

Vannøkologiske undersøkelser i vannområde Nea i 2012



RAPPORT

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

NIVA Midt-Norge

Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

| | | |
|--|--|-----------------------|
| Tittel Vannøkologiske undersøkelser i vannområde Nea i 2012 | Løpenr. (for bestilling) 6650-2014 | Dato 1.4.2014 |
| | Prosjektnr. Undemr. 12337 | Sider Pris 106 |
| Forfatter(e) Morten Andre Bergan Hans Mack Berger | Fagområde Vannressurs- forvaltning | Distribusjon Fritt |
| | Geografisk område Midt-Norge | Trykket NIVA |

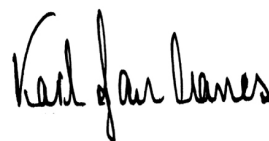
| | |
|--|---------------------------------|
| Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Sør-Trøndelag | Oppdragsreferanse Iver Tanem |
|--|---------------------------------|

| |
|---|
| <p>Sammendrag</p> <p>Det er foretatt undersøkelser av vannkvalitet, bunndyr, laksefisk og hydromorfologi i 16 definerte vannforekomster i vannområde Nea høsten 2012. Resultatene er benyttet til å typifisere vannforekomstene, samt å klassifisere vannkjemisk status og økologisk tilstand ved bruk av bunndyr som kvalitetselement. Videre er elfiskeundersøkelser foretatt, og laksefisk benyttet som kvalitetselement, med støtte fra hydromorfologiske påvirkningsfaktorer og andre forhold som ble registrert. Datagrunnlaget og informasjonen innhentet i rapporten vil inngå i kunnskapsgrunnlaget om vannforekomster i vannområde Nea for å kunne foreta riktig karakterisering av påvirkningsfaktorer, og gjøre treffsikre klassifiseringer av dagens miljøtilstand i vannforekomstene.</p> |
|---|

| | |
|--|---|
| <p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Vanddirektivet 2. Biologiske kvalitetselementer 3. Vannkvalitet 4. Økologisk tilstand | <p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Water Framework Directive 2. Biological quality elements 3. Water quality 4. Ecological status |
|--|---|



Morten Bergan
Prosjektleder



Karl Jan Aanes
Forskningsleder

**Vannøkologiske undersøkelser i vannområde Nea i
2012**

Forord

Gjennom anbudskonkurranse ble NIVA tildelt høsten 2012 undersøkelser av yngel/ungfisk, bunndyr og vannkvalitet i utvalgte vannforekomster i vannområde Nea.

Iver Tanem ved Fylkesmannen i Sør Trøndelag har vært kontaktperson hos oppdragsgiver.

Morten Andre Bergan har vært prosjektleder for oppdraget, og har utført feltarbeid, bearbeidet materiale og utarbeidet rapporten. Hans Mack Berger har deltatt i feltarbeidet, og vurdert fiskedata for flere vannforekomster, samt skrevet deler av rapporten som omhandler laksefisk i samarbeid med Morten Andre Bergan. Karl Jan Aanes har kvalitetssikret arbeidet og gitt verdifulle kommentarer til rapporten.

Alle involverte takkes for et godt samarbeid.

Trondheim, 01.04. 2014

Morten Andre Bergan
Forsker, seksjon for vannressursforvaltning

Innhold

| | |
|---|-----------|
| Innhold | 5 |
| Sammendrag | 7 |
| 1. Innledning | 9 |
| 2. Områdebeskrivelse | 10 |
| Vannforekomster i undersøkelsen | 11 |
| 3. Metodikk | 11 |
| 3.1 Elfiskeundersøkelser | 11 |
| 3.2 Bunndyrundersøkelser | 13 |
| 3.3 Vannkvalitet | 14 |
| 3.4 Hydromorfologiske påvirkninger (HYMO) | 15 |
| 4. Resultater biologiske kvalitetselementer | 17 |
| 4.1 Elfiskeundersøkelser | 17 |
| 4.1.1 Økologisk tilstand anadrome vassdrag | 18 |
| 5. Bunndyrsamfunn | 19 |
| 6. Resultater vannkvalitet og typifisering | 20 |
| 7. Resultatvurdering biologiske kvalitetselementer | 22 |
| 7.1 Vannforekomster i Tydal | 22 |
| 7.1.1 Bekk fra Fellmannmyra (mot øst) | 22 |
| 7.1.2 Nea tilførselsbekker Ås /Rollset: bekk ved Granøya | 24 |
| 7.1.3 Gjardabekken | 26 |
| 7.1.4 Krokbecken | 29 |
| 7.1.5 Rotåa østre, nedre del | 32 |
| 7.2 Vannforekomster i Selbu | 34 |
| 7.2.1 Låbekken | 34 |
| 7.2.2 Tilløpsbekker Garbergselva | 40 |
| 7.2.3 Tømra med Røssbekken | 50 |
| 7.2.4 Litjevja | 55 |
| 7.3 Vannforekomster i Klæbu | 57 |
| 7.3.1 Korsmobekken | 58 |
| 7.3.2 Småbekker til Selbusjøen | 62 |
| 7.3.3 Stamphusbekken | 67 |
| 7.4 Vannforekomster i Malvik | 70 |
| 7.4.1 Sagelva | 70 |
| 7.4.2 Vikaelva nedre | 74 |
| 7.4.3 Vikhammerelva | 77 |
| 7.4.4 Sneiselva/Vennaelva | 90 |

| | |
|--|------------|
| Litteratur | 93 |
| Vedlegg A. Kartreferanser stasjoner | 95 |
| Vedlegg B. Artslister Bunndyr | 96 |
| Vedlegg C. Analyseresultater TKB | 100 |
| Vedlegg D. Analyseresultater vannkvalitet | 103 |

Sammendrag

Det er foretatt undersøkelser av vannkvalitet, bunndyr, fiskesamfunn og hydromorfologi i til sammen 16 definerte vannforekomster i vannområde Nea høsten 2012. Mange bekker, stasjoner og interessepunkter er undersøkt eller befart i disse vannforekomstene. Resultatene fra stikkprøver av vannkvalitet er benyttet til å typifisere vannforekomstene, samt å klassifisere vannkjemisk status og økologisk tilstand ved bruk av bunndyr som kvalitetselement. Videre er økologisk tilstand/miljøtilstand vurdert på bakgrunn av laksefisk som kvalitetselement, med støtte fra hydromorfologiske påvirkningsfaktorer og opplysninger om andre menneskeskapte påvirkninger som er hentet inn i forbindelse med prosjektet.

Vannforekomstene i denne rapporten typifiseres til enten små, moderat kalkrike, klare lavlandsvassdrag (vanntype 3), små, moderat kalkrike, humøse lavlandsvassdrag (vanntype 4), små-middels, kalkfattige, klare (vanntype 9) eller humøse (vanntype 10) skogsvassdrag, små-middels, moderat kalkrike, humøse skogsvassdrag (vanntype 12).

Resultater fra vannprøvene som ble hentet inn er vurdert etter grenseverdier angitt i den første utgaven av klassifiseringsveilederen, veileder 01:2009. Resultatene viser at konsentrasjonene av fosfor (Tot-P) var lave tilsvarende det som forventes å være antatte referansenivå («Svært god» vannkjemisk tilstand) på 18 av de 25 stasjonene, med variasjoner mellom $\leq 2,0$ $\mu\text{g/l}$ opp til $16,8$ $\mu\text{g/l}$. Fire stasjoner hadde fosfornivåer tilsvarende «Moderat» tilstandsklasse, med variasjoner fra $21,9$ til $49,8$ $\mu\text{g/l}$. Tre stasjoner defineres til tilstandsklasse «Dårlig», med fosfornivåer opp til 88 $\mu\text{g/l}$.

Nitrogenkonsentrasjonen i vannforekomstene varierte fra 68 $\mu\text{g/l}$ til 1900 $\mu\text{g/l}$. 14 av 25 stasjoner oppnådde svært god eller god kjemisk tilstand med hensyn på nitrogeninnhold, med nivåer fra 68 til 530 $\mu\text{g/l}$. Fire stasjoner ble klassifisert til å ha «Moderat» vannkjemisk tilstand, med nivåer mellom 560 og 810 $\mu\text{g/l}$. Syv stasjoner hadde høye nitrogenverdier, opp mot 1900 $\mu\text{g/l}$, og ble klassifisert til vannkjemisk tilstand tilsvarende «Dårlig» og «Svært dårlig».

Konsentrasjonen av termotolerante koliforme bakterier var over forventet nivå på 17 av totalt 19 prøvetakingsstasjoner. Ni av stasjonene hadde kun svakt forhøyde bakterieverdier opp til 50 $\text{mg}/100$ ml. Klassegrensene etter gammelt SFT-system (Andersen, mfl. 1997) klassifiserte disse verdiene til god tilstand. Videre ble tre stasjoner klassifisert til moderat tilstand etter samme klassifiseringssystem, med nivåer fra 81 til 150 $\text{mg}/100$ ml. Fire stasjoner hadde høye nivåer av TKB, med verdier innenfor tilstandsklassene «Dårlig» og «Svært dårlig».

Resultatene fra bunndyrundersøkelsene høsten 2012 viser at 12 av 16 stasjoner i de undersøkte vannforekomstene har et bunndyrsamfunn som klassifiserer den økologiske tilstanden til «Svært god» eller «God». Videre har tre stasjoner mindre avvik fra miljømålet om minimum god tilstand, og klassifiseres til «Moderat økologisk tilstand». I fem av vannforekomstene var den vannkjemiske påvirkningen så vidt stor at bunndyrfaunaen var sterkt redusert, og økologiske tilstand ble klassifisert til «Dårlig» eller «Svært dårlig».

Kvantitative og kvalitative elfiske-undersøkelser av yngel-/ungfiskbestanden hos laksefisk ble gjennomført i de fleste vannforekomstene. Basert på fiskebiologiske vurderinger, i tråd med gjeldende klassifiseringsveiledere, ble det gjort en økologisk tilstandsvurdering i anadrome vannforekomster. Videre ble en enkel vurdering/screening av hydromorfologiske forhold som kan forklare forekomsten av laksefisk foretatt. Resultatene viser at flere vannforekomster har tetthetsnivåer av yngel/ungfisk som er lavere enn forventet, og betydelig lavere enn det man kan forvente ved en naturtilstand. Årsakene til dette er ikke alltid entydige, og et større erfaringsgrunnlag, økt stasjonsnett og flerårige dataserier må innhentes for mange vannforekomster. Det er allikevel grunn til å peke på konkrete

menneskeskapt påvirkninger som sannsynlige medvirkende årsaker til lite laksefisk i noen vassdrag. Hovedfaktorene er her redusert vannkvalitet som følge av avrenning fra landbruk, tilførsler av sanitært avløpsvann og tilsig fra gruver. I tillegg kommer effekter fra lukking av vassdragsstrekninger, vandringshindre/-barrierer, kanalisering/utretting og regulering (fraføring av vann eller manipulering av vannføring). Spredning av introduserte arter som ørekyte og gjedde er dessuten en stor risiko for den økologiske tilstanden i vannforekomster i vannområde Nea. Dette gjelder spesielt for vannforekomster knyttet til Selbusjøen.

For å oppnå et framtidig miljømål med laksefisk som kvalitetselement etter vannforskriften, må avbøtende tiltak i forhold til kontinuitet og hydromorfologiske inngrep påregnes. Videre må erfaringsgrunnlaget om fiskesamfunnet i flere av vannforekomstene økes for å ha et godt nok beslutningsgrunnlag for valg og prioritering av fremtidige tiltak.

1. Innledning

Gjennomføringen av EUs vanddirektiv i norsk vannforvaltning har medført ny forskrift (vannforskriften), ny organisering av vannforvaltningen i regioner, økt fokus på overvåking, undersøkelser av vannforekomster og metodeutvikling. Viktige føringer i vannforskriften er at forvaltning av vann skal organiseres etter nedbørfelt. Biologiske kvalitetselementer har blitt en viktig del ved klassifisering av tilstanden i en vannforekomst. I tillegg er det innført nye vannkjemiske tilnæringer og hydromorfologiske (HYMO) parametere. Målet med den nye forskriften er å etablere og sikre god økologisk og kjemisk tilstand i alle vannforekomstene. Vanddirektivet skal fremme bærekraftig bruk av vannforekomstene og vannmiljøet. Vannforvaltningen i Norge er inndelt i 9 vannregioner. Sør-Trøndelag Fylkeskommune er nå vannregionmyndighet for vannregion Trøndelag. De overtok dette ansvaret den 1. januar 2010 fra Fylkesmannen i Sør-Trøndelag.

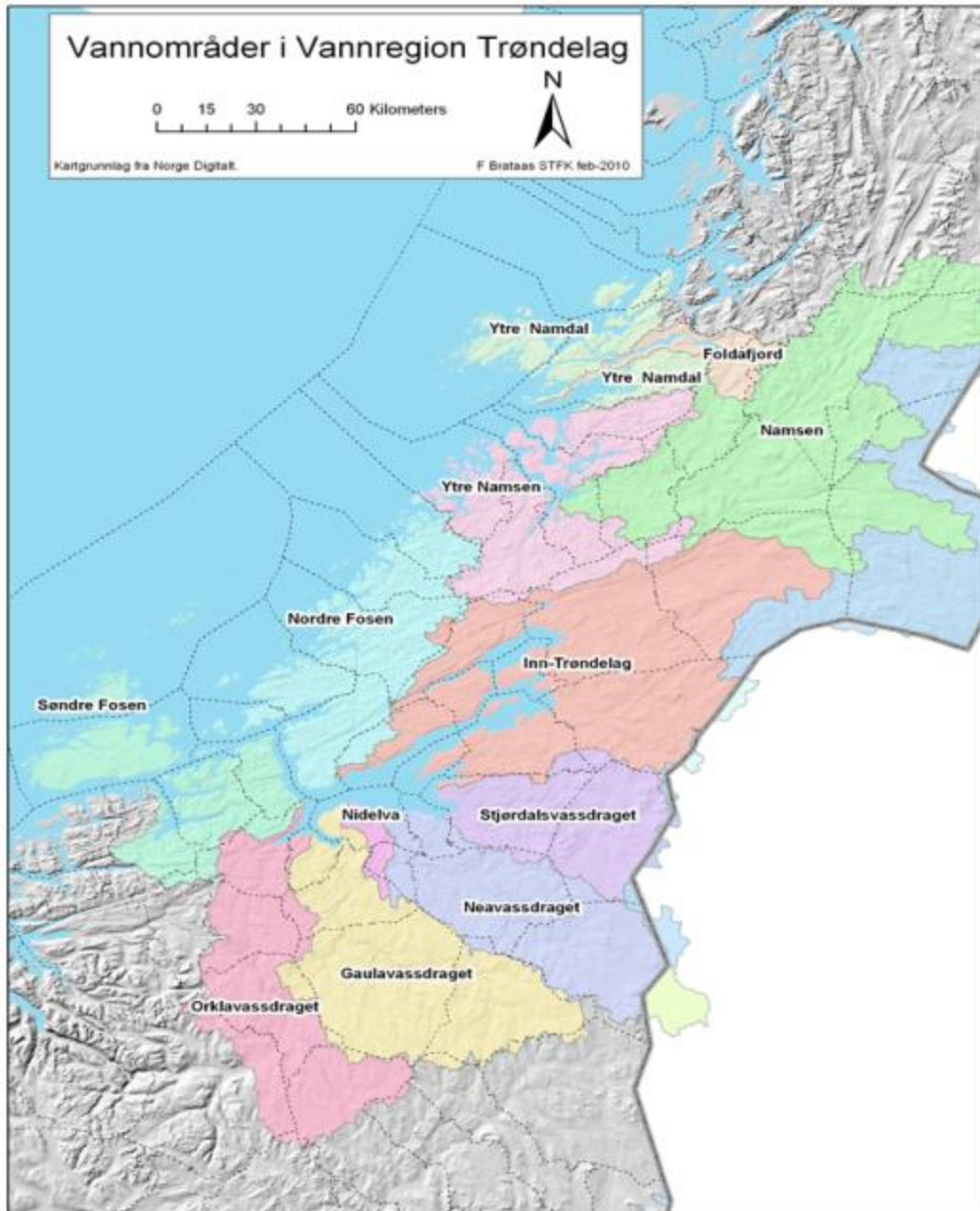
Hver vannregion skal kartlegge vannmiljøet, fastsette miljømål og kvalitetskrav og utarbeide egne forvaltningsplaner med tilhørende tiltaksplaner. Som grunnlag for arbeidet med forvaltningsplaner og tiltaksprogrammer skal miljøtilstanden i vannforekomstene først grovkarakteriseres ut fra miljørisiko, og deretter klassifiseres etter en femdelt skala (figur 1). Dersom dataene om miljøtilstanden defineres som Moderat eller dårligere, vil det være nødvendig med tiltak for å bedre miljøtilstanden slik at vannforekomsten oppnår målet ”minimum god tilstand”. Intensjonen om å få ”god økologisk tilstand” i alle vannforekomster innen utgangen av 2015, 2021 eller senere, skal legges til grunn for planleggingen av tiltak i vannområdene. Der miljømålet er nådd skal en påse at tilstanden ikke forringes.

| Økologisk tilstand / Klasse | Tilstand / Status iht. Miljømål |
|-----------------------------|-------------------------------------|
| Svært god | Miljømål tilfredsstilt |
| God | |
| Moderat | Tiltak nødvendige for å nå miljømål |
| Dårlig | |
| Svært Dårlig | |

Figur 1. Tilstandsklasser og miljømål knyttet til EUs vanddirektiv.

2. Områdebeskrivelse

Vannforekomstene som er undersøkt i denne rapporten er lokalisert i Sør-Trøndelag fylke, og omfatter vannforekomster i vannområdet Neavassdraget (figur 2). Alle vannforekomstene i denne undersøkelsen er mindre elver eller bekker.



Figur 2. Vannområder i Vannregion Trøndelag. (Kartgrunnlag: STFK, 2010)

Vannforekomster i undersøkelsen

Tabell 1 navngir (fra Vann-nett) de undersøkte vannforekomstene og angir lokalitetsnummer i rapporten. Det er stor forskjell i antall stasjoner, undersøkelsesomfang i den enkelte lokalitet/vannforekomst og anvendt metodikk per stasjon/interessepunkt. Dette skyldes registreringsbehov av relevante påvirkningsfaktorer og andre forhold som ble avdekket under feltarbeidet, som gjerne ikke tidligere er kjent eller beskrevet for vannforekomsten. Antall stasjoner/interessepunkter på hver lokalitet, anvendt metodikk og kartreferanser er nærmere angitt i tabeller og oversiktskart for hver vannforekomst i *kapittel 6. Resultatvurdering biologiske kvalitetselementer*.

Tabell 1. Vannforekomster/vassdrag, kommunetilhørighet, vassdrags-id i Vann-nett, lokalitetsnummer i rapporten og undersøkte/vurderte kvalitetselementer/parametre.

| Vannforekomst | Kommune | Vassdrags-id | V | B | F | H | Lok. Nr. |
|----------------------------------|---------|--------------|---|---|---|---|----------|
| Bekk fra Fellmannsmyra | Tydal | 123-262-R | x | x | x | | 1 |
| Nea tilførselsbekker Ås /Rollset | " | 123-548-R | | | | x | 2 |
| Gjardabekken | " | 23-247-R | x | x | x | | 3 |
| Krokbekken | " | 123-310-R | x | x | x | x | 4 |
| Rotåa østre, nedre del | " | 123-301-R | | x | x | x | 5 |
| Låbekken | Selbu | 123-398-R | x | x | x | x | 6 |
| Garbergselva, tilløpsbekker | " | 123-426-R | x | x | x | x | 7 |
| Tømra | " | 123-424-R | x | x | | | 8 |
| Litjevja | " | 123-163-R | x | x | x | | 9 |
| Korsmobekken | Klæbu | 123-136-R | x | x | x | | 10 |
| Småbekker til Selbusjøen | " | 123-454-R | x | x | x | x | 11 |
| Stamphusbekken | " | 123-88-R | x | x | x | | 12 |
| Sagelva | Malvik | 123-472-R | x | x | x | | 13 |
| Vikaelva | " | 123-509-R | x | x | x | | 14 |
| Vikhammerelva/Storelva | " | 123-467-R | x | x | x | x | 15 |
| Sneiselva/Vennaelva | " | 123-515-R | x | x | x | | 16 |

V= vannkvalitet, B= bunndyr, F= fiskesamfunn og H= hydromorfologi

3. Metodikk

3.1 Elfiskeundersøkelser

Gjeldende klassifiseringsveiledere utarbeidet i tilknytning til vannforskriften (DG, 2009 og 2013) foreslår ulike tilnærminger, klassifiseringsverktøy og vurderingsmåter for fiskesamfunn og klassifisering av økologisk tilstand. I vår undersøkelse, som utelukkende er i rennende vann, er det gjort undersøkelser av tetthetsnivåer og forekomst av fisk, innhentet gjennom elfiske i mindre vassdrag med generell påvirkning. Metoder for elfiskeundersøkelser (feltmetodikk og vurdering av data) i vassdrag med laksefisk (ørret/laks) som dominerende fiskegruppe følger forslaget/prosedyren angitt av Bergan m.fl. (2011), og litteratur nevnt i denne rapporten. Kvantitative fiskeundersøkelser er gjort vha elfiske over tre omganger på oppmålt areal, og tetthet estimert etter Zippin (1958) på bakgrunn av avtak i fangst for hver omgang. For flere vannforekomster eller stasjoner er det kun avfisket én omgang/alternativt gjort søk på utvidet areal, for å kunne innhente ett minimum av informasjon om fiskebestandene. En grov feltvurdering av habitatkvalitet for laksefisk (Bergan m.fl. 2011, se også Pulg m.fl. 2010) er gjort for den enkelte elfiskestasjon.

Undersøkelsene ble utført under gode elfiskeforhold; med lav/middels vannføring, lav turbiditet (god sikt) og oppholdsvær. Noe lave vanntemperaturer (≤ 5 grader) ble målt i enkelte vassdrag. Dersom det vurderes at dette har hatt vesentlig innvirkning på fangbarhet eller tetthetsmålingene, er dette

kommentert for de vassdragene det gjelder. Elfiskeapparat av typen GeOmega FA-4 (Terik Technology) er benyttet, med anodestang påmontert håv på anoderingen. En separat, sirkulær fangsthåv påmontert stang er også benyttet. Det er videre benyttet polariserte briller av typen Polaroid (gult glass) og Oakley (Red iridium- linse) avhengig av vanntype (humøst eller klart vann) og lysforhold (sol, overskyet, overhengende kantvegetasjon /trær) ved fiske i det enkelte vassdrag. All fisk er bedøvd med Aqui-S før lengdemåling, artsbestemming og øvrig håndtering. All registrert fisk er sluppet levende tilbake i vassdraget etter at nødvendige data er registrert.

Revidert klassifiseringsveileder (DG 2013) vektlegger anadrome vassdrag i mye større grad enn tidligere utgaver, og retter fokus mot sjørretvassdrag mht vannforskriften. For **anadrome vassdrag** er det derfor benyttet forventningsverdier til fisketetthet av sjørret knyttet opp mot habitatkvalitet (tabell 2) for å si noe om økologisk tilstand i vannforekomsten i en mindre skala.

Ihht. Vanddirektivet er sammensetning, mengde og aldersstruktur for fiskefauna angitt som et kvalitetselement for klassifisering av økologisk tilstand i rennende vann. For anadrome vassdrag (sjørretvassdrag) vil en klassifisering utelukkende på bakgrunn av tetthetsnivåer imidlertid ikke være godt nok for å si noe om vassdragets sjørretbestand er endret, dvs redusert eller ikke. Sentral i denne klassifiseringen vil derfor være menneskeskapt bortfall eller reduksjon av hele/deler av sjørret- og/eller laksebestander i mindre vannforekomster. Påvirkningsfaktoren/-e som fører til bestandsreduksjonen kan her være både vannkjemisk og/eller hydromorfologisk, noe undersøkelsene som er gjort vil søke å svare på. Endelig tilstand klassifisert ved bruk av laksefisk gjøres derfor iht tabell 3 (under), med støtte fra tetthetsmålingene og hydromorfologiske registreringer.

Tabell 2. Forventningsverdier for tetthet av laksefisk i mindre sjørretbekker. Fra Sandlund m.fl. (2013), gjengitt i revidert klassifiseringsveileder (DG 2013).

| | Svært god | God | Moderat | Dårlig | Svært dårlig |
|--|-----------|-------|---------|--------|--------------|
| Anadrom, habitat ikke beskrevet | >70 | 69-53 | 52-35 | 34-18 | <18 |
| Anadrom, habitatklasse 2 | >49 | 49-37 | 36-25 | 25-12 | <12 |
| Anadrom, habitatklasse 3 | >81 | 81-61 | 60-41 | 40-20 | <20 |
| | | | | | |
| Anadrom sympatrisk, habitat ikke beskrevet | >19 | 18-15 | 14-10 | 9-5 | <5 |
| Anadrom sympatrisk, hab.kl. 2 | >7 | 7-5 | 4-3 | 3-2 | <2 |
| Anadrom sympatrisk, hab.kl. 3 | >25 | 24-19 | 18-13 | 12-6 | <6 |
| | | | | | |
| Stasjonær allopatrisk, habitat ikke beskrevet | >58 | 58-44 | 43-29 | 28-15 | <15 |
| Stasjonær allopatrisk, hab.kl. 1 | >34 | 34-26 | 25-17 | 16-9 | <8 |
| Stasjonær allopatrisk, hab.kl. 2 | >55 | 55-41 | 40-28 | 27-14 | <14 |
| Stasjonær allopatrisk, hab.kl. 3 | >67 | 67-50 | 50-34 | 33-17 | <17 |
| | | | | | |
| Stasjonær sympatrisk, habitat ikke beskrevet | >10 | 10-8 | 8-6 | 5-3 | <3 |
| Stasjonær sympatrisk, hab.kl. 2 | >3 | 3-2 | 2-1 | <1 | 0 |
| Stasjonær sympatrisk, hab.kl. 3 | >14 | 14-11 | 10-7 | 6-4 | <4 |

Tabell 3. Menneskeskapte endringer i bestandsstørrelse for sjøørretbestander i mindre vannforekomster. Fra Sandlund m.fl. (2013), gjengitt i revidert klassifiseringsveileder (DG 2/2013).

| Tabell 7.2 Klassifisering av anadrome aurebekker og mindre elver (dvs. dominerende art er sjøaure) basert på forekomst av de naturlige forekommende artene og bestandsstørrelse av sjøaure på anadrom strekning (basert på kvantitativt prøvefiske). | | | | | |
|--|-----------|-----------|----------------------|----------------|--------------|
| Klasse | Svært god | God | Moderat | Dårlig | Svært dårlig |
| Alle forventete arter tilstede? | Alle | Alle | Minst en art mangler | >1 art mangler | Ikke fisk |
| Menneskeskapte endringer i bestandsstørrelse | - 10 % | - 10-25 % | - 25-50 % | - 50-90 % | - 90-100 % |

3.2 Bunndyrundersøkelser

Bunndyrundersøkelsene følger NIVAs standard for bunndyrinnsamling med elvevhåv, og er ihht. metodikk og anbefalinger angitt i gjeldende klassifiseringsveileder (DG 2009/2013). Dette gjelder også vurdering av bunndyrsamfunnet og tilstandsklassifisering. For nærmere informasjon om metoden og klassifiseringsmetodikk, se DG 2009/2013 "Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. «Veileder 01:2009 og 02/2013». Veilederen kan lastes ned på www.vannportalen.no.

Bunndyrprøvene er høstprøver innsamlet høsten 2012, i perioden 01.10 til 19.10, og er tatt med sparkemetoden (Frost et al. 1971). Metoden går ut på at en holder en firkantet standardhåv (25 x 25 cm, maskevidde 250 µm.) ned mot elvebunnen og sparker opp substratet ovenfor håven. Dette medfører at bunndyrene og annet organisk materiale blir ført med vannstrømmen inn i håven (NS 1988; NS 1994). Det er tatt 3 ett-minutts prøver (R1x3= R3) på hver stasjon, tilsvarende ca 9 meter elvestrekning. Prøvene er hentet fortrinnsvis fra hurtigrennende habitater med stein/grussubstrat. For hvert minutt med sparking er håven tømt for å hindre tetting av maskene og tilbakespyling av materiale ut av håven. Hver sparkeprøve er fiksert med etanol i felt for videre bearbeidelse og taksonomisk bestemmelse.

Ulike grupper og arter av bunndyr har forskjellige toleransegrenser i forhold til forurensningsbelastning og annen påvirkning. I en ren elv eller bekk, som i liten grad avviker fra naturtilstanden og som dermed har økologisk tilstand "God" eller bedre, vil man kunne forvente å finne en klar dominans av bunndyrgrupper som døgn-, stein- og vårfluer (i tillegg til andre rentvannsformer). Karakteristisk for slike lokaliteter vil være høy diversitet av arter, der følsomme taxa opptrer med tetthet større enn enkeltfunn. I tillegg vil det være en liten forskyving av dominansforhold mot tolerante arter. Sterkt innslag av gravende og detritus-spisende bunndyrgrupper som har høy toleranse ovenfor forurensning og påvirkning, vil derimot være indikatorer på forurensninger. Eksempler på slike bunndyrgrupper kan være børstemark, igler, snegler, midd, tolerante fjærmygg og andre tovinger.

En vanlig tilnærming til biologisk mangfold i bekker og elver er en vurdering av forekomsten av ulike indikatortaxa i samfunnet av bunndyr. En mye brukt indeks her er verdien gitt som det totale antall EPT- arter/taxa. Verdien tar utgangspunkt i hvor mange arter/ taxa av døgnfluer (E= Ephemeroptera), steinfluer (P= Plecoptera) og vårfluer (T= Trichoptera) en registrerer på lokaliteten. En reduksjon i antall EPT taxa i forhold til det en ville forvente var naturtilstanden danner grunnlaget for vurderingen av påvirkning. Naturtilstanden når det gjelder bunndyrsamfunnets funksjonelle og strukturelle sammensetning i våre vannforekomster varierer både etter vannforekomstens størrelse, biotopens utforming og beliggenhet (høyde over havet, nedbørfeltets geologi og geografisk beliggenhet). Dette medfører at klassifiseringssystemet må brukes med noe forsiktighet.

I henhold til DG (2009/2013) er ASPT indeksen (Armitage et al. 1983) anvendt til klassifisering av den økologiske tilstanden i vannforekomster med generell påvirkning. Indeksen er opprinnelig tilpasset Storbritannia, men viser tilfredsstillende treffsikkerhet også i Norge etter interkalibrering av

grenseverdier. Den baserer seg på en rangering av et utvalg av de familiene som kan påtreffes i bunndyrsamfunnet i elver, etter deres toleranse overfor organisk belastning/næringssaltanrikning. Toleranseverdiene varierer fra 1 til 10, der 1 angir høyest toleranse. ASPT indeksen gir en midlere toleranseverdi for bunndyrfamiliene i prøven. Målt indeksverdi skal vurderes i forhold til en referanseverdi for hver vanntype. Referanseverdien er satt til 6,9 (tabell 4) for bunnfaunaen i elver. Denne referanseverdien skal per i dag gjelde for alle typer rennende vann iht. klassifiseringsveilederens retningslinjer for typifisering av vassdrag.

ASPT-indeksen, referanseverdier og klassegrenser baserer seg på kun ett lite utvalg av vannforekomster i Norge, og er i utgangspunktet tilpasset større vassdrag. Bakgrunnsmateriale for indeksen baserer som nevnt dessuten seg på bunndyrsamfunn lenger sør i Europa. Dette kan medføre usikkerhet i klassifiseringen i Norge, og spesielt for små vassdrag, som kan ha andre referanseverdier ved naturtilstand. Resultatene fra de siste års vanddirektivundersøkelser i vannregionen har imidlertid gitt tilfredsstillende klassifisering av tilstand sammenlignet med kjente påvirkninger og vannforekomstenes målte vannkvalitet. NIVA velger derfor å benytte ASPT som klassifiseringssystem, i kombinasjon med EPT-indeks og dominansforhold som støtteparameter. Eventuell avvik i klassifiseringen eller forhold som gjør at ASPT-indeksen ikke er anvendbar i den enkelte vannforekomst, er diskutert i kapittel 6.

Tabell 4. ASPT-verdier, grenseverdier for økologisk tilstand og EQR ved bruk av bunndyrfauna i elver.

| | | <i>Bunnfauna</i> | | <i>ASPT</i> | |
|---------------|-----------|------------------|---------|-------------|--------------|
| Naturtilstand | Svært god | God | Moderat | Dårlig | Svært dårlig |
| 6,9 | >6,8 | 6,8-6,0* | 6,0-5,2 | 5,2-4,4 | < 4,4 |

| <i>Grenseverdier</i> | | | | |
|----------------------|-----|-----|------|--|
| SG/G | G/M | M/D | D/SD | |
| 6,8 | 6* | 5,2 | 4,4 | |

| <i>EQR for Bunnfauna, ASPT</i> | | | | | |
|--------------------------------|-----------|------------|-----------|-----------|--------------|
| Naturtilstand | Svært god | God | Moderat | Dårlig | Svært dårlig |
| EQR | EQR | EQR | EQR | EQR | EQR |
| 1,0 | >0,99 | 0,99-0,87* | 0,87-0,75 | 0,75-0,64 | < 0,64 |

På hver stasjon er de to indeksene antall EPT arter og ASPT-indeksen anvendt.

3.3 Vannkvalitet

I forbindelse med feltarbeidet ble det tatt en stikkprøve av vannkvaliteten i vannforekomstene. Prøvene ble analysert med hensyn på total fosfor (Tot-P), total nitrogen (Tot-N) og termotolerante koliforme bakterier (TKB). Disse parameterne gir en generell beskrivelse av vannkvaliteten. I tillegg ble innhold av kalsium (Ca) og fargetall (Pt) analysert til bruk ved karakterisering og typifisering av de ulike vannforekomstene. Analysen ble utført av Analysesenteret i Trondheim. Analyseusikkerheten er oppgitt til 20 % for fargetall og 10-20 % for kalsium og fosfor. Det er i tillegg viktig å poengtere at det er en relativt stor usikkerhet i datasettet som følge av at det kun er tatt en vannprøve på ett gitt tidspunkt ved hver stasjon. I henhold til klassifiseringsveilederen er flere parallelle vannprøver påkrevd. Tabell 5 gir en oversikt over parametere og metoder som er benyttet under analysen.

Tabell 5. Analyseparametere og metoder.

| Parameter | Benevnning | Metode |
|--|------------|----------------|
| Fargetall | mg Pt/l | NS 4782 |
| Tot – P - total fosfor | µg P/l | Intern/NS 4725 |
| Tot – N - total nitrogen | µg N/l | NS 4743 |
| Ca - Kalsium | mg Ca/l | ISO 7980 |
| Termotolerante koliforme bakterier (TKB) | CFU/100ml | NS 4792 |

I tabell 6 er det vist grenseverdier i henhold til vanddirektivets kriteriesett for Tot-P og Tot-N for relevante vanntyper i denne undersøkelsen. For vanntype 12 er det ikke utarbeidet klassegrenser, så vi benytter klassegrensene for tilsvarende vanntype i lavlandet (vanntype 4). Alle verdier er oppgitt i µg/l. Til orientering er det også tatt med tidligere klassegrenser i tabellen utarbeidet av NIVA for SFT (Andersen, mfl. 1997). Tabell 7 viser klassegrenser for TKB etter (Andersen, mfl. 1997).

Tabell 6. Grenseverdier oppgitt DG 2009 for tilstandsklasser mht Tot - P og Tot - N for elvetype 3 og 4, supplert med tidligere SFTs klassegrenser for vurdering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen, mfl. 1997).

| Høyde-region | Vanntype | Typebeskrivelse | Tot – P | | | | | |
|--------------|----------|---------------------------------------|---------|------|---------|---------|----------|-------|
| | | | Ref. | SG | G | M | D | SD |
| Lavland | 3 | små-middels, moderat kalkrik, klar | 8 | <15 | 15-21 | 21-38 | 38-75 | >75 |
| Lavland | 4 | små-middels, moderat kalkrik, humøse | 11 | <20 | 20-29 | 29-53 | 53-98 | >98 |
| Skog | 9 | små-middels, kalkfattig, klar | 5 | <8 | 8-11 | 11-23 | 23-45 | >45 |
| Skog | 10 | små-middels, kalkfattige, humøse | 8 | <14 | 14-20 | 20-36 | 36-68 | >45 |
| Skog | 12 | små-middels, moderat kalkrike, humøse | 11 | <20 | 20-29 | 29-53 | 53-98 | >98 |
| SFT - 1997 | | | | 7 | 7-11 | 11-20 | 20-50 | >50 |
| Høyde-region | Vanntype | Typebeskrivelse | Tot – N | | | | | |
| | | | Ref. | SG | G | M | D | SD |
| Lavland | 3 | små-middels, moderat kalkrik, klar | 275 | <375 | 375-450 | 450-700 | 700-1200 | >1200 |
| Lavland | 4 | små-middels, moderat kalkrik, humøse | 300 | <450 | 450-550 | 550-900 | 900-1500 | >1500 |
| Skog | 9 | små-middels, kalkfattig, klar | 225 | <275 | 275-325 | 325-475 | 475-800 | >800 |
| Skog | 10 | små-middels, kalkfattige, humøse | 275 | <350 | 350-450 | 450-675 | 675-1100 | >1100 |
| Skog | 12 | små-middels, moderat kalkrike, humøse | 300 | <450 | 450-550 | 550-900 | 900-1500 | >1500 |
| SFT - 1997 | | | | 300 | 300-400 | 400-600 | 600-1200 | >1200 |

Tabell 7. Klassegrenser for hygienisk vannkvalitet (TKB) vurdert ved hjelp av SFT's system for miljøkvalitet i ferskvann (Andersen, mfl. 1997).

| Tilstandsklasser | Meget God | God | Mindre god | Dårlig | Meget dårlig |
|------------------|-----------|------|------------|----------|--------------|
| TKB (CFU/100ml) | < 5 | 5-50 | 50-200 | 200-1000 | > 1000 |

Vi presiserer at grenseverdier for Tot-P og Tot-N baserer seg på første utgave av klassifiseringsveilederen (DG 2009). I den nye, reviderte veilederen (DG 2013) har det forekommet noen mindre endringer av grenseverdier, som kan føre til endret tilstandsklassifisering.

3.4 Hydromorfologiske påvirkninger (HYMO)

Fysiske inngrep i vassdrag, det vannforskriften omtaler som hydromorfologiske (HYMO) endringer, gjør ofte at fiskebestander avviker fra det som forventes å være referansetilstanden. Med hydromorfologiske forhold menes naturbetingede fysiske forhold som dannes av vannet, og som utformer leveområdene for fisk, samt menneskeskapte fysiske strukturer i eller langs en elv eller innsjø som påvirker fiskens liv. Å etablere en dose-respons kurve for denne typen påvirkninger er vanskelig. En vurdering av slike inngrep i vannforekomsten må gjennomføres som støtte for den

biologiske vurderingen, og kan være med på å forklare tilstanden hos dagens fiskesamfunn og hvilke tiltak som må iverksettes for å oppnå et fastsatt miljømål etter vannforskriften.

NIVA vil i denne undersøkelsen prøve å få en oversikt over aktuelle hydromorfologiske påvirkninger som er til stede i vannforekomstene, og så langt det er mulig, benytte klassifiseringsveilederen for å klassifisere eller beskrive dagens hydromorfologiske status. Dette er ett omfattende arbeid, og en må forvente at slike vurderinger i denne omgang gjøres med bakgrunn i ekspertvurderinger og skjønn.

NIVA vil benytte seg av historiske flyfoto (<http://kart.finn.no/>, www.norgebilder.no (versjon 3) og tilsvarende karttjenester) for å etablere en økt forståelse av grad av endring av bekkeløp/elveløp. For vannområde Nea er det historiske flyfoto fra 50-60 årene tilgjengelig på de fleste internettbaserte kartprogram med flyfotofunksjon. Inngrep som er gjort før dette krever større grad av ekspertvurdering i forhold til omfang sammenlignet med nåtilstand.

Dersom det oppdages menneskeskapte vandringshindre eller barrierer som potensielt kan true økologisk tilstand eller fører til tap av fiskeførende (fortrinnsvis anadrome, men også viktige gytebekker til større ferskvannstasjonære vannsystemer; her: Nea og Selbusjøen) strekninger i noen av vannforekomstene som inngår i denne undersøkelsen, vil dette behandles etter vannforskriften. Her vil kriteriesett A (DG 2009) i klassifiseringsveilederen (kriterier for vandringshindre) for menneskeskapte inngrep i vannstrengen benyttes, i kombinasjon med elfiske og ekspertvurdering, samt vurdering opp mot de naturlige vandringsforholdene og innhenting av lokal informasjon/historikk der dette finnes, som støtte. Vi vil vektlegge problematikk rundt eventuelle regulerings effekter på fiskesamfunnet i de vannforekomster som er berørt av vannkraftregulering, eller på annen måte har fått endret avrenningsmønster i forhold til opprinnelig, og som potensielt kan påvirke fiskebestandene i vannforekomsten.

4. Resultater biologiske kvalitetselementer

4.1 Elfiskeundersøkelser

Tabell 8. Fangst av laksefisk og estimerte tetthetsnivåer av laksefisk i vannforekomster. Vannområde Neavassdraget, høsten 2012.

| Vannforekomster Vannområde Neavassdraget | | | | Forekomst*, observert** eller estimert tetthet (antall individer per 100 m ²) | | | | |
|--|----------|---------|--------------------------|--|---------|-----------|------|--|
| Vannforekomst | Lok. nr. | St. nr. | Area l (m ²) | Ørekyte | Ørret | Gjedde | Røye | |
| | | | | 0+ / ≥ 1+ | 0+ ≥ 1+ | 0+ / ≥ 1+ | ≥ 1+ | |
| Bekk fra Fellmannsmyra | 1 | 1 | 100 | Naturlig fisketom bekk | | | | |
| Gjardabekken ved Græsli | 2 | 2a | 60 | | 0 | 0 | | |
| Gjardabekken ved Græsli | 2 | 2b | 30 | | 0 | 0 | | |
| Krokbekken, nedre | 4 | 4a | 40 | | 0 | 0 | | |
| Krokbekken | 4 | 4b | 80 | | 0 | 1,3 | | |
| Rotåa østre | 5 | 5 | 160 | | * | 7,2 | | |
| Låbekken midtre | 6 | 6a | 90 | 4,5 | 0 | 0 | | |
| Østre tilsigsbekk | 6 | 6b | 40 | | 0 | 0 | | |
| Østre tilsigsbekk | 6 | 6c | 60 | | 0 | 0 | | |
| Søndre tilsigsbekk | 6 | 6d | 60 | | 0 | * | * | |
| Søndre tilsigsbekk | 6 | 6e | 100 | | 0 | * | * | |
| Kjelstadbekken | 7 | 7a | - | Naturlig fisketom bekk | | | | |
| «Bekk ved Langlimoan» | 7 | 7b | 90 | | 6,8 | 0 | | |
| «Bekk ved Langset» | 7 | 7c | 85 | | 0 | 2,4 | | |
| Almåa | 7 | 7d1 | 126 | 26,3 | 6,4 | 2,0 | | |
| Tømra: Røssbekken, nedre | 8 | 8c | 108 | 1,9 | 6,8 | 0,9 | | |
| Tømra: Røssbekken, øvre | 8 | 8d | 80 | 1,3 | 12,5** | 1,3 | | |
| Litjelva/Litjevja, nedre | 9 | 9a | 120 | 0,83** | 0,8 | 0,8 | | |
| Litjelva/Litjevja, østre grein | 9 | 9b | 50 | 2,0 | 0 | 0 | | |
| Korsmoberken | 10 | 10a | 92 | | 2,2 | 7,6 | | |
| Korsmoberken | 10 | 10b | 50 | Naturlig fisketom strekning | | | | |
| Brøttensmoberken | 11 | 11a | 50 | | 2,0 | 2,0 | 2,0 | |
| Bjørklibekken/Kvernbekken | 11 | 11b | 60 | | 0 | * | | |
| Stamphusbekken | 12 | 12 | 60 | 1,7 | 33,9 | 1,7 | 1,7 | |
| Sagelva, nedre (anadrom) | 13 | 13a | 175 | | 0,6 | 1,8 | | |
| Sagelva, midtre (stasjonær) | 13 | 13b | 105 | | 4,1 | 3,9 | | |
| Vikaelva | 14 | 14 | 162 | | 1,2 | 2,5 | | |
| Vikhammerelva, nedre (anadrom) | 15 | 15a | 180 | | 0,6 | 4,8 | | |
| Vikhammerelva, o/ kulvert Fv 950 | 15 | 15b | 400 | | 0 | * | | |
| Vikhammerelva, n/ kulvert Granheim | 15 | 15c | 500 | | 0 | * | | |
| Vikhammerelva, o/ kulvert Granheim | 15 | 15d | 150 | | 0 | 7,8 | | |
| Vikhammerelva, Fevollen | 15 | 15e | 100 | | 1,0 | 14,1 | | |
| Vikhammerelva (Fjølstadbekken) | 15 | 15f | 60 | | 5,1 | 1,7 | | |
| Sneiselva/Vennaelva | 16 | 16 | 112 | | 1,8 | 11,6 | | |

* Påvist, kun kvalitativt; se kapittel 7; Resultatvurdering.

** Observert tetthet, ikke estimert.

Fangst av fisk og estimering av tetthet etter Zippin (1958) forutsetter avtak i fangst fra 1. til 3. omgang. Dersom forutsetninger for beregning av tetthet etter Zippin ikke er til stede, benyttes observert tetthet, dvs. opp- eller nedskalering av antall fanget fisk per 100 m² på det avfiskede stasjonsområdet. Resultatene er omtalt for hvert vassdrag i kapittel 7; *Resultatvurdering biologiske kvalitetselementer*.

4.1.1 Økologisk tilstand anadrome vassdrag

Som følge av stort fokus i Norge på vandrende bestander av laksefisk i vannforskriften og vanndirektivet, og spesielt bestander i anadrome (laks/sjøørret) vannforekomster, ser vi det som avgjørende å framheve hvorvidt det foreligger menneskeskapte årsaker til bestandsendring i sjøørretvassdrag i vannområde Nea. Dette er i tråd med vanndirektivets retningslinjer, gitt i revidert klassifiseringsveileder (DG 2013), og forslag gitt av Fagrådet for klassifiseringssystemer for innlandsfisk (Sandlund m.fl. 2013).

Tabell 9. Menneskeskapte endringer (her: reduksjon) i bestandsstørrelse for sjøørret i vannforekomster i vannområde Nea.

| Vannområde Nea | | Menneskeskapte endringer i bestandsstørrelse av sjøørret | | | | |
|-----------------------|---------------|---|-----------------------|---------------------------|--------------------------|---------------------------------|
| | <i>Lok nr</i> | <i>Svært god</i> 10 % | <i>God</i> 10-25 % | <i>Moderat</i> 25-50 % | <i>Dårlig</i> 50-90 % | <i>Svært dårlig</i> 90-100 % |
| Sagelva | 13 | | | | | Svært dårlig |
| Vikhammerelva | 14 | | | | | Svært dårlig |

Bakgrunnen for den økologiske tilstanden klassifisert ved laksefisk (sjøørret) som kvalitetselement for Sagelva og Vikhammerelva er nærmere omtalt i kapittel 7. For Vikhammerelva er hydromorfologiske inngrep hovedårsak til bestandsreduksjonen av sjøørret, og den svært dårlige økologiske tilstanden. Det presiseres her at restbestanden av elvestasjonær ferskvannsjøørret («bekkørret») er fortsatt relativt sterk i Vikhammerelva. For Sagelva sin del er redusert vannkvalitet over tid og uregelmessige akuttutslipp hovedårsak til svært redusert sjøørretbestand og Svært dårlig tilstand i dag.

5. Bunndyrsamfunn

Tabell 10 viser resultatene fra bearbeidelsen av bunndyrmaterialet som ble hentet inn høsten 2012 i de undersøkte vannforekomstene i vannområde Nea. Tabellen gir opplysninger om antall registrerte taxa av døgn-, stein- og vårfluer ved hjelp av en EPT- verdi, beregnede ASPT-verdier som grunnlag for økologisk tilstandsklassifisering og korresponderende EQR-verdier for bunndyrsamfunnet. Fargekoder er etter femdelte skala for vurdering av økologisk tilstand (figur 1).

Resultatene viser at 12 av 20 vannforekomster har et bunndyrsamfunn på det undersøkte vassdragsavsnittet som er innenfor vannforskriftens miljømål om God økologisk tilstand eller bedre ved bruk av bunndyr som kvalitetselement. Av disse oppnår seks lokaliteter en ASPT-verdi tilsvarende det en kan forvente ved en vannkjemisk upåvirket referansetilstand («Svært god økologisk tilstand»). De øvrige seks lokaliteter har noe avvik fra forventet naturtilstand, og oppnår en ASPT-verdi tilsvarende «God økologisk tilstand». Tre lokaliteter klassifiseres å ha ett større avvik, og oppnår «Moderat økologisk tilstand». Fem lokaliteter har store til svært store avvik fra en forventet referansetilstand, og klassifiseres til hhv. «Dårlig» og «Svært dårlig» økologisk tilstand. Nærmere omtale av bunndyrsamfunnet på den enkelte stasjon er gjort i kapittel 7 for hver vannforekomst/vassdrag.

Tabell 10. Data om antall EPT og ASPT-verdi, samt korresponderende EQR-verdi for bunndyrsamfunnet i vannforekomster i vannområde Nea høsten 2012. Fargekoder etter femdelte skala for økologisk tilstand.

| Vannforekomst/Vassdrag | Lok. nr/St.nr | EPT | E | P | T | ASPT | EQR |
|------------------------|---------------|-----|---|----|---|------|------|
| Bekk fra Fellmannsmyra | 1 | 18 | 5 | 7 | 6 | 7,00 | 1,01 |
| Gjardarbekken | 3 | 3 | 1 | 1 | 1 | 4,20 | 0,61 |
| Krokbekken | 4 | 16 | 3 | 4 | 9 | 5,56 | 0,81 |
| Østre Rotåa | 5 | 16 | 4 | 9 | 3 | 7,14 | 1,04 |
| Låbekken | 6a | 3 | 1 | 1 | 1 | 4,08 | 0,59 |
| Kjelstadbekken | 7a | 3 | 1 | 1 | 1 | 4,20 | 0,61 |
| Bekk ved Langlimoen | 7b | 5 | 2 | 1 | 2 | 4,56 | 0,66 |
| Bekk ved Langset | 7c | 8 | 2 | 5 | 1 | 4,67 | 0,68 |
| Almåa | 7d | 16 | 5 | 7 | 4 | 6,94 | 1,01 |
| Tømra | 8a | 18 | 6 | 7 | 5 | 7,45 | 1,08 |
| Røssbekken | 8c | 12 | 2 | 7 | 3 | 6,12 | 0,89 |
| Litjevja | 9a | 22 | 5 | 8 | 9 | 6,75 | 0,98 |
| Korsmobekken | 10 | 16 | 4 | 7 | 5 | 6,86 | 0,99 |
| Brøttemsmobekken | 11a | 11 | 3 | 6 | 1 | 6,00 | 0,87 |
| Stamphusbekken | 12 | 15 | 3 | 7 | 5 | 6,58 | 0,95 |
| Sagelva | 13a | 14 | 3 | 7 | 4 | 5,95 | 0,86 |
| Vikaelva | 14 | 21 | 6 | 8 | 7 | 7,17 | 1,04 |
| Vikhammerelva nedre | 15a | 12 | 3 | 7 | 2 | 5,86 | 0,85 |
| Vikhammerelva midtre | 15d | 14 | 4 | 6 | 4 | 6,73 | 0,98 |
| Sneiselva | 16 | 22 | 7 | 11 | 4 | 7,40 | 1,07 |

Det understrekes at vurderingsmetodikken som er brukt for å klassifisere økologisk tilstand ved kvalitetselementet bunndyr synliggjør kun generell påvirkning av vannkvaliteten, fortrinnsvis

eutrofiering og organisk belastning. Den fanger i varierende grad opp andre påvirkninger som moderat gruveforurensing, periodisk fraføring av vann eller kortvarige, forbigående punktutslipp. Dette er forhold som i større grad må ekspertvurderes for hver vannforekomst dersom en ikke har et lengre overvåkingsprogram eller større stasjonsnett.

6. Resultater vannkvalitet og typifisering

Vi presiserer at grenseverdier for støtteparametrene Tot-P og Tot-N baserer seg på første utgave av klassifiseringsveilederen (DG 2009). I den nye, reviderte veilederen (DG 2013) har det forekommet noen mindre endringer av grenseverdier, som kan føre til endret tilstandsklassifisering ved vurdering etter denne. Dette vil allikevel ikke føre til endret vurdering av påvirkning eller behov for tiltak, da justeringene er så vidt små og marginale. En oppdatering av verdiene mht nye grenseverdier bør allikevel utføres.

Tabell 11. Tilstandsvurdering og typifisering på bakgrunn av kun en enkelt vannprøve. Grå felt betyr ikke prøvetatt.

| Vannforekomst | Lok. nr. | St. nr. | Vanntype | Ca (mg/l) | Pt (mg/l) | TOT P (µg/l) | TOT N (µg/l) | TKB (mg/100ml) |
|----------------------------------|----------|---------|----------|--------------|--------------|-----------------|-----------------|-------------------|
| Bekk fra Fellmannsmyra | 1 | 1 | 12(4) | 8,45 | 100 | 4,2 | 290 | |
| Nea tilførselsbekker Ås /Rollset | 2 | 2 | 10 | 2.32 | 130 | | | |
| Gjardarbekken | 3 | 3 | 12(4) | 4,34 | 113 | 11,1 | 290 | |
| Krokbekken | 4 | 4 | 12(4) | 6,48 | 138 | 48,6 | 630 | 2000 |
| Rotåa østre, nedre del | 5 | 5 | 9 | 1,89 | 9 | < 2,0 | 68 | 2 |
| Låbekken | 6 | 6a | 4 | 26,9 | 57 | 88 | 1060 | 50 |
| Låen, Søndre tilsigsbekk | 6 | 6b | 4 | 21,5 | 40 | 49,8 | 1160 | 300 |
| Låen, Østre tilsigsbekk | 6 | 6c | 4 | 23,7 | 32 | 32 | 770 | 35 |
| «Kjelstadbekken» | 7 | 7a | 4 | 13,7 | 67 | 71 | 1550 | 1000 |
| «Bekk ved Langlimoan» | 7 | 7b | 3 | 15,2 | 28 | 40,4 | 1900 | 44 |
| «Bekk ved Langset» | 7 | 7c | 3 | 26 | 17 | 21,9 | 1200 | 150 |
| Almåa | 7 | 7d | 4 | 9,48 | 83 | 16,8 | 450 | 41 |
| Tømra | 8 | 8a | 4 | 6,15 | 70 | 4,9 | 220 | |
| Tømra, sidegrein skisenter | 8 | 8b | 4 | 5.13 | 102 | 4.6 | 230 | |
| Tømra: Røssbekken | 8 | 8c | 4 | 4,21 | 72 | 9,8 | 280 | 45 |
| Litjevja | 9 | 9a | 4 | 11,3 | 83 | 15 | 810 | |
| Korsmobekken | 10 | 10 | 4 | 13 | 34 | 2,1 | 470 | 0 |
| Brøttemsmobekken | 11 | 11a | 4 | 10,5 | 30 | < 2,0 | 330 | 15 |
| Bjørklibekken | 11 | 11b | 4* | | | | | |
| Stamphusbekken | 12 | 12 | 4 | 7.6 | 77 | 2,4 | 260 | |
| Sagelva, nedre | 13 | 13a | 4 | 16 | 51 | 8,3 | 560 | 100 |
| Sagelva, midtre | 13 | 13b | 4 | 12,7 | 51 | 7,0 | 490 | 52 |
| Vikaelva | 14 | 14 | 4 | 7,81 | 74 | 3,6 | 250 | 11 |
| Vikhammerelva, nedre | 15 | 15a | 3 | 25,6 | 25 | 14,8 | 930 | 200 |
| Fjølstadbekken nedre | 15 | 15e | 4 | 17,8 | 31 | 12,2 | 530 | 27 |
| Vikhammerelva midtre | 15 | 15f | 3 | 23,9 | 22 | 9,7 | 780 | 81 |
| Sneiselva/Vennaelva | 16 | 16 | 4 | 10,4 | 55 | 6,3 | 330 | 15 |

4* ikke prøvetatt, gis samme vanntype som nærliggende bekker.

Ved en tilstandsklassifisering på bakgrunn av vannkvalitet må vanntypen til de ulike vannforekomstene i vannområdet være kjent. En oversikt over ulike elvetyper i Norge er oppgitt i klassifiseringsveilederen (DG, 2009). Vanntypen er med på å bestemme kriteriesettet som benyttes når vannkvaliteten klassifiseres. I denne undersøkelsen tilhører alle vannforekomstene høyderegionen lavlandet (< 200 meter over havet) eller høyderegionen skog (200-800 meter over havet). Alle vassdrag defineres som små/middels med hensyn til størrelse på nedbørfelt. Alle elvene unntatt nedre del av Østre Rotåa (lok. 5) og Nea's tilførselsbekk ved Ås/Rollset (lok. 2) var kalkrike/moderat kalkrike, med kalsiumverdier mellom 4,21-26,9 mg Ca/l. Lokalitet 5 og 2 var kalkfattige, med kalsiuminnhold på hhv. 1,89 og 2,32 mg/l. Da klassifiseringsveilederen mangler grenseverdier for små fjell- og skogvassdrag med moderat eller høyt kalkinnhold, klassifiseres de det gjelder etter grenseverdier for tilsvarende vassdrag i lavlandet. Videre defineres vannets egenfarge på fire stasjoner (St. 15 a-Vikhammerelva-nedre, st. 15 f-Vikhammerelva-øvre, St. 7 c - Bekk ved Langset og St. 5 - Østre Rotåa) som klare med fargetall < 30 mg/l, mens de øvrige prøvetakingsstasjonene i vassdragene defineres som humøse med fargetall over 30 mg/l.

En oversikt over tilstandsvurdering og typifisering for den enkelte vannforekomstene er oppgitt i tabell 11. For vanntype12 benyttes grenseverdier for tilsvarende vanntype i lavlandet (vanntype 4, angitt i parentes i tabell 11).

NIVA understreker at en enkelt vannprøve medfører stor grad av usikkerhet ved en vurdering av vannkvalitet, og tilfredsstillende ikke kravet for klassifisering av vannkvalitet etter vannforskriften, som baserer seg på årsmiddelverdier.

Fosfor (Tot P)

Innholdet av fosfor sier noe om tilsiget av dette næringssaltet fra eksempelvis diffuse belastningskilder og jordbruk. Analyseresultatene for fosfor viser at konsentrasjonen var lave tilsvarende antatte referansenivåer (Svært god vannkjemisk tilstand) for 18 av 25 prøvetakingsstasjoner i vannforekomstene, med variasjon fra under 2,0 µg/l opp til 16,8 µg/l. Fire stasjoner har fosfornivåer tilsvarende moderat tilstandsklasse, med variasjon fra 21,9 til 49,8 µg/l. Tre stasjoner defineres til tilstandsklasse dårlig, med fosfornivåer opp til 88 µg/l.

Nitrogen (Tot N)

Innholdet av nitrogen sier noe om tilsiget av dette næringssaltet fra diffuse kilder og jordbruk, der sistnevnte ofte er hovedkilden.

Nitrogenkonsentrasjonen i vannforekomstene varierte fra 68 µg/l til 1900 µg/l. 14 av 25 stasjoner oppnår svært god eller god kjemisk tilstand med hensyn på nitrogeninnholdet, med nivåer fra 68 til 530 µg/l. Fire stasjoner klassifiseres til Moderat vannkjemisk tilstand, med nivåer mellom 560 og 810 µg/l. Syv stasjoner har betydelige nitrogenverdier, opp mot 1900 µg/l, og klassifiseres til vannkjemisk tilstand tilsvarende Dårlig og Svært dårlig.

Termotolerante koliforme bakterier (TKB)

Konsentrasjonen av termotolerante koliforme bakterier sier noe om tilførselen av fekal forurensning i vassdraget hvor kildene blant annet kan være avrenning husdyrdrift, sanitært avløpsvann som kloakk. Slike utslipp fører gjerne også til forhøyede næringssaltverdier i vassdraget. Konsentrasjonen av termotolerante koliforme bakterier var uventet høye i 17 av totalt 19 prøvetakingsstasjoner. Ni av stasjonene hadde kun svakt forhøyede bakterieverdier opp til 50 mg/100 ml. Klassegrensene etter gammelt SFT-system (Andersen, mfl. 1997) klassifiserer disse verdiene til god tilstand. Videre klassifiseres tre stasjoner til moderat tilstand etter samme klassifiseringssystem, med nivåer fra 81 til 150 mg/100 ml. Fire stasjoner har betydlige nivåer av TKB, med målinger innenfor tilstandsklassene dårlig og svært dårlig. Her utmerker lokalitet 4 (Krokbekken) og lokalitet 7 (Kjelstadbekken) seg, med svært høye nivåer (hhv. 2000 og 1000 mg/100 ml).

7. Resultatvurdering biologiske kvalitetselementer

7.1 Vannforekomster i Tydal

7.1.1 Bekk fra Fellmannmyra (mot øst)



Figur 3. Bekk fra Fellmannmyra. Definisjon av vannforekomsten i Vann-nett. (Kartgrunnlag: <http://vann-nett.nve.no/>).

Lokalitet 1, bekk fra Fellmannmyra mot øst (123-262-R), kommer fra myr og skogområder rundt Fellmannmyra. Ved Fellmannmyra er det lokalisert ett deponi med avrenning direkte til bekken via dreneringsgrøfter. Bekken er liten og domineres av grus og finere substratstørrelser, med økende forekomst av stein og grovere substrat før munning til Tya. Det ble tatt vannprøve, bunndyrprøve og foretatt elfiske i bekk fra Fellmannmyra. Prøvetakingsstasjonen var ett stykke nedenfor deponiet og samløp med tilsigsrein. Se vedlegg A for nøyaktig kartreferanse.

Laksefisk

Bekk fra Fellmannsmyra ble elfisket fra deponiområdet helt ned til munningen til Tya. Ingen fisk ble observert eller fanget. Bekken er så vidt liten at laksefisk trolig ikke benytter bekken som gyte- eller oppvekstområde. Kun nedre deler kan ha potensiale for laksefisk, men bratt naturlig stigning rett før munning til Tya er sterkt vandringshindrende, og kan være permanent vandringsbarriere for oppgang.

Bunndyrsamfunn

Bekk fra Fellmannsmyra har et rikt bunndyrsamfunn, der følsomme, rentvanskrevende bunndyrformer dominerer. Antall bunndyr per prøve ble estimert til 2844 individer. Det ble påvist 18 ulike EPT, fordelt på hhv. fem døgn- (E), syv stein- (P) og seks vårfluer (T). Bunndyrsamfunnet oppnådde 7,00 ved bruk av APT-indeksen, tilsvarende Svært god økologisk tilstand.

Konklusjon:

Den ene vannprøven som ble hentet inn under feltarbeidet gir et bilde av vannkvaliteten i det øyeblikket prøven ble tatt. Resultatene fra analysene viser for næringsalter lave nivåer. Dette sammen med resultatene fra analysene av strukturelle og funksjonelle egenskaper samt mangfold i bunndyrsamfunnet, klassifiserer vannforekomsten til Svært god økologisk tilstand. Bunndyrsamfunnet i en bekk består av et stort mangfold av dyr som fungerer som små sensorer på bunnen og gir et samlet og integrert bilde av vannkvaliteten over lang tid før prøvetakingen.

Resultatene fra materialet som ble hentet inn fra bekk fra Fellmannsmyra gir en klar indikasjon på at vannkvaliteten her ikke er vesentlig påvirket. En potensiell risikofaktor kan være avrenning fra deponiet, men undersøkelsene av bunndyrsamfunnet indikerer ikke at dette er noe problem miljøtilstanden. Bekken er fisketom som følge av beskjedne størrelse og naturlige vanskelige oppgangsforhold/oppgangsbarriere før munning til Tya. På bakgrunn av våre resultater høsten 2012 er det ingenting som tyder på at bekken fra Fellmannsmyra har negativ innvirkning på hovedelva Tya mht. vannkvalitet.

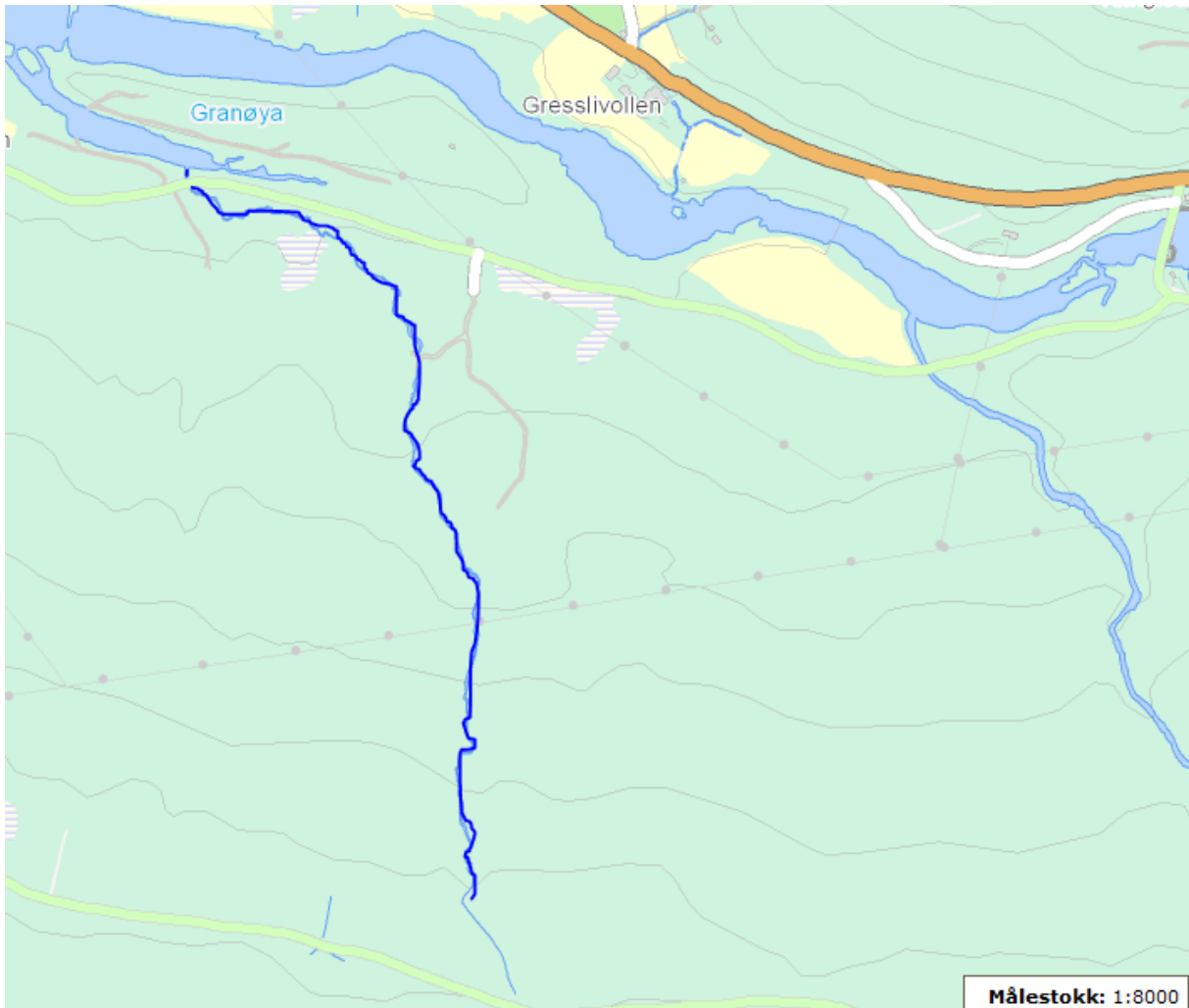


Figur 4. Munningsområde til Tya i bekk fra Fellmannsmyra (Foto: H. M. Berger).



Figur 5. Utstrakt grøfting i deler av bekk fra Fellmannsmyra i forbindelse med etablering av skiløyper (Foto: M. Bergan).

7.1.2 Nea tilførselsbekker Ås/Rollset: bekk ved Granøya



Figur 6. Bekk ved Granøya, Græsli. (Kartgrunnlag: <http://vann-nett.nve.no/>).

Lokalitet 2, navnløs bekk ved Granøya, inngår i vannforekomsten «Nea tilførselsbekker Ås/Rollset (123-262-R)», som omfatter flere tilsigsbekker til Nea (i dette området) som ikke er skilt ut som egne vannforekomster. Flere av disse tilsigsbekkene til Nea kan ha viktige gyte-/rekrutteringsfunksjoner for ørret. Nea er så vidt påvirket av regulering, steinsetting og terskelbygging at det vil være viktig å ha fungerende gytebekker for stedegen Nea-ørret for å kunne oppnå miljømål. Bekk ved Granøya kommer fra et tilnærmet urørt nedbørfelt nord for Rundklumpen (1029 moh), og munner i Nea ved Granøya, i det som tidligere var et fungerende sideløp av elva. Dette er nå gjengrodd og satt ute av funksjon som en direkte følge av reguleringen av Nea. En kan trolig anta at bekken har referansenivåer mht vannkvalitet og bunndyrsamfunn, da nedbørfeltet framstår som lite menneskelig påvirket.

For kvalitetselementet laksefisk derimot, er veikrysningen under grusveien før munningen til Nea ved Granøya en potensiell risikofaktor mht brudd på økologisk kontinuitet. Bekk ved Granøya er stein- og grusdominert, med strykstrekninger og dypere kulper. Den er dermed svært godt egnet som gyte- og oppvekstområde for laksefisk. Bekken ble derfor befart i området ved veikrysningen mht oppvandringsmuligheter for gytefisk fra Nea.

Tabell 12. Interessepunkt ved veikrysning i bekk ved Granøya.

| Vassdrag i Vannområde Nea | | | | Parameter/kvalitetsэлеment | | | |
|----------------------------------|------------|-----------|---------------------------------|----------------------------|--------------|----------------|--------|
| Nea tilførselsbekker (123-262-R) | Ås/Rollset | Lok.nr. 2 | UTM sone 32 6993778 N, 624620 E | Bunndyr | Vannkvalitet | Yngel-/ungfisk | HYMO x |



Figur 7. Krysning under grusvei i bekk ved Granøya, rett før munning til Nea (Foto: M. Bergan).

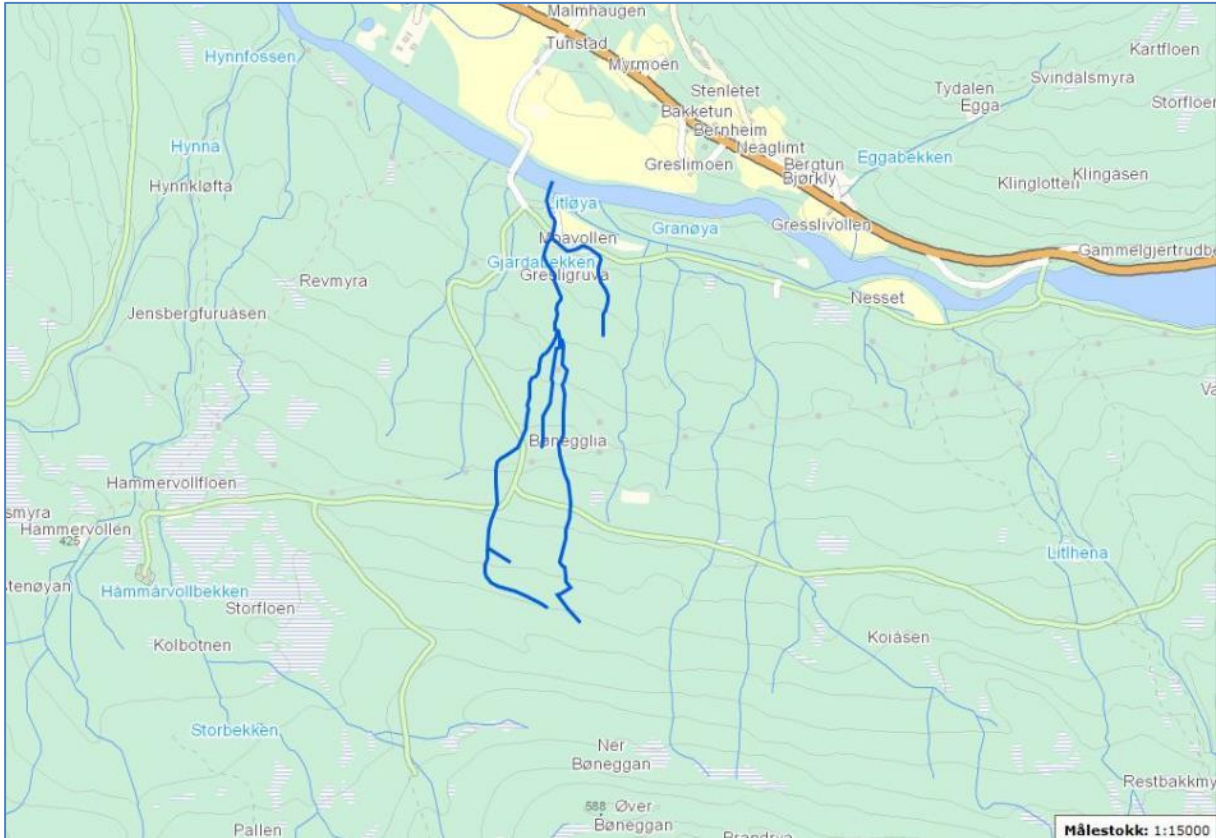
Konklusjon

Bekkekrysningen under grusveien er utført med rundt blikk/stål-rør med stor diameter (+1 meter), trolig nok til å ta unna vannet i en flomsituasjon, men veikrysningen har derimot potensiale for å være vandringshindrende ved flere ulike vannføringsregimer. Mulighetene for fiskevandring forbi denne veikrysningen antas å ha vært svært gode før inngrepet ble foretatt. Bredden på røret der vannet skal passere er vesentlig innsnevret sammenlignet med det tidligere naturlige elveløpet. Dette medfører at vannhastigheten øker betraktelig i perioder med stor vannføring. Dette er ikke gunstig for fiskevandring. Befaringen ble utført på høy vannføring, og spranget opp til kulverten var da ikke større enn at gytefisk kommer inn i kulvertåpningen. Mindre fiskestørrelser (under 20 cm) vil ha problemer med å passere. Vannhastigheten var høy ved utløpet av kulverten, og fallet var ca 10-15 cm, men større (gyte-)fisk kan passere.

Etter kriteriesett A har inngrepet problemer med flere kriterier, bla er det for høyt vannsprang på normal vannføring, trolig for lavt vandndyp i kulverten og høy vannhastighet. Kulverten må dermed klassifiseres som vandringshindrende, men er trolig ikke en vandringsbarriere for større, oppvandrende ørret fra Nea. Oppfølgende elfiskeundersøkelser ovenfor kulverten og befaring på lav

vannføring må gjøres for å få en sikrere vurdering, der tetthetsnivåer av årsyngel av ørret på strekninger ovenfor kulverten vil være en nøkkelparameter (jf. Bergan m.fl. 2011).

7.1.3 Gjardabekken



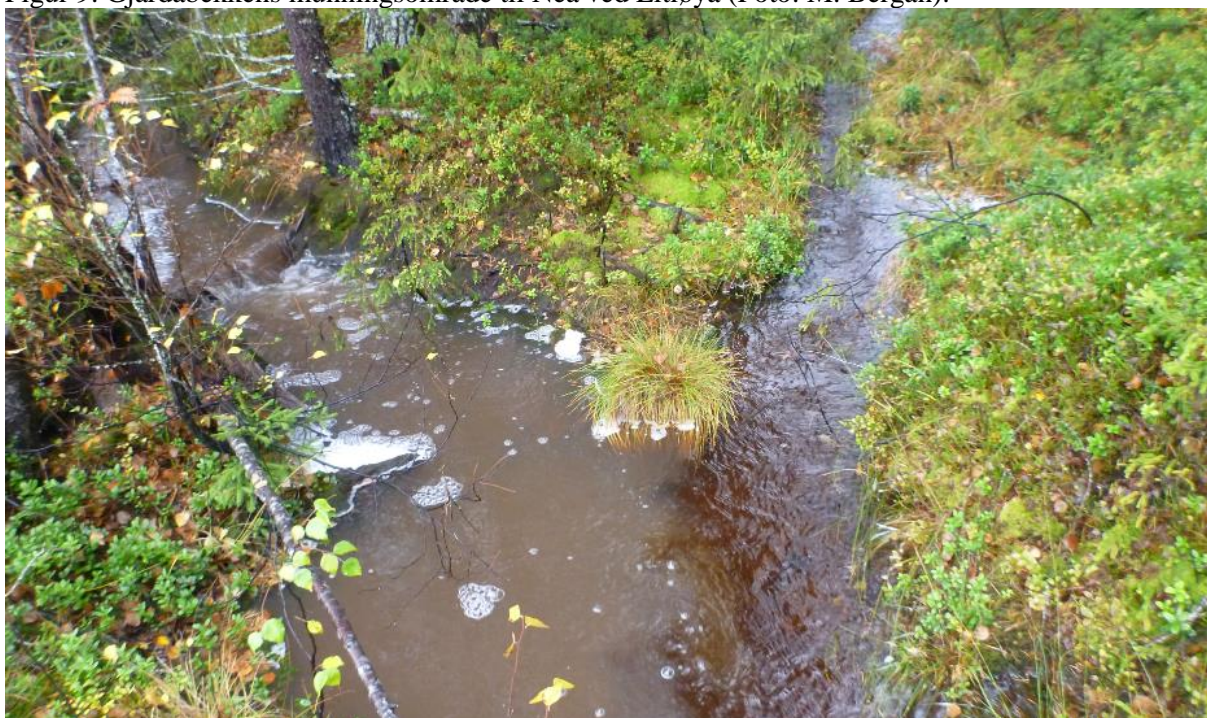
Figur 8. Gjardabekken. Definisjon av vannforekomsten i Vann-nett. (Kartgrunnlag: <http://vann-nett.nve.no/>).

Lokalitet 3, Gjardabekken (23-247-R), dannes av flere mindre tilsigsgreiner fra urørte skogs- og myrområder nord for Rundklumpen (1029 moh). I nedre strekninger ved Moavollen møter bekken en tilsigsgrein som drenerer Græsli gruver (nedlagt), før Gjardabekken munner i Nea ved Litløya. Gjardabekken munner i likhet med lokalitet 2 i det tørrlagte sideløpet i Nea ved Granøya i Græsli.

I naturtilstand ansees Gjardabekken å være godt egnet som gyte-/rekrutteringsbekk for Nea-ørret. Bekken har både strykstrekninger og kulper, og dominerende substrat er grus og stein. Stasjonen i Gjardabekken ble anlagt på strekninger nedstrøms samløpet med tilsigsgreina fra Græsli Gruver.



Figur 9. Gjordabekkenes munningsområde til Nea ved Litløya (Foto: M. Bergan).



Figur 10. Tilsigsbekken fra Græsli gruver (t.v. – blakket pga partikler fra gruva) møter rent vann fra tilsigsgreina fra urørte skog og myrområder (Foto: M. Bergan).



Figur 11. Gjørdabekken, tilsigsgrein fra Græsli gruver. Lite påvirket skogsbekk (innfelt ned til venstre) drenerer ned i gruveområdet (stort bilde) og kommer ut svært nedslammet og røddlig misfarget (innfelt opp til høyre) etter å ha passert gruveområdet. (Foto: M. Bergan).

Laksefisk

Det ble ikke registrert ørret i Gjørdabekken. Det ble registrert betydelig gruverelatert nedslamming av substrat fra strekningen Græsli gruver ned mot munningen til Nea.

Bunndyrsamfunn

Gjørdabekken har et svært redusert bunndyrsamfunn, der følsomme, rentvannskrevende bunndyrformer er fullstendig fraværende. Antall bunndyr per prøve ble estimert til kun 48 individer, noe som indikerer at det er et miljø som er ulevelig for de fleste akvatiske bunndyrformer på strekningen etter samløp med gruvepåvirket tilsigsbekk. Det ble kun påvist enkeltindivider fra tre ulike EPT, fordelt på hhv. en døgn- (E), en stein- (P) og en vårflue (T). Dette er individer som kommer med vannstrømmen fra den renere tilsigsgreina fra øst, og som ikke er produsert på strekninger etter samløp med tilsiget fra Græsli gruver. Bunndyrsamfunnet oppnådde 4,20 ved bruk av APT-indeksen, tilsvarende Svært dårlig økologisk tilstand.

Konklusjon

Gjørdabekken nedstrøms Græsli gruver er så vidt påvirket av gruveavrenning at det her ikke var levelig forhold for akvatiske livsformer høsten 2012. Selv etter samløp med rentvannstilsiget nedstrøms grusveien er bekkens resipientkapasitet betydelig overskredet, og det anses ulevelig for akvatiske organismer fram til samløp med Nea. Bekken vurderes opprinnelig å være en godt egnet gytebekk for ørret tilhørende Nea, men er i dag fisketom som en direkte følge av gruvepåvirkningen. Den gruverelaterte nedslammingen vurderes som betydelig. De svært få registrerte bunndyrene før samløp til Nea stammer trolig alle fra drift fra rentvannstilsiget ovenfor gruveområdet, og er ikke produsert på gruvepåvirket strekning. En enkeltprøve (ett minutt sparkeprøve) av bunndyrfaunaen ble foretatt i den rene tilsigsgreina, og bunndyrfaunaen ble undersøkt på stedet i felt. Her ble det påvist flere arter døgn-, stein- og vårfluer i prøvetakingsbakken, med gode forekomster. Bl.a. var

døgnfluearten *Baetis rhodani* tallrik; en art som ansees som sensitiv for gruvepåvirkning. Denne ble kun registrert med enkeltindivider etter samtløp med gruvepåvirket bekkestrekning. Arten er hyppig forekommende i drift (Bergan & Nystad 2003), og en finner gjerne enkeltindivider selv på svært vannkjemisk belastede vassdragsstrekninger, dersom arten er rikelig til stede ovenfor utslippspunktet.

Gjardabekken vurderes så sterkt påvirket av sig fra Græsli gruver at en ikke kan utelukke betydelig risiko for påvirkning av strekninger i Nea nedstrøms samtløp. Risikoen er størst i perioder der Nea er regulert til lav vannføring, samtidig som avrenningen fra Græsli gruver er høy (ved lokale nedbørsepisoder der Gjardabekken går med høy vannføring). Det må påregnes behov for en betydelig sanering av tilførselene fra Græsli gruver for å oppnå miljømål etter vannforskriften i Gjardabekken. Mht. vannforekomstens påvirkning på Nea (dens størrelse og utstrekning), så kjenner vi ikke til hvilke konsekvenser avrenningen har i dag. En potensiell påvirkning på Nea bør inn i risikovurderingen vannforekomsten, og vektlegges mht tiltak.

7.1.4 Krokbecken



Figur 12. Krokbecken. Definisjon av vannforekomsten i Vann-nett. (Kartgrunnlag: <http://vann-nett.nve.no/>).

Lokalitet 4, Krokbecken, dannes av to tilsigsgreiner som møtes ved Furuodden nedstrøms Fv 705. Nordre tilsigsbekk kommer fra skog og myrområder ved Myrvang, mens østre tilsigsbekk kommer fra Furgardsmyra og skog-/myrområder rundt Svartberget. Etter samtløp går Krokbecken forbi Fossevangen og ut i en utgravd dam, før bekkens munnner i Nea om lag 670 meter nedstrøms Gressli-brua. Krokbecken er stein og grusdominert, med spredte kulper og strykstrekninger, og var tidligere trolig en velegnet gyte-/rekrutteringsbekk for oppvandrende ørret fra Nea. I Krokbecken ble det etablert en stasjon for bunndyr og to stasjoner for elfiske i nedre del nedstrøms utgravd, kunstig dam (vedlegg a).

Laksefisk

Det ble registrert kun en ørret i Krokbecken nedstrøms kunstig dam. Dette var en eldre ørret (alder $\geq 2+$ år) med lengde på 166 mm på strekningen nedstrøms menneskeskapt sperre (figur 13) og ned mot kulvert under eldre traktorvei. Avfisket areal var her 80 m². Det ble ikke påvist fisk på de nederste strekningene, nedstrøms den gamle traktorveien og kulvert før munning til Nea. Her ble det avfisket om lag 40 m².

Bunndyrsamfunn

Krokbecken har et bunndyrsamfunn som framstår som noe påvirket av eutrofiering- og organisk belastning. Antall bunndyr per prøve ble estimert til 5237 individer. Det ble påvist 16 ulike representanter fra EPT gruppen, fordelt på hhv. tre døgn- (E), fire stein- (P) og ni vårfluearter (T). Steinfluefaunaen mangler de mest sensitive artene. En rik vårfluefauna kan trolig knyttes opp mot dammen umiddelbart oppstrøms bunndyrstasjonen, som gir grunnlag for høy diversitet for denne bunndyrgruppen. Noe oppblomstring av fåbørstemark kan indikere utslipp/lekkasjer fra gjødselsig og/eller av sanitært avløpsvann til bekken, noe som bekreftes av vannprøven. Bunndyrsamfunnet oppnådde 5,56 ved bruk av ASPT-indeksen, tilsvarende Moderat økologisk tilstand.



Figur 13. Menneskeskapt vandringsbarriere i Krokbecken før munning til Nea. Åpningen i steindemningen kan sperres med rist (innfelt foto) (Foto: Hans M. Berger).



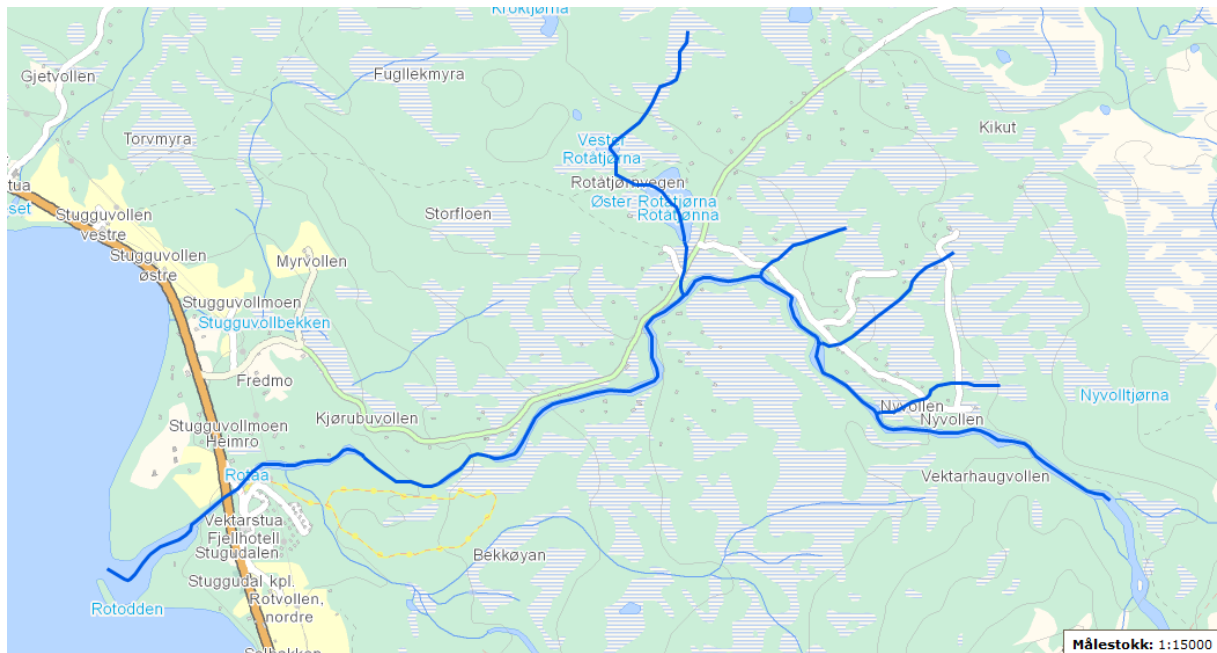
Figur 14. Omfattende fjerning av kantvegetasjon pågikk i Krokbecken høsten 2012 (Foto: Morten Andre Bergan).

Konklusjon

Krokbecken er betydelig endret og påvirket sammenlignet med en forventet naturtilstand. Bekken har opprinnelig vært en gyte-/rekrutteringsbekk for ørret til Nea. I dag er dette ikke tilfelle, og ørret finnes kun sporadisk i bekken. En kulvert under eldre traktorvei før munning til Nea er sterkt vandringshindrende, og en sperre/demning er satt opp kun 50 meter ovenfor denne. Demningen er en barriere for all oppvandrende ørret fra Nea. Demningen er utført i stein/betong og har for høyt fall og for høy vannhastighet, som gjør at den ikke er passerbar for ørret uansett størrelse. En metallrist som lå ved siden av demningen er trolig benyttet til å sperre ytterligere for å oppnå høyere vannstand i perioder. Det gamle bekkeløpet har fått utgravd en dam, som ihht. historiske flyfoto ble etablert etter 1962, men før 90 - tallet. Det foregikk høsten 2012 utstrakt menneskelig aktivitet langs bekkedanten i Krokbecken, ved bla. fjerning av kantvegetasjon og graving. Hensikten er å senke bekkeløpet for å drenere ut vann fra tilliggende landbruksarealer oppstrøms. Arbeidene er etter våre opplysninger et godkjent omsøkt tiltak.

Krokbecken vurderes å ha en miljøtilstand som karakteriseres som svært redusert, Den økologisk tilstanden er ikke fastsatt ved bruk av laksefisk, men som følge av svært lite ørret i bekken, tap av gyte-/oppvekstområder for Nea-ørret sammenlignet med naturtilstand og store morfologiske endringer i nyere tid,. Vurderes miljøtilstanden som svært dårlig for laksefisk. Vannkvaliteten i vannforekomsten påvirket, og vannprøven viser høye verdier av TKB, som indikerer fekal forurensing sannsynligvis fra kloaklekkasjer/sanitært avløpsvann eller avrenning fra gjødselkjellere/fjøs, i tillegg til forhøyde næringssaltnivåer. Dette reflekteres i bunndyrsamfunnet, som klassifiserer vannforekomsten til å ha en Moderat økologisk tilstand.

7.1.5 Rotåa østre, nedre del



Figur 15. Rotåa østre. Definisjon av vannforekomsten i Vann-nett. (Kartgrunnlag: <http://vann-nett.nve.no/>).

Lokalitet 5, Rotåa østre, kommer fra myr og fjellområdene nordvest for Skardsfjellet (1448 moh), inkludert tilsig fra Villskarsjøen (1009 moh). Bekken går med intakt løp gjennom urørt fjell, skog og myrlandskap. Fra Nyvøllen og ned til munning i Stuggusjøen (604-612 moh) kommer noe spredt hyttebebyggelse i nedbørfeltet. Rotåa er dominert av stein og grus med vekselvis kulper og stryk i nedre del, etter hvert mindre fosser og strie stryk på fjellgrunn, vekselvis kulper. Elva har til tross for at den stedvis er stri, gode naturlige forutsetninger for gyting og oppvekst for laksefisk opp til fossepartiene. Vannforekomsten antas å være viktig gyte- og rekrutteringsbekk for ørret tilhørende Stuggusjøen, som er betydelig berørt av regulering til kraftproduksjon. Rotåa østre ble undersøkt i området ved Kjörubuvollen (kartreferanse, vedlegg a).

Bunndyrsamfunn

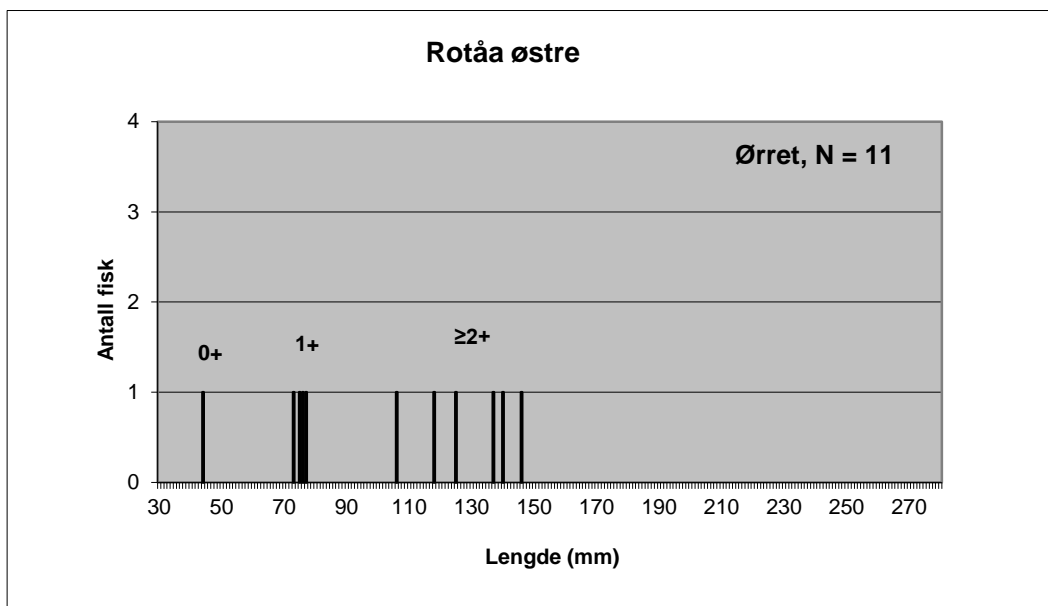
Rotåa østre har et rikt bunndyrsamfunn med noe naturlig lav produksjon, der følsomme, rentvannskrevende bunndyrformer dominerer. Antall bunndyr per prøve ble estimert til 861 individer. Det ble påvist 16 ulike EPT arter/grupper, fordelt på hhv. fire døgn- (E), ni stein- (P) og tre vårfluer (T). Bunndyrsamfunnet oppnådde 7,14 ved bruk av APT-indeksen, tilsvarende Svært god økologisk tilstand.

Fiskesamfunn

Det ble kun påvist ørret i Rotåa østre. I stasjonsområdet ble det registrert lave forekomster av ørret. Det ble fanget åtte ørreter med alder $\geq 1+$ på ett areal på 160 m². Tetthet for eldre ørret ble estimert til 7,2 individer/100 m². Ingen årsyngel ble registrert ved det kvantitative elfisket. Ved søk med elfiskeapparatet om lag 60 m² ovenfor stasjonsområdet ble det fanget en årsyngel av ørret (lengde: 44 mm) og to ettåringer (1+).



Figur 16. Stasjonsområde i nedre del av Rotåa østre (Foto: M. Bergan).



Figur 17. Antall ørret, lengdefordeling og antatt alder hos ørret fanget ved både kvantitativt og kvalitativt elfiske i Rotåa østre.

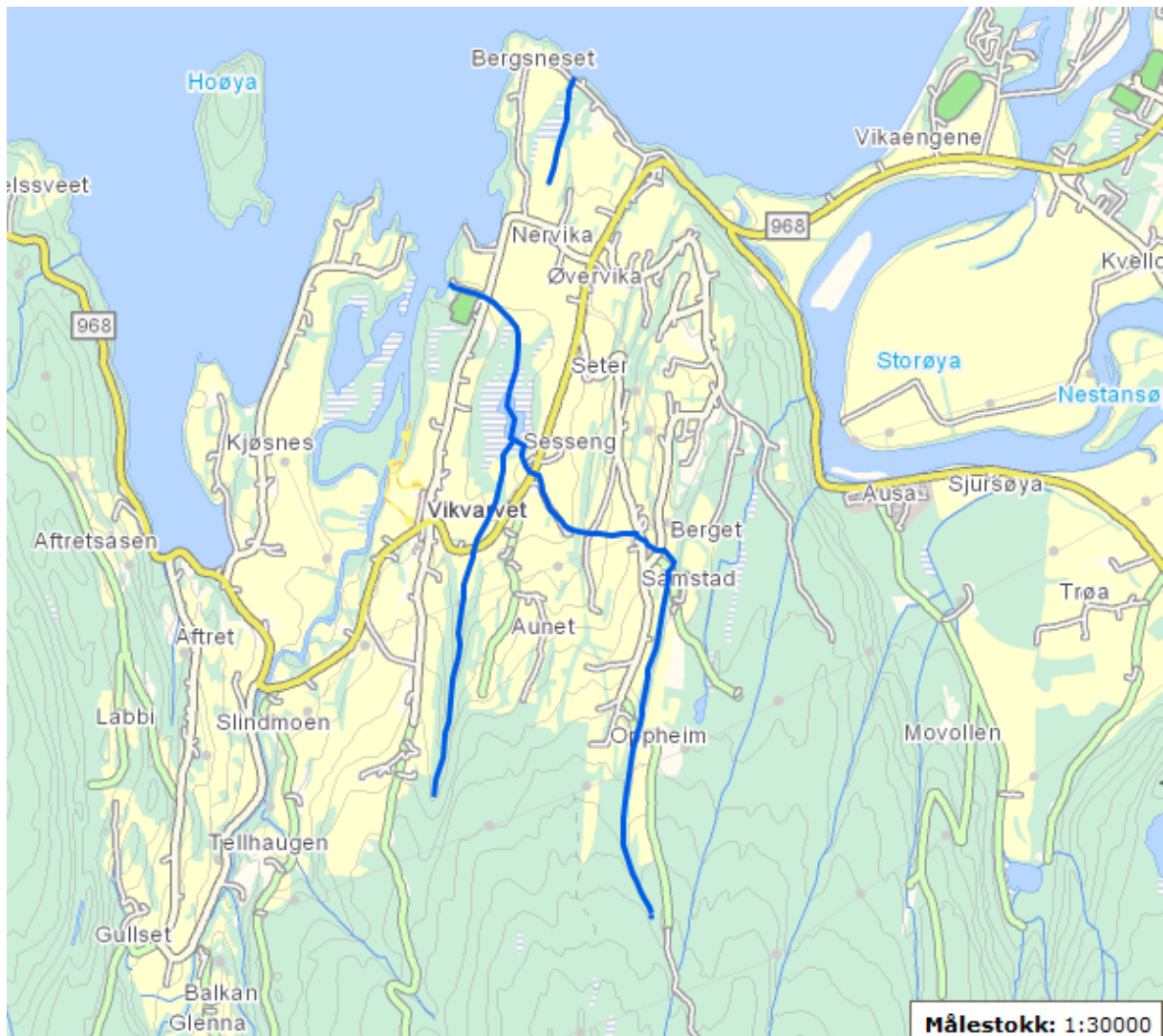
Konklusjon:

Østre Rotåa er en viktig gyte-rekrutteringsbekk for oppvandrende ørret fra Stuggusjøen, og har svært godt egnet substrat for laksefisk. Hvor langt opp fisken kan gå er ikke brakt på det rene, men det foreligger ingen menneskeskapte hindringer eller barrierer i vassdraget. Første større foss, som kan være antatt naturlig oppvandringsbarriere, er om lag 1 kilometer fra munning til Stuggusjøen. Det registreres derimot lave tettheter av ørret på bekkestrekninger nedstrøms de brattere partiene. Elfisket ble utført sent på høsten på lav vanntemperatur. Videre har ørreten i fjellområdene sannsynligvis etablert vinteratferd, og ligger skjult i substratet og i dypere kulper. Tetthetsestimaterne kan derfor være

noe lave. En kan heller ikke utelukke at en del av bekkens yngel-/ungfisk går ut i Stuggusjøen allerede første sommer/høst, noe som er særlig normalt i fjellområder, og derfor ikke påvises ved elfiske sent på høsten. Vi kan ikke se behov for konkrete tiltak i Rotåa østre mht laksefisk, og ekspertvurderer vannforekomsten til å ha minimum god miljøtilstand på bakgrunn av elfisket. Ved bruk av bunndyr som kvalitetselement klassifiseres vannforekomsten til «Svært god økologisk tilstand», og stikkprøven mht vannkvalitet viser nivåer tilsvarende forventede referanseverdier.

7.2 Vannforekomster i Selbu

7.2.1 Låbekken



Figur 18. Låbekken. Definisjon av vannforekomsten (Kartgrunnlag: <http://vann-nett.nve.no/>).

Lokalitet 6, Låbekken (123-398-R), omfatter to tilsigbekker (Søndre-«Kongsdalsbekken» og Østre «Samstadbekken») i øvre del, som begge munner ut i Låen, med videre utløp til Låbekken og videre til Selbusjøen. Vassdragsområdet er fredet og erklært naturreservat, ved kongelig resolusjon den 23. desember 1983. Formålet med fredningen av Låen er å bevare et viktig våtmarksområde med tilhørende plantesamfunn, fugleliv og annet dyreliv som naturlig er knyttet til området.

Låen ligger i et flatt landskap omgitt hovedsakelig av jordbruk og jordbruksbebyggelse ved Slindelvas utløp. Naturreservatet omfatter et lite tjern og de omkringliggende sumpområder. Rundt tjernet vokser

tett løvskog dominert av bjørk. I strandsonen vokser en tett bestand av takrør og elvesnelle. Vannflata er for en stor del dekt av vannvegetasjon, bla. nøkkerose og tjønnaks. Låen representerer en naturtype som er sjelden i Sør-Trøndelag. Biotopen er svært viktig for biologisk mangfold, og Låbekken med de to tilsigsbekkene er i følge opplysninger vi sitter inne med historisk viktige gyteområder for ørret i Selbusjøen. De største trusselfaktorene for økologisk tilstand og vannkvalitet for vannforekomsten er avrenning fra nærliggende dyrkamark, gjødselsig og spredt bebyggelse, samt morfologiske endringer. Videre er introduserte arter som gjedde (*Esox lucius*) og karpefisken ørekyte (*Phoxinus phoxinus*) potensielle trusselfaktorer for biologisk mangfold og økologisk tilstand klassifisert ved laksefisk som kvalitetselement.



Figur 19. Låen (Foto: Morten Andre Bergan).

Det ble opprettet en stasjon (6a) for vannprøvetaking i nedre deler av Låbekken, rett før munning til Selbusjøen. Videre ble en bunndyr- og kvantitativ elfiskestasjon etablert på midtre strekninger i Låbekken, st 6b. Begge tilsigsbekkene til Låen (Samstadbekken og Kongdalsbekken) ble prøvetatt mhp. vannkvalitet i nedre deler (st 6c og 6 e), og undersøkt kvalitativt med elfiskeapparat på strekninger nedstrøms Fv 968. (tabell 12).

Tabell 13. Stasjoner og omfang av undersøkelser i Låbekken/Låen.

| Vassdrag i Vannområde Nea | St.nr. UTM sone 32 - EUREF 89 | | Metodikk | | |
|------------------------------------|-------------------------------|---------------------|----------|--------------|----------------|
| | | | Bunndyr | Vannkvalitet | Yngel-/ungfisk |
| Låbekken nedre | 6a | 7011186 N, 598858 E | | x | |
| Låbekken midtre | 6b | 7011162 N, 598971 E | x | | x |
| Østre tilsigbekk, Samstadbekken | 6c/6d | 7010490 N, 599198 E | | x | x |
| Søndre tilsigbekk «Kongdalsbekken» | 6e/6f | 7010414 N, 599127 E | | x | x |

Bunndyrsamfunn

Låbekken (st. 6b) har et svært påvirket bunndyrsamfunn, der følsomme, rentvannskrevende bunndyrformer er omtrent fraværende. Antall bunndyr per prøve ble estimert til 23519 individer, og består nesten utelukkende av tolerante bunndyrformer og arter. Det ble påvist 3 ulike EPT arter/grupper, fordelt på hhv. en døgn- (E), en stein- (P) og en vårflue. Bunndyrsamfunnet oppnådde 4,08 ved bruk av ASPT-indeksen, tilsvarende Svært dårlig økologisk tilstand.

Fiskesamfunn

I midtre del av Låbekken (st. 6 b) ble det påvist ørekyte (N=4) som eneste fiskeart. Tettheten av ørekyte ble estimert til 4,5 individer /100 m². Avfisket areal var 90 m².



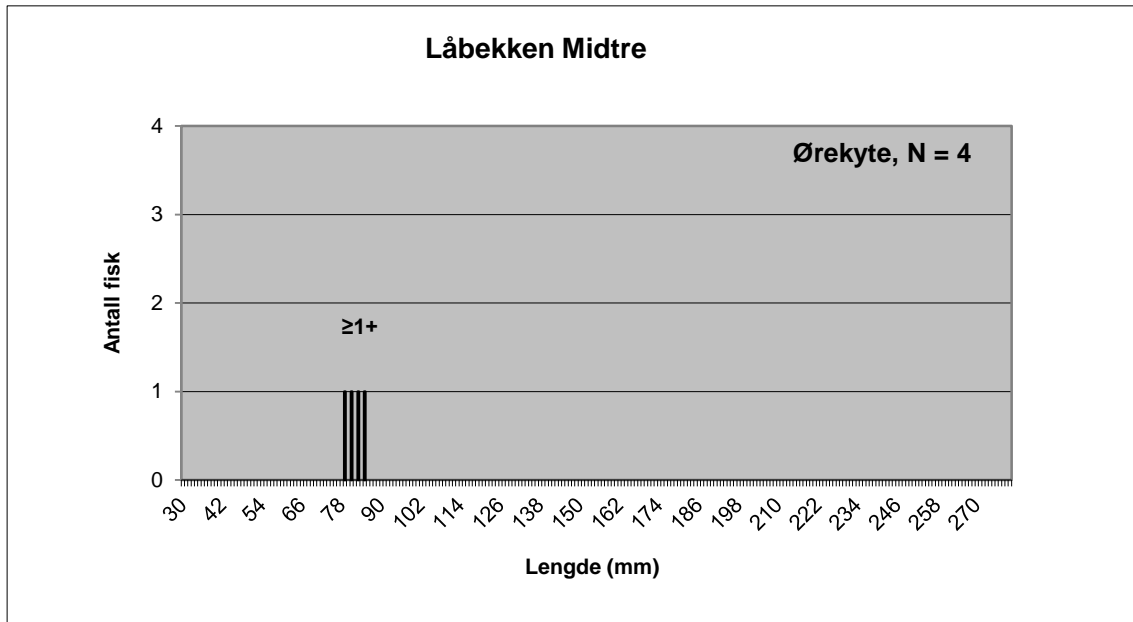
Figur 20. Stasjonsområde 6 b i midtre del av Låbekken (t.v.), og krysning under nyanlagt vei (t.h.) i nedre del av Låbekken (stasjonsområde 6a) (Foto: Morten Andre Bergan).

I Østre tilsigsbekk (Samstadbekken) ble det ikke registrert yngel-/ungfisk av ørret. To stasjonsområder (6 c og 6 d) nedstrøms Fv 968 ble undersøkt med hhv 40 m² og 60 m². Her ble det fanget en større gytefisk (utgytt hunnfisk, lengde ca 500 mm og 1,5 kilo).

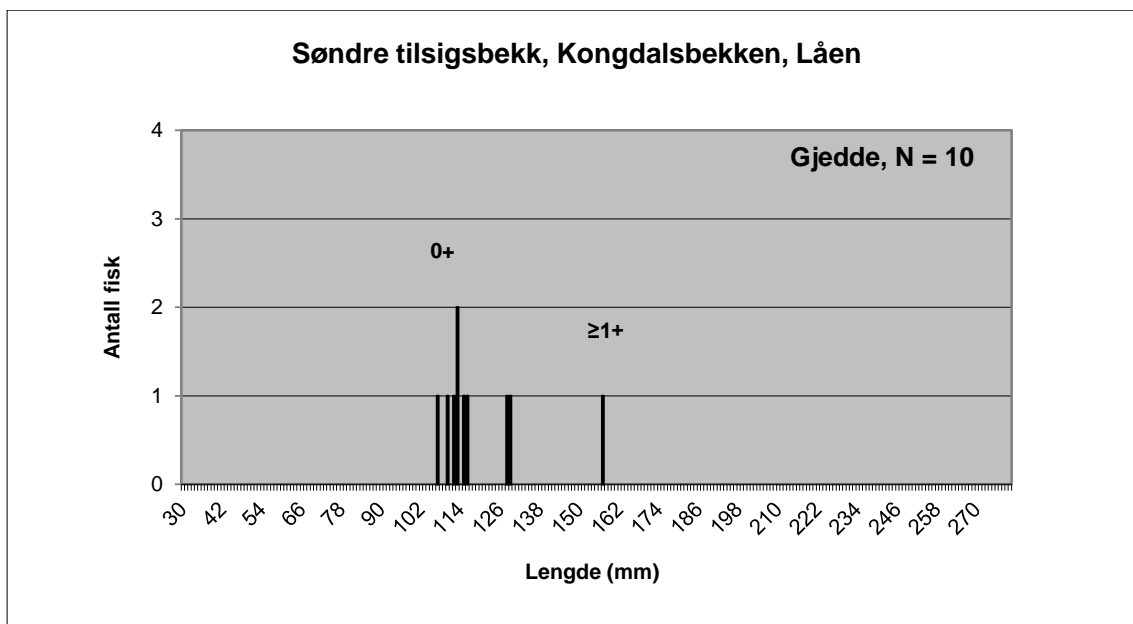


Figur 21. Østre sidebekk (t.v.) og en halv meter lang hunnørret (t.h.) som har gytt i bekken (Foto Morten Andre Bergan).

I søndre tilsigsbekk («Kongsdalsbekken») ble det påvist både gjedde og ørret, med førstnevnte som dominerende fiskeart. Forekomsten av ørret var så vidt lav at kvantitativt elfiske ble vurdert som uhensiktsmessig. Til sammen 160 m² ble avfisket en gang (stasjonsområdet 6 d: 60 m² og 6 e:100 m²), fra utløp til Låen og opp mot krysningen under Fv 968. Tre eldre ørreter og 10 årsunger og ettåringer av gjedde ble fanget.



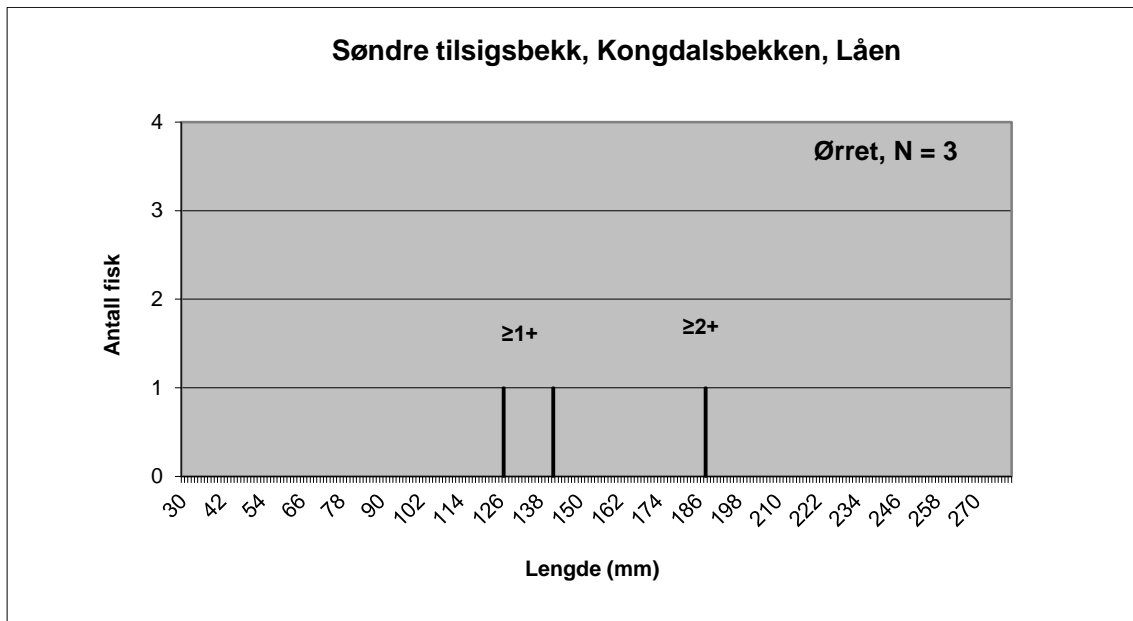
Figur 22. Antall ørekyte, lengdefordeling og antatt alder hos ørekyte fanget ved elfiske i midtre deler av Låbekken (st. 6b).



Figur 23. Antall gjedde, lengdefordeling og antatt alder hos gjedde fanget ved elfiske ved stasjonsområdene 6 d og 6 e i Søndre tilsigsbekk «Kongdalsbekken» til Låen.



Figur 24. Gjedde fanget i Søndre tilsigsbekk «Kongsdalsbekken» (Foto: Hans M. Berger).



Figur 25. Antall ørret, lengdefordeling og antatt alder hos ørret fanget ved elfiske ved stasjonsområdene 6 d og 6 e i Søndre tilsigsbekk «Kongsdalsbekken» til Låen.

Hydromorfologiske påvirkninger

Låbekken, Låen og begge tilsigsbekkene er betydelig endret morfologisk sammenlignet med naturtilstand. Inngrepen er gamle, og det er vanskelig å forestille seg hvordan f.eks. det naturlige løpet til Låbekken en gang så ut. I dag er Låbekken nærmest en rett kanal, dominert av sprengstein, fjell og finsubstrat, som mangler alle kvaliteter vassdraget opprinnelig hadde mht substrat, meandring og øvrige naturelementer. Samme konklusjon må gjøres om begge tilsigsbekkene, som i dag er utgravde, rette kanaler. Hydromorfologisk tilstand vurderes som svært redusert.

En nyere veikrysning er etablert i Låbekken før munning til Selbusjøen. Denne er sperret med rist (figur 20), som nylig hadde gått tett, og ville hindret eller stoppet gyteørret fra å nå gyteområdene lenger oppe. Rista ble fjernet.

Konklusjon

Vassdragsystemet Låbekken, Låen og begge tilsigsbekker til Låen er historisk velkjente gyteområder for storvokst selbørret, og dermed opprinnelig viktige gyte- og oppvekstområder for ørret fra Selbusjøen. Resultatene fra elfisket i Låbekken og begge tilsigsbekker viser at forekomsten av ørret er svært lav. Systemet domineres i dag av gjedde og ørekyte. Disse artene er gitt svært gode betingelser gjennom utstrakte hydromorfologiske endringer (kanalisering, utretting, fjerning av kantvegetasjon, nedslamming, mm) som favoriserer disse artene, og er ugunstig for stedegen ørret. En svært redusert vannkvalitet (overbelastning av næringssalter/organisk belastning) bidrar til å bedre betingelsene ytterligere for fremmede, mer tolerante fiskearter som gjedde og ørekyte.

Systemets økologiske tilstand vurderes som svært degradert sammenlignet med naturtilstand, både hydromorfologisk, biologisk og mht fysisk/kjemisk vannkvalitet. Vi anbefaler at Låen naturreservat prioriteres mht tiltak for å sikre måloppnåelse ihht. vanddirektivet, som følge av sin status som naturreservat og opprinnelig viktig gyte-/oppvekstområde for stedegen ørret i Selbusjøen.

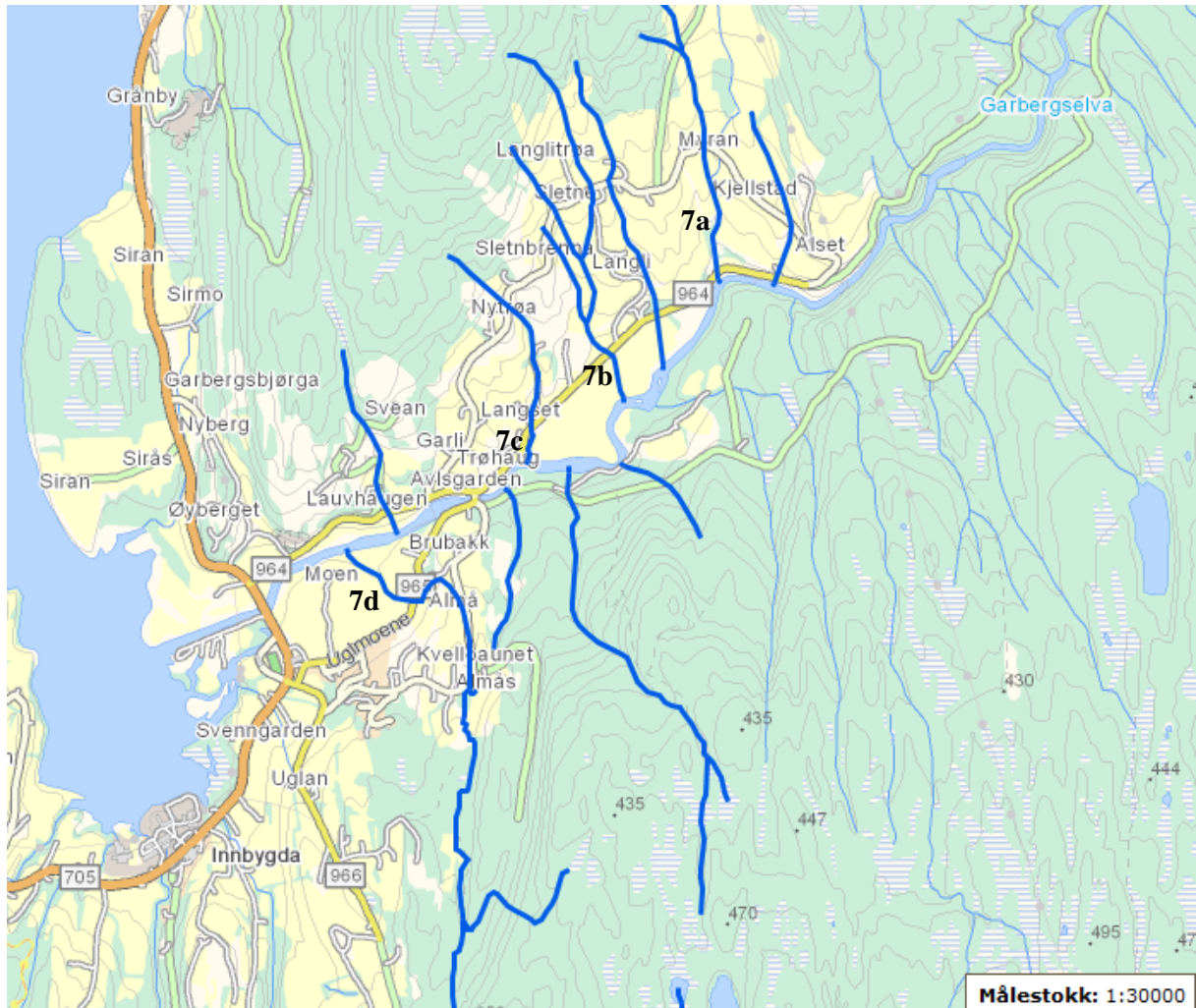
Hensiktsmessige tiltak må utredes nærmere. På generelt grunnlag anbefaler vi tiltak for å redusere avrenning fra nærliggende landbruksvirksomhet og spredt bebyggelse for å bedre vannkvaliteten. Videre anbefales utfisking av fremmede, invaderende fiskearter som gjedde og ørekyte med garn i Låen, og elfiske i Låbekken og tilsigsbekker. Dette må kombineres med etablering av en rettet fiskeperre for disse artene nederst i Låbekken, som slipper større gyteørret fra Selbusjøen forbi. I Låbekken og begge tilsigsbekker til Låen anbefaler vi enkle restaureringsgrep som tilbakeføring og utlegging av gytegrus, utgraving av dypere kulper, etablering av kantvegetasjon, re-meandring av bekkeløp og lignende tiltak for å hente tilbake tapte verdier i vassdragsystemet

Vi er kjent med at det tidligere ble hentet stamfisk av Selbørret fra Låen-systemet, til den pågående kultivering av Selbusjøen, og at det skal være fanget betydelige mengder stor, oppvandrende gyteørret fra Selbusjøen her. Vi anbefaler at dette opphører, og at stamfisk hentes fra andre steder som tåler uttak.



Figur 26. Låen naturreservat bør prioriteres mht. tiltak, for å hente tilbake de opprinnelige verdiene og naturkvalitetene dette vassdragsystemet en gang hadde. I dag er tilstanden kritisk for stedegen fauna, både fugl, amfibier og fisk (Foto: Morten Andre Bergan).

7.2.2 Tilløpsbekker Garbergselva



Figur 27. Lokaltetsnummer 7; Tilløpsbekker Garbergselva. Definisjon av vannforekomsten (Kartgrunnlag: <http://vann-nett.nve.no/>). Undersøkte bekker er merket med lokalitetsnummer.

Lokalitetsnummer 7, Tilløpsbekker Garbergselva (123-426-R), omfatter bekker til Garbergselva som ikke er skilt ut som egne vannforekomster. I denne rapporten er et utvalg undersøkt; «Kjelstadbekken (7a)», «Bekk ved Langlimoan (7b)», «Bekk ved Langset (7c)» og Almåa (7d) undersøkt (tabell 13).

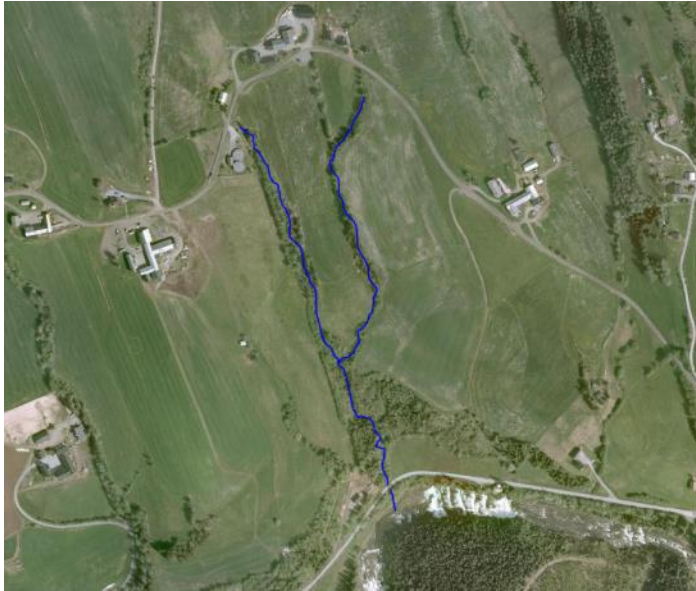
Tabell 14. Kartreferanser på stasjonsområder og anvendt metodikk i tilløpsbekker til Garbergselva.

| Vassdrag i Vannområde Nea | | | Metodikk | | | |
|-------------------------------|--------|------------------------|-------------------|---------|--------------|--------------------|
| Tilløpsbekker Garbergselva | St.nr. | UTM sone 32 - EUREF 89 | Befaring/ Foto | Bunndyr | Vannkvalitet | Yngel- /ungfisk |
| «Kjelstadbekken» | 7a | 7017200 N, 606980 E | x | x | x | x |
| «Bekk ved Langlimoan» | 7b | 7016742 N, 606530 E | x | x | x | x |
| «Bekk ved Langset | 7c | 7016319 N, 606157 E | x | x | x | x |
| Almåa nedre | 7d1 | 7015646 N, 605544 E | x | | | x |
| Almåa midtre | 7d2 | 7015566 N, 605729 E | x | x | x | |

7a Kjelstadbekken

Kjelstadbekken drenerer intensivt drevet jordbruksområde ved Myran og Kjelstad. Bekken er et par meter bred, og stein grusdominert i nedre deler ved Fv 964 og før munning til Garbergselva.

Nedstrøms Fv 964 er bekken bratt, før den munner i Garbergbergselva om lag 50 meter nedstrøms Kjelstadfossen. Kjelstadbekken ble befart og undersøkt på bekkestrekninger i området Fv 964; både ovenfor og nedenfor. Vannprøver og bunndyrprøver ble hentet inn rett ovenfor Fv 964. Det er et vannrenseanlegg i bekken som er basert på fjerning av fosfor med jernklorid. Bekken er derfor brunfarget i perioder. Dette påvirker også Garbergbergselva på strekningen nedstrøms bekkemunningen (Figur 30).



Figur 28. Flyfoto over Kjelstadbekken, med blå linje som angir bekkeløpet. (Flyfoto: <http://kart.finn.no/>).

Bunndyrsamfunn

Kjelstadbekken har et svært redusert bunndyrsamfunn, der følsomme, rentvannskrevende bunndyrformer er omtrent fraværende. Antall bunndyr per prøve ble estimert til 372 individer, og besto fortrinnsvis av tolerante bunndyrformer. Det ble påvist 3 ulike EPT arter/grupper, fordelt på hhv. en døgn- (E), en stein- (P) og en vårflue (T). Bunndyrsamfunnet oppnådde 4,20 ved bruk av APT-indeksen, tilsvarende Svært dårlig økologisk tilstand.

Fiskesamfunn

Det ble ikke påvist fisk i Kjelstadbekken. Det inntreffer en naturlig stigningsgradient som gir fossefall i nedre deler før munning til Garbergbergselva, og dette stopper laksefisk fra å svømme opp i bekken og å benytte denne som gyte-/rekrutteringsområde. Kun de siste meter før samløpet kan benyttes av fisk. Bekken kommer opprinnelig fra usikker vannkilde (skog, myr; i dag jordbrukslandskap), og har ikke hatt egne fiskebestander naturlig.

Konklusjon

Kjelstadbekken er betydelig påvirket. Bekkeløpet lukter sterkt av gjødsel/møkk. Vannkvaliteten er svært redusert som følge av høye nivåer av næringssalter og bakterier (se kapittel 5) som stammer fra avrenning fra nærliggende landbruksvirksomhet, og trolig også lekkasjer av sanitært avløpsvann. Dette synliggjøres gjennom bunndyrsamfunnet oppbygning, som er en god indikator på miljø-tilstanden i dette vassdraget. Det er et vannrenseanlegg i bekken som er basert på fjerning av fosfor med jernklorid. Som utfellingsprodukt får en lett sedimenterbart jernhydroxid og hydroxifosfater. Utslippet fra renseanlegget går til Kjelstadbekken. Utslipp av konsentrert jernklorid (gir svært lav pH) kan ha akutt toksiske effekter på akvatiske organismer, herunder bunndyr og fisk.. Økologisk tilstand klassifiseres til Svært dårlig med bunndyr som kvalitetselement. Laksefisk er uegnet som kvalitetselement, da bekken er naturlig fisketom. Vi er kjent med at det har vært betydelige utslipp i

bekken sommeren 2012. Det foregikk også betydelig gravearbeid i bekkeløpet og fjerning av kantvegetasjon rett ovenfor Fv 964 høsten 2012. Kjelstadbekken vurderes potensielt å bidra vesentlig til den samlede belastningen av Garbergselva mht vannkvalitet, spesielt i perioder der Garbergselva har lav vannføring, kombinert med større utslippsepisoder i bekken. Tiltak for å stoppe akuttutslipp og begrense avrenning fra området må prioriteres.



Figur 29. Kjelstadbekken like ovenfor Fv 964 (Foto: M. Bergan).



Figur 30. Kjelstadbekken ved utløp i Garbergselva, nedenfor Kjelstadfossen. Brunfarging skyldes periodiske utslipp av jernhydroksid fra vannrenseanlegget lenger oppe i bekken. (Foto: Rune Garberg.).

7b Bekk ved Langlimoan

Bekk ved Langlimoan har sitt opphav fra skog og myrområder rundt Brattåsen og Brennåsen, og drenerer intensivt drevet jordbruksområder før den passerer Fv 964 ved Langlimoan. Bekken ble befart og undersøkt på bekkestrekninger i området Fv 964; både ovenfor og nedenfor. Vannprøver og bunndyrprøver ble hentet inn rett nedstrøms Fv 964. Den samme strekningen ble elfisket og prøvetatt for bunndyr.



Figur 31. Bekk ved Langlimoan (Foto: M. Bergan).

Bunndyrsamfunn

Bekk ved Langlimoan har et redusert bunndyrsamfunn, der følsomme, rentvanskrevende bunndyrformer er i mindretall. Antall bunndyr per prøve ble estimert til 6426 individer, og besto fortrinnsvis av tolerante bunndyrformer. Det ble påvist 5 ulike EPT arter/grupper, fordelt på hhv. to døgn- (E), en stein- (P) og to vårfluer (T). Bunndyrsamfunnet oppnådde 4,20 ved bruk av APT-indeksen, tilsvarende Svært dårlig økologisk tilstand.

Fiskesamfunn

Det ble registrert lave tetthetsnivåer av ørret i bekk ved Langlimoan. På elfiskestasjonen nedstrøms Fv 964 ble det fanget seks årsyngel av ørret. Ingen eldre ørret ble registrert. Avfisket areal var 90 m². Dette ga et estimert tetthetsnivå på 6,8 årsyngel ørret per 100 m². Ovenfor veien ble det kun avfisket kvalitativt en omgang, på om lag 100 meter bekkestrekning. Her ble det registrert kun en årsyngel av ørret, samt en settefisk av ørret på 201 mm. Denne stammer fra pågående, konsesjonspålagte fiskeforsterkningstiltak/fiskeutsettinger i Selbusjøen, som følge av dette vassdragets omfattende reguleringer for kraftproduksjon.

Hydromorfologi

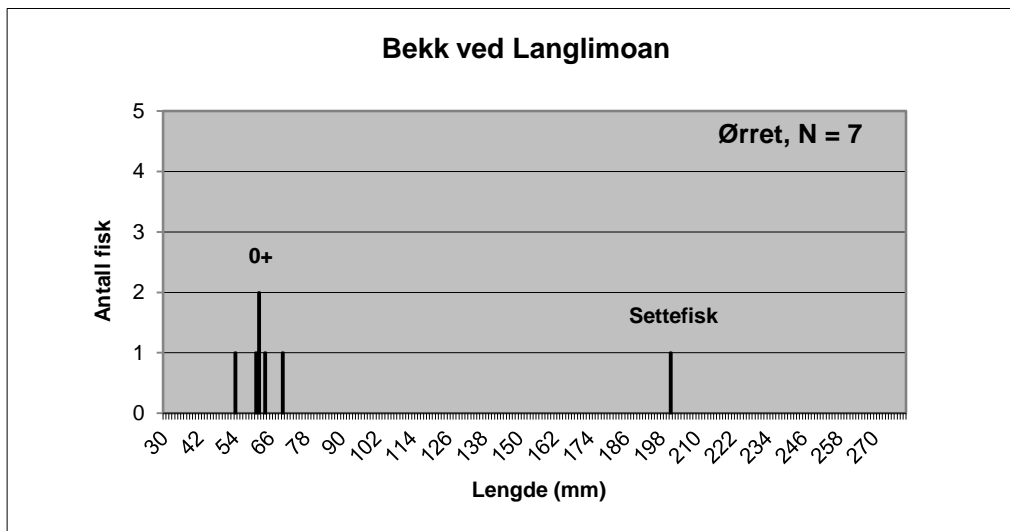
Kulverten under Fv 964, et betongrør, er ikke gunstig utformet for fiskevandring, med liten diameter, hurtig vannhastighet og lav vanndybde på normal til lav vannføring. På høyere vannføring kan ørret over 15 cm passere, noe settefisker som ble påvist ovenfor Fv 964 indikerer. Strekninger nedstrøms Fv 964 er i dag kanaliserte og svært utrettet. Bekkeløpet er markant endret sammenlignet med tidligere naturtilstand. Morfolgisk tilstand er redusert.



Figur 32. Krysning under Fv 964 i bekk ved Langlimoan (Foto: M. Bergan).



Figur 33. Settefisk av ørret fanget i bekk ved Langlimoan (Foto: M. Bergan).



Figur 34. Antall ørret, lengdefordeling og antatt alder hos ørret fanget ved elfiske i bekk ved Langlimoan.

Konklusjon

Bekk ved Langlimoan er påvirket. Vannkvaliteten er redusert som følge av høye nivåer av næringssalter (se kapittel 6), men det påvises ingen forhøyede bakterieverdier. Økologisk tilstand

klassifiseres til Dårlig med bunndyr som kvalitetselement. Bekk ved Langlimoan er opprinnelig en velegnet gyte-/rekrutteringsbekk for ørret fra Garbergselva og Selbusjøen. Eldre ørret går gjerne ut i Garbergselva, og kan ikke forventes å bli registrert med høye tetthetsnivåer i bekken. Dette fordi den er liten og mangler større kulper. En skal derimot forvente gode tetthetsnivåer av årsyngel av ørret i bekken. Kulverten under Fv 964 er ikke gunstig utformet for fiskevandring, men ørret kan passere ved flere vandringsvinduer. Kulverten møter imidlertid flere kriterier ihht kriteriesett A, og burde vært utbedret. Laksefisk er godt egnet som kvalitetselement i bekken, men det registreres lave tetthetsnivåer nedstrøms Fv 964 høsten 2012. Ovenfor Fv er forekomsten av ørret trolig enda lavere vurdert ved resultatene fra det kvalitative elfisket. Årsaken til dette er trolig en kombinasjon av svært utrettede og kanaliserte bekkestrekninger, som har gitt dårligere gyte- og oppvekstforhold, samt redusert vannkvalitet. Strekninger ovenfor Fv 964 framstår som i bedre morfologisk tilstand, men kulverten under veien kan bidra til lave forekomster av ørret. Den morfologiske tilstanden i bekken vurderes som svært redusert som følge av utstrakt endring av bekkeløpets utforming, endring av substratforhold, endring av kantvegetasjon og endring i nedbørfeltet, som gir direkte innvirkning på bekken.

7c Bekk ved Langset

Bekk ved Langset er en liten (ca 1 meter bred) stein-/grusdominert bekk. Bekken har gode oppvandringsmuligheter for ørret fra Garbergselva i om lag 150 meter, der bekken stiger bratt nedstrøms Fv 964. Bekken kommer fra usikre vannkilder, dvs det som en gang var myr og skogsområder ovenfor Langset /Langsethaug, men det meste av nedbørfeltet er i dag dyrkamark.



Figur 35. Bekk ved Langset nedstrøms Fv 964 (Foto: M. Bergan).

Bunndyrsamfunn

Bekk ved Langset har et redusert bunndyrsamfunn, der følsomme, rentvannskrevende bunndyrformer er i mindretall. Antall bunndyr per prøve ble estimert til 6426 individer, og besto fortrinnsvis av tolerante bunndyrformer. Det ble i materialet påvist 8 ulike EPT arter/grupper, fordelt på hhv. to døgn- (E), fem stein- (P) og en vårflue (T). Bunndyrsamfunnet oppnådde 4,67 ved bruk av APT-indeksen, tilsvarende Dårlig økologisk tilstand.

Fiskesamfunn

Det ble registrert svært lave tetthetsnivåer av ørret i bekk ved Langset. På elfiskestasjonen nedstrøms Fv 964 ble det ikke påvist årsyngel av ørret. To eldre ørreter ble registrert, hvorav en villfisk på 123 mm (alder $\geq 1+$) og en settefisk (148 mm). Avfisket areal var 85 m². Dette ga et estimert tetthetsnivå på 2,4 eldre ørret per 100 m².

Konklusjon

Bekk ved Langset er påvirket. Vannkvaliteten er redusert som følge av høye nivåer av næringssalter (se kapittel 6), og det påvises noe forhøyde verdier av fekale bakterier med sannsynlige kilder fra sanitært avløpsvann. Økologisk tilstand klassifiseres til Dårlig med bunndyr som kvalitetselement.

Bekk ved Langset er liten, men var trolig opprinnelig en egnet gyte-/rekrutteringsbekk for ørret fra Garbergselva og Selbusjøen. En skal forvente gode tetthetsnivåer av årsyngel ørret i bekken, men årsyngel ble ikke påvist. Kun en villfisk av eldre ørret ble fanget. De nedre, fiskeførende strekningene av bekken er utrettet og har fått fjernet kantvegetasjon, og den betydelige dreneringen av bekkens nedbørfelt kan også ha bidratt til at bekken potensielt kan gå tørr i perioder. Bekken har en svært redusert morfologisk tilstand.

7d Almåa

Almåa har drøye 600 meter med vandringmuligheter for oppvandrende ørret fra Garbergselva og Selbusjøen. Her inntreffer en stor, naturlig foss. Den er en svært godt egnet gyte-/rekrutteringselv for ørret til Garbergselva og Selbusjøen, og har gode oppvekstområder for eldre ørret. Elva har sitt opphav fra betydelige myr- og skogsområder rundt Halvarsmilan (352 moh), der store deler av nedbørfeltet er lite berørt av bebyggelse og jordbruk i øvre og midtre deler av vassdraget. Først ved Almåsveien påtreffes landbruk og spredt bebyggelse, der elva etter hvert får et nærområde med intensivt drevet jordbruk ned mot munning til Garbergselva.

Bunndyrstasjonen ble opprettet like ovenfor Fv 965, (st. 7 d 2), der det også ble tatt en vannprøve og foretatt kvalitative elfiskeundersøkelser. Kvantitative elfiskeundersøkelser (st. 7 d1) ble foretatt om lag 150 meter nedstrøms Fv 965.



Figur 36. Almåa ovenfor Fv 965 (Foto: M. Bergan).

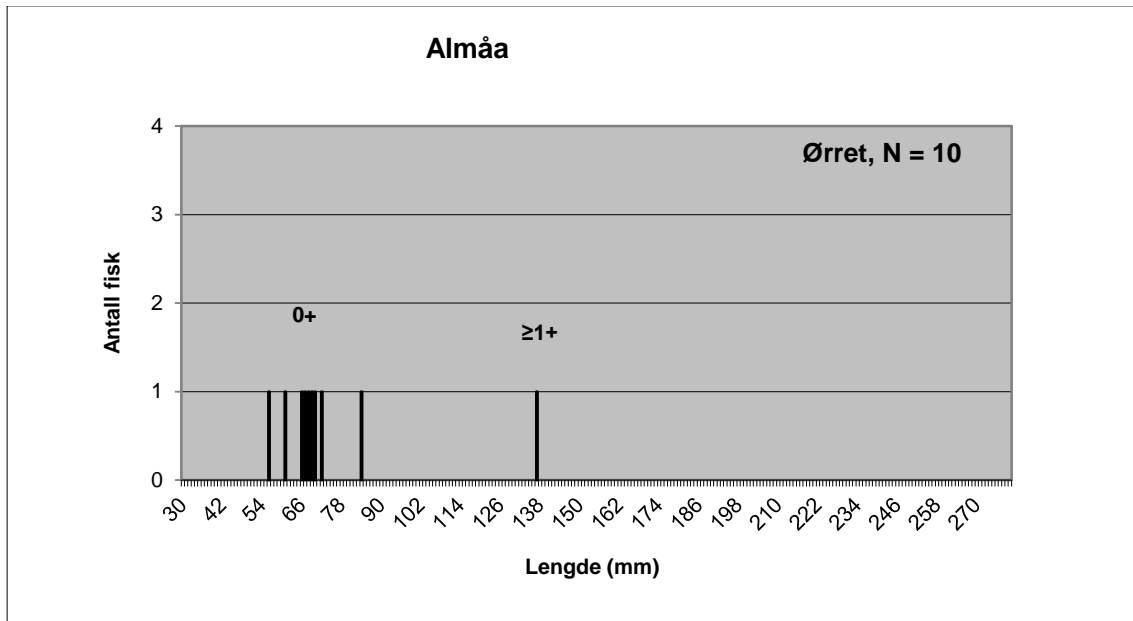
Bunndyrksamfunn

Almåa har et lite redusert bunndyrksamfunn, der følsomme, rentvanskrevende bunndyrformer er til stede med gode forekomster. Antall bunndyr per prøve ble estimert til 8042 individer, med normale andeler tolerante bunndyrformer. Det ble påvist 16 ulike EPT arter/grupper, fordelt på hhv. fem døgn- (E), syv stein- (P) og fire vårfluer (T). Bunndyrsamfunnet oppnådde 6,94 ved bruk av APT-indeksen, tilsvarende Svært god økologisk tilstand.

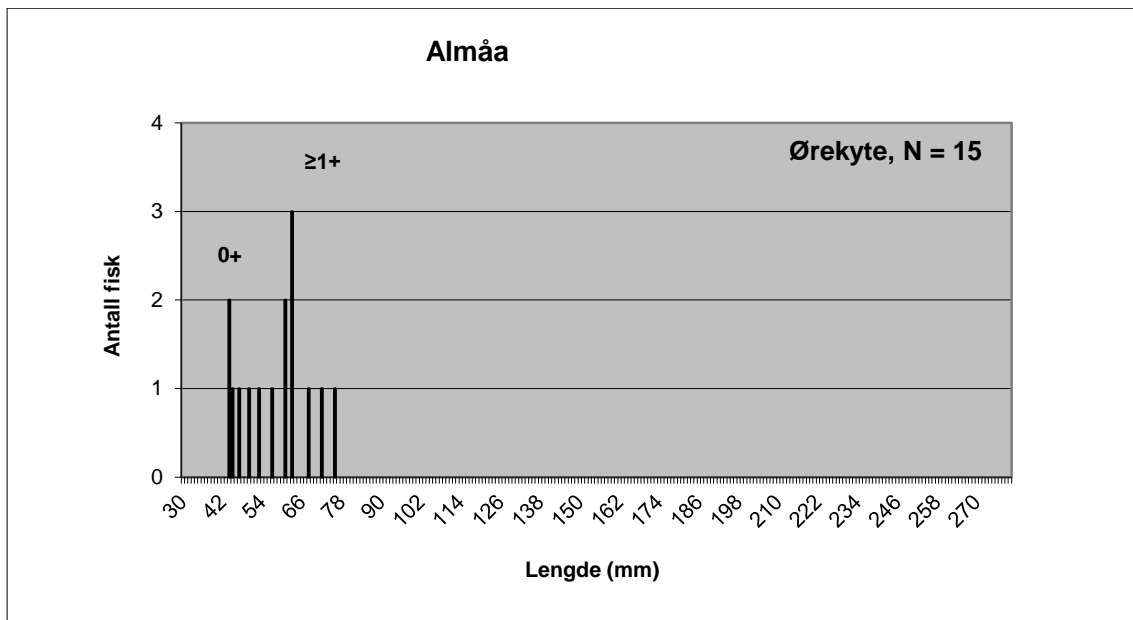
Fiskesamfunn

Det ble registrert lave tetthetsnivåer av ørret i Almåa. På elfiskestasjonen nedstrøms Fv 965 (st. 7d1) ble det fanget 10 ørret, hvorav åtte årsyngel og to eldre ørreter. Avfisket areal var 126 m². Dette ga et estimert tetthetsnivå på hhv 6,4 for årsyngel og 2,0 for eldre ørret per 100 m².

Ørekyte ble registrert med 15 individer på elfiskestasjonen nedstrøms Fv 365, og omfatter flere årsklasser ørekyte. Sammenslått tetthet for ørekyte ble estimert til 26,3 individer per 100 m². Ovenfor Fv 965 (st. 7d2) ble det gjort et enkelt søk med elfiskeapparatet, og lave forekomster av årsyngel ørret ble påvist.



Figur 37. Antall ørret, lengdefordeling og antatt alder hos ørret fanget ved elfiske i Almåa.



Figur 38. Antall ørekyte, lengdefordeling og antatt alder hos ørekyte fanget ved elfiske i Almåa.

Hydromorfologi

Almåa har relativt lite berørt nedbørfelt og elveløp før man nærmer seg FV 965 og strekninger som er fiskeførende for vandrende ørret fra Garbergselva/Selbusjøen. Her er elva utrettet og endret, men noen meandreringer eksisterer fortsatt, og kantvegetasjon er stedvis bevart. Kanaliseringen er gjort så vidt langt tilbake i tid at det er vanskelig å observere endringene i dag. Sammenlignet med flyfoto fra 1952 så er imidlertid de viktigste fiskeførende strekningene fra fossen (figur 39) ovenfor Fv 965 og ned mot munning til Garbergselva betydelig utrettet og endret, der flere endringer (utretting av meandreringer) er gjort før 1952, og noen mellom 1952 og 1961. Før 1951 er de siste 300 meter før munning til Garbergselva utrettet. I perioden 1952 til 1961 observeres tydelig at nye meandreende elvesvinger er utrettet, og Almås utløp er nå flyttet og kanalisert. Fra 1961/62 fram til 2009 er det gjort lite endringer basert på de flyfoto vi har hatt tilgang til. Almåa vurderes å ha redusert morfologisk tilstand.



1952



1961



2009

Figur 39. Flyfotoserie fra 1952, 1961 og 2009. (Flyfoto: <http://kart.finn.no/>).

Fv 965 krysses med en kulvert, som iht kriteriesett A (DG 2009/2013) er vandringshindrende. Det er høy vannhastighet i kulverten over en strekning på 5 meter, og et ikke ubetydelig fall ved utløpet av kulverten nedstrøms Fv 965. Inngrepet er sterkt vandringshindrende på mange vannføringer, og kan medføre bortfall av produksjon av vandrende ørret fra Garbergselva og Selbusjøen på strekninger ovenfor Fv 965.



Figur 40. Kulvert under Fv 965 i Almåa (Foto: M. Bergan).

Konklusjon

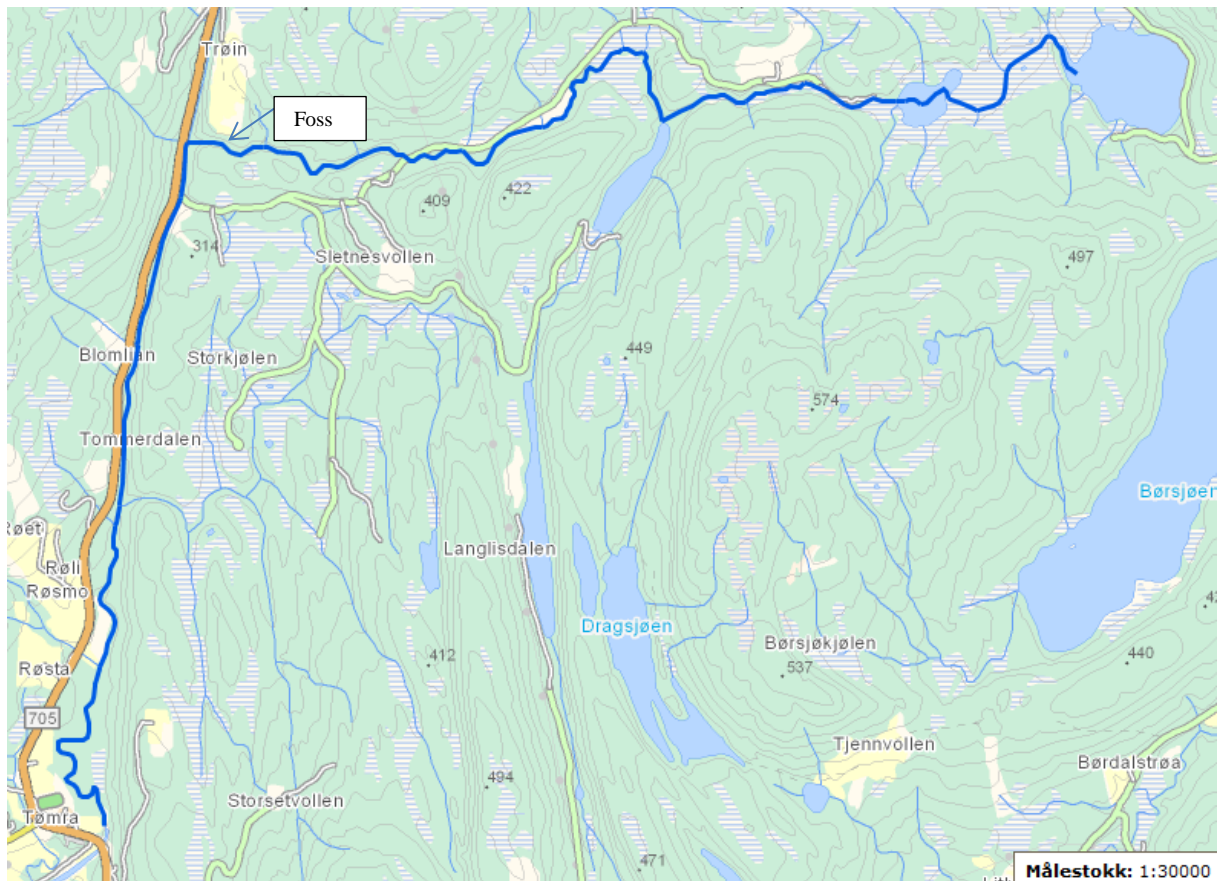
Vannkvaliteten i Almåa var lite påvirket ved undersøkelsestidspunktet høsten 2012 (se tabell 11, kapittel 6). Økologisk tilstand klassifiseres til Svært god med bunndyr som kvalitetsselement. Almåa er opprinnelig en svært godt egnet gyte-/rekrutteringselv for ørret fra Garbergselva og Selbusjøen. En skal forvente høye tetthetsnivåer av både årsyngel og eldre ørret i vassdraget, men i dag har vassdraget lave tetthetsnivåer av ørret. Dominerende fiskeart i Almåa i dag er ørekyte, som er en introdusert, og ikke- stedegen art. Basert på undersøkelsene høsten 2012 finnes ørekyte i dag med moderate forekomster i Almåa nedstrøms FV 965. Ørekyte er kjent for å utkonkurrere ørret i flere vassdrag i vannområde Nidelva/Nea de siste tiårene, gitt de riktige betingelsene. De nedre, fiskeførende strekninger av bekken er utrettet, og det er en vandringshindrende kulvert under Fv 965 som kan føre til tap av ørretproduksjon for vandrende ørret fra Garbergselva/Selbusjøen. Dette forholdet bør undersøkes nærmere, og en bør overvåke den økende bestanden av ørekyte i vassdraget, som er den største trusselen nå for Almåas ørretbestand og økologiske tilstand vurdert med laksefisk som kvalitetsselement.

Oppsummering «Tilløpsbekker Garbergselva»

Mange tilløpsbekker til Garbergselva har opprinnelig hatt viktige gyte-/rekrutteringsfunksjoner for ørret fra Garbergselva og Selbusjøen. Betydelig utretting, kanalisering, grøfting og lukking i forbindelse med landbruksaktivitet har ført til omfattende reduksjon av areal og habitatkvalitet for laksefisk sammenlignet med opprinnelig naturtilstand. Store inngrep er gjort før de historiske flyfotoene fra 50-/60 tallet (som vi har hatt tilgang til) ble tatt. Det er derfor i dag svært vanskelig å etablere kunnskap eller forestilling om naturtilstanden i bekker og elver, som i dag enten er lukket i bakken og lagt i rør eller framstår som kanaliserte grøfter. Videre viser resultatene fra våre

undersøkelser høsten 2012 at flere av tilløpsbekkene er svært eutrofe og organisk belastet, noe som bidrar til økt samlet belastning på Garbergselva. Kjelstadbekken har naturlige vanskelige oppgangsforhold for fisk i nedre del før munning til Garbergselva, og har derfor ikke naturlige fiskebestander. Bekken er derimot svært påvirket av næringsalter og har høye nivåer av fekale bakterier. Sistnevnte indikerer utslipp av urensset sanitært avløpsvann. «Bekk ved Langlimoan» og «Bekk ved Langset» er begge opprinnelig gyte-/rekrutteringsbekker for ørret, som i dag er svært hydromorfologisk påvirket ved utretting, grøfting og lukking. Det er svært redusert forekomst av ørret i disse bekkene i dag. Videre har en også sterkt forhøyede nivåer av næringsalter. Ørekyte har foreløpig ikke etablert seg i disse to bekkene. Den noe større tilsigsbekken Almåa har bedre vannkvalitet, og er svært godt egnet som gyte- og oppvekstområde for ørret. Allikevel registreres lave tetthetsnivåer av stedegen ørret. Dette skyldes at ørekyte har etablert seg med gode forekomster i bekken nedstrøms Fv 965, som helt har tatt over dominansforholdet i fiskesamfunnet. Ørekyte er en stor trussel for den økologiske tilstanden i mindre vassdrag som tilløpsbekker til Garbergselva, da den kan utkonkurrere ørreten i vannforekomstene. Ørekyte sto i kategori «Høy risiko» på Norsk svarteliste i 2007 (Gederaas m.fl. 2007), men ble ikke risikovurdert i 2012 (Gederaas m.fl. 2012).

7.2.3 Tømra med Røssbekken



Figur 41. Tømra. Definisjon av vannforekomsten i Vann-nett. Vandringsstopp for fisk fra Selbusjøen avmerket ved Trøin. (Kartgrunnlag: <http://vann-nett.nve.no/>).

Elva Tømra (lokalitet 8) har sitt utspring fra Litjsjøen (332 moh), og renner ut i nordøstre del av Selbusjøen. Tømra er et viktig gyte- og oppvekstområde for ørret fra Selbusjøen. Tilsigsbekkene til Tømra er også viktige gyte-/rekrutteringsbekker for vandrende stedegen ørret, spesielt Røssbekken og nedre del av sidegreina fra Selbuskogen skisenter. Det ble opprette fire stasjonsområder i Tømra og Røssbekken. Se tabell 15 for kartreferanser, anvendt metodikk og omfang.

Tabell 15. Stasjoner og omfang av undersøkelser i Tømra.

| Vassdrag i Vannområde Nea | | | Metodikk | | | |
|----------------------------|--------|------------------------|-------------------|---------|--------------|--------------------|
| Tilløpsbekker | St.nr. | UTM sone 32 - EUREF 89 | Befaring/ Foto | Bunndyr | Vannkvalitet | Yngel- /ungfisk |
| Garbergselva | | | | | | |
| Tømra nedre, ved Fv 705 | 8a | 7016742 N, 606530 E | x | x | x | |
| Tømra; sidegrein skisenter | 8b | 7023517 N, 604517 E | | | x | |
| Røssbekken n/Fv 705 | 8c | 7019895 N, 604101 E | x | x | x | x |
| Røssbekken o/Fv 705 | 8d | 7019979 N, 604040 E | x | | | x |

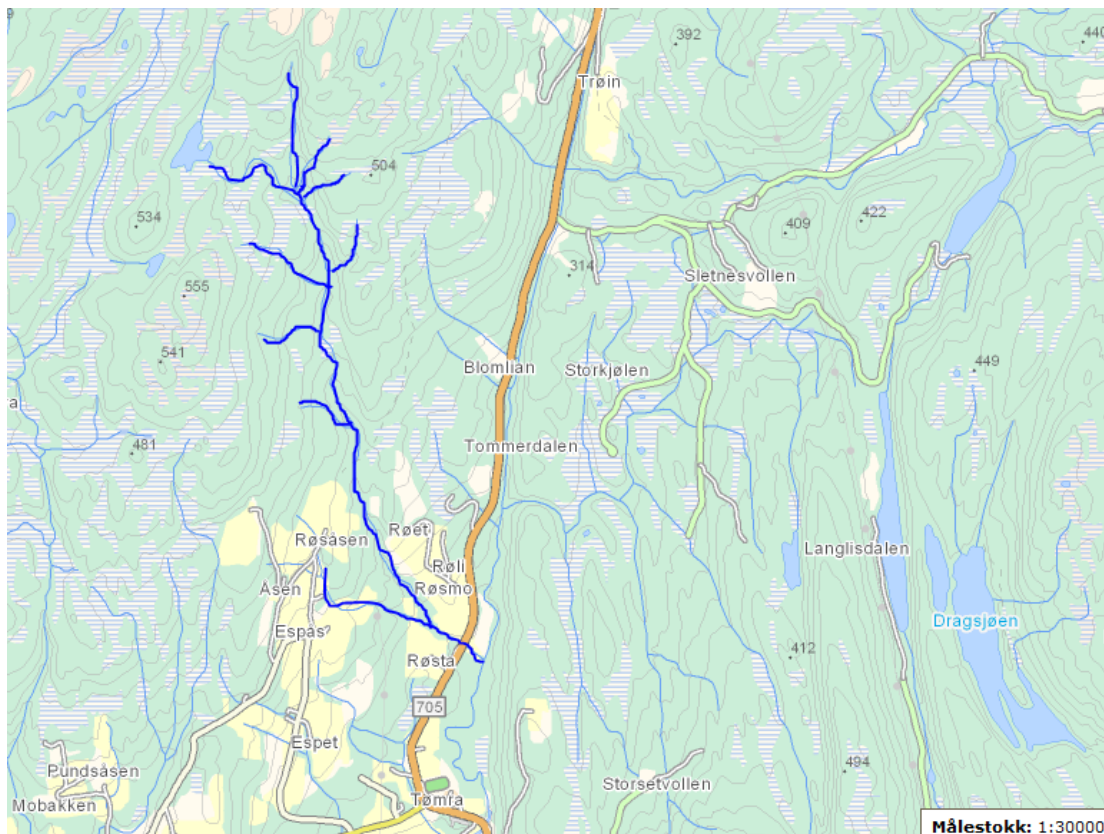
Bunndyrsamfunn

Tømra har et lite redusert bunndyrsamfunn, der følsomme, rentvannskrevende bunndyrformer er til stede med gode forekomster. Antall bunndyr per prøve ble estimert til 1340 individer, med normale andeler tolerante bunndyrformer. Det ble påvist 18 ulike EPT arter/grupper i materialet, fordelt på hhv. seks døgn- (E), syv stein- (P) og fem vårfluer (T). Bunndyrsamfunnet oppnådde 7,45 ved bruk av ASPT-indeksen, tilsvarende Svært god økologisk tilstand.

Fiskesamfunn

Tømra ble undersøkt med kvantitativt elfiske mht fiskesamfunn og -tetthet i 2012 (Sweco v/Hans M. Berger). Vi viser til resultatene fra denne undersøkelsen for en vurdering av hovedelvas miljøtilstand mht fiskesamfunn.

Røssbekken til Tømra



Figur 42. Røssbekken til Tømra. (Kartgrunnlag: <http://vann-nett.nve.no/>).

Røssbekken er en 3-5 meter bred tilsigsbekk til Tømra. Bekken er stein/grusdominert, vekslende mellom moderate og strie strykpartier og enkelte kulper. Den har gode kvaliteter for gyting av større, vandrende gyteørret fra Tømra og Selbusjøen. Lokale opplysninger fra grunneiere/oppsittere beskriver

Røssbekken som en svært viktig gytebekk for stor ørret fra Selbusjøen. Bekken kommer fra Røstjenna (471 moh) og skog-/myrområder omkring Skogantoppen (534 moh), Håstadkjølen og Høgåsen (512 moh). Røssbekken krysser Fv 705 før den munner i Tømra ved Røstad. Det ble etablert to stasjoner Røssbekken, hhv ovenfor og nedenfor Fv 705.

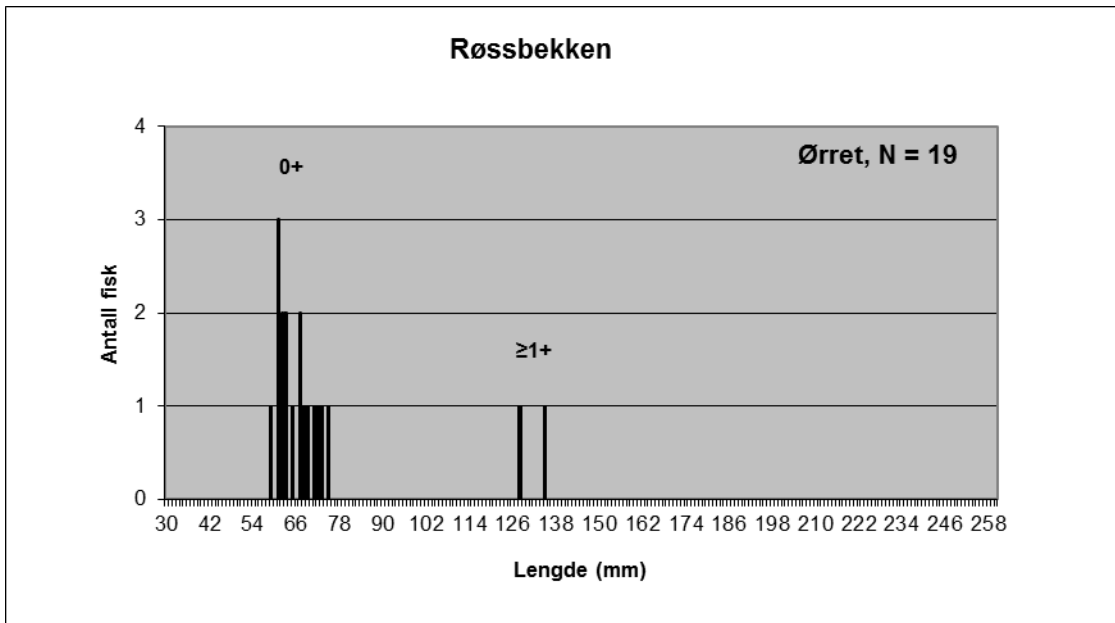
Bunndyrsamfunn

Røssbekken til Tømra har kun mindre reduksjoner i bunndyrsamfunnet, der følsomme, rentvannskrevende bunndyrformer er til stede med gode forekomster. Antall bunndyr per prøve ble estimert til 3077 individer, og ingen vesentlig oppblomstring av tolerante bunndyrformer ble registrert. Det ble påvist 12 ulike EPT arter/grupper, fordelt på hhv. to døgn- (E), syv stein- (P) og tre vårfluer (T). Bunndyrsamfunnet oppnådde 6,12 ved bruk av ASPT-indeksen, tilsvarende God økologisk tilstand.

Fiskesamfunn

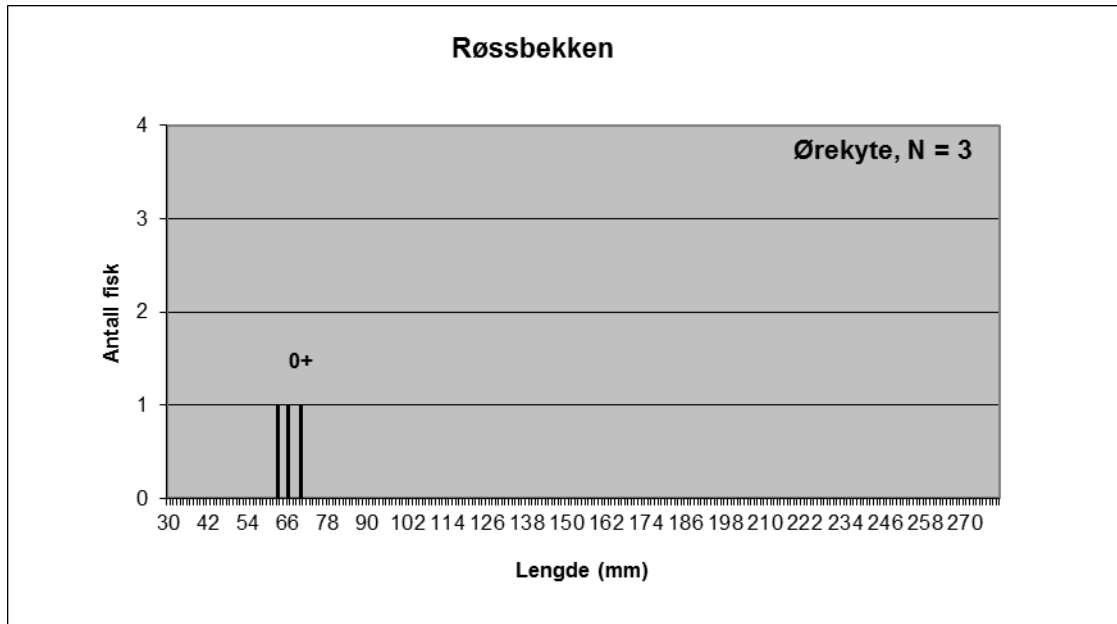
Det ble registrert moderate til lave tetthetsnivåer av ørret i Røssbekken. På elfiskestasjonen like nedstrøms Fv 705 ble det fanget åtte ørreter, hvorav syv årsyngel og en eldre ørret. Avfisket areal var 108 m². Tetthetsnivået for årsyngel av ørret ble estimert til 6,8 ind./100 m². For eldre ørret ble det estimert en tetthet på 0,9 ind./100 m². To ørekyter ble påvist nedenfor Fv 705, tilsvarende 1,9 ørekyte/100 m².

På elfiskestasjonen like ovenfor Fv 705 ble det fanget 11 ørret, hvorav 10 årsyngel og en eldre ørret. Avfisket areal var 80 m². Som følge av brudd på forutsetninger (mangel på avtak i fangst per omgang) for beregning av tetthet etter Zippin, ble det ikke estimert et tetthetsnivå. Det observerte tetthetsnivået for årsyngel av ørret var 12,5 ind./100 m². For eldre ørret ble det estimert en tetthet på 1,3 ind./100 m². En ørekyte ble påvist ovenfor Fv 705, tilsvarende en estimert tetthet på 1,3 ørekyte/100 m².



Figur 43. Antall ørret, lengdefordeling og antatt alder hos ørret fanget ved elfiske oppstrøms og nedstrøms Fv 705 i Røssbekken.

Under elfisket ble det observert en stor gytefisk (anslagsvis 1,5 kg) på bekkestrekninger ovenfor Fv 705 og stasjonsområdet der. Denne hadde oppvandret fra Selbusjøen.



Figur 44. Antall ørekyte, lengdefordeling og antatt alder hos ørekyte fanget ved elfiske i Røssbekken.

Hydromorfologi

I Røssbekken ble det lagt vekt på krysningen under Fv 705, som er utført med rund, rillet blikk-kulvert med stor diameter. Det er akseptabel vanddybde og vannhastighet i kulverten, men nedstrøms utløpet av kulverten er det fall på om lag 30 cm ved normale vannføringer.



Figur 45. Kulvert under Fv 705 i Røssbekken (Foto: M. Bergan).

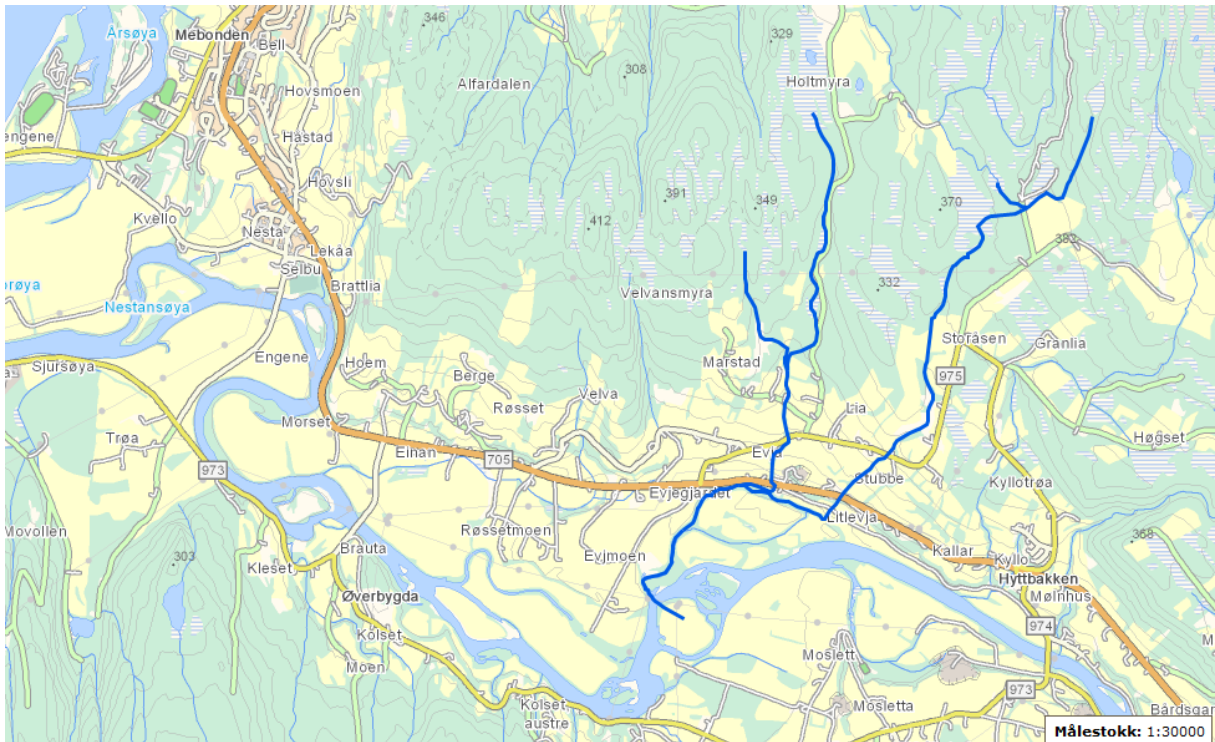
Krysningen er vandringshindrende for mindre fiskestørrelser i perioder, men større gytefisk passerer kulverten med letthet på normale vannføringer eller høyere. Også ørekyte har passert kulverten, da den

ble påvist ovenfor Fv 705. Vi ser ingen behov for å utbedre kulverten mht fiskevandring, da det høsten 2012 ble registrert større gytefisk og ungfisk ovenfor kulverten. Videre vurderer vi det som gunstig å hindre ørekyte lett oppvandring forbi Fv 705 ved å opprettholde fallet i dag. Det ble uttrykt bekymring av grunneier mht oppføring (ved at det de siste tiår har lagt seg opp mye grus foran kulvertinngangen) som har dannet en høydeforskjell foran kulverten ovenfor Fv 705, noe som har skjedd gradvis fra 1975 og de siste årene i følge opplysninger vi sitter inne med. Oppøringen har skjedd i forbindelse med inngangen til kulverten, og kan potensielt medføre ytterligere hindringer på sikt, slik at en vandringsbarriere etter hvert oppstår. Ovenfor kulverten står restene av en verneverdig bru, der hovedveien en gang gikk. Vi anbefaler at situasjonen holdes under oppsikt, men anbefaler ingen avbøtende tiltak per i dag.



Figur 46. Oppøring foran kulvertinngangen kan etter hvert hindre eller stoppe oppstrøms fiskevandring. (Foto: Morten Andre Bergan)

7.2.4 Litjevja



Figur 47. Litjevja. Definisjon av vannforekomsten i Vann-nett. (Kartgrunnlag: <http://vann-nett.nve.no/>).

Litjevja (lokalitet 9) munner ut i Nea fra Nord ved Evjemoen, like oppstrøms der tunnelåpningen med utløp fra Nedre Nea Kraftverk munner ut i Nea i Bogstadhølen. Bekken renner sakteflytende gjennom et område dominert av grusmasser og sand fra samløp mellom de to hovedgreinene: Bekk fra Marstad/Holtmyra (Evjebekken) og Litjevja fra Storåsen og skytebanen ovenfor Storåsen. Begge sidegreinene har muligheter for potensiell oppvandring av fisk fra Nea opp til Fv 705. Ovenfor Fv 705 er det for bratt for fisk å vandre opp. Det er ingen tjern eller innsjøer i nedbørfeltet. Bekken drenerer vesentlig skogsmark og myr i øvre del og tilliggende landbruksarealer og spredte gårdsbruk i midtre del, mens nedre del er dyrkamark eller gråor/heggeskog. De nedre delene av bekken er rester av gamle meandre formet av Neas elveløp og geologiske og hydrologiske prosesser opp gjennom tidene (figur 48). Før de store reguleringene i Neavassdraget (før 1920) var det årlige flommer i disse evjene. Etter at nedre Nea kraftverk ble satt i drift skjer dette nå med lange mellomrom, bare i forbindelse med ekstreme nedbørsperioder. Områdene i deltaområdet fra rett ut for Litjevja. Kvitlskvalet og nedover til Kolset/Morset var utvilsomt blant de mest verdifulle områdene for gyting og oppvekst for ørret til nedre del av Nea og Selbusjøen før Nedre Nea kraftverk ble utbygd.



Figur 48. Flyfoto fra 2010 (øverst) og 1947 (nederst) som viser de store menneskeskapte endringene i det tidligere flomløpet., som i dag er redusert til Litjevja. (Flyfoto fra <http://kart.finn.no/>)

I Litjevja ble det opprettet en stasjon for vannkvalitet, bunndyr og fisk i nedre deler etter samløp mellom Evjbekken og Litjevja. Ytterligere en stasjon ovenfor samløp Evjbekken ble undersøkt for fisk (se vedlegg A for kartreferanser).



Figur 49. Nedre (t.v.) og øvre (t.h.) stasjonsområde i Litjevja. (Foto: Morten Bergan)

Bunndyrsmfunn

Litjevja har kun mindre reduksjoner i bunndyrsmfunnet, der følsomme, rentvannskrevende bunndyrformer er til stede med gode forekomster. Antall bunndyr per prøve var svært høyt, og ble estimert til 16955 individer. Enkelte tolerante bunndyrformer viste tegn til oppblomstring, noe som indikerer begynnende eutrofiering. Det ble påvist 22 ulike EPT arter/grupper, fordelt på hhv. fem døgn- (E), åtte stein- (P) og ni vårfluer (T). Bunndyrsmfunnet oppnådde 6,75 ved bruk av ASPT-indeksen, tilsvarende God økologisk tilstand

Laksefisk

Det ble påvist svært lave forekomster av ørret i Litjevja. På nederste stasjon ble det fanget to ørreter på hhv. 70 mm (årsyngel) og 166 mm (ungfisk med alder 3+). Dette ga estimerte tetthetsnivåer på 0,8 ind./100 m² for aldergruppene 0+ og eldre. Øverste stasjon ga ingen fangst eller observasjon av ørret. Det ble fanget tre ørekyter i Litjevja, fordelt på ett individ på nedre stasjon (67 mm) og to på øvre stasjon (66 mm). Dette ga tetthetsnivåer av ørekyte på 0,83 og 2,0 ind/100 m² for hhv. nedre og øvre stasjonsområder i Litjevja.



Figur 50. Kulvert under Fv 705 i Evjebekken er sterkt vandringshindrende eller vandringsbarriere. (Foto: Morten Andre Bergan).

Konklusjon

Litjevja har svært liten forekomst av ørret høsten 2012. Dette er svært avvikende fra vår forventning for tilsvarende vassdrag med en godt egnet habitatkvalitet for ørret. Vi kan ikke peke på konkrete årsaker til den lave forekomsten av ørret i dag, utover svært utrettede strekninger med redusert habitatkvalitet i vassdragets øvre deler, potensielle akuttutslipp de siste år og tilstedeværelse av ørekyte. Ørekyte har etablert seg i bekken, men foreløpig med små forekomster. Tilsigsbekken Evjebekken har en vandringshindrende kulvert, trolig vandringsbarriere, ved veikrysning under Fv 705, men trolig er bekkestrekningen ovenfor lite produktive. Bunndyrfaunaen klassifiserer vannforekomsten til «God økologisk tilstand». Stikkprøven av vannkvalitet viste noe forhøyde nitrogenverdier, men tilfredsstillende fosfornivåer. Analyser for å avdekke eventuell fekal forurensing (TKB) ble ikke foretatt.

7.3 Vannforekomster i Klæbu

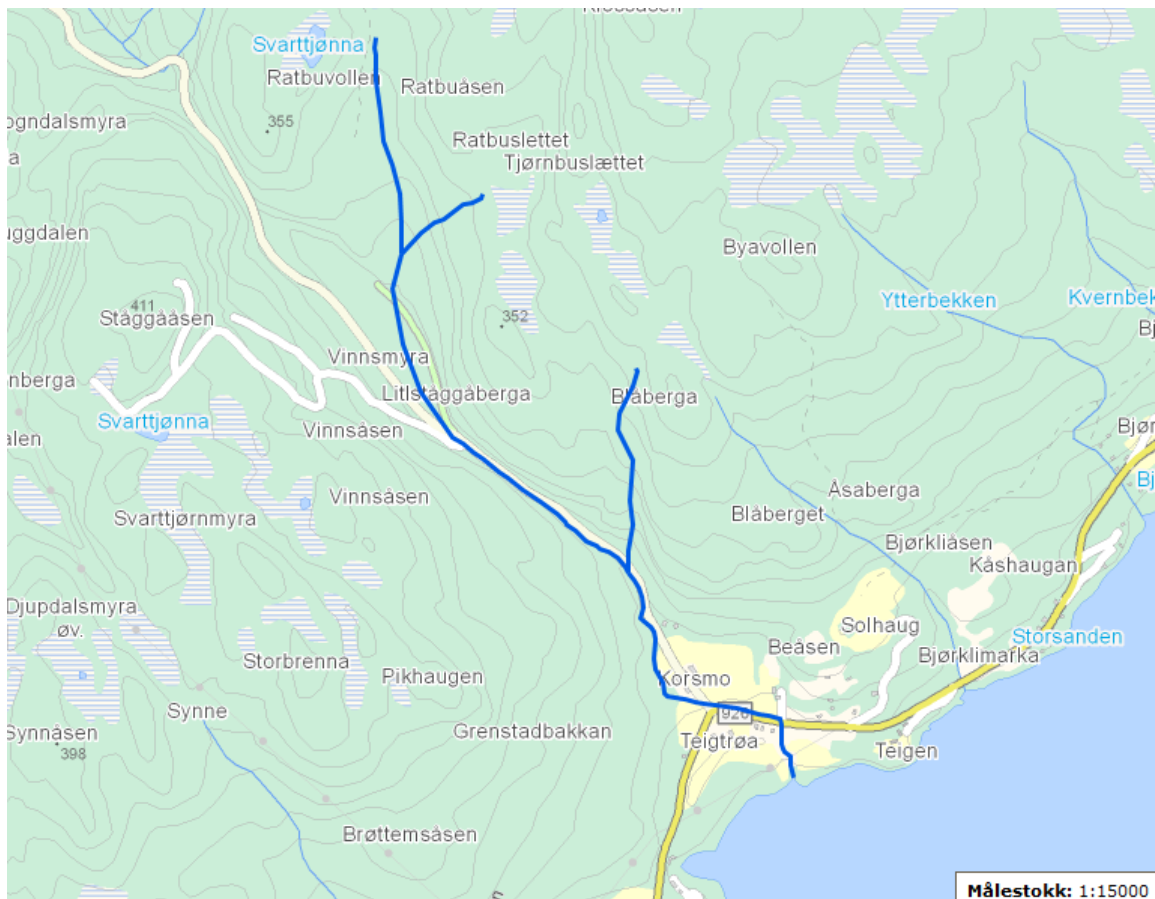
Alle vassdrag i Klæbu kommune er mindre tilløpsbekker til Selbusjøen. Denne rapporten har undersøkt Korsmobekken (123-136-R9), Småbekker til Selbusjøen (123-454-R): Brøttemsmobekken, Kvernbecken (ikke definert i VN) og Stamphusbekken (123-88-R).

7.3.1 Korsmobekken

Korsmobekken (lokalitet 10) er en liten bekk (bredde ca 3 meter) med opprinnelse fra sideløp/tilsigsgreiner fra myrområder og små tjønner (Lomtjønna- 319 moh, og Svarttjønna- 327 moh) rundt Ratbuåsen. Etter å ha drenert Vinnsmyra renner bekk ned mot Korsmo, der bekk går kanalisert og parallelt med Fv 926. Korsmobekken krysser så Fv 926, og munner i Selbusjøen øst for Teigtrøa, om lag 150 meter nedstrøms veien. I Korsmobekken ble det opprettet en stasjon for vannkvalitet, bunndyrprøvetaking kvantitativt elfiske nedstrøms Fv 926. Det ble også gjort søk med elfiskeapparatet ovenfor stasjonsområdet. Videre ble kryssinger under Fv 926 befart, og en eldre demning samt naturlige vandringshindre/fossefall for fisk lengre oppe i vassdraget.

Tabell 16. Interessepunkter og metodikk/omfang i Korsmobekken.

| Vassdrag i Vannområde Nea | | | Metodikk | | | |
|---------------------------|--------|------------------------|-------------------|---------|--------------|--------------------|
| Korsmobekken | St.nr. | UTM sone 32 - EUREF 89 | Befaring/ Foto | Bunndyr | Vannkvalitet | Yngel- /ungfisk |
| Stasjonsområde | 10a | 7015999 N, 576748 E | x | x | x | x |
| Krysning Fv 926 | 10b | 7016109 N, 576712 E | x | | | x |
| Krysning avkjørsel Korsmo | | 7016137 N, 576512 E | x | | | |



Figur 51. Korsmobekken. Definisjon av vannforekomsten i Vann-nett. (Kartgrunnlag: <http://vann-nett.nve.no/>)

Bunndyrsamfunn

Korsmobekken har et bunndyrsamfunn der følsomme, rentvannskrevende bunndyrformer er til stede med gode forekomster. Antall bunndyr per prøve var noe lavt, og estimert til 525 individer per prøve. Ingen vesentlig oppblomstring av tolerante bunndyrformer ble registrert. Det ble påvist 16 ulike EPT

arter/grupper, fordelt på hhv. fire døgn- (E), syv stein- (P) og fem vårfluer (T). Bunndyrsamfunnet oppnådde 6,86 ved bruk av ASPT-indeksen, tilsvarende Svært God økologisk tilstand.

Fiskesamfunn

Det ble kun påvist ørret i Korsmobekken. På strekninger nedstrøms Fv 926 (st. 10a) ble det registrert moderate/lave forekomster av ørret. Det ble fanget ni ørreter på ett areal på 92 m², hvorav to årsyngel (hhv. 67 og 63 mm). Tettheten ble estimert til 2,2 individer/100 m² av ørret-årsyngel. Seks ørreter var ettåringer eller eldre, hvorav tre av disse var gyteklare hannfisk. Tetthetsestimater for eldre ørret var 7,6 individer/100 m². Videre ble det fanget to gyteklare hannfisker på hhv. 215 mm og 310 mm i kulpen nedstrøms det største fossefallet, som en må anta utgjør dagens naturlige vandringsbarriere for fisk fra Selbusjøen.

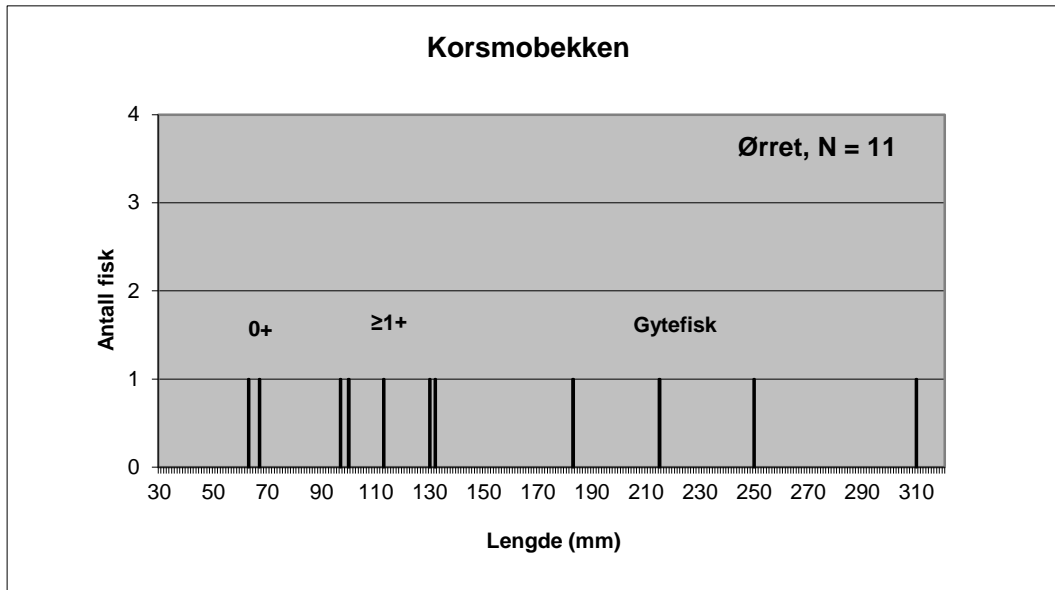
Ørret ble registrert opp til området med brattere partier like nedstrøms Fv 926 (om lag 40 meter nedstrøms veien). Ovenfor dette partiet (st. 10 b) ble det ikke observert eller fanget ørret. Nedenfor Fv 926 inntreffer naturlige vandringshindre eller barrierer i form av små fossefall, som trolig stopper fiskevandring fra Selbusjøen. Kulverten under Fv 926 er utført som bru med bevart bekkebunn. Det oppstår her ett lite fall ved lav vannføring i forbindelse med kulverten, men dersom oppvandrende ørret forserer fossestrykene nedenfor veien, er kulverten passerbar for de fleste størrelser av ørret på høyere vannføring.



Figur 52. Krysning under Fv 926. (Foto: Hans Mack Berger).



Figur 53. Krysning under avkjørselsvei til Korsmo (t.v.) og eldre demning (t.h.) (Foto: Hans Mack Berger).



Figur 54. Antall ørret, lengdefordeling og antatt aldersfordeling i Korsmobekken høsten 2012.

Konklusjon

Korsmobekken er gyte- rekrutteringsbekk for oppvandrende ørret fra Selbusjøen. Det er egnet habitat for gyting og intakt bekkeløp om lag 100 meter oppover bekken fra munningen i Selbusjøen. Flere menneskeskapte vandringshindre under veikryssninger og vandringsbarriere ved eldre demning foreligger lenger oppe, men trolig inntreffer naturlige vandringshindre/barrierer (små fossefall) nedstrøms Fv 926, slik at den økologiske konsekvensen av oppstrøms inngrep for ørret uteblir. Bekkestrekninger ovenfor disse fossefallene er derfor naturlig fisketomme, siden Korsmobekken kommer kun fra myrområder, og ikke vann/tjern med bestander av ørret. Det registreres lave tettheter av ørret på bekkestrekninger nedstrøms naturlig vandringsbarriere, bestående av både bekkestasjonær ørret supplert med oppgang av større gytefisk fra Selbusjøen. Vi fant større oppvandrende ørret fra Selbusjøen høsten 2012 (hannfisk, 310 mm). Det ble kun registrert gytemodne hanner i bekken, men større hunner (35-70 cm) fra Selbusjøen forventes å gå opp i bekken om høsten for å gyte. Disse påtreffes sjelden, da de går på bekken på høy vannføring, gyter og går rett ut i Selbusjøen igjen. En kan ikke utelukke at en del av bekkens yngel-/ungfisk går ut i Selbusjøen allerede første sommer/høst, og derfor ikke påvises ved elfiske sent på høsten. En vurdering av økologisk tilstand ved bruk av laksefisk som kvalitetselement vil derfor være forbundet med usikkerhet. Vi kan ikke se behov for tiltak i Korsmobekken mht laksefisk, utover tiltak for å få ørret fra Selbusjøen til å passere dagens naturlige vandringshindre, slik at gytefisk kan benytte godt egnede strekninger ovenfor Fv 926 og oppover. Tiltetting av kvist og dødt trevirke/trefall kan hindre gytefisk å gå opp i bekken i nedre del. Vi ser ikke bort fra at det kan oppstå oppgangsproblemer for gytefisk fra Selbusjøen i Korsmobekken dersom Selbusjøen er nedtappet i perioden hvor gytevandringen/gytingen finner sted. Vi har imidlertid lite data eller kunnskap om denne problematikken per i dag utover studier av eksisterende flyfoto.

Ved bruk av bunndyr som kvalitetselement oppnår bekken Svært god økologisk tilstand, og den vannkjemiske tilstanden var tilfredsstillende høsten 2012.



Figur 55. Korsmobekkens munning og Selbusjøen ved høy vannstand (t.v.) og lav vannstand (t.h.).
Kilde: <http://kart.finn.no/>

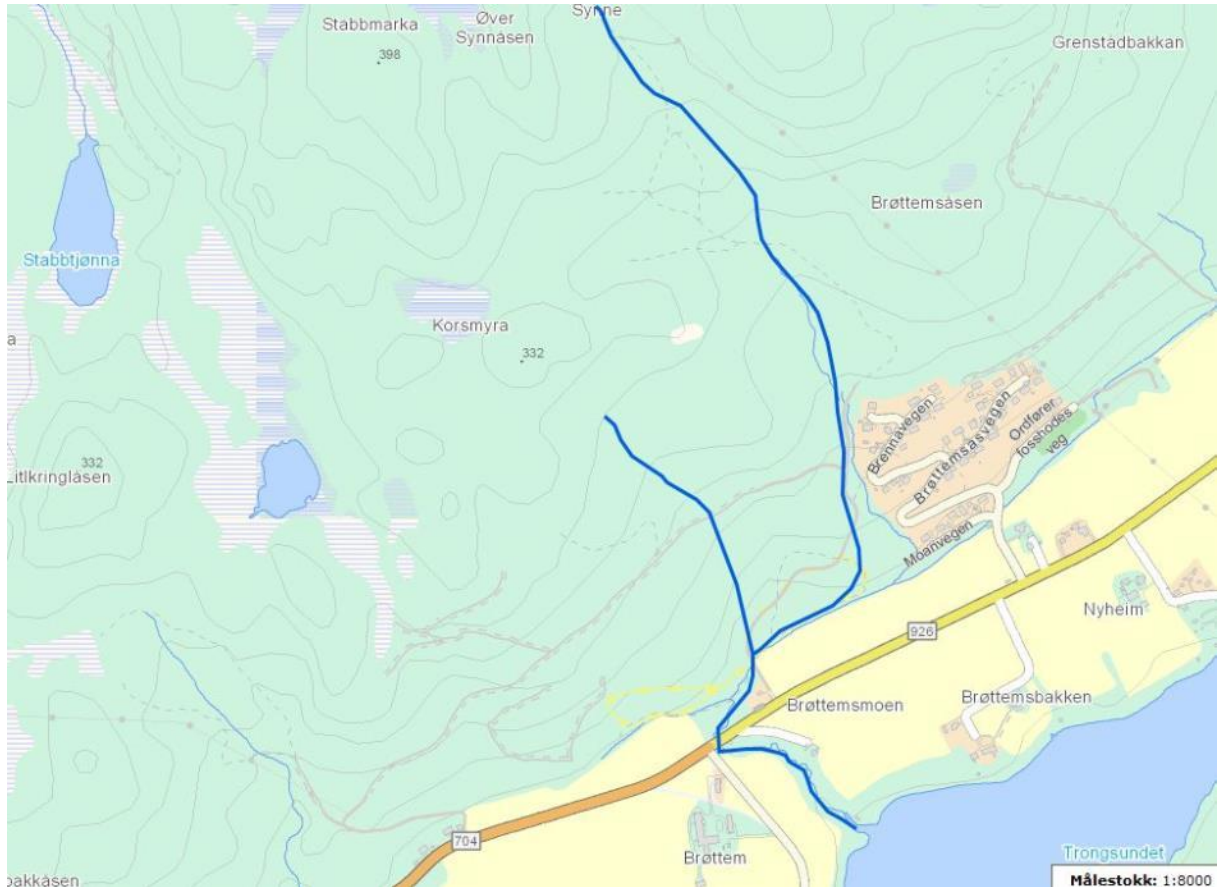


Figur 56. Mye dødt trevirke og kvist tetter Korsmobekken og kan potensielt hindre fiskevandring.
(Foto: Hans Mack Berger).

7.3.2 Småbekker til Selbusjøen

Brøttemsmobekken og Bjørklibekken/Kvernbebben

Brøttemsmobekken



Figur 57. Brøttemsmobekken. Definisjon av vannforekomsten i Vann-nett. (Kartgrunnlag: <http://vann-nett.nve.no/>)

Brøttemsmobekken (lokalitet 11a) kommer fra skog- og myrområder ved Stabbmarka og Storbrenna (409 moh), og munner i Selbusjøen i Trongsundet ved Brøttem. Bekken har egnet habitat for gyting av ørret nedstrøms Fv 926, men preges av mangel på dypere kulper.

Tabell 17. Interessepunkter og metodikk/omfang i Brøttemsmobekken.

| Vassdrag i Vannområde Nea | | | Metodikk | | | |
|---------------------------|--------|------------------------|-------------------|---------|--------------|--------------------|
| Korsmobekken | St.nr. | UTM sone 32 - EUREF 89 | Befaring/ Foto | Bunndyr | Vannkvalitet | Yngel- /ungfisk |
| Stasjonsområde n/Fv926 | 11a | 7014773 N, 575605 E | x | x | x | x |
| Krysning Fv 926 | | 7014776 N, 575496 E | x | | | x |
| Krysning traktorvei | | 7014850 N, 575514 E | x | | | |

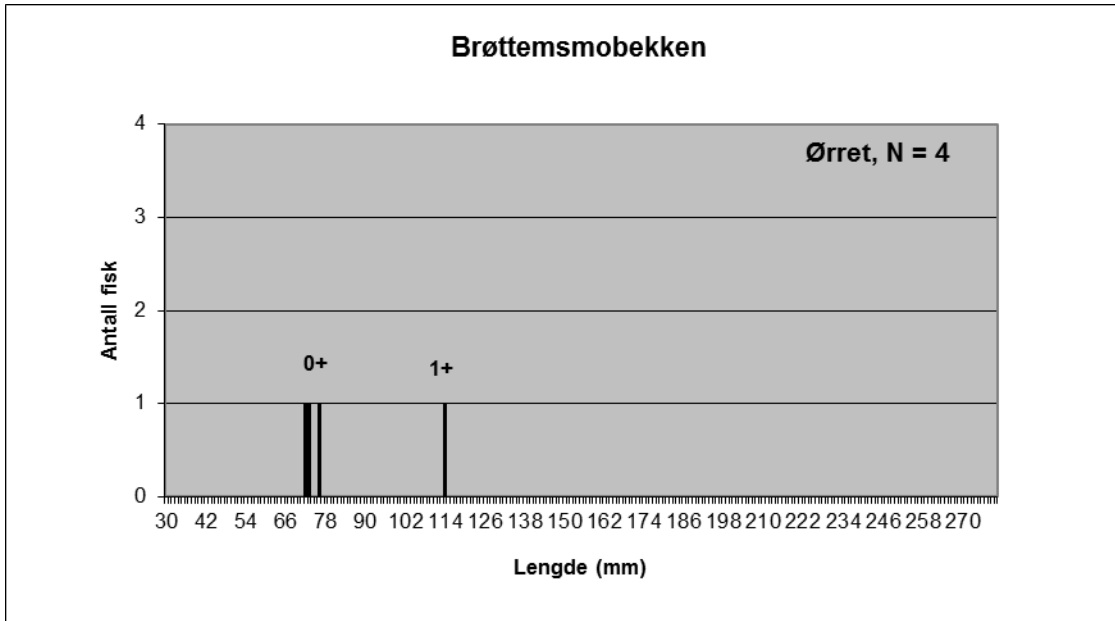
Bunndyrsamfunn

Brøttemsmobekken har et bunndyrsamfunn der følsomme, rentvannskrevende bunndyrformer er til stede med gode forekomster. Antall bunndyr per prøve var lavt, og estimert til 327 individer per prøve. Ingen vesentlig oppblomstring av tolerante bunndyrformer ble registrert. Det ble påvist 10 ulike EPT-

arter, fordelt på hhv. tre døgn- (E), seks stein- (P) og en vårflue (T). Bunndyrsamfunnet oppnådde 6,00 ved bruk av ASPT-indeksen, tilsvarende grensenivået God/Moderat økologisk tilstand.

Fiskesamfunn

Det ble påvist sporadisk forekomst av både røye (N=1, 105 mm, alder 1+) og ørret i Brøttemsbekken. På strekninger nedstrøms Fv 926 (st. 11a og utenfor kvantitativt stasjonsområde) ble til sammen fanget seks ørreter (tre årsyngel og tre ettåringer, hvorav to ikke lengdemålt). I stasjonsområdet ble det kun fanget to ørreter, og estimert tetthetsnivå var 2,0 individer/100 m² av årsyngel ørret og 2,0 individer/100 m² av eldre ørreter. Den ene røya ble også påvist her, hvilket dermed gir en estimert tetthet på 2,0 røye/100 m². Kvantitativt avfisket areal var 50 m².



Figur 58. Antall ørret, lengdefordeling og antatt aldersfordeling i Brøttemsbekken høsten 2012.



Figur 59. To ørreter (årsyngel-nederst og ettåring- midten, samt én røye (ettåring-øverst) fra Brøttemsbekken (t.v.). (Foto: Hans Mack Berger).

Kulverten under Fv 926 er utført i rundt betong med liten diameter, men er relativt godt nedsenket. Krysningen under traktorvei er utført som bru og med bevart bekkebunn. Vi vurderer ingen av krysningene å ha større negativ effekt på fiskevandring.



Figur 60. Kulverter under veier som krysser Brøttemsmobekken, hhv. under traktorvei (t.v.) og under Fv 926 (t.h.). Alle er tilfredsstillende utført mht fiskevandring. (Foto: Hans Mack Berger)

Konklusjon

Brøttemsmobekken er gyte-rekrutteringsbekk for oppvandrende ørret fra Selbusjøen. Det er egnet habitat for gyting i nedre del, og årsyngel påvises, men mangel på dypere kulper gjør at de fleste årsyngel av ørretene trolig går rett ut i Selbusjøen allerede første høst. Brøttemsmobekken kommer fra skog- og myrområder, og ikke fra vann/tjern med bestander av ørret. Det registreres lave tettheter av ørret på bekketrekningene, bestående av både bekketasjonær ørret supplert med oppgang av større gytefisk fra Selbusjøen. Vi fant ikke større oppvandrende ørret høsten 2012. En kan som nevnt tidligere ikke utelukke at en del av bekkens yngel-/ungfisk går ut i Selbusjøen allerede første sommer/høst, og derfor ikke påvises ved elfiske sent på høsten. Det ble påvist røye i bekken, men kun ett individ. Bekkegytende røye er kjent i Tydalsområdet, men ikke bekker til Selbusjøen. Vi antar røya er oppvandret fra Selbusjøen etter å ha blitt produsert der. Vi ser ikke bort fra at det kan oppstå oppgangsproblemer for gytefisk fra Selbusjøen i Brøttemsmobekken dersom Selbusjøen er nedtappet i perioden hvor gytevandringen/gytingen finner sted. Vi har imidlertid lite data eller kunnskap om denne problematikken per i dag utover studier av eksisterende flyfoto.

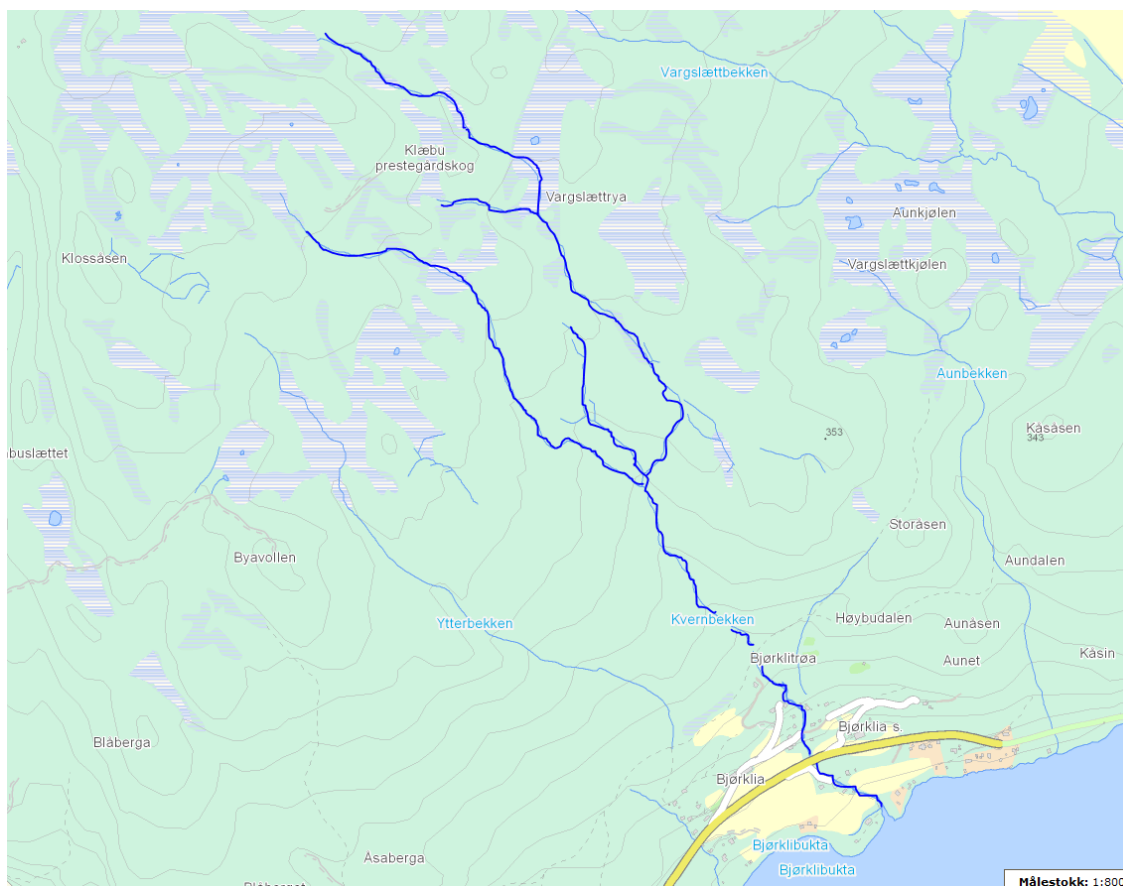


Figur 61. Flyfoto av Brøttemsmobekkens munning og Selbusjøen ved høy vannstand (t.v.) og lav vannstand (t.h.). Kilde: <http://kart.finn.no/>

Ved bruk av bunndyr som kvalitetselement oppnår bekken God økologisk tilstand, men i grensenivået mot Moderat. Den vannkjemiske tilstanden var tilfredsstillende høsten 2012, men svakt forhøyde

nivåer av TKB kan indikere at det finnes tilførsler av fekal forurensing f.eks. av sanitært avløpsvann til bekken. Feltundersøkelsen ble gjennomført etter en periode med tørt vær, dvs. lav vannføring, og dersom det er episodisk lekkasjer/overløp ved mye nedbør ol., vil én gangs vannprøvetaking på lav vannføring i en finværsperiode ikke fange dette opp på en tilfredsstillende måte.

Bjørklibekken/Kvernbekken



Figur 62. Kvernbekken/Bjørklibekken. (Kartgrunnlag: <http://vann-nett.nve.no/>)

Bjørklibekken/Kvernbekken (lokalitet 11b) har sitt opphav fra myr- og skogsområder øst for Klossåsen (464 moh). Bekken er om lag 2-3 meter bred, har et stein-/grusdominert substrat i nedre deler, og domineres av strykstrekninger, med kun unntaksvis dypere ($\pm 0,5$ meter) kulper. Det ble kun foretatt kvalitative elfiskeundersøkelser i denne bekken, og gjort en vurdering av inngrep i bekkestrengen som kan hindre oppvandring av gytefisk fra Selbusjøen.

Tabell 18. Interessepunkter og metodikk/omfang i Bjørklibekken/Kvernbekken.

| Vassdrag i Vannområde Nea | | | Metodikk | | | |
|---------------------------|--------|------------------------|-------------------|---------|--------------|--------------------|
| Bjørklibekken/Kvernbekken | St.nr. | UTM sone 32 - EUREF 89 | Befaring/ Foto | Bunndyr | Vannkvalitet | Yngel- /ungfisk |
| Stasjonsområde n/Fv926 | 11b | 7016970 N, 577886 E | x | | | x |
| Kulvert privat vei | | 7016993 N, 577821 E | x | | | x |
| Krysning Fv 926 | | 7017029 N, 577764 E | x | | | |

Fiskesamfunn

Det ble foretatt søk med elfiskeapparatet på strekninger nedstrøms Fv 926. Om lag 60 m² ble avfisket en omgang. Her ble det påvist ørret med lave forekomster (N= 3, hhv 117, 143 og 148 mm; ettåringer

eller eldre) opp til nyetablert kulvert under privat vei til hytte. Alle ørreter ble fanget i forbindelse med de dypeste kulpene i bekken.

Det ble registrert vandringshindrende, nyetablert kulvert under privat vei til hytte nedstrøms Fv 926. Her eksisterer det i dag et fall på ± 40 cm på normale vannføringer, og vanndybden i kulverten er kun et par centimeter. Videre er kulverten som fører bekken under Fv 926 ikke mulig å forsere for ørret, da den er anlagt høyt oppe i veiforbygningen, og har et fall på >1 meter.



Figur 63. Kulvert under privat vei (t.v.) og under Fv 926 (t.h.). (Foto: Hans Mack Berger).

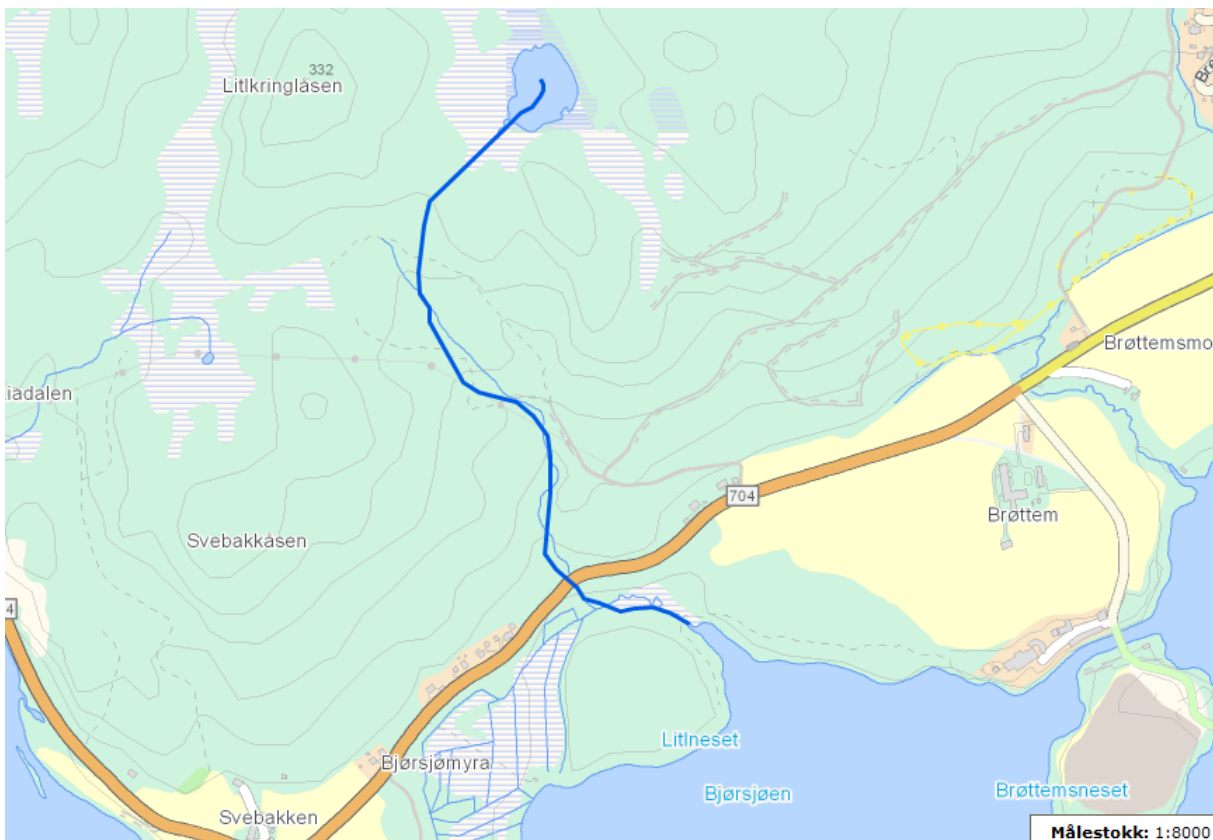


Figur 64. Bjørklibekkens /Kvernbekkens munning og Selbusjøen ved høy vannstand (t.v.) og lav vannstand (t.h.). Kilde: <http://kart.finn.no/>

Konklusjon

Kvernbekken/Bjørklibekken er en potensiell gyte-rekrutteringsbekk for oppvandrende ørret fra Selbusjøen opp til Fv 926. Årsyngel ble ikke påvist høsten 2012, noe som indikerer at bekken ikke fungerte som gytebekk høsten 2011. Vi har informasjon om at den periodevis er nærmest tørr, men at dette angivelig ikke har vært et problem siste to år. Det tas vann fra bekken, men vi kjenner ikke omfanget av dette, og om dette er et problem mht bunnfrysing og tørrlegging. En nylig etablert kulvert under privat vei ble registrert, og at denne ivaretar fiskevandring i mindre grad. Tapet av areal oppstrøms er imidlertid av mindre omfang. Vi ser ikke bort fra at det kan oppstå oppgangsproblemer for gytefisk fra Selbusjøen i Bjørklibekken/Kvernbekken dersom Selbusjøen er nedtappet i perioden hvor gytevandringen/gytingen finner sted. Vi har imidlertid lite data eller kunnskap om denne problematikken per i dag utover studier av eksisterende flyfoto.

7.3.3 Stamphusbekken



Figur 65. Stamphusbekken. Definisjon av vannforekomsten i Vann-nett. (Kartgrunnlag: <http://vann-nett.nve.no/>)

Stamphusbekken (lokalitet 12) har sitt opphav fra Litjstabbtjønna (282 moh) og omkringliggende skogs- og myrområder. Bekken har et sidefelt som drenerer Bjørsjømyra og som er betydelig grøftet. Stamphusbekken er liten, om lag 1 meter bred i gjennomsnitt, men har egnet habitat for gyting av ørret.

Tabell 19. Interessepunkter og metodikk/omfang i Stamphusbekken.

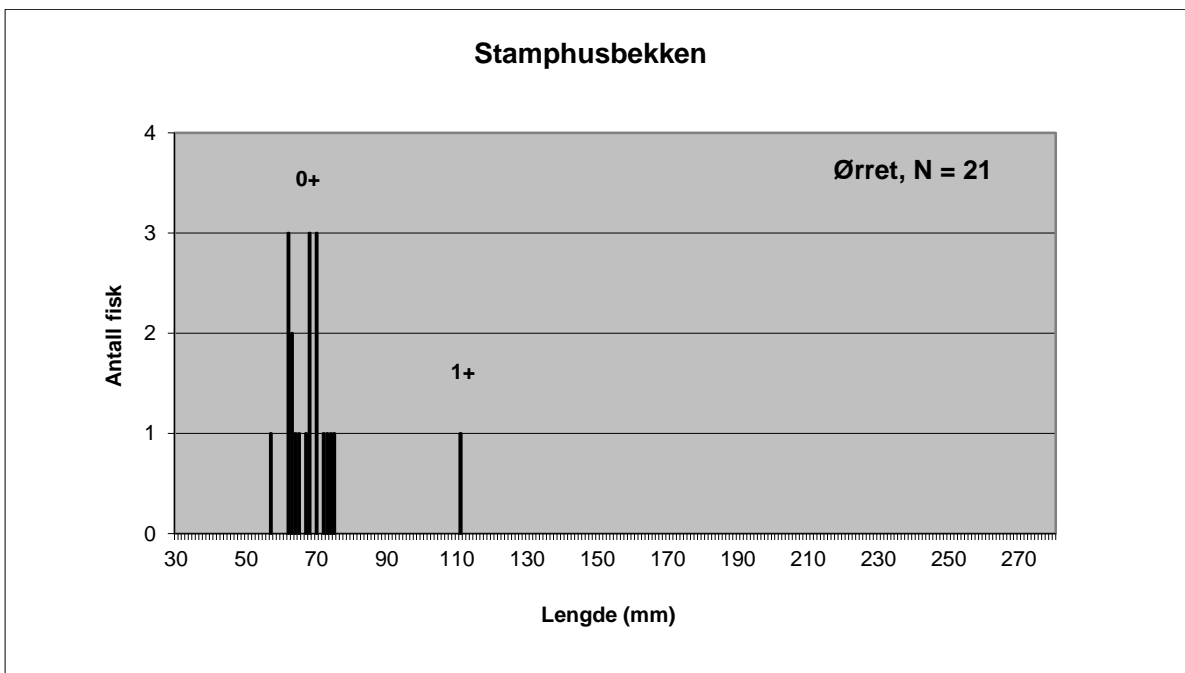
| Vassdrag i Vannområde Nea | | | Metodikk | | | |
|---------------------------|--------|------------------------|-------------------|---------|--------------|--------------------|
| Stamphusbekken | St.nr. | UTM sone 32 - EUREF 89 | Befaring/ Foto | Bunndyr | Vannkvalitet | Yngel- /ungfisk |
| Nedstrøms Fv 926 | 12 | 7014386 N, 574894 E | x | x | x | x |

Bunndyrsamfunn

Stamphusbekken har et bunndyrsamfunn der følsomme, rentvannskrevende bunndyrformer er til stede med gode forekomster. Antall bunndyr per prøve var noe lavt, og estimert til 1205 individer per prøve. Ingen vesentlig oppblomstring av tolerante bunndyrformer ble registrert. Det ble påvist 15 ulike EPT arter/grupper, fordelt på hhv. tre døgn- (E), syv stein- (P) og fem vårfluer (T). Bunndyrsamfunnet oppnådde 6,58 ved bruk av ASPT-indeksen, tilsvarende grensenivået God økologisk tilstand.

Fiskesamfunn

Det ble påvist gode forekomst av ørret i Stamphusbekken nedstrøms Fv 926. På strekninger nedstrøms Fv 926 (st. 12, kvantitativt stasjonsområde) ble det til sammen fanget 21 ørreter (20 årsyngel og en ettåring). Dette ga et estimert tetthetsnivå på 33,9 individer/100 m² av ørret-årsyngel og 1,7 individer/100 m² av eldre ørreter. Videre ble det fanget ett individ av ørekyte (*Phoxinus phoxinus*) og røye (*Salvelinus alpinus*), som ga en tetthetsnivå på 1,7 ind/100 m² for begge arter. Ørekyte og røye har vandret opp fra Selbusjøen. Kvantitativt avfisket areal var 60 m².



Figur 66. Antall ørret, lengdefordeling og antatt aldersfordeling i Stamphusbekken høsten 2012.



Figur 67. Ørekyte (øverst), røye (nest øverst) og ørret (to nederste) i Stamphusbekken. (Foto: Hans Mack Berger).



Figur 68. Kulvert under Fv 704 (t.v.) og Stamphusbekkens munning til Selbusjøen. (Foto: Hans Mack Berger).

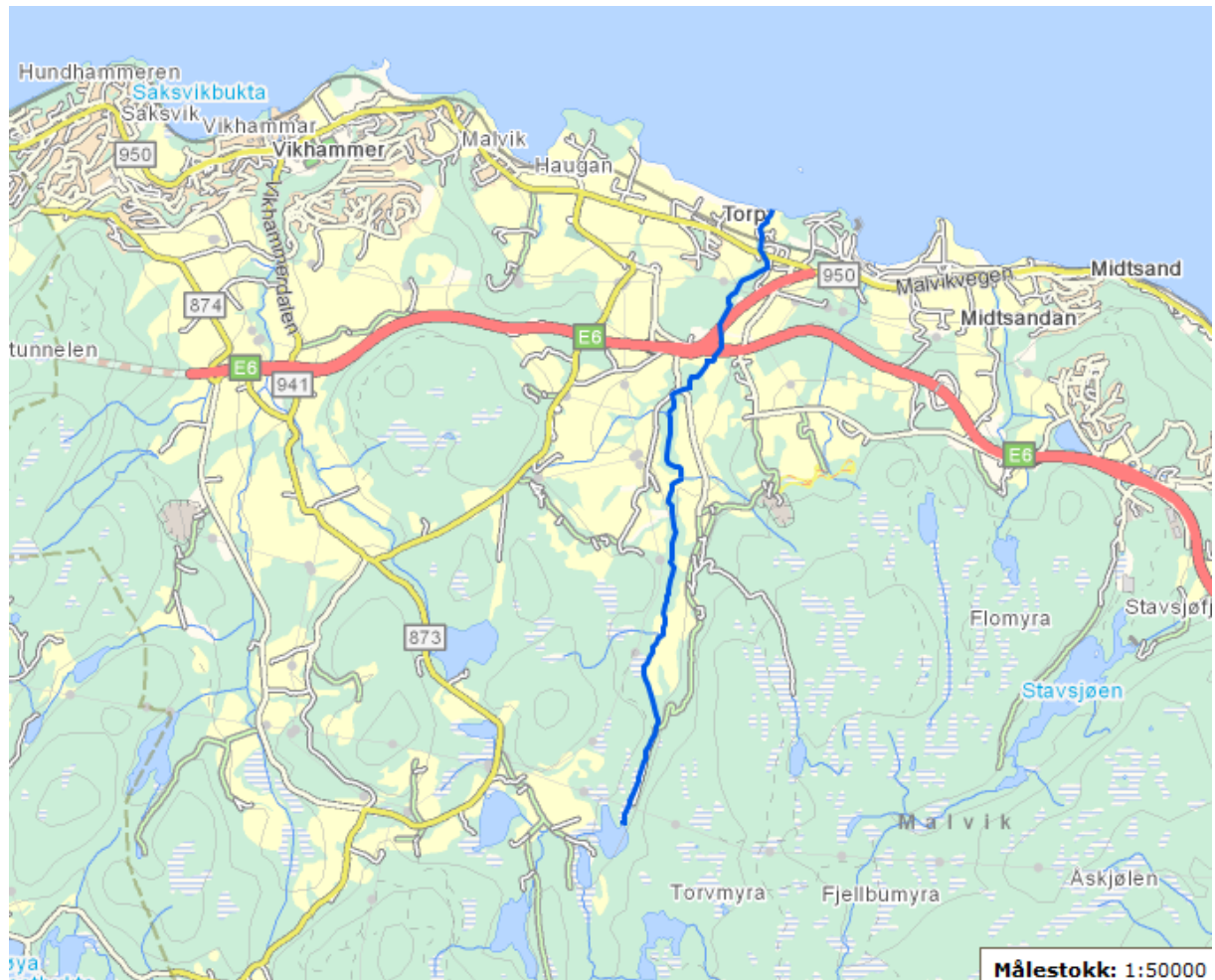
Kulverten under Fv 704 er vandringshindrende for ørret, og kan potensielt være en vandringsbarriere, som følge av høyt sprang på normale vannføringer, og mangel på dypere satskulp nedstrøms kulvertmunningen.

Konklusjon

Stamphusbekken er en gyte- rekrutteringsbekk for oppvandrende ørret fra Selbusjøen. Oppvandrende gytefisk kan nå områder ved kulverten under Fv 926, men det er usikkert om denne kan passeres. Vandringsvinduet for ørret er derimot svært begrenset, dersom kulverten er passerbar. Det registreres tilfredsstillende tettheter av årsyngel- ørret på bekkestrekninger nedstrøms Fv 926. Forekomsten av eldre ørretunger er naturlig liten, da fisken trolig går ut i Selbusjøen i løpet av første leveår. Tetthetsnivået av årsyngel viser derimot at større gytefisk er oppe og gyter i bekken. Det ble ikke registrert gytefisk høsten 2012. Større gytefisk går opp i bekken på høy vannføring, og går rett ut i Selbusjøen etter gyting. Kulverten under Fv 704 møter flere vanskeligheter med å tilfredsstille kriteriene i kriteriesett A (DG 2009/2013) og må slik situasjonen er nå, klassifiseres som vandringshindrende. Tapet av areal oppstrøms og kvaliteten på dette bør avgjøre hvorvidt en skal sette inn tiltak for å få ørret lettere forbi dette punktet. Stamphusbekken stiger relativt raskt etter Fv 926, og vår vurdering er at det kun er mindre produktive areal for ørret ovenfor veien.

7.4 Vannforekomster i Malvik

7.4.1 Sagelva



Figur 69. Sagelva. Definisjon av vannforekomsten i Vann-nett.

(Kartgrunnlag: <http://vann-nett.nve.no/>)

Sagelva (lokalitet 13) munner ut i Trondheimsfjorden ved Storsand. Elva drenerer utmarksarealer og skogsmark rundt Vuluåsen (299 moh) i øst og Vulusjøen (259 moh) i sørøstre del av feltet, og landbruks- og utmarksområder rundt Hønstadvatnet (164 moh) og Tufttjønna i øvre vestre del av

feltet. Det er et par gårdsbruk med avrenning til Hønstadvatnet. I midtre del av feltet er det vekslning mellom skog og landbruksarealer og noe spredt bebyggelse. En sidebekk renner forbi avfallsplassen for Malvik container og Gjenvinning AS. I nedre del faller elva relativt bratt fra kulverten under E6 og forbi tidligere gamle E6, der det er en lang skråfoss som i dag hindrer oppvandring av anadrom fisk. Berger m.fl. (2007) opplyser etter fiskebiologiske undersøkelser i vassdraget at sjøørreten i Sagelva kan vandre opp fra sjøen til fossen ovenfor jernbanen ved Torpaunet, en strekning på ca 300 elvemeter. Her var det tidligere en stor kulp som delvis er gjenfylt i forbindelse med bygging av gang og sykkelbane på 1980-tallet (Paul L. Hagen pers.medd.). Elva har de neste 100 meter en naturlig bratt gradient og strekninger hvor den renner over skrå bergflater uten kulper. Det er ikke usannsynlig at sjøørret tidligere vandret opp fossen og opp til områdene ovenfor Torpaunet. Dette skjedde trolig før både kulpene under fossen ble fjernet og før det var en dam i bekken, og fossen ble lagt i rør for drift av Torpaunet Møllebruk. Det var forøvrig både sagbruk og mølle ved Torpaunet gård før mølla ble flyttet ned til sjøen (1907). Mølla ble nedlagt på 1960-tallet og dammen ovenfor gården er relativt nylig fjernet (Paul L. Hagen pers. medd). Det ble fanget fin ørret (stasjonær) på 20-30cm i mølledammen, men det har visstnok ikke vært fanget sjøørret på strekningen de siste 50 -70 årene (Jon Leistad og Paul L. Hagen pers. medd.).

Tabell 20. Stasjoner og metodikk/omfang i Sagelva.

| Vassdrag i Vannområde Nea | | | Metodikk | | | |
|-------------------------------|--------|------------------------|-------------------|---------|--------------|--------------------|
| Sagelva | St.nr. | UTM sone 32 - EUREF 89 | Befaring/ Foto | Bunndyr | Vannkvalitet | Yngel- /ungfisk |
| Sagelva nedre (anadrom) | 13a | 7035038 N, 584825 E | x | x | x | x |
| Sagelva (stasjonær strekning) | 13b | 7033830 N, 584372 E | x | | x | x |



Figur 70. Sagelva stasjonær strekning (øverst t.v.), anadrom strekning nedre del (øverst t.h.) og munningsområdet til Trondheimsfjorden (nederst)

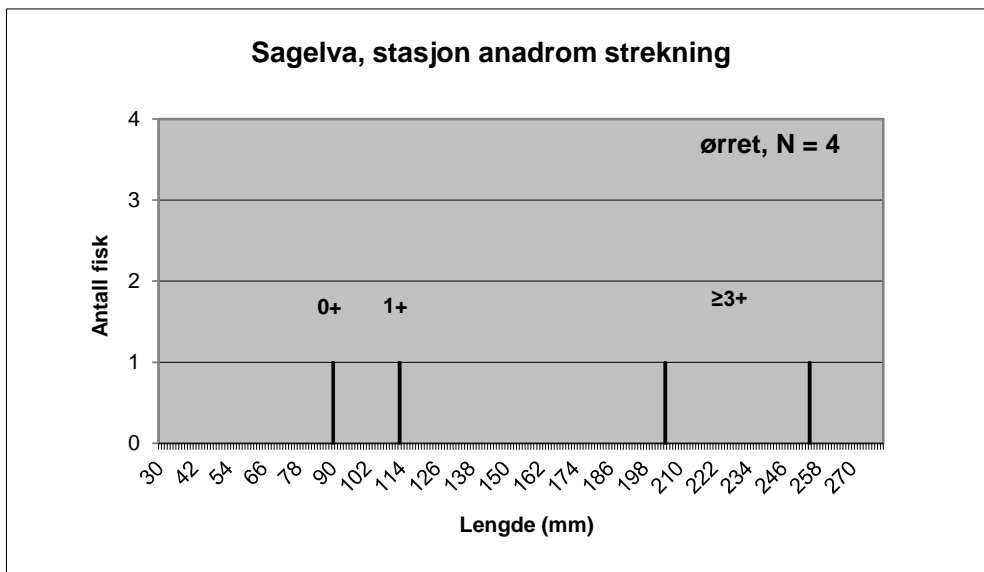
Bunndyrsamfunn

Nedre strekninger av Sagelva (st. 13a) har et bunndyrsamfunn der følsomme, rentvannskrevende bunndyrformer er til stede, men med reduserte forekomster. Antall bunndyr per prøve ble estimert til 5210 individer per prøve. Det ble registrert noe oppblomstring av tolerante bunndyrformer og arter,

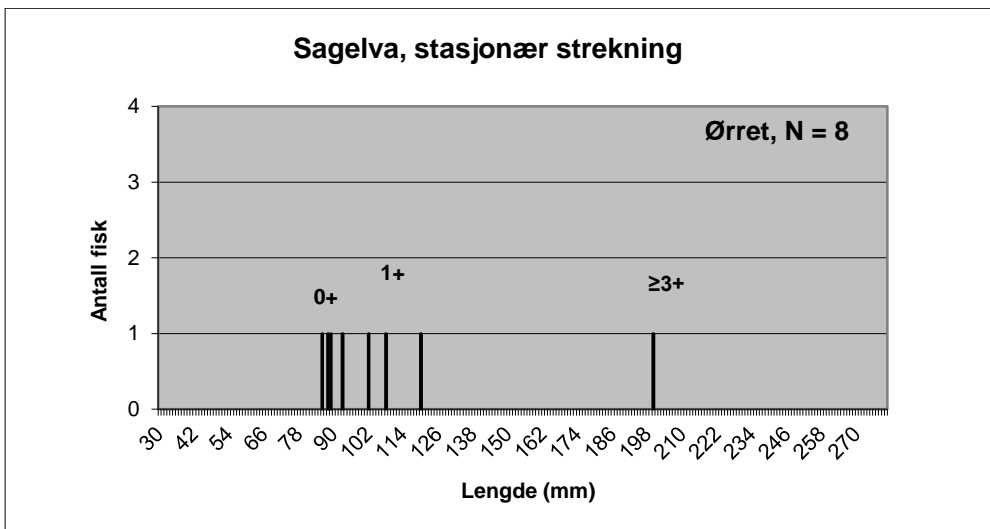
noe som kan indikere moderat eutrofiering/organisk belastning i vassdraget. Det ble i bunndyrmaterialet fra Sagelva påvist 14 ulike EPT arter/slekter, fordelt på hhv. tre døgn- (E), syv stein- (P) og fire vårfluer (T). Bunndyrsamfunnet oppnådde 5,95 ved bruk av ASPT-indeksen, tilsvarende Moderat økologisk tilstand.

Fiskesamfunn

Det ble påvist svært lave forekomster av ørret både i nedre, anadrom strekning (13a) og i midtre stasjonær strekning (13b) av Sagelva. På de nedre strekninger nedstrøms Torpaunet ble det til sammen fanget kun fire ørreter (1 årsyngel, en ungfisk og to stasjonære gytefisker). Dette ga et estimert tetthetsnivå på 0,8 individer/100 m² av ørret-årsyngel og 1,8 individer/100 m² av eldre ørreter. Kvantitativt avfisket areal var 175 m². I midtre del av Sagelva ble det fanget åtte ørreter totalt, hvorav fire årsyngel og fire ungfisker. Gytefisk ble ikke registrert. Dette ga et estimert tetthetsnivå på 4,1 individer/100 m² av ørret-årsyngel og 3,9 individer/100 m² av eldre ørreter. Kvantitativt avfisket areal var 105 m².



Figur 71. Antall ørret, lengdefordeling og antatt aldersklasse hos ørret fanget ved elfiske i anadrom strekning (13a) av Sagelva.



Figur 72. Antall ørret, lengdefordeling og antatt aldersklasse hos ørret fanget ved elfiske i stasjonær strekning (13b) av Sagelva.



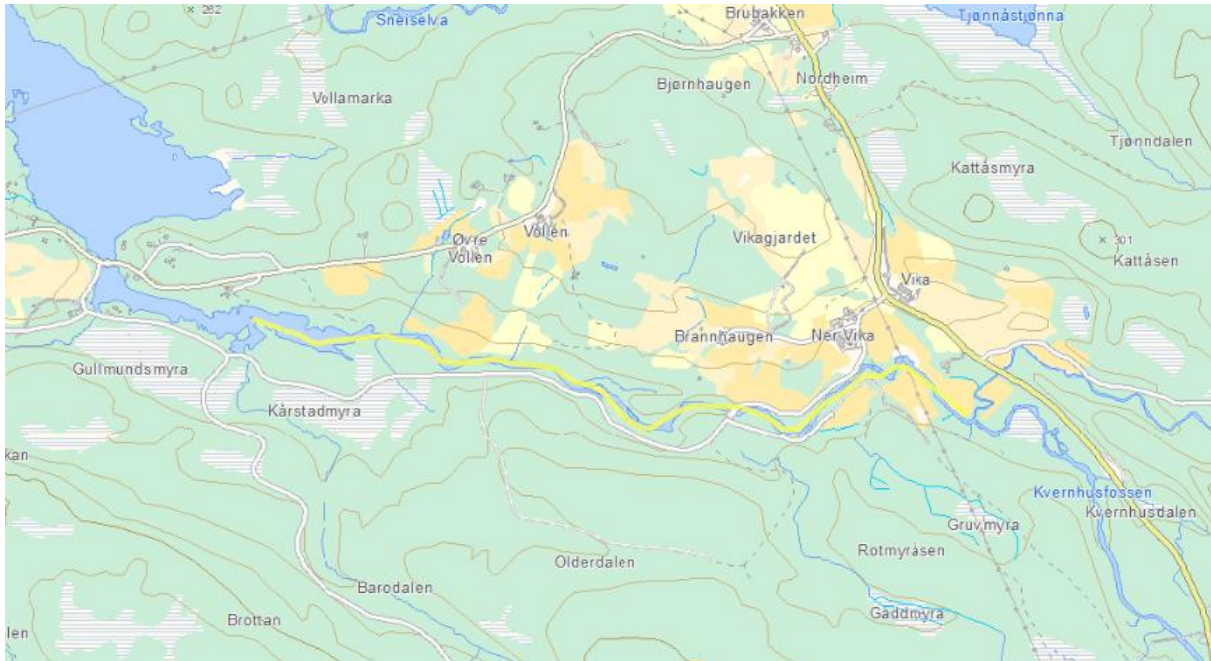
Figur 73. Total fangst av ørret på stasjonen i anadrom strekning av Sagelva høsten 2012. Det var svært redusert forekomst av sjøørret i Sagelva høsten 2012. (Foto: Hans Mack Berger).

Konklusjon

Det ble fanget svært lite ørret i Sagelva høsten 2012. De estimerte tetthetsnivåene er svært lave, og betydlige lavere sammenlignet med tidligere (Berger m.fl. 2007), både i anadrom og stasjonær del av elva. Da ble det målt gjennomsnittlig høye tetthetsnivåer av både årsyngel og ungfisk i hele elva. Det er sannsynlig å knytte bortfallet av fisk høsten 2012 med redusert vannkvalitet over tid, og trolig akutt fiskedød som følge av forurensningsepisoder. Det er høyere tetthet av ørret i øvre deler av vassdraget, ovenfor dagens anadrome strekning, sammenlignet med anadrom strekning. Dette er unaturlig, og kan skyldes akuttutslipp eller vesentlig dårligere vannkvalitet over tid på de nederste strekningene før munning til Trondheimsfjorden. Videre er dagens anadrome strekning kun 0,3 km. Berger m.fl. (2007) sannsynliggjør at sjøørret kan ha vandret lenger opp i elva før summen av historiske inngrep og omlegging av elveløp i forbindelse med mølledrift, sagbruk, veg og jernbane ble gjennomført. Det er lagt til rette for fiskevandring under E6 (fisketrapp). Dersom sjøørret historisk passerte fossen ved Torpaunet, så var det ikke usannsynlig at sjøørret kunne vandre helt opp til områdene ovenfor Damtjønna, Langvatnet og Hønstadvatnet, til sammen bekke- og elvestrekninger opp mot 10 km i lengde. I tillegg kommer innsjø/vannareal, som har svært viktige økologiske funksjoner i anadrome vassdrag. Vi har imidlertid for lite historiske opplysninger og data for å kunne fastslå om sjøørreten passerte dagens stoppested nedstrøms fossen ovenfor jernbanen. Vi klassifiserer den økologiske tilstanden i Sagelva til «Svært Dårlig» iht tabell 2, basert på forventningsverdier i anadrome vassdrag med habitatklasse 2 (Godt egnet). Tilstanden klassifiseres også til «Svært dårlig» etter tabell 3, med redusert vannkvalitet som årsaksforklaring.

Sagelva mottar betydelige vannkjemiske påvirkninger fra nedbørsfeltet fra området Skjenstad og nedover. Vannkvaliteten var noe påvirket høsten 2012, og bunndyrsmiljøet (moderat økologisk tilstand) indikerte påvirkning ned mot munning til sjøen. Det ble registrert betydelig nedslamming av substrat i nedre deler av Sagelva høsten 2012, noe som også viser at vassdraget mottar for mye organisk belastning, utover det som er dagens resipientkapasitet. Tidligere undersøkelser viser også betydelig vannkjemisk påvirkning i samme elveavsnitt (Berger m.fl. 2007, Nyland 2006). Trolig skjer akutte forurensningsutslipp (fra nærliggende landbruksvirksomhet eller spredt bebyggelse) i elva med ujevne mellomrom som bl. a. har redusert fiskesamfunnet. Siste akuttutslipp vi kjenner til var våren 2013, etter våre undersøkelser, da gjødsel fra fraukjeller rant ut i elva (<http://www.mb.no/lokalenyheter/article6604003.ece>).

7.4.2 Vikaelva nedre



Figur 74. Vikaelva nedre. Definisjon av vannforekomsten i Vann-nett. (Kartgrunnlag: <http://vann-nett.nve.no/>)

Vikaelva nedre (lokalitet 14) er definert som strekninger i Vikaelva etter samtløp mellom vassdragene Lauva og Vikaelva nedstrøms Fv 963. Lauva renner ned Lauvdalen, og har sin opprinnelse fra Lauvtjennin (479 moh) og omkringliggende myr- og skogsområder. Vikaelva nedre og Lauva er viktige gytevassdrag til ørret i Foldsjøen. Her kan vandrende gyteørret gå helt opp til Kvernhussfossen i Vikaelva. I Lauva kan gyteørret vandre langt, i hvert fall et par kilometer ovenfor Fv 963. Lauvdalsgruva befinner seg i Lauvas nedbørfelt, med potensiell avrenning herfra. Vikaelva har sin opprinnelse fra Sandvikstjenna (305 moh) og ovenforliggende vann. Vikaelva nedre drenerer noe dyrkamark nedstrøms Fv 963, men går i relativt uendret elveløp ned til munning i Foldsjøen. Foldsjøen i Mostadmarka er den nest største innsjøen i Sør-Trøndelag. Sjøen er i dag mye benyttet til rekreasjon som fiske av gjedde og ørret, bading og annet friluftsliv hele året. Foldsjøen har vært nært knyttet til Mostadmark jernverk, som var i drift i tre perioder fra 1653 til 1880 (www.mb.no).

Historiske opplysninger og data om fiskebestander i Foldsjøen og nedre del av Vikaelva

Arnekleiv mfl. (1997) har gjort omfattende fiskeundersøkelser i Foldsjøen i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. Resultatet den gang tydet på at fiskebestandene av ørret (og røye) i Foldsjøen var redusert etter at gjedde ble innført. I tillegg til ørret er det tidligere påvist røye og trepigget stingsild i Foldsjøen. Røye ble ikke fanget av Arnekleiv mfl. (1997), og var bare så vidt registrert ved fritidsfiske i årene 1995-1997 (A. Hansen og T. Sneisen pers. medd.). Ved prøvofisket i 1980 (Korsen 1980) viste resultatene at Foldsjøen hadde en meget stor bestand av småfallen ørret, og en liten bestand av røye. fra kjentfolk ble det opplyst at fisket ikke hadde endret seg stort etter 1980 og at det fortsatt ble tatt mest småfallen ørret, kanskje enda mer småfisk i årene etter, og noe røye i 1985-86.

Ifølge Arnekleiv mfl. (1997) kom gjedda sannsynligvis til Foldsjøen omkring 1989/90 eller muligens noe før (T. Sneisen, pers. medd.). Det skal være tatt en gjedde på 2,7 kg allerede i 1985-87 (A. Hansen, MJFF pers. medd.) En vet ikke om gjedda kom inn naturlig eller ved menneskelig aktivitet. Gjeddene hadde da god tilgang på næring, både ørret og stingsild, og formerte seg sannsynligvis meget raskt. Arnekleiv mfl. (1997) opplyser videre om at gjedde begynte å inngå i fangstene i fritidsfiske omkring 1992/93 og mengden økte sterkt på midten av 90-tallet. De konkluderer med at kollapsen i

fiskebestandene i Foldsjøen sannsynligvis har skjedd fra midten av 90-tallet. Ørretbestanden var nå (1997) endret fra å være tallrik på 80-tallet, til å bli meget fåtallig på grunn av sterk konkurranse og predasjon fra gjedde. Samtidig er de ørretene som finnes av relativt god kvalitet, og det opplyses at det de siste 2-3 år er tatt enkelte store ørreter (A. Hansen, pers. medd).



Figur 75. Vikaelva nedre. Strykstrekninger (nederst), Kvernhusfossen (t.v.) og sakteflytende, dyp elv før munning til Foldsjøen. (Foto: Hans Mack Berger).

Tabell 21 viser stasjonslokalisering og anvendt metodikk i Vikaelva nedre.

Tabell 21. Stasjoner og metodikk/omfang i Vikaelva nedre.

| Vassdrag i Vannområde Nea | | | Metodikk | | | |
|--------------------------------|--------|------------------------|-------------------|---------|--------------|--------------------|
| Sagelva | St.nr. | UTM sone 32 - EUREF 89 | Befaring/ Foto | Bunndyr | Vannkvalitet | Yngel- /ungfisk |
| Vikaelva nedre | | 7022663 N, 590395 E | x | x | x | x |
| Kvernhusfossen (Vikaelva øvre) | | 7022572 N, 591485 E | x | | | |

Bunndyrsamfunn

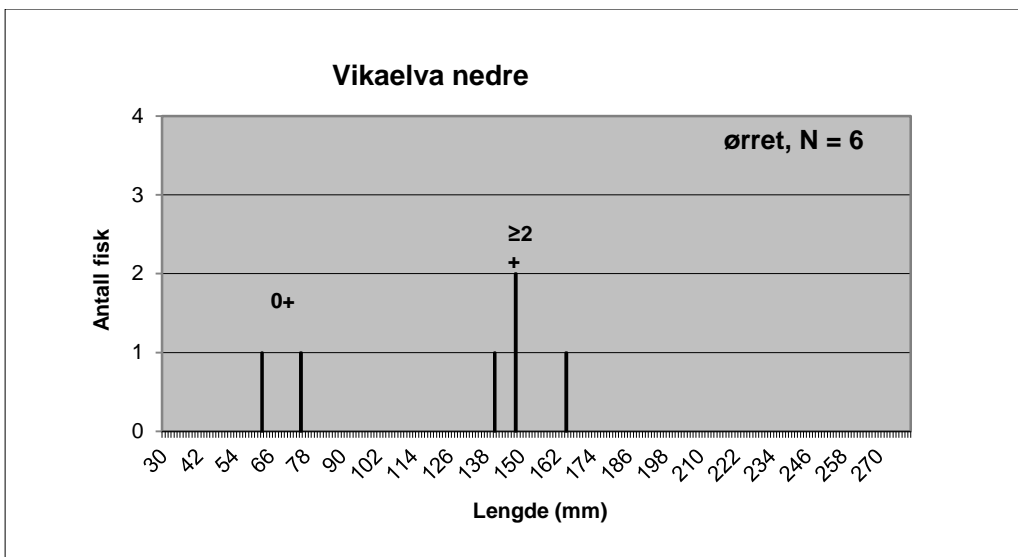
Stasjonsområdet i Vikaelva nedre (st.14) har et bunndyrsamfunn der følsomme, rentvannskrevende bunndyrformer er til stede med gode forekomster. Antall bunndyr per prøve ble estimert til 1511 individer per prøve. Det ble ikke registrert noen form for oppblomstring av tolerante bunndyrformer. Det ble påvist 21 ulike EPT arter/grupper, fordelt på hhv. seks døgn- (E), åtte stein- (P) og syv vårfluer (T). Bunndyrsamfunnet oppnådde 7,17 ved bruk av ASPT-indeksen, tilsvarende Referansetilstand/Svært God økologisk tilstand.

Fiskesamfunn

Det ble påvist lave forekomst av stasjonær ørret i Vikaelva. På strekningen nedstrøms Fv 963 ble det til sammen fanget seks ørreter (to årsyngel og fire ungfisker). Dette ga et estimert tetthetsnivå på 1,2 individer/100 m² av ørret-årsyngel og 2,5 individer/100 m² av eldre ørreter. Kvantitativt avfisket areal var 162 m².



Figur 76. Utvalg av fangst av ørret nedstrøms FV 963 i Vikaelva høsten 2012.



Figur 77. Antall ørret, lengdefordeling og antatt aldersklasse hos ørret fanget ved elfiske i Vikaelva nedre.

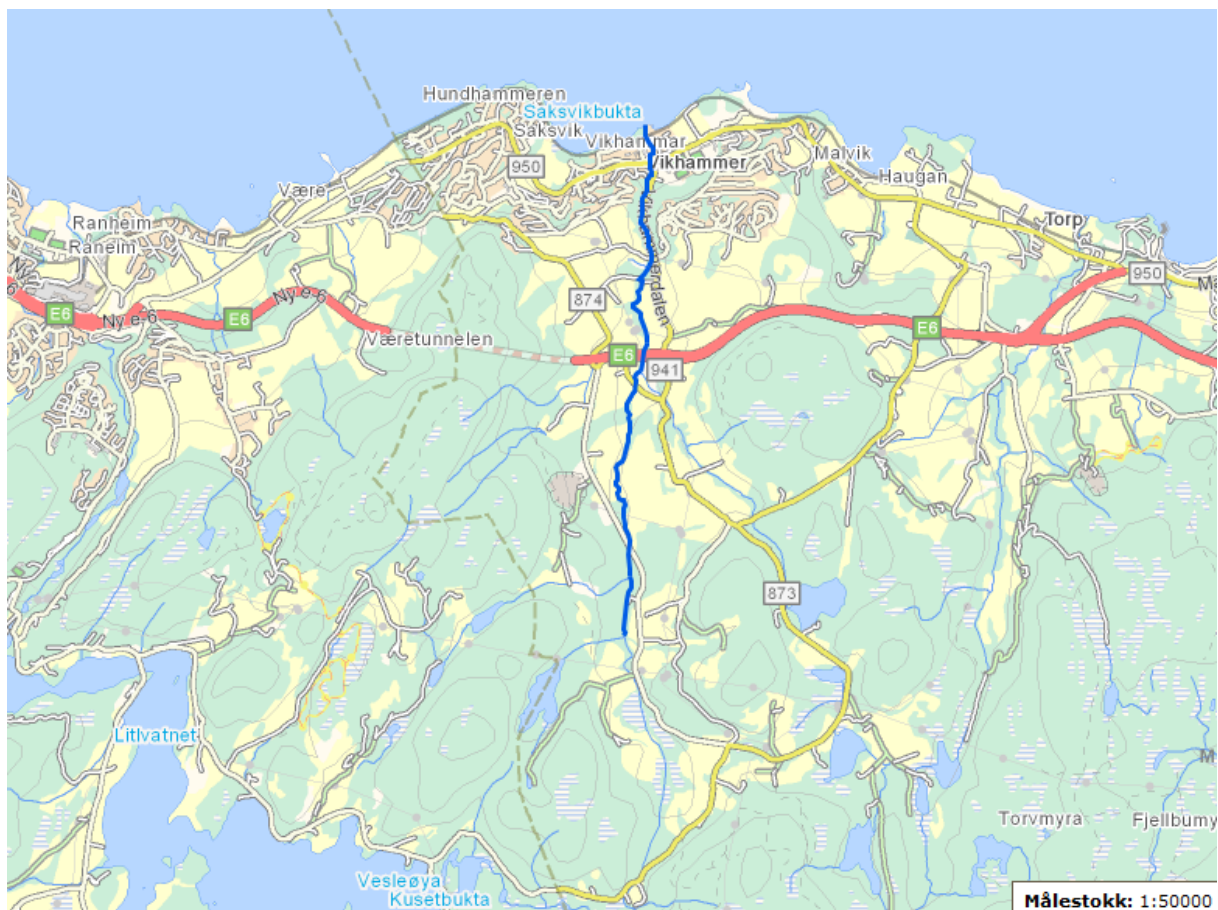


Figur 78. Kulvert under FV 963 i Lauva til Vikaelva. Passerbar for fisk i flere størrelser, men ikke optimalt utformet mht fall og vanddybde.

Konklusjon

Vikaelva nedre har god til svært god vannkjemisk tilstand ved prøvetakingstidspunktet, noe som gjenspeiles i en svært god økologisk tilstand klassifisert ved hjelp av bunndyr som kvalitetselement. Mht. påvirkning fra potensiell gruveavrenning, finner vi ingen registrerbare biologiske effekter i bunndyrsamfunnet i nedre del av Vikaelva. Elva, inkludert Lauva, er gytevassdrag for ørret tilhørende Foldsjøen. Ørretbestand avviker mye både mht alderssammensetning og mengde (tetthet) i forhold til vår forventning til tilsvarende vassdrag i innlandet. Det registreres svært lave tetthetsnivåer av aldersklasser, og bortfall av toårig ørret. En viktig årsak kan være at gjedde (*Esox lucius*) har etablert en sterk bestand i Foldsjøen, og har utkonkurrert ørretbestanden. Av andre medvirkende årsaker kan u hensiktsmessig manøvrering av vannstand i Foldsjøen nevnes. Etter at nåværende dam stod ferdig i 1987 har dameier (Meråker brug) tappet sjøen noe ned om vinteren for å dempe vårfloppen i vassdraget. (Arnekleiv mfl. 1997). I 2013 (etter våre undersøkelser) ble Foldsjøen tappet ned til et minimum (www.mb.no).

7.4.3 Vikhammerelva



Figur 79. Vikhammerelva. Definisjon av vannforekomsten i Vann-nett. (Kartgrunnlag: <http://vann-nett.nve.no/>)

Vikhammerelva (lokalitet 15, også kalt Storelva) drenerer, spredt bebyggelse utmarksområder og landbruksarealer opp mot Vasseljen, Herjuan i sør og et sidefelt fra Hestsjøen i øst. Vassdraget er grundig beskrevet i Berger m.fl. (2007):

«Vikhammerelva renner ut i Trondheimsfjorden i Saksvikbukta ved Vikhammer sentrum. Hovedgreina har sine kilder rundt Herjuvatnet (283 moh) og Vasseljtjønna (197 moh) i

Malvikmarka nord for Jonsvatnet. I øvre del av feltet ovenfor Herjuan er det barskogsområder. Fra Herjuan forbi Vasseljen og Bostad er det dyrkamark og spredt bebyggelse. Elva får videre nedover avrenning fra en fyllplass og et biloppuggeri. Sidegreina fra Hestsjøen drenerer gjennom området nord for Bostad og møter Vikhammerelva ovenfor «nye E6» ved Leistadkrysset. Videre nedover forbi Buenget er det store gårdsbruk med landbruksarealer inntil bekken. Fra Granheim og nedover er fallgradienten høyere og langs nedre 500 meter av bekken er det tettbebyggelse med bl.a. skoler og butikksentra»

Historiske opplysninger om sjøørreten i Vikhammervassdraget

Vikhammerelva med tilsigsbekker har opprinnelig vært et svært viktig vassdrag for sjøørret til indre deler av Trondheimsfjorden, og har vært Malviks lengste og viktigste vassdrag for anadrom laksefisk, sammen med elva Homla. Vikhammerelva er også omtalt som et viktig sjøørretvassdrag av Bergan (2013), som knytter nedgang og lokalt tapte bestander av sjøørret i dette området til redusert areal og arealkvalitet i sjøørretvassdrag i indre Trondheimsfjorden. Dokumentasjonen på en historisk sterk og tallrik sjøørretbestand i Vikhammerelva er god (Malvikbladet 2006, Berger m.fl. 2007), og det er god tilgang på lokal informasjon og historiske opplysninger som stadfester dette. Berger m.fl. (2007) skriver følgende om elva som tidligere sjøørretvassdrag:

«Vikhammerelva var tidligere en god gyte-elv for sjøørret, hvor tettheten av ørret var høyest på strekningen Granheim til Molund. Elva ble lagt i kulvert øverst i Vikhammerdalen ved Granheim da Statens Vegvesen i 1979 la om veien til boligfeltet Vikhammeråsen sør. Dette ble gjort for å unngå å grave i leirmassene på østsiden av veien. Inne i kulverten er det et bratt støpt fall på tre meter som stopper videre oppgang av sjøørret. På byggetidspunktet ble det ved utforming av kulverten ikke tatt hensyn til at det var sjøørret i vassdraget. Forvaltningsmyndighetene ved DVF (Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk) og Fylkesmannen i Sør-Trøndelag (Fiskeforvalter Ingvar Korsen) ble ikke konsultert ved planlegging av utformingen. Inngrepet stoppet sjøørreten i å nå gyteplassene ovenfor Granheim. På byggetidspunktet (1979) fantes det heller ikke hjemmel i lovverket til å pålegge utbygger å ta hensyn til slike forhold. Ved en befaring i 1997 påpekte Korsen at kulverten åpenbart representerer en barriere for oppgang, men det synes vanskelig rent teknisk å endre denne (Malvikbladet 2006). I forbindelse med utforming av kulvert lenger ned i elva, ved Fylkesveg 950 ble myndighetene ved Fylkesmannen konsultert. Denne er utformet med trappesystem for oppgang av sjøørret. "Forskrift om fysiske tiltak i vassdrag" kom først den 15. nov. 2004. Av andre tiltak av betydning for oppvandring av sjøørret i Vikhammerelva er utbygging av «nye E6» gjennom Malvik i 1986/1987. Dette skjedde på et tidspunkt da sjøørret ikke hadde oppvandringsmulighet på grunn av kulverten (barrieren) ved Granheim. I dag er det en dam på oversiden av E6 som ble dannet etter et leirras i 2002. Denne dammen opprettholdes også ved at det nå er bever i området (Aage Storsve pers. medd.) Ovenfor dette området er det en lang potensiell produksjonsstrekning for ørret med gunstige gyteområder»

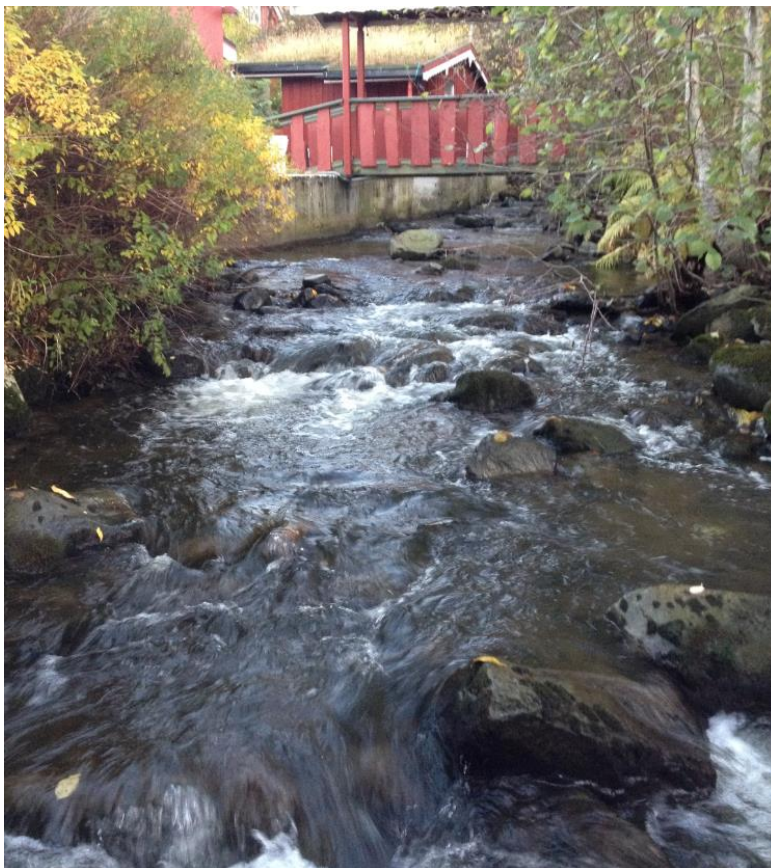
Berger m.fl. (2007) hadde opplysninger om at naturlig oppvandring for sjøørret trolig stoppet ved Buenget, nedenfor der E6 i dag krysser bekken. Nye, sikrere opplysninger viser at dette ikke var riktig. Vi har nå opplysninger som bekrefter at sjøørreten gikk helt opp til Vasseljen/Herjuan (Pers. medd. Kvidahl). Vi har videre lokal informasjon om viktige gytetrekkninger for sjøørret ved Vidarhall, gnr/bnr, 23/5, og gytetrekkninger mellom Leistad-Leistadmoen-Granheim. Størrelsen på oppvandet sjøørret var ca 0,5-0,7 kg, men gytefisk på 1-3 kg var normalt forekommende. Det berettes videre om konkret fangst av sjøørret på ca 2 kg ved Kvegjardet (Løvseth, ca 1960). Dette er partier på platået ovenfor E6, der det er lengre, slake strekkninger hvor sjøørret har kunne ha nådd langt innover. Historisk er det gjort observasjoner av «store mengder» sjøørret på oppgang i Vikhammerelva hvert år om høsten. Våre opplysninger sier at sjøørreten gikk på elva i september etter perioder med nedbør, og at gytningen skjedde måneds-skiftet september/oktober. Dette er i tråd med oppgang og normal gytetid for andre sjøørretvassdrag i regionen. Av kjente sidebekker med betydning for sjøørret finnes historiske opplysninger om Vegbrubekken. Her gikk det opp sjøørret ved gunstig vannføring, helt fram til Kvegjardsmyrene (pers. medd. Kvidahl).

Figur 93, 94 og 95 viser våre anslag over tidligere anadrome elv- og bekkestrekninger på kart over Vikhammervassdraget, hhv nedenfor dagens E6 og ovenfor E6.

Nederste stasjon (15a) i Vikhammerelva er lokalisert på strekninger like ovenfor gangbrua ved jernbanekrysningen, like før utløp til Trondheimsfjorden. Her ble det tatt prøve av vannkvalitet, bunndyr og gjort elfiskeundersøkelser. Ved Rema 1000 (15b) ovenfor lukket strekning ble det kun gjort elfiskeundersøkelser. Ved Granheim, nedstrøms granheimkulverten, ble det kun gjort fiskeregistreringer og søk med elfiskeapparatet (15c). Ovenfor Granheimkulverten (15d) ble det tatt bunndyrprøve og gjort elfiskeundersøkelser. I sidebekken Fjølstadbekken (15 f) ble det tatt vannprøve og gjort elfiskeundersøkelser like nedstrøms kryningen under Fv 941. I øvre deler av Vikhammerelva ble det opprettet en elfiskestasjon ovenfor Markabygdveien ved Kvegjardet (15 e). Her ble det også tatt vannprøve. Tabell 22 viser kartreferanser over interessepunkter og stasjonsområder i Vikhammervassdraget.

Tabell 22. Interessepunkter og metodikk/omfang i Korsmobekken.

| Vassdrag i Vannområde Nea | | | Metodikk | | | |
|----------------------------------|---------------|-------------------------------|---------------------------|----------------|---------------------|----------------------------|
| <i>Vikhammervassdraget</i> | <i>St.nr.</i> | <i>UTM sone 32 - EUREF 89</i> | <i>Befaring/ Foto</i> | <i>Bunndyr</i> | <i>Vannkvalitet</i> | <i>Yngel- /ungfisk</i> |
| Vikh.elva nedre | 15a | 7035536 N, 581094 E | x | x | x | x |
| Vikh.elva v/Rema | 15b | 7035233 N, 581163 E | x | | | x |
| Vikh.elva n/ Granheimkulvert | 15c | 7034655 N, 581197 E | x | | | x |
| Vikh.elva o/ Granheimkulvert | 15d | 7034484 N, 581229 E | x | x | x | x |
| Vikh.elva øvre | 15e | 7033119 N, 581175 E | x | | x | x |
| Fjølstadbekken nedre | 15f | 7033372 N, 581406 E | x | | x | x |
| Fjølstadbekken kulvert Fv 941 | | 7033361 N, 581440 E | x | | | |



Figur 80. Nedre stasjonsområde (15a) i Vikhammerelva. (Foto: Morten Andre Bergan)



Figur 81. Nederste kulvert i Vikhammerelva ved utløp nedstrøms gamle E6. (Foto: Morten Andre Bergan).



Figur 82. Foto inne i kulvert under gamle E6. Foto fra overside ved Rema 1000. (Foto: Morten Andre Bergan)



Figur 83. Stasjonsområdet i Vikhammerelva ved Rema 1000 (15 b) og ned mot inngang til kulvert under gamle E6. (Foto: Hans Mack Berger)



Figur 84. Kulvert ved Granheim er oppgangsbarriere for sjøørret, og har et fall på ca 3 meter inne i kulverten. Stasjonsområde 15c er nedstrøms kulverten. (Foto: Hans Mack Berger)



Figur 85. Stasjonsområde ovenfor Granheimkulvert (15d), med ørret fanget under elfisket (innfelt). (Foto: Hans Mack Berger).



Figur 86. Stasjonsområde i Fjølstadbekken nedstrøms Fv 941 (15 f), med ørret fanget under elfisket (innfelt). (Foto: Hans Mack Berger).



Figur 87. Optimalt egnet gyte- og oppvekstbekk for ørret i Fjølstadbekken ovenfor Fv 941 (t.v.), men rundball i bekk, og avrenning herfra, er ikke bra. (Foto: Hans Mack Berger).



Figur 88. Øvre strekninger av Vikhammerelva ved Kvegjardsplassen (15 e). Opprinnelig anadrom strekning. Urørt, uendret elveløp med svært godt egnet habitatkvalitet for sjørørret, men utilgjengelig for anadrom fisk i dag. (Foto: Hans Mack Berger)

Bunndyrsamfunn

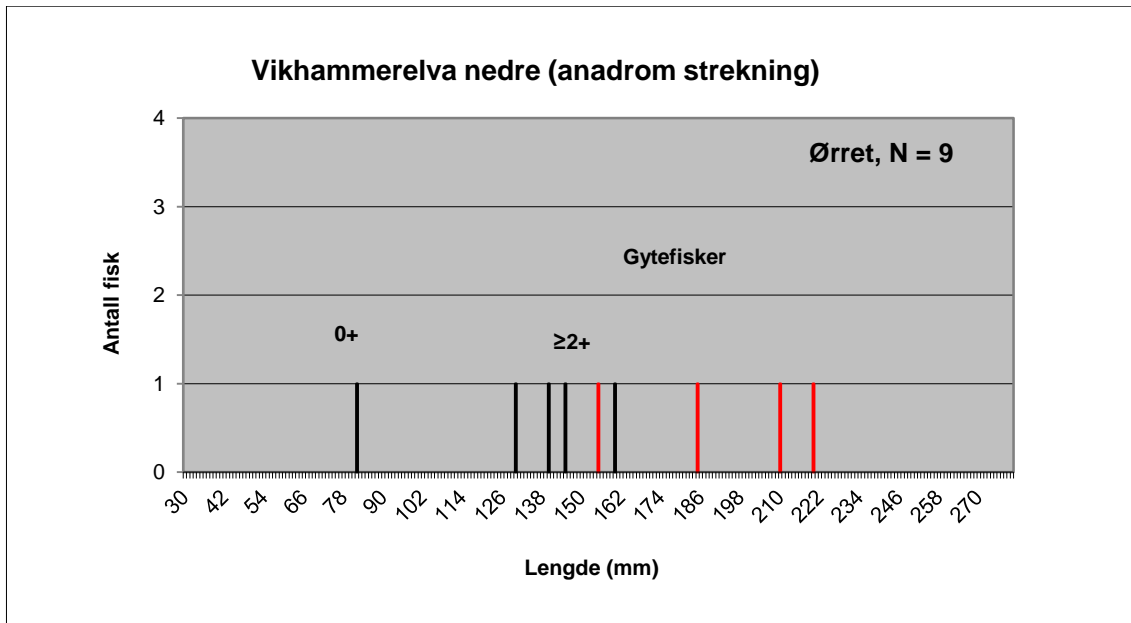
Nedre strekninger av Vikhammerelva (15 a) har et bunndyrsamfunn der følsomme, rentvannskrevende bunndyrformer er til stede med gode forekomster. Antall bunndyr ble estimert til 2335 individer per prøve. Det ble registrert noe oppblomstring av tolerante bunndyrformer, noe som kan indikere moderat eutrofiering eller annen vannkjemisk belastning. Det ble påvist 10 ulike EPT arter grupper, fordelt på hhv. tre døgn- (E), syv stein- (P) og to vårfluer (T), noe som er under vår forventning til artsmangfold i denne type vassdrag. Bunndyrsamfunnet oppnådde 5,86 ved bruk av ASPT-indeksen, tilsvarende Moderat økologisk tilstand, men nært opp mot grensen til God økologisk tilstand (ASPT= 6,00).

Midtre strekninger av Vikhammerelva (15 d) har et bunndyrsamfunn der følsomme, rentvannskrevende bunndyrformer er til stede med gode forekomster. Det er en observerbar bedring i bunndyrsamfunnets funksjonelle og strukturelle sammensetning sammenlignet med nedre elveavsnitt, og antall bunndyr er vesentlig høyere på dette avsnittet av elva. Antall bunndyr ble estimert til 6323 individer per prøve. Det ble ikke registrert vesentlig oppblomstring av tolerante bunndyrformer. Det ble påvist 14 ulike EPT arter/grupper, fordelt på hhv. tre døgn- (E), seks stein- (P) og fire vårfluer (T). Bunndyrsamfunnet oppnådde 6,73 ved bruk av ASPT-indeksen, tilsvarende God økologisk tilstand.

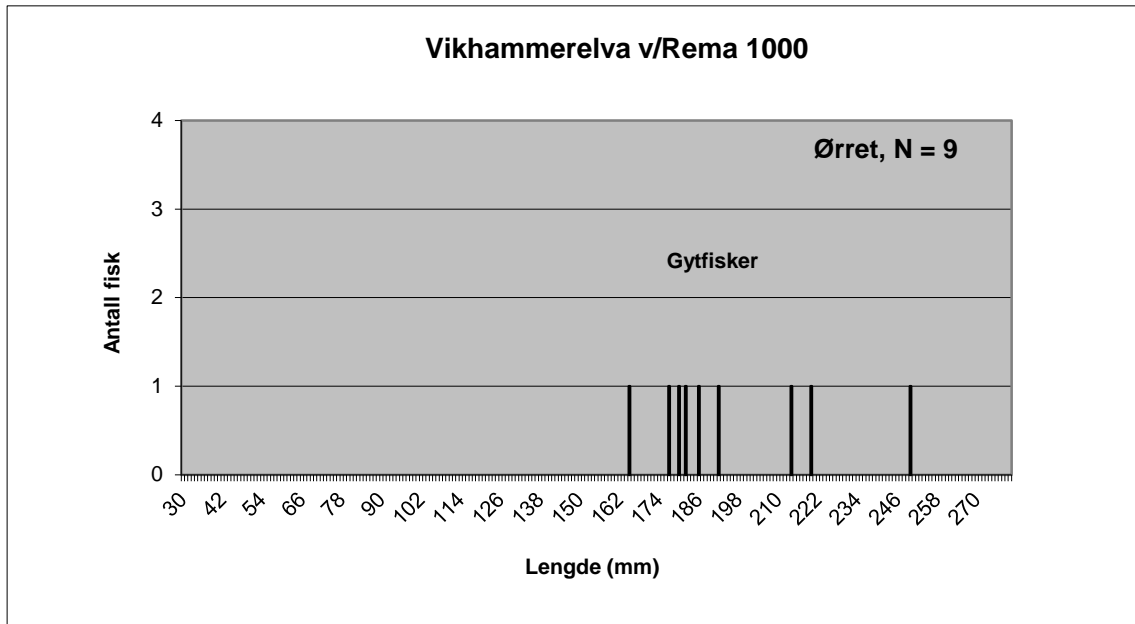
Fiskesamfunn

Det ble påvist svært lave forekomster av ørret i nedre (dagens anadrome strekning) i Vikhammerelva. Til sammen ble det fanget kun ni ørreter (en årsyngel, fire ungfisker og fire stasjonære gytefisker). Dette ga et estimert tetthetsnivå på 0,6 individer/100 m² av ørret-årsyngel og 4,8 individer/100 m² av eldre ørreter. Kvantitativt avfisket areal var 180 m². Ovenfor kulvert under gamle E6/Fv 950 ble det gjort kvalitative (en gangs overfiske) over et areal på 400 m². Her ble det bare fanget gytefisk av

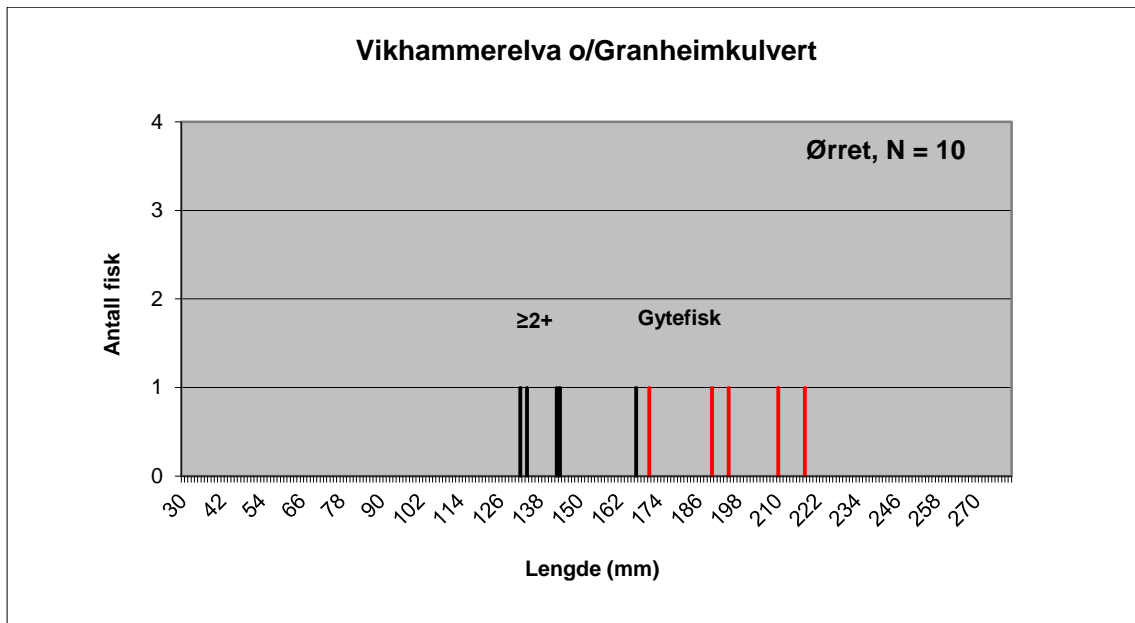
stasjonær bekkørret (n=9). Gytemodne hunnfisk (n=3) var i størrelsen 165 mm til 250 mm. Forekomsten av ørret vurderes her som svært lav. Ingen årsyngel eller ungfisk ble påvist. Nedenfor Granheimkulverten ble det avfisket kvalitativt ca 500 m². Her ble det registrert 26 ørreter, fra 150 mm til 230 mm (ikke tatt med i figurer). Alle registrert fisker var elvestasjonær ørret, hvorav 12 var gytemodne. Ovenfor Granheimkulverten ble det fanget 10 ørret, hvorav fire ungfisker og seks gytemoden (stasjonær) ørret. Dette ga et estimert tetthetsnivå på 7,8 individer/100 m² av eldre ørreter. Ingen årsyngel ble påvist. Gytemodne hunnfisk (n=2) var hhv 190 mm til 210 mm (se figur 82 innfelt). Kvantitativt avfisket areal var 150 m². På øvre strekninger av Vikhammerelva ved Kvegjardsplassen ble det fanget 10 ørret, hvorav en årsyngel, syv ungfisker og to gytemoden (stasjonær) ørret. Kvantitativt avfisket areal var 100 m². Dette ga et estimert tetthetsnivå på 1,0 individer/100 m² for årsyngel, og 14,1 individer/100 m² av eldre ørreter. I Fjølstadbekken (fra Hestsjøen) ble det fanget fire ørreter, hvorav tre antatte årsyngel og en ungfisk. Kvantitativt avfisket areal var 60 m². Dette ga et estimert tetthetsnivå på 1,0 individer/100 m² for årsyngel, og 14,1 individer/100 m² av eldre ørreter.



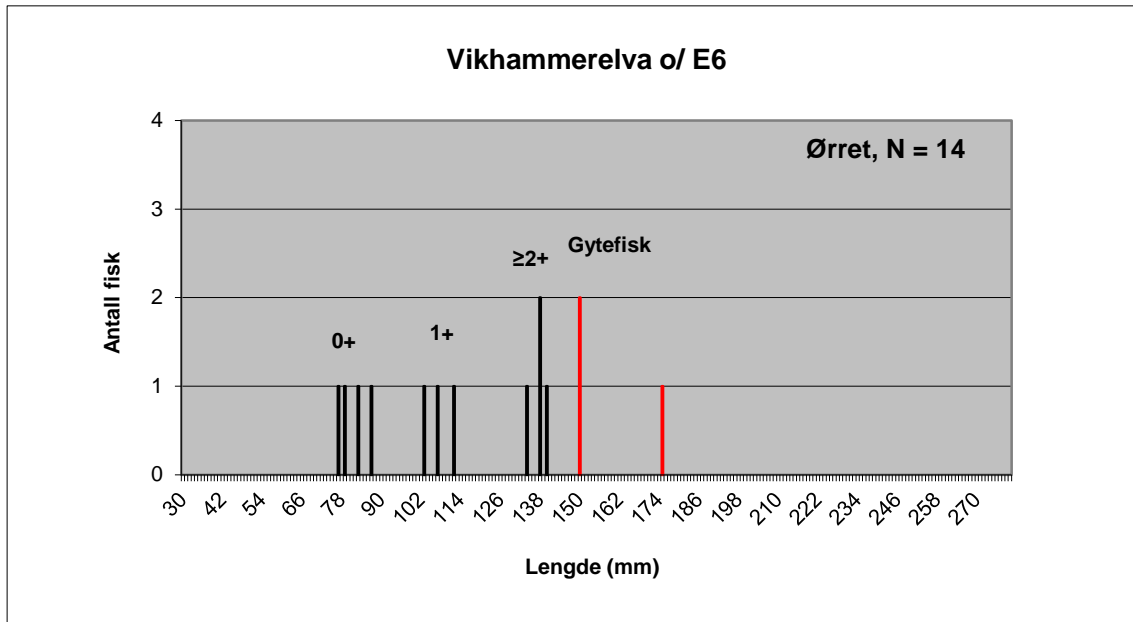
Figur 89. Antall ørret, lengdefordeling og antatt aldersklasse hos ørret fanget ved elfiske i anadrom strekning av Vikhammerelva. Ferskvannsstasjonær gytefisk markert med røde søyler.



Figur 90. Antall ørret og lengdefordeling hos ørret fanget ved elfiske ved Rema 1000 av Vikhammerelva. All ørret er ferskvannsstasjonær gytefisk eldre enn 3 år.



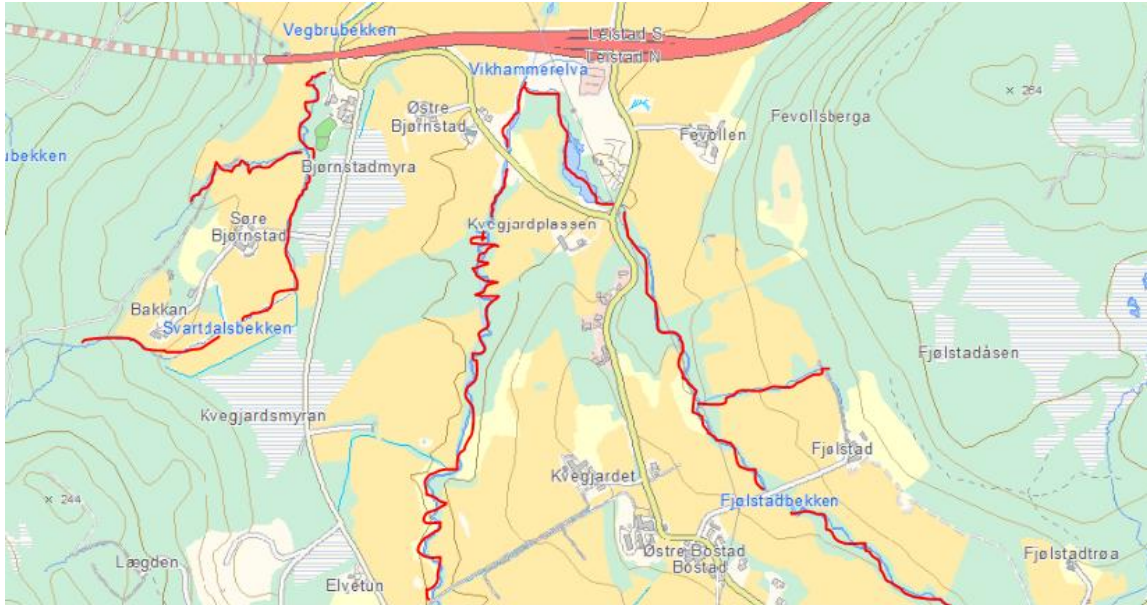
Figur 91. Antall ørret, lengdefordeling og antatt aldersklasse hos ørret fanget ved elfiske ovenfor Granheimkulverten av Vikhammerelva. Ferskvannsstasjonær gytefisk markert med røde søyler.



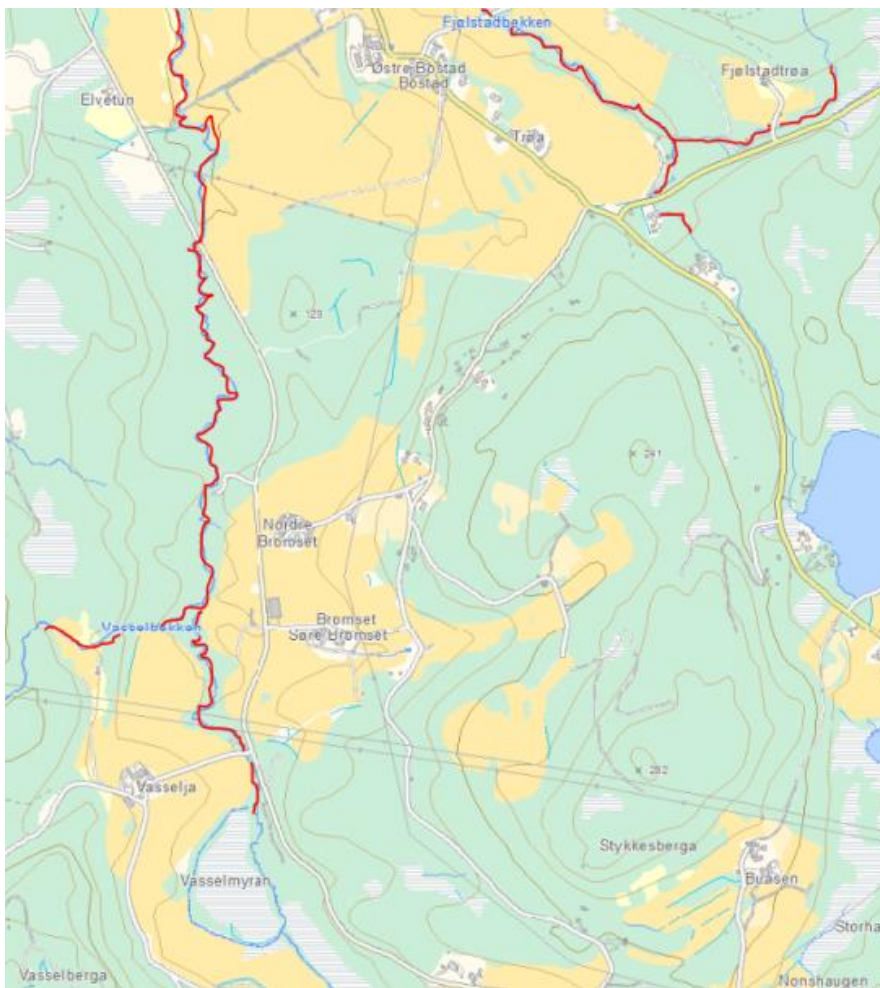
Figur 92. Antall ørret, lengdefordeling og antatt aldersklasse hos ørret fanget ved elfiske ovenfor E6 i Vikhammerelva. Ferskvannsstasjonær gytefisk markert med røde søyler.



Figur 93. Dagens tilgjengelige strekning (blå linje) for sjørret i Vikhammervassdraget, og antatt opprinnelige anadrome strekninger (rød linje). Rød stiplet linje angir lukkede, rørlagte bekke-strekninger som i dag er borte fra overflaten. Vassdragsavsnitt fra utløpet i Trondheimsfjorden og fram mot dagens E6.



Figur 94. Antatt opprinnelig anadrome strekninger i Vikhammervassdraget ovenfor E6 (rød linje).



Figur 95. Antatt opprinnelig anadrome strekninger i Vikhammervassdraget ovenfor E6 (rød linje).

Tap av anadrome strekninger i Vikhammerelva

Ved å foreta en enkel tilnærming, gjennom oppmåling ved bruk av digitale kartverktøy, kan en anslå antall tapte vassdragsmeter basert på de historiske opplysninger vi har fått, kombinert ved studier av historiske flyfoto. En gjennomgang av dette viser at Vikhammerelva opp til E6 utgjør om lag 1,7 kilometer elvestrekning (figur 69). Videre er strekningen ovenfor E6 fram til Markabygdveien om lag 2 kilometer lang (figur 70 og 71). Fra Markabygdveien snor elva seg i en 4 kilometer lang strekning opp til Vasellmyran (71), der det er usikkert hvor langt sjørret tidligere kunne vandre forbi disse myrområdene. I tilsigsbekken Vasellbekken fra Vasseltjønna (197 moh) nådde den minimum 200 meter opp i bekken, men potensielt enda lenger. I den største tilsigsbekken Fjølstadbekken fra Hestsjøen nådde sjørreten trolig opp til Fv 871. Dette utgjør minimum 2 kilometer bekkestrekning. Videre var trolig 1,5 kilometer av Vegbrubekken opprinnelig anadrom opp til Kvegjardsmyran. Ovenfornevnte tilnærming viser at så mye som 7,7 kilometer hovedelv og 3,7 kilometer tilsigsbekker potensielt i dag er tapt pga menneskelig aktivitet i Vikhammervassdragets nedbørfelt. Ved å anslå en snittbredde på 4 meter i hovedelva, og 2 meter i tilsigsbekker, står vi dermed igjen med et tapt areal på anslagsvis 38 200 m² svært produktivt sjørretbekk. Hvor mange sjørret slike svært produktive sjørretvassdrag produserer årlig, er ikke mulig å fastslå med sikkerhet, men ved å følge et tidligere resonnement i Bergan (2013) for årlig produksjon av sjørret i tilsvarende vassdrag, ansås årlig tapt produksjon av sjørretsmolt i Vikhammerelva og sidebekker å være mellom 1910 og 7640 individer, hvilket igjen kunne ha gitt en årlig gytebestand av større sjørret opp mot 1430 individer. Med disse tilnærmingene til naturtilstand i Vikhammerelva er det ikke rart historiske opplysninger omtaler vassdraget som å ha en tallrik sjørretbestand, og at det ble gjort observasjoner av store mengder voksen gytefisk på oppgang om høsten.

I dag er potensiell anadrom strekning redusert til å omfatte kun de nederste 160 meter fra kulvert og lukking under Kongshaugvegen/Fv 950 («gamle E6») ned mot krysning under jernbanelinja i flopåvirket sone før munning til Trondheimsfjorden. Årsakene er vandringshindrende og -stoppende inngrep utført ved flere ulike steder oppover elva: Øverst ved krysning under E6, ved Granheimkulverten og nederst ifbm kulvertløsningen under Kongsvegen. Flere av disse inngrepene ble utført av Statens vegvesen i 1979 og utover 80-tallet. (Malvikbladet 2006).



Figur 96. Krysning under Fv 941 i Fjølstadbekken til Vikhammerelva er utført på en lite egnet måte for fiskevandring. Inngrepet klassifiseres nå som en vandringsbarriere. Bildet t.h. viser otermarkeringssteinen like nedstrøms inngrepet, som indikerer at ørret er til stede i vassdraget. (Foto: Hans Mack Berger)



Figur 97. Uheldig konstruksjon for oppvandring av sjøørret under dagens E6. Dette må utbedres ved anlegging av ny E6. (Foto: Hans Mack Berger).



Figur 98. Flyfoto over problemkulvert under Fv 950/Gamle E6 fra 1947 (t.v.) og 2010 (t.h.). Lett forbivandring historisk; vandringsbarriere i dag. Flyfoto hentet fra <http://kart.finn.no/>.

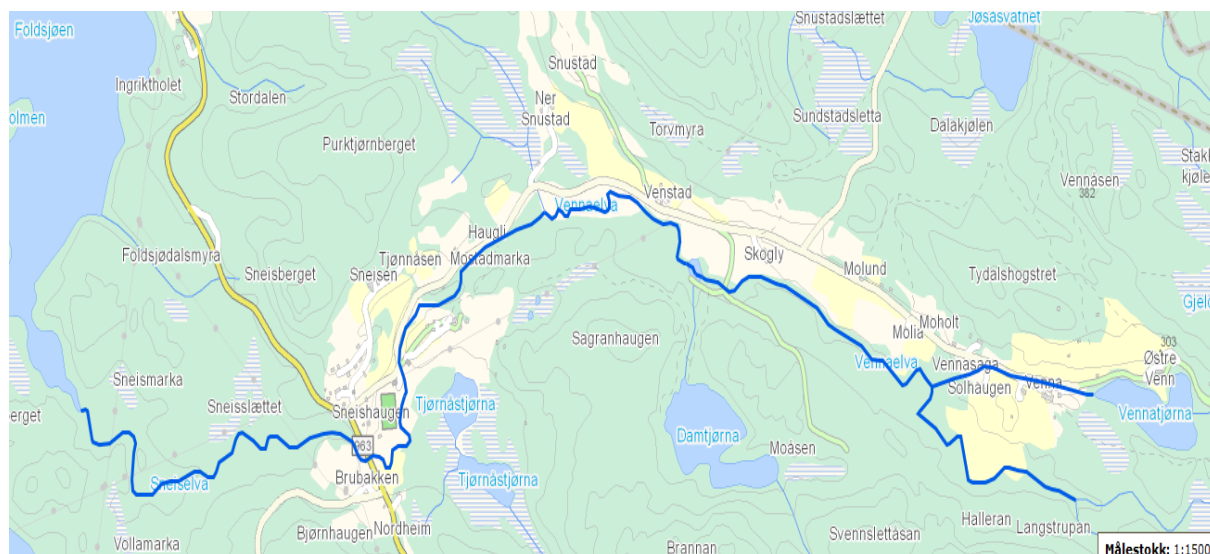
Konklusjon

Økologisk tilstand klassifisert ved bunndyr som kvalitetselement gir «Moderat» økologisk tilstand i nedre deler av Vikhammerelva, og «God økologisk tilstand» i midtre deler av vassdraget. En økende vannkjemisk belastning nedover vassdraget (Nyland 2006) er årsaken til reduksjonen i tilstand, der lekkasjer og punktutslipp fra sanitære avløp, avrenning fra landbruk og diffuse forurensningskilder (E6, urban avrenning) i nedbørfeltet er hovedårsaker.

Økologisk tilstand klassifisert ved bruk av laksefisk som kvalitetselement er «svært dårlig» i Vikhammerelva. Det er en relativt sterk bekkestasjonær ørretbestand i øvre deler av vassdraget, men den vandrende, anadrome komponenten er tapt. Det er en markant nedgang i årsyngeltetthet for ørret i nedre anadrom strekning i dag sammenlignet med i 2006, hvor det ble estimert 69,5 årsyngel per 100 m². Dagens tetthetsnivå er bare 0,6 årsyngel per 100 m². En plass mellom 90 og 100 % av den opprinnelige anadrome, sjøvandrende ørretbestanden er i dag tapt av det som en gang ble produsert i vassdraget. Det er vanskelig å anslå hvor mye sjøørret elva produserte, men våre anslag er opp mot 7640 sjøørretsmolt årlig, hvilket kunne gi tilbakevandring av opp mot 1430 gytefisk årlig.

Kulvertløsningen under Fv 950 er første vandringsbarriere. Denne er nesten 200 meter lang, har høy vannhastighet og svært lav vanndybde. Vi vurderer det som ikke mulig for sjøørret å passere denne strekningen i dag. Dernest fungerer kulverten ved Granheim som oppgangsbarriere, med et fall på flere meter. Oppgangsforholdene under E6 er også oppgangsbarriere slik vannstrengen i dag er utformet. Videre er vandringsmulighetene forbi Fv 941 i Fjølstadbekken umulig som følge av uegnet kulvert.

7.4.4 Sneiselva/Vennaelva



Figur 99. 123-515-R Sneiselva / Vennaelva nedre Malvik. Definisjon av vannforekomsten i Vann-nett. (Kartgrunnlag: <http://vann-nett.nve.no/>)

Sneiselva/Vennaelva har sin opprinnelse fra flere tjern, skogs- og myrområder nord for Vennafjellet (684 moh), og mottar tilsig fra flere vatn og tjern på vei ned mot munning i Foldsjøen. Store deler av elvas nedbørfelt er urørt fjell, skog og myrområder, men området fra Vennatjøna (290 moh) ned til Fv 963 og Sneisen har spredt bosetting og gårdsbruk.

Nedre deler av Sneiselva/Vennaelva er svært godt egnet for oppvandrende fisk fra Foldsjøen. Vi antar at et par større fossestryk om lag 1 kilometer oppstrøms Foldsjøen utgjør et naturlig oppgangsstopp.

Stasjonen i Sneiselva/Vennaelva ble lokalisert like nedstrøms Fv 963 (vedlegg a).

Bunndyrsamfunn

Stasjonsområdet i Sneiselva/Vennaelva har et bunndyrsamfunn der følsomme, rentvanskrevende bunndyrformer er til stede med gode forekomster. Antall bunndyr per prøve ble estimert til 1464 individer per prøve. Det ble ikke registrert noen form for oppblomstring av tolerante bunndyrformer. Det ble påvist 22 ulike EPT-arter/grupper, fordelt på hhv. syv døgn- (E), 11 stein- (P) og fire vårfluer (T). Bunndyrsamfunnet oppnådde 7,40 ved bruk av ASPT-indeksen, tilsvarende Referansetilstand/ Svært God økologisk tilstand.

Fiskesamfunn

Det ble påvist gode forekomster av ørret på strekningen nedstrøms Fv 963 i Sneiselva/Vennelva. Det ble til sammen fanget 15 ørreter (to årsyngel, 10 ungfisk og tre gytefisker). Dette ga et estimert tetthetsnivå på 1,8 individer/100 m² av ørret-årsyngel og 11,6 individer/100 m² av eldre ørreter. Kvantitativt avfisket areal var 112 m².



Figur 100. Gytemoden ørret i Sneiselva/Vennelva. (Foto: Hans Mack Berger)



Figur 101. Krysning under Fv 963 er tilfredsstillende mht fiskevandring i Sneiselva/Vennelva. Foto: Hans Mack Berger.



Figur 102. Utløpsbekk fra Tjønnåstjønna til Sneiselva/Vennelva er sperret for fiskevandring som følge av anlagt traktorvei.

Det ble oppdaget at utløpsbekken fra Tjønnåstjønna var sperret for fiskevandring mellom Sneiselva/Vennelva og Tjønnåstjønna. Her har noen anlagt en traktorvei tvers over bekken uten å ta hensyn til opp og nedvandring av ørret, flomhensyn eller andre konsekvenser. Inngrepet er foretatt mellom 2009 og 2010.



Figur 103. Nyanlagt (2009) traktorvei sperrer utløpsbekken fra Tjønnåstjønna til Sneiselva/Vennelva. Flyfoto fra 2010 (t.v.) og 2009 (t.h.). (Flyfoto hentet fra <http://kart.finn.no/>)

Konklusjon

Sneiselva/Vennaelva har god til svært god vannkjemisk tilstand ved prøvetakingstidspunktet, noe som gjenspeiles i en svært god økologisk tilstand klassifisert ved bunndyr som kvalitetselement. Ørretbestanden avviker i liten grad både mht alderssammensetning og mengde (tetthet) i forhold til vår forventning til tilsvarende vassdrag i innlandet. Morfologiske inngrep (traktorvei som sperrer

innløpsbekk fra Tjønnåstjønnna) ble oppdaget ovenfor Fv 963. Ørret fra Sneiselva/ Vennelva har opprinnelig enkel vandringsvei via denne bekken opp (og ned) til Tjønnåstjønnene. Ved å sperre denne vandringsveien kan en risikere å redusere eller miste ørretbetsander i Tjønnåstjønnene. Avbøtende tiltak bør utføres for å gjenopprette intakt økologisk kontinuitet.

Litteratur

Andersen, J.R., Bratli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B.O. og Aanes, K. J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Statens forurensningstilsyn, SFT. Veiledning 97:04. TA 1468/1997. 31 s.

Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J.F. & Furse, M. T. (1983). "The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites." *Water Research* **17**: 333-347

Amekleiv, J.V., Haug, A. & Rønning, L. 1997: Fiskeribiologiske suppleringsundersøkelser i Homlavassdraget, Sør-Trøndelag, 1997. - Vitenskapsmuseet Zoologisk Notat] 997,6: 1-22.

Bergan, M. 2013. Sjøørret i Trondheimsfjorden; en utdøende ressurs. Hva betyr bekker for sjøørreten? *Tidsskriftet Vann*. Nummer 2, 2013. s 175-190. ISSN 0042-2592

Bergan, M. A., Nøst T. & Berger, H. M. 2011. Laksefisk som indikator på økologisk tilstand i småelver og bekker. Forslag til metodikk iht. vanddirektivet. NIVA rapport L. NR. 6224-2011. 52 s.

Bergan, M.A., Nystad, B.A., 2003. Drivfauna, bunndyr og ernæring hos laks (*Salmo salar* L.) om vinteren i Stjørdalselva, Nord-Trøndelag. M.Sc. thesis, Department of Biology, NTNU.

Berger, H.M., Bergan, M.A., Skjøstad, M.B. & Melkersen, D. 2007. Sjøørretbekker i Malvik kommune i Sør-Trøndelag - Tilstand for bunndyr og fisk. Berger feltBIO Rapport 3 - 2007. 46 s

Direktoratsgruppa (2009). "Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. ." Veileder 01:2009: 263s.

Direktoratsgruppa (2009). "Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. ." Veileder 01:2009: 181s.

Frost, S., Huni A. & Kershaw, W.E. (1971). "Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna." *Canadian Journal of Zoology* **49**(2): 167-173.

Gederaas, L., Moen, T.L., Skjelseth, S. og Larsen, L.-K. (2012). Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste 2012. Artsdatabanken, Trondheim.

Gederaas, L., Salvesen, I. og Viken, Å. (2007). Norsk svarteliste 2007 – økologiske risikovurderinger av fremmede arter. Artsdatabanken, Trondheim.

Korsen, L 1980. Rapport fra prøvefisket i Drakstsjø og Follsjøen 1980. - Notat 8 s.

MD (2013). Sandlund (red.), Bergan, M. A., Brabrand, A. Diserud, O. H., Fjeldstad, H.P., Gausen, D. Halleraker, J.H., Haugen, T., Hegge, O., Helland, I. P., Hesthagen, T. Nøst, T., Pulg, U., Rustadbakken, A. & Sandøy, S. Vannforskriften og fisk – forslag til klassifiseringssystem. Miljødirektoratets Rapport M 22-2013. 59s.

NS (1994). "Metoder for biologisk prøvetaking - Retningslinjer for prøvetaking med håv av akvatiske bunndyr." NS-ISO 7828.

Nyland, H. N. (2006). Vurdering av vannkvalitet og forurensningskilder i to elver i Malvik kommune. Bacheloroppgave Naturforvaltning, HINT. 61 s.

Vedlegg A. Kartreferanser stasjoner

Tabell. Anvendt kvalitetselement og kartreferanser på stasjonsområder i vassdrag / vannforekomster som ikke er kartfestet tidligere i rapporten.

| Vassdragsnavn | UTM 32 V | Lok.nr. | Kvalitetselement | | |
|---------------------------------|---------------------|---------|------------------|---|---|
| | | | V | B | F |
| Bekk fra Fellmannsmyra | 6992556 N, 634809 E | 1 | x | x | x |
| Gjardabekken | 6993891 N, 624221 E | 3 | x | x | x |
| Krokbekken nedstrøms dam/sperre | 6994418 N, 623530 E | 4b | | | x |
| Krokbekken før munning | 6994388 N, 623524 E | 4a | x | x | x |
| Rotåa, østre | 6978978 N, 647205 E | 5 | x | x | x |
| Litjevja (nedre) | 7010206 N, 605724 E | 9a | x | x | x |
| Litjevja (øvre) | 7010115 N, 606024 E | 9b | | | x |
| Sneiselva/Vennelva | 7023710 N, 590550 E | 16 | x | x | x |

Vedlegg B. Artslister Bunndyr

| BUNNDYR | 1 | 3 | 4 | 5 | 6b | 7a | 7b | 7c | 7d | 8a | 8c |
|----------------------------------|-----|---|-----|----|------|----|------|------|------|-----|------|
| Bivalia - muslinger | | | | | | | | | | | |
| Sphaeriidae | 0 | 0 | 3 | 0 | 512 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Gastropoda - snegler | | | | | | | | | | | |
| Lymnaeidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 128 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Planorbidae | 0 | 0 | 1 | 0 | 1408 | 0 | 1 | 4 | 0 | 0 | 8 |
| Hirudinea - igler | | | | | | | | | | | |
| <i>Glossiphonia complanata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Helobdella stagnalis</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Annelida - leddormer | | | | | | | | | | | |
| Oligochaeta - fåbørstemark | 16 | 2 | 384 | 32 | 896 | 72 | 1280 | 128 | 48 | 80 | 32 |
| Isopoda- småkreps | | | | | | | | | | | |
| <i>Gammarus lacustris</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Acari - midd | 32 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 | 1 | 0 |
| Ephemeroptera - døgnfluer | | | | | | | | | | | |
| <i>Ameletus inopinatus</i> | 0 | 0 | 0 | 48 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 | 8 | 0 |
| Baetis sp. | 576 | 2 | 128 | 96 | 0 | 0 | 16 | 128 | 128 | 16 | 384 |
| <i>Baetis muticus/niger</i> | 768 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Baetis muticus</i> | 112 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 256 | 16 | 0 |
| <i>Baetis niger</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 | 0 | 0 |
| <i>Baetis rhodani</i> | 0 | 0 | 320 | 80 | 128 | 0 | 960 | 1408 | 1920 | 736 | 1536 |
| <i>Baetis subalpinus</i> | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Heptageniidae | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Heptagenia dalecarlica</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 12 | 0 |
| Leptophlebiidae | 0 | 0 | 24 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Epheremella aurivilli</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| Plecoptera - steinfluer | | | | | | | | | | | |
| <i>Diura nanseni</i> | 3 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 | 4 |
| Isoperla sp. | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 48 | 0 | 2 |
| <i>Siphonoperla burmeisteri</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 | 0 |
| <i>Taeniopteryx nebulosa</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Brachyptera risi</i> | 0 | 0 | 0 | 32 | 0 | 0 | 0 | 8 | 16 | 10 | 32 |
| Amphinemura sp. | 16 | 0 | 0 | 48 | 0 | 0 | 0 | 2 | 512 | 80 | 256 |
| Nemouridae | 64 | 0 | 896 | 0 | 0 | 2 | 16 | 48 | 0 | 0 | 0 |
| Nemoura sp | 176 | 8 | 512 | 0 | 4864 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 384 |
| <i>Nemurella pictetii</i> | 5 | 0 | 192 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 16 | 0 | 0 |
| <i>Protonemura meyeri</i> | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Capnia sp | 0 | 0 | 0 | 24 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 | 20 | 0 |
| <i>Capniopsis schilleri</i> | 144 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 128 | 0 | 16 |
| Leuctra sp. | 48 | 0 | 0 | 64 | 0 | 0 | 0 | 0 | 32 | 16 | 32 |
| <i>Leuctra hippopus</i> | 0 | 0 | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Coleoptera- biller | | | | | | | | | | | |
| Coleoptera indet (larve) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 | 0 |
| Dytiscidae- vannkalver | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 | 0 | 0 |
| Dytiscidae (larve) | 0 | 0 | 2 | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Elmidae- elvebiller | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 |
| <i>Elmis aenea</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 |
| <i>Limnius volckmari</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |

| | | | | | | | | | | | |
|----------------------------------|-------------|-----------|-------------|------------|--------------|------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Hydraenidae- palpebiller | 32 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 | 16 | 0 | 8 |
| Scirtidae- hårbiller | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Sialidae - mudderfluer | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 |
| Trichoptera - vårfluer | | | | | | | | | | | |
| Trichoptera ubestemt | 0 | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Rhyacophila nubila</i> | 8 | 0 | 48 | 16 | 0 | 0 | 8 | 0 | 64 | 4 | 6 |
| <i>Philopotamus montanus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Polycentropodidae | 128 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 4 | 0 |
| <i>Plectrocnemia conspersa</i> | 8 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lepidostoma hirtum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Limnephilidae spp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Limnephilidae sp. | 16 | 0 | 4 | 16 | 0 | 0 | 8 | 64 | 20 | 16 | 32 |
| Apatania sp. | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>C. villosa./ A. obscurata</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Limnephilus sp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Silo pallipes</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 |
| <i>Sericostoma personatum</i> | 16 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| Leptoceridae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 |
| Diptera-tovinger | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 16 | 24 | 8 | 0 | 0 | 0 |
| Psychodidae- sommerfuglmygg | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 | 384 | 128 | 640 | 4 | 48 |
| Tipula sp. - stankelbein | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 8 |
| Limoniidae- småstankelbein | 112 | 1 | 128 | 0 | 0 | 0 | 256 | 128 | 256 | 64 | 112 |
| Simuliidae- knott | 32 | 0 | 896 | 20 | 4736 | 0 | 512 | 1280 | 8 | 32 | 48 |
| Ceratopogonidae- sviknott | 8 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 8 | 4 | 3 | 8 | 0 |
| Chironomidae- fjærmygg | 512 | 30 | 1664 | 320 | 10752 | 264 | 2944 | 1536 | 3840 | 144 | 112 |
| Antall bunndyr per R-3 | 2844 | 48 | 5237 | 861 | 23519 | 372 | 6426 | 4880 | 8042 | 1340 | 3077 |

| BUNNDYR | 9a | 10 | 11a | 12 | 13a | 14 | 15a | 15d | 16 |
|----------------------------------|------|-----|-----|-----|------|-----|-----|------|-----|
| Bivalia - muslinger | | | | | | | | | |
| Sphaeriidae | 16 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 | 1 | 1 | 0 |
| Gastropoda - snegler | | | | | | | | | |
| Lymnaeidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 32 | 0 | 1 | 0 | 8 |
| Planorbidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 8 | 1 | 0 | 0 |
| Hirudinea - igler | | | | | | | | | |
| <i>Helobdella stagnalis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Annelida - leddormer | | | | | | | | | |
| Oligochaeta - f b rstemark | 384 | 1 | 1 | 8 | 640 | 8 | 240 | 80 | 8 |
| Isopoda- sm kreps | | | | | | | | | |
| <i>Asellus aquaticus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Acari - midd | 80 | 2 | 0 | 16 | 0 | 4 | 48 | 5 | 0 |
| Ephemeroptera - d gnfluer | | | | | | | | | |
| Siphonorus sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ameletus inopinatus</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 8 |
| <i>Centroptilum luteolum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Baetis sp. | 1536 | 8 | 1 | 16 | 384 | 0 | 0 | 192 | 32 |
| <i>Baetis muticus/niger</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 256 | 0 | 80 | 928 | 0 |
| <i>Baetis muticus</i> | 2944 | 8 | 4 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Baetis niger</i> | 48 | 0 | 0 | 0 | 0 | 144 | 16 | 32 | 200 |
| <i>Baetis rhodani</i> | 4736 | 280 | 160 | 632 | 1536 | 576 | 656 | 2112 | 824 |
| <i>Baetis subalpinus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Heptageniidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 48 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Heptagenia dalecarlica</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 12 | 0 | 0 | 2 |
| Leptophlebiidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 |
| <i>Epheremella aurivilli</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 |
| Plecoptera - steinfluer | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Diura nansenii</i> | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 12 | 0 | 0 | 1 |
| Isoperla sp. | 16 | 8 | 0 | 4 | 2 | 0 | 10 | 32 | 8 |
| <i>Siphonoperla burmeisteri</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 |
| <i>Taeniopteryx nebulosa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 16 | 12 | 16 | 16 |
| <i>Brachyptera risi</i> | 640 | 104 | 48 | 88 | 2 | 48 | 16 | 416 | 16 |
| Amphinemura sp. | 128 | 24 | 12 | 32 | 128 | 272 | 64 | 40 | 0 |
| <i>Amphinemura sulcicollis</i> | 1280 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 104 |
| Nemouridae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Nemoura sp | 4 | 0 | 2 | 96 | 16 | 4 | 0 | 0 | 16 |
| <i>Nemoura avicularis</i> | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Nemurella pictetii</i> | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Protonemura meyeri</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 2 |
| Capnia sp | 0 | 16 | 12 | 0 | 0 | 32 | 16 | 4 | 1 |
| <i>Capniopsis schilleri</i> | 80 | 2 | 0 | 8 | 16 | 0 | 8 | 0 | 0 |
| Leuctra sp. | 8 | 1 | 1 | 16 | 64 | 8 | 4 | 32 | 2 |
| <i>Leuctra fusca*</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | * |
| Coleoptera- biller | | | | | | | | | |
| Coleoptera indet (voksen) | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Coleoptera indet (larve) | 0 | 0 | 0 | 0 | 32 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dytiscidae- vannkalver | 2 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dytiscidae (larve) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Hydrophilidae (vannkj r) | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Elmidae- elvebiller | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 | 0 | 8 | 4 |
| <i>Elmis aenea</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

| | | | | | | | | | |
|-------------------------------------|--------------|------------|------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| <i>Limnius volckmari</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Hydraenidae- palpebiller | 48 | 1 | 40 | 24 | 160 | 0 | 0 | 96 | 8 |
| Scirtidae- hårbiller | 2 | 1 | 0 | 16 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Trichoptera - vårfluer | | | | | | | | | |
| Trichoptera ubestemt | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Rhyacophila nubila</i> | 96 | 6 | 0 | 0 | 48 | 16 | 88 | 136 | 3 |
| Hydroptila sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ithytrichia lamellaris</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 |
| Oxyethira sp | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Wormaldia subnigra</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Philopotamus montanus</i> | 8 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Polycentropodidae | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 32 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Polycentropus flavomaculatus</i> | | | | | | | | | 2 |
| <i>Plectrocnemia conspersa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lepidostoma hirtum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 |
| Limnephilidae spp. | 0 | 11 | 0 | 120 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Limnephilidae sp. | 24 | 0 | 8 | 0 | 32 | 48 | 2 | 1 | 20 |
| Apatania sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>C. villosa./ A. obscurata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Potamophylax cingulatus</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Potamophylax latipennis</i> | 1 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Limnephilus sp. | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Silo pallipes</i> | 8 | 0 | 0 | 0 | 16 | 0 | 0 | 32 | 24 |
| <i>Sericostoma personatum</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 | 0 | 16 | 0 |
| Leptoceridae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Diptera-tovinger | | | | | | | | | |
| Psychodidae- sommerfuglmygg | 128 | 0 | 0 | 0 | 128 | 0 | 8 | 208 | 16 |
| Tipula sp. - stankelbein | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Limoniidae- småstankelbein | 112 | 8 | 4 | 0 | 384 | 2 | 16 | 64 | 8 |
| Simuliidae- knott | 2048 | 16 | 4 | 80 | 24 | 8 | 16 | 576 | 8 |
| Ceratopogonidae- sviknott | 128 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 16 | 0 |
| Chironomidae- fjærmygg | 2432 | 17 | 20 | 32 | 1280 | 160 | 1024 | 1280 | 104 |
| Antall bunndyr per R-3 ** | 16955 | 525 | 327 | 1205 | 5210 | 1511 | 2335 | 6323 | 1463 |

*voksne i kantvegetasjon ** Sum etter 3 minutters prøveinnsamling

Vedlegg C. Analyseresultater TKB

Prøvemottak: 12.10.12

Analyseperiode: 12.10.12 - 16.10.12

2012-5349-1 Bekker og elver Tatt ut: 10.10.12

Kundemerking: Garbergselva, Kjeldstadbk, bekk 1

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-----------------------------|----------|-------------|--------|
| •Termotol.kolifbakterier MF | 12) EGEN | 1000 | 100 ml |

2012-5349-2 Bekker og elver Tatt ut: 10.10.12

Kundemerking: Bekk nr 2

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-----------------------------|----------|-----------|--------|
| •Termotol.kolifbakterier MF | 12) EGEN | 44 | 100 ml |

2012-5349-3 Bekker og elver Tatt ut: 10.10.12

Kundemerking: Bekk nr 3

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-----------------------------|----------|------------|--------|
| •Termotol.kolifbakterier MF | 12) EGEN | 150 | 100 ml |

2012-5349-4 Bekker og elver Tatt ut: 10.10.12

Kundemerking: Almå, Selbu

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-----------------------------|----------|-----------|--------|
| •Termotol.kolifbakterier MF | 12) EGEN | 41 | 100 ml |

2012-5349-5 Bekker og elver Tatt ut: 10.10.12

Kundemerking: Røssbekken, Tømra

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-----------------------------|----------|-----------|--------|
| •Termotol.kolifbakterier MF | 12) EGEN | 45 | 100 ml |

2012-5349-6 Bekker og elver Tatt ut: 10.10.12

Kundemerking: Litjelva, Selbu

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-----------------------------|----------|-----------|--------|
| •Termotol.kolifbakterier MF | 12) EGEN | 67 | 100 ml |

2012-5464-7 Bekker og elver Tatt ut: 17.10.12

Kundemerking: Korsmobekken, Klæbu

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|----------------------------|-------------|----------|--------|
| Termotol.kolifbakt.MF,vann | 12) NS 4792 | 0 | 100 ml |

12) Målesikkerhet er ikke beregnet. Resultatene er oppgitt som cfu.

2012-5349-7 Bekker og elver Tatt ut: 10.10.12

Kundemerking: LKåbekken, Selbu

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-----------------------------|----------|-----------|--------|
| •Termotol.kolifbakterier MF | 12) EGEN | 50 | 100 ml |

2012-5349-8 Bekker og elver Tatt ut: 10.10.12

Kundemerking: Søndre sidebekk, Låen, Selbu

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-----------------------------|----------|------------|--------|
| •Termotol.kolifbakterier MF | 12) EGEN | 300 | 100 ml |

2012-5349-9 Bekker og elver Tatt ut: 10.10.12

Kundemerking: Østre sidebekk, Låen, Selbu

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-----------------------------|----------|-----------|--------|
| •Termotol.kolifbakterier MF | 12) EGEN | 35 | 100 ml |

2012-5349-10 Bekker og elver Tatt ut: 09.10.12

Kundemerking: Krokbecken, Gråslå

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-----------------------------|----------|-------------|--------|
| •Termotol.kolifbakterier MF | 12) EGEN | 2000 | 100 ml |

2012-5349-11 Bekker og elver Tatt ut: 09.10.12

Kundemerking: Østre Rotåa, Tydal

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-----------------------------|----------|----------|--------|
| •Termotol.kolifbakterier MF | 12) EGEN | 2 | 100 ml |

*) Laboratoriet er ikke akkreditert for denne analysen

12) Målesikkerhet er ikke beregnet. Resultatene er oppgitt som cfu.

Prøvemottak: 16.10.12

Analyseperiode: 16.10.12 - 17.10.12

2012-5388-1 Bekker og elver Tatt ut: 15.10.12

Kundemerking: Vennaelva/Sneiselva Mostadmark

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-----------------------------|-------------|-----------|--------|
| Termotol.kolif.bakt.MF,vann | 12) NS 4792 | 15 | 100 ml |

2012-5388-2 Bekker og elver Tatt ut: 15.10.12

Kundemerking: Vikaelva, Mostadmark

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-----------------------------|-------------|-----------|--------|
| Termotol.kolif.bakt.MF,vann | 12) NS 4792 | 11 | 100 ml |

12) Målesikkerhet er ikke beregnet. Resultatene er oppgitt som cfu.

Prøvemottak: 18.10.12

Analyseperiode: 18.10.12 - 19.10.12

2012-5464-1 Bekker og elver Tatt ut: 17.10.12

Kundemerking: Sagelva midtre del, Malvik

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|----------------------------|-------------|-----------|--------|
| Termotol.kolifbakt.MF,vann | 12) NS 4792 | 52 | 100 ml |

2012-5464-2 Bekker og elver Tatt ut: 17.10.12

Kundemerking: Sagelva nedre del, Malvik

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|----------------------------|-------------|------------|--------|
| Termotol.kolifbakt.MF,vann | 12) NS 4792 | 100 | 100 ml |

2012-5464-3 Bekker og elver Tatt ut: 17.10.12

Kundemerking: Vikhammerelva hovedgrein øvre

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|----------------------------|-------------|-----------|--------|
| Termotol.kolifbakt.MF,vann | 12) NS 4792 | 81 | 100 ml |

2012-5464-4 Bekker og elver Tatt ut: 17.10.12

Kundemerking: Vikhammerelva nedre del

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|----------------------------|-------------|------------|--------|
| Termotol.kolifbakt.MF,vann | 12) NS 4792 | 200 | 100 ml |

2012-5464-5 Bekker og elver Tatt ut: 17.10.12

Kundemerking: Vikhammerelva v/Fevollen

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|----------------------------|-------------|-----------|--------|
| Termotol.kolifbakt.MF,vann | 12) NS 4792 | 27 | 100 ml |

2012-5464-6 Bekker og elver Tatt ut: 17.10.12

Kundemerking: Brøttemsmobekken, Klæbu

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|----------------------------|-------------|-----------|--------|
| Termotol.kolifbakt.MF,vann | 12) NS 4792 | 15 | 100 ml |

Vedlegg D. Analyseresultater vannkvalitet

2012-5350-4 Bekker og elver Tatt ut: 09.10.12

Kundemerking: Bekk etter Græsli, Tydal

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-------------------|---------------|----------|---------|
| Fargetall, 410 nm | NS 4787 | 130 | |
| Kalsium ICP | Intern metode | 2,32 | mg Ca/L |
| ICP-1 | ICP-MS | ok | |

2012-5352-10 Bekker og elver Tatt ut: 10.10.12

Kundemerking: Bekk nr. 1, Kjelstadbekken, Garbergselva

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-------------------|---------------|----------|---------|
| Fargetall, 410 nm | NS 4787 | 67 | |
| Nitrogen, total | Intern metode | 1550 | µg N/L |
| Fosfor, totalt | Intern metode | 71 | µg P/L |
| Kalsium ICP | Intern metode | 13,7 | mg Ca/L |
| ICP-1 | ICP-MS | ok | |

2012-5352-11 Bekker og elver Tatt ut: 09.10.12

Kundemerking: Bekk fra Fellmannsmyra (deponi), Tydal

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-------------------|---------------|----------|---------|
| Fargetall, 410 nm | NS 4787 | 100 | |
| Nitrogen, total | Intern metode | 290 | µg N/L |
| Fosfor, totalt | Intern metode | 4,2 | µg P/L |
| Kalsium ICP | Intern metode | 8,45 | mg Ca/L |
| ICP-1 | ICP-MS | ok | |

2012-5352-12 Bekker og elver Tatt ut: 09.10.12

Kundemerking: Gjørdabekken, Græsli, Tydal

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-------------------|---------------|----------|---------|
| Fargetall, 410 nm | NS 4787 | 113 | |
| Nitrogen, total | Intern metode | 290 | µg N/L |
| Fosfor, totalt | Intern metode | 11,1 | µg P/L |
| Kalsium ICP | Intern metode | 4,34 | mg Ca/L |
| ICP-1 | ICP-MS | ok | |

2012-5352-13 Bekker og elver Tatt ut: 09.10.12

Kundemerking: Krokbekken, Græsli, Tydal

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-------------------|---------------|----------|---------|
| Fargetall, 410 nm | NS 4787 | 138 | |
| Nitrogen, total | Intern metode | 630 | µg N/L |
| Fosfor, totalt | Intern metode | 48,6 | µg P/L |
| Kalsium ICP | Intern metode | 6,48 | mg Ca/L |
| ICP-1 | ICP-MS | ok | |

2012-5352-14 Bekker og elver Tatt ut: 09.10.12

Kundemerking: Østre Rotåa, Tydal

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-------------------|---------------|----------|---------|
| Fargetall, 410 nm | NS 4787 | 9 | |
| Nitrogen, total | Intern metode | 68 | µg N/L |
| Fosfor, totalt | Intern metode | <2,0 | µg P/L |
| Kalsium ICP | Intern metode | 1,89 | mg Ca/L |
| ICP-1 | ICP-MS | ok | |

2012-5352-15 Bekker og elver

Tatt ut: 11.10.12

Kundemerking: Tømra, Selbu

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-------------------|---------------|-------------|---------|
| Fargetall, 410 nm | NS 4787 | 70 | |
| Nitrogen, total | Intern metode | 220 | µg N/L |
| Fosfor, totalt | Intern metode | 4,9 | µg P/L |
| Kalsium ICP | Intern metode | 6,15 | mg Ca/L |
| ICP-1 | ICP-MS | ok | |

2012-5352-1 Bekker og elver

Tatt ut: 10.10.12

Kundemerking: Søndre sidebakk, Låen, Selbu

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-------------------|---------------|-------------|---------|
| Fargetall, 410 nm | NS 4787 | 40 | |
| Nitrogen, total | Intern metode | 1160 | µg N/L |
| Fosfor, totalt | Intern metode | 49,8 | µg P/L |
| Kalsium ICP | Intern metode | 21,5 | mg Ca/L |
| ICP-1 | ICP-MS | ok | |

2012-5352-2 Bekker og elver

Tatt ut: 10.10.12

Kundemerking: Almå, Selbu

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-------------------|---------------|-------------|---------|
| Fargetall, 410 nm | NS 4787 | 83 | |
| Nitrogen, total | Intern metode | 450 | µg N/L |
| Fosfor, totalt | Intern metode | 16,8 | µg P/L |
| Kalsium ICP | Intern metode | 9,48 | mg Ca/L |
| ICP-1 | ICP-MS | ok | |

2012-5352-3 Bekker og elver

Tatt ut: 10.10.12

Kundemerking: Røssbekken, Tømra, Selbu

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-------------------|---------------|-------------|---------|
| Fargetall, 410 nm | NS 4787 | 72 | |
| Nitrogen, total | Intern metode | 280 | µg N/L |
| Fosfor, totalt | Intern metode | 9,8 | µg P/L |
| Kalsium ICP | Intern metode | 4,21 | mg Ca/L |
| ICP-1 | ICP-MS | ok | |

2012-5352-4 Bekker og elver

Tatt ut: 10.10.12

Kundemerking: Låbekken, Selbu

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-------------------|---------------|-------------|---------|
| Fargetall, 410 nm | NS 4787 | 57 | |
| Nitrogen, total | Intern metode | 1060 | µg N/L |
| Fosfor, totalt | Intern metode | 88 | µg P/L |
| Kalsium ICP | Intern metode | 26,9 | mg Ca/L |
| ICP-1 | ICP-MS | ok | |

Kundemerking: Bekk nr. 3, Selbu, Garbergselva

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-------------------|---------------|-------------|---------|
| Fargetall, 410 nm | NS 4787 | 26 | |
| Nitrogen, total | Intern metode | 1200 | µg N/L |
| Fosfor, totalt | Intern metode | 21,9 | µg P/L |
| Kalsium ICP | Intern metode | 17,0 | mg Ca/L |
| ICP-1 | ICP-MS | ok | |

2012-5405-1 Bekker og elver

Tatt ut: 15.10.12

Kundemerking: Vennaelva/Sneisenelva, Mostadmark

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-------------------|---------------|-------------|---------|
| Fargetall, 410 nm | NS 4787 | 55 | |
| Nitrogen, total | Intern metode | 330 | µg N/L |
| Fosfor, totalt | Intern metode | 6,3 | µg P/L |
| ICP-1 | ICP-MS | ok | |
| Kalsium ICP | Intern metode | 10,4 | mg Ca/L |

2012-5403-1 Bekker og elver

Tatt ut: 15.10.12

Kundemerking: Vikaelva, Mostadmark

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-------------------|---------------|-------------|---------|
| Fargetall, 410 nm | NS 4787 | 74 | |
| Nitrogen, total | Intern metode | 250 | µg N/L |
| Fosfor, totalt | Intern metode | 3,6 | µg P/L |
| Kalsium ICP | Intern metode | 7,81 | mg Ca/L |
| ICP-1 | ICP-MS | ok | |

2012-5352-5 Bekker og elver

Tatt ut: 10.10.12

Kundemerking: Tømra, sidegrein skisenter, Selbu

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-------------------|---------------|-------------|---------|
| Fargetall, 410 nm | NS 4787 | 102 | |
| Nitrogen, total | Intern metode | 230 | µg N/L |
| Fosfor, totalt | Intern metode | 4,6 | µg P/L |
| Kalsium ICP | Intern metode | 5,13 | mg Ca/L |
| ICP-1 | ICP-MS | ok | |

2012-5352-6 Bekker og elver

Tatt ut: 10.10.12

Kundemerking: Litjelva, Selbu

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-------------------|---------------|-------------|---------|
| Fargetall, 410 nm | NS 4787 | 83 | |
| Nitrogen, total | Intern metode | 810 | µg N/L |
| Fosfor, totalt | Intern metode | 15,0 | µg P/L |
| Kalsium ICP | Intern metode | 11,3 | mg Ca/L |
| ICP-1 | ICP-MS | ok | |

2012-5352-7 Bekker og elver

Tatt ut: 10.10.12

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-------------------|---------------|-------------|---------|
| Fargetall, 410 nm | NS 4787 | 32 | |
| Nitrogen, total | Intern metode | 770 | µg N/L |
| Fosfor, totalt | Intern metode | 32,0 | µg P/L |
| Kalsium ICP | Intern metode | 23,7 | mg Ca/L |
| ICP-1 | ICP-MS | ok | |

2012-5352-8 Bekker og elver

Tatt ut: 10.10.12

Kundemerking: Bekk nr. 2, Selbu, Garbergselva

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-------------------|---------------|-------------|---------|
| Fargetall, 410 nm | NS 4787 | 28 | |
| Nitrogen, total | Intern metode | 1900 | µg N/L |
| Fosfor, totalt | Intern metode | 40,4 | µg P/L |
| Kalsium ICP | Intern metode | 15,2 | mg Ca/L |
| ICP-1 | ICP-MS | ok | |

Prøvemottak: 18.10.12

Analyseperiode: 18.10.12 - 01.11.12

2012-5477-1 Bekker og elver

Tatt ut: 16.10.12

Kundemerking: Korsmobekken, Klæbu

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-------------------|---------------|-------------|---------|
| Fosfor, totalt | Intern metode | 2,1 | µg P/L |
| Nitrogen, total | Intern metode | 470 | µg N/L |
| Fargetall, 410 nm | NS 4787 | 34 | |
| Kalsium ICP | Intern metode | 13,0 | mg Ca/L |
| ICP-1 | ICP-MS | ok | |

2012-5477-2 Bekker og elver

Tatt ut: 16.10.12

Kundemerking: Stamphusbekken, Klæbu

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-------------------|---------------|-------------|---------|
| Fosfor, totalt | Intern metode | 2,4 | µg P/L |
| Nitrogen, total | Intern metode | 260 | µg N/L |
| Fargetall, 410 nm | NS 4787 | 77 | |
| Kalsium ICP | Intern metode | 7,60 | mg Ca/L |
| ICP-1 | ICP-MS | ok | |

2012-5477-3 Bekker og elver

Tatt ut: 16.10.12

Kundemerking: Brøttemsbekken, Klæbu

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-------------------|---------------|----------------|---------|
| Fosfor, totalt | Intern metode | <2,0 | µg P/L |
| Nitrogen, total | Intern metode | 330 | µg N/L |
| Fargetall, 410 nm | NS 4787 | 30 | |
| Kalsium ICP | Intern metode | 10,5 | mg Ca/L |
| ICP-1 | ICP-MS | ok | |

2012-5477-4 Bekker og elver

Tatt ut: 17.10.12

Kundemerking: Sagelva, Malvik, midtre del

| Parameter | Metode | Resultat | Enhet |
|-------------------|---------------|-------------|---------|
| Fosfor, totalt | Intern metode | 7,0 | µg P/L |
| Nitrogen, total | Intern metode | 490 | µg N/L |
| Fargetall, 410 nm | NS 4787 | 51 | |
| Kalsium ICP | Intern metode | 12,7 | mg Ca/L |
| ICP-1 | ICP-MS | ok | |

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no