

# Vannøkologiske undersøkelser i vannforekomster på Ørlandet i 2013. Vannområde Nordre Fosen



# 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<br>Vannøkologiske undersøkelser i vannforekomster på Ørlandet i 2013. Vannområde Nordre Fosen. | Løpenr. (for bestilling)<br>6646-2014 | Dato<br>12.3.2014     |
|   | Prosjektnr. Undernr.<br>13315/13332   | Sider Pris<br>72      |
| Forfatter(e)<br>Morten Andre Bergan   | Fagområde<br>Vannressursforvaltning   | Distribusjon<br>Fritt |
|   | Geografisk område<br>Midt-Norge       | Trykket<br>NIVA       |

|  |  |
|--|--|
| Oppdragsgiver(e)<br>Ørland Kommune<br>Forsvarsbygg | Oppdragsreferanse<br>Ann-Karin Rørstad<br>Freddy Engelstad |
|--|--|

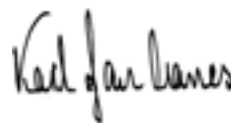
**Sammendrag**

Det er foretatt undersøkelser etter vannforskriften/vandirektivet i utvalgte vannforekomster i Ørland kommune, vannområde Nordre Fosen, høsten 2013. Resultatene er benyttet til å typifisere vannforekomstene, samt å klassifisere vannkjemisk status og økologisk tilstand, der hydromorfologisk status også er angitt. Bunndyr, laksefisk og vannkvalitet er benyttet som kvalitetselementer, med støtte fra hydromorfologiske vurderinger. Undersøkelsene høsten 2013 viser at vannforekomster i Ørland kommune har store vannkjemiske og hydromorfologiske problemer som skyldes menneskelig virksomhet. Dette har resultert i en betydelig redusert vannkjemisk- og/eller økologisk tilstand i alle vassdrag. Kunnskapsgrunnlaget (data og historikk) for mange vannforekomster bærer preg av å være dårlig og lite oppdatert. Denne undersøkelsen må derfor regnes som en screening av menneskeskapt påvirkningsfaktorer i vannforekomstene, og et større data- og erfaringsgrunnlag på vannkvalitet og biologiske kvalitetselementer bør innhentes for noen vassdrag. Dette er viktig for å kunne synliggjøre og kvantifisere påvirkningsfaktorene med større sikkerhet, og gjøre treffsikre tilstandsklassifiseringer med de ulike kvalitetselementene og aktuelle støtteparametere i disse vannforekomstene.

|                                  |                                |
|----------------------------------|--------------------------------|
| Fire norske emneord              | Fire engelske emneord          |
| 1. Vanddirektivet                | 1. Water Framework Directive   |
| 2. Biologiske kvalitetselementer | 2. Biological quality elements |
| 3. Vannkvalitet                  | 3. Water quality               |
| 4. Økologisk tilstand            | 4. Ecological status           |



*Morten Bergan*  
Prosjektleder



*Karl Jan Aanes*  
Forskningsleder

# **Vannøkologiske undersøkelser i vannforekomster på Ørlandet i 2013. Vannområde Nordre Fosen.**

## Forord

NIVA ble høsten 2013 kontaktet av Ørland kommune og Forsvarsbygg, og gitt i oppgave å gjøre vannøkologiske undersøkelser i utvalgte vannforekomster i Ørland kommune, vannområde Nordre Fosen. Gjennom feltinnsamlinger høsten 2013 ble et materiale om samfunnene av bunndyr, fisk, vannkvalitet og hydromorfologi samlet inn. Dataene ble bearbeidet vinteren 2014.

Ann-Karin Rørstad ved Ørland kommune og Freddy Engelstad hos Forsvarsbygg har vært kontaktpersoner hos oppdragsgiverne.

Morten Andre Bergan har vært prosjektleder for oppdraget, og har utført feltarbeid, bearbeidet materiale og foretatt alle vurderinger/klassifiseringer, samt utarbeidet rapporten. Anna Emilie Joelsson ved NIVA Midt Norge bistått i feltarbeidet og ved vannprøvetaking. Karl Jan Aanes har kvalitetssikret arbeidet og gitt verdifulle kommentarer til rapporten.

Alle involverte takkes for et godt samarbeid.

Trondheim, 12.3. 2014

*Morten Andre Bergan*  
*Forsker, seksjon for vannressursforvaltning*

---

# Innhold

|   |           |
|---|-----------|
| <b>Innhold</b>                                  | <b>5</b>  |
| <b>Sammendrag</b>                               | <b>7</b>  |
| <b>1. Innledning</b>                            | <b>9</b>  |
| <b>2. Områdebeskrivelse</b>                     | <b>10</b> |
| 2.1 Vannforekomster i undersøkelsen             | 10        |
| <b>3. Tilnærming til naturtilstand</b>          | <b>11</b> |
| <b>4. Metodikk</b>                              | <b>13</b> |
| 4.1 Elfiskeundersøkelser                        | 13        |
| 4.2 Bunndyrundersøkelser                        | 15        |
| 4.3 Vannkvalitet                                | 16        |
| 4.4 Hydromorfologiske påvirkninger (HYMO)       | 17        |
| <b>5. Resultater</b>                            | <b>19</b> |
| 5.1 Elfiskeundersøkelser                        | 19        |
| 5.1.1 Økologisk tilstand laksefisk              | 19        |
| 5.2 Bunndyrsamfunn                              | 20        |
| 5.3 Vannkvalitet og typifisering                | 22        |
| 5.4 Hydromorfologisk tilstand                   | 23        |
| <b>6. Resultatvurdering</b>                     | <b>24</b> |
| 6.1 Vellesveita                                 | 24        |
| 6.2 Innstrandbekken/-kanalen                    | 26        |
| 6.3 Leirbekken, Meldalsbekken og Djupdalsbekken | 28        |
| 6.3.1 Leirbekken                                | 28        |
| 6.3.2 Meldalsbekken                             | 34        |
| 6.3.3 Djupdalsbekken                            | 36        |
| 6.4 Åa  | 39        |
| 6.5 Biskopsbekken                               | 41        |
| 6.6 Vikagrøfta                                  | 45        |
| 6.7 Balsnesesvassdraget                         | 46        |
| 6.7.1 Balsneselva                               | 48        |
| 6.7.2 Stamselva                                 | 52        |
| 6.7.3 Dalabekken/Karlsengbekken                 | 53        |
| 6.8 Kalvåbekken                                 | 61        |

---

|  |           |
|--|-----------|
| <b>7. Oppsummering</b>                               | <b>65</b> |
| <b>Litteratur</b>                                    | <b>68</b> |
| <b>Vedlegg A. Elfiskedata</b>                        | <b>69</b> |
| <b>Vedlegg B. Artslister bunndyr</b>                 | <b>70</b> |
| <b>Vedlegg C. Kartreferanser prøvetakingsområder</b> | <b>72</b> |

## Sammendrag

Det er i 2013 foretatt undersøkelser av vannkvalitet, bunndyr, fiskesamfunn og hydromorfologi i til sammen 13 vassdrag i Ørland kommune, og mange stasjoner og interessepunkter ble undersøkt eller befart i disse vassdragene høsten 2013.

Resultatene 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 historiske kart og opplysninger, hydromorfologiske påvirkningsfaktorer og andre forhold som er registrert under feltarbeidet.

Alle vannforekomster/vassdrag i Ørland kommune er kystnære småvassdrag, og typifiseres til små, moderat kalkrike, humøse lavlandsvassdrag (vanntype 4). Vanntypen er typifisert på bakgrunn av data på høyde over havet, nedbørfeltets størrelse, vannets fargetall og innhold av kalsium

Resultatet fra analyser av stikkprøver på vannkvalitet indikerer store problemer med næringssaltanrikning og organisk belastning i Ørland kommune. Konsentrasjonene av fosfor (Tot-P) er forhøyde i mange enkeltvassdrag. De høyest målte fosforkonsentrasjonene var 222 µg/l (Vellesveita), 148 µg/l (Balsneselva nedre) og 140 µg/l (Vikagrøfta). Nitrogenkonsentrasjonen i vannforekomstene var til dels svært forhøyde, der ingen stikkprøver viste nivåer innenfor miljømål om «God» eller «Svært god» vannkjemisk tilstand. Hele ni stikkprøver viste svært høye nitrogenkonsentrasjoner, med verdier mellom 2120 og 7140 µg/l.

Flere vassdrag i Ørland kommune er sterkt påvirket av sanitært avløpsvann og/eller avrenning av gjødsel. Konsentrasjonen, angitt ved CFU (colony forming units) av termotolerante koliforme bakterier (TKB), var forhøyde i 10 av totalt 13 stikkprøver. Her ble det målt bakterienivåer i flere vassdrag som gir en klar indikasjon på direkteutslipp av urensset sanitært avløpsvann. Høyeste bakteriemålinger ble målt i hhv. tilsig til Biskopsbekken (8500 CFU/100ml), Biskopsbekken ovenfor dette tilsiget (2500 CFU/100ml), Vikagrøfta (1400 CFU/100ml) og Røstadelva (1000 CFU/100ml).

Vi presiserer at stikkprøver av vannkvalitet kun gir et øyeblikksbilde av den vannkjemiske situasjonen i et vassdrag, og at konklusjonene derfor er fattet på et lite datagrunnlag, men verdiene er høye.

For bekker som drenerer Ørland kampflybase vises det til Forsvarsbygg egne vannkjemiske målinger og tilstandsvurderinger. Basert på registreringer fra vår feltbefaring og elfiske av Leirbekken, Djupdalsbekken og Meldalsbekken, supplert med analyser av bunndyrsamfunn i Leirbekken og Meldalsbekken, vurderer vi at de vannkjemiske forholdene i nevnte vassdrag er svært påvirket. Ingen av disse vassdragene har bestander av sjørret lenger, og økologisk tilstand klassifiseres som «Svært dårlig» med laksefisk som kvalitetselement.

Resultatene fra bunndyrundersøkelsene høsten 2013 viser to av syv stasjoner har et bunndyrsamfunn med en strukturell og funksjonell oppbygning på det undersøkte vassdragsavsnittet som er innenfor vannforskriftens miljømål om «God økologisk tilstand» eller bedre, ved bruk av bunndyr som kvalitetselement. To stasjoner klassifiseres å ha ett større avvik, og oppnår «Moderat økologisk tilstand», men nært opp mot miljømålet. Bunndyrstasjonene i bekker som drenerer Ørland kampflybase har svært store avvik fra en forventet referansetilstand, og klassifiseres til «Svært dårlig» økologisk tilstand. Årsaken til tilstanden er trolig både hydromorfologisk og vannkjemisk.

Ørland kommunes vassdrag er sterkt endret av menneskelige inngrep, der landbrukspåvirkning er største enkeltfaktor. Dette har fått store konsekvenser for kommunens vassdrag med anadrom

laksefisk, som for Ørlands del stort sett gjelder mindre bekkesystemer med sjøørret (*Salmo trutta*). En stor andel er i dag borte eller redusert til kanaler, med manglende livsvilkår for sjøørret. Påvirkningene strekker seg fra utstrakt utretting av vassdrag, senking av vassdragsløp og drenering av nedbørfelt, til fullstendig lukking av vassdrag og fjerning av vannkilder (vatn og tjern), som opprinnelig var til stede og sjøørretførende. Kvantitative og kvalitative elfiske-undersøkelser av yngel-/ungfiskbestanden hos laksefisk (sjøørret) ble foretatt i mange av vannforekomstene, og en vurdering opp mot antatt naturtilstand og historisk informasjon ble gjort. Videre ble en enkel vurdering/screening av hydromorfologiske forhold foretatt i og rundt alle vannforekomster, som sammen med vannkjemiske forhold kan forklare et eventuelt bortfall av fiskebestander, tap av areal og/eller arealkvalitet.

Alle vassdrag/vannforekomster unntatt Balsnesvassdraget har i dag tapt sine anadrome bestander av sjøørret, der kun skrubbe (*Platichthys flesus*) og tre-pigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) ble påvist i de fleste av disse. Dette er arter som ikke er avhengig av intakt vann- eller habitatkvalitet i ferskvannsfasen av livssyklus for å overleve. Økologisk tilstand klassifiseres til «Svært dårlig» med laksefisk som kvalitetselement i alle undersøkte vassdrag høsten 2013

Ørlands viktigste og mest vannrike vassdrag, Balsnesvassdraget, har fortsatt en restbestand av sjøørret igjen. Den økologiske tilstanden i vassdraget, ved bruk av laksefisk som kvalitetselement, er allikevel «Svært dårlig», da gjenværende bestand er betydelig redusert som følge av ulike hydromorfologiske inngrep i Rusasetvatnet, tilsigsbekker og i elveløp ned mot utløp til sjøen. Videre sørger avrenning fra jordbruksområder, uregelmessige akuttutslipp av silosyre fra landbruk og sig fra dårlig sanitære avløpsløsninger for at vannkvaliteten er så dårlig at bestandsnivået holdes konstant nede.

For å oppnå et framtidig miljømål etter vannforskriften i vassdrag på Ørland, kreves et betydelig løft i forhold til tiltak mot avrenning (både akutte utslipp og jevne tilsig) fra landbruksområder, og sanering av dårlig avløpsløsninger. Vi anbefaler at det jobbes sterkt mot å redusere dagens forurensnings-situasjonen i vassdragene i det videre arbeidet med vannforskriften. Dette betyr fokusering på lokalisering og sanering av punktutslipp fra landbruk og sanitært avløpsvann. Mange vassdrag ser i dag ut til å fungere kun som direkte transportveier for forurensningskilder til sjø- og fjærområdene rundt Ørland kommune. Dette er ikke innenfor fastsatte miljømål etter vannforskriften. NIVA mener at mange av de mindre vassdragene med avrenning til sjø i kommunen i dag er tapt for godt mht anadrome fiskeslag og etablering av tilfredsstillende biologisk/akvatisk mangfold. Tiltak for å hente tilbake tapt vassdragsnatur er trolig ikke lenger mulig eller formålstjenlig. Unntakene fra dette er i første rekke Balsnesvassdraget. Her vil en med riktige tiltak, både mht restaurering, gjenhenting av tapt eller redusert habitatkvalitet og bedring av vannkvalitet, kunne reetablere en sterk sjøørretbestand, og dermed komme nærmere fastsatte miljømål etter vannforskriften. I tillegg kan Leirbekken og Biskopsbekken trolig gi forutsetninger for reetablering av sjøørret og et tilfredsstillende biologisk mangfold dersom riktige tiltak settes inn.



# 1. Innledning

Gjennomføringen av EUs vanndirektiv 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. Vanndirektivet 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.

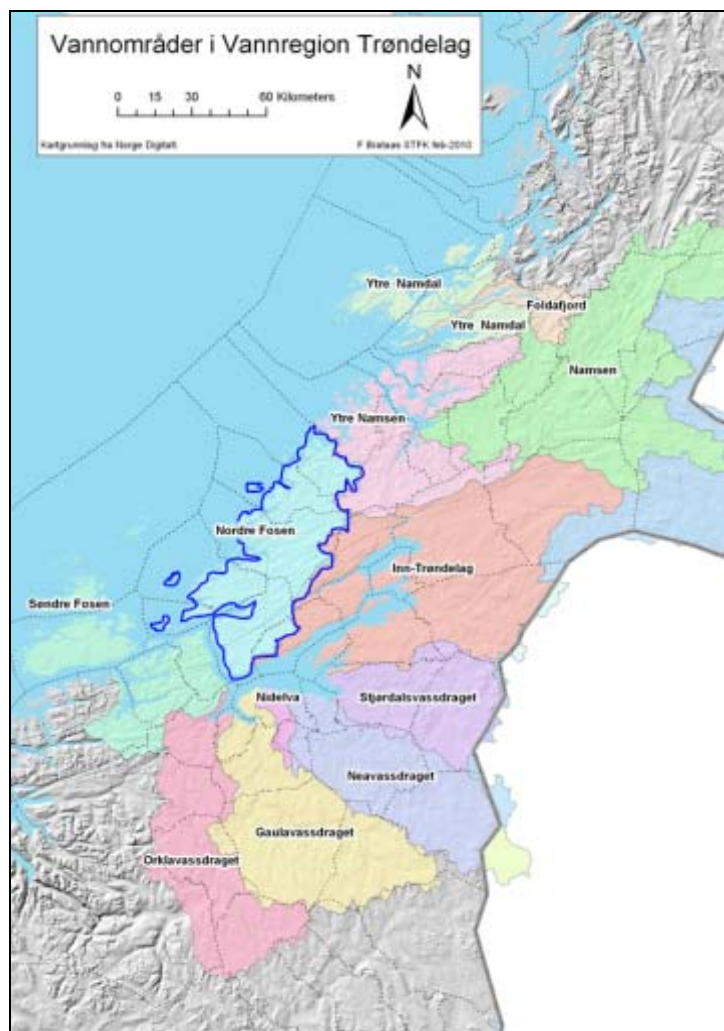
Hver vannregion skal kartlegge vannmiljøet, fastsette miljømål og kvalitetskrav og utarbeide egne forvaltningsplaner med tilhørende tiltaksplaner. Som grunnlag for arbeidet med forvaltningsplaner og tiltaksprogrammer skal miljøtilstanden i vannforekomstene først grovkarakteriseres ut fra miljørisiko, og deretter klassifiseres etter en femdelt skala (figur 1). Utgangspunktet for alle klassifiseringer og vurderinger av miljøtilstanden skal være en tilnærmet naturtilstand. Det foreligger veiledere og forslag til verktøy for å klassifisere dataene som samles inn (DG 2009, DG 2013, Sandlund m.fl. 2013). 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 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 vanndirektiv.

## 2. Områdebeskrivelse

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



Figur 2. Vannområder i Vannregion Trøndelag. Vannområde Nordre Fosen med blå uthevet omriss. (Kartgrunnlag: STFK, 2010)

### 2.1 Vannforekomster i undersøkelsen

Tabell 1 navngir (fra Vann-nett) de undersøkte vannforekomstene og angir lokalitetsnummer i rapporten. Det er forskjell i antall stasjoner, undersøkelsesomfang i den enkelte lokalitet/vannforekomst og anvendt metodikk per stasjon/interessepunkt. Dette skyldes registrering av relevante påvirkningsfaktorer og andre forhold som ble avdekket under feltarbeidet, som ikke tidligere var 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*.

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

| ID                      | Navn                      | Lok.nr. | Stasjoner og undersøkelser |          |           |   |
|-------------------------|---------------------------|---------|----------------------------|----------|-----------|---|
|                         |                           |         | V                          | B        | F         | H |
| (mangler)               | Vellesveita               | 1       | 1                          | -        | -         | * |
| (mangler)               | Innstrandbekken/-kanalen  | 2       | -                          | -        | -         | * |
| 134-86-R                | Leirbekken                | 3       | -                          | 2        | 5         | * |
| 134-90-R                | Meldalsbekken             | 4       | -                          | 1        | 1         | * |
| 134-88-R                | Djupdalsbekken            | 5       | -                          | -        | 1         | * |
| (mangler)               | Åa                        | 6       | 1                          | -        | 1         | * |
| 133-64-R                | Biskopsbekken             | 7       | 2                          | -        | 1         | * |
| (mangler)               | Vikagrøfta                | 8       | 1                          | -        | -         | * |
| 133-64-R                | Balsneselva               | 9       | 2                          | 1        | 2         | * |
| 133-68-R                | Røstadelva                | 10      | 1                          | -        | -         | * |
| 133-69-R                | Stamselva                 | 11      | 2                          | 1        | 2         | * |
| 133-64-R                | Dalabekken/Karlsengbekken | 12      | 2                          | 1        | 4         | * |
| 133-34-R                | Kalvåbekken               | 13      | 1                          | 1        | 3         | * |
| Totalt antall stasjoner |                           |         | <b>13</b>                  | <b>7</b> | <b>19</b> |   |

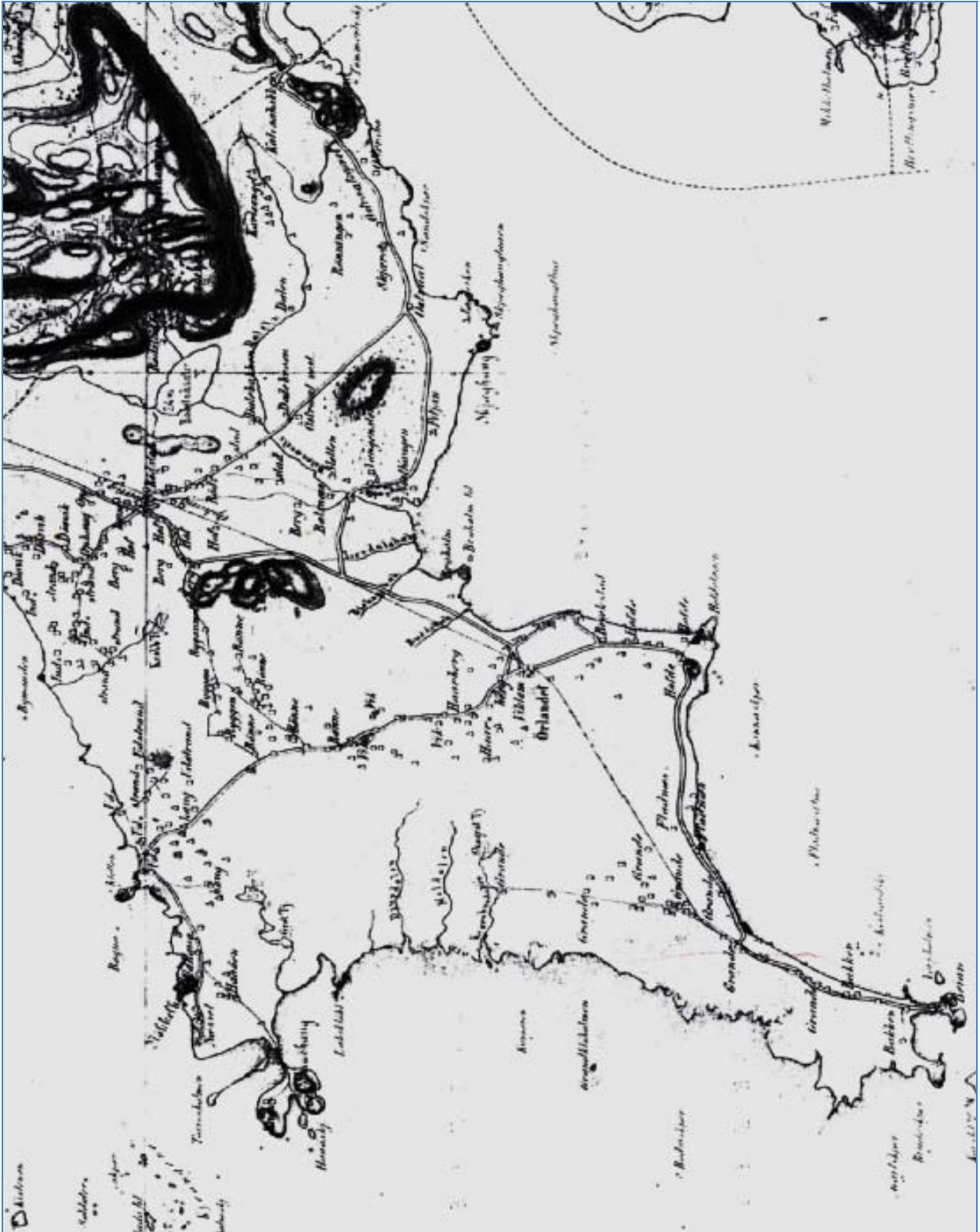
V= vannkvalitet, B= bunndyr, F= fiskesamfunn og H= \*hydromorfologi vs. fiskesamfunn

### 3. Tilnærming til naturtilstand

Iht. vannforskriften skal alle vannforekomster vurderes og klassifiseres opp mot en tilnærmet upåvirket tilstand. For de fleste vannforekomster i denne undersøkelsen medfører dette store vanskeligheter. Dette som følge av vi her har store hydromorfologiske påvirkninger sammen med store menneskeskapte påvirkninger fra aktiviteter knyttet til landbruk, flyplass og spredt bosetting. Det er slik situasjonen er i dag svært vanskelig å forestille seg og/eller beskrive vassdragsnaturen i de utvalgte vannforekomstene ved en naturtilstand. Spørsmål som dukker opp er hvorvidt det var forutsetninger for stedeagne, selvreproduserende sjøørretbestander i de mange mindre bekkene og tjern/vatn som en gang fantes, og lengden på eventuell naturlig anadrom strekning. Mesteparten av bekkene er i dag lagt i bakken og munner som rør i sjøen, eventuelt med korte kanalerstrekninger som er åpne før munning. Det er også svært vanskelig å skille opprinnelig naturlige bekker fra menneskeskapte veiter/kanaler som er gravd, for å drenere kystmyr, sump og tjern til dyrkamark. NIVA har fått tilgang på historiske Amtkart (figur 3) fra 1800-tallet, som gir noe indikasjon på vassdragenes naturlige utbredelse og opprinnelig beskaffenhet. Ørland, etter landheving og havets tilbaketrekking, besto opprinnelig av våtmark, kystmyr og små vann / tjern, der bekker som drenerte dette området med avløp til sjøen, må regnes som opprinnelig anadrome, med sjøørret som dominerende fiskeart. Basert på studier av flyfoto fra 1969 kombinert med vurderinger av gamle Amtkart (figur 3), fastslår NIVA at stedeagne sjøørretbestander sannsynligvis var naturlig forekommende i følgende vassdrag:

Innstrandbekken fra «Keolbtjønnene», Vellesveita, Leirbekken, Djupdalsbekken, Meldalsbekken, Kornbudalsbekken, Åa, Biskopsbekken, Balsnesvassdraget (herunder Balsneselva, Røstadelva, Stamselva, Rusasetvatnet, Reitanbekken, Dalabekken og Karlsengbekken) og Kalvåbekken.

I området Vikagrøfta-/kanalen er det inntegnet en bekk på Amtkart, og vi antar også at denne var fiskeførende historisk.



Figur 3. Amtkart fra 1876 over Ørlandet, der alle de undersøkte vassdragene er inntegnet med tilnærmet opprinnelig tilstand. Flere vassdrag (vatn og bekker) på kartet er i dag fjernet fra overflaten, (Opphav: Riksarkivet/ukjent).

NIVA fastslår at disse vassdragene tidligere hadde sikker helårsavrenning i normalår. Ifølge Borch (2006) har Ørlandområdet dype marine avsetninger dominert av siltig finsand med en del leire, men også områder og lag som har blitt vasket i strandsonen under landheving, slik at det også er sjukt med grovere sand/grus. En del større stein ligger innblandet i massene i hele området. Dette indikerer dermed godt egnet habitatkvalitet for de historiske stedegne sjøørretbestandene, som til tross for at området er svært flatt, ville kunne ha hatt flekkvis gode gytemuligheter. De mange tjern og vatn assosiert med flere bekker ville gitt gode oppvekstmuligheter og overvintringshabitat for ungfisk og voksen sjøørret.

## 4. Metodikk

### 4.1 Elfiskeundersøkelser

Ihht. Vanndirektivet er sammensetning, mengde og aldersstruktur for fiskefauna angitt som et kvalitetselement for klassifisering av økologisk tilstand i rennende vann. Her skal dagens tilstand sammenlignes med en forventet referansetilstand eller naturtilstanden. Tilstandsklassen fastsettes på grunnlag av hvor mye dagens tilstand avviker fra referansetilstanden. Laksefisk vil utgjøre den dominerende og viktigste fiskegruppen i vannområde Nordre Fosen og Ørland kommune. For vassdrag/vannforekomster med lette vandringsveier til sjø/saltvann vil vandrende, anadrome livsformer av laksefisk være sentrale.

I denne rapporten følger vi forslag i kapittel 6 i Sandlund m.fl.(2013); Ekspertvurderingsprosedyre for fisk. Denne tilsvarer tabell 6-3 i revidert klassifiseringsveileder (DG 2013). Stort fokus vil være rettet mot forekomst av vandrende, anadrome bestander av laksefisk, fortrinnsvis sjøørret for vassdrag i Ørland kommune.

Gjeldende klassifiseringsveileder (DG, 2009/revidert i 2013) og Bergan m.fl. (2011) foreslår elfiske som metode, der vurderinger av yngel-/ungfiskbestanden av sjøørret kan være en treffsikker indikator på økologisk tilstand i små kystnære vassdrag i Norge, der sjøørret skal dominere. Metoder for elfiskeundersøkelser (feltmetodikk) er ikke spesifisert i DG (2013). Vår undersøkelse følger forslaget/prinsipper angitt i Bergan m.fl. (2011), og litteratur nevnt i rapporten:

*«Bergan, M. A., Nøst. T. & Berger, H. M. 2011. Laksefisk som indikator på økologisk tilstand og miljøkvalitet i lavereliggende småelver og bekker: Forslag til metodikk iht. vanndirektivet, NIVA-Rapport L. NR. 6224-2011» for mer informasjon. Rapporten kan lastes ned (PDF-versjon) på NIVAs ([www.niva.no](http://www.niva.no)) rapportarkiv på internett.*

Kvantitative elfiskeundersøkelser er gjort ved 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 en 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, i forhold til forventningsverdier for fisk, og i forhold til habitatkvaliteten i dag vurdert opp mot antatt naturtilstand.

Tetthetsnivåer og/eller ekspertvurdert forekomst av fisk (laks/ørret) danner dermed verktøyet for å si noe om fiskebestandens størrelse, der tabell 7.1 i Sandlund m.fl. (2013), identisk med tabell 6-13 i (DG 2013), vil være sentral for utvalgte elve-/bekkeavsnitt. Her knyttes vassdragets (opprinnelige) habitatkvalitet opp mot forventningsverdier for yngel-/ungfisk av laksefisk (sjøørret).

Tabell 2. Forventningsverdier for tetthet av laksefisk i mindre sjøørretbekker.

Tabell 7.1 Klassegrenser for vanntype bekker og små elver med laksefisk. Verdiene (antall ungfisk per 100 m<sup>2</sup>) for "habitat ikke beskrevet" gjelder der habitatdata ikke er registrert. Habitatklasse 1 er "lite egnet", habitatklasse 2 er "egnet", habitatklasse 3 er "velegnet". Nærvær av flere aldersgrupper (både 0+ og ≥1+) støtter en konklusjon om at bestanden er i god eller svært god tilstand. Ved eventuelt fravær av en aldersgruppe må årsaken vurderes nøye og tilstanden eventuelt flyttes ett trinn ned.

|  | Svært god | God   | Moderat | Dårlig | Svært dårlig |
|--|-----------|-------|---------|--------|--------------|
| <b>Anadrom, habitat ikke beskrevet</b>               | >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          |
|  |           |       |         |        |              |
| <b>Anadrom sympatrisk, habitat ikke beskrevet</b>    | >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           |
|  |           |       |         |        |              |
| <b>Stasjonær allopatrisk, habitat ikke beskrevet</b> | >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          |
|  |           |       |         |        |              |
| <b>Stasjonær sympatrisk, habitat ikke beskrevet</b>  | >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           |

\* Allopatrisk: Uten andre, konkurrerende fiskearter til stede. Sympatrisk: I sameksistens med flere fiskearter

En endelig tilstand klassifisert ved bruk av laksefisk vil deretter gjøres iht tabell 3 (under). Sentral i denne klassifiseringen vil derfor være menneskeskapt bortfall eller reduksjon av hele/deler av sjøørret- og/eller laksebestander i mindre vannforekomster. Tabell 3 er tilnærmet identisk med tabell 6.5 i revidert veileder (DG 2013).

Tabell 3. Menneskeskapte endringer i bestandsstørrelse for sjøørretbestander i mindre vannforekomster.

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 %   |

Påvirkningsfaktoren/-e som fører til bestandsreduksjonen kan her være vannkjemisk og/eller hydromorfologisk, noe undersøkelsene som her er gjort vil søke å svare på. Tetthetsmålinger av fiskebestanden og/eller vurdering av forekomst etter tabell 2 vil være foretrukket verktøy for å si om en fiskebestand er redusert eller ikke på utvalgte vassdragsavsnitt, sammenlignet med en forventet naturtilstand. Kombinert med opplysninger og data på hydromorfologiske påvirkninger (se avsnitt 4.4, fortrinnsvis tap av areal og reduksjon av habitatkvalitet) for hele vassdraget gir grunnlag for en klassifisering av tilstand etter tabell 3.

Elfiskeundersøkelsene høsten 2013 er utført under svært gode elfiskeforhold, dvs forhold, med lav/middels vannføring, lav turbiditet (god sikt) og oppholdsvær. Vanntemperaturer lå i området 6-12 grader celsius.

Elfiskeapparat av typen GeOmega FA-4 (Terik Technology) er benyttet, med anodestang påmontert håv på anoderingen. En separat, sirkulær fanghåv påmontert stang er også benyttet. Det er videre benyttet polariserte briller av typen Polaroid (XOOR-linse, gult glass) og Oakley Split Jacket (Polarisert Red iridium- linse) avhengig av vanntype (humøst eller klart vann) og lysforhold (sol, overskyet, overhengende kantvegetasjon /trær) 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.

## 4.2 Bunndyrundersøkelser

Bunndyrundersøkelsene følger NIVAs standard for bunndyrinnsamling med elvehåv, og er iht. 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 "Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. ." Veileder 01:2009/revidert 02:2013. Veilederen kan lastes ned på [www.vannportalen.no](http://www.vannportalen.no).

Bunndyrprøvene er høstprøver innsamlet høsten 2013 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 på NIVAs laboratorier for biologiske undersøkelser.

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) som 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 hos bunndyrfaunaen 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 forsiktighet.

I henhold til DG (2009/13) 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 ovenfor 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. veilederens 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. Bakgrunns materialet for indeksen baserer seg 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 indeksverdien for EPT 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.

|               |           | Bunnfauna |         | ASPT    |              |
|---------------|-----------|-----------|---------|---------|--------------|
| 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        |

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

| EQR for Bunnfauna, ASPT |           |            |           |           |              |
|-------------------------|-----------|------------|-----------|-----------|--------------|
| 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.

### 4.3 Vannkvalitet

I forbindelse med feltarbeidet ble det tatt en enkelt vannprøve (stikkprøve) for å få et bilde 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. Analysene 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 vurderingen av vannkvalitet som følge av at det kun er tatt en vannprøve på ett gitt tidspunkt ved hver stasjon. I henhold til klassifiseringsveilederen (DG 2009/2013) er flere vannprøver påkrevd. Tabell 5 gir en oversikt over parametre og metoder som er benyttet under analysen.



Tabell 5. Analyseparametre 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 vann typer i denne undersøkelsen. Alle verdier er oppgitt i µg/l. Til orientering er det også tatt med tidligere klassegrenser i tabellen utarbeidet av NIVA for SFT (Andersen, et al. 1997). Tabell 7 viser klassegrenser for TKB etter (Andersen, et al. 1997).

Tabell 6. Nye grenseverdier for tilstandsklasser mht Tot - P og Tot - N for elvetype 3 og 4, supplert med tidligere klassegrenser for vurdering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen, et al. 1997).

| Høyde-region                              | Vann type | 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             |
| <b>SFT - 1997</b>                         |           |                                       |         | <b>7</b>   | <b>7-11</b>    | <b>11-20</b>   | <b>20-50</b>    | <b>&gt;50</b>   |
| Høyde-region                              | Vann type | 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           |
| <b>SFT - 1997 (Andersen, et al. 1997)</b> |           |                                       |         | <b>300</b> | <b>300-400</b> | <b>400-600</b> | <b>600-1200</b> | <b>&gt;1200</b> |

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

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

#### 4.4 Hydromorfologiske påvirkninger (HYMO)

Fysiske inngrep i vassdrag og endringer i vannavrenning, det vannforskriften omtaler som hydromorfologiske (HYMO) endringer, gjør ofte at fiskebestander avviker fra det som forventes å være referansetilstanden. Med hydromorfologiske forhold menes fysiske forhold som dannes av vannet som leveområde for fisk, samt menneskeskapte fysiske strukturer i elv eller innsjø som påvirker fiskens liv. Å etablere en dose-respons kurve for denne typen påvirkninger kan være vanskelig, og vil i mange tilfeller kreve betydelig datatilfang i form av historikk og lange tidsserier. En vurdering av slike inngrep/endringer 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 (DG 2009/2013) og fagrådet for fisk sitt forslag (Sandlund m.fl. 2013) for å klassifisere, vurdere eller

beskrive dagens hydromorfologiske status koblet opp mot tilstanden vurdert ved hjelp av fiskesamfunnene i vannforekomsten. Dette er ett omfattende arbeid, og en må forvente at slike vurderinger i denne omgang gjøres med bakgrunn i ekspertvurderinger og skjønn.

For vassdrag der det er aktuelt, dvs der vi anser at miljømål for laksefisk vanskelig kan oppnås som følge av påvirkningsfaktorer i forhold til vannforekomsten morfologi (først og fremst i forhold til utretting, kanalisering, lukking eller andre endringer i vassdragsløpet) vil vi gjennom ekspertvurdering av påvirkningsfaktorens omfang også benytte tabell 8 (fra avsnitt 6.17 i klassifiseringsveilederen).

Vi vil videre benytte oss av historiske flyfoto (<http://kart.finn.no/>, [www.norgebilder.no](http://www.norgebilder.no) (versjon 3) og tilsvarende karttjenester) for å få en økt forståelse av grad av endring av bekkeløp/elveløp. For vannområde Nordre Fosen og Ørland 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. For Ørland kommune har NIVA hatt tilgang på historiske Amtkart fra 1800-tallet som støtte i våre tilnæringer til naturtilstand opp mot dagens påvirkningsfaktorer mht. hydromorfologi.

Tabell 8. Klassegrenser for fysiske inngrep og morfologisk status/tilstand. Tabell fra DG 2009.

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

Dersom det oppdages menneskeskapte vandringshindre eller barrierer som potensielt kan true økologisk tilstand eller som fører til tap av fiskeførende /anadrome strekninger i noen av vannforekomstene som inngår i denne undersøkelsen, vil dette behandles etter vannforskriften. Her vil kriteriesett A 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. Tapet av produksjonsareal oppstrøms eventuelle inngrep, i kombinasjon med den faktiske habitatkvaliteten (ved naturtilstand og/eller dagens tilstand) vil vektlegges ved vurderinger etter vannforskriften i forhold til tiltak.

NIVA vil vektlegge problematikk rundt eventuelle effekter på fiskesamfunnet i de vannforekomster som er berørt av vannkraftregulering eller på annen måte har fått endret avrenningsmønster i forhold til opprinnelig. Tilstanden vil bli vurdert opp mot tabell 3, men kunnskapsgrunnlaget kan være for lite til å foreta en sikker klassifisering.

## 5. Resultater

### 5.1 Elfiskeundersøkelser

Tabell 9. Fangst av laksefisk og estimerte tetthetsnivåer av laksefisk i vannforekomster vannområde Nordre Fosen høsten 2013.

| Vannforekomster Vannområde Nordre Fosen<br>Ørland kommune |          |         |                | Påvist*, observert tetthet** eller estimert tetthet<br>(antall individer per 100 m <sup>2</sup> ) |         |                    |    |     |
|---|----------|---------|----------------|---|---------|--------------------|----|-----|
| Vannforekomst   | Lok. nr. | St. nr. | m <sup>2</sup> | Ørret   | Skrubbe | 3-pigget Stingsild | Ål |     |
|   |          |         |                | 0+ / ≥ 1+   |         |                    |    |     |
| Vellesveita   | 1        | 1       | -              | Lagt i bakken, munner i rør i sjøen, uegnet for fisk i dag  |         |                    |    |     |
| Innstrandbekken/-kanalen                                  | 2        | 2       | -              | Lagt i bakken, munner i rør i sjøen, uegnet for fisk i dag  |         |                    |    |     |
| Leirbekken nedre  | 3        | 3a      | 100            | 0   | 0       | *                  | *  | 0   |
| Leirbekken midtre   | 3        | 3b      | 50             | 0   | 0       | *                  | *  | 0   |
| Leirbekken, tilsig  | 3        | 3c      | 50             | Tilnærmet tørrlagt, fisketom  |         |                    |    |     |
| Leirbekken, midtre/øvre                                   | 3        | 3d      | 90             | 0   | 0       | *                  | *  | 0   |
| Leirbekken, øvre n/ Fv 244                                | 3        | 3e      | 50             | 0   | 0       | *                  | *  | 0   |
| Meldalsbekken   | 4        | 4       | 250            | 0   | 0       | *                  | *  | 0   |
| Djupdalsbekken  | 5        | 5       | 100            | 0   | 0       | *                  | *  | 0   |
| Åa  | 6        | 6       | 90             | Fisketom  |         |                    |    |     |
| Biskopsbekken   | 7        | 7       | 100            | 0   | 0       | x                  | x  | 0   |
| Vikagrøfta  | 8        | 8       | -              | Lagt i bakken, munner i rør i sjøen, uegnet for fisk i dag  |         |                    |    |     |
| Balsneselva nedre   | 9        | 9a      | 123            | 0   | 0,8     | x                  | x  | 1,6 |
| Balsneselva midtre  | 9        | 9b      | 105            | 0   | 3,9     | 0                  | 0  | 0   |
| Røstadelva  | 10       | 10      | -              | Ikke undersøkt  |         |                    |    |     |
| Stamselva n/fabrikk                                       | 11       | 11a     | 30             | Fisketom  |         |                    |    |     |
| Stamselva o/ fabrikk                                      | 11       | 11b     | 160            | 0   | 0,6     | 0                  | *  | 0,6 |
| Dalabekken nedre  | 12       | 12a     | 30             | Fisketom  |         |                    |    |     |
| Karlsengbekken  | 12       | 12b     | 57             | 114,7   | 35      | 0                  | 0  | 0   |
| Karlsengbekken, «Osplibekken»                             | 12       | 12c     | 30             | 0   | 30      | 0                  | 0  | 0   |
| Karlsengbekken, Navnløs bekk                              | 12       | 12d     | 30             | 0   | 0       | 0                  | 0  | 0   |
| Kalvåbekken nedre, før munning sjø                        | 13       | 13a     | 90             | 0   | 0       | *                  | *  | 0   |
| Kalvåbekken nedre, n/Fv 231                               | 13       | 13b     | 60             | Fisketom  |         |                    |    |     |
| Kalvåbekken nedre, o/Fv 231                               | 13       | 13c     | 70             | Fisketom  |         |                    |    |     |

\* Påvist, kun kvalitativt; se kapittel 6; 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 m<sup>2</sup> på det avfiskede stasjonsområdet.

#### 5.1.1 Økologisk tilstand laksefisk

Basert på resultatene fra elfiskeundersøkelsene og vurderinger av hydromorfologiske forhold i vassdraget, viser tabell 10 anslått endring /reduksjon av sjørretbestanden i det enkelte vassdrag. Dette vil være grunnlaget for klassifiseringen av den økologiske tilstand ved bruk av laksefisk i vannforekomsten.

Tabell 10. Menneskeskapte endringer i bestandsstørrelse for vannforekomster i Ørland Kommune.

| Nordre Fosen              |        | Menneskeskapte endringer i bestandsstørrelse av sjøørret |                |                    |                   |                          |
|---------------------------|--------|--|----------------|--------------------|-------------------|--------------------------|
|                           | Lok nr | Svært god<br>10 %  | God<br>10-25 % | Moderat<br>25-50 % | Dårlig<br>50-90 % | Svært dårlig<br>90-100 % |
| Vellesveita               | 1      |  |                |                    |                   | 100 %                    |
| Innstrandbekken/-kanalen  | 2      |  |                |                    |                   | 100 %                    |
| Leirbekken                | 3      |  |                |                    |                   | 100 %                    |
| Meldalsbekken             | 4      |  |                |                    |                   | 100 %                    |
| Djupdalsbekken            | 5      |  |                |                    |                   | 100 %                    |
| Åa                        | 6      |  |                |                    |                   | 100 %                    |
| Biskopsbekken             | 7      |  |                |                    |                   | 100 %                    |
| Vikagrøfta                | 8      |  |                |                    |                   | 100 %                    |
| Balsneseselva             | 9      |  |                |                    |                   | >90 %                    |
| Røstadelva                | 10     |  |                |                    |                   | >90 %                    |
| Stamselva                 | 11     |  |                |                    |                   | >90 %                    |
| Dalabekken/Karlsengbekken | 12     |  |                | 25- 50 %           |                   |                          |
| Balsnes-/Dalavassdraget   | 9-12   |  |                |                    |                   | >90 %                    |
| Kalvåbekken               | 13     |  |                |                    |                   | 100 %                    |

Bakgrunnen for tilstandsklassifiseringen mht. reduserte/tapte bestander av laksefisk (sjøørret) er omtalt for hvert vassdrag i kapittel 6; Resultatvurdering

## 5.2 Bunndyrsamfunn

Tabell 11 viser resultatene fra bearbeidelsen av bunndyrmaterialet som ble hentet inn høsten 2013 i de undersøkte vannforekomstene i vannområde Nordre Fosen. Tabellen gir opplysninger om antall registrerte taksa av døgn-, stein- og vårfluer, EPT- verdi og beregnede ASPT-verdier som grunnlag for økologisk tilstandsklassifisering og korresponderende EQR-verdier for bunndyrsamfunnet. Fargekoder er etter femdelte skala for økologisk tilstand (se figur 1).

Resultatene viser at kun to av syv stasjoner har et bunndyrsamfunn på det undersøkte vassdragsavsnittet som er innenfor vannforskriftens miljømål om God økologisk tilstand eller bedre. Av disse oppnår stasjonen i Karlsengbekken en ASPT-verdi tilsvarende det en kan forvente ved en upåvirket referansetilstand («Svært god økologisk tilstand»). Stasjonsområdet i nedre deler av Kalvåbekken har mindre avvik fra forventet naturtilstand, og oppnår en ASPT-verdi tilsvarende «God økologisk tilstand». To stasjoner klassifiseres å ha ett større avvik, og oppnår «Moderat økologisk tilstand», men nært opp mot miljømålet.

Bunndyrstasjonene i Meldalsbekken og Leirbekken har svært store avvik fra en forventet referansetilstand, og klassifiseres til «Svært dårlig» økologisk tilstand.

Tabell 11. Data om bunndyrsamfunnet i vannforekomster i vannområde Nordre Fosen høsten 2013: EPT- og ASPT-verdi, samt korresponderende EQR-verdi. Fargekoder etter femdelte skala for økologisk tilstand.

| Vannforekomst/Vassdrag  | Lok. nr/St.nr | EPT | E | P | T | ASPT | EQR  |
|-------------------------|---------------|-----|---|---|---|------|------|
| Leirbekken midtre/nedre | 3b            | 1   | 0 | 0 | 1 | 3,75 | 0,54 |
| Leirbekken, øvre        | 3e            | 2   | 0 | 0 | 2 | 3,60 | 0,52 |
| Meldalsbekken           | 4             | 1   | 0 | 1 | 0 | 3,67 | 0,53 |
| Balsneselva midtre      | 9b            | 15  | 5 | 5 | 5 | 5,89 | 0,85 |
| Stamselva               | 11b           | 19  | 6 | 6 | 7 | 5,95 | 0,86 |
| Karlsengbekken          | 12b           | 16  | 3 | 9 | 4 | 7,00 | 1,01 |
| Kalvåbekken             | 13b           | 18  | 4 | 8 | 5 | 6,00 | 0,87 |

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 metall/gruveforurensing (ikke aktuelt for Ørland kommune), periodisk fraføring av vann eller kortvarige, forbigående mindre punktutslipp. Dette er forhold som i større grad må ekspertvurderes for hver vannforekomst dersom en ikke har data fra flere år eller fra ulike perioder gjennom året. Et lengre overvåkingsprogram og et større stasjonsnett vil kunne avdekke både størrelsen og utstrekningen når det gjelder effekten av slike påvirkninger.

### 5.3 Vannkvalitet og typifisering

Tabell 12. Tilstandsvurdering og typifisering på bakgrunn av kun en enkelt vannprøve tatt i løpet av oktober 2013. Grå felt betyr ikke prøvetatt.

| Vannforekomst                   | Kommune | St. nr. | Vann-<br>type                            | Ca<br>(mg/l)   | Pt<br>(mg/l) | TOT P<br>(µg/l) | TOT N<br>(µg/l) | TKB<br>(mg/100ml) |  |
|---------------------------------|---------|---------|--|----------------|--------------|-----------------|-----------------|-------------------|--|
| Vellesveita                     | Ørland  | 1       | 4  | 119            | 45           | 222             | 7140            | 800               |  |
| Innstrandbekken-/kanalen        | Ørland  | 2       | Ikke prøvetatt                           |                |              |                 |                 |                   |  |
| Leirbekken                      | Ørland  | 3       | Ikke prøvetatt. Prøvetas av Forvarsbygg  |                |              |                 |                 |                   |  |
| Meldalsbekken                   | Ørland  | 4       | Ikke prøvetatt. Prøvetas av Forsvarsbygg |                |              |                 |                 |                   |  |
| Djupdalsbekken                  | Ørland  | 5       | Ikke prøvetatt. Prøvetas av Forsvarsbygg |                |              |                 |                 |                   |  |
| Åa, nedre                       | Ørland  | 6       | 4  | 75,4           | 114          | 31,8            | 6530            | 43                |  |
| Biskopbekken, nedre             | Ørland  | 7       | 4  | 169            | 44           | 71              | 3910            | 2500              |  |
| Tilsig Biskopbekken             | Ørland  | 7b      | 4  | Ikke prøvetatt |              |                 |                 | 8500              |  |
| Vikagrøfta/Vikakanalen          | Ørland  | 8       | 4  | 192            | 35           | 140             | 5930            | 1400              |  |
| Balsneselva, nedre              | Ørland  | 9a      | 4  | 75,2           | 90           | 148             | 2750            | 800               |  |
| Balsneselva o/samløp Røstadelva | Ørland  | 9b      | 4  | 45,8           | 106          | 42,2            | 2120            | 350               |  |
| Røstadelva, nedre               | Ørland  | 10      | 4  | 128            | 52           | 61              | 2990            | 1000              |  |
| Stamselva n/fabrikk             | Ørland  | 11a     | 4  | 39,3           | 117          | 12,9            | 820             | 240               |  |
| Stamselva o/ fabrikk            | Ørland  | 11b     | 4  | 41,7           | 110          | 10,2            | 840             | 42                |  |
| Dalabekken, nedre               | Ørland  | 12a     | 4  | 31,1           | 112          | 32,4            | 3080            | 100               |  |
| Karlsengbekken                  | Ørland  | 12b     | 4  | 23,7           | 38           | 8,8             | 2580            | 12                |  |
| Kalvåbekken, nedre              | Ørland  | 12a     | 4  | 14,5           | 146          | 26,9            | 770             | 230               |  |

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, 2009/13). Vanntypen er med på å bestemme kriteriesettet som benyttes når vannkvaliteten klassifiseres. I denne undersøkelsen tilhører alle vannforekomstene vanntype 4. Vassdragene ligger i høyderegionen lavlandet (< 200 meter over havet). Alle vassdrag defineres som små/middels med hensyn til størrelse på nedbørfelt. Alle vassdrag var kalkrike/moderat kalkrike, med kalsiumverdier mellom 14,5-192 ml/l, og humøse, med fargetall over 30 mg/l.

En oversikt over tilstandsvurdering og typifisering for den enkelte vannforekomst er oppgitt i tabell 12.

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. For vannforekomster i jordbruksområder og spredt bebyggelse med eldre sanitære løsninger som på Ørland, må en forventet store variasjoner i avrenning og utslipp gjennom året, styrt av fortrinnsvis nedbør og sesongmessig jordbruksaktivitet. Det er gjerne nivåtopper i denne forbindelse som potensielt slår ut akvatisk biologi, samt episoder med nedslamming/oksygensvinn i vassdrag hvor belastningsnivåene er stabilt høye.

#### Fosfor (Tot P)

Innholdet av fosfor sier noe om tilsiget av dette næringssaltet fra eksempelvis diffuse belastningskilder og jordbruk. Utslipp av sanitært avløpsvann ledsages ofte av forhøyde fosforverdier. Analyseresultatene for fosfor viser at konsentrasjonen var lave, tilsvarende antatte referansenivåer (Svært god vannkjemisk tilstand), for 3 av 12 prøvetakingsstasjoner (øvre strekninger av

Dalabekken/Karlsengbekken, samt Stamselva nedstrøms og oppstrøms kornfabrikken), med variasjoner fra 8,8 µg/l opp til 12,9 µg/l. Nedre strekninger av Kalvåbekken oppnådde «God Tilstand», med fosfornivå på 26,9 µg/l. Tre stasjoner (Åa, Dalabekken nedre og Balsneselva o/samløp Røstadelva) har fosfornivåer tilsvarende «Moderat tilstand», med variasjoner fra 31,8 til 42,2 µg/l. Fem stasjoner klassifiseres til tilstandsklasse «Dårlig» eller «Svært dårlig», med store avvik fra miljømålet, og verdier av total fosfor opp mot 222 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 770 µg/l til 7140 µg/l. Ingen av de 12 prøvetakingsstasjonene oppnår det fastsatt miljømål («Svært god» eller «God» kjemisk tilstand) med hensyn på nitrogeninnhold. En stasjon (Kalvåbekken, 770 µg/l) har mindre avvik fra miljømålet, og klassifiseres til å ha en «Moderat vannkjemisk tilstand». De øvrige 11 stasjoner har til dels svært forhøyde verdier av total nitrogen, fra 2120 til 7140 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 blant annet sanitært avløpsvann som kloakk og fekal forurensning fra dyr i vassdraget. Konsentrasjonen av termotolerante koliforme bakterier var forhøyde på 9 av totalt 12 prøvetakingsstasjoner. Kun tre av stasjonene (øvre strekninger av Karlsengbekken, Stamselva ovenfor fabrikk og Åa) hadde svakt forhøyde bakterieverdier opp til 43 CFU/100 ml. Klassegrensene etter det gammel SFT/Klif-system (Andersen, et al. 1997) klassifiserer disse verdiene til «God» tilstand. Øvrige stasjoner har betydelig høyere nivåer, til dels svært forhøyde, av TKB, med målinger innenfor tilstandsklassene «Dårlig» og «Svært dårlig». Her utmerker bl.a. Vikagrøfta, Biskopsbekken og tilsigsgrein Biskopsbekken seg, med svært høye nivåer av TKB (hhv. 1400, 2500 og 8500 CFU/ 100 ml). Sistnevnte hadde et direkteutslipp av kloakk til nedre del av Biskopsbekken, med synlige rester av toalett-papir spredd utover nedstrøms utslippsrøret.

## **5.4 Hydromorfologisk tilstand**

NIVA gjør ingen større og grundige vurderinger av enkeltvassdrag mht hydromorfologisk tilstand, utover å konstatere at de fleste vassdrag på Ørland er svært endret sammenlignet med naturtilstand. Konklusjonen etter feltundersøkelsene, vurdering av flyfoto og historiske kart gir et klart inntrykk av at alle disse vassdragene har en morfologisk tilstand tilsvarende «Dårlig» til «Svært dårlig» tilstand iht de fleste støtteparametere oppgitt i tabell 8. Hovedårsaken til dette er den utbredte kanaliseringen, utgrunningen og senkningen som er gjort i vassdragene de siste 100 år, og dagens mangel på naturlig substrat og kantvegetasjon.

Unntaket her er Kalvåbekken, som har mindre endret hydromorfologi mht bekkeløpetets utforming. Videre har enkeltpartier av Karlsengbekken strekninger med god morfologisk tilstand og mindre berørte bekkeløp. Ytterligere kommentarer og vurderinger rundt hydromorfologi er gitt for hvert enkelt vassdrag i *kapitel 6; Resultatvurdering*.

## 6. Resultatvurdering

### 6.1 Vellesveita



Figur 4. Vellesveita. Flyfoto fra 2012. Den blå markeringen viser vannveien på fjære sjø (Flyfoto fra <http://kart.finn.no/>)

Vellesveita munner i dag ut i et rør i fjæra (figur 4, 5 og 6). Denne bekken har vært rørlagt i lang tid som følge av landbruksvirksomhet. Det er ikke livsvilkår for laksefisk eller akvatiske bunndyr som krever rent ferskvann i dag, som følge av at saltvann når helt opp til dagens utløpsrør. Alt tilgjengelig areal for akvatisk vannbiologi er tapt. Trolig var dette vassdraget egnet for sjøørret før rørlegging og drenering av nedbørfeltet fant sted. Videre er den vannkjemiske tilstanden i dag svært dårlig (tabell 12), med høye nivåer av næringssalter og bakterier. Det var en sterk eim av kloakk forbundet med strekningene nedstrøms munningsrøret. Det er dokumentert algeoppblomstring i Vellesveita ved flere



anledninger (figur 5). Vellesveita må i dag betraktes som et forurensnings-utslipp til fjæra i munningsområdet i sjøen. Vellesveita klassifiseres til «Svært dårlig» økologisk og vannkjemisk tilstand. Det må her påregnes en sanering av utslippskilder, feilkoblinger og andre forhold som ligger bak forurensningen av strandsonen i munningsområdet, for å få redusert belastningen til et akseptabelt nivå. Øvrige tiltak for å hente igjen tapt vassdragsnatur i Vellesveita anses som lite mulig og mindre formålstjenlig.



Figur 5. Sterk begroing av alger i Vellesveita i perioder skyldes forhøyde nærings saltverdier. (Foto: Ørland kommune).

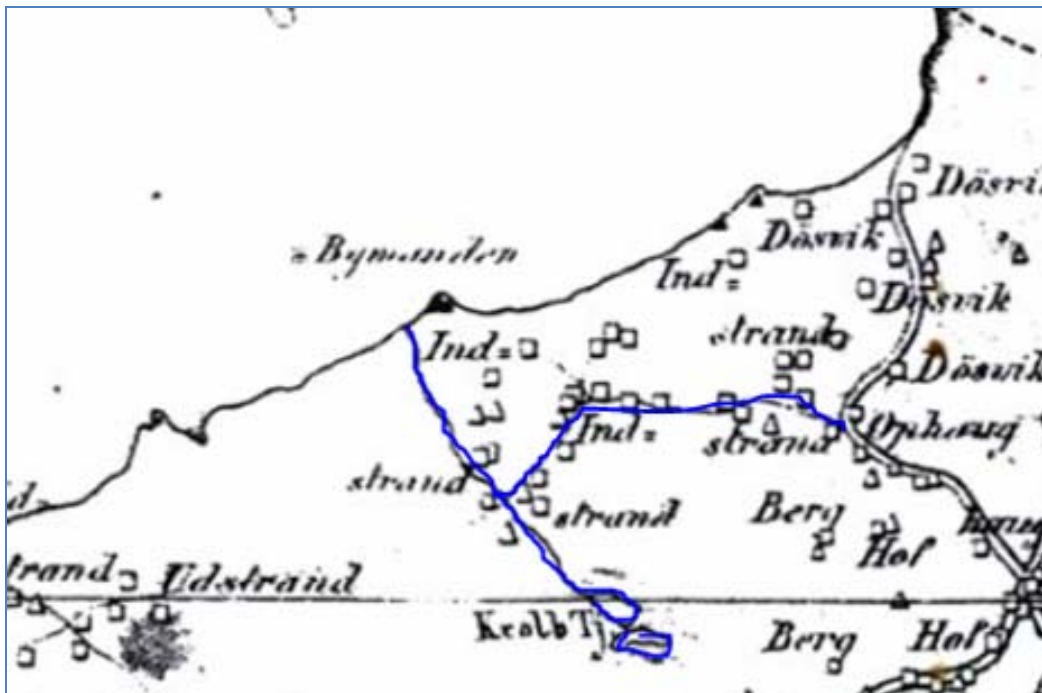


Figur 6. Vellesveita. Rør-munning like før sjø. (Foto: Morten Andre Bergan)

## 6.2 Innstrandbekken/-kanalen

Innstrandkanalen var tidligere en bekk fra to mindre tjern (Navn tolket som «Keolbtjønnene» på Amtkart, figur 7). I dag munner bekken i rør i fjæra (figur 8).

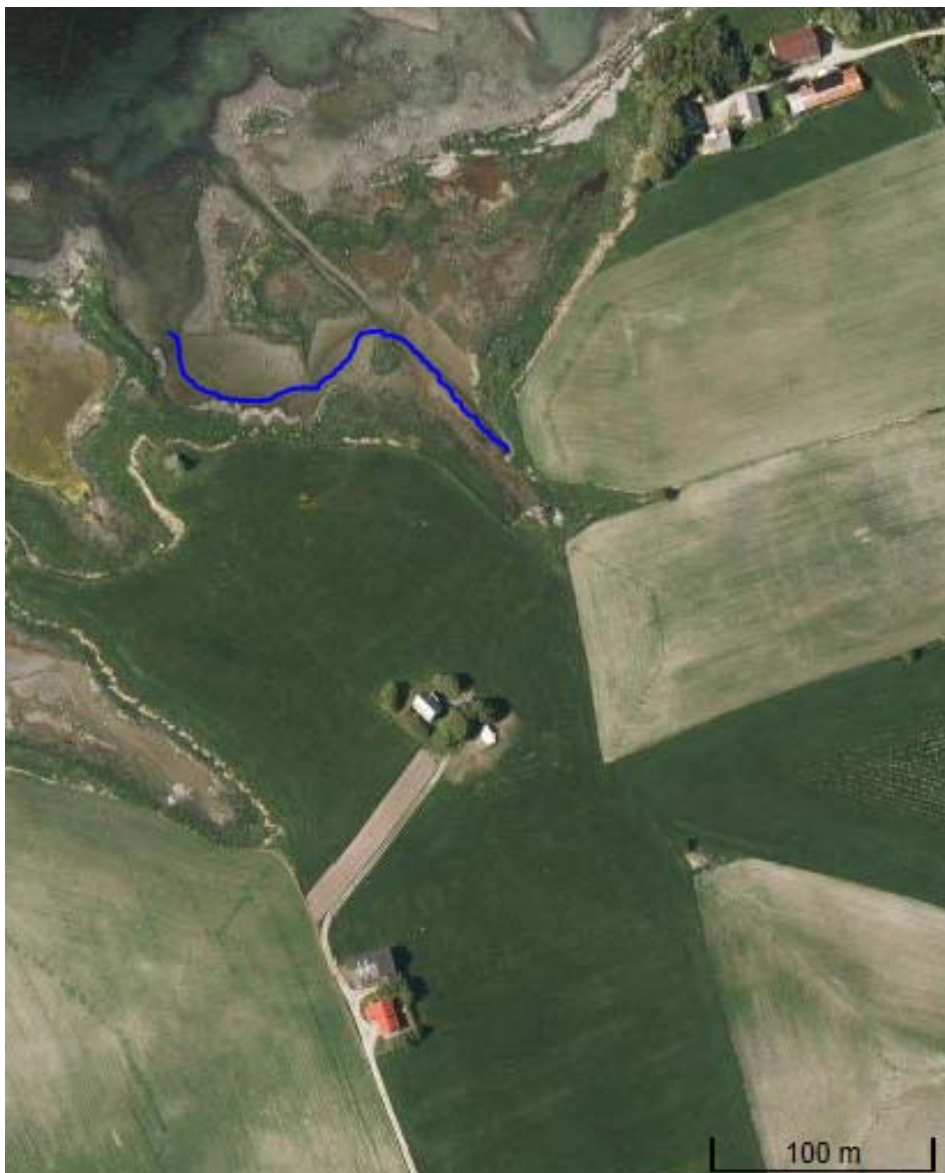
Innstrandbekken/-kanalen munner i dag i rør i fjæra (figur 6). Også denne bekken er rørlagt som følge av landbruksvirksomhet, men den fullstendige lukkingen har skjedd i «nyere» tid. I 1969 gikk større deler av bekken fortsatt åpen, men svært utrettet og morfologisk endret (figur 8). Det er ikke livsvilkår for laksefisk eller akvatiske bunndyr som krever rent ferskvann i dag. Alt tilgjengelig areal for akvatiske vannbiologi er tapt. Dette vassdraget var trolig svært godt egnet for sjøørret før rørlegging og drenering av nedbørfeltet/tjern fant sted. Innstrandbekken/-kanalen klassifiseres i dag til å ha en «Svært dårlig» økologisk tilstand. Det ble ikke tatt vannprøve fra Innstrandkanalen.



Figur 7. Innstrandbekken (-kanalen i dag) med to synlige tjern («Keolbtjønnene») inntegnet på Amtkart fra 1800-tallet. (Kilde: ukjent/Riksarkivet).



Figur 8. Innstrandkanalen anno 1969, der en fortsatt kunne skimte konturene av en tidligere sjøørretbekk. (Flyfoto fra <http://kart.finn.no/> )



Figur 9. Innstrandkanalen anno 2012. Det er nå kun få meter igjen av denne bekken før den munner i fjæra. (Flyfoto fra <http://kart.finn.no/>)

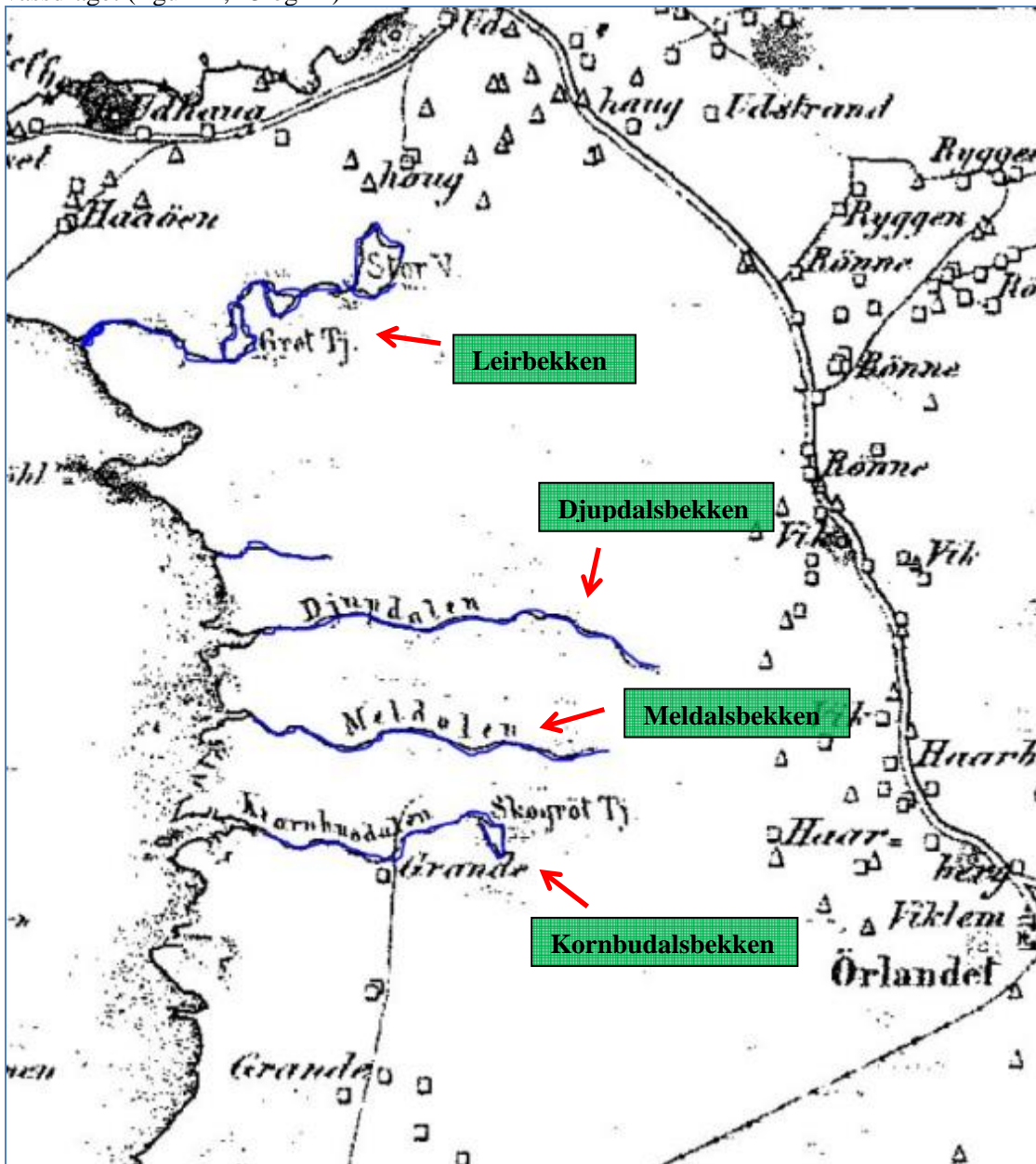
Det må påregnes en sanering av utslippskilder, feilkoblinger og andre forhold som ligger bak forurensningen av strandsonen i munningsområdet av Innstrandkanalen. Øvrige tiltak for å hente igjen tapt vassdragsnatur i Vellesveita anses som vanskelig, og mindre formålstjenlig.

## 6.3 Leirbekken, Meldalsbekken og Djupdalsbekken

### 6.3.1 Leirbekken

Leirbekken var trolig en velegnet sjøørretbekk, med godt egnet habitatkvalitet og tre tjern/vatn i nedbørfeltet som sjøørreten hadde tilgang til (figur 10). I dag er mesteparten av dette borte eller endret,

med unntak av de helt nederste strekningene (figur 11), der en utrettet og senket kanal dominerer vassdraget (figur 12, 13 og 14)



Figur 10. Amtkart som viser Leirbakkens forbindelse med to tjern/vann, Djupdalsbekken, Meldalsbekken og Kornbudalsbekken fra Skogrøtjernet ved Grande. Sistnevnte bekk og tjern er fullstendig fjernet fra dagens overflate.

Nedbørsfeltet er i dag så vidt endret og drenert, at bekkens vannmengde er på et minimum i tørre perioder. Leirbekken gikk opprinnelig i to løp, der det ene løpet i dag går tørt i perioder med frost/lite nedbør, og har til dels grodd igjen (figur 14). Dagens hovedløp (figur 13 og 15), som i prinsipp kan ha helårsvannføring, noe habitatkvalitet og vanddekt areal nok for livsbetingelser for laksefisk og bunndyr, dreier sørøst og inn mot Ørland flystasjon, der bekkens går i bakken og blir borte ved flystasjonen. Krysningen under Fv 244 er utført med god nedsenket betongkulvert med tilfredsstillende diameter og vanddybde, og er ingen hindring for fisk.

Kystmyr, vatn og tjern eksisterer ikke lenger i Leirbakkens nedbørfelt; dvs. grunnlaget for god helårsavrenning, god resipientkapasitet og en akvatisk biologi med høyt mangfold er nå ikke lenger til

stede. Monoton, utrettet og utgrunnet bekkeløp uten dypere kulper for helårsoverlevelse bidrar også til uegnet livsvilkår for laksefisk. Leirbekken var fisketom mht laksefisk høsten 2013. Kun oppvandret tre-pigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) og skrubbe (*Platichthys flesus*) (fra sjøen) ble påvist.

Bunndyrprøver ble innsamlet fra to ulike områder i bekkens hovedgrein, dvs en stasjon like ovenfor antatt flomål og en stasjon lenger opp (nedstrøms Fv 244). Begge stasjoner viser et svært fattig mangold av bunndyr, der tolerante bunndyrformer dominerer sterkt i antall per prøve. Ingen døgn- eller steinfluer ble påvist. Døgnfluer er sårbare for endringer i vannkvaliteten som dropp i pH, oksygen og kjemiske /metallrelaterte/oljerelaterte utslipp. Steinfluer er følsomme for de samme faktorene, men har økt sensitivitet for eutrofiering. Kun to taksa innen vårfluer ble påvist, begge husbyggende familier/slekter innen familien *Limnephilidae*. Andelen svært tolerante fåbørstemark øker relativt mye per prøve oppover vassdraget, og er på nivåer tilsvarende det en finner ved punktutslipp fra husdyrfjøs mm og sanitært avløpsvann. Dette kan være indikasjon på at en nærmer seg utslippsstedet, og at urensset -? avløpsvann er bidragsyter til forurensningen. Ellers ble individer av *Gammarus* sp. påvist med gode forekomster, med høyest antall per prøve på nederste stasjon. Her er det snakk om brakkvannarter innen denne slekten, som har en marin opprinnelse. Det er derfor naturlig at en finner avtagende antall individer med avstand fra brakkvann/saltvann og oppover i vassdraget. Bunndyrsamfunnet oppnår svært lave ASPT-verdier, hhv 3,75 (nedre stasjon) og 3,50 (øvre stasjon). Dette klassifiserer Leirbekken til «Svært dårlig» økologisk tilstand, og er tråd med vår ekspertvurdering av miljøtilstanden i vassdraget høsten 2013. Vi vurderer substratforholdene å være tilstrekkelig for å kunne forvente at bunndyrsamfunnet ville kunne ha flere av de sensitive indikatorartene til stede i Leirbekken (figur 15). Det er noe usikkerhet hvor langt oppover bekken er saltvannspåvirket, og dermed treffsikkerheten på vår klassifisering ved bruk av ASPT dersom området er brakkvannspåvirket.. En historisk menneskeskapt senking av bekken kan ha medført at flopåvirket strekning går lengre opp enn naturlig.

Vi viser ellers til Forsvarsbyggs egne vurderinger av vannkvaliteten i Leirbekken, men har gjort en enkel vurdering av tilsendte vanndata (stikkprøvedata tilsendt på e-post) fra Forsvarsbygg. Disse viser uegnet vannkvalitet mht næringssaltet fosfor (Tot-P; 72 µg P/l), nitrogen (Tot-N; 4600 µg N/l). Det er videre høye kalsiumverdier (79 mg Ca/l). Vi har ingen tilgjengelige data på sanitære utslippsnivåer, dvs fekal påvirkning og innholdet av termotabile koliforme bakterier (TKB) eller andre bakterieindikatorer, men anser at dette kan være en sannsynlig forurensningskilde i tillegg. Videre er vi kjent med problematikken rundt avrenning av urea og oljeforbindelser fra flyplassdriften. For å si noe om dette må en ha prøvetakinger med frekvenser som fanger opp dette, synkront med bruken av kjemikaliene, og en må analysere med god nok oppløsning til å fange opp lave konsentrasjoner.



Figur 11. Enkelte partier i nedre deler av Leirbekken har fortsatt opprettholdt god habitatkvalitet, men befinner seg i flopåvirket sone. (Foto: Anna Emilie Joelsson)



Figur 12. Nedre deler av Leirbekken. Utrettet, senket, utgrunnet og ensartet, mindre egnet habitat for f.eks. gyting av laksefisk. (Foto: Morten Andre Bergan)



Figur 13. Partiet av Leirbekken der to tilsigsgreiner møtes. Dagens hovedløp med vann vises midt i bildet. Tørr tilsigsløp nederst til venstre. (Foto: Anna Emilie Joellsson).



Figur 14. Delvis tørrlagt og gjengrodd tilsigsgrein i Leirbekken. (Foto: Morten Andre Bergan)

Leirbakkens økologiske tilstand er «svært dårlig» uavhengig av valgte biologiske kvalitetselement. Vi gjør ingen videre vurderinger rundt vannkjemisk tilstand i Leirbekken utover å konstatere at det er vannkjemiske problemer i vassdraget, men henviser til egen rapport under utarbeidelse av Forsvarsbygg.

Det må påregnes en sanering av utslippskilder fra flystasjonen, feilkoblinger og andre forhold som ligger bak forurensningen av dagens bekkestrekning nedstrøms Ørland flybase. Øvrige tiltak for å hente igjen tapt vassdragsnatur i Leirbekken kan være aktuelle for å komme nærmere miljømål etter vannforskriften, herunder restaurering av åpen bekkestrekning, muligheter for gjenåpning av lukkede strekninger og oppgradering/forbedring av habitatkvaliteten, slik at sjøørret kan gjennomføre livssyklus og etablere levedyktige bestander. Her anbefaler vi at en grundigere vurdering i form av et mulighetsstudie gjennomføres.





Figur 15. Flekkvis grus-/steinsubstrat i Leirbekkens mest vannrike tilsigsløp (midtre og øvre deler) nedstrøms Fv 244. Godt egnet gytegrus og habitat for indikatorarter av bunndyr. (Foto: Morten Andre Bergan)



Figur 16. Veikrysning med godt nedsenket kulvert under Fv 244. (Foto: Morten Andre Bergan)

### 6.3.2 Meldalsbekken



Figur 17. Meldalsbekken ovenfor Fv 243 i dag. Fotoet viser senket og utrettet kanal, lik hele dagens åpne strekning. (Foto: Morten Andre Bergan)

Nedbørsfeltet hos Meldalsbekken er i dag så vidt endret og drenert, at bekkens vannmengde er på et minimum i tørre perioder. Kystmyr, vatn og tjern eksisterer ikke lenger; dvs. grunnlaget for god helårsavrenning, god resipientkapasitet og en akvatisk biologi med høyt mangfold er nå ikke til stede. Monoton, utrettet og utgrunnet bekkeløp uten dypere kulper og egnet substrat i dag bidrar også til uegnet livsvilkår for laksefisk. Meldalsbekken var fisketom mht laksefisk høsten 2013. Kun tre-pigget stingsild og skrubbe (begge oppvandret fra sjøen) ble påvist.



Figur 18. Skrubbe (*Platichthys flesus*) fra Meldalsbekken. (Foto: Morten Andre Bergan)

Bunndyrprøver ble innsamlet fra en stasjon like nedstrøms Fv 243. Her var bekkébunnen sterkt dominert av finsubstrat/mudder, men med noen få spredte innslag av grus og enkelte steiner i substratet. Lav fallgradient pga senking av bekkeløpet gir sakteflytende vannhastighet i åpen strekning av Meldalsbekken. Bekkeløpet er videre sterkt begrodd. Bunndyrstasjonen viser et svært fattig mangfold av bunndyr, der tolerante bunndyrformer dominerer sterkt. Det ble påvist et enkeltindivid av døgnflua *Baetis rhodani*. Ingen steinfluer ble påvist. To individer av vårfluer ble registrert, begge var av samme art/slekt i familien *Limnephilidae*. Damsnegler og skivesnegler dominerte sterkt i antall per prøve, og utgjorde nesten 50 % av bunndyrfaunaen i antall.

Bunndyrsamfunnet oppnår svært lav ASPT-verdi, hhv 3,67. Dette klassifiserer Meldalsbekken til å ha en «Svært dårlig» økologisk tilstand, og er iht vår ekspertvurdering av miljøtilstanden i vassdraget høsten 2013.

Det foreligger data om vannkvaliteten i Meldalsbekken, innsamlet av Forsvarsbyggs i egen regi. Vi har ikke vurdert disse i denne rapporten, men viser til egen rapportering fra Forsvarsbygg.

Meldalsbekkens økologiske tilstand er «svært dårlig» uavhengig av valgte biologiske kvalitetselement.

Det må påregnes en sanering av utslippskilder fra flystasjonen, feilkoblinger og andre forhold som ligger bak forurensning av dagens bekkestrekning nedstrøms Ørland flybase. Øvrige tiltak for å hente igjen tapt vassdragsnatur i Meldalsbekken kan være fånyttede som følge de store endringene i bekkens nedbørfelt. Dette må imidlertid gis en nærmere vurdering basert på en mulighetsstudie rundt restaurering av åpen bekkestrekning, muligheter for gjenåpning av lukkede strekninger og oppgradering/forbedring av habitatkvaliteten, slik at sjørret kan gjennomføre livssyklus og etablere levedyktige bestander.



Figur 19. Meldalsbekken slik den framstår i dag. (Foto: Morten Andre Bergan)

### 6.3.3 Djupdalsbekken



Figur 20. Djupdalsbekken. Dagens åpne kanal.( Flyfoto: <http://kart.finn.no/> )

Vel 600 meter åpen og senket kanal er det som gjenstår av det som en gang var Djupdalsbekken. Kystmyr, evt. vatn og tjern i nedbørfeltet, som ga grunnlag for dette vassdragets vannøkologi, eksisterer ikke lenger. Monoton, utrettet og senket bekkeløp bidrar også til uegnet livsvilkår for laksefisk. Djupdalsbekken var fisketom mht laksefisk høsten 2013. Kun oppvandret tre-pigget stingsild og skrubbe (fra sjøen) ble påvist. Trolig er hele dagens åpne strekninger flo- og brakkvannspåvirket.

Bunndyrprøver ble ikke innsamlet i Djupdalsbekken. Bekken er fullstendig dominert av mudder/sand og finstoff, og har ingen partier med stein/grus. Trolig er hele strekningen påvirket av sjøvann ved flo. Bunndyr vurderes som uegnet kvalitetselement i dag, men årsaken til dette er menneskeskapt.

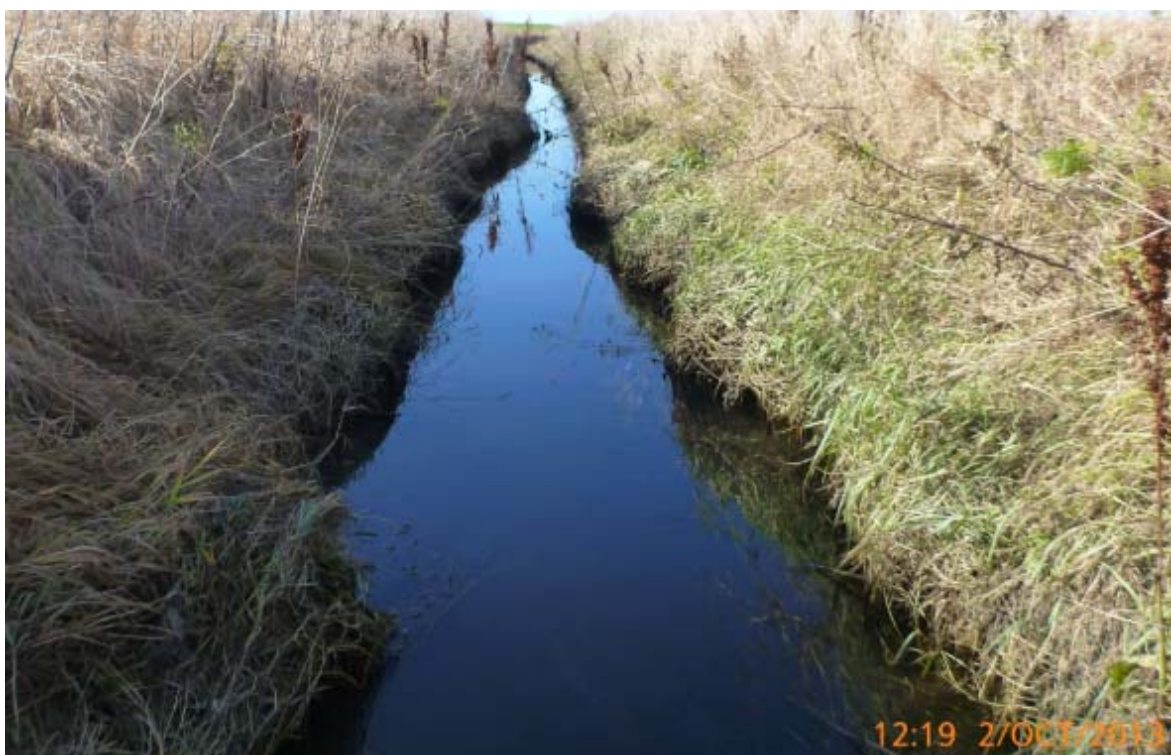
Bekkeløpet i Djupdalsbekken hadde en sterk kjemisk/ oljeaktig eim ved befaringen. Ved oppvirvling av bunnsstratet ble det observert oljefilm (figur 23).

Det foreligger data på vannkvalitet fra Meldalsbekken, innsamlet i Forsvarsbyggs egen regi. Vi har ikke vurdert disse i denne rapporten, men viser til egen rapportering fra Forsvarsbygg.

Leirbakkens økologiske tilstand er «svært dårlig» uavhengig av valgte biologiske kvalitetselement.



Figur 21. Djupdalsbekken i det bekken kommer ut i dagen etter å ha vært helt lukket i bakken i rør. (Foto: Morten Andre Bergan)



Figur 22. Djupdalsbekken. Senket, utrettet og endret bekkeløp, uten egnet substrat for indikatorarter av bunndyr eller sjørrett. Bekkesubstratet domineres av slam, sand og finere materiale. (Foto: Morten Andre Bergan).



Figur 23. Synlig oljefilm på vannoverflaten i Djupdalsbekken. Spesielt synlig ved oppvirvling av bunnslam, noe som kan indikere at det er avleiringer av oljeholdig stoff i bunnsubstratet fra tidligere utslipp. (Foto: Morten Andre Bergan)



Figur 24. Historisk flyfoto av Djupdalsbekken (1969). En lengre strekning gikk åpen den gang. ( Flyfoto: <http://kart.finn.no/> )

## 6.4 Åa



Figur 25. Åa fra Ulsetmyra anno 2012. (Flyfoto fra <http://kart.finn.no/>)

Åa var trolig en velegnet sjørretbekk, som opprinnelig hadde en god og egnet habitatkvalitet for sjørret. I dag er alt dette redusert vesentlig, tilnærmet borte, der kun en utrettet og senket kanal er igjen. Bekken er fisketom mht sjørret, men kan trolig ha oppvandring av tre-pigget stingsild og skrubbe i perioder. Nedbørsfeltet er i dag så vidt endret og drenert, at bekkens vannmengde er på et minimum i tørre perioder. Kystmyr og opprinnelige vannmagasiner er oppdyrket og drenert, dvs. grunnlaget for god helårsavrenning, god resipientkapasitet og en akvatisk biologi med høyt mangfold er nå ikke til stede. Monoton, utrettet og utgrunnet bekkeløp bidrar også til uegnet livsvilkår for laksefisk.

Vannkjemisk har Åa tilfredsstillende TKB-nivåer, noe som indikerer at bekken har liten fekal påvirkning fra gjødsel og/eller sanitære lekkasjer. Noe forhøyde fosfornivåer og svært høye nitrogenverdier indikerer at bekken sliter med jordbruksavrenning.

Økologisk tilstand klassifisert ved laksefisk er «Svært dårlig», og vannkjemisk tilstand er «Svært dårlig» mht næringssaltnivåer.



Figur 26. Åa nedstrøms Fv 239.(Foto Morten Andre Bergan).



Figur 27. Åa nedstrøms Fv 239.(Foto Morten Andre Bergan).



Figur 28. Åa ovenfor Fv 239, der en ser bekkeløpets gamle vei oppover landskapet. (Foto: Morten Andre Bergan)



## 6.5 Biskopsbekken



Figur 29. Tre tidligere bekker inntegnet med blå farge, der Budeibekken («Buddebæk») vises nederst til venstre, Biskopsbekken («Biskopbæk») vises i midten, og «Lierdalsbæk» øverst.

Biskopsbekken er en av tre synlige nærliggende bekker (figur 29) som munner i Brekstadbukta vest for Balsnesvassdraget på eldre kartgrunnlag. I dag er det kun denne bekken som er delvis i åpen tilstand, mens de øvrige to er lagt i bakken og munner i rør i fjæra. Biskopsbekken er sterkt kanalisert, senket og utgrunnet. Den var trolig en velegnet sjørrretbekk, med egnet habitatkvalitet og sikker helårsavrenning. Opprinnelig anadrom strekning er ikke mulig å fastslå med dagens kunnskapsgrunnlag, da det ikke finnes spor av det opprinnelige bekkeløpet.



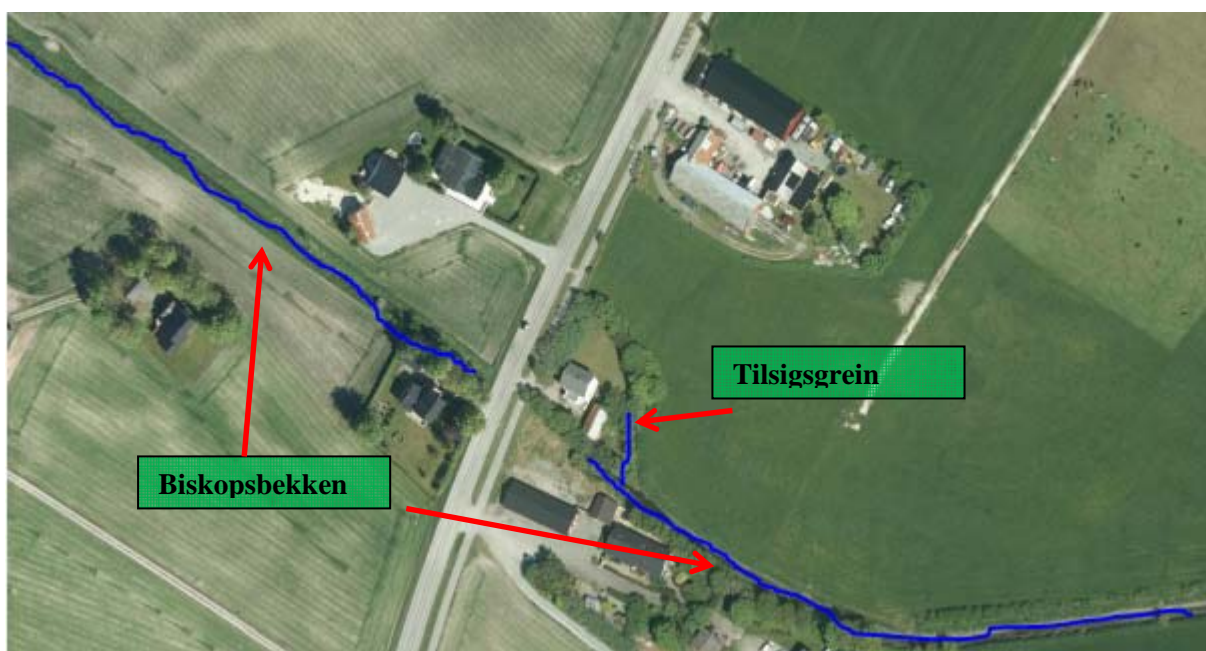
Figur 30. Biskopsbekken opp mot Fv 710. (Foto: Morten Andre Bergan).



Figur 31. Krysning under Fv 710 hindrer ikke fiskevandringer. (Foto: Morten Andre Bergan).



Figur 32. Biskopsbekken ovenfor Fv 710, med punktutslipp fra nærliggende bebyggelse? (innfelt). Strekningen er flopåvirket, og trolig også brakkvannspåvirket.



Figur 33. Flyfoto over undersøkte strekninger i Biskopsbekken og sideløp med tilsig av kloakk. (Flyfoto: <http://kart.finn.no/> )



Figur 34. Tilsig (punktutslipp) av kloakk ga svært høye bakterienivåer (figur 12, st 7b) nedstrøms Fv 710. Toalettpapir var synlig nedstrøms utslippet. (Foto: Morten Andre Bergan)

Det ble gjort elfiskeundersøkelser nedstrøms og oppstrøms Fv 710. Kun tre-pigget stingsild og skrubbe ble påvist. Det er noe usikkert hvor lang flopåvirket strekning er i bekken, og om det kan være egnet habitatkvalitet for fullendt livssyklus for sjørret i bekken i dag.

Bunndyrprøver ble ikke innsamlet fra Biskopsbekken som følge av brakkvannspåvirkning. Ved bunndyrprøvetaking kan kanskje øvre strekninger like før lukking vurderes prøvetatt, dersom disse ikke er saltvannspåvirket, og har egnet substrat og vannhastighet.

Økologisk tilstand klassifisert med laksefisk som kvalitetselement er i dag «Svært dårlig», og vannkjemisk tilstand er også «Svært dårlig». Potensialet for å hente igjen tapt vassdragsnatur i Biskopsbekken kan være til stede. Dette må imidlertid gis en nærmere vurdering utover denne rapportens mandat; en mulighetsstudie rundt restaurering/rehabilitering av åpen bekkestrekning, muligheter for gjenåpning av lukkede strekninger og oppgradering/forbedring av habitatkvaliteten, slik at sjørret kan gjennomføre livssyklus og etablere levedyktige bestander.

## 6.6 Vikagrøfta



Figur 35. En kum med hull ned til det som i dag er Vikagrøfta/Vikakanalen. Dette er eneste prøvetakingsmulighet i dette vassdraget i dag. Hele systemet er lukket og lagt i bakken. (Foto: Morten Andre Bergan).

Vikagrøfta-/kanalen går i bakken i hele sin lengde i dag, og munner i fjæra via et rør. Deler av denne bekken var åpen i 1969, men da som kanal (figur 36). Vikagrøfta ligger i området der «Buddebæk» er inntegnet på Amtkart (figur 29).

Vassdraget har trolig hatt en sjørretbestand historisk, men det er usikkert hvor det opprinnelige løpet en gang gikk. I dag er imidlertid alt dette borte, og tilstanden klassifiseres som «Svært dårlig».

Vassdraget, dvs dagens lukkede kanal, har en vannkjemisk tilstand som i dag er svært dårlig (tabell 12), med høye nivåer av næringssalter og bakterier. Vikagrøfta anses i dag som et punktutslipp til fjæra i Brekstadbukta, som der sanering av utslippskilder må prioriteres etter vannforskriften. Det er videre hyppige, omtrent årlige problemer med flom og vannskader for nærliggende bebyggelse og dyrkamark (Grunneier, pers. medd.), spesielt ved vårflom/isgang/tæleløsning).



Figur 36. Vikagrøfta anno 1969 (åpen kanal) og 2012 (lukket i bakken). ( Flyfoto: <http://kart.finn.no/> )

## 6.7 Balsnesesvassdraget

### Balsnesvassdraget med Rusasetvatnet

I denne rapporten omtales Balsnesvassdraget som Balsneselva med tilsigsbekkene Røstadelva, Dalabekken/Karlsengbekken, Stamselva, Rusasetvatnet og tilsigsbekken Reitbekken. Vann-Nett (<http://vann-nett.no/saksbehandler/>) benytter andre navn med definerte vassdragsstrekninger. Vassdragsid 133-66-R Dalabekken omfatter her Balsneselva og Dalabekken/Karlsengbekken. Stamselva er definert som 133-69-R Dalabekken tilløpsbekker, mens Reitbekken er definert som 133-33-R tilløpsbekker Rusasetvatnet. 133-68-R Røstadelva er lik vår definisjon i Vann-Nett.

Balsnesvassdraget er Ørlands mest vannrike ferskvannssystem, der Rusasetvannet opprinnelig var Ørland kommunes største vann. Rusasetvannet er pr i dag drenert og nedtappet, med kun en liten rest igjen. Vannets historie startet i følge Borch (2006) med oppdemninger så tidlig som 1600-tallet. Oppdemningen ble gjort for møllevirksomhet, og senere som drikkevannskilde. Gamle Amtkart (1800 tallet) viser at vannhøyden på det høyeste lå rundt 15,8 moh, men det var bare som midlertidig magasinerings av vann. På somrene ble vannet senket slik at deler av arealet ble brukt til beite. Denne reguleringen sammen med et aktivt beite begrenset vannvegetasjonen. Under krigen laget tyskerne ny demning og forbygninger for å sikre en fastere vannhøyde som ble lagt til 15,8 moh. Dette var for å skaffe en bedre drikkevannsforsyning til Ørland flystasjon, samt til kommunens innbyggere. Vannets utbredelse dekket da ca 414 daa, og årstidsvariasjonene i vannhøyde opphørte. En mer stabil vannstand ga grunnlag for en kraftigere vannvegetasjon. Den kraftigere vannvegetasjonen som utviklet seg etter krigen, sammen med økt avrenning fra landbruk og spredt avløp gjorde sjøen til en eutrof og interessant fuglebiotop. Vannet var derfor med i verneplan for våtmark på slutten av 1970 tallet. I 1981 opphørte kommunens bruk av vannet som drikkevannskilde og i 1983 ble demningen fjernet

samtidig som Stamselva ble kanalisert. Vannhøyden ble da ca 14,8 moh og vannets utbredelse minket til ca 278 daa.

I 1989 ble Rusasetvannet ytterligere senket 30 cm gjennom senkningsarbeider i Stamselva og Reitbekken og vannets størrelse var da ca 100 daa etter arbeidet. I 1995 ble økonomisk kartverk revidert og areal på vannflaten ble da beregnet til 85 daa. I 1997 ble Reitbekken kanalisert ved å lede bekken i en kanal vest for det som var igjen av vannet. Dette reduserte vanngjennomstrømningen og senket vannivået. I september 1998 er vannet nesten borte og arealet på åpent vannspeil er nå redusert til 17 daa.



Figur 37. Rusasetvatnet anno 2012 (t.v.) og i 1969 (t.h.). ( Flyfoto: <http://kart.finn.no/> )

### Balsnesvassdraget og anadrome laksefisk

Balsnesvassdraget har utvilsomt vært og er fortsatt Ørland kommunes viktigste sjørrretvassdrag, og har trolig vært en viktig biotop og oppvekstområde for ål (*Anguilla anguilla*), som er oppført i kategori CR; Kritisk truet, i Norsk rødliste (2010). Vassdraget har trolig ikke hatt stedegen laksestamme, selv om sporadisk oppgang og gyting av laks kan ha forekommet historisk. Anadrom strekning har opprinnelig inkludert både Rusasetvatnet og tilløpsbekken Reitbekken et godt stykke opp fra vatnet. Dette betyr at Stamselva i hele sin strekning opp mot Rusasetvatnet har opprinnelig vært anadrom. Strekningene i Reitbekken ovenfor Rusasetvatnet er ikke befart i denne undersøkelsen, men studier av flyfoto indikerer at gytende sjørrret kan ha nådd bekkepartier rundt 32 V 7068315 N, 535988 E, om lag 1,5 kilometer ovenfor det som en gang var Rusasetvatnet. Dette er fram til bekkepartier i Reitbekken der fallgradienten øker noe. Videre har sjørrreten nådd langt opp i alle mindre sidebækker til hovedelva. Vi har historisk informasjon om oppgang av sjørrret i Røstadelva forbi Opphaug og et godt stykke videre i dette vassdraget. Dette er i tråd med topografiske vurderinger av bekkens løp, som kun viser svak fallgradient og liten sannsynlighet for markerte sprang naturlig. Røstadelva har derfor vært en viktig gyte-/rekrutteringsbekk for sjørrret i Balsneselva. For Dalaelva og Karlsengbekken (øvre deler av Dalaelva) har sjørrret nådd bekkepartier ovenfor Solheim (se kapittel 6.7.3., Dalabekken/Karlsengbekken), der denne tilsigsgreina nok har vært svært viktige gyteområder i hele sin lengde, for sjørrret i Balsnesvassdraget.

En digital oppmåling av opprinnelig anadrom strekning på kart viser at Reitbekken hadde om lag 2 kilometer anadrom lengde. Videre er Stamselva tilsvarende om lag 800 meter anadrom strekning.

Dalaelva/Karlsengbekken utgjorde dermed mer enn 4 kilometer anadrom strekning. Hovedelva Balsneselva er om lag 2 kilometer lang fra samløp Stamselva og Dalaelva ned mot munning til sjø. Røstadelva er vanskeligere å anslå mht anadrom strekning, men trolig var mer enn 2,5 kilometer tilgjengelig for sjøørret opprinnelig.

Samlet hadde dermed Balsnesvassdraget anadrom elve- og bekkestrekninger på anslagsvis 11-12 kilometer, med svært godt egnede habitatkvaliteter for gyting og oppvekst av sjøørret ved en naturtilstand. Med en stor vannkilde som Rusasetvatnet tilgjengelig i nedbørfeltet, var produksjonskapasiteten til dette vassdraget betydelig for sjøørret historisk, også i regional målestokk. All tilgjengelig lokal informasjon og historiske opplysninger som vi har innhentet fra lokalt hold i den forbindelse peker på svært gode forekomster av sjøørret tidligere.

### **Undersøkellesomfang høsten 2013**

Kartreferanser for de undersøkte stasjonsområdene er oppgitt i vedlegg C bak i rapporten. I hovedelva Balsneselva ble det opprettet to stasjoner i nedre og øvre del. Nedre stasjon ble lagt like nedstrøms Fv 231 i forbindelse med anlagt terskel. Denne stasjonen ble prøvetatt for yngel/ungfisk av laksefisk og vannkvalitet. Stasjonen er i grensen for flopåvirket strekning i Balsneselva. Øvre strekning ble lagt ca 50 meter nedstrøms samløp mellom Stamselva og Dalaelva. Her ble det gjort både fiskeundersøkelser, samlet inn bunndyrprøve og tatt vannprøve. I Røstadelva ble det kun tatt vannprøve på strekningen like før samløp Balsneselva. I Stamselva ble det tatt vannprøve og foretatt elfiskeundersøkelser nedstrøms fabrikken og like ovenfor fabrikken. I tillegg ble bunndyrprøver innhentet ovenfor fabrikken. I Dalaelva ble det tatt vannprøve like før samløp til Balsneselva. Her ble det også gjort elfiskeundersøkelser. I midtre deler ble første krysningspunkt under FV 231 besiktiget (32 V 7065749 N, 536222 E). En stasjon for fiskeundersøkelse, bunndyrprøve og vannkvalitet ble foretatt i øvre deler nedstrøms Fv 231, og to stasjoner for fiskeundersøkelser i hhv østre og nordre tilsigsgreiner ble foretatt ovenfor Fv 231.

## **6.7.1 Balsneselva**

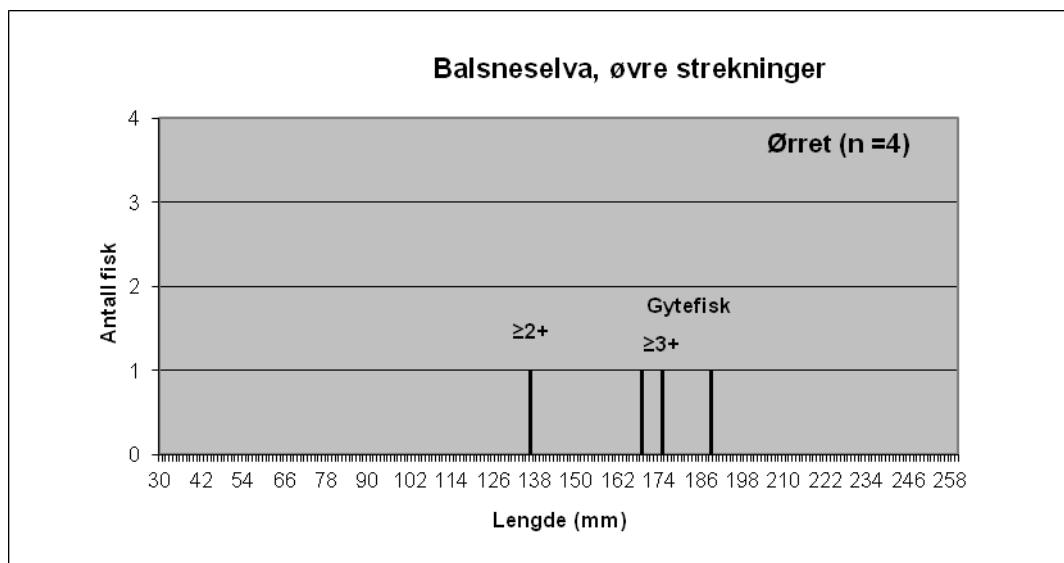
### **Biologiske kvalitetselementer**

Det ble fanget svært lite ørret i nedre deler av Balsneselva (st. 9b). Kun en eldre ungfisk av ørret (181 mm - alder  $\geq 3+$  år). Avfisket areal var 123 m<sup>2</sup>. Dette ga et tetthetsestimert på 0,6 ind/ 100 m<sup>2</sup>. Ingen årsyngel ble observert eller fanget. Det ble fanget ål (n=2), med str ca 10 cm og 35 cm, like i overkant av den utlagte steinrekka som skal fungere som terskel. Ytterligere en ål ble observert utenfor stasjonsområdet, men ikke fanget.

På den øvre stasjonen i Balsneselva ble det estimert en tetthet av ørretunger ( $\geq 1+$  år) på 3,9 ind. /100 m<sup>2</sup>. Her ble det fanget til sammen fire ørreter (figur 38) på et areal på 105 m<sup>2</sup>. Av disse ble to ørreter kategorisert som ferskvannsstadjonær gytefisk (hhv 189 mm og 169 mm, begge hannfisker med rennende melke) (figur 38). Støre sjøørret er utelatt fra vurderinger knyttet til yngel-/ungfiskbestanden, fordi de oppholder seg til havs i store deler av året. Observasjon og registrering av stor vandrende gytefisk er imidlertid viktige indikatorer på intakt økologisk kontinuitet og frie vandringsveier.

Ved elfisket ble det observert flere større (n= ca 10  $\pm$ ) sjøørret som var i ferd med å posisjonere seg for gyting. Dette førte derfor til at de fortrinnsvis best egnede elfiskeområdene ble utelatt, for ikke å forstyrre gytefiskens unødvendig. Videre ble større sjøørret forsøkt skremt vekk fra stasjonsområdet før elfisket, for ikke å forårsake unødvendig skade på fisken. De observerte gytefiskene var i størrelsesorden 35-55 cm, anslagsvis 0, 5-2 kg. Tre større sjøørreter ble innfanget skånsomt for verifisering av art og vurdering av luseskader, og for å få avkreftet at det ikke var rømt oppdrettslaks/regnbueørret. Det ble observert flere individer med markant synlige luseskader i Balsneselva (figur 39), men ingen fastsittende lus ble registrert, da sjøørreten allerede hadde stått på elva en stund.





Figur 38. Antall ørret, lengdefordeling og antatte aldersklasser i Balsneselva på stasjonsområdet nedstrøms samløp Dalaelva og Stamselva.



Figur 39. Luseskadet (hvite felt angitt med gul pil) ble observert på flere større sjørørret i Balsneselva høsten 2013.



Figur 40. Brekkparti Balsneselva nedstrøms samløp Stamselva og Dalabekken, med egnet gytegrus. Her ble det observert stor sjøørret i ferd med å klargjøre området for gyting. (foto: Morten Andre Bergan)



Figur 41. Sjøørret (hunnfisk ca. 45 cm) fra Balsneselva etter gjenutsetting. (Foto: Morten Andre Bergan).



Figur 42. Drensrør fra nærliggende jordbruk og illeluktende sig (gule piler) langs vassdragskanten fra punktutslipp forekommer hyppig i dette partiet av Balsneselva. Vassdraget luktet silo under befaringen (Foto: Morten Andre Bergan).

Bunndyrksamfunnet på øvre stasjon i Balsneselva (9b) var noe avvikende fra en forventet naturtilstand, men enkelte følsomme indikatorarter var til stede i stasjonsområdet. Mangfoldet av EPT (15, hhv. fem døgnfluer, fem steinfluer og fem vårfluer) må regnes for moderat og noe redusert fra forventningen i lite berørte vassdrag av denne typen. Antall bunndyr per prøve var innenfor det normale (5968 ind. per prøve), men dominansforholdet var forskjøvet mot tolerante bunndyrformer. Bunndyrgruppen fåbørstemark og fjærmygg utgjorde over 40 % av antallet bunndyr i prøven; en indikasjon på eutrofiering/organisk belastning. ASPT-indeksverdien var 5,89, og klassifiserer bekken til å ha en «Moderat økologisk tilstand»

Nedre deler av Balsneselva er svært påvirket vannkjemisk (tabell 12). Høye nitrogen- og fosforverdier indikerer framskreden eutrofiering, og høye nivåer av termotolerante koliforme bakterier (TKB) indikerer problemer med fekal belastning. Vannprøver for å beskrive vannkvaliteten ble ikke hentet inn fra det øvre stasjonsområdet i Balsneselva, men her mottas bidraget fra Stamselva og Dalabekken (som begge ble prøvetatt). Iht tabell 12 indikerer dette svært forhøyde nivåer av næringsalter og økt nivå av TKB på dette vassdragsavsnittet.

## Konklusjon

Balsneselva nedstrøms samløp Stamselva og Dalabekken framstår som svært påvirket, både vannkjemisk og morfologisk. Strekningen ned mot utløpet har partier med noe bevart habitatkvalitet, men betydlige strekninger er utrettet, senket og omkalfatret fra det som en gang var opprinnelig tilstand. Areal- og produksjonskapasiteten for laksefisk (sjøørret) vil dermed være redusert som følge av dette sammenlignet med tidligere naturtilstand. Videre er tetthetsnivåene av yngel-/ungfisk (ørret) på strekningen svært lave. Det registreres ikke årsyngel eller ettåringer; kun enkelte individer av eldre årsklasser og stor gytefisk påvises. Tetthetsnivåene i stasjonsområdet er så lave at vi har sterk mistanke om at det har vært episodiske utslipp siste år, som kan ha medført akutt dødelighet for fisk som har oppholdt seg på denne bekkestrekningen. Det antas at all fisk i dag på området er nedslipp/spredning fra strekninger ovenfor punktutslipp. Denne mistanken ble senere bekreftet og verifisert av kjentmann (Karlsen, skriftlig pers. medd.). Se kap. 6.7.3. Dalabekken/Karlsengbekken for nærmere omtale av dette.

### 6.7.2 Stamselva

#### Biologiske kvalitetselementer

Det ble fanget svært lite ørret i Stamselva (st.11a og 11b). Stasjonsområdet (11a) nedstrøms fabrikkområdet var fisketomt, men kun 30 m<sup>2</sup> ble undersøkt. Kun en eldre ungfisk av ørret (154 mm/ alder  $\geq 2+$  år) ble registrert ovenfor fabrikkområdet (st 11b). Avfisket areal var her 160 m<sup>2</sup>. Dette ga et tetthetsestimert på 0,6 ind/ 100 m<sup>2</sup>. Ingen årsyngel ble observert eller fanget. Det ble fanget en ål med str ca 30 cm i stasjonsområdet (figur 44), og trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) ble påvist med enkeltindivider.



Figur 43. Stamselva ovenfor fabrikkområdet. (Foto. Morten Andre Bergan)



Figur 44. Ørret og ål fra stasjonsområde 11b ovenfor fabrikken i Stamselva. (Foto. Morten Andre Bergan).

Bunndyrundersøkelsene viste et bunndyrsamfunn som var noe avvikende fra en forventet naturtilstand, men flere følsomme indikatorarter var til stede i stasjonsområdet. Mangfoldet av EPT (19, hhv. seks døgnfluer, seks steinfluer og syv vårfluer) må regnes for normalt høyt. Antall bunndyr per prøve var innenfor det normale (4118 ind. per prøve), der dominansforholdet var noe forskjøvet mot tolerante bunndyrformer. Følsomme indikatorarter var til stede med normale forekomster per prøve. ASPT-indeksverdien var 5,95, og klassifiserer bekken til å ha en «Moderat økologisk tilstand», men nært opp mot miljømålet «God tilstand» (Klassegrense God/Moderat er 6,0).

### 6.7.3 Dalabekken/Karlsengbekken

Dalabekken og Karlsengbekken er samme vassdrag, men med ulike navn i nedre del (Dalabekken) og midtre/øvre del (Karlsengbekken). Vassdraget har sin opprinnelse fra skog- og myrområder nordøst for Solheim, der to mindre tilsigsgreiner møtes ved Karlsenget. Sidevassdraget fra nord er benevnt «Osplibekken» (figur 47) i våre kartgrunnlag, mens tilsiget fra øst (figur 47) er navnløst. Disse to greinene møtes like før Fv 231, og krysser denne i nyetablert kulvert (figur 48 og 49). Fra kulverten og nedover renner Karlsengbekken i et lite morfologisk påvirket parti, med svært gode habitatkvaliteter (figur 45). Her mottar den også tilsig fra nord via en mindre bekk som ikke er befart eller undersøkt foreløpig. Karlsengbekken veksler fra å gå i strykpartier dominert av elvegrus og – stein, og små og store kulper med dyp 0,5-1 meter på normal vannføring (figur 45). Karlsengbekken endrer navn til Dalabekken i området Solhaug, og bekkeløpet bærer nå mer preg av eldre utrettinger. Den menneskelige påvirkningen øker nedover vassdraget. Karlsengbekken endrer etter hvert navn til Dalabekken, og munner til slutt ut ved Stamselvas utløp, som ved samløp går over til å hete Balsneselva.

Dalabekken /Karlsengbekken er historisk kjent for å produsere «godt med ørret» i henhold til lokale opplysninger. Vi har opplysninger om mye ørret i bekken i 1940-43, og det ble gjort observasjoner av gode forekomster med ørret i forskjellige størrelser i 1965-67 (Anon. skriftlig pers. medd.). Dette var perioder hvor forurensingen til vassdraget i form av siloutslipp o.l. trolig var liten. Våre opplysninger bekrefter oppgang av gytefisk av sjøørret i bekken hver høst på 80-tallet, og observasjoner av stor sjøørret helt opp til bekkpartier ved Solheim. Dette er i tråd med de vurderinger som gjort av oss ved feltbefaringen.



Figur 45. Karlsengbekken nedstrøms Fv 231. Stasjonsområde 12 b. (Foto: Morten Andre Bergan)



Figur 46. Samløp «Osplibekken» (t.v.) og navnløs tilsigsrein (t.h.) like ovenfor Fv 231. (Foto: Morten Andre Bergan)



Figur 47. Navnløs tilsigsrein (t.v.) og «Osplibekken» (t.h.). (Foto: Morten Andre Bergan)



Figur 48. Kulvertinngang under Fv 231 i Karlsengbekken. Svært lite vanddyb i kulverten ved lave og middels vannføringer. (Foto: Morten Andre Bergan)



Figur 49. Kulvertutløp nedstrøms Fv 213 i Karlsengbekken. Sprang opp til kulvert på liten og middels vannføring. (Foto: Morten Andre Bergan)

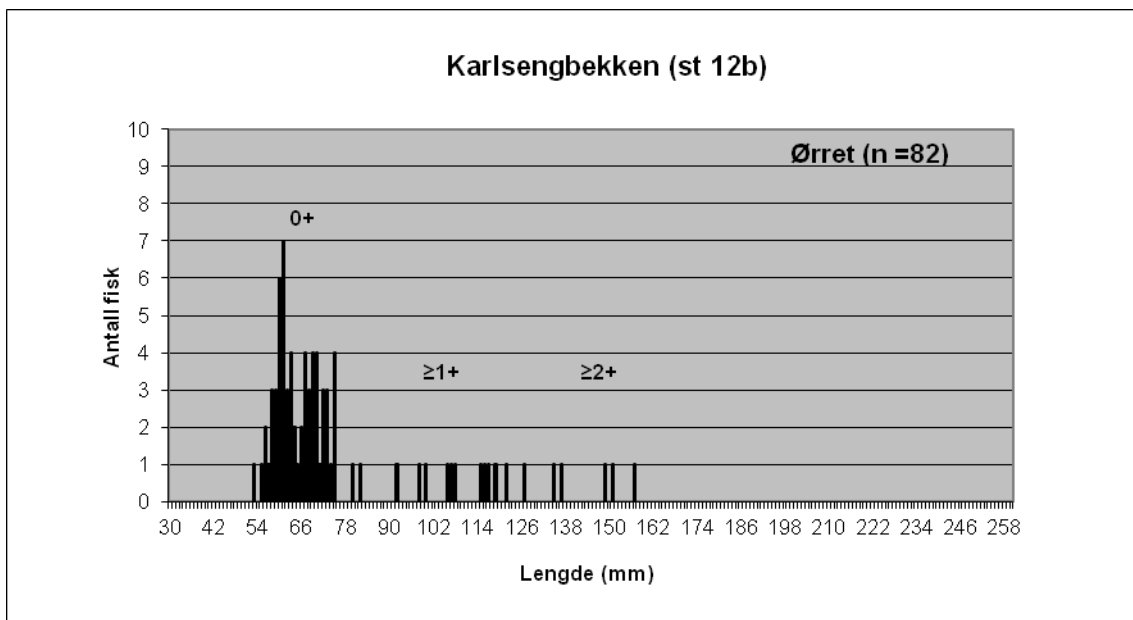


### Biologiske kvalitetselementer

Det ble ikke påvist ørret eller annen fisk i nedre deler av Dalabekken (st. 12a). Avfisket areal var (30 m<sup>2</sup>). Det ble også gjort søk ovenfor stasjonsområdet for å påvise fisk uten at det lot seg gjøre. På elfiskestasjonen i Karlsengbekken (st.12 b) like nedstrøms Fv 231 ble det registrert svært gode forekomster av ørret i flere aldersklasser. Det ble totalt fanget 82 ørret. Avfisket areal var her 57 m<sup>2</sup>. Dette ga et tetthetsestimert av årsyngel (figur 49) på 114,7 ind./ 100 m<sup>2</sup>. For eldre årsklasser var tetthetsestimert 35 ind./100 m<sup>2</sup>. Økologisk tilstand klassifisert etter tabell 2, basert på forventningsverdier (fisketetthet) på bekkestrekninger med svært godt egnede habitatkvalitet for sjøørret, er «Svært god». Forventningsverdien ligger her på >81 ørret per 100 m<sup>2</sup> (sammenslått tetthet av både årsyngel og eldre årsklasser). For Karlsengbekken ligger sammenslått tetthetsnivå på 149,6 ørret per 100 m<sup>2</sup>, med sterk dominans av årsyngel (figur 50 og 51). Dette er i henhold til våre forventninger om dominansforhold, aldersklassestyrke og mengde for sjøørretyngel-/unger i lite berørte sjøørretvassdrag.



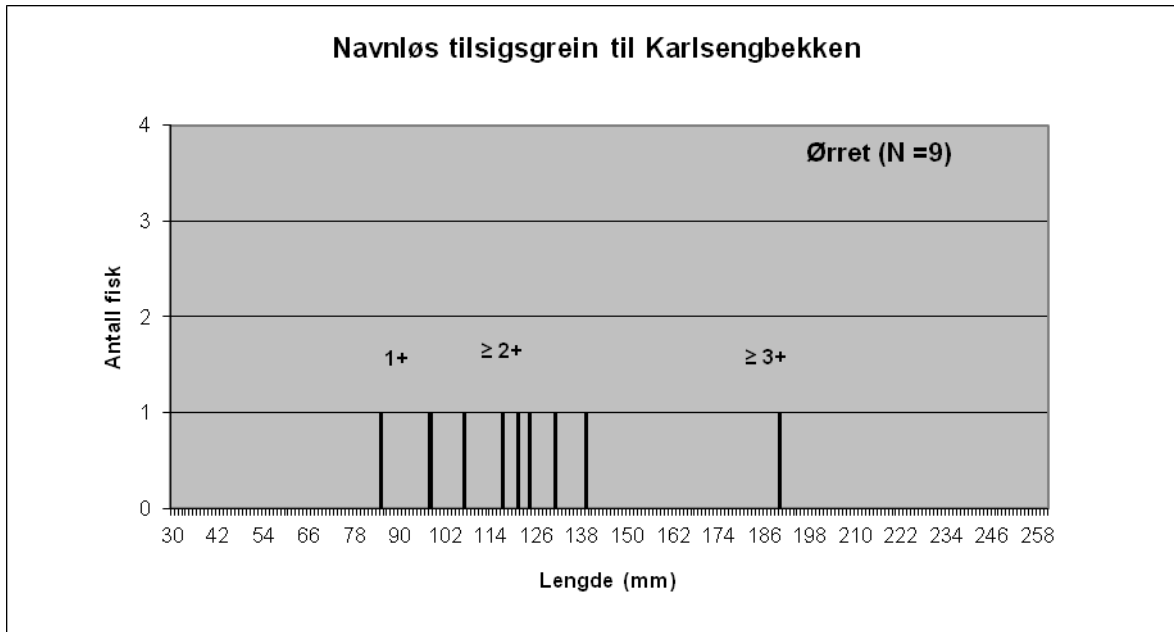
Figur 50. Svært gode tetthetsnivåer av årsyngel ørret i Karlsengbekken på stasjonsområde 12 b, nedstrøms Fv 231. (Foto: Morten Andre Bergan)



Figur 51. Antall ørret, lengdefordeling og antatt aldersklasser i Karlsengbekken på bekkepartier ved Karlsengen opp mot Fv 231.

Ovenfor Fv 231, ved bekkedelingen Osplibekken og navnløs tilsigsbekk, ble det ikke påvist årsyngel av ørret (figur 52). Her ble gjort elfiske i begge tilsigsreiner, på et areal av 30 m<sup>2</sup> i begge bekkene.

«Osplibekken» var fisketom, og heller ikke søk utover stasjonsområdet ga fangst eller observasjon av ørret. I den navnløse tilsigsbekken fra nordøst ble det fanget totalt ni ørreter fordelt på minimum tre årsklasser (figur 52). Ingen årsyngel ble fanget eller observert, til tross for søk ovenfor stasjonsområdet.



Figur 52. Antall ørret, lengdefordeling og antatt aldersklasser i navnløs tilsigsrein til Karlsengbekken på bekkepartier ovenfor kulvert under Fv 231.

### Bunndyr

Bunndyrfaunaen i Karlsengbekken var ikke avvikende fra en forventet naturtilstand. Følsomme indikatorarter var til stede med tilfredsstillende antall per prøve, og det biologiske mangfoldet av EPT (16, hhv. tre døgnfluer, ni steinfluer og fire vårfluer) kan regnes som normalt og mindre avvikende fra lite berørte små bekkesystemer. Det var ingen store forskyvninger mot tolerante bunndyrformer i bunndyrsamfunnet. ASPT-indeksverdien var 7,0 og klassifiserer bekken til «Svært god økologisk tilstand» med bunndyr som kvalitetselement.

### Kulverter Fv 231

Dalabekken/Karlsengbekken krysser Fv 213 med kulvert ved to anledninger. Nedre krysning ved Lunddal (figur 53) er en eldre kulvert, bestående av to kulvertløp, der en er utført med betong (hovedkulvert) og en av et rillet plastmateriale, som tar unna store vannmengder ved flom. Det var delvis tilstopping av betongrøret (hovedkulverten) som følge av at en trebjelke lå på tvers foran innløpet. Dette hadde samlet kvist og annet trevirke, og kulverten var på god vei til å bli helt tett. Denne situasjonen hadde ført til betydelig oppstuvning av vatnet ovenfor Fv 231, og hadde skapt et fall i kulverten. Dette ble utbedret av NIVA (figur 53, nederst). Øvre krysning (figur 46, 48 og 49) ved Karlsenget er nylig anlagt (sommer 2012). Den erstattet en eldre kulvert, trolig etablert like etter 2. verdenskrig, som ikke var vandringshindrende (Anon. skriftlig pers. medd.). Det opplyses om at den opprinnelige kulverten før 2012 hadde et «søkk» midt i dens lengde, som gjorde at vatnet rant saktere, og det var minimalt sprang ved utløpsmunningen. Dagens kulvert er vandringshindrende, i verste fall en permanent vandringsbarriere, for oppvandrende sjøørret. Kulverten vil etter flere kriterier i henhold til vannforskriften kriteriekrav A (se DG 2009/2013) som benyttes for å klassifisere et menneskeskapt inngrep bli definert som et vandringshinder. Vi vurderer kulvertens lengde (ca 44-45 meter) kombinert med svært lav vanndybde (< 5cm), vannhastighet og sprang ved utløp ved normale vannføringer som hovedårsaker til dette. Resultatene fra elfisket høsten 2013 gir sterk indikasjon på at det ikke var oppgang og gyting forbi krysningpunktet høsten 2012, da det kun ble påvist eldre årsklasser ovenfor

kulverten (fra gyting høsten 2011 og tidligere). Ingen årsyngel (fra gyting høsten 2012) ble funnet. Lokal informasjon vi har tilgang til støtter også disse resultatene. Våre data støtter den informasjonen vi har fått tilgang til fra lokalt hold, som hevder det etter etablering av ny kulvert i 2012 ikke er observert årsyngel på strekninger ovenfor Fv 231 i Karlsengbekken.



Figur 53. Nedre kulvert under Fv 231 var delvis tett som følge av ansamling av kvist/greiner/løv (øverst), noe som ga fall nedstrøms og oppstuvning av vann oppstrøms med lav vanndybde i kulverten (midten). Situasjoner som dette kan stanse oppvandring til de viktige gyteområdene ovenfor kulverten i Karlsengbekken. NIVA fjernet tiltettingen, og utbedret dette på stedet (nederst). Kulverten bør ettersees årlig. (Foto: Morten Andre Bergan).

Videre opplyser Kjell Karlsen (lokal kjentmann) om at den nyanlagte, øvre kulverten under Fv 231

ble bygd ut i deler av kulpen nedstrøms veien, slik at denne i dag er mindre i størrelse og grunnere. Dette er svært uheldige inngrep, da Karlsengbekken på disse partiene er liten, med dominans av grunnere strykstrekninger, og har dermed underskudd på store, dype hølner som stor gytefisk finner skjul i før og etter gyting..

### **Konklusjon**

Dalabekken og Karlsengbekken representerer et svært viktig tilsigsvassdrag for gyting og rekruttering av sjøørret til Balsnesvassdraget. Vassdraget har opprinnelig hatt svært godt egnet habitatkvalitet for sjøørret. Nedre deler av bekken (Dalabekken) er i dag betydelig påvirket av menneskelig aktivitet, og var trolig tilnærmet fisketom høsten 2013. Vi mistenker at et akuttutslipp har funnet sted nylig, som har redusert ørretbestanden i både Balsneselva og Dalabekken betraktelig. Mistanken ble bekreftet av skriftlig meddelelse til NIVA etter at feltundersøkelserne var ferdige. Vi fikk opplysninger som

informerer oss om at det høsten 2012 forekom et større siloutslipp (silosyre) i Dalabekken/Karlsengbekken, med utslippspunkt om lag 300 meter nedstrøms øvre kulvert og vårt stasjonsområde høsten 2013 (Se figur 54 for antatt utslippsområde). Silosyre i et omfang som overskrider et vassdrags resipientkapasitet påvirker alt akvatisk liv, inkludert fisk og bunndyr, og kan føre til både akutt dødelighet (pga plutselig fall i pH) og sekundær dødelighet (gjennom raskt oksygenvinn ved nedbrytning av store mengder løst lett nedbrytbart organisk materiale). Det ble observert massedød av vårfluer og steinfluer i bekken etter nevnte utslipp (Anon. skriftlig pers. medd.). Det er derfor svært sannsynlig at all fisk som oppholdt seg nedstrøms utslippet i 2012 døde, og at utstrekningen og fiskedøden var så omfattende at det også fikk konsekvenser etter samløp med Stamselva, dvs videre nedover i Balsneselva. Dette er basert på resultatene våre fra yngel-/ungfisktellinger i Balsneselva i 2013. På strekninger ovenfor dette akuttutslippet har fiskebestanden gått klar. Resultatene fra høsten 2013 viser en svært tallrik ørretbestand på disse partiene opp mot kulverten under Fv 231, med tetthetsnivåer tilsvarende «svært god økologisk tilstand», og at det her var en vellykket gyting høsten 2012. Ovenfor den nyanlagte kulverten viser resultatene at denne i dag er sterkt vandringshindrende, og trolig fungerer som en vandringsbarriere. Viktige gyteområder oppstrøms veien er dermed tapt, og ørretbestanden vil dø ut på sikt dersom tiltak ikke iverksettes i forbindelse med kulverten.

Bunndyrsamfunnet fra Karlsengbekken ovenfor akuttutslippet klassifiserer bekken til «Svært god økologisk tilstand», og gir god indikasjon på at vannkvaliteten her er tilfredsstillende gjennom året, uten store punktutslipp. Det er problemer med høye nitrogenverdier også her (tabell 12), men det forekom ikke nivåer som begrenser fiskeproduksjon forut våre undersøkelser i 2013.

Vi vurderer Dalabekken og lite berørte strekninger i Karlsengbekken som hovedårsak til at sjøørretbestanden i Balsnesvassdraget i dag ikke har forsvunnet fullstendig, og anmoder om stort fokus på tiltak etter vannforskriften i dette bekkesystemet. Dette innebærer avbøtende tiltak på den nyanlagte kulverten under Fv 231, bevaring av eksisterende habitatkvalitet i bekkeløpet og frie vandringsveier, samt stort fokus på å unngå framtidige akuttutslipp i bekkesystemet.



Figur 54. Bekkepartier i Karlsengbekken nedstrøms Fv 231 og samtløp med Osplibekken og navnløse bekk. Gul pil markerer området der det er opplyst om punktutslipp av silosaft. Elfiskestasjoner og bunndyrprøver ble tatt inn et godt stykke (3-400 meter) ovenfor dette punktet.

## 6.8 Kalvåbekken

Kalvåbekken har sannsynligvis hatt en god sjøørretbestand historisk. Vi har ikke lyktes i å finne konkret lokal informasjon om dette, men vurderer de naturgitte forutsetninger som gode for sjøørret i denne bekken. Vi har skriftlig informasjon om «mye fin ørret i Kalvåbekken» på 60-tallet (Anon. skriftlig pers. medd.). Kalvåbekken har strykstrekninger med egnet gytegrus, og dypere kulper for vinteroverlevelse av eldre årsklasser. Bekken kommer fra Kalvåtjønna og omkringliggende skog, fjell og myrområder, og har sikker helårsavrenning i følge lokale opplysninger innhentet fra nærmeste nabo (Anonym, pers medd.). Det foreligger eldre utrettinger og endringer av Kalvåbekkens løp nedstrøms Fv 213, men omfanget er beskjedent.

Det ble undersøkt tre stasjonsområder i Kalvåbekken, to nedstrøms Fv 231 og en ovenfor veien (tabell 9). Ingen laksefisk ble fanget eller observert. Videre ble det gjort søk også utenfor stasjonsområdene for å påvise fisk. Bekken var imidlertid fisketom høsten 2013.

Bunndyrfaunaen i Kalvåbekken hadde en sammensetning som kun hadde mindre avvik fra en forventet naturtilstand, og flere følsomme indikatorarter var til stede med tilfredsstillende antall per prøve. Mangfoldet av EPT (18) må regnes som normalt høyt og mindre avvikende fra lite berørte, mindre vassdrag. Det var ingen store forskyvninger mot tolerante bunndyrformer i bunndyrsamfunnet. ASPT-indeksverdien var 6,0, og klassifiserer bekken til «God økologisk tilstand» med bunndyrsamfunn som kvalitetselement.



Figur 55. Kalvåbekken, munningsområde til sjøen. (Foto: Morten Andre Bergan)

Kalvåbekkens vannkvalitet var ikke begrensende for laksefisk ved befaringen 2013, selv om det var noe forhøyde nivåer av nitrogen og termotolerante koliforme bakterier (tabell 12).



Figur 56. Det er fortsatt mye intakt habitatkvalitet i Kalvåbekken. (foto: Morten Andre Bergan)



Figur 57. Intakt habitatkvalitet i Kalvåbekken. (foto: Morten Andre Bergan)

Oppgangsforholdene er enkle for sjørret i Kalvåbekken, men blir naturlig vanskelige i området like nedstrøms Fv 231 (figur 47). Her endrer bekken karakter, og stiger bratt, men ingen åpenbare naturlige vandringsbarrierer inntreffer etter det vi kan se. Det er ingen betydlige fall ( $\pm 1,5$ -2 meter) på strekningen, men en lang rekke mindre fall og kulper, som i teorien kunne vært forserbar for sjørret på oppgang. Dagens eldre veiforbygning (med utrast storstein i bekkeløpet) og kulverten under Fv 231 har forverret allerede vanskelige oppgangsforhold. Det er kjent fra andre vassdrag med lignende, naturlig krevende oppgangsforhold, at sjørreten forserer ulike naturlige vandringshindre på vekselvis høy og lav vannføring, avhengig av hinderets karakter og utforming. Siden vassdraget er fisketomt på de undersøkte strekningene, kan en ikke si noe videre om denne problemstillingen. Først dersom en igjen får sjørret tilbake i vassdraget vil dette spørsmålet kunne besvares gjennom vurderinger av årsyngeltetthet ovenfor og nedenfor FV 231. Det er gode gytumuligheter og egnet habitatkvalitet for oppvekst ovenfor Fv 231 i Kalvåbekken.



Figur 58. Bratt stigning i Kalvåbekken nedstrøms Fv 231 (t.v.), og blikk-kulvert under Fv 231. Det er svært vanskelige oppgangsforhold i dag, men vi mangler data/informasjon om det var mulig å forsere dette partiet for sjørret historisk. Det er godt egnede bekkestrekninger ovenfor veien, og en oppgang forbi dette partiet ville gitt betydelige produksjonsarealer for sjørret.

**Konklusjon:**

Vi kan ikke peke på konkrete årsaker til at Kalvåbekken i dag er fisketom med vårt datagrunnlag fra kun en befaring og undersøkelse høsten 2013. Bekkens vannkvalitet var da ikke begrensende for fiskeproduksjon, basert på næringssalt- og bakterienivåer i stikkprøven vår. Et relativt mangfoldig bunndyrssamfunn støtter dette, og indikerer mindre problemer med vannkvalitet gjennom året.

Vi har imidlertid opplysninger fra lokalt hold som indikerer store belastninger på 60-, 70-, 80- og 90 tallet fra hyppige, episodiske siloutslipp, gjødsel og diverse diffuse forurensinger i Kalvåbekken; episoder som kan ha medført akutt dødelighet for fisk. En slik langvarig utarming av sjøørretbestanden kan ha utryddet den fullstendig på sikt, og med lite eller ingen fungerende sjøørretvassdrag i nærheten, har det ikke skjedd en reetablering gjennom «feilvandring», når først bestanden i Kalvåbekken ble utryddet. Lokale opplysninger indikerer at disse større utslippene har vært unngått, eller minsket i omfang, de siste 10 årene. Vi kan allikevel ikke utelukke at det fortsatt forekommer kortvarige uhellsutslipp o.l. med ujevne mellomrom, som slår ut fiskebestanden, men som skjer med så lange mellomrom at bunndyrfaunaen rekker å re-etablere seg fra bekkepartier ovenfor utslippspunktet. Videre er det et spørsmål om hvorvidt avfallsplassen /deponiet vi tydelig ser på flyfoto i perioden 2004-2012 bidrar med av avrenning av miljøfarlige stoffer, og hva som egentlig er deponert i jordmassene langs bekken da deponiet var i virksomhet (figur 59). Vi nevner også at det nylig er etablert skytebane (figur 60) rett ved Kalvåtjønna, dvs. Kalvåbekkens opprinnelse. Avrenning av tungmetaller (bly, kobber og sink) fra skytebaner kan gi økte konsentrasjoner i nærliggende dammer, tjern og bekker, der nivåer over LBRL (Lowest Biological Risk Level) tidligere registrert i bekker med avrenning fra skytebaner. Vi har ikke data eller kunnskapsgrunnlag til å si noe om avrenning fra skytebanen påvirker strekninger i Kalvåbekken.

Vi klassifiserer Kalvåbekken til «Svært dårlig tilstand» med laksefisk som kvalitetselement med dagens erfaringsgrunnlag, men anbefaler at et større data- og historisk kunnskapsgrunnlag innhentes for sikker tilstandsklassifisering. Kalvåbekken klassifiseres til «God» økologisk tilstand ved bruk av bunndyr som kvalitetselement.



Figur 59. Deponi ved Kalvåbekken. Større mengder ukjent avfall kan være deponert og nedgravd (?) like ved bekkeløpet nedstrøms Fv 231. Flyfoto fra 2012 (t.v.) og 2004 (t.h.).





Figur 60. Ny etablering av skytebane ved Kalvåbekkens opprinnelse, Kalvåtjønnna. Flyfoto fra 2012 (t.v.) og 2008 (t.h.).(Flyfoto fra <http://kart.finn.no/> )

## 7. Oppsummering

Det er foretatt undersøkelser av vannkvalitet, bunndyr, fiskesamfunn og hydromorfologi i til sammen 13 vassdrag i Ørland kommune høsten 2013. De fleste er definerte vannforekomster, men noe er foreløpig ikke definert som egen vannforekomst etter vannforskriften. Mange stasjoner og interessepunkter er undersøkt eller befart denne høsten. Omfanget varierer innenfor hvert vassdrag avhengig av påvirkningsfaktorer som ble registrert.

Resultatene 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 historiske kart og opplysninger, hydromorfologiske påvirkningsfaktorer og andre forhold som ble registrert.

Alle vannforekomstene i Ørland kommune er kystnære småvassdrag, og typifiseres til små, moderat kalkrike, humøse lavlandsvassdrag (vanntype 4) på bakgrunn av høyde over havet, størrelse og vannets fargetall og innhold av kalsium

Resultatet fra analyser av stikkprøver indikerer en vannkvalitet med store problemer knyttet til næringssaltanrikning og organisk belastning i vassdragene i Ørland kommune.

Konsentrasjonene av fosfor (Tot-P) er forhøyde i mange enkeltvassdrag. Fem av vannprøvene viste nivåer tilsvarende «Dårlig» eller «Svært dårlig» vannkjemisk tilstand. De høyest målte fosforkonsentrasjonene var 222 µg/l (Vellesveita), 148 µg/l (Balsneselva nedre) og 140 µg/l (Vikagrøfta). Tre av stikkprøvene viste noe forhøyde nivåer, tilsvarende «Moderat» tilstandsklasse. Fire av 12 stikkprøver viste nivåer tilsvarende «God» eller «Svært god» vannkjemisk tilstand med fosfor som parameter.

Nitrogenkonsentrasjonen i vannforekomstene var til dels svært forhøyde. Ingen stikkprøver viste nivåer innenfor miljømål om «God» eller «Svært god» vannkjemisk tilstand. En stikkprøve viste noe forhøyde nivåer, tilsvarende «Moderat» tilstandsklasse, mens to stikkprøver hadde nivåer tilsvarende «Dårlig tilstandsklasse». Hele ni vannprøver viste svært høye nitrogenkonsentrasjoner, med verdier mellom 2120 og 7140 µg/l.

Vassdrag i Ørland kommune er sterkt påvirket av fekal forurensing fra sanitært avløpsvann og/eller avrenning av gjødsel. Konsentrasjonen (CFU) av termotolerante koliforme bakterier (TKB) var forhøyde i 10 av totalt 13 stikkprøver. Her ble det målt bakterienivåer i flere vassdrag som gir en klar indikasjon på direkteutslipp av urensset sanitært avløpsvann/gjødselsig. Høyeste bakteriemålinger ble målt i hhv. tilsig til Biskopsbekken (8500 CFU/100ml), Biskopsbekken ovenfor dette tilsiget (2500 CFU/100ml), Vikagrøfta (1400 CFU/100ml) og Røstadelva (1000 CFU/100ml). Tre av stasjonene hadde kun svakt forhøyde bakterieverdier, tilsvarende nivåer under 50 /100 ml. Disse verdiene ga tilstandsklasse «God» tilstand.

Vi presiserer at stikkprøver av vannkvalitet kun gir et øyeblikksbilde av den vannkjemiske situasjonen, og at konklusjonene er fattet på minst mulig/begrenset datagrunnlag.

For bekker som drenerer Ørland kampflybase vises det til Forsvarsbygg egne vannkjemiske målinger og tilstandsvurderinger. Basert på registreringer fra vår feltbefaring og elfiske av Leirbekken, Djupdalsbekken og Meldalsbekken, supplert med analyser av bunndyrsamfunnets sammensetning i Leirbekken og Meldalsbekken, vurderer vi at de vannkjemiske forholdene i nevnte vassdrag som betydelig påvirket.

Resultatene fra bunndyrundersøkelsene høsten 2013 viser to av syv stasjoner 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 stasjonen i Karlsengbekken en ASPT-verdi tilsvarende det en kan forvente ved en upåvirket referansetilstand («Svært god økologisk tilstand»). Stasjonsområdet i nedre deler av Kalvåbekken har mindre avvik fra forventet naturtilstand, og oppnår en ASPT-verdi tilsvarende «God økologisk tilstand». To stasjoner (hhv Balsneselva øvre strekninger og Stamselva) klassifiseres å ha ett større avvik, og oppnår «Moderat økologisk tilstand», men nært opp mot miljømålet. Bunndyrstasjonene i Meldalsbekken og Leirbekken har svært store avvik fra en forventet referansetilstand, og klassifiseres til «Svært dårlig» økologisk tilstand.

Det kan konkluderes med at Ørland kommunes vassdrag er sterkt endret av menneskelige inngrep, der landbrukspåvirkning er største enkeltfaktor. Dette har fått store konsekvenser for kommunens vassdrag med anadrom laksefisk, som for Ørlands del gjelder mindre bekkesystemer som opprinnelig har vært dominert av sjøørret. En stor andel er i dag borte eller redusert til kanaler med manglende livsvilkår for arten. Påvirkningene strekker seg fra utstrakt utretting av vassdrag, senking av vassdragsløp og drenering av nedbørfelt, til fullstendig lukking av vassdrag som opprinnelig var sjøørretførende. Kvantitative og kvalitative elfiske-undersøkelser av yngel-/ungfiskbestanden hos laksefisk (sjøørret) ble foretatt i mange av vannforekomstene, og en vurdering opp mot antatt naturtilstand og historisk informasjon ble gjort. Videre ble en enkel vurdering/screening av hydromorfolgiske forhold foretatt i og rundt alle vannforekomster, som sammen med vannkjemiske forhold kan forklare et eventuelt bortfall av fiskebestander, tap av areal og/eller habitatkvalitet.

Alle vassdrag/vannforekomster unntatt Balsnesvassdraget har i dag tapt sine anadrome bestander av sjøørret, der kun skrubbe (*Platichthys flesus*) og tre-pigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) ble påvist. Dette er arter som ikke er avhengig av intakt vann- eller habitatkvalitet i ferskvannsfasen for å overleve. Økologisk tilstand klassifiseres til «Svært dårlig» med laksefisk som kvalitetselement i alle undersøkte vassdrag høsten 2013

Ørlands viktigste og mest vannrike vassdrag, Balsnesvassdraget, har fortsatt en restbestand av sjøørret igjen. Den økologiske tilstanden i vassdraget, ved bruk av laksefisk som kvalitetselement, er allikevel «Svært dårlig», da gjenværende bestand er betydelig redusert som følge av ulike hydromorfologiske inngrep i Rusasetvatnet, og i bekk- og elveløp ned mot utløp til sjøen. Videre sørger avrenning fra jordbruksområder, uregelmessige akuttutslipp fra landbruk og sig fra sanitære avløpsløsninger for at bestandsnivået holdes konstant nede.

For å oppnå et framtidig miljømål etter vannforskriften i vassdrag på Ørland, kreves et betydelig løft i forhold til tiltak mot avrenning (både akutte utslipp og jevne tilsig) fra landbruksområder, og sanering av dårlige avløpsløsninger. Vi anbefaler at det jobbes målrettet mot dagens forurensnings-situasjonen i vassdragene; som betyr lokalisering av punktutslipp og identifisering av problempunkter for landbruk og sanitært avløpsvann, i det videre arbeidet med vanndirektivet. Mange vassdrag fungerer i dag som direkte forurensningskilder til sjø- og fjærområdene rundt Ørland kommune, og dette er ikke innenfor fastsatte miljømål etter vannforskriften.

NIVA mener at mange av de mindre vassdragene med avrenning til sjø i kommunen i dag er tapt for godt mht anadrome fiskeslag og etablering av et tilfredsstillende biologisk mangfold. Tiltak for å hente tilbake tapt vassdragsnatur er trolig ikke lenger mulig eller formålstjenlig. Unntakene fra dette er i første rekke Balsnesvassdraget. Her vil en med riktige, naturhermende tiltak, både mht restaurering, gjenhenting av tapt eller redusert habitatkvalitet og bedring av vannkvalitet, kunne reetablere en sterk sjøørretbestand, og dermed komme nærmere fastsatte miljømål etter vannforskriften. I tillegg kan Leirbekken og Biskopsbekken trolig gi forutsetninger for reetablering av sjøørret, gitt de samme forutsetningene og valg av riktige tiltak.

## Litteratur

- Andersen, J. R., J. L. Bratli, E. Fjeld, B. Faafeng, M. Grande, L. Hem, H. Holtan, T. Krogh, Vidar Lund, D. Rosseland, B. O. Rosseland og K. J. Aanes. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. -" SFT-veiledning 97:04.
- 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
- 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.
- Borch, H. (2006). Nytt Rusasetvatn. Plan for restaurering av Rusasetvatn- Ørland kommune. Bioforsk Rapport, Vol. 1 Nr. 78. 29 s.
- Direktoratsgruppa (2009). "Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. ." Veileder 01:2009: 181.
- Direktoratsgruppa (2013). Revidert klassifiseringsveileder. "Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. ." Veileder 02:2013: 263.
- 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.
- NS (1994). "Metoder for biologisk prøvetaking - Retningslinjer for prøvetaking med håv av akvatiske bunndyr." NS-ISO 7828.
- Sandlund (red.) m.fl. 2013. Vannforskriften og fisk – forslag til klassifiseringssystem. Miljødirektoratets Rapport M 22-2013. 59s.
- Rognerud, S. & Rustadbakken, A. 2007. Avrenning av tungmetaller fra sivile skytebaner. NIVA-Rapport L. NR.5367-2007. 17 s.

## Vedlegg A. Elfiskedata

Elfiskedata fra kvantitativt elfiske i vannforekomster i vannområde Nordre Fosen og Ørland kommune. Kun stasjoner med fangst av laksefisk (sjøørret) og ål er vist. Stasjoner med ingen fangst er oppgitt i tabell 9, side 19.

Areal= avfisket areal, C1-C3 = fangst per omgang, Y= antall fanget fisk, n= tetthet på avfisket areal og N= tetthet per 100 m<sup>2</sup>.

p angir fangbarhet, ci= konfidensintervall avfisket areal og CI = konfidensintervall per 100 m<sup>2</sup>.

### Ørret (alle aldersklasser)

| Vannforekomst/vassdrag                     | Stasjon | Areal | C1 | C2 | C3 | Y  | n     | N     | p    | ci   | CI  |
|--|---------|-------|----|----|----|----|-------|-------|------|------|-----|
| <b>Balsneselva</b>                         | 9a      | 123   | 1  | 0  | 0  | 1  | 1,00  | 0,8   | 1,00 | 0    | 0   |
| <b>Balsneselva</b>                         | 9b      | 105   | 3  | 1  | 0  | 4  | 4,04  | 3,9   | 0,78 | 0,48 | 0,5 |
| <b>Stamselva</b>                           | 11b     | 160   | 1  | 0  | 0  | 1  | 1,00  | 0,6   | 1,00 | 0    | 0   |
| <b>Karlsengbekken</b>                      | 12b     | 57    | 55 | 22 | 5  | 82 | 85,30 | 149,6 | 0,66 | 5,07 | 8,9 |
| <b>Navnløs tilsigsrein, Karlsengbekken</b> | 12d     | 30    | 9  | 0  | 0  | 9  | 9,00  | 30,0  | 1,00 | 0    | 0   |

Stasjon 12 b i Karlsengbekken. Årsyngel (alder 0+) og eldre ørret (alder  $\geq 1+$ ) separat.

| Vannforekomst         | Stasjon | Aldersklasse | Areal | C1 | C2 | C3 | Y  | n     | N     | p    | ci   | CI  |
|-----------------------|---------|--------------|-------|----|----|----|----|-------|-------|------|------|-----|
| <b>Karlsengbekken</b> | 12b     | 0+           | 57    | 43 | 16 | 4  | 63 | 65,35 | 114,7 | 0,67 | 4,22 | 7,4 |
| <b>Karlsengbekken</b> | 12b     | $\geq 1+$    | 57    | 12 | 6  | 1  | 19 | 19,97 | 35,0  | 0,64 | 2,89 | 5,1 |

### Ål

| Vannforekomst      | Stasjon | Areal | C1 | C2 | C3 | Y | n | N   | p | ci | CI |
|--------------------|---------|-------|----|----|----|---|---|-----|---|----|----|
| <b>Balsneselva</b> | 9a      | 123   | 2  | 0  | 0  | 2 | 2 | 1,6 | 1 | 0  | 0  |
| <b>Stamselva</b>   | 11b     | 160   | 1  | 0  | 0  | 1 | 1 | 0,6 | 1 | 0  | 0  |

## Vedlegg B. Artslister bunndyr

|                                   | 3b   | 3e   | 4    | 9b   | 11b | 12b  | 13b |
|-----------------------------------|------|------|------|------|-----|------|-----|
| <b>Bivalvia</b>                   |      |      |      |      |     |      |     |
| Sphaeriidae - erte-/kulemuslinger | 1    | 384  | 256  | 32   | 1   | 0    | 1   |
| <b>Gastropoda- Snegler</b>        |      |      |      |      |     |      |     |
| Lymnaeidae -damsnegler            | 48   | 256  | 2432 | 4    | 32  | 0    | 0   |
| Planorbidae- skive-/remsnegler    | 96   | 64   | 1664 | 32   | 144 | 0    | 1   |
| <b>Hirudinea -Iglar</b>           |      |      |      |      |     |      |     |
| Glossiphonia sp                   | 0    | 1    | 0    | 0    | 0   | 0    | 0   |
| <i>Helobdella stagnalis</i>       | 0    | 2    | 0    | 2    | 0   | 0    | 0   |
| <b>Annelida</b>                   | 0    | 0    | 0    | 0    | 0   | 0    | 0   |
| Oligochaeta-fåbørstemark          | 192  | 1536 | 1024 | 1408 | 160 | 256  | 112 |
| <b>Isopoda</b>                    |      |      |      |      |     |      |     |
| Gammarus sp.                      | 1392 | 200  | 0    | 0    | 0   | 0    | 0   |
| <b>Arachnidae</b>                 |      |      |      |      |     |      |     |
| Acari -midd                       | 0    | 16   | 128  | 384  | 64  | 128  | 144 |
| <b>Ephemeroptera- Døgnfluer</b>   |      |      |      |      |     |      |     |
| <i>Centroptilum luteolum</i>      | 0    | 0    | 0    | 112  | 240 | 0    | 0   |
| Baetis sp.                        | 0    | 0    | 0    | 256  | 304 | 896  | 16  |
| <i>Baetis niger</i>               | 0    | 0    | 0    | 64   | 160 | 256  | 32  |
| <i>Baetis rhodani</i>             | 0    | 0    | 1    | 1024 | 688 | 4992 | 656 |
| <i>Baetis fuscatus/scambus</i>    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0   | 0    | 16  |
| Leptophlebiidae                   | 0    | 0    | 0    | 96   | 36  | 0    | 0   |
| Leptophlebia sp.                  | 0    | 0    | 0    | 0    | 8   | 0    | 0   |
| <b>Plecoptera- Steinfluer</b>     |      |      |      |      |     |      |     |
| <i>Diura nanseni</i>              | 0    | 0    | 0    | 0    | 0   | 1    | 0   |
| Isoperla sp.                      | 0    | 0    | 0    | 2    | 12  | 0    | 0   |
| <i>Siphonoperla burmeisteri</i>   | 0    | 0    | 0    | 0    | 0   | 24   | 1   |
| <i>Brachyptera risi</i>           | 0    | 0    | 0    | 16   | 0   | 160  | 24  |
| Amphinemura sp.                   | 0    | 0    | 0    | 0    | 16  | 0    | 0   |
| <i>Amphinemura sulcicollis</i>    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0   | 32   | 40  |
| Nemoura sp                        | 0    | 0    | 0    | 0    | 16  | 0    | 0   |
| <i>Nemoura cinerea</i>            | 0    | 0    | 0    | 8    | 0   | 8    | 2   |
| <i>Nemoura avicularis</i>         | 0    | 0    | 0    | 0    | 16  | 0    | 4   |
| <i>Nemurella pictetii</i>         | 0    | 0    | 0    | 0    | 0   | 0    | 2   |
| <i>Protonemura meyeri</i>         | 0    | 0    | 0    | 0    | 0   | 0    | 0   |
| Capnia sp                         | 0    | 0    | 0    | 0    | 192 | 16   | 32  |
| <i>Capnia bifrons</i>             | 0    | 0    | 0    | 48   | 0   | 40   | 0   |
| <i>Capniopsis schilleri</i>       | 0    | 0    | 0    | 16   | 48  | 128  | 128 |
| <i>Leuctra hippopus</i>           | 0    | 0    | 0    | 0    | 0   | 1    | 0   |
| <b>Coleoptera - Biller</b>        |      |      |      |      |     |      |     |
| Coleoptera indet (larve)          | 0    | 0    | 0    | 16   | 416 | 0    | 0   |
| Dytiscidae- vannkalver            | 0    | 0    | 0    | 16   | 0   | 0    | 0   |
| Dytiscidae (larve)                | 2    | 0    | 0    | 0    | 0   | 0    | 8   |
| Elmidae-elvebiller                | 0    | 0    | 0    | 640  | 96  | 48   | 8   |
| <i>Elmis aenea</i>                | 0    | 0    | 0    | 384  | 112 | 0    | 16  |
| <i>Oulimnius tuberculatus</i>     | 0    | 0    | 0    | 0    | 48  | 0    | 0   |

|  |             |             |             |             |             |             |             |
|--|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Hydraenidae                            | 0           | 0           | 0           | 128         | 0           | 144         | 32          |
| <b>Trichoptera- Vårfluer</b>           |             |             |             |             |             |             |             |
| <i>Rhyacophila nubila</i>              | 0           | 0           | 0           | 40          | 32          | 32          | 12          |
| Hydroptilidae                          | 0           | 0           | 0           | 0           | 16          | 0           | 0           |
| Polycentropodidae                      | 0           | 0           | 0           | 16          | 64          | 1           | 6           |
| <i>Plectrocnemia conspersa</i>         | 0           | 0           | 0           | 0           | 0           | 0           | 8           |
| <i>Polycentropus flavomaculatus</i>    | 0           | 0           | 0           | 16          | 8           | 0           | 0           |
| Limnephilus sp.                        | 0           | 18          | 0           | 0           | 0           | 0           | 0           |
| Limnephilidae sp.                      | 32          | 0           | 2           | 32          | 3           | 16          | 48          |
| <i>Silo pallipes</i>                   | 0           | 0           | 0           | 48          | 64          | 24          | 0           |
| <i>Sericostoma personatum</i>          | 0           | 0           | 0           | 0           | 12          | 0           | 1           |
| <b>Diptera- Tovinger</b>               |             |             |             |             |             |             |             |
| Psychodidae- sommerfuglmygg            | 0           | 0           | 0           | 8           | 1           | 80          | 4           |
| Tipula sp.- stankelbein                | 0           | 0           | 16          | 0           | 1           | 0           | 0           |
| Limoniidae- småstankelbein             | 32          | 128         | 256         | 32          | 4           | 160         | 16          |
| Simuliidae- knott                      | 0           | 12          | 160         | 48          | 48          | 112         | 4           |
| Ceratopogonidae- sviknott              | 0           | 0           | 0           | 16          | 16          | 0           | 32          |
| Chironomidae-fjærmygg                  | 4000        | 2304        | 2448        | 1024        | 1040        | 384         | 208         |
| <b>Estimert antall bunndyr per R-3</b> | <b>5795</b> | <b>4921</b> | <b>8387</b> | <b>5968</b> | <b>4118</b> | <b>7939</b> | <b>1614</b> |

## Vedlegg C. Kartreferanser prøvetakingsområder

| Vassdragsnavn                   | UTM 32 V            | Lok.nr. | Kvalitetselement |   |   |
|---------------------------------|---------------------|---------|------------------|---|---|
|                                 |                     |         | V                | B | F |
| Vellesveita                     | 7067944 N, 532837 E | 1       | x                |   |   |
| Innstrandbekken/-kanalen        | Ingen prøvetaking   | 2       |                  |   | * |
| Leirbekken nedre                | 7065181 N, 528473 E | 3a      | x                |   | x |
| Leirbekken midtre               | 7065227 N, 528575 E | 3b      | x                | x | x |
| Leirbekken, tilsigsgrein        | 7065247 N, 528618 E | 3c      |                  |   | x |
| Leirbekken øvre                 | 7065014 N, 528884 E | 3d      | x                | x | x |
| Meldalsbekken                   | 7063574 N, 529423 E | 4       | x                | x | x |
| Djupdalsbekken                  | 7064038 N, 529146 E | 5       | x                |   | x |
| Åa                              | 7061244 N, 531329 E | 6       | x                |   | x |
| Biskopsbekken                   | 7064303 N, 533055 E | 7       | x                |   | x |
| Tilsig Biskopsbekken            | 7064320 N, 533105 E | 7b      | x                |   |   |
| Vikagrøfta                      | 7063945 N, 532894 E | 8       | x                |   |   |
| Balsneselva nedre               | 7064756 N, 534323 E | 9a      | x                |   | x |
| Balsneselva midtre/øvre         | 7065668 N, 535185 E | 9b      | x                | x | x |
| Røstadelva nedre                | 7064844 N, 534286 E | 10      | x                |   |   |
| Stamselva n/fabrikk             | 7065695 N, 535239 E | 11a     | x                |   | x |
| Stamselva o/fabrikk             | 7065803 N, 535298 E | 11b     | x                | x | x |
| Dalabekken nedre                | 7065664 N, 535255 E | 12a     | x                |   | x |
| Karlsengbekken                  | 7065617 N, 537845 E | 12b     | x                | x | x |
| «Osplibekken», grein nord       | 7065698 N, 538003 E | 12c     |                  |   | x |
| Navnløs tilsigsgrein, grein øst | 7065677 N, 538000 E | 12d     |                  |   | x |
| Kalvåbekken, nedre              | 7065308 N, 539897 E | 13a     |                  |   | x |
| Kalvåbekken midtre              | 7065469 N, 539830 E | 13b     | x                | x | x |
| Kalvåbekken o/ Fv               | 7065839 N, 539528 E | 13c     |                  |   | x |

V= Vannkvalitet

B=Bunndyr

F= Fisk

\* kun omtalt Hydromorfologisk



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](http://www.niva.no) • [post@niva.no](mailto:post@niva.no)