

Flom og miljø i et endret klima – innovative metoder for restaurering og bedre miljøtilstand



Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI)

Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI)

NORCE Norwegian Research Center

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

ISSN nr: 2535-6623

NORCE LFI Rapport-nr. 458

Tittel: Flom og miljø i et endret klima – innovative metoder for restaurering og bedre miljøtilstand

Dato: 20.12.2022

Forfattere: Ulrich Pulg, Christoph Hauer, Peter Flödl, Christoph Postler, Sebastian Stranzl, Espen O. Espedal, Christian Lucien Bodin, Gaute Velle

Kvalitetssikret av: Helge Skoglund og Erlend Mjelde Hansen

Bilder: Forfatterne

Geografisk område: Norge

Antall sider: 458

Finansiering: Prosjektet pågikk i perioden 2017-2022 og er finansiert av NVE, med bidrag fra Fylkeskommunen og Fylkesmannen i Vestland. Arbeidet blir gjennomført av NORCE LFI (Bergen) og BOKU IWHW (Wien).

Kontaktpersoner: Siss-May Edvardsen (NVE), Merete Farstad, Jon Anton Gladsø (Fylkeskommune Vestland), Gry Walle (Statsforvalter Vestland)

Emneord: Flom, regulering, vannmiljø, laks, sjøaure, bunndyr, habitat, tiltak, restaurering, klima

Sammendrag: Klimaendringer vil føre til større flomskaderisiko i Norge og med dette et behov for klimatilpasning og bedre flomrisikohåndtering. Samtidig skal miljøtilstand i vassdrag forbedres. Norge har forpliktet seg å nå både natur- og klimamål og å gjennomføre en aktiv klimatilpasning. Samfunnet etterspør en bærekraftig og multifunksjonell klimatilpasning som ikke går på bekostning av naturen. Tradisjonelle flomsikringsmetoder kan imidlertid ofte ha negativ miljøpåvirkning. Dette FoU-prosjektet «Flom og miljø i et endret klima» (Flom & Miljø) hadde som mål å sammenstille og utvikle metoder som kan forbedre både flomrisikohåndtering og miljøtilstand i og langs vassdrag. Gjennom arbeidet har det blitt fremskaffet ny kunnskap om hvordan elver har blitt dannet i postglasiale landskap og hvordan dette påvirker flomrisikohåndtering, miljøtilstand og -tiltak. Dette arbeidet danner grunnlaget for nye verktøy til kartlegging og håndtering av erosjonsrisiko ved flom. Det vises hvordan elverestaurering kan brukes og dimensjoneres som tiltak for å redusere flomskaderisiko. I rammen av prosjektet ble det dessuten utviklet og sammenstilt metoder for miljøtilpasset flomsikring og avbøtende miljøtiltak der det kreves tradisjonell sikring. Et hovedresultat er at fremtidens flommer trenger mere plass. Det anbefales å benytte naturbaserte løsninger til flomrisikohåndtering når både flomsikring og miljøtilstand skal forbedres. Vi har laget en prioriteringsliste for naturbaserte løsninger, som muliggjør miljøhensyn ved all flomrisikohåndtering, tilsvarende tiltakshierarkiet: 1. Arealplanlegging med bevaring av naturtypiske vassdragsdeler, våtmark og elveslette. 2. Vassdragsrestaurering der det er mulig, med økt hydraulisk tverrsnitt og plass til morfodynamikk. 3. Miljøtilpassete sikringsmetoder der det ikke er plass til stor skala restaurering. 4. Avbøtende miljøtiltak der det trengs tradisjonelle, ikke-naturbaserte flomsikringstiltak. Med dette konseptet kan både miljøforhold og flomrisikohåndtering sikres og bedres i hele bredden av Norges vassdrag. Resultatene vil kunne supplere og forbedre dagens flomrisikohåndtering og arbeidet med miljøtiltak i vassdrag samt bidra til en mer bærekraftig og naturbasert klimatilpasning.

Pulg, U., Hauer, C., Flödl, P., Postler C., Stranzl, S., Espedal, E.O, Bodin, C.L., Velle, G. 2022: Flom og miljø i et endret klima - innovative metoder for restaurering og bedre miljøtilstand. NORCE LFI rapport 458. Norwegian Research Center LFI, Bergen.

Forord

Våre vassdrag er i store trekk formet gjennom kvartærtiden der kolossale ismasser har formet det landskapet vi har i dag. Vassdragene fortsetter å forme landskapet kontinuerlig gjennom naturlige prosesser, men i moderne tid har menneskene påvirket vassdragene både med hensyn til å sikre bosetninger mot flom og ras, og gjennom det å utnytte vassdragene til blant annet kraftproduksjon samt utvidelse av bo- og landbruksområder. Mye av vår infrastruktur er bygget opp i en tid med den kunnskap vi har hatt om vær og klima, men de seneste tiår ser man en endring i nedbørsmønstre og vannføring som krever ny kunnskap om hvordan vi kan tilpasse oss et klima i endring.

Klimaendringene fører til hyppigere forekomst av flommer med mulig store skadevirkninger og kostnader for samfunnet. Samtidig kan en del av virkemidlene brukt i tradisjonell flomsikring komme i konflikt med målsetningen om å sikre og ivareta den sårbare naturen i og langs våre vassdrag. Problemstillingen illustrerer hvordan klima- og naturkrisen er knyttet sammen og må sees i sammenheng. Hvordan vi skal møte disse utfordringene er et sentralt tema både for forskning og forvaltning.

Denne rapporten er et resultat av FoU prosjektet «Flom og miljø i et endret klima» som har pågått i perioden 2017 til 2022. Den er finansiert av NVE, med bidrag fra Fylkeskommunen og Statsforvalteren i Sogn og Fjordane, nå Vestland. Rapporten gir viktige svar på spørsmålet om hvordan vi kan hensynte både flomrisiko og vassdragsnaturen. Rapporten peker på en rekke konkrete tiltak, blant annet arealplanlegging, naturbaserte løsninger, vassdragsrestaurering og miljøtilpassede sikringsmetoder. Et hovedpoeng er at om vi gir elvene mere plass, kan det bidra til både redusert flomrisiko og bedret miljøtilstand i og ved vassdrag. Også i de tilfellen der plass er begrenset og vassdraget brukes finnes det muligheter for bedre miljøløsninger. Slike situasjoner er bevist inkludert – ikke bare idealløsninger. Dette gjør rapporten praksisrelevant og handlingsorientert. Rapporten gir konkrete metoder for å restaurere påvirket natur i tråd med gjeldende målsetninger, og kunnskapen om at intakte og fungerende økosystem er naturenes beste forsvar i møte med fremtidige klimaendringer.

Vi vil takke alle involverte for et godt og fruktbart samarbeid!

Desember 2022



Trond Dokken

Konserndirektør klima og miljø



Bjørn Torgeir Barlaup

Forskningsleder

Innhold

1	Utvidet sammendrag	- 6 -
2	Innledning	- 11 -
3	Metoder	- 12 -
3.1	Overvåking av fisk	- 12 -
3.2	Bunndyr	- 14 -
3.3	Kartlegging av habitat og morfologi	- 16 -
3.4	Hydraulikk og hydrologi	- 18 -
3.5	Kartlegging av elvetyptologi	- 18 -
3.6	Målbilde («leitbild») konsept	- 19 -
3.7	Scenarier	- 19 -
4	Resultater	- 20 -
4.1	Elvegenese og dens betydning for økologi og flomsikring	- 20 -
4.2	Verktøy for håndtering av erosjonsrisiko	- 24 -
4.2.1	Elvetyptologi basert på morfologiske kriterier	- 24 -
4.2.2	Hydraulisk modellering med data om undergrunn	- 26 -
4.2.3	Massebalanse	- 28 -
4.3	Elverestaurering som flomsikringsmetode	- 30 -
4.4	Flom og bunndyr	- 32 -
4.4.1	Effekter av flom på bunndyr	- 32 -
4.4.2	Effekter av flomsikring på bunndyr	- 34 -
4.4.3	Eksempler på flomsikringstiltak og effekter på bunndyr	- 34 -
4.4.4	Bærekraftig flomsikring	- 36 -
4.4.5	Avbøtende tiltak	- 36 -
4.4.6	Flomdempende arealer	- 37 -
4.4.7	Utforming av forbygninger	- 37 -
4.4.8	Bunndyr og flom i Flåmselvi	- 38 -
4.5	Katalog med flomsikringsmetoder	- 41 -
4.6	Flåmsvassdraget	- 56 -
4.6.1	Nedbørsfelt og hydrologi	- 56 -
4.6.2	Morfologi	- 58 -
4.6.3	Habitatkartlegging	- 67 -

4.6.4	Laks og sjøaure	- 69 -
4.6.5	Flomscenarier for Flåmsvasdraget	- 75 -
4.7	Aurlandsvassdraget	- 103 -
4.7.1	Hydrologi	- 103 -
4.7.2	Morfologi	- 104 -
4.7.3	Flom- og erosjonsikring	- 107 -
4.7.4	Habitatkartlegging	- 108 -
4.7.5	Sjøaure og laks i Aurlandsvassdraget	- 113 -
4.7.6	Flomscenarier Aurlandsvassdraget	- 115 -
4.8	Storelva i Brekke	- 141 -
4.8.1	Nedbørsfelt og hydrologi	- 141 -
4.8.2	Morfologi	- 142 -
4.8.3	Habitatkartlegging – skjultilgang og gyteplasser for fisk	- 143 -
4.8.4	Flom- og erosjonsikring	- 143 -
4.8.5	Laks og sjøaure	- 150 -
4.8.6	Flomscenarier i Storelva	- 152 -
4.9	Nausta	- 162 -
4.9.1	Nedbørsfelt og hydrologi	- 162 -
4.9.2	Morfologi	- 163 -
4.9.3	Flom- og erosjonsikring	- 169 -
4.9.4	Habitatkartlegging	- 171 -
4.9.5	Sedimentforvaltning i Nausta	- 174 -
4.9.6	Sjøaure og laks i Nausta	- 182 -
4.9.7	Flomscenarier Nausta	- 185 -
4.10	Flomrisikoanalyse og skadepotensial	- 207 -
5	Diskusjon	- 209 -
5.1	Hypoteser	- 209 -
5.2	Flomrisikohåndtering	- 210 -
5.3	Elvemorfologi preger flomrisiko og miljøforhold	- 211 -
5.4	Miljøeffekter av flomrisikohåndtering	- 214 -
5.5	Kartlegging av risiko for morfodynamikk og erosjon	- 216 -
5.6	Miljøhensyn i flomrisikohåndtering	- 220 -
5.7	Flomscenarier og skadepotensial	- 226 -

5.8	Myr og våtmark	- 227 -
5.9	Konkrete forslag for fremtidens risikohåndtering og naturbasert klimatilpasning	- 229 -
5.9.1	Formidling og tverrfaglighet	- 229 -
5.9.2	Finansiering	- 230 -
5.9.3	Integrativ planlegging - en masterplan flom & miljø.....	- 230 -
5.9.4	Miljø- og klimahensyn ved oppbygging etter flommer	- 231 -
5.9.5	Utforming og dimensjonering av elveløp	- 233 -
5.10	Vassdragsvern.....	- 234 -
5.11	Vannkraft	- 236 -
5.12	Flomberegninger og dimensjonering av flomsikring.....	- 238 -
5.13	Veien videre – forskningsbehov og implementering	- 239 -
6	Track record.....	- 241 -
6.1	Foredrag	- 241 -
6.2	Artikler (peer reviewed)	- 242 -
6.3	Storymaps.....	- 244 -
6.4	Bidrag.....	- 244 -
7	Glossar	- 245 -
8	Referanser	- 254 -
9	Vedlegg – Hydraulics: Floods and aquatic environment in a changing climate	- 263 -
10	Vedlegg – Vitenskapelige artikler fra prosjektet	342
10.1	The non-fluvial nature of Western Norwegian rivers and the implications for channel patterns and sediment composition	342
10.2	Buried and forgotten—The non-fluvial characteristics of postglacial rivers.....	342
10.3	Critical flows in semi-alluvial channels during extraordinarily high discharges: Implications for flood risk management.....	342

1 Utvidet sammendrag

Klimaendringer vil føre til større flomskaderisiko i Norge og med dette et behov for klimatilpasning og bedre flomrisikohåndtering. Samtidig skal miljøtilstand i vassdrag forbedres. Norge har forpliktet seg til å nå både natur- og klimamål, og å gjennomføre en aktiv klimatilpasning. Tradisjonelle flomsikringsmetoder kan imidlertid medføre negativ påvirkning på miljøtilstand. Samfunnet etterspør en bærekraftig og multifunksjonell klimatilpasning som ikke går på bekostning av naturen. Dette FoU-prosjektet «Flom og miljø i et endret klima» (Flom & Miljø) hadde som mål å sammenstille og utvikle metoder som kan forbedre både flomrisikohåndtering og miljøtilstand i og langs vassdrag. Dette målet skulle oppnås ved å analysere flomrisiko og miljøforhold i fire eksempel-vassdrag i Vestland: Aurlandsvassdraget, Flåmsvassdraget (Aurland kommune), Storelva i Brekke (Gulen kommune) og Nausta (Sunnfjord kommune). I tillegg ble det brukt data fra NORCE LFI sitt arbeid i andre europeiske elver samt en intensiv litteraturgjennomgang.

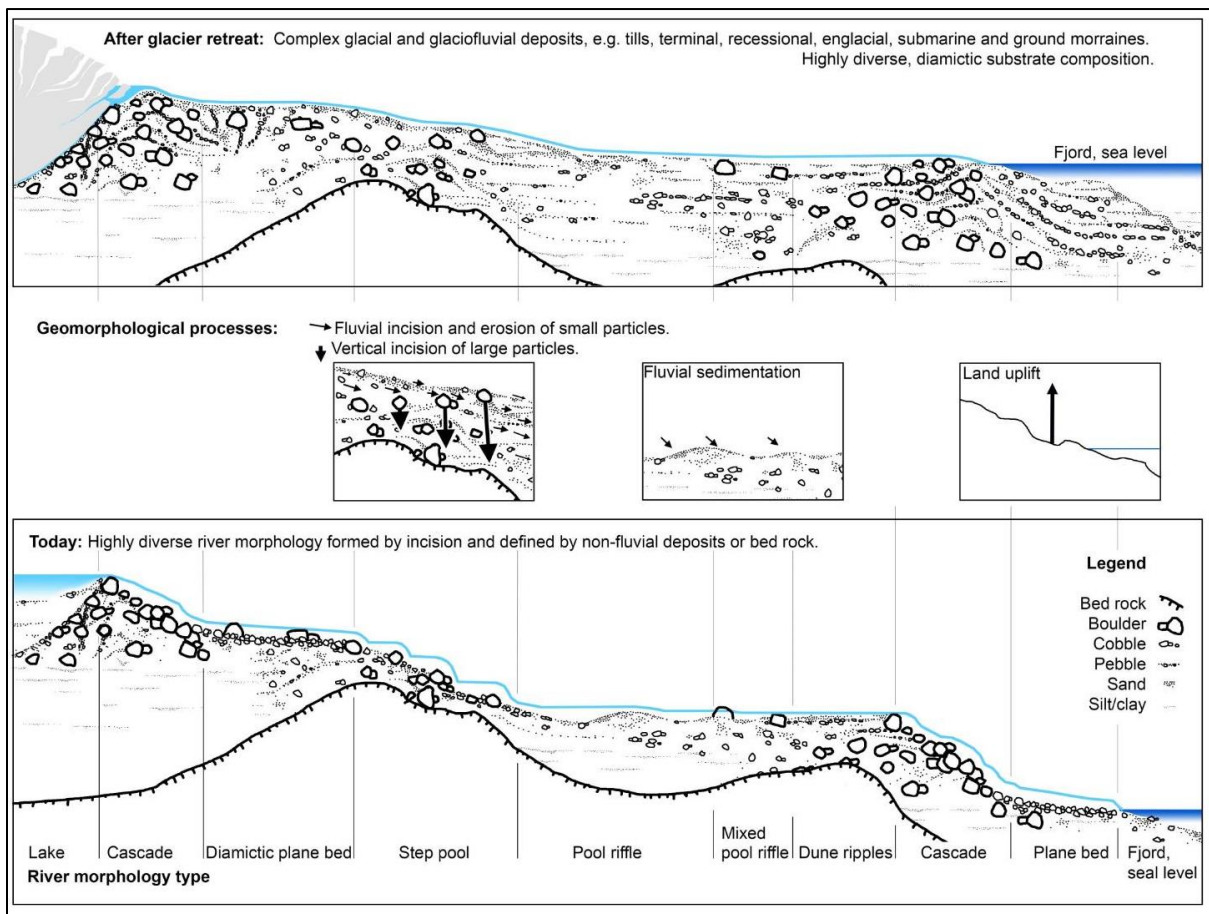
Gjennom arbeidet har det blitt fremskaffet ny kunnskap om hvordan elver har blitt dannet i postglasiale landskap og hvordan dette påvirker flomrisikohåndtering, miljøtilstand og -tiltak (Figur 2). Karakteristisk for mange skandinaviske elver er at de ikke bare består av fluviale dynamiske strekninger, men også av mer stabile strekninger som er laget av kolluviale (ras) og glasiale (isbre) prosesser. Denne variasjonen av elvestrekninger med forskjellig stabilitet og sedimentforhold medfører forskjeller i flomskaderisiko og akvatisk liv. Det har blitt utviklet en elvetyppologi som sammenfatter de hydromorfologiske hovedtrekkene og som muliggjør å anvende denne kunnskapen i praksis ved å bruke metoder til flomsikring og miljøtiltak som passer til de ulike elvetyperne (kap. 4.1).



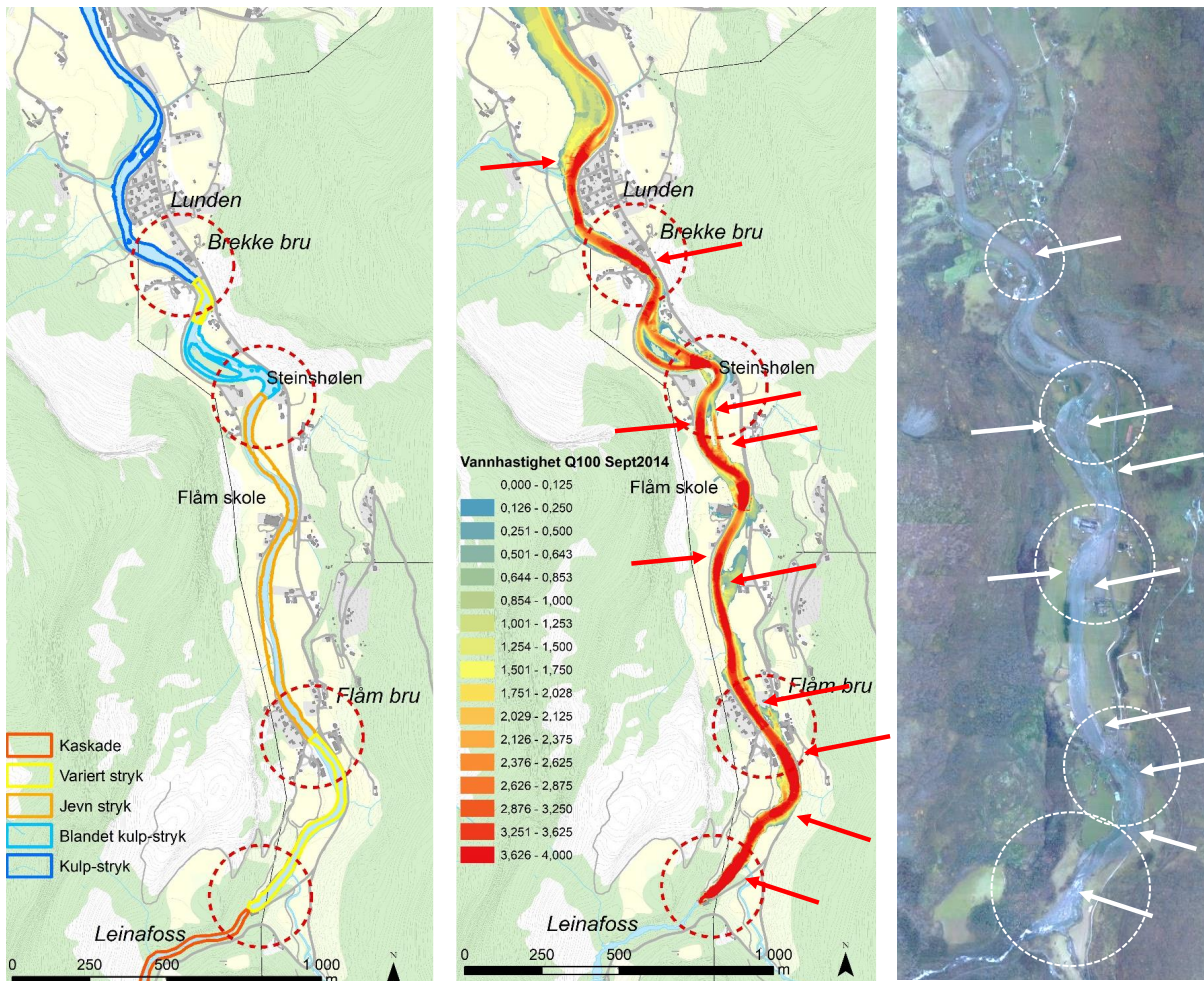
Figur 1. Lakseparr i miljøtilpasset erosjonssikring i Flåmselva

Arbeidet danner grunnlaget for nye verktøy til kartlegging og håndtering av erosjonsrisiko ved flom. Ved å analysere massebalanse av elvetyper og rekkefølgen av mer og mindre stabile elvestrekninger kan risikosoner for morfodynamikk ved flom identifiseres. Mer nøyaktige risikovarsel kan gis ved bruk av 2D hydraulisk modellering kombinert med data om elvetype og/eller sedimentsammensetning (Figur 3, kap. 4.2).

Det har blitt sammenstilt en rekke metoder til flomrisikohåndtering og bedring av miljøtilstand i dette prosjektet. Deriblant anvendelse og dimensjonering av elverestaurering (kap. 4.3), med gjenåpning av lukkede elver og utvidelse av kanaliserte og innsnevrete strekninger. Dessuten ble det utviklet og testet miljøtilpassete sikringsmetoder, naturbaserte metoder og avbøtende tiltak (kap. 4.5 og 5.6.). Metodene ble testet i modeller og delvis i praksis i eksempelassdragene.



Figur 2. Skjematisert fremstilling av elvedannelse i et postglasialt landskap med naturlig løsmasseunderskudd. Elven skjærer seg inn i glasiiale, glasiofluviale og kolluviale avsetninger og utvikler en heterogen morfologi med småskala variasjon og delvis ikke-fluviale avsetninger (fra Hauer and Pulg 2018).



Figur 3. Analyse av risiko for morfodynamikk og erosjon for Flåmselva basert på elvegeometri fra september 2014, før flommen. Til venstre: risikoanalyse basert på elvetyper (sirkler gjenspeiler høy risiko). I midten: risikoanalyse basert på 2D hydraulisk modell og elvetyper (Q100, piler indikerer høy risiko). Til høyre: den reelle morfodynamikken fra flommen 29. oktober 2014 (bilde tatt 06.11.2014). Sirklene indikerer områder med de største endringene, pilene lateral erosjon.

De biologiske undersøkelsene ble brukt til å vurdere forskjellige metoder til flomrisikohåndtering og deres miljøeffekt. Det ble vist at bevaring av flomsoneer og naturlige elvestrekninger, samt elverestaurering, har et stort potensial til sikring og bedring av miljøtilstand slik at god økologisk tilstand kan oppnås. Men også kompromissløsninger slik som miljøtilpasset steinsikring kan ha en signifikant miljøeffekt, deriblant en dobling av ungfisktettheter av laks (Figur 1) og ørret, og en 170 % øking av bunndyrdiversitet, sammenlignet med strekninger med tradisjonell kanalisering og plastring.

Konsept for en miljøvennlig klimatilpasning og flomrisikohåndtering, basert på naturbaserte løsninger (1-3) og avbøtende tiltak ved ikke-naturbaserte løsninger (4).

Pr.	Tiltak	Effekt	Eksempel	TH
1	Arealplanlegging	<ul style="list-style-type: none"> • Bevaring av naturlige elveløp og flomsoneer avlaster andre arealer hydraulisk ved å gi rom til vann og morfodynamikk • Bidrar til redusert skadepotensial når verdifull arealbruk holdes utenfor faresonen • Flomdemping der det er rom til fordrøyning • Sikring av økologiske funksjoner, naturlige habitater og miljøtilstand i kant- og flomsoneer. 	<ul style="list-style-type: none"> • Arealplan som sørger for å holde flomsoneer og elveløp fri for bebyggelse • By- og tettstedutvikling på tryggere arealer utenfor aktiv elveslette • Arealplan med rom for elveutvikling, elveparker og restaurering 	Unngå og Begrense
2	Vassdragsrestaurering	<ul style="list-style-type: none"> • Bidrar til lavere flomvannstand og erosjonskrefter ved å skape plass til morfodynamikk og økt hydraulisk kapasitet • Gjenskaper økologiske funksjoner, naturlige habitater og bidrar å forbedre miljøtilstand 	<ul style="list-style-type: none"> • Utvidelse av aktivt elveløp og elveslette • Fjerning eller tilbakesetting av erosjonssikring eller flomvoller • Fjerning av dammer og terskler • Gjenåpning av lukkede bekker 	Istandsette
3	Miljøtilpassete sikringsmetoder	<ul style="list-style-type: none"> • Kompromiss mellom sikring og miljøutforming • Gir sikringens funksjon, men reduserer miljøforholdene i mindre grad enn tradisjonell glatt utforming 	<ul style="list-style-type: none"> • Naturtypisk utforming av elvebredd foran sikring • Steinrøys istdf. glatt plastring • Kantvegetasjon • Faskiner og kvistmatter 	Kompensere og istandsette
4	Avbøtende miljøtiltak ved tradisjonelle, ikke-naturbaserte løsninger	<ul style="list-style-type: none"> • Flomsikringstiltak (flomtuneller, flomvoller, erosjonssikring, kraftregulering m.m.) bidrar til flomrisikohåndtering i henhold til dimensjonering • Miljøtiltak bidrar å dempe, avbøte eller kompensere negativ miljøpåvirkning 	<ul style="list-style-type: none"> • Grus- og steintilførsel som kompensasjon for erosjonssikring som hindrer lateral massetilførsel • Fiskepassasjer gjennom flomvoller og over terskler • Ripping av elvebunn for å øke skjul når flommer mangler i regulerte elver. 	Kompensere

Pr. = prioritering dersom både flomrisikohåndtering og miljøtilstand skal forbedres. TH = Tiltakshierarki

Både arbeidet med scenarioene i eksempelvasdragene og litteraturgjennomgangen viser at fremtidens flommer trenger mer plass. Vi kan redusere flomskader og beskytte bebyggelse og infrastruktur hvis det tas høyde for dette plassbehovet. I de fleste tilfeller vil det dessuten være nødvendig med en kombinasjon av sikrings- og dempingsmetoder for å kunne håndtere flommer i den størrelsesorden som forventes i fremtiden. For å samtidig oppnå gjeldende miljømål i vassdrag anbefales det å benytte en naturbasert tilnærming til flomrisikohåndtering. Vi har laget en prioriteringsliste som muliggjør miljøhensyn ved all flomrisikohåndtering – også der det trengs ikke-naturbaserte løsninger. Tilnærmingen tilsvarende tiltakshierarkiet og begynner med: 1. Arealplanlegging med bevaring av naturtypiske vassdragsdeler, våtmark og elveslette. 2. Vassdragsrestaurering der det er mulig, med økt hydraulisk tverrsnitt og plass til morfodynamikk og naturmiljø. 3. Miljøtilpassede sikringsmetoder der det ikke er plass til stor-skala restaurering. 4. Avbøtende miljøtiltak der det trengs tradisjonelle, ikke-naturbaserte flomsikringstiltak. Med dette konseptet kan både miljøforhold og flomrisikohåndtering sikres og bedres i hele bredden av Norges vassdrag. (se side 9 og kap. 5.6)

Resultatene vil kunne supplere og forbedre dagens flomrisikohåndtering, arbeidet med miljøtiltak i vassdrag, samt bidra til en mer bærekraftig og naturbasert klimatilpasning. Det diskuteres en rekke muligheter for å formidle og fremme en klimatilpasning som forbedrer både flomrisikohåndtering og miljøtilstand i naturen (kap. 5).

2 Innledning

Klimaendringer medfører behov for klimatilpasning, inkludert en forbedret flomrisikohåndtering. Flomskaderisiko øker på grunn av mer og hyppigere ekstrem nedbør (Hanssen-Bauer et al 2016, Paasche et al. 2021). Flomrisikohåndtering medfører fysiske endringer i vassdrag som påvirker miljøet. Samtidig har livet i ferskvann blitt sterkt redusert både på verdensbasis og også i Norge (IPBES 2019, WWF 2020). Fysiske endringer av vassdrag og regulering regnes blant hovedfaktorene som påvirker miljøtilstand^{1 2} og enkeltarter i ferskvann (Thorstad, Forseth, and Fiske 2019; Pulg et al. 2018; Fergus, Hoseth, and Sæterbø 2010), med arealbruk og tilhørende flomsikring som viktig driver (Sendzimir and Schmutz 2018). Flomrisikohåndteringsmetoder som kanalisering, plastring, magasinering og fraføring av vann kan redusere miljøkvaliteter, for eksempel kantsoner, våtmark og fiskebestander. Samfunnet krever imidlertid at miljøtilstand i vassdrag skal sikres og bedres framover, slik det eksempelvis er nedfelt i vannforskriften og naturmangfoldloven.

For å få dette til trengs det metoder som gir både en bedre flomrisikohåndtering og som samtidig bidrar til sikring eller forbedring av miljøtilstand. Å utvikle og sammenstille disse metodene var målet med FoU-prosjektet «Flom og miljø i et endret klima. Innovative metoder for restaurering og bedre miljøtilstand» (avkortet «Flom & Miljø»). Målet var å fokusere og svare på fem hypoteser:

1. Fysiske inngrep i vassdrag endrer avrenning, strømforhold og sedimentkvalitet, og reduserer biologisk mangfold.
2. Erosjon- og massetransport påvirker biologisk mangfold i vassdrag.
3. Restaurering av defekte (drenerte) myrer/våtmarksområde kan holde tilbake en større mengde vann under nedbørsrike perioder.
4. Mer målretta restaureringstiltak (herunder erosjon- og flomsikringstiltak) vil gi GØT samtidig som vassdraget blir sikret mot flom
5. Kostnadseffektive restaureringstiltak for å nå godt økologisk potensial (GØT) er overførbare mellom vassdrag.

Prosjektet har pågått mellom 2017-2022 og har blitt finansiert av NVE, med bidrag fra Fylkeskommunen og Fylkesmannen i Sogn og Fjordane. Arbeidet har blitt gjennomført av NORCE LFI (Bergen) og BOKU IWHW (Wien).

Den foreliggende sluttrapporten inneholder resultatene fra dette arbeidet. Rapporten skal tjene som kunnskapssammenstilling fra prosjektet. Delkapitlene med resultater (kap. 4) kan leses hver for seg. Det samme gjelder for artiklene som er selvstendige publikasjoner. Disse er inkludert med abstrakt i kap. 3 og gjengitt i sin helhet i et vedlegg. Det omfattende hydrauliske arbeidet er inkludert i enkeltkapitlene, hvor hovedinnholdet er sammenfattet i et eget rapportkapittel skrevet av BOKU Wien som finnes i appendiks (kap. 8). Et viktig virkemiddel for å simulere metoder til flomrisikohåndtering og miljøforbedring er bruk av scenarier samt datainnsamling fra konkrete

¹ <https://www.vannportalen.no/kunnskapsgrunnlaget/restaurering-av-vassdrag/nasjonal-strategi-for-restaurering-av-vassdrag-2021-2023/restaureringsstrategien/>

² <https://vann-nett.no/portal/#/area/1/all>

eksempelevassdrag. Også disse resultatene er sammenstilt i selvstendige delkapitler strukturert etter vassdragene Aurlandselva, Flåmselva, Nausta og Storelva i Brekke.

Diskusjonskapittelet (kap. 5) er strukturert etter hypotesene (kap. 5.1) og forvaltingsrelevans, og knytter sammen resultatene fra kap. 4. Kapittelet gjenspeiler essensen i prosjektet og leder gjennom den omfattende resultatsamlingen ved bruk av kryssreferanser. For leseren som ikke rekker å lese alt anbefales derfor å lese kapittel 5 og å slå opp de resultatene som er mest relevant.

I kapittel 7 sammenstilles publikasjoner, foredrag og outreach i de fem årene. Kapittel 8 inneholder referanser. Sist i rapporten ligger en appendiks med det hydrauliske bidraget fra BOKU Wien. Fagartikler, bøker og fagrapporter siteres vitenskapelig. Nettsider, lovverk, strategipapirer o.l. nevnes i fotnoter.

3 Metoder

I rammen av prosjektet ble det i hovedsak samlet data fra fire eksempel-vassdrag: Nausta, Flåmsvassdraget, Storelva (i Brekke) og Aurlandsvassdraget. I tillegg ble det brukt data som har blitt samlet inn i andre elver LFI har jobbet i samt publiserte data. Dette nevnes og siteres i de enkelte tilfellene. Dessuten er metoder brukt detaljer beskrevet i Hauer & Pulg (2018) og Hauer et al. (2021). Hydrauliske metoder er beskrevet i kap. 7.

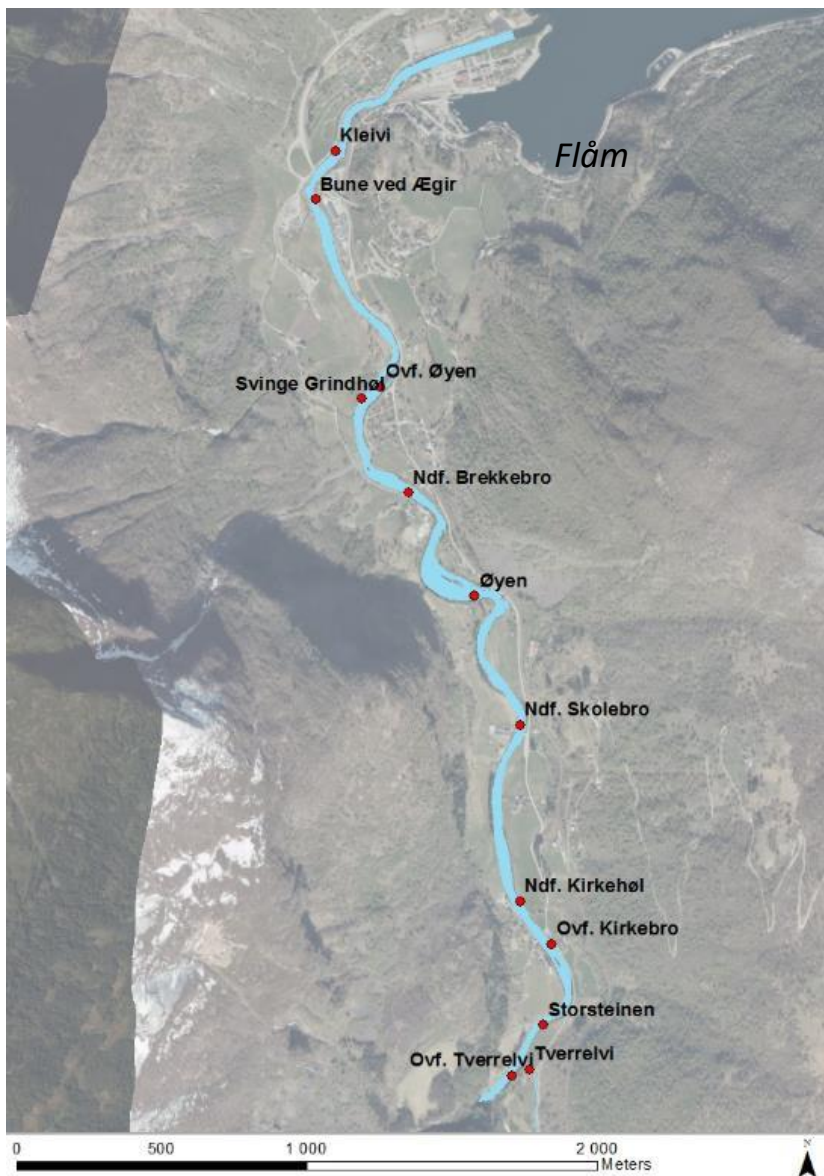
3.1 Overvåking av fisk

Det ble gjennomført el-fiske og gytefisktelling i case-elvene hver høst fra 2018-2020. I tillegg ble det brukt eldre data så de fantes.

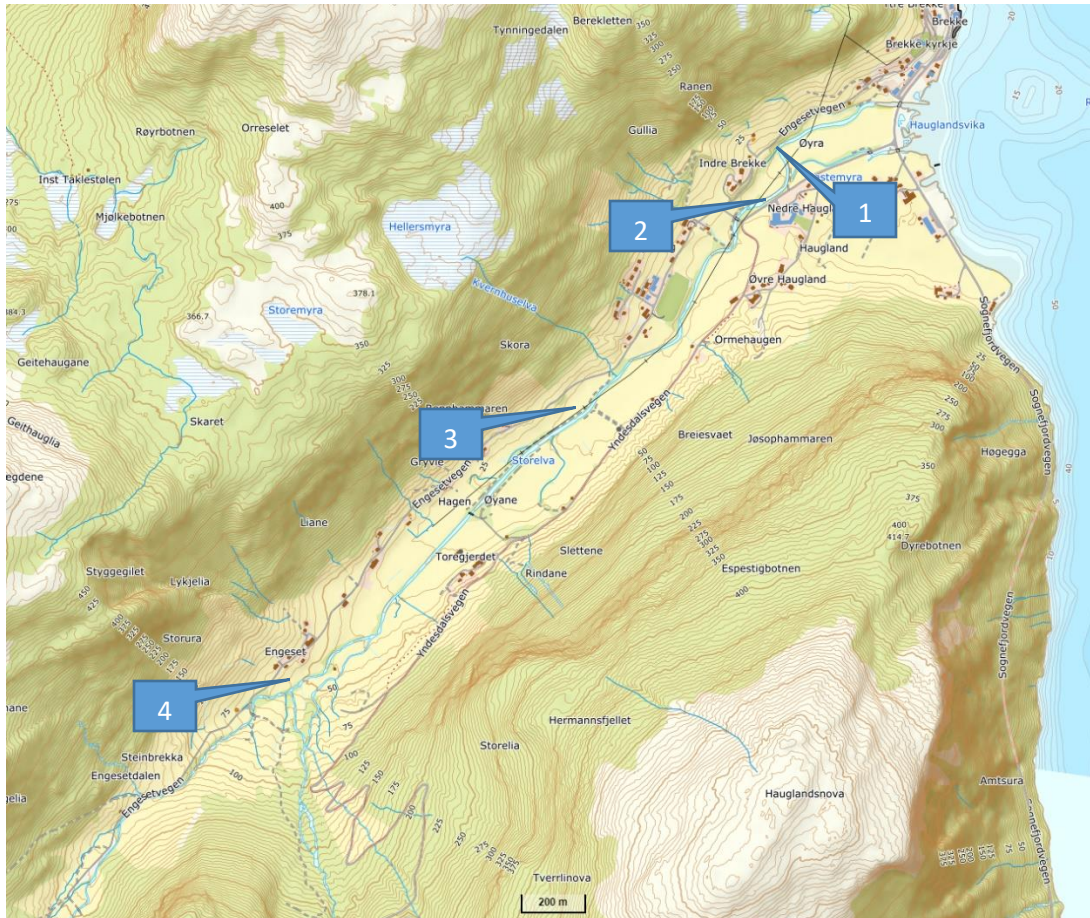
Gytefisktellingene ble utført ved at en eller flere personer snorklet nedover elva, jmf. Norsk Standard NS 9456:2015 og Skoglund et al. (2021)). Observasjoner av fisk ble fortløpende noterte på vannfaste blokker og markert på vannfaste kart. Sjøauren deles delt inn i følgende størrelseskategorier: <1 kg, 1-2 kg, 2-3 kg og >3 kg. Blenkjer, dvs. umoden sjøaure som vandrer frem og tilbake mellom ferskvann og sjø, ble registrert, men ikke tatt med i regnskapet over gytefisk. Laksen ble delt inn i følgende størrelseskategorier: smålaks (<3 kg), mellomlaks (3-7 kg) og storlaks (>7 kg), og oppdrettslaks ble skilt fra villaks. Oppdrettslaks kan ofte skilles fra villfisk ut i fra finneslitasje, kroppsform og avvikende pigmenteringsmønster, men oppdrettslaks som har gått i sjøen i lengre tid vil ofte ikke kunne skilles fra villaks utelukkende basert på morfologiske kriterier. Dette medfører at andelen av oppdrettslaks generelt kan bli underestimert ved dykkerregistreringene. Gytefisktellingene ble gjennomført i andre halvdel av oktober i de fleste årene. Antall personer i bredden har variert mellom vassdragsavsnittene og mellom år, avhengig av vannførings- og siktforhold.

For å undersøke tettheten av ungfisk i Flåmselva og Storelva i Brekke har det vært gjennomført transekt-elfiske i henhold til (Hedger et al. 2018; Pulg, Vollset, and Lennox 2019) supplert med et kvantitativt elektrisk fiske på enkeltstasjoner i henhold til standard metode beskrevet av Bohlin m. fl. (1989). I Flåmselva har stasjonsnettet 10 stasjoner, mens det Storelva i Brekke er 4 stasjoner. Stasjonene i Aurland er beskrevet i (Pulg et al. 2021). Arbeidet ble utført i september, oktober eller i november. Arealet på den enkelte stasjon var 100 m². All fisk samlet inn ved elektrisk fiske ble artsbestemt, og årsyngel og eldre ble skilt ut fra fiskens størrelse. Basert på resultatene fra det elektriske fisket er det gitt estimater for tetthetene av de ulike alderskategoriene av ungfisk på de ulike stasjonene.

I Nausta ble el-fiskedataene disponert av NINA som hadde pågående prosjekter der. Dataene ble dessuten supplert med eldre data fra tidligere undersøkelser.



Figur 4. El-fiske stasjoner i Flåmselva



Figur 5. El-fiske stasjoner i Storelva Brekke

3.2 Bunndyr

Ved siden av en omfattende litteraturstudie har vi undersøkt tetthet og biologisk mangfold av bunndyr i tre lokaliteter: ved Flåm skole, nedstrøms Brekke bro og ved Ægir bryggeri (Figur 6-Figur 8). Lokalitetene representerer en gradient fra kanalisert elveleie ved Flåm skole (og tilhørdne bro) via et miljøtilpasset elveleie nedstrøms Brekke (steinutlegg) bro og til et eldre miljøtilpasset elveleie ved Ægir bryggeri (steinutlegg med begroing og kantvegetasjon).

Vi tok prøver av bunndyrfauna for å finne evt. 1. forskjeller i artsdiversiteten målt i antall taksa, 2. forskjeller i tettheter av bunndyr, 3. forskjeller i bunndyrsamfunn, og 4. forskjeller i indikatorarter. Prøvene ble tatt ved bruk av Surber-samplers (Hynes, 1970). Surberprøver er en ramme på 30 x 30 cm med tilhørende håvpose med 250 µm maskevidde som settes ned i elvebunnen der alle dyrene innenfor rammen og ca. 10-15 cm ned i substratet samles inn (Figur 3). Fem prøver ble samlet for hver

lokalitet 01. November 2018. Prøvene ble konserverv på alkohol og sortert og artsbestemt i sin helhet i lab for å finne absolutte tettheter av bunndyr. Noen planktoniske krepsdyr ble sortert og artsbestemt, men utelatt fra videre analyser. Disse dyrene kommer drivende fra stillestående vann og lever ikke i rennende vann.

For å finne om det var en signifikant forskjell i antall individer mellom prøvelokalitetene og antall arter mellom prøvelokalitetene brukte vi en student t-test. Signifikans er angitt dersom $p < 0,05$. Vi benyttet såkalt permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA; Anderson, 2001) for å finne om det var signifikant forskjellig artssammensetningen av bunndyr ved de tre lokalitetene. PERMANOVA ble kjørt med Bray-Curtis avstander, 9999 simuleringer og signifikansnivået ble justert ved hjelp av sekvensiell Bonferroni (Holm, 1979).



Figur 6. Flåmselvi ved Ægir



Figur 7. Flåmselvi ved Brekke Bro



Figur 8. Flåmselvi ved Flåm Skole (nederst)

3.3 Kartlegging av habitat og morfologi

Metodene som ligger til grunn ved utvikling av elvetylogien er beskrevet i Hauer & Pulg (2018). Habitatkartlegging i lakseførende del av case elvene ble gjennomført etter miljødesign metoden. Kartleggingen ble utført med utgangspunkt i metodene beskrevet i Forseth & Harby (2013), men fremgangsmåten er noe modifisert for å tilpasse forholdene i vassdraget samt for å kunne inkludere fysiske inngrep i kartleggingen. Arbeidet ble utført ved at en person iført snorkleutstyr og tørrdrakt utførte observasjoner under vann, mens en person noterte ulike habitatparametere på skjema og kart på vannfast papir. Ettersom vannføringen i noen av vassdragene var svært lav ved kartleggingen kunne noen av vassdragene kartlegges ved vading. Det ble brukt GPS og kart for å stedfeste ulike interessepunkter. Innenfor elvestrekninger som har forholdsvis like fysiske forhold (mesohabitatnivå) med tanke på strøm og bunnforhold, ble følgende habitatparametere registrert:

Mesohabitat og elveklasser ble kartlagt etter metode beskrevet av Borsányi et al. (2004), og ytterligere beskrevet i Forseth & Harby (2013). Metoden baserer seg på en klassifisering etter fire kriterier: Størrelsen på overflatebølger, helningsgrad, vannhastighet og vanddyp. Overflaten regnes som turbulent når overflatebølgene er større enn 5 cm, helningsgrad regnes som bratt ved over 4 % helning, vannhastighet som hurtig dersom den overstiger 0,5 m/s og vanddyp over 0,7 m som dypt. Ved kartleggingen har det vært fokusert på å få frem de overordnede elvetyper og skiftninger i disse. Grenseverdiene for vanddyp og vannhastighet ble skjønnsmessig vurdert på stedet, ettersom disse uansett vil variere mye med vannføringen. Basert på disse kriteriene ble deretter elveklassen klassifisert som glattstrøm (A+B1+B2), kulp (C), grunnområde (D), stryk (H+G1+G2) eller bratt stryk (E+F).

Substrat ble klassifisert innenfor hvert mesohabitatområde ved at dekningsgraden (% av overflatearealet av elvebunnen) av ulike substratkategorier ble estimert: Mudder (organisk finsediment) silt, sand (<1 mm), grus (1-64 mm), stein (64-384 mm), blokk (> 384 mm) og fast fjell.

Skjulforhold for ungfisk ble målt ved å utføre skjulmålinger på utvalgte steder hvor substratforholdene var representative for ulike substratkategorier. Dette gjøres ved å måle hvor mange ganger en 13 mm tykk plastslange kan føres inn i hulrom mellom steiner innenfor en stålramme på 0,25 m². Størrelsen på hulrommene bestemmes ut ifra hvor langt inn slangen kan stikkes, og deles inn i tre skjulkategorier: S1: 2-5 cm, S2: 5-10 cm og S3: >10 cm. For at skjulmålingene skal gjøres så representative som mulig med tanke på substratsammensetningen innenfor et område, foretas skjulmålinger i transekt ved at metallrammen kastes ut på tre «tilfeldige» punkt i elven innenfor et område med forholdsvis likt substratforhold. I hvert transekt ble det gjort målinger på ett punkt i den delen av elveleiet som er tørrlagt ved minste vannføring, ett punkt på grunt vann nært bredden, og et punkt nær midten av elveleiet. Vektet skjul ble deretter funnet ved å beregne gjennomsnittet av skjulmålingene for hver av de tre målingene ut ifra følgende sammenheng:

$$S1 + S2 \times 2 + S3 \times 3$$

Ut ifra verdiene for vektet skjul klassifiseres skjulforholdene som svært lite (< 1), lite (1-5), middels (5-10), mye (> 10) og svært mye (> 15). Det ble ikke vurdert som hensiktsmessig å utføre skjulmålinger innenfor alle mesohabitatområdene. I stedet ble skjulmålinger utført på utvalgte lokaliteter med representativt substrat. Innenfor hvert mesohabitatområde ble deretter skjulforhold klassifisert

basert på en vurdering av de rådende substratforholdene på området og resultater fra skjulmålinger på område med tilsvarende substrat, samt en vurdering av skjultilgang i form av trær, vegetasjon og andre strukturer som kan gi skjul for ungfisk.

Gyteområder har spesielle morfologiske, sedimentologiske og hydrauliske egenskaper. Gytingen skjer som regel i bekker og elver på rennende vann, oftest på steder hvor vannhastigheten er mellom 0,2 og 0,8 m/s og vanddyper er på mellom 0,1 og 0,8 m. Egnede gytegrus er grus og/eller småstein med en gjennomsnittlig korndiameter på mellom 5 og 50 mm (tilsvarende grusverksortering 16/32 og 32/64) og lite finsediment. En gytegrusbank må ha løst substrat og være tykt nok til at sjøaure kan lage en gytegropp og grave ned eggene. Gravedypet er avhengig av hunnfiskens størrelse siden større fisk graver dypere, men i hovedsak vil gravedypet variere fra ca. 5 cm og ned til ca. 25 cm. Gyteplasser ligger ofte i utløp av kulper (på et "brekk"), der strømforholdene ofte vil være gunstige og sørger for frisk vanntilførsel til eggene som ligger nede i grusen. Men i små bekker hvor egnede gytegrus kan være mangelfull, kan små flekker med grus bak større steiner være egnede for gyting.

Kantvegetasjon – ble kartlagt ved å angi kantvegetasjonene på hver side av elven til en prosentmessig verdi ut ifra dekningsgrad.

Fysiske inngrep – eventuelle fysiske inngrep slik som f.eks. erosjonssikringstiltak, terskler, kulverter og rør ble notert ned under habitatkartleggingen og beskrevet ut ifra forventet påvirkning.

Resultatene fra kartleggingen ble digitalisert ved bruk av ArcGIS 10.5.1. Habitatkartene og gyteområder er tegnet ut ifra kart og notater fra feltarbeidet, samt ved hjelp av flyfoto og dronebilder. Droneflyvning ble gjennomført med en DJI Phantom 3 Professional drone. Dronen ble flydd over hele prosjektområdet, og bilder ble tatt fra forskjellige høyder, retninger og vinkler. Bildene ble prosessert med applikasjonen «Structure from motion» (Agisoft PhotoScan Professional 1.4.4). Med dette programmet ble det laget georefererte ortofoto av caseelvene. Alle droneoperasjoner ble utført i henhold til forskriftene for fjernstyrte flysystemer kategori RO1 som definert av Luftfartstilsynet.

Kartene er basert på elvepolygonet fra FKB grunnlagskart, slik at arealene ikke nødvendigvis er representative for elvearealet ved den rådende vannføringen under kartleggingen. Hvert mesohabitatpolygon får en klassifiseringsverdi for skjul som beskrevet ovenfor (*svært lite, lite, middels, mye eller svært mye*) basert på skjulmålinger innenfor området, eller ut ifra nærmeste måling som har tilsvarende substratforhold.

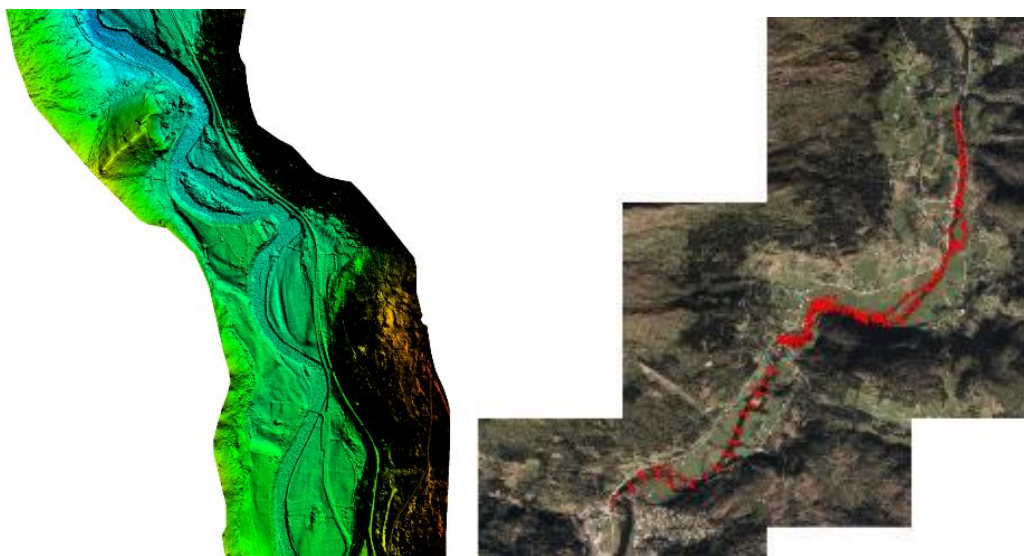
Sedimentprøver ble tatt etter (Barlaup et al. 2008). Sedimentanalysen ble gjennomført etter (Pulg et al. 2013).

I alle elver ble anadrom del målt opp med tverrprofiler og landmålingsutstyr. Det ble lagt detaljerte habitatkart med hjelp av droner og georefererte ortofoto med 4 cm oppløsning. Dessuten ble det brukt digitale terrengmodeller basert på LiDAR scanning. I Flåmselva og Nausta også grønn laser LiDAR.

I tillegg ble det utviklet en metodikk for å kartlegge elvemorfologi på segment skala (reach scale), se kap. 4.1.

3.4 Hydraulikk og hydrologi

Hydrologiske grunnlagsdata ble levert av NVE (Holmqvist 2015, Væringstad 2019, Øye Leine 2019, Øye Leine 2019b). For flomberegninger ble det modellert flomhendelser med 5, 10, 20, 50, 100 og 200 år gjentaksintervall (HQ5, HQ10, HQ20, HQ50, HQ100, HQ200), i tillegg ble HQ200 modellert med klimapåslag som anbefal i Hanssen-Bauer et al. (2016), Aurland 40 %, Flåm 40 %, Nausta 20 %, Brekke 40 %. Det ble kartlagt dagens elv og hydrauliske parametere og flaskehalsler. Data ble delvis levert av NVE (grønn laser bathymetri, ALB), er tilgjengelig på kartverket (LIDAR basert på rød laserdata, løsmassekart, flybilder) og ble supplert med egne oppmålinger (Structure from Motion droneoppmålinger, RTK GPS). I neste trinn ble det forsøkt å rekonstruere en historisk upåvirket elvemorfologi («Leitbild») basert på gamle flybilder og relikter av gamle elveløp i LIDAR modellene. Basert på grunnlagsdata og innspill fra myndighetene og lokalfolk ble det utviklet scenarier for hver elv. For hver elv utvikles en tiltaksplan med anbefalinger for flom- og miljøtiltak som vil samlet bedre flomsikkerhet og miljøtilstand. For flomscenariene ligger til grunn et 2-dimensjonal hydrodynamisk numerisk modell i programvaren HydroAS (Hydrotec). Modellen tar høyde for horisontal strømming mens det tas et gjennomsnitt over vandedybden. Det ble analysert vannspeil, vannhastigheter og Froude nummer og linket med morfologi. (der elven topper over) og eller erosjonsfare (der superkritisk strømming og løsmasser faller sammen).



Figur 9. Fra datainnsamling: LiDAR-Grid i Flåm til venstre og oppmålte tverrprofiler i Nausta til høyre.

3.5 Kartlegging av elvetyologi

Elvetyologi i caseelvene ble kartlagt etter metoden beskrevet i Hauer og Pulg (2018). De to parameterne som trengs for å klassifisere en delstrekning er «channel pattern» og kornstørrelsefordelingen i sediment. «Channel pattern»-analyser er basert på flyfoto og laserdata. Fra disse dataene ble elven delt opp i segmenter/«reaches». For hver «reach» ble gradienten av

eluebunnen beregnet ut ifra grønn laser data med ArcMap 3D-Analyst. Sedimentkartleggingen ble gjennomført etter en tilpasset «Wolman count» metode (Wolman, 1954). I hver «reach» ble den største steinen i 50 2x2 m² store «patches» målt langs b-aksen. «Patches» ble definert med en «random walk approach» over hele elvesengen inkludert områder som kun er vanddekket ved høye vannføringer (Hauer og Pulg, 2018).

3.6 Målbilde («leitbild») konsept

For å sammenligne nå-tilstanden av caseelvene med den opprinnelige naturtilstanden er det nødvendig å lage en modell av hvordan elvene så ut før utbygging, regulering og erosjonssikring. Fordi sikringstiltak ofte ble begynt i en tid der det ikke finnes flyfoto ble det brukt målbile-tilnærmingen (Muhar et al. 1995, Degermann & Næslund 2021) for å kunne si noe om hvordan elven har sett ut naturlig og hvordan den vil utvikle seg uten menneskelige hydromorfologiske inngrep. Grunnlagsdata for å bedømme målbildet ble hentet fra aktuelle og historiske flyfoto, laserdata (LIDAR, hoydedata.no), løsmassekart og geologiske kart (NGU). I tillegg ble det brukt kunnskap om hvordan elver utvikler seg i gitt terreng (kap. 4.1). Gamle elveløp, flomløp og sideløp var i mange tilfeller fortsatt synlig i form av senkninger i LIDAR-terrengdata.

3.7 Scenarier

En viktig metodikk i prosjektet er utvikling av konkrete scenarier for å kunne anskueliggjøre muligheter og konsekvenser ved valg av forskjellige tiltak og prioriteringer. På denne måten kan det gjennomføres konkrete sammenligninger mellom forskjellige løsningsstilnærminger. For alle vassdrag prøvde vi å utvikle minst tre scenarier som strekker seg fra naturtilstand til en teknisk flomsikring med stor utbyggingsgrad. Det ble lagt til grunn flomberegninger av NVE i hver av de fire vassdragene. For hvert vassdrag ble det laget et scenario som gjenspeiler en forventet urørt tilstand. Dette representerer samtidig en naturlig referansetilstand og viser hvordan elven og dalen vil utvikle seg geomorfologisk hvis ikke naturlige morfologiske prosesser blir hindret. Så ble det utviklet 2 til 4 scenarier til med gradvis økende utbyggingsgrad og arealbruk samt varierende løsningsmuligheter, både med ikke-naturbaserte (diker, voller, plastring) og naturbaserte løsninger (retensjon, restaurering). Scenarioene er bygget på innspill fra lokalbefolkning og kommuner. I hvert vassdrag ble det utviklet et integrativt scenario med mål om best mulig kombinasjon av flomsikrings- og miljøkrav. Scenarioene ble utviklet sammen med lokalbefolkningen på to workshops i Aurland og en workshop i Naustdal. Det kom mange engasjerte innspill både for Flåmselva, Aurlandselva og Nausta. Bare for Storelva i Brekke er det enda ikke kommet innspill. En workshop i Naustdal gjenstår grunnet restriksjoner knyttet til Covid-19 pandemien våren 2020. I det følgende presenteres et utvalg av de omfattende arbeidene med scenariene.

4 Resultater

I følgende kapittel beskrives resultater fra prosjektet. I tillegg er viktige resultater publisert i tre forskningsartikler som finnes i vedlegg. Resultatene fra hydraulisk modellering finnes både integrert i følgende kapittel men også samlet og supplert med feler detaljer som egen delrapport fra BOKU Wien. Denne finnes i appendiks (kap. 7). Det refereres hyppig til dem i både resultat- og diskusjonskapittel.

4.1 Elvegenese og dens betydning for økologi og flomsikring

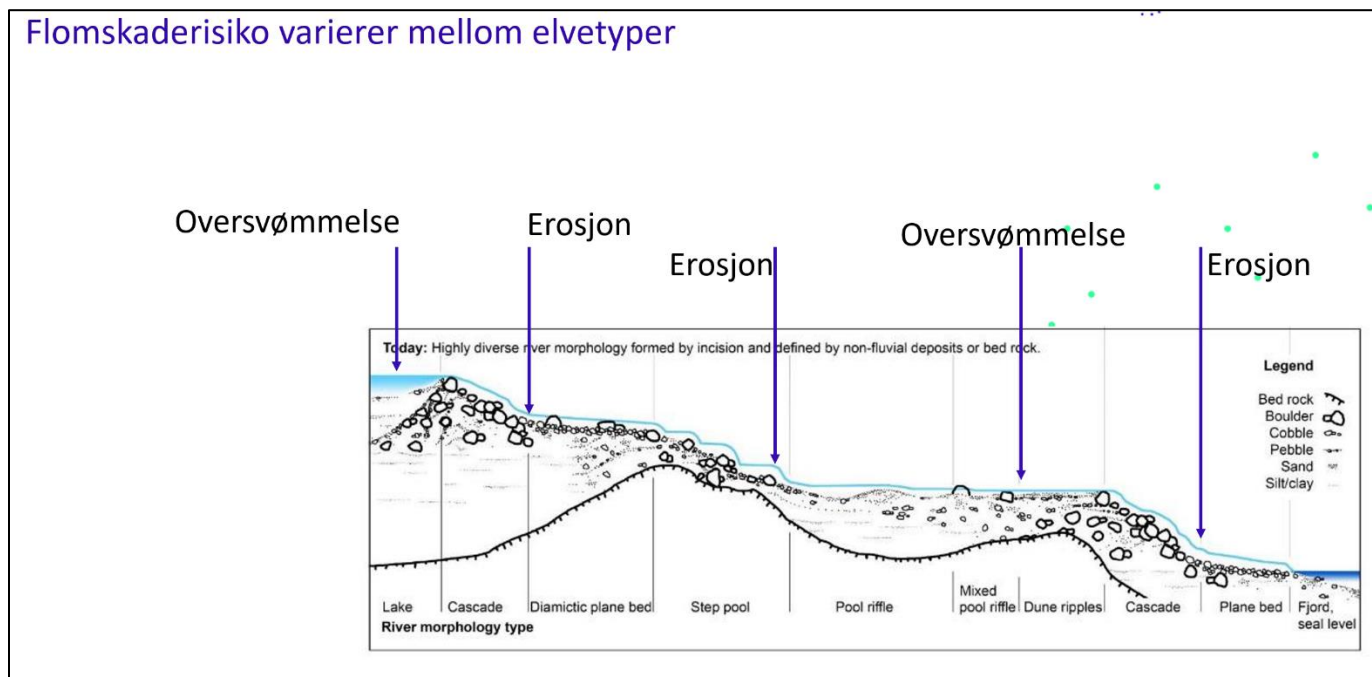
I 2018 ble det publisert første forskningsartikkel fra prosjektet som inneholder en ny forståelse av hvordan elver ble dannet etter siste istiden og hvilke konsekvenser dette kan ha for vassdragsbruk, flomsikring, klimaendringer og miljø (Hauer and Pulg 2018). Mens denne artikkelen bygger på data fra Norge, hovedsakelig Vestlandet, adresserer en oppfølgende artikkel situasjonen mer generelt med hele verden som målestokk (Hauer and Pulg 2020).

En hovedtese er at breene har påvirket utforming av elver langt mere enn tidligere antatt. Mange elvestrekninger består hovedsakelig eller delvis av bremasser eller kolluviale masser som ikke er sorterte. Disse strekningene betegnes derfor som ikke-fluviale eller semi-fluviale strekninger. I tillegg finnes fluviale strekninger som ble utformet av elvens erosjon og sedimentasjon og som består av fluviale sorterte masser. I den norske geologien genereres lite løsmasser i de fleste nedbørsfelt og derfor dominerer massebegrensete elver (supply-limited), ofte med mange innsjøer. I motsetning til mange andre elver i verden som kommer fra fjellkjeder med stor generering av løsmasser og som er transportbegrenset (transport limited). Disse utvikler en typisk fluvial morfologi med sonering, gradvis mindre helning og mindre korndiameter. I typisk vestnorske elver finnes derimot fluviale, semifluviale og ikke-fluviale strekninger i en stor variasjon også innad i elver. Dette har store konsekvenser for flomsikring og økologi siden ikke-fluviale sedimenter som stammer fra breer og ras er relativt stabile under dagens vannføringsforhold, også under flommer, mens fluviale masser kan beveges i stor grad.

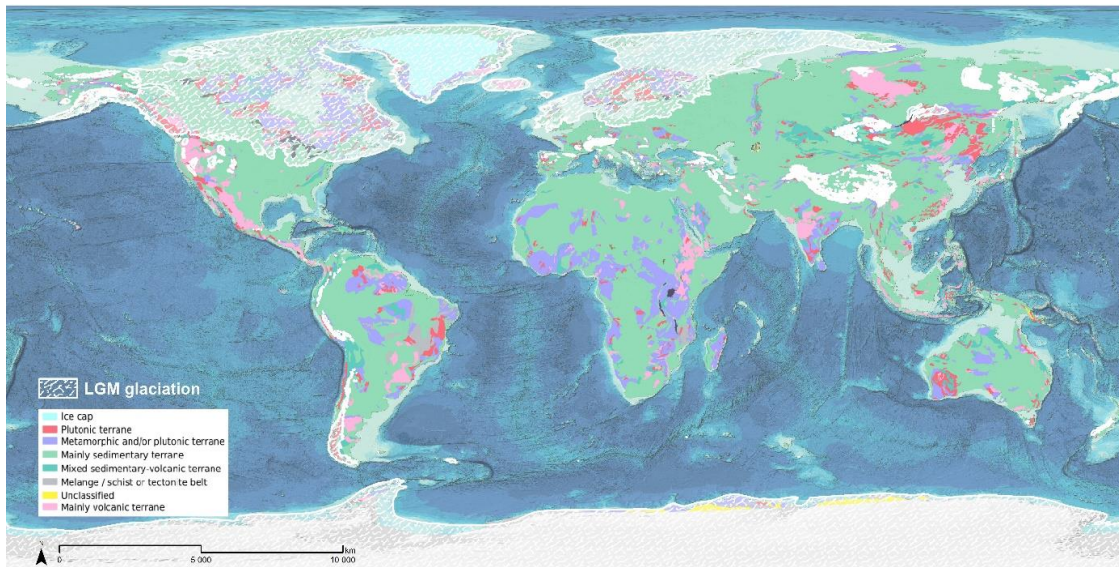
Viktige implikasjoner for flomrisiko og sikring (Ashmore and Church 2001; Hauer and Pulg 2018, 2020; Hauer et al. 2021)

- Stor morfologisk variasjon i et og samme vassdrag medfører forskjellige typer årsak til skader og behov for lokaltilpassete flomsikringsmetoder. I typiske Vestlandselver kan flomskaderisikoen variere i små skala mellom oversvømmelsesfare og morfodynamikk (erosjon og sedimentasjon).
- Elvetyper som ble dannet av ikke-fluviale prosesser er i utgangspunktet relativt stabil ved dagens flommer, også hvis det tas med klimapåslag. Slike strekninger ligger på glasiale eller kolluviale masser eller på grunnfjell, for eksempel kaskader, trinn-kulp type samt diverse strekninger på grunnfjell. Her kan den aktive elvesengen ikke gir etter i flommer og vannstrømmen blir ofte overkritisk med svært store skjærspenninger.

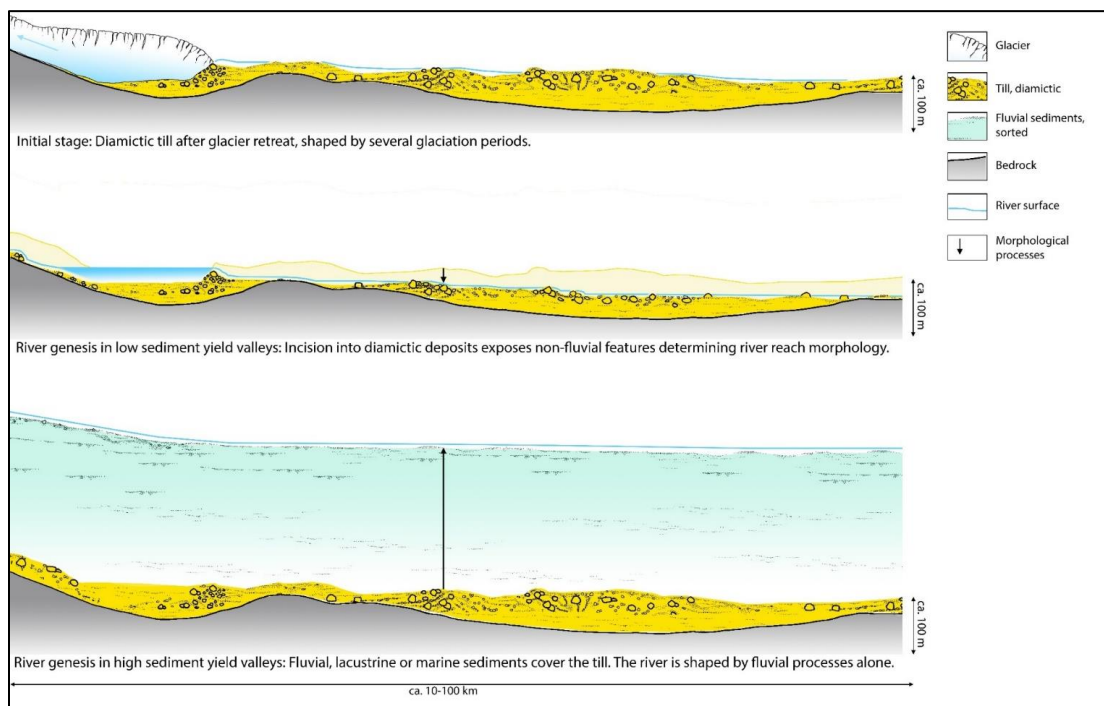
- Fluviale elvestrekninger er sterkt utsatt for morfodynamikk ved flommer og særlig dersom flommene øker i frekvens og amplitude. Særdeles utsatt er elvestrekninger som ligger rett nedenfor bratte ikke-fluviale strekninger eller kunstige stabiliseringer. Her treffer det akselererte ofte overkritisk strømmende vannet på mobile løsmasser. Utløsere, slik som en økning i flomstørrelse, ras som medfører endringer i strømretning eller sviakt av erosjonssikring, kan igangsette omfattende morfodynamikk med erosjon og sedimentasjon.
- Semifluviale strekninger har egenskaper av begge typer. De er mindre responderende mot klimaendringer enn fluviale strekninger, men dette kan variere i små skala avhengig av lokale forhold og massesammensetning.
- Menneskeskapt stabilisering av elvesengen kan ha lignende effekt som ikke-fluviale strekninger – så lenge de varer. Eksempler er kanalisering, plastring eller broer med tilhørende pilarer. Vannet blir akselerert siden elvesengen ikke kan gi etter i flommer (Lane's law). Risiko for morfodynamikk og erosjon kan derfor bli større nedenfor, særlig når vannet treffer på fluviale masser eller svakere sikring.
- Øversvømmelsesfare kan forekomme overalt, men har større omfang og rammer langt større areal i flate elvetyper med store elvesletter sammenlignet med bratte elvetyper.
- I bratte elvetyper og særlig i overgangen til mindre stabile elvetyper er erosjon og morfodynamikk ofte et større skaderisiko ved flommer enn oversvømmelser.
- Dagens flomrisikovurdering basert på flomsonekartlegging (oversvømmelse) bør utvides med en kartlegging av risiko for morfodynamikk dersom skader skal minimeres helhetlig (se kap. 4.2)



Figur 10. Risiko ved flom er bl.a. avhengig av elvemorfologi, for eksempel diversitet mellom stabile og mindre stabile elvetyper, se kap.4.2.

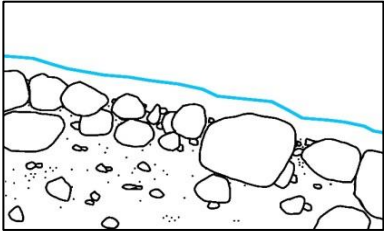

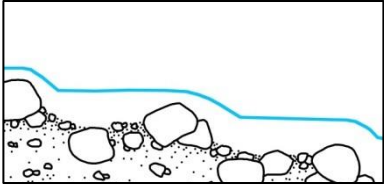

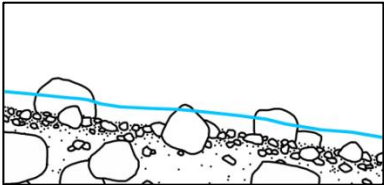

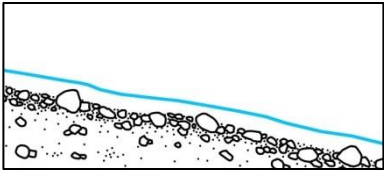

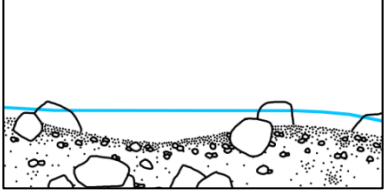

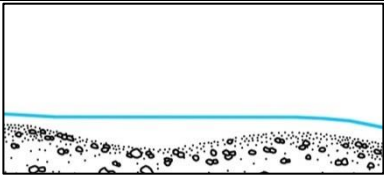

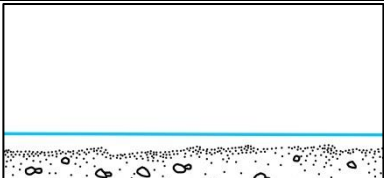



Figur 11. Last Glacial Maximum (LGM) og forenklet geologisk verdenskart. Det forventes en lignende elvemorfologi i verdens postglasiale regioner med plutoniske og metamorfe bergarter, f. eks. Østkanada, Grønland og Skandinavia (fra Hauer and Pulg 2020).



Figur 12. Postglasial elvegenese ved løsmasseunderskudd (supply-limited) som i mange norske vassdrag (midtre) og løsmasseoverskudd (nedre bilde) som i mange andre fjellregioner i verden. Mens det dannes en fluvial morfologi i nedre eksempel, dannes en variert morfologi i midtre med forskjellige habitategenskaper og store forskjeller i massenes stabilitet. De fleste flomrisikovurderingsmetoder og sikringstiltak ble utviklet for nedre typen (fra Hauer and Pulg 2020).

Tabell 1. Forenklet oversikt over morfologiske elvetyper i lengdeprofil med tilhørende gradient og dominerende substrat (modifisert etter Hauer & Pulg 2018). Til orientering for valg av substrattype og elveform i lengdeprofil ved restaurering og habitattiltak. (Blokk > 26 cm, rullestein 6 - 26 cm, grus 1-6 cm, fingrus og sand < 1 cm)

Skjematisk lengdeprofil	Bilde	Beskrivelse
		Kaskade (fossestryk) Typisk gradient: 0,065-0,3 Dominerende substrat: fjell eller blokk Typisk kulplengde < 1 elvebredde
		Trinn-kulp type Typisk gradient: 0,03-0,01 Dominerende substrat: blokk og rullestein Typisk kulplengde 1-4 ganger elvebredde
		Variert stryk Typisk gradient: 0,005-0,03 Dominerende substrat: Typisk høy variasjon av grus, rullestein og blokk. ingen typisk kulplengde
		Jevnt stryk Typisk gradient: 0,005-0,03 Dominerende substrat: rullestein og grus ingen typisk kulplengde
		Blandet kulp-stryk type Typisk gradient: 0,001-0,015 Dominerende substrat: grus med innslag av rullestein og blokker Typisk kulplengde 5-7 ganger elvebredde
		Kulp-stryk type Typisk gradient: 0,001-0,015 Dominerende substrat: grus Typisk kulplengde 5-7 ganger elvebredde
		Finsediment type Typisk gradient: < 0,001-0,005 Dominerende substrat: fingrus (< 0,8 cm), sand eller finere Typisk kulplengde 5-7 ganger elvebredde

4.2 Verktøy for håndtering av erosjonsrisiko

I prosjektet har vi utviklet metoder til vurdering av morfodynamikk og erosjonsrisiko. Metodene bygger på morfologiske kriterier (elvetypologi), hydraulisk modellering og masebalanse.

4.2.1 Elvetypologi basert på morfologiske kriterier

En analyse av geomorfologien i elvedalen gir et grunnlag for å kunne forstå elvens utvikling i flommer. Vi skiller mellom aktiv elveløp (active channel), aktiv elveslette (active floodplain) og morfologisk elveslette³ (morphological floodplain). Med en slik tilnærming får vi en første pekepinn om hvordan elveløpet kan endre seg i flommer og hvilken områder som kan være utsatt for morfodynamikk (Schiemer et al. 2020; Hauer, Skrame, and Fuhrmann 2021). Denne fremgangsmåten ligger til grunn ved utvikling av målbilder (referanser, se kap. 4.7 og 3.6) for eksempel-elvene og følgende estimering av erosjonsrisiko.

Den første metoden til en vurdering av risiko for morfodynamikk er på overordnet nivå og basert på (Hauer and Pulg 2020; Hauer et al. 2021; Ashmore and Church 2001). Den er basert på en analyse av rekkefølgen til elvetyper med tilhørende forskjeller i stabilitet. Risikoen er satt som «høy» dersom stabilere elvetyper treffer på mindre stabile elvetyper og betyr at risiko for morfodynamikk er høyere enn vanlig i elvetypen. En slik sammentreff av forskjellige elvetyper med annen massesammensetning, stabilitet og helning forekommer regelmessig i den varierte, post-glasiale elvemorfologien i Skandinavia, der det ofte ikke er en graduell og jevn overgang fra bratt ved kilden til flat ved munning som i mange andre elver i verden (Vannote et al. 1980; Hauer and Pulg 2018). Risikoen er satt til «varierende» (var.) når lokale forskjeller i massesammensetning vil gi en svært varierende sårbarhet for erosjon. «Vanlig risiko» er satt til de strekninger som har en mindre stabil og flatere elvetype ovenfor og det betyr at det ikke må regnes med større risiko enn ellers i strekningen. At elvetyper har store forskjeller i stabilitet og morfodynamikk har blitt nevnt ovenfor. Fluviale typer slik som finsedimenttypen og kulp-stryk typen har høy morfodynamikk med stadige endringer fra naturens side. Ikke-fluviale typer slik som glasiiale kaskader relativt stabile gitt dagens forhold siden de ble skapt av breer. Som regel vil morfodynamikk kreve en utløser slik som flommer, økning i flomstørrelse, endringer i strømretning (propp, ras o.l.), svikt eller overtopping av erosjonssikring m.m.

Tabell 2 viser en risikomatriks som sammenfatter rekkefølgeanalysen av elvetyper skjematisk. Den viser når man må regne med høyere risiko for morfodynamikk enn vanlig hvis visse elvetyper treffer på andre. Med dette kan man enkelt identifisere områder med høyere risiko når man har kartlagt elvetyper i et vassdrag. I slike områder kan det så settes i gang nærmere analyser slik som en sjekk av erosjonssikring, hydraulisk modellering eller utforskning av sedimentsammensetning. Dersom det er større risiko for morfodynamikk og fare for bosetting og infrastruktur kan det settes i gang tiltak. For eksempel tiltak som tillater morfodynamikk og omvandling av energi slik som elverestaurering, utvidelse av elvetvernsnitt eller økning av ruhet. Er plassen begrenset kan det bygges erosjonssikring



³ aktiv elveløp (active channel) = dagens elveløp, aktiv elveslette (active floodplain) = ditt elva kan nå ved flommer, morfologisk elveslette = historisk elveslette i dalbunn som ble dannet under andre geomorfologiske forhold (f. eks. brepåvirking og avsmelting) og som krever andre geomorfologiske prosesser til omforming

eller eksisterende sikringer kan forsterkes etter behov, slik at de tåler de forventete kreftene. Her må det imidlertid tas hensyn til at kreftene og risikoområde vil i så fall flyttes nedstrøms og krever ytterligere hensyn der.

Metoden er anvendt for Flåmsvasdraget (Kap. 4.6). Her ble like risikoområder identifisert. Disse viste delvis allerede i 2018 spor etter begynnende erosjon (nedenfor Flåm bru, nedenfor Leinafossen). Dessuten viser scenario 5 eksemplariske tiltak for å håndtere denne risikoen (elverestaurering, utvidelse av tverrsnitt og forsterkede sikringer der det trengs).

Denne enkle metoden har potensialet å identifisere viktige faremomenter knyttet til morfodynamikk. Med metoden hadde det vært mulig å identifisere områdene der både Opo og Flåmselva begynte å grave i 2014-flommen. Det var morfodynamikk som medførte de store skadene i de elvene og som førte til erosjon av elvebredder, infrastruktur og bosteder. I Opo var dette området i et variert stryk nedenfor en bratt glasial kaskade. I Flåmselva la det området i et variert stryk rett nedenfor en bratt fossestryk på grunnfjell i et juv (Leinafossen). Tabell 2 viser forhøyet risiko for morfodynamikk for begge steder.

Tabell 2. Prinsipiell risikomatriks for morfodynamikk avhengig av ovenfor liggende elvetype

Strekning ovenfor  Strekning nedenfor 	Strekning på fast fjell	Kaskader*	Kunstig stabilisering**	Variert stryk	Jevnt stryk	Kulp-stryk type***	Finsediment- type
Strekninger på fast fjell							
Kaskader*							
Kunstig stabilisering**							
Variert stryk							
Jevnt stryk							
Kulp-stryk type***							
Finsediment- type							

	= vanlig risiko		= varierende		= høyere risiko
--	-----------------	--	--------------	--	-----------------

*inkludert trinn-kulp type ** Eksempelvis broer, kanalisering, plastring *** inkl. «blandet kulp-stryk type»

Var. = varierende, kommer an på massesammensetning lokalt.

4.2.2 Hydraulisk modellering med data om undergrunn

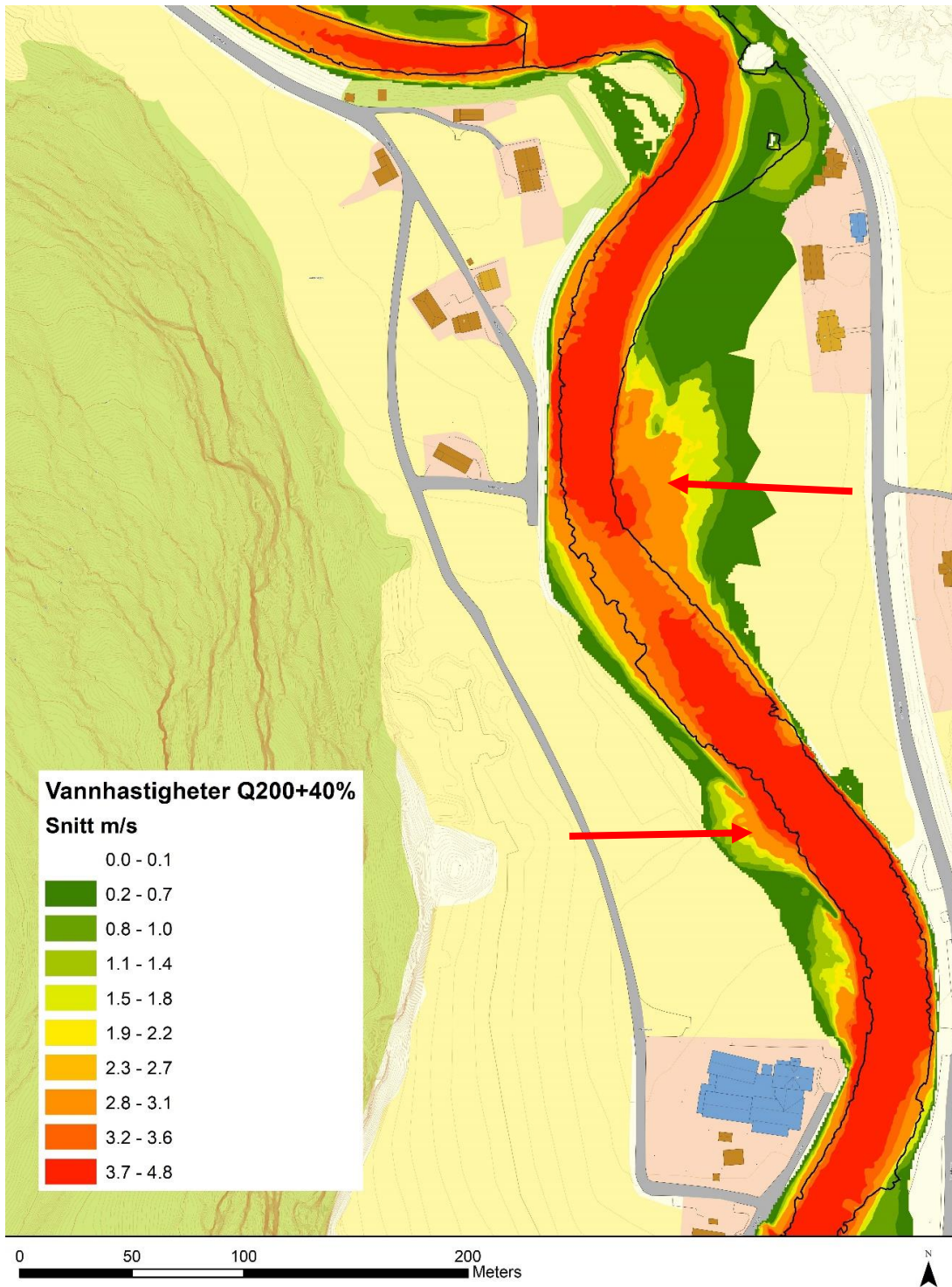
Legges 2D hydraulisk modellering av erosjonskrefter (Froudetall, skjærspenning, vannhastighet etc.) over kart med sedimenttyper og erosjonssikringer kan risikoen for morfodynamikk vurderes. I mangel på detaljerte sedimentkart kan elvetyper brukes som overordnet indikator for sedimentene i et større skal (segment skala). Vi har vist dette i eksempelelvne våre (se kap. 4.6, 4.7). På stedene der høye flomvannhastigheter treffer på områder utenfor erosjonssikring i fluviale elvetyper forventes erosjon og morfodynamikk ved slike flommer (se Figur 13).

Hvor stort omfanget til morfodynamikken vil være avhenger av en rekke faktorer, deriblant flomstørrelse og varighet, detaljer i sammensetning av undergrunnen og terrenget. Elvetyper og målbildeanalysen gir en pekepinn hvordan elven vil utvikle seg i 200-års flommer pluss klimapåslag (se kap. 3.6-3.9, Scenario 1). I Brekke-, Flåm- og Aurlandsvassdraget må det således regnes med danning av nye aktive elveløp, sideløp og elvevifter innenfor den aktive elvesletten. I Nausta vil dannelse av nye elvesvinger og meander overveie, men også her vil enkelte sideløp kunne dannes.

Tabell 3. Verktøy for vurdering a oversvømmelses- og erosjonsrisiko

Input ↓	Terrengdata (basert på ALB, LiDAR, DGPS) + flomvannføringer + sedimentsammesetning i området eller elvetype
Analyse ↓	2D hydraulisk modellering av erosjonskrefter (Froude-Nr., vannhastighet, skjærspenning) + sedimentsammensetning eller elvetype
Output	Kart med <ul style="list-style-type: none">• flomsoner• erosjonsfaresoner

Med disse forslagene er det mulig å identifisere områder med risiko for morfodynamikk på et overordnet nivå (segment skala). Dette vil kunne gi langt bedre risikovurderinger samt grunnlag for valg og dimensjonering av sikringstiltak enn tidligere. Siden det i dette prosjektet bare kunne gjennomføres noen få slike analyser i et begrenset antall elver, bør disse verktøyene testes systematisk, også i andre vassdragstyper. Hydrauliske inngangsverdier bør optimaliseres. En mer detaljert prediksjon av erosjonsrisiko på mesoskala og for enkelte bygninger vil også kreve en systematisk test av metodene og inkludering av mer detaljerte data slik som sedimentdata. På sikt vil slike systematiske tester gjøre det mulig å utvikle metoder for kartlegging av «erosjonssoner eller-korridorer» i flomsonekartleggingen – noe som vil styrke flomrisikohåndtering vesentlig, særlig i bratte, varierte vassdrag langs Norges vestkyst, der morfodynamikk og erosjon fremstår som et utbredt faremoment. Eksempler for anvendelsen av metoden finnes i scenarione for eksempel elvene.



Figur 13. Kart med vannhastigheter ved 200-årsflom inkl. klimapåslag (Flåm skole - Steinshølen). Pilene indikerer arealet der høye vannhastigheter (>2 m/s) treffer på fluviale masser bak erosjonssikringen. Her må det regnes med morfodynamikk og dannelse av et nytt løp (stor pil).

4.2.3 Massebalanse

En morfologisk karakterisering av sedimentregime og massebalanse i en elvestrekning gjør det mulig å forutsi endringer i elvebunnivå og sedimentsammensetning over tid (Wohl et al. 2015; Hauer, Wagner, et al. 2018). Er elven transportbegrenset, dvs. elven får større massetilførsel enn den kan transportere, vil elvebunnen bygge seg opp over tid. Det dannes en fluvial morfologi, for eksempel med sideløp og deltaformasjoner. Aktiv elveslette kan på sikt utvides og danne en ny morfologisk elveslette (se kap. 4.1).

Er elven massebegrenset, dvs. vannet kan transportere mere løsmasser enn det tilføres, vil elven ha en tendens til å skjære seg inn, inntil den treffer stabile masser (grunnfjell, kolluviale eller glasiiale masser) eller til den danner et armeringslag. Massebalanse er avhengig av helning, vannføring og sedimenttilførsel. Den kan variere sterkt mellom elvetyper i samme vassdrag, særlig rett ovenfor og rett nedenfor innsjøer. Erosjonssikring endrer lateral massetilførsel, dammer endrer longitudinal massetransport. Ved å forstå massebalansen kan områder med tendens til sedimentasjon eller innskjæring identifiseres. Det er av stor betydning for flomrisikoanalyse og -håndtering om elvebunnen vil heve eller senke seg i flommer. En karakterisering av sedimentregime og massebalanse er dessuten en forutsetning for å kunne velge og gjennomføre passende restaurerings- og habitattiltak. Et eksempel på hvordan slik kunnskap kan innlemmes finnes i kap. 4.6.5 om Flåmselva og 4.9.5 om Nausta.

Karakterisering av massebalanse kan skje ved kvantitativt måling av massetransport – noe som krever omfattende utstyr og langvarig monitoring. Enklere og tilstrekkelig for karakterisering er en hydraulisk analyse av elvens transportkapasitet basert på elvestrekningens helning, dimensjon og vannføring samt måling av forekommende sedimenter, se eksempel i Figur 28 og kap. 5.5. Også elvetyologien kan brukes som en første indikator for massebalansen, så lenge sedimentregimet ikke er endret. Finsediment- og kulp-stryk-typen er i utgangspunktet transportbegrenset, mens ikke-fluviale kaskader og semi-fluviale diamiktiske stryk indikerer at strekningen er massebegrenset.



Figur 14. Erosjon etter 2014-flommen i Flåmselva nedenfor Flåm bro. Erosjon og morfodynamikk forårsaket skadene (Bilde: Tore Wiers).



Figur 15. Erosjon og morfodynamikk etter 2014-flommen langs Opo i Odda (Bilde: Tore Wiers).

4.3 Elverestaurering som flomsikringsmetode

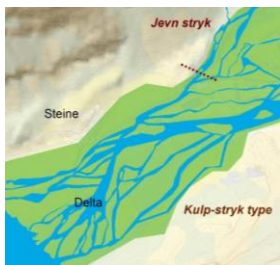
I en rekke land i Europa og Nord-Amerika brukes elverestaurering som flomsikringsmetode. Gjenåpning av elver og bekker, utvidelse av avløpstverrsnitt og fjerning av terskler og dammer fører som regel til økt avløpskapasitet (Fergus, Hoseth, and Sæterbø 2010) slik at oversvømmelsesfare reduseres. Utover dette kan også elvens erosjonskraft reduseres når vannet kan omvandle sin kinetiske energi på bestemte områder med tilstrekkelig bredde. Utformes disse arealene etter en naturtypisk morfologi vil disse kunne bidra til å senke både erosjons- og oversvømmelsesrisiko (Hauer et al. 2021). Arealene virker som naturlige flomsoner som kan avlaste andre arealer med større skadepotensial eller fare for liv og helse. Restaurerte elvestrekninger og elvesletter gir dessuten mer naturtypiske habitater og bedre miljøforhold. Fordelen er en vinn-vinn-situasjon med bedring av miljøtilstand samtidig som flomsikringen styrkes. Tiltakene er som regel arealkrevende, men arealet kan brukes til noe, for eksempel som naturområde, beite, elvepark eller slåttemark.

En utfordring ved bruk av elverestaurering til flomrisikohåndtering var at det manglet verktøy for å kunne dimensjonere et restaureringstiltak som flomsikringsmetode og dokumentere at det faktisk virker etter hensikten. Dette kan løses ved å bruke verktøyene fra kap. 4.1 som grunnlagt for planlegging av restaurering samt hydraulisk modellering, se fremgangsmåte i Tabell 4. Med elvetylogien og målbildemetodikken kan den naturlige elvemorfologien karakteriseres. I tillegg kan det brukes historiske opplysninger, kart og flybilder (Pulg et al. 2018). På denne måten kan det defineres en morfologisk referansetilstand og et målbilde. Eksempler for dette finnes i scenariene (1) i kap. 3.6-3.7. Med dette kan det forutsies i hvilken retning vassdraget vil utvikle seg over tid og i svært store flommer (> Q200). Med dette kan tiltak velges og dimensjoneres mer målrettet og lokal tilpasset.

Med hjelp av hydraulisk modellering og analyse av flomsone og erosjonsfare kan kritiske strekninger identifiseres. Her bør elverestaurering vurderes som tiltak både til flomrisikohåndtering og til miljøforbedring før det vurderes miljøtilpassete sikringer eller ikke-naturbaserte løsninger (etter fremgangsmåten i Tabell 18)

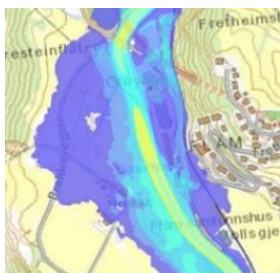
Elverestaurering kan gjennomføres aktivt ved hjelp av maskiner som fjerner eller flytter erosjonssikring og tilpasser terrenget. I en rekke tilfeller har også flommer blitt brukt til selve utformingen, ved å ikke tilbake-kanalisere elven etter at en flom hadde skapt en utvidelse av aktiv elveslette, eller nye aktive elveløp. I stedet for ble pengene bruket for å kjøpe opp arealet som var endret og som nå tjener som flomsikring og klimatilpasning, se eksempel i bildet under (Figur 16, Hauer et al. 2009).

Tabell 4. Fremgangsmåte ved dimensjonering av elverestaurering til flomrisikohåndtering



1 Grunnlag

Målbildet danner grunnlaget for planlegging (ofte naturlig referansetilstand) med en forventning om hvordan elven var, og hvordan den vil utvikle seg under gitt sedimentregime og terreng i morfologisk aktive flommer. Eksempler finnes i Figur 56, Figur 88, Figur 107, Figur 145.



2 Dimensjonering

Basert på hydraulisk modellering identifiseres kritiske soner, der det må regnes med morfodynamikk eller oversvømmelse. Avløpstverrsnittet til aktivt elveløp og aktiv elveslette økes inntil hydraulisk modell viser at erosjonsfare og flomsone ligger innenfor ønskete verdier. Erosjonssikring kan flyttes til randen av slike områder dersom en sikring vurderes som nødvendig. Eksempler finnes i kap.4.6.5, 4.7.6, 4.8.6, 4.9.7.



3 Utforming

Elvestrekningen med tilhørende elveslette utformes etter målbildet og naturlige referanser, med typiske sedimenter, morfologi og vegetasjon som tilsvarer elvetype og naturtype (kap. 4.1). Eksempler finnes i kap. 4.6.5, 4.7.6, 4.8.6, 4.9.7



Figur 16. Restaurering av vassdrag og elveslette inkl. våtmark og myr. Eksempel Kamp/Østerrike. Bildet viser en utvidelse av elveløp og elveslette som oppsto i en flom og som ble opprettholdt etterpå som flomsikringstiltak for å redusere både erosjonsrisiko og oversvømmelsesfare for bebyggelsen rundt.

4.4 Flom og bunndyr

Bunndyr er små evertebrater som lever på bunnen i elver og innsjøer. De kan for eksempel bestå av insektlarver, fåbørstemark, snegler, muslinger og vannmidd. Bunndyr inntar flere nivåer av næringskjeden, fra å skrape elvebunnen for alger, spise planter og dødt organisk materiale, til å filtrere vann og spise andre dyr. Det kan være svært høye tettheter av bunndyr i rennende vann (ofte 50 000 dyr per kvadratmeter), og de er dermed en sentral del av økosystemet i ferskvann og det biologiske mangfoldet. De er også viktige for økosystemtjenester, for eksempel ved å tilgjengeliggjøre og omsette energi i ferskvann, filtrere og rense vann og å være føde for fugler og fisker.

Bunndyr er sensitive overfor miljøet de lever i. Forekomst av bunndyr påvirkes av vannkjemi, vannføring, og elvemorfologi og tilførsel av organisk materiale. Bunndyr inngår derfor i miljøovervåking og blir ofte brukt som indikatorer for økosystemhelse i ferskvannssystemer. Det er spesielt mange studier som undersøker effekten av blant annet forurening på bunndyrsamfunn. Derimot vet vi mindre om hvordan flom påvirker bunndyrfaunaen (Robinson et al. 2004). Flommer spiller en viktig rolle i å regulere utbredelsen og tettheten av bunndyr i lotiske omgivelser (Robinson et al. 2004). Når det gjelder elvemorfologi påvirkes tetthet og biologisk produksjon av bunndyr både av naturlig morfologi og fysiske endinger (kanaler, forbygninger, dammer og plastring). Elvemorfologien gjenspeiler sediment- og habitatforhold, tilførsel av organisk materiale, vandringsmuligheter og vannføring.

Forskningen kobler økte klimautslipp til å være årsaken med økt frekvens og intensitet av nedbør (Schiermeier 2011). Trenden de siste ti årene viser en økt frekvens i ekstreme værforhold som tørke eller intensiv nedbør over kortere perioder med en potensielt dramatisk innflytelse på økosystemer i elver (Chattopadhyay 2021, Kundzewicz 2010, Gholizadeh 2021). Som følge av dette ser vi en økt bekymring over konsekvensen av klimaendringene på elver og innsjøer enten som følge av naturlige eller antropogene prosesser. Flom er en av Europas vanligste naturkatastrofer og det er nå økt fokus på å finne signaler i klimamønstre for å forutse oversvømmelse og flom (Kundzewicz 2010). Endring i klima er forventet å endre frekvensen av ekstremvær inkludert store flommer i elvene, og vil derfor også endre det fysiske habitatet i elven fulgt av endring i biota (Death et al. 2015).

4.4.1 Effekter av flom på bunndyr

Under flommer vil deler av bunndyrfaunaen spyles ut. Mengden dyr som spyles ut er avhengig av størrelsen på flommen. En storflom kan føre til at tettheten av bunndyr reduseres med over 90% (Robinson 2004). Dyrene spyles ut i løpet av få timer før antallet dyr som driver nedover elven igjen er det samme som antallet før flommen startet (Robinson et al. 2004). Bunndyrsamfunn viser relativt

høy motstandsdyktighet mot flommer og kan ha rask re-koloniseringstid på bare få uker, til måneder (Robinson 2003, 2004, Snyder & Johnson 2006). Robinson (2003) beskriver at tettheten av noen grupper kan øke kraftig bare dager etter en flom og at diversiteten i bunndyrfaunaen kan bli sterkt påvirket av dette. Blant annet kan arter som dominerer før flom bli redusert kraftig, mens de andre artene å øker i tetthet (Robinson et al 2003). Elver som blir utsatt for årlige flommer vil domineres ofte av arter med fysiologiske trekk som gir dem høyere motstandsdyktighet mot flommer (Fritz & Doods 2004). For eksempel, viser Robinson (2003) at etter en katastrofedrift forårsaket av flom vil Gammaridae som er gode svømmere, re-kolonisere områder raskere enn Turbellaria som er krypere.

Drift av bunndyr er en normal prosess som beskriver hvordan bunndyr flytter seg, koloniserer og re-koloniserer områder i elven. Enten ved å slippe seg i strømmen og bli ført nedover elven, eller ved hyppig øking i vannhastighet og volum som fører til at bunndyr blir skylt nedover elven. Naturlige flommer som vårfloam etter snøsmelting er ofte årsaken til drift av bunndyr, men ekstreme og uvanlige tilfeller av flom kan imidlertid overvelde deres tilpasninger (Smith et al. 2019). Dette kan føre til «katastrofedrift» hvor store mengder bunndyr blir skylt nedover elva samtidig og redusere tettheter og diversitet kraftig (Smith et al 2019). Ved en storflom vil store mengder dyr kunne akkumuleres blant annet flomkanaler og bassenger som er forårsaket av flommen. Når flommen trekker seg tilbake vil disse dyrene være strandet og til slutt dø når områdene igjen blir tørrlagt (Robinson et al 2004, Perry and Perry 1986). Bunndyrtettheter kan reduseres med inntil 92% etter en flom og er sterkt koblet til størrelsen på flommen, habitat/substrat og bunndyrsammensetning (Robinson et al 2004).

Mange bunndyr er avhengige av særlige typer substrat for overlevelse. Flommer kan flytte substrat og endre sedimentering som igjen har stor innflytelse på bunndyr. Flom kan forårsake en økning i suspendert organisk materiale, og uorganiske sedimenter (Imbert og Perry 2000). Under en storflom med hyppig økning i vannhastighet og mengde vil substratet kunne bli vasket bort og vil føre til et tap av habitater og biodiversitet (Gholizadeh 2021, Robinson et al. 2003). Forskning viser at det er stor forskjell på tap av bunndyrtettheter i forskjellige habitattyper etter flom (Robinson 2004). For eksempel viser Robinson et al (2004), at det typisk er størst tap av tettheter i bassenger og mindre tap i områder med større stein og berggrunn som blir mindre påvirket av strøm.

Bunndyrsamfunn i elver med hyppige flommer er generelt mer tilpasset å tåle flommer enn i områder med lite forstyrrelse. Artene er ofte mer fysiologisk tilpasset til å motstå raske endringer, samtidig ofte bedre tilpasset å kunne re-kolonisere områder raskere. For eksempel beskriver Fritz & Dodds (2004) at arter med korte- usynkroniserte livssykluser og høy spredningsevne, har kortere re-koloniseringstid. Dette er trekk som er vanlige hos blant annet Chironomidae, Simuliidae og Ceratopogonidae. Robinson et al (2003) fant at Chironomidene og Simulidene kunne noen ganger øke i tetthet bare få dager etter en flom. Andre arter kan som noen husbyggende vårfluer kan ta opptil tre år før de når samme tettheter som før flommen. Vårfluenes hus blir ofte skadet eller begravd i sedimenter, noe som kan føre til at de forlater husene sine og gjør de mer sårbar (Robinson 2003). Robinson (2003) viste at prøver som ble tatt umiddelbart etter flommen inneholdt mange døde vårfluer etter flommen både med og uten hus. Sånne arter er ofte veldig sterkt redusert eller til og med helt borte fra prøvene inntil et år etter en flom (Robinson 2003).

Flere flommer kan forekomme innenfor samme sesong. Dersom flommene er omtrent like store kan vi forvente at den første flommen har størst negativ effekt på bunndyrene (Death 1996, Robinson et

al. 2004). Det er likevel størrelsen på flommen som først og fremst avgjør effektene på bunndyr. I store flommer vil bunndyrfaunaen bli mer utsatt for utspyling og tap i tettheter kan være høy (70-99 %) (Fritz & Dodds 2004). Re-kolonisering skjer ofte raskere i når det finnes nærliggende refugium oppstrøms de mest utsatte områdene (Fritz & Dodds 2004). Dette viser at evnen til å re-kolonisere området etter flom ofte er viktigere enn å kunne motstå flommen i seg selv. Snyder & Johnson (2006), viser at re-kolonisering ofte kan være koblet med substrattyper, hvor områder med større steiner og grus (mer stabile) tillater raskere re-koloniseringstid. For eksempel kan områder med større steiner være et tilfluktsted for mange bunndyr under en flom (Gholizadeh 2021). Dyrene som blir værende i disse habitatene etter flom vil også bidra til rekoloniseringen av områdene nedstrøms hvor substratet blir skylt ut, som blant annet bassenger med løst substrat.

Hvert enkelt habitat har sine egne fysiske trekk som gjør dem mer eller mindre påvirket av flom, mens hvert habitat samtidig har sin egen sammensetning av bunndyrarter som igjen viser stor diversitet i motstandsdyktighet og evne til å re-kolonisere (Robinson et al 2004). Derfor vil heterogene elver med variert substrat som også inneholder flere tilfluktssteder (stabile under flom, som større steiner og berggrunn) samtidig har nærliggende refugium, være mindre påvirket og ha raskere re-koloniseringstid etter en flom (Gholizadeh 2021).

4.4.2 Effekter av flomsikring på bunndyr

Det er mange prosesser i vassdrag som påvirker størrelsen på en flom, og som dermed må tas høyde for når man gjør tiltak for å sikre mot flom og erosjon. Man må ta høyde for forventet vannføring under en flomsituasjon, samt vassdragets geometri (for eksempel helningsgrad, areal, profil på elveløp, sedimentenes kornstørrelse, strekninger med overgang fra under- til overkritisk strømning mm). Man må også se vassdraget i sammenheng slik at sikringstiltak i et område ikke skaper problemer andre steder. I denne rapporten vil vi gjøre noen generelle betraktninger om hvordan flomsikring kan påvirke bunndyrsamfunn. Vi vil ikke gå inn i detaljer for alle mulig flomsikringstiltak, men heller gjøre noen generelle betraktninger som viser hvordan tradisjonelle metoder for flomsikring påvirker bunndyr, og dermed miljøtilstand. Vi vil vise et eksempel med en case fra Flåmselvi der vi har undersøkt biologisk mangfold og tetthet av bunndyr. Deretter vil vi beskrive hvordan flomsikringstiltakene kan gjøres mer miljøvennlige.

4.4.3 Eksempler på flomsikringstiltak og effekter på bunndyr

Under flommer vil erosjon forekomme i deler av vassdraget der vannet har høy energi, dvs. først og fremst der det renner store vannmengder med rask strømhastighet. Erosjon skjer når masser blir erodert ett sted i vassdraget og avsettes nedstrøms i områder med lavere energi. Gjennom fysiske tiltak kan faren for erosjon reduseres ved å sikre hele eller deler av elveleiet ved hjelp av støttemurer eller steinplastring, eventuelt sikre godt vegetasjonsdekke i roligere elvepartier. I tillegg kan man lage

systemer for å håndtere massene som avsettes nedstrøms erosjonsområdet, for eksempel ved bruk av sedimentasjonsbasseng.

Flommer medfører også fare for oversvømmelse. Det er spesielt lavereliggende terreng i nedre del av vassdraget som er utsatt, samt områder ved trange partier langs vassdraget. Faren for oversvømmelse kan øke ved oppstuvning av vann oppstrøms trange partier i vassdraget, det vil si partier med naturlige eller menneskeskapte innsnevring. Her kan hele eller deler av elveleiet blir tilstoppet av drivgods, masser eller is. Oversvømmelse og erosjon kan også oppstå plutselig dersom tilstoppingen løsner. Da vil store mengder vann raskt skylle nedover elven. Som mulig flomsikringstiltak kan vannkapasiteten i den kritiske delen av elveløpet økes, samt bruk av flomvoller, flommur eller pumpeanlegg. Redusert ruhet i elveleiet vil også redusere faren for tilstopping. Regulering til vannkraft ved bruk av vannmagasiner vil normalt også ha en flomdempende virkning, selv om flommer som inntreffer når magasinene er fulle vil kunne forsterkes (Aars 1981).

Felles for flomsikringstiltakene nevnt ovenfor for å dempe effekter av erosjon og oversvømmelse er at elva i liten grad tillates å endre elveløp etter at tiltaket er ferdigstilt, og at elveleiet stabiliseres. Det brukes derfor masser som i tilstrekkelig grad kan motstå erosjonskreftene. Ved elvestrekninger med stor erosjonskraft brukes grove blokker i tiltak. En elv der det er utført flomsikringstiltak vil med andre ord som regel mangle naturlig elvedynamikk over tid og rom, dvs. med mindre variasjon i strømhastighet, kornstørrelse og organisk innhold. Flommer som i en naturlig elv endevender elvebunnen og vasker ut fine sedimenter, vil ha liten eroderende effekt etter flomsikringstiltak. Redusert dynamikk kan føre til redusert hulrom i substratet når finere sedimenter avleires i hulrommene mellom det grove substratet. Resultatet blir en elvebunn som mer eller mindre likner en kanal der vannmasser og sedimenter raskt transporteres videre. Næringspartikler og organisk materiale vil også raskt spyles ut.

Naturlig variasjon i elvesubstratet og i vannhastighet over tid og rom bidrar til diversitet i habitater, både når det gjelder kornstørrelse, organisk innhold og hulrom i elvebunnen. variasjon i substrat bidrar også til variasjon i vannhastigheten over elvebunnen. Kornstørrelse, organisk innhold og vannhastighet er faktorer som påvirker både biologisk mangfold og tettheter av bunndyr (Baryshev 2020; Lods-Crozet et al. 2001; Tsybulskiy et al. 2002). Tilførsel og tilstedeværelse av organisk materiale er spesielt viktig siden dette fungerer som drivstoff for hele økosystemet i elver (Tank et al 2010). Vannhastighet påvirker også sammensetningen av arter, og dersom vannhastigheten økes vil enkelte slekter erstattes av andre. Spesielt vil arter som foretrekker stillestående vann og bakevjer med vegetasjon erstattes av arter som foretrekker rask vannhastighet og hardt substrat (O'Keeffe and De Moor 1988). For eksempel er slektene av døgnfluene *Paraleptophlebia*, *Choroterpes*, *Siphonurus* og *Pseudocloen* tilpasset lavere vannhastighet (Brittain and Saltveit 1989). Endringer i vannføring kan også påvirke vanndybde, og vanndybde påvirker igjen sammensetningen av arter (Brittain et al. 2001; Lods-Crozet et al. 2001).

I tillegg kan flomsikringstiltakene føre til at kantvegetasjonen langs vassdraget fjernes midlertidig eller permanent. Kantvegetasjonen består av urter, gras, busker og trær, og har flere viktige funksjoner. For det første er kantvegetasjon og elvebredder i seg selv et viktig leveområde for mange arter. Mange

planter er tilpasset elvebredder. I tillegg er det mange insekter i dette miljøet. Det er flest arter med biller, og også en rekke arter av tovinger, årevinger og edderkopper er sterkt knyttet til elvebredder. I tillegg er kantvegetasjon viktig fordi dødt organisk materiale (kvister, blader mm) ender i elven, der materialet gir næring og skjul for fisk og bunndyr. Fjernes kantvegetasjonen, påvirkes plante- og dyrelivet både i vassdraget og langs elvebredden. Kantvegetasjon kan også ha funksjon som forurensningsfilter og være et viktig landskapselement som danner skille mellom vann og land.

4.4.4 Bærekraftig flomsikring

Det internasjonale Naturpanelet (IPBES) konkluderte i 2019 at vi ødelegger grunnlaget for liv på jordkloden i økende tempo. Det er spesielt endret bruk av arealer som påvirker naturen mest, både på land og i ferskvann. For å bevare biologisk mangfold må vi opprettholde en naturlig variasjon i habitater og naturlig variasjon i forstyrrelser, inkludert flommer (Paine et al. 1998; Gunderson et al. 2002). Organismer er tilpasset denne variasjonen, og et høyt biologisk mangfold kan kun eksistere dersom variasjonen er til stede (Gunderson et al. 2002; Folke et al. 2004). Dette innebærer at vi kan kun forvente at tapet av biologisk mangfold reduseres dersom vi klarer å opprettholde en variasjon i habitater og forstyrrelser. Som et viktig prinsipp vil derfor naturbaserte og naturvennlige løsninger være helt nødvendig dersom vi skal stoppe den negative utviklingen.

Mange typer tradisjonell flomsikring går imot prinsippet om å opprettholde en naturlig miljøvariasjon. Flomsikringstiltak der man erstatter naturlig substrat med grovere masser og øker vannhastigheten vil ha en negativ påvirkning på økosystemer i vassdrag. Det vil være lav tetthet av både fisk og bunndyr på elvestrekninger som har blitt erosjonssikret med plastring eller betong. Strekningene mangler variasjon i skjul, gyttegrus og tilgang til hulrom i elvebunnen (Pulg m. fl. 2020). Her mangler naturlige dynamiske prosesser, for eksempel tilførselen av gyttegrus, rullestein og organisk materiale.

4.4.5 Avbøtende tiltak

Det er flere faktorer som kan avbøte på forventede negative effekter på økosystemet i elver som følge av flomsikringstiltak. Tiltak der man bevarer og restaurerer elvens naturlige prosesser vil påvirke økosystemene i mindre grad. Dette gjelder spesielt dersom man benytter naturlig flomdempende arealer, som flomsletter, meandre, våtmark, myr, flomløp, vegetasjon og innsjøer. Bunndyr er tilpasset flommer og vil re-etableres raskt etter en flom, often innen uker eller måneder (Se refs i Robinson 2004: Badri et al. 1987, Mackay 1992, Matthaei et al. 1997, Robinson et al. 2003a, b). Ved småflommer (opp mot 10 m³/s) kan til og med tettheten av bunndyr øke i partier med stryk, selv om tettheten av bunndyr påvirkes negativt ved større flommer (Robinson 2004). Hastigheten på re-etableringen påvirkes av flommens intensitet og av mengden dyr som kan kolonisere fra områder som i mindre grad er påvirket av flommen.

4.4.6 Flomdempende arealer

Vi kan forvente at færre dyr spyles ut i løpet av en flom dersom det er naturlig flomdempende arealer til stede. Her vil energien fordeles over et større areal og med områder med lavere vannhastighet. Under en flom vil høy vannhastighet mot midten av elva føre partikler ut til siden av kanalen og eventuelt mot flommark der partiklene får lavere hastighet og avsettes. Kantvegetasjon bidrar til at dyrene finner fotfeste når vannhastigheten senkes (Robinson 2004), og noen arter kan også aktivt svømme for å få fotfeste (Vogel 1981, Hart and Finelli 1999). En del organismer som fanges opp av vegetasjonen vil bevege seg tilbake til elveleiet når vannet trekker seg tilbake (Pre´vot and Pre´vot 1986, Badri et al. 1987, Matthaei and Townsend 2000), men et betydelig antall vil også strandes i isolerte dammer i flommark.

Mange arter er spesielt tilpasset å leve på flomdempende arealer, slik som flommark (permanent våt jord som jevnlig blir oversvømt og kan stå under vann i perioder) med eller uten skog. Her kan det forekomme flere truede arter. Artene som er truet er først og fremst knyttet til habitater med sand og silt og er avhengig av flom som regelmessig flytter på løsmaterialene. Artene følger banker med løsmaterialer med relativt lite utviklet vegetasjon, og som endres dynamisk med flom og vannføring. Det er spesielt mange billearter som er tilpasset sand og silt, for eksempel elvesandjeger (*Cicindela maritima*). Denne arten er sterk truet i Norge, blant annet på grunn av flomtiltak (Ødegaard et al. 2021). Arter som er tilpasset silt-, sand- og grusflater vil forsvinne ved omfattende menneskelig graveaktivitet. For å ta vare på disse artene og på bunndyr generelt bør man ta vare på elvesletter og andre arealer med finere sedimenter i tilknytning til vassdraget. Det er flommer som lager og opprettholder arealer med finere sedimenter. Uten flommer vil områdene raskt dekket av vegetasjon. For å opprettholde arter tilpasset flommark må man dermed tillate kontrollerte flommer.

4.4.7 Utforming av forbygninger

Den beste erosjonssikringen er den som ikke trengs, i et miljøperspektiv. Dersom nødvendig bør elveforbygninger utføres så langt unna som mulig eksisterende aktiv elveløp. Da blir både bredden og flommarksvegetasjonen bevart mellom elven og forbygningen slik at elvedynamikken og artenes muligheter for kontinuitet bevares. Effekter av flommer på bunndyr vil også dempes dersom det er vegetasjon til stede som kan fange opp bunndyr som er i ferd med å spyles ut. Vegetasjonen fungerer som refugier. Foran sikringen bør det tilføres naturtypisk substrat og stein som skaper variasjon, skjul og hydraulisk ruhet. Det er viktig med variasjon og ruhet for å forsøke å bevare områder med lavere strømhastighet, også under en flom. Dette er fordi enkelte arter bunndyr kan bevege seg til roligere partier av elva når strømhastigheten øker slik at de i mindre grad spyles ut (Holomuzki and Biggs 1999, 2000; Hart and Finelli 1999). Det er gunstig å plassere enkelte blokker i elveløpet, både for at det skal være områder med lavere strømhastighet og for at det skal være områder der løsmassene er relativt stabile. Bunndyr spyles lettere ut fra elvestrekninger der løsmassene er i bevegelse. Stabile områder kan dermed være refugier for bunndyr under flommer (Huber 2002, Francoeur et al., 1998).

Tiltaket etterlikner en naturtypisk elvebredd bestående av dynamisk substrat med voller (forbygninger) som begrenser elvas laterale bevegelse. Variasjon i strømningsmønster, habitatdiversitet, skjul og vegetasjon vil være svært gunstig for biologisk mangfold.

Bruk av vannmagasiner

I naturlige elver tilsvarer artssammensetningen av bunndyr amplitude og frekvens av flommer (Robinson et al. 2003). Resultatet er at en elv med hyppige flommer har en annen artssammensetning enn en elv der det sjeldent forekommer flommer. Dette innebærer at bruk av vannmagasiner for å dempe flommer også vil kunne påvirke den naturlige sammensetningen av bunndyr. Elver med vannmagasiner har ofte lavere biologisk mangfold og lavere tetthet av bunndyr enn elver uten vannmagasiner. Dette er på grunn av redusert variasjon i temperatur og vannføring (Petts 1984; Ward 1998).

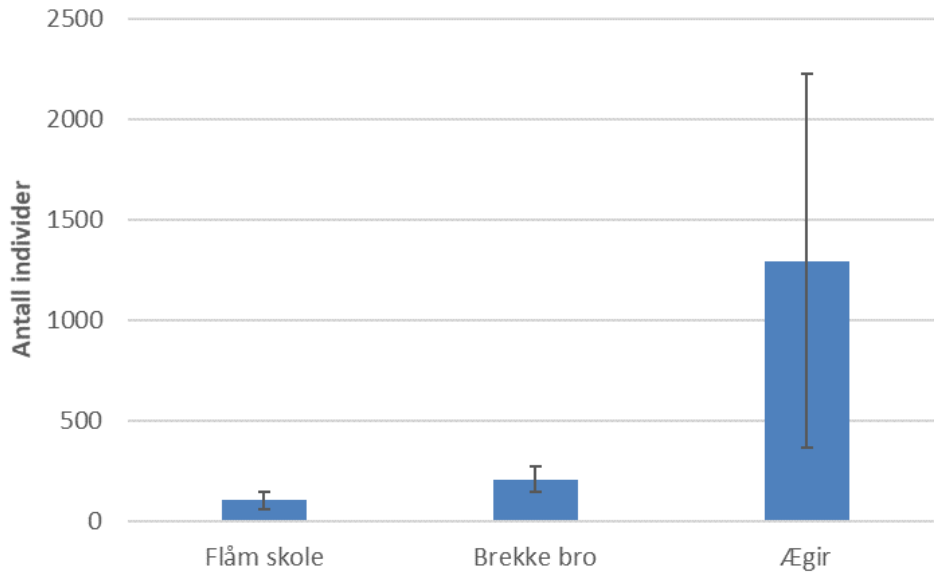
Man kan til en viss grad avbøte på negative effekter forårsaket av vannmagasiner ved å tillate kontrollerte flommer. Kontrollerte flommer vil påvirke bunndyrene på en tilsvarende måte som naturlige flommer, og dermed påvirke sammensetningen av arter slik at den i mest mulig grad likner en naturlig artssammensetning og også ha gunstig effekt på biologisk mangfold og biomasse av bunndyr (Shannon et al. 2001). Kontrollerte flommer vil også ha andre gunstige effekter; redusere omfanget av uønsket begroing, forhindre konsolidering og pakking av sedimenter i elveleiet og gjenskape et mer heterogent og naturlig habitat. Man kan også forvente at det biologiske mangfoldet øker dersom man klarer å opprettholde et eller restaurere et naturlig temperaturregime (Rader et al. 2008), det vil si med naturtypisk variasjon i lengden på perioder med maksimums- og minimumstemperatur, naturtypisk variasjon i hastigheten på sesongmessige temperaturvariasjon og naturtypiske daglige temperaturvariasjon. Temperaturen i vannmagasiner variere med dybde. Man kan derfor imitere naturtypisk temperaturvariasjon i elven nedstøms vannmagasiner ved å slippe vannet fra ulike dybder i magasinet.

4.4.8 Bunndyr og flom i Flåmselvi

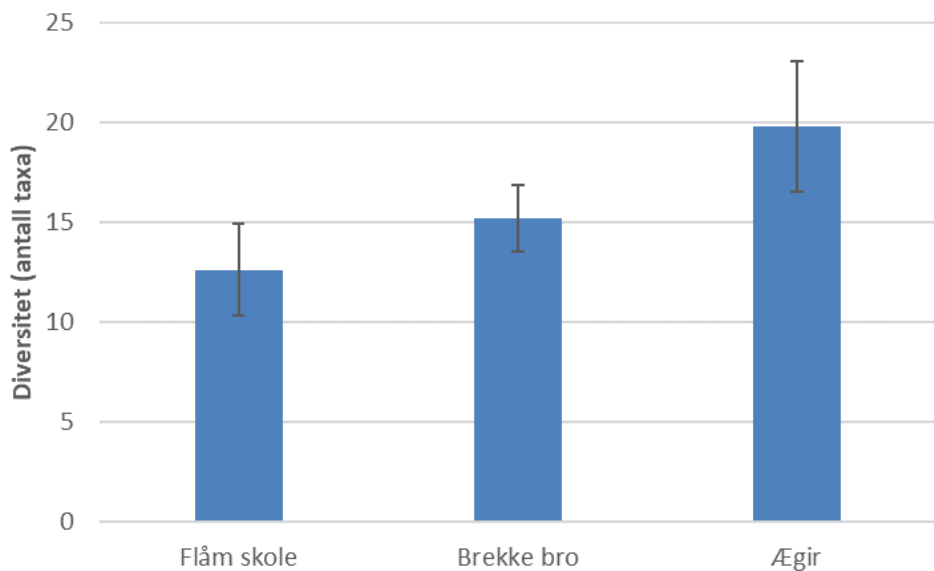
Som en casestudie for hvordan bunndyr kan bli påvirket av flomsikring har vi undersøkt økosystemet bunndyr i Flåmselvi. Etter storflommen i Flåm i 2014 ble det utført en rekke forebyggende tiltak for å hindre oversvømmelse og sikre mot flom- og erosjonsskade. Deler eller hele elveløpet i enkelte elvestrekninger ble ombygget og forsterket med flomvoller og plastring, og domineres nå av blokker. Strømhastigheten i de ombygde partiene er relativt høy for å redusere oppstuvning av vann ved flomsituasjoner.

Resultatene viser at det er en gradient i antall individer og biologisk mangfold fra Flåm skole via Brekke bro og til Ægir bryggeri (Figur 6, Figur 7, Figur 8, Figur 17). Det er signifikant høyest tetthet av bunndyr og biologisk mangfold ved Ægir. Det er spesielt store utslag i tettheter av bunndyr med i gjennomsnitt seks ganger større tetthet av bunndyr ved Ægir enn ved Brekke bro, og 11 ganger større tetthet ved Ægir enn ved Flåm skole. Forskjellene i tetthet indikerer store forskjeller i biologisk produksjon per arealenhet. Forskjellen er enda større dersom vi også tar høyde for at det er større elveareal ved Ægir enn ved Flåm skole.

Det er signifikant forskjellig artssammensetning mellom Flåm skole og Ægir bryggeri, og mellom Brekke bro og Ægir bryggeri (Figur 18). Artssammensetningen er ikke forskjellig mellom Flåm skole og Brekke bro.



Figur 17. Antall individer av bunndyr ved Flåm skole, nedstrøms Brekke bro og ved Ægir bryggeri. Det ble tatt fem prøver ved hver lokalitet, og figuren viser standardavviket i antall individer mellom prøvene. Det er statistisk signifikant forskjellig antall individer i de tre lokalitetene (t-test, $p < 0,05$).



Figur 18. Biologisk mangfold av bunndyr representert ved antall taksa ved Flåm skole, nedstrøms Brekke bro og ved Ægir bryggeri. Det ble tatt fem prøver ved hver lokalitet, og figuren viser standardavviket i mangfold mellom prøvene. Det er statistisk signifikant forskjellig biologisk mangfold i de tre lokalitetene (t-test, $p < 0,05$).

Diskusjon

Litteraturstudien viser at et naturlig mangfold av bunndyr og insekter er avhengig av naturtypisk elvemorfologi, sedimentregime og vannføring og habitater.

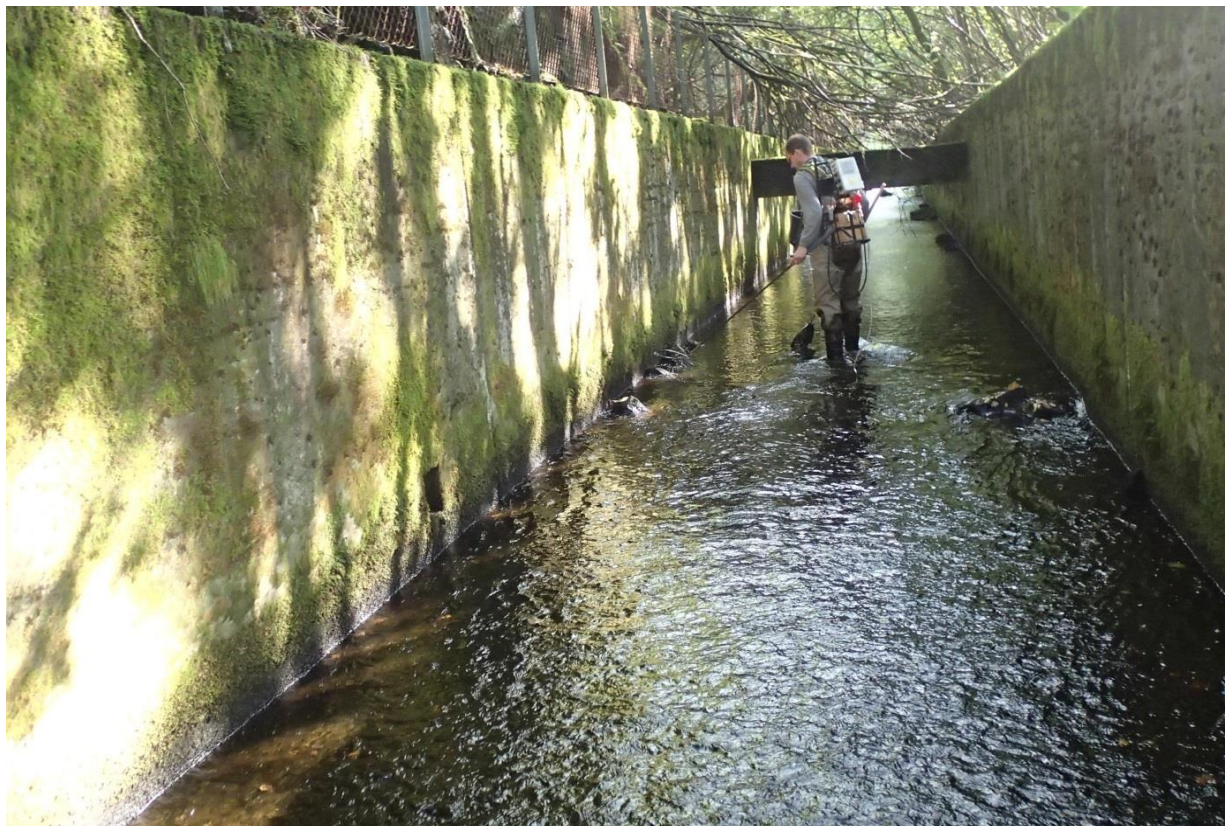
At bunndyrmangfoldet og særlig bunndyrantallet varierer mellom stasjonene kan forklares med at områdene har forskjellig stabilitet, vegetasjon og sedimentsammensetning.

Stasjonene ved Flåm skole ligger på relativt ny elvebunn som ble fullstendig fornyet i flommen og arbeidet etterpå, det er fortsatt mye dynamikk i det fluviale substratet (grus og rullestein) og lite vegetasjon (ingen mose og makroalger). Dynamikken og skjærspenninger er dessuten her grunnet innsnevring og kanalisering ved broen. Dette medfører at elvebunnen må rekoloniseres av bunndyr relativt ofte og at det er lite primærproduksjon fra vegetasjon på steinene. Mange bunndyr er avhengig av ekstern organisk masse slik som løv, blader og kvister som både næring og habitat. Stasjonen på Brekke ble også endret i 2014-flommen samt sikringsarbeidet 2015-16, men ligger direkte ved store, stabile blokker. Disse ble lagt ut som habitatforbedrende tiltak (se s. 4.6). På steinblokkene finnes det allerede en tydelig begroing med makroalger og mose (ca. 20 % dekning) mens det er lite vegetasjon på de dynamiske fluviale rullesteinene (10-50 cm) rundt. På denne stasjonen (Brekke) er det litt høyere nivåer av både bunndyrmangfold og -antall. Størst er mangfold og antall ved stasjon Ægir. Her ligger gammel elvebunn som ble lite endret i flommen 2014 og 2018 med et mosaikk av store stabile blokker, begroing med alger og mose (ca. 50 % dekning) samt dynamisk sediment innimellom med mye hulrom. Det finnes tett kantvegetasjon langs stasjonen preget av seljearter, gråor og bjørk. Stasjonen ved Ægir er også el-fiskestasjon og ungfisktettheter av både aure og laks var blant de høyeste i elven (svingte rundt 100 ind./m²).

Det er få bunndyrstasjoner og et begrenset antall miljøfaktorer ble utredet, derfor er det usikkerhet knyttet til resultatene. Men hvis observasjonene gjenspeiler et reelt bilde, så bekrefter resultatene tidligere antakelser, at både fiskeproduksjon og bunndyrmangfold har fordeler av et variert habitat med både stabile (vegetasjon og næring) og dynamiske sedimenter (mye hulrom og skjul og gytegrus). Dette er typisk for elvetyperne «varierte stryk» og «jevnt stryk» (se kap. 4.2.1) – som forventes å ha vært dominerende i Flåmselva naturlig. Resultatene kan også tyde på at næringstilgang for fisk og bunndyr er begrenset, og med dette er grunnlaget for fiskeproduksjon avhengig av ekstern tilførsel av organisk masse, siden det er lite vegetasjon i elvebunnen etter flommer og flomsikring i det svært næringsfattige vannet i Flåmselva. Kantvegetasjon vil kunne øke næringstilgangen ved tilføring av løv og kvister, men i Flåmselva har kantvegetasjonen blitt sterkt redusert langs nedre del av elven. Samtidig ble kantvegetasjonen også redusert i Flåmselven ovenfor Leinafossen og organisk materiale fra øvre Flåmsdalen blir delvis holdt tilbake i den oppstuede strekningen ovenfor Leinafossen dam. Økning av kantvegetasjon langs nedre Flåmselva betraktes derfor som viktig tiltak for å fremme fiskeproduksjon og naturtypisk mangfold av bunndyr og insekter. Dette gjelder for alle slike vassdragstyper men er særlig relevant for Flåmselva som er svært næringsfattig og har fortsatt svært lite vegetasjon på elvebunnen etter 2014-flommen og sikringstiltak. Dessuten bør miljøtiltakene fra øvre elven (utlegg av stabile steinblokker som gir et variert habitat og stabile steder til begroing) også gjennomføres og fortsettes i nedre del. Prøvene fra Ægir hadde høyest diversitet og antall bunndyr, men med unntak av denne stasjonen, preges nedre elven av områder med lav diversitet i habitat, kanalisering samt redusert kantvegetasjon. Stasjonen ved Ægir kan gjenspeile potensiale i den nedre strekningen om den blir utformet med mer variert og naturtypisk habitat samt kantvegetasjon.

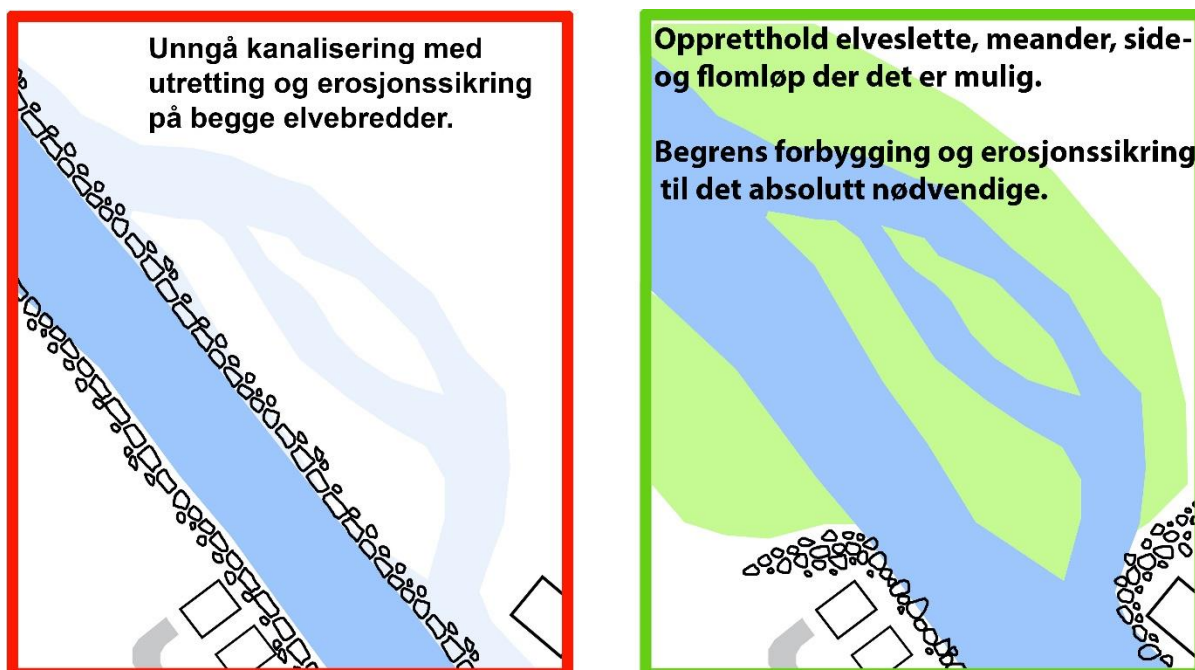
4.5 Katalog med flomsikringsmetoder

I dette kapittelet presenteres metoder til flomrisikohåndtering som har en vesentlig rolle i utvikling av løsningsscenarier brukt i de følgende kapitlene. Felles for dem er at de kan bidra til både flomsikring og bevaring eller forbedring av miljøforhold. Flere av dem er naturbasert i henhold til kap. 5.6. Tabellen gir dessuten en lett fattelig oversikt. Kapittelet begynner med en aktualisert innføring som ble publisert Pulg et al (2018).



Figur 19. Det er lite fisk på elvestrekninger som har blitt erosjonssikret med plastring eller betong fra alle kanter. Slike lokaliteter mangler skjul, variasjon, gytegrus og tilgang til hulrom i elvebunnen. Strømhastigheten er stor ved flom, og tilførselen av gytegrus og rullestein fra elvebredden er blokkert.

Glatt steinplastring, mur og betongvegger er vanlige erosjonssikringsmetoder og disse kan ha stor effekt på miljøforholdene i en elv, siden de endrer elvens form, vannstrøm, bunnforhold og sedimenttilførsel. Samtidig er det behov for erosjonssikring der hus og infrastruktur eller annen menneskelig arealbruk skal beskyttes. Nedenfor finnes en oversikt over metoder for erosjonssikring som minimerer uønskede miljøeffekter i vassdrag. Også i miljømodulene i NVEs sikringshåndbok finnes slike metoder beskrevet. Tabell 5 inneholder en mer omfattende katalog med metoder som ble brukt for bedre både miljøforhold og flomsikring i scenarioene for eksempelelvne, kap. 3.6-3.9.



Figur 20. Et viktig virkemiddel for å bevare miljøforhold og naturlige prosesser i vassdrag er å minimere fysiske inngrep, noe som er stilisert som prinsipp på skissen.

Steinsetting kun der det er nødvendig. Prinsippet er vist i Figur 20. Naturlige elveløp med tilhørende bredder og flomsoner gir i utgangspunktet best miljøtilstand og bør ivaretas så vidt som mulig. Sideløp reduserer energi og vannstand ved flom og er ofte viktige habitat for ungfisk, særlig for sjørret. Også naturlige prosesser som erosjon og sedimentasjon bør tillates der det er mulig. Elveslette og flomløp gir økt hydraulisk kapasitet ved flom. Snevres elveleiet inn, reduserer det ikke bare miljøtilstand, men flomfaren vil også kunne øke. Hvis vannet kan flomme over og grave i elveslette og flomløp i mindre kritiske områder (retensjon), vil dette redusere vannstand og erosjonskrefter andre steder i vassdraget, og bidra til å verne om infrastruktur og bosetting.

Tilbaketrukket erosjonssikring og høy ruhet: Dersom det er behov for erosjonssikring langs elvebredden, bør forbygningen trekkes lengst mulig tilbake. Foran sikringen bør det tilføres naturtypisk substrat og stein som skaper variasjon, skjul og hydraulisk ruhet. Dette stabiliserer dessuten også sikringsfoten. På denne måten skapes en naturtypisk elvebredd bestående av dynamisk substrat med forbygningen i bakkant. Variasjon i strømningsmønster, habitatdiversitet og skjul for ungfisk i området kan opprettholdes. At gode miljøforhold forutsetter hydraulisk ruhet, varierte bunnforhold, stein og vegetasjon langs kanten må legges til grunn ved hydraulisk dimensjonering av tverrsnitt og erosjonssikring.

Etablert kantvegetasjon med et tett nettverk av røtter gir en relativt stabil erosjonssikring langs elver og bekker. Fjernes vegetasjonen, eller hvis gamle trær ikke erstattes av yngre, kan det oppstå mer erosjonsutsatte punkter eller strekninger. Å ta vare på tett kantvegetasjon er et enkelt, rimelig og miljøvennlig erosjonsvern (Figur 21). Ved nyetablering av kantvegetasjon er elvebredden imidlertid utsatt for erosjonsfare de første årene. I slike tilfeller bør bredden i tillegg beskyttes, eksempelvis med ordna, heterogen steinlag. Valg av metode vil være avhengig av lokal gradient og hydromorfologi. Det

er etablert en rekke teknikker for å etablere vegetasjon og sikre erosjonsvern for trær, særlig i lavlandselver, bl.a. med hjelp av faskiner. En nærmere beskrivelse finnes i vassdragshåndboka (Fergus et al. 2010). Gamle trær er ofte ikke ønskelige å ha stående på plastring, siden de kan rotvelte i forbindelse med storm og flom, og dermed rive hull i plastringen. Planting av trær rett bak plastringen er mulig i de fleste tilfeller, delvis også etablering og skjøtsel av kantvegetasjon med unge trær og busker på plastring.



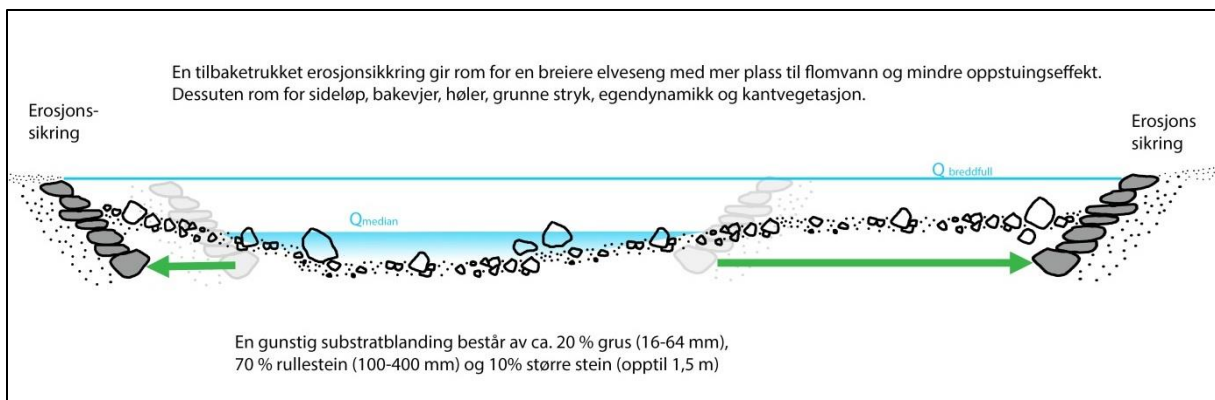
Figur 21. Kantvegetasjon i kulturlandskap og naturlandskap med stabiliserende effekt på elvebredden. Til venstre kulturlandskap ved Forsandåna, til høyre øvre Loelva.

Der erosjonssikring er nødvendig: Ru steinutlegg fremfor glatt plastring.

Et uregelmessig steinutlegg med stor hydraulisk ruhet gir mer skjul, hulrom og strømvariasjon enn tett plastring eller mur med glatte flater. Slike steinutlegg kalles også «ordna steinlag» eller steinrøys, men de må være heterogen uten glatte overflater for å skape skjul og variasjon. De er enklere å bygge, men gir større angrepsflate for vann. Stein størrelsen må derfor delvis økes i forhold til glatt plastring dersom samme stabilitet skal oppnås. På den annen side er uregelmessige steinutlegg mer stabile når erosjon først forekommer. Dersom stein fjernes fra et uregelmessig steinutlegg vil andre stein fylle hulrommet. Dersom stein fjernes fra en mur kan hele muren rase. Hvis tradisjonell plastring med glatte overflater er påkrevet av sikkerhetshensyn, bør det legges ut naturtypiske stein og substrat foran og på plastringsfoten. Plassbehovet må tas hensyn til ved dimensjonering av tiltak og hydraulisk tverrsnitt. Bunnstabilisering med naturtypiske terskler og ramper kan redusere behovet for erosjonssikring vesentlig, siden elvas bunnerosjon fjernes og kreftene som virker på breddene begrenses.



Figur 22. Tradisjonell erosjonssikring med glatt plastring (øvre bilde) og tilbaketrukket erosjonssikring med mer naturtypiske elvebredder (nedre bilde Flåm 2017).



Figur 23. Settes erosjonssikringen ut til sidene, gjerne også nedgravd, er det plass til naturtypiske elvebredder og mer flomvann. Stein- og substratsammensetning velges etter elvetype, gradient og vannføring.



Figur 24. Flåmselvi ovenfor Flåm kirke. Bosetting krever erosjonssikring med stabil plastring langs yttersvingen. Foran plastringfoten ble det etablert en variert elvebredd med naturtypiske steinblokker og rullestein som gir habitat for fisk og sikrer plastringfoten ytterligere mot erosjon.

Tabell 5. Utvalg av sikringsmuligheter som har blitt brukt til bedring av både flomsikring og miljøforhold i løsningsscenarioene (kap. 3.6-3.9) og som har en viktig rolle som naturbaserte løsninger (kap. 4.6)

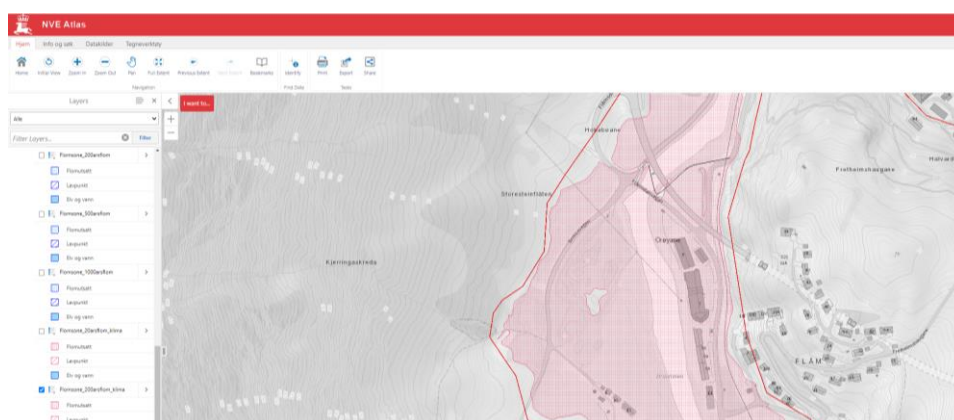
Passiv flomdemping – bruke naturgitt terreng til flomvann og retensjon

Type,
etter
kap.
5.6
1

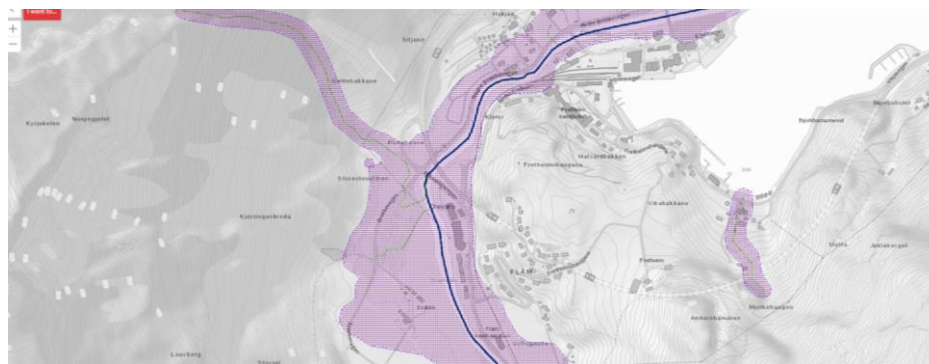
Arealplanlegging:
Unngå flomskader ved tilpasset arealbruk i flomsoner

Naturfare som tema i regional og kommunal arealplanlegging.

Flomsonekartlegging gir et godt grunnlag for å unngå forringelse av flomsoner eller bebyggelse med for stor skaderisiko i henhold til gjeldende sikkerhetsklasser (TEK 17). Et oversikt finnes på NVA-Atlas (nve.atlas.no).



Aktsonhetskartene på NVE-Atlas er basert på generelle buffersoner og finnes for hele landet. Kartene er mindre nøyaktig men integrer også generelle hensyn til morfodynamikk.



Flomsonekart viser presist modellerte oversvømmelsearealer ved gitte gjentaksintervaller. Disse finnes bare for områder der slike beregninger er gjennomført. Metoder til vurdering av erosjonsfare og morfodynamikk er ikke inkludert. Å inkludere dette i fremtidens risikovurdering vil gi et bedre planleggingsgrunnlag, særlig i bratte vassdrag der morfodynamikk kan være hovedrisiko i flommer, se kap. 5.5. Metoder til å redusere flomskaderisiko for eksisterende arealbruk finnes i kap. 5.9.3 og 5.9.4.

Arealplanlegging:

Tilpassing av arealbruk for å redusere avrenningshastighet

1

**Fordrøyning,
innfiltrering og
retensjon i
nedbørsfeltet**

Aktuelle tiltak er bevaring av myr, våtmark, innsjøer og skog samt restaurering av disse naturtyper (mer i kap. 5.8).

I bebyggete strøk kan «forseglete» overflater (asfalt, betong) erstattes med permeable (gresstorv, gressplater). Dessuten kan infiltrering økes ved tilpasset overvannshåndtering (regnbed, grønne tak og innfiltreringsanlegg).

Også land- og skrogbruk kan øke fordrøyning og innfiltrering ved tilpasning av hogstmetode, pløyemetode og -retning samt aktivt bruk av bufferstriper med naturlig vegetasjon. Økt tilførsel av finsediment til vassdrag som følge av bla. erosjon på hogst- og landbruksarealer kan redusere miljøforhold og øke flomfare ved heving av elvebunn (se kap. 4.9.5). Ved siden av de nevnte tiltakene kan sedimentasjonsbassenger (sandfang) bidra å redusere tilførsel av finsediment med følgende heving av elvebunn.

Effekten av slike tiltak er avhengig av arealandel i nedbørsfeltet.

**Arealplanlegging:Fl
ytende retensjon**

Retensjon langs elveløpet i elvesletten.

Tiltaket består av bevaring eller restaurering av retensjonsvolum i elveslette langs et vassdrag. Retensjonseffekten avhenger av elveslettens størrelse og er særlig stor i breie, flate elvesletter.

Eksempler for tiltak er: Bevaring av eksisterende elvesletter, fjerning eller flytting av diker og flomvoller, tilkobling av kroksjøer, tilpasning av arealbruk i elveslette. Siden store flommer er sjeldne er det fortsatt mulig med arealbruk, inkludert landbruk, på bestemte arealer. Eksempler finnes i kap 5.9.

Som ruhetselement kan vegetasjon i elvesletter ha en betydelig effekt på retensjon og flombølger. Den kan øke retensjonseffekten ved oppstuing og er forutsetning for en god miljøtilstand. Lokalt kan vegetasjon imidlertid også føre til større oversvømmelsesfare. Vegetasjon langs elva og i flomsone bør derfor integreres i flomrisikovurdering og -håndteringen. Et eksempel på avsnittsvis skjøtsel som ivaretar både miljøforhold og oversvømmelsesrisiko er vist i Figur 92.

1

Aktive tiltak for å dempe eller sikre

Type

Vassdrags- restaurering

Utvide elveløp og elveløp til avlastning av andre arealer

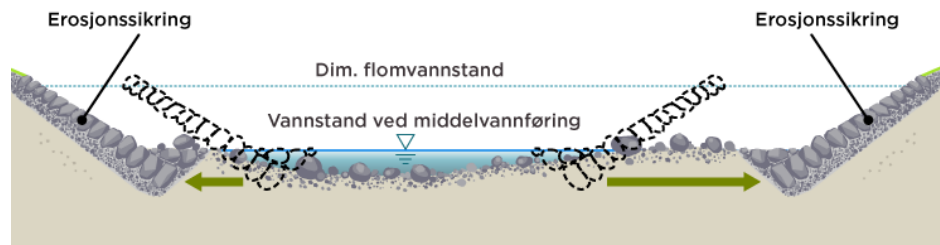
Tiltaket består i økning av avløpskapasitet og energiomvandling ved å utvide elveseng og oversvømmelsesareal på en eller begge sider. Erosjonssikring og ev. flomvoller fjernes eller flyttes. Ved siden av økt kapasitet og mindre oversvømmelsesfare, vil tiltaket også gi mer rom til energiomvandling i flommer og avlaste tilgrensende areal.

Gradienten ved normalvannføring vil forbli uendret. Sedimentasjon vil avhenge av helning, elvetype, sedimentregime og massebalanse og må vurderes ved utvidelser. Tiltaket kan også bidra til å skape ønskede sedimenteringssoner ovenfor faresoner, se eksempel i kap. 4.6.5 og Tabell 8 med elvutvidelse og sedimentasjonsone ovenfor Flåm sentrum.

Avhengig av elvetype og omfang kan tiltaket bidra til naturtypisk vassdragsmorfologi, flora og fauna og med dette tilsvare en elverestaurering.

Ved mindre utvidelser kan tiltaket betegnes som miljøtilpasset flomsikring, en kompromiss mellom sikring av arealbruk og plass til sediment, vegetasjon og bedre miljøtilstand (se nedenfor).

En tilbaketrukket erosjonssikring gir rom for en breiere elveseng med mer plass til flomvann og mindre oppstuingsseffekt. Dessuten rom for sideløp, bakevjer, høler, grunne stryk, egendynamikk og kantvegetasjon.



Eksempel for tilbaketrekking av erosjonssikring fra NVEs sikringshåndbok.⁴



Utvidelse av elva til flomsikring med flomsone brukt som elvepark i Brandbu/Gran kommune (Foto: Gran kommune)⁵

⁴ <https://sikringshandboka.nve.no/moduler/modul-f1-200-mulige-tiltak-mot-erosjon/>

⁵ <https://kommunikasjon.ntb.no/pressemelding/na-er-brandbu-sentrum-sikret-mot-flom?publisherId=89280&releaselId=17934256>



Restaurering av sideløp og tilkoping av elveslette som flomavlastning. Eksempel fra Tokvamsbekkene ved Aurlandselva (se kap. 4.7.6)

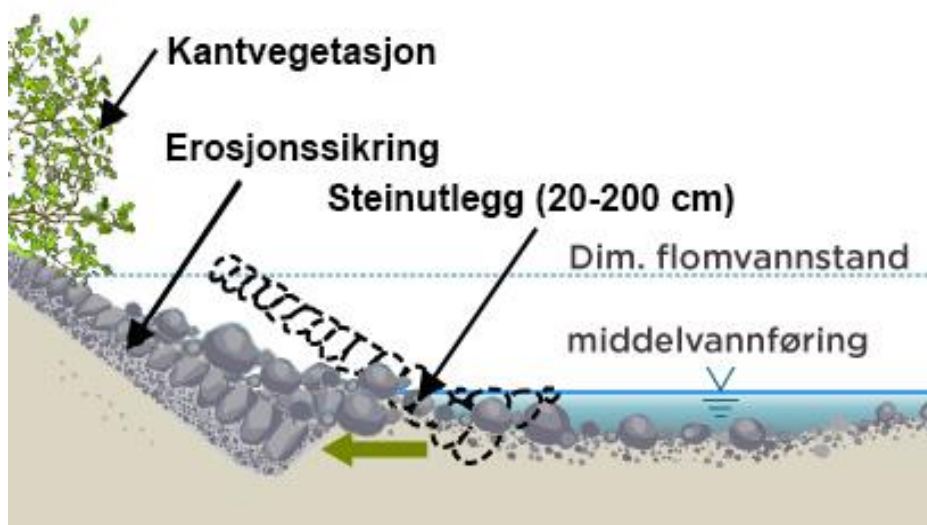
Samme avlastende prinsippet brukes ved «flomavledning»

<https://sikringshandboka.nve.no/moduler/modul-f2-307-flomavledning-med-avlastende-tiltak-prosjektering/>

og «kapasitetsøkning»

<https://sikringshandboka.nve.no/moduler/modul-f1-300-mulige-tiltak-mot-flom-og-oversvømmelse/>

Miljøtilpasset
steinsikring



3

Naturtilpasset steinsikring eller «ordna steinlag» med steinutlegg

Metoden består i utgangspunktet av steinutlegg som etterligner naturlige elvebredder i kaskader, varierte eller jevne stryk. Steinene velges etter sediment som er vanlig i elvetyper og legges ut på og foran sikringsfoten. Bak sikringsfoten og på steinutlegget tillates etablering av stedegen kantvegetasjon. Typiske steindiameter er 20-200 cm i varierte stryk med usortert sediment og 20-100 cm i jevne stryk. Moduler for beregning av steinstørrelse i henhold til hydrauliske forhold finnes i sikringshåndboka⁶. Eksempler er vist på bilde nedenfor og side - 41 -

Miljøtilpasset steinsikring kan gi betydelig bedre habitatforhold og standplasser for fisk med dobbelt så store ungfisktettheter (kap. 4.6.4) og 50 % større bunndyrdiversitet sammenlignet med glatt plastring i våre studier (kap. 4.4).



Prinsipp miljøtilpasset steinsikring



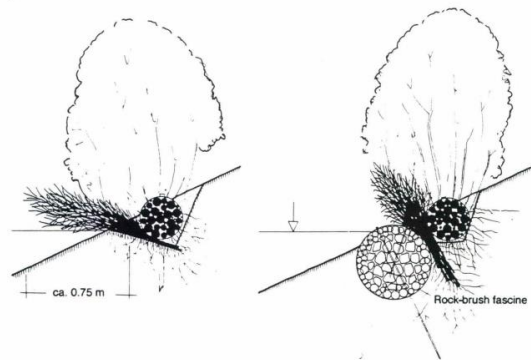
Steinutlegg foran plastring i Flåmselva før etablering av kantvegetasjon

⁶ <https://sikringshandboka.nve.no/>

Faskiner, kvistmatter og kvistdammer

Faskiner og kvistlag er henholdsvis bunter eller lag av levende kvister eller stokker, festet med stein eller trestolper. Metoden er ikke uvanlig i Mellom- og Søreuropa og passer til fluviale elver med lav gradient (< 0.5 %). Kvistene skal spire og elvebredden holdes etter hvert av røttene og kantvegetasjon.

Det foretrekkes ferske slejearter som kan spire uten røtter. Inntil røttene har utviklet seg er tiltakene imidlertid i større grad utsatt for erosjon. Dessuten medfører korte vegetasjonsperioder og næringsfattige vassdrag en langt saktere spiring mange steder i Norge enn lengre sør.



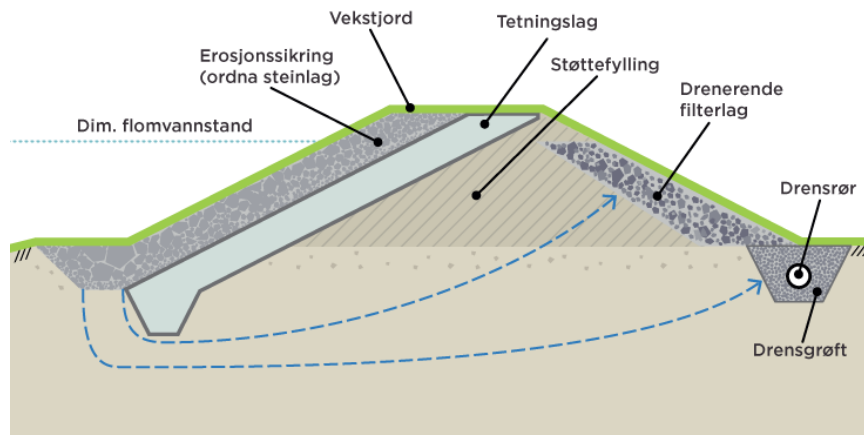
Faskiner og kvistmatter fra NVE Dokument 9/1998⁷.

Mere info i Vassdragshåndboka 2010 og sikringshåndboka⁸ og ⁹

Flomvoll, diker

Flomvoll eller diker brukes for å begrense oversvømmelser. Konstruksjonen utføres vanligvis med lag av løsmasser, støttefylling og erosjonsbeskyttelse. Diker må være utført tett nok og med drenering for å hindre vanninfiltrasjon og må kunne motstå trykk og krefter av flomvann.

Noen steder bygges diker også til å skape fordrøyningsbassenger eller for å fange/tilbakeholde sedimenter.



Eksempel på dike fra sikringshåndbok

<https://sikringshandboka.nve.no/moduler/modul-f2-301-flomvoll-prosjektering/>

⁷ https://publikasjoner.nve.no/dokument/1998/dokument1998_09.pdf

⁸ <https://www.nve.no/moduler/modul-f1-200-mulige-tiltak-mot-erosjon/>

⁹ <https://sikringshandboka.nve.no/moduler/modul-f1-201-erosjonssikring-i-bekker-og-kanaler-i-jordbrukslandskap/>

Flommur

I tettsteder eller andre områder med begrenset plass kan flommur erstatte de mer plasskrevende diker eller flomvoller. Det er b.l.viktig med riktig dimensjonert forankring for å oppnå den nødvendige stabiliteten.

4

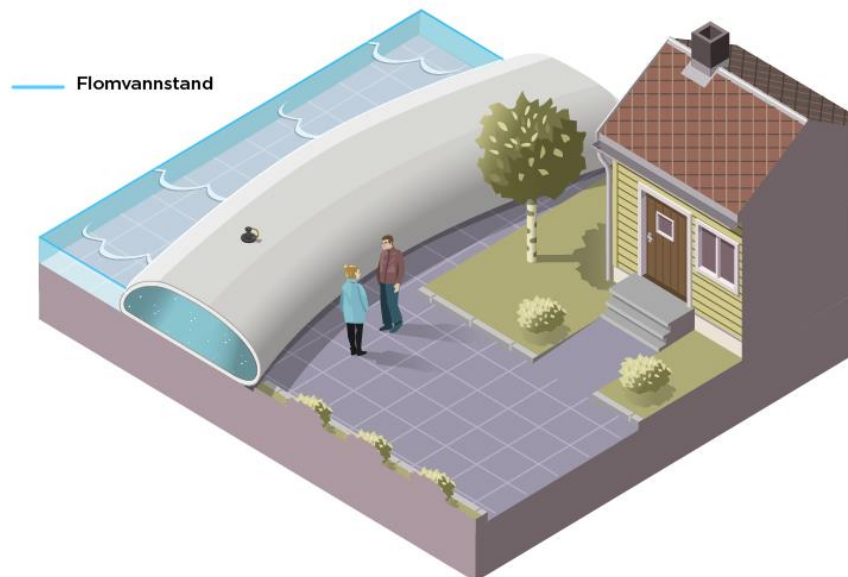


Prinsipp flommur fra sikringshåndboka¹⁰

Mobile flomsikringsløsning er «alternative tiltak»

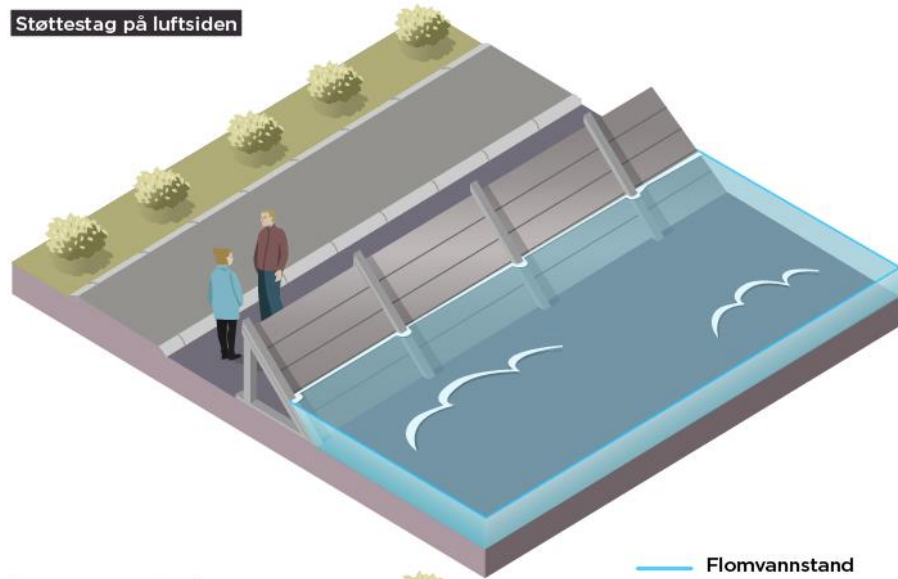
Sikringer som tetter mot høy vannstand og som settes opp ved flomvarsel og som fjernes etter flommen. Mobile sikringer har fordelen ved at permanente og skjemmende installasjoner kan reduseres. Samtidig krever løsningene tilstrekkelig varslings tid, rutiner og kapasitet til oppsetting.

4

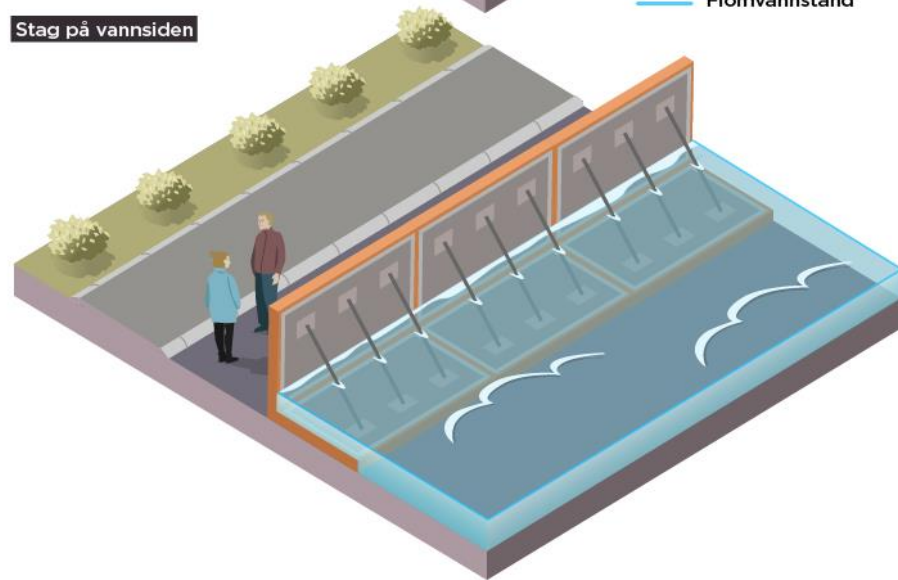


¹⁰ <https://www.nve.no/moduler/modul-f1-200-mulige-tiltak-mot-erosjon/>

Støttestag på luftsiden



Stag på vannsiden



— Flomvannstand

Eksempler for mobil flomsikring fra sikringshåndboka: Vannpølse, støttestag og stag¹¹.

¹¹ <https://sikringshandboka.nve.no/moduler/modul-f2-305-alternative-flomtiltak-prosjektering/>



Flommur med mulighet for mobil påbygging av ekstra elementer før flommer (Dalen i Tokke kommune)

**Fordrøynings- eller
retensjons-
basseng,**

**Regulerings-
magasiner**

Er bassenger som kan mellomlagre flomvann ved å generere lavere utløpsvannføring enn innløpsvannføring i en tilstrekkelig lang periode. Med dette kan de dempe flombølger. Slike konstruksjoner kan settes opp ved siden av vassdrag (polder), i dalbunnen inkludert elv (delvis åpnet demning), eller ved utløp av innsjøer (demning med tappe- og styringsarrangement). Mere info og eksempler finnes i sikringshåndboka¹²

4

¹² <https://sikringshandboka.nve.no/moduler/modul-f1-300-mulige-tiltak-mot-flom-og-oversvømmelse/>



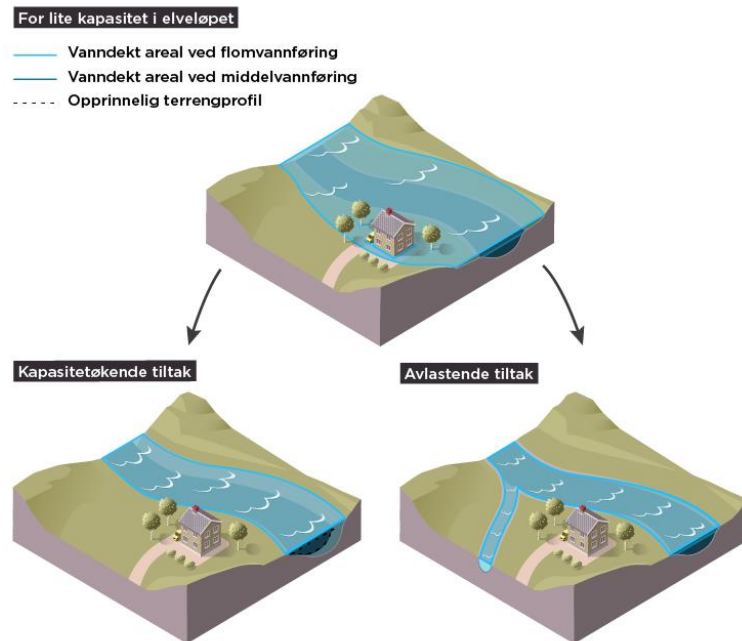
Eksempel fordrøyningsbasseng og spalteformet utløp i Raaba/Østerrrike ved normal vannføring.

Eksisterende magasiner for vannkraft eller drikkevann kan brukes til flomdemping når de har tilstrekkelig volum og kapasitet eller det er tappingsmuligheter og flomprognoser som gir mulighet til tidsnok senkning av vannstand. Mere informasjon finnes i NVE-rapport 38/2018¹³ og Stenius et al. (2021)

Avlasting av hovedløp

En del av vannføring tappes permanent eller temporær fra hovedløpet ved hjelp av **flomtunnel** eller sideløp / flomløp. Vann samles igjen etter flomutsatt område eller overføres til annen vassdrag, innsjø eller hav. Redusering av flommer i det aktuelle løpet kan ha miljømessige konsekvenser siden vannføringsdynamikk og sedimenttransport endres, noe som har effekt på habitatkvalitet og plantevekst. Overføringer kan dessuten spre arter til andre vassdrag. Også elverestaurering med utvidelse av elveløp og elveslette er en form for avlasting (se ovenfor).

4



Skissert avlastingsprinsipp fra sikringshåndboka

¹³ http://publikasjoner.nve.no/rapport/2018/rapport2018_38.pdf



Figur 25. Workshop om mulige flomsikringsløsninger og miljøtiltak i Aurland

4.6 Flåmsvassdraget

4.6.1 Nedbørsfelt og hydrologi

Flåmselvi ligger i Aurland kommune og drenerer i Aurlandsfjorden. Nedbørsfeltet er på 282 km², 70 % av arealet ligger over 1105 moh. Nedbørsfeltet er dominert av snaufjell (77 %), fulgt av skog (13 %) og innsjø (5 %). Myr har en arealandel på 0.7 %, Dyrket mark på 0.3 %¹⁴. Tre mindre magasiner i nedbørsfeltet med samlet magasinvolum på 10.5 mill. m³ gir en reguleringsgrad på 2 %. Det finnes to kraftverk i vassdrag. Kjosfoss kraftverk (3,6 MW, 95 m) utnytter fall i Kjosfossen og er tilknyttet de naturlige innsjøene Reingavtnet, Seltuftvatnet og Klevevatnet som har blitt bygget om til magasiner. Leinafossen kraftverk (4.8 MW, 54 m) er et elvekraftverk 5 km fra sjøen. Leinafossen er den naturlige grensen av lakseførende strekning.

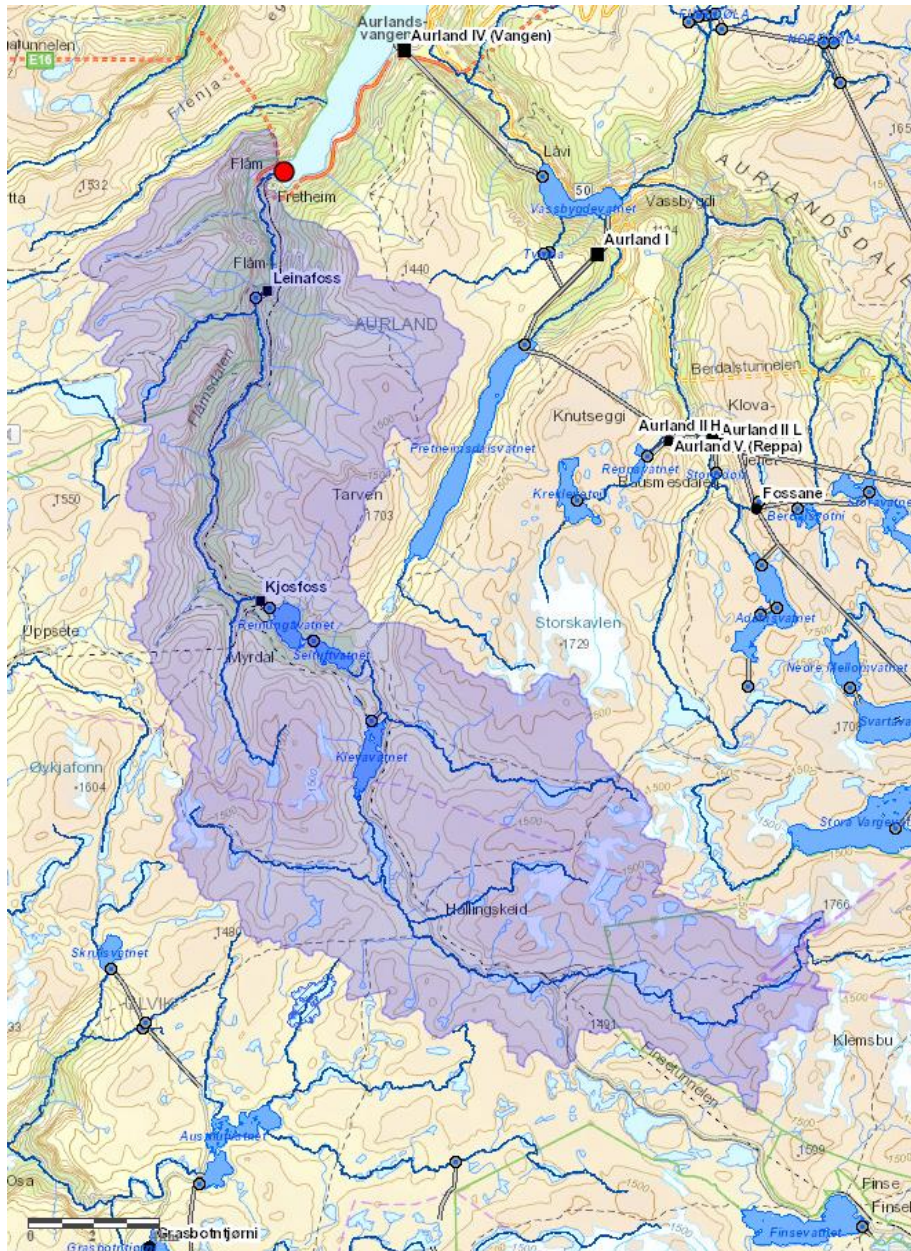
Måleserie i Flåmsvassdraget går tilbake til 1908. Ifølge flomberegninger fra Holmqvist (2015) er middelflom på 137 m³/s (190 m³/s med 40 % klimapåslag) og HQ200 i vassdraget har en størrelse på 290 m³/s, med 40 % klimapåslag vil dette øke til 400 m³/s. Flommen fra 2014 på nesten 250 m³/s hadde gjentakintervall på mellom 50-100 år, eller 5-10 år med 40 % klimapåslag. Tabell over kulminasjonsvannføringer er vist i (Tabell 6).

Gjennomsnittlig vannføring over året ligger på 18 m³/s i de siste 30 årene, mens den i 95 % av tiden la over 1.55 m³/s.

¹⁴ www.nevina.nva.no

Tabell 6. Flomberegningene i Flåmselvi ved Brekke bru fra Holmqvist (2015)

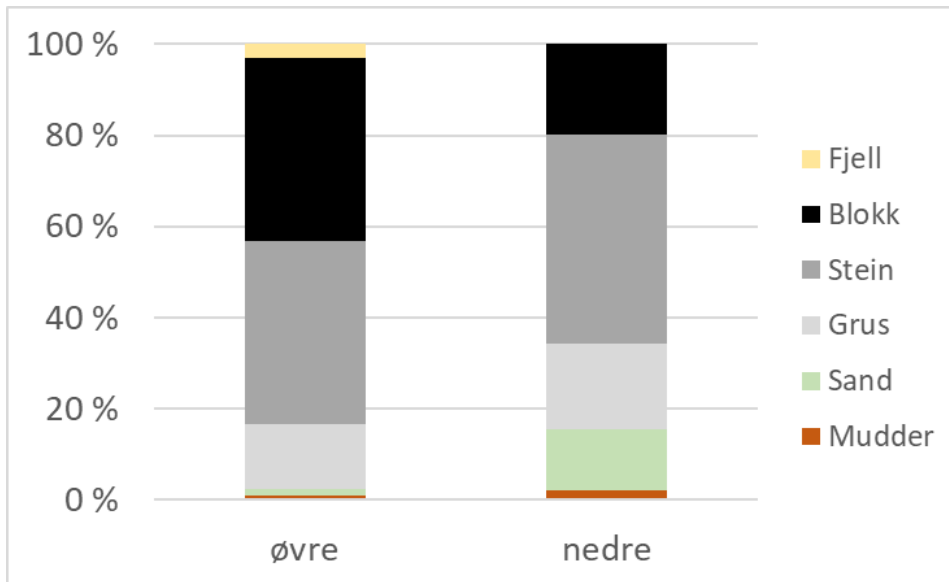
	Areal km ²	Q _M m ³ /s	Q ₅ m ³ /s	Q ₁₀ m ³ /s	Q ₂₀ m ³ /s	Q ₅₀ m ³ /s	Q ₁₀₀ m ³ /s	Q ₂₀₀ m ³ /s	Q ₅₀₀ m ³ /s	Q ₁₀₀₀ m ³ /s
72.5 Brekke bru	268,2	137	165	185	210	240	260	290	330	360
Klima + 20 %	268,2	160	200	220	250	290	310	350	390	430
Klima + 40 %	268,2	190	230	260	290	330	370	400	460	500



Figur 26. Nedbørsfelt for Flåmselvi med reguleringer og magasiner (nevina.nve.no)

4.6.2 Morfologi

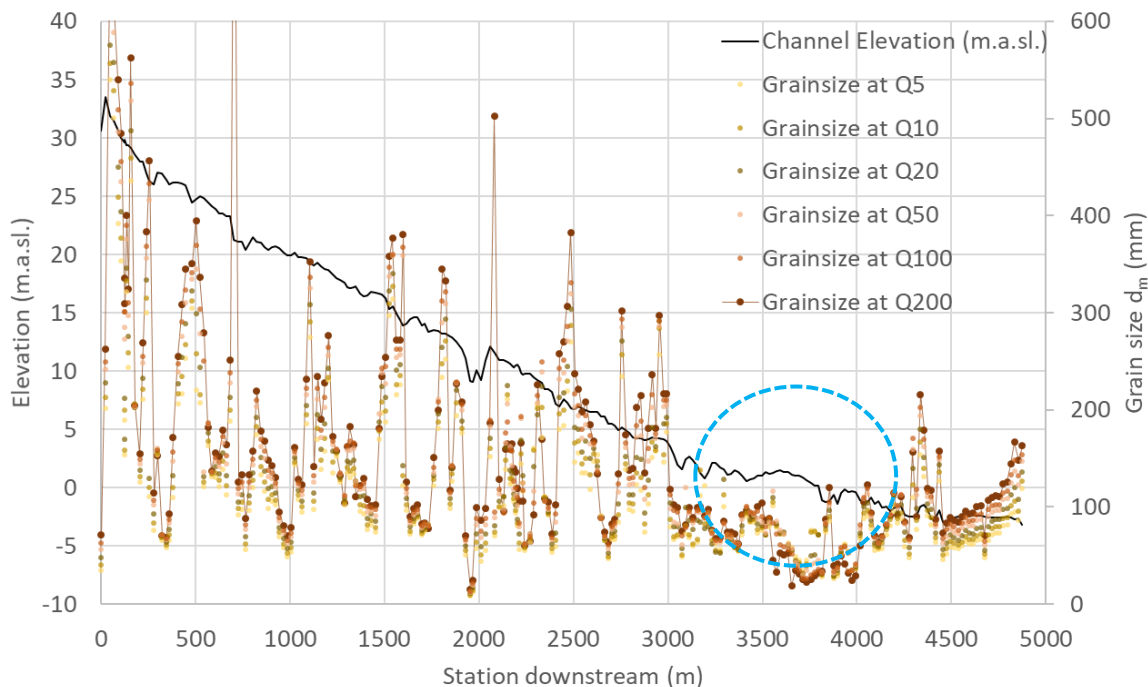
Flåmselvi har en lengde på 52 km målt fra munning til øverste del av vassdraget. Vassdraget er et typisk høvfjellsvassdrag med 90 % av arealet mellom 765 og 1764 moh. Anadrom elvestrekning er på 4.95 km og har en gjennomsnittlig gradient på 0.72 %. De nederste 2 km har en gradient på 0.33 %, det som ligger ovenfor har en gradient på 0.87 %. Dette gjenspeiler seg i substratsammensetning som i øvre del av elven er dominert av rullestein (40 %) og blokk (40 %) med innslag av grus (14 %), mens nedre delen har høyere andel rullestein (46 %), mindre blokk (20 %), mer grus (19 %), og betydelig mer sand (13 %).



Figur 27. Substratsammensetning i øvre og nedre elvestrekningen

Basert på flyfoto fra 1971, løsmassekart¹⁵ og helning forventes følgende naturlige elvetyper i nedre Flåmselva: Leinafossen var- og er fortsatt en lite endret kaskade på grunnfjell. Strekingen rett nedenfor var et variert stryk med overgang til jevnt stryk. Fra Leirungen dominerte et jevnt stryk ned til ca. Brekke bru der elven gikk over til kulp-stryk type. Ved munningen fantes et delta. Elven nedenfor Leinafossen består i hovedsak av fluviale sorterte sedimenter, selv om det finnes enkelte store kolluviale blokker på flere meters diameter slik som i Steinshølen. Det må regnes med bifurkasjoner (flere løp), rester finnes fortsatt nedenfor Steinshølen. Dagens morfologi i anadrom strekning er endret fra naturtilstand, men de opprinnelige elvetyperne er fortsatt synlig. I hovedsak er elven (aktivt elveløp) snevret inn og erosjonssikret på sidene. Elvetyperne er fortsatt gjenkjennelige, men overformet av kanalisering. Deltaet er forsvunnet og erstattet av en kanal med finsedimentbunn. Nydannete flomløp ble fylt igjen etter 2014-flommen.

¹⁵ https://geo.ngu.no/kart/losmasse_mobil/

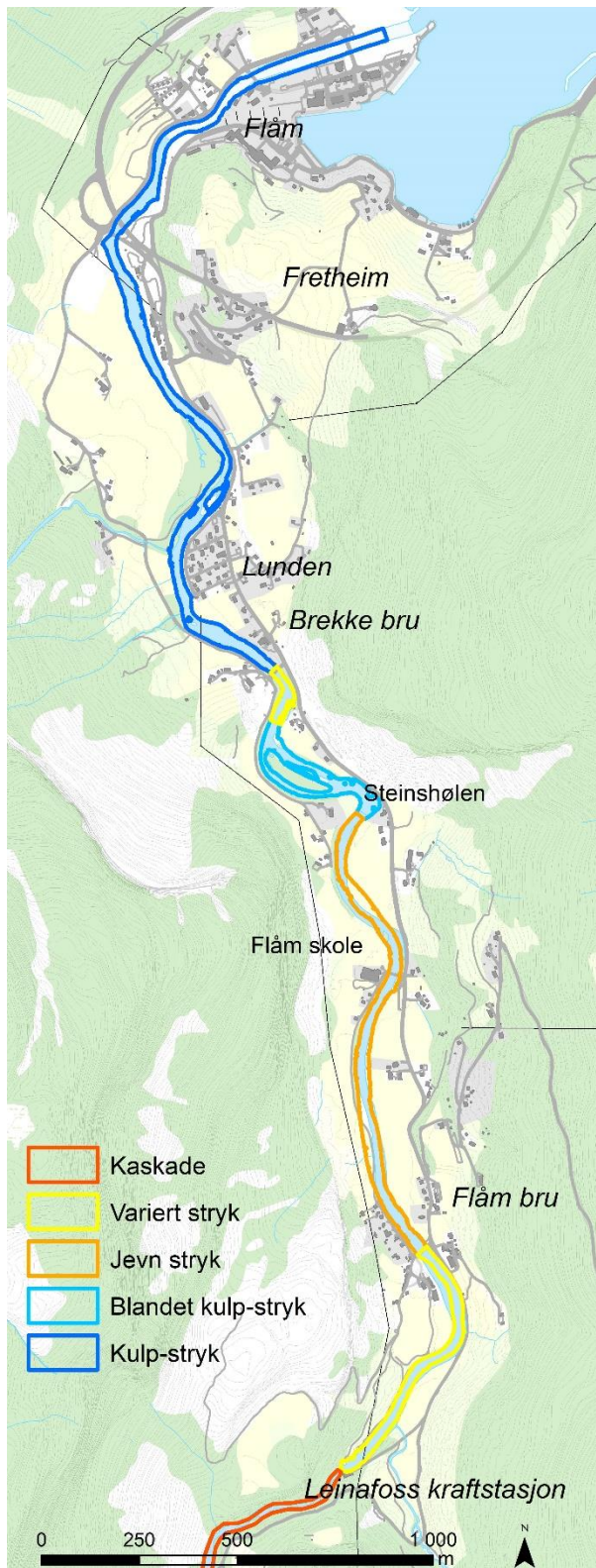


Figur 28. Lengdeprofil av anadrom strekning med transportkapasitet, steindiameter som elven klarer å flytte ved profilene basert på modelleringsresultater og Meyer-Peter & Mueller (1948), mer informasjon i appendiks. «0» representerer Leinafoss, elvemunning ligger ved 4800 m. Legg merke til området ved Aurøyadn (sirkel), ovenfor E16 bro med betydelig lavere transportkapasitet.

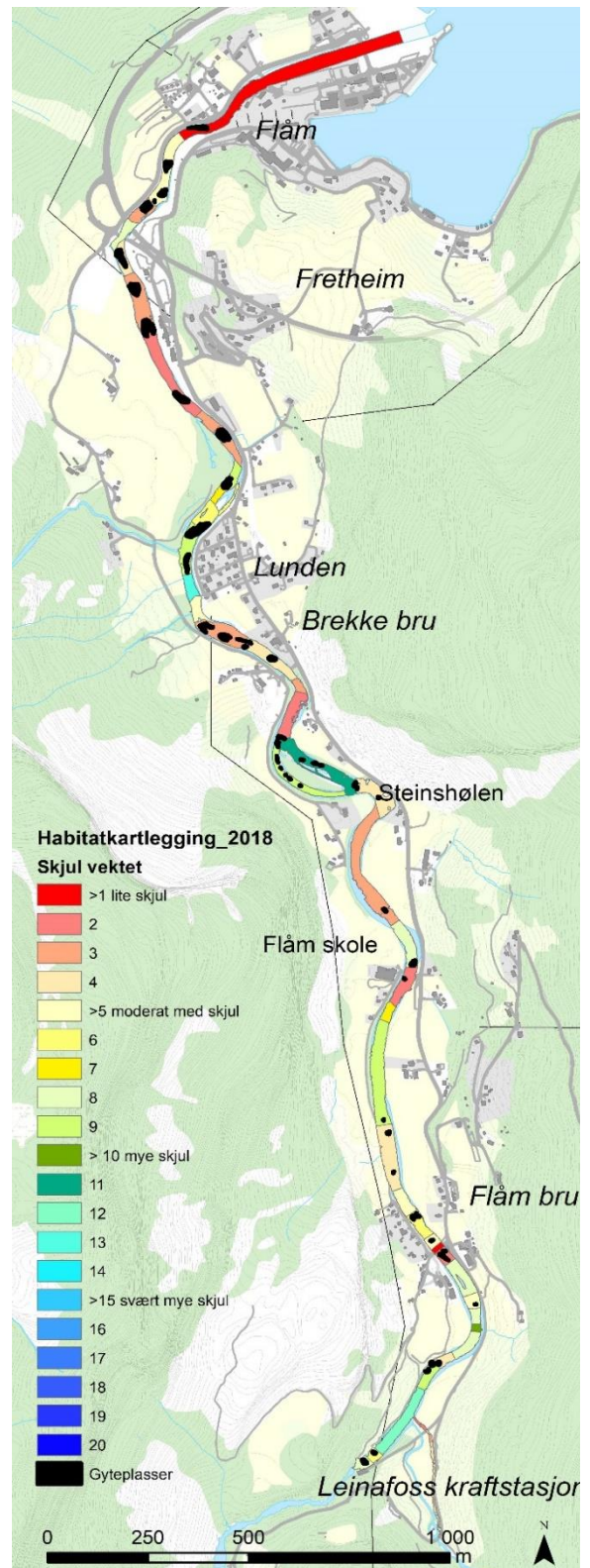
Det ble utført tiltak for å avbøte noen negative miljøvirkninger av kanaliseringen, slik som steinutlegg og delvis utvidelse av elveløp i arbeidet etter 2014 (Pulg et al. 2017). Kanalisering har ført til at elven har redusert massetilførsel fra sideerosjon. Samtidig virker Leinafoss dam som sedimenteringsbasseng, der grovere fraksjoner blir holdt igjen mens finere fraksjoner blir videretransportert. Over tid kan dette degradere gyteplasser ved at grusen spyles ut og/eller hulrom fylles opp med finmateriale (Hanssen-Bauer et al. 2016). Det kan derfor være behov for grustilførsel ved jevne mellomrom.

I den ikke- anadrome vassdragsdelen har elven til en høyde på ca. 300 moh gravd seg i berggrunn og glasiale avsetninger som danner typiske følger av fluviale og ikke-fluviale trinn. Lenger oppstrøms renner vassdraget i hovedsak på fjell, delvis med tynt løsmasselag, ofte i bratt terreng med lite potensiale for fordrøyning.

Nedbørsfeltet er dominert av Gneiss og Phyllit. Phyllitfraksjonen i sedimentene kan bidra til stor finsedimentandel (< 1 mm).



Figur 29. Forventede elvetyper i flåmselva basert på terrengform og sedimenter



Figur 30. Habitatkartlegging 2018 med vektet skjul og gyteplasser for laks og sjøaure

Elvegeometri før og etter flommen 2014

Under flommen i 2014 har elven forflyttet seg lateral i dalen og har utformet en mye bredere elveseng. Store mengder med sedimenter som ble erodert la seg i elvesengen. Under oppryddings og sikringsarbeidet 2014-2016 ble elven lagt tilbake i et noe modifisert og rettet løp. Noen strekninger ble innsnevret, andre strekninger ble utvidet, nesten hele elven ble sikret med langsgående erosjonssikring.

Erosjonssikringer er allerede dokumentert på bilder fra 1926 (Figur 31). Bildene tyder imidlertid på at elven var bredere i 1930. Basert på tilgjengelige flyfoto i norgebilder var bredden til det aktive elveløpet 41 m ved Leirungen i 1971 og i mai 2014. Etter flommen var bredden 85 m. Etter tilbakeflytting var bredden innsnevret til 29 m (-29 %).

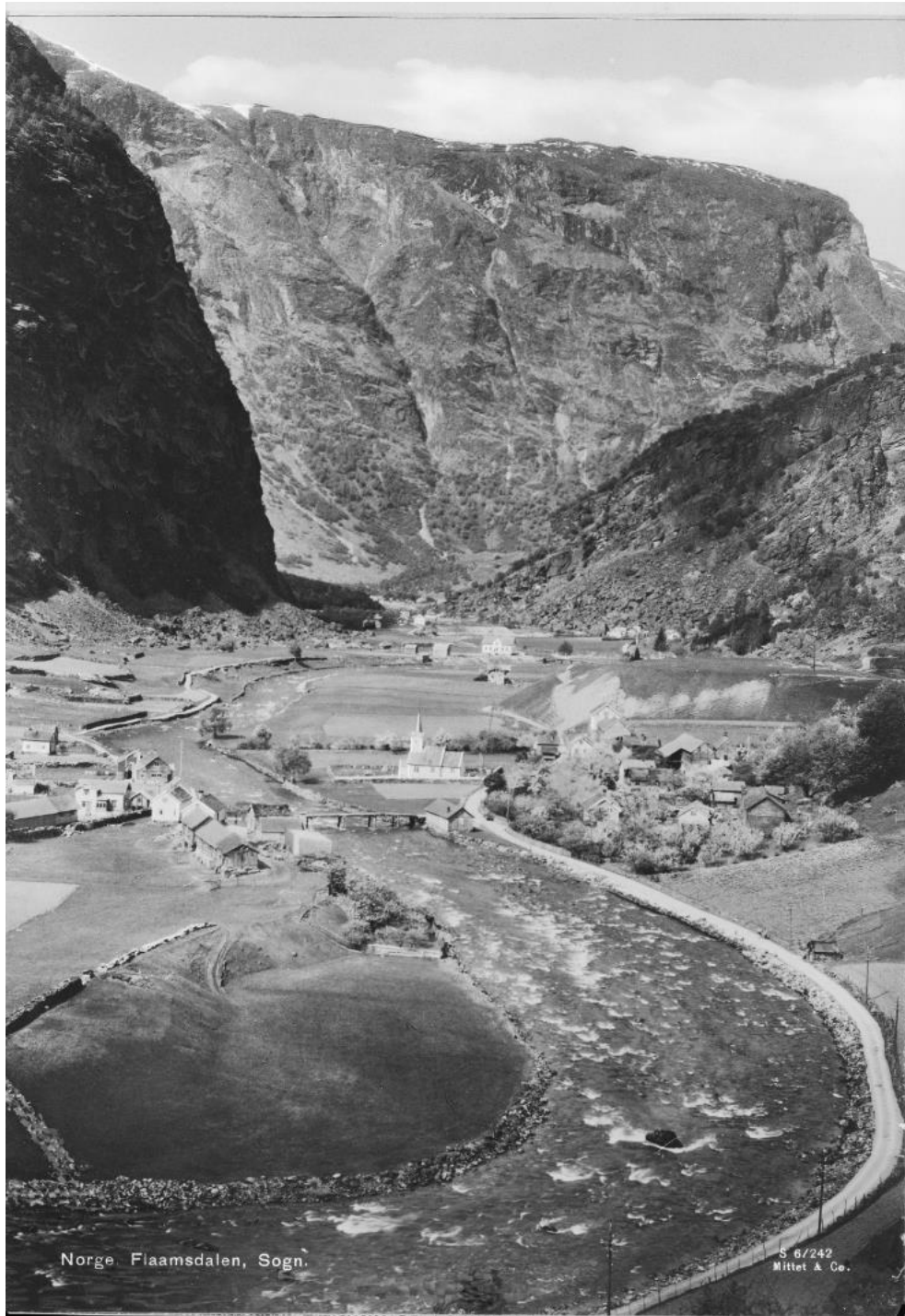
Figur 36 viser endringer i vannhastigheter i delstrekning rundt kirken med elvegeometri før- og etter skadeflommen og etter ny erosjonssikring. Det er påfallende at det nå finnes områder med høyere vannhastigheter enn før 2014-flommen. Se kapittel elvegeometri før og etter flom og elvegeometri 2018. Hauer et al. (2021) viser at erosjonspotensialet var rundt 30 % lavere etter 2014-flommen men var omtrent som før etter gjenkanaliseringen.

Erfaringen fra Flåmselva viser at det kan være stort press under straks- og sikringstiltak rett etter en stor flom slik som 2014-flommen som hadde medført morfodynamikk med erosjon av hus og dannelse av nye elveløp. Her var det ikke bare å reparere, men viktige avgjørelser måtte tas på svært kort tid: Hvor skal elven ligge? Skal nye side- og flomløp opprettholdes? Hvor skal breddene og høydenivå ligge? Skal broer bygges opp igjen på samme sted? Hva skal skje med massene? I tillegg kom mangfoldige ønsker fra grunneiere, vassdragsbrukere og kommune samt vernebestemmelser om varig vassdragsvern og nasjonalt laksevassdrag. Det sier seg selv at det ikke var en enkel oppgave, men disse avgjørelsene vil prege vassdraget langt over den akutte sikringsfasen og ha effekter for fremtidens flomrisiko og miljøtilstand.

Våre analyser og scenarier viser at særlig innsnevringene vil være utsatt for risiko ved ny morfodynamikk i fremtidens flommer. Ved 200års flom + 40 % klimapåslag forventes dannelse av nye løp og utvidelser ca. på samme stedene som i 2014-flommen. Det er her vannet vil overtoppe sikringen og treffe på fluviale masser med overkritisk strøm (Froudetall >1) og høye vannhastigheter (>4 m/s) noe som sannsynligvis vil føre til erosjon bak sikringen, med følgende kollaps av sikringen og morfodynamisk utvikling i henhold til de naturgitte forholdene (vist i målbildet).

I flomrisiko-scenario 5 er det foreslått å kombinere flere metoder til fordel for trygghet og miljø samt hensyn til arealbruk, deriblant avsnittsvis elverestaurering med utvidelse av elveløp, fordrøyning av vann lengre oppe i nedbørsfeltet og delvis forsterkning av erosjonssikring.

Det hadde vært enklere å realisere en god del av dette direkte etter flommen 2014. Noen områder var allerede tilrettelagt og utformet av flommen, andre kunne blitt bygget direkte uten omveier. Hadde deler av elvesengen etter 2014-flommen blitt opprettholdt, kunne risikoen for ny morfodynamikk blitt lavere enn det er i dag, samt at miljøforholdene kunne blitt forbedret. Men kunnskapen om elvas erosjonskrefter forelå ikke i sin tid, og det fantes heller ingen ferdig plan om hvordan elva kunne bygges opp.



Figur 31. Flåmselva med langsgående erosjonssikring, 1926 ved Flåm kirke, Leirungen til venstre i bildet. Kilde: nasjonalbibliothek/public domain



Figur 32. Flåmselva med blick mot Flåm kirke 1951. Kilde: nasjonalbibliothek/public domain



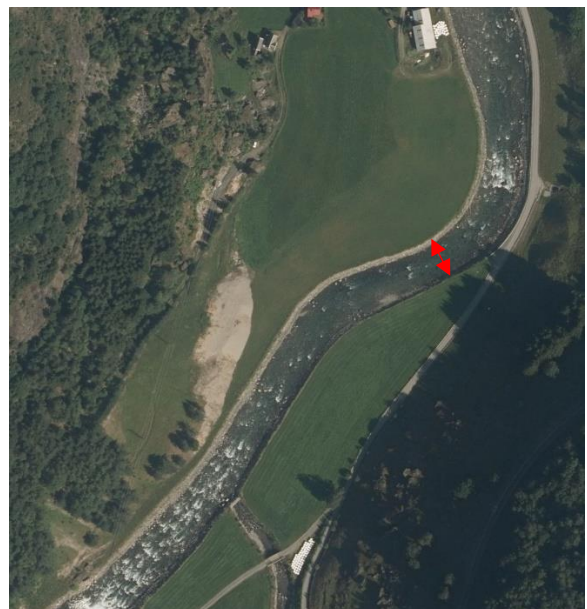
1971 Leirungen, 41 m bredde



2014, mai, Leirungen 41 m bredde



2014, november etter flommen ,
Aktiv elveløp: 44 m bredde
Aktiv elveslette, lys pil: 85 m bredde

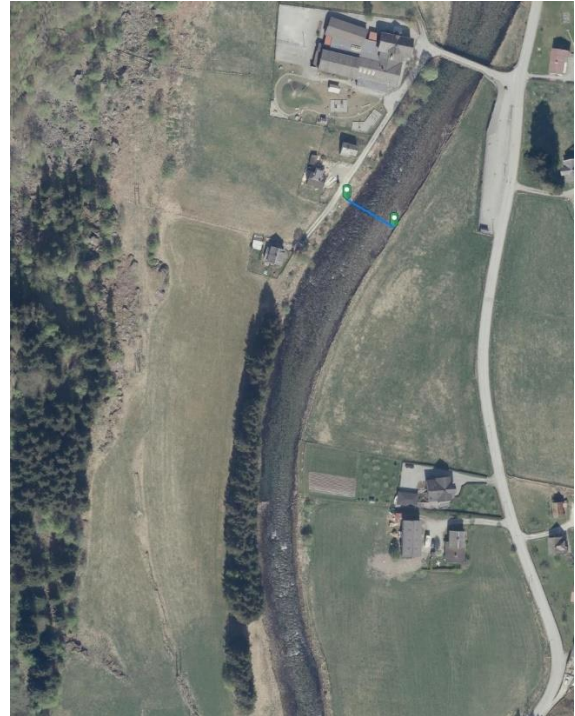


2019 Leirungen, 29 m bredde

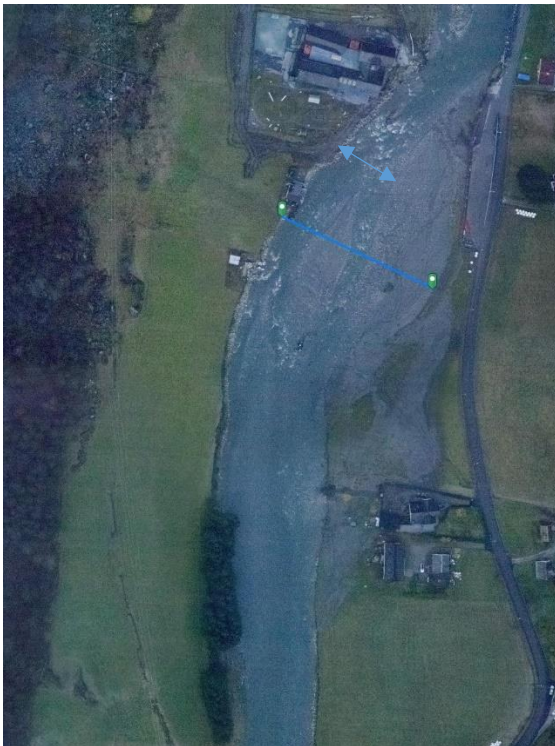
Figur 33. Bredde til aktivt elveløp 1971-2019 ved Leirungen (ndf. Leinafoss)



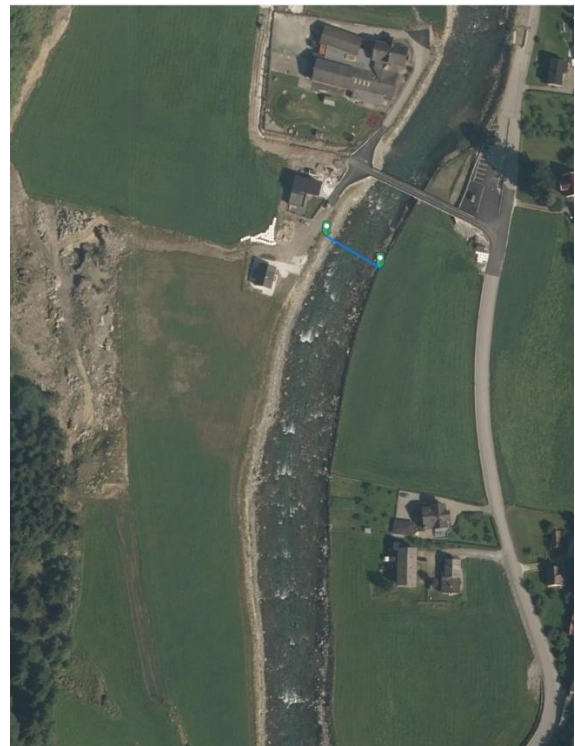
1971 Flåm skole, 30 m bredde



2014 Flåm skole, 30 m bredde

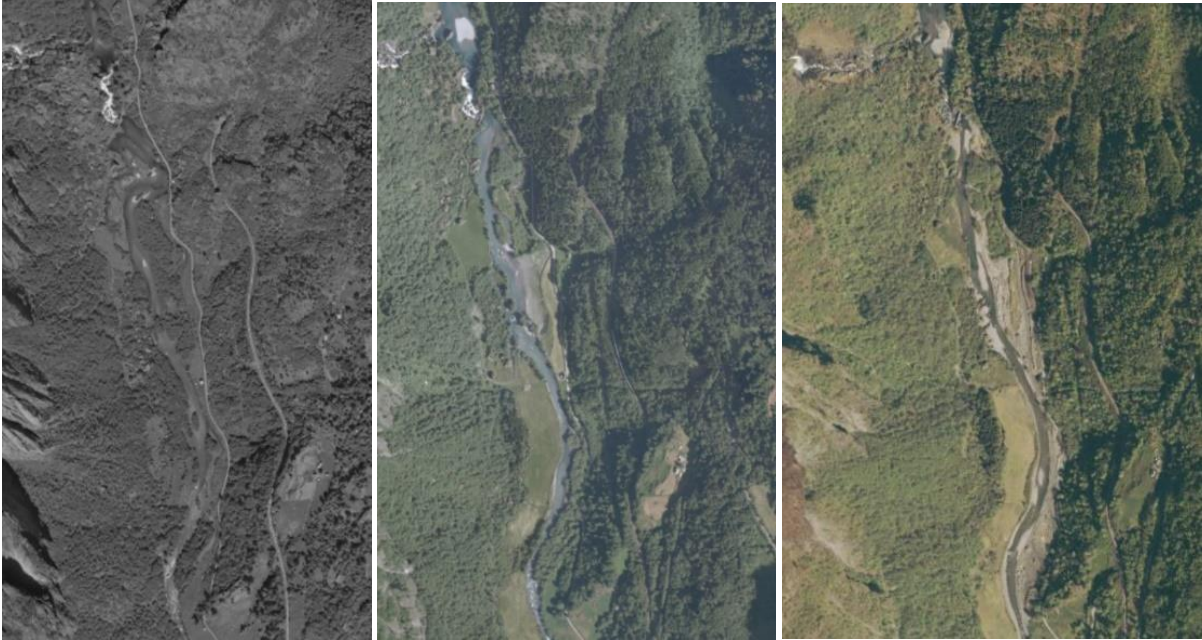


2014, november etter flommen,
Aktivt elveløp 37 m bredde
Aktivt elveslette 87 m bredde



2019, Flåm skole, 33 m bredde

Figur 34. Bredde aktivt elveløp 1971-2019 ved Flåm skole



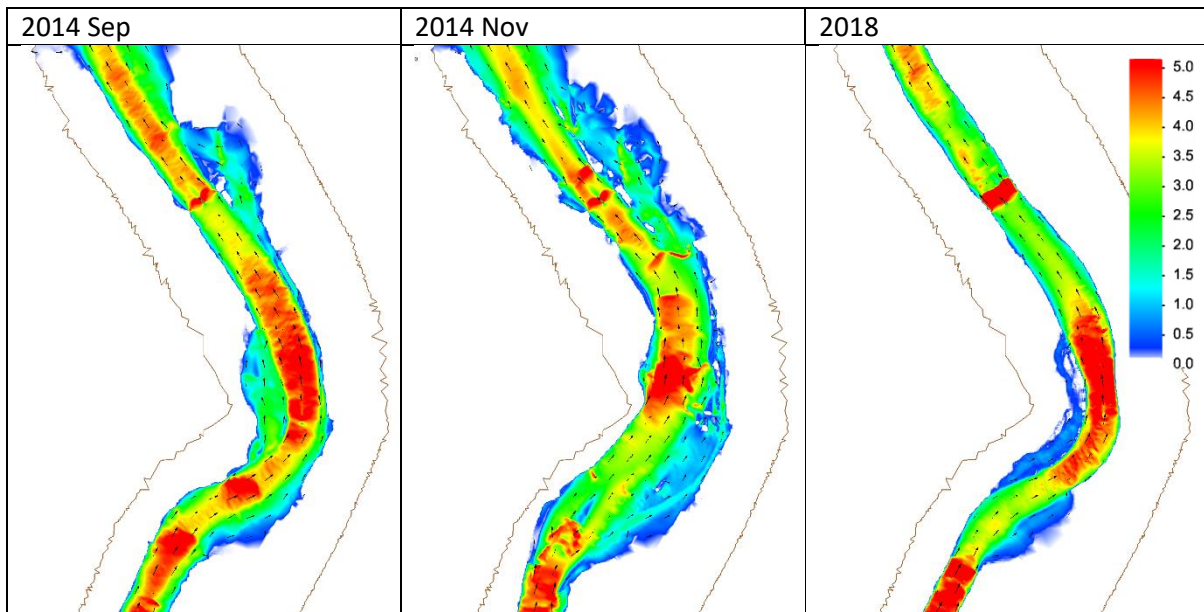
Figur 35. Også ovenfor Leinafossen har deler av den vernet elven blitt betydelig kanalisert og sideløp framkoblet i de siste årene. Her ortofoto fra 1973, 2014 og 2019.

Pulg et al. (2014) har anbefalt å utvide tverrprofil, bruke tilbaketrukket erosjonsikring, utvikle naturtypisk morfologi, stein- og grusutlegg og reetablering av kantvegetasjon. Flere av anbefalingene ble gjennomført, først og fremst stein- og grusutlegg, dessuten ble det utformet varierte elvebredder foran sikringsfoten. Naturtypiske høler, brekk og dypål ble etablert. Stedvis ble erosjonsikring trukket tilbake. Ovenfor Flåm skole ble det aktive elveløpet økt i bredden etter flommen og her ble det også mere plass til steinutlegg. Miljøtiltakene ble gjennomført i samarbeid mellom NVE og NORCE LFI i området mellom Leinafossen og nedover til litt ovenfor Lunde. Tiltak i nedre del av elven og treplanting gjenstår og er en del av et oppfølgingsprosjekt.

Flommen i 2014 hadde en estimert kulminasjonsvannføring på 247 m³/s som tilsvarer et gjentaksintervall på 50-100 år ifølge Holmqvist (2015). Med prognostisert klimautvikling (klimapåslag på 40 %) ville en slik flom ha gjentaksintervall på 5-10 år.

Nedenfor Leinafossen forflyttet hovedelven seg og elven har utvidet seg stedvis fra rundt 40 m til over 80 m med skader på veien og hus (Figur 33). Elven har gravd i glasifluviale masser og morenemasser som ble deponert i nedre elvestrekningen der gradienten avtar.

Figur 36 viser modellerte vannhastigheter i øvre delstrekningen i de forskjellige elvesengene før og etter flommen. Etter 2014-flommen var vannhastighetene lavere, noe som har minket erosjonsfare sammenlignet med kanalisert tilstand.

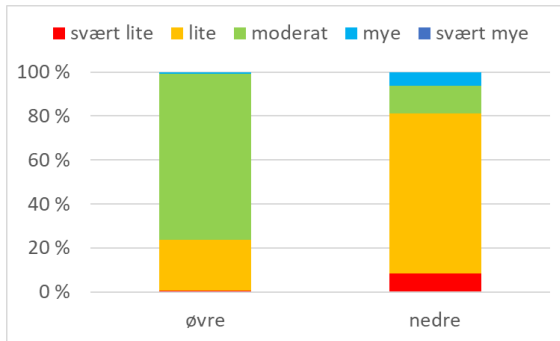


Figur 36. Modellerte vannhastigheter med HQ2014 (247 m³/s) i delstrekning fra Leirungen til Flåm bro basert på elvegeometri før flommen 2014, etter flommen og med geometrien som den fremstår i 2018. Høye vannhastigheter og overtopping i øvre del blir prognostisert for 2018-geometri.

4.6.3 Habitatkartlegging

I 2017 var arealet med svært dårlig skjulforhold samlet sett 4 %. 45 % av elvearealet hadde dårlige skjulforhold, derav hadde 28 % et vektet skjul på 4 eller 5 og var dermed på grensen til moderat skjul. 48 % av arealet hadde moderate skjulforhold, under 3 % hadde mye skjul. Det var ingen areal med svært mye skjul. Skjultilgang var betydelig mindre i nedre delen av elven (nedenfor Lunde). I nedre delen hadde 81 % av elven lite eller svært lite skjul, og 13 % hadde moderat skjul. I øvre delen hadde 24 % av arealet lite eller svært lite skjul, og 74 % hadde moderat skjul (Figur 30). Bare 3 % av elvearealet hadde mye skjul, det var ingen areal med svært mye skjul.

Mens øvre deler av Flåmselva var dominert av moderate skjul- og oppvekstforhold for ungfisk, hadde nedre deler av elven lite skjul og dermed dårligere oppvekstsvilkår for ungfisk. Forskjellen i skjulforhold mellom øvre og nedre deler av elven kan delvis forklares med graveaktivitet og mobilisering av finsediment som fortsatt var en faktor ved kartleggingstidspunkt, og dessuten med lavere gradient samt mere fysiske inngrep (kanalisering). Dessuten ble miljøtiltak bare gjennomført i øvre del mellom Lunde og Leinafossen, deriblant tilbakesetting av erosjonssikring, steinutlegg og mer naturtypiske elvebredder samt dynamisk «selvrensende» elvesediment (fremfor glatt plastring, Pulg et al. 2016). Dette ble gjort for øke skjul i elvebunnen. Sammenlignet med nedre del (uten tiltak) og situasjonen før 2014 (Fig. X og Y og Z) tyder dette på at skjultilgang og med dette fysiske oppvekstforhold for ungfisk har blitt forbedret mellom Lunde og Leinafossen.

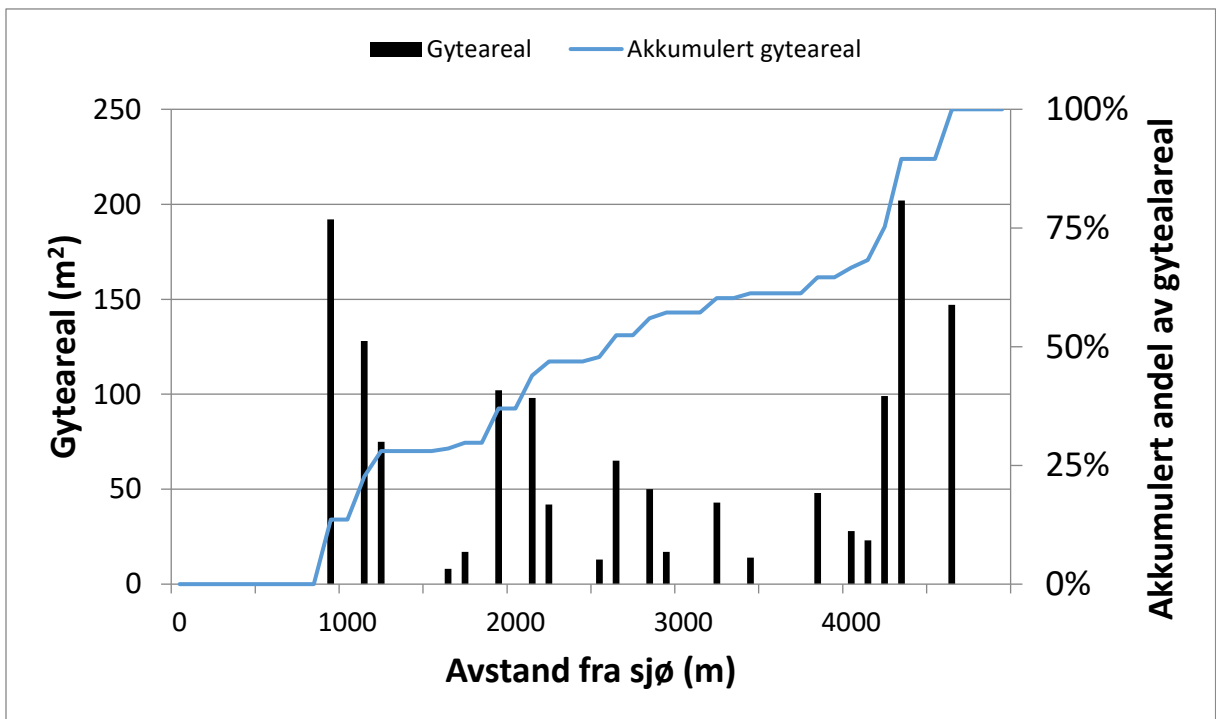


Figur 37. Skjulforhold i øvre og nedre strekningen av Flåmselva, delt ved Brekke bru

Gytehabitatet er bedre fordelt nå enn før flommen. Mens de øverste gyteplasser var 300 m nedenfor Leinafossen er det nå gyteplasser opp til øverste hølen i anadrom strekning (terskel Leinafoss kraftverk). Mens det i 2012-2014 ikke ble observert gytemoden laks i kulpen ved Leinafoss kraftverk under gytefisktellinger observeres det stimer mellom 20 og 40 fisker fra og med 2015.

En oversikt over gyteplasser er vist i Figur 38. Det ble funnet egnede gyteforhold langs hele elvestrekningen, også i øvre deler fra Leinafoss kraftverk og ned. Totalt utgjør gytearealet 7327 m², tilsvarende 6.6 % av samlet elvearealet. Kart i Figur 30 viser at det er god tilgjengelighet til gyteplasser langs hele anadrom strekningen og det klassifiseres dermed samlet som «mye gytemuligheter».

Grusprøvene fra øvre delstrekning har en finsedimentandel (< 1mm) mellom 4 og 6 % og en Dg (median diameter) mellom 25-40 mm. Etter Pulg et al. (2013) og Barlaup et al. (2008) vurderes dette som godt egnet for gyting av laks og ørret.



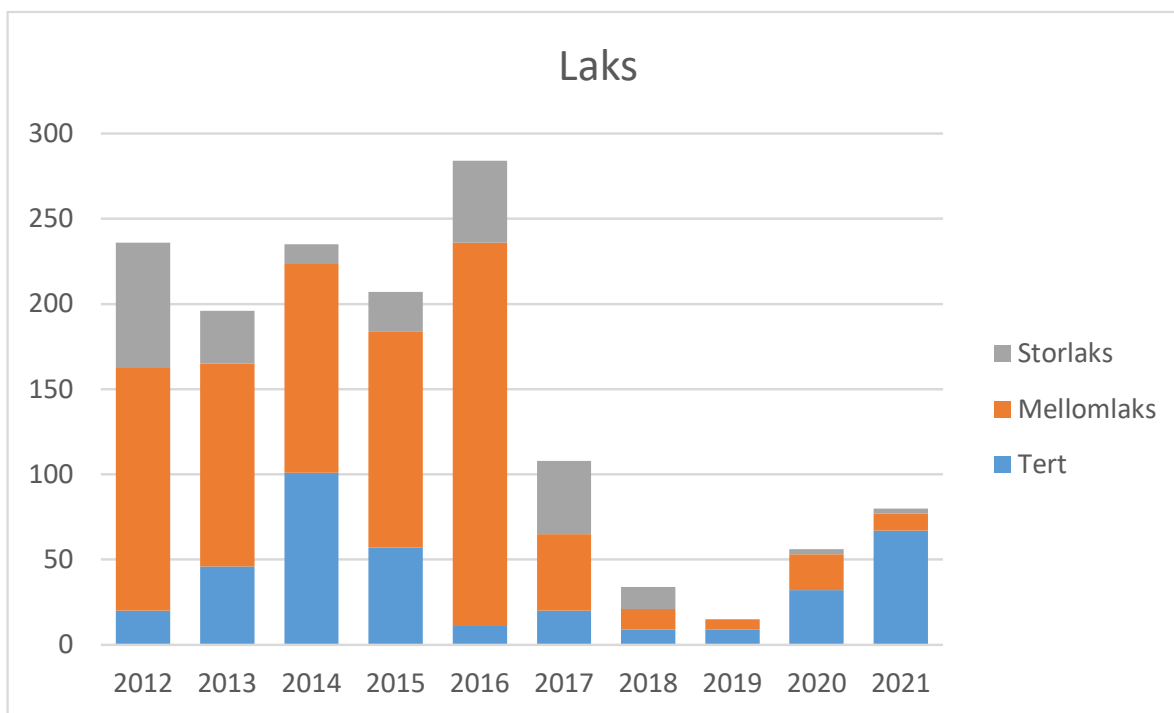
Figur 38. Gyteareal langs elvestrekningen

4.6.4 Laks og sjøaure

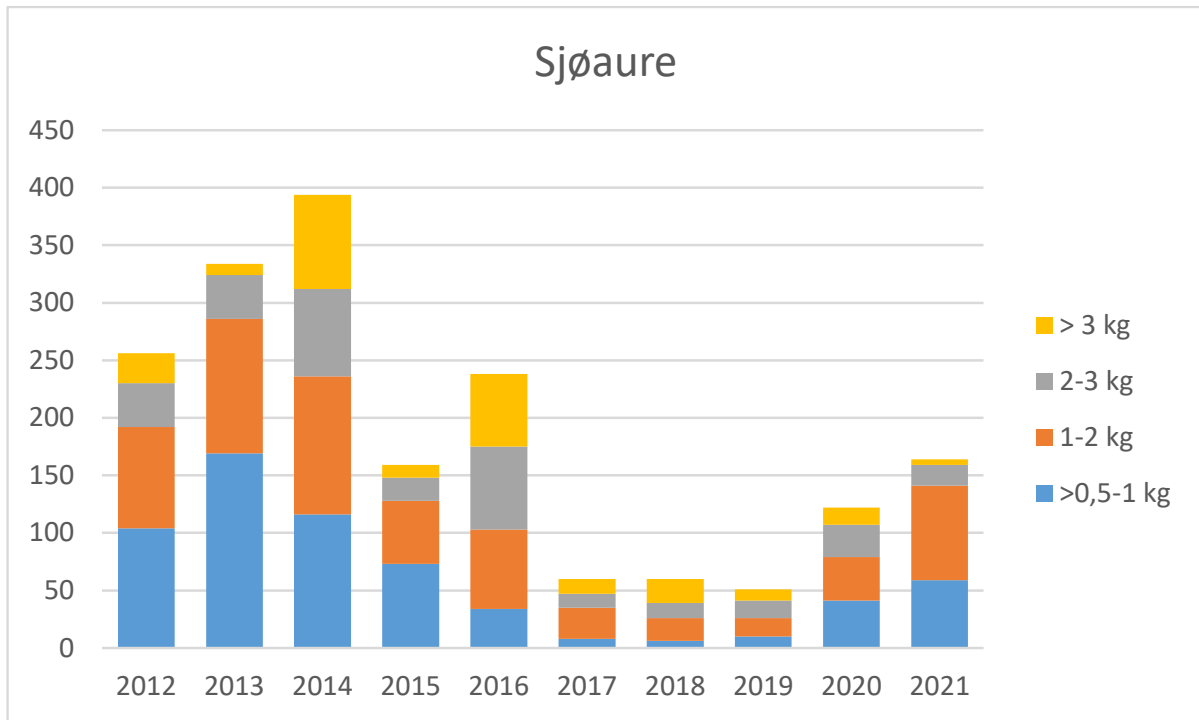
I Flåmselvi har LFI gjennomført gytefisktellinger i årene 2012 til 2021 (Figur 39 og Figur 40). Fra 2012 til 2016 var gytebestanden mellom 200 og 300 laks med et gjennomsnitt på 232 laks. Mellomlaks utgjorde den største andelen av gytebestanden. Fra 2017 observeres en sterk nedgang av populasjonen (108 gytefisk av laks). Den nedadgående trenden fortsatte med 34 laks i 2018, og kun 15 laks i 2019 som er det laveste antallet observert i tidsserien fra Flåmselvi. I 2020 ble det registrert en økning i gytebestanden da det ble telt 56 laks, fordelt på 32 tert, 21 mellomlaks og 3 storlaks. I 2021 var tallet 80, med 67 tert, 10 mellomlaks og 3 storlaks.

I hele perioden siden 2012 ble det registrert 15 rømte oppdrettslaks i Flåmselvi. Året med mest oppdrettslaks var i 2014, da det ble observert 7 rømte oppdrettslaks. I 2020 og 2019 ble det ikke registrert oppdrettslaks. Gytefisktellingen fra og med 2017 viser at nesten all gytefisk observeres i strekningen med miljøtiltak fra Lunde og opp til Leinafossen.

Tallene for sjøørret viser en lignende trend som laksebestanden (Figur 39). Mens det i årene mellom 2012 og 2016 ble telt mellom 150 og 400 sjøørret per år med et gjennomsnitt på 276 fisk, gikk tallene betydelig ned etter 2016. Det ble registrert 60 sjøørret i 2017, 60 i 2018 og kun 51 i 2019. I 2020 gikk tallene opp igjen til 122 sjøørret. Mens fisk under 1 kg utgjorde en betydelig andel av gytebestanden fra 2012 til 2015, gikk andelen av denne størrelsesklassen ned fra 2016 og var nesten fraværende i årene 2017 til 2019. I 2020 gikk andelen av de minste sjøørretene noe opp igjen, til 34 % av all observert sjøørret. Denne trenden fortsatte i 2021 med 165 sjøørret derav 59 mellom 0,5 og 1 kg.



Figur 39. Antall villaks observert i Flåmselvi under gytefisktelling fra 2012 til 2021

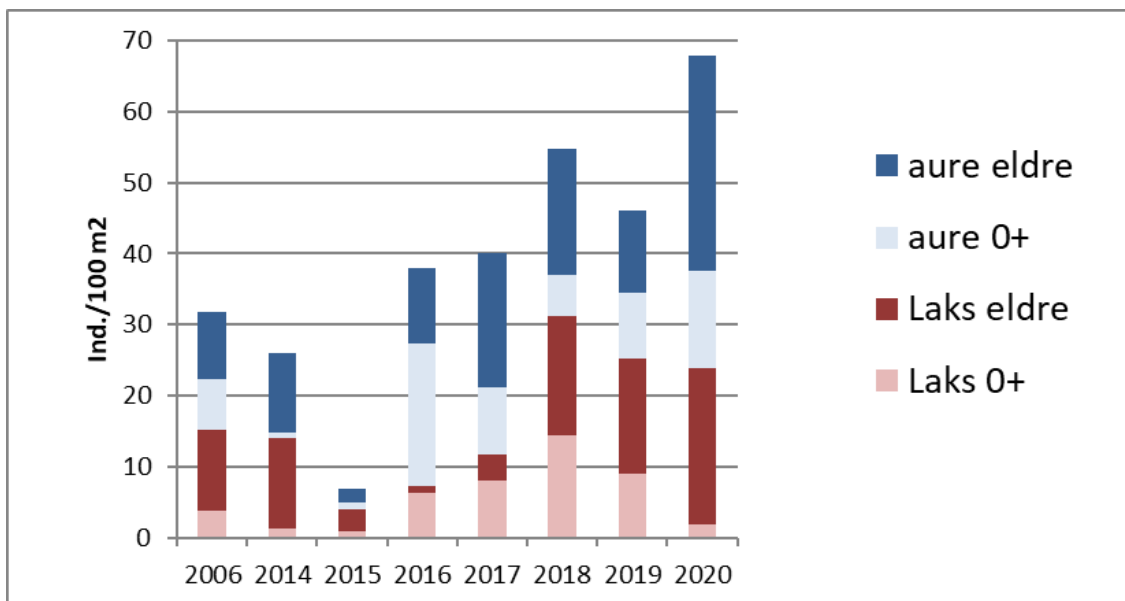


Figur 40. Antall gytefisk av sjørret observert i Flåmselvi under gytefisktelling fra 2012 til 2021

Ungfisk

Det har blitt gjennomført ungfiskundersøkelser av NORCE LFI i Flåmselvi hvert år siden 2014 (Figur 41). I tillegg ble det gjort ungfiskundersøkelser av Rådgivende Biologer før 2007 og det vises til 2006 data derfra som siste publiserte målepunkt før 2014 (Hellen et al. 2007, gjennomsnittlige tettheter fra 1. gangs overfiske). Stasjonsnettet etter 2014 består av totalt 18 stasjoner derav ble det fisket på 8 stasjoner hvert år. Etter storflommen i 2014 var gjennomsnittlig tetthet av ungfisk kun marginalt mindre enn i 2006, de siste kjente dataene før det. Parrtettheter var større 2014 med henholdsvis 11 og 10 for laks og aure. Yngel var imidlertid sterkt redusert med gjennomsnittlig 1 aure- og 1 lakseyngel per 100 m². Dataene tyder på at selve flommen ikke hadde negativ påvirkning på parr, men mest sannsynlig på årsyngel av både laks og aure. Ungfisktettheter gikk sterk tilbake i 2015 med gjennomsnittlig 7 ungfisk per 100 m² (-78 % i forhold til 2006 og -73 % i forhold til 2014). Etter 2015 viser tallene en økning i ungfisktetthet opp til 68/100 m² i 2020. Forholdet mellom antall ørret og laks varierer mellom årene. Tettheter av årsyngel av laks gikk tilbake 2019 og 2020 etter lavt innsig av gytefisk i 2018 og 2019.

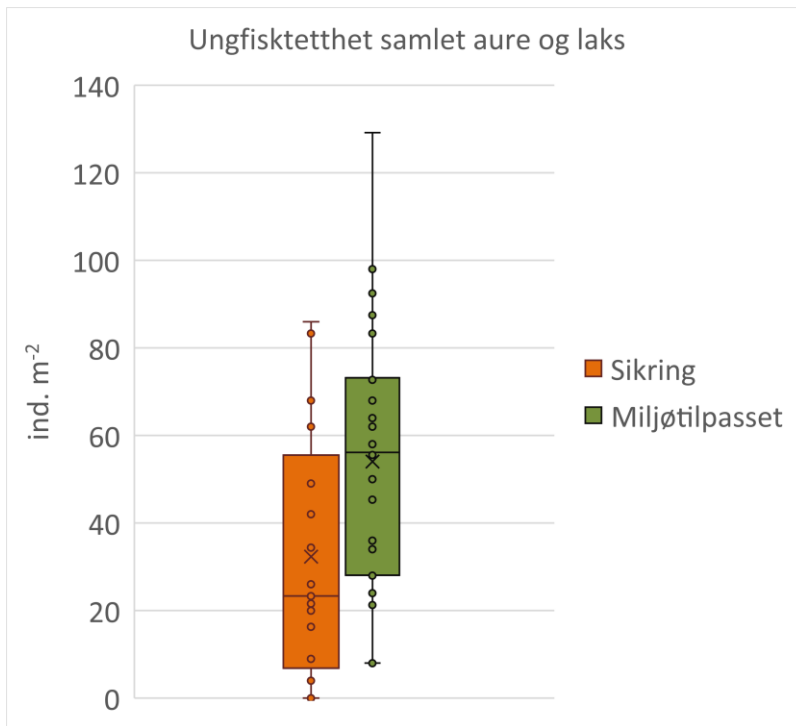
Ungfisktettheter 2016-2020 (Figur 42 og Figur 43) var signifikant større på stasjoner der det var heterogene steinutlegg foran sikringsfoten (miljøtilpasset sikring). Median tetthet (56 ind.) var mer en dobbel så høy sammenlignet med stasjoner der sikringsplastringen gikk direkte i vannet (23 ind.).



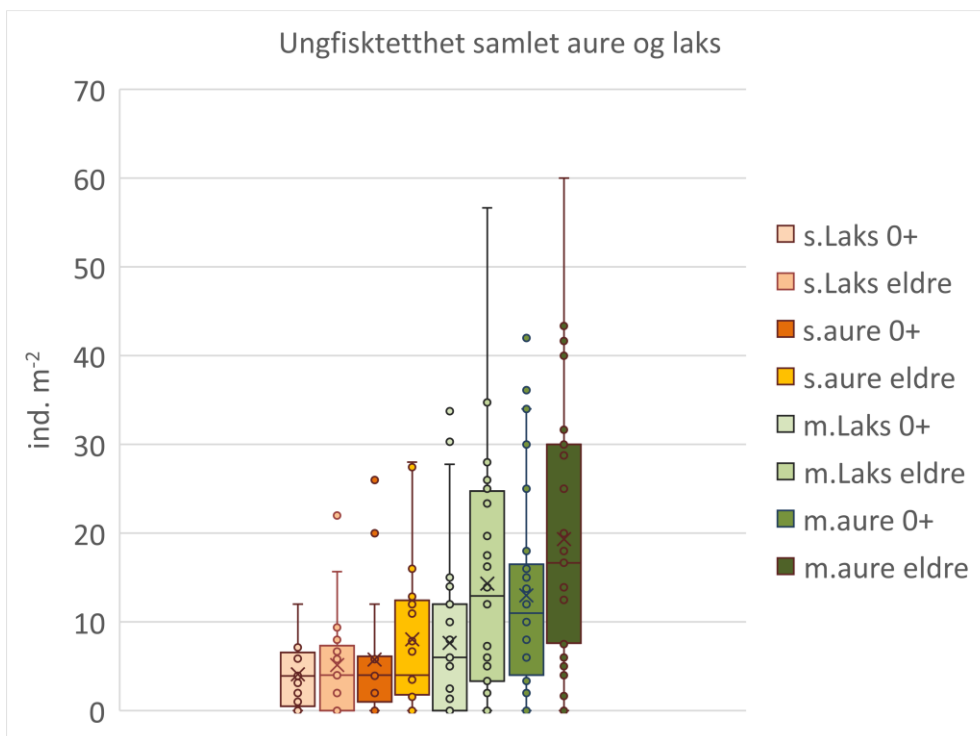
Figur 41. Gjennomsnittlig antall ungfisk/100 m² over alle stasjoner i Flåmselva i årene 2006 og 2014 til 2020. Fysiske miljøtiltak ble gjennomført i perioden 2015 og 2016 (dataene vises i tabell under).

Tabell 7. Gjennomsnittlige ungfisktettheter 2014-2020, 2006-data stammer fra Hellen et al. (2007)

	Laks 0+	Laks eldre	aure 0+	aure eldre
2006*	4	11	7	10
2014	1	13	1	11
2015	1	3	1	2
2016	6	1	20	11
2017	8	4	10	19
2018	15	17	6	18
2019	9	16	9	12
2020	2	22	14	30



Figur 42. Box-plots av samlete ungfisktettheter på stasjoner langs vanlig plastring (rød) og miljøtilpasset sikring (grønn, steinutlegg foran sikring), n = 49, 2016-2020



Figur 43. Box-plots av ungfisktettheter på stasjoner langs vanlig plastring («s.» rød) og miljøtilpasset sikring («m.» grønn), n = 195 2016-2020

Diskusjon – utvikling av laks- og sjøaurebestanden

Ungfisktettheter gikk sterkt tilbake i 2015 – for alle fire årsklasser av ungfisk. Årsaken til dette er mest sannsynlig det pågående gravearbeidet i elvebunnen i over ett år og i hele den anadrome elevstrekningen. Arbeidet medførte delvis tørrlegging og fylling, fysisk utgraving og langvarig finsedimenttransport. Dette rammet både rogn og ungfisk av alle alder som befinner seg i elvebunnen store deler av året og da særlig om vinteren. Dessuten tyder dataene på at 2014-flommen trolig hadde medført en reduksjon av en årsyngel-kullet i 2014.

Reduksjonen av ungfisk i 2015 med bortfall av 4 årsklasser kan forklare nedgangen i innsig av laks som ble observert i de følgende årene. Siste utvandring av smolt som ikke var påvirket av flom og flomsikringen skjedde våren 2014. Dette skulle tilsi upåvirket innsig av tert, mellomlaks og storlaks 2015, men mindre tert fra og med 2016, mindre tert og mellomlaks 2017 og færre laks av alle aldersklasser 2018 og 2019. Ungfisktetthetene i Flåmselva økte igjen med en sterk årsklasse fra 2016 og så gradvis mere eldre ungfisk. Med dette kunne det forventes en økning i smoltutvandring 2019 (3-årsmolt) og særlig 2020 (4+3 -årsmolt) og en gradvis økning av lakseinnsiget deretter, med en liten økning 2020 og en større økning fra og med 2021 (først med mye tert). Gytefisketellingene tilsvarer denne forventningen ganske nøyaktig (Figur 39). For fremtiden forventes et større innsig av mellom- (2022) og storlaks (2023). Fra og med 2023 skulle lakseinnsiget være representert med alle aldersklasser igjen, men det svake innsiget av gytefisk i 2019, som følge av flomsikringen 2015, vil trolig føre til lavt innsig av henholdsvis en sjøaldersklasse i tidsrommet 2023-2025. Også deretter kan denne effekten forplante seg, men det forventes en gradvis demping og utjevning over tid grunnet tetthetsavhengig ungfiskproduksjon, og mulig overlapp i smolt- og sjøaldersklasser – forutsatt at ikke nye inngrep fører til ytterlige reduksjoner. Flomsikringsarbeidet 2014-2015 vil med dette minst ha en 10 års effekt på laksebestanden. Selve flommen ville trolig bare redusert et årskull, noe som hadde ført til reduksjon av en (av tre) sjøaldersklasser innsig 2019-2021 – men ikke et tilnærmet bortfall av alle sjøaldersklasser (tert, mellom- og storlaks) samtidig og uten forplantning av bestandsreduksjonen til neste laksegenerasjon.

Ungfiskestanden ble også påvirket av andre faktorer i elva. Ved siden av naturlig variasjon i vær og vannføring forekom en rekke inngrep i perioden, deriblant mobilisering av finsediment under rehabilitering av dammen til kraftverk Leinafoss i 2018, under grunneiernes grave- og kanaliseringsarbeid i elva ovenfor Leinafoss 2018 og ved rehabilitering av en jernbanekulvert i Tverrelva.

At ungfiskbestanden økte etter 2016 kan forklares med høyt innsig av gytefisk i 2015, gjennomføring av miljøtiltak slik som reetablering av gyteplasser og steinutlegg samt at elvebunnen ble mindre forstyrret. Fra høsten 2015 la de fleste gyteplasser stabile og ble ikke ytterligere endret i gjenoppbygging av elven. Gytefisk fra 2015 kunne derfor reprodusere og dette gjenkjennes i økte 0+ tettheter av både aure og laks i 2016. I strekninger med miljøtilpasset sikring, naturtypiske steinutlegg foran sikringen, var median ungfisktettheter mer enn dobbelt så høy som på stasjoner ved vanlige plastringer og homogen, kanalaktig preg (Figur 42, Figur 43).

Lakseinnsiget er påvirket av en rekke andre faktorer utenfor elven i tillegg, særlig sjøoverlevelsen (Jonsson & Jonsson 2011). Her er det naturlige svingninger, men også en rekke menneskeskapte faktorer. Fra og med 2014 ligger smoltdødelighet som følge av påvirkning fra lakselus og fiskeoppdrett betydelig høyere enn i årene før med en forventet dødelighet på 59 % i 2017 mot 19 % i 2013 (Johnsen & Karlsen 2021). Fjordene og kystområdet Flåmsmolt må passere hører til regionen (PO4) som er blant de mest påvirket fra lakselus og oppdrett i Norge (Johnsen & Karlsen 2021). Innkryssing av oppdrettslaks er høy i regionen og laksebestanden i Flåmselva er i «dårlig» tilstand i denne kategorien. Samlet bestandsstatus er «svært dårlig» (VRL 2021). En annen menneskeskapt faktor i sjøen er fiske, i motsetning til elva der fisk har vært fredet siden 2015.

Fra og med 2017 har laksebestanden vært i en kritisk fase og har vært svært sårbar med bare noen titalls gytefisk igjen (15 individer i 2019). Innkryssing av oppdrettsfisk, sjøfiske, forurensing o.l., men også naturlige faktorer som predasjon og ekstremvær - og særlig sumvirkningen av disse - kan nå påvirke Flåmselvas laksestamme slik at den kan forsvinne. Situasjonen illustrerer hvor fort en laksepopulasjon kan falle på et lavere bestandsnivå gjennom menneskelig påvirkning, til tross for to av de sterkeste vernebestemmelser som finnes for laks i Norge, vassdragsvern med villaksstammen blant hovedverneformålene og nasjonalt laksevassdrag. Ytterligere menneskeskapte faktorer (oppdrett, sjøfiske, finsedimentustlipp, mfl.) kan holde bestanden på det lave nivået og i verste fall føre til en utryddelse av populasjonen. At denne faren ikke er ubegrunnet viser utviklingen i nabovassdragene Aurlandselva og Vosso. Her finnes det laksepopulasjoner der sumvirkningen av menneskeskapte inngrep har ført til en vedvarende kritisk bestandssituasjon over flere tiår. Her har det vært nødvendig med genbanker og langvarig utsetting for å bevare stammene fra utryddelse (Barlaup et al. 2015; Anon 2013; Ugedal et al. 2019).

Underveis ble myndighetene varslet om den kritiske situasjonen og en mulig utryddelse av populasjonen. Det ble gjennomført en rekke miljøtiltak av NVE i arbeidet 2014, 2015 og 2016, deriblant flytting av fisk og rogn, utforming av gytebrekk og steinutlegg, samt delvis utvidelse av aktivt elveløp (Pulg et al 2016). Dette hadde mest sannsynlig en positiv effekt på laksebestanden etter 2015. Men som nevnt ovenfor, forekom en rekke nye inngrep etter 2015, hovedsakelig utslipp av finsediment. I regi av fylkesmannen ble det derfor vurdert en rekke strakstiltak og avholdt et «krisemøte» om villaksen i Flåmselva i 2019. Her var relevante myndigheter, Aurland kommune, grunneiere, tiltakshavere og regulanter representert. Det ble oppfordret til å minimere inngrep i og langs elva og å utsette nødvendige arbeider til et senere tidspunkt når laksestammen hadde nådd mere bærekraftige nivåer, dvs. gytebestandsmålet. Så vidt som kjent har dette reelt bidratt til at større inngrep i Flåmselva ble unngått fra 2019. Det ble vurdert genbank, men grunnet en rekke ulemper med langvarig kunstig reprodusering (Hagen et al. 2019) og en stabilisering i ungfisktetthet i elva ble denne løsningen ikke valgt inntil videre.

Villaksstammen i Flåmselva vil kunne gjenoppbygges, men det forutsetter at negative påvirkninger unngås, særlig i den kritiske pågående gjenoppbyggingsfasen. Mange tidligere påvirkningsfaktorer i elva har blitt sterkt redusert eller fullstendig unngått etter 2019, deriblant finsedimentustlipp fra Leinafossen, Jernbaneverket og grunneiere. Fiske i elva har blitt stoppet fra 2015. Miljøtiltak i elva skal fortsettes inkludert reetablering kantvegetasjon. Sjølaksefiske har blitt redusert siden 2021. Det gjenstår utfordringene med fiskeoppdrett i sjøen. Til tross for «trafikklyssystemet» som er i kraft siden 2017 har smoltdødeligheten ligget langt over 30 % for de indre elvene i Sognefjordssystemet (Johnsen & Karlsen 2021). Risiko for ytterligere innblanding av rømt fisk er stor fordi villaksbestanden er så lav

og rømmingshendelser fortsetter. Disse gjenstående påvirkningsfaktorene vil kunne holde bestandsstatus på et kritisk lavt nivå og i verste fall bidra til at populasjonen forsvinner, særlig når ugunstige naturlige faktorer som predasjon og svingninger i oppvekstforhold kommer i tillegg.

Diskusjonen har fokusert på laks fordi arten er blant verneformålene og var grunnlag for statusen som nasjonale laksevassdrag. Ved siden av laks er det andre fiskearter og det har det blitt fanget aure og enkelte ål, stingsild og skrubbe. Vassdraget er dessuten kjent for å ha røye i høyereliggende fjellvann (Spikkeland 1999, Fylkesmannen i Sogn og Fjordane 2000).

Aurebestanden er anadrom til Leinafossen og under gytefisktelinger ble det observert 250 til 390 sjøørret i perioden 2012-2014. Tellingene deretter var lavere med 150 individ (2015) , 240 (2016) og mellom 50 og 60 individ i perioden 2017-2019 (Figur 40) . Nedgangen 2017-19 samsvarer med laksens nedgang i samme periode og kan forklares med redusert ungfiskbestand i 2015 (Figur 41). I motsetning til laksen ble det imidlertid også observert betydelig lavere bestander i 2015 og 2016. En nedgang ble også observert i naboelever (Ugedal et al. 2019) men mindre omfattende enn i Flåmselva 2015. Det er en rekke påvirkninger som kan spille inn her, og en viktig faktor er at adulte og subadulte sjøaure oftest overvintrer i elven i motsetning til laksen som befinner seg til havs. Overvintringsmulighetene mellom høst 2014 og vår 2016 var trolig sterkt redusert grunnet pågående gravearbeid, flytting av elveløp og masser. Det er derfor mulig at dette arbeidet har påvirket overlevelsen av overvintrende fisk og bidratt til lavere gytebestander 2015 og 2016. Rett etter 2014-flommen ble det talt mest sjøaure (390).

Fra og med 2020 ble det registrert en svak økning i gytebestanden preget av unge rekrutter (0.5-2 kg). Dette sammenfaller med laksens gradvise oppsving og kan forklares med økende ungfiskbestand fra og med 2016. For de neste årene forventes en videre økning og også flere større gytefisk, men dette forutsetter tilstrekkelig overlevelse i sjøfasen.

4.6.5 Flomscenarier for Flåmsvasdraget

Modellert flomvannstand og vannhastigheter ved Q200 og Q200+40 % basert på flomberegningene fra Holmqvist (2015) er vist i Figurene (Figur 49). Resultater av modelleringen danner grunnlag for vurdering av flomscenariene.

Sammenlignet elveløp før flommen 2014 er oversvømmelsesfare redusert i 2018-utformingen (opp til ca. Q200). Men særlig ved 200års flom pluss klimapåslag må det regnes med store oversvømmelsesarealer, delvis også ved bosetting (Flåm kirke, Flåm ndf. E 16 bro). Generelt vil elven ha høyere vannhastigheter og flere strekninger med superkritisk strøm under flommer i dagens elvegeometri (Figur 49). Dette øker skadepotensialet og sannsynligheten for erosjon der elven toppe over forbygningen eller når forbygningen svikter (Hauer et al. 2021). I den delvis innsnevrete strekningen mellom Flåm kirke og Leinafossen viser modelleringen høye vannhastigheter og overtopping av erosjonssikringen allerede fra Q200, og særlig når klimapåslaget legges til. Siden det er glasifluviale og fluviale masser med høy sandandel bak erosjonssikringen er det høy risiko for erosjon og morfodynamikk når overtopping sammenfaller med høye hastigheter (> 2 m/s). Dette gjelder også flere steder nedover elven først og fremst området ovenfor Steinshølen og ved Aurøyadn

(fra Q200) og ved Flåm kirke og nedover til skolebro samt nedenfor E 16 bro. Et kritisk smalt punkt med lite hydraulisk kapasitet finnes også ved Kleivi i Flåm sentrum.

Nedenfor Lunde og særlig ved Aurøyadn (motsatt samfunnshus) og i Flåm sentrum har elva lavere helning enn ovenfor og her må det regnes med avsetning av masser (Figur 28) dersom det skjer erosjon og morfodynamikk ovenfor. Høyt vannivå ved flo kan forsterke denne effekten. I så fall vil avløpskapasitet kunne reduseres og oversvømmelsesfare for bebyggelsen i Flåm økes.

For denne geometrien ble det også gjennomført modellering av Q200 + 40 % klimapåslag. Modelleringen viser potensiale for erosjon grunnet overtopping og høye vannhastigheter på begge sider i svingen ovenfor kirken (samløp Geilagrovi), rundt kirken, på vestsiden ovenfor Flåm skole, på vestsiden ovenfor og nedenfor Steinshølen, ved bruen ved Lunde og nedenfor Lunde. Generelt blir vannhastighetene såpass høye i trapezprofilen at forbygningen må være veldig stabil for å motstå elvekraftene.

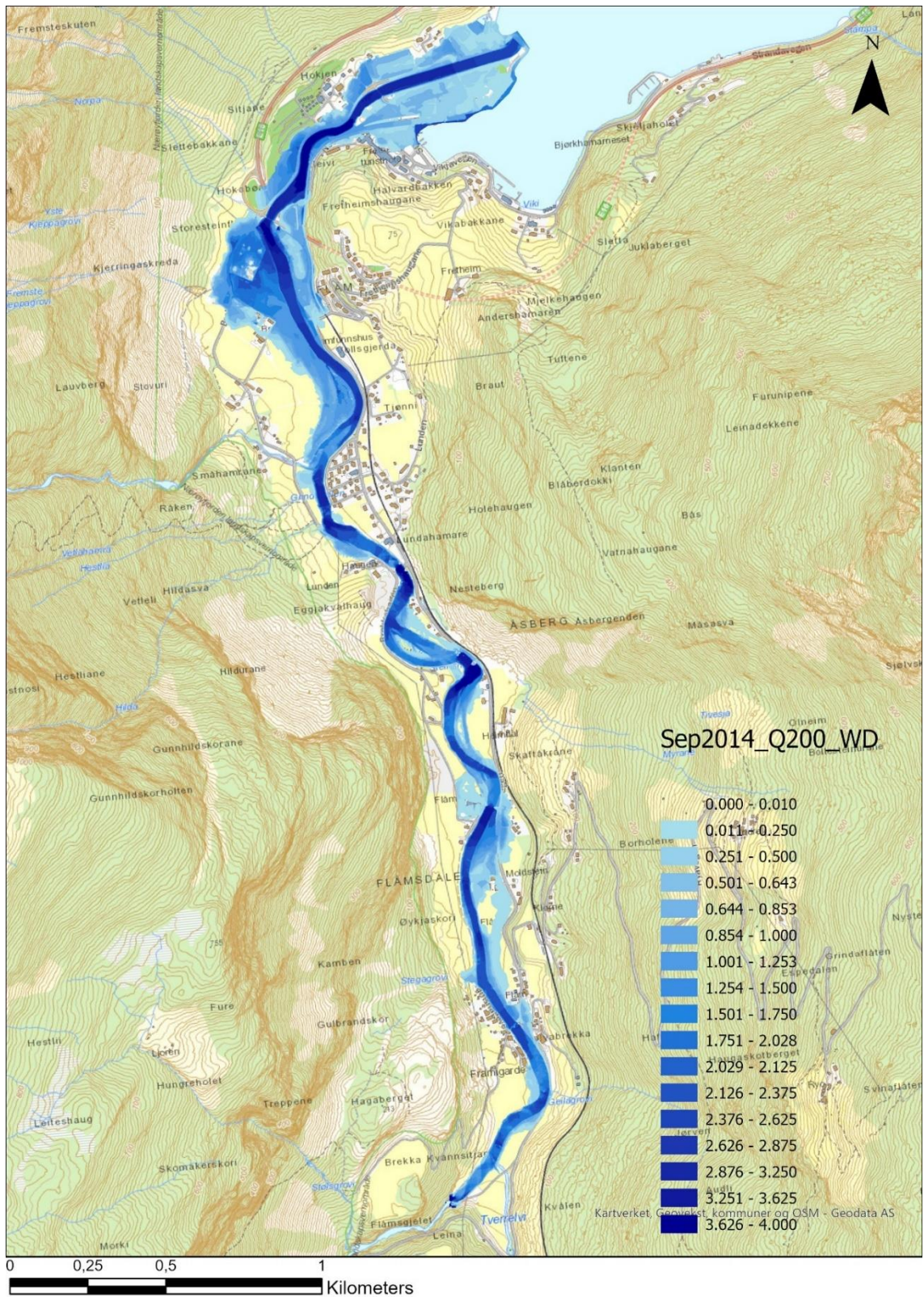
Ifølge Glover (2016) er det usikkert om sikringen bygget 2014-15 er tilstrekkelig for å unngå skader som under 2014-hendelsen. Han fremhever blant annet fare for oppstuvning bak veibro under E16-bro, havari av brudekket og erosjon/undergraving av hus, veier, jernbane og mark. Han fremhever også usikkerheter angående effekten av tidevann på vannstanden og deponering av sedimenter. Modelleringer gjennomført i dette prosjektet viser også at vannhastigheten synker med økt tidevann som kan føre til uprognostisert avleiring av sedimenter og oversvømmelser der dette skjer.

En flomhendelse i høst 2018 (14.10.2018) hadde en kulminasjonsvannføring på 192 m³/s og har gjentaksintervall mellom 10 og 20 år med dagens flommer, og tilsvarer middelflom med klimapåslag på 40 %. En befaring etter flommen viste graving bak forbygningen nedenfor Leinafoss.

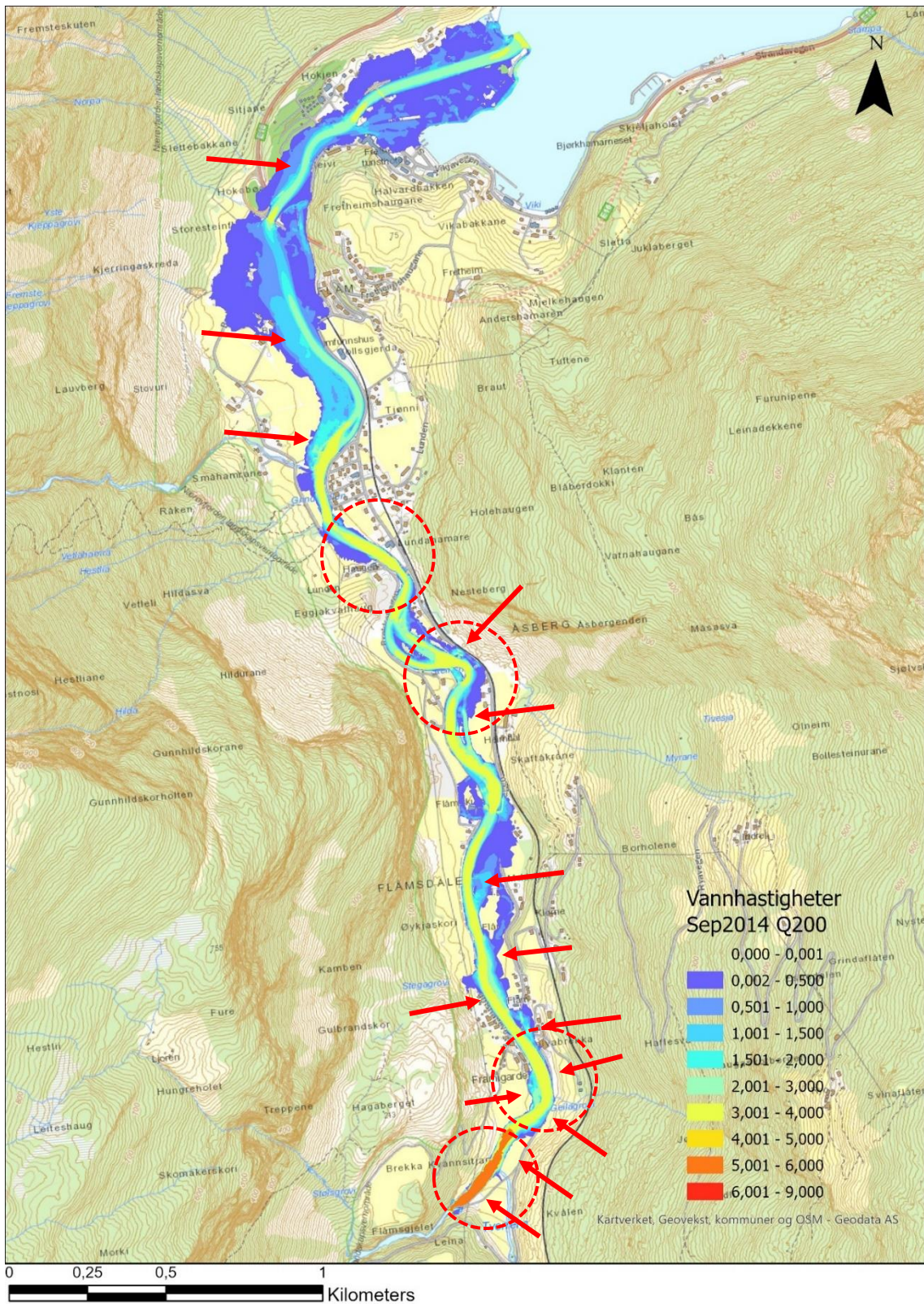
11.-12. november 2022 kulminerte vannføringen ved 227 m³/s, noe som tilsvarer en flom med gjentaksintervall mellom 20 og 50 år i henhold til Holmqvists beregninger (2015). Med klimapåslag tilsvarer vannføringen en 5-års flom. Også ved denne flommen ble de nevnte faremomenter tydelig, for eksempel ved høy vannstand ved Kleiven der boligbebyggelse ble beskyttet med mobil flomsikring.

Jernbanedam Høga

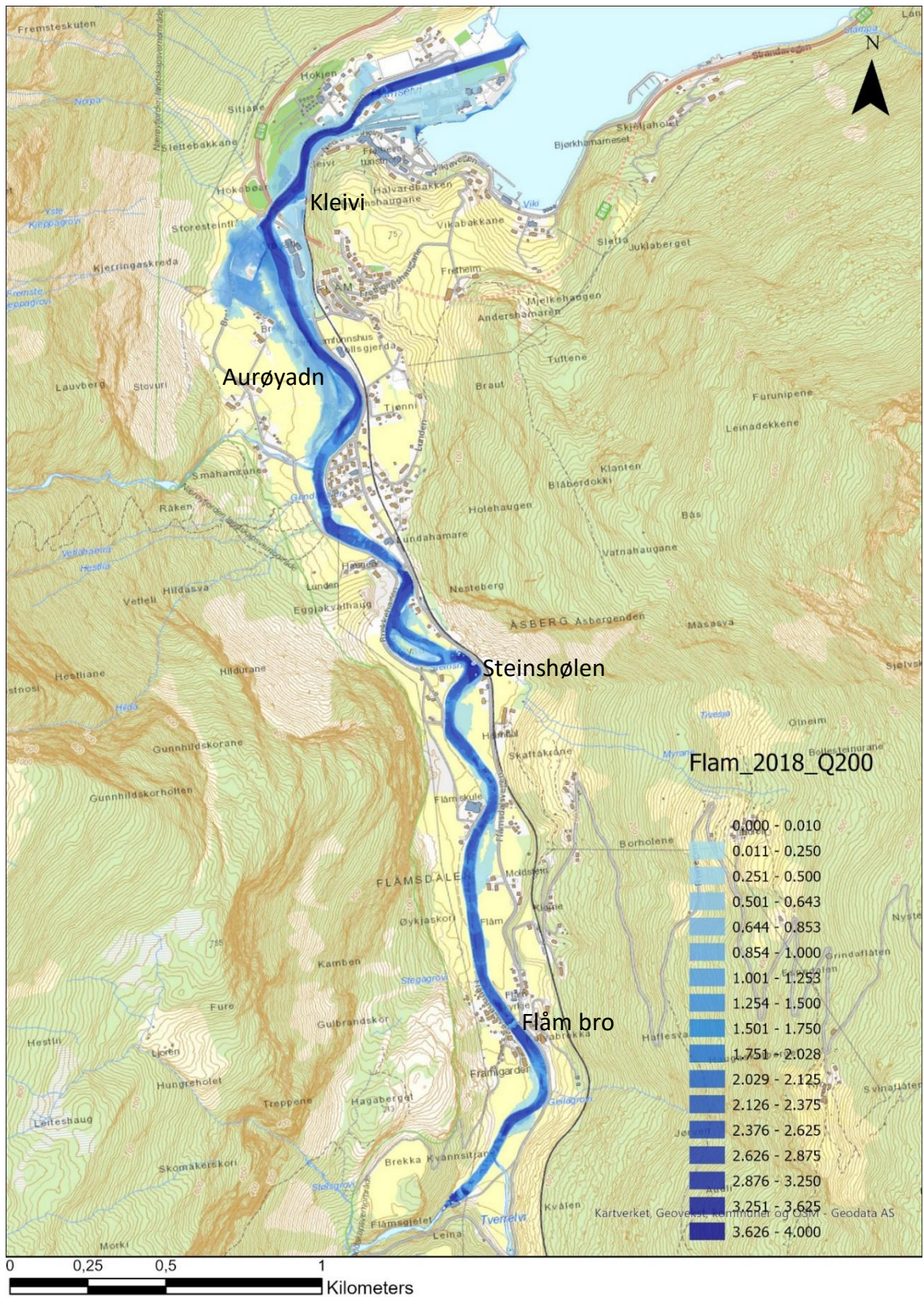
Jernbanedammen ved Høga ligger ca. 3 km oppstrøms Leinafoss kraftverk ved krysningsspunkt av Flåmsbanen og Flåmselva. Dammen går over hele dalbredden og elven renner gjennom en sprengt tunnel under. Dammen er en risikofaktor i store flommer siden den ikke er laget for å holde igjen vann. Den trange tunnelen kan imidlertid forårsake oppstuvning grunnet begrenset avløpskapasitet. I store flommer kan vann stues opp ovenfor og jernbanedammen kan kollapse. Dette ville føre til en flodbølge med stor risiko for liv og helse i Flåmsdalen nedenfor helt til munningen i fjorden. Tunnelens hydrauliske kapasitet er estimert til ca. 320 m³/s (Domaas et al. 2018), men kan være mindre enn det, ikke minst fordi det kan forekomme ras og massetransport i slike situasjoner. Lokale (Terje Hilstad pers. med.) har meldt om ras og kortvarig mindre oppstuvning under flommen i 2014 (247 m³/s). En 200 årsflom med 40 % klimapåslag tilsvarer 400 m³/s.



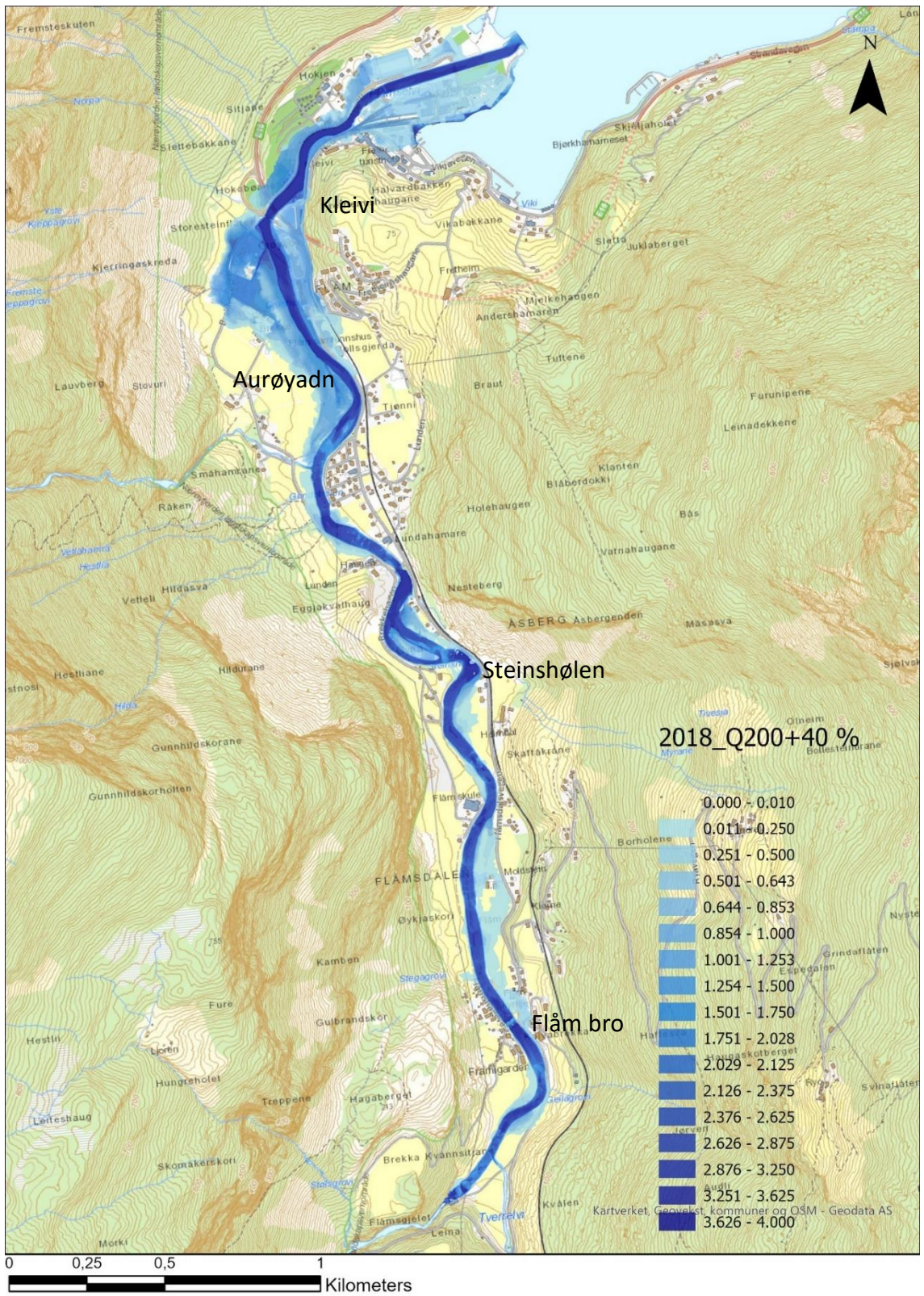
Figur 44. Modellerte vanndybder i elvegeometrien før flommen i 2014



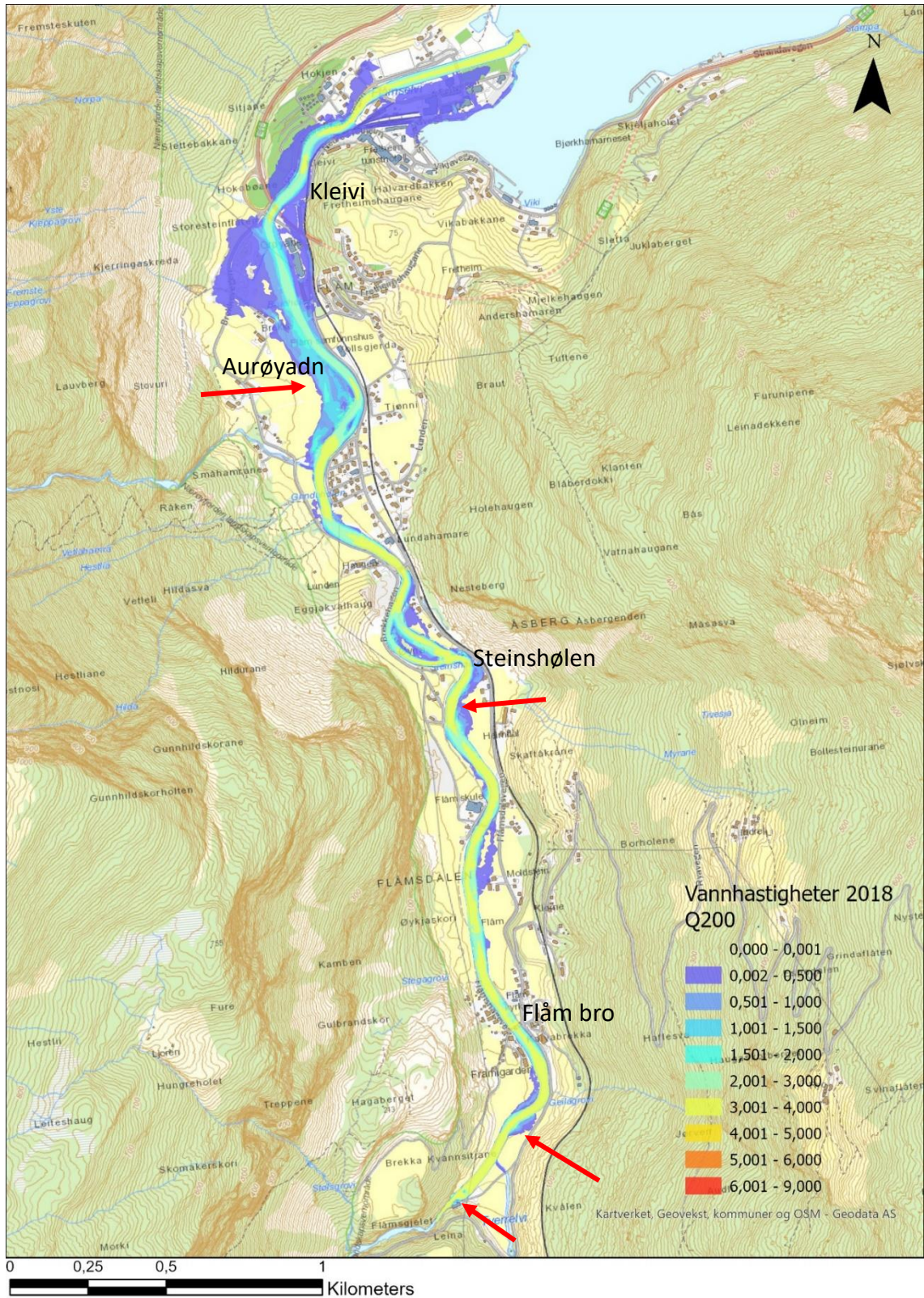
Figur 45. Modellerte vannhastigheter for Q 200 i elvegeometrien før flommen i 2014. Pilene indikerer områder med høy risiko for morfodynamikk etter metoden beskrevet i 4.2. Sirkel indikerer høy risiko for morfodynamikk basert på morfologisk analyse av elvetyper Tabell 2



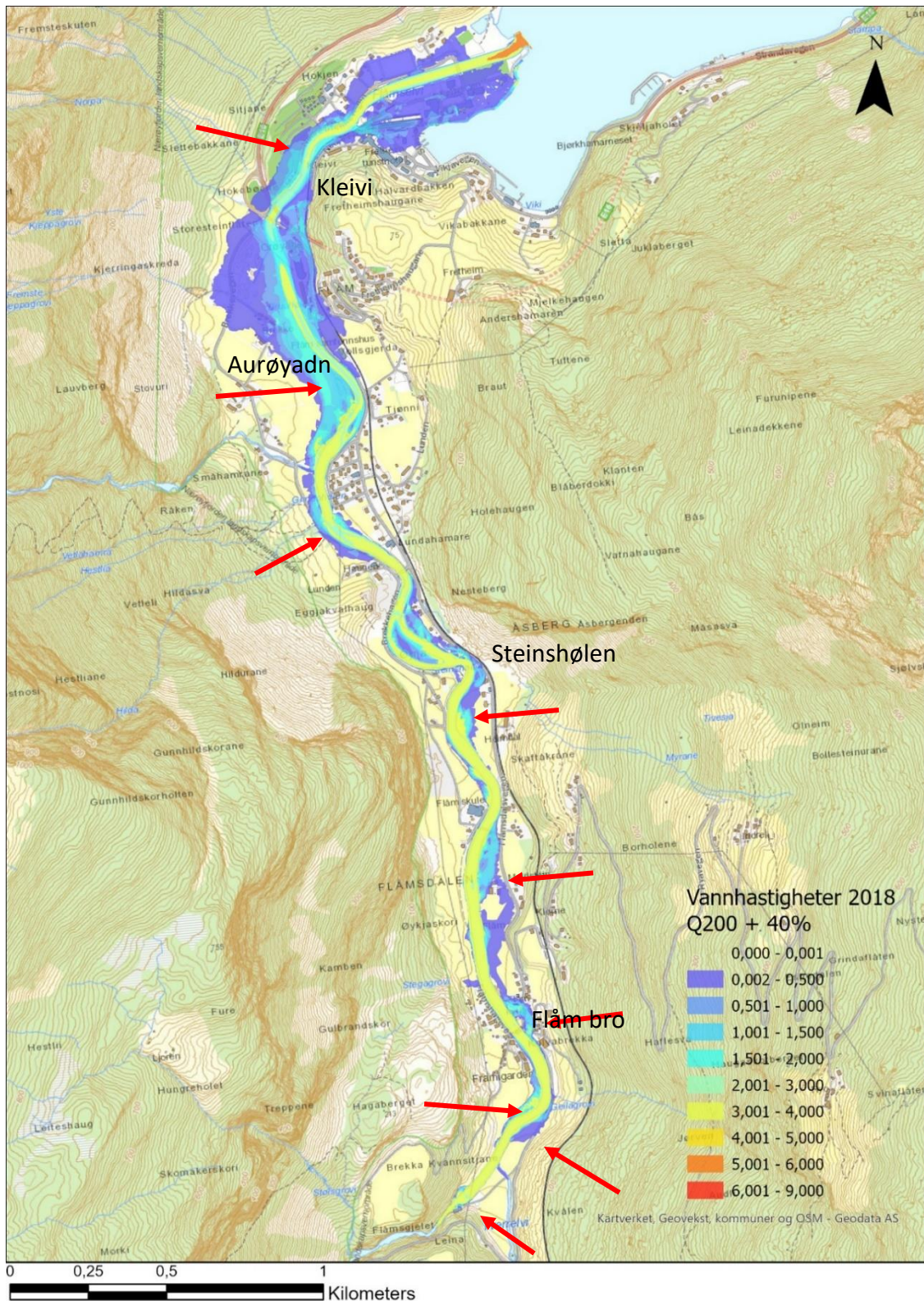
Figur 46. Modellerte vanndybder i elvegeometrien fra 2018 ved Q200



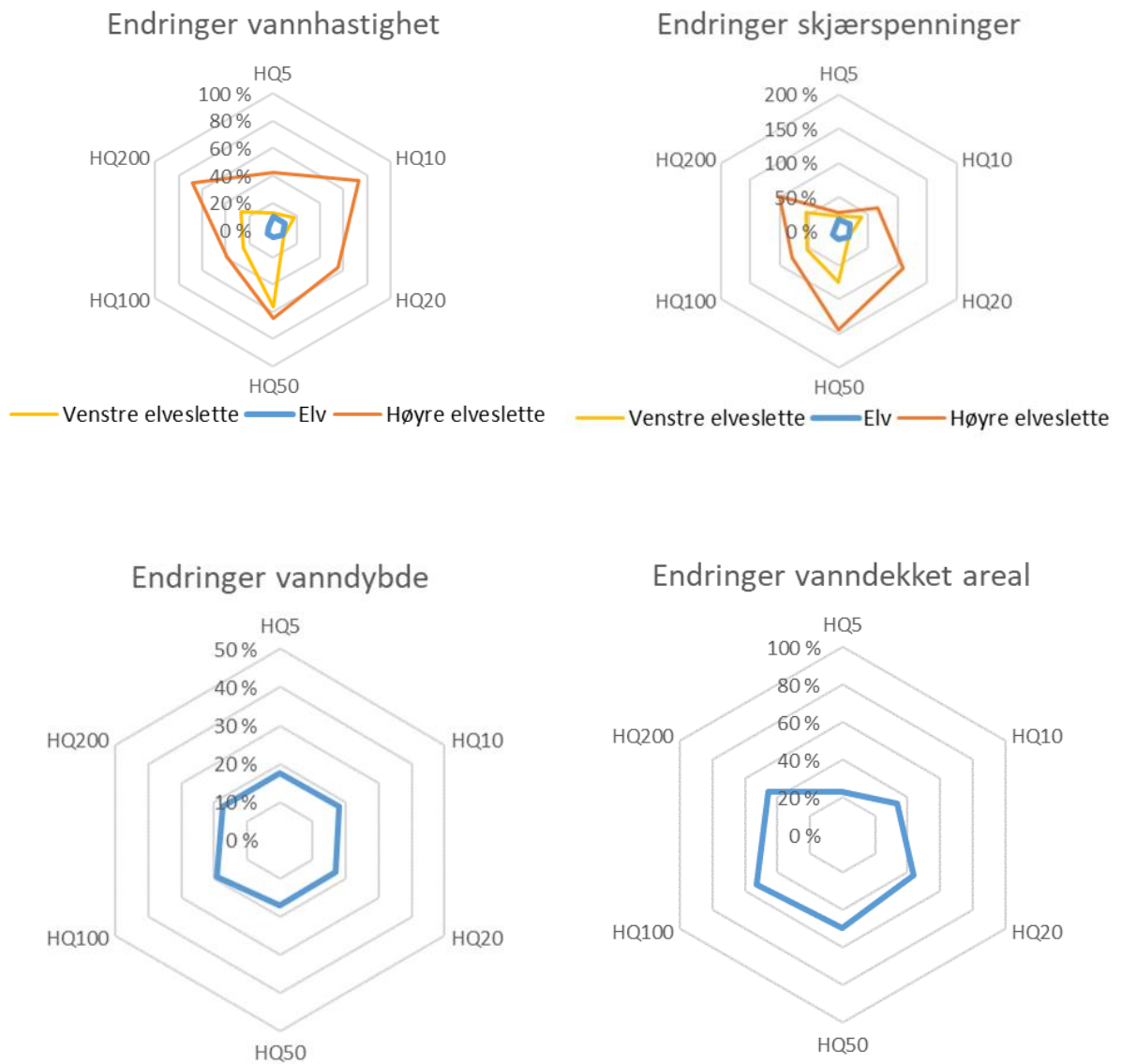
Figur 47. Modellerte vanndybder i elvegeometrien fra 2018 ved Q200+40 %



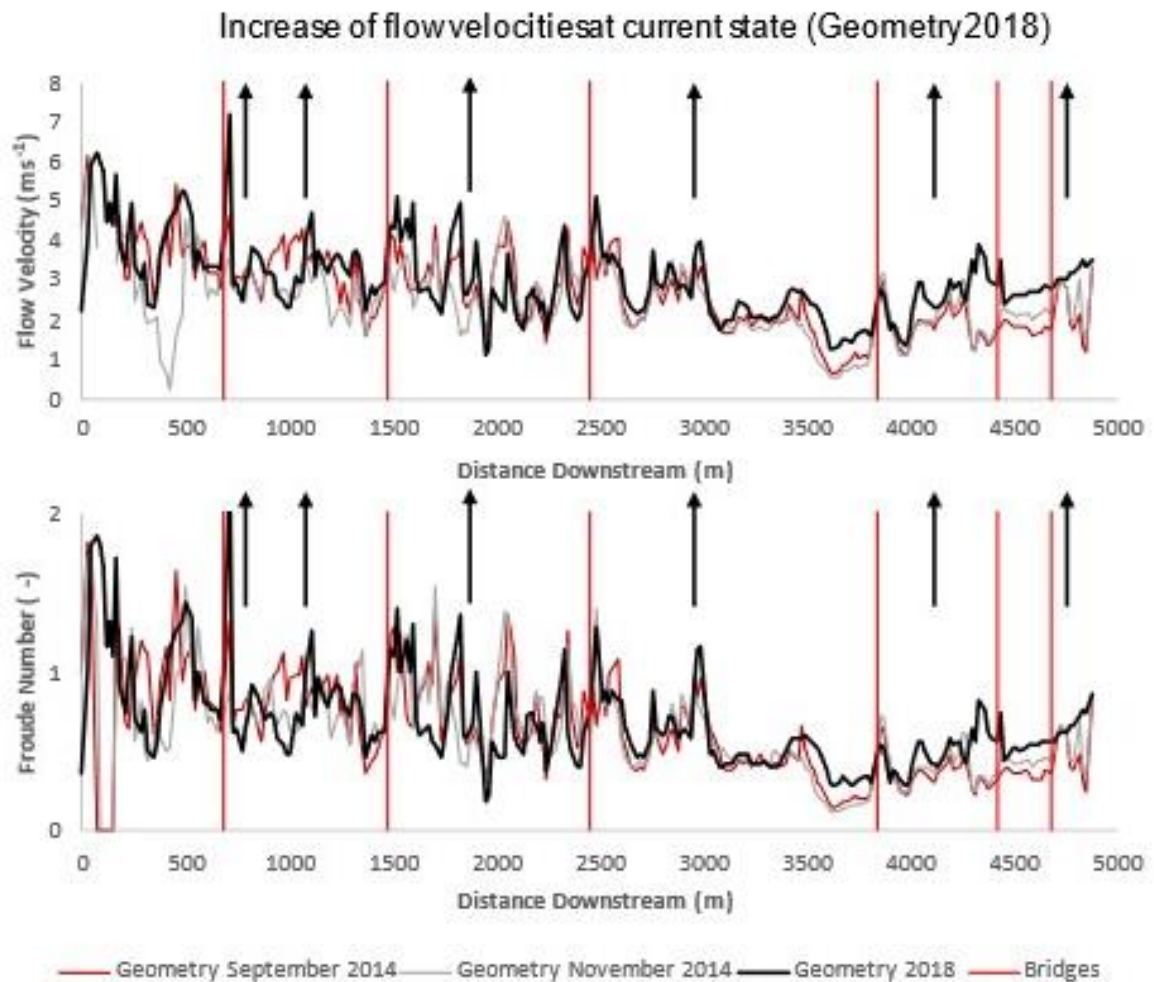
Figur 48. Modellerte vannhastigheter for Q 200 i elvegeometrien før flommen i 2014. Piler indikerer risiko for erosjon og morfodynamikk der vann med høy hastighet (2 m/s) treffer på fluviale masser.



Figur 49. Modellerte vannhastigheter for Q 200+40 % i elvegeometrien før flommen i 2014. Pilene indikerer områder med høy erosjonsrisiko.



Figur 50. Vindrosediagramm med modellerte endringer som følge av klimapåslaget (40%) ved forskjellige vannføringer.



Figur 51. Sammenligning av vannhastighet og Froude-tall for elvegeometriene før (september) og etter flommen (november 2014) samt etter flomsikringen 2018 . Det er en markant økning i vannhastighet og strekninger med superkritisk strøm i modellen i 2018-geometrien sammenlignet med geometrien i november 2014.



Figur 52. Begynnende erosjon bak forbygningen ndf Leinafoss kraftverk og ovenfor Brekke bru etter høstflommen 2018 ($192 \text{ m}^3/\text{s}$, ca. Q10-Q20).

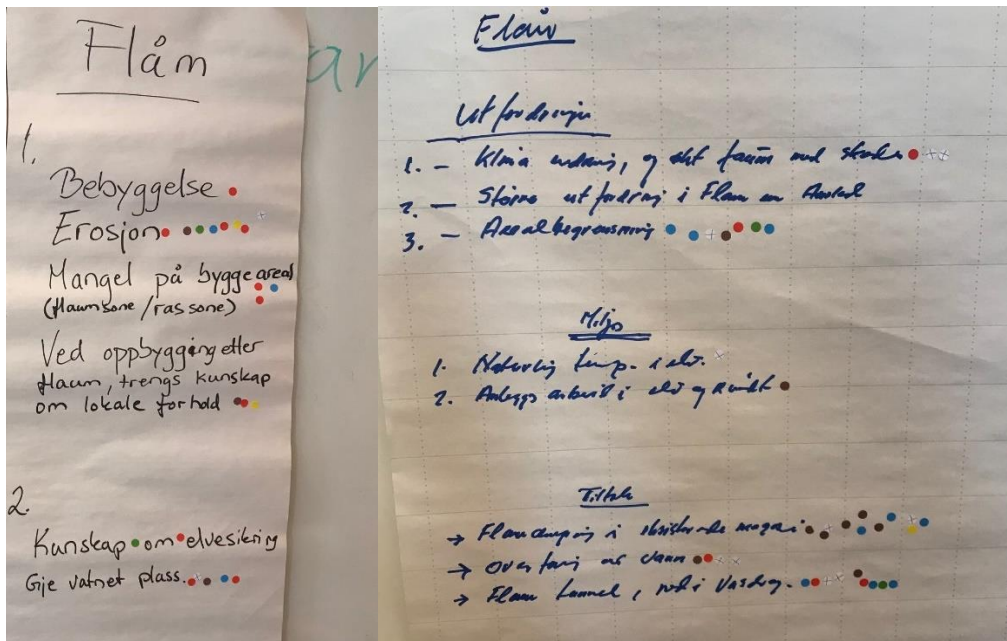
Innspill fra workshop og befaring med kommune 2018

Den 14. april 2018 var det 25 deltakere fra Flåm og Aurland med på workshop angående flomsituasjonen langs begge elver. Det ble også gjennomført en synfaring med kommunen der modelleringsresultater ble diskutert i felt og innspill fra kommunen ble tatt inn i scenariene (17.10. 2018).

For Flåm ble det diskutert arealbruksbegrensninger, flomstørrelse, erosjonsfare og samtidige restriksjoner grunnet rasfare som de største utfordringer. Av tiltakene var det flest poeng for «flomdemping i eksisterende magasin», flomtunnel/overføring og «gi vannet plass». Basert på innspillene og diskusjonen ble det utviklet følgende scenarier: 1. Naturlig utvikling, 2. Retensjon, 3. Magasinering og overføring Viddalen, 4. Kanalisering og 5. Integrativ løsning.



Figur 53. Workshop i Aurland våren 2018.



Figur 54. Innspillene fra deltakere til situasjonen i Flåm.

Scenario 1 – Naturlig utvikling

I dette teoretiske scenarioet legges til grunn en forventning om den opprinnelige naturtilstanden basert på en geomorfologisk analyse av terrengformen basert på LIDAR data, løsmassekart og med gamle foto (før 1931) og flyfoto (1971). Scenarioet representerer en forventning om naturtypisk elvemorfologi og habitatkvalitet uten hydromorfologiske inngrep og tilsvarer et «målilde». Slik vil elven og elvesletten kunne utvikle seg uten menneskelige inngrep. Store flommer med morfodynamikk vil utforme elv og elveslette i denne retningen.

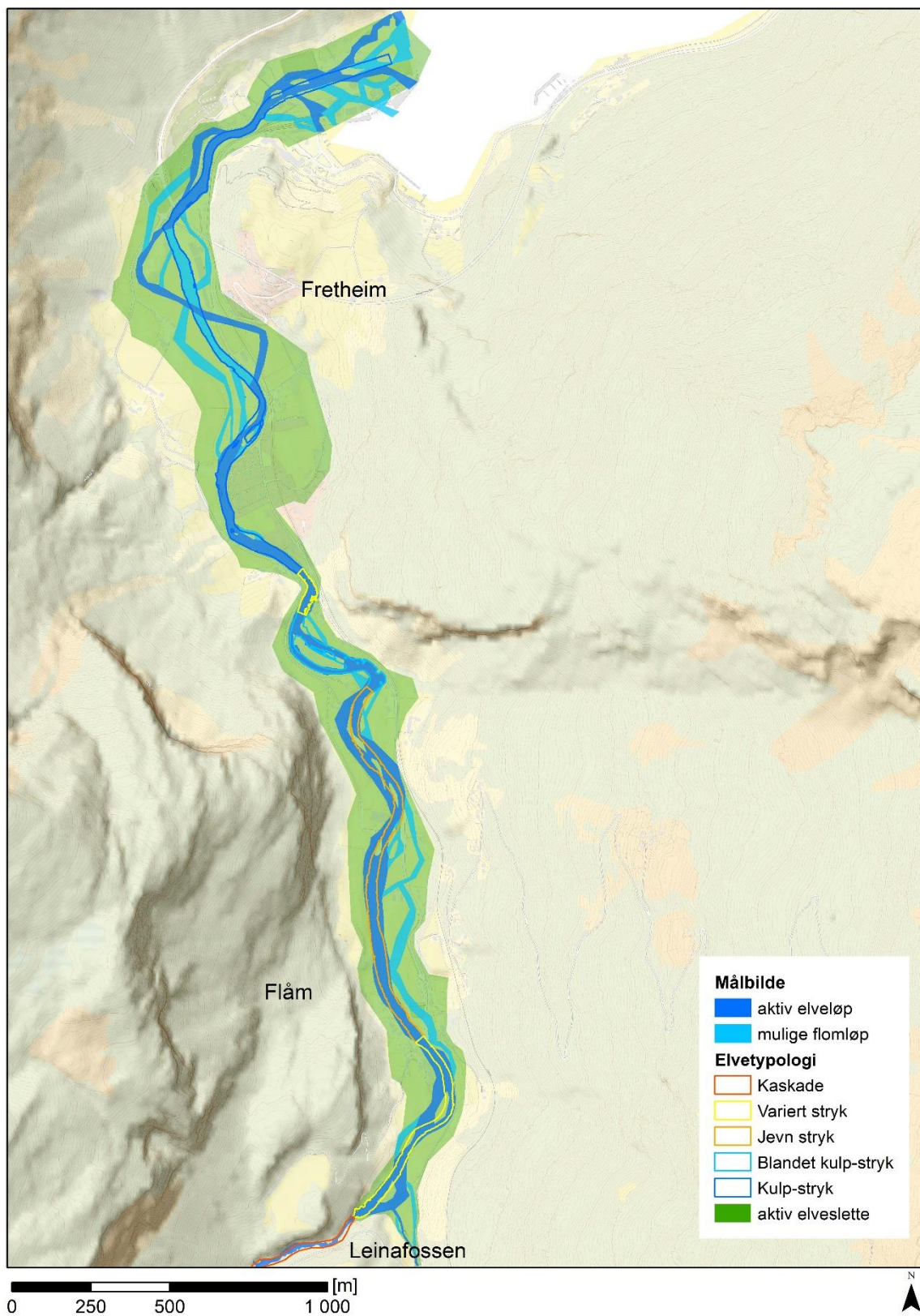
Figur 56 viser forventet naturlig utvikling av elveløpet. Det som fremstilles er det aktive elveløpet med potensielle sideløp. Elvesletten på kart er området som kan bli rammet av store flommer (Q50-1000), både gjennom morfodynamikk eller oversvømmelse (aktiv elveslette). Elveløp/flomløp illustrerer områder som kan ha morfodynamisk utvikling under storflommer, dvs. områder med potensial for at det dannes/reaktiveres løp.



Figur 55. Flåm ndf. Leinafossen ca. 1930. Kilde: nasjonalbibliothek/public domain

Bunnen i elvesletten i den anadrome delen er dominert av elve- og bekkavsetninger med noe innblandet skredmateriale, samt glasifluviale avsetninger mot Leinafossen. Elven kommer ut av juvet på grunnfjell ved Leinafossen (ikke fluvial) med høy energi og treffer på glasifluviale og fluviale avsetninger nedenfor med stort potensiale å «kaste» seg rundt i elvesletten. Det må forventes danning av bifurkasjoner i hele løpet og særlig ved Aurøyadn og det gamle delta. Her begynner elven å bli transportbegrenset (Figur 28), det finnes relikter av delta og bifurkasjoner som har blitt fylt igjen. Særlig ved store flommer og flo sjø vil elven nederst ha en tendens til sedimentasjon og å danne bifurkasjoner eller delta igjen. Aktivt flomslette dekker store deler, men langt i fra hele dalbunnen. På terrasser or rester av den morfologiske elvesletten finnes arealer som ikke kan oversvømmes ved slike flommer (Q50-1000).

Scenarioet tilsvarer en forventet naturtilstand med naturtypisk elvemorfologi og vil gi forutsetninger til det som i dag defineres som svært god økologisk tilstand. Samtidig vil et slikt scenario med stort morfologisk aktivitet gi sterkt reduserte arealbruksmuligheter. Scenarioet visualiserer i hvilken retning elven vil utvikle seg i svært store flommer eller uten menneskelig sikringsaktivitet.



Figur 56. Flåmselva scenario 1 – Målbilde med forventet naturlig utvikling.

Scenario 2 – Retensjon

Basert på topografien finnes det tre opsjoner for å bruke retensjon i forskjellig omfang for flomsikring i Flåmsdalen. Disse er 1) Jernbanedam/Holten, 2) Melhus og 3) Seltuftvatnet og/eller Klevavatnet (Figur 58). Effekt av retensjon er avhengig av volum og andel av totalnedbørsfelt. Dessuten krever scenarioet egnete damkonstruksjoner, styringsluker og tappearrangementer.

Opsjon 1

I kap. 4.6.5 er det nevnt at Jernbanedam Høga medfører risiko for kollaps ved store flommer over ca. 250-320 m³/s – noe som kan føre til en flombølge med fare for liv og helse.

Det anbefales derfor å vurdere dam sikkerheten samt konstruksjon av en sikringsdam med kontrollert overløp for å unngå dambrudd. Det vil kunne sikre jernbanedammen i slike situasjoner samtidig som dalbunnen ovenfor brukes til retensjon. Lokasjonen har en stor andel av nedbørsfeltet 75 % noe som er gunstig for flomdempingspotensialet. Samtidig har dalbunnen ovenfor veldig begrenset retensjonsvolum grunnet terrengform (40.000 m³) og kan derfor bare virke som supplerende flomdempingstiltak i samspill med andre tiltak.



Figur 57. Tunnel for elven forbi Flåmsbanen ved Holten, ca. 1940. Bildet tyder på at jernbanedammen kan bestå av løsmasser. Kilde: nasjonalbibliothek/public domain

Opsjon 2 er et teoretisk scenario for å illustrere potensialet for flomdemping med retensjonsbasseng. Estimater innebærer bygging av en ny demning med 22 m høyde og 150 m³/s bunnappingskapasitet ved Melhus. Grunnet manglende detaljdata om nedbør eller flombølgen i delnedbørsfeltet ble hele flombølge fra 2014 (23.10.2014 - 09.11.2014) lagt til grunn for å se om volumet kan være tilstrekkelig for å holde tilbake vannføringer over 150 m³/s. Lokasjonen fanger opp 69 % av totalnedbørsfeltet.

Retensjonsbassenget dvs. dalbunnen ovenfor ville hatt et retensjonsvolum på 1,9 mill. m³ og kunne dempet flommer slik som 2014-flommen med god margin (magasinfylling modellert til ca. 700.000 m³). Ser man bare på kulminasjonsvannføring uten flombølgeformen er det sannsynlig at et retensjonsbasseng på Melhus kan dempe $Q_{200+40\%}$ (400 m³/s) til ca. Q_{200} (290 m³/s). Dagens Q_{200} vil trolig kunne dempes til ca. Q_{50} og mindre. Opsjon 2 betraktes derfor som lovende med tanke på flomdempingspotensiale men vil alene trolig ikke være nok til å dempe $Q_{200+40\%}$. For en detaljert vurdering av dempingseffekten anbefales en nedbør-avløpsmodell for hele nedbørsfeltet slik at det blir mulig å ta hensyn til reelle flomforløp og varighet.

Opsjon 3 består av flomdemping i eksisterende magasiner for å holde tilbake vann. Aktuelt kan være Seltuftvatnet (1.6 mill. m³) og Klevavatnet (opptil 7.7 mill. m³) til retensjon. Disse dekker henholdsvis 54 % og 39 % av totalnedbørsfeltet. Begge løsninger forutsetter ombygging og oppgradering av tappearrangementene.

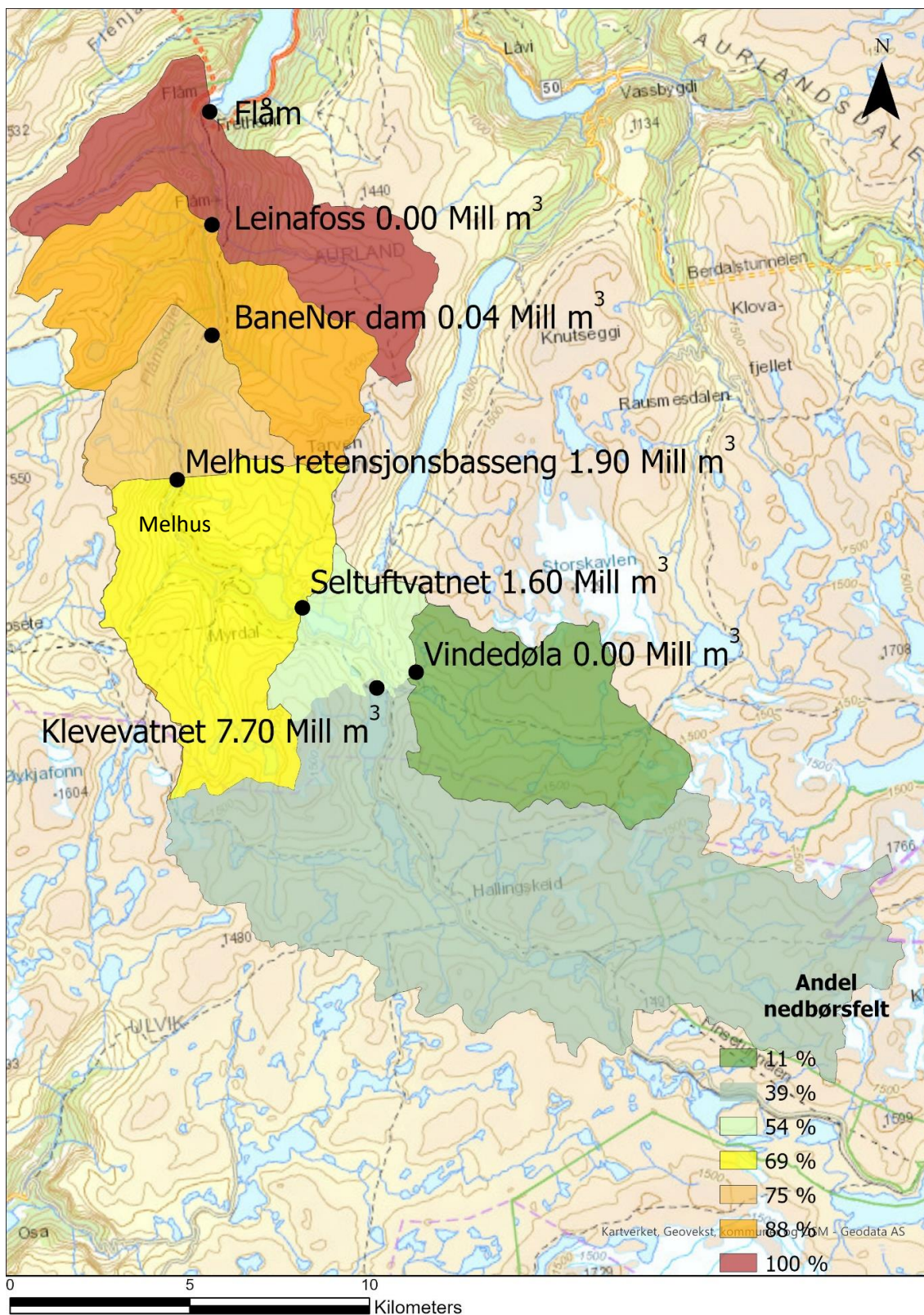
Ifølge regulanten (Bane Nor, Erling Nesbø pers. komm 20.12.2018) er Seltuftvannet ikke lenger i bruk pga. at tappeluken sitter fast og det er bare overløp over demningen. Seltuftvannet tar også imot vann fra Vindedøla delnedbørsfeltet (Figur 52). Grovestimat av flomtoppen fordelt på delnedbørsfeltet viser at Seltuftvannet (1.6 mill. m³ retensjonsvolum) kan ha potensiale for å dempe $HQ_{200} +$ klimapåslag (400 m³/s) til HQ_{200} (290 m³/s) og dagens HQ_{200} til HQ_{50} dersom tappekapasiteten økes til 110 m³/s og vannet bygges om til ren retensjonsbasseng. Igjen er dette estimatet bare basert på kulminasjonsvannføring og retensjonsvolum, ikke på et flomforløp.

Reinungavatnet har teoretisk et ytterligere magasineringspotensial på 1.2 mill. m³ men siden det er svært begrensede styringsmuligheter er dette ikke inkludert. Her er det ytterligere muligheter til flomdemping ved mer omfattende ombygginger av tappemuligheter.

Brukes Klevavatnet (39 % av nedbørsfelt) som retensjonsbasseng som anbefalt av Multiconsult (Glover 2016) må magasinet tappes ned med 3 m for å kunne redusere flomtoppen ut av Klevavatnet med 25 m³/s og utsette kulminasjonstidspunktet med 5 timer (basert på 2014-flombølgen). Dette og overføring av vann til Viddalsmagasinet ville redusert 2014-flomtoppen ved Brekke Bru fra 247 til 210 m³/s. Løsningen vil ikke kunne bidra til demping fra Vindedøla siden Klevvatnet har et annet nedbørsfelt. Nedtappingskrav for flomvern begrenser imidlertid muligheter forkraftproduksjon. Videre er tappelukene ikke dimensjonert for demping av storflommer. NVE (Langsholt et al. 2015) skriver at «I Flåm ble det store skader etter flommen. Det er tre mindre magasiner i Flåmsvassdraget. Ved disse var det overløp under flommen, og de bidro derfor i liten grad til å redusere flomvannføringene i vassdraget. Selv om magasinene hadde vært nedtappet en uke før flommen, var tilsiget så stort i dagene før, at magasinene ville vært fylt før flommen kulminerte.» Det kreves altså nye tappearrangement med langt større kapasitet og ytelse.

Flomdemping i øvre nedbørsfeltet ved alle 3 opsjoner medfører behov for fysiske sikringstiltak kombinert med avbøtende miljøtiltak i nedre delen av Flåmselva siden det også kommer flomvann fra nedre deler av nedbørsfeltet. Til dette hører utvidelse av elveløp, tilbaketrukket erosjonssikring og solid erosjonssikring rundt bruer og ved bosetting (se scenario 5). Avbøtende miljøtiltak (grus- og steinutlegg, elveutvidelser, tilbaketrukket erosjonssikring, miljøvennlige erosjonssikring) vil gi forutsetning for god økologisk tilstand i elva og oppnåelse av formålene til vassdragsvernet.

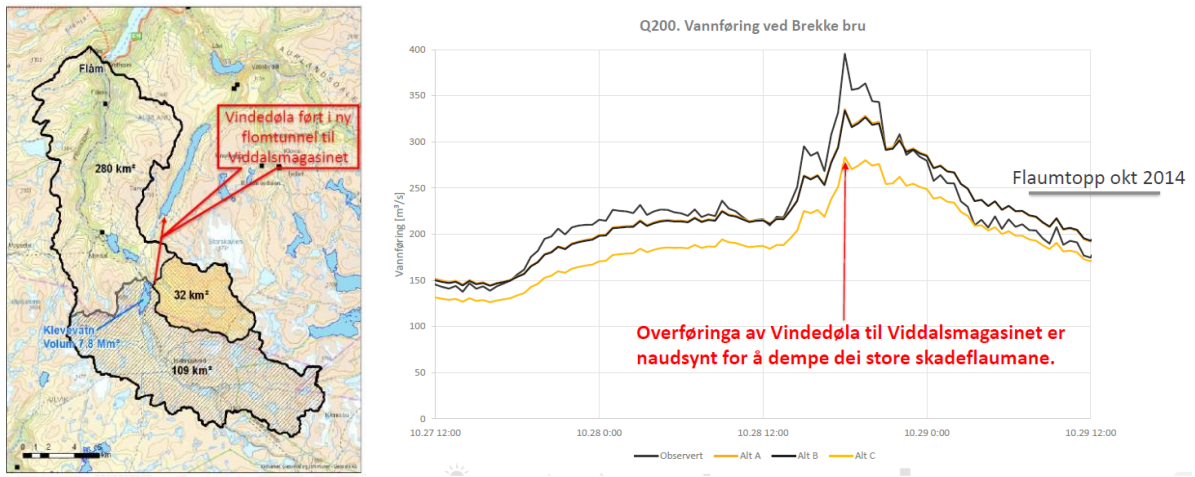
Retensjonsscenarioet innebærer bl.a. omfattende oppgraderinger av tappearrangementene i magasinene og vurdering av damsikkerhet. Det kreves mer detaljerte studier og oppmålinger for å kunne kvantifisere effekt og kostnader i detalj, men estimatene viser at retensjon har potensial til å bli et viktig tiltak for å kunne håndtere flomrisikoen i nedre Flåmselva. Dette gjelder særlig når flere retensjonsmuligheter kombineres slik som Klevavatnet og Seltuftvatnet eller Melhus. Et annet viktig fasit fra scenarioet er at Jernbanedammen ved Holten og flombølgen den kan forårsake må håndteres uansett også i de fleste andre løsningsscenarier dersom denne risikoen skal reduseres.



Figur 58. Scenario 2 retensjon: Potensial for retensjon i forskjellige lokasjoner av dammer og magasiner samt retensjonspotensial i dalbunnen ved Melhus og jernbanedammen

Scenario 3 – Kombinert tapping Klevevatnet og overføring til Viddalsmagasinet i Aurlandsvassdraget

Scenario 3 ble utarbeidet av Multiconsult på oppdrag for Aurland kommune og kombinerer overføring av vann fra Flåmsvassdraget til Aurlandsvassdraget i en tunnel med kapasitet på 20 m³/s, senkning av vannspeilet i Klevevatnet på 3 m hele høsten for å skape plass til magasinering (retensjon) og oppgradering av tappetunnel i Klevevatn til 20 m³/s (Glover 2016). I tillegg til flomdemping ved retensjon og overføring i øvre nedbørsfelt legges til grunn omfattende fysiske erosjons- og flomsikringer i nedre del av elven.



Figur 59. Prinsippet av overføring og dempingseffekt vist for en vannføring slik som oktober 2014. Fra Glover (2016)

Dette scenarioet hadde redusert flomtoppen med ca. 100 m³/s (ved Q200 +40% = 400 m³/s) noe som nesten tilsvarer klimapåslaget (110 m³/s). En viktig forutsetning er imidlertid at nedbøren er fordelt jevnt over nedbørsfeltet eller sterkere i Vindølas og Klevevatnets nedbørsfelt. Siden løsningen ligger relativt langt oppe i nedbørsfeltet er den mindre effektiv når mesteparten av nedbøren kommer i vest og nord i nedbørsfeltet. Multiconsult (Glover 2016) henviser til at «Vindedøla ved kote 975 utgjør ca. 12 % av feltarealet ved Brekke bru, men sannsynligvis omtrent 15-20 % av flomvolumet i 2014». Det er ikke gitt at neste hendelsen har samme nedbørsfordeling. Dessuten må det være nok plass for vannet i Viddalsmagasinet og Aurlandsvassdraget. Dette er ofte tilfelle, men det finnes også perioder med høy fyllingsgrad i Aurlandsmagasinene og hvis ekstremflommer sammenfaller, vil det være en begrenset mulighet til overføring. For å håndtere dette må det forutsettes gode varslingssystemer.

Miljømessig må det regnes med lignende effekter og avbøtende tiltak som ved dagens sikring i Flåms siden en slik sikring forutsettes. Sikringen hindrer naturlig elveutvikling, men dette kan delvis kompenseres for ved steinutlegg, grustilførsel og kantvegetasjon samt utvidelse av tverrsnitt og restaurering av sideløp der det er mulig. Scenarioet kan sånt sett kombineres med mye som er beskrevet for det integrative Scenario 5. Men scenario 3 innebærer dessuten overføring av vann til et annet nedbørsfelt og med dette endringer i hydrologi og vannføring. I tillegg medfører overføring av vann til Aurlandsvassdraget økt risiko for spredning av arter, som for eksempel røye som ikke finnes i

Aurlandsvassdraget men i høyt liggende fjellvann i Flåmsvassdraget (Spikkeland 1999, Fylkesmannen i Sogn og Fjordane 2000).

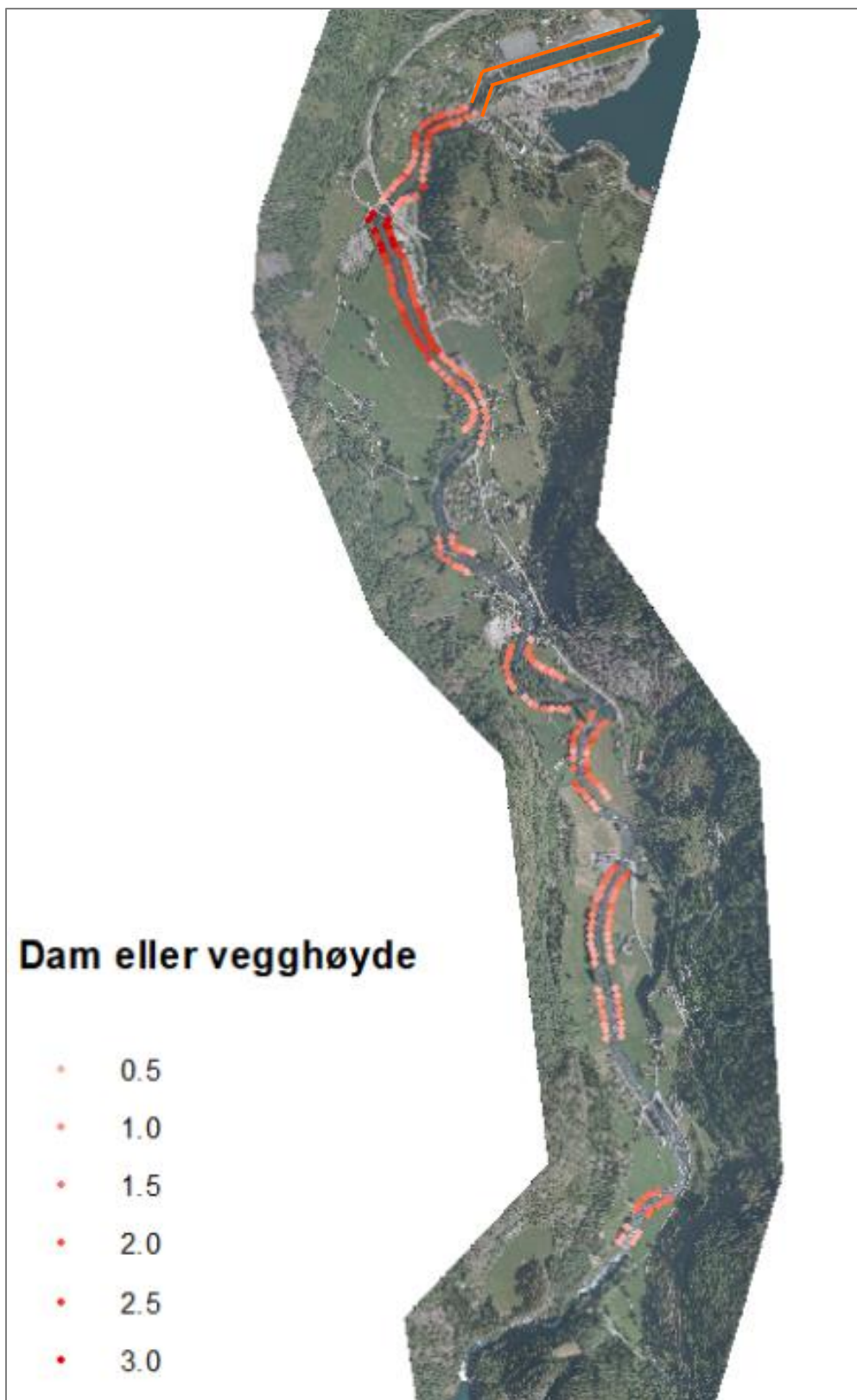
Med de nevnte avbøtende tiltak forventes at god økologisk tilstand vil kunne bli nådd i nedre Flåmsvassdraget, forutsatt at nok vann forblir i vassdraget. En usikkerhetsfaktor er imidlertid omfanget av vannoverføringen som kunne ført til reduserte vannføringer i Flåmselva. Spredning av arter vil dessuten ha stor skadepotensial i Aurlandsvassdraget med mulig sterk reduksjon i aure- og lakseproduksjon samt nedgradering av «økologisk tilstand» der.

Scenario 4 – Kanalisering og flomvoller

Scenario 4 er et hypotetisk alternativ som skal vise hva som skjer dersom man utelukkende satser på kanalisering og flomvoller som virkemidler. Her forutsettes at det bygges en flomvoll og delvis flomvegg langs hele elva nedenfor Leinafossen dimensjonert for 200 års flom og 40 % klimapåslag.

Beskyttelse mot oversvømmelse opp til Q200 krever en flomvoll/-vegg langs elven med opptil minimum 2 m høyde, mens det ved Q200 + klimapåslag er nødvendig med en flomvoll/-vegg på opptil minimum 3 m høyde (Fig). I tillegg måtte det tilføyes en sikkerhetspåslag. Dette scenarioet hadde medført omfattende anleggsarbeid og terrengendringer samt en forsterket erosjonssikring av hele nedre del av elven. Elven hadde blitt innsnevret i flommer noe som hadde ført til større vannhastigheter og skjærspenninger ved storvannndyp. Derfor hadde det vært nødvendig med delvis plastring av elvebunn og bygging av terskler for å motvirke bunnerosjon og innskjæring. Fra mange ståsteder hadde elven ikke vært synlig for mennesker på land. Med løsningen er det teoretisk mulig å hindre oversvømmelse og morfodynamikk til den dimensjonerende vannføringen. Men ved svikt av sikring eller overtopping hadde farepotensialet vært svært stort siden erosjonskreftene hadde vært akselerert og tilbakerenning av vannet hadde vært stedvis hindret. I tilfelle massetransport hadde det dessuten vært stor fare for sedimentasjon i Flåm sentrum og med dette forhøyet oversvømmelsesfare. Denne tilsynelatende sikre varianten medfører altså store faremomenter, dersom forutsetningen endrer seg i liten grad og er med dette lite robust mot endringer.

En slik løsning hadde hatt store konsekvenser for landskapsbildet og miljøforhold. Mange steder hadde elven ikke vært synlig fra bredden, bebyggelse, veier og jernbane. Den svært omfattende kanaliseringen med delvis bunnplastring hadde sørget for utspyling av gytegrus og mindre hulrom i elvebunn med redusert ungfiskroduksjon og lavere bestander av laks og sjøaure som sannsynlig følge. Dessuten hadde det vært svært redusert plass for kantvegetasjon og økologiske interaksjoner mellom elveslette og elv. Basert på lignende strekinger forventes dårlig økologisk status ved valg av en slik løsning (Pulg et al. 2018). Viktige verneverdier slik som landskapsbilde og villakspopulasjonen hadde blitt sterk redusert uten at tilstrekkelige avbøtende tiltak kunne blitt gjennomført i det trange tverrsnittet med høye skjærspenninger.



Illustrasjon av vegg/damhøyder for flomsikring for Q200. Behov for forbygninger opptil minimum 3 m høyde.

Scenario 5 – Integrativt løsning

Scenario 5 har som mål å kombinere det beste fra de andre scenarioene samt å integrere mest mulig av innspillene fra befolkning (som fremmet på workshop). Dessuten skal lovbaserte mål og retningslinjer angående flomsikring, miljø og vernebestemmelser oppnås og overholdes.

De grunnleggende tiltakene er: Retensjon og sikring jernbanedam Holten, delvis elverestaurering, delvis sikring, sedimentforvaltning samt miljøtiltak.

Elverestaurering og utvidelse av aktiv elveslette

Aktivt elveløp og elveslette utvides der modelleringen viser morfodynamikk og oversvømmelse (ved Q200 +40 %) og der det ikke er bebyggelse. I disse områdene flyttes erosjonssikringen tilbake inntil det er plass nok til flomvannet (grønne soner med tilbaketrukket erosjonssikring som stiplet linje). Disse arealene gir rom til flomvannet og tillater morfodynamikk. Med dette bidrar de til å senke oversvømmelsesfare og erosjonsfare for området rund.

Arealene vil vanligvis ikke være oversvømt og gir plass til en naturtypisk utforming med side- og flomløp, kantvegetasjon, grusbanker (som ordet Aurøyadn viser til). Med dette kan miljøtilstanden bedres og bl.a. produksjonsforhold for fisk økes. Arealene ved Aurøyadn og deltaområdet kalles «elvepark» i skissene (Figur 60) som vil kunne gi attraktive arealer for beboere og turister langs elven som attpåtil gir bedre miljøforhold og flomhåndtering. Men arealbruket er bare et forslag. Arealene kan også brukes til landbruk, f. eks. som beiteområde, delvis også som slåtteområde.

En hydraulisk flaskehals er i Flåm sentrum, her anbefales en utvidelse av hydraulisk tverrsnitt som krever en nærmere detaljering detaljeres

Forsterket sikring

Der flommodelleringen viser risiko for morfodynamikk og oversvømmelse (ved Q200 +40 %) og der det er bebyggelse, broer eller infrastruktur forsterkes erosjonssikringen (rød linje, f. eks. ved Flåm bro og i Flåm). Også rett nedenfor Leinafossen er det et kort stykke med forsterket sikring før utvidet område, for å unngå ukontrollert massemobilisering i dette området. Forsterket sikring må detaljeres stedsavhengig og innebærer økt dimensjonering av erosjonssikring og flomvoll eller i trange områder flomvegg. Lokalt slik som på veier i Flåm sentrum, vil det være mulig med mobil flomsikring.

Sedimentforvaltning

Det er risiko til morfodynamikk og massetransport under flommer i vassdrag som Flåmselva. Ved dagens utforming er det fare for at massene sedimenteres i Flåm sentrum der helningen avtar. Denne effekten forsterkes ved flo sjø i fjorden. En slik avsetning vil kunne redusere avløpstverrsnittet og øke oversvømmelsesfare i Flåm sentrum betraktelig.

For å redusere denne risikoen anbefales å bruke elverestaureringsområdet ved Aurøyadn elverpark som sedimenteringsområdet ved eventuell massetransport. Dette fungerer ved å utnytte terrengformen og å senke elvesletten ca fra munning til Tverrelvi – slik som vist i Figur 61. Sedimentering og høydenivåer bør overvåkes og etter flommer med massetransport bør sedimentene håndteres slik at det igjen er plass til avsetninger ved ytterligere flommer. Grus og steinfraksjoner kan med fordel tilføres nedenfor Leinafossen der det er en kunstig reduisering av disse fraksjonene grunnet Leinfoassen dam (Stranzl & Postler 2021). Sand- og finsedimentmasser kan tas ut og nyttes til bruk.

Retensjon

En forutsetning i scenario 5 er at jernbanedammen ved Holten sikres slik at den tåler oppstuing (se scenario 2). De andre flomdempingstiltakene fra scenario 2 vil ikke være nødvendig men svært fordelaktig: Jo mere flomdemping ved retensjon desto mindre omfattende trenger elveutvidelser, sikringer og flomvoller å bli for å kunne sikre mot 200 års flom + klimapåslag. En kombinasjon med retensjonstiltakene fra scenario 2 vil dessuten gi en buffer dersom klimaeffekter er større enn forventet, ved langvarige flommer og flommer større enn dimensjonerende flom.

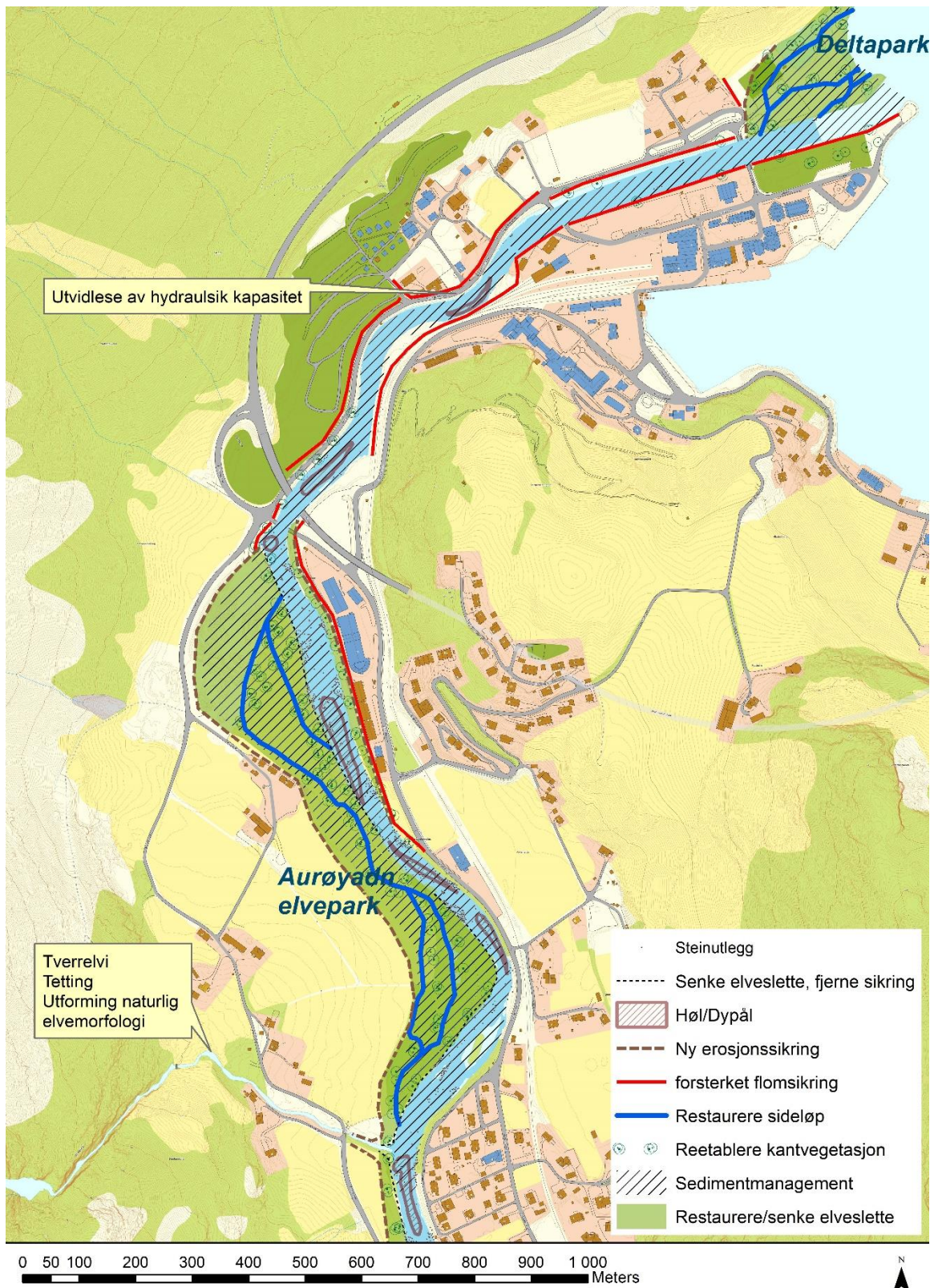
Miljøtiltak

Elverestaurering med utvidelse av aktiv elveslette vil i seg selv kunne bli et miljøtiltak og bedre forhold for vassdragsmiljøet inkludert fauna og flora av kanstsoner og elveslette. Dette forutsetter imidlertid at arealene ikke brukes til andre formål. Dessuten legges til grunn miljøtiltak i de sikrete strekningene slik som miljøtilpasset erosjonssikring, planting av kantvegetasjon, restaurering av sideløp og tilløpselver, steinutlegg og sedimentforvaltning som bl. annet vil sikre gyteforholdene for laks og sjøaure.

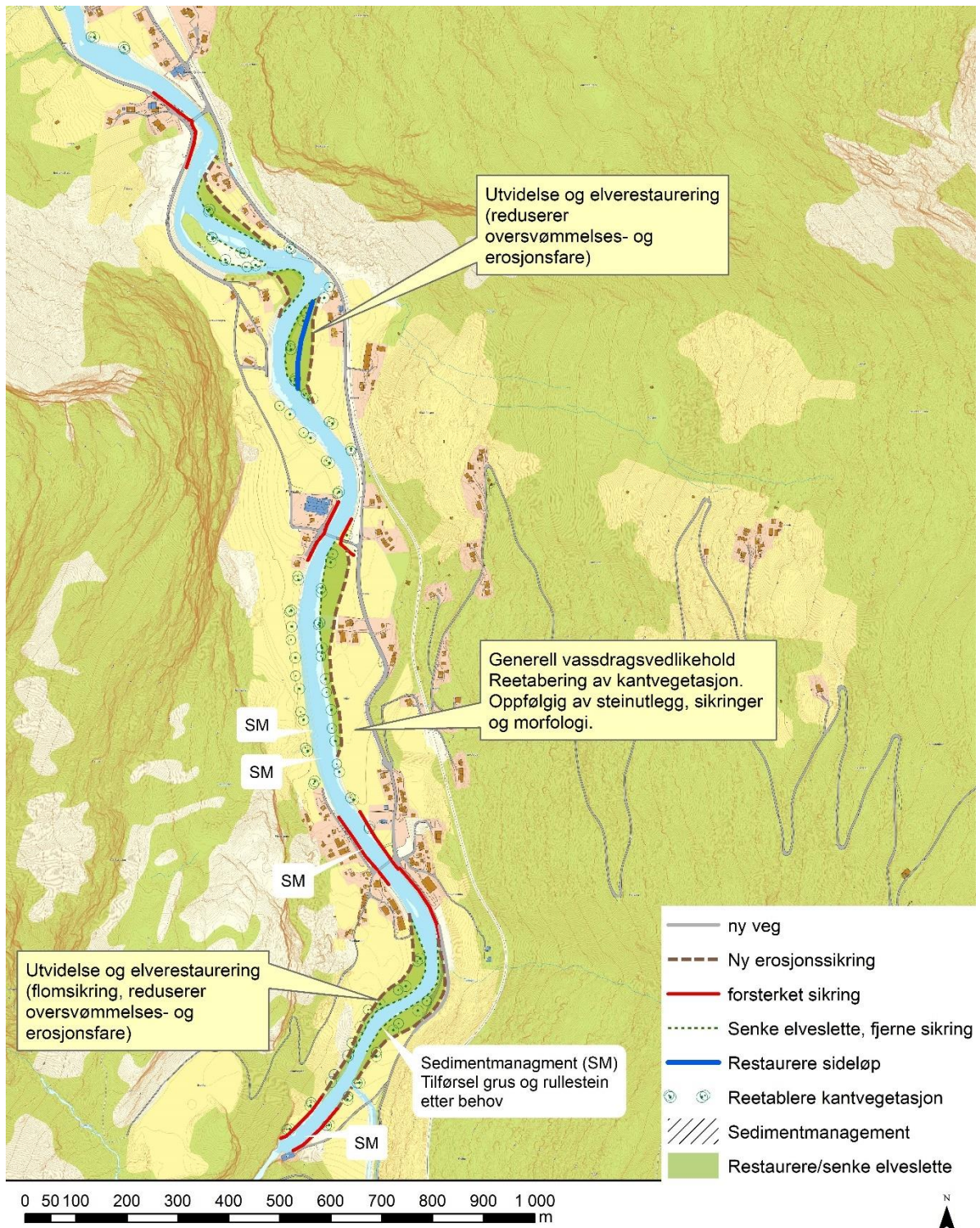
Vurdering

Scenario 5 er en kompromiss mellom flomrisikohåndtering og miljøhensyn. Den betraktes som tilstrekkelig for å sikre mot flommer opp til Q200 + klimapåslag. Hovedprinsippet er en kombinasjon av sikring og restaurering.

Med retensjon i øvre Flåmsdalen vil dette scenarioet også kunne sikre mot flom med klimapåslag.



Figur 60. Integrativ plan til flomrisikohåndtering og miljøtiltak for nedre Flåmselva. Elveutvidelsene gir rom for elverestaurering og kan brukes som elveparker og miljøtiltak slik so tegnet her – men kan også utformes som beite- eller slåttemark.



Figur 61. Integrativ plan til flomrisikohåndtering og miljøtiltak for Flåmselva Leinafossen-Lunden.. Elveutvidelsene gir rom for elverestaurering og kan brukes som elveparker og miljøtiltak – men kan også primært utformes som beite- eller slåttemark.

Tabell 8. Tiltaksoversikt Scenario 5 Flåmselva

Tiltak	Flomrisiko- håndtering	Miljøtilstand	Naturbasert type se kap. 5.6	Tiltakstype MD ¹⁶	Beskrivelse	Kostnads- estimat NOK (eks. mva) så vidt som mulig
Arealplanlegging	++	++	1		Holde resterende flomsone i aktiv elveslette fri for bebyggelse. Slike arealer bidrar å avlaste eksisterende bebyggelse og infrastruktur og reduserer skadepotensialet.	
Demping av flommer ved hjelp av eksisterende magasiner	++		4		Flomdemping gjennom magasinering av vann i regulerbare kraftmagasiner. Krever fornyelse og ombygging av tappeluker. En nærmere beskrivelse finnes i scenario 2.	Avhengig av valgt løsning
Fysiske flomsikringstiltak	++		3,4		Forsterkning av lokale flomvoller, flomvegger og miljøtilpasset erosjonssikring for bebyggelse som er utsatt ved 200 års flom + 40 %. Tiltaket gjelder for Flåm sentrum men også enkelte steder ovenfor der det ikke er plass til utvidelser, f.eks. ved broer og ved endringer i elvetype.	Avhengig av valgt løsning
Utvide aktivt elveløp og elveslette	+	+	2	MT10, MT5, MT 8	Tilbaketrekke erosjonssikring for å øke avløpskapasitet, gi plass til morfodynamikk og forbedre miljøtilstand. Senke elveslette innenfor sikring. Tiltaket vil kunne redusere skaderisiko ved erosjon og morfodynamikk samt redusere oversvømmelsesfare. Det vil dessuten gi mer naturtypiske elvebredder og kantsone. Arealbruk i disse områdene kan rekke fra rekreasjon og turisme (elvepark) til miljøvern (naturområder) til landbruk (beite, eng) m.m.	Avhengig av valgt løsning

¹⁶ DIREKTORATSGRUPPEN FOR GJENNOMFØRING AV VANNFORSKRIFTEN: Tiltak og virkemidler i vannforvaltningen 2021.

<https://www.vannportalen.no/sharepoint/downloaditem?id=01FM3LD2RZTL3X2KJU3VHZW7CAG6RVECQN>

Sedimentmanagement	+	+	2,3	MT 356, 16, 10, 5	Massetransport og sedimentering i Flåm sentrum i tilfelle flom er en stor risiko for bosetting og infrastruktur der. Dette gjelder særlig når sedimentering sammenfaller med flo sjø. Risikoen reduseres ved å bruke området ved Brekke som sedimenteringsområde. Det forutsetter utvidelse av elveløpet, senkning og tilkobling av elveslette (se tiltak ovenfor). Etter sedimenteringshendelser fjernes massene og av disse brukes grus og rullestein til behovsstyrt tilførsel nedenfor Leinafossen o.l. (sedimentmanagement). Her er den naturlige sedimenttransporten redusert grunnet Leinafoss kraftverk og sedimenttuttak i oppdemmet område. Tiltaket krever altså vedlikehold etter store flommer men reduserer risiko for Flåm sentrum samt at det legger til rette for en naturtypisk elv og elveslette i det område.	
Åpne sideløp	+	++	2	MT10, MT4	Tilkoble og restaurer sideløp i nedre delen av Flåmselva for å forbedre fiskehabitat og avløpskapasitet ved flom. Kombineres med restaurering av elveslette.	600.000
Reetablere og skjøtsel av kantvegetasjon		++	2,3	MT 5	Aktiv (planting av trær) og passiv (beskytte vegetasjon, inngjerde) langs elvebredder. Dette tiltaket vil øke biologisk mangfold, insektlivet og også næringsgrunnlaget for fisk betydelig.	200.000 (reetablering)
Habitattiltak mellom Lunde og elvemunning		++	3	MT10, MT4	Fortsettelse av miljøtiltak Leinafoss-Lunde: Utforming av naturtilpasset elvebredd, steinutlegg, buner og naturtypisk morfologisk variasjon. Med dette skapes habitater i den innsnevrede og sikrede elvestrekningen, f.eks. gyteplasser, brekk, stryk, høler, dypål og bakevjer.	2.000.000
Miljøtilpasset vannføring		++	4	MT 37	Sikring av en minste vannføring og unngåelse av raske dropp og finsedimentmobilisering ved drift av magasiner og kraftverk (omløpsventil, driftsrutiner, sedimentmanagement)	Avhengig av valgt løsning

*etter <https://www.miljodirektoratet.no/myndigheter/vannforvaltning/utforme-vannforvaltningsplan-og-tiltaksprogram/hvorfor-gjor-vi-tiltak/>

4.7 Aurlandsvassdraget

4.7.1 Hydrologi

Aurlandsvassdraget har et naturlig nedbørsfelt på 803 km². Elva munner i Aurlandsfjorden en sidefjord til Sognefjorden. Maksimal høyde i nedbørsfeltet er 1803 m og over 90 % av arealet ligger over 1000 m. 78 % er dekket av snaufjell, 11 % av innsjøareal og 7 % av skog. Andel av både myr og landbruksareal er henholdsvis 0.3 %.

Gjennomsnittlig årlig vannføring ved utløp Vassbygdatn var 37,3 m³/s (25,8 til 49,9 m³/s, ca. 760 km² nedbørsfelt) før reguleringen (1911-1969) og 16,6 m³/s (1990-2016, 10,5 til 26,8 m³/s, målt i Skjærshølen, 2 km ndf. Vassbygdatnet).

Etter reguleringen ble størrelse og hyppighet av flommer redusert. Væringstad (2019) skriver: «Nedbørsfeltet ved Vassbygdatn er på rundt 760 km², mens ved utløp i Aurlandsfjorden er nedbørsfeltet drøyt 800 km². Vannføringen er sterk påvirket av reguleringer i vassdraget. Utbyggingen startet rundt 1970 og ble gradvis mer utbygget frem til 1980. Totalt magasinivolum er 894 mill. m³, noe som gir en reguleringsgrad (magasinivolum i prosent av midlere årlig tilsig) på drøyt 75 prosent for hele vassdraget. Det medfører at under flom vil magasinene ha betydning på flomforholdene.» I perioden 1909 -1970 var det 23 flomtopper over 300 m³/s (døgnmiddel), største registrerte flom var 571 m³/s døgnmiddel i 1939 (Ugedal et al. 2019).

Middelflom ble kalkulert til 95 m³/s og 200-års flom er beregnet til 380 m³/s etter reguleringen (Væringstad 2019), se tabell under. Til sammenligning ble 200-års flom for situasjonen før reguleringen estimert til 630 m³/s. Med de standardmessige klimapåslagene på 20 % og 40 % stiger flomverdiene tilsvarende. Ved 40 % klimapåslag (påslag på 40 % valgt basert på nabovassdrag Flåmselva) ligger Q_{200+40%} etter regulering ca. på samme nivå som Q₂₀₀ før regulering (640 m³/s). For Vassbygdelva og Løelva ble flomvannføringen skalert ned i henhold til nedbørsfeltet. Dette resulterte i henholdsvis 391 m³/s (Q₂₀₀) og 544 m³/s (Q_{200+40%}) for Vassbygdelva samt 69 (Q₂₀₀) og 96 m³/s (Q_{200+40%}) for Løelva. Vannføringene er lagt til grunn i flomscenarionene (kap. 4.7.6) og kan diskuteres, ikke minst fordi beregningsmetoden til Væringstad (2019) ikke ta høyde for detaljer og ledemuligheter i reguleringens infrastruktur (Stenius et al. 2021). Norconsult (2019) sine beregninger basert på damanleggene viser imidlertid at flomverdiene ligger i en størrelsesorden som reelt kan forkomme - ved liten magasineringskapasitet, langvarig ekstremnedbør og overløp som inntreffer samtidig. Utover dette har alle flommene (Q5-Q_{200+40%}, tilgjengelig som datavedlegg) blitt modellert og derfor kan forskjellige vannføringer vurderes.

Tabell 9. Beregnete flomverdier for Aurlandselva etter regulering ved utløp Vassbygdvatn fra Væringstad (2019)

	Areal km ²	Kulm./ døgn	Q _M		Q ₅	Q ₁₀	Q ₂₀	Q ₅₀	Q ₁₀₀	Q ₂₀₀
			m ³ /s	l/s·km ²	m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s
Døgnmiddelvannføring	760	-	95	125	115	140	180	230	300	380
Kulminasjonsvannføring	760	1,2	115	150	140	170	220	280	360	460

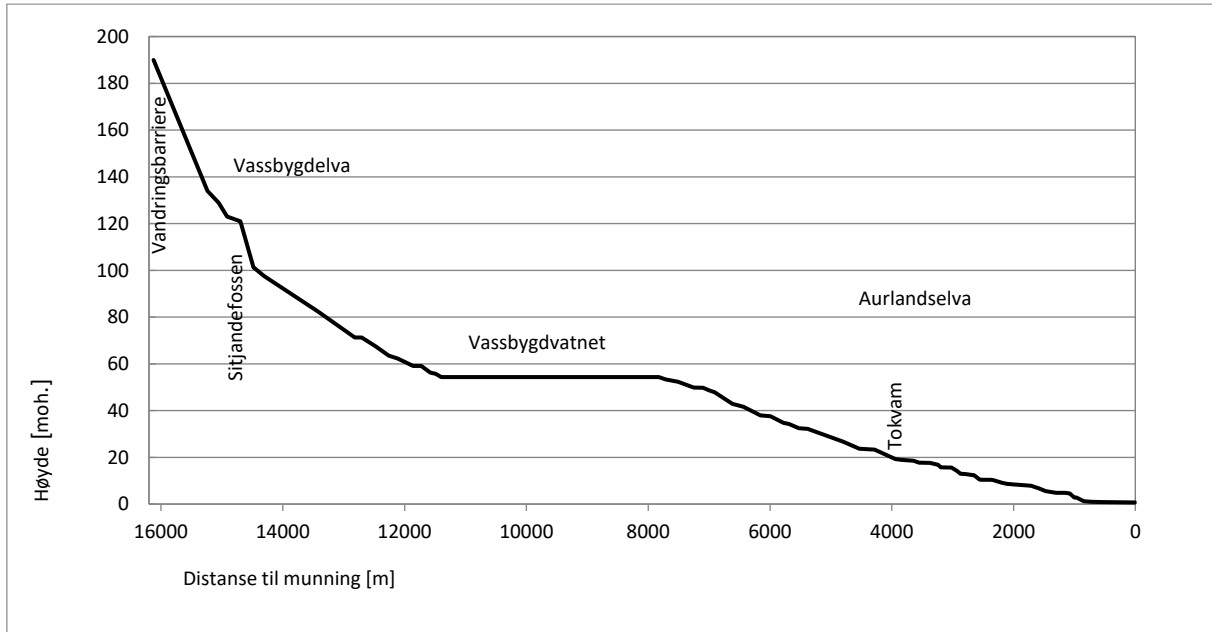
Tabell 10. Beregnete flomverdier inkludert klimapåslag for Aurlandselva etter regulering ved utløp Vassbygdvatn fra Væringstad (2019)

	Q _M		Q ₅	Q ₁₀	Q ₂₀	Q ₅₀	Q ₁₀₀	Q ₂₀₀
	m ³ /s	l/s·km ²	m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s
Klimapåslag 20 %	140	184	170	202	260	330	430	550
Klimapåslag 40 %	160	210	190	240	300	390	500	640

4.7.2 Morfologi

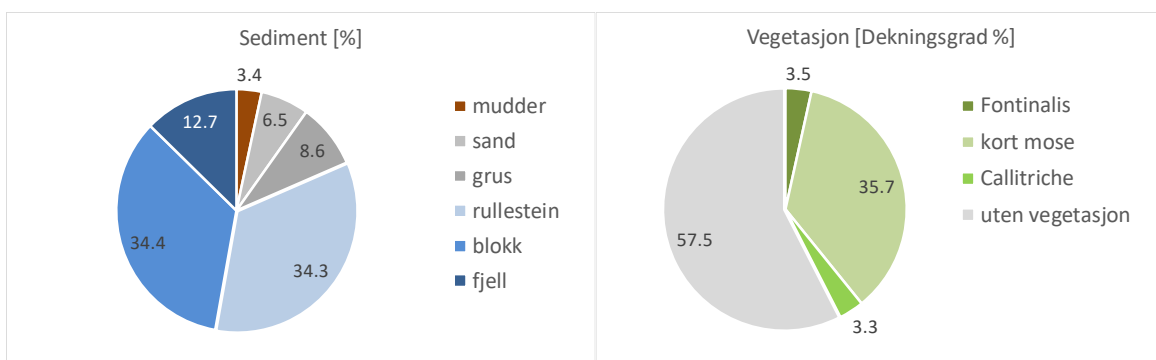
Aurlandsvassdraget har en lengde på 55.9 km regnet fra munning til lengste vassdragsdel. Elvestrekningen fra munning til Vassbygdvatnet (7.8 km) og har et vanddekt areal på 239.000 m² ved vintervannføring (3,3 m³/s). Helningen er på 0.0069 (Pulg et al 2021). Nedenfor Tokvam som ligger ca. i midten av Aurlandselva, er gradienten 0,0049, ovenfor 0,0087 (Ugedal et al 2019). Øvre strekning ved Låvi domineres av elvetyper «varierte stryk» med diamiktiske semi-fluviale avsetninger. Her har elva skjært seg inn i glasifluviale avsetninger. Sedimentsammensetning rekker fra sand til store blokker (opptil 5 m). I nedre del fra Tokvam til munning er elva preget av fluvial og sortert materiale, tilsvarende elvetyper «jevne stryk» med overgang til kulp-stryk typen. Munningsområdet i Aurlandsvengen er i dag kanalisert men var opprinnelig et fluvialt delta. Karakteristisk for elva er en rekke sideløp (bifurcations). Disse har delvis blitt stengt grunnet arealbruksendringer (.f eks. ved Aurlandshallen). Stengte løp ved Tokvam og Klekkeriet har blitt restaurert. Elvestrekningen nedenfor Vassbygdvatnet er i dag i hovedsak massebegrenset, dvs. elva kan transportere mere enn masser tilføres. Det har delvis naturlige årsaker i Vassbygdvatnet, en postglasial innsjø som virker som naturlig sedimentfelle. Lateral massetilførsel (fra siden) er kunstig redusert nedenfor vannet som følge av erosjonssikringer i elva og langs veien til Vassbygd som avskjærer glasifluviale rullestein, grus og sand fra elva. Dessuten er flommer med potensial til lateral masseerosjon redusert grunnet reguleringen (s. ndf.). Dette har hatt konsekvenser for fiskehabitat som etter reguleringen gradvis ble utarmet for gytegrus og hulrom i elvebunn (Ugedal et al. 2019). En rekke tiltak, først og fremst tilførsel av gytegrus og ripping av gjengrodd rullestein ble gjennomført siden 2010 for å kompensere for dette (Ugedal et

al. 2019, Hauer et al. 2020, Pulg et al. 2021). I 2017 var Aurlandselvas elvebunn dominert av rullestein (ca. 34 %) og blokk (ca. 34 %). Fjell og svært grov blokk (> 1 m) dekker ca. 13 %, grus ca. 9 %, sand ca. 7 % og mudder ca. 3 %.

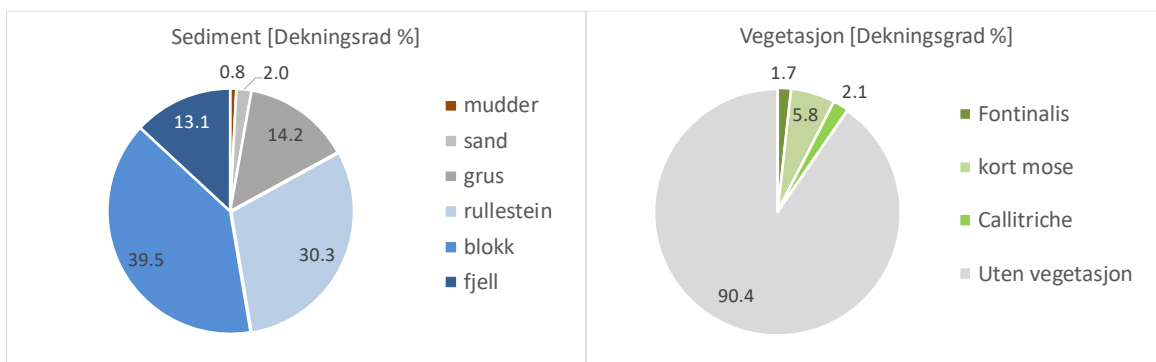


Figur 62. Lengdeprofil av anadrom strekning I Aurlandsvassdraget fra munning til Almagjelet.

«Vassbygdvatnet er en postglasial innsjø som er 3250 m lang og har et areal på 184 ha. Ovenfor ligger Vassbygdelva som strekker seg flere mil gjennom Aurlandsdalen opp til Aurlandsfjellet. Anadrom fisk kan vandre opp til et rasområde rett nedenfor Almagjelet i Aurlandsdalen (ca. 1400 m ovenfor Sitjandefossen) og til en foss 500 m opp i Stondalselva. Anadrom del i Vassbygdelva har med dette en lengde på 4700 m pluss 500 m i Stondalselva. Dette gir et vanndekt areal på 59.000 m² ved en vannføring på 0,77 m³/s. Arealet i Midjeelva (Løelva) (potensiell 12.600 m²) er ikke med-regnet siden den elven tørrfaller. Gradienten fra Almagjelet til Vassbygdvatnet er 0,024 i gjennomsnitt. Nedenfor Sitjandefossen er gjennomsnittsgradienten 0,015 ovenfor 0,048 (fi-gur 5.4). Vassbygdelva domineres av et delvis kunstig «jevn stryk» (plane bed) nedenfor Sitjandefossen og varierte stryk og kaskader i øvre deler. Sitjandefossen er en kaskade på store blokker. Sedimentsammensetningen er grovere enn i Aurlandselva. Den dominerende kornfraksjonen er blokk (ca. 40 %). Rullestein dekker ca. 30 % av elvebunnen, grus 14 %, sand 2 % og mudder under 1 % . Ca. 90 % av elvebunnen er uten vegetasjon, på ca. 8 % finnes mose og Callitriche spec. på ca. 2 %» (Ugedal et al. 2019). Historiske flyfoto fra 1969 og 1971 viser at Vassbygdelvas morfologi ble sterkt forandret etter reguleringen. Elven ble snevret inn nedefor Sitjandefossen og det «jevne stryket» er delvis kunstig. Før regulering var det et stort deltaområde med masseoverskudd (transportbegrenset). Opp til øvre Vassbygdi var elva delt opp i 2 løp (bifurcation), 1.3 km fra munningen.



Figur 63. Dekningsgrad av sedimenttyper med forskjellig korndiameter og undervannsvegetasjon i Aurlandselva 2017.



Figur 64. Dekningsgrad av sedimenttyper med forskjellig korndiameter og undervannsvegetasjon i Vassbygdelva 2017.

Løelva (Midjeelva) munner i Vassbygdelva fra nordsiden og har i dag en periodisk vannføring. To bekkeinntak fører vann til kraftverksanlegget lengre opp i fjellet. Også før reguleringen hadde Løelva mest sannsynlig ingen permanent vannføring men holdt alltid vann i høl. Flyfoto fra mai 1969 viser en sånn situasjon og også lokal kjente vitnet om dette (Per Veum, pers. med.). Med nok vann er elven tilgjengelig for anadrom fisk på en lengde på ca. 2400 m opp til juvet i Midjedalen ovenfor betongterskel/vanninntak. Ved en bredde på 5,25 m gir dette et areal på 12.600 m². Morfologien er relativ homogen og tilsvarer et «variert stryk». I øvre deler ligger elven i et juv med store blokker eller grunnfjell. Gradient i anadrom del er 0,045 substratet er dominert av rullestein (30 %) og blokk/grunnfjell (50 %). Vektet skjul nedenfor betongterskel er 11, ovenfor 3 (2017). Det har blitt observert 0-2 sjøaurer under gytefisketelling i elven (2010-2017), 2 ovenfor betongterskelen i 2014. Stikkprøver med elektrisk fiske i 2015 resulterte i funn av to eldre ungfisk av aure i nedre del (veibro), ellers ingen fisk.

Flyfoto fra 1969 (før reguleringen, Pulg mfl. 2013) viste at Vassbygdelva med sidevassdrag hadde en annen hydromorfologisk karakter enn i dag, med større vannføring og massetransport. Området nedenfor Sitjandefossen og særlig deltaet nedenfor dagens veibro hadde overveiende fluvial karakter med jevne stryk, kulp-stryk sekvenser, sideløp og en morfologi som tyder på transportbegrensning, løsmasseoverskudd og stor sedimentdynamikk. Flyfotoene fra 1969 og en rekke fotografier tilbake til 1890 tyder på at Aurlandselva hadde samme elvemorfologi som i dag (dominert av jevn stryk og variert stryk) dog med større sedimentdynamikk. Elvebunnen virker lysere på bildene og det er tydelige spor etter erosjon og sedimentasjon av løsmasser som stammet mest sannsynlig fra glasifluviale avsetninger langs Aurlandselva (særlig Låviterassene) og sidevassdrag (Pulg mfl. 2013).

4.7.3 Flom- og erosjonsikring

Mesteparten av Aurlandselva nedenfor Vassbygdvatnet er erosjonssikret. Materialet som er brukt ser hovedsakelig ut som stedefen masse med avrundete blokker. Ofte går erosjonsikringen utformet som løs steinrøys ikke som glatt plastring, men delvis er det brukt sprengstein og langs veisiden ved Åberge også betong. Fra munning til Vassbygdvatnet er det bygget flere titalls «kjerr», buner med mål om å skape fiskeplasser men også til å bedre gyteforholdene i tiden før reguleringen (Pulg et al. 2013). Disse bunene bidrar til lede vannstrømmen mot midten av elva og reduserer erosjonskreftene langs bredden ved lave og middelstore vannføringer.

Vassbygdelva er i hovedsak erosjonssikret nedenfor Sitjandefossen og i tillegg innsnevret nedenfor Belle. Herfra og ned til munningen ble det bygget 13 tersker som både sikrer et visst vannspeil og virker som erosjonsikring av elvebunn. De medfører dessuten ulemper for fiskevandring ved lave vannføringer og er i deler erodert (Stranzl et al 2020). Deler av gamle elvesletten mellom Belle og munningen samt tilgrensende terreng er fylt opp og hevet med sprengsteinmasser fra kraftverksbygging. Løelva har blitt gravd ut og senket etter en flom i 1973 (Hafslund-Eco pers. meddeling)

Flomvoller eller diker finnes ikke langs Aurlands- eller Vassbygdelva. Delvis ligger bebyggelsen rett ved elvekanten og bare 1-2 m over middelvannnivå.

I Aurlandsvassdraget brukes infrastrukturen fra kraftutbygging til flomdemping. Mellomlagring og fordrøyning av vann i magasiner samt forbitapping i krafverkstunnel Vangen brukes aktivt for å redusere flomtopper, eksempelvis i 2014. Magasinkapasiteten er stor i Aurlandsvassdraget men avtar gjennom høsten og mot vinteren når magasinene fylles. Ved relevante flomvarsler har vann blitt kjørt ut av magasiner for å øke magasinkapasiteten. «Dette gjøres oftest via bruk av kraftverkene og svært sjelden ved bruk av tapping direkte fra magasiner til opprinnelig elveleie. Ved flommen i 2014 var det relativt god plass i en del av magasinene. Mesteparten av dempingen kom derfor fra lagring av vann i magasiner. I tillegg ble kraftverkene kjørt med fokus på å dempe konsekvensene av flommen.» (pers. meddeling Hafslund-Eco).

I en økonomisk studie utført på oppdrag for Energi Norge anslår Multiconsult at Aurlandsreguleringen sørget for at skader for 200 millioner kroner ble forhindre under 2014-flommen (Glover et al. 2018). Vannmengder som kan ha tilsvart en 50-100-års flom ble håndtert ved aktiv manøvrering og

mellomlagring i magasiner. Studien tar imidlertid ikke hensyn til at det falt mindre nedbør i Aurland sammenlignet med Flåm¹⁷ og at dempingeffekten er relativt sett mindre ved større flommer.

Flomberegningene til NVE (Væringsstad 2019) var basert på vannføring etter regulering. Denne metoden tar lite hensyn til reelle muligheter til flomdemping i ekstremisituasjoner, gradvis minkende magasineringskapasitet ved store flommer (> Q100) og når flommen inntreffer om høsten ved relativt fulle magasiner. Flomberegninger til Norconsult (2012) ligger lavere enn Væringsstad (2019) under forutsetning at alle kraftverk er i drift, inkludert bypass Vangen (90 m³/s), bekkeinntakene fungerer og at det var 1 m fribord til HRV i alle magasiner. Kulminasjonsvannføring ved 200 årsflom er da estimert til Q₂₀₀ = 296 m³/s for Vassbygdeldvi og for Midjeelva Q₂₀₀ = 72.4 m³/s. Med 40 % klimapåslag blir estimatene henholdsvis 414 m³/s og 101 m³/s, samlet 515 m³/s. Forfatterne understreker at den reelle utgangssituasjonen vil være avgjørende for den faktiske flommen, slik som magasinutfyllingsgrad, tidspunkt, varighet, nedbørsfordeling samt ev. masseforflytninger/propper. Mens mindre flommer (Q₁₋₅₀) ofte kan dempes sterkt vil dempingsmulighetene ved store flommer (Q₂₀₀₋₁₀₀₀) samt klimaeffekter være gradvis mindre. Dette gjelder særlig når de inntreffer ved fulle magasiner om høsten og når nedbøren har lang varighet. Ikke minst derfor anbefaler Stenius et al. (2021) detaljerte flomberegninger og en helhetlig flomrisikohåndtering i regulerte vassdrag.

4.7.4 Habitatkartlegging

Det følgende er gjengitt og delvis aktualisert fra NORCE LFIs 2017-kartlegging (Ugedal et al. 2019) og sammenfattet i Tabell 11:

I Aurlandselva nedenfor Tokvamsbrui lå vektet skjul i 2013 i hovedsak under 8 med noen unntak langs bredden (vintervannføring). Gjennomsnittlig vektet skjul var 4,6. I øvre Aurlandselva fantes mere skjul (i snitt 6,7) også her særlig langs breddene (Tabell 11). Sett for hele Aurlandselva var vektet skjul 5,5 (areal ved 3,3 m³/s). For sommerhabitatet (Q = 44 m³/s) var gjennomsnittlig vektet skjul 6,9. Økningen i skjul ved større vannføring skyldes skjulrike arealer langs bredden som tørregges om vinteren. I januar 2017, etter rippingen, hadde gjennomsnittlig vektet skjul for vintervannføring økt til 8,5 (9,2 sett for vanddekt areal ved sommervannføring). I nedre Aurlandselva ble skjul nesten doblet, fra 4,6 til 8,3. I øvre del økte vektet skjul fra 6,7 til 10,3.

Tabell 11. Gjennomsnittlig (arealkorrigert) vektet skjul i bunnssubstratet på anadrom strekning i Aurlandsvassdraget, status høst 2013 og januar 2017.

Strekning	Areal [m ²]	vektet skjul 2013	vektet skjul 2017
Aurlandselva sommervannføring, 44 m ³ /s	319000	6.9	9.2
Aurlandselva vintervannføring 3,3 m ³ /s	239000	5.5	8.5
Nedre Aurlandselva, vinter, munning til Tokvamsbrui	137000	4.6	8.3
Øvre Aurlandselva, vinter, Tokvamsbrui-Osen	102000	6.7	10.3
Vassbygdeldva (0,77 m ³ /s) inkl. Aurlandsd. og Stond.	59000	10.7	12

¹⁷ <http://www.senorge.no/> tidsrom 27.-29. oktober 2014

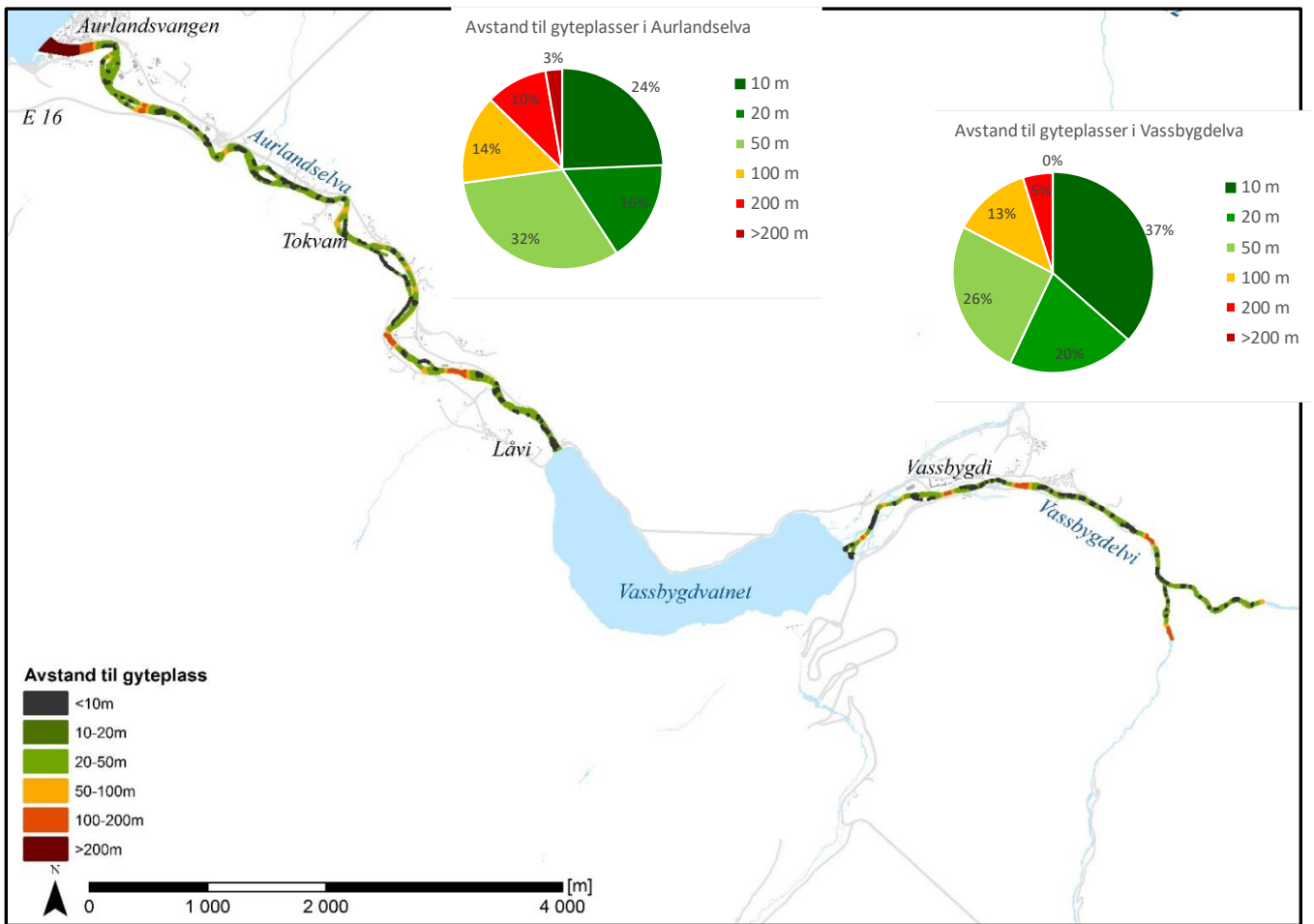
Habitatkartlegging - gyteplasser

En kartlegging av gyteareal med dykkere og skjønnsmessig vurdering av areal i desember 2009 tydet på at ca. 0,2 % av elvearealet var egnet for gyting (samlet for Aurlandselva og Vassbygdelva N50 kart, Pulg mfl. 2013). Målt med oppdaterte målemetoder (georeferert ortofoto og fra 2016 georeferert ortofoto fra drone) og reelt areal ved vintervannføring (3,3 m³/s i Aurlandselva, 0,77 m³/s i Vassbygdelva) var andelen gyteareal i Aurlandselva (2009) rundt 0,5 % (1.178 m² av totalt 239.000 m²) og i Vassbygdelva 0,6 % (325 m² av totalt 59.000 m²). Pulg mfl. (2013) konkluderte med at det var større områder som var hydraulisk sett egnet til gyting, men at det manglet egnet gytesubstrat. Basert på historiske bilder og vannføringsdata ble det diskutert at det sannsynligvis har skjedd en reduksjon i substratdynamikk og grustilførsel etter regulering og erosjonssikring av elvebredder. Det ble i april 2010 lokalisert 34 gyteområder med et gjennomsnittlig areal på 16 m², som lå spredt nedover langs Aurlandselva. Median avstand mellom gyteplassene var 130 m. Det var flere lange elvestrekninger helt uten gytemuligheter. Ti slike elvestrekninger var lengre enn 200 m (maksimal lengde 600 m). Samlet utgjorde disse lange strekninger uten gytemuligheter 3.400 m eller ca. 50 % av elvearealet. På 27 % av elvearealet var nærmeste avstand til en gyteplass 100 m eller mer. I Vassbygdelva ble det kartlagt 39 gyteplasser med en snittstørrelse på 8 m². Medianavstand mellom gyteplassene var 45 m. Fordelingen var litt mer klumpete enn i Aurlandselva med flere gyteplasser nede og færre i den øvre delen av elven. Det fantes fire strekninger lengre enn 200 m uten gyteplasser (maksimal lengde 370 m). På 25 % av elvearealet var nærmeste avstand til en gyteplass 100 m eller mer (Pulg mfl. 2013).

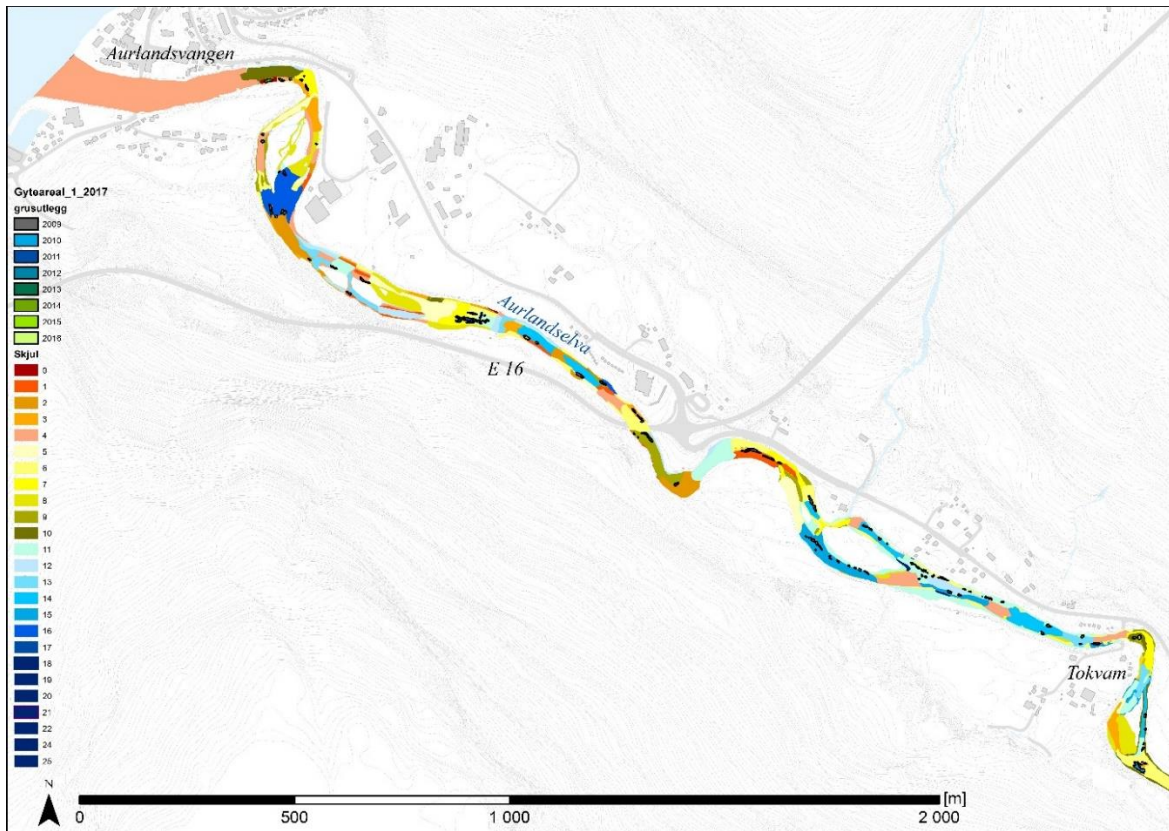
Arbeidet med å øke gytearealet startet i 2010 og gradvis ble tilgang til gyteareal økt fra 0,5 % til 2,8% vinteren 2017 i Aurlandselva (fra 1.178 m² til 6.679 m²). Arealet var i 2017 fordelt på 223 gyteplasser med et gjennomsnittlig areal på 30 m². Median avstand mellom gyteplasser var da redusert til 32 m. Bare 5 strekninger fantes med mer enn 200 m avstand mellom gyteplasser. På 13 % av elvearealet var avstand til nærmeste gyteplass 100 m eller mer, på 3 % over 200 m (= estuar). 73 % av elvearealet var nærmere enn 50 m til neste gyteplass. Med dette var gytehabitatet betydelig større og bedre fordelt enn i 2009/2010.

I Vassbygdelva økte gytearealet først og fremst under flommen 2014 som førte til ras og massetransport fra Aurlandsdalen. Her økte gytearealet 2010-2016 fra 0,6 % til 6,1 % (fra 325 m² til 3.578 m²). Det ble registrert 105 gyteplasser med et gjennomsnittlig areal på 34 m². Median avstand mellom gyteplasser var 36 m. 5 strekninger fantes med mer enn 200 m avstand mellom gyteplasser. På 5 % av elvearealet var avstand til nærmeste gyteplass 100 m eller mer. 82 % av elvearealet var nærmere enn 50 m til neste gyteplass.

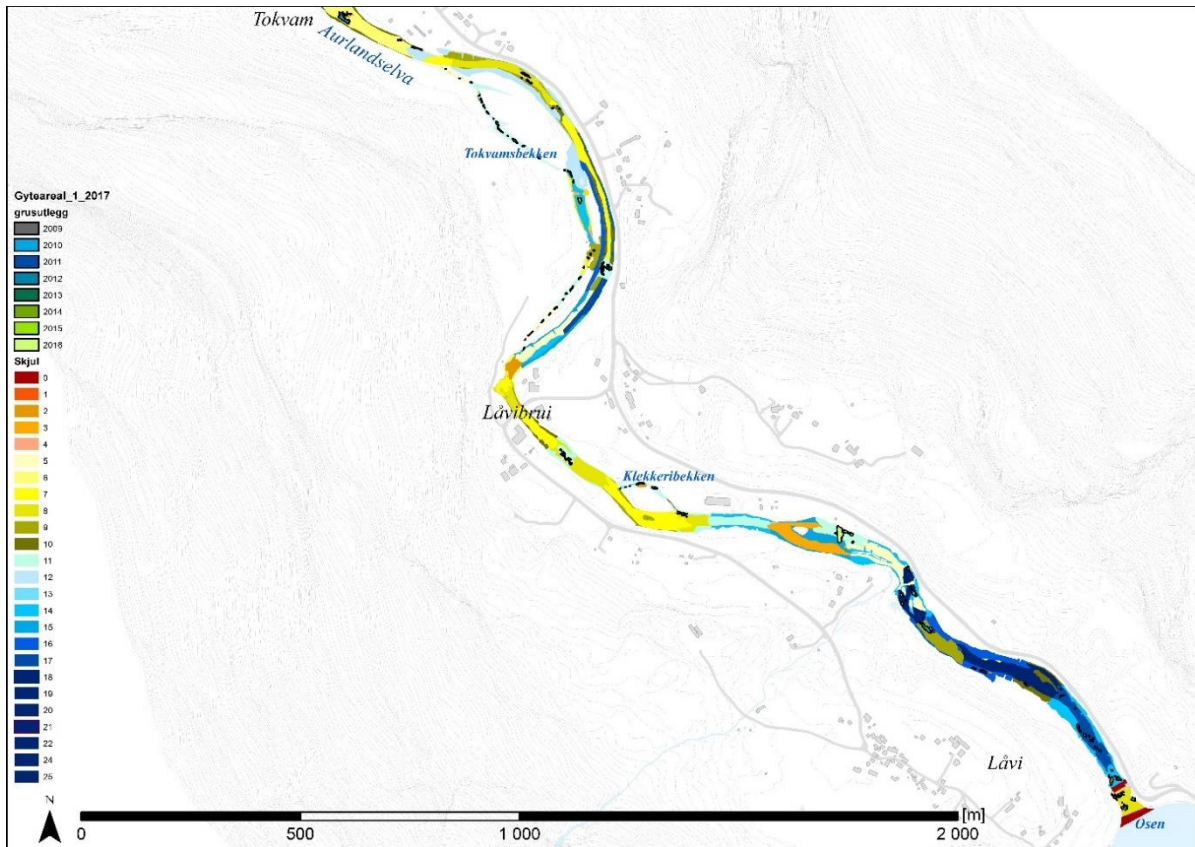
Vitenskapelige publikasjoner som analyserte hydrauliske forhold og varighet av gyteplassene konkluderte med at det kan forventes en levetid av de best plasserte plassene på 10-20 år. På andre plasser har grusen blitt spylt ut tidligere, men dannet delvis gyteplasser nedenfor. Ved siden av relativ lav helning (< 0.005) bidro høy ruhet med store steinblokker til stabilitet av grusen. Det ble anbefalt å regne med etterfyllingsintervaller av grus på ca. 10 år slik at det kan opprettholdes et høyt tilbud med gyteplasser (Hauer et al. 2020, Pulg et al. 2021).



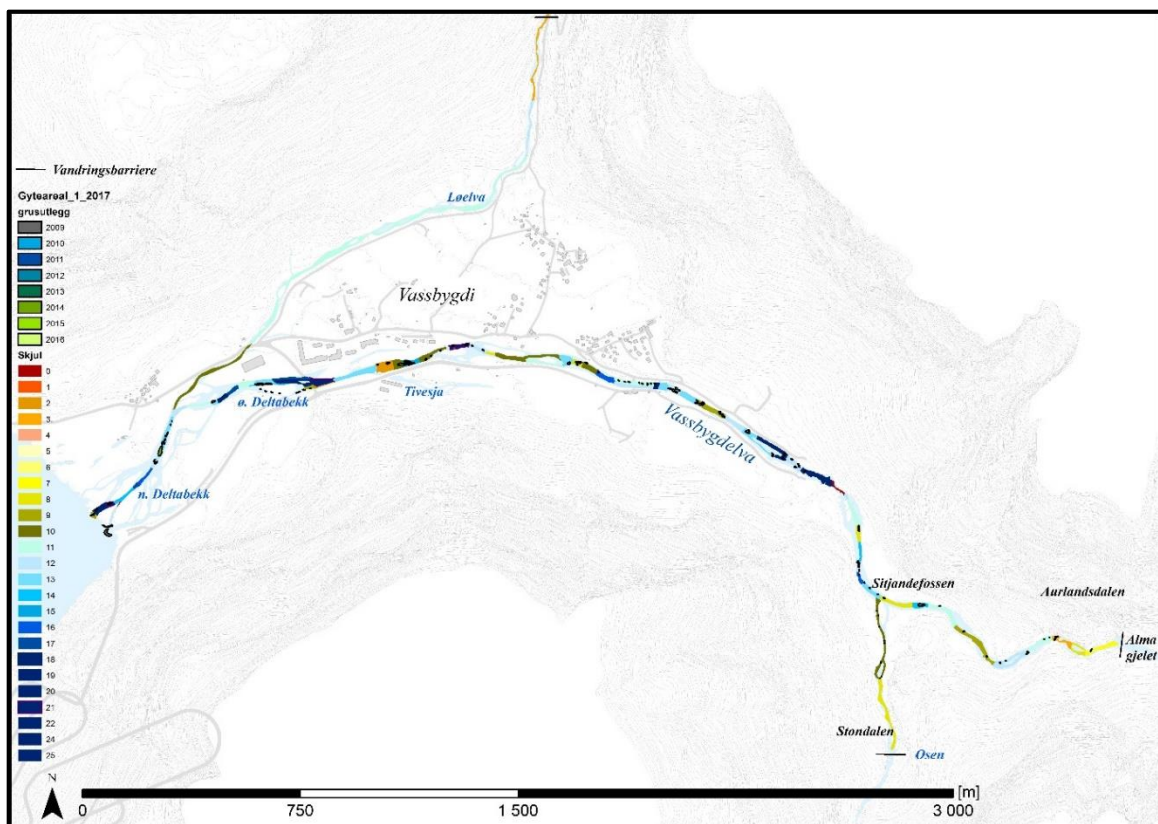
Figur 65. Avstand til gyteplasser i Aurlandselva og Vassbygdelva i 2016/2017.



Figur 66. Vektet skjul i elvbunn og gyteplasser i nedre Aurlandselva i 2017.



Figur 67. Vektet skjul i elvebunn og gyteplasser i øvre Aurlandselva i 2017.

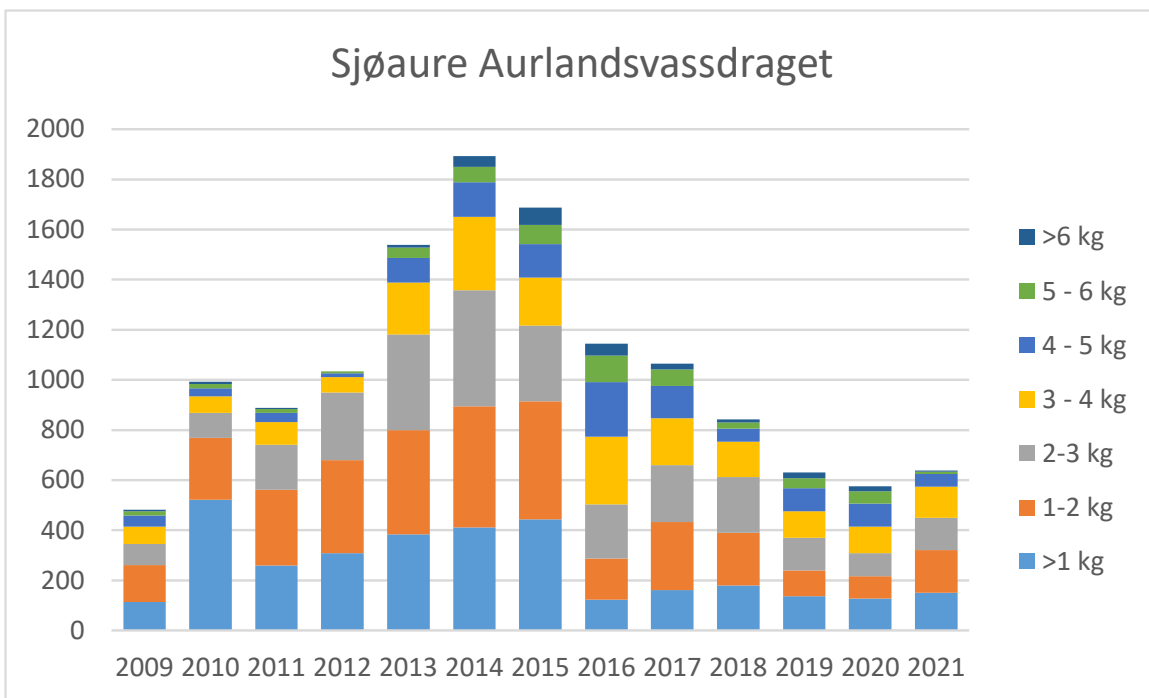


Figur 68. Vektet skjul i elvebunn og gyteplasser 2017 i Vassbygdalva opp til Almagelet

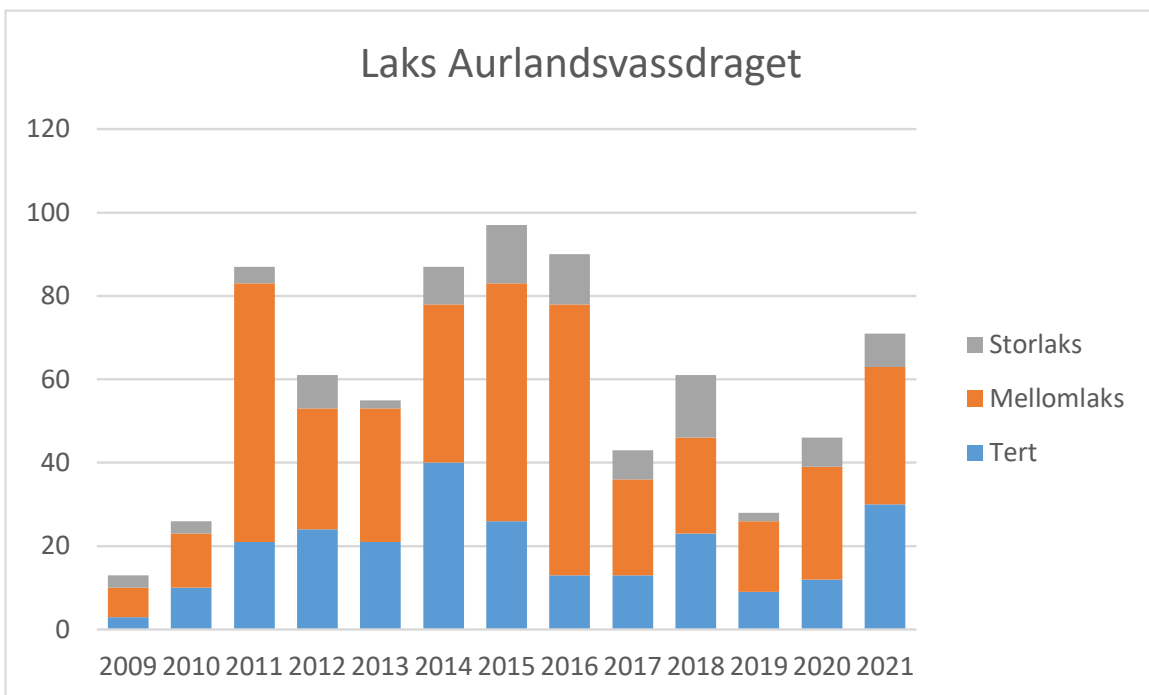
4.7.5 Sjøaure og laks i Aurlandsvassdraget

Antall gytefisk av sjøaure økte fra 480 gytefisk i 2009 til nesten 1900 i 2014 (Figur 69). Deretter gikk antallet nærmest kontinuerlig tilbake og la ved rund 600 individ i årene 2019-2021. Antall laks (Figur 70) har variert mellom 15 og nærmest 100 i perioden, gytebestandmålet ble ikke nådd i de årene. Ungfisktettheter på stasjonsnettet til LFI i nærheten av gytegrusutlegg (Figur 71, Pulg et al. 2021), har økt fra rund 50 ind./100 m² i 2009 til 100-130 ind./100 m² i perioden 2012-2020. Dette samsvarer med resultatene til Ugedal et al. (2019). Under el-fiske ble det også funnet fiskeartene ål og stingsild i vassdraget.

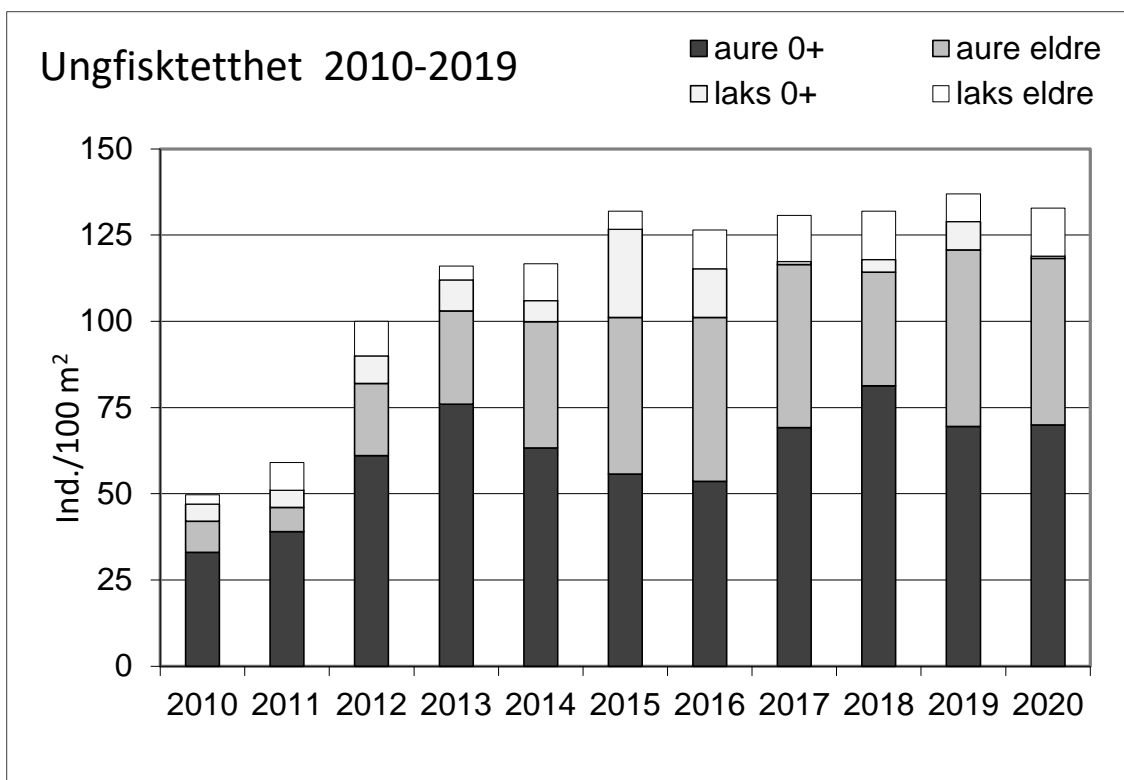
Økning i gytefisk av sjøaure kan forklares med økt sjøoverlevelse samt redusert uttak. Nedgangen etter 2014 er særlig drevet av langt færre gyte-rekrutter (0.5-2kg, blå og oransje i Figur 69) og sammenfaller med økte lusetall i Sognefjorden og lavere sjøoverlevelse i regionen, noe som også gjelder for andre indre elver i Sogn (Skoglund et al 2021, Johnsson & Karlsen 2021). Relativ høye og stabile ungfisktettheter fra 2012 forklares med et samspill av økt egg tetthet og bedre habitatforhold grunnet miljøtiltakene (ripping, gytegrusutlegg Ugedal et al. 2019). At høyere ungfisktettheter ikke førte til høyere gytebestander etter 2014 kan forklares med lavere sjøoverlevelse. Laksebestanden har variert sterkt på et svært lavt nivå. Også her betraktes lav sjøoverlevelse som viktig årsak. Sognefjorden hører til regionen i Norge med mest lakseluspåvirkning (PO₄, Johnsson & Karlsen 2021).



Figur 69. Gytefisktelling av kjønnsmoden sjøaure (antall og vektklasse) i Aurlandsvassdraget 2009-2021



Figur 70. Gytefisktelling av kjønnsmoden laks (antall) i Aurlandsvassdraget 2009-2021



Figur 71. Ungfisktettheter 2010-2020 på 6 el-fiske stasjoner (Pulg et al. 2021)

4.7.6 Flomscenarier Aurlandsvassdraget

I kartene nedenfor (Figur 72-Figur 85) er det vist modellert flomvannstand og vannhastigheter ved 200-årsflom (Q_{200}) både uten og med klimapåslag ($Q_{200+40\%}$). I tillegg finnes det modellerte vannføringer for Q_5 - Q_{100} tilgjengelig i et digitalt vedlegg. Flommodelleringen legges til grunn i vurdering av skaderisiko i flomscenariene 1-3 lengre nede. Flomvannføringene er basert på Væringstad (2019) og er basert på kulminasjonsverdier etter regulering, se kap. 4.7.1.

Bildene under viser resultatet modellert for 200-årsflom ($460 \text{ m}^3/\text{s}$) og 200-årsflom med 40 % klimapåslag ($640 \text{ m}^3/\text{s}$) i Aurlandselva. For Vassbygdelva og Løelva ble flomvannføringen skalert ned i henhold til nedbørsfeltet. Med og uten klimapåslag resulterte det i henholdsvis 391 og $544 \text{ m}^3/\text{s}$ for Vassbygdelva og 69 og $96 \text{ m}^3/\text{s}$ for Løelva. I scenario med $Q_{200+\text{klimapåslag}}$ forutsettes en worst-case situasjon i Vassbygdelva der alt vann renner i elvene. Siden det finnes en mulighet å lede opptil $112 \text{ m}^3/\text{s}$ gjennom kraftverket Aurland I, dvs. forbi Vassbygdi, vises også modelleringen for vannføringen Q_{100} ($306 \text{ m}^3/\text{s}$) i figurene nedenfor. Q_{100} - og Q_{200} -kartene kan brukes til å visualisere en situasjon der flomtoppene dempes ved å lede en del av flomvannet forbi Vassbygdi gjennom Aurland I-kraftverket. Forbitappingsmulighet gjennom Vangen er hensyntatt i Væringstad (2019) siden flomberegningen er basert på reelle målinger. Men også her kan flere scenarier vurderes ved å bruke våre andre modelleringer for Q_5 - Q_{100} (digitalt vedlegg).

Aurlandselva

Ved 200-årsflom vil en rekke områder med bosetting være utsatt for oversvømmelse: mindre partier av Aurlandsvangen, Idrettshallen (Aurlandshallen) med idrettsbane og Aurland skole, campingplassene Lunde og Skresanden nedenfor veien, hus ved Skaimshagen klekkeribygget (Figur 72 og Figur 73). Med 40 % klimapåslag øker oversvømmelsarealene og vannstand (Figur 76, Figur 78, Figur 84), hovedsakelig i de samme områdene og det er dessuten langt større fare for morfodynamikk, også i områder med bebyggelse (røde piler i Figur 77, Figur 79, Figur 85).

Erosjonspotensialet er størst der høye vannhastigheter treffer på usikrete fluviale masser. Q200-Modelleringen tyder på at erosjonspotensialet er begrenset på bebyggete arealer langs Aurlandselva siden vannføringen holder seg i hovedsak i elvesengen og diamiktiske masser med naturlig armering. Områder med sideløp og plass til vann og morfodynamikk i tilhørende elveslette bidrar til å avlaste nærliggende bebyggete arealer (indikert med svarte piler, for eksempel ved Tokvamsbekkene og Prestøyni).

Medregnet klimapåslag vil erosjonspotensialet være større og også kunne ramme bolig og bebyggelse. Det er risiko for morfodynamikk og dannelse av nye løp utenfor dagens elveseng ved Skaimshagen, ved Aurlandshallen, ved Lunde og Skresanden camping samt ved klekkeriet. Hydraulisk avlastning gitt i ubebygget elveslette og sideløp vises i Figur 77 Figur 79 (svarte piler). Uten denne avlastningen hadde erosjonsrisiko for vei og bebyggelse vært større, også ved Lødn, Tokvam og Onstad.

Vassbygdelva

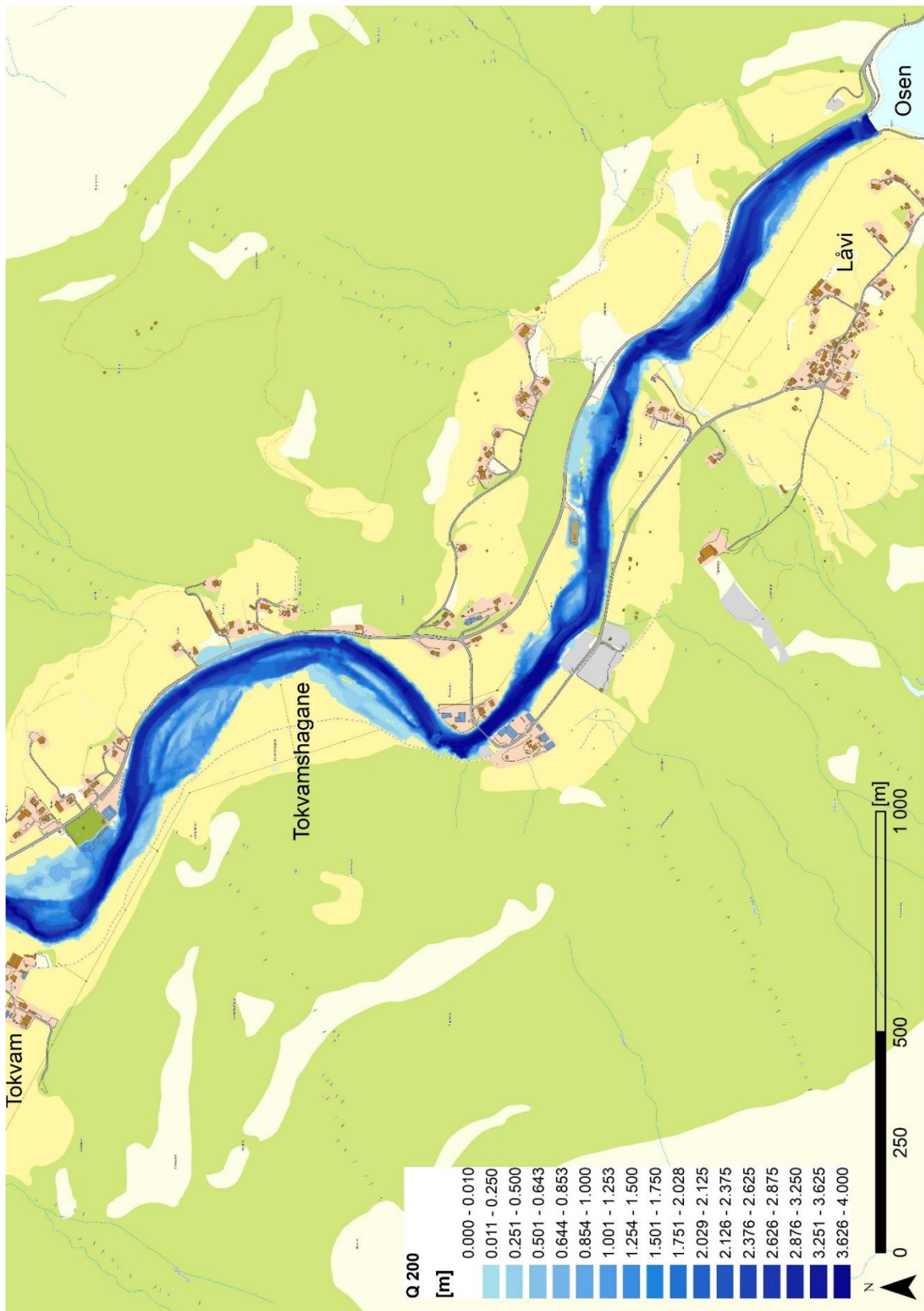
I Vassbygdi forventes risiko for både oversvømmelse samt erosjon og nye løp nord for tersklene ved Tivesja, hus ved «Langebekken» og videre nedover til Hafslund-Eco bygget. Allerede ved Q_{100} (306 m^3/s) er det flomskaderisiko her og den øker med stigende vannføringer 391 m^3/s (Q_{200}) og 544 m^3/s ($Q_{200+40\%}$). Årsak til flomrisikoen her er den trange aktive elvesletten og elveløp. Begge har blitt betydelig innsnevret etter 1971. I tillegg sørger den store terskelen ved Tivesjamunningen for en høy vannspeil i flomsituasjoner. Innsnevringen og Tivesjaterskel forårsaker en hydraulisk falskehals. Flomvann vil ta veien nordover allerede ved 119 m^3/s , men da i hovedsak mellom byggene og med mindre skadepotensial ved slike mindre vannføringer.

I tillegg vil flere områder uten bebyggelse bli utsatt for oversvømmelse og morfodynamikk for eksempel elvesletten ved Hagane (rett nord for Tivesja (Figur 81), i dalbunnen mellom Sitjandfossen og Tivesja samt i deltaområdet der sideløp har blitt restaurert (Figur 80-Figur 85). Disse områdene bidrar å avlaste nordbredden med bebyggelse ved store flommer. Dersom de fylles igjen eller skjæres av med flomvoller vil flomrisiko for nordbredden og bebyggelsen der øke.

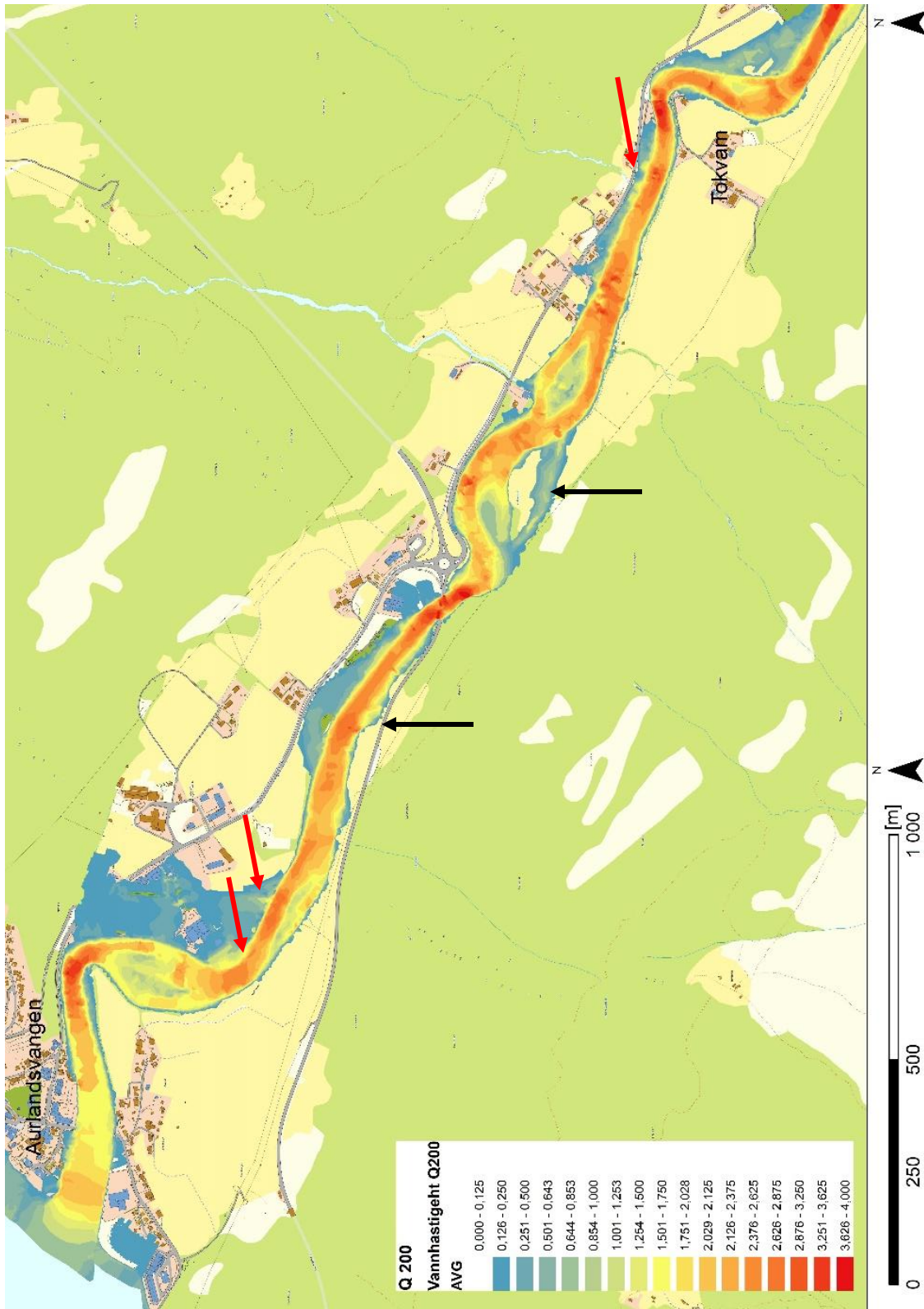
Ved Viddalsmagasinet finnes et fjellparti som kan løsne. Et ras i Viddalsmagasinet kan i verste fall utløse en flodbølge som Bøhme et al. (2011) sammenligner med Vaiont-katastrofen i Italia 1961 der over 1450 mennesker mistet livet. En slik flodbølge vil kunne overstige beregnede flomsoner med stor margin, men er vanskelig å anslå nøyaktig (Svendsby 2014). Risikoen til at det skjer i vurderes imidlertid som svært lav av NGU (> 1000-5000-års hendelse, NGU 2017). Viddalsdammen forsterkes og bygges om for tiden.



Figur 72. Nedre Aurlandselva med modellert vannstand ved 200-årsflom.



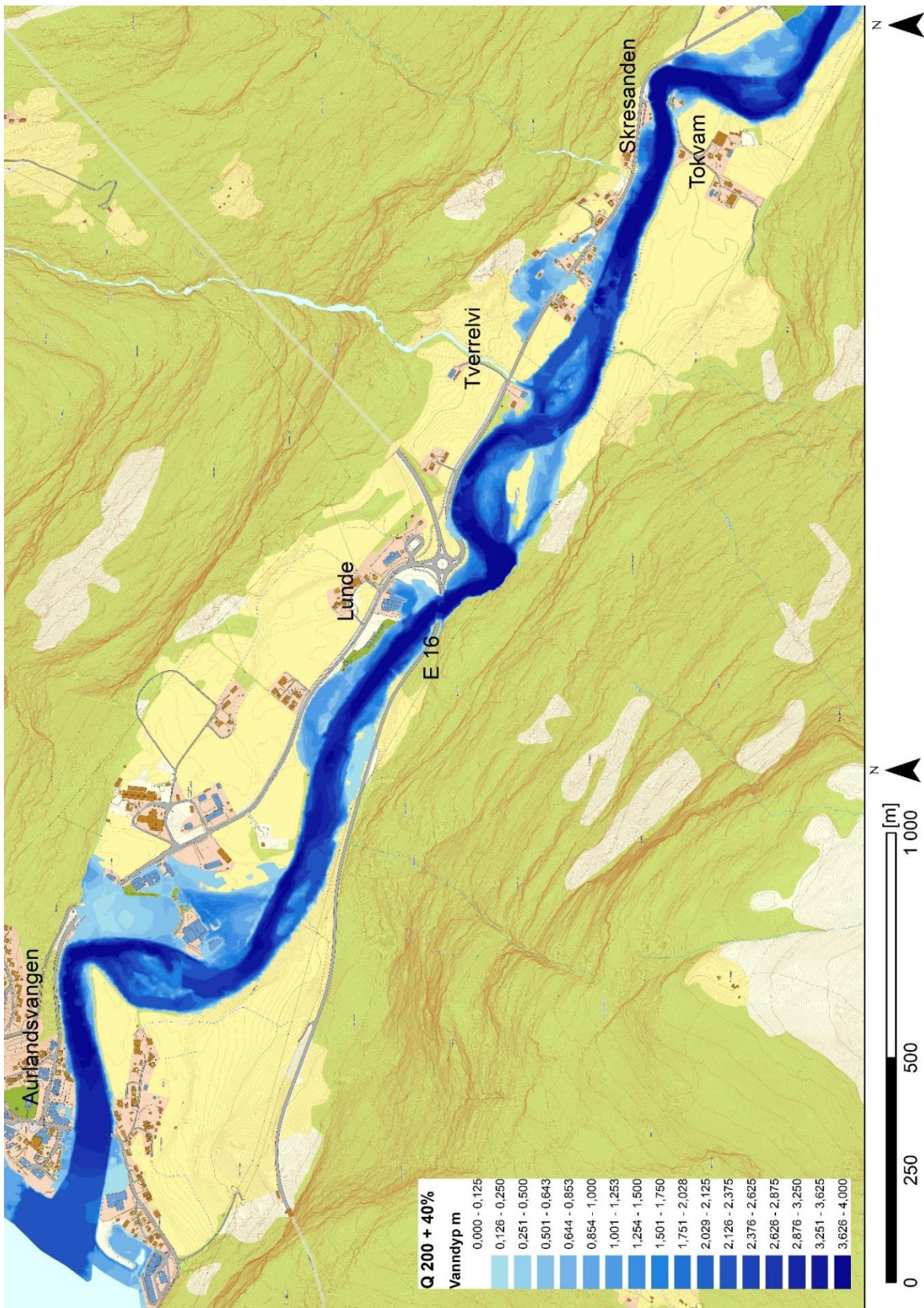
Figur 73. Øvre Aurlandselva med modellert vannstand ved 200-årsflom.



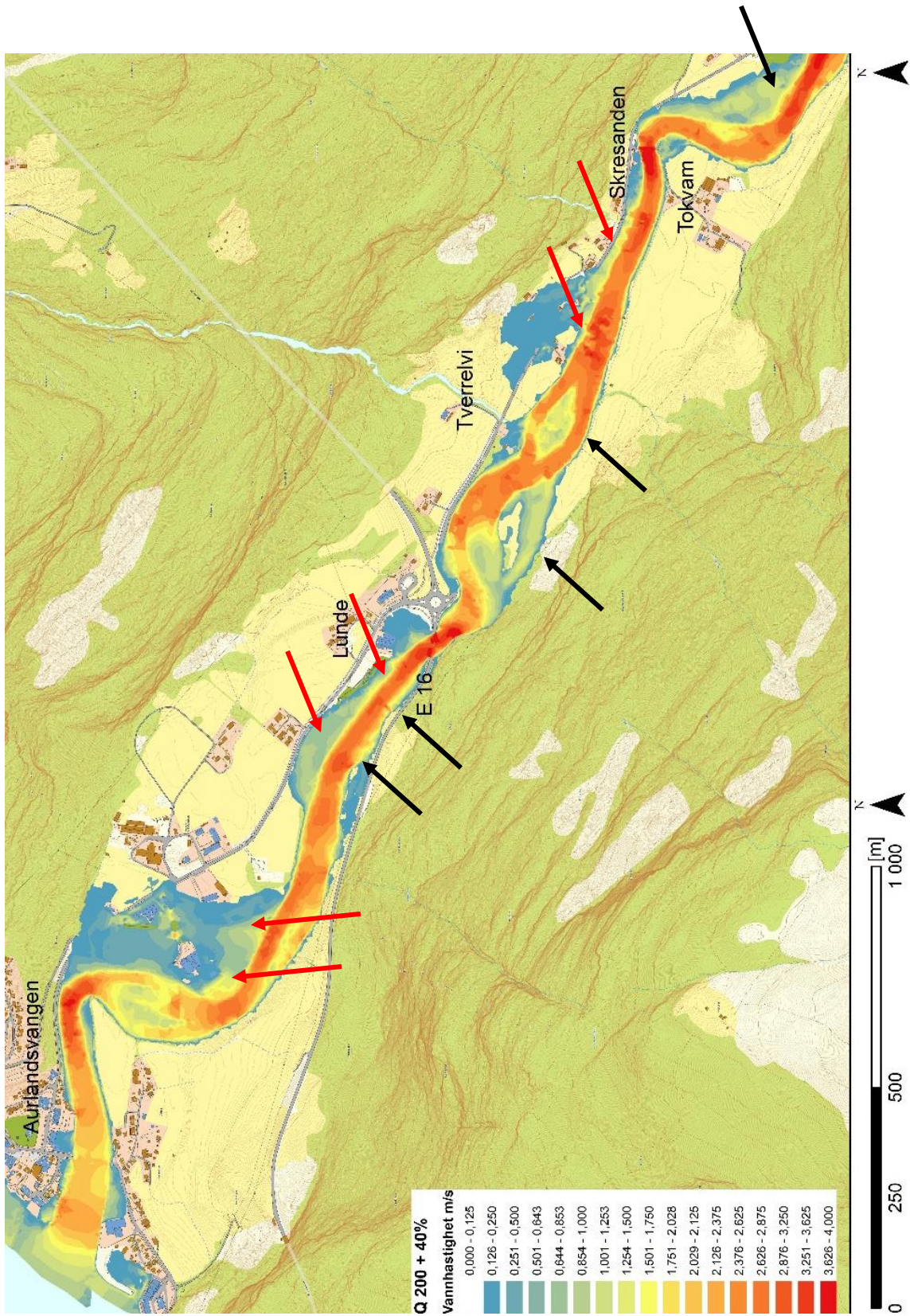
Figur 74. Nedre Aurlandselva med modellert vannhastighet ved 200-årsflom. Røde piler indikerer risiko for erosjon og dannelse av nye løp (morfyndynamikk) ved bebyggelse. Svarte piler indikerer morfyndynamikk i elvesletten.



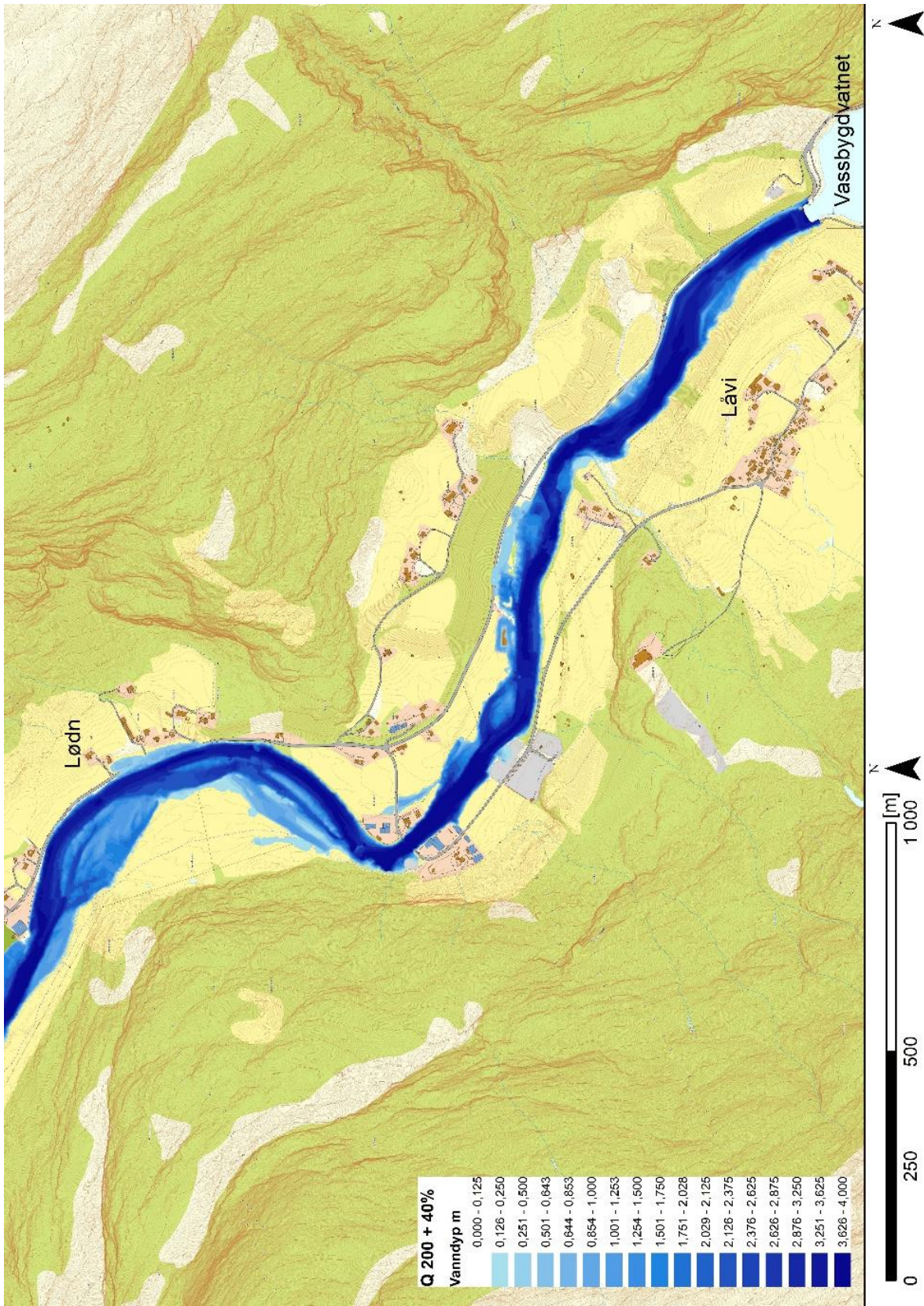
Figur 75. Øvre Aurlandselva med modellert vannhastighet ved 200-årsflom. Svart pil indikerer forventet morfodynamikk i elveslette.



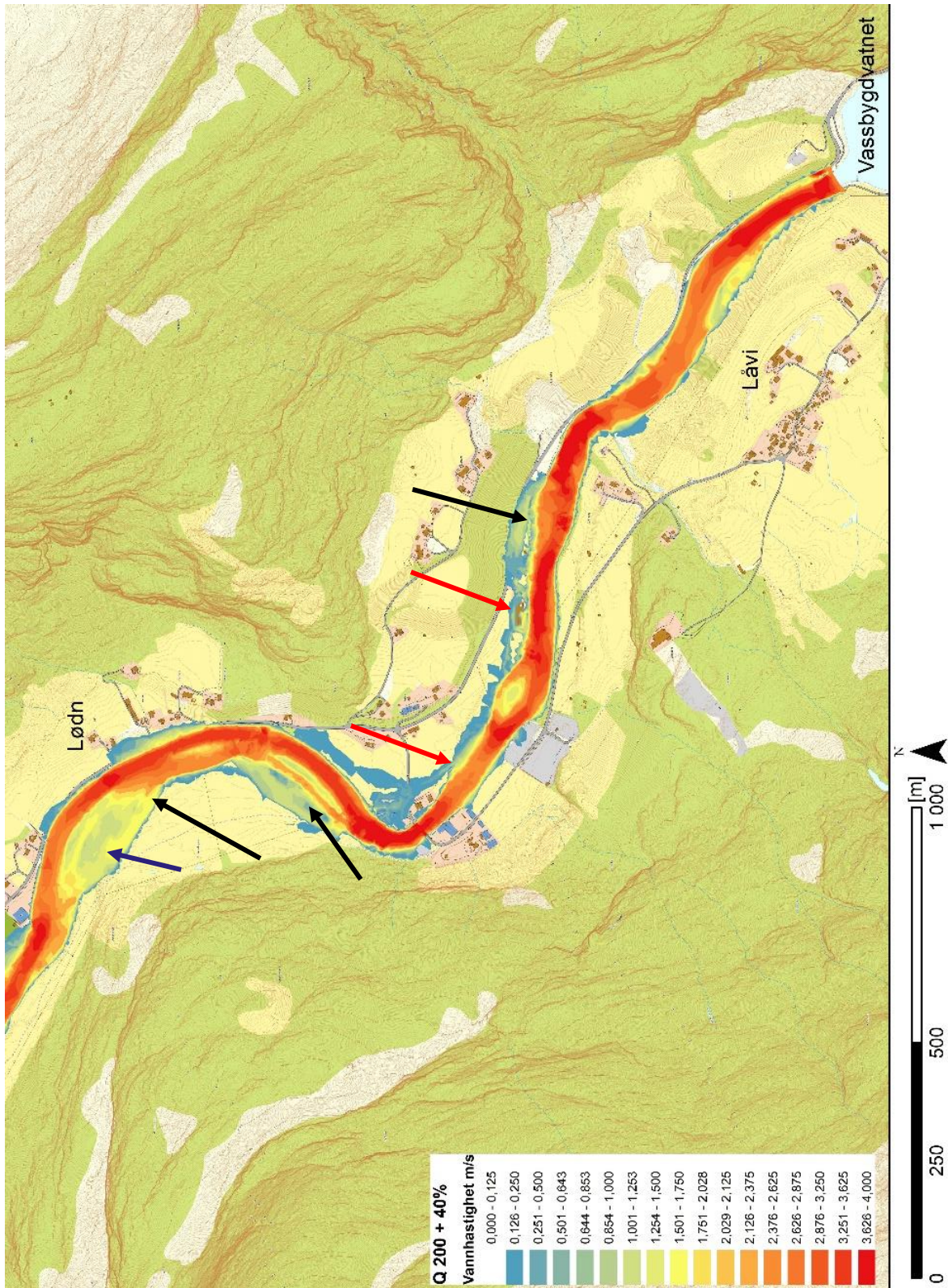
Figur 76. Nedre Aurlandselva med modellert vannndyp ved 200-årsflom + 40 % klimapåslag.



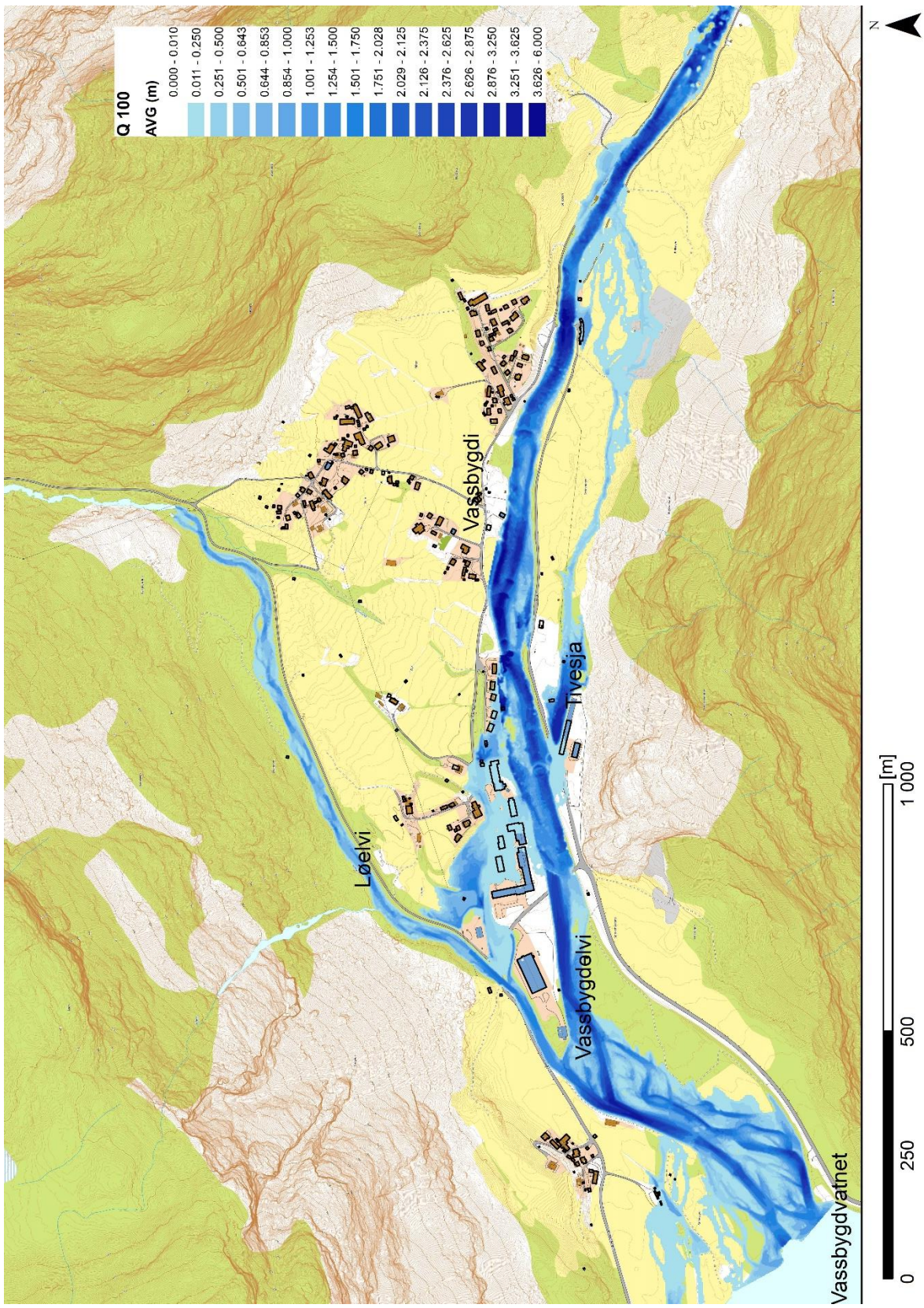
Figur 77. Nedre Aurlandselva med modellert vannhastighet ved 200-årsflom + 40 % klimapåslag. Røde piler indikerer risiko for morfodynamikk ved bebyggelse. Svarte piler indikerer morfodynamikk i elvesletten.



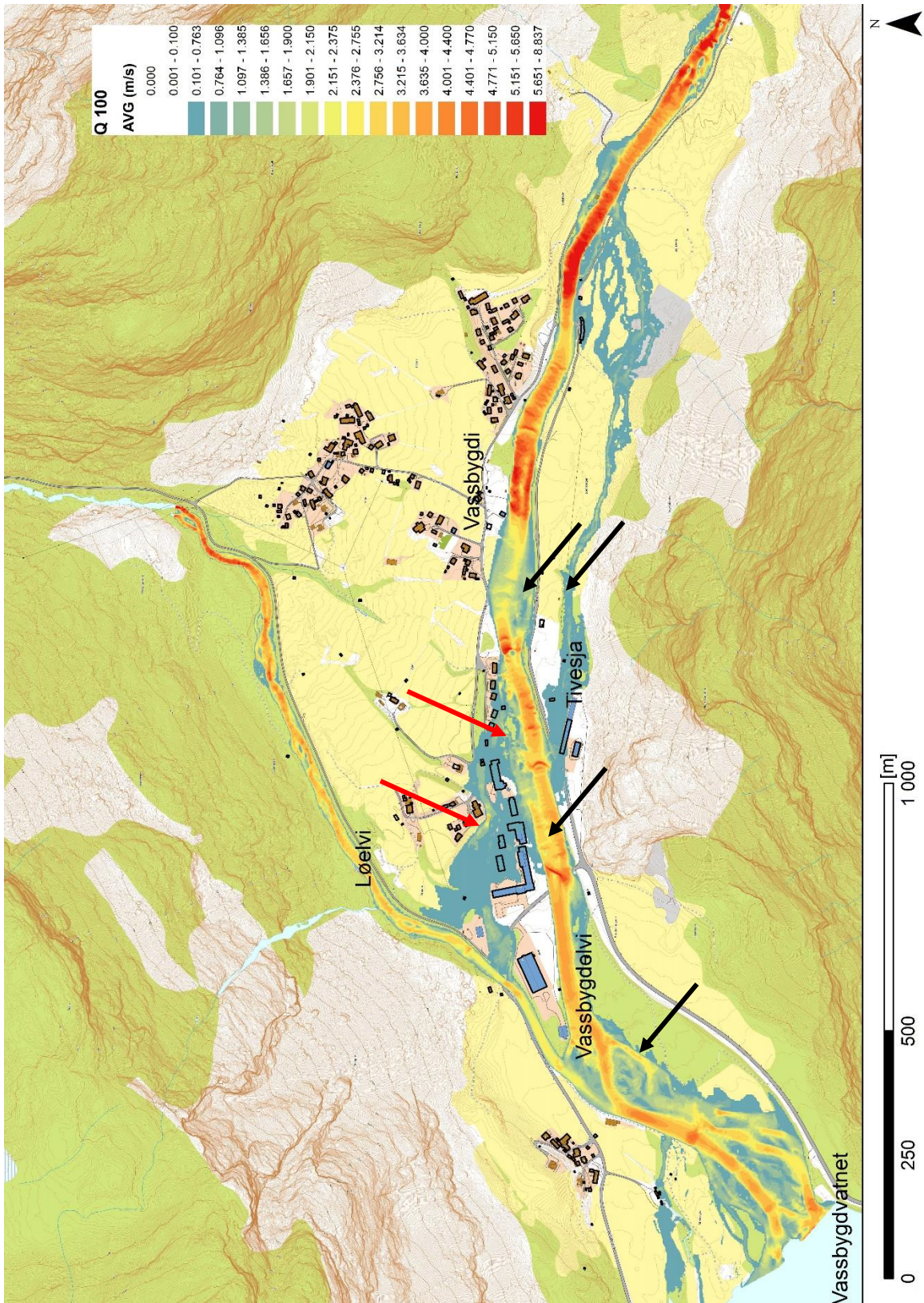
Figur 78. Øvre Aurlandselva med modellert vannndyp ved 200-årsflom + 40 % klimapåslag.



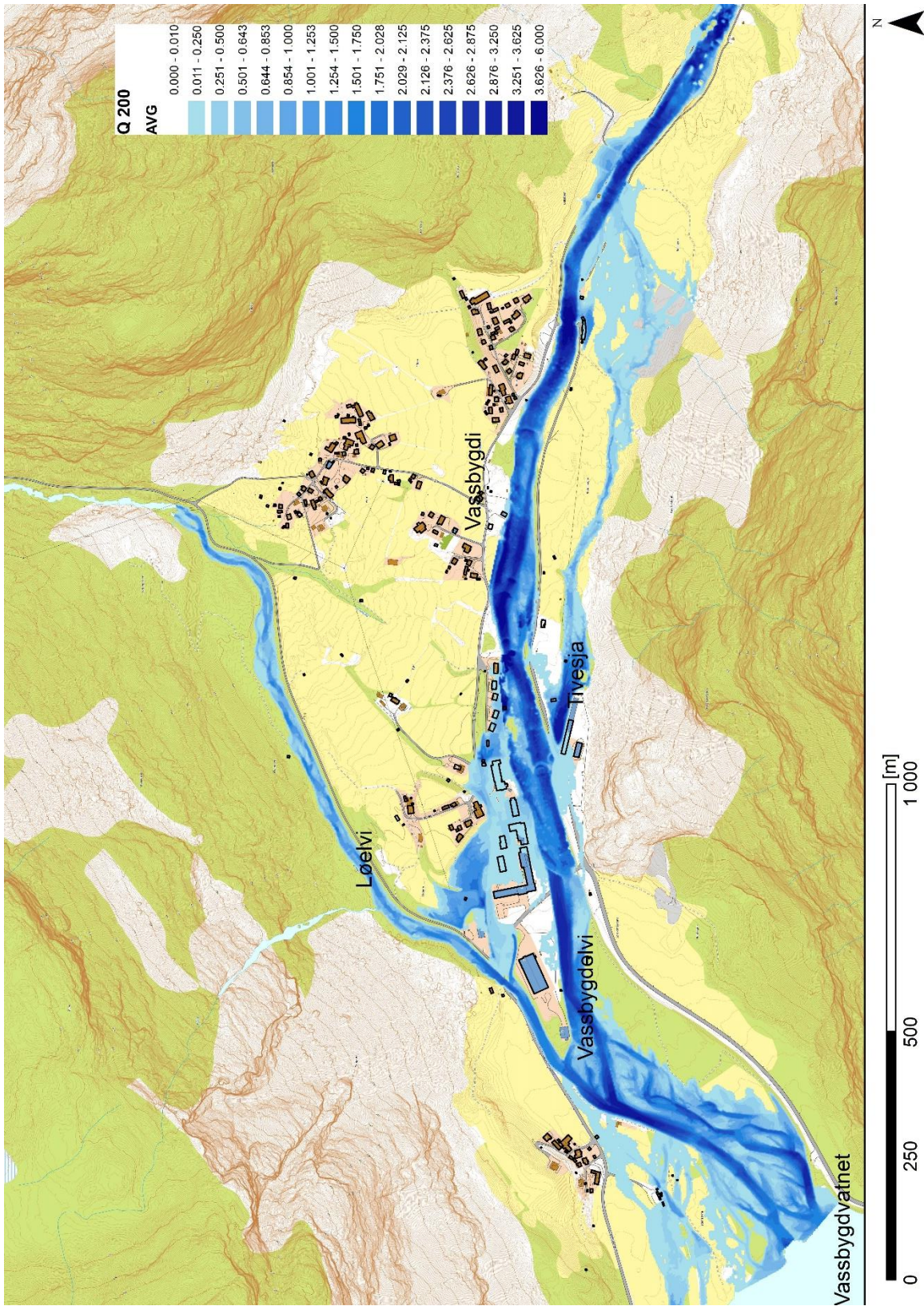
Figur 79. Øvre Aurlandselva med modellert vannhastighet ved 200-årsflom + 40 % klimapåslag. Røde piler indikerer risiko for erosjon og dannelse av nye løp ved bebyggelse. Svarte piler indikerer morfodynamikk i elvesletten.



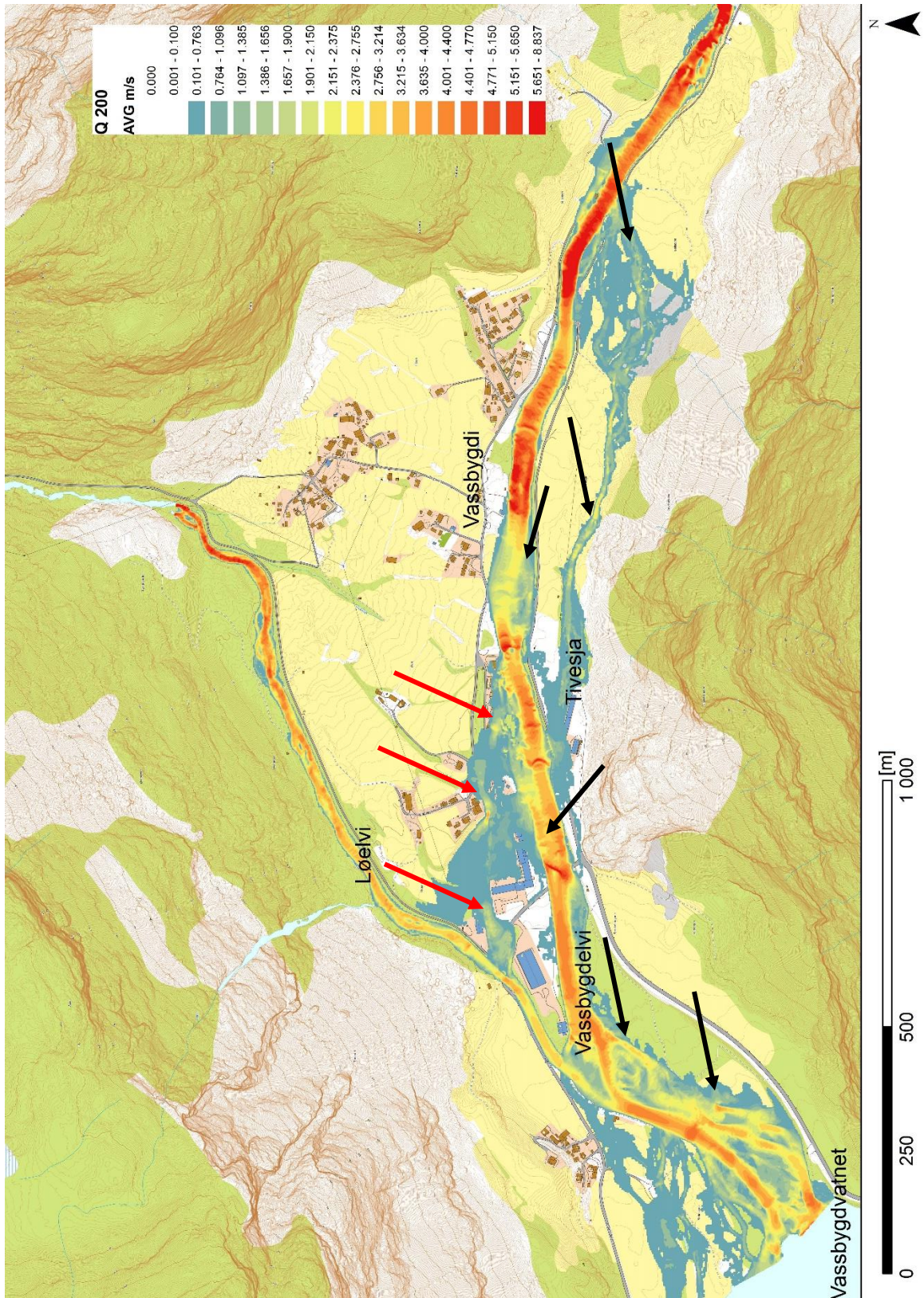
Figur 80. Vassbygdelvi med modellert vanddyb (m) ved 100-årsflom.



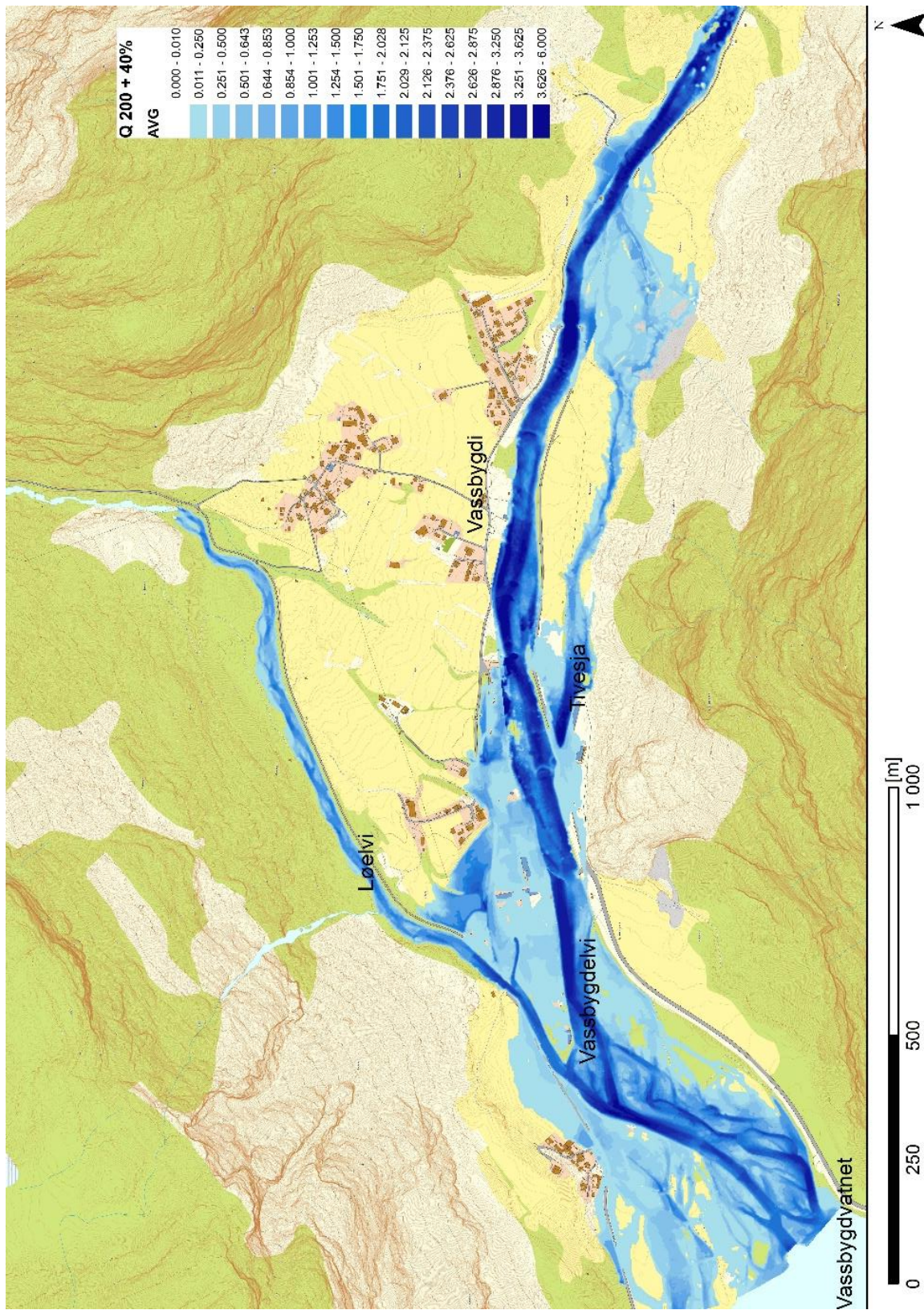
Figur 81. Vassbygdelvi med modellert vannhastighet ved 100-årsflom. Røde piler indikerer risiko for morfodynamikk ved bebyggelse. Svarte piler indikerer morfodynamikk i elveslette og flomløp.



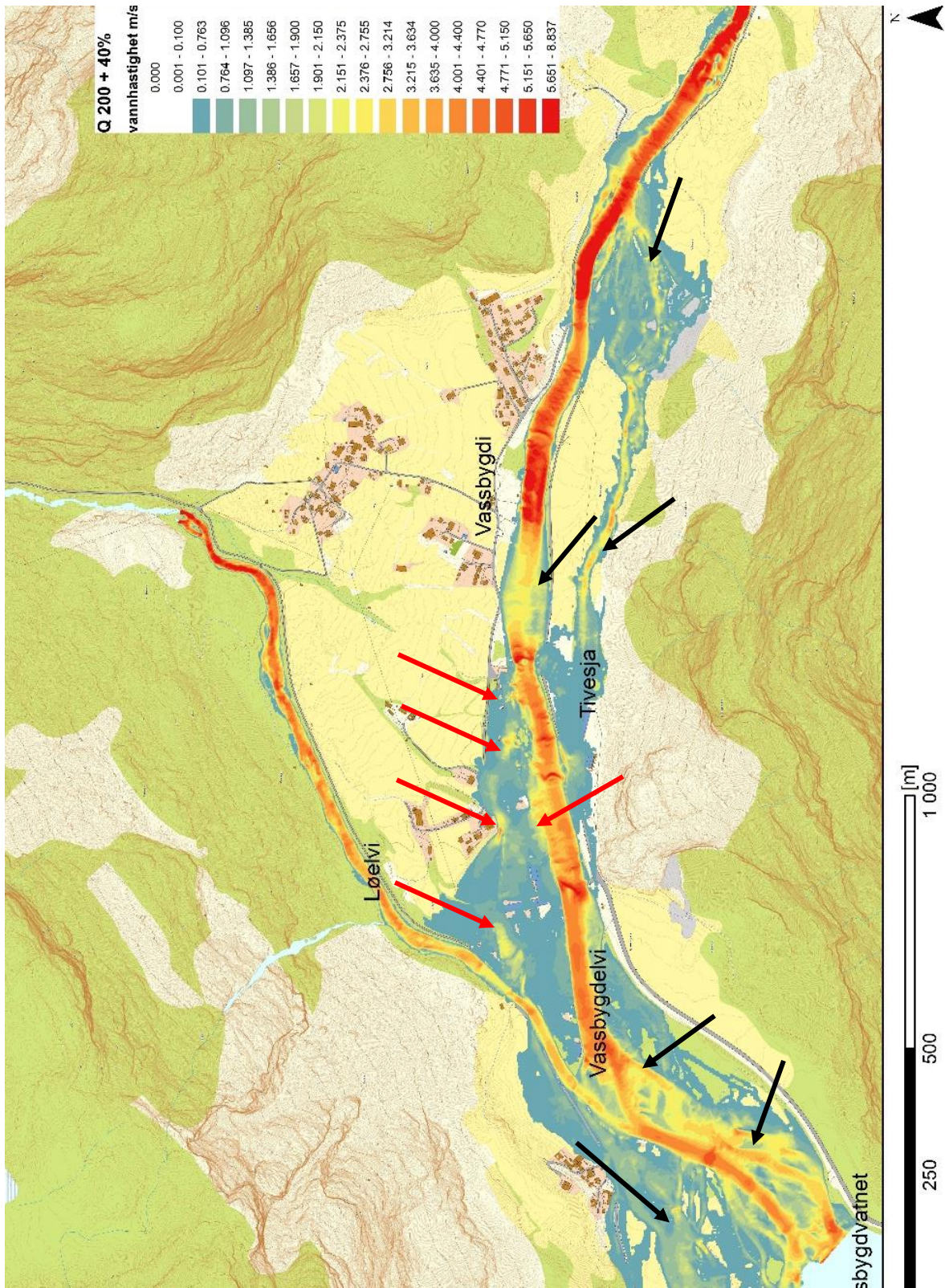
Figur 82. Vassbygdeldelvi med modellert vanddyb (m) ved 200-årsflom.



Figur 83. Vassbygdelvi med modellert vannhastighet ved 200-årsflom. Røde piler indikerer risiko for morfodynamikk ved bebyggelse. Svarte piler indikerer morfodynamikk i elveslette og flomløp.



Figur 84. Vassbygdeldelvi med modellert vandndyp ved 200-årsflom + 40 % klimapåslag.



Figur 85. Vassbygdelvi med modellert vannhastighet ved 200-årsflom + 40 % klimapåslag. Røde piler indikerer risiko for morfodynamikk ved bebyggelse. Svarte piler indikerer morfodynamikk i elvesletten.

Innspill fra workshop 2018

25 deltakere bidro til samling av innspill 7.9. 2018 i Aurland. Flest bidrag kom det for Flåmselva som hadde hatt en stor flom i 2014. For Aurlandselva kom det færre innspill og disse hadde fokus på miljøforhold, ikke flomskaderisiko. Det ble nevnt at det var «tilfredstillende sikring av liv og helse» men flest poeng (som indikasjon at mange syntes det var viktig) fikk følgende tema:

Utfordringer:

- Mangel på flom og dynamikk
- Vanntemperatur
- Minstevannføring
- Oter, laksender og for lite næring

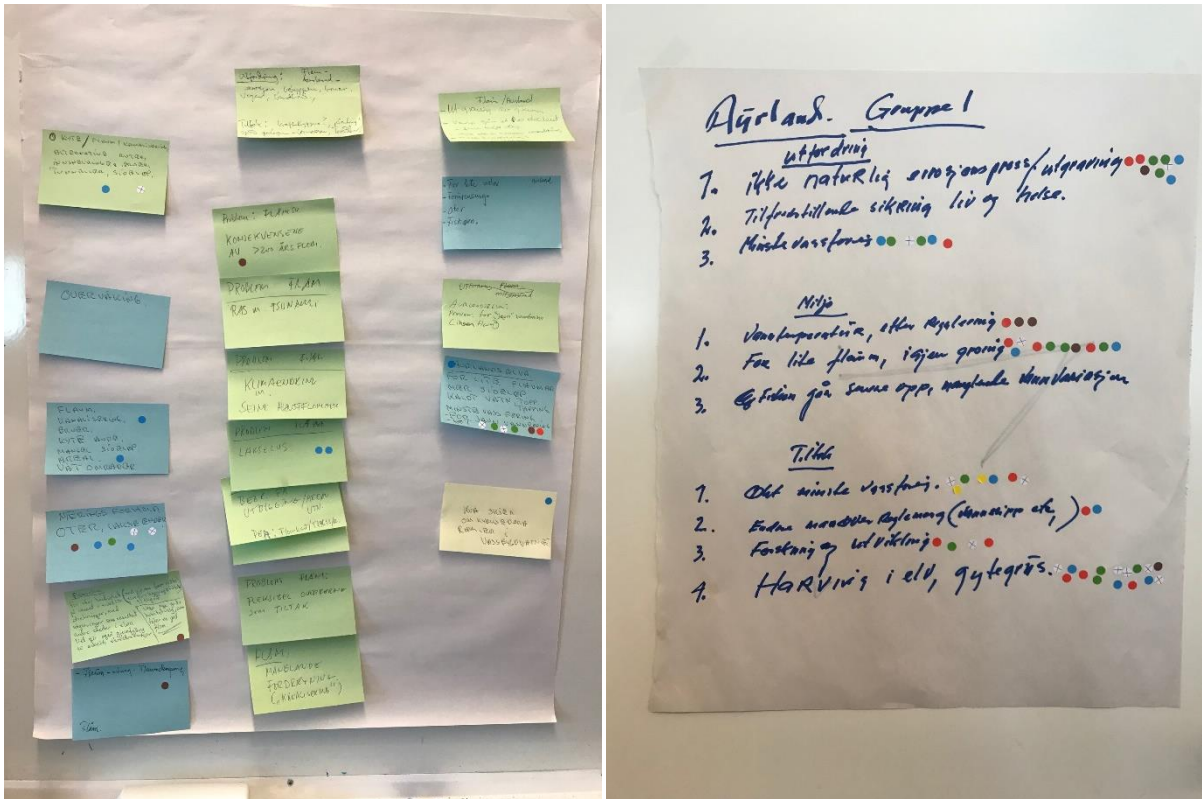
Tiltak:

- Harving, gytegrus
- Økt vannføring
- Topptapping/temperaturstyring

Disse innspillene ble tatt med i utvikling av scenarier i følgende kapittel.



Figur 86. Fra workshop i Aurland 07.09. 2018



Figur 87. Fra workshop i Aurland

Scenario 1 – Naturlig utvikling

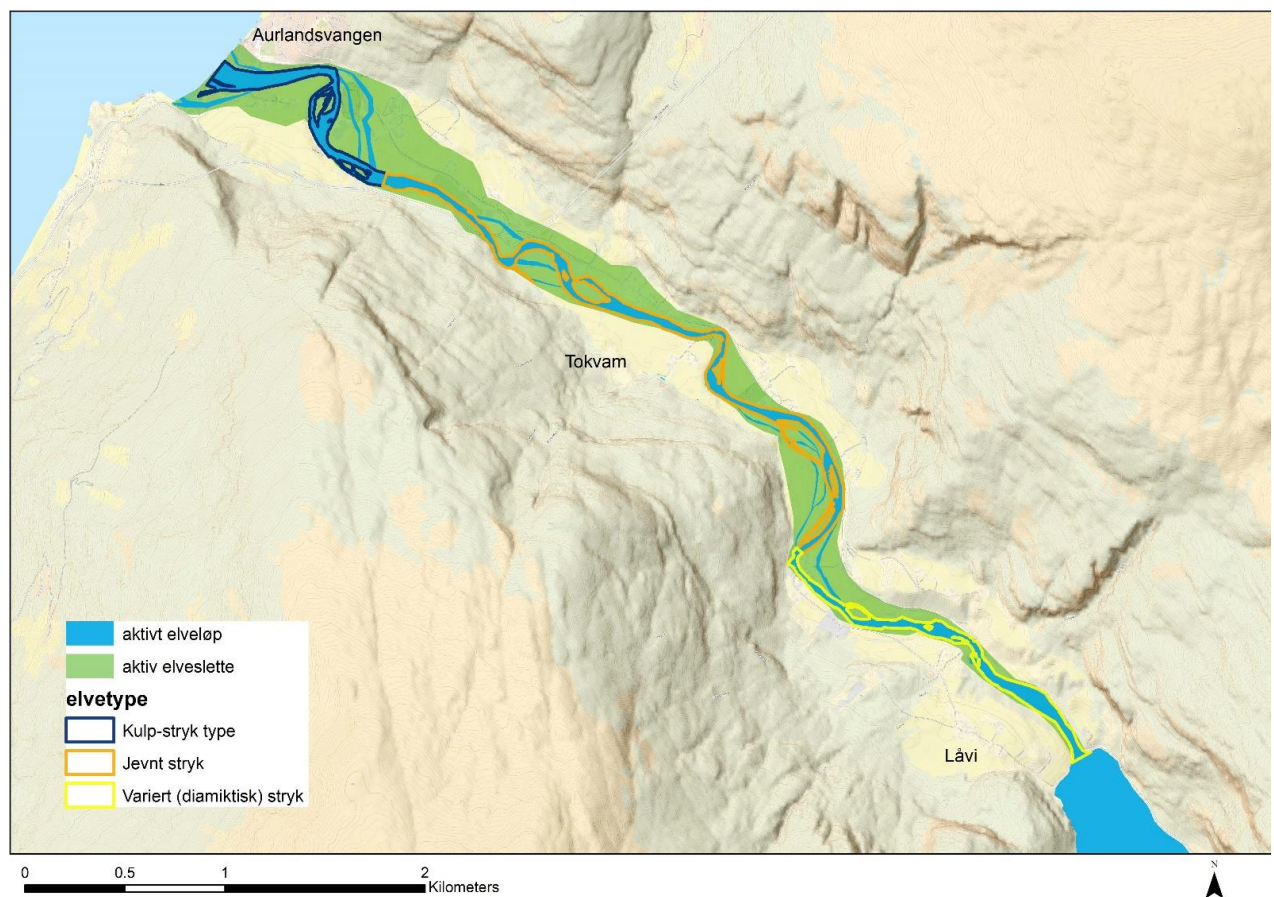
Dette scenarioet gjenspeiler en forventning av den opprinnelige naturtilstanden i dalen samt en situasjon som viser hvordan elven vil kunne utvikle seg uten menneskelige inngrep. Scenarioet står for en naturtypisk elvemorfologi og er vist i Figur 88 og Figur 89. «Elvesletten» (active floodplain) er terrengformen som kan være vanddekt i store flommer (Q200-1000) og der det kan være eller oppstå elveløp. «Elveløp» (active channel) gjenspeiler mulig beliggenhet av elva ved normal vannføring, flomløp der det kan dannes løp ved flom.

I øvre del ved Låvi er Aurlandselva skjæret inn i glasiofluviale masser med relativt smal elveslette. Her er elvesengen armert med store blokker, semifluvial sediment og relativt høy stabilitet. Strekingen er tilsvarende et variert stryk. Elvesletten blir breiere nedenfor med bifurkasjonssoner der elven utvikler sideløp og hovedsaklig jevne stryk samt kulp-stryk strekninger. Slike fluviale bifurkasjonssoner finnes ved Tokvamsbekkene (Trolløyni), Presthølen samt hele arealet fra E 16 og ned til munningen. I disse områdene må det regnes med morfodynamikk og utvikling av nye løp i store flommer. Ved Låvi er Aurlandselva massebegrenset. Innsjæring er stoppet av relativt stabile semifluviale sedimenter og naturlig armering. Nedre delen av elva er fra naturens side transportbegrenset med fluviale sedimenter. I mellom finnes overgangssoner. Siden massetilførsel er svært begrenset (Vassbygdvatnet), vurderes massebalansen totalt sett som relativt stabilt med en svært liten tendens til opphoping i nedre elvedeler.

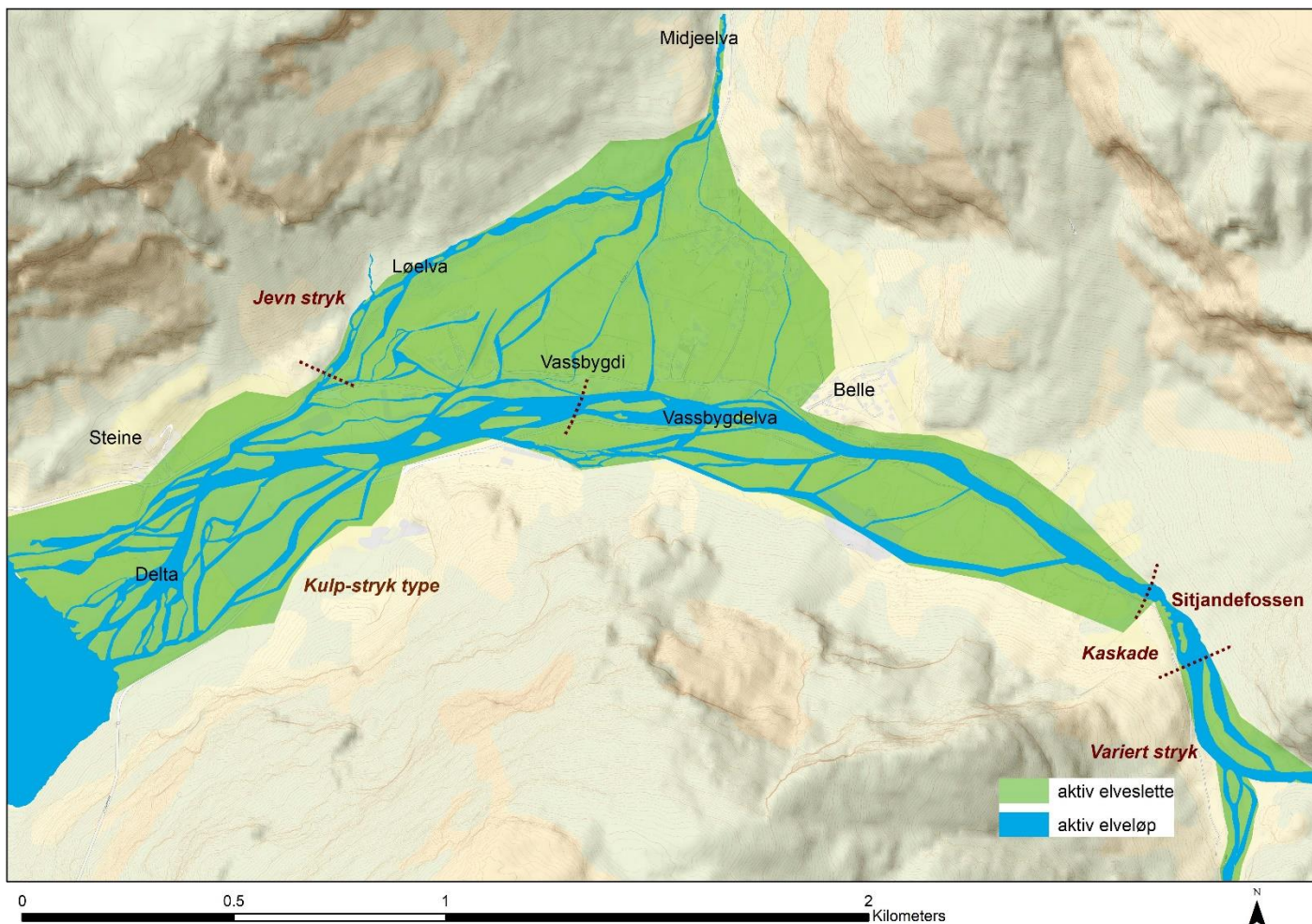
Dalbunnen i Vassbygdi nedenfor Sitjandefossen er dominert av fluviale masser og elven er fra naturens side transportbegrenset særlig i deltaområdet. Nedenfor Sitjandefossen er det generelt høyt potensial for morfodynamikk, masseforflytning og danning av nye løp. Dette gjelder særlig for elvedeltaet også sedimentviftet nord for Vassbygdi der Lølva/Midjeelva ligger. Her kan det oppstå nye løp og Midjeelva kan endre beliggenhet på viftet. På sørsiden er det delvis deponert spengstein fra kraftverksbygging. Disse områdene er stabilere enn de naturgitte fluviale sedimentene så lenge de er der.

Areal- og vassdragsbruk: I et slikt scenario vil det per definisjon ikke være arealbruk eller vassdragsbruk. Situasjonen hadde likevel tillat landbruk på begrensede arealer, beite, fiske, turisme samt bosetting på områder utenfor den dynamiske elvesletten slik som deler av Aurlandsvangen og Onstad, Tokvam, Låvi, Tera, Dalen, Skaim samt Belle og Steine i Vassbygdi m.m.

Vassdragsmiljø: Siden scenarioet gjenspeiler en forventning om en naturlig referanse vil det kunne regnes med at forutsetningen for naturlig flora og fauna er til stede. Dette vil trolig føre til høy vurdering av økologisk tilstand (svært god tilstand) i de eksisterende vurderingsmetoder vi bruker i dag slik som klassifisering etter vannforskriften, kvalitetsnorm villaks og NIN. Scenarioet anskueliggjør en referansetilstand og hjelper å forstå hvilken effekter store flommer vil kunne ha i de forskjellige elvetyper og tilhørende områder i elvesletten.



Figur 88. Scenario 1 – naturlig utvikling. Aurlandselva med aktiv elveslette og aktivt elveløp med mulige sideløp.



Figur 89. Forventet naturlig elveutvikling i Vassbygdelva med aktiv elveslette og aktivt elveløp samt mulige sideløp.

Scenario 2 – Teknisk flomdemping og sikring – uten miljøtiltak

Dette scenarioet består kun av de to første tiltakene i Tabell 12, flomdemping med infrastruktur gitt av kraftregulering samt sikringstiltak (flomvoller) der det er fare for bebyggelse og bolig ved Aurlandsvangen, Aurlandshallen, Skaimshagen, Lunde camping, Skresanden camping samt Vassbygdi. Scenarioet tenkes uten miljøtiltak for å anskueliggjøre effekter av en sluk fremgangsmåte.

Areal- og vassdragsbruk: I et slikt scenario vil det være mulig å beskytte bosetting og bebyggelse mot 200 års flom+ 40 % klimapåslag, areal- og vassdragsbruk vil kunne fortsette. En rekke arealer vil imidlertid bli utsatt for morfodynamikk ved slike flommer, se røde piler i Figur 72-Figur 85.

Vassdragsmiljø: Uten tiltak for vassdragsmiljø må det regnes med en degradering av habitatforholdene inkludert utarming av gytegrus samt redusert biologisk produksjon grunnet redusert vannføring, areal, habitatkvalitet og sommertemperatur. Uten minstevannføring vil det dessuten forekomme tørrelegging i perioder med fiskedød. Inntak Vangen vil forårsake dødelighet for fisk som blir trukket inn. Klappeluken på Osen vil være en vandringsbarriere uten fiskepassasje.

Fiskeproduksjon forventes redusert betydelig i forhold til i dag (Ugedal et al. 2019). I en slik situasjon er det ikke sannsynlig at Norges miljømål vil kunne nås, verken god økologisk tilstand, godt økologisk potensial eller kvalitetsnorm villaks.

Scenario 3 – Integrativ løsning

Ved en integrativ løsning ser man for seg en kombinasjon av magasinering i kraftmagasiner (flomdemping) og forbitapping av flomvann via tunnel Vangen kraftverk. For å kunne beskytte bosetting og infrastruktur mot flomvannføringer som modellert anbefales dessuten sikringer i utsatte områder. Slike sikringer, flomvoller, flomvegger, delvis mobil flomsikring og miljøtilpasset erosjonssikring, bør bl.a. vurderes i Aurlandsvungen, direkte ved og ovenfor Aurlandshallen, for bosetting i Skaimshagen mellom vei og elv og ved klekkeriet (Figur 90 og Figur 91). Også campingsplassene Lunde og Skaim ligger i oversvømmelsesområder. Her bør en evakueringsrutine ved flom avveies mot permanent sikring. Langs Vassbygdelva viser modelleringen høy risiko for oversvømmelse og morfodynamikk på nordsiden av elva ved tersklene nord for Tivesja/Hagene og ned til Hafslund-Eco-bygget. Her anbefales å senke tersklene i elva og å etablere en flomvoll med miljøtilpasset erosjonssikring på nordsiden. Dessuten anbefales å øke avløpstverrsnitt på sørsiden med sideløp og delvis senkning av elveslette langs sideløp. Skjøtsel av kantvegetasjon gjennomføres avsnittsvis. Dette bidrar til økt avløpskapasitet, uten å fjerne hele kantvegetasjon på en gang (Figur 92).

Det anbefales dessuten å bevare resterende flomsoner og særlig brede, forgreinete elveløp. Disse bidrar å avlaste annet areal, deriblant bosetting. Dette er godt synlig ved Tokvamsbekkene, der det er plass til vann og morfodynamikk på sørsiden av elva og der det er betydelig mindre risiko for bebyggelse på nordsiden ved Lødn. Også de delte løpene med stor avløpstverrsnitt ved Prestøyni og Onstad samt i Vassbygdelvas delta bidrar å redusere vannstand og kreftene på nordsiden (svarte piler i Figur 76-Figur 79).

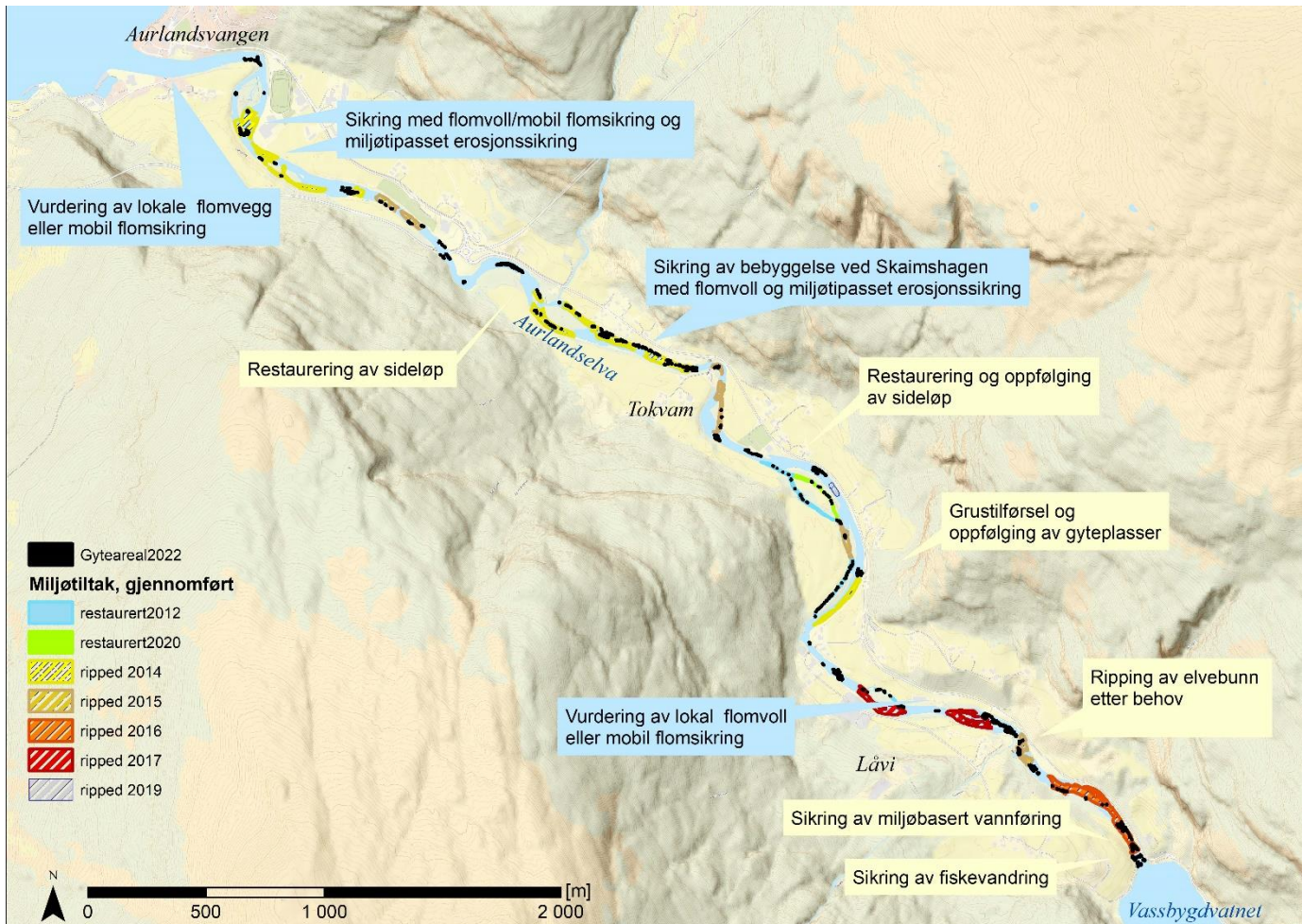
Miljøpåvirkninger av flomsikringen avbøtes med tiltak, aktive habitattiltak, fiskepassasjer og miljøbasert vannføring. Dette inkluderer: Restaurering av sideløp, behovsbasert utlegging av gytegrus, sedimenttilførsel (grus og rullestein) og ripping. Det sikres et miljøbasert vannføringsregime inkludert minstevannføring i Vassbygdelva. Inntak Vangen sikres med finmasket varegrind slik at fisk ikke kan bli trukket inn i kraftverket. Ved Klappeluken på Osen (Lemmen) sikres fiskevandring med en fiskepassasje og på sikt vurderes muligheter til å redusere tiden med klappen i bruk eller en fjerning av lemmen (tiltakene fra Ugedal et al. 2019). Terskler i Vassbygdelva bør justeres og delvis fjernes for å bedre habitatkvalitet og fiskevandringmuligheter.

Areal- og vassdragsbruk: I et slikt scenario vil det være mulig å drive arealbruk omtrent som nå, unntatt på et relativt lite areal der sideløp restaureres. Kraftregulering kan fortsette med restriksjoner i henhold til en miljøbasert vannføring i Aurlandselva og også i Vassbygdelva, samt tiltak knyttet til fiskevandring og habitattiltak.

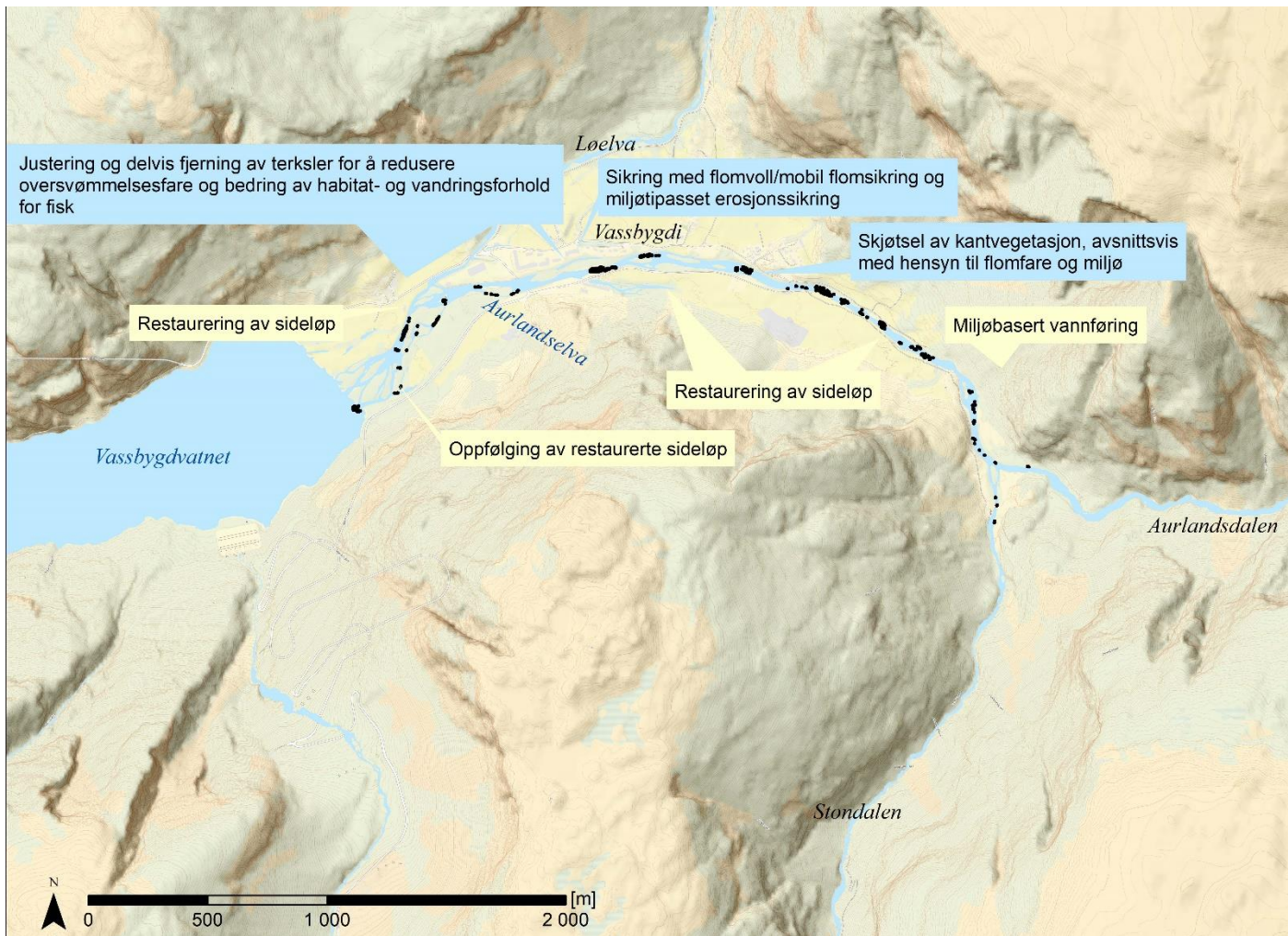
Vassdragsmiljø: Miljøtiltakene vil kunne avbøte en rekke fysiske inngrep og reguleringseffekter dersom de gjennomføres over tid. Temperaturendringer og også en reduksjon i elveareal vi imidlertid

bestå i en slik scenario. I følge Ugedal et al. (2019) er det vanskelig å kvantifisere denne effekten men den kan ligge i størrelseorden 0-20 % mindre areal og redusert fiskeproduksjon. Men dette vil man kunne oppnå «god økologisk tilstand» for kvalitetselement fisk i henhold til vannforskriften og god tilstand i henhold til kvalitetsnorm villaks.

Dette forutsetter imidlertid også tilstrekkelig sjøoverlevelse. Siden 2014 har regionen rundt Sognefjorden «PO4» vært blant regionene med høyest press fra lakselus i Norge og innsig av gytefisk for laks og sjøaure har gått tilbake til tross for en økning i ungfisktettheter etter 2009.



Figur 90. Kart over foreslåtte miljø- og flomsikringstiltak i Aurlandselva



Figur 91. Kart over foreslåtte miljø- og flomsikringstiltak i Vassbygdelva

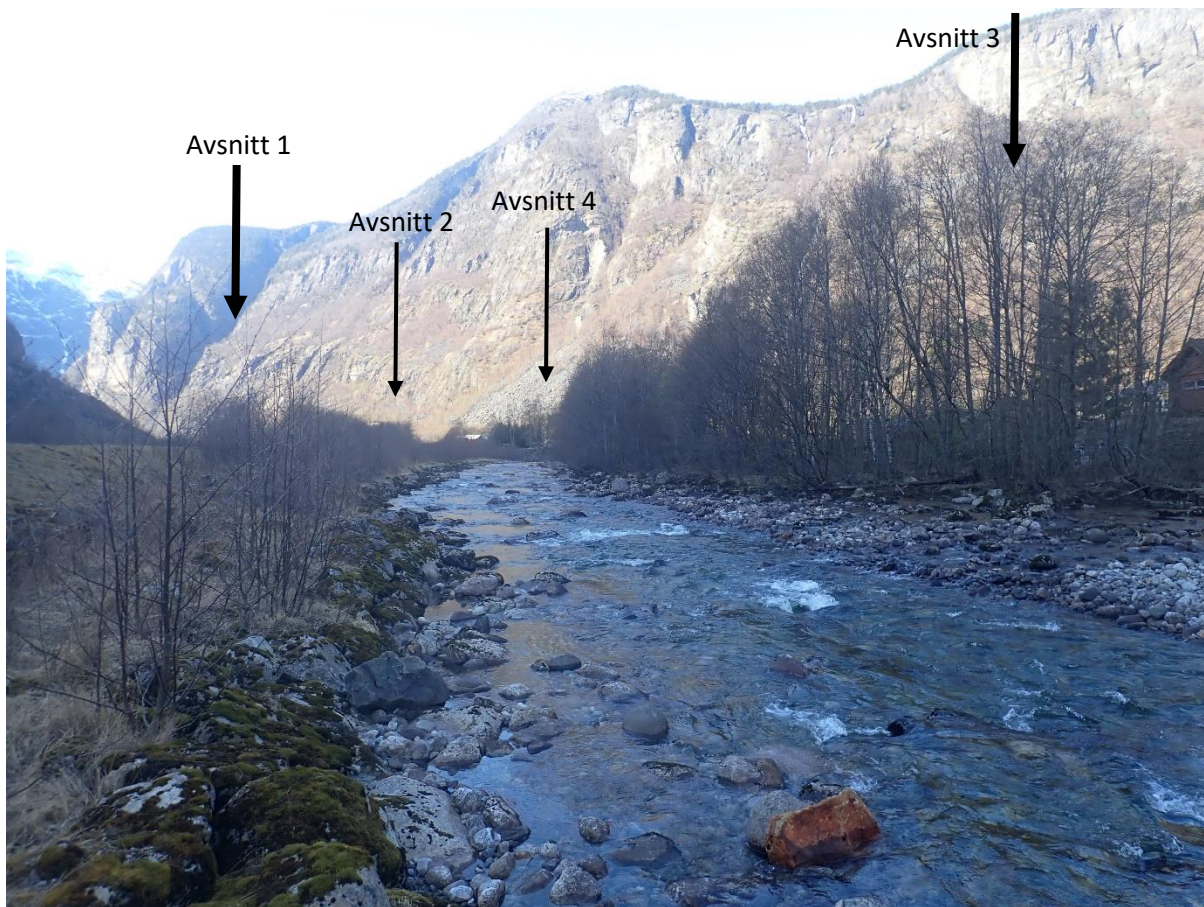
Tabell 12. Oversikt Scenario 3 Aurlandsvassdraget, tiltak og forventet effekt på flomrisikohåndtering og miljøtilstand, samt et kostnadsestimert

Tiltak	Flomrisiko- håndtering	Miljøtilstand	Naturbasert type 5.6	Tiltakstype MD ¹⁸	Beskrivelse	Kostnads- estimat NOK (eks. mva) så vidt som mulig
Arealplanlegging	++	++	1		Beholde flomsone i elveslette og flom-/sideløp slik som ved Tokvamsbekkene, Prestøyni, Onstad, Jeriko, Vassbygddelta og Tivesja mfl. Dette vil bidra å avlaste bebyggelse og infrastruktur i de områdene og redusere skadepotensiale nå og i fremtiden.	
Demping av flommer ved hjelp av kraftregulering	++				Flomdemping gjennom magasinering av vann i regulerbare kraftmagasiner. Delvis forbitapping av flomvann gjennom krafttunell Vangen. Miljøpåvirkninger (vannføring, temperatur, sedimentregime, fiskvanding) avbøtes med tiltak nevnt nedenfor.	
Lokale flomsikringstiltak	++		3,4		Lokale flomvoller og miljøtilpasset erosjonssikring for bebyggelse som er utsatt ved 200 års flom + 40 %. Dette gjelder Vassbygdi, Skaimshagen, Aurlandshallen og deler av Aurlandsvangen,	
Restaurering av sideløp med tilhørende flomsone	+	+	2	MT10, MT5	Tiltaket øker hydraulisk kapasitet og avlaster areal ved siden. Det arbeidet er delvis gjennomført langs Tokvamsbekkene og i Vassbygdelvas delta. Flere egnede områder er Klepphølen til Prestøyni, på nordsiden i Vassbygddelta samt fra Tivesja og oppover. Langs Vassbygdelva vil en senking av elveslette langs løpene bidra til økt avløpskapasitet med større potensial enn hogst av trær.	3.000.000
Gytegrusutlegg		++	4	MT5	I Aurlandselva er dette arbeidet startet fra 2010 og krever vedlikehold /etterfylling. Varighet er i snitt 10 år. I Vassbygdelva har flommer sørget for sedimenttilførsel og gyrtgrus. Gytegrustilførsel anbefales bare unntaksvis og i sideløp	200.000 /år

¹⁸ DIREKTORATSGRUPPEN FOR GJENNOMFØRING AV VANNFORSKRIFTEN: Tiltak og virkemidler i vannforvaltningen 2021.

<https://www.vannportalen.no/sharepoint/downloaditem?id=01FM3LD2RZTL3X2KJU3VHZW7CAG6RVECQN>

Ripping		++	4	MT5	I Aurlandselva er dette arbeidet startet fra 2014 og krever oppfølging og vedlikehold. Kartlegginger fra 2022 tyder på en varighet av tiltaket på minst 7 år og trolig godt over 10 år.	100.000 /år
Skjøtsel av kantvegetasjon	++	++	2,3	MT10,5	Langs Vassbydelva er det behov for skjøtsel av kantvegetasjon for å sikre hydraulisk kapasitet. Dette gjennomføres avsnittsvis slik at snauhogst unngås.	100.000 /år
Senking av terskler i vassbygdelta	++	++	2	MT 356, 16, 27 10,	Tiltaket øker hydraulisk kapasitet og vil forbedre habitat- og vandringsforhold for fisk. Balanseres mot vanddekt areal ved lav vannføring.	3.000.000
Løelva		++	2,3	MT10, MT4	Sikre Løelva som permanent fiskehabitat med årssikker vannstand.	Avhengig av valgt løsning
Sikring av fiskevandring		++	4	MT16, 27	Fiskepassasjer ved lemmen og finmasket varegrind i inntak til kraftverk Vangen er etablert, følges opp og vedlikeholdes.	Avhengig av valgt løsning
Miljøtilpasset vannføring		++	4	MT 37	Sikring av minstevannføring og miljøbasert vannføringsregime gjennom året, i både Aurlands- og Vassbygdelta med hensyn til sikring av miljøtilstand og fiskeproduksjon	Avhengig av valgt løsning



Figur 92. Eksempel på avsnittsvis skjøtsel av kantvegetasjon langs Vassbygdelva. Trær på venstre bredden er små, de har blitt kuttet for 4 år siden. Avsnitt 2-4 i bakgrunn og på høyre bredd ble stående. I de neste omgangene drives skjøtsel i disse avsnittene, en etter en, med flere års mellomrom. På denne måten unngås snauhogst og det er alltid kantvegetasjon med forskjellig alder langs elven samtidig som flomkapasitet ivaretas.

4.8 Storelva i Brekke

4.8.1 Nedbørsfelt og hydrologi

Storelva ved Brekke ligger i Gulen kommune og drenerer i Risnefjorden på sørsiden av Sognfjorden. Nedbørsfeltet er på 17 km² og er uregulert. Maksimal høyde er på 711 moh og 50 % ligger ovenfor 468 moh. Nedbørsfeltet er dominert av 53 % snaufjell og 26 % skog. Innsjøer dekker 1.6 %, myr 1 % og dyrket mark 4.1 %¹⁹ (Figur 93).

Feltlengden er på 6.6 km og elvelengde er 7.5 km. Elven har en anadrom strekning på 2.6 km. Middelvannføring er ifølge NEVINA-databasen 2.2 m³/s

Nedbørsfeltet ligger i granodioritisk gneiss. Dette gjør at vassdraget er surt og har høyt innhold av aluminium og liten bufferkapasitet (Bjørklund 1995).

Det finnes ikke målestasjon i vassdraget og flomverdiene ble derfor beregnet fra nabofeltene (Øye Leine 2019b). Ifølge flomberegninger er middelflom på 41 m³/s (58 m³/s med 40 % klimapåslag), Q₂₀₀ er på 89 m³/s (125 m³/s med 40 % klimapåslag). Tallene over kulminasjonsvannføringer er vist i tabell under.

Tabell 13. Flomberegningene (kulminasjonsvannføringer) i Storelva/Brekke fra Øye Leine (2019b)

Sted	Areal km ²	Q _M		Q ₅	Q ₁₀	Q ₂₀	Q ₅₀	Q ₁₀₀	Q ₂₀₀
		l/s/km ²	m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s
Storelva	17	2430	41	49	56	64	74	81	89
Storelva + 40 %	17	3402	58	68	79	90	104	114	125

¹⁹ <https://nevina.nve.no/>

til at mindre stein, grus og finere fraksjoner ble erodert ut av den trange elvesengen. Dette kan også ses på lengdeprofilen (Fig) der modellert steinstørrelse som settes i bevegelse ved forskjellige flomgjentaktsintervaller er plottet langt over typisk gytegrus (64 mm) over nesten hele anadrom strekning.

Øverst i anadrom strekning er elven dominert av variert stryk og fossestryk over bart fjell. Lenger nedstrøms begynner kantsikringen og elven der er i dag preget av et kunstig jevn stryk, som går over kulp-stryk typen på den nederste 500 m. Flyfoto fra 1973 viser situasjonen før kanalisering og tyder på at det fantes også opprinnelig et jevnt stryk i midtre del og kulp-stryk type nedenfor men med betydelig mere svinger, sideløp og dynamikk (Figur 94).

Øvre delstrekning er dominert av stein (56 %), blokk (28 %) og fjell (14), mens grus og sand utgjør hhv 1 %. Denne strekningen har mangel på gyteplasser og kan være aktuelt for utvidelser og grusutlegg. Nedre delstrekning er også dominert av stein (73 %), fjell (9 %) og blokk (7 %) men har større innslag av sand (6 %) og grus (5 %).

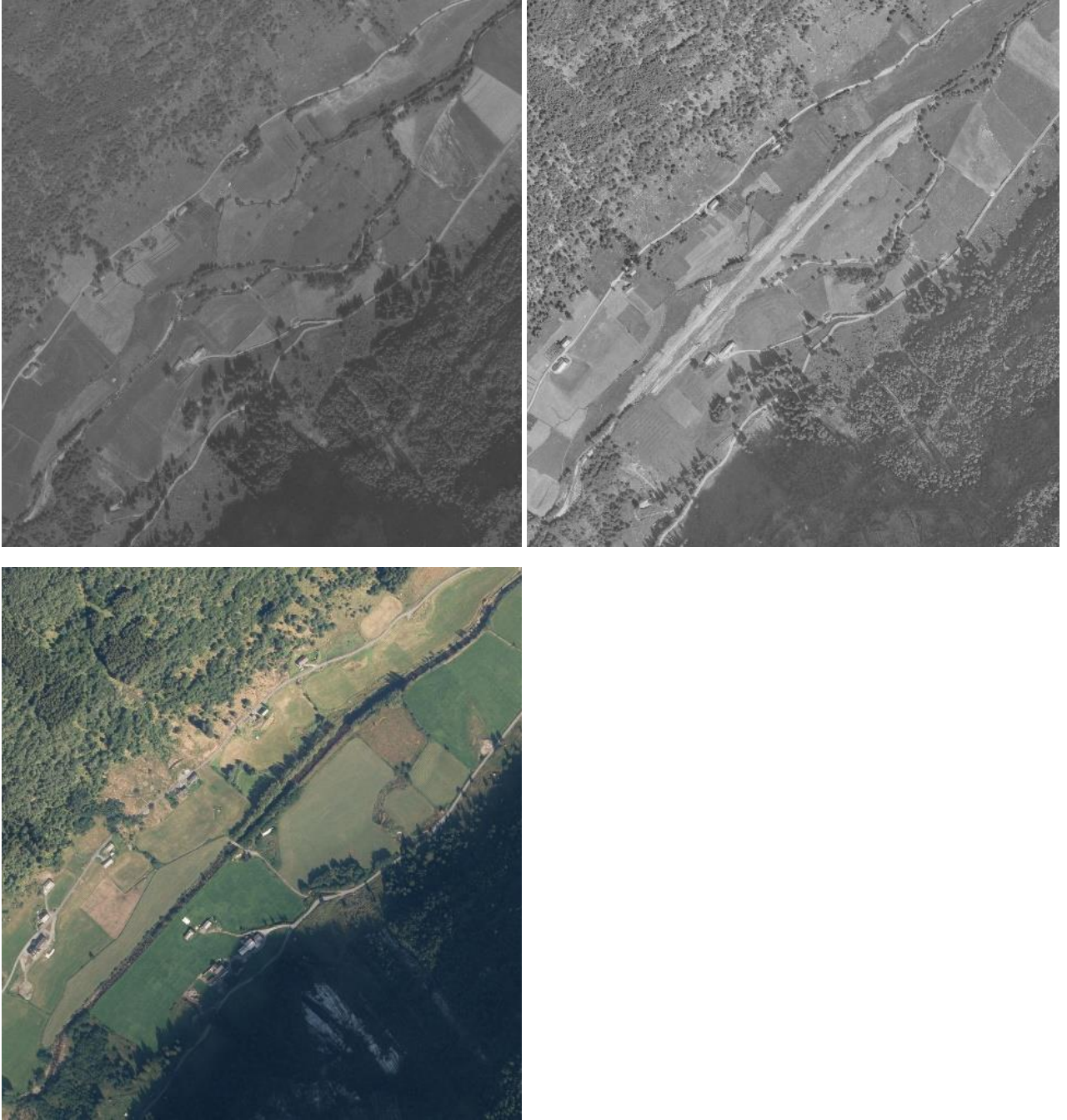
Det finnes ikke data av habitatkvalitet før kanaliseringen. Elveløpet går gjennom morenemasser og fluviale avsetninger og før kanalisering antas det at elven hadde jevn tilførsel av grus fra sidene og ovenfra. Elvetyperne antas ca. fordelt som i dag men med mere svinger og kanvegetasjon, større lengde og litt mindre helning. Dette medførte trolig til et variert sedimentsammensetning med grus og rullestein med gode gyte- og habitatforhold for laksefisk.

4.8.3 Habitatkartlegging – skjultilgang og gyteplasser for fisk

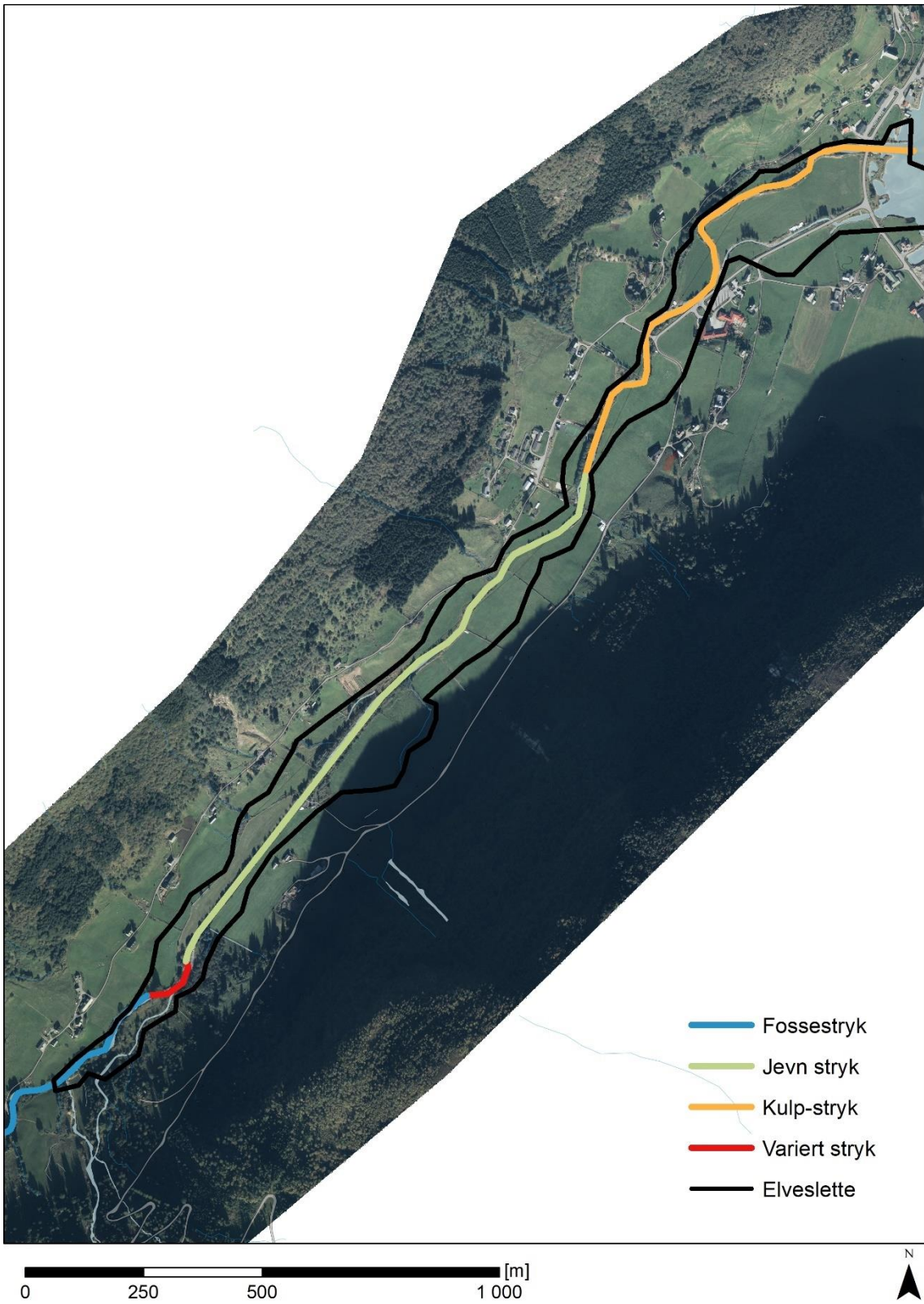
Øvre og nedre delstrekning har middels skjul (gjennomsnittlig vektet skjul på hhv 8 og 7). Gyteplassene er konsentrert i nedre del av elven, ellers er det bare to små flekker øverst i anadrom strekning. Alle gyteplasser er lite i størrelse og tilgang til gyteplasser kan anses som flaskehals i vassdraget.

4.8.4 Flom- og erosjonsikring

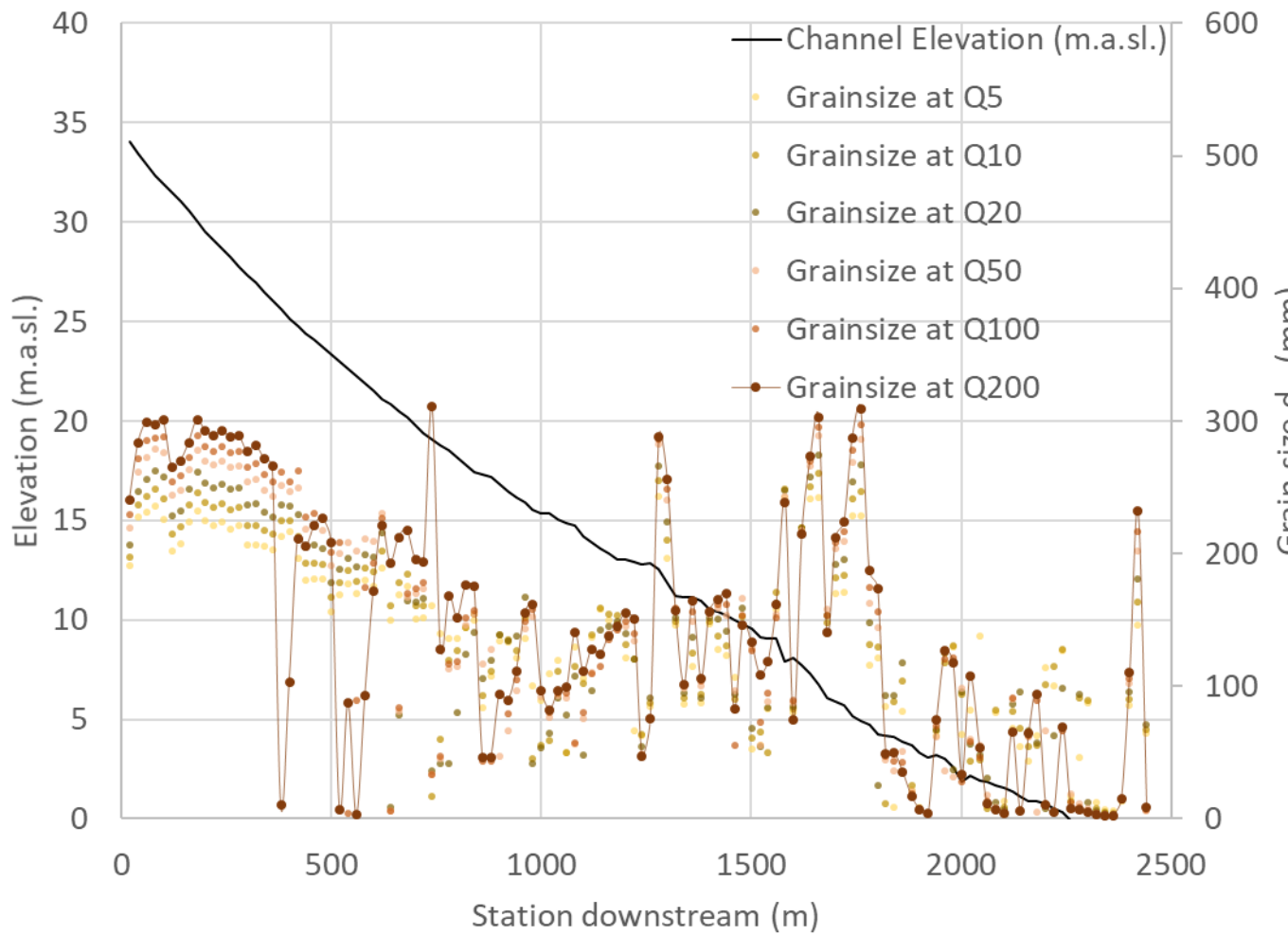
Elven ble rettet ut, kanalisert og sikret med langsgående erosjonssikring. Dette skjedde i flere trinn, historiske flybilder viser at siste kanalisering skjedde etter 1973. Elveløp fra 1975 og dagens elveløp er vist i bildene under. Siste trinn er også registrert i NVEs sikringsdatabase. Flere sideløp ble frakoblet og tørrlagt gjennom sikringen. Strekningen ble kortet og helningen med dette økt. Dette har i sum trolig ført til at det er større erosjonskrefter i flommer og at sedimentsammensetning har blitt grovere og mindre variert.



Figur 94. Midtre parti av anadrom del i Storelva i Brekke 1973, 1974 (kanaliseringsarbeid) og 2020.



Figur 95. Elvetyper i Storelva i Brekke.



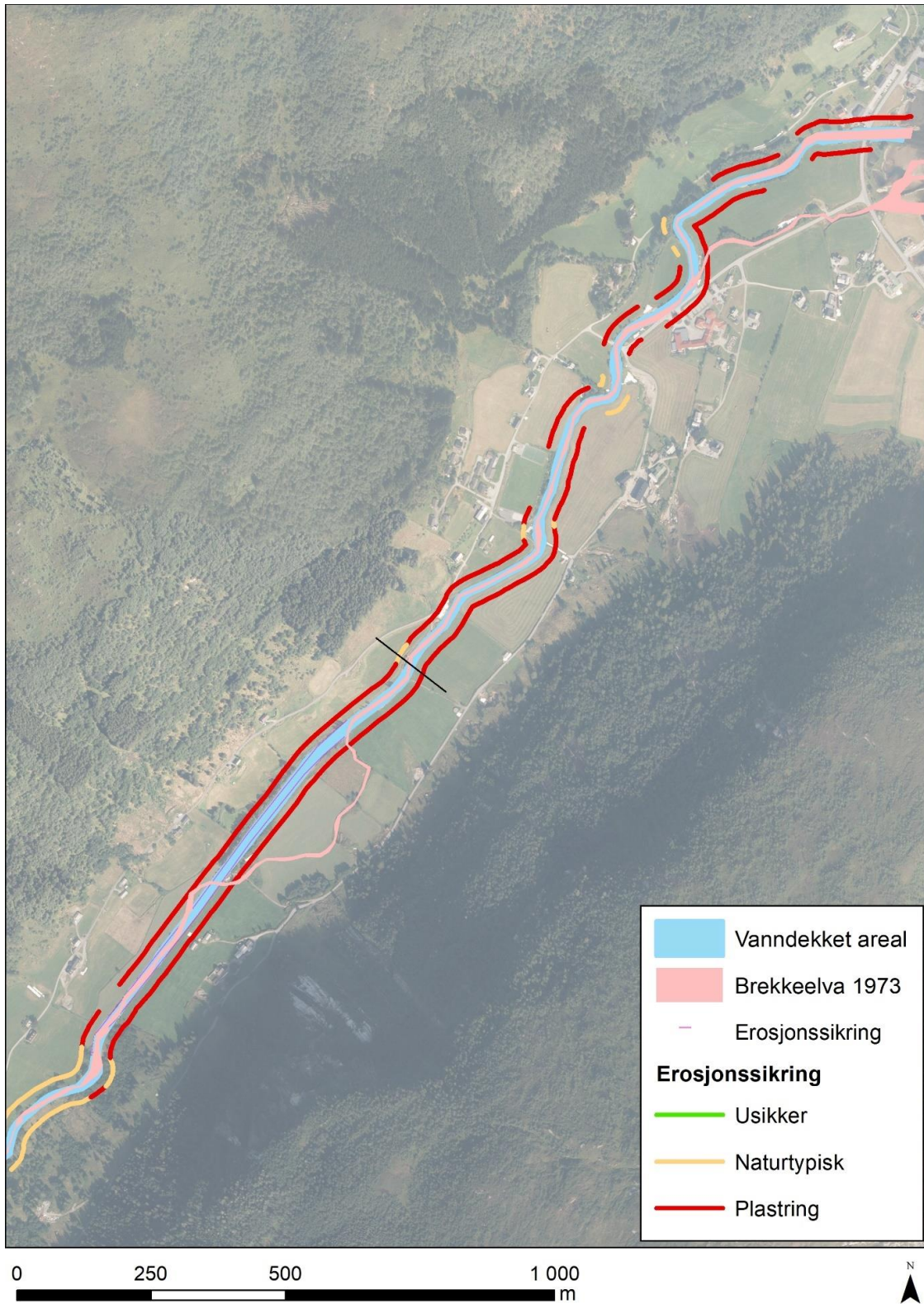
Figur 96. Lengdeprofil av anadrom strekning Storelva i Brekke med modellert transportkapasitet.



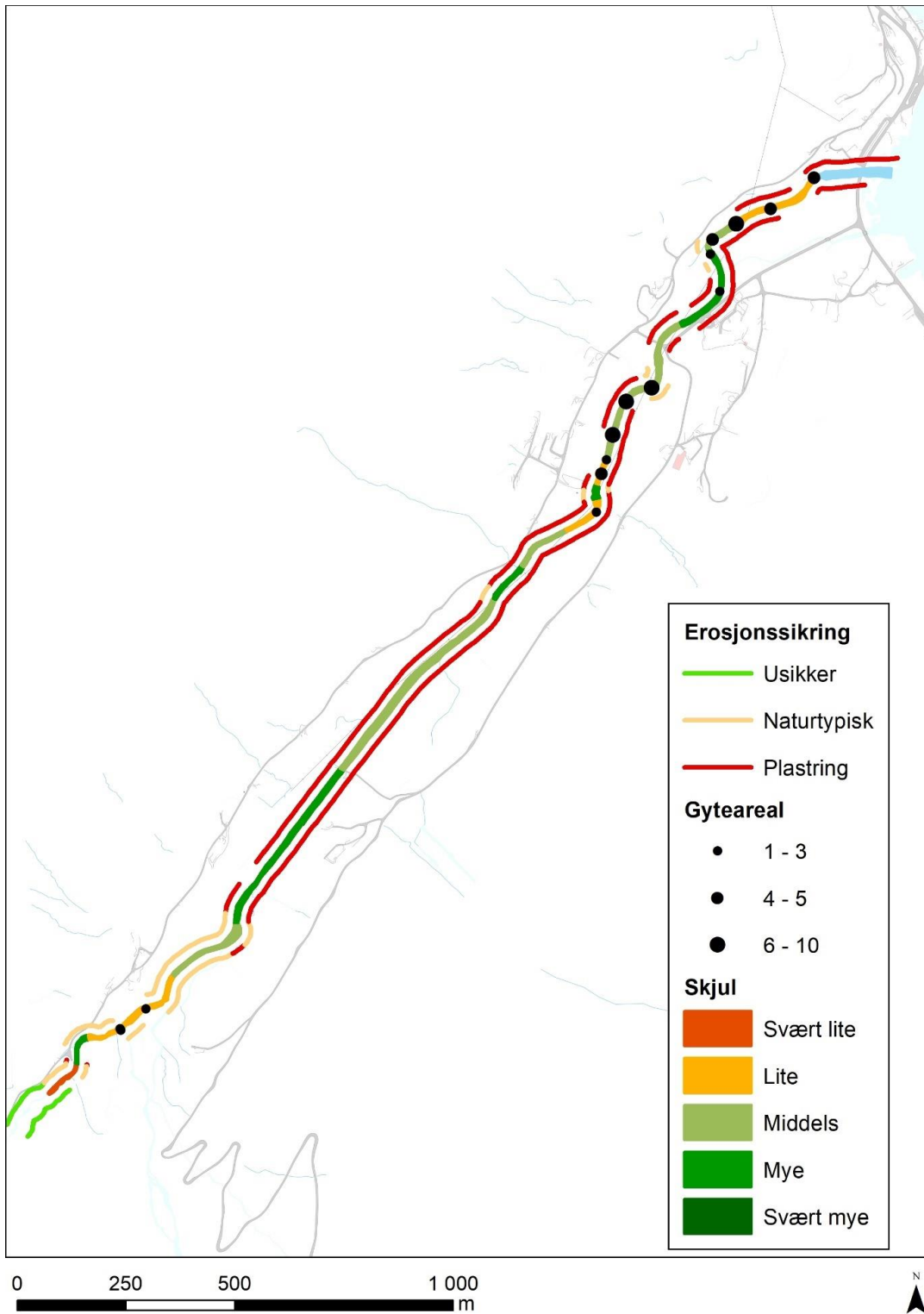
Figur 97. Bilder fra øvre anadrom strekning med variert stryk (til venstre) og kaskade (fossestryk, til høyre).



Figur 98. Midre og nedre strekning med kulp-stryk sekvens og kanalisert jevn stryk (til høyre)



Figur 99. Kart over erosjonssikring langs Brekkeelva samt tidligere løp basert på historiske flyfoto fra 1973



Figur 100. Habitatkartlegging med skjultilgang og gyteplasser.

4.8.5 Laks og sjøaure

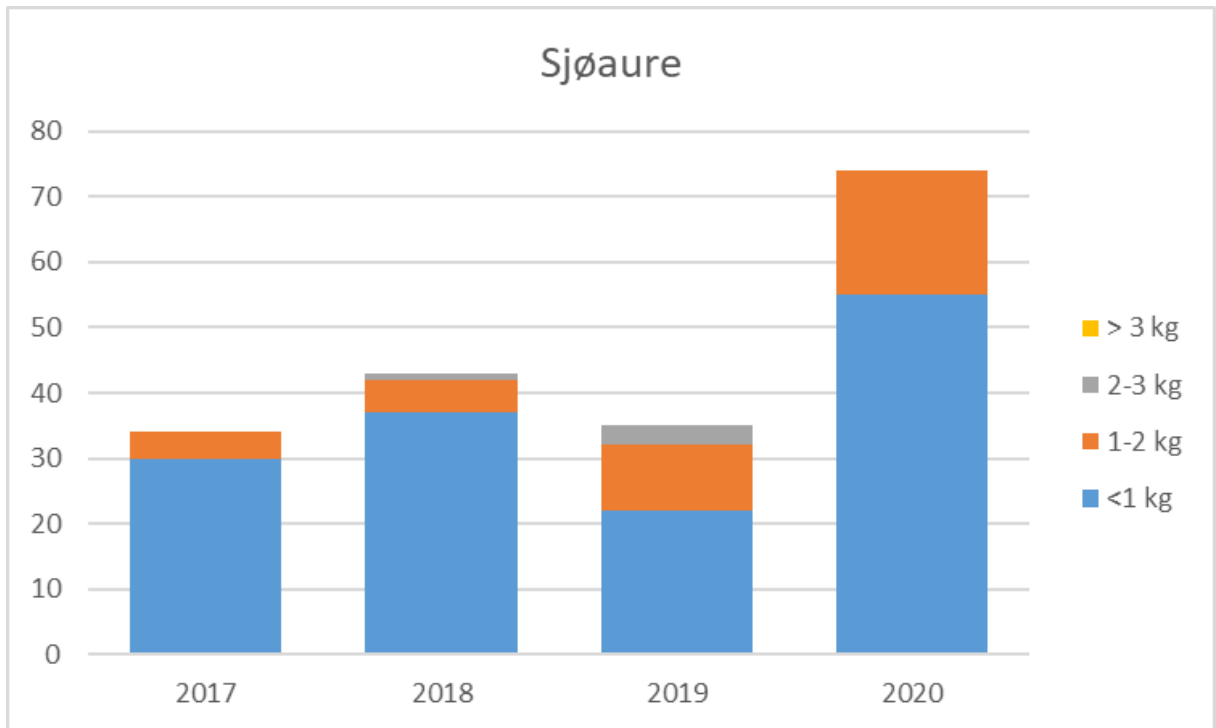
Det ble gjennomført gytefisktelling i Storelva i Brekke mellom 2017 og 2020. Fra 2017 til 2018 var antall registrerte gytefisk av sjøørret relativt konstant med mellom 34 til 45 fisk. I 2020 ble det registrert en økning av sjøørret med 74 gytefisk. Størsteparten av den observerte fisken var under 1 kg. Det ble ikke observert laks i Storelva Brekke.

Stasjonsnettet til el-fiske i Storelva Brekke består av 4 stasjoner. Figur 102 viser at gjennomsnittlig tetthet av ungfisk (bare ørret) har variert mellom 16 fisk per 100 m² i 2017 til 44 fisk per 100 m² i 2020. Det ble ikke fanget ungfisk av laks.

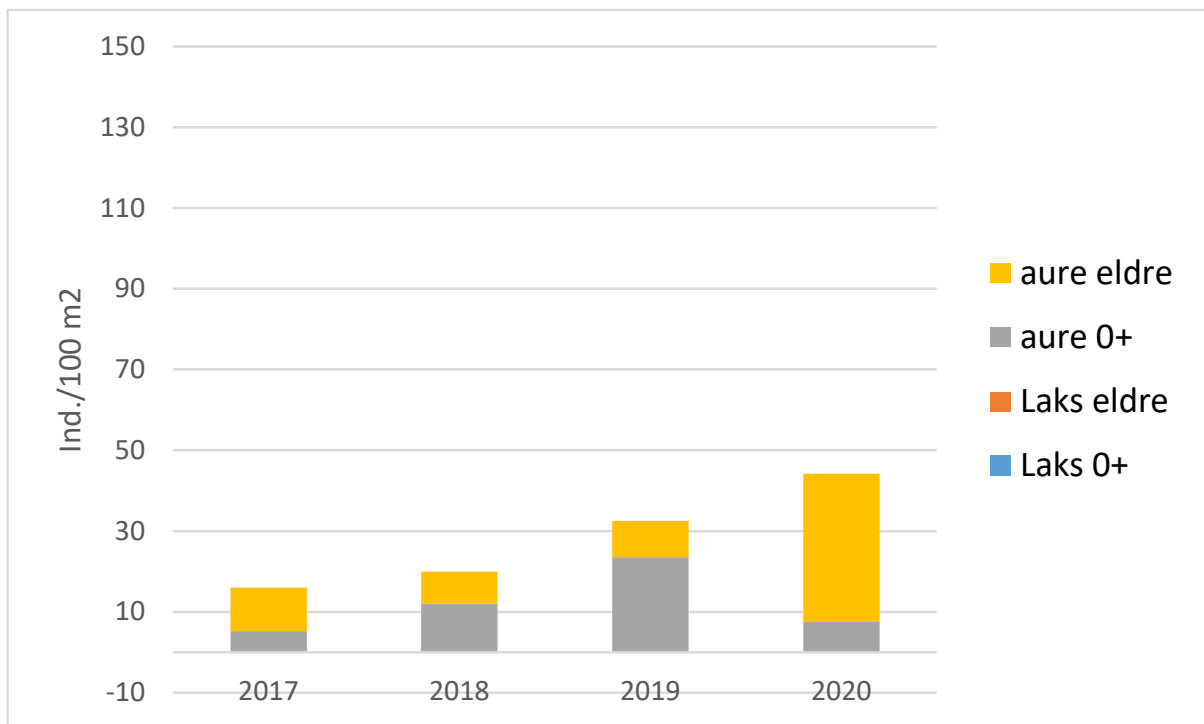
Under el-fiske og gytefisktelling ble det regelmessig observert sjøaureblenkjer (20-40 cm) med lakselus og luseskader.

Diskusjon av fiskeresultater

Både ungfisktettheter og antall gytefisk fremstår som lave i forhold til sammenlignbare elver (Pulg et al. 2018). At ikke laks forekommer kan være en indikasjon på forsuring, også forsuringsepisoder. Varierende aurettheter på et lavt nivå kan også tyde på det men kan også forklares av kanaliseringen og den reduserte habitatkvaliteten med svært lite gyteareal. Dessuten kan der store presset fra lakselus i regionen (Johnsen & Karlsen 2021) fra og med 2014 bidra til å redusere antall gytefisk og deres størrelse og med dette føre til redusert fekunditet og lavere tettheter. Gytefiskbestandene observert om høsten er relativt lave og samsvarer med trenden til mindre relative gytebestander av sjøaure jo mere kystnær elven ligger i en fjord (Skoglund et al. 2021). Også dette kan forklares med påvirkning av lakselus som forekommer tettere i kystnære strøk med mer saltholdig vann. Trolig er sjøaurebestanden i Storelva i Brekke påvirket av alle disse faktorene, kanalisering, perioder med dårlig vannkvalitet og høye tettheter av lakselus.



Figur 101. Antall sjøaure observert i Storelva Brekke under gytefisktelling fra 2017 til 2020



Figur 102. Gjennomsnittlig antall ungfisk/100 m² over alle stasjoner i Storelva Brekke i årene 2017 til 2020.

4.8.6 Flomscenarier i Storelva

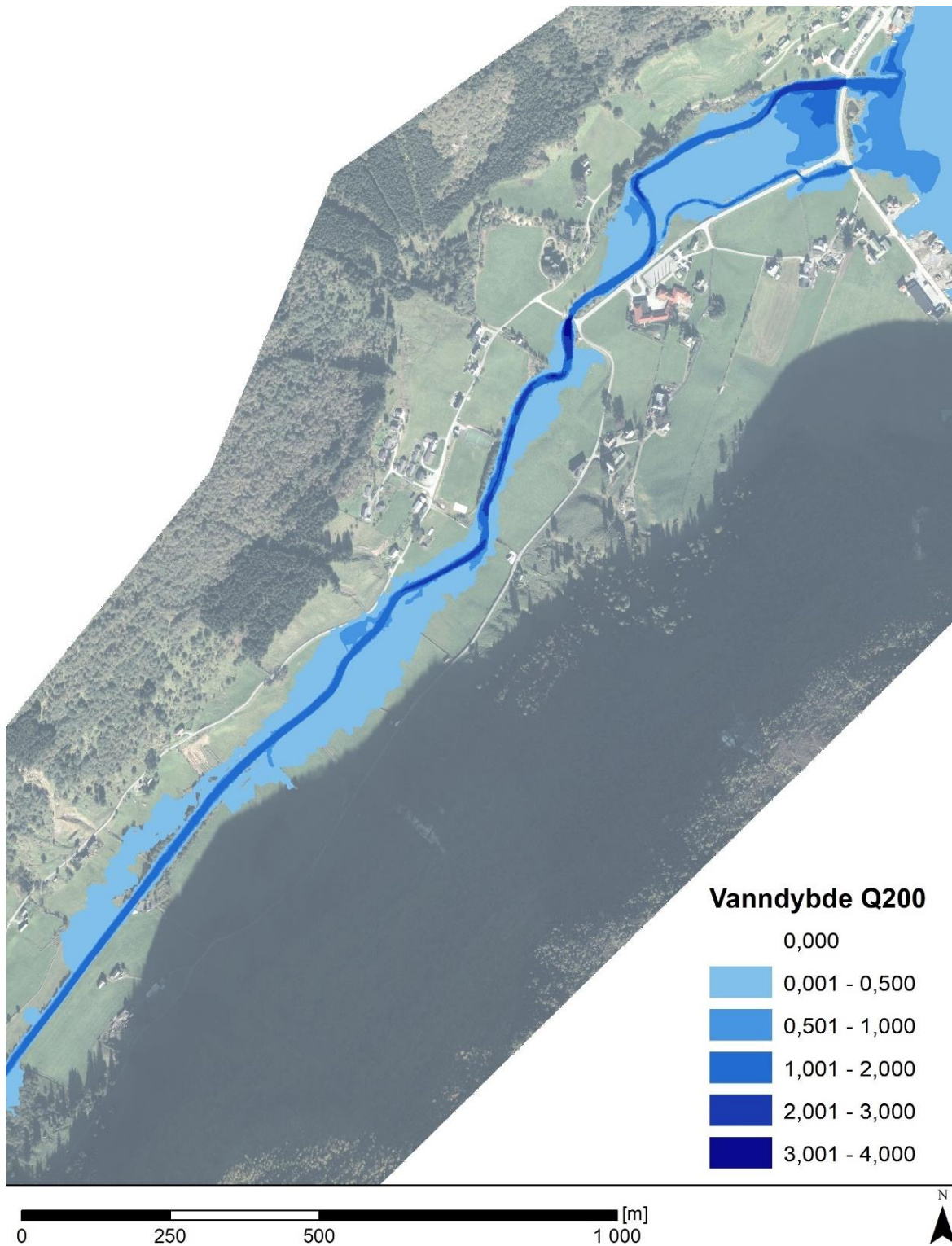
Modellering av flomvannstand og vannhastigheter.

I kartene nedenfor (Figur 103-Figur 106) er det vist modellert flomvannstand og vannhastigheter ved 200-årsflom ($89 \text{ m}^3/\text{s}$, Q200) og 200-års flom med klimapåslag (+ 40%, $125 \text{ m}^3/\text{s}$). Kartene legges til grunn i vurdering av scenariene og vurdering av tiltak i følgende kapittel. Flomverdiene (kulminasjonsvannføring) er basert på Øye Leine (2019b).

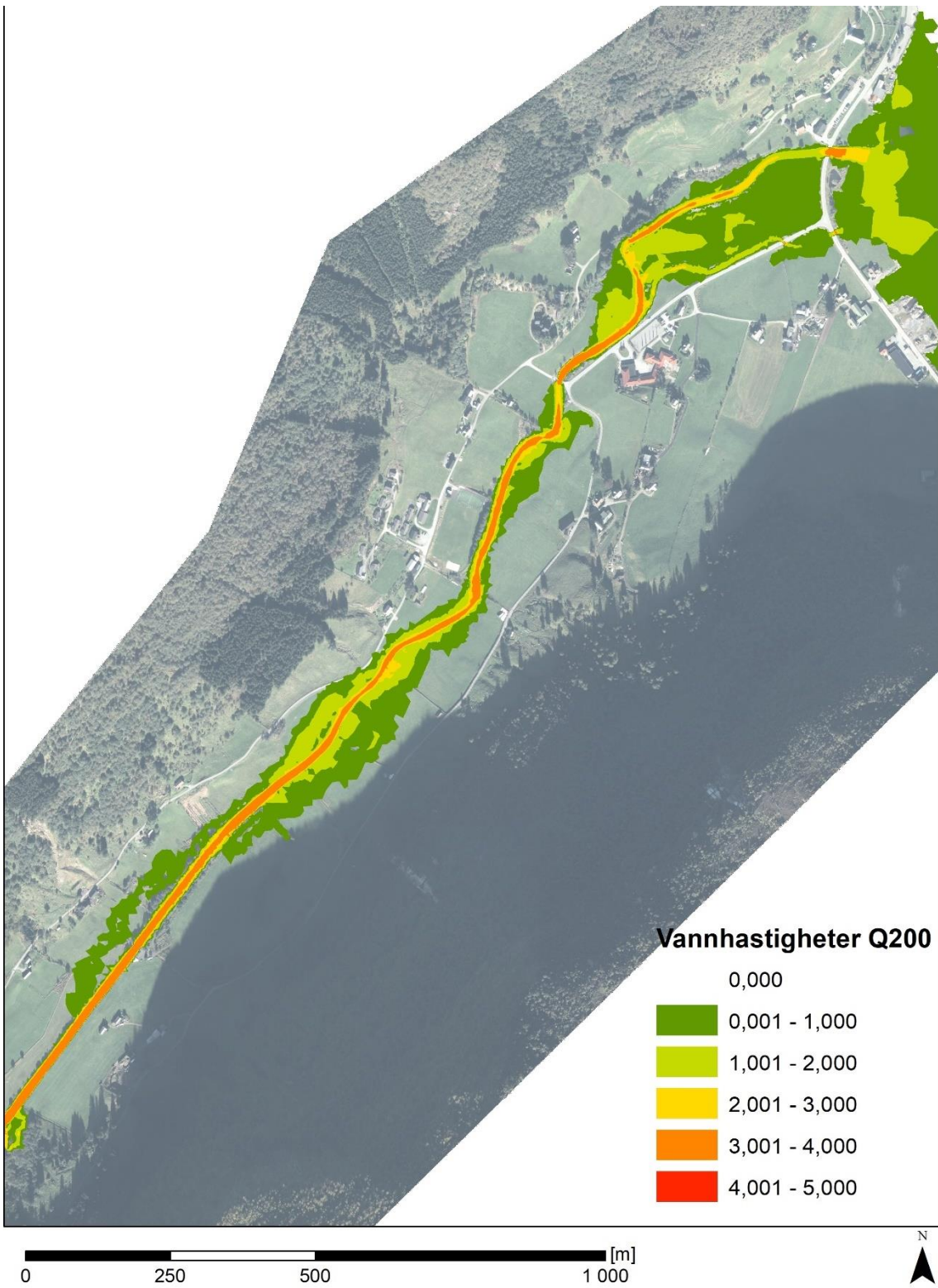
Dagens elvegeometri vil overtoppes ved Q200, det gjelder særlig når det medregnes klimapåslag. Vannet vil toppe over erosjonssikringen langs nesten hele den undersøkte elven. Vannhastighetene utenfor forbygningen er i hovedsak lave men det finnes flere områder der høye vannhastigheter ($> 2 \text{ m/s}$) treffer på fluviale masser bak erosjonssikringen (piler i Figur 106). Her må det regnes med erosjon, mulig kollaps av sikring og morfodynamikk, dvs. utforming av nye elveløp i henhold til målbildet (Figur 107).

Oversvømmelser er først og fremst begrenset til landbruksområder ved Q200. Med klimapåslag blir flomtoppen 40 %. Det oppstår mer omfattende oversvømmelser med større flomsone, særlig i nedre del av elven. Under sånne store vannføringer blir også et gammelt flomløp ved Haugland vannførende igjen og flere deler av veien vil stå under vann. Også bebyggelse ved nedre Haugland vil bli rammet av oversvømmelse.

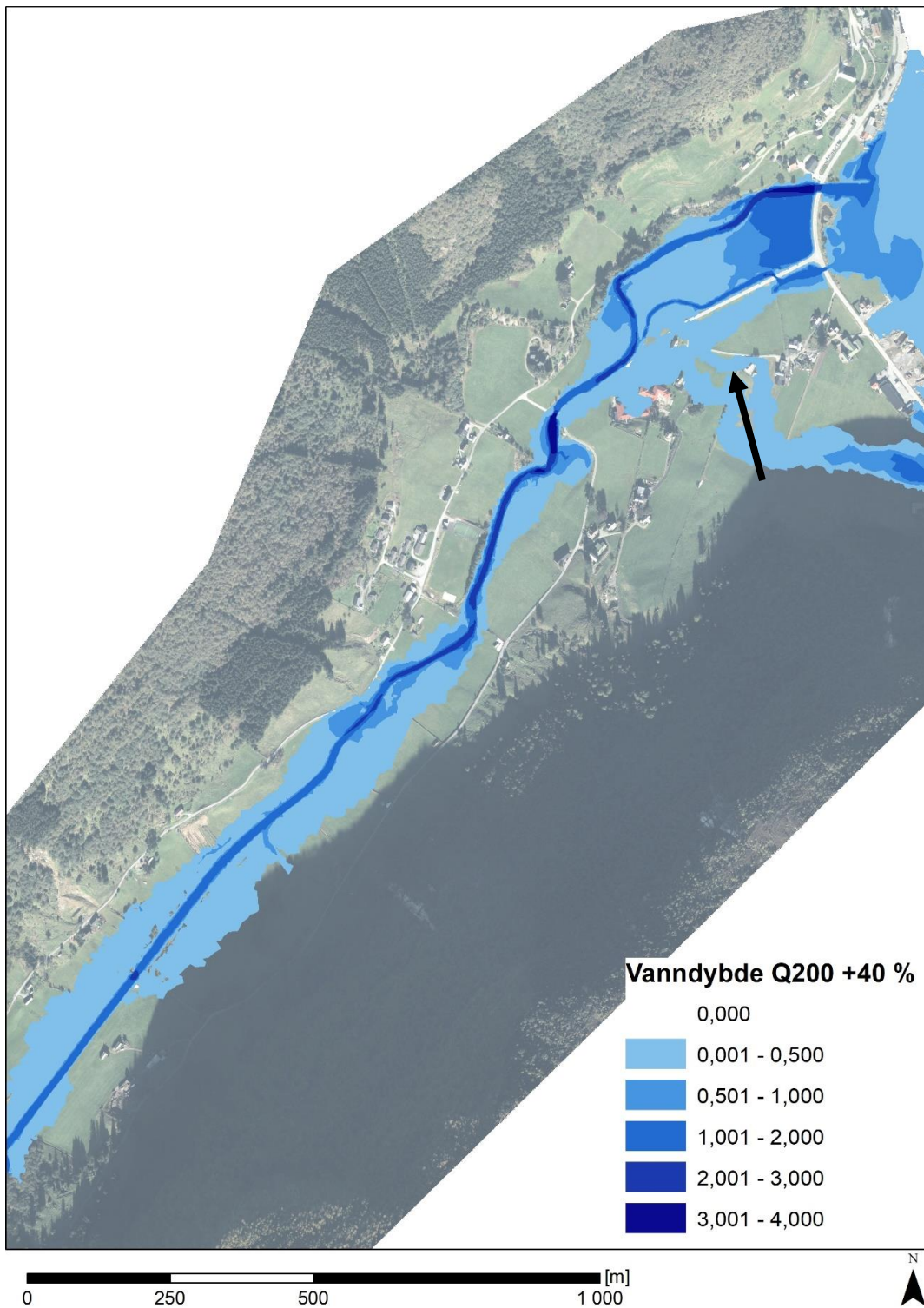
Det tradisjonelle bosettingsmønsteret bidrar til relativt lavt skadepotensial for bebyggelse. Mesteparten av bebyggelse befinner seg ovenfor den aktive elvesletten og utenfor de modellerte flomsonene.



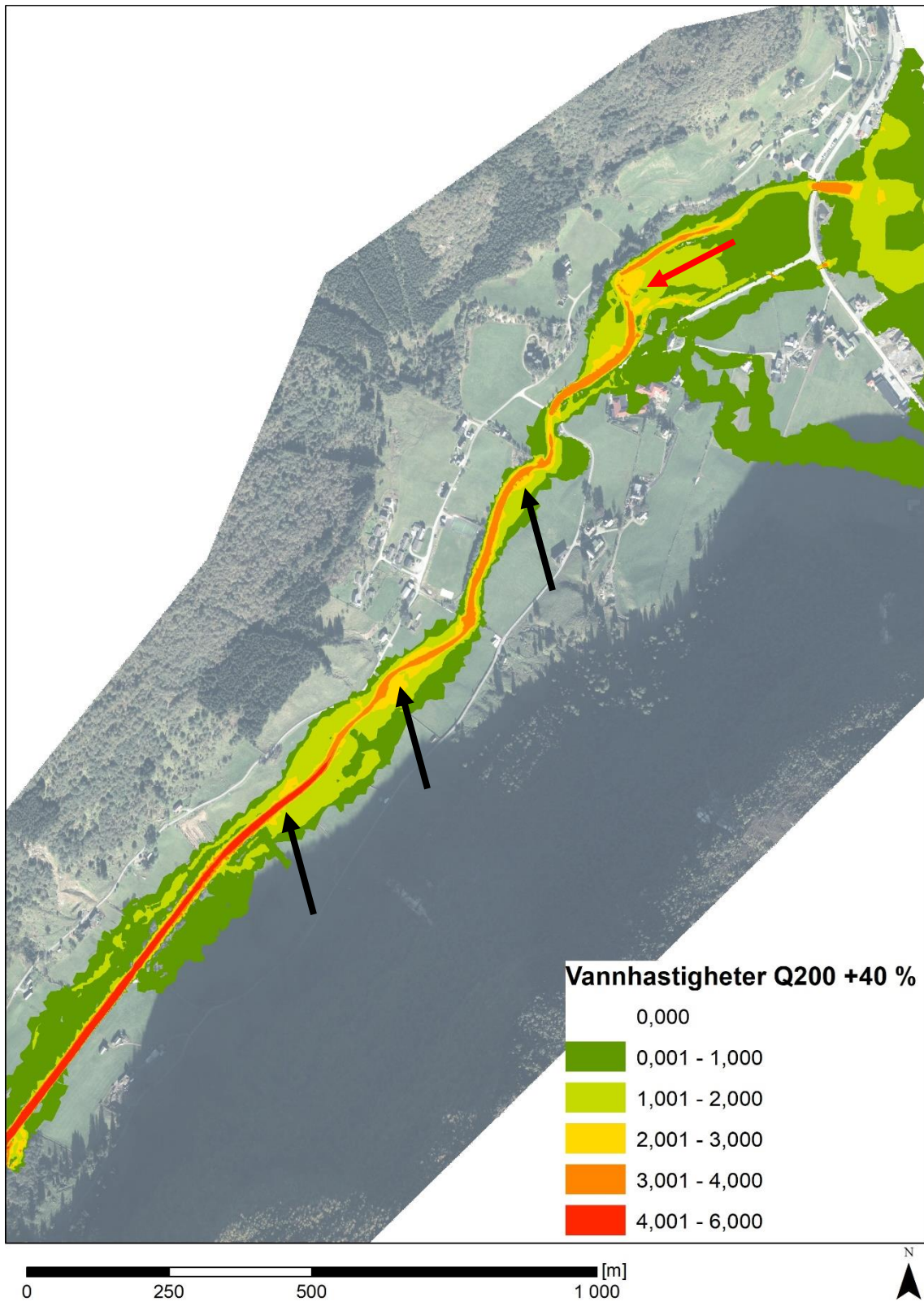
Figur 103. Modellert flomsone langs Storelva med vanndybde ved Q200



Figur 104. Modellerte vannhastigheter i flomsone langs Storelva ved Q200



Figur 105. Modellert vannstand i flomsone langs Storelva ved Q200+40%. Pil indikerer fare for oversvømmelse av bosetting.



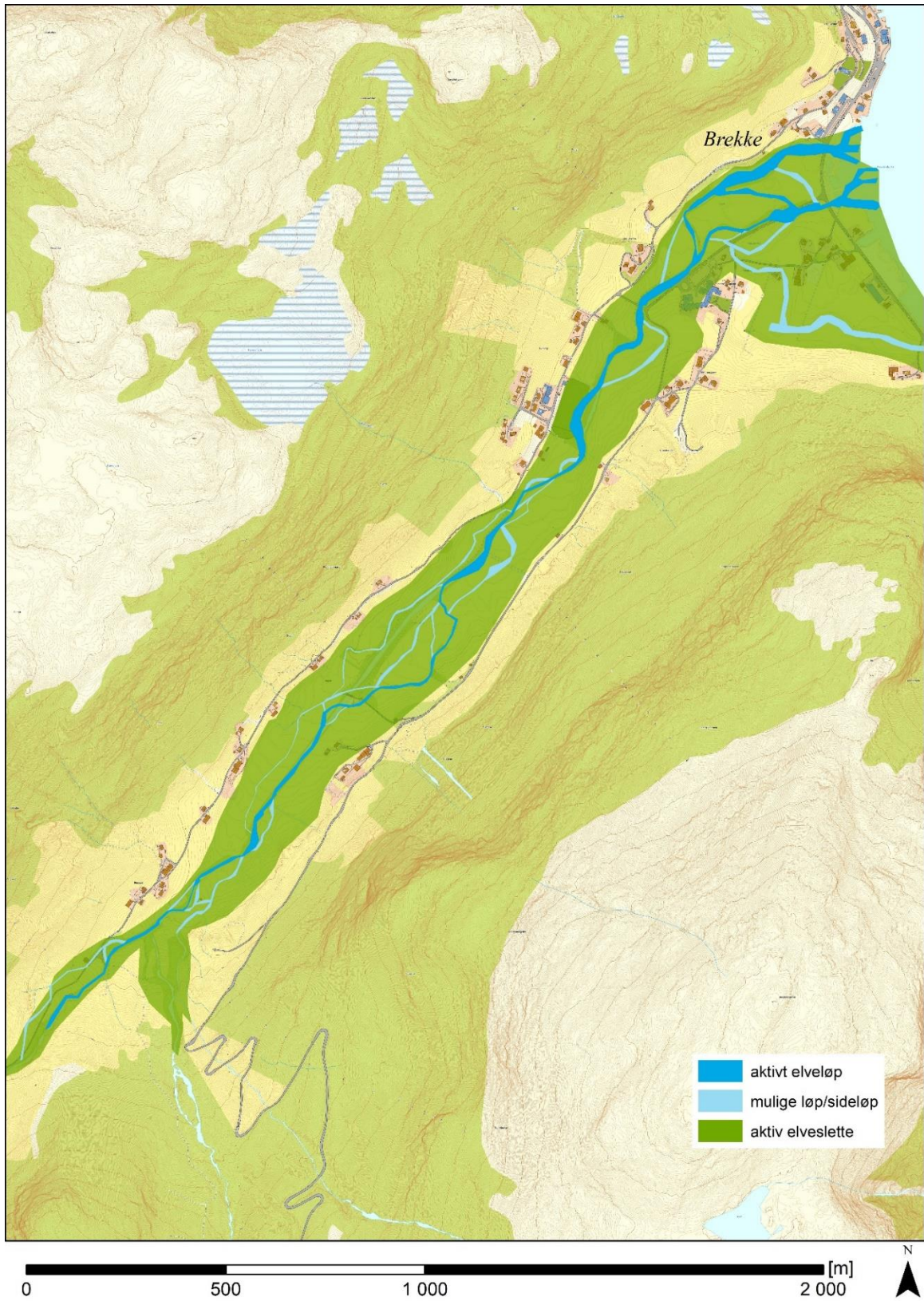
Figur 106. Modellerte vannhastigheter i flomsone langs Storelva ved Q200+40%. Pilene indikerer arealer med høy sannsynlighet for erosjon og morfodynamikk (vannhastigheter > 2 m/s treffer på fluviale masser). Rød pil indikerer morfodynamikk ved infrastruktur.

Scenario 1 – Naturlig utvikling

Dette scenarioet gjenspeiler en antatt opprinnelig naturtilstand i vassdraget og en situasjon elven vil kunne utvikle seg til i svært store flommer eller uten menneskelige inngrep. Scenarioet illustrerer med dette en naturtypisk elvemorfologi. Aktiv elveslette kan være vanndekt i store flommer og i hele det arealet kan det oppstå elveløp og flomløp. Aktive elveløp vist i kart gjenspeiler mulig beliggenhet av elva ved normal vannføring. Mulige løp illustrerer forventet formasjon av sideløp og flomløp.

Scenarioet viser at elva kan ta plass i store deler av dalbunnen med tilhørende effekter på arealbruket, men den viser også at mesteparten av bosettingen ligger på tryggere områder (mot flom), på terrasser ovenfor dagens aktive elveslette. Bosetting hadde derfor i stor grad vært mulig som i dag, også ved en naturlig elveutvikling. Arealbruksmuligheter (slåttemark) hadde vært redusert grunnet større vassdragsareal, morfodynamikk og varierende dreneringsmuligheter. Likevel ville mesteparten av arealet i dalbunnen fortsatt kunne brukes som slåttemark og beitemark slik som det ble gjort før elva ble kanalisert.

Siden scenarioet gjenspeiler en forventning om en naturlig referansetilstand vil det kunne regnes med at naturlige habitater for flora og fauna hadde vært gitt. Dette vil føre til høy vurdering av økologisk tilstand i de eksisterende vurderingsmetoder vi bruker i dag slik som klassifisering etter vannforskriften og NIN (svært god tilstand).



Figur 107. Aktiv elveslette og forventet naturlig utvikling av elveløp ved gitte løsmasser, terrengform og geomorfologi (målilde).

Scenario 2 – Tekniske løsninger uten miljøtiltak

Basert på kartleggingen kan dagens elv anses som dette scenariet. Arealbruken er sikret mot oversvømmelse opp til ca. 50- års flom. Større flommer vil gradvis oversvømme mer areal men med lite skadepotensial til bosetting og infrastruktur. Hovedgrunn til det er at bosetting i hovedsak følger et tradisjonelt bosettingsmønster og ligger på terrassen til den morfologiske elvesletten utenfor dagens aktive elveslette.

200 årsflom med 40 % klimapåslag vil oversvømme betydelig større arealer og også oversvømmelse av bosetting (Nedre Haugland) og veier. Dette kan imidlertid sikres ved hjelp av flomvoller på ca 1 m høyde.

Med relativt begrensede, lokale sikrings tiltak vil det altså være mulig å trygge bosetting mot 200-årsflom inkl. klimapåslag.

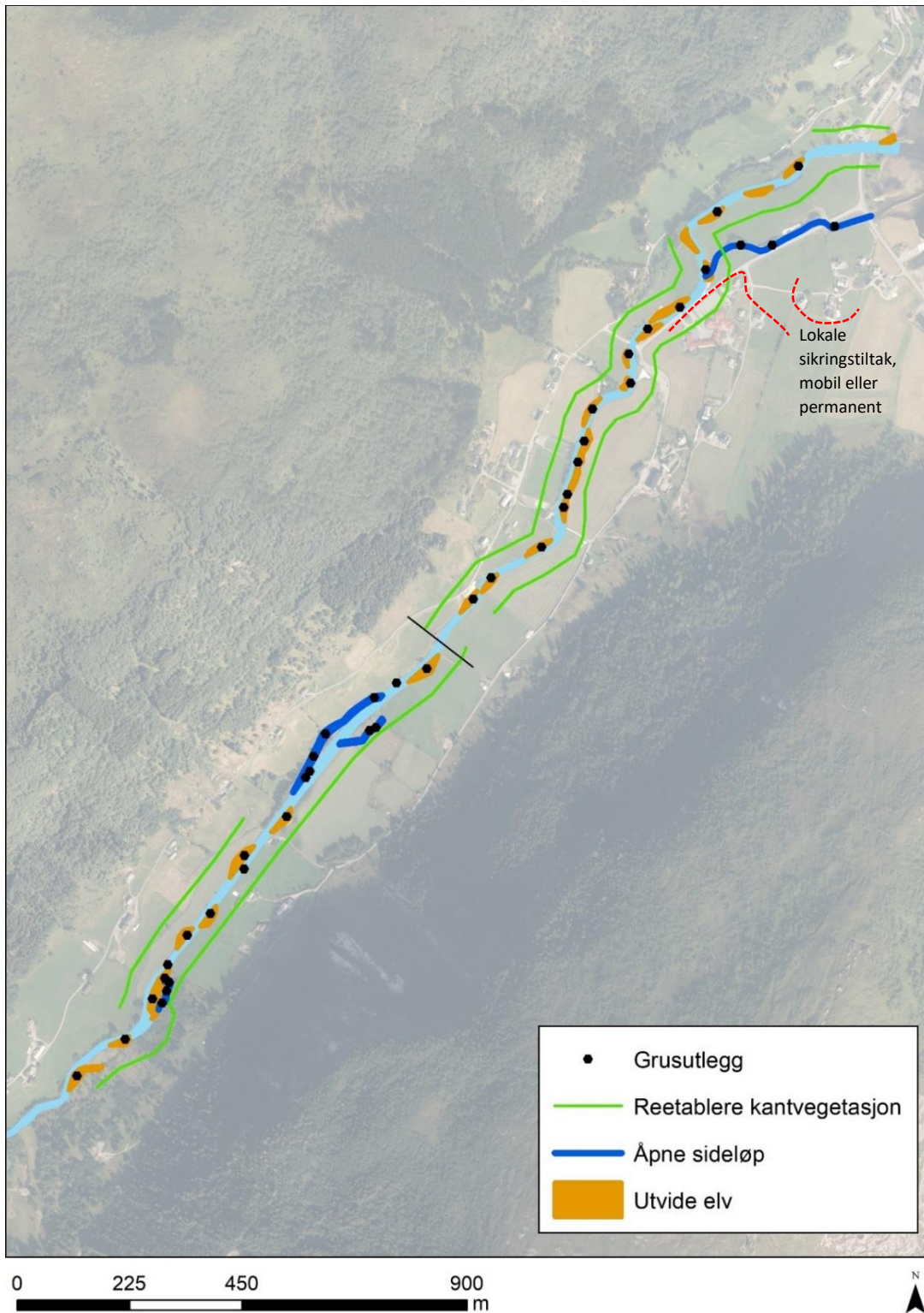
Dette går imidlertid på bekostning av miljøforhold i vassdraget og elvesletten. Disse er sterkt forandret gjennom kanaliseringen. Den fører til høy vannhastigheter som bidrar å spyle ut gytegrus, mindre lateral sedimenttilførsel, mindre kantvegetasjon, redusert elveareal og habitatkvalitet. Lave fisketettheter, redusert habitatareal og -kvalitet tilsvarer dårlig til moderat økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Også forsurening kan påvirke vassdragsmiljøet, uavhengig av fysiske forandringer.

Scenario 3 – Integrativ løsning

Vassdraget har stor potensiale for forbedring langs hele elvestrekning. Som mest effektive tiltak anses 1) Nærmere vurdering av forsurening og ev. kalking av vassdraget 2) gjenåpning av sideløp med utforming av gyteplasser 3) lokale utvidelser av elveløpet med utlegg av gytegrus. 4) Reetablering av kantvegetasjon.

Som flomsikring anbefales utvidelse av elveløpet i størst mulig grad (se punkt 3 ovenfor) og flomvoller ved nedre Haugland. Utvidelser vil muliggjøre det å har landbruksområder som blir oversvømt sjeldnere og områder innenfor sikringen som blir oversvømt oftere. Disse kan også brukes til landbruk, men også til mer ekstensiv beite og miljøformål.

Med en slik løsning vil det være mulig å bedre flomrisikohåndtering for bosetting og infrastruktur samt å bedre miljøforholdene (til god tilstand) i og langs vassdraget.



Figur 108. Anbefalte habitattiltak for å forbedre miljøtilstanden i kanalisert strekning, samt lokale flomsikringstiltak ved elvemunning (flomvoll eller mobil sikring).

Tabell 14. Oversikt Scenario 3 Storelva, tiltak og forventet effekt på flomrisikohåndtering og miljøtilstand, samt kostnadsestimat så vidt som mulig

Tiltak	Flomrisiko- håndtering	Miljøtilstand	Naturbasert. type se kap. 5.6	Tiltakstype MD	Beskrivelse	Kostnads- estimat NOK (eks. mva) så vidt som mulig
Arealplanlegging	++	++	1		Beholde bosettingsmønsteret på morfologisk elveslette, altså utenfor aktiv elveslette. Holde elveslette og flomsone fri for bebyggelse.	
Utvide aktivt elveløp	+	+	2,3	MT10, MT5	Tilbaketrekke erosjonssikring for å øke avløpskapasitet og forbedre miljøtilstand og fiskehabitat i den kanaliserte strekning i midtre del av elven.	1.000.000
Gytegrusutlegg		++	4	MT5	Legge ut gytegrus i midtre og øvre delen av elven for å skape mere gyteplasser.	250 000
Reetablere kantvegetasjon		++	2,3	MT5	Aktiv (planting av trær) og passiv (beskytte vegetasjon) langs elvebredder	150 000
Åpne sideløp	+	++	2	MT10, MT4	Tilkoble sideløp i nedre delen av Storelva for å forbedre fiskehabitat og avløpskapasitet ved flom	300 000
Lokale sikringstiltak	++		3,4	MT10, MT4	Lokale flomvoller og miljøtilpasset erosjonssikring for begyggelse som er utsatt ved 200 års flom + 40 %	
Kalking etter behov	El-fiskedata kan tyde på forsurening og basert på supplerende målrettede undersøkelser kan dette vurderes nærmere inkl. et behov kalking					

4.9 Nausta

4.9.1 Nedbørsfelt og hydrologi

Naustavassdraget er et vernet vassdrag som ligger i Naustdal kommune og renner ut i Førdefjorden. Nedbørsfeltet er på 278 km² (Figur 109). Vassdragets nedbørsfelt ligger med 10 % under 228 m, 25 % under 408 m og 75 % under 803 m. Maks høyde er på 1469 m. Nedbørsfeltet er dominert av snaufjell (48 %) fulgt av skog (34 %) og myr (6 %). I nedre del er det dyrket mark (3.5 %) og spredt bebyggelse. Effektiv sjøandel er på 0.33 %, innsjøene er hovedsakelig på østsiden av nedbørsfeltet i høyfjellet. Feltlengde er på 33 km og elvelengde på 46 km. Elven har en lakseførende strekning på 12.4 km med vandringsbarriere i Kalandsfossen. Opprinnelig var Hovefossen vandringsbarriere for laksefisk. Middelvannføring er 24.5 m³/s, ifølge Nevina-beregning basert på spesifikk avrenning. Som ellers i dette arbeidet vurderes flom i hovedløpet av elva – ikke i sideelver slik som Bærelva.

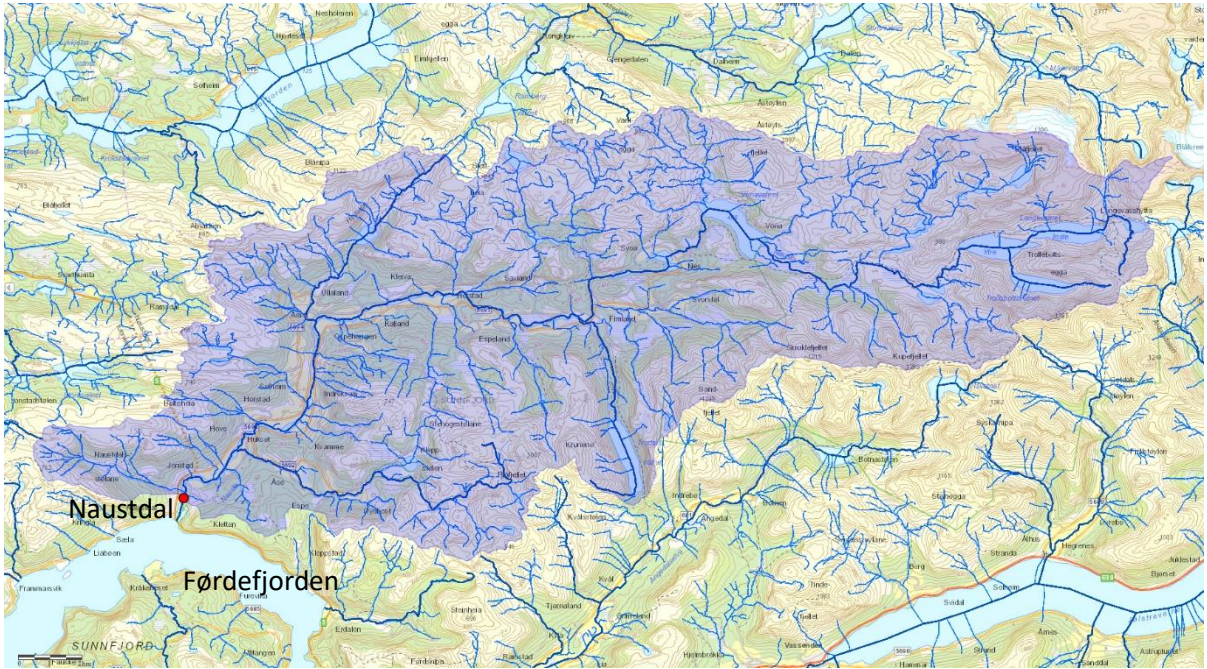
Mye av skogen i Naustas nedbørsfelt er dominert av granfelt eller blandet skog med høy granandel som bedrives med flatehogst (kart i Figur 113). Denne bruksformen frigjør finsediment og særlig når skogen hogges uten at det gjøres tiltak for å begrense avrenning (Figur 114).

Geologien på nord- og sørsiden av vassdraget er av granitisk og granodioritisk gneis, nordsiden har også innslag av Glimmergneiss, Glimmerskifer og Kvartsitt. Selve dalen i lakseførende del har delvis morene- og skredmasser men er dominert av finkornete fluviale masser og relativ brede sletter.

Det ble laget flomberegninger for vassdraget i 2010 som ble kvalitetssikret og oppdatert med klimapåslag på 20 % i 2019 (Øye Leine 2019). Kulminasjonsvannføring for middelflom er beregnet på 333 m³/s (400 m³/s med 20 % klimapåslag), Q₂₀₀ er på 774 m³/s og på 928 m³/s med 20 % klimapåslag. Tabell over kulminasjonsvannføringer er vist i (Tabell 15).

Tabell 15. Flomberegningene (kulminasjonsvannføringer) i Nausta ved Hovefoss fra Øye Leine (2019)

Sted	Areal km ²	Q _M m ³ /s	Q ₅ m ³ /s	Q ₁₀ m ³ /s	Q ₂₀ m ³ /s	Q ₅₀ m ³ /s	Q ₁₀₀ m ³ /s	Q ₂₀₀ m ³ /s
Nausta/Hovefoss	235	333	417	483	550	640	707	774
Nausta/Hovefoss + 20 %	235	400	500	580	660	768	848	928



Figur 109. Nedbørsfelt for Nausta (nevina.nve.no)

4.9.2 Morfologi

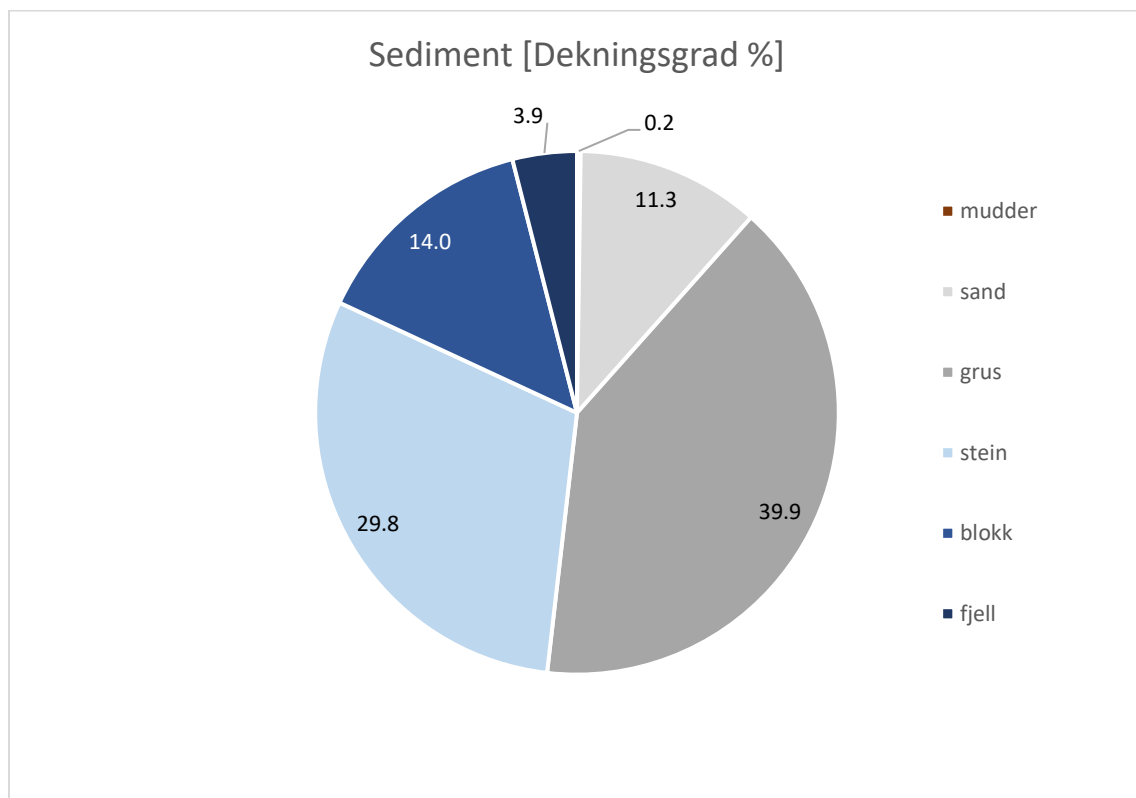
De nederste 1.2 km av elven mellom munning i sjø og Naustdalsfossen er tidevannspåvirket brakkvannssone. Naustafossen har en høyde på 4.2 m (egen oppmåling). Mellom Naustafossen og Hovefossen har elven en gradient på 0.16 % over en lengde på 2850 m. Denne strekningen domineres av kulp-stryk typen (se kart i Figur 111). Hovefossen har en fallhøyde på ca. 15.6 m. Ovenfor hovefossen til neste juv ved Kallandsfossen er det sekvenser av variert stryk (samlet 0.65 km), stryk (samlet 2.65 km), og kulp-stryk (samlet 3.9 km). Juvet ved Kallandsfossen består flere store fosser og er grensen til anadrom strekning. Ovenfor denne fortsetter elven med sekvenser av fluviale og ikke-fluviale partier.

Den dominerende kornfraksjonen sett over hele den anadrome strekningen er grus som dekker ca. 40 % av elvebunnen. Rullestein dekker ca. 30 % av elvebunnen, blokk 14 %, sand 11 %, grunnfjell 4 % og mudder 0.2 %. Substratet er grovt og består av mye blokk og grunnfjell i den aller øverste delen av anadrom strekning hvor elven går gjennom juvet. I midtre og nedre deler er substratet en blanding av grus, stein, blokk og sand. Særlig i partier med lav gradient i midtre del oppstrøms Hovefossen, samt i nedre del ovenfor Naustdalsfossen er det en høy andel grus og sand i elvebunnen. Avsetning av sand og grus i disse områdene av elven er naturlig som følge av at fossen på grunnfjell virker som terskler som skaper lav gradient ovenfor (Figur 112). Tilførselen av finsedimenter vurderes imidlertid som økt grunnet menneskelige aktivitet (bl.a. granfelt og sauhogst) samt landbruk. Sedimentasjon av

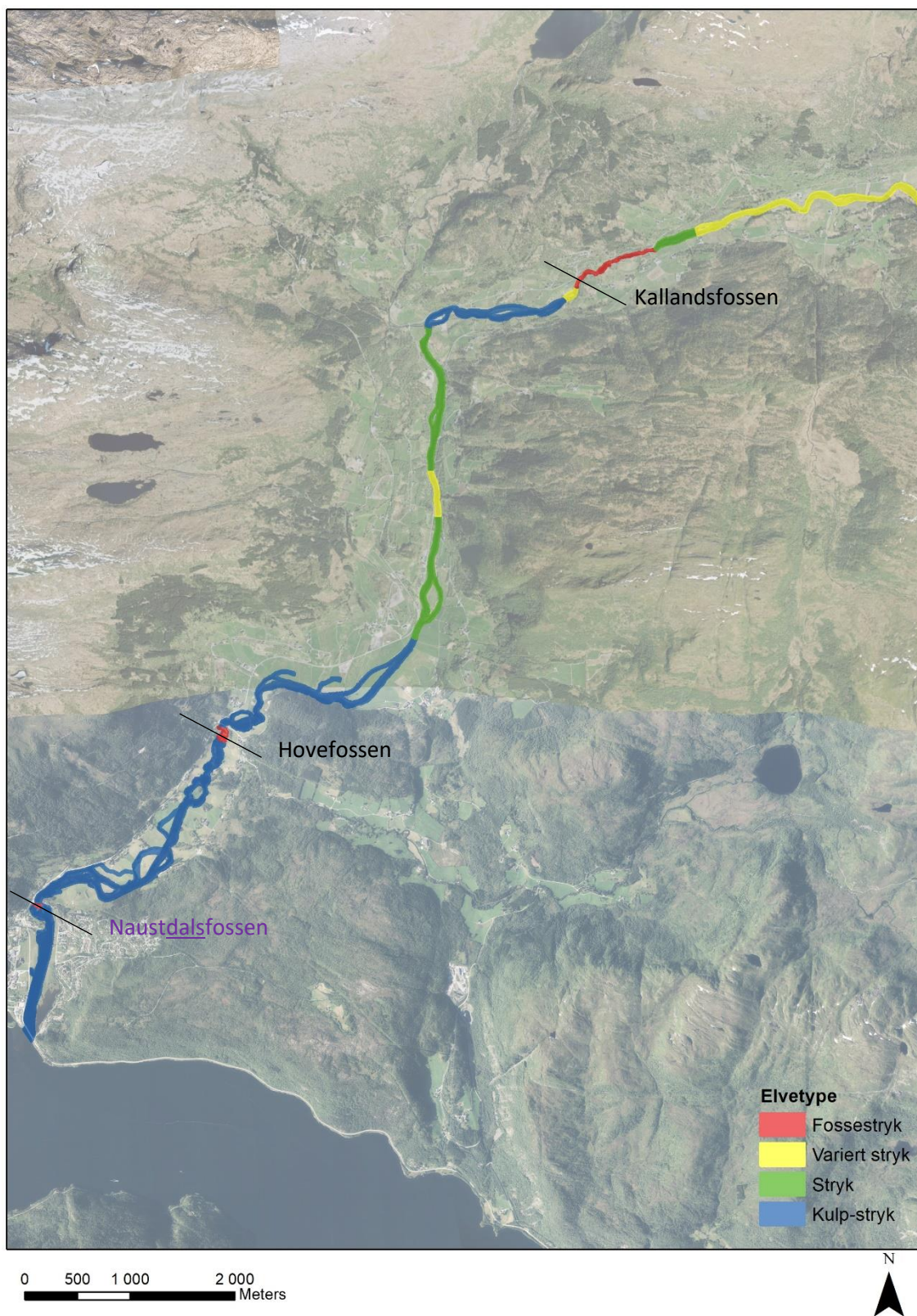
finsediment i elva betraktes derfor som kunstig forhøyet. Delvis var opphopingen så stor at det måtte regnes med effekter på oppstuing av isflak ved isgang og tilhørende oversvømmelsesfare. Det har blitt gjennomført tiltak i elven for å redusere finsedimentandelen og øke skjultilgangen særlig for eldre ungfisk (se kapittel 3.1.4 om sedimentmanagement, (Pulg et al. 2017).

Anadrom del ligger langt mer enn 9 km fra innsjøene lengre oppe i nedførsfeltet og det finnes en rekke tilløpsbekker og -elver nedenfor innsjøene. I de partiene med lav helning (kulp-stryk typen) vurderes elva som transportbegrenset. Man må her forvente sedimentering og dannelse av sideløp og meandersvinger. Dette kan akseleres betydelig ved tilførsel av masser.

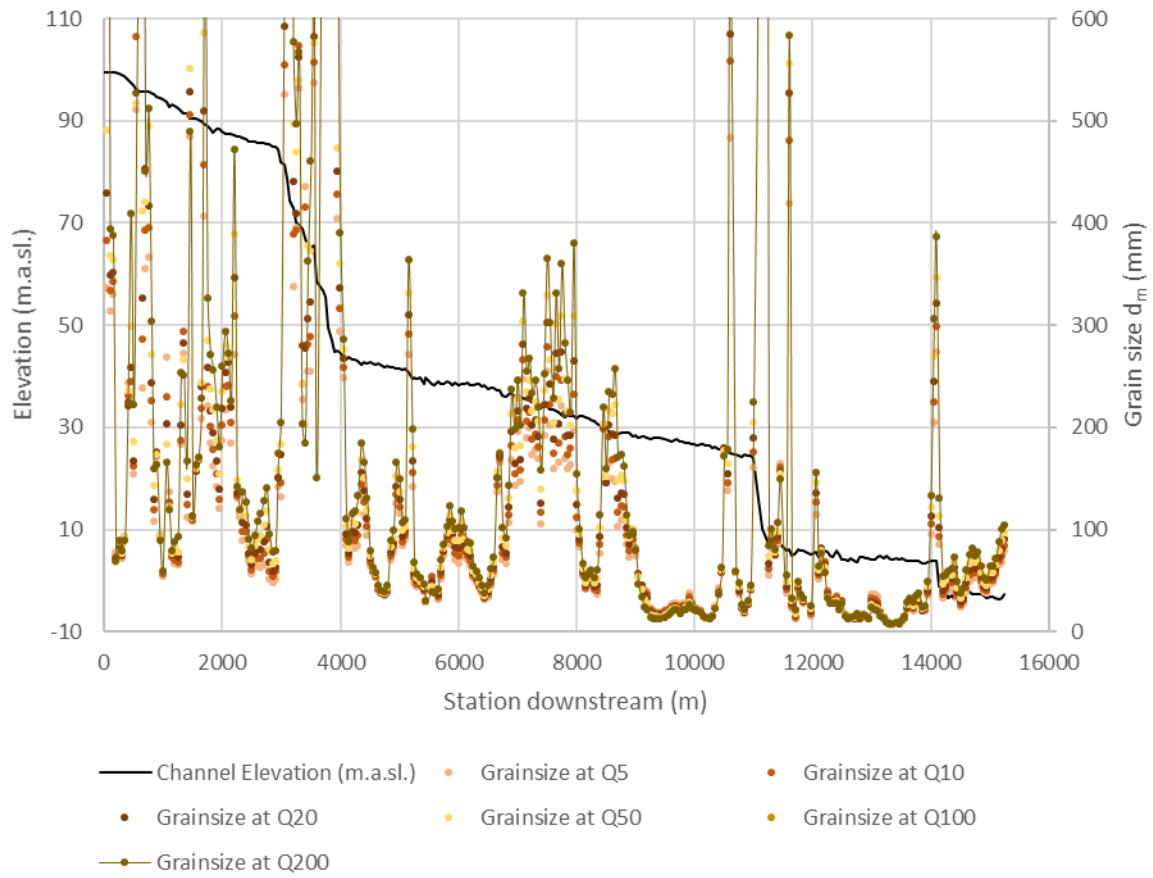
I rammen av prosjektet ble det gjennomført synfaring av tilløpsbekker for å finne kilder til finsedimentinndrag. Det ble dokumentert betydelig transport av sand fra særlig granfelt og hogstområder men i mindre grad også andre landbruksarealer. Granfelt bidrar til surere pH og større forvintring og dannelse av sand, og fører til avrenning av sand og finere fraksjoner. Befaringen viste at dette skjær i svært omfang under flatehogst, noe som burde følges opp videre. Det ble under befaringen pekt ut mulige lokasjoner i tilløpsvassdragene for sedimentfeller for å hindre at finsedimenter transporteres inn i hovedelven. Disse er merket i kart (Figur 116, Figur 148). Eksempler fra finsedimentmobiliseringer vist i Figur 114. Eksempler fra finsedimentmobilisering i sammenheng med flatehogst er vist i Figur 115



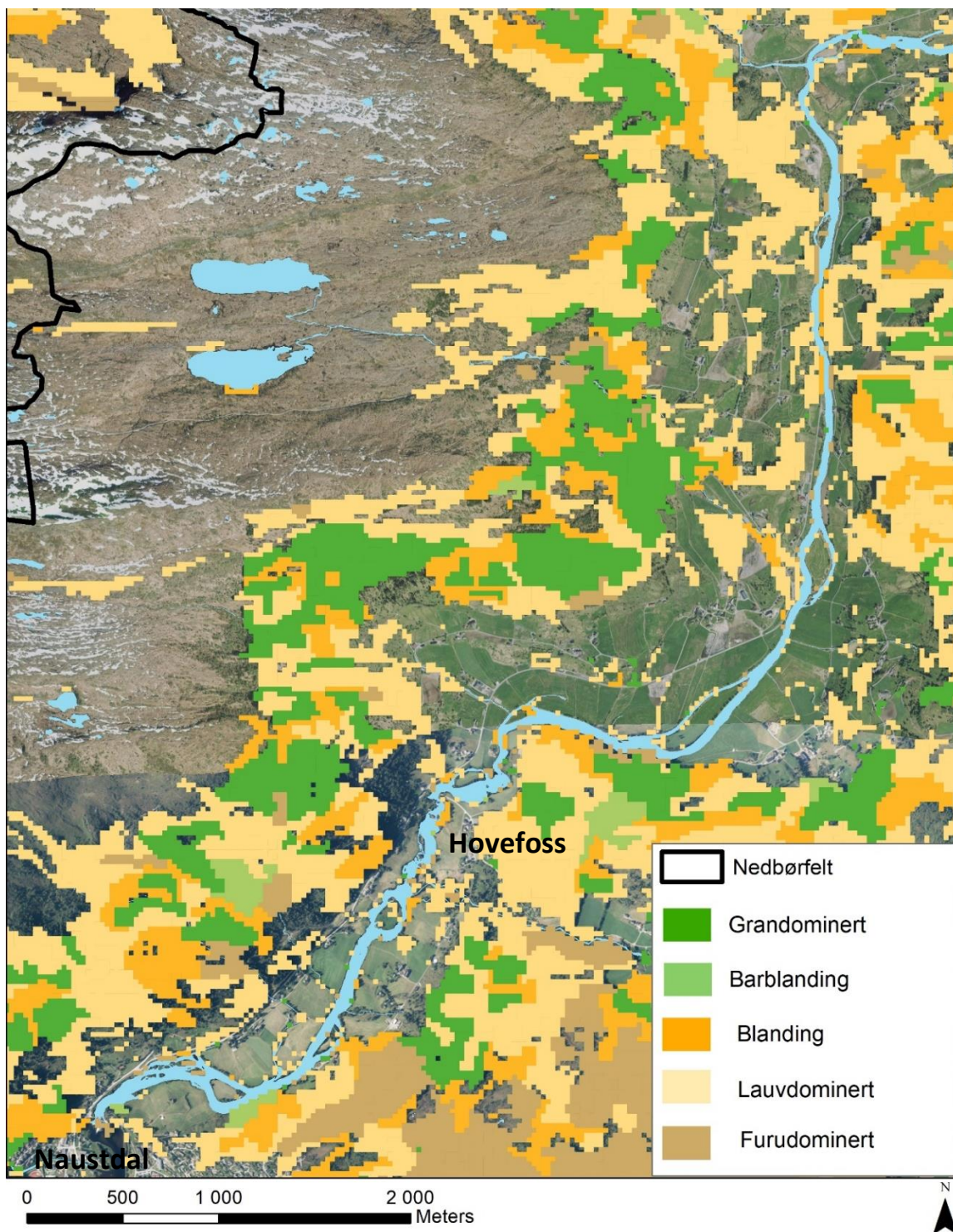
Figur 110. Sedimentfordeling i anadrom del av Naustavassdraget.



Figur 111. Elvetyper i nedre del av Naustavassdraget



Figur 112. Lengdeprofil av anadrom strekning Nausta med massetransportpotensial. Legg merke til at det finnes strekninger med svært begrenset transportkapasitet ovenfor fossene.



Figur 113. Kart over skogstyper viser høy andel granfelt og grandominert blandingskog i nedbørfeltet (kilde: <https://www.nibio.no/tema/skog/kart-over-skogressurser/satskog/dominerende-treslag>).



Figur 114. Eksempler fra finsedimentmobilisering fra granfelt og akkumulering av finsedimenter i tilløpsbekk.

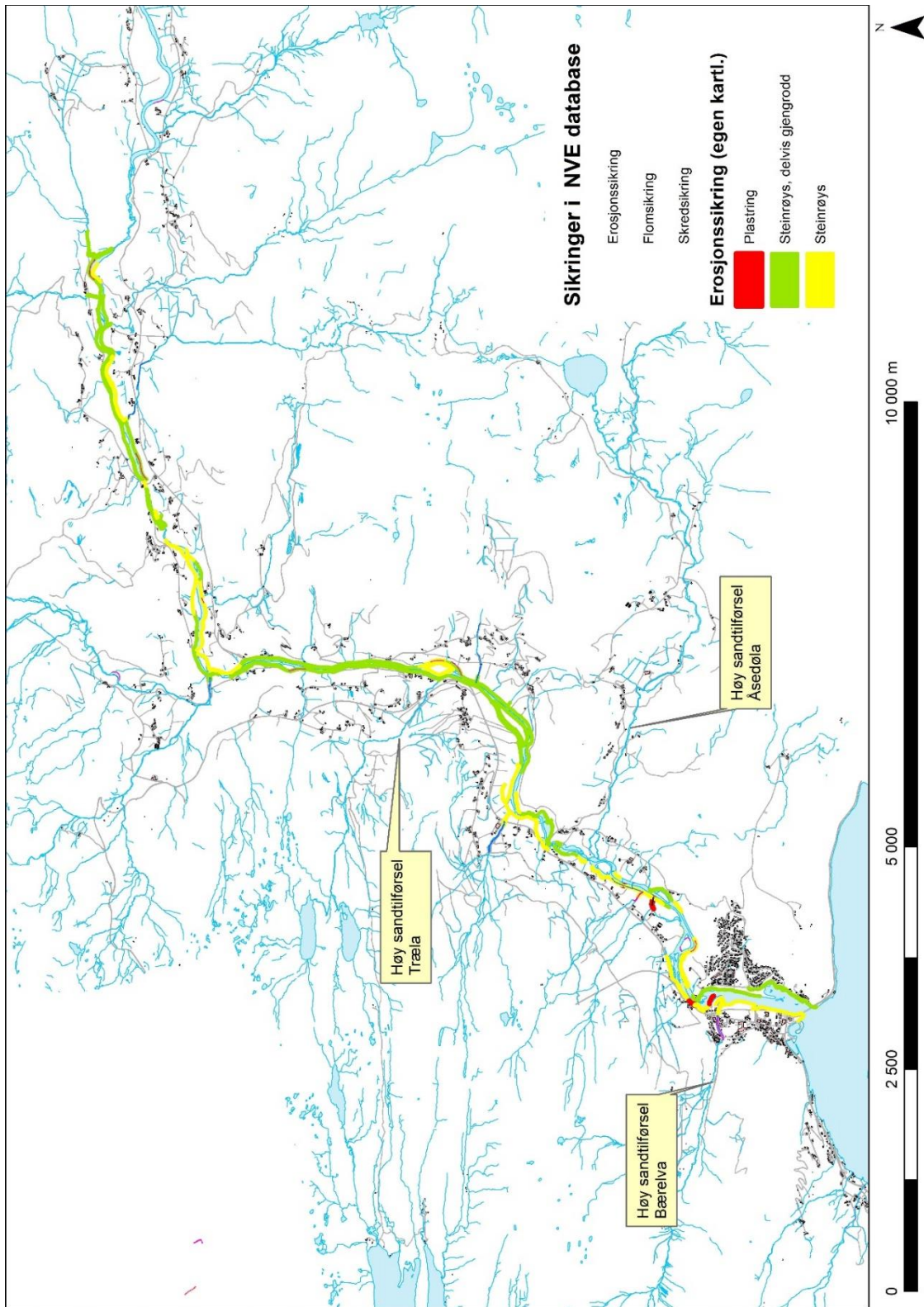


Figur 115. Eksempel fra finsedimentmobilisering fra flatehogst. Det var ingen fangdam eller lignende installert og sporene fra maskiner går rett i elven.

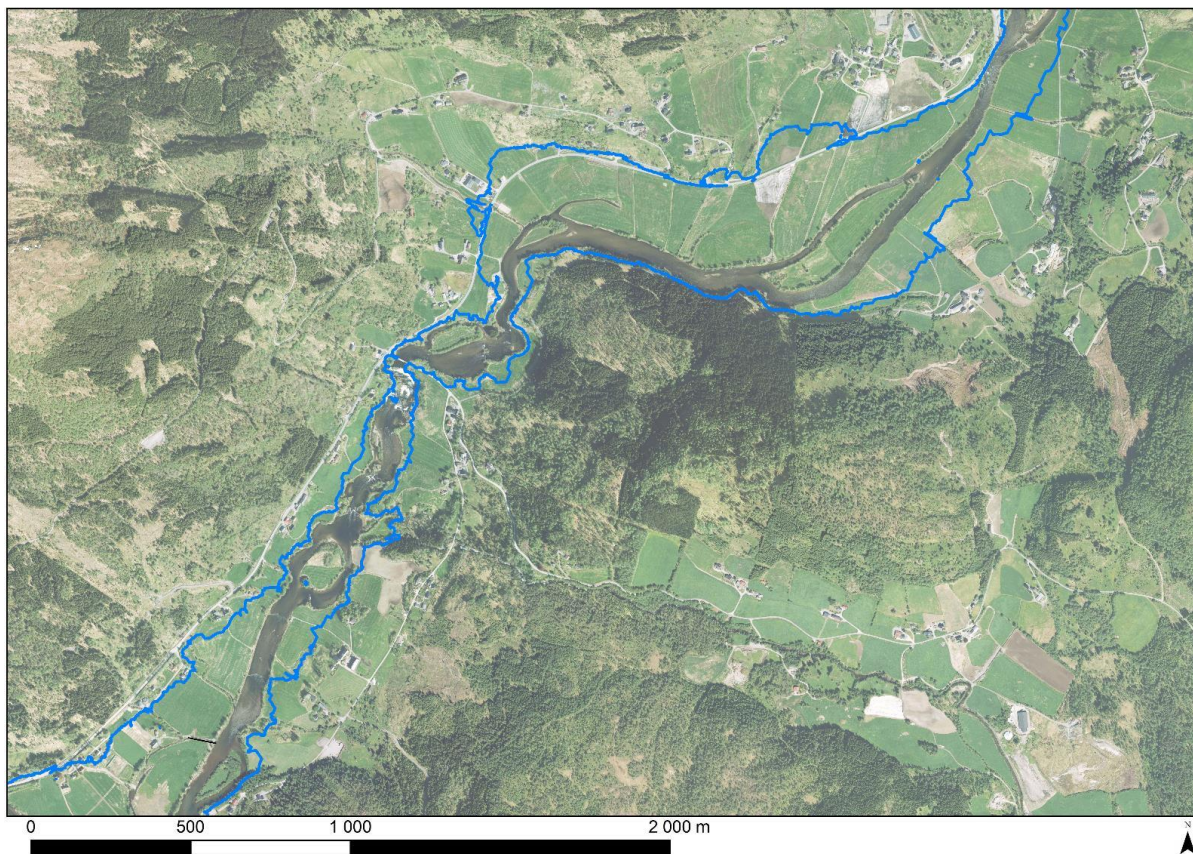
4.9.3 Flom- og erosjonsikring

På første blick virker Nausta relativt lite forbygget i forhold til andre vestlandsvassdrag. Vassdraget er imidlertid forandret. LIDAR-data og gamle ortofoto viser at elvesvinger er delvis utrettet og at sideløp og kroksjøer har blitt fylt igjen. Delvis mangler kantvegetasjon. Erosjonssikring er vanlig langs elva, særlig langs jordbruksarealene, samt ved områder hvor bilvei går nær elven (Figur 116). Mye av sikringene er gjengrodd og for det meste ser det ut til at det særlig er benyttet stedegne masser ved sikring av elvebredde, ofte utformet som en steinrøys. Dette gir et mer naturlig preg og ofte skjul og hulrom i sikringen men stabiliserer elveløpet og hindrer danning av nye meander, svinger, sideløp og kroksjøer som hadde vært typisk for denne elvetypen (kulp-stryk-type). I mindre grad er glatt sprengsteinplastring benyttet, særlig i områder hvor det er veien som er sikret. Et sideløp i Grimset området ble gjenåpnet i 2017. Det finnes ellers to terskler nedstrøms Gjelsøyna nær Grimset, som basert på historiske flyfoto har blitt bygget en gang i etterkant av 1965.

En viktig del av flomrisikohåndteringen i Nausta er det tradisjonelle bosettingsmønsteret ovenfor Naustdalsfossen. Bebyggelse langs vassdrag ligger nesten fullstendig utenfor flomsone ved 200-års flom med klimapåslag (Figur 117). Dette bidrar sterk til å unngå større skader ved flom og fremstår som eksempel for et arealbruk som tar hensyn til naturfare.



Figur 116. Oversikt over erosjonssikringer i Nausta, basert på kartlegging i 2018, samt tilløpselver med påfallende høy sandtransport fra gran- og hogstfelt.

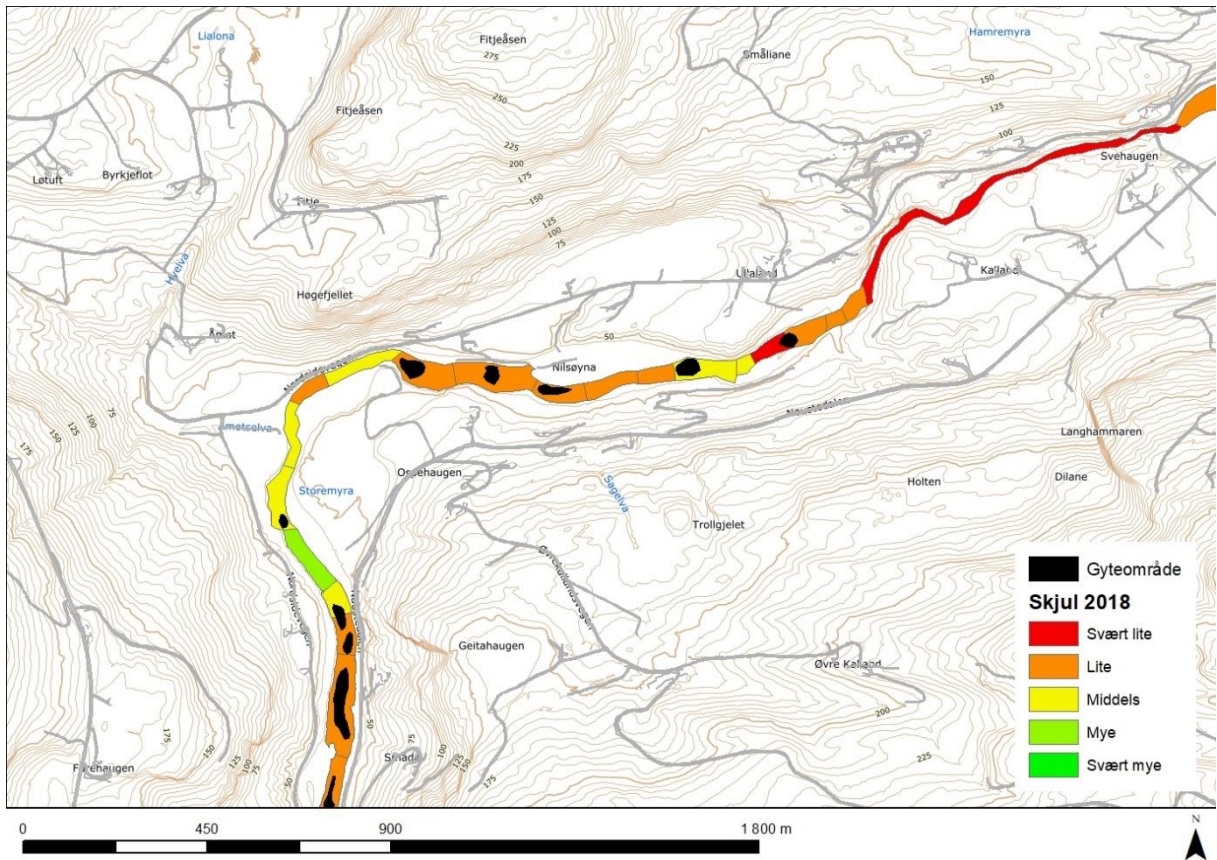


Figur 117. Nausta rundt Hovefossen med modellert vannlinje til 200-års flom + 20 % klimapåslag. Gårder og nesten all bebyggelse ovenfor Naustdalsfossen ligger utenfor flomsone.

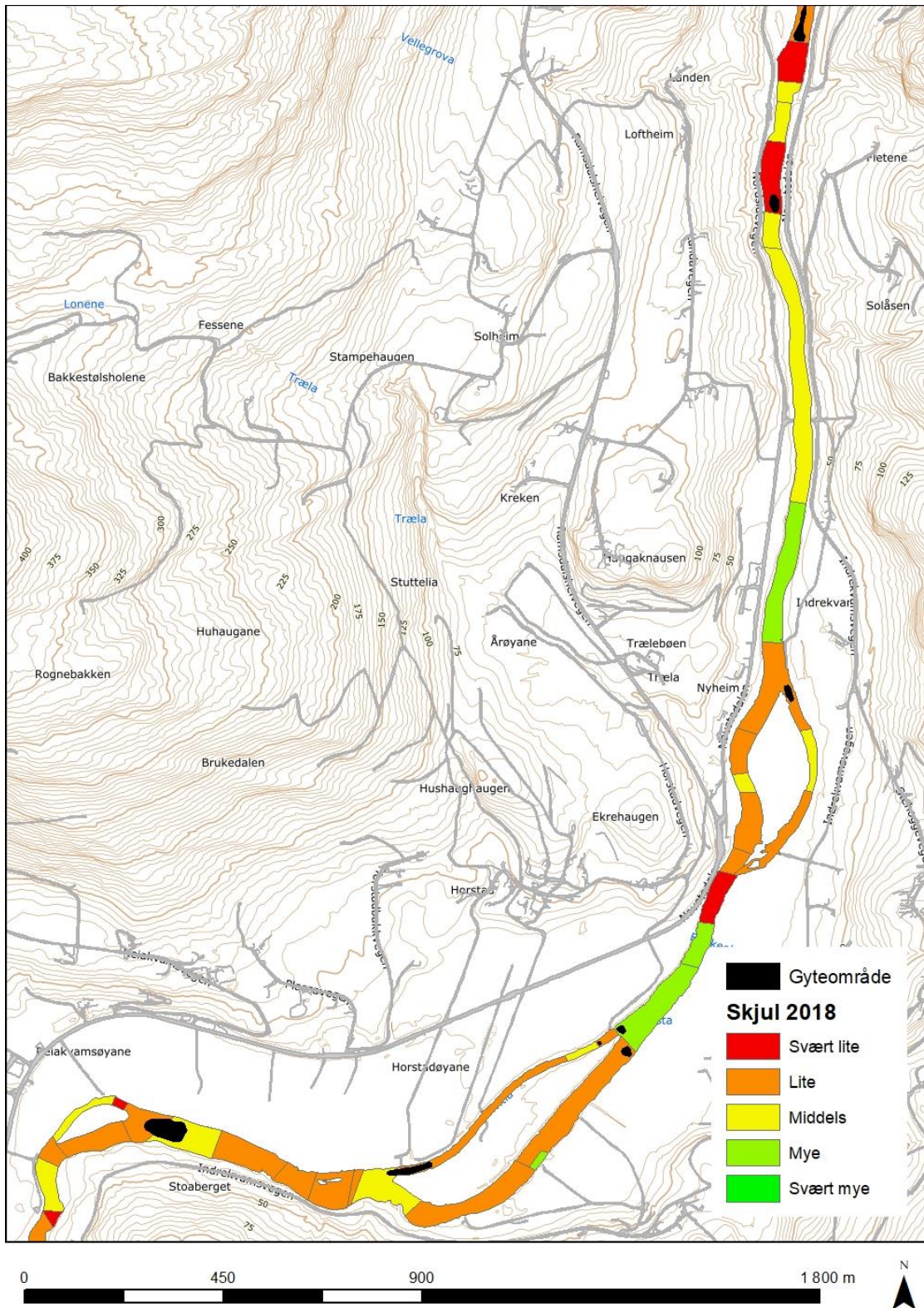
4.9.4 Habitatkartlegging

Anadrom laksefisk kan nå opp til Kalandsfossen (12.4 km fra munning) etter at det har blitt installert fisketrapp i Hovefossen (1975) ca. 3 km fra munning. Trappen ble rehabilitert i 2021.

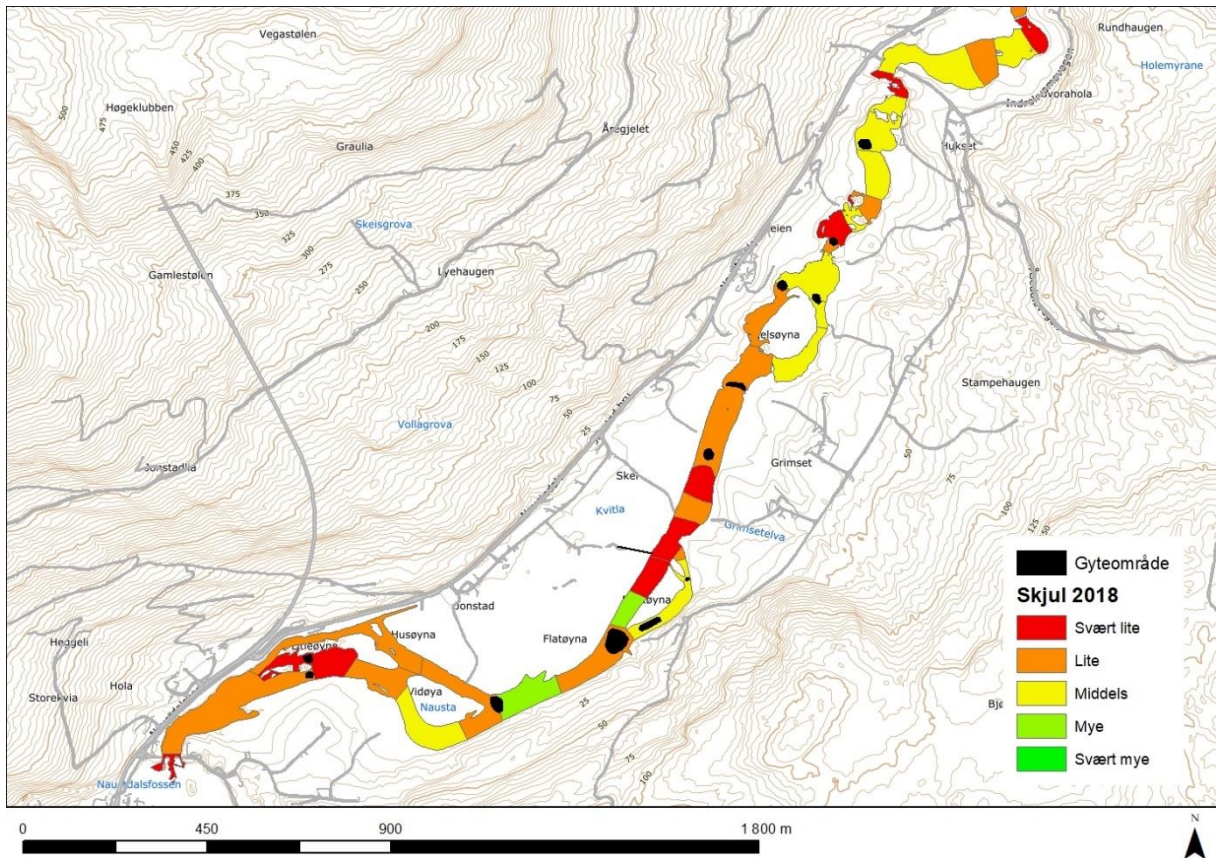
Habitatkartleggingen 2018 viste at det finnes enkelte skjulrike stryk i lakseførende del, men at skjultilgangen i elvebunnen generelt er lav. Gjennomsnittlig vektet skjul sett over hele det arealet var 4,9 vektet skjul (lite, på grensen til middels). Den lave skjultilgangen i elvebunnen kan forklares med høy andel finsediment og lav gradient i deler av i vassdraget som har både naturlige (helling) og menneskeskapt årsak (økt finsedimenttilførsel). Som tidligere nevnt er det blitt iverksatt tiltak for å forbedre skjulforholdene i Nausta (2016-2020) ved å fjerne en del av finsediment (se kapittel 4.9.5 om sedimentmanagement). I strykene som har større skjultilgang er vannstrømmen rask og substratet grovt. Den store mengden grus skaper imidlertid også gode gyteforhold for fisken. Grovt regnet ut ifra gyteområdene som ble registrert under kartleggingen består minst 5 % av arealet i den anadrome delen av Nausta av potensielle gyteområder. Sannsynligvis er dette tallet en underdrivelse da det under kartleggingen særlig er markert typiske gyteområder hvor både vannstrøm og substrat er ideelt for gytting (f.eks brekkkanter og glattstrømmer), mens arealene som har egnet substrat for gytting i realiteten er enda større.



Figur 118. Vektet skjul i elvebunn og gyteplasser i øvre del av Nausta ned fra Kalandsfossen i 2018



Figur 119. Vektet skjul i elvbunn og gyteplasser i midtre delen av Nausta i 2018. I området ved Hortstadøyane sør i kartet ble skjultilgang økt etter kartleggingen.



Figur 120. Vektet skjul i elvebunn i nedre del av Nausta fra Hovefossen til sjøen i 2018. Merk at de to områdene med mye skjul (grønn farge) befinner seg i tiltaksområdet hvor det ble arbeidet med skjulforbedrende tiltak i forkant av kartleggingen.

4.9.5 Sedimentforvaltning i Nausta

I en rekke elvestrekninger i Nausta ble det observert en opphoping av finsedimenter (< 2 mm, Pulg et al. 2017). Dette hadde delvis naturlige årsaker, men var akselerert grunnet økt finsedimenttilførsel som følge av arealbruksendringer i nedbørsfeltet, deriblant granfelt og flatehogst (Figur 116). Også fysiske endringer i sideelver og Nausta har påvirket sedimentering. Innsnevring og kanalisering kan føre til utspyling og økt akkumulering i hovedelva nedenfor. Terskelbassenger samler opp finsedimenter. Opphoping av sedimenter i Nausta har påvirket miljøforhold, oversvømmelsesfare og isgang. Slike problemstillinger er også aktuelle i en rekke andre elver som påvirkes av land- og skogsbruk, sand- og grustak, der kanalisering og terskelbygging endrer sedimenteringsforhold i elven og tilførsel av finsediment kan øke (Pulg et al. 2018). Også i oppdemmete elver og regulerte vassdrag finnes som regel utfordringer knyttet til sedimentforhold.

Her vises til erfaringer med tiltak for å håndtere økt finsedimenttransport og å gjenskape mer naturlige forhold i case-elven Nausta. Arbeidet ble satt i gang i 2016 med elveeierlaget som tiltakshaver. Målet var å bedre miljøforhold samtidig som flomskaderisiko som følge av isoppstuing skulle reduseres. Selve tiltaket ble gjennomført som et eget prosjekt.

Bakgrunn

Nausta har status som nasjonal lakseelv og vernet vassdrag (<https://www.nve.no/vannvassdrag-og-miljo/verneplan-for-vassdrag/>). Samtidig ligger Nausta i et kulturlandskap som har gått gjennom en rekke endringer i arealbruk, men også vassdragets bruk og utforming har blitt forandret over tid. Landbruk og delvis veier dominerer mye av arealet langs elvebredden. Eldre planer fra 1950-tallet og frem til 2000-tallet dokumenterer omfattende endringer i elveløpet, bunnivå og erosjonssikring (kilde arkiv NVE, pers. med. Svein Arne Vågane). Dette har endret morfologi, sedimentsammensetning og elvens beliggenhet. Landbruk har medført at deler av elven er sikret mot erosjon. Sideløp har også blitt fylt igjen og kantvegetasjon blitt fjernet. Sedimentet i flere deler av elven har høy andel av sand og fingrus.



Figur 121. Elvebunnen i Naustdal var i flere områder dominert av sand og fingrus som hadde hopet seg opp og hevet elvebunnen og økt flomfare.

Sanden og fingrusen fører til at det finnes lite hulrom i elvebunnen, og dermed lite skjul for ungfisk, og særlig for eldre ungfisk. Grunnet skjulmangelen er produksjon av eldre ungfisk (1+, 2+, 3+) av laks i deler av Nausta betraktet som begrenset (Ugedal mfl. 2013). Ifølge grunneierne har det tidligere blitt hentet ut sand og fingrus fra elven, sannsynligvis ofte med negative effekter for laks og sjøaure siden dette arbeidet foregikk om vinteren når eggene er i grusen. Denne praksisen har blitt vesentlig redusert etter 2005 da elven ble vernet. Også arealbruk i nedbørsfeltet har endret seg over tid og grunneiere har rapporter om økt erosjon og sandutslipp. Kartlegging i tilløpselver viser stor sandtilførsel til elven, ikke minst fra granfelt, jorder og anleggsområder (Figur 114).

Finmasser har hopet seg opp i nedre del av Nausta ovenfor Naustdalsfossen og ved Horstad og både habitatforhold for fisk har blitt redusert og flomfare økt. I regi av Nausta Elveeigarlag ble det i 2016/2017 besluttet å gjennomføre tiltak ved to områder i elven (Horstad og nedre Grimset-Jonstad).

Formål og metodikk

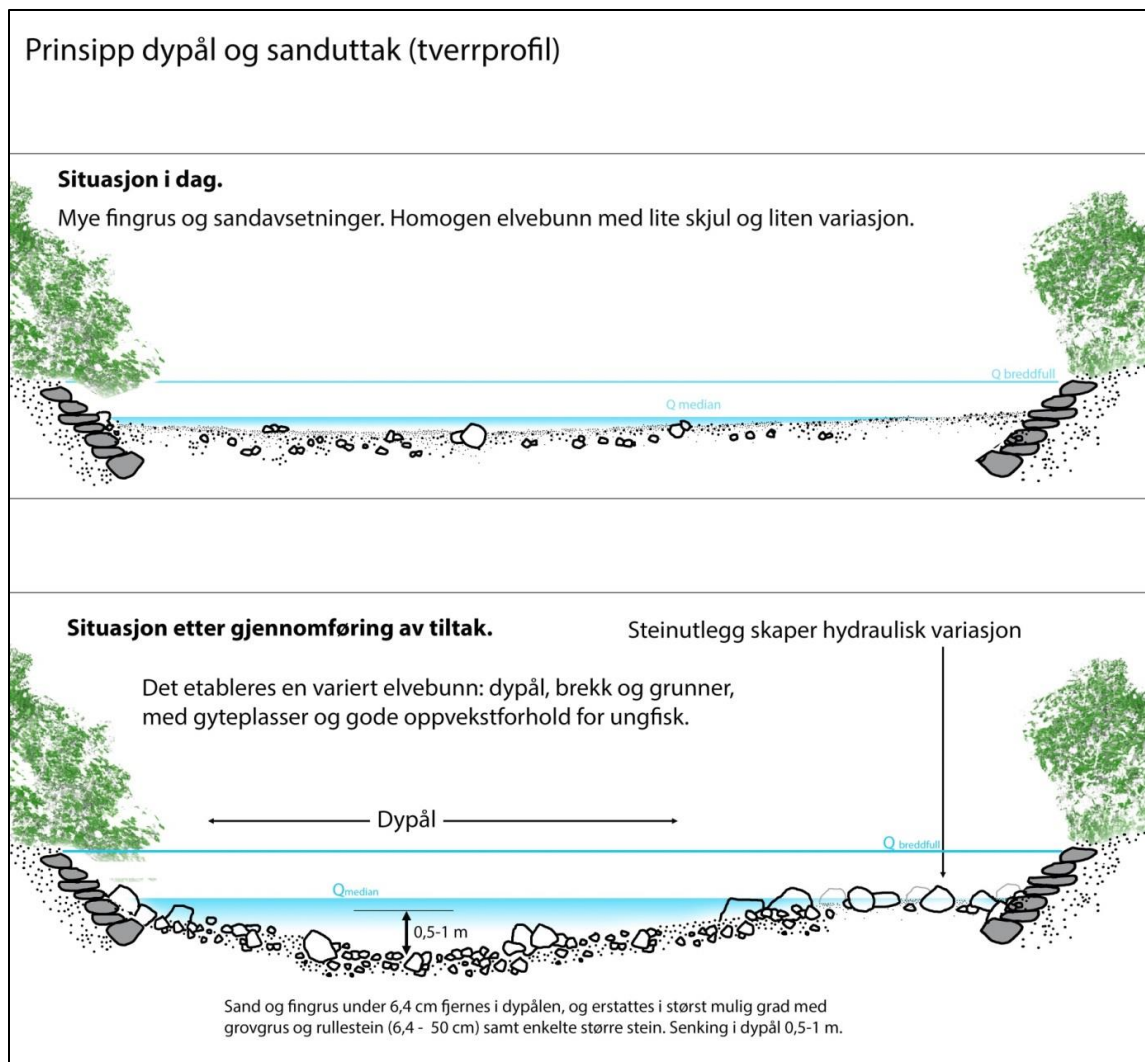
Formålet med tiltakene var å øke substansvariasjon etter naturlig forbilde og med dette bedre habitatkvalitet for sjøaure og laks. I tillegg skulle risiko for ispropper og medfølgende skader på markene reduseres. Her var altså målet å redusere skadepotensial av mindre flommer (årsflom til ca. 10 års flom). Utfordringen var at sanden som hadde hopet seg opp førte til oppstuinger av is og isflak som igjen førte til uforholdsmessige store og hyppige lokale oversvømmelser på landbruksareal.

Utformingen av tiltakene ble orientert etter naturtypiske elvestrekninger som ikke var påvirket av fensedimentakkumulering. For å minimere vedlikeholdsbehov av tiltaket og å etterligne naturtypiske forhold, ble hydrauliske rammer fra disse strekningene i størst mulig grad etterlignet.

Tiltakene gikk i prinsipp ut på å grave ut sedimenter fra elvebunnen og sikte dem med sikteanlegg / såldeverk på land. Stein >64 mm ble samlet og lagt tilbake i elven. Det ble ikke tatt ut sedimenter fra eksisterende gytebrekk. Steinutlegg (steinstørrelse ca. 0,5 – 2 m) ble brukt for å skape ønskede hydrauliske rammer, hydromorfologisk variasjon og for å bidra til å opprettholde en dypål slik at risiko for ispropp reduseres. Det ble også brukt store blokker (steinstørrelse ca. 1 – 2 m) for å sikre enkelte utsatte områder mot isgang.

Arbeidet ble bare gjennomført i perioder da fiskene var mobile, dvs. ikke under overvintring og inkubasjonsperioden for egg. Arbeidene ble derfor bare gjennomført i august, september og de første dagene av oktober før gytetiden, og over flere år.

I og med at arbeidet skulle avbøte en rekke inngrep i Nausta, ble det betraktet som forsvarlig å gjennomføre og vedlikeholde sedimenttiltakene, og tjenlig til verneformålene. Siden tiltakene ble planlagt slik at de bidrar å etterligne naturtypiske habitatforhold, samt at tidsrom for gjennomføring og vedlikehold ble tilpasset fiskens behov, betraktes arbeidet som i tråd med vernestatus i Nausta. Det var ikke bruk av råstoffer og sanduttak som er mening med tiltaket, men bedring av naturtypiske habitatforhold for stedeegne fisk. Også hydromorfologisk og landskapsmessig passer tiltakene til naturområdet, siden elvestrekningen ble utformet som andre skjulrike strekninger i elva som er mindre påvirket av økt sandtilførsel.



Figur 122. Prinsippskisse for utforming av elven før- og etter tiltak.



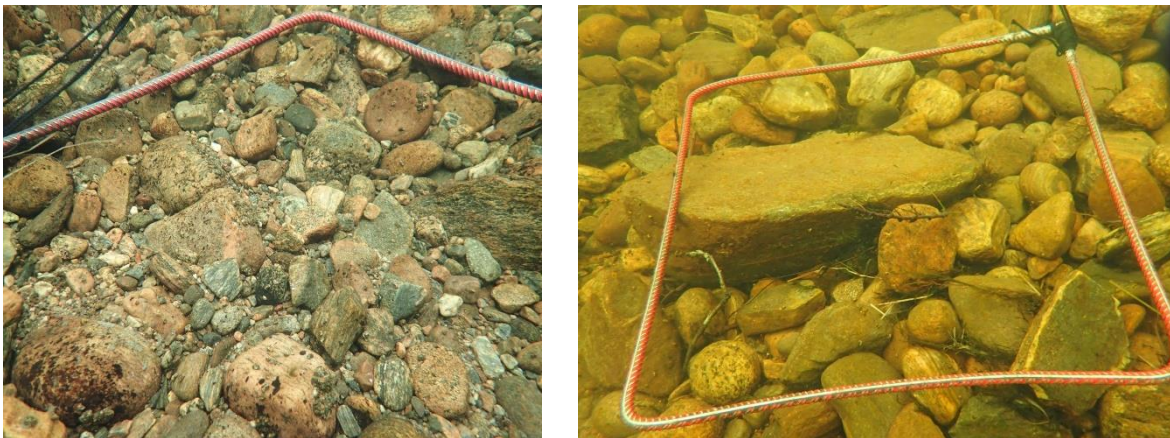
Figur 123. Bilder tatt under arbeidet. Venstre: Utgravde masser siktes i mobilt sikteanlegg. Høyre: Maskiner graver ut finsedimenter og legger tilbake ferdig siktede sedimenter.

Overvåking

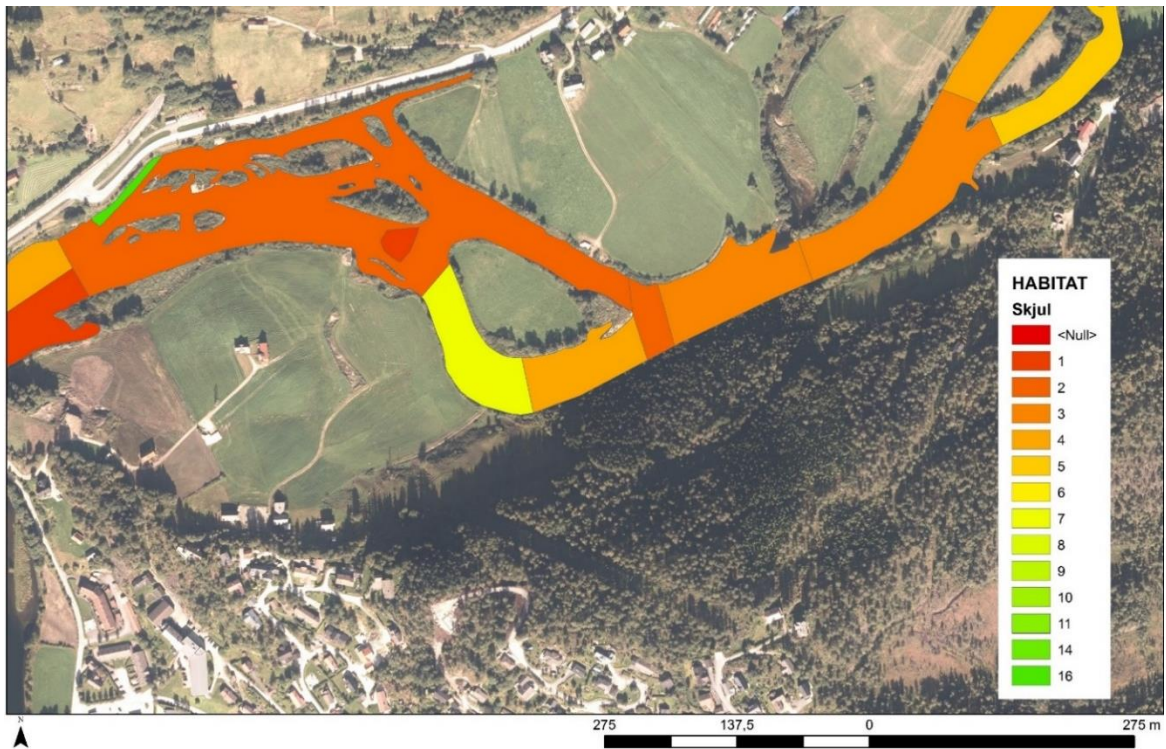
I forkant av tiltakene gjennomførte NORCE LFI habitatkartlegging og oppmåling av elvebunnen med differensiell GPS. NINA har gjennomført ungfiskundersøkelser i elven gjennom en årrekke. Habitatkartleggingen ble gjennomført for å kunne sammenligne substratsammensetning og skjultilgang i før- og etter tiltak. Oppmåling med differensiell GPS vil gi informasjon om endring i avløpstverrsnitt, samt om graden av sedimentering i årene etter tiltakene er gjennomført. Ungfiskundersøkelsene vil også kunne angi effekten på fiskeproduksjonen i området før og etter tiltak, og det ble også satt opp tre nye stasjoner i det nedre tiltaksområdet (Nedre Grimset – Jonstad) for å bedre følge utviklingen av fisketettheten i dette området.

Resultater

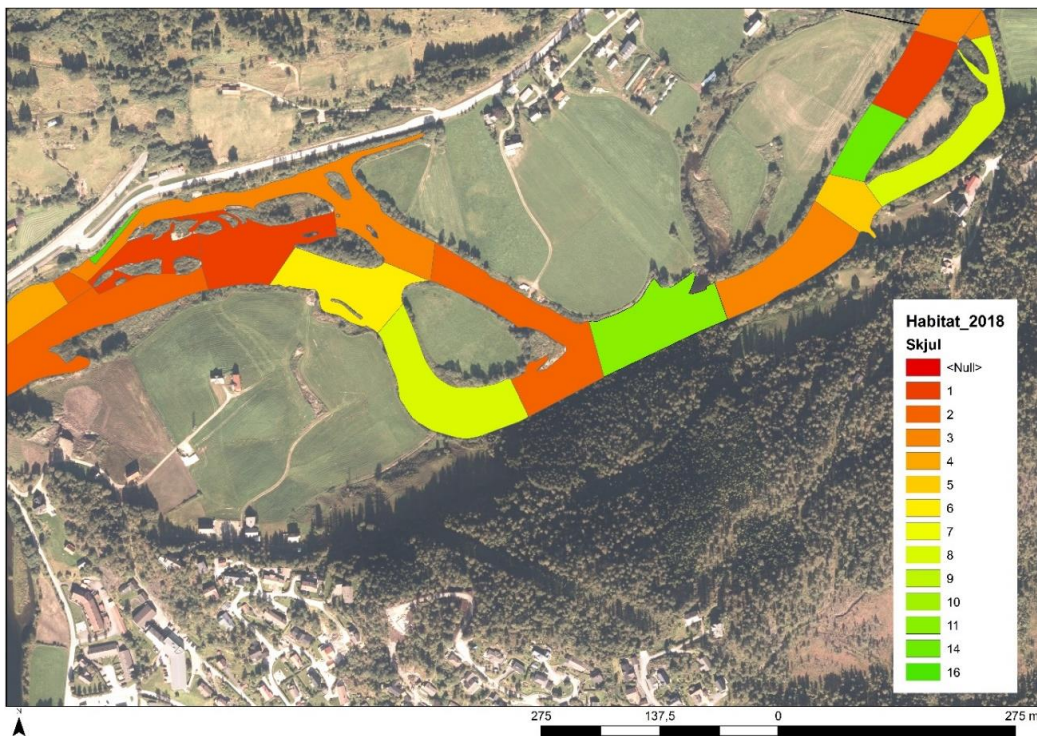
I etterkant av gjennomførte tiltak ved området Grimset – Jonstad var det ved feltobservasjoner under vann en markant endring i utseende av elvebunnen i 2018 sammenlignet med før tiltak i 2017. Der hvor elvebunnen tidligere var preget av stor andel fingerus og stedvis også sand med svært lite hulrom, var elvebunnen nå dominert av rullestein med mye hulrom. Habitatkartlegging i området viste også økning i skjulverdier ved flere lokasjoner (Figur 125 og Figur 126).



Figur 124. Venstre: Bilde av elvebunnen i øvre del av tiltaksområdet før tiltak. Høyre: Bilde av elvebunnen i samme område etter tiltak.



Figur 125. Skjul i elvebunnen før gjennomførte tiltak mellom Grimseth/Brokøyna ned forbi Jonstad til bassenget ovenfor Naustdalsfossen 2017.



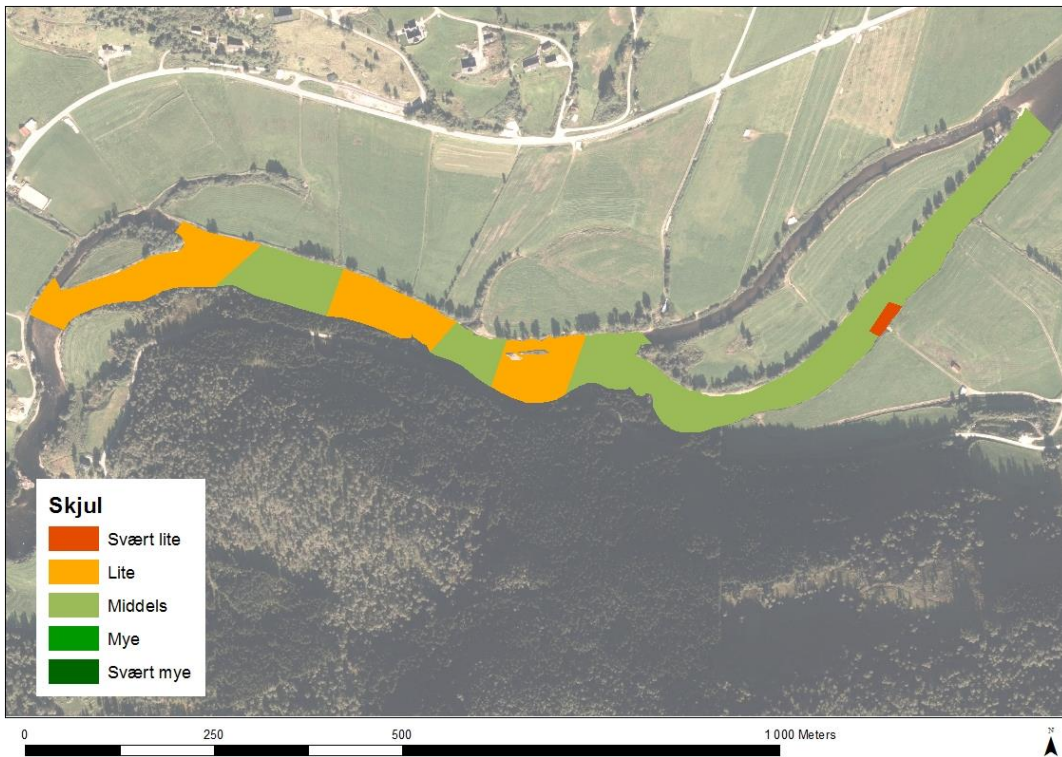
Figur 126. Skjul i elvebunnen etter gjennomførte tiltak mellom Grimseth/Brokøyna ned forbi Jonstad til bassenget ovenfor Naustdalsfossen 2018.

Oppmåling av transekter med differensiell GPS viste i etterkant av tiltakene at maksimal avsenkning av bunnen var 1.43 m, og i gjennomsnitt ble dypålen 0.54 m dypere enn før tiltaket. Endring i volum basert på oppmåling estimeres til 18 000 m³, hvilket samsvarte godt med masser tatt ut oppgitt av fra entreprenøren.

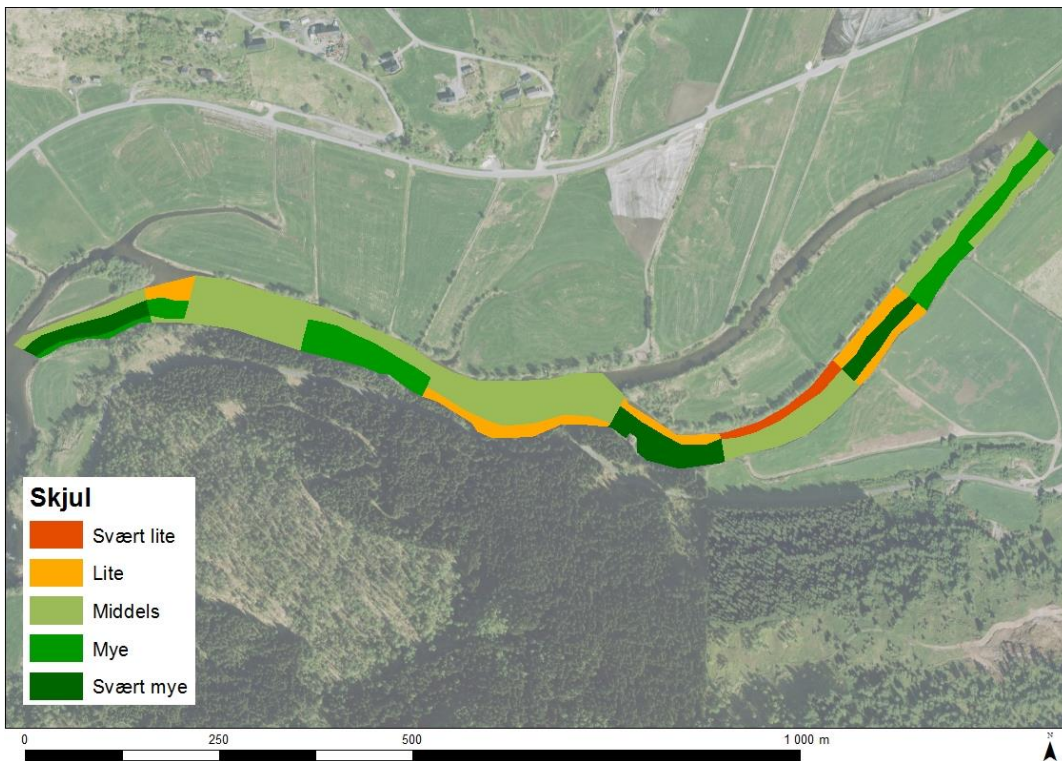
Tiltakene ved tiltaksområdet Horstad ble undersøkt i april 2020. Også her var det en stor endring i elvebunnen ved visuell inspeksjon under vann (Figur 127). Ungfiskundersøkelser ble gjennomført høsten 2020 og viste til dels svært høye tettheter av eldre laksunger (mer enn 200 individer per 100 m² på én av stasjonene) på to stasjoner som hadde fått forbedret habitatkvalitet, mens tettheten var tilnærmet lik på den tredje stasjonen som ikke var særlig berørt av tiltak. Utrekninger fra oppmålte transekter for området er ikke ferdigstilt. Habitatkartlegging av området i etterkant av tiltakene er imidlertid ferdig, og denne viser en markant økning i skjultilgangen i området. Gjennomsnittlig skjulverdi for hele strekningen økte fra 4.8 (lite skjul) til 9.0 (middels, på grensen til mye skjul).



Figur 127. Bilde av elvebunn i tiltaksområde ved Horstad. Bunnssubstratet er dominert av rullestein med svært mye hulrom og skjultilgang.



Figur 128. Skjul i elvebunnen før gjennomførte tiltak ved Horstad i 2017.



Figur 129. Skjul i elvebunnen etter gjennomførte tiltak ved Horstad i 2020.

Konklusjoner og veien videre

Tiltakene i Nausta viser seg å ha vært vellykket og resultatmessig har tiltaket så langt fungert etter planen. Etterundersøkelser viser at tiltakene har ført til en generell økning av skjul i tiltaksområdene. Skjulverdiene har økt i større grad lokalt enn hva de har gjort over hele segmentene ettersom ikke alle områder er ferdigstilt og delstrekninger med gyteområder er unngått. Ungfiskundersøkelsene fra Nedre Grimset – Jonstad tyder på at tiltaket har utgjort en betydelig effekt på smoltproduksjonen i nedre del av Nausta. Oppmålinger viser også at fjerning av finmasser har bidratt til økt hydraulisk kapasitet og at det ikke oppsto ispropp på strekningene etter tiltakene. Forholdene ved store flommer ble ikke vesentlig endret, her virker terrenget som dimensjonerende, men skadepotensialet ved mindre flommer (årsflom – 1 årsflom) har blitt redusert.

Arbeidet i Nausta er i de beskrevne områdene hovedsakelig ferdigstilt, og det som gjenstår er eventuelt å fullføre mindre finpuss i begge tiltaksområdene. Dette arbeidet og arbeid med andre områder i Nausta vil fortsette de kommende årene. Videre vil man utarbeide et estimat for levetid av tiltaket basert på oppmålinger, samt en vedlikeholdsplan for begge tiltaksområdene. Så lenge den økte tilførselen av finsediment ikke reduseres og arealbruket i kulturlandskapet og elveforbygningene opprettholdes som nå, vil det være behov for sanduttak og sedimentforvaltning fra tid til annen. Etter de første 4 årene viste vår overvåking på de eldste tiltaksarealene at det da enda ikke var behov for gjentakelse. Den videre overvåkingen vil gi oss nærmere opplysninger om varighetsperioden.

Med mindre flomskaderisiko og bedre miljøforhold betraktes sanduttak på bestemte steder og til bestemte tider, samt tilbakelegging av stein (sedimentforvaltning) som et egnet verktøy for å håndtere utfordringer knyttet til finsedimentakkumulering.

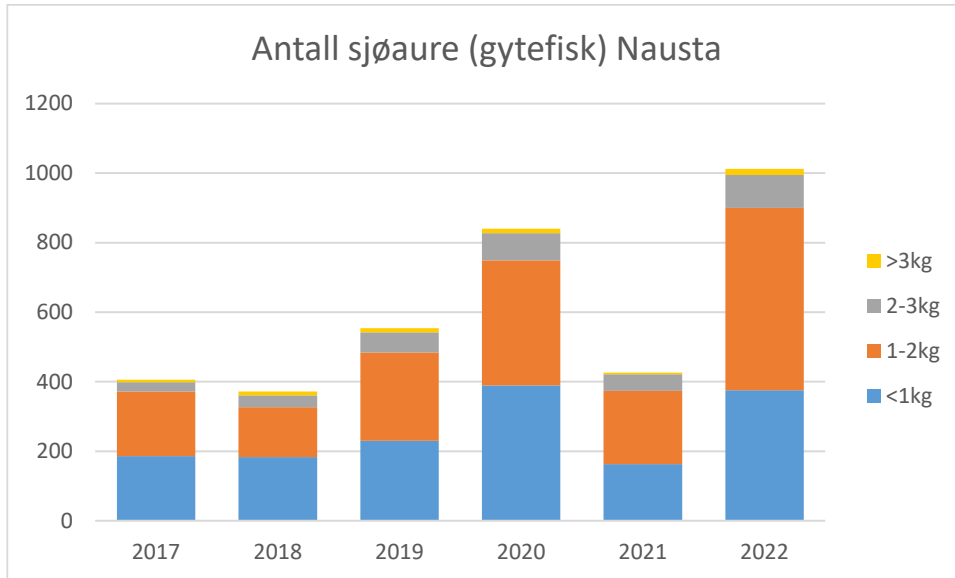
4.9.6 Sjøaure og laks i Nausta

Antall observerte gytefisk av sjøaure økte fra 400 gytefisk i 2017 til 1014 i 2022 (Figur 130). Økningen var nesten kontinuerlig med unntak av året 2021 der det bare ble observert 426 individ. Antall laks (Figur 131) har variert mellom 892 og nærmest 1398 i perioden med litt stigende trend. Også her var unntaket året 2021. Gytebestandmålet ble inådd i de undersøkte årene.

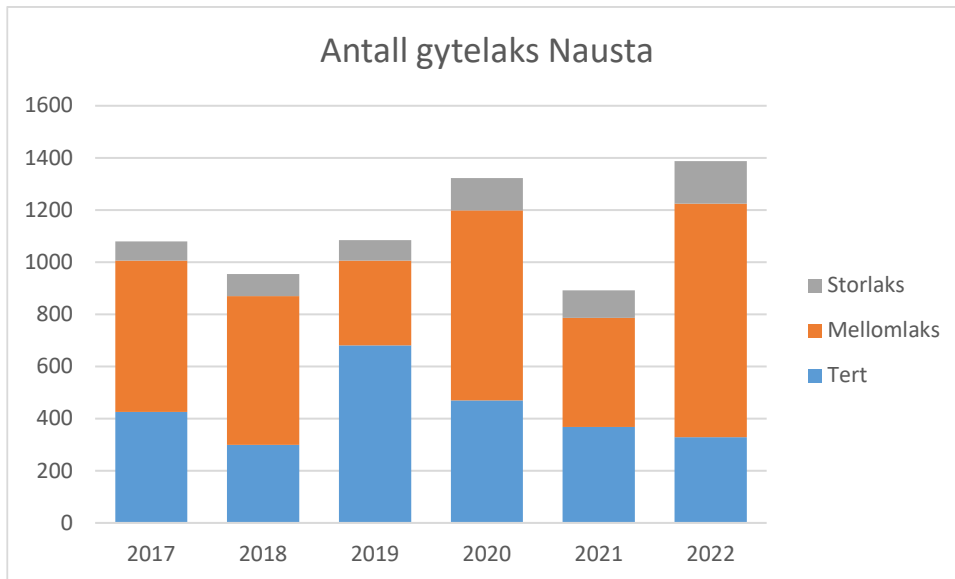
Resultatene til NINAs el-fiske er vist i Figur 132. Tettheter av lakseparr (eldre ungfisk) var 5-10 ganger større på tiltaksområdene etter at arbeidene var ferdigstilt (Figur 132) og lå mellom 63 og 83 lakseparr per 100 m² i årene etter tiltaket. Yngeltettheter av laks var redusert i de områdene der sedimentet nå var grovere med mere skjul, men de er fortsatt på et høyt nivå (> 100 yngel /100 m²). Siden det er fortsatt store arealer med grus, gyting og yngelproduksjon betraktes dette, sammen med de sterkt økte parrtettheten som hensiktsmessig og i henhold til verneformål og målsetting.

Økning av antall gytefisk av både sjøaure og laks kan forklares med sjøoverlevelse i regionen og redusert uttak i fiske. 2022-kohorten kan også ha profitert av sedimenttiltakene i elva. De lavere tallene i 2021 sammenfaller med andre lever i regionen. Totalt sett ser sjøoverlevelse ut til å være større i de ytre elvene sammenlignet med de indre elvene i Vestland (Skoglund et al 2021). Dette

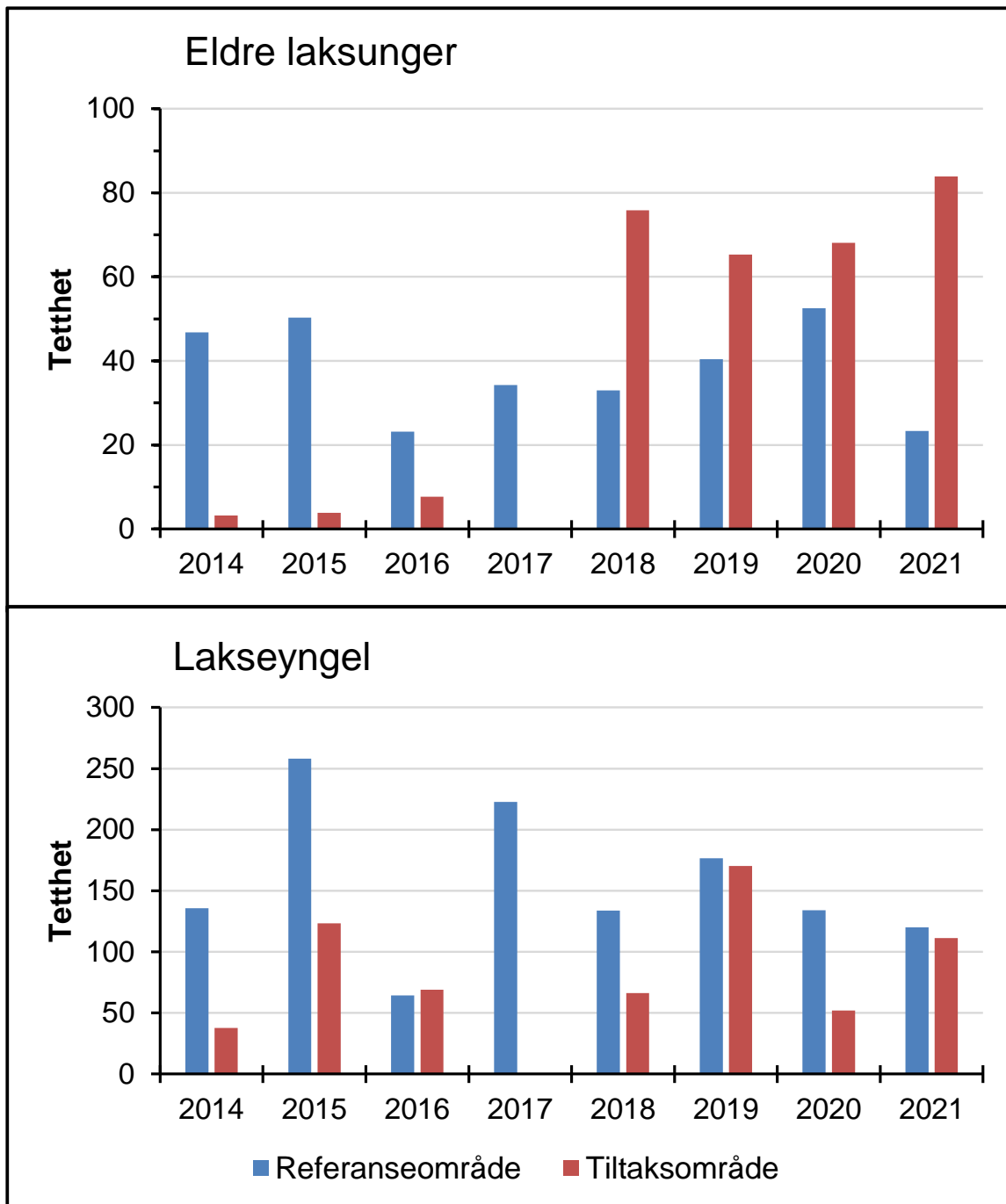
gjelder også for Nausta. Sterkt økning i parttettheter fra og med 2018 kan forklares med miljøtiltakene (ripping, gytegrus- og steinutlegg, sedimentforvaltning, restaurering av sideløp).



Figur 130. Gytefisktelling av kjønnsmoden sjøaure (antall og vektklasse) i Aurlandsvassdraget 2009-2021



Figur 131. Gytefisktelling av kjønnsmoden laks (antall) i Aurlandsvassdraget 2009-2021



Figur 132. Beregnet gjennomsnittlig tetthet (antall individer per 100 m²) av årsyngel og eldre laksunger ($\geq 1+$) på ulike områder i de nedre deler av Nausta i 2014-2021. Merk at skala på y-aksen er forskjellig i de to panelene. På tiltaksområdet ble det fisket 2 stasjoner i 2014-2016. Disse stasjonene ble videreført etter at tiltakene ble gjennomført i 2017, og i tillegg ble det årlig fisket 2-4 nye stasjoner i dette området i 2018-2021. Referanseområdet ligger et stykke oppstrøms tiltaksområdet (utenfor Grimset) og tjener som en kontroll på utviklingen i ungfiskbestand i nedre deler av elva. Her var habitatforholdene for eldre ungfisk bedre enn i tiltaksområdet før 2017. (Ugedal, 2021).

4.9.7 Flomscenarier Nausta

Modellerte flomsoneer og vannhastigheter

I kartene nedenfor vises modellert flomvannstand og vannhastigheter ved 200-årsflom (Q200) og Q200 med klimapåslag på 20 % (Figur 133-Figur 144). Kartene legges til grunn i flomscenariene i følgende kapittel.

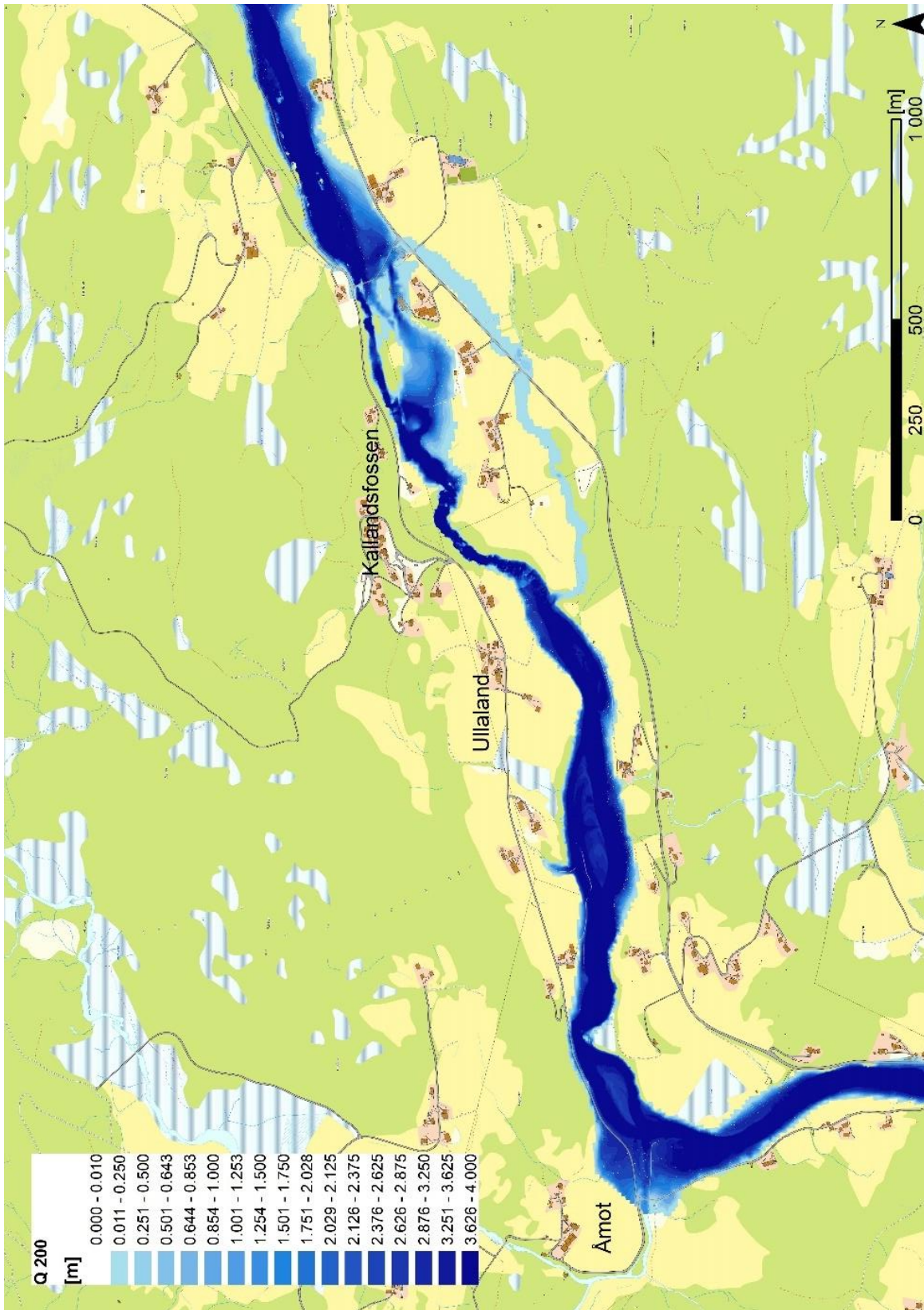
Det aller meste av bosettingen ligger utenfor flomsone ved Q200+20% og derfor er skadepotensialet for bosetting lavere enn i andre case-elver i prosjektet. Skadepotensialet for bosetting vurderes som lavere i den vernet elven Nausta enn i Aurlandselva og Flåmselva. De brede elveslettene bidrar til å bremse vannet (Figur 143 og Figur 144) og redusere lokal vannstandsøkning. Fossene på grunnfjell virker som naturlige terskler i dalen som definerer flomsone. Høye vannhastigheter finnes særlig rundt disse fossene og potensialet for morfodynamikk vurderes størst nedenfor fossekaskadene, der vannet treffer på fluviale masser.

Her kan også bosetting være rammet ved 200-års flom med klimapåslag, særlig nedenfor Naustdalsfossen (Figur 144) og ovenfor Kallandsfossen (Figur 142). I elvesletten mellom Naustdalsfossen og Kalland finnes enkelte bygg som ligger i flomsone, f.eks ved Jonstad.

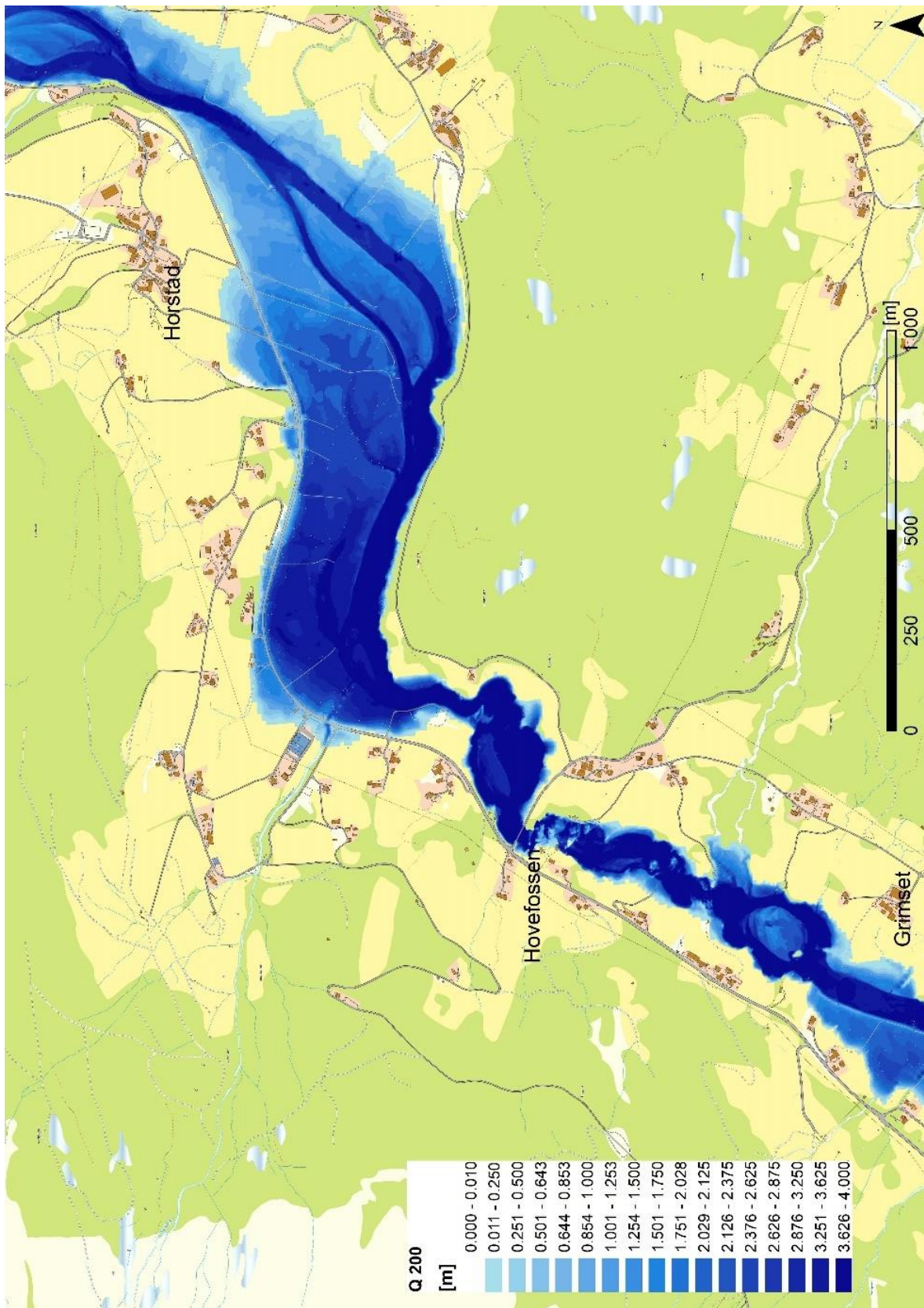
Erosjonspotensialet er forventes der høye vannhastigheter (> 2 m/s) treffer på usikrete fluviale masser. Disse områder er merket med piler på kartene i Figur 142- Figur 144. Blant disse erosjonsutsatte områder er fluviale elvetyper nedenfor stabile elvestrekninger (kaskadene), se kart i Figur 145. Disse modelleringsresultatene bekrefter i det tilfelle metoden til enkel identifisering av slike erosjonsutsatte strekninger basert på rekkefølge av elvetyper (kap. 4.2, Tabell 2).

Modelleringen tyder på at det farligste erosjonspotensialet ved Q200+40% for bebyggelse langs Nausta er begrenset på grunn av et tradisjonelt bosettingsmønste. Men på sørsiden av Kallandsfossen samt på vestsiden nedstrøms Hovefossen er det bebyggelse like ved et område med stor vannhastighet og erosjonspotensial (markert med røde piler). Den brede ubebyggete elvesletten bidrar å holde erosjonspotensialet begrenset.

Ved seminaret med grunneiere ble det nevnt at flommer anses ikke som stor utfordring for liv og helse i dalen, men at opphoping av elvebunn og ispropper har ført til skader på landbruksareal. Dette er nærmere beskrevet under sedimentforvaltning og tas opp i scenarioene under (4.9.5., Tabell 16).



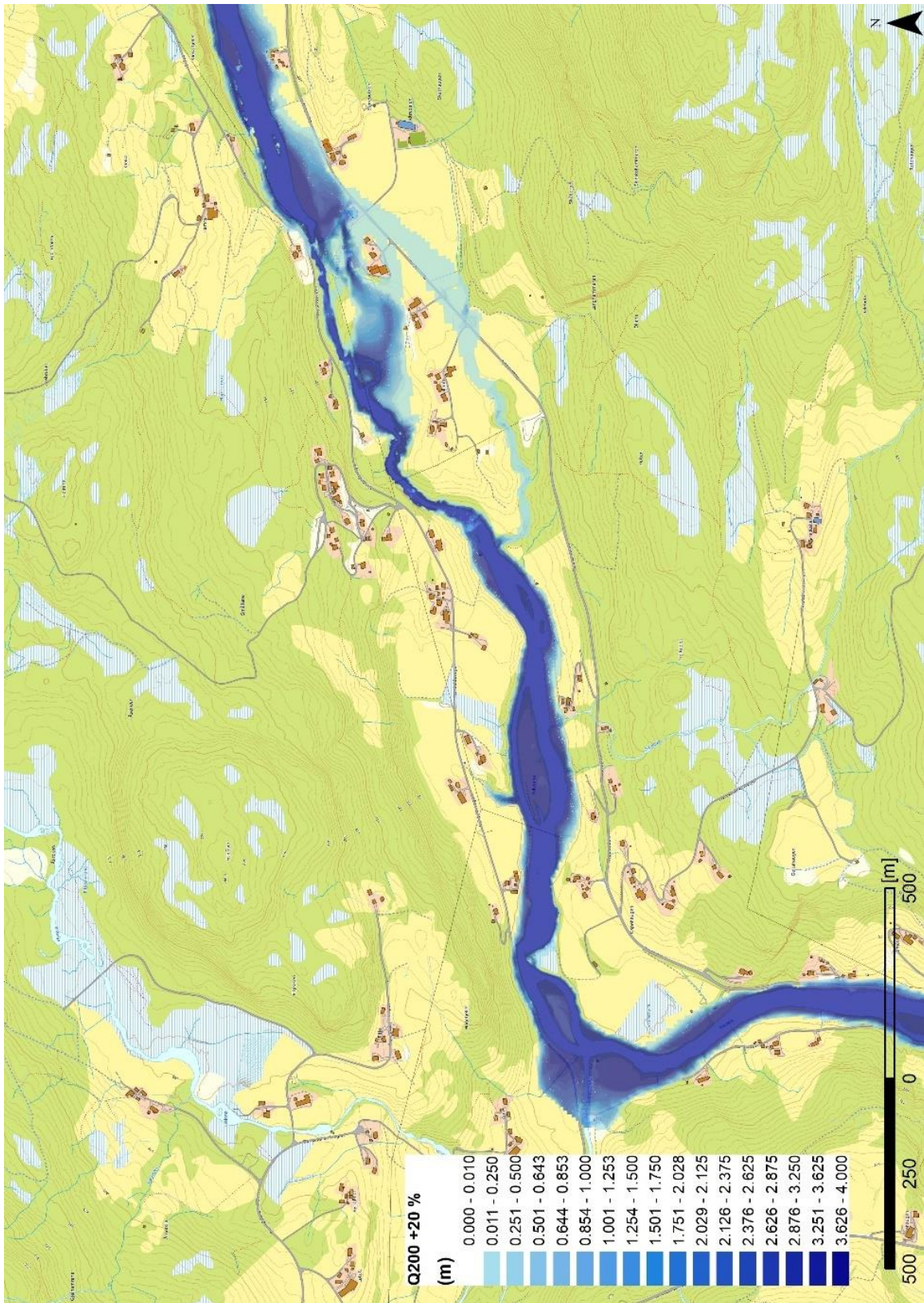
Figur 133. Øvre Nausta fra Kallandsfossen med modellert vannstand ved 200-årsflom.



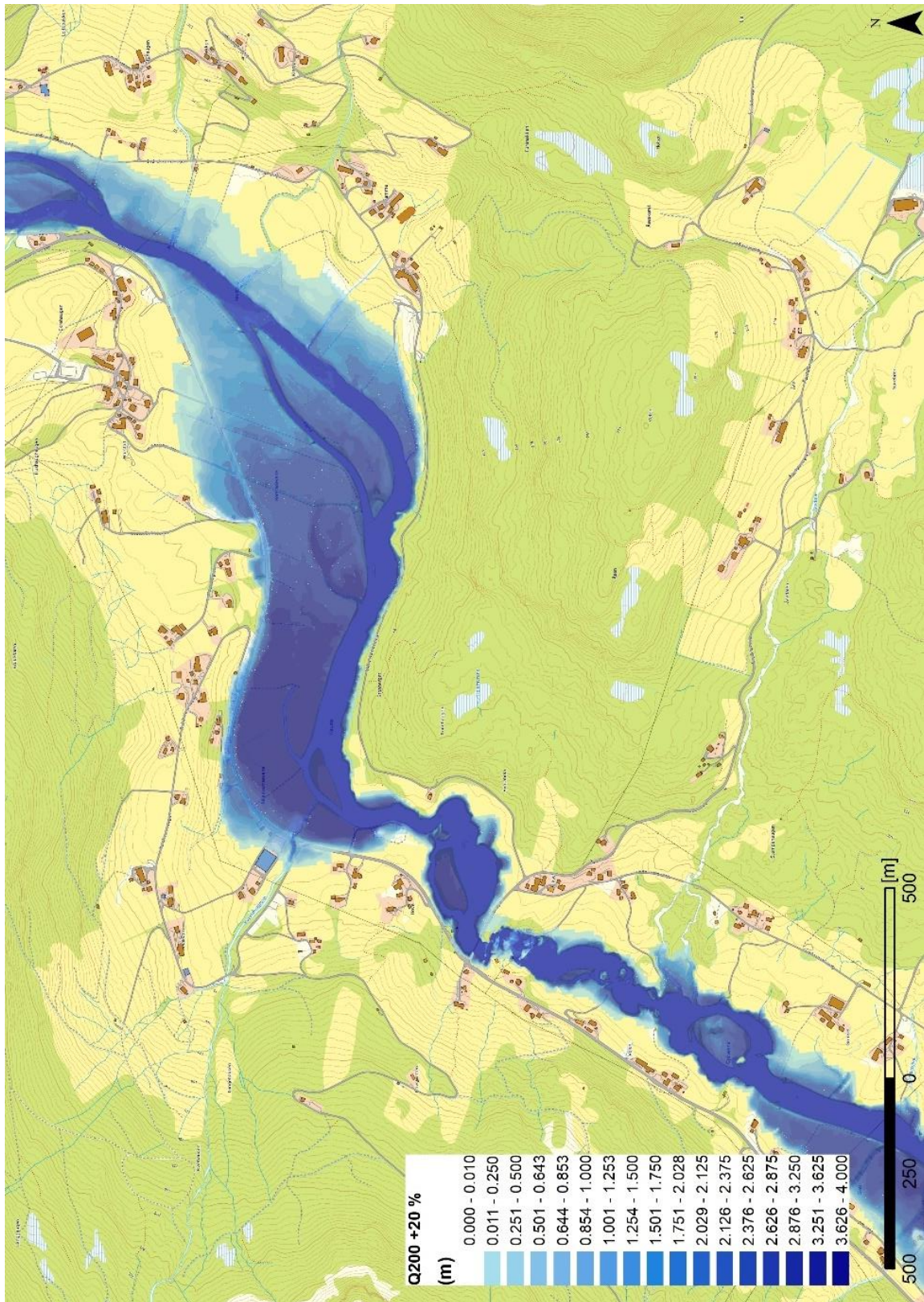
Figur 134. Midtre Nausta fra Horstad til Grimset med modellert vannstand ved 200-årsflom.



Figur 135. Nedre Nausta fra Grimset til utløpet til Førdefjorden med modellert vannstand ved 200-årsflom.



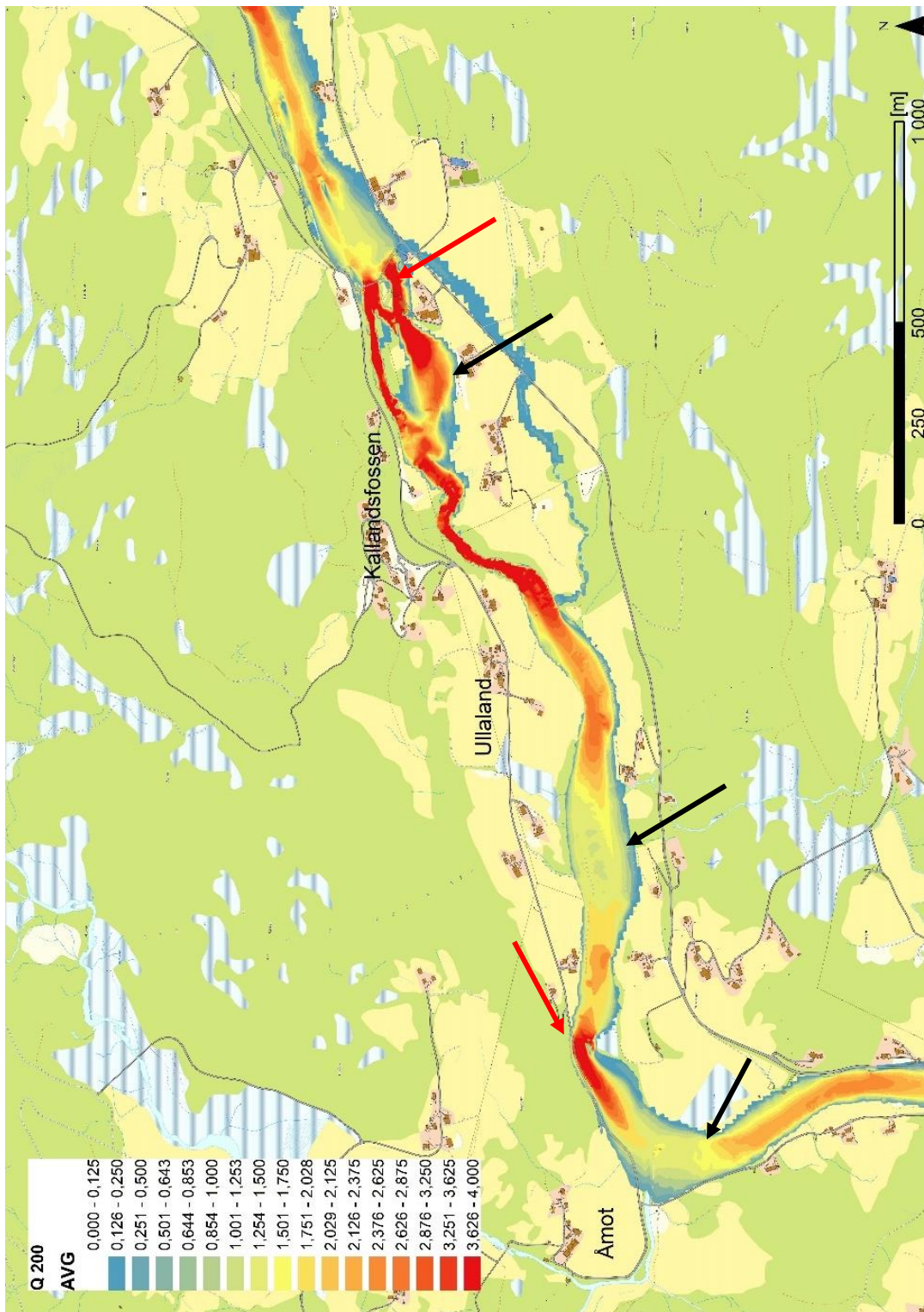
Figur 136. Øvre Nausta fra Kalandsfossen med modellert vannstand ved 200-årsflom pluss 20 % klimapåslag.



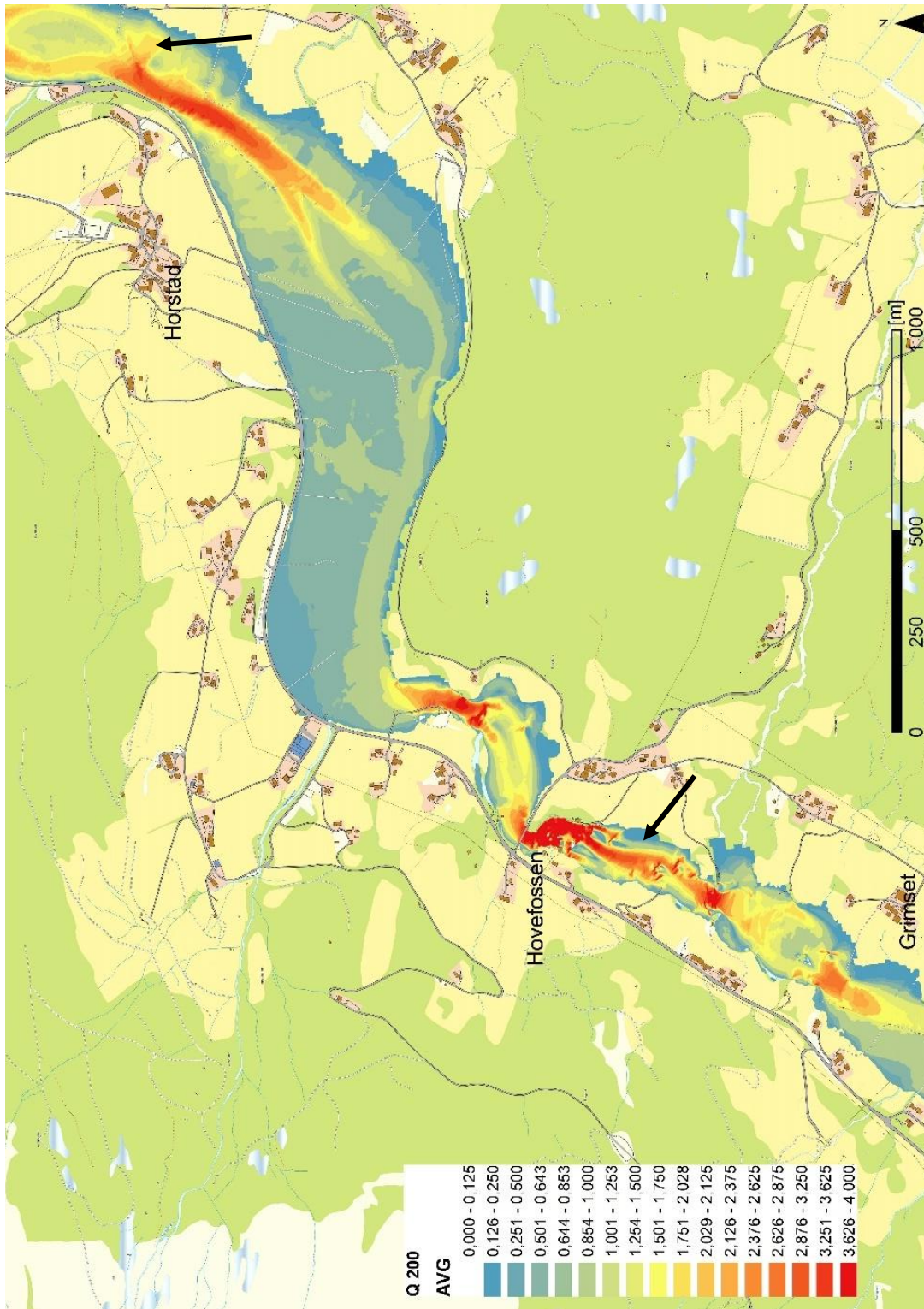
Figur 137. Midre Nausta fra Horstad til Grimset med modellert vannstand ved 200-årsflom plus 20 % klimapåslag.



Figur 138. Nedre Nausta fra Grimset til utløpet til Førdefjorden med modellert vannstand ved 200-årsflom pluss 20 % klimapåslag..



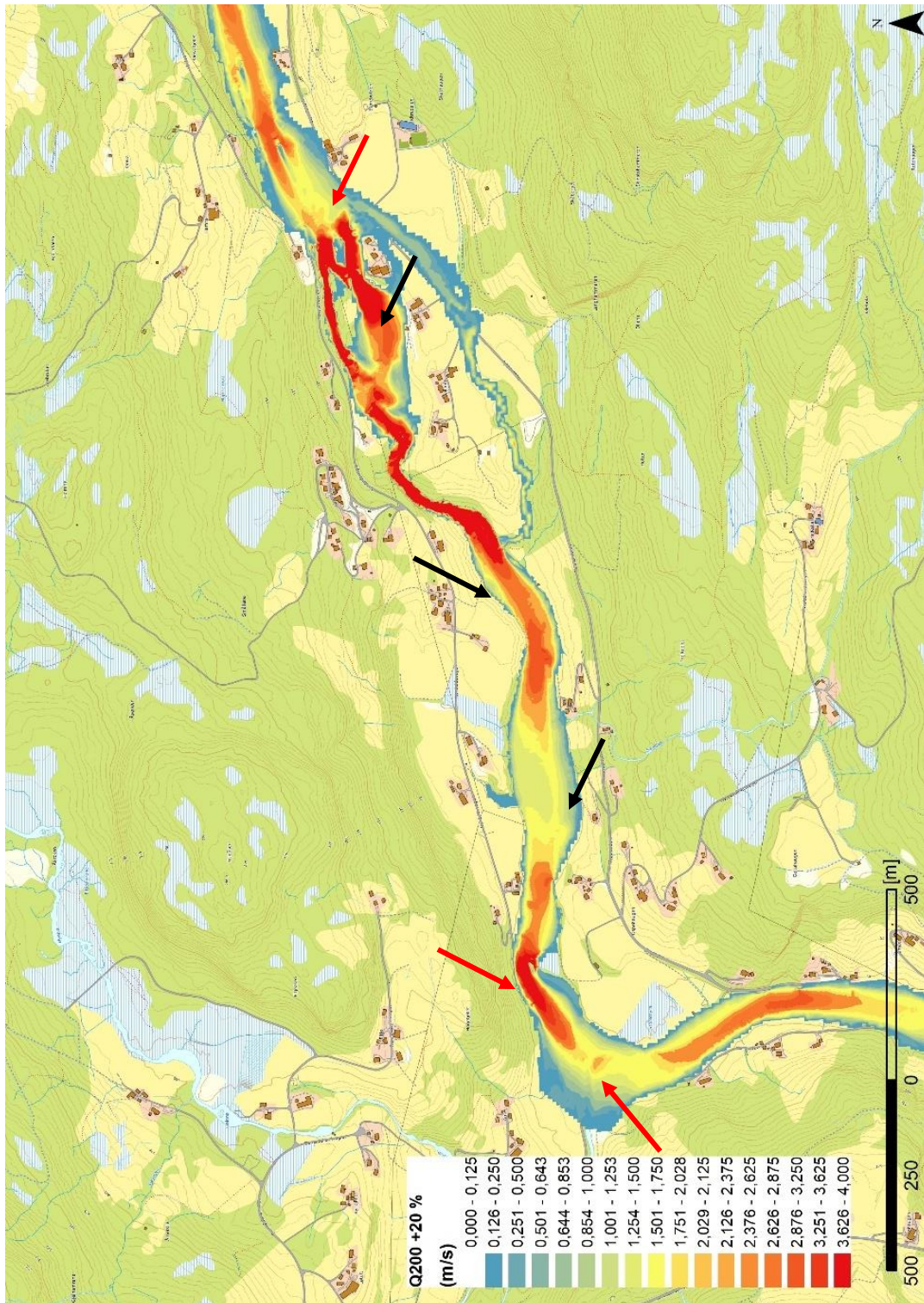
Figur 139. Øvre Nausta fra Kalandsfossen med modellert vannhastighet (m/s) ved 200-årsflom. Svarte piler indikerer områder med høy risiko for morfodynamikk i elveslette med kantsoner og delvis landbruksareal, røde piler viser til fare for infrastruktur eller bebyggelse (høy skadepotensial) pga. morfodynamikk.



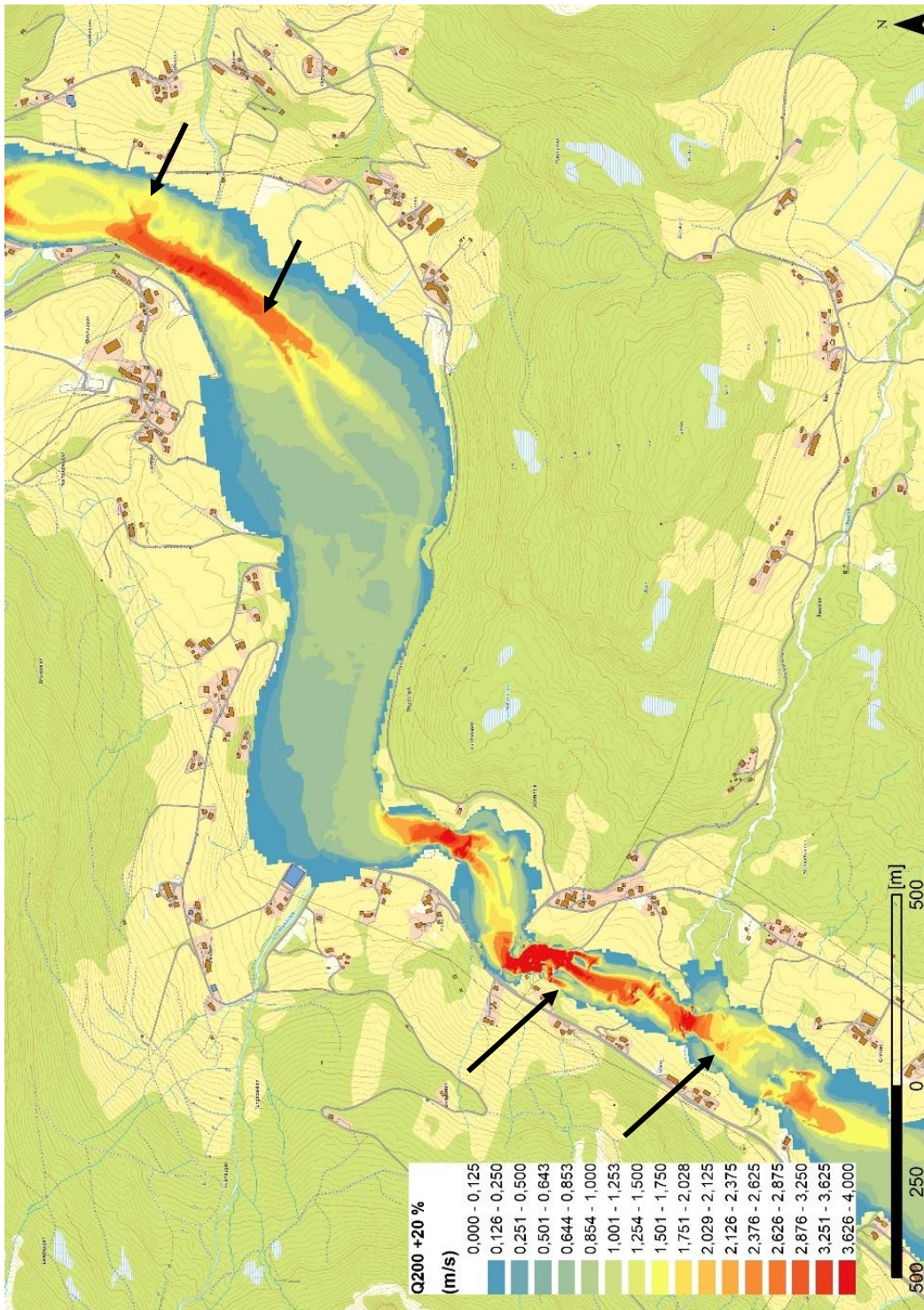
Figur 140. Midtre Nausta fra Horstad til Grimset med modellert vannhastighet (m/s) ved 200-årsflom. Svarte piler indikerer områder med høy risiko for morfodynamikk i elveslette med kantsoner og delvis landbruksareal, røde piler viser til fare for infrastruktur eller bebyggelse (høy skadepotensial) pga. morfodynamikk.



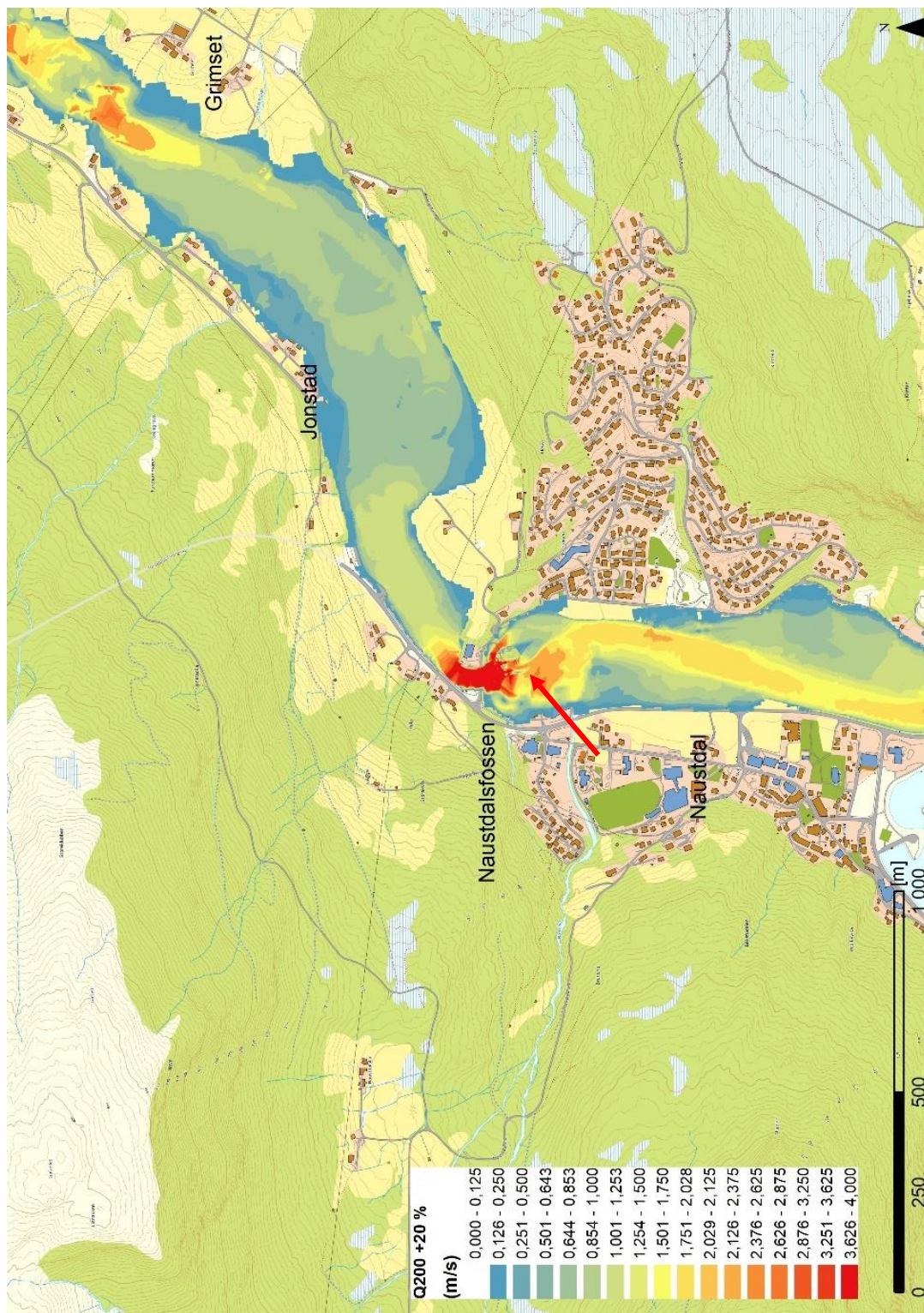
Figur 141. Nedre Nausta fra Grimset til utløpet til Førdefjorden med modellert vannhastighet (m/s) ved 200-årsflom.



Figur 142. Øvre Nausta fra Kalandsfossen med modellert vannhastighet ved 200-årsflom + 20 %. Svarte piler indikerer områder med høy risiko for morfodynamikk i elveslette med kantsoner og delvis landbruksareal, røde piler viser til fare for infrastruktur eller bebyggelse (høy skadepotensial) pga. morfodynamikk. i henhold til metoden i kap. 4.2.



Figur 143. Midre Nausta fra Horstad til Grimset med modellert vannhastighet ved 200-årsflom. +20%. Erosjonskrefter blir dempet fordi vannet kan fordele seg over en stor elveslette. Svarte piler indikerer områder med høy risiko for morfodynamikk i elveslette med kantsoner og delvis landbruksareal, røde piler viser til fare for infrastruktur eller bebyggelse (høy skadepotensial) pga. morfodynamikk.



Figur 144. Nedre Nausta fra Grimset til utløpet til Førdefjorden med modellert vannhastighet ved 200-årsflom +20 %. Erosjonskrefter blir dempet fordi vannet kan fordele seg over en stor elveslette ovenfor Naustdalsfossen. Pilen viser til et område med bebyggelse med erosjonsrisiko nedenfor Naustdalsfossen.

Scenarier til flomrisikohåndtering

Scenarionene brukes for å illustrere hvordan løsninger som ivaretar flomrisikohåndtering og miljøforbedring kan se ut og hvordan metoder og kunnskaper som er fremskaffet i prosjektet kan anvendes. Dette vises i det integrative scenario 3 som også kan sees som en kortversjon av en «masterplan flom & miljø» (se kap. 5.9.3). Scenario 1 viser til en forventning om en naturlig utvikling uten menneskelig påvirkning siden dette gjenspeiler i hvilken retningen elven vil utvikle seg i store flommer og hvilken elvetyper og habitater som kan forventes naturlig (målbilde, kap. 5.3). Scenario 2 gjenspeiler en ren teknisk flomrisikohåndtering uten særlige miljøhensyn med tilhørende konsekvenser.

Scenario 1: Målbildet - naturlig utvikling

Dette scenarioet gjenspeiler en forventet opprinnelig naturtilstand i vassdraget og en situasjon elven vil kunne utvikle seg til uten menneskelige inngrep i store, morfodynamisk aktive flommer. Med dette kan aktiv elveslette og aktive elveløp defineres og risikoområder for dagens arealbruk identifiseres. Målbildet er dessuten en tilnærming til å definere en naturlig referansetilstand.

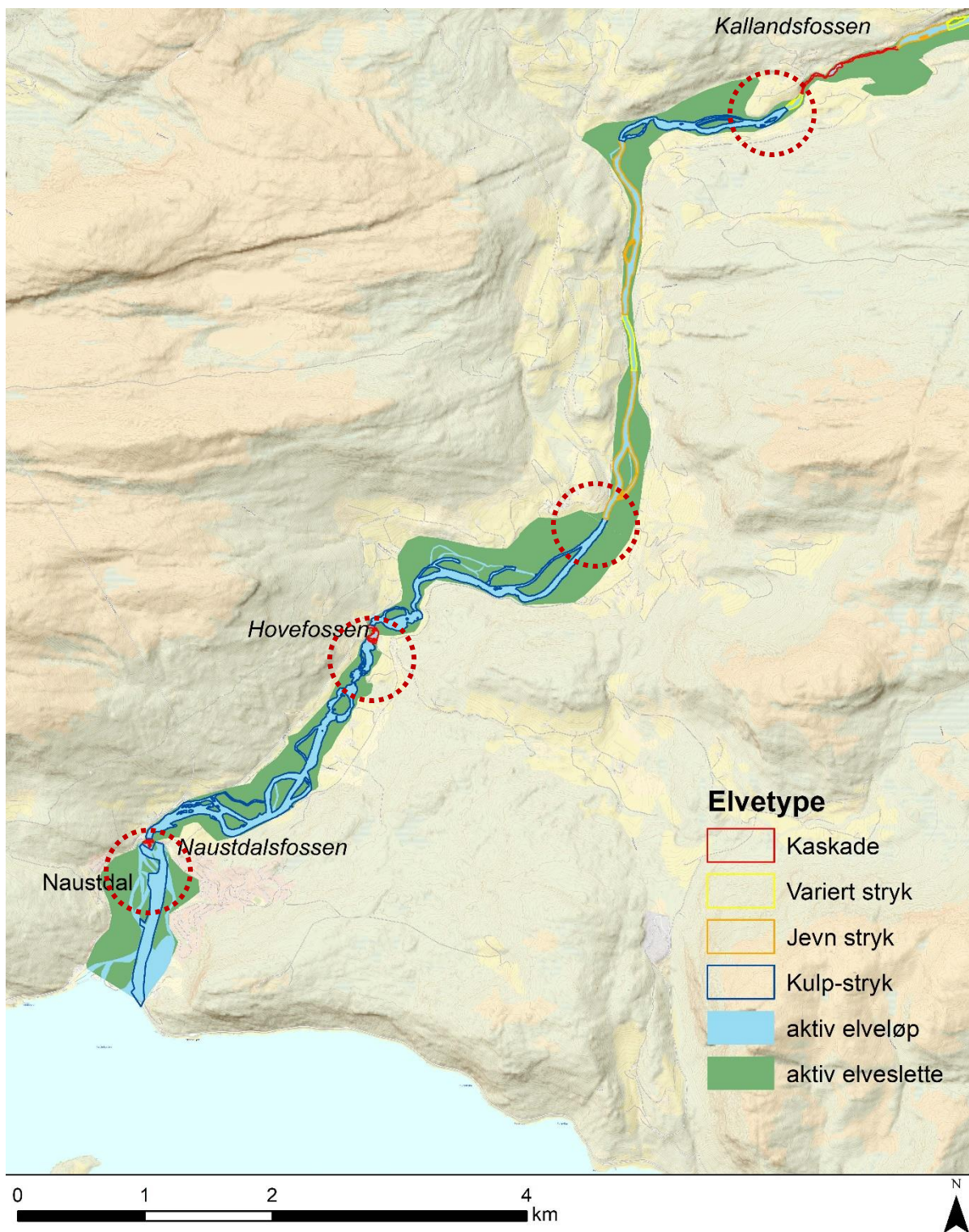
Scenarioet illustrerer en naturtypisk elvemorfologi og er basert på dalform, sedimenter, LIDAR-modell med gamle elveløp samt elvetyper og deres karakteriske egenskaper. Den aktive elvesletten er terrengformen som kan være vanddekt i store flommer (> Q200) og der det kan oppstå nye elveløp gjennom morfodynamikk. Aktiv elveløp gjenspeiler mulig beliggenhet av elva ved normal vannføring.

Scenarioet er vist på kart i Figur 145. Elvesletten langs Nausta hadde stort sett vært dekket av skog, og døde trær hadde økt skjul og dynamisk utviklig av elveløpet. Pregende elvetyper ut i fra helning og løsmasser hadde vært kulp-stryk type i de flate elveslettene, varierte og jevne stryk der dalformen er innsnevret og helningen større, samt kaskader (i fossene på grunnfjell). Basert på analysemetoden i kap. 4.2 må det regnes med morfodynamikk i store flommer der de stabile kaskadene (rødt) treffer på fluviale elvetyper nedenfor (pilene). Morfodynamikk må også forventes i kulp-stryk strekningen. Her vil elvesvinger, kroksjøer og sideløp dannes fortløpende i flommer. Aktive elveløp vil over tid kunne nå hele den aktive elvesletten (grønt, Figur 145), altså ikke hele men store deler av dalbunnen.

Dagens bosettingsmønsteret ovenfor Naustdalsfossen hadde likevel vært mulig å opprettholde, med noen få unntak, siden nesten alle bygninger ligger utenfor den aktive elvesletten. Nedenfor Naustdalsfossen hadde det imidlertid vært betydelig mindre plass til bosetting i et slikt scenario uten sikringer.

Arealbruk hadde vært mulig i et slikt landskap også i elvesletten, men i redusert omfang og intensitet sammenlignet med dagens situasjon på grunn av større morfodynamikk og større elveareal med flere sideløp og elvesvinger.

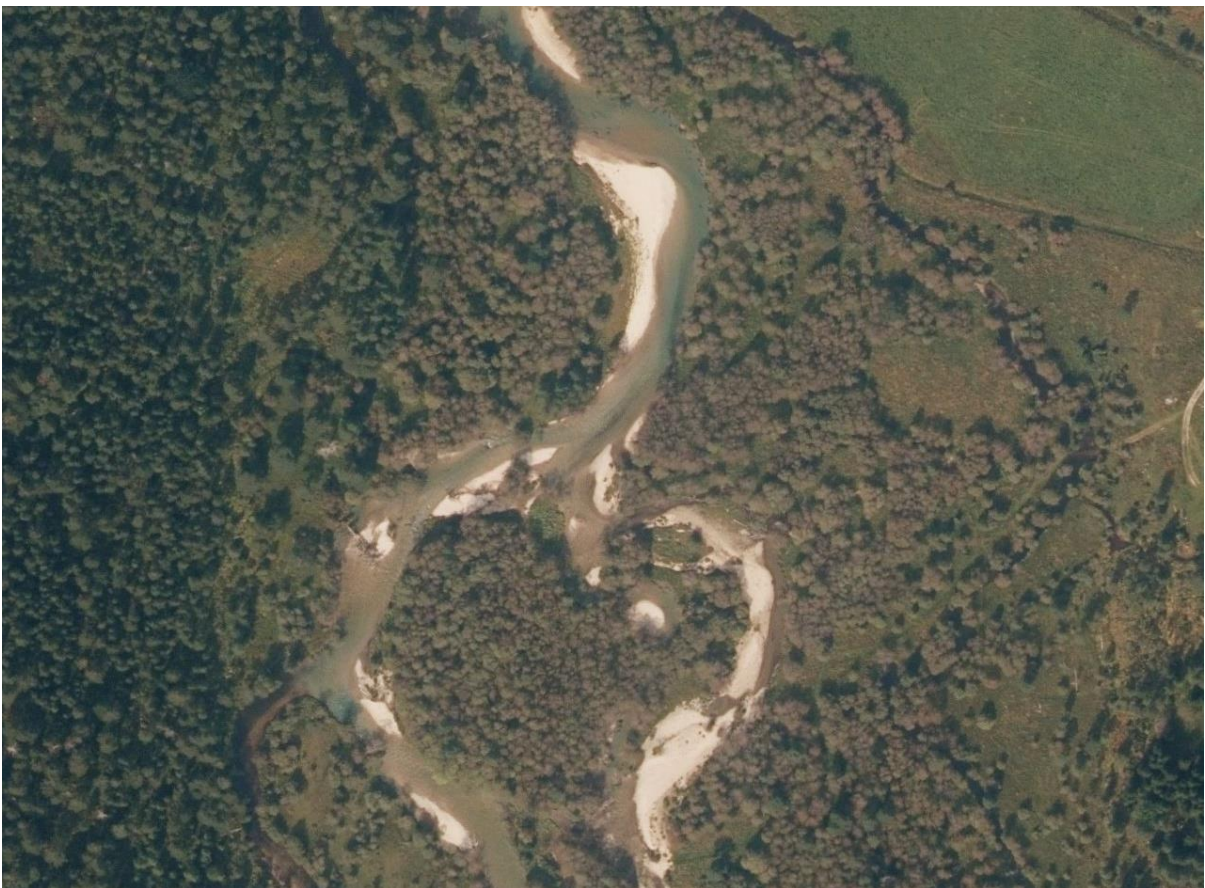
Vassdragsmiljø: Siden scenarioet gjenspeiler en forventning om en naturlig referanse vil det kunne regnes med at forutsetningen for naturlig flora og fauna hadde vært gitt. Dette vil føre til en høy vurdering av økologisk tilstand i de eksisterende vurderingsmetoder vi bruker i dag slik som klassifisering etter vannforskriften, trolig «svært god tilstand».



Figur 145. Målbilde for Nausta som illustrerer forventet naturlig utvikling av elveløpet i elvesletten basert på morfologisk dalform, sedimenter og tidligere elveløp. I trange dalfører og fossestryk (kaskader) er elveløpet lite endret, men i de brede elveslettene samt munningsområdet forventes flere sideløp og større elvesvinger. Sirkelene gjenspeiler områder der stabilere elvetyper treffer på mindre stabile elvetyper, en indikasjon for økt erosjonsfare ved større flommer.



Figur 146. Figur 1: Eksempel på en naturtypisk fluvial elvestrekning med kantvegetasjon og døde trær (Mårelva).



Figur 147. Strekning av Æneselva uten fysiske inngrep og samme elvetype (kulp-stryk type) som forventes naturlig i store deler av Nausta.

Scenario 2 – Tekniske løsninger uten miljøtiltak

Et slikt scenario kan virke søkt i Naustas kontekst men brukes her for å illustrere effekter av en sikring bare basert på ikke-naturbaserte løsninger. En rekke elvestrekninger i Norge er faktisk forbygget på en slik måte (f. eks. deler av Daleelva i Høyanger, nedre Loelva, deler av Storelva i Brekke mfl.).

I dette teoretiske scenariet er Nausta tenkt kanalisert, utrettet og lagt i et plastret profil. Elvesletten kan bli brukt til landbruk og bebyggelse, sikret med flomvoller. Modelleringen viser at dette er teoretisk mulig for en 200 års flom+ 20 %. Kanalen vil i så fall kreve en gjennomsnittlig bredde på 50 m og flomvoller med 3.5 m høyde. Effekt av dette ville bli en økning i vannhastigheter på over 4 m/s i flomsituasjoner og utspyling av gytegrus på store arealer. For å unngå innskjæring og kollaps av areal langs elven hadde det vært nødvendig med massive steinterskler.

En slik sikring hadde medført omfattende arbeid, kostnader og vedlikeholdsbehov. Flommer inntil dimensjonering kunne med dette teoretisk håndteres (200 års flom+ 20 %), men ved større flommer eller teknisk svikt hadde skaderisikoen vært større enn i dag, først og fremst grunnet akselererte vannhastigheter og medfølgende erosjonsfare, men også grunnet mere arealbruk i flomsonen som kunne blitt skadet.

Miljømessige hadde en slik løsning medført store konsekvenser med nedgang i habitatareal og -kvalitet. Sedimentkvalitetet hadde blitt redusert i den stabiliserte elvebunnen med færre hulrom og mindre skjul. Mesteparten av gytehabitat for laksefisk hadde gått tapt, kantvegetasjon samt forbindelse til elveslette hadde vært svært redusert. Med dette kan det forventes en redusert fiskeproduksjon og bunndyrfauna. Miljømål til vannforskriften, naturmangfoldloven og vassdragsvern (villaks, landskap) ville ikke kunne blitt oppnådd med en slik sikring.

Scenario 3 – Integrativ løsning

Dagens flomrisikohåndtering og miljøtiltak kan fremstå som eksempel på en integrativ løsning dersom det fortsettes med en finsedimenthåndtering samt lokale sikringer (Figur 148, Tabell 16).

At flomsonen er i hovedsak holdt fri for bebyggelse ovenfor Nuastdalsfossen bidrar sterkt til å redusere skadepotensialet under flommer. Dette tilsvarer prioritering 1 (arealplanlegging) i vår oversikt over naturbaserte løsninger (kap. 5.6) og bidrar til mindre sikringsbehov og gode miljøforhold. Det er viktig å huske at sideelver slik som Bærelva ikke ligger inne i modellen og det er trolig ytterligere sikringsbehov der, særlig ved bebyggelse.

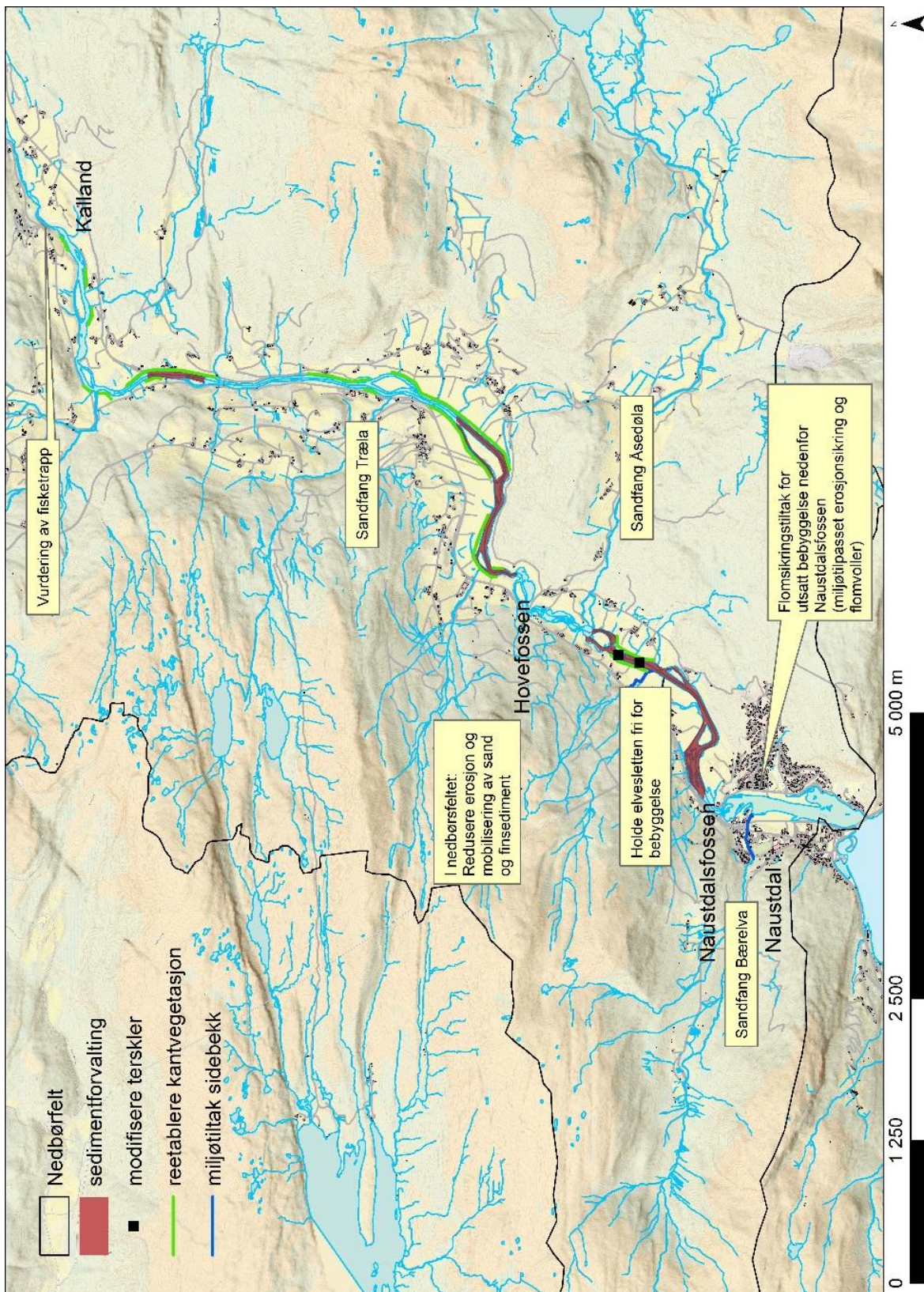
Finsedimenthåndtering: Redusert tilførsel av finsediment vil bidra til bedre miljøforhold i elva, men også mindre opphoping av elvebunn og større hydraulisk kapasitet. Dette er ikke minst relevant for å redusere fare for ispropper. Erosjon og mobilisering av finsediment fra granfelt, hogst, anleggsvirksomhet, landbruk mfl. bør derfor reduseres. Sedimentforvaltningen (kap. 4.9.5) med uttakk av finsediment på bestemte steder og til bestemte tider bidrar også til å håndtere denne problematikken. Med mindre finsedimentutslipp vil tiltakene vare lengre, og det vil være mindre vedlikeholdsbehov. Også sandfang i tilløpselver med mye sand vil bidra til redusert finsedimenttransport. Fordelen med sandfang er at de kan iverksettes relativt raskt, mens endringer i arealbruk som helhet kan ta lang tid.

I de utsatte områder med høy skadepotensial (røde piler i flomsone- og erosjonsanalysen Figur 133- Figur 144) anbefales lokale erosjonssikringer som utformes miljøtilpasset. Flommodelleringen viste at noe bebyggelseer utsatt for flomfare (oversvømmelse og erosjon) ved 200-års flom + klimapåslag (Figur 142-Figur 144). Her vil lokale miljøtilpasset erosjonssikring og flomvoller kunne bidra til å redusere skaderisiko og fare for liv og helse.

Det finnes erosjonssikring som muliggjør landbruk i området, men sikringene er overveiende moderate i omfang og naturtilpasset (steinrøys med kantvegetasjon). De hindrer imidlertid dannelse av sideløp og nye elvesvinger. Dette bør avbøtes ved miljøtiltak, slik som restaurering av sideløp (eksempel ved Grimseth/Jonstad) og sedimentforvaltning.

Ved Kallandsfossen bør det vurderes en ny fisketrapp. Tiltaket vil kunne gi flere km med godt habitat for laks og sjøaure og videreføre arbeidet med fisketrappen som er etablert i Hovefossen. Samtidig fremstår en trapp i Kallandsfossen ikke som naturrestaurering i og med at fossen er en naturlig vandringsbarriere. Det kan diskuteres om tiltaket kan anses som en kompensasjon for tapt produksjon av laks og sjøaure som er redusert av en rekke andre påvirkningsfaktorer. Særlig laks er nevnt som verneformål i vassdragsvernet men også landskapsformer. Laks vil tjene sterkt på trappen og en trapp vil kunne innpasses i fosselandskapet.

Med disse tiltakene vil det sannsynligvis være mulig å forbedre flomrisikohåndtering og å oppnå og sikre «god miljøtilstand» etter både vannforskriften og naturmangfoldloven (kvalitetsnorm villaks), men også i henhold til verneformålene etter vassdragsvernet.

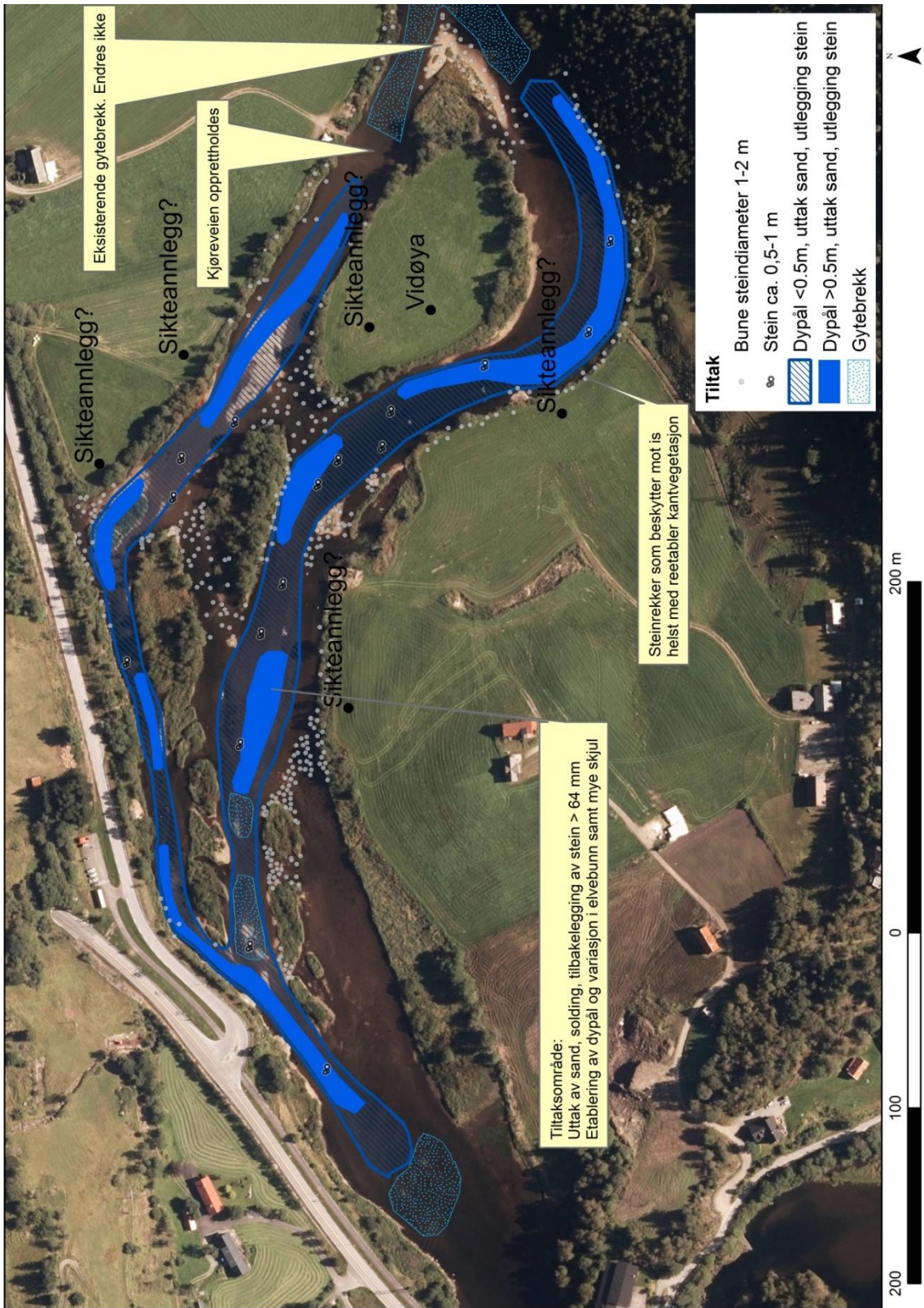


Figur 148. Kart over foreslåtte tiltak i Nausta i det integrative scenario 2 til bedring av miljøforhold og flomrisikohåndtering

Tabell 16. Oversikt Scenario 2 Nausta, tiltak og forventet effekt på flomrisikohåndtering og miljøtilstand, samt kostnadsestimat så vidt som mulig

Tiltak	Flomrisiko	Miljøtilstand	Naturbasert	Tiltakstype MD	Beskrivelse	Kostnads-estimat NOK (eks. mva) så vidt som mulig
Arealplanlegging	++	++	1		Beholde bosettingsmønsteret ovenfor Naustdalsfossen. Holde elveslette og flomsone fri for bebyggelse.	
Redusere tilførsel av finsediment	++	++	1, 3		I nedbørsfelt: Redusere tilførsel av finsediment i arealbruket (granfelt, hogst, jordbruk, anleggsvirksomhet mfl.)	
Modifisere/fjerne terskler Restaurering av elveløp	+	++	2	MT4 MT7 MT5	Fjerne, etablere lavvannsrenner eller løse opp terskler for å forbedre passerbarhet og gyteforhold/skjul (mindre sedimentering av finstoffer i terskelbasenger) for fisk	1.000.000
Reetablere kantvegetasjon	+	++	2	MT5	Aktiv (planting av trær) og passiv (beskytte vegetasjon) langs elvebredder	300.000
Steinutlegg som del av sedimentforvaltning	+	+	3	MT5	Legge ut stein for utvalgte områder for å skape skjulesteder for fisk og øke substratvariasjon for bunndyr og alger. Avbøtende tiltak mot økt finsedimenttilførsel og forbygning	1.500.000
Miljøtiltak i sidebekk inkludert restaurering av sideløp	+	++	2,4	MT5 MT4 MT7 MT5	Sikre permanent vannføring, tilkobling, justere terskler, utlegg av gytegrus og døde trær.	400.000
Sandfang og Finsedimentfeller	++	++	4		Endringer i arealbruk (granfelt, hogst, grøfting, pløying, anleggsvirksomhet) har ført til økt finsediment transport i elven med opphoping av sand. Problemstillingen kan reduseres og vedlikehold av habitattiltak og sedimentforvaltning i Nausta	1.500.000

					reduseres, ved sandfang i tilløpselvene. Disse tømmes regelmessig for sand. Tiltaket anbefales særlig for Åsedøla Træla og Bærelva men det er trolig flere kilder. Oppgaver som må gjennomføres er kartlegging av sandkildene, planlegging av tiltak gjennomføring, vedlikehold	
Sedimentforvaltning	++	++	3	MT 5 MT 10	Fortsettelse av tiltakene fra de siste årene på utvalgte områder: Sikte ut finsedimenter av elvebunnen og legge tilbake grovere fraksjoner (>64 mm) kombinert med steinutlegg. Øker skjul for ungfisk og avløpstverrsnitt ved flom og isgang. Tiltakene vedlikeholdes etter behov.	4.000.000 Avhengig av omfang og gjentakintervall. Inntil nå ser det ut som om tiltakene holder i hvert fall 5 år, trolig 10 år og eventuell også lengre (avhengig av finsedimenttilførsel).
Sikringstiltak	++		3		Miljøtilpasset sikringer for flomutsatt bebyggelse, miljøtilpasset erosjonssikring, lokale flomvoller	
Vurdering av ny fiskepassasje		++ (Bidrar til styrking av verneformål)	4	MT16, MT7	Vurdering av fiskepassasje i Kalandsfossen med stort potensial for laks og sjøaure ovenfor. Opprinnelig en naturlig vandringsbarriere, men mulig kompensasjonstiltak. En ny trapp vil ikke gjenskape en naturlig tilstand, men vil styrke laks og sjøaure som er under press fra annen påvirkning.	12.000.000



Figur 149. Eksempel på tiltaksplan for sedimentforvaltning i området ovenfor Naustafossen.

4.10 Flomrisikoanalyse og skadepotensial

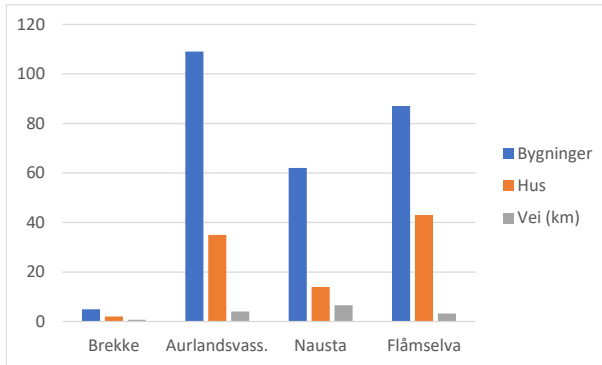
Flomsonemodellering i eksempel-vassdragene ble lagt til grunn for en analyse av skadepotensial for bebyggelse og infrastruktur (kap. 4.6.5, 4.7.6, 4.8.6 og 4.9.7). I GIS ble det utredet om bygninger (byggverk synlig på kart eller flybilde), hus (byggverk med husnummer) og veier var utsatt for oversvømmelse eller erosjon i Q200 + klimapåslag. For oversvømmelsesrisiko ble det talt alle byggverk og målt lengden av oversvømt vei. Vei vil i utgangspunktet ikke bli ødelagt av oversvømmelse, men vil være midlertidig utilgjengelig. Bebyggelse og infrastruktur som var i faresone for erosjon ble talt og også her er lengde av påvirket vei oppgitt. Ved erosjon er det stor risiko for varige skader på vei.

Resultatene er vist i Tabell 17 og i Figur 150, Figur 151 og korrigert for modellert elvelengde i Figur 152, Figur 153. Det er varierende i hvor stor grad bebyggelse og infrastruktur er truet som følge av oversvømmelse eller erosjonsskader i de ulike vassdragene. I Aurlandsvassdraget ligger mest bebyggelse i faresone. Det gjelder både for flomsone (35 hus) og faresone for erosjon (8 hus). Regnet per km elv er det Flåmselva som har mest bebyggelse i flomsone (8.3 hus/km). Aurlandsvassdraget har mest bygg i erosjonsone per km elv (0.7 hus/km). Brekkeelva (Storelva) har generelt sett lavest skadepotensial blant de fire elvene, også regnet per km. Også Nausta ligger relativt lavt med 14 hus i oversvømmelsessone (1.1 hus/km) og et hus i erosjonsfaresone (0.1 hus/km).

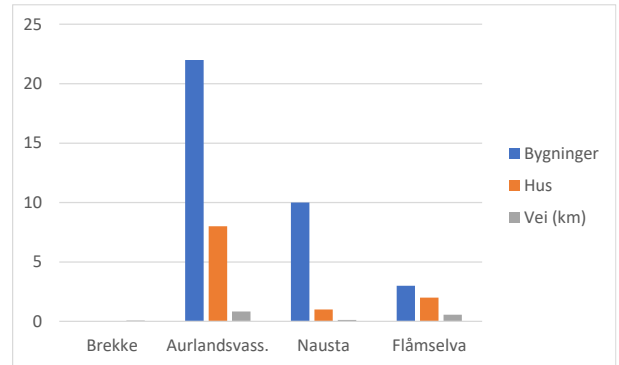
Tabell 17. Bebyggelse og vei som ligger i faresone for oversvømmelse og erosjon basert på flommodellering (Q200+ klimapåslag).

Vassdrag	Skadepotensial oversvømmelse			Skadepotensial erosjon		
	Bygninger	Hus	Vei (km)	Bygninger	Hus	Vei (km)
Brekke	5	2	0.725	0	0	0.07
Aurlandsvass.	109	35	4.08	22	8	0.842
Nausta	62	14	6.6	10	1	0.132
Flåmselva	87	43	3.28	3	2	0.567

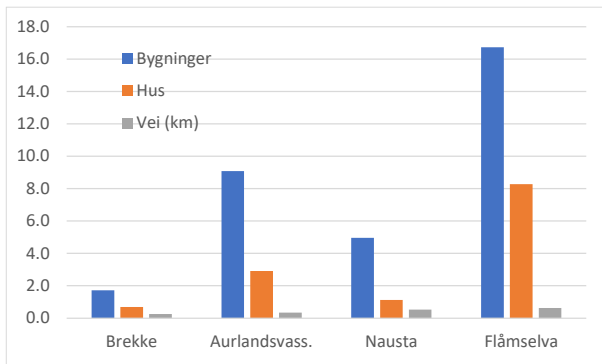
Vassdrag	Skadepotensial	oversvømmelse per km elv			erosjon per km elv		
	Bygninger	Hus	Vei (km)	Bygninger	Hus	Vei (km)	
Brekke, 2.9 km	1.7	0.7	0.3	0.0	0.0	0.0	
Aurlandsvass., 12 km	9.1	2.9	0.3	1.8	0.7	0.1	
Nausta 12.5 km	5.0	1.1	0.5	0.8	0.1	0.0	
Flåmselva, 5.2 km	16.7	8.3	0.6	0.6	0.4	0.1	



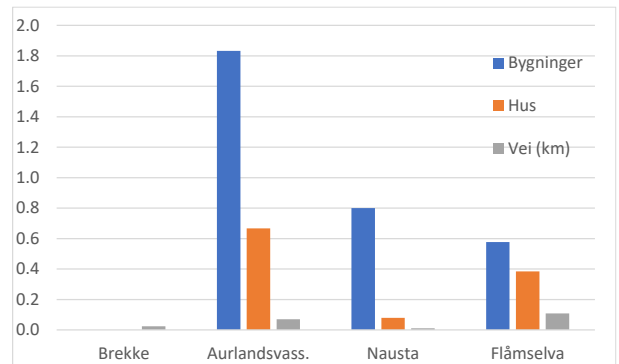
Figur 150. Skadepotensial oversvømmelse ved Q₂₀₀+klimapåslag, y-akse er antall



Figur 151. Skadepotensial erosjon ved Q₂₀₀+klimapåslag, y-akse er antall



Figur 152. Skadepotensial per km elv pga. oversvømmelse, Q₂₀₀+klimapåslag, y-akse er antall/km



Figur 153. Skadepotensial per km elv pga. erosjon, Q₂₀₀+klimapåslag, y-akse er antall/km

5 Diskusjon

Diskusjonskapittelet begynner med hypotesene i prosjektet og fortsetter deretter med diskusjon av hovedresultatene strukturert etter faglige tema.

5.1 Hypoteser

Hypotese 1 - Fysiske inngrep i vassdrag endrer avrenning, strømforhold og sedimentkvalitet, og reduserer biologisk mangfold. Denne hypotesen kan bekreftes. Det finnes omfattende dokumentasjon for slik påvirkning, illustrert ved mekanismene i kap. 5.3 og 5.4. Disse viser at fysiske endringer kan medføre store endringer i elvemorfologi og habitater for flora og fauna. Effekten er avhengig av tiltakets omfang og elvetype. Dataene fra eksempelvassdragene viser at det er lavere fisketettheter (ca. - 50 %, kap. 4.6 til 4.9.) og bunndyrmangfold (ca. - 40 %, kap.3.2) i kanaliserte områder. I tillegg kan selve anleggsfasen være en stor påvirkning hvis den er langvarig og omfattende med over 78 % reduksjon i ungfisktettheter (kap. 4.6.4). Også i litteraturen er slike effekter veldokumentert (Schmutz and Sendzimi 2018) og betraktes som viktige påvirkningsfaktorer for vassdragsmiljø i Norge (Harby et al. 2018; Pulg et al. 2018; DG 2022)

Hypotese 2 -Erosjon- og massetransport påvirker biologisk mangfold i vassdrag. Denne hypotesen kunne bekreftes. Livet i vassdrag bruker elvebunnen i stor grad og er derfor avhengig av dens sammensetning. Effekter forklares prinsipielt i kap. 4.1 og vises konkret i eksempelvassdrag i kap. 4.6 til 4.9. Ungfisktettheter i Flåm varierer med stabilitet og kvalitet av sediment og elvebunn (Figur 39-Figur 41). Også i Nausta varierer ungfisktettheter med sedimentforhold, og parr-tetthetene økte betydelig etter miljøtiltak i sediment ble gjennomført (Figur 132) Også i litteraturen er det vist at livet i elver i stor grad avhenger av sedimentkvalitet, og med dette erosjon og massetransport (Finstad et al. 2007; Pulg et al. 2013; Teichert et al. 2010; Hauer, Leitner, et al. 2018; Hauer, Wagner, et al. 2018)

Hypotese 3 - Restaurering av defekte (drenerte) myrer/våtmarksområder kan kunne holde tilbake en større mengde vann under nedbørsrike perioder. Det var ingen myrrestaureringsprosjekter blant eksempelvassdragene. Det ble derfor gjennomført en litteraturstudie og en vurdering av mulige effekter av myr i den hydrauliske modelleringen (kap. 5.8). Myr og våtmark kan bidra til flomdemping, men effekten vil avhenge av myrtype, terreng- og dalform, størrelse, arealandel, vannmetningsgrad før flommen og beliggenhet i nedbørsfeltet. Disse faktorene varierer sterkt mellom vassdrag.

Hypotese 4 - Mer målrettet restaureringstiltak (herunder erosjon- og flomsikringstiltak) vil gi GØT samtidig som vassdraget blir sikret mot flom. Hypotesen ble bekreftet i den forstand at restaurering av vassdrag mot en naturlig referansetilstand kan bidra til erosjonssikring og flomsikring av andre arealer gjennom hydraulisk avlastning. Dessuten bidrar restaurering til oppnåelse eller sikring av GØT (god økologisk tilstand). Restaurering av vassdrag ble vurdert som en viktig metode for fremtidens klimatilpasning. Den kan brukes målrettet til å skape mer plass

(hydraulisk kapasitet) til flomvann samt rom for morfodynamikk og styring av erosjonskrefter (kap. 4.3, 5.6). Elvetylogien (kap 4.1) bidrar til å gjøre restaurering «mer målrettet».

Hypotese 5 - Kostnadseffektive restaureringstiltak for å nå GØT er overførbare mellom vassdrag.

Både kostnadseffektive og kostbare restaureringstiltak er ikke uten videre overførbare mellom vassdrag. Overførbarhet mellom vassdrag vil være avhengig av elvetyper, hydromorfologi og naturtyper rundt vassdraget (kap. 4.1, Hauer & Pulg 2018 og Hauer & Pulg 2020). Ved forekomst av samme elve- og naturtyper forventes en stor grad av overførbarhet, mens det ved forskjellige typer forventes større behov for tilpasninger. Det kan altså kreves helt forskjellige tiltak mellom vassdrag, ut ifra elvetyper. Elvetylogien er et viktig verktøy for å vurdere overførbarhet av tiltak og å unngå utilsiktede effekter ved bruk av samme metode i forskjellige vassdrag (Figur 156). Kostnader blir belyst i scenariene kap. 4.6-4.9. og har blitt sammenstilt i Pulg et al. (2020).

5.2 Flomrisikohåndtering

I flomrisikohåndtering skiller vi mellom flomsikring, flomdemping og minimering av risiko gjennom arealplanlegging. Flom- og erosjonssikring kan ikke gi absolutt sikkerhet, men kan stabilisere elveredder eller hindre oversvømmelse til en viss flomstørrelse. Eksempler er sikring mot erosjon (plastring, terskler), flomvoller eller diker som hindrer oversvømmelse. Flomdemping sikter mot å redusere toppen av selve flombølgen. Eksempler er fordrøyning av flomvann i elveslette, myr, innsjøer, våtmark eller kunstige magasiner. Også forbitapping av flomvann i flomløp eller -tuneller kan bidra til dette. Begge typer flomrisikohåndtering kan bestå av ikke-naturbaserte tiltak eller naturbaserte løsninger. Naturbaserte løsninger kan for eksempel være vegetasjon til erosjonsbeskyttelse, restaurering av elvesletter, side- og flomløp m.m.. Nærmere opplysninger finnes i NVEs sikringshåndboka²⁰ og i kap. 4.5, der vi presenterer en katalog med slike tiltak.

I arealplanleggingen er hensyn til flomrisiko blant annet hjemlet i Plan- og bygningsloven²¹ og byggeteknisk forskrift, TEK 17²². Flomsoner skal kartlegges og bebyggelse skal planlegges i trygge områder, eller eventuelt beskyttes. Flomrisiko skal være hensyntatt ved ny bebyggelse. TEK 17 nevner også at erosjonsrisikoen bør inkluderes i flomrisikovurderingen, men erosjonsrisiko blir sjeldent kartlagt. I våre eksempelever fant vi bare én strekning vurdert i Flåmselva (Høydal 2016), med siste store flommen 2014 ferskt i minne).

Håndtering av flomrisiko gjennom tilpasset arealbruk er en eldgammel praksis i Norge. Tradisjonelle bosettingsmønstre har ofte holdt den aktive flomsletten fri for bebyggelse. Et eksempel på dette ser

²⁰ <https://sikringshandboka.nve.no/sikring-mot-flom-og-erosjon/?ref=mainmenu>

²¹ https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2008-06-27-71/KAPITTEL_4-9#KAPITTEL_4-9

²² https://dibk.no/regelverk/byggeteknisk-forskrift-tek17/7/7-2/? t_q=flom

vi eksempelelven Nausta, der elvesletten er tilnærmet fri for bygninger i 200-års-flomsonen (kap. 4.9). Et slikt bosettingsmønster reduserer betydelig potensialet for skader ved flommer. Naturgitte forhold som bidrar til flomdemping er ofte til stede i norske vassdrag, slik som hydraulisk avlastning i elveslette og -løp, fordrøyning i våtmark, myr og innsjøer, samt innfiltrering i nedbørsfelt (Moen, Lyngstad, and Øien 2011). Denne naturgitte beskyttelsesfunksjonen hører til «økosystemtjenester»²³ og innen økologisk restaurering forsøker man å reetablere slike funksjoner når de har gått tapt. I nyere tid understrekes viktigheten av å beskytte disse funksjonene, og det finnes flere forsøk på å økonomisk prissette økosystemtjenester slik at de kan bevares i konkurranse med andre interesser (Magnussen et al. 2018).

5.3 Elvemorfologi preger flomrisiko og miljøforhold

Et viktig resultat av forskningsprosjektet Flom & Miljø er det grunnleggende arbeidet om elvenes dannelse og morfologi, og hvordan dette preger flomrisiko og økologi i vassdragene.

Arbeidet bygger på forståelsen av geomorfologiske prosesser ved dannelsen av elver etter istiden. Disse er avgjørende for elvestrekningers egenskaper i nåtiden og forklarer den store variasjonen i våre post-glasiale elver – med tilhørende variasjon i flomrisiko og økologi. Vi skiller mellom ikke-fluviale, semi-fluviale og fluviale elvestrekninger. Ikke-fluviale elvestrekninger er formet av breer under istiden eller av kolluviale ras og er relativt stabile ved dagens flommer (for eksempel «kaskader» på morene, kolluviale kaskader og elvestrekninger på grunnfjell). Semi-fluviale elvetyper slik som «varierte stryk» har både stabile, ikke-fluviale masser (f.eks. kampesteiner og rasblokker) og dynamiske, fluviale masser og vil kunne endre seg delvis under nåtidens flommer. Fluviale strekninger består av sorterte sedimenter og vil kunne omformes under nåtidens flommer (kulp-stryk-type, finsedimenttype). Her forekommer det som betegnes som klassisk fluvial morfodynamikk²⁴ under flommer. Særlig utsatt for slik morfodynamikk er fluviale elvestrekninger rett nedenfor stabile, ikke-fluviale strekninger. På den stabile strekningen oppstår som regel overkritisk strøm under flommer. Dette medfører stort potensiale for erosjon dersom vannet treffer på fluviale masser (se kap. og 4.1 Tabell 2). Her kan faktorer som høy flomvannføring, endringer i strømrretning eller svikt av erosjonssikring føre til omfattende erosjon og morfodynamikk. Både i Opo og Flåmselva førte flommen i 2014 til en slik morfodynamikk på fluviale og semi-fluviale elvestrekninger nedenfor stabile, ikke-fluviale elvestrekninger. Det forekom omfattende erosjon og skader på hus og infrastruktur nedenfor den stabile kaskaden i Opo (fluviale masser), og i Flåmselva nedenfor Leinagjelet, ved overgangen fra grunnfjell til glasifluviale og fluviale masser.

Kunstig stabiliserte elvestrekninger (kanalisering, plastring, brofundamenter) kan ha en lignende effekt som ikke-fluviale elvestrekninger (Hauer et al 2021). Elvesengen kan ikke gi etter når Froude-

²³<https://www.cedren.no/Portals/Cedren/Pdf/EcoManage/Barton%20og%20Lindhjem%202013-Samfunns%C3%B8konomen%20nr%204%20s%2044-55%20farger.pdf?ver=bRBw6WTkGDmEsPPw27Mo3g%3D%3D>

²⁴ Endring av form gjennom erosjon og sedimentasjon

tall øker og det oppstår overkritisk strøm med stort vannvolum. Dersom denne strømmen treffer på fluviale masser, sviktende sikring eller dersom den overtopper sikringen er det stor sannsynlighet for erosjon og morfodynamikk. Slike sikringstiltak bidrar derfor til sikringsformålet inntil dimensjonerende vannføring, men kan øke risiko for erosjon og morfodynamikk ved flommer som overskrider dimensjonerende vannføring, samt på nedstrøms elvestrekninger med fluviale masser og mindre sikring (se kap. 4.2).

Risiko for oversvømmelse er et velkjent faremoment og ligger til grunn i flomsonekartlegging der vannstand og oversvømt areal ved forskjellige flomvannføringer modelleres. Også oversvømmelsesfare varierer mellom elvetyper. Oversvømmelsesarealene kan bli store på strekninger med lav helning, altså særlige fluviale typer, slik som finsedimenttype, kulp-stryk-type og jevne stryk. I brattere elvetyper vil vannet raskere kunne renne nedover i elveløpet og flomsone og oversvømmelsesareal er derfor relativt sett mindre (kap. 4.1, eksempler i flommodellering kap. 4.9.7)

Erosjon og morfodynamikk fanges i liten grad – og ofte ikke i det hele tatt – opp av dagens flomsonekartlegging. I aktsomhetskartlegging er utsatte soner delvis inkludert siden det generelt inkluderes en standard buffer langs elvebredder²⁵, men det gis ingen informasjon om erosjonsrisiko utover dette. Flomsonekartlegging²⁶ viser oversvømt areal ved forskjellige flomvannstander, men det vises ikke eksplisitte soner som er utsatt for erosjonsrisiko og morfodynamikk.

En viktig konklusjon fra den forliggende studien er derfor at inkludering av morfodynamikk og erosjonsrisiko vil forbedre risikoforståelsen. Dette er særlig relevant for morfologisk varierte vassdrag med vekselvis bratte og flate, stabile og ustabile strekninger, som er vanlig i store deler av Norges post-glasiale vassdrag. Hvordan dette kan gjøres beskrives i kap. 4.1.

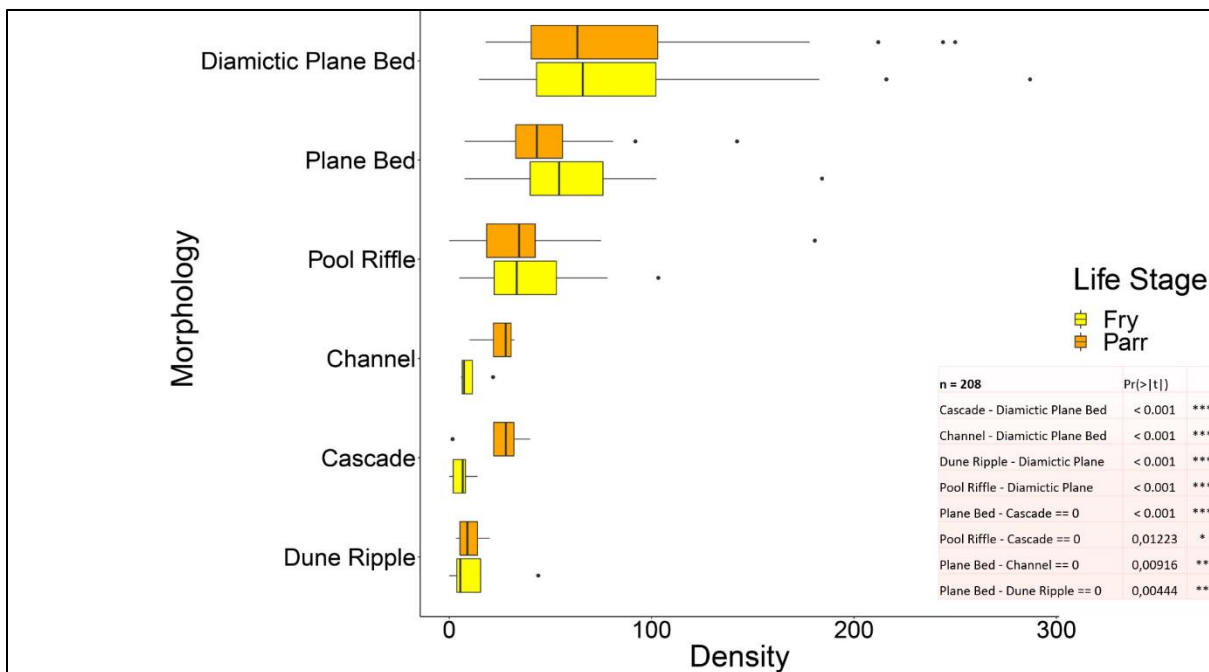
Forekomst av fisk er avhengig av elvemorfologien, både ved en naturgitt morfologi og ved fysiske endringer. Elvemorfologien gjenspeiler sediment- og habitatforhold, vandringsmuligheter og vannføring.

Også fisketettheter av laks og aure er avhengig av morfologiske forhold (Pulg et al. 2018, Figur 154) og det finnes typiske tettheter som kan tilordnes bestemte morfologier, for eksempel har fluviale kulp-stryk strekninger typisk en høy gyteplassandel og store tettheter av årsyngel, mens de høyeste tettheter av parr (eldre ungfisk og presmolt) særlig finnes i semifluviale «varierte stryk».

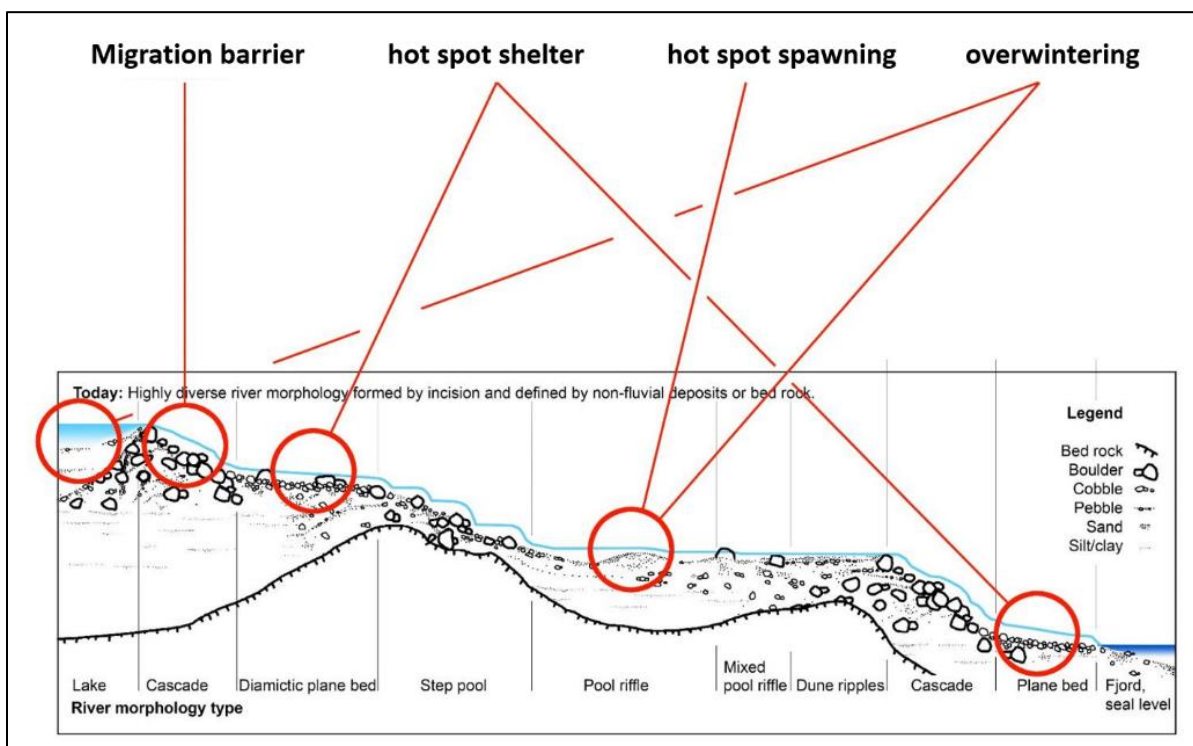
En forutsetning for å kunne bruke fisketettheter og forekomst i vannforskriftens klassifisering for å vurdere flomsikringspåvirkning, er en forståelse av elvemorfologiens effekt på fisk. Miljøeffekter av fysiske inngrep avhenger av elvemorfologi. En standard erosjonssikring langs en stabil ikke-fluvial kaskade endrer vanligvis ikke elvens løp. Måltrettede avbøtende tiltak, som en heterogen miljøtilpasset utforming og mulighet for sedimenttilførsel fra elvebreddene (Figur 156), vil en slik sikring ha liten miljøpåvirkning. I fluviale kulp-stryk eller finsedimentstrekninger vil samme standardsikring endre hele elvens form og hindre utvikling av typiske habitater som kroksjøer og bakevjer, og derfor ha langt større miljøeffekter.

²⁵ <https://www.nve.no/naturfare/utredning-av-naturfare/om-kart-og-kartlegging-av-naturfare/om-kartlegging-av-flaumfare/aktsomhetskart-for-flom/> (12.01. 2022)

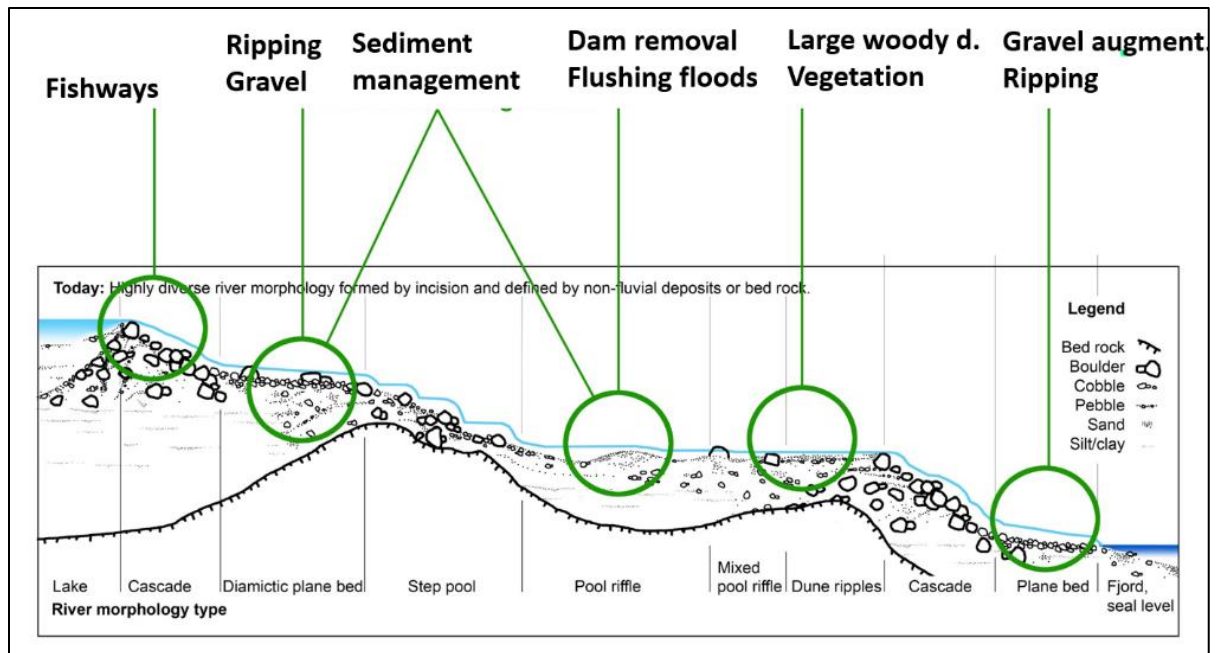
²⁶ <https://www.nve.no/naturfare/utredning-av-naturfare/om-kart-og-kartlegging-av-naturfare/om-kartlegging-av-flaumfare/> (12.01. 2022)



Figur 154. Analyse av fisketettheter på 208 el-fiske stasjoner i Vestnorge i forskjellige elvetyper. Det er signifikante forskjeller mellom de fleste elvetyper (fra Pulg et al. 2019) .



Figur 155. Grunnleggende økologiske funksjoner i livssyklus til laks og ørret og i hvilken elvetype de typisk finnes (fra Pulg et al. 2019).



Figur 156. Typisk miljøtiltak avhengig av elvetype. En og samme tiltakstype passer ikke overalt men velges etter hydromorfologi og flaskehalsanalyse basert på kartlegging (fra Pulg et al. 2019).

5.4 Miljøeffekter av flomrisikohåndtering

Fysiske inngrep og vassdragsregulering er blant hovedårsakene til redusert miljøtilstand i ferskvann (Schmutz and Sendzimi 2018). En viktig driver for slike inngrep er flomsikring som igjen gjenspeiler behovet for arealbruk. Dette gjelder ikke bare Norge²⁷, men også ellers i Europa (Halleraker et al 2017, Belletti et al. 2020) og i verden (WWF 2020).

Erosjonssikring, utretting og kanalisering reduserer massetilførsel og kan endre sedimentforhold og massebalanse. Inngrepene kan føre til at elven blir massebegrenset med økt innskjæring – at elvesengen blir stadig dypere. I sum kan inngrepene redusere miljøtilstand, først og fremst ved reduisering av habitatets areal, men også ved at habitatets egenskaper endres. Standplasser, gyte- og oppvekstområder for fisk (se kap. 4.7 Flåm og Brekke) samt levekår for bunndyr (kap. 4.4) kan bli forringet eller forsvinne. Viktige delhabitater som kroksjøer og bakevjer samt tilgang til flomslette og sideløp kan reduseres eller fjernes.

Bunnstabilisering med terskler reduserer ofte gyte- og oppvekstmuligheter for laksefisk siden det fører til akkumulering av finsedimenter (kap. 4.9). Dessuten reduseres fiskevandringmuligheter når terskelhøyden overstiger 0.5-1 m. Det samme gjelder for kulverter som ikke ligger på nivå med elven, eller ved dammer som ofte er så høye at de hindrer all oppstrøms fiskevandring (> 3 m). Slike dammer

²⁷ <https://www.vannportalen.no/kunnskapsgrunnlaget/restaurering-av-vassdrag/nasjonal-strategi-for-restaurering-av-vassdrag-2021-2023/restaureringsstrategien/>

er ofte knyttet til fraføring av vann, noe som har ytterligere miljøkonsekvenser for strekningen som er rammet.

Flomvoller eller diker medfører som regel at elvesletten avskjæres fra vassdraget og at oversvømmelser i sletten reduseres eller fjernes. Dette reduserer leveområdene for stedstypisk flora og fauna som er avhengig av regelmessige oversvømmelser (flomskog, amfibier, deltaområder). Også elvelevende arter kan bli negativt påvirket siden mange av dem er avhengig av elvesletter og sideløp som refugier under flom, eller har viktige habitater der slik som gyteplasser for vegetasjonsgytende fisk (mange karpefisker) eller oppvekstområder for yngel (lake, karpefisker, mm., Pulg et al. 2018).

I en rekke vassdrag pålegges eller gjennomføres fjerning av kantvegetasjon for å ivareta hydraulisk kapasitet ved flommer. Dette kan føre til mindre skjul samt redusert tilførsel av organisk materiale og døde trær til elvene. Slike tiltak kan være i konflikt med vannressurslovens²⁸ bestemmelser om bevaring av kantvegetasjon, særlig når det gjennomføres som snauhogst. Ved avsnitts- eller gradvis skjøtsel av kantvegetasjon kan det finnes løsninger som ivaretar lovbestemte krav om både flomsikring og naturmiljø (f.eks. i Aurlandsvassdraget, Figur 92).

Magasinkraftverk muliggjør flomdemping i magasiner, noe som medfører redusert amplitude og frekvens av flommer, og da særlig mindre flommer (< 200-års flom, se kap. 5.11). Det samme gjelder ved forbitapping i flomtunell, avhengig av tunellens dimensjonering. Mindre og færre flommer betyr i utgangspunktet mindre massetransport og morfodynamikk, noe som kan føre til økt begroing av planter i og ved vassdraget. I mange regulerte elver har dette medført forringede gyte- og oppvekstområder for laksefisk, f.eks. Aurlandselva (Ugedal et al. 2019), Suldalselva (Saltveit, Brabrand, and Brittain 2019). Økt vegetasjon og problemvekst av vannplanter slik som krypsiv kan også medføre ulemper for vassdragsbruk. Redusering av flommer rammer også annen stofftransport (f.eks. næringsstoffer og ferskvann til sjø) samt vandring av organismer (f.eks. laksesmolt). Flomdemping gjennom kraftregulering kan dessuten medføre en rekke andre veldokumenterte miljøeffekter av kraftutbygging: endringer i vannføring og temperatur, direkte påvirkning på konnektivitet, raske vannstandsendringer og i noen tilfeller gassovermetning (Pulg et al. 2018).

Også anleggsfasen ved flomsikring kan ha negative effekter på vannmiljøet. Våre data viser at 2014-flommen i Flåm hadde relativt få effekter på fiskebestanden. Ungfisktettheter kort tid etter flommen var ikke mye endret sammenlignet med tidligere undersøkelser. Det var riktignok færre årsyngel, trolig som følge av flommen, men ingen reduksjon av parr for verken aure eller laks. Gytebestanden rett etter flommen var blant de største i de siste 10 årene. Etter ett år med graving i elvebunnen og rekanalisering av elven ble det observert en sterk reduksjon av ungfisktettheter (- ca. 78 %). Dette har medført endringer i fiskebestanden som kan følges over minst 10 år, se kap. 4.6.4.

Et viktig resultat av prosjektet Flom & Miljø er at elvetylogien kan brukes som et verktøy til å bedre forutsi mulige effekter av fysiske inngrep samt å utvikle passende tiltak til å gjenskape naturtypiske miljøforhold. Ved planlegging og dimensjonering av miljøtiltak og utforming av elverestaurering vil elvetylogien gi klar og direkte informasjon om naturtypisk sediment-sammensetning, vassdragsmorfologi og tilhørende helning. I relativt rette og stabile kaskader og trinn-kulp-strekninger vil en erosjonssikring eksempelvis ikke endre mye av elvens form. I svingete stryk vil den imidlertid rette ut elvas form og fjerne habitater (diamiktiske og vanlige stryk). I meanderende kulp-stryk- og

²⁸ https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2000-11-24-82/KAPITTEL_2?q=kantvegetasjon#KAPITTEL_2

finsediment-strekninger, samt strekninger med forgreinete løp (anabranching, braided), vil erosjonssikring og kanalisering endre elvens form fullstendig og stoppe prosessene som trengs for å opprettholde typiske habitater, deriblant kroksjøer (gyting vegetasjonsgytere), sideløp (gyting sjøaure), bakevjer og holer (overvintringsplasser). For at restaureringstiltak skal gi varig positive effekter, er det derfor viktig å ta hensyn til opprinnelig elvetyologi og naturtypiske prosesser (Beechie et al. 2010; Muhar, Schmutz, and Jungwirth 1995).

En rekke lover og forskrifter (Naturmangfoldloven, Lov om laks og innlandsfisk, vannressursloven m.m.)²⁹ ³⁰ setter rammer for vassdragsforvaltning og klimatilpasning. I vannforskriften og kvalitetsnorm villaks formuleres en forventning om god miljøtilstand. 389 vassdrag i Norge er vernet mot fysiske inngrep og utbygging³¹. 52 vassdrag er «nasjonale laksevassdrag» med spesielle hensyn til villaks og dets habitat³².

I mange tilfeller vil det derfor ikke være i tråd med verken lovverket eller samfunnets forventning å flomsikre med metoder som reduserer miljøtilstand i vassdrag. «Klimakrise» og «naturkrise» bør sees og løses i sammenheng og være sektorovergripende, konkluderer Hessen og Vandvik (2022) og OECD (2022).

Skal både miljøtilstand og flomrisikohåndtering forbedres, kreves en klimatilpasning som er miljøvennlig, basert på verktøy som hensyntar naturlige prosesser og habitater. Et forslag til dette finnes i kap. 5.6.

5.5 Kartlegging av risiko for morfodynamikk og erosjon

Som fremstilt i kap. 5.3 utgjør morfodynamikk, med tilhørende erosjon og sedimentasjon, en hoveddel av risikoen i visse elvetyper og et utbredt faremoment i elver langs vestkysten av Norge. Samtidig fanges denne risikoen i liten grad opp i dagens flomsonekartlegging. For en flomrisikoanalyse som inkluderer både oversvømmelsesfare og morfodynamikk anbefales å 1) kartlegge elvetyper, 2) hydraulisk modellering og 3) analyse av massebalanse.

1. Morfologi og elvetyper

En kan identifisere erosjonsutsatte elvestrekninger ved å systematisk kartlegge elvetyper og analysere deres stabilitet og rekkefølge (kap. 4.2, Figur 157). Til mer stabile strekninger hører ikke-fluviale elvetyper som kaskader på glasiiale og kolluviale masser eller grunnfjell. Også menneskeskapt, ikke-fluviale og stabile strukturer slik som kanalisering, erosjonssikring og bropilarer kan virke på samme måte: siden elvesengen ikke kan gi etter kan vannmassene akselereres i en flomsituasjon og det kan oppstå overkritisk vannstrøm (Froude-tall > 1) ved

²⁹ <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>

³⁰ <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2009-06-19-100?q=naturmangfoldloven>

³¹ <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/vernede-vassdrag/>

³² <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/ferskvann/laks/nasjonale-laksevassdrag-og-laksefjorder/>

stor vanddyb. Der slike stabile strukturer treffer på mindre stabile og dynamiske elvetyper forventes forhøyet risiko for erosjon. Til dynamiske typer hører den fluviale finsediment-typen, kulp-stryk-typen og jevne stryk. Faktorer som endret strømretning, sviktende eller overtoppet erosjonssikring eller økt størrelse av flomvannføring vil kunne utløse morfodynamikk. Metoden ble testet i Flåmselva der det fantes dokumentasjon av den reelle morfodynamikken etter 2014-flommen (Figur 157). Basert på elvetyper og forskjellene i deres stabilitet var det mulig å identifisere 4 av 5 strekninger med mye morfodynamikk. Der mer stabile elveavsnitt med høyere helning traff på mindre stabile avsnitt med lavere helning forekom store morfologiske endringer. I tillegg fantes et område med mye morfodynamikk som ikke ble fanget opp av den metoden (ved Flåm skole), samt en rekke områder med lateral erosjon. Slike risikoområder innad i fluviale og semi-fluviale elvetyper kan selvsagt også forkomme og disse kan identifiseres med hydraulisk modellering (2).

På overordnet nivå og segmentskala vil kartlegging av elvetyper kunne gjøres ved en GIS-analyse basert på LIDAR-høydedata, ortofoto og løsmassekart. Kartlegging i felt vil presisere overgangene mellom typer og gi informasjon der fjernmålingsdata ikke er tilstrekkelig. Med dette vil sterkt erosjonsutsatte strekninger kunne identifiseres, slik som semi-fluviale Flåmselva (Figur 14) nedenfor den ikke-fluviale Leinafossen og semi-fluviale Opo (Figur 15) nedenfor den ikke-fluviale morene-kaskaden Eidesfossen i Odda. En slik analyse vil være enkelt å gjennomføre (Tabell 2) vil tilsvare skalaen på en «aktsomhetssone» (Figur 157). En nøyere kartlegging av sedimentforhold vil gjøre det mulig å detaljere risikokartlegging på en finere skala (mesoskala) og ned til enkelte bygninger. Dette vil kunne tilsvare skalaen til flomsonekartlegging. Elvetyper er en god indikator for massene i strekningen på segmentskala, men siden massesammensetning vil kunne variere, særlig ved større avstand til elva, er det nødvendig med grunnundersøkelser dersom mer detaljerte risikovurderinger på mesoskala er ønsket, for eksempel med georadar.

2. Hydraulisk modellering

Legges 2D hydraulisk modellering av erosjonskrefter (Froudetall, skjærspenning eller vannhastighet) over kart med sedimenttyper kan risikoen for morfodynamikk vurderes. I mangel på detaljerte sedimentkart kan elvetyper brukes som indikator for sedimentene i området. Vi har vist dette i eksempelelvene våre (Figur 13 og Figur 157). Der høye flomvannhastigheter (> 2 m/s brukt her) treffer på områder utenfor erosjonssikring i fluviale elvetyper med sand og grus forventes erosjon og morfodynamikk.

Hvor omfattende morfodynamikken vil være avhenger av en rekke faktorer, deriblant flomstørrelse og varighet, sedimentsammensetning og terrengform. Terrengformen og målbildeanalysen gir en pekepinn hvordan det aktive elveløpet kan forandre seg under gitte hydro- og geomorfologiske rammer.

Med disse forslagene er det mulig å identifisere områder med risiko for morfodynamikk og med dette risiko for erosjon og sedimentasjon på et overordnet nivå (segmentskala). Dette vil

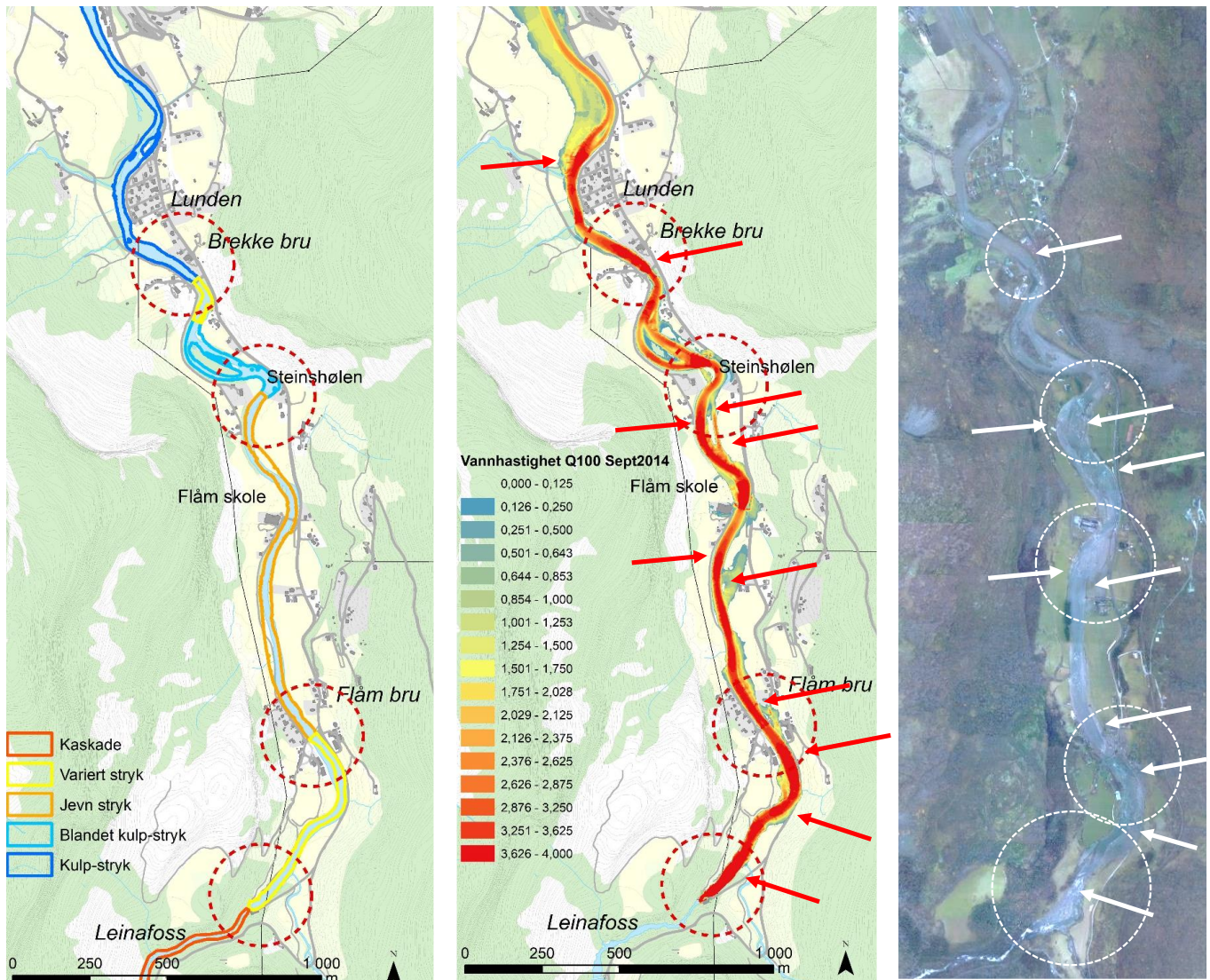
kunne gi langt bedre risikovurderinger samt grunnlag for valg og dimensjonering av sikringstiltak enn tidligere.

Siden det i dette prosjektet bare kunne gjennomføres noen få slike analyser i et begrenset antall elver bør verktøyene beskrevet under punkt 1 og 2 testes og valideres systematisk, også i andre vassdagstyper. Hydrauliske inngangsverdier bør optimaliseres. En mer detaljert vurdering av erosjonsrisiko på mesoskala og for enkelte bygninger vil også kreve en systematisk test av metodene og inkludering av mer detaljerte data slik som sedimentdata basert på lokale oppmålinger. På sikt vil slik systematisk testing gjøre det mulig å utvikle metoder for kartlegging av «erosjonssoner eller erosjonskorridorer» i flomsonekartleggingen. Dette vil kunne styrke flomrisikohåndtering vesentlig, særlig i bratte, varierte vassdrag langs Norges vestkyst, der morfodynamikk og erosjon fremstår som et utbredt faremoment.

3. Morfologisk karakterisering av massebalanse

Karakterisering av massebalansen gjør det mulig å forutsi endringer i elvebunnivå over tid. Er elvestrekningen **transportbegrenset**, dvs. elven får større løsmassetilførsel enn den kan transportere, vil elvebunnen bygge seg opp over tid. Det utvikles en fluvial morfologi, ofte med sideløp og deltaformasjoner. Er elvestrekningen **massebegrenset**, dvs. vannet kan transportere mer løsmasser enn det tilføres, vil elven ha en tendens til å skjære seg inn til den treffer stabile masser (grunnfjell, kolluviale eller glasiale masser) eller til den danner et armeringslag. Massebalanse er avhengig av helning, vannføring og sedimenttilførsel. Den kan variere sterkt mellom elvetyper, særlig før og etter innsjøer. Erosjonssikring endrer lateral massetilførsel, mens dammer endrer langsgående massetransport. Ved å forstå massebalansen kan områder med tendens til sedimentasjon eller erosjon identifiseres og innlemmes i flomrisikoanalyse og -håndtering.

Massebalanse har store konsekvenser for erosjon, morfodynamikk og oversvømmelsesfare grunnet naturlig heving av elvebunn i transportbegrensete elver, eller naturlig senkning eller stabilitet i massebegrensete elver. Et eksempel finnes i kap. 4.6.5 fra Flåmselva og Nausta 4.9.



Figur 157. Analyse av risiko for morfodynamikk og erosjon for Flåmselva basert på elveseng fra september 2014, før flommen. Til venstre basert på elvetyper (sirkler gjenspeiler høy risiko), i midten basert på hydraulisk modell og elvetyper (Q_{100} , piler indikerer høy risiko). Til høyre vises den reelle morfodynamikken fra flommen 29. oktober 2014 (bilde tatt 06.11.2014). Sirklene indikerer områder med de største endringene, pilene lateral erosjon.

5.6 Miljøhensyn i flomrisikohåndtering

I rammen av Flom & Miljø-prosjektet har vi utarbeidet et konsept som viser hvordan flomrisikohåndtering og miljøtilstand kan forbedres samtidig (Tabell 18) ved prioritering av naturbaserte løsninger og avbøtende miljøtiltak ellers. Prioriteringen tilsvarer tiltakshierarkiet³³, et etablert forvaltingsverktøy (Tabell 18) og består av følgende trinn: 1. Arealplanlegging, 2. Vassdragsrestaurering, 3. Miljøtilpasset flomsikring og 4. Avbøtende miljøtiltak ved bruk av ikke-naturbaserte løsninger. Med et slikt konsept blir det mulig med miljøhensyn ved all flomrisikohåndtering – også når ønsket areal- eller vassdragsbruk krever ikke-naturbaserte løsninger slik som flomvoller, flomtuneller eller kraftregulering.

Naturbaserte løsninger har blitt populære i Norge³⁴ (Magnussen et al. 2017) og internasjonalt i de siste årene (Sowińska-Świerkosz and García 2022; Opperman and Galloway 2022). Det nordiske ministerrådet kom nettopp med en felles erklæring om naturbaserte løsninger der det kreves økt bruk av slike løsninger særlig ved klimatilpasning³⁵. I Norge er det lovpålagt å vurdere naturbaserte løsninger ved klimatilpasning: **«Bevaring, restaurering eller etablering av naturbaserte løsninger (slik som eksisterende våtmarker og naturlige bekker eller nye grønne tak og vegger, kunstige bekker og basseng mv.) bør vurderes. Dersom andre løsninger velges, skal det begrunnes hvorfor naturbaserte løsninger er valgt bort.»**^{36 37}

Tabell 18 bidrar til å gjennomføre slike vurderinger i praksis. Definisjonen av «naturbasert» og bruk av begrepet er imidlertid varierende. Det er derfor viktig å definere hva som menes med naturbaserte løsninger. Vi følger definisjonen til IUCN (International Union for Conservation of Nature) og anbefalingene til Sowińska-Świerkosz and García (2022):

«Naturbaserte løsninger er tiltak til å bevare, bærekraftig forvalte eller restaurere naturlige eller endrete økosystemer. De rettes mot samfunnsmessige utfordringer på en effektiv og etterjusterbar måte og sikrer både velvære til mennesker og biodiversitet»³⁸. For å skille fra ingeniørbiologi eller bredden av tiltak i hage- og landskapsarkitektur tilføyes i henhold til (Sowińska-Świerkosz and García 2022): **Naturbaserte løsninger er inspirert av og bidrar til en utvikling mot en naturlig referansetilstand i naturregionen.** Erosjonssikring ved hjelp av naturtypisk kantvegetasjon bestående av stede egne arter kan ifølge denne definisjonen betraktes som naturbasert løsning. Sedumtak med stedsfremmede arter eller fordrøyningsbassenger der det aldri var noen naturlige vassdrag, betraktes som ingeniørbiologi, hage- eller landskapsarkitektur.

³³ <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/overvaking-arealplanlegging/arealplanlegging/konsekvensutredninger/ny-finne-gode-miljolosninger/forebyggeskadevirkninger-for-miljo-og-samfunn/>

³⁴ <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/klima/for-myndigheter/klimatilpasning/veiledning-til-statlige-planretningslinjer-for-klimatilpasning/vurdere-naturbaserte-losninger/>

³⁵ <https://www.norden.org/en/declaration/nordic-ministerial-declaration-nature-based-solutions>

³⁶ <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/klima/for-myndigheter/klimatilpasning/veiledning-til-statlige-planretningslinjer-for-klimatilpasning/vurdere-naturbaserte-losninger/>

³⁷ https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2018-09-28-1469/KAPITTEL_4-3#KAPITTEL_4-3

³⁸ <https://www.iucn.org/commissions/commission-ecosystem-management/our-work/nature-based-solutions>

Tabell 18. Konsept for en miljøvennlig klimatilpasning og flomrisikohåndtering, basert på naturbaserte løsninger (1-3) og avbøtende tiltak ved ikke-naturbaserte løsninger (4).

Pr.	Tiltak	Effekt	Eksempel	TH
1	Arealplanlegging	<ul style="list-style-type: none"> • Bevaring av naturlige elveløp og flomsoneer avlaster andre arealer hydraulisk ved å gi rom til vann og morfodynamikk • Bidrar til redusert skadepotensial når verdifull arealbruk holdes utenfor faresonen • Flomdemping der det er rom til fordrøyning • Sikring av økologiske funksjoner, naturlige habitater og miljøtilstand i kant- og flomsoneer. 	<ul style="list-style-type: none"> • Arealplan som sørger for å holde flomsoneer og elveløp fri for bebyggelse • By- og tettstedutvikling på tryggere arealer utenfor aktiv elveslette • Arealplan med rom for elveutvikling, elveparker og restaurering 	Unngå og Begrense
2	Vassdragsrestaurering	<ul style="list-style-type: none"> • Bidrar til lavere flomvannstand og erosjonskrefter ved å skape plass til morfodynamikk og økt hydraulisk kapasitet • Gjenskaper økologiske funksjoner, naturlige habitater og bidrar å forbedre miljøtilstand 	<ul style="list-style-type: none"> • Utvidelse av aktivt elveløp og elveslette • Fjerning eller tilbakesetting av erosjonssikring eller flomvoller • Fjerning av dammer og terskler • Gjenåpning av lukkede bekker 	Istandsette
3	Miljøtilpassete sikringsmetoder	<ul style="list-style-type: none"> • Kompromiss mellom sikring og miljøutforming • Gir sikringens funksjon, men reduserer miljøforholdene i mindre grad enn tradisjonell glatt utforming 	<ul style="list-style-type: none"> • Naturtypisk utforming av elvebredd foran sikring • Steinrøys istdf. glatt plastring • Kantvegetasjon • Faskiner og kvistmatter 	Kompensere og istandsette
4	Avbøtende miljøtiltak ved tradisjonelle ikke-naturbaserte løsninger	<ul style="list-style-type: none"> • Flomsikringstiltak (flomtuneller, flomvoller, erosjonssikring, kraftregulering m.m.) bidrar til flomrisikohåndtering i henhold til dimensjonering • Miljøtiltak bidrar å dempe, avbøte eller kompensere negativ miljøpåvirkning 	<ul style="list-style-type: none"> • Grus- og steintilførsel som kompensasjon for erosjonssikring som hindrer lateral massetilførsel • Fiskepassasjer gjennom flomvoller og over terskler • Ripping av elvebunn for å øke skjul når flommer mangler i regulerte elver. 	Kompensere

Pr. = prioritering dersom både flomrisikohåndtering og miljøtilstand skal forbedres. TH = Tiltakshierarki

1. Arealplanlegging med bevaring av naturlige elvestrekninger og flomsoner

Hensyn til flomsoner i arealplanlegging kan redusere både skadepotensialet og hindre naturinngrep. Det er grunnleggende forankret i plan og bygningsloven. Bevaring av flomsoner bidrar til å følge «forverringsforbudet» i vannforskriften og fremstår som et viktig tiltak for å opprettholde økologisk tilstand. Dessuten vil elvesletter, sideløp, myr, våtmark og innsjøer kunne bidra til flomdemping. En slik fordrøyning kan ikke bare skje i selve myra eller våtmarken, men også på overflaten av slike arealer hvis terrengformen tillater det (kap. 5.8). Våre resultater viser i tillegg at naturlige elveløp også bidrar til å redusere erosjonsrisiko ved bremsing av vannhastighet og omvandling av energi (Hauer et al. 2021). Arealplanlegging er et vel etablert forvaltningsverktøy og hjemlet i bl.a. Lov om sikring mot naturskader³⁹, Plan- og bygningsloven⁴⁰ og byggetekniske forskrifter (TEK 17)⁴¹. Hensyn til flomrisiko i arealplanlegging forutsetter en prioritering av arealbruk. Alt kan ikke beskyttes på samme måte og det gjelder særlig for større flommer som forventes i fremtiden. En slik prioritering er beskrevet i Toverød et al. (1999).

Både i Norge og internasjonalt betraktes arealplanlegging som avgjørende for å kunne håndtere klimaendringer og større flommer. Mer vann trenger mer plass. Man sikter ikke bare på flomrisikohensyn ved fremtidig utbygging, men inkluderer eksplisitt endringer i eksisterende arealbruk og bebyggelse. En rekke veldokumenterte elverestaureringer i Tyskland og USA der diker, flomvoller og erosjonssikringer har blitt fjernet eller trukket tilbake har resultert i bedre flomvern og miljøtilstand (Serra-Llobet et al. 2022). Flytting av enkelte bosettinger, oppkjøp av areal og endring av arealbruk for å kunne håndtere flomrisiko er vanlig i mange land, for eksempel i USA⁴², Østerrike⁴³ og Storbritannia⁴⁴ (Mach et al. 2019). Internasjonalt er det ikke vanlig at forsikring dekker skader på eiendom i områder med høy flomrisiko. Forsikringsbransjen var blant pådriverne for å utvikle flomsonekartlegging som metode for å minimere risiko og kostnader, eksempelvis i Østerrike⁴⁵. Dette medfører insentiver for å unngå risikoutsatte områder og styrker myndighetenes arbeid med arealplanleggingen.

I Norge er det en rekke eksempler på endring av arealbruk med mål om bedre flomsikring⁴⁶, deriblant mindre utvidelser i Flåmselva, se kap. 4.6. Gran kommune har i 2022 sikret Brandbu sentrum ved utvidelse av elveløpet og oppkjøp av 17.000 m² areal. I tillegg kommer

³⁹ <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1994-03-25-7/%C2%A722#%C2%A722>

⁴⁰ <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2008-06-27-71>

⁴¹ <https://dibk.no/regelverk/byggeteknisk-forskrift-tek17/7/7-2/>

⁴² <https://nca2018.globalchange.gov/>

⁴³ <https://www.land-oberoesterreich.gv.at/150142.htm>

⁴⁴ <https://www.sepa.org.uk/media/163560/sepa-natural-flood-management-handbook1.pdf>

⁴⁵ <https://de.wikipedia.org/wiki/Hora.gv.at>

⁴⁶ <https://sikringshandboka.nve.no/moduler/modul-f1-300-mulige-tiltak-mot-flom-og-oversvømmelse/>

arealbruksendring og -avtaler på andre arealer. Seks bygninger ble fjernet og det ble etablert en elvepark i flomsonen⁴⁷ (pers. med. Gran Kommune).

2. Vassdragsrestaurering med tilhørende elveslette og våtmark

Der flomsoner er avskjært, elven fysisk endret og kanalisert kan elverestaurering bidra til mindre flomskaderisiko og bedre miljøtilstand. Elverestaurering med gjenåpning av lukkede elver og bekker samt utvidelse av elveløp og elveslette vil kunne bidra til en signifikant økning av fordrøyningsvolum og avløpskapasitet og med dette redusere oversvømmelsesfare (Nilsson et al. 2018; Hauer and Habersack 2009). Resultatene fra Flom & Miljø viser i tillegg at slike arealer bidrar til energiomvandling i flommer og til å bremse vannhastighet og erosjonskrefter (Hauer et al. 2021). Naturtypiske elveløp og -sletter uten bebyggelse tilbyr plass til morfodynamikk uten at bosetting eller infrastruktur skades. Samtidig kan de avlaste arealer i nærheten med dyrbar arealbruk. En omfattende studie fra England med over 60 elvestrekninger bekrefter at vassdragsrestaurering er vel egnet til forbedring av både flomrisikohåndtering og miljøtilstand⁴⁸, og dette anbefales følgelig som et nøkkelverktøy for klimatilpasning⁴⁹.

Naturtypiske elvestrekninger og -sletter, restaurert eller bevart, bidrar til å redusere skadepotensialet. Denne funksjonen, en «økosystemtjenste» bør derfor integreres i flomrisikohåndteringen. Hvordan elverestaurering kan anvendes og dimensjoneres finnes i kap. 4.3 og Tabell 4. Et eksempel på hvordan dette kan gjøres for Flåmsvassdraget finnes i Figur 60, Figur 61 og Tabell 8. Slike utvidete og restaurerte elvestrekninger og elvesletter fungerer som forhåndsbestemte bruddpunkter i flommer, der morfodynamikk tolereres og vannhastigheter bremses. Forhåndsbestemte bruddpunkter kan også inkludere bruksarealer med mindre skadepotensiale slik som elveparker, beite eller slåttemark når dette bidrar til å beskytte bosetting med fare for liv og helse, se kap. 4.6 og (Hauer and Habersack 2009). En forutsetning for dette er en prioritering av forskjellig sikringsomfang avhengig av arealbrukets verdi og skadepotensial. En slik tilnærming er særdeles viktig for å håndtere fremtidens flommer med betydelig økt vannføring. Vassdragsrestaurering og bevaring av naturlige elvestrekninger med plass til flomvann og dets krefter vil derfor være en nøkkel for klimatilpasning i Norge og dessuten gi en velegnet anledning for å nå Stortingets mål om 15% restaurering av forringet natur⁵⁰.

⁴⁷ <https://kommunikasjon.ntb.no/pressemelding/na-er-brandbu-sentrum-sikret-mot-flom?publisherId=89280&releaseld=17934256>

⁴⁸ [Natural Flood Management Programme: evaluation report - GOV.UK \(www.gov.uk\)](https://www.gov.uk/government/publications/natural-flood-management-programme-evaluation-report/natural-flood-management-programme-evaluation-report#executive-summary)
<https://www.gov.uk/government/publications/natural-flood-management-programme-evaluation-report/natural-flood-management-programme-evaluation-report#executive-summary>

⁴⁹ <https://www.gov.uk/government/news/ea-chief-executive-natural-flood-management-essential-in-battle-against-climate-change>

⁵⁰ <https://www.stortinget.no/nn/Saker-og-publikasjoner/publikasjoner/Innstillingar/Stortinget/2017-2018/inns-201718-323s/?all=true>

For naturmiljøet vil slike naturlige eller restaurerte strekninger ha stor betydning og bidra til å opprettholde (ved bevaring) eller skape (ved restaurering) god økologisk tilstand. Her kan det derfor realiseres en synergieffekt for både naturrestaurering, klimatilpasning og flomrisikohåndtering. Restaurering av myr, våtmarksområder og elvesletter vil som nevnt ovenfor kunne bidra til å dempe flomvannføringen ved hjelp av fordrøyning av vann. Effekten er avhengig av terrengform, areal- og volumandel av områdene i forhold til nedbørsfelt. En god oversikt finnes i SEPA (2016). I våre relativ bratte eksempelever var denne effekten imidlertid svært liten (se kap. 6). Her overveide økt hydraulisk avlastning og disponering av plass til energiomvandling som positiv effekt for flomsikring.

Vi anbefaler å innlemme vassdragsrestaurering som målrettet verktøy innen flomdemping og flomsikring. Vi viser hvordan slike tiltak kan dimensjoneres og beregnes. Ved å bruke målbildekonseptet basert på terrengform, geomorfologi og elvetype, kan områder som er egnet til restaurering og der elven kommer til å grave under flommer identifiseres. Med flomsonekartlegging og vurdering av erosjonsrisiko (kap. 4.2), kan disse områdene identifiseres og avgrenses. Deretter kan konkrete planer utvikles, inkludert hensyn til arealbruk og lokale interesser («integreert planlegging»). Slike soner kan i utgangspunktet brukes for en rekke formål, deriblant elvepark, beite, landbruk mm. – men med premisset om at morfodynamikk og oversvømmelse tillates i visse tidsintervaller.

Ved riktig bruk vil flomrisikohåndtering og klimatilpasning kunne bli en driver for restaurering og med dette bidra til Stortingets mål om 15 % restaurering av forringet natur⁵¹, oppnåelse av bedre miljøtilstand i henhold til vannforskriften⁵² og Norges «handlingsplan for å nå bærekraftsmålene innen 2030» (meld. St. 40 (2020–2021))⁵³.

3. Miljøtilpassete sikringsmetoder

Samfunnets arealbruksinteresser vil ikke tillate storskala restaurering alle steder. I soner der full restaurering ikke er mulig, anbefales det som neste prioriteringstrinn å gjennomføre kompromissløsninger med flomsikrings- og flomdempingsmetoder som utformes etter naturlige forbilder.

Eksempler for slike miljøtilpassete sikringer er steinutlegg foran tilbake satt erosjonssikring, «ordna steinlag», kvistmatter, faskiner, kantvegetasjon mfl. (kap 4.5). Et viktig skritt er å inkludere en miljøtilpasset utforming allerede i planleggingsfasen og å legge naturlige forbilder med ønsket funksjon til grunn. I våre eksempelever har slike tiltak eksempelvis bidratt til signifikant større fisketettheter i strekninger med naturtilpasset utforming av elvebredden foran sikringsfoten (Figur 23, Figur 42). I rammen av Flom & Miljø-prosjektet ble det sammenstilt slike miljøtilpassete tiltak (se kap. 4.5).

⁵¹ <https://www.stortinget.no/nn/Saker-og-publikasjoner/publikasjoner/Innstillingar/Stortinget/2017-2018/inns-201718-323s/?all=true>

⁵² <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>

⁵³ <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/meld.-st.-40-20202021/id2862554/>

4. **Avbøtende miljøtiltak** ved tradisjonell sikring

I en rekke tilfeller vil samfunnet kreve tradisjonelle ikke-naturbaserte løsninger for flom- og erosjonssikring. Dette kan for eksempel være tilfelle for elver i tettbebygde byer, men også i kraftregulerte elver der magasinering eller forbitapping av vann skal bestå, er det ofte begrensninger for restaurering og miljøtilpasning. Ved bruk av slike flomsikringsmetoder anbefales det å gjennomføre avbøtende eller kompenserende miljøtiltak for å kunne oppnå satte miljømål.

Kanaliseres elvestrekninger vil vannhastighet og erosjonskrefter kunne akselereres under flommer (Hauer et al. 2021). Dette vises også i flomscenarionene der erosjonspotensialet ofte er størst nedenfor kunstige innsnevring med erosjonssikring (kap. 4.6.5 og 8). Så lenge erosjonssikringen holder vil dette hindre skade, men ved overtopping, svikt i sikringen og når fremtidens flommer overstiger dimensjoneringen vil de akselererte hastighetene kunne gjøre større skade enn i elver med mer naturlig morfologi (Hauer et al. 2021). Slike situasjoner må påregnes, siden flommene vil bli større fremover i mange vassdrag. Kanalisering vil derfor kunne bidra til trygghet ved mindre flommer, men økt skaderisiko ved større flommer. Våre scenarier viser dessuten at det vil være umulig å nå miljømålene dersom elvene hadde blitt fullstendig kanalisert og sikret med erosjonssikring og flomvoller. Det anbefales derfor å unngå kanalisering i størst mulig grad og å begrense erosjonssikring til der det er absolutt nødvendig. Dersom hele elvebredden sikres likt, vil skadene i flommer kunne oppstå der det er farlig og dyrest og skaden kan være større grunnet akselerering av erosjonskrefter (Hauer et al. 2021).

Det har blitt utviklet en rekke avbøtende miljøtiltak (Pulg et al. 2018). Fiskepassasjer vil kunne muliggjøre fiskevandring gjennom dammer, flomvoller og fordrøyningsmagasiner. Utlegging av gytegrus og rullestein vil kunne kompensere for redusert sedimenttilførsel som følge av erosjonssikring, kanalisering, magasinering eller mangel på flommer. Ripping av elvebunnen vil kunne bidra til å kompensere for tapt skjul for fisk pga. flomdemping og manglende morfodynamikk. Slike avbøtende tiltak er vanlige i en rekke kraftregulerte vassdrag i dag (f.eks. «miljødesign»; Forseth & Harby 2013). Tiltakene vil kunne bidra til opprettholdelse av viktige økologiske funksjoner, biodiversitet og bestandsstørrelse til tross for gitte bruksinteresser, men trenger ofte en form for drift, vedlikehold eller skjøtsel over tid. De er veletablert til å avbøte miljøkonsekvenser av vassdragsregulering og er ofte inkludert i konsesjonsvilkår til vannkraft, i miljøpålegg og i tiltaks- og forvaltningsplaner for vassdrag.

For å kunne nå god økologisk tilstand eller godt økologisk potensial anbefales å etablere miljøtiltak som faste rutiner også for flomsikring og flomdemping når ikke mer miljøvennlige løsninger kan iverksettes (1-3).

5.7 Flomscenarier og skadepotensial

Flomsonemodellering i eksempel-vassdragene (kap. 4.6.5, 4.7.6, 4.8.6 og 4.9.7) og en analyse av skadepotensialet i kap. 4.10. viser at arealbruk har en stor betydning for både flomavledning og morfodynamikk, men også skadepotensialet. I alle elver fantes store arealer i flomsone som bidro til å avlaste bebyggelse og infrastruktur (svarte piler i kapitlene, f.eks. Figur 79 og Figur 77). Disse flomsonene, som ofte har side- og flomløp, er verdifulle arealer for å kunne håndtere nåtidens og fremtidens flommer. Dessuten finnes viktig habitater for akvatisk og terrestrisk liv i disse områdene (Figur 66, Pulg et al. 2018) og disse bidrar positivt til miljøtilstand etter vannforskriften og naturmangfoldloven.

Dersom disse arealene bebygges og flomsikres ved flomvoller, fyllinger eller lignende vil risiko for oversvømmelse og morfodynamikk på nærliggende arealer kunne økes. Samtidig vil miljøtilstand forringes. Skal både miljøtilstand og flomrisikohåndtering forbedres, er bevaring eller restaurering av slike arealer med rom for både flomvann og natur et viktig verktøy for måloppnåelsen. Scenarioene i eksempelelvne viser at dette ikke må bety slutt for arealbruk og utvikling. Fortsatt finnes andre, tryggere arealer til by- og bygdeutvikling tilgjengelig i elvedalene, for eksempel på terrassene til den morfologiske elvesletten.

I sterkt kraftregulerte Aurlandsvassdraget og moderat regulerte Flåmselva var skaderisikoen målt ved bygninger i faresone høyere enn i uregulerte Nausta og Brekkeelva – selv om flommer var sterkt dempet av regulering i Aurlandselva. Resultatet vil kunne endres litt dersom flommer i sideelver legges til og ved bruk av andre flomscenarier (f.eks. Q_{100} i Vassbygdi), men disse endringene er så små at hovedresultatet ville blitt stående.

Forskjellene i flomskadepotensial kan forklares med at flomsonen er mindre bebygget i Nausta ovenfor Naustdalsfossen og langs hele Brekkeelva. Det tradisjonelle bosettingsmønsteret i begge elvedaler tar hensyn til flomrisiko. Gårdene ligger i hovedsak på terrassene til den morfologiske elvesletten, ikke i dagens aktive elveslette. I Aurlands- og Flåmsdalen finnes også gårder på slike arealer på tryggere terrasser (Låvi, Tokvam, Tero, Fretheim mm.), men i tillegg er det satt opp bygg eller bolighus i flomsoner, deriblant ved Skaimshagene og Aurlandshallen, samt Flåm sentrum. Eksemplene viser at skadepotensialet i Aurlandsvassdraget hadde vært langt større uten dempingsmuligheter i reguleringsmagasiner, men at flere flomsikringstiltak er nødvendige for å sikre liv og helse. Blant disse er sikring og restaurering av sideløp og flomsone, senkning av terskler i Vassbygdelva, miljøtilpasset erosjonssikring, mobil flomsikring, samt flommur og flomvoller ved bebyggelse. Vannmengdene som forventes ved 200-års flom pluss klimapåslag vil være så store at det i de undersøkte elvedaler vil kreves en kombinasjon av tiltak for å håndtere dem, både ikke-naturbaserte og naturbaserte. Også ved andre flomsikringsmetoder, som flomtunneler eller overføring, vil det i de fleste tilfeller trenges flere tiltak, siden det alltid vil være en resterende flomvannføring. I tillegg kommer behovet for miljøtiltak og avbøtende tiltak dersom miljømålene skal nås.

5.8 Myr og våtmark

Den naturlige interaksjonen mellom elv, elveslette og grunnvann er en viktig forutsetning for akvatiske økosystem (Bunn and Arthington, 2002; Dudgeon et al., 2006; Tockner and Stanford, 2002).

Menneskeskapte inngrep og endringer har endret denne interaksjonen. Inngrepene omfatter blant annet 1) endringer i arealbruk inkludert elveløp (f. eks. utretting, frakobling av sideløp), 2) endringer i hydrologien (f. eks. grunnnet regulering), 3) flomsikringstiltak (f. eks. flomvoller), 4) frakobling av grunnvann og 5) endringer i landbruk i nedbørsfeltet (f. eks. landbruk, industri, bebyggelse) (Bunn and Arthington, 2002; Habersack and Schober, 2020; Schindler et al., 2016, 2014; Schober et al., 2015; Tockner and Stanford, 2002).

Forskning i de siste årene har hatt et stort fokus på følger av inngrepene, som sterk reduksjon av biodiversitet og tettheter av biomasse, og endringer på avløpskarakteristikk i nedbørsfelter ved flomhendelser. Dette kan igjen føre til endringer av bølgeformen av flommer (bl. a. økt kulminert flom, raskere kulminasjon av flommer) (Schindler et al., 2016, 2014; Schober et al., 2015; Tockner and Stanford, 2002).

Spesielt myrene er et veldig sensitivt økosystem som lenge ble oversett og forringet (Erwin, 2008; Holden et al., 2007; Price et al., 2003). Siden 1970 har 35 % av verdens våtmark blitt ødelagt, og våtmark anses som en av de mest truede økosystemene (Simpson et al. 2021)

I Norge var det særlig i sammenheng med nydyrking, torvutvinning og utbygging (industri og boligfelt) at store myrområder gikk tapt. Nydyrking og drenering av myr samt torvutvinning bidrar til utslipp av CO₂ og endringer av hydrologien i nedbørsfeltet påvirket av myren. Fra 1945 til 2013 forsvant anslagsvis en tredjedel av Norges myrområder (Lier-Hansen et al. 2013). NIBIO estimerte at årlig har 2000 dekar myr gått tapt til nydyrking i perioden 2007-2015 (NIBIO 2017). Juni 2020 trådte det i kraft forbud mot nydyrking i myrområder, drøyt et år senere ble det vedtatt i stortinget at forbudet oppheves (Lovvedtak 133 (2020-2021)).

Lovteksten lyder nå «For å unngå skade på natur- og kulturlandskap eller for å redusere utslepp av klimagassar kan departementet gi føresegner for nydyrking. Søknad om nydyrking eller nedbygging av myr kan berre skje der omsynet til klima, natur- og kulturlandskap vert varetatt gjennom ein heilskapleg plan godkjend av den enkelte kommune.»

Internasjonal forskning viser at bevaring og restaurering av myr har positive effekter på biologisk mangfold og naturvern. Dessuten kan dette også bidra til å dempe flomvannføring avhengig av arealandel, beliggenhet og vannmetningsgrad (Dudgeon et al., 2006; Eder et al., 2022; Hein et al., 2021; Schindler et al., 2014; Schober et al., 2015; Tockner and Stanford, 2002; Wamsley et al., 2010). Bevaring og restaurering av myr og våtmark bør derfor inngå som en viktig faktor i en helhetlig betraktning av elveøkosystemer og gjennomføring av miljøtiltak, og bør også integreres i hydrologiske analyser og flomrisikohåndtering.

Effekten av myr på flomdemping er usikker i Norge, hvor det finnes studier som viser slike effekter, mens andre finner bare små eller ingen effekter (NOU 2013:10⁵⁴, NVE⁵⁵). For å forstå flomdempingseffekten er det viktig å skille mellom myrtypene regnvannsmyr (vannet kommer fra nedbør), jordvannsmyr (vannet hovedsakelig fra grunnvann) og limnogen myr («våtmark», vann fra vassdrag og oversvømmelse)⁵⁶. Myrtypene har ikke bare forskjellige vannkilder, men er i tillegg assosiert med bestemte dalformer og beliggenhet i forhold til vassdrag. Mens regnvannsmyrer i utgangspunktet ligger utenfor fluviale flomsoner og bare kan mellomlagre regnvann, er limnogene myrer del av flomsonen og kan også særlig bidra til retensjon i fordrøyningsvolumet som dannes over dem (arealet ganger mulig vannstandsøkning avhengig av dalformen).

Vi konkluderer med at myr generelt sett kan bidra til flomdemping, men at effekten vil avhenge av myrtype, terrengform, størrelse, arealandel og beliggenhet i nedbørsfeltet samt vannmetningsgrad før flommen. Å presisere og kvantifisere disse enkeltfaktorene vil være en viktig oppgave i de gjeldene nedbørsfeltene dersom flomdempingseffekt av myr skal implementeres i arealplanlegging og flomrisikohåndtering. Slike faktorer vil variere mellom vassdrag på lignende måte som også andre flomdempende faktorer varierer (innsjøer, terrengform og volum av elvelslette). Innsjøer kan for eksempel dempe flommer ved hjelp av fordrøyningsvolumet de har, som defineres av innsjøens areal og mulig økning i vannstand i gitt terrengform. Flomdempingseffekten på et bestemt sted i et vassdrag avhenger imidlertid sterkt av innsjøenes arealandel og beliggenhet i nedbørsfeltet samt terrengformen rundt dem. Myr vil kunne ha en større flomdempingseffekt hvis den har en stor arealandel i nedbørsfeltet, hvis det er stor vannlagringskapasitet, hvis den ligger ovenfor det gjeldende punktet i vassdraget og ikke minst hvis det er limnogen myr med stort fordrøyningsvolum i dalformen.

Nedbørsfeltene i våre eksempelelver var preget av stor andel høyfjellsareal og skog, men andel myr var lav (basert nedbørsfeltanalyse i NEVINA). Myrandel i nedbørsfeltene var henholdsvis 0.3 % i Aurland, 0.7 % i Flåm, 1% i Brekke og 6 % i Nausta. Lav andel av nedbørsfelt og lokalisering av myr relativt langt nede i nedbørsfeltet gjør at myrene i eksempelelvne vil kunne bidra svært lite til samlet retensjon ved store flommer som 200-års flom med klimapåslag. Terrengform hadde større effekt på mulig fordrøyning, men også denne var begrenset i de trange Vestlandsdalene og bratte vassdragene (Se kap. 7). Siden flomberegningene som ligger til grunn i vår studie er basert på reelle vannføringsmålinger (utenom Brekke) er disse flomdempingsfaktorene (myr, våtmark, innsjøer, dalform) integrert i flombergingen.

I andre nedbørsfelt og særlig flate elvetyper med høy myrandel, samt små vassdrag gjennom myr, er det et betydelig potensial for flomdemping. Slike effekter bør derfor vurderes i enkelte vassdrag og hensyntas i arealplanlegging og flomrisikohåndtering. Miljømessig er det mange argumenter for å bevare og restaurere myr og våtmarksområder, bl.a. lagring av karbon, sikring av biodiversitet og truede arter. Myr med den typiske vannlagringskapasiteten bidrar dessuten til vannføring i tørkeperioder og har derfor en viktig rolle for vassdragsmiljøet i et mer ekstremt klima (NOU 2013:10⁵⁷)

⁵⁴ <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/nou-2013-10/id734440/>

⁵⁵ <https://www.nve.no/moduler/modul-f1-300-mulige-tiltak-mot-flom-og-oversvømmelse/tabell-1-mulige-flomsikringstiltak/>

⁵⁶ <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/m/myr.html>

⁵⁷ <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/nou-2013-10/id734440/>

5.9 Konkrete forslag for fremtidens risikohåndtering og naturbasert klimatilpasning

Stortingsmelding 33 Klimatilpasning i Norge (2012-1013)⁵⁸ og NOU 2010:10 Tilpasning til klima i endring⁵⁹ understreket allerede for 8 og 10 år siden behovet for klimatilpasning og den mulige synergieffekten med naturrestaurering som kalles for «vinn-vinn-tiltak». Norges nasjonale strategier for både klimatilpasning⁶⁰ og restaurering av vassdrag⁶¹ gjentar synergieffektene mellom klimatilpasning og naturrestaurering og foreslår derfor et sektorovergripende samarbeid. Et viktig virkemiddel til implementering er ifølge strategidokumentene formidling av kunnskap og metodikk og det skal utvikles en handlingsplan. Også den siste rapporten fra klimapanelet (ICCP 2022) fremhever vassdrags-, våtmarks- og skogrestaurering som sentrale og helt nødvendige virkemidler for klimatilpasning.

Resultatene av prosjektet Flom & Miljø underbygger disse konklusjonene og tilføyer kunnskap om restaureringens betydning for å håndtere morfodynamikk og øke hydraulisk kapasitet – i tillegg til betydningen for fordrøyning og flomdemping som var kjent tidligere.

Likevel er det påfallende hvor lite elverestaurering og naturbaserte løsninger er tatt i bruk i realiteten, til tross for at vinn-vinn-effekten har blitt fremhevet i årevis på overordnet nivå (Hessen and Vandvik 2022). Vi utdyper derfor i de neste delkapitlene muligheter til implementering av naturbasert flomrisikohåndtering. Anbefalingene er basert på erfaringer fra Flom & Miljø-prosjektet og flomrisikohåndtering internasjonalt.

5.9.1 Formidling og tverrfaglighet

Realisering av gode løsninger for både flomrisikohåndtering og vassdragsmiljø forutsetter tverrfaglig kompetanse av biologi og ingeniørfag. Vi vil derfor anbefale å satse på formidling og tverrfaglig kompetansebygging. Håndbøker slik som miljøkapitlene i NVEs sikringshåndbok⁶² (NVE 2021), vassdragshåndboka (Fergus, Hoseth, and Sæterbø 2010), eller sikringskapittel i «Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø» (Pulg et al. 2018) er eksempler på dette. Her beskrives løsninger til kombinerte miljø- og flomsikringstiltak, for eksempel med kapitler om miljøtilpasset erosjonssikring. I tillegg vil publikasjoner i fagjournaler og populærvitenskapelige fora, seminarer og konferanser

⁵⁸ <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/meld-st-33-20122013/id725930/>

⁵⁹ <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/nou-2010-10/id624355/>

⁶⁰ <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M1018/M1018.pdf>

⁶¹

https://www.vannportalen.no/globalassets/vannportalen/kunnskapsgrunnlaget/restaurering/restaureringsstrategien/resstrat2021_hoveddel_150921.pdf

⁶² sikkeringshandboka.nve.no/

kunne bidra til formidling og anvendelse av en miljøvennlig flomrisikohåndtering. Ved siden av foredrag vil også praktiske seminarer med kurs, øvelser og befaring i felt direkte med og for folk fra bransjen være velegnet til å spre kunnskapen. Også en norsk versjon av det engelske og europeiske River Restoration Center, vil kunne få en nøkkelrolle i kunnskapsformidling og kursing av forvaltning, konsulent- og anleggsbransjen. I Flom & Miljø-prosjektet fremheves den integrative planleggingen for å finne løsninger for arealbruk og til å skaffe plass til vannet, en sektorovergrepene prosess (se kap. 5.6). Dette er i tråd med plan og bygningsloven, vannressursloven og vannforskriften og støttes av de relevante fagdirektoratene i Norge som understreker viktigheten av tverrsektoriell klimatilpasning i et felles opprop⁶³, signert av blant andre direktørene til NVE, Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet.

5.9.2 Finansiering

Miljøkrav ved finansiering av flomsikringstiltak vil kunne bli et sterkt verktøy til å fremme miljøvennligere flomrisikohåndtering og klimatilpasning generelt. Dersom miljøhensyn og -tiltak øker sannsynligheten for finansiell støtte til flomsikringsprosjekter, vil det være et sterkt insentiv for bruk av naturbaserte løsninger og avbøtende miljøtiltak. Andre land har gjort miljøhensyn *de facto* til betingelse for at flomsikringstiltak kan få statlig finansiell støtte. I Østerrike, der både EUs flomdirektiv (bedre flomrisikohåndtering) og EUs vanddirektiv (bedre økologisk tilstand) iverksettes, har man valgt å se de to tingene i sammenheng ved vurdering og prioritering av finansiering og tilskudd. Bedring eller bevaring av økologisk tilstand eller potensial i henhold til vannforskriften må innlemmes i omsøkt flomsikringstiltak, dersom det skal kunne få finansiering fra sentrale myndigheter. Med dette gir myndighetene sterke insentiver for integrering av miljøtiltak i flomrisikohåndteringen⁶⁴.

5.9.3 Integrativ planlegging - en masterplan flom & miljø

For å kunne realisere både miljøtiltak og flomsikringstiltak foreslås et planverk som innpasser begge formål: en integrativ tilnærming. Temaene henger faglig sett direkte sammen og kan enten minimere for eller støtte opp under hverandre. Følgelig kan man skape den mye omtalte synergieffekten og vinn-vinn-situasjoner. For å kunne utnytte denne synergien må formålene settes i tverrsektoriell sammenheng. Dessuten vil en integrativ planprosess være en viktig forutsetning for å kunne tilrettelegge for nok plass til flomvann i arealplanleggingen. En rekke europeiske land bruker arealplanleggingen aktivt for å omdisponere arealer til oversvømmelse slik at flomtopper kan dempes

(NVE 2021)⁶³ <https://www.miljodirektoratet.no/aktuelt/innlegg/vi-ma-forberede-oss-bedre-pa-klimaendringene/?fbclid=IwAR3kdd8DEbCcaRZ1JqeLK9O28OfE5OBP7OdzCn3iT5kN4wyzWyEzN14hjAY>

⁶⁴ <https://info.bmlrt.gv.at/themen/wasser/wasser-oesterreich/fluesse-und-seen/hochwasserschutz-oekologie.html>

(Tyskland⁶⁵ ⁶⁶, Østerrike⁶⁷ ⁶⁸, Nederland⁶⁹ ⁷⁰). I Sverige lages integrative vannplaner innenfor en «strategisk kommunal vannplanlegging»⁷¹.

En mulighet til å oppnå dette i Norge er å innlemme flomrisikohåndtering sterkere i kommunenes arealplaner, for eksempel ved å disponere areal til flomsoner og elverestaurering der periodisk oversvømmelse eller morfodynamikk tillates. Slike arealer kan brukes som forhåndsbestemte bruddpunkter som bidrar å beskytte andre arealer med prioritert arealbruk og høyere sikkerhetsklasser (F2-F3), i tråd med Plan- og bygningsloven og TEK 17. Eksempler for denne tilnærmingen finnes i scenarioene i kap. 4. I Norge har Gran kommune brukt en slik tilnærming med arealbruksendringer i flomsonen i Brandbu, inkludert fjerning av bygg⁷².

En annen mulighet er de norske vannforvaltingsplanene i rammen av vannforskriftsarbeidet. I aktuelle Vannforvaltningsplan Vestland er vassdragsrestaurering eksplisitt nevnt som metode til flomrisikohåndtering og miljøtiltak⁷³.

Et nytt forslag er en integrativ «masterplan flom & miljø» som kombinerer fagtemaene miljø og flomrisiko i en tiltaksplan. Denne veien går enkelte norske kommunale aktører allerede, eksempelvis Aurland kommune med Flåmvassdraget og Vannregion Dalane med Sokna. Tiltakene i slike planverk kan realiseres gradvis i henhold til ressurser og behov, og de åpner muligheten for å handle langsiktig etter flommer – når vassdraget og bredden de facto bygges og tilpasses. Med en slik integrativ plan i bunn kan elven bygges opp tryggere etter flommer, inkludert ivaretagelse av nye flomsletter eller elveløp istedenfor gjenforbygging etter hver ny flom. Mer om dette i neste avsnitt.

5.9.4 Miljø- og klimahensyn ved oppbygging etter flommer

Morfodynamikk under flommer hører til de naturlige prosessene som utformer vassdrag og habitater, særlig i fluviale elvestrekninger (Hauer & Pulg 2020). Disse prosessene kan brukes som indikator for plassen vassdraget trenger i flommer og til å skape bedre miljøtilstand med naturlige habitater. Der det er mulig, kan flommer brukes målrettet som verktøy til å restaurere naturlige elvestrekninger og bedre økologisk tilstand. Dessuten er en slik prosessbasert måte å restaurere eneste mulighet å kunne gjenskape *naturlige* habitater med tilhørende fysiske og biologiske egenskaper. Restaureres det kun ved bruk av maskiner og menneskelig design vil resultatet per definisjon bare kunne være natur-

⁶⁵ https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/hochwasserschutz_2014.pdf

⁶⁶ <https://www.hochwasser.baden-wuerttemberg.de/wasserrueckhalt-in-der-flaeche>

⁶⁷ https://info.bmlrt.gv.at/dam/jcr:1c55c787-ee7-468e-980c-31ebd5c68613/Hochwasserrisikomanagement_Ziele_und_Ma%C3%9Fnahmen.pdf

⁶⁸ <https://www.bmk.gv.at/dam/jcr:66fdd6f1-e5e7-462f-b8c8-3008f670d87a/floodrisk.pdf>

⁶⁹ [https://en.wikipedia.org/wiki/Room_for_the_River_\(Netherlands\)](https://en.wikipedia.org/wiki/Room_for_the_River_(Netherlands))

⁷⁰ <https://www.dutchwatersector.com/room-for-the-river>

⁷¹ <https://www.richwaters.se/handbok-for-strategisk-kommunal-vattenplanering/>

⁷² <https://kommunikasjon.ntb.no/pressemedling/na-er-brandbu-sentrum-sikret-mot-flom?publisherId=89280&releasId=17934256>

⁷³ <https://www.vannportalen.no/vannregioner/vestland/plandokumenter-vannregion-vestland/planperioden-2022--2027/plandokument-til-politisk-behandling-haust-2021/>

lignende. Geomorfologiske prosesser, arter og habitater kan lett overses og glemmes (Blackbourn 2007; Beechie et al. 2010).

I en rekke land legges det opp til denne fremgangsmåten ved å disponere land til morfodynamikk og å la elvestrekninger med morfodynamiske endringer ligge etter flommer, istedenfor å legge de tilbake og sikre breddene på nytt. Delvis kjøpes slike arealer fra grunneiere, enten av kommuner, delvis støttet av staten, eller av staten direkte (Tyskland^{74 75 76}, Østerrike⁷⁷, Wales, England, Nord-Irland, Skottland⁷⁸, USA⁷⁹ (Zavar 2015; Mach et al. 2019). Dette gjøres både preventivt, dvs. før flommer, eller direkte etter flommer når «skadete» områder erverves og nye elveløp får bli liggende.

Denne fremgangsmåten vurderes som hensiktsmessig med tanke på bedre flomsikring og bedre miljøforhold, men også samfunnsøkonomisk siden gjentakende tilbake-kanalisering og sikring hadde vært langt dyrere enn å kjøpe arealet og la elven utvikle seg. Dette gjelder særlig når det må regnes med større flommer i fremtiden (Atoba et al. 2021; Zavar 2015).

Etter store flommer kreves det vanligvis oppryddings- og sikringstiltak med mye anleggsaktivitet. Samtidig er viljen og beredskap til bedre og tryggere løsninger til stede hos befolkningen i slike perioder. I slike tider er det rom for handling. Tilbakemeldinger fra våre workshops med befolkningen og kommuner tilsier at dette er et viktig moment som taler for å være klar med bedre løsninger. Det er i slike situasjoner at bedre løsninger kan realiseres – når man uansett må bygge opp eller erstatte ødelagte sikringstiltak. Det kan være atskillig vanskeligere å tilpasse arealbruk og bygge en bedre flomsikring langs elver når siste storflom er glemt.

Erstatningspraksis etter naturskade er lovregulert i Norge (Lov om naturskadeforsikring)⁸⁰ og i utgangspunktet basert på før-flom-tilstand, særlig ved verdivurdering og takst. Ofte gjenoppbygges tidligere arealbruk, bolig- og infrastruktur. For privat eiendom er det imidlertid også fullt mulig med erstatning dersom det bygges opp på mer bærekraftige måter og på tryggere arealer, dersom «...det ikke gis tillatelse til å reparere eller gjenoppbygge huset på skadestedet på grunn av fare for ny naturskade...» (Lov om naturskadeforsikring §1). Den statlige naturskadeordningen («naturskadefondet») og forsikringspraksis åpner altså opp for bedre løsninger⁸¹, men dette gjelder forsikret privateiendom og forutsetter myndigheter som styrer gjenoppbyggingen aktivt og langsiktig mot bedre løsninger og ikke gir tillatelse til gjenoppbygging på utsatte områder. Her vil en god arealplanlegging med verktøy som reguleringsplaner, flomsoneanalyser og en «masterplan flom & miljø» være til stor nytte, (se scenario side - 99 - til - 101 -) .

Bedre arealløsninger er imidlertid vanskeligere å oppnå med skadeerstatningspraksis for kommunal infrastruktur. Den dekkes via skjønnsmidler fra staten (Kommunal- og

⁷⁴ https://www.stmuv.bayern.de/themen/wasserwirtschaft/foerderung/doc/anlage_infoblatt.pdf

⁷⁵ [https://www.bestellen.bayern.de/application/eshop_app000008?SID=1042195799&ACTIONxSESSxSHOWPIC\(BILDxKEY:%27stmuv_wasser_002%27,BILDxCLASS:%27Artikel%27,BILDxTYPE:%27PDF%27\)](https://www.bestellen.bayern.de/application/eshop_app000008?SID=1042195799&ACTIONxSESSxSHOWPIC(BILDxKEY:%27stmuv_wasser_002%27,BILDxCLASS:%27Artikel%27,BILDxTYPE:%27PDF%27))

⁷⁶ https://www.lfu.bayern.de/wasser/hw_handlungsfelder/vorsorge/index.htm

⁷⁷ <https://www.derstandard.at/story/2000011626893/mehr-als-300-hochwasser-opfer-in-oberoesterreich-siedeln-ab>

⁷⁸ <https://www.sepa.org.uk/media/163560/sepa-natural-flood-management-handbook1.pdf>

⁷⁹ <https://nca2018.globalchange.gov/>

⁸⁰ <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1989-06-16-70>

⁸¹ <https://www.naturskade.no/skadehandbok/skadearsakene/flom/>

moderniseringsdepartementet), men skjønnsmidlene «...skal anvendes til tilbakeføring til opprinnelig nivå og ikke til en standardheving. Utgifter til forebyggende tiltak skal ikke tas med i beregningsgrunnlaget for kompensasjon. Den enkelte kommune står imidlertid fritt til selv å finansiere standardheving eller tiltak av forebyggende karakter»⁸². Denne praksisen kan fremstå som insentiv til å gjenopprette før-tilstanden istedenfor å finne nye og bedre løsninger som ivaretar både større trygghet og bedre miljøforhold. Det har blitt foreslått å reformere ordningen og å gå fra skjønnsmidler til en kommunal forsikringsordning. Uavhengig av hvilken løsning som velges, vil intensiver til arealløsninger med *bedre* klimatilpasning og miljøtiltak kunne bidra til å redusere skadepotensialet i fremtidens flommer og bedre økologisk tilstand.

5.9.5 Utforming og dimensjonering av elveløp

I de siste hundre år har mange elveløp blitt endret til homogene kanaler med trapesformet profil og terskler eller delvis plastret kanalbunn. Konstruksjon og utforming gjenspeiler formålene med kanalisering og arealbruk men også metodene brukt til å planlegge (Juárez et al. 2021), slik som hydraulisk modellering med trapesformete tverrsnitt og rette linjer. Naturlige habitater, naturlig vassdragsmorfologi, elvetype, morfodynamikk, vannføringsvariasjon og sedimentregime har ofte blitt nedprioritert og oversett ved planlegging og bygging av elveløp⁸³, med de kjente effektene på miljøforholdene (se kap. 5.4) og Pulg et al. (2018).

For å kunne inkludere lovpålagte miljøbestemmelser, miljømål og eventuelle vernebestemmelser, er det nødvendig å inkludere plass til flora og fauna ved dimensjonering av vassdrag. Det betyr i praksis plass til sediment, vegetasjon og naturtypisk morfologi. En slik utforming kan sikres ved å legge til grunn naturtypiske vassdragsformer og sedimenter når elvestrekninger utformes. Her bør man orientere seg etter elvetyppologi, naturlige referanser og målbildet, som beskrevet i kap. 4.1. Basert på geomorfologi, helning og sedimenttype kan elvetypen defineres og etterlignes. Denne fremgangsmåten er ikke bare en forutsetning for å skape de typiske habitatene, slik som gyteplasser, brekk, bakevjer, kroksjøer, sideløp m.m., men vil også kunne gi mindre vedlikeholds- og reparasjonsbehov siden elvens form i så fall vil være tilpasset de hydromorfologiske rammene (helning, vannføring, sediment).

Elver vil utvikle seg i retning naturgitt elvetype under store flommer, og en naturtypisk utforming medfører dermed at man i større grad jobber *med* heller enn *mot* de naturlige prosessene. Avhengig av elvetype kan slike løsninger være plasskrevende. Det gjelder særlig for de flate elvetyperne med under 0.5 % helning, som ofte meandrerer eller har flere løp. Aktivt elveløp og elveslette kan likevel holdes innenfor visse grenser gitt av ønsket arealbruk. Hvordan dette kan gjøres vises i Tabell 18, for eksempel med tilbaketrunket erosjonssikring eller miljøtilpasning.

Basert på erfaringene fra scenariene i kap. 4 anbefales å ha en klar forestilling om aktivt elveløp, aktiv elveslette og morfologisk elveslette når vassdrag utformes og dimensjoneres. Flomvannføringene

⁸² <https://www.ks.no/contentassets/e0a0ccd3223a45e3b1b26ca01953aa08/sluttrapport-forslag-til-finansierings--og-forsikringsordninger-for-kommunal-infrastruktur.pdf>

⁸³ <https://www.nrk.no/innlandet/flomsikring-av-elver-odelegger-for-dyrelivet-1.15243539>

som forventes i fremtidens klima (Hanssen-Bauer et al. 2016) er i de fleste tilfeller for store til at de passer i aktive elveløp. En utforming med plass i aktiv elveslette for vannvolum og morfodynamikk må derfor i utgangspunktet være del av håndtering av slike flommer (Schober, Hauer, and Habersack 2020; Schiemer et al. 2020; Hajdukiewicz et al. 2016). De delene av den morfologiske elvesletten som ligger utenfor den aktive elvesletten fremstår som tryggere arealer, egnet for den arealbruken som skal beskyttes mest slik som bosetting og kritisk infrastruktur (200-1000års flom, TEK 17). I alle våre eksempelelver har vi funnet slike trygge arealer, se kap. 4.

5.10 Vassdragsvern

To av de fire eksempelelvne i prosjektet, Flåmselva⁸⁴ og Nausta^{85 86}, er vernet vassdrag og dessuten nasjonale laksevassdrag. I begge elvene finnes det en rekke fysiske endringer fra tiden før vassdragene ble vernet. I tillegg har en rekke aktiviteter og inngrep forekommet også etter at vernet ble innført. I Flåmselva finnes to vannkraftverk som har en økologisk effekt som følge av korte perioder med dropp i vannføring og endring i sedimentkvalitet, siden grus- og steintransport reduseres av dammen ved Leinafossen, mens finsediment transporteres videre nedover. Dessuten finnes erosjonssikring og fysiske endringer av elvens form, og kantvegetasjon er i hovedsak fraværende nedenfor Leinafossen. En del av disse inngrepene ble gjennomført etter at vassdraget ble vernet i 1986. Deriblant er steinsikringen som ble satt opp i gjenoppbygging av elven etter flommen i 2014, byggeaktivitet ved jernbanen, ombygging av dammen ved Leinafossen kraftverk m.m. (Stranzl & Postler 2020). Ovenfor Rokkabru i Flatadalen ble elven utrettet og forbygget i 2018 og sideløp redusert og fjernet (se s. - 66 -).

Grunnet stadig påvirkning og den kritiske situasjonen for villaksbestanden (se side - 70 -) etter flomsikringen i 2015 ble det i 2019 avholdt et krisemøte under ledelse av daværende Fylkesmannen, som samlet de viktigste aktørene rundt vassdraget, deriblant grunneiere, NVE, regulerer og kommunen. Her ble det besluttet å minimere miljøskadelig påvirkning av vassdraget og det ble drøftet en midlertidig genbankløsning. Deretter ble miljøpåvirkningene og fysiske endringer redusert og miljøtiltak gjennomført. Ungfiskbestanden økte og genbank ble ikke vurdert som nødvendig i årene etterpå (Figur 41).

I Nausta finnes en rekke kunstige terskler og erosjonssikring samt fyllinger (f.eks. ved Naustdalstunellen), i tillegg til lukkede sideløp og delvis utrettete elvemeander. Arealbruksendringer, bl.a. med veibygging, granfelt og snauhogst, har ført til finsedimentutslipp (Figur 113-Figur 115) og opphoping av sand i elva med negative effekter på fiskehabitat, samt økt fare for ispropp og

⁸⁴ <https://www.nve.no/vann-og-vassdrag/vassdragsforvaltning/verneplan-for-vassdrag/vestland/072-2-flamselvi/>

⁸⁵ <https://www.nve.no/vann-og-vassdrag/vassdragsforvaltning/verneplan-for-vassdrag/vestland/084-1-nausta/>

⁸⁶ <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/ferskvann/laks/nasjonale-laksevassdrag-og-laksefjorder/>

oversvømmelse. Det forekom også enkeltinngrep, slik som gravearbeid av Statnett vinterstid 2012 mens det var rogn i elvebunnen⁸⁷.

Disse faktorene gjenspeiles i biologiske data (Figur 132). I Nausta var store elvearealer nesten tom for eldre ungfisk av laks og aure grunnet mye finsediment og mangel på skjul. Dette ble vurdert som flaskehalsen for laksebestanden i elva (kap. 4.9.5). I 2015 ble ungfisktettheter i Flåmselva redusert til 20 % av før-tilstanden, i hovedsak grunnet en langvarig anleggsfase under gjenoppbygging etter flommen (Figur 41). Sistnevnte skjedde delvis i en nødsituasjon rett etter flommen der det hastet med sikring av liv og helse – men mange andre inngrep har ikke skjedd i hastesituasjoner. I begge elver ble det gjennomført miljøtiltak som har bidratt til å bedre forholdene i etterkant, men i perioder var villaksbestanden, som er et viktig verneformål i begge vassdrag, utsatt for en rekke bestandsreduserende inngrep – til tross for status som vernet vassdrag og nasjonalt laksevassdrag.

I Stortingsmelding 25 (2015-2016)⁸⁸ åpnes det for konsesjonsbehandling av vannkraft under særskilte betingelser, deriblant miljøhensyn, samfunnsnytt og «vesentlig flomdempende» effekt. Dette har vært kontroversielt og omdiskutert de siste årene^{89 90}. Vannkraft trekkes i stortingsmeldingen frem som et tiltak for flomdemping. Regulerbar vannkraft kan bidra til dette formålet, men man bør ikke overse at effekten avtar med økende flomstørrelser og magasinfylling (Stenius et al. 2021, se også følgende kap.) og at det i de aller fleste tilfeller vil kreve ytterligere flomsikringstiltak i tillegg til magasinering (se kap. 4.6.5, 5.7). Dessuten vil en vannkraftregulering påvirke naturmiljø og verneformål. Flomtuneller kombinert med kraftverk kan forbitappe deler av flomvannføringen, men her er det avgjørende hvor mye av de økologisk viktige flommene som forblir i elven og hvor mye og hvordan vannet brukes i eventuelt kraftverk. Måltettete og rendyrkede flomsikringstiltak slik som flomdempingsmagasiner vil i utgangspunktet kunne gi en bedre sikring enn magasiner med kombinert bruk og delvis motstridende bruksinteresser. Det er også verdt å merke seg at de vernet og uregulerte eksempelelvne hadde lavere flomskadepotensial enn den regulerte Aurlandselva (kap. 4.10), hovedsakelig på grunn av bebyggelsesmønster i resterende flomsone. Kap. 4.5 viser at det foreligger mange metoder til flomdemping og -sikring og at det finnes en omfattende verktøykasse til flomrisikohåndtering inkludert naturbaserte løsninger. Flere av disse er godt egnet til å bedre både flomrisikohåndtering og miljøtilstand.

For fremtiden anbefales det å vurdere praksisen med håndheving av vassdragsvern og nasjonale laksevassdrag. Med en systematisk tilnærming kan det undersøkes i hvilken grad verneformål har blitt oppnådd og hvordan praksisen og vernestatus kan forbedres for å nå de ønskete målene. Dette er ikke minst relevant for å avklare og harmonisere forvaltningspraksisen med nyere miljølover slik som kvalitetsnorm villaks og naturmangfoldloven.

⁸⁷ <https://www.nrk.no/vestland/--statnett-gamblar-med-nausta-1.8850506>

⁸⁸ <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/meld.-st.-25-20152016/id2482952/?ch=1>

⁸⁹ <https://www.nrk.no/vestland/stortinget-vil-likevel-verne-vassdraga-1.16000321>

⁹⁰ https://www.nrk.no/norge/_-neppe-mye-kraft-a-hente-i-vernede-vassdrag-uten-a-ga-inn-i-indrefiletten-av-norsk-natur-1.15809103

5.11 Vannkraft

Et av case-vassdragene i prosjektet var utbygget med «stor» vannkraft og magasineringskapasitet (Aurlandselva, 1377 MW)⁹¹ (Ugedal et al. 2019). I vernet Flåmselva finnes det to mindre kraftverk (< 10 MW) med moderat magasineringskapasitet (kap. 4.6). Vernet Nausta har et mikroelvekraftverk i Hyelva (1.4 MW) uten magasineringskapasitet (kap. 4.9). I Brekkeelva finnes det ingen kraftverk (<https://atlas.nve.no/>).

Miljøpåvirkning

De nevnte kraftverkene har en rekke miljøeffekter. Disse er beskrevet i enkeltkapitlene om vassdragene (kap. 4). Mest kjent er effekter på vanntemperatur, sedimentkvalitet, fiskevandring og redusert vannføring i deler av Aurlandsvassdraget (Ugedal et al. 2019). Men også i Flåmsvassdraget er det miljøeffekter, som endringer i sedimenttransport og enkelte raske fall i vannføring. For fisk har disse faktorene delvis blitt avbøtt gjennom tiltak, eksempelvis gjennom miljødesign med ripping, grus- og steinutlegg, omløpsventil (Leinafossen i Flåmselva), minstevannslipp (frivillig i Vassbygdelva) samt en finmasket varegrind ved kraftinntak Vangen og fisketrapp ved lemmen (Aurlandselva).

Vannkraftregulering har redusert miljøtilstand og fiskeproduksjon i en rekke regulerte vassdrag (Saltveit et al. 2006, Ugedal et al. 2019, Pulg et al. 2021), men med avbøtende tiltak (Forseth and Harby 2013; Pulg et al. 2018) kan negativ påvirkning reduseres. Ungfisktettheter av aure og laks i regulerte Aurlandselva var blant de høyeste i case-vassdragene, bare toppet av uregulerte Nausta, men høyere enn i Flåmselva og Brekkeelva. Her spiller en rekke andre faktorer inn slik som næringstilgang, temperatur, elvemorfologi og vannkvalitet. Dataene samsvarer likevel med observasjoner fra andre vassdrag (Pulg et al. 2018) om at de rette avbøtende tiltakene kan bidra til å opprettholde en relativt høy produksjon av ungfisk også i regulerte vassdrag slik som i Aurlandsvassdraget. Også i Flåmsvassdraget har ungfisktettheten økt etter miljøtiltak og reduksjon i inngrep, se kap. 4.6.4.

Flomrisikohåndtering

I Norge brukes vannkraftregulering også til flomdemping. Staten pålegger regulanter «...et ansvar for å manøvrere aktivt innenfor det gjeldende manøvreringsreglementet for å begrense eventuelle flomskader. Regulantene skal ha beredskapsplaner for håndtering av store flommer.»⁹² NVE følger opp dette arbeidet⁹³. Magasineringssevnen i Aurlandsvassdraget bidrar for eksempel til å dempe flommer. Flomdempingspotensialet er størst når magasinene er relativt tomme, for eksempel før vårfloppen. Gjennom sommer og høst pleier magasinene imidlertid å fylles og da gjenstår et gradvis mindre volum (Væringsstad 2019). I tillegg til magasinendemping er det en forbitappingsmulighet i

⁹¹ https://snl.no/Aurland_kraftverk

⁹² <https://varsom.no/flom-og-jordskredvarsling/forebygg-flom-og-jordskredskader/regulanter-ansvar-og-muligheter/#:~:text=I%20en%20flomsituasjon%20har%20regulanten%20et%20ansvar%20for,i%20vassdrag%20C%20og%20kan%20ha%20betydelig%20flomdempende%20effekt.>

⁹³ https://www.nve.no/media/2300/regulantansvar_i_flomsituasjoner.pdf

Aurlandsvassdraget. Tunellen ved Vangen kraftverk har en kapasitet på ca. 90 m³/s, og denne vannføringen kan slippes forbi strekningen Vassbygdsvatnet-Aurlandsvangen under flommer (Hafslund ECO. pers. kom.). Også i Vassbygdi vil Aurland 1 kunne virke som en forbitapping. Uten regulerings-effekt hadde det blitt forventet betydelig større flommer. 200-års flommen hadde da ligget ved 630 m³/s (Væringsstad 2019), med klimapåslag på 40 % hadde man havnet ved 880 m³/s.

Likevel vil det kunne forekomme store flommer i regulerte vassdrag, også i Aurlandselva. Ifølge NVEs flomberegning basert på vannføringsmålinger etter reguleringen vil en 200-års flom komme opp på 460 m³/s (kulminasjonsvannføring ved Skjærshølen). Inkludert 40 % klimapåslag vil en 200-års flom tilsvare 640 m³/s (kulminasjonsvannføring). Døgnmiddel vil da ligge på ca. 530 m³/s – en stor vannføring som bare er nådd to ganger siden 1900. Våre modellberegninger viser skadepotensial ved en slik flom i bebyggete områder ved Aurland skole, Skaimshagene og i Vassbygdi, inkludert potensiale for danning av nye løp i deler av vassdraget. Også ved mindre vannføringer (200-års flom uten klimapåslag vil det være et betydelig skadepotensiale, kap. 4.7.6, 4.10).

Det finnes en rekke metoder⁹⁴ for å beregne flommer i regulerte vassdrag (Stenius et al. 2021). For eksempel med utgangspunkt i nedbør og tilsig, fra- og tilføring av vann og inkludert reelle dempings- eller forbitappingsmuligheter. Her kan også den varierende magasinfyllingsgraden gjennom året inkluderes. Dette vil bidra til en mer presis flomrisikoberegning og med dette bedre vurderingsgrunnlag til arealplanlegging og magasinstyring.

Fremtidens ekstremnedbør og nedbørsflommer forventes å øke samt at tidspunkt for flommer kan forskyve seg mer mot høst og vinter⁹⁵ (Hansen-Bauer et al. 2016. Paasche et al. 2021). 2014-flommen som rammet Opo, Vosso og Flåmselva skjedde i slutten av oktober. Det samme gjelder flommen høsten 2018 som førte til omfattende skader langs både den vernetete Mørkridselven og det kraftutbyggete Fortunvassdraget (Luster, Sogn). Når ekstremflommer sammenfaller med relativt fulle magasiner høst og vinter vil flomdempingspotensialet ved forhåndstapping være begrenset. Jo større nedbørsmengder og fyllingsgrad, desto mindre blir dempingsmulighetene. I en omfattende litteraturstudie sammenfatter Stenius et al. (2021) at vannkraftregulering kan dempe flommer effektivt, men at dette gjelder særlig for de mindre flommene og fortrinnsvis om våren og sommeren. Dempingsevnen er minst for de største flommene, slik som 200-1000 års flommer. Den avhenger av fyllingsgrad i magasiner, årstid, manøvrering av magasiner og tapping. Forfatterne understreker risikoen med trenden til hyppigere høstflommer som sammenfaller med høy fyllingsgrad i magasiner. De henviser også til flomhendelser fra Sverige der vannkraftutbygging har ført til økte flomtopper i et vassdrag, særlig ved langvarige flommer når reguleringsmagasinene var fulle og vann måtte tappes, noe som kom i tillegg til den naturlige avrenningen på utsatte elvestrekninger med bebyggelse (Bergström 1999).

Det er eksempler der myndigheter og befolkning har stolt på en «falsk trygghet» i kraftregulerte elver (Hauer and Habersack 2009). Det ble da tatt færre hensyn til flomfare i arealplanlegging og bebyggelse i flomsone – med store konsekvenser da flommen likevel skjedde i elven Kamp 2002 (Østerrike).

⁹⁴ <https://veileder-for-flomberegninger.nve.no/utfor-flomberegning/flomberegning-for-regulerte-vassdrag/?ref=mainmenu>

⁹⁵ <https://hordaflom.norceresearch.no/>

I tråd med fagmyndighetene^{96 97} vil vi derfor understreke risikoen for flom og flomskader også i kraftregulerte vassdrag. Dette gjelder særlig for de største flommene med høyest skadepotensial og er særdeles relevant med de forventete klimaendringer og større flommer (Hanssen-Bauer et al. 2016). Det anbefales presise flomberegninger i disse vassdragene. Beregningene bør inkludere klimaeffekter og lokale forhold, slik som reguleringstype, manøvrering med varierende fyllingsgrad av magasiner samt risiko for teknisk svikt (Stenius et al. 2021).

Vannkraftregulering i seg selv vil i de fleste tilfeller ikke være tilstrekkelig for å hindre flomskader, men må kombineres med andre sikringstiltak. Her vil naturbaserte løsninger kunne bidra til å håndtere flomskaderisikoen samt å redusere uønskete miljøeffekter av vannkraftregulering. Eksempler på dette finnes i Aurlandsvassdraget (kap. 4.7), slik som restaurering av side- og flomløp, men også avbøtende tiltak og miljødesign med grusutlegg og ripping.

5.12 Flomberegninger og dimensjonering av flomsikring

Flomsikringstiltak og arealbruk blir dimensjonert etter forventet flomstørrelse og -intervall, slik som 200-års flommer og 1000-års flommer (TEK 17, plan og bygningsloven). Det er en rekke kjente usikkerheter knyttet til beregning av gjentaksintervall og flomvannføring, slik som begrensede historiske vannføringsdata, usikkerhet i klimascenarioer og modelleringsusikkerhet, men også varierende klimaeffekter i forskjellige nedbørsfelt. Dette bidrar til at fremtidens anslag for flomstørrelser kan sprike sterkt (Hansen-Bauer et al. 2016).

Legger man bare opp til sikring inntil en viss flomvannføring, vil det lett kunne skje skader når vannet overstiger dimensjoneringsgrunnlaget – uansett om det skyldes mangel på data ved beregning, andre forutsetninger i modellen eller at klimaendringer var større enn forutsatt. Det anbefales derfor å supplere risikohåndteringen basert på beregnede dimensjonerende flommer med en prosessbasert forståelse av hva som skjer ved større vannføringer (Hauer et al. 2021, Hauer & Pulg 2020). Dette kan være å identifisere tryggere områder for ny bebyggelse ved hjelp av morfologisk kartlegging (kap. 5.12, 4.1 og 4.2). Dessuten bør flomveier identifiseres slik at vann som overtopper vil kunne renne av terrenget med minst mulig skade (Patt et al. 2004). Anbefalingen kan sammenfattes slik: Flomrisikohåndtering i fremtidens klima bør baseres på en beregnet flomstørrelse og gjentaksintervall. Utover dette bør det planlegges slik at skader ved enda større flommer minimeres.

Naturbaserte løsninger kan bli et viktig verktøy ved denne tilnærmingen siden areal for økologiske funksjoner også gir en buffer for større flommer og kan bidra til mindre akselerering av vannhastigheter og erosjonskrefter (kap. 4.3). Dette er også i tråd med internasjonale anbefalinger og EUs flomdirektiv om «integrated flood management» (kap. 7).

⁹⁶ <https://www.varsom.no/flom-og-jordskredvarsling/forebygg-flom-og-jordskredskader/regulanter-ansvar-og-muligheter/>

⁹⁷ <https://veileder-for-flomberegninger.nve.no/utfor-flomberegning/flomberegning-for-regulerte-vassdrag/?ref=mainmenu>

5.13 Veien videre – forskningsbehov og implementering

Elvetynologi

Elvetynologisering basert på morfologiske egenskaper og elvenes dannelse er et nyttig verktøy for å vurdere grunnleggende miljøaspekter og flomrisiko, samt tiltak for å håndtere disse. Den svenske elvetynologien og den norske naturkartleggingen (NIN) har en rekke fellestrekk. Begge bygger på geomorfologiske prosesser og bruker sedimenttype og helning som indikatorer. Det pågår nå et arbeid for å utvikle en felles nordisk elvetynologi basert på disse metodene (Miljødirektoratet). Dette vil kunne gi en verdifull, internasjonalt anerkjent metode til grunnleggende vurderinger for flomrisikohåndtering og vannmiljøforvaltning, inkludert arbeidet med vannforskriften og vilkårsrevisjoner.

Erosjonsrisikokartlegging

Kartlegging av risikosoner for morfodynamikk vil bidra til å håndtere et av de største faremomentene i norske vassdrag og gi grunnlag for en bedre beskyttelse slik som bl.a. TEK 17 legger opp til. Til dette har Flom & Miljø-prosjektet bidratt med en metodikk som er basert på en analyse av 1) elvetypenes rekkefølge (stabile, ikke-fluviale versus ustabile, fluviale strekninger) og 2) hydraulisk modellering kombinert med sedimentsammensetning og 3) analyse av massebalanse. Disse metodene bør testes og valideres nærmere for å kunne se i hvilken grad de fungerer i praksis, i andre vassdrag og til å presisere metodene. Med dette verktøyet vil det være mulig å lage risikokart som ikke bare inkluderer flomsone (vannstand), men også risiko for erosjon og morfodynamikk. Dette kan bidra vesentlig til å redusere skadepotensialet i fremtidens flommer.

Vassdragsvern og nasjonale laksevassdrag

Basert på erfaringene i Nausta og Flåmsvassdraget anbefales en systematisk gjennomgang av vassdragsvernet og vernepraksis. Det bør undersøkes om og i hvilken grad verneformål ble sikret eller oppnådd etter vernet. For nasjonale laksefjorder nasjonale laksevassdrag har dette blitt gjennomført (Dervo et al. 2017; Hindar et al. 2018) men det mangler for vassdragsvernet.

Dette er ikke minst relevant for å kunne inkludere forholdet til andre miljølover som ble innført etter at vassdragsvern og nasjonale laksevassdrag, slik som vannforskriften og kvalitetsnorm for villaks. I Nausta og Flåmselva ser man at oppnåelse av verneformålet krever en sektorovergripende tilnærming (se også OECD 2022). Verneformål for villaks medfører også at laksens sjøvandring inkluderes. Motstridende reguleringer bør harmoniseres, slik som trafikklyssystemet⁹⁸ som skal regulere

⁹⁸ <https://www.dn.no/innlegg/villaks/klima-og-miljo/naturvern/innlegg-det-er-behov-for-en-ny-handlingsplan-for-villaks/2-1-1083134>

oppdrettsnæringens regionale påvirkning av villaks basert på lakselus, uten å ta hensyn til lokale verne- eller bestandsstatus i de enkelte lakseelver og -populasjoner.

En slik vurdering vil kunne bidra å sikre at verneformålene faktisk kan nås og at tiltak oppdateres etter dagens lovverk og kunnskapsstatus. De fleste vernete vassdrag er ikke «urørt», men ligger i kulturlandskap der menneskelig påvirkning er vanlig – uten at det nødvendigvis utvikles løsninger for samspillet med verneformålene (se et eksempel på flomrisikohåndtering med hensyn til verneformål i Nausta, kap. 4.9.5).

ALB som nytt verktøy for flomrisikohåndtering og vassdragsrestaurering

ALB (Airborne LiDAR Bathymetry) er laserscanning av terreng med grønn laser som kan penetrere vannoverflaten. Med dette er det mulig å oppmåle terrenget under vann (batymetri), også i elver. I prosjektet brukte vi slike data først og fremst i Flåmselva der de ble disponert av NVE. Dette ga oss et svært godt og detaljert datagrunnlag med langt flere terrengpunkter enn landmåling med enkeltpunkter og transsektorer. Systematisk testing av hydraulisk modellering av flomvannstand tyder på at det kan oppnås en langt større nøyaktighet for flommodellen med ALB-data (Awadallah, Juárez, and Alfredsen 2022). Dette vil kunne bidra til mer målrettede flomsikringstiltak, miljøtiltak og bruk av ressurser. Vi betrakter det som en lovende teknologi for anvendelser innen klimatilpasning, flomsikring og flommodellering, men også for å planlegge miljøtiltak og vassdragsrestaurering.

Det anbefales derfor å forske videre på mulighetene og begrensningene til ALB som verktøy for flommodellering, restaurering og miljøtiltak.

Implementering av en integrativ og miljøvennlig flomrisikohåndtering

Flom & Miljø-prosjektet sammenstiller en rekke tiltak for å kombinere flomrisikohåndtering med miljøtiltak, først og fremst gjennom bevaring og restaurering av elver og flomsletter, men også kompromiss-løsninger slik som miljøtilpasset sikring samt avbøtende miljøtiltak der ikke-naturbaserte løsninger kreves (Tabell 18). Vi har foreslått en rekke måter for implementering av slike tiltak, deriblant elverestaurering som flomsikringstiltak og våtmarksrestaurering som flomdempingstiltak, en helhetlig «masterplan flom & miljø» samt en tverrfaglig «integrativ tilnærming» i planleggingen. Disse ideene bør diskuteres, videreutvikles og testes.

6 Track record

Her listes opp et hovedutvalg med publisering og formidling i rammen av prosjektet.

6.1 Foredrag

Et utvalg av foredragen fra prosjektet:

1. Flomseminar på Voss 24.8. 2017
2. Nasjonalt seminar om vassdragsrestaurering i Bergen 27.9. 2017. Flaum og vassdragsmiljø i eit endra klima – innovative metodar for restaurering og betre miljøtilstand
3. Flomseminar i Aurland 13.4. i regi av kommunen. Flom og miljø i et endret klima.
4. Prosjektworkshop Aurland 14.4. 2018
5. Prosjektworkshop Naustdal 23. 4. 2018
6. Vassdragstreff. Natuvernerforbundet 2018. Flom og miljø i et endret klima.
7. Hardangerfjordseminaret 5.5. 2018. Flom og miljø i et endret klima.
8. Foredrag hos Fylkesmannen Hedmark Lillehammer 23. 4. 2018.
9. Nasjonalt seminar om vassdragsrestaurering i Oslo 20.9. 2018. Hvilke tiltak fungerer hvor? Hvordan elvemorfologi og sedimenttransport setter rammer for våre handlingsrom i vassdrag.
10. 2 foredrag på fagseminar til 50 års jubileum LFI Bergen, 10.2. 2019
11. Vannmiljøkonferansen 2019 Oslo. (MD) Hydromorfologi i norske elver – hvordan våre vassdrag ble dannet og hva det betyr for elveøkologien
12. Internasjonal konferanse ISRS 8.-13.9. 2019, Wien. How river morphology affects salmonid habitat and production in post glacial streams
13. Prosjektworkshop Aurland 26.10. 2019
14. Naturrestaureringskonferanse Trondheim (2021 MD & NINA): Restaureringens Columbi Egg
15. NMBU-Seminar om vassdragsforvaltning 2021, NMBU Ås, Restaurering og naturbaserte løsninger
16. Interpraevent Conference 2021, Bergen. Improving both flood control and ecological status? Nature based flood control methods and how to apply them in post-glacial rivers.
17. Interpraevent Conference 2021, Bergen. Supercritical flow over fluvial and non-fluvial sediments as underestimated hazard in terms of extraordinary floodings
18. Utkast til en elvetyologi, NIN-møte 2021, Artsdatabanken MD
19. Vassdragstreff. Natuvernerforbundet 2021. Naturbaserte løsninger for flomrisikohåndtering
20. Nasjonal konferanse om naturbaserte løsninger for klimatilpasning (NGI, Oslo 2021). Naturbaserte løsninger til flomsikring i Norge – hvordan har de fungert?
21. NBS-konferanse 2022, Oslo (DNT/Naturvernforbundet) Vi kan mer enn kanaler, flomtuneller og dammer – naturbaserte løsninger til flomsikring og klimatilpasning
22. Seminar Norske Lakseelver 2021: Flomsikring og vannkraft – ødeleggelse eller verktøy til forbedringer?
23. FNF-seminar i Bergen 2021: Restaureringstiltak i vassdrag
24. Akvariet i Bergen, Forskersone 2022: Naturbaserte løsninger til flomsikring og klimatilpasning

25. Naturbasert Sone (NIVA) 2022: Naturbaserte løsninger for flomrisikohåndtering
26. Høgskolen på Vestlandet, Sogndal, 2022: Klima, kraft eller miljø? - Hvordan utforme våre vassdrag i det 21. århundre?
27. Naustdal grunneierlagsmøte 2022: Info om prosjektet og konkret tiltak
28. Nasjonalt restaureringsseminar 2022: Klimatilpasning – hvordan sikre mot fremtidens flomrisiko uten å skade miljøet?
29. International workshop on River Morphology, Bergen 2022 (LFI). Non-fluvial rivers.
30. EcoMeeting 2019, Stuttgart. Hochwässer und Ökologie unter dem Aspekt des Klimawandels – Integrative Methoden für die Restaurierung von Fließgewässern in Norwegen. Peter Flödl, Sebastian Stranzl, Ulrich Pulg, Christoph Hauer
31. FHARMOR project - Final Conference. Fish habitat in alpine rivers: integrating modeling monitoring & remote sensing 2019, Bozen. Floods and aquatic environment in a changed climate – innovative methods for restoration and improved environmental status in Norway. Peter Flödl, Sebastian Stranzl, Ulrich Pulg, Christoph Hauer
32. Hauer, C. (2021): The role of sediment and sediment dynamics in the Aquatic Environment. Internatinal Symposium on Bedload Management 2021, Interlaken, Switzerland, 8th - 10 th November.

6.2 Artikler (peer reviewed)

Artiklene finnes i vedlegg.

1

Hauer, C., and Pulg, U. 2018. 'The non-fluvial nature of Western Norwegian rivers and the implications for channel patterns and sediment composition', CATENA, 171: 83-98
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.06.025>

Abstract

Fluvial processes are considered decisive for the formation of river channel patterns. The concepts of fluvial morphology contain a functional relationship between catchment area, local bed slope and grain size that leads to characteristic channel patterns. In the postglacial landscapes of Western Norway, however, the channel patterns are highly diverse, do not follow the traditional concepts of fluvial models and are distributed seemingly randomly over the river environments. The objective of this study was to investigate whether Western Norwegian rivers have a characteristic morphology determined by non-fluvial features and whether existing fluvial morphology concepts must be supplemented to represent these characteristics. River channel patterns in Western Norway were classified for 53 rivers on the basis of (i) aerial photos, (ii) LiDAR bathymetry data, (iii) sediment sampling, (iv) validation of pre-classified patterns in the field and (v) maps of geologic deposits. Sediment composition was sampled using a novel, modified Wolman–Count method, focusing on the distribution of the largest grains (D_{max}). The results show that Western Norwegian rivers are dominated by glacial and colluvial deposits and partly bed rock. These non-fluvial features determine the longitudinal profile shape, bed slope and channel patterns. The collected data allow

the definition of two novel types of channel forms: (i) the 'diamictic plane bed', with a large variation in sediment size, and (ii) the 'mixed riffle-pool type', with pool riffle morphology but boulder elements related to post-glacial or colluvial processes. It is presumed that the characteristic morphology evolved during the Holocene due to riverbed incision and low fluvial sediment yields, which are typical for the region and caused by the lack of dynamic tectonics and by rock resistance to weathering. The results are in contrast to the fluvial channel formation processes observed in many rivers of the world. The study thus contributes to an improved understanding of river morphology and channel pattern formation in a post-glacial landscape. It was concluded that the non-fluvial nature of the rivers studied has significant implications for flood protection measures, hydropower utilization, river ecology and ecological restoration since it determines sediment characteristics and channel stability.

2

Hauer, C, Pulg, U. Buried and forgotten—The non-fluvial characteristics of postglacial rivers. *River Res Applic.* 2021; 37: 123– 127. <https://doi.org/10.1002/rra.3596>

Abstract

The systematic analysis and understanding of channel-forming processes of rivers must be expanded by including semi- and non-fluvial geomorphological processes. Such processes were particularly driven by glaciation during the Pleistocene and led to diamictic non-fluvial deposits in the post-glacial valleys. In the Holocene, rivers either covered these deposits with fluvial sediments or incised into them and exposed the non-fluvial deposits. These processes have strong and so far overlooked implications for the understanding of the genesis, morphology and sediment composition of many rivers – and thus for river utilization, ecology, restoration and management.

3

Hauer, C., Flödl, P., Habersack, H., & Pulg, U. (2021). Critical flows in semi-alluvial channels during extraordinarily high discharges: Implications for flood risk management. *Journal of Flood Risk Management*, 14(4), e12741. <https://doi.org/10.1111/jfr3.12741>

Abstract

For channelized, flood-regulated rivers, morphological changes are avoided as much as possible. Extraordinarily high flows in the past, however, have demonstrated that channelized rivers may also become morphologically active, especially when a discharge exceeds the design discharge, such as in hundred-year floods. However, the morphodynamic potentials and critical flows in such cases have hardly been investigated, and the flood risk to human settlements is therefore poorly understood. The present study aims to analyse the critical flow conditions in Flåmselva, western Norway and the consequences of morphological adjustment on the Froude number from an extraordinary flood event in 2014. Based on a step-backwater modelling approach, three different high-resolution river bathymetries of Flåmselva were investigated: (i) pre-flood, (ii) post-flood and (iii) re-channelized morphology. The results showed that due to the 2014 flood, large parts that were in critical flow conditions in the pre-flood stage (>1), exhibited significantly lower Froude numbers in the post-flood stage. It turned out that the artificially created plane-bed morphologies in flood-regulated

channelized rivers can act as drivers for critical flow conditions and that structural as well as non-structural measures should consider non-fluvial, semi-fluvial and fluvial sediment deposits in rivers and floodplains in terms of flood risk management.

6.3 Storymaps

Nature-based flood risk management:

<https://storymaps.arcgis.com/stories/9c7ec75a19294651b7390b749fecf2f1>

The glacial past of Norwegian rivers:

<https://storymaps.arcgis.com/stories/f5eefcf6fd2b424692460c0f6d347906>

6.4 Bidrag

Deler av arbeidet slik som figurer, bilder, kart eller delresultater har blitt brukt i

- NVEs sikringshåndbok (<https://sikringshandboka.nve.no/moduler/modul-f1-200-mulige-tiltak-mot-erosjon/>)
- Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø (Pulg et al. 2018)
- Tiltaksplan flom og miljø for Flåmselva og Aurlandselva (pågående Aurland kommune)
- Tiltaksplan flom og miljø for Sokndalsvassdraget (Dalane Vannområdet)
- Tiltaksplan for sedimentforvaltning i Nausta 2018-2021
- INTERPRAEVENT 2021 – Extended Abstracts © 2021 International Research, Published by the International Research Society INTERPRAEVENT, Klagenfurt, Austria
- Film – Å gjenopplive bekker og elver. Fysiske miljøtiltak i vassdrag. SABIMA.
<https://youtu.be/GClgp05vfrC>

7 Glossar

Begrepsforklaring er basert på vannportalens terminologi og Pulg et al. (2018)

Aktivt elveløp

Elveseng definert til en bestemt vannføring, for eksempel årsflom (som i dette arbeidet). Aktive elveløp kan endre form og beliggenhet i flommer avhengig av elvetype. Det er her vi finner det akvatiske livet som er avhengig av varig vannføring.

Aktiv elveslette

Elveareal med flomsone som kan oversvømmes under flommer ved gitt vannføringsregime. I den aktive elveslette forekommer fluviale prosesser. Den er definert av terrengformen og en flomvannføring, for eksempel 200-1000-års flom. Det er her vi finner flora og fauna som er avhengig av vekslende vannstand.

Elvegenese

Forming eller dannning av elver over tid.

Forvaltningsplan for vann (regional vannforvaltningsplan)

En samlet plan for forvaltning av vannforekomstene i en vannregion, som bl.a. skal angi miljømål for vannforekomstene og sammenfatte tiltaksprogrammet som viser hvordan miljømålene kan nås innen vannforskriftens frister (vannforskriften § 26). Forvaltningsplanen er den formelle planen etter forskriften som behandles og vedtas av fylkesting og godkjennes i Regjeringen. Forvaltningsplanen utarbeides av vannregionmyndighet i samarbeid med vannregionutvalg, og vedtas som fylkesdelplan etter plan- og bygningsloven. Godkjent plan skal legges til grunn for fylkeskommunal virksomhet og være retningsgivende for kommunal og statlig planlegging og virksomhet i vannregionen. Forvaltningsplan skal godkjennes første gang senest innen utgangen av 2009, og oppdateres hvert sjette år (vannforskriften § 29). VRM skal sende utkast til forvaltningsplan på høring senest ett år før ny forvaltningsplan trer i kraft (vannforskriften § 28).

Fiskepassasje

Alle løsninger for å fremme vandring av fisk.

Fisketrapp

Omløp forbi en vandringsbarriere med teknisk utforming, for eksempel kulpetrapp og spaltetrapp.

Fluviale prosesser

Med fluviale prosesser menes fysiske endringer i vassdrag som følge av vannstrømmens virkning. Typiske fluviale prosesser er endringer i vannføring og vannstand inkludert oversvømmelse av elveslette, erosjon og sedimentasjon, massetransport samt endringer i elvens utforming og beliggenhet (morfodynamikk) – i motsetning til kolluviale og glasiale prosesser (f.eks. steinras og danning av morener).

Fragmentering

Underdeling av vassdraget i delstrekninger med færre eller ingen vandringsmuligheter for fisk og/eller barrierer for massetransport.

Fysiske inngrep

Menneskeskapte endringer i vassdragets form. Inkluderer elvebredder og bunnforhold. Fører ofte til direkte endringer i habitatforhold og kan også indirekte påvirke temperatur, gassmetning og vannkvalitet.

Glasial

Glasiale prosesser er drevet av isbreer. Glasiale dannelser deles inn i morener, glasifluviale eller breelvdannelser, samt glasilakustrine eller bresjø- og glasimarine (eller ishavs-) sedimenter (snl.no). Typiske glasiale avsetninger er morener og kampesteiner, men også marin eller lakustrin leire.

GØP

Forkortelse for godt «økologisk potensial». Se egen definisjon for økologisk potensial.

GØT

Forkortelse for god «økologisk tilstand». Se egen definisjon for økologisk tilstand.

Habitattiltak

Med habitattiltak i vassdrag menes målrettede og direkte endringer i de fysiske miljøforholdene som skal bidra til å bedre levevilkår for visse dyre- eller plantearter. Ofte etterligner habitattiltak naturlige prosesser, for eksempel når gytegrus tilføres kunstig siden erosjonssikring hindrer naturlig tilførsel fra elvebreddene. Habitattiltak gjør det ofte mulig å beholde vassdragsbruk (f. eks.

demninger og vannkraft) men da kreves det samtidig vedlikehold eller gjentakelse for å ivareta en viss miljøkvalitet.

Miljøeffekten er ofte begrenset til utvalgte arter og ikke så omfattende og varig som ved fullskala restaurering. Eksempler på habitattiltak er ripping av elvebunn, utlegging av stein og fisketrapper som trenger vedlikehold eller annen form for drift.

Hydromorfologi

Samlebetegnelse på parametre som beskriver hydrologiske forhold (f.eks. vannmengde, variasjon i vannføring og vannstand) og morfologiske forhold (f.eks. bunnforhold, utforming og fysisk beskaffenhet) på en vannlokalitet.

Hydromorfologiske rammebetingelser

Geologiske, topografiske og vannføringsavhengige egenskaper som avgjør hvordan vassdragets form utvikler seg. Viktige hydromorfologiske rammebetingelser er: Berggrunn, topografi, glacial historie, vannføring, løsmassevolum og sedimenttransport.

Indikator (etter vannforskriften)

For hvert kvalitetselement finnes flere indikatorer, som uttrykker forskjellige egenskaper ved kvalitetselementet, eks. populasjonsstørrelse, kjemisk innhold, artssammensetning, diversitet osv., og som kan omfatte en eller flere parametre som responderer på en påvirkning.

Karakterisering

Karakterisering er en innsamling og registrering av data og karakteristika for på en objektiv måte å kunne identifisere og gradere påvirkninger og miljøtilstand i en vannforekomst. Karakterisering innebærer å:

- Avgrense i hensiktsmessige vannforekomster med ensartet vanntype og miljøtilstand
- Fastsette kategori; elv, innsjø, kyst- og grunnvann, SMVF
- Typifisere vannforekomster med ensartet naturtilstand
- Identifisere eksisterende og forventede påvirkninger

Klassifisering

Fastsette dagens miljøtilstand for en vannforekomst basert på representativ overvåking av det mest sensitive kvalitetselementet for en identifisert påvirkning. Den best egnede bioindikatoren eller

parameteren skal således undersøkes, og ”det verste kvalitetselementet” styrer. Plassering av en vannforekomst i svært god-, god-, moderat-, dårlig-, eller svært dårlig økologisk tilstand basert på kunnskap om økologiske indikatorer i naturlige vannforekomster, og maksimalt, godt-, moderat-, dårlig-, eller svært dårlig økologisk potensial for sterkt modifiserte vannforekomster.

Tilstandsklassen relateres til naturtilstanden for den aktuelle vanntypen. Se også klassifiseringsveilederen (Veileder 2013:2).

Kolluvial

Kolluviale prosesser er geomorfologiske prosesser drevet av erosjon og tyngdekraften, slik som løsmasseskred og ras. De forutsetter en relativ stor høydeforskjell og er typisk for eksmepele i fjellskråninger. Kolluvium er avsetninger fra disse prosessene.

Konnektivitet

Grad av forbindelsesmuligheter – i denne sammenhengen grad av vandringsmuligheter for fisk eller grad av massetransport i elven.

Kvalitetselement (KE)

Økosystemkomponenter, som er angitt i vannforskriftens vedlegg V, og som legges til grunn når en vannforekomsts økologiske tilstand vurderes. Det finnes både biologiske (planteplankton, vannplanter, bunndyr, fisk), fysisk-kjemiske (temperatur, oksygenforhold, ledningsevne, forurensningstilstand, næringsstoffinnhold) og hydromorfologiske kvalitetselementer (vannføringsstørrelse, dybde, bredde, saltholdighet etc.). Hvert kvalitetselement kan bestå av flere parametere.

Lateral

Rettet mot siden av elven, for eksempel mot flomslette eller sideelver.

Leitbild konsept (Målbilde)

Leitbild konseptet (Muhar et al. 1995) anbefaler å sette en uforandret naturlig elvetype som et overordnet mål for elverestaurering og andre miljøtiltak i vassdrag. Dette målet kan ikke nødvendigvis nås fullstendig grunnet en rekke menneskelige forandringer og bruksformer, men det vil bidra å velge riktige løsninger som passer til elvetyper med tanke på økologisk funksjonsevne, fluviale prosesser og langsiktig varighet. Er mye brukt i arealplanlegging og økologisk restaurering generelt, da vanligvis med terrestriske naturtyper som overordnet mål.

Longitudonal

Rettet langs elven, for eksempel opp- og nedover elva.

Massebegrenset

Er en elvstrekning massebegrenset kan den transportere mer løsmasser enn det tilføres. Elven skjærer seg inn inntil helningen blir for lav, eller til den treffer på stabile sedimenter, grunnfjell eller danner et armeringslag (motsatt til transportbegrenset).

Mesoskala

Målestokk som brukes ofte for habitatbeskrivelse i en elv, eksempelvis et gyteareal. Enheter har typisk 1-10 ganger elvebredde. Se også segment - og mikroskala.

Mikroskala

Målestokk som ofte brukes for beskrivelse av små arealer i en elv: eksempelvis en gytegrøp. Enheter har typisk 0.1 -1 ganger elvebredde, eller mindre. Se også segment - og mesoskala.

Miljøtilstand

En samlebetegnelse på miljøforholdene i vann. Økologisk og kjemisk (prioriterte miljøgifter) tilstand i overflatevann, og kjemisk og kvantitativ tilstand i grunnvann. Miljømålene er at tilstanden for disse minst skal være klassen "god".

Miljødesign

Miljødesign er en metode som går ut på å legge til rette for både kraftproduksjon og laks i kraftregulerte elver. Den ble utviklet i rammen av forskningssenteret CEDREN og har blitt mye brukt i norske laksevassdrag siden 2013. En viktig del av metoden er en klar målsetting, grundig kartlegging, stilling av diagnose og så valg av tiltak. Habitattiltak står i fokus. Skal etter hvert utvides til andre arter. «Metoden går ut på å legge til rette for både kraftproduksjon, laks og annet dyreliv i elver med vannkraftverk [...] og å utvikle og gjennomføre tiltak som skal gjøre at laks og dyr i elven får det bedre, samtidig som tapet i kraftproduksjon blir så lite som mulig.
(<https://gemini.no/2016/11/all-verden-miljodesign/>)

Miljøsmål

Standard miljømål: Med standard miljømål forstås grenseverdiene for økologisk og kjemisk tilstand

slik de står beskrevet i vedlegg V i vannforskriften og klassifiseringsveilederen. Når alle kriterier og parameterverdier er fylt ut vil Vann-Nett bestemme vannforekomstens vanntype. Når vanntype er satt vil vannforekomsten automatisk få satt sitt standard miljømål.

Miljømål for SMVF: Det skal defineres egne tilpassede miljømål for vannforekomster som i forvaltningsplanen blir endelig sterkt modifiserte. For å utpeke en vannforekomst til sterkt modifisert, forutsettes det at god økologisk tilstand ikke er eller kan nås. Derfor skal alle vannforekomster som utpekes som sterkt modifiserte plasseres i risiko. I tillegg har også SMVF miljømålet "god kjemisk tilstand" (gjelder miljøgifter og andre prioriterte stoffer), på lik linje med naturlige vannforekomster.

Morfodynamikk

Med morfodynamikk forstås endringer av aktivt elveløp og aktiv elveslette gjennom erosjon og sedimentasjon. Ofte oppstår nye vassdragsdeler slik som meander, sideløp, flomløp eller kroksjøer. Det er en fluvial prosess som drives av flommer og som er bl.a. avhengig av elvetype, helning, sedimentsammensetning og vannføringsregime.

Morfologisk elveslette

Begrep for den historiske elvesletten som stammer fra tidligere glasifluviale eller fluviale prosesser, slik som terrasser. Kan ikke nås eller oversvømmes av dagens vannføringer og er ikke lenger del av den aktive elvesletten. Et eksempel er elver som har skjært seg inn i et sandur eller deltaavsetninger.

Målbilde (se Leitbild)

Nedbørsfelt

Landareal med avrenning til et bestemt utløpspunkt i en elv, innsjø, fjord eller i hav.

Påvirkning

Kjente påvirkninger som vurderes å kunne påvirke miljøtilstanden i vannforekomsten.

Restaurering

Med restaurering av elver menes gjenskaping av naturtypiske forhold inkludert tilhørende fluviale prosesser. Ofte innebærer dette fjerning av inngrep. I motsetning til habitattiltak krever restaurering i utgangspunktet ikke vedlikehold eller gjentagelse med tanke på å sikre miljøkvalitet. Et eksempel

på restaurering er fjerning av en demning, inkludert reetablering av naturlig sedimenttransport. Regelmessig sedimenttilførsel som kompensasjon for demningens effekt betegnes som habitattiltak.

Fisketrapper kan i beste fall gjenskape konnektivitet men krever drift og vedlikehold og betegnes derfor ikke som restaureringstiltak. Fjerning av en vandringsbarriere og delvis også bygging av en naturtypisk rampe betraktes som restaurering. Fiskevandring kan deretter fungere uten spesielt vedlikehold, over hele elvens bredde. Tiltaket tåler og bidrar til fluviale prosesser.

Restaureringstiltak har blitt brukt når prioritering av vassdragsbruk har blitt endret, for eksempel fra vannkraft til flomsikring i Isar i Munchen eller oppdrett til flomsikring i Skjern Å. Oftest brukes restaurering i vanlige vannforekomster som ikke er karakterisert som SMVF. Restaurering kan imidlertid også brukes i SMVF og når vassdragsbruk ikke kan endres, dog ofte i mindre skala, for eksempel når sidevassdrag restaureres eller terskler fjernes.

Regulering av vassdrag

I denne publikasjonen brukes regulering av vassdrag for menneskeskapte fysiske inngrep i vassdrag samt endringer i vannføringer som forandrer vassdragets naturlige hydromorfologiske egenskaper. Vassdragsregulering har ofte formål som vannkraft og annen vannbruk (drikkevann, fiskeoppdrett, landbruk), flomsikring, skogs/jordbruk eller byutvikling.

I Norge brukes vassdragsregulering ofte som synonym for vannkraftutbygging og skilles fra «fysiske inngrep» som brukes for alle andre morfologiske endringer. Siden vann også brukes for andre formål enn kraftproduksjon og siden systematisk kanalisering av vassdrag eller bekkelukking kan ha lignende og større effekter enn vannkraftutbygging er det kategorisk riktig å bruke «regulering» for alle endringer i morfologi og vannføring i vassdrag – uavhengig av hvorfor endringene ble gjennomført. Dette er også vanlig begrepsbruk internasjonalt (Petts 1999).

Risikovurdering

Med risikovurdering menes her en samlet vurdering av risikoen for at vannforekomsten ikke oppnår fastsatte miljømål innen gjeldende tidsfrister, eller risiko for en vesentlig forverring (fra en tilstandsklasse til en annen). Risikovurderingen baseres på tilgjengelige data fra karakterisering, tilstandsvurdering og økonomisk analyse av vannbruken framover.

Segment skala

Målestokk som brukes her for en elvestrening med samme hydromorfologiske egenskaper (engelsk «reach scale»). Enheter er typisk 10-100 ganger elvebredde eller mer, slik som elvetyper. Se også meso- og mikroskala.

Sterkt modifisert vannforekomst (SMVF)

En forekomst av overflatevann som på grunn av fysiske endringer som følge av menneskelig virksomhet i vesentlig grad har endret karakter, og som er utpekt som sterkt modifisert i medhold av vannforskriften § 5. Eksempler på vannforekomster som kan bli utpekt som SMVF, er slike som er sterkt påvirket av vannkraftutbygging, kanalisert av hensyn til jordbruk, urbaniserte områder m.fl.

Tilstandsvurdering

En fastsetting av om miljøtilstanden er svært god, god eller dårligere enn god, basert på tilgjengelige data om økologiske, kjemiske og/eller kvantitative forhold i vannforekomsten. Dersom tilstrekkelige tilstandsdata finnes, så benyttes dette til å klassifisere tilstanden. Der tilstandsdata ikke eksisterer, er mangelfulle eller kan sammenligne med tilsvarende forekomst, så foretas en tilstandsvurdering av den samlede miljøtilstanden for vannforekomsten. Påvirkningsdata kan således danne grunnlaget for tilstandsvurderingen.

Tiltaksanalyse

En oppstilling og faglig vurdering/rangering av relevante tiltak for å nå miljømål i et avgrenset område, normalt et vannområde (eventuelt vassdrag). Det vil normalt være en arbeidsgruppe (vannområdegruppe) knyttet til det enkelte vannområde som utarbeider tiltaksanalysen, som vil være et faglig innspill til arbeidet på vannregionnivå med å sette sammen et tiltaksprogram. Les mer i tiltaksveilederen.

Tiltaksovervåking

Tiltaksovervåking skal gjennomføres i vannforekomster som står i fare for ikke å nå miljømålene og vurdere endringer i tilstanden som følge av miljøforbedrende tiltak. Tiltaksovervåking skal utføres i alle vannforekomster som står i fare for ikke å nå miljømålene, samt i alle vannforekomster som har utslipp av prioriterte stoffer. Representativ overvåking kan benyttes der det finnes sammenlignbare vannforekomster med hensyn på vanntype og belastning. Ved tiltaksovervåking skal det mest følsomme biologiske kvalitetselementet for belastningen overvåkes som et minimum (overflatevann). Kravet om overvåking av minst ett følsomt biologisk kvalitetselement gjelder ikke for prioriterte stoffer.

Transportbegrenset

Er en elvestrekning transportbegrenset kan den transportere mindre løsmasser enn det tilføres. Elv- og dalbunn øker over tid (motsatt til massebegrenset). Typiske elvetyper som ofte er transportbegrenset er fluviale finsediment- og kulp-stryktyper, i planform ofte «delta» og «braided river».

Vandringshinder

Virker i perioder som vandringsbarriere for fisk. Ved gunstig vannføring og temperatur, er de passerbar for fisk. Kan forsinke vandring og ha effekt på fordeling og tetthet av fisk i vassdrag. Kan virke forskjellig på oppvandrende og nedvandrende fisk. En 1 m høy gjennomgående syvdeterskel kan være vandringshinder for oppvandrende fisk men være passerbar for nedvandrende. Kan være menneskeskapt eller naturlig.

Vandringsbarriere

Er uoverkommelig for fisk. Kan virke forskjellig på oppvandrende og nedvandrende fisk. En 5 m høy demning kan være vandringsbarriere for oppvandrende fisk men være passerbar for nedvandrende. Barrierer kan være menneskeskapt eller naturlig.

Vanndirektivet

Europaparlament og råds direktiv 2000/60/EF om etablering av rammer for en felles vannpolitikk i EU (vanndirektivet). Direktivet er et av EUs viktigste og mest omfattende og ambisiøse miljødirektiver.

Økologisk potensial

Uttrykk for mulig økologisk tilstand i en sterkt modifisert eller kunstig forekomst av overflatevann, basert på klassifiseringen i vannforskriftens vedlegg V. I praksis de økologiske forholdene av alle realistiske avbøtende tiltak som skal gjennomføres.

Økologisk tilstand

Er et uttrykk for tilstanden i vannet når det gjelder sammensetning og virkemåte for økosystemet i en forekomst av overflatevann. Man fastsetter den økologiske tilstanden for en vannforekomst basert på overvåkingsdata. Plassering av en vannforekomst i svært god-, god-, moderat-, dårlig-, eller svært dårlig økologisk tilstand er basert på kunnskap om økologiske forhold i naturlige vannforekomster. Tilstandsklassen relateres til naturtilstanden for den aktuelle vanntypen. Se mer om klassifiseringen i vannforskriftens vedlegg V.

8 Referanser

- Anon. 2013. "Redningsaksjonen for Vossolaksen." In DN-Utredning, edited by Direktoratet for Naturforvaltning. Direktoratet for Naturforvaltning.
- Ashmore, P, and M. Church. 2001. 'The impact of climate change on rivers and river processes in Canada', Geological Survey of Canada, Bulletin, 555: 58.
- Atoba, Kayode, Galen Newman, Samuel Brody, Wesley Highfield, Youjung Kim, and Andrew Juan. 2021. 'Buy them out before they are built: evaluating the proactive acquisition of vacant land in flood-prone areas', Environmental Conservation, 48: 118-26.
- Awadallah, Mahmoud Omer Mahmoud, Ana Juárez, and Knut Alfredsen. 2022. 'Comparison between Topographic and Bathymetric LiDAR Terrain Models in Flood Inundation Estimations', Remote Sensing, 14: 227.
- Badri, A., J. Giudicelli, and G. Pre´vot. 1987. Effects of a flood on the benthic invertebrate community in a Mediterranean river, the Rdat (Morocco). *Acta Oecologica* 8:481–500.
- Barlaup, Bjørn T., Sven Erik Gabrielsen, Helge Skoglund, and Tore Wiers. 2008. 'Addition of spawning gravel—a means to restore spawning habitat of atlantic salmon (*Salmo salar* L.), and Anadromous and resident brown trout (*Salmo trutta* L.) in regulated rivers', *River Research and Applications*, 24: 543-50.
- Barlaup, Bjørn, Knut Wiik Vollset, Ulrich Pulg, Sven-Erik Gabielsen, Eirik Straume Normann Skoglund, Tore Wiers, Bjørnar Skår, Gunnar Lehmann Bekke, and Gaute Velle. 2015. "Vosso Områdetilnærming - Sluttrapport." LFI-rapport 309. NORCE LFI Bergen
- Baryshev, I. A. (2020). Zoobenthos of Pools of Rapid Rivers: Composition, Abundance, and Trophic Structure (Based on the Example of Eastern Fennoscandia). *Inland Water Biology*, 13(1), 69-78. doi:10.1134/S1995082920010022
- Beechie, Timothy J., David A. Sear, Julian D. Olden, George R. Pess, John M. Buffington, Hamish Moir, Philip Roni, and Michael M. Pollock. 2010. 'Process-based Principles for Restoring River Ecosystems', *BioScience*, 60: 209-22.
- Bergström, S.: (1999). Höga vattenflöden i reglerade älvar, (SMHI Fakta nr 1-1999). https://www.smhi.se/polopoly_fs/1.6336!/vatten%5B1%5D.pdf
- Blackbourn, D. 2007. *The Conquest of Nature: Water, Landscape and the Making of Modern Germany* (Pimlico).
- Brittain J.E., Saltveit S.J., Castella E., Bogen J., Bosnes T., Blakar I., Bremnes T., Haug I. & Velle G. (2001) The macroinvertebrate communities of two contrasting Norwegian glacial rivers in relation to environmental variables. *Freshwater Biology*, 46, 1723±1736.
- Brittain, J. E. and S. J. Saltveit, 1989. A review of the effects of river regulation on mayflies (Ephemeroptera). *Regulated Rivers: Research and Management* 3:191–204.
- Bunn, S.E., Arthington, A.H., 2002. Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environmental Management* 30, 492–507. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2737-0>
- Böhme, M. et al., 2011. Rock slope instabilities in Sogn and Fjordane County, Norway: a detailed structural and geomorphological analysis. Geological Society, London, Special Publications, 351(1), pp.97–11

- Chattopadhyay, S., Oglęcki, P., Keller, A., Kardel, I., Piniewski, M., & Mirosław-świątek, D. (2021). Effect of a summer flood on benthic macroinvertebrates in a medium-sized, temperate, lowland river. *Water (Switzerland)*, 13(7). <https://doi.org/10.3390/w13070885>
- Death, R. G. 1996. The effect of patch disturbance on stream invertebrate community structure: the influence of disturbance history. *Oecologia* 108:567–576.
- Degermann, E., Näslund, I. 2021. Fysisk restaurering av akvatiska miljöer. Vattendrag och sjöar med kantzonen och våtmarker. GRIP on LIFE:s rapportserie 2021.03. Havs-och vattenmyndigheten, Sverige. Diarienummer 2473-19
- Dervo, B, Aas Ø, Andersen O., Myrvold K M, and Fiske P. 2017. 'Forvaltningspraksis i nasjonale laksevassdrag og laksefjorder. En analyse om beskyttelsesordningen har medført endret forvaltningspraksis. ', NINA Rapport 1394. Norsk institutt for naturforskning. NINA Trondheim
- DG 2022: Nasjonal strategi for vassdragsrestaurering 2020-2030. Direktoratgruppe koordinert av Miljødirektoratet. <https://www.vannportalen.no/kunnskapsgrunnlaget/restaurering-av-vassdrag/nasjonal-strategi-for-restaurering-av-vassdrag-2021-2023/restaureringsstrategien/>
- Domaas, U. Høyda Ø. G. 2018: Vern av liv og helse i Flåm I Aurland kommune Flom, erosjon, flomskred og varsling. NGI. Foredrag på flomseminar 13.04.2018, Aurland kommune
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M.L.J., Sullivan, C.A., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81, 163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Eder, M., Löschner, L., Herrnegger, M., Hogl, K., Nordbeck, R., Scherhauser, P., Schober, B., Seher, W., Wesemann, J., Zahnt, N., Habersack, H., 2022. RegioFEM — Applying a floodplain evaluation method to support a future-oriented flood risk management (Part II). *Journal of Flood Risk Management* 15, e12758. <https://doi.org/10.1111/jfr3.12758>
- Erwin, K.L., 2008. Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world. *Wetlands Ecol Manage* 17, 71. <https://doi.org/10.1007/s11273-008-9119-1>
- Fergus, T., A. K. Hoeseth, and E Sæterbø (ed.). 2010. Vassdragshåndboka. Fagbokforlaget Bergen
- Finstad, Anders G., David N. Barton, Arne J. Jensen, Bjørn O. Johnsen, Johanna Järnegren, and Odd T. Sandlund. 2007. "Metodikk for å fastsette miljømål for sterkt modifiserte vannforekomster. Auravassdraget som eksempel." In NINA Rapport 292, edited by Norsk institutt for naturforskning. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning.
- Folke, C., S. Carpenter, B. Walker, M. Scheffer, T. Elmqvist, L. Gunderson, and C. S. Holling. 2004. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35:557–581.
- Forseth, T., and A Harby. 2013 (ed.). "Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag." In NINA Temahefte 52. Trondheim.
- Francoeur, S. N., B. J. F. Biggs and R. L. Lowe, 1998. Micro-form bed clusters as refugia for periphyton in a flood-prone headwater stream. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 32: 363–374.
- Fritz, K. M., & Dodds, W. K. (2004). Resistance and resilience of macroinvertebrate assemblages to drying and flood in a tallgrass prairie stream system. *Hydrobiologia*, 527(1), 99–112. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000043188.53497.9b>
- Gholizadeh, M. (2021). Effects of floods on macroinvertebrate communities in the Zarin Gol River of northern Iran: implications for water quality monitoring and biological assessment. *Ecological Processes*, 10(1). <https://doi.org/10.1186/s13717-021-00318-0>

- Glover, B., Sælthun, N.R., Wal K.L. 2018: Verdien av vassdragsregulering for reduksjon av flomskader. Multiconsult rapport 130698-RiVass-RAP-00.
- Glover, B. 2016: Flomdempingstiltak for vern av liv og helse i Flåm, Aurland Kommune. Multiconsult rapport 127911-RiVass-RAP-01.
- Gunderson, L. H., C. S. Holling, L. Pritchard Jr, and G. D. Peterson, 2002. A summary and synthesis of resilience in large systems. Pages 249–266 in L.H. Gunderson and L. Pritchard Jr, editors. Resilience and behavior of large-scale systems. Island Press, Washington, D.C.
- Habersack, H., Schober, B., 2020. Floodplain evaluation matrix FEM: A multiparameter assessment methodology. *Journal of Flood Risk Management* 13, e12614. <https://doi.org/10.1111/jfr3.12614>
- Hagen, Ingerid J., Arne J. Jensen, Geir H. Bolstad, Ola H. Diserud, Kjetil Hindar, Håvard Lo, and Sten Karlsson. 2019. 'Supplementary stocking selects for domesticated genotypes', *Nature Communications*, 10: 199.
- Hajdukiewicz, Hanna, Bartłomiej Wyzga, Pawel Mikuś, Joanna Zawiejska, and Artur Radecki-Pawlik. 2016. 'Impact of a large flood on mountain river habitats, channel morphology, and valley infrastructure', *Geomorphology*, 272: 55-67.
- Hanssen-Bauer, I., E.J. Førland, I. Haddeland, H. Hisdal, S. Mayer, A. Nesje, J.E.Ø. Nilsen, S., Sandven, A.B. Sandø, A. Sorteberg og B. Ådlandsvik (red.) 2016: Klima i Norge 2100 - Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert i 2015. Miljødirektoratet rapport nr. 2/2015. 2. opplag.
- Hanssen-Bauer, I., E.J. Førland, I. Haddeland, H. Hisdal, S. Mayer, A. Nesje, J.E.Ø. Nilsen, Sandven S., A.B. Sandø, A. Sorteberg, and B. Ådlandsvik (red.). 2016. 'Klima i Norge 2100 - Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert i 2015', Miljødirektoratet rapport nr. 2/2015, 2. opplag.
- Harby, Atle , Tor Haakon Bakken, Børre Dervo, Marie-Pierre Gosselin, Maia Røst Kile, Markus Lindholm, Håkon Sundt, and Peggy Zinke. 2018. "Forslag til metode for klassifisering av hydromorfologisk tilstand i norske elver." In Technical Report 2018:00482 SINTEF Versjon 03. Trondheim.
- Hart, D.D., AND C. M. Finelli. 1999. Physical-biological coupling in streams: the pervasive effects of flow on benthic organisms. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30:363–395.
- Hauer, C. , P. Leitner, G. Unfer, U. Pulg, H. Habersack, and W. Graf. 2018. 'The role of sediment and sediment dynamics in the aquatic environment.' in S. Schmutz and J. Sendzimir (eds.), *Riverine Ecosystem Management - Science for Governing Towards a Sustainable Future*. (Springer New York).
- Hauer, C. and Pulg, U., 2018. 'The non-fluvial nature of Western Norwegian rivers and the implications for channel patterns and sediment composition', *CATENA*, 171: 83-98.
- Hauer, C. and Pulg, U., 2020. 'Buried and forgotten—The non-fluvial characteristics of postglacial rivers', *River Research and Applications*, <https://doi.org/10.1002/rra.3596>: 1-5.
- Hauer, C., and H. Habersack. 2009. 'Morphodynamics of a 1000-year flood in the Kamp River, Austria, and impacts on floodplain morphology', *Earth Surface Processes and Landforms*, 34: 654-82.
- Hauer, C., B. Wagner, J. Aigner, P. Holzapfel, P. Flödl, M. Liedermann, M. Tritthart, C. Sindelar, U. Pulg, M. Klösch, M. Haimann, B. O. Donnum, M. Stickler, and H. Habersack. 2018. 'State of the art, shortcomings and future challenges for a sustainable sediment management in hydropower: A review', *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 98: 40-55.
- Hauer, C., K. Skrame, and M. Fuhrmann. 2021. 'Hydromorphological assessment of the Vjosa river at the catchment scale linking glacial history and fluvial processes', *CATENA*, 207: 105598.

- Hauer, Christoph, Peter Flödl, Helmut Habersack, and Ulrich Pulg. 2021. 'Critical flows in semi-alluvial channels during extraordinarily high discharges: Implications for flood risk management', *Journal of Flood Risk Management*, 14: e12741.
- Hedger, Richard D., Ola H. Diserud, Odd T. Sandlund, Laila Saksgård, Ola Ugedal, and Gunnbjørn Bremset. 2018. 'Bias in estimates of electrofishing capture probability of juvenile Atlantic salmon', *Fisheries Research*, 208: 286-95.
- Hein, T., Hauer, C., Schmid, M., Stöglehner, G., Stumpp, C., Ertl, T., Graf, W., Habersack, H., Haidvogel, G., Hood-Novotny, R., Laaha, G., Langergraber, G., Muhar, S., Schmid, E., Schmidt-Kloiber, A., Schmutz, S., Schulz, K., Weigelhofer, G., Winiwarter, V., Baldan, D., Canet-Marti, A., Eder, M., Flödl, P., Kearney, K., Ondiek, R., Pucher, B., Pucher, M., Simperler, L., Tschikof, M., Wang, C., 2021. The coupled socio-ecohydrological evolution of river systems: Towards an integrative perspective of river systems in the 21st century. *Science of The Total Environment* 801, 149619. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149619>
- Hellen, B.A., Sægrov, H., Kålås, S., Urdal, K 2007: Fiskeundersøkingar i Aurland og Flåm årsrapport for 2006. Rapport 976. Rådgivende Biologer AS. Bergen
- Hessen, Dag O., and Vigdis Vandvik. 2022. 'Buffering Climate Change with Nature', *Weather, Climate, and Society*, 14: 439-50.
- Hindar, K. , O.H. Diserud, Fiske P., Karlsson S., Bolstad G.H., Foldvik A., Wennevik V., Bremset G., and Rosten C. . 2018. 'Evaluering av nasjonale laksevassdrag og nasjonale laksefjorder: Rømt oppdrettslaks, genetisk innkryssning og bestandsstatus. ', NINA Rapport 1461. Norsk institutt for naturforskning
- Holden, J., Shotbolt, L., Bonn, A., Burt, T.P., Chapman, P.J., Dougill, A.J., Fraser, E.D.G., Hubacek, K., Irvine, B., Kirkby, M.J., Reed, M.S., Prell, C., Stagl, S., Stringer, L.C., Turner, A., Worrall, F., 2007. Environmental change in moorland landscapes. *Earth-Science Reviews* 82, 75–100. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2007.01.003>
- Holm, S. (1979). A simple sequentially rejective multiple test procedure. *Scandinavian Journal of Statistics*, 6(2), 65-70.
- Holmqvist, E. 2015. Flomberegning for Flåmselvi ved Brekke bru (072.2Z). NVE Rapport nr 272015. Norges vassdrags og energidirektorat, Oslo
- Holomuzki, J. R., and B. J. F. Biggs. 1999. Distributional responses to flow disturbance by a stream-dwelling snail. *Oikos* 87:36–47.
- Holomuzki, J. R., and B. J. F. Biggs. 2000. Taxon-specific responses to high-flow disturbance in streams: implications for population persistence. *Journal of the North American Benthological Society* 19:670–679.
- Hynes, H. B. N. (1970). *The ecology of running waters* (Vol. 1). Liverpool: Liverpool University Press.
- Høydal, A. O. 2016. Erosjonsvurdering. Faresoner for erosjon i Flåmselvi. NGI Rapport 20160468-02-R. Norges Geotekniske Institutt, Oslo.
- Imbert, J. B., and J. A. Perry. 2000. Drift and benthic invertebrate responses to stepwise and abrupt increases in non-scouring flow. *Hydrobiologia* 436:191–208
- IPBES (2019): Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio, H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichiu, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B.

- Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579>
- IPCC, 2022: Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Lösschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press. In Press.
- Jaboyedoff, M. (ed.) Slope Tectonics. Geological Society, London, Special Publications, 351, 97–111.
- Juárez, Ana, Knut Alfredsen, Morten Stickler, Ana Adeva-Bustos, Rodrigo Suárez, Sonia Seguí-García, and Bendik Hansen. 2021. 'A Conflict between Traditional Flood Measures and Maintaining River Ecosystems? A Case Study Based upon the River Lærdal, Norway', *Water*, 13: 1884.
- Lier-Hansen, S., Vedeld, P., Armstrong, C., Brekke, K. A., Clemetsen, M., Magnussen, K., ... & Sørheim, K. (2013). Naturens goder—om verdier av økosystemtjenester. Norges offentlige utredninger, 10, 1-430.
- Lawrence, D 2016: Klimaendring og framtidige flommer i Norge. NVE-Rapport nr. 81-2016. Norges Energi- og Vassdragsdirektoratet, Oslo
- Lods-Crozet B., Castella E., Cambin D., Ilg C., Knispel S. & Mayor-Simeant H. (2001) Macroinvertebrate community structure in relation to environmental variables in a Swiss glacial stream. *Freshwater Biology*, 46, 1641± 1661.
- Lovvedtak 133 (2020-2021), Dokument 8:288 L (2020-2021), Innst. 451 L (2020-2021)
- Mach, Katharine J., Caroline M. Kraan, Miyuki Hino, A. R. Siders, Erica M. Johnston, and Christopher B. Field. 2019. 'Managed retreat through voluntary buyouts of flood-prone properties', *Science Advances*, 5: eaax8995.
- Mackay, R. J. 1992. Colonization by lotic macroinvertebrates: a review of processes and patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49:617–628.
- Magnussen, K., Jarle W. Bjerke, Camilla Brattland, Signe Nybø, and Jan Vermaat. 2018. "VERDIEN AV ØKOSYSTEMTJENESTER FRA VÅTMARK " In MENON-PUBLIKASJON NR. 42/2018
- Magnussen, Kristin , Kristina Wifstad, Aase Rangnes Seeberg, Kristoffer Stålhammar, Svein Erik Bakken, Agata Banach, Dagmar Hagen, Graciela Rusch, Per Arild Aarrestad, Frode Løset, and Kjetil Sandsbråten. 2017. "Naturbaserte Løsninger for Klimatilpasning." In MENON-PUBLIKASJON NR. 61/2017. Menon Economics, NINA, SWECO.
- Matthaei C.D. & Huber H. (2002) Microform bed clusters: are they preferred habitats for invertebrates in a flood- prone stream? *Freshwater Biology*, 47, 2174–2190.
- Matthaei, C. D., and C. R. Townsend. 2000. Inundated floodplain gravels in a stream with an unstable bed: temporary shelter or true invertebrate refugium? *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 34:147–156.
- Matthaei, C. D., U. Uehlinger, and A. Frutiger. 1997. Response of benthic invertebrates to natural versus experimental disturbance in a Swiss prealpine river. *Freshwater Biology* 37:61–77.
- Moen, A., A. Lyngstad, and D.-I. Øien. 2011. 'Faglig grunnlag til handlingsplan for høgmyr i innlandet (typisk høgmyr)!', NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. , 2011-3: : 1-60.
- Muhar, S., S. Schmutz, and M. Jungwirth. 1995. 'River restoration concepts — goals and perspectives', *Hydrobiologia*, 303: 183-94.
- NGU 2017. Online-RAPPORT OM FARE- OG RISIKOKLASSIFISERING AV USTABILE FJELLPARTI

<http://geo.ngu.no/api/faktaark/ustabilefjell2/visHovedpunkt.php?globalid=%7B7021B13B-20E7-4334-A19F-AB15F09EFA2%7D>

- Nibio. 2017. Tilleggsutredning knyttet til kostnadseffektivitet og klimaeffekter av forbud mot nydyrking av myr. https://brage.bibsys.no/xmlui/bitstream/handle/11250/2415674/NIBIO%20Notat%20_myrutredning29mai2017.pdf
- Nilsson, Christer, Tenna Riis, Judith M. Sarneel, and Kristín Svavarsdóttir. 2018. 'Ecological Restoration as a Means of Managing Inland Flood Hazards', *BioScience*, 68: 89-99.
- NVE. 2021. 'Sikringshåndboka', Tilgjengelig fra: <https://sikringshandboka.nve.no/>.
- OECD. 2022. OECD Environmental Performance Reviews: Norway 2022.
- Opperman, Jeffrey J., and Gerald E. Galloway. 2022. 'Nature-based solutions for managing rising flood risk and delivering multiple benefits', *One Earth*, 5: 461-65.
- Paine, R. T., M. J. Tegner, and E. A. Johnson. 1998. Compounded perturbations yield ecological surprises. *Ecosystems* 1:535–545.
- Perry, S. A. and W. B. Perry, 1986. Effects of experimental flow regulation on invertebrate drift and stranding in the Flathead and Kootenai Rivers, Montana, USA. *Hydrobiologia* 134: 171–182.
- Petts, G. E. 1984. Impounded rivers. Wiley Press, Chichester, United Kingdom.
- Pre´vot, G., and R. Pre´vot. 1986. The impact of a spate on the community of macroinvertebrates of the river Durance (France): the role of the drift in the reconstitution of the fauna in the main channel. *Annales de Limnologie* 22:89–98.
- Price, J.S., Heathwaite, A.L., Baird, A.J., 2003. Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: An overview of management approaches. *Wetlands Ecology and Management* 11, 65–83. <https://doi.org/10.1023/A:1022046409485>
- Pulg, U., B. T. Barlaup, H. Skoglund, G. Velle, S. E. Gabrielsen, S. Stranzl, E. O. Espedal, G. B. Lehmann, T. Wiers, B. Skår, E. Normann, H.-P. Fjeldstad, and F. Kroglund. 2018. 'Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø: God praksis ved miljøforbedrende tiltak i elver og bekker', NORCE LFI Technical Report 269. Norce Bergen.
- Pulg, U., Barlaup, B., Gabrielsen S.-E. & Skoglund, H. 2011: Sjøarebekker i Bergen og omegn. LFI-rapport nr. 181, 295s. Uni Research, Uni Miljø LFI, Bergen
- Pulg, U., S. Stranzl, E.O. Espedal, S-E. Gabrielsen, C. Postler, O. Ugedal., G.J. Jensås, G. Bremset, H-P. Fjeldstad, and K. Alfredsen. 2020. "Effektivitet og kost-nytte forhold av miljøtiltak i vassdrag." In NORCE LF-rapport 360, 83.
- Pulg, U., Stranzl, S.F. , Espedal, E.O. 2017: Habitattiltak i Nausta – arbeidsbeskrivelse. Uni Research Notat 26/62017. NORCE Bergen.
- Pulg, Ulrich, Bjørn T. Barlaup, Helge Skoglund, Tore Wiers, Sven-Erik Gabrielsen, Eirik S. Normann 2013b: Gyteplasser og sideløp i Aurlandsvassdraget. Technical report. UNI Miljø LFI rapport nr. 221. Uni Research, Bergen
- Pulg, Ulrich, Bjørn T. Barlaup, Katharina Sternecker, Ludwig Trepl, and Guenther Unfer. 2013. 'Restoration of spawning habitats of brown trout (*Salmo trutta*) in a regulated chalk stream', *River Research and Applications*, 29: 172-82.
- Pulg, Ulrich, Knut W. Vollset, and Robert J. Lennox. 2019. 'Linking habitat to density-dependent population regulation: How spawning gravel availability affects abundance of juvenile salmonids (*Salmo trutta* and *Salmo salar*) in small streams', *Hydrobiologia*, 841: 13-29.

- Pulg, U., Lennox, J.R., Stranzl, S., Hauer, C. 2019b. How river morphology affects salmonid habitat and production in post glacial streams. Presentation on the conference of the International Society of River Science ISRS 8.-13.9. 2019, Vienna.
- Pulg, Ulrich, Robert J. Lennox, Sebastian Stranzl, Espen O. Espedal, Sven Erik Gabrielsen, Tore Wiers, Gaute Velle, Christoph Hauer, Bjørn Otto Dønnum, and Bjørn T. Barlaup. 2021. 'Long-term effects and cost-benefit analysis of eight spawning gravel augmentations for Atlantic salmon and Brown trout in Norway', *Hydrobiologia* 849, 485–507 (2022).
- Paasche, Ø. K. Engeland, E. Støren, J. Bakke, S. Neby, L. Li, J. Gullestad, K. Maisol Knudsen, F. M. Ekblom Johansson og M. Øksnes 2021: Hordaflom rapporten – Klima og flom. Online rapport NORCE Bergen. <https://hordaflom.norceresearch.no/>
- Rader, R. B., Voelz, N. J., & Ward, J. V. (2008). Post-Flood recovery of a macroinvertebrate community in a regulated River: Resilience of an anthropogenically altered ecosystem. *Restoration Ecology*, 16(1), 24–33. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00258.x>
- Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T., ... & Smol, J. P. (2018). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*.
- Robinson, C. T., Aebischer, S., & Uehlinger, U. (2004). Immediate and habitat-specific responses of macroinvertebrates to sequential, experimental floods. *Journal of the North American Benthological Society*, 23(4), 853–867. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2004\)023<0853:IAHROM>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2004)023<0853:IAHROM>2.0.CO;2)
- Robinson, C. T., U. Uehlinger, AND M. T. Monaghan. 2003a. Stream ecosystem response to multiple experimental floods from a reservoir. *River Research and Applications* 20:359–377.
- Robinson, C. T., U. Uehlinger, and M. T. Monaghan. 2003b. Effects of a multi-year experimental flood regime on macroinvertebrates downstream of a reservoir. *Aquatic Sciences* 65:210–222. Shannon, J. P., D. W. Blinn, T. McKinney, E. P. Benenati, K. P. Wilson, and C. O'Brien. 2001. Aquatic food base response to the 1996 test flood below Glen Canyon Dam, Colorado River, Arizona. *Ecological Applications* 11:672–685.
- Roni, P., & Quimby, E. (Eds.). (2005). *Monitoring stream and watershed restoration*. CABI.
- Saltveit, Svein Jakob, Åge Brabrand, and John E. Brittain. 2019. 'Rivers need floods: Management lessons learnt from the regulation of the Norwegian salmon river, Suldalslågen', *River Research and Applications*, 35: 1181-91.
- Sandlund, Odd Terje; Bergan, Morten Andre; Brabrand, Åge; Diserud, Ola Håvard; Fjeldstad, Hans-Petter; Gausen, Dagfinn; Halleraker, Jo Hallvard; Haugen, Thronn Oddvar; Hegge, Ola; Helland, Ingeborg Palm; Hesthagen, Trygve H.; Nøst, Terje; Pulg, Ulrich; Rustadbakken, Atle; Sandøy, Steinar. 2013. *Vannforskriften og fisk - forslag til klassifiseringssystem*. Trondheim: Miljødirektoratet 2013 59 p. Rapport/Miljødirektoratet(M22-2013): Veileder 02:2013 – revidert 2015. *Klassifisering av miljøtilstand i vann*. Miljødirektoratet Trondheim
- Schiemer, Fritz, Sajmir Beqiraj, Anton Drescher, Wolfram Graf, Gregory Egger, Franz Essl, Thomas Frank, Christoph Hauer, Severin Hohensinner, Aleko Miho, Paul Meulenbroek, Wolfgang Paill, Ulrich Schwarz, and Simon Vitecek. 2020. 'The Vjosa River corridor: a model of natural hydro-morphodynamics and a hotspot of highly threatened ecosystems of European significance', *Landscape Ecology*, 35: 953-68.
- Schindler, S., O'Neill, F.H., Biró, M., Damm, C., Gasso, V., Kanka, R., van der Sluis, T., Krug, A., Lauwaars, S.G., Sebesvari, Z., Pusch, M., Baranovsky, B., Ehlert, T., Neukirchen, B., Martin, J.R., Euller, K., Mauerhofer, V., Wrbka, T., 2016. Multifunctional floodplain management and biodiversity effects:

- a knowledge synthesis for six European countries. *Biodivers Conserv* 25, 1349–1382. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1129-3>
- Schindler, S., Sebesvari, Z., Damm, C., Euller, K., Mauerhofer, V., Schneidergruber, A., Biró, M., Essl, F., Kanka, R., Lauwaars, S.G., Schulz-Zunkel, C., van der Sluis, T., Kropik, M., Gasso, V., Krug, A., T. Pusch, M., Zulka, K.P., Lazowski, W., Hainz-Renetzeder, C., Henle, K., Wrбка, T., 2014. Multifunctionality of floodplain landscapes: relating management options to ecosystem services. *Landscape Ecol* 29, 229–244. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-9989-y>
- Schmutz, S., and J. Sendzimi. 2018. (ed.) *Riverine Ecosystem Management. Science for Governing Towards a Sustainable Future*. Springer Nature.
- Schober, B., Hauer, C., Habersack, H., 2015. A novel assessment of the role of Danube floodplains in flood hazard reduction (FEM method). *Nat Hazards* 75, 33–50. <https://doi.org/10.1007/s11069-013-0880-y>
- Schober, Bernhard, Christoph Hauer, and Helmut Habersack. 2020. 'Floodplain losses and increasing flood risk in the context of recent historic land use changes and settlement developments: Austrian case studies', *Journal of Flood Risk Management*, 13: e12610.
- Sendzimir, Jan, and Stefan Schmutz. 2018. 'Challenges in Riverine Ecosystem Management.' in Stefan Schmutz and Jan Sendzimir (eds.), *Riverine Ecosystem Management: Science for Governing Towards a Sustainable Future* (Springer International Publishing: Cham).
- Serra-Llobet, Anna, Sonja C. Jähnig, Juergen Geist, G. Mathias Kondolf, Christian Damm, Mathias Scholz, Jay Lund, Jeff J. Opperman, Sarah M. Yarnell, Anitra Pawley, Eileen Shader, John Cain, Aude Zingraff-Hamed, Theodore E. Grantham, William Eisenstein, and Rafael Schmitt. 2022. 'Restoring Rivers and Floodplains for Habitat and Flood Risk Reduction: Experiences in Multi-Benefit Floodplain Management From California and Germany', *Frontiers in Environmental Science*, 9.
- Simpson, M., Stroud, D., McInnes, R., Galewski, T., Segura-Champagnon, L., Dinesen, L., ... & Rebelo, L. (2021). *Global Wetland Outlook: Special Edition 2021*. Secretariat of the Convention on Wetland.
- Skoglund, Helge, Knut Wiik Vollset, Robert Lennox, Øystein Skaala, and Bjørn Torgeir Barlaup. 2021. 'Drift diving: A quick and accurate method for assessment of anadromous salmonid spawning populations', *Fisheries Management and Ecology*, 28: 478-85.
- Smith, A. J., Baldigo, B. P., Duffy, B. T., George, S. D., & Dresser, B. (2019). Resilience of benthic macroinvertebrates to extreme floods in a Catskill Mountain river, New York, USA: Implications for water quality monitoring and assessment. *Ecological Indicators*, 104(August 2018), 107–115. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.057>
- Snyder, C. D., & Johnson, Z. B. (2006). Macroinvertebrate assemblage recovery following a catastrophic flood and debris flows in an Appalachian mountain stream. 25(4), 825–840.
- Sowińska-Świerkosz, Barbara, and Joan García. 2022. 'What are Nature-based solutions (NBS)? Setting core ideas for concept clarification', *Nature-Based Solutions*, 2: 100009.
- Stenius, S., Væringstad, T., Glad, P., Holmqvist, P., Engeland, K., Ejigo, D. K. 2021. Flomberegninger i regulerte felt — hvordan vassdragsreguleringer og flomforløp påvirker flomforholdene: rapport fra FoU-prosjekt 80507. NVE Rapport nr. 21/2021. NVE Oslo
- Svendsby, J.N.. 2014. Skred i magasin. Masterarbeid Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet. Institutt for vann- og miljøteknikk. https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/bitstream/handle/11250/242487/745618_FULLTEXT01.pdf?sequence=1
- Teichert, Maxim A. K., Anders Foldvik, Torbjørn Forseth, Ola Ugedal, Sigurd Einum, Anders G. Finstad, Richard D. Hedger, and Edwige Bellier. 2010. 'Effects of spawning distribution on juvenile Atlantic

- salmon (*Salmo salar*) density and growth', *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68: 43-50.
- Teichert, Maxim A. K., Anders Foldvik, Torbjørn Forseth, Ola Ugedal, Sigurd Einum, Anders G. Finstad, Richard D. Hedger, and Edwige Bellier. 2010. 'Effects of spawning distribution on juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) density and growth', *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68: 43-50.
- Thorstad, E. B., Torbjørn Forseth, and P. Fiske. 2019. Klassifisering av tilstanden til 430 norske sjøørretbestander 'TEMARAPPORT FRA VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING NR 7'. <http://hdl.handle.net/11250/2629316>
- Tockner, K., Stanford, J.A., 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation* 29, 308–330. <https://doi.org/10.1017/S037689290200022X>
- Tsybulskiy, A., Afanasyev, S., & A.Yu, G. (2002). On the Hydrobiological Regime of the Lena River Delta. *Hydrobiological Journal*, 38, 3-10. doi:10.1615/HydrobJ.v38.i4.10
- Ugedal, O., Forseth, T. & Fiske, P. 2013. Biologisk delplan for Nausta. - NINA Rapport 923. 44 s.
- Ugedal, O., U. Pulg, H. Skoglund, J. Charmasson, E.O. Espedal, J.G. Jensås, S. Stranzl, A. Harby, and T. FORSETH. 2019. 'Sjøaure og laks i Aurlandsvassdraget 2009-2018. Regulerings effekter, miljødesign og tiltak', NINA Rapport 1716. Norsk Institutt for Naturforskning, Trondheim.: 156 s..
- Vannote, Robin L., G. Wayne Minshall, Kenneth W. Cummins, James R. Sedell, and Colbert E. Cushing. 1980. 'The River Continuum Concept', *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-37.
- VRL 2021: Vitenskapelig råd for lakseforvaltning 2021. Status for norske laksebestander i 2021. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 16, 227 s.
- Vogel, S. 1981. *Life in moving fluids*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Væringstad, T. 2019. Flomberegning for Aurlandselvi (072.Z). NVE Oppdragsrapport A nr 2-2019. Norges vassdrags- og energidirektorat, Oslo
- Wamsley, T.V., Cialone, M.A., Smith, J.M., Atkinson, J.H., Rosati, J.D., 2010. The potential of wetlands in reducing storm surge. *Ocean Engineering, A Forensic Analysis of Hurricane Katrina's Impact: Methods and Findings* 37, 59–68. <https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2009.07.018>
- Ward, J. V. 1998. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes and aquatic conservation. *Biological Conservation* 83:269– 278.
- Wohl, Ellen, Brian P. Bledsoe, Robert B. Jacobson, N. LeRoy Poff, Sara L. Rathburn, David M. Walters, and Andrew C. Wilcox. 2015. 'The Natural Sediment Regime in Rivers: Broadening the Foundation for Ecosystem Management', *BioScience*, 65: 358-71.
- WWF (2020) *Living Planet Report 2020 - Bending the curve of biodiversity loss*. Almond, R.E.A., Grooten M. and Petersen, T. (Eds). WWF, Gland, Switzerland.
- Zavar, Elyse. 2015. 'Residential perspectives: the value of Floodplain- buyout open space', *Geographical Review*, 105: 78-95.
- Ødegaard F, Hanssen O, Laugsand AE og Olberg S (2021, 24. november). Biller: Vurdering av elvesandjeger *Cicindela maritima* for Norge. Norsk rødliste for arter 2021. Artsdatabanken. <https://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/12703>
- Øye Leine, A-L. 2019. Flomberegning for Naustavassdraget (084.7Z). NVE Notat 13.03.2019
- Øye Leine, A-L. 2019b. Flomberegning for Storelva i Brekke. NVE Notat 2019

9 Vedlegg – Hydraulics: Floods and aquatic environment in a changing climate



**Floods and aquatic environment
in a changing climate -
Innovative methods for restoration and improved
environmental status in Norway
- Appendix report -**

Christian Doppler Laboratory for Sediment Research and Management
Institute of Institute of Hydraulic Engineering and River Research (IWA)
Department of Water, Atmosphere and Environment (WAU)
University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna (BOKU)

Priv.-Doz. Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Christoph Hauer

Dipl.-Ing. Peter Flödl B.Sc.

Dipl.-Ing. Sophie Stelzer B.Sc.

Muthgasse 107

A-1190 Vienna

Austria

Table of Contents

1.	Introduction	267
2.	Methodology	269
	2.1 General Approach.....	269
	3.1. Part 1: Hydrodynamic-numerical modelling.....	270
	2.1.1 Dataset	273
	2.1.2 Hydrodynamic-modelling.....	277
	2.1.3 WP1: Sediment transport dynamics in terms of floodings	280
	2.1.4 WP2: Hydrological flood retention and hydraulic characterization.....	283
	2.1.5 WP3: Evaluation of channel alterations for reducing downstream flood risk	287
	2.1.6 WP4: Publications.....	288
	2.1.7 WP5: Legal perspective / WFD / Conclusions.....	288
	2.2 Aurland	289
	2.3 Flåm	290
	2.4 Brekke.....	291
	2.5 Nausta.....	292
	3. Extended catchment area investigations	293
3.	Results	294
	3.1 Aurland	294
	3.1.1 Sediment transport dynamics in terms of floodings	294
	3.1.2 Hydrological flood retention and hydraulic characterization	296
	3.1.3 Evaluation of channel alterations for reducing downstream flood risk.....	299
	3.2 Flåm	301
	3.2.1 Sediment transport dynamics in terms of floodings	301
	3.2.2 Hydrological flood retention and hydraulic characterization	303
	3.2.3 Evaluation of channel alterations for reducing downstream flood risk.....	307
	3.3 Brekke.....	308
	3.3.1 Sediment transport dynamics in terms of floodings	308
	3.3.2 Hydrological flood retention and hydraulic characterisation	310
	3.3.3 Evaluation of channel alterations for reducing downstream flood risk.....	312
	3.4 Nausta.....	314
	3.4.1 Sediment transport dynamics in terms of floodings	314
	3.4.2 Hydrological and hydraulic flood retention	316

3.4.3 Evaluation of channel alterations for reducing downstream flood risk.....	319
4. Extended catchment area investigations	321
4. Conclusion	327
5. References	329

1. Introduction

Flood hazards and the need for appropriate flood management strategies have increased over the last decades (Kundzewicz *et al.*, 2018; Petrow *et al.*, 2009; Slater *et al.*, 2005; Wheeler *et al.*, 2006). This development was driven by (i) the increasing population and industrial growth; - thus increasing infrastructure placement in former floodplain areas (e.g. Löschner *et al.*, 2017; Schober *et al.*, 2020) and (ii) by climate change impacts on the distribution, total amount and intensity of precipitation (Dore, 2005; Trenberth, 2011). Although, the first mentioned driver can be easily identified and quantified concerning its impact, - including a follow up evaluation of economic risk and possible losses (Kousky & Walls, 2014; Olsen *et al.*, 2000) -, the awareness about this risk is limited for both, the public(private) and to a certain extend local stakeholders (compare to Maidl & Buchecker, 2015). The second driver of this increased flood hazard, however, - climate change - is far more uncertain. The potential hazard events occur stochastically in the short-term run (e.g. Kay *et al.*, 2009) and long term changes in e.g. flood magnitudes can only be predicted based on forecast models (Booij, 2005; Madsen *et al.*, 2014). This means in terms of flood risk management, including future climate developments, that the variability of hydrological consequences has to be analyzed in a more open, process driven risk assessment approach. Thus, far more effort has to be spent to detect the possible and most likely future scenarios of processes on the continental and catchment scale compared to the analysis of future spatial distribution and development of infrastructure and settlement areas.

Most of the European river systems are heavily impacted by multiple pressures within the main channel banks (e.g. run-off hydropower plants) and/or feature significantly altered conditions in former inundation areas, the so-called floodplains (e.g. Habersack & Piégay, 2008). Besides the ecological degradation, the intensified use of these overbank areas close to the river increases the risk of human tragedy and high economic losses if the design discharge (e.g. hundred years recurrence interval) of the regulated river is overtopped, or if flood protection measures fail (e.g. De Kok & Grossmann, 2010). To cope with this specific natural hazard, the European Parliament released a second Directive (European Floods Directive, Directive 2007/60/EC), relevant for managing river systems, in 2007. The release and implementation of this Directive into national law of member states was especially related to the impacts of more than 325 major floodings in Europe since 1980, more than 200 since 2000 (Bussettini *et al.*, 2016). In a summarized view, the floodings of the decade (1998 - 2008), temporarily displaced about half a million people, caused at least €25 billion economic loss and the death of about 700 people.

The European Floods Directive (Directive 2007/60/EC) is not implementet in Norway but in the EU and represents an actual international approach to handle flood risk. It addresses the risk analysis and provides operative tasks for the Member States in a four steps procedure: (I) General provision, (II) Preliminary flood risk assessment, (III) Flood hazard maps and flood risk maps, (IV) Flood risk management plans; Besides those clear stated flood management issues, one of the main tasks in the upcoming decades in Europe, however, has to be seen in the integrative evaluation of our river systems due to the various interests represented by different land use interests – and different European Directives. The specific need for an integrative approach, however, was already considered by the European Parliament and the Council of the European Union in some aspects, exemplarily for the Floods Directive and Water Framework Directive in form of several operative relevant items like; (I) catchment scale is valid for both, (II) definitions of the Water Framework Directive are valid for

both, (III) integrative management plans should be achieved, (IV) participation and (VI) subsidiary should be given. Although integrative flood risk management is required by law, there is a lack of research, planning activities and implementation in the international perspective.

The following report, as appendix to the main report of the Flom & Miljø project, directly addresses this request of a process driven risk assessment. Process driven not only in a hydraulic or hydrological way by looking on the extent of flooded areas (compare to Hagemeyer-Klose & Wagner, 2009) or possible retention effects (compare to Lammersen *et al.*, 2002), but also by considering and determining morphodynamic processes in terms of floodings. It is well known that rivers become morphodynamically active in terms of floodings (Baker & Milton, 1974; Costa & O'Connor, 1995; Hauer & Habersack, 2009). However, in river engineering this is exactly what should be avoided (-uncontrolled erosion) (e.g. Takeuchi & Shaw, 2008). From a technical point of view, however, those considerations of riverbed stabilization is mostly limited to the design (flood) discharge of the applied protection measure (e.g. rip-rap along the banks) (e.g. Maynard *et al.*, 1989). Thus, the question "What can be expected when the design discharge is overtopped and possible consequences of related erosional processes" remains fairly not answered? Only limited studies have investigated the role of morphodynamic processes during extraordinary high flows (as it can be expected due to climate change) and discussed their role in relation to an integrative flood risk management (e.g. Nones, 2019).

Aim of the presented study was to have a clear focus on this shortcoming in integrative flood risk management. Hence, beside the analysis of water stage, inundation areas and flow velocities, the role of kinematic driving parameters on the erosion and transport of sediments like (i) bottom shear stress or (ii) Froude Number were analyzed in detail. Four rivers have been selected where these extended analyses of flood risk and erosion hazard were examined at the Norwegian West Coast. Hydrodynamic-numerical models (1D and 2D) were applied to fulfill the requested aim.

2. Methodology

This chapter includes all the methods used in this project. These are organized into five work packages, using the data collected in the field for different analyses. All datasets, measured and mapped field recordings and the software packages used for pre- and postprocessing are described.

2.1 General Approach

Before the applied methods in the “Flom og Miljø” project are presented in detail, several bullet points are addressed in a generalized description for what reason it is required to improve the knowledge about specific aspects concerning of an integrative flood risk management. The bullet points are listed as follows:

- (1) To know / estimate the sediment transport dynamics in terms of floodings (transport limited rivers)
 - Why: increase in roughness due to sediment transport is responsible for an increase in water surface elevation during floodings (Neuhold et al., 2010)
 - Shortcoming: Not considered in state-of-the-art hydrodynamic-numerical modelling for flood risk assessment
 - Methods: Field sampling (grain sizes, channel bathymetries = determination of transport dynamics based on hydrodynamic numerical modelling; 1D including advanced formulas of sediment transport

- (2) To know if hydrological or hydraulic flood protection measures can / should be achieved
 - Why: Depending on slope, valley width, and bankfull discharge stage different boundaries for increasing the efficiency of flood mitigation measures are given. Flood retention (hydrological mitigation) vs. channel adjustments (hydraulically mitigation)
 - Shortcoming: No systematic investigation on comparing hydraulic vs. hydrological flood protection in Norway up to now
 - Methods: (i) catchment scale GIS-analysis; (ii) hydrodynamic-numerical modelling 1D/2D

- (3) Evaluation of benefits of self-forming channel changes for reducing downstream flood risk.
 - Why: Due to transformation of hydraulic kinetic energy into transport energy for sediment movement / erosion a decrease in (downstream) flood power is given (e.g. braided river never reaches super-critical flow status)
 - Shortcoming: No systematic investigation of the role of super- and subcritical flow in interaction with sediment transport, side erosion and required lateral space of the river have been done up to now
 - Methods: (i) catchment scale GIS-analysis; (ii) hydrodynamic-numerical modelling 1D/2D, (iii) field studies including (iv) sediment sampling

- (4) (Technical perspective) Which technology is best suitable to evaluate the morphological status of rivers (drones vs. ALB data)
- Why: Ongoing technical developments in the field of remote sensing require best practice examples for implementing different technologies
 - Shortcoming: No technical report on this up to now
 - Methods: Comparing different remote sensing technologies concerning the possibilities to detect channel bathymetry (below water surface) and additionally grain size sampling

Legal requirements European Floods Directive:

(18) Member States should base their assessments, maps and plans on appropriate 'best practice' and 'best available technologies' not entailing excessive costs in the field of flood risk management.

(5) (Legal perspective) River morphology as link between the requirements of the European Floods and Water Framework Directive

- Why: The European Floods Directive must consider the aims of the European Water Framework Directive
- Shortcomings: No systematic investigation on how this can be done up to now
- Methods: Derive of pilot studies on integrative river management plans including the aims of both Directives

Legal requirements European Floods Directive:

(17) Development of river basin management plans under Directive 2000/60/EC and of flood risk management plans under this Directive are elements of integrated river basin management. The two processes should therefore use the mutual potential for common synergies and benefits, having regard to the environmental objectives of Directive 2000/60/EC, ensuring efficiency and wise use of resources while recognizing that the competent authorities and management units might be different under this Directive and Directive 2000/60/EC.

Moreover, in this generalized description, the aims of the various applied methods of the projects are introduced. Four different methodological concepts were applied. However, the integrative management plan is only presented in the main report and not further introduced or presented within this appendix document.

3.1. Part 1: Hydrodynamic-numerical modelling

- To determine where hydrological or hydraulic flood protection measures can / should be achieved (reach scale): (i) catchment scale GIS-analysis; (ii) hydrodynamic-numerical modelling 1D/2D for the four river catchments
- Hydraulic analysis of critical points in terms of flood risk assessment (local scale): (ii) hydrodynamic-numerical modelling 1D/2D for the four river catchments with focus on bridges, flow constrictions, settlements, changes in bed slope, etc.
- Evaluation of benefits of self-forming channel changes for reducing downstream flood risk (local, reach-, catchment scale): (i) catchment scale GIS-analysis; (ii) hydrodynamic-numerical modelling 1D/2D, (iii) field studies including (iv) sediment sampling (e.g. Flåm river for and after the flooding in 2014)
- Low-flow and mean flow analysis for instream habitat studies: (i) hydrodynamic-numerical modelling 2D, (ii) habitat modelling on the micro- and meso-unit scale (restricted to fluvial formed rivers)
- Determination of a morphological active river corridor (reach scale): (i) hydrodynamic-numerical modelling 1D/2D for the four river catchments, (ii) reach scale GIS-analysis

3.2. Part 2: Sedimentological assessment

- Analysis sediment transport dynamics in terms of floodings (transport limited rivers) (reach scale): Field sampling (grain sizes, channel bathymetries = determination of transport dynamics based on hydro-dynamic numerical modelling; 1D including advanced formulas of sediment transport

3.3. Part 3: Morphological assessment

- Morphological assessment of the rivers of interest (n = 4): Application and validation of the NRMA-method (Hauer & Pulg, 2018) as basic information for the integrative river management plan and the flood impact / risk zonation including biotic quality (e.g. spawning or shelter habitat use)

3.4. Part 4: Integrative river management plan

- Integrative management plans for river catchments to consider both, the aims of the European Floods and European Water Framework Directive (Aim 5)

Implementation based on GIS-based determination applying three classes for river management along the longitudinal profile (Figure 1):

(1) Priority areas (technical flood protection) - red

(2) Transition Zone (specific hydraulic and sedimentological aspects have to be considered – e.g. avoid constriction and expansion of flood discharges on short distances – increase the risk of channel avulsion (Hauer & Habersack, 2009) - yellow

(3) Natural dynamic parts (aims of the Water Framework Directive) - green

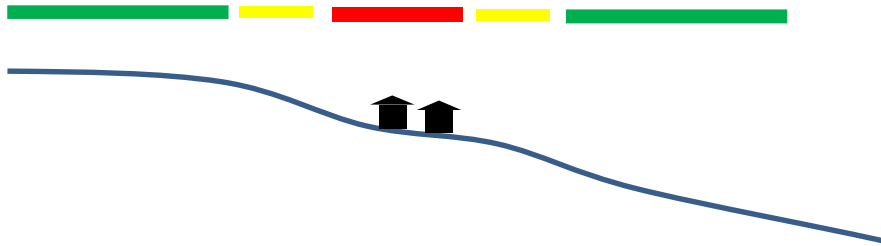


Figure 1: Example of a schematic longitudinal profile view on the reach scale how the targeted innovative approaches was presented.

2.1.1 Dataset

In 2017 (14.10. – 22.10. 2017), a comprehensive measurement campaign of all rivers and project sections was carried out. A second important measurement campaign was conducted in 2020 at the Nausta river (20.10 - 21.10.2020). For this purpose, the floodplain was mapped, photographed and detailed flood protection-relevant areas were recorded. The river sections were measured using dGPS. The morphological status quo of the river sections was recorded by cross-sectional measurements every 50 - 150 m (Figure 2). In addition, all flood-relevant bridges were surveyed (high and low points, foundations and piers) (Figure 4).

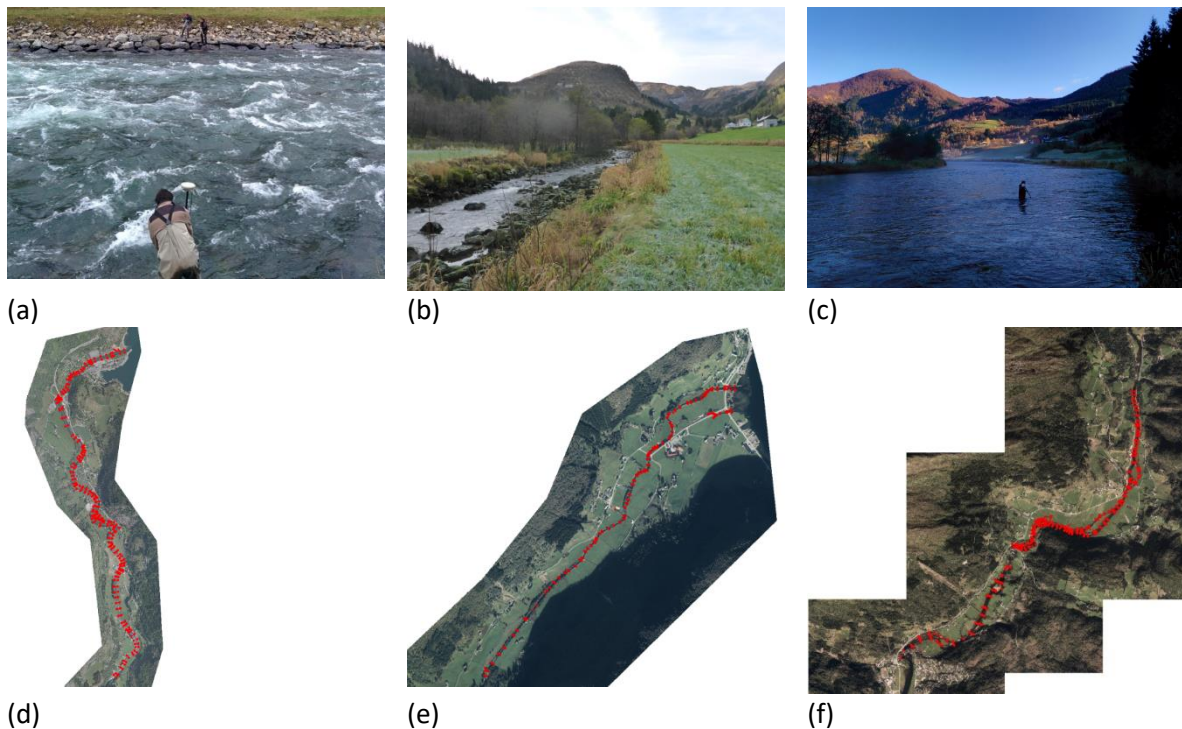


Figure 2: Fieldwork campaign 2017: Cross-section survey at (a) Flåmselvi, (b) Brekkeelva and (c) Nausta. Orthophoto of the river sections with the survey points (red): (a) Flåmselvi, (b) Brekkeelva and (c) Nausta.

Cross-section surveys of the rivers were carried out at regular intervals, with the number of points in each cross-section being adapted to the local morphological conditions (Figure 3 a, Table 1). Those areas that lay outside the wadeable range were recorded by a single point measurement and then interpolated. It is important with this type of sampling that all morphological units are recorded section by section in the longitudinal section. The cross-section distances therefore vary on the overview maps (e.g. Figure 3 b).

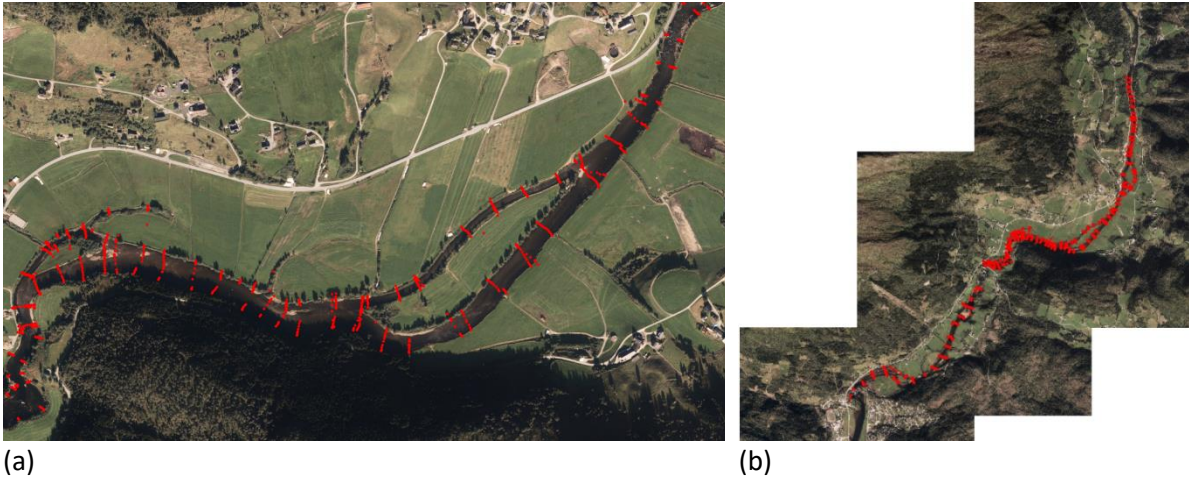
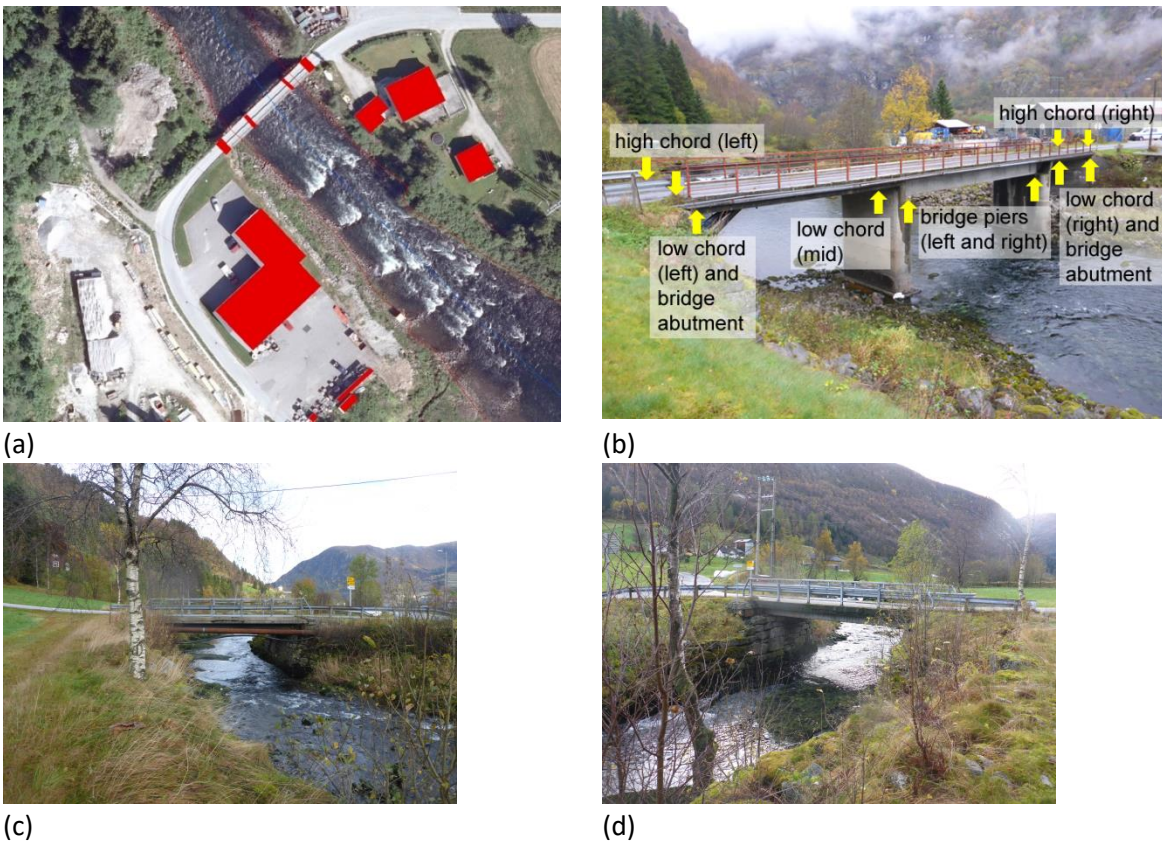


Figure 3: Example of survey data processing at the Nausta: (a) detailed section with the survey points (red dots) and (b) overview map.

For the modelling of potentially flooded areas, all elements that block/disturb the overbank flow or lead to local water level rises must be geometrically surveyed. These include, among others, groynes, large boulders and bank protections. In particular, bridges should be mentioned here, as they can have a significant influence on the local flood flow situation due to their structural characteristics. In this project, all important structural areas of the bridge were surveyed using dGPS. These include the bridge abutment, elevations of high chords (top of the road) and the elevations of low chords (Figure 4 a, b).





(e)



(f)

Figure 4: Example of the detailed measurements of the bridges in the flood risk areas: (a) orthophoto with the marked bridge piers and surrounding buildings and (b) survey points of the highest and lowest bridge points measured in the field. Example of bridge documentation: All bridges were additionally photographed from all perspectives. (c) Downstream, (d) upstream, (e) from the orographic left side and (f) the orographic right side.

The mapping of the floodplains was carried out by using the digitally available datasets. For this purpose, the orthophotos of the project sections were merged with the land use data (ARTYPE) which were further validated in the field (Figure 5). Deviations were marked and missing details were added. Moreover, the results of the field mapping were digitized and post-processed and made available for further analyses. Here, the software package ArcGIS (ESRI Inc.) was used.

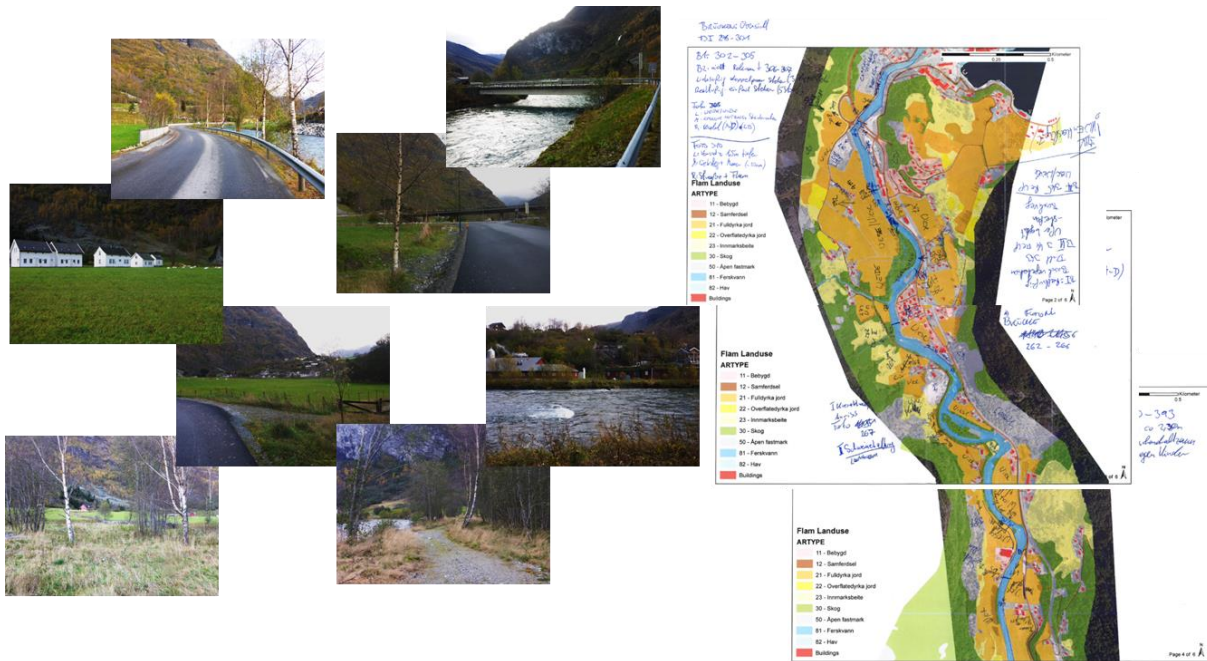


Table 1: Number of survey points per river. A digital terrain model was already available in Aurland, so only supplementary surveys were carried out.

Points	Aurland	Flåm	Nausta	Brekke
River channel & floodplain	-	1604	1844	945
Bridges & culverts	99	74	22	42
Σ	99	1678	1866	987

2.1.2 Hydrodynamic-modelling

A central methodological approach of this project was the integration of hydrodynamic models. In the following chapter, the underlying formulas are explained and applied software packages are described.

In this study the numerical flow modelling is carried out on the basis of the Navier-Stokes equations. The general form of the Navier-Stokes equations for the conservation variable ϕ can be written in coordinate-free form for an incompressible fluid as follows:

$$\frac{\partial \phi}{\partial t} + \nabla \cdot (u\phi) = \nabla \cdot (\Gamma \nabla \phi) + S_\phi$$

The quantity ϕ takes the value 1 for the conservation of mass, the velocity u for the conservation of momentum and the energy height h for the conservation of energy (Versteeg and Malasekera, 2007). The diffusion coefficient in the momentum conservation equations is calculated as follows:

$$\Gamma = \rho \cdot (v + v_{eff})$$

The density of water is assumed to be $\rho = 1000 \text{ kgm}^{-3}$ and the kinematic viscosity $v = 1,31 \times 10^{-6} \text{ m}^2\text{s}^{-1}$. The effective viscosity v_{eff} is determined with a turbulence model.

Sources and sinks enter the equation via the source term S_ϕ . In the momentum conservation equation in particular, pressure forces enter the equation via the source term as follows:

$$S_\phi = \frac{1}{\rho} \cdot \nabla p$$

In the 1D models, the mass and energy conservation equations are solved numerically with the software HEC-RAS (USACE, 2016). For the 2D modelling the software package Hydro_AS-2D (Hydrotec Ingenieurgesellschaft für Wasser und Umwelt mbH) was used. The pre and post processing of the survey data, the digital terrain models, as well as their calculation results were processed, evaluated and presented using QGIS, ArcGIS (ESRI) and SMS (Aquaveo).

In the first step, the currently available digital terrain models from Høydedata (<https://hoydedata.no>) were downloaded to create the computational grid (Figure 6 a). The available terrain data differed in their survey methodology, survey date and raster resolution depending on the rivers. A high-resolution hydrodynamic model was already available in Aurland. In Flåm, several terrain data are available: (i) 0.5 m grid from 2008, based on red laser scan; (ii) 0.5 m grid from September 2014, based on red laser scan; (iii) 0.25 m grid from November 2014, based on red laser scan; and (iv) 0.25 m grid from 2018, based on green laser scan. Two datasets were available at the Brekke (both based on red laser scan data): (i) from 2011 with a grid resolution of 0.5 m and (ii) from 2018 with a grid resolution of 0.25 m. Two datasets were also available at Nausta: (i) from 2012 with a grid resolution of 0.5 m based on red laser scan data and (ii) from 2018 with a grid resolution of 0.25 m based on green laser scan. It should be noted that in 2017, when the project started, mainly red laser scan data were available, which cannot deliver any bathymetric information below the water surface. However, as more up-to-date data became available during the course of the project, the models were repeatedly updated and re-evaluated in order to generate the best and most up-to-date bathymetric data of the various rivers ($n = 4$). In some rivers, for example, high-resolution green-LiDAR data are available,

which already include high-resolution raster data of both the floodplain and the low water channel river geometry. In those sections, however, where these data were not available, the transect measurements from the field campaign was intersected with the red-LiDAR data (Figure 6 a). Since these high-resolution raster data require long calculation times, the raster data were optimized for the computational mesh using SCOP++ (Technical University Vienna) (Figure 6 b).

In those rivers where only red-LiDAR data were available, a digital river channel was created from the survey data of the field campaign(s) (cross-section survey of the river bathymetry) (Figure 6 c) and then intersected with the digital terrain model (Figure 6 d).

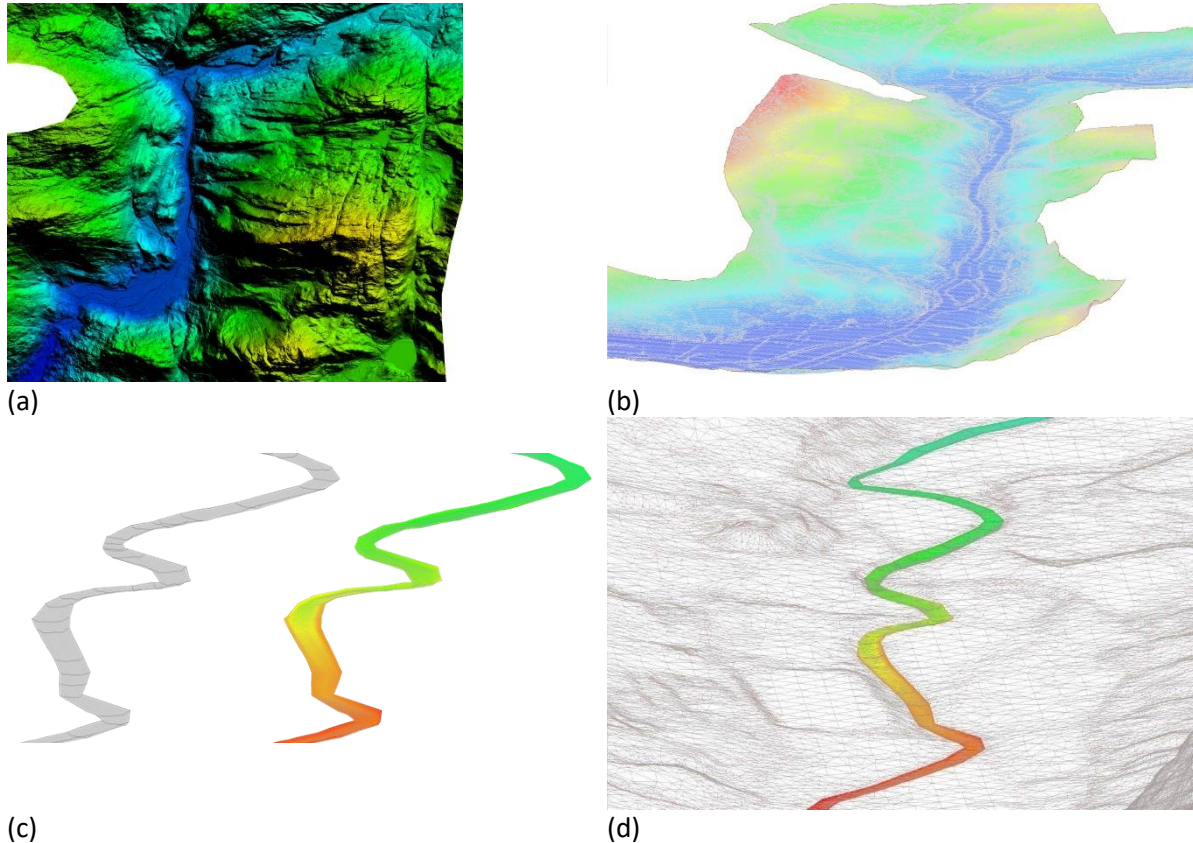


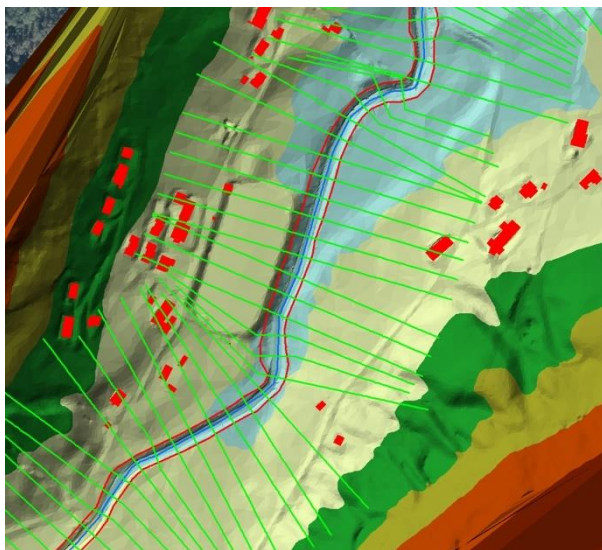
Figure 6: Example of a digital terrain model based on the (a) red-LiDAR dataset of Nausta (as of 2018) and (b) after optimization of the computational mesh with SCOP++.

Moreover, buildings and other structural facilities (e.g. bridge piers) were extracted from the digitally available land use data in QGIS and ArcGIS. These data were compared with the specific orthophotos and the mapping results and saved as a shape file. The spatial coverage of these buildings was assigned in the numerical models with the boundary condition "impermeable". This ensures that no volumetric flux flows over these elements and that the local flow conditions are correctly represented (Figure 7).



Figure 7: Example of the allocation of structural facilities in the study sections.

For the applied 1D modelling with HecRAS, the river centerline, the banks (left and right bank) and the cross sections had to be determined (Figure 8 a). For both, the 1D and 2D model the digitally available land use data (AR5) were used for the roughness determination for the overbank areas (Figure 8 b). After finalizing the basic geometries, the modelling meshes were checked in initial test calculations and corrected if necessary. Finally, the bridge geometries were implemented and test calculations were carried out again in a second loop.



(a)



(b)

Figure 8: Example of the allocation of structural facilities in the study sections.

2.1.3 WP1: Sediment transport dynamics in terms of floodings

In terms of flood safety, sediment transport is an important parameter to consider. Both erosion and deposition can have a strong influence on flood flow characteristics, which means that locally the risk to humans, animals and infrastructure can be highly variable. Erosion of the riverbed and lateral erosion can cause severe damage. Moreover, deposits of transported sediment can cause changes in the flow condition, resulting in local water level changes. For this purpose, several methods were applied in the context of the project to quantify the sediment transport dynamics. Even if no quantitative determination of sediment transport (bedload and suspended load) could have been achieved in none of the rivers ($n = 4$), it was important to characterize the theoretical erosion and deposition potential for various grain sizes. Therefore, the theoretical initiation of motion under certain flood scenarios was determined and depicted in a longitudinal profile of the selected rivers. The grain sizes that could theoretically begin to move depending on the flood event are shown (c.f. Figure 9 and Figure 10). The initiation of motion was calculated using the formulas of Meyer-Peter & Müller (1948) and Rickenmann (1990). They differ in terms of the calculated grain size (d_m for Meyer-Peter & Müller and d_{50} for Rickenmann), as well as the bed slope. Rickenmann (1990) is recommended for steep channels, Meyer-Peter & Müller (1948) for fluvial rivers with moderate gradients. For this project, both formulas were applied and then discussed in a broader context.

The calculation according to Meyer-Peter & Müller (1948) using the following formulas:

$$\tau_{crit} = 0,047 * (\rho_s * \rho_w) * g * d_m \quad (1)$$

$$\tau_{crit} = \tau_{calculated} \quad (2)$$

$$d_m = \frac{\tau_{crit}}{0,047 * (\rho_s * \rho_h) * g} \quad (3)$$

with τ_{crit} = critical shear stress, $\tau_{calculated}$ = calculated shear stress, d_m = mean grain size (mm), ρ_s = solid density (kg m^{-3}), ρ_w = density of the water (kg m^{-3}) and g = acceleration due to gravity (m s^{-2}).

For the calculation of the theoretical initiation of motion of a grain fraction, the bed shear stress was determined according to Meyer-Peter & Müller (1948). The shear stress (τ) was calculated as a function of the selected flood discharge (Q5-Q200, current state and considering climate change alterations) for each cross-section in the 1D model. The calculated bottom shear stress ($\tau_{calculated}$) was then compared to the critical bottom shear stress (τ_{crit}) (eq. (2)) and equation (1) was transformed, allowing the initiation of motion of the grain size d_m to be calculated for each cross section (eq. (3)). The results are presented in longitudinal profiles similar to what is shown in (Figure 9).

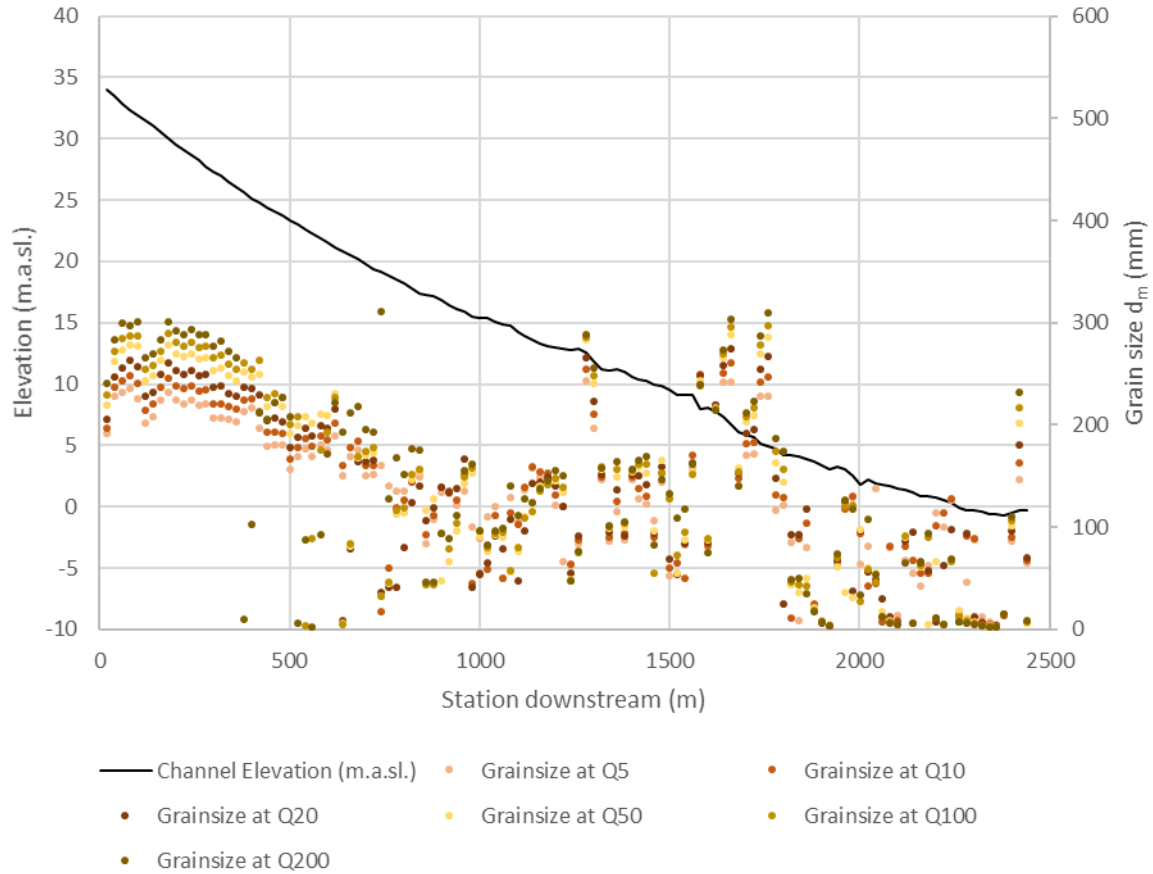


Figure 9: Results of the theoretical grain sizes which can be eroded/moved as a function of the flood magnitude. The left y-axis shows the sea level of the thalweg (river bottom / river centerline); the right y-axis shows the calculated grain sizes d_m according to Meyer-Peter & Müller (1948) in mm.

The calculation according to Rickenmann (1991) was based on the following formulas:

$$q_c = 0,065 * \left(\frac{\rho_s}{\rho_w} - 1\right)^{1,67} * g^{0,5} * I_R^{-1,12} * d_{50}^{1,5} \quad (4)$$

$$q_c = v_{max} * h_{max} * B \quad (5)$$

$$d_{50} = \left(\frac{q_c}{0,065 * \left(\frac{\rho_s}{\rho_w} - 1\right)^{1,67} * g^{0,5} * I_R^{-1,12}} \right)^{1/1,5} \quad (6)$$

with q_c = critical discharge per unit width ($B = 1$ m); ρ_s = solid density (kg m^{-3}), ρ_w = density of the water (kg m^{-3}), g = acceleration due to gravity (m s^{-2}) and I_R = energy gradient (-).

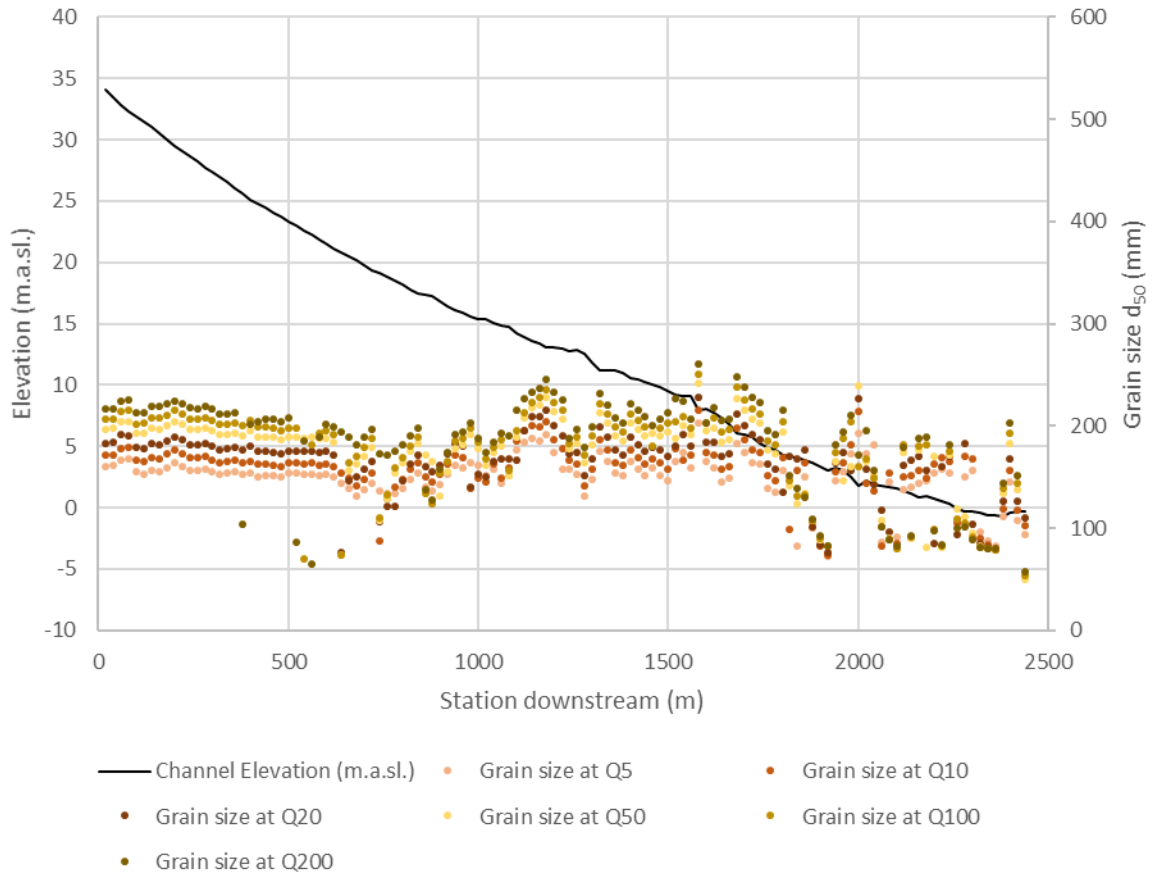


Figure 10: Results of the theoretical grain sizes which can be eroded/moved as a function of the flood magnitude. The left y-axis shows the sea level of the thalweg (river bottom / river centerline); the right y-axis shows the calculated grain sizes d_{50} according to Rickenmann (1990) in mm.

2.1.4 WP2: Hydrological flood retention and hydraulic characterization

Statistical flood parameters, like the recurrence interval, should / must be calculated from long-term records. In this project, long-term measurement records for the Aurlandselvi, Flåmselvi and Nausta rivers were available. Only the Brekkeelva had no continuous monitoring station. As hydrological modelling scenarios the flood return intervals Q5-Q200 in the actual state, and the discharges plus climate change supplements (20 % or 40 %) provided by NVE were used for all catchment analyses in this project. In the three catchments where long-term daily hydrographs were available based on continuous recording, additional analyses could be carried out (e.g. flood wave characteristics). Moreover, the influence of the tide could additionally have an impact on the estuary. This is especially true when a flood encounters a high tide. This influence was calculated for all study reaches and is shown in a longitudinal profile (Figure 11).

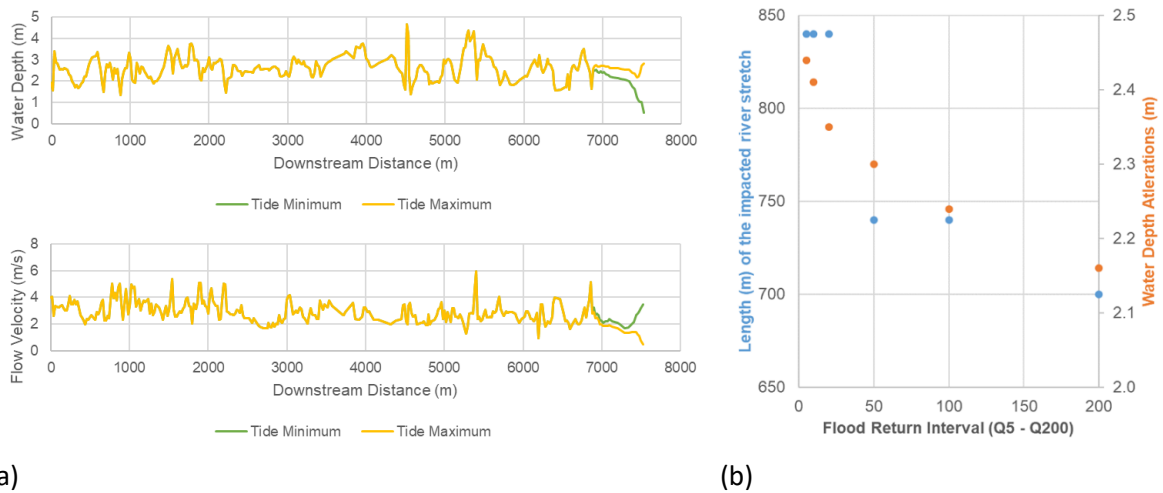


Figure 11: (a) Variability in flow velocity and water depth regarding tide level and (b) Alterations in water level in relation to the tide level and the flood return interval (example from the Flåmselva).

Potential hydraulic influences due to climate change were investigated for all catchment areas. For this purpose, changes in mean water depths, wetted widths, flow velocities and bed shear stresses were calculated and presented in a spider diagram (exemplarily shown in Figure 12).

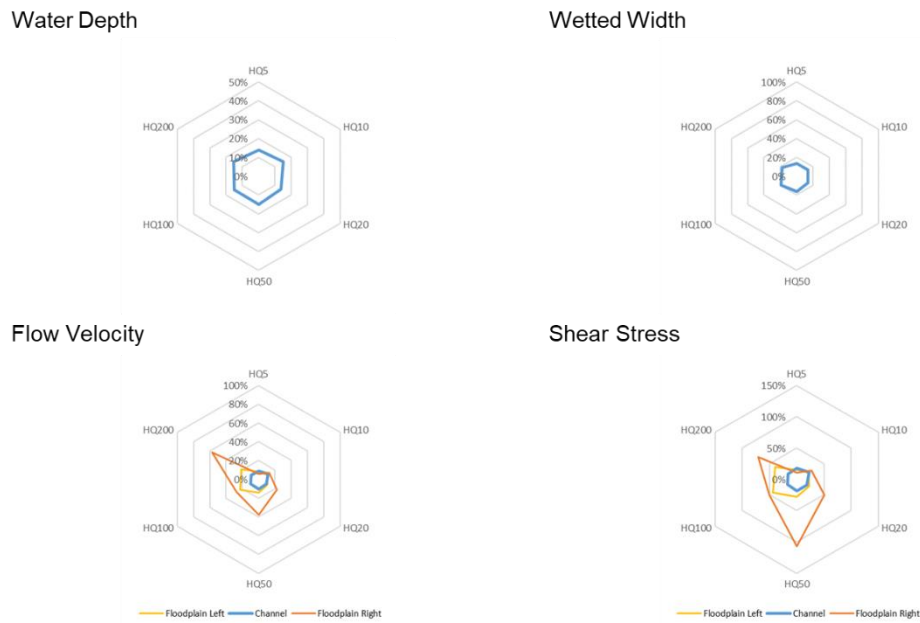


Figure 12: Impacts of climate change on hydraulic parameters (example of Aurland).

A possible unsteady flood retention was calculated for those three rivers where long-term flow data were available. The possible damping and translation of predefined flood-scenarios was calculated using 1D-modells (Figure 13). Aim of this analysis was to investigate if peak flow retention may occur under the given morphological and catchment-specific conditions. This is an important aspect for the selection and dimensioning of flood protection measures and determines if passive flood protection or active flood protection should be prioritized.

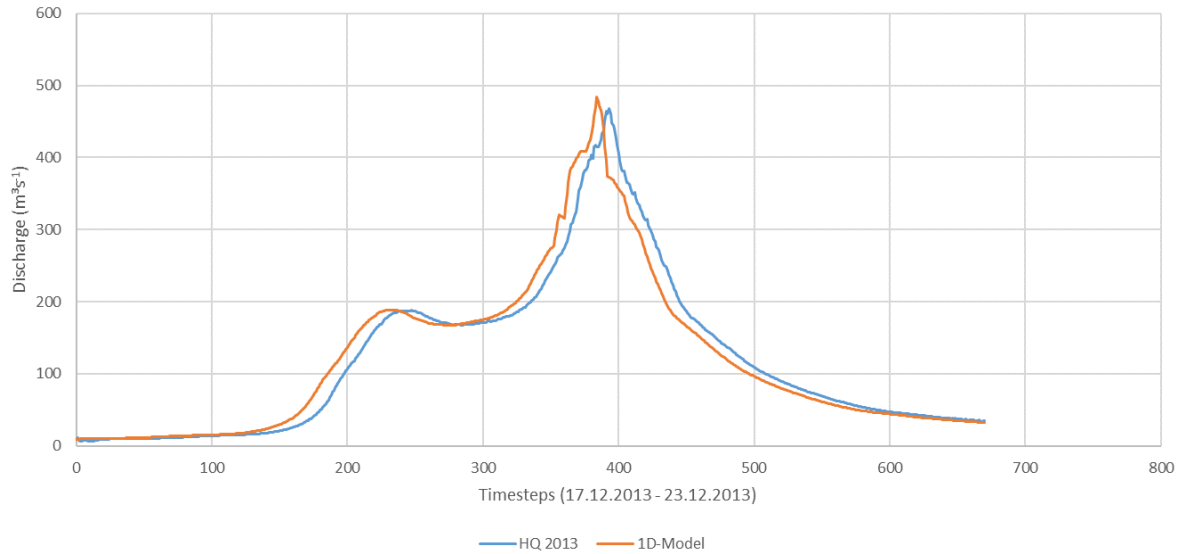


Figure 13: Investigations of potential peak flow in unsteady discharges (example of Aurland).

The potential peak flow reduction was further investigated by applying 2D hydrodynamic modelling. The maximum flooded area during a Q200 flood event was calculated, disregarding the potential damage to infrastructure and its effect on flood discharge. The aim here was to calculate the affected flooded area and the volume that contributes to the inundation. For this purpose, the water depths were calculated in all study sections by stationary calculation of a Q200 flood and polygons of the flooded areas outside the river channel were created. The area and volume of water was calculated for these polygons. These values are then put in relation to selected recorded (historical) floods and discussed.

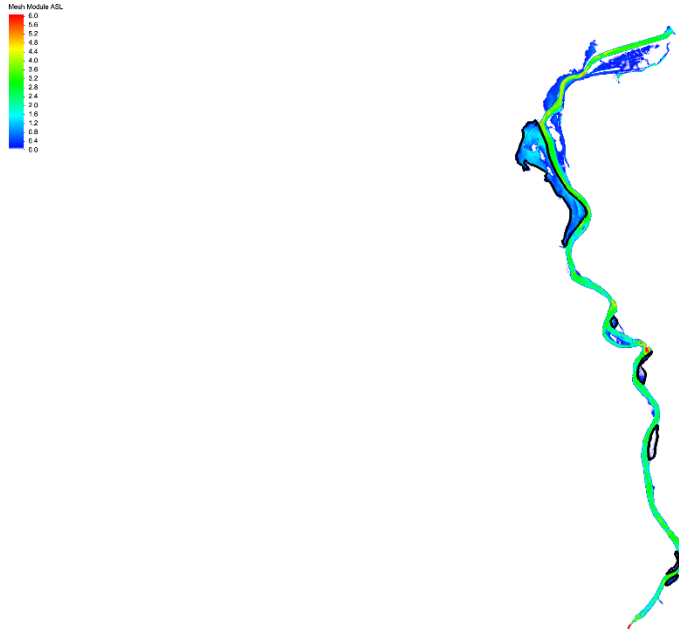


Figure 14: Analyses of inundation areas for Q200 for the possible peak flow reduction of flood waves. The water depths and volumes were calculated using 2D hydrodynamic modelling exemplarily presented for the Flåmselva.

2.1.5 WP3: Evaluation of channel alterations for reducing downstream flood risk

Floods not only pose a threat by flooding settlement areas, but also endanger the environment through scouring (main channel and overbank areas) and lateral erosion (see Introduction). There are different ways for calculating these flow forces. Beside bottom shear stress, the dimensionless Froude Number was used to evaluate cross sectional specific erosional flood forces with a specific focus on supercritical flow and hydraulic jump formation (as hydraulic phenomena driving erosional processes):

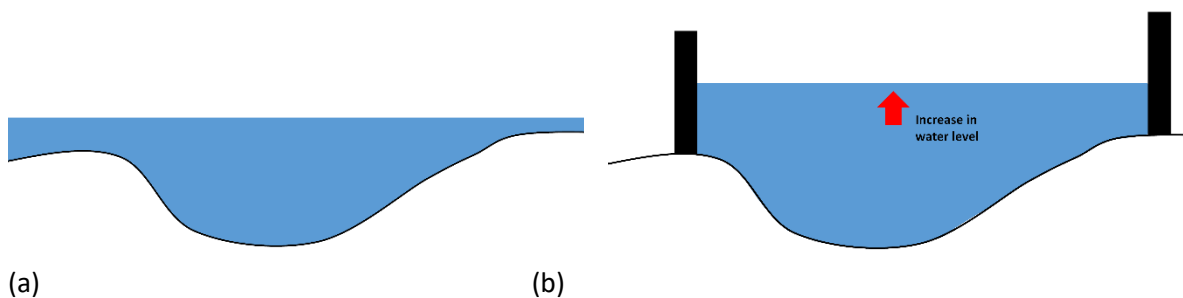
$$Fr = \frac{v}{\sqrt{g * h}}$$

with Fr (-), v = flow velocity ($m s^{-1}$), g = acceleration due to gravity ($m s^{-1}$) and h = water depth (m).

If $Fr < 1$ then the flow condition is called **sub-critical**.

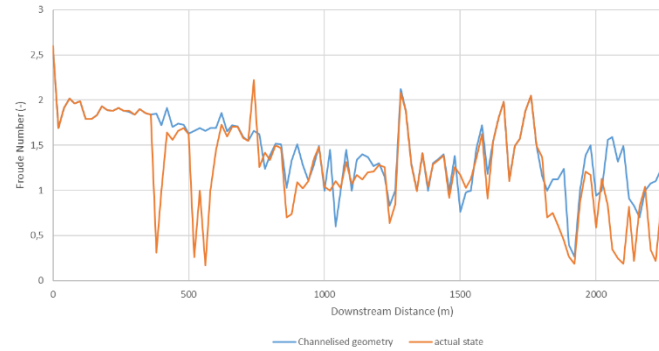
If $Fr > 1$, flow condition in the river stretch is **supercritical**. This flow condition has the highest hazard potential, especially at high water depths / volume flows.

Hydraulic jumps are forced due to sudden channel changes in the river bathymetry, as is e.g. structurally found at bridges. In this project, a special focus was therefore put on these supercritical flow phenomena and on river stretches with hydraulic jump formation as it was indicated as driver for erosional processes in terms of floodings (compare to Hauer & Habersack, 2009). Detailed areas in the immediate vicinity of bridges and the influence of floodplain runoff were analyzed. For the latter, in a special form of analysis, the floodplain of the hydrodynamic models was deactivated, which means that all runoff must take place in the river channel (Figure 15 a). This theoretical case would mean that dams or walls are built along the river. This scenario was the so called “active flood protection scenario” at its maximum. The purpose of the combination of all of these scenarios was to identify those areas that have a high level of erosion risk, and that’s important as well to show areas that could be used for controlled sediment retention (Figure 15 b).





(c)



(d)

Figure 15: Evaluation of channel alterations for reducing flood risk downstream: (a) Schematic representation of a cross-section without dams/walls and (b) schematic representation of a cross-section with flood protection walls; (c) schematic representation of the hydrodynamic model setup with and without floodplain runoff; (d) Representation of the hydrodynamic calculations with regard to flow conditions when floodplain runoff is prevented.

2.1.6 WP4: Publications

Scientific discussion and presentation of the research results have taken place via scientific publications and conferences. In the Results chapter, the publications and contributions at scientific conferences are listed.

2.1.7 WP5: Legal perspective / WFD / Conclusions

Moreover, it was found to be necessary to discuss the derived findings with stakeholders involved in Flood Risk Management in Norway and abroad. The applied method to fulfill this targeted point was to establish regular meetings (due to COVID often online) to guarantee an inter- and transdisciplinary exchange between the scientists working on the project (geomorphologists / hydraulic specialists and expert on aquatic biota) with representatives of NVE. Moreover, consultation of WFD specialist was part of the discussion of how integrative flood risk management has to be improved in future.

2.2 Aurland

The length of the hydrodynamic models of the Aurlandselva is 7 km and includes 4 bridges. The computational mesh of the 1D model consists of 323 cross sections with a cross sectional width of 300 - 440 m; the 2D model consists of 413 558 nodes and 785 080 elements (Figure 16). Table 2 shows the flood discharges in Aurland and scenarios which include a climate change impact factor.

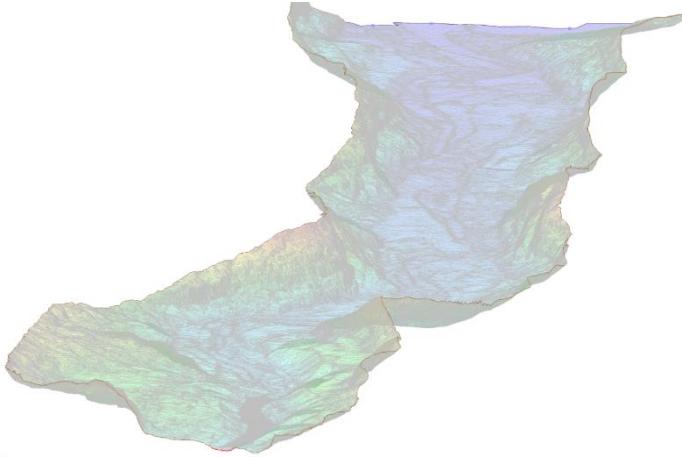


Figure 16: Representation of the final computational mesh of the Aurlandselva.

Table 2: Flood discharges in Aurland and the climate change impact assessment (Source: NVE, Flomberegning for Aurlandselvi (072.Z), OPPDRAGSRAPPORT A, Nr 2/2019).

	Area km ²	Q _M m ³ s ⁻¹	Q ₅ m ³ s ⁻¹	Q ₁₀ m ³ s ⁻¹	Q ₂₀ m ³ s ⁻¹	Q ₅₀ m ³ s ⁻¹	Q ₁₀₀ m ³ s ⁻¹	Q ₂₀₀ m ³ s ⁻¹
Aurlandselvi	760	115	140	170	220	280	360	460
Klima + 20 %	760	140	170	202	260	330	430	550
Klima + 40 %	760	160	190	240	300	390	500	640

2.3 Flåm

A total of three different geometries were created for the Flåmselva: (i) one that corresponds to the bathymetric condition before the 2014 flood, (ii) one that corresponds to the condition directly after the flood 2014 and (iii) the current state after river regulation (geometry data from 2018). The length of the hydrodynamic models of the Flåmselva is 5 km and includes 7 bridges. The computational mesh of the 1D model consists of 250 cross sections with a width of 110 - 500 m; the 2D model (Figure 17) consists of 610 658 nodes and 1 214 557 elements. Table 7 shows the flood discharges in Flåm and scenarios which include a climate change impact factor.



Figure 17: Representation of the final computational mesh of the Flåmselva.

Table 3: Flood discharges in Flåm and the climate change impact assessment (Source: NVE, Flomberegning for Flåmselvi ved Brekke bru (072.2Z), Rapport nr 272015).

	Area km ²	Q _M m ³ s ⁻¹	Q ₅ m ³ s ⁻¹	Q ₁₀ m ³ s ⁻¹	Q ₂₀ m ³ s ⁻¹	Q ₅₀ m ³ s ⁻¹	Q ₁₀₀ m ³ s ⁻¹	Q ₂₀₀ m ³ s ⁻¹	Q ₅₀₀ m ³ s ⁻¹	Q ₅₀₀ m ³ s ⁻¹
72.5 Brekke bru	268.2	137	165	185	210	240	260	290	330	360
Klima + 20 %	268.2	160	200	220	250	290	310	350	390	430
Klima + 40 %	268.2	190	230	260	290	330	370	400	460	500

2.4 Brekke

The length of the hydrodynamic models of the Brekkeelva is 3.3 km and includes 4 bridges. The computational mesh of the 1D model consists of 122 cross sections with a cross sectional width of 260 - 290 m; the 2D model consists of 108 674 nodes and 171 652 elements (Figure 18). Table 4 shows the flood discharges in Brekke and scenarios which include a climate change impact factor.

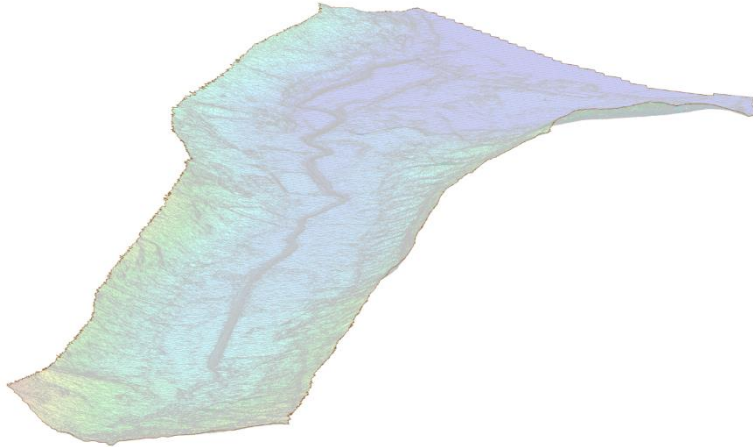


Figure 18. Representation of the final computational mesh of the Brekke.

Table 4: Flood discharges in Brekke and the climate change impact assessment (Source: NVE, Flomberegning for Storelva, Gulen commune, 29.03.2019).

	Area km ²	Q _M		Q ₅ m ³ s ⁻¹	Q ₁₀ m ³ s ⁻¹	Q ₂₀ m ³ s ⁻¹	Q ₅₀ m ³ s ⁻¹	Q ₁₀₀ m ³ s ⁻¹	Q ₂₀₀ m ³ s ⁻¹
		m ³ s ⁻¹	l ⁻¹ s ⁻¹ km ²						
Storelva	17	41	2430	49	56	64	74	81	89
Klima + 40 %	17	58	3402	68	79	90	104	114	125

2.5 Nausta

The length of the hydrodynamic models of the Nausta was 15.3 km and includes 3 bridges. The computational mesh of the 1D model consists of 297 cross sections with a cross sectional width of 110 - 800 m; the 2D model consists of 1667208 nodes and 2 165 447 elements (Figure 19). Table 5 shows the flood discharges in Nausta and scenarios which include a climate change impact factor.

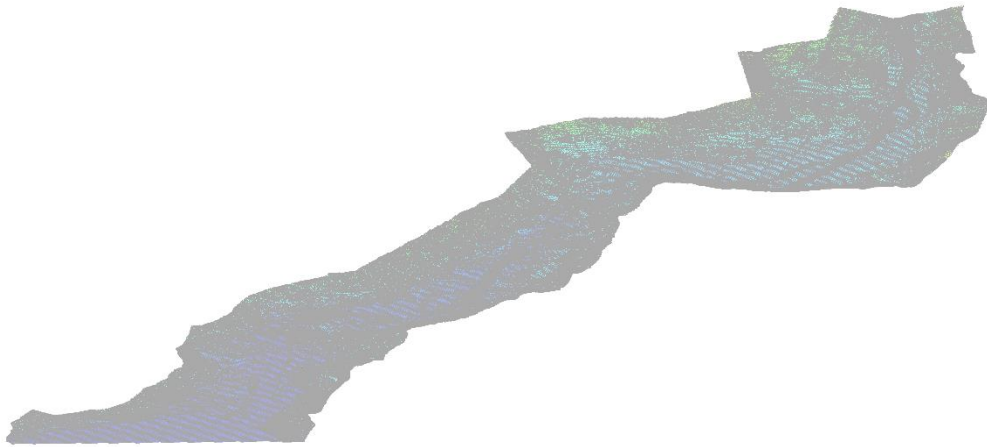


Figure 19: Representation of the final computational mesh of the Nausta.

Table 5: Flood discharges in Nausta and the climate change impact assessment (Source: NVE, Flomberegning for Naustavassdraget (084.7Z), 13.03.2019).

	Area km ²	Q _M m ³ s ⁻¹	Q ₅ m ³ s ⁻¹	Q ₁₀ m ³ s ⁻¹	Q ₂₀ m ³ s ⁻¹	Q ₅₀ m ³ s ⁻¹	Q ₁₀₀ m ³ s ⁻¹	Q ₂₀₀ m ³ s ⁻¹
Nausta v/84.11 Hovefoss	235	333	417	483	550	640	707	774
Klima + 20 %	235	400	500	580	660	768	848	928

3. Extended catchment area investigations

In addition to the selected rivers ($n = 4$), statistical analysis of flood characteristics were performed for many other rivers and hydrological stations located in South-Western and Western Norway ($n = 47$). Here, the Flood Magnitude Index (FFMI) was applied for comparative analysis of flash-flood characteristics between different catchments. The applied method is based on following pre-and postprocessing steps: One commonly used flood series to analyse streamflow data is the annual maximum flood series (Rustomji et al., 2009). The peak discharge value of each year is taken to derive a series of maximum flood events. It is relatively easy to compute, but secondary floods for example are not considered, though they could exceed the peak discharge of other years; and there is no lower limit of peak discharge (Kale, 2003; Rustomji et al., 2009). One measure of flood variability is the so-called Flash Flood Magnitude Index (FFMI), which was firstly introduced by Patton & Baker (1976) as an estimator of the ratio of rare flood events to common flood events (Patton & Baker, 1976). The FFMI is the standard deviation of the base 10 logarithms of the annual maximum flood series, calculated as follows:

$$FFMI = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\log Q_{max,i} - \log \overline{Q_{max}})^2}{n - 1}}$$

where $Q_{max,i}$ is the annual maximum flood series for n years of record, $\overline{Q_{max}}$ is the mean of the annual maximum flood series.

Discharge data were obtained from 47 NVE (Norwegian Water Resources and Energy Directorate) gauging stations (www.xgeo.no). The length of the available time series varied between 11 and 126 years, with an average duration of 65 years, not considering data gaps. At many stations, early records are available only as daily means, whereas today data is available at higher resolution. For further calculations, data was harmonized to daily means and subset to series of years with at least 300 days of data, starting in 1990.

Additionally, catchment shapefiles with general information, hydrological and topographical data were generated and downloaded (www.nevina.nve.no) for all 47 gauging stations. All other shapefiles (river network, lakes, dams, powerplants, gauging stations) were downloaded from www.nve.no.

3. Results

The following chapter describes the results of all hydrodynamic calculations and analyses at catchment level.

3.1 Aurland

3.1.1 Sediment transport dynamics in terms of floodings

The theoretical sediment transport beginning in Aurland was calculated according to Meyer-Peter & Müller (1948) and Rickenmann (1990) for all flood discharges (Q5-Q200) (Figure 20 & Figure 21). It can be seen that with increasing bed slope and / or changes in local channel geometry (e.g. constriction), the grain sizes that theoretically start to move increase. Peaks occur at station 1000 m, 1600 m, 1900 m, 2900 m, 4900 m, 5300 m, 6400 m and 6900 m.

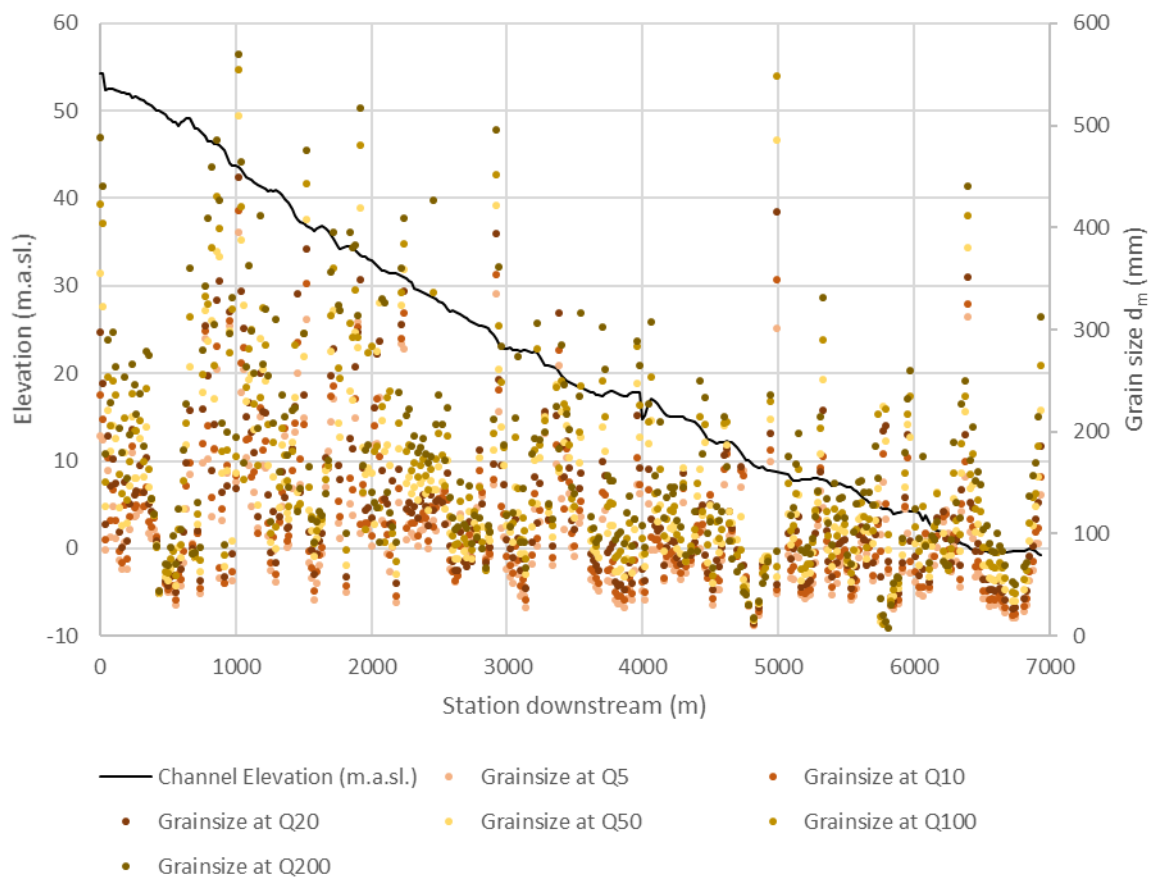


Figure 20: Theoretical initiation of motion according to Meyer-Peter & Müller (1948) as dependent on the flood recurrence interval (Q5-Q200).

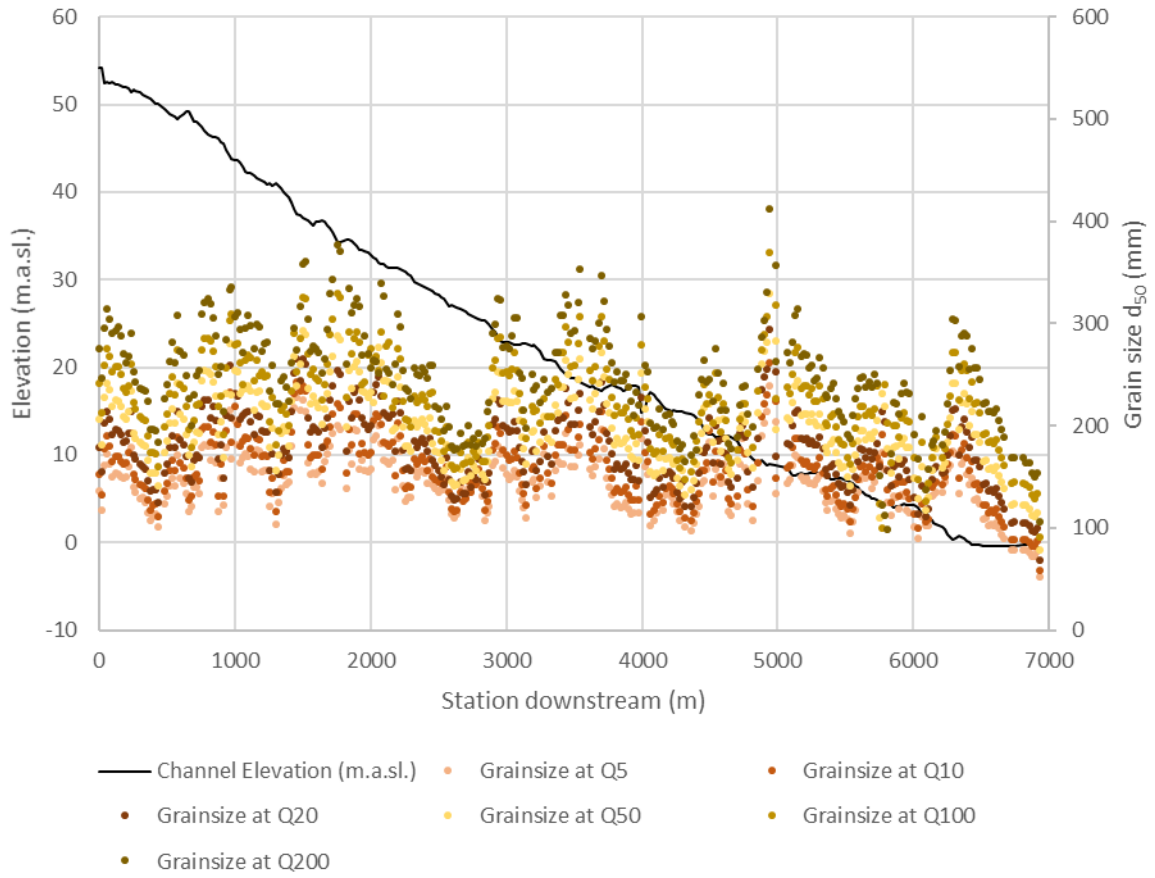


Figure 21: Theoretical initiation of motion according to Rickenmann (1990) as dependent on the flood recurrence interval (Q5-Q200).

3.1.2 Hydrological flood retention and hydraulic characterization

The influence of the tide on the water level and local flow velocities, as well as the length of the influenced stretch, was investigated (Figure 22 a). The numerical modelling shows an influence on floods with a higher recurrence interval (Q5-Q20). The influenced length is about 800 m upstream of the mouth. From a Q50 onwards, the length decreases and is then between 700 - 750 depending on the flood event (Q50 - Q200). The influence here mainly concerns the water depth. (Figure 22 b).

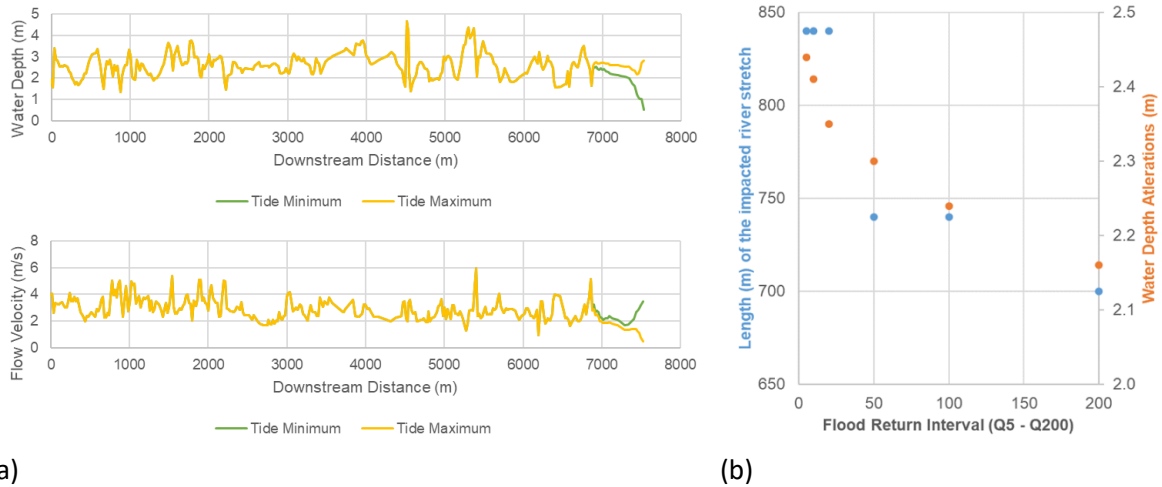
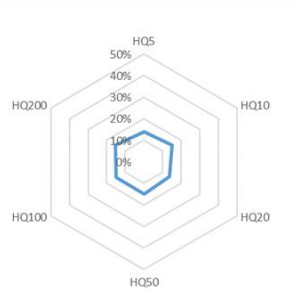


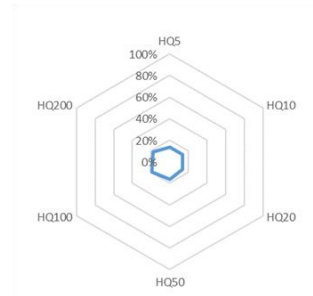
Figure 22: Hydrodynamic results of the discharge-dependent tidal influence. (a) Longitudinal profile in Aurland with calculation results of water depths and flow velocities and (b) summary of the flood-dependent river length.

For the study areas, the flood discharges of the actual state, as well as the flood discharges including climate change surcharges (40 % for Aurland) were calculated. Figure 23 shows the results of the mean increase in water depth, wetted width, flow velocity and bed shear stress. It can be seen that the increase in discharge due to climate change predictions leads to a uniform increase in water depth, wetted width, flow velocities and bed shear stresses in the river channel. In the floodplain, however, it can be seen that flow velocities and bed shear stresses increase significantly from a Q20 – Q200.

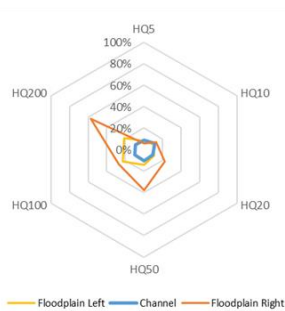
Water Depth



Wetted Width



Flow Velocity



Shear Stress

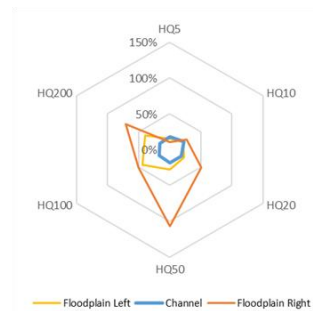


Figure 23: Possible impacts of climate change on hydraulic parameters (Water depth, wetted width, flow velocity and shear stress). Results of hydrodynamic modelling and climate change additions to flood flows.

Moreover, this project investigated the potential peak flow reduction in the respective catchment areas. In Aurland, different steady-state flood events were calculated. Due to the special hydrological situation (influence of the power plants in the catchment) and the morphologically superimposed river training measures, the damping potential will be described on the basis of a theoretical flood event. For this purpose, the flood wave recorded in Flåm in 2014 was modelled. The advance here is to directly compare the various hydromorphological boundary conditions and its impact on possible retention effects. However, based on the modelling results it can be seen that only minimal peak damping is possible due to the prevailing channel morphology ($Q_{bf} = 140 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) and bed slope (average: 10 ‰). This is less than $10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ at maximum discharge (Figure 24).

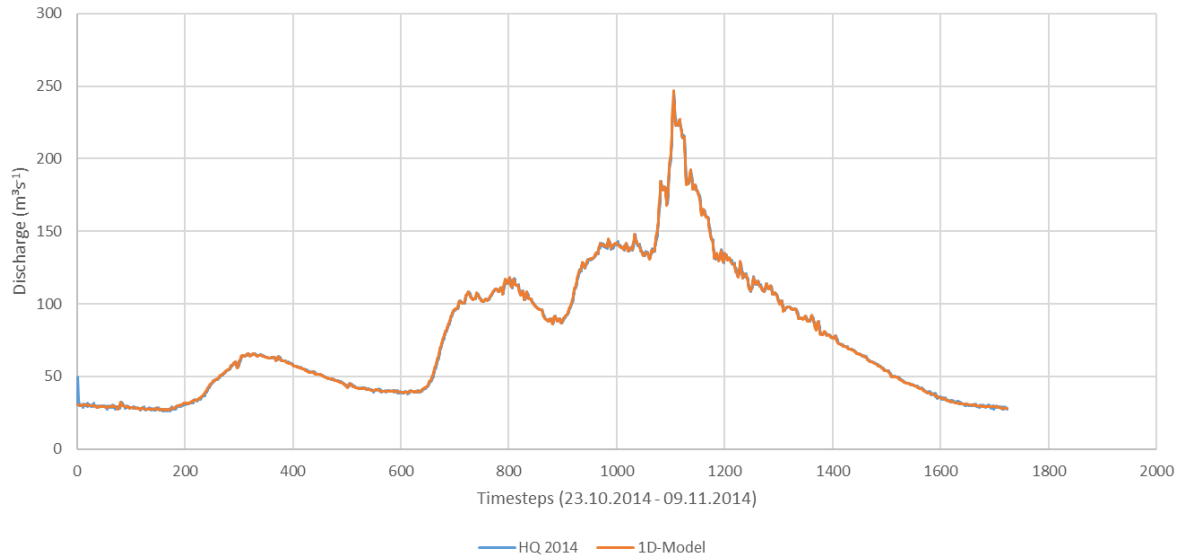


Figure 24: Calculation of potential flood damping in Aurland by hydrodynamic modelling applying the 2014 flood hydrograph of the Flåmselva as theoretical comparative scenario.

In Aurland, only small inundation areas are available to optional dampen unsteady flood flows due to steep gradient and the given active width of the channel (cf. Figure 25). The modelled wetted area of the river channel is 394 758 m² (or 22 % of the total 2D modelled area). The modelled flooded area in the floodplain is 162 359 m² (or 9 % of the total 2D-modelled area). Therefore, during a flood wave, only approximately 100 000 m³ of water can be attenuated in the floodplain (Table 6). The flood wave in Flåm 2014, in contrast, had a total volume of 47 000 000 m³. This would correspond to a potential attenuation of 0,2 %.

Table 6: Results of area and volume calculations in Aurland to estimate flood attenuation potential using 2D hydrodynamic models.

	River channel	Inundated Floodplain
Area	394 758 m ² 71 %	162 359 m ² 29 %
Volume	978 352 m ³ 91 %	101 679 m ³ 9 %

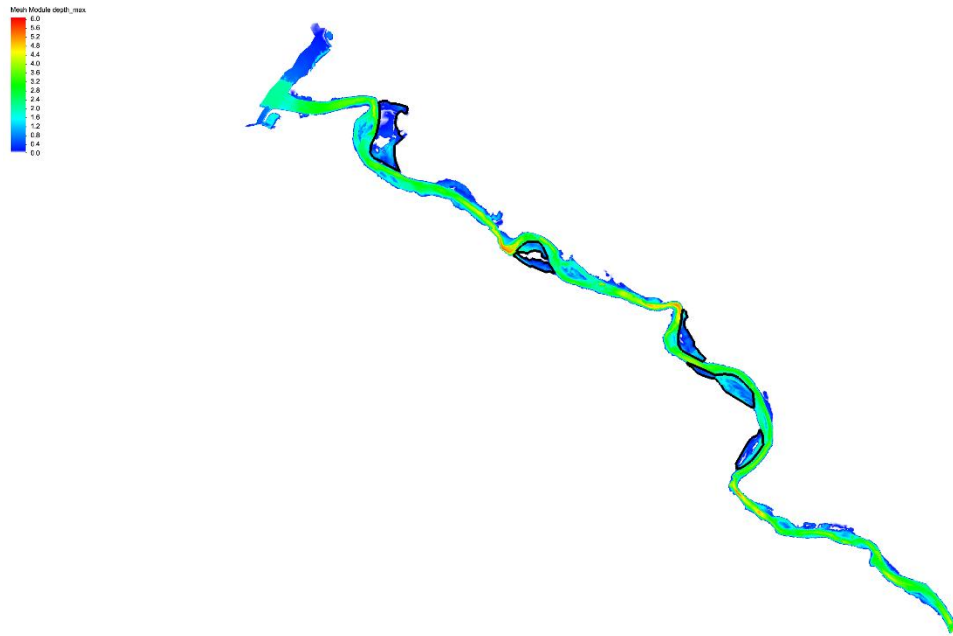


Figure 25: Water depths and inundation areas at Aurland during a flood with return interval Q200 based on 2D hydrodynamic modelling. The areas outlined in black are those that can contribute to flood wave damping.

3.1.3 Evaluation of channel alterations for reducing downstream flood risk

Hydrodynamic models were used to calculate the theoretical scenario when all flow has to take place in the channel. This would mean that there would be theoretically in some parts of the river very high walls or dams along the left and right banks. However, these scenarios make it possible to investigate the consequences of active flood protection by channelling of water bodies. Due to the already very wide channel in Aurland by training the river to handle certain flood magnitudes, only local effects of theoretical channelization are observed. Froude Numbers increase only locally only in those areas where the channel width is narrower than the mean width (Figure 26). Supercritical flow only occurs in single cross sections and thus is in agreement with the Grant (1997) hypothesis that supercritical flow naturally occurs only over short distances (or time periods).

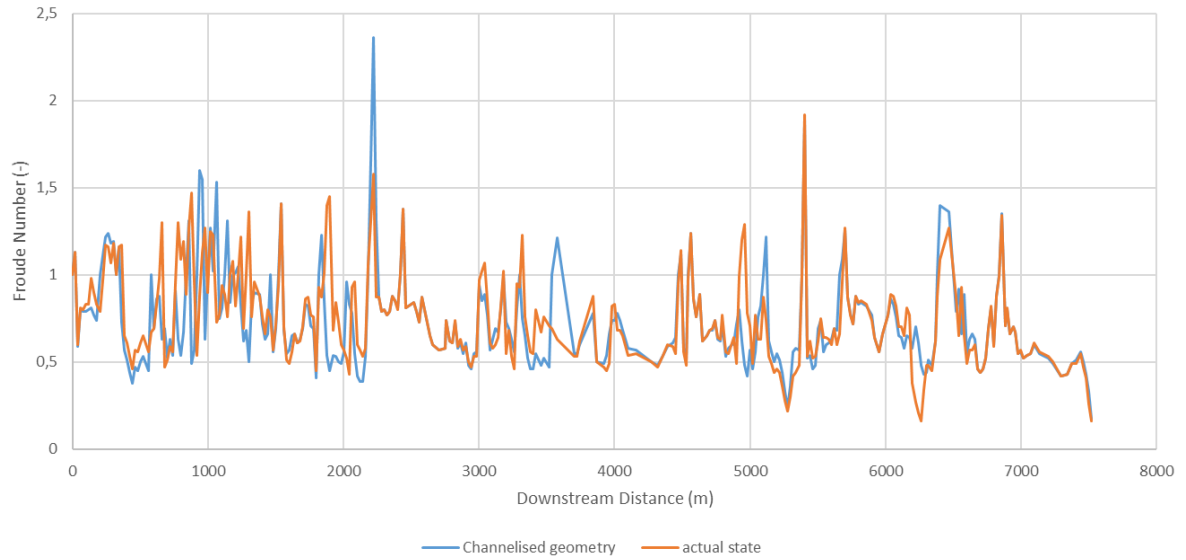


Figure 26: Calculations of the Froude Number (-) of the actual condition and with the theoretical assumption that the total discharge ($Q_{200} = 460 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) occurs in the channel.

3.2 Flåm

3.2.1 Sediment transport dynamics in terms of floodings

The theoretical sediment transport beginning in Flåm was calculated according to Meyer-Peter & Müller (1948) and Rickenmann (1990) for all flood discharges (Q5-Q200) (Figure 27 & Figure 28). It can be seen that with increasing bed slope and / or local channel geometry, the grain sizes that theoretically start to move increase. Peaks occur at station 0-250 m, 500 m, 1100 m, 1500 m, 2500 m, 2750 m, 2900 m and 4300 m.

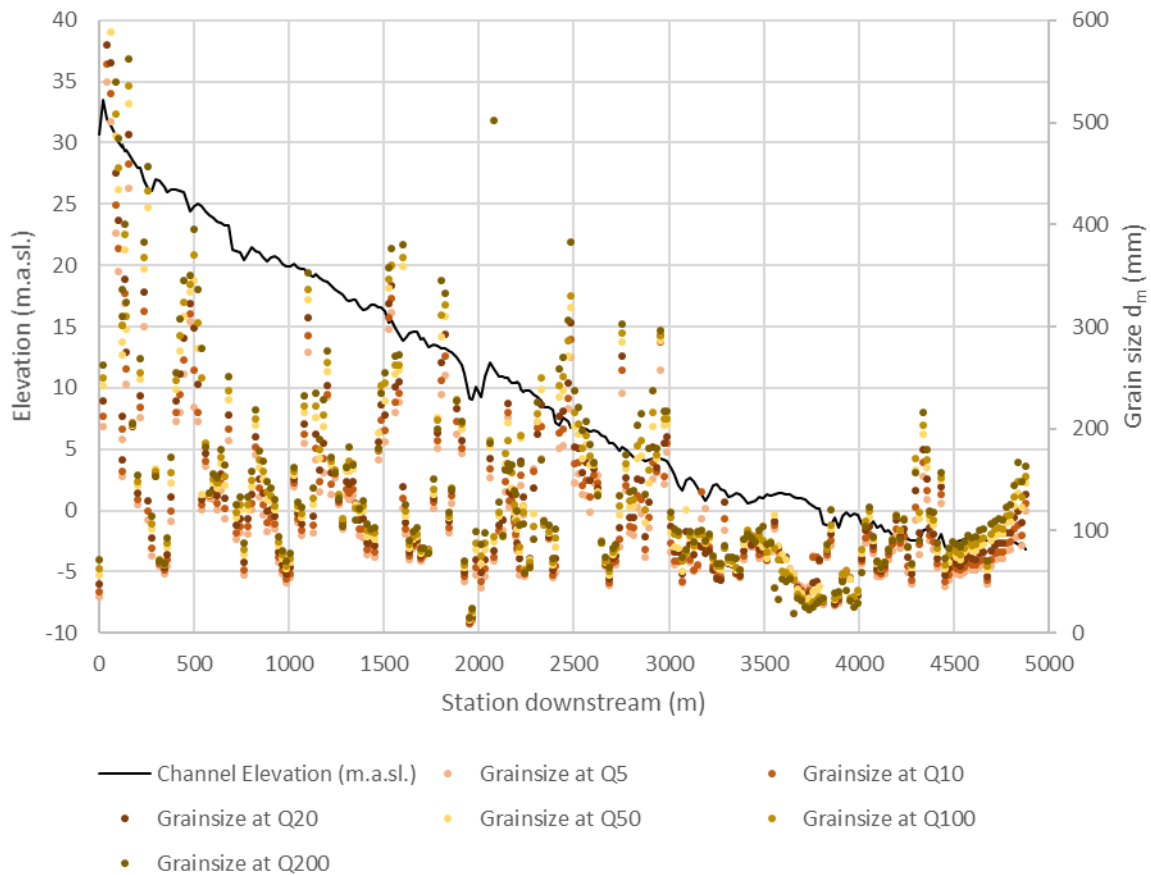


Figure 27: Theoretical initiation of motion according to Meyer-Peter & Müller (1948) as dependent on the flood recurrence interval (Q5-Q200).

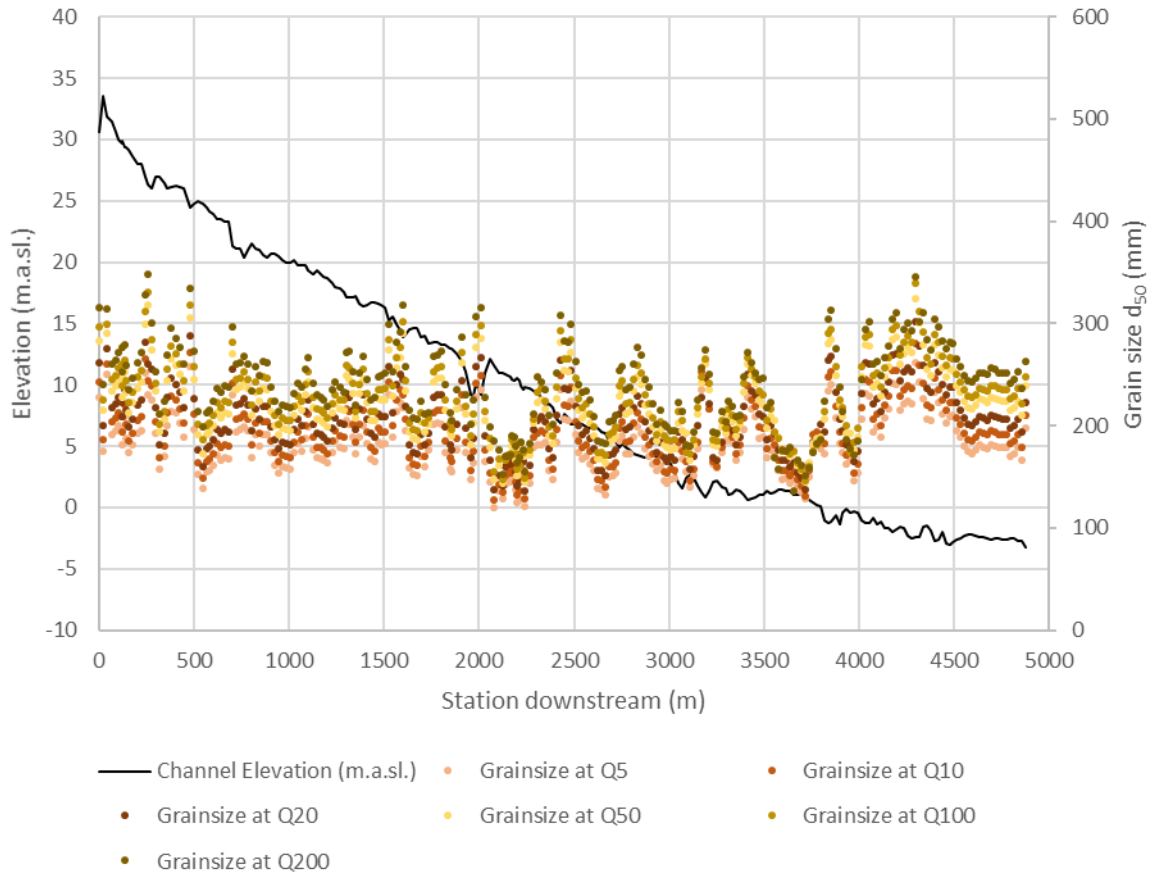


Figure 28: Theoretical initiation of motion according to Rickenmann (1990) as dependent on the flood recurrence interval (Q5-Q200).

3.2.2 Hydrological flood retention and hydraulic characterization

The influence of the tide on the water level and local flow velocities, as well as the length of the influenced stretch, was investigated and is presented in Figure 29 a. The numerical modelling shows an influence on floods with a recurrence interval from Q5-Q100. The influenced length is about 1800 m upstream of the mouth. It only reduces to about 1400 m at a Q200 flood event. The influence here mainly concerns the water depth as well (compare also to Aurlandselva) (Figure 29 b).

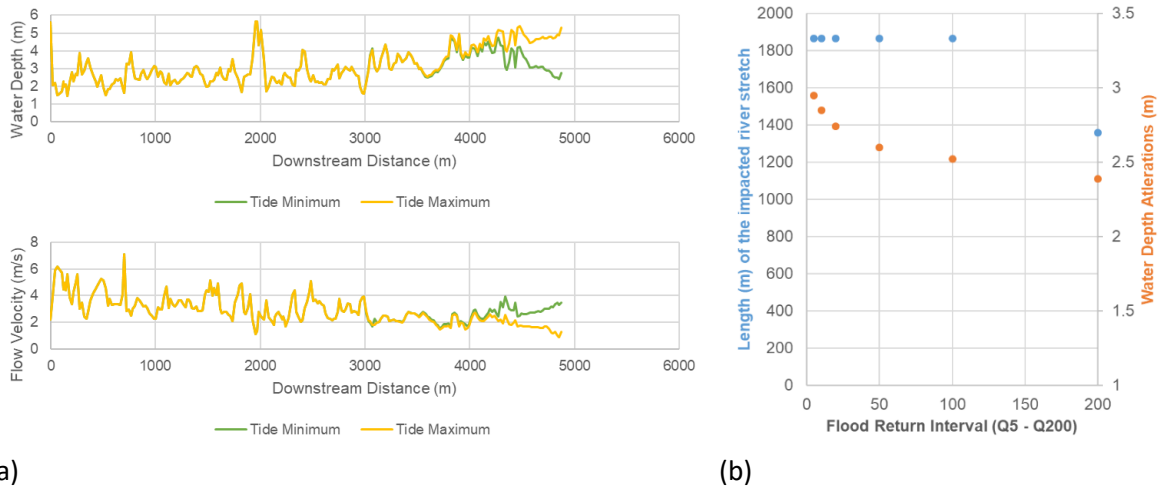
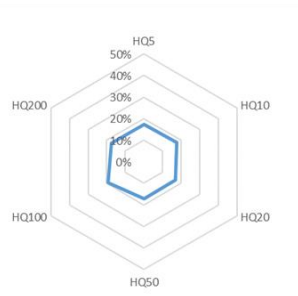


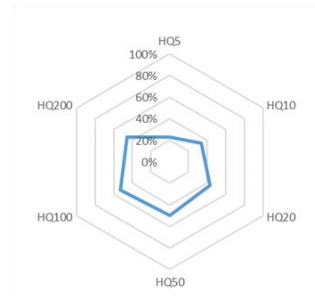
Figure 29: Hydrodynamic results of the discharge-dependent tidal influence. (a) Longitudinal profile in Flåm with calculation results of water depths and flow velocities and (b) summary of the flood-dependent river length.

For the study areas, the flood discharges of the actual state, as well as the flood discharges including climate change surcharges (40 % for Flåm) were calculated. Figure 30 shows the results of the mean increase in water depth, wetted width, flow velocity and bed shear stress. It can be seen that the wetted width and thus the flood hazard potential for specific parts of the river increases obviously (40-60 %). This can be seen even more strongly in the two parameters flow velocity and bed shear stress. Here, an increase of up to 80 % can be expected in the floodplain situated in the right overbank area.

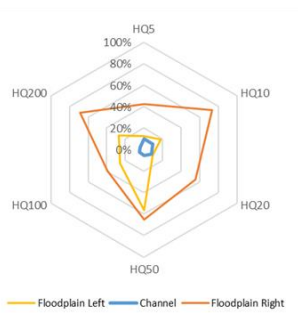
Water Depth



Wetted Width



Flow Velocity



Shear Stress

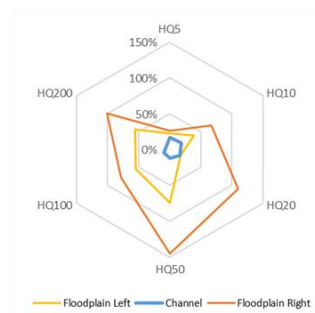


Figure 30: Possible impacts of climate change on hydraulic parameters (Water depth, wetted width, flow velocity and shear stress). Results of hydrodynamic modelling and climate change additions to flood flows.

For the investigation of the potential peak flow retention, the flood event of 2014 was modelled. Similar to the Aurlandselva, the high gradient (average: 10 ‰) seems to have a dominant-influence on the flood wave and the possible peak flow reduction. This is noticeable by a very small damping ($< 15 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) for the flood maximum on the 5 km long stretch (Figure 31).

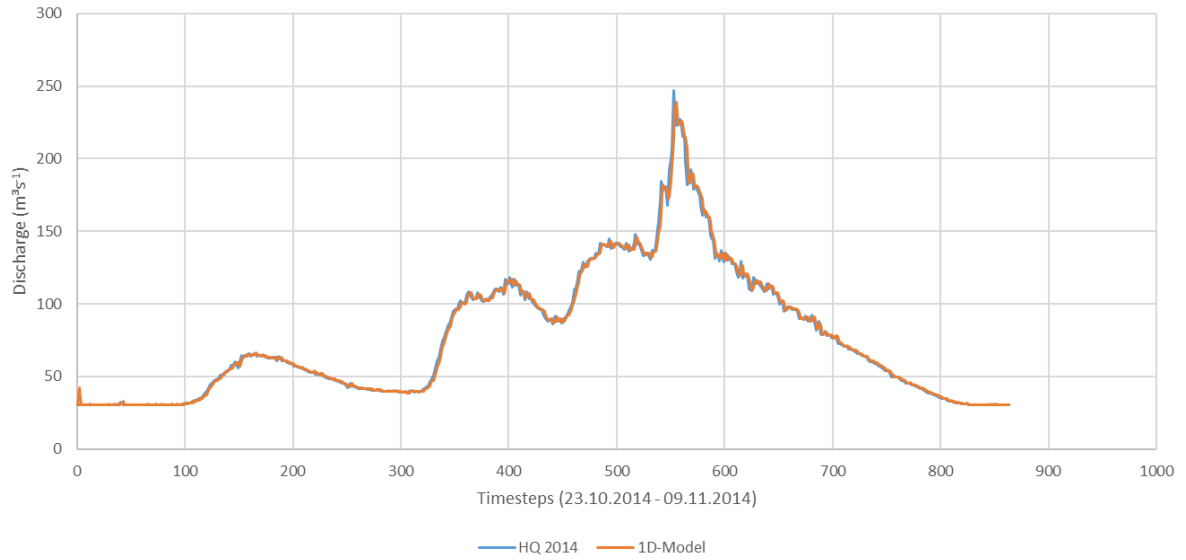


Figure 31: Calculation of potential flood damping in Flåm based on hydrodynamic modelling using the 2014 flood hydrograph; blue line = recorded flood wave and modelling input; red line = modelling output at the downstream end (mouth to the sea).

In Flåm, only small inundation areas are available to dampen flood waves due to the steep gradient in the upper part (cf. Figure 32). The modelled wetted area of the river channel is 159 953 m² (or 15 % of the total 2D modelled area). The modelled flooded area in the floodplain is 100 030 m² (or 10 % of the total 2D-modelled area). Therefore, during a flood wave, only approximately 70000 m³ of water can be attenuated in the floodplain (Table 7). The flood wave in Flåm 2014, in contrast, had a total volume of 47 000 000 m³. This would correspond to a potential attenuation of 0,1 %.

Table 7: Results of area and volume calculations in Flåm to estimate flood attenuation potential using 2D hydrodynamic models.

	River channel	Inundated Floodplain
Area	159 953 m ²	100 030 m ²
	62 %	38 %
Volume	394 067 m ³	68 127m ³
	85 %	15 %

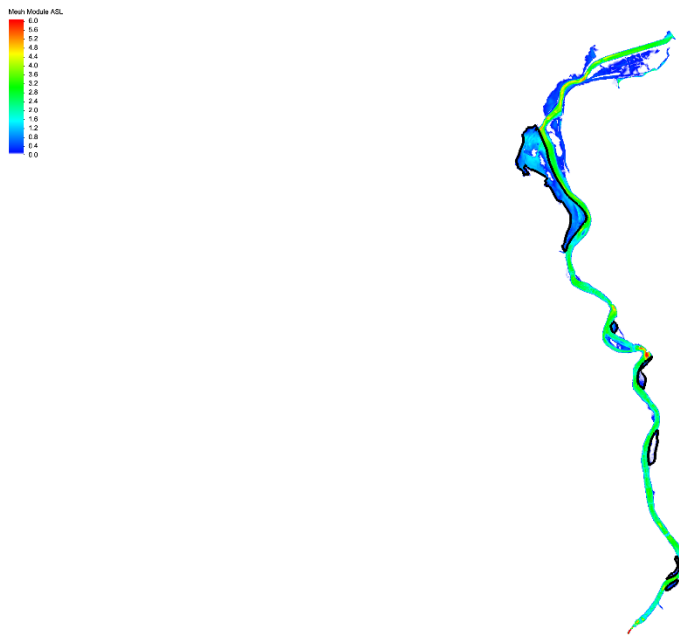


Figure 32: Water depths and inundation areas at Flåm during a flood with return interval Q200 based on 2D hydrodynamic modelling. The areas outlined in black are those that can contribute to flood wave damping.

3.2.3 Evaluation of channel alterations for reducing downstream flood risk

Similar to the other rivers, hydrodynamic models (1D and 2D) were used to calculate the theoretical scenario when all flow has to take place in the channel. This would mean that there would be potentially very high walls or dams along the left and right banks. However, these scenarios make it possible to investigate the implementation of active flood protection measures immediately at the river banks and along the entire length of water bodies (theoretical scenario) and to show the effects on important hydraulic parameters. The Flåm shows that the river has already been very strongly regulated due to the partially high discharge capacity of the main channel. The Froude Numbers therefore change only slightly up to the 3000 m stationing, in some cases not at all (Figure 33). Downstream of the 3000 m station, a special case occurs: due to the theoretical channelization, the Froude Number decreases. The reason for this is that the water depth increases (up to 6 m) that on the one hand the flow velocities decrease due to impounding effects on the other hand the relationship between flow velocity and water depth shifts due to the increased water stages. The Froude Number is thus lower than in the actual state. However, compared to the Aurlandselva, here at the Flåmselva supercritical flow ($Fr > 1$) occurs obviously over longer distances and not only for single cross sections. This means, that based on the Grants (1997) hypothesis unnatural bathymetric characteristics force the river to be theoretically in this stage (for details on this analysis please look at Hauer et al., 2021).

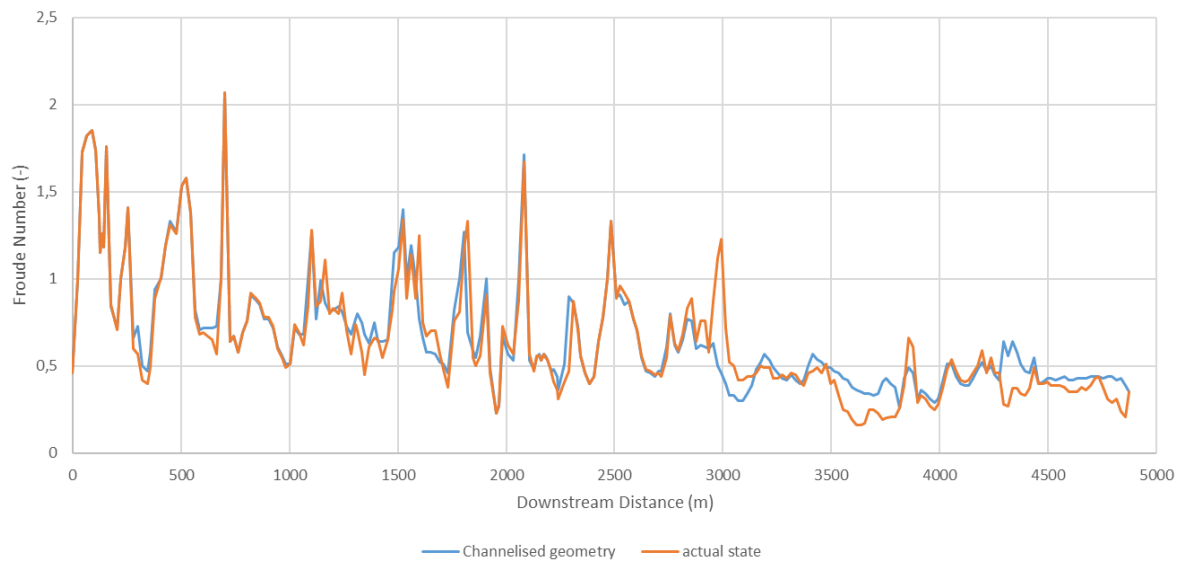


Figure 33: Calculations of the Froude Number (-) of the actual condition and with the theoretical assumption that the total discharge ($Q_{200} = 290 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) occurs in the channel.

3.3 Brekke

3.3.1 Sediment transport dynamics in terms of floodings

The theoretical initiation of motion for Brekkeelva was calculated according to Meyer-Peter & Müller (1948) and Rickenmann (1990) for all flood discharges (Q5-Q200) (Figure 34 & Figure 35). It can be seen that with increasing bed slope and / or local channel geometry, the grain sizes that theoretically start to move increase. It is noticeable that very uniform grain fractions start to move in the upper river section (0 – 1000 m). In the middle reaches (1000 – 2000 m), a higher variability is seen with slightly coarser grain fractions and in the lower reaches (2000 – 2500 m) it is strongly dependent on the channel morphology.

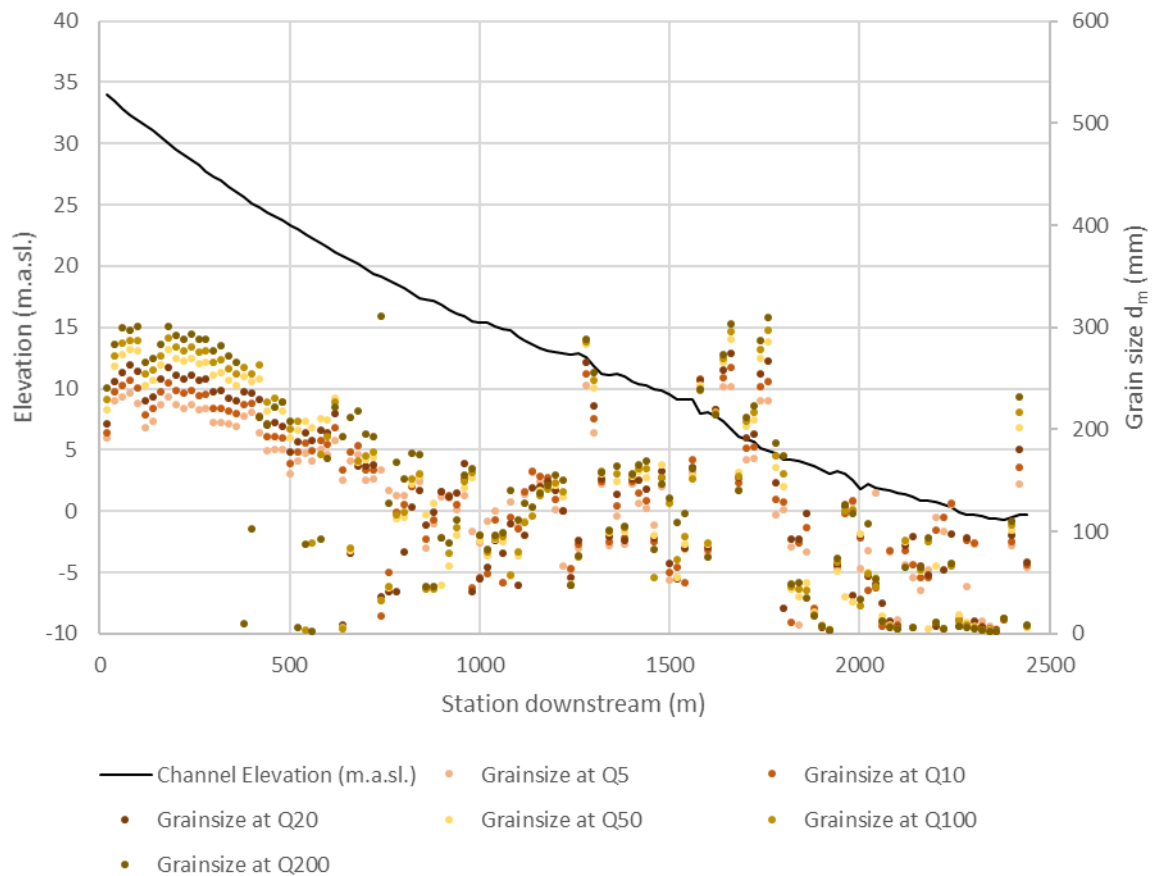


Figure 34: Theoretical initiation of motion according to Meyer-Peter & Müller (1948) as dependent on the flood recurrence interval (Q5-Q200).

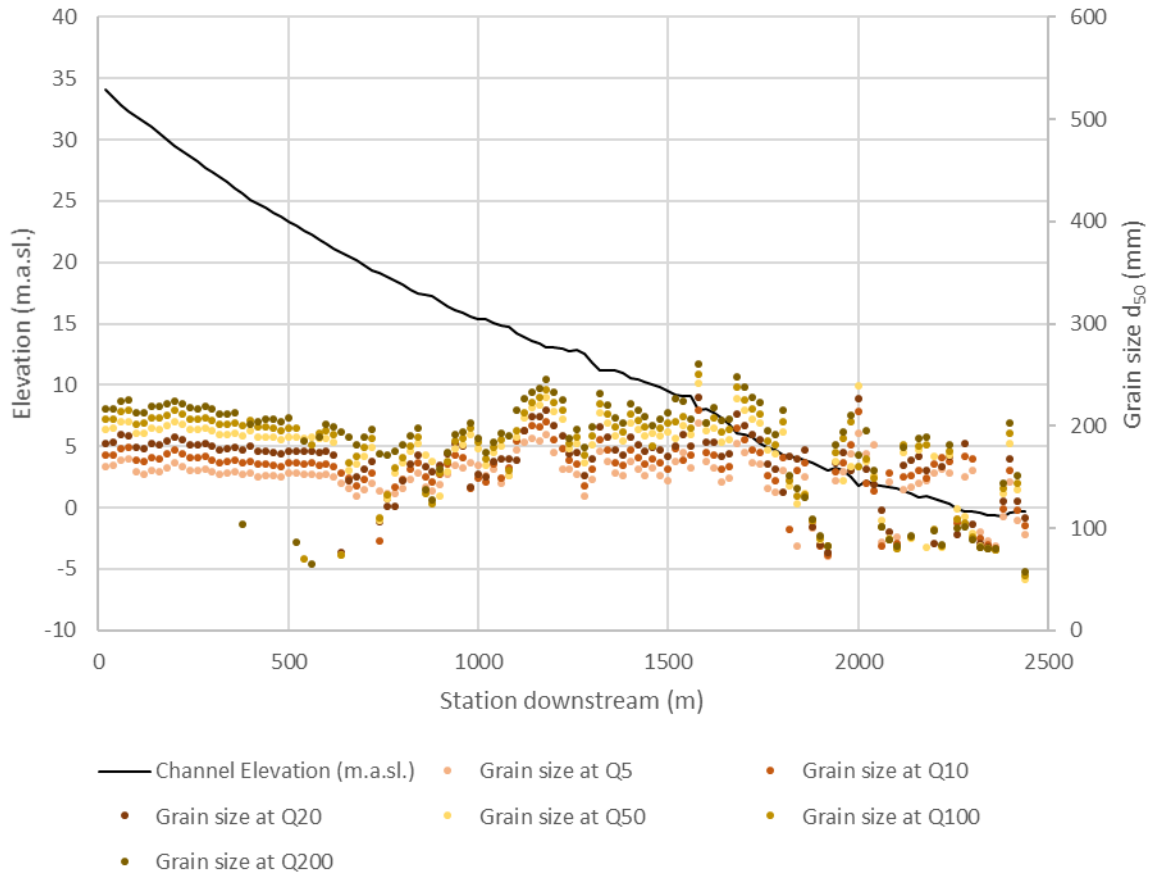


Figure 35: Theoretical initiation of motion according to Rickenmann (1990) as dependent on the flood recurrence interval (Q5-Q200).

3.3.2 Hydrological flood retention and hydraulic characterization

The influence of the tide on the water level and local flow velocities, as well as the length of the influenced stretch, was investigated (Figure 36 a). The numerical modelling shows an influence that is independent of the recurrence interval of the flood events. The influenced length is comparably low, just about 230 m upstream of the mouth. The influence here mainly concerns the water depth (Figure 36 b).

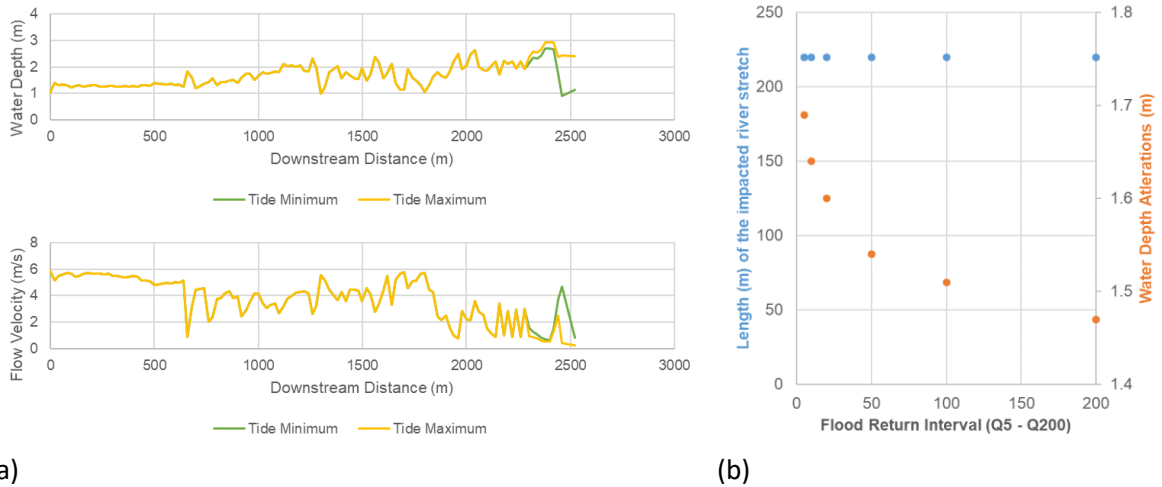
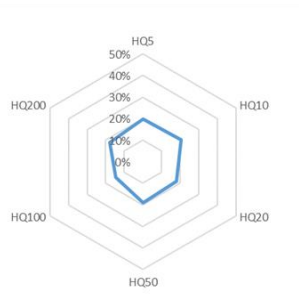


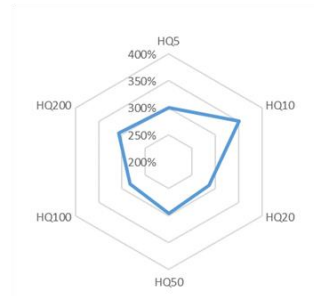
Figure 36: Hydrodynamic results of the discharge-dependent tidal influence. (a) Longitudinal profile in Brekke with calculation results of water depths and flow velocities and (b) summary of the flood-dependent river length.

For the Brekkeelva, the flood discharges of the actual state, as well as the flood discharges including climate change surcharges (40 % for Brekke) were calculated and analyzed in a comparative view. Figure 37 shows the results of the mean increase in water depth, wetted width, flow velocity and bed shear stress. It can be seen that the wetted width increases significantly (up to 350 %). This is an enormous increase as a result of the theoretical impact of climate change. The reason for this is the low discharge capacity of the current regulated channel, meaning that the current situation at Brekkeelva is very sensitive to the expected changes in precipitation. This can be seen also seen in the two parameters flow velocity and bed shear stress. Here, an increase of up to 100 % can be expected in the floodplain. The lateral gradient of the floodplains until the valley margins is in many parts is lower 8 ‰ compared to the rivers Aurland and Flåm. Thus, when inundations due to floodings occur larger areas are affected.

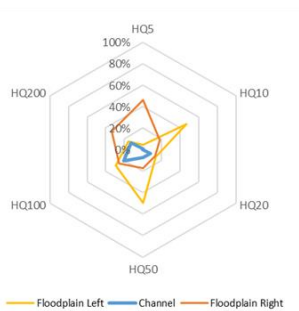
Water Depth



Wetted Width



Flow Velocity



Shear Stress

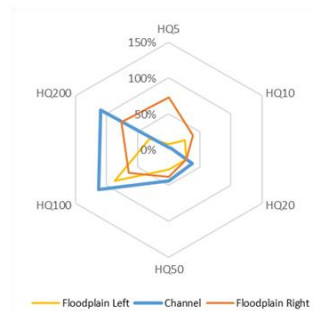


Figure 37: Possible impacts of climate change on hydraulic parameters (Water depth, wetted width, flow velocity and shear stress). Results of hydrodynamic modelling and climate change additions to flood flows.

There is no gauging station at the Brekke, so potential damping in the catchment area could not be modelled.

In Brekke, only small inundation areas are available to dampen flood waves due to steep gradient and channelized upper reach (cf. Figure 38). The modelled wetted area of the river channel is 100 643 m² (or 7 % of the total 2D modelled area). The modelled flooded area in the floodplain is 72 290 m² (or 5 % of the total 2D-modelled area). Therefore, during a flood wave, only approximately 23 000 m³ of water can be attenuated in the floodplain (Table 8).

Table 8: Results of area and volume calculations in Brekke to estimate flood attenuation potential using 2D hydrodynamic models.

	River channel	Inundated Floodplain
Area	100 643 m ²	72 290 m ²
	58 %	42 %
Volume	64 194 m ³	22 644 m ³
	74 %	26 %

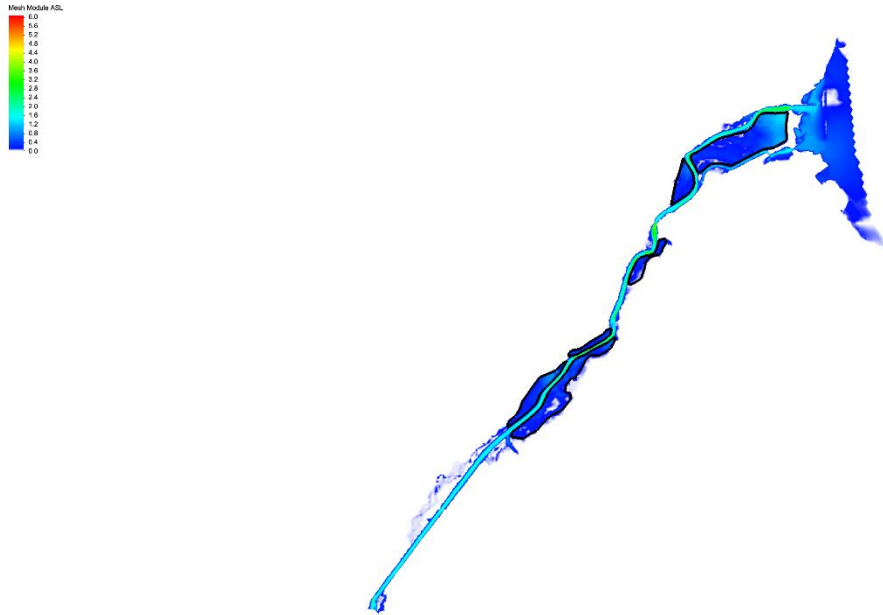


Figure 38: Water depths and inundation areas at Brekke during a flood with return interval Q200 based on 2D hydrodynamic modelling. The areas outlined in black are those that can contribute to flood wave damping.

3.3.3 Evaluation of channel alterations for reducing downstream flood risk

Also for the Brekkeelva, hydrodynamic models were used to calculate the theoretical scenario when all flow has to take place in the channel. This would mean that there would be very high walls or dams along the left and right banks if this kind of active flood protection measures would be implemented. However, these scenarios are important as they make it possible to investigate the theoretical full training of river stretches and to show the effects on important hydraulic parameters. It can be seen that in the upper reaches (approx. at stationing 500 m) the Froude Number would rise above 1 (Figure 39). Locally, this can also be seen at 800 - 1200 m. The greatest effects can be seen downstream of the 1800 m station. Here the Froude Number would rise considerably above 1. For the Brekkeelva, we see both, the theoretical increase of erosional risk as the Froude Number establishes over longer distances above $Fr = 1$. For the upper part, the calculated supercritical flow conditions assume the presence of large roughness elements (boulders) as energy dissipations happens around these large clasts. However, these large roughness elements are not represented in the bathymetry in the 1D model in an appropriate way.

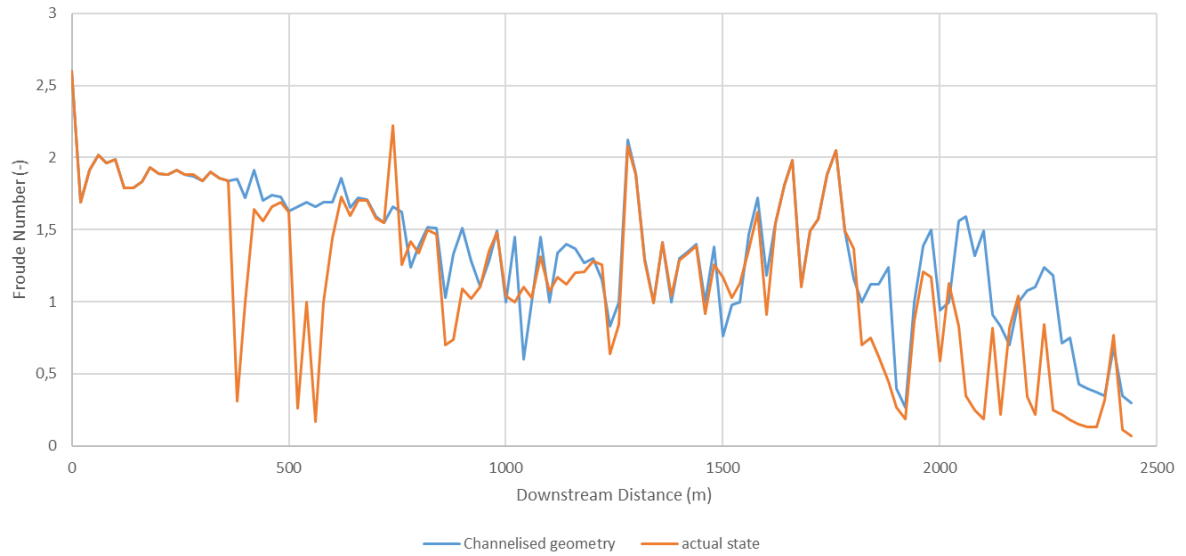


Figure 39: Calculations of the Froude Number (-) of the actual condition and with the theoretical assumption that the total discharge ($Q_{200} = 89 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) occurs in the channel.

3.4 Nausta

3.4.1 Sediment transport dynamics in terms of floodings

The initiation of motion in Nausta was calculated according to Meyer-Peter & Müller (1948) and Rickenmann (1990) for all flood discharges (Q5-Q200) (Figure 40 & Figure 41). It can be seen that with increasing bed slope and / or changes of the local channel bathymetry, the grain sizes that theoretically start to move increase. It can be seen that the initiation of motion is strongly dependent on the topography and morphology. In the preset steps / cascades, very large stones would theoretically begin to move, as this is where the highest flow velocities occur. These cascades, however, are represented by bedrock stretches or large non-fluvial sediments which function as a sustainable knickpoint for erosional processes (stop further backwater incision). In these sections it can therefore be assumed that the entire bedload sediments are transported through. In sections with a lower bed slope and wider (natural) river channels, the bed shear stresses decrease and the largest possible transportable grain sizes are smaller than 100 mm.

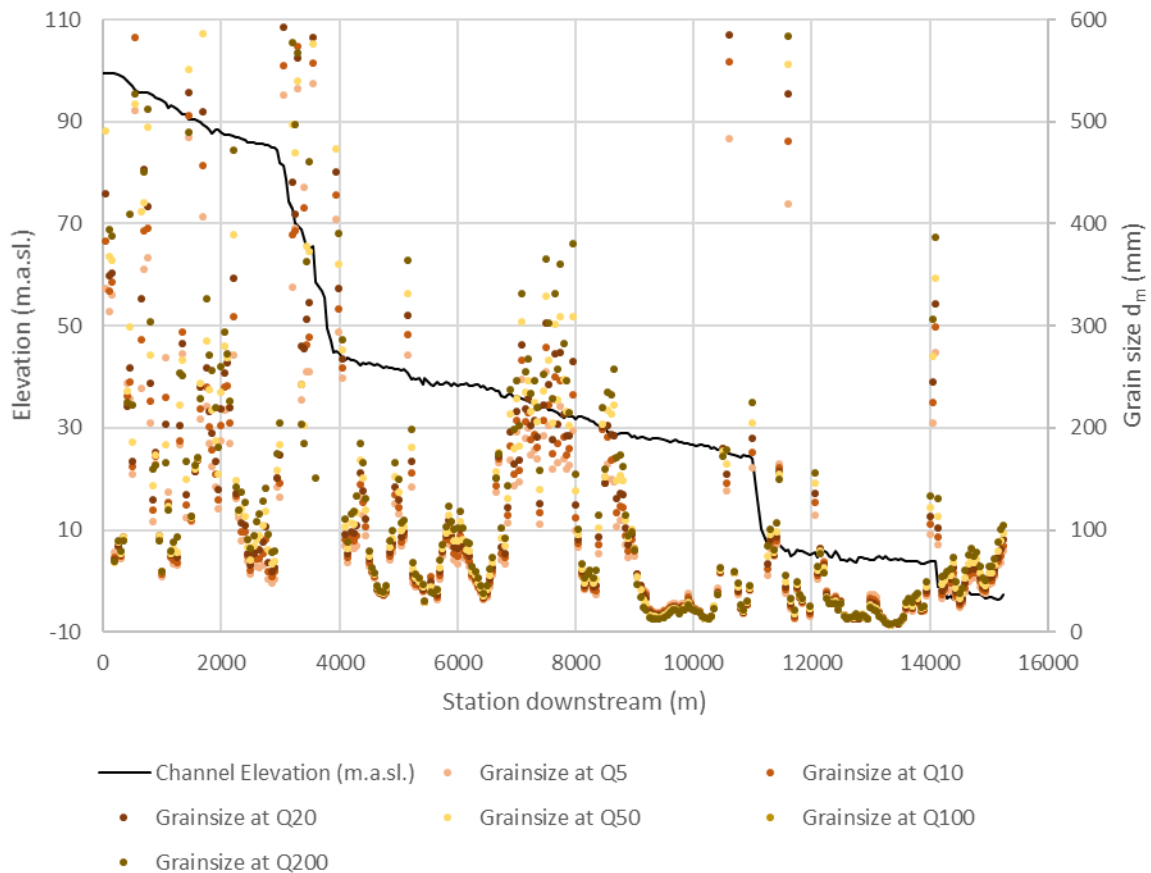


Figure 40: Theoretical initiation of motion according to Meyer-Peter & Müller (1948) as dependent on the flood recurrence interval (Q5-Q200).

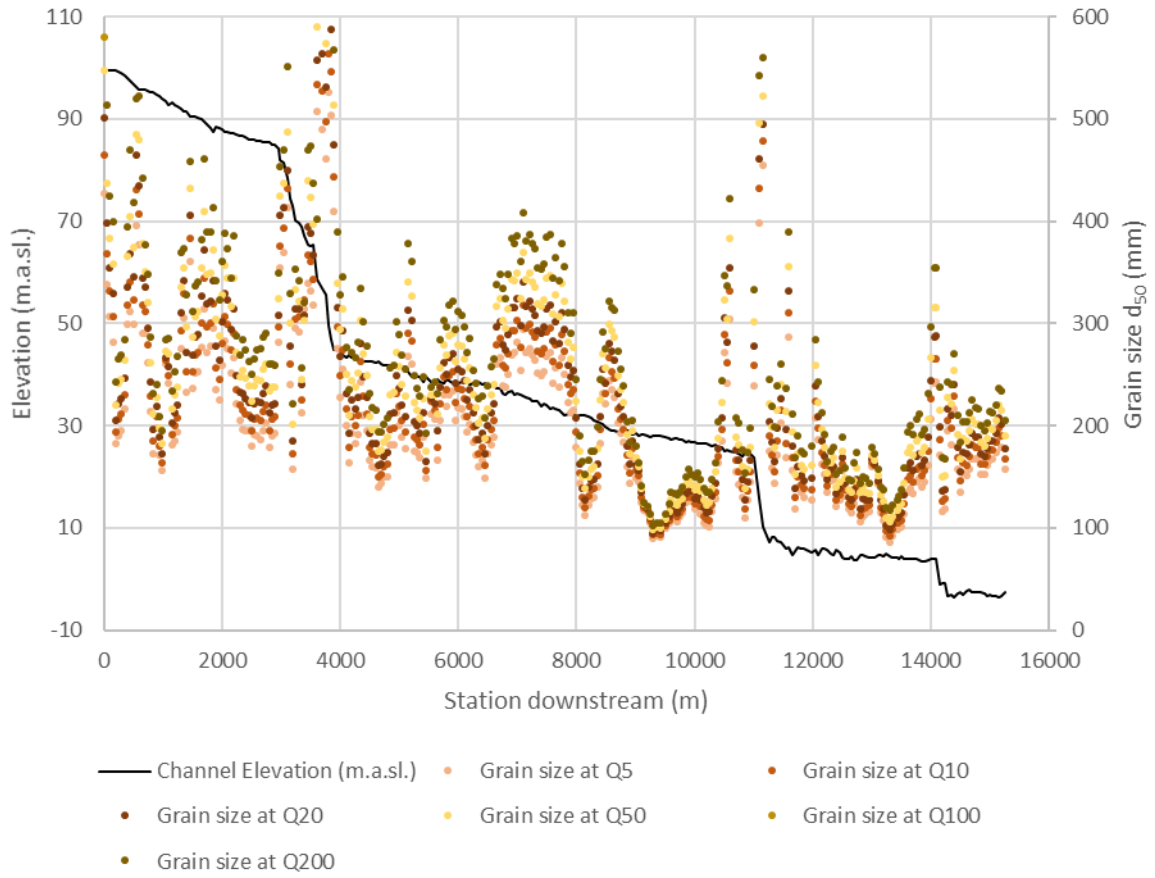
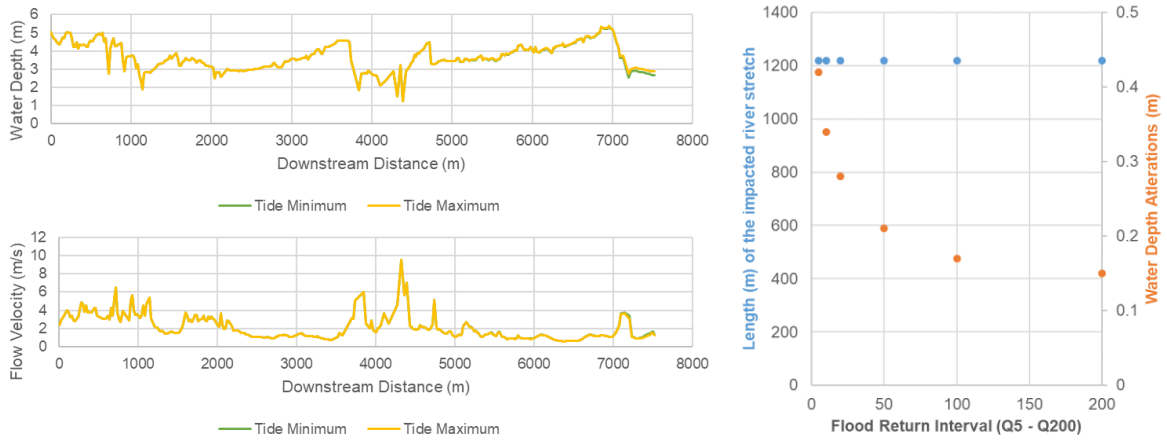


Figure 41: Theoretical initiation of motion according to Rickenmann (1990) as dependent on the flood recurrence interval (Q5-Q200).

3.4.2 Hydrological and hydraulic flood retention

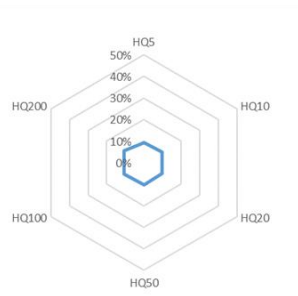
Due to the morphological conditions in the Nausta, the tide can only influence the downstream stretch up to the first waterfall. The length of the affected stretch is therefore clearly determined and not further dependent on the hydrology and tide level (Figure 42 a, b).



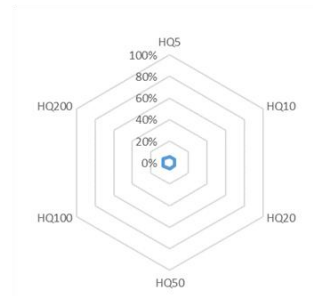
(a) (b)
 Figure 42: Hydrodynamic results of the discharge-dependent tidal influence. (a) Longitudinal profile in Nausta with calculation results of water depths and flow velocities and (b) summary of the flood-dependent river length.

For the study areas, the flood discharges of the actual state, as well as the flood discharges including climate change scenario (20 % for Nausta) were calculated. Figure 43 shows the results of the mean change in water depth, wetted width, flow velocity and bed shear stress. Compared to the other rivers studied, the Nausta has a special morphology. The river is divided into several stepped sections, each separated by waterfalls. The sections above and below these waterfalls are characterized by wider areas with low bed gradients. In these areas of flattening, the water can overflow the banks during higher discharges, resulting in short-term storage and thus dampening of the flood wave. Since these floods can already be observed during small floods (with a high recurrence interval), only minor changes in the wetted width can be detected compared to higher discharges (caused by climate change impacts). It should be noted, however, that the small changes in wetted width are caused morphological, but the water depth increases with higher floods. This is due to the small change in the available area in the cross-sectional view with increasing flow. The water depth increases to a limited extent (approx. 10 %). The flow velocities in the floodplain, on the other hand, increase slightly (approx. 20 %), the bed shear stresses increase considerably (up to 50 %).

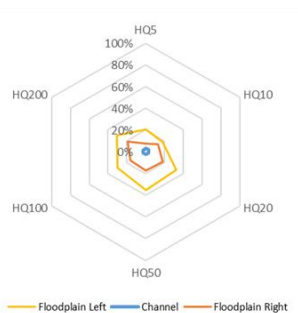
Water Depth



Wetted Width



Flow Velocity



Shear Stress

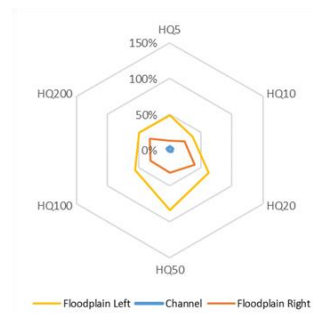


Figure 43: Possible impacts of climate change on hydraulic parameters (Water depth, wetted width, flow velocity and shear stress). Results of hydrodynamic modelling and climate change additions to flood flows.

For the Nausta river, the influence of the specific catchment characteristics could be further studied by the applied hydrodynamic models. For this river, the impact on flood waves is noticeable on the one hand by a temporal shift of the peak discharge, and on the other hand by a peak flow reduction (Figure 44).

For this kind of evaluation also the 2014 flood wave of Flåm was applied. In general, the characteristic flood discharges of a 100-years event differ between Nausta ($Q_{100} = 707 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) and Flåm ($Q_{100} = 206 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) by $447 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. Thus, the outcomes have to be discussed considering this uncertainty / can be applied to a certain extent. The first (smaller) flood wave is reduced by $1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. The second peak is damped by approx. $25 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. The time delay from the upper to the lower reaches (fjord) is about 2.5 hours. However, it should be noted that the damping is to be regarded to be comparatively as rather low. The high gradient of the river does not allow for a high retention potential here either.

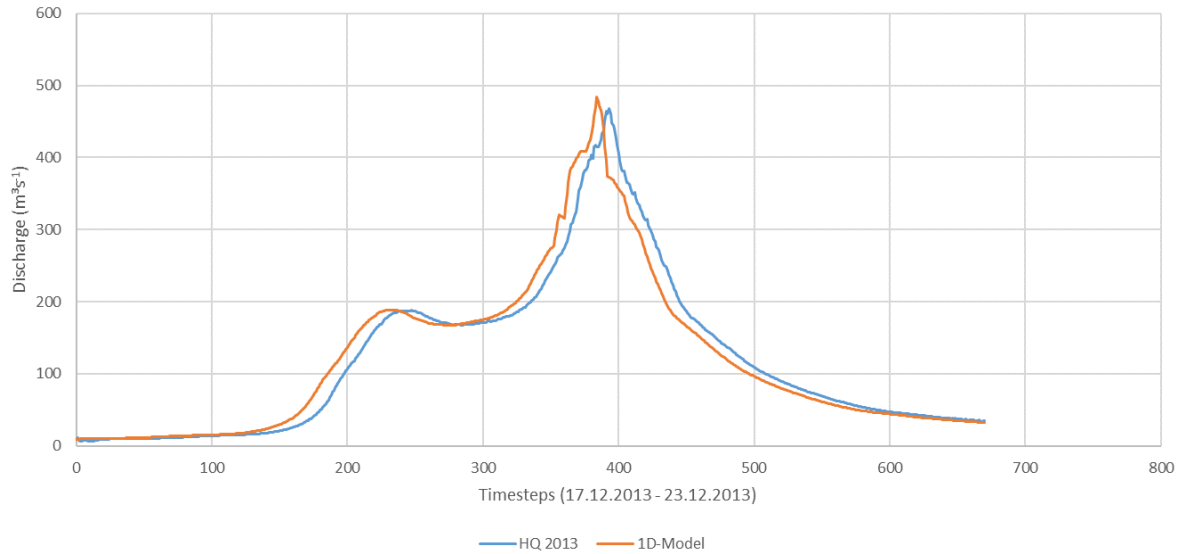


Figure 44: Calculation of potential flood damping in Nausta using hydrodynamic modelling.

In Nausta, only small inundation areas are available to dampen flood waves due to steep gradient and channelized upper reach (cf. Figure 45). The modelled wetted area of the river channel is 1 351 600 m² (or 16 % of the total 2D modelled area). The modelled flooded area in the floodplain is 1 093 102 m² (or 13 % of the total 2D-modelled area). Therefore, during a flood wave, approximately 2 000 000 m³ of water can be attenuated in the floodplain (Table 9). In comparison to the flood event of 2003 (approx. 42 000 000 m³), that would be only 5 % of the total discharge.

Table 9: Results of area and volume calculations in Nausta to estimate flood attenuation potential using 2D hydrodynamic models.

	River channel	Inundated Floodplain
Area	1 351 600 m ²	1 093 102 m ²
	55 %	45 %
Volume	4 762 312 m ³	2 130 768 m ³
	69 %	31 %

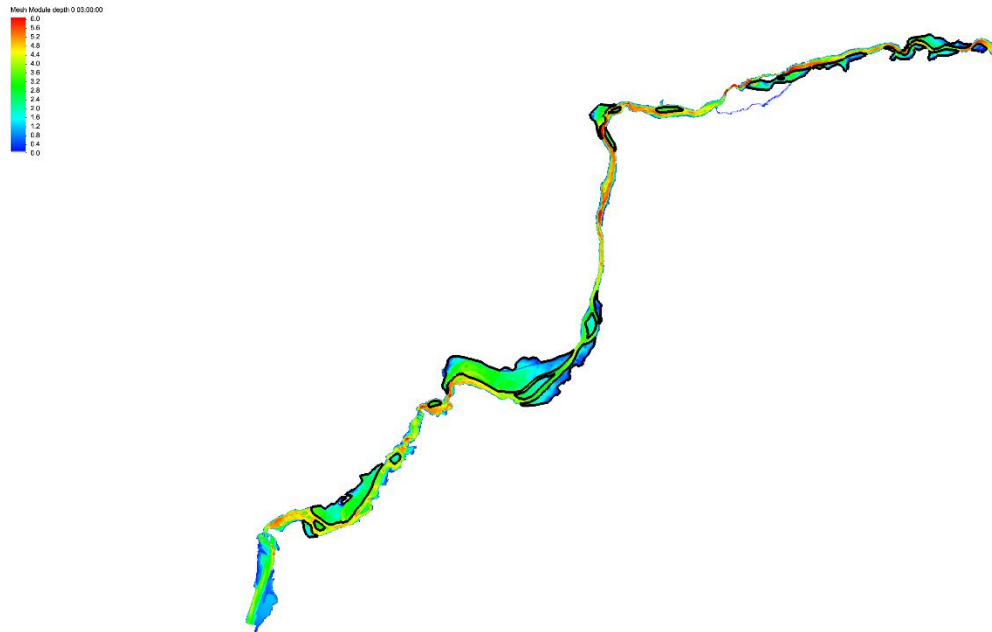


Figure 45: Water depths and inundation areas at Nausta during a flood with return interval Q200 based on 2D hydrodynamic modelling. The areas outlined in black are those that can contribute to flood wave damping.

3.4.3 Evaluation of channel alterations for reducing downstream flood risk

For Nausta, hydrodynamic models were used to calculate the theoretical scenario when all flow has to take place in the channel. This would mean that there would be theoretically elevated dams and embankments along the left and right banks. However, these scenarios make it possible to investigate the impacts of river training on various stretches and to show the effects on important hydraulic parameters. In Nausta, channelization would lead to local increases in Froude Numbers in those areas where the channel geometry allows the inundation for early discharge of the floodplains (stationing 1500 – 3500 m) (Figure 46). However, the existing steps (waterfalls) cause a knickpoint for further backwater erosion and thus lower gradients are established upstream those longitudinal disturbances. The Froude Numbers therefore do not rise above 1 even in these modified conditions (different to the three other rivers). Moreover, no differences can be seen in the sections of the present waterfalls. Here, of course, the Froude Numbers are far above 1.

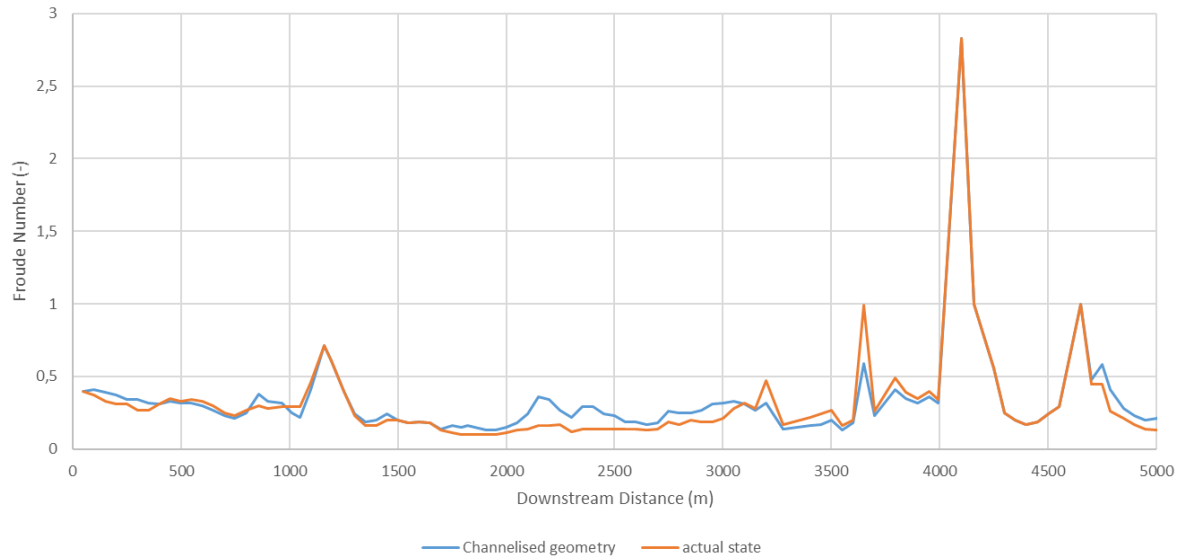


Figure 46: Calculations of the Froude Number (-) of the actual condition and with the theoretical assumption that the total discharge ($Q_{200} = 774 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) occurs in the channel.

4. Extended catchment area investigations

In this chapter the additional hydrological analyses which were conducted in the project are presented. Figure 48 shows a map of the selected gauging stations and their catchments, grouped by their station location in a natural or artificial river stretch or in a lake/reservoir. Moreover, Figure 49 a shows the largest discharges on record (Q_{\max}) for each gauging station (range from $1.09 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ to $686 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$).

Calculated FFMI values are relatively small ($\text{FFMI} = 0.04 - 0.26$) and below world average (0.28 ; Kale, 2003), implying small differences between yearly flood peaks (Figure 49 b). Comparing project rivers, Aurland shows the highest FFMI value ($\text{FFMI} = 0.14$) followed by Nausta ($\text{FFMI} = 0.12$) and Flåm (0.10). FFMI values of project rivers do not follow the order as in Figure 51 (highest FFMI for altered profiles, followed by natural profiles and reservoirs). The Aurland gauge has the highest FFMI and is located at the end of a reservoir, Flåm with the lowest FFMI is located at an altered river stretch. For Aurland and Nausta, deviations from the mean are relatively evenly distributed both downward and upward, with greater dispersion in Aurland. In comparison, the deviations from the mean are very small and individual clear outliers cause the comparatively high FFMI (Figure 47). The highest FFMI values ($n = 12$) are observed in rivers with maximum flows between $10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ and $200 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (Figure 50).

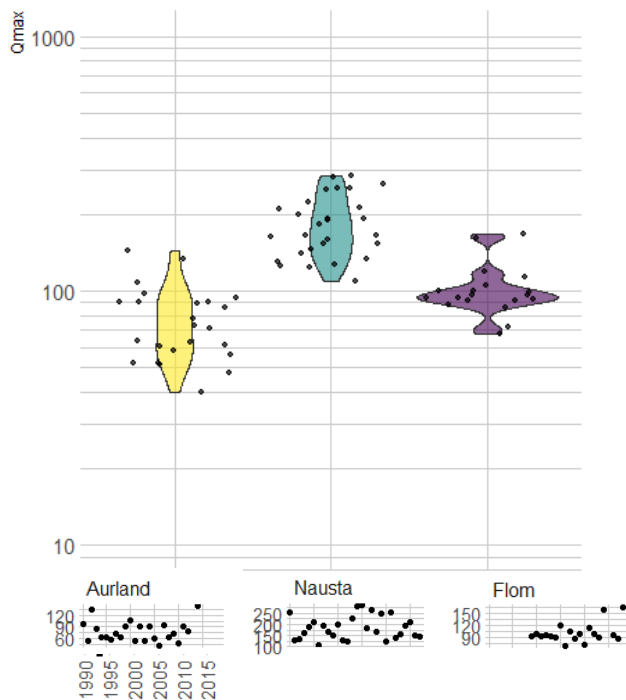


Figure 47: Violin Plot and time series of Q_{\max} values for each year from 1990 for project rivers Aurland, Nausta and Flåm.

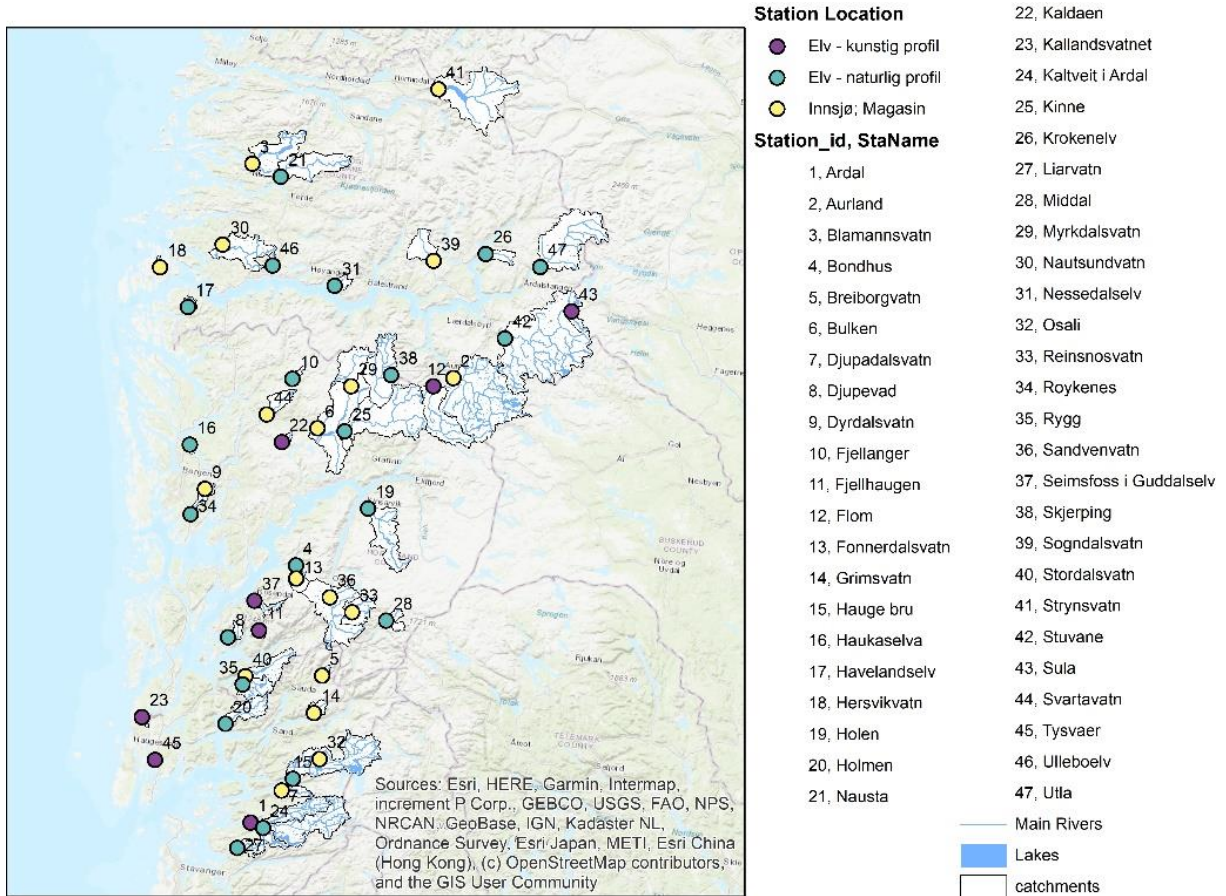
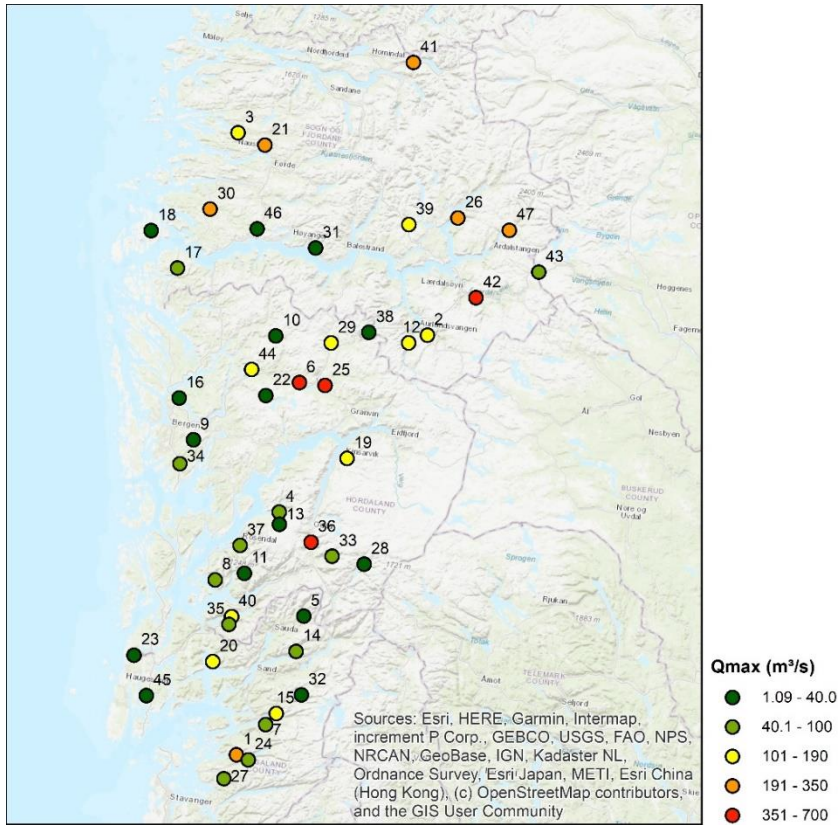
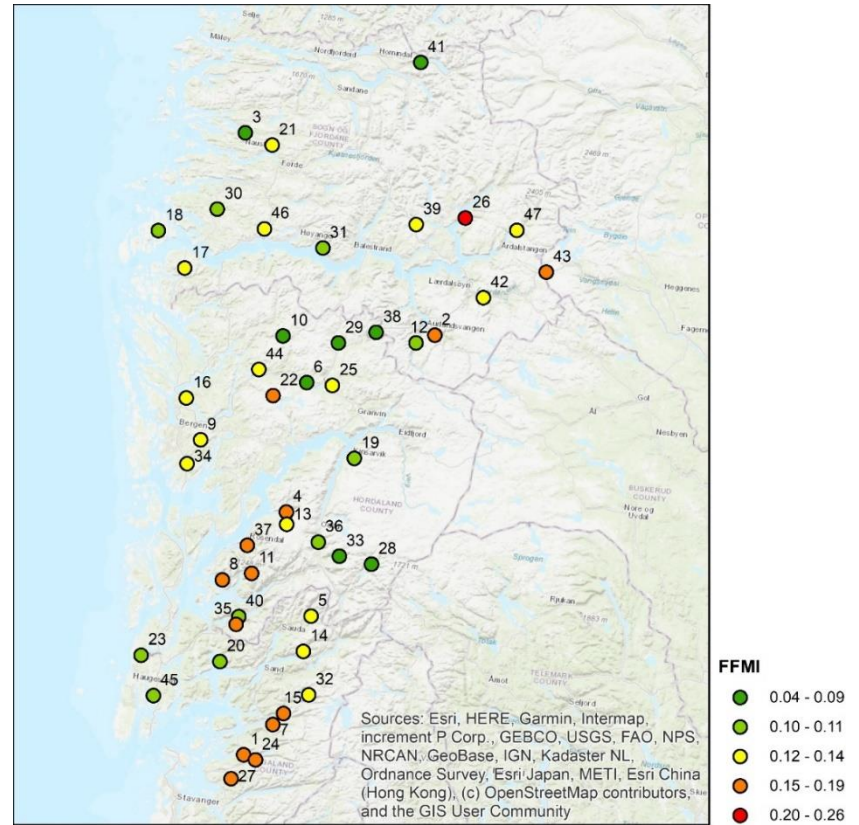


Figure 48: Map of gauging stations used for analysis, the colours show whether the river is (semi-)natural or anthropogenically influenced (artificial profile, lake or reservoir).



(a)



(b)

Figure 49: (a) Representation of the highest discharges per year (Q_{max}), from the time series 1990 – 2020. (b) Map with the calculated Flash Flood Magnitude Index (FFMI) for each gauging station.

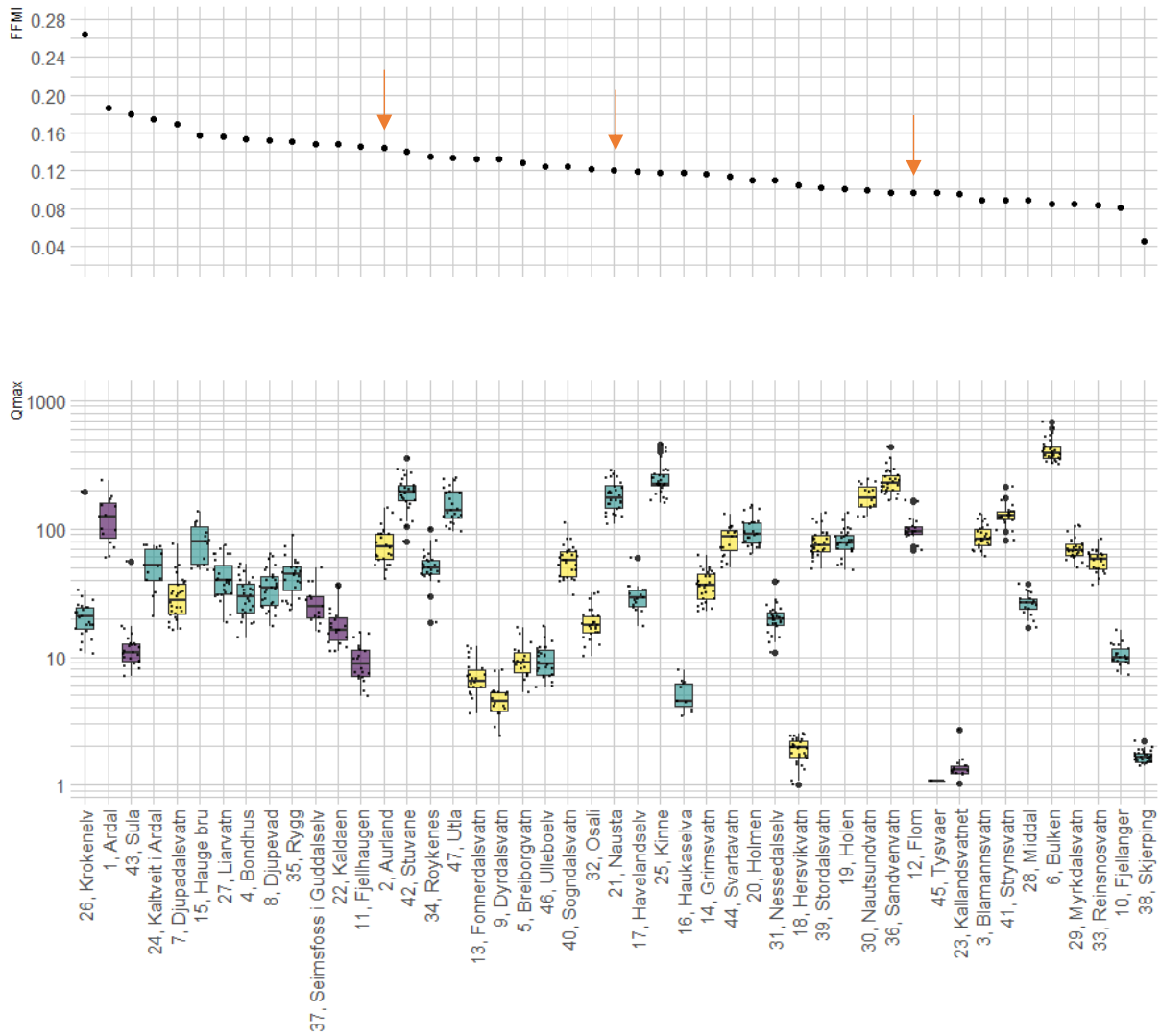


Figure 50: Flash Flood Magnitude Index (FFMI) values and boxplots of annual maximum discharges at gauging stations.

A damping effect of reservoirs can be seen in the standard deviation of FFMI values, which is the lowest at gauging stations in reservoirs (S.D.=0.024) followed by artificial (S.D.=0.037) and natural river cross sections (S.D.= 0.043) (compare to Figure 53).

FFMI values were checked for their correlation with the obtained catchment data. There were no significant strong correlations of all FFMI values with catchment area, river gradient, specific discharge, land use (percentage of sea area, glaciers, forest, agricultural land, swamp and moors, urban area), percentage of snow cover above tree line, mean annual rainfall, river length, catchment length, maximum elevation, Q_{10} , Q_{50} , and Q_{500} .

The strongest negative insignificant correlations with FFMI were found for catchments from gauging stations at artificial river cross sections regarding land use (share of forest: $cor=-0.54$, $p>0.05$; share of swamp and mires: $cor=-0.62$, $p=0.10$). FFMI values increase with maximum elevation ($cor=0.55$, $p>0.05$) and snow cover above tree line ($cor=0.65$, $p>0.05$). There are no correlations for gauging stations at natural river morphology; as well as there were no for FFMI and number of dams/hydropower plants (Figure 51).

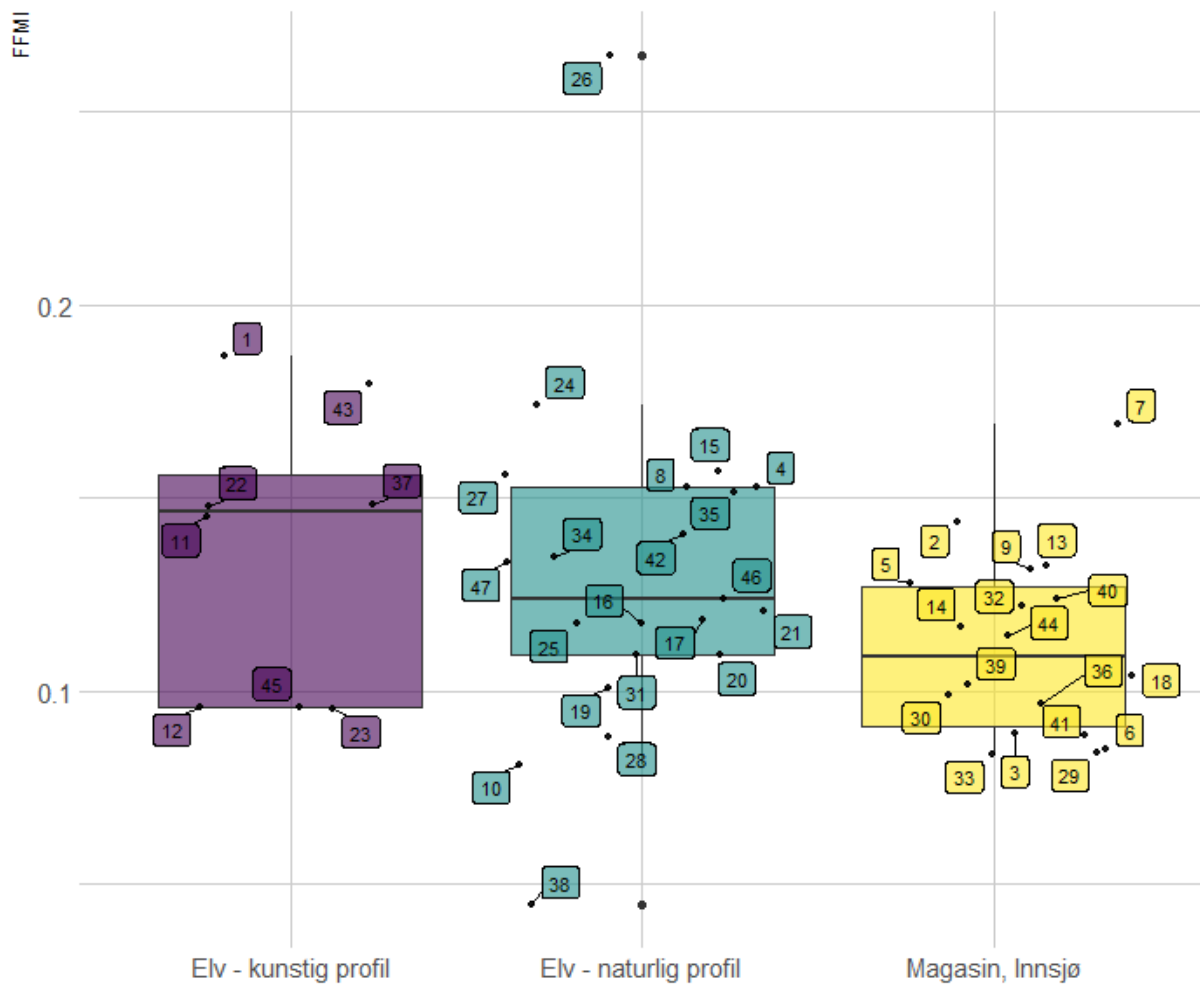


Figure 51: Flash Flood Magnitude Index (FFMI) grouped by channel and catchment characterization.

In Figure 52, four selected river stretches are presented where FFMI – values could have been assigned. Two river stretches are solely fluvial formed and the two others contain diverse patches of largest grains and have to be labeled as diamictic plane beds (compare to Hauer & Pulg, 2018). The combination in the analysis of both the (i) channel patterns and (ii) the flash-flood magnitude index can be seen as a novel approach for evaluating the potential of morphodynamic activity based on the driver (flash flood index) and the possible response (channel and overbank deposits) below the catastrophic level. Thus, the joint analysis addresses more the ecologically relevant flood pulses (variability in flood magnitudes). In combination with the prediction of flood discharges in terms of climate change it can be therefore discussed integrative of how the ecologically relevant flood variability and the extremes will have an impact on the channel dynamics and further habitat formation and availability. This novel approach underlines the integrative way forward between flood risk assessment and mitigation and the consideration of environmental need in those projects.



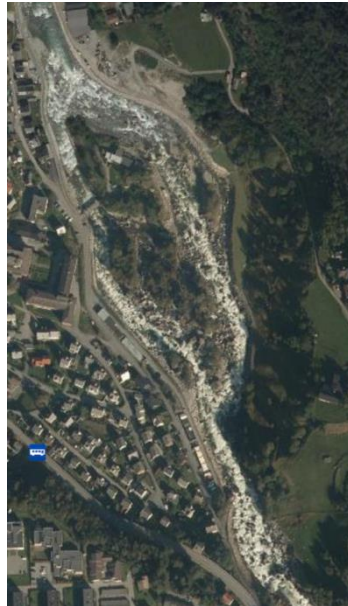
(a)



(b)



(c)



(d)

Figure 52: Aerial photos of selected river stretches according to morphology (fluvial/diamictic), energy slope and Flash Flood Magnitude Index (FFMI): (a) Bulken, (b) Strynsvatn, (c) Hølen, (d) Sandvenvatn (Opo).

Table 10: Selected river stretches according to morphology, energy slope and Flash Flood Magnitude Index (FFMI).

River	Morphology	Bed Slope	Q_{max}	FFMI
Bulken	Fluvial	4.1 ‰	686,25	0,08
Strynsvatn	Fluvial	0.4 ‰	210,52	0,09
Holen	Diamictic	22.1 ‰	131,84	0,10
Sandvenvatn (Opo)	Diamictic	80,7 ‰	433.29	0,10

4. Conclusion

For the various technical aspects, which were raised as shortcomings in the integrative flood-risk management at the project start, following conclusions can be stated:

- (1) To know / estimate the sediment transport dynamics in terms of floodings (transport limited rivers)

The results show, that even if quantitative data about bedload transport are lacking, the consideration of the initiation of motion based on different approaches / different equations enables an estimate about the erosional risk of sediments in the main channel in terms of floodings. In addition to this state-of-the art method performed for the various studied rivers (n = 4) the application and analysis of the hydraulic flow regime (sub- or supercritical flow) delivered novel important information about the general risk of formation of erosional corridors or channel avulsion when the design discharge is overtopped (e.g. Q200 + climate change increase) (compare to Hauer *et al.*, 2021). This was figured out in detail for the case study of the re-evaluation of the extraordinary flood event in Flam which occurred in October 2014. In a joint discussion, with two other papers published in the framework of the Flam og Miljo project (Hauer & Pulg, 2018; Hauer & Pulg, 2021), clear suggestions and conclusions could be taken concerning the risk for (i) formation of erosional corridors or (ii) channel avulsion depending on the various morphological types and the distributions of fluvial- and non-fluvial sediments in the different rivers (compare to Hauer & Pulg, 2018; Hauer *et al.*, 2021). This process-based approach by considering the Froude Number in hydrodynamic-numerical modelling is recommended as an important add-on to state of the art methods of an integrated and improved flood risk assessment (e.g. flood hazard maps), with a specific focus on sediment dynamics and erosional processes.

(2) To know if hydrological or hydraulic flood protection measures can / should be achieved

The application of hydrodynamic-numerical models in the various rivers (n = 4) was based on both, steady state and unsteady state analysis. The latter, was only applied for three rivers. For Flam and Aurland the same unsteady scenario was used for comparison of direct bathymetric impacts on possible retention effects due to the neighboring catchment situation. Based on the comparative analysis between steady state and unsteady state modelling it could be clearly figured out, that even inundation of the floodplains is evident for all rivers, the effects of this so called “passive flood protection” on possible peak flow reduction is negligible. Only in Nausta, due to the longer extent of the modelling area, both a translation and a retention of the selected representative flood wave was documented. The reason for this minor / or reduced positive contribution of inundation areas to possible peak flow reduction is mainly given due to the bed slope of the studied rivers. Comparative analysis in central Europe show that peak flow reduction due to floodplain inundation (hydrological protection measure) is only beneficial when the river slope (energy slope) is less than 0.001 (-). Only in the additional performed hydrological analysis (FFMI index application) the role of swamps and mires and their spatial extension in the various catchments could be positively correlated to a reduced flash-flood magnitude index (as part of passive flood protection). Thus, for the selected rivers, which have comparable small catchments, short and steep-river sections mainly “active flood protection” measures are needed. Even if flood-retention basins are discussed, which are a hydrological improvement due the temporal storage of flood flows, these are active measures of reducing flood hazards. In general, “active measures” are longitudinal measures (dams, dykes, flood channels in overbank sections) along the river banks, where due to the hydrological characteristics of the selected catchments permanent measures are suggested; - if needed. In comparison, mobile flood protection systems (e.g. mobile dam systems) do not have the requested early warning period to be put in place before the flood flows arrive in most of the rivers systems of Western-Norway.

(3) Evaluation of benefits of self-forming channel changes for reducing downstream flood risk

In addition to (1), the benefits of self-forming channel changes were analyzed and discussed about the potential to reduce the downstream flood risk. On the one hand, due to the transformation of kinetic energy into erosional energy and/or the transport of sediments the risk of uncontrolled overbank scouring in the floodplains (channel avulsion) is reduced. Probably super-critical flow conditions may shift to sub-critical when the deformation of the channel bed occurs due to scouring and sediment turn-overs. Thus, this would be a beneficial aspect for establishing self-forming processes along a predefined corridor. On the other hand, if scouring happens for both (i) the main active channel and (ii) parts of the corridor / overbank area the sediments will be deposited downstream; - especially close to the river mouth. Thus, special focus needs to be given, if the implementation of an erosional corridor is targeted to include specific areas for sediment deposition upstream of villages to avoid aggregation of transported sediments in settlement areas or places of vulnerable infrastructure; - thus increasing flood water stage. Such areas can be artificial lowered floodplains, where the inundation height is set between mean flow stage and the annual flood event.

(4) (Technical perspective) Which technology is best suitable to evaluate the morphological status of rivers (drones vs. ALB data)

In this project, the question of comparison of different remote sensing techniques was only addressed in one joint, but still ongoing activity between Norwegian and Austrian researchers. However, what could be clearly figured out by the use of available ALB data (e.g. Flamselva) was, that the high bathymetric resolution of this remote sensing technology (if correctly post-processed) delivers all requested topographic information which are needed for: (i) the assessment of the hydro-morphological classes according to Pulg & Hauer (2018), (ii) the requested accuracy for modelling flood flows including instream structures like groins or (iii) for the evaluation of instream habitats on various scales (micro-unit and meso-unit).

(5) (Legal perspective) River morphology as link between the requirements of the European Floods and Water Framework Directive

The findings of the presented report support the initially stated need to use hydromorphology as a link between flood risk assessment and the aims of the European Water Framework Directive. Especially the novel derived classification of river systems (Hauer & Pulg, 2018) and the linked assessment of the processes in term of floodings (Hauer *et al.*, 2021) underline the request and suggestion that integrative flood risk management must be established in a bottom up approach based on an improved process understanding of sediment transport and channel pattern formation.

References

- Baker, V. R. (1977). Stream-channel response to floods, with examples from central Texas. *Bulletin of the Geological Society of America*, 88(8), 1057-1071. doi:10.1130/0016-7606(1977)88<1057:SRTFWE>2.0.CO;2
- Baker, V. R., & Milton, D. J. (1974). Erosion by catastrophic floods on Mars and Earth. *Icarus*, 23(1), 27-41.
- Booij, M. J. (2005). Impact of climate change on river flooding assessed with different spatial model resolutions. *Journal of hydrology*, 303(1-4), 176-198.

- Bussettini, M., Kling, J., Van de Bund, W. (2016). ECOSTAT report on common understanding of using mitigation measures for reaching Good Ecological Potential for heavily modified water bodies. Part 2: Impacted by flood protection structures. CIS WG Ecostat. 30 pp.
- Costa, J. E., & O'Connor, J. E. (1995). Geomorphically effective floods. *GEOPHYSICAL MONOGRAPH-AMERICAN GEOPHYSICAL UNION*, 89, 45-45.
- De Kok, J.L., Grossmann, M. (2010). Large-scale assessment of flood risk and the effects of mitigation measures along the Elbe River. *Natural Hazards* 52: 143-166.
- Directive 2007/60/EC, 2007. EU Floods Directive. European Commission.
- Dore, M. H. (2005). Climate change and changes in global precipitation patterns: what do we know?. *Environment international*, 31(8), 1167-1181.
- Hagemeyer-Klose, M., & Wagner, K. (2009). Evaluation of flood hazard maps in print and web mapping services as information tools in flood risk communication. *Natural hazards and earth system sciences*, 9(2), 563-574.
- Habersack H, Piégay H. (2008). River restoration in the Alps and their surrounding: past experiences and future challenges. In: H. Habersack, H. Piégay, M. Rinaldi (eds.) *Gravel-Bed Rivers VI: From Process Understanding to River Restoration*. Elsevier, pp 703-738.
- Hauer, C., Flödl, P., Habersack, H., & Pulg, U. (2021). Critical flows in semi-alluvial channels during extraordinarily high discharges: Implications for flood risk management. *Journal of Flood Risk Management*, 14(4), e12741. <https://doi.org/10.1111/jfr3.12741>
- Hauer, C., & Habersack, H. (2009). Morphodynamics of a 1000-year flood in the Kamp River, Austria, and impacts on floodplain morphology. *Earth Surface Processes and Landforms*, 34(5), 654-682.
- Kale, V. S. (2003). Geomorphic effects of monsoon floods on indian rivers. *Natural Hazards*, 28(1), 65-84. doi:10.1023/A:1021121815395
- Kay, A. L., Davies, H. N., Bell, V. A., & Jones, R. G. (2009). Comparison of uncertainty sources for climate change impacts: flood frequency in England. *Climatic change*, 92(1), 41-63.
- Kousky, C., & Walls, M. (2014). Floodplain conservation as a flood mitigation strategy: Examining costs and benefits. *Ecological Economics*, 104, 119-128.
- Kundzewicz, Z. W., Pińskwar, I., & Brakenridge, G. R. (2018). Changes in river flood hazard in Europe: a review. *Hydrology research*, 49(2), 294-302.
- Lammersen, R., Engel, H., Van de Langemheen, W., & Buiteveld, H. (2002). Impact of river training and retention measures on flood peaks along the Rhine. *Journal of Hydrology*, 267(1-2), 115-124.
- Löschner, L., Herrnegger, M., Apperl, B., Senoner, T., Seher, W., & Nachtnebel, H. P. (2017). Flood risk, climate change and settlement development: a micro-scale assessment of Austrian municipalities. *Regional Environmental Change*, 17(2), 311-322.
- Madsen, H., Lawrence, D., Lang, M., Martinkova, M., & Kjeldsen, T. R. (2014). Review of trend analysis and climate change projections of extreme precipitation and floods in Europe. *Journal of Hydrology*, 519, 3634-3650.
- Maidl, E., & Buchecker, M. (2015). Raising risk preparedness by flood risk communication. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 15(7), 1577-1595.

- Maynard, S. T., Ruff, J. F., & Abt, S. R. (1989). Riprap design. *Journal of Hydraulic Engineering*, 115(7), 937-949.
- Nones, M. (2019). Dealing with sediment transport in flood risk management. *Acta Geophysica*, 67(2), 677-685.
- Patton, P. C., & Baker, V. R. (1976). Morphometry and floods in small drainage basins subject to diverse hydrogeomorphic controls. *Water Resources Research*, 12(5), 941-952. doi:10.1029/WR012i005p00941
- Petrow, T., Zimmer, J., & Merz, B. (2009). Changes in the flood hazard in Germany through changing frequency and persistence of circulation patterns. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 9(4), 1409-1423.
- Rustomji, P., Bennett, N., & Chiew, F. (2009). Flood variability east of Australia's great dividing range. *Journal of Hydrology*, 374(3-4), 196-208. doi:10.1016/j.jhydrol.2009.06.017
- Schober, B., Hauer, C., & Habersack, H. (2020). Floodplain losses and increasing flood risk in the context of recent historic land use changes and settlement developments: Austrian case studies. *Journal of Flood Risk Management*, 13(3), e12610.
- Slater, L. J., Singer, M. B., & Kirchner, J. W. (2015). Hydrologic versus geomorphic drivers of trends in flood hazard. *Geophysical Research Letters*, 42(2), 370-376.
- Olsen, J. R., Beling, P. A., & Lambert, J. H. (2000). Dynamic models for floodplain management. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 126(3), 167-175.
- Takeuchi, Y., & Shaw, R. (2008). Traditional flood disaster reduction measures in Japan. *Indigenous Knowledge for Disaster Risk Reduction*, 23.
- Trenberth, K. E. (2011). Changes in precipitation with climate change. *Climate Research*, 47(1-2), 123-138.
- Wheater, H. S. (2006). Flood hazard and management: a UK perspective. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 364(1845), 2135-2145.

Principals of flood risk management
<ul style="list-style-type: none"> • Measures that exacerbate runoff and promote erosion are to be avoided. • The management of zones near water bodies must be adapted to the effect of excessive runoff. • Natural possibilities of flood retention and improvement of bedload balance are to be supported. • Natural runoff and retention areas are to be preserved or reactivated. • The ecological functionality of the watercourse is to be taken into account, also in the case of measures in settlement areas. • Near-natural construction methods that correspond to the state of the art are to be used preferentially. • When selecting measures, the entire catchment area or river basin is to be included in the considerations.
Ranking of Measures
<ul style="list-style-type: none"> • Passive flood protection (i.e. adaptation of use to the hazard) before active flood protection (construction measures) • Measures in the catchment area before measures on the main channel • Retention measures before linear construction measures • Near-natural and watercourse-conforming construction methods before those that are unnatural and do not correspond to the watercourse type
Values of the Need for Protection (Austria)
<ul style="list-style-type: none"> • For settlements and important economic and transport facilities, protection against flood events with a 100-year frequency is to be aimed for (HQ₁₀₀). Particularly high life, cultural and economic values as well as areas with high damage and hazard potential can also be protected against less frequent flood events. • Facilities of low importance (e.g. roads) are to be protected from events of up to 30-year frequency (HQ₃₀). • Areas used for agriculture and forestry do not need to be protected separately.

Flood Prevention through Spatial Planning

Definition / Objectives

The use of floodplains close to water bodies shall take into account possible consequences of flood events. Uses endangered by floods are to be relocated to less endangered areas, frequently flooded properties and objects are to be detached. Newly added uses to flood hazard areas are to be prevented by appropriate measures such as construction bans.

Possible Instruments

Legal restrictions / prohibitions (e.g. regional development concepts, zoning plan, development plan, building prohibitions, building regulations).

Raising awareness among the population: The basis for this is the presentation of the flood hazard / risk in hazard and risk maps (e.g. Rhine atlas, Elbe atlas, etc.) and hazard zone plans (Figure 53 & Figure 54)

Possible Measures

- Natural hazards as a priority topic in regional spatial planning
- Increased cooperation between water management and regional planning (adaptation of planning instruments)
- Keeping flood areas free through regional planning and building laws
- Promotion of hazard awareness ("affected parties") e.g. through comprehensive provision of hazard zone plans, consideration of the "minimum morphological space demand" of a river (minimum safety distance of 1 - 3 times the width of the river per bank with an absolute ban on building) (cf. Figure 55)
- Active land provision by the municipality through existing cooperations (e.g. inter-municipal planning cooperation, small-regional framework concepts, regional studies...)
- Development of strategies for resettlement

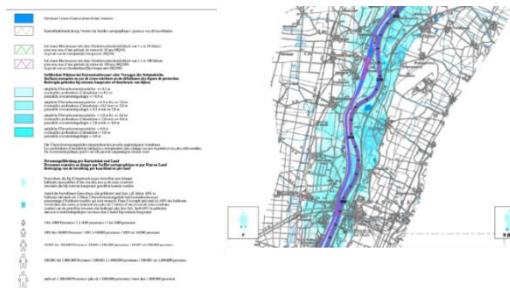


Figure 53: Example of hazard and risk maps : Rhine-Atlas

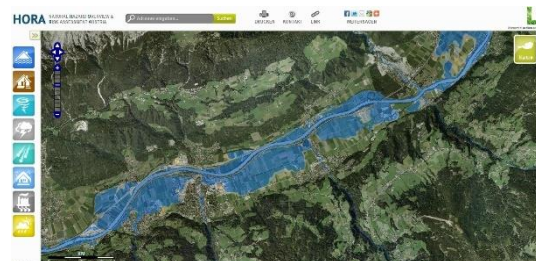


Figure 54: Example of zoning plan : HORA Austria



Figure 55: Example of minimum morphological space demand (red arrow)

Passive Flood Protection

Retention in the Catchment Area	Definition / Objectives
	Passive flood protection comprises - on a large scale - the influencing of runoff-determining uses of the entire catchment area of a river. This includes large-scale ecological improvements to increase the retention capacity in the catchment area.
Flowing Retention	Possible Measures
	<ul style="list-style-type: none"> • Afforestations • Woody vegetation along tributaries • Buffer zones by hedges and green strips • Conversion of arable land into permanent grassland (extensive grassland use) • Runoff-dampening tillage (e.g. plowing across the slope, machine use with low soil compaction) • Preservation of the natural soil water balance (e.g. unsealing of areas)
Flowing Retention	Definition / Objectives
	<p>Flowing retention takes place in the channel and on the floodplains. Passive flood protection through water retention by means of flowing retention is ecologically and often economically the most effective and sensible protection against floods, as it preserves existing retention areas and enables the preservation or revitalization of wetland habitats that accompany watercourses. This can contribute to the enrichment of flora and fauna. In addition, the important endowment of groundwater remains guaranteed at least in these river sections - which are secured by passive flood protection.</p> <p>The effect of retention on the floodplains can be much greater than that in the channel. This is due to the fact that the water in the catchment drains more slowly because of the lower water depth and increased friction.</p> <p>Vertical and lateral shear stresses, as well as secondary flows between the areas of the channel and the forelands, also result in energy losses.</p> <p>If the wave deceleration on the floodplain is such that waves on the floodplain and main channel no longer overlap at the end of the channel section, substantial wave attenuation results.</p> <p>The aim of this flood protection measure is, on the one hand, to preserve or improve the effect of existing floodplains and, on the other hand, to reconnect floodplains that have been disconnected by dikes.</p>
	Possible Measures
	<p><u>Floodplain management</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Preserve or improve effect of existing floodplains • Removal of the dike (flood protection dam) • Relocation of the dike (flood protection dam) • Dike slashing • Connection of oxbow lakes • Change of roughness in these floodplains (e.g. forest instead of arable land) • Relocation of uses <p><u>Vegetation Management</u></p> <p>As a roughness element, vegetation along streams and on floodplains has a significant influence on flow behavior during floods. It causes a delay of the flood wave and an increased intermediate storage of the flood discharge (reduction of flow velocity and bed shear stress, change of water level positions). In addition, river type-specific vegetation has a positive effect on ecology and landscape appearance.</p> <p>However, since vegetation influences local flow variables (water level positions, flow velocities, bed shear stresses) and can serve as a source (but also sink) for dead wood, the</p>

arrangement of vegetation elements must always be viewed in conjunction with the requirements of local flood protection of settlements.

Recommendations for vegetation dynamic river sections (FloodRisk II, 2009)

- No maintenance measures required
- Increased retention effect
- Ecologically valuable stretches

Recommendations for transitional river sections

- Vegetation management depending on hydraulic conditions
- Deadwood retention
- Bank protection through site-appropriate species

Recommendations for sensitive river sections:

- Light vegetation on embankments and on the floodplain



Figure 56: Rhine floodplain (Source: Ecoflood Guidelines, 2006; Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, 2006; Knight & Shiono, 1996)



Figure 57: Trees as roughness elements (FloodRisk II, 2009)

Technical Flood Protection

Increasing the channel cross-section, flow improvement

Definition / Objectives

Through various measures in the existing watercourse profile, an increase in discharge capacity can be achieved. The course of the watercourse and its characteristics are to remain unchanged as far as possible.

Likewise, local interventions should only be set to a moderate extent along the affected stretch.

Measures / Planning

- Removal of artificial or natural drainage obstacles such as old fixtures, disturbing rootstocks, trees or shrubs.
- planting of riparian vegetation on the bank
- Clearing of landings in the bed and on the banks
- Local deepening
- Limited bank elevations
- Rounding out sharp bends

In connection with these interventions, local bank stabilization and supplementary bank planting may be necessary.

In the long term, flow reinforcement means a relatively minor intervention in the natural balance if it is carried out carefully. In the case of interventions in the embankment, care must be taken to ensure that the riparian vegetation develops again quickly. In the case of longer restoration stretches, provision must be made for subdivision over time.

Channel Widening

Definition / Objectives

An increase in discharge can also be achieved by widening the watercourse profile on one side, both sides or alternately. The gradient is not changed in mean flow, the alignment is changed only slightly or not at all; the outer appearance is essentially retained.

Measures / Planning

Depending on the stability of the banks and the condition of the bank vegetation, one side of the watercourse is widened to a height of a few centimeters above the normal water level (most frequent water level on an annual average) and the bank is shifted outward. The new bank will be planted to match the former vegetation. The riverbed in the widening area is to be secured by creating herbaceous vegetation.


If partial vegetation or individual trees and shrubs worthy of preservation are to remain, the creation of islands is possible.

In the first years after execution, continuous monitoring and maintenance (if necessary), is very important.

Attention: widening is usually accompanied by siltation and therefore can again result in the reduction of the cross-section. Calculation should be performed with mobile bottom or in the form of scenarios.



Figure 58: Example of channel widening at the river Kamp, Lower Austria (Source: Schober, 2006)

Dikes (flood protection dams)	Definition / Objectives
	<p>Protective embankments against flooding built on riverbanks with or without foreland are called dikes (in Austria also flood protection dams).</p> <p>Dikes are compacted fills of earthworks materials, constructed according to physical, mechanical and geotechnical test methods and experience, mainly in dry construction, which in their arrangement and method of installation ensure the fulfillment of their intended task of water retention.</p> <p>They have to absorb the pressure of the dammed water and transfer it to the subsoil, they have to be sufficiently tight against impermissible infiltration and they have to withstand the lateral pressure at variable damming heights.</p>
	Measures / Planning
	<p>Types of dikes according to their function:</p> <ul style="list-style-type: none"> • River dikes (flood control dams) with temporary impoundment for closed flood control by full or partial embankment. • dams with permanent impoundment for the purpose of power generation, navigation, irrigation, drinking water supply (dams and backwater dams) • Dams with temporary impoundment for the purpose of flood retention (flood storage) • auxiliary construction dams as special forms with • limited duration of use (trap dams)
	 <p>© Nationalpark Donau-Auen</p>
Walls	Definition / Objectives
	<p>In densely built-up areas of cities or port and industrial facilities, the use of fixed flood protection walls is often necessary due to space constraints. Fixed walls can also be used to raise dams.</p>
	Measures / Planning
	<p>When planning such flood protection walls, both the local appearance and the concerns and needs of the residents must be taken into account. In addition to the design aspects, it is important to ensure that the water pressure loads are properly transferred into the ground.</p>
Mobile Flood Protection	Definition / Objectives
	<p>Flood protection structures, which are not erected until a flood event occurs, supplement dikes and protective walls in areas where permanent construction is not possible or desirable.</p> <p>Reasons for movable or mobile flood protection structures:</p> <ul style="list-style-type: none"> • The townscape should be preserved • The view on the water body should not be obstructed • A stationary flood protection wall would hinder the functional processes in the city (e.g. roads and paths)
	Measures / Planning
	<p><u>Distinction between movable and mobile flood protection structures:</u></p> <p>Movable structures are permanently on site and are housed in niches or cutouts during the non-flooding period. Mobile protection systems must be transported from storage to the site of operation after the alarm threshold has been exceeded and then set up. After the flood, dismantling and transport back to the storage facility takes place.</p>

	<p><u>Differentiation between public and private use:</u></p> <p>Use in public:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Mobile protection systems are integrated into a higher-level flood protection management system. • Mostly linear measures (e.g. dam beam systems) are used here mainly for landscape or urban planning aesthetic reasons (e.g. Cologne, Krems-Stein, Linz-Urfahr). • Selection criteria are mainly the system safety and the system characteristics or also the protection height and a subsequent optional elevation of the system. <p>Private use:</p> <ul style="list-style-type: none"> • If lack of human resources during deployment or also self-financing of the protection system. • Filling material e.g. sand for certain systems would require a permanent dry storage in addition to the initial costs. • A simple operability and quick operational readiness by means of a small number of persons could possibly also compensate for higher acquisition costs. • permanent monitoring is not always possible or even completely impossible (e.g. evacuation).
Flood Retention Basins	<p>Definition / Objectives</p> <p>Retention basins have the effect of capping the flood wave, since their retention space enables them to impound water and release it with a delay after the flood peak has passed. They are thus impoundments whose main purpose is to retain floodwaters in their flood retention space or to attenuate peak discharges.</p> <p>Drinking water dams or dams for power generation can also be used as such retention basins if a sufficiently large retention space is kept free for flood control or if such a space is created by timely advance drawdown. Depending on the design of the impoundment, flows can be controlled more or less precisely. Because of uncertainties in inflow forecasting, full utilization of the available retention space, combined with horizontal capping of the flood peak, will rarely be achieved.</p> <p>Measures / Planning</p> <p><u>General conditions within a drainage system:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Required flood detention areas by size and number • Regulation of the sediment budget • Additional measures of river engineering • Water quality (especially in case of permanent damming) • Requirements for the regulation of the release of water (operating regulations) • Consideration of possible secondary uses <p>Due to the storage of larger quantities of water, flood retention basins can pose potential hazards, which is why the design issues must be handled with the greatest possible care.</p>
Flood Polders	<p>Definition / Objectives</p> <p>In contrast to dams and flood retention basins, polders are retention areas that can be selectively flooded during floods above a certain level. As a result, the water flow downstream can be temporarily reduced, thus reducing the peak of a flood wave. Such polders are subject to restrictions on use, such as a ban on building. They are separated from both the riverbed and neighboring more intensively used areas by dikes.</p> <p>A distinction is made between uncontrolled and controlled polders. Uncontrolled polders fill automatically when a certain water level is reached. Once the polder is filled, no further flood relief takes place (https://www.hochwasser-hessen.de/hochwasserportal-hessen/technischer-hochwasserschutz/hochwasserrueckhaltebecken-talsperren-polder.html).</p> <p>Measures / Planning</p> <p>In a controlled polder, on the other hand, the discharge can be precisely adjusted to the maximum of the flood wave, which in turn requires an early and as accurate as possible prediction of the flood course. Between two flood peaks, the polder can be emptied again so that the retention area is available again in good time before the next flood peak. By means of this control, flood defense</p>

	<p>measures can be optimized downstream and flood damage can be reduced, in some cases considerably (https://www.hochwasser-hessen.de/hochwasserportal-hessen/technischer-hochwasserschutz/hochwasserrueckhaltebecken-talsperren-polder.html).</p>
Channel Spillway	<p>Definition / Objectives</p>
	<p>Channel relief includes detour and overpasses. The flow is divided the discharge at so-called branching structures. From there, spillways, usually tunnels or channels start. This relieves a section of flow from peak flows.</p> <p>For the relief of a river section, the following designs are available (Patt et al., 2010)</p> <p>The following designs are available:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Detour (construction of relief channels, such as bypasses, flood ditches, relief channels, flood depressions) • Optimization of runoff distribution by redistribution of flows • Discharge or transfer to a neighboring watercourse or catchment area
	<p>Measures / Planning</p>
<p><u>Discharge control</u> (Patt et al., 2010):</p> <p>Discharge splitting can be controlled by immobile (fixed) and movable weirs (control structures). Fixed weirs (check dams) act according to their structural design. The decisive factors are the height of the weir sill and the length and shape of the weir crest. The discharge over the weir increases with increasing water level above the weir crest. Movable weirs are favorable for controlling the spillway system. Depending on the design of the control structure (weir), it is overflowed or underflowed. By opening and closing the gates, it is possible to release or completely close the entire discharge cross-section. Since any intermediate positions can be reached during regulation, the system can be adapted to changed flow conditions at any time.</p> <p><u>Planning of a channel spillway</u> (Patt et al., 2010):</p> <p>The conditions on site are decisive for the planning of the diversion route and for the optimal position of the control structure.</p> <p>Possible decision criteria can be, for example:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Availability of suitable land • Urban planning and cultural-historical aspects • Possible course of a protection line • Damage potential, damage risks • Preservation or restorability of the continuity of a watercourse • Effects of the measure upstream or downstream • Hydraulic and hydraulic-sedimentological feasibility (e.g. discharge capacity of individual channel sections, stability of the river bed, sediment transport processes in the main branch and diversion section) • economic aspects, cost-benefit ratio • Control options, operational sequence • Residential environment, local recreation, integration of recreational and leisure activities <p>During planning, it must be ensured that the existing discharge situation is not negatively affected by the planned measures. Here, too, it can only be decided on a case-by-case basis when all influencing factors are known.</p>	

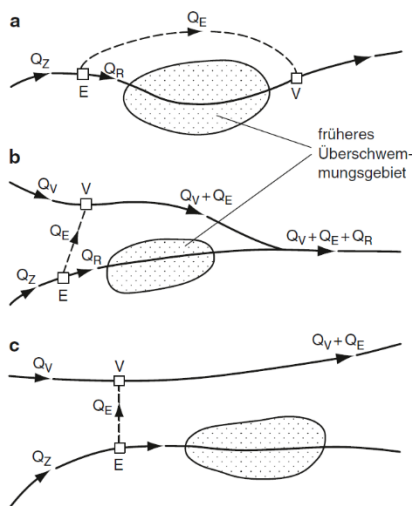


Figure 59: Channel Relief / Spillway Strategies. a) Bypass, b) Runoff distribution, c) Discharge transfer (Source: Patt et al., 2010)

REF:

Patt, H., & Gonsowski, P. (2010). Technischer Hochwasserschutz – Bauvorsorge. In Wasserbau (pp. 159–177). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-11963-7_5

Knight., D.W. & Shiono, K. (1996). River Channel and Floodplain Hydraulics. In: M.G. Anderson, D.E. Walling and P.D. Bates (Editors), Floodplain Processes. John Wiley & Sons Ltd., pp. 139-181.

Habersack, H., Bürgel, J. & Kanonier, A. (2009) FloodRisk II - Vertiefung und Vernetzung zukunftsweisender Umsetzungsstrategien zum integrierten Hochwassermanagement.

Hauer, C. (2021). Vorlesungsfolien Gewässerplanung und Flussbau.

10 Vedlegg – Vitenskapelige artikler fra prosjektet

10.1 The non-fluvial nature of Western Norwegian rivers and the implications for channel patterns and sediment composition

Hauer, C., and Pulg, U. 2018. 'The non-fluvial nature of Western Norwegian rivers and the implications for channel patterns and sediment composition', CATENA, 171: 83-98. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.06.025>

10.2 Buried and forgotten—The non-fluvial characteristics of postglacial rivers.

Hauer, C, Pulg, U. Buried and forgotten—The non-fluvial characteristics of postglacial rivers. *River Res Applic.* 2021; 37: 123– 127. <https://doi.org/10.1002/rra.3596>

10.3 Critical flows in semi-alluvial channels during extraordinarily high discharges: Implications for flood risk management

Hauer, C., Flödl, P., Habersack, H., & Pulg, U. (2021). Critical flows in semi-alluvial channels during extraordinarily high discharges: Implications for flood risk management. *Journal of Flood Risk Management*, 14(4), e12741. <https://doi.org/10.1111/jfr3.12741>



Laboratorium for ferskvannsekologi 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 ferskvannsekologi. 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
- Gassovermetning