

Kartlegging av Tveitbekken i Hindaråvågen 2025



NORCE

Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI)

Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI)

NORCE Miljø LFI, Nygårdsgaten 112, 5008 Bergen, Tel: 56 10 70 00

ISSN nr: ISSN-2535-6623

LFI-rapport nr: 618

Tittel: Kartlegging av Tveitbekken i Hindaråvågen 2025

Antall sider: 31

Dato: 15.04.2026

Forfattere: Lisa Hansen Simonsen

Kvalitetssikret av: Christoph Postler

Bilder: Fotografier er tatt av NORCE LFI med mindre andre er kreditert

Geografisk område: Tysvær kommune, Rogaland, Norge

Oppdragsgivere: Tysvær kommune

Emneord: Leveområder for fisk, gyteområder, flaskehalser for fiskeproduksjon, habitattiltak

Forsidebilder: Oppe t.v.: Nede ved sjøen. Oppe t.h.: Vandringshinder i segment 1. Nede t.v.: Midtre del av bekken. Nede t.h.: I øvre del av bekken.

Referanse: Simonsen, L.H. 2026. Kartlegging av Tveitbekken i Hindaråvågen 2025. NORCE LFI Rapport nr. 618, 31 s.

Innhold

Innhold	3
Bakgrunn og hensikt	4
Generelt om habitatforhold for laks og sjøørret	4
Gyteområder	4
Skjulforhold for ungfisk	5
Habitatflaskehals og begrensede faktorer	6
Fysiske inngrep	6
Metoder	10
Innsamling av eksisterende informasjon	10
Registreringer i felt	11
Klassifisering av inngrep	13
Ungfiskundersøkelser	14
Forslag til tiltak	16
Resultater	17
Eksisterende informasjon om vassdraget	17
Inngrep	20
Ungfiskundersøkelser	25
Aktuelle tiltak	25
Referanser	30

Bakgrunn og hensikt

NORCE LFI fikk i oppdrag av Tysvær kommune å gjennomføre habitatkartlegging, ungfiskundersøkelser og utarbeidelse av tiltaksforslag for ti sjørretbekker rundt Førlandsfjorden i Tysvær kommune. I denne sammenheng ble NORCE LFI også forespurt om å gjennomføre de samme undersøkelsene i Tveitbekken i Hindaråvåg, og presentere resultatene i en egen rapport.

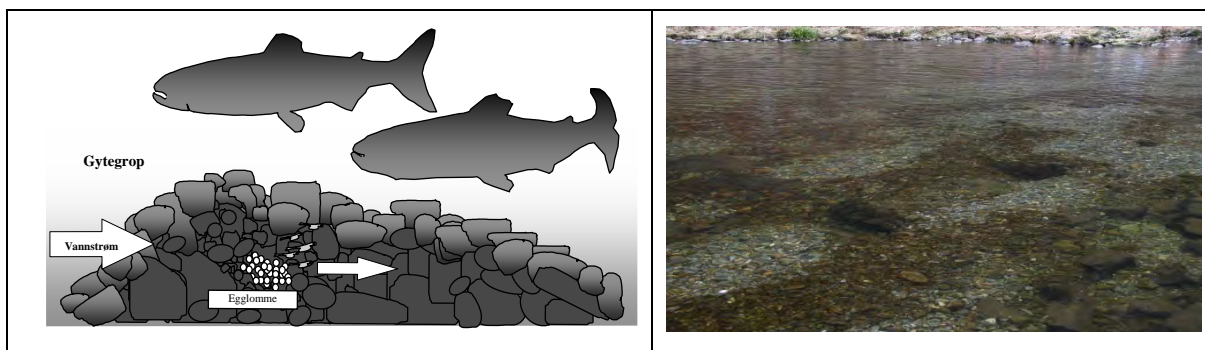
Kartleggingen av Tveitbekken ble gjennomført høsten 2025, og ble deretter brukt for å vurdere habitatforhold og fysisk tilstand i bekken, utfra habitatkravene til anadrom laksefisk. Resultatene fra arbeidet presenteres i denne rapporten, sammen med tiltaksforslag med hensikt å bedre habitatforhold og økologisk tilstand i bekken. Feltarbeid og rapportering er utført av Lisa Simonsen, Moritz Bürker og Christoph Postler ved NORCE LFI.

Generelt om habitatforhold for laks og sjørret

Sjørret og laks har gjennom livssyklusen ulike krav til habitatforhold. En rekke studier har påpekt at den romlige fordelingen av egnede habitatforhold for ulike livsstadier kan ha stor effekt på vassdragets bærekapasitet for produksjon av smolt. Særlig viktig anses tilgangen til gyteområder for voksen fisk og skjulforhold for ungfisk. Nedenfor er det gitt en kort beskrivelse av sammenhengen mellom gyteområder, skjul og fiskeproduksjon. Det faglige grunnlaget for dette har blitt oppsummert i Aas mfl. (2011) og er sammenfattet i Forseth & Harby (2013). Det henvises til disse for ytterligere informasjon og referanser. Sammenfatningen i dette kapittelet er delvis hentet fra Gabrielsen mfl. (2019).

Gyteområder

Sjørret og laks gyter ved at eggene graves porsjonsvis ned i elvegrusen i såkalte «gytegroper». Det er hunnfisken som graver ut gytegroppen, og en hunnfisk kan fordele eggene i flere groper. Områder med gyteaktivitet kan ofte ses som et lysere felt med omrørt grus etter gyteperioden (**Figur 1**).



Figur 1. Venstre: Skjematisk framstilling av en gytegrop hvor eggene ligger konsentrert i en eggklynne. Vannstrømmen gjennom grusen sikrer tilførsel av oksygenrikt vann. Etter at eggene er klekt vil plommesekkkyngelen bli værende i grusen til plommesekken nesten er brukt opp. Da

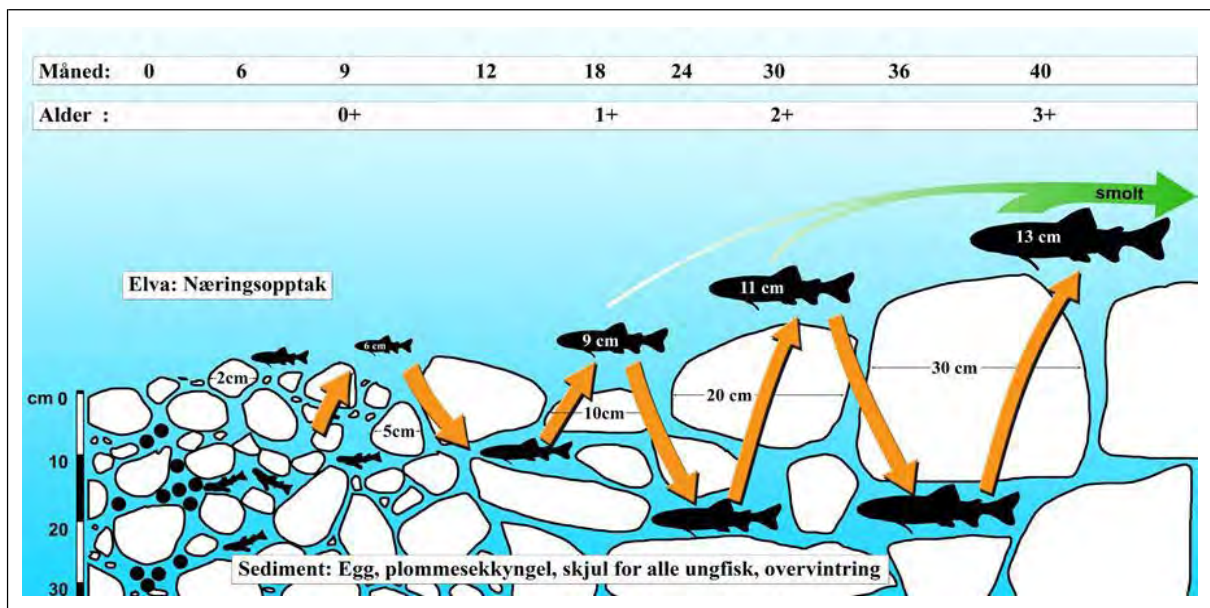
forlater de gytegroppen og starter sitt liv som frittlevende yngel. Høyre: Gytegroppene sees ofte som lyse flekker rett etter gyting.

Sjørret og laks stiller strenge krav til valg av gyteplass, der bunnssubstrat, vanddyb og vannhastighet synes å være de viktigste fysiske faktorene. Typisk finnes gyteområdene på forholdvis grunne deler av elven (0,2-0,7 m, men også dypere) hvor elvebunnen består av grus og små stein, og på partier med akselererende vannhastighet (0,3-0,6 m/s). Utløpsområder («brekk») av kulper er ofte gode gyteområder. Fiskestørrelse spiller også en rolle, ettersom stor fisk gjerne benytter grovere grus og stein og graver dypere enn mindre fisk. Som en følge av dette ser en også at laksen ofte gyter på dypere områder og på grovere substrat enn det ørreten gjør, men i praksis overlapper laksen og ørreten i stor grad og gyter ofte på de samme områdene. Det strenge kravet til valg av gyteplass resulterer i at det i mange tilfeller kun er et fåtall plasser i elven som har egnede forhold for gyting. Hvor slike områder finnes, vil være avhengig av både geologiske (sedimenttilførsel) og hydrauliske forhold (vannhastighet og sediment-transport) i vassdraget.

Fordeling og størrelse av gyteområder i vassdraget har stor betydning for rekruttering og produksjon av ungfisk. De første ukene etter at yngelen har brukt opp plommesekken og kommer opp av grusen for å starte næringsopptak, er ofte en flaskehals for overlevelse hos laks og sjørret. Yngelen etablerer tidlig territorier som forsvarer aggressivt mot inntrengere. Dette resulterer i en sterk tetthetsavhengig dødelighet. Yngel som kommer tidlig opp av grusen vil ofte etablere territorier først i området i nærheten av gytegroppen. Dette resulterer i at fordelingen av yngelen i tidlig livsfase ofte er «klumpet» i nærheten av gyteområdene. De som taper konkurransen om territorier blir fortrent (ofte nedstrøms), og vil ha dårligere overlevelsesmuligheter.

Skjulforhold for ungfisk

Etter å ha overlevd den første kritiske yngelfasen, vil overlevelse og vekst av parr frem til smoltstadiet være avhengig av både næringstilgang og habitatforhold. Parr foretrekker ofte grunne partier med hurtigrennende vann, men kan også finnes i sakeflytende og dypere elvepartier. I de senere årene har flere studier fremhevet viktigheten av skjulområder for å kunne hvile og å unngå predasjon, og dette har vist seg å være en viktig faktor for overlevelse og produksjon av ungfisk (Finstad mfl. 2009). Parr finner som regel skjul i hulrom mellom steiner på elvebunnen (**Figur 2**). Tilgangen til skjulmuligheter i hulrom er sterkt knyttet til kornstørrelse og sammensetningen av bunnssubstratet. Det er hovedsakelig blokker og stein som gir gode skjulforhold, særlig for eldre ungfisk av laks og sjørret, mens områder som er dominert av grus og sand vanligvis gir få muligheter til å skjule seg. I tillegg kan ungfisk finne skjul i tilknytning til vannvegetasjon, trær og andre strukturer i vannet.



Figur 2. Prinsippskisse for hvordan ulike livsstadier hos ungfisk av laks og ørret benytter bunnssubstratet (skisse utviklet av Ulrich Pulg, NORCE).

Habitatflaskehals og begrensende faktorer

Et vassdrags potensial for laks- og ørretproduksjon påvirkes i stor grad av de fysiske habitatforholdene, og hvordan habitatressurser for ulike livsstadier er fordelt innad i vassdraget (se Einum & Nislow 2011). Vekst og overlevelse hos ungfisk vil være avhengig av bestandstetthet. Dersom antall fisk er høyere enn ressurstilgangen vil vekst og/eller overlevelse reduseres, slik at bestandsstørrelsen tilpasses bæreevnen. Vi sier da at bestanden har gått gjennom en tetthetsavhengig flaskehals. Ettersom yngelen har begrenset evne (eller motivasjon) til å spre seg, vil mengden og fordeling av gytehabitat i stor grad være bestemmende for hvor mye yngel som rekrutteres til et område. Dersom mengden gytehabitat på et område er liten, og avstanden til nærmeste gyteområde er stor, vil mengden yngel som tilføres et område kunne bli for lavt til at områdets potensiale for ungfiskproduksjon (bæreevnen) blir utnyttet. Vi sier da at tilgang til gyteområder er en begrensende ressurs, og dermed en flaskehals for fiskeproduksjonen. Hvor mange yngel som overlever frem til smoltstadiet vil på sin side være avhengig av kvaliteten på oppveksthabitatet. For parr er tilgang til skjul regnet som den viktigste begrensende ressursen, og i en elv med mye gyteområder og lite skjul vil det være mangel på skjul for parr som er habitatflaskehalsen for fiskeproduksjonen. En ideell elv eller bekk har gyteområder som er godt fordelt innad i vassdraget og som i tillegg har god tilgang til skjulområder, spesielt i nærheten av gyteplassene.

Fysiske inngrep

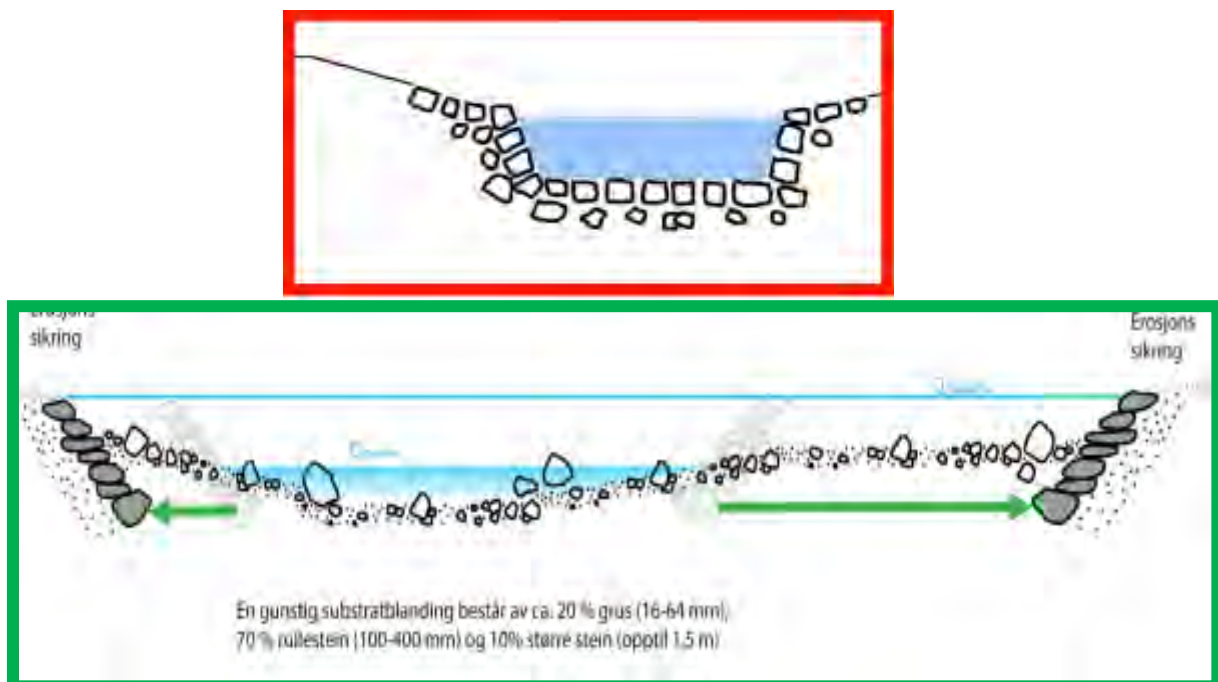
En stor andel av elver er i dag påvirket av hydromorfologiske inngrep som forringer økosystemet sammenlignet med naturtilstand. Disse kan i ulik grad påvirke

habitatforholdene for fisk. Dette kan være inngrep som forbygninger, kanalisering, terskler, fjerning av kantvegetasjon og rørlegging.

Forbygning

Ofte forbygges elvene for å redusere erosjon i utsatte områder. Erosjonssikring av flere typer forekommer. Noen steder er det valgt å plastre elvebreddene og tidvis også elvebunnen med glatte flater som betong eller store steinblokker. Dette er negativt for miljøet i elven da det reduserer tilgjengelig skjul for fisk, samt endrer strømforholdene og elvens evne til å transportere sedimenter (se Pulg mfl. 2017 for mer om dette temaet). Andre steder er elvebreddene forbygget med løs erosjonssikring av naturstein. Dette medfører langt mindre problemer enn en glatt plastring, da det fortsatt vil være hulrom tilgjengelig for fisken i selve erosjonssikringen. Stedvis kan virkningen av en slik sikring være positiv i elver hvor det finnes lite skjul i elvebunnen (f.eks. elver med stor andel sand/grus i elvebunnen).

Erosjonssikring kan også være tilbaketrukket, slik at det fortsatt finnes en naturtypisk elvebredd innenfor sikringen (**Figur 3**). Der erosjonssikring er nødvendig, er dette den beste løsningen med hensyn til variasjon i strømningsmønster, habitatdiversitet og skjul for ungfisk. En tilbaketrukket sikring gir plass til en bredere elveseng, som gir mer plass til flomvann og mindre oppstuings-effekt, og også plass til sideløp, bakevjer, høl, grunne stryk, egendynamikk og kantvegetasjon.



Figur 3. Illustrasjon som viser ugunstig (øverst) og gunstig (nederst) erosjonssikring i et vassdrag (hentet fra Pulg mfl. 2017).

Kanaliserings og terskler

Kanaliserings medfører en utretting av elveløpet, slik at svinger (meandre) rettes ut eller at sideløp stenges av, og totalt vanddekt areal blir redusert. Dette fører til en reduksjon i

fiskeproduserende elveareal. I tillegg til at vanddekt areal blir mindre reduseres også habitatvariasjonen, hvilket kan medføre forringelse av det resterende elvearealets habitatkvalitet. Fallet per meter elvestrekning økes, og dermed også elvens evne til å transportere sedimenter. I kanaliserte elver er det i tillegg ofte bygget terskler, for å redusere risiko for erosjon, for å øke vanddekket areal eller for å skape standplasser for voksenfisk. Selv om terskler i en del tilfeller øker produksjonsarealet for laksefisk, vil de også ofte redusere habitatkvalitet for ungfisk, og i tillegg kan de forhindre naturlig sedimenttransport.

De viktigste effektene av kanalisering på det akvatiske miljøet er dermed tap av areal, endringer i strømforhold og endringer i substratsammensetning. Tap av habitat går både på areal og på redusert kvalitet av ulike leveområder, som at naturlige kulp-stryksekvenser ødelegges, at elven avskjæres fra flomsletter og kantvegetasjonen, og at substratet endres (McCarthy 1985; Brooks 1989). I visse tilfeller kan det la seg gjøre å gjenskape det gamle naturlige elveløpet. Om dette er vanskelig, kan kanskje deler av opprinnelig vannvei gjenskapes eller sideløp gjenåpnes for på den måten å øke produksjonsarealet. Alternativt kan det gjøres habitattiltak for å restaurere gyteområder eller bedre substratsammensetning innenfor det kanaliserte elveløpet.

Kantvegetasjon

Kantvegetasjon i vassdrag er gjerne definert som det naturlige og viltvoksende planteliv som dekker sonen fra vannkanten og opp til flomsikkert land. Kantvegetasjon har stor betydning for natur og miljø langs elva. Den er et viktig leveområde for dyreliv både på land og i vann, og er et verdifullt landskapselement. I tillegg kan kantvegetasjon motvirke erosjon langs elvebredden og har en naturlig flomdempende effekt. Sedimenter og overflødig næringsalter filtreres ut gjennom kantvegetasjonen (Martin mfl. 1999), hvilket reduserer jordbruksrelatert forurensning. For fisken i vassdraget er kantvegetasjon viktig da den gir skjul og skygge langs elvebredden, og næring i form av insekter og andre evertebrater som er assosiert med vegetasjonstypen i området. Døde trær som ramler ut i elven skaper også gode skjuleplasser for små og store laksefisk.

Det finnes flere årsaker til at kantvegetasjon blir fjernet, deriblant landbruksvirksomhet, veibygging, flomkontrolltiltak, forbygninger og vedhogst. Vannressursloven krever imidlertid at det skal tas vare på en vegetasjonssone langs vassdraget (NVE mfl. 2010).

Om kantvegetasjon allerede er fjernet, kan denne restaureres gjennom passiv revegetering fra naturlig frøbank, eller ved planting av naturlig forekommende vegetasjonstyper. Man kan reetablere kantvegetasjon ved å ta små trær fra nærliggende områder og plante disse med røtter, eller ved å kjøpe stedegne tresorter fra forhandler. Til dette fungerer selje og or særlig godt. Ved nyetablering av kantvegetasjon er bredden imidlertid utsatt for erosjonsfare i de første årene siden vegetasjonsutvikling tar tid. I slike tilfeller bør bredden beskyttes ytterligere med geotekstil eller en erosjonshud av stein (avhengig av gradient og hydromorfologi). Det er etablert en rekke teknikker for å etablere vegetasjon og erosjonsvern av trær, særlig i lavlandselver, blant annet ved hjelp av faskiner. En nærmere beskrivelse finnes i Vassdragshåndboka (Fergus mfl. 2010).

Gamle trær er ofte ikke ønsket på plastring siden de kan veltes med røtter av storm og

flom, og på denne måten rive hull i plastringen. Planting av trær rett bak plastringen er imidlertid mulig i de fleste tilfeller. Etablering og skjøtsel av kantvegetasjon med unge trær og busker på plastring er også et alternativ i tilfeller der plastring ikke kan trekkes tilbake for å gi plass til kantvegetasjon mellom elvesengen og sikringen.

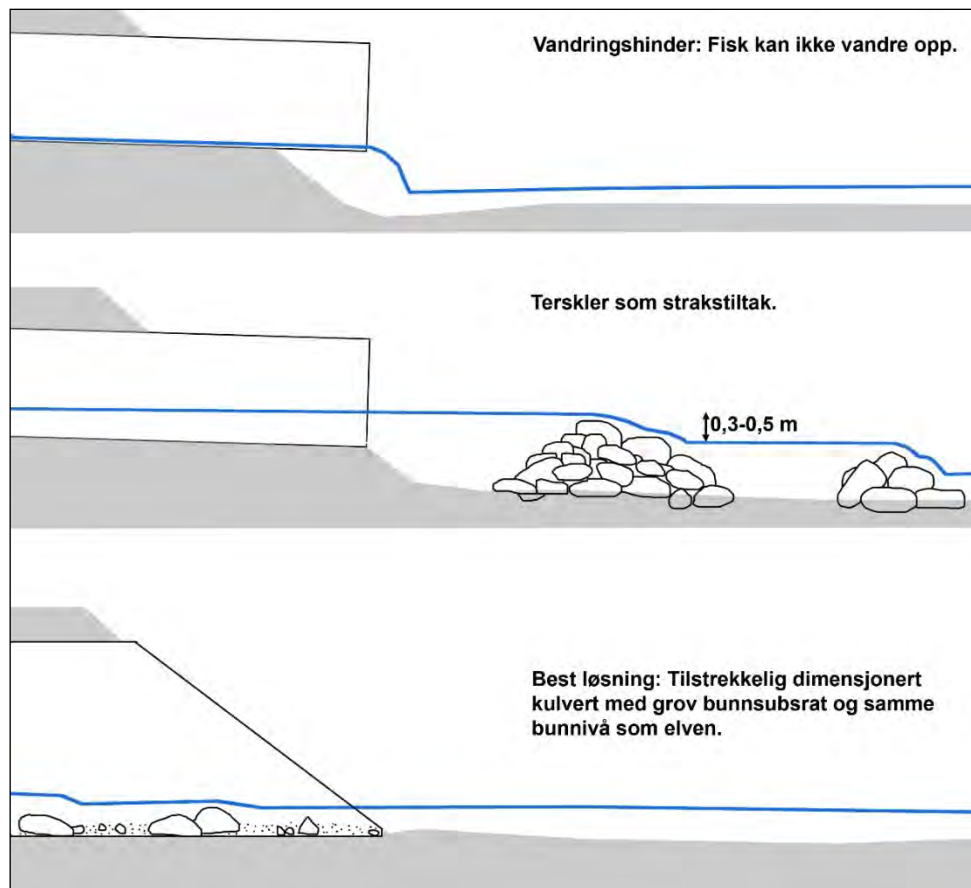
Rørlegging og kulverter

Krysningspunkter mellom veg og vassdrag er sårbare punkter for erosjon. Elver og bekker blir ofte lagt i rør eller annen type kulvert ved slike krysningspunkt. Kulverter kan være utformet eller plassert slik at de fungerer som et vandringshinder for fisk. Årsakene kan være for lite vanddyb i kulverten, for stor helning, mangel på hvilekulp nedstrøms kulverten eller for høy plassering slik at fisken ikke klarer å hoppe inn i den. Lengden på det anadrome strekket vil, i tilfeller der kulvert fungerer som vandringshinder, bli kortere med tilsvarende reduksjon av produksjonsareal for anadrom fisk. I verste fall ligger de eneste områdene som egner seg for gyting oppstrøms kulverten, slik at vassdraget ikke lenger kan produsere sjøørret eller laks.

I tillegg finnes ofte rister ved kulverter og rør. Disse er stort sett passerbare for all fisk så lenge stavavstanden er over 10 cm. Tilstoppes ristene med drivgods, er de ikke lengre passerbare. Slike tilstoppinger er vanlig om høsten på grunn av løv, kvist og annet som driver nedover bekkene. Rister bør derfor vedlikeholdes og renses regelmessig, særlig i og før fiskens vandringsperiode. Dette vil også redusere fare for oversvømmelse.

I tillegg til å være potensielle vandringshindre, kan kulverter redusere habitatkvalitet, spesielt dersom bunnen av kulverten støpes i betong. I tillegg økes ofte vannhastigheten gjennom en kulvert fordi den er en innsnevring i forhold til elvas naturlige bredde. Dette kan i sin tur gi økt erosjon umiddelbart nedstrøms kulverten (Furniss mfl. 1991). Gyteområder for fisk nedstrøms en kulvert vil derfor være utsatt.

Kulverter kan utbedres ved å erstatte betongbunn med naturlig substrat, oppbygging av en «sats-kulp» for fisk like nedstrøms, og montering av ulike former for terskler eller andre strukturer som bremser vannet og letter oppvandring for fisk. Valg av tiltak avhenger av situasjonen og må vurderes i hvert enkelt tilfelle (se f.eks. **Figur 4**).



Figur 4. Lengdeprofil av tre kulverter med forskjellig effekt på fiskevandring (etter DN 2002).

Metoder

Innsamling av eksisterende informasjon

En rekke databaser ble benyttet for å samle inn informasjon om sjørretbekken. Ettersom det i felt kan være vanskelig å oppdage gamle fysiske inngrep som utretting og avstenging av sideløp, ble gamle flyfoto fra norgebilder.no, registrerte sikringstiltak i [NVEs Temakart](http://NVEsTemakart), detaljerte terrengdata og laserscans fra hoydedata.no. Nedbørfelt- og vannføringsparametere ble hentet fra karttjenesten NEVINA fra NVE. [NVE Atlas](http://NVEAtlas) ble benyttet for å få informasjon om vannkraftreguleringer. Annen informasjon om inngrep og

miljøutfordringer ble hentet fra [Vann-nett](#).

Registreringer i felt

Habitatkartleggingen av Tveitbekken ble gjennomført i september 2025. Hele anadrom strekning ble kartlagt. Kartleggingen ble gjennomført med utgangspunkt i metodene beskrevet av Forseth & Harby (2013). Habitatflaskehalsene som analyseres er tilgang på gyteområder (både andel og spredning) og skjul for ungfisk. I tillegg er effekten av morfologiske og hydrologiske inngrep en viktig del av analysen.

Arbeidet ble utført ved vading i bekkene, mens ulike habitatparametere ble notert på skjema og kart. Det ble brukt GPS for å stedfeste ulike interessepunkter.

I det følgende beskrives parametere som ble registrert under kartleggingen:

Elveklasser (også kalt mesohabitat) ble kartlagt etter metode beskrevet av Borsányi mfl. (2004), og ytterligere beskrevet i Forseth & Harby (2013). Metoden baserer seg på en klassifisering etter fire kriterier: Størrelsen på overflatebølger, helningsgrad, vannhastighet og vanddyb. 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 vanddyb over 0,7 m som dypt. Ved kartleggingen har man prøvd å få frem de overordnede habitattypene og skiftninger i disse. For å unngå uhensiktsmessig detaljeringsgrad er det ikke delt inn i elveklasse-segmenter kortere enn bekkens bredde. Grenseverdiene for vanddyb og vannhastighet ble skjønnsmessig vurdert på stedet, ettersom disse uansett vil variere mye med vannføringen. I de minste bekkene er grenseverdien for vanddyb også skjønnsmessig justert noe ned. Basert på disse kriteriene ble deretter elveklassen klassifisert som glattstrøm (A+B1+B2), kulp (C), grunnområde (D), stryk (H+G1+G2) eller kvitstryk (E+F) (se **Tabell 1**).

Tabell 1. Kriterier for klassifisering av elveklasser basert på fysiske karakterer, etter Borsányi mfl. (2004). Tabellen er hentet fra Forseth & Harby (2013).

Kriterier	Vannflate- struktur	Vannflate- gradient	Vannflate- hastighet	Vanddybde	Klasse
Avgjørelse	Glatt/Små riller	Bratt	Hurtig	Dyp	A
				Grunn	
			Sakte	Dyp	
				Grunn	
		Moderat	Hurtig	Dyp	B1
				Grunn	B2
	Dyp		C		

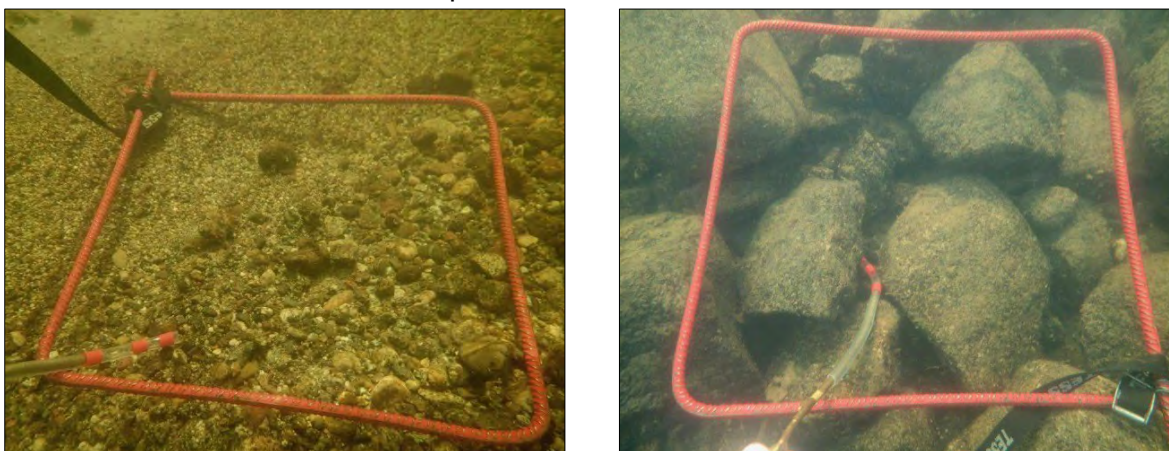
Turbulent, brutt/ubrutte stående bølger	Bratt	Sakte	Grunn	D
		Hurtig	Dyp	E
			Grunn	F
		Sakte	Dyp	
	Moderat	Hurtig	Dyp	G1
			Grunn	G2
		Sakte	Dyp	
			Grunn	H

Substrat ble klassifisert innenfor hvert elveklassesegment ved visuell estimering av dekningsgraden (% av overflatearealet av elvebunnen) av følgende substratkategorier: Mudder (organisk finsediment), sand (< 2 mm), grus og småstein (2-120 mm), stein (120-300 mm), blokk (> 300 mm) og fast fjell. Kategorien «grus og småstein» er for enkelhets skyld omtalt som «grus» i resten av rapporten.

Skjulforhold for ungfisk ble målt ved å utføre skjulmålinger på utvalgte steder. Dette gjøres ved å telle hvor mange steder en 13 mm tykk plastslange kan føres inn i hulrom mellom steiner innenfor en stålramme på 0,25 m² (**Figur 5**). Størrelsen på hulrommene bestemmes ut fra 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 være så representative som mulig med tanke på substratsammensetningen innenfor et område, foretas skjulmålinger på tilfeldige punkt i elven innenfor et område med forholdsvis like substratforhold. Der elvens bredde tillater det foretas det på hvert punkt tre målinger i transekt fra elvebredden til midten av elven. Antall målinger innenfor et område varierte ut fra substratforholdenes heterogenitet. Vektet skjul (S) for hvert punkt ble utregnet med følgende formel (etter Forseth & Harby 2013):

$$S = S1 + S2 * 2 + S3 * 3$$

Ved å regne ut gjennomsnittet av verdiene for vektet skjul klassifiseres skjulforholdene som svært lite (< 1), lite (1-5), middels (5-10), mye (10-15) og svært mye (>15) innenfor delstrekninger av elven (**Tabell 2**). Skjultilgang i form av trær, vegetasjon og andre strukturer som kan gi skjul for ungfisk ble i tillegg skjønnsmessig vurdert, og er kommentert i tilfeller der dette er spesielt relevant.



Figur 5. Skjulforhold for ungfisk måles ved å kvantifisere antall og størrelse på hulrom i elvebunnen med en plastslange innenfor en rute på 0,25 m². Slangen har røde markører som brukes til å måle hulrommenes dybde. Eksempel på skjulmålinger i substrat med mye fin grus og sand hvor det ikke

finnes hulrom, og dermed svært lite skjul (t.v.), og i substrat med stein/blokk som gir mye skjul (t.h.).

Tabell 2. System for klassifisering av skjulmengde i et elvesegment, basert på gjennomsnittlig vektet skjulverdi. Basert på og modifisert etter Forseth og Harby (2013).

Skjultilgang (antall veid med dybde)				
Svært lite	Lite	Moderat	Mye	Svært mye
<1	1-5	5-10	>10	>15

Gyteområder ble kartlagt basert på visuelle observasjoner av habitatforhold og erfaringsmessig kjennskap til sjørretens krav til gytehabitat. De viktigste kriteriene er substratsammensetning, vannhastighet og vanddyp.

Gyteforholdene klassifiseres ut fra hvor stor andel av det totale elvearealet som er tilgjengelig for gyting, samt hvor stor avstand det er mellom gyteområdene. Areal av små gyteområder måles i felt. Areal av store gyteområder beregnes i ArcGIS, basert på GPS-punkter og skisser tegnet på kart under kartlegging. Det er imidlertid ikke praktisk mulig å vurdere eksakt hvilke områder fisken faktisk vil kunne benytte som gyteområder. Registrerte gyteområder må derfor ses på som tilnærmede størrelser og ikke eksakte arealer. Mengden gytehabitat klassifiseres som «lite» dersom det utgjør < 1 % av det totale elvearealet, «moderat» ved 1-10 % og «mye» dersom mer enn 10 % av det totale elvearealet klassifiseres som gyteområder (se Forseth & Harby 2013).

Fysiske inngrep som erosjonssikring, utretting av elveløp, terskler, buner, kunstige vandringshindre, inngrep i elvebunnen, kulverter og redusert kantvegetasjon ble registrert i felt og kartfestet. For rørlagte elvestrekninger ble skjul og substratfordeling stort sett ikke beregnet, og heller ikke tatt med i beregningene av samlet vektet skjul og substratsammensetning for det aktuelle vassdraget. Merk at rør er en type kulvert, og at begrepene «kulvert» og «rørlagt» begge brukes i denne rapporten. Andelen av anadrom strekning som var påvirket av erosjonssikring og redusert kantvegetasjon ble beregnet, basert på informasjon registrert i felt og innhentet fra andre kilder. Glissen kantvegetasjon teller som 50 % redusert i denne beregningen.

Vandringshindre ble registrert og delt i kategoriene naturlige eller kunstige (menneskeskapte), og permanente eller temporære. Med temporære vandringshindre menes hindringer som mesteparten av tiden ikke er passerbare for oppvandrende gytefisk, men som på gunstige vannføringer kan passeres. Kartleggingen fortsatte opp til det naturlige, permanente vandringshinderet i hver bekk, uavhengig av om det fantes kunstige vandringshindre som stoppet fisken lenger nede.

Klassifisering av inngrep

For klassifisering av fysiske inngrep ble metoden gitt i veileder 01:2009 (Direktoratsgruppen vanddirektivet) benyttet.

Hydrologiske inngrep som omfatter bl.a. kraftverk, regulering og fraføring av vann, ble kartlagt med hjelp av NEVINA, NVE Atlas samt observasjoner i felt. Kategoriene benyttet for hydrologisk status er de samme som er foreslått av Rådgivende Biologer i sine rapporter: «svært god» = uten hydrologiske inngrep, «god» = hydrologiske inngrep med ubetydelige konsekvenser for fisk, «moderat» = hydrologiske inngrep med små negative konsekvenser for fisk, «dårlig» = hydrologiske inngrep med betydelige negative konsekvenser for fisk og «svært dårlig» = hydrologiske inngrep som har fjernet livsgrunnet for fisk.» (Hellen mfl. 2013).

For morfologiske inngrep ble prosentandel av påvirket elvelengde av de ulike inngrepskategoriene (endringer i elveløpets utforming, endringer i elvebunnen, endringer av bankene, endringer i kantvegetasjonen) målt i ArcMap og status for hver kategori bestemt ifølge klassegrensene i **Tabell 3**. For inngrepskategori «endring i feltet» ble det benyttet nedbørsfeltparametere fra NEVINA og flyfoto. For klassifisering av samlet morfologisk status for et vassdrag ble inngrepskategorien med dårligst status benyttet.

Tabell 3. Klassegrenser for fysiske inngrep fra veileder 01:2009 (Direktoratsgruppen vanddirektivet).

Nr	Gruppe	Parameter	Morfologisk status				
			SG	G	Mod	D	SD
1	Endring av elveløpets utforming i plan (kanalisering, utretting, rør/bekkelukning)	Andel utrettet	0%	≤10%	>10-40%	>40-70%	>70%
2	Endring i bunnen av elva (inkl. fjerning av substrat)	Lengde på endring i forhold til VF lengde	0%	≤10%	>10-25%	>25-50%	>50%
3	Endring av bankene (Hovedsakelig flom- og erosjonssikring, også brokar)	% lengde på sikringstiltak i forhold til VFs lengde	0-5%	<5-20%	>20-50%	>50% (SMVF)	
4	Endring i kantvegetasjon	Andel strekning med sterkt redusert kantvegetasjon	≤10%	>10-20%	>20-40%	>40-60%	>60%
5	Endring i feltet som gir morfologisk innvirkning i elva	Andel tette flater / jordbruksmark / flatehogst	≤10%	>10-20%	>20-40%	>40-60%	>60%

Ungfiskundersøkelser

For å undersøke tettheten av ungfisk ble det gjennomført elektrofiske med bærbart apparat, som beskrevet av Forseth & Forsgren (2008). I Tveitbekken ble to stasjoner overfisket én gang. All ørret ble samlet i bøtte, artsbestemt og lengdemålt, før de ble sluppet levende tilbake i vassdraget. Basert på lengdefordelingen ble fangsten delt i årsyngel (0+) og eldre ungfisk (> 0+). Tetthet ble beregnet ved å anta en fangbarhet på 40 % for årsyngel og 60 % for eldre ungfisk (jf. Forseth & Harby 2013). Vi har brukt gjennomsnittlig tetthet for alle undersøkte stasjoner som et estimat på ungfisktettheten. Dette må anses å gi relativt grove estimater, ettersom reell fangbarhet ikke er kjent, og

fordi habitatet på de undersøkte stasjonene i varierende grad er representative for hele bekken.

Gjennomsnittlig estimert tetthet av ungfisk (ørret pluss laks) er også brukt til å klassifisere økologisk tilstand i henhold til Vannforskriften (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2018). Veilederen har grenseverdier for ulike kategorier av habitatkvalitet, men i denne undersøkelsen er kun kategorien «anadrom, habitat ikke beskrevet» benyttet (grenseverdier gjengitt i **tabell4**). Dette skyldes at vi ikke anser tilstedeværelse av gytehabitat på overfisket område som en relevant parameter for forventede ungfisktettheter, samt at veilederen ikke oppgir grenseverdier for habitatklasse 1 (se Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2018 for detaljer). Merk at økologisk tilstand for en vannforekomst kan fastsettes ved hjelp av diverse biologiske og kjemiske kvalitetselementer (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2018); i denne rapporten vurderes tilstand kun for kvalitetselement fisk.

Tabell 4. Klassegrenser for økologisk tilstand basert på tetthet av laksefisk (ungfisk per 100 m²) i bekker og små elver i lavlandet. Fravær av en årsklasse man forventer å finne medfører nedklassifisering ett trinn dersom vurderingen ellers tilsier at dette skyldes menneskeskapte påvirkninger. Tabellen er et utdrag fra Veileder 02:2018 (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2018).

Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
>70	69-53	52-35	34-18	<18

Forslag til tiltak

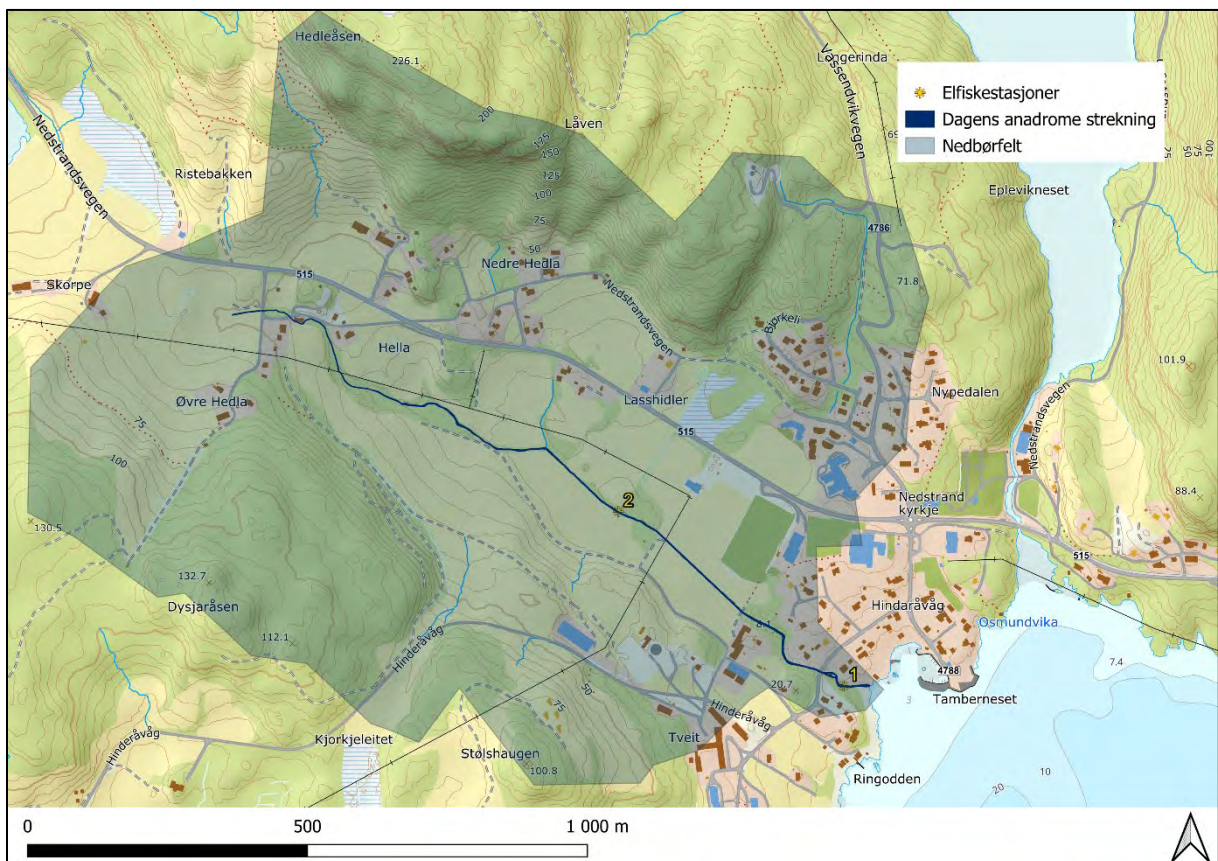
Basert på resultatene av kartlegging av habitatforhold, fysiske inngrep og fisketetthet, er det utarbeidet en liste med foreslåtte tiltak i prioritert rekkefølge. Tiltakene er i hovedsak ment å øke produksjonen av sjørret og laks, men mange av tiltakene vil også bedre vassdragets økologiske tilstand og begunstige andre organismer i økosystemet i og langs elven. Det oppgis også om tiltaket forventes å bedre status for en av de morfologiske tilstandskategoriene (oppgitt i **tabell 4**). For små tiltak angis et grovt kostnadsestimat, men for store og teknisk krevende tiltak må det normalt utarbeides en detaljert tiltaksplan og innhentes tilbud av entreprenør. Forslag til tiltak følger prinsipper i veilederne «Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø» (Pulg mfl. 2023), «Mer miljøvennlige erosjonssikringstiltak» (Pulg mfl. 2017), «Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag» (Forseth & Harby 2013) og erfaringer gjort i NVE-prosjektet "Flom og miljø i et endret klima" (Pulg mfl. 2022).

Resultater

Eksisterende informasjon om vassdraget

Tveitbekken renner ut i Hinderåvågen i Tysvær kommune. Anadrom strekning i bekken er litt i underkant av 1500 m lang. Det ble ikke registrert et konkret naturlig permanent vandringshinder, men etter omtrent 1500 m blir løpet for lite til å egne seg som sjørrethabitat, og oppstrøms er bekken lagt i rør (**Figur 6**).

I nedre del har bekken jevnt lav helning til ca. 1 km opp, før den så blir brattere. Gjennomsnittlig fallgradient er på 4,2 %. Nedbørfeltet er omtrent 1,4 km², og den naturlige middelvannføringen 93 l/s ([NEVINA](#)). Den anadrome strekningen renner hovedsakelig gjennom dyrket mark, skog og bebyggelse, mens øvre del av nedbørfeltet domineres av skog og jordbruk. Vassdraget er ikke påvirket av vannkraft ([NVE Atlas](#)).



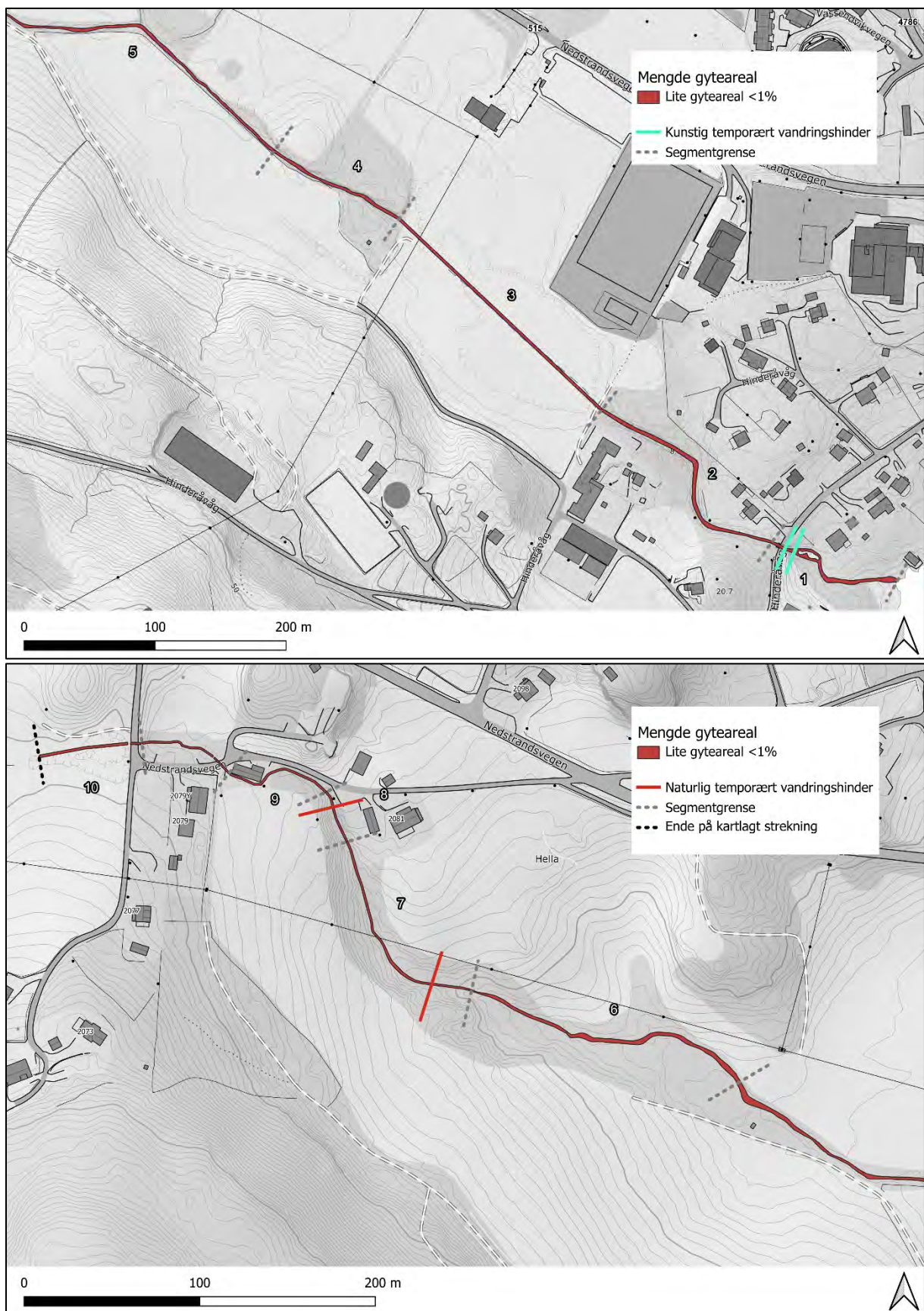
Figur 6. Nedbørfelt Tveitbekken, med kartlagt strekning markert i mørkeblått.

Habitatkartlegging

Tveitbekken ble kartlagt 25.09.2025. Digital vannflate for anadrom strekning er omtrent 2859 m², inkludert 570 m² kulvert. Bekken består hovedsakelig av elveklassen glattstrøm. Gjennomsnittlig vektet skjulindeks var på 3,3, som tilsvarer kategorien «Lite skjul» (**Tabell 5**). Bekken får en del skjul og skygge via overhengende kantvegetasjon og undergravde bredder. Det er relativt høy andel av grus i bekken, men grusen er i stor grad for finkornet og kantete til å egne seg som gytegrus, og det er derfor lite potensielt gyteareal i Tveitbekken (**Figur 8**).

Tabell 5. Oversiktstabell som viser elveklasse, substratfordeling [%], skjulmåling, skjulklasse og areal [m²] for alle kartlagte segmenter i Tveitbekken.

Segment	Elveklasse	Mudder (%)	Sand (%)	Grus (%)	Stein (%)	Blokk (%)	Fjell (%)	Skjul	Skjulklasse	Areal (m ²)
1	Glattstrøm	0	31	19	20	20	10	3,67	Lite	317
2	Glattstrøm	0	75	10	13	2	0	3,20	Lite	465
3	Kulvert							-	Svært lite	420
4	Glattstrøm	15	75	5	5	0	0	1,30	Lite	234
5	Glattstrøm	10	55	15	10	10	0	3,50	Lite	629
6	Glattstrøm	0	10	10	60	20	0	5,50	Moderat	329
7	Stryk	0	30	20	20	30	0	3,00	Lite	148
8	Kvitstryk	0	20	10	10	60	0	2,67	Lite	35
9	Stryk	0	30	20	20	30	0	2,67	Lite	74
10	Glattstrøm	10	50	20	20	0	0	0,33	Svært Lite	47



Figur 7. Prosentandel av segmentarealet som er vurdert være potensielt gyteareal, for hvert segment i nedre halvdel (øverste kart) og øvre halvdel (nederste kart) i Tveitbekken.

Inngrep

Hydrologiske inngrep

Det ble ikke registrert noen hydrologiske inngrep i Tveitbekken. Hydrologisk status vurderes derfor å være «svært god».

Vandringshindre og bekkelukkinger

Det ble til sammen registrert fire korte og en lang kulvert i Tveitbekken, og til sammen er 19 % av dagens anadrome strekning lagt i rør. Den lengste kulverten, i segment 3, består av et ca. 210 m langt betongrør (**Figur 8** og **Figur 11**). Eldre flyfoto viser at bekkelukkingen kom en gang mellom 1960 og 1967, og at bekkestrekningen før lukking, i 1960, allerede var fullstendig utrettet og kanalisert (**Figur 8**). Ingen av de registrerte kulvertene skaper vandringshindre, men like nedstrøms den lange kulverten ble det registrert to kunstig temporære vandringshindre, som til sammen skaper en vandringsbarriere som det vil være svært vanskelig for fisk å forsere (**Figur 9** og **11**). Det første vandringshinderet består av et støpt betongplatå som dekker hele løpet i bredden. Platået ligger litt over en meter høyere enn vannspeilet nedstrøms, og har et areal på ca 6-8 km². Foran platået ligger det en haug med flat stein/ betongplater (**Figur 9b**). På haugen er vannet grunt og renner i høy fart. Det vil være vanskelig for fisk å komme seg både opp til platået og videre opp fra platået og inn i kulverten oppstrøms, da platåflaten består av flat betong/bunnplastring uten naturlig substrat og det også her er svært lav vanndybde. Det er mye fjell og berggrunn på strekningen med vandringshindrene, og ifølge lokale kilder er det mulig at oppvandringen her opprinnelig var vanskeligere enn den ble etter etableringen av platå og kulvert. Det er derfor mulig at den bratte berggrunnen, hvor det i dag er bygd platå og kulvert, tidligere utgjorde et naturlig permanent vandringshinder for anadrom fisk. Men, utfra tilgjengelig informasjon er det ikke mulig å konkludere om dette stemmer.

Det ble også registrert to naturlig temporære vandringshindre, i segment 7 og 8 (**Figur 11**), bestående av korte, bratte partier hvor steinblokker vanskeliggjør fiskeoppvandring ved lav vannføring.



Figur 8. Gradvise endringer i segment 3. A: Utrettet og kanalisert bekk før den ble rørlagt. B: Samme parti, slik det ser ut i dag, etter å ha blitt lagt i rør.



Figur 9. Vandringshinder i Tveitbekken. A: Betongplatå i segment 1. Oppstrøms platået kan man skimte kulverten vist i bilde C. B: Haug av stein og betong foran betongplatået. C: Bratt fjellberg foran kulvert. Bunnen nedstrøms berget er flaten av betongplatået, hvor vanddybden er lav.

Forsøpling i og langs bekken

Det ble ikke registrert søppel i eller langs bekken.

Morfologiske inngrep

I nedre halvdel bærer bekken preg av utretting og kanalisering. I segment 2 og 4 fremstår det som at dagens løp har blitt gravd eller sprengt ut (**Figur 10 og 11**). Det virker også som om løpet har blitt ytterligere senket på inn- og utløpet av den lange bekkelukkingen i segment 3 (**Figur 11**)

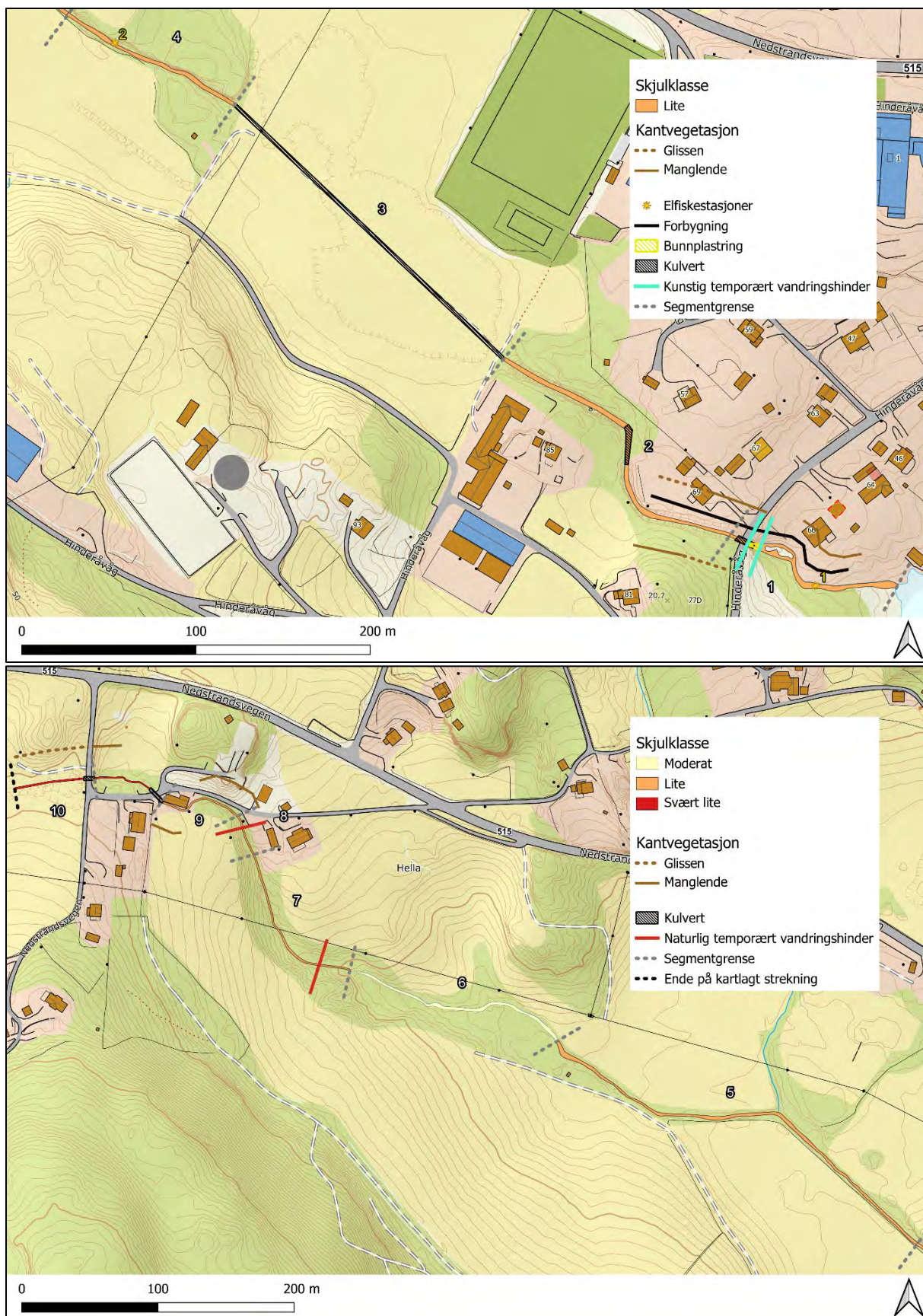
Til tross for utretting er det relativt lite forbygning langs bekken. Det ble registrert to lengre forbygninger av eldre steinmur langs segment 1 og 2, og 4 og 5 (**Figur 10b**) Totalt er litt over 13 % av elvebreddene forbygd. Mye av kantvegetasjonen mangler og bredden på vegetasjonsbeltet er stedvis ganske smalt. Til sammen mangler 24 % av kantvegetasjonen. Over halvparten av nedbørfeltet er omgjort til enten jordbruksareal eller planteskog, og morfologisk status i nedbørfeltet er derfor vurdert til «Svært dårlig».

Tabell 6. Vurdering av morfologisk status i Tveitbekken, etter klassegrenser gitt i DV 2009.

Utretting/ bekkelukking	Bunnen	Bankene	Kantvegetasjon	Nedbørsfelt	Morfologisk status
Dårlig	Moderat	God	Moderat	Svært dårlig	Svært dårlig



Figur 10. A: Kanalisert og utrettet parti (segment 2) med lite variasjon i substrat og strømningsmønster. B: Kanalisert og utrettet parti (segment 4) med forbygning av eldre steinmur.



Figur 11. Vektet skjul, fysiske inngrep, grad av kantvegetasjon og elfiskestasjoner i nedre del (øverste kart) og øvre del (nederste kart) av Tveitbekken. Segmentene er nummerert og første segment starter ved utløp ut i sjø.

Ungfiskundersøkelser

Elfiske ble gjennomført på to stasjoner 18.11.2025 og det ble fisket én omgang på hver stasjon. Stasjon 1 lå i nedre del av segment 1, nedstrøms de kunstige vandringshindrene, mens stasjon 2 lå i segment 4 (**Figur 11**). Det ble fanget både årsyngel og eldre ungfisk av ørret på stasjon 1, men på stasjon 2 ble det hverken fanget eller observert noen fisk. Det ble ikke fanget noe ungfisk av laks. Gjennomsnittlig estimert tetthet var 32 årsyngel og 15 eldre ørret per 100 m² (**Tabell 7**), som tilsvarer «moderat» økologisk tilstand for fisk (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018). Fordi det ikke ble registrert noen fisk på stasjon 2 vurderes det at reell gjennomsnittlig fisketetthet er betydelig lavere enn ungfiskundersøkelsene tilsier.

Tabell 7. Estimert tetthet av årsyngel (0+) og eldre (>0+) laksefisk på de undersøkte stasjonene i Tveitbekken høsten 2025.

Stasjon	Areal (m ²)	Ørret 0+ / 100 m ²	Ørret eldre /100 m ²	Laks 0+ /100 m ²	Laks eldre /100 m ²
St. 1	50	65,0	30,0	0	0
St. 2	50	0	0	0	0
Snitt	-	32,5	15,0	0	0

Vurdering av elven som ungfisk- og gytehabitat

Tveitbekken bærer preg av utretting og kanalisering, og det er lite variasjon i substrat og strømningsmønster i segmenter, spesielt i nedre halvdel av bekken. Her bestod en stor andel av substratet av flat og skarpkantet stein og grus, som ikke gir særlig mange hulrom, og som ikke egner seg til gyting. Under kartleggingen ble det registrert lite skjul (vektet skjul 3,3) og nesten ingen gyteområder (prosentandel) i bekken. Selv om habitatforholdene ikke er ideelle er den største flaskehalsen for ungfiskproduksjonen i Tveitbekken at de kunstige vandringshindrene i segment 1 hindrer oppvandring av ørret til øvre del av bekken. Også ungfiskundersøkelsene indikerer at vandringshindrene stopper mye av fisken fra å komme opp i bekken, da det var høy fisketetthet nedstrøms hindrene, men ikke ble registrert en eneste ungfisk på stasjonen oppstrøms hindrene (**Tabell 7**). Som nevnt i avsnitt om bekkelukninger og vandringshindre er det en mulighet for at det opprinnelig ikke var mulig for anadrom fisk å vandre lengre opp i bekken enn segment 1. Hvorvidt det derfor er hensiktsmessig å forbedre oppvandringsløsningen forbi det som kanskje har vært naturlig permanent vandringshinder er vanskelig å avgjøre. Det har tidligere vært observert fisk oppstrøms, og mest sannsynlig er det enkelte år hvor noen fisk klarer forsere de kunstige vandringshindrene i segment 1, men i de fleste tilfeller vil de være alene i bekken, uten mulighet for å gyte. Tiltakene som foreslås i neste avsnitt forutsetter at det er ønskelig å bedre oppvandringen forbi de kunstige vandringshindrene i segment 1.

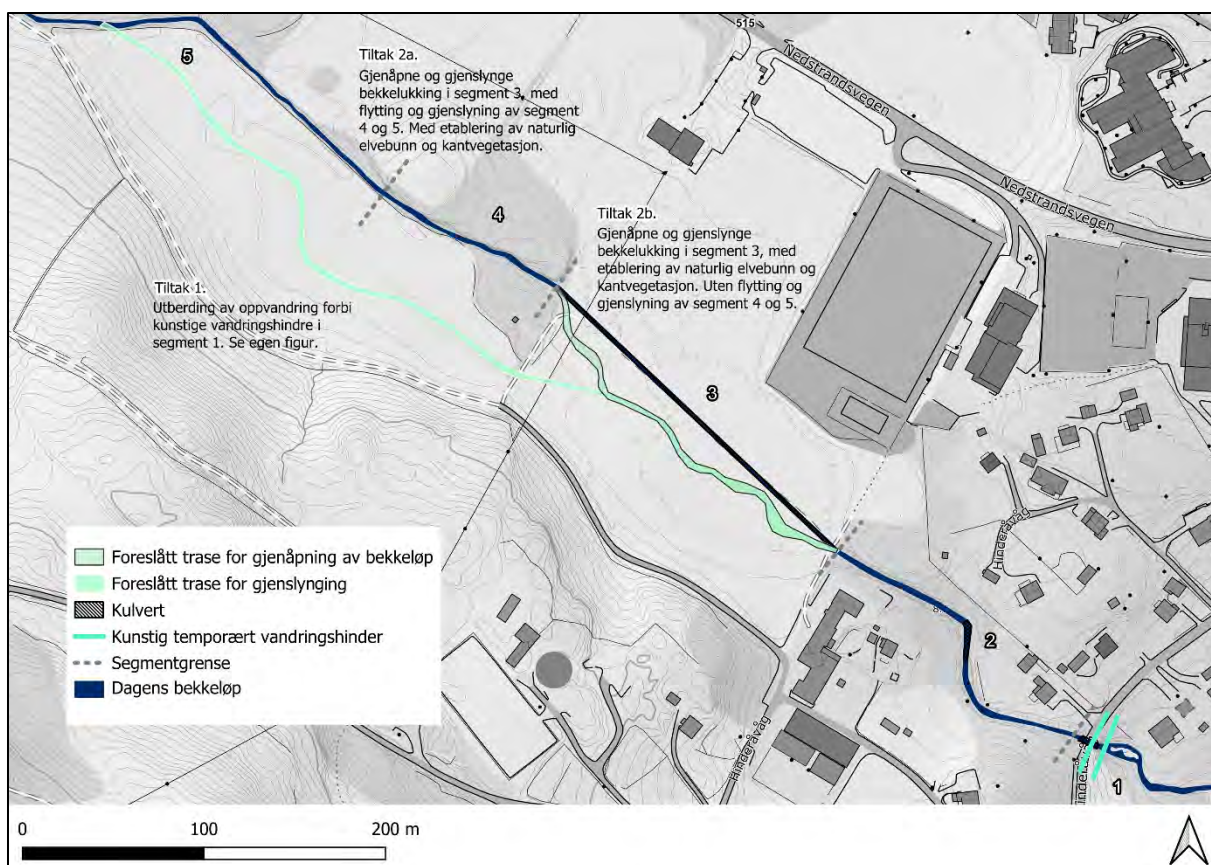
Aktuelle tiltak

Som habitatforbedrende tiltak anbefales det at man bedrer oppvandringsmuligheten forbi betongplataet som utgjør et vandringshinder i nedre del av bekken. Dette kan gjøres på flere måter, og det foreslås her to alternativer. Felles for begge alternativene er at de krever forprosjektering.

Første alternativ er å bygge opp tre terskler på strekningen, slik at det dannes satskulper som fisk kan benyttes seg av til oppvandring forbi plataået. Tiltaksalternativet er grovt illustrert i **Figur 13**. Nedstrøms plataået bygges det opp en terskel av stein omtrent 6-8 m nedstrøms betongplataået. Terskelen bør ha en høyde på omtrent 0,6 m. Den andre terskelen bygges opp på kanten av plataået, slik at det skapes en kulp med dypere vannspeil på plataåflaten. Denne terskelen kan enten støpes i betong eller bygges opp med rullestein som boltes fast i plataået. Den siste terskelen bygges lenger inn på betongplaten, slik at det dannes en satskulp under røret oppstrøms. Alle tersklene bygges opp slik at det i tverrsnittet finnes en spalteåpning på omtrent 0,2*0,2 m. For å hindre at vannet spyles ned gjennom alle spalteåpningene bør det være variasjon i hvor hver spalteåpning plasseres i terskelen, slik at spaltene ligger alternerende og ikke rett nedstrøms hverandre. I tillegg fjernes stein/betonghaugen som ligger foran betongterskelen, slik at vannspeilet under betongplataået øker. Plassering av terskler, og totalt antall terskler må avgjøres i prosjekteringsfasen.

Det andre alternativet er å fordele høydeforskjellen mellom elvebunnen nedstrøms betongplataået og elvebunnen i segmentet oppstrøms dagens rør jevnere utover en lengre strekning enn det den er fordelt utover i dag (**Figur 14**). For å oppnå dette må dagens rør byttes ut med en kulvert som ligger dypere i terrenget. Dette vil innebære å fjerne massene under dagens rør, og å pigge ut fjellbunnen og betongplataået nedstrøms røret. I tillegg graves løpet dypere i segment 2, oppstrøms rørets innløp, som skissert i **Figur 14**.

Dersom det gjennomføres tiltak som letter oppvandring forbi betongplataået i segment 1 blir det også aktuelt å gjøre habitatforbedrende tiltak videre opp i bekken. Det foreslås da at den lange bekkelukkingen i segment 3 fjernes og at det graves ut et nytt løp som svinger seg langs sør-vestsiden av jordet som bekken i dag renner i kulvert under, som vist i **Figur 12**. Fordi bekken i dag er utrettet i segment 4 og 5 foreslås det at bekken her, i forbindelse med bekkeåpning, legges om slik at det nye bekkeløpet svinger seg gjennom både segment 3, 4 og 5 (**Figur 12**). Om nødvendig kan bekken renne i korte kulverter under tur- og traktorstiene som krysser bekkeløpet øverst og nederst i segment 3. Gjenåpningen vil mest sannsynlig kreve at det graves ut en del masser for at strekningen skal få tilstrekkelig med helning. Det kan også bli aktuelt å legge ut rullestein på den gjenåpnede strekningen, om det ikke blir funnet større stein i utgravingsprosessen. Langs tiltaksområdet, og langs bekken for øvrig, er det viktig å la kantvegetasjonen vokse opp, slik at overhengende greiner og røtter kan skape skjul, og skygge som hindrer gjengroing i bekken.



Figur 12. Tiltakskart for Tveitbekken.

Tabell 8. Prioriteringsliste for tiltak i Tveitbekken med grove prisestimat. Tiltak med samme prioriteringstall (f.eks. 1A og 1B), viser til ulike løsningsalternativer på samme problem og disse er listet opp i rekkefølge etter størst miljøgevinst. Det er også oppgitt om tiltak forventes å bedre bekkens økologiske tilstand.

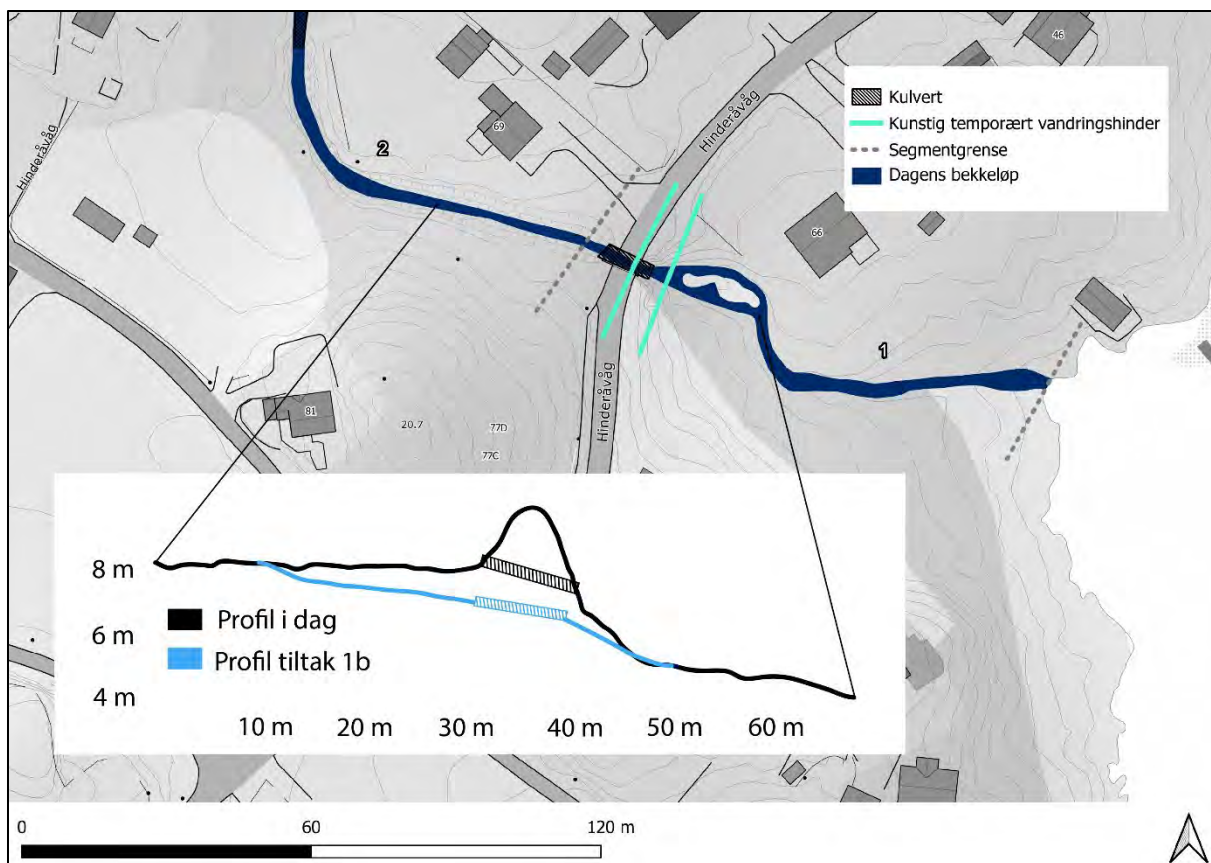
Prioritering	Type tiltak	Segment	Prisestimat (kr)	Endringer i morfologisk tilstand
1a	Bygge opp terskler nedstrøms og på betongplatået for å bedre oppvanding forbi kunstig vandringshinder	1	Må forprosjekteres. Estimert rundt 200 000,- for forprosjektering.	Ingen
1b	Fjerne betongplatå, rør og masser rundt rør for å sette inn ny kulvert med lavere helning, for å bedre oppvanding forbi kunstig vandringshinder.	1	Må forprosjekteres. Estimert rundt 300 000,- for forprosjektering.	Ingen

2a	Gjenåpne bekkelukking i segment 3 og flytte/gjenslynge bekkeløpet oppstrøms. Med etablering av naturlig elvebunn og revegetering av kantvegetasjonen*.	3,4 og 5	Må forprosjekteres. Estimert rundt 200 000,- for forprosjektering.	Utretting/ lukking: Dårlig til Moderat
2b	Gjenåpne bekkelukking i segment 3. Med etablering av naturlig elvebunn og revegetering av kantvegetasjonen*.	3	Må forprosjekteres. Estimert rundt 200 000,- for forprosjektering.	Utretting/ lukking: Dårlig til Moderat

*Passiv revegetering er gratis, med mindre inngjerding er nødvendig for å holde beitedyr unna. Aktiv revegetering (planting) medfører kostnader.



Figur 13. Tiltak 1a: Grov prinsippskisse for bygging av steinterskler nedstrøms vandringshinder i segment 1. Skissen er kun ment å illustrere tiltaket, proporsjoner og avstander vil avvike fra beskrivelse gitt i tekst. Terskel 2 er plassert på kanten av betongplatået.



Figur 14. Tiltak 1b: Grov prinsippskisse for endring av helning i segment 1 og 2 ved tiltak 1b.

Referanser

- Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skurdal, J. 2011. Atlantic Salmon Ecology. Wiley-Blackwell, 467 pp.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing – Theory and practice, with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173, 9-43.
- Borsányi, P., Alfredsen, K., Harby, A., Ugedal, O. & Kraxner, C. 2004. A meso-scale habitat classification method for production modelling of Atlantic salmon in Norway. *Hydroécologie Appliquée* 14(1): 119–138.
- Brooks, A. 1989. Alternative channelization procedures. Pp. 139-162 in: Gore, J.A. & Petts, G.E. (ed.). *Alternatives in regulated river management*. CRC Press, Florida, USA.
- Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2018. Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. 220 s.
- DN 2002: Slipp fisken fram! Fiskens vandringmulighet gjennom kulverter og stikkrenner. Håndbok 22-2002. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Einum, S. & Nislow, K.H. 2011. Variation in population size through time and space: theory and recent empirical advances from Atlantic salmon. I: *Atlantic Salmon Ecology*, pp. 277-298 (eds. Ø. Aas, S. Einum, A. Klemetsen & J. Skurdal). Wiley-Blackwell.
- Fergus, T., Hoseth, K.A. & Sæterbø, E. (red.) 2010. *Vassdragshåndboka*. Tapir Akademiske Forlag, Trondheim.
- Finstad, A. G., S. Einum, O. Ugedal, and T. Forseth. 2009. Spatial distribution of limited resources and local density regulation in juvenile Atlantic salmon. *Journal of Animal Ecology* 78:226–35.
- Forseth, T. & Forsgren, E. (red.) 2008. *El-fiskemetodikk – Gamle problemer og nye utfordringer*. NINA Rapport 48, 74 s.
- Forseth, T. & Harby, A. (red.). 2013. *Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag*. NINA Temahefte 52, 90 s.
- Furniss, M.J., Roelofs, T.D. & Yee, C.S. 1991. Road construction and maintenance. *American Fisheries Society Special Publication*, 19: 297-324.
- Gabrielsen, S.-E., Espedal, E.O., Helle, T., Lehmann, G.B., Postler, C. & Skår, B. 2019. Kartlegging av habitatforhold, fiskeundersøkelser og tiltaksanalyse av utvalgte vannforekomster i Sogn og Fjordane. LFI Rapport nr. 348.
- Hellen, B.A. & Skår, S. 2021b. Habitatkartlegging og forslag til tiltak for sjørret i sidevassdrag til Valldøla i Fjord kommune. Rådgivende Biologer AS, rapport 3330, 54 s.
- Hol, E., Steinsland, S., Haugen, T.H. & Bergan, M.A. 2019. Metode for beregning av tapt ungfiskproduksjon, og økologisk tilstandsklassifisering av sjørretbekker i henhold til vannforskriften. *Vann 03-2019*: 201-211.
- Kambestad, M., Sikveland, S. & Hellen, B.A. 2019. Habitatkartlegging og forslag til tiltak for sjørret i vassdrag ved Skjoldafjorden. Rådgivende Biologer AS, rapport 2807, 116 s.

- Kambestad, M., Irgens, C. & Sikveland, S.E. 2020. Habitatkartlegging og forslag til tiltak for sjørret i vassdrag i Indre Ryfylke. Rådgivende Biologer AS, rapport 3102, 190 s.
- Martin, T. L., N. K. Kaushik, J. T. Trevors, and H. R. Whiteley (1999). Review: denitrification in temperate climate riparian zones. *Water, Air, and Soil Pollution*, 111, 171–186.
- McCarthy, D.T. 1985. The adverse effects of channelization and their amelioration. Pp. 83-97 in: Alabaster, J.S. (ed.) *Habitat modification and freshwater fisheries. Proceeding of a Symposium of the European Inland Fisheries Advisory Commission*. Butterworth Publishers.
- NVE, Fylkesmannen og Fylkeskommunen Rogaland 2010. Inngrep i vatn og vassdrag – ei rettleiing. Brosjyre 20, tilgjengelig fra: <https://www.fylkesmannen.no>
- Pulg, U., Barlaup, B., Gabrielsen S.-E. & Skoglund, H. 2011. Sjøaurebekker i Bergen og omegn. LFI Uni Miljø rapport nr. 181, 295 s.
- Pulg, U., Barlaup, B., Skoglund, H., Velle, G., Gabrielsen, S.-E., Stranzl, S., Olsen, E.E., Postler, C., Lehmann, G.B., Wiers, T., Skår, B., Normann, E.S., Fjeldstad, H-P., Krokglund, F. & Halleraker, J.H. 2023. Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø: God praksis ved miljøforbedrende tiltak i elver og bekker. Femte opplag. Uni Research Miljø LFI, rapport nr 470.
- Pulg, U., Hauer, C., Flödl, P., Postler, C., Stranzl, S., Espedal, E.O., Lucien Bodin, C. & Velle, G. 2022. Flom og miljø i et endret klima – innovative metoder for restaurering og bedre miljøtilstand. NORCE LFI, rapport 458, 343 s.
- Pulg, U., Stranzl, S. & Olsen, E. 2017. Mer miljøvennlige erosjonssikringstiltak. Uni Research LFI, notat 3/2017, 14 s.
- Vitenskapelig råd for lakseforvaltning 2022. Klassifisering av tilstanden til sjørret i 1279 vassdrag. Temarapport nr. 9, 170 s.
- Veileder 01:2009. Direktoratgruppen vanndirektivet 2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften.
- Veileder 02:2018. Direktoratgruppen vanndirektivet 2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann.
- Zippin, C. 1956. An evaluation of the removal method of estimating animal populations. *Biometrics* 12, 163-189.