

# Utrekning av konsekvenser for fisk og bunndyr i Aurlandselva ved bygging av nytt kraftverk i Låvi



Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI)

**NORCE Norwegian Research Center**

**NORCE LFI**, Nygårdsgaten 112, 5008 Bergen, **Tel:** 55 58 22 28

**ISSN nr:** ISSN 2535-6623

**NORCE LFI Rapport-nr.** 589

**Tittel:** Utredning av konsekvenser for fisk og bunndyr i anadrom del ved bygging av nytt kraftverk i Låvi

**Dato:** 16.10.2025

**Forfattere:** Ulrich Pulg, Helge Skoglund, Gaute Velle, Ola Ugedal (NINA)

**Kvalitetssikret av:** Ida Vartia

**Bilder:** Forfatterne

**Geografisk område:** Vestland

**Antall sider:** 44

**Finansiering:** Hafslund Kraft AS

**Kontaktpersoner hos oppdragsgiver:** Ragnhild Stokker

**Emneord:** Vannkraft, laks, sjøaure, bunndyr, konsekvenser, Låvi kraftverk

#### **Sammendrag:**

Formålet med dette arbeidet er å vurdere sannsynlige konsekvenser av et nytt vannkraftverk i Låvi, for fisk og bunndyr i Aurlandselva og Vassbygdatnet. Forventede konsekvenser sammenlignes med dagens situasjon i henhold til gjeldende regelverk. Vintervannføringen i Aurlandselva er forutsatt å forbli uendret. Vurderingene er basert på to driftsscenarier for sommerhalvåret: ett med moderat prioritering av Låvi kraftverk (scenario S1) og ett med høy prioritering av Låvi kraftverk (scenario SX). Scenario S1 vurderes å medføre overveiende «noe» til delvis «ubetydelig» forringelse av habitatforhold for laks og sjøaure. For ål og stingsild vurderes endringene som ubetydelige. Den samlede konsekvensen for fisk vurderes som noe negativ. Når det gjelder bunndyr, forventes en «ubetydelig» påvirkning på artsmangfoldet og «ubetydelig til noe forringede» forhold for produksjonspotensialet ved S1. Den samlede konsekvensen for fisk og bunndyr anslås dermed å ligge på nivået «noe negativ konsekvens» ved S1. Scenario SX (høy prioritering av Låvi kraftverk) forventes å medføre betydelig mer negative påvirkninger på levestandardene for fisk og bunndyr. For dette scenarioet anslås konsekvensen å være middels til stor negativ.

Hovedeffektene av Låvi kraftverk er trolig en reduksjon og homogenisering av vannføringen i Aurlandselva, med tilhørende redusering vanndeckt areal. Det gjelder særlig for scenario SX, mens effektene er små for S1. Endringene vil også kunne medføre en økning av vanntemperatur om sommeren og en lengre oppholdstid i Vassbygdatnet, men disse effektene forventes ikke å være stor nok til å kompensere for de negative effektene. For S1 er endringene relativt små i forhold til dagens situasjon, noe som gjenspeiles i vurderingen. Det vises videre til avbøtende miljøtiltak og hvordan negativ påvirkning på bunndyr og fisk kan reduseres.

Pulg, U., Skoglund, H., Velle, G., Ugedal, O. (2025) Utredning av konsekvenser for fisk og bunndyr i Aurlandselva ved bygging av nytt kraftverk i Låvi. LFI rapport nr 589. NORCE Bergen.

# Innhold

|        |                                                                  |    |
|--------|------------------------------------------------------------------|----|
| 1      | Innledning.....                                                  | 4  |
| 2      | Metoder.....                                                     | 4  |
| 2.1    | Avgrensing .....                                                 | 4  |
| 2.2    | Datagrunnlag.....                                                | 4  |
| 2.3    | Vurderingsgrunnlag .....                                         | 5  |
| 2.4    | Beskrivelse Låvi kraftverk .....                                 | 6  |
| 2.4.1  | Manøvrering og vannføring.....                                   | 6  |
| 2.4.2  | Fysiske endringer .....                                          | 12 |
| 3      | Resultater av vurderingen .....                                  | 13 |
| 3.1    | Verdivurdering.....                                              | 13 |
| 3.2    | Fisk.....                                                        | 13 |
| 3.2.1  | Hydromorfologiske habitatforhold.....                            | 13 |
| 3.2.2  | Beregning av vanndekt areal for de forskjellige scenariene ..... | 14 |
| 3.2.3  | Samlet vurdering hydromorfologiske forhold .....                 | 17 |
| 3.2.4  | Næringstilgang.....                                              | 17 |
| 3.2.5  | Vanntemperatur .....                                             | 18 |
| 3.2.6  | Konnektivitet for fisk .....                                     | 24 |
| 3.2.7  | Fysiske endringer .....                                          | 26 |
| 3.2.8  | Situasjon i vinterhalvåret.....                                  | 27 |
| 3.2.9  | Risiko for utslipp av finstoff.....                              | 27 |
| 3.2.10 | Sportsfiske etter sjøaure og laks .....                          | 28 |
| 3.2.11 | Ål og stingsild.....                                             | 29 |
| 3.3    | Bunndyr .....                                                    | 29 |
| 3.3.1  | Temperatur.....                                                  | 30 |
| 3.3.2  | Vanndekt areal .....                                             | 31 |
| 3.3.3  | Vannføring .....                                                 | 32 |
| 3.3.4  | Bunnssubstrat .....                                              | 33 |
| 3.3.5  | Næringstilgang.....                                              | 34 |
| 4      | Samlet vurdering .....                                           | 35 |
| 4.1    | Påvirkning av fisk og bunndyr.....                               | 35 |
| 4.2    | Konsekvensvurdering .....                                        | 37 |
| 4.3    | Usikkerhet .....                                                 | 39 |
| 4.4    | Avbøtende miljøtiltak.....                                       | 39 |
| 5      | Referanser .....                                                 | 40 |

# 1 Innledning

Dette arbeidet har som formål å vurdere de sannsynlige konsekvensene av et nytt kraftverk Låvi på fisk og bunndyr i den nedre anadrome delen av Aurlandselva til og med Vassbygdvatnet. Forventete konsekvenser sammenlignes med dagens situasjon. Det er ikke planlagt endringer av vannføring i Vassbygdelva som følge av Låvi kraftverk.

Grunnlaget for vår vurdering av mulige konsekvenser av Låvi er at vi gjennomført undersøkelser i vassdraget i en årsrekke. Aurlandsvassdraget har hatt en nedgang i sjøaure- og laksebestandene etter regulering, flomsikring og økning av oppdrettsrelaterte påvirkningsfaktorer. Samtidig har det over tid blitt samlet et omfattende datagrunnlag om anadrome fisk i vassdraget, og i noen grad også bunndyr. Arbeidet er gjennomført på oppdrag for Hafslund Kraft AS og bygger på et samarbeid mellom NINA og NORCE LFI, som har stått for fiskebiologiske undersøkelser i Aurlandsvassdraget i en årrekke.

Beskrivelsen av det planlagte kraftverket Låvi og tilhørende driftsscenarier stammer fra Hafslund Kraft AS og er presentert i kapittel 2.4. Resultatene av våre vurderinger, basert på eksisterende data, er beskrevet i kapittel 3. Ettersom dette dreier seg om vurderinger, inkluderer kapittelet også en diskusjon. Den samlede vurderingen er oppsummert i kapittel 4.

## 2 Metoder

### 2.1 Avgrensing

Tema av denne konsekvensutredningen er fisk og bunndyr i Vassbygdvatn og Aurlandselva nedstrøms Vassbygdvatn, der det forventes endringer i sammenheng med et nytt kraftverk Låvi. Temaene vurderes basert på forventete endringer i habitatforhold i forskjellige driftsscenarier av et nytt kraftverk Låvi samt fysiske endringer. Fokus ligger på driftsfasen. Anleggsfasen og andre forhold innen vannmiljø, slik som mulig forurensing under bygging, behandles i de øvrige konsekvensutredningene.

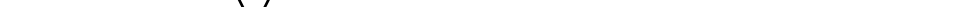
### 2.2 Datagrunnlag

Det finnes et omfattende datagrunnlag om fisk i den anadrome delen av Aurlandsvassdraget, basert på overvåking av laks og sjøørret over flere tiår (Sægrov et al. 2000; Sægrov et al. 2007; Ugedal et al., 2019; Ugedal et al., 2023; Pulg et al., 2023). Disse eksisterende dataene benyttes i konsekvensvurderingen. For bunndyr er datagrunnlaget begrenset, og det foreligger kun eldre data for kortere tidsperioder (se f.eks Raddum et al., 2008). Siden vi mangler nyere bunndyrdata, benytter vi isteden eksisterende økologisk informasjon for å angi sannsynlige effekter på bunndyr. Det meste av informasjonen er hentet fra rapporten Effekter av regulering på bunndyr (Velle 2022) og arbeider som er sitert i Velle (2022), som sammenstiller hovedtrekkene i forventet biologisk respons hos bunndyr på inngrep i vassdrag som gjøres under regulering.

## 2.3 Vurderingsgrunnlag

Denne konsekvensutredningen er forbundet med høy usikkerhet. Fremtidig overvåking er nødvendig for å sikre datagrunnlaget, vurdere de reelle konsekvensene og bidra til å utvikle avbøtende tiltak. Likevel kan erfaringer, og ikke minst det delvis omfattende datagrunnlaget som er samlet over flere tiår, brukes til å sannsynliggjøre effekter og bidra til valg av løsninger som er mindre skadelige for miljøet. Vurdering av konsekvenser orienteres etter metodikken og begrepsbruken gitt i Miljødirektorates veileder (M-1941, se Tabell 2) [Konsekvensutredning av klima og miljø | KU veileder - miljødirektoratet.no](#) og NVE-veileder [Konsesjonssøknad vannkraftanlegg: Virkninger for miljø og samfunn](#).

Tabell 1. Terminologi og eksempel på hvordan påvirkning av naturverdier vurderes (vist med pil på en skala).

|           |                                                                                    |               |           |                  |
|-----------|------------------------------------------------------------------------------------|---------------|-----------|------------------|
| SX        |  |               |           |                  |
| S1        |  |               |           |                  |
| Forbedret | Ubetydelig                                                                         | Noe forringet | Forringet | Sterkt forringet |

Tabell 2. Konsekvenskategorier , kriterier og betydning i henhold til MD-1941

| Konsekvensgrad                       | Kriterier for samlet vurdering                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  |
|--------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Kritisk negativ konsekvens</b>    | Tiltaket medfører forringelse eller ødeleggelse av nasjonalt eller internasjonalt viktig verdier. Brukes kun for områder med registreringskategorier som er gitt stor eller svært stor verdi, eller der den samlede belastningen er svært stor. <ul style="list-style-type: none"> <li>Forringelse av et eller flere kvalitetselementer</li> <li>Flere delområder med konsekvensgrad svært alvorlig konsekvens (4 minus)</li> <li>Svært stor samlet belastning</li> </ul>                                       |
| <b>Svært stor negativ konsekvens</b> | Tiltaket medfører forringelse eller ødeleggelse av nasjonalt viktige. Brukes kun for områder med registreringskategorier som er gitt stor eller svært stor verdi, eller der det er stor samlet belastning. <ul style="list-style-type: none"> <li>Forringelse av ett eller flere kvalitetselementer</li> <li>Overvekt av delområder med konsekvensgrad alvorlig konsekvens (3 minus)</li> <li>Ett eller flere delområder har konsekvensgrad svært alvorlig (4 minus)</li> <li>Stor samlet belastning</li> </ul> |
| <b>Stor negativ konsekvens</b>       | Tiltaket medfører stor konsekvens for vannmiljøet innenfor influensområdet. <ul style="list-style-type: none"> <li>Forringelse av ett eller flere kvalitetselementer</li> <li>Overvekt av delområder med konsekvensgrad middels (2 minus)</li> <li>Flere delområder med konsekvensgrad alvorlig (3 minus)</li> <li>Ett delområde kan ha konsekvensgrad svært alvorlig</li> <li>Bidrar til økt samlet belastning</li> </ul>                                                                                      |
| <b>Middels negativ konsekvens</b>    | Tiltaket medfører middels konsekvens for vannmiljøet innenfor influensområdet <ul style="list-style-type: none"> <li>Overvekt av delområder har konsekvensgrad noe konsekvens (1 minus)</li> <li>Flere delområder har konsekvensgrad middels (2 minus)</li> <li>Flere delområder kan ha konsekvensgrad alvorlig (3 minus)</li> <li>Ingen delområder er gitt svært alvorlig konsekvensgrad.</li> </ul>                                                                                                           |
| <b>Noe negativ konsekvens</b>        | Tiltaket medfører noe konsekvens for vannmiljøet innenfor influensområdet. Lite konflikt med vannmiljø innenfor influensområdet. <ul style="list-style-type: none"> <li>Delområder har lave konsekvensgrader</li> <li>Overvekt av konsekvensgrad noe konsekvens (1 minus) og ubetydelig konsekvens (0).</li> <li>Et par delområde kan ha konsekvensgrad middels (2 minus)</li> <li>Ingen delområder er gitt konsekvensgrad svært alvorlig (4 minus) eller alvorlig (3 minus).</li> </ul>                        |

|                                |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               |
|--------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Ubetydelig konsekvens</b>   | <p>Tiltaket vil ikke medføre vesentlige endringer for vannmiljøet i 0-alternativet.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Overvekt av ubetydelig konsekvens (0)</li> <li>• Ett delområde kan inneholde konsekvensgrad noe konsekvens (1 minus)</li> <li>• Ingen delområder er gitt svært alvorlig (4 minus), alvorlig (3 minus) eller middels (2 minus) konsekvensgrad.</li> </ul>                                                                                                                                                     |
| <b>Positiv konsekvens</b>      | <p>Benyttes i delområder som er gitt ubetydelig eller noe verdi som får noe eller middels verdiøkning som følge av tiltaket. Tiltaket/alternativet er en forbedring for vannmiljøet i forhold til 0-alternativet.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Overvekt av delområder med positiv konsekvensgrad (1 eller 2 pluss)</li> <li>• Kan kun inneholde delområder med noe negativ konsekvensgrad</li> <li>• Delområder med noe negativ konsekvensgrad (1 minus) oppveies klart av områdene med positiv konsekvensgrad.</li> </ul>    |
| <b>Stor positiv konsekvens</b> | <p>Benyttes i delområder som er gitt ubetydelig eller noe verdi som får en svært stor verdiøkning som følge av tiltaket. Stor forbedring for vannmiljøet i forhold til 0-alternativet.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Overvekt av delområde med svært stor miljøforbedring (4 pluss).</li> <li>• Overvekt av delområder med svært positiv konsekvensgrad. Kan kun inneholde delområder med lav negativ konsekvensgrad, delområder med negative konsekvensgrad oppveies klart av områdene med positiv konsekvensgrad.</li> </ul> |

## 2.4 Beskrivelse Låvi kraftverk

Her beskrives de delene av Låvi kraftverk som anses som relevante for mulig påvirkning på bunndyr og fisk i den anadrome delen av vassdraget. Det skilles mellom endringer i manøvrering og fysiske endringer.

### 2.4.1 Manøvrering og vannføring

Hafslund Kraft AS har utarbeidet tre scenarier for hvordan kraftverksdriften kan skje i sommerperioden etter bygging av Låvi (Figur 1-Figur 4) med tre underscenarier for et normalt, et tørt og et vått år. Sommerperioden er fra 1. mai til 15. september. Dette er den perioden hvor reguleringsluken (klapelukken) i utløpet av Vassbygdvann står åpen (= lagt ned) og Aurland 4 Vangen kraftverk står. For scenario 1 er det lagt til grunn en minstevannsføring som foreslått i pågående villkårsrevisjon.

**Scenario 0 (S0)** står for dagens situasjon uten Låvi kraftverk, men der nåværende kraftverk eksisterer. Dette blir sammenligningsgrunnlaget for de ulike scenarier.

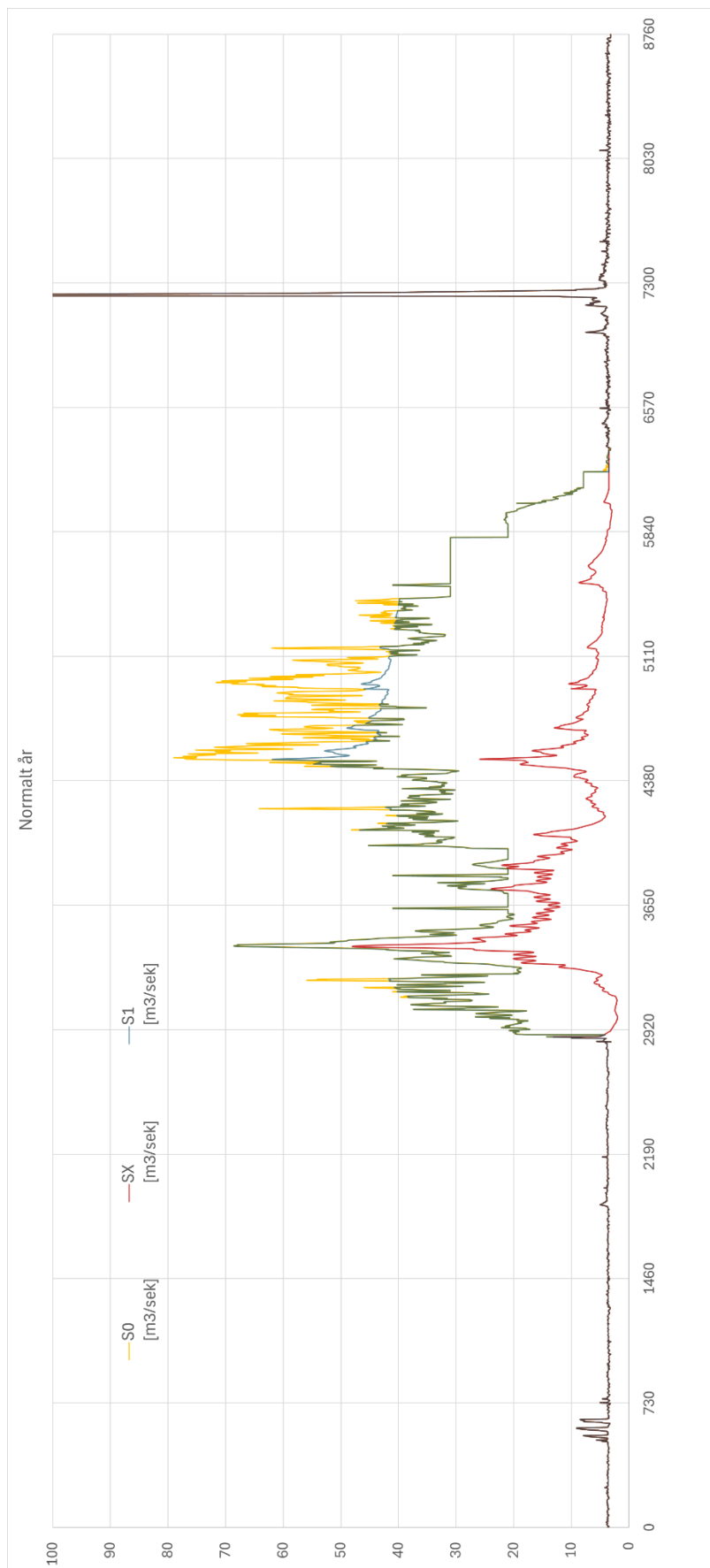
De øvrige scenariene innebærer situasjonen der Låvi kraftverk er bygget. Dette gir Hafslund fem aggregater til disposisjon for produksjon av kraft; tre eksisterende i Aurland 1 og to nye i Låvi. Om sommeren må det kjøres ett aggregat i Aurland 1 for å oppfylle kravet til minstevannføring i Aurlandselva. Vanligvis har to aggregater vært i drift for å kunne levere systemtjenester opp til 560 MW «på toppen» av minstevannføringskravet. Av og til er det behov for å kjøre alle tre aggregater. Når reguleringsluka i Vassbygdvatn står åpen og Vangen kraftverk er ute av drift, går alt produksjonsvann fra Aurland 1 til Aurlandselvi. Med Låvi kraftverk vil det bli mulig å flytte en del av produksjonsvannet fra Aurlandselva til utløpet fra Låvi direkte i fjorden. Dette kan styres gjennom hvilken prioritering man velger for opplastingsrekkefølgen av aggregatene i Aurland 1 og Låvi.

**Scenario 1 (S1)** står for et scenario der Låvi er bygget og hvor prioritert opplastingsrekkefølge av aggregatene er: ett aggregat (opptil 37 m<sup>3</sup>/s) i Aurland 1 (for å ha nok vann i Aurlandselva), deretter begge aggregatene i Låvi, med en slukeevne på 35 m<sup>3</sup>/s hver. Ved enda større behov for effektleveranse vil de to sistnevnte aggregatene i Aurland 1 bli startet. Per i dag er det ikke realistisk at det vil være behov for mer enn tre aggregater i drift om sommeren.

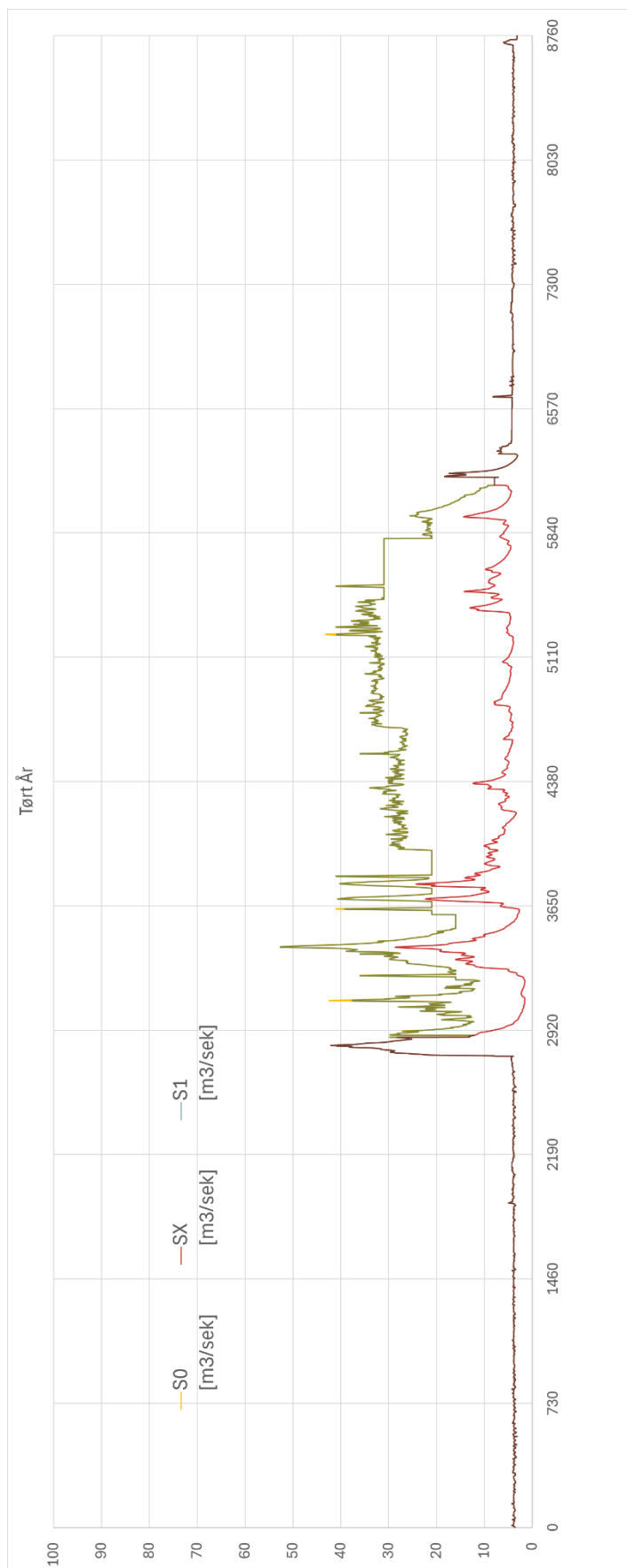
Dersom det prioriteres to aggregater i Aurland 1 (74 m<sup>3</sup>/s), før Låvi settes i drift, vil manøvreringsregimet være svært likt dagens praksis. Ved drift av to aggregater i Aurland 1 kan man dermed anta tilsvarende biologiske effekter som uten Låvi, altså ingen nevneverdige endringer til dagens situasjon.

I tillegg ble det utviklet et **scenario X (SX)**, der vannføring i Låvi prioriteres fremfor Aurland 1. Dette vil medføre betydelig mindre vannføring i Aurlandselva og gjennom Vassbygvatnet. Et slikt driftsmønster vil gjøre det umulig å oppfylle dagens krav til minstevannføring og også Hafslunds nye forslag fremmet i vilkårsreviskjonen. Likevel inkluderes dette scenariet fordi det illustrerer hvilket potensial som finnes – særlig med tanke på temperatur og habitatareal – og om det kan være fordeler ved å utvikle mellomløsninger mellom SX og S1. Hvis SX ikke gir noen fordeler, vil det ikke være lønnsomt å satse i den retningen. Dersom det derimot viser seg å ha klare fordeler, kan det være aktuelt å utvikle nye kombinasjonsløsninger mellom scenariene.

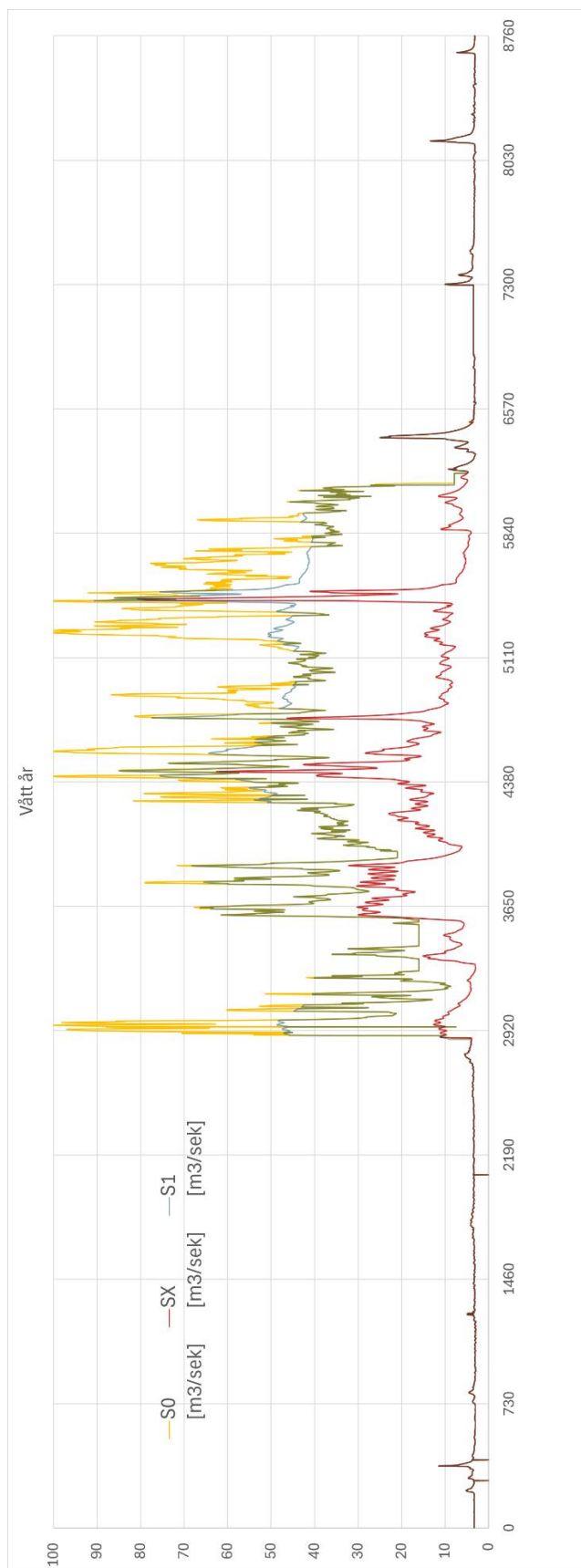
Alle scenarier har til felles at vintervannføringen (i perioden hvor reguleringsluka i Vassbygdatn er lukket) forblir uendret og tilsvarer dagens situasjon. Det forutsettes videre at dagens habitattiltak (grustilførsel, ripping, sideløp mm.) også fortsettes og gjennomføres i fremtiden og at disse tilpasses til forholdene som måtte gjelde, dvs. også økes i omfang eller hyppighet dersom behov.



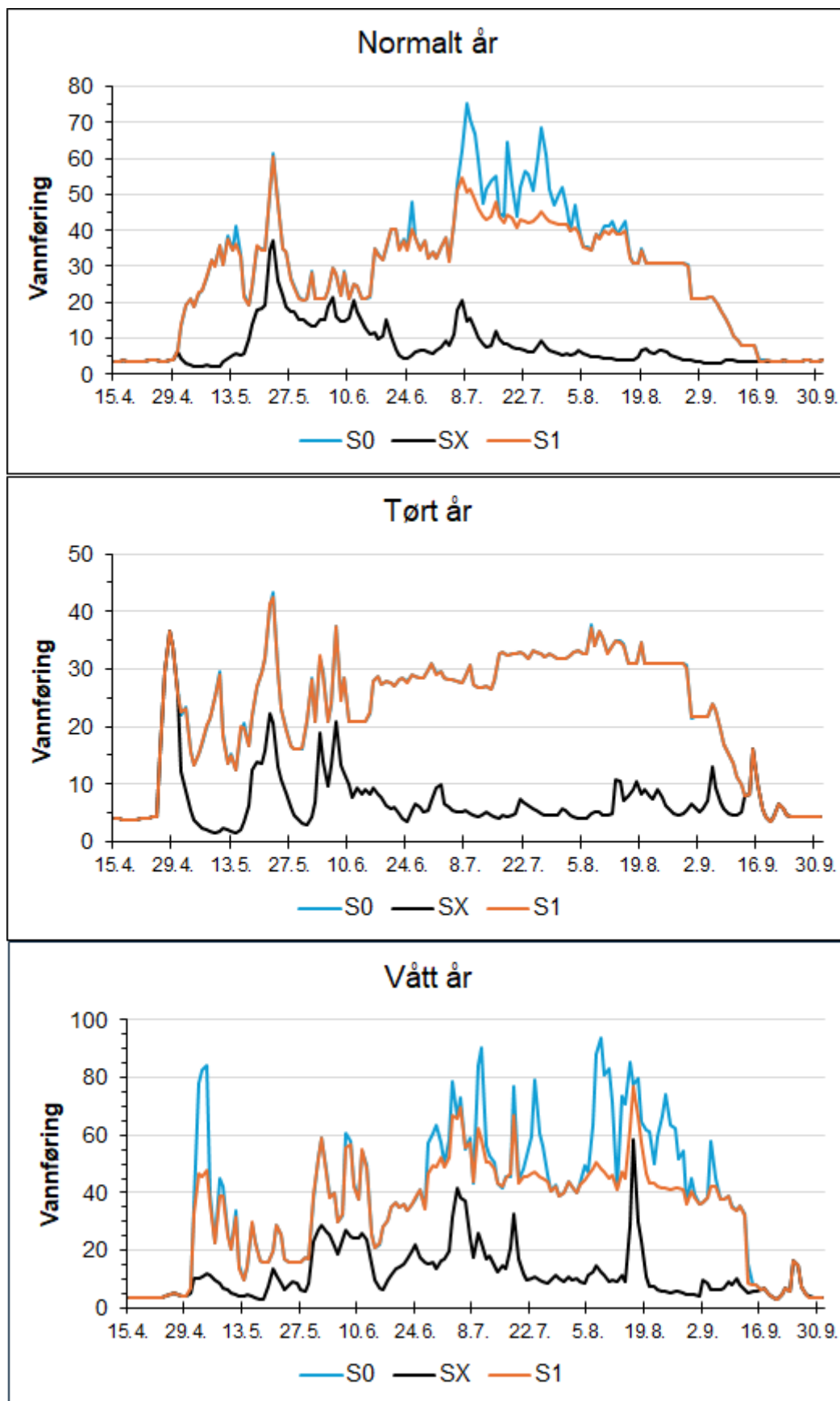
Figur 1. Vannføring ved forskjellige driftsscenarier, gitt et år med normal vannføring (Hafslund)



Figur 2. Vannføring ved forskjellige driftsscenarier, gitt et tørt år med lite tilsig (Hafslund)



Figur 3. Vannføring ved forskjellige driftsscenarier, gitt et vått år med mye tilsig (Hafslund)



Figur 4. Samme scenariene fremstilt med døgnverdier for perioden 15. april-1. oktober (som er hovedperioden for fiskevandring i vassdraget). Merk at skalaen på y-aksen er forskjellig i de ulike panelene.

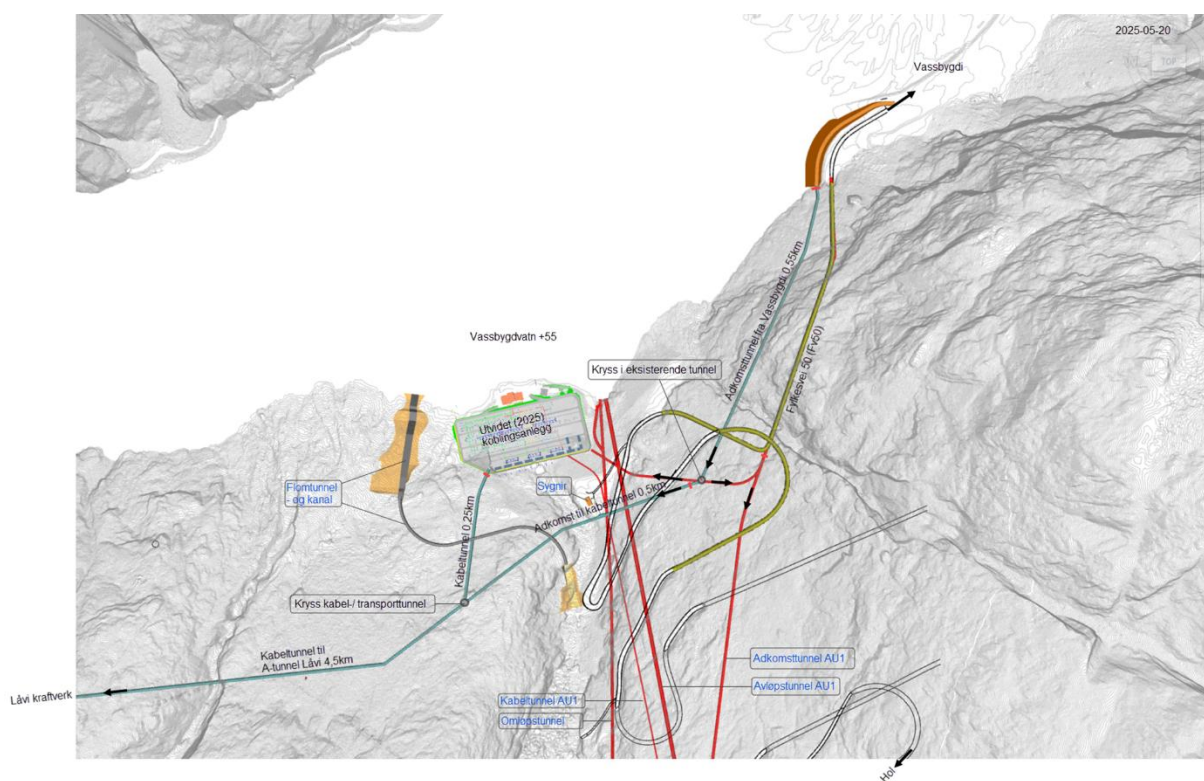
## 2.4.2 Fysiske endringer

De planlagte tiltakene i sammenheng med Låvi kraftverk berører anadrom fisk og deres habitat direkte ved to områder: 1. Et nytt kraftverksutløp i Aurlandsfjorden og 2. en utfylling ved sørøstenden av Vassbygdvatnet.

Utfyllingen i Vassbygdvatnet skal skje ved østenden av Vassbygdvatnet, sør for munningen til Vassbygdelfva. Lengden på fyllingen er cirka 120 meter, og består av ca. 40 000 m<sup>3</sup> anbrakte masser, hvor majoriteten av massevolumet vil ligge over vann.

Utløpet fra Låvi kraftverk planlegges å ligge omtrent 100 meter vest for dagens utløp fra Vangen kraftverk. Det skal være dykket, med en topp på cirka 12 meter og bunn på cirka 20 meter under vann.

I tillegg vil det etableres flere steindeponier. Avrenning fra disse, særlig finstoff, kan påvirke livet i vassdragene. Dette kan imidlertid unngås ved infiltrasjon av overvann, eller ved nødvendige rens tiltak som sedimentasjonsbassenger. Dette temaet behandles i en egen rapport.



Figur 5. Skisse tilsendt fra Hafslund som viser planlagt utfylling i østenden av Vassbygdvatnet på en lengde av 120 m sør for munningen til Vassbygdelfva.

## 3 Resultater av vurderingen

I følgende kapittel beskrives datagrunnlaget og kjente mekanismer for hvert vurderingstema.

### 3.1 Verdivurdering

Ifølge veilederen for konsekvensutredninger (MD – 1941) blir konsekvenser vurdert basert på en forventet endring i forhold til dagens situasjon. Den er beskrevet i scenario 0 (S0). Verdivurdering av faktorene som påvirkes er grunnleggende for konsekvensvurderingen som skal være en funksjon av påvirkning og verdi (MD-1941, kap. 0, Figur 14). Verdivurderingen er beskrevet i kap 1.4 i MD-1941<sup>1</sup>

Verdien av fisk og bunndyr i den anadrome delen av Aurlandselva vurderes som «stor» i denne utredningen. Anadrom fisk med middelks store bestander skal vurderes til «stor verdi» i henhold til veilederen. Bunndyrsamfunnet utgjør en viktig forutsetning for fiskebestanden, og tillegges derfor også stor verdi. Det foreligger imidlertid ingen spesiell vernestatus (som nasjonalpark, nasjonal lakseelv e.l.) som skulle tilsi en vurdering på nivå med «svært stor» verdi.

Samtidig har sjørretbestanden potensial til å bli stor i nasjonal sammenheng, og har vært det historisk. Dette taler for at en verdivurdering på nivå med «svært stor». Selv om vurderingene skal ta utgangspunkt i dagens situasjon, tas det høyde for dette potensialet i konsekvensvurderingen (kap. 4.2).

### 3.2 Fisk

I dette kapittelet vurderes forventede påvirkninger på fisk i Aurlandselva og Vassbygvatnet. Vurderinger av habitatendringer som vannføring, vanndekt areal og temperatur legges også til grunn for vurderingen av påvirkningen på bunndyr, som beskrives i det følgende kapittelet (3.3).

#### 3.2.1 Hydromorfologiske habitatforhold

##### Vanndekt areal

Arealet av elven som er vanndekt er sentralt ettersom det bestemmer hvor stort areal som er tilgjengelig for biologisk produksjon i vassdraget. Grunnleggende forhold mellom vannføring og habitat i Aurlandselva er beskrevet i Ugedal et al. (2019, 2023) og Pulg et al. (2023). Datagrunnlaget som er brukt i det følgende, stammer også fra disse arbeidene. Figur 6 viser sammenhengen mellom vanndekt areal og vannføring i Aurlandselva uten sideløp. Forholdet er beskrevet best av en logaritmisk funksjon:  $y = 3,3712 \ln(x) + 18,749$ . Denne funksjonen er benyttet som grunnlag for vurderingen av gjennomsnittlig vanndekt areal i de ulike scenariene. Vannføring for hvert scenario er beregnet som gjennomsnittet mellom 1. mai og 15. september, som betraktes som en proxy for tilgjengelig biologisk

---

<sup>1</sup> [1.4 Sette verdi - miljodirektoratet.no](https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/overvaking-arealplanlegging/arealplanlegging/konsekvensutredninger/metode-for-utredning/naturmangfold/1.4-sett-verdi) <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/overvaking-arealplanlegging/arealplanlegging/konsekvensutredninger/metode-for-utredning/naturmangfold/1.4-sett-verdi>

habitat i elven, deriblant oppveksthabitat for laks og sjøaure. Det legges til grunn samme habitatforhold som vist i siste kartlegging i 2022 (Pulg et al., 2023).

### Habitatkvalitet

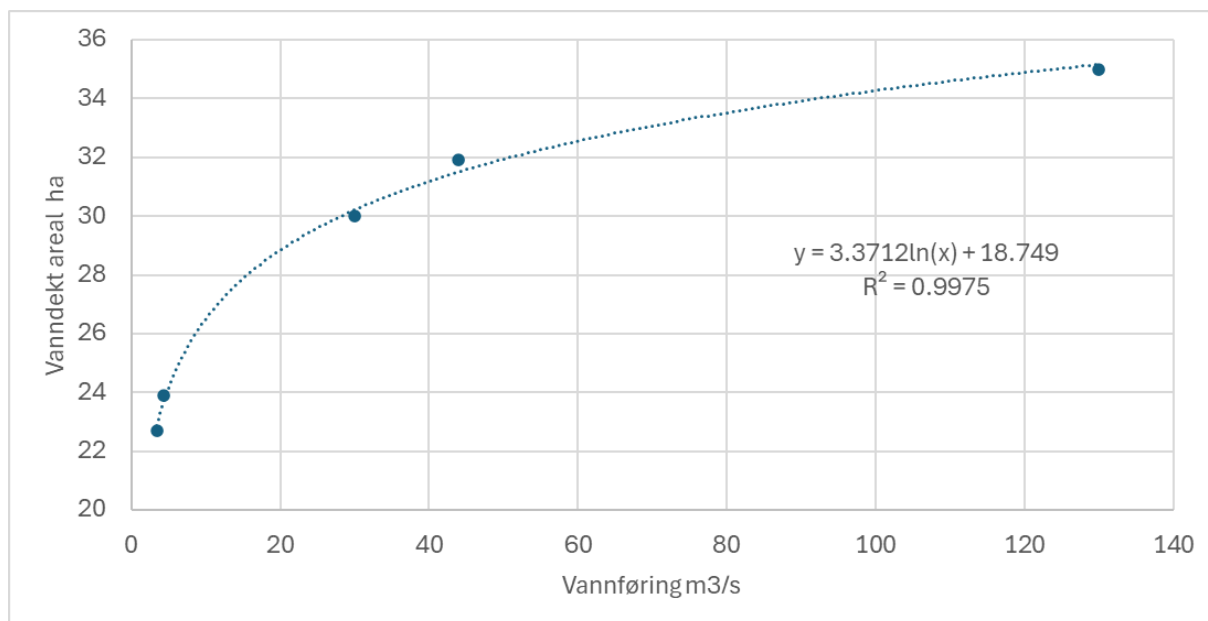
Ved siden av endringer i habitattilgang kan scenariene også påvirke habitatkvaliteten. Særlig SX med en betydelig reduksjon av gjennomsnittlig vannføring sammenliknet med dagens nivå vil kunne påvirke plantevekst og sedimentering. Under S1 reduseres gjennomsnittlig vannføring og vannføringstopper i mindre grad. Dette scenariet har fortsatt vannføringstopper, og særlig i våte år der toppene når minst 90 m<sup>3</sup>/s. I SX forekommer vannføringstopperne sjeldnere og toppene er lavere enn i dagens situasjon, og det kan derfor forventes en økning i begroing og sedimentring av elvebunnen. I S1 finnes det like mange og like store vannføringstopper som i S0 i tørre år. I våte og normale år er det simulert færre topper for S1, særlig i andre halvdel av sommeren. Simulering for et vått sommerhalvår viser 11 topper over 60 m<sup>3</sup>/s i S0 og 8 topper for S1. Simulering for et normalt år viser 7 topper over 60 m<sup>3</sup>/s i S0 og 2 topper for S1.

Ved hjelp av avbøtende tiltak som ripping, sedimentforvaltning og grustilførsel – tiltak som allerede er i bruk – anses det som mulig å unngå negative effekter på fisk der slike tiltak kan gjennomføres. Det er likevel mulig at tiltakene må utføres hyppigere og omfanget økes, dersom det viser seg at skjultilgang og gytemuligheter faktisk påvirkes av en økt begroing. Slike tiltak kan i midlertid ikke gjennomføres over alt siden de avhenger av sedimentsammensetning, vanddyp og tilkomst. Det må derfor regnes med en forringet habitatkvalitet for SX og noe forringelse for S1.

### 3.2.2 Beregning av vanndekt areal for de forskjellige scenariene

Resultatene for beregningen av forventet gjennomsnittlig vanndekt areal for hvert scenario i sommersesongen er vist i Figur 7 og i Tabell 3. For scenario SX forventes de største endringene i vanndekt areal (–13 til –15 %). Dette kan forklares med at dette er scenarioet med minst vannføring i Aurlandselva. For scenarioet S1 vil arealreduksjonen være 0 til –2 %. I et scenario med kun nøyaktig mistevannføring (SM), uten tilsig, ville arealreduksjonen være –3 til –9 %. Dette representere en worst case i en ekstrem tørkeperiode.

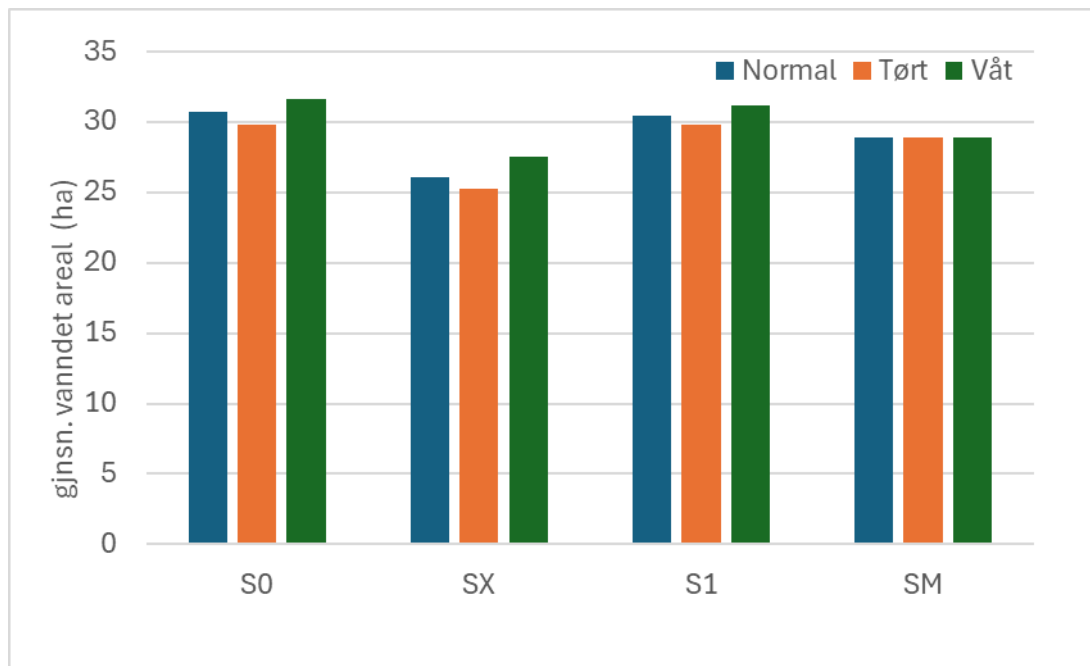
Sideløp er sikret vannføring ved alle disse scenariene siden inntakene er tilpasset vintervannføring (3 m<sup>3</sup>/s). Arealendringene ved forskjellige vannføringer i sideløpene er inkludert i funksjonen og beregningen under (Figur 6).



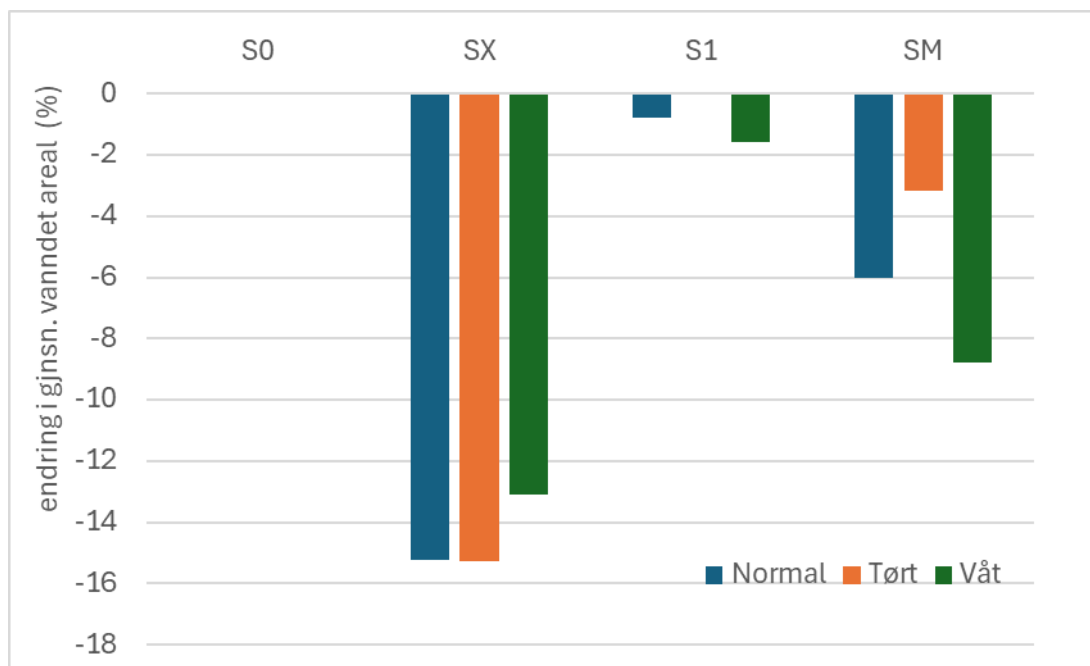
Figur 6. Vanndekt areal (ha) vs. vannføring (m³/s) i Aurlandselva.

Tabell 3. Scenariene med forventet gjennomsnittlig vanndekt areal i sommerperioden (1.mai-15.september) for et normalt, et tørt og et vått år. I tillegg vises gjennomsnittlig vanndekt areal for bare minstevannføring.

| År      |                   |      | S0   | SX   | S1   | Bare minstevannføring, SM |
|---------|-------------------|------|------|------|------|---------------------------|
| Normalt | Middel vannføring | m³/s | 34.8 | 8.7  | 32.4 | 20.1                      |
|         | Vanndekt areal    | ha   | 30.7 | 26.0 | 30.5 | 28.9                      |
|         | Relativ           | %    | 100  | 85   | 99   | 94                        |
|         | Endring           | %    | 0    | -15  | -1   | -6                        |
| Tørt    | Middel vannføring | m³/s | 26.6 | 6.9  | 26.6 | 20.1                      |
|         | Vanndekt areal    | ha   | 29.8 | 25.3 | 29.8 | 28.9                      |
|         | Relativ           | %    | 100  | 85   | 100  | 97                        |
|         | Endring           | %    | 0    | -15  | 0    | -3                        |
| Vått    | Middel vannføring | m³/s | 45.9 | 13.4 | 39.6 | 20.1                      |
|         | Vanndekt areal    | ha   | 31.6 | 27.5 | 31.2 | 28.9                      |
|         | Relativ           | %    | 100  | 87   | 98   | 91                        |
|         | Endring           | %    | 0    | -13  | -2   | -9                        |



Figur 7. Beregnet vanndekt areal (ha) ved de forskjellige scenariene, beregnet for gjennomsnittlig vannføring i perioden 1. mai til 15. september.



Figur 8. Endringer i vanndekt areal i prosent sammenlignet med S0 (=nåværende situasjon), basert på gjennomsnittlig vannføring i perioden 1. mai til 15. september.

### 3.2.3 Samlet vurdering hydromorfologiske forhold

Basert på vurderingene i kapitlene ovenfor forventes effekter på lak- og sjøaureproduksjon som fremstilt i tabellene under. For SX forventes en forringet habitatkvalitet og vanddekt areal grunnet homogenisering og reduisering av vannføringen. For S1 er endringene mindre og delvis innenfor dagens mellomårsvariasjon. Vannføring reduseres med opptil 14 %, vanddekt areal med opptil 2 % og det finnes også en homogenisering med færre vannføringstopper. Potensialet for produksjon av sjøaure og laks vurderes som noe forringet (Tabell 4 og Tabell 5).

Tabell 4. Vurdering av endringer i habitatkvalitet og deres effekt på laks- og sjøaureproduksjon.

|           |            |               |           |                  |
|-----------|------------|---------------|-----------|------------------|
| SX        |            |               |           |                  |
| S1        |            |               |           |                  |
| Forbedret | Ubetydelig | Noe forringet | Forringet | Sterkt forringet |

Tabell 5. Vurdering av endringer i vanddekt areal og deres effekt på laks- og sjøaureproduksjon.

|           |            |               |           |                  |
|-----------|------------|---------------|-----------|------------------|
| SX        |            |               |           |                  |
| S1        |            |               |           |                  |
| Forbedret | Ubetydelig | Noe forringet | Forringet | Sterkt forringet |

### 3.2.4 Næringstilgang

Regulering kan utarme næringssalter ved å fange partikler i magasiner, lede høvfjellsvann forbi elvestrekninger og redusere selve vannføringen og med dette også transport av næringsstoffer. Vann fra høyereliggende reguleringsmagasiner eller bekkeinntak kan ha lavere andel løste næringsstoffer og organiske partikler enn vann i lavliggende naturlige elver der vannet har rent gjennom hele nedslagsfeltet. I uregulerte elver kan næringstilførselen være høyere til tross for mulig fortynning, fordi hele nedslagsfeltets vann (med næringsstoffer) passerer gjennom økosystemet. Under perioder med høy vannføring er vannet ofte brunere og inneholder flere partikler sammenliknet med perioder med lav vannføring. Både globale synteser (Maavara 2015, Wang 2022), feltstudier (Zhao et al. 2024) og modellering (Maavara et al. 2020) viser at 30 til 60 % av total-P kan sedimentere i magasiner, ofte sammen med jern- og aluminiumsoksider. Både konsentrasjonen av N og P reduseres, men effekten er sterkest for fosfor. Dette vil redusere primærproduksjonen, og dermed påvirke artssammensetning, biologisk mangfold og tetthet av bunndyr negativt (Minshall et al. 2014) og dermed også fisk. Effekten forsterkes når vannet passerer flere magasiner.

Vannet i Viddalsmagasinet kommer hovedsakelig fra andre magasiner, noe som indikerer at konsentrasjonen av næringssalter i magasinet under S0 allerede kan være redusert i forhold til naturlig tilstand. Når Låvi er i drift vil vann og næringsstoffer ledes fra Viddalsmagasinet og helt ned til Aurlandsfjorden. Det foreligger imidlertid ikke nok data for å kunne beregne denne effekten. Samtidig fører SX til en økt vanntemperatur, og økt oppholdstid for vannet i Vassbygdvatnet som igjen vil kunne bidra til økt biologisk produksjon, så sant næringstilførsel ikke blir en begrensende faktor for biologisk produksjon. Endringene kan muligens kompensere for hverandre, men forblir usikker inntil ny forskning svarer på dette. For S1 er endringer i temperatur og oppholdstid minimale.

Vurdering av arealendringer i vanndekt habitat som følge av de forskjellige vannføringsendringene vil delvis integrere habitatkvalitet og næringstilgang siden et større vanndekt areal også gir mer tilgang til gyteplasser og skjul for ungfisk, samt økt næringstilgang av bunndyr. I vurderingene av scenariene forutsettes at disse endringene i vanndekt areal tilsvarer endringer i ungfiskproduksjonspotensialet.

### 3.2.5 Vanntemperatur

Temperatur påvirker mange fysiske og biologiske prosesser, og påvirker mange av de økologiske prosessene i vassdrag. Hos bunndyr og ungfisk av laks og sjøaure er vanntemperaturen blant annet styrende for utviklingshastighet, næringsopptak og vekst. Vekstraten hos ungfisk av aure og laks vil normalt være svært lav når temperaturen er lavere enn 4-6 °C, men vil øke med økende temperatur opp til om lag 13-14 °C for aure (Elliott et al. 1995) og 16-19 °C for laks (Forseth et al. 2001), for deretter å avta med høyere temperaturer. For bunndyr vil vekstrate variere avhengig av art der vi kan forvente at sammensetningen og tettheten av arter også endres dersom temperaturen endres (Raddum et al. 2008, Velle 2022). Tilveksten til ungfisken en gitt vekstsesong vil i stor grad være bestemt av hvor høy temperatur som oppnås og varighet av ulike temperaturer gjennom sommersesongen. Vekstforholdene i elva vil i sin tur påvirke hvor lenge ungfisken lever i elven før den vandrer ut som smolt for å beite i havet. Ungfisk av laks og aure smoltifiserer vanligvis etter at den har oppnådd en størrelse på om lag 10-20 cm. Dette kan ta fra 1-8 år avhengig av vekstforholdene (L'Abée-Lund et al. 1998, Thorstad et al. 2011), men vanligvis 2-4 år i norske vassdrag (Metcalf & Thorpe 1990), men auren viser større variasjon i livshistorie enn laksen. I tillegg kan lave vanntemperaturer i løpet av den første vekstsesongen påvirke rekruttering av yngel (Ugedal et al. 2023).

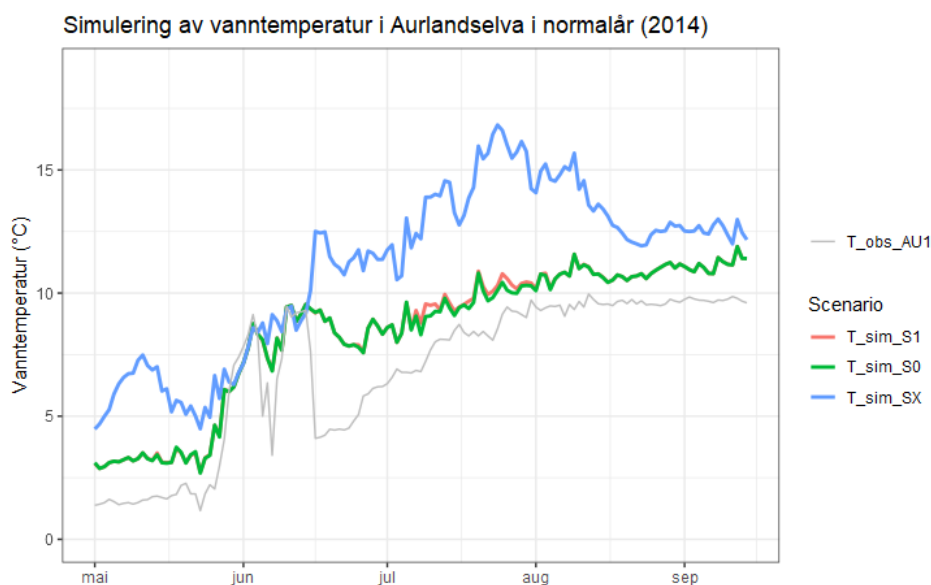
Aurlandselva er et naturlig sommerkaldt vassdrag, men som har blitt kaldere som følge av at vassdraget tilføres kaldt vann fra Aurland 1 i sommersesongen, og lave vanntemperaturer i vekstsesongen er dokumentert å være en viktig flaskehals for fiskeproduksjonen i Aurlandsvassdraget (Ugedal et al. 2019). Tidligere undersøkelser tyder på at mesteparten av auresmolten i Aurlandsvassdraget er 2-4 år mens mesteparten av laksesmolten er 3-5 år (Ugedal et al. 2019).

Vanntemperaturen i Aurlandselva bestemmes i hovedsak av vanntemperaturen i vannmassene som tilføres Vassbygdvatnet, dvs. Vassbygd elva med øvrig resttilsig og produksjonsvannføring fra Aurland 1, samt temperaturendringene som skjer under vanntransport gjennom Vassbygdvatnet (Bakken et al. 2010). For å vurdere mulig effekt av temperaturendringer av Låvi ble det utarbeidet en enkel modell der en først skalerer temperaturen ut ifra vannføringsbidraget fra Vassbygd elva og Aurland 1. Dette tilsvarer den temperaturen en får ved direkte å blande disse vannmassene, og ble beregnet basert på døgnmiddeldata av vanntemperatur fra NVE (Aurlandselvi ovf. Vassbygdvatn: 72.25.0 og Aurland kraftstasjon: 72.23.0) og vannføring oppgitt av Hafslund fra Vassbygd elva (multiplisert med 1,3 for øvrig resttilsig) og produksjonsvannføring fra Aurland 1. Deretter ble temperaturendringen gjennom Vassbygdvatnet estimert basert på temperaturdifferansen mellom den estimerte «blandingstemperaturen» og den observerte temperaturen ved Skjærshølen i Aurlandselva (72.24.0). Denne tilnærmingen gir en forenklet beskrivelse av temperaturforholdene i vassdraget, og tar for eksempel ikke høyde for forsinkelseeffekt eller at de ulike scenarioene vil kunne føre til endringer i stratifisering i Vassbygdvatnet (Charmasson 2016). Modellen er likevel nyttig for å gi en overordnet pekepinn av størrelsesorden for temperaturendring som oppstår ved å endre det relative vannføringsbidraget.

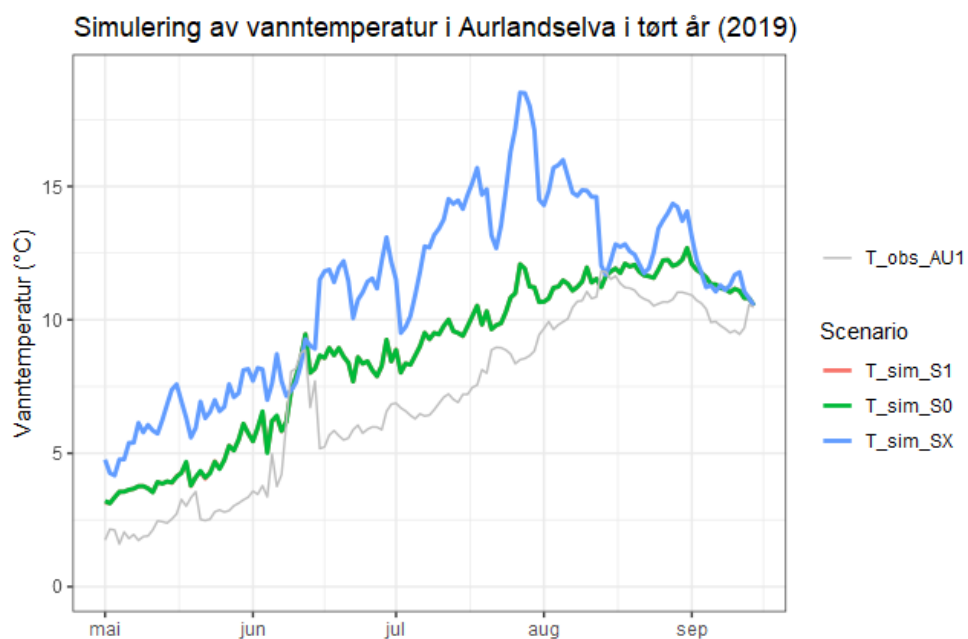
Basert på modellen ovenfor ble vanntemperaturen ved de ulike senarioene beregnet for sommerperioden for et normalår (Figur 9), et tørt år (Figur 10) og et vått år (Figur 11). I disse

eksemplene tilsvarer scenario  $T_{sim\_S0}$  være tilnærmet identisk observerte vanntemperatur ved Skjærshølen i Aurlandselva, mens  $T_{sim\_SX}$  vil være nokså like dagens temperatur i Vassbygdelva, men justert for forventet temperaturendring gjennom Vassbygdvatnet. Det benyttes allikevel simulerte verdier for  $S0$  i stedet for observerte verdier fra Aurlandselva siden disse er direkte sammenlignbare med de simulerte verdiene for de andre scenarioene.

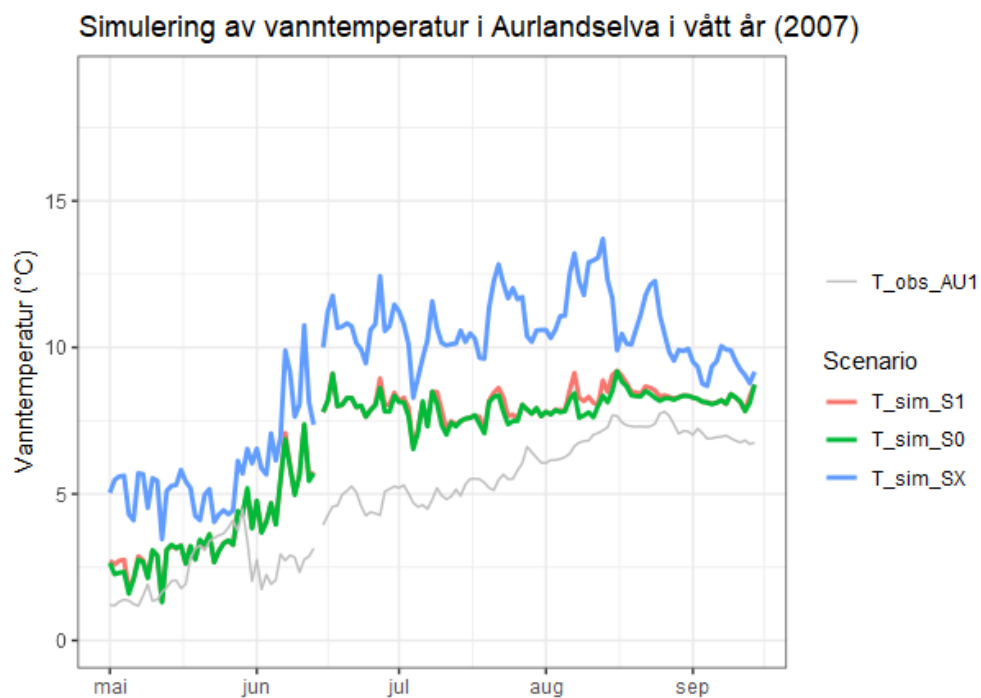
Simuleringene tilsier at vanntemperaturen ved primærsenarioet  $S1$  i gjennomsnitt vil være tilnærmet identisk eller marginalt varmere ( $+0,1^{\circ}\text{C}$ ) sammenliknet med nullscenarioet  $S0$  (Tabell 6) i alle de tre årene. Ved ekstremscenarioet  $SX$  er vanntemperaturen estimert til å være i gjennomsnitt  $2,4$  til  $2,7^{\circ}\text{C}$  høyere enn nullscenarioet, der forskjellen vil være minst i det tørre året og høyest i normalåret. Temperaturforskjellen mellom scenarioene blir som forventet i stor grad drevet av forskjeller i vannføringsbidraget fra Aurland 1, samt forskjellen i vanntemperatur mellom Vassbygdelva og Aurland 1.



Figur 9. Simulering av vanntemperatur i Aurlandselva fra 1. mai til og med 14. september ved ulike scenarioene i et normalår (2014). Den grå linjen viser observert vanntemperatur fra Aurland 1. Vi gjør oppmerksom på at temperaturene i  $S1$  og  $S0$  er tilnærmet lik i dette scenariet.



Figur 10. Simulering av vanntemperatur i Aurlandselva fra 1. mai til og med 14. september ved ulike scenarioene i et tørt år (2019). Den grå linjen viser observert vanntemperatur fra Aurland 1. Vi gjør oppmerksom på at temperaturene i S1 og S0 er tilnærmet helt lik i dette scenariet



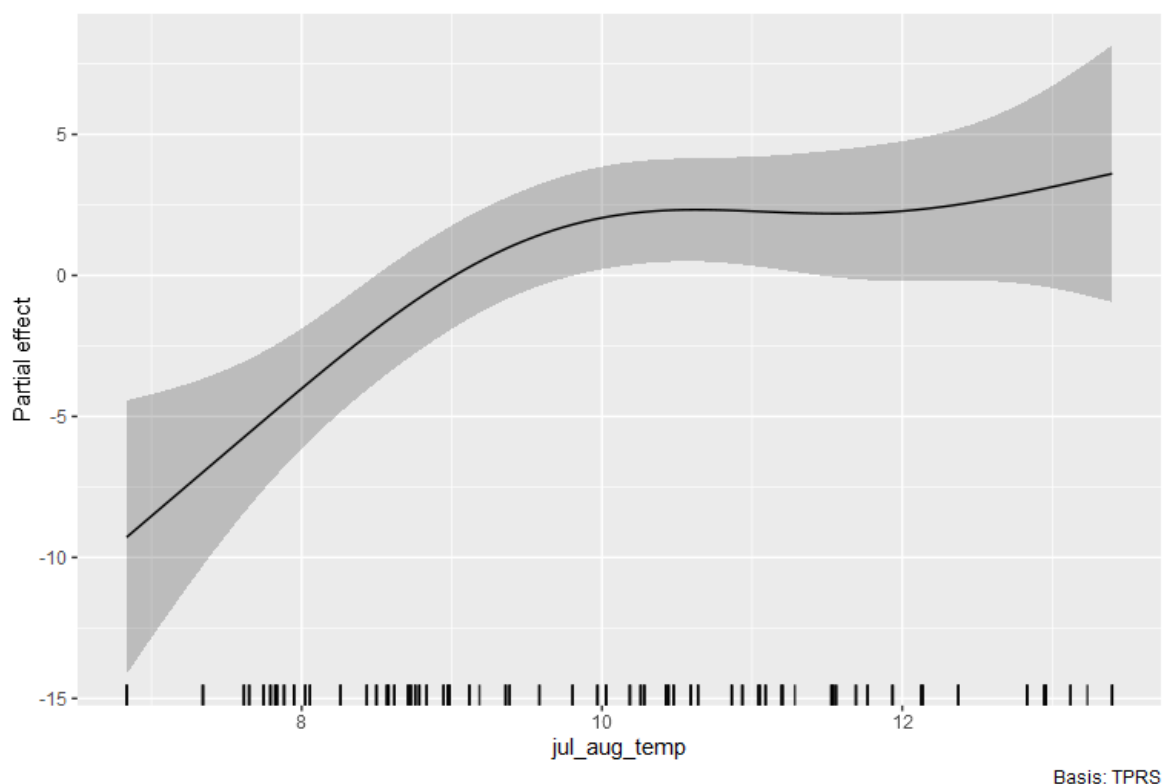
Figur 11. Simulering av vanntemperatur i Aurlandselva fra 1. mai til og med 14. september ved ulike scenarioene i et vått år (2007). Den grå linjen viser observert vanntemperatur fra Aurland 1. Vi gjør oppmerksom på at temperaturene i S1 og S0 er tilnærmet lik i dette scenariet

Tabell 6. Gjennomsnittlige estimerte vanntemperatur i Aurlandselva for perioden 1. mai-14.september ved ulike scenarioer i normalt, vått og tørt år basert på temperatursimuleringene.

| Scenario | Normal (2014) | Tørt (2019) | Vått (2007) |
|----------|---------------|-------------|-------------|
| S0       | 8,4           | 8,7         | 6,6         |
| S1       | 8,5           | 8,7         | 6,7         |
| SX       | 11,1          | 11,1        | 9,1         |

For å estimere effekten av de ulike temperaturendringene på ungfiskproduksjon har vi tatt utgangspunkt i den empiriske sammenhengen mellom temperatur og ungfisktetthet funnet i Aurlandselva av Ugedal et al. (2019 & 2023). Det ble da funnet en signifikant lineær sammenheng mellom temperaturen som yngelen utsettes for den første sommeren (målt som gjennomsnitt for månedene juli-august) og både vekst og tetthet av årsyngel av laks og aure i Aurlandselva. Denne sammenhengen mellom temperatur første sommer og tetthet holdt seg for de eldre aldersgruppene i samme årsklasse, og tilsier at temperaturen den første sommeren er vesentlig for rekruttering av laks og aure i Aurlandselva. Denne sammenhengen ble imidlertid funnet innenfor et begrenset intervall av forholdsvis lave vanntemperaturer, og er ikke nødvendigvis representativ for høyere temperaturer. For eksempel ble det ikke funnet en tilsvarende sammenheng mellom temperatur og rekruttering for laks og aure i Vassbygdelva, hvor vanntemperaturen om sommeren er gjennomgående høyere enn i Aurlandselva. Den etablerte sammenhengen fra Aurlandselva kan derfor ikke uten videre ekstrapoleres for temperaturer som er høyere enn det intervallet sammenhengen ble etablert for, noe som er nødvendig for å estimere effekten ved ulike scenarioer.

For å utvide sammenhengen mellom vanntemperatur om sommeren og årsklassestyrke av ungfisk, ble det derfor etablert en ny modell med utgangspunkt i det samme datasettet, men hvor data fra Vassbygdelva også ble inkludert. Det ble benyttet en generalisert additiv modell (GAM), fra statistikkpakken mgcv i programmet R. Modellen ble tilpasset ved å benytte gjennomsnittlig tetthet av en årsklasse av ungfisk som responsvariabel, og med gjennomsnittstemperaturen i juli-august som en «smoother», og som dermed gjør det mulig å tilpasse et ikke-lineær sammenheng mellom tetthet og temperatur. I tillegg inkluderte modellen art (laks og aure), alder (0+, 1+ og 2+) og elveavsnitt (Aurlandselva og Vassbygdelva) som parametriske forklaringsvariabler, samt år som en tilfeldig (random) effekt. Den etablerte sammenhengen mellom årsklassestyrke og sommertemperatur er vist i Figur 12, og viser at det er en tilnærmet lineær sammenheng mellom temperatur og tetthet ved temperaturer opp til om lag 10 °C, mens sammenhengen flater ut ved temperaturer utover dette.



Figur 12. Sammenhengen mellom vanntemperatur partialeffekt av årklassestykke basert på gam-analyse av ungfiskdata av aure og laks fra Aurlandselva og Vassbygdelva i perioden 1989-2022.

Basert på denne modellen ble så årklassestykke for ungfisk estimerte for de ulike scenarioene, ved å predikere tettheten av ulike årsklasser for laks og aure i Aurlandselva. Den gjennomsnittlige tettheten av de tre årsklassene (dvs 0+, 1+ og 2+) for laks og aure for hver av scenariene er vist i Figur 13, og viser at det er ingen eller marginal forskjell i forventet tetthet mellom S0 og S1 i normalåret (2014) og det tørre året (2019), men at ungfisktettheten i scenario SX er forventet å øke med om lag 10 % sammenliknet med S0 i disse to årene. I det våte året (2007) er tettheten samlet for laks og aure estimert å være 5 % høyere ved S1 sammenliknet med S0, mens tettheten ved SX er forventet å være om lag 44 % høyere sammenliknet med S0.

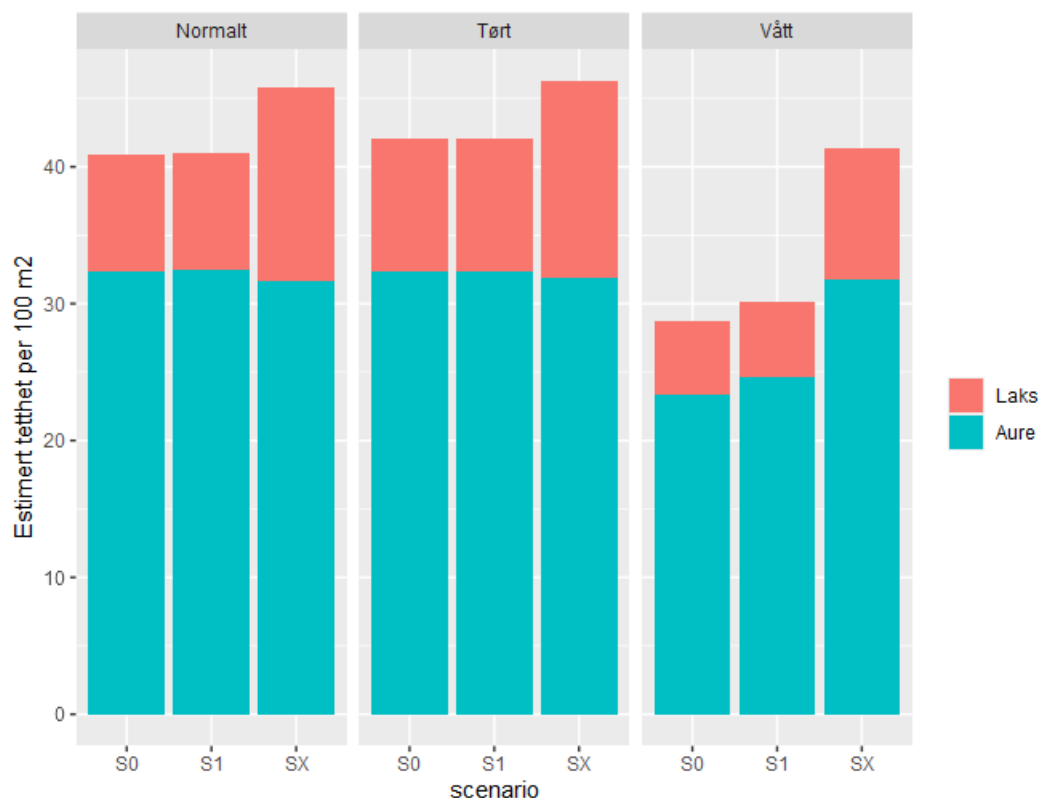
### Oppsummering og konklusjon

Samlet tilsier resultatene at en kan forvente en relativ liten økning i vanntemperaturen i primærscenarioet S1 sammenliknet med dagens tilstand (S0), noe som igjen kan forventes å gi en relativ liten økning i ungfiskproduksjon (null til 5 %). Effekten kan forventes å variere mellom år som følge av variasjoner i tilsig og naturlige temperaturforhold.

Ekstremscenarioet (SX) kan forventes å gi en betydelig økning i vanntemperatur sammenliknet med dagens tilstand (S0), noe som forventes å gi en moderat til høy (10-44 %) økning i fisketettheter. Denne økingen må imidlertid ses i sammenheng med reduksjon i vanndekt areal (se ovenfor), som vil gi en reduksjon i tilgjengelige leveområder og redusert produksjon av bunndyr. De estimerte temperaturøkningene ved ekstremscenarioet vil også føre til at vanntemperaturen i Aurlandselva kan forventes å bli høyere enn den ville vært i uregulert tilstand, ettersom Aurlandselva før regulering var en naturlig sommerkald elv som i gjennomsnitt har blitt om lag 1 °C kaldere i sommersesongen som følge av reguleringen (Ugedal et al. 2019).

## Usikkerhet

De estimerte forskjellene i fiskeproduksjon er basert på estimer og vil være følsomme for usikkerhet både ved beregning av temperatur for de ulike scenarioene og ved beregning av effekten av økt temperatur på fiskeproduksjonen. For eksempel tas det her ikke høyde for at økt temperatur også kan forventes å føre til økt vekst, og dermed redusert smoltalder, noe som også kan bidra til økt overlevelse fra yngel til smolt og dermed økt smoltproduksjon. Dette kan føre til at effekten av økt temperatur på fiskeproduksjon kan være noe undervurdert. Et annet moment her er at de årene som er benyttet som utgangspunkt for et "normalt" (dvs 2014) og "tørt" (2019) hydrologisk år, begge er blant de fem varmeste årene i den siste 30-årsperioden. Både simuleringene av vanntemperatur og estimatene på ungfiskproduksjon ovenfor tilsier at forskjellen mellom S0 og S1 scenarioet er størst i det våte året, som også er et forholdsvis kaldt år, men langt lavere i de to andre årene som begge er forholdsvis varme. Det er derfor sannsynlig at effekten mellom scenarioene hadde vært større i et år hvor vanntemperaturen var mer "normalt" enn i 2014, og at effekten i et "normalt år" dermed er større enn det som kommer frem av Figur 13. Modellen er også forbundet med usikkerhet siden den ikke tar høyde for at tettheten av bunndyr potensielt kan være en begrensende faktor for ungfiskproduksjonen dersom transporten av næringsstoffer påvirkes i de ulike scenarioene.



Figur 13. Estimerte tettheter av laks og aure i Aurlandselva ved de ulike scenarioene.

Tabell 7. Forventete endringer i ungfisktetthetspotensial basert på temperaturendringer

| År     | Endring av ungfisproduksjonspotensial | S0 | SX               | S1             |
|--------|---------------------------------------|----|------------------|----------------|
|        |                                       |    | %                | %              |
| NORMAL | Drevet av temperatur                  | 0  | +10              | <+1            |
|        |                                       |    | forbedret        | Ingen endring  |
| Tørt   | Drevet av temperatur                  | 0  | +10              | 0              |
|        |                                       |    | forbedret        | Ingen endring  |
| Våt    | Drevet av temperatur                  | 0  | +44              | +5             |
|        |                                       |    | Sterkt forbedret | Litt forbedret |

Tabell 8. Forventete endringer i ungfisktetthetspotensial basert på temperaturendringer

|           |            |               |           |                  |
|-----------|------------|---------------|-----------|------------------|
| SX        |            |               |           |                  |
| S1        |            |               |           |                  |
| Forbedret | Ubetydelig | Noe forringet | Forringet | Sterkt forringet |

### 3.2.6 Konnektivitet for fisk

Anadrome laksefisk foretar sesongmessige forflytninger mellom ferskvann og sjøvann. Førstegangsvandrere av laks og sjøaure (smolt) forlater vassdraget om våren i perioden april-juni (Lamberg et al. 2007, Sægrov et al. 2007, Haugen et al. 2019, Lunde 2014, Lakes-prosjektet). Etter regulering er vannføringen om våren vesentlig redusert i hele vassdraget, og klappeluken ved utløpet av Vassbygdvatnet kan også forsinke fiskevandring mellom Aurandselva og Vassbygdvatnet. Utvandring av smolt trigges trolig av at Vangen kraftverk stenges og klappeluka ved utløpet av Vassbygdvatn legges ned 1. mai då dette medfører en øking i vannføring. Dette kan være litt tidligere enn den naturlige vårflommen som ofte trigger smoltutvandring i uregulerte vassdrag. Økning i vannføring 1. mai i Aurandselva varierer mellom år som følge av variasjoner i tilsig og hvor stor produksjon det er i Aurland 1.

Voksen laks og modne sjøaurer vandrer opp i vassdraget i juni-september, mens umodne sjøaurer (blenkjer) vandrer opp for å overvintr hovedsakelig i juli-oktober (Lamberg 2006, Lamberg et al. 2007, Haugen et al. 2019, Lunde 2014). Etter gyting overvintrer fisken i vassdraget og vandrer ut til sjøen igjen i april-juni. Vassbygdvatn er en viktig lokalitet for overvintring hos sjøaure. Både ned- og oppvandring påvirkes av miljøfaktorer som vannføring og vanntemperatur. Fiskevandringene er også avhengig av åpne vandringsveier (konnektivitet).

Alle scenariene S0, S1 og SX gir i utgangspunktet hydrauliske forutsetninger for fiskevandring i anadrom strekning, forutsatt at det ikke innføres nye vandringsbarrierer. Dette innebærer at hverken vanddyb eller vannhastighet utgjør en begrensende faktor for fiskevandring.

Per i dag (**scenario S0**) er det beskrevet tre typer kunstige, vannføringsavhengige vandringshindringer i vassdraget (reguleringsluka i Vassbygdvatnet, terskler i Vassbygdvli og Vangen kraftverk som kan skade fisk som passerer der), i tillegg vil lave vannføringer kunne påvirke lokkevirkning og vandringsintensitet og påvirke overlevelse under vandring (Ugedal et al. 2019, Pulg et al. 2023). Det er bygget en fisketrapp forbi reguleringsluka i Vassbygdvatnet. Det er dokumentert at den brukes av fisk

både opp- og nedover, men siden det er en vandringsvei i et omløp, kan den som alle andre fiskepassasjer i omløp bidra til redusert vandringsintensitet mellom Vassbygdvatn til Aurlandselva når klappeluken står oppe. I 2020 ble det montert en finmasket varegrind foran inntaket til Vangen kraftverk, for å hindre at fisk havner i turbinen. Varegrinda har etter dette vært under utprøving og utvikling, og er oppgradert i 2025. For Vassbygdelva (ovenfor vassdragsdelen som påvirkes av endringer som følge av Låvi kraftverk) er det planer om justering av terskler slik at fisk kan vandre ved alle vannføringer, men dette tiltaket er enda ikke gjennomført.

**Scenario SX** har en betydelig lavere vannføring enn de andre scenariene, særlig i den viktige tiden for oppvandring av sjøaure i august og september (Figur 1-Figur 4). Det vurderes derfor at SX vil føre til lavere oppvandringsintensitet, dvs at vandringen kan bli forsinket. Trolig vil gytefisk nå opp til gyting, men vil være der senere enn og muligens komme etter fiskelesongen, dvs. vil kunne være mindre fangbar. Samtidig vil fisk kunne blitt mer utsatt for predasjon siden det er enklere for oter, hegre, skarv og havørn å jakte når fisk er på grunt vann og bedre synlig, og samtidig mer begrenset i sine fluktmuligheter. Derfor vurderes effekten som forringet.

Nedvandringen om våren vil være mulig, men vannføringen vil være lavere enn i dag. Det finnes riktignok triggere i form av varierende vannføring, men også hvis fisken trigges vil lavere vannføring kunne påvirke overlevelsen gjennom økt predasjon. Samlet vurderes nedvandringsmuligheter derfor som forringet sammenlignet med S0.

**Scenario S1** har litt lavere vannføring (0-14 %) enn S0 om sommeren og vannføringsdynamikken homogeniseres. For et tørt år er det ingen forskjeller mellom S1 og S0, mens det er forskjeller i våte og normale år (Figur 1-4). I S1 er det større sannsynlighet for lange perioder (uker) uten større vannføringstopper og med dette opp- og nedvandringstriggere. Det gjelder særlig ettersommeren. Denne endringen i vannføringen vurderes som noe forringelse av konnektivitet.

For begge scenarier gjelder at det nye utløpet av Låvi kraftverk vil føre til vannslipp til fjorden også om sommeren. Ved S1 vil det oftest være mer vann i elva og Låvi vil i perioder stå stille, noe som antakelig vil bidra til å gi en lokkevirkning til elva. Likevel kan det ikke utelukkes at vannslipp i fjorden vil kunne føre til at fisken vil lete etter oppvandringsvei ved kraftutløpet og vil bruke lengre tid der.

Samlet vurderes endringene i konnektivitet i S1 som noe forringede for anadrom fisk. Effekter på sportsfiske omtales i kap. 3.2.10. Det understrekes at vurderingene er usikre siden det ikke finnes mer data om fiskevandring. De virkelige effekter på fiskevandring bør overvåkes for å skape et grunnlagt for en målrettede tiltak.

#### **Mulige avbøtende tiltak:**

Med flere og større vannføringstopper i S1 samt mindre kjøring av Låvi i sommerhalvåret vil man kunne utjevne forskjellene i vannføringsvariasjon mellom S1 og S0. Jo mer like scenariene blir, desto mindre blir forskjellen, og desto nærmere vil man havne ved «ubetydelig endring».

En lengre åpning av klappeluken etter medio september eller en varig nedlegging vil trolig forbedre vandringsforholdene, jf. Ugedal et al. (2019) og Pulg et al. (2023) i den perioden nedleggingen gjelder. Dette kan bedre forholdene både for fisk som vandrer opp sent i september, og for gytefisk som slipper seg ned fra vannet dersom luken åpnes i oktober.

Tiltaket bidrar ikke bare til å fjerne en vandringshindring i den tiden, men også til å øke vannføringen i Aurlandselva, som da vil ligge på minst 7–8 m<sup>3</sup>/s. Effekten forventes å være større jo lenger klappelukken legges ned.

Tabell 9. Samlet vurdering av abiotiske forhold for konnektivitet i de forskjellige scenariene

|           |            |               |           |                  |
|-----------|------------|---------------|-----------|------------------|
| SX        |            |               |           |                  |
| S1        |            |               |           |                  |
| Forbedret | Ubetydelig | Noe forringet | Forringet | Sterkt forringet |

### 3.2.7 Fysiske endringer

#### Utfylling

Utfylling langs den nye veien på østsiden av Vassbygdatnet er ikke avklart i detalj med hensyn til omfang og størrelse. Hovedeffekten vil være en viss forringelse av strandsonen, litoral og vannets volum, men andelen som påvirkes er liten både i volum og areal, og vil ligge godt under 1 %.

I anleggsfasen kan finpartikler og rester av sprengstoff fra fyllmasser forurenses vannet. Utenfor Vassbygdelvas munning og langs marbakken mot sør er det observert innsjøgyting av sjøaure og stasjonær aure, noe som kan bli påvirket av forurensing i sammenheng med fyllingen. Selve steinfyllingen ligger utenfor disse gyteområdene, men finpartikler fra sprengsteinene kan likevel nå dem. Forurensningsrisikoen kan imidlertid holdes innenfor akseptable grenser ved avbøtende tiltak, som bruk av siltgardin og begrensning av fyllingen til et minimum.

Inngrepets størrelse vil ikke vesentlig endre vannets økologiske funksjon for fisk, og vil i liten grad redusere vannets volum og areal. Effekten på fisk vurderes derfor som noe forringet til ubetydelig, forutsatt at avbøtende tiltak gjennomføres.

#### Utløp

Utløpet fra det nye kraftverket vil kunne påvirke fjordmiljøet i saltvann. Dette skal vurderes nærmere i en egen rapport.

Men også anadrom fisk på vei tilbake til elva vil kunne påvirkes (se kap.3.2.6) . På generelt grunnlag kan anadrom fisk tiltrekkes av kraftverksutløp og forsinkes på vei til elva. Ved uheldig utforming eller dimensjonering kan fisk også svømme inn i kraftverksutløpet og bli skadet av turbulens, fysisk press mot tunnelvegger eller mot kraftverkskonstruksjonen.

For å minimere – og helst unngå – dette, samt for å bevare forholdene mest mulig lik dagens situasjon, er det valgt en plassering for det nye utløpet så nær som mulig dagens utløp ved Vangen. Utløpet utformes dukket med bunnkote 20 m under vannoverflaten, slik at anadrom fisk ikke blir tiltrukket til å vandre inn i tunellen.

Effekten av tiltakene og et nytt utløp er imidlertid usikker ikke minst fordi det innføres et nytt slippsted av vann om sommeren. Effekter bør derfor følges opp med merkeforsøk. Dersom vannmengden i det nye utløpet gir en lokkeeffekt, kan det ikke utelukkes at det oppstår noe forsinkelse av oppvandring til elva ved S1. Årsaken er at vannføringen i elvemunningen riktignok bare vil bli noe redusert, men i motsetning til dagens situasjon (S0), der Vangen står om sommeren, vil det da være et fjordutløp med elvevann i sommersesongen. Denne vurderingen inngår i kap. 3.2.6.

For SX vil situasjonen være mer ugunstig for anadrom fisk, ettersom vannføringen i elvemunningen forventes å bli sterkt redusert, samtidig som det ofte vil være større vannføring i det konkurrerende utløpet om sommeren. Effekten vurderes som usikker med potensial til «forringet». Denne vurderingen inngår i kap. 3.2.6.

### 3.2.8 Situasjon i vinterhalvåret

Vintervannføringen i Aurlandselva skal ikke endres fra dagens nivå. Derfor ligger hovedfokus i de foregående kapitlene på sommervannføringen. Likevel kan også situasjonen om vinteren påvirkes, først og fremst gjennom endret oppholdstid og temperatur i Vassbygdvatnet. Det nøyaktige driftsmønsteret for vinteren er ifølge Hafslund fortsatt uklart, men det antas at Låvi kraftverk kan stå for mellom 52 % og 55 % av den totale årsproduksjonen derav mesteparten om vinteren. Både Aurland 1, Vangen og Låvi skal kunne være i drift i vinterhalvåret, også samtidig. Selv om detaljene ennå ikke er avklart, må det forventes at vannføringen gjennom Vassbygdvatnet og Vangen blir redusert, ettersom Låvi vil være i drift i lange perioder om vinteren. Avhengig av omfang og driftsmønster, kan dette føre til bedre vintersjikting i Vassbygdvatnet, inkludert økt isdekke om vinteren. I så fall kan også vannet i Aurlandselva bli kaldere om vinteren, og isdekket kan øke dersom sjiktingen i Vassbygdvatnet blir mer stabil.

Dette kan i så fall betraktes som en utvikling i retning av en mer naturlig tilstand, i kontrast til dagens situasjon med relativt sett varmereintervann og manglende isdekke i øvre deler av Aurlandselva. Naturlig islegging om vinteren vurderes generelt som gunstigere for både laks og sjørret, og som mer naturlig for vannmiljøet, sammenlignet med unaturlig varmtintervann.

Situasjonen har derfor et potensial for enkelte positive konsekvenser for bunndyr og fisk, men det er usikkert om endringene vil være vesentlige. Hurtige endringer i drift i Aurland I, samt start-stoppkjøring, vil raskt kunne reversere sjiktingen igjen. Inntil nærmere informasjon foreligger, vurderes vintersituasjonen derfor som usikker, trolig med ubetydelige, men med potensielt noe positive konsekvenser i forhold til i dag.

### 3.2.9 Risiko for utslipp av finstoff

Ved store tunnelbyggingsprosjekter med sprenging, samt transport og deponering av sprengstein, er mobilisering av store mengder finsedimenter fra prosessvann og overvann fra anleggsområder og steindeponier ikke uvanlig. Vannkjemisk forurensning omtales i Norconsult-rapporten, men siden finsediment ikke dekkes der, inkluderes det her.

Finsediment (< 1 mm) er kjent for å kunne tette igjen hulrom i gytegrus og mellom rullestein, noe som reduserer gyte- og oppveksthabitater for aure og laks, samt leveområdene til en rekke bunndyrarter. Høy risiko for utslipp av finsediment forekommer spesielt fra anleggsområder ved tverrslag og tunnelinnganger, ved deponier og langs hovedtransportveier. Mobiliseringen skjer delvis via luften (støv), men først og fremst via regn og overvann. Også prosessvann og spylevann fra anleggsplassen og sprengningsområdene inneholder ofte mye finsediment.

Vannet med suspendert finstoff kan havne i grøfter og bekker, og føres videre ut i hovedelven. Omfanget av utslippet er avgjørende for miljøeffektene.

Det finnes avbøtende tiltak som kan bidra til å unngå eller minimere uønskede konsekvenser av finsedimentutslipp. Overvann fra anleggsområder og deponier samt prosessvann skal renses i avsetningsbassenger og mobile renseanlegg. Gitt omfanget av tiltaket er det trolig nødvendig med å supplere standarløsinger (rensing i conatinere) med større avsetningsbassenger og plantefilter som integreres lokal i terrenget. Også overvann med finpartikler fra deponier, anleggsveier eller andre arealer bør ved behov ledes gjennom plantefilter eller sedimentasjonsbassenger som tømmes regelmessig. Rask revegetering av deponier reduserer mobiliseringen over tid. Transportveier bør rengjøres regelmessig med feiemaskiner, og det bør etableres faste renseplasser der lastebiler og maskiner kan vaskes uten at forurensning havner i elva. Beredskap for eventuell rensing av elvebunn, for eksempel gjennom slamsuging eller ripping, bør være på plass for å kunne iverksettes raskt ved uhell. Dette kan forhindre langvarige skader på økosystemet. Eksempler på slike tiltak finnes i Pulg et al. (2013 og 2023).

Konsekvenser for fisk og bunndyr i elva kan holdes på et ubetydelig nivå, forutsatt at skadelig finsedimentutslipp ikke når elven. Det er dermed avgjørende at avbøtende tiltak iverksettes i tilstrekkelig grad, inkludert overvåking og mulighet for justering.

### 3.2.10 Sportsfiske etter sjøaure og laks

Endringer i vannføring og temperatur kan endre fiskeforholdene, noe som kan føre til konflikter rundt denne bruksinteressen som er viktig i Aurland. Derfor tas dette temaet også opp her. Sportsfiske er ikke det samme som fiskeproduksjon, og overdrevet uttak av fisk kan til og med redusere fiskeproduksjonspotensialet i følgende år. Samtidig er sportsfiske et viktig formål i Aurlandsvassdraget, og dersom det praktiseres skånsomt i henhold til gjeldene regler, betraktes sportsfiske som forenlig med en bærekraftig bestandsutvikling. Innsiget, og dermed fiskemuligheter, påvirkes også i stor grad av sjøoverlevelse, og en rekke andre forhold i og utenfor vassdraget.

Sportsfiskeforholdene for sjøaure og laks er blant annet avhengig av vannføringsforhold og temperatur. Samtidig vil dette avhenge av fiskeplassen og valgt fiskemetode, og det finnes plasser og metoder som gir gode muligheter under forskjellige forhold. Det er altså ikke en rett frem vurdering, men en skjønnsmessig vurdering av effektene, som vil avhenge av de enkelte fiskeplassene, metodene og fiskerne selv.

Det finnes likevel noen generelle trekk som kan være nyttige i en skjønnsmessig vurdering. I scenario 1 vil det være i gjennomsnitt litt mindre vannføring og mindre variasjon enn S0. Forventede endringer

ligger mellom 0 og 14 % mindre vannføring, noe som ligger innenfor mellomårsvariasjon, men som tilsvarer likevel en reduksjon sammenlignet med S0.

Vannslipp til fjorden fra kraftutløpet ved Låvi kan også påvirke fiskeforholdene. Selv om vannslippet her tidvis stanser og oftest er lavere enn vannføringen i elva i S1, kan fisk på vei opp mot elva forsinke dersom den trigges til å lete lenger etter riktig innløp. Dette kan i perioder muligens forsinke oppvandringen, noe som igjen kan redusere fiskemulighetene i elva og samtidig øke fiskemuligheter i fjorden.

SX har en vesentlig lavere vannføring og vil endre Aurlandselvas utseende, den vil være mye mindre og varmere, særlig i tørre år. Mange kjente fiskeplasser vil derfor endre seg og delvis falle bort, nye kan dannes. Økt temperatur kan isolert sett bidra til økt bitevillighet, noe som kan forbedre fiskeforholdene dersom fiskemetodene tilpasses. Samtidig vil reduksjon i vannføring trolig redusere fiskeforholdene betydelig. Utløpet fra Låvi kraftverk vil ha enda større lokkevirkning enn i S1 siden det vil være mer vann her. Det er sannsynlig at færre fisk vil lokkes opp over lange perioder, selv om det kan være gode fiskeforhold under sjeldne vannføringstopper og gitt økt temperatur. Fisket kan dermed bli mindre jevnt, med lange perioder uten aktivitet og korte intensive fangstperioder under vannføringstopper. I fjorden kan fisken være mer fangbar dersom oppholdstiden der økes. SX vil derfor trolig føre til betydelig større endringer i fiskeforholdene enn S1.

### 3.2.11 Ål og stingsild

Ved siden av aure og laks forekommer også fiskeartene ål og trepigget stingsild i den anadrome delen av Aurlandsvassdraget (Ugedal et al. 2019). Bestandsstørrelsen til disse artene er imidlertid ikke kartlagt. Under el-fiske etter laks dukker artene sporadisk opp, og særlig stingsild observeres tidvis i stimer, for eksempel i Tokvamsbekken.

Både ål og stingsild tåler og foretrekker høyere vanntemperaturer enn laks og aure, og en temperaturøkning slik de kan forekomme ved særlig SX vil derfor kunne bedre forhold for artene. Begge artene trives i mudderbunn og blant vannplanter. Ålen gyter i Sargassohavet, mens stingsild gyter i vassdraget i vegetasjon. Ingen av artene trenger grusbanker til reproduksjon, slik som aure og laks. Homogenisering av vannføringen, slik det er foreslått for S1 og SX, antas derfor ikke å være skadelig for ål og trepigget stingsild.

Ålevandring til sjøen foregår som regel under flommer i perioden september til desember. Ål som vil ut fra Vassbygdatnet kan derfor påvirkes av klappeluken. Dette vil imidlertid ikke endres i forhold til i dag.

Samlet sett vurderes endringene som følge av Låvi kraftverk (S1) å ha ubetydelig effekt på disse artene. For tiltak SX vurderes påvirkningen som noe negativ, grunnet en større reduksjon i vanndekt areal.

## 3.3 Bunndyr

Bunndyr er små evertebrater som lever på bunnen i elver og innsjøer, og de spiller en avgjørende rolle i ferskvannsøkosystemer. Disse organismene inntar flere nivåer i næringskjeden, fra algebeitere og planteetere til filtrerere og rovdyr. Bunndyr lever enten på vegetasjon, graver seg ned i substratet, lever under eller på steiner. De høyeste tetthetene av bunndyr finnes vanligvis på grunt vann (5–40 cm dypde), spesielt i stryk med stein og grov grus hvor substratet også er mosekledd. I slike habitater kan tettheten av bunndyr være svært høy, ofte flere titusen individer per kvadratmeter fordelt på et stort antall arter. Bunndyr er derfor svært viktige for det biologiske mangfoldet og økosystemtjenestene, ved å bidra til nedbrytning av dødt organisk materiale, filtrering av vann, energistrøm i næringskjeden og som viktig næringskilde for fisk og fugl. Tettheten av fisk er for eksempel sterkt korrelert med tettheten av bunndyr (Jowett 1992, Jowett et al. 1996), noe som illustrerer viktigheten av å tilrettelegge for bunndyr dersom man ønsker en god populasjon av fisk.

Konsekvenser for bunndyr vurderes basert på forventede endringer i habitatforhold som følge av etablering og drift av det nye Låvi kraftverk i ulike scenarioer (SX, S0 og S1). Bunndyr er sensitive indikatorer på miljøendringer i elveøkosystemer, og påvirkes i regulerte elver særlig av endringer i temperatur, vanndekt areal, vannføring, substratforhold og næringstilgang, som vist nedenfor. Vi mangler nyere data for bunndyr fra Aurland, og baserer informasjonen isteden på eksisterende litteratur. Effektene diskuteres enkeltvis, og tar ikke høyde for kumulative effekter siden disse er vanskelig å estimere uten grundigere data fra nåtid. Effektene er derfor forbundet med høy usikkerhet.

### 3.3.1 Temperatur

Bunndyrene er vekselvarme og vanntemperatur er derfor en viktig miljøvariabel for bunndyr, og påvirker både vekstrate, livshistorie, biologisk mangfold, biologisk produksjon og sammensetning av arter (Ward 1992, Jacobsen et al. 1997, Füreder 1999, Brittain et al. 2001, Velle et al. 2005, Haidekker and Hering 2008). En endring i temperatur som følge av regulering vil derfor påvirke bunndyrsamfunnet (Jackson et al. 2007). Dette gjelder ved temperaturendringer både i stillestående vann og i rennende vann. I rennende vann vil påvirkningen nedstrøms et utslipp av vann med endret temperatur fortsette langt nedover elven (Ellis and Jones 2013, Ellis and Jones 2016). Generelt reduseres biologisk mangfold ved redusert temperatur, mens artsrikdommen øker lineært med økende temperatur (Jacobsen et al. 1997). Livssyklusene til bunndyr påvirkes også. Kaldere vann kan føre til at enkelte arter ikke klarer å fullføre livssyklusen innen sesongen (Raddum et al. 2008). For eksempel kan døgnfluer få en ekstra livssyklus i varmt vann om sommeren, men ikke klare dette i kalde vannmassene nedstrøms reguleringsdammer (Pearson et al. 1967, Raddum et al. 2008). Dette ville redusere den biologiske sekundærproduksjonen. I Aurlandselva vil scenarioene medføre ulike temperaturregimer (Tabell 9) med følgende forventede effekter på bunndyr i perioden 1. mai–14. september.

*Scenario S0 (dagens temperatur):* Normalår: Gjennomsnittlig temperatur i normalår 8,4°C, tørt år 8,7°C, vått år 6,6°C. Biologisk produksjon og mangfold tilsvarende dagens situasjon. Tørt år har sannsynligvis høyest biologisk produksjon, mens vått år med lavere temperatur har sannsynligvis lavest biologisk produksjon.

*Scenario S1 (en liten temperaturøkning):* Gjennomsnittlig estimert temperatur normalår 8,5°C, tørt år 8,7°C, vått år: 6,7°C. Temperaturen i tørre år tilsvarer dagens temperatatur. En økning på 0,1 °C i normalår og vått år er for liten og innenfor feilmarginen for å kunne fastslå mulige effekter på bunndyr (Tabell 6).

*Scenario SX (betydelig temperaturøkning):* Normalår og tørt år 11,1°C, vått år 9,1°C. Betydelig økning i temperatur kan gi økt biologisk produksjon og økt biologisk mangfold, med endring i konkurranseforhold mellom arter som kan gi større innslag av arter som foretrekker varmere temperatur, for eksempel døgnfluer. I tillegg kan enkelte arter rekke å gjennomføre to livssykluser per år, for eksempel døgnfluen *Baetis rhodani*. Denne arten gjennomførte to livssykluser per år i Aurlandselva før regulering i 1966-67 og kun en generasjon per år etter regulering i 1988-89 (Raddum og Fjellheim 1993).

Tabell 10. Vurdering av forventede effekter av endringer i vannføring på bunndyr for scenarioene S1 og SX, fordelt på forventet nedbør (normalår, tørt år og vått år), samt samlet vurdering.

| Miljøfaktor    | Nedbør   | S1                 | SX        |
|----------------|----------|--------------------|-----------|
| Vanntemperatur | Normalår | Ubetydelig endring | Forbedret |
|                | Tørt år  | Ubetydelig endring | Forbedret |
|                | Vått år  | Ubetydelig endring | Forbedret |

|           |            |               |           |                  |
|-----------|------------|---------------|-----------|------------------|
| SX        |            |               |           |                  |
| S1        |            |               |           |                  |
| Forbedret | Ubetydelig | Noe forringet | Forringet | Sterkt forringet |

### 3.3.2 Vanndekt areal

Reduksjoner i vanndekt areal kan direkte påvirke tilgjengelig leveområde for bunndyr, spesielt arter knyttet til grunne, hurtigstrømmende områder. Endringer i vanndekt areal som følge av regulering er en av de viktigste faktorene som påvirker tetthet og mangfold av bunndyr i elver (Raddum et al. 2006). Som hovedregel er det en positiv sammenheng mellom antall arter og areal for bunndyr i elver med flere antall arter i større vanndekt areal (Heino et al 2003, Vander Vorste 2017). Sammenhengen er imidlertid sterkest når arealet øker nok til å gi flere habitattyper og større regional artspool, mens effekten kan være svakere der miljøkvaliteten er dårlig eller arealøkningen ikke øker habitatvariasjonen (Li et al. 2001). Når det gjelder produksjonen av bunndyr, dvs sekundærproduksjon, øker den vanligvis med større vanndekt areal siden flere kvadratmeter substrat gir plass til flere organismer, mer gjennomstrømning av næring, flere mikrohabitater og høyere autokton primærproduksjon (Al-Zankana et al. 2021, Huryn og Wallace 1987). Vi kan dermed forvente at den biologiske produksjonen av bunndyr reduseres tilsvarende som reduksjonen i vanndekt areal. I Aurlandselva viser beregninger av vanndekt areal fra Figur 7 og Tabell 3 at:

*Scenario S0 (dagens situasjon)* representerer dagens forhold uten endringer i vanndekt areal, og med tilhørende antall arter og sekundærproduksjon.

*Scenario S1 (minimal redusert vannføring):* Under normalår vil det være 1% reduksjon i vanndekt areal, under tørre år vil vanndekt areal ikke endres og under våte år vil vanndekt areal reduseres med 2 %. Effekten på bunndyrsamfunnet forventes å være minimal. Men en lineær interpolasjon mot vanndekt areal vil S1 innebære rundt 1% reduksjon i biologisk produksjon og 1% reduksjon i mangfold i et normalår og 2% under et vått år. Gitt naturlig biologisk variasjon vil det være vanskelig å måle effekten (Figur 7, Tabell 11).

*Scenario SX (betydelig redusert vannføring):* Under normalår reduserer vanndekt areal med ca. 15 %, tørre år med ca. 18 % og våte år med ca. 10 %. Disse reduksjonene kan forventes å ha negativ effekt på bunndyrsamfunnet, med redusert tilgjengelighet av habitater som fører til redusert artsmangfold og biologisk produksjon. Med en lineær interpolasjon mellom vanndekt areal og bunndyr vil dermed SX innebære rundt 15% reduksjon i biologisk produksjon og 15% mangfold i et normalår.

Tabell 11. **Vurdering av forventede effekter av endret vanndekt areal på bunndyr for scenarioene S1 og SX, fordelt på forventet nedbør (normalår, tørt år og vått år), samt samlet vurdering.**

| Miljøfaktor    | Nedbør   | S1                 | SX                             |
|----------------|----------|--------------------|--------------------------------|
| Vanndekt areal | Normalår | Ubetydelig endring | Forringet                      |
|                | Tørt år  | Ubetydelig endring | Forringet til sterkt forringet |
|                | Vått år  | Ubetydelig endring | Noe forringet                  |

|           |            |               |           |                  |
|-----------|------------|---------------|-----------|------------------|
| SX        |            |               |           |                  |
| S1        |            |               |           |                  |
| Forbedret | Ubetydelig | Noe forringet | Forringet | Sterkt forringet |

### 3.3.3 Vannføring

Vannføring er kanskje den mest sentrale delen av det fysiske habitatet som bunndyr er tilpasset til. Vannhastighet vil variere med vannføring, og er regnet som den viktigste miljøfaktoren som påvirker bunndyr i en elv (Fjellheim 1996, Jackson et al. 2007). Vannhastighet påvirker sammensetningen av arter (Brittain and Saltveit 1989). Endringer i vannføring vil også påvirke vanndybde, og vanndybde påvirker igjen sammensetningen av arter (Brittain et al. 2001, Lods-Crozet et al. 2001). Endringer i vannføringsregimet vil påvirke leveforholdene, spesielt i lavvannsperioder. Vannføring påvirker også sedimentering, oksygeninnhold og næringsstofftransport. Redusert vannføring kan gi økt stress på arter, og i Aurland vil dette først og fremst være arter som er tilpasset en spesifikk vanndybde, vannhastighet og/ eller næringsregime.

Basert på Tabell 3 som viser forventet gjennomsnittlig vannføring (m<sup>3</sup>/s) for S0, SX og S1 i Aurlandselva i perioden fra 1. mai til 15. september, er følgende vurderinger gjort for et normalår, et tørt år og et vått år:

*Scenario S0 (dagens situasjon):* Normalår (34,8 m<sup>3</sup>/s), tørt år (26,6 m<sup>3</sup>/s), vått år (45,9 m<sup>3</sup>/s). Ingen endring, dagens bunndyrsamfunn vil opprettholdes.

*Scenario S1 (noe redusert vannføring):* Normalår 32,4 m<sup>3</sup>/s, tørt år 26,6 m<sup>3</sup>/s, vått år 39,6 m<sup>3</sup>/s. En ubetydelig negativ effekt forventes i normalår og våte år. Habitatreduksjon og endringer i habitatforhold kan forekomme, som igjen kan medføre reduksjon i biologisk produksjon, men sannsynligvi uten tap av biologisk mangfold (Tabell 12).

*Scenario SX (betydelig redusert vannføring):* Normalår 8,7 m<sup>3</sup>/s, tørt år 6,9 m<sup>3</sup>/s, vått år 13,4 m<sup>3</sup>/s. Betydelig negativ effekt forventes, med sterkt redusert tilgjengelig habitat, særlig i gruntvannsområder. Arter som foretrekker hurtigstrømmende vann kan forsvinne eller sterkt reduseres, og habitatvariasjonen vil bli betydelig redusert, for eksempel vårfluen *Rheophila nubila*.

Biologisk produksjon og artsdiversitet forventes å reduseres, uten at vi kan kvantifisere akkurat hvor mye.

Tabell 12. Vurdering av forventede effekter av endret vannføring på bunndyr for scenarioene S1 og SX, fordelt på forventet nedbør (normalår, tørt år og vått år), samt samlet vurdering.

| Miljøfaktor | Nedbør   | S1                 | SX               |
|-------------|----------|--------------------|------------------|
| Vannføring  | Normalår | Ubetydelig endring | Sterkt forringet |
|             | Tørt år  | Ubetydelig endring | Sterk forringet  |
|             | Vått år  | Ubetydelig endring | Forringet        |

|           |            |               |           |                  |
|-----------|------------|---------------|-----------|------------------|
| SX        |            |               |           |                  |
| S1        |            |               |           |                  |
| Forbedret | Ubetydelig | Noe forringet | Forringet | Sterkt forringet |

### 3.3.4 Bunnsbstrat

Elvestrekninger nedenfor vannkraftverk og demninger har endret vannføringsregime, noe som fører til endret sedimenttransport. Magasiner fungerer som sedimentfeller og reduserer transporten av grovere sedimenter nedstrøms, samtidig som transport av finsedimenter kan øke. Mangel på flommer fører til at finsedimenter avsettes i hulrom i substratet, og det dannes et armeringslag med grov stein i en matriks av finsedimenter. Fint substrat kan være en hovedårsak til at biologisk mangfold og artssammensetning påvirkes negativt nedstrøms reguleringsmagasiner (Wood and Armitage 1997, Wang et al. 2020). Variasjon i substratet, i motsetning til et armeringslag, bidrar til habitatdiversitet som igjen påvirker både tetthet og biologisk mangfold av bunndyr. I Aurlandselva gjennomføres en rekke avbøtende tiltak som er tilpasset fiskens krav til habitat, slik som ripping og grusutlegg (Pulg et al. 2023). Her legges til grunn at tiltakene videreføres. Det er i liten grad undersøkt hvilke effekter tiltakene har på tetthet og mangfold av bunndyr, men vi kan anta at tiltakene i utgangspunktet vil ha en avbøtende effekt siden de bidrar til å fjerne armeringslaget, bidrar til habitatdiversitet og oksygenerer sedimentene. Effekten vil i midlertidig kun gjelde i delene av elven der det utføres tiltak, som 20 til 30 % av vanddekt areal om sommeren (avhengig av vannføring). Den totale effekten av tiltakene for hele elven på bunndyr vil dermed være moderat. For Aurlandselva vil scenarioene ha følgende effekter på bunndyr:

*Scenario S0:* Ingen endring, dagens bunndyrsamfunn vil opprettholdes. Her vil normalår og vått år opprettholde dagens substratforhold, mens en evt økning i antall tørre år kan gi noe økt sedimentasjon, men med minimale endrede effekter på bunndyrsamfunnet i forhold til normalår og vått år.

*Scenario S1:* Moderat reduksjon i vannføring vil gi noe økt sedimenteringspotensiale sammenlignet med S0. Effekten forventes å være liten, men med potensiale for noe redusert habitatkvalitet som påvirker biologisk mangfold og biologisk produksjon (Tabell 13).

*Scenario SX:* Betydelig redusert vannføring vil kunne føre til økt sedimentering av finsedimenter i områder uten tiltak, spesielt i tørre år, men også i normalår og våte år. Dette vil redusere tilgjengelige hulrom som brukes som habitat, oksygeninnhold og habitatkvalitet, og negativt påvirke artsmangfoldet og biologisk produksjon. Arter som døgnfluer, steinfluer og vårfluer vil sannsynligvis

reduseres i antall, mens mer sedimenttolerante arter som fjærmygg, fåbørstemark og små muslinger kan øke i antall. En tilsvarende effekt med økt tetthet av fjærmygg og små individer av bunndyr ble funnet etter regulering i 1988-89 sammenliknet med situasjonen før regulering i 1966-67 (Raddum og Fjellheim 1994).

Tabell 13. Vurdering av forventede effekter av endret bunnssubstrat på bunndyr for scenarioene S1 og SX, fordelt på forventet nedbør (normalår, tørt år og vått år), samt samlet vurdering.

| Miljøfaktor   | Nedbør   | S1                 | SX               |
|---------------|----------|--------------------|------------------|
| Bunnssubstrat | Normalår | Noe forringet      | Forringet        |
|               | Tørt år  | Ubetydelig endring | Sterkt forringet |
|               | Vått år  | Noe forringet      | Forringet        |

|           |            |               |           |                  |
|-----------|------------|---------------|-----------|------------------|
| SX        |            |               |           |                  |
| S1        |            |               |           |                  |
| Forbedret | Ubetydelig | Noe forringet | Forringet | Sterkt forringet |

### 3.3.5 Næringstilgang

Både artssammensetning, biologisk mangfold og tetthet av bunndyr er påvirket av næringstilgang (Fjellheim et al. 2009, Minshall et al. 2014), og med høyest mangfold av bunndyr ved intermediært innhold av næringssalter (Koperski 2021). Følgende effekter er sannsynlige når det gjelder bunndyr i forbindelse med utbygging av Låvi, men merk at konsekvensene forbundet med høy usikkerhet siden vi mangler feltstudier av næringssalter i Aurland:

*Scenario S0 (dagens situasjon).* Eksisterende næringsforhold opprettholdes, og dagens biologiske mangfold og tetthet av bunndyr vil derfor også opprettholdes. Under S0 er toppene i vannføring under våte og normale år (Figur 1 og 3) viktige bidragsyttere for næringstilførsel.

*Scenario S1:* Redusert mengde vann i forhold til S0 føres fra øvre del av nedslagsfeltet via Viddalsmagasinet og Aurland 1 til Vassbygdvatnet. Vannføringstopper vil reduseres under S1 i normale år og våte år, men reduksjonen vil være liten i normale år. Dette vil kunne medføre moderat reduksjon av næringstilgangen fordi den absolutte mengden næringssalter reduseres. Primærprodusenter responderer primært på absolutt tilgjengelighet av næringssalter, ikke bare konsentrasjonen. Under S0 vil den totale næringstransporten i Aurlandselva være høyere enn ved S1 fordi flomtoppene fører mer næring gjennom elva. Dette kan føre til en liten nedgang i primærproduksjon, biologisk mangfold og bunndyrtetthet i forhold til S0, men effektene vil være mindre enn ved scenario SX (Tabell 14).

*Scenario SX:* Vann med tilhørende næringssalter vil mangle fra Viddalsmagasinet og næringssalter vil tilføres til Vassbygdvatnet og Aurlandselva via restvannføring, spesielt via Vassbygd elva. Det vil dermed tilføres minst næring til Aurlandselva i tørre år. Dette vil føre til en reduksjon i absolutt mengde næringssalter med tilhørende redusert primærproduksjonen, lavere tetthet av bunndyr og endret artssammensetning. For eksempel kan filtrerende arter, slik som knott (Simulidae), forsvinne. Knott var vanlig i Aurlandselva i 1966-67 før reguleringen, mens gruppen ble sterkt redusert som følge av reguleringen, mest sannsynlig på grunn av redusert tilgang på næringspartikler (Raddum og Fjellheim

1993). I våte år kan tapet av næring fra øvre del av nedslagsfeltet til en viss grad kompenseres ved økt avrenning fra nedre del av nedslagsfeltet. Det vil dermed være en noe mindre negativ effekt i våte år, men fortsatt redusert næringstilgang sammenlignet med dagens situasjon.

Tabell 14. Vurdering av forventede effekter av endret næringstilgang på bunndyr for scenarioene S1 og SX, fordelt på forventet nedbør (normalår, tørt år og vått år), samt samlet vurdering.

| Miljøfaktor    | Nedbør   | S1                 | SX                            |
|----------------|----------|--------------------|-------------------------------|
| Næringstilgang | Normalår | Ubetydelig endring | Forringet                     |
|                | Tørt år  | Ubetydelig endring | Forringet til sterk forringet |
|                | Vått år  | Noe forringet      | Forringet                     |

|           |            |               |           |                  |
|-----------|------------|---------------|-----------|------------------|
| SX        |            |               |           |                  |
| S1        |            |               |           |                  |
| Forbedret | Ubetydelig | Noe forringet | Forringet | Sterkt forringet |

## 4 Samlet vurdering

Dette kapittelet sammenfatter vurderingene fra de foregående kapitlene og viser forventet påvirkning av drift av det nye Låvi kraftverk på fisk og bunndyr i Aurlandselva og Vassbygdatnet (kap. 4.1.). Konsekvensvurderingen (kap. 0) bygger på disse påvirkningene, samt verdisetting av fisk og bunndyr. Forventede effekter på sportsfiske er ikke del av den biologiske vurderingen og omtales separat i kap. 3.2.10.

### 4.1 Påvirkning av fisk og bunndyr

Det nye kraftverket Låvi, basert på manøvrering i S1, vurderes å medføre overveiende noe forringede forhold til delvis ubetydelige påvirkning av ungfisk av laks og sjøaure (detaljert beskrevet i kap. 3.2). For ål og stingsild vurderes endringene som ubetydelige. Basert på Scenario X (SX) forventes en forringelse av forholdene for fisk i Aurlandselva og Vassbygdatnet (Tabell 15 og Tabell 16). Håvedårsaken til vurderingen er det forventes både en reduksjon og en homogenisering av vannføringen, særlig for SX. Endringene medfører også en vanntemperaturøkning om sommeren, men den vil trolig ikke være stor nok for å kunne kompensere for de negative effektene. For S1 er endringene reeltivt små, noe som gjenspeiles i vurderingen (Tabell 15 og Tabell 16).

Når det gjelder bunndyr, vil scenario SX medføre redusert vannføring og redusert vanndekt areal, som vil føre til tap av viktige habitater, spesielt i gruntvannsområder og stryk. Dette vil gi betydelig redusert biologisk produksjon, lavere habitatkvalitet og tap av arter som foretrekker raskere vannstrøm og grovere substrater. Økt sedimentasjon av finsedimenter vil redusere tilgjengeligheten av hulrom i

substratet og negativt påvirke oksygenforholdene og dermed bunndyrenes levevilkår. Dette vil igjen føre til endret artssammensetning med økning i sedimenttolerante arter (fjærmygg, fåbørstemark) og redusert mangfold av sensitive arter (døgnfluer, steinfluer og vårfluer) og filtrerende arter (eks knott og enkelte vårfluer). Temperaturøkningen forventes å være betydelig (2,4–2,7°C), og dette kan føre til økt produksjon og mangfold for arter som foretrekker varmere temperatur. Samlet sett vil de negative effektene av redusert habitatkvalitet, næringsmangel og økt sedimentasjon være større enn mulige positive effektene av temperaturøkningen. Den absolutte mengden næringssalter reduseres som følge av redusert vannføring, noe som kan redusere biologisk produksjon og artsmangfold. Effekten av redusert næringstilgang er imidlertid usikker. Samlet vurderes scenario SX å førre til forringede til sterkt forringede forhold for bunndyr (Tabell 17) og med dette Middels til Stor negativ konsekvens for bunndyrsamfunnet. Dette medfører forringet biologisk produksjonspotensial og forringet biologisk mangfold av bunndyr (Tabell 20, kap. 3.3 ). Under scenario SX kan vi forvente at negative effekter på bunndyr, og spesielt redusert biologisk produksjonspotensial, også vil medføre redusert tilgjengelighet av byttedyr for ungfisk, og dermed negative effekter på fisk.

Under scenario S1 vil endringer i gjennomsnittlig vannføring og vanndekt areal vil være såpass små at påvirkningene (Tabell 17) og med dette konsekvensen blir overveiende ubetydelig for bunndyr. Mangel på flomtopper kan føre til økt sedimentasjon, redusert habitattilgang og redusert næringstilgang, men effektene er sannsynligvis små. Økningen i temperatur (0 til 0,1°C) er sannsynligvis for liten til å påvirke produksjon og artsmangfold. Samlet vurderes scenario S1 å ha ubetydelig til noe negativ konsekvens for bunndyr som følge av reduserte vannføringstopper (Tabell 20).

Tabell 15. Forventete endringer i ungfiskproduksjonspotensial for sjøaure og laks basert på abiotiske forhold og forventede endringer i scenariene. Sammenligningsgrunnlaget er dagens situasjon (S0).

| År     | Endring av ungfiskproduksjonspotensial pgå.              | SX                   | S1                                |
|--------|----------------------------------------------------------|----------------------|-----------------------------------|
| NORMAL | Vanndekt habitat (arealendring i %)                      | -15 Forringet        | -1 Ubetydelig                     |
|        | Vanntemperatur (ungfisktetthet ind./100 m <sup>2</sup> ) | +10 forbedret        | +1 Ubetydelig                     |
|        | Habitatkvalitet                                          | forringet            | Noe forringet                     |
|        | Næringstilgang                                           | Noe forringet        | ubetydelig                        |
|        | Konnektivitet                                            | forringet            | Noe forringet                     |
|        | <b>SUM</b>                                               | <b>forringet</b>     | <b>Ubetydelig – noe forringet</b> |
| Tørt   | Vanndekt habitat (arealendring i %)                      | -15 forringet        | 0 Ubetydelig                      |
|        | Vanntemperatur (ungfisktetthet ind./100 m <sup>2</sup> ) | +10 forbedret        | 0 Ubetydelig                      |
|        | Habitatkvalitet                                          | forringet            | Ubetydelig                        |
|        | Næringstilgang                                           | Noe forringet        | Ubetydelig                        |
|        | Konnektivitet                                            | forringet            | Ubetydelig                        |
|        | <b>SUM</b>                                               | <b>forringet</b>     | <b>Ubetydelig</b>                 |
| Våt    | Vanndekt habitat (arealendring i %)                      | -13 forringet        | -2 Noe forringet                  |
|        | Vanntemperatur (ungfisktetthet ind./100 m <sup>2</sup> ) | +44 Sterkt forbedret | +5 Noe forbedret                  |
|        | Habitatkvalitet                                          | forringet            | Noe forringet                     |
|        | Næringstilgang                                           | Noe forringet        | ubetydelig                        |
|        | Konnektivitet                                            | forringet            | Noe forringet                     |
|        | <b>SUM</b>                                               | <b>Noe forringet</b> | <b>Ubetydelig-noe forringet</b>   |

Tabell 16. Samlet vurdering av forventede endringer i ungfiskproduksjon av laks og sjøaure

|           |            |               |           |                  |
|-----------|------------|---------------|-----------|------------------|
| SX        |            |               |           |                  |
| S1        |            |               |           |                  |
| Forbedret | Ubetydelig | Noe forringet | Forringet | Sterkt forringet |

Tabell 17. Samlet vurdering av forventede endringer for bunndyr.

| Miljøfaktor                                         | Vannføring | S1            | SX               |
|-----------------------------------------------------|------------|---------------|------------------|
| Samlet konsekvens for biologisk mangfold av bunndyr | Normalår   | Ubetydelig    | Forringet        |
|                                                     | Tørt år    | Ubetydelig    | Sterkt forringet |
|                                                     | Vått år    | Ubetydelig    | Forringet        |
| Samlet konsekvens for bunndyr-produksjonspotensial  | Normalår   | Noe forringet | Forringet        |
|                                                     | Tørt år    | Ubetydelig    | Sterkt forringet |
|                                                     | Vått år    | Noe forringet | Forringet        |

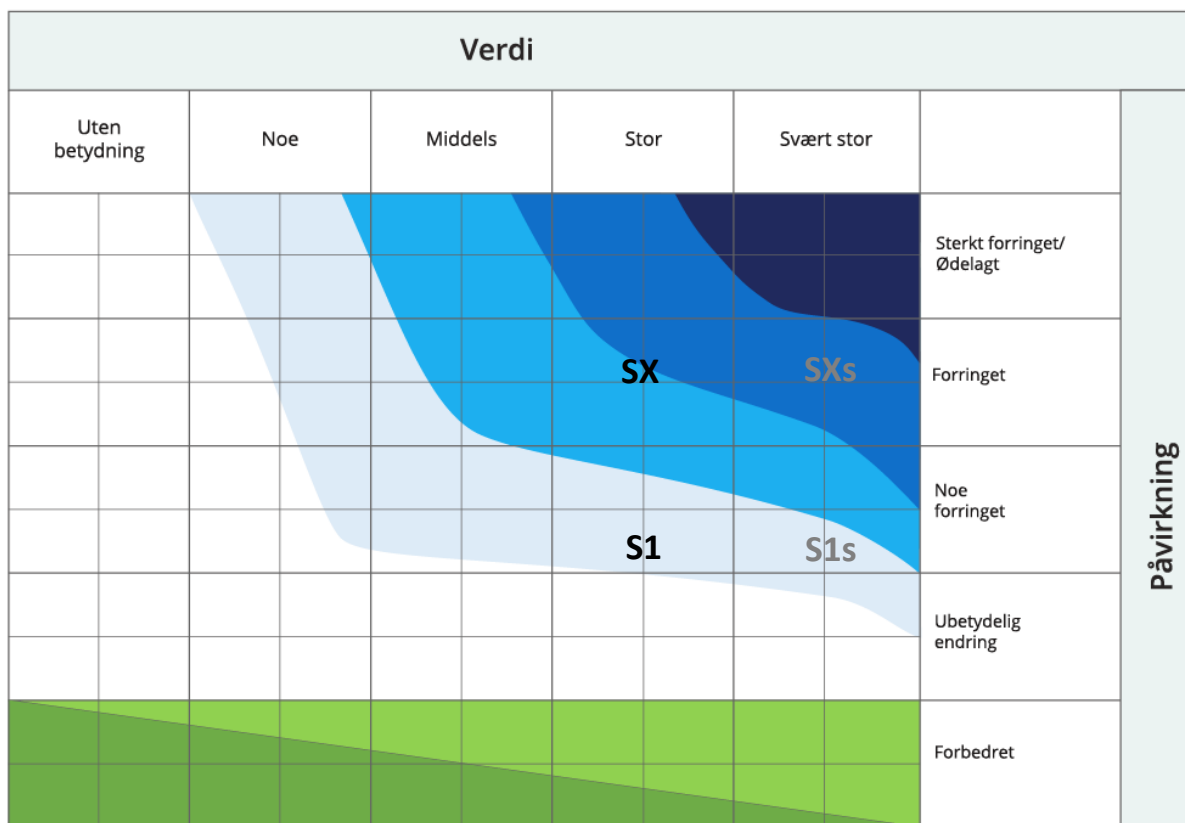
Tabell 18. Samlet vurdering forventede endringer for bunndyr

|           |            |               |           |                  |
|-----------|------------|---------------|-----------|------------------|
| SX        |            |               |           |                  |
| S1        |            |               |           |                  |
| Forbedret | Ubetydelig | Noe forringet | Forringet | Sterkt forringet |

## 4.2 Konsekvensvurdering

Gitt vurderingsmetodikken i MD-1941 (Figur 14), vil kombinasjonen av «stor verdi» og «ubetydelig» til «noe forringelse» resultere i at den samlede konsekvensen for fisk og bunndyr vurderes som «noe forringet» for S1 (Tabell 20). For SX forventes etter tilsvarende metodikk middels til stor negativ konsekvens for fisk og bunndyr i Aurlandselva og Vassbygdatnet.

Dersom verdien for sjøørretbestanden settes til «svært stor», vil konsekvensvurderingen for sjøørret havne i samme kategori «noe forringet» for S1. For SX vil konsekvensen derimot klassifiseres som «stor negativ konsekvens», opp fra tidligere vurdering «middels til stor negativ konsekvens».



Figur 14. Konsekvensvurderingsvifte fra veileder MD-1941, basert på en funksjon av verdi og påvirkning på fisk og bunndyr samlet, med SX og S1 tegnet inn. SXs og S1s viser konsekvensvurderingen for sjøørretbestanden dersom verdien sette til «svært stor».

Tabell 19. Konsekvenskategorier i henhold til MD-1941

| Konsekvensgrad for delområder             | Forklaring                                                                                                                       |
|-------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Svært stor negativ konsekvens (4-)</b> | Den mest alvorlige konsekvensgraden som kan oppnås for delområdet.<br>Brukes kun for delområder med stor eller svært stor verdi. |
| <b>Stor negativ konsekvens (3-)</b>       | Stor konsekvens for delområdet ihht. konsekvensviften.                                                                           |
| <b>Middels negativ konsekvens (2-)</b>    | Middels negativ konsekvens for delområdet ihht. konsekvensviften.                                                                |
| <b>Noe negativ konsekvens (1-)</b>        | Noe negativ konsekvens for delområdet ihht. konsekvensviften.                                                                    |
| <b>Ubetydelig konsekvens (0)</b>          | Ingen eller ubetydelig konsekvens for delområdet ihht. konsekvensviften.                                                         |

Tabell 20. Samlet vurdering av konsekvenser for fisk og bunndyr i Aurlandselva og Vassbygdatnet.

|                | Scenario 0 (dagens situasjon) | Scenario X              | Scenario 1             |
|----------------|-------------------------------|-------------------------|------------------------|
| <b>Fisk</b>    | Ubetydelig konsekvens         | Middels til             | Noe negativ konsekvens |
|                |                               | stor negativ konsekvens |                        |
| <b>Bunndyr</b> | Ubetydelig konsekvens         | Middels til             | Noe negativ konsekvens |
|                |                               | stor negativ konsekvens |                        |

### 4.3 Usikkerhet

Det er knyttet usikkerhet til vurderingene av påvirkningen fra Låvi kraftverk, både når det gjelder omfanget av effektene på vassdragsmiljøet og hvordan de ulike faktorene vil påvirke hverandre. Årsakene til usikkerheten er flere: Detaljene for den framtidige kraftverksdriften er ennå ikke endelig avklart og vil kunne endres, ytre forhold som klima og arealbruk kan endre seg, og ulike effekter kan påvirke hverandre i varierende grad. Det er også ulik grad av kunnskap om de ulike komponentene i økosystemet — det finnes relativt mye data om fisk og vanndekt areal, men lite aktuelle data om bunndyr, næringsnett og påvirkning av fiskevandring i fjorden. I tillegg kan fremtidige mekanismer og utviklingstrekk ikke forutses fullstendig.

Vurderingen gjelder for forutsetningene gitt i kap 2.4. Avvik fra disse vil kunne føre til andre påvirkninger.

Det anbefales derfor å overvåke utviklingen, registrere effekter, og iverksette målrettede avbøtende tiltak eller justeringer etter behov.

### 4.4 Avbøtende miljøtiltak

Avbøtende miljøtiltak har potensial å minimere negativ påvirkning betydelig. For S1 og SX kan avbøtende miljøtiltak omfatte å justere manøvreringen i retning av dagens praksis (S0). Da vil avvikene fra S0 gradvis reduseres. Jo mer fremtidens drift ligner S0, desto mindre blir miljøendringene, og konsekvensene kan bevege seg fra noe negative til ubetydelige. Dersom manøvreringen justeres videre utover S0 og i retning av naturtilstanden, kan situasjonen for fisk og bunndyr i tillegg forbedres i forhold til i dag. Potensialet til avbøtende miljøtiltak vurderes som større enn påvirkningene som forventes i S1. Eksempelvis kan en lengre nedlegging av klappeluken ha potensial til å veie opp for påvirkningene knyttet til S1. Effekten vil avhenge av tiltakets omfang og utforming, og bør kobles til en grundig overvåking.

## Fisk

For å minimere negative effekter anbefales tiltakene som er nærmere beskrevet i Ugedal et al. (2019) og Pulg et al. (2023), en rekke av disse er allerede satt i gang. Tiltakene omfatter særlig minstevannføring, restaurering av sideløp, fysiske habitattiltak (ripping, gytegrus, kantvegetasjon) og fiskepassasjer. Behovet for slike tiltak vil også være til stede i fremtiden når Låvi kraftverk er i drift. Homogenisering av vannføringen kan øke behovet for slike tiltak, og kan for eksempel kreve hyppigere vedlikehold og gjentagelser eller tiltak på utvidede arealer (kap. 3.2.3). Også lengre nedlegging av klappeluken vil kunne bidra til å bedre forhold for fisk og fiskevandring (kap. 3.2.6). I tillegg anbefales tiltak for unngå partikkelforurensing og minimere fysiske inngrep (kap. 3.2.7).

## Bunndyr

Mange tiltak som gjøres for fisk, som utlegg av gytegrus eller rensk av finsedimenter, er også gunstige for bunndyr. Den viktigste faktoren er å opprettholde vanndekt areal. I tillegg er det fordelaktig å redusere tiden bunndyr eksponeres for ekstremt høy eller lav vannføring og å unngå raske endringer i vannføring.

Et unntak er at bunndyr ofte har høyere tetthet og mangfold ved raskere vannhastighet enn fisk (Fornaroli et al. 2016), noe som bør hensyntas i utforming av tiltak. Uten grundigere feltundersøkelser kan vi kun gi generelle råd for bunndyr. En kartlegging av dagens bunndyrsamfunn, og en sammenligning med tilgjengelige data, er nødvendig for å identifisere hvilke tiltak som vil være mest effektive og hensiktsmessige ved en eventuell utbygging av Låvi.

## 5 Referanser

- Al-Zankana AFA, Matheson T, Harper DM. Secondary production of macroinvertebrates as indicators of success in stream rehabilitation. *River Research and Application*. 2021; 37: 408-422. <https://doi.org/10.1002/rra.3762>
- Bakken, T.H., Charmasson, J. & Harby, A. 2010. Vurdering av vanntemperatur i Aurlands-vassdraget. SINTEF Rapport 100309181516. 39 s.
- Brittain, J. E., and S. J. Saltveit. 1989. A review of the effect of river regulation on mayflies (Ephemeroptera). *Regulated Rivers: Research & Management* 3:191-204.
- Brittain, J. E., S. J. Saltveit, E. Castella, J. Bogen, T. E. Bonsnes, I. Blakar, T. Bremnes, I. Haug, and G. Velle. 2001. The macroinvertebrate communities of two contrasting Norwegian glacial rivers in relation to environmental variables. *Freshwater Biology* 46:1723-1736.
- Charmasson, J. 2016. Numerical modelling of water temperature conditions in Lake Vassbygdatn. SINTEF Rapport TR A7621. 44 s.
- Elliott, J. M., Hurley, M. A., & Fryer, R. J. 1995. A new, improved growth model for brown trout, *Salmo trutta*. *Functional Ecology* 9: 290-298.
- Ellis, L. E., and N. E. Jones. 2013. Longitudinal trends in regulated rivers: a review and synthesis within the context of the serial discontinuity concept. *Environmental Reviews* 21:136-148.
- Ellis, L. E., and N. E. Jones. 2016. A Test of the Serial Discontinuity Concept: Longitudinal Trends of Benthic Invertebrates in Regulated and Natural Rivers of Northern Canada. *River Research and Applications* 32:462-472.

- Fjellheim, A. 1996. Distribution of benthic invertebrates in relation to stream flow characteristics in a Norwegian river. *Regulated Rivers-Research & Management* 12:263-271.
- Fjellheim, A., G. G. Raddum, V. Vandvik, D. Cogălniceanu, A. Boggero, A. Brancelj, J. Galas, Sporka, Vidinova, P. Bitušik, E. Dumnicka, N. Gâldean, A. Kownacki, I. Krno, E. Preda, G. Rîsnoveanu, and E. Stuchlík. 2009. Diversity and distribution patterns of benthic invertebrates along alpine gradients. A study of remote European freshwater lakes. *Advances in Limnology* 62:167-190.
- Forseth, T., Hurley, M., Jensen, A., Elliott, J., 2001. Functional models for growth and food consumption of Atlantic salmon parr, *Salmo salar*, from a Norwegian river. *Freshwater Biology* 46: 173-186.
- Füreder, L. 1999. High alpine streams: Cold habitats for insect larvae. Pages 181-196 in R. Margesin and F. Schinner, editors. *Adapted Organisms - Ecophysiology, Enzymology, Molecular Biology*. Springer-Verlag, Heidelberg.
- Haidekker, A., and D. Hering. 2008. Relationship between benthic insects (Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera) and temperature in small and medium-sized streams in Germany: A multivariate study. *Aquatic Ecology* 42:463-481.
- Haugen, T.O., Urke, H.A., Kristensen, T., Ulvund, J. B., Lunde, R., Hawley, K., Thaulow, J. 2019. Områdebruk og vandringer i fjord og ferskvann hos sjøaure i indre Sognefjorden 2012-2015: konsekvenser for erfart lakseluseksponering (KUSTUS-rapporten). NMBU – upublisert MINA-rapport.
- Heino, Jani & Muotka, Timo & Paavola, Riku. (2003). Determinants of macroinvertebrate diversity in headwater streams: Regional and local influences. *Journal of Animal Ecology*. 72. 425 - 434. 10.1046/j.1365-2656.2003.00711.x.
- Huryn AD, Wallace JB. Local Geomorphology as a Determinant of Macrofaunal Production in a Mountain Stream. *Ecology*. 1987 Dec;68(6):1932-1942. doi: 10.2307/1939884. PMID: 29357177.
- Jackson, H. M., C. N. Gibbins, and C. Soulsby. 2007. Role of discharge and temperature variation in determining invertebrate community structure in a regulated river. *River Research and Applications* 23:651-669.
- Jacobsen, D., R. Schultz, and A. Encalada. 1997. Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: The influence of temperature with altitude and latitude. *Freshwater Biology* 38:247-261.
- Jowett, I. 1992. Models of the Abundance of Large Brown Trout in New Zealand Rivers. *North American Journal of Fisheries Management* 12:417-432.
- Jowett, I. G., J. Richardson, and R. M. McDowall. 1996. Relative effects of in-stream habitat and land use on fish distribution and abundance in tributaries of the Grey River, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 30:463-475.
- Koperski, P. 2021. Linear and nonlinear effects of nutrient enrichments on the diversity of macrobenthos in lowland watercourses. *Aquatic Ecology* 55:1011-1031.
- L'Abée-Lund, J. H., Jonsson, B., Jensen, A. J., Sættlem, L. M., Heggberget, T. G., Johnsen, B. O., & Naesje, T. F. (1989). Latitudinal variation in life-history characteristics of sea-run migrant brown trout *Salmo trutta*. *The Journal of animal ecology*, 525-542.
- Lamberg, A. 2006. Videoregistrering av vandrede laksefisk i Aurlandselva i Sogn og Fjordane i 2005. LBMS-Rapport. 24 s.
- Lamberg, A., Wibe, H. & Osmundsvåg, M. 2007. Videoregistrering av vandrede laksefisk i Aurlandselva i Sogn og Fjordane i 2006. Norsk Naturovervåking, Rapport 04-2007. 19 s.
- Li, J., Herlihy, A., Gerth, W., Kaufmann, P., Gregory, S., Urquhart, S. and Larsen, D.P. (2001), Variability in stream macroinvertebrates at multiple spatial scales. *Freshwater Biology*, 46: 87-97. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2001.00628.x>

- Lods-Crozet, B., V. Lencioni, J. S. Olafsson, D. L. Snook, G. Velle, J. E. Brittain, E. Castella, and B. Rossaro. 2001. Chironomid (Diptera : Chironomidae) communities in six European glacier-fed streams. *Freshwater Biology* 46:1791-1809.
- Lunde, R. 2014. Lake-habitat use of post-juvenile sea trout over time and space - an acoustic telemetry study in a regulated river system. Masteroppgave NMBU
- Maavara, T., Akbarzadeh, Z., & Van Cappellen, P. (2020). Global dam-driven changes to riverine N:P:Si ratios delivered to the coastal ocean. *Geophysical Research Letters*, 47, e2020GL088288. <https://doi.org/10.1029/2020GL088288>.
- Metcalfe, N.B. & Thorpe, J.E. 1990. Determinants of geographical variation in the age of seaward migrating salmon, *Salmo salar*. *Journal of Animal Ecology* 59: 135-145.
- Minshall, G. W., B. Shafii, W. J. Price, C. Holderman, P. J. Anders, G. Lester, and P. Barrett. 2014. Effects of Nutrient Replacement on Benthic Macroinvertebrates in an Ultraoligotrophic Reach of the Kootenai River, 2003–2010. *Freshwater Science* 33:1009-1023, 1015.
- Pearson, W. D., R. H. Kramer, and D. R. Franklin. 1967. macroinvertebrates of the green river below Flaming Dam 1964-65 and 1967. *Proceedings of Utah Academy of Sciences, Arts & Letters* 45:148-167.
- Pulg, U., Skoglund, H., Gabrielsen, S., Skår, B., Anker, G. 2013. Overvåking av Granvinvassdraget 2009-2013. Uni Miljø LFI Rapport 400. NORCE, Bergen.
- Pulg, U., Stranzl, S. Espedal, E. O. & Postler, C. 2023. Habitat og tiltak i Aurlandsvassdraget. Statusrapport 2022. NORCE LFI-Rapport 501. NORCE, Bergen.
- Raddum, G. R., J. V. Arnekleiv, G. A. Halvorsen, S. J. Saltveit, and A. Fjellheim. 2006. Bunndyr. Pages 65-77 in S. J. Saltveit, editor. *Økologiske forhold i vassdrag - konsekvenser av vannføringsendringer*. NVE, Oslo.
- Raddum GG, Fjellheim A (1993) Life-Cycle and Production of Baetis-Rhodani in a Regulated River in Western Norway - Comparison - of Pre-Regulation and Post-Regulation Conditions. *Regulated Rivers-Research & Management* 8, 49-61.
- Raddum GG, Fjellheim A (1994) Impact of hydropower development on aquatic invertebrates. *Norsk Geografisk Tidsskrift - Norwegian Journal of Geography* 48, 39-44, 10.1080/00291959408552325.
- Raddum, G.G., Fjellheim, A. and Velle, G. (2008), Increased growth and distribution of *Ephemera aurivillii*(Ephemeroptera) after hydropower regulation of the Aurland catchment in Western Norway. *River Res. Applic.*, 24: 688-697. <https://doi.org/10.1002/rra.1142>,
- Sægrov, H., Hellen, B.A., Jensen, A.J., Barlaup, B.T. & Johnsen, G.H. 2000. Fiskebiologiske undersøkelser i Aurlandsvassdraget 1989-1999. Oppsummering av resultater og evaluering av tiltak. Rådgivende Biologer AS, Rapport 450. 73 s.
- Sægrov, H., Hellen, B.A., Kålås, S., Urdal, K. & Johnsen, G.H. 2007. Endra manøvrering i Aurland 2003-2006. Sluttrapport - fisk. Rådgivende Biologer AS, Rapport 1000. 103 s.
- T. Maavara, C.T. Parsons, C. Ridenour, S. Stojanovic, H.H. Dürr, H.R. Powley, & P. Van Cappellen, Global phosphorus retention by river damming, *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 112 (51) 15603-15608, <https://doi.org/10.1073/pnas.1511797112> (2015).
- Thorstad, E. B., Whoriskey, F. G., Rikardsen, A. H. & Aarestrup, K. 2011. Aquatic nomads: the life and migrations of the Atlantic salmon. In *Atlantic Salmon Ecology* (Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skurdal, J. eds), pp. 1–32. Oxford: Wiley.
- Ugedal, O., Pulg, U., Espedal, E.O., Jensås, J.G., Postler, C., Skoglund, H. & Stranzl, S. 2023. Bestandsutvikling hos sjøaure og laks i Aurlandsvassdraget. NINA Rapport 2313. Norsk institutt for naturforskning. 81 s.
- Ugedal, O., Pulg, U., Skoglund, H., Charmasson, J., Espedal, E.O., Jensås, J.G., Stranzl, S., Harby, A. & Forseth, T. 2019. Sjøaure og laks i Aurlandsvassdraget 2009-2018. Regulerings effekter, miljødesign og tiltak. NINA Rapport 1716. 152 s.

- Vander Vorste, R.; McElmurray, P.; Bell, S.; Eliason, K.M.; Brown, B.L. Does Stream Size Really Explain Biodiversity Patterns in Lotic Systems? A Call for Mechanistic Explanations. *Diversity* 2017, 9, 26.
- Velle, G. 2022. Effekter av regulering på bunndyr. NORCE LFI rapport 434, Miljødirektoratet rapport M2377|2022. NORCE Bergen. ISSN 1892-8889, 65 sider.
- Velle, G., S. J. Brooks, H. J. B. Birks, and E. Willassen. 2005. Chironomids as a tool for inferring Holocene climate: an assessment based on six sites in southern Scandinavia. *Quaternary Science Reviews* 24:1429-1462.
- Wang X, Chen Y, Yuan Q, Xing X, Hu B, Gan J, Zheng Y and Liu Y (2022) Effect of river damming on nutrient transport and transformation and its countermeasures. *Front. Mar. Sci.* 9:1078216. doi: 10.3389/fmars.2022.1078216,
- Wang, J., C. Ding, J. Heino, X. Jiang, J. Tao, L. Ding, W. Su, M. Huang, and D. He. 2020. What explains the variation in dam impacts on riverine macroinvertebrates? A global quantitative synthesis. *Environmental Research Letters* 15:124028.
- Ward, J. V. 1992. *Aquatic Insect Ecology: 1. Biology and Habitat*. Wiley, Chichester, UK
- Wood, P., and P. Armitage. 1997. Biological Effects of Fine Sediment in the Lotic Environment. *Environmental management* 21:203-217.
- Zhao, Baolong & Zeng, Qinghui & Wang, Jianhua & Jiang, Yunzhong & Liu, Huan & Yan, Long & Yang, Zefan & Yang, Qin & Fengbo, Zhang & Tang, Jiaxuan & Hu, Peng. (2024). Impact of cascade reservoirs on nutrients transported downstream and regulation method based on hydraulic retention time. *Water Research*. 252. 121187. 10.1016/j.watres.2024.121187.



## Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI)

LFI ble opprettet ved Universitet i Bergen i 1969, og er nå en seksjon ved Norwegian Research Centre (NORCE). LFI gjennomfører forskning, overvåking, tiltak og utredninger innen ferskvannøkologi. Vi har spesiell kompetanse på laksefisk (laks, sjøaure, innlandsaure) og bunndyr, og på hvilke miljøbetingelser som skal være til stede for at disse artene skal ha livskraftige bestander. Sentrale tema er:

- Bestandsregulerende faktorer
- Gytebiologi hos laksefisk
- Biologisk mangfold basert på bunndyrsamfunn i ferskvann

- Effekter av vassdragsreguleringer
- Effekter av fiskeoppdrett, lakselus og rømming
- Bærekraftig klimatilpasning
- Forsuring og kalking
- Vassdragsmorfologi og habitattanalyser
- Vassdragsrestaurering
- Miljødesign og habitattiltak
- Effekter av klimaendringer
- Fiskepassasjer
- Gassovertmetning