



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2021 30 stp
Fakultet for realfag og teknologi

En klimarisikovurdering av vannkvalitet i drikkevannskilden Glitre

Stine Mohagen Hansen
Vann- og miljøteknikk

FORORD

Oppgaven markerer slutten på mitt masterstudie ved Norges miljø- og biovitenskapelige Universitet.

Oppgaven er initiert av Glitrevannverket IKS, og omhandler råvannskvaliteten i deres råvannskilde Glitre. Den tar for seg et viktig og aktuelt tema innen drikkevannsforsyning; klimatilpasning. For å tilpasse oss et klima i endring er det nødvendig med kunnskap om hvordan klimaendringene kommer til å inntreffe, og hvilke konsekvenser dette kan ha.

Jeg vil først og fremst takke min hovedveileder Lars John Hem og bi-veileder Ståle Haaland, for god veiledning, faglige råd og kunnskap.

Takk til Glitrevannverket for innsyn i data, og muligheten til å studere de ulike aspekter ved råvannskvaliteten i Glitre. Takk til Mildrid Solem og Ragnhild Leirset for god kommunikasjon, og svar på alle mulige spørsmål gjennom arbeidet med denne oppgaven.

Til slutt vil jeg takke familie, og nære venner for hjelp, råd og støtte.

Stine Mohagen Hansen

31.05.2021

SAMMENDRAG

De globale temperaturøkningene forårsaker endringer i det hydrologiske kretsløpet. I Norge har vi observert økende temperaturer og nedbør siden 1900-tallet. Selv om det er knyttet usikkerhet til hvor stort omfanget av klimaendringene vil bli, kommer den globale temperaturen til å øke gjennom det 21. århundret. Kunnskap om hvordan disse endringene globalt vil påvirke klimaet lokalt er nødvendig, slik at vi kan tilpasse oss et klima i endring, ved å planlegge, utøve tiltak og minimere skadepotensiale.

I denne oppgaven har det blitt foretatt en vurdering av hvordan fremtidige endringer i klimatiske forhold vil påvirke vannkvaliteten i innsjøen Glitre. Glitre er drikkevannskilde til rundt 130 000 mennesker i Drammensregionen. Kvaliteten på råvannet i innsjøen er avgjørende for effekten av videre vannbehandling og endelig drikkevannskvalitet.

Vurderingene av hvordan klimaendringene vil påvirke vannkvaliteten i Glitre ble basert på rapporten «Klima i Norge 2100», der det har blitt utarbeidet klimaprognoser for norske regioner frem mot år 2100, basert på IPCC sine «Representative Concentration Pathways» (RCPer). RCPer representerer ulike scenarioer for utvikling av globale klimagassutslipp. Framskrivninger basert på RCP4.5 og RCP8.5 for periodene 2031-2060 og 2071-2100 ble lagt til grunn.

Det ble fokusert på to hovedområder innenfor vannkvalitet. Mikrobiologisk vannkvalitet og farge på vannet. For vurdering av mikrobiologisk vannkvalitet ble det foretatt et kvalitativt studie, med fokus på mulige endringer i temperatur- og nedbørsmønstre, og hvilke konsekvenser dette vil kunne ha på tilførsel av mikrobiologiske forurensninger til innsjøen. Samt forhold som vil kunne påvirke beskyttelsen av vanninntaket.

For å studere utviklingen i farge ble det konstruert en modell basert på årlig nedbør og temperatur i innsjøens nedslagsfelt. Modellen ble benyttet til å predikere fargetall for perioden 2031-2060 og 2071-2100, basert på framskrevne endringer i årlig nedbør og temperatur for Buskerud.

ABSTRACT

The global temperature increase is causing changes to the global hydrological cycle. Since the 19th century Norway has been experiencing increased temperature and precipitation. Even though there are uncertainties related to how big the impact of global climate change is going to become, there is no doubt that the global temperature will keep increasing throughout the 21st century. Knowledge of how these global changes will affect the climate on a local scale is important for planning, adaption, and minimizing the potential risks of a changing climate.

The main focus of this paper is assessing the impact future changes in climatic conditions might have on the water quality in lake Glitre. Glitre is a drinking water source supplying about 130 000 people in the region of Drammen in the South-East of Norway. The raw water quality in the lake is decisive for the effect of further water treatment, and for the final drinking water quality.

The assessment was based on the predictions described in the report “Klima i Norge 2100”. The report describes predictions of future climate conditions, in different regions of Norway throughout the century. The predictions are based on IPCCs “Representative Concentration Pathways” (RCPs). The RCPs represent different scenarios of global climate-gas emissions. Predictions based on RCP4.5 and RCP8.5, for the periods 2031-2060 and 2071-2100, was used.

The paper focuses on to main aspects concerning drinking water quality. Microbial water quality, and the colour of the water. The assessment of the microbial water quality is based on a qualitative study, of changes in precipitation- and temperature patterns. How this will affect conditions, that might have an impact on microbial contamination of the lake, and conditions concerning how well the lake water intake is protected from these contaminants.

Predicting future colour of the lake was done by constructing a model based on lake specific annual mean precipitation and temperature. The model was then used to predict how the colour of the water would develop in the years 2031-2060 and 2071-2100, based on predicted changes in mean annual temperature and precipitation for the study area.

INNHold

Forord.....	III
Sammendrag.....	V
Abstract.....	VII
1 Innledning.....	1
1.1 Bakgrunn.....	2
1.2 Formål.....	3
2 Teori.....	4
2.1 Vannkvalitet.....	5
2.1.1 Mikroorganismer.....	6
2.1.2 Naturlig organisk materiale.....	9
2.1.3 Eutrofiering.....	12
2.1.4 Temperatur og Oksygeninnhold.....	13
2.1.5 Innsjøer som råvannskilde.....	13
2.1.6 Nedbørfeltets egenskaper.....	15
2.2 Klimaframskrivinger.....	17
2.2.1 Klimafremskrivinger i Norge.....	17
2.2.2 Klimaframskrivinger for Glitre.....	18
2.3 Relevante studier for klimaprogner av drikkevannskvalitet.....	23
2.3.1 Mikrobiologisk kvalitet.....	23
2.3.2 Utvikling av fargetall.....	24
2.3.3 Alger.....	25
3 Material og Metode.....	26
3.1 Studieobjekt Glitre.....	26
3.1.1 Morfometri.....	27
3.1.2 Termiske sjiktforhold.....	28
3.1.3 Geologi.....	29
3.1.4 Løsmasseavsetninger.....	30
3.1.5 Vegetasjon.....	31
3.1.6 Tilløpsbekker.....	33
3.1.7 Aktiviteter i nedbørfeltet.....	35
3.1.8 Skogsdrift.....	36
3.1.9 Om Vannforsyningen.....	39
3.2 Metode.....	41
3.2.1 Utvikling av mikrobiologisk vannkvalitet.....	41

3.2.2	Utvikling av fargetall i Glitre	42
3.2.3	Utvikling av algekonsentrasjon	45
4	Resultater og Diskusjon	46
4.1	Mikrobiologisk vannkvalitet	46
4.1.1	Utvikling i tilførsel av mikroorganismer	46
4.1.2	Utvikling av forhold i innsjøen.....	49
4.2	Utvikling av fargetall.....	59
4.2.1	Fargetallet og nedbørkvalitet.....	59
4.2.2	Klimavariablers påvirkning av fargetall	60
4.2.3	Fremtidsestimat på fargetall	63
4.2.4	Sammenlikning og validering av resultater	64
5	Konklusjon.....	71
	Referanser.....	73
	Vedlegg	76

1 INNLEDNING

Tilgang på tilstrekkelig rent og trygt drikkevann, samt vann til personlig hygiene og sanitært bruk, er grunnleggende for menneskers liv og helse og en erklært menneskerett. Mangel på rent vann og sanitærtjenester er en av de viktigste årsakene til sykdom og død over store deler av verden (Folkehelseinstituttet, 2016). WHO (2021) hevder at klimaendringer er en av de største truslene for drikkevannsforsyningen, og at halvparten av verdens befolkning vil bo i såkalte «water stressed areas» innen 2025. Det vil si områder der tilgang på vann til drikke og sanitærforhold er mindre enn behovet over en periode, eller vannet er av for dårlig kvalitet til å kunne benyttes.

Et av hovedområdene vi merker klimaendringene på er på vann. Den globale temperaturøkningen påvirker det hydrologiske kretsløp. Både kvalitet og kvantitet av tilgjengelig ferskvann ulike steder er under endring, og faren for mer ekstreme hendelser, slik som tørke eller flom, øker. I enkelte områder vil en oppleve en økning i nedbør, og i andre en nedgang. Spesielt utsatt for disse påvirkningene er tropiske områder, der vannknapphet allerede er et problem, og der store deler av utviklingsverden bor (UNESCO, 2020). Sett med dette perspektivet, er vi i Norge særdeles heldig stilt. Vi har vassdrag over hele landet, og mange store dype innsjøer med god kapasitet (Ødegaard, 2014, s. 25). Men også her til lands opplever vi effekten av klimaendringene. Generelt har klimaet i Norge blitt varmere og våtere, og vi opplever mer ekstreme hendelser, slik som intense nedbør, tørre somre og flere flomhendelser. Hvordan klimaet i Norge vil utvikle seg i tiden fremover er vanskelig å predikere, blant annet fordi det avhenger av hvordan klimaet endrer seg globalt (Hanssen-Bauer et al., 2015).

Selv om klimaendringene er godt dokumentert på global skala, er det større usikkerhet knyttet til klimaendringenes effekt på lokalt nivå. FNs «World water development report 2020» oppfordrer derfor til å forske på, overvåke og analysere endringer i vannkvalitet og kvantitet. Med dette vil en bygge opp kunnskapsgrunnlag til å ta informerte og forskningsbaserte beslutninger. Det er også viktig at denne kunnskapen legges til grunn ved forvaltning av vannressurser (UNESCO, 2020).

1.1 BAKGRUNN

Variasjon i klima har alltid vært en faktor som har påvirket naturen vår, og som vi har måttet tilpasse oss. Det som nå skjer er at klimaet endrer seg mer drastisk, og med et betraktelig høyere tempo. Hvor stort omfanget kommer til å bli er usikkert, men det er uansett slik at den globale temperaturen kommer til å fortsette å øke gjennom det 21. århundret, og at dette vil påvirke klimaet lokalt. Meldingen fra regjeringen er således klar, «klimaet er i endring, og vi må tilpasse oss endringane» (NOU: 2010:10, 2010, s. 15). Vi har allerede sett en økning i både årstemperatur og nedbør. Klimaframskrivninger tyder på at denne økningen vil fortsette. Temperatur- og nedbørsøkningen påvirker avrenningsforhold, snø-sesonger og smelteperioder, islegging og vekstforhold for planter (Hanssen-Bauer et al., 2015).

I Norge er rundt 82% av alt vann som benyttes til vannforsyning fra innsjøer (Ødegaard, 2014, s. 134). En nasjonal undersøkelse av norske innsjøer har vist at vannkjemien har endret seg de senere årene. Generelt har de blitt mindre sure som følge av avtagende deposisjon av sterke syrer fra langtransportert forurenset nedbør, og innsjøenes vannkemi begynner nå å nærme seg et mer naturlig nivå. Dette har også ført til en markant økning i konsentrasjonen av naturlig organisk materiale, som gir farge på vannet (Hindar et al., 2020). Videre endringer i innsjøene vil trolig være som følge av klimaendringer, og flere forskere har pekt på mulige konsekvenser dette vil ha på vannkvaliteten (Creed et al., 2018; Dibike et al., 2011; Weyhenmeyer & Karlsson, 2009).

Spesielt hensyn må en ta til vannforekomstene som benyttes som drikkevannskilder. Kvaliteten på råvannet er viktig for å sikre godt og trygt vann, uten fremtredende lukt, smak og farge. Råvannskvaliteten avgjør effekten av rensprosesser i et vannbehandlingsanlegg, og endelig kvalitet av drikkevannet (Ødegaard, 2014). Mulige konsekvenser klimaendringer vil ha på drikkevannskildene må kartlegges, slik at vannverkene kan sette inn tiltak for å redusere risikoen for forringet drikkevannskvalitet til abonnentene, og minimere faren for sykdomsutbrudd.

1.2 FORMÅL

Formålet med oppgaven er å utføre en klimarisikovurdering av vannkvaliteten i drikkevannskilden Glitre. Glitre er en innsjø i Drammensregionen, som forsyner rundt 130 000 mennesker med drikkevann. Det vil gjøres vurderinger på mulige endringer i klimatiske forhold, samt andre forhold ved kilden og tilhørende nedbørfelt, og hvilken effekt dette vil kunne ha på vannkvaliteten.

- Hvordan vil det lokale klimaet ved Glitre bli i fremtiden? Hvor mye vil temperatur og nedbør endres totalt og i løpet av de ulike sesongene, og hvilke konsekvenser vil dette få på forhold i innsjøen og dets nedbørfelt.
- Vil faren for forurensning av sykdomsfremkallende organismer endres?
- Hvordan vil fremtidig farge se ut i Glitre, og hvilke konsekvenser vil dette ha på vannbehandlingen?

2 TEORI

«Tilgangen til nok drikkevann av god kvalitet er en grunnleggende forutsetning for det enkelte menneskes liv og helse og for at samfunnet skal fungere» (Ødegaard, 2014, s. 16). I Norge er vi vant til å ha rent, godt og helsemessig trygt drikkevann til enhver tid, og tilstrekkelige mengder til å dekke alle våre behov. Det er lett å ta denne tilgjengeligheten som en selvfølge, men den er som følge av mange bakenforliggende årsaker.

Drikkevannskvaliteten bestemmes ut ifra kvaliteten på råvannet, og hvordan denne endres av eventuell vannbehandling. Råvannskvaliteten bestemmes av type vannforekomst, geografisk beliggenhet, nedbørskvalitet, forhold i nedbørfelt og påvirkning fra mennesker og dyr.

I denne delen av oppgaven beskrives generelle egenskaper til norske vannforekomster, med fokus på farge og mikrobiologisk vannkvalitet. Disse egenskapene avgjøres i stor grad av hvilke stoffer som befinner seg i vannforekomstene. En endring i klimatiske forhold, slik som nedbør, avrenning og temperatur, vil kunne endre tilførsel, dannelse eller nedbrytning av disse stoffene, og dermed også kvaliteten på råvannet. Stoffene og egenskapene baseres på en rekke målbare parametere, som vil bli bruk til å beskrive vannkvalitetsegenskaper gjennom denne oppgaven. Videre vil det bli sett på egenskaper til vannkildene og deres nedbørfelt, og forhold som kan påvirke disse egenskapene. Det vil bli sett på hvilke klimatiske forhold som har og kan endre seg som følge av globale endringer i klima, og sannsynligheten for disse endringene. Til slutt følger en beskrivelse av resultater fra andre liknende studier.

2.1 VANNKVALITET

88% av befolkningen var i 2019 tilknyttet et offentlig vannverk. Av disse ble litt over 94% forsynt med drikkevann av god hygienisk kvalitet. Øvrige del av befolkningen er tilknyttet små vannverk, dvs. vannverk som forsyner mindre enn 50 fastboende, eller har privat enkeltvannforsyning (Steinberg et al., 2020). Nesten alt drikkevann, samt forhold som kan ha innvirkning på drikkevannet kontrolleres i Norge gjennom Drikkevannsforskriften (Mattilsynet, 2020). I §1: Formål står det at «Formålet med forskriften er å beskytte menneskers helse ved å stille krav om sikker levering av tilstrekkelige mengder helsemessig trygt drikkevann som er klart og uten fremtredende lukt, smak og farge» (Drikkevannsforskriften, 2001). Det er vannverkseier, eller eier av enkeltvannforsyning, som er ansvarlig for at drikkevannet skal være helsemessig trygt. Dette gjøres gjennom farekartlegging, og videre nødvendige beskyttelsestiltak og vannbehandling. Det stilles krav til prøvetakning, og rapportering av resultatene, av både råvann og rentvann. I tillegg er det avsatt grenseverdier og tiltaksgrenser for ulike parametere i rentvannsprøvene (Drikkevannsforskriften, 2001; Mattilsynet, 2020).

For å oppnå ønskelig drikkevannskvalitet, kreves det av forskriften at det etableres tilstrekkelige hygieniske barrierer. En hygienisk barriere er beskrevet i §3 som «naturlig eller konstruert hindring eller tiltak som fjerner eller inaktiverer sykdomsfremkallende virus, bakterier, parasitter eller andre mikroorganismer, eller som fortynner, fjerner eller omdanner kjemiske stoffer til et nivå hvor de ikke lenger utgjør en helserisiko» (Drikkevannsforskriften, 2001). Med tilstrekkelige barrierer menes barrierer som er uavhengige av hverandre, slik at de ikke skal kunne svikte samtidig, og slik at svikt i en barriere ikke får uakseptable konsekvenser (Folkehelseinstituttet, 2016).

Tilsigsområde/vannkilden kan i seg selv være en hygienisk barriere, og gode råvannskilder er «det beste utgangspunkt for sikker og god drikkevannsforsyning» (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 7). Vanligvis er det mulig å oppnå god drikkevannskvalitet fra en dårlig råvannskilde, men dette krever mer omfattende vannbehandling. I tillegg utgjør dette en forhøyet helserisiko dersom behandlingen svikter (Andersen et al., 1997). Råvannskvaliteten varierer ut ifra type vannkilde og lokale forhold i den enkelte kilde. Vannkvaliteten i den enkelte kilde kan være et resultat av både menneskelig påvirkning, eller naturlige økologiske prosesser (Ødegaard, 2014, s. 104). Tiltak som beskytter vannkilden mot menneskelig påvirkning er derfor nødvendig dersom tilsigsområdet/vannkilden skal regnes som en hygienisk barriere. I drikkevannsforskriften, heter det i §4: «Det er forbudt å forurense drikkevann»

(Drikkevannsforskriften, 2001). Vannverkseier og kommunen/kommunene vannkilden ligger i har ifølge forskriften mulighet til å innføre beskyttelsestiltak og restriksjoner i tilsigssonen til drikkevannet for å forhindre forurensninger (Drikkevannsforskriften, 2001).

I tillegg til en godt beskyttet kilde med god økologisk funksjon, kreves som regel videre vannbehandling som hygieniske barrierer. Årsaken til dette er at det er umulig å beskytte kilden mot all type forurensning, og at konsekvensene ved en eventuell forurensning da blir for store. Kilden vil ikke være tilstrekkelig beskyttelse mot smittestoffer med lav smittedose. Dette fordi kilden fortynner forurensningsstoffer, og lave doser derfor kan forekomme. Smittestoffene fjernes, eller inaktiveres i vannbehandlingsanlegg gjennom desinfeksjon. Vanlige metoder for desinfeksjon er klorering, UV-bestråling eller ozonering (Folkehelseinstituttet, 2016).

I noen tilfeller kan det være nødvendig å fjerne naturlig organisk materiale (NOM). Vanlige metoder for fjerning av NOM er koagulering, membranfiltrering og ozon-biofiltrering (Folkehelseinstituttet, 2021). Ved vannbehandling er det også vanlig å utføre tiltak for korrosjonskontroll, for å minimere skaden vannet kan ha på vannledningsnett og øvrig infrastruktur. Vannet må transporteres fra vannkilde, til vannbehandlingsanlegg og til slutt til forbruker, og overføringen skal ikke forringe vannkvaliteten slik at den ikke er tilstrekkelig god når den ankommer forbrukeren. Alt vann som renses og forsynes til forbrukere, skal i Norge være av god nok kvalitet til å kunne drikkes uten helserisiko (Ødegaard, 2014). Forsyningsvann fra vannverk blir derfor omtalt som drikkevann i denne oppgaven.

2.1.1 Mikroorganismer

Det finnes utallige mikroorganismer i vann, der de som medbringer sykdom kalles patogene mikroorganismer/mikrober (Ødegaard, 2014, s. 130). Dette kan være virus, bakterier eller parasitter. Det skal ikke forkomme konsentrasjoner av disse i rentvannet, som kan utgjøre helsefare (Mattilsynet, 2020). Dette gjøres ved å beskytte kilden mot forurensning, og fjerne eller inaktivere de patogene mikroorganismene som tilføres vannet gjennom desinfeksjon eller annen vannbehandling slik som partikkelfjerning. De vanligste kildene til slik forurensning er fekal forurensning, det vil si avføring fra mennesker eller varmblodige dyr (Folkehelseinstituttet, 2016). Hvor lenge de patogene mikroorganismene kan overleve i vann er forskjellig fra organisme til organisme. Ved gunstige miljøer, slik som riktig temperatur og lysforhold, vil de være levedyktige lengre (Hem et al., 2008).

For å få en indikasjon på vannets innhold av ulike patogene mikroorganismer, analyseres vannet for ulike mikrobiologiske indikatororganismer (Østensvik, 2002). Årsaken til at det ikke analyseres direkte for patogene mikroorganismer, er at disse kan gi sykdom selv ved svært små doser, noe det er vanskelig å detektere (Wahl, 2006). I drikkevannsforskriften er det satt krav til at det ved rutineprøver måles for indikatororganismene *E. coli*, Intestinale Enterokokker, Kimtall 22°C og Koliforme bakterier, og *Clostridium perfringens* (inkludert sporer) dersom råvannskilden er overflatevann, eller er påvirket av overflatevann. Grensen for indikatororganismene er 0/100ml, bortsett fra for Kimtall ved 22°C, der grensen er 100/ml og ingen unormal endring (Drikkevannsforskriften, 2001). «Kimtallanalyser gir et kvantitativt bilde av antall dyrkbare mikroorganismer i vann. [...] Kimtallet beskriver forekomst av mikroorganismer som kan benytte organisk stoff for næring» (Østensvik, 2002, s. 61). Disse mikroorganismene stammer hovedsakelig fra vannets normalflora, det vil si fra jord- og vannreservoarer (Østensvik, 2002).

De resterende mikrobielle parameterne kalles fekale indikatororganismer, og stammer fra det animal-humane reservoaret, såkalt forurensningsflora. *E. coli* erstattet i 2002 parameteren Termotolerante Koliforme bakterier (TKB), i forbindelse med endring i drikkevannsforskriften. De har nær sammenheng, da *E. coli* er den viktigste bakterien i gruppen TKB. *E. coli* er alltid til stede i tarmen hos mennesker/dyr og formerer seg nesten aldri utenom. Overlevelsestiden til organismen i vann eller miljø, er fra 0,5-2 dager om sommeren, og øker ved synkende temperatur og lystilgang. Den benyttes derfor som indikasjon på fersk fekal forurensning. Koliforme bakterier inneholder i tillegg til *E. coli* slekter og arter som kan stamme fra enten normalflora, eller forurensningsflora. Halveringstiden i vann og miljø, er og noe mer uklart enn for *E. coli*. Koliforme bakterier kan analyseres ved konvensjonell dyrking, eller ved Colilert-metoden. Erfaringer fra Norske vannverk er at Colilert-metoden gjenfinner flere koliforme bakterier enn ved konvensjonell dyrking (Wahl, 2006; Østensvik, 2002).

Intestinale enterokokker inneholder arter som stort sett har enten dyr eller mennesker som reservoar, men også arter som kan formere seg utenom tarmen. Det antas noe lenger oppholdstid for disse enn *E. coli*, som samsvarer bedre med oppholdstiden til patogene mikroorganismer. På samme vis som med TKB ble sulfittreduerende klostridier erstattet med *C. perfringens*. Disse er et tegn på «gammel fekal forurensning», da de har betraktelig lenger oppholdstid enn koliforme bakterier. *C. perfringens* kan danne sporer, som har stor resistens mot påvirkninger fra miljøet. Bakteriene forekommer i tarm hos mennesker og dyr, men kan

også overleve i jord, bunnsedimenter og råtne planter. De kan derfor ha betraktelig lenger oppholdstid enn patogene mikrober. Bakterien med sporer benyttes som en indikator for virus og parasitter, men sammenhengen mellom disse er usikker (Wahl, 2006; Østensvik, 2002).

For nevnte parametere må vannprøver analyseres i laboratorier. Dersom vannet er forurenset kan det derfor hende at dette oppdages for sent. Turbiditet er en parameter som blant annet benyttes til å måle når en eventuell forurensning oppstår. Det er en relativt billig og enkel målemetode, og det finnes lange tidsserier på parameteren. Det er også mulig med on-line sanntidsmålinger av turbiditet (Gjerstad et al., 2006; WHO, 2003). Turbiditet er et mål på mengden partikler som finnes i vannet (Ødegaard, 2014, s. 110). Partiklene blir tilført overflatevann via erosjon ved avrenning, eller avsetning fra atmosfæren, eller som resultat av prosesser i vannet, slik som biologiske prosesser, kjemisk utfelling, eller sirkulasjon og turbulens i vannet, som gir partiklene oppdrift (Crittenden, 2012, s. 32). Vanlige komponenter som bidrar til turbiditet er uorganiske jordpartikler, slik som leire og silt, og biologisk materie fra naturen, slik som mikroorganismer, partikulært humus og plankton og alger (Crittenden, 2012, s. 29-30).

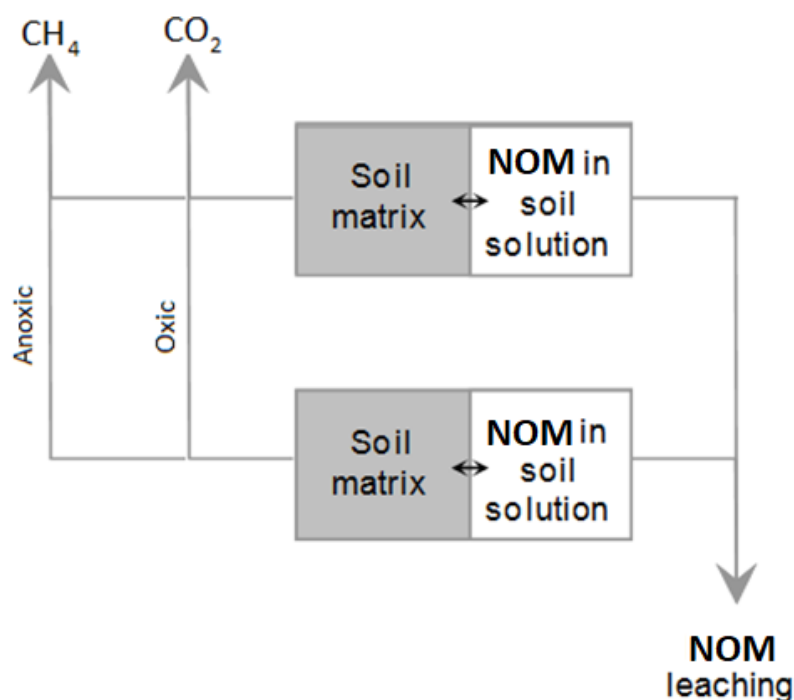
Selv om turbiditet består av mange ulike komponenter, og ikke direkte er et mål på forurensning av sykdomsfremkallende mikroorganismer, er ofte en økning i turbiditet assosiert med en økning i antall patogene mikroorganismer. En signifikant økning i turbiditet, er som regel et resultat av nylige tilførsler av partikulært materiale, for eksempel gjennom overflateavrenning eller utslipp av avløpsvann. I innsjøer er ofte turbiditeten stabil, utenom perioder med nedbør eller flom. Økte tilførsler kan derfor kobles opp mot økt avrenning på grunn av nedbør eller flom. Ofte forekommer vannrelaterte sykdomsutbrudd etter nedbørshendelser (WHO, 2003).

Høye mengder partikler og mikroorganismer i råvannet øker presset på renseprosesser i vannbehandlingsanleggene. Desinfeksjonsprosesser kan også være ufullstendige som følge av at de patogene mikroorganismene innkapsles i fnokker eller partikler, som beskytter de mot desinfeksjonsprosesser slik som UV-bestråling eller klorering. Partikler sprer UV-lys, dermed svekkes UV-transmisjonen gjennom vannet og UV-intensiteten mikroorganismene utsettes for reduseres. Høyt partikkelinnhold kan også stimulere bakterievekst (Eikebrokk, 2009; Gjerstad et al., 2006; WHO, 2003). Drikkevannsforskriften anbefaler at turbiditeten ikke overskrider 1 FNU ut fra vannbehandlingsanlegget (Drikkevannsforskriften, 2001). Fordi mange organismer har svært lav infeksjonsdose, garanterer ikke lav turbiditet et smittefritt vann.

Turbiditeten forteller heller ikke hva slags partikler og eventuelt hvilke typer mikrober som opptrer i vannet (Persson et al., 2011).

2.1.2 Naturlig organisk materiale

Innholdet av NOM (naturlig organisk materiale) i en vannforekomst, er en kompleks samling av organiske kjemikalier, som er et resultat av biologisk aktivitet i vannforekomsten, eller fra tilførsel via nedbørfeltet (Dean, 1981; Zularisam et al., 2006). Vegetasjonsdekket i nedbørfeltet er en hovedkilde for NOM i vannforekomster. NOM fra nedbørfeltet er nedbrytningsprodukter fra døde planter og dyr. NOM dynamikk er en enkel konsepsjonell (stilisert) modell, som viser NOM som da enten blir brutt ned fullstendig og går ut som gass (karbondioksid eller metan), eller lekker mer eller mindre nedbrutt ut i løsning fra nedbørfeltet via jordvann, bekker og elver og videre til innsjøer, figur 2.1.

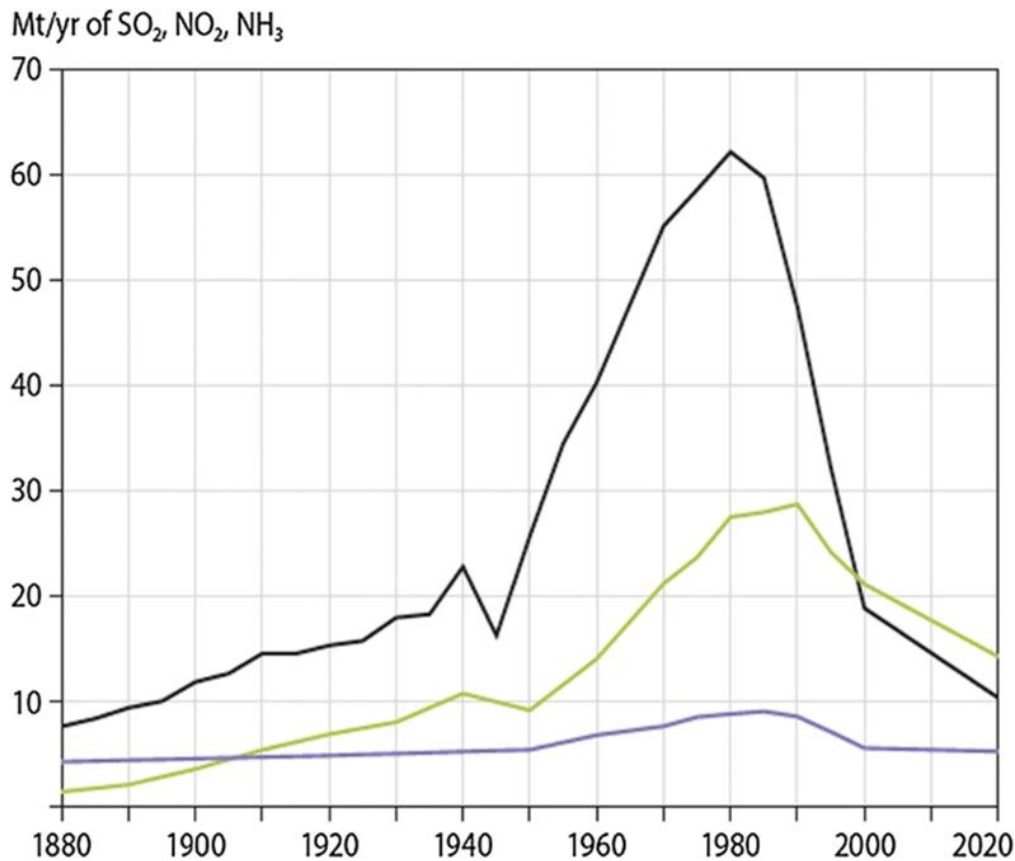


Figur 2.1: Enkel konsepsjonell (stilisert) modell som viser NOM-dynamikken i nedbørfeltet. NOM, som er assosiert med jordpartikler, kan ideelt brytes ned til karbondioksid (i oksisk miljø) eller metan (i anoksisk miljø), og forlate nedbørfeltet som gass. Alternativt, kan NOM bli fraktet mer eller mindre ferdig nedbrutt ut via rennende vann fra nedbørfeltet til vannforekomst. Dette er en generell modell og er tatt fra masterkurset i vannforurensning ved NMBU (VANN300, Ståle Haaland).

NOM inneholder om lag 50% karbon. Kvantifisering av NOM-nivå i vann gjøres derfor ved å analysere innhold av organisk karbon. For dette benyttes parameterne TOC (total organic carbon), eller DOC (dissolved organic carbon). Forskning viser at vi har hatt en markant økning i NOM konsentrasjonene i deler av Norge de siste tiårene (de Wit et al., 2016; Hindar et al., 2020; Monteith et al., 2007).

NOM bidrar til å sette farge på vannet. Enkelte komponenter i NOM, som består av relativt kompliserte store organiske forbindelser, har særlig evnen til å absorbere UV-lys og også lys i den kortbølgede delen av VIS-spekteret. Det er ikke karbon i seg selv som absorberer lys; pigmentene er lange kjede- og ringstrukturer. Når synlig lys absorberes (her; særlig fiolett-blått), endrer vannforekomsten farge og vi får vannforekomster med et mer brungult utseende. Generelt; desto høyere konsentrasjoner av NOM i vannforekomsten med evne til å absorbere synlig lys, desto høyere fargetall måles (Haaland, personlig kommunikasjon, 17.05.2021).

En hoved-driver til økningen i NOM-konsentrasjoner, er endringen i nedbørskvalitet (Haaland et al., 2010). Langtransportert forurenset nedbør, også kalt sur nedbør, har påvirket økosystemene våre i industriell tid. Utslippet av sure komponenter, hovedsakelig svoveloksid, nitrogenoksid og ammoniakk, til atmosfæren fra kontinentet var på sitt høyeste på midten av 1970-tallet. Etter at internasjonale avtaler om kutt i utslipp av sure komponenter kom på plass, har nedbørkvaliteten sakte men sikkert blitt mindre sur. I dag er kvaliteten på nedbør som faller over Norge omtrent slik den var tidlig på 1900-tallet, i alle fall med hensyn på svovelkomponenter (figur 2.2) (Grennfelt et al., 2020).



Figur 2.2: Europeiske utslipp av sure komponenter til atmosfæren; svoveldioksid (svart), nitrogendioksid (grønn) og ammoniakk (blå) fra år 1880 til 2020. Hentet fra Grennfelt et al. (2020, s. 850).

Sur nedbør protoner funksjonelle grupper, nøytraliserer NOM-molekyler, reduserer ladetettheten og gjør NOM mindre hydrofilt (dårligere evne til å danne hydrogenbindinger med vann). Med det reduseres vannløseligheten og ditto eksporten av NOM fra nedbørfelt til vannforekomst (Haaland et al., 2007; Tipping & Hurley, 1988). At sure tilførsler har påvirket fargetall i vannforekomster har tidligere blitt beskrevet, og har trolig lenge før det blitt vist i jordlaboratorier (Haaland, personlig kommunikasjon, 17.05.2021). Det har også lenge blitt beskrevet «klare, sure vannforekomster», og vi vet at ionerike vannforekomster som regel har lave fargetall (inkl. estuarier og havet). Dette er en av årsakene til at innsjøene på Sør-Østlandet er mørkere og har vært mer påvirket av tilbakegangen av sur nedbør enn innsjøene på Vestlandet. Konsekvensen av nedgangen i sur nedbør har dermed vært at NOM har blitt mer hydrofilt i flere av våre nedbørfelt, og vannforekomster har med det blitt mørkere. Dette har blitt observert over store deler av Sør-Norge, og på den nordlige halvkule for øvrig (Haaland et al., 2010; Monteith et al., 2007).

I tillegg til nedgangen i sur nedbør er det funnet sammenheng mellom DOC- konsentrasjoner og nedbør og temperatur. Forskere peker nå på at økende temperatur, endring i nedbørmengder og fordeling mellom sesonger, lengre vekstsesong og kortere isleggelse vil være drivere for en videre økning i farge i nordiske innsjøer (Creed et al., 2018; de Wit et al., 2016; Weyhenmeyer & Karlsson, 2009). Høye NOM- konsentrasjoner i drikkevann gir en lite tiltalende farge, og setter lukt og smak på vannet. Drikkevannsforskriften sier som nevnt at vannet ikke skal ha fremtredende farge. Fargetallet skal være akseptabel for abonnenten, og det er anbefalt at den ikke overskrider 20 mg Pt/l. I tillegg skal det ikke forekomme noen unormal endring i TOC (Drikkevannsforskriften, 2001).

NOM påvirker desinfeksjonsprosesser, slik som UV-bestråling, og klorering. Klor reagerer med NOM, hvilket svekker desinfiseringen, og danner toksiske og karsinogene desinfiserings-biprodukter (DBPs). De mest fremtredende er trihalometaner (THMs) og halogene eddiksyre (HAAs). I Norge er det satt grenseverdier for trihalometaner, og en anbefaling om at konsentrasjonen av desinfiserings-biprodukter holdes så lavt som mulig (Mattilsynet, 2020; Roccaro et al., 2009). NOM, sammen med andre løste stoffer i vannet, kan som nevnt absorbere UV-lys. Dette svekker UV-transmisjonen gjennom vannet og UV-intensiteten patogene mikroorganismer utsettes for. NOM kan også føre til begroing på UV-lamper, og det vil derfor kreve mer vedlikehold. NOM- innholdet er derfor med på å avgjøre nødvendig desinfeksjonsdose. Innholdet av NOM- varierer gjennom sesongen, for eksempel kan konsentrasjonen i råvannet ved inntaket være høyere om høsten når vannet sirkulerer. Varierende innhold gjør det vanskeligere å optimalisere desinfeksjonsdosen (Eikebrokk, 2009; Zularisam et al., 2006; Ødegaard et al., 2010).

2.1.3 Eutrofiering

«Eutrofiering oppfattes ofte som en prosess der innsjøer blir mer næringsrike og der bruksegenskapene blir redusert på grunn av algevekst og tilgroing» (Hindar et al., 2020, s. 53). Tilgang på nitrogen og fosfor er hovedsakelig begrensende faktor for vekst av planter og alger. For høye konsentrasjoner av disse fører derfor til uønsket oppblomstring av alger i vannforekomster. Dette kan gi problemer med algetoksiner, påvirkning av oksygenkonsentrasjoner og lukt og smak på vannet (Ødegaard, 2014, s. 127-129). «[...] stort sett er det slik at: Fosfor er begrensende næringsstoff i ferskvann» (Ødegaard, 2014, s. 129). I tillegg til nevnte kilder til nitrogentilførsel, skyldes tilførsel av fosfor og nitrogen ofte avrenning fra jordbruk, eller utslipp fra industri (Ødegaard, 2014, s. 137-139).

2.1.4 Temperatur og Oksygeninnhold

Temperatur har stor betydning på både fysiske, kjemiske og biologiske prosesser. Det er viktig å ta hensyn til temperaturen for å optimalisere renseprosesser. Siden vann har høy fordampningsvarme og spesifikk varme varmes det sakte opp og mye energi går tapt til fordampning som fører til en langsom temperaturendring (Vaskinn & Sweco Norge AS, 2010). Biologiske prosesser, og tilgjengelig organisk materiale for at disse skal fungere, påvirker oksygenforholdene. Oksygen dannes ved fotosyntese, stort sett foregår dette ved høye temperaturer i øvre lag og ved god tilgang på næring. Ved nedbryting av det organisk materiale brukes oksygen. Ved høyt innhold av organisk materiale vil en derfor ha dårlige oksygenforhold, spesielt i dypere lag (Folkehelseinstituttet, 2021).

Temperaturen avgjør oksygenmetningen i vannet, fordi løseligheten av oksygen avhenger av temperaturen. Ved økende temperatur synker konsentrasjonen (Vaskinn & Sweco Norge AS, 2010). Drikkevann bør minst ha en metning på 70%, og ved råvann på mindre enn 70% metning kan det derfor være aktuelt å lufte vannet. Inntak av vann med lavere oksygeninnhold er ikke farlig, men dersom konsentrasjonen i vannet som sendes ut på ledningsnettet er for lav, kan det oppstå anaerobe forhold. Dette fordi nedbryting av organisk materiale bruker opp alt tilgjengelig oksygen. Ved anaerobe forhold kan det oppstå problemer med lukt og smak, samt korrosjon (Andersen et al., 1997; Folkehelseinstituttet, 2021).

2.1.5 Innsjøer som råvannskilde

Som nevnt er vi i Norge relativt heldigstilt hva angår gode og tilgjengelige råvannskilder, men kvaliteten varierer likevel fra sted til sted og type vannkilde. Hvor godt egnet en vannforekomst er som råvannskilde avhenger av limnologi, størrelse og vannuttak, klimatiske forhold og vind. I tillegg kommer forhold i nedbørfeltet. Kapasitet, fysisk tilgjengelighet og avstand til folket som skal forsynes avgjørende for valg av drikkevannskilde (Hem et al., 2008; Ødegaard, 2014, s. 134-140). «Det er et grunnleggende prinsipp i norsk vannforsyning og drikkevannsforvaltning at man tilstreber å benytte råvannskilder som fra naturens side har en god vannkvalitet og i liten grad er utsatt for forurensning» (Hem et al., 2008, s. 28).

Stort sett benyttes ferskvann som drikkevannskilde i Norge. Ferskvannsføremøster kan deles inn i overflatevann, herunder elver, bekker og innsjøer, og grunnvann. I Norge er rundt 82% av alt vann som benyttes til vannforsyning fra innsjøer, rundt 8% fra elver og bekker og rundt 10% fra grunnvannsføremøster. Ved de aller fleste store vannverk, benyttes innsjøer som

råvannskilde (Ødegaard, s. 134-135). Innsjøer deles igjen inn i oligotrofe (næringsfattige), eutrofe (næringsrike) og dystrofe (humusholdige) (Folkehelseinstituttet, 2021).

Klare, store dype innsjøer regnes som de beste drikkevannskildene. Med klare menes innsjøer med lite humusinnhold, og da innsjøene er store og dype er eutrofiering gjerne ikke et stort problem. Ødegaard klassifiserer store innsjøer som innsjøer med maksdyp større en 20m og middeldyp større enn 10m (Ødegaard, 2014, s. 135). Glitre faller under betegnelsen klare, store og dype innsjøer. Videre i oppgaven er det derfor fokusert på forhold i slike typer vannforekomster. Det finnes flere fordeler med disse som råvannskilde. Innsjøene har ofte stort volum og god kapasitet, som gjør at vannet kan ha en lang oppholdstid i innsjøbassenget. Dette fører videre til god selvrensing ved at partikulært materiale sedimenterer, humusstoffer nedbrytes og mikrobiologiske forurensninger fortynnes. I tillegg vil det ved et dypt vanninntak ta lengre tid før en eventuell mikrobiologisk forurensning når inntaket, og patogene mikroorganismer vil derfor reduseres (Hem et al., 2008; Ødegaard, 2014, s. 135-136).

En stor fordel med dype innsjøer, i forhold til grunnere innsjøer, er at de dypere lagene ofte er naturlig beskyttet mot forurensninger om sommeren og vinteren. Ved å legge vanninntaket på dette dypet vil derfor inntaket være delvis beskyttet store deler av året. Vann har sin maksimale tetthet ved 4°C og 1atm. Om sommeren med varm luft og høy innstråling fra sola, vil det dannes et øvre lag med varmt og lett vann (epilimnion), over et kaldere dyplag (hypolimnion). Ofte oppstår et temperatursprangsjikt (termoklinen) mellom de øverste vannmassene og de dypere lagene, på grunn av tetthetsforskjeller. Sprangsjiktet fører til at det blir lite vertikal utveksling i vannmassene. Siden forurensning som regel oppstår i de øvre lagene, vil derfor lagene under sprangsjiktet være godt beskyttet. Samtidig vil vind føre til god horisontal blanding av vannet over sprangsjiktet. Denne perioden kalles sommerstagnasjonen. Mot høsten kjøles overflatelaget ned, og på et tidspunkt vil temperaturen i hele innsjøen gå mot tilnærmet lik temperatur på rundt 4°C. I denne perioden sirkulerer vannmassene gjennom hele dypet, enten ved at vind skaper strømminger som forplanter seg gjennom vannmassene, eller ved konveksjon som følge av temperaturendringer. Perioden kalles høstsirkulasjonen, og når den oppstår og hvor lenge den varer avhenger av temperatur og vindforhold. De dypere vannmassene er i denne perioden mer utsatt for forurensninger, men faren for akutt forurensning av et eventuelt inntak blir likevel noe redusert som følge av at sirkulasjonen delvis fungerer som en fortynningsprosess. Når vinteren kommer og innsjøen islegges, vil en tilsvarende lagdeling som ved

sommerstagnasjonen oppstå. Dette skyldes at vannet som er kaldere enn rundt 4°C legger seg over vannet med denne temperaturen. Når våren kommer, vil is og snø smeltes og vannet varmes opp av økt lufttemperatur og solinnstråling. Det vil da på nytt oppstå en sirkulasjonsperiode lik perioden på høsten, kalt vårsirkulasjonen (Berge et al., 2004; Grøterud, 1979; Vaskinn & Sweco Norge AS, 2010; Ødegaard, 2014, s. 135-136).

«Ved vanninntak under temperatursprangsjiktet der volumet av dypvannslaget er tilstrekkelig til et halvt års forbruk, har det vært vanlig å anta at temperatursprangsjiktet representerer en hygienisk sikkerhetsfaktor» (Hem et al., 2008, s. 34). Vanninntaket vil dermed være beskyttet om sommeren og vinteren av stagnasjonen i innsjøen, i tillegg til at isen er en beskyttelse om vinteren. Dette betyr at det er under vår- og høstsirkulasjonen, når innsjøene totalomblandes, at et dypt vanninntak vil være mest utsatt for forurensninger. Jo lengre disse sirkulasjonsperiodene varer, dess lengre er inntaket mindre beskyttet. Vind kan påvirke temperatursprangsjiktet, ved at det presser det nedover i dypet. Vindpåvirkede innsjøer, kan derfor ha mindre stabile sprangsjikt, i tillegg til kortere isleggingsperioder (Berge et al., 2004; Hem et al., 2008).

2.1.6 Nedbørfeltets egenskaper

I tillegg til forhold i selve innsjøen, påvirkes vannkvaliteten av hva som tilføres utenifra, hvor ofte og i hvilke konsentrasjoner. Klimatiske forhold, topografi, geologi, jordsmonn, vegetasjon, næringsliv, bebyggelse, husdyr, beitedyr og menneskelig aktivitet i nedbørfeltet, er alle faktorer som her spiller inn. Selv ved full begrensning av dette vil det fortsatt være ville dyr tilstede (Hem et al., 2008). I norsk vannforsyning vurderer man det gjerne slik at det er « [...] en større sikkerhet i å minimalisere faren for forurensning, enn å iverksette tiltak gjennom vannbehandling som skal fjerne eller uskadeliggjøre en eventuell forurensning» (Hem et al., 2008, s. 28).

2.1.6.1 Dyr og menneskelig aktivitet

Som nevnt stammer de fleste patogene mikroorganismer fra dyre- eller menneskeekskremer. Det kan være ville dyr, husdyr slik som hunder, eller beitende dyr. Vanlig tilførsel av patogene mikrober skjer ved at ville dyr oppholder seg i kilden, slik som fugler, eller ved avrenning fra tilsigsonen der ville dyr eller husdyr har oppholdt seg (Folkehelseinstituttet, 2016). Utslipp av gråvann og svartvann fra bebyggelse, til kilden eller nedbørfeltet, samt menneskelig aktivitet slik som rekreasjon, er også utslippsfarer (Hem et al., 2008). Antall ville dyr eller husdyr og tilgang til kilden er derfor av betydning for hygienisk

sikkerhet. Avrenningsforhold vil kunne påvirke hvor mye og hvor ofte patogene mikroorganismer vaskes ut i kilden. Ved tørre og varme perioder er det også en større fare for at visse dyr tiltrekkes kilden for å drikke vann.

I tillegg til fekale forurensninger, kan antropogene forurensninger slik som rekreasjon, landbruk, skogsdrift og næringsliv, føre til økte tilførsler av næringssalter, og andre forurensninger, for eksempel olje, plantevernmidler og søppel. For å begrense forurensningen fra mennesker og dyr kan vannverkseier med hjemmel i drikkevannsforskriftens § 4 sette begrensninger i rettighetene til grunneiere og rettighetshavere (Klausulering), eller begrensninger i allmennhetens aktiviteter i nedbørfeltet (lokal forskrift). Klausulering kan begrense forhold ved nye og eksisterende bebyggelse, sanitærløsninger og deponi av avfall, næringsvirksomhet, skogsdrift og veier, beiting og gjødsling, og ferdsel og aktiviteter i nedbørfeltet og kilden. Lokal forskrift kan gi rammer for hva som er tillatt av rekreasjonsaktiviteter, slik som bading, fiske, telting og organiserte aktiviteter (Hem et al., 2008).

2.1.6.2 Topografi, geologi, jordsmonn og vegetasjon

«Selv om innsjøen på mange måter representerer et velavgrenset økosystem, så er det samtidig klart at vannkvaliteten gjenspeiler nedbørfeltets egenskaper» (Hessen, 2010, s. 260). Sammenhengen mellom hvilke stoffer som finnes i berggrunnen, jordsmonnet og vegetasjon, samt topografi og avrenningsforhold, er med på å avgjøre sammensetningen av stoffer i vannet. For eksempel vil patogene mikroorganismer kunne holdes tilbake av helningsgraden til terrenget, og mektighet og egenskaper i løsmasser. Geologi avgjør hvilke stoffer som forvitres i berggrunnen. Forvitringen kan igjen påvirkes av ionebytting og aktivitet i rotsonen til planter. Dette bestemmer konsentrasjonen av metaller som magnesium og kalsium, jern og mangan. Fra avrenning gjennom vegetasjon og jordsmonn tilføres organisk materiale, samt organisk bunte stoffer, slik som jern, nitrogen, fosfor og andre metaller. Ved tilførsler av sterke syrer fra nedbør, vil disse trekke med seg basekationer fra jorda. Vegetasjonsdekket er ofte avgjørende for mengden av disse stoffene som tilføres. Skog- og myr-terreng er en av hoveddriverne til tilførsel av NOM. Dystrofe innsjøer har gjerne nedbørfelt rikt på skog og myr, kombinert med kalkfattig grunn. Samtidig tas nitrat og fosfor opp av planter. Hogst vil derfor kunne påvirke tilførsler av ulike stoffer, og dermed også kjemiske og biologiske egenskaper til vannet (Folkehelseinstituttet, 2021; Hessen, 2010).

2.2 KLIMAFRAMSKRIVINGER

På oppdrag fra «NOU Klimatilpasning» er det utviklet en rapport «Klima i Noreg 2100» (NOU: 2010:10, 2010). Den første rapporten ble publisert i 2009, og oppdatert i 2015 for å legge den nyeste hovedrapport fra FNs klimapanel om det globale klimasystemet og beregnede fremtidige klimaendringer til grunn. Rapporten har som formål « [...] å gi en mest mulig konsistent beskrivelse både av historisk klimautvikling og av beregnet utvikling frem mot år 2100 i Norge» (Hanssen-Bauer et al., 2015, s. 14). Klimaframskrivingene bygger på globale utslippsscenarioer fremstilt som «Representative Concentration Pathways» (RCPer)(Hanssen-Bauer et al., 2015). «Disse beskriver forskjellige scenarioer for fremtidig utvikling av globale utslipp av klimagasser [...]. I klimaforskningen regnes utslippene om til ekstra klimapådriv til atmosfæren» (Hanssen-Bauer et al., 2015, s. 93). De globale klimaframskrivningene er videre blitt nedskalert til klimaprojeksjoner for Europa (Hanssen-Bauer et al., 2015).

Med bakgrunn i regjeringens oppfordring om å legge høye alternativer til grunn i arbeidet med klimatilpasning for å være føre var, (Meld. St. 33 (2012–2013)) er det i denne oppgaven, så vel som i mye av forskningen generelt, fokusert på RCP4.5 (intermediate) og RCP8.5 (high). RCP4.5 antar en utflating av CO₂-ekvivalenter i atmosfæren, mens RCP8.5 antar utviklingen vil fortsette i samme tempo som de siste tiårene. Resultatet av disse scenarioene blir en global temperaturøkning på rundt 2,5°C og 4°C, mot slutten av århundret relativt til perioden 1850-1900, for RCP4.5 og RCP8.5 respektivt (Hanssen-Bauer et al., 2015).

2.2.1 Klimafremskrivninger i Norge

Det er en komplisert affære å fremskrive hvordan globale klimaendringer vil påvirke ulike regioner. Hanssen-Bauer et al. (2015, s. 8-9) beskriver regionale endringer i Norges klimasystem som:

Norge ligger så langt mot nord at landet har et netto strålingstap til verdensrommet. Storstilt sirkulasjon i luft og hav tilfører imidlertid energi. Variasjoner i disse sirkulasjonsmønstrene fører til variasjon i lokale værforhold på tidsskalaer opp til flere tiår. Endring i disse sirkulasjonsmønstrene vil føre til endringer i regionalt klima for Norge. Dette kan for eksempel være endringer i utstrekning, intensitet og/eller baner for vandrede lavtrykk, eller ved endringer i volum eller varmeinnhold i den norske Atlanterhavstrømmen.

Klimaet i Norge er svært variert, både geografisk og i ulike sesonger. De siste 150 årene har klimaet i mer eller mindre grad vært påvirket av antropogene forhold, med klart størst

påvirkning de siste 50 årene (NOU: 2010:10, 2010). Fra år 1900 til 2014 har årsmiddeltemperaturen økt med ca. 1°C, og midlere årsnedbør med ca. 18%. Det har vært størst temperaturøkning om våren og minst om vinteren, som har ført til tidligere vårflommer. Nedbørsøkningen har vært størst om våren og minst om sommeren, intensiteten og hyppigheten av kraftig nedbør har økt, hvilket har ført til hyppigere regnflommer (Hanssen-Bauer et al., 2015). Klimaet i dette århundret vil være påvirket både av globale endringer, og av naturlige klimavariasjoner (NOU: 2010:10, 2010). «For de neste 10-20 år vil naturlige variasjoner i stor grad dominere over «klimasignalet» som skyldes økt drivhuseffekt. For denne tidshorisonten anbefales det derfor at man bruker oppdaterte data for «dagens klima» i stedet for framskrivninger» (Hanssen-Bauer et al., 2015, s. 11).

Videre i rapporten har det blitt fokusert på framskrivninger for periodene 2031-2060 og 2071-2100 med 1971-2000 som referanseperiode. Konklusjonene for landet som helhet er at det blir varmere i alle regioner og alle årstider, med generelt større oppvarming om vinteren enn om sommeren. Beregnet medianverdi for forandring i årsnedbør er på 8% for RCP4.5 og 18% for RCP8.5 (Hanssen-Bauer et al., 2015).

2.2.2 Klimaframskrivninger for Glitre

Fremtidige beregninger for temperatur og nedbør for 2031-2060 og 2071-2100 for RCP4.5 og RCP8.5 med 1971-2000 som referanseperiode er gitt i tabell 2.1 og 2.2.

Buskerud

Utslippsscenario RCP4.5

		RCP4.5							
		2031-2060				2071-2100			
Element	År / Årstid	Middel	Median	Lav	Høy	Middel	Median	Lav	Høy
Middeltemperatur	År	1,7	1,6	1,1	2,3	2,4	2,5	1,8	3,1
Middeltemperatur	Vinter (DJF)	1,9	2,0	1,1	2,5	2,7	2,6	1,9	3,6
Middeltemperatur	Vår (MAM)	1,7	1,6	0,7	2,6	2,3	2,3	1,5	3,1
Middeltemperatur	Sommer (JJA)	1,4	1,4	0,9	2,0	2,1	2,0	1,5	2,7
Middeltemperatur	Høst (SON)	1,8	1,7	1,5	2,3	2,5	2,3	1,9	3,2
Nedbørsom	År	7	6	1	16	9	8	2	18
Nedbørsom	Vinter (DJF)	8	8	-6	21	15	16	2	27
Nedbørsom	Vår (MAM)	15	16	2	26	13	12	4	23
Nedbørsom	Sommer (JJA)	5	5	-9	22	3	3	-6	16
Nedbørsom	Høst (SON)	2	1	-4	13	7	9	-6	19
Kraftig nedbør (intensitet)	År	7	6	3	14	11	12	3	19
Kraftig nedbør (intensitet)	Vinter (DJF)	8	9	1	17	14	18	4	21
Kraftig nedbør (intensitet)	Vår (MAM)	11	11	5	21	17	18	8	26
Kraftig nedbør (intensitet)	Sommer (JJA)	9	8	1	21	14	13	2	29
Kraftig nedbør (intensitet)	Høst (SON)	6	3	1	16	10	6	0	22
Kraftig nedbør (hyppighet)	År	31	28	13	59	47	49	15	77
Kraftig nedbør (hyppighet)	Vinter (DJF)	51	53	12	104	94	100	28	149
Kraftig nedbør (hyppighet)	Vår (MAM)	56	56	20	103	80	92	33	130
Kraftig nedbør (hyppighet)	Sommer (JJA)	41	34	6	103	55	48	13	108
Kraftig nedbør (hyppighet)	Høst (SON)	28	16	3	75	47	29	2	115

Tabellen viser endring i temperatur og nedbør fra 1971-2000 til hhv. 2031-2060 og 2071-2100. Det er gitt verdier for gjennomsnittlig (middel), median, lav og høy projeksjon for både lavt (RCP4.5) og høyt (RCP8.5) utslippsscenario. For temperatur er endringene gitt i grader Celcius, for de tre nedbørindikatorne i prosent.

NORSK KLIMASERVICESENTER

Tabell 2.1: Klimaframskrivinger for Buskerud ved utslippsscenario RCP4.5. Hentet fra (Norsk klimaservicesenter, 2021).

Buskerud

Utslippsscenario RCP8.5

		RCP8.5							
		2031-2060				2071-2100			
Element	År / Årstid	Middel	Median	Lav	Høy	Middel	Median	Lav	Høy
Middeltemperatur	År	2,2	2,1	1,6	2,9	4,3	4,2	3,3	5,4
Middeltemperatur	Vinter (DJF)	2,5	2,5	1,9	3,2	4,8	4,6	3,8	5,9
Middeltemperatur	Vår (MAM)	2,1	2,0	1,5	2,9	4,2	4,0	3,0	5,4
Middeltemperatur	Sommer (JJA)	1,8	1,8	1,3	2,5	3,8	3,7	2,8	5,0
Middeltemperatur	Høst (SON)	2,3	2,4	1,3	3,0	4,4	4,2	3,5	5,4
Nedbørsom	År	9	7	4	16	17	16	7	30
Nedbørsom	Vinter (DJF)	15	15	2	31	30	30	23	38
Nedbørsom	Vår (MAM)	15	16	5	21	25	23	10	41
Nedbørsom	Sommer (JJA)	5	1	-4	17	8	4	-10	30
Nedbørsom	Høst (SON)	5	5	-4	20	11	12	-7	24
Kraftig nedbør (intensitet)	År	9	10	5	13	19	19	12	30
Kraftig nedbør (intensitet)	Vinter (DJF)	11	10	5	18	29	28	21	40
Kraftig nedbør (intensitet)	Vår (MAM)	14	14	7	20	25	23	15	39
Kraftig nedbør (intensitet)	Sommer (JJA)	9	8	1	15	18	18	7	32
Kraftig nedbør (intensitet)	Høst (SON)	9	7	3	17	19	16	9	32
Kraftig nedbør (hyppighet)	År	40	42	23	57	91	83	54	148
Kraftig nedbør (hyppighet)	Vinter (DJF)	70	59	28	124	203	205	132	277
Kraftig nedbør (hyppighet)	Vår (MAM)	61	58	30	93	125	109	71	203
Kraftig nedbør (hyppighet)	Sommer (JJA)	41	38	12	62	87	76	28	166
Kraftig nedbør (hyppighet)	Høst (SON)	44	37	13	92	103	89	47	166

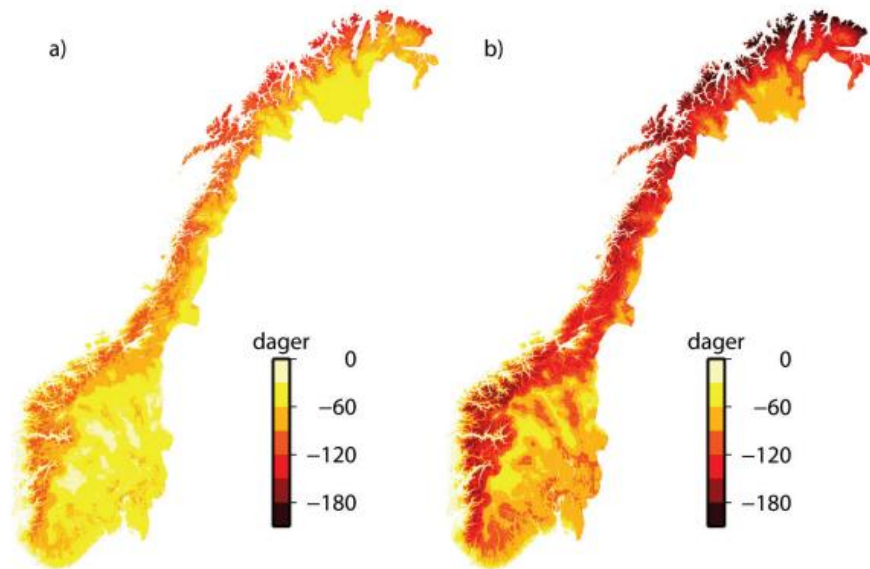
Tabellen viser endring i temperatur og nedbør fra 1971-2000 til hhv. 2031-2060 og 2071-2100. Det er gitt verdier for gjennomsnittlig (middel), median, lav og høy projeksjon for både lavt (RCP4.5) og høyt (RCP8.5) utslippsscenario. For temperatur er endringene gitt i grader Celcius, for de tre nedbørindikatorne i prosent.

NORSK KLIMASERVICESENTER

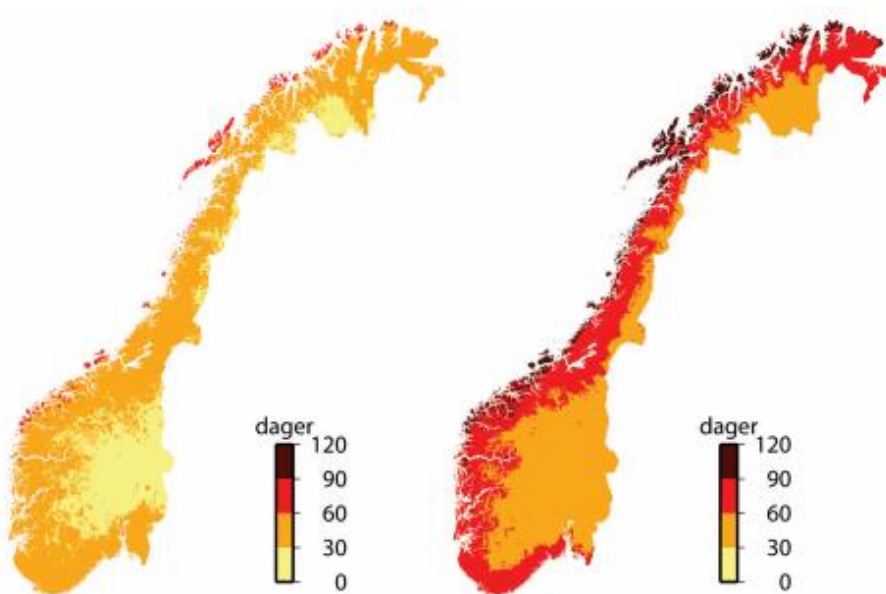
Tabell 2.2: Klimaframskrivinger for Buskerud ved utslippsscenario RCP8.5. Hentet fra (Norsk klimaservicesenter, 2021).

I tabellen er perioden 1971-2000 referanse. Årsmiddeltemperaturen på Østlandet økte mellom 1971-2000 og 1985-2014 med 0,44°C, med størst økning om våren og minst om sommeren. Årsnedbøren økte med 8% for de samme periodene på Østlandet, med størst økning om sommeren. Skal en legge «dagens klima» til grunn bør en derfor benytte den nyeste tidsperioden med data (Hanssen-Bauer et al., 2015).

For Buskerud og Østlandet generelt vil det bli varmere om vinteren, og vårisganger vil komme tidligere. I lavlandet vil det også bli betraktelig mindre snømengde og kortere snøsesong. I høyereliggende fjellområder er det antatt økende snømengder for første halvdel av århundret, og synkende mengder andre halvdel som resultat av økte temperaturer. Snøsmelteflommen vil oppstå tidligere, og bli mindre utover århundret, og dette vil gi økt fordamping. Predikert endring i antall dager med snødekke er vist i figur 2.3. Kombinert med varmere somre og liten endring i sommernedbøren øker dette faren for tørke. Vekstsesongen vil øke for hele fylket. For store deler av Østlandet (utenom indre strøk), er det beregnet 1-2 måneder lengre vekstsesong for RCP4.5 og 2-3 måneder for RCP8.5 frem mot 2100 se figur 2.4. Generelt er det temperaturvariasjoner innad i Buskerud, med varmeste temperaturer rundt Oslofjorden, og gradvis synkende temperaturer med avstand til kysten og oppover i høyden. Medianen av framskrivinger for begge fremtidsperioder tyder på en liten økning i årsavrenningen for RCP4.5 og RCP8.5, men større forskjeller i enkelte sesonger. Endring i total avrenning for ulike sesonger er gitt i tabell 2.3. Mer intense og hyppigere nedbørepisoder vil gi periodevis økt erosjon og flom i elver og bekker (Hanssen-Bauer et al., 2015; Norsk klimaservicesenter, 2021).



Figur 2.3: Kart over predikert endring i antall dager med snødekke i perioden 2071-2100 med 1971-2000 som referanseperiode, for utslippsscenario RCP4.5 (a) og RCP8.5 (b). Hentet fra Hanssen-Bauer et al. (2015, s. 119).



Figur 2.4: Kart over predikert endring i antall dager med vekstsesong i perioden 2071-2100 med 1971-2000 som referanseperiode, for utslippsscenario RCP4.5 (venstre) og RCP8.5 (høyre). Hentet fra Hanssen-Bauer et al. (2015, s. 102).

Region	Sesong	1971–2000 til 2071–2100: Endring (%) i total avrenning					
		RCP 4.5			RCP 8.5		
		Med	Lav	Høy	Med	Lav	Høy
Norge	År	3	-5	6	7	-3	11
	Vinter (DJF)	26	19	32	44	33	53
	Vår (MAM)	8	4	14	7	2	8
	Sommer (JJA)	-23	-32	-19	-26	-35	-22
	Høst (SON)	8	1	13	17	3	23
Østlandet	År	2	-1	7	7	-2	16
	Vinter (DJF)	44	19	55	74	67	91
	Vår (MAM)	15	7	18	19	11	25
	Sommer (JJA)	-16	-24	-11	-23	-32	-14
	Høst (SON)	4	-4	13	10	-5	16

Tabell 2.3: Årlig og sesongvis endring i total avrenning (%) for Norge og Østlandet i 2071-2100 med 1971-2000 som referanseperiode, for klimascenario RCP4.5 og RCP8.5. Hentet fra Hanssen-Bauer et al. (2015, s. 179).

Region	Sesong	1971–2000 til 2031–2060: Endring (%) i total avrenning					
		RCP 4.5			RCP 8.5		
		Med	Lav	Høy	Med	Lav	Høy
Norge	År	1	-4	5	1	-1	4
	Vinter (DJF)	18	3	28	22	18	31
	Vår (MAM)	8	-2	11	7	-1	12
	Sommer (JJA)	-19	-21	-14	-21	-25	-17
	Høst (SON)	7	2	10	8	1	18
Østlandet	År	2	-1	6	1	-2	7
	Vinter (DJF)	24	7	30	29	19	45
	Vår (MAM)	10	3	14	7	-1	17
	Sommer (JJA)	-11	-15	-2	-12	-17	-5
	Høst (SON)	1	-3	7	4	-4	17

Tabell 2.4: Årlig og sesongvis endring i total avrenning (%) for Norge og Østlandet i 2031-2060 med 1971-2000 som referanseperiode, for klimascenario RCP4.5 og RCP8.5. Hentet fra Hanssen-Bauer et al. (2015, s. 180).

2.3 RELEVANTE STUDIER FOR KLIMAPROGNOSER AV DRIKKEVANNSKVALITET

I 2012 ble det foretatt en konsekvensutredning av 5 innsjøer i Osloområdet, som alle hadde potensiale til å inngå i Oslos fremtidige drikkevannsforsyning. Holdsfjorden, og innsjøene Maridalsvannet, Langlia, Elvåga og Alunsjøen, ble undersøkt for mikrobiologisk vannkvalitet og potensiale for utvikling av fremtidig forurensning, alger, og fargetall (Eikebrokk et al., 2012).

2.3.1 Mikrobiologisk kvalitet

For å vurdere utvikling av bakterieinnhold i vannkildene så Eikebrokk et al. (2012) på utvikling av *E. coli* og termotolerante koliforme bakterier i råvannsinntaket til vannbehandlingsanleggene tilknyttet kildene Alunsjøen, Maridalsvannet, Langlia og Elvåga. Det ble vist en nedgang i konsentrasjonen i Maridalsvannet gjennom 80-årene, som stort sett kunne spores tilbake til en nedgang i ville fugler som oppholdt seg i innsjøen. Utviklingen av bakteriekonsentrasjonen i Langlia så ut til å være relativt stabil dersom man ekskluderte høye konsentrasjoner i 1997 og 2002. Alunsjøen og Elvåga ble pekt på som innsjøene med best mikrobiologisk aktivitet, og det så ikke ut til å være noen trender i vannkvaliteten.

For å vurdere bakterier i Holsfjorden ble det sett på konsentrasjonen av totale koliforme bakterier i ulike områder i kilden. Årsaken var svært lave konsentrasjoner av TKB, slik at det ikke var mulig å finne noe godt regionalt utbredelsesmønster. Det ble pekt på at det normalt er en god sammenheng mellom totale koliforme bakterier og TKB. Verdiene for turbiditet og farge ga samme mønster som for kimtall.

Videre ble det sett på forhold i kildene og tilhørende nedbørfelt, som vil kunne sees på som et forurensningspotensiale. For Maridalsvannet ble det poengtert hvor viktig det er med videre restriksjoner og beskyttelsestiltak i kilden. Det ble videre pekt på at ved et økt vannforbruk ville dette redusere innsjøens egne såkalte «hygieniske barriereeffekt».

For parasitter ble det sett på prøver av parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium* i kilde og nedbørfelt for tre av innsjøene. Det ble vurdert at faren for sykdom som følge av parasitter ikke alene kunne baseres på et fåtall vannanalyser. Ved simulering av forurensning til Maridalsvannet ble det vist at parasitter i konsentrasjoner som overskrider WHO's anbefalinger, kunne forekomme ved høye nedbørshendelser.

2.3.2 Utvikling av fargetall

I 2012 ble det foretatt en konsekvensutredning av 5 innsjøer i Osloområdet, som alle hadde potensiale til å inngå i Oslos fremtidige drikkevannsforsyning. I den forbindelse ble det utført regresjonsanalyse og modellberegninger for framskrivinger av fargetall i innsjøene i 2040. Beregningene er gitt i tabell 2.5. Modellberegningene ble basert på årlig endring i nedbørskvalitet og mengde. Det ble stipulert en økning i årlig nedbørmengde på 0,5% /år fra årsnedbøren i 2010. Hvilket tilsvarer en 16% økning i årsnedbør mellom 2010 og 2040 (Eikebrokk et al., 2012).

Max Farge (mg Pt/L)	Alunnsjøen		Langlia		Maridalsvannet		Elvåga		Holsfjorden	
	2005	2040	2011	2040	2011	2040	2011	2040	2011	2040
Målt	16		57		33		30		21	
Regresjon		23		62		45		47		28
Modell		19		51		32		33		25
Maks. farge		21		57		39		40		27

Tabell 2.5: Maksimale fargetall av 5 innsjøer i Osloområdet basert på regresjonsanalyse, modellerte fargetall, høyeste måling i 2010/2011 og dimensjonerende maksimale fargetall. Hentet fra Eikebrokk et al. (2012, s. 10).

Utredningen konkluderte med at regresjonsanalysen ga noe overestimerte verdier, fordi økningen i NOM grunnet nedgangen i sur nedbør var nær oppbrukt. Vurderingen av resultatene ble at ingen av beregningene tok hensyn til alle parametere som kan øke tilførselen av NOM, slik som økt temperatur og vekstsesong, tilbakegangen i endring av nedbørskvalitet og flomhendelser. Konklusjonen ble derfor at dimensjonerende maksimale fargetall (vist som «Maks. farge» i tabell 2.5) ble valgt som middelveiene av resultatene fra regresjonsanalysen og fra modellberegningene (Eikebrokk et al., 2012).

2.3.3 Alger

(Eikebrokk et al., 2012) mente at for klassifisering av råvann som drikkevannskilde, hva angår algevekst, bør en følge SFTs veileder for klassifisering av vannforekomsters egenhet til råvann for bruk som drikkevann. Etter veilederen klassifiseres råvannets egnethet som drikkevannsforsyning mellom god, egnet, mindre egnet og uegnet, ut ifra grenseverdier for innhold av totalt fosfor og klorofyll Andersen et al. (1997). For klasse 1, «godt egnet» «[...] skulle midlere algemengde i sommerhalvåret i disse innsjøene holdes under 2 µg chl-a per liter, noe som oppnås hvis fosforkonsentrasjonen holdes under 7 µg P/l» (KVU, s. 10)

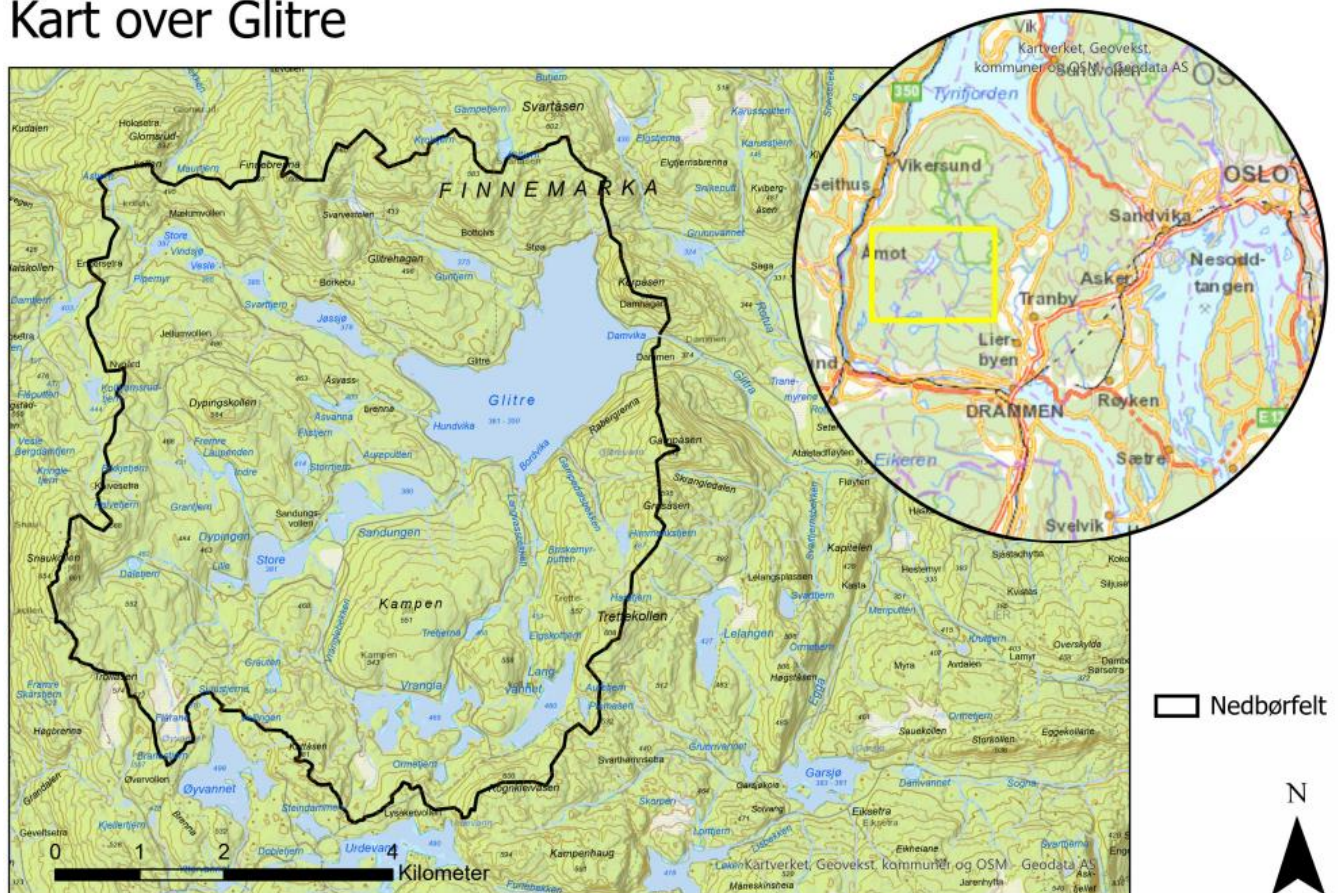
For alle de fem innsjøene undersøkt ved KVU, ble det konkludert med at de hadde lave algekonsentrasjoner, og at det ikke hadde vært observert bekymringsfulle forekomster av problemalger. Dersom ingen forvaltningsregler rundt innsjøene skulle endre seg, ble det konkludert med at det heller ikke var grunn til å tro at det skulle oppstå problemer med alger i fremtiden.

3 MATERIAL OG METODE

3.1 STUDIEOBJEKT GLITRE

Innsjøen Glitre ligger i Finnemarka i Viken fylke, som vist i figur 3.1. Innsjøen og dens nedbørfelt ligger på grensene mellom Drammen, Lier, Modum og Øvre Eiker. Glitre ligger dypt inne i marka i et skogsområde, og relativt høyt i terrenget. Glitre er drikkevannskilde for store deler av Drammensregionen, der Glitrevannverket IKS er ansvarlige for drikkevannsforsyningen, og forvaltning av innsjøen. Kilden ligger naturlig sett på kote 358 moh., men er demmet opp i øst ved utløpet til elva Glitra. Demningen har et overløp på 361,45 moh. Glitrevannverket har tillatelse til å regulere vannstanden i innsjøen mellom laveste regulerte vannstand (LRV) på 350,45 moh., og høyeste regulerte vannstand (HRV) på 360,45 moh. Dette gir én meter dempingsmagasin mellom HRV og høyden på overløpet, som kan benyttes ved fare for flom i vassdraget nedstrøms utløpet. Normalt ligger innsjøen på om lag kote 360 moh (Berge et al., 2004; Glitrevannverket, u.å.-c).

Kart over Glitre



Figur 3.1: Kart over Glitre. © nevina.nve.no: Kartverket, Geovekst, kommuner: OSM - Geodata AS

I henhold til «veileder for klassifisering av miljøtilstand i vann» (Direktoratsgruppen Vanddirektivet, 2018), er innsjøen klassifisert som middels stor med overflateareal på 3,7 km², kalkfattig, dyp og klar, og med god økologisk tilstand. (NVE, u.å.) Innsjøen har et totalt volum beregnet til 111 millioner m³, årlig avløp lik 24 millioner m³/år, hvilket gir en teoretisk oppholdstid for vann på 4,6 år (Berge et al., 2004). Nedbørfeltet i figur 3.1 er generert ved hjelp av karttjenesten NEVINA, som er et GIS- basert analyseverktøy levert av NVE. Nedbørfeltgrenser og feltparametere er beregnet basert på automatiske rutiner og kan inneholde feil (NVE, 2019). Naturlig nedbørfeltareal er ca. 45,3 km², med gjennomsnittlig middelavrenning beregnet til 758 l/s. Terrenget har høyeste punkt i sørvest på 660 moh, og laveste punkt er innsjøoverflaten.

3.1.1 Morfometri

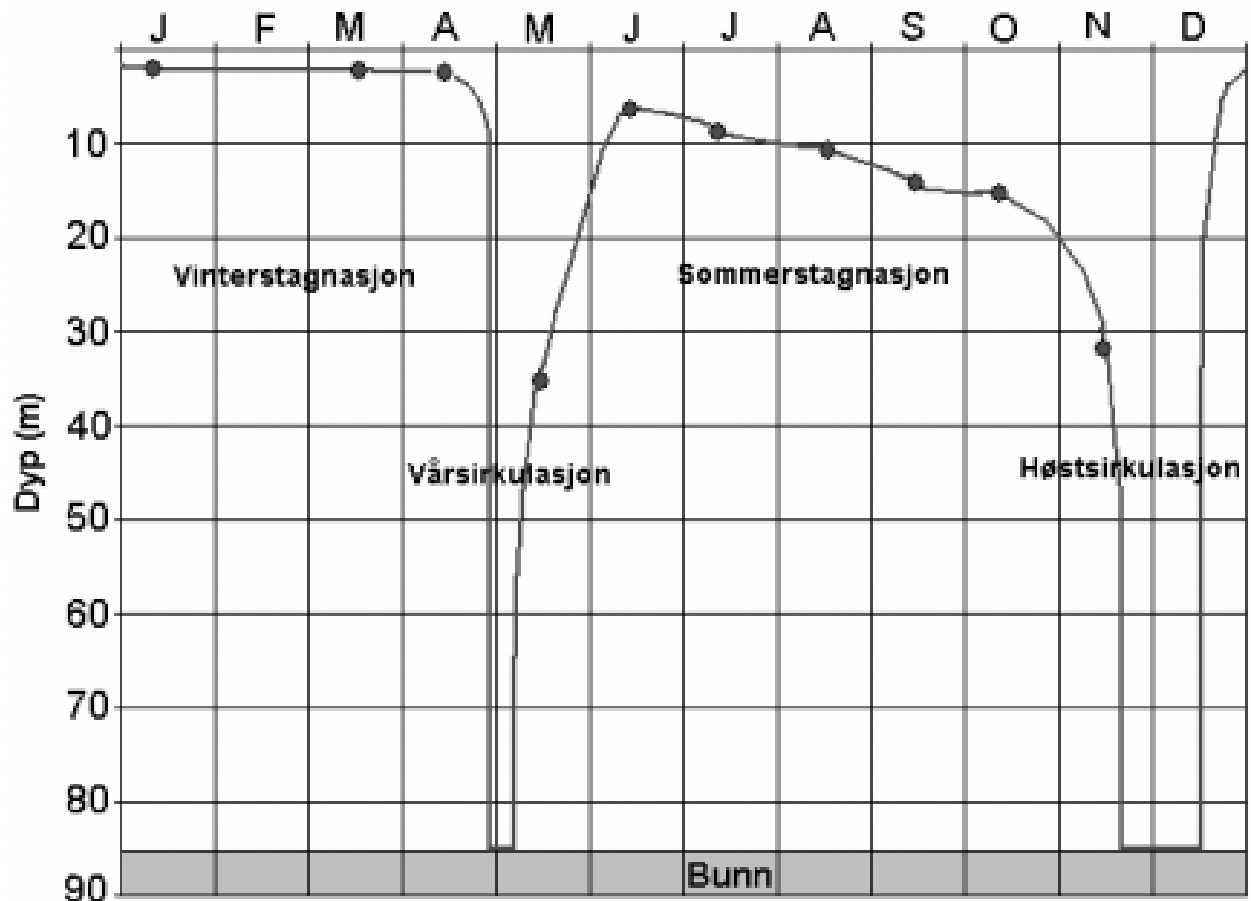
Dybdekart for Glitre, etter opplodding av NIVA i 1961, er gjengitt nedenfor. Det dypeste punktet er på 89 m, og snittdybden ligger på rundt 31 m.



Figur 3.2: Dybdekart over Glitre (Opploddet av NIVA i 1961). Hentet fra NIVA Rapport 4877-2004 (Berge et al., 2004, s. 11).

3.1.2 Termiske sjiktingsforhold

Ifølge Berge (2012) er det som regel full høstsirkulasjon fra slutten av november til årsskiftet desember/januar. Høstsirkulasjonen varierer fra år til år, lengden på sirkulasjonen avhenger av værforhold og kan vare mellom alt fra 2-6 uker. Dypvannsinntakets beskyttelse mot bakteriell forurensning under høstsirkulasjonen avhenger av nedbør og flom i bekkene i denne perioden (Berge, 2012; Berge et al., 2004). Vårsirkulasjonen er i overgangen april-mai, og varer i 1-2 uker (Berge et al., 2004). Ifølge epost fra Solem (2021) er Glitre islagt frem til ca. 1. mai. Resten av året er Glitre stabilt sjiktet, og råvannsinntaket ligger under denne sjiktsonen. Da Glitre ikke er spesielt langstrakt, er det liten fare for at temperatursprangsjiktet kan presses ned av vind (Berge et al., 2004). Figur 3.3, viser temperatursjiktet i Glitre gjennom året 1963.

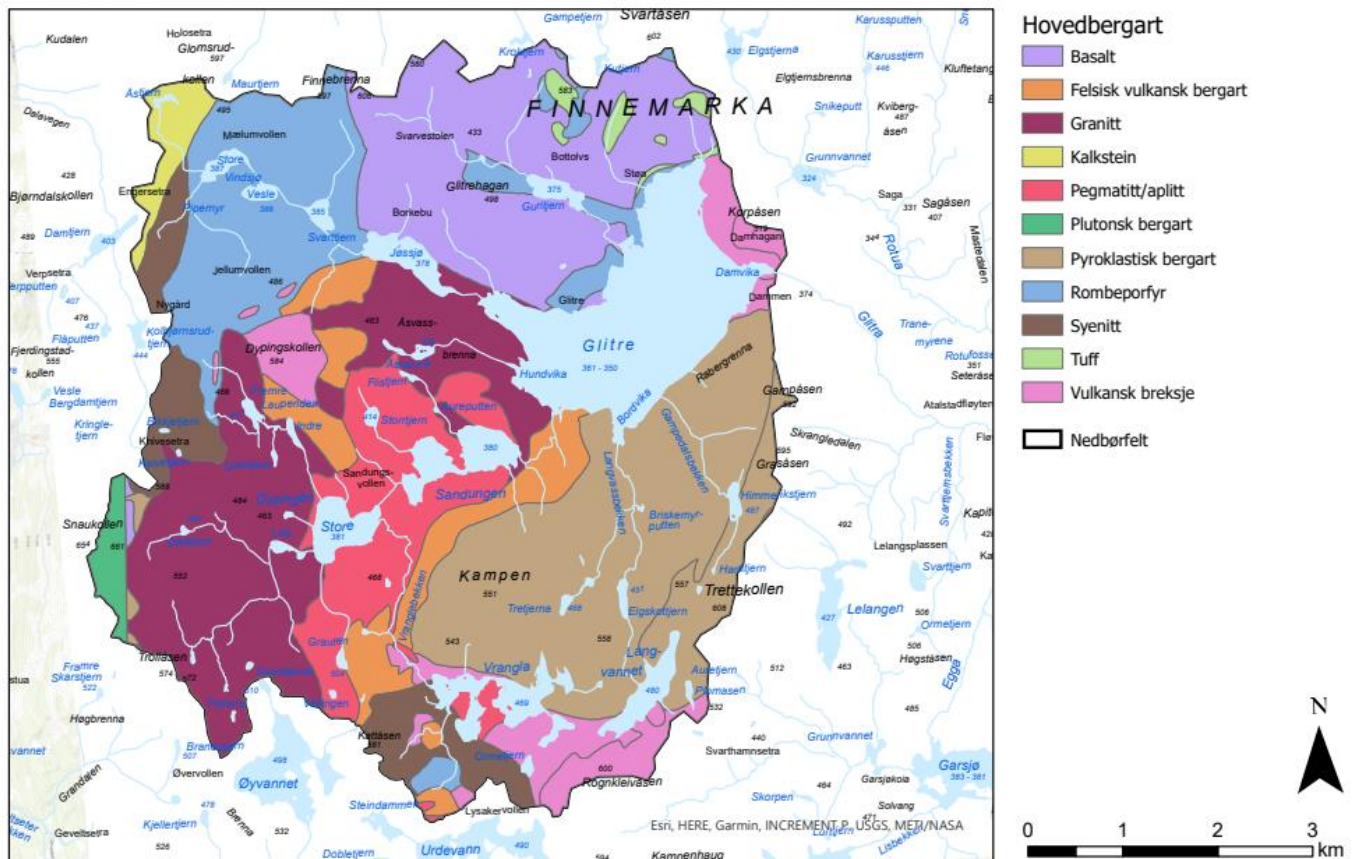


Figur 3.3: Temperatursprangsjiktets beliggenhet ved ulike årstider i Glitre (temperaturdata fra Sjøgård 1963).

Hentet fra NIVA Rapport 4877-2004 (Berge et al., 2004, s. 14) .

3.1.3 Geologi

Berggrunnskart over Glitres nedbørfelt

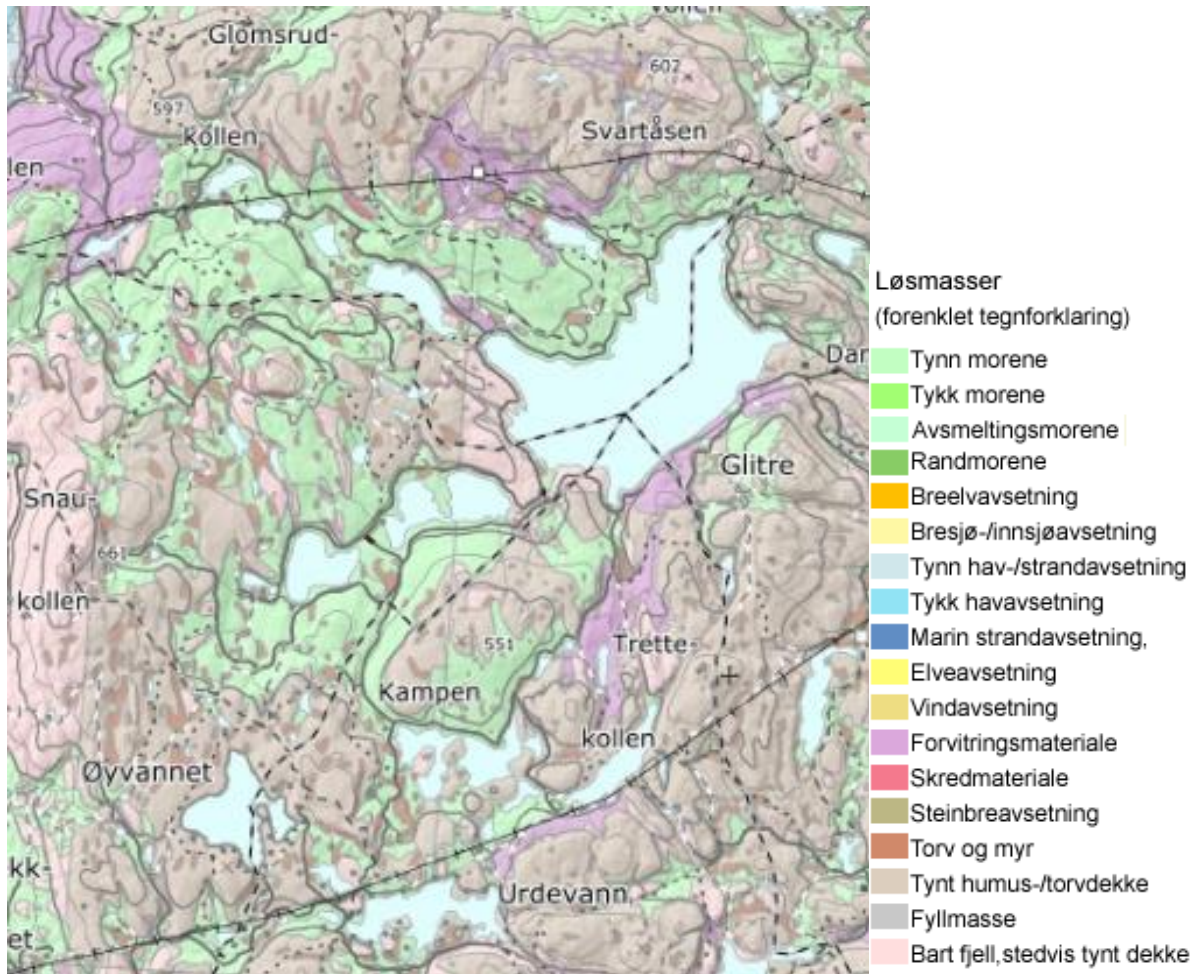


Figur 3.4: Berggrunnskart over Glitres nedbørfelt. Inneholder data under Norsk lisens for offentlige data (NLOD) tilgjengeliggjort av Norges geologiske undersøkelse (NGU). © nevina.nve.no: Kartverket, Geovekst, kommuner: OSM - Geodata AS.

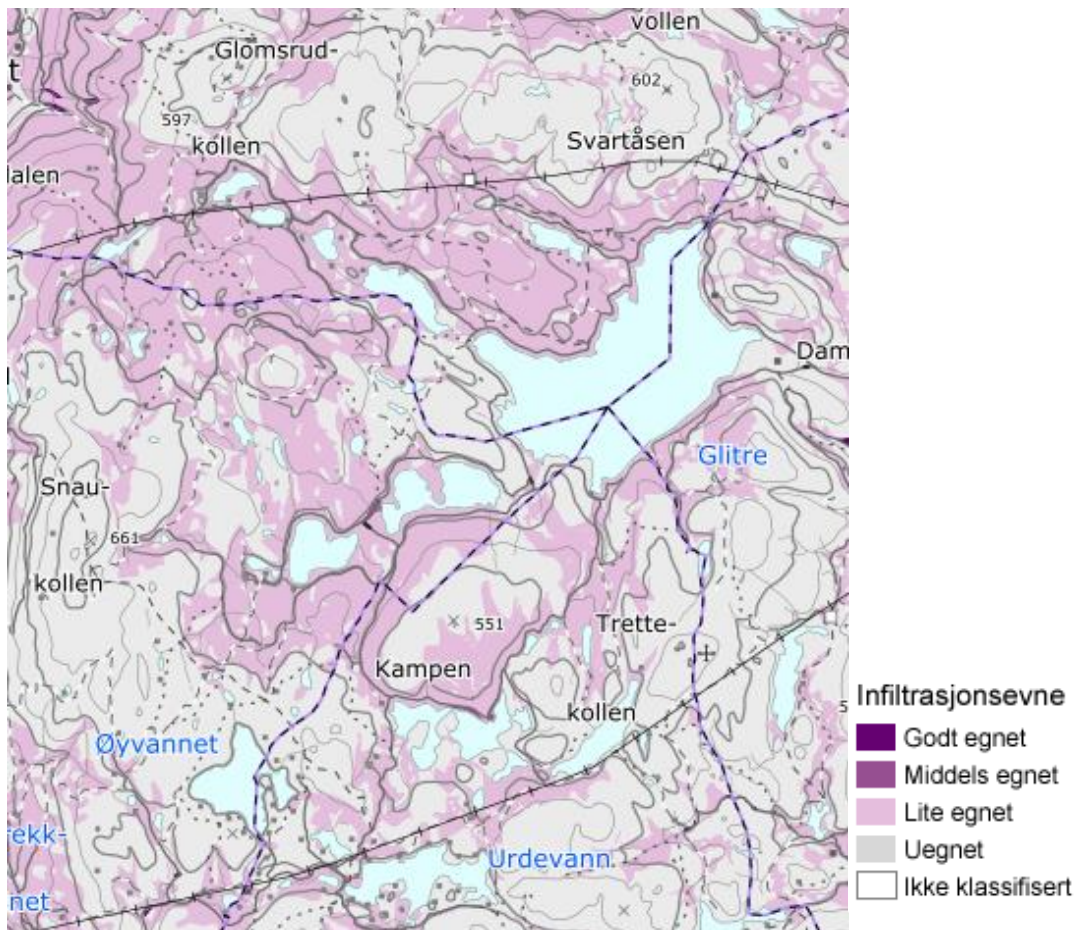
Glitre ligger i en kaldera som ble dannet under oppsprekningen av Osloriften. Glitrekalderaen er en kollapset sentral del av en vulkan, som har blitt slitt ned til en grunn forsenkning. Store deler av området er dekket av eruptive dyp-, gang- og dagbergarter (Hurum & Frøyland, 2004). Glitrekalderaen er beskrevet av Christoffer Oftedal (1953), gjengitt av Rolf Sørgrå (1963) og Berge et al. (2004). Bergartsstrukturen beskrives som mosaikkaktig, med høyt innslag av sure, kalkfattige og tungt oppløselige granittiske og syenittiske eruptiver.

3.1.4 Løsmasseavsetninger

Figur 3.5 og 3.6 viser kart over løsmassene i området, samt infiltrasjonsevnen. Av kartet ser en at løsmassedekket hovedsakelig består av tynne lag med torv/humus og morene, med innslag av partier med myr og torv, forvittringsmateriale og bart fjell. Infiltrasjonskapasiteten gjenspeiler løsmassekartet. En ser at der det er bart fjell og tynne humuslag, er det uegnet infiltrasjonskapasitet. Der det er tynn morene er kapasiteten noe bedre, men betegnes fremdeles som lite egnet.



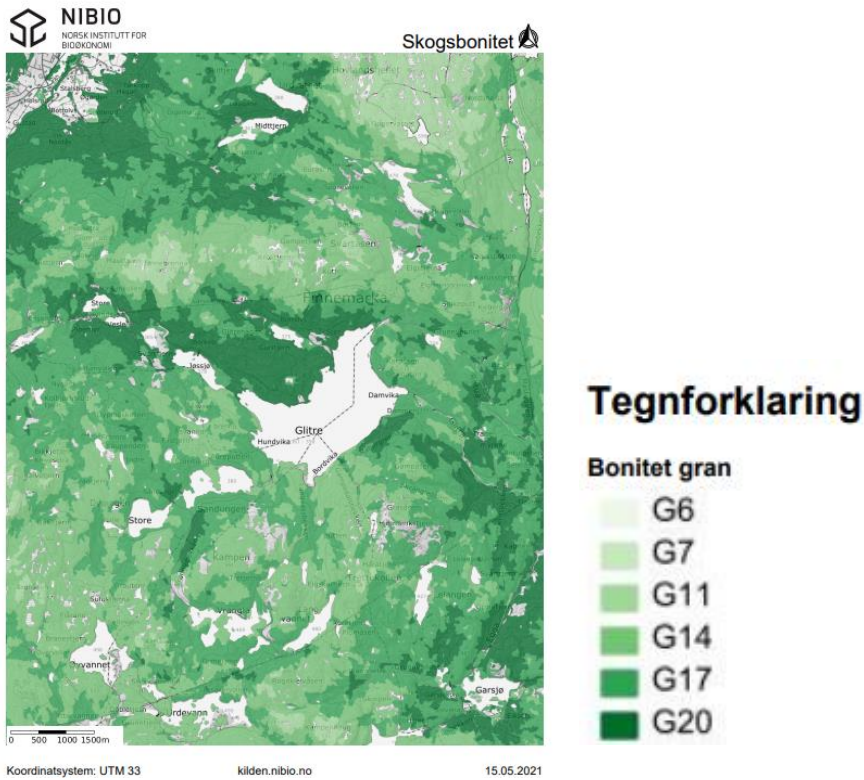
Figur 3.5: Løsmassekart for Glitres nedbørfelt. Inneholder data under Norsk lisens for offentlige data (NLOD) tilgjengeliggjort av Norges geologiske undersøkelse (NGU). (Norges geologiske undersøkelse (NGU)).



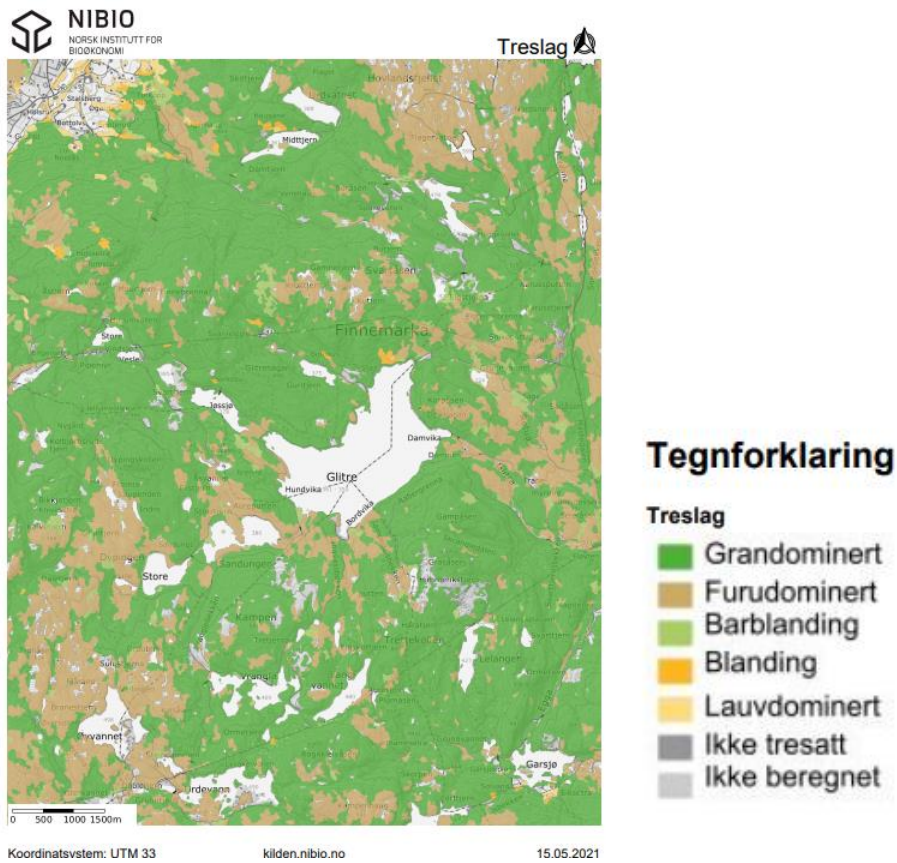
Figur 3.6: Infiltrasjonsevne for Glitres nedbørfelt. Inneholder data under Norsk lisens for offentlige data (NLOD) tilgjengeliggjort av Norges geologiske undersøkelse (NGU). (Norges geologiske undersøkelse (NGU)).

3.1.5 Vegetasjon

Karttjenesten NEVINA beregnet at nedbørfeltarealet består av 14% sjø, 82 % skog og 3,5 % myr (nevina.nve.no). Skogbestanden, vist i figur 3.8, består for det meste av grandominert skog, noe furu og små partier med løvtrær. Skogboniteten for gran (figur 3.7) er i nedbørfeltet høyest på nordsiden av Glitre, og ligger på G20 for landskogstakseringens bonitetssystem kalt H40. Hvilket betyr at gjennomsnittshøyden av de 100 grøvste grantrærne per hektar i dette området, vil vokse til en høyde på 20 meter ved 40 års brysthøydealder. «Brysthøydealderen er treets totalalder minus antall år det har tatt for treet å vokse seg opp til der man måler brysthøgdealderen.» Brysthøydealder er antall årringer, som angir alder, målt i brysthøyde. Hvor brysthøyde er definert som 1,3 meter over bakkenivå (Larsen, 2021). Resten av nedbørfeltet har lavere bonitet, og varierer mellom G11 og G20.



Figur 3.7: Granskogbonitet. © Kartdata: [Kartverket](#), [Geovekst og kommunene](#), [NIBIO](#)
© [OpenStreetMap](#) contributors.

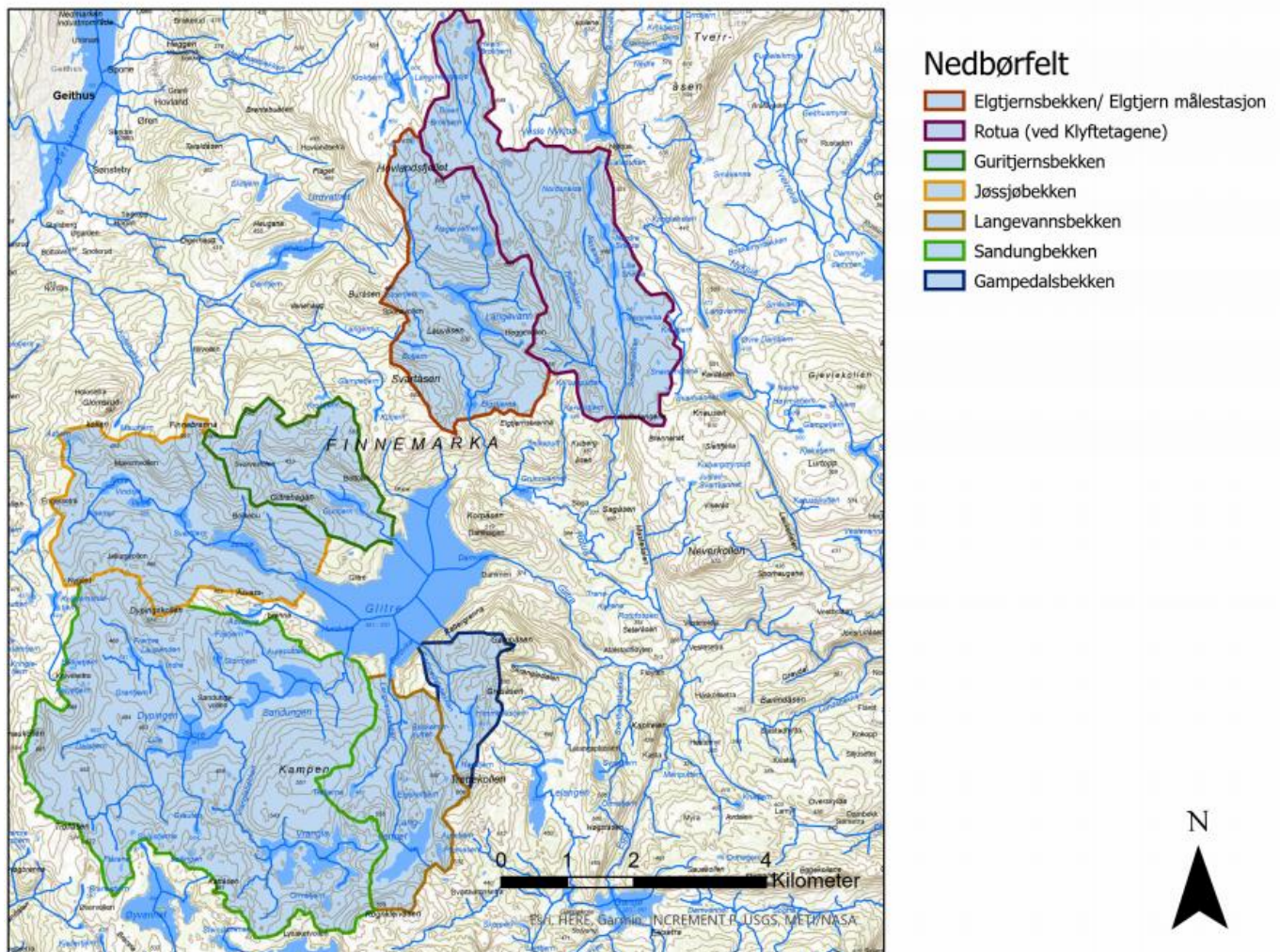


Figur 3.8: Treslag. © Kartdata: [Kartverket](#), [Geovekst og kommunene](#), [NIBIO](#) © [OpenStreetMap](#) contributors.

3.1.6 Tilløpsbekker

Det er 5 bekker med tilløp til Glitre. Deres nedbørfelt er vist i figur 3.9, areal, middelvannføring og arealdekke av nedbørfeltene er gjengitt i tabell 3.1. I tillegg er feltverdier beregnet for feltene Elgtjern og Rotua. Dette er ikke vassdrag med tilløp til Glitre. Årsaken til at disse er tatt med, er fordi det har vært vurdert å overføre disse feltene til Glitre for å øke kapasiteten. Det er derfor utført vannkvalitetsmålinger i disse bekkene, som vil benyttes i denne oppgaven. Elgtjernsbekken har også en målestasjon for vannføring og vannstand i bekken. Anslått nedbørfelt til «Elgtjernsbekken» i figur 3.9 representerer nedbørfeltet til denne målestasjonen (Berge et al., 2004).

Kart over nedbørfelt til bekker



Figur 3.9: Tilløpsbekkers nedbørfelt. © nevin.nve.no: Kartverket, Geovekst, kommuner og OSM - Geodata AS

Bekk	Nedbørfeltets areal	Middelavrenning 1961- 90	Arealdekke
Glitre	45,3 km ²	757 l/s	3,5% myr, 14% sjø, 82% skog
Guritjernsbekken	3,5 km ²	59 l/s	3,5% myr, 4% sjø, 93,5% skog
Jøssjøbekken	7,9 km ²	121 l/s	2% myr, 7% sjø, 90% skog
Sandungsbekken	19,5 km ²	343 l/s	5% myr, 8% sjø, 87% skog
Langevannsbekken	4,4 km ²	81 l/s	3,5% myr, 8,5% sjø, 86,5% skog
Gampedalsbekken	1,8 km ²	33 l/s	5% myr, 3% sjø, 92% skog
Elgtjernsbekken	7 km ²	139 l/s	7% myr, 7,5 % sjø, 86% skog
Rotua (Ved Klyftetogene)	9,5 km ²	185 l/s	6% myr, 5% sjø, 89% skog

Tabell 3.1: Nøkkeltall for tilløpsbekker. Data hentet fra karttjenesten NEVINA fra NVE (nevina.nve.no).

3.1.7 Aktiviteter i nedbørfeltet

Glitres nedbørfelt er beskyttet mot forurensende aktivitet gjennom «Forskrift om Forbud mot virksomhet som kan forurense Glitre som vannforsyningssystem, Modum, Øvre Eiker, Nedre Eiker og Lier kommuner, Buskerud». Forskriften forbyr all nybygging av eiendommer, bruksendring, eller innleggelse av vann i eksisterende eiendommer. Det er ikke lov med spillavløp av gråvann til Glitre eller innløpsbekker, og det er regler for hyttetoaletter og deponering av slam og avfall (Forskrift om forbud mot forurensning av Glitre, 2003). Ifølge Leirset (2021) er det ingen fastbeboende i nedbørfeltet, men det finnes 12 private hytter, de fleste i nærheten av Jøssjøbekken, og 4 hytter som eies av Statskog Børresen AS. Avløp fra disse kontrolleres gjennom Tilsynet for små avløpsanlegg. Fra befaring i 2019, ble det funnet avvik fra bestemmelser i forskriften, og det ble satt inn tiltak for utbedringer av avløpsanleggene.

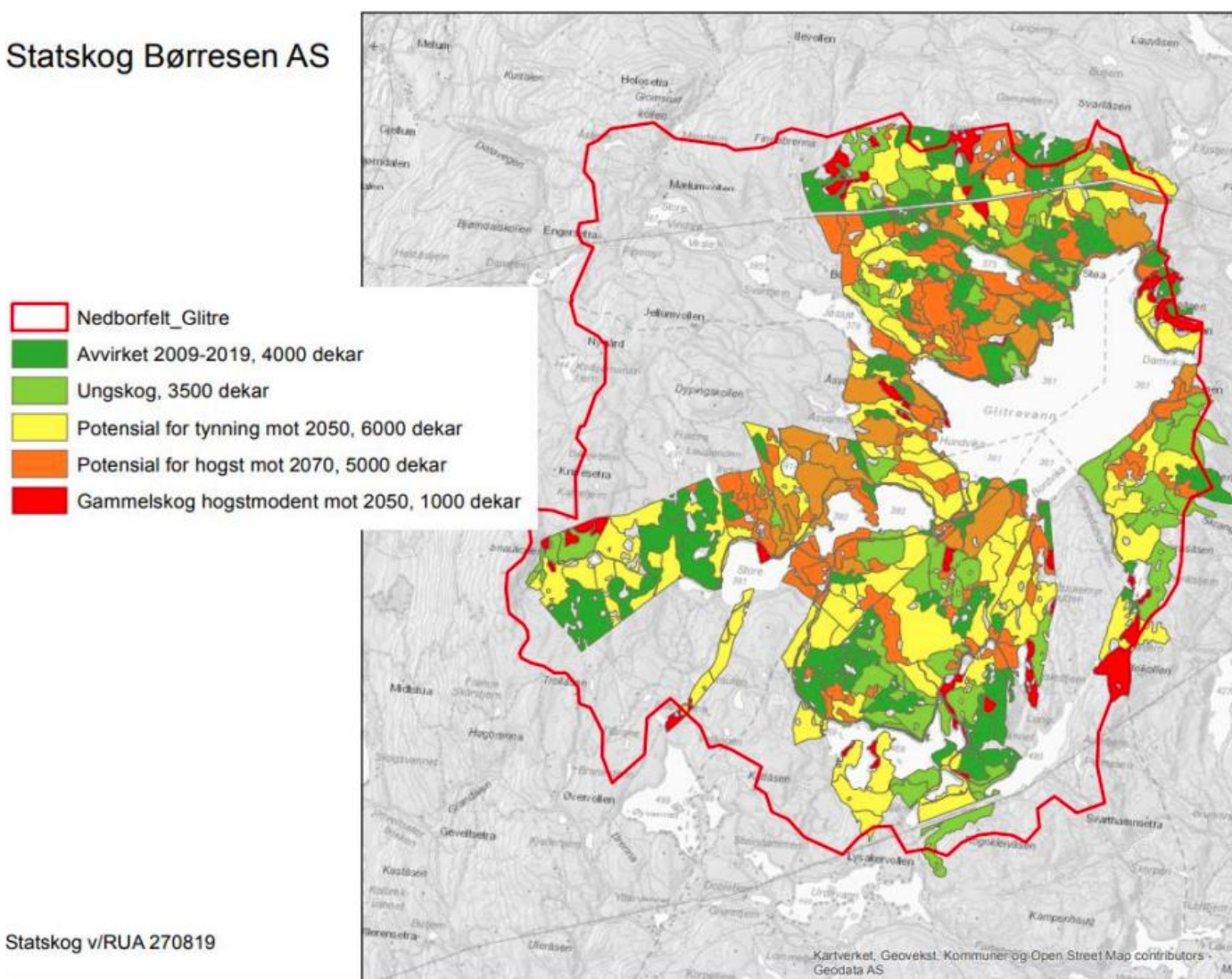
Glitre ligger i et flott naturområde som mange ønsker å benytte til rekreasjon. Det går turløyper/sykeltraseer rundt store deler av vannet. Gjennom forskriften er det satt forbudt med bruk av båt og motorisert ferdsel på vannet, bading, organisert ridning, og telting nærmere enn 100m fra vannet. Glitrevannverket er ansvarlige for å sette ut informasjonsskilter om dette. Jakt og fiske er tillatt. Glitrevannverket er ansvarlig for å sette ut 1200 fisk årlig, for opprettholdelse av fiskebestanden i Finnemarka, og dette gjøres av Drammens Sportsfiskere (Drammens Sportsfiskere, 2014; Forskrift om forbud mot forurensning av Glitre, 2003). Drammens Sportsfiskere gjør også befaringer rundt innsjøen, og har rapportert om flere tilfeller av menneskelig ferdsel, og brudd på forskriften, slik som telting, bålbrenning, uautorisert motorisert ferdsel og bading (Drammens Sportsfiskere, 2019).

I tillegg er det tillatt med beiting i området. Finnemarka beitelag består av 40 beiterettighetshavere, som slipper dyr ut på beite i Finnemarka. Til sammen beiter litt over 6000 sauer og lam og 1000 storfe. Det har vært en økning i antall beitende dyr siden 80-tallet. Flest sauer var det i 2017, med over 8000 totalt, mens antall storfe er doblet de siste 20 årene. For å holde dyrene unna drikkevannet finnes en gjeterordning med GPS-sendere og saltutsettelse (Glitrevannverket, u.å.-b). Ifølge Leirset (2021) er målet at Glitre i fremtiden skal benytte såkalt «no fence» teknologi, for å holde dyrene unna vannet (Personlig kommunikasjon, 16. mars 2021).

3.1.8 Skogsdrift

Omtrent 61% av skogområdene i Glitres nedbørfelt er i dag eid og driftet av Statskog Børresen AS, datterselskap av Statskog SF. Dette tilsvarer 28 kvadratkilometer. Skogsområdene var tidligere eid og driftet av A/S Børresen mellom 1908-1992, Borregaard Nea mellom 1992-2010, før skogen til slutt ble solgt til Statskog SF i 2010 (Heieren & Glitrevannverket IKS, 2018). Statskogs områder i Finnemarka, som inkluderer Glitres nedbørfelt, er både PEFC-sertifisert og FSC-sertifisert. Det har vært utført hogst og gjødsling av Statskogs skoger innenfor nedbørfeltet, og det er planlagt videre skogsdrift frem mot 2090. I 2017 ble et område på 0,675 km² oppstrøms Sandungbekken gjødslet. Det er planlagt å gjødsle omkring 0,25 km² (0,5% av nedbørfeltet) hvert femte år. Med denne raten vil rundt 4 km² (~10% av nedbørfeltet) være gjødslet én gang innen 2090. Gjødselen består av ammonium og nitrat, samt 7,4 % kalsium og magnesium. Planlagt dosering er 15 000 kg N/km². Mellom 2009 og 2019 ble et område på 4 km² avvirket. Av dette ble 0,7 km² avvirket mellom 2014-2019. Mye av dette foregikk i nedbørfeltet til Guritjernsbekken. Fremtidige hogstplaner består av avvirkning av 1 km² etter 2050 og 5 km² etter 2070, samt tynning av 6 km² innen 2050. Totalt vil 6 km² (~15% av nedbørfeltet) avvirknes innen 2090 (Blake & Clay, 2020). Arealer som det er planlagt hogst, tynning, eller gjødsling, samt områder der dette har foregått de siste årene er gjengitt i figur 3.10. Figur 3.11 viser aldersklasser over de resterende skogsområder. En ser av figuren at det finnes områder som er hogstmodne (hogstklasse 5) med potensiale for å bli avvirket, og det er flere områder som har vært avvirket de siste 20-30 årene (hogstklasse 2).

Statskog Børresen AS

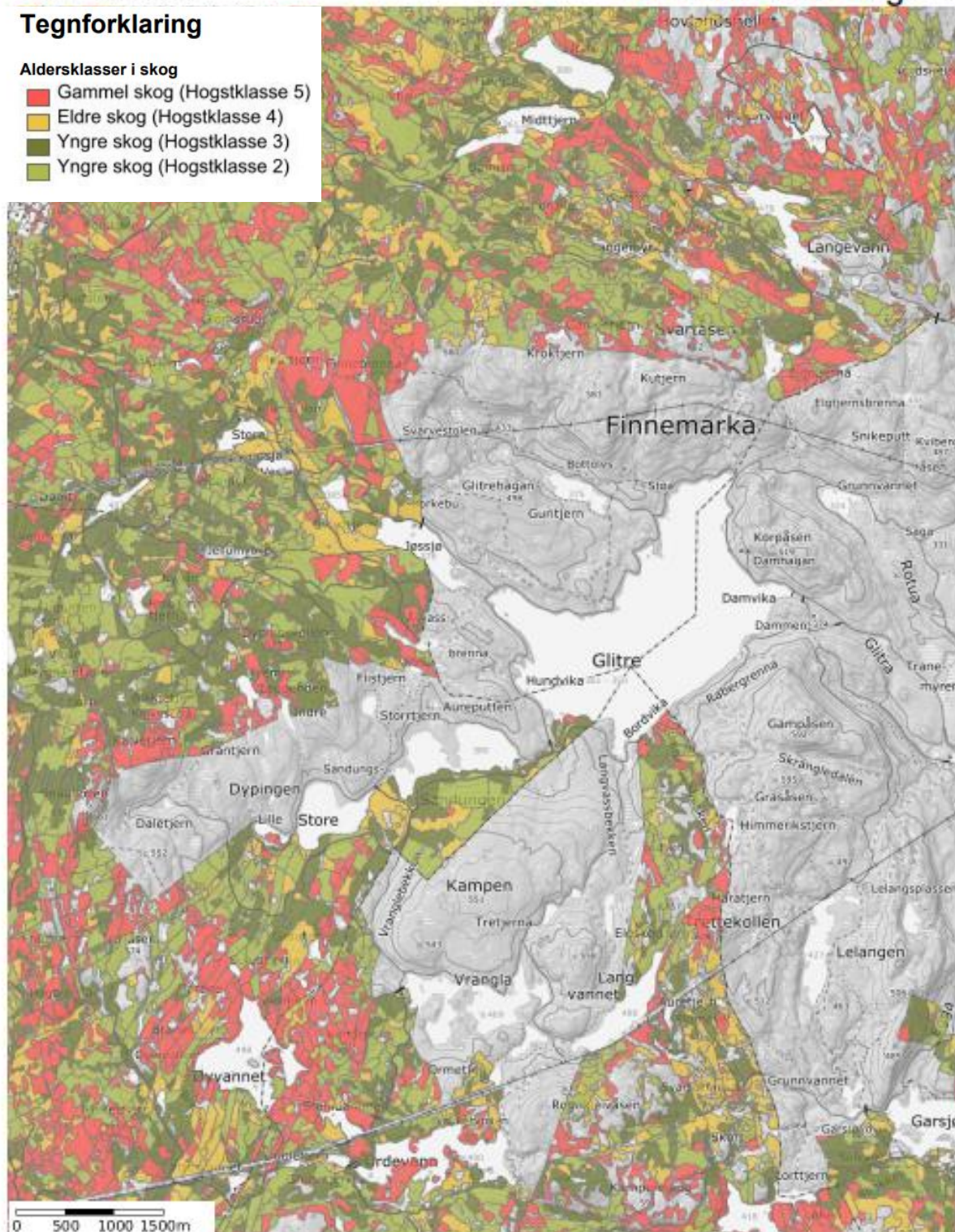


Figur 3.10: Planlagt og utført hogst i delen av Glitres nedborfelt som eies av Statskog Børresen AS. Hentet fra (Statskog Børresen AS v/ Skogkonsulent Sør-Norge R. A. Holmøy, 2021).

Tegnforklaring

Aldersklasser i skog

- Gammel skog (Hogstklasse 5)
- Eldre skog (Hogstklasse 4)
- Yngre skog (Hogstklasse 3)
- Yngre skog (Hogstklasse 2)



Koordinatsystem: UTM 33

kilden.nibio.no

15.05.2021

Figur 3.11: Aldersklasser i skog. © Kartdata: [Kartverket](#), [Geovekst og kommunene](#), [NIBIO](#)

© [OpenStreetMap](#) contributors.

3.1.9 Om Vannforsyningen

Glitre er den største kilden til drikkevann i Drammensregionen. Fra Glitre hentes drikkevann til store deler av Drammen og Lier, samt Frogn kommune og tidligere Røyken kommune, som nå er en del av Asker kommune. Anlegget for drikkevannsforsyningen fra Glitre drives av Glitrevannverket IKS. Selskapet er eid av kommunene Asker, Drammen og Lier, og er ansvarlig for vannforsyningen til om lag 150 000 personer. Av dette forsynes om lag 130 000 personer med vann fra Glitre, og de resterende 20 000 fra kildene Røysjø og Holsfjorden. (Glitrevannverket, u.å.-d, u.å.-e)

Det eksisterer to vannbehandlingsanlegg (VBA) som behandler råvann fra Glitre. Landfall VBA er det største, og har vært i drift siden 1978. I tillegg finnes Kleivedammen VBA, som forsyner store deler av Lier med drikkevann. (Glitrevannverket, u.å.-d) Vanninntaket i Glitre ligger på 30 meters dyp, godt under termoklinen ved sommer- og vinterstagnasjonen, og med nok vannvolum til et halvt års vannforsyning. Inntaket er beskyttet av en sil med 6mm lysåpning. (Glitrevannverket, u.å.-a) Fra kilden ledes vannet med selvføll gjennom tunneller utsprengt i fjell. Tunnellen mellom inntaket og Landfall VBA er 12 km lang. Rundt 7 km inne i tunnelen er det sprengt ut en sidetunell til Kleivedammen VBA, som er ca. 1,5 km lang. På grunn av god råvannskvalitet og god beskyttelse av kilden kreves kun en relativ enkel og billig renseprosess. Renseprosessene ved begge vannbehandlingsanlegg består av siling, klorering, UV- bestråling og pH-justering. (Glitrevannverket, u.å.-a)

Silingen foregår gjennom selvspylende trykksiler med 3mm lysåpning. Det er installert 6 parallelle siler ved Landfall VBA og 2 ved Kleivedammen VBA. Vannet klores ved bruk av natriumhypokloritt med en dose på 0,6 mg Cl/l. Kloren doseres slik at det er igjen restklor når vannet sendes ut på nettet. Ved Landfall VBA foregår silingen før kloreringen, mens det er motsatt ved Kleivedammen VBA. Videre UV-bestråles vannet med en dose på 400J/m². UV-anlegget på Landfall VBA består av 7 parallelle UV-aggregater der 3-4 er i bruk av gangen. Ved Kleivedammen VBA er det installert 3 parallelle UV-aggregater, slik at det alltid kan være en i drift. Til slutt justeres pH-en for å minske faren for korrodering i ledninger og sanitærinstallasjoner. Dette gjøres ved å tilsette natriumsilikat (vannglass) med en dose på 10 mg silikat/l. Målet med doseringen er å øke silikat innholdet fra 5 mg silikat/l til 15 mg silikat/l. Vannets pH på ledningsnettet ligger på mellom 7,7-8,5. (Glitrevannverket, u.å.-a; Godt Vann Drammensregionen, 2021)

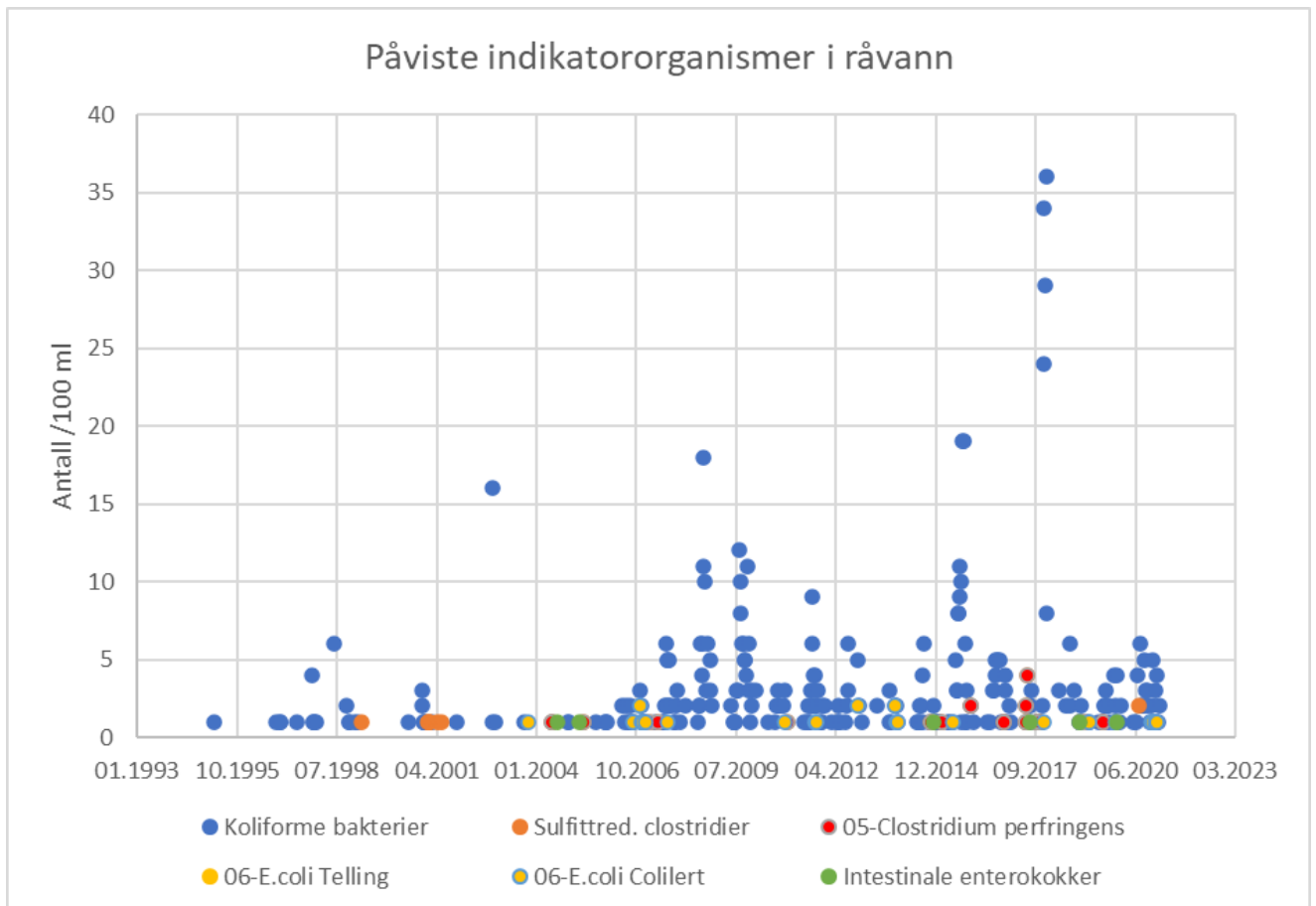
Kleivedammen VBA er dimensjonert for et maks timeforbruk på 200 l/s, eller 720 m³/ time. Årlig produksjon er 2,5 millioner m³ rensset vann. Landfall VBA har en årlig

produksjonskapasitet på 14 millioner m³ rensset vann. Det tilsvarer et gjennomsnitt på 450l/s, eller 1620 m³/ time. I tillegg til dette er det lagt inn ekstra kapasitet for å kunne dekke forsyning av reservevann til Asker. (Glitrevannverket, u.å.-e) På grunn av ønske om bedre kapasitet i kilden, har det vært utført utredninger av Berge et al. (2004) om muligheten for å overføre feltene Rotua og Nykjua til Glitre. Disse ligger nordvest for Glitre. Det ble også studert konsekvenser av å tappe ned kilden 10 m som følge av økt vannuttak. Godt vann Drammensregionen, som er et samarbeidsprogram mellom 9 kommuner i Drammensregionen og Glitrevannverket IKS, jobber med å redusere vannforbruket i kommunene. Målet er at vannforbruket i 2020 ikke skal stige over nivået i 2004. Dette er et svært vellykket prosjekt. Gjennom lekkasjereduksjon og andre tiltak har totalforbruket i kommunene sunket fra 24,3 millioner m³ i 2004, til 20,9 millioner m³ i 2019. Dette er også tilfellet for enkeltkommunene Drammen og Lier, mens Røyken har hatt en liten økning. (Godt Vann Drammensregionen, 2020)

3.2 METODE

3.2.1 Utvikling av mikrobiologisk vannkvalitet

For å få et innblikk i den mikrobiologiske vannkvaliteten i Glitre, er påviste mikrobiologiske parametere som representerer, eller kan representere fekal smitte plottet. Tidsserien benyttet er ved inntaket til Landfalltjern VBA.



Figur 3.12: Påviste indikatororganismer på fekal forurensning i råvannsprøver.

En ser av figuren at det har vært påvist fekale indikatororganismer i råvannet til Glitre ved jevne mellomrom. Alle prøvene er tatt etter inntaket på 30m dyp. Det er dog vanskelig å få et innblikk i om det har vært noen utvikling av hygienisk vannkvalitet i perioden med målinger. Det er flere årsaker til dette. For det første har det vært ulik frekvens av prøvetakning, med jevnere prøvetakning de senere årene. Metodene for å analysere prøvene er også endret. I 2005 ble det byttet metode for måling av *E. coli* fra telling-metoden til colilert-metoden. Som nevnt er det vist at disse metodene gir ulike resultater, og derfor ikke direkte kan sammenliknes. Intestinale enterokokker har vært målt siden 1999, og *Clostridium perfringens* siden 2001, som erstattet *Sulfittreduserende clostridier*. Det er også vanskelig å finne tegn til

noen utvikling, fordi det generelt er få prøver som har påvist fekale indikatorbakterier opp igjennom tidene med måling. Dette er et tegn på at kilden og vannuttaket er godt beskyttet mot forurensninger.

3.2.1.1 Utvikling av tilførsler av mikroorganismer

For mikrobiologisk vannkvalitet er det gjort en kvalitativ vurdering basert på klimaprediksjonene som beskrevet i kapittel 2.2. Metoden baseres på at turbiditet kan assosieres med tilførsler av partikler ved avrenning fra nedbørfelt, som følge av nedbør eller flom, som beskrevet i kapittel 2.2.1. Turbiditetsmålinger ble derfor plottet mot summen av nedbøren ved Berskog målestasjon i Drammen uken før vannprøven ble tatt.

3.2.1.2 Utvikling av forhold i innsjøen

For å få et innblikk i hvor godt beskyttet vannuttaket i kilden er i løpet av ulike sesonger, har det blitt sett på hvilke årstider de ulike indikatororganismene påvises, og i hvilke konsentrasjoner. Vannkvalitetsanalyser mellom 2005 og 2020, ble valgt ut fordi det i perioden har vært utført jevne prøvetakninger, og det har stort sett vært benyttet de samme analysemetodene for hver av parameterene. Det ble delt inn i sesonger basert på når det antas at innsjøen er islagt og vinterstagnasjonen inntreffer, når vårsirkulasjonen og sommerstagnasjonen inntreffer, og når høstsirkulasjonen normalt foregår, som beskrevet i kapittel 3.1. Det ble dermed delt inn i sesongene, desember-april, mai-oktober og november-desember. For hver sesong ble gjennomsnitt og maksimalt antall påviste indikatororganismer plottet for hver av månedene. Indikatororganismene benyttet er *E. coli*, *Clostridium perfringens*, intestinale enterokokker og totale koliforme bakterier.

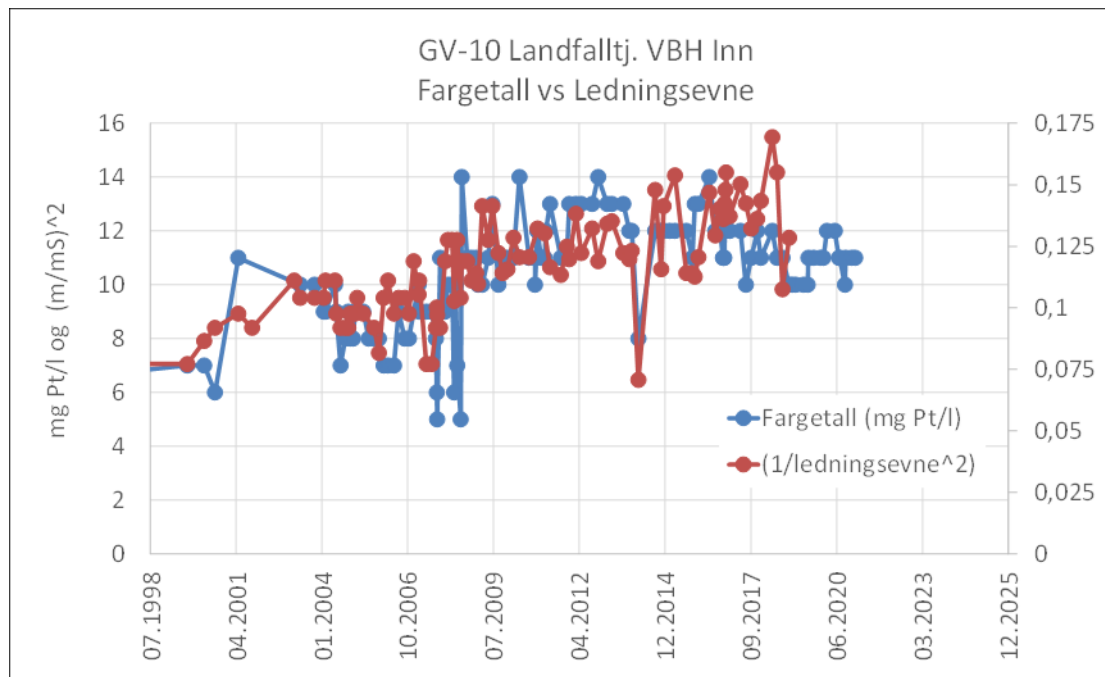
Videre ble det for hver sesong beskrevet hvordan predikerte endringer i klimavariabel vil kunne påvirke lengde og andre forhold i hver av sesongene, og hva dette vil ha å si for kildens naturlige beskyttelse.

3.2.2 Utvikling av fargetall i Glitre

For å predikere fremtidig fargetall i Glitre, har vi først sett på hvordan fargetallet har blitt påvirket av sure komponenter i nedbøren. Videre har vi laget en enkel modell på hvordan fargetallet påvirkes av ulike klimavariabeler. Modellen ble så benyttet til å lage et estimat på fremtidige fargetallsverdier, ut ifra prediksjoner for fremtidig klima i Glitre vil bli ved ulike utslippsscenarioer, som beskrevet i kapittel 2.3. Til slutt ble resultatene sammenliknet med en annen modell av Weyhenmeyer og Karlsson (2009) for sammenlikning mellom NOM og temperatur.

3.2.2.1 Fargetallet og nedbørkvalitet

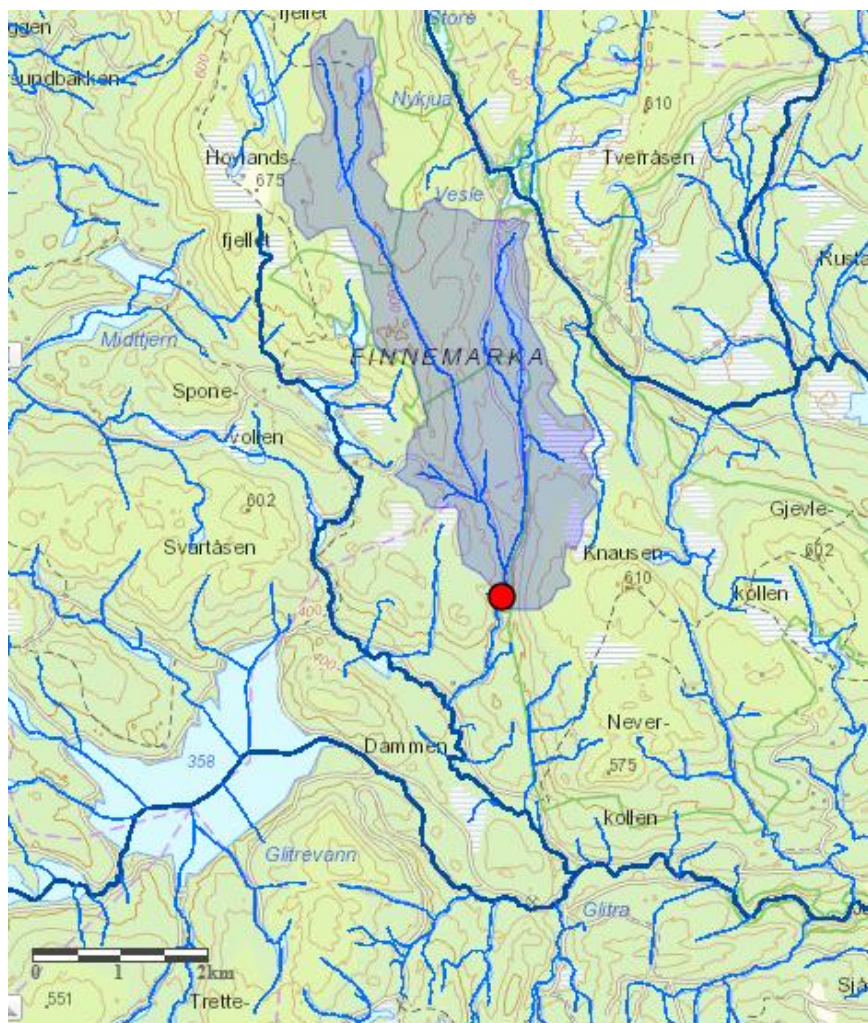
Fargetall og en funksjon av invers målt ledningsevne fra råvannet ved innløpet til Lanfalltjern VBA ble sammenliknet for å få et innblikk i endringen i fargetallet i Glitre og hvordan dette har vært påvirket av nedbørkvalitet. For å få årsintegrerte signaler fra nedbørfeltet, er det benyttet vanddata når vi antar innsjøen sirkulerer om høsten. Kun data tatt ut etter 10. oktober og før 30. november er benyttet. Plottet er vist i figur 3.13.



Figur 3.13: Plott av fargetall og en tilpasset funksjon av målt ledningsevne ($1/\text{ledningsevne}^2$) fra Landfalltjern VBH inn. Kun data tatt ut etter 10. oktober og før 30. november er benyttet; her for å få med sirkulasjonsperioden om høsten.

3.2.2.2 Klimavariablenes påvirkning av fargetall

For å vurdere klimavariablenes effekt på fargetallet i Glitre, ble et tilsynelatende ideelt delnedbørfelt valgt ut. Nedbørfeltet til Rotua (ved Klyftetangene) drenerer ikke til Glitre, men ligger tett inntil (figur 3.9). Feltet virker ideelt til bruk i vurderingen av hvordan klima vil påvirke utlekking av NOM fra nedbørfeltene i området, da det også har en relativt lav sjøprosent, og andelen innsjø kontra rennende vann er relativt lav i forhold til andre delfelt av tilsvarende størrelse i området. Med færre innsjøer i nedbørfeltet, antas det at en klimavariasjon i nedbørfeltet til Rotua i større grad vil gjenspeiles i fargetallsendringer i bekken. Kjemiske- og fysiske data i Rotua, som kanskje kan være påvirket av høyere grad av sirkulasjon i innsjøer (hovedsakelig vår og høst) i nedbørfeltet, ble allikevel utelatt for å få et best mulig klimasignal fra selve nedbørfeltet.



Figur 3.14: Det naturlige nedbørfeltet til Rotua (ved Klyftetangene). Størrelse 9,5 km². Middelvrenning 185 l/s. Andel sjø (5 %), skog (89 %) og myr (6 %). Data fra NVE (nevina.nve.no).

3.2.2.3 Fremtidsestimat på fargetall

For å kunne gi prognoser for fargetallsendringer fremover i tid, har det blitt benyttet forventede endringer i temperatur og nedbørmengde for Buskerud (Tabell 2.1 og 2.2). Det har blitt benyttet to ulike scenario; RCP4.5 (intermediate) og RCP8.5 (high).

3.2.2.4 Sammenlikning og validering av resultater

For å vurdere prediksjonen til fargetallet, ble resultatene sammenliknet med et datasett fra Sverige, der TOC-konsentrasjon i over tusen innsjøer har blitt sammenliknet opp mot hvilken middeltemperatur deres respektive nedbørfelt har. (Weyhenmeyer & Karlsson, 2009) Ut ifra datasettet som disse benyttet, ble det konstruert en kurve som viser årlig middeltemperatur for nedbørfelt (på x-aksen), samt prosentvis endring i TOC-konsentrasjon (på y-aksen). I tillegg ble middeltemperaturen for Drammen lagt inn ved dagens nivå (0% endring i TOC), for lett å kunne lese av endringer i TOC ved å legge inn en forventet ny årlig middeltemperatur (figur 4.18).

3.2.3 Utvikling av algekonsentrasjon

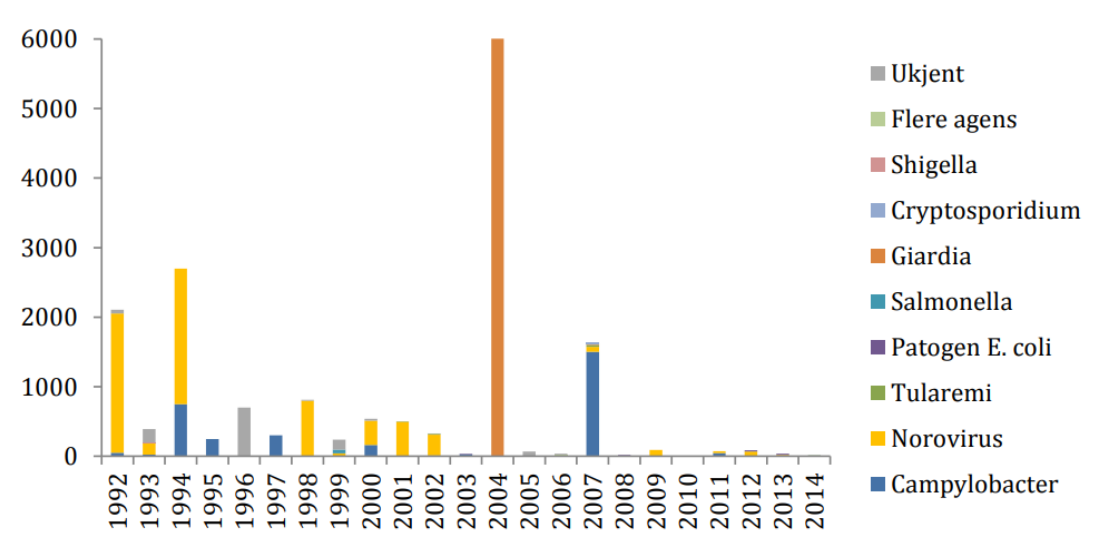
Det har ikke blitt foretatt vurdering av utvikling av algekonsentrasjonen i Glitre, grunnet utilstrekkelig datagrunnlag.

4 RESULTATER OG DISKUSJON

4.1 MIKROBIOLOGISK VANNKVALITET

4.1.1 Utvikling i tilførsel av mikroorganismer

«Kvaliteten på norsk drikkevann er jevnt over god. Likevel rapporteres det årlig om sykdomsutbrudd som skyldes drikkevann. De vanligste årsakene til vannbårne utbrudd i Norge er forurensning av råvannet og manglende desinfeksjon» (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 9). Figur 4.1 viser oversikt over vannbåren sykdom i Norge i perioden 1992-2014.



Figur 4.1: Smittetype og antall estimert syke av vannbårne utbrudd i Norge. Hentet fra Folkehelseinstituttet (2016, s. 9).

Trolig er disse tallene noe underrapportert. WHO (2003) peker på at det rapporteres ulike antall sykdomstilfeller i Skandinavia, selv om det med stor sannsynlighet er relativt lik fare for vannbåren sykdom i disse landene. Mange vannbårne smittetilfeller gir gastrointestinale sykdommer, som normalt har sykdomsforløp på kun noen få dager, og med relativt milde symptomer. Disse blir ofte underrapportert, blant annet fordi mange ikke oppsøker lege, eller fordi sykdomstilfellet ikke spores tilbake til vannbåren smitte. «Betydningen av drikkevann som årsak til næringsmiddelbårne infeksjoner er sannsynligvis større i Norge enn i andre industriland, blant annet på grunn av utbredt bruk av overflatevann» (Meld. St. 33 (2012–2013), s. 23).

Kvaliteten på råvannet i Norge forventes å kunne bli redusert både på grunn av temperaturøkninger og som følge av økt nedbør, og dette vil øke risikoen for vannbårne sykdommer. Ved en økning i årsmiddeltemperaturen forventes det høyere gjennomsnittlig vanntemperatur. Kraftigere nedbør og hyppighet vil øke risikoen for transport av mikroorganismer fra nedbørfeltet (Meld. St. 33 (2012–2013)).

Nedbør og avrenningsforhold påvirker hvor mye og hvor ofte mikrobiologiske forurensninger tilføres innsjøen. Det er beregnet at nedbøren på Østlandet økte med ca. 8% mellom referanseperiodene 1971-2000 og 1985-2014 (Hanssen-Bauer et al., 2015).

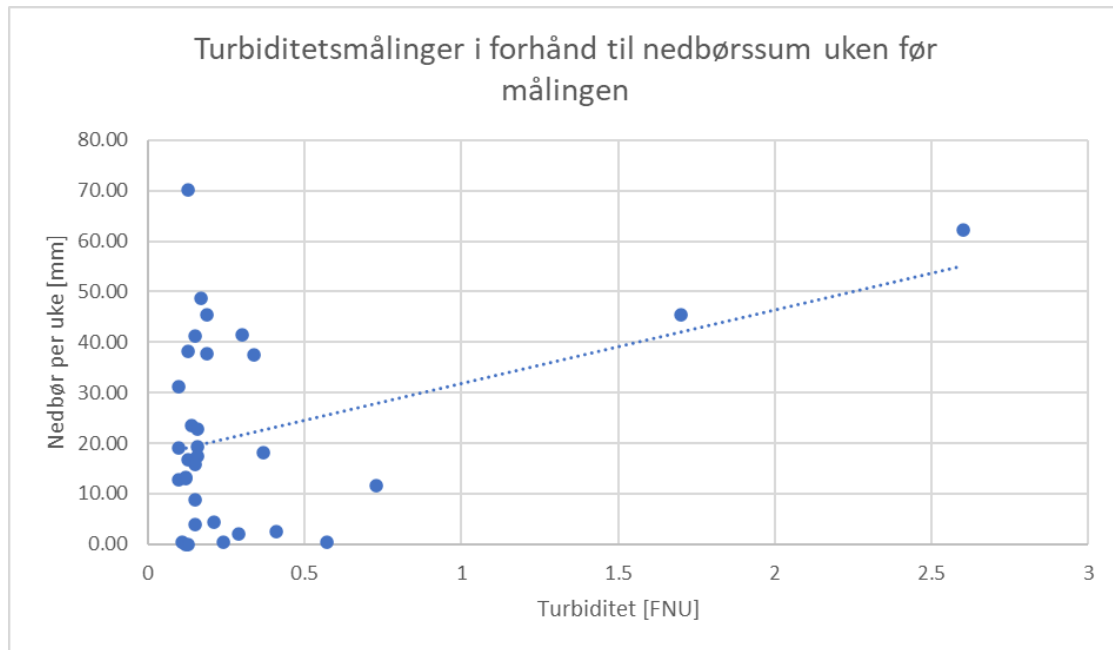
Samtidig er det ikke predikert at nedbøren kommer til å øke jevnt gjennom årstidene. Derimot er det beregnet størst nedbørsøkning om vinteren og våren og minst om sommeren og høsten. Om sommeren og høsten er det også høy spredning mellom «lav», «middel» og «høy» prediksjon. Der «lav» og «høy» prediksjon representerer 10-persentilene og 90-persentilene respektivt. Ved «lav» prediksjon er det beregnet en nedgang i nedbør i disse sesongene, mens det ved «høy» er det beregnet større økning (tabell 2.1 og 2.2). Kombinert med økte temperaturer, og dermed økt fordamping, er det derfor ikke utenkelig at vi vil få mindre avrenning om sommeren (tabell 2.3 og 2.4). Om vinteren der det (med unntak av framskrivningen for 2031-2060 for RCP4.5) er predikert størst økning i nedbør, vil mye falle som snø og ikke bidra direkte til avrenningen. Samtidig kan dette medføre at vårflommen blir større, eller vil vare over en lengre periode, grunnet at økning i nedbør om vinteren kan medføre økte snømengder, og snøens vannekvivalent dermed vil stige.

Det er også predikert at vi vil oppleve mer intense nedbør og at disse vil forekomme mye hyppigere. Med dette øker faren for regnflom. Med lange, eller hyppige nedbørhendelser vil jordsmonn mettes, og mindre vann vil holdes tilbake i de dypere jordlagene. Dette vil videre medføre endrede strømningsmønstre, der mer vann vil renne gjennom de øvre jordlagene (Hongve et al., 2004). Hogst vil kunne svekke områder for tilbakeholdelse ved avrenning.

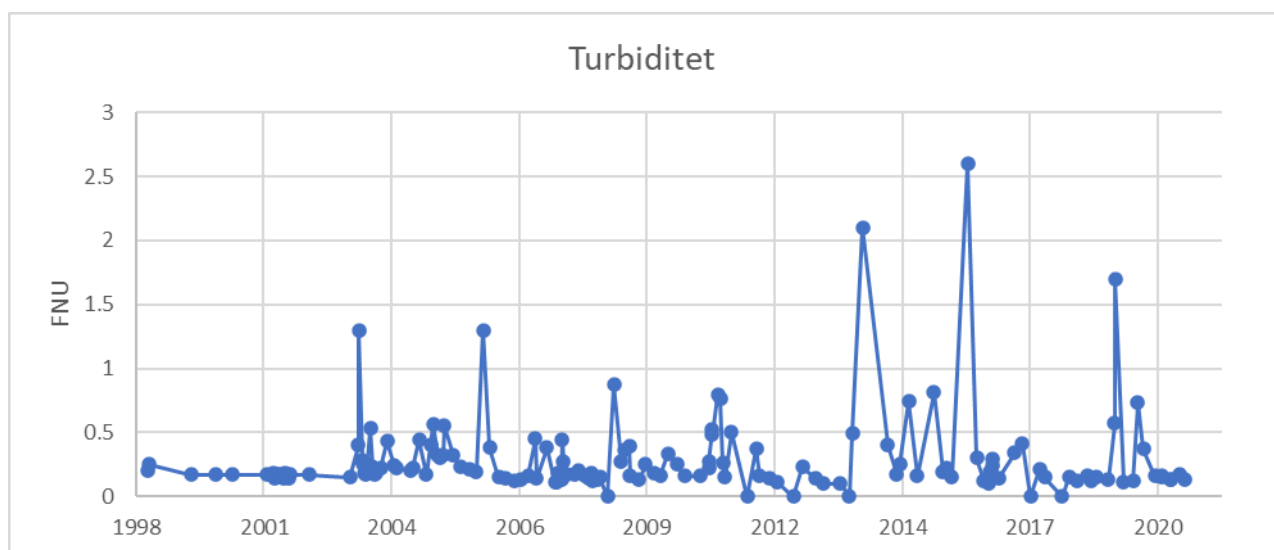
Avføring fra dyr i nedbørfeltet tilføres i de øvre jordlagene. Det er derfor tenkelig at en her vil finne de «ferskeste» og dermed lengst levedyktige. Mer intense og hyppige nedbørhendelser vil derfor kunne føre til økte tilførsler av fekale forurensninger til innsjøen, og med det kan faren for vannbårne sykdomsutbrudd øke (Guzman Herrador et al., 2016).

Turbiditet er som beskrevet i kapittel 2.1.1 et mål på partikulært materiale. Selv om parameteren ikke beskriver hva slags partikulære materiale som er tilstede, sier den noe om når en tilførsel inntreffer, og kan ofte sees i sammenheng med andre patogener

mikroorganismer, for eksempel koliforme bakterier. Figur 4.1, viser turbiditetsmålinger i forhånd til nedbørssum uken før vannprøven ble tatt. Det er ingen tydelig sammenheng mellom nedbør og turbiditetsmåling. En årsak kan være at det er for få høye turbiditetsmålinger til å finne noen god relasjon. Figur 4.3 viser utviklingen av turbiditet mellom 1998-2020. En ser av figuren at det er tydelige variasjoner i turbiditetsmålingene med enkelte høyere målinger de siste 10 årene. Samtidig er det ikke datagrunnlag nok til å kunne si at det her har vært noen utvikling.



Figur 4.2: Turbiditetsmålinger per ukensnedbør uken før målingen. Nedbørsdata hentet fra seklima.met.no/observations (© BY 4.0) Metrologisk institutt (MET).



Figur 4.3: Turbiditetsmålinger ved innløpet til Landfalltjern VBA.

ECDC et al. (2010) mener at økt nedbør kan føre til større utvasking av patogene mikroorganismer, slik som *Campylobakter*, *Salmonella* og *Cryptosporidium*. Atherholt et al. (1998) viste at det er en tydelig sammenheng mellom nedbør, turbiditetsmålinger og forekomst av *Giardia* cyster og *Cryptosporidium* oocyster. Guzman Herrador et al. (2016) undersøkte rundt 200 vannbårne sykdomstilfeller i Norge, Sverige, Danmark og Finland, mellom 1992 og 2012. De fant en signifikant relasjon mellom sykdomstilfellet, og to eller flere dager med regn, som overskred 95-persentilen til referanseverdien for værstasjonen, uken før tilfellet. Relasjonen var spesielt gjeldende i vår og sommermånedene. Kraftig nedbør var også tilfelle ved *Giardia*-utbruddet i Bergen høsten 2004, som forekom etter en lengre nedbørsperiode. Dette er det første vannbårne parasittutbruddet i Norge, som sannsynligvis berørte opptil 5000-6000 mennesker. Det er konkludert med at utbruddet mest sannsynlig skyldes utslipp av kloakk fra utette avløpsanlegg tilknyttet nærliggende boligområde (Gjerstad et al., 2006). En annen fare det derfor pekes på ved økt nedbør er overbelastning av avløpsledninger, som kan føre til utlekkasjer til vannresipienter, eller innlekkasjer på drikkevannsnettet (Guzman Herrador et al., 2016).

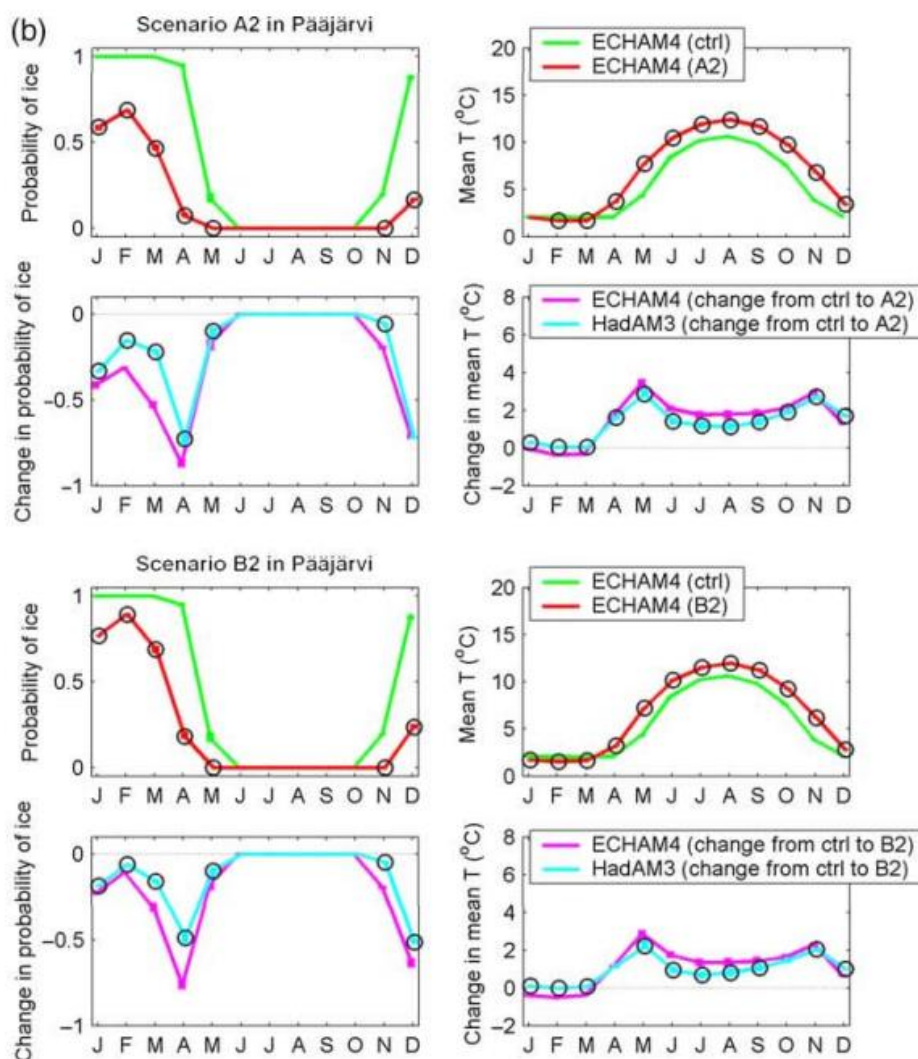
4.1.2 Utvikling av forhold i innsjøen

Framskrivningene av klimaendringene predikerer økninger i årstemperatur på henholdsvis 1,7°C i 2031-2060 og 2,4°C i 2071-2100 for RCP4.5 og tilsvarende 2,2°C og 4,3°C for RCP8.5 (tabell 2.1 og 2.2). Det er knyttet usikkerhet til både framskrivningene av de ulike klimascenarioene globalt, og hvordan de kommer til å utarte seg regionalt (Hanssen-Bauer et al., 2015). For alle scenarioene er det forventet høyest temperaturøkning om vinteren, dernest vår og høst, og minst om sommeren. Berge et al. (2011) peker på at de forventede økningene i temperatur og nedbør vil påvirke Maridalsvannets hygieniske barriereeffekt. De predikerer hyppigere smelteperioder, lengre sommerstagnasjoner, kortere isleggelse og høstsirkulasjon lengre utover vinteren. Glitre ligger lengre opp i høyden enn Maridalsvannet, og har lavere middeltemperaturer. Det er også predikert mindre temperaturøkninger her enn i lavlandet. En kan derfor anta at Glitre vil være noe mer beskyttet for slike sesongendringer enn hva Maridalsvannet er.

4.1.2.1 Desember-april

Over den nordlige halvkule har det blitt vist at is-sesongene reduseres som respons på økte temperaturer (Magnuson et al., 2000; Weyhenmeyer et al., 2011). Dibike et al. (2011) benyttet modellen «MyLake» for å predikere endringen i isleggelse over den nordlige halvkule for hypotetiske 20 meter dype innsjøer, mellom referanseperioden 1960-1999 fram mot 2040-2079, basert på IPCCs klimautslippsscenario SRES A2. SRES A2 er et høyt utslippsscenario, og er slikt sett noe nærmere RCP8.5 enn RCP4.5. Modellen predikerte ca. 15 dager senere isleggelse, og 20 dager tidligere vårisgang. Prediksjonene er ikke like representative for dypere stratifiserte innsjøer slik som Glitre (Saloranta et al., 2009).

Saloranta et al. (2009) benyttet MyLake til å predikere endring i termodynamiske egenskaper mellom perioden 1961-1990 og 2071-2100, for en liten og grunn innsjø (Valkea-Kotinen) og en større dypere innsjø (Pääjärvi). Klimascenarioene benyttet er IPCCs A2 og B2, der B2 er et mer optimistisk scenario, nærmere RCP4.5. Pääjärvi ligger rundt 61°N og 100 moh., har overflateareal på 13 km², maksdyp rundt 85m og ca. 4 års oppholdstid. Innsjøen stagnerer både sommer og vinter. Modellerte data i forhånd til referanseperioden er vist i figur 4.4.



Figur 4.4: Modellen viser predikerte termodynamiske egenskaper for perioden 2071-2100 ved klimascenarioene A2 og B2 (rød linjer), termodynamiske egenskaper for referanseperioden 1961-1990 (grønne linjer), og korresponderende forskjell mellom referanseperioden og de to ulike klimascenarioene ved to ulike simuleringsmetoder (blå og rosa linjer for simuleringsmetode HadAM3 og ECHAM4 respektivt). Hentet fra (Saloranta et al., 2009, s. 245).

Fra figuren kan en se at det for begge klimascenarioene der det i referanseperioden har vært opp mot 100% sannsynlighet for at innsjøen har vært islagt (januar, februar, mars og deler av april), er det predikert en betraktelig mindre sannsynlighet for isleggelse i 1971-2100. Dette gjelder spesielt for månedene april (70-90% ved A2 og 50-70% ved B2) og desember (70% ved A2 og 50-60% ved B2). For scenario A2 anslås det at hoved isleggings-perioden vil bli 2-3 måneder kortere (Saloranta et al., 2009). Om resultatene fra den finske innsjøen er sammenliknbart med Glitre er usikkert. Det er mange variabler som vil ha en innvirkning på perioden med isdekke, slik som spesifikk årsmiddeltemperatur i nedbørfeltet, høyde over havet, breddegrad og areal (Weyhenmeyer et al., 2011).

Tendensen på at økte temperaturer fører til reduksjon i perioden med isdekke er fremdeles tydelig. Over den nordlige halvkule, der den spesifikke temperaturen faller under 0°C, er det vanlig at innsjøer islegges jevnlig. Weyhenmeyer et al. (2011) viste at områder der årstemperaturen kun faller under 0°C i korte perioder, er spesielt utsatt for redusert periode med isleggelse.

Som nevnt er en islagt innsjø godt beskyttet mot forurensninger. Dette ble blant annet vist av Tryland et al. (2015) ved undersøkelse av råvannet fra Maridalsvannet ved on-line måling av *E. coli* ved Oset vannbehandlingsanlegg. Etter isleggelse i november 2012 ble det kun funnet *E. coli* i 3 daglige vannprøver i desember, og ingen i perioden januar-april. En antakelse er derfor at dette også var tilfellet for andre sykdomsfremkallende mikroorganismer med lik eller lavere levedyktighet, for eksempel salmonella. Samtidig ble det påvist *Clostridium perfringens* i 6 av 18 ukentlige vannprøver i samme periode. Det er fordi patogener med lang overlevelse, slik som sporer av *Clostridium perfringens*, fremdeles vil kunne være levedyktige lenge etter isleggelse.

Liknende tendenser kan en se i Glitre. Figur 4.5 viser høyeste måling, og gjennomsnitt av alle målinger for fekale indikatororganismer (*E. coli*, *Clostridium perfringens*, Intestinale enterokokker og Koliforme bakterier) i månedene januar-april mellom 2005 og 2021. Fra figuren ser en at det har vært påvist *E. coli* 2 ganger i januar (2007 og 2021). I begge tilfeller var det høye desember-temperaturer i forhånd til normalen 1991-2020, som kan ha hatt forårsaket sen isleggelse. *E. coli* vil også kunne være levedyktig lengre i vintermånedene, grunnet kaldere vanntemperatur og redusert lystilgang (Gjerstad et al., 2006).

I februar og mars, der innsjøen normalt er islagt, har det ikke vært påvist *E. coli* i råvannet, utenom i én prøve i mars 2019. Det var noe varmere temperaturer i februar og mars 2019 i forhånd til normalen 1991-2020, og svært mye nedbør (vedlegg A.1 og A.2). Dette kan ha vært en årsak til forurensningen. Det ble også påvist ett tilfelle av Intestinale enterokokker i mars 2005. Intestinale enterokokker har lenger overlevelse enn *E.coli*, men er også ofte et tegn på fersk fekal forurensning, selv om de har vært påvist i jordprøver uten fekal forurensning (WHO, 2017). Det var relativt varmt både i januar og februar 2005, med mange dager med varmegrader (vedlegg A.1 og A.2). Det er mulig at dette kan ha forårsaket sen isleggelse eller avrenning i vintermånedene, som kan ha vært mulige årsaker til forurensningen

Clostridium pefringens overlever normalt betraktelig lenger i vann enn *E. coli*, og har vært påvist i små konsentrasjoner et fåtall ganger etter at Glitre sannsynligvis har vært islagt. *C. pefringens* brukes som indikator på virus og parasitter, men det har vært diskutert hvor godt egnet parameteren er som indikator på disse, fordi indikatorene også er vist at kan vokse på døde planterester og ikke trenger å være som årsak i fekal forurensing. Det er også diskutert om *C. pefringens* har noen tydelig sammenheng med andre virus og parasitter. (VKM et al., 2020). Robertson og Gjerde (2006) fant at *Cryptosporidium* oocyster og *Giardia* cyster, var levedyktige tilnærmet 20 uker og 1 måned respektivt, i norske vintertemperaturer. På Landfall VBA og Kleivedammen VBA er det installert UV-desinfeksjonsanlegg, som anbefales for inaktivering av virus og parasitter (Folkehelseinstituttet, 2016).

Koliforme bakterier påvises jevnlig i januar, og det er også normalt at de forekommer i små konsentrasjoner i de andre vintermånedene. Ved årsskiftet desember 2017 (figur 4.5) og januar 2018 (figur 4.7), ble det ved fire av ukentlige vannprøver målt mellom 24-36 koliforme bakterier per 100ml vannprøve, og en måling ved Eggevollen på 59 koliforme bakterier/100ml i samme periode. Det var verken unormale temperaturer, eller nedbørsmengder i perioden. Koliforme bakterier kan stamme både fra fekal forurensning, eller fra vannets normalflora, og er slik sett ikke et sikkert tegn på fekal smitte. Indikatoren benyttes derfor gjerne som en indikasjon på desinfeksjons-effektivitet (WHO, 2003). Ved Landfalltjern- og Kleivedammen VBA ble det ikke registrert koliforme bakterier i rentvannet i samme periode.

4.1.2.2 mai – oktober

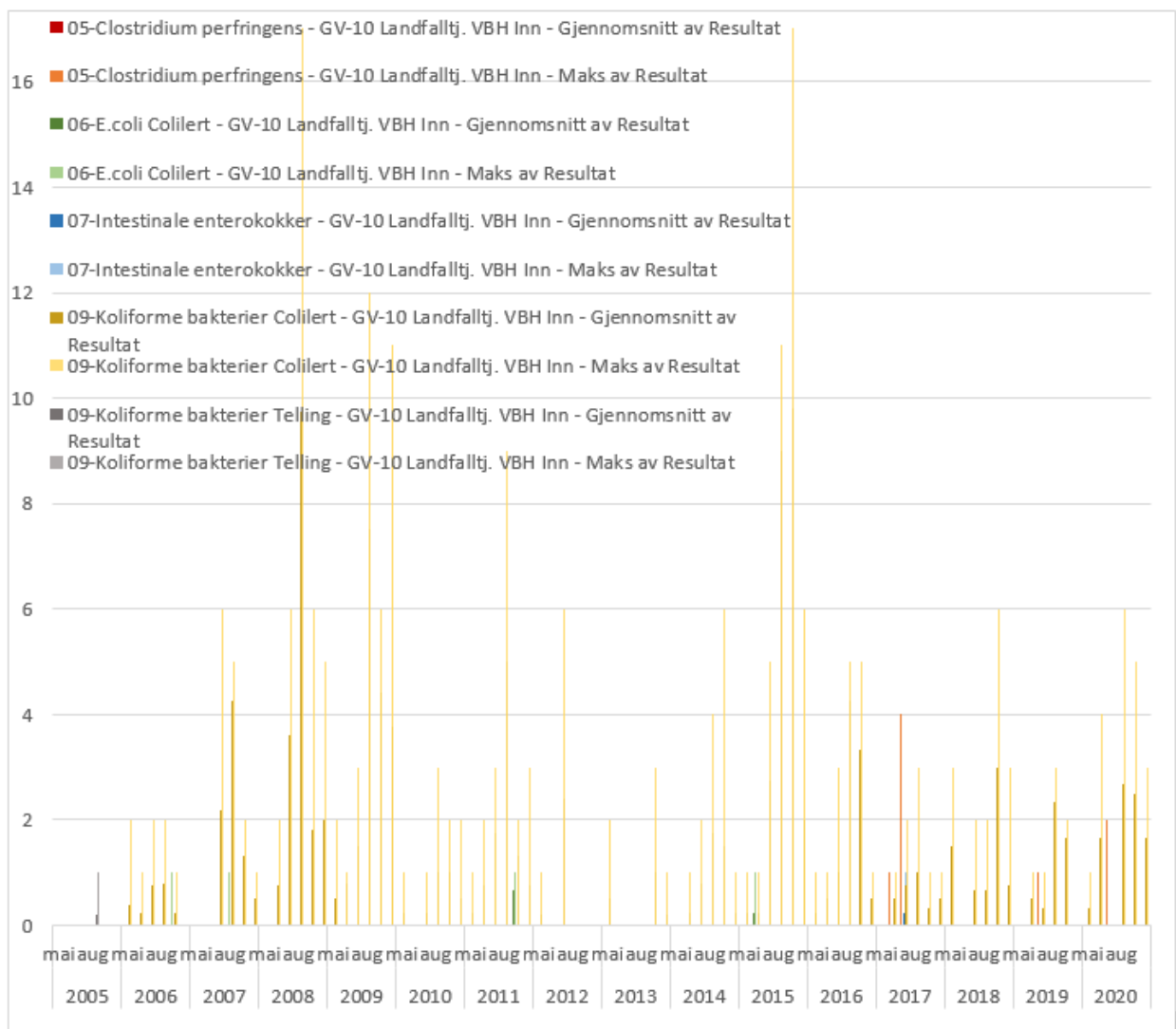
Ved tidligere vårsjång kan vårsirkulasjonen følgelig komme tidligere. Ved samtidig økning i vårtemperaturer, kan en anta at sirkulasjonsperioden ikke vil vare noe lengre av den grunn (Berge et al., 2011). Ved hurtig snøsmelting er det fare for at det vil bli økt utvasking som følge av høy avrenning i nedbørfeltet, hvilket kan øke tilførselen av partikler og patogene mikrober til vannet (Folkehelseinstituttet, 2016). Høyere temperaturer om sommeren, sammen med lite økning i nedbør, vil føre til økt fordampning, og større fare for tørke. I tillegg vil vannuttaket kunne øke grunnet økt behov for vanning. Vannuttaket i norske vannverk er generelt høyest om sommeren, som følge av høyt forbruk (Meld. St. 33 (2012–2013)). Ved høye sommertemperaturer og vanntemperaturer, vil termoklinen ende dypt i innsjøen, og stratifiseringen vil kunne være svakere. Høyt vannuttak til drikkevannsproduksjon kan føre til strømminger i vannet. (Berge et al., 2011)

Dette var tilfellet våren og sommeren 2018, med svært høye temperaturer over lengre tid og lite nedbør (vedlegg A.1 og A.2). Trolig på grunn av høyt vannuttak og lite tilførsel av vann fra nedbør eller tilløpsbekker, ble følgelig kilden tappet ned mot 358 meter (vedlegg A.4). Slike situasjoner kan en regne med at blir mer vanlige utover dette århundret. I forhånd til figur 3.3. Ser vi at termoklinen stort sett ligger fra rundt 7 til 15 meters dyp. Vanninntaket på 30 meters dyp vil fremdeles være beskyttet ved en nedtapping på 2 meter. Skulle vannuttaket, eller mangelen på tilført vann øke, slik at en er nødt til å tappe ned kilden inntil LRV på 10 meter, vil derimot vanninntaket være mindre beskyttet. Berge et al. (2004) viste ved en kortslutningsundersøkelse at tilløpsbekkene så ut til å påvirke de 10 øverste meterne av overflaten ved inntaket. Tapper man kilden ned til LRV vil derfor den påvirkede sonen kun være 10 meter over inntaket, i tillegg til at en mister beskyttelsen av stagnasjonen.

For månedene juni, juli og august (JJA) ved Oslo Blindern var i snitt 3,2 °C varmere enn normalperioden 1961-1990, og nedbøren var 55,9% lavere enn normalen. Tilsvarende for våren 2018 (MAM) var det i snitt ca. 1,7 °C varmere, og ca. 44% mindre nedbør. Temperatur og nedbørsdata er hentet fra metrologisk institutt (seklima.met/observations). I følge Hanssen-Bauer et al. (2015) var temperaturavviket mellom 1961-1990 i forhånd til 1971-2000 på Østlandet -0,39 °C. Tilsvarende for nedbør var 0 %. En kan derfor anslå at det for våren 2018 var ca. 1,3 °C varmere og 44% mindre nedbør, enn referanseperioden 1971-2000 og tilsvarende ca. 2,8 °C varmere og 60% mindre nedbør for sommeren. Ifølge klimaprognoosene for Buskerud, er det kun ved RCP8.5 for perioden 2071-2100 at det beregnes høyere middeltemperatur enn sommeren 2018. Sommernedbøren er for alle middelframskrivingene

beregnet at vil øke noe. Selv om vårtemperaturene er predikert til å øke noe mer enn i 2018, kan en anta at denne tørkeperioden var en relativt ekstrem hendelse. Det gir samtidig et innblikk i at variasjoner fra år til år fremdeles vil gjelde i dagens og et fremtidig klima.

Figur 4.6 viser fekale indikatororganismer for månedene april-oktober mellom 2005 og 2020. Det påvises generelt enkelte indikatororganismer i et fåtall av prøvene, utenom totale koliforme bakterier som forekommer jevnlig og i høyere konsentrasjoner. For sommeren 2018, ble det ikke påvist andre fekale indikatororganismer enn koliforme bakterier. En årsak kan være at lite nedbør og høy temperatur førte til lite avrenning i sommermånedene, og lite tilførsel av vann fra tilløpsbekkene. Det er dog vanskelig å sammenlikne med andre år, siden det generelt er lite indikatororganismer både i sommermånedene med både mye og lite regn (vedlegg A.2).



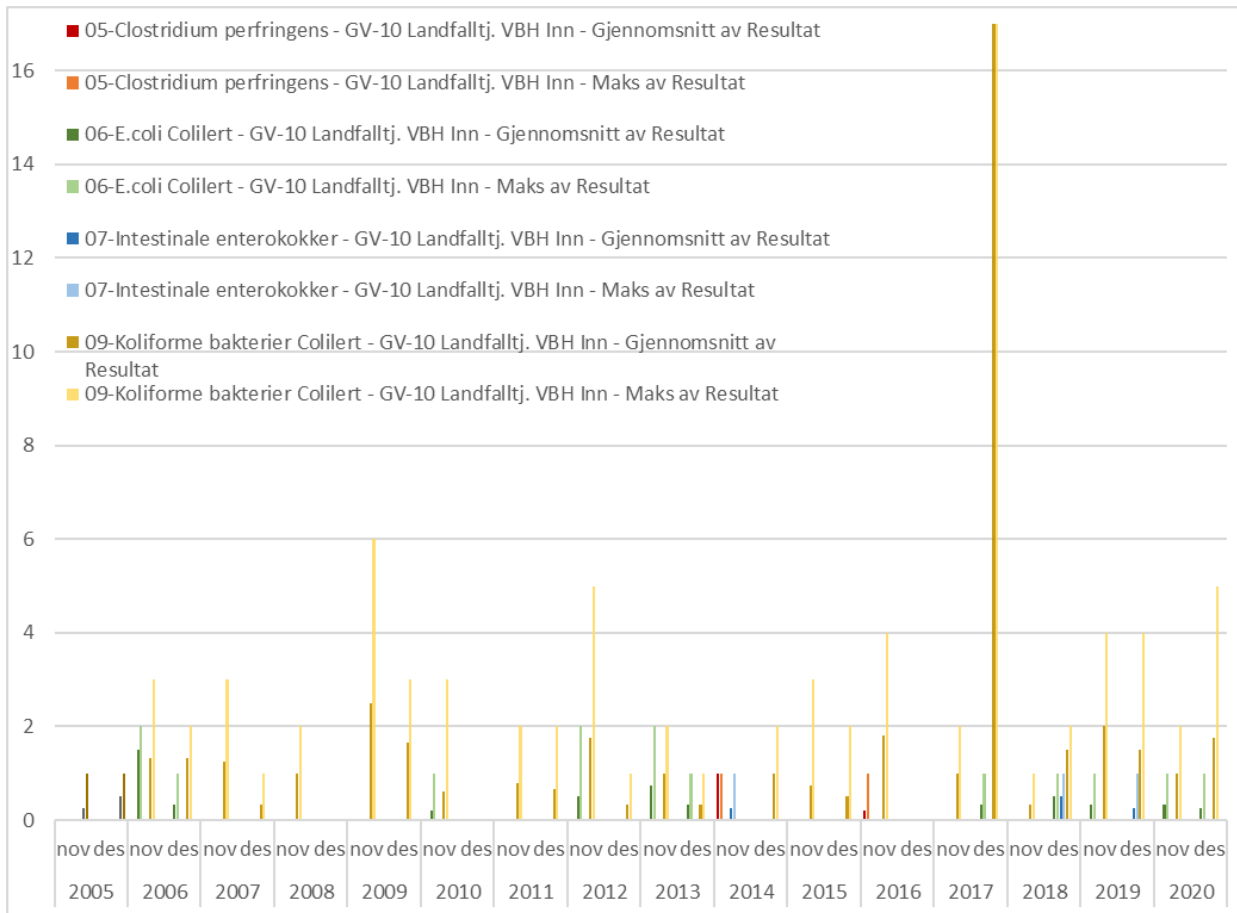
Figur 4.6: Høyeste måling og gjennomsnitt av alle prøver for fekale indikatororganismer (E. coli, Clostridium perfringens, Koliforme bakterier og Intestinale enterokokker), for månedene mai-oktober.

Økte lufttemperaturer vil også føre til økte vanntemperaturer. Dette kan igjen føre til økt mikrobiologisk vekst i vannkilder. Enkelte patogene mikroorganismer trives bedre under varmere forhold og vil ha høyere overlevelsestid, for andre er det motsatt (Folkehelseinstituttet, 2016).

4.1.2.3 November – desember

Som beskrevet i kapittel 2.1.5 oppstår høstsirkulasjonen når innsjøen avkjøles, slik at overflatelagene går mot lik temperatur som i de dypere lagene. Ved økte temperaturer sommer og høst, vil det ta lenger tid før overflatevannet nedkjøles. Høstsirkulasjonen vil følgelig komme senere. Samtidig kan økte høst og vintertemperaturer føre til at vannet nedkjøles senere utover høsten, og at høstsirkulasjonen vil vare lengre utover året før vinterstagnasjonen og isleggelse (Berge et al., 2011). Vanninntaket i Glitre er mest utsatt for bakteriologiske forurensninger under høstsirkulasjonen (Berge et al., 2004). Ved lengre sirkulasjonsperiode vil dermed vanninntaket være utsatt i en lengre periode av året. Ved samtidig økt nedbør og mer intense og hyppige nedbørsituasjoner, vil dette gjøre kilden mer utsatt under høstsirkulasjonen, da verken is, eller temperatursprangsjiktet fungerer som beskyttelse av vannuttaket.

Figur 4.7 viser vannkvalitetsmålinger av fekale indikatororganismer i månedene november og desember, der det antas at innsjøen sirkulerer i løpet av deler av perioden. Av figuren ser vi at det i innsjøen i denne perioden påvises *E. coli* mer jevnlig og i noe høyere konsentrasjoner enn i de andre årstidene, som er et tegn på fersk fekal forurensning.



Figur 4.7: Høyeste måling og gjennomsnitt av alle prøver for fekale indikatororganismer (E. coli, Clostridium perfringens, Koliforme bakterier og Intestinale enterokokker), for månedene november og desember.

4.2 UTVIKLING AV FARGETALL

4.2.1 Fargetallet og nedbørkvalitet

At vannforekomstene ble mørkere med tilbakegangen av sur nedbør, var for de aller fleste uventet. En grunn til dette, har vært mangelen på langtidsdata som går tilbake til før sur nedbør perioden. Vi har med andre ord ikke særlig med fargetall for vannforekomster fra før sur nedbør perioden i Norge. Vi har gode dataserier, kanskje særlig fra vannbehandlingsanlegg, men ikke dataserier fra før 1975 (Haaland, personlig kommunikasjon, 17.05.2021). Det samme gjelder for Glitre. I Sverige og Nord-Amerika eksisterer det enkelte få langtidsserier på vannkvalitet som strekker seg tilbake til 1930-tallet, og som henter om høyere fargetall fra før sur nedbør perioden satte inn. Enkelte sedimentkjernedata indikerer derimot at fra noen norske innsjøer ikke hadde mørkere vann før sur nedbør perioden, men dette har trolig med samtidige endringer i den antropogene bruken av nedbørfeltet å gjøre, slik som skogbruk og drenering av myr (Haaland, personlig kommunikasjon, 17.05.2021).

Nedgangen i sur nedbør over sørlige deler av Norge, samt Europa og Nord-Amerika har vært markant etter toppen rundt 1980-tallet, i hvert fall med hensyn til sulfater (figur 2.2, kapittel 2.1.2). Figur 3.13 viser at fargetallet i Glitre påvirkes av ledningsevne, og fargetall og ledningsevne følger hverandre omvendt proporsjonalt. Ledningsevne er benyttet som erstatning fremfor faktiske målinger av nedbørkvalitet, hvilket gir en viss usikkerhet, men tendensen er fremdeles tydelig. Høyst sannsynlig har nedgangen i sur nedbør vært en dominerende driver for fargetallet i Glitre, fra 1940-50 tallet til et stykke ut på 2000-tallet (figur 2.2). Fra å ha ligget på mellom 6-8 mg Pt/l sent på 1990-tallet, har fargetallet ligget på mellom 10 og 14 mg Pt/l de siste 10 årene. Det eksisterer data lenger tilbake i tid, men de er av mer ujevn kvalitet. Av det ble data fra sent på 1990-tallet og frem til i dag benyttet.

På grunn av innsjøens oppholdstid på rundt 4,6 år kan det ta noe lengre tid før en slik vannforekomst reflekterer endringer i nedbørfeltet. Tidsserien for fargetall i Glitre bør derfor betraktes med varsomhet. Siden innsjøen har en relativt naturlig lav ledningsevne, vil endringer i atmosfærisk deposisjon likevel sees raskt (Haaland, personlig kommunikasjon, 17.05.2021).

Trolig vil nedgangen i ledningsevne flate ut på dagens nivå, fordi nedgangen i sur nedbør mer eller mindre har stabilisert seg. I dag og tiden fremover vil ikke lenger sur nedbør være en dominerende faktor for fargetallet i Glitre. Nedbørkvaliteten over Glitres nedbørfelt er likevel

noe påvirket av sjøsalter, slik at nedbørkvaliteten den dag i dag fortsatt er en viktig driver for fargetallet i innsjøen. Av figur 3.13 kan man tolke at den fortsatte økningen i fargetall utover 2000-tallet og til i dag, trolig skyldes mer enn kun nedgang i sur nedbør. Dette ser en kanskje spesielt godt etter 2016. Her har det vært en fortsatt nedgang i ledningsevne, mens fargetallet har holdt seg noenlunde stabilt. Dette er et tegn på at andre drivere enn nedbørskvalitet påvirker fargetallet. Klima er nå over store deler av Sør-Norge en hoveddriver for fargetall i vannforekomster (Haaland, personlig kommunikasjon, 17.05.2021).

4.2.2 Klimavariablers påvirkning av fargetall

Vegetasjonsdekket i nedbørfeltet er hovedkilde til NOM i vannforekomster. Dette gjelder spesielt i skogsområder. Økt temperatur og vekstsesong, i tillegg til forhold slik som økt nitrogenavsetning via nedbør og redusert hogst-intensitet, har ført til økt vegetasjonsdekke over store deler av landet. For å få et inntrykk av hvor viktig et vegetasjonsdekke i et nedbørfelt er i denne sammenhengen, kan satellittdata som måler langbølget lys (rødt til nær infrarødt) benyttes. NDVI-indeksen (Normalized Difference Vegetation Index) er en indeks som beskriver hvor mye vegetasjonen i området absorberer nær-infrarødt (NIR) lys. NDVI er i senere tid blitt benyttet til å estimere potensiale for nedbørfelt til å tilføre vannforekomster NOM, og via NDVI har, ikke uventet, vegetasjonsdekket blitt vist å være en meget god forklaringsvariabel for endring i fargetall i en rekke vannforekomster (Finstad et al., 2016; Larsen et al., 2011). Derfor snakkes det i dag populært om «browning» via «greening», dvs. økt fargetall i vannforekomster via økt vegetasjonsdekke i nedbørfeltet (Eikebrokk et al., 2018; Finstad et al., 2016). Larsen et al. (2011) benyttet data fra rundt 1000 nordiske innsjøer, og fant ut at variablene temperatur og nedbør alene kunne forklare 78% av variasjonen i NDVI.

Vi har ikke benyttet NDVI data, men nedbørmengde og temperatur er altså to meget sentrale faktorer for vekst og nedbrytning av NOM i nedbørfeltet. Eikebrokk et al. (2018) analyserte vannprøver fra 10 ulike vannverk i Skottland, Finland, Sverige og Norge. Studiet viste at trenden i NOM-nivå i alle vannforekomstene var påvirket av temperatur. «Temperature is a basic driver for NOM, through photosynthesis, plant growth, enzyme- and microbial activity» (Eikebrokk et al., 2018, s. 21). Videre er nedbør en driver for utvasking og transport av NOM fra nedbørfeltet til vannforekomsten, samtidig som det bidrar til fortynning (Eikebrokk et al., 2018).

Gode og høyoppløste data for nedbør og temperatur finnes heldigvis for en rekke vannforekomster, inkludert Glitre. Det står i kontrast til hva som fantes av data når vi skulle forstå og predikere konsekvensen av tilbakegangen av sur nedbør, og til stor hjelp i dag for faktisk å forstå klimaendringers påvirkning av fargetall i lokale vannforekomster (Haaland, personlig kommunikasjon, 17.05.2021).

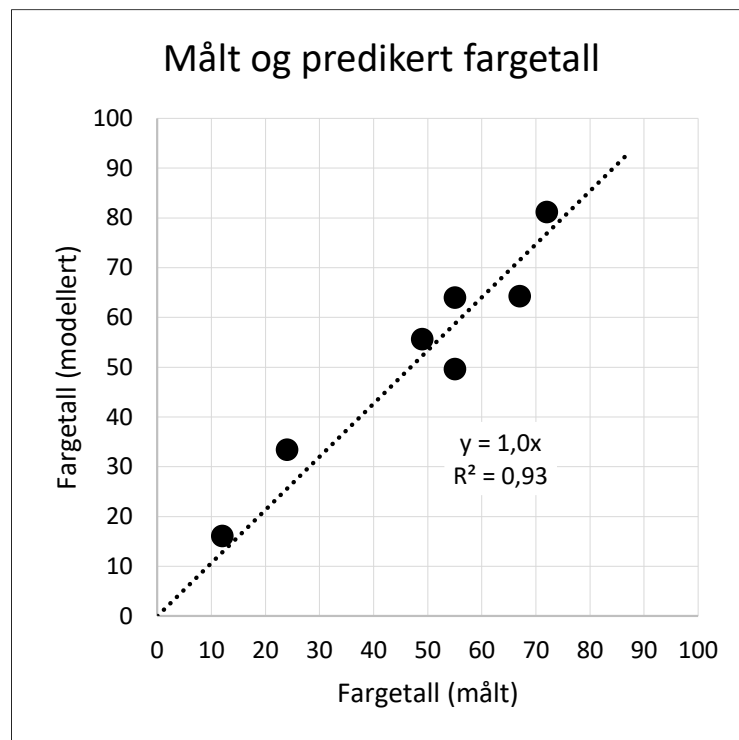
Av dette ble klimavariablene årsmiddeltemperatur og vannstand benyttet inkludert i en enkel modell for fargetall i Glitre (formel 1). Vannstand kan være en god erstatning for nedbør. Ved høy vannstand er jorden ofte mettet, og vertikal avrenning via øvre og mer organiske jordlag øker i nedbørepisoder. Tilsvarende skjer under intense nedbørepisoder, der infiltrasjonskapasiteten til jordsmonnet overstiges. Ved lav vannstand/lite nedbør er avrenningen via jordlagene i nedbørfeltet mer vertikal, vannet vil tilbakeholdes i jordlagene lengre, og reaksjoner med jordmineraler som nøytraliserer sure komponenter i nedbøren kan oppstå (Hongve et al., 2004). Ledningsevne er også inkludert i den enkle modellen, som nevnt for å ta med nedbørfeltets påvirkning av sjøsalter og drenering av ulike lag i nedbørfeltet gjennom året. Målte fargetall plottet mot modellerte fargetall er vist i figur 4.8. Det er en god sammenheng mellom målte og beregnede fargetall ($R^2 = 0,93$). Tilsvarende sammenhenger for fargeutvikling har også blitt funnet andre steder, som for eksempel i elven Ätran i Sverige, der fargeutviklingen over tid også beskrives bra av en kombinasjon av vannkvalitet, nedbørsmønster og temperatur (Eikebrokk et al., 2018).

Vi har benyttet fargetallsdata fra 2017 til 2019 fra Rotua, med antakelse at denne perioden ikke har vært påvirket av sur nedbør (figur 2.2). Utviklingen i disse årene vil derfor gjenspeile påvirkning av klimavariablene, slik som temperatur, nedbørmengde og avrenningsmønster. Klimadataene (temperatur og vannstand) som ble benyttet, var målt ved nabobekken til Rotua; Elgtjernbekken. Dette er data fra målestasjon Elgtjernesom driftes av NVE, og er hentet fra (sildre.nve.no/station/11.4.0). Vi benyttet videre en best fit metode (a la Monte Carlo), for å optimalisere modellen for Rotua. Uttrykket for fargetall i Rotua ble følgende enkle:

$$\text{Fargetall} = k \cdot (\text{vannstand/ledningsevne}^2) \cdot \text{temperatur} \quad (1)$$

k er en faktor lik 42 (med en enhet som konverterer høyre side av modelluttrykket til mg Pt/l). Vannstanden er målt i meter. Ledningsevnen i mS/m, og temperatur i °C. Vi ser av

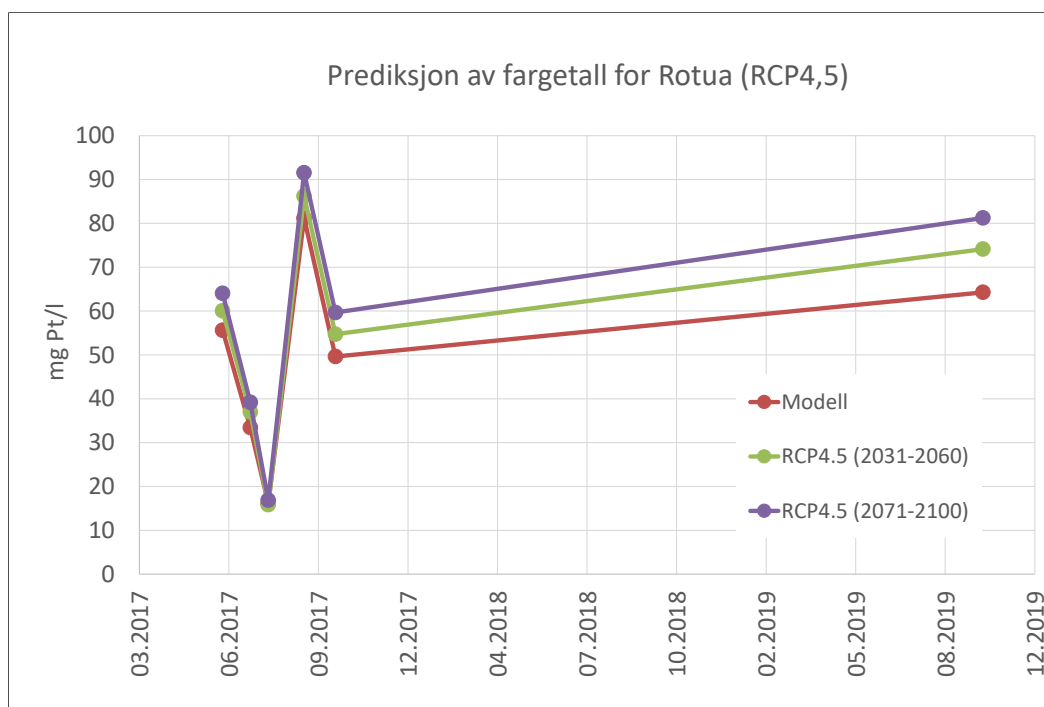
formeluttrykket at del-nedbørfeltet fremdeles i stor grad påvirkes av variasjon i ledningsevne, som i stor grad kan representere nedbørkvalitet og avrenningsmønster. Vannstand er benyttet fordi vi hadde data på dette, og det ble antatt at det var et mer robust uttrykk for endring i vannkvalitet i nedbørfeltet, som en respons på endret nedbørmengde og avrenning. Data og modellerte data er vist i figur 4.8.



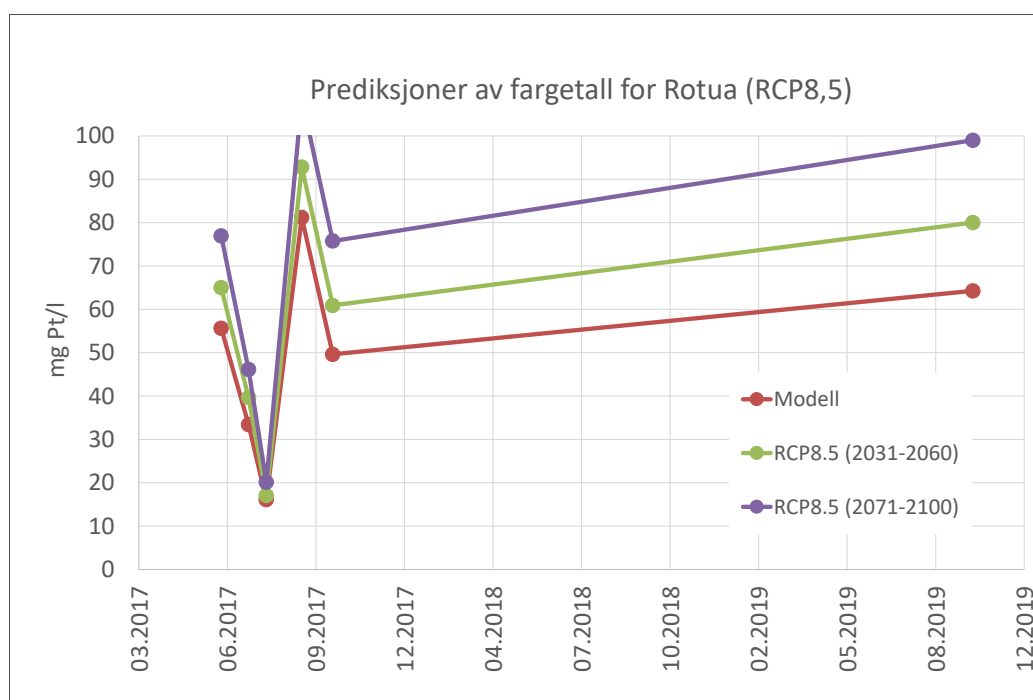
Figur 4.8: Fargetallet i Rotua, beskrevet med bruk av endring av kvalitet i nedbør, samt klimaparameterene temperatur og nedbørmengde (vannstand).

Ved bruk av RCP4.5 for Buskerud, forventes det en økning i middeltemperatur og totalnedbør på om lag henholdsvis 1,7 og 2,4 °C, samt 7 og 9 mm for periodene 2031-2060 og 2071-2100, i forhold til (forrige) normalperiode (1971-2000). Tilsvarende for RPC8.5 er 2,2 og 4,3 °C, samt 9 og 17 mm. Det har blitt tatt høyde for at vi nå er nærmere i tid for hva prediksjonene gjelder (vi er ikke i normalperioden 1971-2000 lenger). Med det har input til modellen for forventet endring i temperatur og nedbør i forhold til i dag, blitt skjønnsmessig justert noe ned. Det har med det blitt benyttet henholdsvis 0,9 og 1,5 °C, samt 4 og 6 mm for periodene 2031-2060 og 2071-2100. Tilsvarende for RPC8.5 var 1,8 og 3,9 °C, samt 7 og 14 mm. Antatt endring i vannstand er beregnet via vannføringskurven til Elgtjernbekken (vedlegg A.3). En prediksjon for fargetallsutviklingen i Rotua er vist i figur 4.9 (RCP4.5) og 4.10 (RCP8.5).

4.2.3 Fremtidsestimat på fargetall



Figur 4.9: Framskrivning av fargetall i Rotua via modelluttrykk og RCP4.5 (IPCC 2014).



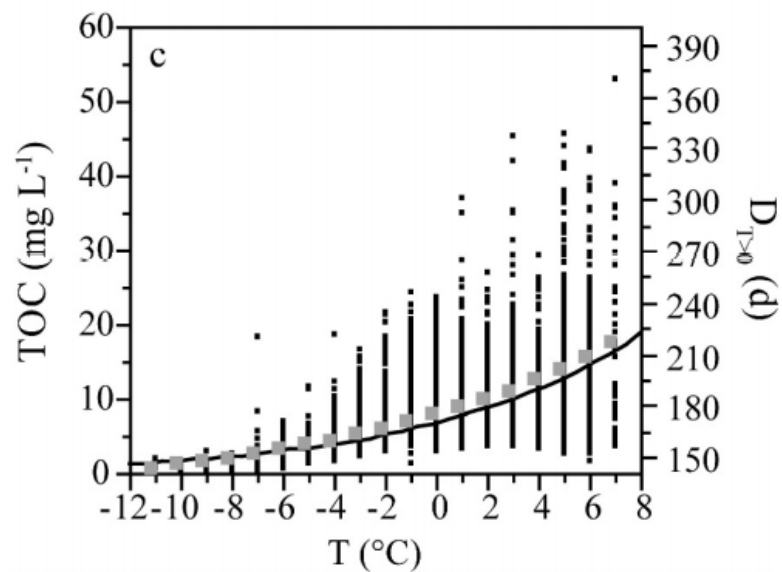
Figur 4.10: Framskrivning av fargetall i Rotua via modelluttrykk og RCP8.5 (IPCC 2014).

Den enkle modellen predikerer en økning i fargetall i Rotua på hhv. Om lag 20% (2031-2050) og 30% (2071-2100) ved bruk av RCP4.5. Tilsvarende for RCP8.5 er henholdsvis 30 og 60%. Man skal være klar over at modelluttrykket er heftet med usikkerhet. Det er også knyttet usikkerhet til de forventede endringene i temperatur og nedbørmengde for Buskerud som vi har hentet fra Norsk Klimaservicesenter. For hver RCP benytter Norsk Klimaservicesenter høy, middels og lav framskrivning som spredning i usikkerhet. «Høy» og «lav» framskrivning representerer 10-persentil og 90-persentil, slik at 80% av klimasimuleringene representeres ved denne spredningen (tabell 2.1 og 2.2). «Dette fordi selv for hver RCP er det ikke mulig med sikkerhet å beregne hvordan klimaet vil utvikle seg, blant annet fordi vi ikke kjenner klimasystemets følsomhet. [...] Det er flere kilder til usikkerhet i modellberegningene [...], og vi har ingen garanti for at spredningen i modellberegningene er representative for den virkelige usikkerheten.» (Hanssen-Bauer et al., 2015, s. 94)

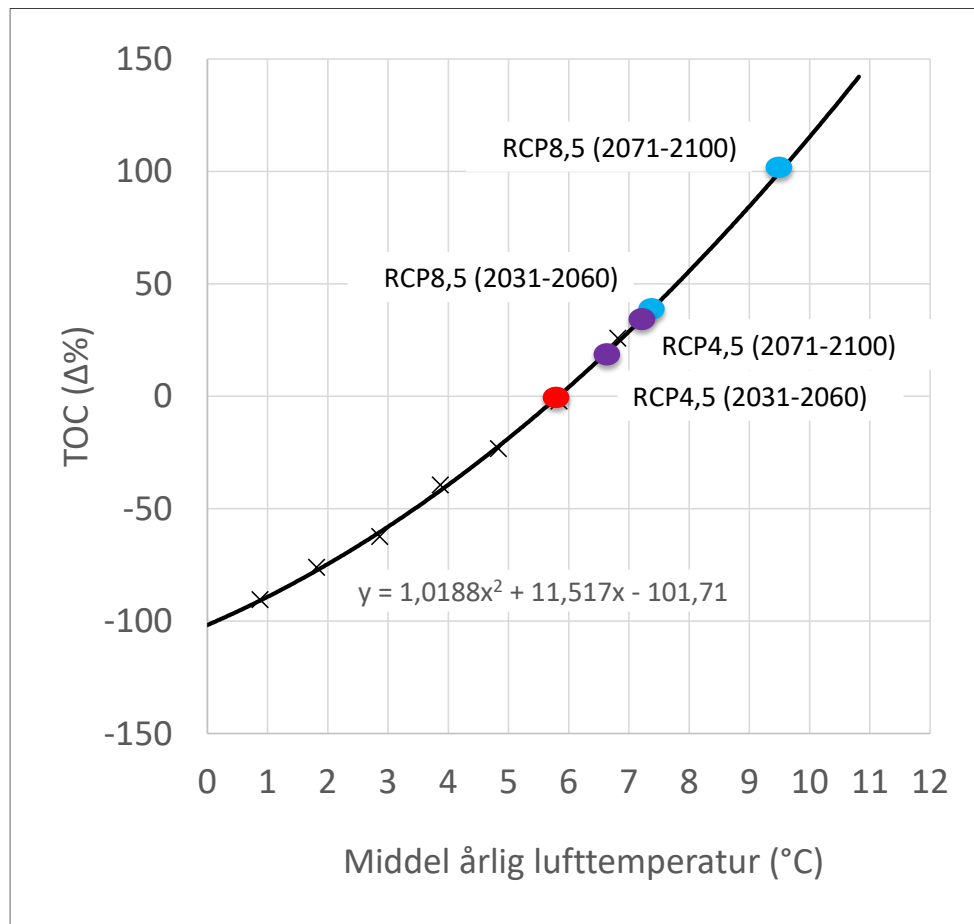
4.2.4 Sammenlikning og validering av resultater

For temperatur viste Weyhenmeyer og Karlsson (2009) at det fantes en tydelig sammenheng mellom årsmiddeltemperaturen i en spesifikk innsjø og TOC- nivå. Forskerne benyttet et datasett fra over tusen svenske innsjøer til å finne en sammenheng mellom TOC og temperatur. Studiet viste at det var en ikke-lineær, men svært tydelig sammenheng mellom TOC-nivå og lufttemperatur i innsjøens respektive nedbørfelt (figur 4.11). De kom også frem til at den beste forklaringen på den ikke lineære økningen skyldtes at antall dager med lufttemperatur over 0 grader ($D_T > 0$), beskrevet som lengden på hoved vekst- og avrenningssesong, som akselererte ved økende temperatur. Dette viste videre at de fant en tydelig lineær sammenheng mellom TOC og vekst- og avrenningssesong. (Weyhenmeyer & Karlsson, 2009)

TOC er som nevnt et mål på NOM (som inneholder om lag 50 % karbon), og er her en god erstatning til bruk for gjenspeiling av fargetallet i Glitre. Data benyttet til deres modell viste et tydelig forhold mellom TOC konsentrasjon og farge ($R^2=0,97$), hvilket forsterker antakelsen om at TOC her er godt sammenliknbart med fargetall i Glitre. (Weyhenmeyer & Karlsson, 2009)



Figur 4.11: Forhold mellom årlig middeltemperatur og TOC-konsentrasjon. Grå firkanter markerer middelværdier i TOC per grad årsmiddeltemperatur. TOC øker ikke lineært ved økende temperatur, som respons til en ikke lineær økning i antall dager med temperatur over 0°C ($D_T > 0$) per grad økende temperatur. Hentet fra Weyhenmeyer og Karlsson (2009, s. 2515).



Figur 4.12: Plott omarbeidet etter data fra Weyhenmeyer og Karlsson (2009), som viser flere tusen data fra svenske innsjøer, og hvordan TOC-konsentrasjon endres med årlig middeltemperatur i nedbørfeltet. Det er stor variasjon i absolutt konsentrasjon i TOC (mg/l) mellom innsjøer i det originale datasettet, men den prosentvis endring som viser en ikke-lineær sammenheng mellom TOC-konsentrasjon i innsjøer og årlig middeltemperatur i nedbørfeltet var signifikant og er informativ. Her har dagens tilstand ved Glitre blitt satt til 0% (rød prikk), mens forventet endring i temperatur har blitt plottet inn (figur 4.9 og 4.10), med tilsvarende forventet endring i TOC-konsentrasjon (lilla er for RCP4.5, mens blå er for RCP8.5). Det er benyttet samme endring i årlig middeltemperatur som det som ble benyttet i modellen for fargetall i Glitre (kapittel 3.2.2).

Denne metoden overlapper bra for RCP4.5 (hhv. 20 og 30% økning), men gir et noe høyere estimat enn modellen for RCP8.5 (hhv. 35 og 100% økning).

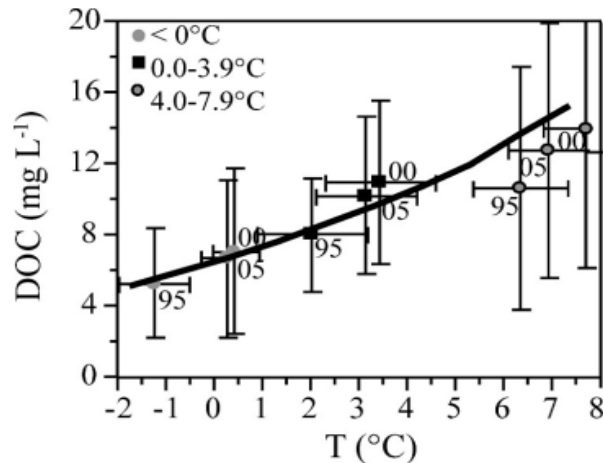
Modellen beskrevet av Weyhenmeyer og Karlsson (2009) viste et ikke lineært forhold mellom temperatur og TOC, med akselererende TOC ved økende årsmiddeltemperatur. Bakgrunnen var at TOC konsentrasjonen økte med en akselererende trend på likt vis som antall dager med hoved vekst- og avrenningssesong. Her beskrevet som antall dager med temperatur over 0°C ($D_T > 0$). Forskerne mente den gode relasjonen mellom vekstsesong og TOC kunne forklares ved at variabelen $D_T > 0$ tok høyde for tidsaspektet ved mange ulike klimatiske variabler. Slik som årlig lufttemperaturamplitude, tidspunkt for isleggelse og vårisganger, snøsmelte og

vårflom. Det er under vekstsesongen at biogeokjemiske prosesser opptrer, og det er også her hoved-avrenningsprosessene finner sted. Modellen tok derimot ikke høyde for nedbør og nedbørskvalitet (her målt som sulfat og total nitrogen), fordi det ikke ble funnet noen god relasjon mellom TOC og disse variablene (Weyhenmeyer & Karlsson, 2009).

Norsk Klimaservicesenter sine projeksjoner på årlig middeltemperatur, er tatt som gjennomsnittøkning per år, og reflekterer slik sett ikke endringene i sesonger. For begge RCPer er det beregnet høyest temperaturøkning om vinteren, og lavest om sommeren (tabell 2.1 og 2.2.) Dette betyr at også for disse projeksjonene vil vekstsesongen øke hurtigere enn årsmiddeltemperaturen, grunnet senere isdannelse og tidligere vårisgang, i tillegg til hurtigere økning i vår- og høst-temperaturer i forhånd til sommertemperaturer. Det samme kan en se av figur 2.4. En kan derfor tenke at formelen benyttet for prediksjon av fargetall i denne oppgaven vil stemme bedre for små temperaturøkninger enn for større. For RCP4.5 med en antatt økning i 0,9°C og 1,5°C, stemmer vår projeksjon for fargetall godt overens med Weyhenmeyer & Karlssons kurve. Ved høyere temperaturøkninger, på henholdsvis 1,8°C og 3,9°C grader for RCP8.5, underestimerer kanskje vår modell noe i forhold til hva Weyhenmeyer & Karlsson fant i sitt studie (Figur 12).

Vi vet at et lineært temperaturledd, som vi har benyttet, er en forenkling. Temperaturen vil trolig følge en S-formet respons med en gradvis sterkere økning av konsentrasjonen av TOC med økende temperatur, for så etter hvert å flate ut. Dette har blant annet med forhold for enzymsystemer å gjøre, som igjen påvirker vekst og mikrobiell nedbrytning (Haaland, personlig kommunikasjon, 17.05.2021). Med relativt små temperaturendringer, slik som ved bruk av RCP4.5, vil en lineær respons allikevel forventes å gi et bra estimat (Haaland, personlig kommunikasjon, 17.05.2021).

At Weyhenmeyer & Karlssons kurve indikerer en del høyere TOC-konsentrasjon med bruk av RCP8.5 frem mot 2071-2100, i forhold til vår relativt enkle modell, kan trolig delvis forklares med at TOC beskrives bedre med en mer eksponentiell respons på temperatur over dette (større) temperaturområdet (Figur 10). Weyhenmeyer & Karlssons påpeker også at det er større variasjon også i $D_T > 0$. Minst spredning i TOC i forhånd til årsmiddeltemperatur var det ved temperaturer under 0°C, og høyest mellom 6-8°C (figur 4.13). Med dette til grunn kan en anta at når vi nærmer oss årsmiddeltemperaturer på nærmere 10°C, hvilket vi har predikert at Glitre vil gjøre i 2100 ved RCP8.5, vil heller ikke deres modell være representativ.



Figur 4.13: Figur som viser spredning i målt DOC og TOC (omregnet til DOC) og årsmiddeltemperatur, for 3 ulike temperaturinndelinger (<0°C, 0-3,9°C, 4-7,9°C) over 3 perioder (1995, 2000, 2005) hentet fra (Weyhenmeyer & Karlsson, 2009, s. 2517).

Hva gjelder «hoved avrenningssesongen» beskriver Weyhenmeyer og Karlsson (2009) også denne som perioden med temperatur over 0°C. En får da med lengden på sesongen, men ikke mengden nedbør. Temperaturen har betydning for vekst i vegetasjonsdekket, men som Tranvik og Jansson (2002) påpeker, er ikke temperaturen alene en driver for økning i NOM, fordi den ikke tar hensyn til transport samt prosesser i innsjøen. Transport er et produkt av konsentrasjon av organisk materiale og avrenning, hvilket henholdsvis er forårsaket av temperatur og nedbør.

Klimaframskrivingene varsler en årlig økning på mellom 7-19% i intensiteten av nedbør, og en økning i hyppighet i kraftig nedbør på mellom 30-90% for de ulike klimaframskrivingene. I vår modell er årlig nedbørsøkning benyttet i framskrivingen av fargetall. Nedbørsøkningen vil derfor komme bedre med i denne modellen. Samtidig er det her, som ved temperatur forskjeller i økning i løpet av årstidene. Både nedbørsum, og intensitet og hyppighet av kraftig nedbør er predikert å øke mest om vinteren og våren. Hessen et al. (1997) studerte svingninger i TOC-konsentrasjoner gjennom årstidene i Skjervatjern på Vestlandet. Resultatene viste at de laveste konsentrasjonene av TOC forekom om vinteren hvert år, i perioder med frost og is-dekke. Mye av økningen om vinteren, som inngår i den årlige nedbørsøkningen for Buskerud vil komme som snø, og i perioder med isdekke, og vil slik sett ikke bidra til den direkte avrenningen. Larsen et al. (2011) viste at ved lave temperaturer hadde nedbør en negativ påvirkning på NDVI, fordi det forlenget snøsesongen. Dette er ikke tilfellet ved Glitre med årsmiddeltemperatur på rundt 6°C. Med økt temperatur om vinteren,

vil også større deler av nedbøren etter hvert komme som regn. Med tidligere isgang og snøsmelting vil dermed økende deler av vinternedbøren også bidra til avrenningen, og bidra til transport av TOC til vannforekomster etter hvert som temperaturen stiger.

Grunnet forhold slik som økt fordamping har Norsk Klimaservicesenter predikert en nedgang i avrenning i sommermånedene (tabell 2.3 og 2.4). Flere studier har vist at tørre og varme perioder kan medføre perioder med lave TOC konsentrasjoner, på grunn av redusert avrenning og større grad av tilbakeholdelse og mineralisering i jordlag. I tillegg vil vannet ha lengre oppholdstid i innsjøer, som medfører reduksjon av TOC via prosesser i innsjøen, som oksidasjon og sedimentasjon (Larsen et al., 2011). I varme perioder er det vist at nedbryting av organisk materiale kan øke grunnet lufting av normalt mettede jordlag (Evans et al., 2005; Hessen et al., 1997; Schindler et al., 1997). Nedbør etter slike perioder transporterer akkumulert TOC til vannforekomster, og kan gi svært høye TOC konsentrasjoner (Evans et al., 2005; Hessen et al., 1997; Mitchell & McDonald, 1995).

Generelt er nedbør en viktig faktor for nivå av organisk karbon og dermed også farge i vannforekomster. Ved lange eller hyppige nedbørsperioder, og med høy intensitet vil jorden mettes. Med våt mark endres strømningsmønstrene gjennom jordlagene. Mindre vann tilbakeholdes i dypere jordlag, og mer vann renner gjennom de øvre jordlagene som er rike på organisk materiale (de Wit et al., 2016; Hongve et al., 2004). de Wit et al. (2016, s. 434) peker også på at «[...] there are strong indications that a wetter climate may reduce rates of OC decay in freshwaters in boreal forests and tundra ecosystems by approximately 5-10%, as a result of less water retention and less time for aquatic cycling of OC.» I Norge var nedbøren høsten 2000 historisk høy, hvilket førte til nedbørsflom. I Glitre har vi ingen måling på fargetall fra denne perioden. Oslos vannkilder viste til sammenlikning en økning i fargetall under denne flommen. For de 5 innsjøene undersøkt økte fargetallet på mellom 33% og 100%. Dette er et tydelig bevis på at høye nedbørsmengder påvirker fargetallet. Av disse er Maridalsvannet innsjøen som likner mest på Glitre hva angår morfometri, selv om det har et mye større nedbørfelt og kortere oppholdstid. Her var økningen under flommen høsten 2000 på 78% (Eikebrokk et al., 2012).

de Wit et al. (2016) undersøkte forholdet mellom årlig middelnedbør og organisk karbon (OC) i nesten 500 nordiske ferskvannforekomster i perioden 1990-2013. Ved å dele inn i ulike nedbørssoner fant de en signifikant relasjon mellom økning i nedbør og OC, for 3 av de fire sonene. For sonene med årsmiddelnedbør under 1100 mm i året økte % OC i vannforekomstene med økning i nedbør. For sonen «oceanic» bestående av vannforekomster

på Vestlandet og med årsmiddelnedbør over 1400mm, fant de en signifikant og negativ relasjon. Ved en økning på 10mm nedbør ble det her estimert en endring på -0,04% OC, som skyldes at nedbør over 1400mm fortynner OC i vannforekomsten. For sonen Glitre ligger i, «boreal wet» med mellom 1100mm og 1400mm årsmiddelnedbør, var det ingen signifikant relasjon. Studiet konkluderte med at en økning på 10% årsnedbør i denne sonen ville føre til en økning på 32% OC. Ved en økning på 17%, som forventes for 2071-2100 for RCP8.5, vil en ha årsmiddelnedbør rundt 1300-1600mm. Ved å legge denne forskningen til grunn kan en anta at vi også får en økning i OC i Glitre, noe vår modell også indikerer.

Dersom vi benytter de mest konservative anslagene for Rotua, og overfører den relative endringen til nedbørfeltet til Glitre, predikeres det at fargetallet i Glitre vil øke med 20 (2031-2050) og 30 % (2071-2100) ved bruk av RCP4.5, og tilsvarende 30 og 60 % med bruk av RCP8.5. Dette tilsvarer en økning fra dagens om lag 12 mg Pt/l til om lag hhv. 14 (2031-2050) og 16 mg Pt/l (2071-2100) ved bruk av RCP4.5. Tilsvarende for RCP8.5 er en økning fra dagens 12 mg Pt/l til hhv. 16 og 19 mg Pt/l. Resultatene samsvarer godt med hva andre studier har funnet, men RCP8.5-anslaget for fargetall er som nevnt kanskje noe underestimert.

Det er derfor sannsynlig at konsentrasjonen av NOM og dermed også fargetallet i Glitre vil øke fremover. Vegetasjonsdekket i nedbørfeltet vil øke på grunn av økte temperaturer, kortere isleggelse og snøsesong og lengre vekstsesong, og med det mengden organisk karbon med potensiale til å tilføres innsjøen. Nedbør vil videre føre til økt avrenning. Det er dog knyttet stor usikkerhet til klimaprognosene. Både på hvordan de vil utvikle seg globalt og videre hvordan dette vil påvirke klimaet lokalt. Videre fordeler prognosene på klimavariablene seg ujevnt gjennom årstidene, og det vil som alltid kunne være store årlige variasjoner. Høyest fargetall forventes i år med mye nedbør.

5 KONKLUSJON

Klimaendringene har ført til økte temperaturer globalt, og økningene kommer til å fortsette utover det 21. århundret. Drikkevannsforsyningen i Norge er spesielt utsatt for klimaendringene, blant annet fordi det i stor grad benyttes overflatevannkilder som råvannskilde. Med hyppigere og mer intense nedbør, vil avrenningsforholdene i nedbørfelt påvirkes. Mer avrenning vil foregå i de øvre jordlagene, og dette vil kunne øke tilførselen av stoffer fra disse jordlagene, slik som partikler, mikroorganismer og organisk materiale fra planterester. Forskere har og vist at økte temperaturer og nedbør kan ha innvirkning på forhold i innsjøer, slik som varighet av isdekke og snøsesong, og termiske sjiktingsforhold.

Termiske forhold i Glitre vil trolig være noe mindre påvirket av klimaendringene enn i lavereliggende områder på Østlandet. Det er fremdeles fare for reduksjon av perioden med isdekke og lengre høstsirkulasjon, som gjør at innsjøen vil ha en lengre periode av året med mindre beskyttelse. Med økt tilførsel av mikroorganismer øker faren for at fekale forurensninger vil tilføres Glitre, men vanninntaket i innsjøen er godt beskyttet store deler av året. Den gode kapasiteten og lange oppholdstiden for vannet gjør at eventuelle tilførsler av patogene mikrober ofte fortynnes før de når inntaket. Kilden er også godt beskyttet mot både menneskelig påvirkning og husdyr, gjennom beiteordninger, restriksjoner, lite bebyggelse, og det ses ikke å være noen grunn til at disse forholdene vil komme til å endre seg i tiden fremover.

I likhet med mange norske innsjøer har Glitre hatt en økning i farge de siste årene, der mye av økningen med stor sannsynlighet har vært forårsaket av avtagende sure komponenter i nedbøren, som det nå antas at vil flate ut på dagens nivå. Modellert fremtidig utvikling basert på økning i årsnedbør og temperatur viste god relasjon med annen forskning på feltet, selv om det er knyttet usikkerhet til modellen. Sannsynligvis kan fargetallet for det mest drastiske utslippsscenarioet RCP8.5 være noe underpredikert for perioden 2071-2100. Siden dette er et godt stykke frem i tid bør vannverket uansett følge med på videre utvikling av fargetallet før den tid. Blant annet fordi det er knyttet stor usikkerhet til klimaendringene både globalt, og hvordan dette vil påvirke forhold lokalt.

Det anbefales i drikkevannsforskriften at fargetallet ikke overskrider 20mg Pt/l. Med vår prediksjon vil ikke Glitre oppnå så høye fargetall, og det vil derfor ikke være nødvendig å innføre renseprosesser på vannbehandlingsanlegget for fjerning av NOM. Samtidig skal det understrekes at årlige variasjoner i klima, som alltid vil ha innvirkning på vannforekomster.

Det er ikke utenkelig at predikerte fargetall kan overskrides dersom det kommer år med mer nedbør enn det som er lagt til grunn i vår prediksjon. Vannbehandlingen, som består av både klorering og UV-bestråling som desinfeksjonsprosesser, representerer to hygieniske barrierer, og vil til sammen være effektive for inaktivering av både bakterier, virus og parasitter. Det er dog viktig at disse prosessene drives optimalt. Ved økt NOM i tillegg til økt partikulært stoff fra avrenning kan dette gi høy belastning på vannbehandlingsanlegget, og dermed påvirke desinfeksjonseffektiviteten.

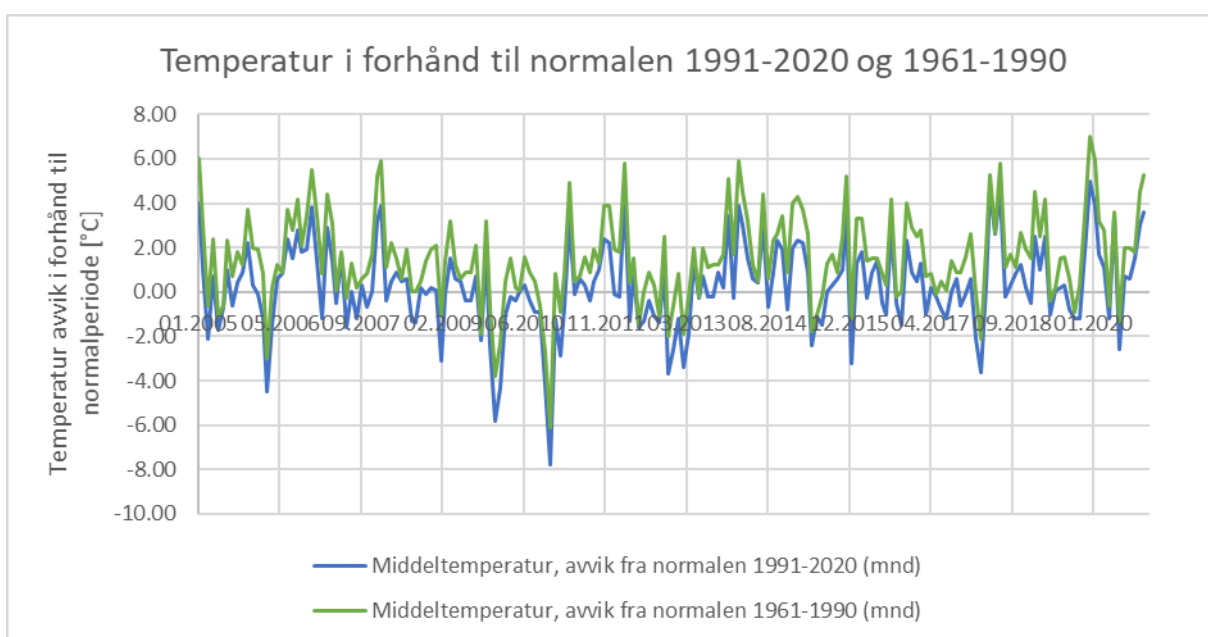
REFERANSER

- Andersen, J. R., Bratli, J. L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B. O. & Aanes, K. J. (1997). *Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann* (97:04). Statens forurensningstilsyn.
<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/vann/1468/ta1468.pdf>
- Atherholt, T. B., LeChevallier, M. W., Norton, W. D. & Rosen, J. S. (1998). Effect of rainfall on Giardia and Crypto. *Journal-American Water Works Association*, 90(9), 66-80. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1998.tb08499.x>
- Berge, D. (2012). *Sirkulasjonsstudie i Glitre høsten 2011* (NIVA 6355-2012).
<http://hdl.handle.net/11250/215941>
- Berge, D., Tjomstad, T., Bækken, T., Brettum, P., Romstad, R. & Løvik, J. E. (2004). *Utredning om Glitre Tilstand og utvikling - overføring av nye felter - vanninntakets plassering - behov for nye beskyttelsestiltak* (NIVA 4877-2004). Norsk institutt for vannforskning. <http://hdl.handle.net/11250/212531>
- Berge, D., Tryland, I., Tjomslund, T., Hem, L. & Røstum, J. (2011). *ROS Maridalsvannet–Oset Forurensningsanalyse av Maridalsvannet med nedbørfelt Hygieniske barrierer ved Oset vannbehandlingsanlegg Beskyttelsestiltak i nedbørfeltet* (NIVA-rapport;6221). Norsk institutt for naturforskning. <http://hdl.handle.net/11250/215599>
- Blake, L. J.-. & Clayer, F. (2020). *Assessment of risks to drinking water provision in Glitrevann from forest fertilization and harvesting* (SNO 7458-2020). Norsk institutt for vannforskning.
<http://hdl.handle.net/11250/2644550>
- Creed, I. F., Bergström, A. K., Trick, C. G., Grimm, N. B., Hessen, D. O., Karlsson, J., Kidd, K. A., Kritzberg, E., McKnight, D. M. & Freeman, E. C. (2018). Global change-driven effects on dissolved organic matter composition: Implications for food webs of northern lakes. *Global change biology*, 24(8), 3692-3714.
- Crittenden, J. C. (2012). *MWH's water treatment: principles and design, third edition* (3rd ed. utg.). Hoboken, N.J: John Wiley & Sons.
- de Wit, H. A., Valinia, S., Weyhenmeyer, G. A., Futter, M. N., Kortelainen, P., Austnes, K., Hessen, D. O., Räike, A., Laudon, H. & Vuorenmaa, J. (2016). Current browning of surface waters will be further promoted by wetter climate. *Environmental Science & Technology Letters*, 3(12), 430-435.
<https://doi.org/10.1021/acs.estlett.6b00396>
- Dean, W. E. (1981). Carbonate minerals and organic matter in sediments of modern north temperate hard-water lakes. *The Society of Economic Paleontologists and Mineralogists*, 3(31), 213-231.
<https://doi.org/https://doi.org/10.2110/pec.81.31.0213>
- Dibike, Y., Prowse, T., Saloranta, T. & Ahmed, R. (2011). Response of Northern Hemisphere lake-ice cover and lake-water thermal structure patterns to a changing climate. *Hydrological Processes*, 25(19), 2942-2953. <https://doi.org/> <https://doi.org/10.1002/hyp.8068>
- Direktoratsgruppen Vanddirektivet. (2018). *Klassifisering av miljøtilstand i vann* (Veileder 02:2018).
- Drammens Sportsfiskere. (2014, 11. november 2014). *Glitre*.
- Drammens Sportsfiskere. (2019). *ÅRSBERETNING 2019*. <https://drammenssportsfiskere.no/fiskestell-dokumentarkiv/>
- Drikkevannsforskriften. (2001). *Forskrift om vannforsyning og drikkevann* (FOR-2001-12-04-1372). Lovdata.
- ECDC, Elisabet Lindgren, Kristie L. Ebi & Mikael Johannesson. (2010). ECDC TECHNICAL DOCUMENT: Climate Change and Communicable Diseases in the EU Member States. Handbook for national vulnerability, impact and adaptation assessments. I. European Centre for Disease Prevention and Control Stockholm.
- Eikebrokk, B. (2009). UV-desinfeksjon av drikkevann. *Vann*, 44(1), 29-46.
<https://doi.org/http://hdl.handle.net/11250/2583741>
- Eikebrokk, B., Berge, D. & Hem, L. J. (2012, 23. april). KVV vannforsyning Oslo: Innfasing av ny vannkilde: Fremtidig råvannskvalitet i Oslo's drikkevannskilder. I. "Norconsult, notat".
- Eikebrokk, B., Haaland, S., Jarvis, P., Zahlsen, K., Vogt, R. D. & Riise, G. (2018). *NOMiNOR: Natural Organic Matter in drinking waters within the Nordic Region* (Rapport A-231). Norsk Vann.
- Evans, C. D., Monteith, D. T. & Cooper, D. M. (2005). Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environ Pollut*, 137(1), 55-71.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.12.031>
- Finstad, A. G., Andersen, T., Larsen, S., Tominaga, K., Blumentrath, S., De Wit, H. A., Tømmervik, H. & Hessen, D. O. (2016). From greening to browning: Catchment vegetation development and reduced S-deposition

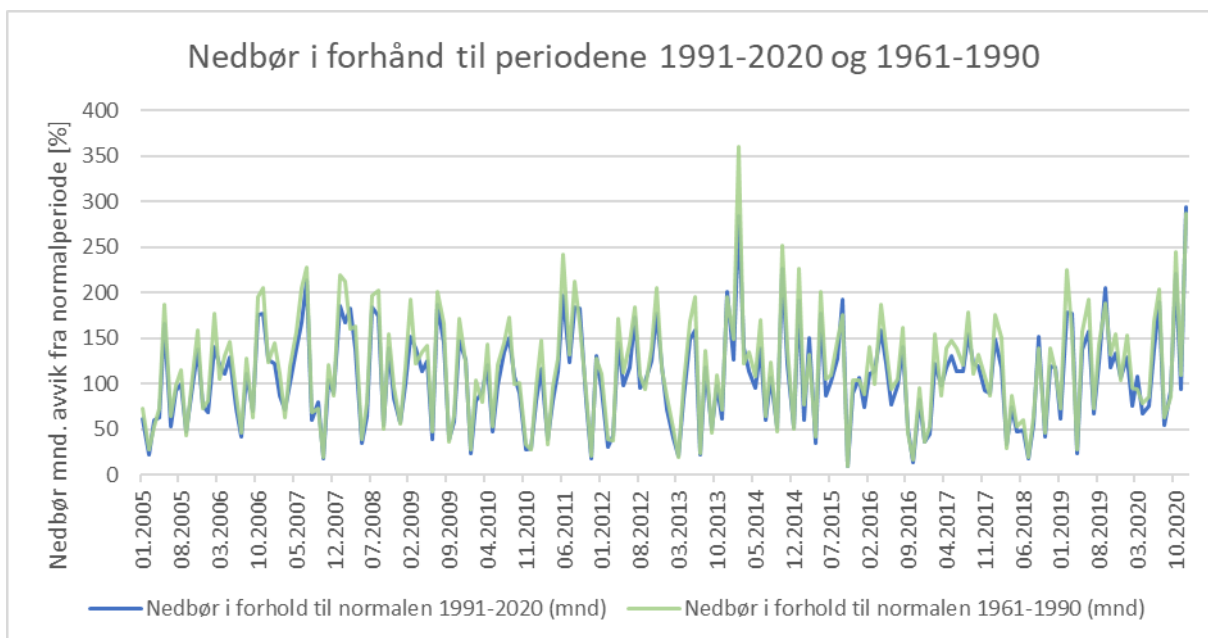
- Hurum, J. H. & Frøyland, M. (2004). *Nedre Eikers underjordiske skatter: stein til nytte og glede*. Nedre Eiker kommune.
- Haaland, S., Riise, G., Hongve, D., Grøterud, O. & Blakar, I. (2007). TOC concentrations in Norwegian lakes: The effect of sea-salts and anthropogenic acid components. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 30(9), 1471-1474. <https://doi.org/10.1080/03680770.2009.11902357>
- Haaland, S., Riise, G., Hongve, D., Laudon, H. & Vogt, R. D. (2010). Quantifying the drivers of increasing colored organic matter in boreal surface waters. *Environmental science & technology*, 44(8), 2975–2980. <https://doi.org/10.1021/es903179j>
- Larsen, S., Andersen, T. O. M. & Hessen, D. O. (2011). Climate change predicted to cause severe increase of organic carbon in lakes: CLIMATE CHANGE CAUSE ELEVATED TOC IN LAKES. *Global change biology*, 17(2), 1186-1192. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02257.x>
- Larsen, Ø. S. (2021, 1. mars 2021). bonitet. I E. Bolstad (Red.), *Store Norske Leksikon*. . <https://snl.no/bonitet>
- Leirset, R. (2021, 16. mars). personlig kommunikasjon over epost. I. Programkoordinator GVD-programmet.
- Magnuson, J. J., Robertson, D. M., Benson, B. J., Wynne, R. H., Livingstone, D. M., Arai, T., Assel, R. A., Barry, R. G., Card, V. & Kuusisto, E. (2000). Historical trends in lake and river ice cover in the Northern Hemisphere. *Science*, 289(5485), 1743-1746. <https://doi.org/10.1126/science.289.5485.1743>
- Mattilsynet. (2020). Veileder drikkevannsforskriften. https://www.mattilsynet.no/mat_og_vann/drikkevann/veileder_til_drikkevannsforskriften.26628/bin/ary/Veileder%20til%20drikkevannsforskriften
- Meld. St. 33 (2012–2013). *Klimatilpasning i Norge*. Klima- og miljødepartementet. <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/meld-st-33-20122013/id725930/>
- Mitchell, G. & McDonald, A. T. (1995). Catchment Characterization as a Tool for Upland Water Quality Management. *Journal of environmental management*, 44(1), 83-95. <https://doi.org/10.1006/jema.1995.0032>
- Monteith, D. T., Stoddard, J. L., Evans, C. D., De Wit, H. A., Forsius, M., Høgåsen, T., Wilander, A., Skjelkvåle, B. L., Jeffries, D. S. & Vuorenmaa, J. (2007). Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature*, 450(7169), 537-540. <https://doi.org/10.1038/nature06316>
- Norges geologiske undersøkelse (NGU). *Løsmasser og marin grense*. Norges geologiske undersøkelse,. Hentet 28. mars 2021 fra <http://geo.ngu.no/mapserver/LosmasserWMS>
- Norsk klimaservicesenter. (2021, Januar 2021). *Klimaprofil Buskerud*. <https://klimaservicesenter.no/kss/klimaprofiler/buskerud>
- NOU: 2010:10. (2010). *Tilpassing til eit klima i endring: Samfunnet si sårbarheit og behov for tilpassing til konsekvensar av klimaendringane*. Miljøverndepartementet. <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/nou-2010-10/id624355/>
- NVE. (2019). *NEVINA Beregninger av lavvannsindeks og flomverdier: Brukerveiledning* Norsk institutt for vannforskning. https://nevina.nve.no/help/Brukerveiledning_NEVINA.pdf
- NVE. (u.å.). *Glitre*. NVE. Hentet 01. Januar fra <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/011-311-L>
- Persson, K. M., Chowdhury, S., Rönnholm, A. & Li, J. (2011). *Realtidsmåtning av vattenkvalitet och automatisk provtagning vid befarad mikrobiell förorening* (Rapport Nr 2011–06). Svenskt Vatten Utveckling. Svenskt Vatten AB. http://vav.griffel.net/filer/Rapport_2011-06.pdf
- Robertson, L. & Gjerde, B. (2006). Fate of Cryptosporidium oocysts and Giardia cysts in the Norwegian aquatic environment over winter. *Microbial ecology*, 52(4), 597-602. <https://doi.org/10.1007/s00248-006-9005-4>
- Roccaro, P., Vagliasindi, F. G. & Korshin, G. V. (2009). Changes in NOM fluorescence caused by chlorination and their associations with disinfection by-products formation. *Environmental science & technology*, 43(3), 724-729. <https://doi.org/10.1021/es801939f>
- Saloranta, T. M., Forsius, M., Järvinen, M. & Arvola, L. (2009). Impacts of projected climate change on the thermodynamics of a shallow and a deep lake in Finland: model simulations and Bayesian uncertainty analysis. *Hydrology Research*, 40(2-3), 234-248. <https://doi.org/10.2166/nh.2009.030>
- Schindler, D. W., Curtis, P. J., Bayley, S. E., Parker, B. R., Beaty, K. G. & Stainton, M. P. (1997). Climate-Induced Changes in the Dissolved Organic Carbon Budgets of Boreal Lakes. *Biogeochemistry*, 36(1), 9-28. <https://doi.org/10.1023/A:1005792014547>
- Solem, M. (2021, 29. april). personlig kommunikasjon over epost. I. Utviklingsansvarlig i Glitrevannverket IKS.
- Statskog Børresen AS v/ Skogkonsulent Sør-Norge R. A. Holmøy. (2021). *Statskog Børresen AS* [figur]. Personlig kommunikasjon med R. A. Holmøy 13. april 2021.

- Steinberg, M., Nordheim, C. F., Lyngstad, T. M. & Janak, K. (2020). *Rapportering av data for vannforsyningsystemer i Norge for 2019* (Rapport 2020). Folkehelseinstituttet. <https://www.fhi.no/globalassets/dokumenterfiler/rapporter/2020/rapport-om-vannforsyning-2019/vannverksrapport-for-2019.pdf>
- Tipping, E. & Hurley, M. A. (1988). A model of solid-solution interactions in acid organic soils, based on the complexation properties of humic substances. *J. Soil Sci*, 39, 505-519. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1988.tb01235.x>
- Tranvik, L. J. & Jansson, M. (2002). Climate change (Communication arising) Terrestrial export of organic carbon. *Nature (London)*, 415(6874), 861-862. <https://doi.org/10.1038/415861b>
- Tryland, I., Eregno, F. E., Braathen, H., Khalaf, G., Sjølander, I. & Fossum, M. (2015). On-line monitoring of *Escherichia coli* in raw water at oset drinking water treatment plant, Oslo (Norway). *International journal of environmental research and public health*, 12(2), 1788-1802. <https://doi.org/10.3390/ijerph120201788>
- UNESCO. (2020). *The United Nations World Water Development Report 2020: Water and Climatechange*. <https://doi.org/https://doi.org/10.18356/e2014dcb-en>
- Vaskinn, K. A. & Sweco Norge AS. (2010). *Temperaturforhold i elver og innsjøer: Tiltak for regulering av temperatur: Simuleringsmodeller* (Rapport Miljøbasert Vannføring, Issue 3). Norges vassdrags- og energidirektorat. http://publikasjoner.nve.no/rapport_miljoebasert_vannfoering/2010/miljoebasert2010_03.pdf
- VKM, Robertson, L., Jore, S., Lund, V., Grahek-Ogden, D., Skjerdal, O. T., Aspholm, M. E., Kapperud, G., Møretrø, T. & Nesbakken, T. (2020). *Giardia og Cryptosporidium i norsk drikkevann. Vitenskapelig uttalelse fra faggruppen for hygiene og smittestoffer i Vitenskapskomiteen for mat og miljø* (VKM rapport 2020:07). Vitenskapskomiteen for mat og miljø (VKM).
- Wahl, E. (2006). Fekale indikatorbakterier for overvåkning av drikkevann: Er dagens prinsipp godt nok, eller må vi tenke nytt? *Vann*, 3, 266-278. https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2006_30394.pdf
- Weyhenmeyer, G. A. & Karlsson, J. (2009). Nonlinear response of dissolved organic carbon concentrations in boreal lakes to increasing temperatures. *Limnology and Oceanography*, 54(6part2), 2513-2519. https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2513
- Weyhenmeyer, G. A., Livingstone, D. M., Meili, M., Jensen, O., Benson, B. & Magnuson, J. J. (2011). Large geographical differences in the sensitivity of ice-covered lakes and rivers in the Northern Hemisphere to temperature changes. *Global change biology*, 17(1), 268-275. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02249.x>
- WHO. (2003). *Assessing microbial safety of drinking water improving approaches and methods: Improving approaches and methods* (A. Dufour, M. Snozzi, W. Koster, J. Bartram, E. Ronchi & L. Fewtrell, Red.). OECD Publishing. https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/9241546301/en/
- WHO. (2017). *Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first addendum* (4. utg.). World Health Organisation. <https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950>
- World Health Organisation. (2021). *Drinking-water*. <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water>
- Zularisam, A., Ismail, A. & Salim, R. (2006). Behaviours of natural organic matter in membrane filtration for surface water treatment—a review. *Desalination*, 194(1-3), 211-231. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.10.030>
- Ødegaard, H. (Red.). (2014). *Vann- og avløpsteknikk* (2. utg.). Norsk Vann.
- Ødegaard, H., Østerhus, S., Melin, E. & Eikebrokk, B. (2010). NOM removal technologies – Norwegian experiences. *Drink. Water Eng. Sci.*, 3, 1-9. <https://doi.org/https://doi.org/10.5194/dwes-3-1-2010>
- Østensvik, Ø. (2002). Ny drikkevannsforskrift- nye mikrobiologiske parametere og referansemetoder. *Vann*, 1, 61-77. https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2002_30541.pdf

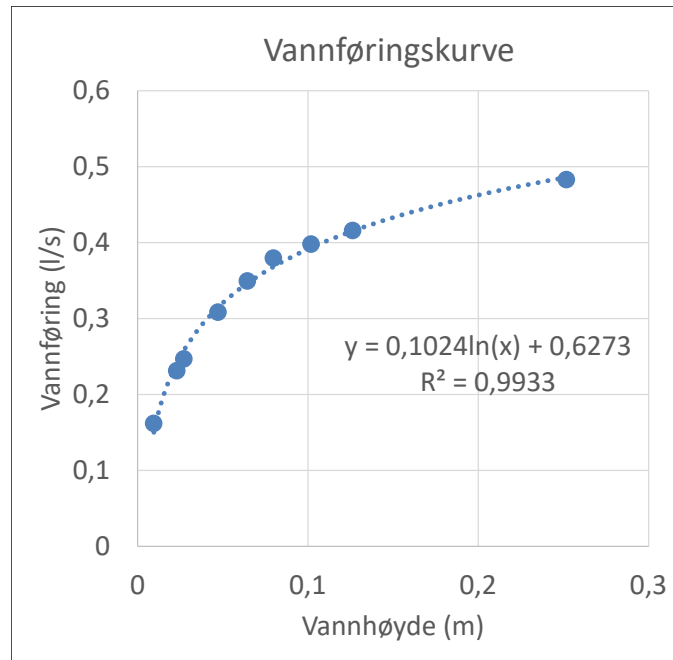
VEDLEGG



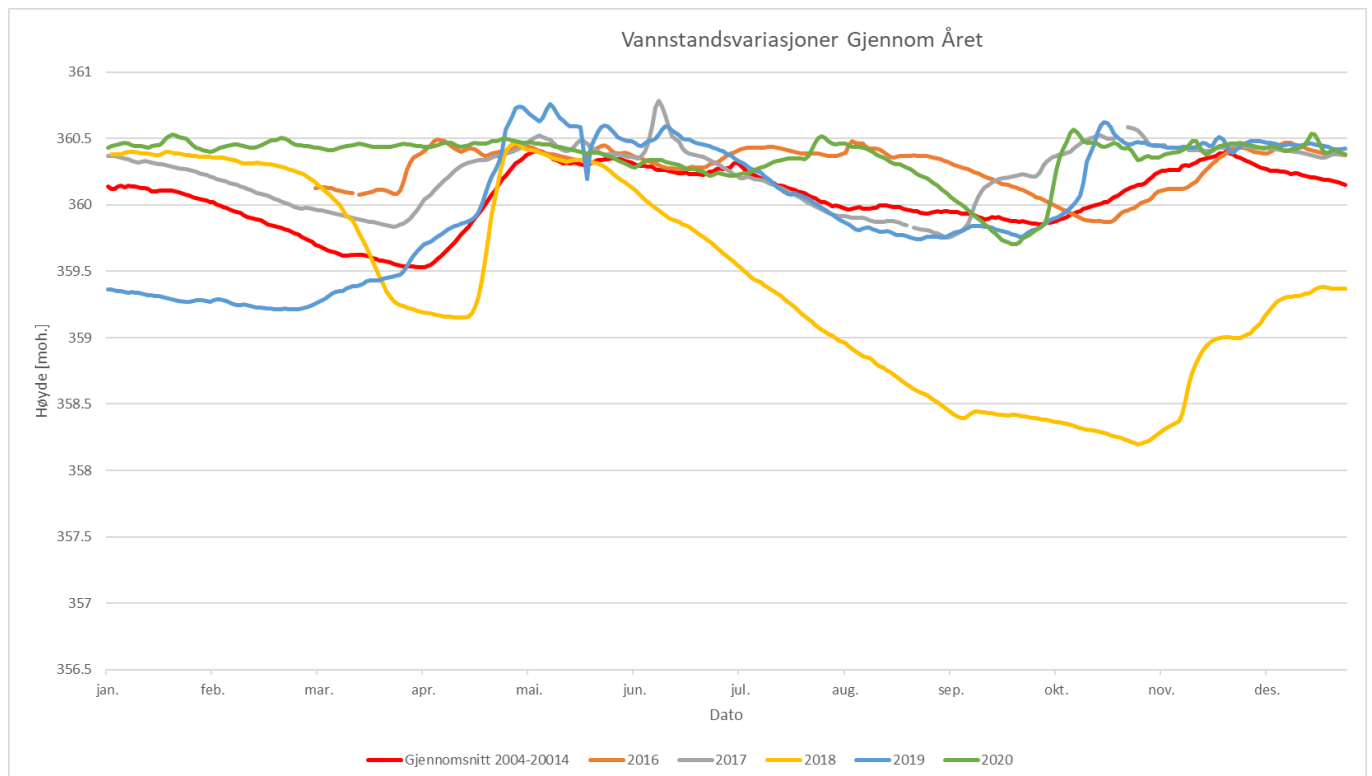
Vedlegg A.1: Figuren viser °C avvik i månedstemperatur for perioden 2005-2020 i forhånd til normalperioden 1991-2020 og 1961-1991, for målestasjon Blindern SN18700. Data er gyldig per 01.04.2021. Data hentet fra seklima.met/observations (© BY 4.0) Metrologisk institutt (MET).



Vedlegg A.2: Figuren viser % avvik i månedsnedbør for perioden 2005-2020 i forhånd til normalperioden 1991-2020 og 1961-1991, for målestasjon Blindern SN18700. Data er gyldig per 01.04.2021. Data hentet fra seklima.met/observations (© BY 4.0) Metrologisk institutt (MET).



Vedlegg A.3: Figuren viser vannføringskurven til Elgtjernsbekken. Data hentet fra sildre.nve.no/station/11.4.0.



Vedlegg A.4: Figuren viser vannstand gitt som høyde i moh. i Glitre, i forhold til gjennomsnittsvannstand for perioden 2004-2014 (rød kurve).



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway