengre periode slik at muligheten for ammoniakkdannelse nedstrøms ble redusert ytterligere.

I perioden etter avsluttet driveperiode var variasjonen i pH i sørlige del av Indre Kipevatn noe større enn under driveperioden. Tilførselen av rensset og pH-justert tunnelvann var da

avsluttet, og variasjonen i pH skyldes derfor naturlig variasjon eller andre aktiviteter enn tunneldrivingen. Den laveste pH-verdien ble målt i vannprøven fra januar 2015. Dette var den siste vannprøven tatt i overvåkningsprogrammet og anleggsarbeidet var da avsluttet. Da andel ammoniakk øker med økende pH, samt at tilstedeværelse av ammonium er forutsetninger for høye ammoniakkverdier, er det liten grunn til å tro at ammoniakkdannelse vedvarte etter at overvåkningsprogrammet var avsluttet.

12.2.2 Ulven- og Vinndalsvatnet

Ved beregning for Ulven- og Vinndalsvatnet er ammoniumkonsentrasjon og pH-verdi i vannprøvene tatt ved bredden av innsjøene benyttet, mens temperatur er hentet fra online logger plassert et stykke ut i resipientene.

Den høyeste konsentrasjonen beregnet i Ulvenvatnet var under driveperioden i mai 2016 (12,3 $\mu\text{g NH}_3/\text{L}$), noe som kan forklares med høy konsentrasjon av ammonium i denne vannprøven (2800 $\mu\text{g /L}$). Konsentrasjonen av ammonium i vannprøvene var generelt lave under drivperioden, og avtok raskt i siste del av driveperioden. Sammenlignet med den anbefalte grenseverdien beskrevet av Alabaster og Lloyd (1982) på 25 $\mu\text{g NH}_3/\text{L}$, var beregnede ammoniakkkonsentrasjoner i Ulvenvatnet godt under denne verdien.

pH i vannprøvene fra Ulvenvatnet viste lite variasjon gjennom driveperioden, men som vist med målte verdier fra online logger, varierte pH-verdien gjennom dagen og gjennom årstidene. Grunnet naturlig variasjon i pH som følge av fotosyntese, ble det om våren og sommeren tidvis målt høye pH-verdier i Ulvenvatnet. Trolig var online logger plassert i et sjikt med aktiv fotosyntese. Driving av Skogafjellstunnelen foregikk over et år, og de høyeste konsentrasjonene av ammonium var om våren og sommeren. På denne tiden av året er fotosyntesen mest aktiv, og naturlig høye pH-verdier i kombinasjon med høye ammoniumkonsentrasjoner kan ha gitt ammoniakkonsentrasjoner over hva som ble beregnet ved bruk av pH påvist i vannprøvene. Ved gjennomgang av pH-verdier målt med online logger i Ulvenvatnet om våren 2016, var den høyest målte pH-verdien 8,5 i mai 2016. Samtidig var temperaturen målt ved online logger i mai om lag 9 °C, mens høyest ammoniumkonsentrasjon var 2800 $\mu\text{g/L}$ i vannprøven fra mai 2016. Ut i fra disse tallene er beregnet ammoniakkonsentrasjon 144 $\mu\text{g NH}_3/\text{L}$. Denne konsentrasjonen overskrider den anbefalte grenseverdien beskrevet av Alabaster og Lloyd (1982) (25 $\mu\text{g NH}_3/\text{L}$), men er fortsatt lavere enn konsentrasjonsgrensen som beskrives som akutt dødelig for en rekke fiskearter (200 – 2000 $\mu\text{g NH}_3/\text{L}$). Konsentrasjonen av ammonium i vannprøvene fra Ulvenvatnet var generelt betydelig lavere enn i vannprøven fra mai 2016, samt at konsentrasjonene vil fortynnes. Det er derfor grunn til å tro at konsentrasjonen av ammoniakk ikke medførte akutte toksiske

effekter for vannlevende organismer selv om pH-verdien tidvis var over 8 grunnet naturlig variasjon.

I Vinddalsvatnet var høyest beregnet ammoniakkonsentrasjon i vannprøven fra september 2016 (3,35 $\mu\text{g NH}_3/\text{L}$). pH-verdien i vannprøven var da på 7,7 og temperaturen ved online logger var 13 °C. Påvist konsentrasjon av ammonium i denne prøven var ikke den høyeste i måleperioden. Dette viser hvordan relativt høy pH og temperatur i kombinasjon kan gi høy ammoniakkonsentrasjon selv om konsentrasjonen av ammonium i utgangspunktet er lav. Sammenlignet med den anbefalte grenseverdien beskrevet av Alabaster og Lloyd (1982) på 25 $\mu\text{g NH}_3/\text{L}$, var beregnede ammoniakkonsentrasjoner i Vinddalsvatnet godt under denne verdien.

Etter endt driveperiode for Skogafjellstunnelen avtok ammoniumkonsentrasjonene, og dermed også beregnede ammoniakkonsentrasjoner i Vinddalsvatnet. Ammoniumkonsentrasjonene vedvarte på et lavt nivå gjennom drivingen av Lyshorntunnelen.

Som vist med pH-målinger med online logger, var det også naturlig variasjon i pH i Vinddalsvatnet. pH-verdiene var likevel lavere sammenlignet med i Ulvenvatnet. Den høyeste pH-verdien målt med online logger i Vinddalsvatnet var pH 8 i mai 2017, men da konsentrasjonen av ammonium i vannprøven fra mai 2017 var på 41 $\mu\text{g}/\text{L}$ ble beregnet ammoniakkonsentrasjon likevel lav. Det er derfor grunn til å tro at konsentrasjonen av ammoniakk ikke medførte akutte toksiske effekter for vannlevende organismer i Vinddalsvatnet, selv om den naturlige pH-variasjonen kunne bidra til å drive andelen ammoniakk opp.

Da punkt for vannprøvetaking ikke er det samme som for plassering av online logger i Ulven- og Vinddalsvatnet, er det knyttet noe usikkerhet til beregningen av ammoniakk. Det ble ikke målt temperatur i vannet ved prøvetaking, og dermed er loggede temperaturer benyttet. Temperaturen i vannmassene ved prøvetakingspunktene avvek trolig noe fra logget temperatur. I tillegg var logget temperatur i Vinddalsvatnet noe lavere enn i Ulvenvatnet, da loggeren er plassert dypere i Vinddalsvatnet. Da andel ammoniakk øker med økende temperatur, kan lavere temperaturer ved loggerne enn ved prøvetakingspunktene ha bidratt til lavere beregnede konsentrasjoner av ammoniakk. Likevel, er dette det beste estimatet av ammoniakkonsentrasjoner for Ulven- og Vinddalsvatnet.

Tilsvarende usikkerhet gjelder ikke for ammoniakkberegningen i sørlige del av Indre Kipevatn. Her var punktet for vannprøvetaking det samme som for måling av temperatur og pH. Naturlig variasjon i pH i sørlige del av Indre Kipevatn kan ha bidratt til å drive konsentrasjonen av ammoniakk opp, men da online loggedata ikke var tilgjengelige fra denne resipienten er dette ikke blitt undersøkt.

12.2.3 Annen litteratur – ammoniakkdannelse og pH-justering

På bakgrunn av beregnede ammoniakkonsentrasjoner i sørlige del av Indre Kipevatn, samt Ulven- og Vinddalsvatnet er det grunn til å tro at tiltak for å minimere dannelsen av ammoniakk fungerte godt i samtlige resipienter. I rapporten *Utslipp av tunnelvann til Mastebekken, Modum kommune av Bækken* (2000) i regi av NIVA, blir det beskrevet at tunneldriften medførte meget høye konsentrasjoner av ammonium og nitrat i den undersøkte resipienten. Beregnede konsentrasjoner av ammoniakk i Mastebekken nådde konsentrasjoner på 5000 – 7000 µg NH₃/L og arts mangfoldet var redusert i etterkant av anleggsdriften. Høye, og klart giftige konsentrasjoner av ammoniakk ble beregnet i vannprøvepunktene tatt nedstrøms utslippspunktet. Det kommer ikke frem av rapporten om pH i tunnelvannet ble justert før det ble tilført resipienten, og pH i vannprøvene var tidvis omkring 10. Funnene i denne rapporten understreker viktigheten av justering av pH i tunnelvannet, og illustrerer hvordan ammoniakkonsentrasjonene i sørlige del av Indre Kipevatn og i Ulven- og Vinddalsvatn kunne vært betydelig høyere dersom justering av pH ikke hadde blitt gjennomført. Det er i dag ingen gode metoder for å fjerne ammonium fra vannfasen, og justering av pH er det viktigste tiltaket for å unngå effekter som beskrevet i Mastebekken. I samme rapport beskrives det at arts mangfoldet i Mastebekken hadde tatt seg opp igjen om lag 1 år etter anleggsslutt, noe som støtter funnene i denne masteroppgaven om at påvirkning fra tunneldrift er kortvarig.

12.3 Langsiktig påvirkning: Eutrofiering

Uomsatt sprengstoff vil ikke gi tilførsel av fosfor til resipientene, men på grunn av forhøyede konsentrasjoner av total nitrogen, er det i eutrofieringssammenheng nyttig å undersøke konsentrasjonene av total fosfor i vannprøvene.

12.3.1 Øvre del av Haukåsvassdraget

Kipevatnet ligger oppstrøms sørlige del av Indre Kipevatn, og eventuell eutrofiering ble ikke påvirket av nitrogentilførsel fra drivingen av Eikåstunnelen. Økningen i total fosfor i Kipevatnet i mai 2011, er forenelig med avrenning fra omliggende jordbruksområder. Det er i hovedsak jordbruksområder på nordsiden av Kipevatnet, og konsentrasjonen av total fosfor grunnet bruk av gjødsel på vårparten ser ut til å avta nedover i vassdraget. Suspendert stoff i vannprøven fra Kipevatnet i mai 2011 var høyere enn i øvrige vannprøver fra Kipevatnet. Fosfor kan bindes til partikler, noe som kan ha påvirket fosforkonsentrasjonen i denne vannprøven.

Grunnet plasseringen av sørlige del av Indre Kipevatn, er tilførsel av jordbruksavrenning trolig minimal. I tillegg er sørlige del av Indre Kipevatn avsnørt, og det kan tenkes at jordbruksavrenningen som tilføres Kipevatnet ikke nødvendigvis vil nå sørlige del av Indre Kipevatn. Dette bekrefter igjen at fosforkonsentrasjonen målt i vannprøven fra sørlige del av Indre Kipevatn i mai 2011 ikke er representativ, og at verdien trolig var betydelig lavere enn påvist.

I følge Økland og Økland (1995) vil en midlere årlig konsentrasjon av total fosfor i vannmassene på over 10 µg/L gi en overgang til en mer eutrof innsjø. Konsentrasjonen av total fosfor var over denne verdien i samtlige prøvepunkt i øvre del av Haukåsvassdraget både i februar, mai og november 2011. Det foreligger ikke analyse av total fosfor i vannprøvene tatt etter anleggsstart. Samtidig var vannprøven fra sørlige del av Indre Kipevatn fra mai 2011 ikke representativt. Selv om fosforkonsentrasjonene var over grensen foreslått av Økland og Økland (1995), blir vurderingen av risiko for eutrofiering i Haukåsvassdraget på bakgrunn av tre vannprøver fra de ulike resipientene usikkert. Grunnet et begrenset antall analyseresultater med konsentrasjon av total fosfor i dette vannovervåkningsprogrammet, bør også andre undersøkelser benyttes for å vurdere eutrofiering i Haukåsvassdraget.

Da Haukåsvassdraget huser den utrydningstruede elvemuslingen (*Margaritifera margaritifera*), er det gjort en rekke undersøkelser nedstrøms Kråvatnet. I følge Eilertsen et al. (2017), er innholdet av total nitrogen og fosfor fra utløpet av Kråvatnet og nedstrøms Haukåselva høyt. Denne studien tok for seg deler av Haukåsvassdraget som lå nedstrøms de delene av vassdraget som det ble fokusert på i forbindelse med E39 Vågsbotnen – Nordre Brurås. I denne studien var fosforkonsentrasjonene i Kråvatnet i samme størrelsesorden som i vannprøvene tatt av Multiconsult før driving av Eikåstunnelen. Nedstrøms Kråvatnet så konsentrasjonen av total fosfor ut til å øke. Det understrekes at vassdraget har et høyere innhold av næringsstoffer og partikler enn det som er egnet for elvemuslingen. I følge Johnsen et al. (2017) er den høye konsentrasjonen av næringsstoffer en av årsakene til den dårlige overlevelsesraten hos elvemuslingen i Haukåselva.

I pågående undersøkelser av Ole Martin Nuven (masterstudent i miljø- og landskapsgeografi ved UiB), er det hyppig forekomst av eutrofieringstolerante plantearter i Kipevatnet, samt i nordlige- og sørlige del av Indre Kipevatn. Plantearter som er sensitive for eutrofiering er mindre representert. Funnene kan tyde på at også øvre del av Haukåsvassdraget er næringsrikt (pers. meddelelse Nuven (2018)).

I rapporten fra både Eilertsen et al. (2017) og Johnsen et al. (2017) poengteres det at det ikke bare er landbruk som bidrar med nitrogen og fosfor. Det er stor menneskelig aktivitet i nedbørsfeltet, og det er flere betydelige potensielle kilder. Travbanen, utbygging av

næringsområder på sørsiden av veitraséen, samt spredt bebyggelse og avløpsnett nevnes som betydelige kilder.

På bakgrunn av tilgjengelig litteratur, er det tydelig at Haukåsvassdraget var næringsrikt allerede før drivingen av Eikåstunnelen startet. Spørsmålet blir da om tilførsel av nitrogenforbindelser fra drivingen av Eikåstunnelen har bidratt nevneverdig til økt biologisk vekst. Da tidsrommet for tilførselen var begrenset, samt at konsentrasjonene ble fortynnet, var bidraget til økt biologisk vekst trolig betydelig mindre enn fra de mer permanente kildene nært Haukåsvassdraget.

12.3.2 Ulven- og Vinddalsvatnet

Konsentrasjonen av total fosfor i vannprøvene tatt før anleggsstart i Ulven- og Vinddalsvatnet var alle under terskelverdien på 10 µg/L for eutrof innsjø (Økland og Økland, 1995). Dette gjelder også den første vannprøven tatt etter drivestart. Under driveperioden var det stor variasjon i fosforkonsentrasjonene i vannprøvene fra begge resipienter, og det ser ut til at anleggsarbeidene bidro til økte konsentrasjoner både i Ulven- og Vinddalsvatnet.

Da økningen i total fosfor i Ulvenvatnet var på høst og vinterhalvåret, og på sensommeren i Vinddalsvatnet, er det usannsynlig at økningen var grunnet jordbruksavrenning. Da det antas at jordbruksavrenningen var tilsvarende både før og etter anleggsstart, og økningen i total fosfor etter anleggsstart avviker i stor grad fra konsentrasjonen i vannprøvene tatt før anleggsstart. Sveгатjørn ble pumpet tørr fra og med desember 2015 og ut 2016, hvor det utpumpede vannet ble ledet til Ulvenvatnet. Vannstanden i Kvernatjørn ble også senket i løpet av anleggsperioden, hvor det utpumpede vannet ble ledet til Vinddalsvatnet. Fosfor kan oppkonsentreres i sedimenter i innsjøer, og økningen i konsentrasjon av total fosfor i Ulven- og Vinddalsvatnet kan trolig forklares med at oppvirvling av sedimenter i Sveгатjørn og Kvernatjørn ga høye fosforkonsentrasjoner i vannet som ble tilført. I tillegg, kan graving i jordmasser i forbindelse med anleggsarbeidene medført utlekking av fosfor.

Konsentrasjonen av total fosfor i Ulvenvatnet var særlig høy i vannprøven fra februar 2017, trolig grunnet graving i avfallsdeponiet ved Kolskogen. Vinterstagnasjonen kan ha gitt redusert utskifting av vannmassene, samtidig som lite oksygen i de dypeste vannmassene kan ha bidratt til indre gjødsling. Den markante reduksjonen i fosforkonsentrasjonen i mai 2017 skyldes trolig at pumpingen av vann fra Sveгатjørn opphørte. Primærproduksjonen er også stor om våren og fosfor forbrukes.

Konsentrasjonen av total fosfor i Vinddalsvatnet var særlig høy i september 2016, og den raske reduksjonen i Vinddalsvatnet kan skyldes at månedsnedbøren høsten 2016 var over

månednormalen. Den store nedbørsmengden kan ha bidratt til rask fortykning og utskifting av vannmassene.

På tross av at konsentrasjonen av total fosfor i Ulven- og Vinddalsvatnet tidvis var over terskelverdien for eutrof innsjø (10 µg/L) (Økland og Økland, 1995), var økningen kortvarig og overskridelsen minimal. Etter endt driveperiode for Skogafjellstunnelen var fosforkonsentrasjonen i begge resipienter tilbake på nivå med konsentrasjonen i vannprøvene tatt før anleggsstart, og midlere årlig konsentrasjon av total fosfor på over 10 µg/L ble ikke observert. I tillegg, var økningen i total fosfor i Ulven- og Vinddalsvatnet på høsten og vinteren. Dette er gunstig med tanke på eutrofiering, da primærproduksjonen da er lav.

I Ulven- og Vinddalsvatnet er det analysert for total fosfor før anleggsperioden, samt etter anleggsstart. Det er dermed lettere å vurdere risiko for eutrofiering i disse resipientene som følge av nitrogentilførsel, enn for øvre del av Haukåsvassdraget. Da konsentrasjonene av total fosfor i Ulven- og Vinddalsvatnet i løpet av driveperioden var forholdsvis lave, samt at tilførselen av nitrogenforbindelser er kortvarig, er det liten grunn til å tro dette vil føre til økt biologisk vekst i de to resipientene.

Nitrogen vil transporteres nedover i vassdragene, og til slutt nå havet. Ulven- og Vinddalsvatnet renner via Oselva til Bjørnafjorden, mens Haukåsvassdraget munner ut i Sørfjorden. Da nitrogen regnes som begrensende faktor for biologisk vekst i saltvann, er det mulig at tilførselen vil kunne bidra til økt biologisk vekst i fjordene. Likevel, vil bidraget fra tunneldrivingen være midlertidig, og mulig liten sett i forhold til andre kilder til nitrogen. Dette er ikke undersøkt i denne omgang, men er kan være aktuelt i forbindelse med videre studier av eutrofieringsproblematikk.

12.4 Overvåkningsprogram

12.4.1 Prøvetetthet og antall prøvepunkt

Prøvetakingsprogrammer i forbindelse med utbyggingsprosjekter i regi av Statens vegvesen er satt opp for å kontrollere at fastsatte krav i utslippstillatelsen og miljøkrav i ytre miljøplan (YM-plan) overholdes, og ikke nødvendigvis for å øke forståelsen for naturlige prosesser i resipienten. Hvor omfattende vannkvalitetsovervåkingen blir er derfor bestemt av økonomi og hvilke krav som stilles. Ressursbruken og omfanget av vannkvalitetsovervåkingen må sees i sammenheng med sårbarheten til en resipient, samt hvor omfattende anleggsdriften er.

Prøvetakingsstrategien i de to samferdselsprosjektene som er undersøkt var noe ulike. I Haukåsvassdraget var vannprøvetakingen tettere, både i tid og rom, og det ble tatt prøver nedstrøms utslippspunktet. I Ulven- og Vinddalsvatnet var vannprøvetakingen begrenset til

ett prøvepunkt i hver resipient. Til gjengjeld ga bruken av online logger mulighet for kontinuerlig overvåkning av enkelte vannkvalitetsparametre.

Til forskjell fra Ulven- og Vinddalsvatnet var prøvetakingsprogrammet for Haukåsvassdraget utarbeidet av samme foretak som utførte overvåkingen. Informasjon om hvilke vurderinger som ble tatt under utarbeidelsen av prøvetakingsprogrammet er mer tilgjengelig dersom samme foretak er involvert i begge faser, og på denne måten kan gjennomføringen av overvåkningsprogrammet bedres.

I Ulven- og Vinddalsvatnet utførte COWI vannkvalitetsovervåkingen i forkant av anleggsarbeidene. Prøvepunkter og prøvetakingsmetode var tilsvarende, men det kan tenkes at sammenlignbarheten mellom prøvene tatt før og etter anleggsstart påvirkes når ulike personer er involvert i vannprøvetakingen. Vannprøvene samlet inn av COWI ble analysert av ALcontrols underavdeling LabNett, mens vannprøvene samlet inn av Multiconsult ble analysert av Eurofins AS. Selv om laboratoriene følger norsk standard for analysemetoder, kan det tenkes at det er mindre forskjeller i gjennomføringen av analysen. Selv om gjennomføring av vannprøvetaking og transport av vannprøver ofte i større grad medfører feilkilder enn selve analysen, er det ideelt å benytte samme laboratorier for å eliminere mulige feilkilder.

Analyse av vannprøver gir et øyeblikksbilde av vannkjemien i en resipient. Variasjoner i perioden mellom hver vannprøvetakingsrunde blir derfor vanskelig å vurdere. I Haukåsvassdraget ble det i tillegg til den regelmessige prøvetakingen tatt vannprøver i perioder der det kunne være større risiko for at grenseverdiene ble overskredet, som for eksempel i perioder med mye nedbør. Prøvetakingen ble derfor til en viss grad tilpasset klimatiske variasjoner, i tillegg til anleggsarbeidet og føringer i prøvetakingsprogrammet.

Sørlige del av Indre Kipevatn var i utgangspunktet ikke regnet som en sårbar resipient og tanken var at tjernet skulle fungere som et naturlig renseanlegg. Graden av påvirkning som vist i denne masteroppgaven var derfor sett på som akseptabelt. Den sårbare elvemuslingen lever i Haukåselva, nedstrøms de delene av vassdraget som ble undersøkt i denne masteroppgaven. Det var derfor viktig at de høye konsentrasjonene som vist i sørlige del av Indre Kipevatn ble fortennet for å minimere belastningen i de mer sårbare områdene av vassdraget. Vannprøvetaking i flere punkter nedstrøms utslippspunkt ble derfor gjennomført. Det pågikk en rekke menneskelige aktiviteter i nedbørsfeltet i tillegg til anleggsdriften, og flere prøvepunkter gjorde det mulig å dokumentere hvor langt fra utslippspunktet eventuell påvirkning fra anleggsdriften var påvisbar. I miljøsammenheng er dette viktig, da vannkvalitetsovervåkning ikke bare bør gjøres for å etterkomme pålagte krav fra forurensningsmyndighet, men også bør bidra til at spredning av forurensninger detekteres og om mulig minimeres. Vannprøvetaking videre nedover i vassdraget, nedstrøms utslippspunkt

for tunnelvannet er nyttig for å få en bedre forståelse av hvordan anleggsarbeidene, og eventuelt andre aktiviteter, vil påvirke et helt vassdrag og ikke bare i utvalgte deler.

I Ulven- og Vinddalsvatnet ble det kun tatt vannprøver ved utslippspunkt for tunnelvann. Det ble ikke tatt prøver ved utløpet av de to innsjøene, og heller ikke lengre nede i Osvassdraget. Vannprøvetakingen i Ulven- og Vinddalsvatnet etter første del av driveperioden var kvartalsvis, og variasjoner i ulike vannkvalitetsparametre i perioden mellom hver prøvetakingsrunde blir ikke detektert. Det er ikke sikkert at et slikt øyeblikksbilde er representativt for vannkvaliteten, da den kan være påvirket av enkelthendelser som nedbør eller nylig utslipp av tunnelvann. Det kan settes spørsmålsteget ved om kvartalsvis prøvetaking er tilstrekkelig for å kunne uttale seg med en viss faglig styrke om hvordan anleggsdriften påvirker vannkvaliteten.

Det bør også nevnes at vannprøveresultatene i denne studien ble sammenlignet med tilstandsklasser for naturlig forekommende vann i veileder 02:2013, *Klassifisering av miljøtilstand i vann*. Vannprøvene ble tatt ved utslippspunktet for tunnelvann, og konsentrasjoner som avvek fra disse var forventet.

12.4.2 Online logging vs. vannprøvetaking

Mens vannprøvetaking gir et øyeblikksbilde av vannkvaliteten, vil bruk av online logger gi kontinuerlig informasjon. Avhengig av valgt tidsoppløsning vil kontinuerlig online overvåkning kunne avdekke nært sagt alle svingninger i ulike vannkvalitetsparametre. Som vist i *Kapittel 11.3.2*, gir online logger en betydelig bedre innsikt i hvordan pH og konduktivitet varierer over tid i Ulven- og Vinddalsvatnet, enn det som var tilfelle med vannprøvetaking i dette prosjektet.

I forbindelse med nitrogenholdig avrenning fra tunneldriving, er dannelsen av ammoniakk ett av problemområdene. Styrende faktorer for ammoniakkdannelse, er pH, temperatur og konsentrasjon av ammonium, og øyeblikksbildet man får ved vannprøvetaking er mulig ikke tilstrekkelig for å avdekke risiko for akutte toksiske effekter. Teoretisk sett kan det tas vannprøver hvert minutt, og på denne måten få samme oppløsning som online logging gir, men arbeidsmengden vil bli stor, samt at analyseresultater som regel foreligger en tid etter at vannprøvene er tatt. Det kan da være for sent å iverksette tiltak dersom analyseresultatene viser behov for dette. Online logging er en bedre metode for å overvåke svingninger i pH-verdier og temperatur, både gjennom dagen og gjennom årstidene. Risiko for akutt toksisitet som følge av ammoniakkdannelse vil dermed reduseres da den kontinuerlige overvåkingen fanger opp mindre variasjoner som vannprøvene muligens ikke avdekker, samt viser verdier som samsvarer i tid og rom. Dette muliggjør raskt iverksettelse av tiltak, dersom logget pH og temperatur indikerer økt risiko for ammoniakkdannelse.

Ved å sammenstille pH-verdier og konduktivitetsverdier målt med online logger i Ulven- og Vinddalsvatnet med pH og konduktivitet i analyserte vannprøver fra Ulven- og Vinddalsvatnet, er det tydelig at disse parameterne varierer innad i en resipient. Selv om det var samsvar mellom de to datasettene fra de to resipientene var det også forskjeller. Konduktiviteten var generelt noe høyere i vannprøvene sammenlignet med konduktiviteten målt med online logger. Det var også til en viss grad forskjeller i pH-verdier i vannprøvene og pH målt med logger. Forskjellene kan delvis forklares med at vannprøvene ble tatt rett under vannoverflaten fra bredden av resipienten, mens loggerne i Ulven- og Vinddalsvatnet er plassert på henholdsvis 1,5 m og 3 m dybde utenfor siltgardin. De to målepunktene i hver resipient kan ha ulik avstand fra utslippspunkt for tunnelvann, samt ulik grad av sirkulasjon i vannmassene. Ulikhetene i de to datasettene viser hvordan vannkvalitetsparametere kan variere innad i en resipient. Det kan derfor stilles spørsmålsteget ved om vannprøver fra ett punkt i en resipient er tilstrekkelig for å kunne uttale seg om den vannkjemiske tilstanden i en hel vannforekomst.

Som vist med pH-verdier fra online logger i Ulven- og Vinddalsvatnet var det variasjon i pH-verdiene gjennom dagen og årstidene. Loggeren i Ulvenvatnet var plassert på en vanddybde med biologisk aktivitet, og pH-verdien viste naturlig variasjon grunnet fotosyntese. Tilsvarende naturlig variasjon i pH var mindre fremtredende i Vinddalsvatnet, trolig fordi loggeren her sto dypere enn i Ulvenvatnet og at fotosyntesen derfor var mindre aktiv. Det var også antydning til naturlig variasjon i konduktiviteten i Vinddalsvatnet. Konduktiviteten økte jevnt mot sommeren, noe som kan tyde på stagnasjon og mulig oppkonsentrering av ioner på dypet hvor loggeren var plassert. Plasseringspunkt og dybde for online logger vil som vist ha innvirkning på vannkvalitetsparametere som logges. Det er viktig å ha kjennskap til prosesser i vann og vassdrag for å kunne tolke loggedataene riktig og dermed gjøre en bedre vurdering av hvordan anleggsdriften påvirker vannkvaliteten. Online logging ble kun gjennomført en kort periode før anleggsstart i Ulven- og Vinddalsvatnet. Ved å logge vannkvaliteten gjennom en lengre periode før anleggsstart, kan naturlig variasjon avdekkes og enklere skilles fra eventuelle endringer som følge av anleggsdriften.

12.4.3 Online logging som erstatning for vannprøvetaking

Det kan også diskuteres i hvilken grad bruken av online loggere kan redusere behovet for vannprøvetaking. Ved undersøkelse av korrelasjonen mellom konduktivitet og total nitrogen i analyserte vannprøver, var resultatene ikke entydige. I samtlige resipienter var det tidvis godt samsvar mellom konduktivitet og total nitrogen, og det er tydelig at tunneldriving påvirker konduktiviteten som følge av økt ione-innhold i form av nitrat og ammonium. Samtidig var det perioder med økt konduktivitet uten at konsentrasjonen av total nitrogen var særlig endret.

Det er derfor grunn til å tro at også andre aktiviteter enn anleggsdriften påvirker konduktiviteten.

Økningen i konduktivitet i vinterhalvåret var særlig fremtredende. Punkt for vannprøvetaking og online logging ved Ulvenvatnet er svært nært veitraséen mellom Os og Halhjem. Toppene i konduktivitet i januar 2015 og februar 2016, samt den svake økningen i konduktivitet vinteren 2017, kan skyldes saltholdig avrenning fra vei. Tilsvarende gjelder for økningen i konduktivitet i Vinddalsvatnet om vinteren. Stigningen i konduktivitet i vinterhalvåret var mindre i Vinddalsvatnet sammenlignet med i Ulvenvatnet. Punktet for vannprøvetaking og online logging i Vinddalsvatnet er sørøst i resipienten, mens påvirkning fra vei er fra nordøst. Mindre økning i konduktiviteten i Vinddalsvatnet er derfor forenelig med at avstanden mellom vei og prøvepunkt her er større. Veitraséen er også ved utløpet av Vinddalsvatnet og eventuell salttilførsel vil raskt føres ut av innsjøen.

Konduktiviteten i Ulvenvatnet var høyere enn i Vinddalsvatnet gjennom store deler av perioden med vannprøvetaking. Dette på tross av at konsentrasjonen av total nitrogen var noe høyere i Vinddalsvatnet sammenlignet med Ulvenvatnet. En mulig årsak til dette kan være at det er flere kilder i nedbørsfeltet til Ulvenvatnet som påvirker konduktiviteten (f.eks. jordbruk, militært område, betongblandeverk, næringsområder). Økning i konsentrasjon av total nitrogen med samtidig økning i konduktivitet i Vinddalsvatnet under driveperioden, kan derfor sikrere koples til driving av tunnel enn ved samme trend i Ulvenvatnet der flere aktiviteter påvirker. Dette kommer også frem ved å se på korrelasjonskoeffisienten ved undersøkelse av korrelasjonen mellom konduktivitet og total nitrogen i vannprøvene fra de to resipientene. Korrelasjonskoeffisienten mellom konduktivitet og total nitrogen i Vinddalsvatnet var 0,40, mens den i Ulvenvatnet var 0,19. Dette tilsier at korrelasjonen mellom konduktivitet og total nitrogen i vannprøvene var om lag dobbelt så god i Vinddalsvatnet sammenlignet med i Ulvenvatnet.

I sørlige del av Indre Kipevatn var det også godt samsvar mellom konduktivitet og konsentrasjonen av total nitrogen. Korrelasjonskoeffisienten i sørlige del av Indre Kipevatn var 0,6647, noe som indikerer god positiv korrelasjon. Den gode korrelasjonen kan komme av at vannet i sørlige del av Indre Kipevatn ble resirkulert som tunnelvann, samt at det trolig var dårlig sirkulasjon i vannmassene. Konsentrasjonen av vannløselige nitrogenforbindelser ble derfor ekstra høy, noe som igjen ga høye konduktivitetsverdier. I sørlige del av Indre Kipevatn var konduktiviteten høyest i desember 2012, som er forenelig med tilførsel av saltholdig avrenning fra vei.

På grunn av varierende korrelasjon mellom de to parameterne, bør imidlertid ikke konduktivitet brukes som et entydig mål på andel total nitrogen i en resipient, og online logging av konduktivitet bør ikke erstatte vannprøvetaking og analyse av total nitrogen.

Konduktivitetmålinger er likevel en nyttig parameter å overvåke med online logger, da endring i konduktivitet indikerer endring i andre parametre, hvor også total nitrogen inngår. Rask endring i konduktivitet kan skyldes tilførsel av forurensning, og kontinuerlig måling av konduktivitet med online logger vil være svært nyttig når vannkvaliteten i en resipient vurderes.

Vannkvalitetsdata fra ulike prøvepunkt generert med ulike metoder, kan bidra til en mer pålitelig vurdering av vannkvaliteten i en resipient. Online logging gir data som er samsvarende med tid og rom, mens analyseresultater gir «forsinket» informasjon. Samtidig vil vannprøver kunne analyseres for flere parametre enn det en online logger kan måle. Online logging kan ikke erstatte vannprøver, men en kombinert bruk av metodene vil økte kvaliteten på vannkvalitetsovervåkingen, slik det har vist seg i overvåkingen av Ulven- og Vinddalsvatnet. Det ene datasettet kan også fungere som kontroll på det andre, og vise versa. Dette vil kunne styrke kredibiliteten til datasettene og vurderingen av den vannkjemiske kvaliteten vil bli mer pålitelig. Det bør fortsatt vurderes om antall vannprøver fra ulike prøvepunkter bør økes, samt å ta i bruk flere loggere i ulike punkt og ved ulike vanndybder. Online logging i forkant av anleggsdriften vil avdekke naturlig variasjon. Det kan derfor anbefales å benytte online logging i kombinasjon med hyppig vannprøvetaking, særlig i sårbare resipienter. For å kunne vurdere hvordan belastningen av anleggsdriften er på hele resipienten, bør det om mulig tas vannprøver både ved utslippspunktet og et stykke nedstrøms, f.eks. ved utløpet av tjernet. Vannprøver nedstrøms tjernet vil kunne gi et mer helhetlig bilde på hvordan vannkvaliteten i et helt vassdrag påvirkes av anleggsdriften.

13 Konklusjon – vannkvalitetsovervåkning

Overvåkningsprogrammene som danner basis for denne oppgaven, var utformet for å vurdere om fastsatte krav fra forurensningsmyndigheten (Fylkesmannen i Hordaland) og føringer i Statens vegvesen sine ytre miljøplaner (YM-planer) ble overholdt. Dette gjør at datasettene er mindre egnet for forskning med tanke på nitrogenomsetning i vassdrag generelt. Vannkvalitetsovervåkingen i Haukåsvassdraget, Ulvenvatnet og Vinddalsvatnet viser at tilførsel av nitrogenholdig tunnelvann fra drivingen av Eikåstunnelen, Skogafjellstunnelen og Lyshorntunnelen, samt avrenning fra deponert sprengstein, tidvis medførte økte nitrogenkonsentrasjoner. I perioder var tilførselen så stor at grenseverdi for øvre tilstandsklasse for total nitrogen ble overskredet.

Særlig høye nitrogenkonsentrasjoner ble målt i sørlige del av Indre Kipevatn, trolig forårsaket av dårlig sirkulasjon og utskifting av vannmassene, samt resirkulering og dermed oppkonsentrering av nitrogenforbindelser i tunnelvannet som ble benyttet i Eikåstunnelen. Sørlige del av Indre Kipevatn er i tillegg en liten resipient, mye mindre enn Ulvenvatnet og Vinddalsvatnet. Dette viser at egenskaper og oppbygning av resipienten også er avgjørende faktorer for hvilken belastning tunneldriving nært vann og vassdrag vil medføre.

I Haukåsvassdraget ble det tatt vannprøver nedover i vassdraget og konsentrasjonen av total nitrogen nedstrøms utslippspunktet økte under tunneldrivingen. De påviste konsentrasjonene nedover i vassdraget avtok med avstand fra sørlige del av Indre Kipevatn og økningen var kortvarig. Det er ikke tatt vannprøver nedstrøms utslippspunktene i Ulven- og Vinddalsvatnet, men økte konsentrasjoner av total nitrogen videre nedover i Osvassdraget er også sannsynlig.

Konsentrasjon av total nitrogen i Ulvenvatnet begynte å avta allerede før driveslutt. Nedgangen i konsentrasjonene var raskere i Ulvenvatnet enn i sørlige del av Indre Kipevatn, hvor økte nitrogenkonsentrasjoner vedvarte om lag et år etter driveslutt. Dette til tross for at mengden benyttet sprengstoff ved driving av Eikåstunnelen var mindre enn ved driving av Skogafjellstunnelen. Årstid og nedbørmengder vil også ha betydning for grad av uttynning og utskifting i resipientene. I sørlige del av Indre Kipevatn avtok nitrogenkonsentrasjonene etter endt driveperiode, før det om våren ble påvist en markant økning. Frost i bakken om vinteren kan ha holdt tilbake det uomsatte sprengstoffet som så ble frigjort under tining.

Mens driving av Eikåstunnelen og Skogafjellstunnelen er avsluttet, vil driving av Lyshorntunnelen ved Vinddalsvatnet vedvare ut 2019. Vinddalsvatnet ligner mer på Ulvenvatnet, og det er sannsynlig at konsentrasjonen av total nitrogen vil avta fort etter endt driveperiode også i denne resipienten.

Størst bidrag til konsentrasjonen av total nitrogen var fra nitrat, etterfulgt av ammonium og nitritt. Bidraget fra ammonium og nitritt var beskjedent, og begrenset til første del av

driveperiodene. Etter endt driveperiode var nitrat den nitrogenforbindelsen med klart størst bidrag til total nitrogen. Avdamping av ammoniakk kan ha bidratt til avtagende konsentrasjoner. Under aerobe forhold vil ammonium og nitritt oksideres til nitrat, som over tid blir den dominerende nitrogenforbindelsen i vann.

Beregnet ammoniakkkonsentrasjon etter Emerson et al. (1975) var lav i de tre resipientene. Konsentrasjonen av ammoniakk fulgte toppene i ammonium, og ammoniakkdannelsen avtok utover i driveperioden. Fylkesmannens grenseverdi for ammoniakk i sørlige del av Indre Kipevatn var 300 µg/L. Det var forventet at denne konsentrasjonen raskt ville avta, noe som ble observert i praksis, og grenseverdien ble ikke overskredet. Det var ingen grenseverdi for ammoniakk i Ulven- og Vinddalsvatnet. Beregnede ammoniakkkonsentrasjoner i de tre resipientene var lavere enn grenseverdien for ammoniakk beskrevet av Alabaster og Lloyd (1982) på 25 µg NH₃/L. Naturlig økning i pH ved fotosyntese kan ha bidratt til å drive ammoniakkkonsentrasjonen opp. Ammoniakk medførte trolig ikke akutte toksiske effekter for vannlevende organismer i de tre resipientene.

Da pH er en styrende faktor for ammoniakkdannelse, er justering av tunnelvann et viktig tiltak for å redusere risiko for akutt toksisitet. pH i de undersøkte resipientene ble i liten grad påvirket av anleggsarbeidene. Dette tyder på at rutiner for kontroll og justering av pH i det rensede tunnelvannet fungerte bra ved samtlige resipienter.

Nitrogen regnes som begrensende faktor for biologisk vekst i sjøvann, mens fosfor regnes som begrensende faktor i ferskvann. Risiko for eutrofiering øker dersom en ferskvannsresipient i tillegg til nitrogentilførsel også blir tilført fosfor, eller allerede har et høyt innhold av fosfor. Vannprøver fra Ulven- og Vinddalsvatnet ble analysert for total fosfor gjennom hele perioden. Konsentrasjonen av total fosfor økte som følge av utpumping av vann som inneholdt fosforholdige sedimenter fra Sveгатjörn til Ulvenvatnet, samt fra Kvernatjørna til Vinddalsvatnet. Økningen var kortvarig og overskred ikke grenseverdien for midlere årlig konsentrasjon av fosfor på 10 µg/L, som ifølge Økland og Økland (1995) gir en overgang til mer eutrof innsjø. Det er lite sannsynlig at drivingen av Skogafjells- og Lyshorntunnelen har medført økt risiko for eutrofiering i Ulven- og Vinddalsvatnet.

I øvre del av Haukåsvassdraget, ble det bare analysert for total fosfor i vannprøvene tatt før anleggsstart, og vurderingsgrunnlaget for risiko for eutrofiering er derfor mer usikkert. De påviste fosforkonsentrasjonene indikerer likevel en overgang mot en mer eutrof innsjø. På bakgrunn av tilgjengelig litteratur (Johnsen et al. (2017), Eilertsen et al. (2017) og Nuven (2018)), er det tydelig at Haukåsvassdraget var næringsrikt, også før drivingen av Eikåstunnelen startet. Da tidsrommet for drivingen av Eikåstunnelen var begrenset, var bidraget til økt biologisk vekst trolig betydelig mindre enn fra de mer permanente kildene nært Haukåsvassdraget.

Dette arbeidet viser at uomsatt sprengstoff fra tunneldriving medfører økte konsentrasjoner av nitrogenforbindelser i nærliggende resipienter. Nitrat var den mest dominerende forbindelsen, etterfulgt av ammonium og nitritt. Beregnede konsentrasjoner av ammoniakk utgjorde liten risiko for akutt toksisitet, trolig grunnet god kontroll på pH i tunnelvannet. Eutrofiering synes ikke å være en utfordring i Ulven- og Vinddalsvatnet, mens dette synes å være en utfordring i Haukåsvassdraget. I tillegg til omfanget av tunneldrivingen har resipientens egenskaper også betydning for nitrogenbelastningen.

14 Anbefalinger og forslag til videre arbeid

Anbefalinger:

Mens vannprøver tatt med visse mellomrom gir øyeblikksbilder av vannkvaliteten, vil kontinuerlig overvåkning gi sanntidsdata. Dette gir mulighet for å fange opp variasjoner også i periodene mellom hver vannprøvetaking og naturlig variasjon vil også enklere avdekkes. Grunnet varierende grad av korrelasjon mellom konduktivitet og konsentrasjon av total nitrogen i vannprøvene, er det tydelig at måling av konduktivitet med online logger ikke kan erstatte vannprøvetaking. Også andre aktiviteter vil kunne påvirke det totale ione-innholdet i en resipient og økning i konduktivitet vil derfor ikke være entydig med økt tilførsel av nitrogenforbindelser. Rask endring i konduktivitet kan skyldes tilførsel av forurensning, og kontinuerlig måling av konduktivitet med online logger vil være svært nyttig når vannkvaliteten i en resipient vurderes.

Ved å sammenligne data fra analyserte vannprøver og data fra online logger, er det tydelig at det også er forskjeller i vannkvalitet innad i en resipient. Det kan dermed settes spørsmålsteget ved om data (enten fra vannprøver eller logger) fra kun ett punkt i en resipient er representativt for en hel vannforekomst. For å kunne vurdere hvordan anleggsarbeider vil påvirke en hel resipient, bør det ved fremtidig vannkvalitetsovervåkning vurderes om flere punkt for vannprøvetaking bør inkluderes i overvåkingsprogrammet.

Overvåkning både ved utslippspunktet og nedstrøms utslippspunktet vil være gunstig for en mer helhetlig vurdering av vannkvaliteten. Ved fremtidig vannkvalitetsovervåkning, anbefales det å gjennomføre flere prøvetakingsrunder i forkant av anleggsarbeidene enn det som ble vurdert i dette studiet. Online loggere bør også benyttes, og det bør vurderes å benytte flere loggere i ulike deler av resipienten og på ulike vanddyb. Det bør også vurderes om online logger skal settes ut ett år i forkant av anleggsstart, slik at naturlige variasjoner gjennom dagen og årstidene fanges opp.

Kombinasjonen av vannprøvetaking og kontinuerlig vannovervåkning ved bruk av online logger er å anbefale. Vannkvalitetsdata fra ulike punkter, og som er generert ved hjelp av ulike metoder er å anbefale. Dette må sees i sammenheng med kostnader og nytteverdi, men vil bidra til en mer pålitelig vurdering av vannkvaliteten i en resipient som følge av påvirkning fra anleggsarbeider.

Forslag til videre arbeid:

I følge Mikkelsen et al. (2015a) vil hele 19 vannforekomster bli berørt av samferdselsprosjektet *E39 Svegatjørn (Os) – Rådal (Bergen)*. Det har dessverre ikke vært mulig å undersøke mer enn

to av disse resipientene i denne masteroppgaven, og undersøkelser av andre resipienter som blir påvirket av dette samferdselsprosjektet er aktuelt.

Vannprøvene som er tatt av Multiconsult i øvre del av Haukåsvassdraget og i Ulven- og Vinddalsvatnet, er også analysert for metaller og enkelte organiske miljøgifter. Effekter av disse stoffene kan være aktuelle problemstillinger for videre undersøkelser.

Tilførsel av partikler til resipient som følge av tunneldriving ble ikke undersøkt i denne masteroppgaven. Partikler fra tunneldriving er ferske, og er dermed mer kantet enn naturlig genererte partikler. Fiskegjeller og vannfiltrerende organismer er særlig utsatt for spisse og kantede partikler, og skadepotensialet er høyere. Partikkelproduksjon og partikkelkarakter, samt grad av tilslamming av bunnsstrat og mulige gyteområder i vassdrag er en mulig problemstilling for videre undersøkelser.

For å bedre vurderingen av eutrofiering i og ved de undersøkte resipientene, kan kartlegging av eutrofile arter være aktuelt. Det pågår undersøkelse av plantearter i og nært øvre del av Haukåsvassdraget og en masteroppgave vil ferdigstilles i løpet av våren 2018 (Ole Martin Nuven, UiB). Tilsvarende undersøkelser kan også være aktuelt i og ved Ulven- og Vinddalsvatnet.

Referanseliste

- AARNES, H. (2018) *Fotosyntese*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/fotosyntese> (Hentet: 25. April 2018).
- ALABASTER, J. S. og LLOYD, R. (1982) *Water quality criteria for freshwater fish*. 2. utg. London: Food and Agriculture Organization of the United Nations og Butterworths.
- ANDERSEN, J. R. (1997) *Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann*. (SFT veileder 97:04). Oslo: Statens forurensningstilsyn. Tilgjengelig fra: <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/vann/1468/ta1468.pdf> (Hentet: 22. November 2017).
- ANTONSEN, A. (2014) *Dynamitt*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/dynamitt> (Hentet: 12. Oktober 2017).
- APPELO, C. A. J. og POSTMA, D. (2005) *Geochemistry, groundwater and pollution*. 2. utg. Leiden: Balkema.
- ARNESEN, F. (2017) *Mailkorrespondanse den 17. Oktober 2017: Spørsmål om sprengstoff*. Multiconsult avd. vest: Ingeniørgeolog.
- ASKHEIM, S. (2016) *Bergensfeltet*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/Bergensfeltet> (Hentet: 07. Februar 2018).
- BELDRING, S., ROALD, L. A. og VOKSØ, A. (2002) *Avrenningskart for Norge: Årsmiddelverdier for avrenning 1961-1990*. (NVE rapport nr.: 2). Oslo: Norges vassdrags- og energidirektorat. Tilgjengelig fra http://publikasjoner.nve.no/dokument/2002/dokument2002_02.pdf (Hentet: 08. November 2017).
- BERGEN KOMMUNE (2007) *Forvaltningsplan for vassdragene i Bergen*. Bergen: Bergen kommune. Tilgjengelig fra: https://www.bergen.kommune.no/bk/multimedia/archive/00140/Forvaltningsplan_fo_1406_83a.pdf (Hentet: 12. September 2017).
- BERNER JR., E. og AARNES, H. (2012) *Nitrogenassimilasjon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/nitrogenassimilasjon> (Hentet: 30. November 2017).
- BJORDAL, H. (2015) *Tiltak og utfordringer for å redde elvemuslingen i Haukåsvassdraget*. Stjørdal: Bergen kommune. Tilgjengelig fra: <http://gint.no/fmnt/elvemusling/seminar2015/7.pdf> (Hentet: 12. September 2017).
- BORGE, L. (2017) *Massedød av elvemusling etter forurensning*. Tilgjengelig fra: <http://www.aftenposteninnsett.no/klimamilj/massed-d-av-elvemusling-etter-forurensning> (Hentet: 12. Februar 2018).
- BRATTLI, B. (2009) *Fysisk og kjemisk hydrogeologi*. 3. utg. Trondheim: Institutt for geologi og bergteknikk ved NTNU.
- BRATTLI, B. (2015) *Ingeniørgeologi løsmasser*. Trondheim: Institutt for geologi og bergteknikk ved NTNU.

- BRUARØY, K. V. (2015) *Ny video tar deg med frå Sveгатjørn til Rådal*. Tilgjengelig fra: <http://www.midsiden.no/ny-video-tar-deg-med-fra-svegatjorn-til-radal> (Hentet: 06. Februar 2018).
- BÆKKEN, T. (1998) *Avrenning av nitrogen fra tunnelmasse*. (NIVA-rapport nr.: 3920-98). Oslo: Norsk institutt for vannforskning. Tilgjengelig fra: https://brage.bibsys.no/xmlui/bitstream/handle/11250/210080/3920_72dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y (Hentet: 29. September 2017).
- BÆKKEN, T. (2000) *Utslipp av tunnelvann til Mastebekken, Modum kommune: virkninger på vannkjemi, bunndyr og fisk: sluttrapport*. (NIVA-rapport nr.: 4287-2000). Oslo: Norsk institutt for vannforskning. Tilgjengelig fra: <https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/211014> (Hentet: 23. April 2018).
- BÆKKEN, T. og LIEN, L. (1997) *Drammenselva: miljøvurderinger i forbindelse med utfylling av strandsone ved Mjøndalen*. (NIVA-rapport nr.: 3687-97). Oslo: Norsk institutt for vannforskning.
- CCME (2012) *Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Nitrate Ion*. (Publication No. 1299). Canada: Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). Tilgjengelig fra: <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/197?redir=1512056705> (Hentet: 30. November 2017).
- DIREKTORATSGRUPPEN (2013) *Klassifisering av miljøtilstand i vann: Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften*. (Veileder 02:2013). Trondheim: Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanddirektivet. Tilgjengelig fra: http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/veiledere-direktoratsgruppa/nettbasert-veiledere-import/klassifisering/revidert_klassifiseringsveileder140123_vzis-.pdf (Hentet: 05. September 2017).
- EDDY, F. B. (2005) Ammonia in estuaries and effects on fish. *Journal of Fish Biology*, 67, s. 1495-1513. doi: 10.1111/j.1095-8649.2005.00930.x.
- EGELAND, E. S. (2009) *Elektrokjemiske analysemetoder*. Tilgjengelig fra: https://snl.no/elektrokjemiske_analysemetoder (Hentet: 27. November 2017).
- EIDE, S. (2017) *Mailkorrespondanse 14. Desember 2017: Eikåstunnelen og forbruk av sprengstoff*. Statens vegvesen: Prosjektleder E39 Vågsbotn-Hylkje
- EILERTSEN, L., HELLEN, B. A., KAMBESTAD, M., KÅLÅS, S. og JOHNSEN, G. H. (2017) *Kartlegging av forurensningskilder i fire vassdrag med elvemusling i Hordaland*. (Rapport nr.: 2438). Bergen: Rådgivende Biologer AS.
- EMERSON, K., RUSSO, R. C. og LUND, R. E. (1975) Aqueous ammonia equilibrium calculations: effects of pH and temperature. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32(12), s. 2379-2383. doi/pdf/10.1139/f75-274.
- FAGERMO, J. I., RØDSET, K. J., ULVESTAD, B., HEGGHAMMER, T., LIEN, J. E. og MESSELT, H. (2015) *Håndbok for arbeidsmiljø under jord*. (NFF Håndbok 09). Oslo: Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk. Tilgjengelig fra: <http://nff.no/wp-content/uploads/2015/09/17562-H%C3%A5ndbok-nr.-9-web.pdf> (Hentet: 18. Oktober 2017).

- FORURENSNINGSLOVEN (1983) *Lov om vern mot forurensninger og om avfall*. Tilgjengelig fra: https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1981-03-13-6#KAPITTEL_1 (Hentet: 25. September 2017).
- FYLKESMANNEN I HORDALAND (2011) *Utsleppsløyve etter forurensningslova til Statens vegvesen Region vest for Eikåstunnelen på E39 i Bergen kommune*. (Løyvenummer 2012.065.T). Leikanger: Fylkesmannen i Hordaland.
- FYLKESMANNEN I HORDALAND (2015) *Løyve etter forurensningslova E-39 Svevatjørn - Rådal for Statens vegvesen Region vest*. (Løyvenummer 2015.0431.T). Leikanger: Fylkesmannen i Hordaland.
- GALLOWAY, J., DENTENER, F., CAPONE, D., BOYER, E., HOWARTH, R., SEITZINGER, S., ASNER, G., CLEVELAND, C., GREEN, P., HOLLAND, E., KARL, D., MICHAELS, A., PORTER, J., TOWNSEND, A. og VÖÖSMARTY, C. (2004) Nitrogen Cycles: Past, Present, and Future. *Biogeochemistry*, 70 (2), s. 153-226. Doi: 10.1007/s10533-004-0370-0.
- GREIPSLAND, I., ROSETH, R., JOHANSEN, Ø., NYTRØ, T.-E., PEDERSEN, R., HAALAND, S. og REINEMO, J. (2018) *Utbygging av Follobanen. Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport for 2017*. (NIBIO Rapport Vol. 4, nr.: 32). Oslo: Norsk institutt for bioøkonomi. Tilgjengelig fra: https://brage.bibsys.no/xmlui/bitstream/handle/11250/2489340/NIBIO_RAPPORT_2018_4_32.pdf?sequence=1 (Hentet: 23. April 2018).
- HEDLUND, F. (2013) *Cocktaileffekt gör kemikalier giftigare*. Karolinska Institutet. Tilgjengelig fra: <https://ki.se/forskning/cocktaileffekt-gor-kemikalier-giftigare> (Hentet: 11. April 2018).
- HENRIKSEN, S. og HILMO, O. (2015) *Norsk rødliste for arter 2015*. (Versjon 1.2). Norge: Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: [https://www.artsdatabanken.no/Files/13973/Norsk_r_dliste_for_arter_2015_\(PDF\)](https://www.artsdatabanken.no/Files/13973/Norsk_r_dliste_for_arter_2015_(PDF)) (Hentet: 15. September 2017).
- HOBÆK, A. (2004) *Elvemusling i Haukåselva: bestandsstatus, reproduksjon og vannmiljø*. (NIVA-rapport 4805-2004). Oslo: Norsk institutt for vannforskning. Tilgjengelig fra: <https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/212382> (Hentet: 15. September 2017).
- HOBÆK, A. og BJØRKLUND, A. E. (2004) *Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune. Sammenendragsrapport 1992-2000*. (Rapport nr.: 4773-2004). Bergen: Rådgivende biologer AS og Norsk institutt for vannforskning. Tilgjengelig fra: <https://brage.bibsys.no/xmlui/bitstream/handle/11250/212317/4773.pdf?sequence=2> (Hentet: 12. September 2017).
- HOGNESTAD, H. O., FAGERMO, J. I., KVEEN, A., BACKER, L., GRØV, E., FROGNER, E. og AARSET, A. (2010) *Praktisk berginjeksjon for underjordanlegg*. (NFF Håndbok 06). Oslo: Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk. Tilgjengelig fra: http://nff.no/wp-content/uploads/2014/01/Haandbok_06.pdf (Hentet: 18. Oktober 2017).
- HOLE, L. R. (2007) *Nitrogen på avveier – en underkjent miljøtrussel*. Norsk institutt for luftforskning (NILU). Tilgjengelig fra: <https://www.nilu.no/Nyhetsarkiv/tabid/74/language/nb-NO/NewsId/365/Nitrogen-pa-avveier--en-underkjent-miljotrussel.aspx> (Hentet: 21. November 2017).
- HUGSTED, R. og NORDAHL, S. R. (2009) *Tunnel*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/tunnel> (Hentet: 04. Oktober 2017).

- ILESTAD, I. (2007) *Utlekking av nitrogenforbindelser til sjø: analyser av vann- og sedimentprøver i forbindelse med utbyggingen av Ormen Lange landanlegg på Aukra*. Masteroppgave. Trondheim: Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU).
- JAKOBSEN, P. D. (2017) *Mailkorrespondanse 10. Oktober 2017: Spørsmål ang. sprengstoff brukt ved tunneldriving i Norge*. Trondheim: Førsteamanuensis Institutt for bygg- og miljøteknikk, NTNU.
- JAKOBSEN, P. D. og ARNTSEN, M. L. (2014) *Bruk av TBM til driving av vegtunneler i Norge*. (SVV Rapport nr.: 324). Oslo: Statens vegvesen (SVV). Tilgjengelig fra: https://www.vegvesen.no/fag/teknologi/Tunneler/Publikasjoner/attachment/692222?ts=148b0efb6c8&fast_title=Bruk+av+TBM+til+driving+av+vegtunneler+i+Norge (Hentet: 04. Oktober 2017).
- JOHNSEN, G. H. og HELLEN, B. A. (2016) *Kjemisk og økologisk tilstand for vannforekomster langs utvalgte fylkesveier i Hordaland i 2015, med vurdering av tiltak*. (Rapport nr.: 2264). Bergen: Rådgivende Biologer AS. Tilgjengelig fra: https://www.vegvesen.no/attachment/1968189/binary/1199263?fast_title=Kjemisk+og+%C3%B8kologisk+tilstand+for+vannforekomster+i+Hordaland+i+2015.pdf (Hentet: 29. September 2017).
- JOHNSEN, G. H., KÅLÅS, S. og WATHNE, I. (2017) *Status for elvemusling i Haukåsvassdraget 2017*. (Rapport nr.: 2629). Rådgivende Biologer AS.
- JONES, W., ELDRIDGE, J., SILVA, J. P. og SCHIESSLER, N. (2007) *LIFE and Europe's rivers: protecting and improving our water resources*. Luxembourg: LIFE focus, European Commission: Environment Directorate-General. Tilgjengelig fra: <http://ec.europa.eu/environment/life/publications/lifepublications/lifefocus/documents/rivers.pdf> (Hentet: 02. November 2017).
- KIRKEBY, T. (2018) *Mailkorrespondanse 23. Januar 2018: Spørsmål E39 Svegatjørn (Os) - Rådal (Bergen)*. Statens vegvesen: Ingeniørgeolog.
- KISMUL, V. (1992) *Integrert økologisk miljøovervåking i kystsonen: nordisk programforslag*. (1992:39). København: Nordisk ministerråd (NORD).
- KLIMAVAKTEN (2018) *Mailkorrespondanse 04. januar - 10. Mars 2018: Nedbørsdata Os- og Åsaneområdet i perioden 2011- 2018*. Meteorologisk institutt: klimavakten@met.no.
- KRISTOFFERSEN, G. (2014) *Sprengstoff*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/sprengstoff> (Hentet: 12. September 2017).
- KVEEN, A. (2011) *Sprengningsterminologi: Ordliste (Bergsprengningskurs 2-3/5 2011)*. Statens vegvesen Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/attachment/221685/binary/420824> (Hentet: 13. Oktober 2017).
- KÄLLQVIST, T. og TJOMSLAND, T. (2001) *Vurdering av miljørisiko ved utslipp av avløpsvann fra Arizona Chemical AS, Greaker*. (NIVA-rapport nr.: 4349-2001). Oslo: Norsk institutt for vannforskning. Tilgjengelig fra: <https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/211187> (Hentet: 16. November 2017).
- LANDE, A. (1986) *Nitrogenavrenning fra sprengstein i Øvre Otra*. (NIVA prosjekt nr.: O-83143, løpenr.:1905). Grimstad: Norsk institutt for vannforskning. Tilgjengelig fra:

https://brage.bibsys.no/xmlui/bitstream/handle/11250/204592/1905_72dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y (Hentet: 08. Oktober 2017).

LONE, S. (2006) *E39 Ulvenvatnet og Sveгатjørn i Os kommune*. (Oppdrags nr.: 400795-5). Bergen: Multiconsult.

MELAND, S. (2012) Tunnelvaskevann – En kilde til vannforurensning. *Tidsskriftet VANN*, vol. 02, s. 183 - 193. Tilgjengelig fra: https://www.vegvesen.no/en/professional/research+and+development/NORWAT/Publications/attachment/352700?ts=13827dd5cd8&fast_title=Tunnelvaskevann+-+En+kilde+til+vannforurensning.pdf (Hentet: 04. September 2017).

MIKKELSEN, K., TORGERSEN, P. og KVÅLE, H. (2015a) *Ny 39 Os - Bergen, beskrivelse av vannmiljø før byggestart* (Rapport nr.: A050900, dokument nr.: 2, versjon 3). Bergen: COWI.

MIKKELSEN, K., TORGERSEN, P. og KVÅLE, H. (2015b) *Prøvetakningsprogram for overvåkning av vannforekomster, E39 Sveгатjørn (Os) – Rådal (Bergen), Dokumentasjon av tilstand og oppfølging under anleggsarbeid*. (Oppdrags nr.: A050900, dokument nr.: 1, versjon: 6). Bergen: COWI.

MILJØDIREKTORATET (2016) *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota*. (Veileder M-608 | 2016). Oslo / Trondheim: Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra: <http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M608/M608.pdf> (Hentet: 03. Oktober 2017).

MILJØDIREKTORATET (2017a) *Analysemetode*. Tilgjengelig fra: <http://vannmiljokoder.miljodirektoratet.no/AnalysisMethod.aspx> (Hentet: 23. November 2017).

MILJØDIREKTORATET (2017b) *Vanndirektivet*. Tilgjengelig fra: <http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Vannforvaltning/Vann-og-vassdrag/EUs-vanndirektiv/> (Hentet: 29. September 2017).

MORTENSEN, S. (2017) *Undersøkelse av elvemuslinger, Margaritifera margaritifera, i forbindelse med dødelighet i bestanden i Haukåselven, Åsane, høsten 2017*. (Rapport nr.: 33-2017). Bergen: Norwegian Institute of Marine Research. Tilgjengelig fra: https://www.imr.no/filarkiv/2017/10/rapport_undersokelse_av_elvemuslinger.pdf/nb-no (Hentet: 14. Februar 2018).

MYKLEBOST, K. (2018) *Mailkorrespondanse 11. - 15. Januar 2018: Målebrev fra leverandør*. Implenia Norge AS: Prosjektsjef Tunnel.

NATURVERNFORBUNDET (2012) *Miljøjuss - ta vare på naturen og miljøet med loven i hånd: Vannforskriften (vannrammedirektivet i EU)*. Tilgjengelig fra: <http://miljojuss.no/lovverket/vanndirektivet/> (Hentet: 29. September 2017).

NGU (2015a) *EUs Vanndirektiv*. Tilgjengelig fra: <https://www.ngu.no/emne/eus-vanndirektiv> (Hentet: 03. Oktober 2017).

NGU (2015b) *Forurensning*. Tilgjengelig fra: http://www.grunnvanninorge.no/vannkvalitet_forurensning.php (Hentet: 10. November 2017).

- NGU (2018a) *Berggrunn, Nasjonal berggrunnsdatabase*. Tilgjengelig fra: <http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/> (Hentet: 13. Desember 2017).
- NGU (2018b) *GRANADA*. Tilgjengelig fra: <http://geo.ngu.no/kart/granada/> (Hentet: 02. Januar 2018).
- NILSEN, B. og BROCH, E. (2012) *Ingeniørgeologi-berg: Grunnkurskompendium (TGB4185)*. Trondheim: Intitutt for geologi og bergteknikk (NTNU).
- NORCONSULT (2014) *Søknad om tillatelse til utslipp av forurenset vann E39 Svegatjørn-Rådal Bergen kommune og Os kommune*. (Dokument nr.: 00-A00-015). Bergen: Norconsult.
- NORDBØ, B. (2011) *Hva er forurensing?* Tilgjengelig fra: <http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Arter-og-naturtyper/Villaksportalen/Pavirkninger/Forurensing/Hva-er-forurensing/> (Hentet: 10. November 2017).
- NUVEN, O. M. (2018) *Mailkorrespondanse 10. April 2018: Spørsmål til pågående artsundersøkelser i øvre del av Haukåsvassdraget*. UiB: Masterstudent i miljø- og landskapsgeografi.
- NVE (2018) *NEVINA Nedbørfelt-Vannføring-INdeks-Analyse*. Tilgjengelig fra: <http://nevina.nve.no/> (Hentet: 02. Januar 2018).
- OLSEN, T. R., HOV, P. I., MEHREN, J. og SKJEGGEDAL, T. (2007) *Håndbok for skytebas: en innføring i lover og forskrifter som skytebas og andre med ansvar for sprengningsarbeid må forholde seg til*. (NFF Håndbok 04). Oslo: Norsk forening for fjellsprengningsteknikk. Tilgjengelig fra: http://nff.no/wp-content/uploads/2014/01/Haandbok_04.pdf (Hentet: 12. Oktober 2017).
- PABST, T., HINDAR, A., HALE, S., GARMO, Ø., ENDRE, E., PETERSEN, K., BÆKKEN, T. og BAARDVIK, G. (2015) *Bergarters potensielle effekter på vannmiljøet ved anleggsvirksomhet*. (SVV rapport nr.: 389). Oslo: Statens vegvesen. Tilgjengelig fra: https://www.vegvesen.no/fag/publikasjoner/Publikasjoner/Statens+vegvesens+rapporter/_attachment/983677?ts=14f3a9357f8&download=true&fast_title=Bergarters+potensielle+effekter+p%C3%A5+vannmilj%C3%B8et+ved+anleggsvirksomhet. (Hentet: 05. Desember 2017).
- PAULSEN, N. (2018) *Mailkorrespondanse 22. januar 2018: Prosjekt E39 Svegatjørn-Rådal*. Statens vegvesen: Fagansvarlig miljø ved region vest.
- PEDERSEN, B. (2017a) *Nitrogen*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/nitrogen> (Hentet: 30. November 2017).
- PEDERSEN, B. (2017b) *Spektrofotometer*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/spektrofotometer> (Hentet: 27. November 2017).
- POLÉO, A. B. S. og FORSVARETS FORSKNINGSINSTITUTT (1997) *Miljøgifter: kilder, biotilgjengelighet og toksiske effekter*. (FFI Rapport 97/02070). Kjeller: Forsvarets forskningsinstitutt. Tilgjengelig fra: <https://www.ffi.no/no/Rapporter/97-02070.pdf> (Hentet: 10. November 2017).
- RODUM, E. (2017) *Mailkorrespondanse 08. Desember 2017: Spørsmål til bruk av alkalifri akselerator i sprøytebetong*. Statens vegvesen: Veileder ved seksjon for tunnel og betong.
- ROSETH, R. og JOHANSEN, Ø. (2006) *Anleggsfase E16 Wøyen - Bjørum, Overvåking av vannkvalitet i Isielva i 2006*. (Bioforsk Rapport Vol. 2 nr.: 25 2007). Ås: Bioforsk Jord og miljø. Tilgjengelig

fra:

<https://brage.bibsys.no/xmlui/bitstream/handle/11250/190924/anleggsfaseE16W%C3%B8yen.pdf?sequence=1> (Hentet: 23. April 2018).

- SANDØY, S. (2017) *Mailkorrespondanse 05. Oktober 2017: Spørsmål til klassifiseringsveiledere*. Miljødirektoratet: Seniorrådgiver ved seksjon for vannforvaltning.
- SAWYER, C. N., MCCARTY, P. L. og PARKIN, G. F. (1994) *Chemistry for environmental engineering*. 4 utg. New York: McGraw-Hill.
- SCHMIDT-NIELSEN, K. (1975) *Animal physiology: Adaptation and environment*. 2. utg. Cambridge: Cambridge University Press.
- SPILLUM, B. J. (2017) *Forgiftning*. Store medisinske leksikon. Tilgjengelig fra: <https://sml.snl.no/forgiftning> (Hentet: 11. April 2018).
- STATENS FORURENSNINGSTILSYN (2009) *Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn*. (SFT veileder TA253). Oslo: Statens forurensningstilsyn. Tilgjengelig fra: <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/2553/ta2553.pdf> (Hentet: 10. November 2017).
- STATENS VEGVESEN (2015) *Prosesskode 1: Standard beskrivelse for vegkontrakter*. (SVV Håndbok R761). Oslo: Vegdirektoratet. Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/attachment/61418/binary/1077236> (Hentet: 13. Oktober 2017).
- STATENS VEGVESEN (2016) *Vegtunneler*. (SVV Håndbok N500). Oslo: Statens vegvesen. Tilgjengelig fra: https://www.vegvesen.no/attachment/61913/binary/1143816?fast_title=H%C3%A5ndbok+N500+Vegtunneler.pdf (Hentet: 18. Oktober 2017).
- STATENS VEGVESEN (2017a) *E39 Sveгатjørn – Rådal*. Hovedside / Vegprosjekter / E39 Sveгатjørn-Rådal: Statens Vegvesen. Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/vegprosjekter/e39sveगतjornradal> (Hentet: 17. November 2017).
- STATENS VEGVESEN (2017b) *Fakta om E39 Sveгатjørn – Rådal*. Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/vegprosjekter/e39sveगतjornradal> (Hentet: 22. September 2017).
- STATENS VEGVESEN (2018) *Trafikkmengde ÅDT, total*. Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/vegkart/> (Hentet: 10. Januar 2018).
- STATENS VEGVESEN, BERGEN KOMMUNE og OS KOMMUNE (2012) *Reguleringsplan for E39 Sveгатjørn - Rådal: Planskildring datert 4. Juni 2012*. (Bergen: PlanID 61990000 Saksnr 201116984, Os: PlanID 20040301 Saksnr 11/2122). Bergen: Os- og Bergen kommune. Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/vegprosjekter/e39sveगतjornradal/Reguleringsplanar/E39+Sveगतjorn-Radal> (Hentet: 11. Januar 2018).
- STORLEER, R. (2017) *Mailkorrespondanse 26. September 2017: Kurs i EndNote september 2017*. NTNU Universitetsbiblioteket: Førstebibliotekar/ Siv.ing.
- SØRENSEN, J. (1998) *Massedeposering av sprengstein i vann: forurensningsvirkninger*. (NVE Rapport 29 -1998). Oslo: Norges vassdrags- og energidirektorat. Tilgjengelig fra:

- http://publikasjoner.nve.no/rapport/1998/rapport1998_29.pdf (Hentet: 18. September 2017).
- SØVIK, A. K. (2015a) *E39 Sveгатjørn - Rådal, Sluttrapport for miljøovervåking fase 1 - vannkvalitet i Ospetjørn, Sjøbbøelva og Råtjørn*. (Dokumentkode: 615983-RIGm-RAP-001). Bergen: Multiconsult.
- SØVIK, A. K. (2015b) *Årsrapport 2015: E39, Sveгатjørn - Rådal* (Dokumentkode: 615983-RIGm-RAP-006). Bergen: Multiconsult.
- SØVIK, A. K. (2018) *Samtale den 4. februar 2018 om "Løyve etter forureiningslova E-39 Sveгатjørn - Rådal for Statens vegvesen Region vest (Løyvenummer: 2015.0431.T)"*.
- THUE, J. V. (2009) *Fullprofilmaskin*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/fullprofilmaskin> (Hentet: 04. Oktober 2017).
- TOLLAN, A. (2016) *Vannets kretsløp i naturen*. Tilgjengelig fra: https://snl.no/vannets_kretsl%C3%B8p_i_naturen (Hentet: 08. November 2017).
- USGS (2016) *Amerikas geologiske undersøkelse: Vannets kretsløp*. Tilgjengelig fra: <https://water.usgs.gov/edu/watercyclenorwegian.html#springs> (Hentet: 12. November 2017).
- VANN-NETT (2014a) *Haukåsvassdraget*. Tilgjengelig fra: <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/061-176-R> (Hentet: 09. Januar 2018).
- VANN-NETT (2014b) *Haukåsvatnet*. Tilgjengelig fra: <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/061-26551-L> (Hentet: 08. Januar 2018).
- VANN-NETT (2014c) *Ulvenvatnet*. Tilgjengelig fra: <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/055-26962-L> (Hentet: 02. Januar 2018).
- VANN-NETT (2014d) *Vinddalsvatnet*. Tilgjengelig fra: <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/055-26934-L> (Hentet: 02. Januar 2018).
- VANNDIREKTIVET (2000) *DIRECTIVE 2000/60/EC of The European Parliament and of The Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy*. EU. Tilgjengelig fra: <http://www.miljodirektoratet.no/Global/dokumenter/regelverk/32000L0060%20EN%20Vandirektivet.pdf> (Hentet: 08. Oktober 2017).
- VANNFORSKRIFTEN (2007) *Forskrift om rammer for vannforvaltningen*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446> (Hentet: 27. September 2017).
- VIKAN, H. (2013) *Avrenning av ammoniumnitrat fra uomsatt sprengstoff til vann – Giftvirkninger i resipient og renseløsninger*. *Tidsskriftet VANN*, vol. 03, s. 333 - 340. Tilgjengelig fra: http://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2013_882436.pdf (Hentet: 08. Oktober 2017).
- WEIDEBORG, M., STORHAUG, R., VIK, E., ROSETH, R. og TVEITEN, V. (2009) *Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg*. (NFF Teknisk Rapport 09). Oslo: Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk. Tilgjengelig fra: http://nff.no/wp-content/uploads/2014/01/Teknisk_rapport_09.pdf (Hentet: 07. September 2017).

- WRIGHT, P. A. og WOOD, C. M. (2012) Seven things fish know about ammonia and we don't. *Respiratory Physiology & Neurobiology*, 184, s. 231 - 240. Doi: 10.1016/j.resp.2012.07.003.
- WYSPIANSKA, A. (2011) *E39 Vågsbotn-Nordre Brurås. Eikåstunnelen. Søknad om utslipp av tunnelvann i anleggs- og driftsfasen. Søknad om utfylling i Langavatnet.* (Dokumentkode: 414504-RIGm-RAP-002). Bergen: Multiconsult.
- WYSPIANSKA, A. (2016) *E39 Vågsbotn - Nordre Brurås. Eikåstunnelen, Sluttrapport miljø i Haukåsvassdraget. Oppsummering.* (Dokumentkode: 414504-RIGm-RAP-006). Multiconsult.
- ØKLAND, J. og ØKLAND, K. A. (1995) *Vann og vassdrag 1: Ressurser og problemer.* Stabekk: Vett & viten.
- ØKLAND, J. og ØKLAND, K. A. (1998) *Vann og vassdrag 3: Kjemi, fysikk og miljø.* Stabekk: Vett & viten.

Vedlegg

Vedlegg A-1: Oppgavetekst fra Multiconsult

Oppgavetekst fra Multiconsult, mottatt den 2. mai 2016 (2 sider):

Overvåking av vannkvalitet i resipienter i forbindelse med store samferdselsprosjekter

Forslag til studentoppgave

Innledning

Multiconsult har og har hatt flere oppdrag knyttet til overvåking av vassdrag i forbindelse med store samferdselsprosjekter i Bergensområdet: Eikåstunnelen i Åsane (avsluttet), ny E39 mellom Os og Rådalen (pågår), samt utbygging av Bergen lufthavn Flesland (pågår).

Like ved den nye Eikåstunnelen renner Haukåsvassdraget, kjent for sin bestand av elvemuslinger som er utryddingstruet. Vassdraget er påvirket av menneskelig aktivitet så som avrenning fra nærliggende veg, samt avrenning fra næringsarealer (bilverksted, massetipp, motorsportsted) og fra jordbruksarealer.

Ved Bergen lufthavn Flesland er flere innsjøer fylt igjen i senere tid, samt at de gjenværende vassdragene er påvirket av avrenning fra sprengsteinsfyllinger og fra driften ved flyplassen.

Når det gjelder ny E39 er det flere vassdrag som påvirkes av dette vegprosjektet. Noen av vassdragene er allerede påvirket av menneskelig aktivitet, så som avrenning fra nærliggende vegger, jordbruksområder, golfbaner og skytefelt, mens andre vassdrag er tilnærmet upåvirket.

Generelt vil anleggsaktiviteter kunne påvirke vassdrag ved utslipp av tunnelvann, avrenning fra sprengningsarbeider og fra tilførte sprengsteinsmasser, utslipp av partikkelholdig vann, avrenning av vegsalt tilført anleggsveger, samt uhellsutslipp av olje.

Overvåking av vannkvalitet

For hvert prosjekt er det utarbeidet prøvetakingsprogrammer som spesifiserer hvor og hvor ofte det skal tas vannprøver, samt for hvilke kjemiske parametre prøvene skal analyseres for.

For E39-prosjektet er det i tillegg installert online loggere som kontinuerlig logger vannkvalitetsparametere som temperatur, pH, turbiditet, konduktivitet og oksygeninnhold.

Formålet med oppgaven

Målsetningen med oppgaven vil være å undersøke den kortsiktige og eventuelt langsiktige påvirkningen av anleggsarbeider på vannkjemien i utvalgte vassdrag.

Det vil bli valgt ut 3-4 vassdrag fra de nevnte samferdselsprosjektene. Utvalget vil bestå av vassdrag der det pågår overvåking per i dag, samt vassdrag der anleggsarbeidet og overvåkingen er avsluttet. Videre vil det bli lagt vekt på å få med vassdrag som forut for anleggsaktiviteten allerede var påvirket av menneskelig aktivitet, samt tidligere uberørte vassdrag.

Allerede eksisterende datasett vil være tilgjengelig, samt at studenten vil være med på å samle inn nye data fra prosjekter der det pågår overvåking.

Vedlegg A-2: Oversiktstegning – Eikåstunnelen

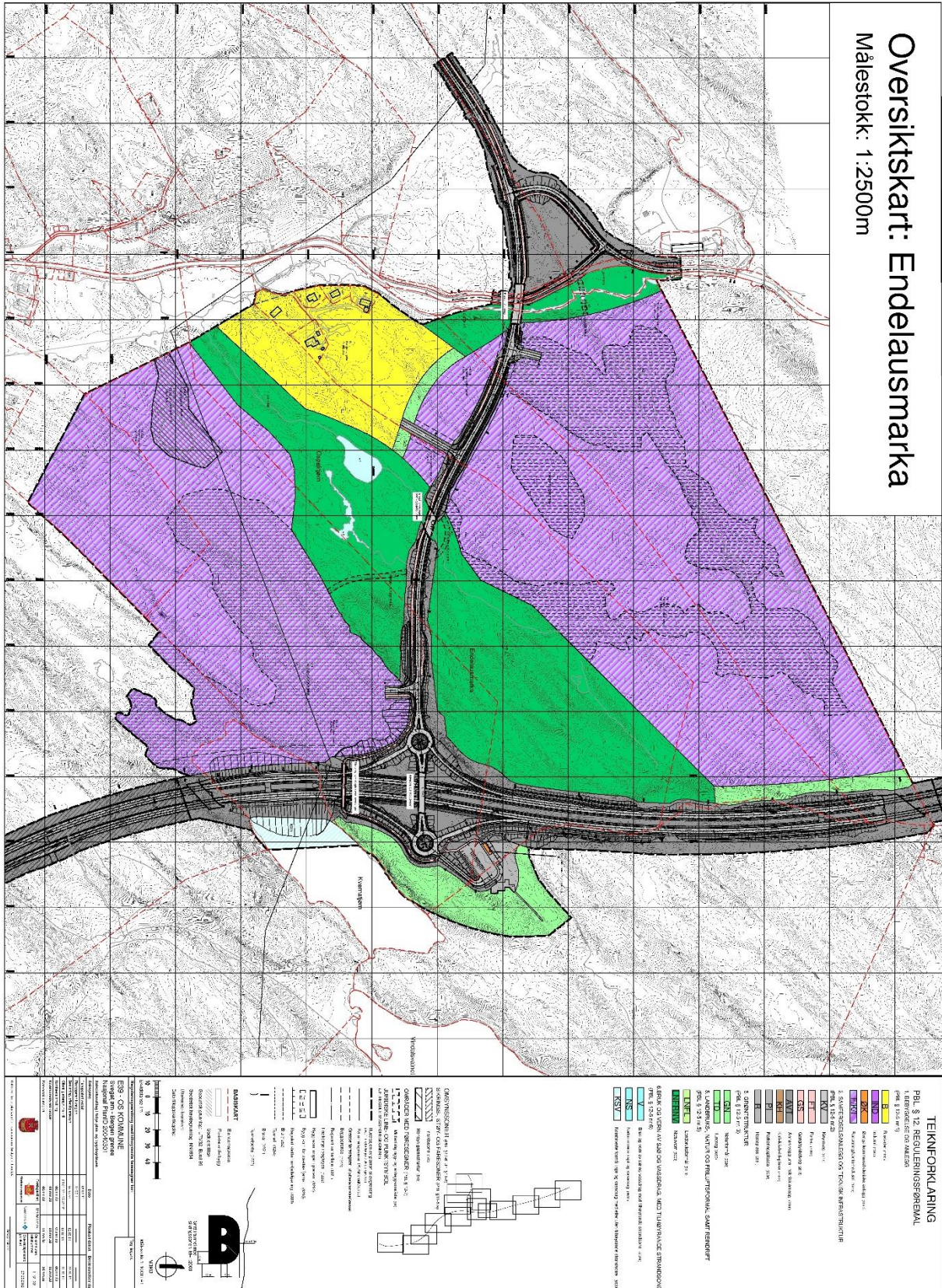
Oversiktstegning E39 Vågsbotnen – Hylkje. Kilde: Agnieszka Wyspianska ved Multiconsult avd. Bergen (1 side):



Vedlegg A-4: Plantegning – Endelausmarka

Oversiktskart Endelausmarka. Kilde:

<https://www.vegvesen.no/vegprosjekter/e39svegatjornradal/Reguleringsplanar/E39+Svegatjorn-Radal> (Hentet: 22. Mars 2018) (1 side):



Vedlegg B-1: Vann-Nett Portal – Haukåsvassdraget

Rapport fra <https://vann-nett.no/portal/> (Hentet: 01. Februar 2018) (4 sider):

1.2.2018

VannNett-Portal

Haukåsvassdraget

Kart



Generell info

Navn	Haukåsvassdraget	Vannforekomstid	061-176-R
Vannkategori	Elv		
Vassdragsområde	061	Nedbørsfelt	061.11
Elvelengde km	5	Totalt areal nedbørsfelt	
Vannregionmyndighet	Hordaland	Vannregion	Hordaland
Vannområde	Voss - Osterfjorden	Fylke	Hordaland
Kommune	Bergen		

Miljøsmål ▲ Miljømålet er automatisk endret i.h.t unntak eller mangel på sådant

Økologisk	<input type="text" value="God"/>	
Kjemisk	<input type="text" value="God"/>	
Risiko	<input type="text" value="Risiko"/>	Nye tiltak nødvendig for å nå god miljøtilstand

Vanntype

Vanntype navn	Små, kalkfattig, klar (TOC2-5)	Størrelse	Små (< 10 km2)
Vanntypekode	RWL1211	Klimasone	Lav(<200moh.)

<https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/061-176-R>







1/4

1.2.2018

VannNett-Portal

Vannkategori	Elv	Kalsium	Kalkfattig (Ca = 1 - 4 mg/l, Alk = 0.05-0.2 mekv/l)
Økoregion	Vestlandet	Humus	Klare (< 30 mg Pt/L, TOC 2 - 5 mg/L)
Nasjonal vanntype	5	Turbiditet	Klare (STS < 10 mg/L (uorganisk andel minst 80%))

Påvirkning

	PÅVIRKNINGSGRAD	EFFEKT
Jordbruk		
Diffus forurensning		
Diffus avrenning fra annen landbrukskilde	 Middels grad	NUTR - Nutrient pollution ORGA - Organic pollution
Renseanlegg		
Diffus forurensning		
Diffus avrenning fra byer/tettsteder	 Middels grad	NUTR - Nutrient pollution ORGA - Organic pollution
Diffus avrenning fra spredt bebyggelse	 Liten grad	NUTR - Nutrient pollution ORGA - Organic pollution
Punktforurensning		
Punktutslipp fra renseanlegg 2000 PE	 Middels grad	CHEM - Chemical pollution NUTR - Nutrient pollution ORGA - Organic pollution
Industri		
Punktforurensning		
Punktutslipp fra industri (ikke-IPPC)	 Liten grad	CHEM - Chemical pollution HMOC - Altered habitats due to morphological changes (includes connectivity) NUTR - Nutrient pollution ORGA - Organic pollution
Urban utvikling		
Punktforurensning		
Punktutslipp fra søppelfyllinger	 Liten grad	UNKN - Unknown impact type

Tiltak

TILTAKS ID	TILTAKSNAVN	TILTAKSTYPE	PÅVIRKNING	UNNTAK	STATUS
5105-565-M	Haukåsvassdraget problemkartlegging	Problemkartlegging	Diffus avrenning fra byer/tettsteder	Ingen	Foreslått

<https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/061-176-R>

2/4

1.2.2018

VannNett-Portal

5105-1438-M	Haukåsvassdraget tiltak mot tilslamming av elvemusling	Infiltrasjon av overvann	Diffus avrenning fra byer/tettsteder	Ingen	Foreslått
5105-563-M	Haukåsvassdraget tiltak mot tilslamming av elvemusling	Infiltrasjon av overvann	Diffus avrenning fra byer/tettsteder	Ingen	Foreslått

Effekt fra tiltak på andre vannforekomster

TILTAKS ID	TILTAKSNAVN	TILTAKSTYPE	PÅVIRKNING	UNNTAK	STATUS
------------	-------------	-------------	------------	--------	--------

Økologisk tilstand

Økologisk tilstand

Pålitelighetsgrad Middels

Moderat

Tilstand basert på Informasjon mangler

KVALITETSELEMENTER	STATUS	GYLDIG	KILDE
Bunnfauna			
Elvemusling	☹ Moderat	✓	Annen kilde
Forsuringstilstand			
pH	😊 Svært god	✓	Vannmiljø (KLIF, DN)
Total alkalitet	😊 God	✓	Vannmiljø (KLIF, DN)
Kalsium	Udefinert	✓	Annen kilde
Labilt aluminium	Udefinert	✓	Vannmiljø (KLIF, DN)
Ikke labilt aluminium	Udefinert	✓	Vannmiljø (KLIF, DN)
Totalt partikulært aluminium	Udefinert	✓	Annen kilde
Fosforforhold			
Totalfosfor	😊 Svært god	✓	Vannmiljø (KLIF, DN)
Næringsforhold			
Total organisk karbon	Udefinert	✓	Vannmiljø (KLIF, DN)
Nitrat + nitritt	Udefinert	✓	Vannmiljø (KLIF, DN)
Salinitet/konduktivitet			

<https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/061-176-R>

3/4

1.2.2018	VannNett-Portal		
Konduktivitet	Udefinert	✓	Vannmiljø (KLIF, DN)
Turbiditet/siktedyp			
Fargetall Pt	Udefinert	✓	Vannmiljø (KLIF, DN)
Turbiditet	Udefinert	✓	Vannmiljø (KLIF, DN)

Vannregion-spesifikke stoffer

KVALITETSELEMENTER	STATUS	ANTALL

Kjemisk tilstand

Kjemisk tilstand **Pålitelighetsgrad** Ingen informasjon

Ukjent

KVALITETSELEMENTER	STATUS	ANTALL

Vedlegg B-2: Vann-Nett Portal – Haukåsvatnet

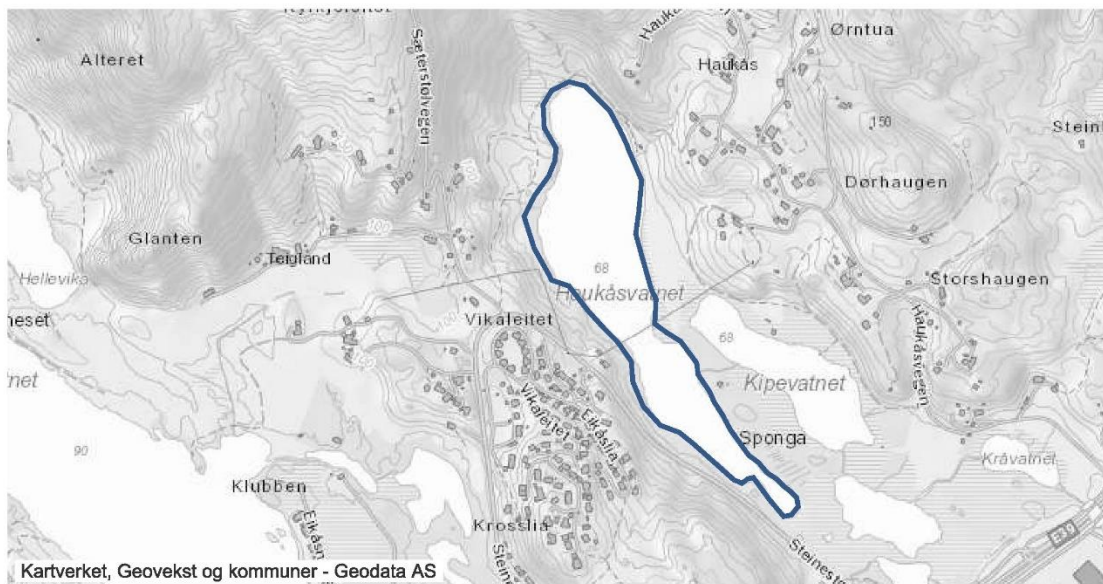
Rapport fra <https://vann-nett.no/portal/> (Hentet: 13. Februar 2018) (3 sider):

13.2.2018

VannNett-Portal

Haukåsvatnet

Kart



Generell info

Navn	Haukåsvatnet	Vannforekomstid	061-26551-L
Vannkategori	Innsjø		

Vassdragsområde	061	Areal km²	0.1014
Volum m³		Oppstrømsareal	0.87
Maksdyp m		Middeldyp m	
HRV		LRW	
moh	68		

Vannregionmyndighet	Hordaland	Vannregion	Hordaland
Vannområde	Voss - Osterfjorden	Fylke	Hordaland
Kommune	Bergen		

Miljøsmål

Økologisk	<input type="text" value="God"/>	Miljøtilstand er avhengig av pågående tiltak
Kjemisk	<input type="text" value="God"/>	
Risiko	<input type="text" value="Risiko"/>	

Vanntype

13.2.2018

VannNett-Portal

Vanntype navn	Små, kalkfattig, klar (TOC2-5)	Klimasone	Lav(<200moh.)
Vanntypekode	LWL12112	Kalsium	Kalkfattig (Ca = 1 - 4 mg/l, Alk = 0.05-0.2 mekv/l)
Vannkategori	Innsjø	Humus	Klare (< 30 mg Pt/L, TOC 2 - 5 mg/L)
Økoregion	Vestlandet	Turbiditet	Klare (STS < 10 mg/L (uorganisk andel minst 80%))
Nasjonal vanntype	5		

Påvirkning

	PÅVIRKNINGSGRAD	EFFEKT
Jordbruk		
Diffus forurensning		
Diffus avrenning fra husdyrhold/husdyrgjødsel	☹ Ukjent grad	NUTR - Nutrient pollution ORGA - Organic pollution
Renseanlegg		
Diffus forurensning		
Diffus avrenning fra spredt bebyggelse	😊 Liten grad	NUTR - Nutrient pollution ORGA - Organic pollution
Vegtransport		
Diffus forurensning		
Diffus avrenning og utslipp fra transport/infrastruktur	😊 Middels grad	ORGA - Organic pollution

Tiltak

TILTAKS ID	TILTAKSNAVN	TILTAKSTYPE	PÅVIRKNING	UNNTAK	STATUS
5105-1358-M	Haukåsvatnet problemkartlegging landbruk	Problemkartlegging	Diffus avrenning fra husdyrhold/husdyrgjødsel	(1)	Foreslått
5105-1360-M	Haukåsvatnet kunnskapsinnhenting avrenning fra spredt bebyggelse	Problemkartlegging	Diffus avrenning fra spredt bebyggelse	(1)	Foreslått
5105-1359-M	Haukåsvatnet problemkartlegging utslepp transport/infrastruktur	Problemkartlegging	Diffus avrenning og utslipp fra transport/infrastruktur	(1)	Foreslått

Effekt fra tiltak på andre vannforekomster

<https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/061-26551-L>

2/3

13.2.2018

VannNett-Portal

TILTAKS ID	TILTAKSNAVN	TILTAKSTYPE	PÅVIRKNING	UNNTAK	STATUS
------------	-------------	-------------	------------	--------	--------

Økologisk tilstand

Økologisk tilstand **Moderat**

Pålitelighetsgrad Lav

Tilstand basert på Ingen informasjon mangler

KVALITETSELEMENTER	STATUS	GYLDIG	KILDE
--------------------	--------	--------	-------

Vannregion-spesifikke stoffer

KVALITETSELEMENTER	STATUS	ANTALL
--------------------	--------	--------

Kjemisk tilstand

Kjemisk tilstand **Ukjent**

Pålitelighetsgrad Ingen informasjon

KVALITETSELEMENTER	STATUS	ANTALL
--------------------	--------	--------

Vedlegg B-3: Vann-Nett Portal - Ulvenvatnet

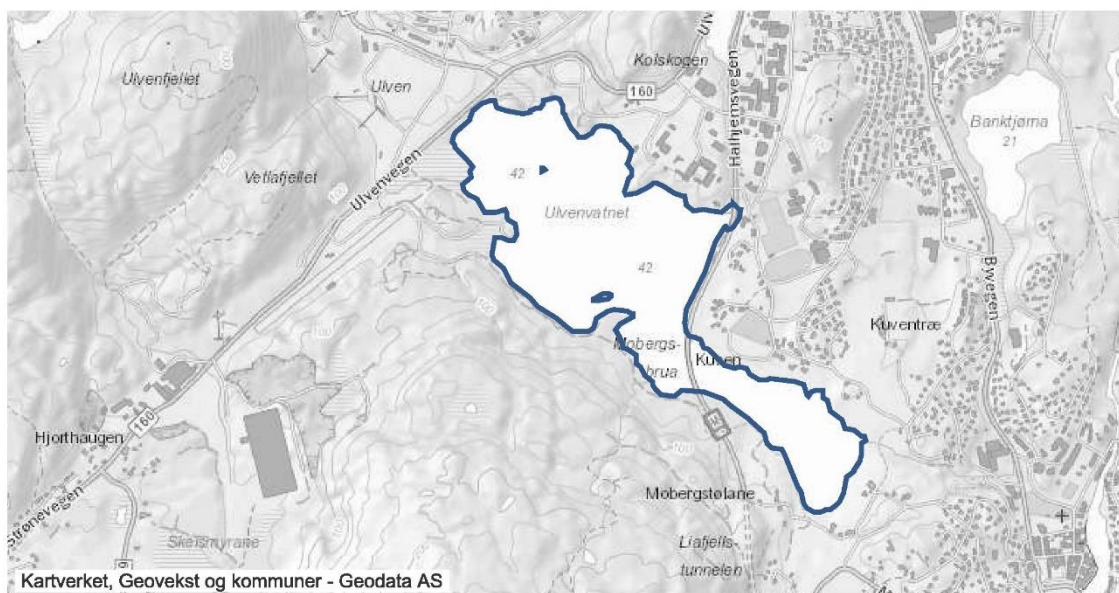
Rapport fra <https://vann-nett.no/portal/> (Hentet: 13. Februar 2018) (3 sider):

13.2.2018

VannNett-Portal

Ulvenvatnet

Kart



Generell info

Navn	Ulvenvatnet	Vannforekomstid	055-26962-L
Vannkategori	Innsjø		

Vassdragsområde	055	Areal km²	0.6893
Volum m³		Oppstrømsareal	5.47
Maksdyb m		Middeldyp m	
HRV		LRW	
moh	-8888		

Vannregionmyndighet	Hordaland	Vannregion	Hordaland
Vannområde	Vest	Fylke	Hordaland
Kommune	Os		

Miljømål

Økologisk	<input type="text" value="God"/>	Nye tiltak nødvendig for å nå god miljøtilstand
Kjemisk	<input type="text" value="God"/>	
Risiko	<input type="text" value="Risiko"/>	


Vanntype

13.2.2018

VannNett-Portal

Vanntype navn	Middels, svært kalkfattig type 1d, klar (TOC2-5)	Klimasone	Lav(<200moh.)
Vanntypekode	LWL28112	Kalsium	Svært kalkfattig type 1d (Ca 0.75-1 mg/l)
Vannkategori	Innsjø	Humus	Klare (< 30 mg Pt/L, TOC 2 - 5 mg/L)
Økoregion	Vestlandet	Turbiditet	Klare (STS < 10 mg/L (uorganisk andel minst 80%))
Nasjonal vanntype	2		

Påvirkning

	PÅVIRKNINGSGRAD	EFFEKT
Vegtransport		
Diffus forurensning		
Diffus avrenning og utslipp fra transport/infrastruktur	 Middels grad	SALI - Saline pollution/intrusion

Tiltak


TILTAKS ID	TILTAKSNAVN	TILTAKSTYPE	PÅVIRKNING	UNNTAK	STATUS
5105-810-M	Problemkartlegging Ulvenvatnet	Problemkartlegging	Diffus avrenning og utslipp fra transport/infrastruktur	(1)	Foreslått

Effekt fra tiltak på andre vannforekomster

TILTAKS ID	TILTAKSNAVN	TILTAKSTYPE	PÅVIRKNING	UNNTAK	STATUS
------------	-------------	-------------	------------	--------	--------

Økologisk tilstand

Økologisk tilstand	Pålitelighetsgrad	Middels
<input type="button" value="Svært dårlig"/>	Tilstand basert på	Informasjon mangler

KVALITETSELEMENTER	STATUS	GYLDIG	KILDE
Forsuringstilstand			
pH	Udefinert	✓	Annen kilde
Fosforforhold			
Totalfosfor	 Svært dårlig	✓	Annen kilde

<https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/055-26962-L>

2/3

13.2.2018

VannNett-Portal

Næringsforhold			
Total organisk karbon	Udefinert	✓	Annen kilde
Nitrat	Udefinert	✓	Annen kilde
Total ammonium	😊 Svært god	✓	Annen kilde
Totalnitrogen	😞 Svært dårlig	✓	Annen kilde
Salinitet/konduktivitet			
Konduktivitet	Udefinert	✓	Annen kilde

Vannregion-spesifikke stoffer

KVALITETSELEMENTER	STATUS	ANTALL
--------------------	--------	--------

Kjemisk tilstand

Kjemisk tilstand Pålitelighetsgrad Ingen informasjon

Dårlig

KVALITETSELEMENTER	STATUS	ANTALL
Metaller	😞 Dårlig	1
Bly		
Ferskvann	Udefinert	😞 Dårlig
Kvikksølv		
Ferskvann	Udefinert	😊 God
Nikkel		
Ferskvann	Udefinert	😞 Dårlig
Kadmium		
Ferskvann	Udefinert	😊 God

Vedlegg B-4: Vann-Nett Portal - Vinddalsvatnet

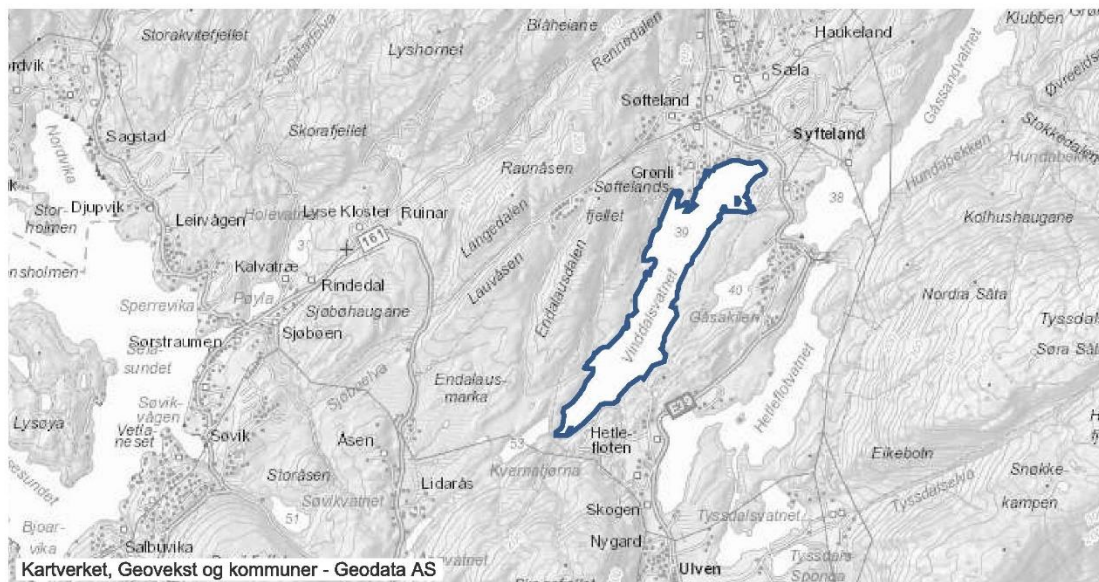
Rapport fra <https://vann-nett.no/portal/> (Hentet: 01. Februar 2018) (3 sider):

1.2.2018

VannNett-Portal

Vinddalsvatnet

Kart



Generell info

Navn	Vinddalsvatnet	Vannforekomstid	055-26934-L
Vannkategori	Innsjø		

Vassdragsområde	055	Areal km²	0.6905
Volum m³		Oppstrømsareal	4.41
Maksdyb m		Middeldyp m	
HRV		LRW	
moh	39		

Vannregionmyndighet	Hordaland	Vannregion	Hordaland
Vannområde	Vest	Fylke	Hordaland
Kommune	Os		

Miljøsmål Miljømålet er automatisk endret i.h.t unntak eller mangel på sådant

Økologisk	<input type="text" value="God"/>	Kun fremmede arter er årsak til risiko
Kjemisk	<input type="text" value="God"/>	
Risiko	<input type="text" value="Risiko"/>	


Vanntype

1.2.2018

VannNett-Portal

Vanntype navn	Middels, kalkfattig, klar (TOC2-5)	Klimatekst	Lav(<200moh.)
Vanntypekode	LWL22112	Kalsium	Kalkfattig (Ca = 1 - 4 mg/l, Alk = 0.05-0.2 mekv/l)
Vannkategori	Innsjø	Humus	Klare (< 30 mg Pt/L, TOC 2 - 5 mg/L)
Økoregion	Vestlandet	Turbiditet	Klare (STS < 10 mg/L (uorganisk andel minst 80%))
Nasjonal vanntype	5		

Påvirkning

	PÅVIRKNINGSGRAD	EFFEKT
Introduserte arter og sykdommer		
Introduserte arter		
Introduserte art - gjedde	 Stor grad	OTHE - Other significant impact type

Tiltak





TILTAKS ID	TILTAKSNAVN	TILTAKSTYPE	PÅVIRKNING	UNNTAK	STATUS
5105-1329-M	Forebyggende informasjon om skadevirkningen av utsetting av fremmede arter	Informasjonstiltak fremmede arter	Introduserte art - gjedde	Ingen	Foreslått

Effekt fra tiltak på andre vannforekomster

TILTAKS ID	TILTAKSNAVN	TILTAKSTYPE	PÅVIRKNING	UNNTAK	STATUS
------------	-------------	-------------	------------	--------	--------

Økologisk tilstand

Økologisk tilstand	Pålitelighetsgrad	Middels
<input type="text" value="God"/>	Tilstand basert på	Informasjon mangler




KVALITETSELEMENTER	STATUS	GYLDIG	KILDE
Fisk			
Fisk - observert tilstand	 Moderat		Fylkesmann
Forsuringstilstand			
pH	 Svært god		Annen kilde

<https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/055-26934-L>

2/3

1.2.2018

VannNett-Portal

Fosforforhold			
Totalfosfor	 Svært god	✓	Annen kilde
Næringsforhold			
Total organisk karbon	Udefinert	✓	Annen kilde
Nitrat	Udefinert	✓	Annen kilde
Total ammonium	 God	✓	Annen kilde
Totalnitrogen	 God	✓	Annen kilde
Salinitet/konduktivitet			
Konduktivitet	Udefinert	✓	Annen kilde






Vannregion-spesifikke stoffer

KVALITETSELEMENTER	STATUS	ANTALL
--------------------	--------	--------

Kjemisk tilstand

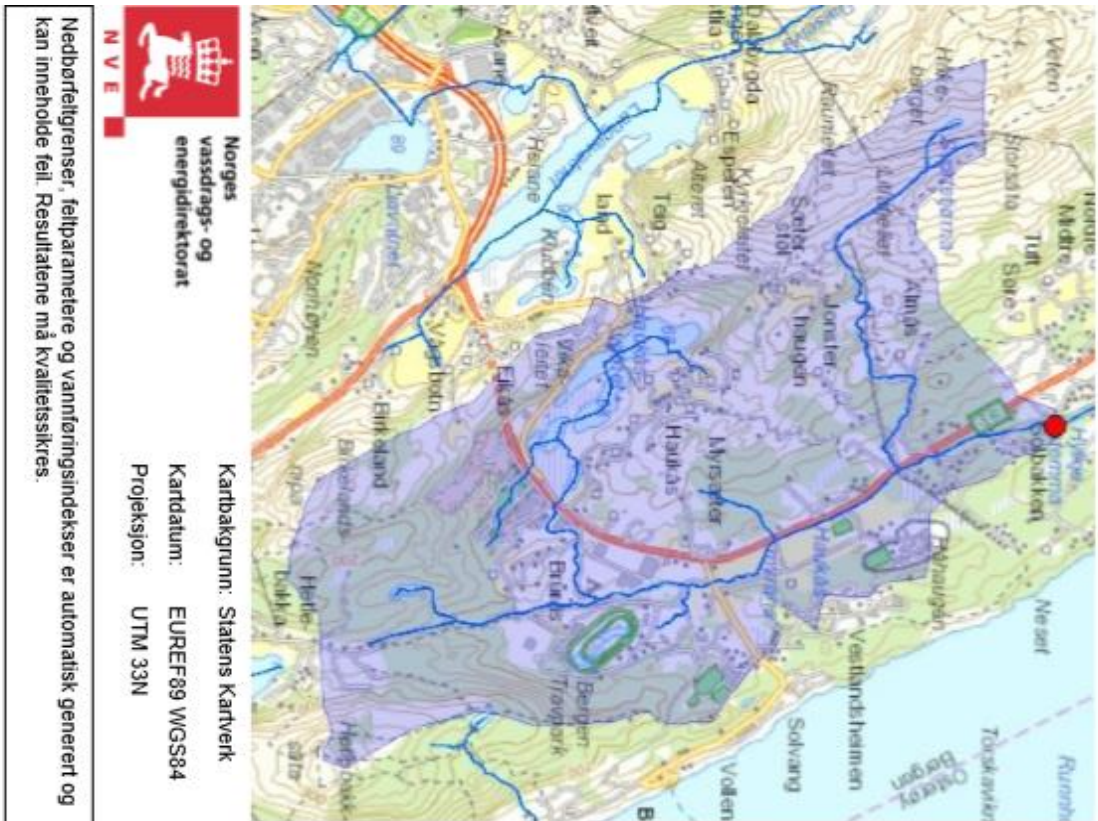
Kjemisk tilstand **Pålitelighetsgrad** Ingen informasjon

God

KVALITETSELEMENTER	STATUS	ANTALL
Metaller	 God	1
Bly		
Ferskvann	Udefinert	 God
Kvikksølv		
Ferskvann	Udefinert	 God
Nikkel		
Ferskvann	Udefinert	 God
Kadmium		
Ferskvann	Udefinert	 God

Vedlegg B-5: Nedbørsfelt – Haukåsvassdraget

Rapport fra NEVINA- Nedbørsfelt-Vannføring-Indeks-Analyse, <http://nevina.nve.no/> (Hentet: 09. Januar 2018) (1 side):



Lavvannskart

Vassdragsnr.: 061.11
 Kommune: Bergen
 Fylke: Hordaland
 Vassdrag: KYSTELT

Vannføringsindeks, se merknader

Middelvannføring (61-90)	71,8 l/(s*km ²)
Alminnelig lavvannføring	7,5 l/(s*km ²)
5-persentil (hele året)	7,5 l/(s*km ²)
5-persentil (1/5-30/9)	4,7 l/(s*km ²)
5-persentil (1/10-30/4)	15,0 l/(s*km ²)
Base flow	25,9 l/(s*km ²)
BFI	0,4

Klima	
Klimaregion	Vest
Årsnedbør	2389 mm
Sommernedbør	857 mm
Vinternedbør	1532 mm
Årstemperatur	6,9 °C
Sommertemperatur	11,9 °C
Vintertemperatur	3,4 °C
Temperatur Juli	13,5 °C
Temperatur August	13,5 °C

Feltparametere

Areal (A)	7,8 km ²
Effektiv sjø (S _{eff})	0,3 %
Elvelengde (E _L)	5,4 km
Elvegradient (E _G)	14,1 m/km
Elvegradient (E _G)	4,2 m/km
Fellengde(F _L)	4,3 km
H _{0/10}	19 moh
H ₁₀	56 moh
H ₂₀	62 moh
H ₃₀	72 moh
H ₄₀	84 moh
H ₅₀	102 moh
H ₆₀	126 moh
H ₇₀	151 moh
H ₈₀	192 moh
H ₉₀	241 moh
H _{max}	462 moh
Bre	0,0 %
Dyrket mark	5,4 %
Myr	1,8 %
Sjø	2,6 %
Skog	39,5 %
Snautfjell	10,0 %
Urban	7,7 %

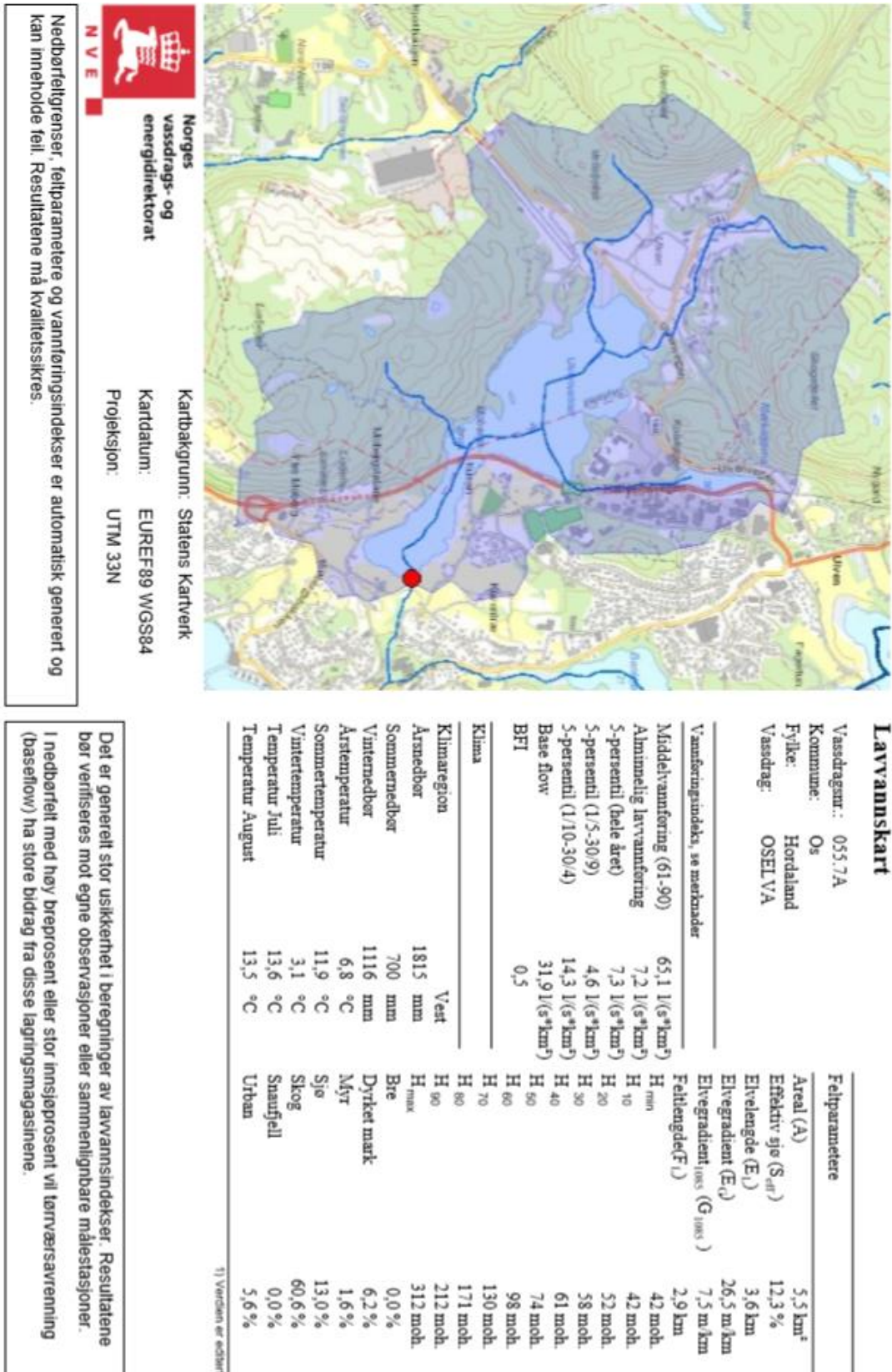
¹⁾ Verdien er addert

Nedbørfelgrensene, feltparametere og vannføringsindekser er automatisk generert og kan inneholde feil. Resultatene må kvalitetssikres.

Det er generelt stor usikkerhet i beregninger av lavvannsindeks. Resultatene bør verifiseres mot egne observasjoner eller sammenlignbare målestasjoner. I nedbørfelt med høy breprosent eller stor innsjøprosent vil tørrværsavrenning (baseflow) ha store bidrag fra disse lagringsmagasinene.

Vedlegg B-7: Nedbørsfelt – Ulvenvatnet

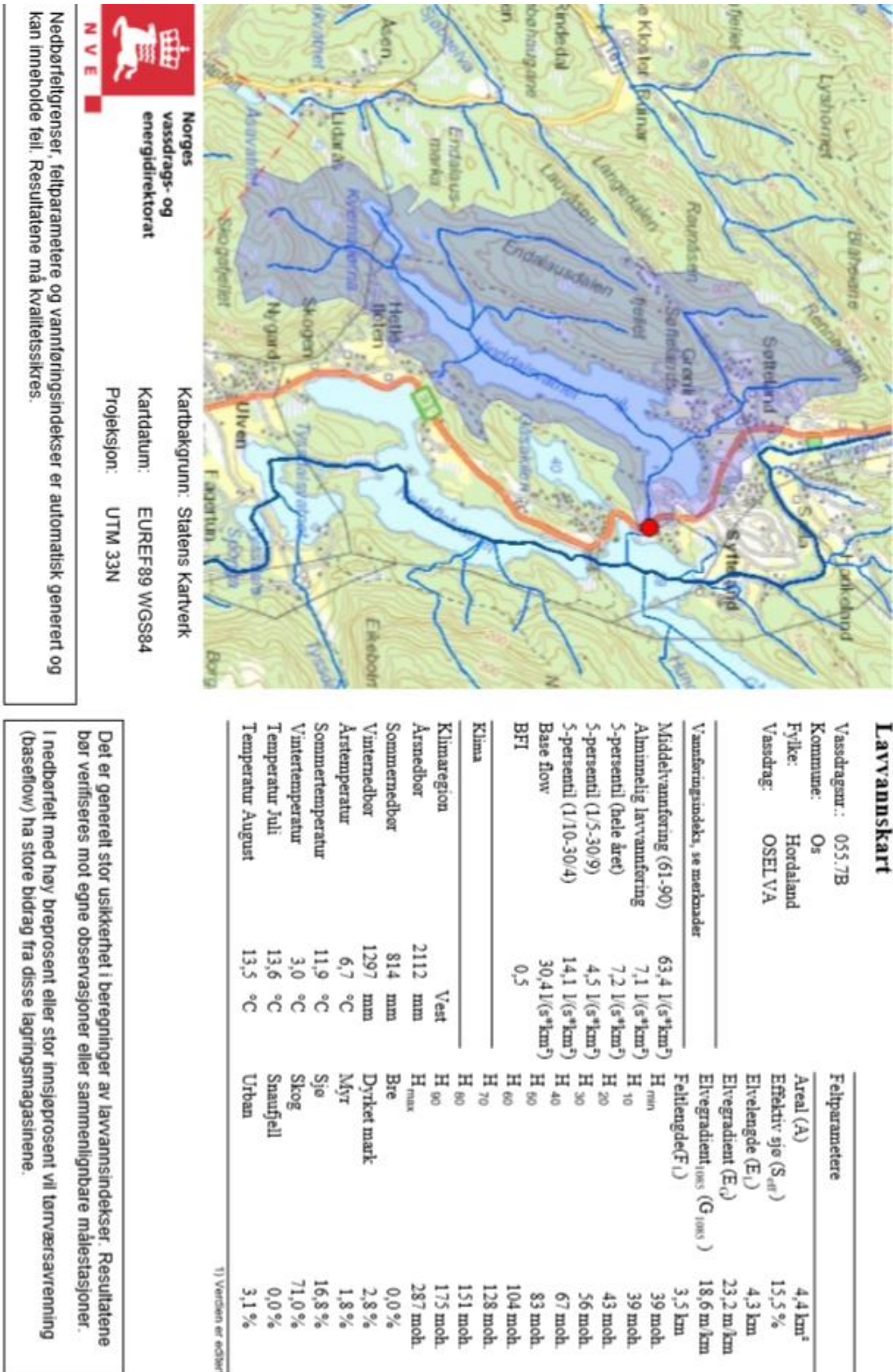
Rapport fra NEVINA- Nedbørsfelt-Vannføring-Indeks-Analyse, <http://nevina.nve.no/> (Hentet: 02. Januar 2018) (1 side side):



Det er generelt stor usikkerhet i beregninger av lavvannindekser. Resultatene bør verifiseres mot egne observasjoner eller sammenlignbare målestasjoner. I nedbørfelt med høy breprosent eller stor innsjøprosent vil lørrørsavrenning (baseflow) ha store bidrag fra disse lagringsmagasinene.

Vedlegg B-8: Nedbørsfelt – Vinndalsvatnet

Rapport fra NEVINA- Nedbørsfelt-Vannføring-Indeks-Analyse, <http://nevina.nve.no/> (Hentet: 02. Januar 2018) (1 side side):



Vedlegg C-1: Nedbørsdata – 50810 – ÅSANE og 50540 BERGEN – FLORIDA
(Haukåsvassdraget)

Månedsnedbør og månedsnormal fra målestasjon 50540 BERGEN – FLORIDA, samt månedsnedbør fra målestasjon 50810 – ÅSANE. Data er hentet via pers. meddelelse fra Meteorologisk institutt, klimavakten@met.no den 8. Februar 2018 (1 side):

Vedlegg C-1: Nedbørsdata målestasjon 50540 BERGEN - FLORIDA og 50810 ÅSANE					
Kilde: Meteorologisk institutt, klimavakten@met.no (mottatt 08.01.2018)					
	50540 BERGEN - FLORIDA		50810 ÅSANE		
Måned, år	Månedsnedbør (mm)	Månedsnormaler (mm)(1961 – 1990)	Månedsnedbør (mm)	Månedsnedbør (mm)	Måned, år
jan 2011	236	190	233	150	jan 2013
feb 2011	169	152	136	79	feb 2013
mar 2011	219	170	163	18	mar 2013
apr 2011	148	114	124	220	apr 2013
mai 2011	136	106	137	130	mai 2013
jun 2011	248	132	243	159	jun 2013
jul 2011	103	148	55	168	jul 2013
aug 2011	109	190	126	215	aug 2013
sep 2011	360	283	305	202	sep 2013
okt 2011	303	271	307	343	okt 2013
nov 2011	297	259	252	353	nov 2013
des 2011	352	235	334	434	des 2013
jan 2012	255	190	167	101	jan 2014
feb 2012	286	152	241	200	feb 2014
mar 2012	244	170	213	278	mar 2014
apr 2012	102	114	80	131	apr 2014
mai 2012	118	106	111	97	mai 2014
jun 2012	55	132	60	59	jun 2014
jul 2012	183	148	173	163	jul 2014
aug 2012	203	190	212	206	aug 2014
sep 2012	409	283	353	128	sep 2014
okt 2012	225	271	230	473	okt 2014
nov 2012	393	259	289	169	nov 2014
des 2012	162	235	124	423	des 2014
				516	jan 2015
				190	
					402

Vedlegg C-2: Temperatur –50540 BERGEN – FLORIDA

Månedlig temperatur ved målestasjon 50540 BERGEN – FLORIDA i perioden 2011 – 2018. Det foreligger ikke temperaturmålinger ved målestasjon 50810 – ÅSANE og 50450 FANA – STEND. Data er hentet via pers. meddelelse fra Meteorologisk institutt via, klimavakten@met.no den 12. April 2018 (1 side):

Månedsverdier - elementvis m/statistikk		Meteorologisk institutt																	
Stnr	Navn	I drift fra	I drift til	Hoh	Kommune	Fylke	Region												
50540	BERGEN - FLORIDA	nov.49		12	Bergen	Hordaland	VESTLANDE												
Elementer																			
Kode	Navn	Enhet																	
TAM	Middeltemperatur	°C																	
Ar	jan	feb	mar	apr	mai	jun	jul	aug	sep	okt	nov	des							
2011	2,3	1,3	3,2	9,2	10,8	13,1	15,7	15,1	13	10,1	8,1	3,5							
2012	2,7	2,7	6,2	5,7	10,3	12,9	14,8	15,2	10,6	7	6	-0,1							
2013	0,3	0,6	0,9	5,1	11,3	13,3	15,6	15,2	12,5	9,6	5,5	5,7							
2014	3,4	5,5	6	8,9	11,4	14,5	19	15,5	13,6	10,6	7,3	3,2							
2015	3,4	3,4	5,2	6,2	8,6	11,4	14,4	16,5	13,5	9,6	6,8	5,8							
2016	0	2,1	4,9	6,2	12,2	15,3	14,7	14,2	15,2	8,3	4	6,1							
2017	3,6	3	4,7	6,2	12,2	13,4	14,9	14,3	13,8	9,6	4,5	3,3							
2018	2,7	0,9	0,8	4,3															

Vedlegg C-3: Nedbørsdata – 50450 FANA – STEND (Ulven- og Vinddalsvatnet)

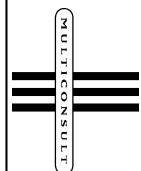
Månedsnedbør og månedsnormaler ved målestasjon 50450 FANA – STEND. Data er hentet via pers. meddelelse fra Meteorologisk institutt via, klimavakten@met.no den 10. Mars (1 side):

Vedlegg C-2: Nedbørsdata målestasjon 50450 FANA – STEND				
Kilde: Meteorologisk institutt, klimavakten@met.no (mottatt 07.03.2018)				
		Målestasjon 50450 FANA – STEND		
	Måned	Månedsnedbør (mm)	Månedsnormaler (mm)(1961 – 1990)	
	Måned.år	(mm)	(mm)(1961 – 1990)	
	apr 2014	131	105	
	mai 2014	113	102	
	jun 2014	67	122	
	jul 2014	161	137	
	aug 2014	251	171	
	sep 2014	148	261	
	okt 2014	399	249	
	nov 2014	185	229	
	des 2014	399	211	
	jan 2015	435	168	
	feb 2015	213	138	
	mar 2015	282	148	
	apr 2015	133	105	
	mai 2015	196	102	
	jun 2015	120	122	
	jul 2015	91	137	
	aug 2015	214	171	
	sep 2015	98	261	
	okt 2015	142	249	
	nov 2015	400	229	
	des 2015	366	211	
	jan 2016	145	168	
	feb 2016	276	138	
	mar 2016	85	148	
	Måned	Månedsnedbør (mm)	Månedsnormaler (mm)(1961 – 1990)	
	Måned.år	(mm)	(mm)(1961 – 1990)	
	apr 2016	96	105	
	mai 2016	97	102	
	jun 2016	76	122	
	jul 2016	284	137	
	aug 2016	348	171	
	sep 2016	198	261	
	okt 2016	67	249	
	nov 2016	309	229	
	des 2016	276	211	
	jan 2017	231	168	
	feb 2017	173	138	
	mar 2017	195	148	
	apr 2017	215	105	
	mai 2017	67	102	
	jun 2017	253	122	
	jul 2017	107	137	
	aug 2017	311	171	
	sep 2017	171	261	
	okt 2017	391	249	
	nov 2017	323	229	
	des 2017	433	211	
	jan 2018	207	168	
	feb 2018	106	138	

Vedlegg C-4: Analyseresultater – Øvre del av Haukåsvassdraget

Originale vannkvalitetsdata for øvre del av Haukåsvassdraget. Kilde: Agnieszka Wyspianska ved Multiconsult avd. Bergen (4 sider):

		Feltparameter									
Prøve	Dato	pH	Kond.	Temp	N-total	Ammonium	Ammoniakk	Nitrat	Nitrit	P-total	Susp.stoff
Ev 1 -a			µS/cm	°C	µg/l	µg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/L	mg/L
Kjøpevatnet	03.02.2011	7.3		1.7	570	20		700		20	7.2
	04.05.2011	7.1	192	11.2	2 500	<200		120		390	250
	21.11.2011	7.2	67	7.6	850	16		690		28	1.6
	21.06.2012	7.0	110	18.7	210	24		49	<2		3.1
	26.07.2012	7.1	110	18.3	250	8		18	<2		1.6
	07.08.2012	6.6	90	18.4	290	37		20	<2		1.9
	16.08.2012	6.5	80	18.7	280	16		20	<2		<1.5
	23.08.2012	6.7	80	18.2	300	15		13	<2		3.2
	30.08.2012	6.7	80	15.7	330	9.5		41	<2		4
	11.10.2012	6.3	72	8.2	420	27		200	<2		<1.5
	08.11.2012	6.4	79	5.2	500	22		330	<2		2
	18.04.2013	6.2	146	2.2	2 500	350		1400	<2		3.2
	08.08.2013	6.7	90	17.2	400	7.4		190	<2		4
	02.01.2014	7.0	42	3.9	550	<5		410	<2		<1.5



414504
Eikåstunnelen
Overvåkning.

Masteroppgave i miljøgeologi – Sunniva Fitjar Lunestad – Trondheim / Bergen, høst 2017 / vår 2018

Prøve	Dato	Feltparameter			N-total µg/l	Ammonium µg/l	Ammoniakk mg/l	Nitrat µg/l	Nitritt µg/l	P-total ug/L	Susp.stoff mg/L
		pH	Kond. µS/cm	Temp °C							
Ev 2 -a	03.02.2011	7,0		1,1	650	54		490		19	6
Ytre Kipevatnet/ nordlige del av	04.05.2011	7,3		12,6	450	<200		370		28	2
Indre Kipevatn	21.11.2011	6,6	122	6,7	540	22		370		15	11
	21.06.2012	7,0	170	19,3	250	20		110	<2		1,9
	26.07.2012	7,1	140	17,8	410	20		190	4,8		1,6
	07.08.2012	7,1	120	18	600	37		420	5,1		<1,5
	16.08.2012	7,2	110	18,2	1 100	76		860	11		<1,5
	23.08.2012	7,0	150	16,9	2 200	340		1500	39		<1,5
	30.08.2012	6,9	120	15,1	1 900	320		1300	40		7,6
	06.09.2012	7,0	128	12,2	2 600	400		2100	59		6,4
	13.09.2012	6,5	242	11,7	2 600	380		1900	57		4,8
	20.09.2012	6,5	130	10,4	940	73		690	13		2
	27.09.2012	6,4	93	10,5	1 200	71		970	14		1,6
	11.10.2012	6,5	108	8	2 900	280		2500	23		2,9
	18.10.2012	6,7	136	7,3	2 800	230		2400	15		2,4
	25.10.2012	6,6	131	6,6	2 700	210		2300	18		1,6
	01.11.2012	6,7	180	5,1	4 300	590		3700	34		2,4
	08.11.2012	6,7	154	4,9	3 200	430		2600	23		6,2
	14.11.2012	6,6	132	6,1	4 300	530		3600	35		12
	22.11.2012	6,6	102	5,9	2 400	250		2300	16		5,4
	29.11.2012	6,4	101	6	710	34		500	2,4		<1,5
	13.12.2012	6,4	157	3,6	1 800	110		1500	7,1		1,8
	20.12.2012	6,7	190	2,1	2 500	56		2300	18		<1,5
	03.01.2013	6,7	170	3,2	2 800	210		2500	17		4,2
	31.01.2013	6,8	320	1,9	7 400	130		7200	110		12
	07.02.2013	6,9	120	1,1	940	16		810	4,2		2
	21.02.2013	6,8	180	0,7	1 200	7,6		1100	<2		1,6
	19.03.2013	6,7	158	3	1 900	10		1700	2,9		2,4
	18.04.2013	7,1	247	4,2	5 300	100		5100	11		5,8
	25.04.2013	7,1	328	5,2	3 100	79		3000	10		4,6
	02.05.2013	7,0	148	4,7	2 400	52		2400	7,5		3,7
	15.05.2013	6,6	137	8,8	2 600	44		2500	7,8		2,8
	30.05.2013	6,9	140	16,9	3 100	9,8		3300	11		1,6
	06.06.2013	6,8	224	14,1	6 300	9,8		6000	18		2
	13.06.2013	7	350	16,1	7 200	10		7200	22		<1,5
	20.06.2013	7,1	270	18,6	5 200	12		4000	15		<1,5
	27.06.2013	7,0	260	16,7	4 900	20		4900	15		<1,5
	02.07.2013	6,9	150	16,6	2 400	11		2400	6,8		<1,5
	01.08.2013	7,0	210	18,2	4 300	18		4200	8		<1,5
	08.08.2013	6,6	160	15,3	2 600	8,4		2600	4,5		3,5
	29.08.2013	6,9	170	15,5	2 800	13		2600	5,5		<1,5
	11.09.2013	6,6	110	15,3	1 600	33		1300	3,9		5,8
	08.10.2013	5,9	80	14,1	810	9,9		270	<2		3
	31.10.2013	6,8	150	8,1	2 400	20		2200	6,2		2
	28.11.2013	7,0	210	5,2	3 500	15		3400	11		7,8
	02.01.2014	7,0	53	4	830	5,6		730	<2		2
	08.04.2014	7,1	110	8,6	640	5,1		660	<2		1,5
	05.06.2014	7,1	160	18,4	810	15		690	2,1		<1,5
	20.01.2015	5,8	130	1,9	630	<5		530	<2		<1,5

Masteroppgave i miljøgeologi – Sunniva Fitjar Lunestad – Trondheim / Bergen, høst 2017 / vår 2018

		pH	Kond.	Temp	N-total	Ammonium	Ammoniakk	Nitrat	Nitritt	P-total	Susp.stoff
Prøve	Dato		µS/cm	°C	µg/l	µg/l	mg/l	µg/l	µg/l	ug /L	mg/L
Ev 3 -a	03.02.2011	6,9		0,2	440	48		440		9,3	2,4
	04.05.2011	7,2	346	11,1	16 000	<200		670		5300	6500
sørlige del av	21.11.2011	7,2	189	7,2	790	46		590		22	4,8
Indre Kipevatn	21.06.2012	7	330	19,7	770	200		370	8,9		10
	26.07.2012	7,1	80	17,1	650	24		450	2,5		2,4
	07.08.2012	7,3	190	16,1	1 900	240		1900	14		<1,5
	16.08.2012	7,3	180	18	7 000	1200		5400	110		4,5
	23.08.2012	7,1	200	13,5	8 100	1900	0,006	5600	180		45
	30.08.2012	7,1	190	12,9	12 000	2400	0,006	8800	240		40
	06.09.2012	7,2	268	11,1	5 700	1700	0,005	4100	62		24
	13.09.2012	6,8	340	10,7	4 700	720	0,001	3800	88		14
	20.09.2012	6,8	148	9,3	2 900	250	<0,001	2500	110		15
	27.09.2012	6,8	191	9	5 300	450	<0,001	4800	97		4,4
	11.10.2012	6,9	287	8,1	10 000	1200	0,001	9100	150		13
	18.10.2012	6,9	319	7,3	12 000	1600	0,002	11000	150		6,4
	25.10.2012	6,9	314	6,9	13 000	2000		10000	170		15
	01.11.2012	6,9	287	5,1	6 100	1000		4700	67		36
	08.11.2012	7	365	5,3	13 000	2200		11000	150		47
	14.11.2012	6,9	249	5,8	9 100	1600		7500	71		69
	22.11.2012	6,9	193	6,1	4 400	700		3900	32		10
	29.11.2012	6,8	245	6,2	3 300	330		2600	21		4,2
	13.12.2012	6,9	934	2,6	35 000	4400		25000	570		7,2
	20.12.2012	6,9	790	1,4	33 000	4400		27000	490		2,8
	03.01.2013	7,2	420	3,9	9 900	420		9900	68		23
	31.01.2013	7	400	1,1	3 800	230		3500	17		20
	07.02.2013	7,1	470	1	6 600	59		6700	13		7,6
	21.02.2013	6,9	580	1,2	9 300	56		9300	10		9,4
	19.03.2013	7,1	379	2,3	8 300	12		8300	4,3		2,2
	18.04.2013	7,1	655	3,5	7 900	430		7300	61		41
	25.04.2013	7,1	423	4,3	13 000	110		12000	27		18
	02.05.2013	7,2	323	3,5	9 700	170		9800	34		11
	15.05.2013	6,8	531	6,6	24 000	140		20000	60		7
	30.05.2013	6,9	543	16,3	28 000	14		28000	82		17
	06.06.2013	6,9	712	11,5	31 000	21		30000	71		2,4
	13.06.2013	7,1	380	13,9	4 800	<5		4800	30		2
	20.06.2013	7,2	330	17,2	4 400	5,5		3200	16		2,8
	27.06.2013	6,9	700	11,6	23 000	44		24000	51		7,2
	02.07.2013	7	510	11,3	16 000	37		17000	27		8,6
	01.08.2013	7,2	670	15,4	25 000	27		25000	33		2,2
	08.08.2013	6,7	200	13,1	3 100	6,5		3100	4,9		3,5
	29.08.2013	6,9	500	15,6	13 000	31		13000	40		<1,5
	11.09.2013	6,6	250	13,5	2 900	<5		2800	9,1		1,8
	08.10.2013	7	180	14,1	1 900	110		1800	9,1		3,9
	31.10.2013	6,9	150	8,1	2 000	63		1700	9,1		4,4
	28.11.2013	7,1	160	5,3	1 300	30		1300	3,7		4,8
	02.01.2014	7,2	133	4,6	4 400	14		4200	3,8		6,2
	08.04.2014	7,1	490	8,1	4 400	32		4300	8,1		3,2
	05.06.2014	7,2	340	16,5	1 700	<5		1400	8,2		2,8
	20.01.2015	6	240	1,6	570	9,9		450	<2		4,4

Masteroppgave i miljøgeologi – Sunniva Fitjar Lunestad – Trondheim / Bergen, høst 2017 / vår 2018

Feltparameter											
Prøve	Dato	pH	Kond. µS/cm	Temp °C	N-total µg/l	Ammonium µg/l	Ammoniakk mg/l	Nitrat µg/l	Nitritt µg/l	P-total ug /L	Susp.stoff mg/L
Ev 4 -a	03.02.2011	7,0		1,1	700	61		500			6
Kråvatnet	04.05.2011	7,0	137	12,6	360	<200		350		17	25
Evt . Helt øvre del av	21.11.2011	6,6	201	6,6	580	34		350		25	2,3
Haukåselva											
	21.06.2012	7,0	150	17	240	16		73	<2		<1,5
	26.07.2012	7,1	140	17,8	460	16		230	5,9		2,6
	07.08.2012	7,2	110	18	580	27		380	4,4		4
	16.08.2012	7,0	120	18,4	860	45		630	4,9		2
	23.08.2012	6,9	80	17,5	1 600	220		1100	26		1,6
	30.08.2012	6,8	130	15,3	2 300	370		1700	50		7,6
	06.09.2012	7,0	142	12,4	2 700	380		2100	60		6
	13.09.2012	6,5	141	11,8	3 100	420		2300	75		5,2
	20.09.2012	6,4	228	10,6	2 100	190		1700	40		4,3
	27.09.2012	6,5	119	10,2	2 100	99		1900	25		2,4
	11.10.2012	6,5	128	8,3	2 700	210		2400	20		2,8
	18.10.2012	6,6	138	7,3	2 900	180		2600	15		2,4
	25.10.2012	6,5	128	6,7	2 400	130		2100	14		2,5
	01.11.2012	6,6	158	5	3 400	340		2900	22		3,2
	08.11.2012	6,6	125	4,4	2 100	210		1600	17		4,2
	14.11.2012	6,6	132	5,8	2 900	310		2500	21		8,6
	22.11.2012	6,6	123	6	3 100	330		3100	21		6,4
	29.11.2012	6,5	122	6,1	2 100	150		1500	9,7		3,6
	13.12.2012	6,3	150	2,4	1 900	78		1700	5,8		2
	20.12.2012	6,7	150	1,3	2 200	65		2100	10		<1,5
	03.01.2013	6,8	160	2,8	2 000	120		1800	8,3		2,3
	31.01.2013	6,7	210	2,2	4 200	67		3900	48		2,8
	07.02.2013	6,9	200	0,8	2 400	40		2600	16		3,8
	21.02.2013	6,9	270	0,8	2 600	16		2400	6,8		3
	19.03.2013	6,6	147	2,7	1 800	5,4		1800	2,5		<1,5
	18.04.2013	7,1	250	4,2	5 400	98		5100	8,8		5,4
	25.04.2013	7,1	333	5,3	3 200	83		3000	10		4,6
	02.05.2013	7,0	167	5,3	2 900	66		2800	9		5
	15.05.2013	6,5	140	9,5	2 400	22		2400	6,8		2,2
	30.05.2013	6,7	162	17	3 300	6,7		3200	9,6		4
	06.06.2013	7,0	160	13,9	2 900	17		2900	8		<1,5
	13.06.2013	6,8	239	16,3	2 700	17		2900	7,6		1,6
	20.06.2013	7,0	300	17	4 500	14		4000	13		1,6
	27.06.2013	6,8	260	16,6	5 000	17		5000	14		<1,5
	02.07.2013	6,9	180	16	2 900	13		3000	6,7		1,6
	01.08.2013	6,8	200	18,5	3 700	17		3600	6,6		<1,5
	08.08.2013	6,5	180	15,5	3 100	12		3100	5,2		3
	29.08.2013	6,7	160	16	2 300	21		2000	4		<1,5
	11.09.2013	6,6	130	15,2	1 900	26		1800	4		<1,5
	08.10.2013	7,0	200	13,8	3 400	31		3500	8		3,7
	31.10.2013	6,8	170	8,2	2 600	24		2400	9,4		2,2
	28.11.2013	6,9	150	4,8	1 900	15		1700	5		3
	02.01.2014	6,8	55	4	890	6,3		800	<2		2,4
	08.04.2014	7,0	110	8,4	570	7,6		510	<2		<1,5
	05.06.2014	7,0	160	18,4	810	<5		670	<2		2,8
	20.01.2015	5,9	150	2,1	630	5		530	<2		<1,5

Vedlegg C-5: Analyseresultater – Ulvenvatnet

Originale vannkvalitetsdata for Ulvenvatnet. Kilde: Anne Kristine Søyvik ved Multiconsult avd. Bergen (1 side):

E39 Svegetjønn - Rådal		Overvåking av vannkvalitet i Ulvenvatnet		Før byggestart		Etter byggestart		Multiconsult sine data			
Tilstandsklasser for fig. stoffer er henrettet fra		Tilstandsklasser for fig. stoffer er henrettet fra		Tilstandsklasser for fig. stoffer er henrettet fra		Tilstandsklasser for fig. stoffer er henrettet fra		Tilstandsklasser for fig. stoffer er henrettet fra			
Vedlegg 97/04		Vedlegg 97/04		Vedlegg 97/04		Vedlegg 97/04		Vedlegg 97/04			
TOC, Fe, Mn, turbiditet, SS, alkalitet		TOC, Fe, Mn, turbiditet, SS, alkalitet		TOC, Fe, Mn, turbiditet, SS, alkalitet		TOC, Fe, Mn, turbiditet, SS, alkalitet		TOC, Fe, Mn, turbiditet, SS, alkalitet			
Miljødirektoratet, M-608		Miljødirektoratet, M-608		Miljødirektoratet, M-608		Miljødirektoratet, M-608		Miljødirektoratet, M-608			
Pb, Hg, Cr, Cu, Ni, Zn, PAH		Pb, Hg, Cr, Cu, Ni, Zn, PAH		Pb, Hg, Cr, Cu, Ni, Zn, PAH		Pb, Hg, Cr, Cu, Ni, Zn, PAH		Pb, Hg, Cr, Cu, Ni, Zn, PAH			
Prøveserie	Prøvekode	Prøveferanse	Dato	Ammonium (NH4-N)	Konduktivitet/ledningsevne	Nitrat (NO3-N)	Nitritt (NO2-N)	pH målt ved 23 +/- 2°C	Total Fosfor	Total Nitrogen	Suspendert stoff
EUNOMO-00131329	439-2016-01060032	Ulvenvatnet -1	05.01.2016	35 µg/l	29,6 mS/m	700 µg/l	<2 µg/l	5,8	5,3 µg/l	840 µg/l	<1,5 mg/l
EUNOMO-00138628	439-2016-05060006	Ulvenvatnet -2	03.05.2016	25 µg/l	13,4 mS/m	390 µg/l	2 µg/l	7,2	3,4 µg/l	470 µg/l	3,5 mg/l
EUNOMO-00138772	439-2016-05100024	Ulvenvatnet -3	09.05.2016	2800 µg/l	28,1 mS/m	6000 µg/l	68 µg/l	7,3	5,3 µg/l	9600 µg/l	<1,5 mg/l
EUNOMO-00140070	439-2016-05270054	Ulvenvatnet -4	26.05.2016	68 µg/l	13,1 mS/m	500 µg/l	4,4 µg/l	7,3	8,7 µg/l	770 µg/l	1,8 mg/l
EUNOMO-00140410	439-2016-06100035	Ulvenvatnet -5	31.05.2016	100 µg/l	13,6 mS/m	470 µg/l	5,2 µg/l	7,4	6,8 µg/l	670 µg/l	<1,5 mg/l
EUNOMO-00141125	439-2016-06090062	Ulvenvatnet -6	07.06.2016	86 µg/l	12,9 mS/m	520 µg/l	5,7 µg/l	7,4	7,1 µg/l	670 µg/l	<1,5 mg/l
EUNOMO-00141646	439-2016-06160112	Ulvenvatnet -7	15.06.2016	240 µg/l	14,6 mS/m	740 µg/l	14 µg/l	7,3	8,8 µg/l	1200 µg/l	4,6 mg/l
EUNOMO-00142433	439-2016-06240160	Ulvenvatnet -8	22.06.2016	160 µg/l	14,6 mS/m	730 µg/l	9,9 µg/l	7,5	5 µg/l	960 µg/l	<1,5 mg/l
EUNOMO-00142929	439-2016-06300123	Ulvenvatnet -9	30.06.2016	200 µg/l	13,8 mS/m	770 µg/l	12 µg/l	7,4	<3 µg/l	1100 µg/l	<1,5 mg/l
EUNOMO-00147055	439-2016-09010182	Ulvenvatnet -10	30.08.2016	290 µg/l	12,8 mS/m	850 µg/l	17 µg/l	7,5	14 µg/l	1400 µg/l	<1,5 mg/l
EUNOMO-00153884	439-2016-11170073	Ulvenvatnet -11	16.11.2016	440 µg/l	15,8 mS/m	2100 µg/l	48 µg/l	7,2	6,2 µg/l	2700 µg/l	<1,5 mg/l
EUNOMO-00160251	439-2017-02150425	Ulvenvatnet -12	14.02.2017	6,3 µg/l	18,6 mS/m	2000 µg/l	<2 µg/l	7,2	6,1 µg/l	2500 µg/l	2 mg/l
EUNOMO-00165723	439-2017-05050081	Ulvenvatnet -13	04.05.2017	9,7 µg/l	24,8 mS/m	1800 µg/l	4,4 µg/l	7,4	<3 µg/l	1900 µg/l	<1,5 mg/l
EUNOMO-00173905	439-2017-08170027	Ulvenvatnet -14	16.08.2017	22 µg/l	16,4 mS/m	1300 µg/l	18 µg/l	7,3	5,1 µg/l	1400 µg/l	2,1 mg/l
EUNOMO-00182224	439-2017-11160233	Ulvenvatnet -15	15.11.2017	13 µg/l	20,3 mS/m	1100 µg/l	2,3 µg/l	7,2	4,1 µg/l	1300 µg/l	<2 mg/l
EUNOMO-00189773	439-2018-02230007	Ulvenvatnet -16	22.02.2018	33 µg/l	14,5 mS/m	600 µg/l	<2 µg/l	6,8	3,2 µg/l	630 µg/l	6,3 mg/l
Kons. av NH4-N fra 03.05.16 er oppgitt ukorrekt											
da prøven er analysert											
>24 t etter uttak.											
Ulvenvatnet er antatt å være i	ingsjø type nr. 5 (alkalitet, klar, grunn)	Svært god (02:2013)									
Klasse I	Megst god (97:04)	Bakgrunn (M24)									
Klasse II	God (97:04)	AA-EQS (M24)	God (02:2013)								
Klasse III	Mindre god (97:04)	MAC-EQS (M24)	Moderat (02:2013)								
Klasse IV	Dårlig (97:04)		Dårlig (02:2013)								
Klasse V	Svært dårlig (97:04)	Omferende akutte toksiske eff. (M24)	Svært dårlig (02:2013)								
MAC-EQS - "maximum admissible (or allowable) concentration-environmental quality standard" - maksimal verdi miljøkvalitetsstandard (satt for å beskytte mot negative effekter etter korttids (akutt) periodevis eksponering)											

Vedlegg C-6: Analyseresultater – Vinddalsvatnet

Originale vannkvalitetsdata for Vinddalsvatnet. Kilde: Anne Kristine Søvik ved Multiconsult avd. Bergen (1 side):

E39 Svegetjørn - Rådal		Overvåking av vannkvalitet i Vindalsvatnet		Før byggestart		Multiconsult sine data		Efter byggestart						
Tilstandsklasser for f.ig. stoffer er hentet fra		Tilstandsklasser for f.ig. stoffer er hentet fra		Tilstandsklasser for f.ig. stoffer er hentet fra		Tilstandsklasser for f.ig. stoffer er hentet fra		Tilstandsklasser for f.ig. stoffer er hentet fra						
Veileder 02:2013		Veileder 97:04		Veileder 97:04		Veileder 97:04		Veileder 97:04						
tot p, tot N		TOC, Fe, Mn, turbiditet, SS, alkalitet, pH		Mjølødrekoratet, M-608		Pb, Hg, Cr, Cu, Ni, Zn, PAH								
COWI sine data		Dato		Dato		Dato		Dato						
Ammonium (NH4-N)	µg/l	Konduktivitet/ledningsevne	mS/m	Nitrat (NO3-N)	µg/l	Nitritt (NO2-N)	µg/l	pH målt ved 23 +/- 2°C	Total Fosfor	µg/l	Total Nitrogen	µg/l	Suspendert stoff	mg/l
16	16	5,19	4,37	360	1,46	1	6,5	4,5	420	420	<1,5	<1,5	<1,5	
120	120	6,12	3,94	960	38,5	1,5	6,5	12	1100	1100	<1,5	<1,5	<1,5	
150	150	6,2	4,57	1000	193,7	1,3	6,5	17	1400	1400	<1,5	<1,5	<1,5	
170	170	6,45	6,77	1200	99,9	1,1	5,8	13	1600	1600	<1,5	<1,5	<1,5	
160	160	0,17		1300				16	1500	1500	<1,5	<1,5	<1,5	
280	280	6,9		1700				22	2200	2200	1,7	<1,5	<1,5	
320	320	6,88		1700				20	2100	2100	<1,5	<1,5	<1,5	
310	310	7,21		1700				18	2000	2000	<1,5	<1,5	<1,5	
290	290	7,04		1600				16	1800	1800	<1,5	<1,5	<1,5	
260	260	5,72		1900				14	2400	2400	<1,5	<1,5	<1,5	
450	450	8		2300				24	2500	2500	2	<1,5	<1,5	
170	170	8,34		3100				18	3200	3200	<1,5	<1,5	<1,5	
41	41	8,41		3400				5	3500	3500	<1,5	<1,5	<1,5	
120	120	8,64		3800				19	4000	4000	<1,5	<1,5	<1,5	
73	73	4,13		610				16	690	690	<2	<2	<2	
51	51							<2						

Kons. av NH4-N fra 03.05.16

pH-verdi fra 03.05.2016

er oppgitt uakkrreditert

da prøven er tatt og analysert >24t etter uttak

er oppgitt uakkrreditert

da prøven er analysert >48t etter uttak.

Vinddalsvatnet er antatt å være innsjø type nr. 5 (kalkfattig, klar)	Svært god (02:2013)	God (02:2013)	Moderat (02:2013)	Dårlig (02:2013)	Svært dårlig (02:2013)
Klasse I	Meget god (97:04)	God (97:04)	Moderat (97:04)	Dårlig (97:04)	Svært dårlig (97:04)
Klasse II	God (97:04)	Moderat (97:04)	Dårlig (97:04)	Svært dårlig (97:04)	
Klasse III	Mindre god (97:04)	Dårlig (97:04)	Svært dårlig (97:04)		
Klasse IV	Dårlig (97:04)	Svært dårlig (97:04)			
Klasse V	Svært dårlig (97:04)				

AA-EQS - "annual average environmental quality standard" - årlig gjennomsnitt miljøkvalitetsstandard (satt for å beskytte mot negative effekter etter langtid (kronisk) eksponering)

MAC-EQS - "maximum admissible (or allowable) concentration environmental quality standard" - maksimal verdi miljøkvalitetsstandard. (satt for å beskytte mot negative effekter etter korttids (akutt) periodevis eksponering)

Vedlegg C-7: Ammoniakkberegning – sørlige del av Indre Kipevatn

Beregnet konsentrasjon av ammoniakk i sørlige del av Indre Kipevatn. Etter Emerson et al. (1975) (1 side):

Vedlegg C-6: Beregning av konsentrasjon ammoniakk i sørlige del av Indre Kipevatn (pkt.3)									
Dato	pH	T °C	Ammonium µg/L	T K	pKa*	Andel ammoniakk fraksjon**	%	Ammoniakk µg/L	
03.02.2011	6,9	0,2	48	273,35	10,07708	0,00066	0,0665	0,0319	
04.05.2011	7,2	11,1	<200	284,25	9,69412	0,00305	0,3052	---	
21.11.2011	7,2	7,2	46	280,35	9,82772	0,00235	0,2351	0,1081	
21.06.2012	7	19,7	200	292,85	9,41209	0,00386	0,3857	0,7714	
26.07.2012	7,1	17,1	24	290,25	9,49559	0,00401	0,4006	0,0961	
07.08.2012	7,3	16,1	240	289,25	9,52811	0,00588	0,5879	1,4111	
16.08.2012	7,3	18	1200	291,15	9,46652	0,00677	0,6769	8,1230	
23.08.2012	7,1	13,5	1900	286,65	9,61371	0,00305	0,3055	5,8038	
30.08.2012	7,1	12,9	2400	286,05	9,63369	0,00292	0,2918	7,0025	
06.09.2012	7,2	11,1	1700	284,25	9,69412	0,00320	0,3195	5,4317	
13.09.2012	6,8	10,7	720	283,85	9,70765	0,00124	0,1235	0,8895	
20.09.2012	6,8	9,3	250	282,45	9,75532	0,00111	0,1107	0,2768	
27.09.2012	6,8	9	450	282,15	9,76560	0,00108	0,1081	0,4866	
11.10.2012	6,9	8,1	1200	281,25	9,79656	0,00127	0,1267	1,5208	
18.10.2012	6,9	7,3	1600	280,45	9,82425	0,00119	0,1189	1,9026	
25.10.2012	6,9	6,9	2000	280,05	9,83815	0,00115	0,1152	2,3034	
01.11.2012	6,9	5,1	1000	278,25	9,90121	0,00100	0,0996	0,9962	
08.11.2012	7	5,3	2200	278,45	9,89417	0,00127	0,1274	2,8035	
14.11.2012	6,9	5,8	1600	278,95	9,87659	0,00105	0,1054	1,6868	
22.11.2012	6,9	6,1	700	279,25	9,86608	0,00108	0,1080	0,7560	
29.11.2012	6,8	6,2	330	279,35	9,86258	0,00087	0,0865	0,2855	
13.12.2012	6,9	2,6	4400	275,75	9,99016	0,00081	0,0812	3,5722	
20.12.2012	6,9	1,4	4400	274,55	10,03343	0,00073	0,0735	3,2337	
03.01.2013	7,2	3,9	420	277,05	9,94371	0,00180	0,1801	0,7564	
31.01.2013	7	1,1	230	274,25	10,04431	0,00090	0,0902	0,2075	
07.02.2013	7,1	1	59	274,15	10,04794	0,00113	0,1126	0,0664	
21.02.2013	6,9	1,2	56	274,35	10,04068	0,00072	0,0723	0,0405	
19.03.2013	7,1	2,3	12	275,45	10,00094	0,00125	0,1255	0,0151	
18.04.2013	7,1	3,5	430	276,65	9,95796	0,00138	0,1385	0,5955	
25.04.2013	7,1	4,3	110	277,45	9,92950	0,00148	0,1479	0,1626	
02.05.2013	7,2	3,5	170	276,65	9,95796	0,00174	0,1743	0,2963	
15.05.2013	6,8	6,6	140	279,75	9,84861	0,00089	0,0893	0,1251	
30.05.2013	6,9	16,3	14	289,45	9,52158	0,00238	0,2384	0,0334	
06.06.2013	6,9	11,5	21	284,65	9,68062	0,00165	0,1654	0,0347	
13.06.2013	7,1	13,9	<5	287,05	9,60044	0,00315	0,3149	---	
20.06.2013	7,2	17,2	5,5	290,35	9,49235	0,00508	0,5075	0,0279	
27.06.2013	6,9	11,6	44	284,75	9,67726	0,00167	0,1667	0,0734	
02.07.2013	7	11,3	37	284,45	9,68737	0,00205	0,2050	0,0758	
01.08.2013	7,2	15,4	27	288,55	9,55100	0,00444	0,4437	0,1198	
08.08.2013	6,7	13,1	6,5	286,25	9,62702	0,00118	0,1182	0,0077	
29.08.2013	6,9	15,6	31	288,75	9,54445	0,00226	0,2262	0,0701	
11.09.2013	6,6	13,5	<5	286,65	9,61371	0,00097	0,0968	---	
08.10.2013	7	14,1	110	287,25	9,59382	0,00254	0,2541	0,2796	
31.10.2013	6,9	8,1	63	281,25	9,79656	0,00127	0,1267	0,0798	
28.11.2013	7,1	5,3	30	278,45	9,89417	0,00160	0,1604	0,0481	
02.01.2014	7,2	4,6	14	277,75	9,91887	0,00191	0,1907	0,0267	
08.04.2014	7,1	8,1	32	281,25	9,79656	0,00201	0,2007	0,0642	
05.06.2014	7,2	16,5	<5	289,65	9,51507	0,00482	0,4818	---	
20.01.2015	6	1,6	9,9	274,75	10,02619	0,00009	0,0094	0,0009	

* pKa = $(0.09018 + 2729.92/T)$ (Emerson et al., 1975)
 ** $f=1/(10^{(pKa-pH)+1})$ (Emerson et al., 1975)

Vedlegg C-8: Ammoniakkberegning – Ulvenvatnet

Beregnet konsentrasjon av ammoniakk i Ulvenvatnet. Etter Emerson et al. (1975) (1 side):

Vedlegg C-7: Beregning av konsentrasjon ammoniakk i Ulvenvatnet								
Dato	pH	T* °C	Ammonium µg/L	T* K	pKa**	Andel ammoniakk fraksjon*** %		Ammoniakk µg/L
21.05.2014	7,4	-	6,1	-	-	-	-	-
04.08.2014	7,5	-	12	-	-	-	-	-
17.11.2014	6,9	-	14	-	-	-	-	-
04.02.2015	7,5	-	<2,5	-	-	-	-	-
05.01.2016	5,8	3,695935	35	276,846	9,950971	7,06314E-05	0,00706314	0,0024721
03.05.2016	7,2	8,372065	25	281,522	9,787182	0,002580453	0,2580453	0,064511325
09.05.2016	7,3	12,27377	2800	285,424	9,654625	0,004400072	0,44000724	12,32020268
26.05.2016	7,3	16,19752	68	289,348	9,524925	0,005922368	0,59223683	0,402721042
31.05.2016	7,4	16,92535	100	290,075	9,501252	0,007858179	0,78581792	0,78581792
07.06.2016	7,4	20,84984	86	294	9,375627	0,010466542	1,04665418	0,900122595
15.06.2016	7,3	20,24932	240	293,399	9,394632	0,007977908	0,79779085	1,914698035
22.06.2016	7,5	18,13855	160	291,289	9,462055	0,010795201	1,07952014	1,727232223
30.06.2016	7,4	17,15629	200	290,306	9,493765	0,007993721	0,79937212	1,598744242
30.08.2016	7,5	15,86261	290	289,013	9,535858	0,009123507	0,91235068	2,645816974
16.11.2016	7,2	5,617742	440	278,768	9,882992	0,002070657	0,20706567	0,911088965
14.02.2017	7,2	3,132	6,3	276,282	9,971099	0,001691088	0,16910879	0,010653854
04.05.2017	7,4	10,86513	9,7	284,015	9,702062	0,004963371	0,4963371	0,048144699
16.08.2017	7,3	15,98648	22	289,136	9,531811	0,005829747	0,58297473	0,12825444
15.11.2017	7,2	6,45071	13	279,601	9,853818	0,002214215	0,22142146	0,02878479
22.02.2018	6,8	3,480	33	276,63	9,958684	0,00069345	0,069345	0,022883851
*Data fra kontinuerlig overvåkning med online logger mellom kl 10:00 - 15:00 samme dato som for vannprøvetaking.								
Ingen data for temperatur før anleggsstart.								
** pKa = 0.09018 + 2729.92/T (Emerson et al., 1975)								
*** f=1/(10^(pKa-pH)+ 1), (Emerson et al., 1975)								
Grenseverdi for pH: 5,5 - 8								

Vedlegg C-9: Ammoniakkberegning – Vinddalsvatnet

Beregnet konsentrasjon av ammoniakk i Vinddalsvatnet. Etter Emerson et al. (1975) (1 side):

Vedlegg C-8: Beregning av konsentrasjon ammoniakk i Vinddalsvatnet

Dato	pH	T*	Ammonium	T *	pKa* *	Andel ammoniakk		Ammoniakk
		°C	µg/L	K		fraksjon***	%	µg/L
21.05.2014	6,5	-	13	-	-	-	-	-
04.08.2014	6,5	-	16	-	-	-	-	-
17.11.2014	6,5	-	19	-	-	-	-	-
04.02.2015	5,8	-	15	-	-	-	-	-
03.05.2016	6,5	6,3828387	16	279,5328387	9,856188218	0,00044017	0,044017014	0,007042722
30.08.2016	7,1	13,951032	120	287,1010323	9,598749086	0,003161373	0,316137323	0,379364788
08.09.2016	7,1	14,765355	150	287,9153548	9,571855618	0,003362649	0,336264903	0,504397355
15.09.2016	5,3	15,389806	170	288,5398065	9,55133558	5,60583E-05	0,005605832	0,009529914
20.09.2016	7,1	15,438935	160	288,5889355	9,549724925	0,003537821	0,353782132	0,566051411
28.09.2016	7,7	13,420353	280	286,5703529	9,616357331	0,011978681	1,197868059	3,354030565
06.10.2016	6,9	11,360129	320	284,510129	9,685339263	0,001636626	0,163662574	0,523720237
13.10.2016	6,9	10,195355	310	283,3453548	9,72478298	0,001494746	0,149474591	0,463371233
18.10.2016	7	9,7517097	290	282,9017097	9,73989192	0,001816847	0,181684683	0,526885581
27.10.2016	7,1	8,3007097	260	281,4507097	9,789640354	0,002039262	0,203926235	0,530208212
16.11.2016	7	5,5257419	450	278,6757419	9,886224611	0,001297811	0,129781082	0,584014869
09.02.2017	6,8	2,8334839	170	275,9834839	9,981786417	0,000657549	0,065754869	0,111783278
04.05.2017	6,8	8,0573548	41	281,2073548	9,798034197	0,001003529	0,100352861	0,041144673
16.08.2017	6,9	15,269903	120	288,4199032	9,555268815	0,002206844	0,220684436	0,264821324
15.11.2017	7	6,4578387	73	279,6078387	9,853568654	0,001399018	0,139901811	0,102128322
22.02.2018	6,2	3,592	51	276,742	9,954674728	0,000175893	0,017589313	0,00897055
*Data fra kontinuerlig overvåkning med online logger mellom kl 10:00 - 15:00 samme dato som for vannprøvetaking.								
Ingen data for temperatur før anleggsstart.								
** pKa = 0.09018 + 2729.92/T (Emerson et al., 1975)								
*** f=1/(10^(pKa-pH) + 1), (Emerson et al., 1975)								
Grenseverdi for pH: 5,5 - 8								

Vedlegg C-10: Kontinuerlig loggdata – Ulvenvatnet og Vinddalsvatnet

Kontinuerlig loggdata fra online logger i Ulvenvatnet. Da loggeren gir en måleverdi hvert 10. minutt, er datasettet mottatt fra Anne Kristine Søvik ved Multiconsult avd. Bergen blitt modifisert. Gjennomsnittsverdier for ulike parametre mellom kl. 10 – kl. 15 samme dato som for vannprøvetaking er inkludert i vedlegget, (1 side):

Vedlegg C-9: Gjennomsnittlig online loggdata, Ulven-og Vinddalsvatnet									
Data fra kontinuerlig overvåking med online logger mellom kl 10:00 - 15:00									
samme dato som for vannprøvetaking									
Ulvenvatnet					Vinddalsvatnet				
Dato	Stage m	Temp °C	pH	Cond us/cm	Dato	Stage m	Temp °C	pH	Cond us/cm
05.01.2016	1,4	3,696	7,6242	154,39758	03.05.2016	3,5	6,383	6,4957	33,578
03.05.2016	1,6	8,372	7,384	86,947032	30.08.2016	3,4	13,951	6,8739	95,56313
09.05.2016	1,6	12,274	7,5648	97,532323	08.09.2016	4,0	14,765	6,7825	49,33242
26.05.2016	1,6	16,198	7,7255	110,18542	15.09.2016	4,1	15,390	6,8333	50,21832
31.05.2016	1,6	16,925	7,8656	111,12068	20.09.2016	4,1	15,439	6,8782	51,00635
07.06.2016	1,6	20,850	7,7093	23,82929	28.09.2016	4,6	11,360	6,6445	48,84
15.06.2016	1,6	20,249	7,9906	24,42	06.10.2016	4,5	10,195	6,6777	47,314
22.06.2016	1,7	18,139	7,7261	126,92513	13.10.2016	4,0	13,420	6,6928	48,84
30.06.2016	1,6	17,156	7,4905	122,1	18.10.2016	4,3	9,752	6,6998	45,788
30.08.2016	1,7	15,863	7,0685	104,03113	27.10.2016	4,4	8,301	6,6135	42,63655
16.11.2016	1,7	5,618	7,0665	88,769129	16.11.2016	4,2	5,526	6,5056	36,63
14.02.2017	1,7	3,132	6,912	96,154	09.02.2017	3,8	2,833	6,1632	39,683
04.05.2017	1,3	10,865	7,7677	226,59906	04.05.2017	3,4	8,057	6,6728	73,85106
16.08.2017	1,4	15,986	7,1845	162,15152	16.08.2017	3,2	15,270	7,2602	76,313
15.11.2017	4,8*	6,451	6,9429	219,18932	15.11.2017	3,2	6,458	6,7339	61,05
22.02.2018	---	3,480	7,0216	117,62487	22.02.2018	3,2	3,592	6,7094	51,893

* Online logger i Ulvenvatnet lå dypere enn normalt